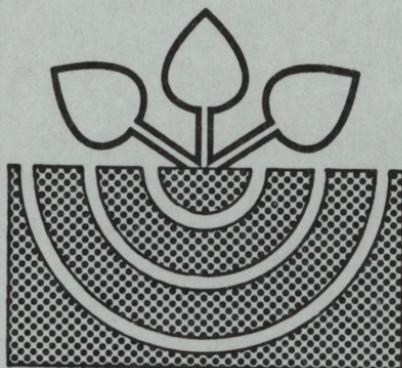


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 72

Heft I

1993

ISSN - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Unredigierte Mitgliederinformationsschrift

- Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen Autoren -

Klafer

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Band 72
Heft I und II

1993

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

Jahrestagung 1993
4. bis 11. September 1993
KIEL

Referate

Gemeinsame Tagung von LUFA Thüringen und AG 1 "Bodenschutz"
11. und 12. Mai 1993
JENA

Referate

Sitzung des Arbeitskreises B "Paläopedologie"
20. bis 22. Mai 1993
GIESSEN

Band 72

1993

I N H A L T

Band 72

Heft I

OFFENTLICHE VORTRAGSTAGUNG		Seite
Blume, H.-P.:	Bodenschutz und Bodenschutzrecht aus Sicht der Bodenforschung	37
KOMMISSION I		
Bachmann, J. und R. Pagel:	Einfluß der Oberflächendichtung auf den Wärme- und Wasserhaushalt im Abdeckboden einer Hausmülldeponie	49
Baumgartl, T. und R. Kayser:	Änderung der Bodenwassercharakteristik toniger Substrate unter dem Einfluß von Entwässerungsintensität und Auflast	53
Beckmann, T. und D. Köbrich:	Änderungen des Bodengefüges bei der Entnahme von Proben für Denitrifikationsmessungen	57
Beisecker, R. und U. Schindler:	Überprüfung der Bedingungen des Verdunstungsverfahrens zur Messung der hydraulischen Leitfähigkeit und Vergleich von gemessenen mit vorhergesagten ku-Funktionen des mehrmodalen pF-WG-Modells SHYPFIT	59
Bohl, H., C.H. Roth, R. Plagge und M. Renger:	Zur Eichung von TDR unter Verwendung des gemischt-dielektrischen Modellansatzes	63
Bohne, K.:	Zur Darstellung der Makroporenwirkung in der Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit nach VAN GENUCHTEN	67
Breuer, J. und U. Schwertmann:	Veränderung physikalischer Eigenschaften hartsetzender Böden durch Zugabe von Ferrihydrit und Al-Hydroxid	71
Broll, G. und K.F. Schreiber:	Auswirkungen der Stilllegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium	73

Bussmann, C. und R. Anlauf:	Abschätzung der Gefährdung durch Pflanzenschutzmittel für ein Wassergewinnungsgebiet	77
Danzer, J., K.U. Totsche und I.Kögel-Knabner:	Cotransport polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und gelöster organischer Substanz (DOM) in Laborbodensäulen	81
Deschauer, H. und W. Zech:	Organischer Biomüllkompost als Düngungsalternative in bodensauren und humusarmen Wäldern: Auswirkungen auf die Nährstoffdynamik	85
Dinauer, R., M. Thoma und E. Priesack:	3D-Simulation zum Stofftransport in Böden mit Steinen	89
Durner, W. und H. Flühler:	Modellierung des Transports von Chemikalien in strukturierten Böden mit einem Porenbündelmodell	93
Duve, J.:	Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse zwischen Elbe und Vordeichsland im Zeitverlauf einzelner Tiden; Teil B: Stoffbilanz	95
Fenner, S., W. Ehlers und D. Werner:	Gefügeentwicklung eines tiefbearbeiteten Lößbodens unter Wendepflug- und Mulchwirtschaft	99
Gäth, S.:	Ursachen der Luftsprengung	103
Gerke, H.H.:	Dual-Porositätsansatz zur Modellierung von Wasserbewegung und Stofftransport in strukturierten Böden	107
Göbel, B., J. Michaelsen, E. Danckwardt, S.A. Hagrey, C. Meyer, G. Petzold, C. Stolte und R. Thierbach:	Geophysikalische Methoden zur Erfassung von Wasserverteilungen und Wassertransportvorgängen in Böden	111
Gruher, T. und R. Engelke:	Betrachtung von instationärer Wasserbewegung und präferentiellm Fluß unter Feldbedingungen	115
Hammel, K. und R.R. van der Ploeg:	Beurteilung und Analyse von Bodenverdichtungen durch Uniaxialversuche	119

Heilmeier, H., A. Kaune, A. Mahr, T. Türk, R. Horn und E.D. Schulze:	Der Wasserfluß im System Boden/Pflanze	123
Hövelmann, L. und H. Franken:	Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung auf die Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate rekultivierter Böden aus Löß	127
Ho Long Phi:	Modeling of chemical processes in acid sulphate soils; model CPASS	131
Huwe, B.:	Bedeutung der räumlichen Variabilität von Modellparametern für Zielgrößen des Wasser- und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden	135
Jaesche, P. und R. Scheibke:	Bestimmung hydraulischer Parameter an einem Bodenprofil	139
Junkersfeld, L., A. Hartmann und R. Horn:	Aussagefähigkeit von pF/WG-Kurven	143
Keilmann, O. und K. Mueller:	Eine neue Methode zur gezielten und kontinuierlichen Entnahme von Gasproben aus ungestörten aggregierten Böden, insbesondere für Denitrifikations- untersuchungen	147
Kluge, W.:	Der Einfluß von Uferfeuchtgebieten auf den unterirdischen Wasser- und Stoffaustausch zwischen Umland und See	151
Knaack, A., W. Schade und T. Baumgartl:	Glasfasersensoren und laserinduzierte Fluoreszenz zur Messung der zeitlichen und räumlichen Verteilung von Farbstoffen im Boden	155
Koch, S., M. Malicki, R. Walczak und H. Flühler:	In situ Messung von Durchbruchskurven mit TDR (Time Domain Reflectometry)	159
Köbbemann, C. und L. Beyer:	Eigenschaften der Humuskörper von Ackerböden unterschiedlicher Nutzung unter Berücksichtigung der Bodenvariabilität	163
Krämer, F., B.E. Allison, A. Leucht und M. Kleber:	Kalibrierung des Simulationsmodelles EPIC auf dem Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel"	167

Lennartz, B., J. Rambow und P. Widmoser:	Verschiedene Ungleichgewichtsansätze zur Beschreibung des Transportes reaktiver Stoffe in Böden	171
Mahr, A. und R. Horn:	Wasserhaushaltsuntersuchungen mit dem TDR in Kleinlysimeatern - Möglichkeiten und Grenzen	175
Morales, M.:	Auswirkungen chemischer Eigenschaften und Mikroorganismenaktivität auf die Gefügestabilität der Marschböden	179
Müller, U. und V. Hennings:	Überprüfung der Schätzung von Kennwerten der Wasserbindung gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung anhand der NIBIS- Labordatenbank	183
Murschel, B., C. Fuchs und F. Kerner:	Einzelbetriebliches und gesellschaftliches Optimum der N-Düngung - Interessenkonflikt Landwirtschaft- Wasserwerk	187
Nordmeyer, H., M. Kuhlmann und D. Aderhold:	Die Variabilität von Bodeneigenschaften als Ursache bevorzugter Fließwege für Pflanzenschutzmittel	191
Plagge, R., H. Bohl, C. Roth und M. Renger:	Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit nahe Sättigung mit der stationären Profil- Verdunstungsmethode (SSPM)	195
Rakei, K., G. Wessolek, W. Riek, A. v. Lührte und M. Renger:	Beziehungen zwischen Wasserhaushalt, Klima und Wachstum bei Kiefern im Grunewald	199
Rambow, J., B. Lennartz und P. Widmoser:	Auswirkung des Hystereseeffektes zwischen Ad- und Desorption auf die Simulation des Herbizid-Verlagerungsverhaltens in der ungesättigten Zone	203
Richter, G.M., A.J. Beblík, W. Rolland und J. Richter:	In situ "tracer"-Versuche zur Simulation der Nitratdynamik in der ungesättigten Zone	207
Riebe, B.:	Vertikale Umverteilung von Bodenmaterial durch Lumbriciden in unterschiedlich markierten Bodensäulen	211
Rogasik, H., M. Joschko, K. Kotzke und J. Rieger:	Ergebnisse zur Nutzung der Computertomographie in der Bodengefügeforschung	215
Roth, K.:	Stofftransport in Böden: Eine Methode zur impliziten Berücksichtigung der Struktur	219

Scheibke, R.:	Bestimmung bodenhydraulischer Parameter mit Durchflußexperimenten im Labor	223
Schindler, U.:	Entwicklung und Testung eines lichtelektrischen Korngrößenanalysegerätes und Einfluß der Dispergierung auf die Korngrößenanalyse	227
Schneider, R.:	Mikro- und makroskopische Untersuchungen zur Gefügeentwicklung in rekultivierten Lößböden bei unterschiedlicher Nutzung im Rheinischen Braunkohlenrevier	231
Seidel, K. und H. Petelkau:	Bearbeitungsbedingte Heterogenität des Eindringwiderstandes - Untersuchungen mit einer Penetrometerbrücke	235
Semmel, H. und R. Horn:	Spannungsverteilung in teilgelockerten, überverdichteten Böden	237
Siemer, B. und K.H. Hartge:	Vergleich bodenphysikalischer Prospektionsmethoden unter besonderer Berücksichtigung der Methode der elektromagnetischen Induktion	241
Stadler, D., H. Wunderli, J. Leuenberger und H. Flühler:	Fliesswege des Schneesmelzwassers im subalpinen Gebirgswald	245
Steingraber, A.:	Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse zwischen Elbe und Vordeichsland im Zeitverlauf einzelner Tiden; Teil A: Hydrologische Untersuchungen	249
Streck, T., Y. Jin und W.A. Jury:	Modellierung der Diffusion degradierbarer organischer Gase durch Bodensäulen mit Makroporen	253
Teiwes, K. und M.-B. Gerschau:	Die Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau auf bodenphysikalische Kennwerte	257
Tenholtern, R., C. Dumbeck und T. Harrach:	Die Packungsdichte als Ausdruck makroskopischer Gefügeeigenschaften von Auftragsböden aus Löß	261
Thamm, F.:	Kontinuierliche Registrierung der Sickerwassermenge aus der Humusaufgabe - Vorschlag zur technischen Realisierung	265
Tietje, O.:	Validierung von Pedotransferfunktionen	269
Tippkötter, R.:	Klassifikation von Aggregierungsmerkmalen mit Hilfe der Ultraschalldiagnostik	273
Tresselt, K. und A. Gröngroft:	Wasseraustausch zwischen Grundwasserleiter und Moor abgeleitet aus hydrochemischen Daten	277

Werner, D.:	Ergebnisse röntgenmorphologischer Untersuchungen verdichteter und gelockerter Bodengefüge	281
Wessolek, G., R. König und M. Renger:	Einfluß des Reliefs auf den Wasserhaushalt	285
Woldemichael, A. und J. Michaelsen:	Dynamik des Porenraumes eines Vertisols, Äthiopien	289
Wuttke, M. und W. Stepniewski:	Die Bestimmung des Sauerstoffpartialdrucks und der Denitrifikationsraten in teilgesättigten künstlichen Aggregaten	293
Zhang, H.Q.:	Stabilitätsparameter des Deichvorlandes und deren Beeinflussung durch Bewirtschaftungsverfahren	297
Zimmermann, L., G. Brahmmer und K.H. Feger:	Zum Bodenfeuchteregime typischer Waldstandorte	301

KOMMISSION II

Außendorf, M. und H. Deschauer:	Einfluß von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC), pH und Ionenstärke auf die Schwermetallverlagerung in einem Podsol nach Kompostdüngung	307
Bannick, C.G. und R. Schmidt:	Verhalten eines ausgewählten Pflanzenschutzmittelwirkstoffes im Boden	311
Borsdorf, H., C. Opp und J. Stach:	Untersuchungen zur Belastung vergleichbarer Wald-, Wiesen- und Ackerstandorte mit Chlororganika in der Muldenaue bei Bitterfeld	315
Braun, C. und W.R. Fischer:	Einfluß Bodenchemischer Parameter auf die Denitrifikationsverluste einer Acker-Catena im Kraichgau	319
Denkler, M. und G.W. Brümmer:	Freilanduntersuchungen zur Adsorption und Verlagerung von Herbiziden (Methabenzthiazuron und Atrazin) und Simulation der Wirkstoffverlagerung mit dem Modell Pelmo	323
Eiberweiser, M. und J. Völkel:	Schwermetallverteilung als Indikator für Schichtwechsel in Böden des ostbayerischen Grundgebirges und seiner Randgebiete	327

Fiedler, S.:	Kontinuierliche Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden	331
Fischer, L. und G.W. Brümmer:	Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Schwermetalle	335
Fischer, W.R.:	Veränderung der Ladung organischer und anorganischer Bodenpartikel durch Schwermetallkomplexierung	339
Flessa, H., P. Dörsch und F. Beese:	Einfluß anaerober Mikrobereiche auf die N ₂ O-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden	343
Freese, D. und W.H. van Riemsdijk:	Methodik zur Bestimmung des desorbierbaren Phosphates in Böden	347
Gerke, J.:	Kinetik der Phosphatdesorption in Abhängigkeit von der Citratkonzentration im Boden	351
Göttlein, A.:	Neue Ansätze zur Erfassung der mikroskaligen Variabilität der Bodenlösungsschemie - Konstruktion und Eigenschaften von Mikro-Saugkerzen	353
Guggenberger, G. und B.T.Christensen:	Organische Substanz in Korngrößenfraktionen unterschiedlich genutzter Böden	357
Haas, E.:	Die Dynamik des nichtaustauschbaren Ammoniums in niedersächsischen Lößböden	361
Hanschmann, G. und C. Opp:	Schwermetallgehalte in Wald-, Wiesen- und Ackerböden bei Bitterfeld (Sachsen-Anhalt)	365
Hornburg, V.:	Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden auf Grundlage der BK50 DIG NRW	369
Hornburg, V., G. Welp und G.W. Brümmer:	CaCl ₂ - und NH ₄ NO ₃ -extrahierbare Schwermetallgehalte in Böden - ein Methodenvergleich	373
Kaune, A., R. Brüggemann, M. Matthies und A. Kettrup:	Mineralisationskinetik zweier Triazin-Herbizide	377
Keese, U., C. Moritz und S. Knappe:	Beziehung zwischen Wasserbilanz, N-Gehalt und N-Frachten im Sickerwasser verschiedener Böden (Lysimeteruntersuchungen)	381
Koch, D. und M. Grupe:	Mobilität von Schwermetallen geogener/anthropogener Herkunft	385

Kördel, W.:	Entwicklung einer HPLC-Screening Methode zur Bestimmung des Adsorptionskoeffizienten organischer Chemikalien in Böden	389
Kolb, E. und K.E. Rehfuess:	Einfluß von Klimaänderungen auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden	393
Liu, J.-C. und P. Schramel:	Elementverteilung und Profilbilanz einer Rendzina-Terra-fusca-Sequenz aus Plattenkalk	397
Matschonat, G.:	Ammonium-Sorption in sauren Waldböden: Anwendung von "initial-mass"-Isothermen	401
Merz, C. und H. Brühl:	Mobilitätsuntersuchungen mit Cd, Zn, Fe, Mn unter wechselnden Milieubedingungen mit Hilfe radioaktiver Tracer	405
Meuser, H., F. Bailly, S. Kleinwort, N. Wolf und M. Wüstefeld:	Unterschiedliche Ursachen für erhöhte Schwermetallgehalte in einigen industriebeeinflussten Auenböden	409
Mueller, K.:	Untersuchungen zur Denitrifikation in jungen Marschböden an der Westküste Schleswig-Holsteins	413
Münch, D. und C. Ullrich:	Kontamination des Randbodens durch PAK und Schwermetalle an asphaltierten Waldwegen und Straßen	417
Pfeiffer, E.-M.:	Methanbildung und -emission aus Marschen und Mooren	421
Prietzl, J., B. Mayer, K.E. Rehfuess, H.R. Krouse und P. Fritz:	Verlagerung und Umsetzung von atmogenem Sulfat in sauren Waldböden - Ergebnisse eines Lysimeter-Experiments mit stabilen Schwefel-Isotopen	425
Rambow, K., C.G. Schimming und H. Wetzl:	Dynamik von Stickstoffumsetzungen in einer sauren Braunerde und deren Auswirkungen im Stoffhaushalt	429
Salzmann, T.:	Modellierung des Ionenaustausches in Binären- und Mehrionensystemen	433
van de Sand, M.:	Quantifizierung der wichtigsten Mechanismen zur Säurepufferung carbonatfreier Böden	437
Scheinost, A. und U. Schwertmann:	Ursachen der dreidimensionalen Variabilität der P-Sorption in einer Bodenlandschaft des Tertiärhügellandes	441

Schimming, C.G., T. Mansfeldt, K. Rambow und H. Wetzels:	Bedeutung löslichkeitsbestimmender Prozesse für das Verhalten von Kalium in einer sauren Braunerde	445
Schmidt, R., C.G. Bannick, B. Ahlsdorf, C. Ehrig und U. Müller- Wegener:	Lysimeterstudie zum Verlagerungsverhalten von Pflanzenschutzmittel mit unterschiedlichen Wirkstoffeigenschaften	449
Schumacher, B. und M. Kraatz:	Zum Einfluß unterschiedlicher Huminstoffsysteme auf die Extrahierbarkeit von Pyren aus Rekultivierungsböden des Rheinischen Braunkohlereviere	453
Schwartz, R. und G. Miehlich:	Einsatz der Saugkerzentechnik in reduzierten Horizonten: Stoffausfällung im Fördersystem und methodische Verbesserungen	457
Taubner, H.:	Stoffdynamik unterschiedlich strukturiertes immissionsbelasteter Böden - Gesamtboden und Aggregate im Vergleich	461
Totsche, K.U., P. Knabner, I. Kögel-Knabner und J. Danzer:	Modellierung und Simulation des Transports hydrophober organischer Substanzen in Gegenwart mobiler Sorbenten	465
Wais, A., K. Haider, M. Spittler und M. Fild:	Möglichkeiten und Grenzen der C-13-NMR- Spektroskopie zur Charakterisierung gebundener Rückstände von Xenobiotika	469
Wilcke, W. und M. Kaupenjohann:	Kleinräumige Verteilung verschiedener Schwermetallbindungsformen in aggregierten bayerischen Waldböden	473
Zauner, G., K.H. Papenfuß, R. Jahn und K. Stahr:	Gesteine als Quelle von Schwermetallen in Böden	477

KOMMISSION III

Albers, B.P. und A. Hartmann:	Anaerobe mikrobielle Umsetzungsprozesse in Bodenaggregaten eines Pelsols in Abhängigkeit von Substratangebot, Wasserpotential und Aggregatgröße	483
Bach, H.-J. und J.-C. Munch:	Zusammensetzung mikrobieller Populationen als prägendes Merkmal von Böden des Gebietes "Bornhöveder Seenkette"	487

Belotti, E.:	Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den Bodenschutz	491
Dörsch, P., H. Flessa und F. Beese:	Jahreszeitliche N ₂ O-Emissionsspitzen nach Bodenfrosts	495
Elsner, D.-C. und H.-P. Blume:	Einfluß verschiedener Nutzungsmaßnahmen von Ackerböden auf Leistungen der Mikroorganismen	499
Emmerling, C. und H.-C. Fründ:	Charakteristika von Bodentieren unter pessimalen Biotopbedingungen	503
Filser, J., H. Fromm, R.F. Nagel und K. Winter:	Bodentier- und Mikroorganismengesellschaft in einer heterogenen Agrarlandschaft	507
Forster, J.C. und W. Zech:	Einfluß von Standort und Nutzung auf Verteilung und Struktur der organischen Substanz in Gebirgsböden	511
Friedel, J.:	Schätzung der auf Ackerstandorten mikrobiell verfügbaren organischen Substanz und ihre Beziehungen zu mikrobiellen Eigenschaften	515
Führ, A., R. Kubiak und K.W. Eichhorn:	Erfassung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Zusammensetzung im Boden mittels direkter rDNA Extraktion	519
Gerschau, M.-B., K. Teiwes und W. Ehlers:	Die Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau auf die Lumbricidengesellschaft	523
Gödde, M., M.B. David und G.F. Vance:	Einfluß von Temperatur und Durchfeuchtungsintervallen auf die C-Freisetzung aus der organischen Auflage nordamerikanischer Waldböden	527
Graefe, U.:	Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes	531
Hantschel, R.E., R. Rackwitz, R. Hoeve und F. Beese:	Zusammenhänge zwischen Landnutzung, bodenbiologischer Aktivität und Bodenlösungschemie	535
Heilmann, B., M. Lebuhn und F. Beese:	Wirkung chemischer Belastungen auf Struktur und metabolische Aktivität der Mikroflora eines Ackerbodens (Mikrokosmenversuch)	539
Heinemeyer, O., E.-A. Kaiser und D. Köbrich:	Mikrobielle Biomasse Bestimmung durch Substrat induzierte Respiration in Mineralöl belasteten Böden	543

Heisler, C.:	Besiedelung von Streubeuteln in unterschiedlich verdichteten Ackerflächen	547
Joergensen, R.G., H. Kübler und V. Wolters:	Einfluß der Begasungszeit bei der CFE-Methode auf die Zusammensetzung des Extraktes von Waldböden	551
Kämmerer, A.:	Regenwurmzönosen in niedermoorartigen Grünlandböden des Drömling (SO Niedersachsen)	555
Kaiser, E.-A. und O. Heinemeyer:	Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen im Boden: Einfluß der mikrobiellen Biomasse	559
Kandeler, E., K. Böhm und W.E.H. Blum:	Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tiefenverteilung der mikrobiellen Biomasse und verschiedener Enzymaktivitäten	563
Keplin, B.:	Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Lumbriciden-Biomasse am Beispiel urbaner Grünflächen	567
Köbrich, D., O. Heinemeyer und K. Haider:	N ₂ O-Emissionen einer Lößparabraunerde - Einfluß der Klimaparameter	571
Kraatz, M. und D. Schröder:	Bodenmikrobiologische und humuschemische Untersuchungen während der mikrobiologischen on-site-Sanierung eines PAH-belasteten Substrates	575
Kratz, W.:	Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse (1982 - 1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-Wirkungs-Beziehungen mit Hilfe systemanalytischer Methoden. Projektskizze	579
Kreitz, S. und T.-H. Anderson:	Einfluß von Kationenaustauscherharzen und Ethylen-Diamin-Tetra-Essigsäure (EDTA) auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden	583
Lindloff, A.:	Veränderungen im mikrobiell gebundenen Stickstoff einer Löß-Parabraunerde während der Sommermonate	587
Lübben, B.:	Enchytraeiden in unterschiedlich stark verdichtetem Ackerboden	589
Mai, H.:	Reaktionen der Bodenmikroorganismen im Fichtenrohhumus auf äußere Einflüsse	593

Makeschin, F. und S. Ammer:	Habitat und Populationsstruktur der Lumbricidenfauna in einem Fichtenwaldboden in Abhängigkeit von saurer Beregnung und Kalkung (Höglwald- Experiment)	597
Manzke, F., T. Beck und E.M. Klimanek:	Mikrobiologische und bodenchemische Parameter bei unterschiedlicher Bodennutzung	601
Marschner, B.:	Die Rolle der mikrobiellen Aktivität bei der Sulfatfreisetzung nach Kalkung eines sauren Waldbodens	605
Mellert, K.:	Vertikale und horizontale Verteilung von Collembolen in einem Fichtenwaldboden in Abhängigkeit von saurer Beregnung und Kalkung	609
Müller, T.:	Die mikrobielle Biomasse eines Wattsediments	613
Priesack, E.:	Simulation aeroben und anaeroben mikrobiellen Wachstums in wassergesättigten Bodenaggregaten	615
Rodenkirchen, H.:	Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die potentielle Stickstoffnettomineralisation, Nitrifikation und Nitrataufnahme in einem Fichtenaltbestand	619
Rolland, W., G. Richter und J. Richter:	Bedeutung der chemoautotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone	623
Scholle, G., R.G. Jörgensen und V. Wolters:	Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff und Ergosterol in einem natürlichen und gekalkten Moderprofil: "litter-bag"- Experiment zur Wirkung der Mesofauna	627
Schrader, S. und H. Zhang:	Beitrag verschiedener Regenwurmarten zur Aggregatstabilität des Bodens	631
Tischer, S., M. Altermann und U. Thomas:	Mikrobielle Aktivität einer Güllelastfläche	635
Tschirsich, C. und B. Scheffer:	Erste Ergebnisse zu Freilandmessungen zur N ₂ O-Freisetzung aus einem sauren Niedermoorboden	639
Weigand, S., K. Auerswald und T. Beck:	Einfluß von Bodeneigenschaften auf den Jahresgang von Bodenatmung und Katalaseaktivität unter Schwarzbrache	643
Weiß, B.:	Küvettenversuche zur Beeinflussung mikrobieller Aktivitäten durch Regenwürmer	645

Well, R.:	Messung der Denitrifikation in Böden: Vergleich der ¹⁵ N-Bilanzmethode und der ¹⁵ N-Gasfreisetzungsmethode	649
Welp, G. und G.W. Brümmer:	Kennzeichnung der Reaktionsmuster von Mikroorganismenpopulationen bei chemischem Streß anhand von Dosis- Wirkungs-Beziehungen	653
Wilke, B.-M. und M. Fuchs:	Wirkungen von Herbiziden auf die mikrobielle Aktivität und die Aggregatstabilität von Böden	657
Wölfelschneider, A. und K.H. Feger:	N-Mineralisation auf sauren Waldstandorten - Einfluß von Mineralstoffdüngung und Kalkung	661
Zech, W., G. Guggenberger und A. Miltner:	Chemische und spektroskopische Kennzeichnung des Humuskörpers von Mineralböden	665
 KOMMISSION IV 		
Sauerbeck, D.:	Statusbericht der Kommission IV - Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung	671
Bailly, F., M. Eickelmann, A. Kayser und E. Poddig:	Auswirkungen jahrzehntelanger Versauerung bei einer Braunerde aus lehmigem Sand in West-Niedersachsen	675
Bergmann, C. und M. Stuhmann:	Zum Einfluß von Standorteigenschaften auf das Wachstum von <i>Gmelina arborea</i> und <i>Cordia alliodora</i> in Nord Costa Rica	679
Botschek, J., A. Neu, A.N. Jayakody und A. Skowronek:	Zur Bodenfruchtbarkeit und agrarischen Nutzungseignung degradierteter Acrisols in einem ehemaligen Teeanbaugebiet Sri Lankas	683
Büttner, G. und H. Valerius:	Auswirkungen einer Pflanzloch-Düngung auf den Boden und das Wachstum junger Buchenpflanzen	687
Finck, A.:	Spurennährstoffe in Schleswig-Holstein - Aktuelle Fragen zur Versorgung, Düngung, Bedeutung	691
Firsching, B.M., M. Kopp, K. Steiner und J. Liu:	Einfluß des Bodenwassergehaltes und der Temperatur auf die Phosphormineralisation im Boden am Wank bei Garmisch- Partenkirchen	695

Gaiser, T., M. Bernard und K. Stahr:	Vergleich der C- und N-Mineralisierung in Ferrali-Haplic Acrisolen und Stagni-Eutric Vertisolen unter Feld- und Laborbedingungen	699
Gölz-Huwe, H. und B. Huwe:	Modellrechnungen zum Wasser- und Stickstoffhaushalt im Wassereinzugsgebiet Süchteln Nitratverlagerung unter W-Weizen und W-Raps über Winter 1991/92 und 1992/93 (Ergebnisse aus dem SFB 192)	703 707
Günther- Borstel, O., K. Sieling und H. Hanus:		
Hasenpusch, K., M. Ließ und M. Kücke:	Dynamik der Schweb- und Nährstoffkonzentrationen in einem landwirtschaftlich beeinflussten Fließgewässer	711
Hasenpusch, K., E. Rietz und M. Kücke:	Nährstoff- und Schwermetallgehalte in Böden, Erosionsmaterial, Schwebstoff und Sediment der Vorfluter	715
Hebel, A. und F.-P. Rebafka:	Nährstoffversorgung von Perlhirse in einem Luvic Arenosol in Niger/Westafrika durch Kurz- und Langzeitbehandlung mit Ernterückständen	719
Hersemann, H.:	Anwendung von Stickstoffsimulationsmodellen zur Errechnung von N_{min} -Frühjahrswerten	723
Homevo- Agossa, C., F. Rück und K. Stahr:	N_2O -Freisetzung und NO_3 -Auswaschung unter Grünland im Allgäu	727
Kaemmerer, A. und G.F. Vance:	Schwermetallgehalte in bayerischen und nordamerikanischen Koniferenwäldern, ein Vergleich	731
Kapp, M., J. Schwarz, G. Benckiser und J.C.G. Ottow:	Quantifizierung und Modellierung von Denitrifikationsverlusten eines Grünlandstandortes nach mehrjähriger Gülledüngung	735
Knabke, C.:	Schwarztorf als Pflanzenstandort?	739
Körschens, M. und E. Schulz:	N-Bilanzen auf Löß-Schwarzerde unter Berücksichtigung extremer Düngungsvarianten	743
Lebuhn, M., B. Heilmann und A. Hartmann:	Einfluß von Umweltparametern auf die mikrobielle Tryptophanverwertung und Auxinbiosynthese in verschiedenen Böden	747

Lehmann, A., N. Billen, K. Stahr und R. Jahn:	Dynamik von Ackerböden unter Brache als Kriterium für standortsgerechte Nutzung	751
Lehmann, J. und G. Schroth:	Stickstofffreisetzung und Bindung von Stickstoff in organo-mineralischen Komplexen aus Wurzelstreu und Gründüngung in einem Alley-Cropping System mit verschiedenen Leguminosen in Zentraltogo. Einfluß der anfänglichen chemischen Zusammensetzung	755
Merkel, D.:	Der Einfluß mineralischer Düngemittel auf die Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium im Boden	759
Middelschulte, D. W. Wolf und H. Franken:	Einfluß von Tieflockerung, Bodenbearbeitung und N-Düngung auf Wurzelwachstum und Ertrag rekultivierter Böden aus LÖß im Rheinischen Braunkohlenrevier	763
Mohnke, M., K.C. Kersebaum und G. Springob:	N-Mineralisation in Sandböden des Fuhrberger Feldes (Hannover) im Winter - in situ Messung und Modellierung	767
Nieder, R.:	Bedingungen und Größenordnungen von N- Umsetzungsprozessen in Ackerböden	771
Pauly, J., J. Heß und H. Franken:	Bodenmelioration zur Wiederanpflanzung im Weinbau - Strategien zur Reduzierung des Nitrataustrages	775
Reents, H.J.:	Einfluß differenzierter organischer und mineralischer Düngung auf einige Bodeneigenschaften in einem 32-jährigen Feldversuch in Järna, Schweden	779
Reich, J. und U. Pittelkow:	Schachtpflügen - ein Beitrag zur umweltverträglichen Bodenbearbeitung	783
Roelcke, M., S.X. Li und J. Richter:	NH ₃ -Volatilisationsprozesse nach Düngerapplikation auf carbonatreichen chinesischen LÖßböden	787
Rück, F. und K. Stahr:	Aktuelle und potentielle Stickstoffmineralisierung (in situ- Brutversuche/aerobe Inkubation) humoser LÖßböden und kalkreicher Niedermoore im WSG Donauried	791
Schroth, G.:	Feinwurzelndynamik in einem Alley cropping-System mit <i>Gliricidia sepium</i> in der zentralen Elfenbeinküste	795

Springob, G.:	K-Konzentrationen im Gewebewasser von Pflanzen als Grundlage für die Berechnung von Grenzwerten der Bodenuntersuchung auf K	799
Stenger, R., E. Priesack und F. Beese:	In situ-Messungen zur Bilanzierung der N_{\min} -Vorräte in einem Agrarökosystem	803
Wiesler, F. und W.J. Horst:	Vergleich von Bohrkernmethode und Rhizoskopmethode zur Ermittlung der Wurzelentwicklung von Mais	807

Band 72

Heft II

KOMMISSION V

Finnern, H.:	Statusbericht der Kommission V - Bodengenetik, Klassifikation und Kartierung	813
Altermann, M.:	Gliederung und Lithologie pleistozäner Lagen im Gebiet Sachsen - Anhalts	819
Altermann, M.:	Gliederung von pleistozänen Lagen	825
Altermann, M. und D. Kühn:	Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR (FLSBo BGR) - III. Zuordnung bodensystematischer Einheiten der ehemaligen DDR zu denen der Bundesrepublik Deutschland	829
Auerswald, K. und A. Scheinost:	Steinschuttbeeinflusste Böden in den Alpen	833
Betzer, H.J.:	Periglaziale Deckschichten im Lipper Keuper-Bergland (Ostwestfalen), ihre Morphologie und Verbreitung sowie als Relikte einer pleistozänen Bodengenese	835
Beyer, L., J. Finnern, C. Köbbemann und D.C. Elsner:	Ein Vorschlag zur Systematik von Kolluvisolen am Beispiel Schleswig- Holstein	839
Blume, H.-P. und M. Bölter:	Podsole, Leptosole und Regosole der Antarktis	843
Boess, J. und S. Dieler:	Automationsgestützte Herstellung der Bodenkarte von Niedersachsen i. M. 1:25000	847
Bongard, B. und A. Schnaudt:	Flächennutzungsplan und Bodenschutz am Beispiel der Landeshauptstadt Kiel	851
Burghardt, W. und S. Ohlemann:	Bodenphysikalische Merkmale der urban- industriell überformten Böden in Oberhausen-Brücktorviertel	855
Cordsen, E.:	Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig- Holstein	859

Diemann, R.:	Bodenvergesellschaftungen im Pleistozängebiet der neuen Bundesländer nach der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK)	863
Eckelmann, W. und G. Adler:	Das Fachinformationssystem Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (FISBo BGR). - I. Aufgaben, Struktur und Inhalte.	867
Elhaus, D.:	Ableitung der Erosionsgefährdung der Böden durch Wasser anhand der natürlichen Standortbedingungen - Ein Beitrag des Fachinformationssystems Bodenkunde in NRW zum Bodenschutz	873
Faust, D.:	Ressourcenschutz in NW-Tunesien - Probleme und Strategiekonzept	877
Feldhaus, D., R. Schmidt und M. Monse:	Die bodenprozeßorientierte Anlage von Boden-Dauerbeobachtungsflächen	881
Filipinski, M. und H. Finnern:	Standorteigenschaften zur Beurteilung von Waldschäden in Böden Schleswig-Holsteins	885
Finnern, H.:	Die Boden-Übersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:200000 (BÜK 200)	889
Forster, J.C., F.v.Hammerstein, H. Deschauer, M. Kaupenjohann, H. Döhler und R. Bäumlner:	Die Umweltverträglichkeitsprüfung bei landwirtschaftlichen Projekten - 1. Der rechtliche Rahmen	893
Frank, U.:	Einfluß von Nutzungsänderungen auf die initiale Marschbodenentwicklung im Deichvorland der Leybucht/Ostfriesland	895
Friedrich, K. und T. Vorderbrügge:	Möglichkeiten der Auswertung von Bodenkarten auf periglaziale Deckschichten unter Verwendung eines Bodeninformationssystems	899
Gehrt, E.:	Ein Vorschlag zur Erstellung von Konzeptbodenkarten	903
Gerold, G.:	Bodenentwicklung und Bodendifferenzierung in Abhängigkeit von Relief und Klima in der Elfenbeinküste (Westafrika)	907
Giani, L.:	Zur Klassifikation von Marschböden im Deichvorland	911

Hantl, M.:	Pufferbereiche und mittlere substratspezifische austauschbare Vorräte (Ake, Kalium, Calcium, Magnesium, BNK) in Waldböden des Landkreises Osnabrück (in Niedersachsen)	915
Hartwich, R., J. Behrens, G. Haase, A. Richter, G. Roeschmann, R. Schmidt und P.-N. Schulz:	Das Fachinformationssystem Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. - IV. Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1000000	919
Hennings, V.:	Das Fachinformationssystem Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (FISBo BGR). - II. Gütebewertung und Auswahl von Verfahren für die Methodenbank	923
Herrmann, L., K.E. Bleich und K. Stahr:	Veränderung eines landwirtschaftlich genutzten Standortes in Niger/Westafrika durch Staubeintrag	927
Hiller, D.A.:	Merkmale unterschiedlicher Phosphat- und Eisenfraktionen in urban-industriell überformten Böden aus Oberhausen- Brücktorviertel	931
Hoffmann, K., W. Fleck, H. Gündra und R. Dikau:	Computergestützte Modellierungen zu Relief-Bodenbeziehungen in Lößgebieten Nord-Baden-Württembergs	935
Hütter, M. und P. Reinirkens:	Böden und Substrate auf Sportplätzen im Ruhrgebiet	939
Ifland, K., D.A. Hiller und R.H. Tebaay:	Produktionsstättenbedingte Verteilungsmuster von PAK in Böden ehemaliger Kokerei- und Gaswerkstandorte des Ruhrgebiets	943
Jähnig, U. und N. Jürgens:	Standorteigenschaften arider Böden in der Namib	947
Janz, E., I. Ahrendt und H.-R. Bork:	Rekonstruktion jungquartärer Landschaftsgenese in Nordost-Afrika	951
Kastell, S. und O. Stüdemann:	Kartieranleitung zur Aufnahme der on-site - und off-site - Erscheinungen der Bodenerosion durch Wasser	955
Kaupenjohann, M., H. Döhler, J.C. Forster, H. Deschauer und R. Bäumlner:	Die Umweltverträglichkeitsprüfung bei landwirtschaftlichen Projekten, III. Fallbeispiel	959

Kazda, M., H. Neite und V. Thiele:	Flächenhafte und punktuelle Anwendung des DVWK-Modells zur Einschätzung der Grundwassergefährdung durch Schwermetalle	963
Kersting, A., P. Pingel, S. Schneider und W.G. Schraps:	Stadtbodenkartierung Herne-Sodingen, ein Pilotprojekt des GLA NW	967
Klausing, C. und U. Ostmann:	Bodenübersichtskarte von Niedersachsen im Maßstab 1:50000 (BÜK 50)	971
Knauf, C. und A. Möbes:	Vorschlag zur Gliederung der Anthropogenen Böden Sachsen-Anhalts am Beispiel der Kippenböden im Tagebaugbiet östlich von Bitterfeld	973
Kohl, R., T. Nöltner und M. Schöttle:	Erfassung und Überwachung des Zustands der Böden in Baden-Württemberg durch Boden-Dauerbeobachtungsflächen	977
Kretschmer, H., P. Kahle, L. Belau und E. Coburger:	Kennzeichnung von Teerdeposolen im Stadtgebiet von Rostock	981
Krug, D. und H. Sponagel:	Untersuchungen zum Interpretationspotential von Fremddaten für die Prognose der Bodenverbreitung in einem Stauchendmoränen-Gebiet	985
Kühn, D., M. Altermann und E.-D. Spies:	Vorschlag zur Substratklassifikation	989
Kues, J., F. Raissi und H. Schültken:	Auswertungen des NIBIS zu Fragen des Grundwasserschutzes	995
Kurtenacker, M.:	Substratkarten - Grundlage für die flächenhafte Darstellung lithogener Schwermetallgehalte rheinland-pfälzischer Böden	997
Lalubie, C., W.D. Kneib und B. Schemschat:	Die Bodenschutzmaßnahmenkarte des Ruhrgebiets	1001
Lehle, M., R. Kohl, H. Reinfelder und H.K. Hauffe:	Auftrag von Bodenaushub auf landwirtschaftlich genutzte Böden - Anforderungen aus der Sicht des Bodenschutzes	1005
Ludescher, S. und W. Burghardt:	Chemische Qualitätsmerkmale der urban-industriell überformten Böden in Oberhausen Brücktorviertel	1009

	Seite
Metzger, F.:	1013
	Stadtbodenkartierung, Beitrag zur Grunddatenerhebung für die Planung - Erfahrungen aus dem Pilotprojekt Oberhausen-Brücktorviertel
Müller, U., M. Kanitzki und A. Ruschinski:	1017
	Zur Auswertung der Labordatenbank im NIBIS
Neite, H. und V. Thiele:	1021
	Aufbau eines Bodenbelastungskatasters für Nordrhein-Westfalen
Opp, C.:	1025
	Böden und Bodendegradationsprozesse in der Waldsteppe, untersucht in Testgebieten im Selenga-Bergland (Mongolische Republik)
Pfisterer, U., H.-P. Blume und L. Beyer:	1029
	Bodengesellschaften eines durch gelegentliche Überschwemmung beeinflussten Dünengebietes im Negev
Reinirkens, P.:	1033
	Landesweite Erhebung von PAK-Gehalten in Böden Nordrhein-Westfalens
Rilling, K. und F. Waldmann:	1037
	Struktur und Inhalt der Bodenübersichtskarte von Baden- Württemberg 1:200000
Schilling, B.:	1041
	Boden-Dauerbeobachtungsflächen des Bayerischen Geologischen Landesamtes - Projektbeschreibung und Überlegungen zur Berücksichtigung der Flächenvariabilität
Schneider, J.:	1045
	Grundwassergefährdung durch potentiell kontaminierte Standorte
Schröder, H. und W. Kainz:	1047
	Die Bodenübersichtskarte 1:500000 des Landes Sachsen-Anhalt - Ein Beitrag zur Darstellung kleinmaßstäbiger Bodenkarten
Schweikle, V.:	1051
	Genese und Standorteigenschaften von Böden auf Alluvionen Nordalgeriens
Schwerdtfeger, G.:	1055
	Die bodenkundliche Systematik der Moore im internationalen Vergleich
Sinowski, W. und K. Auerswald:	1059
	Geostatistik und Bodenkartierung - Ist eine Synthese möglich?
Speetzen, F. und B. Schemschat:	1061
	Geographisches Informationssystem zur Erstellung eines Bodennutzungsplans für das Departamento de Santa Cruz/Bolivien
Stephan, S.:	1065
	Zur mikromorphologischen Unterscheidung allochthoner und autochthoner Prozesse in den Lößderivaten und fossilen Böden von Rheindahlen/Niederrhein

Strauß, P., R. Mischek und N. Rampazzo:	Einfluß unterschiedlicher Schwellenwerte des erosiven Niederschlags auf den R- Faktor ausgewählter Niederschlagsstationen in Österreich	1069
Suttner, T., W. Gruban und H.-H. Schraa:	Stadtbodenkarte München Allach 1:5000 - Von der Analog- zur Auswertekarte	1073
Thiere, J., J. Creutziger und M. Zeidler:	Gemeindebezogene Flächennutzungstypen im Land Brandenburg	1077
Tolksdorf- Lienemann, E.:	Genese und Klassifizierung von Podsolen in Nordwestdeutschland	1081
Veit, H.:	Alter und Genese von Paläoböden und Deckschichten im semiariden Abschnitt der Küstenkordillere Chiles	1085
Weller, M., A. Eylich und H. Winiarski:	Darstellung und Bewertung des Schutzgutes Boden in der UVU für eine Bundeswasserstraße	1089
Werner, G. und J. Baumann:	El Tepetate - ein Fragi-/Duripan aus Vulkanascheböden - 2. Rekultivierung und Nutzung	1093
Zepp, H.:	Ein Schätzrahmen für quantitative Bodenfeuchteregimes	1097
KOMMISSION VI		
Frede, H.-G.:	Statusbericht der Kommission VI - Bodentechnologie	1103
Antony, F., R. Hasselbauer und B. Meyer:	Beitrag der N-Belastung von landwirtschaftlichen Flächen zur Bewertung und Optimierung des N- Haushaltes von Agrar-Ökotope in Wasserschutzgebieten (WSG)	1107
Becker, K.-W.:	Bedingungen und Ausmaß der Denitrifikation als Nitrat-Filter im Wasserkreislauf	1111
Becker, R. und M. Bach:	Flächendifferenzierte Abschätzung des Nitrateintrages aus diffusen Quellen im Bundesgebiet	1115
Böhm, P.:	Standörtliche Varianz der Infiltrations- und Abtragsdynamik von Böden unter künstlicher Beregnung	1117

Brose, A., W. Kratz, M. Peters und B. Marschner:	Bodenökologische Untersuchungen zur Wirkung und Verteilung von PAK und PCB in ballungsraumtypischen Ökosystemen in Berlin. Projektskizze	1121
v. Buttlar, H.B., H. Sprätz, H. Wildhagen und B. Meyer:	Langzeitversuch mit nicht wendender und herkömmlich fortgeführter Bodenbearbeitung einer intensiv genutzten Sandlöß-Parabraunerde - I. Vergleich der Aggregatstabilität	1125
Clemens, G., D. Huchler, B. Brunner und J. Friedel:	Erodibilität von Böden aus Löß unter unterschiedlicher Bewirtschaftung	1129
Dannowski, R., J. Quast und H. Balla:	Weg-Zeit-Verhalten diffuser N-Austräge über den Grundwasserpfad in Fließgewässer Nordostdeutschlands	1133
Deumlich, D. und J. Thieme:	Kennzeichnung der Standorteigenschaften eines Kleinzugsgebietes im Uckermärkischen Hügelland und Datenaufbereitung als Grundlage zur Einschätzung der Erosionsgefährdung, Bodenerodierbarkeit und Reliefenergie	1137
Düring, R.-A. und H.E. Hummel:	Verhalten von Isoproturon im Boden bei differenzierter Bodenbearbeitung - Ergebnisse aus drei Versuchsjahren	1141
Eberhardt, J. und H.Gözl-Huwe:	Abschätzung des Wasserhaushalts sowie des Gebietsabflusses eines kleinen heterogenen Einzugsgebietes mit einem einfachen Plattenmodell	1145
Eulenstein, F., A. Meyer, H. Sprätz und B. Meyer:	Langzeitversuch mit nicht wendender und herkömmlich fortgeführter Bodenbearbeitung einer intensiv genutzten Sandlöß-Parabraunerde - II. Oberflächenporung und Regenwürmer	1149
Fabis, J., M. Bach und H.G. Frede:	Stoffretention in Uferstreifen	1153
Feldwisch, N. und K. Mollenhauer:	Einfluß der Hangneigung auf den Bodenabtrag auf Löß-Neulandflächen	1157
Fohrer, N., A. Rudolph und C.H. Roth:	Zum Einfluß von Ausgangsbodenfeuchte und Oberflächenrauigkeit auf Verschlammungsdynamik und Bodenablösung eines sandigen Lehms	1161
Franz, T. und D. Schröder:	Auswirkungen der Fräsung von Windwurfflächen auf den Stoffhaushalt der Waldböden	1165

		Seite
Frielinghaus, M., A. Kocmit und U. Ratzke:	Veränderungen von Bodenprofilen an wassererosionsbeeinflussten Hängen und Auswirkungen auf die Bodenerodibilität im Jungmoränengebiet	1169
Funk, R. und M. Frielinghaus:	Der Einfluß der Vegetation auf den Bodenabtrag durch Wind	1173
Gerold, G. und J. Grotheer:	Großlysimeteruntersuchungen zum vertikalen Schadstofftransport und Schadstoffaustrag in Bodensubstrat aus Kraftwerksreststoffen	1177
Haider, J.:	Bestimmungsfaktoren für die Pflanzenschutzmittelkonzentration in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag	1181
Hasselbauer, R., F. Antony und B. Meyer:	Beitrag des Wasserhaushaltes von Hydropedotopen zur Bewertung und Optimierung des N-Haushaltes von Agrarökotopen	1185
Hassenpflug, W.:	Bodeninformationssysteme zur flächenhaften Quantifizierung und Modellierung der Bodenverwehung in Norddeutschland - Konzepte und Perspektiven	1189
Hassenpflug, W. und G. Kopp:	Die Schadens/Faktorenkartierung 1:5000 für die Schleswiger Geest und ihre Bedeutung im Bodeninformationssystem	1193
Haubold-Rosar, M. J. Katzur, D. Schröder und R. Schneider:	Bodenentwicklung in grundmeliorierten tertiären Kippsubstraten in der Niederlausitz	1197
Helming, K., D. Deumlich und H. Diestel:	Das Mikrorelief von Bodenoberflächen - Charakteristische Kennwerte und ihre Dynamik	1203
Honisch, M. und K. Stahr:	Einfluß von Hangzugwasser auf die N- Dynamik von Pararendzinen des Kraichgaus	1207
Lebert, M.:	Die mechanische Bodenreaktion (Bruch- und Nicht-Bruchverhalten) junger Rekultivierungsböden aus Löß auf verschiedene Bearbeitungs- und Bestellverfahren	1211
Müller, L. und T. Kalettka:	Bodenwasserregime, Ackerwildpflanzenbestand und Kulturpflanzenenertrag auf einem Auenton- Standort	1215
Rauch, D. und H. Bohne:	Auswirkungen extensiver Anbausysteme auf den Nährstoff- und Wasserhaushalt einer langjährig landwirtschaftlich genutzten Fläche	1219

Rode, M.:	Nährstoffeinträge aus diffusen und punktuellen Quellen unter besonderer Berücksichtigung von Starkregen in zwei charakteristischen Hess. Mittelgebirgsbächen	1223
Roth, C.H. und D. v. Daacke:	Ursachen der unterschiedlichen Verschlammungsanfälligkeit und Erodierbarkeit von schluffigen und sandigen Böden	1227
Rudolph, A., N. Fohrer und K. Helming:	Einfluß der Mikroreliefs und der Bodenfeuchte an der Oberfläche auf die Infiltration-Abfluß-Beziehung eines Standortes in Brandenburg	1231
Rupp, H., R. Meissner, H. Müller und F. Braumann:	Einfluß der Intensität der Landnutzung auf den anorganischen N-Gehalt im Boden und im oberflächennahen Grund- und Oberflächenwasser von flachgründigen Niedermoorstandorten im Drömling	1233
Sauerborn, P.:	Eine Gefahrenstufenkarte zur potentiellen Erosionsgefährdung durch Niederschläge in Deutschland	1237
Schauder, H.:	Auswirkung von Gülleinhaltsstoffen und intensiven Maisfruchtfolgen auf die Erosionsdisposition von Böden	1241
Schmidt, K.:	Bodeninformationssystem zur flächenhaften Quantifizierung und Modellierung der Bodenverwehung in Norddeutschland - Realisation und Auswertungsbeispiele	1243
Scholten, T. und P. Felix- Henningsen:	Gully-Erosion in Boden-Saprolit-Komplexen auf Kristallingesteinen in Swaziland (Südliches Afrika)	1247
Schültken, H., U. Müller und J. Kues:	Nutzungsspezifischer Nitrateintrag in das Grundwasser in einem Wassereinzugsgebiet aus Sandlöß über Geschiebelehm	1251
Selige, T., M. Peter, P. Reinartz und T. Vorderbrügge:	Landschaftsökologische Auswertungen von Flugzeugscannerdaten des Wasserschutzgebietes Bad Wildungen für ein Informationssystem Bodenschutz	1255
Smettan, U., C. Ehrig und J. Gerstenberg:	Belastungen von Böden mit As, Pb und PAK in zwei Berliner Bezirken	1259
Starck, H.-G.:	Probenahmestrategien für die Nitratfrachtbestimmung aus einem Dräneinzugsgebiet	1263

		Seite
Weber, K. und W. Wichtmann:	Untersuchungen zum Stoffaustragsverhalten eines gedrähten Standorts anhand von Tracerversuchen	1267
Wichtmann, W. und H.G. Starck:	Simulation von Stoffausträgen über Dräns	1271
KOMMISSION VII		
Bleich, K.E., L. Herrmann, K.H. Papenfuß und K. Stahr:	Zum Staubeintrag in landwirtschaftlich genutzte Standorte Westafrikas - Herkunft und Zusammensetzung der Stäube in Süd- Niger	1277
Bohne, B. und A. Skowronek:	Zur Glasverwitterung und Tonmineralneubildung in tertiären Trachyttuffen des Siebengebirges	1281
Dreher, P. und E.A. Niederbudde:	Naturnahe Biotitumwandlung und die Struktur der entstehenden Minerale	1285
Eberle, J., R. Jahn, K.H. Papenfuß und W.D. Blümel:	Verwitterung und Pedogenese auf basaltreichen Sedimenten unter hochpolaren Klimabedingungen in Nordwestspitzbergen	1289
Felix- Henningsen, P., M. Schotte und T. Scholten:	Mineralogische Eigenschaften von Boden- Saprolit-Komplexen auf Kristallingesteinen in Swaziland (südliches Afrika)	1293
Fichter, J., M.P. Turpault und J. Ranger:	Tonmineralogie zweier Böden auf Granitgestein	1297.
Jahn, R., U. Weller, A. Singer und K. Stahr:	Andosolentwicklung in mediterranen bis semiariden Gebieten	1301
Krebs, M., A. Kretzschmar, J. Chadoeuf und U. Babel:	Grund- und Relativverteilungen von Gefügemerkmalen in Anschliffen	1305
Strzyszczyk, Z. und T. Magiera:	Distribution of ferromagnetics in forest soils of some Polish and German regions in relation to their origin.	1309
Thiele, S. und G.W. Brümmer:	Bestimmung der mobilen Fraktionen ausgewählter Elemente (Cd, Ni, Co, Cr, As) in Oberböden durch CaCl_2 - und NH_4NO_3 - Extraktion	1313

Zarei, M., K. Stahr und K.H. Papenfuß:	Verhalten von Bärhaldegranit und Buntsandstein im Verwitterungsexperiment	1317
BODENBELASTUNG, - SCHUTZ		
Babel, U.:	Qualitative Beschreibung des Gefüges in Bodenschliffen	1323
Bachmann, U., C. Matejko und E.-M. Klimanek:	Die Erfassung von Schadstoffbelastungen des Bodens mit Hilfe bodenbiologischer Parameter	1327
Bäumler, R. und W. Zech:	Auswirkungen eines geregelten forstlichen Eingriffs auf den Stoffumsatz von Kleineinzugsgebieten im Flysch (Tegernseer Alpen)	1331
Becher, H.H.:	Bodenverdichtungen infolge unvollständiger Beachtung der DIN 18300 und DIN 18230	1335
Billen, N., A. Lehmann, R. Jahn und K. Stahr:	Auswirkungen einer Brachlegung auf die Aggregat- und Humusstabilität unterschiedlicher Standortstypen	1339
Billwitz, K. und R. Diemann:	Bodenverhältnisse und Bodenschutzprobleme in Mecklenburg-Vorpommern	1343
Dultz, S. und H. Graf v. Reichenbach:	Verwitterung von Feldspat und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung in Waldböden	1347
Hofer, G.F.:	Der Oberösterreichische Bodenkataster - Schwermetallbelastungen	1351
Klimsa, K. und G.W. Brümmer:	Das Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten von Methabenzthiazuron und Terbutylazin in Böden mit und ohne Mulch	1355
Kneib, W.D.:	Anwendungsorientierte kommunale Bodenschutzkonzepte	1359
Kohl, A.:	Bodenschutz und Umweltverträglichkeitsprüfung - Praxis, Probleme und Chancen der Umsetzung des UVP-Gesetzes für den Bodenschutz	1363
Kühner, S.:	Eine Methode zur Erfassung von spannungsinduzierten Verformungen im Boden unter fahrenden Traktoren	1367

Laves, D. und J. Thum:	Sickerwasserqualität gedüngter und ungedüngter Kippsubstrate des Braunkohlenbergbaus	1371
Lübben, S., E. Rietz und D. Sauerbeck:	Tiefenverteilung von Schwermetallen in zwei verschiedenen Böden als Folge langjähriger Klärschlammgaben	1375
Meyer, B.:	Kommunaler Biomüll-Kompost, Rezyklierung, Bodenschutz	1379
Nestroy, O.:	Bodenschutzkonzepte in Österreich	1383
Pagel, R., J. Bachmann und K.H. Hartge:	Auswirkung unterschiedlicher Nutzung und Versiegelung auf den Jahresgang von Temperatur und Feuchte in Stadtböden	1387
Pluquet, E.:	Austrag von Schadstoffen aus kontaminiertem Baggergut bei wechselnden hydrologischen Verhältnissen	1391
Schleuß, U., T. Delschen, W. Kördel, J. Krinitz, J. Müller und W. Schmotz:	Untersuchungen zur aktuellen Belastung mit anorganischen und organischen Schadstoffen unterschiedlich genutzter Oberböden in ausgewählten Regionen der Russischen Föderation und Deutschlands	1395
Schneider, H. und R. Schneider:	Die Besiedlung von Rekultivierungsböden aus Löß durch Bodentiere und deren Bedeutung für die Gefügebildung	1399
Stahr, K., M. Zarei und K.H. Papenfuß:	Beziehungen zwischen Verwitterungsmilieu und Morphologie von Feldspäten in sauren Waldböden des Schwarzwaldes	1403
Turian, G.:	Forschungs-, Untersuchungs- und Entwicklungsbedarf für wirkungsvollen Bodenschutz aus der Sicht des Vollzuges	1407
Unger, H.-J. und D. Prinz:	Verkehrsbedingte chemische Bodenbelastungen und ihre Bedeutung für die agrarische Nutzung straßennaher Böden	1411
Vielhaber, B., K. Berger und S. Melchior:	Feldversuche zur Austrocknungsgefährdung von Kombinationsdichtungen in Deponieabdeckungen durch temperaturabhängige Wasserbewegung	1415
Völkel, J. und H.P. Niller:	Bodenversauerung und Mineralveränderungen in Waldböden industrieferner Standorte SE-Bayerns	1419

MITGLIEDERVERSAMMLUNG

Stahr, K.: Die Teilgebiete der Bodenkunde - Versuch 1425
einer Gliederung

GEMEINSAME TAGUNG LUFA-THÜRINGEN UND AG BODENSCHUTZ

Weißborn, B.: Bodenkundliche Aspekte und 1431
Realisierungswege des
landwirtschaftlichen Bodenschutzes

Wiechmann, H.: Bodenkundliche Aspekte des 1437
landwirtschaftlichen Bodenschutzes - ein
Vorwort zur Tagung in Jena

Breitschuh, G.: Durchsetzung einer effizienten und 1439
umweltverträglichen Landbewirtschaftung

Werner, D.: Schwerpunkte und Lösungsansätze des 1443
landwirtschaftlichen Bodenschutzes in
Thüringen

Ehlers, W.: Kann Bodenbearbeitung zum Schutz des 1447
Bodens vor Verdichtung und Erosion
beitragen?

Reich, J.: Mechanisierungs- und Verfahrenslösungen 1451
zur umweltverträglichen und effizienten
Bodenbearbeitung

Horn, R.: Mechanische Prozesse in 1455
landwirtschaftlich intensiv genutzten
Böden und Möglichkeit der
Wiederauflöckerung von verdichteten
Bodenstrukturen

Stahr, K.,
R. Jahn,
N. Billen,
A. Lehmann und
M. Sommer: Veränderungen des Nährstoffhaushalts 1459
landwirtschaftlich genutzter Böden durch
Flächenstilllegung

Weise, K. und
K. Bischoff: Die Stoffbelastung von Böden und Gewässer 1463
durch langjährige Gülleverregnung

Frielinghaus, M.
und G. Kühn: Einfluß von Bodenschutzmaßnahmen vor 1467
Erosion auf den Deckungsbeitrag der
Landwirtschaft

Bannick, C.G.
und G. Bachmann: Fachliche Leitgedanken zum Bodenschutz- 1471
Gesetz des Bundes

Eckert, H.: Bewertungsrahmen zur Charakterisierung 1475
der ökologischen Situation
landwirtschaftlicher Betriebe

Krause, O.:	Zum Aufbau des Bodenkontrollsystems in Thüringen	1479
Breibarth, G.:	Die Förderung umweltgerechter, den natürlichen Lebensraum schützender Produktionsverfahren als Beitrag zum landwirtschaftlichen Bodenschutz in Thüringen	1483

AK PALAOPEDOLOGIE

Altemüller, H.J. und T. Poetsch:	Mikromorphologische Ansätze zur Rekonstruktion tertiärer Umwandlungsprozesse im Aufschluß "Eiserne Hose" bei Lich/Oberhessen	1491
Poetsch, T.:	Mikromorphologisch-mineralogische Untersuchungen pedogener Basaltverwitterung unter besonderer Berücksichtigung der Dreischicht-Tonminerale	1495
Schwarz, T.:	Laterit und Bauxit als Relikte tropischen Paläoklimas im Miozän Oberhessens	1501
Zeese, R.:	Die mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecken von Nigerianischem und Rheinischem Schild - Ein Vergleich	1507

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate und Posterbeiträge

JAHRESTAGUNG 1993

vom 4. bis 11. September 1993

in

KIEL

Band 72

Heft I

1993



Bodenschutz und Bodenschutzrecht aus Sicht der
Bodenforschung

Von

Blume, H. P.

Ich möchte als Bodenkundler vor allem zu den vorliegenden Entwürfen eines Bundesgesetzes zum Schutz des Bodens (BBodSchG-Entwurf, 1992) sprechen. Mit diesem Gesetz soll ein Rahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung wichtiger Bodenfunktionen geschaffen werden (wobei allerdings die Altlastenproblematik im Vordergrund steht). Nach Töpfer (1993) soll es auch die Basis für eine Technische Anleitung (TA) Boden geben. Ich fuße dabei sehr wesentlich auf einer Stellungnahme, die seitens der Arbeitsgruppe Bodenschutz der DBG erarbeitet wurde. Letztlich gebe ich aber meine persönliche Meinung wider.

Ein Boden ist Teil der belebten obersten Erdkruste; er ist nach unten durch festes oder lockeres Gestein, nach oben durch eine Pflanzendecke oder die Atmosphäre begrenzt, während er seitlich meist gleitend in benachbarte Böden übergeht. Er ist ein Naturkörper. Er reicht nach unten so weit wie das Ausgangsgestein verändert wurde bzw. in der Regel belebt ist. Die Böden des ostholsteinischen Hügellandes sind z. B. vor allem infolge Sulfidoxidation 4 - 6 m tief verändert, tropische Ferralsole können 50 m mächtig sein. Aus praktischen Gründen erfolgt die Bodenerhebung bis 2 m Tiefe.

Ein Boden ist in Horizonte gegliedert, die sich in Morphe, Mineralbestand, Humuskörper Austauschverhältnissen und Organismenbesatz unterscheiden. Die Horizonte und damit der Boden als Ganzes sind das Ergebnis bodenbildender Prozesse (Verwitterung und Mineralbildung, Zersetzung und Humifizierung, Gefügebildung und Verlagerungen): Die Prozesse dauern an, ein Boden verändert sich stetig. Der Mensch beeinflusst diese Vorgänge und damit Bodeneigenschaften durch Nutzung, teils bewußt durch Düngung, Lockerung oder Entwässerung, teils unbewußt durch Befahren oder mit dem "sauren Regen". Er zerstört aber häufig auch diesen

belebten Naturkörper, indem er ihn abträgt, um z. B. Bodenschätze zu gewinnen, oder versiegelt, um z. B. Gebäude bzw. Abfalldeponien zu errichten (Tab. 1).

"Zweck d(ies)es (geplanten Bodenschutz)gesetzes ist es, den Boden vor schädlichen Veränderungen zu schützen und Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen zu treffen. Hierzu sind schädliche Bodenveränderungen abzuwehren, bestehende schädliche Bodenveränderungen und Altlasten zu beseitigen sowie nachteilige Einwirkungen auf den Boden so weit wie möglich zu vermeiden (BBodSchG-Entwurf 1992)".

Er ist dabei als Naturkörper mit seinen Horizonten ähnlich schützenswert wie die Naturkörper Storch oder Orchidee und wie es das Bodenschutzgesetz von Baden-Württemberg zum Ausdruck bringt (BodSchG 1991), was der Bund übernehmen sollte.

Böden haben schützenswerte Funktionen; diese werden im BBodSchG-Entwurf in natürliche Funktionen und Nutzungsfunktionen untergliedert (Tab.2), was nicht sinnvoll ist: So bedingen seine

Tab. 1. : Verluste, Veränderungen bzw. Beeinträchtigungen von Böden als Naturkörper, Pflanzenstandort, Lebensraum von Organismen, Grundwasser- bzw. Gewässerregulator und -filter aus Blume (1992)

Vorgang	anthropogene Gründe und Ursachen (Beispiele)	Vorgang	anthropogene Gründe und Ursachen (Beispiele)
Entblößen		Erschöpfen (An Nährstoffen), durch	
Abgraben und	Reliefbegradigung, Gewinnung von Bodenschätzen	Entgasen	Denitrifikation nach Verdichtung
Abtragen durch		Entziehen	Kulturpflanzenanbau
Wasser	Nutzungsformen, die natürlichen	Auswaschen	
Wind	Schutz durch geschlossene Vegetation	Versauern und	Protonen- und Ammoniumeinträge
Hangrutschung	mindern wie Ackerbau, Freizeitaktivitäten	Aluminisieren	
Uferabbruch			
Begraben durch	Siedlungen, Verkehrs- und Industriebauten	Düngen und Versalzen	Nährstoffrückfuhr, Überflutung, Verkehr
Versiegeln	Reliefbegradigung, Abfalldeponierung, Erosion	Alkalisieren	Kalkung, Staubimmissionen, Abfallentsorgung
Überdecken			
Lockern und Mischen	Bodenbearbeitung, Melioration	Kontamination	
		Stäube	Kraftwerke, Industrie, Verkehr, Hausbrand, Abfallentsorgung
Entwässern	Bodenbearbeitung, Melioration	Metalle	
		Nichtmetalle	
Verdichten und Vernässen	Befahren, Betreten, Bewässern	Xenoorganika	Pflanzenschutzmittel, Unfälle, Immissionen
		Gase	Abfallentsorgung, Versorgungsleitungen
Erwärmen	Versorgungsleitungen	Radionuklide	Kernwaffen, Kraftwerke

Tab. 2: BBodSchG-Entwurf Dez. 1992

§ 2 Bodenfunktionen

Schutz und Vorsorge im Sinne von § 1 bedeutet, den Boden in seinen natürlichen Funktionen als

1. Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen,
2. Teil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen,
3. Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, und in seinen Nutzungsfunktionen als
4. Rohstofflagerstätte,
5. Standort für die land- und forstwirtschaftliche Erzeugung und den Anbau nachwachsender Rohstoffe,
6. Fläche für Siedlung und Erholung,
7. Standort für wirtschaftliche Nutzungen, Verkehr, Ver- und Entsorgung und
8. Archiv der Natur- und Kulturgeschichte in seiner Leistungsfähigkeit zu erhalten oder wiederherzustellen.

(3) Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften oft den Ertrag aus dem Grundwasser entnehmbaren sauberen Trinkwassers, stellen mithin nicht nur natürliche sondern auch Nutzungsfunktionen dar. Als natürliche, aber vom Menschen nutzbare Funktionen repräsentieren sie (8) die Vergangenheit, gestatten damit z. B. als Paläoböden Aussagen über frühere Klimaverhältnisse, oder die unter Wallhecken (Knicks) gelegenen Böden Aussagen zur Pflugbarkeit, Düngung oder Erosion im späten Mittelalter. Als Standorte für (6) Siedlung sowie (7) Industrie, Gewerbe, Verkehr und Abfalldeponie sind Böden andererseits für eine Industriegesellschaft erforderlich aber nicht schützenswert: dieser Bodenverbrauch ist vielmehr so gering wie möglich zu halten.

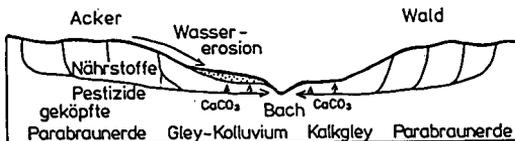
Natürlich muß dem Erhalt der Fruchtbarkeit der Böden bei (5) land- und forstwirtschaftlicher Nutzung als Lebensgrundlage des Menschen besonderer Schutz gelten: Nährstoffverarmungen durch Holz-, Streu- oder Plaggennutzung ohne Nährstoffrückführung widersprechen einem Bodenschutz dabei ebenso wie übertriebene Düngung oder übertriebener Pflanzenschutzmitteleinsatz. Der Gesetzgeber sollte

außerdem berücksichtigen, daß Kulturböden nicht nur vor stofflichen sondern auch vor mechanischen Belastungen und vor einem Abtrag zu schützen sind.

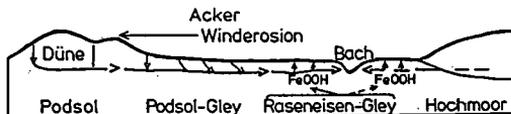
Böden sind verschieden, vermögen damit bestimmte Funktionen unterschiedlich gut wahrzunehmen. Der Gesetzgeber sollte daher nicht den Boden sondern die Böden unter Schutz stellen, so wie mit dem Bundesnaturschutzgesetz nicht die Pflanze und das Tier, sondern die verschiedenen wildlebenden Pflanzen und Tiere geschützt werden (BNatSchG, 1990).

Viele Böden werden durch Grundwasser geprägt, das teilweise bis an deren Oberfläche ansteht. Ein Ausklammern des Grundwassers beim Bodenschutz, wie es der Gesetzentwurf vorsieht, würde bedeuten, daß z. B. in Schleswig-Holstein über 30% der Böden nicht vom Bodenschutzgesetz erfaßt würden.

Böden einer Landschaft sind miteinander durch Energie- und Stoffumlagerungen verknüpft. So bewirken z. B. in der Jungmoränenlandschaft Ostholsteins Carbonatumlagerungen aus Parabraunerden die Bildung von Kalkgleyen in der Talau (Abb. 1 a). In norddeutschen Sanderlandschaften werden Fe^{2+} , Mn^{2+} und PO_4 aus Podsolen, Podsol-Gleyen und Hochmooren ausgetragen und über das Grundwasser z. T. in benachbarten Gleyen als Raseneisenstein angereichert (Abb. 1 b). Böden einer Landschaft bilden mithin eine



a) Jungmoränenlandschaft



b) Sanderlandschaft

Abb. 1: Stoffumlagerungen in Boden(land)schaften

Funktionseinheit, genauso wie Königin und Arbeiter in einem Bienenstaat, die als Bodenlandschaft bzw. Bodenschaft bezeichnet wird. Kopplungen durch Stoffflüsse, durch Erosionsmassen oder Energieströme (z. B. Kaltluft) funktionieren auch bei der Nutzung einer Bodenschaft und können dann z. B. zu einer Belastung von Senkenböden aus gedüngten Kuppenböden führen. Wirksamer Bodenschutz ist daher oft nur durch den Schutz von Bodenschaften möglich. Auch ein mit dem Naturschutzgesetz geschützter Bachabschnitt läßt sich wirksam nur über den Schutz des Einzugsgebietes erhalten.

Vorsorge vor Belastungen sind ebenso angebracht wie Sanierung, wenn Vorsorge unterblieb.

Vorsorge gegenüber Belastungen ist nicht nur vonnöten zwecks Vermeidung gesundheitlicher Schäden des Menschen, wie es der Gesetzentwurf vorrangig vorsieht, sondern ebenso zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit landwirtschaftlich und forstlich genutzter Böden, sowie der Bodenorganismen. Das bedeutet gleichzeitig nicht nur den Schutz vor Schadstoffbelastungen, wobei auch überhöhte Nährstoffgaben zu Schadstoffen werden können, sondern gleichermaßen den Schutz vor mechanischer Verdichtung und vor Erosion. Erhebungen seitens Isensee und Sonderhoff (1987) haben in vielen schleswig-holsteinischen Ackerböden beträchtliche mechanische Verdichtungen ergeben. Besorgniserregend sind dabei Unterbodenverdichtungen, da kaum behebbar. Einzelbeobachtungen lassen vermuten, daß die Ackerböden des östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins stark durch Wassererosion verändert wurden und diejenigen der Geest durch Winderosion. Hier steht eine detaillierte Schadenserfassung aus.

Böden sind grundsätzlich zu sanieren, sobald sie in nicht hinnehmbarer Weise belastet wurden. Es ist daher zu begrüßen, daß der Gesetzgeber mit dem Bodenschutzgesetz auch die Bodensanierung gesetzlich regeln will. Das Sanierungsgebot sollte allerdings nicht auf Altlasten, d. h. auf Standorte mit aufgegebenener belastender Nutzung beschränkt werden, sondern sich auf belastete Böden generell beziehen. So wäre z. B. ein belasteter Tankstellenplatz nicht erst nach Aufgabe der Tankstellennutzung zu sanieren, sofern z. B. Besorgnis einer Grundwassergefährdung

besteht, sondern bereits während dieser Nutzung. Weiterhin sollten auch Sanierungsgebote für durch mechanisch verdichtete oder durch Erosion belastete Böden aufgenommen werden.

Im Entwurf zum Bodenschutzgesetz wird zwischen Dekontaminationsverfahren (Entfernen von Schadstoffen und damit Sanierungen) und Sicherungsverfahren (z. B. Immobilisierung von Cd durch Kalkung oder Verdünnung durch Tiefumbruch sind derartige Verfahren) unterschieden. Hier sollte zum Ausdruck gebracht werden, daß Sanierung besser als Sicherung ist, weil nur dadurch der Schadstoff entfernt wird. Außerdem ist die Bodensanierung, d. h. die in-situ Sanierung eines intakten Bodenkörpers der Substratsanierung, d. h. der on-site- oder gar der off-site-Sanierung abgetragenen Bodenmaterials vorzuziehen, weil letztere im Grunde mit der Zerstörung des Naturkörpers Boden verbunden ist. Weniger gravierend wäre die on-site-Sanierung und Rückführung einer belasteten Ackerkrume. Auch Sanierungsgebote für Böden, die mechanisch stark verdichtet wurden, sowie für Böden, die im starken Maße erodiert wurden, sollten aufgenommen werden (Tab. 3). Die Sanierung muß so effektiv wie nötig sein, sollte aber auch so schonend wie möglich sein und Nebenwirkungen vermeiden.

Der Gesetzgeber will als Grundlage für Vorsorge und Sanierung im Bezug auf potentielle Schadstoffe die Erfassung von Bodenwerten und zwar von Vorsorgewerten, Prüfwerten und Gefahrenwerten vorsehen, deren Überschreiten bestimmte Handlungen bewirken sollen (Töpfer 1993). Sehr begrüßenswert ist, daß die dafür erforderlichen Analysemethoden zur Zeit normiert werden und zwar auf internationaler Ebene (DIN 1990). Nicht zweckmäßig ist, derartige Bodenwerte in Abhängigkeit von der Nutzung zu modifizieren, wie das Eikmann und Kloke (1991) vorschlagen: das würde letztlich dazu führen, daß für jeden Schadstoff eine kaum noch überschaubare Fülle von Bodenwerten festgelegt wird, die bei jedem Nutzungswandel (z. B. Anbau von Blattgemüse anstelle von Fruchtgemüse) eine Umbewertung erfordert. Besser wäre, eine größere Zahl genereller Gehaltsstufen vorzusehen und dann festzulegen, welche Stufe für welche Nutzung noch tolerabel ist bzw. eine Sanierung erfordert. Bodenwerte sind dabei volumenbezogen zu bewerten, weil Bodenorganismen und

**Tab. 3: Bodensanierungs- und Sicherungsverfahren
und deren Nebenwirkungen (Beispiele)**

Maßnahme	Nebenwirkungen
a) Bodensanierungen (in situ)	
Bodenluftabsaugung	Bodenschrumpfungen durch Trocknung
Wasserextraktion mit Tensidzusatz	Aggregatzerfall, kurzfristig O ₂ -Mangel
Biolog. Abbau mit Mikroorganismenzusatz	verstärkter Humusabbau
Tiefenlockerung	Nährstoffauswaschung
b) Substratsanierungen (on site oder ex situ)	
Destillation mit Reduktgas	Organismen-tötung, Gefügezerstörung
Erhitzen auf 1200° C	Kolloidverluste
	Organismen-tötung, Gefüge-, Humus-, Tonmineralzerstörung
c) Bodensicherungen (in situ)	
Immobilisierung durch Kalkung	pH-Veränderung, Nitratmobilisierung, Wiederholungsbedarf
Verdünnen durch Tiefumbruch	Gefügeveränderung
Kapselung	Bodenfossilierung

Pflanzenwurzeln in Räumen leben und sich das Sickerwasser in Räumen bewegt. Masse- und volumenbezogene Werte unterscheiden sich bei Mooren, Watten, Humusaufgaben und Unterwasserböden oft um eine Zehnerpotenz. Lediglich im Hinblick auf die Gefahr einer oralen Aufnahme von Bodenmaterial durch Mensch oder Tier, d. h. z. B. bei der Bewertung von Kinderspielplätzen, ist Massebezug vorzuziehen. Gesamtgehalte sind durch Gehalte an Verfügbarem zu ergänzen, da Gesamtgehalte nur das Gefahrenpotential spiegeln, verfügbare Gehalte hingegen die aktuelle Gefährdung (Brümmer 1993). In Baden-Württemberg wird das inzwischen praktiziert (Prüß 1992; VwV Anorg. Schadstoffe 1993). Bei allen Betrachtungen im Entwurf des Bodenschutzgesetzes werden für stoffliche Belastungen Kombinationswirkungen (Synergismen-Antagonismen) vollkommen außer Acht gelassen. Es wird offensichtlich davon ausgegangen, daß ausschließlich Gefahren von Einzelstoffen ausgehen können.

Vorsorge und Sanierung haben bodenspezifisch zu erfolgen, da sich Böden in ihrer Empfindlichkeit gegenüber Belastungen unterscheiden, Vorsorge- und Sanierungsmaßnahmen auf verschiedene Böden unterschiedlich wirken und auch Unterschiedliche Nebenwirkungen verursachen. Die Prüfungen der Vorsorge- bzw. Sanierungsbedürftigkeit, -fähigkeit und -würdigkeit haben also bodenspezifisch zu erfolgen. Hier sind auch bereits erlassene Verordnungen wie die Klärschlammverordnung oder Gülleverordnungen unzureichend. Z. B. schreibt die Gülleverordnung Schleswig-Holsteins, durch die das Grundwasser vor allem vor einer Nitratbelastung geschützt werden soll, vor, daß generell je ha 2 Großvieheinheiten nicht zu überschreiten sind, obwohl das bei humusarmen sandigen Podsol-Gleyen bereits zuviel ist, bei grundwasserfernen lehmigen Parabraunerden hingegen mehr toleriert werden könnte.

Seitens der Bodenkunde wurden Verfahren zur Abschätzung des standortspezifischen Risikos einer Bodenbelastung durch bestimmte Pflanzenschutzmittelwirkstoffe (Loop und Blume 1993), andere Organika (Litz 1993), Schwermetalle (DVWK 1988, Blume und Brümmer 1992), durch Nitrat (Güth und Wohlrab 1992), durch Verdichtung (DVWK 1993) oder durch Erosion (Schwertmann et al. 1987) entwickelt, die es anzuwenden gilt. Es handelt sich dabei um grobe Schätzverfahren: Sie beruhen aber auf einfach erfaßbaren Boden- und Klimateigenschaften, die auch Karten entnommen werden können, so daß flächendeckende Aussagen (z. B. für eine Beratung) möglich sind. Tab. 4 sind entsprechend vorgenommene Abschätzungen der Empfindlichkeit verschiedener schleswig-holsteinischer Böden gegenüber mechanischer Belastung und Erosion sowie gegenüber Schadstoffeinträgen zu entnehmen. Dort, wo der Verdacht einer bereits vorhandenen Belastung besteht, können derartige Verfahren ebenfalls eingesetzt werden, um abzuschätzen, inwieweit eingehende (und damit teure) Untersuchungen erforderlich sind. Die genannten oder ähnliche Verfahren sollten daher Eingang in die seitens der Bundesregierung geplanten Technischen Anleitung (TA) Boden finden (Töpfer, 1993).

Entsprechende Konzepte zur Standortspezifischen Wahl des geeignetsten Sanierungsverfahrens bei Schwermetall- und

Tab. 4: Eigenschaften typischer Ackerstandorte Schleswig-Holsteins sowie Bewertung der Bindung, der Eliminierung und der möglichen Grundwasserbelastung sowie der Empfindlichkeit gegenüber Erosion und Verdichtung

Boden-Eigensch. Oberb.)	pH CaCl ₂	Boden-art	Humus %	GW dm	Temp. Som. ø	N mm	KWBa mm ³	Hang-neig.
Parabraunerde	6.4	Lts	1.8	50	13.3	550	80	10
Pseudogley	6.6	Lt2	2.6	24	13.3	550	80	2
Kalkgley	7.6	Ls	6.0	6	13.3	550	80	0
Braunerde	5.6	mS	2.4	40	13.5	750	320	3
Gley-Podsol	4.6	mS	6.2	11	13.5	750	320	1
Hochmoor	3.6	z3	90.0	3	13.0	750	320	0
Kalkmarsch	7.4	Uls	3.4	14	13.4	650	180	0
Knickmarsch	5.6	Tu	12.0	7	13.4	650	180	0

	Atrazin			Dioxine		
	Bin-dung	Elimi-nierung	Grundwas.-gefährd.	Bin-dung	Elimi-nierung	Grundwas.-gefährd.
Parabr.	gering	mitt.-stark	sehr ger.	s. stark	gering	sehr ger.
Pseudg.	gering	mittel	gering	s. stark	gering	sehr ger.
Kalkgl.	s. ger.-ger.	mittel	stark	s. stark	gering	mittel
Braune.	s. ger.-ger.	mitt.-stark	ger.-mitt.	stark-s.st	s. ger-ger	gering
Gley-P.	gering	mittel	mitt.-stark	s. stark	s. ger-ger	mittel
Hochm.	ger.-mitt.	ger.-mitt.	s. stark	stark-s.st	s. ger-ger	stark
Kalkm.	s. ger.-ger.	mitt.-stark	mittel	s. stark	gering	ger.-mittel
Knickm.	mittel	ger.-mittel	stark	s. stark	gering	mittel

	Cadmium		Nitrat	
	Bin-dung	Grundwas.-gefährd.	Bindung	Grundwas.-gefährd.
Parabr.	stark-s.stark	sehr gering	kaum	sehr gering
Pseudg.	stark-s.stark	sehr gering	kaum	sehr gering
Kalkgl.	sehr stark	mittel	kaum	sehr gering
Braune.	mittel-stark	sehr gering	kaum	sehr groß
Gley-P.	gering-mittel	stark	kaum	sehr groß
Hochm.	s. ger.-gering	sehr stark	kaum	groß
Kalkm.	s. stark	gering	kaum	sehr gering
Knickm.	stark	mittel	kaum	sehr gering

	Verdichtungsempfindlichkeit (Frühjahr)		Erosionsempfindlichkeit	
			Wind	Wasser
Parabr.	mittel-stark		sehr gering	mittel
Pseudg.	mittel-stark		sehr gering	gering
Kalkgl.	mittel		sehr gering	keine
Braune.	gering-mittel		sehr groß	gering
Gley.-P.	gering-mittel		sehr groß	sehr gering
Hochm.	sehr stark		gering	keine
Kalkm.	gering-mittel		sehr gering	sehr gering
Knickm.	mittel-hoch		sehr gering	sehr gering

Organikabelastungen im Hinblick auf Effektivität und Vermeiden von Nebenwirkungen werden zur Zeit seitens eines DVWK-Ausschusses erarbeitet.

Bodenspezifische Vorsorge und Sanierung setzen die Kenntnis der Böden voraus. Vonnöten sind zunächst mittelmaßstäbige Bodenkarten (1: 25000 bzw. 50000) die in Deutschland seitens der Geologischen Landesämter erstellt werden, aber noch längst nicht flächendeckend vorliegen, allerdings mit großen Unterschieden in den einzelnen Bundesländern. In Schleswig-Holstein ist die Kartierung der Watten und Marschen abgeschlossen, während es in Geest und Östlichem Hügelland noch viel zu tun gibt. Hier sind die Anstrengungen zu forcieren. Im Bezug auf lokale Bewertung kann in vielen Fällen auf die zwar einfachen aber durchaus brauchbaren großmaßstäbigen Bodenschätzungskarten der Acker- und Grünlandflächen, sowie auf die forstlichen und weinbaulichen Standortkarten zurückgegriffen werden, die nahezu flächendeckend vorliegen.

Parallel dazu werden zur Zeit in den einzelnen Bundesländern Bodeninformationssysteme (Oelkers und Vinken 1988) aufgebaut und Boden-Dauerbeobachtungsflächen eingerichtet (SAG 1993).

Voraussetzung für die Umsetzung standortgerechter Vorsorge und Sanierung sind bodenkundlicher Sachverstand. Dieser sollte überregional durch eine Gruppe von Sachverständigen vermittelt werden. Regional sind untere Bodenschutzbehörden analog (und ggfs. verknüpft mit) unteren Landschaftspflege- und Wasserbehörden zu schaffen. Hier können Bodenkundler ein wichtiges aber auch interessantes Betätigungsfeld finden.

Literatur

BBodSchG-Entwurf (1992): Gesetz zum Schutz des Bodens. 2.
Referentenentwurf, Dez. 1992, Bonn

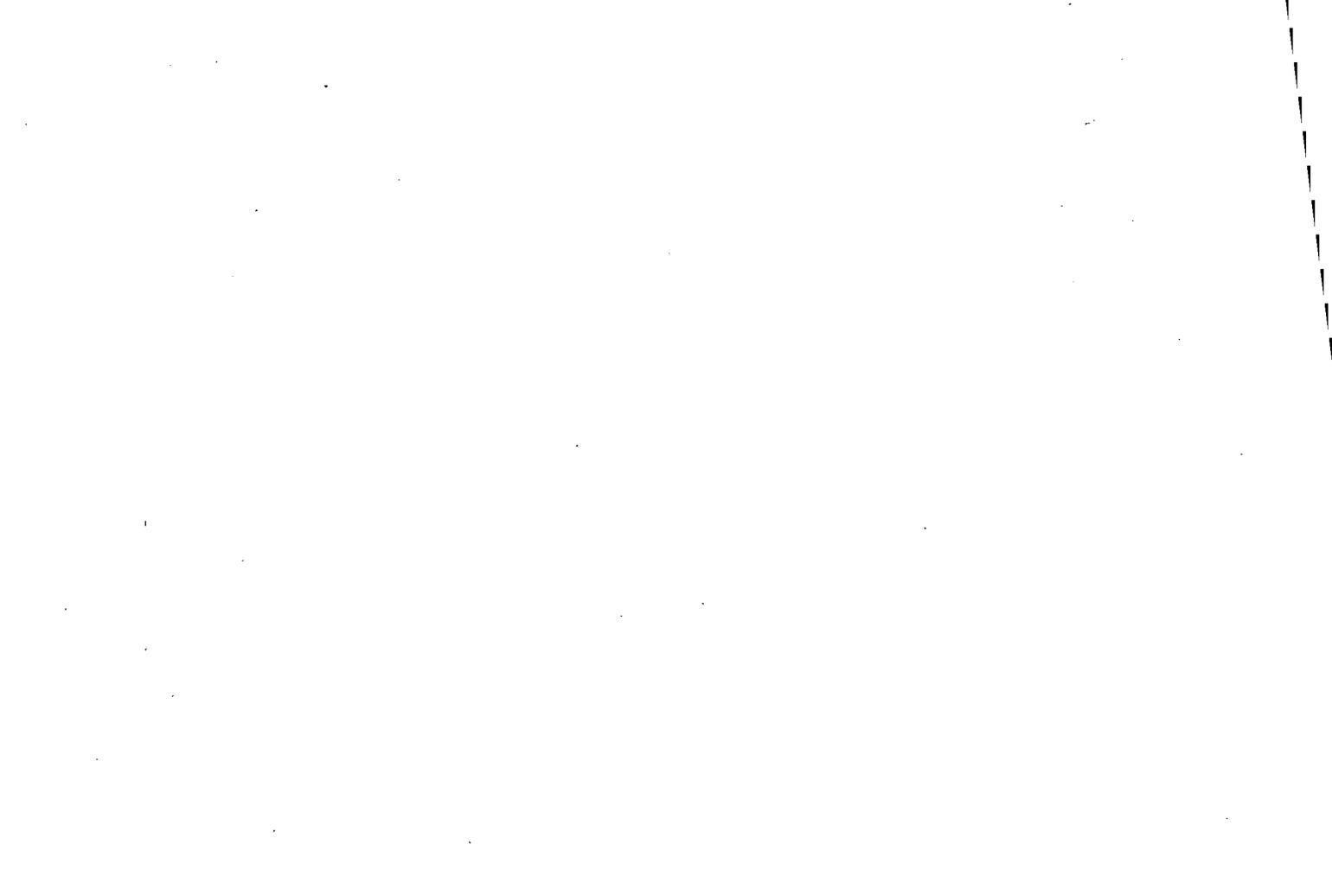
Blume, H.-P. (Hrsg. 1992): Handbuch des Bodenschutzes. 2. Aufl.;
ecomed, Landsberg

Blume, H.-P., Brümmer, G. (1992): Prediction of heavy metal
behavior in soil by means of simple field tests. Ecotox.
Environm. Safety 22, 164 - 174

- BNatSchG (1990): Gesetz über Naturschutz und Landespflege (Bundesnaturschutzgesetz). Handbuch des Umweltschutzes II-7/Anl. 1, 3. Aufl., ecomed, Landsberg
- Brümmer, G. (1993): Verhalten von Schadstoffen in Böden, in W. Barz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, S. 181-188, Münster
- BodSchG (1991): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz). Gesetzbl. Baden-Württemberg, S. 434-440, Stuttgart
- DIN (1990): Bodenbeschaffenheit (ISO-Arbeit). DIN-Mitteil. + elektronorm 69, 626-633, Berlin
- DVWK (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil 1: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren. Parey, Hamburg
- DVWK (1993): Mechanische Belastbarkeit von Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung. Teil 1: Abschätzung der mechanischen Belastbarkeit und der Druckfortpflanzung in Böden unter Ackernutzung auf ebenen oder leicht geneigten Flächen. DVWK-Merkblatt (Entwurf), Bonn
- Eikmann, Th., Kloke, A. (1991): Nutzungs- und schutzgutbezogene Orientierungswerte für (Schad-)Stoffe; in Rosenkranz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, 3590, S. 1-17. E. Schmidt, Berlin
- Güth, S., Wohlrab, B. (Red.) (1992): Strategien zur Reduzierung standort- und nutzungsbedingter Belastungen des Grundwassers mit Nitrat. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Geschäftsstelle Oldenburg
- Isensee, E., Sonderhoff, W. (1987): Erhebung zur Bodenverdichtung in Schleswig-Holstein: Statusbericht und Konsequenzen. Schriftenr. Agrarw. Fak. Univ. Kiel 69, 71-79
- Litz, N. (1993): Schutz vor weiteren anthropogenen Organika-Einträgen, in H.-P. Blume (Hrsg.), Handbuch des Bodenschutzes, 2. Aufl., S. 635- 643; ecomed, Landsberg

- Loop, E. A., Blume, H.-P. (1993): Schutz vor Pflanzenschutzmittelbelastung; in H.-P. Blume (Hrsg.), Handbuch des Bodenschutzes, 2. Aufl., S. 618- 634; ecomed, Landsberg
- Oelkers, K.-H., Vinken, R. (1988): Neue Wege bei der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen für den Bodenschutz im Rahmen eines bodenkdl. Dienstes; in Rosenkranz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, 3060, S. 1-25. E. Schmidt, Berlin
- Prüß, A. (1992): Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potentiell ökotoxische Spurenelemente in Böden, U. Grauer, Wendlingen
- SAG (1993): Konzeption zur Einrichtung von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. Ber. Unterarbeitsgruppe "Boden-Dauerbeobachtungsflächen" im Auftrag Bund-Länder-Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz (SAG)"; in Rosenkranz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, 9401, S. 1-50; E. Schmidt, Berlin
- Schwertmann, U., Vogl, W. Kainz, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrages unter Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer, Stuttgart
- Töpfer, K. (1993): Aktuelle Fragen der Bodenschutzpolitik; in W. Barz et al. (Hrsg.): Bodenschutz, S. 1 - 10. Münster
- VwV Anorg. Schadstoffe (1993): Dritte Verwaltungsvorschrift des Umweltministeriums zum Bodenschutzgesetz über die Ermittlung und Einstufung von Gehalten anorganischer Schadstoffe im Boden. Az. 44-8810.30-1/46 vom 24. Aug. 1993, Stuttgart

KOMMISSION I



Einfluß der Oberflächendichtung auf den Wärme- und Wasserhaushalt im Abdeckboden einer Hausmülldeponie

von

Bachmann, J. und R. Pagel

Einleitung

Seit 1936 wird am Standort Altwarmbüchen von der Landeshauptstadt Hannover die Zentraldeponie für Siedlungs- und Gewerbeabfälle betrieben. Im Endausbau im Jahr 2020 wird die Deponie ein Volumen von ca. 50 Mio m³ auf einer Grundfläche von ca. 140 ha erreichen und damit ein landschaftsprägendes Element im Naherholungsgebiet Altwarmbüchen bilden. Die landschaftliche Einbindung der Böschung bereits abgeschlossener Deponieabschnitte durch die gezielte Anpflanzung von Gehölzen bereitet aber erhebliche Probleme, da die vorwiegend anaeroben Umsetzungsprozesse im Müllkörper hohe Gaskonzentrationen von CH₄ und CO₂ und Temperaturen von über 50 °C im Abdeckboden erzeugen. Weiterhin zeigten Untersuchungen des Instituts für Bodenkunde, daß die bisherige Praxis, den 1-2 m mächtigen Abdeckboden aus angeliefertem Boden und anfallendem Torf, Kompost oder Klärschlamm zu mischen, zu einer ausgeprägten kleinräumigen Variabilität der Porengrößenverteilung und damit zusätzlich zu Problemen des Luft- und Wasserhaushaltes führen kann.

Im Frühjahr 1992 wurden vier Testflächen (A-D) jeweils der Größe 16 x 20 m angelegt, um den Einfluß von Oberflächendichtungssystemen auf den Wärme-, Wasser- und Gashaushalt im Abdeckboden zu erfassen (SCHLÜTER, 1991). Die Variante A in Abb. 1 entspricht dem Abdichtungssystem der Deponieklasse II im Vorentwurf der neuen TA Siedlungsabfall mit kombinierter mineralischer Dichtung und PEHD Folie, Variante C dem Aufbau für die Deponieklasse I ohne Folie. Die Fläche B unterscheidet sich von A durch die Verwendung von Bauschutt anstelle von Kies in der Dränschicht und die Variante D bildet die "Nullvariante" ohne weitere Dicht- oder Dränschichten zwischen Abdeckboden und Rohplanum.

Die Testflächen wurden mit einem durchschnittlichen Gefälle von 15 Grad nach Süden exponiert zwischen der 80 und 100 m Höhenisohypse angelegt.

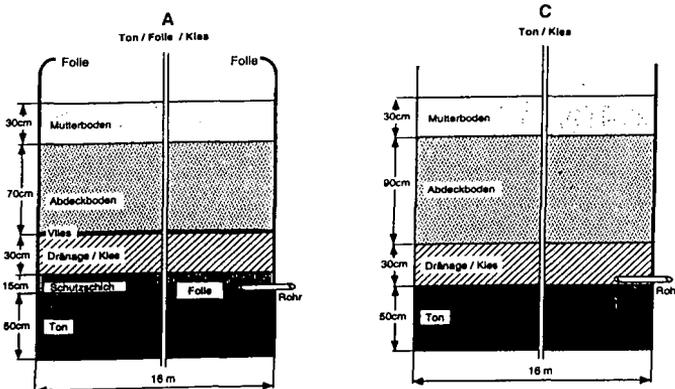


Abb.1 Profile der Abdecksysteme A und C.

* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuserstr.2, 30419 Hannover

Ergebnisse

Zur Erfassung der Wasserhaushaltssituation wurden wöchentlich Tensiometerablesungen (Varianten A-D) und Sickerwasserbestimmungen (A-C) sowie stichprobenartig Wassergehaltsuntersuchungen (A-D) durchgeführt. Die Meßwerte ab der auf den Flächen A-D eingesetzten 32 Tensiometer in den Tiefen 25, 50, 75 und 100 cm zeigen 1992 eine geringere Ausschöpfung des Wasservorrates in der Fläche D ohne Dichtsystem im Vergleich zu den Flächen A, B und C mit einem Dichtsystem. Mit der Vegetationsperiode 1993 erfolgt im Frühsommer bereits ein Wasserentzug aus der Tiefe 100 cm bei allen Varianten, wie es exemplarisch in *Abb.2* für die Fläche A dargestellt ist. Die Meßwertlücke für die Tiefe 25 cm von Dezember 92 bis April 93 ist technisch bedingt.

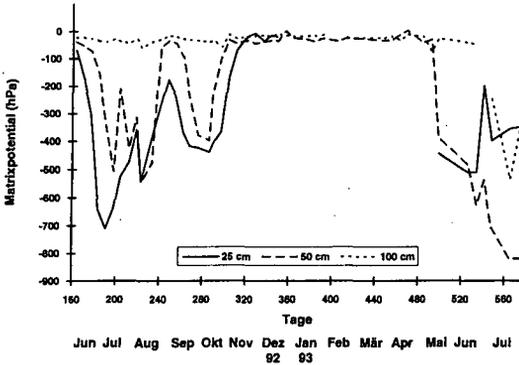


Abb.2 Matrixpotentiale in den Tiefen 25, 50 und 100 cm. Variante A.

Mit dem Ziel der systematischen Quantifizierung des Wasserhaushaltes wurde ein numerisches Simulationsmodell nach FEYEN (1986) eingesetzt. Die *Abb. 3* zeigt den Mittelwert der auf den Flächen A, B und C gemessenen sowie die entsprechend simulierten kumulativen Sickerwassermengen in Relation zum Niederschlag.

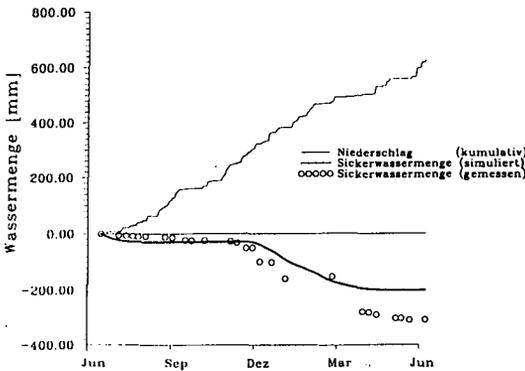


Abb.3 Niederschlag, gemessene und simulierte Sickerwassermenge. Mittelwerte der Testflächen A, B und C.

Die Messung der Sickerwassermenge ergibt ca. 300 mm im Zeitraum eines Jahres und damit etwa 80 mm mehr als die vergleichende Simulationsrechnung. Mögliche Ursachen für die relativ hohe Differenz von ca. 25 % können im schnellen Wachstum der Wurzelmasse der Gehölzpflanzen und weiterer Krautvegetation, die eine im Modell zeitlich differenzierte Wurzelwasseraufnahme und Anpassung erfordern, begründet sein. Weiterhin sind die in der Pflanzperiode Frühling 1992 gegebenen Bewässerungsmengen nicht mehr nachzuvollziehen. Insgesamt scheint mit der Abfolge A bis D das Gehölzwachstum abzunehmen; eine hydrologisch begründete Differenzierung der Varianten erscheint im ersten Jahr aber nicht notwendig.

Die Meßwerte der 32 Thermoelemente in den Tiefen 25, 50, 75 und 100 cm Tiefe sind für die vier Varianten nahezu identisch. Stellvertretend ist in **Abb.4** der Temperaturverlauf von Juni 1992 bis Juli 1993 der Fläche A und ein vom Profilaufbau vergleichbarer Sandstandort in Hannover-Herrenhausen (Universitätsgelände) dargestellt.

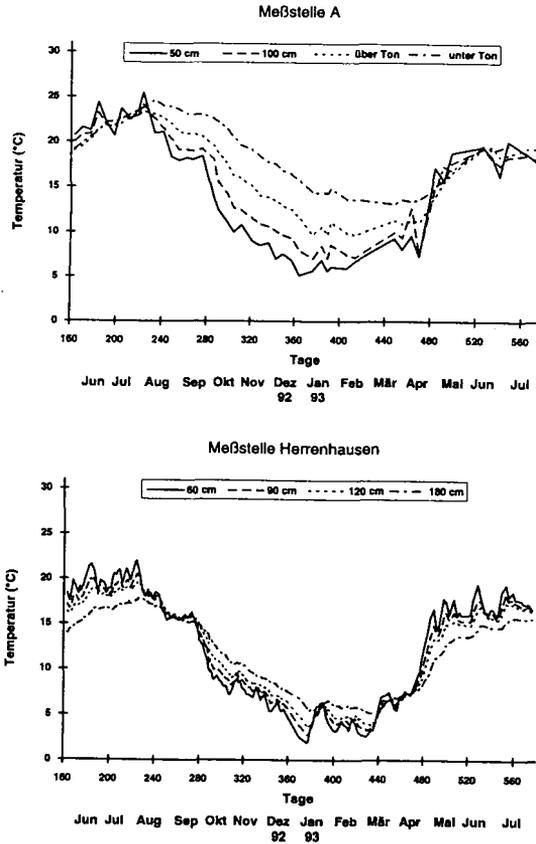


Abb.4 Bodentemperaturen für die Variante A und einen vergleichbaren Sandstandort in Hannover-Herrenhausen.

In der Tiefe 50, bzw. 60 cm, sind im Jahresdurchschnitt Mitte Juni 1992 bis Mitte Juni 1993 etwa 3.2 °C höhere Temperaturen im Deponieabdeckboden im Vergleich zu Herrenhausen festzustellen. Deutlich höhere durchschnittliche Temperaturdifferenzen um 9.2 °C werden in der Tiefe 180 cm gemessen. Die Angaben "über Ton" und "unter Ton" in *Abb.4* entsprechen dabei der Einbautiefe 130 und 180 cm. So werden in Herrenhausen ca. 11.8 °C als Jahresmittelwert, unter der Tondichtung durchschnittlich 21.0 °C gemessen. Das höhere Temperaturniveau in der Tiefe 180 cm am Deponiestandort führt im Vergleich zu Herrenhausen zu erheblich höheren Energieflüssen unter dem durchwurzelbaren Boden. Für die Testfläche A wird im Jahresmittel ein Energiefluß von ca. 10 W/m² aus dem Deponiekörper ganzjährig aufsteigend durch die Tonschicht berechnet. Bei der Vergleichsfläche mitteln sich im Jahresverlauf die positiven und negativen Energieflüsse in der Tiefe 120-180 cm im sandigen Unterboden zu einer ausgeglichenen Energiebilanz. Die konvektiven Wärmeströme mit dem Sickerwasser oder kapillar aufsteigendem Wasser wurden bei dieser Betrachtung nicht einbezogen.

Diskussion

Im ersten Untersuchungsjahr ist die hydrologische Situation durch relativ geringe Abweichungen bei den vier Testvarianten gekennzeichnet, so daß eine Abgrenzung der Varianten in Hinblick auf die Ausnutzung des Bodenwasservorrates oder der Sickerwassermengen nach einem Jahr nicht notwendig erscheint. Ein ab Frühsommer 1992 periodisch stark variiertes Krautwachstum und zunehmendes Wurzelwachstum bei den Gehölzen beeinflußt zusätzlich die Wasserbilanz, so daß erst die längerfristige Beobachtung der Vegetation und des Gehölzwachstums zu verlässlichen Ergebnissen führen kann. Die Sickerwassermenge von ca. 300 mm im ersten Jahr kann als verhältnismäßig hoch charakterisiert werden, so daß mit einer entsprechend dimensionierten Sickerwasserbearbeitung gerechnet werden muß.

In Hinblick auf das Wärmeregime treten am Deponiestandort im Jahresmittel erheblich höhere Bodentemperaturen als bei vergleichbaren Standorten auf. Die Wärmequelle ist primär auf den Energiefluß aus der Deponie zurückzuführen; die Exposition nach Süden wirkt sich vermutlich nur modifizierend aus. Die unterschiedlichen Dichtungssysteme unter dem Abdeckboden haben im ersten Untersuchungsjahr keinen Einfluß auf den Wärmehaushalt in der Wurzelzone. Es bleibt abzuwarten, ob die nutzbare Feldkapazität von ca. 120-140 mm im Abdeckboden vollständig erschlossen werden kann und bei den hohen durchschnittlichen Bodentemperaturen auch bei Trockenperioden ausreicht. Erschwerend für die Wasserversorgung in trockenen Witterungsphasen können die Dichtungssysteme wirken, da sie Wasserdampftransport aus tieferen Schichten und damit die Bildung von Wasser durch Kondensation unterbinden.

Literatur:

Feyen, J. (Ed.) (1986):

SWATRER. Reference Manual. Faculty of Agricultural Sciences, Leuven.

Schlüter, U. (1991):

Untersuchungen zur Bepflanzbarkeit von oberflächengedichteten Deponien für Haus- und Siedlungsabfälle neuer Prägung. Unter besonderer Berücksichtigung des Wasser-, Wärme- und Gashaushaltes.

Zwischenbericht. Im Auftrag des Nds. Ministers für Wissenschaft und Kunst.

Das Forschungsvorhaben wurde mit Mitteln des Landes Niedersachsen und der Landeshauptstadt Hannover gefördert.

Anderung der Bodenwassercharakteristik toniger Substrate unter dem Einfluß von Entwässerungsintensität und Auflast

von

Baumgartl, T. und R. Kayser

Einleitung

Vor allem tonige Substrate unterliegen in starkem Maße Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen. In Abhängigkeit von Anzahl und Intensität dieser Zyklen werden die Porenräume umverteilt und die Porenkontinuitäten ebenfalls verändert. Im weiteren Ablauf kann dies zu einer Einregelung von Bodenpartikeln und Ausbildung von chemischen Bindungen zwischen den Bodenpartikeln führen. In einem anfänglich homogenisierten Boden verschiebt sich dadurch der Spannungszustand in dem sich der Boden in seinem Gleichgewichtszustand befindet aus einem isotropen Ausgangszustand hin zu einer Anisotropie mit vertikal höheren Spannungen als horizontal.

Erfährt ein Boden eine Belastung ändern sich mit den Spannungsgrößen zusätzlich auch die Anteile der Porenraumklassen. Der Gesamtporenanteil nimmt ab, der Anteil an Feinporen bleibt konstant bzw. nimmt zu. Damit werden auch die hydraulischen Eigenschaften des betrachteten Bodenausschnitts verändert.

Für eine eindeutige Untersuchung von Böden ist es daher notwendig, die Spannungszustände, die im Boden auftreten zu simulieren. Durch die Probenahme werden Bodenproben hinsichtlich der Bestimmung hydrologischer Parameter je nach Quellungs- bzw. Schrumpfungszustand während des Probenahmezeitpunktes unter nicht eindeutig definierten Spannungszuständen untersucht.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen ist es, diese Spannungszustände im Labor einzustellen und die Bedeutung hieraus abzuleiten.

Folgende Untersuchungsziele ergeben sich hieraus:

Als Funktion der Spannungszustände werden die Wasserspannungs-/ Wassergehaltsbeziehung sowie die gesättigte und die (wasserspannungsabhängige) ungesättigte Wasserleitfähigkeit bestimmt. Eine Bestimmung des durch die Spannungsänderung bzw. durch die Entwässerung sich ändernden Bodenvolumens ist ebenso erforderlich.

Material

Für die Untersuchungen wurde ein Substrat mit einem Tonanteil von 61 % verwendet. Das Bodenmaterial wurde auf eine Lagerungsdichte von 1.43 g/cm^3 eingestellt.

Methodik

Für das untersuchte Substrat wurde eine Entwässerungs-pF/Wassergehaltsbeziehung aus Stechzylindern erstellt.

Zur Verwirklichung der in den Untersuchungszielen gestellten Anforderungen wurde eine Triaxialzelle dahingehend modifiziert, um kontinuierlich sowohl den Wasserfluß zu messen als auch für den ungesättigten Bereich die in der Bodenprobe auftretenden Wasserspannungen mit Minutensensoren zu erfassen. Die Bestimmung der Volumenänderung erfolgt mit Lichtleiterquerschnittswandlern (Abb. 1 u. 2)

(s. a. Mit. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 71, S. 17-20).

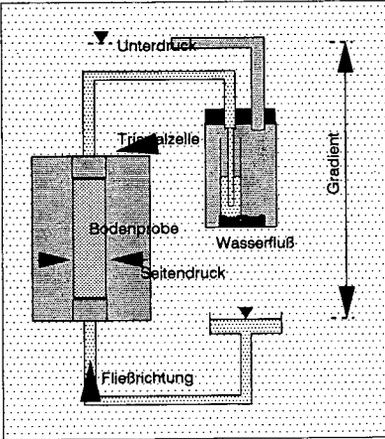


Abb. 1: Versuchsaufbau Wasserfluß Triaxialzelle

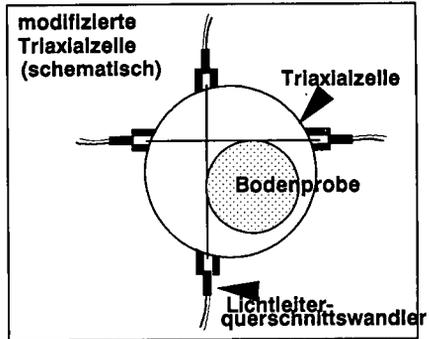


Abb. 2: Querschnitt (von oben) Triaxialzelle mit Lichtleiterquerschnittswandlern

Ergebnisse und Diskussion

Im **gesättigten** Bereich nimmt die Wasserleitfähigkeit mit zunehmenden hydrostatischen Druck, also vertikal = horizontaler Druck ab. Ursache dafür kann zum einen die Verringerung des Porenquerschnittes sein, der durch Verdichtung hervorgerufen wurde, zum anderen können sich auch die Fließwege verlängern bzw. die Tortuosität sich erhöhen. Vergleicht man die tatsächliche Änderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit bei zunehmendem Druck mit der allein durch die Volumenänderung und Verringerung des Porenquerschnittes berechneten so zeigt sich, daß die Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeit

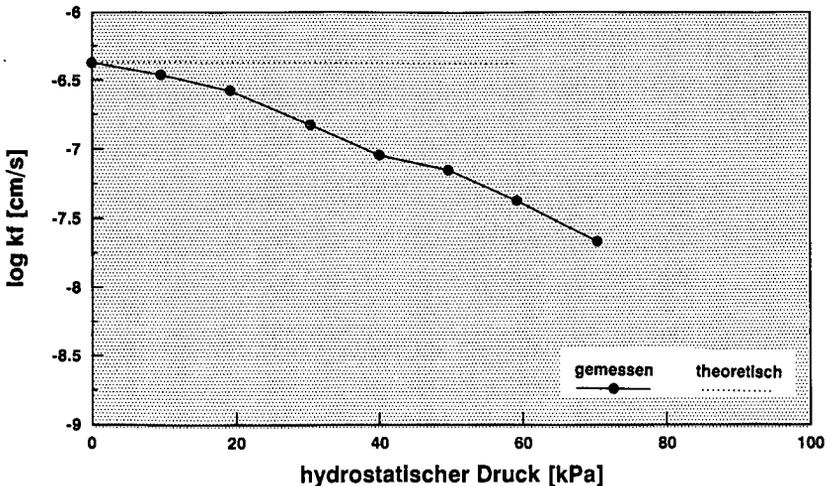


Abb. 3: Gemessene und aus Porenvolumenänderung berechnete gesättigte Wasserleitfähigkeit

higkeit mit zunehmendem hydrostatischem Druck hauptsächlich nur auf eine zunehmende Erhöhung der Tortuosität und Verlangsamung des Wasserflusses bei kleineren Porenradien zurückzuführen ist (Abb. 3).

Die Bestimmung der **ungesättigten** Wasserleitfähigkeit erfolgt mit Hilfe der Parametrisierung von Ausflußkurven.

Unter Verwendung des fit-Programmes SFIT (PARKER AND VANGENUCHTEN) wird aus den Daten des kumulativen Wasserflusses und der Wasserspannung für die sich für verschiedene Unterdruckniveaus im Gleichgewicht befindende Bodenprobe in Abhängigkeit von der Zeit für definierte Randbedingungen die die pF/Wassergehalts- bzw Wasserleitfähigkeits/Wasserspannungskurve beschreibenden VANGENUCHTEN Parameter bestimmt (Abb. 4).

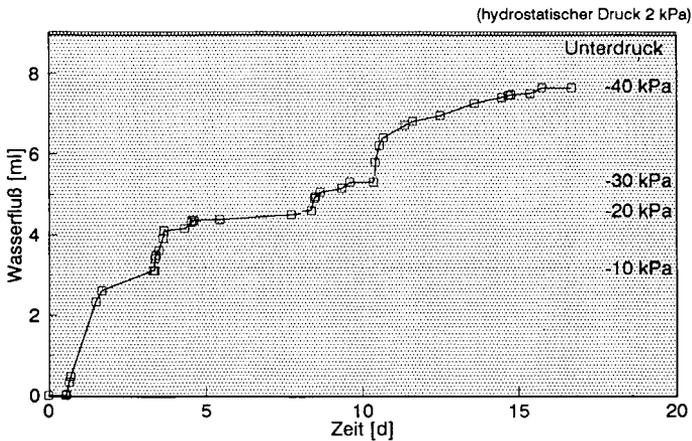


Abb. 4: Ausflußkurve für unterschiedliche Unterdruckniveaus und konstantem Seitendruck

Vergleicht man nun für die gegebenen Untersuchungsbedingungen den Verlauf der pF Kurve, so zeigen sich Unterschiede im Verlauf der pF/Wassergehaltskurven (Abb. 5) zwischen der pF-Kurve ermittelt aus der herkömmlichen Entwässerungs-pF-Kurve ("direkt"), der pF-Kurve unter Berücksichtigung des Porenquerschnitts ("direkt+Berücksichtigung der Porenvolumenänderung") sowie der aus der Parametrisierung der Ausflußkurve sich berechnende pF-Kurve. Die Versuche in der Triaxialzelle (Ausflußkurve) wurden bei einem Seitendruck von 3 kPa (\approx 20 cm Bodentiefe) durchgeführt.

Bei Nichtberücksichtigung des sich ändernden Porenquerschnitts wird der Anteil an größeren Poren zu hoch eingeschätzt. Wird die pF-Kurve aus Ausflußkurven in Triaxialversuchen bei definierten Spannungszuständen bestimmt, so zeigt sich, daß im homogenisierten Boden keine größeren Poren vorhanden. Erst nach Überschreiten des Entwässerungsgrades bzw. der Meniskenkräfte, die größer sind als der Seitendruck, werden Poren entwässert.

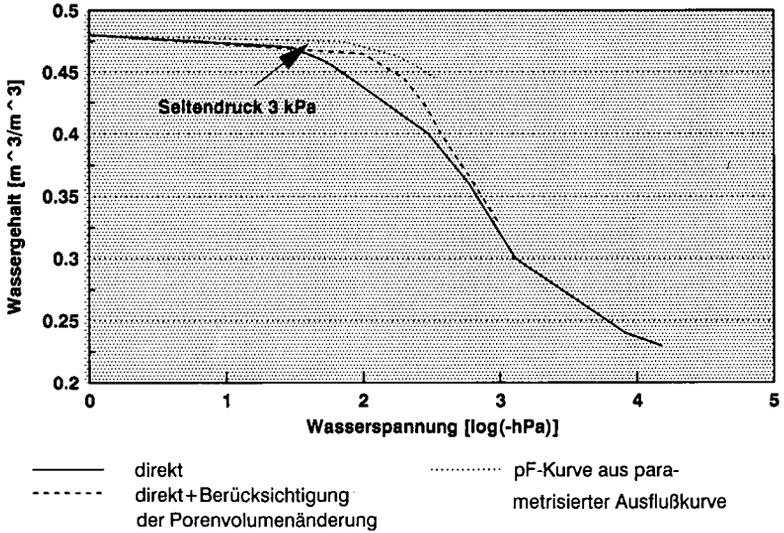


Abb. 5: Wassergehalts-/Wasserspannungsbeziehung erstellt ohne und mit Berücksichtigung der Volumenänderung bzw. aus parametrisierter Ausflußkurve

Schlußfolgerung

- Die Wasserdurchlässigkeit bzw. die Entwässerungscharakteristik von Bodenproben wird durch gegebene Spannungszustände im Vergleich zu Entwässerungs-pF-Kurven ermittelt aus Stechzylindern verändert.
- Zur eindeutigen Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften und der Porenkontuität ist die Kenntnis über Art und Umfang der Porengrößenänderung erforderlich.
- Be- und Entwässerungszyklen führen zu einer Strukturierung und damit zu einer Stabilisierung und stellen ein weiteres dynamisches Kriterium in der Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften von Böden dar.

Literatur

Parker J. C. and Th. van Genuchten (1984): Determining transport paramaters from laboratory and field tracer experiments. Virginia Agricultural Experiment Station, Bulletin 84-3.

Änderungen des Bodengefüges bei der Entnahme von Proben für Denitrifikationsmessungen

von

Beckmann, T.* und D. Köbrich**

Einleitung:

Seit Jahren werden vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der FAL auf den Standorten des SFB 179 Denitrifikationsmessungen durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden früher perforierte VA-Stahlzylinder mit 3,2 cm Durchmesser und 15 cm Länge verwendet. Beobachtungen bei der Probenahme, die stark variierenden Lagerungsdichten in den Zylindern und die hohen Variationskoeffizienten (50-100%) bei den Denitrifikationsmessungen ließen Zweifel an der Ungestörtheit der entnommenen Proben aufkommen und waren Anlaß die entnommenen Proben morphologisch zu untersuchen.

Methode:

An 2 Terminen im Jahr 1992 wurden am SFB-Standort Neuenkirchen (Parabraunerde aus Löß, <22% Ton) ungestörte Kastenproben und eingeschlagene VA-Stahlzylinder mit einem umgebenden Bodenmonolith entnommen. Als mögliche Alternative zu dem bisherigen Verfahren wurden zusätzlich mit einem speziellen Hohlbohrer Kerne (3,6 ϕ x 15 cm, bzw. 5 ϕ x 30 cm) in eingelegten PVC-Hülsen entnommen. Die Proben wurden bei Raumtemperatur an der Luft getrocknet und dann im Vakuum mit Polyesterharz getränkt. Nach Aushärtung wurden Anschliffe und Dünnschliffe angefertigt (ALTEMÜLLER, 1974).

Ergebnisse:

Die ungestört entnommenen Proben zeigen einen lockeren Oberboden mit Krümelgefüge und hohem Anteil an Makroporen im Interaggregatbereich (Abb. 1). Innerhalb der Aggregate findet man eine dichte Schluffkornpackung, wie sie bei beackerten Lößböden üblich ist. Die Anschliffe der Bodenmonolithe zeigen eine starke Verschleppung (max. 7 cm) und Verdichtung des Bodenmaterials durch die Wandreibung innerhalb der Stahlzylinder. Die Probenoberfläche ist durch das Eintreiben zerrütet (Abb. 2). Im mikroskopischen Bereich bestätigen die Dünnschliffe die Befunde am Übersichtsanschliff. Die gesamte Probe innerhalb des Zylinders wird von einer dichtgelagerten Packung aus Schluffkörnern gebildet. Der Anteil an Interag-

* Dorfstraße 6, D-38179 Schwülper-Lagesbüttel

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

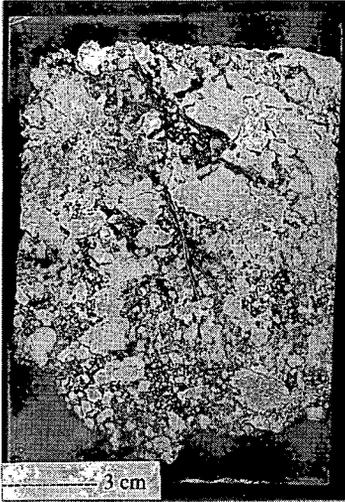


Abb. 1: Ungestört entnommene Bodenprobe mit Krümelgefüge und hohem Makroporenanteil.

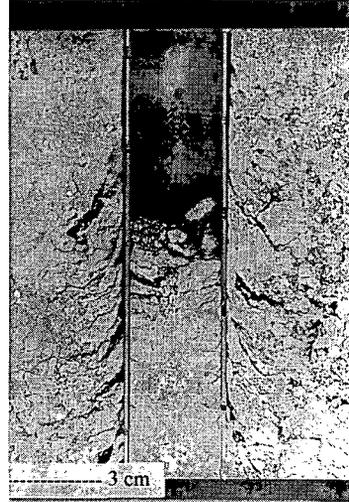


Abb. 2: Bodenmonolith mit VA-Stahlzylinder. Im Zylinder ist der Boden verschleppt und stark verdichtet.

gregatporen des ungestörten Bodens ist vollständig zerstört. Nur einige bei der Probenahme entstandene Risse bilden noch einen Rest an Makroporosität.

Die mittels Hohlbohrer entnommenen Bohrkern zeigen dagegen ein deutlich weniger gestörtes Gefüge auf. Die Makroporosität ist erhalten geblieben, und auch die Dünnschliffe zeigen neben dichten Packungen in den Aggregaten den offenen Makroporenraum.

Die Konsequenz aus dieser Untersuchung war die Umstellung des Probenahmeverfahrens von den bisher verwendeten perforierten VA-Stahlzylindern auf in PVC-Hülsen entnommene Bohrkern. Von den beiden untersuchten Bohrkerngrößen wurde aus apparativen Gründen (Größe der Meßkammer u.a.) die kleinere Variante ($3,6 \phi \times 15 \text{ cm}$) für die weiteren Messungen ausgewählt.

Der Erfolg der Umstellung war:

- geringere Streuung in der Bodendichte der entnommenen Kerne.
- eine geringere Variabilität (10-50%) der N_2O -Messungen.
- leichtere Handhabung und Probenahme im Feld.

Der Bohrer ist innen hinter der Bohrkronen zum Einlegen der Hülse freigedreht, dadurch werden beim Bohren nur geringe Scherkräfte auf die Probe übertragen. Einschränkungen bei der Probenahme treten bei Wassergehalten $>33\%$ (Schmiereffekt) und bei sehr trockenen Verhältnissen auf.

Literatur:

ALTEMÜLLER, H.-J. (1974): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen. In: Freund, H. (Ed.): Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Bd.IV, Tl.2, 309-367:

Überprüfung der Bedingungen des Verdunstungsverfahrens zur Messung der hydraulischen Leitfähigkeit und Vergleich von gemessenen mit vorhergesagten ku-Funktionen des mehrmodalen pF-WG-Modells SHYPPFIT

von

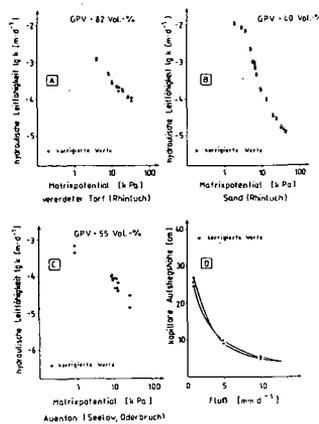
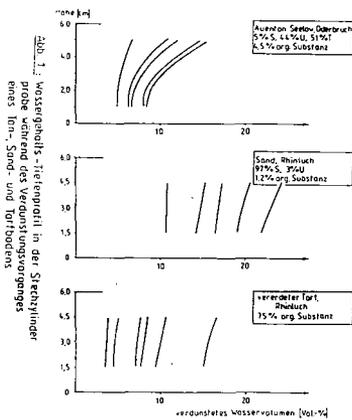
Beisecker, R. und U. Schindler

1. Problemstellung:

Aufgrund der Schlüsselstellung der Wasserretentionsfunktion (pF-Kurve) und der Wasserleitfähigkeitsfunktion (ku-Funktion) zur Erfassung und Beschreibung des Wasserhaushaltes von Böden besteht die Notwendigkeit, diese Kennfunktionen mit *einfachen* und *hinreichend genauen* Verfahren zu ermitteln. Nachfolgend werden daher zwei mögliche Vorgehensweisen zur Bestimmung der ku-Funktion dargestellt. Zunächst werden die Bedingungen einer einfachen Routinemethode zur Bestimmung der Labor-ku-Funktion überprüft und anschließend die mit dem mehrmodalen pF-WG-Modell SHYPPFIT berechneten ku-Funktionen mit gemessenen Labor-ku-Funktionen verglichen.

2. Verdunstungsmethode zur Bestimmung der Labor-ku-Funktion:

Bei der Verdunstungsmethode nach *Schindler (1980)* werden "ungestörte" 250 cm³-Stechzylinderproben (Höhe h = 6 cm) kapillar aufgesättigt und anschließend überstaut. Die Bestimmung des Sättigungswassergehaltes erfolgt durch gravitative Entwässerung nach der Auslaufmethode. Nach basaler Abdichtung werden die Proben auf eine Waage gestellt und der Verdunstung ausgesetzt. Die Berechnung der ku-Werte erfolgt nach dem DARCY-Gesetz unter Annahme quasi-stationärer Bedingungen. Die Messung des hydraulischen Gradienten erfolgt durch 2 Mikrotensiometer in 1,5 cm und 4,5 cm Probentiefe. Die Wassergehaltsänderung in der Meßschicht wird aus dem verdunsteten Wasservolumen ΔV errechnet, wobei aufgrund der spezifischen Probengeometrie bei Annahme einer linearen Feuchteverteilung in der Probe der Wasserfluß q durch die Meßschicht nach folgender Formel errechnet werden kann: $q = 0,5 \Delta V (\Delta t)^{-1}$. Eine ausführlichere Beschreibung der Methode und des Berechnungsverfahrens findet sich bei *Schindler (1980)*. Durch den Einsatz von modernen on-line-gekoppelten Waagen und Mikrotensiometern läßt sich eine weitgehende Automatisierung des Verfahrens zur Routinebestimmung realisieren (*Schindler, 1993*). Neben den für die Anwendung des DARCY-Gesetzes notwendigen Annahmen einer homogenen und isotropen Bodenprobe bei vertikal eindimensionalem Wasserfluß und isothermen Bedingungen ist die entscheidende Voraussetzung dieses Verfahrens die Annahme eines linearen Wassergehalts-Tiefenprofils während eines Zeitintervalls zur Berechnung von ΔV.



Zur Überprüfung dieser Annahme wurden in 3 bzw. 5 Meßtiefen Mikrotensiometer eingebaut und die Wassergerhalte anhand der gemessenen pF-Kurve aus den Matrixpotentialen berechnet. Abbildung 1 belegt, daß die Annahme einer linearen Feuchteverteilung in der Bodenprobe während des Verdunstungsvorgangs für Sand- und Torfböden erfüllt ist. *Wendroth (1990)* konnte eine lineare Feuchteverteilung in der Probe auch für Lössböden bestätigen. Für Tonböden ist diese Annahme jedoch nicht erfüllt (Abb. 1), was dazu führt, daß bei Tonböden die hydraulische Leitfähigkeit überschätzt wird (Abb. 2). Diese Überschätzung hat zwar und der geringen Fließgeschwindigkeit in Tonböden nur geringe praktische Bedeutung, z.B. auf die kapillare Aufstiegshöhe (Abb. 2), dennoch wird zur Zeit an einer Verbesserung des Berechnungsverfahrens für diese Proben gearbeitet, ohne daß dadurch der einfache Meßansatz aufgegeben werden muß.

3. Vorhersage von ku-Funktionen mit dem mehrmodalen pF-WG-Modell SHYFFIT und Vergleich mit gemessenen Labor-k(ψ)-Beziehungen:

Obwohl die Bestimmung der ku-Funktion durch Labor- oder Feldmessungen der genauere und bessere Weg ist, ist die ku-Messung oftmals nicht möglich. Zudem liegen für Modellrechnungen vielfach nur Datensätze mit pF-WG-Werten vor, so daß es in diesen Fällen sinnvoll erscheint, die ku-Funktion anhand einer gemessenen pF-Kurve vorherzusagen. Dabei wird meist nach dem klassischen van Genuchten-Mualem-Modell (VGM) an die gemessenen pF-WG-Daten die Wasserretentionsfunktion nach *van Genuchten (1980)* angepaßt und die hydraulischen Leitfähigkeit mit dem teilkorrelierten statistischen Porenmodell von *Mualem (1976)* vorhergesagt. *Durner (1991)* konnte in seiner Arbeit nachweisen, daß die bei dem klassischen, unimodalen VGM-Modell an aggregierten Böden häufig beobachtete ungenügende Anpassung der pF-Kurve an die gemessenen pF-WG-Daten (vgl. z.B. *Beisecker, 1993*) durch Verwendung eines multimodalen VGM-Ansatzes zur Beschreibung der Retentionsfunktion wesentlich verbessert werden kann. Die multimodale Retentionsfunktion zur Anpassung der pF-Kurve wird aus der linearen Superposition mehrerer s-förmiger van-Genuchten-Funktionen erhalten, wobei die Anzahl der zu optimierenden Parameter mit jeder Modalität zunimmt. Ein vergleichbarer Ansatz zur Anpassung der pF-Kurve bei strukturierten Böden wurde auch von *Othmer et al. (1991)* verwendet. Die hydraulische Leitfähigkeit wird dabei durch numerische Berechnung der relativen Wasserleitfähigkeiten nach dem Mualem-Modell vorhergesagt. Da die ku-Vorhersage direkt an die angepaßte pF-Kurve gekoppelt ist, führt ein anderer Verlauf der angepaßten pF-Kurve auch zu entsprechend anderen ku-Funktionen. Eine ausführliche Darstellung des verwendeten multimodalen VGM-Modells findet sich bei *Durner (1991)*.

Auf einen Vergleich des unimodalen mit dem multimodalen VGM-Ansatz soll hier jedoch nicht näher eingegangen werden. Bedeutsamer erscheint vielmehr die Frage, wie gut die mit dem mehrmodalen VGM-Programm SHYFFIT (*Durner, 1993*) vorhergesagten ku-Funktionen mit den gemessenen Labor-ku-Beziehungen übereinstimmen. Nachfolgend werden exemplarisch einige Ergebnisse dargestellt, wobei die pF-Kurve und k(ψ)-Werte mit der oben beschriebenen Verdunstungsmethoden ermittelt und die pF- und ku-Funktion mit dem mehrmodalen VGM-Modell SHYFFIT errechnet wurden. Zur Umrechnung der vorhergesagten relativen in absolute Leitfähigkeiten wurde ein Quotient aus gemessenen und vorhergesagten ku-Werten einer Probe gebildet und damit die vorhergesagte ku-Funktion entsprechend korrigiert.

Abbildung 3 a zeigt, daß mit dem Programm SHYFFIT (bimodale Anpassung) bei einem Sandboden mit ca. 2 % organischer Substanz die pF-Kurve sehr gut an die gemessenen pF-WG-Daten angepaßt wird und auch die gemessenen k-Werte genau auf der vorhergesagten ku-Funktion liegen. Allerdings decken die gemessenen k(ψ)-Werte nur einen sehr engen Bereich von pF 2 -2,7 ab, so daß der Verlauf der ku-Funktion außerhalb dieses Meßbereichs nicht verifiziert werden kann. Auch bei einer gestörten Moorbodenprobe ergibt sich eine gute Anpassung der pF-Kurve und ku-Funktion mit dem bimodalen VGM-Modell (Abb. 3 b). Die Ergebnisse für den in Abbildung 4 a dargestellten Auenton verdeutlichen, daß die pF-Kurve im Bereich hoher Wassersättigungen nur ungenügend mit Meßwerten belegt ist und in diesem Bereich auch die ku-Vorhersage unbefriedigend ist. Dem-

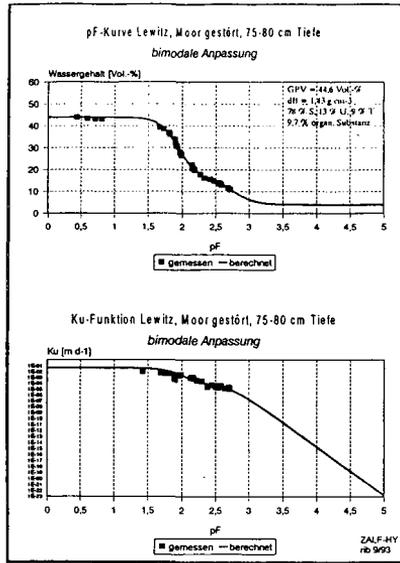
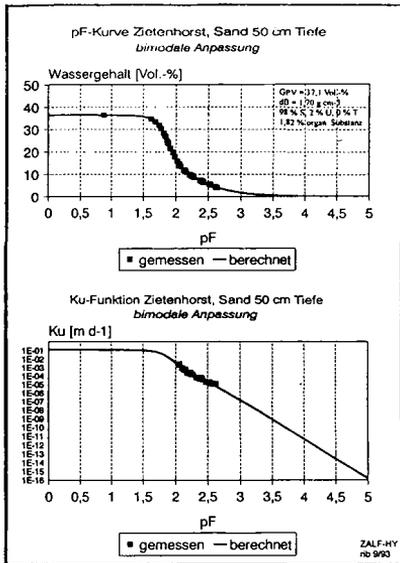


Abb. 3 a,b: Gemessene und vorhergesagte pF-Kurve und ku-Funktion eines Sand und eines Moorbodens

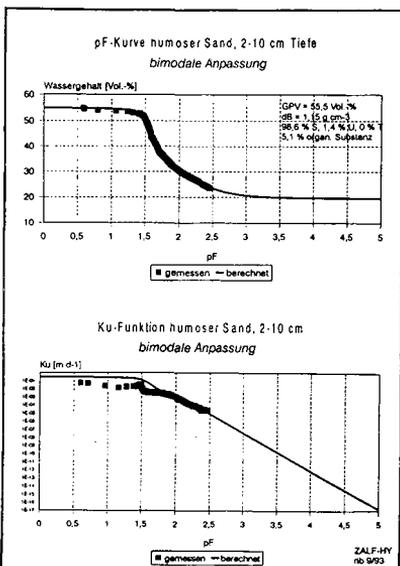
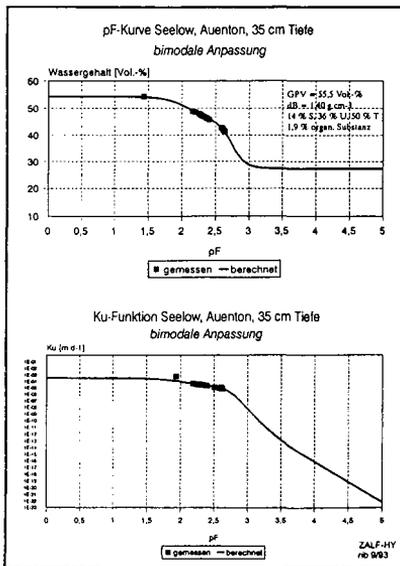


Abb. 4 a,b: Gemessene und vorhergesagte pF-Kurve und ku-Funktion eines Ton- und eines humosen Sandbodens

gegenüber ist die pF-Kurve bei pF-Werten > 2 besser mit Meßwerten dokumentiert, wobei dort auch eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenem und vorhergesagtem ku-Verlauf erreicht wird. Das letzte Beispiel in Abbildung 4 b für einen humosen Sand verdeutlicht, daß mit dem automatisierten, on-line-gekoppelten Verdunstungsverfahren die pF-Kurve und ku-Funktion bis pF 2,5 nahezu lückenlos dokumentiert werden kann. Während die pF-Kurve an die gemessenen pF-WG-Daten mit dem bimodalen Ansatz bei ganz geringen Abweichungen im nahe gesättigten Bereich sehr gut angepaßt werden kann, stimmt die vorhergesagte ku-Funktion nur sehr ungenügend mit den gemessenen k-(ψ)-Werten überein. Insbesondere das Hakenschlagen der gemessenen k-(ψ)-Beziehung und die Abweichungen im nahe gesättigten Bereich sind nicht erklärbar und bedürfen weiterer Forschung. Auch die Berechnung einer trimodalen Anpassung der pF-Kurve bringt eine nur unwesentliche Verbesserung der ku-Vorhersage. Dabei läßt sich nach bisherigem Kenntnisstand nicht entscheiden, wie zuverlässig die ku-Messungen im nahe gesättigten Bereich sind und ob diese Abweichungen möglicherweise auf Meßungenauigkeiten, Struktureffekte und/oder dynamische Instabilitäten bei der Messung zurückzuführen sind. Zudem liegen sowohl für die pF-Kurven als auch die k-(ψ)-Beziehung nur Meßwerte bis ca. pF 2,5 - 2,7 vor, so daß der Verlauf beider Kurven im sehr trockenen Bereich letztlich spekulativ bleibt. Hier ist zukünftig auf eine Erweiterung des Meßbereichs bis pF 4,2 besonderen Wert zu legen.

4. Schlußfolgerung und Ausblick:

Die Verdunstungsmethode nach *Schindler (1980)* ist zur einfachen, routinemäßigen Laborbestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit von Sand-, Torf- und Lößböden geeignet. Eine Verbesserung des Auswerteverfahrens ist für Tonböden erforderlich.

Mit dem mehrmodalen pF-WG-Modell SHYPPFIT (*Durner, 1993*) kann die pF-Kurve wesentlich genauer an die gemessenen Daten angepaßt werden als mit dem klassischen VGM-Modell. Mit SHYPPFIT läßt sich die ku-Funktion anhand der gemessenen pF-WG-Daten grundsätzlich richtig vorhersagen. Die Genauigkeit der Vorhersage hängt ganz wesentlich von der Güte der gemessenen pF-WG-Daten ab, wobei eine ausreichende Dokumentation der pF-Kurve mit Meßwerten bis pF 4,2 unverzichtbar ist. Abweichungen zwischen gemessener und vorhergesagter k-(ψ)-Beziehung treten z.B. bei stark humosen Sanden im nahe gesättigten Bereich auf und bedürfen noch weiterer Untersuchungen. Hinsichtlich der einfachen und sicheren Bestimmung des "matching points" zur Transformation der vorhergesagten relativen Leitfähigkeiten in absolute Werte besteht weiterhin Forschungsbedarf.

Literatur:

- Beisecker, R., 1993: Einfluß langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Stoffverlagerung eines Löß- und eines Sandbodens. Diss. Universität Gießen 197 S.
- Durner, W., 1991: Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit strukturierter Böden. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 20, 180 S.
- Durner, W., 1993: Kurzanleitung zur Benutzung des Programms SHYPPFIT. Unveröffentlichtes Manuskript.
- 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.
- Mualem, Y., 1976: A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12(3), 513-522.
- Othmer, H., B. Dieckkrüger, M. Kutilek, 1991: Bimodal porosity and unsaturated hydraulic conductivity. Soil Science, 152(3), 139-150.
- Schindler, U., 1980: Ein Schnellverfahren zur Messung der Wasserleitfähigkeit im teilgesättigten Boden an Stechzylinderproben. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., 24(1), 1-7.
- Schindler, U., 1993: Methodische Aspekte zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit mit einem Verdunstungsverfahren. Mitteilgn. DBG 71, 177-180.
- Wendroth, O., 1990: Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. Diss. Universität Göttingen 173 S.

Anschritt: Dr. agr. R. Beisecker, Dr. U. Schindler; Institut für Hydrologie ZALF e.V.; Wilhelm-Pieck-Str. 72; 15374 Müncheberg

Zur Eichung von TDR unter Verwendung des gemischt-dielektrischen Modellansatzes

VON

Bohl, H., C.H. Roth, R. Plagge und M. Renner

EINLEITUNG

Die TDR-Technik findet als nicht destruktive Methodik zur Wassergehaltsbestimmung in Böden zunehmend Verbreitung. Zur Ableitung des Wassergehaltes aus den mittels TDR ermittelten Dielektrizitätskonstanten werden in der Regel empirische Eichfunktionen (z.B. Topp 1980) verwendet, die z.T. von Geräteherstellern in die Software integriert sind. Diese Eichfunktionen erwiesen sich jedoch nicht vorbehaltlos für alle Böden als geeignet, so daß in Konsequenz für unterschiedliche Böden und Substrate verschiedene Eichfunktionen erarbeitet wurden (C.H. Roth et al. 1992 u.a.). Als Folge für den Anwender zeichnet sich die Notwendigkeit ab, zukünftig, in Abhängigkeit seines Genauigkeitsanspruches, möglicherweise mit einer Vielzahl von Eichfunktionen arbeiten zu müssen.

Eine Modellanwendung hingegen hätte theoretisch "universelle" Gültigkeit, da die das Dielektrikum beeinflussenden Bodeneigenschaften (Lagerungsdichte, Temp., Textur, Anteil Corg. etc.) ursächlich berücksichtigt würden. Voraussetzung dafür ist jedoch, daß in punkto Genauigkeit und Anwendbarkeit befriedigende Ergebnisse erzielt werden können, was im folgenden exemplarisch geprüft werden soll.

Als Basis der Untersuchung dient ein Datensatz von C.H. Roth et al. 1992, aus dem bereits empirische Eichfunktionen abgeleitet wurden. Dadurch wurde ein vergleichendes Vorgehen von Modellanwendungen und den empirischen Funktionen ermöglicht.

DATENGRUNDLAGE

Der Datensatz von C.H. Roth et al. 1992 umfaßt 16 Eichreihen mineralischer und organischer Substrate. Einige relevante Substrateigenschaften sowie deren Minima und Maxima sind in Tabelle 1a und 1b aufgeführt. Ersichtlich ist zudem im rechten Teil der Tabellen der Wassergehaltsbereich in dem Eichungen durchgeführt wurden, sowie die Anzahl der einzelnen Eichpunkte pro Substrat. Die Untersuchungen wurden sämtlich mit Geräten der Firma Easy Test, Lublin, Polen an gestörtem Probenmaterial durchgeführt. Für weitere Angaben sei auf die o.g. Arbeit verwiesen.

Tabelle 1a: untersuchte mineralische Substrate

Bodentyp (FAO)	Horizont	Bodenart	dB (g/cm ³)	Porosität (cm ³ /cm ³)	Θ (min-max) (Vol%)	Anzahl
Ferralsol	Ah	tS	1.44	0.450	7.3 - 28.7	9
Ferralsol	Bws	tS	1.55	0.419	0.0 - 32.8	11
Luvisol	Bt	lS	1.43	0.447	8.2 - 31.1	6
Podsol	Bhs	uS	1.40	0.449	3.1 - 42.6	12
Luvisol	Ah	sL	1.46	0.449	2.5 - 37.3	8
Luvisol	Bt	stL	1.54	0.414	3.1 - 38.8	8
Calcisol	Ah	sL	1.47	0.428	3.0 - 36.4	8
Calcisol	Btk	lT	1.31	0.482	5.5 - 43.2	7
Chernosem	Ap	lT	1.26	0.448	3.3 - 41.6	8

Tabelle 1b: untersuchte organische Substrate

Bodentyp (FAO)	Horizont	C(org)	dB (g/cm ³)	Porosität (cm ³ /cm ³)	Θ (min-max) (Vol%)	Anzahl
Histosol	H1	54.8	0.26	0.786	6.4 - 78.6	16
Histosol	H2	48.7	0.58	0.581	2.9 - 57.5	15
Arenosol	O1	44.0	0.24	0.678	12.2 - 67.8	8
Arenosol	O2	41.8	0.20	0.715	5.7 - 51.7	7
Arenosol	O3	38.9	0.36	0.660	7.1 - 66.0	9
Arenosol	O4	32.2	0.37	0.753	3.8 - 75.3	11
Arenosol	Ah	10.5	0.77	0.527	1.5 - 52.7	8

Als Ergebnis der zitierten Untersuchung wurden u.a. die Polynome für die mineralischen- und organischen Substrate ermittelt (Tab.2), auf die im folgenden vergleichend Bezug genommen wird.

Tabelle 2: Parameter, $\Theta(\epsilon) = a + b\epsilon + c\epsilon^2 + d\epsilon^3$ (C.H. Roth et al. 1992)

	a	b	c	d
mineralische Substrate	-7.28E-02	4.88E-02	-1.95E-03	3.61E-05
organische Substrate	2.33E-02	2.85E-02	-4.31E-04	3.04E-06

MODELLANWENDUNG

Zur Anwendung kam, sowohl für den gesamten Datensatz, als auch getrennt nach mineralischen- und organischen Substraten:

1. das 3-Phasen-Modell nach Tinga et al. 1973

$$\epsilon_c^\alpha = (\Theta \epsilon_w^\alpha + (1 - \eta) \epsilon_s^\alpha + (\eta - \Theta) \epsilon_a^\alpha)^{1/\alpha}$$

2. das gemischte 4-Phasen-Modell nach Dobson 1985

$$\epsilon_c^\alpha = (\Theta_{bw} \epsilon_{bw}^\alpha + \Theta_{fw} \epsilon_{fw}^\alpha + (1 - \eta) \epsilon_s^\alpha + (\eta - \Theta) \epsilon_a^\alpha)^{1/\alpha}$$

Als Grundlage für die Eichung wird nach Θ (resp. Θ_{bw} und Θ_{fw}) aufgelöst, was nicht im einzelnen dargestellt werden soll. Bei den Modelleingabeparametern (Symbolverzeichnis umseitig) wurden folgende vereinfachende Annahmen getroffen: $\epsilon_s(\min) = 3.9$ und $\epsilon_s(\text{org}) = 5$ (K. Roth 1990); sowie zusätzlich beim 4-Phasen-Modell: $\epsilon_{bw} = 5$ (Dasberg und Hopmans 1992) und $\alpha = 0.65$ (Dobson 1985). Optimierte wurde somit bei der Anwendung des 3-Phasen-Modells der Parameter α ; beim 4-Phasen-Modell der Parameter Θ_{bw} .

Die Anpassungen erfolgten konventionell nach der kleinsten Summe der Abweichungsquadrate:

$$Q = \sum [\Theta_i(\text{grav}) - \Theta_i(\text{TDR})]^2$$

Als Maß für die Güte der Anpassung wurde der Standardfehler der Schätzung gewählt:

$$s(\text{TDR})_{(\text{grav})} = \sqrt{\frac{[\Theta_i(\text{grav}) - \Theta_i(\text{TDR})]^2}{n-2}}$$

ERGEBNISSE

Wie aus Tabelle 3 ersichtlich, ergeben sich bei der Anwendung des 3-Phasen-Modells relativ die höchsten Standardfehler. Weiter zeigen sich, im Gegensatz zu Untersuchungen von K. Roth 1990, unterschiedliche α -Werte für die verschiedenen Substrate, was unter dem Gesichtspunkt der Anwenderfreundlichkeit als problematisch zu bewerten ist.

Mittels des 4-Phasen-Modells hingegen ($\alpha \text{ konst} = 0.65$) kann für die gesamten Datensatz (mineralisch und organisch) eine Genauigkeit erzielt werden, die der aus den zwei empirischen Funktionen von C.H. Roth 1992 vergleichbar ist. Dies ist insofern bemerkenswert, da die Optimierung von Θ_{bw} grob vereinfachend jeweils für sämtliche mineralischen- und organischen Substrate durchgeführt wurde.

Tabelle 3: Ergebnisübersicht

Substrat	n	Eichverfahren	α	Standardfehler (Vol%)
mineralisch	77	3-Phasen-Modell	0.52	2.27
		4-Phasen-Modell $\Theta_{\text{bw}} = 3.6 \text{ Vol.}\%$	0.65	1.80
		C.H. Roth '92 (min.)		1.43
		Topp '80		2.42
organisch	74	3-Phasen-Modell	0.34	3.21
		4-Phasen-Modell $\Theta_{\text{bw}} = 11.1 \text{ Vol}\%$	0.65	2.94
		C.H. Roth '92 (org.)		3.41
mineralisch und organisch	151	3-Phasen-Modell	0.41	3.78
		4-Phasen-Modell $\Theta_{\text{bw}}(\text{min}) = 3.6$ $\Theta_{\text{bw}}(\text{org}) = 11.1$	0.65	2.42
		C.H. Roth '92 (min+org)		2.57

Ferner aufgeführt ist exemplarisch die Funktion von Topp 1980, die für die mineralischen Substrate den höchsten Standardfehler aufweist.

Der Vergleich der Ergebnisse der mineralischen- und der organischen Substrate zeigt, daß zwar generell die Fehler bei den organischen Substraten größer sind, die Modellanwendung aber bei organischen Substraten zu geringeren Fehlern führt. Dieses könnte den prinzipiellen Vorteil der Modellanwendung andeuten, der gegenüber empirischen Funktionen umso ausgeprägter sein müßte, je stärker die untersuchten Substrate in ihren Eigenschaften variieren (vgl. Tab. 1a mit 1b).

Dennoch sind auch die mittels des 4-Phasen-Modells ermittelten Standardfehler relativ groß, was vermutlich teilweise auf die getroffenen, offensichtlich zu stark vereinfachenden Annahmen bei der Modelleingabe zurückzuführen ist. Zu berücksichtigen ist zudem der Meßfehler, der unter der Voraussetzung, daß sich TDR-Eichreihen mittels eines Polynomes dritten Grades abbilden lassen, aus den Polynomeinzelanpassungen aller Eichreihen mit 1.3 Vol% ermittelt wurde.

FAZIT

Auf der Datengrundlage von C.H. Roth et al.(1992) ist im Vergleich zu den aus selbigem Datensatz abgeleiteten empirischen Eichfunktionen festzustellen:

- die Anwendung des 3-Phasen-Modells führt zu keiner Resultatsverbesserung
- das 4-Phasen-Modell ermöglicht trotz der getroffenen stark vereinfachenden Annahmen eine vergleichbare Genauigkeit

Um zukünftig die Potentiale der Modellanwendung in größerem Maße nutzen zu können, müßten die Parameter ϵ_s , ϵ_{bw} und θ_{bw} substratabhängig spezifiziert werden. Dabei wäre unter dem Gesichtspunkt der Anwenderfreundlichkeit die Erarbeitung von Schätzrahmen für diese Modelleingabeparameter anzustreben.

LITERATUR

Dasberg, S., and J.W. Hopmans. 1992. Time domain reflectometry calibration for uniformly and nonuniformly wetted sandy and clayey loam soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1341-1345.

Dobson, M.C., F.T. Ulaby, M.T. Hallikainen, and M.A. El-Rayes. 1985. Microwave dielectric behavior of wet soil. Part II: dielectric mixing models. IEEE trans. Geosci. Remote Sensing GE-23:35-46.

Roth, C.H., M.A. Malicki, and R. Plagge. 1992. Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. J. Soil Sci. 43:1-13.

Roth, K., R. Schulin, H. Flühler, and W. Attinger. 1990. Calibration of time domain reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. Water Resour. Res. 26:2267-2273.

Tinga, W.R., Voss, W.A.G. & Blossey, D.F. 1973. Generalised approach to multiphase dielectric mixture theory. Journal of Applied Physics 44: 3897-3902.

Topp, G.C., J.L. Davis, und A.P. Annan. 1980. Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. Water Resour. Res. 16:574-582

SYMBOLVERZEICHNIS

ϵ_c = Dielektrikum Boden	η = Porosität	(cm ³ /cm ³)
ϵ_a = Dielektrikum Luft	Θ = Wassergehalt	(cm ³ /cm ³)
ϵ_s = Dielektrikum Festsubstanz	Θ_{fw} = ungeb. Wasser	(cm ³ /cm ³)
ϵ_w = Dielektrikum Wasser	Θ_{bw} = geb. Wasser	(cm ³ /cm ³)
ϵ_{fw} = Dielektrikum ungebundenes Wasser	$\Theta(\text{grav})$ = thermogravimetr.	(cm ³ /cm ³)
ϵ_{bw} = Dielektrikum gebundenes Wasser	$\Theta(\text{TDR})$ = Θ aus Modell	(cm ³ /cm ³)

Zur Darstellung der Makroporenwirkung in der Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit nach VAN GENUCHTEN

Von

Bohne, K.

1. Einführung

Makroporen nehmen in den meisten Böden nur einen kleinen Volumenanteil ein. Da jedoch ihre hydraulische Leitfähigkeit extrem hoch ist, können sie im wassergefüllten Zustand die Voraussetzungen für schnelle Schadstoffverlagerungen schaffen. Obwohl die Bedingungen für die Anströmung größerer Hohlräume im Boden kompliziert sind (PHILIP 1990), muß man zumindest bei Infiltration mit gesättigter Bodenoberfläche die Füllung der Makroporen annehmen. Die von GERMANN (1990) und anderen beobachteten präferentiellen Fließwege bestehen ebenfalls zum Teil aus Makroporen.

Daten der hydraulischen Leitfähigkeit, die Makroporenwirkung enthalten, stehen wegen der besonderen methodischen Schwierigkeiten in diesem Meßbereich praktisch nicht zur Verfügung. Der Filtrationskoeffizient K_f , d.h. die gesättigte Wasserleitfähigkeit, ist u.a. wegen der Inklusionsluft-Problematik mit großen Unsicherheiten behaftet.

Bei der Anpassung von Funktionen an Leitfähigkeitsdaten $K(h)$ tritt in den gebräuchlichen Modellen die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K_s als Faktor auf. Dieser Parameter ist jedoch mit dem Filtrationskoeffizienten nicht identisch, sondern wird günstiger als freier Parameter behandelt. Der so angepaßte Parameter K_s fällt allerdings oft kleiner als der empirische Wert von K_f aus, was darauf hindeutet, daß die benutzte $K(h)$ -Funktion die Makroporenwirkung nicht angemessen zum Ausdruck bringt. Deshalb wurden mehrmodale Modelle der Porengrößenverteilung entwickelt (DURNER 1991, GERKE 1993), die hier jedoch nicht geprüft wurden. Stattdessen soll versucht werden, auch die Makroporenwirkung mit einem unimodalen Modell der hydraulischen Leitfähigkeit auszudrücken.

2. Theorie

VERECKEN (1988) hat vorgeschlagen, das Leitfähigkeitsmodell von MUALEM (1976) durch einen Parameter b zu erweitern:

$$K(S_i) = K_s S_i^x \left(\int_0^{S_i} h(S)^{-b} dS / \int_0^1 h(S)^{-b} dS \right)^2 \quad (1)$$

S relativer Wassergehalt $S = (\theta - \theta_r) / (\theta_s - \theta_r)$

h Saugspannungshöhe

K_s hydraulische Leitfähigkeit des gesättigten Bodens

θ_r, θ_s Restwassergehalt bzw. Wassergehalt bei Sättigung

x Parameter

Verwendet man für $h(S)$ die Retentionsfunktion nach VAN GENUCHTEN (1980)

$$h(S) = \alpha^{-1} (S^{-1/m} - 1)^{1/n}, \quad (2)$$

so ergibt sich

$$K(S_i) = K_s S_i^x \left(\int_0^{S_i} (S^{-1/m} - 1)^{b/n} dS / \int_0^1 (S^{-1/m} - 1)^{b/n} dS \right)^2 \quad (3)$$

Die Substitutionen

$$y = S^{1/m} \quad u = m + b/n \quad v = l - b/n$$

bringen Gl. (3) in die Form

$$K(S_i) = K_s S_i^x \left(\int_0^{y_i^m} y^{u-1} (1-y)^{v-1} dy / \int_0^1 y^{u-1} (1-y)^{v-1} dy \right)^2, \quad (4)$$

die die Anwendung der vollständigen BETA-Funktion B (Integration von 0 bis 1) bzw. der unvollständigen BETA-Funktion B_{y_i} (Integration von 0 bis y_i^m) ermöglicht. Damit ergibt sich für K(S) die Berechnungsleichung

$$K(S_i) = K_s S_i^x (B_{y_i}(u, v) / B(u, v))^2 \quad (5)$$

bzw. nach Rücksubstitution

$$K(S_i) = K_s S_i^x (B_{y_i}(S_i^{1/m}, m+b/n, l-b/n) / B(m+b/n, l-b/n))^2 \quad (6)$$

Es ist zu beachten, daß die BETA-Funktion nur für Argumentwerte >0 definiert ist. Daraus resultiert im Hinblick auf den Parameter b die Beschränkung $b < n$. Die Ableitung einer Gleichung in geschlossener Form gelang VAN GENUCHTEN für $b=1$. Für $b \neq 1$ kann sie nicht benutzt werden, und K ist mit Gl.(6) zu berechnen.

3. Methode

Für ausgewählte Böden mit bekannten Daten $\theta(h)$ und $K(S)$ wurden die Parameter der Gleichungen (2) und (6) mit Hilfe von Verfahren der Parameteroptimierung bestimmt. Dabei wurden die Parameter θ_r , θ_s , α , n und m an die Retentionsdaten und K_s , x und b an die Leitfähigkeitsdaten angepaßt. Dieses Verfahren bietet den Vorteil, daß mit einem Parametersatz sowohl die Retentionsfunktion als auch, wie zu zeigen ist, die Leitfähigkeitsfunktion befriedigend beschrieben werden kann.

4. Ergebnisse

b -Werte größer als 1 führen bei wenig geänderter Gestalt der Leitfähigkeitsfunktion zu einer Abnahme der relativen hydraulischen Leitfähigkeit $K_r = K/K_s$. Legt man einen Koinzidenzpunkt (matching point) bei der Saugspannung h_m fest, so daß $K_{b=1, K_s}(h_m) = K_{b \neq 1, K_s}(h_m)$ gilt, so erhält man einen neuen (makroporenbedingten) K_s -Wert aus

$$K_{s, b} = \frac{K(h_m)}{K_{r, b}(h_m)} \quad (7)$$

Den Verlauf der Funktion für $h_m=10$ cm zeigt Fig. 1. Die Festlegung eines Koinzidenzpunktes entfällt, wenn man alle Parameter an die Stützstellen der hydraulischen Funktionen anpaßt. Bei Böden mit starrer Matrix wird empfohlen, den empirischen Filtrationskoeffizienten K_f einer sehr kleinen Saugspannung (z.B. 0.1 cm) zuzuordnen und als empirischen Datenpunkt zu verwenden. Unter diesen Bedingungen erhält man für viele Böden Anpassungen, die insbesondere im Bereich nahe der Sättigung besser sind als die, die sich ohne Verwendung des Parameters b erzielen lassen. Fig. 2 und Tab.1 zeigen Anpassungsergebnisse, die unter verschiedenen Optionen erzielt worden sind. Parametersätze, die b nicht verwenden, haben die Tendenz, die gesättigte Leitfähigkeit zu unterschätzen.

Steht kein empirischer Filtrationskoeffizient zur Verfügung, der dem Parameter K_s der Leitfähigkeitsfunktion nahe kommen dürfte, wie das insbesondere bei geschrumpften Substraten der Fall ist, so ergeben sich bei Verwendung von b extrapolierte K -Werte, die im Bereich $h < 1$ cm bedeutend größer sind als die mit $b=1$ berechneten (Fig.3).

Von ca. 100 Bodenhorizonten, deren hydraulische Parameter bestimmt wurden, ergaben jedoch weniger als die Hälfte b -Werte oberhalb von 1. Daraus wird geschlossen, daß nicht in allen Bodenproben, die hier zur Untersuchung kamen, Makroporen von Bedeutung sind.

Bei der Berechnung von Transportprozessen zeigt sich, daß Parametersätze mit b deutlich zu anderen Ergebnissen führen als die Parametersätze der gleichen Böden, die b nicht enthalten. Dies gilt in

besonderem Maße für die Infiltration bei gesättigter Bodenoberfläche bzw. Überstauung und dürfte daher für den Schadstofftransport relevant sein. (Fig. 4).

5. Schlußfolgerungen

Es wird empfohlen, den Parameter b zur Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit ungesättigter Böden zu verwenden. Um die Anzahl der Parameter nicht anwachsen zu lassen, wäre es vorteilhaft, den Parameter x auf den von MUALEM empfohlenen Wert von 0.5 festzulegen. Wenn Beziehungen zwischen b und anderen Bodenmerkmalen gesichert werden können, ergibt sich für die Vorhersage der hydraulischen Leitfähigkeit möglicherweise eine neue Chance.

Literatur

GERKE, H.H.; VAN GENUCHTEN, M.T.

A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resour. Res. 29(1993) 2, 305-319

GERMANN, P.

Preferential flow and generation of runoff. Water Resour. Res. 26(1990) 3055-3063

DURNER, W.

Vorhersage der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden mit mehrmodalen Porensystemen.

Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges. 66(1991) 1,127-130

MUALEM, Y.

A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 1976, 513-522

PHILIP, J.R.

Some general remarks on the seepage exclusion problem. Water Resour. Res. 26(1990) 3, 369-377

VAN GENUCHTEN, M.T.H.

A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils

Soil Sci. Soc. of Am. Journal 44 (1980) 892-898

VERECKEN, H.

Pedotransfer functions for the generation of hydraulic properties for Belgian soils. Kath. Univ. te Leuven, Doctoraatsproefschrift 171, 1988

Tab. 1: Ausgewählte Parameterwerte (Option 1: Ohne b, Option 2: Mit b)

	SAND	SCHLUFFIGER SAND	LEHM	stark aggr. TON
θ_r	0.8568	0.02465	0	0.2311
θ_s	0.3225	0.2983	0.32202	0.5313
α (l/cm)	0.023952	0.017510	0.016605	0.11471
n	2.58147	1.85870	1.19878	1.51934
m	0.612624	0.4620	0.165819	0.341819
x	Opt. 1 0.54 Opt. 2 0.041	1.71 0.5	0.5 0.5	1.0 0.74
b	Opt. 1 - Opt. 2 1.76632	- 1.25620	- 1.10576	- 1.27306
Ks (cm/d)	Opt. 1 9.70 Opt. 2 99.4	60.4 87.7	4.47 24.6	353. 5000.
SD(θ)	0.00507	0.00834	0.00341	0.00235
SD(lg K)	Opt. 1 0.250 Opt. 2 0.243	0.157 0.134	0.165 0.166	0.1546 0.0268

Fig. 1 : Calculated functions of unsaturated hydraulic conductivity

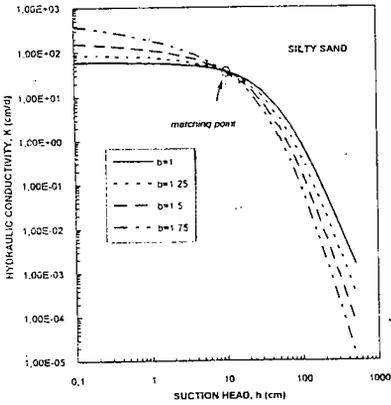


Fig. 2 : Hydraulic conductivity measured and fitted

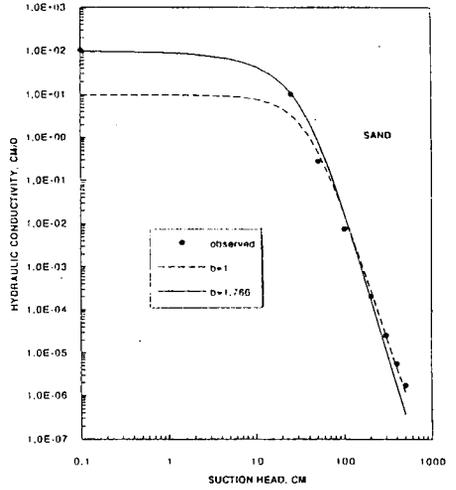


Fig. 3 : Measured and calculated unsaturated hydraulic conductivity functions

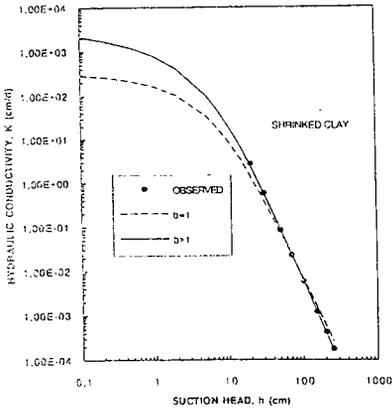
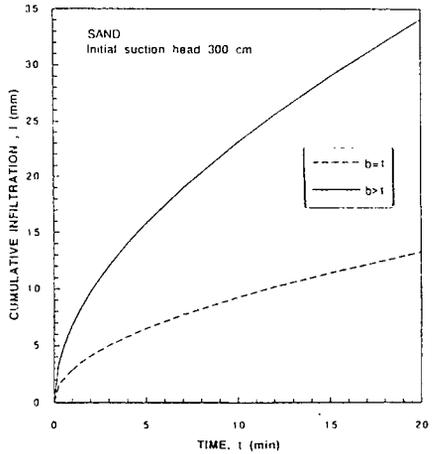


Fig. 4 : Calculated cumulative infiltration (PHILIP equation)



Veränderung physikalischer Eigenschaften hart-
setzender Böden durch Zugabe von Ferrihydrit und
Al-Hydroxid

von

Breuer, J. und U. Schwertmann

Als hartsetzend (von engl. *hardsetting*) werden Böden bezeichnet, die im trockenen Zustand strukturlos und von großer Härte sind, bei rascher Wasserzufuhr jedoch sofort zerfließen. Redoximorph geprägte und damit sehr Fe-oxid arme Alfi- und Inceptisole aus Alluvien im semiariden Nordkamerun sind hartsetzend, und daher wegen der schlechten Bearbeitbarkeit und geringen Wasserinfiltration nicht nachhaltig zu nutzen.

Als Ursache des Hartsetzens wird das völlige Fehlen strukturfördernder Bodenbestandteile (organische Substanz, Metalloide) vermutet. Vorangegangene Feldversuche hatten gezeigt, daß Behandlung mit CaSO_4 zur Verringerung der Tondispersierung oder Mulchen wenig Einfluß auf das Hartsetzen hatten. Daher wurde in Laborexperimenten geprüft, ob Ferrihydrit und Al-Hydroxid in hartsetzenden Böden als Gefügebildner wirken können.

Schon geringe Zusätze von Ferrihydrit verringern die Zugfestigkeit künstlicher lufttrockener Aggregate aus hartsetzendem Bodenmaterial deutlich. Die Wirkung des Ferrihydrits nimmt unterproportional zur zugegebenen Menge zu. Niedrige Zusätze an Al-Hydroxid bedingen geringere Zugfestigkeit der Aggregate, bei höheren Zugaben nimmt sie dann wieder zu. Dies wird als Folge der Veränderung der Ladungsverhältnisse in den Proben gesehen. Geringe Zusätze des positiv geladenen Al-Hydroxids neutralisieren die negative Ladung der Tonminerale, wodurch der Boden in die Nähe seines Ladungsnullpunkts rückt und der Ton flokkt. Die Bodenteilchen regeln sich daher nicht so gut ein und die Matrixpotentialkräfte zwischen den Teilchen sind gering. Höhere Zugaben an Al-Hydroxid führen dagegen zu einer positiven Nettoladung und damit erneut zur Dispersierung des Tones, guter Einregelbarkeit und hohen Matrixpotentialkräften (Zugfestigkeit). Eine solche Ladungsumkehr bewirkt Ferrihydrit bei gleicher Zugabe (3%) nicht, vermutlich weil er weniger Ladungen pro Gewichtseinheit trägt als Al-Hydroxid. Durch Ferrihydrit und Al-Hydroxid nimmt der wasserdispersierbare Ton ab und die wasserdispersierbaren Grobschluff- und Sandfraktionen zu. Die Perkolationsstabilität nimmt mit steigender Zugabe generell ebenfalls zu, wobei jedoch bodenspezifische Unterschiede bestehen. Zugfestigkeit und Perkolationsstabilität sind vom wasserdispersierbaren Ton abhängig.

Die Ergebnisse bestätigen, daß die Härte hartsetzender Böden vor allem durch den dispergierbaren Ton bedingt ist und lassen vermuten, daß eine anorganisch-chemische Meliorierung hartsetzender Böden im Initialstadium einer Rekultivierung gute Erfolge bringen könnte. Sie zeigen auch, daß anorganische Bodenbestandteile mit geringer Kristallordnung eine bedeutende Rolle als Strukturbildner in Böden spielen können.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde der Technischen Universität München, 85350 Freising-Weihenstephan

Auswirkungen der Stilllegung von Grünland-Standorten auf die pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium

von

Broll, G. und K.F. Schreiber

Einleitung

Die Veränderung der Gehalte an pflanzenverfügbaren Nährstoffen nach einer Flächenstilllegung spielt nicht nur im Falle der Brachlegung von Ackerstandorten eine Rolle, sondern z.B. im Zusammenhang mit der Extensivierung oder der Landschaftspflege auch für Grünlandstandorte (u.a. SCHREIBER 1985, BRIEMLE et al. 1991, BROLL et al. 1993).

Die Untersuchungen sind Teil eines Grünlandbrache-Projektes in Baden-Württemberg, das sowohl die Erfassung der ökologischen Veränderungen nach Stilllegung von Grünland zum Ziel hat als auch im Zusammenhang mit Flächenumwidmungen Empfehlungen für den Einsatz von Landschaftspflegemaßnahmen geben möchte. Dazu werden die Auswirkungen extensiver Pflegemaßnahmen (Beweidung, Mulchen, Mähen, kontrolliertes Brennen) auf Vegetation, Böden und Fauna mit den Bedingungen auf Sukzessionsparzellen, die vollkommen ungestört bleiben, verglichen (u.a. SCHIEFER 1981, SCHREIBER & SCHIEFER 1985, HANDKE 1988, BROLL 1989, NEITZKE 1991). Im Rahmen der hier vorgestellten Untersuchungen der Veränderung der pflanzenverfügbaren Gehalte an Phosphat und Kalium nach der Stilllegung wird nur die Landschaftspflegemaßnahme "Mulchen 2x jährlich" im Vergleich zur Parzelle "Ungestörte Sukzession" betrachtet.

Untersuchungsflächen und Methoden

Das Gesamtprogramm umfaßt 14 Standorte, die sich auf ganz Baden-Württemberg verteilen. Der Tab. 1 sind die Standortcharakteristika von vier ausgewählten Flächen zu entnehmen.

Tab. 1: Standortcharakteristika von vier ausgewählten Untersuchungsflächen (verändert nach SCHREIBER 1993)

Ort	Region	Höhe über NN (\pm m)	Jahresmitteltemp. ($^{\circ}$ C)	Niederschlag (\pm mm)	vorherrschende Ausgangsvegetation
St. Johann	Schwäbische Alb (mittl. Kuppenalb)	760	6 - 6,5 $^{\circ}$	1000	Weide-Halbtrockenrasen (Gentiano-Koelerietum)
Melchingen	Schwäbische Alb (mittl. Kuppenalb)	810	5,5 - 6 $^{\circ}$	900	Montane Glatthaferwiesen (Alchemillo-Arrhenatheretum typicum)
Fischweier	NW-Schwarzwald (Albtal)	220	8 - 8,5 $^{\circ}$	950	Feucht- und Nasswiesen (u.a. Alchemillo Arrhenatheretum polygonetosum)
Plättig	NW-Schwarzwald	740	6 - 6,5 $^{\circ}$	1900	Kälberkopf-Quellstaudenflur (Chaerophyllo-Ranunculetum aconitifolii)

Ort	Ausgangssubstrat	Bodentyp	pH (CaCl ₂), 0 - 4 cm, 1991
St. Johann	Weißjurakalk	Braunerde-Rendzina	5,6 - 6,2
Melchingen	Weißjurakalk	Terra fusca	5,0 - 6,4
Fischweier	Auensediment	Braunerde-Gley (im Bereich der hier einbezogenen Dauerquadrate)	4,1 - 4,3
Plättig	Granit	Anmoorhanggley	4,0 - 4,4

^{*)} WWU Münster, Institut für Geographie, Abt. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26-28, 48149 Münster

Die Bodenprobennahme erfolgt seit 1975 alle 3 bzw. 4 Jahre in verschiedenen Tiefen, wobei jeweils 6 Standortparallelen in jeder Tiefe genommen werden. Neben der Bestimmung u.a. von pH (CaCl_2), C_{org} und N, werden die Phosphat- und Kaliumgehalte nach der CAL-Methode bestimmt. Die P- und K-Analysen sind von der LUFA Augustenberg durchgeführt worden (VDLUFA 1991).

Ergebnisse und Diskussion

Bei allen Versuchsflächen steigt unabhängig von der Pflegemaßnahme, ausgehend von 1975 bis 1981, teilweise bis 1984, sowohl der Phosphat- als auch der Kaliumgehalt an. In der Regel liegen vor allem die P-Gehalte auf den Kalkstandorten niedriger (s. Abb. 1) als auf den übrigen Flächen mit silikatischem Ausgangssubstrat (s. Abb. 2). In allen hier vorgestellten Fällen erfolgte während der letzten Jahre vor Nutzungsaufgabe keine Düngung mehr. Nach neun, spätestens nach zwölf Jahren sinken die Nährstoffgehalte ab (s. Abb. 1 und 2). Nach 16 Jahren Brache sind sie in den meisten Fällen unter die Gehalte zu Beginn der Flächenstilllegung gefallen. Der Rückgang der pflanzenverfügbaren Nährstoffe ist auf den Kalkstandorten am stärksten zu verzeichnen.

Ursache für den Anstieg der Phosphat- und Kaliumgehalte in den ersten sechs bis neun Jahren nach der Flächenstilllegung auf ca. das Doppelte ist der fehlende Entzug von Pflanzenmaterial. Bei beiden Behandlungsvarianten kommt es dadurch zu einer Anreicherung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen in den obersten Zentimetern des Bodens. Ähnliches haben GISI & OERTLI (1981) auf einigen ihrer Brachflächen für Kalium ebenfalls festgestellt. Im Falle der "Natürlichen Sukzession" verbleibt die in den ersten Jahren noch relativ leicht zersetzbare Streu auf der Parzelle, ebenso das Mulchmaterial bei der Pflegemaßnahme "Mulchen 2x jährlich". Die tiefere Durchwurzelung auf den Sukzessionsparzellen ermöglicht es den Pflanzen, zusätzlich Ionen aus tieferen Horizonten aufzunehmen. Diese Nährstoffe erhöhen dann später durch den Streufall die Gehalte im Oberboden.

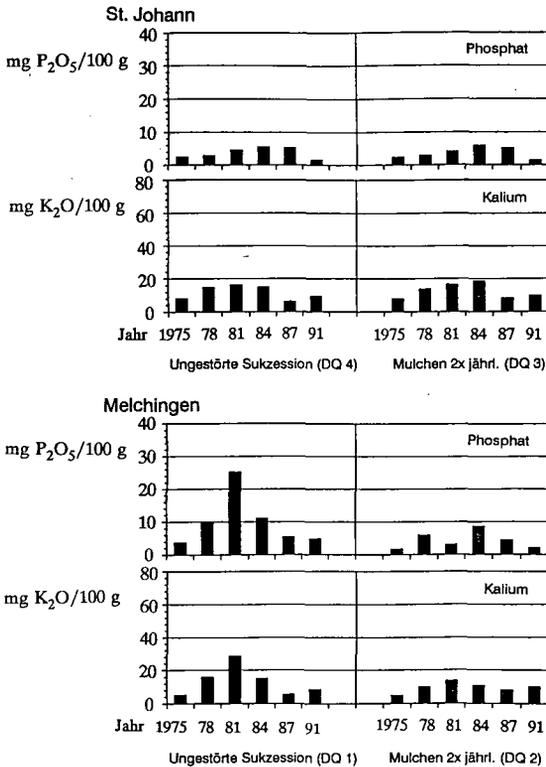


Abb. 1: Pflanzenverfügbare Phosphat- und Kaliumgehalte in 0-4 cm Tiefe auf den Versuchsflächen St. Johann und Melchingen

Die Ursachen für das Absinken der Phosphat- und Kaliumwerte sind je nach Pflegemaßnahme unterschiedlich. Im Falle der Sukzession werden die Nährstoffe im Laufe der Zeit sowohl in der oberirdischen Phytomasse als auch in der zunehmend schlechter abbaubaren und mächtiger werdenden Streuauflage festgelegt. Die interne Nährstoffverlagerung spielt auf den Sukzessionsparzellen eine immer größere Rolle (s. auch SCHREIBER 1987). Im Falle des Mulchens müssen andere Gründe ausschlaggebend sein. Für die hier ausschließlich betrachtete Tiefe 0-4 cm ist besonders im Falle des Mulchens die im Vergleich zur Sukzession sehr intensive Durchwurzelung dieses Bereiches (vgl. SCHREIBER & SCHIEFER 1985) und damit Nährstoffspeicherung in organischer Form zu berücksichtigen. Die auf Mulchflächen im Vergleich zur Sukzession in der Regel verbesserten Humifizierungsbedingungen (BROLL 1991) können weiterhin u.U. zu einer stärkeren Festlegung von Phosphor im Humus führen. Das Absinken der Kaliumwerte im Laufe der Jahre ist je nach Standort sicherlich auch durch eine mehr oder weniger starke Auswaschung bedingt, besonders auf den Versuchsfeldern im Schwarzwald mit sehr hohen Niederschlägen. Auf den Kalkstandorten spielt weiterhin die Festlegung als Calciumphosphat eine Rolle. Die in den meisten Fällen gewünschte Aushagerung von Grünlandstandorten (u.a. SCHIEFER 1984) ist demnach nicht nur durch das Entfernen des Mahdgutes (u.a. OOMES & MOOI 1985, BAKKER 1989), sondern auf vielen Standorten auch durch das Mulchen und die Dauerbrache zu erreichen (vgl. auch SCHREIBER & NEITZKE 1992). Abgesehen von der generellen Abnahme der pflanzenverfügbaren Nährstoffe im Laufe der Zeit auf allen Parzellen zeigen weitere Untersuchungen, daß in vielen Fällen inzwischen die Mulchflächen in den obersten Zentimetern des Bodens gegenüber den Sukzessionsparzellen erhöhte pflanzenverfügbare P- und K-Gehalte aufweisen (BRINKMANN 1993).

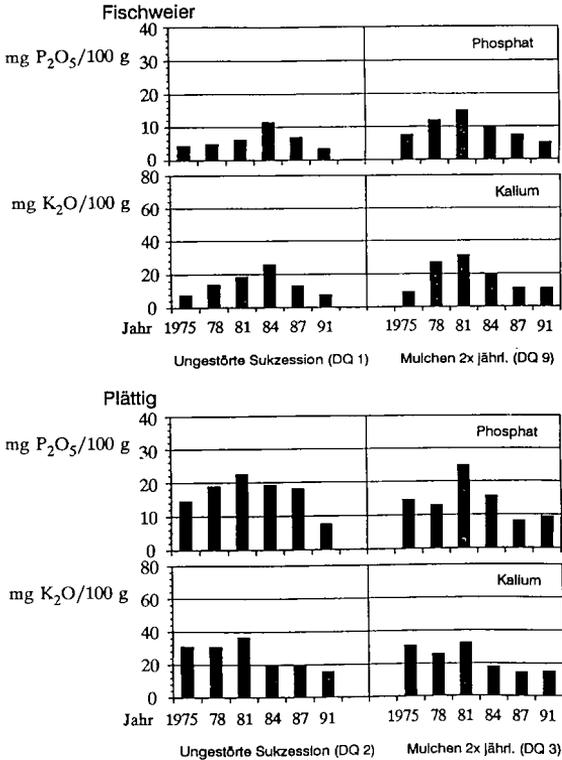


Abb. 2: Pflanzenverfügbare Phosphat- und Kaliumgehalte in 0-4 cm Tiefe auf den Versuchsfeldern Fischweier und Plättig

Zusammenfassung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen eines Bracheforschungsprojektes in Baden-Württemberg durchgeführt. Das Projekt hat zum Ziel, die Kenntnisse über die Veränderung der ökologischen Prozesse auf brachgefallenen landwirtschaftlichen Nutzflächen zu erweitern.

Die vorliegende Untersuchung befaßt sich mit den Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die Gehalte an pflanzenverfügbarem Phosphat und Kalium, die mittels der CAL-Methode bestimmt wurden. Die Probenahmen erfolgten erstmals 1975 und dann in mehrjährigen Abständen, so daß zum jetzigen Zeitpunkt die Veränderung dieser Hauptnährstoffe über einen Zeitraum von mehr als 15 Jahren dargestellt werden kann. Von den insgesamt 14 Standorten in Baden-Württemberg, die sich nach Höhenlage, Bodentyp, Klima und anderen Standortbedingungen unterscheiden, werden die Ergebnisse der P- und K- Untersuchungen von 4 Versuchsflächen dargestellt. Die Behandlungsvariante "Natürliche Sukzession", bei der kein anthropogener Eingriff erfolgt, wird mit der extensiven Bewirtschaftungsmaßnahme "Mulchen 2x jährlich" verglichen.

Die Veränderung der Phosphat- und Kaliumgehalte verläuft auf allen Versuchsflächen sehr ähnlich. Einem vorübergehenden Anstieg in den ersten Jahren nach der Brachlegung folgt nach ca. 10 Jahren ein starker Rückgang dieser pflanzenverfügbaren Nährstoffe.

Literatur

- BAKKER, J.P. (1989): Nature management by grazing and cutting. *Geobotany* 14, Dordrecht
- BRIEMLE, G., D. EICKHOFF & R. WOLF (1991): Mindestpflege und Mindestnutzung unterschiedlicher Grünlandtypen aus landschaftsökologischer und landeskultureller Sicht. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 60, Karlsruhe
- BRINKMANN, A. (1993): Struktur- und Bodenuntersuchungen auf Sukzessions- und Mulchparzellen der Bracheversuche Hepsisau, Rangendingen und Bernau in Südwestdeutschland, unveröff. Diplomarbeit, Abt. Landschaftsökologie, Münster
- BROLL, G. (1989): Die mikrobielle Aktivität der Böden einer Bracheversuchsfläche in Südwestdeutschland unter dem Einfluß verschiedener Landschaftspflegemaßnahmen. *Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 10
- BROLL, G. (1991): Auswirkungen der Flächenstilllegung auf den Abbau der organischen Substanz am Beispiel einer Grünlandbrache. *Verh. GfÖ*, Band 19/III, 105-114
- BROLL, G., F. v. RUVILLE-JACKELEN, & K.-F. SCHREIBER (1993): Nährstoffdynamik extensiv gepflegten Feuchtgrünlandes in Nordwestdeutschland. *Verh. GfÖ*, Band 22, 21-25
- GISI, U. & J. J. OERTLI (1981): Oekologische Entwicklung in Brachland verglichen mit Kulturwiesen. - I. Physikalisch-chemische Veränderungen im Boden. *Oecol. Plant.* 16, 7-21
- HANDKE, K. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Brachflächen in Baden-Württemberg. *Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 8
- NEITZKE, A. (1991): Vegetationsdynamik in verschiedenen Grünlandbrache-Ökosystemen. *Arb.ber. Lehrstuhl Landschaftsökologie Münster* 13 (2 Bände)
- OOMES, M. J. M. & H. MOOI (1985): The effect of management of succession and productive of formerly agricultural grassland after stopping fertilization. In: K.-F. Schreiber (Hrsg.): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münstersche Geogr. Arb.* 20, 59-67
- SCHIEFER, J. (1981): Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 22, Karlsruhe
- SCHIEFER, J. (1984): Möglichkeiten der Aushagerung von nährstoffreichen Grünlandflächen. *Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 57/58, Karlsruhe, 33-62
- SCHREIBER, K.-F. (Hrsg.) (1985): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Vorträge eines Symposiums der Arbeitsgruppe "Sukzessionsforschung auf Dauergrünlandflächen" in der Int. Vcr. für Vegetationskunde (IVV)*, Münstersche Geogr. Arb. 20
- SCHREIBER, K.-F. (1987): Sukzessionsuntersuchungen auf Grünlandbrachen und ihre Bewertung für die Landschaftspflege. *Erfassung und Bewertung anthropogener Vegetationsveränderungen*, Teil 2, Hrsg. R. Schubert & W. Hilbig. *Kongr. u. Tagungsber. Univ. Halle-Wittenberg* WB 46 (P31), 275-284
- SCHREIBER, K.-F. (1993): Standortabhängige Entwicklung von Sträuchern und Bäumen im Sukzessionsverlauf von brachgefallenem Grünland in Südwestdeutschland. *Phytocoenologia*, im Druck
- SCHREIBER, K.-F. & J. SCHIEFER (1985): Vegetations- und Stoffdynamik in Grünlandbrachen - 10 Jahre Bracheversuche in Baden-Württemberg. *Münstersche Geogr. Arb.* 20, 11-153
- SCHREIBER, K.-F. & A. NEITZKE (1992): Mähen und Mulchen. *Biotopepflege - Biotopentwicklung, Maßnahmen zur Stützung und Initiierung von Lebensräumen für Tiere und Pflanzen*, Teil 1. *Forsch.ges. Landschaftsentwicklung Landschaftsbau*, Bonn, 78-90
- VDLUFA (1991): Bestimmung von Phosphor und Kalium im Calcium-Acetat-Laktat (CAL-Auszug). *Methodenbuch Bd.I. Die Untersuchung von Böden.*

Abschätzung der Gefährdung durch Pflanzenschutzmittel für ein Wassergewinnungsgebiet

von

Busmann, C.* und R. Anlauf**

1 Einleitung

Im Rahmen des Einzugsgebietsmanagements von Wassergewinnungsgebieten, von denen viele landwirtschaftlich genutzt werden, stellt sich immer wieder die Frage nach dem Transformator-, Filter- und Pufferungsvermögen der Böden gegenüber landwirtschaftsbürtigen Schadstoffen wie z.B. Pestiziden, und damit nach einer möglichen Gefährdung des Grundwassers. Die Trinkwasserverordnung der EG schreibt als Grenzwert für Pflanzenschutzmittel (PSM) für die einzelne Substanz einen Wert von 0,1 µg/l und für die Summe der Substanzen einen Wert von 0,5 µg/l vor. Diese Grenzwerte liegen so nahe an der Nachweisgrenze, daß bei Nachweis von PSM im Rohwasser akuter Handlungsbedarf besteht. Dazu kommt, daß PSM sich nur unter hohem finanziellen Aufwand, teilweise auch gar nicht, aus dem Trinkwasser entfernen lassen. Eine Abschätzung der potentiellen Gefährdung des Grundwassers aufgrund der Standortfaktoren Boden und Klima aber auch für verschiedene Wirkstoffe, ist daher ein sehr wichtiges Hilfsmittel für Wasserversorgungsunternehmen im Rahmen einer vorbeugenden Grundwasserschutzstrategie.

Der Einsatz eines Pflanzenschutzmittelverlagerungsmodells in Kombination mit einem Geografischen Informationssystem (GIS) ermöglicht eine Abschätzung der potentiellen Grundwassergefährdung unter vertretbarem Aufwand. Das GIS dient hierbei zur Verwaltung sämtlicher flächenbezogener Daten (z.B. Geologie, Klima, Nutzung, Boden, Eigentümer usw.). Die Daten können beliebig miteinander kombiniert werden, an das Simulationsmodell übergeben und dort verrechnet werden. Die berechneten Ergebnisse werden unter Verwendung des GIS in Gefährdungskarten dargestellt.

* Inst. f. Geographic Universität Hannover, Schneiderberg 50, 30167 Hannover

** Stadtwerke Hannover AG, Postfach 5747, 30057 Hannover

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Verfahren wurde auf Teile des Wassergewinnungsgebiets Fuhrberger Feld angewendet. Dieses Wassergewinnungsgebiet liegt in Niedersachsen ca. 30 km nördlich von Hannover im Dreieck von Aller und Leine. Trotz jahrzehntelangen Verfahrens ist das Fuhrberger Feld kein ausgewiesenes Wasserschutzgebiet, so daß auch Pflanzenschutzmittel, die als besonders grundwassergefährdend erkannt worden sind und die deshalb in Wasserschutzgebieten nicht verwendet werden dürfen (W-Auflage), in erheblichen Mengen eingesetzt werden. Dies ist von umso größerer Bedeutung, da im Fuhrberger Feld quartäre Sande und Kiese dominieren, der Grundwasserleiter unbedeckt, einstöckig und ungespannt ist und damit eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Verunreinigungen aufweist.

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen werden trotz der niedrigen Bodenqualität intensiv bewirtschaftet. Die ortsüblichen Wirkstoffanwendungen sind daher hoch.

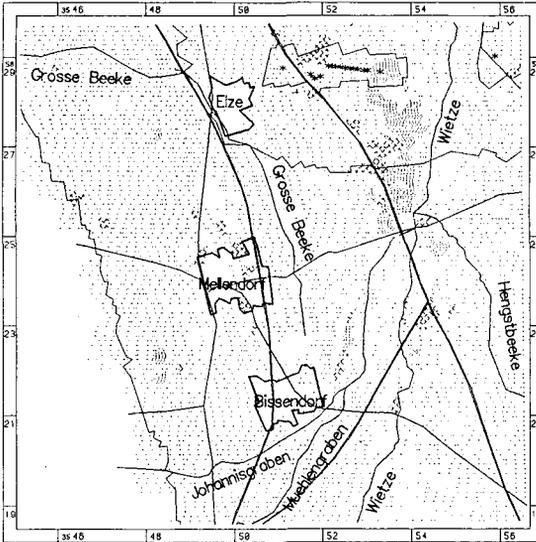
3 Methodik

Unter Einsatz des Simulationsmodells PELMO (Pesticide Leaching Model), eine 1992 vom Fraunhofer Institut weiterentwickelte Version des PRZM (Pestizide Root Zone Model), war es möglich, die Böden bezüglich ihrer potentiellen Austragsgefährdung zu klassifizieren. PELMO berechnet den Transport auf der Grundlage eines Plattenmodells und benötigt als Eingangsgrößen Feldkapazität und permanenten Welkepunkt. Die Sorptionskonstante wird aus einer wirkstoffspezifischen Konstante (K_{oc} -Wert) und den C_{org} -Gehalten des Bodenhorizontes berechnet. Der Abbau wird unter Temperatur- und Feuchtekorrektur tiefenabhängig berechnet. Als Beispielswirkstoffe wurden Methabenzthiazuron und Metamitron wegen ihrer unterschiedlichen Wirkeigenschaften ausgewählt. Für Methabenzthiazuron und Metamitron wurde mit K_{oc} -Werten von 650 bzw. 50 und Dt_{50} Werten von 140 bzw. 14 gerechnet. Die Klassifikation der potentiellen Grundwassergefährdung beruht auf den von PELMO errechneten Konzentrationen der Herbizide im Sickerwasser in zwei Meter Tiefe. Dabei wurde von einer jährlich einmal im April applizierten Wirkstoffmenge von 2 kg/ha über einen Zeitraum von 10 Jahren ausgegangen.

Basisdaten standen durch Digitalisierung von Bodenkarten und bodenkundlichen Gutachten zur Verfügung. In die Berechnung gingen als wichtigste Bodendaten Feldkapazität und permanenter Welkepunkt bzw. Sand- und Tongehalt, Anzahl der Horizonte, Horizontmächtigkeit, Dichte, Anfangswassergehalt und org. C-Gehalt ein. Klimadaten standen durch eigene Klimamessungen zur Verfügung. Die Wirkstoffparameter wurden aus der Literatur übernommen. Für Bewirtschaftung und Anbaufrucht wurden Annahmen getroffen.

4 Ergebnisse

Das Ergebnis der Gefährdungsabschätzung bei Einsatz von Metamitron und Methabenzthiazuron ist in Karte 1 und Karte 2 dargestellt. Grundlage der Bewertung ist die errechnete Kon-



Grundwasser-
gefaehrung

(Blatt Wedemark)

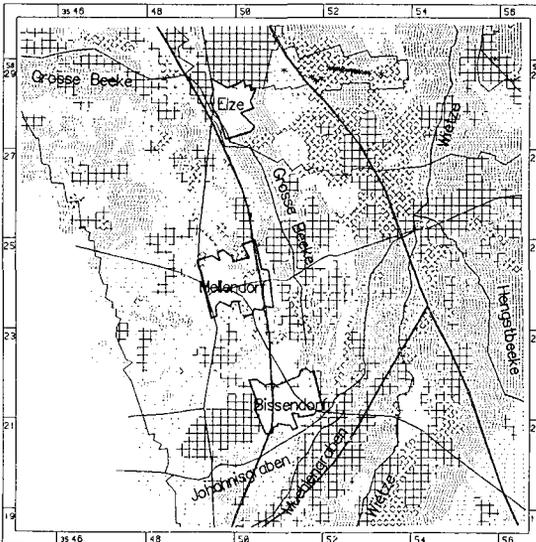
Methabenzthiazuron

Massstab 1:70000

- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch
- nicht berechnet

- Autobahn
- Bahnlinie
- Strasse
- Vorfluter
- Brunnen
- Grenze der Schutz zonen II, IIIA, IIIB

STADTVEREIN HANNOVER AG



Grundwasser-
gefaehrung

(Blatt Wedemark)

Metamitron

Massstab 1:70000

- gering
- mittel
- hoch
- sehr hoch
- nicht berechnet

- Autobahn
- Bahnlinie
- Strasse
- Vorfluter
- Brunnen
- Grenze der Schutz zonen II, IIIA, IIIB

STADTVEREIN HANNOVER AG

Karten 1 und 2: Grundwassergefährdung bei Einsatz von 1) Methabenzthiazuron und 2) Metamitron

zentration im Sickerwasser in 2 m Tiefe. Es wurden vier Gefährdungsklassen ausgewiesen für die folgenden Konzentrationen im Sickerwasser:

gering: < 0,001; mittel: 0,001-0,1; hoch: 0,1-1; sehr hoch: 1->10 (ug/l)

In den Karten kommt zum Ausdruck, daß die Differenzierung der Böden im Fuhrberger Feld in die Gefährdungsklassen neben den Bodeneigenschaften stark von den Wirkstoffeigenschaften abhängt.

Methabenzthiazuron wird stark sorbiert aber langsam abgebaut. Die Grundwassergefährdung ist als gering einzustufen. Ca. 98 % der Flächen sind lt. Berechnung gering austragsgefährdet. Metamitron dagegen wird wenig sorbiert aber schnell abgebaut. Die potentielle Gefährdung ist als mittel bis hoch einzustufen. 37,7 % der Flächen weisen eine mittlere und 23,2 % eine hohe bis sehr hohe Grundwassergefährdung auf.

Neben den Wirkstoffeigenschaften erweist sich der Humusgehalt als entscheidend für die Stoffverlagerung im Boden. Erst in zweiter Linie ist die Feldkapazität von Bedeutung. Flächen geringer Humusgehalte weisen in der Regel eine hohe Gefährdung auf. Die Gefährdung nimmt bei steigenden Humusgehalten ab. Bei Methabenzthiazuron besteht trotz geringer Humusgehalte aufgrund der Wirkstoffeigenschaften eine niedrige Grundwassergefährdung. Zwischen dem Faktor Feldkapazität und der Grundwassergefährdung besteht in der Regel kein ausgeprägter Zusammenhang. Gebiete mit sehr hoher Feldkapazität weisen jedoch in der Regel eine geringe Austragsgefährdung auf.

Als Bodentypen haben sich insgesamt Moorböden, Anmoor- und Moorgleye unabhängig vom Wirkstoff als gering austragsgefährdet erwiesen, Ranker, Podsol-Ranker, Austrags- Abtrags- und Tiefumbruchflächen auf Gley und Podsol dagegen als stark austragsgefährdet.

Es läßt sich festhalten, daß es auch in einem von der Bodenart her relativ homogenen Gebiet wie dem Fuhrberger Feld zu deutlichen Differenzierungen der Standorte bezüglich der Grundwassergefährdung kommt. Bei Wirkstoffen wie z.B. Metamitron, die wenig sorbiert werden, ist eine stärkere Differenzierung des Gebiets hinsichtlich der potentiellen Austragsgefährdung gegeben.

5 Anwendungsmöglichkeiten

Durch Verschneidung mit anderen digitalen Karten lassen sich z.B. die Gefährdungspotentiale einzelner Flurstücke darstellen. Die dazugehörigen Eigentümer können über das GIS ermittelt werden. Dies ermöglicht ein abgestuftes Vorgehen bei der Ableitung von Maßnahmenvorschlägen für die Praxis, wie z. B. die gezielte Einrichtung von Beobachtungsbrunnen oder der Aufkauf und das Management von gefährdeten Flächen.

Cotransport polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und gelöster organischer Substanz (DOM) in Laborbodensäulen

von

Danzer, J.¹, K.U. Totsche² und I. Kögel-Knabner³

Einleitung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind ubiquitär verbreitete Umweltchemikalien, deren einzelne Vertreter karzinogene und mutagene Eigenschaften besitzen. PAK zeichnen sich durch eine sehr geringe Wasserlöslichkeit aus und werden deshalb durch hydrophobe Wechselwirkungen mit der organischen Substanz im oberen humosen Bereich der Böden angereichert. Dennoch treten im Grundwasser nicht vernachlässigbare PAK-Konzentrationen auf. Es wird angenommen, daß gelöste organische Substanzen (DOM = dissolved organic matter) in der Bodenlösung beim Transport der Schadstoffe eine entscheidende Rolle spielen (McCARTHY UND ZACHARA, 1989).

Es wurden Säulenexperimente durchgeführt, bei denen die natürlichen Bedingungen der ungesättigten Zone im Boden simuliert wurden. Die dieser Arbeit zugrunde liegende Modellvorstellung ist in Abb. 1 dargestellt.

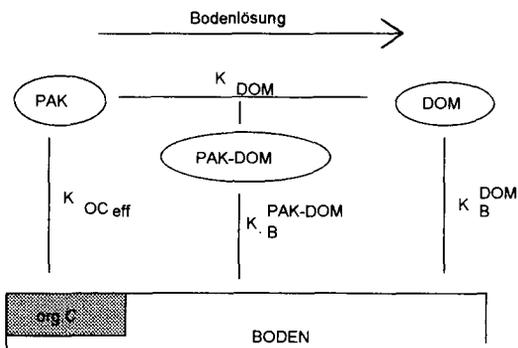


Abb. 1: Modellvorstellung der Wechselwirkungen von PAK, DOM und der Bodenmatrix beim Transport durch das poröse Medium Boden

Material und Methoden

Mittels der von TOTSCHKE (1992) entwickelten Laborsäulenanlage (Abb. 2 und 3) wurden Durchbruchkurven (BTCs = break through curves) ausgewählter PAK (Anthracen, Pyren, Benzo(e)pyren) mit und ohne DOM-Lösung aufgenommen. Die DOM-Lösung wurde durch Perkolat von Auflagenmaterial gewonnen und entspricht in ihrer Zusammensetzung natürlich vorkommender DOM-Lösung.

- 1) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth
- 2) Soil Science and Plant Nutrition, Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands
- 3) Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, NA 6/134, 44780 Bochum

Die Aufgabe der Perkolationslösungen erfolgte durch kontinuierliche Beregnung (continuous feed). Der Fluß wurde durch Anlegen eines konstanten Unterdrucks kontrolliert, so daß sich stationär-ungesättigte Bedingungen einstellten. Als poröse Medien wurden das Bs-Material einer Podsol-Braunerde und als Referenz reiner Seesand unter natürlichen Lagerungsverhältnissen eingefüllt. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Laborbodensäulen sind in Tab. 1 dargestellt.

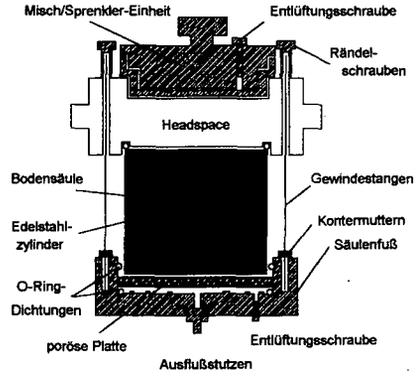
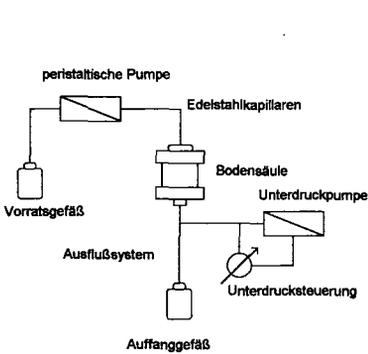


Abb. 2: Schematischer Aufbau der Laborbodensäulenanlage

Abb. 3: Detailzeichnung einer Bodensäule

Der Nachweis der PAK erfolgte mittels Hochdruckflüssigkeits-Chromatographie (HPLC) mit Fluoreszenz-Detektor (optimiertes Gradienten- und Wellenlängenprogramm) nach C18-Festphasenextraktion. Die DOM-Bestimmung erfolgte nach vorausgegangener Kalibrierung am Photometer (Perkin-Elmer) bei Wellenlängen von 260 nm, 330 nm und 435 nm (UV/VIS) (DUNNIVANT ET AL., 1992).

Ergebnisse und Diskussion

Zur Darstellung der BTCs ist die, auf die Einflußkonzentration normierte Konzentration des betreffenden Stoffes am Säulenende gegen die ausgetauschten Porenvolumina aufgetragen. Die BTCs von DOM durch das Bs-Material sind in Abb. 4, für den Seesand in Abb. 5 dargestellt. Die Lage der BTCs bei den verschiedenen Wellenlängen läßt auf eine qualitative Änderung der Zusammensetzung der ausfließenden DOM-Lösung schließen (DUNNIVANT ET AL., 1992). Die BTCs der PAK zeigen im Seesand einen konvexen Verlauf (vgl. Abb. 6 und 7), im Bs-Material den Anfang eines sehr flachen s-förmigen Verlaufs (vgl. Abb. 8 und 9).

Tab. 1: Physikalische und chemische Eigenschaften der Laborbodensäulen

	Bs ohne DOM	Bs mit DOM	Seesand ohne DOM	Seesand mit DOM
Säulenlänge [cm]	7,26	7,26	7,26	7,26
Herkunft	Bsv-Horizont	Bsv-Horizont	MERCK	MERCK
Textur	mS (95%)	mS (95%)	fS (95%)	fS (95%)
org.C [%]	0,26	0,26	0,01	0,01
Fe _d [g kg ⁻¹]	3040	3040	n.b.	n.b.
Al _d [g kg ⁻¹]	1295	1295	n.b.	n.b.
Mn _d [g kg ⁻¹]	179,5	179,5	n.b.	n.b.
d _r [g cm ⁻³] ¹⁾	2,575	2,575	2,608	2,608
d _B [g cm ⁻³] ²⁾	1,44	1,44	1,49	1,50
Wassergehalt θ [%]	23,17	24,77	29,76	30,56
Unterdruck [cm WS]	30	30	30	30
Fließrate [mL min ⁻¹]	1,20	1,25	1,25	1,29
v _{eff} [cm min ⁻¹] ³⁾	0,075	0,073	0,061	0,061
D [cm ² min ⁻¹] ⁴⁾	0,1098	0,1891	0,0506	0,0458
δ [cm] ⁵⁾	1,46	2,59	0,83	0,75
P [1] ⁶⁾	5,0	2,8	8,8	9,7

1) Dichte der Festsubstanz

3) mittlere effektive Geschwindigkeit

5) Dispersionslänge

2) Lagerungsdichte

4) Dispersionskoeffizient

6) Peclet-Zahl

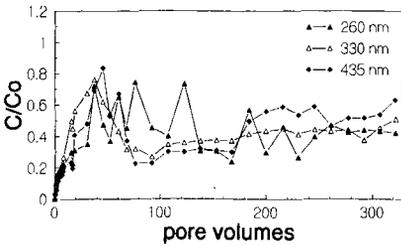


Abb. 4: DOM-BTC durch das Bs-Material

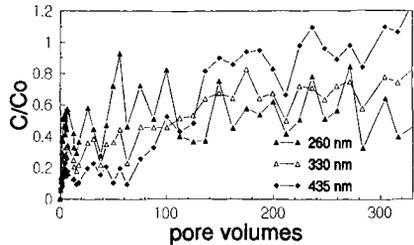


Abb. 5: DOM-BTC durch den Seesand

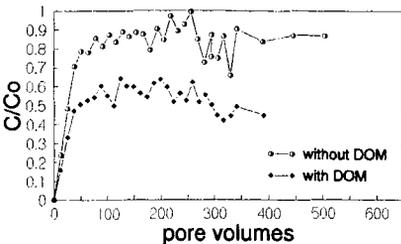


Abb. 6: BTCs von Anthracen durch den Seesand

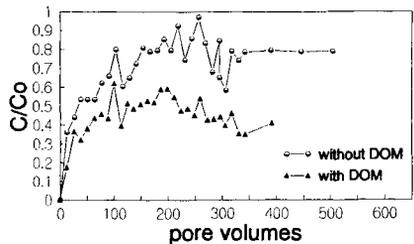


Abb. 7: BTCs von Pyren durch den Seesand

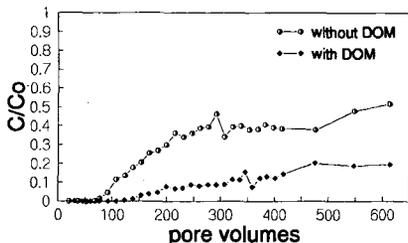


Abb. 8: BTCs von Anthracen durch das
Bs-Material

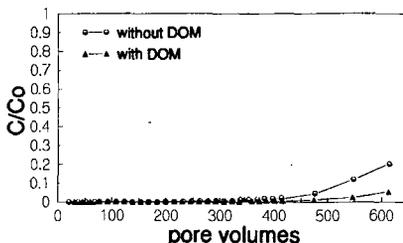


Abb. 9: BTCs von Pyren durch das Bs-Material

Anthracen und Pyren werden durch den Seesand deutlich schneller transportiert als durch das Bs-Material. Das höher kondensierte Benzo(e)pyren konnte in keinem Fall am Säulenende nachgewiesen werden. Es verbleibt demnach im Rahmen dieser Versuchsdauer (8 Wochen) vollständig auf der Bodensäule. Die PAK werden sowohl durch das Bs-Material als auch durch den Seesand in Anwesenheit von DOM deutlich langsamer und in geringerer Menge transportiert. Folgende zwei Erklärungsmöglichkeiten kommen dafür in Frage:

Zum Einen folgt der schnellen Bildung von PAK-DOM-Komplexen (KARICKHOFF, 1984; MAXIN, 1992) die Adsorption dieser Komplexe an die Bodenmatrix. Dieses Phänomen kann als **Cosorption** von PAK und DOM bezeichnet werden.

Zum Anderen nimmt die Sorptionskapazität für PAK durch die Adsorption von DOM ständig zu. Die feste Phase Bodenmatrix in der Modellvorstellung (vgl. Abb. 1) wird zur Veranschaulichung um einen ständig wachsenden Pool "adsorbiertes DOM" erweitert (DANZER, 1993).

Dank

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten (Ko 1035/1-2).

Literatur

- DANZER, J. (1993): Cotransport von Polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und gelöster organischer Substanz (DOM); *Diplomarbeit, Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth*
- DUNNIVANT, F.M., JARDINE, P.M., TAYLOR, D.L., Mc CARTHY, J.F. (1992): Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in Laboratory Columns containing aquifer material; *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 437-444
- KARICKHOFF, S. W. (1984): Organic pollutant sorption in aquatic systems. *J. Hydraul. Div. Am. Soc. Civ. Eng.* 110: 707-735
- MAXIN, C. (1992): Sorption polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) an die wasserlösliche organische Substanz; *Bayreuther Bodenkundliche Berichte Band 25*
- MCCARTHY, J. F., ZACHARA, J. M. (1989): Subsurface transport of contaminants; *Environ. Sci. Technol.* 23: 496-504
- TOTSCHKE, K. U. (1992) : Co-Transport in Böden: Konzeption und Bau einer Laborbodensäulenanlage und Modellentwicklung; *Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 27*

Organischer Biomüllkompost als Düngungsalternative
in bodensauren und humusarmen Wäldern: Auswirkungen
auf die Nährstoffdynamik

von

Deschauer, H. und W. Zech

1. Einleitung:

Die Düngung basenarmer Waldstandorte zur Verbesserung des Boden-pH und der Basenversorgung wird als wirksame Maßnahme zum Schutz unserer Wälder vor saurer Deposition angesehen (Ulrich, 1986). Dementsprechend wurden in den letzten Jahren eine Vielzahl von mineralischen Düngern in verschiedenen Waldökosystemen (Marschner et al. 1991; Schaaf und Zech, 1993). Im allgemeinen stehen den positiven Effekten der verbesserten Basenversorgung und der verringerten Gefahr von Al-Toxizität im Wurzelbereich die unerwünschten Nebenwirkungen des Verlustes an Humusvorrat und Basen sowie der Belastung des Sickerwassers mit Nitrat gegenüber. Auf sorptionsschwachen und humusarmen Standorten erscheint deshalb die Verwendung organischer Dünger zur Erhöhung der Sorptionskapazität und Puffereigenschaften als eine mögliche Alternative. Die hohen Gehalte an basischen Kationen, die Pufferkapazität sowie die hohe Austauschkapazität sind als positive Eigenschaften dieser Materialien zu nennen, denen die Belastungen mit Schwermetallen und anderen Störstoffen als negative Eigenschaften gegenüberstehen.

2. Standort und Methoden:

Die Düngungsversuche wurden in einem ca. 80 jähr. Kiefernbestand auf pleistozänen Sanden im Regnitzbecken bei Forchheim (Ofr. Bayern) angelegt. Die Düngung wurden im April 91 auf je drei Wiederholungsflächen und mit zwei Düngungsstufen (50 und 100 m³ ha⁻¹) durchgeführt. Erfasst wurden wöchentlich die Konzentrationen der Nährelemente in der Bodenlösung mit P-80 Saugkerzen, jährlich die Zusammensetzung der Bodenfestphase und zu Beginn und am Ende der 2 jähr. Versuchsperiode die Nährstoffgehalte der Kiefernadeln (Probenahme und Analysen durch die Bayer. Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft).

3. Ergebnisse und Diskussion:

Die Nährstoffzufuhr durch die Düngung betrug bei 100 m³ ha⁻¹ Frischmasse 333 Kg N, 100 Kg P, 416 Kg K, 1623 Kg Ca und 283 Kg Mg. Sie entspricht damit bezüglich Calcium praxisüblichen Mengen einer Kalkung für Kiefernbestände auf sauren Substraten, während insbesondere Kalium in großem Überschuß zugeführt wird. Der Kompost wies einen pH-Wert von 7.5 auf und enthielt ca. 30 % organische Substanz in der Trockenmasse. Die Zufuhr der Nährstoffe spiegelt sich auch 2 Jahre nach der Düngung noch deutlich in den Nährstoffvorräten der organischen Auflage wieder (siehe Tab. 1).

1: Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth

Während bei Calcium noch ca. 80 % der zugeführten Nährstoffmenge in der austauschbar gebundenen Fraktion der Auflagehorizonte zu finden sind, sind vom Kalium nur noch 10 % vorhanden. Das im Kompost überwiegend als Salz vorliegende und hoch mobile Kalium ist fast vollständig aus der Streuauflage ausgewaschen. Die Kompostdüngung bewirkt darüber hinaus auch nach zwei Jahren noch eine signifikante Erhöhung des Humusvorrats und eine deutliche Einengung des C/N-Verhältnisses. Die Zunahme des Gesamtstickstoffvorrats um 1100 Kg ha⁻¹ übersteigt sogar die Zufuhr an Stickstoff durch den Kompost. Dies dürfte v. a. auf die großen Fehler bei der Bestimmung der Rohdichte und die großen räumlichen Heterogenitäten dieser Meßgröße zurückzuführen sein. Die Zufuhr von Stickstoff über die Streu sowie Prozesse der Stickstoffimmobilisierung durch erhöhte mikrobielle Aktivität kommen für die Erklärung des erhöhten Stickstoffvorrats nicht in Betracht.

Tab. 1: Nährstoffvorräte in der organischen Auflage zwei Jahre nach der Düngung mit BMK. Kationen im NH₄Cl-Extrakt.

	C	N	C/N	K	Ca	Mg
	t ha ⁻¹				Kg ha ⁻¹	
Kontr.	65.5	1.72	38	89	256	25
BMK	81.1	2.80	29	129	1566	108

Abbildung 1 zeigt das Tiefenprofil des Stickstoffvorrats im ersten und zweiten Jahr nach der Düngung. Die sich andeutende Erhöhung des N-Vorrats insbesondere im Bs-Horizont ist am Ende des zweiten Versuchsjahrs noch nicht statistisch sicherbar. Da aufgrund der geringen biologischen Aktivität im Podsolprofil die Erhöhung der N-Vorräte im Mineralboden nur durch Stickstoffeinwaschung erfolgt ist dies nicht verwunderlich. Dagegen spiegelt der zeitliche Verlauf der Kaliumvorräte im Mineralboden die schon angenommene Verlagerung deutlich wieder (siehe Abb. 1). Dies wird auch bestätigt durch die Kaliumkonzentrationen in der Bodenlösung (Abb. 2). Im Gegensatz zum Nitrat (Abb. 2) sind die Gehalte an Kalium in der Bodenlösung auch 2 Jahre nach der Düngung noch erhöht. Dies gilt ebenso für Magnesium, von dem nach 2 Jahren noch ca. 30 % austauschbar in der Auflage vorliegen, während die Gehalte an Calcium in der Bodenlösung nach einem kurzzeitigen Peak unmittelbar nach der Kompostapplikation schon ungefähr nach 5-6 Monaten wieder auf das Niveau der Kontrollvariante zurückfallen (Calcium und Magnesium ohne Abbildung). Dies ist auf die deutliche Selektivität der Austauscherplätze in der organischen Substanz für Calcium zurückzuführen.

Den gezeigten positiven Effekten der Kompostdüngung auf den Nährstoffvorrat und die Gehalte an verfügbaren Nährstoffen in der Bodenlösung stehen nach 2 Jahren nur geringe Effekte bei der Nährstoffversorgung der Kiefern gegenüber. Leicht erhöht gegenüber der Kontrolle aber statistisch nicht signifikant sind die Gehalte an Stickstoff, Calcium und Magnesium (Tab.2). Nur für die Phosphorgehalte sind die Unterschiede mit p<0.05 sicherbar. Während die Gehalte der basischen Kationen und von Phosphor eine ausreichende bis gute Versorgung der Kiefern anzeigen, weisen sowohl die Stickstoffgehalte als auch das Nadelgewicht auf Stickstoffmangel hin. Beobachtungen im Gelände und vergleichende Vegetationsaufnahmen auf den Düngungsflächen zeigen eine Zunahme

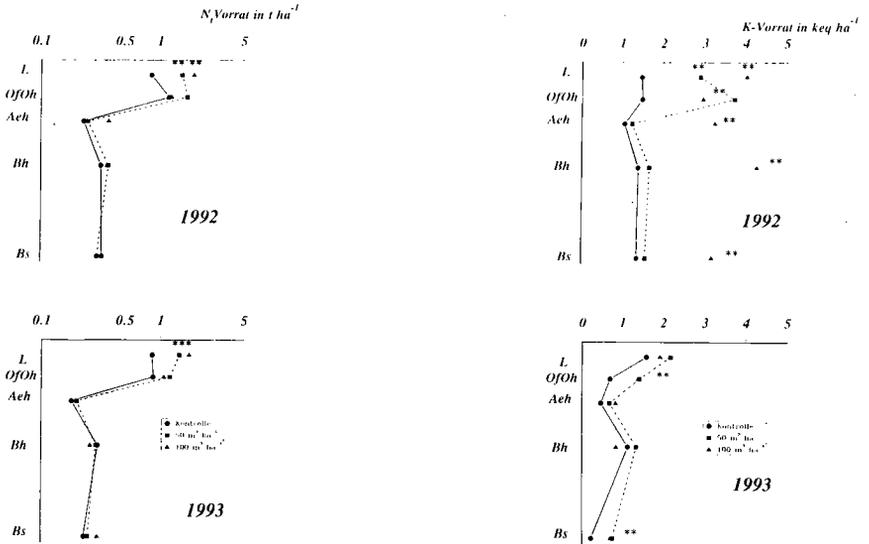


Abb 1: Vorräte an Stickstoff (li.) und Kalium (NH_4Cl -Extrakt) (re.) 1 und 2 Jahre nach der Kompostapplikation.

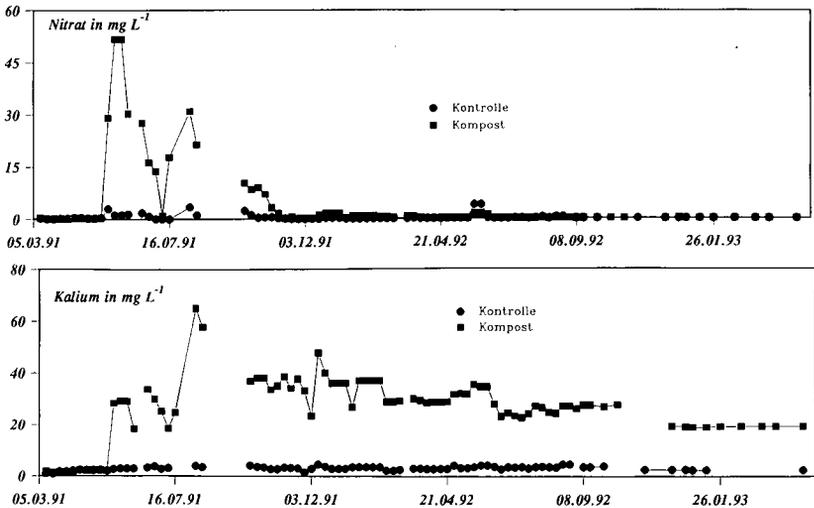


Abb. 2: Verlauf der Nitrat- und Kaliumkonzentrationen in der Bodenlösung

der Deckung mit *Deschampsia flexuosa* auf den BMK-Flächen. Zusammen mit den Befunden aus der Analyse der Nährstoffvorräte und der Stickstoffgehalte in der Bodenlösung wird deutlich, daß sich das vorliegende System auf Grund von Streunutzung in einem Zustand der Untersättigung mit Stickstoff befindet, sodaß der durch die Düngung zugeführte Stickstoff vollständig im Unterwuchs und in der Auflage immobilisiert wird. Damit ist eine Voraussetzung für eine langfristige Melioration des Standorts gegeben.

Tab. 2: Nährstoffgehalte der halbjähr. Kiefernadeln 2 Jahre nach der Düngung.

	100NGW	N	P	K	Ca	Mg
	g					
	mg g ⁻¹ TS.					
Kontr.	3.845	14.53	16.35	5.05	3.06	0.97
BMK	3.697	15.15	17.55	5.11	3.49	1.14

Diese Stickstoffuntersättigung erklärt auch die relativ geringe N-Auswaschung als Folge der Düngung. Eine langfristige Belastung des Sickerwassers mit Nitrat, wie sie in verschiedenen Düngungsversuchen festgestellt wurde (*Marschner et al, 1991; Reiter und Hüser, 1992*) ist nach der Kompostdüngung nicht zu erwarten, da bei einer jährlichen Mineralisation von 10-15 % des im Kompost gebundenen Stickstoffs (30-45 Kg ha⁻¹) der Bedarf des Bestandes gerade gedeckt werden kann. Vielmehr ist zu überlegen, ob die Applikation von BMK nicht durch eine nachfolgende Düngung mit Stickstoff (im 2. oder 3. Jahr nach der BMK-Applikation) ergänzt werden sollte.

4. Zusammenfassung:

Die Düngung mit organischem Biomüllkompost in einem nährstoff- und humusarmen Kiefernbestand bewirkt eine signifikante und nachhaltige Erhöhung der Nährstoffvorräte und des Angebots an verfügbaren Nährstoffen in den Auflagehorizonten und im Mineralboden. Die anfängliche Belastung des Sickerwassers mit Salzen und Nitrat ist nur von kurzer Dauer. Die Zufuhr des Mehrkomponentendüngers BMK führt zunächst nur zu einer geringen Verbesserung des Ernährungszustands der Kiefern. Vor allem das Stickstoffangebot ist für eine Anhebung der Nadelgehalte über den Mangelbereich nicht ausreichend. Durch die fast vollständige Immobilisierung des Stickstoffs in den Auflagehorizonten und im Unterwuchs ist aber die Voraussetzung für eine langfristig verbesserte Stickstoffversorgung gegeben.

5. Literatur:

- Schaaf, W. und Zech, W. (1993):* Düngung mit gebranntem Magnesit und Magnesiumhydroxid zur Standortmelioration in einem stark geschädigten Fichtenökosystem. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 156, 357-364.
- Marschner, B., Renger, M. and Stahr, K. (1991):* Effects of lime and fertilizer application on soil solution composition in an acid sandy forest soil. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 154, 343-348.
- Ulrich, B. (1986):* Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten. Forstw. Cbl. 105, 421-435.
- Reiter, H. und Hüser, R. (1992):* Effects of sewage sludge on the nutritional status of a parabrownearth under spruce (*Picea abies*). Excursion 16.7.92, Bayerische Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt.

3D Simulation zum Stofftransport in Böden mit Steinen

von

Dinauer, R., M. Thoma und E. Priesack

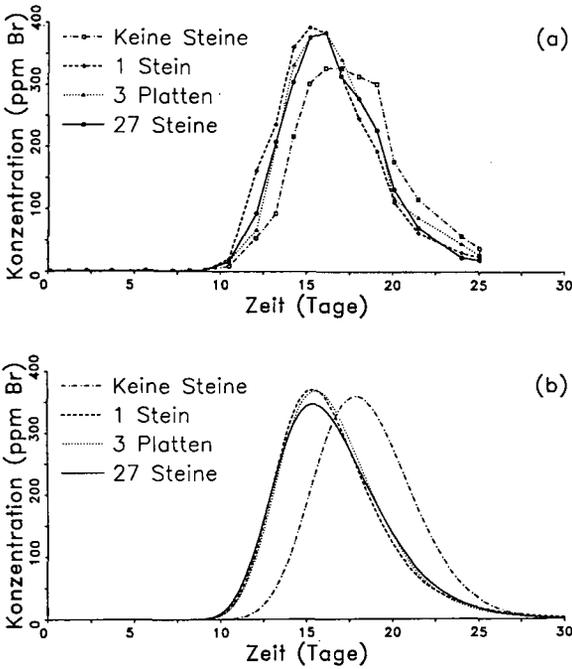
1. Einleitung: In vielen Regionen der Erde sind Böden mit hohem Steinanteil weit verbreitet, jedoch gibt es nur wenige Untersuchungen zur Bedeutung der Steine für den Wasser- und Stofftransport (Schulin et al. 1987). In den letzten Jahren wurde immer deutlicher, daß bei der Beschreibung des Stofftransports der Einfluß von Bodenheterogenitäten, die sich aufgrund der Bodenstruktur ergeben, nicht vernachlässigt werden kann. Insbesondere wurde die Wirkung von Makroporen auf das Fließverhalten des Bodenwassers untersucht. Um die Rolle von Steinen beim Transport von Bodenlösung besser zu verstehen, wurden Tracerversuche an ungestörten Bodenmonolithen (Schulin et al. 1985) und gestörten Bodensäulen (Hantschel et al. 1992) durchgeführt. In beiden Untersuchungen wurde die verhältnismäßig geringe Wirkung der Steine auf die Form der ermittelten Tracer-Durchbruchskurve als erstaunliches bzw. überraschendes Ergebnis festgehalten. Der Einfluß des Stömungsschattens unmittelbar unter den Steinen und damit die Größe der Zone immobilisierten Wassers war höher eingeschätzt worden. Durch eine dreidimensionale Simulation des idealisierten Laborversuchs (Hantschel et al. 1992) soll versucht werden, genauere Einsicht in die nicht-lineare Dynamik des Stofftransports in steinigten Böden zu gewinnen. Auch soll eine Erklärung für die nur geringen Unterschiede der Durchbruchskurven aus Säulen mit und ohne eingebetteten Steinen gefunden werden.

2. Modellbeschreibung: Zur Beschreibung des stationären Wasserflusses wird die dreidimensionale Richards-Gleichung für stationäres Fließen (Istok 1989, Appendix I) numerisch gelöst, wobei als Randbedingungen entsprechend dem Laborexperiment (Hantschel et al. 1992) oben ein konstanter Fluß von 0,4 cm/d und unten eine Saugspannung von -10 kPa angenommen wird. Dabei werden Wasserspannungs- und Wasserleitfähigkeitskurven nach van Genuchten (1980) mit Parametern $\alpha=0,02$, $n=1,5$ und $K_{\text{sat}}=100$ cm/d für lehmigen Sand benutzt. Die Beschreibung des transienten Stofftransports ergibt sich aus der Lösung der dreidimensionalen Dispersions-Konvektions-Gleichung (Istok 1989, Appendix II). Wegen der geringen Porenwassergeschwindigkeit wird ein konstanter Dispersionskoeffizient angenommen und als Wert der aus dem Säulenexperiment für die Variante ohne Stein abgeleitete von 0,4 cm²/d (Hantschel et al. 1992) eingesetzt. Pulsdauer von 3 h und Aufgabekonzentration des Tracers Br⁻ von 20,0 mg/cm³ entsprechen dem Experiment.

3. Ergebnis, Diskussion und Schlußfolgerung: Gemessene und simulierte Durchbruchskurven zeigen gute Übereinstimmung (Abb. 1). Der aufgrund des geringeren wasserführenden Porenvolumens frühere Durchbruch bei den Säulen mit Steinen ist richtig wiedergegeben, ebenso wie die leicht erhöhte Dispersion.

* GSF Inst. f. Bodenökologie, Neuherberg, D-85764 Oberschleißheim

Abb. 1: (a) Gemessene Durchbruchskurven nach Hantschel et al. (1992)
(b) Simulierte Durchbruchskurven des 3D-Stofftransportmodells



Die Abbildungen 2-4 zeigen den zeitlichen Verlauf der Konzentrationsverlagerung in den Stein-säulen. Zunächst ist zu erkennen, daß durch die höhere Fließgeschwindigkeit der Tracer in der Bodenmatrix zwischen den Steinen sowie zwischen Steinen und Säulenrand schneller transportiert wird (Abb. 2). Über und unter den Steinen bilden sich etwa gleichgroße Zonen geringerer Fließgeschwindigkeiten. Der Strömungsschatten unter den Steinen fällt verhältnismäßig klein aus, da in der langsamen Sickerströmung die Trägheitskräfte keine Rolle spielen. Durch Diffusion und geringe Konvektion gelangt auch eine gewisse Tracermenge in die Zone immobilere Wassers unter den Steinen aus der es nur langsam wieder abtransportiert wird (Abb. 3-4). Insgesamt gleicht der durch die Zonen immobilere Wassers retardierte Stofftransport den schnelleren Transport zwischen Steinen und Säulenrand aus, so daß bezogen auf das ausgetauschte Porenvolumen nur geringe Unterschiede zwischen den Durchbruchskurven der Säulen mit und ohne Steine erkennbar sind. Erst in der dreidimensionalen Veranschaulichung durch die Simulation wird das dynamische Verhalten des Stofftransports besser verständlich. Es werden die nichtlinearen Effekte ungesättigten Fließens mit dem Wasserfluß unter die Steine und die Retardation durch immobilere Wasser illustriert. In diesem Sinn erweist sich die dreidimensionale Simulation als äußerst nützliches Werkzeug um komplexe Prozeßabläufe in Böden besser zu verstehen und deren Dynamik zu erfassen.

Abb. 2-4: Simulierte Konzentrationsverteilungen des Tracers Br^- in einem Viertel der aufgeschnittenen Bodensäule (Durchmesser 14,5cm, Länge 25cm)
(a) ohne Stein (b) ein würfelförmiger Stein
(c) drei plattenförmige Steine (d) 27 würfelförmige Steine
für verschiedene Zeitpunkte t nach Traceraufnahme (Pulsdauer 3h).

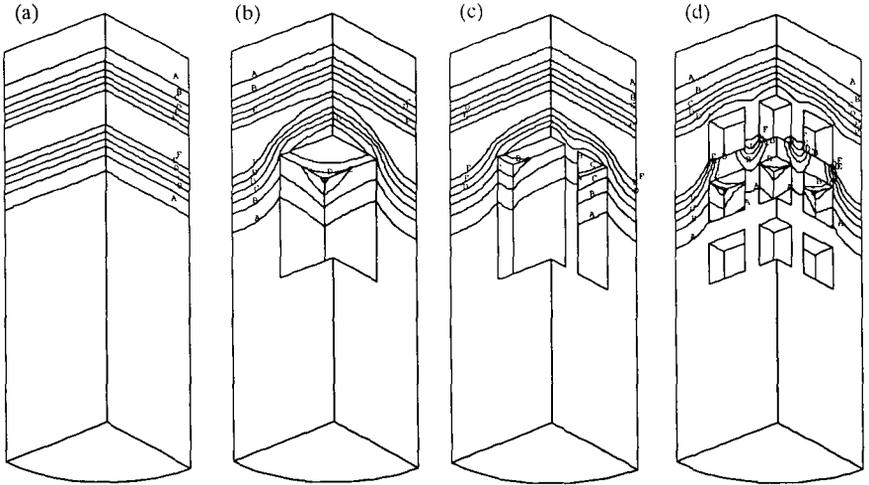


Abb. 2: $t = 4 \text{ d}$ nach Tracerapplikation

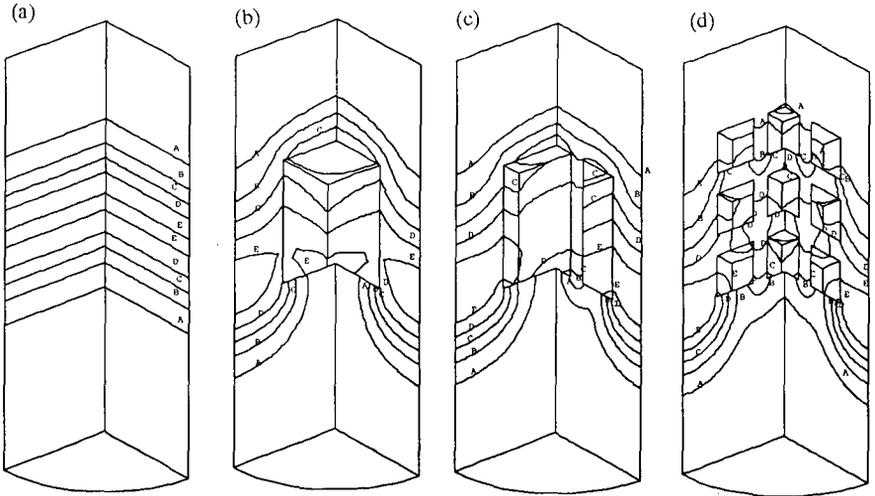


Abb. 3: $t = 8 \text{ d}$ nach Tracerapplikation

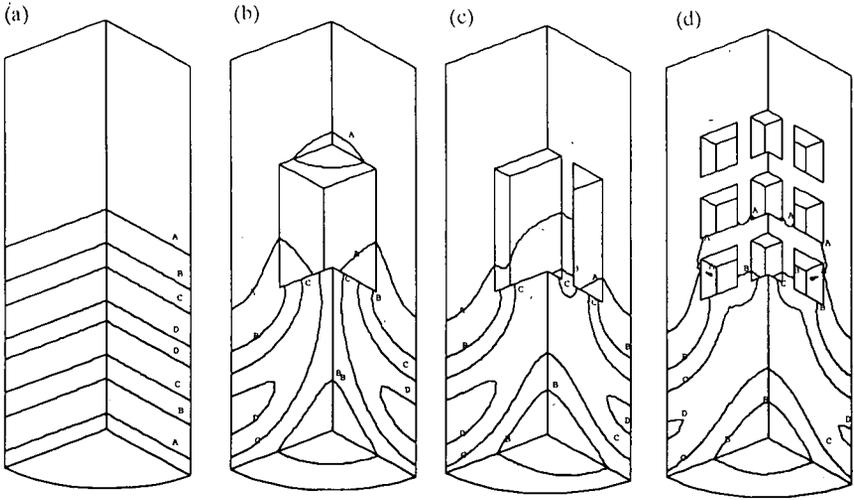


Abb. 4: t = 13 d nach Tracerapplikation

5. Literatur:

HANTSCHHEL, R., F. BEESE & R. HOEVE (1992): Bedeutung von Steinen für den Wassertransport. Ein idealisierter Laborversuch. Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges. **67**, 79-82.

ISTOK, J.(1989): Groundwater Modeling by the Finite Element Method. Water Resources Monograph **13**, American Geophysical Union, Washington DC.

SCHULIN, R., H.M. SELIM & H. FLÜHLER (1985): Bedeutung des Bodenskeletts für die Verlagerung und Verteilung von gelösten Stoffen in einer Rendzina. Z. dt. geol. Ges., **136**, 397-405.

SCHULIN, R., P.J. WIERENGA, H. FLÜHLER & J. LEUENBERGER (1987): Solute Transport Through a Stony Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. **51**, 36-42.

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.

Modellierung des Transports von Chemikalien in strukturierten Böden mit einem Porenbündelmodell

von

Durner, W. und H. Flüher

Einführung

In strukturierten Böden erfolgt der Transport von Chemikalien oft auf präferentiellen Fließbahnen. Der Transport von Schadstoffen in solchen Böden kann insbesondere nach Starkregenereignissen innerhalb kurzer Frist sehr weit reichen, auch wenn keine spezifischen Makroporen in den Transportprozeß involviert sind. Um das Transportverhalten gelöster Stoffe in solchen Böden zu modellieren, sind einfache Ansätze, wie der Konvektions-Dispersions-Ansatz nicht geeignet.

Wird der Boden dagegen modellhaft in eine sogenannte mobile und eine immobile Region aufgeteilt, so ist damit eine sehr flexible Beschreibung des Durchbruchverhaltens gelöster Stoffe möglich. Eine starre Einteilung in zwei Regionen kann unter nichtstationären Randbedingungen jedoch nur dann realistische Ergebnisse liefern, wenn die physikalische Struktur des Mediums auch tatsächlich einer Zweiteilung entspricht, wie dies z.B. bei Vorliegen von klaren Inner- und Interaggregatporenräumen der Fall ist. Solche Porensysteme besitzen charakteristische mehrmodale Retentions- und Leitfähigkeitsfunktionen (Durner, 1993).

In vielen Fällen ergibt sich ein makroskopisch bevorzugter Stoffdurchbruch jedoch als Folge einer Überlagerung vieler unterschiedlich schneller Fließbereiche auf kleinerer Skala. Die Zweiteilung des Porenraums ist dann lediglich ein modelltechnischer Trick, mit dessen Hilfe sich – aufgrund der Erhöhung der Zahl justierbarer Parameter – experimentelle Ergebnisse besser beschreiben lassen. Unter Randbedingungen, die von denen der Modellkalibrierung deutlich verschieden sind, führt die Modellierung jedoch zu falschen Ergebnissen.

Multi-Regionen-Modell

Ein alternativer Modellansatz fußt auf der mechanistischen Beschreibung der Transportvorgänge auf der Porenskala. Der Boden wird hierbei in eine beliebig große Zahl unterschiedlich schneller Transportbereiche eingeteilt. Diese Transportgeschwindigkeiten ergeben sich aus der Ableitung der hydraulischen Leitfähigkeitsfunktion des Bodens. Auf diese Art geht die Information über die Verteilung von Porengrößen direkt in die Transportmodellierung ein.

Der Transportvorgang wird als Überlagerung zweier elementarer Prozesse simuliert: (i) konvektiver Transport in die makroskopische Fließrichtung, und (ii) Mischung (Steenhuis et al., 1990). Der konvektive Transport findet entsprechend der lokalen Verteilung der Fließgeschwindigkeiten isoliert innerhalb jedes Transportbereiches statt. Der Mischungsvorgang wird analog zu einem lateralen Dispersionsprozeß auf einer Strukturkoordinate modelliert (Flüher et al., 1993; Skopp and Gardner, 1992), wobei angenommen wird, daß Poren ähnlicher Größe in engerer Wechselwirkung stehen als Poren sehr verschiedener Größe. Da die verschiedenen Fließbereiche

¹ETH Zürich, Institut für Terrestr. Ökologie, Bodenphysik, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

im Modell als Kontinua gelten, kann der Abstand auf der Strukturkoordinate nicht geometrisch interpretiert werden. Weitere Angaben zum Modellkonzept findet man bei Durner (1992).

Das Modell wurde in ein numerisches Simulationsprogramm umgesetzt, das den stationären und instationären Transport von Tracern unter unit-gradient Bedingungen behandelt. Als Eingabeparameter werden ein lateraler Dispersionskoeffizient und die Leitfähigkeitsfunktion des porösen Mediums benötigt. Die Angabe eines longitudinalen Dispersionsparameters (wie im konvektiv-dispersiven oder stochastisch-konvektiven Ansatz) entfällt bei diesem Ansatz.

Ergebnisse

Trotz der minimalen Anzahl von Parametern zeigen Simulationsergebnisse dieses Multi-Regionen-Modells eine weitgehende qualitative Übereinstimmung mit experimentellen Beobachtungen zum Wasser- und Stofftransport. Die Charakteristik eines Stoffdurchbruchs wird bestimmt durch Mischintensität, Porengrößenverteilung, effektive Wassersättigung, und Transportdistanz. Mit zunehmender Transportdistanz ergibt sich ein fließender Übergang zwischen den zwei limitierenden Fällen stochastisch-konvektiven Transports (Transport in isolierten Porenbündeln) und konvektiv-dispersiven Transports. Weite Porengrößenverteilungen, wie sie etwa für Lehme typisch sind, führen mehr zu frühzeitigen Durchbrüchen als enge Porengrößenverteilungen, wie sie für Sande typisch sind.

Die Aufnahme porengößenspezifischer Prozesse, z.B. des Transports von Kolloiden, in das Modell ist möglich. Nachteilig ist, neben Limitierungen des numerischen Modells (Annahme eines Einheitsgradienten, keine Berücksichtigung von Schichtgrenzen), daß von einer statistisch isotropen Verteilung aller Bodeneigenschaften ausgegangen werden muß, während das Transportverhalten im Feld meist durch makroskalige Inhomogenitäten bestimmt wird.

Literatur

- Durner W. (1992): New concepts for the functional description of soil hydraulic properties and for the modeling of pollutant transport during stormwater infiltration into multiporosity soils. In: Grotter M. und Schilling W. (Hrsg.): Hydrological and Pollutional Aspects of Stormwater Infiltration, 125-144.
- Durner W. (1993): Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. Water Resources Research, in press.
- Flühler H., W. Durner, T. Gimmi, and S. Koch (1993) Predicting lateral dispersion in unsaturated soils. In Proceedings of the workshop on Transport in Porous Media, Centro die Stefano Franscini, Monte-Verità, organized by A. Mermoud and A. Musy, October 1992.
- Skopp J. und W.R. Gardner (1992) Miscible displacement: An interacting flow region model. Soil Science Society America Journal 56, 1680-1685.
- Steenhuis, T.S., J.-Y. Parlange, und M.S. Andreini (1990): A numerical model for preferential solute movement in structured soils. Geoderma 46, 193-208.

**Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse zwischen
Elbe und Vordeichsland im Zeitverlauf einzelner
Tiden; Teil B: Stoffbilanz**

von

Duve, J.

Ziele:

- A) Durch Bestimmung der Inhaltsstoffe in dem Prielwasser während einer Tide soll aus der Wasserbilanz eine Stoffbilanz entwickelt werden.
- B) Plausibilitätsprüfung der Wasserbilanz durch Vergleich mit chemischen Daten.

Methodik:

Es werden die Inhaltsstoffe von Wässern aus folgenden Teilbereichen der Testfläche bestimmt:

- a) Prielwässer (gelöst und schwebstoffgebunden)
- b) Schilfabläufe
- c) Brunnen

Analyseparameter: Arsen, Calcium, Cadmium, Kupfer, Eisen, Kalium, Magnesium, Mangan, Natrium, Blei, Zink, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Carbonat, Leitf., pH-Wert.

Messungen wurden, den Jahreszeiten entsprechend, in folgenden Monaten durchgeführt:

Juli 92'	März 93'
Dez. 92'	Juni 93'
	Aug. 93'
	Dez. 93' (geplant)

Ergebnisse:

Abfließendes Grundwasser und einströmendes Elbwasser haben signifikant unterschiedliche Carbonatgehalte. Durch periodische Bestimmung des Carbonatgehaltes des Prielwassers läßt sich das Mischungsverhältnis von Elb- und Grundwasser bestimmen.

Durch Multiplikation der bewegten Wassermengen mit ihren Stoffkonzentrationen können Stoffbilanzen berechnet werden.

Wasserinhaltsstoffe, deren Gehalte im abströmenden Grundwasser im Vergleich zum Elbwasser deutlich erhöht sind (z.B. Calcium), zeigen in der Gesamtbilanz einen deutlichen Stoffaustrag (Abb.: 1. und 2.). Bei Wasserinhaltsstoffen, deren Gehalte im einströmenden Elbwasser höher sind als im ausströmenden Grundwasser (z.B. Gesamtstickstoff), zeigt die Bilanz einen Stoffeintrag von der Elbe ins Deichvorland. Dies kann auf den Abbau von Stickstoffverbindungen im Priel hinweisen. Es besteht aber auch die Möglichkeit, daß dieser Stoffeintrag auf einem Meßfehler in der Wasserbilanz beruht.

Methodische Probleme:

Da die Differenz zwischen ein- und ausströmendem Wasser im Bereich der Fehlergrenze liegt, lassen sich bisher nur schwer eindeutigen Stoffflüsse zwischen Elbe und Deichvorland bestimmen.

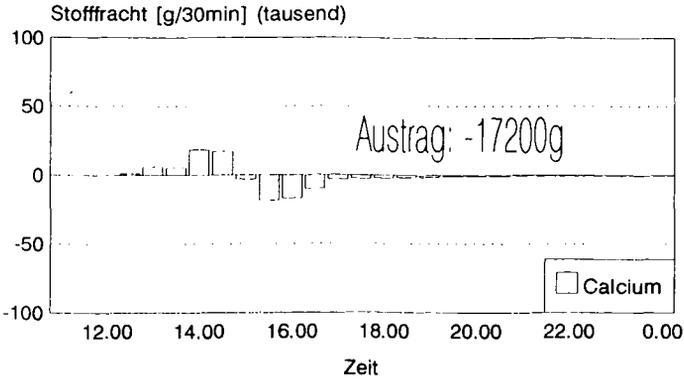
Aussicht:

Durch Bestimmung weiterer Wasser- und Stoffbilanzen zu anderen Jahreszeiten soll versucht werden, zu eindeutigen Ergebnissen zu gelangen. Bisherige Meßergebnisse deuten darauf hin, daß der "normale" Tideeinfluß auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Deichvorländer nur von geringer Bedeutung ist. Daher soll geprüft werden, ob eine Einschränkung der Bilanz auf die Niedrigwasserabflüsse zu signifikanteren Ergebnissen führt.

Anhand von Vergleichen mit Messungen in weiteren Deichvorländern der Untereibe sollen Aussagen zur Übertragbarkeit unserer Ergebnisse auf andere Gebiete getroffen werden.

Stoffbilanz für Calcium

Assel, Prielwasser, Standort: Deich

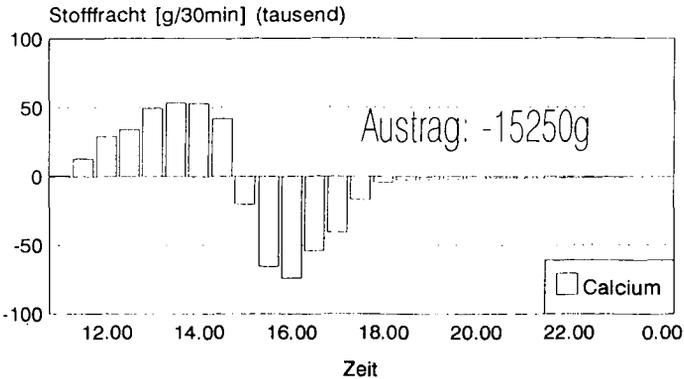


Probennahme vom 21.3.93

Abb.: 1. Stoffbilanz für Calcium, Standort Deich

Stoffbilanz für Calcium

Assel, Prielwasser, Standort: Schilf



Probennahme vom 21.3.93

Abb.: 2. Stoffbilanz für Calcium, Standort Schilf



Gefügeentwicklung eines tiefbearbeiteten Lößbodens unter Wendepflug- und Mulchwirtschaft

von

Fenner, S.¹, W. Ehlers¹ und D. Werner²

Einführung:

Wendepflugwirtschaft überlockert die Ackerkrume und mindert ihre mechanische Belastbarkeit. Zug- und Transportfahrzeuge können deshalb Schadverdichtungen nicht nur in der Krume, sondern auch im Unterboden verursachen. Nach Aufbrechen des Verdichtungsgefüges durch meliorative Tieflockerung folgt in der Regel eine schnelle Rückverdichtung des Bodens mit ungünstigeren Gefügeeigenschaften als zuvor.

Der vorliegende Versuch geht der Hypothese nach, daß unter Mulchwirtschaft die Lockerungsstruktur länger erhalten bleibt, da der Verdichtungsimpuls geringer ist, und daß das tiefgelockerte Gefüge durch biologische Aktivität stabilisiert wird.

Versuch:

Eine strukturlabile Löß-Parabraunerde mit Krumenbasisverdichtung in 30-45 cm Tiefe wurde im September 1990 ca. 55 cm tief mit dem Parapflug (PP) gelockert (PIDGEON 1982). Seitdem wird entweder mit dem Wendepflug (WP) 25 cm tief gepflügt (Wendepflugwirtschaft, PP/WP) oder in Form einer Mulchwirtschaft (MW) nur die Kreiselegge max. 10 cm tief eingesetzt (PP/MW). Die Kontrolle ohne Tiefenbearbeitung mit Wendepflug (OT/WP) entspricht der standortüblichen Wirtschaftsweise (FENNER et al. 1992).

Ergebnisse:

Die Tiefenbearbeitung mit dem Parapflug erniedrigt den Eindringwiderstand (EW) bei Feldkapazität in der Krumenbasis (30-45 cm Tiefe) von > 5 MPa (Kontrollvariante OT/WP) auf < 2 MPa (PP/MW) (nicht dargestellt). Unter PP/WP wird schon durch einmaligen Wendepflugeinsatz die Rückverdichtung eingeleitet. Zu diesem frühen Zeitpunkt liegt der EW mit ca. 3,5 MPa bereits deutlich über dem der Mulchwirtschaftsvariante.

Die Tiefenbearbeitung mindert die Lagerungsdichte (LD) im mechanisch geschaffenen Lockerungsbereich von $> 1,5$ g/cm³ (Abb.1: OT/WP, Oktober 1990) auf 1,34 g/cm³ (PP/MW, Oktober 1990). Folgt der Tiefenbearbeitung der Wendepflug (September 1990, 1991 und 1992), steigt die LD innerhalb eines Jahres auf das Ausgangsniveau (1,53 g/cm³ in PP/WP im Oktober 1991). Unter MW hingegen scheint sich die LD bei ca. 1,41 g/cm³ zu stabilisieren (PP/MW).

Mit der Änderung der LD in den WP-Varianten wird die Wasserleitfähigkeit des Bodens eingeschränkt. Acht Monate nach Anlage des Versuches gab es zwischen den Varianten nur geringe Unterschiede in der ungesättigten Wasserleitfähigkeit (k_u) der Porenklasse 20-100µm (ermittelt nach WENDROTH 1990). Die Werte lagen zwischen 1,5 cm/d (OT/WP) und 1,1 cm/d (PP/MW) (nicht dargestellt). Ein Jahr später, im Mai 1992, wurden für beide WP-Varianten nur noch etwa 0,3 cm/d gemessen, während k_u unter PP/MW mit 0,9 cm/d nahezu unverändert blieb. Der Rückgang von k_u unter OT/WP und PP/WP ist vermutlich auf den Anstieg der LD zwischen Mai 1991 und April 1992 (vgl. Abb.1) zurückzuführen. Bei PP/MW läßt hingegen die

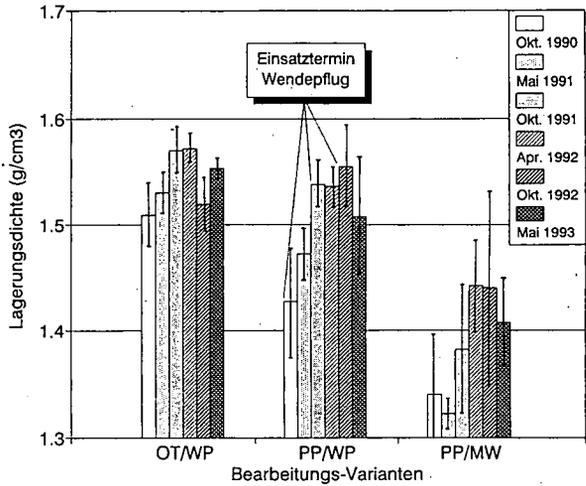
1) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, v. Sieboldstr. 8, 37075 Göttingen.

2) LUFA Thüringen, Naumburger Str. 98a, 07743 Jena.

zeitliche Konstanz der Wasserleitfähigkeit bei leichtem Anstieg der LD auf die Ausbildung eines stärker kontinuierlichen Porensystems schließen. Für die Poren nahe 100 µm könnte intensiveres Wurzelwachstum als Erklärung dienen.

Abb.1:
Lagerungsdichten der drei Bearbeitungs-Varianten in 32-38 cm Tiefe zwischen Oktober 1990 und Mai 1992. Bei den PP-Varianten werden die Lagerungsdichten im Lockerbereich gezeigt.

I Vertrauensbereich der Mittelwerte, $p=5\%$.



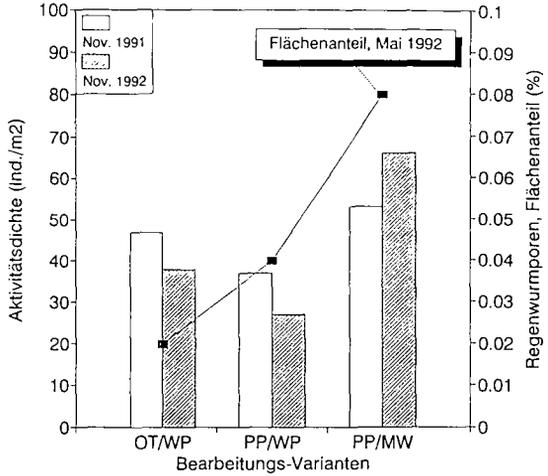
In dem vom Parapflug erfaßten Unterboden (25 - 50 cm) lag im Juni des ersten Versuchsjahres (1991) der Anteil der Winterweizen-Wurzeln mit gut 20% der Gesamtwurzellänge (GWL) nicht höher als in der Kontrolle (Wurzelzählung mit der Profilwandmethode nach BÖHM 1979) (nicht dargestellt). In den Lockerungsbereichen beider PP-Varianten befanden sich 8% der GWL. Die mechanische Lockerung mit dem Parapflug erhöhte die Durchwurzelungstiefe beider PP-Varianten für den Winterweizen im Vergleich zu OT/WP um etwa 35% auf 75cm.

Im Jahr 1992 wurde der Wurzelanteil der Nachfrucht Zuckerrübe im Lockerungsbereich der Variante PP/WP durch die Wirkung des Wendepfluges im Vergleich zur Mulchwirtschaft (PP/MW) drastisch reduziert. Auch die Durchwurzelungstiefe wurde in PP/WP gegenüber PP/MW eingeschränkt und lag in der Größenordnung von OT/WP. Zu vermuten ist, daß die Änderung im Wurzelbild der Zuckerrübe bei PP/WP eine Reaktion auf die Zunahme der LD darstellt (vgl. Abb.1).

Schon ein Jahr nach Versuchsbeginn war die Aktivitätsdichte der Regenwürmer (bestimmt nach RAW 1959) unter PP/MW gegenüber der Kontrolle (OT/WP) erhöht (Abb.2). Die intensive Bodenbearbeitung bei PP/WP führte hingegen zum Rückgang der Individuenzahl. Unter beiden WP-Varianten nahm die Individuendichte bis zum zweiten Untersuchungstermin (November 1992) weiter ab. Unter PP/MW hingegen stieg sie an.

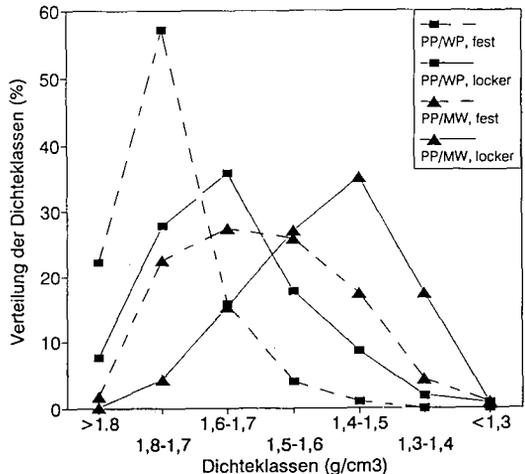
Die Tätigkeit der Regenwürmer und der Erhalt der Röhren unter MW zeigt sich am Flächenanteil oberflächenverbundener Regenwurmgänge unterhalb der aktuellen Pflugtiefe (bestimmt nach FITZPATRICK et al. 1985). Im Mai 1992 lag der Anteil unter PP/MW mit 0,08% doppelt so hoch wie unter PP/WP und viermal höher als bei der Kontrolle (Abb.2).

Abb.2:
Aktivitätsdichte der Regenwürmer in den drei Bearbeitungs-Varianten im November 1991 und 1992. Außerdem ist der Flächenanteil der Regenwurmgänge in 28 cm Tiefe dargestellt, die eine Verbindung zur Bodenoberfläche besitzen (Mai 1992).



Anhand einer neuen Methode zur morphologischen Beschreibung und zur Quantifizierung der Porenraumverteilung in Böden, einer Röntgenstrukturanalyse (WERNER 1993 und WERNER et al. 1993), konnten die Unterschiede im Wiederverdichtungsverhalten zwischen den Varianten PP/WP und PP/MW sichtbar werden. Sowohl in den Zonen des Werkzeugdurchganges der Tiefenbearbeitung mit dem Parapflug (locker) als auch zwischen diesen Zonen (fest) wurde der Boden durch den nachfolgenden Wendepflugeinsatz verdichtet und das Porensystem stärker horizontal ausgerichtet als unter Mulchwirtschaft (nicht dargestellt). Die kleinräumige Dichteverteilung in den Bodenproben für die Röntgenstrukturanalyse weist unter PP/WP sowohl in der festen als auch in der lockeren Zone (Abb.3, PP/WP fest bzw. locker) größere Anteile hoher Lagerungsdichten auf als in den entsprechenden Zonen unter PP/MW.

Abb.3:
Verteilung der Dichteklassen in den 9x6x2 cm großen Bodenproben der Röntgenstrukturanalyse, abgeleitet aus der Dichte / Grauwert-Beziehung. Die Proben wurden im April 1992 aus 25 bis 31 cm Tiefe entnommen.



Diskussion und Schlußfolgerung:

Die Tiefenbearbeitung mit dem Parapflug lockert die Krumbasis und erniedrigt den Bodeneindringwiderstand. Die dadurch ermöglichte tiefere Durchwurzelung des Bodens verbessert vermutlich den Zugang zu Nährstoffen und Wasser im Unterboden (EHLERS et al. 1991). Die Wendepflugbearbeitung rückverdichtet den gelockerten Unterboden jedoch sehr schnell, die Wasserleitfähigkeit wird eingeschränkt und das Wurzeltiefenwachstum behindert. Unter Mulchwirtschaft hingegen zeigt sich die beginnende biogene Stabilisierung der Lockerzonen an der über die Zeit konstanten Leitfähigkeit, obwohl auch hier anhand der LD eine leichte Konsolidierung der Lockerungsstruktur zu bemerken ist.

Mulchbewirtschaftung mindert nicht nur die Verdichtungsimpulse im Unterboden, sondern schafft auch bessere Lebensbedingungen für Regenwürmer. Reicheres Nahrungsangebot an der Bodenoberfläche und geringere Zerstörung der Gangsysteme bewirken die Ausbildung und den Erhalt eines Dränporensystems bis unter die ehemalige Bearbeitungstiefe.

Anhand bodenmorphologischer Untersuchungen ist es möglich, die starke Rückverdichtung nach Einsatz des Wendepfluges und den weitgehenden Erhalt der Lockerungsstruktur unter Mulchwirtschaft zu belegen. Die stärker vertikale Ausrichtung des Porensystems und der größere Anteil geringer Lagerungsdichten in der kleinräumigen Verteilung bestätigen die Vermutung biogener Stabilisierung und Lockerung durch Mulchwirtschaft.

Schadverdichtete Böden können durch partielle Lockerung der Verdichtungshorizonte melioriert werden. Die Nachhaltigkeit dieser Tiefenlockerung ist jedoch an eine Minderung der Bearbeitungsintensität in der Krume gebunden. Unter Mulchbewirtschaftung scheinen biogene Prozesse die mechanisch geschaffene Lockerungsstruktur zu stabilisieren und zur weiteren Verbesserung der Bodenstruktur beizutragen.

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle Unterstützung.

Literatur:

BÖHM, W. 1979: *Methods of Studying Root Systems*. Ecological Studies 33, Springer Verlag Berlin.

EHLERS, W., HAMBLIN, A.P., TENNANT, D. und van der PLOEG, R.R. 1991: Root system parameters determining water uptake of field crops. *Irrig. Sci.* 12, 115-124.

FENNER, S., WERNER, D. und EHLERS, W. 1992: Mechanische und biologische Melioration eines schadverdichteten Löß-Ackerstandortes. *VDLUFASchriftenreihe* 35/1992, 773-776.

FITZPATRICK, E.A., MACKIE, L.A. und MULLINS, C.E. 1985: The use of plaster of Paris in the study of soil structure. *Soil Use and Management* 1, 70-72.

PIDGEON, J.D. 1982: "Paraplow" - a rational approach to soil management. *Proceedings of 9th Conference of ISTRO, Osijek, Yugoslavia*, 633-638.

RAW, F. 1959: Estimating earthworm populations by using formalin. *Nature* 184, 1661-1662.

WENDROTH, O. 1990: Koeffizienten des Wasser- und Gastransportes zur Ableitung von Kenngrößen des Bodengefüges. *Diss. agr., Georg-August-Universität, Göttingen*.

WERNER, D. 1993: Ergebnisse röntgenmorphologischer Untersuchungen verdichteter und gelockerter Bodengefüge. *Jahrestagung DBG in Kiel 1993, in diesem Band*.

WERNER, D., WINTEROT, Ch., WERNER, B. und JOHN, K. 1993: Darstellung des Bodengefüges durch Röntgenanalyse. *Z. Pflz.ern. Bodenkd., im Druck*.

Ursachen der Luftsprennung*

von

Gäth, S.**

Einleitung

Aggregatsprengung durch eingeschlossene Luft ist ein häufig beobachteter Prozess. Bereits 1936 schrieb YODER, daß der Zerfall von Bodenaggregaten bei der Tauchsiebung auf die sprengende Kraft eingeschlossener Luft zurückzuführen sei. Auch in neueren Arbeiten wird das Phänomen der Luftsprennung dafür verantwortlich gemacht, daß trockene Aggregate bei der Befeuchtung schneller zerstört werden als feuchte (HENK, 1989; AUERSWALD, 1992; POTRATZ, 1993).

Im Gegensatz zu den zitierten Arbeiten soll der vorliegende Beitrag den Nachweis eingeschlossener Luft und die dabei entstehenden Drücke aufzeigen. Daraus werden Schlußfolgerungen über die eigentlichen Ursachen der Luftsprennung durch eingeschlossene Luft abgeleitet.

Um Effekte des Volumenzuwachses von Bodenproben ausschließlich auf eingeschlossene Luft zurückführen zu können, wurden die Untersuchungen mit schluffeinem Quarzmehl durchgeführt. Eine Quellung durch Tonminerale war dadurch ausgeschlossen. Ein möglicher Einfluß durch Benetzungswärme konnte in Vorversuchen ebenfalls ausgeschlossen werden.

Material und Methoden

Das Quarzmehl wurde in einem standardisierten Verfahren trocken (40 °C) in Stechzylinder mit einem Volumen von 250 cm³ (h=5 cm; A = 50 cm²) gefüllt und auf eine Rohdichte von 1,52 g*cm⁻³ verdichtet.

Die gefüllten Stechzylinderproben wurden von unten mit destilliertem Wasser (20° C) kapillar aufgesättigt. Bei **schneller Aufsättigung** wurde das Wasser ungespannt bei einem Matrixpotential von pF 0 angeboten. Die **langsame Aufsättigung** erfolgte im Unterdruckverfahren bei verschiedenen Kapillarpotentialen.

Während der Aufsättigung der Stechzylinder wurden u.a. die Quellungshöhe, die Wasseraufnahme, der Wassergehalt sowie nach der Aufsättigung zusätzlich die Restluft in der Probe gemessen (Abb. 1).

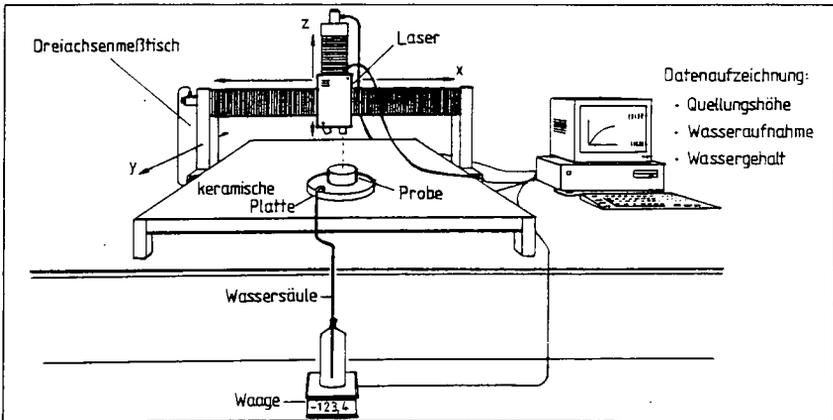


Abb. 1: Aufbau der Versuchsapparatur zur Messung der Quellungshöhe, der Wasseraufnahme und der Wassergehalte als Funktion der Zeit

* Der vorliegende Beitrag ist zur Veröffentlichung eingereicht in der Zeitschrift Advances of Soil Science.
 ** Dr. Stefan Gäth, Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, FRG-35390 Gießen

Quellungshöhe und Volumenzuwachs wurden berührungsfrei mit einem Laser gemessen (Abb. 1). Durch feste Positionierung des Strahls über dem Probenmittelpunkt wird die Quellungshöhe und durch Abtasten der Probenoberfläche der Volumenzuwachs bestimmt. Die Meßauflösung in horizontaler Richtung beträgt 0,1 mm, und vertikaler 0,01 mm. Die **Wasseraufnahme** wurde über Wägung des Wasservorratsgefäßes bestimmt. **Wassergehalte** in der Probe wurden mit TDR-Sonden gemessen.

Die Menge der nach Aufsättigung im Quarzmehl enthaltenen **Restluft** wurde quantitativ bestimmt. Zu diesem Zweck wurde der Stöchzylinder nach Erreichen der Aufsättigung (die Oberfläche des Zylinders war dann vollständig durchfeuchtet) und vor Beginn der Quellung vorsichtig unter Wasser in einem Luftsammelgefäß luftdicht eingeschlossen. Anschließend wurde das Gefäß in horizontaler Lage auf einem Schüttler 60 min geschüttelt, bis die gesamte Luft aus dem Quarzmehl in Form von Luftblasen im Gefäß zu sehen war. In Voruntersuchungen konnte nachgewiesen werden, daß aus dem Wasser selbst keine Luft freigeschüttelt wurde. Danach wurde das Luftsammelgefäß mit der Scheibler-Apparatur, die üblicherweise bei der Carbonat-Bestimmung verwendet wird, verbunden und die eingeschlossene Luft mit einer wassergefüllten Spritze aus dem Gefäß in das Druckausgleichsgefäß gedrückt. Die Menge der ausgeschüttelten Luft konnte auf diese Weise mit einer Genauigkeit von 0,1 cm³ am Meßrohr bestimmt werden (Abb. 2).

Für die Kalkulation des Porenwasserfüllungsgrades und des Restluftporenraumes wurde der Zylinder vor dem Einbringen in das Luftsammelgefäß gewogen. Unter Berücksichtigung des Trockengewichtes und des Gesamtporenvolumens konnte auf diese Weise der Anteil wasser- und luftgefüllter Poren berechnet werden.

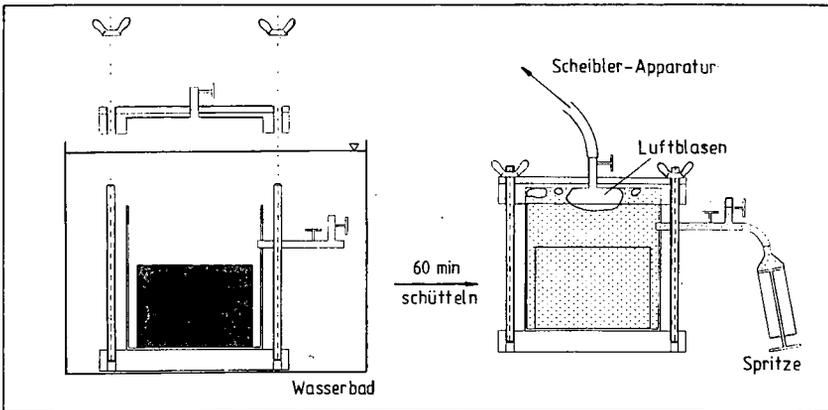


Abb. 2: Apparatur zur Bestimmung von Restluft im Boden

Alle Untersuchungen wurden in vier- bis achtfacher Wiederholung durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei einer langsamen Aufsättigung gemäß einem Kapillarpotential von 60 hPa (mittlere Aufsättigungsgeschwindigkeit 4,5 mm·h⁻¹) bzw. 100 hPa (2,4 mm·h⁻¹) kommt es zu keiner nennenswerten Volumenzunahme der Probe (Abb. 3). Vielmehr kommt es in allen Varianten zunächst zu einer Sackung des Materials, die auf Meniskenkräfte zurückzuführen ist.

Mit sinkendem Unterdruck (30, 10 5 hPa) wird der Beginn der Quellung vorverlegt und die Geschwindigkeit der Quellung sowie der absolute Betrag nehmen zu.

Die schnelle Aufsättigung (mittlere Aufsättigungsgeschwindigkeit 80,0 mm·h⁻¹) führt zu einer Quellung von 5,3 mm nach 60 Minuten, die einem gemessenen Volumen von 12-15 cm³ entspricht. Der Beginn der Quellung setzt in allen Aufsättigungsvarianten erst ein, wenn die Oberfläche der Probe sichtbar feucht ist.

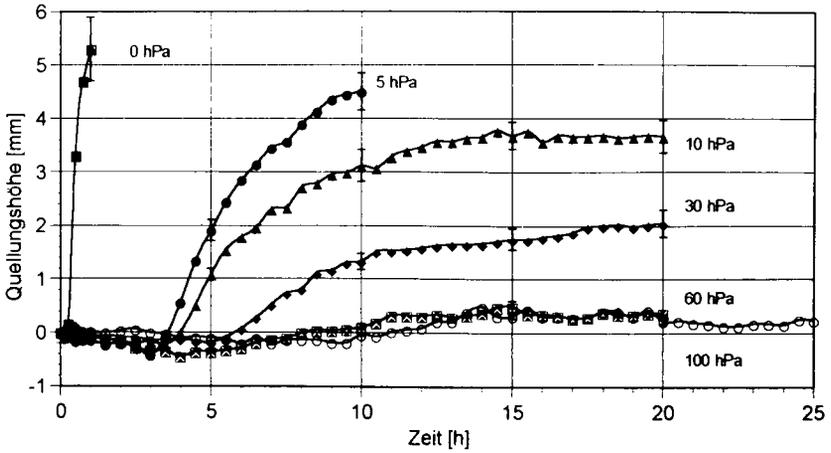


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Quellung von trockenem Quarzpulver in Abhängigkeit vom Unterdruck bei der kapillaren Aufsättigung

Abbildung 4 zeigt die nach Aufsättigung vorhandene Restluftmenge in Beziehung zum Restluftporenraum. Das auf der Ordinate abgetragene Verhältnis Luftvolumen:Porenvolumen gibt dabei Auskunft über den Kompressionsgrad der eingeschlossenen Luft. Die verschiedenen Restporenvolumina korrespondieren mit den Aufsättigungsgraden. Je kleiner der Restluftporenraum ist, desto weiter ist die Aufsättigung vorangeschritten.

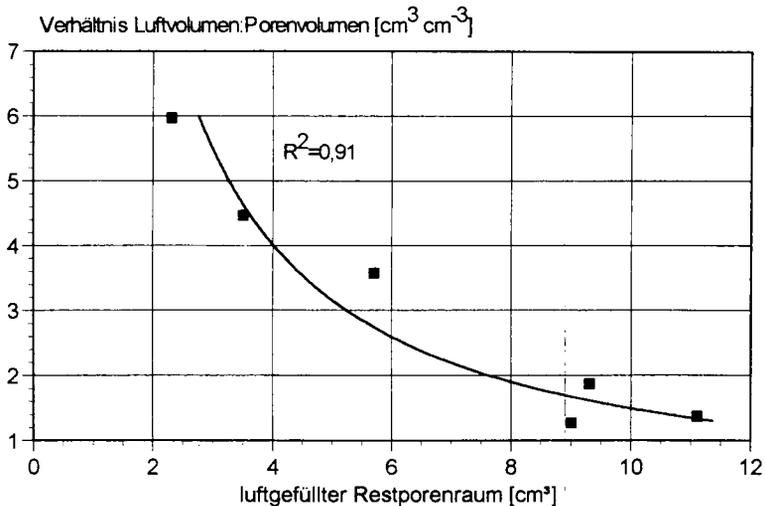


Abb. 4: Zusammenhang zwischen dem Restluftporenraum und dem Verhältnis Luftvolumen:Porenvolumen bei schneller Aufsättigung von Quarzpulver (Probenvolumen: 250 cm³)

Die Ergebnisse zeigen, daß mit abnehmendem Restluftporenraum, d.h. zunehmender Aufsättigungsdauer, mehr Luft pro verfügbarem Porenraum gespeichert und komprimiert wurde. Zum Beispiel sind zum Ende der Aufsättigung in 2 cm^3 Restluftporenraum ca. 12 cm^3 Luft enthalten. Dieser Lufteinschluß führt zu einer sechsfachen Komprimierung der Luft im Restluftporenraum. Unter Berücksichtigung des Gesetzes von Boyle-Mariotte und der Annahme konstanter Temperaturen kann gefolgert werden, daß in dem o.g. Beispiel die Luft mit einem Druck von ca. 6000 hPa in dem verbleibenden Restporenraum komprimiert vorliegt.

Damit belegen die Untersuchungen, daß vor Beginn des Quellens eingeschlossene und unter Druck stehende Luft im Porenraum der schnell aufgesättigten Quarzmehlprobe vorhanden ist. Die Quellung beginnt, wenn im Zuge der Aufsättigung auch im oberen Teil des Zylinders die Kräfte der Adhäsion, Kohäsion und Auflast kleiner als der Quellungsdruck der eingeschlossenen Luft werden.

Die im Porenraum durchschnittlich eingeschlossenen $10\text{-}12 \text{ cm}^3$ Luft erklären dabei recht gut das mit dem Laser gemessene Quellungsvolumen von $12\text{-}15 \text{ cm}^3$. Der Quellvorgang kann demnach zu einem vollständigen Druckabbau im Restporenraum führen.

Bei der langsamen Aufsättigung wurde kein vergleichbarer Lufteinschluß nachgewiesen.

Auf das Modellsubstrat "Quarzmehl" bezogen bedeutet dieses, daß Wasser bei freiem Wasserangebot gemäß der Gleichung für den Kapillardruck und dem Hagen-Poiseuilleschen Gesetz in größeren Kapillare schneller fließt als in kleinen (vgl. BOLT & KOENIGS, 1972). Sofern die kleinen Poren mit den großen in Kontakt stehen, wird Wasser von den großen bei Erreichen der Kontaktstelle in die kleinen fließen und Luft einschließen. Die Kompression der eingeschlossenen Luft entspricht dabei maximal dem Kapillardruck.

Im Gegensatz zu diesen Verhältnissen, die der schnellen Aufsättigung entsprechen, kommt es bei der langsamen Aufsättigung zu keinem nachweisbaren Lufteinschluß, da die Wassernachlieferung kleiner ist als die Wassertransportgeschwindigkeit der großen Poren. Das führt dazu, daß sich die kleinen Poren schneller bzw. gleich schnell aufsättigen wie die großen. Diese Ergebnisse begründen auch die von vielen Autoren gemachte Beobachtung, daß vorbefeuchtete Proben keine Quellung durch eingeschlossene Luft zeigen. Der aufweitbare Porenraum ist hier bereits durch Wasser blockiert.

Neben dem Lufteinschluß kann ein weiterer, von der Aufsättigungsgeschwindigkeit abhängiger Prozeß für die Luftsprengung von Bodenaggregaten von Bedeutung sein, der in der Anfangsphase der Aufsättigung in Form eines stoßartigen Quellens zu beobachten ist (hier nicht dargestellt).

Die mit der aufsteigenden Wasserfront vorweg geschobene Luft führt zu einem schubartigen Aufblähen des Quarzmehls. Das Ausmaß dieser Form der Luftsprengung ist abhängig von der Länge des "Tunnels", der Tunnelquerschnittsverengung (Düsen effekt) und der Aufsättigungsgeschwindigkeit des Wassers. Er wird als sog. Luftschub bezeichnet und konnte nur bei der schnellen Aufsättigung nachgewiesen werden.

Literatur

- AUERSWALD, K. 1992. Bodeneigenschaften und Bodenerosion. Habilitationsschrift, Lehrstuhl für Bodenkunde, TU Weihenstephan. 259 S.
- BOLT, G.H. and F.F.R KOENIGS. 1972. Physical and chemical aspects of the stability of soil aggregates. Meded. Fac. Landbouww. Rijksunivers. Gent. 337. 955-974.
- HENK, U. 1989. Untersuchungen zur Regentropfenerosion und Stabilität von Bodenaggregaten. Dissertation TU Braunschweig, 197 S.
- POTRATZ, K.-U., 1993: Bedeutung von Feuchte und Struktur der Bodenoberfläche für die Bodenerosion. Bonner Bodenkundl. Abhandlgn. 11, 72 S.
- YODER, F. 1936. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses. J. A. Soc. Agronomy 28, 337-351.

Danksagung

Die abgeschlossenen Arbeiten wurden im Rahmen des DFG-Schwerpunktes "Genese und Funktion des Bodengefüges" gefördert. Herrn Dipl.-Ing. Andreas Hagenguth und Frau Eva-Maria Fritz wird für die wertvolle Mitarbeit gedankt.

Dual-Porositätsansatz zur Modellierung von Wasserbewegung und Stofftransport in strukturierten Böden

von

Gerke, H.H.

1. Konzeptioneller Ansatz

Die Heterogenität natürlicher Böden umfaßt einerseits die räumliche Variabilität von makroskopischen Bodeneigenschaften auf der Feldskala und andererseits die mikroskalige Variabilität innerhalb einzelner Bodeneinheiten. Phänomene, wie präferentieller Fluß und lokale Ungleichgewichte im Matrixpotential und in den Konzentrationen gelöster Stoffe, entstehen durch Vorgänge auf der Mikroskala in Abhängigkeit von der Bodenstruktur oder als Folge dynamischer Instabilitäten an Phasengrenzen. Der Dual-Porositätsansatz ermöglicht es, solche mikroskaligen Effekte in makroskopischen Modellen der Wasserbewegung und des Stofftransports zu berücksichtigen. In einem Dual-Porositätsmodell wird der Boden konzeptionell eingeteilt in zwei Porensysteme, die durch den Austausch von Wasser und gelösten Stoffen miteinander in Verbindung stehen. In jedem Punkt des dualen Systems existieren zwei Zustandsgrößen; es müssen jeweils zwei Parametersätze sowie die Koeffizienten der Massentransferterme bekannt sein. Der Dual-Porositätsansatz wurde zur Modellierung von klüftigen Grundwasser- und Petroleumvorkommen entwickelt [Barenblatt *et al.*, 1960; Warren und Root, 1963] und - meist mit vereinfachenden Annahmen - für ungesättigte geklüftete Gesteinsformationen verwendet [Dykhuizen, 1987; Peters und Klavetter, 1988]. In der Bodenkunde wurden Modelle zur Analyse von Wasserinfiltration in Böden mit einzelnen Makroporen vorgestellt [Edwards *et al.*, 1979; Hoogmoed und Bouma, 1980]. Das Zwei-Regionen Stofftransportmodell [Coats und Smith, 1963; van Genuchten und Wierenga, 1976] wird zur Simulation von steady-state Verlagerungsexperimenten eingesetzt. Inzwischen existieren auch Dual-Porositätsmodelle, in denen instationäre Wasserbewegung berücksichtigt wird [Jarvis *et al.*, 1991; Othmer *et al.*, 1991; Chen und Wagenet, 1992].

2. Eindimensionales Dual-Porositätsmodell

Das hier vorgestellte Dual-Porositätsmodell [Gerke und van Genuchten, 1993a,b] kann als Erweiterung des Zwei-Regionen Transportmodells für Bedingungen in natürlichen Böden mit instationärer Wasserbewegung und variabler Sättigung des Porenraumes angesehen werden [van Genuchten und Gerke, 1993]. Im Modell wird der Boden in zwei kontinuierliche Porensysteme geteilt, in denen unterschiedliche Fließ- und Verlagerungsgeschwindigkeiten möglich sind. Obwohl prinzipiell nicht an die Porengröße gebunden, werden zur Bezeichnung die Begriffe "Grobporensystem" für das schnell- und "Matrix" für das langsamdränende System verwendet. Das Modell unterscheidet sich von den oben genannten in der Beschreibung der Wasserbewegung im Grobporensystem und des Massentransfers zwischen den zwei Porenregionen sowie in der numerischen Behandlung der Gleichungssysteme. Die Matrix kann auch diskontinuierliche Grobporen und das Grobporensystem Anteile von Meso- und Mikroporen enthalten. Die Grenzschicht zwischen Matrix und Grobporensystem kann in manchen Böden porös, in anderen dicht gelagert sein und so den Massentransfer von Wasser und gelösten Stoffen maßgeblich beeinflussen.

3. Modell der Wasserbewegung

Die Wasserbewegung wird sowohl im Grobporensystem (Index f wie *fracture*) als auch in der Bodenmatrix (Index m wie *matrix*) mit der Richard's-Gleichung für gesättigten/ungesättigten Darcy-Wasserfluß beschrieben:

$$C_f \frac{\partial h_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_f \frac{\partial h_f}{\partial z} - K_f \right) - \frac{\Gamma_w}{w_f} - S_f \quad (1a)$$

$$C_m \frac{\partial h_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_m \frac{\partial h_m}{\partial z} - K_m \right) + \frac{\Gamma_w}{1-w_f} - S_m \quad (1b)$$

wobei h das Matrixpotential (head) [L], C die spezifische Bodenwasserkapazität $d\theta/dh$ [L⁻¹], θ den volumetrischen Wassergehalt [L³L⁻³], K die hydraulische Leitfähigkeit [LT⁻¹], z die Bodentiefe [L] (positiv abwärts), t die Zeit [T] und S einen Senkenterm für Wurzelaufnahme [T⁻¹] bezeichnet. Die Gleichungen (1a) und (1b) sind durch einen Wasser-Massentransferterm, Γ_w , gekoppelt, der jeweils mit dem Volumenanteil des Grobporensystems, w_f , und der Matrix, $1-w_f$, gewichtet ist. Der Massentransfer für Wasserfluß wird mit einem Ansatz erster Ordnung beschrieben:

$$\Gamma_w = \alpha_w (h_f - h_m) \quad (2)$$

wobei α_w den Massentransferkoeffizient erster Ordnung [L⁻¹T⁻¹] für Wasser darstellt:

$$\alpha_w = \frac{\beta}{a^2} \gamma_w K_a(h) \quad (3)$$

In (3) bezeichnet der Koeffizient β die Form/Geometrie [-] und a die charakteristische Länge [L] (Radius oder halbe Weite) der Matrix, γ_w ist ein empirischer Skalierungsfaktor [-] und K_a ist die hydraulische Leitfähigkeit [LT⁻¹] an der Matrix/Grobporen-Grenzschicht.

Die Koeffizienten in (3) sollen die mikroskaligen Merkmale, die zu Ungleichgewichtszuständen führen können, mit mittleren makroskopischen Modellparametern abbilden. Zur Herleitung von Werten für die Koeffizienten werden Ergebnisse genauer Beschreibungen des Flusses oder der Diffusion in Aggregaten mit denen des vereinfachten Ansatzes erster Ordnung verglichen. Für die hydraulische Leitfähigkeit, K_a , wurde nach Evaluierung unter Verwendung von äquivalenten ein- und zweidimensionalen Modellen für bestimmte Matrix-Geometrien der Ausdruck

$$K_a = 0.5 [K_a(h_f) + K_a(h_m)] \quad (4)$$

zusammen mit einem konstanten Wert von 0.4 für γ_w zur Verwendung in (3) vorgeschlagen [Gerke und van Genuchten, 1993b]. Für den Geometrie-Koeffizienten β lassen sich mit der Laplace-Transformationstechnik Werte von 3 für plattige, 8 für zylindrische und 15 für kugelige Matrixstrukturen analytisch herleiten. Bei hohlzylindrischer Geometrie der Matrix ist β wie folgt abhängig von ζ_0 , dem Verhältnis zwischen äußerem ($a+b$) und innerem (b) Radius:

$$\beta = \frac{2(\zeta_0 - 1)^2}{\zeta_0^2 [\ln(\zeta_0) - 1]} \quad ; \quad \zeta_0 \gg 1 \quad (5)$$

Wiederum durch direkte Vergleiche der Ergebnisse von Diffusionsmodellen mit denen des Ansatzes erster Ordnung lassen sich Form-/Geometriefaktoren für unterschiedliche Strukturen ermitteln, die schließlich mit Hilfe zweier Regressionsgleichungen mit meßbaren Bodeneigenschaften korreliert werden können, wie z.B. dem normalisierten Verhältnis, ζ , zwischen der Oberfläche, s_m , und dem Volumen, V_m , der Matrixstrukturen; wobei $\zeta = a s_m / V_m$ und $\zeta = 2/(\zeta_0 + 1)$ ist.

4. Modell des Stofftransports

Der Transport gelöster Stoffe wird in beiden Porensystemen mit der Konvektions-Diffusions-Gleichung mit linearer Adsorption sowie dem Abbau erster Ordnung beschrieben:

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_f R_f c_f) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_f D_f \frac{\partial c_f}{\partial z} - q_f c_f \right) - \theta_f \mu_f c_f - \frac{\Gamma_s}{w_f} \quad (6a)$$

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta_m R_m c_m) = \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_m D_m \frac{\partial c_m}{\partial z} - q_m c_m \right) - \theta_m \mu_m c_m + \frac{\Gamma_s}{1-w_f} \quad (6b)$$

wobei R den Retardationsfaktor [-], c die Konzentration gelöster Stoffe [ML⁻³], D den Dispersionskoeffizient [L²T⁻¹], q die Wasserflußdichte [LT⁻¹] und μ einen Abbau-Koeffizienten erster Ordnung [T⁻¹] bezeichnet. Der Massentransferterm, Γ_s , für gelöste Stoffe [ML⁻³T⁻¹] setzt sich aus einer "konvektiven" und einer "diffusiven" Komponente zusammen:

$$\Gamma_s = (1-b)\Gamma_w \phi_f c_f + b\Gamma_w \phi_m c_m + \theta_m (1-w_f) \alpha_s (c_f - c_m) \quad (7)$$

Der "konvektive" Anteil (die ersten zwei Terme der rechten Seite in Gleichung (7)) ist abhängig von der Richtung des Wassertransfers, die durch den Koeffizienten b ($b=0,1$) [-] festgelegt wird:

$$b = 0.5 \left(1 - \frac{\Gamma_w}{|\Gamma_w|} \right) \quad , \quad \Gamma_w \neq 0 \quad (8)$$

Der "diffusive" Anteil (dritter Term in Gleichung (7)) ist identisch mit dem Massentransferterm, α , des Zwei-Regionen Transportmodells:

$$\alpha_s = \frac{\alpha}{(1-w_f)\theta_m} = \frac{\beta}{a^2} D_a \quad (9)$$

wobei α_s den Massentransferkoeffizient erster Ordnung [T⁻¹] für gelöste Stoffe und D_a den effektiven Diffusionskoeffizient [L²T⁻¹] an der Matrix/Grobporen-Grenzschicht bezeichnet.

Die Koeffizienten ϕ_f und ϕ_m [-] dienen der Umrechnung von den Porenregionen-bezogenen Stoffkonzentrationen in den Transportgleichungen (6a) und (6b) auf die auf den Gesamtboden bezogenen Stoffmengen des Massentransferterms in (7):

$$\phi_f = w_f \frac{\theta_f}{\theta} \quad , \quad \phi_m = (1-w_f) \frac{\theta_m}{\theta} \quad (10)$$

5. Numerisches Modell

Zur simultanen Lösung der gekoppelten Gleichungssysteme wird ein numerisches Verfahren auf der Basis der Galerkin'sche Finite-Elemente-Methode verwendet [Gerke und van Genuchten, 1993a].

6. Wasser- und Stoffverlagerung im Feldmaßstab

Bei der Modellierung von Wasserbewegung und Stofftransport in heterogenen Böden auf Feld-ebene kann zusätzlich zur Bodenstruktur auch die räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften eine Rolle spielen. In einem räumlich zweidimensionalen Dual-Porositätsmodell läßt sich z.B. die Variabilität eines Modellparameters im Feld unter Berücksichtigung der statistischen Verteilung und räumlichen Autokorrelation durch Verwendung eines Markov-Prozesses erster Ordnung als eine Zufallsverteilung abbilden. Allein die Verwendung einer log-normalen räumlichen Verteilung für die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Grobporensystems genügt, um in Kombination mit dem Dual-Porositätsansatz äußerst komplexe Verlagerungsvorgänge zu simulieren [Vogel et al., 1993], wie sie in heterogenen Systemen angetroffen werden könnten.

7. Schlußfolgerungen

Zur Simulation von präferentiellem Fluß in strukturierten Böden wurde ein Dual-Porositätsmodell entwickelt, das instationären Wasserfluß und variable Sättigung des Porenraumes berücksichtigt. Der Massentransfer von Wasser und gelösten Stoffen zwischen Matrix und Grobporensystem läßt sich vereinfachend mit Ansätzen erster Ordnung simulieren. Die Koeffizienten des Massentransfermodells können die mittleren Diffusionseigenschaften der mikroskaligen Strukturen beschreiben. Eine arithmetisch gemittelte hydraulische Leitfähigkeit an der Matrix/Grobporen-Grenzschicht zusammen mit einem konstantem Skalierungskoeffizienten ergab zufriedenstellende Ergebnisse. Die Geometrie der Matrixstruktur kann über das Verhältnis zwischen Oberfläche und Volumen der Matrix parameterisiert werden. Mit dem Dual-Porositätsmodell lassen sich unter Verwendung von physikalisch meßbaren Bodeneigenschaften die unterschiedlichsten Ungleichgewichtsbedingungen simulieren. Sensitivitätsanalysen lassen erkennen, daß die hydraulische Leitfähigkeit an der Matrix/Grobporen-Grenzschicht von großer Bedeutung für das Ausmaß präferentieller Verlagerung ist. Das eindimensionale Modell eignet sich besonders zur standortabhängigen Analyse der Wasser- und Stoffverlagerung in strukturierten Böden. Im zweidimensionalen Dual-Porositätsmodell können Ansätze zur Modellierung der makroskaligen räumlichen Variabilität von Modellparametern mit denen zur Beschreibung von mikroskaligen Struktureffekten verknüpft werden. Derart kombinierte Modelle eignen sich zur Simulation der Wasser- und Stoffverlagerung in heterogenen Böden im Feldmaßstab.

8. Literatur

- Barenblatt, G. I., I. P. Zheltov, and I. N. Kochina, Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks, *J. Applied Math. and Mech.*, 24(5), 1286-1303, 1960.
- Chen, C., and R. J. Wagenet, Simulation of water and chemicals in macropore soils, 1. Representation of the equivalent macropore influence and its effect on soil-water flow, *J. Hydrol.*, 130, 105-126, 1992.
- Coats, K. H., and B. D. Smith, Dead end pore volume and dispersion in porous media, *Soc. Pet. Eng. J.*, 4, 73-84, 1964.
- Dykhuizen, R. C., Transport of solutes through unsaturated fractured media, *Water Research*, 21(12), 1531-1539, 1987.
- Edwards, W. M., R. R. van der Ploeg, and W. Ehlers, A numerical study of the effects of non-capillary size pores upon infiltration, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 43, 851-856, 1979.
- Gerke H. H., and M. T. van Genuchten, A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resour. Res.*, 29(2), 305-319, 1993a.
- Gerke H. H., and M. T. van Genuchten, Evaluation of a first-order water transfer term for variably saturated dual-porosity models, *Water Resour. Res.*, 29(4), 1225-1238, 1993b.
- Hoogmoed, W. B., and J. Bouma, A simulation model for predicting infiltration into cracked clay soil, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 458-461, 1980.
- Jarvis, N. J., P.-E. Jansson, P. E. Dik, and I. Messing, Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis, *J. Soil Sci.* 42, 59-70, 1991.
- Othmer, H., B. Dieckrüger, and M. Kutilek, Bimodal porosity and unsaturated hydraulic conductivity, *Soil Sci.*, 152(3), 139-150, 1991.
- Peters, R. R., and E. A. Klavetter, A continuum model for water movement in an unsaturated fractured rock mass, *Water Resour. Res.*, 24(3), 416-430, 1988.
- van Genuchten, M. T., and P. J. Wierenga, Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical Solutions, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 473-480, 1976.
- van Genuchten, M. T., and H. H. Gerke, Dual-porosity models for simulating solute transport in structured media, In: *Porous or Fractured Unsaturated Media: Transports and Behaviour*, Proceedings of the Scientific Colloquium, 5-9 October 1992, Monte Verità, Centro Stefano Franscini - ETH-Zürich, Ascona, Switzerland, pp. 182-205, 1993.
- Vogel, T. N., R. Zhang, H. H. Gerke, and M. T. van Genuchten, Modeling two-dimensional water flow and solute transport in heterogeneous soil systems, In: *Hydrogeologic Investigation, Evaluation, and Ground Water Modeling*, Proceedings of Industrial and Agricultural Impacts on the Hydrologic Environment, The Second USA/CIS Joint Conference on Environmental Hydrology and Hydrogeology, 16-21 May 1993, Washington, D.C., edited by Y. Eckstein and A. Zaporozec, pp. 279-302, 1993.
- Warren, J. E., and P. J. Root, The behavior of naturally fractured reservoirs, *Soc. Pet. Eng. J.*, 3, 245-255, 1963.

Geophysikalische Methoden zur Erfassung von Wasserverteilungen und Wassertransportvorgängen in Böden

von

Göbel, B.¹, J. Michaelsen², E. Danckwardt³, S.A. Hagrey⁴,
C. Meyer⁴, G. Petzold³, C. Stolte⁴ und R. Thierbach⁵

Einführung:

Übliche Methoden zur Erfassung von Wasserverteilungen und Wassertransportvorgängen in Böden (Tensiometer, TDR-Sonden, Tracer-Versuche) sind aufgrund ihrer begrenzten räumlichen Auflösung für viele Fragestellungen ungeeignet. Wünschenswert wäre eine Methode, die nicht destruktiv, in situ und mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung die Wasserbewegungen im Boden aufzeigt. Vor diesem Hintergrund wurden Standardmethoden der Geophysik auf ihre Eignung überprüft, schnelle Wasserbewegungen auf engem Raum verfolgen zu können. Zu diesem Zweck wurden mit verschiedenen Verfahren aus den Bereichen *Geoelektrik* und *Georadar* vor und während Infiltrationsversuchen Messungen durchgeführt.

1. Geoelektrik

Mit zunehmendem Wassergehalt nimmt der spezifische elektrische Widerstand des Bodens ab. Durch die Erfassung dieser Widerstandsänderungen ist es möglich, die Fließwege des Wassers nachzuvollziehen. Die verschiedenen geoelektrischen Meßverfahren unterscheiden sich in der Konfiguration der Elektroden, in der Meßanordnung sowie in der Datenauswertung.

1.1 Versuch 1: Linienförmige Anordnung der Elektroden bei Überstauinfiltration (Standort Bornhöved/Kiel)

In einem Abstand von 75 cm wurden 28 Elektroden in einer Reihe in den Boden gesteckt. An einer Einzelmessung waren 4 Elektroden beteiligt. Ein Stromfluß zwischen den beiden äußeren Elektroden baut ein elektrisches Feld auf. Die entstehende Potentialdifferenz zwischen den beiden innenliegenden Elektroden wird als Spannung gemessen (Alpha-Wenner-Anordnung). Durch sukzessive steigende Elektrodenabstände dringt das elektrische Feld tiefer in den Boden ein, sodaß sich eine Tiefenverteilung der Widerstände ableiten läßt.

Abb. 1 zeigt die prozentualen Abweichungen der elektrischen Widerstände während des Infiltrationsvorganges (Überstauinfiltration auf einer Fläche von ca. 2 x 2 m), bezogen auf die Messung bei trockenem Boden.

Diskussion: Die durch die Wasserbewegung hervorgerufenen Widerstandsänderungen (Anomalien) sind im vertikalen Schnitt gut nachvollziehbar. Die im Feld beobachtete laterale Drift des Infiltrationswassers (die Seitenbegrenzung der Infiltrationsfläche wurde unterspült) zeichnet sich deutlich ab. Zur Erreichung einer höheren räumlichen und zeitlichen Auflösung sind weitere Versuche geplant.

¹ Projektzentrum Ökosystemforschung, CAU Kiel, Schauenburger Straße 112, 24118 Kiel

² Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, CAU, 24098 Kiel

³ Fachbereich Physik, Institut für Geophysik der Universität Leipzig, Talstraße 35, 04103 Leipzig

⁴ Institut für Geophysik, CAU, 24098 Kiel

⁵ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover.

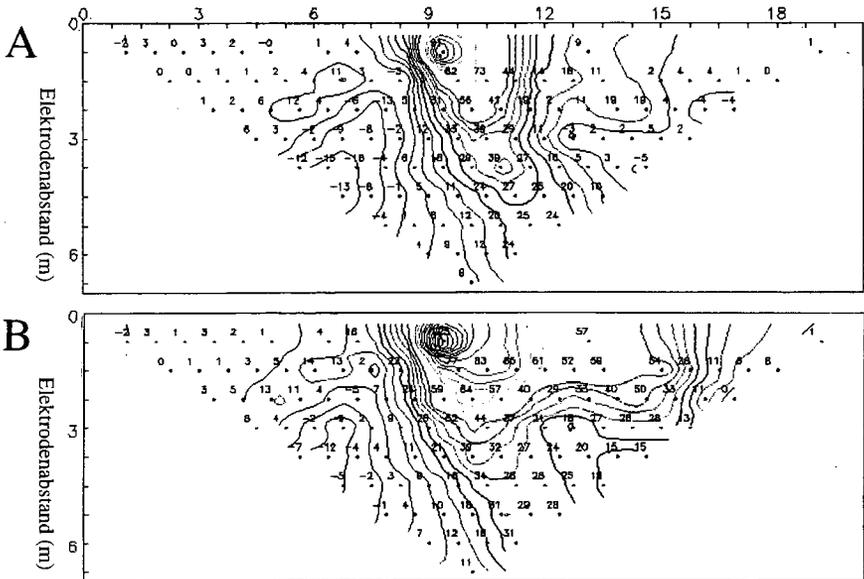


Abb. 1: Prozentuale Abweichung der elektr. Widerstände, bezogen auf die Trockenmessung, zu den Zeitpunkten 10 min. (A) und 150 min (B) nach Infiltrationsbeginn.

1.2 Versuch 2: Kreisförmige Konfiguration der Elektroden und tomographische Auswertung bei Infiltration durch Beregnung (Standort Bornhöved/Kiel)

Im Gegensatz zum vorhergehenden Versuch wurden die Elektroden in zwei konzentrischen Kreisen ($r = 2$ bzw. 4 m) um die Infiltrationsfläche angeordnet. Es wurde über je zwei Elektroden ein Strom eingespeist und zwischen allen anderen Elektrodenpaaren die Spannung gemessen (Dipol-Dipol-Anordnung). Danach wurde um einen Elektrodenabstand versetzt ein nächstes Einspeise-Elektrodenpaar angesteuert und das Meßprogramm wiederholt. Aus den Meßwerten wurde die Verteilung des elektrischen Widerstandes im halbkugelförmigen Raum unterhalb des Elektrodenkreises berechnet. Diese 3-D-Verteilung wurde durch horizontale Schnittflächen der Halbkugel dargestellt. Vor und während eines Infiltrationsvorganges unter künstlicher Beregnung wurden Leitfähigkeitsmessungen nach dem beschriebenen Verfahren durchgeführt. Die hieraus berechneten Differenz-Widerstandstomogramme geben die Veränderung des elektrischen Widerstandes im Vergleich zur Trockenmessung vor Infiltrationsbeginn wieder (Die gewählte Farbskala der Widerstandstomogramme erlaubt keine sinnvolle Wiedergabe der Ergebnisse in einer Graustufenabbildung. Deshalb wurde auf eine Darstellung an dieser Stelle verzichtet).

Diskussion: Die 3-dimensionalen elektrischen Widerstandsverteilungen deuten auf eine Aufsättigung des Profils von unten nach oben hin. Dieses steht im Widerspruch zu den parallel durchgeführten Tensiometer- und Oberflächenradar-Messungen. Der Tomographie-Algorithmus birgt die Gefahr einer Artefaktbildung.

Allgemein ist eine eindeutige Tiefenzuordnung der Meßwerte bei der Oberflächen-Geoelektrik schwierig. Aufgrund der unsicheren Beziehung zwischen dem elektr. Widerstand und dem Bodenwassergehalt sind darüberhinaus quantitative Aussagen über die Bodenfeuchte mit den beschriebenen Methoden problematisch.

2. Georadar

Die Fortpflanzungsgeschwindigkeit und Signaldämpfung eines hochfrequenten elektromagnetischen Impulses (Radarsignal) im Boden ist abhängig von den elektrischen Eigenschaften des Bodens und damit auch von seinem Wassergehalt. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Meßverfahren bestehen in der Anordnung der Sender- und Empfängereinheiten sowie in den Auswertverfahren.

2.1 Versuch 3: Oberflächenradar bei Infiltration durch Beregnung (Standort Bornhöved/Kiel)

Beim Oberflächenradar wird eine gekoppelte Sende- und Empfangseinheit auf der Bodenoberfläche entlang geführt. Gemessen werden die an Grenzflächen mit sprunghafter Änderung der elektrischen Eigenschaften reflektierten Radarsignale. Denkbare Grenzflächen wären z. B. Infiltrationsfronten, eine Grundwasser Oberfläche oder die Oberfläche eines Steines.

Abb. 2 A, B zeigt die Radargramme aufgenommen vor und während des Infiltrationsvorganges. Abb. 3 zeigt den Wasserspannungsverlauf im Bodenprofil während der gleichzeitig gefahrenen Versuche 2 und 3 bei einer Beregnungsintensität von 100 mm in 200 Minuten.

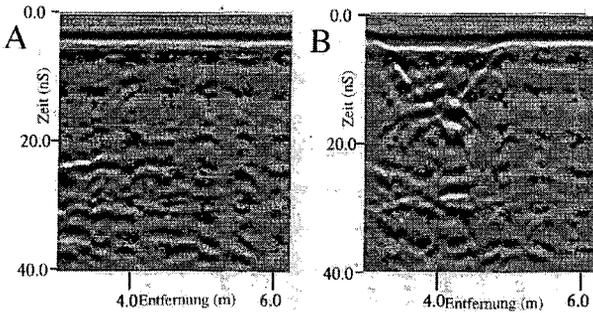


Abb. 2: Radargramme zu den Zeitpunkten 0 min. (A) und 90 min. (B) nach Infiltrationsbeginn.

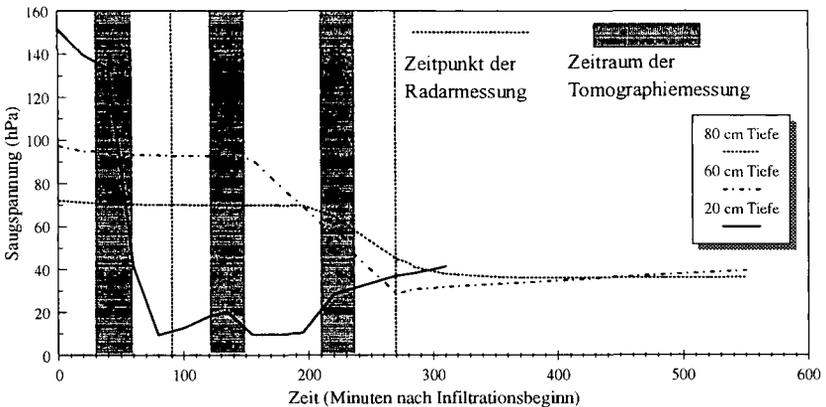


Abb. 3: Tensiometerpotentiale während der Versuche 2 und 3 über Tiefe und Zeit

Diskussion: Die Messungen zeigen einen sich im Profil vertikal nach unten bewegenden Reflektor, der als Infiltrationsfront interpretiert werden kann. Über eine Kalibrierung läßt sich die Zeitachse in eine absolute Tiefenachse transformieren. Radar- und Tensiometermessung stimmen in ihrer Aussage bezüglich des Infiltrationsvorganges weitgehend überein. Mit dieser schnellen Methode (Oberflächenradar) können Infiltrationsfronten, nicht jedoch Wasserverteilungen im Boden erfaßt werden.

2.2 Versuch 4: Bohrlochradar bei Überstauinfiltration (Standort Brelingen/Hannover)

Sende- und Empfangseinheit werden beim Bohrlochradar getrennt voneinander in verschiedenen Bohrlöchern auf- und abgeführt. Vor und während einer Überstauinfiltration wurde in verschiedenen Tiefen die Signalabschwächung zwischen Sender und Empfänger aufgezeichnet (Abb. 4). Eine Verringerung des Meßsignals ist auf eine Reduzierung des elektrischen Widerstands und damit auf eine Erhöhung des Wassergehaltes zurückzuführen.

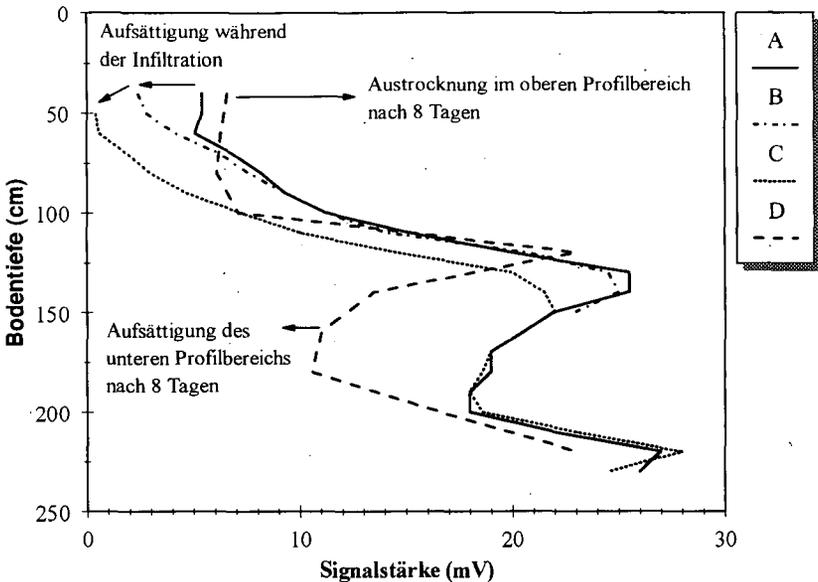


Abb. 4: Radarmesssignal über die Tiefe vor der Infiltration (A), zu den Zeitpunkten 10 min. (B) und 70 min. (C) nach Infiltrationsbeginn und 8 Tage nach dem Infiltrationsversuch (D)

Diskussion: Aus der Bohrlochradarmessung läßt sich der Infiltrationsvorgang, das Aufsättigen und das Entwässern des Profils gut ableiten. Prinzipiell ist mit diesem Verfahren wegen der relativ engen Beziehung zwischen der Fortpflanzungsgeschwindigkeit des Radarsignals (abhängig von der Dielektrizitätskonstanten des Bodens) und dem Wassergehalt eher eine quantitative Beschreibung der Wasserverteilung möglich als mit den Verfahren der Geoelektrik. Eine tomographische Auswertung ist bei diesem Verfahren prinzipiell einfacher und eindeutiger.

Betrachtung von instationärer Wasserbewegung und präferentiellm Fluß unter Feldbedingungen

von

Gruler, T. und R. Engelke

EINLEITUNG

Im folgenden werden Teilergebnisse eines Feldversuches, der im Rahmen des SFB 192 auf dem Versuchsgut Hohenschulen durchgeführt wird, vorgestellt. Ziel der Untersuchung ist eine detaillierte quantitative und qualitative Aussage zum Wasser- und Energiefluß im System Boden/Pflanze. Mittels einer zeitlich hochaufgelösten Meßdatenerfassung sollen an Raps standorts- und pflanzenspezifische Komponenten des Boden- und Wassertransfers erfaßt werden.

Das Untersuchungsgebiet liegt im Ost-Holsteinischen Hügelland, bei der Versuchsfläche handelt es sich um eine pseudovergleyte Parabraunerde (Bodenart IS-sL) aus jungpleistozänem Geschiebemergel.

MATERIAL UND METHODEN

Die in situ Erfassung der Wassergehalts-Wasserspannungscharakteristik unter instationären Fließbedingungen bedingt die zeitlich- und räumlich hochaufgelöste Erfassung und automatische Registrierung der Wassergehalte und Wasserspannungen.

Die Messung der volumetrischen Wassergehalte im Boden erfolgt über TDR-Sonden (Time-Domain-Reflectometry) in 9 Tiefen bei 10-minütiger Signalregistrierung. Das Meßprinzip beruht auf der Bestimmung der Laufzeit eines hochfrequenten elektromagnetischen Impulses durch eine sich im Boden befindende Sonde (Sondentyp: TRIME-EZ, IMKO GmbH Ettlingen).

Zur Nachkalibrierung wurden unter Laborbedingungen die Wassergehalte des gesiebten Bodenmaterials mit TDR-Technik und Gravimetrie bestimmt. Über lineare Regression wurden Kalibrierfunktionen ermittelt, die eine Genauigkeit von 2 Vol.-% ergaben. Die relative Genauigkeit bezüglich der Wassergehaltsänderungen ist höher, da die Streuung der Meßwerte unter 0,4 % lag. Inzwischen ist es möglich, gravimetrisch bestimmte Wassergehalte über ein Kalibrierprogramm direkt in die TDR-Sonden aufzunehmen.

Die Bodenwasserspannung wurde bei gleicher räumlicher und zeitlicher Auflösung mittels Eigenbautensiometer mit Druckaufnehmertechnik (Meßsignale in mA) ermittelt.

Die Feldinstallation der TDR-Sonden und der Tensiometer erfolgte nach der Einrichtung einer Meßgrube von der Grubenwand aus mit eigens entwickelten Spezialgeräten (Abb.1). Hierdurch war insbesondere ein optimales Einbringen der TDR-Sonden gewährleistet.

Die Auskleidung der Meßgrube besteht aus einer zweiteiligen Holzkonstruktion, wodurch nach Abdeckung der Grube und Auffüllung mit Boden eine fortgesetzte routinemäßige Bearbeitung der landwirtschaftlichen Versuchsflächen ermöglicht wird.

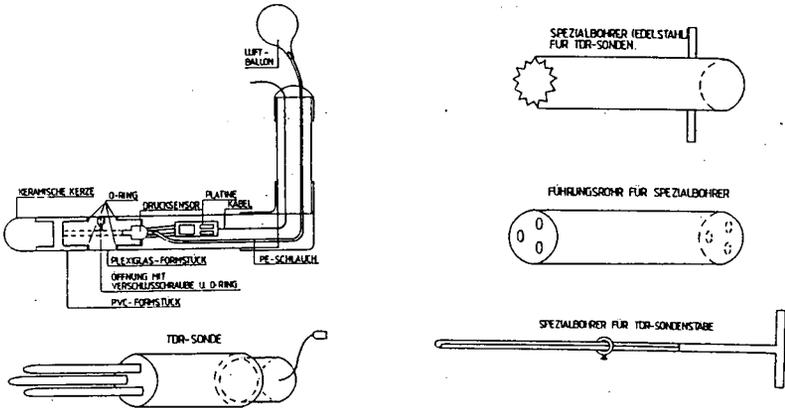


Abb.1 Tensiometer und TDR- Sonde sowie Einbaugeräte

PRÄFERENTIELLER FLUSS

ERGEBNISSE

Mehrere Niederschlagsereignisse unterschiedlicher Intensität führen zwischen dem 7.5.92 und 9.5.92 ausschließlich in 10 cm Bodentiefe zu einer Zunahme der Tensiometerpotentiale (Abb.2). In der Nacht zum 10.5.92 hat ein Niederschlagsereignis höherer Intensität eine zeitversetzte Potentialzunahme der Tensiometer aller Tiefen zur Folge.

Das Tensiometer in 160 cm Bodentiefe zeigt zuerst den typischen Potentialverlauf eines strahlungsreichen Sommertages mit einem Minimum um 20 Uhr und einem Maximum um 7 Uhr. Ein um 14 Uhr einsetzendes Niederschlagsereignis führt bereits 40 Minuten später zu einer stetigen Zunahme des Tensiometerpotentials (Abb.3).

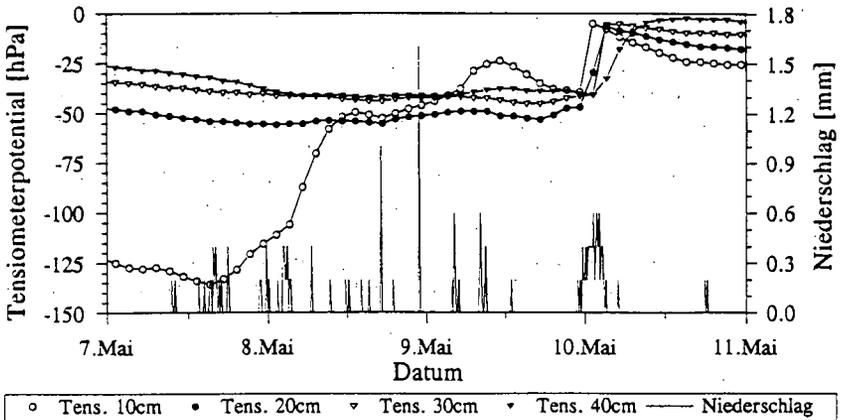


Abb.2 Tensiometerpotentiale in verschiedenen Bodentiefen (10cm, 20cm, 30cm und 40cm) und Niederschlag im Zeitraum 7.5.92 bis 11.5.92 dargestellt in 2 Stunden Intervallen

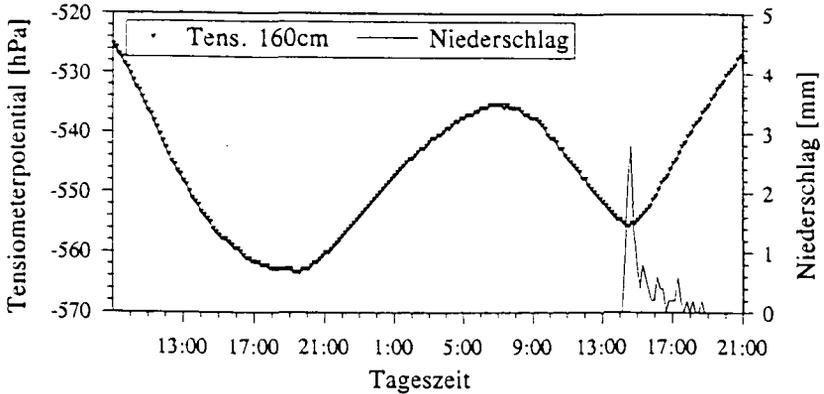


Abb.3 Tensiometerpotentiale in 160cm Bodentiefe und Niederschlag im Zeitraum 3.7.92 bis 4.7.92

DISKUSSION

Nach der deutlichen Aufsättigung des Oberbodens führt ein nachfolgender Niederschlag hoher Intensität zu einer schnellen Zunahme der Tensiometerpotentiale bis in 40 cm Bodentiefe (Abb.2). Dies spricht für das Einsetzen einer schnellen Wasserbewegung entlang bevorzugter Fließbahnen nach Einstellung gesättigter Bedingungen in der Umgebung der Makroporen. Starkregenereignisse, die zu einer Aufsättigung der Bodenoberfläche führen, sind für das Auftreten von präferentiellem Fluß entscheidend.

Die schnelle Zunahme des Tensiometerpotentials in großer Bodentiefe (160 cm) nach einem Niederschlagsereignis deutet sowohl auf einen Makroporenfluß in Schrumpfrissen des ausgetrockneten Bodens als auch auf eine Verringerung des Wurzelsoges aufgrund einer bei hoher Luftfeuchtigkeit eingeschränkten Transpiration hin (Abb.3). Am Abend des Vortages (20 Uhr) findet bei geschlossenen Spaltöffnungen und damit unterbundener Transpiration eine Zunahme der Tensiometerpotentiale statt (Abb.3).

WASSERSPANNUNGS - WASSERGEHALTSBEZIEHUNG

ERGEBNISSE

Die Abnahme der Wassergehalte setzt unter "dynamischen" Fließzuständen im Feld bei Desorption (Entwässerung) erst 5 Stunden nach der Potentialabnahme ein. Bei Adsorption (Bewässerung) steigt der Wassergehalt ca. 2 Stunden nach einer schnellen Zunahme des Tensiometerpotentials geringfügig an. (Abb.4).

Die aus Labor- ("statische" Gleichgewichtsbeziehung) und Feldmessungen sowie aus der Korngrößenverteilung berechneten Wasserspannungskurven weisen deutliche Unterschiede auf (Abb.5). Gleiche Wasserspannungen ergeben für die "dynamischen" Fließzustände (Adsorption und Desorption) deutlich höhere Wassergehalte als für die "statischen" Labormessungen.

DISKUSSION

Aus der Betrachtung instationärer Fließzustände im Oberboden (10 cm Bodentiefe) geht hervor, daß nicht immer ein eindeutig funktionaler Zusammenhang zwischen Wassergehalt und Wasserspannung besteht (Abb.4). Die Ursachen hierfür könnten in den anliegenden Gradienten sowie den geometrischen Eigenschaften, der Kontinuität und dem Sättigungsgrad der Poren zu finden sein. Auffällig sind die großen Unterschiede zwischen im Feld und im Labor ermittelten Wasserspannungskurven (Abb.17). Die allgemein angewandte Praxis, den im Feld gemessenen Tensiometerwerten aus Laborkurven Wassergehalte zuzuordnen und damit Wasser- und Stoffflüsse zu berechnen, muß daher in Frage gestellt werden.

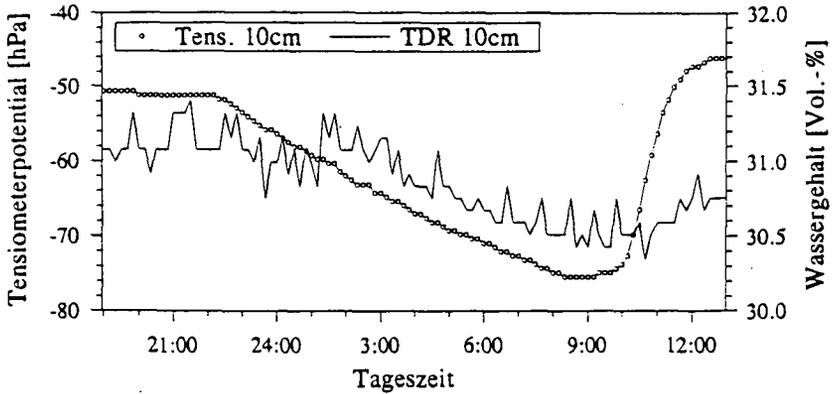


Abb.4 Tensiometerpotentiale und mit einer TDR-Sonde ermittelte volumetrische Wassergehalte in 10cm Bodentiefe im Zeitraum 8.3.93 bis 9.3.93.

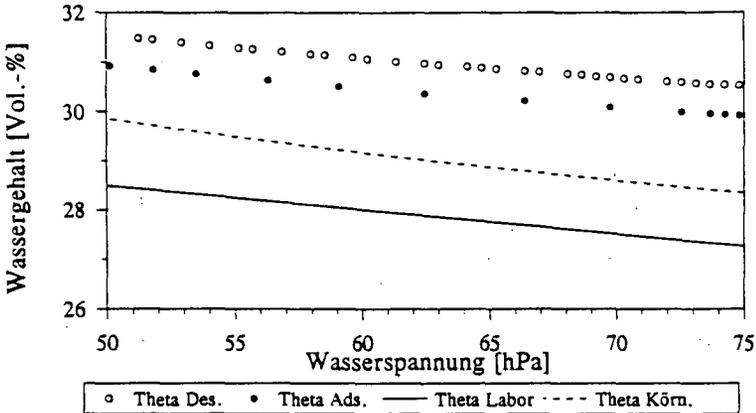


Abb.5 Nach Hutson & Cass (1987) berechnete Wasserspannungskurven aus Feldmessungen (Desorption und Adsorption vom 8.3.93 bis 9.3.93), Labormessungen und Korngrößenverteilung für die Bodentiefe 10cm (Theta = Wassergehalt in Vol.-%).

ZUSAMMENFASSUNG

Für die Schwierigkeiten bei der Beschreibung der Wasserbewegung in natürlichen Bodensystemen können folgende Gründe angeführt werden:

- Ungültigkeit der Darcy-Gleichung bei präferentiellem Fluß
- "Dynamik" der Wasserspannungs - Wassergehaltsbeziehung bei instationärer Wasserbewegung
- Nichtberücksichtigung der Pflanzenaktivität
- Eingeschränkte Übertragbarkeit der Labordaten auf Feldbedingungen.

LITERATUR

Hutson J.L. and Cass A. (1987): A retentivity function for use in soil-water simulation models. Journal of Soil Science 38, 105-113.

Beurteilung und Analyse von Bodenverdichtungen durch Uniaxialversuche

von

Hammel, K.¹ und R.R. van der Ploeg²

Die Verformung zweier Böden unter Grünland wurde im Feld und im Labor anhand von Stechzylinderproben untersucht. Im Feld trat keine signifikante Verdichtung oder Veränderung der untersuchten Parameter auf. Die Verdichtung im Uniaxialversuch war insgesamt gering (bis ca. 2%) und lag im Bereich der Variabilität im Feld. Aus der Analyse schneller Verformungsprozesse im Uniaxialversuch läßt sich ableiten, daß schnelle Lastwechsel viskose Setzungsverläufe zur Folge haben. Die Viskosität ist dabei während der Entlastungsphase deutlich größer als während der Belastungsphase. Der reversible Anteil der Setzung ist weitgehend unabhängig von der Dauer des Belastungszyklusses, der letztlich wesentliche irreversible Anteil dagegen nicht. Bei zunehmender Belastung steigt die Scherbeanspruchung, während in der Entlastungsphase der Spannungszustand im wesentlichen isotrop ist.

EINLEITUNG

Die mechanische Beanspruchung von Böden durch steigende Maschinengewichte erhöht das Risiko bleibender Gefügeveränderungen. Diese verändern neben mechanischen Bodeneigenschaften generell strukturabhängige Parameterfunktionen und damit auch Prozesse wie Wassertransport, Infiltration und Oberflächenabfluß [Walker and Chong, 1986; Reicosky et al., 1981]. Deshalb sind direkte Wirkungen auf das Pflanzenwachstum [Tardieu, 1988] und benachbarte Ökosysteme zu erwarten. Externe Kräfte wie ein sich bewegendes Fahrzeug rufen ein räumlich und zeitlich variables Spannungsfeld im Boden hervor. Dieses wiederum führt zu einer Verformung. Um den Einfluß einer Bodenverformung auf Bodeneigenschaften zu untersuchen, ist es hilfreich zwischen folgenden Verformungstypen zu unterscheiden: Kompression, Scherung, plastisches Fließen und makroskopischer Bruch. Gemäß des Verformungstyps können verschiedene Auswirkungen auf Bodeneigenschaften beobachtet werden. Kompression verringert per Definition das Bodenvolumen, vorrangig zu Lasten der groben Poren, erhöht die scheinbare Dichte, den Eindringwiderstand und die Tragfähigkeit. Die Scherung verändert die Gestalt eines Bodenelements und damit auch die Porengeometrie, während das Volumen konstant bleibt. Je nach Konsistenz eines Bodens können plastisches Fließen oder makroskopischer Bruch auftreten, wobei in der Regel das Bodenvolumen gleich bleibt oder sogar zunimmt. Die Struktur des Porenraums und die Bodenfestigkeit werden dabei aber stark verändert [Bradford, 1981]. Je nach vorherrschendem Spannungszustand als Funktion von Zeit und Raum und Festigkeitseigenschaften des betrachteten Bodens ergibt sich ein typisches Verformungsverhalten.

Im folgenden soll eine reale Belastungssituation im Feld charakterisiert und wesentliche Aspekte des Verformungsprozess anhand von Uniaxialversuchen analysiert werden.

UNTERSUCHUNGSKONZEPT UND BÖDEN

Auf zwei Grünlandstandorten, einem Gley(sL) und einer Braunerde-Pseudogley(IU-uL), wurden Befahrungsversuche durchgeführt. Die Fahrgeschwindigkeit betrug 0.25 m/s bei sehr geringem Schlupf und Radlasten zwischen 20 und 30 kN. Das Bodenfeuchtespektrum reichte bei diesen Versuchen von

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart

²Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, 30419 Hannover

feucht bis frisch. Die Spannungsverteilung wurde gemessen und ergänzend modelliert. Stechzylinderproben aus und neben der Spur wurden auf die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, die Desorptionskurve und die scheinbare Dichte untersucht. An einem Teil dieser Proben wurden Uniaxialversuche durchgeführt, wobei der Spannungsverlauf in situ weitgehend nachgebildet wurde. In diesen Versuchen wurde der Wassergehalt zu Beginn und –als Funktion von Spannung und Zeit– das Tensiometerpotential, die Kraft auf die Bodenprobe, die Kraft auf die Stechzylinderwand sowie die Setzung gemessen. Daraus wurde die effektive Spannung als Funktion der Probenhöhe und der Ruhedruckbeiwert berechnet.

SPANNUNGSVERTEILUNG IN SITU UND IM UNIAXIALVERSUCH

Die Spannung wie auch die Verformung ist ein symmetrischer Tensor mit sechs unabhängigen Komponenten. Ein solcher Tensor kann diagonalisiert werden und wird dadurch im Fall der Spannung zum Hauptspannungstensor, welcher nur noch Normalspannungskomponenten $\sigma_1, \sigma_2, \sigma_3$ enthält. Die räumliche Orientierung dieses Hauptspannungssystems fällt aber nicht mit der des globalen kartesischen Koordinatensystems zusammen, sondern wird zu einer Funktion von Zeit und Raum. Abbildung 1 zeigt einen typischen Verlauf des Hauptspannungstensors und dessen räumlicher Orientierung, wie er der Situation im Feldversuch entspricht.

Die Belastungsdauer ist trotz der langsamen Fahrtgeschwindigkeit ausgesprochen kurz und bewegt sich im Sekundenbereich. Weiterhin fällt auf, daß bei geringer Triebkraft, wie in den Versuchen der Fall, die erste Hauptspannung σ_1 dominant ist. Im Uniaxialversuch kann nur σ_1 vorgegeben werden; die horizontale Spannung $\sigma_2 = \sigma_3$ ergibt sich als Reaktion der Probe auf σ_1 . Der Ruhedruckbeiwert $K_0 = \sigma_3/\sigma_1$ charakterisiert den Beanspruchungstypus, der im Uniaxialversuch eine Kombination aus kompressiver und scherender Verformung erzeugt. Für $K_0 = 1$ ist die Verformung rein kompressiv, je kleiner K_0 wird, desto mehr kommt eine Scherverformung hinzu. Die Verformung im Uniaxialversuch ist immer auch eine Verdichtung. Eine wichtige Eigenschaft des Uniaxialversuchs ist die behinderte Seitendehnung, die einerseits die mögliche Verformung einschränkt, andererseits aber auch eine 1-dimensionale Formulierung der Beziehung zwischen Spannung, Zeit und Setzung erlaubt.

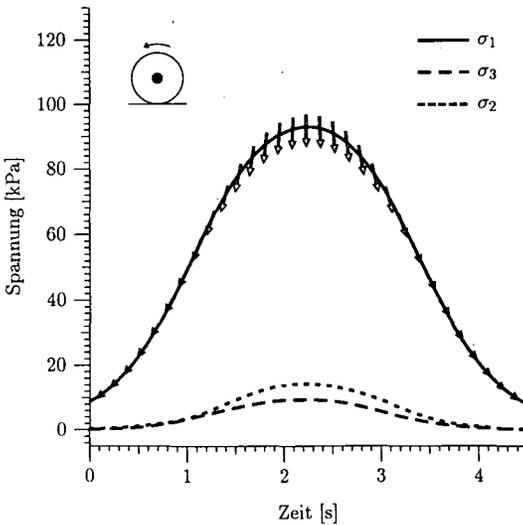


Abbildung 1: Der Hauptspannungstensor als Funktion der Zeit in der Spurmitte. Die Pfeile zeigen die Richtung von σ_1 , wobei der 3-dimensionale Richtungsvektor auf die xz-Ebene projiziert ist. Die Fahrtrichtung ist durch das Symbol in der oberen linken Ecke angedeutet.

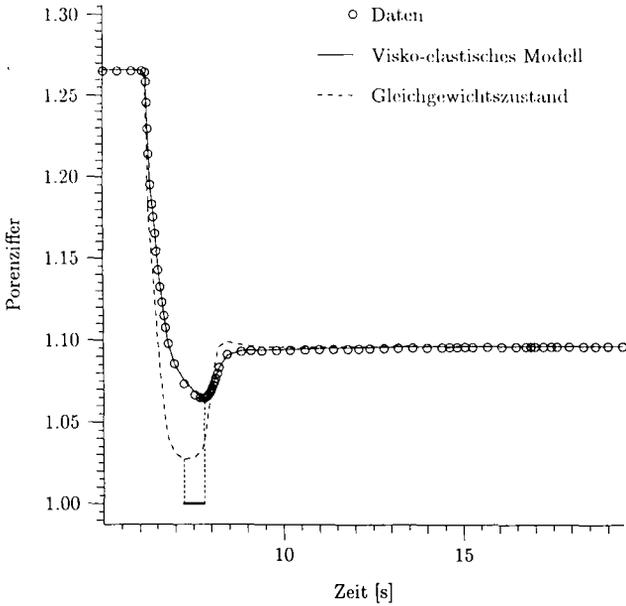


Abbildung 2: Die Porenziffer als Funktion der Zeit im schnellen Uniaxialversuch. Die Länge der Linie entspricht dem Zeitintervall zwischen Setzungs- und Spannungsmaximum.

VISKOSE EFFEKTE

Bei allen schnellen Belastungsversuchen war festzustellen, daß Setzungs- und Spannungsmaximum um ein bestimmtes Zeitintervall versetzt waren (Abbildung 2). Es lag daher nahe, diesen Effekt als viskoses Verhalten zu deuten. Die gemessenen Daten sind durch ein visko-elastisches Modell sehr gut zu beschreiben [Klausner, 1991]. Die Dehnung ϵ strebt dabei umso schneller einem spannungsabhängigen Gleichgewichtszustand ϵ_{eq} zu, je weiter sie von diesem entfernt ist,

$$\frac{d\epsilon}{dt} = \frac{1}{T}[\epsilon_{eq}(t) - \epsilon(t)]$$

Die Verformungsgeschwindigkeit ist weiterhin umgekehrt proportional zu einer Retardationszeit T , welche die Viskosität des Materials charakterisiert. Bei der Auswertung der Versuche zeigte sich auch, daß die Retardationszeit in der Belastungsphase deutlich kleiner war als in der Entlastungsphase.

Tabelle 1: Reversible und irreversible Setzungsanteile

Dauer eines Belastungszyklus [s]	Anzahl Belastungen	Porenzifferabnahme	
		irreversibel	reversibel
5	1	0.079	0.026
	2	0.012	0.024
	3	0.007	0.023
0.5	1	0.050	0.024
	2	0.011	0.023
	3	0.007	0.022

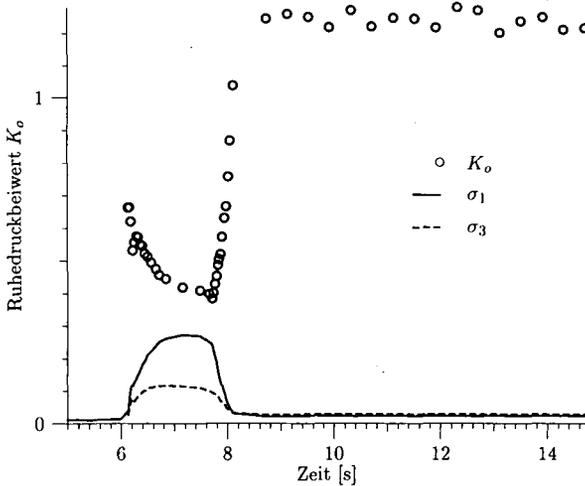


Abbildung 3: Der Ruhedruckbeiwert als Funktion der Zeit im schnellen Uniaxialversuch. Der Spannungsverlauf im Versuch ist im unteren Teil angedeutet.

Letztlich entscheidend für die praktische Relevanz der beobachteten viskosen Effekte ist allerdings die irreversible Setzung nach Entlastung. Um dieser Frage nachzugehen, wurden Versuche angestellt, in denen bei gleicher maximaler Spannung die Dauer eines Belastungszyklus um eine Größenordnung variierte und außerdem mehrmals belastet wurde (Tabelle 1). Es zeigte sich, daß der reversible Anteil der Setzung über die Zahl der Belastungen und über die verschiedene Belastungsdauer hinweg relativ konstant ist. Der irreversible Anteil ist allerdings bei der Erstbelastung deutlich zeitabhängig, bei den weiteren Belastungen dagegen im wesentlichen nur noch von deren Anzahl. Aufgrund des viskosen Verformungsverhaltens ist demnach bei kurzer Belastung eine geringere irreversible Setzung zu erwarten.

RUHEDRUCKBEIWERT

Der typische Verlauf des Ruhedruckbeiwertes K_0 ist in Abbildung 3 dargestellt. Bei zunehmender Belastung nimmt die Scherbeanspruchung zu, während sich bei Entlastung der Spannungszustand mehr isotrop ($K_0 = 1$) entwickelt. Das Niveau der Ruhedruckbeiwerte ist dabei charakteristischerweise höher als zu Beginn.

Dank. *Wesentliche Teile der hier dokumentierten Arbeit entstanden im Rahmen des SFB 183 "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften".*

LITERATUR

- Bradford, J.M., 1981. The shear strength of a moderately well-structured soil in its natural and remoulded states. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 9 - 12
- Klausner, Y. 1991. *Fundamentals of Continuum Mechanics of Soils*. Springer Verlag, Berlin.
- Reicosky, D.C., Voorhees, W.B., and Radke, J.K., 1981. Unsaturated water flow through a simulated wheel track. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 3 - 8
- Tardieu, F., 1988. Effect of the structure of the ploughed layer on the spatial distribution of root density. *Proceedings of the 11th International Conference of ISTRO, Edinburgh, UK, Vol. 1: 153 - 158.*
- Walker, J. and Chong, S.K., 1986. Characterization of compacted soil using sorptivity measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 288 - 291

Der Wasserfluß im System Boden/Pflanze

von

Heilmeyer, H.⁺, A. Kaune⁺⁺, A. Mahr⁺⁺, T. Türk⁺⁺, R. Horn⁺⁺⁺
und E.D. Schulze⁺

1. Einleitung

Der Wasserzustand des Bodens beeinflusst in großem Ausmaß Wasserzustand und Transpiration der Pflanzen (5). Im Gegensatz zu Anzeichen für ein rein hydraulisches Signal mehrten sich in den letzten Jahren Befunde, daß metabolische Signale der Wurzeln (z.B. Phytohormone) die Reaktion der Stomata auf den Bodenwasserzustand vermitteln (2). Ergebnisse eines Lysimeterexperiments mit Mandelbäumen (*Prunus dulcis*) unter ariden Bedingungen deuten darauf hin, daß die Konzentrationen von Abscisinsäure und Cytokininen im Xylemsaft die Wasserverfügbarkeit im Boden widerspiegeln (10,3). Auslösende Faktoren für die Rate der Phytohormonsynthese könnte die Geschwindigkeit des Wasserflusses vom Boden in die Wurzeln sein (5). Da der Wasserfluß im Boden eine Funktion des Bodenwassergehaltes ist, dieser sich aber mit der Tiefe ändert, und außerdem die Wurzelverteilung räumlich sehr stark variiert, erhebt sich die Frage, welche Bodenlage einen bestimmenden Einfluß auf die Reaktion der Pflanze ausübt.

2. Material und Methoden

In einem kontrollierten Freilandexperiment von 1984 bis 1988 in der Negevüste (Israel) wurden Lysimeter mit homogenisiertem Löß eines Calcaric Fluvisol (FAO-Nomenklatur) gefüllt und mit je 1 Mandelbaum bepflanzt. Die Lysimeter waren 1, 2 oder 3 m tief bei 3 m Durchmesser. Das Bodenvolumen betrug somit 7, 14 bzw. 21 m³. Die Lysimeter wurden jeweils zu Beginn der Vegetationsperiode bis

⁺) Lehrstuhl Pflanzenökologie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

⁺⁺) Lehrstuhl Bodenkunde, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

⁺⁺⁺) Lehrst. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Univ. Kiel, 24098 Kiel

zu einem Matrixpotential von -60 hPa (ca. $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) bewässert, was einer Wassermenge von etwa $1,9$, $3,8$ bzw. $5,7 \text{ m}^3$ für die gesamte Wachstumsperiode entspricht. Die Bodenwassergehalte wurden während des Jahres mit einer Neutronensonde in Abständen von $0,25 \text{ m}$ Tiefe bestimmt, Wassergehalts-Wasserspannungskurven und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung wurden im Labor für die einzelnen Bodenlagen gemessen. Der Wasserzustand der Pflanzen wurde als frühmorgendliches Blattwaterpotential mit der Scholander-Druckbombe bestimmt, die Regulation der Blatttranspiration als maximale stomatäre Leitfähigkeit aus Tagesgängen des Gaswechsels mit einem Porometer ermittelt.

Als die Reaktion der Pflanzen möglicherweise beeinflussende Bodenlagen wurden ausgewählt: a) die trockenste Lage, b) die feuchteste Lage, c) die Lage mit der größten Entwässerungsrate (in der Annahme, daß hier die Wurzelaktivität am höchsten ist).

3. Ergebnisse und Diskussion

Das frühmorgendliche Wasserpotential (ψ_{pd}) sinkt mit abnehmendem Bodenwasserpotential (ψ_{Boden}) für alle 3 untersuchten Bodenlagen (Abb. 1). Bis zu einem Wert von $-1,2 \text{ MPa}$ stimmt es am besten mit dem Wasserpotential der trockensten Lage überein und ist deutlich niedriger als ψ_{Boden} der feuchtesten Lage. Für $\psi_{pd} < -1,2 \text{ MPa}$ ist die Beziehung nicht mehr so eng, das frühmorgendliche Wasserpotential scheint eher mit dem Wasserpotential der feuchtesten Lage bzw. mit derjenigen mit der höchsten Entwässerungsrate verbunden zu sein. Eine mögliche Ursache für die abnehmende Korrelation zwischen Pflanzen- und Bodenwasserpotential könnte zum einen in einem Verlust des Kontaktes zwischen Boden und Wurzeln bei Bodenaustrocknung liegen (9), zum anderen in einem erhöhten hydraulischen Widerstand im Boden oder auch in der Pflanze (1). Ein weiterer Grund könnte eine stärker geklumpfte Wurzelverteilung mit zunehmender Aggregation des Bodens bei Austrocknung sein (6), wie Simulationsmodelle zeigen (8). In all diesen Fällen kommt es nicht zu einem Gleichgewicht zwischen Boden- und Pflanzenwasserzustand.

Die maximale stomatäre Leitfähigkeit (g_{max}) sinkt mit abnehmendem Bodenwasserpotential zunächst rasch ab und bleibt dann auf niedrigem Niveau (Abb. 2). Die Beziehung ist für hohe Bodenwasserpotentiale bei Betrachtung der feuchtesten Lage am engsten, bei der trockensten Bodenlage am undeutlichsten. Dies könnte daran liegen, daß in den letztgenannten Lagen Durchwurzelungsdichte und hydraulische Leitfähigkeit des Bodens den Wasserfluß in die Wurzel begrenzen, der die Produktion von Wurzelsignalen mitbestimmt (7). Der geringe Wasser- und somit

Phytohormonfluß aus Wurzeln in trockenen Bodenbereichen sollte sich jedoch nur wenig auf die Zusammensetzung des gesamten Transpirationsstromes auswirken im Gegensatz zu den Wurzeln in feuchteren Bereichen, die bei ausreichend hohen Bodenwasserpotentialen die stomatäre Reaktion der Pflanzen bestimmen sollten.

Die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit des Bodens übt im Bereich von 1 bis 10^{-2} (feuchteste Bodenlage) bzw. 1 bis 10^{-3} cm/Tag (trockenste Lage) keinen merklichen Einfluß auf die maximale stomatäre Leitfähigkeit aus, darunter bleibt g_{\max} allerdings niedrig (Abb. 3). Dies weist auf die zunehmende Bedeutung des Bodenwiderstandes mit abnehmender Wasserverfügbarkeit hin (4). Aufgrund der Streuung der Daten ist jedoch kein dominierender Einfluß einer bestimmten Bodenlage auf g_{\max} zu erkennen.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Die Frage, inwieweit Pflanzenwasserzustand und Regulation der Transpiration von Mandelbäumen vom Wasserzustand bestimmter Bodenlagen abhängen, wurde in einem kontrollierten Lysimeterexperiment unter ariden Bedingungen untersucht. Dabei ergab sich für hohe Bodenwasserpotentiale eine Übereinstimmung zwischen frühmorgentlichem Blattwasserpotential und Bodenwasserpotential der trockensten Lage, bei geringen Bodenwasserpotentialen sind eher die feuchteren Bodenlagen für den Pflanzenwasserzustand entscheidend. Die stomatäre Leitfähigkeit hingegen ist bei hohen Bodenwasserpotentialen vom Wasserzustand der feuchteren Lagen abhängig. Dies läßt darauf schließen, daß für das Erreichen des Gleichgewichtes zwischen Boden- und Blattwasserzustand bei hohen Bodenwasserpotentialen die Wassernachlieferung aus dem Boden noch nicht limitiert, während für die Stomataregulation der Wassertransport in den feuchteren Bodenlagen möglicherweise über die Bildung eines Wurzelsignals entscheidend ist.

Danksagung: Diese Arbeiten wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des SFB 137 an der Universität Bayreuth finanziert.

Literatur

- (1) Boyer, JS (1985): *Ann Rev Plant Physiol* 36: 473-516
- (2) Davies WJ & Zhang J (1991): *Ann Rev Plant Physiol Mol Biol* 42, 55-76
- (3) Fußeder A, Wartinger A, Hartung W, Schulze E-D & Heilmeyer H (1992): *New Phytol* 122: 45-52
- (4) Gardner WR (1960): *Soil Sci* 89: 63-73
- (5) Schulze E-D (1986): *Ann Rev Plant Physiol* 37: 247-274
- (6) Semmel H, Horn R, Hell U, Dexter AR & Schulze E-D (1990): *Soil Technol* 3: 113-129
- (7) Tardieu F & Davies WJ (1993): *Plant Cell Env* 16: 341-349
- (8) Tardieu F, Bruckler L & Lafolie F (1992): *Plant Soil* 140: 291-301
- (9) Tinker PB (1976): *Philos Trans R Soc London B* 273: 445-461
- (10) Wartinger A, Heilmeyer H, Hartung W & Schulze E-D (1990): *New Phytol* 116: 581-587

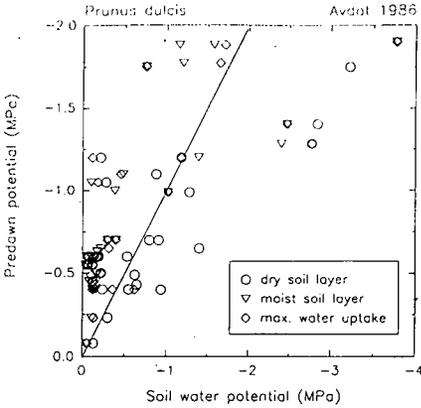


Abb. 1: Beziehung zwischen Bodenwasserpotential und frühmorgendlichem Blattwasserpotential (die Gerade stellt $y=x$ dar)

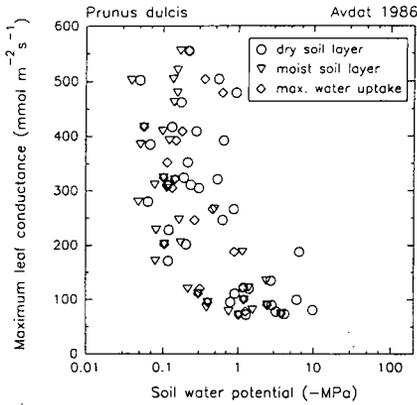


Abb. 2: Beziehung zwischen Bodenwasserpotential (logarithmisch dargestellt) und maximaler Blattleitfähigkeit

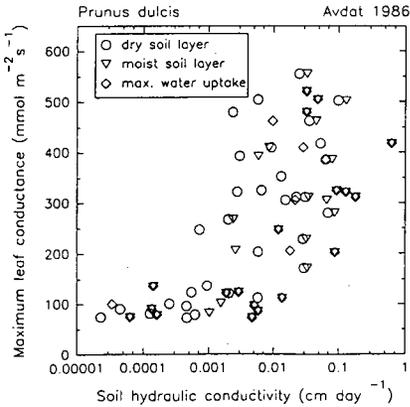


Abb. 3: Beziehung zwischen hydraulischer Leitfähigkeit des Bodens (logarithmisch dargestellt) und maximaler Blattleitfähigkeit

Einfluß von Fruchtfolge und Bodenbearbeitung auf die Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate rekultivierter Böden aus Löß

von

Hövelmann, L. und H. Franken

1 Einleitung und Problemstellung

Rekultivierte Böden aus Löß, wie sie im Rheinischen Braunkohlenrevier vorliegen, sind häufig gekennzeichnet durch eine geringe Aggregatstabilität gegenüber Wasser. Als eine Folge davon können besonders zu Beginn der Vegetationsperiode Verschlämungskrusten beobachtet werden, die den Gasaustausch zwischen Bodenluft und Atmosphäre beeinträchtigen.

In der vorliegenden Abhandlung soll nun dargestellt werden, wie mit acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen eine Stabilisierung der Bodenaggregate herbeigeführt werden kann.

2 Standort, Versuchsanlage und Methoden

Der **Versuchsstandort** liegt in der Niederrheinischen Bucht bei Grevenbroich. Das **Klima** ist maritim geprägt mit relativ ausgeglichenen Temperatur- und Niederschlagsverhältnissen. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,7 °C, das langjährige Niederschlagsmittel 717 mm.

Der **Boden** wurde im Jahre 1978 im Trockenverfahren rekultiviert und stellt somit einen anthropogenen Auftragsboden aus Löß dar. Als Bodenart liegt ein lehmiger bis stark lehmiger Schluff vor (16,6 M.-% Ton, 78,7 M.-% Schluff, 4,7 M.-% Sand).

In einer vierfachen **Blockanlage** wurden die Auswirkungen der Faktoren "Bewirtschaftung" (konventionell/bodenschonend) und "Vorfrucht 1990" (Wintergerste/Kleegras/Ackerbohnen) über einen Zeitraum von drei Jahren (Juni 1990 bis Juli 1993) geprüft. Dabei wurde in der Faktorstufe "konventionell" der Pflug eingesetzt. Die Grundbodenbearbeitung der Hauptfrüchte bei bodenschonender Bewirtschaftung ist mit dem Schwergrubber durchgeführt worden. Das Weizenstroh verblieb hier auf dem Feld. Mittelwertvergleiche wurden mit dem Tukey-Test durchgeführt.

Die Wasserstabilität der Bodenaggregate von 1-2 mm Durchmesser wurde nach 90-stündiger Ofentrocknung bei 40 °C mit der **Perkolationsmethode** nach BECHER u.KAINZ (1983) untersucht.

*)Inst. f. Pflanzenbau, Katzenburgweg 5, 53115 Bonn

3 Ergebnisse

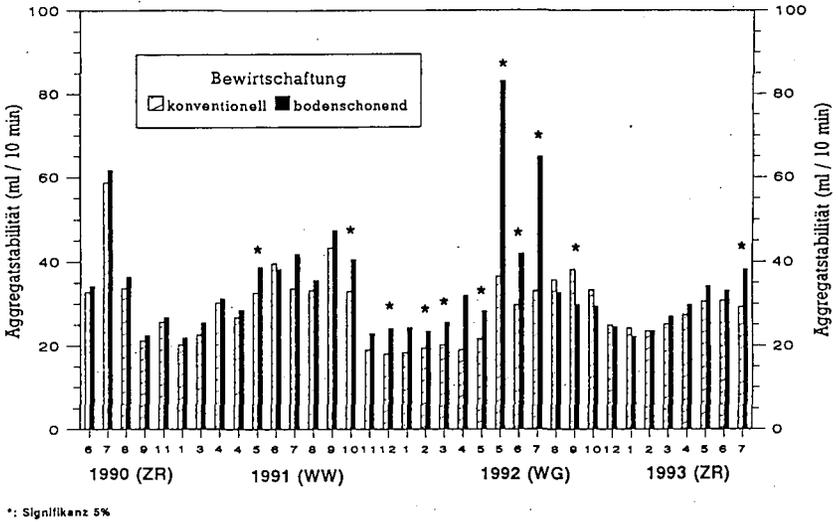


Abb. 1: Einfluß der Bewirtschaftung auf die Dynamik der Aggregatstabilität in 2-7 cm Tiefe (1990-1993)

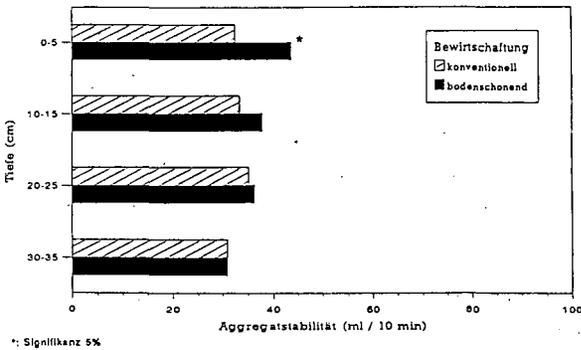


Abb. 2: Einfluß der Bewirtschaftung auf die Aggregatstabilität in verschiedenen Krümmensegmenten unter Wintergerste (17.6.93) nach dreijährig differenzierter Bodenbearbeitung

Die Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate gegenüber Wasser unterliegt einer ausgeprägten Dynamik mit Minimalwerten im Winter und Maximalwerten im Sommer, die zum Teil bis in den Frühherbst hineinreichen (Abb. 1).

Die Reduzierung der Bearbeitungsintensität durch den Einsatz des Schwergrubbers zur Grundbodenbearbeitung führt zu teilweise signifikanten Erhöhungen der Stabilität. Dabei zeigt sich die deutlichste Differenzierung unter dem Fruchtfolgeglied Wintergerste. Hier tritt neben dem bisher dreijährigen Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung, und der damit einhergehenden Anreicherung organischer Substanz in der obersten Krumschicht, zusätzlich noch die offenbar stabilisierend wirkende Weizenstrohdüngung, die nur in der bodenschonend bearbeiteten Variante durchgeführt wurde, zutage.

Nach Aberntung der Wintergerste und Senfaussaaf ist im August 1992 eine Umkehrung der Verhältnisse zu beobachten: Die zu diesem Zeitpunkt durchgeführte Sommerfurche in der bodenschonenden Variante führt dort zu einer Verringerung der Aggregatstabilität. In der konventionell bearbeiteten Variante steigt demgegenüber die Stabilität unter Senf nach der Grundbodenbearbeitung mit dem Schwergrubber zunächst noch an, um zwischen Dezember 1992 und Februar 1993 auf gleichem Niveau wie die Vergleichsvariante die "Talsole" zu durchschreiten.

Ab Ende März 1993 stellen sich dann wieder erhöhte Stabilitätswerte in der bodenschonenden Variante ein, die nach erfolgter Zuckerrübensaaf in den Senfmulch noch stärker ausgeprägt werden.

Nach dreijähriger differenzierter Bewirtschaftung wurde am 17.6.1993 unter Wintergerste eine Untersuchung in vier Krumentiefen durchgeführt (Abb. 2).

Während sich die Stabilität in den einzelnen Tiefen nach kontinuierlichem Pflugeinsatz in der konventionell bewirtschafteten Variante kaum ändert, weist die bodenschonende Vergleichsvariante bei insgesamt höherem Niveau in der Oberkrume mit zunehmender Profiltiefe eine abnehmende Stabilität auf.

In einem weiteren Versuchsansatz wurde überprüft, wie sich die Aggregatstabilität nach dem Anbau von Wintergerste, Klee gras und Ackerbohnen im Jahre 1990 unter der nachfolgenden Rotation Zuckerrüben (1991), Winterweizen (1992) und Wintergerste (1993), bei bodenschonender Bearbeitungsintensität verhält (Abb. 3).

Zu Beginn der Vegetationsperiode 1991 zeigt sich unter Zuckerrüben zunächst keine wesentliche Differenzierung. Ab Juni steigt dann aber die Aggregatstabilität nach Klee gras deutlich an. Auch unter der zweiten Nachfrucht Winterweizen kommt es ab April 1992 wieder zu einer deutlichen Aggregatstabilisierung nach Klee gras. Nach der Wintergerstenaussaaf im Herbst 1993 verliert sich dieser Effekt dann weitgehend.

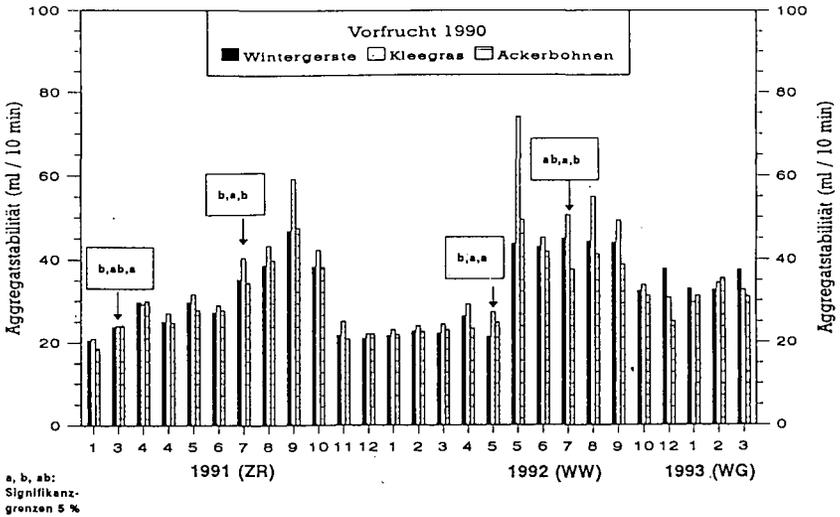


Abb. 3: Einfluß der Vorfrucht 1990 auf die Dynamik der Aggregatstabilität in 2-7 cm Tiefe (1991-1993)

4 Zusammenfassung

Die **Dynamik der Aggregatstabilität** in der Zeit von 1990 - 1993 unter Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste ist gekennzeichnet durch einem klassischen Verlauf mit Sommermaxima und Winterminima.

Die **Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität** und die mit einem Klee grasanbau verbundene einjährige Bodenruhe erhöhen die Stabilität oberflächennaher Bodenaggregate unter Zuckerrüben, Winterweizen und Wintergerste zum Teil signifikant.

Die wendende Bodenbearbeitung führt zu einem einheitlichen Stabilitätsniveau im gesamten **Krumenprofil**. Nichtwendende Bodenbearbeitung in Kombination mit einer Strohdüngung hat demgegenüber eine deutliche Erhöhung der Aggregatstabilität in der Oberkrume zur Folge. An der Krumenbasis liegen beide Varianten auf gleichem Niveau.

5 Literatur

Becher, H.H. u. M. Kainz (1983): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. Z. Acker- u. Pflanzenbau 152, 152-158.

Modeling of chemical processes in acid sulphate soils; model CPASS

von

Ho Long Phi

PROBLEM

Acid sulphate soils cover about 12 million ha in the world, in which 1.8 million ha are found in the Mekong Delta, Vietnam. In such soils, oxidation of pyrite (FeS_2) resulted by drainage or excavation can form sulphuric acid and results in low pH media which are rich in concentrations of ferric iron, aluminium, manganese and sulphate that reduce rice yield up to 100 %. Besides, water pollution of open channel systems caused by toxic elements leached from the soils results in great troubles for drinking-, irrigation water supply and fish culture. During the reclamation of these soils, great changes in ecological systems with unknown consequences are possible. Therefore, the optimal reclamation and management strategies for acid sulphate soils must consider not only technical aspects but also socio-economical and ecological consequences for tidal wetlands where the soils are dominant. Field experiment and modeling studies for soil management methods have been called repeatedly by four international symposia on these soils since 1972.

ABSTRACT

Simulation of chemical processes in acid sulphate soils related to amelioration strategies has attracted numerous studies in recent years. In existed models, various pyrite oxidation reactions with different products were postulated. The equilibria of sulphate-aluminium-hydroxy minerals in acid sulphate soils, which are determined by chemico-physical conditions of soil profiles, climate parameters, water management method and leaching rate are not well understood. Hence the assumption of jurbanite formation has been used widely in order to explain relationship among ions found in the soils. Besides, the shrinking-swelling processes of clay soils which effect on oxygen penetration rate and solute transports are so far not considered.

The model CPASS is an one-dimensional chemical module linked to the water-solute transport sub model MACRO (Jarvis, 1991) and the oxygen transport sub model PYROX (Phi, 1993), that take the cracking of soils into account. In CPASS, the selectivity of pyrite oxidation reactions depended on pH and Eh of soil environment is suggested. The acidity products are regulated further by chemical equilibrium in soil solution, by buffering capacity, by cation exchange and by adsorption on soil matrix. The dynamic equilibrium between sulphate-hydroxy minerals, which can regulate acidity products, is also considered.

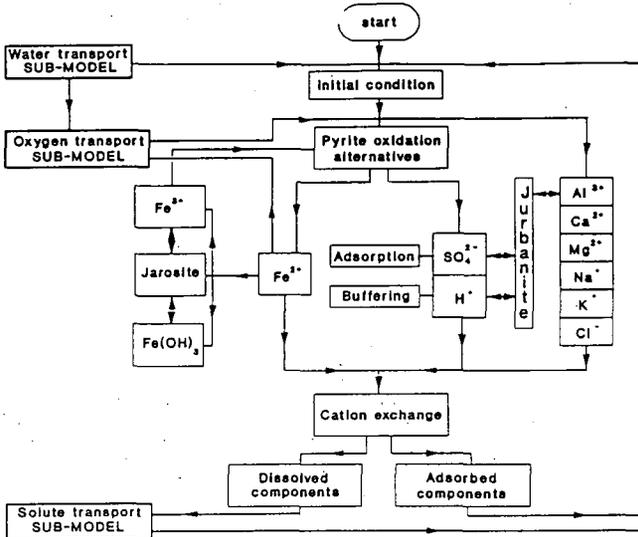
CPASS can simulate acidity production due to pyrite oxidation in cracking soils related to climatic conditions and land management methods. The simulation can be applied to study the reclamation, management and ecological problems of acid sulphate soils.

INPUT REQUIREMENTS AND OUTPUT OF CPASS

The required inputs of the chemical sub-model:

- Cation exchange coefficients (Gapon).
- Adsorption isotherms coefficients (Langmuir).
- Rate constants for ferrous oxidation reaction.
- Cation exchange capacity parameters (CEC) of each compartment.
- Chloride average concentration of each compartment.
- Oxygen concentration in soil profile (output of oxygen transport sub-model).
- Water content in soil profile (output of water transport sub-model).
- Initial concentration of chemical components within soil compartments.

The outputs of CPASS are chemical components in soil compartments and the changes of pyrite with time. The effects of alternatives of water management and other land improve practises hence can be evaluated.



Structure of the model CPASS

IMPORTANT FEATURES OF THE SUB-MODEL CPASS

- + The pyrite oxidation by oxygen plays a key role in whole chemical process of acid sulphate soils. The morphological descriptions of acid sulphate soil profiles and the introduction of the stability diagram for products enabled the model CPASS to delineate the most likely reaction alternatives. Therefore it is not necessary to postulate a dominant reaction of pyrite oxidation as in other models.
- + The direct oxidation of pyrite by ferric iron under extreme acidity conditions ($\text{pH} < 3$) is considered.
- + The neutralization of acidity by carbonate, by ionic exchanges, by aluminium and iron buffer depended on pH values is an important part of the model. The cation exchange may play an important role in acidity buffering over the pH range of 4 - 5.
- + The equilibria of sulphate-aluminium-hydroxy minerals can regulate Al^{3+} , SO_4^{2-} and H^+ in acid sulphate soils. These equilibria are determined by many factors of soil profile.
- + In acid sulphate soils with jarosite formation, an assumption of the equilibrium between jarosite and ferric hydroxide based on measured data was suggested. This equilibrium can regulate the concentrations of K^+ , SO_4^{2-} and pH.
- + The solute transport and the oxygen penetration in cracking soils provided by the sub-models MACRO and PYROX can be connected to CPASS.

QUESTIONS REMAINING

- + Chemical parameters such as cation exchange constants, redox reactions, sulphate adsorption isotherms constants..., that depend on numerous factors, require more detailed studies.
- + The effects of physical characteristics of acid sulphate soils dealing with non-homogeneous and shrinkable medium on chemical process obtained quite a little investigation.
- + The spatial variation, heterogeneity- and properties changing owing to swelling-shrinking processes of acid sulphate soils present difficulties to simulation.

REFERENCES

- BRONSWIJK J.J.B. & GROENENBERG J.E. 1993. A simulation model for acid sulphate soils, I: Basic principles. *Selected papers of the Hochiminh city International Symposium on Acid Sulphate Soils*. ILRI Publ. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Wageningen.
- JARVIS N.J., BERGSTRÖM L. & DIK P.E. 1991. Modelling water and solute transport in macroporous soil. I. Model description and sensitivity analysis. *J. of Soil Sci.* 42: 59-70.
- PHI, H.L. 1993. A model for pyrite oxidation in cracking acid sulphate soils. (*in preparation*).

Bedeutung der räumlichen Variabilität von Modellparametern für Zielgrößen des Wasser- und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden

von

Huwe, B.

Einleitung und Problemstellung

Deterministische Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden können wichtige Instrumente zur Erfassung und Beurteilung der Stickstoffdynamik landwirtschaftlich genutzter Standorte im Rahmen eines ökologisch verträglichen Agrarmanagements darstellen. Die meisten Modellansätze zur Simulation der Wasser- und Stickstoffdynamik gehen von horizontal ebenen und in lateraler Richtung zumindest horizontweise homogenen Bedingungen aus. Dies ist jedoch eine Idealisierung, die für Freilandbedingungen in der Regel nicht zutrifft. Ein zentrales Problem stellt in diesem Zusammenhang die räumliche Variabilität von Modellparametern dar, deren Größe bei vielen Bodenkenngrößen oft beträchtlich ist (WARRICK et al., 1986; WILSON, 1989). Die Unkenntnis der Auswirkungen dieser Variabilität auf Transportprozesse in Böden schränkt die Anwendbarkeit dieser Modelle in unbekanntem Ausmaß ein. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Auswirkung der Variabilität auf Zielgrößen wie flächig und zeitlich gemittelte Sickerungsraten, kumulative N-Austräge ins Grundwasser oder langjährig gemittelte N-Konzentrationen eines einheitlich bewirtschafteten landwirtschaftlichen Schlages. Als geeignete Instrumente zur Untersuchung derartiger Fragen bieten sich verschiedene Verfahren der Monte-Carlo-Simulation an. Die Modellparameter werden hierbei als Zufallsvariable aufgefaßt. Als Ergebnis erhält man nicht einen einzelnen Wert für die untersuchte Zielgröße, sondern eine statistische Verteilung. Von Interesse ist hierbei sowohl der variabilitätsbedingte Einfluß eines einzelnen Faktors als auch die Auswirkung der simultanen Variabilität einer Variablenkombination.

Material und Methoden

Die Berechnungen basieren auf dem deterministischen Stickstoffhaushaltsmodell WHNSIM (Water, Heat and Nitrogen Simulation), das aus mehreren Teilmodellen zur Simulation der Transportprozesse, der Stickstofftransformationen, der Vegetationsentwicklung sowie der Verdunstungskomponenten besteht (Huwe und v.d. Ploeg, 1991; Huwe, 1992). WHNSIM wurde für einen Ackerstandort kalibriert (Bodentyp: Parabraunerde; mittlerer Jahresniederschlag: 640 mm; mittlere Jahrestemperatur: 8°C; Kulturarten: Winterweizen, Zuckerrüben, Mais). Zur Klärung der Frage nach den Konsequenzen der Variabilität wurden zwei unterschiedliche Techniken der Monte-Carlo-Simulation eingesetzt. Den Berechnungen wurden lognormale Verteilungen zugrundegelegt.

Monte-Carlo-Simulation auf der Basis von Sensitivitätsanalysen

Das erste Verfahren besteht in der direkten Transformation der Parameterverteilung F_D in die Verteilungsfunktion der zu untersuchenden Zielgröße F_V anhand der Sensitivitätsfunktion $s: V=(P)$. Abb. 1 zeigt dieses Verfahren schematisch im Bild. Hierbei gilt:

$$F_V(V) = F_P(s^{-1}(V))$$

Die Abbildung s^{-1} ist hierbei die Umkehrabbildung der Sensitivitätsbeziehung s .

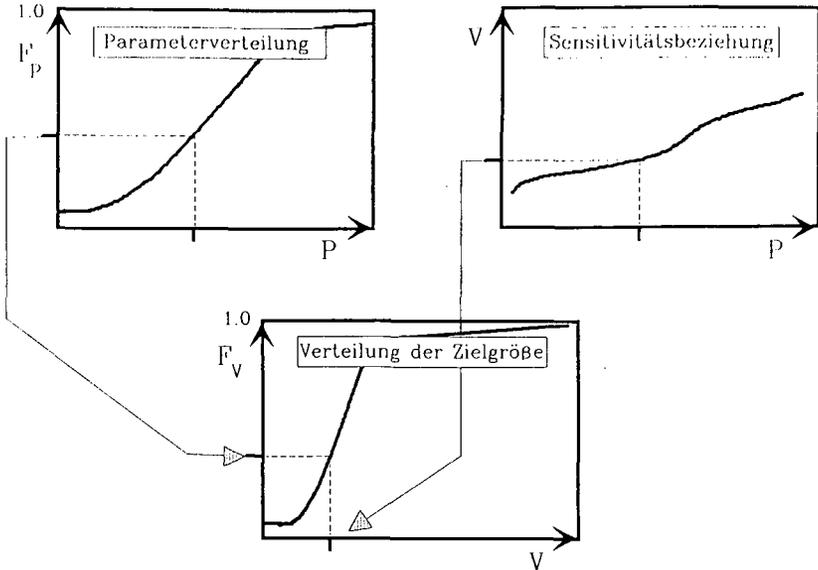


Abb. 1: Direkte Transformation der Parameterverteilung in die Verteilung der Zielgröße

Das Verfahren ist leicht durchführbar für monoton steigende Sensitivitätsbeziehungen und leicht modifizierbar für monoton fallende. Bei nicht monotonen Beziehungen ist eine Zerlegung in mehrere monotone Abschnitte erforderlich. Zur Durchführung wird lediglich die Sensitivitätsbeziehung benötigt. Das Simulationsmodell selbst ist nicht mehr erforderlich. Allerdings kann mit diesem Verfahren jeweils nur der Einfluß eines einzelnen Modellparameters untersucht werden. Weiterhin wird unterstellt, daß die räumliche Verteilung des Parameters zeitlich konstant ist.

Monte-Carlo-Simulation unter Verwendung von Zufallsgeneratoren

Diese Nachteile können vermieden werden bei Verwendung von Zufallsgeneratoren in Verbindung mit einem Simulationsmodell (hier: WHNSIM). Das Modellgebiet wird hierbei gedanklich in unabhängige Bodensäulen zerlegt (Abb. 2). Jeder Bodensäule wird nach Zufallsprinzipien ein eigener Datensatz zugewiesen. Variiert wurden Niederschlag, Düngung und hydraulische Leitfähigkeiten in 5 Tiefenstufen. Die Zufallsgrößen für die Leitfähigkeiten wurden zu Beginn einer Simulation festgelegt, die von Düngung und Niederschlag bei jedem aktuellen Ereignis. Es wurden verschiedene Szenarien (Annahmen bezüglich Variationskoeffizienten) durchgerechnet. Pro

Szenario wurden 400 Realisationen (Simulationsläufe über mehrere Jahre) erzeugt und statistisch ausgewertet.

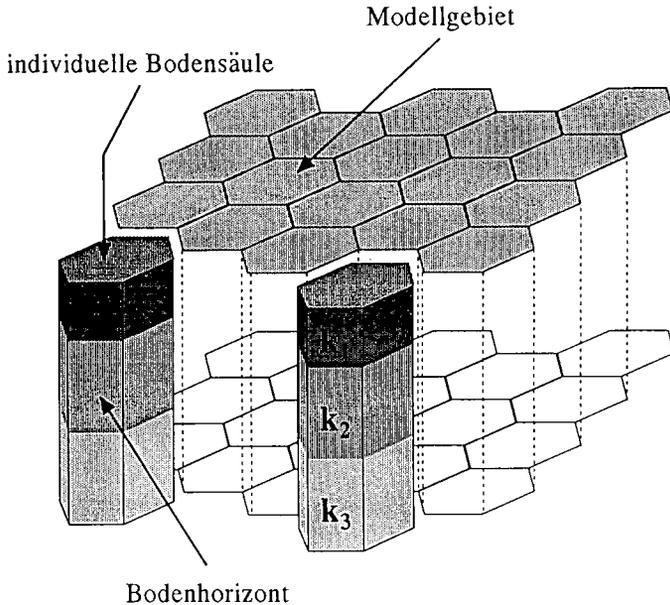
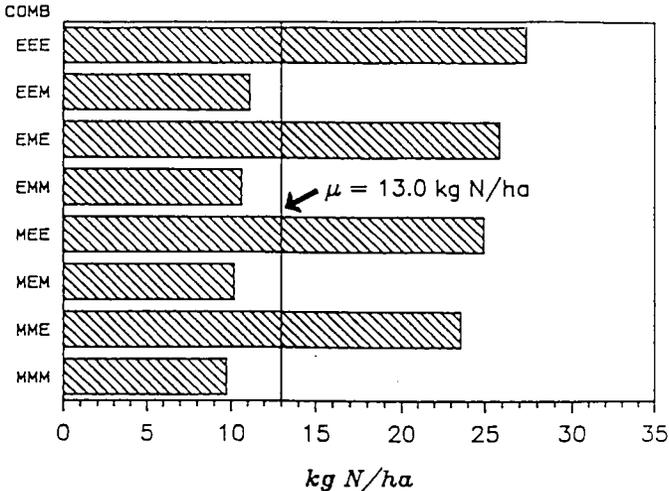


Abb. 2: Zerlegung des Modellgebiets in unabhängige Bodensäulen

Ergebnisse und Bewertung

Die Berechnungen ergaben für die meisten der untersuchten Parameter und Zielgrößen mit zunehmender Variabilität eine deutliche Verschiebung des Erwartungswerts der Zielgröße bei konstant gehaltenem Erwartungswert des variablen Parameters. So nimmt zum Beispiel mit zunehmender Variabilität der hydraulischen Leitfähigkeiten die Variabilität der kumulativen N-Austräge (erwartungsgemäß) zu, der Erwartungswert bleibt jedoch nicht konstant, sondern nimmt ab. Vernachlässigt man den Einfluß der Variabilität, so führt sowohl die Verwendung des Medians als auch die des arithmetischen Mittels als Ersatzparameter zu einer Unter- bzw. Überschätzung des als wahr unterstellten Erwartungswerts der Verteilung der N-Austräge. Insgesamt ergab sich, daß bei Wahl des Erwartungswerts für Düngung und Niederschläge und des Medians für die hydraulischen Leitfähigkeiten Ergebnisse erzielt wurden, die relativ nahe an den als wahr unterstellten Erwartungswerten der untersuchten Zielgrößen lagen (Abb. 3). Diese Ergebnisse sind jedoch nicht ohne weiteres generalisierbar. Sie gelten zunächst nur für die hier betrachteten Kombinationen aus Modellparametern und Zielgrößen sowie für lognormale Verteilungen und unabhängige Bodensäulen. Darüberhinaus ist davon auszugehen, daß die Ergebnisse standortsabhängig sind und Variabilitätseinflüsse somit jeweils im Einzelfall untersucht werden müssen.



E = Schätzung mit dem Erwartungswert des Parameters
M = Schätzung mit dem Median des Parameters
1. Buchstabe: Niederschlag
2. Buchstabe: N-Düngung
3. Buchstabe: Wasserleitfähigkeit
 μ = Erwartungswert des N-Austrags

Abb. 3: Vergleich des Erwartungswertes der Gesamtausträge an Nitrat-N mit dem Sickerwasser in 145 cm Tiefe mit Ergebnissen bei Verwendung verschiedener Kombinationen von Lageparametern für Niederschlag, Düngung und hydraulische Leitfähigkeiten (Simulationszeitraum 1984-1987; Variationskoeffizienten: Niederschläge 30%, Düngung 50%, hydraulische Leitfähigkeiten 200%)

Literatur

WARRICK, A.W., D.E. MYERS and D.R. NIELSON. 1986. Geostatistical methods applied to soil science. In A. Klute (ed.): Methods of soil analysis. Agron. Monograph No. 9(1), Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin (USA).

WILSON 1989, G.V. J.M. ALFONSI and J.P.M. JARDINE. 1989. Spatial variability of saturated hydraulic conductivity or the subsoil of two forsted watersheds. Soil Sci. Soc. Am. J. 53, 679-685.

HUWE und R.R. V.D. PLOEG. 1991. WHNSIM - a soil nitrogen simulation model for Southern Germany. Fertilizer Research 27, 331-339.

HUWE, B. 1992. "WHNSIM" Ein Modell zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden. Programmdokumentation. Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth.

Bestimmung hydraulischer Parameter an einem Bodenprofil

Von

Jaesche, P. und R. Scheibke

Einführung

Feldmessungen zur Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit (K_u) von Böden *in situ* sind sehr zeit- und kostenintensiv, zur Evaluierung von bodenphysikalischen Modellen oder zur exakten Beschreibung von Standorten jedoch unabkömmlich.

Die automatisierte TDR-Meßtechnik ermöglicht heute, bei Feldexperimenten kontinuierlich und nichtdestruktiv den Bodenwassergehalt (θ) zu erfassen. Bei gleichzeitiger Messung der Wasserspannung (ψ) durch Druckaufnehmer-Tensiometer erhält man unmittelbar die Punkte der *in-situ*-Retentionskurve (pF-WG-Kurve). Aus den Zeitreihen der θ - und ψ -Profile lassen sich bei geeigneter Experimentführung die K_u -Werte des Bodens berechnen.

Im folgenden werden zwei Feldexperimente zur Auswertung nach der Augenblicksprofilmethode vorgestellt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an einer pseudovergleyten Braunerde aus schluffigem Sand durchgeführt (vgl. Abb.2).

Von einer Profilgrube aus wurde der Boden horizontal mit 24 Druckaufnehmer-Tensiometern in 2-3 Parallelen je Einbautiefe und mit 10 TDR-Meßsonden in insgesamt 10 Tiefen bis zu max. einem Meter bestückt. Die Genauigkeit der TDR-Sonden war in Laborversuchen durch den Vergleich mit gravimetrischen θ -Bestimmungen überprüft worden.

Die Meßparzelle wurde in zwei voneinander unabhängigen Experimenten (Experiment 1 und 2) zunächst beregnet, bis das gesamte Profil gleichförmig naß war, und anschließend abgedeckt, um Evaporation zu verhindern. Während der nachfolgenden Redistribution des Wassers (freies Drainen) wurden kontinuierlich θ und ψ in 10- bzw. 5-Minuten-Intervallen gemessen und am Computer aufgezeichnet. Die Messungen wurden über vier (Exp.1) bzw. eine Woche (Exp.2) fortgesetzt.

Die Tensionsdaten der Parallelen einer Tiefe wurden jeweils gemittelt. Aus den zeitlich hochaufgelösten Meßdaten wurden Halbstundenmittelwerte gebildet. Daraus ergeben sich die Feld-pF-WG-Datenpunkte in den unterschiedlichen Meßtiefen.

Ausgedünnte pF-WG-Kurven wurden nach Van Genuchten parametrisiert und an die Meßdaten angepaßt (VAN GENUCHTEN 1980).

Durch die Auswertung nach der Augenblicksprofil-Methode (*instantaneous profile*; GREEN ET AL. 1986) erhält man die Werte der $K_u(\theta)$ - und $K_u(\psi)$ -Beziehungen. Dafür wurden die θ -Zeitreihen nochmals durch gleitende Mittelwertbildung geglättet. Die Berechnung der antreibenden Potentialgradienten und Flüsse erfolgte durch zentrale Differenzenquotienten.

Für Vergleiche wurden die auf der Grundlage von Standard-Labormessungen berechneten $K_u(\psi)$ -Beziehungen für die einzelnen Horizonte herangezogen (HERRMANN ET AL. 1992).

+ Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 95447 Bayreuth

Ergebnisse

Zeitreihen und Meßgenauigkeit

Die Zeitreihen der Wassergehaltmessungen (Abb.1) verdeutlichen die gute Übereinstimmung der Experimentverläufe sowie die hohe (lokale) Reproduzierbarkeit der absoluten TDR-Messungen und insbesondere der relativen, zeitlichen Änderungen von θ .

Die absolute Meßgenauigkeit der TDR-Sonden liegt bei ± 2 Vol.% Wassergehalt, entscheidend für die Berechnung des Wasserflusses ist jedoch die wesentlich höhere relative Genauigkeit.

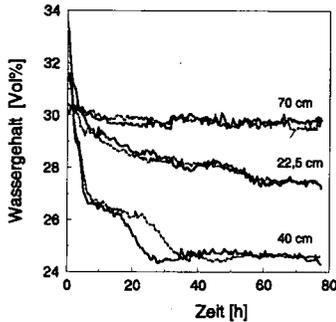


Abb. 1: Vergleich des zeitlichen Verlaufs der θ -Messungen während Experiment 1 (durchgezogene Linie) und Experiment 2 (gepunktete Linie).

Profile

Die Profile von hydraulischem Potential (Abb.2a) und Wassergehalt (Abb.2b) lassen ein differenziertes Fließverhalten (zeitliche Änderung) in den verschiedenen Horizonten erkennen. Im Ap und Bv nimmt θ rasch ab, an der Horizontgrenze zeigt sich anfänglich eine noch schnellere Änderung. Dies läßt sich möglicherweise durch lateralen Abfluß an der Pflugsohle erklären. Der BvCv bleibt dagegen sehr feucht.

Das hydraulische Potential zeigt innerhalb jedes einzelnen Horizontes einen linearen Tiefengradienten auf.

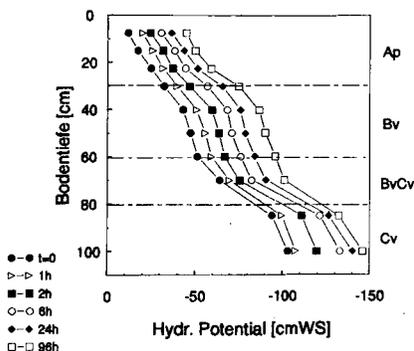


Abb. 2a: Profile des hydraulischen Potentials (Exp.2)

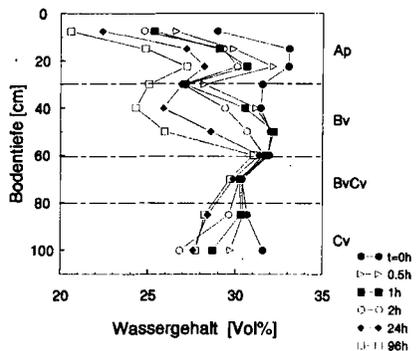


Abb. 2b: Profile des Wassergehaltes (Exp.2)

pF-WG-Kurven

Die pF-WG-Kurven (Abb.3) zeigen für jeden Horizont einen charakteristischen Verlauf. Die angepaßten Kurven verdeutlichen die grundsätzliche Eignung der Van Genuchten-Parametrisierung für diesen Boden (Tab.1). Im Bv-Horizont wird der feuchtere Bereich bis pF 1 jedoch schlecht wiedergegeben. Im BvCv konnte aufgrund der Messungen in einem nur kleinen θ -Bereich der Knick der pF-WG-Kurve nicht erfaßt werden.

K_u -Kurven

Auch die K_u -Kurven der einzelnen Horizonte (Abb.4) unterscheiden sich deutlich voneinander. Die hohe Streuung im trockeneren Bereich ist auf die sehr niedrigen Flüsse zurückzuführen. Die Berechnung wird auch nach der Anwendung von Glättungsverfahren von kurzfristigen Wassergehaltsschwankungen überlagert.

Die Berechnungen auf der Grundlage von Labormessungen am gleichen Boden liefern dagegen eine im betrachteten Tensionsbereich für alle Horizonte annähernd identisch verlaufende K_u -Kurve. Diese deckt sich nicht mit den gemessenen *in-situ*-Kurven.

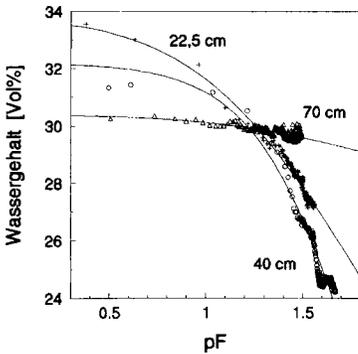


Abb. 3: pF-WG-Kurvenpunkte der einzelnen Horizonte mit angepaßten Van Genuchten-Kurven (durchgezogene Linie)

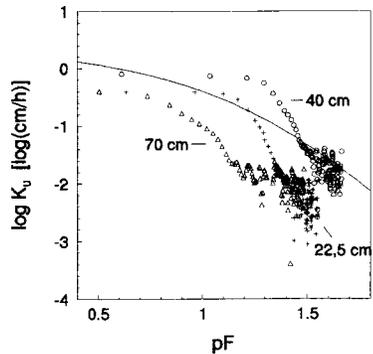


Abb. 4: $K_u(\psi)$ -Kurvenpunkte der einzelnen Horizonte. Zusätzlich ist eine $K_u(\psi)$ -Kurve aus Labormessungen eingezeichnet

Tab. 1: Van-Genuchten-Parameter der pF-WG-Kurvenanpassungen:

Tiefe	α [cm^{-1}]	n	θ_r	θ_s	K_s [log cm/h]
22.5 cm	0.052	1.232	0	0.339	
40 cm	0.023	1.678	0	0.322	
70 cm	0.040	1.237	0.250	0.304	
Labor	0.048	1.50	0.05	0.40	0.48

Zusammenfassung

- Die Feldmessungen zur Bestimmung der hydraulischen Bodeneigenschaften nach der Augenblicksprofilmethode liefern reproduzierbare Ergebnisse.
- Die hohe zeitliche und räumliche Meßauflösung für θ und ψ ermöglicht das Beobachten von Fließverhalten im nahe gesättigten Bereich. Die Bodenhorizonte lassen sich deutlich in ihren Eigenschaften unterscheiden.
- K_u -Bestimmung nach der Augenblicksprofilmethode liefert nur bei hoher Auflösung und Glättung K_u -Werte im sehr feuchten Bereich.

Literatur

- GREEN R.E., AHUJA L.R., CHONG S.K. (1986): Hydraulic conductivity, diffusivity and sorptivity of unsaturated soils: Field methods. In: KLUTE A. (Ed.): Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods, 2nd Ed. Agronomy Series 9(1), ASA and SSSA, Madison, Wiscons.
- HERRMANN R., DURNER W., REHDING C., ZURMÜHL T. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Mobilität von Umweltchemikalien aus seuchenhygienisch unbedenklichen Klärschlamm in unterschiedlich genutzten Ökosystemen. F+E 10701016/03, Umweltbundesamt Berlin.
- 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.

Dank

Wir danken Herrn Thorsten Zurmühl, Lehrstuhl Hydrologie (Universität Bayreuth) für die Überlassung der Software zur Kurvenanpassung.

Die Arbeit wird gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie (BMFT) - Vorhaben Nr. BEO - 0339476A (BITÖK).

Aussagefähigkeit von pF/WG-Kurven

von

Junkersfeld, L., A. Hartmann und R. Horn

Einführung

pF/WG-Beziehungen werden nicht nur zur Charakterisierung von Standorten und damit zur ökologischen Bewertung von Böden verwendet, sondern sie finden auch Eingang in Stofftransportmodelle. Je nach Bodenzusammensetzung bilden sich in einem Bodenkörper durch Quellung und Schrumpfung induzierte, deutlich differenzierte und durch Risse getrennte Kompartimente.

Somit wird eine Unterteilung in Inter- und Intraaggregatporensystem notwendig, denn je nach Intensität der Aggregatbildung werden unterschiedliche Reorientierungen der Bodenpartikel und damit auch der Porengrößenverteilung zu erwarten sein. Vor diesem Hintergrund wird im folgenden die Auswirkung von Quellung und Schrumpfung sowie der jeweiligen Intensität auf die Porengrößenverteilung von Aggregaten ermittelt.

Material und Methode

Aus dem B₁-Material einer pseudovergleyten Parabraunerde aus Geschiebemergel mit 17,8 % Ton, 26,2 % Schluff und 56,1 % Sand wurden im Bodenverband aufgesättigte Aggregate entnommen und über keramische Platten auf die gewünschten pF-Stufen entwässert. Von Aggregaten einer pF-Stufe wurden anschließend die Wassergehalte und parallel dazu die Lagerungsdichte durch Tauchwägung in Öl bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Lagerungsdichte " d_B " kennzeichnet in einem Bodenvolumen das Verhältnis von Trockenmasse pro Volumen, jedoch nicht deren Anordnung im Raum. d_B kann daher kein Maß für die Stabilität eines Bodens sein.

Abb.1 zeigt die pF/WG-Beziehung der Aggregate und verweist auf die Lagerungsdichte bzw. das Gesamtporenvolumen der Aggregate bei dieser Entwässerungsstufe. Es stellt sich heraus,

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, CAU Kiel, 24118 Kiel

daß die Porengrößenverteilung von der vorherigen Schrumpfungintensität abhängt. Die Lagerungsdichte ist damit keine konstante Größe, sondern abhängig vom Vorentwässerungsgrad. Im Bereich kleiner Vorentwässerungen wird vorrangig der Anteil der groben Poren "ersatzlos" reduziert. Erst bei stärkerer Austrocknung kommt es zu einer Änderung aller Porengrößenanteile.

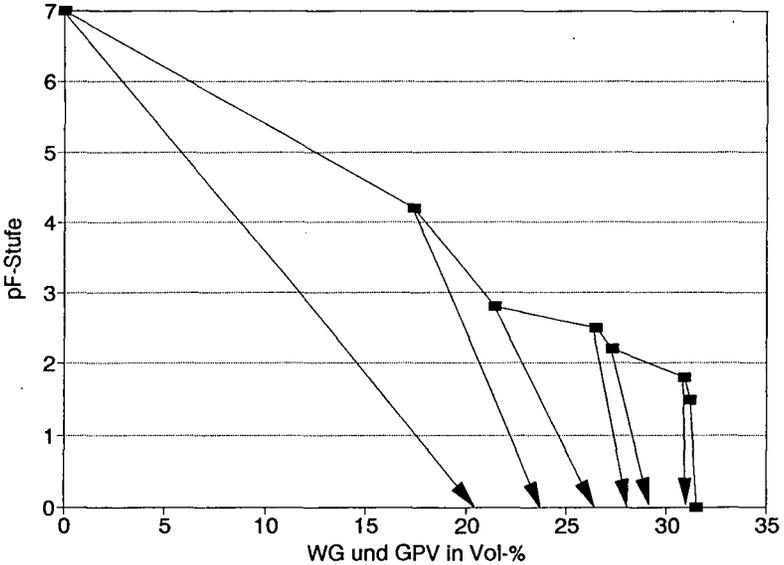


Abb.1 pF/WG-Beziehung von im Bodenzusammenhang aufgesättigten Aggregaten sowie das Gesamtporenvolumen bezogen auf die verschiedenen pF-Stufen

Aggregate können hinsichtlich ihres Austrocknungsverhaltens (pF-Stufen) sowohl Normal- als auch Restschrumpfungsverhalten zeigen (Abb.2). Im Entwässerungsbereich bis pF 2,5 ist die Verbindungslinie vom aktuellen Wassergehalt zum Gesamtporenvolumen steiler und die Volumenabnahme geringer. Dies entspricht eher dem Normal-schrumpfungs-bereich als bei stärker ausgetrockneten Aggregaten. Hier verlaufen die Schrumpfungskurven flacher, was zunehmende Intensität von Restschrumpfung bedeutet.

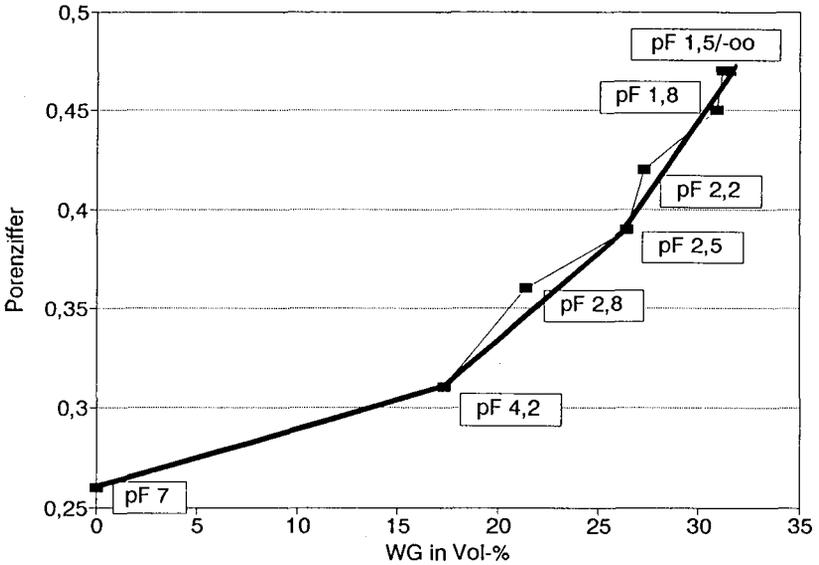


Abb.2 Schrumpfungskurven von im Bodenzusammenhang aufgesättigten Aggregaten

Die Auswirkung der Aggregation läßt sich aus der pF/WG-Beziehung von Gesamtboden und Einzelaggregaten ableiten (Tab.1 und 2):

Tab.1 Typische bodenphysikalische Kennwerte für einen sandigen Lehm (Standort Hohen-schulen) bei Annahme eines starren Porensystemes

pF	LV	nFV	TW
-∞	0 %	15,3 %	20,5 %
1,8	1,8 %	13,5 %	20,5 %
2,5	5,2 %	10,1 %	20,5 %
4,2	15,3 %	0 %	20,5 %

Tab.2 Typische bodenphysikalische Kennwerte von Aggregaten, entstanden aus einem homogenisierten sandigen Lehm (Standort Hohenschulen)

pF	LV	nFV	TW
-∞	0 %		31,8 %
1,8	0,1 %		30,9 %
2,5	1,8 %		28,2 %
4,2	6,6 %	0 %	20,5 %

LV = Luftvolumen

nFV = nutzbares Feuchtevolumen

TW = Totwasser

Unter der Annahme starrer Porensysteme lassen sich die Porenanteile ökologisch bewerten (Tab.1). Dagegen ist unter der Annahme von Quellung und Schrumpfung eine eindeutige Zuordnung für diesen Entwässerungsbereich auf Grund der sich ändernden Porenverteilung nur an definierten Punkten [z.B. pF 4,2] möglich (Tab.2).

Ökologische Kennwerte unterliegen daher in Abhängigkeit von der vorherigen Austrocknung deutlichen Änderungen, die bei ausschließlichem Bezug auf den Wert der Lagerungsdichte als statische Größe vollständig unterschätzt werden.

Schlußfolgerung

Der Wert der Lagerungsdichte kann nicht als Bezugsgröße zur Ableitung bodenkundlicher Kennwerte herangezogen werden.

Die pF/WG-Kurven variieren in Abhängigkeit vom Vorentwässerungsgrad, wodurch ökologische Kennwerte auch als Funktion der Zeit unterschiedliche Größenordnungen annehmen können. Aus der pF/WG-Beziehung abgeleitete k/psi-Kurven müßten damit eine ähnlich große Variationsbreite zeigen.

pF/WG-Kurven sind nur für starre Porensysteme definiert. Folglich sind im Bereich stärkerer Austrocknung durch Schrumpfungsvorgänge irreversible Volumenänderungen zu erwarten, die eine neue zusätzliche Porengrößenverteilung nach sich ziehen.

Eine neue Methode zur gezielten und kontinuierlichen Entnahme von Gasproben aus ungestörten aggregierten Böden, insbesondere für Denitrifikationsuntersuchungen

VON

Keilmann, O. und K. Mueller

Problemstellung

Aggregierte Böden zeigen kleinräumig oft sehr unterschiedliche Dichtelagerung. Das kann bei Gasfreisetzungen eine hohe räumliche Variabilität zur Folge haben. In besonderem Maße trifft dies für die unter anaeroben Bedingungen im Boden ablaufende Denitrifikation zu (Christensen u. Tiedje 1987).

In strukturierten Böden liegen aerobe (Aggregatinneres) und anaerobe (Aggregatzwischenräume) Zonen oft eng beieinander (Zausig u.a. 1990). Folglich ist eine vorzugsweise N-Freisetzung im Inneren von Bodenaggregaten nicht auszuschließen. Bisherige Untersuchungen zur Denitrifikation in Abhängigkeit von der Aggregation wurden allerdings nicht in situ an ungestörten Böden durchgeführt, sondern an gesiebten oder künstlich aggregierten Proben im Labor (Leffelaar 1986, Sexstone u.a. 1988, Seech u. Beauchamp 1988). Damit können bereits durch die Entnahme der Bodenproben sowie deren Behandlung im Labor die Lebensbedingungen für die Denitrifikanten derart verändert werden, daß Rückschlüsse auf Umfang, Ablauf und Verteilung der N-Freisetzung im ungestörten Boden nur noch sehr eingeschränkt möglich werden. Ähnliches gilt auch für Untersuchungen zur Freisetzung anderer Gase in oder aus Böden.

Problemlösung und Aufbau der Versuchsanlage

Im Rahmen von Untersuchungen zur Denitrifikation von Marschböden (s.a. Mueller 1993 - in diesem Heft) wurde eine Versuchsanlage konzipiert und gebaut, die die gezielte in situ Entnahme von Gasproben aus dem Aggregatinneren und von Aggregatoberflächen ungestörter Böden erlaubt.

Dazu wurde am Untersuchungsstandort eine Bodensäule (16 cm Durchmesser, 100 cm Höhe) im natürlichen Gefüge- und Strukturverband entnommen und anschließend computertomographisch untersucht. Die CT-Aufnahmen erlaubten den gezielten Einbau eigens dazu entwickelter und in Vorversuchen erprobter Gasentnahmesysteme (schematischer Aufbau - s. Abb. 1) in das Innere von Aggregaten und deren Zwischenräume. Abbildung 2 zeigt anhand einer exemplarischen CT-Aufnahme mit Dichtediagramm (Schnitt in 20 cm Bodentiefe der ungestörten Bodensäule) die generelle Eignung dieser Methode zur Lokalisierung und Abgrenzung von Bodenaggregaten sowie zur gezielten Platzierung von Gasentnahmesystemen, aber auch Mikrosonden, Meßfühlern und dergleichen.

Nach Wiedereinbau der Bodensäule am Entnahmestandort ist sie im weiteren Versuchsverlauf gleichen Umweltbedingungen ausgesetzt wie der umgebende Boden.

⁺) Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Univ. Kiel, Arbeitsgruppe Bodenökologie, Hafentörn, 25761 Büsum

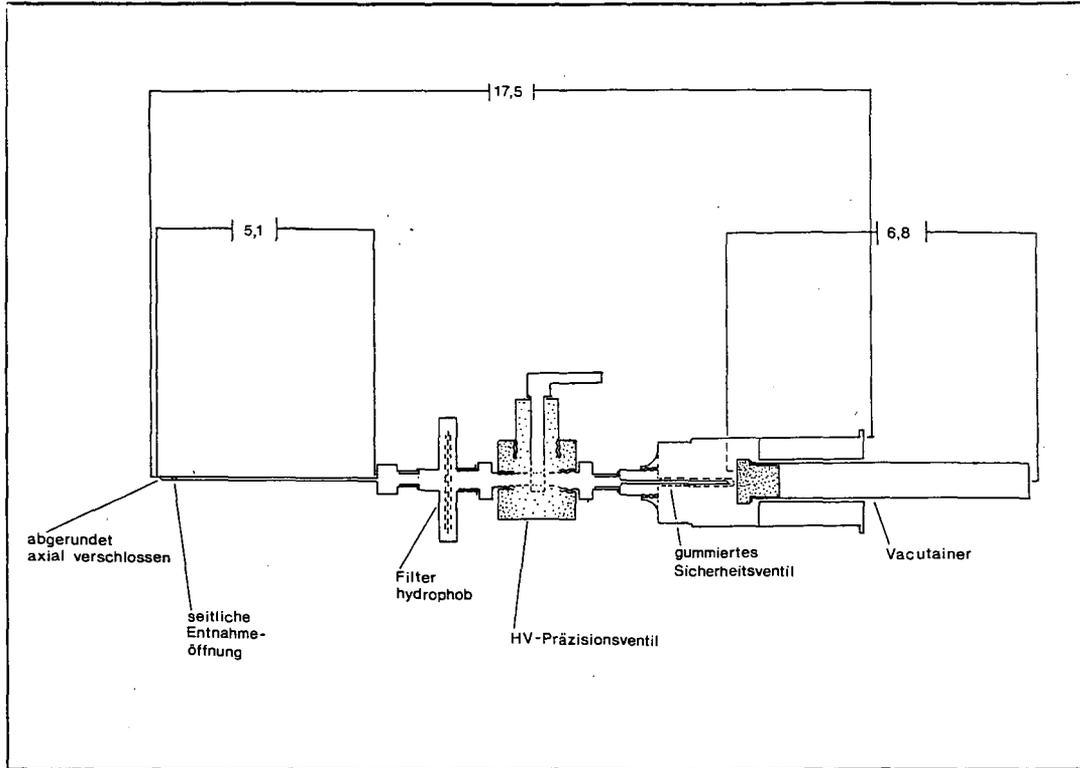


ABB.1 DRUCKREGULIERTE ENNAHMEVORRICHTUNG FÜR GASE

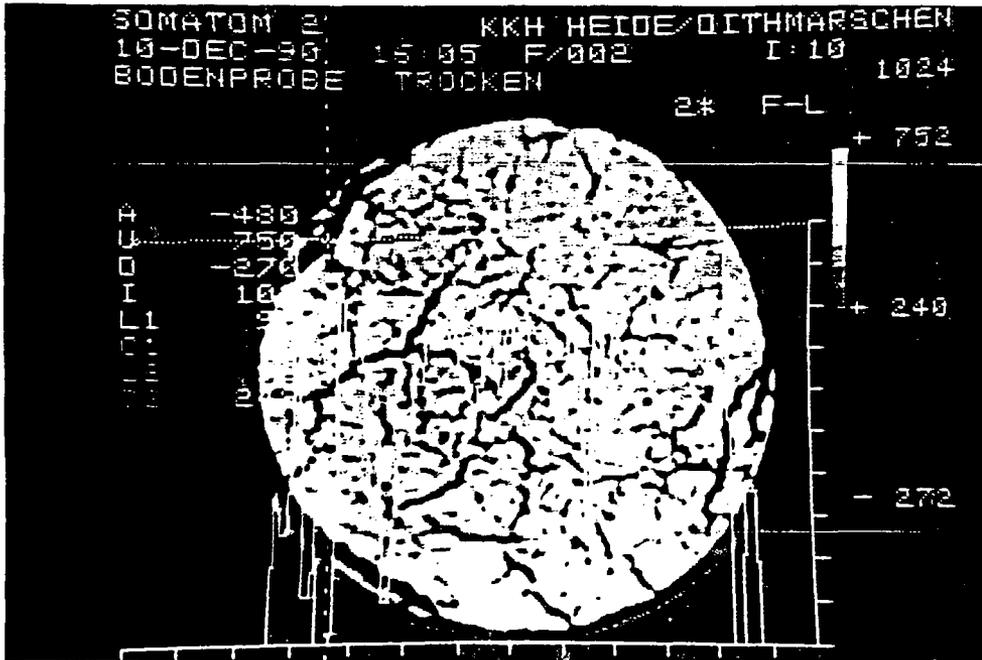


Abb. 2: Computertomographische Aufnahme in 20 cm Bodentiefe einer ungestört entnommenen Bodensäule (Junge Kalkmarsch)

Die Bodensäule ist unten offen und hat direkten Kontakt zum anstehenden Boden. Sie trägt den Bewuchs der umgebenden Fläche. Die Säule steht an einem Bedienungscontainer mit Einstiegsluke. In den Meßcontainer hinein ragen die unter dem Computertomograph in drei Bodentiefen (20, 40, 60 cm) eingesetzten, speziell konstruierten, druckregulierten Gasentnahmeverrichtungen. Sie erlauben vom Bedienungsschacht aus die Entnahme von Gasproben mittels Vacutainern (Vacuum 2 ml). Ergänzende kontinuierliche Messungen der Boden- und Lufttemperaturen, Witterungsdaten, Niederschläge, Nährstoffein- und austräge, Redoxpotentiale, Tensionen und anderer, die Gasdynamik beeinflussender Umgebungsfaktoren ergänzen die Untersuchungsprogramme am Versuchsstandort.

Literatur

- Chistensen, S.; J.M. Tiedje (1987): Denitrification in the field, analysis of spatial and temporal variability. In: Nitrogen efficiency in agricultural soils. Proc. Symposium Edinburgh, 16.-18.09.1987
- Leffelaar, P.A. (1986): Dynamics of partial anaerobiosis, denitrification and dinitrogen fixation in a soil aggregate experimental. Soil sc., 142, 352-366
- Seech, A.G.; E.G. Beauchamp (1988): Denitrification in soil aggregates of different sizes. Soil sc. soc. of Am. Journ., 52, 1616-1621
- Sextone, A.J.; T.B. Parkin; J.M. Tiedje (1986): Denitrification response to soil wetting in aggregated and unaggregated soil. Soil sc., 142, 352-366
- Zausig, J.; U. Hell; R. Horn (1990): Eine Methode zur Ermittlung der wasserspannungsabhängigen Änderung des Sauerstoffpartialdrucks und der Sauerstoffdiffusion in einzelnen Bodenaggregaten. Z. Pflanzenern, Bodenk., 153, 5-10

Danksagung

Wir danken den Mitarbeitern der Abteilung für klinische Radiologie (Chefarzt Dr. med. B. Jagalla) des Kreiskrankenhauses Heide für die sehr freundliche Beratung und Hilfe sowie die Durchführung der computertomographischen Untersuchungen.

Der Einfluß von Uferfeuchtgebieten auf den unterirdischen Wasser- und Stoffaustausch zwischen Umland und See

von

Kluge, W.

Problemstellung

Im Untersuchungsgebiet des FE-Vorhabens "Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette" in Mittelholstein kommen Wald-, Agrar- und limnische Ökosysteme unterschiedlicher Struktur und Nutzung im Verbund vor (BLUME, u.a. 1992). Die Aufklärung der Wechselbeziehungen zwischen Seen und ihren umgebenden Einzugsgebieten stellt einen der Schwerpunkte des Vorhabens mit folgenden Fragestellungen dar:

- Wo und mit welcher Intensität werden Wasser und Nährstoffe zwischen dem Belauer See und seinem eigenen Einzugsgebiet ausgetauscht?
- Welche hydrologischen und biogeochemischen Prozesse steuern den Stoffaustausch durch den Grenzraum Uferzone vom Unterhang bis zum Seeboden?
- Welche Verbindungen bestehen zwischen den Wasser-, Kohlenstoff-, Energie- und Nährstoffkreisläufen für charakteristische Uferzontypen unter besonderer Berücksichtigung des lateralen Austausches zwischen Umland und See?

In einem Erlenbruch und Feuchtgrünland am Westufer sowie an einem Uferhang am Ostufer des Belauer Sees der Bornhöveder Seenkette werden die unterirdischen Austausch- und Umwandlungsprozesse zwischen dem grundwasserfernen Umland, dem Uferhang, der Uferzone und dem See mit Schilfbestand im Litoral als Fallbeispiele nach einem ganzheitlichen ökosystemaren Forschungsansatz untersucht. Etwa 20 Arbeitsgruppen verschiedenster Fachdisziplinen tragen zur interdisziplinären Lösung der o.g. Aufgaben bei.

Durch eine enge Abstimmung zwischen umfangreichen Meßprogrammen und der Entwicklung von Modellen werden konsistente Ergebnisse in mehreren Skalen von der Prozeß- bis zur Landschaftsebene (MÜLLER 1992) erzielt, die gleichzeitig als Grundlagen für ökologische Planungen dienen sollen. Die Entwicklung integrierter Konzepte zum Schutz von Gewässern, zur Nutzung und Renaturierung von Feuchtwiesen und zur Wirkung von Uferandstreifen steht dabei im Mittelpunkt.

Die hydrologischen Besonderheiten von Uferzonen am Beispiel des Belauer Sees

Wässer unterschiedlichster Herkunft und Zusammensetzung treffen im Uferbereich auf engem Raum zusammen. Die Übergänge im Erscheinungsbild von land- und seeseitigem Oberflächenwasser, Boden- und Grundwasser werden unscharf und unterliegen saisonalen Veränderungen. Der direkte Zustrom von Landoberflächenabfluß spielt in den intensiv untersuchten Flächen am Belauer wegen der hohen Infiltrationsleistung der sandigen Böden und der geschlossenen Vegetationsdecke im Hangbereich nur eine untergeordnete Rolle. An mehreren Stellen treten am Hangfuß lokale Quellen und Drängewasseraustritte auf. Dieses Wasser fließt an der Bodenoberfläche direkt zum See oder sammelt sich als Standwasser in lokalen vernähten Geländesenken.

¹⁾ Universität Kiel, Projektzentrum Ökosystemforschung, Schauenburger Str.112, 24118 Kiel

Hydromorphe Böden kennzeichnen die flachen breiteren Uferfeuchtzonen. Hier beeinflussen sich schlecht versickerndes Infiltrationswasser (Stauwasser), Grundwasser und aufsteigendes Kapillarwasser (bei hohem Verdunstungsanspruch) gegenseitig (KLUGE u.a. 1993).

Hydrologisch-ökologisch wird eine Unterteilung des Uferbereich in folgende Zonen vorgeschlagen:

- Hangfuß (z.T. mit Kolluvium),
- nicht überflutete Uferfeuchtzone,
- Hochwasser-Feuchtzone (kurzzeitig überflutet)
- Eulitoral oder Wechselwasserbereich
- Infralitoral (mit permanenter Wasserüberdeckung)

Vegetationskundlich-hydrologische Untersuchungen in der Uferzone belegen, daß die gegenseitigen Abhängigkeiten zwischen Hydrologie und Vegetation der Uferzonen in Zukunft stärker zu berücksichtigen sind (SCHOLLE & SCHRAUTZER 1993).

Eine häufig anzutreffende verminderte Durchlässigkeit der Sedimente im Grenzraum Uferzone-Seeboden (Nahwirkung) und Unterschiede in der Reichweite des unterirdischen Einzugsgebiets (Fernwirkung) verursachen eine hohe räumliche Variabilität der Austauschraten entlang der Uferlinie. Die saisonale Ausbildung und Verlagerungen lokaler Wasserscheiden, die eine Umkehr der Durchströmung in der gesättigten Zone zur Folge haben, sind in der Flachlandhydrologie keine Seltenheit (SCHEYTT und PIOTROWSKI 1993). Als Ursachen treten Wasserstandsschwankungen der Gewässer und der saisonalen Gang der Grundwasserneubildung in Erscheinung. Für den Austausch zwischen Grundwasser und See wurde unter Einbeziehung von Grundwasser-Simulationsmodellen eine hydrogeologische Einteilung in Uferausstauschtypen entwickelt, der eine Abstufung nach den geohydraulischen Widerständen der Uferzone, nach der Breite der Feuchtgebiete und den Wasserspiegelschwankungen im See zugrundeliegt (KLUGE und FRÄNZLE 1993).

Die allgemeine Anwendbarkeit dieser Typisierung wird gegenwärtig im Bornhöveder Versuchsgebiet erprobt. Grundwasserganglinien für Beobachtungsrohre am Unterhang und im Uferbereich liefern wertvolle Hinweise für eine Zuordnung einzelner Uferabschnitte zu einem bestimmten Austauschtyp. Am Belauer See behindern kolluviale Ablagerungen oder am Unterhang angeschnittene schluffige Zwischenmittel im Grundwasserleiter, limnische Mudden und Schluffe, ein weitflächig verbreiteter Ablationstill oder mächtige kaum durchlässige Seesedimente den unterirdischen Austausch und wirken als hydraulische Barrieren. Das Grundwasser weicht den schlecht durchlässigen Bereichen dreidimensional aus. Die vertikale Profildurchlässigkeit bestimmt, ob und in welcher Tiefe die Uferzone lateral unterströmt wird. Die Grundwasserentlastung (Zustrom zum See) tritt verstärkt am Hangfuß und im Litoral auf. In der weitaus größeren Fläche am Seeboden findet kein Austausch zwischen Einzugsgebiet und See statt.

Die hydrochemischen Besonderheiten von Uferzonen

Hydrochemisch weisen die schmalen Grundwasseraustauschzonen als Endglied des unterirdischen Wasserkreislaufs vom Einzugsgebiet zum See gegenüber den allgemein großflächigen Grundwasser-Neubildungsgebieten folgende Besonderheiten auf: die Hydromorphie der Standorte (standortkundlicher Aspekt), die hohe biologische Produktivität und die Anreicherung von partikulärer und gelöster organischer Substanz (Einfluß der Vegetation), die Wechsellagerung durchlässiger und undurchlässiger Sedimente (paläolimnischer Aspekt) sowie die Existenz aerober Austauschzonen und anaerober Stagnationszone (geohydraulischer Aspekt). Diese Erscheinungen steuern wiederum die biogeochemischen Prozesse, die für den Uferbereich charakteristisch sind. Im Mittelpunkt stehen dabei der hydrolytische sowie mikrobiell katalysierte Abbau der organischen Substanz, die vielfältigen Oxidations- und Reduktionsprozesse, die Ausfällung von Calcit und der Ionenaustausch bzw. die Sorption. Diese Prozesse steuern die Umwandlungsprozesse und die Pufferwirkung der Uferzone beim Eintrag von Nährstoffen und toxischen Stoffen aus dem Umland in den See.

In Abb. 1 ist die Wechselwirkung zwischen hydrologischen und hydrochemischen Einflüssen anschaulich dargestellt. Der Uferbereich zwischen Einzugsgebiet und See untergliedert sich vertikal in mehrere Kompartimente. Mit zunehmende Tiefe steigt das Alter und damit auch die Verweilzeit des unterirdischen Wassers im Wasserkreislauf an. Die Pfeile informieren über die vorherrschenden Richtungen des unterirdischen Wasser- und Stoffaustausches. Die Schraffuren weisen auf hydrochemische Mischungszonen zwischen den Kompartimenten mit unterschiedlichem hydrochemischen Milieu hin. Die Periodizität und Intensität des Wasseraustausches entscheidet über die Breite dieser Mischungszonen. Ein charakteristisches hydrochemisches Milieu kann sich in der gesättigten Zone des Feuchtgebiets nur dann ausbilden, wenn die Uferfeuchtzone ausreichend breit ist. In schmalen Feuchtzonen vermischen sich der landseitige Zustrom von Oberflächenwasser, Interflow und Grundwasser mit dem Seewasser. Nicht nur die Nährstoffgehalte sondern auch deren laterale und vertikale Gradienten weisen in diesen Mischungszonen eine hohe räumliche Variabilität und zeitliche Periodizität auf. Die Ursachen sind in der Makrodispersion der Porenwasserströmungen und saisonalen Veränderungen aller Wasserhaushaltsgrößen in der Uferzone zu suchen.

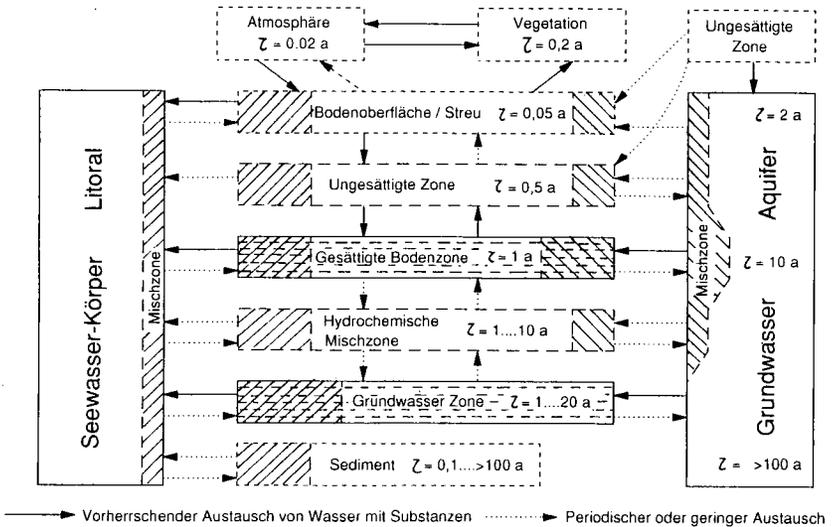


Abb. 1: Konzept zur Wechselwirkung von Hydrologie und Hydrochemie für die Uferzone des Belauer Sees (Altersangaben besitzen nur informativen Wert)

Am Beispiel des Stickstoffkreislaufs in einem Erlenbruch am Ufer des Belauer Sees wurde die enge Verbindung zwischen Wasserhaushalt, Stoffumwandlungen und -austausch nachgewiesen (Tab. 1). In Korrelation zum Redoxpotential verringert sich die Nitratkonzentration im Bodenwasser der gesättigten Zone vom Grundwasser am Unterhang mit der Annäherung an die Wasserlinie auf eine nicht mehr nachweisbare Konzentration. Im Gegensatz dazu steigt die Ammonium-Konzentration in Ufernähe an. Angaben über den Konzentrationsverlauf in lediglich einer Tiefe erlauben noch keine quantitativen Rückschlüsse auf die tatsächliche Denitrifikationsleistung der Uferzone bei landseitigem Nitrat-Eintrag. In dem in Tab. 1 dargestellten Beispiel steigt der Nitratgehalt mit der Tiefe an und der Ammoniumgehalt nimmt ab. Eine Angleichung an die im hangseitigen Grundwasser anzutreffenden Verhältnisse stellt sich mit der Tiefe ein, was für vom Grundwasser unterströmte Uferzonen charakteristisch ist. Die Umwandlungsprozesse verlagern sich dann in die Austauschzonen im Seesediment. Bei Wasseraustauschraten größer $0,05 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ oder unterirdischen Quellen geht die Pufferwirkung des Seesediments beim Übergang des Grundwassers in den See fast vollständig verloren.

Tab. 1: Arealmittelwerte für Stickstoffgehalte und Redoxpotentiale im oberflächennahen gesättigten Bereich des Erlenbruchs (Mittel = Arealmittelwert für jeweils 24 Termine von Juli 1990 bis Juni 1992, Min..MAX = Schwankungsbereich der Arealmittelwerte über 2 Jahre)

Parameter	Einheit	Unterhang	zentraler Erlenwald	feuchter Erlenwald	Jahresgang Minimum	Jahresgang Maximum
		4 Stück Mittel Min..Max	67 Stück Mittel Min..Max	5 Stück Mittel Min..Max		
NO ₃ -N	mg/l	7,4 4,3..11,8	1,1 n.n..3,8	0,03 n.n..0,1	Juni bis September	Dezember bis April
NH ₄ -N	mg/l	0,1 n.n..0,2	0,15 0,02..0,3	0,3 0,14..0,5	November bis April	Juli bis September
Redox	mV	420 240..550	300 140..450	135 20..390	Winter bis Frühjahr	je nach Witterung

Schlussfolgerungen und Ausblick

Als räumlich eng begrenzte Schnittstellen steuern Uferzonen den Wasser- und Stoffaustausch zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen (Land-See-Ökotonen). Dabei erfolgt eine Vermischung von Oberflächen-, Boden- und Grundwasser unterschiedlicher Genese und Herkunft. Den Potentialgradienten senkrecht zur Uferlinie folgend, wählt das lateral dem See zuströmende Wasser den Weg so, daß es auf möglichst kurzem Weg den schlecht durchlässigen Bereichen oder den hydraulischen Barrieren ausweicht. Die Rekonstruktion der Strömungsbahnlängen des Grundwassers vom Einzugsgebiet zum Uferbereich mit mehrdimensionalen Simulationsmodellen erlaubt Rückschlüsse auf die Herkunft, die Verweildauer und die jeweils mit dem Wasser mitgeführte Stofffracht.

Das komplexe Wirkungsgefüge autochthon und allochthon bedingter, biotischer und abiotischer Einflüsse in der Uferzone ist die Ursache für eine spezifische biogeochemische Prozeßdynamik mit charakteristischen Stoffumwandlungen (z.B. Denitrifikation von Nitrat). Zwischen den Wasser-, Kohlenstoff- und Nährstoffkreisläufen bestehen gegenseitige Abhängigkeiten. Die tatsächliche Pufferwirkung der Uferzone kann nur durch komplexe hydrologisch-ökologische Untersuchungen aufgeklärt werden.

Die hohe räumliche Variabilität der Standortverhältnisse und die zeitliche Dynamik der vielfältigen biogeochemischen Prozesse erschweren die experimentelle Beobachtbarkeit und Modellierbarkeit. Definitive Aussagen zur ökologischen Wirkung von Uferzonen erfordert Fallstudien für alle wesentlichen Austauschtypen.

Sichere Prozeßkenntnisse und praktikable Modelle bilden die Basis für ökologisch orientierte Planungen und eröffnen neue Möglichkeiten bei der Entwicklung und effizienten Anwendung ökotecnologischer Verfahren zur Reduzierung und Steuerung der Nährstoffeinträge aus den Einzugsgebieten in die Gewässer.

Literatur:

- BLUME, H.-P., FRÄNZLE, O., KAPPEN, L., NELLEN, W., WIDMOSER, P. & HEYDEMANN, B. (1992): Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette, EcoSys Nr. 1, Projektzentrum Ökosystemforschung, Univ. Kiel., 338 S.
- KLUGE, W. & FRÄNZLE, O. (1992): Einfluß von terrestrisch-aquatischen Ökotonen auf den Wasser- und Stoffaustausch zwischen Umland und See. Verh. Ges. Ökologie: 21: 401-406
- KLUGE, W., MÜLLER-BUSCHBAUM, P. & THEESEN, L. (in press): Parameter acquisition for modeling Exchange processes between terrestrial and aquatic ecosystems. Ecol. Modelling
- MÜLLER, F. (1992): Hierarchical approaches to ecosystem theory. Ecological Modelling, 63, p.215-242
- SCHEYTT, T., PIOTROWSKI, J.A. (im Druck): Ursachen für zeitliche Schwankungen der Grundwasser-Beschaffenheit in einem Seeufer-Bereich (Belauer See, Schleswig-Holstein). Wasser und Boden
- SCHOLLE, D. & SCHRAUTZER, J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holstein, Z. Ökologie u. Naturschutz, 87-98

Glasfasersensoren und laserinduzierte Fluoreszenz
zur Messung der zeitlichen und räumlichen
Verteilung von Farbstoffen im Boden

von

Knaack, A.¹, W. Schade¹ und T. Baumgartl²

1. Einleitung

Perkolationsversuche zählen zu den in der Bodenkunde am häufigsten verwendeten Verfahren, um Aufschlüsse über die im Boden für den Stofftransport wirksamen Gesetzmäßigkeiten zu erhalten. Dabei wird im allgemeinen eine Farbstoff- oder Salzlösung einer bestimmten Konzentration auf das obere Ende einer Bodensäule aufgebracht und die am anderen Ende herauslaufende Flüssigkeit auf ihren Farbstoff- oder Salzgehalt hin untersucht. Die daraus gewonnenen Durchbruchskurven liefern jedoch lediglich Erkenntnisse darüber, wie sich die Lösung in der Säule als Summeneffekt von Faktoren, die auf den Fluß einwirken (wie Diffusion, Dispersion), verhält. Punktuelle Messungen innerhalb der Probe, die Hinweise auf die räumliche und zeitliche Verteilung der Lösung beim Durchlaufen des Bodens geben könnten sind bislang nicht möglich. [1, 2, 3, 4]

Mit dem hier vorgestellten Verfahren können fünf farbstoffensitive Messfühler für eine zeitlich und räumlich aufgelöste Messung betrieben werden. Messprinzip, Aufbau und Ergebnisse sollen im folgenden dargestellt werden.

2. Meßprinzip

Das hier vorgestellte Meßverfahren beruht auf dem Prinzip der laserinduzierten Fluoreszenz. Dabei werden Farbstoffe verwendet, die geeignet gewähltes Laserlicht absorbieren und anschließend ein räumlich isotropes Fluoreszenzsignal emittieren. Diese Lichtemission ist durch innermolekulare Prozesse in den Farbstoffen gegenüber der Anregungswellenlänge in den roten Spektralbereich verschoben. Wegen dieser Rotverschiebung kann das emittierte Fluoreszenzlicht von dem Anregungslicht durch Verwendung von Farbfiltern getrennt werden.

3. Experiment

3.1. Methodik

Der verwendete Versuchsaufbau ist schematisch in Abb. 1 gezeigt. Das von einem Ar⁺-Laser ausgestrahlte Licht mit einer Wellenlänge von 488nm wird direkt, ohne eine abbildende Optik, in ein Glasfasersystem eingekoppelt. Dieses System besteht aus fünf Anregungs- und fünf Beobachtungsfasern. Somit können gleichzeitig fünf Messköpfe (Optroden) betrieben werden. In einer Optrode sind Beobachtungs- und Anregungsfaser parallel in einem Schrumpfschlauch miteinander verbunden. Da

¹ Institut für Experimentalphysik

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 24098 Kiel

der Durchmesser der einzelnen Fasern lediglich 200µm beträgt, werden auf diese Art Meßfühler mit

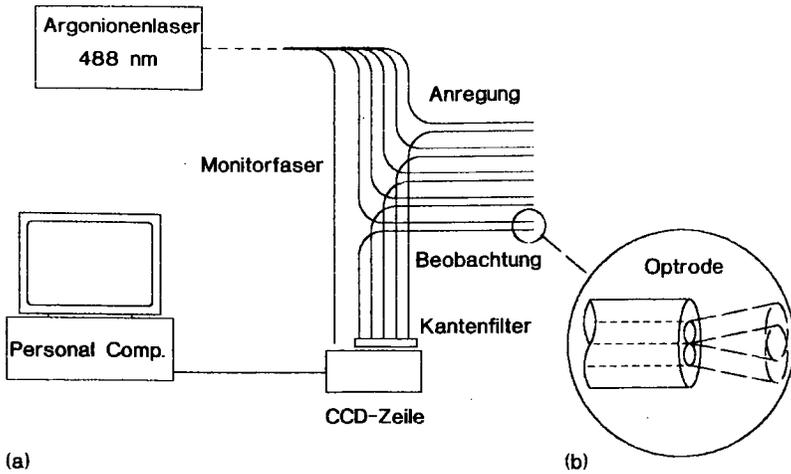


Abb. 1a: Schematischer Aufbau, 1b: Faseranordnung in der Optrode

einem Durchmesser von unter einem Millimeter konstruiert, die die Bodenstruktur nur geringfügig stören. Für die Detektion des Fluoreszenzlichtes wird eine CCD-Zeilenkamera verwendet, die durch einen geeigneten cut-off Filter vor Störungen des möglicherweise im Boden reflektierten Laserlichtes geschützt wird. Auf diesen Filter werden die fünf Beobachtungsfasern direkt montiert. Lläuft nun vor einer Optrode das mit dem Farbstoff eingefärbte Wasser vorbei, so wird durch den Laser ein Fluoreszenzsignal induziert und durch die Beobachtungsfaser zum Detektor übertragen. Die Auswertung dieser Lichtsignale erfolgt dann mit einem zur Steuerung der CCD-Zeile eingesetzten PC.

3.2. Farbstoffwahl

Die Auswahl eines geeigneten Farbstoffes ist im wesentlichen durch die Wellenlänge des verwendeten Ar^+ -Lasers und den Anforderungen, die die Bodenphysik stellt bestimmt. Hier würde der Farbstoff Fluoreszin gewählt, der sich mit einem Ar^+ -Laser sehr gut anregen läßt und seit langem in der Bodenkunde Verwendung findet. Allerdings ist der Einsatz von Fluoreszin nur beschränkt möglich, da dieser von Tonmineralen gebunden wird und außerdem eine starke pH-Wert Abhängigkeit zeigt. Zwar ist im basischen Bereich kein Einfluß feststellbar, in sauren Medien läßt die Fluoreszenzintensität jedoch erheblich nach. Bei den von uns gewählten Quarzsandsubstraten spielen diese Einflüsse jedoch keine Rolle. [5]

4. Versuchsdurchführung und Ergebnisse

Für alle Messungen wurde der von seinen physikalischen und chemischen Eigenschaften unkritische Quarzsand mit einer Körnung $<2mm$ verwendet. Dieser Sand wurde in Probenzylinder mit einem Durchmesser von 7,2cm und einer Höhe von 4cm bzw. 6cm aufgeschüttet und von der Unterseite mit Wasser gesättigt. Die Optroden liegen dabei waagrecht an den Positionen wie sie in Abb. 2

dargestellt sind. Die Fluoreszinlösung (4mg/100ml Wasser) wird punktuell über der Position der obersten Faser eingetropfelt, später wird von derselben Stelle die Probe mit Wasser durchgespült.

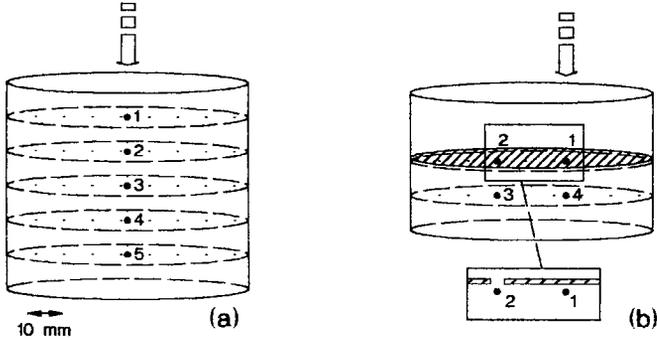


Abb. 2: Anordnung der Fasern in der Quarzsandprobe

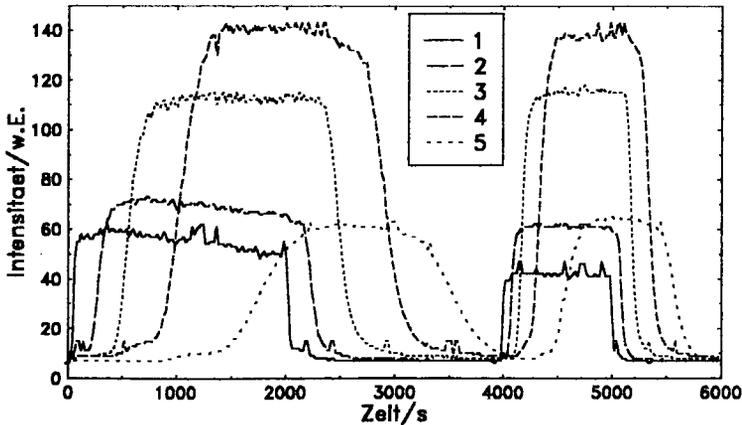


Abb. 3: Intensitätsverlauf für fünf Positionen bei unterschiedlicher Eingabegeschwindigkeit

In der Abb. 3 erkennt man nun den zeitlichen Verlauf der gemessenen Intensitäten bei einer Anordnung der Fasern wie in Abb. 2a. Dabei wurde Farbstoff bis 2000sec Wasser bis 4000sec (jeweils mit einer Eingabegeschwindigkeit von ca. 1.6ml/min) und direkt anschließend wieder Farbstoff bis 5000sec und Wasser bis 6000sec (jeweils mit einer Eingabegeschwindigkeit von ca. 3.75ml/min) auf den Sand gegeben. Die Kurven zeigen erwartungsgemäß das Eintreffen des Farbstoffes an den einzelnen Optroden entsprechend ihre Tiefe im Boden. Weiterhin ist jedoch zu erkennen, daß sich der Kurvenverlauf sowohl für die Tiefe als auch für die Eingabegeschwindigkeit charakteristisch verhält. Für langsame Eingabegeschwindigkeiten und tiefere Positionen ergeben sich dabei deutlich flachere Anstiege der Kurven als bei hoher Geschwindigkeit und höherer Position. In einem anderen Versuch sollte ein sehr einfaches Modell für eine Deponieabdichtung untersucht werden. Zu diesem Zweck

wurde wie in Abb. 2b eine licht- und wasserundurchlässige Plastikfolie in den Boden eingearbeitet. Oberhalb der Position 2 war diese Folie mit einem Loch von etwa 1mm durchbohrt. Die zugehörigen Kurven (Abb. 4) zeigen, daß sich der Farbstoff nicht nur weiter in die Tiefe, sondern auch sehr schnell unterhalb der Folie ausgebreitet hat, nachdem er durch das Loch hindurchgetreten war.

Als problematisch erweist es sich noch, von der Signalamplitude auf die entsprechende Konzentration des Farbstoffes in der Bodenprobe zu schließen. Gründe hierfür sind die individuellen Unterschiede wie Porengröße und Bodenfärbung, die die einzelnen Optroden an ihren Messpositionen vorfinden.

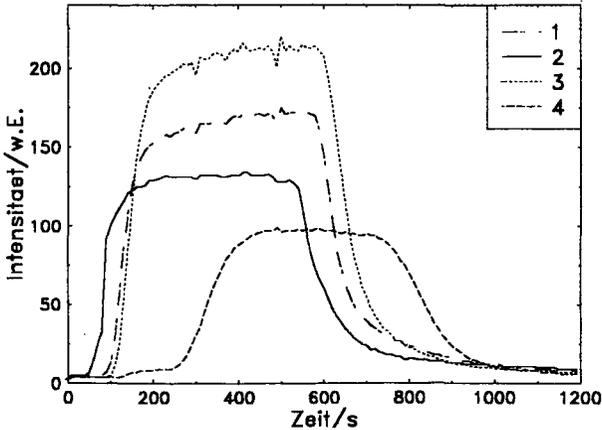


Abb. 4: Messung an einem einfachen Deponiemodell

5. Zusammenfassung und Ausblick

Mit dem hier vorgestellten System ist es möglich, ortsaufgelöste Durchbruchkurven innerhalb einer Bodenprobe aufzunehmen und somit einen Überblick über die zeitliche und räumliche Verteilung eines Farbstoffes im Boden zu erhalten.

Wenngleich der Einsatz bislang auf stark idealisierte Proben beschränkt blieb, besteht die gute Möglichkeit diese Verfahren auf weitere Bodenarten, die den Einsatz fluoreszierender Farbstoffe erlauben, auszudehnen.

Literatur:

- [1] H. Flüßler, R. Schulin, B. Buchter und K. Roth: "Modellierung des Stofftransportes im Boden". Methoden und Konzepte der Bodenphysik, Weiterbildungsseminar der DBG in Kandersteg vom 4.-7. April 1989, Teil B, 1-18 (1990).
- [2] S. Koch und H. Flüßler: "Solute transport in aggregated porous media: comparing model independent and dependent parameterestimation", accepted for publication for a special issue of "Water, air and soil pollution".
- [3] B. Barczewski and P. Marschall: "Development and application of a lightfibre fluorometer for tracer tests", Tracer Hydrology. Hötzl & Werner (eds) 33-39 (1992).
- [4] R. Benischke and A. Leitner: "Fiberoptic fluorescence sensors - An advanced concept for tracer hydrology", Tracer Hydrology. Hötzl & Werner (eds) 41-47 (1992).
- [5] P.L. Smart and I.M.S. Laidlaw: "An evaluation of some fluorescent dyes for water tracing", Water resources research, Vol. 13, No.1, 15-33 (1977).

In situ Messung von Durchbruchkurven mit TDR (Time Domain Reflectometry)

von

Koch, S.^{*}, M. Malicki^{**}, R. Walczak^{**} und H. Flühler^{*}

Fragestellung:

Unser Ziel ist die Messung von Durchbruchkurven während eines Säulenexperimentes unter ungesättigten Bedingungen und zwar nicht nur am Säulenauslaß sondern auch in verschiedenen Höhen in der Säule. Als Methode der Wahl bietet sich hier die TDR-Technik an, da mit ihr gleichzeitig Wassergehalt wie auch die Gesamtleitfähigkeit eines porösen Mediums gemessen werden kann. Als Problem stellt sich hier, daß diese Gesamtleitfähigkeit G nicht nur abhängig von der Salzkonzentration der Bodenlösung, sondern auch stark abhängig vom Wassergehalt ist. Es soll gezeigt werden, daß aus der Größe G dennoch ein wassergehaltsunabhängiger Parameter als Maß für die Salzkonzentration C bestimmt werden kann.

Material und Methoden:

Als Meßsystem wurde eine 2-Stab-Sonde mit der Länge $L = 53$ mm, Stabdurchmesser $d = 0.8$ mm und Stababstand $s = 4.5$ mm verwendet. Diese Sonde wurde an einen Tektronix Kabeltester, Modell 1502 B, angeschlossen. Bei diesem Modell kann direkt die Impedanz Z (= induktiver + kapazitiver + Ohmscher Widerstand) entlang des Signals abgelesen werden. Sie wurde im asymptotischen Ast des Signals abgelesen (Abb.1). Die Gesamtleitfähigkeit G ergibt sich aus dem Kehrwert der Impedanz normiert auf die Anfangsimpedanz des Signals. Der Wassergehalt θ wurde über die Dielektrizitätskonstante ϵ ebenfalls aus dem Signal ermittelt. Zur Eichung wurden KCl-Lösungen bekannter Leitfähigkeit im Konzentrationsbereich von 10^{-1} bis 10^{-4} n verwendet. Quarzsand wurde mit diesen Salzlösungen zu unterschiedlichen Wassergehalten befeuchtet und ϵ und Z gemessen.

Kalibrierung mit den Salzlösungen:

Abb.2 zeigt die aus den Impedanzmessungen bestimmte Gesamtleitfähigkeit G ($G = 1/(Z-Z_0)$) und die spezifischen Leitfähigkeiten σ der KCl-Lösungen. Die Daten liegen auf einer Geraden. Eine lineare Regression ergibt die Zellkonstante k (Geometriefaktor) der

^{*} ETH Zürich, ITÖ, Bodenphysik, Grabenstr. 3, CH - 8952 Schlieren

^{**} Polish Academy of Science, Institut of Agrophysics, ul. doswiadczalna 4, 20-280 Lublin, Polen

Abb.1: Meßsignal einer TDR-Sonde in feuchtem Quarzsand. Die Dielektrizitätszahl ϵ , die Anfangsimpedanz Z_0 und die Impedanz Z werden an den bezeichneten Stellen abgelesen.

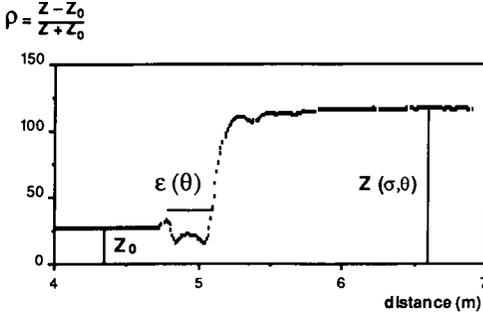


Abb.2: Bestimmung der Zellkonstante k mit Salzlösungen bekannter Leitfähigkeit.

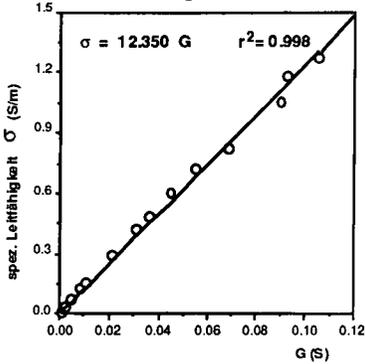
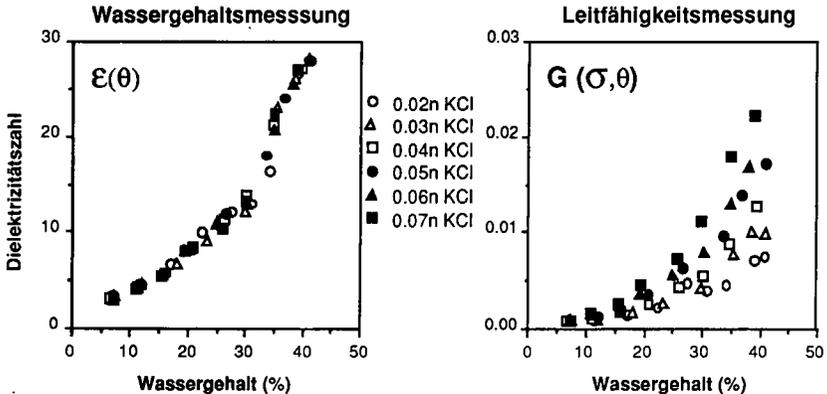


Abb.3: Messung von Wassergehalt und elektrischer Leitfähigkeit mit TDR



Sonde ($k = 12.350 \text{ m}^{-1}$). Zur Bestimmung der spezifischen (Gesamt)leitfähigkeit gilt also $\sigma = k G = k / (Z-Z_0)$.

Kalibrierung mit Quarzsand:

Abb. 3 zeigt die gemessenen Daten für den Wassergehalt und die Gesamtleitfähigkeit G. Die Wassergehaltsmessung bleibt unbeeinflusst von der Salzkonzentration. Die Leitfähigkeitsmessung ist jedoch stark abhängig vom Wassergehalt. Abb. 4 zeigt dieselben Datenpunkte der Leitfähigkeitsmessung jetzt aber gegen die Dielektrizitätszahl ϵ aufgetragen. Für die unterschiedlichen Salzkonzentrationen ergeben sich mit linearer Regression unterschiedliche Geradensteigungen. Der Quotient G/ϵ scheint ein wassergehaltsunabhängiger Parameter für die Salzkonzentration der Bodenlösung zu sein. Dies zeigt Abb.5a. Hier wurden die aus der linearen Regression ermittelten Steigungen gegen die spez. Leitfähigkeit der zur Mischung des Quarzsandes verwendeten KCl-Lösungen aufgetragen. Mit dieser Eichgeraden kann aus dem Quotienten G/ϵ auf die spez. Leitfähigkeit der Bodenlösung und damit auf deren Salzkonzentration geschlossen werden. Eine Einschränkung zeigt Abb.5b. Hier wurden für alle Datenpunkte der Quotient G/ϵ gegen die Dielektrizitätszahl ϵ aufgetragen. Er ist nur für $\epsilon > 12$ unabhängig vom Wassergehalt.

Messung von Durchbruchskurven

Abb.6 zeigt 4 Durchbruchskurven für ein ungesättigtes Säulenexperiment. Vier TDR-Sonden wurden in unterschiedlichen Höhen in eine mit Quarzsand gefüllte Säule eingebaut. Als Tracer wurde eine 2n KCl-Lösung verwendet, der als Puls auf die Säule aufgegeben wurde. Sie wurde mit konstantem Fluß beregnet. Die Durchbruchskurven wurden über die Impedanzmessung mit TDR ermittelt. Die Massenbilanz (Flächen unter den 4 Kurven) erscheint nicht perfekt. Nur für unterste Sonde war $\epsilon > 12$!

Schlußfolgerungen

- 1) Messung der elektrischen Leitfähigkeit mit TDR ist möglich.
- 2) Für poröse Medien kann die Größe G/ϵ als wassergehaltsunabhängiger Parameter für die Salzkonzentration der wässrigen Phase verwendet werden.
- 3) In situ Messung von Durchbruchskurven in einem Säulenexperiment ist möglich.

Probleme können auftreten bei der Massenbilanz, da 2) nur uneingeschränkt gültig für $\epsilon > 12$ bzw. $\theta > 22\%$. Die zeitliche Auflösung der Messung muß genügend groß sein. Besonders bei ungesättigten Säulenversuchen mit ungestörten strukturierten Böden ist das Meßvolumen der Sonde zu klein, um den Durchbruch des Pulses zu erfassen.

Abb.4: Die Steigung der Geraden ist ein wassergehaltsunabhängiges Maß für die Salzkonzentration.

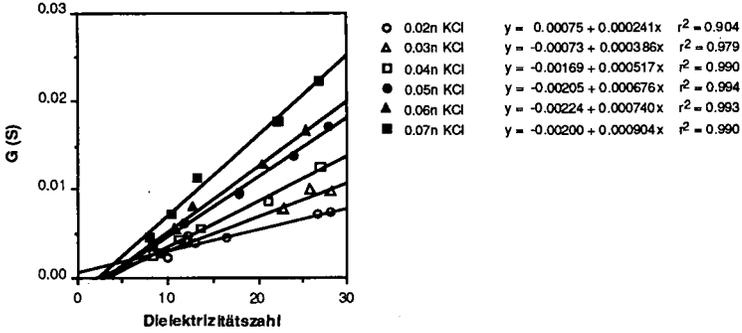


Abb.5

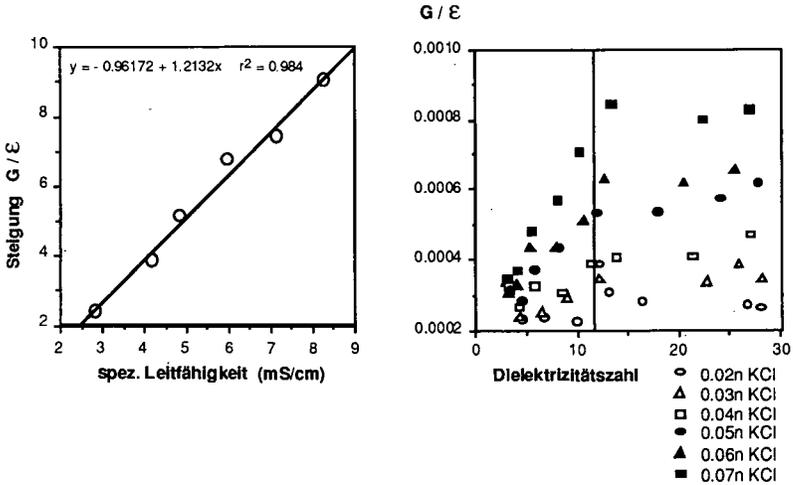
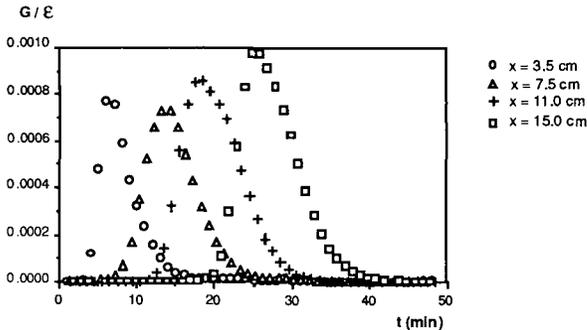


Abb.6: Messung von Durchbruchkurven



Eigenschaften der Humuskörper von Ackerböden unterschiedlicher Nutzung unter Berücksichtigung der Bodenvariabilität

von

Köbbemann, C. und L. Beyer

Einleitung

Ackerbaulich genutzte Böden des jungpleistozänen östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins sind durch Wassererosion an den Kuppen und Oberhängen sowie Kolluvierung an Unterhängen und Senken gekennzeichnet. Diese Stoffumlagerung führt zur Entwicklung typischer Bodengesellschaften mit humusarmen Parabraunerden und mächtigen Kolluvien. Die Auswirkungen der Erosion sowie unterschiedlicher Bearbeitungs- und Düngungsintensitäten auf die Humusquantität und -qualität soll aufgezeigt werden.

Methoden

Der ackerbaulich genutzte, 3,5 ha messende Ausschnitt eines jungpleistozänen Moränenrückens einer Teilfläche des Universitätsversuchsgutes Hohenschulen (15 km W Kiels) mit teilerodierten lehmigen Parabraunerden und lehmig-sandigen Pseudogley-Kolluvisolen wurde entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1982) im Raster 3 x 12 Meter kartiert. Die Humuskörper ausgewählter Parzellen unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Pflug - pfluglos) und Stickstoffdüngung (0 kg N; 80 kg min N, 80 kg Gülle N; 160 kg min N; 80 kg min N + 80 kg Gülle N) wurden mittels Naßchemie (SCHLICHTING und BLUME, 1966; BEYER, 1993), CPMAS-13C-NMR (FRÜND u. LÜDEMANN, 1990) und Py-FIMS (SCHULTEN, 1991) untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die Topographie des Versuchsfeldes zeigte im Süden einen Rücken und fällt bei 5 % Gefälle und 8.5 m Höhenunterschied nach Nordost bis Nordwest ein. Hier fanden sich die humusreichen Senken von lehmig-sandigen Braunerde-Kolluvisolen, Kolluvisolen,

Pseudogley-Kolluvisolen, Gley-Kolluvisolen sowie Pseudogleyen. Der Rücken wurde von geköpften lehmigen Parabraunerden, Pseudogleyen, Parabraunerde-Pseudogleyen sowie von sandigen Braunerden eingenommen.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff schwankten zwischen 9 mg/g in den Ap-Horizonten der Parabraunerden und fast 17 mg/g in den MAP-Horizonten der Kolluvisole KÖBBEMANN et al., 1992).

Die Ergebnisse der naßchemischen Humusanalysen zeigten hinsichtlich des Chemismus der organischen Bodensubstanz lediglich geringe Unterschiede. Dagegen wiesen die Kolluvisole deutlich höhere Mengen an relativ abbauresistenten Streustoffen (Lignin) sowie Huminsäuren und Humine auf (Abbildung 1). Dies ist sowohl auf den höheren Kohlenstoffgehalt als auch die mächtigere Krume der Kolluvisole zurückzuführen. Von der CPMAS-13-C-NMR wurden diese Befunde bestätigt. Die aufgenommenen Spektren (Abbildung 2) wiesen ebenfalls nur geringfügige Unterschiede im Bereich von 40 bis 50 ppm und 100 bis 120 ppm auf.

Der Aufbau der Py-FIMS-Spektren war ebenfalls bei allen Proben ähnlich. Lediglich die zweite Tiefe in den Kolluvien zeigte intensivere Signale von Lignindimeren, Lipiden und Sterolen, die möglicherweise für die organische Substanz der Kolluvisole charakteristisch sind (Abbildung 3).

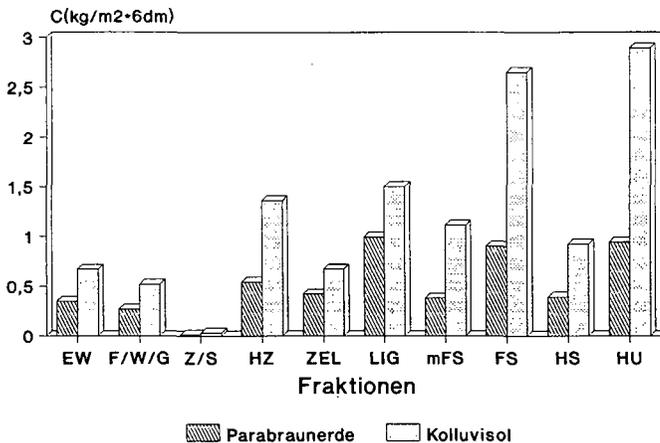


Abbildung 1: Volumenbezogene Streu- und Huminstoffgruppen der oberen 6 dm einer Parabraunerde (L) und eines Kolluvisols (K) unter Ackernutzung. EW=Eiweiß; F/W/G= Fette, Wachse, Gerbstoffe; Z/S= Zucker, Stärke; HZ= Hemizellulose; ZEL= Zellulose; LIG= Lignin; mFS= mobile Fulvosäuren; FS= Fulvosäuren; HS= Huminsäuren; HU= Humine.

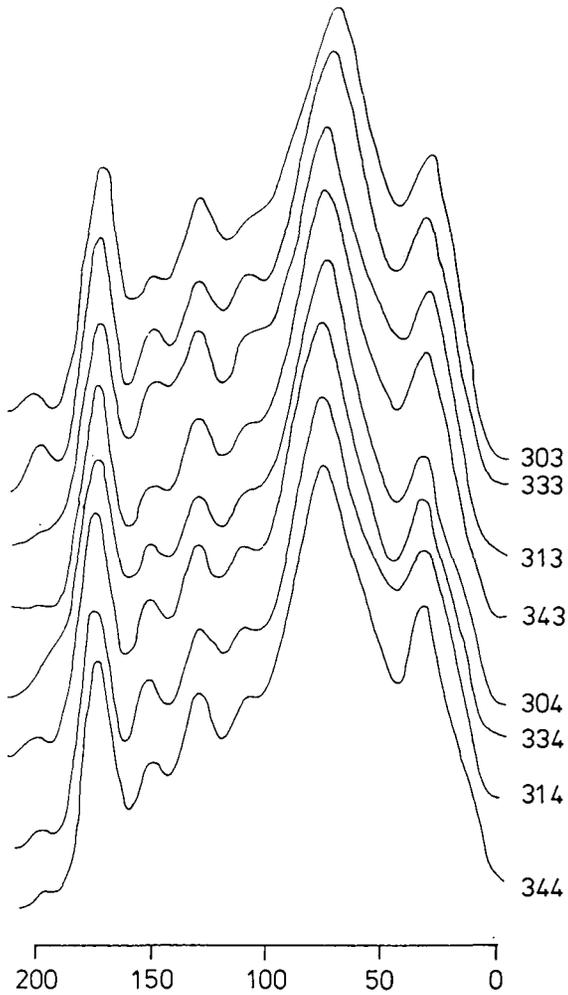


Abbildung 2: CPMAS-13C-NMR-Spektren einer Parabraunerde und eines Kolluisols unter Ackernutzung.

303 / 333 L / K 0 - 10 cm, gepflügt

313 / 343 L / K 10 - 30 cm, gepflügt

304 / 334 L / K 0 - 10 cm, pfluglos

314 / 344 L / K 10 - 30 cm, pfluglos

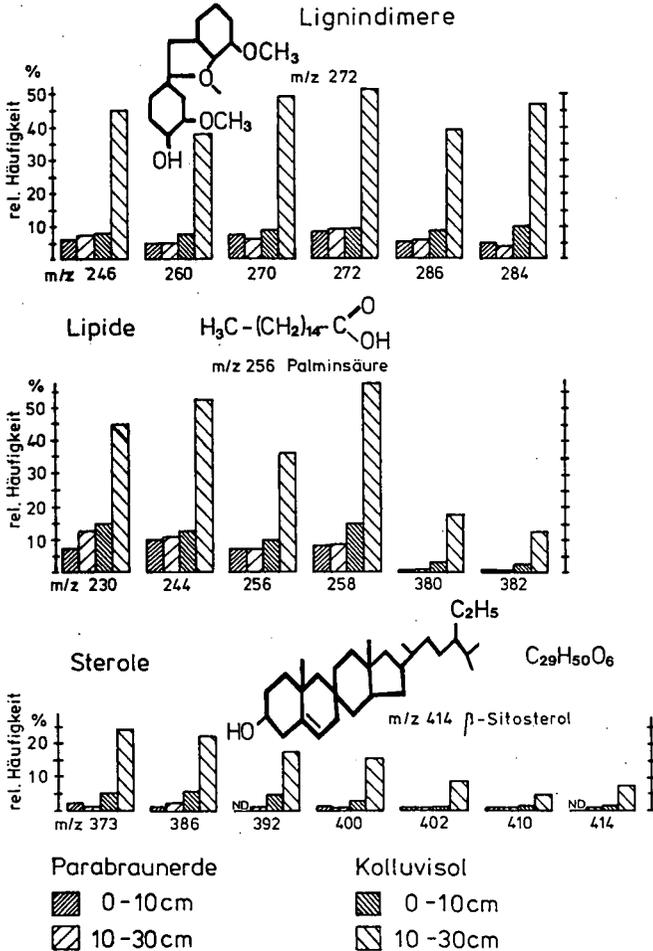


Abbildung 3: Relative Häufigkeiten der Py-FIMS-Massensignale einer Parabraunerde und eines Kolluvisols.

Literatur

AG BODENKUNDE (1982), Verlag Schweizerbart. BEYER, L. (1993), Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 71, 191-198. FRÜND, R u. D. LÜDEMANN (1989), Sci. Total Environ. 81/82, 157-168. KÖBBEMANN, C., H.-P. BLUME, D. ELSNER, M. JACOBSEN u. L. BEYER (1992), VDLUFA Schriftenreihe 35, 119-122. SCHLICHTING, E. u. H.-P. BLUME (1966), Parey, Hamburg, 209 ff.

Kalibrierung des Simulationsmodelles EPIC auf dem Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel"

Von

Krämer, F.^{*}, B.E. Allison^{*}, A. Leucht^{*} und M. Kleber^{**}

Einleitung

Das Simulationsmodell EPIC (Erosion Productivity Impact Calculator) ist für unterschiedliche Klimata, Böden und Feldfrüchte anwendbar. Es wurde in den USA entwickelt, um die langfristigen Auswirkungen verschiedener pflanzenbaulicher Bewirtschaftungsformen auf die Bodenressourcen zu simulieren. Ziel dieser Arbeit ist die Kalibrierung des Simulationsmodelles EPIC auf dem "Standort Naturmeßfeld Horkheimer Insel" bei Heilbronn. Schwerpunkte der Kalibration liegen auf den Unterprogrammen Bodenwassergehalt, Stickstoffdynamik und Pflanzenwachstum in den Kulturen Mais und Winterweizen.

Material und Methoden

A) Modellstruktur: Epic simuliert mit leicht verfügbaren Eingabedaten unter Berücksichtigung verschiedener Bewirtschaftungssysteme Pflanzenwachstum, Wasserhaushalt und Nährstoffhaushalt (N, P).

Die vom Modell berücksichtigten, unterschiedlichen Bewirtschaftungsmöglichkeiten wie Bewässerung, Drainage, Düngung, Pestizideinsatz, Bodenbearbeitung und Ernterückstände bieten wichtige Entscheidungshilfen um optimale Managementstrategien zu entwickeln zumal diese auch ökonomisch bewertet werden. Eine detailliertere Darstellung ist in der Modelldokumentation (Williams et al., 1990a) ersichtlich.

Für die Simulationsläufe wurden, von einer automatisch registrierenden Wetterstation, Tagesdaten der Globalstrahlung, der Lufttemperatur und der Niederschlagshöhe verwendet. Die vom Modell benötigten bodenspezifischen Eingabeparameter wie Bodenalbedo, Wassergehalte bei Sättigung, Feldkapazität und

* Inst. für Pflanzenproduktion in den Tropen und Subtropen der Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

** Inst. für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Welkepunkt oder Trockenraumdichten und Korngrößen wurden im Labor bestimmt bzw. aus dem Handbuch für das Modell CERES-Maize (Jones und Kiniry, 1986; S. 41-43) ermittelt. Pflanzenspezifische Eingabedaten, z.B. Parameter für die Umwandlung von Sonnenenergie in Biomasse, Harvest index oder Optimum- bzw. Minimumtemperatur für das Pflanzenwachstum wurden aus dem EPIC User Manual (Williams et al., 1990b) entnommen.

B) Meßwerte: Die Kalibration des Modelles erfolgte mit gemessenen Werten der Biomassen, der Blattflächen, der Kornerträge, der Bodenwassergehalte, der Bodennitratgehalte und der Stickstoffgehalte der Pflanzen. Die Messungen wurden in den Jahren 1988 bis 1991 auf dem Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel" bei Heilbronn mit zwei Bewirtschaftungsweisen der Fruchtfolge Mais - Winterweizen durchgeführt. Wichtigste Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen sind die Menge der Stickstoffdüngung, die Art und Menge der Pestizidapplikation und die Intensität der Bodenbearbeitung.

Ergebnisse und Diskussion

Die Biomasse- und Kornerträge bei konventioneller Bewirtschaftungsweise sind für Mais und Winterweizen in den Jahren 1988 bis 1991 in Abbildung 1 zusammengefaßt. Im Anfangsjahr 1988 wurde der Kornertrag um ca. 20% und die Biomasse um ca. 15% unterschätzt. In den Jahren 1989 bis 1991 lagen die Differenzen für die Kornerträge unter 8% und für die Biomassen zwischen 3% und 13%.

Die Bodenwassergehalte der konventionellen Parzelle wurden sowohl im Verlauf als auch in der Höhe sehr gut simuliert (Abb. 2). Das Modell kann die Aufteilung des Niederschlags in Evapotranspiration und Versickerung ebenfalls gut abschätzen.

Abbildung 3 zeigt den Verlauf der simulierten N_{\min} Gehalte mit den gemessenen Werten auf der konventionellen Parzelle im Jahr 1991. Der Anstieg der simulierten Werte am Tag 69, 109 und 145 beruhen auf den, an diesen Tagen erfolgten Düngergaben von 80 kg, 60 kg und nochmals 60 kg N ha⁻¹. Der erneute Anstieg ab dem Tag 200 ist auf die Ernte und der anschließend durchgeführten Bodenbearbeitung zurückzuführen. Die Differenzen zwischen den gemessenen und simulierten Werten werden bezüglich der Stickstoffauswaschung und der Pflanzenstickstoffaufnahme noch genauer analysiert.

In den Abbildungen 1 bis 3 wurden den von EPIC simulierten Ergebnissen die gemessenen Werte gegenübergestellt. Abbildung 4 zeigt den Effekt der jeweiligen Bewirtschaftungsweise auf den Verlauf der simulierten N_{\min} Gehalte unter Weizen

1991. Die Werte der umweltschonend bewirtschafteten Parzelle lagen deutlich niedriger. Hier zeigt sich, daß EPIC auf unterschiedliche Bewirtschaftung reagiert und als Hilfe für Managemententscheidungen angewendet werden kann.

□ Ertrag simuliert ■ Ertrag gemessen ▨ Biomasse simuliert ▩ Biomasse gemessen

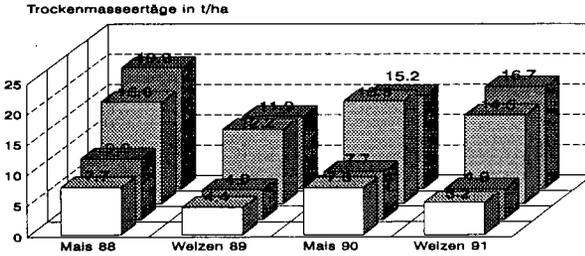


Abb. 1: Gegenüberstellung der gemessenen und der simulierten Korn- und Biomasseerträge bei konventioneller Bewirtschaftungsweise.

+ gemessen ▨ simuliert

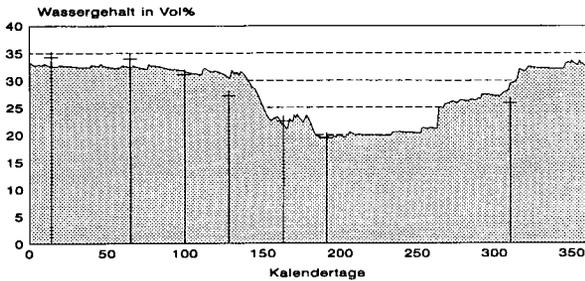


Abb. 2: Vergleich der gemessenen und simulierten Bodenwassergehalte unter konventionell bewirtschaftetem Weizen 1991.

+ gemessen ▨ simuliert

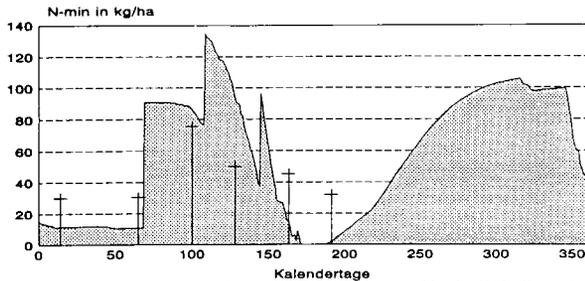


Abb. 3: Vergleich simulierter und gemessener N-min Gehalte unter konventionell bewirtschaftetem Winterweizen 1991.

-- umweltschonend — konventionell

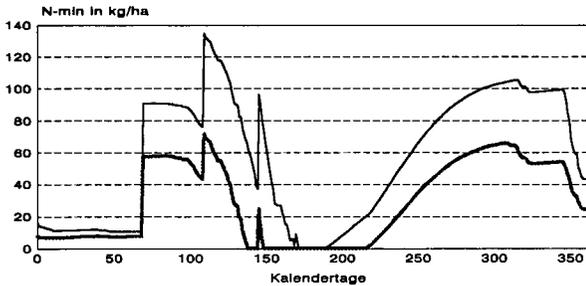


Abb. 4: Vergleich der simulierten N-min Gehalte unter Weizen 1991.

Zusammenfassung

Die Kalibration des Simulationsmodelles EPIC zeigt für den Standort "Naturmeßfeld Horkheimer Insel" gute Ergebnisse für die Simulation der Biomasse, der Kornerträge und der Bodenwassergehalte.

Da EPIC unterschiedliche Böden, Kulturen und Bewirtschaftungsformen berücksichtigt und mit einem Wettergenerator Langzeitsimulationen möglich sind, kann EPIC als wertvolles Werkzeug zur Unterstützung vorausschauender Umweltplanung angesehen werden.

Literatur

JONES, C.A., KINIRY, J.R. (eds.), 1986. CERES-Maize. A simulation Model of Maize Growth and Development. Texas A&M University Press, College Station.

WILLIAMS, J.R., JONES, C.A., DYKE, P.T., 1990a. The EPIC Model. Chapter 2, pp. 3-92. In: A.N. Sharpley and J.R. Williams (eds.) EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. USDA Tech. Bull. No. 1768. 235pp.

WILLIAMS, J.R., DYKE, P.T., FUCHS, W.W., BENSON, V.W., RICE, O.W., TAYLOR, E.D., 1990b. EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 2. User Manual. A.N. Sharpley and J.R. Williams (eds.). USDA Tech. Bull. No. 1768. 127pp.

Verschiedene Ungleichgewichtsansätze zur Beschreibung des Transportes reaktiver Stoffe in Böden

von

Lennartz, B., J. Rambow und P. Widmoser

1. Einleitung

Die Verlagerung gelöster Stoffe in Böden wird vor allem unter wasserteilgesättigten Bedingungen durch ein **transportbedingtes** Ungleichgewicht beeinflusst. Dieses physikalische Ungleichgewicht wird durch die unterschiedliche Mobilität verschiedener Wasserregionen und einem unvollständigen Stoffaustausch zwischen diesen Bereichen bedingt. Der **PNE-Modellansatz** (Physical Non Equilibrium) trägt diesem Phänomen durch die Gliederung des Bodenwassers in eine mobile und eine immobile Phase und einem Ratentransferkoeffizienten zur Beschreibung des Stoffaustausches Rechnung.

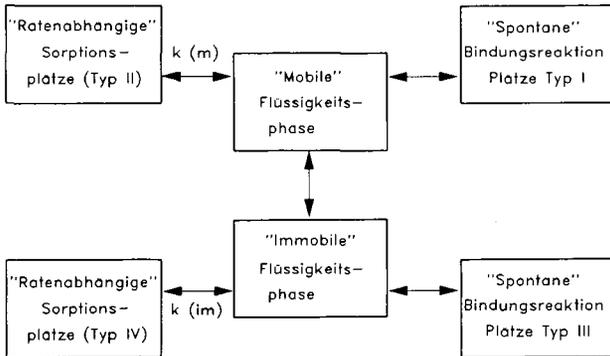


Abbildung 1: Konzept des MPNE-Modells [Brusseau et al., 1989]

Das Verlagerungsverhalten reaktiver Chemikalien, wie z.B. von Herbiziden, ist zusätzlich durch ein **sorptionsbedingtes** Ungleichgewicht gekennzeichnet. Dieses besteht in einer Stoffverteilung zwischen Bodenlösung und Adsorbent, die nicht zu jedem Zeitpunkt genau einem linearen Verteilungskoeffizienten entspricht. Das Ungleichgewicht wird im **SNE-Modellansatz** (Sorption Non Equilibrium) durch die Teilung der Sorptionsplätze in einen Anteil mit spontaner Sorptionsreaktion (entsprechend einem linearen Verteilungskoeffizienten) und einen Anteil mit ratenabhängiger Reaktion, berücksichtigt. Sowohl transport- als auch sorptionsbedingtes Ungleichgewicht lassen sich mit dem Zwei-Orte- / Zwei-Regionen-Modell [Parker u. van Genuchten, 1984; van Genuchten u. Wagenet, 1989] untersuchen.

Die Kombination beider Prozesse erfolgt im **MPNE-Modell** (Multi Process Non Equilibrium) [Brusseau *et al.*, 1989]. In diesem Modellansatz können zwei flüssige (mobil - immobil) und vier feste Phasen unterschieden werden. Eine Adsorption an die Plätze Typ 4 (Abb. 1) unterliegt also zwei nacheinander ablaufenden ratenabhängigen Prozessen. Zunächst erfolgt der Transfer von der mobilen in die immobile Wasserphase, wo sich der ratenabhängige Sorptionsprozess anschließt.

In der vorliegenden Arbeit wurden die verschiedenen Ungleichgewichtsansätze auf ihre Eignung hin überprüft, das Verlagerungsverhalten herbizider Wirkstoffe zu erfassen. Mit allen drei Ansätzen sollte die Atrazinaustragskurve eines ungesättigten Säulenversuches beschrieben werden. Im Vordergrund stand eine unabhängige Modellparameterbestimmung.

2. Material und Methoden

Die Modelluntersuchungen erfolgte an Atrazinkonzentrationsverläufen aus wassergesättigten und -ungesättigten Säulenversuchen (stationäre Fließbedingungen). Der Versuchsaufbau ist ausführlich bei *Rambow und Lennartz* [1993] beschrieben.

In den vorgestellten Versuchen wurde auf 2 mm abgeseibtes Bodenmaterial des B-Horizontes eines Eisen-Humus-Podsols aus Norddeutschland verwendet. Das Herbizid Atrazin und - als Indikator des Wasserflusses - Kaliumbromid wurden impulsförmig auf die Bodenoberfläche appliziert (für eine ausführliche Versuchsbeschreibung siehe *Lennartz* 1992).

Modellparameterbestimmung

Zur Beschreibung der Atrazindurchbruchskurve eines ungesättigten Verlagerungsversuches mit dem PNE-Modell wurden die Parameter anhand des korrespondierenden Bromidverlaufes bestimmt. Durch die Modellanpassung an den Bromiddurchbruchskurve konnten die Größen Dispersionskoeffizient (Pecletzahl) und der prozentuale Anteil der mobilen bzw. immobil Wasserregion direkt festgelegt werden. Der Transferkoeffizient ist entsprechend der unterschiedlichen Diffusionskoeffizienten der beiden Stoffe Bromid und Atrazin in freiem Wasser zu korrigieren. Der Retardationsfaktor konnte über einen unabhängig durchgeführten Adsorptionsversuch ermittelt werden ($K_D = 1.71$ l/kg).

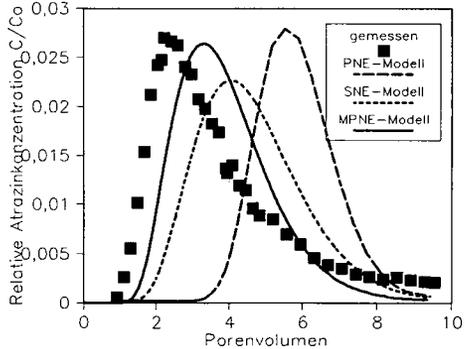
Die Größen für das SNE-Modell wurden unter Verwendung einer Atrazindurchbruchskurve eines wassergesättigten Transportversuches (gleiches Bodenmaterial, ähnliche Porenwassergeschwindigkeit) festgelegt. In diesem wassergesättigten Versuch ergab die Auswertung der Bromiddurchbruchskurve, daß kein transportbedingtes Ungleichgewicht vorlag, so daß der Verlauf der Atrazinkonzentration zur Bestimmung der Parameter Retardationsfaktor, Anteil der Sorptionsplätze mit spontaner Adsorptionsreaktion und Adsorptionsrate heran gezogen werden konnte (Parameteroptimierung). Alle optimierten Größen konnten unter Berücksichtigung der Wassererhältnisse auf den ungesättigten Transportversuch übertragen werden.

Im MPNE-Modell findet eine Kombination beider Prozesse statt, so daß alle zuvor bestimmten Parameter für den Simulationslauf zum Einsatz kamen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Alle drei unabhängig berechneten Durchbruchkurven sind gemeinsam mit den gemessenen Konzentrationswerten in Abb. 2 aufgetragen.

Abbildung 2: Verlauf der gemessenen Atrazinkonzentration im Perkolat einer 15 cm langen Bodensäule sowie die mit drei unterschiedlichen Ungleichgewichtsansätzen berechneten Konzentrationsverläufe (Bodenmaterial des B-Horizontes, Porenwassergeschwindigkeit = 8.5 cm/d, Wassergehalt = 31.4 Vol%)



Als Maß für die Güte der Übereinstimmung von gemessenen (c_m) und berechneten (c_s) Konzentrationen wurde die Summe der Abweichungsquadrate entsprechend folgender Gleichung berechnet:

$$\chi^2 = \frac{1}{n} \sum \left(\frac{(c_m - c_s)^2}{c_s} \right)$$

mit n , Anzahl der betrachteten Werte.

Für das dargestellte Beispiel beträgt χ^2 0.26 für das PNE- 0.08 für das SNE- und 0.01 für das MPNE-Modell.

Die mit dem PNE-Modell berechnete Durchbruchkurve kann die Meßwerte nur sehr ungenügend wiedergeben. Die Lage der Maximalkonzentrationen differieren um mehr als drei Porenvolumina. Die Ursache für diese Differenz liegt in dem unabhängig bestimmten Adsorptionskoeffizienten, der mit einem Wert von 1.71 l/kg die Sorptionsverhältnisse während der Transportsituation nur unzureichend erfaßt.

Der geringere Retardationsfaktor ($K_D = 1.06$), der bei der Simulation mit dem SNE-Modellansatz Verwendung fand (aus gesättigtem Verlagerungsversuch), führt zu einer besseren Übereinstimmung von gemessenen und berechneten Werten. Die beste Anpassung ließ sich aber mit der MPNE-Modellsimulation erzielen. Offensichtlich ist die Betrachtung nur eines ratenabhängigen Prozesses nicht ausreichend, um die Verlagerung reaktiver Chemikalien in Böden unter wasserteiligesättigten Bedingungen zu erfassen. Die Bedeutung transportbedingter Ungleichgewichte wird zumindestens bei stationären Fließverhältnissen mit zunehmenden Sorptionsniveau an Bedeutung verlieren. Für schwach sorbierende Substrate aber sollte der immobile Wasseranteile nicht unberücksichtigt bleiben.

Auch die MPNE-Modellsimulation (Abb. 2) stellt keine optimale Anpassung an die gemessenen Konzentrationen dar. Die vorliegenden Abweichungen müssen als Ausdruck individueller Sorptionverhältnisse für jeden Versuch (bei gleichem Boden) gewertet werden. Je nach Wasser- und Fließverhältnissen wird eine unterschiedliche Verteilung der verschiedenen Sorptionsplätze (spontane- bzw. ratenabhängige Reaktion) vorliegen, so daß bei unabhängigen Modellsimulationen mit Abweichungen zu rechnen ist.

4. Literatur

- Brusseau, M. L., R. E. Jessup, and P. S. C. Rao, Modeling the transport of solutes influenced by multiprocess nonequilibrium, *Water Resour. Res.*, 25, 1971-1988, 1989.
- Lennartz, B., Verlagerungsverhalten ausgewählter Pflanzenbehandlungsmittel in wassergesättigten und -ungesättigten Böden, Schriftenreihe des Instituts für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der Universität Kiel, Heft 18, 1992.
- Parker, J. C., and M. Th. van Genuchten, Determining transport parameters from laboratory and field tracer experiments, *Bulletin 84-3*, Virginia Agric. Exp. Station, Blacksburg, VA, 91 p., 1984.
- Rambow, J., and B. Lennartz, Laboratory Method for studying pesticide dissipation in the vadose zone, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, in press, 1993.
- van Genuchten, M. Th., and R. J. Wagenet, Two-site/two-region models for pesticide transport and degradation: Theoretical development and analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 1303-1310, 1989.

**Wasserhaushaltsuntersuchungen mit dem TDR in
Kleinlysometern Möglichkeiten und Grenzen**

VON

Mahr, A.¹ und R. Horn²

Das Problem

Verglichen mit der Bedeutung der Auflagehorizonte für ökologische Prozeßstudien sind jedoch sehr wenige Informationen über deren grundlegende Kenngrößen des Wasserhaushaltes (pF/WG-Kurve, Wasserleitfähigkeits/Wasserspannungs-Beziehung) verfügbar. Dies liegt an der Streubreite der zu messenden Wassergehalte bzw. Wasserspannungen, an den Anforderungen an die schichtweise räumliche Auflösung der Sensoren, und an der kleinräumlichen Substratvariabilität.

Time Domain Reflectometry - die Lösung?

Seit einigen Jahren findet mit der Time Domain Reflectometry (TDR) eine Technik Eingang in die bodenphysikalische Forschung, deren Meßprinzip diese methodischen Schwierigkeiten umgehen kann. Diese Methode bietet folgende Vorteile:

- die Anwendbarkeit ohne individuelle Standortkalibrierung sowohl in mineralischen wie auch in organischen Horizonten über das gesamte Spektrum möglicher Bodenwassergehalte,
- die individuelle Festlegung des Meßvolumens über Geometrie der Bodensonden (innerhalb technischer Grenzen),
- die sehr hohe Meßgenauigkeit und zeitliche Auflösung,
- die Möglichkeit zur vollständigen Automatisierung des Meßablaufes (TOPP et al. 1980, 1982a, 1982b; TOPP u. DAVIS 1985; ZEGELIN et al. 1989; BAKER u. ALLMARAS 1990; HEIMOVAARA u. BOUTEN 1990).

Erfahrungen mit der TDR-Technik

Für Labor- und Geländestudien zum Wasserhaushalt organischer Auflagehorizonte wurde eine TDR - Meßanlage entwickelt. Die Meßanlage und der Versuchsaufbau wurden bereits ausführlich beschrieben (MAHR und HORN 1991).

1. Methodische Möglichkeiten

- geeignete Computerprogramme zur automatisierten Auswertung der Meßkurven des TDR - Kabeltesters,
- hochauflösende Betrachtung des Entwässerungsverhaltens,
- Erstellung von pF/WG-Beziehungen, z.B. für einen Hochmoor-Schwarztorf (Abb. 1).

¹Bayreuther Institut f. Terrestrische Ökosystemforschung, Bayreuth

²Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Kiel

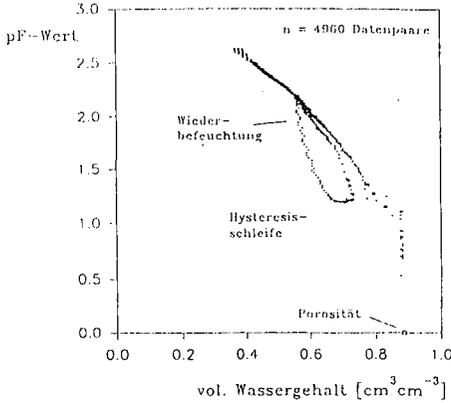


Abb. 1: pF/WG - Beziehung eines Hochmoor - Schwarztorfes.

2. Verwendung empirischer Universal - Kalibrierbeziehungen

Für strukturierte, skeletthaltige oder dicht durchwurzelte Horizonte in ungestörter Lagerung stimmen die beschriebenen Kurven (TOPP et al. und C. ROTH et al.) bei Mineralböden, Auflagehorizonten und Mooren nicht mit den Kontrollwerten überein (Abb. 2).

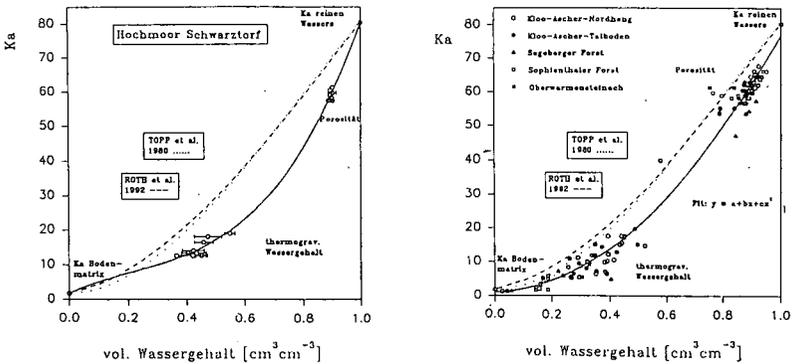


Abb. 2: Kalibrierbeziehungen zwischen KA und dem volumetrischen Wassergehalt: universell nach TOPP et al. (1980) und C. ROTH et al. (1992) und Kurvenanpassung für die Meßdaten.

3. Kontrolle der TDR - Messungen durch Stechzylinderproben

Abb. 3 zeigt die Abweichungen der TDR - Messungen von den Kontrollwerten am Anfang und Ende der Messung. Während die Startwassergehalte annähernd der Porosität entsprechen, liegen die

Restwassergehalte der TDR - Messung deutlich niedriger als die analogen Stechringwassergehalte.

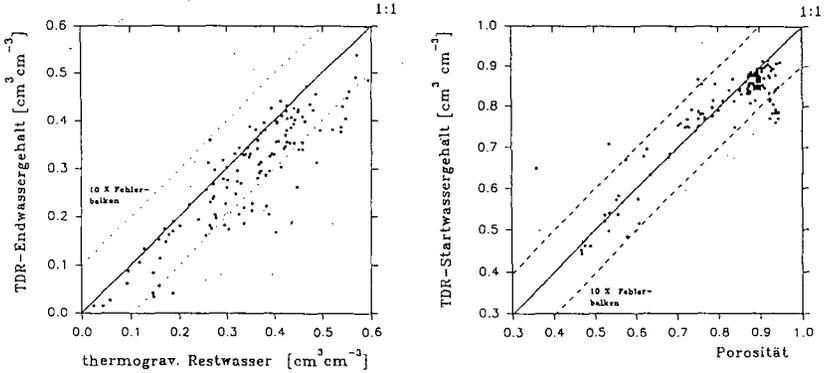


Abb. 3: a) Vergleich der thermogravimetrischen Restwassergehalte mit den analogen TDR - Messungen. b) Vergleich der errechneten Porosität mit den TDR - Startwassergehalten.

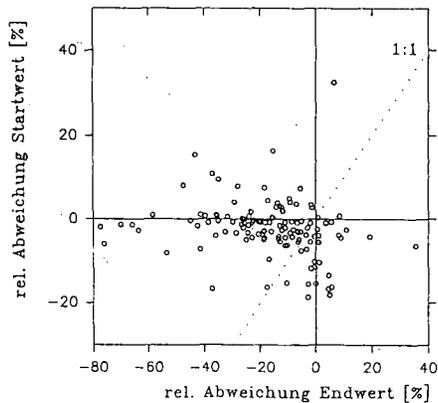


Abb. 4: Gegenüberstellung der Abweichungen von TDR - Messung und jeweiligem Kontrollwert am Meßbeginn und am Meßende.

Die Betrachtung der relativen Standardabweichung für die Porosität aus TDR-Messung und Wägung ergab, daß speziell bei organischen Materialien extreme substratabhängige Abweichungen auftreten. Durch die Gegenüberstellung der Fehler am Meßbeginn und Meßende ist auszuschließen, daß es sich um reine systematische Meßfehler handelt (Abb. 4).

Die Methode der Time - Domain Reflectometry bietet den Vorteil der permanenten automatisierten Beobachtung im Hinblick auf die Wassergehaltsmessung mit sehr hoher zeitlicher Auflösung. Die eigenen Erfahrungen zeigen jedoch, daß eine standortspezifische Kalibrierkurve erforderlich ist.

Literatur

- BAKER, J.M. and R.R. ALLMARAS 1990: System for automating and multiplexing soil moisture measurement by Time Domain Reflectometry. Soil Sci. Soc. Am. J. 54, 1-6.
- HEIMOVAARA, T.J. and W. BOUTEN 1990: A computer - controlled 36 - channel Time Domain Reflectometry system for monitoring soil water contents. Water Resources Research 26, 2311-2316.
- MAHR, A. und R. HORN 1991: Erfassung von Wasserhaushaltsparametern organischer Bodenhorizonte unter Verwendung der Time Domain Reflectometry (TDR). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66 I, 173-176
- ROTH, C.H., M.A. MALICKI and R. PLAGGE 1992: Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and volumetric water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. J. Soil Sci. 43, 1-13.
- ROTH, K., R. SCHULIN, H. FLÜHLER, and W. ATTINGER 1990: Calibration of Time Domain Reflectometry for water content measurement using a composite dielectric approach. Water Resources Research 26, 2267-2273.
- TOPP, G.C. and J.L. DAVIS 1985: Measurements of soil water content using Time Domain Reflectometry (TDR): A field evaluation. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 19-24.
- TOPP, G.C., J.L. DAVIS and A.P. ANNAN 1980: Electromagnetic determination of soil water content: Measurements in coaxial transmission lines. Water Resources Research 16, 574-582.
- TOPP, G.C., J.L. DAVIS and A.P. ANNAN 1982a: Electromagnetic determination of soil water content using TDR: I. Applications to wetting fronts and steep gradients. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 672-678.
- TOPP, G.C., J.L. DAVIS and A.P. ANNAN 1982b: Electromagnetic determination of soil water content using TDR: II. Evaluation of installation and configuration of parallel transmission lines. Soil Sci. Soc. Am. J. 46, 678-684.
- ZEGELIN, S.J. and I. WHITE 1989: Improved field probes for soil water content and electrical conductivity measurement using Time Domain Reflectometry. Water Resources Research 25, 2367-2376.

Auswirkungen chemischer Eigenschaften und Mikroorganismenaktivität auf die Gefügestabilität der Marschböden

VON

Morales, M.

Die biologische Tätigkeit verändert und stabilisiert das Bodengefüge (MOLOPE, GRIEVE and PAGE, 1987). Daher wird die Auswirkung der mikrobiologischen Aktivität auf die Gefügestabilität in den letzten sechzig Jahren zunehmend erforscht (LYNCH and BRAGG, 1985; ANDERSON, 1991).

Dennoch blieb der einfluß eingimpfter Mikroorganismen auf bodenmechanische Parameter weitgehend unbekannt.

Vor dieser Hintergrund wurde die Veränderung der mechanischen Stabilität durch die Impfung mit Mikroorganismen an verschiedenen Marschböden quantifiziert.

Zwei ausgewählten Kombinationen von Mikroorganismen (*Chaetomium globosum* + *Streptomyces violaceoraber*, *Trichoderma viride* + *S. violaceoraber*) wurden in einen Feldversuch an drei Standorten (Kalk-, Klei- und Knickmarsch) während vierzig Tagen in ihren Auswirkungen auf bodenphysikalische Parameter getestet.

Die geprüften Kombinationen von Mikroorganismen wirkten sich auf die Aggregation der Kalkmarsch positiv aus (Abb. 1).

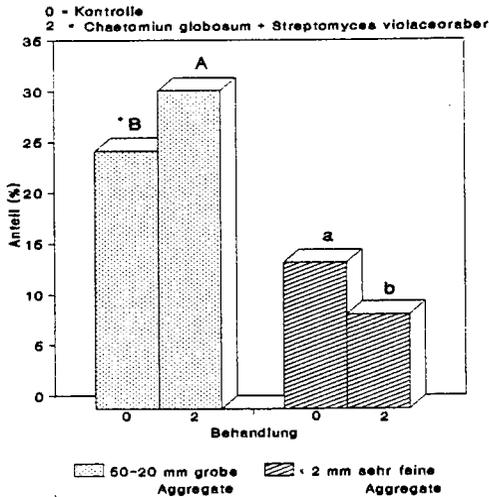


Abb. 1 Änderung der Aggregatgrößenverteilung für die Kalkmarsch in Abhängigkeit von Impfungen mit Mikroorganismen

• Werte mit dem selben Buchstaben zeigen keinen statistischen Unterschied an ($\alpha = 5\%$).

Es wurde festgestellt, daß die Fraktion der Grobaggregate (50-20 mm) durch die Behandlungen zunimmt, während sich die Fraktionen sehr feinen (< 2 mm) Aggregate verringert. Darüber hinaus hatte die Impfung mit *Chaetomium globosum* + *Streptomyces violaceoraber* eine Zunahme der Festigkeit der Grobaggregate zur Folge. Obwohl die Aggregatdichte unverändert blieb (Abb. 2).

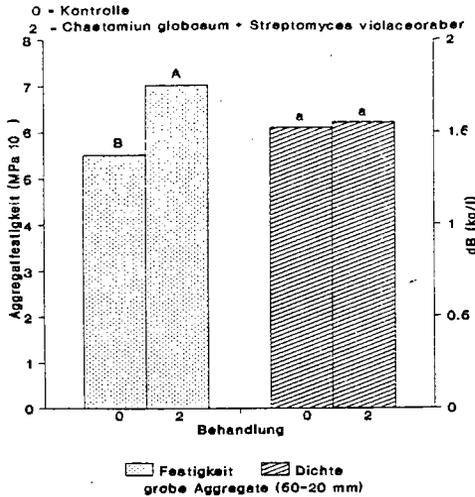


Abb. 2 Änderung der Festigkeit und Dichte der groben Aggregaten für die Kalkmarsch in Abhängigkeit von Impfungen mit Mikroorganismen (Vorentwässerung -30 kPa).
• Werte mit dem selben Buchstaben zeigen keinen statistischen Unterschied an ($\alpha = 5\%$).

Die oben genannten Tendenzen zeigen alle untersuchten Marschbodentypen. Beide Auswirkungen erlangen für die Gefügestabilität eine wichtige Bedeutung, da die Reibungswiderstände zwischen den Bodenpartikeln durch zahlreichere Kornkontaktpunkte und stärkere Bindungen (Intra- und Interaggregat) zunehmen (DEXTER, 1988; HORN, 1990).

Diese Sachverhalt wird deutlich durch die gemessenen Scherparameter. Die Impfung mit *Chaetomium globosum* + *Streptomyces violaceoraber*, ergab eine signifikante Zunahme der Kohäsion bei allen Marschböden. Ebenso nahm der Eindringwiderstand zu (Abb. 3). Die Zunahme der Bodenkohäsivität hat ihrerseits das Drucksetzungsverhalten beeinflusst. Die Setzungsraten wurden durch die oben genannte Kombination von Mikroorganismen verringert.

Diese Tendenz zeigt sich bei den Drucksetzungskurven und deren entsprechenden Vorbelastungen. Bei allen Böden wurde die Vorbelastung in natürlichem Zustand mit 30 kPa Auflast erreicht. Diese Grenzauflast verschob sich durch die Impfung mit *Chaetomium globosum* + *Streptomyces violaceoraber* auf bis zu 50 kPa (Abb. 4).

Im Vergleich der untersuchten Böden zeigt sich, daß sowohl die Kohäsivität als auch der Eindringwiderstand bei der Kalkmarsch höher ist, als bei der Klei- und Knickmarsch. Ebenso ist auch die Größe der auflastabhängigen Änderung des Luftpermeabilitätskoeffizienten bei dem Vorbelastungspunkt bei der Kalkmarsch geringer als bei der Klei- und Knickmarsch. Daraus ist zu ersehen, daß die Kalkmarsch eine höhere Gefügestabilität besitzt. Dieser Sachverhalt läßt sich aus dem höheren Ca-Gehalt dieses Bodens erklären, der einerseits zur höheren Flockung führt, aber andererseits als Verkittungsstoff wirkt (BOHNE et al. 1979).

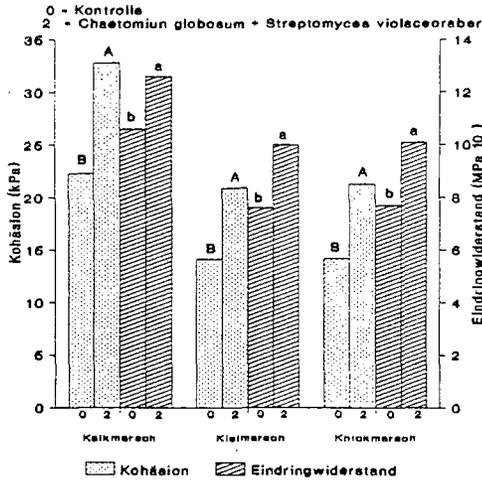


Abb. 3 Kohäsion und Eindringwiderstand für 3 Marschböden in Abhängigkeit von Impfungen mit Mikroorganismen (Vorantwässerung = -30 kPa).

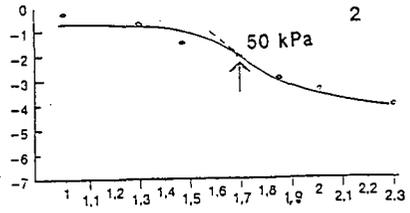
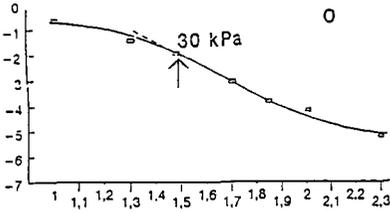
• Werte mit dem selben Buchstaben zeigen keinen statistischen Unterschied an ($\alpha = 5\%$).

Literatur

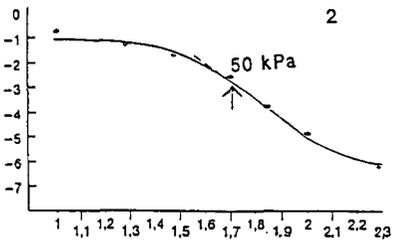
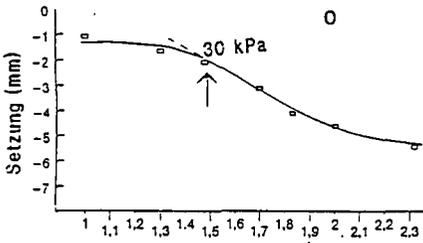
- Anderson, T. H., 1991: Bedeutung der Mikroorganismen für die Bildung von Aggregaten in Boden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 154, 409-416.
- Bohne, H., Graf von Reichenbach, K.H. Hartge und R. Tippkötter, 1979: Stabilisierung von Tonaggregaten mit verschiedenen Ca-Verbindungen. Mitt. Dtsch. Bodenkde Ges., 29, 207-212.
- Dexter, A. R., 1988: Advances in characterization of soil structure. Soil and Tillage Res., 11, 199-238.
- Horn, R., 1990: Aggregate characterization as compared to soil bulk properties. Soil and Tillage Res., 17, 265-289.
- Lynch, J. M. and E. Bragg, 1985: Microorganisms and soil aggregate stability. Advances in Soil Science 2, 133-172.
- Molope, M. B., I. C. Grieve and E. R. Page, 1987: Contributions by fungi and bacteria to aggregate stability of cultivated soils. J. Soil Sc. 38(1), 71-77.

0 = Kontrolle
2 = Chaetomiium globosum + Streptomyces violaceoraber

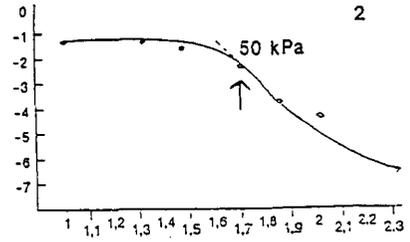
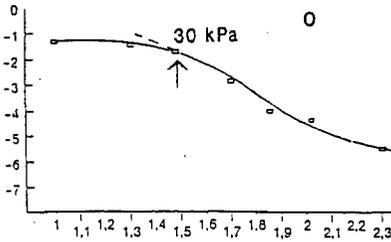
Kalkmarsch



Kleimarsch



Knickmarsch



Auflast (log kPa)

Abb. 4 Drucksetzungskurve für 3 Marschböden in Abhängigkeit von Impfungen mit Mikroorganismen (Vorentwässerung = -30 kPa).
• Vorbelastungspunkt.

Überprüfung der Schätzung von Kennwerten der Wasserbindung gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung anhand der NIBIS Labordatenbank

Von

Müller, U.⁺ und V. Hennings⁺⁺

1. Zielsetzung

Zielsetzung der folgenden Untersuchung war eine Überprüfung der Tabellen 43 und 45 der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) zur Schätzung von Gesamtporenvolumen (GPV), Feldkapazität (FK), nutzbarer Feldkapazität (nFK) und Luftkapazität (LK).

2. Datengrundlage und Methodik der Auswertung

Die Labordatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) beinhaltet aktuell die Daten von ca. 2700 bodenchemisch und ca. 900 bodenphysikalisch untersuchten Profilen. An Stechzylinderproben ermittelte Wasserspannungskurven mit Bestimmung des Gesamtporenvolumens sowie der Wassergehalte bei pF 1.8, 2.5 und 4.2 liegen für 1987 Horizonte vor. Davon sind im Sinne obiger Fragestellung 1693 Datensätze auswertbar (Abb. 1).

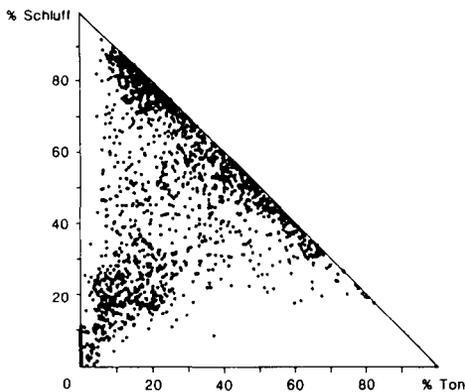


Abb. 1: Verteilung der Bodenarten der Datengrundlage

In einem ersten Schritt wurde der Einfluß des Humusgehalts auf die Kennwerte der Wasserbindung untersucht. Anschließend wurde an allen Datensätzen mit < 1 % organischer Substanz der für humusfreie Mineralböden konzipierte Schätzrahmen aus Tab. 43 der Bodenkundlichen Kartieranleitung überprüft (Tab. 1).

⁺) Niedersächs. Landesamt f. Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

⁺⁺) Bundesanstalt f. Geowissensch. u. Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Tab. 1: Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK), Luftkapazität (LK) und Gesamtporenvolumen (GPV) in mm/dm in Abhängigkeit von Bodenart und effektiver Lagerungsdichte (Ld) nach Bodenkundlicher Kartieranleitung der AG BODENKUNDE (a) und NIBIS-Labordatenbank (b)

Bodenart	Ld-Stufe 3						Ld-Stufe 4-5									
	GPV		FK		nFK		LK		GPV		FK		nFK		LK	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
mSfs	36	38,7	12	16,3	9	12,5	24	22,4	31		12		9		19	
Su2	41	38,8	24	18,2	18	14,3	17	20,6	33		24		17		9	
Sl2	41	38,8	22	22,4	16	16,5	19	16,4	32		21		14		11	
Sl3	42	38,9	27	26,4	17	17	15	12,5	35	33,1	26	24,4	15	14,2	9	8,7
Sl4	42	40,8	28	30,5	16	16,2	14	10,3	35	32,7	27	24,5	14	11,8	8	8,2
Ut2	44	41,6	36	35,3	25	24,5	8	6,2	37	35,6	32	34,1	21	21,8	5	1,5
Ut3	44	41,4	37	34,8	24	21,6	7	6,6	39	36,7	34	33,6	20	19,2	5	3,2
Ut4	45	41,3	37	33,8	21	18	8	7,5	40	37,8	35	33,6	19	15,8	5	4,2
Lsu	43	41,4	33	32,8	17	18,7	10	9,4	36		31		14		5	
Ls3	43	39,8	33	34,3	17	18,4	10	5,5	37	33,9	31	28,2	14	11,7	6	5,7
Ls4	43		32		17		11		37	31,7	30	26,1	14	9,9	7	5,5
Lt2	48		41		15		7		40	35,9	36	33,1	12	9,3	4	2,8
Lt3	48		41		15		7		40	37,1	36	35,6	12	8,2	4	1,5
Lts	48		41		16		7		41	36,4	37	31,7	12	9,3	4	4,7
Tu4	49	43,8	42	38,4	17	15,1	7	5,5	42	39,2	38	34,6	12	12,5	4	4,6
Tu3	48	44,6	41	41,7	15	12,3	7	3,8	40	39	36	36	12	8,8	4	3,1
Tu2	53	48,7	49	46,1	14	12,4	4	2,6	47	42,8	45	41,2	11	9,7	2	1,7
Tl	53		49		14		4		47	42,2	45	39,7	11	8,9	2	2,6
T	58		54		15		4		50	44,3	49	42,9	11	9	1	1,3

3. Ergebnisse

- Im Unterschied zur Bodenkundlichen Kartieranleitung, die bei Tongehalten von 12 - 35 % erst ab 4 % organischer Substanz, bei Tongehalten von > 35 % sogar erst ab 6 % organischer Substanz einen Zu- bzw. Abschlag zu den Kennwerten der Wasserbindung vorsieht, zeichnet sich nach Auswertung der NIBIS-Labordatenbank ab, daß bereits bei geringeren Humusgehalten im Mittel eine Erhöhung von Feldkapazität, nutzbarer Feldkapazität und Gesamtporenvolumen nachzuweisen ist.
- In fast allen Fällen wird der humusgehaltsbedingte Zuschlag zu den Kennwerten der Wasserbindung nach Tab. 45 der Bodenkundlichen Kartieranleitung quantitativ zu gering eingeschätzt.
- Die Bodenkundliche Kartieranleitung postuliert, daß bei gleichem Gehalt an organischer Substanz deren positiver Einfluß auf die Höhe von Gesamtporenvolumen, Feldkapazität und nutzbarer Feldkapazität mit zunehmendem Tongehalt rückläufig sei. Tatsächlich ist nach den Analysenbefunden der NIBIS-Labordatenbank der entgegengesetzte Trend feststellbar. Am Beispiel des Gesamtporenvolumens und 2 % organischer Substanz zeigt dies Abb. 2.

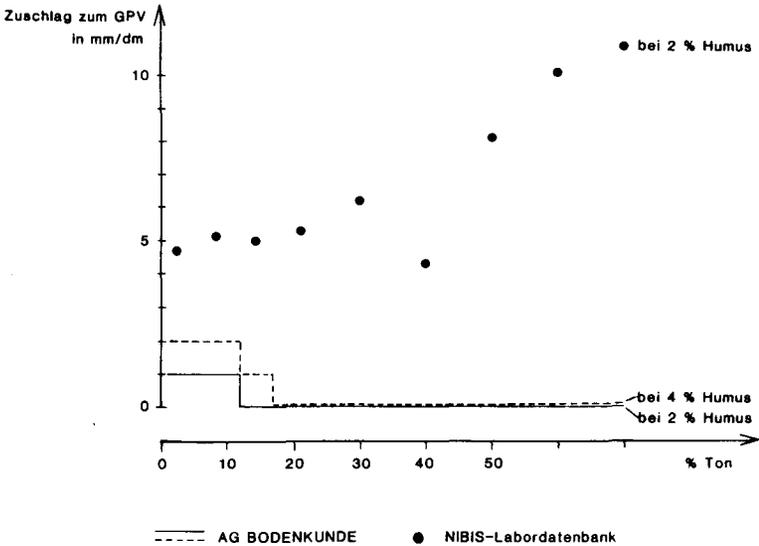


Abb. 2: Humusbedingter Zuschlag zum Gesamtporenvolumen in Abhängigkeit vom Tongehalt nach AG BODENKUNDE (1982) und NIBIS-Labordatenbank

- In beiden Lagerungsdichteklassen erfolgt nach Bodenkundlicher Kartieranleitung eine Überbewertung des Gesamtporenvolumens (Abb. 3).
- Eine etwa gleich große Überschätzung, gemessen an der absoluten Abweichung in mm/dm, tritt beim Kennwert der Feldkapazität auf.
- Beide Trends treten bei Lagerungsdichte 4-5 deutlicher hervor als bei Lagerungsdichte 3.

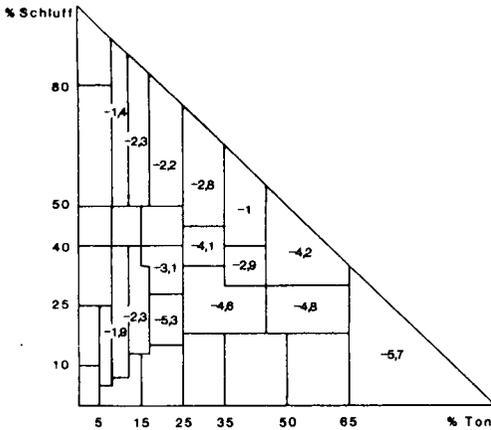


Abb. 3: Absolute Abweichung der Schätzwerte der Bodenkundlichen Kartieranleitung der AG BODENKUNDE (1982) von Mittelwerten nach NIBIS-Labor-datenbank für das Gesamtporenvolumen bei Lagerungsdichte 4-5 in mm/dm

4. Fazit

- Als Fazit der Gütebewertung des Tabellenwerks der AG BODENKUNDE (1982) ist festzuhalten, daß die nach diesem Verfahren gewonnenen Schätzwerte z.T. deutliche Abweichungen von Mittelwerten aufweisen, die auf Grundlage des umfangreichen Substratspektrums einer Labordatenbank errechnet wurden. Mindestens im Falle der Gesamtporenvolumina sind diese Abweichungen systematischer Art (Abb. 3), und sie erreichen ihre größten Beträge bei Bodenarten mittleren und hohen Tongehaltes.
- Da die Ableitung der Kennwerte der Wasserbindung in zahlreiche Auswertungskarten eingeht, die die Geologischen Landesämter aus kartierten Basisdaten gewinnen (z.B. des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, des ackerbaulichen Ertragspotentials oder der Auswirkung von Grundwasserabsenkungen auf den Pflanzenertrag), hat ein Fehler in der Beurteilung der bodenphysikalischen Kennwerte auch für die Güte von Auswertungskarten Konsequenzen.
- Eine Gütebewertung bzw. Modifikation der von der AG BODENKUNDE (1982) vorgeschlagenen Schätzwerte kann zunächst nur für die in Tab. 1 aufgeführten Bodenarten erfolgen. Für eine Übertragung obiger Aussagen auf alle Bodenarten und Lagerungsdichteklassen erscheint es sinnvoll, die vorhandenen Datenbestände verschiedener bodenkundlicher Labors in eine zentrale, länderübergreifende Labordatenbank zu überführen und obige Auswertung an einer erweiterten Datengrundlage zu wiederholen.

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl., Hannover.
- HENNINGS, V. & MÜLLER, U. (1993): Überprüfung eines Schätzverfahrens zur Ermittlung von Kennwerten der Wasserbindung anhand der Labordatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems. - Ztschr. Pflanzenenerähr. Bodenk., 156, 67-73.

**Einzelbetriebliches und gesellschaftliches Optimum
der N-Düngung - Interessenkonflikt Landwirtschaft
Wasserwerk**

von

Murschel, B.⁺, C. Fuchs⁺⁺ und F. Kerner⁺

Zusammenfassung

In diesem Beitrag wird der klassische Interessenkonflikt zwischen moderner Landwirtschaft und Wasserversorgung am Beispiel der Stickstoffdüngung dargestellt. Es wird der für beide Bereiche optimale N-Düngereinsatz abgeleitet, in dem eine gedankliche Synthese eines neuen Betriebes mit den beiden Betriebszweigen Landwirtschaft und Wasserversorgung erfolgt. Für dieses Unternehmen wird das (quasi-)gesellschaftliche Optimum der N-Düngung abgeleitet. Das Unternehmen verfolgt unter rein ökonomischen Gesichtspunkten das Ziel, die Summe aus Gewinn und Verlust beider Betriebszweige zu optimieren. Die Abschätzung der externen Effekte (Nitratauswaschung) des landwirtschaftlichen Betriebsteils bei unterschiedlichen N-Düngereinsatz erfolgt mit Simulationsmodellen. Die Kosten für die eventuelle Aufbereitung von nitratbelasteten Wasser werden dem gegenübergestellt. Die Ergebnisse für das dargestellte konkrete Beispiel zeigen, daß das gesellschaftliche Optimum des N-Einsatzes rund 20% tiefer liegt als bei einzelbetrieblicher Betrachtung. Eine Reduktion des N-Einsatzes um 20% führt gleichzeitig zu einem überproportionalen Rückgang der Nitratauswaschung und Nmin-Werte im Boden.

1. Problemstellung

Unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen erfolgt die ökonomisch optimale Landbewirtschaftung mit Hilfe eines hohen Faktoreinsatzes. In den drei Jahrzehnten von 1960 bis 1990 stieg beispielsweise der N-Handelsdüngereinsatz um 207% und der Viehbesatz um 42% an. Der hohe Faktoreinsatz kann vielfältige Auswirkungen auf die Umwelt haben. In diesem Beitrag wird das Problem der zunehmenden Nitratbelastung des Grundwassers betrachtet. Die Nitratgehalte sind im Durchschnitt von 10 mg/l in den 30er Jahren bis heute auf über 20 mg/l angestiegen (Schnepf 1988). Besonders im letzten Jahrzehnt hat sich der Anstieg stark beschleunigt (Rommel 1988). Dies führt dazu, daß immer mehr Rohwasser über dem EG-Richtwert von 25 mg/l anfällt. Die Entwicklung der Nitratbelastung des geförderten Rohwassers in Baden-Württemberg für die Jahre 1977 bis 1987 zeigt eine Abnahme in den niedrigen Konzentrationsbereichen und eine Zunahme des Rohwassers mit hohen Nitratgehalten. Als Ursachen für diese Entwicklung ist neben anderen Belastungsquellen auch der relativ hohe Faktoreinsatz der Landwirtschaft möglich. Für die Förderung von Rohwasser durch Wasserversorgungsunternehmen bedeutet dies einen zunehmenden Handlungsbedarf, um einwandfreies Trinkwasser bereitstellen zu können. Dies kann durch geeignete Wasseraufbereitungsverfahren und/oder durch Beeinflussung der Art der Landbewirtschaftung geschehen.

2. Zielsetzung

Ziel ist der effiziente Umgang mit der Umweltressource Wasser, dessen Qualität durch die N-Düngung beeinflusst wird. Es wird ein Gesamtsystem von Pflanzenproduktion-Trinkwasserversorgung betrachtet. Für den Teilbereich Pflanzenproduktion wird das ökonomische Optimum des N-Einsatzes für einen Markfruchtbetrieb kalkuliert. Die bei diesem Faktoreinsatz auftretenden Nitratgehalte im Sickerwasser werden mit Hilfe eines Simulationsmodelles abgeschätzt. Im Bereich der Trinkwasserversorgung werden für ein Was-

⁺ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

⁺⁺ Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

serversorgungsunternehmen die Kosten der Wasseraufbereitung bzw. die Quantifizierung der Nitratentfernungskosten kalkuliert. Die Optimierung des Gesamtsystems Pflanzenproduktion - Trinkwasserversorgung erfolgt durch die Synthese eines neuen Betriebes, der aus den Teilbereichen Landwirtschaft und Wasserversorgung besteht. Hierfür wird der optimale N-Düngereinsatz unter ökonomischen Gesichtspunkten berechnet und die Auswirkung auf die Ökologie dargestellt.

3. Methoden

Das Gesamtsystem Pflanzenproduktion - Trinkwasserversorgung ist komplex, deshalb werden für die einzelnen Fragestellungen Teilmodelle herangezogen, um Teillösungen zu erarbeiten (Tabelle 1).

Tabelle 1: Übersicht über die angewandten Methoden und Teilmodelle

Bereich	Lösungsansatz	Aufgabenstellung	Teilmodell
Pflanzenproduktion	effektive Nährstoffverwertung	Verwertung der Nährstoffe im Marktfruchtanbau	CREAMS
	reduzierte Nitratauswaschung	Optimierung von N-Düngung	ACOMPLEX
Wasserwerk	Wasseraufbereitung	Nitratentfernung	Umfrage und Literaturlauswertung
Gesamtsystem	Internalisierung externer Effekte	Ermittlung von Gewinn- und Schadensfunktion	Ableitung des Optimums

3.1 N-Düngung im Marktfruchtbetrieb

Die Umweltbelastungen, die sich aus der N-Düngung ergeben, werden mit Hilfe des Simulationsmodelles CREAMS erfaßt, welches den Wasserhaushalt und die Nährstoffdynamik im Boden nachbilden kann (Knisel 1980). Hiermit wird die Nitratauswaschung, die Nitratkonzentration im Sickerwasser und der N_{\min} -Wert im Herbst geschätzt. Der Verbrauch an Umweltressourcen ist abhängig vom Faktoreinsatz, gemessen in x Einheiten, z.B. Düngung von x kg N/ha und erfolgt exemplarisch für die Fruchtfolge "Zuckerrüben-Winterweizen und Zwischenfrucht Senf-Körnermais-Winterweizen und Zwischenfrucht Senf". Für die wirtschaftliche Beurteilung der Umweltwirkungen werden ökologische Toleranzgrenzen (45 kg N_{\min} oder 25 mg Nitrat im Wasser) definiert. Eine Optimierung ist möglich, da das Simulationsmodell mit einer ökonomischen Zielfunktion unter Beachtung von Nebenbedingungen iterativ verknüpft und mit Hilfe eines betriebswirtschaftlichen Optimierungsalgorithmus berechnet wird.

3.2 Verfahren und Kosten der Wasseraufbereitung

Die Kosten für die Entfernung des Nitrats aus dem Wasser werden im Rahmen einer Umfrage unter 139 Wasserversorgungsunternehmen in der Bundesrepublik Deutschland erhoben, zusätzlich sind aus einer Literaturlauswertung Kennwerte über die Leistungsfähigkeit der technischen Anlagen und ihrer Kosten ermittelt (Rohmann und Sontheimer 1985). Die bisherigen Auswertungen zeigen, daß die Kosten für die Reduzierung des Ni-

tratgehaltes zwischen 38 und 0,70 DM/m³ liegen. Im Rahmen dieser Untersuchungen werden folgende Annahmen getroffen: 1. Geförderte Wassermenge 1000m³/ha/a. 2. Nitratzielwert (EG-Richtwert) 25mg/l 3. Kosten der Aufbereitung 0,38 DM/m³ (bei einer Reduktion um 50mg).

3.3 Theoretische Ableitung für das globale Optimum

Am Beispiel des Marktfruchtbetriebes, der in einem Wassereinzugsgebiet produziert, werden Gewinn- und Schadensfunktionen ermittelt. Eine steigende N-Düngung bedeutet für den Landwirt zunächst einen höheren Gewinn. Ein externer Effekt einer intensiven Landbewirtschaftung ist die Nitrat auswaschung. Durch den Verbrauch der Umweltressource Grundwasser kann es zu einer Schädigung eines weiteren Unternehmens, in diesem Fall dem Wasserversorgungsunternehmen kommen, ohne daß dadurch die Kosten der Landbewirtschaftung steigen. Der landwirtschaftliche Betrieb wird um möglichst hohe Einkünfte zu erzielen unter den dargestellten Bedingungen (Fruchtfolge, Standort) ca. 140 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr einsetzen. Mit steigender N-Düngung erhöht sich die Nitrat auswaschung. Mit der Erhöhung der Nitrat auswaschung steigen für das Wasserversorgungsunternehmen die Kosten für die Aufbereitung.

4. Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Für den Marktfruchtbetrieb zeigt Abbildung 1, daß durch eine Steigerung der N-Düngung zu Beginn der Gewinn stärker steigt als die Kosten der Nitratentfernung (Abbildung oben; gestrichelte Linien). Erst bei einem Düngungsniveau von 106 kg/ha übersteigen die Grenzkosten im Wasserwerk den Grenzgewinn in der Landwirtschaft (durchgezogene Linie). Diese als betriebliches (für den Landwirtschaftsteil) und gesellschaftliches (für die Synthese aus Landwirtschaft und Wasserversorgung) Optimum bezeichneten Punkte werden auf die Nitrat auswaschungsfunktion und N_{min}-Funktion projiziert (untere Grafik). Es wird deutlich, daß allein aus ökonomischen Gesichtspunkten das gesellschaftliche Optimum zu einer rund 20%-igen Reduzierung der N-Düngung führt. Diese 20%-ige Reduzierung der N-Düngung führt zu einer überproportionalen Rückgang der Nitrat auswaschung und N_{min}-Werte im Herbst. In diesem Fall sinkt der N_{min}-Wert von 65 auf 42 kg/ha und damit um 35%. Die mittlere jährliche Nitrat auswaschung verringert sich von 41 auf 30 kg/ha und damit um 27%.

Die Schlußfolgerungen dieser Modellbetrachtungen sind, daß 1.) der für die Gesellschaft optimale N-Düngereinsatz nicht aus den Einzelinteressen z.B. der Landwirtschaft oder der Wasserversorgungsunternehmen abgeleitet werden kann und 2.) eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle N-Düngungsstrategie derzeit kaum angewandt werden kann, da a) externe negative Effekte der Landbewirtschaftung (z.B. Nitrat auswaschung) nicht internalisiert sind b) die Verfügungsrechte über Umweltressourcen (Boden, Wasser, Luft) ungenügend geregelt sind und c) die Bewertungsmaßstäbe der Umweltressourcen nicht überall vorhanden sind. Von der Bodenkunde wird insbesondere ein Beitrag für die Festlegung von Bewertungsmaßstäben (z.B. im Rahmen des Bodenschutzgesetzes) erwartet.

5. Literaturangaben:

- Knisel, W.G.: CREAMS - A Field Scale Model For Chemicals, Runoff And Erosion From Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Research Report 26, 1980.
- Rohmann, U. und H. Sontheimer: Nitrat im Grundwasser, Karlsruhe 1985.
- Rommel, K.: Trinkwasserbeschaffenheit in den Naturräumen Baden-Württembergs. Baden-Württemberg in Wort und Zahl, 9/89.
- Schnepf, R.: Vorsorgemaßnahmen zur Reduzierung der Grundwasserbelastung. In H. Kobus und L. Zilliox (Hrsg): Mitteilungen Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart, Heft 71, 229-248, 1988.

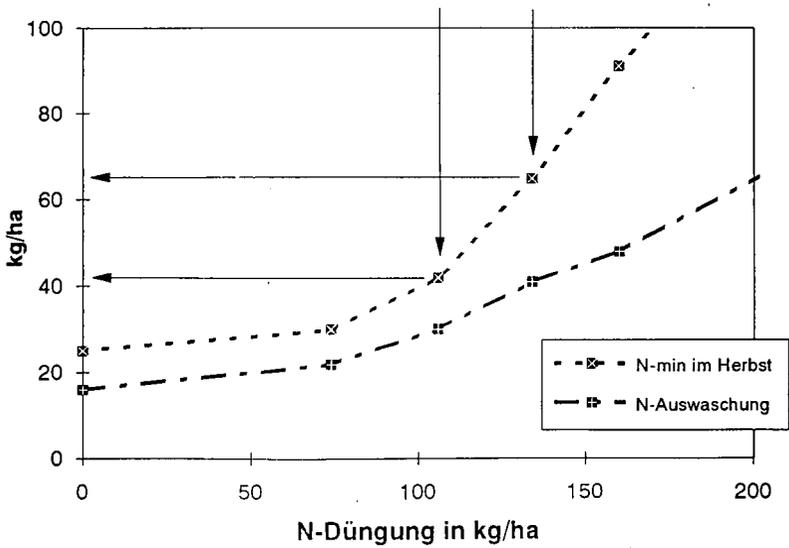
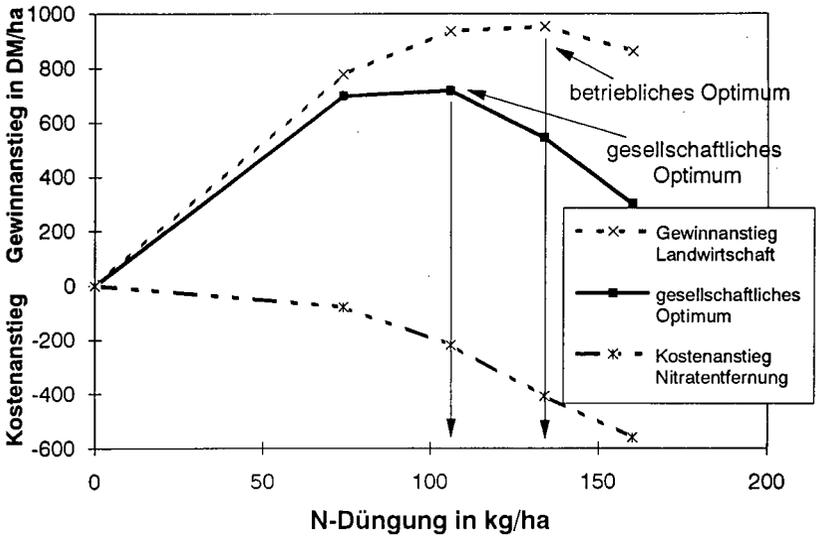


Abbildung 1: Gewinnanstieg im Marktfrüchtbetrieb und Zusatzkosten bei der Entfernung des Nitrats im Trinkwasser in Abhängigkeit von der N-Düngung (oben) Rückgang der N_{min} -Werte im Herbst und Nitratauswaschung (unten)

Die Variabilität von Bodeneigenschaften als Ursache bevorzugter Fließwege für Pflanzenschutzmittel

von

Nordmeyer, H., M. Kuhlmann und D. Aderhold

EINLEITUNG

Ein natürlich gelagerter Boden kann nur bei sehr enger räumlicher Betrachtungsweise als homogenes Medium betrachtet werden. Grundsätzlich ist von einer horizontalen und vertikalen Variabilität der Bodeneigenschaften auszugehen. Diese Heterogenität der Böden ist sowohl großräumig als auch auf engstem Raum (mm-Bereich) festzustellen und führt z. B. zur Entstehung bevorzugter Transportpfade für Wasser und darin gelöste Stoffe. Es kann zu einer schnellen Verlagerung von Stoffen durch ein kleines Teilvolumen des Bodens kommen. So konnten WATSON & LUXMOORE (1986) zeigen, daß 73 % des Wasserflusses in einem Waldboden nur durch 0,04 % des Bodenvolumens fließen. Bindige Böden weisen körnungsbedingt eine geringe Durchlässigkeit auf. Andererseits neigen sie bei Austrocknung zur Schrumpfrißbildung und haben häufig ein ausgeprägtes biogenes Porensystem (Wurm- und Wurzelgänge). Damit tritt in diesen Böden neben den körnungsbedingten Poren ein weiteres Porensystem auf (BEVEN & GERMANN, 1982), das für Wasser- und Stoffflüsse zur Verfügung steht. Je nach Boden und dessen Zustandssituation müssen demnach zwei Transportmechanismen (Matrix- und Makroporenfluß) unterschieden werden. Dabei können sich beide Vorgänge überdecken und in unterschiedlichem Maße zu der Gesamtversickerung beitragen (ADERHOLD & NORDMEYER, 1994).

VERSUCHSAUFBAU UND -DURCHFÜHRUNG

Zur Klärung der Frage, inwieweit Pflanzenschutzmittel (PSM) über bevorzugte Fließwege im Boden transportiert werden, wurde eines spezielles Unterdruck-Grid-Lysimeter aus Edelstahl entwickelt. Der Bodenkern hat eine Oberfläche von 16 x 16 cm und eine Länge von 30 cm.

*) Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft
Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, 38104 Braunschweig

Die Bodensäulen werden mit einem Regnerkopf ausgerüstet, der aus 89 Tropfstellen besteht und so eine gleichmäßige Verteilung des Wassers auf der Bodenoberfläche gewährleistet. Die Steuerung der Beregnung erfolgt über einen Prozeßtimer, der eine Membranpumpe und ein Magnetventil schaltet und so in frei wählbaren Intervallen eine quasi-kontinuierliche Beregnung ermöglicht. Der Boden wurde über einen Zeitraum von einer Stunde mit 15 mm beregnet.

Das untere Ende der Bodensäule ist mit einem Abschlußdeckel versehen, der in 16 Rasterzellen von je 4 x 4 cm aufgeteilt ist und so eine räumlich differenzierbare Sickerwassergewinnung ermöglicht. Die 16 Ausläufe des Lysimeters münden in einen Unterdruckkasten. Durch das Anlegen eines permanenten Unterdruckes während des gesamten Versuches wird die natürliche Saugspannung im Bodenprofil simuliert. Auf diese Weise wird ein Wasserstau am Säulenende und eine zusätzliche Dispersion der applizierten Substanzen verhindert. Zur Vermeidung von Sogeffekten wird eine luftundurchlässige, aber wasserdurchlässige mikroporöse Membran in den Abschlußdeckel eingelegt. Diese Membran ist von der Wirkungsweise her mit einer keramischen Platte vergleichbar.

Boden

Für die Untersuchungen wurde ein Lößboden (Bodentyp: Parabraunerde) ausgewählt. Es handelt sich um einen strukturierten Boden mit Nadelstichporen und z. T. kontinuierlichen Regenwurmgingen bis > 1 m Tiefe. Es wurden Bodenmonolithe aus dem Unterboden (40 bis 70 cm Tiefe) entnommen. Die Probenahmetechnik ist bei NORDMEYER & ADERHOLD (1993) beschrieben.

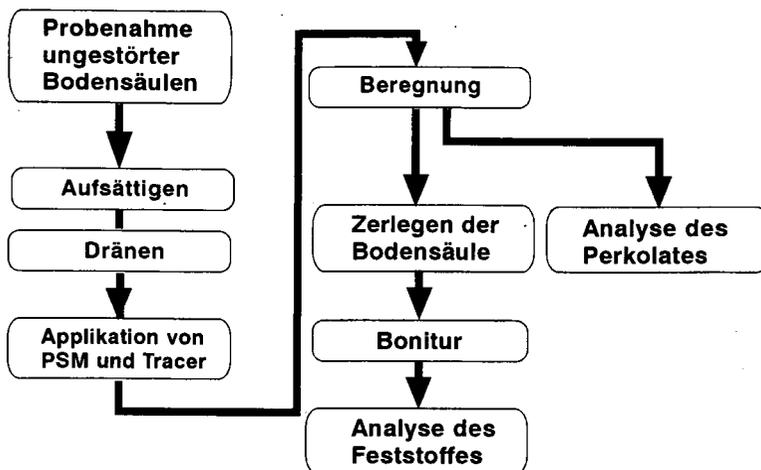


Abb. 1: Ablaufschema der Grid-Lysimeterstudien

Verlagerungsversuche

Die Versuche wurden mit einem Pflanzenschutzmittel (Herbizid) von geringer Persistenz und hoher Mobilität (Wirkstoff: Isoproturon) sowie mit einem Tracer (Lithiumbromid) durchgeführt. Bromid wird als konservativer Tracer im Boden nicht adsorbiert und erlaubt so eine Beurteilung der Wasserbewegung. Die Abbildung 1 verdeutlicht das Ablaufschema der durchgeführten Untersuchungen. Weitere Einzelheiten zum Versuchsablauf und zu den Ergebnissen sind bei ADERHOLD & NORDMEYER (1994) beschrieben.

ERGEBNISSE

Abbildung 2 zeigt den Durchbruch des Wirkstoffes Isoproturon im Perkolat (Fracht in $\mu\text{g}/\text{Rasterzelle}$). Es konnte ein räumlich differenziertes Durchbruchverhalten beobachtet werden. In einzelnen Rasterzellen lagen die Frachten über $150 \mu\text{g}$ (Position 6-2; 10-2; 10-6), während für andere Zellen kein Austrag ermittelt wurde (z.B. Zelle 2-14). Ein ähnliches Durchbruchverhalten konnte auch für das Perkolat und den eingesetzten Tracer ermittelt werden.

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse der visuellen Bonitur auf Makrostrukturen (Wurm- und Wurzelgänge; Schrumpfrisse) für die Tiefen 0 bis 10 cm, 10 bis 20 cm und 20 bis 30 cm des betrachteten Bodenmonolithen. Es zeigt sich, daß Makrostrukturen insbesondere in den Bereichen bonitiert werden konnten, in denen auch die stärksten Wasser- und Stoffflüsse beobachtet wurden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Wasser- und Feststoffuntersuchungen eine räumliche Variabilität des Fließverhaltens von Wasser und PSM zeigen. Es treten bevorzugte Fließwege im Bodenprofil auf, die einen schnellen Transport in größere Tiefen ermöglichen. Weitere Einzelheiten werden bei ADERHOLD und NORDMEYER (1994) beschrieben.

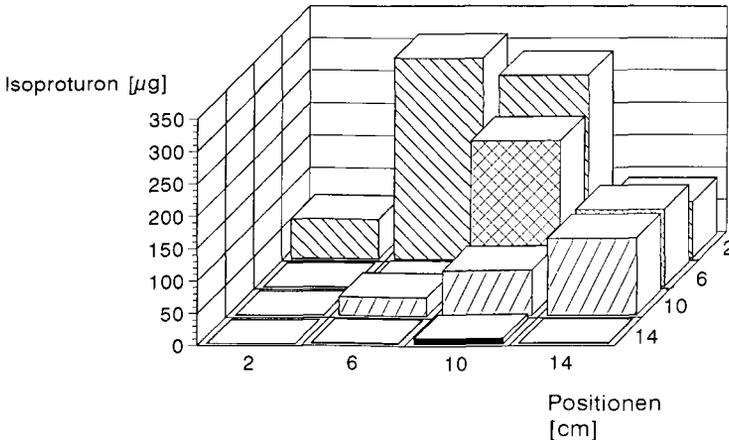


Abb. 2: Durchbruchverhalten (Frachten) von Isoproturon im Perkolat (Parabraunerde; Unterboden 40-70 cm)

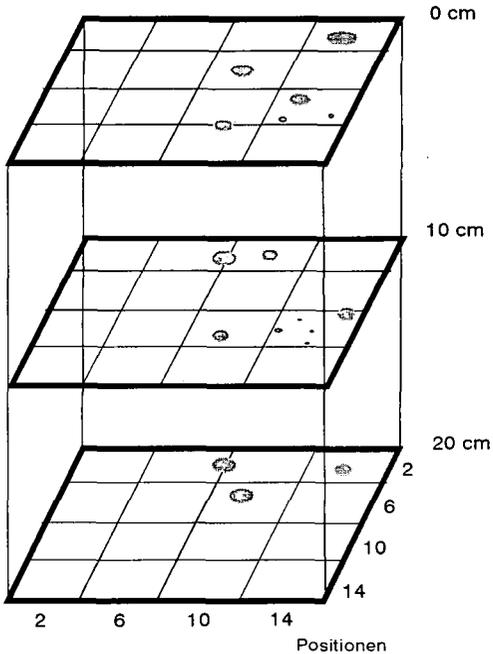


Abb. 3: Visuelle Bonitur auf Makrostrukturen

LITERATUR

ADERHOLD, D., NORDMEYER, H., 1993: The influence of soil macropores on herbicide leaching. Proc. 8th EWRS Symposium, Braunschweig, 529-535

ADERHOLD, D., NORDMEYER, H., 1994: Bevorzugte Fließwege von Wasser und Pflanzenschutzmitteln in strukturierten Böden. Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft XIV, im Druck

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

NORDMEYER, H., ADERHOLD, D., 1993: Lysimeteranlage zur Erfassung der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln in Makroporen. Mitteilgn. der Deutschen Bodenkundl. Gesellsch., 71, 169-172

WATSON, K.W., LUXMOORE, R.J., 1986: Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. Soil Sci. Soc. Am. J., 50, 578-582

Danksagung

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

Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit nahe Sättigung mit der stationären Profil-Verdunstungsmethode (SSPM)

von

Plagge, R., H. Bohl, C. Roth und M. Renger

Die ungesättigte Bodenzone spielt eine bedeutende Rolle im hydrologischen Kreislauf zwischen dem Grundwasser und der Atmosphäre. Um die Wanderung des Wassers und der darin gelösten Stoffe zu handhaben, ist die Kenntnis der ungesättigten Wasserleitfähigkeit des Bodens erforderlich. Da der Transport großer Mengen über weite Strecken zumeist in den größeren Poren erfolgt, ist das Wasserleitvermögen im nahe gesättigten Zustand von besonderer Bedeutung. Zur Bestimmung wird die stationäre Profil-Verdunstungsmethode (SSPM) nach Plagge (1991) angewendet.

1. Experimenteller Aufbau und Versuchsdurchführung

Bei dieser Verdunstungsmethode (SSPM) ist die Bodenprobe auf einer keramischen Platte fixiert und steht über eine Schlauchkapillare und einem Glasrohr mit einer Boyle-Mariotte'schen Flasche in Verbindung. Die Glaskapillare wird berührungsfrei in der mit wassergefüllten Glasflasche gehalten. Die in den Boden einfließende Wassermenge kann dabei als Gewichtsänderung der Mariotte'schen Flasche über eine Waage aufgezeichnet werden. Durch eine vertikale Positionsänderung der keramischen Platte von der Wasserflasche ist es möglich verschiedene konstante Unterdrücke anzulegen. Dadurch können in der Bodenprobe unterschiedliche pF-Stufen und somit ein Wassersättigungsgrad entsprechend der im Feld gefundenen Sättigung eingestellt werden. Der experimentelle Aufbau liefert die Flußrate unter druckkontrollierten Bedingungen.

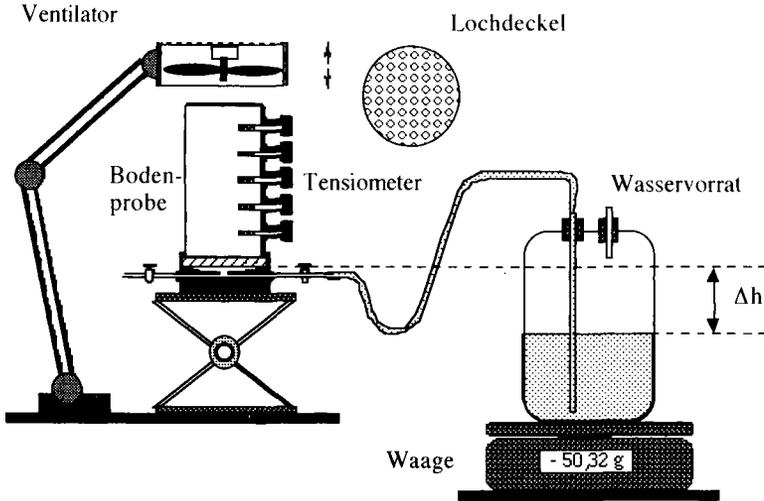


Abb. 1: Experimenteller Aufbau zur Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden unter stationären Bedingungen im nahe gesättigten Bereich.

Zur Bestimmung der Wasserspannungen sind in 5 Positionen entlang der vertikalen Bodensäule Mikrotensiometer mit Drucksensoren installiert. Nach der Einstellung eines statischen Gleichgewichtes bei einer bestimmten pF-Stufe wird die zuvor verschlossene Bodensäule am oberen Ende der Evaporation ausgesetzt. Eine kontrollierbare Verdunstung über Lochdeckel oder einen Ventilator steuert dabei die Flußraten und realisiert darüberhinaus meßbare Gradienten. Nach einer bestimmten Zeit, abhängig von pF-Stufe und Art des Bodenmaterials, stellt sich eine konstante Flußrate ein. Die hydraulische Leitfähigkeit kann nunmehr nach Darcy für einzelne Kompartimente ermittelt werden.

$$Q = -k_{(z)} * A * \left(\frac{\Delta\psi_{(z)}}{\Delta z} - 1 \right) \quad 1)$$

Ψ ist die Wasserspannung [hPa] in der Position z [cm] und A ist der zur Verfügung stehende Gesamtfließquerschnitt [cm^2]. Der Fluß Q wird durch die Waage (Abb.2) erfaßt und entspricht der Evaporationsrate der gesamten Bodenprobe.

Da während des Experimentes bei jeder einzelnen pF-Stufe konstant stationäre Bedingungen herrschen, ist der Fluß konstant in der Zeit und der Position. Lediglich die Wasserspannungen können in den einzelnen Positionen variieren, sind jedoch zeitkonstant. Da die Nullpunktdrift der Drucksensoren im nahe gesättigten Bereich eine fehlerhafte Gradientenbestimmung bewirkt, werden innerhalb eines Meßlaufes zahlreiche Meßwerte aufgenommen und über die Zeit gemittelt (Abb.3). Nach einer Messung kann die Bodenprobe unter Vermeidung der Verdunstung in eine nächst höhere pF-Stufe überführt werden. Nach Erreichen eines statischen Gleichgewichtes wird die Bodenprobe dann erneut einer kontrollierten Verdunstung ausgesetzt. Die eigentliche Messung beginnt nach Einstellung des neuen stationären Fließgleichgewichtes. Jeder Meßlauf liefert für jedes diskrete Kompartiment die hydraulische Leitfähigkeit bei unterschiedlichen Wasserspannungen.

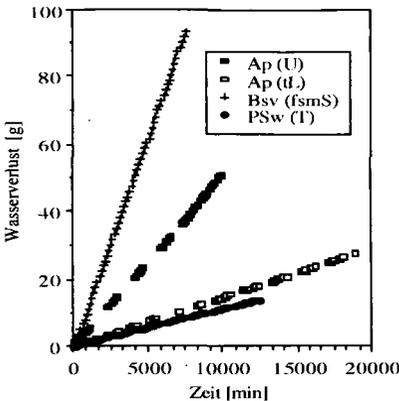


Abb.2: Wasserverlust der Vorratsfläche infolge Verdunstung bei vier unterschiedlichen Bodensubstraten.

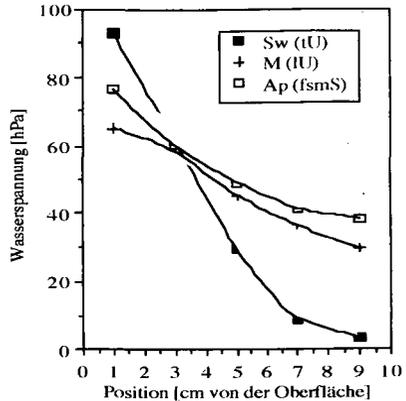


Abb.3: Mittlere gemessene Wasserspannungen dreier Böden während des stationären Verdunstungsversuches.

2. Ergebnisse

Die vorliegende Meßmethode liefert die ungesättigte Wasserleitfähigkeit für einzelne diskrete Kompartimente. Aus den Wasserspannungsprofilen in Abbildung 3 kann abgeleitet werden,

daß nichtlineare Potentialverteilungen vorliegen. Es existiert somit kein einheitlicher Gradient für die gesamte Bodenprobe und macht die Berechnung der Leitfähigkeit für einzelne Kompartimente erforderlich.

Nachfolgend werden exemplarisch einige Ergebnisse der stationären Profilmethode vergleicht mit unterschiedlichen Augenblicksprofilmethoden (APM) dargestellt. Abbildung 4 zeigt die Wasserleitfähigkeit eines MAP-Horizontes (IU) aus Adenstedt (Löß). Der Vergleich erfolgte dabei an Parallelen über ein Entwässerungsexperiment unter Verwendung einer keramischen Platte, sowie TDR-Sonden und Mikrotensiometer nach dem NONSTAT-Verfahren (Plagge et al., 1991). Diese liefert bei sehr hohem Aufwand die pF-Kurve und die Wasserleitfähigkeit im Bereich nahe Sättigung bis ca 800 hPa. Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen den Methoden.

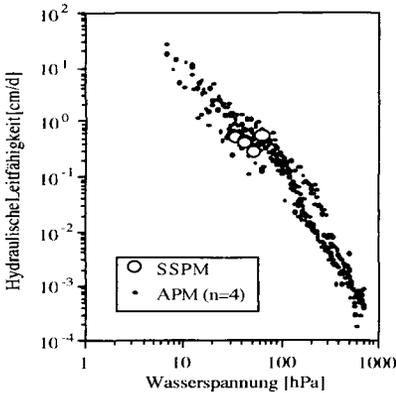


Abb.4: Hydraulische Leitfähigkeit eines MAP-Horizontes aus Adenstedt. Vergleich von SSPM mit APM ($k_f=1100\text{cm/d}$).

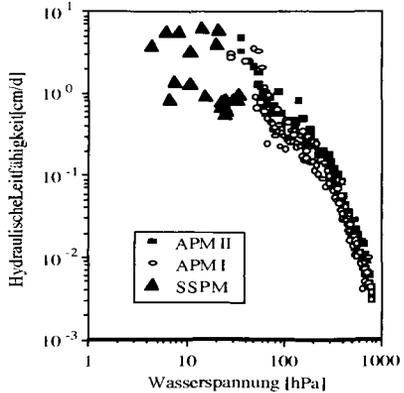


Abb.5: Hydraulische Leitfähigkeit eines AI-Horizontes aus Ohlendorf. Vergleich von SSPM mit APM I und APM II ($k_f=10\text{cm/d}$).

Die hydraulische Leitfähigkeit des AI-Horizontes (U) aus Ohlendorf (Löß) gibt Abbildung 5 wieder. Vergleichend sind hier die Ergebnisse von APM-Verdunstungsexperimenten aufgeführt. APM I basiert auf dem NONSTAT-Verfahren nach Plagge (1991) und verwendet TDR-Sonden sowie Mikrotensiometer. Bei APM II werden die Wasserspannungen ebenfalls über Mikrotensiometer gemessen, die Flußraten jedoch über eine Waage abgeleitet (Plagge 1990). Das SSPM-Verfahren ermöglicht die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit im Bereich nahe Sättigung, wo die APM-Verfahren aufgrund von nicht meßbaren Gradienten unsicher sind. Die Ergebnisse weisen dabei eine Streuung von einer Zehnerpotenz auf. Diese Unterschiede lassen sich durch die räumliche Variabilität zwischen den einzelnen Parallelen sowie durch unterschiedliche Sättigungsgrade bei den einzelnen Messungen erklären.

Die hydraulische Leitfähigkeit eines Ap-Horizontes (fsmS) aus Braunschweig (FAL-F2) und die eines Sw-Horizontes (tU) aus Adenstedt zeigt Abbildung 6. Die Ergebnisse der stationären SSPM und der verwendeten instationären Methoden (Wind sowie Roth et al. 1993) korrespondieren dabei miteinander. Beim relativ dichten Sw fällt die Leitfähigkeit zwischen 10 und 100 hPa kaum ab. Dies zeigen auch die pF-Daten des Horizontes an, die in diesem Bereich von $0,365\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ Wasser lediglich um $0,01\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ absinken. Der Ap-Horizont wurde bei einem Gesamtporenvolumen von 38% lediglich auf $0,26\text{ cm}^3/\text{cm}^3$ aufgesättigt. Bei 40 hPa konnten dabei

Wasserleitfähigkeiten von 4 cm/d gemessen werden. Geringere Sättigungsgrade wurden nicht untersucht.

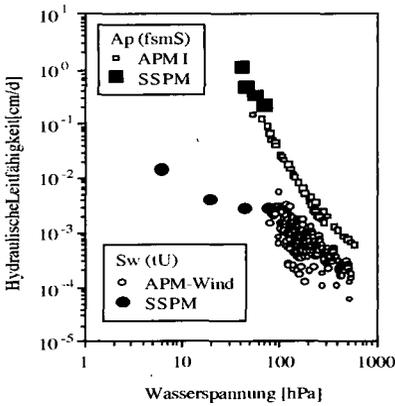


Abb.6: Hydraulische Leitfähigkeit eines Ap-Horizontes aus Braunschweig und eines Sw-Horizontes aus Adenstedt. Vergleich von SSPM mit APM I und mit APM II (kf=50cm/d).

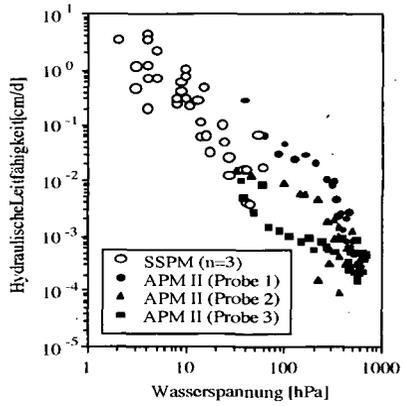


Abb.7: Hydraulische Leitfähigkeit eines Ap-Horizontes (tL) aus Hordorf. Vergleich von SSPM mit APM II (kf=30cm/d).

Die mit verschiedenen Methoden bestimmten Leitfähigkeiten des Ap-Horizontes aus Hordorf (tL) überschneiden sich im Wasserspannungsbereich zwischen 20 und 60 hPa und verlaufen in guter Übereinstimmung. Die Streuung von 1 bis 2 Zehnerpotenzen deuten auf eine hohe Variabilität des Bodens hin, was ebenfalls durch die zweigipfelige Verteilung der gesättigten Leitfähigkeit angedeutet wird. Ferner sind Effekte infolge Schrumpfung nicht auszuschließen.

3. Zusammenfassung

Die SSPM-Methode liefert bei geringem Aufwand die hydraulische Leitfähigkeit für einzelne Kompartimente im Wasserspannungsbereich < 100hPa. In diesem Bereich lassen sich relativ rasch stationäre Bedingungen einstellen. Von Vorteil ist dabei, daß der Wassersättigungsgrad der Bodenprobe entsprechend der im Feld gefundenen Sättigung eingestellt werden kann.

Die Meßmethode wurde bislang erfolgreich bei zahlreichen Böden angewandt. Ergebnisse liegen für Böden unterschiedlicher Textur (80 %Ton bis 90% Sand) und Struktur vor, wobei die Lagerungsdichten zwischen 1,0 bis 1,7 g/cm³ differierten. Die Resultate zeigen in überlappenden Meßbereichen eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Meßmethoden.

4. Literatur

- Plagge, R 1991: Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Boden. No.3. Bodenökologie und Bodengese. Technical University Berlin. 152 p.
- Plagge, R., M. Renger & C.H.Roth 1990: A new laboratory method to quickly determine the unsaturated hydraulic conductivity of undisturbed soil cores within a wide range of textures. Z.f. Pflanzenernähr. Bodenk. 153, 39-45.
- Plagge, R., C.H. Roth & M. Renger 1991: Hysteresis der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Kurve unter instationären Bedingungen. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.,
- Roth, C.H., R. Plagge, H. Bohl & M. Renger: Evaluation of improved measurement and calculation procedured to determine unsaturated hydraulic conductivity of soils with varying structure in the laboratory. Advances in Soil Science. in preparation.

Beziehungen zwischen Wasserhaushalt, Klima und Wachstum bei Kiefern im Grunewald

von

Rakei, K.* , G. Wessolek* , W. Riek* , A. v. Lührte** und
M. Renger*

Einleitung

Der folgende Beitrag beschäftigt sich mit den Wechselwirkungen zwischen Wasserhaushalt, Klima und Wachstum bei Kiefern (Kreutzer 1981, Rakei 1991, von Lührte 1991).

Material und Methodik

In dem Waldökosystem des Projekts "Ballungsraumnahe Waldökosysteme" (Altkiefern-Eichen-Bestand) im Berliner Grunewald wurden von 1986 bis 1989 kontinuierlich die Wasserhaushaltskomponenten ermittelt. Die Wasserspannung wurde wöchentlich in 6 Tiefen mittels Einstich-Tensiometer gemessen. Die Wassergehaltsmessung erfolgte in 10 cm Intervallen (0-300 cm Tiefe) indirekt über eine Eichkurve mit Hilfe einer Neutronensonde.

Der Boden der Untersuchungsflächen ist eine saure, tonarme Rostbraunerde aus Geschiebesand (nFK: 90-100 mm /0-100 cm Tiefe). Die Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand nimmt mit steigender Wasserspannung rasch ab. Bei einer Wasserspannung von 54 hPa beträgt sie z.B. 0.5 cm/Tag, bei 255 hPa nur noch 0.0006 cm/Tag. Die Kf-Werte liegen zwischen 400 und 1000 cm/Tag.

Die Jahrringsanalyse wurde an Bohrkernen und Stammscheiben mit Hilfe des Jahringbreitenmeßgerätes (ANIOL) durchgeführt (von Lührte 1991). Die Bodenwasserhaushaltsberechnungen erfolgten mit Hilfe von Simulationsmodellen und multiplen Regressionsanalysen (Wessolek 1989).

*) TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzuffer 11-12, 10587 Berlin

***) TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Botanik, Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

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

Ergebnisse:

Am Beispiel der Jahre 1987 bis 1989 soll zunächst gezeigt werden, daß zwischen den einzelnen Jahren größere Unterschiede im Bodenwasserhaushalt auftreten. Die Freilandniederschläge (April-Oktober) lagen z.B. 1987 bei 352 mm, 1988 bei 404 mm und 1989 bei 206 mm. Die unterschiedlichen Niederschläge führten zu entsprechenden Differenzen in der Bodenwasserspannung. Abb. 1 zeigt die Wasserspannung in 50 cm Tiefe als Funktion der Zeit. In dem niederschlagsreichen Jahr 1988 liegen die Wasserspannungswerte in 50 cm Tiefe meist unter 300 hPa. In dem Trockenjahr 1989 treten dagegen über längere Perioden Wasserspannungen von über 450 hPa auf. Bei diesen Wasserspannungen sind nur noch ca. 10 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK) vorhanden.

Aus der Tabelle 1 geht hervor, daß sich im Berliner Raum die wasserhaushaltsrelevanten Klimakennwerte in den letzten 10 Jahren im Vergleich zur Periode 1950-1980 verändert haben. Die klimatische Wasserbilanz des Sommerhalbjahres ist in den letzten 10 Jahren von -173 mm auf -221 mm angestiegen. Somit haben sich auch die Anzahl der Tage mit extremen Trockenstreß (Wasserspannung über 1000 hPa) verdreifacht.

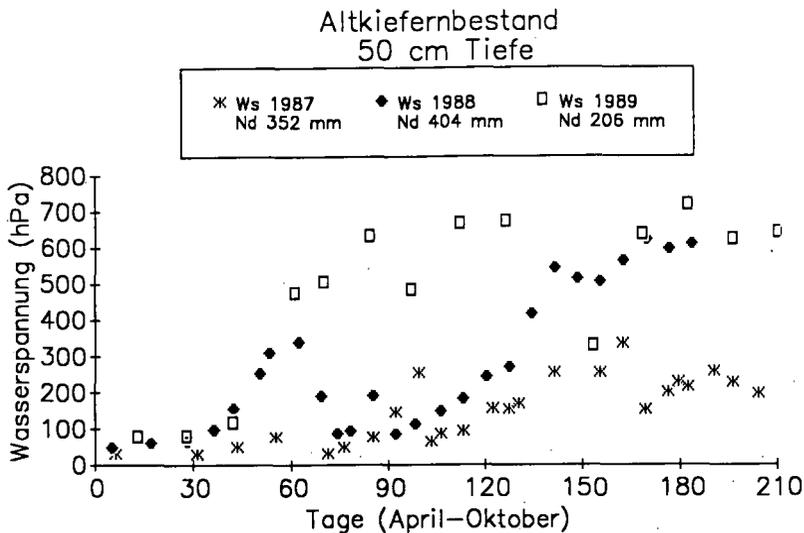


Abb. 1: Vergleich der zeitlichen Entwicklung des Wasserspannungsverlauf in 50 cm Tiefe sowie Niederschläge (Nd) der Sommerhalbjahre 1987, 1988 und 1989 des Kiefernbestandes im Grunewald

Aus Untersuchungen der Jahresringanalysen geht hervor, daß in Jahren mit geringeren Niederschlägen und hohen Wasserspannungen im Wurzelraum deutliche Zuwachsdepressionen bei Kiefern auftreten (Von Lührte 1991). Die Auswertung der Jahrringsbreiten von 10 Bäumen lassen eine große Variation der Jahrringsbreiten innerhalb des Bestandes erkennen (Abb. 2a). Der mittlere Zuwachs folgt einem erkennbaren Muster (z.B. hohe Jahrringsbreiten während der Jugendphase (1878-1885). Durch den Einzelbaumvergleich der Kiefern wird deutlich, daß die hohen Schwankungen der Jahrringsbreite zwischen einzelnen benachbarten Kiefern unterschiedlich abläuft, d.h. sie reagieren unterschiedlich auf die klimatischen Faktoren (Abb. 2b).

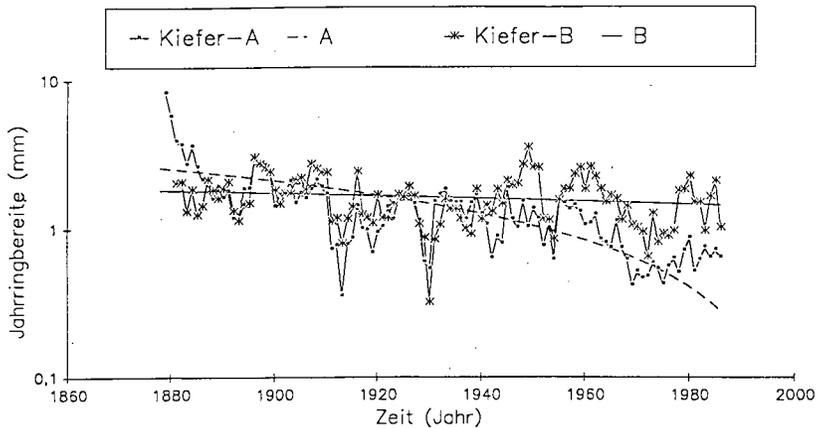
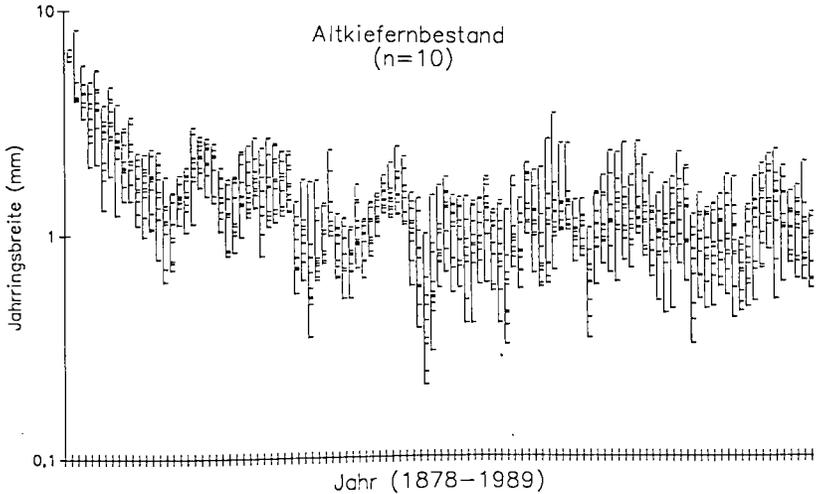


Abb. 2: Schwankungsbreite der Jahrringsbreiten eines Kiefern- Eichenbestandes seit 1878 (n=10) (2a oben) und Entwicklung der Jahrringsbreiten zweier benachbarter Kiefern (2b unten) des Berliner Grunewaldes

Tab. 1: Berechnete Unterschiede im Wasserhaushalt eines Waldbestandes (Kiefern) auf Sand (Rostbraunerde) für die Zeiträume 1950-1980 und 1981-1991

Zeitraum	Niederschlag		Klimatische Wasserbilanz		Anzahl der extremen Trockenstreuftage (>1000 hPa)	Gneu (mm/a)
	Jahr	So	Wi	So (mm)		
1950-1980	588	348	240	-173	16	73
1981-1991	587	317	270	-221	48	65

Gneu= Grundwasserneubildung, So= Sommer, Wi= Winter

Schlußfolgerung:

- Entscheidend für das Auftreten von Trockenstreß ist neben der absoluten Höhe der Niederschläge während der Vegetationsperiode vor allem deren zeitliche Verteilung.
- Es ist eine große Variation der Jahrringsbreiten innerhalb eines Bestandes zu erkennen. Der mittlere Zuwachs folgt einem erkennbaren Muster. Hingegen lassen die Schwankungen der jährlichen realen Verdunstung kein regelmäßiges Muster erkennen; im letzten Jahrzehnt haben sich die Anzahl der extremen Trockentage gegenüber dem langjährigen Mittel (1950-1980) verdreifacht.
- Eine multiple Regressionsanalyse zwischen Jahrringsbreiten und Wasserhaushalt zeigt, daß sich der Wasserhaushalt der zwei vorangegangenen Jahre auf das Dickenwachstum auswirkt ($r=0,56$). Zur Erfassung von zeitlich abhängigen Prozessen eignet sich die spektralanalytische Betrachtung von Zeitreihen. Sie ermöglicht, durch entsprechende Filterung die Trennung von kurz- und langfristig wirkenden Einflußgrößen.

Literatur:

- Kreutzer, K. (1981): Der Einfluß des Bestandestruktur auf die Saugspannungen und den hydraulischen Gradienten unterhalb des Wurzelraumes eines Fichtenbestandes, Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesell., Band 30, S.159-168; Göttingen.
- Rakei, A.K. (1991): Wasserhaushalt eines Alt- und Jungkiefernbestandes auf Rostbraunerde des Grunewaldes (Berlin); Diss. Arbeit; Hrsg. TU Berlin, FB 14, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde "Bodenökologie und Bodengeneese" Heft 4"; S. 1-134; Berlin
- von Lührte, A. (1991): Dendroökologische Untersuchungen an Kiefern und Eichen in den stadtnahen Berliner Forsten; Diss. Arbeit; Hrsg. TU Berlin, Fachbereich 14- Landschaftsentwicklung; Bd. 77; S. 1-186; Berlin
- Wessolek, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse- Habilitationsarbeit, Hrsg. TU Berlin, Fachbereich 14- Landschaftsentwicklung; Bd. 61; S.1-182; Berlin

Auswirkung des Hystereseffektes zwischen Ad- und Desorption auf die Simulation des Herbizid-Verlagerungsverhaltens in der ungesättigten Zone

von

Rambow, J., B. Lennartz und P. Widmoser

1 Einleitung

In verschiedenen Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß die Rücklösung (Desorption) von an Bodenpartikeln sorbierten Herbiziden nicht immer der Adsorption folgt und nicht vollständig reversibel sein muß (z.B. Harris und Warren, 1964; van Genuchten et al., 1974; Savage und Wauchope, 1974; Boesten und van der Pas, 1988; Lahm et al., 1990). Diese als **Hysterese** bezeichnete Beobachtung äußert sich durch einen unterschiedlichen Verlauf von Ad- und Desorptionsisothermen. Bei Uneinheitlichkeit der Ad- und Desorptionsprozesse wird bei einer gegebenen Gleichgewichtskonzentration während des Desorptionsvorganges mehr Chemikalie vom Sorbenten zurückgehalten als während des Adsorptionsvorganges.

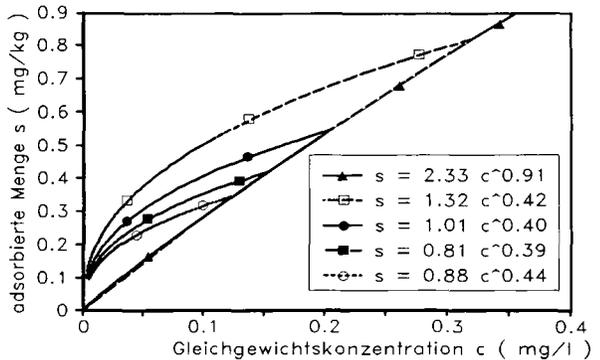


Abb. 1: Beispiel für nicht-einheitliche Ad- und Desorptionsisothermen von Chlortoluron an Bodenproben des Ap-Horizontes

In Abbildung 1 sind uneinheitliche Ad- und Desorptionsisothermen des herbiziden Phenylharnstoffes Chlortoluron an den Ap-Horizont einer typischen basenreichen Braunerde (Standort: Bornhöved) dargestellt. Als mögliche Ursachen der Hysterese werden von Koskinen et al. (1979) sowie Brusseau und Rao (1989) verschiedene Faktoren eingehend diskutiert:

1. Stoffausfällung,
2. Veränderung der Bindungsmechanismen im Zeitablauf,
3. Einbau der Verbindungen in die Biomasse des Bodens und
4. Physikalischer Einschluß in poröse organische und mineralische Partikel des Sorbenten.

Neben den o.g. Faktoren, die zu einer wahren Hysterese führen, können methodisch bedingte Gründe Ursache einer scheinbaren Hysterese sein. Hierzu zählen die Nicht-Einstellung eines Gleichgewichtes sowohl bei der Ad- als auch bei der anschließenden Desorption, Verluste durch Verflüchtigung oder Abbau der Chemikalie sowie Verluste durch Sorption an Schüttelgefäße und Sorption an gelöste organische Substanz.

2 Theoretische Grundlagen

Anstelle der linearen Adsorptionsisotherme (Gl.1) wird im allgemeinen die nicht-lineare Adsorptionsisotherme nach FREUNDLICH (Gl.2) zur Beschreibung der Ad- und Desorption von Pflanzenschutzmitteln an Böden verwendet:

$$s = K * c \quad [1]$$

$$s_u = K_{Fr, ads} * c_u^{1/n_{ads}} = K_{Fr, des} * c_u^{1/n_{des}} \quad [2]$$

wobei s den adsorbierten Chemikalienanteil im Gleichgewicht, K den linearen Adsorptionskoeffizienten und c die Lösungskonzentration im Gleichgewicht beschreiben. s_u und c_u stehen für die adsorbierte bzw. gelöste Gleichgewichtskonzentration bei Umschalten der Sorptionsrichtung von Ad- auf Desorption, wenn $ds/dt = 0$ ist.

Es ergeben sich somit für jeden Desorptionsast unterschiedliche K_{Fr} - und $1/n$ -Werte (s.a. Abb.1). Für das Herbizid Picloram haben van Genuchten et al. (1974) folgendes Verhältnis der Isothermen-Steigungen zwischen Ad- und Desorption in Abhängigkeit der adsorbierten Menge (s_u) im Umschaltpunkt ermittelt:

$$\frac{1/n_{ads}}{1/n_{des}} = 2.105 + 0.062 * c_u^{-1.076} \quad [3]$$

Mit einem durchschnittlichen Wert von 2.3 haben Swanson und Dutt (1973) das gleiche Verhältnis der Isothermen-Steigungen für die Atrazinsorption an Bodenproben eines sandigen und eines schluffigen Lehms bestimmt wie Hornsby und Davidson (1973) für die Fluometuronadsorption an einen sandigen Lehm.

3 Material und Methoden

Für die Untersuchung des Verlagerungsverhaltens von Herbiziden in gestörten sowie ungestörten Bodensäulen unter wasserungesättigten Bedingungen wurde eine Versuchsanlage im Labormaßstab entwickelt (Rambow und Lennartz, 1993). Die Konstruktionsweise der Anlage erlaubt die Simulation einer Vielzahl von Feldsituationen bezüglich der Niederschlagscharakteristik sowie der Bodenwasserspannung. Eine Versuchslänge von bis zu 3 Monaten machte die automatische Entnahme des Bodenwasserperkolates sowie die kontinuierliche Kontrolle und Registrierung von Saugspannung, angelegtem Unterdruck und Niederschlagsmessung erforderlich.

Das Computermodell LEACHP (Wagenet und Hutson, 1989) ist für die Simulation von Wasser- und Stoffflüssen (Pflanzenschutzmittel) unter Feldbedingungen entwickelt worden. Neben dem Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Bodenzone können Transformationsprozesse, Pflanzenaufnahme, Adsorption und Ausfällung der Chemikalien beschrieben werden. Durch Wahl geeigneter Randbedingungen bietet LEACHP auch die Möglichkeit, das Verlagerungsverhalten gelöster Stoffe in gesättigten und ungesättigten Bodensäulen im Labormaßstab zu simulieren. Die Beschreibung des stationären und instationären Wasserflusses erfolgt durch die Richards-Gleichung. Das Programm berechnet mit Hilfe der finiten Differenzentechnik den Wasserfluß im Bodenprofil. Dazu wird das Profil in eine Anzahl gleichmächtige Kompartimente und die Simulationsdauer in kurze Zeitintervalle unterteilt. Zusätzlich wird oberhalb und unterhalb des betrachteten Profils je ein weiteres Kompartiment eingeführt, um die gewählten Randbedingungen aufrecht zu erhalten. Die obere Randbedingung kann zeitlich veränderbar als Überstau, nicht-überstaute Infil-

tration, Evaporation oder kein Wasserfluß gewählt werden. Die untere Randbedingung kann so eingestellt werden, daß entweder ein permanenter Grundwasserspiegel, ein frei-dränierendes Profil, ein Lysimeter oder kein Wasserfluß simuliert werden.

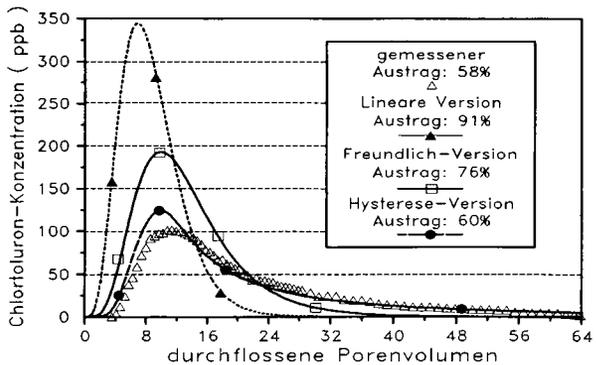
4 Ergebnisse und Diskussion

Da die beobachtete Herbizidverlagerung in den Laborbodensäulen nicht befriedigend mit der Originalversion von LEACHP, die von einem linearen Adsorptionsverhalten ausgeht, beschrieben werden konnte, wurden sowohl die nicht-lineare als auch die nicht-lineare/nicht-singuläre Adsorptionsbeschreibungen in das Modell eingebaut.

4.1 Laborexperiment

Der Vergleich der Simulationsergebnisse der drei Modellversionen mit der gemessenen Chlortolurondurchbruchkurve im Ap-Horizont ist in Abbildung 2 dargestellt. Die HystereseverSION zeigt die beste Übereinstimmung mit den Meßwerten bezüglich des ersten Auftretens des Herbizids im Perkolat, der Lage und des Maximums des Durchbruchs, sowie des Verlaufes des Desorptionsastes. Auch beim Vergleich der gemessenen und simulierten Werte des mit dem Perkolat aus dem Boden ausgetragenen Wirkstoffanteils zeigte die HystereseverSION (60% Austrag von der applizierten Wirkstoffmenge) die beste Übereinstimmung mit dem Meßwert (58%). Die beiden anderen Modellversionen überschätzten den ausgewaschenen Chlortoluronanteil z.T. beträchtlich.

Abb.2: Gemessene und simulierte Chlortolurondurchbruchkurven im Ap-Horizont; Länge: 10 cm, Porenwassergeschwindigkeit: 13 cm/d



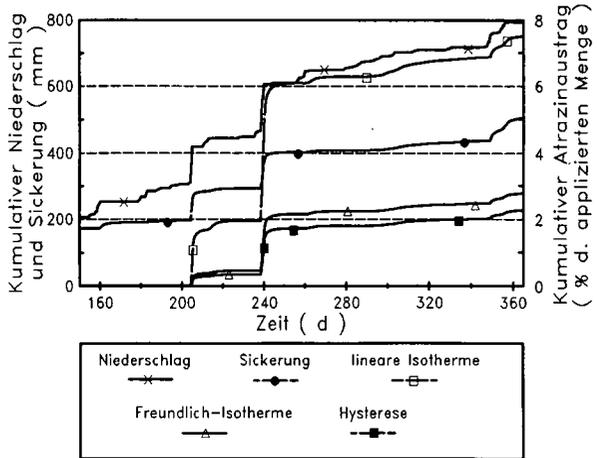
4.2 Simulation des Herbizidverhaltens unter Feldbedingungen

Das Verlagerungsverhalten des Bodenherbizids Atrazin wurde für das Jahr 1989 mit den drei Modellversionen simuliert. Am 10. Mai (Tag 160) erfolgte eine Atrazinapplikation von 1 kg/ha. In Abbildung 3 sind neben dem kumulativen Niederschlag und der berechneten Sickerwassermenge für eine Profiltiefe von 44 cm der simulierte kumulative Atrazinverlust (% der applizierten Wirkstoffmenge) der 3 Modellversionen dargestellt. Das erste Auftreten von Atrazin am Ende des betrachteten Profils (44 cm) erfolgt nach einem Starkniederschlagsereignis am Tag 205 (107 mm). Das lineare Adsorptionsmodell berechnet einen Atrazinaustrag von etwa 2 %, während die beiden nicht-linearen Versionen ca. 0.5 % Austrag berechnen. In Folge zwei weiterer Starkniederschläge am Tag 239 und 240 (97 und 49 mm) simuliert die lineare Version 4 % Austrag, die beiden anderen Versionen dagegen 1.5 %. Bis zum Ende des Simulationszeitraumes liegt der mit 7.5 % berechnete Austrag der linearen Version etwa dreimal höher als die Atrazinverluste der nicht-

linearen Modellversionen (2.8 bzw. 2.5 %). Das ebenfalls simulierte Verhalten der Herbizide Terbutylazin und Chlortoluron erbrachte ähnliche Ergebnisse.

Diese Ergebnisse demonstrieren, daß der Auswahl der verwendeten Ad- und Desorptionsannahme große Bedeutung zukommt, wenn das Verlagerungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln unter Labor- und Feldbedingungen abgeschätzt werden soll.

Abb. 3: Vergleich des simulierten Atrazinaustrags aus dem ApApBv-Profil (0-44 cm) der drei unterschiedlichen Adsorptionsannahmen



5 Literatur

- Boesten, J.J.T.I. und L.J.T. van der Pas, 1988: Modeling adsorption/desorption kinetics of pesticides in a soil suspension. *Soil Science* **146**: 221-230.
- Brusseau, M.L. und P.S.C. Rao, 1989: Sorption nonideality during organic contaminant transport in porous media. *CRC Crit. Rev. Environ. Cont.* **19**: 33-99.
- Harris, C.I. und G.F. Warren, 1964: Adsorption and desorption of herbicides by soil. *Weeds* **12**: 120-126.
- Koskinen, W.C., G.A. O'Connor und H.H. Cheng, 1979: Characterization of hysteresis in the desorption of 2,4,6-T from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **43**: 871-874.
- Lahm, B., T. Mader und W.R. Fischer, 1990: Terbutylazin: Sorptionsverhalten im Labor und Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität im Feld. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **63**: 131-134.
- Rambow, J., and B. Lennartz, 1993: Laboratory Method for studying pesticide dissipation in the vadose zone, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, in press.
- Savage, K.E. und R.D. Wauchope, 1974: Fluometuron adsorption-desorption equilibria in soil. *Weed Science* **22**: 106-110.
- Schleuß, U., 1991: Böden und Bodenschichten einer Norddeutschen Möränenlandschaft - Ökologische Eigenschaften, Vergesellschaftung und Funktionen der Böden im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSyst Suppl.* Bd. 2.
- Swanson, R.A. und G.R. Dutt, 1973: Chemical and physical processes that effect atrazine and distribution in soil systems. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **37**: 872-876.
- van Genuchten, M.Th., J.M. Davidson und P.J. Wierenga, 1974: An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement through porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **38**: 29-35.
- Wagenet, R.J. und J.L. Hutson, 1989: LEACHM - Leaching Estimation And Chemistry Model: A process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. User's Manual. Continuum 2. Water Resources Institute, Cornell University, Ithaca, N.Y.

In situ "tracer"-Versuche zur Simulation der Nitratdynamik in der ungesättigten Zone

von

Richter, G.M., A.J. Beblík, W. Rolland und J. Richter

1. Problemstellung

In einem Wassergewinnungsgebiet bei Hannover (Forst Esloh) weisen Analysen des Sickerwassers unterhalb des Wurzelraums auf chemolithotrophe Denitrifikation auch im ungesättigten Boden hin. Für die Abschätzung der N_{min} -Gehalte im Frühjahr bzw. des Nitratreintrags ins Grundwasser muß dieser Prozeß bei der Modellierung des N-Haushalts berücksichtigt werden.

Zur Eichung eines dafür erweiterten N-Haushaltsmodells wurden auf verschiedenen Böden Kleinparzellenversuche mit einem **Doppeltracer** (Nitrat + Chlorid) angelegt. Für die erste Phase der Auswaschung (1989/90) konnte ein Nitratabbau anhand des Nitrat/Chlorid-Verhältnisses nachgewiesen werden (Richter & Richter 1991). In diesem Beitrag wird der bisherige Simulationsansatz für die Beschreibung des Wasser- und Stickstoffhaushalts über drei Sickerungsperioden geprüft. Dabei soll insbesondere die Simulation des Transports (Dispersionseffekte) in ihrer Auswirkung auf den N-Haushalt diskutiert werden.

2. Material und Methoden

Standort: Der Versuch wurde auf einer leicht staunassen Parabraunerde (s-L) aus LÖB über Geschiebe (UT3/SI2-3) durchgeführt, die mit einer Weizen-Weizen-Rüben-Fruchtfolge genutzt wird.

Tracer-Applikation und Probenahme-Schema: Auf einer Fläche von 3*3 m² wurden am 14.11.89 umgerechnet 500 kg Nitrat/ha als Ca(NO₃)₂ + 500 kg Chlorid als KCl in 1 mm Lösung ausgebracht; 70 kg/ha Bromid wurden im Frühjahr '90 im Innenplot (1,5 * 1,5 m²) in 1 mm Lösung appliziert. Jeweils vor und nach der Sickerperiode wurden zwischen dem 14.11.89 und 28.2.92 Bodenproben in Schichten von 15 bis 30 cm genommen. An drei Terminen wurden Proben außerhalb des Versuchsplots genommen. Trockenmasse-Produktion und N-Aufnahme von Winterweizen wurde zur Ernte im Sommer 1991 bestimmt.

Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushalts: Die Grundlage des Simulationsmodells ist das N-Haushaltsmodell nach Kersebaum (1989), das in Form und Inhalt im Rahmen eines BMFT-Projekts erweitert worden ist (Richter et al. 1994). Eine der Veränderungen für die Simulation des Nitrattransports betrifft die Parameter der Konvektions-Dispersionsgleichung. Der nach Olsen & Kemper (1968) gerechnete effektive Dispersionskoeffizient D_e ist abhängig vom Wassergehalt (siehe Formel).

$$D_e = \tau^{-1} D_0 + D_v \left| \frac{q}{\theta} \right|, \quad \tau = \frac{\theta}{\theta_0} e^{-b\theta}$$

Der Diffusionanteil ist eine Funktion der Tortuosität τ , wobei gegenüber dem ursprünglichen Modell der Tortuositätsfaktor b von 10 auf 5 verringert wurde. Die Dispersionslänge, D_v , wurde mit 5 cm unverändert gelassen. Die Schichtdicke dz wurde von 10 auf 5 cm geändert.

¹ Institut für Geographie & Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

3. Ergebnisse

Modellierung des Wasserhaushalts

Der Wasserhaushalt im dreijährigen Versuchszeitraum ist durch eine geringe Sickerwasserbildung ($\Sigma = 360$ mm) infolge geringer Niederschläge und milder Winter gekennzeichnet. Für die einzelnen Auswaschungsphasen werden ca. 7, 20 und 9 cm Sickerwasser berechnet. Diese Berechnung basiert auf einer durch den Bodenwassergehalt nicht limitierten Evapotranspiration. Auf der Basis eines mittleren Wassergehalts von 30 vol% und einer Sickerperiode von 180 Tagen ergeben sich Porenwassergeschwindigkeiten von 0.1 bis 0.3 cm/Tag.

Die Diskrepanz von 5 bis maximal 11 vol% zwischen gemessenen und simulierten Bodenwassergehalten macht deutlich, daß der Wasserfluß in lehmigen Böden vor Erreichen der Feldkapazität eintritt. Der für diesen Boden als FK definierte Wassergehalt (ca. 85 % Sättigung) wird im Untersuchungszeitraum selten gemessen. Mit Erreichen der Frühjahrssättigung sind im Unterboden 70 bis 80 % des Porenvolumens wassergefüllt.

Die Wassergehalte nach der Brache im Herbst 1990 zeigen, daß dem hydrologisch nicht isolierten Mikroplot Wasser nicht nur durch Evaporation, sondern auch durch laterale Wasserbewegung (Pflanzen der Umgebung) entzogen worden sein muß. Die Messungen deuten darauf hin, daß die Evaporation während der partiellen Sommerbrache linear über das gesamte Profil verteilt sein sollte. Damit könnte dem im Modell fehlenden Wasserfluß entlang des Potentialgradienten Rechnung getragen werden. Vergleiche mit Simulationen auf der Basis der Richard's-Gleichung sind in Vorbereitung.

Verlagerung des Chlorid-tracers'

Die gemessene Verteilung des aus der Düngung stammenden Chlorids (dCl) im Profil (Abb. 1) hat ihren Schwerpunkt nach dem ersten Winter bei 70 cm. In den folgenden Jahren wandert die 'peak'-Spitze bis 100 bzw. 140 cm. Bemerkenswert ist die geringe Dispersion während der ersten Sickerperiode (22.03.90). Die Simulation mit verschiedenen effektiven Dispersions-Koeffizienten (De) macht deutlich, daß die in der Realität geringe hydrodynamische Dispersion in der Anfangsphase nicht durch eine veränderte Tortuosität abgebildet werden kann. Die hydrodynamische Dispersion ist nur durch eine gleichzeitig auf 5 cm verringerte Schichtdicke (Mod dz) abzubilden.

Die Parameter der Diffusion sind dagegen in dem folgenden Zeitraum der 'peak'-Stagnation deutlich wirksam. Eine Verringerung der Diffusion gegenüber dem ursprünglichen Modell (Mod $De[H]$, $b = 10$) über eine erhöhte Tortuosität (Mod $De[M]$; $b = 5$) verbessert die Simulation des Tracer-Transports im späteren Versuchsabschnitt wesentlich. Der mittlere absolute Fehler sinkt um 30 %.

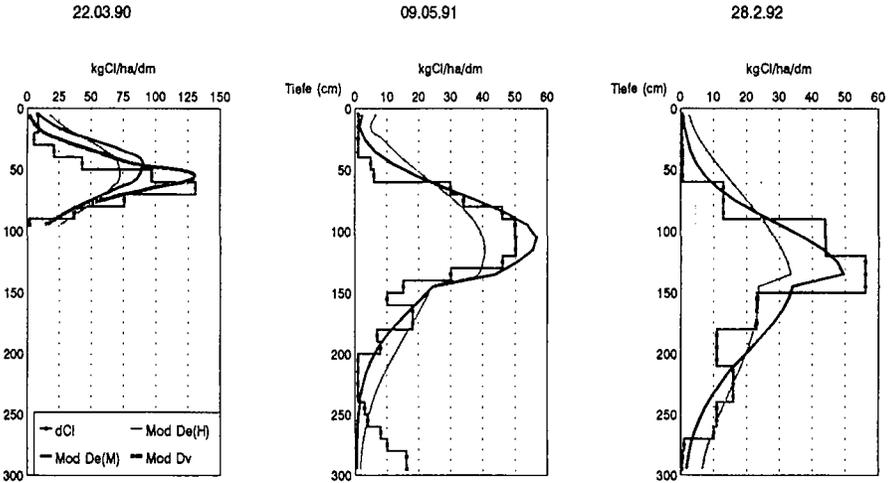


Abb. 1: Verlagerung des Chlorid-'Tracers' im Profil. Vergleich der gemessenen (dCl, gedüngt - ungedüngt) und modellierten Chlorid-Gehalte (Mod).

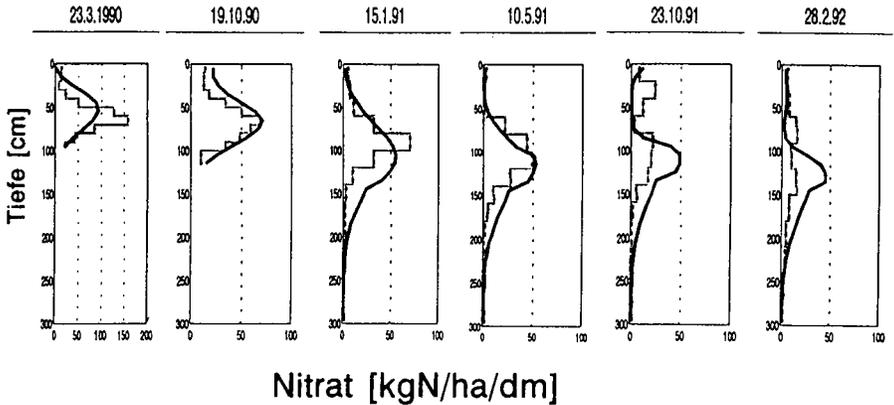


Abb. 2: Nitrattiefenprofile nach einer Düngung von 500 kgN/ha; Messung und Simulation

Simulation des Stickstoffhaushalts

Der **Transport der Nitratpulses** wird insgesamt durch das Modell verfälscht. Die Auswaschung aus dem Standard-N_{min}-Profil (0-90 cm) wie auch aus der Lößdeckschicht (140 cm) wird überschätzt. Insbesondere in der zweiten Sickerperiode wird eine zu starke Verlagerung in den Unterboden simuliert (Abb. 2). Infolge der zu hohen hydrodynamischen Dispersion wird der Pflanze in der Simulation zum Frühjahr 1990 ein überhöhter, 1991 ein zu niedriger Nitratgehalt vorgetäuscht. Die Wurzelfunktion im Modell kann für die Pflanze das tiefer "sitzende" Nitrat erschließen. Die Simulation auf der Basis im Frühjahr aktualisierter Nitratprofile zeigt, daß die Pflanze im ersten Jahr (- unerwünschterweise -) diese Unterschiede wieder ausgleicht, 1991 dagegen nicht. Fraglich bleibt, inwieweit die Ertragsbildung bei oberflächennaher Erschöpfung des Nitrats reduziert wird.

Die Simulation von **Pflanzenwachstum und N-Aufnahme** über die Wurzelentwicklung scheint der Schlüssel zur Interpretation der Meßwerte. Durch den Getreide- und Unkrautdurchwuchs auf der Versuchsparzelle allein kann die Abnahme des N-Gehalts im Profil nicht erklärt werden. Der Einfluß benachbarter Pflanzen auf den Nitratgehalt ist in diesem hydrologisch nicht isolierten Mikroplot nur schwer abzuschätzen. Durch die Abnahme des Bromid-Tracers auf ca. 30 bis 40 % kann aber eine annähernde Abschätzung erfolgen. Die Verteilung von Bromid und Nitrat entlang des Transektivs durch die Versuchsparzelle (28.2.92) bestätigt den lateralen Einfluß benachbarter Pflanzen.

Aus der Bilanz der Nitratgehalte im Unterboden (> 90 cm) ergibt sich in den einzelnen Sickerphasen ein im Vergleich zu Gleyböden (Rolland et al. 1993) sehr geringer **Nitratabbau**. Angesichts der Streuung von mindestens 10 % ist die Denitrifikation in den Parabraunerden für die zweite und dritte Sickerperiode nicht nachweisbar. Die Verringerung des Nitratgehalts im Unterboden (> 90 cm) zwischen Mai und Oktober 1991 um 120 kg/ha wäre demnach auf den Pflanzenentzug zurückzuführen.

4. Zusammenfassung

Für die Simulation des Nitrattransports wurde der Dispersionskoeffizient anhand von 'tracer'-Versuchen angepaßt. Der berechnete Nitrataustrag und die Nitratverteilung in der Wurzelzone veränderte sich dadurch zwar, die Pflanze glied diese Unterschiede aber wieder aus. Die Tiefenprofile zeigen, daß Weizen in trockenen Jahren aus dem Nitrat unterhalb von 90 cm schöpfte. Der Nitratabbau im Unterboden der Parabraunerden ist sehr gering.

6. Literatur

- Kersebaum (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Hannover.
- Olsen, S.R. & W.D. Kemper (1968): Movement of nutrients to plant roots. Adv. Agron. 20, 91-151.
- Richter, G. & J. Richter (1991): Verlagerung und Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraums. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 66, (II) 1003-1006.
- Richter, J., G. Richter, A.J. Beblík (1994): Nitrataustrag aus Böden ins Grundwasser in unterschiedlich belasteten Trinkwassereinzugsgebieten Niedersachsens. Endbericht zu dem gleichnamigen BMFT-Projekt Nr 0339121 ABCD.
- Rolland, W., G. Richter, J. Richter (1993): Die Bedeutung der chemolithotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 72,

Diese Arbeit wurde durch den BMFT gefördert (BEO 0339121 A-C).

Vertikale Umverteilung von Bodenmaterial durch Lumbriciden in unterschiedlich markierten Bodensäulen

von
Riebe, B.

Durch die Aktivität von Regenwürmern kommt es im Bodenprofil zur Umverlagerung von organischen und mineralischen Partikeln. Anhand von Versuchen mit unterschiedlich markierten Bodensäulen wurde das Grabverhalten zweier einheimischer Lumbricidenarten näher untersucht. Die verwendete Markierungsmethode beruht auf der Einführung eines Tracers, der mit Hilfe der Neutronen-Aktivierungsanalyse (NAA) nachgewiesen werden kann.

1. Markierung

Als Markierungssubstanz wurde Europium gewählt, das sich als Eu_2O_3 in Glas als Trägersubstanz einschmelzen läßt. Das markierte Glas, dessen Dichte durch Zugabe von Bleioxid an die der Festsubstanz des Bodens angeglichen werden kann, wird vermahlen und in trockenes, homogenisiertes Bodenmaterial eingemischt. Angefeuchtet kann das Boden-Glas-Gemisch als Schicht in Bodensäulen eingebaut werden.

Die nach Versuchsende entnommenen Proben werden mit thermischen Neutronen bestrahlt und aktiviert. Die vom Tochterisotop Eu-152 ($T_{1/2} = 9,3 \text{ h}$) emittierten Gamma-Strahlen werden als Spektren mit typischen Peaks aufgenommen. Anhand von mitbestrahlten Referenzproben (Eu-Standards bekannter Konzentration) und unter Berücksichtigung der Abklingzeit läßt sich der Eu-Gehalt der Bodenproben ermitteln.

2. Versuchstiere

Der Transport von Bodenpartikeln im Profil erfolgte durch die Wühltätigkeit von Regenwürmern. Je drei adulte Exemplare von *Lumbricus terrestris* bzw. *Aporrectodea caliginosa* befanden sich in jeder Bodensäule.

Die beiden Arten zeichnen sich durch sehr unterschiedliche Lebensgewohnheiten aus. *L. terrestris* gehört zu den anektischen Regenwurmart (Tiefgräber), gräbt stabile, vertikale Röhren bis in 3 m Tiefe, z.T. auch tiefer. Nahrungsaufnahme, Paarung etc. erfolgen an der Bodenoberfläche.

A. caliginosa zählt dagegen zu den endogäischen Arten (Flachgräber). Seine überwiegend horizontalen und schrägen Röhren legt er im Oberboden an und verfüllt alte

Gangsysteme mit seiner Losung. Seine Nahrung besteht aus der im Oberboden fein verteilten organischen Substanz.

3. Versuchsaufbau

Die Bodensäulen waren mit Eu-Glas-markierten Schichten in unterschiedlichen Tiefen versehen (vgl. Abb. 1).

Für die Versuchsreihen mit *L. terrestris* waren die PVC-Rohre ($h = 58 \text{ cm}$, $\varnothing = 19 \text{ cm}$) mit Material aus dem B_t -Horizont einer Parabraunerde aus Löß gefüllt. Für die Versuche mit *A. caliginosa* wurden kleinere Rohre ($h = 40 \text{ cm}$, $\varnothing = 15 \text{ cm}$), gefüllt mit A_p -Material derselben Parabraunerde, verwendet.

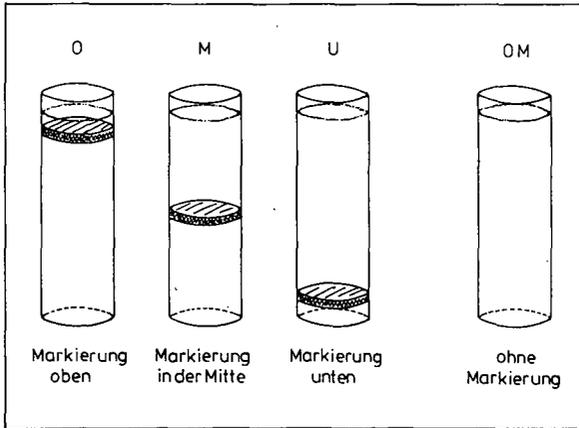


Abb. 1: Bodensäulen mit Markierungsschichten in drei unterschiedlichen Tiefen.

4. Ergebnisse

L. terrestris: Tabelle 1 zeigt Ergebnisse aus der Beprobung zweier Säulensätze (je eine oben, in der Mitte und unten markierte Bodensäule) nach 33 und 60 Wochen Versuchsdauer. Insgesamt transportierten die Versuchstiere nur wenig markiertes Bodenmaterial innerhalb des Säulenprofils. Kleinere Mengen ($\varnothing 2,2 \text{ g}$ pro 2-cm-Schicht) wurden punktförmig verteilt. Größere Mengen (max. $11,8 \text{ g}$) markierten Bodens fanden sich nur in der an der Bodenoberfläche abgelegten Losung.

A. caliginosa: In den mit *A. caliginosa* besetzten Säulen konnte insgesamt eine stärkere Durchmischung des Bodens beobachtet werden als bei den Versuchen mit *L. terrestris*. Größere Mengen markierten Materials befanden sich in der Losung an der Bodenoberfläche, besonders in den oben markierten Säulen. Aber auch innerhalb des Profils fanden deutlich erkennbare Umverteilungsvorgänge statt (vgl. Tab. 2).

Tiefe (cm)	LT-2/O	LT-2/M	LT-2/U	LT-3/O	LT-3/M	LT-3/U
Losung	9,7	5,7	0	11,8	0	0
0 - 2	0	0	0	0	0	0
2 - 4	0	0	0	0	0	
4 - 6	36,4 *	0	0	40,5 *	0	0
6 - 8	424,0 *	0	0	469,0 *	0	
8 - 10	136,5 *	0	0	128,7 *	0	0
10 - 12	9,1	0	0	5,4	0	
12 - 14	0	0	0	0	0	0
14 - 16	0	0	0	1,5	0	
16 - 18	0	0	0	0	0	0
18 - 20	0	0	0	0	0	
20 - 22	0	0	0	0	37,8 *	1,6
22 - 24	0	120,9 *	0	0	525,7 *	
24 - 26	0	583,9 *	0	0	74,6 *	2,7
26 - 28	0	16,6 *	0	0	0	
28 - 30	0	0	0	0	0	1,4
30 - 32	2,1	0	0	0	2,1	
32 - 34	0	0	0	0	0	0
34 - 36	0	0	0	0	0	
36 - 38	0	0	0	0	0	1,2
38 - 40	2,0	0 ↓	0 ↓	0	0	
40 - 42	0	0	0	0	0	1,6
42 - 44	0	0	0	0	0	
44 - 46	0	0	0	0	0	32,6 *
46 - 48	0	0	2,3 *	0	0	
48 - 50	2,5	0	432,9 *	0	0	282,2 *
50 - 52	0	0	219,4 *	0	0	
52 - 54	0	0	0	0 ↓	0 ↓	0 ↓
54 - 56	0 ↓	0	0			

Tab 1: Verteilung des Eu-markierten Bodens in den einzelnen 2-cm-Schichten der Bodensäulen mit L. terrestris (Angaben in g; ↓ = größte Vordringtiefe der Versuchstiere; * = Teil der Markierungsschicht).

Der Gesamttransport von Eu-markiertem Bodenmaterial betrug bei den oben markierten Säulen max. 68,4 g, bei den in der Mitte markierten 89,5 g, bzw. 55,3 g bei den unten markierten. Bezogen auf den gesamten Transport verlagerten die Tiere im Mittel der 12 untersuchten Säulen das meiste tracerhaltige Material, ca. 45 %, inner-

halb des oberen Säulendrittels (Tiefe 0 - 10 cm), rund 20 % wurden mit der Losung an der Bodenoberfläche abgelegt.

Tiefe (cm)	AC-1/O	AC-1/M	AC-1/U	AC-3/O	AC-3/M	AC-3/U
Losung	11,2	0,7	0	32,6	0,7	0
0 - 2	20,6	1,0	0	3,6	3,9	0
2 - 4	21,9 *	2,6	0	15,4 *	7,9	0
4 - 6	278,5 *	2,6	0,7	333,6 *	10,9	0
6 - 8	211,0 *	2,9	1,7	180,1 *	15,3	0
8 -10	7,2	4,2	1,9	2,8	7,6	1,1
10 -12	3,2	2,6	0	1,3	8,2	0,6
12 -14	5,6	19,0 *	1,2	0,6	85,4 *	2,5
14 -16	3,0	415,4 *	2,1	0,9	378,1 *	2,6
16 -18	0,8	126,2 *	0,7	2,3	25,5 *	0,8
18 -20	0	0,6	4,5	0,8	4,4	2,8
20 -22	0	0,8	0	0,6	3,5	1,8
22 -24	0	0	22,9 *	0	3,4	10,1 *
24 -26	0	0	322,4 *	0	7,9	344,0 *
26 -28	0	1,2	206,1 *	0	4,4	177,8 *
28 -30	0	0	1,8	0	1,8	2,4
30 -32	0	0	0	0	1,9	3,7
32 -34	0	0,6	5,9	0	2,8	5,8

Tab. 2: Verteilung des Eu-markierten Bodens in den einzelnen 2-cm-Schichten der Bodensäulen mit *A. caliginosa* (Angaben in g; ↓ = größte Vordringtiefe der Versuchstiere; * = Teil der Markierungsschicht).

5. Diskussion

Die Mengen an tracerhaltigem Material, die von *A. caliginosa* in den Bodensäulen umverteilt wurden, waren verhältnismäßig groß, da die Tiere geophag leben, d.h. bei der Nahrungsaufnahme größere Mengen Bodens aufnehmen.

Die von *L. terrestris* transportierten Mengen markierten Bodens war dagegen gering, da die Tiere stabile Wohnröhren anlegen und ihre Nahrung an der Bodenoberfläche aufnehmen. Beim Bau der Wohnröhre werden in lockeren Bodenbereichen Partikel oft einfach beiseite geschoben.

Die verwendete Markierungsmethode ist gut geeignet, um Richtung und Ausmaß des Bodentransportes durch Tiere zu beobachten.

Ergebnisse zur Nutzung der Computertomographie in der Bodengefügeforschung

von

Rogasik, H.¹, M. Joschko¹, K. Kotzke² und J. Rieger³

1. Einleitung

Die Röntgen-Computertomographie wird bisher zur zerstörungsfreien Untersuchung von Bodenproben bezüglich des Makroporenraumes (Anderson et al., 1990; Grevers et al., 1989; Peyton et al., 1992), der kleinräumigen Wasserverteilung (Crestana et al., 1985; Hopmanns et al., 1992; Tollner and Verma, 1989,), der Dichteverteilung (Jenssen and Heyerdahl, 1988; Petrovic et al., 1982) sowie der Regenwurmtätigkeit (Joschko et al., 1991) verwendet.

Gegenstand dieses Beitrages ist die Quantifizierung der kleinräumigen Heterogenität des Bodengefüges mittels Röntgen-Computertomographie auf der Grundlage einer "Zerlegung" von Bodenproben in Volumenelemente abgestufter Größenordnungen.

2. Material und Methoden

In situ entnommene, ungestörte Bodenproben ($d = 100$ mm, $h = 100$ mm) aus dem Ap-Horizont eines Bodenbearbeitungsversuchs (Tab. 1) wurden im Röntgen-Computertomographen in liegender Position schichtweise (1 mm Schichtdicke, 1 mm Schichtabstand) gescannt. Ein in die Bodensäule einbeschriebener Quader mit der Kantenlänge $70 \times 70 \times 80$ mm bildete die Bezugsbasis für die Untersuchung der kleinräumigen Heterogenität. Dazu wurde dieser Quader in Volumenelemente mit Kantenlängen von 10; 5; 2; 1; 0,5 und 0,25 mm unterteilt (Abb. 1). Prüfmerkmal war die Hounsfieldeinheit (HE), die als Maß für die dichtebedingte Abschwächung des Röntgenstrahles für die kleinstmöglichen Volumenelemente der Kantenlängen $0,25 \times 0,25 \times 1$ mm gemessen wurde. Auf der Grundlage dieser Basisvolumenelemente wurden die HE-Werte und Standardabweichungen (SD) der größeren, aggregierten Volumenelemente des Quaders berechnet und klassifiziert. Die Klassenbreite betrug einheitlich 100. Die Hounsfield-Skala umfaßte das Wertespektrum von - 1000 ... + 3000, d. h. 4000 Einheiten.

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten Bodenproben

Variante	Horizont	Tiefe cm	Körnungsart	d_B $g \cdot cm^{-3}$	wg M.-%	Ct %
1	Ap	15 - 25	u'S	1,54	6,5	0,95
2	Ap	15 - 25	u'S	1,58	6,2	0,87

1	Standardbodenbearbeitung - locker/heterogen (25 cm Herbstfurche)					
2	reduzierte Bodenbearbeitung - dicht/homogen (15 cm Arbeitstiefe)					

¹ Institut für Bodenforschung, ZALF e. V., Müncheberg

² DV-Consulting, Hannover

³ Universitätsklinikum Rudolf-Virchow, Berlin-Wedding

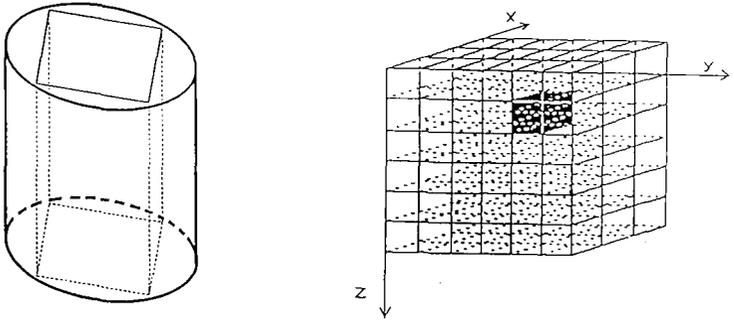


Abb. 1: Schematische Darstellung der Bodenprobe in ihrer Unterteilung in Volumenelemente

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Unterteilung des in die Bodenprobe eingeschriebenen Quaders in abgestuft kleinere Volumenelemente ermöglicht es, anhand der Parameter Hounsfieldeinheit (HE) und Standardabweichung (SD) Details der kleinräumigen Heterogenität des Bodengefüges und auch makroskopische Gefügeunterschiede nachzuweisen. So führt die Reduzierung der Kantenlänge der Volumenelemente von 10 auf 0,5 mm bei den untersuchten Varianten zu

- einer Erhöhung der Anzahl der belegten Klassen der Hounsfieldeinheiten (Abb. 2),
- einer Verringerung der relativen Häufigkeit in der Belegung der dominierenden HE-Klassen (Abb. 2) sowie
- einer Verringerung der Standardabweichung der HE-Werte von den Volumenelementen (Abb. 3).

Die höhere Dichtlagerung einer Bodenprobe dokumentiert sich in der Belegung größerer HE-Klassen (Abb. 2). Homogene Bodenproben sind im Vergleich zu heterogenen durch größere relative Häufigkeiten in der Belegung der dominierenden HE-Klasse gekennzeichnet. Deutlich geringere Standardabweichungen der HE-Werte treten bei größeren Volumenelementen (Kantenlänge 10 ... 5 mm) auf. Mit zunehmender Verringerung der Volumenelementgrößen gleichen sich die Unterschiede aus (Abb. 2 und 3).

4. Zusammenfassung

Die Parameter Anzahl und Größenordnung der belegten Klassen der Hounsfieldeinheiten, relative Häufigkeit der Belegung der einzelnen Klassen der Hounsfieldeinheiten und Standardabweichung der HE-Werte von Volumenelementen sind geeignete Kennwerte für die quantitative Charakterisierung der kleinräumigen Heterogenität des Bodengefüges im dreidimensionalen Raum. Mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie ist eine gefügespezifische Differenzierung zwischen Bodenproben unterschiedlicher Ausgangszustände möglich.

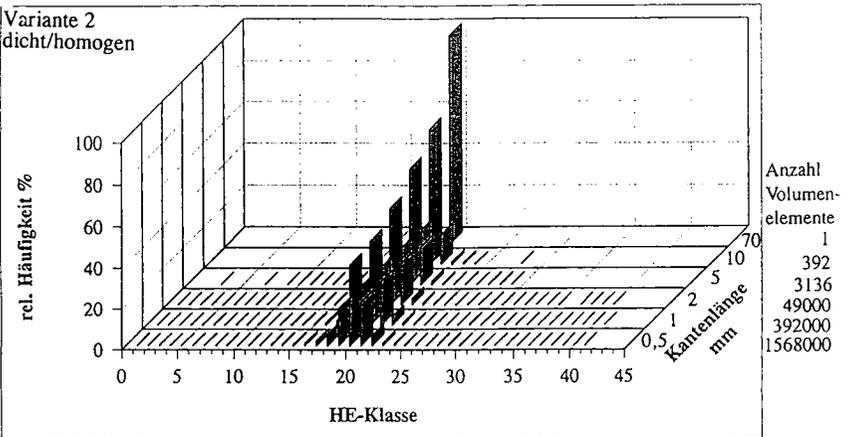
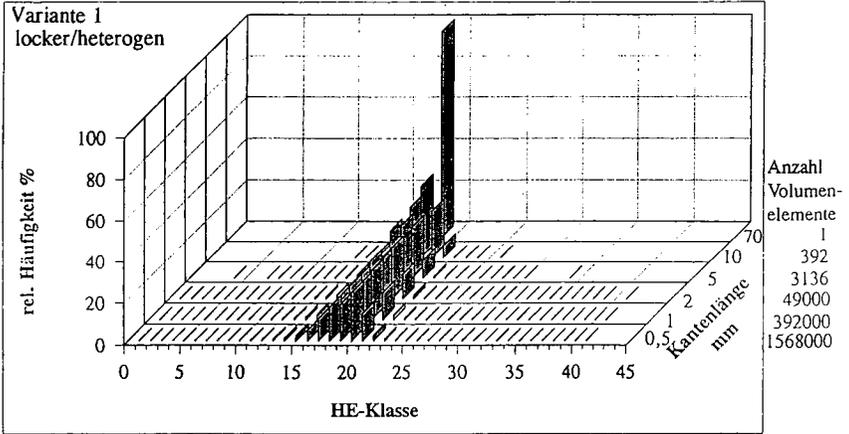


Abb. 2: Relative Häufigkeit der Belegung der Hounsfieldeinheitenklassen in Abhängigkeit von der Größe der Volumenelemente

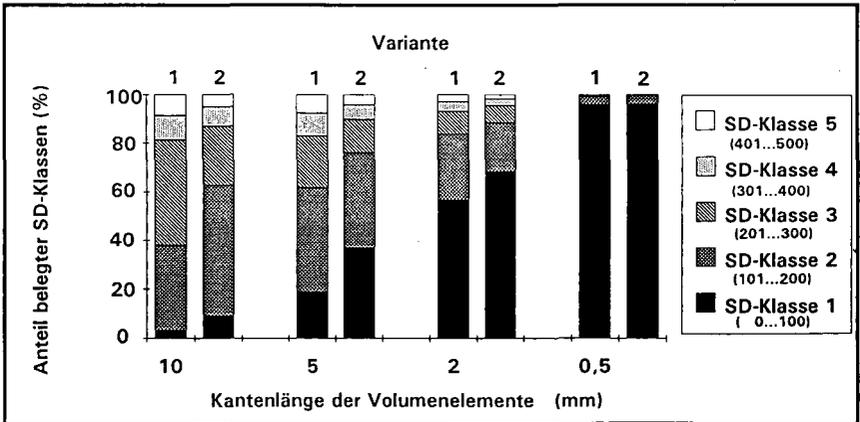


Abb. 3: Relative Häufigkeit der Belegung der Standardabweichungsklassen von Hounsfieldeinheiten in Abhängigkeit von der Größe der Volumenelemente

Literatur

- Anderson, S. H., R. L. Peyton and C. J. Gantzer (1989): Evaluation of constructed and natural soil macropores using X-ray computed tomography. *Geoderma* 46 : 13 - 29.
- Crestana, S., S. Mascarenhas and R. S. Pozzi-Mucelli (1985): Static and dynamic three-dimensional studies of water in soil using computed tomographic scanning. *Soil Science* 140: 326 - 332.
- Grevers, M. C. J., E. de Jong and R. J. St. Arnaud (1989): The characterization of soil macroporosity with CT scanning. *Can. J. Sci.* 69: 629 - 637
- Hopmans, J. W., T. Vogel and P. D. Koblik (1992): X-ray tomography of soil water distribution in one-step outflow experiments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 355 - 362.
- Jenssen, P. D. and P. H. Heyerdahl (1988): Soil column descriptions from X-ray computed tomography density images. *Soil Science* 146: 102 - 107.
- Joschko, M., O. Graff, P. C. Müller, K. Kutzke, P. Lindner, D. P. Pretschner and O. Larink (1991): A non-destructive method for the morphological assesment of earthworm burrow systems in the three dimensions by X-ray computed tomography. *Biol. Fertl Soils* 11: 88 - 92.
- Petrovic, A. M.; J. E. Siebert and P. E. Rieke (1982): Soil bulk density analysis in three dimensions by computed tomographic scanning. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 445 - 450.
- Peyton, R. L., B. A. Haeffner, S. H. Anderson and C. J. Gantzer (1992): Applying X-ray CT to measure macropore diameters in undisturbed soil cores. *Geoderma* 53: 329 - 340.
- Tollner, E. W. and B. P. Verma (1989): X-ray CT for quantifying wateer content at points within a soil body. *Transactions of the ASAE* 32(3): 901 - 905.

Stofftransport in Böden: Eine Methode zur impliziten Berücksichtigung der Struktur

von

Roth, K.

Stofftransport in Böden kann durch eine Abfolge von Prozessmodellen beschrieben werden. In einem makroskopisch homogenen Medium strebt diese im Grenzfall von sehr grossen Transportdistanzen einem Konvektions-Dispersions Prozess zu. Es wird skizziert, dass die Durchbruchkurve eines konservativen Tracers als implizite Beschreibung der Transportprozesse verwendet werden kann, selbst wenn dieser asymptotische Grenzfall noch nicht erreicht ist. Damit können oft Transport- und Wechselwirkungsprozesse entkoppelt werden, was eine wesentlich bessere Prozessidentifikation erlaubt. Dies wird anhand eines Beispiels demonstriert.

EINLEITUNG

Transportprozessen durch Böden und Grundwasserleiter kommt eine zentrale Rolle bei verschiedenen Umweltproblemen zu, beispielsweise bei der Verlagerung von Nitrat, Pestiziden oder CKWs ins Grundwasser. Da experimentelle Untersuchungen solcher Prozesse sehr aufwendig sind, möchte man sie oft durch vereinfachte Modelle oder numerische Simulationen ersetzen. Beim Vergleich zwischen Experiment und Modellvorstellung treten aber oft gravierende Diskrepanzen auf. So fanden *Trautwein et al.* [1983], dass eine Schadstofffront rund zehnmal weiter infiltriert war, als dies aus Modellrechnungen hervorging. Sie führten dies auf grosse systematische Abweichungen zwischen Labor- und Feldwerten der hydraulischen Leitfähigkeiten zurück. Bei einem Tracerexperiment unter stationären Bedingungen in einem lehmigen Sand fanden *Butters and Jury* [1989], dass der Stoffpuls durch eine stochastische Konvektion beschreibbar ist, und dass erst für Transportdistanzen, die grösser als 5 m sind, der Übergang zu einer Konvektion-Dispersion eintritt. Bei einem ähnlichen Experiment in einem stärker strukturierten lehmigen Boden fanden *Roth et al.* [1991], dass die Verlagerung eines Teils der Tracermasse zwar als Konvektion-Dispersion aufgefasst werden kann, dass aber ein anderer Teil bereits durch geringe Infiltrationsmengen in grosse Tiefe verlagert wird.

Solche und ähnliche Diskrepanzen, welche in andern Untersuchungen gefunden wurden, sind letztlich eine Folge der Geometrie des porösen Mediums, in welchem offenbar Strukturen mit unterschiedlichen Skalen auftreten. Sie verhindern die Anwendung des zentralen Grenzwertsatzes der Statistik, welcher dem Konvektions-Dispersions Modell letztlich zugrunde liegt. Im folgenden wird zuerst anhand der Taylor-Dispersion die Evolution von Transportphänomenen illustriert, die in einem Medium mit räumlich variabler Fliessgeschwindigkeit auftritt und im Konvektions-Dispersions Prozess endet. Anschliessend wird eine Methode skizziert, bei welcher ein konservativer Tracer zur impliziten Beschreibung der Transportprozesse verwendet wird, und die damit unabhängig davon ist, ob der Endpunkt der Evolution erreicht ist.

EVOLUTION BEI TRANSPORTPROZESSEN AM BEISPIEL DER TAYLOR-DISPERSION

Die langsame Strömung in einem langen zylindrischen Rohr wird nach Hagen-Poiseuille durch das Geschwindigkeitsfeld $v(r) = 2\bar{v} [1 - (r/r_0)^2]$ beschrieben, wo \bar{v} die mittlere Geschwindigkeit im Rohr mit Radius r_0 ist und r der Abstand von der Achse. Gelöste Moleküle in diesem Rohr werden durch die konvektive Strömung $v(r)$ verlagert und unterliegen weiter der molekularen Diffusion, welche durch den Koeffizienten D charakterisiert wird. *Taylor* [1953] zeigte, dass in einem solchen System der makroskopische—über den Querschnitt des Rohres gemittelte—Stofftransport eine Evolution zeigt,

¹Universität Hohenheim (310), Fachgebiet Bodenphysik, 70593 Stuttgart

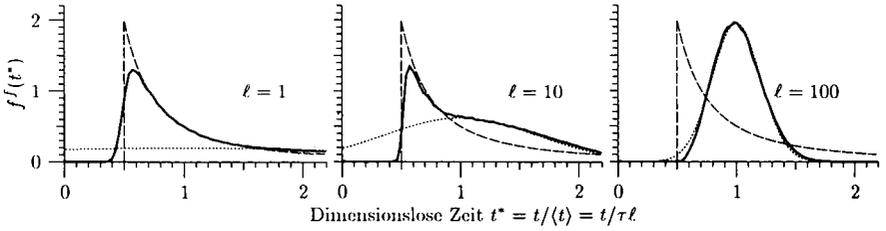


Figure 1: Simulierte Durchbruchskurven $f^j(t^*)$ bei der Taylor-Dispersion (dick ausgezogen) für verschiedene Transportdistanzen $z = c\bar{v}\tau$ sowie theoretische Durchbruchskurven für eine stochastische Konvektion (lang gestrichelt) und eine Konvektion-Dispersion bei der D durch (2) gegeben ist (kurz gestrichelt).

die wir heute als Übergang von einer stochastischen Konvektion zu einer Konvektion-Dispersion bezeichnen [Jury and Roth, 1990]. Er zeigte weiter, dass dieser Übergang durch die charakteristische Zeit

$$\tau = \frac{1}{2}v_0^2/D \tag{1}$$

bestimmt ist, und dass der makroskopische Dispersionskoeffizient D , der sich am Endpunkt der Evolution einstellt, gegeben ist durch

$$D = \frac{1}{48}v_0^2\bar{v}^2/D \tag{2}$$

Es ist interessant zu bemerken, dass die makroskopische Grösse D umgekehrt proportional ist zu ihrem mikroskopischen Analogon \mathcal{D} . In Figur 1 sind die makroskopischen Durchbruchskurven für verschiedene Transportdistanzen in dimensionsloser Form dargestellt. Daraus ist ersichtlich, dass für Distanzen $\ell \approx 1$ die Verlagerung im wesentlichen ein stochastisch konvektiver Prozess ist, der durch das Geschwindigkeitsfeld $v(\tau)$ bestimmt ist. (Die "Verschmierung" der scharfen Front wird durch die molekulare Diffusion verursacht.) Für Distanzen $\ell \approx 10$ findet der Übergang zu einem Konvektions-Dispersions Prozess statt, der bei $\ell \approx 100$ weitgehend abgeschlossen ist. Damit ist klar, dass das Konvektions-Dispersions Modell erst nach einer gewissen Transportdistanz eine gute Näherung der Realität sein kann. Bei der Taylor-Dispersion entspricht diese Distanz dem 100-fachen der Strecke, die mit der mittleren Geschwindigkeit \bar{v} in der Zeit τ zurückgelegt wird. Aus diesem Beispiel wird weiter deutlich, dass das Erreichen des asymptotischen Zustandes davon abhängt, dass das Medium makroskopisch homogen ist; hier heisst dies, dass τ entlang des Transportweges konstant ist.

ENTKOPPLUNG VON TRANSPORT UND WECHSELWIRKUNG

Wir betrachten den Transport gelöster, stabiler Stoffe durch ein eindimensionales, makroskopisch homogenes Medium mit einem stationären Wasserfluss j_w . Die Massenerhaltung für dieses System kann geschrieben werden als

$$\frac{\partial}{\partial t}C_T + \frac{\partial}{\partial z}j_s = 0 \tag{3}$$

wo C_T die gesamte volumetrische Stoffkonzentration bezeichnet und j_s den Stofffluss. Durch die Formulierung der einzelnen Terme von (3) bringt man die konzeptionellen Vorstellungen über die Transportprozesse ein. Insbesondere müssen die Aufteilung des gelösten Stoffes auf verschiedene Phasen, deren Wechselwirkungen sowie die Flussgesetze formuliert werden [Jury and Flüßler, 1992]. Für das Flussgesetz wird meist der Konvektions-Dispersions Ansatz

$$j_s = j_w C_w - D_e \frac{\partial}{\partial z}C_w \tag{4}$$

gewählt, wo C_w die volumetrische Konzentration in der Wasserphase ist und D_e der effektive hydrodynamische Dispersionskoeffizient. Um nun eine Beschreibung der Transportdynamik zu erhalten, welche unabhängig von der Annahme eines konvektiv-dispersiven Prozesses ist, kann (4) allgemeiner geschrieben werden als

$$j_s = j_w \mathcal{F}C_w \tag{5}$$

wo \mathcal{F} ein linearer Operator ist. Mit (5) wird ausgedrückt, dass der Stofffluss nur von der Konzentrationsverteilung in der Wasserphase abhängen soll. \mathcal{F} ist im allgemeinen nicht *a priori* bekannt, sondern ist implizite, durch die Durchbruchskurve eines konservativen Tracers, gegeben. Dies wird im folgenden Beispiel deutlicher. Für einen konservativen Tracer ist $C_T = \theta C_w$, wo θ der volumetrische Wassergehalt ist, und mit (5) und (3) ergibt sich für die Dynamik des Transportprozesses

$$\theta \frac{\partial}{\partial t} C_w + j_w \frac{\partial}{\partial z} [\mathcal{F} C_w] = 0. \quad (6)$$

Betrachten wir nun einen adsorbierenden Stoff und nehmen an, dass die Adsorption ein linearer Gleichgewichtsprozess sei, der durch den Verteilungskoeffizienten K_d beschrieben wird. Damit erhalten wir für die Aufteilung auf die Wasser- (w) und die adsorbierte (s) Phase sowie für deren Wechselwirkung

$$C_T^* = \theta C_w^* + \rho C_s^* \quad \text{und} \quad C_s^* = K_d C_w^*, \quad (7)$$

wo ρ die scheinbare Dichte bezeichnet und das Superskript * zur Unterscheidung der Konzentrationen von derjenigen des konservativen Stoffes dient. Einsetzen von (7) und (5) in (3) liefert

$$R\theta \frac{\partial}{\partial t} C_w + j_w \frac{\partial}{\partial z} [\mathcal{F} C_w] = 0, \quad \text{mit} \quad R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta}, \quad (8)$$

wo R als Gleichgewichtsretardationsfaktor bezeichnet wird. Ein Vergleich von (6) und (8) zeigt eine sehr enge Verwandtschaft und tatsächlich kann (8) durch jede der Transformationen

$$t \mapsto \frac{t}{R}, \quad j_w \mapsto \frac{j_w}{R}, \quad z \mapsto Rz \quad (9)$$

in die Form von (6) übergeführt werden. Damit ist klar, dass die Konzentration C_w^* des adsorbierenden Stoffes durch eine einfache Skalierung aus der Konzentration C_w des konservativen Tracers hervorgeht. Man kann allgemeiner zeigen, dass zwischen der Konzentration C_w^* eines linear adsorbierenden Stoffes mit Kinetik und Zerfall erster Ordnung und der Konzentration eines konservativen Tracers im Laplace-raum die Beziehung

$$\widehat{C}_w^*(s; z) = \widehat{C}_w(g(s); z) \quad (10)$$

besteht, wo $\widehat{}$ die Laplacetransformierte und s die zur Zeit konjugierte Variable ist, und wo die Funktion $g(s)$ nur von den Wechselwirkungs- und Zerfallsprozessen abhängt [Roth and Jury, 1993].

Diese Methode wurde angewendet, um 40 Laborexperimente mit gestörten und ungestörten Bodensäulen zu analysieren, bei denen Durchbruchskurven des konservativen Tracers Chlorid und des Pestizides Napropamid gemessen wurden [Elabd, 1984]. Für die Modellierung der gemessenen Kurven wurde angenommen, dass die Adsorption des Pestizides durch die lineare Gleichgewichtsisotherme $C_s^* = K_d C_w^*$ und eine physikalisch bedingte Kinetik erster Ordnung beschrieben wird, d.h.,

$$\frac{\partial}{\partial t} C_s^* = \alpha [K_d C_w^* - C_s^*] \quad \text{und} \quad R = 1 + \frac{\rho K_d}{\theta} \quad (11)$$

Zur Schätzung der Modellparameter R und α werden zwei Methoden verwendet: **(A)** Es wird angenommen, dass der Transportprozess eine Konvektion-Dispersion (CD) ist, deren Parameter j_w und D_e sich aus den Chloriddaten ergeben. Die geschätzten Werte werden dann verwendet um die Wechselwirkungsparameter R und α aus den Napropamidaten zu bestimmen. **(B)** Die Chloriddaten beschreiben implizite die Transportprozesse. Zur Schätzung von R und α aus den Napropamidaten werden die Chloridwerte, nach linearer Interpolation, direkt verwendet um (10) zu evaluieren. Einige charakteristische Beispiele von gemessenen und angepassten Durchbruchskurven sind in Figur 2 zusammengestellt und werden im folgenden kurz betrachtet. Figur 2a) zeigt einen Fall, wo offenbar die Auflösung der Chloridmessung nicht hinreichend war um eine möglicherweise bimodale Durchbruchskurve aufzulösen. Solche Probleme können umgangen werden, wenn die zeitliche Auflösung des konservativen Tracers um den Faktor R grösser ist, als diejenige des adsorbierenden Stoffes. In 2b) tritt ein früher Durchbruch sowohl des Chlorids als auch des Napropamids auf. Nur die implizite Formulierung vermag die Pestizidaten im frühen Bereich nachzubilden. 2c) zeigt eine

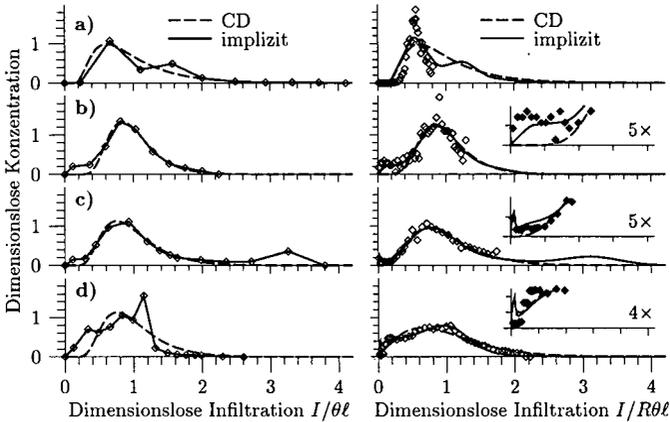


Figure 2: Gemessene (o) und angepasste dimensionslose Durchbruchskurven von Chlorid (linke Kolonne) und Napropamid (rechte Kolonne) durch Säulen der Länge l . Die gestrichelten Linien wurden mit Methode A (vgl. Text) bestimmt, die durchgezogenen Linien mit Methode B. Bei einigen Napropamid-Kurven ist der Beginn noch vergrößert dargestellt.

Kombination von einem frühen und einem wahrscheinlich bimodalen Durchbruch. In 2d) ist schliesslich demonstriert, wie mit dem Konvektions-Dispersions Modell trotz einer völlig falschen Anpassung an die Chloriddaten eine relativ gute Beschreibung der Napropamidaten möglich ist. Eine genauere Analyse zeigt, dass der Ratenparameter α der Wechselwirkung eine schlechte Schätzung des Transportes kompensiert. Die Auswertung aller Experimente zeigt, dass dies ein allgemeines Phänomen ist: die geschätzten Werte von R sind zwar unabhängig von der Methode—da R ein Gleichgewichtsparameter ist, erstaunt dies auch nicht—dass aber der Wert des Wechselwirkungsparameters α mit der auf der Konvektion-Dispersion basierenden Methode A konsistent tiefer geschätzt wird als mit der impliziten Formulierung [Roth and Jury, 1993].

Dieses Beispiel demonstriert, dass die Übereinstimmung zwischen Daten und angepasstem Modell keine Gewähr für eine korrekte Beschreibung ist. Die Verwendung unterschiedlicher Tracer zusammen mit einer impliziten Formulierung der Transportprozesse ermöglicht eine deutliche Verbesserung bei der Modellidentifikation und Parameterschätzung.

Dank. Wesentliche Teile der hier dokumentierten Arbeiten habe ich an der University of California at Riverside in Zusammenarbeit mit W.A. Jury durchgeführt. Der Aufenthalt in Riverside wurde durch ein Stipendium des Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung ermöglicht.

LITERATUR

Butters, G.L. and W.A. Jury, 1989: Field scale transport of bromide in an unsaturated soil. 2. Dispersion modeling. *Water Resour. Res.*, **25**,1583-1589.
 Elabd, H., 1984: Spatial variability of the pesticide distribution coefficient. Ph.D. thesis, University of California, Riverside.
 Jury, W.A. and H. Flübler, 1992: Transport of Chemicals through soil: Mechanisms, models, and field applications. *Adv. in Agronomy*, **47**, 141-201.
 Jury, W.A. and K. Roth, 1990: *Transfer Functions and Solute Movement through Soils. Theory and Applications*. Birkhäuser Verlag, Basel.
 Roth, K. and W.A. Jury, 1993: Linear transport models for adsorbing solutes. *Water Resour. Res.*, **29**,1195-1203.
 Roth, K., W.A. Jury, H. Flübler, and W. Attinger, 1991: Transport of chloride through an unsaturated field soil. *Water Resour. Res.*, **27**,2533-2541.
 Taylor, G., 1953: Dispersion of soluble matter in solvent flowing slowly through a tube. *Proc. R. Soc. London*, **219A**,186-203.
 Trautwein, S.J., D.E. Daniel, and M.W. Cooper, 1983: Case history study of water flow through unsaturated soil. In *Role of the Unsaturated Zone in Radioactive and Hazardous Waste Disposal* edited by J.W. Mercer, P.S.C. Rao, and I.W. Marine Ann Arbor Science.

Bestimmung bodenhydraulischer Parameter mit Durchflußexperimenten im Labor

von

Scheibke, R.

Einleitung

Die Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Bereich (K_{η}) in Abhängigkeit von Wasserspannung (ψ) und Wassergehalt (θ) ist von entscheidender Bedeutung für den Wasser- und Stofftransport im Boden. Da K_{η} -Messungen im Gelände nicht immer möglich sind (Aufwand, Zeit, Kosten, Meßbereich) werden Labormethoden benötigt, die bodenhydraulische Parameter an ungestört entnommenen Bodenproben ermitteln. Durch den Einsatz direkter Wassergehaltmessung (Time Domain Reflectometry = TDR) werden neuerdings auch räumlich und zeitlich hochauflösende Labormessungen für θ erschwinglich.

Im folgenden werden Durchflußexperimente an Labor-Bodensäulen durch numerisch Simulation berechnet und die berechneten Werte für θ und ψ mit der Augenblicksprofilmethode ausgewertet. Die Berechnungen liefern Hinweise für die günstigsten Laborexperimente bezüglich Zeitaufwand, Meßbereich, Genauigkeit und Meßfehlerempfindlichkeit.

Für die Auswertung werden verschiedene Glättungsverfahren miteinander verglichen.

Methoden

Augenblicksprofilmethode

In einer Bodenprobe werden Fließexperimente durchgeführt. Zeitreihen für θ und ψ werden in verschiedenen Tiefen gemessen. Die Wassergehaltsprofile ermöglichen die Berechnung von Flußraten (Kontinuitätsgleichung), die Tensionsprofile ergeben den antreibenden hydraulischen Gradienten. Daraus wird die hydraulische Leitfähigkeit K_{η} nach der erweiterten Darcy-Gleichung berechnet (KLUTE UND DIRKSEN 1986). Die zeit- und ortsgleichen ψ - θ -Meßpaare ergeben die $\psi(\theta)$ -Kurve (pFWG-Kurve).

Simulierte Experimente

Um günstige Experimentführungen für einen Boden zu bestimmen wurden ausgewählte Experimente mit einem Simulationsprogramm (MIMTOS) (ZURMÜHL 1993) durchgerechnet. Dabei wurden bereits bestimmte Bodenparameter verwendet (HERRMANN ET. AL. 1992). Die Simulationen liefern exakte Werte für drei Tiefen. Diese simulierten Werte ("Meßwerte") wurden verwendet, um mit der Augenblicksprofilmethode K_{η} -Werte zu berechnen. Zusätzlich wurden die "Meßwerte" mit 2% zufälliger Streuung belegt und dann ebenfalls nach der Augenblicksprofilmethode ausgewertet.

Folgende Experimente wurden simuliert:

Eine Bodensäule steht auf einer porösen Platte, wurde aufgesättigt und unter kontrollierten Randbedingungen entwässert.

E1: Entwässerung ohne Unterdruck

E2: Entwässerung mit einer großen Druckstufe (One-step)

* Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 95447 Bayreuth

- E3: Entwässerung durch einen linear zunehmenden Unterdruck (increasing gradient)
- E4: Entwässerung durch einen linear zunehmenden Unterdruck mit Bewässerung am oberen Rand (increasing gradient und Durchfluß).

Experimentbeschreibungen:

Kürzel	Experiment-Bezeichnung	Anfangsbedingungen		Randbedingungen	
		Q_u Fluß oben [cm/h]	$\psi(i)$ Tensionen [cmWS]	$Q_u(t)$ Fluß oben [cm/h]	$\psi(i,t)$ unterer Rand [cmWS]
E1	Ausfluß mit	0.0	-0.01, alle i	0.0, alle t	-0.01, für $t=1..10h$
E2	Ausfluß mit One-Step	0.0	-0.01, alle i	0.0, alle t	-100, für $t=1..30h$
E3	increasing gradient	0.0	-0.01, alle i	0.0, alle t	-0.01..-100.0 für $t=1..30h$
E4	increasing gradient und Durchfluß	1.0	-0.01, alle i	1.0, alle t	-0.01..-100.0 für $t=1..20h$

Räumliche Diskretisierung: $i = \text{Knoten } 1..62$, Knotenabstand 0.3cm

Boden: Sandig-lehmiger Ap-Horizont, Van Genuchten-Parameter Mittelwerte aus Laborwerten (HERRMANN ET AL. 1992): $\alpha = 0.047 \text{ 1/cm}$, $n = 1.5$, $\theta_r = 0.05$, $\theta_s = 0.40$, $K_s = 72.4 \text{ cm/h}$, $h = 17.68 \text{ cm}$

poröse Platte: $K_s = 100 \text{ cm/h}$, $h = 0.8 \text{ cm}$.

Ergebnisse und Diskussion

Ungestörte K_u - ψ - und K_u - θ -Kurven aus den Experimenten E1 bis E4

Die simulierten Meßwerte wurden nach der Augenblicksprofilmethode ausgewertet. Für 3 Tiefen wurden so K_u -Werte errechnet. Da der Boden als homogen betrachtet wird, können die Werte für die drei Tiefen gemittelt werden. In Abb. 2a und Abb. 2b sind die gemittelten K_u - ψ - und K_u - θ -Kurven für jedes Experiment, sowie die aus den Eingangsparametern erhaltene Originalkurve dargestellt.

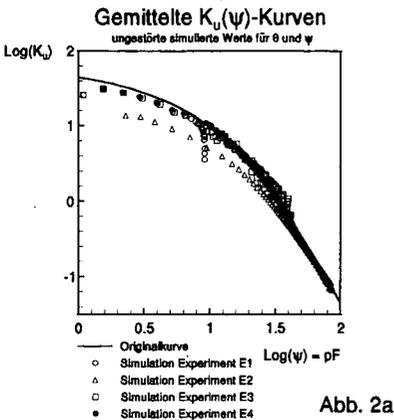


Abb. 2a

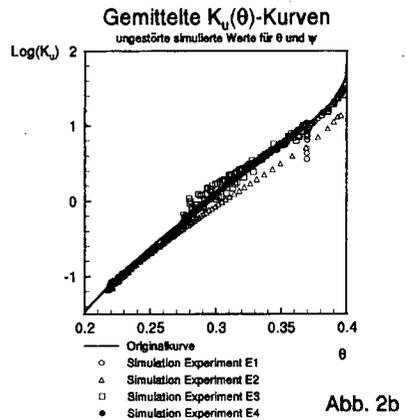


Abb. 2b

E1 liefert nur Werte für den Bereich bis $pF \leq 1$. Da nahe Gleichgewicht die hydraulischen Gradienten sehr klein werden ist eine Auswertung nach der Augenblicksprofilmethode dort nicht sinnvoll, die Werte weichen deshalb in diesem Bereich stark von der Originalkurve ab.

Die Werte für E2 weichen im feuchten Bereich systematisch von der Originalkurve ab.

E3 und E4 liefern deutlich bessere K_u -Werte, da der Zunehmende angelegte Unterdruck am unteren Rand für ständig große hydraulische Gradienten sorgt, die eine stabilere Auswertung ermöglichen.

K_u - ψ -Kurven aus gestörten Meßwerten und Vergleich verschiedener Glättungsverfahren

Da die realen Meßgeräte (Tensiometer und TDR) etwa 2%-Meßfehler aufweisen, wurden die simulierten "Meßwerte" für θ und ψ mit Werten aus einem Intervall $\pm 2\%$ der Meßwerte zufällig gestört. Aus diesen Daten wurde erneut nach der Augenblicksprofilmethode ausgewertet.

Für Experiment E4 zeigen die K_u -Werte für die 3 Tiefen Abweichungen von einer Größenordnung sowie Ausreißer (Abb. 3a).

Nach einer Glättung der K_u -Werte durch 7-fachen gleitenden Mittelwert nähern sich die geglätteten K_u -Werte der Originalkurve, die Ausreißer verschwinden, doch sind noch deutliche Abweichungen und Schwingungen sichtbar (Abb 3b).

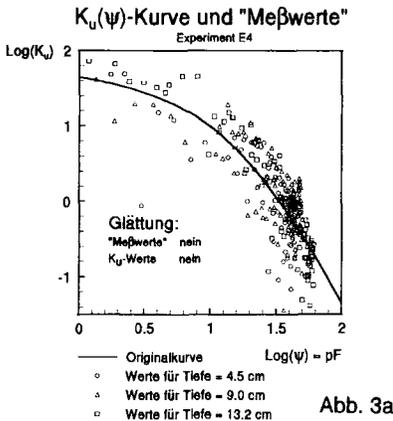


Abb. 3a

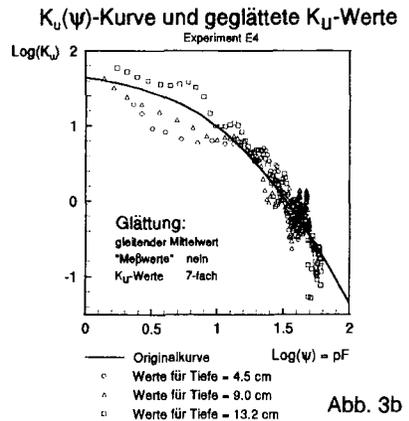


Abb. 3b

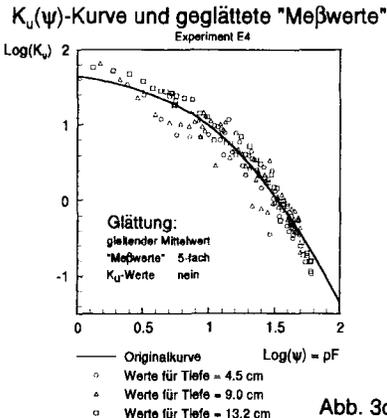


Abb. 3c

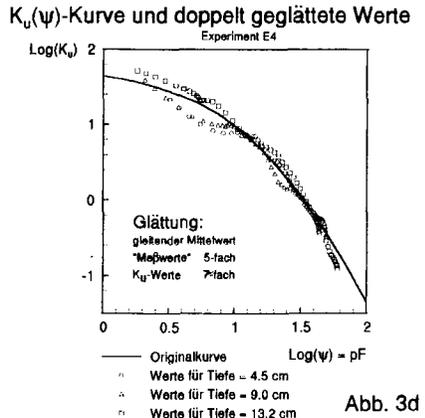


Abb. 3d

Werden die "Meßwerte" für θ und ψ mit 5-fach gleitendem Mittelwert geglättet und dann die K_u -Werte berechnet, liegen die ungeglätteten K_u -Werte näher an der Originalkurve als ohne jede Glättung, streuen aber noch um eine halbe Größenordnung (Abb. 3c).

Erst der Einsatz beider Glättungsverfahren hintereinander bringt die K_u -Werte so nahe an die Originalkurve, daß sie mit den ungestört berechneten K_u -Werten vergleichbar werden (Abb 3d u. Abb. 2a).

Zusammenfassung

- Durch Simulation von Labor-Durchflußexperimenten mit geschätzten, oder aus anderen Experimenten erhaltenen, Parametern kann das optimale Experimentdesign bestimmt werden.
- Für die Auswertung nach der Augenblicksprofilmethode muß über den betrachteten Meßbereich ein möglichst hoher hydraulischer Gradient aufgebaut werden.
- Ein Experiment mit wachsendem Gradienten und konstantem Einfluß bietet im Vergleich der vorgestellten Experimente die besten Ergebnisse für die K_u -Bestimmung.
- Die Auswertung mit gestörten "Meßwerten" zeigt den hohen Einfluß der Meßfehler auf die K_u -Bestimmung.
- Eine Glättung der gestörten "Meßwerte" und der K_u -Werte durch gleitende Mittelwertbildung führt zu ähnlichen K_u -Werten wie die Auswertung ohne gestörte "Meßwerte".

Literatur

- HERRMANN R., DURNER W., REHDING C., ZURMÜHL T., 1992:** Vergleichende Untersuchungen zur Mobilität von Umweltchemikalien aus seuchenhygienisch unbedenklichen Klärschlämmen in unterschiedlich genutzten Ökosystemen. F+E 10701016/03, Umweltbundesamt D-Berlin.
- KLUTE A., DIRKSEN C., 1986:** Hydraulic Conductivity and Diffusivity: Laboratory Methods, S. 687-734. In: **KLUTE A.** (Ed.): Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods, ASA and SSSA, Madison, USA.
- 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.
- ZURMÜHL T., 1993:** Numerische Modellierung des instationären Transports von organischen Umweltchemikalien in Bodensäulen, Dissertation, Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth.

Dank

Ich danke Herrn Torsten Zurmühl (Lehrstuhl für Hydrologie, Universität Bayreuth) für das Überlassen der Simulationssoftware.

Diese Arbeiten werden gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Forschung und Technologie (BMFT) - Vorhaben Nr. BEO-0339476A (BITÖK)

Entwicklung und Testung eines lichtelektrischen Korngrößenanalysengerätes und Einfluß der Dispergierung auf die Korngrößenanalyse

von

Schindler, U.

1. Einleitung: In der Bodenkunde erfolgt die Korngrößenanalyse gewöhnlich nach der Pipettmethode von KÖHN (Hartge und Horn, 1989). Dieses altgebräuchliche Verfahren ist u.a. gekennzeichnet durch:

- einen hohen Zeitaufwand für die Analyse
- hohe manuelle Anforderungen
- subjektive Einflüsse bei der Analysendurchführung.

So zeigten auch wiederholt durchgeführte Ringversuche zwischen Laboratorien erhebliche Differenzen der Analysenergebnisse. Diese Leistungsbegrenzungen und Unsicherheiten waren des öfteren Anlaß, über die Anwendung effektiverer Verfahren nachzudenken (Hostomsky und Halasz, 1986). Ein Ersatz ist aber prinzipiell nur dann sinnvoll, wenn das neue Verfahren kompatible Ergebnisse zur Pipettmethode liefert, da viele indirekt aus der Korngrößenzusammensetzung ermittelte Bodenkennwerte und Pedotransferfunktionen auf Ergebnissen der Pipettanalyse fußen.

In gleicher Weise können Veränderungen bei der Probenvorbereitung zu unterschiedlichen Ergebnissen führen (Gee und Bauder, 1986).

Nachfolgend werden Ergebnissen vorgestellt zur:

- Entwicklung und Testung eines lichtelektrischen Korngrößenanalysengerätes und zum Vergleich der Analysendaten mit denen der Pipettanalyse
- Auswirkung einer unterschiedlichen Dispergierart (Schütteln, Ultraschall) auf das Analysenergebnis
- Bedeutung der Dispergierzeit (Schüttelzeit)
- zeitlichen Stabilität einer dispergierten Probe.

2. Methodik:

2.1. Lichtelektrisches Korngrößenanalysengerät

- Meßprinzip

Zu entwickeln war ein fotoelektrisches Meßgerät nach dem Prinzip der Sedimentation in Flüssigkeiten (analog der Pipettmethode). Physikalische Grundlage ist das Stokessche Fallgesetz und das Lambert-Beersche Gesetz. Gemessen wird der Zeitverlauf der Extinktion im Sedimentationsprozeß in einer geschlossenen, runden Glasküvette in drei Meßebenen (0,5; 3; 10 cm). Aus diesen Meßwerten wird dann die Korngrößenverteilung berechnet.

- Vergleich der Meßergebnisse mit denen der Pipettmethode

Geprüft wurde die Übereinstimmung der analysierten Korngrößenverteilung von 42 Proben des Nordostdeutschen Tieflandes mit unterschiedlicher Körnungart und Genese. Besonderer Wert wurde bei der Auswertung der Ergebnisse auf den Tonanteil <2 µm gelegt.

2.2. Dispergierung

-Probenmaterial (Tab.1)

Die Untersuchung erfolgte an insgesamt 62 Proben des Nordostdeutschen Tieflandes. Es wurden Probengruppen gebildet (Tab.1), wobei die Gruppe der Auenproben nach ihrer Entnahmetiefe geteilt wurde in:

- a) 0 bis 60cm (vorwiegend A, Go und Gro Horizonte)
- b) tiefer als 60cm (vorwiegend Gor und Gr-Horizonte)

Die Auswirkung der Dispergierung wurde am analysierten Tongehalt (<2µm) geprüft.

-Dispergiert

- 1. Schütteln - horizontales Schütteln der Probe, 4h, ca. 100 Bewegungen/min.
- 2. Ultraschall - 22 kHz, 2*5 Minuten
- Dispergiermittel - Natriumpyrophosphatlösung, 0,2 N

Tab.1: Probenmaterial

Probengruppe	Bodenmaterial	Tiefe	Kornanteil (%) <63µm	Horizontz	Anzahl
1	pleistozäne IS bis L	15-70cm	19-70	A; B	28
2a	Auenlehm, Auenton	10-60cm	86-94	A; Go; Gro	20
2b	Auenlehm, Auenton	>60cm	76-89	Gor; Gr	14

- Zeitliche Stabilität des Dispergierzustandes

Wiederholung der Analyse von Proben (geschüttelt und ultraschalldispergiert) nach ca. einem halben Jahr. Die Proben waren in dieser Zeit ständig in Natriumpyrophosphatlösung.

- Schüttelzeit

Schütteln wie oben beschrieben, jedoch mit Variation der Schüttelzeit in den Stufen 0,5h, 1h, 4h, und 10h. Wiederholung der Analyse einer Probe (geschüttelt und ultraschalldispergiert) nach ca. einem halben Jahr. Die Proben waren in dieser Zeit ständig in Natriumpyrophosphatlösung.

3. Ergebnis

3.1 Lichtelektrisches Korngrößengerät (Abb.1)

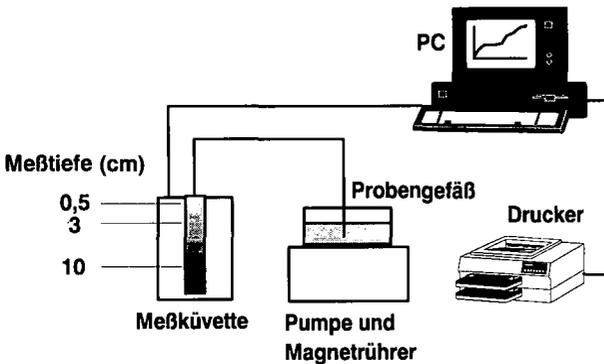


Abb.1: Lichtelektrisches Korngrößenanalysengerät - Prinzipdarstellung

- Arbeitsweise

Das Meßgerät wird kalibriert an einem Referenzmaterial mit bekannter Korngrößenzusammensetzung. Gemessen wird der Zeitverlauf der Extinktion in 3 Meßebenen (0,5; 3; 10 cm). Die zu analysierende, dispergierte Probe wird als Suspension in das Vorratsgefäß gegeben und mit einem Magnetrührer mit destilliertem Wasser gemischt. Aus diesem Gefäß wird die Meßküvette mittels Schlauchpumpe beschickt und die so eingestellte Meßsuspension ständig umgepumpt. Am Bildschirm des Meßcomputers werden die Meßbedingungen (Konzentration der Suspension und Homogenität in der Meßküvette) geprüft und im Dialogbetrieb entsprechend den vorgegebenen Meßanforderungen eingestellt. Sind die Meßbedingungen erfüllt, wird die Pumpe ausgeschaltet und der Meßvorgang ausgelöst.

- Geräteparameter

Meßbereich	<2 bis 63 µm; 12 Kornklassen
Reproduzierbarkeit	ca. 1% (mittlere Abweichung von Wiederholungsmessungen über alle Kornklassen)
Meßzeit	ca. 20 Minuten
Analysenmaterial	disperse Stoffe mit einer Dichte > 1.0g/cm ³ ; die Materialfarbe ist ohne Einfluß

- Vergleich der Meßverfahren

Im Mittel aller Proben werden mit OPTEX 4.1 % höhere Tongehalte analysiert (Tab.2). Ein Vergleich in den Probengruppen zeigt, daß die Differenzen bei den Auenlehm und -tonproben größer als bei den pleistozänen Proben sind.

Tab.2: Vergleich der Kornanteile <2µm

Probengruppe	Köhn	OPTEX	mittlere Differenz	Standardabw. der mittl. Diff.	Signifikanz paarw. t-Test
1 und 2	40,7	44,8	-4,1	6,1	*
1.	49,5	55,6	-6,1	5,3	*
2	29,0	30,5	-1,5	6,2	-

3.2. Einfluß der Dispergierung

- Dispergierart

Die Art der Dispergierung wirkt sich nur deutlich in der Probengruppe 2b auf das Ergebnis aus (Tab.3). Hier traten allerdings teilweise erhebliche Unterschiede auf, wobei die ultraschalldispergierten Proben im Einzelfall bis zu 15 % höhere Tongehalte aufwiesen.

Tab: 3: Abweichungen im Tonanteil <2µm bei Dispergierung mit Ultraschall (USD) und durch Schütteln

Probengruppe	Schütteln	USD	Standardabw. der mittl. Diff.	Signif. der mittl. Diff. paarw. t-Test
1	37,6	39,3	5,2	-
2a	54,7	54,4	4,4	-
2b	55,3	59,3	5,3	*

- Schüttelzeit

Die Schüttelzeit ist im untersuchten Bereich ohne wirksamen Einfluß auf das Analysenergebnis (Tab 4).

Tab. 4: Einfluß der Schüttelzeit auf den Kornanteil <2µm

Zeit (h)	Probengruppe	
	1	2b
0,5	37,7	50,2
1	38,2	51,6
4	36,8	50,6
10	36,6	49,6

- Zeitliche Stabilität

Sowohl bei den geschüttelten als auch ultraschalldispergierten Proben trat durch die Wirkung des Natriumpyrophosphates eine weitere Dispergierung ein, so daß nach einem halben Jahr Standzeit bis zu 10% höhere Tongehalte analysiert wurden. (Abb.2) zeigt das am Beispiel einer geschüttelten Auentonprobe.

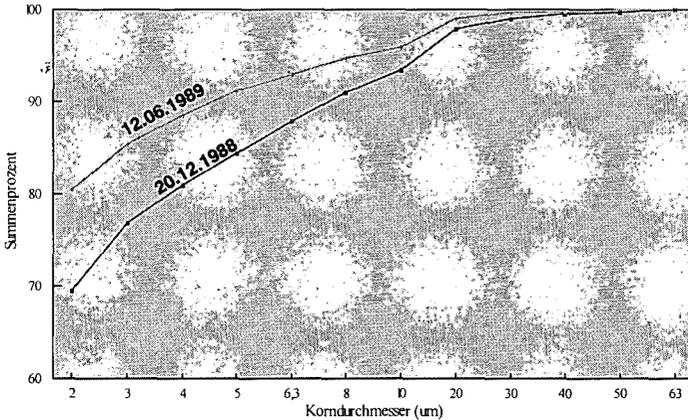


Abb 2: Zeiliche Stabilität einer Dispersion; Auentonprobe, Schütteln in $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$

4. Diskussion und Schlußfolgerungen

Das vorgestellte lichtelektrische Korngrößenanalysengerät ermöglicht eine Korngrößenanalyse im Bereich zwischen <2 und $63\mu\text{m}$ mit einer Differenzierung in 12 Kornklassen. Der Zeit- und Meßaufwand ist gegenüber der Pipettanalyse wesentlich gemindert, subjektive Fehlermöglichkeiten sind nahezu ausgeschlossen, und die Reproduzierbarkeit der Meßergebnisse ist gut. Der Vergleich zwischen den beiden Meßverfahren lieferte befriedigende Ergebnisse. Die Differenzen im Tonanteil sind zwar zum Teil signifikant, könnten aber durch eine speziell an die Pipettanalyse angepaßte Kalibrierung (für alle 12 Kornklassen) vermindert werden.

Die Probenvorbereitung kann das Meßergebnis wesentlich beeinflussen. Das betrifft die Dispergierung wie auch die Art der Humus- und Kalkzerstörung. Die Schüttelzeit wirkt sich ab 0,5 h nicht mehr auf das Ergebnis aus, so daß gegenüber der in den Vorschriften vorgeschlagenen Zeit eine Verkürzung möglich sein könnte.

Die Dispergierung mit Ultraschall wirkte sich deutlich in der Probengruppe 2b (Auenlehm und Auentonproben aus Gor und Gr-Horizonten) auf die Korngrößenanalyse aus. Die Anwendung von Ultraschall sollte zur Sicherung einer Vergleichbarkeit der Analysenergebnisse deshalb möglichst nur dann vorgenommen werden, wenn keine Differenzen zu erwarten sind. Kann der Versuchsansteller das nicht beurteilen, sind Veränderungen bei der Dispergierart problematisch.

Da das Korngrößenanalysergebnis kein absolutes Maß darstellt, sondern immer nur ein methoden- und vorbehandlungsabhängiges Ergebnis ist, muß großer Wert auf einheitliche Verfahrensweisen gelegt werden. Wer von der allgemein vorgeschriebenen Verfahrensweise abweicht, sollte eine Vergleichbarkeit durch spezielle Untersuchungen sichern. Das betrifft insbesondere auch die Einführung anderer Meßtechniken, wie z. B. Partikelzählgeräte oder Meßgeräte, die die Beugung eines Laserstrahls zur Korngrößenmessung nutzen.

Literatur

- Gee, G.W., Bauder, J.W., 1986: Methods of soil analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods-Agronomy Monograph no.2, Am. Soc. of Agronomy, Soil Sci. Soc. Am..
- Hartge, K.H. Horn, R., 1989: Die physikalische Untersuchung von Böden, Enke Verlag.
- Hostomsky, J., Halasz, Z., 1986: Korngrößenanalyse nichtsphärischer Teilchen. Eine Beziehung zwischen den Ergebnissen des Fotosedimentationsverfahrens und der Mikroskopie, Powder Technology, Lausanne, 49,1,45-51.

Mikro- und makroskopische Untersuchungen zur Gefügeentwicklung in rekultivierten Lößböden bei unterschiedlicher Nutzung im Rheinischen Braunkohlenrevier

von

Schneider, R.

Einleitung

Im Rheinischen Braunkohlenrevier wurden und werden großflächig fruchtbare Ackerböden aus Löß durch den Abbau von Braunkohle im Tagebauverfahren verbraucht. Als Ausgleichsmaßnahme werden in erheblichem Umfang Neuland-Ackerböden aus Löß und Lößlehm wiederhergestellt.

Da das Ausgangssubstrat einerseits schluffreich und anfangs humusarm sowie von geringer biologischer Aktivität ist, und andererseits das Neuland sehr intensiv ackerbaulich genutzt wird, ist die Gefügebildung und -entwicklung erheblich erschwert.

Dieser Sachverhalt ist äußerst problematisch, wenn man bedenkt, daß eine gute mechanische Belastbarkeit bzw. Tragfähigkeit der Böden bei gleichzeitig aus pflanzenökologischer Sicht günstigen physikalischen Standortbedingungen nur realisierbar ist über die Bildung eines stabilen Gefüges (LEBERT 1989; SCHNEIDER 1992).

Weitere Faktoren, die beim Lößneuland die Gefügeentwicklung direkt beeinflussen, sind die Rekultivierungsart und -qualität, sowie die Nutzungsart und mechanische Eingriffe.

Material und Methoden

Die nachfolgend vorgestellten Befunde resultieren aus Untersuchungen an rund 10 bzw. 20-25 Jahre alten naß bzw. trocken rekultivierten Neulandböden aus kalkhaltigem Löß (5-10% CaCO₃) im Rheinischen Braunkohlenrevier. Die Bodenart des Rekultivierungssubstrates ist vorwiegend stark lehmiger Schluff.

Die naß rekultivierten Flächen werden auch als Spülflächen bezeichnet, da für deren Herstellung eine Suspension aus Wasser und Löß in vorbereitete Polder verspült wird. Die trocken hergestellten Böden werden auch Schüttbodyden genannt, da das Substrat über Förderbänder transportiert, von sogenannten Absetzern aus unterschiedlicher Höhe geschüttet und mit Planierdrauen eingeebnet wird. Die Rekultivierungsqualität der untersuchten Schüttstandorte ist als mittel bis schlecht einzustufen.

Die verwendeten Labormethoden sind zitiert bei SCHNEIDER (1992). Die Fotos stammen entweder direkt aus aufgeworfenen Profilgruben oder von Anschliffen, wobei die Proben mit Vestopal 160 eingebettet wurden.

Ergebnisse und Diskussion

1. Ackerbaulich genutztes Lößneuland

Die jungen Spülböden sind hinsichtlich der physikalischen Parameter als recht homogen zu bezeichnen, wie Tabelle 1 zeigt.

Ersichtlich wird, daß es sich bei mehr als 50 % des Hohlraumvolumens um Mittelporen der Größe 10-0,2 µm handelt; Grobporen finden sich im Sediment nur wenige. Das große Mittelporenvolumen ergibt sich aus der kohärenten, porösen Lagerung des zu rund 70% aus Grob- und Mittelschluff bestehenden Spülgutes nach der Sedimentation.

Ein weiteres Charakteristikum gespülten Lößneulandes sind blasenförmige Hohlräume, die sogenannten *Teigblasen*, die teils isoliert, teils miteinander verbunden in der sonst homogenen Lößmatrix liegen und die ersten Grobporen im Sediment bilden (Foto 1). Es dürfte sich hierbei um Lufteinschlüsse beim Spül- und Sedimentationsprozeß infolge von Turbulenzen handeln.

Die mechanische Belastbarkeit dieser jungen Spülböden, erfaßt als Wert der Vorbelastung (Pv), ist gering (Tab. 1).

* Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, 54286 Trier

Tab. 1: Bodenphysikalische Eigenschaften gespülter und geschütteter Neuböden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier (n=5), (Ew bei pF 2,5; Pv bei pF 1,8)

Alter	Tiefe [cm]	GPV	P > 50µm [Vol. %]	P10-0,2µm	K _f [cm/d]	E _w [kPa]	ΔGMD [mm]	Pv [kPa]
gespült								
8-10 J.	0-30	42,5	7,3	19,9	15,6	187	4,2	48
	30-50	38,6	1,3	22,7	8,6	264	4,5	78
	50-70	38,6	0,6	24,9	4,7	228		86
	> 70	39,9	0,9	25,3	6,3	181		
geschüttet								
20-25 J.	0-30	41,0	7,2	17,8	34,2	256	3,9	50
	30-50	36,3	3,0	17,0	7,1	394	4,3	125
	50-70	36,9	2,7	16,6	12,7	384		160
	> 70	38,4	3,2	17,3	14,6	310		

Besonders die alten geschütteten Flächen sind durch rekultivierungsbedingte Verdichtungen im Unterboden gekennzeichnet. Das Gesamtporenvolumen geht bis auf rund 36 % zurück, die Vorbelastung ist hingegen sehr hoch. D.h. diese Standorte verfügen zwar über eine beachtliche mechanische Tragfähigkeit, die pflanzenökologisch relevanten physikalischen Standortbedingungen sind jedoch ungünstig. Diese Verdichtungen sind auch makro- und mikroskopisch bis in mehr als 1m Tiefe im Boden an feinplattigem Gefüge erkennbar.

Typisch für die Schüttböden sind desweiteren rundliche, dunklere Gebilde, die sogenannten **Rollaggregate**. Diese entstehen durch den Transport des Rekultivierungsgutes mit Förderbändern und rollende Bewegung beim Schüttvorgang. Meist handelt es sich hierbei um stabil aggregiertes B_t-Material der abgegrabenen Parabraunerden, eingebettet in die Lößmatrix (Foto 2).

Bei vielen älteren, trocken rekultivierten Lößböden findet sich bei mittlerer und schlechter Rekultivierungsqualität ein verschieden dicht gelagertes **Kohärentgefüge mit Rollaggregaten**. Bei gut rekultivierten Schüttböden jedoch ist die Bezeichnung **lockeres Rollaggregat-Kohärentgefüge** oder, einfach nur **lockeres Rollaggregatgefüge** nach VORDERBRÜGGE (1989) treffender.

2. Förderung der Gefügeentwicklung

Um der Frage nachzugehen, ob es möglich ist, die Entwicklung eines stabilen Gefüges auf natürlichem Wege zu fördern, wurden neben ackerbaulich genutztem Lößneuland- auch Schüttböden aus Löß unter Wald untersucht, ausgehend von der Annahme, daß eine intensivere Humusakkumulation stattfindet, die biogene Aktivität größer und die Nutzungsintensität geringer ist.

Wie Tabelle 2 zeigt, sind der Kohlenstoffgehalt sowie die biologischen Aktivitäten von 20-25 Jahre alten Lößböden unter Weide und Wald deutlich höher als unter Acker.

Die bodenphysikalischen Standortbedingungen sind besonders in den obersten 30 cm, aber auch noch bis 50 cm, günstiger als unter Acker. Die Aggregatstabilität bis 30 cm Tiefe ist mit ΔGMD = 1,8 mm sehr viel höher als bei Acker.

Die ermittelte höhere Stabilität der Aggregate spiegelt sich auch im Setzungsverhalten bei mechanischer Belastung wider. Die Waldböden reagieren auf Kurz- und Langzeitbelastungen weniger empfindlich, erkennbar zum einen an geringeren Sofortsetzungsanteilen, zum anderen an niedrigeren bezogenen Gesamtsetzungen bei gleichen Auflaststufen trotz höherer Lagerungsdichte der Ackerböden (vgl. SCHNEIDER, FORSTER, SCHRÖDER 1993).

Auch visuell lassen sich die positiven Einflüsse der Waldnutzung auf die Gefügebildung gut verdeutlichen. Schon makroskopisch ist die starke Humusakkumulation in den obersten 10-15 cm und die intensive Durchwurzelung bis in etwa 30cm Tiefe in Profilgruben feststellbar. Aber auch bis tief in den Unterboden sind große Wurzeln, ebenso wie feinere Wurzeln nachweisbar.

Tab. 2: Bodenchemische, -biologische und -physikalische Parameter 20-25 Jahre alter Schüttböden aus Löß unter Acker- und Waldnutzung im Rheinischen Braunkohlenrevier (n = 5)

Tiefe [cm]	C _t [Vol. %]	Biom. [µgC /gTS]	DHA [µgTPF /gTS]	Regenw. [Anzahl /m ²]	GPV [Vol. %]	P > 50 µm [Vol. %]	K _f [cm/d]	ΔGMD [mm]
Acker								
0-30	0,44	342	57	223	41,0	4,3	34,2	3,9
30-50	0,22				36,3	4,3	7,1	4,3
50-70	0,17				36,9	4,8	12,7	
> 70	0,13				38,4	5,8	14,6	
Wald								
0-30	0,92	560	122	339	49,0	15,0	351,1	1,8
30-50	0,24				41,2	7,4	50,6	3,9
50-70	0,27				39,3	5,4	24,4	
> 70	0,23				14,8	6,7	23,3	

Mit der Durchwurzelung und Humusakkumulation geht auch eine intensive biologische Aktivität einher, die sich in Gefügebildung manifestiert.

Foto 3 zeigt die **starke biogene Überprägung** eines rund 25 Jahre alten Löß-Schüttstandortes unter Wald in 80 cm Tiefe. Lokal findet also unter Wald schon merkliche Gefügebildung bis in größere Tiefe statt.

Die **Tieflockerung** stellt eine Möglichkeit dar, die Gefügebildung in schlecht rekultiviertem, ackerbaulich genutztem Lößneuland zu initiieren (vgl. WEYERS, SCHRÖDER, MARTINOVIC 1993). Daraus leitet sich die Hoffnung ab, daß auch die Wirkung der Lockerungsmaßnahme, zumindest bei bodenschonender Folgebewirtschaftung über einen längeren Zeitraum erhalten bleibt und sich im Zuge der natürlichen physikalischen und biogenen Sekundärauflöckerung eine Art Selbstverstärkungseffekt hinsichtlich der Gefügeentwicklung und Bodenstabilisierung einstellt.

Makroskopisch gut erkennbar ist die Tieflockerungswirkung bei Lößneuland an der mechanisch geschaffenen, **lockeren Aufbruchstruktur** im Unterboden.

Der gelockerte Boden bietet auch günstigere Bedingungen für die Bodenfauna, wie zum Beispiel die Regenwürmer, was zahlreiche vertikal orientierte Regenwurmröhren belegen, die auf einer horizontalen Fläche in etwa 50cm Tiefe freipräpariert werden konnten, was im ungelockerten Boden bisher nicht zu finden war.

Daß der mechanischen Primärauflöckerung die **natürliche Sekundärauflöckerung** folgen kann, wodurch vielleicht stabile Gefügeeinheiten geschaffen werden, läßt sich aus Foto 4 ableiten.

Zusammenfassung

1. Die positiven Effekte einer forstlichen Erstnutzung von Neulandböden aus Löß sind unverkennbar gegeben. Offen ist derzeit noch die Frage, ob eine Umwandlung der Waldflächen nach 2-3 Jahrzehnten in Ackerland möglich ist, ohne einen Großteil des geschaffenen stabilen Gefüges wieder zu zerstören.
2. Die Tieflockerung scheint eine Möglichkeit zu bieten, schlecht rekultiviertes, älteres Neuland auch längerfristig zu meliorieren. Abgesicherte Aussagen zur Erhaltungsdauer sind derzeit jedoch noch nicht möglich.
3. Die ökologisch und ökonomisch sinnvollste Maßnahme zur Förderung der Gefügeentwicklung und Bodenstabilisierung stellt vermutlich eine bessere Rekultivierung dar, vor allem im Trockenverfahren, worauf neuere Untersuchungen an frischen Schüttböden schließen lassen (DUMBECK, WINTER 1993; LEBERT 1993).
4. Das grundsätzliche Problem beim Lößneuland ist das Fehlen eines stabilen Gefüges. Es gilt daher auch weiterhin, nach Möglichkeiten zu suchen, ein solches zu schaffen.

Literaturverzeichnis

- DUMBECK, G. u. Winter, K. (1993):** Bodenphysikalische und bodenmechanische Aspekte bei der Rekultivierung im rheinischen Braunkohlenrevier.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 71,29-32
- LEBERT, M. (1989):** Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden.- (= Bayreuther Bodenkundliche Berichte, 12), Diss. Univ. Bayreuth
- LEBERT, M. (1993):** Druck- und Verformungsverhalten von rekultivierten Lößböden im Rheinischen Braunkohlentagebaurevier.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 71, 69
- SCHNEIDER, R. (1992):** Gefügeentwicklung in Neulandböden aus Löß und Hafenschlick und deren Auswirkung auf bodenphysikalische und -mechanische Parameter.- Diss. Univ. Trier
- SCHNEIDER, R., FORSTER, G. u. SCHRÖDER, D. (1993):** Vergleichende Untersuchungen zur mechanischen Stabilität rekultivierter Lößböden unter Wald- und Ackernutzung.- Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 71, 97-100
- VORDERBRÜGGE, T.(1989):** Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag von Getreide.- (= Gießener Bodenkundl. Abh., 5), Diss. Univ. Gießen
- WEYERS, M., SCHRÖDER, D. u. MARTINOVIC, L. (1993):** Untersuchungen zur Melioration und Bewirtschaftung verdichteter Neulandböden des Rheinischen Braunkohlenreviers.- Z. f. Kulturtechn. u. Landentw., 34, 165-175

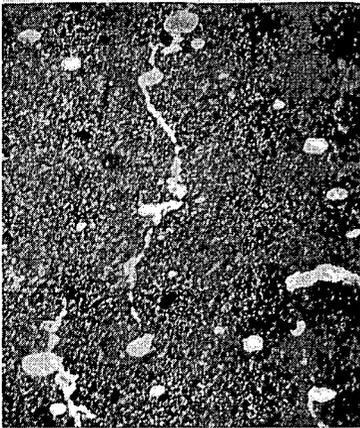


Foto 1: Teigblasen in homogener Lößmatrix eines jungen Spülbodens (Bildbreite:6mm)

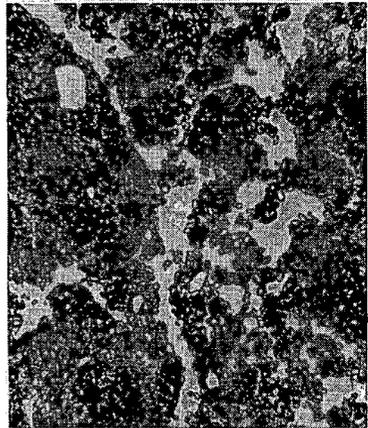


Foto 3: Stark biogen überprägter Schüttboden unter Wald in 80cm Tiefe (Bildbreite: 2,8mm)

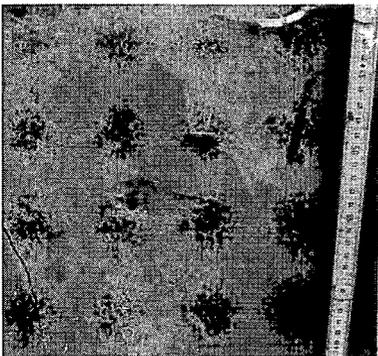


Foto 2: Rollaggregate (dunklere Farbe) in 25 Jahre altem Schüttboden

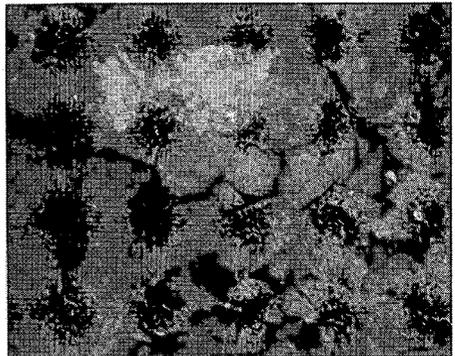


Foto 4: Primär- und Sekundärlockerungseffekte in tiefgelockertem Schüttboden (Bildbreite:12mm)

Bearbeitungsbedingte Heterogenität des Eindringwiderstandes - Untersuchungen mit einer Penetrometerbrücke

von

Seidel, K.⁺ und H. Petelkau⁺⁺

Im mechanisierten Pflanzenbau sind die Lagerungsverhältnisse der Ackerböden, besonders in der Krume, durch eine kleinräumige Heterogenität gekennzeichnet, deren Ausprägungsgrad sich mit der Anzahl der Arbeitsgänge im Verlauf des Produktionsprozesses verschärft.

Die oftmals schroffen Gradienten von Lagerungsdichte, Leit- und Festigkeitsparametern auf kurze Distanz sind technologisch begründet; sie widerspiegeln die unterschiedlichen Spurpositionen, Drücke, Lasten und Überrollhäufigkeiten der verwendeten Mechanisierungsmittel sowie die Effekte der Bodenbearbeitungswerkzeuge.

Die Quantifizierung des Einflusses der differenzierten Bodenbelastung auf Pflanzenwachstum und -ertrag und die kausale Aufklärung der Zusammenhänge setzt die Ermittlung und Darstellung der Verteilungsmuster voraus. Bei einer gleichmäßigen Feuchteverteilung sind Festigkeitsunterschiede komplexer Ausdruck der Lagerungsdichteheterogenität. Zu deren Erfassung wurde eine Penetrometerbrücke als Traktor-anbaugerät entwickelt. Sie ermöglicht die Messung des Durchdringungs-(Eindring-)widerstands mittels eines hydraulisch angetriebenen Penetrometers mit kegelförmiger Spitze (Kegelgrundfläche 1 cm², Öffnungswinkel 30°, Vorschub 0,1 m/s) bis zu 75 cm Tiefe über eine Meßstrecke von 3m. Die einzelnen Sondierungen erfolgen in 10 cm Abstand, wobei die Kraftmeßwerte tiefenabhängig registriert werden. Die rechnergestützte Auswertung führt zu flächenhaften Darstellungen mit Isolinien gleichen Durchdringungswiderstandes. Die Sondierung erfolgt quer zur Fahrtrichtung der Mechanisierungsmittel. Um den Bodenfeuchteeinfluß weitgehend auszuschalten, wird der Meßplatz mittels einer Tropfberegnung (4 mm/h, insgesamt ca 100 mm) gleichmäßig durchfeuchtet. Mit der Messung wird 48 Stunden danach begonnen.

Als Beispiel werden Untersuchungsergebnisse von einer Versuchsfläche auf einem sandigen Moränenstandort in Ostbrandenburg vorgestellt, wo die Nachwirkungen mehrfach belasteter Fahrgassen auf den Ertrag der Nachfrucht Winterroggen geprüft wurden. Den Penetrometermeßwerten aus der Krume (5...25 cm) und dem Unterboden in 40...55 cm Tiefe wurde der reihenweise ermittelte Sproßertrag zum Zeitpunkt der Wachsreife zugeordnet. Unter den vorliegenden Bedingungen ließ sich der Zusammenhang zwischen pflanzlicher Stoffproduktion und mechanischem Bodenwiderstand regressionsanalytisch statistisch signifikant beschreiben. Als Bodenparameter zur Substratkennzeichnung der standortbedingt differierenden Meßplätze wurden der Ton- und Humusgehalt in Krume und Unterboden in den Ansatz aufgenommen (Abb.1).

Neben derartigen Versuchen, die Pflanzenreaktion auf verdichtungsbedingte Festigkeitsunterschiede im Wurzelraum zu prüfen, liegt der besondere Wert der Penetrometerbrücke darin begründet, daß der Aufwand für die Messung bzw. Probenahme bei aufwendigen physikalischen, biologischen und chemischen Untersuchungen stark eingeschränkt und gleichzeitig die Treffsicherheit erhöht werden kann, wenn zuvor das Festigkeits-(Verdichtungs-)profil real ermittelt worden ist.

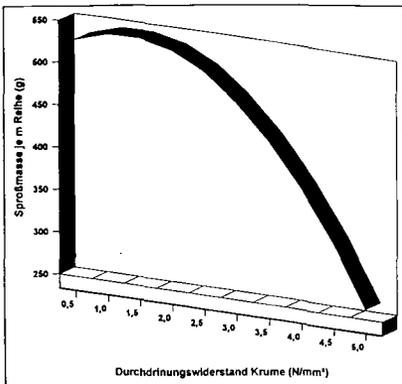


Abb.1: Abhängigkeit der Winterroggen-Sproßmasse vom Penetrometerwiderstand eines wasser-sättigten sandigen Moränenbodens (n = 17, B(r²) = 0,48)

Stützstellen der Regression:

Durchdringungswiderstand des Unterbodens:

	3 N/mm ²
Tongehalt	4,0 %
OBS Krume	1,2 %
OBS Unterboden	0,35 %

⁺) Institut für Bodenforschung, ZALF Münchenberg, Wilhelm-Pieck-Str.72, 15374 Münchenberg

⁺⁺) Friedrich-Engels-Str. 13, 15517 Fürstenwalde(Spree), vormals FZB Münchenberg

Spannungsverteilung in teilgelockerten, überverdichteten Böden

von

Semmel, H. und R. Horn

Problematik

Die zunehmende Mechanisierung und Rationalisierung in der Landwirtschaft hat während der letzten Jahrzehnte zunehmende Probleme in Form schadverdichteter Böden mit sich gebracht. Diese äußern sich hauptsächlich durch einen stark eingeschränkten Wasser- und Lufttransport sowie eine verringerte Durchwurzelbarkeit des Solums. Dies wird auch häufig unter dem Stichwort "physiologische Flachgründigkeit" zusammengefaßt. Auf schadverdichteten Böden wurden in vielen Teilen der Welt beträchtliche Ertragseinbußen und höhere Bewirtschaftungskosten dokumentiert.

Da sich natürliche Regenerationsmechanismen, wie Quellung und Schrumpfung oder Frost- und Tauzyklen, als zu langsam und zu wenig effektiv erwiesen haben und flächenhafte Tieflockerungsmaßnahmen bei hohen Kosten meist keine bleibenden Verbesserungen zur Folge haben, besteht ein dringender Bedarf für verbesserte Bodenbearbeitungsmaßnahmen.

Material und Methoden

Schachtpflugverfahren

In verschiedenen Ländern der Erde, wie Australien (JAYAWARDENE & BLACKWELL 1986, BLACKWELL 1989) oder der DDR (MENNING *et al.* 1989, WERNER 1992) wurden sogenannte Schachtpflugverfahren entwickelt, die auf bereits schadverdichteten Flächen die Vorteile stabiler und tragfähiger Böden mit den Vorteilen lockerer und durchlässiger Böden verbinden sollen.

Die Bodenlockerung beim Schachtpflügen wird für das in Bargeshagen bei Rostock angewendete Verfahren schematisch in Abb.1 dargestellt: Demnach wird in einem Arbeitsgang zunächst bis in 25 cm Tiefe konventionell gepflügt. Anschließend werden mit mehreren Schachtpfluggruppen (die jeweils aus einem Vorreißer, Vorschneider und Lockerungswerkzeug bestehen) U-förmige "Schächte" von 10 cm Breite bis in 45 cm Tiefe ausgeformt und mit lockerem Boden verfüllt. Diese lockeren und gut durchlässigen Schächte sollen den Wasser- und Lufttransport, sowie das Wurzelwachstum erleichtern und damit eine Überbrückung der Pflugsohlenverdichtung ermöglichen.

Zwischen den Lockerungszonen bleiben 20 cm breite, nicht gelockerte "Stege", die durch ihre Stabilität und Tragfähigkeit landwirtschaftliche Maschinen abstützen sollen.

Versuchsstandort

Freilandversuche auf schachtgepflügten Flächen wurden in Bargeshagen bei Rostock auf einer Pseudogley-Parabraunerde aus Geschiebemergel (lehmgiger Sand) im Herbst, ein Jahr nach dem Schachtpflügen, durchgeführt. Besonders der Oberboden war nach ergiebigen Regenfällen durch eine hohe Bodenfeuchte gekennzeichnet (26 - 33 Vol.%), während die tieferen Horizonte Wassergehalte von 17 - 23 Vol.% aufwiesen.

Versuchsvarianten

Die Belastungen wurden jeweils mit einem Traktor (ZT 300 AS) und aufgesatteltem Gülletankfahrzeug (HTS 100.27) mit Doppelachse durchgeführt. An Radlasten wurden dabei 0,83 und 2,55 Mg für den Traktor und 2,87 und 2,97 Mg für den Gülletankwagen aufgebracht. Befahrungen wurden dabei in drei Varianten durchgeführt:

- Normalpflugvariante.
- Schachtpflugvariante mit Befahrung quer zu den Lockerungszonen.
- Schachtpflugvariante mit längsgerichteter Befahrung.

Theorie der Spannungserfassung im Boden

Bodenverdichtung ist gleichzeitig vom vollständigen Spannungszustand und von den Stabilitätseigenschaften des Bodens abhängig. Der Spannungszustand läßt sich anhand eines Raumelementes mit sechs rechteckig zueinander angeordneten Flächen darstellen (Abb.2):

- Bei nicht senkrechter Krafteinwirkung auf eine der Flächen findet eine Zerlegung der einwirkenden Kraft in eine normale und in zwei tangentielle Spannungskomponenten statt. Bei senkrechter Belastung resultieren dagegen nur Hauptspannungen, die sich nicht weiter zerlegen lassen.
- Damit werden im Raumelement drei Haupt- und sechs Scherspannungskomponenten wirksam. Da sich die Scherspannungen in den gegenüberliegenden Flächen aber nur durch das Vorzeichen unterscheiden sind lediglich drei Haupt- und drei Scherspannungen voneinander unabhängig.
- Der Spannungszustand ist durch Erfassung von sechs Spannungskomponenten vollständig zu ermitteln.

=> Die Spannungsausbreitung wurde daher mit weiterentwickelten "Stress State Transducern" (NICHOLS et al. 1987, SEMMEL 1993) auf Dehnungsmeßstreifen-Vollbrückenbasis bestimmt. Diese besitzen bei hoher Sensitivität eine gute Reproduzierbarkeit von Meßwerten.

Ergebnisse und Diskussion

Normalpflugvariante

Bei zehnfacher Befahrung auf der bis in 25 - 30 cm Tiefe normalgepflügten Variante (Abb.3) wird die Bodenmatrix in den oberen Horizonten verfestigt. Daher wird dort ein Rückgang der in vertikaler Richtung gemessenen Drücke ermittelt, obwohl sich die Distanz zwischen Lastfläche und Meßgeräten durch die Fahrspureintiefung (9 - 15 cm) verringert. Dabei werden durch den nun stabilisierten Oberboden verstärkt Spannungen in die mittlere Bodentiefe (45 cm) eingetragen, während sich im Unterboden keine Veränderungen abzeichnen. Vergleichbare Ergebnisse wurden auch bei Befahrungen auf anderen Versuchsflächen ermittelt (SEMMEL 1993).

Schachtpflugvariante mit Befahrung quer zu den Lockerungszonen

Für die praktische Feldbewirtschaftung ist die Befahrung quer zu den Lockerungszonen vorgesehen. Bei zehnfacher Befahrung ist vor allem die mittlere Tiefe 35 cm mit dem gelockerten Schacht und dem nicht gelockerten Steg von Interesse (Abb.4): Hier liegt die erste und größte Hauptspannung σ_1 im Schacht etwa auf gleichem Niveau, teilweise sind Spannungen im Schacht sogar etwas höher als im Steg, obwohl der Steg gegenüber den Lockerungszonen eine Schutzfunktion ausüben sollte. Die Absolutwerte liegen im Schacht mit 200 - 300 kPa auf einem sehr hohen Niveau und überschreiten dabei sehr deutlich die in gelockerten Bodenhorizonten üblicherweise anzutreffenden Vorbelastungswerte (etwa 10 - 50 kPa). Dies, wie auch die mit zunehmender Belastungshäufigkeit stark ausgeprägte Abnahme der ersten Hauptspannung σ_1 , weist deutlich auf eine Verdichtung, bzw. Konsolidierung der Bodenmatrix in den Schächten hin.

Für den gesamten Spannungszustand sind allerdings auch die zweite und dritte Hauptspannung σ_2 und σ_3 von wesentlichem Interesse. Diese beiden Hauptspannungen sind in diesem System mit dynamischer Belastung nicht gleich, wie dies bei statischer Belastung der Fall wäre. Dabei sind gleichzeitig Druck- und Zugbelastungen (positive und negative Drücke) zu verzeichnen. Diese sind am stärksten ausgeprägt im relativ lockeren und feuchten Oberboden, wo die intensive Belastung zu starker Quetschung und Knetung des Bodenmaterials führt. Dort gehen die anfänglichen Zugbelastungen aber mit der raschen wirksam werdenden Verfestigung der Bodenmatrix in Druckbelastungen über.

Im Gegensatz zum Steg treten nennenswerte Zugbelastungen aber auch im gelockerten Schacht auf. Größere Scherbelastungen bei geringerer Stabilität im gelockerten Schacht bedeuten aber auch, daß es mit sehr viel größerer Wahrscheinlichkeit zu Scherbrüchen und dadurch induzierter Bodenverdichtung kommt.

Eine gute Abschätzung der Scherbruchgefährdung ermöglicht insbesondere der Vergleich der mittleren Normal- und Scherspannung (Abb.5). Dies entspricht etwa der Situation im Kastenschersgerät, wobei die mittlere Normalspannung als die vertikale Belastung aufzufassen ist und die mittlere Scherspannung in der rechtwinklig dazu angeordneten Scherebene wirksam wird. - Stabile Bodenzustände sind dann durch hohe mittlere Scherspannungen bei geringer mittlerer Normalspannung gekennzeichnet, während die umgekehrte Konstellation für instabile Situationen steht.

Zu Scherbrüchen, d.h. Knetung und Quetschung, kommt es demnach vor allem im Oberboden. Wichtig ist hier aber vor allem die konstant höhere Bruchgefährdung im Schacht, verglichen zum nicht gelockerten Steg. - Damit wird aber die Bodenlockerung im Schacht, zumindest unter den hier sehr feuchten Bodenverhältnissen, durch hineingequetschtes Bodenmaterial wieder revidiert.

Schachtpflugvariante mit längsgerichteter Befahrung

Die längsgerichtete Befahrung ist für die praktische Feldbewirtschaftung nicht vorgesehen, da besonders intensive Druckbelastungen im Schacht zu erwarten sind. Dies wurde auch durch Druckmessungen bestätigt.

Schlußfolgerungen

- "Räumliche Spannungsmessungen" In sechs Richtungen mit "Stress State Transducern" ermöglichen die Ermittlung von Haupt- und Scherspannungen.
 - Fortgesetzte Befahrungen führen zu verringerter Druckbelastung in den verfestigten oberen Bodenhorizonten. Drücke können dann aber verstärkt in die Tiefe weitergegeben werden.
 - Bei sehr feuchtem Bodenzustand können die nicht gelockerten "Stege" die ihnen zugedachte Schutzfunktion gegenüber den gelockerten "Schächten" nicht erfüllen:
 - Hohe Haupt- und Scherspannungen bei geringer Bodenstabilität führen zum Hineinquetschen von Boden in die gelockerten Schächte. Dabei verschlechtern sich ökologische Bodeneigenschaften deutlich (insbesondere höhere Wurzelwiderstände und verringerter Wasser- und Lufttransport). Wegen der durch die Schächte vorgegebenen Schwächezonen im Boden ist der Bodenzustand besonders wichtig.
- => Vom Schachtpflugverfahren sind nur dann längerfristige Vorteile zu erwarten, wenn bei günstigem Bodenzustand mit möglichst geringer Belastungsintensität quer zu den Lockerungszonen befahren wird.

Literatur

BLACKWELL, J. R. HORN, N.S. JAYAWARDENE, N.S. WHITE and P.S. BLACKWELL (1989): Vertical stress distribution under tractor wheeling in a partially deep loosened typical Paleustalf. *Soil Tillage Res.* 13, 1-12.

JAYAWARDENE, N.S. and J. BLACKWELL (1985): Effect of gypsum enriched slots on moisture movement and aeration in an irrigated swelling clay soil. *Aust. J. Soil Res.* 23, 481-492.

MENNING, P., P. LEINWEBER, P. KAHLE und R. BÖHME (1989): Strukturverbesserung krumennaher Verdichtungszone auf lehmigen Moränestandorten. *Unveröffentl. Forschungsbericht der Universität Rostock.*

NICHOLS, T.A., A.C. BAILEY, C.E. JOHNSON and R.D. GRISSO (1987): A stress state transducer for soil. *Trans., ASAE*, Vol.30, No.5, 1237-1241.

SEMMEL, H. (1993): Auswirkungen kontrollierter Bodenbelastungen auf das Druckfortpflanzungsverhalten und physikalisch-mechanische Kenngrößen von Ackerböden. *Dissertation, Universität Kiel.*

WERNER, D., J. REICH, C. MÄUSEZAHN, U. PITTELKOW und P. STEINERT (1992): Verfahren der Unterbodengefügemelloration mit dem Schachtpflug B 206 A. *Unveröffentl. Bericht der LUFA Thüringen.*

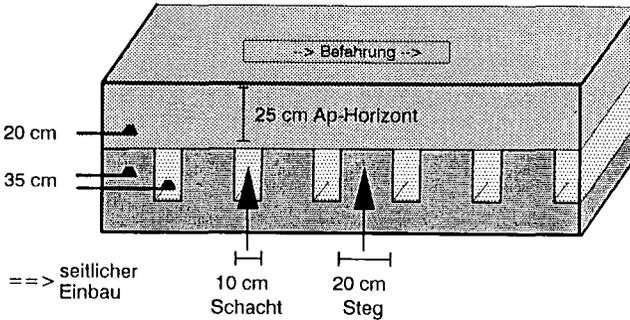


Abb.1: Schematische Darstellung von Lockerungszonen und Meßgeräten beim Schachtpflugverfahren.

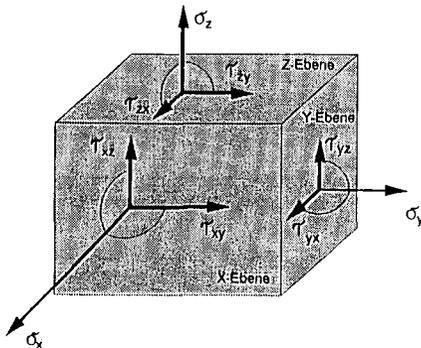


Abb.2: Spannungskomponenten am Raumelement.

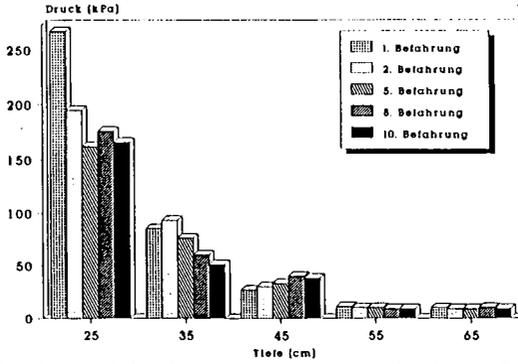


Abb.3: Vertikale Druckfortpflanzung bei 10-facher Befahrung auf normalgepflügtem Boden. Messungen in 55 und 65 cm Tiefe mit Druckmeßdosens auf Halbbrückenbasis.

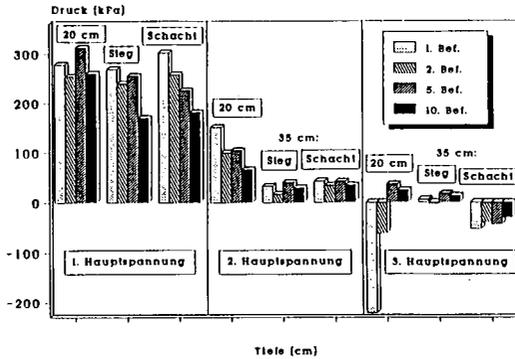


Abb.4: Die drei Hauptspannungen bei 10-facher Befahrung quer zu den Lockerungszonen.

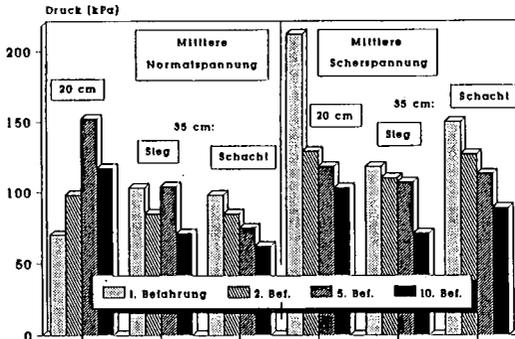


Abb.5: Mittlere Normal- und Scherspannung bei 10-facher Befahrung quer zu den Lockerungszonen.

Vergleich bodenphysikalischer Prospektionsmethoden unter besonderer Berücksichtigung der Methode der elektromagnetischen Induktion

von

Siemer, B. und K.H. Hartge

1. Einleitung

Für viele bodenphysikalische Fragestellungen ist die Kenntnis der räumlichen Variabilität bodenphysikalischer Parameter unerlässlich. Dabei ist es in der Regel mit großem zeitlichen und physischen Aufwand verbunden, über eine große Anzahl von Punktmessdaten eine flächenhafte und damit repräsentative Aussage zu machen. Insofern stellen Prospektionen eine wesentliche Hilfe dar, um darauffolgend Standorte zu finden, an denen z.B. eine Probenahme oder die Errichtung einer Dauermeßstelle durchgeführt werden soll oder gezielt Unterschiede festgestellt werden sollen (vgl. HARTGE et al., 1985)

Im Folgenden wird über Vergleiche einer mechanischen Drucksonde und einer elektromagnetischen Sonde berichtet, wobei nicht die Spezifität der Meßwerte im Vordergrund steht, sondern vielmehr die Auffindung einer Lokalität für eine Probenahme bis zu einer Tiefe von ca. 1m.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden auf einer Parkrasenfläche im Stadtgebiet von Hannover durchgeführt. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist ein Auenlehm der Leine, sandiger Lehm über Terrassensand (Fluvent). Der Sandanteil in 0-40 cm Tiefe beträgt 54%, Schluff 30%, Ton 16%, organische Substanz in 0-20 cm Tiefe 5%, in 20-40 cm Tiefe 2% (HARTGE et al., 1991). Auf der Fläche wurde ein Rechteck mit einer Kantenlänge von 100*50m festgelegt und ein Raster mit 10*10m ausgesteckt. Damit lagen 66 Meßpunkte für Untersuchungen vor.

2.2 Untersuchungsmethoden

Es wurden zwei Sondierungsmethoden angewandt:

1. Drucksonde (EIJKELKAMP). Erfast wurde der Eindringwiderstand (EW) in kN/cm² je zwei Dezimeter Tiefenschritt bis zu einer Arbeitstiefe von 80cm. Die vier erhaltenen Werte wurden als Summenwert berechnet.
2. GEONICS EM-38-Sonde. Über eine Sendespule (Transmitter) wird mit einer Frequenz von 14,6 kHz ein elektromagnetisches Feld erzeugt. Dieses breitet sich dreidimensional aus und erreicht im Boden eine Eindringtiefe je nach Positionierung von 0,5 oder 1,2m. Der im Boden hervorgerufene Induktionsstrom erzeugt ein sekundäres EM-Feld, welches phasenverschoben zum primären Feld die Empfangsspule (Receiver) erreicht. Der Spulenabstand ist fixiert und beträgt 1m. Das Meßsignal, die elektrische Leitfähigkeit, ist vom Wassergehalt, der Salzkonzentration, der Polarisierbarkeit der Bodenminerale und von Metallkörpern beeinflusst (CORVIN und RHOADES, 1982, McNEILL, 1980). Im Text werden die elektromagnetischen Meßwerte EM-Werte genannt.

2.3 Berechnung

Aus allen Werten wurden die statistischen Parameter arithmetischer Mittelwert, geometrischer Mittelwert, Median, einfache Standardabweichung sowie Variationskoeffizient berechnet (SCHÖNWIESE, 1985). Desweiteren erfolgte eine geostatistische Auswertung der Variogramm-Parameter Reichweite (Range), Schwellenwert (Sill) und Reststreuung (Nugget-Varianz). Auf Basis dieser Parameter erfolgte die Anpassung an ein sphärisches Variogramm-Modell durch das anschließend die Meßdaten mit Punkt-Kriging auf die Fläche übertragen wurden. Die erhaltenen Kriging-Daten wurden über eine Kreuz-Validierung (Jackknife) mit den gemessenen Daten verglichen (AKIN und SIEMES, 1988).

* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

3. Ergebnisse

Die Meßergebnisse der zwei Sondierungsmethoden sind in Abb. 1-6 dargestellt. Abb. 1 zeigt die EM-Werte für eine Erfassungstiefe von 1,2 m. Die Bereiche gleicher EM-Werte sind durch unterschiedliche Schraffuren abgegrenzt, die eine Verteilung von niedrigeren zu höheren EM-Werten anzeigen. Abb. 2 zeigt das isotropische sphärische Semivariogramm, welches der Abb. 1 zugrundeliegt. Auf der X-Achse ist die Schrittweite (Meter) aufgeführt, auf der Y-Achse die für die Schrittweiten errechnete Semivarianz. Abb. 3 zeigt die Kreuz-Validierung (Jackknife-Analyse) des berechneten Semivariogramms. Durch das schrittweise Ersetzen eines Meßwertes durch einen über das Semivariogramm-Modell erhaltenen Schätzwert kann die Güte des theoretischen Semivariogramms überprüft werden (AKIN und SIEMES, 1988). Die Abweichung der Regressionsgeraden von der gestrichelten Geraden kann als Maß für die Güte der Schätzung herangezogen werden.

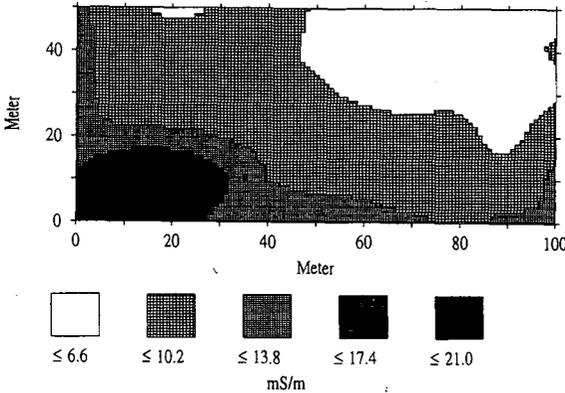


Abb. 1: Verteilung der Werte der elektrischen Leitfähigkeit (GEONICS-Sonde) (mS/m) auf einer Fläche von 100*50m. Erfassungstiefe ca. 1.2m. Meßpunkanzahl n=66 (10m-Raster).

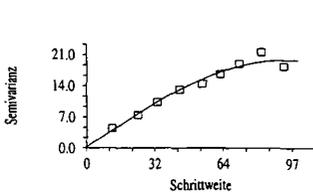


Abb. 2: Isotropisch-sphärisches Semivariogramm $r^2 = 0,97$

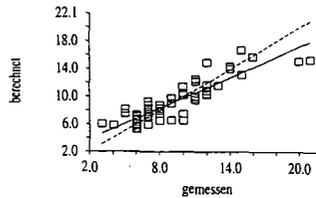


Abb.3: Kreuzvalidierung (Jackknife-Analyse) gestrichelte Linie: 100% Übereinstimmung durchgezogene Linie: Abweichung der Schätzwerte von den Rechenwerten ($y = 0,745x + 2,341$ // $r^2 = 0,78$, $n=66$)

Abb. 4 zeigt die EW-Werte, die ebenfalls an den 66 Punkten der Fläche ermittelt wurden. Dargestellt sind die Summenwerte, welche aus den vier Einzelwerten der Tiefen 0-20cm, 20-40cm, 40-60cm und 60-80cm berechnet wurden. Auch hier zeigt sich eine Verteilung unterschiedlicher Werte, dargestellt durch die verschieden schraffierten Teilflächen. Der Abb. 4 liegt das in Abb. 5 dargestellte isotropische Semivariogramm zugrunde, welchem ebenfalls ein sphärisches Modell angepaßt und in Abb. 6 mit der Kreuz-Validierung überprüft wurde.

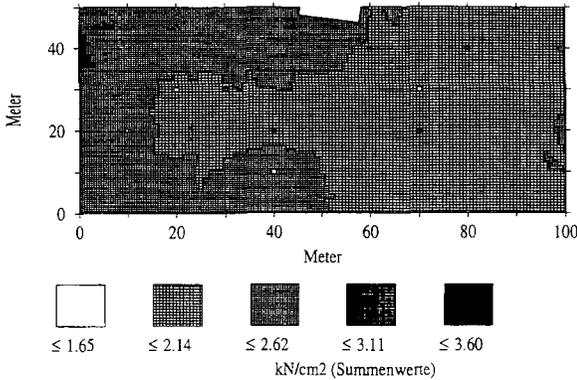


Abb. 4: Verteilung der Werte der Eindringwiderstände (EIJKELKAMP-Sonde) (kN/cm²) auf einer Fläche von 100*50m. Summenwerte aus je 4 Ablesungen von 0-80cm. Meßpunktanzahl n=66 (10m-Raster).

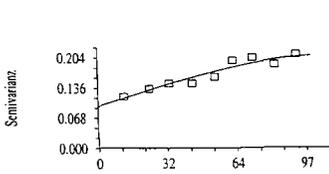


Abb. 5: Isotropisch-sphärisches Semivariogramm $r^2 = 0,90$

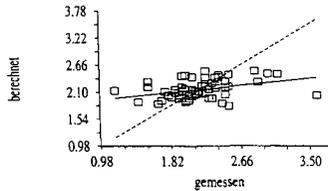


Abb. 6: Kreuzvalidierung (Jackknife-Analyse)
gestrichelte Linie: 100% Übereinstimmung
durchgezogene Linie: Abweichung der Schätzwerte von den Rechenwerten ($y = 0,175x + 1,775$ // $r^2 = 0,13$, $n = 66$)

Die berechneten statistischen und geostatistischen Parameter der zwei Sondierungsmethoden sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tab.1: Statistische und geostatistische Parameter

Methode	Einheit	Tiefe	erfaßtes Volumen n	\bar{x}	x_G	M	s	V	C_0	C_0+C	Reich- weite	$\frac{C_0}{C_0+C}$
		m	dm ³					%			m	%
elektr. Leitfähig- keit (EM)	mS/m	1,2	(1,5m ³) 1500	9,0	8,4	8,0	3,5	38,9	0,23	19,74	93	0,25
Eindring- widerstand (EW)	kN/cm ²	0,8	0,08	2,2	2,1	2,1	0,39	18,1	0,09	0,21	111	42,86

\bar{x} = arithmetischer Mittelwert

x_G = geometrischer Mittelwert

M = Median

s = einfache Standardabweichung

V = Variationskoeffizient in %

C_0 = Nugget-Varianz

$C_0 + C$ = Schwellenwert (Sill)

Reichweite = Range

$\frac{C_0}{C_0+C}$ = Verhältnis Nugget / Sill

4. Diskussion

Die Auswertung der Meßergebnisse der im 10m-Raster durchgeführten EM- bzw. EW-Sondierung lassen folgende Schlußfolgerungen zu:

1. Die EM-Werte steigen von dem rechten oberen Bereich der Karte bis zum linken unteren Bereich an (Abb. 1). Innerhalb der ausgegrenzten Teilflächen, dargestellt durch Bereiche unterschiedlicher elektrischer Leitfähigkeit, ist eine große Homogenität der Meßwerte vorhanden. Dies wird auch durch das Semivariogramm in Abb. 2 deutlich. Die Nugget-Varianz verläuft nahezu durch den 0-Punkt und beträgt im Verhältnis zum Schwellenwert nur 0,25%. Die Kreuzvalidierung zwischen Meßwerten und Schätzwerten (Abb. 3) ergibt ein Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,78$, was auf die Güte des theoretischen Semivariogramms (isotropisches sphärisches Modell) hinweist. Der Bereich räumlicher Abhängigkeit der Meßwerte beträgt ca. 90m, das bedeutet, daß ein grobes Meßraster verwendet werden kann, daß aber umgekehrt dann engräumige Unterschiede unerkannt bleiben können.

2. Die EW-Werte liegen auf der linken Kartenhälfte höher vor als auf der rechten Kartenhälfte. Die Homogenität der ausgegrenzten Teilflächen ist durch viele "Punktstörungen" charakterisiert. Das Semivariogramm in Abb. 5 weist eine hohe Nugget-Varianz auf, im Verhältnis zum Schwellenwert beträgt sie 43%. Dies deutet auf eine hohe Variabilität innerhalb des Meßpunktabstandes hin. Die Kreuzvalidierung (Abb. 6) ergibt eine schlechte Übereinstimmung zwischen Meßwerten und Schätzwerten ($r^2=0,13$). Die ermittelte räumliche Abhängigkeit der Meßwerte ist somit mit einer großen Unsicherheit behaftet und hält letztlich einer geostatistischen Aussage nicht stand.

Die räumlichen Reichweiten der Gültigkeit einer Messung stehen in einem engen Zusammenhang mit dem erfaßten Bodenvolumen. In Tab. 1 ist dieses näherungsweise angegeben. Bei der Eindringwiderstandsmessung wird nur ein Bruchteil des Volumens der elektromagnetischen Messung erfaßt. Demnach ist die EW-Sonde das am engräumigsten zu verwendende Gerät; die Messung ist bei einem Auftreffen auf einen einzigen Stein nicht weiter auswertbar. Parallelmessungen im Abstand von wenigen Dezimetern bringen oft erheblich abweichende Ergebnisse (HARTGE, SIEMER, 1993 und HARTGE et al., 1985). Die EM-Messung liefert für ca. $1,5m^3$ einen integrierten Wert über das erfaßte Meßvolumen. Geringste volumetrische Materialunterschiede fallen dabei nicht ins Gewicht. Demnach können EM- und EW-Messungen einander je nach Ausrichtung der Fragestellung nicht ersetzen.

5. Literatur

- AKIN, H. & H. SIEMES (1988): Praktische Geostatistik. Springer, Heidelberg, N.Y.
- CORVIN, D.L. and J.D. RHOADES (1982): An improved technique for determining soil electrical conductivity -depth relations from above-ground electrometric measurements. Soil Sci. Soc. Amer. J., **46**, 517-520.
- HARTGE, K.H., B. SIEMER & J. BACHMANN (1993): Vergleich einiger Methoden für die Bestimmung der räumlichen Variabilität physikalischer Bodeneigenschaften. -Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, **34**, 297-302.
- HARTGE, K.H., J. BACHMANN, R. PAGEL & B. SIEMER (1991): Modellentwicklung eines kommunalen Umweltinformationssystems im Rahmen des Ökologischen Forschungsprogramms Hannover. Teilprojekt: Prozesse in Stadtböden. - BMFT-Abschlußbericht.
- HARTGE, K.H., H. BOHNE, H.P. SCHREY & M. EXTRA (1985): Penetrometer measurements for screening soil physical variability. -Soil and Till. Res., **5**, 343-350.
- McNEILL, J.D. (1980): Electrical conductivity of soils and rocks. -Technical Note TN 5. Geonics Limited, 1-22.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (1985): Praktische Statistik. Gebr. Bornträger. Berlin Stuttgart.

FlieSSwege des Schneeschmelzwassers im subalpinen Gebirgswald

von

Stadler, D., H. Wunderli, J. Leuenberger und H. Flühler

Einleitung und Problemstellung

In dieser Arbeit versuchen wir die Konsequenzen eines wärmeren Klimas auf den Wasser- und Wärmehaushalt im subalpinen Fichtenwald während des Winters abzuschätzen. Dazu werden umfangreiche Feldstudien durchgeführt.

In einer sehr vereinfachten Hypothese unterscheiden wir "heutige kalte" Winter von "künftigen warmen" Wintern (Abb. 1).

<i>"kalter" Winter</i>	<i>"warmer" Winter</i>
permanente Schneedecke	keine permanente Schneedecke
Wärmeisolation des Bodens	Wärmeverlust des Bodens
ungefrorener Boden	gefrorener Boden
grosse Infiltrationskapazität im Frühjahr	starker Oberflächenabfluss im Frühjahr
gedämpfter Abfluss	Abflussspitzen

Abb. 1 Konsequenzen eines "kalten" und eines "warmen" Winters auf das Abflussverhalten.

Neben der potentiellen Zusatzgefährdung von Hochwassern wird damit gerechnet, dass ein wärmerer Winter vermehrt zu Nassschneelawinen führen kann, die gerade in höheren Lagen eine Naturverjüngung des Waldes gefährden können.

Für ein besseres System- und Prozessverständnis sind wir an der Lösung folgender Fragen interessiert:

- Welche Anteile des Schmelzwassers infiltrieren in den Boden und welche Anteile fließen oberflächlich ab, und welche Voraussetzungen sind dazu notwendig?

* Inst. für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, CH-8952 Schlieren

- Welche Faktoren verursachen präferentielle Fließwege des Schmelzwassers in der Schneedecke und im Boden?
- Welche Konsequenzen hat eine Klimaänderung auf diese hydrologischen Prozesse an subalpinen Waldstandorten im Winterhalbjahr?

Lösungsansatz

Zur Beantwortung obiger Fragen verfolgen wir zwei Strategien:

- Eine Klimaänderung hat voraussichtlich zur Folge, dass sich die Zone der "warmen" Standortverhältnisse mit häufigen Ausaperungs- und Nassschneefällen um 300-500 m nach oben verschiebt. Deshalb werden in unseren Untersuchungen ein voralpiner (1220 m.ü.M.) und ein zentralalpiner (1650 m.ü.M.) Waldstandort im Hinblick auf ihren Wasser- und Wärmehaushalt miteinander verglichen. Einschränkungen beim Vergleich hinsichtlich Klima- und Bodentyp müssen in Kauf genommen werden.
- Die Datenbasis dient der Kalibrierung eines physikalischen Wasser- und Wärmehaushaltsmodells (SOIL von Jansson, 1991). Damit können standortsbezogene Simulationen für unterschiedlichste Klimaszenarien durchgeführt werden.

Instrumentierung

Während dem Winter 92/93 war erst die Fläche in Davos (1650 m.ü.M.) mit Messgeräten ausgerüstet. An 4 Bodenmessblöcken werden zwischen 5 und 60 cm Bodentiefe mit TDR-Sonden die Wassergehalte, mit Tensiometern die Matrixpotentiale und mit Thermistoren die Temperaturen gemessen. Unter einer Fichte wird von einer Fläche von 7 m² einzeln der Oberflächenabfluss und die hangparallele Sickerung bis in eine Tiefe von 27 cm aufgefangen. Die meisten Messungen erfolgen stündlich und werden mit einem Datalogger registriert. Ab Winter 93/94 ist zusätzlich der Standort Alptal (1220 m.ü.M.) instrumentiert.

Schneeschnmelze März 1993

Erste Ergebnisse der Abflussmessungen stammen vom Frühjahr 1993 (Abb. 2). Zwischen dem 17. und 24. März 1993 ist ein Wasseräquivalent von rund 50 mm aus der Schneedecke geschmolzen. Davon sind 13 mm auf der Bodenoberfläche abgeflossen. Bei einer geschätzten Evaporation von 15% ergibt dies eine Bodeninfiltration von 30 mm, wovon oberflächennah 5

mm hangparallel weggefließen sind. Daraus folgt, dass etwa 4 mm Wasser pro Tag in den gefrorenen Oberboden eindringen konnten. Ob dazu flächenhaft die Matrix oder präferentiell die Makroporen als Fließwege dienen, ist momentan noch unklar. Künftige Infiltrationsexperimente mit Farbstoff sollen mehr Aufschluss geben.

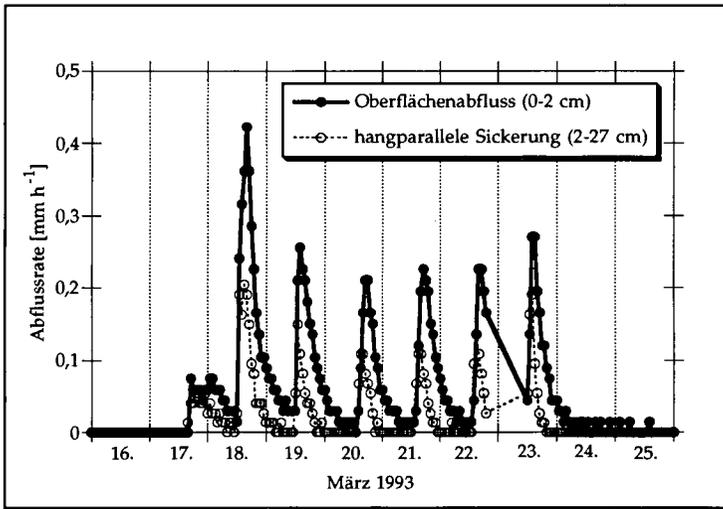


Abb. 2 Abfluss während der Schneeschmelze im Frühjahr 1993 von der Untersuchungsfläche Davos.

Farbstoff-Experimente

Zur Markierung der Fließwege des Schneeschmelzwassers wird ein Farbstoff (Brilliant Blue FCF) auf die Schneedecke gesprüht (Gerdel, 1954). Nachdem ein Teil geschmolzen ist, werden Schneeprofile gegraben. Dabei wird ersichtlich, ob das Schmelzwasser homogen oder präferentiell durch die Schneedecke perkolierte und ob eventuell Sickerungshindernisse vorhanden waren.

Ein solcher Vorversuch wurde auf einer ebenen, unbewaldeten Fläche ausgeführt. Das Schneeprofil wurde zwei Wochen nach der Farbstoff-Applikation aufgegraben (Abb. 3). Die Interpretation dieses Experimentes kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Der Schmelzprozess setzt nahe der Snowoberfläche ein, von wo das Schmelzwasser bis zur ersten Eisschicht homogen vordringt. Dort werden präferentielle Fließwege induziert.

- Je strukturierter die Schneedecke ist, desto weniger Fliesswege erreichen die Bodenoberfläche und desto stärker ist die laterale Ausbreitung auf den Schichtgrenzen.
- Wenn das Schmelzwasser nur an wenigen Stellen auf die Bodenoberfläche gelangt, ist eine räumlich stark variable Infiltration mit lokalen Staus zu erwarten. Dies führt im Boden wiederum zu präferentiellen Fliesswegen.

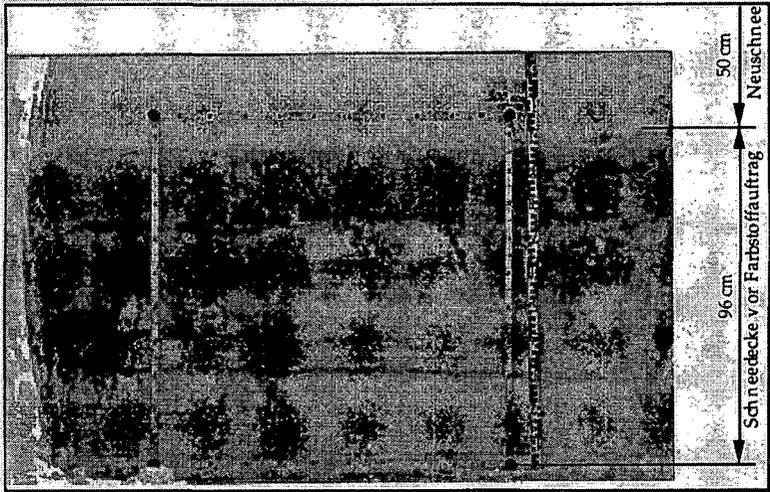


Abb. 3 Schneeprofil zwei Wochen nach einer Farbstoff-Aufgabe auf die Schneeoberfläche. Die dunklen Stellen zeigen den Farbstoff und markieren somit die Fliesswege des Schmelzwassers. Je dunkler eine Fläche ist, desto höher ist dort die Farbstoffkonzentration.

Eine ähnliche Vorgehensweise wird angewandt, um die Bodeninfiltration zu kennzeichnen. Dazu wird der Farbstoff auf die Bodenoberfläche aufgetragen und mit Schnee wieder zugedeckt. Nach Beendigung der Schmelze werden Profile gegraben. Je nachdem ob der Boden gefroren ist oder nicht, wird ein unterschiedliches Fliessmuster erwartet.

Gerdel, R. W., 1954. The transmission of water through snow. Transactions, American Geophysical Union, 35/3: 475-485.

Jansson, P.-E., 1991. Simulation Model for Soil Water and Heat Conditions. Swedish Univ. of Agric. Sciences, Dept. of Soil Sciences, Report 165.

**Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse zwischen
Elbe und Vordeichsland im Zeitverlauf einzelner
Tiden; Teil A: Hydrologische Untersuchungen**

von

Steingraber, A.

1. Aufgabenstellung

Im Rahmen des SFB 327 'Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen in der Tideelbe' an der Universität Hamburg führt das Institut für Bodenkunde Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt auf Flächen an der Unterelbe durch.

In diesem Projekt wird der Frage nachgegangen, welche Rolle Vordeichsländer durch Ein- und Austräge im Gesamtsystem der Tideelbe spielen bzw. welche Einflüsse das Tidegeschehen auf die Marschen zwischen Elbstrom und Deich ausübt.

Ziel ist es, die wichtigsten Austauschvorgänge zwischen Elbwasser - Bodenlösung - Grundwasser zu erfassen und die Wasser- und Stoffflüsse in diesen Einzugsgebieten quantitativ und qualitativ zu bilanzieren.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Asseler Sand liegt am südlichen Elbufer nordwestlich von Stade im limnischen Abschnitt des Elbeästuars. Es weist die für Vordeichsflächen in diesem Bereich typische Gliederung in Grünland - Schilfgürtel - Watt auf, mit Geländehöhen zwischen 2,50 bis 2,70 m NN (mittleres Thw in diesem Elbabschnitt ca. 1,65 m NN).

Die Grünlandfläche ist von einem regelmäßig angelegten System von Drainagegräben durchzogen, die in den tidebeeinflussten Vorfluter = Priel münden. Bodentypologisch sind die Grünlandflächen als gering entwickelte Kleimarsch bzw. als unreife Flußmarsch einzustufen. Die Substratfolge besteht im oberen Bereich bis 80 cm Tiefe aus schluffigem Lehm, darunter folgt toniger Lehm oder lehmiger Ton mit feinsandigen Bändern.

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg,
Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

3. Methodik

Zur Erfassung der hydrologischen Teilkomponenten des Gebietswasserhaushaltes werden einwöchige Geländekampagnen zu unterschiedlichen Jahreszeiten durchgeführt, um vielfältige saisonale Situationen des Wasserhaushaltes zu erfassen.

Folgende Messungen bilden die Datengrundlage:

- Niederschläge in Hellmann-Regenmessern
- Oberflächennahe Grundwasserstände in einem Brunnennetz
- Gravimetrische Wassergehaltsbestimmungen in der ungesättigten Zone
- Feld- und Laboranalysen zum Substrataufbau und zu bodenphysikalischen Parametern
- Messung der Zu- und Abflüsse im Priel
- kontinuierliche Klimaaufzeichnungen des DWD und Tidekurven von Elbpegeln der WSD Nord

Der Tideeinfluß wirkt sich, abgesehen von Überschwemmungen, über die Priele auf die Vorlandsflächen aus. Daher bildet die Erfassung der Gebietswasserhaushaltsgröße Prielab-/zufluß innerhalb des Projektes einen Schwerpunkt.

Die Messung im Priel erfordert aufgrund der instationären Bedingungen im Tidegebiet einen hohen Aufwand und nachgeschaltet ein aufwendiges Berechnungsverfahren. Im Gegensatz zum Binnenland ist die Aufstellung einer Wasserstands-Abfluß-Kurve nicht möglich.

Gemessen wird kontinuierlich über vollständige Tidezyklen von ca. 12,5 Std. Dauer im Messgerinne und mit dem hydrometrischen Flügel. Uhrzeit, Wasserstand, Fließgeschwindigkeit und -richtung sind Eingangsparameter eines speziell entwickelten rechnergestützten Bilanzierungsprogrammes auf Basis des Trapezverfahrens (LAWA/BMV 1979 und 1990; RUPERT 1987).

4. Ergebnisse

In Tab. 1 und Abb. 1 ist die Bilanzierung der Prieldurchflußmengen für eine Tide am 21. März 1993 mit einem Thw der Elbe im Bereich des langjährigen Mittels dargestellt.

Die berechneten Prielwassermengen ergeben sich aus der Differenz der Standortbilanzen an den Grenzen des 12,5 ha großen Einzugsgebietes. Obwohl beide Standorte einen Nettoabfluß Richtung Elbe zeigen, ergibt sich in der Prielgesamtbilanz eine Wassermenge von

53 m³, die rechnerisch im Untersuchungsgebiet verbleibt. Diese geringe Bilanzsumme entspricht 1,2 % der gesamten bewegten Wassermassen und liegt im Fehlerbereich der Methode (Fehlerabschätzung nach MORGENSCHWEIS 1990).

Tab. 1: Bilanzierung der Prielab-/zuflußmengen (m³) am 21.03.93

Zeitraum	Standort Schilf	Standort Deich	Prielge- samtabfluß
Flutstromdauer: Gerinne	5,38	31,14	2241,82
	Flügel	2650,71	
Ebbestromdauer: Flügel	- 2621,63	- 402,05	- 2188,64
	Gerinne	- 122,85	
gesamter Tidezyklus	- 88,39	- 141,57	53,18

Deutlich wird in Abb. 1 der Einfluß von sogenannten Schwappeffekten (Sog / Schwall) bei der Messung durch Turbulenzen im Tideverlauf, z.T. ausgelöst durch Schiffsverkehr. Diese oft sehr kurzzeitigen Effekte zeigen durch extreme Wasserstandsschwankungen, sprunghafte Fließgeschwindigkeitswechsel und -richtungswechsel an den Meßstandorten erhebliche Auswirkungen auf die einzelnen Bilanzierungsschritte und das Endergebnis der Abflußermittlung.

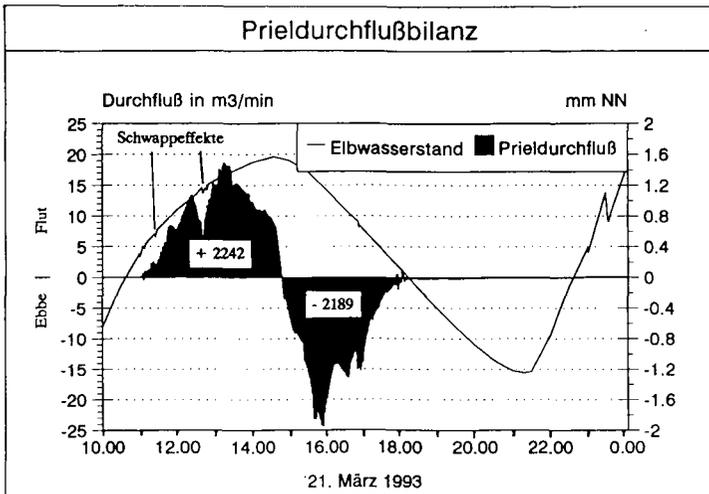


Abb. 1: Prielgesamtbilanz und Pegelwasserstände

5. Ausblick

Die während einer Tide bewegten Wassermengen im untersuchten Priel stehen einer im Verhältnis dazu nur geringen Bilanzsumme gegenüber. Nächster Schritt in der Abflußerfassung ist daher eine Analyse des angewendeten Verfahrens und der berechneten Bilanzen, um den Fehlerbereich zu minimieren.

Im Vordergrund stehen dabei die Erstellung von Geschwindigkeitsquerschnitten für die Meßstandorte (Isotachenpläne in Abhängigkeit von Wasserstandsänderung und Fließrichtung) zur Quantifizierung der Schwappeffekte und die Überprüfung der Bilanzen mittels Kubizierungsverfahren. Zusätzlich wird eine Verlagerung des Schwerpunktes auf Niedrigwasserabflüsse in Betracht gezogen.

Langfristiges Ziel ist die Bilanzierung aller relevanten Wasserhaushaltsgrößen der Vorlandsfläche für einzelne Tidezyklen. Diese Teilbilanzen sollen später Eckdaten liefern, auf deren Grundlage die Entwicklung und Eichung eines Gebietswasserhaushaltsmodelles unter Einbeziehung von Stoffbilanzen möglich wird (Ausführungen zu den Stoffbilanzen im Artikel von J. DUVE in diesem Band).

6. Literatur

- LAWA/BMV (1979):** Pegelvorschrift Anlage D: Richtlinien für Abflussmessungen - Ergänzungen für das Küstengebiet -. Stuttgart und Bonn.
- LAWA/BMV (1990):** Pegelvorschrift Anlage D: Richtlinien für das Messen und Ermitteln von Abflüssen und Durchflüssen. Entwurf Stand 1990.
- MORGENSCHWEIS, G. (1990):** Zur Ungenauigkeit von Durchflußmessungen mit hydrometrischen Flügeln. DGM, 34, H1/2, S. 16 - 21.
- RUPPERT, D. (1987):** Kontinuierliche Durchflußermittlung in Tideflüssen zur Bestimmung des Wasserhaushaltsparameters "Abfluss". Mitteilungen des Franzius-Instituts für Wasserbau und Küsteningenieurwesen der Universität Hannover, 65, S. 2 - 79.

**Modellierung der Diffusion degradierbarer
organischer Gase durch Bodensäulen mit Makroporen**

von

Streck, T., Y. Jin und W.A. Jury

Einleitung

Zur Untersuchung des Einflusses von Makroporen auf den Transport organischer Gase im Boden wurde eine Apparatur gebaut, die erlaubt, in kurzen Zeitabständen (15 min) den Gasfluß durch eine Bodensäule (Durchmesser 25 cm, Länge 20-40 cm, Wassergehalt 8-15 Vol.%) zu messen (Abb. 1). An den Enden der Bodensäule befinden sich Kammern, durch die mit gleicher Rate wassergesättigte Luft entlanggeführt wird. Durch ein Manometer läßt sich beobachten, ob Druckunterschiede entstehen, die einen konvektiven Fluss verursachen würden. Dem unteren Luftstrom wird in einer Mischkammer in beliebigen Verhältnissen mit dem zu untersuchenden Gas gesättigte Luft zugemischt. Der obere Luftstrom wird durch einen Gaschromatographen mit Flammenionisationsdetektor geleitet. In allen Experimenten wird geschütteter „Pachappa sandy loam“ verwendet ($C_{org} = 0.5\%$). Makroporen werden künstlich durch Einbauen/Entfernen zylindrischer Körper erzeugt.

Modell

Die Bodensäule wird als aus zwei homogenen Regionen (I: durchgängige Makroporen; II: Boden) bestehend aufgefaßt, in denen der Stofffluß durch jeweils eine partielle Differentialgleichung vom Diffusionstyp beschrieben wird. Die Gleichungen sind über einen linearen Austauschterm gekoppelt. Zwischen den verschiedenen Phasen wird jeweils lineares Gleichgewicht angenommen (lineare Sorptionsisotherme, Henry-Dalton-Gesetz). Ferner wird angenommen, daß nur in der Bodenregion mikrobieller Abbau stattfindet und dieser als Reaktion erster Ordnung beschrieben werden kann. Diese Annahmen führen zu folgenden Gleichungen:

$$\omega \frac{\partial C_1}{\partial t} = \omega D_{air} \frac{\partial^2 C_1}{\partial z^2} + \alpha(C_2 - C_1) \quad (1)$$

$$(1 - \omega) R_g \frac{\partial C_2}{\partial t} = (1 - \omega) D_{soil} \frac{\partial^2 C_2}{\partial z^2} + \alpha(C_1 - C_2) - (1 - \omega) \mu_{soil} C_2 \quad (2)$$

mit dem Speicherkoeffizienten

$$R_g = \frac{\rho_b k_D + \theta + \alpha k_H}{k_H}, \quad (3)$$

der (Boden-) Abbaukonstante

$$\mu_{soil} = \mu(\rho_b k_D + \theta) / k_H, \quad (4)$$

¹Department of Soil and Environmental Sciences,
University of California, Riverside, Ca. 92521, U.S.A.
Erstautor nun am Institut für Geoökologie der TU,
Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

und dem (Boden-) Gas-Diffusionskoeffizienten

$$D_{soil} = \xi_{air} D_{air} + \xi_{water} D_{water} / k_H. \quad (5)$$

Folgende Anfangs- und Randbedingungen werden angenommen:

$$C_1(z) = C_2(z) = 0 \quad z > 0 \quad t = 0 \quad (6)$$

$$C_1 = C_2 = C_0 \quad z = 0 \quad t > 0 \quad (7)$$

$$C_1 = C_2 = 0 \quad z = L \quad t > 0 \quad (8)$$

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 2 ist beispielhaft der Einfluß von α und μ_{soil} auf die Form von Gas-Durchbruchskurven durch eine Bodensäule dargestellt. Zum Vergleich werden auch die Durchbruchskurven von Böden ohne Makroporen gezeigt. Ein geringer Austausch zwischen den Regionen bewirkt einen weitgehend getrennten Durchbruch des Gases durch die beiden Regionen, sichtbar an der Ausbildung charakteristischer „Nasen“. Bei hinreichend geringem mikrobiellem Abbau hat α aber keinen Einfluß auf den stationären Gasfluß.

Zur Bestimmung von D_{soil} wurde eine Bodensäule durch Schließen der oberen Kammer zunächst mit Toluol gesättigt. Anschließend wurde die Kammer geöffnet und der stationäre Gasfluß gemessen, aus dem sich unter der Annahme, daß der Boden durch die Einwirkung des Toluols sterilisiert ist, direkt der Wert von D_{soil} errechnen läßt.

Abb. 3 zeigt die Durchbruchskurve von Toluol ($C_0 = 140 \text{ mg/l}$) durch eine Bodensäule ohne Makroporen. Die Werte $\mu_{soil} = 34.2/\text{d}$ und $R_g = 4.36$ wurden durch Anpassung ermittelt. In Abb. 4 wird das Ergebnis eines Experimentes gezeigt, bei dem Boden verwendet wurde, der schon einmal Toluol ausgesetzt gewesen war. Nach Durchlaufen eines Maximums geht der Gasfluß bis auf einen stationären Fluß von ca. $0.1 \text{ mg/cm}^2/\text{d}$ zurück. Offensichtlich kommt es hier zum Aufbau einer degradationsfähigen mikrobiellen Population, die im stationären Gleichgewicht ihre maximale Dichte erreicht hat. Die Wiederholung des Experimentes (Abb. 5) ergibt dementsprechend wieder eine mit einem 1.Ordnung-Abbau konsistente Gas-Durchbruchskurve. Hier nicht gezeigte Ergebnisse weiterer Experimente zeigen, daß nur bei gleichzeitiger Verwendung hoher Toluol-Konzentrationen und „frischer“ Böden von einer Abbau-Reaktion erster Ordnung ausgegangen werden kann.

Symbole und Einheiten

C_1	M/V	Gas-Konzentration in Region I
C_2	M/V	Gas-Konzentration in Region II
C_0	M/V	Gas-Konzentration in unterer Kammer
ω	1	Makroporenanteil
α	$1/T$	Austauschkoeffizient
θ	1	Vol. Wassergehalt
ρ_b	M/V	Lagerungsdichte
a	1	Vol. Luftgehalt
K_d	V/M	Sorptionskoeffizient
K_H	1	Henry-Konstante
D_{air}, D_{water}	L^2/T	Diffusionskoeffizienten
ξ_{air}, ξ_{water}	1	Tortuositätsfaktoren
μ	$1/T$	Abbaukonstante

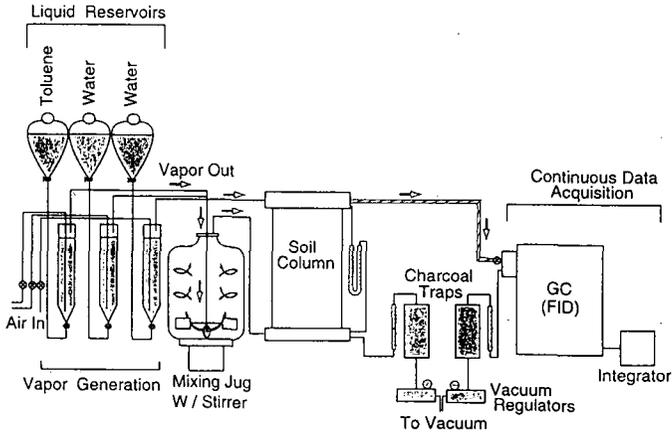


Abbildung 1: Versuchsaufbau

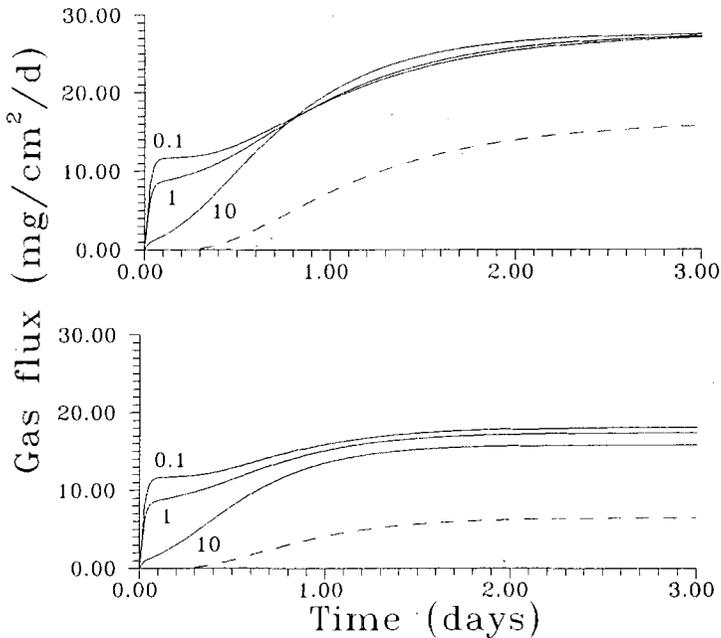


Abbildung 2: Die Wirkung von α und μ auf den Gasfluß (Simulationen; oben $\mu = 0.1/d$, unten $\mu = 1.0/d$; Bezeichner an den Kurven: μ -Werte (1/d); gestrichelte Linien: $\omega = 0$)

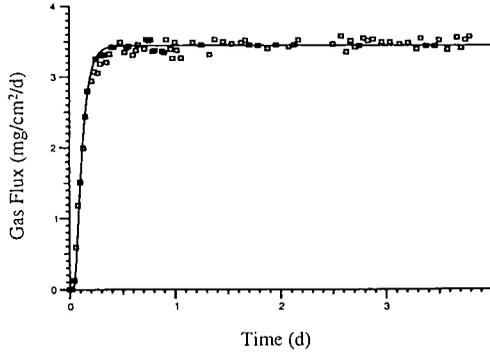


Abbildung 3: Gemessener Toluolfluß durch „frischen“ Boden

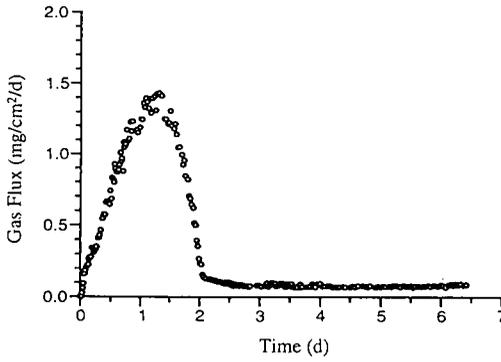


Abbildung 4: Gemessener Toluolfluß durch „vorbehandelten“ Boden

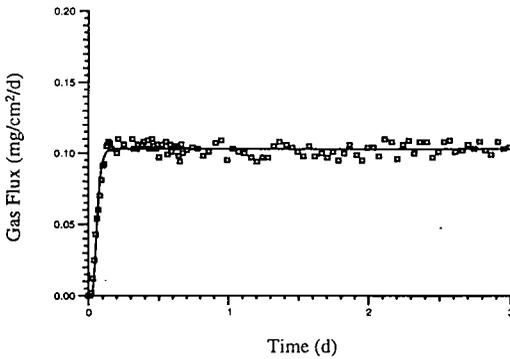


Abbildung 5: Wiederholung des Experimentes aus Abb. 4

Die Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau auf bodenphysikalische Kennwerte

VON

Teiwes, K.^{*} und M.-B. Gerschau^{**}

1. Einleitung

Die derzeit vorherrschend praktizierte Form der intensiven Landbewirtschaftung wird neben der Überschußproduktion, der ansteigenden Zahl bedrohter Tier- und Pflanzenarten und einer wachsenden Belastung der Böden und Gewässer mit Agrochemikalien auch für die Gefährdung der Böden durch Erosion und Bodenverdichtungen verantwortlich gemacht (RSU, 1985; KNAUER, 1993).

Durch eine extensivere Wirtschaftsweise, d.h. Verminderung der Eingriffsintensität in den Boden in Bezug auf die Tiefe und die Häufigkeit sowie mehrgliedrigeren Fruchtfolgen mit Zwischenfruchtanbau und Mulchwirtschaft lassen sich Bodenabträge vielfach vermeiden. Die Gefahr des Auftretens von Bodenverdichtungen könnte vermindert werden oder bestehende Verdichtungen lassen sich vielleicht sogar durch bodeneigenes Regenerationsvermögen auflösen, indem das Bodenleben gefördert wird, eine günstige Bodenstruktur, die eine rasche Ableitung von Oberflächenwasser und gute Bedingungen für das Wurzelwachstum gewährleistet, durch Verzicht auf Bodenbearbeitung, insbesondere den Pflug, nicht zerstört wird sowie die Häufigkeit des Befahrens der Ackerflächen und die dabei aufgebrachten Lasten vermindert werden.

In einem interdisziplinären Forschungsvorhaben am *Forschungs- und Studienzentrum für Landwirtschaft und Umwelt* der Universität Göttingen werden seit 1989/90 an drei Versuchsstandorten die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen verschiedener Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau am Beispiel einer Rapsfruchtfolge untersucht.

Ein Bereich der laufenden Untersuchungen beschäftigt sich mit der Erfassung der Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf physikalische Eigenschaften der Ackerböden. Im Vordergrund steht dabei die über die Versuchsjahre hinweg eintretende zeitliche Entwicklung von Gefügekennwerten in den unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Anbausystemen.

2. Material und Methoden

Versuchsstandorte:

REINSHOF (Leinetal-Graben südl. Göttingen, 153-171 m ü.NN, 635mm NS, 8,5°C; Böden: Gley-Auenböden, Auenböden; Bodenarten: Ut3-Tu2)

ANGERSTEIN (Ostflanke des Leinetalgrabens nördl. Göttingen, 161-212m ü.NN, 635mm NS, 8,5°C; Böden: Vergesellschaftung von Braunerden, Pseudogleyen und Pseudogley-Parabraunerden in Hangbereichen sowie Kolluvien und Pseudogley-Kolluvien in Hangfußbereichen; Bodenarten: Ut2-Tu2)

EICKHORST (südliches Weser-Allerflachland nördl. Braunschweig, 75-80m ü.NN, 612mm NS, 8,7°C; Böden: Gley-Pseudogleye und teilweise Pseudogley-Podsole; Bodenarten: Su2-Ls4)

^{*})Forschungs- und Studienzentrum LANDWIRTSCHAFT u.UMWELT, Am Vogelsang 6, D-37075 Göttingen

^{**})Institut f. Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Von-Siebold-Str. 8, D-37075 Göttingen

An jedem Standort werden 5 komplexe, in Großparzellen (>2ha) angelegte Anbausysteme geprüft.

- I (konventionell): praxisübliche Intensität in Anlehnung an die Officialberatung
- II (integriert): Reduzierung des chemischen Pflanzenschutzes (Schadensschwellen) u. der mineralischen N-Düngung um etwa 30%, Erweiterung der Fruchtfolge um eine Leguminose (Ackerbohne/Erbse), Zwischenfrucht, Pflügen nur zu Winterraps, Unkrautbekämpfung weitgehend mechanisch, Aussaat von möglichst resistenten Sorten bzw. von Sortenmischungen sowie gegenüber I variierte Saatzeit, -stärke und Reihenweite
- III (reduziert): wie System I, nur mineralische N-Düngung um etwa 50% vermindert und kein Insektizideinsatz
- IV (extensiv): wie System II, nur keine mineralische N-Düngung und kein chemischer Pflanzenschutz
- V (Dauerbrache): Ackerbrache mit Selbstbegrünung, keine Eingriffe

Die Lagerungsdichte des Bodens (dB), die Porengrößenverteilung und die hydraulische Leitfähigkeit (ks) des mit Wasser gesättigten Bodens werden anhand von ungestörten Stechzylinderproben (100cm³, vertikal entnommen) bestimmt. Die Erfassung der Regenwurmporen (kreisrund u. Durchm. >2mm) erfolgt nach dem "Gipsinfiltrationsverfahren" (FITZPATRICK et al., 1985). Neben der Gesamtzahl kann hierbei über die Anzahl gipsgefüllter Poren der Anteil der Poren ermittelt werden, die Anschluß an die Bodenoberfläche haben (=Dränporen). Die Probenahme und Erfassung der Regenwurmporen erfolgen jeweils im Frühjahr.

3. Ergebnisse und Diskussion

Aus der Vielzahl der variierten Maßnahmen von Bodenbearbeitung über Fruchtfolge, Sortenwahl, N-Düngung bis Pflanzenschutz wird vermutlich nur die Intensität der Bodenbearbeitung unmittelbar Einfluß auf das Bodengefüge haben. Die anderen Maßnahmen werden sich allenfalls mittelbar auswirken, indem Bodentiere (z. B. Regenwürmer) möglicherweise durch Mulchwirtschaft, Zwischenfruchtbau und verminderten Einsatz von Agrochemikalien gefördert werden.

Der Einfluß der Bodenbearbeitung, insbesondere die krumentief lockernde Wirkung des Wendepfluges, läßt sich anhand von Gefügekennwerten wie der Lagerungsdichte des Bodens (dB) oder der Porengrößenverteilung aufzeigen. Im Anbausystem I, in dem der Boden jedes Jahr gepflügt wird, waren die Lagerungsdichten der Krumen und deren Grobporenanteile (>50µm) im allgemeinen größer als in den Anbausystemen II und IV, in denen der Pflug nur zu Winterraps (WR) eingesetzt wird. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß durch die Pflugarbeit zu WR die Lagerungsdichte in den Systemen II und IV gleichfalls erniedrigt wurde und die Grobporenanteile in der Ackerkrume erhöht wurden (Abb.1 u. Abb.2). Es ist aber auch zu erkennen, daß im Anbausystem I dB direkt unterhalb des Bearbeitungshorizontes von 1991 zu 1992 zunahm. In den Systemen II und IV waren die Lagerungsdichten direkt unter dem Ap-Horizont in den Jahren ohne WR in den meisten Fällen niedriger als in den Jahren mit WR. Die mit der Pflugarbeit einhergehende Verdichtung unterhalb der Ackerkrume war mit einer Verminderung der Grobporenanteile verbunden. Dagegen scheint die durch den Verzicht auf den Pflug sich andeutende Auflockerung in dieser Bodenschicht auf die Zunahme der Mittelporenanteile (0,2-50µm) zurückzuführen sein (Abb.2, insbesondere Anbausystem IV).

Eine biogene Auflösung der Pflugsohlenverdichtung durch Regenwürmer kann ausgeschlossen werden. Zwar zeigen die Untersuchungen, daß in den Anbausystem II und IV in den Jahren mit reduzierter Bearbeitungsintensität, d. h. ohne tiefwendende Pflugar-

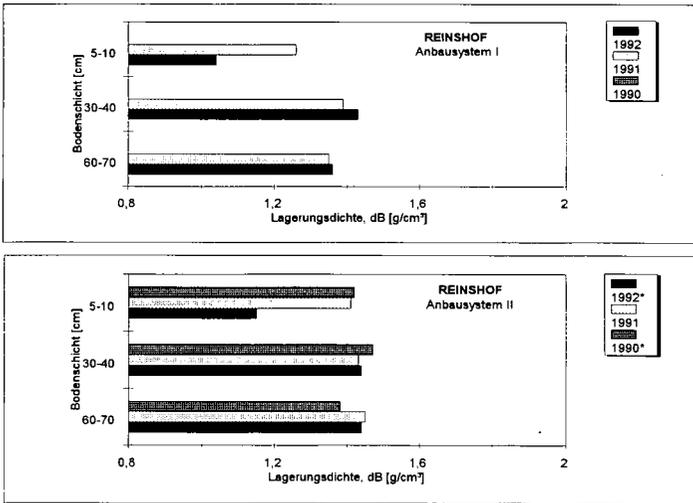


Abb. 1: Lagerungsdichte (dB) in Abhängigkeit von der Bodenschicht für die Untersuchungsjahre 1990-1992 in REINSHOF in den Anbausystemen I und II (Probenahme jeweils im Frühjahr) [* = Jahre mit Wintertraps, d.h. Einsatz des Wendepfluges auch in Anbausystem II]

beit, die Anzahl der Regenwurmporen gegenüber dem Vorjahr zunahm, ihr quantitativer Beitrag zum Porenvolumen aber nicht meßbar war. Bei den entsprechenden Grobporenanteilen waren sogar teilweise Abnahmen zu verzeichnen. Das deckt sich mit anderen Untersuchungen (BARLEY, 1959; EHLERS, 1975), deren Ergebnisse die Aussage nahelegen, daß die Verdichtungen auflöckernde Wirkung der Regenwürmer hinsichtlich der Quantität eher gering einzuschätzen ist.

Der Einfluß der Intensität der Bodenbearbeitung auf die Aktivität der Regenwürmer und die daraus resultierende Anzahl großer Bioporen (>2mm) kann von anderen Faktoren wie der Bodenbedeckung durch Pflanzenbestände, durch Mulch oder durch Zwischenfrüchte und nicht zuletzt der Witterung überdeckt werden. So war die Anzahl der Regenwurmporen im Frühjahr 1992 unabhängig vom Anbausystem und dem Einsatz des Pfluges sowohl in REINSHOF als auch in ANGERSTEIN fast immer größer als im Frühjahr 1991. Inwieweit günstige Bedingungen während der Vegetationsperiode 1991 oder der milde Winter 1991/92 hierfür verantwortlich waren, ist noch zu klären.

Obwohl die Bedeutung der Regenwurmporen für die Porenvolumina im Boden vernachlässigbar gering zu sein scheinen, ist ihre Bedeutung für die Wasserleitung im Boden sehr groß. Veränderungen in der von einem Frühjahr zum anderen auftretenden Anzahl an Regenwurmporen ließen sich insbesondere im Unterboden häufig durch entsprechende Zu- bzw. Abnahmen der gemessenen hydraulischen Leitfähigkeiten (ks) an wasergesättigten Stechzylindern nachweisen.

4. Ausblick

Die Auflösung von Pflugschollenverdichtungen durch Verzicht auf den Pflug ist bekannt (EHLERS, 1973; TEBRÜGGE u. EICHHORN, 1992). Es gibt aber wenig Informationen über die zeitliche Entwicklung einer solchen Bodenlockerung. Inwieweit sich die im Rahmen unserer Untersuchungen von einem Jahr zum anderen festgestellten geringen

Verminderungen der Bodendichten unterhalb des Bearbeitungshorizontes nach Unterlassen der wendenden Pflugarbeit in den Folgejahren fortsetzen, sollen weitere Erhebungen zeigen.

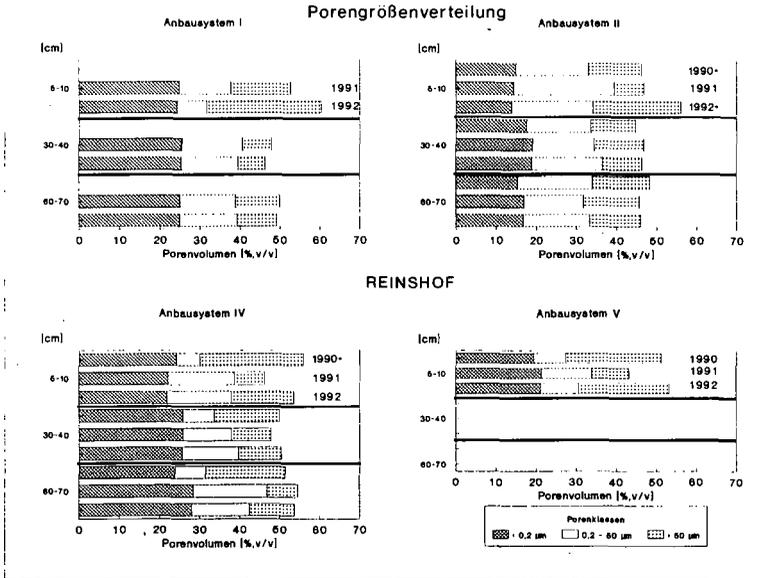


Abb. 2: Porengrößenverteilungen in Abhängigkeit von der Bodenschicht für die Untersuchungs-jahre 1990-1992 in REINSHOF in den Anbausystemen I, II, IV und V (Probenahme jeweils im Frühjahr)

[* = Jahre mit Winterrips, d.h. Einsatz des Wendepfluges auch in den Anbausystemen II und IV]

5. Literatur

- BARLEY, K.P.(1959): Earthworms and soil fertility. IV. The influence of earthworms on the physical properties of a red brown earth. *Aust. J. Agric. Res.*, **10**: 371-376.
- EHLERS, W. (1973): Strukturzustand und zeitliche Änderung der Wasser- und Luftgehalte während einer Vegetationsperiode in unbearbeiteter und bearbeiteter Löß-Parabraunerde. *Z. Acker- und Pflanzenbau*, **137**: 213-232.
- EHLERS, W. (1975): Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Science*, **119**(3): 242-249.
- FITZPATRICK, E.A., MACKIE, L.A. and MULLINS, C.E. (1985): The use of plaster of Paris in the study of soil structure. *Soil Use Management*, **1**: 70-72.
- KNAUER, R. (1993): Sanfte Wege zur Kartoffel - Integrierter und ökologischer Landbau im wissenschaftlichen Vergleich. *Die Zeit*, Nr. 21 vom 21. Mai 1993, Seite 26.
- RSU [=Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen] (1985): *Umweltprobleme der Landwirtschaft - Sondergutachten März 1985* - Verlag W. Kohlhammer GmbH Stuttgart u. Mainz.
- TEBRÜGGE, F. und EICHHORN, H. (1992): Die ökologischen Aspekte von Bodenbearbeitungssystemen; in FRIEBE, B. (Hrsg.): *Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden*, 7-20. Wiss. Fachverlag Dr. Fleck, Gießen.

DANKSAGUNG: Das Forschungsprojekt wird vom BMU gefördert; ein Teilvorhaben unterstützt das NML.

Die Packungsdichte als Ausdruck makroskopischer Gefügeeigenschaften von Auftragsböden aus Löß

von

Tenholtern, R.* , G. Dumbeck** und T. Harrach***

1 Einleitung

Für die bodenkundliche Beurteilung von Rekultivierungs- und Meliorationsmaßnahmen wird ein schnelles, einfaches und deshalb an vielen Stellen wiederholbares Verfahren zur Bestimmung der funktionalen Gefügeeigenschaften und ihrer räumlichen Variabilität benötigt. Zu diesem Zweck wenden wir in den Auftragsböden im rheinischen Braunkohlenrevier die feldbodenkundliche Ermittlung der Packungsdichte an. Die Packungsdichte ist ein komplexer Ausdruck der makroskopisch wahrnehmbaren Gefügemerkmale und gibt den Kompaktheitsgrad des Bodens wieder.

2 Auftragsböden aus Löß

Die untersuchten Auftragsböden im rheinischen Braunkohlenrevier bestehen überwiegend aus einem Gemisch von Lößlehm und Rohlöß mit 13-17 % Ton, 65-80 % Schluff und 2-20 % Sand. Die CaCO_3 -Gehalte liegen in Abhängigkeit vom Sandgehalt zwischen 2 und 12 %. Der Anteil der organischen Substanz im Oberboden beträgt zwischen 0.7 und 1.1 %. Die Fließgrenze liegt je nach Tongehalt bei einem Wassergehalt von 22-28 % und die Ausrollgrenze bei einem Wassergehalt von 16-21 %.

3 Bestimmung der Packungsdichte im Gelände

Die Packungsdichte wird im feuchten Boden aus den an der Profilwand erkennbaren Gefügemerkmalen in fünf Stufen geschätzt, wobei auch Merkmale der Durchwurzelung berücksichtigt werden.

3.1 Gefügeformen der Auftragsböden

In der Tabelle 1 sind die in den Auftragsböden vorkommenden Makrogefügeformen mit der Spanne der möglichen Packungsdichte aufgeführt. Der Löß lagert nach der Aufschüttung und Planierung kohärent mit einem unterschiedlich hohen Anteil an Rollaggregaten. Rollaggregate entstehen beim Transport des Lößmaterials auf Förderbändern. Ein hoher Anteil an Rollaggregaten im Boden ist ein sicheres Zeichen dafür, daß die Aufschüttung und Planierung ohne Verdichtung durchgeführt wurden. Bei unsachgemäßer Rekultivierung werden die Rollaggregate verpreßt und sind makroskopisch nicht mehr erkennbar. Der Löß lagert dann dicht-kohärent oder plattig. Undverdichtete Aufschüttungen lagern dagegen locker-kohärent.

Durch Bodenbearbeitung oder Tieflockerung entstehen in der Ackerkrume und der Lockerungszone Bröckel oder Klumpen. In den gelockerten Bodenschichten kann durch biogene Tätigkeit, v.a. von Regenwürmern, ein Krümelgefüge aufgebaut werden. Die Bodenbewirtschaftung kann jedoch auch zu Verdichtungen und dadurch zu einem plattigen oder dicht-kohärenten Bodengefüge führen. Durch den Anbau von Kulturpflanzen trocknen die Böden jährlich tiefgründig aus. Dadurch entstehen im kohärenten Unterboden Schrumpfungsrisse, die auch bei einer Wiederbefeuchtung teilweise erhalten bleiben.

* GfR Gesellschaft für Ressourcenschutz, Yorckstr. 33, 50733 Köln

** Rheinbraun AG, Stütgenweg 2, 50935 Köln

*** Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5, 35390 Gießen

Tab. 1: Gefügeformen der Auftragsböden und die vorkommenden Packungsdichten

Bezeichnung	Beschreibung	Entstehung	Vorkommen	Packungsdichte
Kohärentgefüge koh	ungegliedert, zusammenhängend	Umlagerung und Druck (typisch)	Unterboden, vernäste, verdichtete Ackerkrume	PD 2-5
Krümelfgefüge kru	rundlich, rauhe Oberfläche	biogen, Regenwurmlösung	Ackerkrume, Lockerungszone	PD 1
Plattengefüge pla	horizontale Trennfugen, z.T. zwiebel-schalenartig	Quellung und Schrumpfung dichter Böden	Pflugsohle, Unterboden	PD 4-5
Bröckel/Klumpen brö/klu	unregelmäßig, rauhe Oberfläche	Bodenbearbeitung, Tieflockerung	Ackerkrume, Lockerungszone	PD 2-4
Rollaggregate rol	etwa kugelförmig	Transport auf Förderbändern	meist nur im unverdichteten Unterboden	PD 2-3

Ein Horizont mit Plattengefüge (PD 4-5) ist in jedem Fall lockerungsbedürftig. Wenn viele Krümel oder Rollaggregate gefunden werden, kann eine Lockerungsbedürftigkeit (PD >3) ausgeschlossen werden. Meistens ist die Bestimmung der Packungsdichte alleine aufgrund der Gefügestruktur nicht möglich.

3.2 Weitere für die Schätzung der Packungsdichte relevante Gefügemerkmale

Die weiteren zur Bestimmung der Packungsdichte erfaßten Gefügemerkmale und die dabei verwendeten Methoden sind in der Tabelle 2 angeführt.

Tab. 2: Weitere Makrogefügemerkmale zur Bestimmung der Packungsdichte in den Auftragsböden

Kürzel	Gefügemerkmale	Methode
Gf	Anteile der Gefügestrukturen	Schätzung der Anteile am Gesamtboden
La	Lagerungsart der Aggregate	AG BODENKUNDE (1982), Tab. 29 (2=offen, 3=halboffen, 4=geschlossen)
Pa	Porosität der Aggregate	AG BODENKUNDE (1982), Abb. 10; (2=hoch, 3=mittel, 4=gering)
Mp	Risse und biogene Makroporen	Schätzung an der Profilwand in fünf Stufen (1=sehr viele, 5=sehr wenige)
Fe	Festigkeit der Aggregate und Eindringwiderstand	TGL 24300/19 (1986), Tab. 8 (1=sehr gering, 5=sehr hoch)

In der Ackerkrume und in der Lockerungszone kommen die Gefügestrukturen Klumpen, Bröckel und Krümel mit unterschiedlichen Anteilen vor. Ein hoher Anteil Krümel bedingt eine geringe Packungsdichte (PD 1) und ein hoher Anteil Klumpen eine hohe Packungsdichte (PD 4).

Im Unterboden zeigt ein hoher Anteil an Rollaggregaten eine geringe Packungsdichte (PD 2) an. Das Hohlraumvolumen zwischen den Aggregaten wird durch die Bestimmung der Lagerungsart und das Hohlraumvolumen in den Aggregaten durch die Ermittlung der Porosität der Aggregate erfaßt. Eine besondere Bedeutung haben die Risse und v.a. die biogenen Makroporen wegen ihrer hohen Kontinuität. Zur Ermittlung des Eindringwiderstandes verwenden wir das Taschenmesser.

3.3 Die Durchwurzelung als Zeiger für die Packungsdichte

Die für die Bestimmung der Packungsdichte erfaßten Merkmale der Durchwurzelung sind in der Tabelle 3 angegeben.

Tab. 3: Wurzeln als Indikator der Packungsdichte

Durchwurzelungsintensität:	Schätzung nach AG BODENKUNDE (1982), Tab. 37 Vergleich der Durchwurzelungsintensität von Horizont zu Horizont; Überdurchschnittliche Abnahmen sind oft die Folge hoher Packungsdichten.
Wurzelverteilung: (Wv)	gleichmäßige Durchwurzelung, Aggregate durchwurzelt: (Wv 1-2), geringe Packungsdichte (PD 1-2) Wurzeln in Makroporen und auf Aggregatoberflächen konzentriert: (Wv 4-5), hohe Packungsdichte (PD 4-5)
Wurzelmorphologie:	plattgedrückte Wurzeln auf den Oberflächen von Rissen und Aggregaten und verkrümmte Wurzeln an den Grenzflächen von Wurzelbarrieren zeigen hohe Packungsdichten an.

Da die Durchwurzelung eines Horizontes auch von der Durchwurzelung der darüberliegenden Horizonte abhängt, gibt die Durchwurzelungsintensität einer Bodenschicht nicht unbedingt deren Durchwurzelbarkeit wieder. Wie bei den Makroporen kommt es bei der Durchwurzelung vielmehr auf deren Kontinuität an den Horizontübergängen an. Im Anschluß an die Erfassung der einzelnen Gefügemerkmale wird nach Tabelle 4 und unter Berücksichtigung der Durchwurzelung (Tab. 3) die Packungsdichte abgeleitet.

Tab. 4: Bestimmung der Packungsdichte; die ausschlaggebende Gefügestufe ist unterstrichen; die Kürzel werden in der Tabelle 2 erklärt.

Unterboden (koh/rol,pla)					Ackerkrume/Lockerungszone (kru/bro/klu)						
Gf	Mp	Fe	Wv	PD	Gf	La	Pa	Mp	Fe	Wv	PD
koh/rol	1-3	1-2	1-2	2	<u>kru</u> /bro	2	2	1	1	1-2	1
koh/rol	1-5	3-4	3	3	kru/bro	2	2-3	1-2	1-2	1-2	2
koh,pla	3-5	4	4	4	bro	2-3	3-4	2-3	3	3	3
koh,pla	5	5	5	5	bro/ <u>klu</u>	3-4	4	3-4	3-4	3	4

4 Der Vergleich von Packungsdichte und Meßwerten

Zum Vergleich der im Feld ermittelten Packungsdichte mit bodenphysikalischen Meßwerten wurden die in einem Meliorationsprojekt untersuchten 128 Horizonte nach ihrer Packungsdichte gruppiert. Für die Horizonte mit gleicher Packungsdichte wurden die Mittelwerte der Parameter Bodendichte, Grobporenvolumen und Luftdurchlässigkeit berechnet und auf signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen untersucht (Tab. 5). Nach den vorliegenden Ergebnissen kann festgestellt werden, daß mit der Bestimmung der Packungsdichte in den untersuchten Auftragsböden bodenphysikalische Meßwerte anhand der Tabelle 5 mit einer ausreichenden Genauigkeit geschätzt werden können. An der Grenze zur Lockerungsbedürftigkeit (PD 3/PD 4) betrug die mittlere Bodendichte 1.63 g/cm³ und das Grobporenvolumen 9 Vol.-%.

Tab. 5: Mittelwertvergleich (SNK-Test, $\alpha=0.05$) der bodenphysikalischen Meßwerte Bodendichte (dB), Porenvolumen > 30 μm (P30) und Luftdurchlässigkeit (Koo) zwischen Gruppen von Horizonten mit gleicher Packungsdichte (n = Anzahl der Horizonte); 8 Standorte vor und 9 Standorte nach einer Tieflockerung

PD	n	dB (g/cm ³) P30 (Vol.-%) Koo (μm^2)	Signifikanz der Mittelwertunterschiede				
			Packungsdichte				
			2	3	3-4	4	5
2	33	1.48	-	x	x	x	x
		14.1	-	x	x	x	x
		7.82	-	x	x	x	x
3	30	1.57	-		x	x	x
		10.4	-		o	x	x
		3.28	-		o	x	x
3-4	23	1.63			-	x	x
		9.0			-	x	x
		1.54			-	o	x
4	17	1.71				-	x
		5.6				-	o
		0.70				-	o
5	25	1.76					-
		5.1					-
		0.42					-

x = signifikanter Mittelwertunterschied

o = nicht signifikanter Mittelwertunterschied

Kontinuierliche Registrierung der Sickerwassermenge aus der Humusauflage - Vorschlag zur technischen Realisierung

von

Thamm, F.

Einleitung

Der auf den Waldboden auftreffende Bestandesniederschlag (hier: Kronendurchlaß = Fall- plus Tropfniederschlag) wird - in Abhängigkeit von der Intensität, Dauer und Struktur des Niederschlags sowie chemischer und physikalischer Zusammensetzung der Auflagehorizonte - vermutlich zu einem großen Teil durch die Streu-/Humusschicht interzipiert. Die organische Auflage der Waldböden stellt mithin eine benetzbare Oberfläche dar und muß deshalb in detaillierten forsthydrologischen Bilanzierungen berücksichtigt werden. In den Waldökosystemen des FE-Vorhabens *Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette* wird diese Streu-/Humusinterzeption durch Erfassung des Kronendurchlasses (Input) und des Auflagenperkolats (Output) bestimmt (Abb. 1). Da die hydrologischen Eigenschaften der Waldbodenauflage wie bereits erwähnt nicht allein von der absoluten Niederschlagsmenge, sondern auch von der Niederschlagsstruktur gesteuert werden, ist eine zeitlich hochaufgelöste und damit kontinuierliche Registrierung der Wasserflüsse erforderlich. Im folgenden wird die technische Realisierung der Meßmethoden dargestellt.

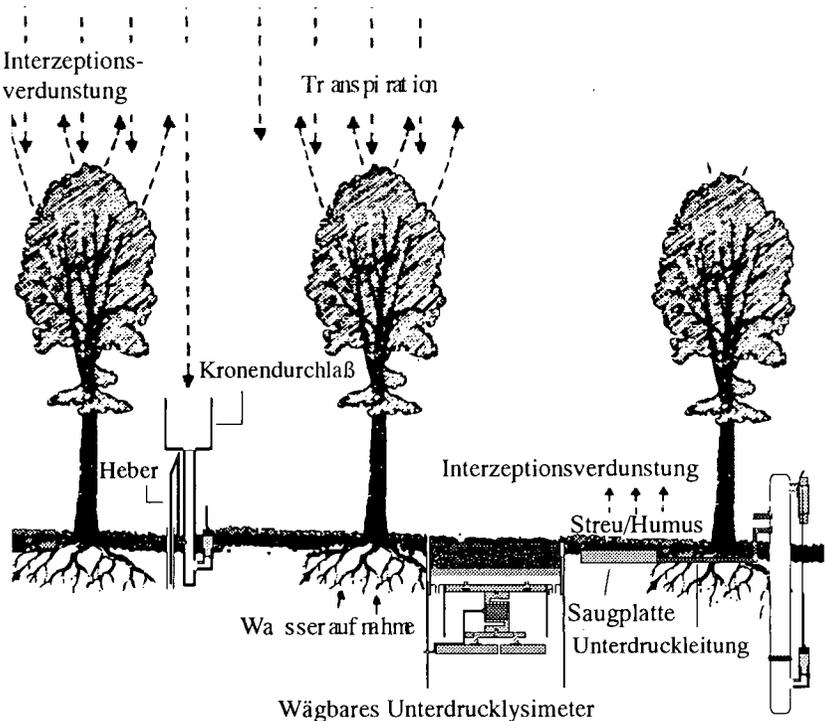


Abb. 1: Erfassung von Wasserhaushaltsparametern im Wald (ohne Maßstab).

* Projektzentrum Ökosystemforschung, TV Wassermengenhaushalt
Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel

Saugplattentechnik

Neben "normalen" Unterdrucklysimetern, die mit ausgestochenen Auflagestücken zu befüllen sind, werden hauptsächlich randlose Saugplatten benutzt, die direkt unterhalb der Auflagehorizonte platziert werden können (Abb. 1). Hierdurch werden sog. Oasen- und Randeffekte vermieden. Durch seitliches Einschieben der Platten wird die stark durchwurzelte organische Auflage kaum gestört bzw. die Wurzeln nicht gekappt; sofern ein tensionsgesteuerter Unterdruck angelegt wird, kann ein natürlicher Wasseraustausch stattfinden (KOENIGS 1972). Die Saugplatten bestehen im wesentlichen aus einem aus einer PVC-Tafel gedrehten Drän- und Trägerkörper (Unterbau) sowie einer aus einem Mischgewebe (Nylon und Polyester) bestehenden hydrophilen Membran (*Ultipor N66*, Fa. Pall Filtrationstechnik, Dreieich) auf einer Stützscheibe (*RCH 1000 porös*, Fa. VTP mbH, Oberhausen) als Extraktionseinheit. Die Membranfilter besitzen gegenüber den sonst vielfach benutzten Keramikplatten (*P80*, Fa. KPM, Berlin) mehrere Vorteile. Neben einer erheblich niedrigeren Benetzungskapazität, was besonders nach längeren Regenspauzen zum Tragen kommt, sind hier das Entfallen einer Konditionierung des inerten Materials sowie die Möglichkeit einer ganzjährigen Anwendung ohne die Gefahr einer Frostsprennung zu nennen. Die Fläche der Lysimeterplatten ist mit $330,05 \text{ cm}^2$ quasi identisch mit der der neben den Platten installierten Niederschlagsammler.

Registrierung

Das aufgefangene Sickerwasser wird über eine kurze Schlauchleitung in ein PVC-Rohr geleitet. In diesem wird der Wasserstand mit Hilfe eines an einen Daten-Logger (Fa. Delta-T Devices, Cambridge) angeschlossenen und von außen montierten Druckaufnehmers (*PDCR 800*, Fa. Druck, Bad Nauheim) digital aufgezeichnet (Abb. 2). Die Referenzkapillare dieses Relativdruckaufnehmers wird in das Rohr geführt, damit sich der dort herrschende Unterdruck nicht auf das Sensorsignal auswirkt. Um zu verhindern, daß sich in der Kapillare Kondenswasser bildet, welches eventuell das Ausgangssignal der Sonde beeinflussen kann, endet diese in einem mit Silikagel befüllten und mit dem Rohr verbundenen Behälter (Abb. 2). Ein kleiner Durchmesser des Pegelrohrs gewährleistet, daß bereits kleinste Wassermengen eine registrierbare Wasserstandsänderung hervorrufen. Andererseits muß das Rohr ein bestimmtes Volumen erreichen, damit die nötigen manuellen Leerungen dem allgemeinen Probenahmerhythmus angepaßt werden können. Das System aus Pegelrohr, Drucktransmitter und Logger erbringt eine Auflösung von besser als $0,1 \text{ mm}$ Sickerwassermenge. Abbildung 3 illustriert ein Beispiel einer Rohdatenauswertung. Unter anderem ist die Pufferung des Starkregenereignisses vom 22.8.93 deutlich erkennbar. Eine Datenbankroutine berechnet aus den Rohdaten mm-Wassersäulewerte.

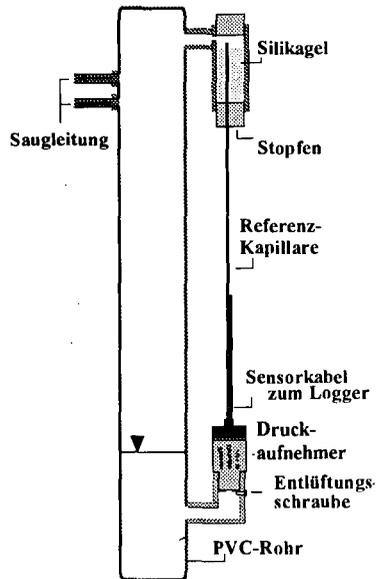


Abb. 2: Erfassung der Sickerwassermenge per Drucksensor (ohne Maßstab).

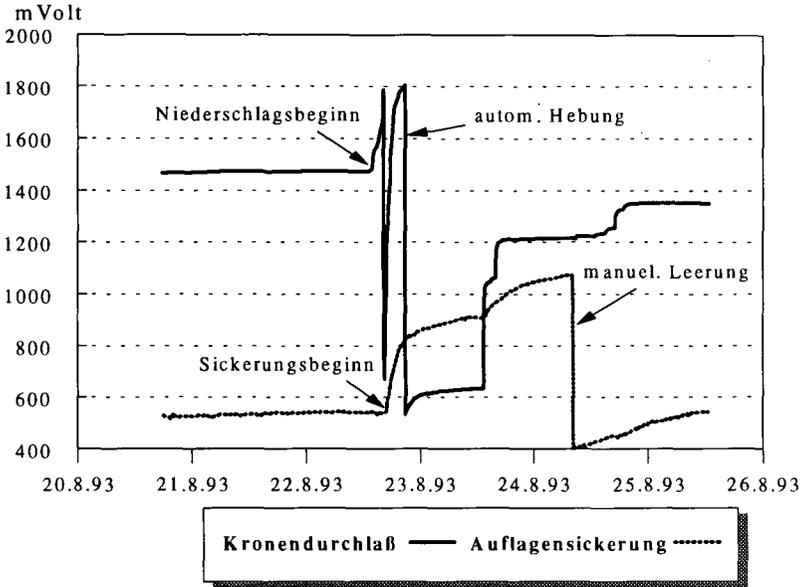


Abb. 3: Beispiel für eine Rohdatenauswertung.

Wägbares Unterdrucklysimeter

Das Lysimeter besteht hauptsächlich aus einer mit einem 5 cm hohen PVC-Rand versehenen und auf einer Wägezelle (DBBP, Fa. Althen, Kelkheim/Ts.) montierten Saugplatte. Diese Einheit wird auf einer PVC-Tafel stehend oberflächengleich eingebaut und mit einem PVC-Rohr gegen das umliegende Erdreich separiert (Abb. 4).

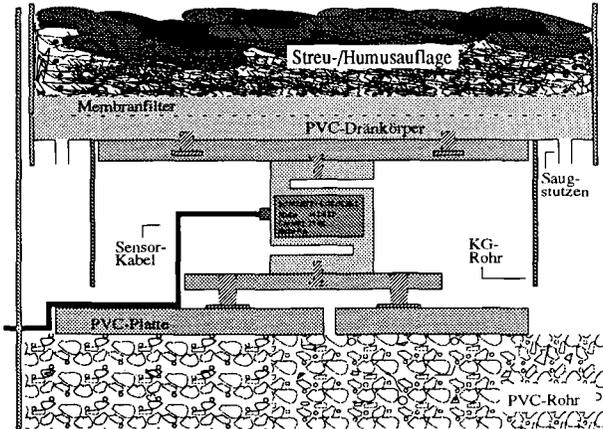


Abb. 4: Wägbares Unterdrucklysimeter mit ausgestochener Humusauflage (ohne Maßstab).

PVC hat mit einer Wärmekapazität von $0,95 \text{ J g}^{-1} \text{ K}^{-1}$ bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$ (KOLESKE & WARTMAN 1969) und einer Wärmeleitfähigkeit von $0,16 - 0,17 \text{ W m}^{-1} \text{ K}^{-1}$ zwischen 20 und $90 \text{ }^\circ\text{C}$ (SHELDON & LANE 1963) diesbezüglich vergleichbare Eigenschaften wie ein lufttrockener sandiger Boden. Damit die thermischen Verhältnisse im Lysimeter, die die Verdunstung beeinflussen, möglichst denen des Bodens und der Humusaufgabe entsprechen, sind alle Außenwände aus PVC gefertigt. Zur Überwachung dieser Problematik wird mittels PT100 im Lysimeter und in der Auflage die Temperatur aufgezeichnet. Obwohl der Spalt zwischen Lysimeter und PVC-Rohr mit 2 mm sehr klein gehalten werden konnte, wurde der gesamte Aufbau zusätzlich so gestaltet, daß kein Spritzwasser an die Wägezelle gelangen kann. Trotzdem sind den hohen Luftfeuchtigkeitswerten in der Lysimeterkammer mit einer abgedichteten Wägezelle zu begegnen. Da es sich bei der *DBBP* um eine temperaturkompensierte (-15 bis $+70 \text{ }^\circ\text{C}$) Wägezelle aus hochfestem Werkzeugstahl der Schutzklasse IP65 handelt, wird dieser Forderung entsprochen. Mit Hilfe einer von der Meßtechnik des Projektzentrums entwickelten Aufbereitungsschaltung für das Ausgangssignal (3 mV/V) wird eine Auflösung von $3,65 \text{ g}$ erzielt. Dies entspricht bei einer Lysimeterfläche von $530,93 \text{ cm}^2$ einer Wassersäule von $0,07 \text{ mm}$.

In Tabelle 1 sind einige Materialangaben zusammengetragen.

Tab. 1: Technische Angaben zu den verwendeten Materialien

Saugplatten				
Produkt	Porengröße (μm)	Porosität (%)		
<i>Ultipor N66</i>	0,2	ca. 80		
<i>P80</i>	1	48		
<i>RCH 1000 porös</i>	40	40		
Wägezelle				
	Kg	% v. Signal	$^\circ\text{C}$	V
<i>20 - DBBP</i>				
Meßbereich	0 - 20			
Linearität		0,02		
Hysteresis		0,02		
Reproduzierbarkeit		0,03		
Komp. Temperaturbereich			$-15/+70$	
Betriebstemperaturbereich			$-20/+80$	
Speisespannung				10 - 15
Ausgangssignal				$3 \pm 0,5 \%$

Literatur

- KOENIGS, F.F.R. (1972): Bedingungen für die Verwendung der Tensiometerplatte als Lysimeter. *Z. Pfl. u. Bodk.* **1+2**, 1-4.
- KOLESKE, J.V. & L.H. WARTMAN (1969): Polyvinylchloride. Macdonald Technical and Scientific, London, 112 pp.
- SHELDON, P.R. & K. LANE (1965): Thermal conductivity of polymers 1 - polyvinylchlorid. *Polymer* **6**, 77-85.

Validierung von Pedotransferfunktionen

VON

J. Tietje, O.

Pedotransferfunktionen (PTFs) dienen dazu, aus einfach erhebbaren oder bereits vorhandenen Daten (z.B. Textur, Lagerungsdichte und organischer Kohlenstoffgehalt) Parameter abzuleiten, die in Modellen für die ungesättigte Bodenwasserbewegung verwendet werden können. Insbesondere der Einsatz von Geo-Informationssystemen in Verbindung mit entsprechenden Datenbanken (z.B. das Niedersächsische Bodeninformationssystem NIBIS) erfordert die Verwendung von Pedotransferfunktionen. Hierbei ist es notwendig, die Genauigkeit der verschiedenen Ansätze zu kennen. Ziel dieser Untersuchung ist, die Genauigkeit der Vorhersage der Retentionsfunktion und der gesättigten Leitfähigkeit abzuschätzen.

Material und Methoden

Außer den im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" erhobenen Daten (vgl. hierzu Othmer und Bork 1992) konnten Daten des Instituts für Bodenkunde Hannover (IfB Hann., Bachmann und Hartge 1992) und Daten aus dem Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS, vgl. Hennings und Müller 1992) ausgewertet werden.

Die Pedotransferfunktionen lassen sich in folgende Gruppen klassifizieren (vgl. Tietje und Tapkenhinrichs 1993, Tietje und Hennings 1993):

1. Punktregressionen (Husz 1967, Gupta und Larson 1979, Puckett et al. 1985, Rawls et al. 1982, Rawls et al. 1983, Renger 1971).
2. Physiko-empirischer Ansatz (Arya und Paris 1981, Tyler und Wheatcraft 1989, Campbell 1985).
3. Parameterregression (Rawls et al. 1985, Vereecken et al. 1989, Cosby et al. 1984).
4. Parameterkorrelation (Gregson et al. 1987).

Einzelne Pedotransferfunktionen wurden auf ihre Genauigkeit hin u.a. von Bachmann und Hartge (1992) durch den Vergleich der gemessenen und der vorhergesagten Wassergehalte bei festen Matrixpotentialen untersucht. Eine Beurteilung der Genauigkeit in einem großen

+ Institut für Geographie und Geoökologie, Abt. f. Systemanalyse und Agrarökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig.

Matrixpotentialbereich und damit eine Quantifizierung des Fehlers einer (Retentions-) Funktion führt auf den Integral-Ausdruck

$$WMQD(\theta) = \left(\frac{1}{b-a} \int_a^b (\theta_v(\psi) - \theta_g(\psi))^2 d\log_{10}|\psi| \right)^{1/2}$$

wobei folgende Vereinbarungen gelten:

- $WMQD(\theta)$ Wurzel aus der mittleren quadratischen Wassergehaltsdifferenz [Vol.%],
- ψ Matrixpotential [hPa],
- θ_g, θ_v gemessener bzw. mit einer PTF vorhergesagter Wassergehalt [Vol.%],
- a, b Integrationsgrenzen [$\log_{10}(\text{hPa})$] (hier: $a=0, b=4.2$).

Dabei wurde - in Analogie zur Fehlerquadratsumme, die bei Parameteranpassungen benutzt wird - die mittlere quadratische Differenz als Fehlerkriterium herangezogen, aus der aus Gründen der Übersichtlichkeit die Wurzel gezogen wurde. Die Integration über die Logarithmen der Potentiale wurde gewählt, um dem Bereich hoher Saugspannungen kein zu hohes Gewicht zu verleihen.

Der Fehler bei der Vorhersage der gesättigten Leitfähigkeit wird quantifiziert durch das Mittel und die Standardabweichung des logarithmischen Fehlers $\varepsilon = \log_{10} K_s^v - \log_{10} K_s^g$, wobei ε die Differenz zwischen den Logarithmen der gemessenen (K_s^g) und der mit einer PTF vorhergesagten (K_s^v) gesättigten Leitfähigkeit ist.

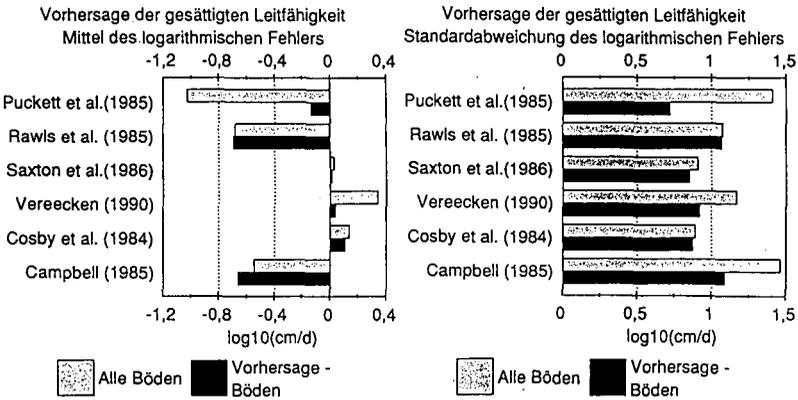
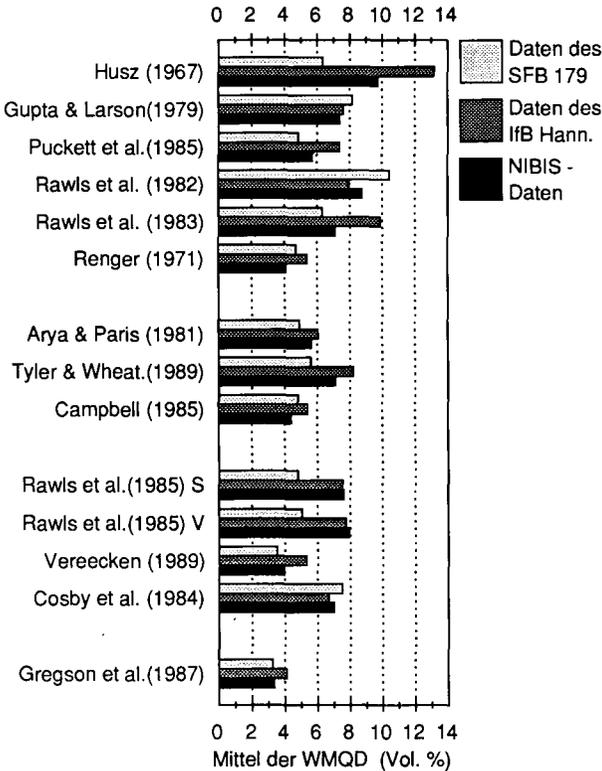


Abb. 1: Mittel und Standardabweichung des logarithmischen Fehlers bei der Vorhersage der gesättigten Leitfähigkeit K_s .



Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Die Vorhersage der Retention ist mit den besten Verfahren im Mittel über die Böden eines Datensatzes bis auf 3 Volumen-Prozent Wasser möglich. In vielen Fällen erfolgt also eine *relativ* genaue Vorhersage. Es treten aber auch große Abweichungen auf. Es bleibt zu untersuchen, ob durch Kombination der Parameterregression und der Parameterkorrelation (s.o.) ein Genauigkeitsgewinn erzielt werden kann.

Abb. 2: Wurzel aus der mittleren quadratischen Differenz $WMQD(\theta)$ (in Vol.% Wasser) berechnet für mehrere PTFs angewendet auf mehrere Datensätze.

Die Vorhersage der gesättigten Leitfähigkeit ist ungenau, auch für die Böden,

die im Bereich der Bodenproben liegen, aus denen die PTF entwickelt wurde ('Vorhersageböden'). Eine logarithmische Standardabweichung von 1 wird kaum unterschritten. Der Grund liegt darin, daß der Parameter K_s auf der Skala der Stechzylindermessungen nur sehr ungenau bestimmbar ist. Die Lagerung des Bodens wird durch die Textur nicht erfaßt. In der weiteren Untersuchung wird die Verwendung von Aggregatgrößenverteilungen bei der Vorhersage mit Pedotransferfunktionen geprüft und eine Genauigkeitsabschätzung der Vorhersage der ungesättigten Leitfähigkeit durchgeführt.

Literatur

- Arya, L.M. und J.F. Paris (1981): A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, S. 1023-1030.
- Bachmann, J. und K.-H. Hartge (1992): Die Berechnung von Wasserspannungskurven aus Primärdaten - Ein Methodenvergleich. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155, S. 109-114.
- Campbell, G.S. (1985): *Soil physics with basic*. Elsevier, Amsterdam - New York, 150 S.
- Cosby, B.J., G.M. Hornberger, R.B. Clapp und T.R. Ginn (1984): A statistical exploration of the relationship of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. *Water Resour. Res.* 20, S. 682-690.
- Gregson, K., D.J. Hector und M. McGowan (1987): A one-parameter model for the soil water characteristic. *J. Soil Sci.* 38, S. 483-486.
- Gupta, S.C. und W.E. Larson (1979): Estimating soil water characteristic from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Res. Res.* 15, 1633-1635.
- Hennings, V. und U. Müller (1992): Überprüfung eines Schätzverfahrens zur Ermittlung von Kenndaten der Wasserbindung anhand der Laboratenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 155, S. 437-440.
- Husz, G. (1967): Die Ermittlung der pF-Kurve aus der Textur mit Hilfe von multiplen Regressionen. *Z. f. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde.* 116 (2), S. 23-29.
- Othmer, H. und H.-R. Bork (1992): Characterization of the soils at the investigation sites. Excursion Guide 'International Congress on Agro-Ecosystem Modelling', Braunschweig, 5.-9.10.1992, S. 151-167.
- Puckett, W.E., J.H. Dane und B.F. Hajek (1985): Physical and mineralogical data to determine soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, S. 831-836.
- Rawls, W.J. und D.L. Brakensiek (1985): Prediction of soil water properties for hydrologic modeling. In: Jones, E. und T.J. Ward (Hrsg.): *Watershed Management in the eighties. Proc. of the Symposium ASCE, Denver, CO. 30.4-1.5.1985.* New York, N.Y., S. 293-299.
- Rawls, W.J., D.L. Brakensiek und K.E. Saxton (1982): Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE.* 108, S. 1316-1320.
- Rawls, W.J., D.L. Brakensiek und B. Soni (1983): Agricultural management effects on soil water processes. Part I: Soil water retention and Green Ampt infiltration parameters. *Transactions of the ASAE* 26 (6), 1983.
- Renger, M. (1971): Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. *Z. f. Kulturtechnik u. Flurberein.* 130, S. 53-67.
- Saxton, K.E., W.J. Rawls, J.S. Romberger und R.I. Papendick (1986): Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, S. 1031-1036.
- Tietje, O. und V. Hennings (1993): Bewertung von Pedotransferfunktionen zur Schätzung der Wasserspannungskurve. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* (im Druck).
- Tietje, O. und M. Tapkenhinrichs (1993): Evaluation of pedo-transfer functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57 (4), S. 1088-1095.
- Tyler, S.W. und S.W. Wheatcraft (1989): Application of fractal mathematics to soil water retention estimation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, S. 987-996.
- Vereecken, H., J. Maes, J. Feyen und P. Darius (1989): Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Sci.* 148, S. 389-403.

Danksagung

Dr. V. Hennings (BGR), Dr. J. Bachmann und Prof. Dr. K.-H. Hartge (Institut f. Bodenkunde, Hannover) haben für diese Untersuchung freundlicherweise Daten zur Verfügung gestellt. Diese Arbeit wurde unterstützt durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft.

Klassifikation von Aggregierungsmerkmalen mit Hilfe der Ultraschalldiagnostik

von

Tippkötter, R.

Einleitung

Die Untersuchungen hatten die Quantifizierung der Wasserstabilität von Aggregaten zum Ziel. Da bekannte Methoden, wie z.B. Naßsiebung, Perkolation oder Beregnen, Probleme bei der Definition der Parameter aufwerfen, wird eine standardisierte Dispergierung mit Hilfe von Ultraschall vorgestellt. Diese hat den Vorteil, daß die zugeführte Energiemenge leicht bestimmbar und reproduzierbar ist.

Böden

Es wurden 16 Böden aus verschiedenem Ausgangsmaterial (Löß, Geschiebelehm, Kalkstein, Basalt) und mit unterschiedlicher Nutzung (Wald, Gras, Brache, Acker) beprobt. Die Böden waren carbonatfrei und skelettarm (< 1%). Ihre wichtigsten Eigenschaften sind der Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1. Ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden

Nr.	Hor.	Ausg.mat.	Vegetation	Herkunft	T	U	S	C _t	Fe _{ox}	pH
					----- -----				[%]	[‰]
<i>Parabraunerden</i>										
1	Ah	Löß	Wald	Gleidingen	17.0	75.5	7.3	4.7	2.61	6.5
2	Ah	Löß	Gras	Gleidingen	15.8	77.1	7.1	4.4	1.96	4.7
3	Ah	Löß	Brache	Gleidingen	19.2	74.5	6.3	1.9	3.02	7.0
4	Ap	Löß	Acker	Gleidingen	16.4	75.0	8.6	2.1	2.86	6.9
5	Ah	Löß	Wald	Wehrstedt	14.0	84.9	1.1	6.3	2.49	3.3
6	Al	Löß	Brache	Banteln	12.4	81.7	5.9	0.5	1.91	6.8
7	Bt	Löß	Brache	Banteln	22.3	70.1	7.6	0.2	1.57	6.6
<i>Pseudogleye</i>										
8	Ah	Sand. Lehm	Wald	Langenhagen	14.6	27.6	57.8	5.2	4.23	5.6
9	Ah	Sand. Lehm	Gras	Langenhagen	10.4	21.5	68.1	3.8	3.91	5.3
10	Ah	Sand. Lehm	Brache	Langenhagen	13.6	12.0	74.4	2.8	3.38	4.5
11	Ap	Sand. Lehm	Acker	Langenhagen	10.0	22.8	67.2	2.2	2.80	6.5
12	Sw	Sandlöß	Wald	Wülferode	13.2	34.3	52.5	2.4	3.94	3.4
<i>Degr. Schwarzerde</i>										
13	Ah	Löß	Wald	Harsum	30.4	67.1	2.5	4.3	1.96	5.5
<i>Mullrendzina</i>										
14	Ah	Kalkstein	Wald	Wehrstedt	47.5	52.0	0.5	9.9	1.94	7.1
<i>Eisen. Braunerde</i>										
15	Ah	Basalt	Wald	H. Meissner	24.0	55.5	20.7	8.4	9.00	4.6
<i>Kolluvium</i>										
16	M	Löß	Acker	Harsum	17.9	80.0	2.1	1.6	2.33	7.5

Um unterschiedlichen Gebrauch der Termini zu vermeiden, wird in Anlehnung an die DIN und die BSI folgende Fraktionierung der Aggregate vorgeschlagen:

- Ultramikroaggregate < 2 µm
- Mikroaggregate 2-60 µm
- Mesoaggregate 60-2,000 µm**
- Makroaggregate 2-60 mm
- Megaaggregate > 60 mm

*) Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Von diesen Fraktionen wurde in der vorliegenden Untersuchung allein die Gruppe der Mesoaggregate behandelt.

Methoden

Ultraschallbehandlung

Die Böden wurden im feldfeuchten Zustand vorsichtig zerkleinert und auf < 6 mm gesiebt. Jeweils 100 g feuchter, gesiebter Boden (bezogen auf das Trockengewicht) wurden in 600 ml-Bechergläser überführt, die anschließend mit H₂O auf 500 ml aufgefüllt wurden. Diese Suspension wurde mit einer konischen Ultraschallsonde (20 kHz) bei 60 Js⁻¹ Primärenergie beschallt. Die an die Suspension abgegebene Energie betrug 36.4 Js⁻¹. Nach der Beschallung wurde die Suspension in einen Atterbergzylinder überführt und die Fraktion < 60 µm durch Dekantieren nach vorsichtigem Homogenisieren entfernt, so daß der verbliebene Rest eine von der zugeführten Energie abhängige Teilmenge der Mesoaggregate darstellte.

Auswertung

Die Beziehungen zwischen der zugeführten Dispergierungsenergie und der danach verbliebenen Teilmenge an Mesoaggregaten läßt sich mit Hilfe einer Exponentialfunktion beschreiben:

$$\% \text{ Mesoaggregate} = 10 * e^{(a + b * \text{Joule})} + c.$$

Dabei zeigt sich, daß sich die Funktion in einen relativ steilen und einen asymptotischen Abschnitt gliedern läßt (Fig. 1-4). Der steile Abschnitt repräsentiert die fragilen Mesoaggregate, der asymptotische Teil die Fraktion der Aggregate, die sehr stabil und nur durch hohen Energieaufwand zu zerstören ist. Diese beiden Fraktionen scheinen sich annähernd durch die Energiemenge trennen zu lassen, die sich bei einer Steigung der Funktion von -5° ergibt:

$$\text{Joule} = \frac{\ln \frac{\tan(-5^\circ)}{10 * b * e^a}}{b}$$

Ergebnisse

Zur Charakterisierung der Mesoaggregate wurden vier Eigenschaften herangezogen:

1. Prozentualer Anteil am Feinboden,
2. fragiler Anteil,
3. stabiler Anteil und
4. Energieaufwand zur Dispergierung des fragilen Anteils.

Erste Ergebnisse von Oberböden zeigen, daß eine Beziehung zwischen den Ausgangssubstraten und den vier Charakteristika der Mesoaggregate besteht. Sowohl der Gesamtanteil der Mesoaggregate als auch deren fragile und stabile Fraktionen nehmen in der Reihenfolge Kalkstein > Basalt > Löß > sandiger Lehm ab. Diese Sequenz findet sich auch bei der Dispergierungsenergie für die fragile Fraktion der Mesoaggregate.

Es bestehen enge Beziehungen zwischen der Nutzung und den Aggregierungsmerkmalen. Die Oberböden unter Wald haben den größten Anteil an Mesoaggregaten (64%) und an deren schwer zerstörbaren Fraktionen (20%). In diesen Böden muß die größte Energie aufgewendet werden (21 kJ), um die fragilen Aggregate zu dispergieren. Die Ackerböden zeigen mit 32%, 3% und 9kJ deutlich geringere Werte. Die Oberböden unter Gras (48%, 16%, 15kJ) und Brache (32%, 8%, 16kJ) nehmen bezüglich der Aggregatmenge und -stabilität eine Mittelstellung ein.

Während die unterschiedlichen Stabilitäten der fragilen Fraktion der Mesoaggregate vor allem Beziehungen zum Tongehalt erkennen lassen, sind die stabilen Aggregate stärker vom Gehalt an Kohlenstoff beeinflusst. Diese hoch signifikanten Korrelationen werden am deutlichsten durch die Dispergierungsenergie der fragilen Fraktion ausgedrückt.

Der Kohlenstoffgehalt ist vermutlich lediglich als Indikator für die Produktion von organischen Stabilisierungsstoffen anzusehen. Böden mit hohem Anteil an stabilen Aggregaten erhalten in der Regel auch eine erhöhte Zufuhr von frischer organischer Substanz. Dies führt bei optimaler Feuchte und Temperatur zu einer hohen biologischen Aktivität, die wiederum den Ausstoß stabilisierender Stoffe (z.B. Polysaccharide) durch die Bodenfauna und -flora anregt. Eine weitere Spezifizierung des Beitrags des organischen Pools zu den stabilisierenden Stoffen erscheint notwendig.

Tab. 2. Anteile der Mesoaggregatfraktionen, Dispergierungsenergie für die fragilen Aggregate und An- und Abreicherungen von Stabilisierungsstoffen in stabilen Mesoaggregaten.

Nr.	Hor.	Substr.	Veg.	Mesoaggregate			Disp. Energie [kJ]	Stabile Mesoaggr.		
				ges.	fragil	stabil		Ton	C _t	Fe _{ox} [‰]
				-----%-----			-----%-----			
<i>Parabraunerden</i>										
1	Aha	Löß	Wald	73.7	42.0	31.7	20.9	+4.4	+0.3	-0.10
2	Aha	Löß	Gras	71.8	48.9	22.9	15.3	+3.6	+0.6	-0.17
3	Aha	Löß	Brache	46.3	37.8	8.5	15.3	-2.8	+0.3	-0.14
4	Ap	Löß	Acker	20.4	17.3	3.1	12.7	-5.8	+0.5	-0.70
5	Aha	Löß	Wald	57.6	45.2	12.4	20.0	-2.3	+0.6	-0.05
6	Al	Löß	Brache	38.2	36.8	1.4	3.0	+1.0	+0.3	-0.28
7	Bda	Löß	Brache	32.4	24.4	8.0	6.0	+5.7	+0.6	+0.85
<i>Pseudogleye</i>										
8	Aha	s. Lehm	Wald	49.9	27.0	22.9	19.9	+7.5	-0.4	-0.64
9	Aha	s. Lehm	Gras	23.9	15.4	8.5	14.4	+2.6	-0.2	-1.01
10	Aha	s. Lehm	Brache	17.8	11.0	6.8	16.9	-1.7	-0.4	-0.59
11	Ap	s. Lehm	Acker	15.1	8.8	6.3	8.1	-2.0	-0.6	-0.38
12	SW	Sandlöß	Wald	24.8	19.8	5.0	10.8	+3.1	-0.3	+0.51
<i>Degr. Schwarzerde</i>										
13	Aha	Löß	Wald	48.3	41.0	7.3	20.2	-3.5	+0.5	+0.18
<i>Mullrendzina</i>										
14	Aha	Kalkstein	Wald	89.6	62.9	26.7	61.9	+2.4	+0.4	+0.08
<i>Eisenr. Braunerde</i>										
15	Aha	Basalt	Wald	63.1	45.6	17.5	32.5	+2.6	+0.8	-0.60
<i>Kolluvium</i>										
16	M	Löß	Acker	60.1	59.1	1.0	4.9	+3.8	+0.7	-0.13

Vermutlich sind wechselnde Wertigkeiten der Bildungs- und Stabilitätsfaktoren wie **Bodengenese, Ausgangssubstrat, Bodennutzung, biologische Aktivität, Mikroorganismenbesatz (Pilzmycel), räumliche Anordnung der Primärpartikel, Gehalt an Eisen, organischem Kohlenstoff und Polysacchariden** ausschlaggebende Ursache für die unterschiedlichen Aggregierungsmerkmale in den untersuchten Böden.

Zusammenfassung

Von Böden auf Löß, sandigem Lehm, Kalkstein und Basalt wurden bei unterschiedlicher Nutzung die Mengen und Stabilitäten von Mesoaggregaten (60-2,000 μm) mit Hilfe der Ultraschalldiagnostik bestimmt. Durch den Verlauf der Dispergierung lassen sich fragile und stabile Mesoaggregate unterscheiden.

Der Anteil an fragilen und stabilen Mesoaggregaten war bei Böden auf Kalkstein > Basalt > Löß > sandigem Lehm und bei Böden unter Wald > Gras > Brache > Acker. Die notwendige Energie zur Dispergierung der fragilen Aggregate lag bei Böden unter Wald mit durchschnittlich etwa 21 kJ signifikant höher als bei Ackerböden (ca. 9 kJ).

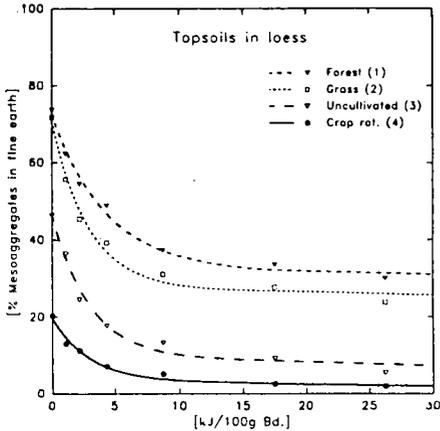


Fig. 1. Anteil der Mesoaggregate in Oberböden auf Löß nach der Behandlung mit unterschiedlichen Energiemengen von Ultraschall.

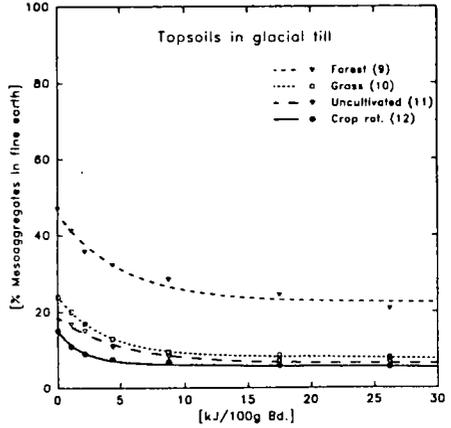


Fig. 2. Anteil der Mesoaggregate in Oberböden auf sandigem Lehm nach der Behandlung mit unterschiedlichen Energiemengen von Ultraschall.

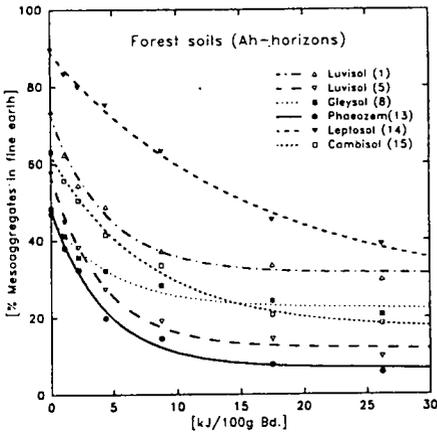


Fig. 3. Anteil der Mesoaggregate in Waldböden (Ah-Horizonte) nach der Behandlung mit unterschiedlichen Energiemengen von Ultraschall.

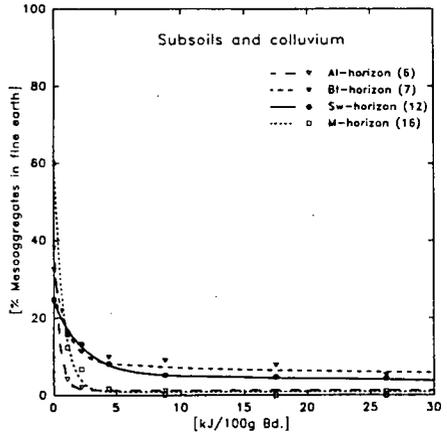


Fig. 4. Anteil der Mesoaggregate in Unterböden und im Kolluvium nach der Behandlung mit unterschiedlichen Energiemengen von Ultraschall.

Wasseraustausch zwischen Grundwasserleiter und Moor abgeleitet aus hydrochemischen Daten

von

Tresselt, K. und A. Gröngröft

Einleitung

Bei der Regeneration eines Moores steht die Wiederherstellung des mooreigenen Wasser- und Stoffhaushaltes im Vordergrund. Vor der Anwendung regenerierender Maßnahmen (z.B. zur Wiedervernässung) muß der Wasserhaushalt der jeweiligen Fläche möglichst genau erfaßt werden. Hierbei wird häufig vereinfachend der vertikale Wasser- und Stoffaustausch zwischen Moorkörper und mineralischem Untergrund vernachlässigt (EIGENER & SCHMATZLER 1980). Für den sinnvollen Einsatz regenerierender Maßnahmen sind jedoch Überlegungen zum vertikalen Wasser- und Stoffaustausch mit einzubeziehen.

Ungestörte Hoch- und Niedermoores unterscheiden sich in der Art des Wasser- und Stoffaustausches zwischen Moorkörper und mineralischem Untergrund. In Hochmooren führen erhöhte hydraulische Potentiale im Moorkörper gegenüber dem unterliegenden Substrat langfristig zur Infiltration von Wasser aus den Torfen in den Untergrund. Demgegenüber herrscht in Niedermoores die Exfiltration, d.h. der Aufstieg von Grundwasser in den darüberliegenden Torfkörper vor. In anthropogen gestörten Moores sind die Vorgänge des vertikalen Wasser- und Stoffaustausches vielfach unklar.

Für die Erfassung des vertikalen Austausches bieten sich zwei Vorgehensweisen an (SIEGEL 1988a):

1. physikalische Messungen (Erstellung vertikaler Potentialprofile durch den Torfkörper bis in den mineralischen Untergrund; Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeitskoeffizienten der Torfe)
2. hydrochemische Messungen (Erstellung von vertikalen Konzentrationsprofilen)

Beide Methoden wurden von SIEGEL (1988b, 1988c) in einem ungestörten Moorkomplex vergleichend eingesetzt. In der vorliegenden Untersuchung (TRESSELT 1993) sollte geprüft werden, ob die hydrochemische Methode auch in anthropogen veränderten Moores anwendbar ist.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Geestrandmoore der Süderelbmarsch im Südwesten des Stadtgebietes von Hamburg. Im Süden wird das ca. 920 ha umfassende Gebiet durch die Sanderflächen der Vorgeest und im Norden durch Klei-dominierte Marschflächen begrenzt. Nach der letzten Vereisung entstanden in dieser Region großflächig mächtige Niedermoorortfe. Mit zunehmender Nährstoffverarmung setzte im Zentrum der Geestrandmoore die Bildung von Übergangs- und Hochmoorortfen ein. Innerhalb des Gebietes sind anthropogene Eingriffe (z.B. Torfabbau, Entwässerung, Trinkwasserförderung) in unterschiedlicher Intensität wirksam geworden.

¹Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allendeplatz 2, D 20146 Hamburg

Methoden

Im Untersuchungsgebiet wurden entlang von drei N-S-verlaufenden Transekten Pegelgruppen im Torfkörper installiert. Die Pegelgruppen bestanden aus PVC-Rohren abgestufter Länge, die am unteren Ende mit einer Filterstrecke (2 mm Bohrungen) versehen waren. Die Abstufung der Pegelrohre wurde so gewählt, daß das Porenwasser des gesamten Torfkörpers bis in den mineralischen Untergrund in gleichmäßigen Abständen beprobt werden konnte. Die Wasserproben wurden auf die Parameter pH - Wert, el. Leitfähigkeit, Temperatur, Chlorid, Sulfat, Nitrat, Hydrogencarbonat, Phosphat, Ammonium, Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium, Eisen, Mangan, Zink mit Standardanalyseverfahren untersucht.

Ergebnisse

Anhand der vertikalen Konzentrationsmuster entlang der Transekte wurde die vertikale Wasserbewegungsrichtung im Torfkörper abgeleitet. Es wurde dabei von folgenden Annahmen ausgegangen:

1. Der Torfkörper gliedert sich in zwei hydrologisch unterschiedliche Zonen:

- Oberzone: Beeinflussung durch Vegetation und Entwässerung; Wasserbewegung kann in alle Richtungen erfolgen; Begrenzung durch die aktuelle Durchwurzelungstiefe und/oder die Sohlentiefe der Oberflächengewässer
- Unterzone: Wasserbewegungsrichtung überwiegend vertikal
Infiltration: In der Unterzone dominiert die abwärtsgerichtete Wasserbewegung. Wasser tritt an der Torfbasis in den mineralischen Untergrund über und wird aus der Oberzone ergänzt.
Exfiltration: Es dominiert die aufwärtsgerichtete Wasserbewegung. Grundwasser dringt aus dem Untergrund in die Torfe ein.

2. Die Wasserinhaltsstoffe werden konvektiv mit dem Wasserstrom transportiert. Innerhalb der Torfe kann eine Veränderung der Konzentration durch Redoxprozesse, Ad- und Desorption sowie durch Lösung und Fällung stattfinden.

3. Das Grundwasser unterscheidet sich in seiner Zusammensetzung vom niederschlagsgespeisten Moorwasser, wobei die Unterschiede zwischen den beiden Wassertypen größer sein müssen, als die Konzentrationsschwankungen innerhalb der Typen.

Diese Annahmen treffen zu, wenn der Torfkörper eine Mindestmächtigkeit von ca. 1,5 m aufweist, im stratigraphischen Aufbau und in der Verteilung der Wasserleitfähigkeiten relativ homogen ist und vorhandene Gräben und Dränagen nicht in den mineralischen Untergrund einschneiden.

Je nach dominierender Wasserbewegungsrichtung ergeben sich charakteristische Tiefenverläufe der Konzentrationen. Je geringer die Veränderungen der Konzentration eines Parameters durch die obengenannten Reaktionen ist, desto besser läßt sich die Wasserbewegung anhand dieses Parameters ableiten. Am besten eignet sich Chlorid gefolgt von Sulfat.

- Chlorid: konservatives Anion, keine Konzentrationsveränderungen durch zusätzliche Reaktionen
- Sulfat: Konzentrationsveränderung in der Unterzone durch Redoxreaktionen möglich
Infiltration: Abnahme der Konzentration mit zunehmender Tiefe
Exfiltration: Zunahme der Konzentration mit zunehmender Tiefe

Abb. 1 zeigt den hypothetischen Konzentrationsverlauf eines konservativen Ions (Chlorid) in Abhängigkeit von der Wasserströmungsrichtung.

Es folgen die Anionen Nitrat und Hydrogencarbonat. Da Kationen aufgrund der Austauschereigenschaften der organischen Substanz stärker als Anionen gebunden werden, lassen sich mit ihrer Hilfe nur sehr langanhaltende Prozesse nachweisen.

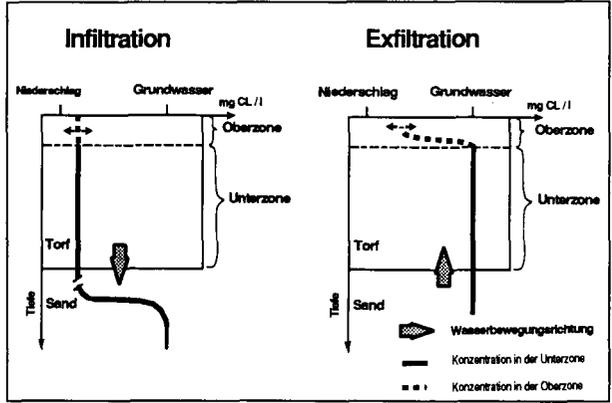


Abb. 1: Chloridkonzentration in Abhängigkeit von der Wasserströmungsrichtung

Im Folgenden wird exemplarisch an einem Transekt des Untersuchungsgebietes die Ableitung der vertikalen Wasserbewegung verdeutlicht. Die Abbildungen 2 - 4 zeigen die Konzentrationsverteilungen von Chlorid (Cl), Sulfat (SO₄) und Hydrogencarbonat (HCO₃). An den Positionen 16 und 17 belegen hohe Cl-Gehalte, hohe im Tiefenverlauf nach unten zunehmende SO₄-Gehalte und die im gesamten Profil hohen HCO₃-Gehalte die Exfiltration von Grundwasser in den Torfkörper. Der mittlere Bereich des Transektes (P11-P15) ist in der hydrochemischen Zusammensetzung stark durch Trinkwasserförderung geprägt. Hohe Förderraten führten zur Herabsetzung des hydraulischen Potentials im oberen Hauptgrundwasserleiter und damit einhergehend zur Absenkung der Wasserstände im Torfkörper im Einflußbereich der Trinkwasserbrunnen. Dies verursachte möglicherweise besonders an Position 13 die Infiltration von chlorid-, sulfat- und calciumreichen Wässern aus den N-S-orientierten Hauptentwässerungsgräben. Die mit zunehmender Tiefe abnehmenden Sulfatgehalte belegen jedoch eine in der Bilanz dominierende Infiltration. Dieser Prozeß läßt sich für die Positionen 9 und 10 erst mit Hilfe der HCO₃-Konzentration ableiten. Sie liegen innerhalb der Profile 9 bis 15 deutlich unterhalb der für Grundwasser typischen Gehalte. Die Abgrenzung der hydrologischen Bereiche kann mit weiteren Parametern überprüft werden.

Parallel zu den hydrochemischen Messungen wurden die Wasserstände zur Zeit der Beprobung aufgenommen und daraus die aktuelle Wasserströmungsrichtung abgeleitet. Es herrschten bis auf eine Ausnahme an allen Positionen exfiltrierende Bedingungen vor. Dies deutet darauf hin, daß sich bei geringen Strömungsgeschwindigkeiten kurzfristige Strömungsrichtungswechsel (z.B. jahreszeitliche Schwankungen) nicht im vertikalen Konzentrationsverlauf ausprägen.

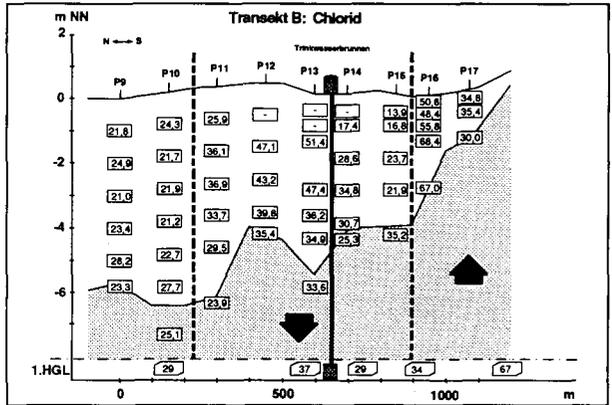


Abb. 2: Chloridkonzentration innerhalb des Transektes

Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die hydrochemische Methode auch in anthropogen veränderten Mooren anwendbar ist, sofern die Randbedingungen (Stoffkonzentration, Hydrologie) hinreichend konstant sind. Es lassen sich Aussagen über die in den vergangenen Jahren dominierende Wasserbewegungsrichtung machen, wobei der Aussagezeitraum von der durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit abhängt. Die hydrochemische Methode ermöglicht somit eine schnelle Erfassung der für die Standorteigenschaften relevanten Stoffbewegungen. Sie kann zur langfristigen Kontrolle regenerationsbegleitender Maßnahmen eingesetzt werden und auf mögliche Konsequenzen hinweisen. Kurzfristige Prozesse können mit dieser Methode jedoch nicht erfaßt werden.

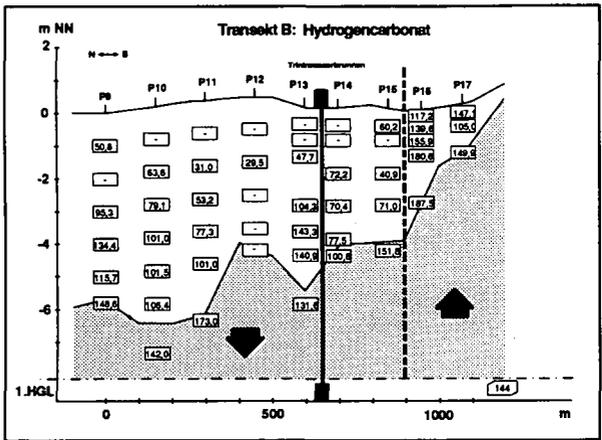
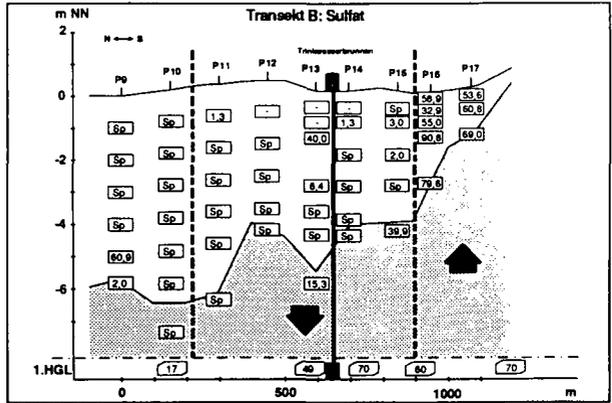


Abb. 4: Hydrogencarbonatkonzentration innerhalb des Transektes

113.8	Konzentration im Sickerwasser		Torf		mineral. Untergrund
46.3	Konzentration im Grundwasser		1. H.G.L.		1. Hauptgrundwasserleiter
					Abgrenzung der Bereiche

Literatur

EIGNER, J. & E. SCHMATZLER (1980): Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. Kilda-Verlag, 78 S.

SIEGEL, D.I. (1988a): A Review of the Recharge-Discharge Function of Wetlands. in: D.D. HOOK et al. (eds.): The Ecology and Management of Wetlands, Vol.1, Timber Press, Portland, S.59-67

SIEGEL, D.I. (1988b): The recharge - discharge function of wetlands near Juneau, Alaska: Part I. Hydrogeological Investigations. Ground Water, 26, S.427-434

SIEGEL, D.I. (1988c): The recharge - discharge function of wetlands near Juneau, Alaska: Part II. Geochemical Investigations. Ground Water, 26, S.580-586

TRESSELT, K. (1993): Bestimmung der vertikalen Wasserbewegung in Mooren mit Hilfe hydrochemischer Daten am Beispiel der Randmoore der Süderelbmarsch. unveröff. Diplomarbeit, Hamburg, 121 S.

Ergebnisse röntgenmorphologischer Untersuchungen verdichteter und gelockerter Bodengefüge

VON
Werner, D.

Einführung

Die Vorteile reduzierter bzw. konservierender Bodenbearbeitung - Gefügestabilisierung, Funktionssicherung, erhöhte Tragfähigkeit, verringerter Bearbeitungsaufwand - und ihre Einsatzmöglichkeiten sind vielfältig beschrieben worden. Es stellt sich die Frage nach den Ursachen der bisher geringen und zudem häufig nicht standortgerechten Anwendung derartiger Verfahren.

Sie liegen, vereinfacht dargestellt, in den durch einseitige Ausrichtung auf Rationalisierungseffekte verstärkten Anwendungsriskien infolge nicht beherrschter bzw. nicht berücksichtigter Rahmenbedingungen. Dieser Tatbestand hat u.a. auch bodenphysikalische Aspekte.

So wird die Intensität des mechanischen Eingriffs bei der Bodenbearbeitung häufig formal nach dem "Strukturbedarf" der Fruchtart (z.B. Lockern zu Zuckerrüben) und ohne ausreichende Berücksichtigung des Bodengefügezustandes festgelegt. Versehentliche Lockerung intakter Bodengefüge oder das Übersehen von Gefügeschäden sind oft die Folge. Aus bodenkundlicher Sicht kann die unbegründete Destabilisierung des Bodens durch mechanischen Eingriff ebensowenig hingenommen werden wie seine mechanische Überbelastung oder die Nichtberücksichtigung von Sanierungsanforderungen. Es besteht daher methodisch-diagnostischer und Beratungsbedarf für eine präzisere Anpassung bodenschonender Bearbeitungsverfahren an den jeweiligen Bodenzustand.

Fragestellung

- Wie wirkt sich tief lockernde und wendende sowie flach lockernde Krumenbearbeitung in Kombination mit hoher und reduzierter Druckbelastung auf die Entwicklung des Bodengefüges unter der Radspur aus ?
- Welche diagnostische Bedeutung haben Röntgenrattivaufnahmen im Rahmen dieser Fragestellung ?

Material und Methoden

Auf einer Schwarzerde aus Fließflöß über Unterkeuper (Tab.1) wurde 1990 ein Feldversuch mit folgenden Prüffaktoren angelegt:

- Bodenzustand zu Versuchsbeginn
 - a1 Verdichtung in Krume und Krumenbasis; auf Krumentiefe gepflügt
 - a2 wie a1, jedoch Krumenbasis ganzflächlich gelockert
 - a3 wie a1, jedoch Krumenbasis partiell gelockert
 - a4 ohne Verdichtung; auf Krumentiefe gepflügt
- Intensität der Bodenbearbeitung und Druckbelastung
 - b1 jährlich tiefe (25...30 cm) Wendung und Lockerung; Bodenbelastung 300 kPa (Reifeninnendruck); 35 kN (Radlast)
 - b2 jährlich flache (12...15 cm) Lockerung; Bodenbelastung 300 kPa, 35 kN
 - b3 jährlich flache (12...15 cm) Lockerung; Bodenbelastung 80 kPa, 17,5 kN
 - b4 jährlich flache (12...15 cm) Lockerung; keine Bodenbelastung

Tab. 1: Kennwerte des Versuchsbodens

Horizont	Tiefe cm	Ton	Schluff				Sand			Skelett > 2,0 mm	C %	CaCO ₃ %
			f	m	g		f	m	g			
% Feinboden										% Ges.b.		
Ap 1	0... 5	31,4	6,6	21,2	27,8	10,8	1,8	0,5	0,6	1,4	0,5	
Ap 2	...20	31,8	6,4	23,3	25,4	11,0	1,8	0,3	0,4	1,4	1,0	
	...30	32,0	6,5	22,5	27,0	9,8	1,9	0,4	0,9	1,5	1,0	
Ah	...55	30,9	4,5	23,3	26,4	13,2	1,4	0,2	0,6	0,9	0,6	
	...70	22,0	5,8	24,0	30,1	15,5	1,9	0,6	3,8	0,3	9,5	

Die Bewirtschaftung der 2,50 m breiten Parzellen erfolgte spurfrei durch Technik mit 3 m Spurbreite. Die den einzelnen Arbeitsoperationen der angebauten Fruchtart entsprechenden Belastungsimpulse durch Überführung wurden mit einer speziellen Meßachse in einer Spur übereinandergelagt.

In Jahresmeßprogrammen wurde auf den 16 Varianten die Gesamt- und Makroporosität, die gesättigte Wasserleitfähigkeit an 250 cm² - Stechzylindern in 9-facher Wiederholung in 4 Tiefen unter und neben der Spur sowie die Aggregatporosität (5...7 mm) feucht und trocken bestimmt.

Von seitlich entnommenen Bodenproben (90 x 60 x 10 mm) wurden bei Entnahmewassergehalt Röntgenrattivaufnahmen

angefertigt und bildanalytisch ausgewertet (Methodik siehe WERNER et al. 1993). Die Befunde erfassen den Gefügezustand nach insgesamt 14 Überrollungen (jede Achse wird einzeln gezählt) von Oktober 1990 bis Oktober 1992/Februar 1993.

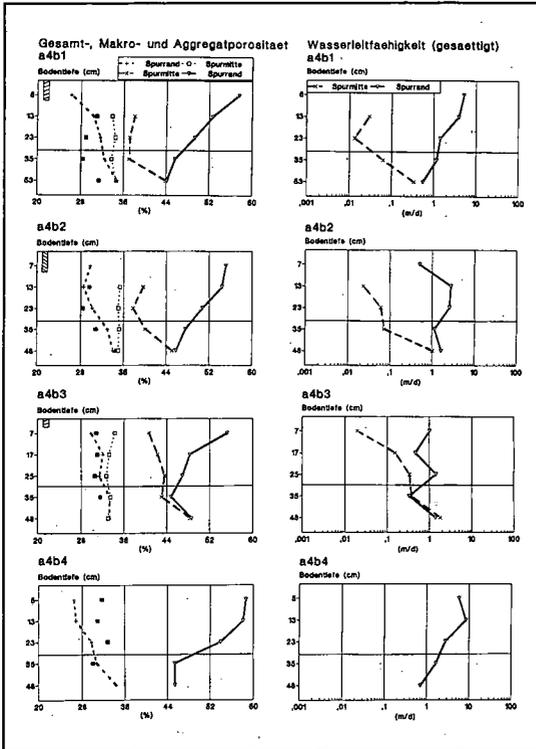


Abb. 1: Tiefenfunktion der Porositäten und Leitfähigkeiten der Bearbeitungs-/Belastungsvarianten a4b1...a4b4 im 2. Versuchsjahr

linke Seite:
Gesamtporosität
 ▽ — ▽ neben der Spur
 × — × unter der Spur
 Feuchteäquivalent (pF 2,0)
 + — + neben der Spur
 □ — □ unter der Spur
 rechte Seite:
 Wasserleitfähigkeit
 — — neben der Spur
 - - - - unter der Spur
 Spurtiefe
 ▨ ▨

Ergebnisse
 Als bodenphysikalische Bezugsbasis für die Röntgenanalyse des Gefügezustandes sind in Abb. 1 Porositäts- und Leitfähigkeitsdaten der Varianten "tief bearbeitet/hoch belastet" (a4b1), "flach bearbeitet/hoch belastet" (a4b2), "flach bearbeitet/reduziert belastet" (a4b3) und "unbelastet" (a4b4) unter und neben der Spur dargestellt. Mit abnehmender Belastung und Reduzierung der Bearbeitungstiefe nehmen Gesamt- und Makroporosität und auch die Wasserleitfähigkeit zu. Die Tiefenwirkung der Belastung nimmt in der Tendenz ab. Die Aggregatporositäten zeigen, daß die Verformung (Knetung) bis in das Inneraggregatgefüge hineinreicht.

Abb. 2, 3 und 4 sind Beispiele der vorgefundenen Gefügeausprägung im Röntgenbild. Es sind Summationsbilder, d.h. Projektionen

der Schwächung des Röntgenstrahles am Bildpunkt in die Ebene des Röntgenfilmes. Dunkle Bildareale sind also Bereiche geringerer Schwächung resp. hoher Schwächung, hellgraue und weiße Bildareale Bereiche hoher Schwächung bzw. geringerer Schwächung.

Als 1. Schritt der quantitativen Bildanalyse wird die Grauwertverteilung im digitalisierten Röntgenbild diskutiert. Die Verteilung der in 5 Klassen zusammengefaßten 63 (256) Graustufen läßt erkennen, daß mit abnehmender Belastungsintensität und zunehmender Profiltiefe die Verteilung in den Bereich hoher Graustufen verschoben ist. Die Korrelation mit der an Stechzylindern bestimmten mittleren Schichtdichte ist offenkundig.

Wir fanden unter der Voraussetzung gleicher Geräte- und Aufnahmeparameter und ähnlicher stofflicher Eigenschaften der Probenserie einen in 1. Näherung linearen und hochsignifikanten Zusammenhang zwischen d_0 des Probenkörpers und dem mittleren Grauwert. Auf dieser Grundlage kann das graukorrekte in ein dichtekorrektes Druckbild umgesetzt und die räumliche Dichteverteilung im Probenkörper bewertet werden (Abb. 5).

Es zeigen sich gravierende Gefügeunterschiede der Behandlungsvarianten:

- a4b1: hohe Anteile extrem dichter Bildareale (1,6...1,8 g/cm³) in 20..26 cm Tiefe; Lockerungseinfluß in 32..38 cm Tiefe; Tiefenwirkung der Belastung bis 50 cm Tiefe
- a4b2: sehr hohe Anteile dichter Arealen in 20..26 cm und 32..38 cm Tiefe; verringerte Tiefenwirkung im Vergleich zu a4b1
- a4b3: verringerte Anteile an sehr dichten Arealen; stark verringerte Tiefenwirkung
- a4b4: sehr dichte Arealen fehlen fast vollständig

Mittels Skeletierungs- und Binarisierungsprozedur wurden Sekundärbilder erzeugt, die die Berechnung von Formparametern (Konturlänge, Objektfläche) und durch Richtungskodierung auch Angaben zur Orientierung von Bildelementen gestatten. Im Vergleich der vier Behandlungsvarianten (Abb. 6, Tab. 2) ergeben sich folgende Befunde:

- Die stark belasteten/verformten Gefüge sind grobmaschig gegliedert (a4b1, a4b2, a4b3 in 20..26 cm); linienhafte Bild-

elemente sind langgestreckt und kontinuierlich ausgebildet; flächenhafte Bildelemente sind untergeordnet. Die gering oder nicht belasteten/verformten Gefüge sind feinmaschig gegliedert; linienhafte Bildelemente sind bevorzugt gebogen und kurz (Aggregatbegrenzungen); flächenhafte Bildelemente nehmen einen größeren Anteil ein.

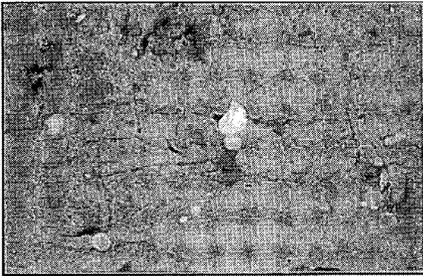


Abb. 2: seitl. Röntgenaufnahme eines Kompaktgefüges in 20..26 cm Tiefe einer Löss-Schwarzerde, Maßstab 1 : 1

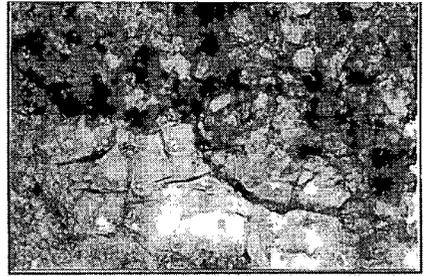


Abb. 3: seitl. Röntgenaufnahme eines z.T. gelockerten Kompaktgefüges in 9..15 cm Tiefe einer Löss-Schwarzerde



Abb. 4: seitl. Röntgenaufnahme eines wenig belasteten Referenzgefüges in 45..51 cm Tiefe einer Löss-Schwarzerde

- In den stark belasteten/verformten Gefügen entfallen 70...80 % auf den horizontalen und vertikalen Richtungsquadranten; in den gering oder nicht belasteten 50...55 %.

Diskussion:

Verdichtungsgefüge stellen sich in der Röntgenaufnahme dar als Summativbilder

- mit hohen Flächenanteilen niedriger Grauwerte bzw. hoher Dichten (Grauwert/Dichte-Beziehung)
- mit grobmaschigen, bevorzugt horizontal und/oder vertikal richtungsorientierten Rißsystemen (Skelettierung, Richtungskodierung) und
- mit geringen Anteilen an flächigen Objekten hoher Schwärzung (Binarisierung) - Hohlungen.

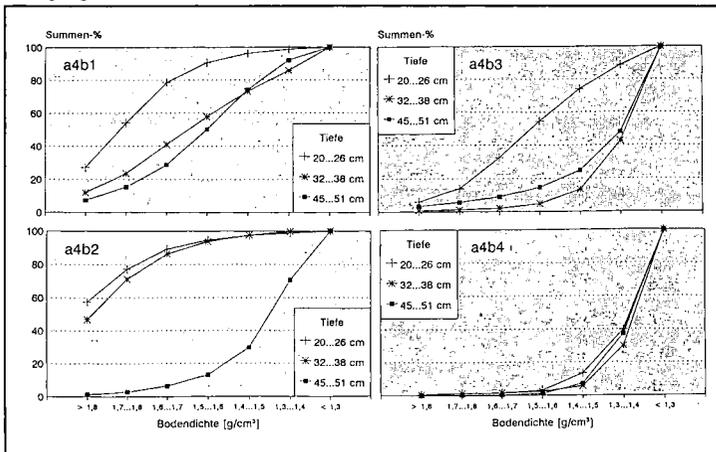


Abb. 5: Summenkurven der aus der Grauwertverteilung im digitalisierten Röntgenbild abgeleiteten Dichteverteilung der Bearbeitungs-/Belastungsvarianten a4b1...a4b4

Ihre Ausprägung hängt bei gleicher Befahrunghäufigkeit und vergleichbarem Feuchteregime von der Lasthöhe, von der Bodentiefe und vom Alter ab.

Tiefe Wendung und

Lockerung erhöht die Tiefenwirkung des Lasteintrages. Lockerung auf halbe Krumentiefe schwächt die Tiefenwirkung durch

den Spannungsabbau in der verdichteten unteren Ackerkrume ab, akkumuliert aber die Verformungswirkungen im Oberboden.

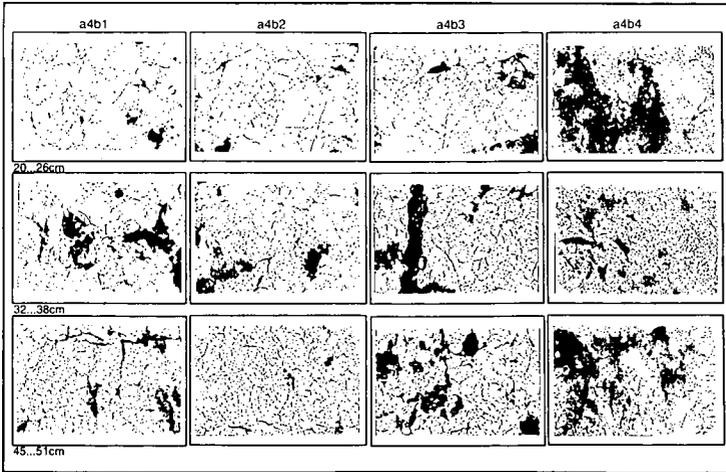


Abb. 6: Durch Skelettierung und Binarisierung erzeugte Sekundärbilder der Bearbeitungs- / Belastungsvarianten a4b1..a4b4

Reduzierter Lasteintrag schwächt die Verformungsintensität und -tiefe erheblich ab. Die im Befundmaterial deutlich sichtbaren Strukturübergänge können möglicherweise zur Trennung von Stufen der

Verformungswirkung herangezogen werden.

Stufe 1: Die Aggregate werden lediglich zusammengeschoben; ihre Innenstruktur bleibt weitgehend erhalten; vereinzelt treten Entspannungsrisse mit horizontaler Richtungsorientierung auf.

Stufe 2: Vollständige Zerknetung des Vorgefügtes und Neueinregelung der Primärpartikel; Hohlräume als Schrumpfrisse, Luft- und/oder Wassereinschlüsse

Die reduziert belastete und bearbeitete Variante des Versuches ist in diesem Sinne vor allem durch einen weniger intensiven und flacheren knotenden Anteil an der Verformung gekennzeichnet.

Schlusfolgerungen (vorläufig)

Lasteinträge in den Boden sollten das Stadium der Abstützung durch Aggregatkontakte nicht überschreiten. Zerknetung stört die Gefügefunktion nachhaltig und stellt eine Hauptgefährdung dar.

Die in Fahrgassen zwangsläufig hohe Überrollhäufigkeit zwingt zur Reduzierung des Kontaktflächendrucks und zur strikten Einhaltung feuchte- und gefügeabhängiger Befahrbarkeitsgrenzen. Aus bodenkundlicher Sicht kann auch angesichts der nicht gewährleisteten Lagekonstanz der Spurbahnen nicht auf die Funktionsfähigkeit des Bodenraumes unter der Spur verzichtet werden. Röntgenraufnahmen sind prinzipiell geeignet, physikalische Befunde zu dieser Fragestellung morphologisch zu untersetzen.

Variante	Tiefe in cm	flächenhafte Bildelemente (Bezugsbasis: Bildgröße 45500 Pixel)			linienhafte Bildelemente (Bezugsbasis: Bildgröße 45500 Pixel)		
		Konturlänge in Anzahl BP	Objektfläche in Anzahl BP	%	Länge in Anz. BP	Fläche in %	Richtungsorientierung vert. % horiz. %
a4b1	20...26	1289	1319	2,9	592	1,3	41 36
	32...38	2713	6052	13,3	637	1,4	43 34
	45...51	2903	3959	8,7	910	2,0	39 39
a4b2	20...26	1343	1456	3,2	910	2,0	37 41
	32...38	903	819	1,8	2320	5,1	30 24
	45...51	1049	819	1,8	1775	3,9	41 35
a4b3	20...26	1713	3003	6,6	910	2,0	39 37
	32...38	2443	7326	16,1	1319	2,9	42 35
	45...51	3724	7872	17,3	1001	2,2	39 39
a4b4	20...26	4040	16385	35,9	1183	2,6	27 23
	32...38	2414	1886	4,1	1886	4,1	27 24
	45...51	4841	11057	24,3	1183	2,6	28 22

Tab. 2:

Metadaten der Sekundärbilder in Abb. 6

Literatur:

- GERNAT, H.: Zur Analyse von Faserstrukturen in digitalen Bildern.- Diss., Uni. Jena 1993
- WERNER, D.; WINTEROT, Ch.; WERNER, B.; JOHN, K.: Darstellung des Bodengefüges durch Röntgenanalyse. -

Einfluß des Reliefs auf den Wasserhaushalt

VON

Wessolek, G.^{*}, R. König^{**} und M. Renger^{*}

1. Einführung:

Systematische Arbeiten über den Einfluß des Reliefs auf den Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Flächen liegen für die Bedingungen der Deutschen Mittelgebirgsräume bislang kaum vor. Gründe dafür sind eine Vielzahl von Faktoren, die gegenüber ebenen Lagen zusätzlich zu berücksichtigen sind:

- große kleinräumige Variabilität der Bodeneigenschaften verbunden mit einer reliefabhängigen Bodenentwicklung (z.B. Kolluvien)
- komplizierte Strahlungsbedingungen am Hang und
- Veränderungen an der Bodenoberfläche durch Verschlammungen.

Neuere Arbeiten auf den Gebieten der Verschlammungsdynamik und Veränderungen der Bodenoberfläche (z.B. ROTH, 1992, HELMING, 1992) sowie Weiterentwicklungen von Simulationsmodellen (z.B. KÖNIG, 1991) lassen nunmehr erste quantitative Aussagen zum Einfluß des Reliefs auf die Wasserhaushaltskomponenten reale Evapotranspiration, Grundwasserneubildung, Oberflächenabfluß und Interflow zu. Eine detaillierte Beschreibung der nachfolgenden Ergebnisse findet sich bei WESSOLEK et al., 1992.

2. Methoden:

Es wurden folgende Gelände- und Labormethoden sowie Simulationsmodelle eingesetzt:

Gelände: Bestimmung von θ und Ψ an unterschiedlichen Hangpositionen eines Lösses südlich von Hannover als Funktion der Zeit und Tiefe und Messung von Oberflächenabfluß mit Hilfe eines Sammlers für Sedimente und Oberflächenabfluß. Oberflächenverschlammung durch Bestimmung der verminderten gesättigten Leitfähigkeit verschlammter Böden nach ROTH, 1992

Labor: Bestimmung der Porengrößenverteilung und ungesättigten Wasserleitfähigkeit mit Hilfe einer Labormethode (Mini-TDR und Mini-Tensiometer), die Messungen nahe Sättigung zuläßt (PLAGGE, 1991).

Simulationsmodelle: Berechnung der Hangstrahlung nach SELLERS (1965), Berechnung der realen Evapotranspiration nach RIJTEMA (1968), Parametrisierung der bodenhydraulischen Meßwerte durch van GENUCHTEN/MUALEM-Parameter mit Hilfe von RETC (LEIJ, 1992)

3. Ergebnisse:

In Abb. 1 ist für einen Lößstandort unter Ackernutzung die mittlere jährliche Grundwasserneubildung für unterschiedliche Expositionen und Inklinationen dargestellt (Fallstudie für einen 36-jährigen Berechnungszeitraum auf täglicher Basis, ohne Oberflächenabfluß). Die Grundwasserneubildung nimmt in der Reihenfolge $N > NO = NW > O = W > SW = SO > S$ ab. Mit zunehmender Hangneigung nimmt die Grundwasserneubildung

*Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, TU-Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

**Ingenieurbüro Dr. König, Spenerstr.15, 10557 Berlin

bei nordorientierten Hängen zu, während bei südorientierten eine gegenläufige Reaktion auftritt. Bei einer 10%igen Hangneigung betragen die Unterschiede zwischen Nord- und Südhängen ca. 50 mm/a. Bei Ost- und Westhängen ist mit einer ähnlichen Grundwasserneubildung wie bei ebenen Standorten zu rechnen.

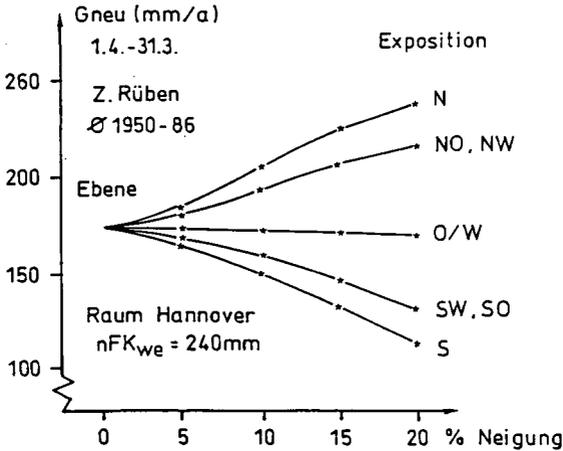


Abb. 1: Berechnete Grundwasserneubildung (mm/a) unter Ackernutzung (Mittel der Jahre 1950-86) bei unterschiedlichen Expositions- und Inklinationsbedingungen für Löß im Raum Hannover (Adenstedt)

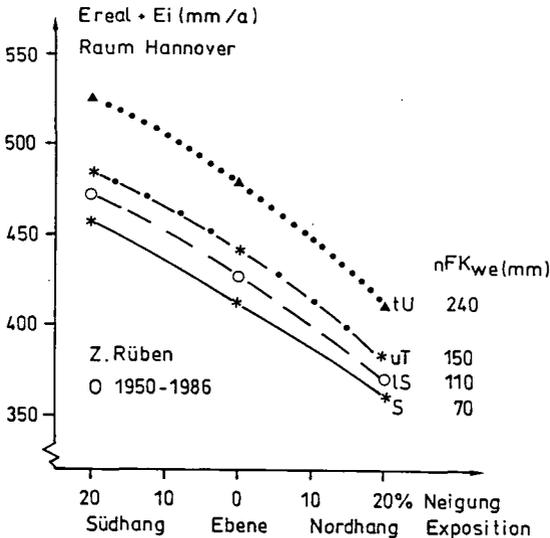


Abb. 2: Einfluß des Reliefs auf die reale Evapotranspiration von Zuckerrüben für unterschiedliche Böden im Raum Hannover (langjährige Mittelwerte, ohne Runoff)

In einer weiteren Fallstudie wurde die mittlere jährliche Evapotranspiration von Zuckerrüben für unterschiedliche Böden, Expositionen und Hangneigungen berechnet (Abb.2). Auch hier wurde vereinfachend davon ausgegangen, daß kein Oberflächenabfluß auftritt. Die reale Evapotranspiration steigt in der Reihenfolge $S < IS < uT < tU$ nichtlinear an; der Einfluß des Reliefs (Exposition und Inklinaton) auf den Wasserumsatz ist nach diesen Berechnungen mindestens gleichbedeutend wie Unterschiede in der nutzbaren Feldkapazität.

Um eine Vorstellung zu gewinnen, welche quantitative Bedeutung auf Hangstandorten dem Oberflächenabfluß zukommt, wurden für den Zeitraum April bis Juni auf 5-Minutenbasis (für insgesamt 4 Jahre) Fallstudien für einen Löß mit unterschiedlichen Verschlammungsbedingungen (sehr hoch bis gering) berechnet. Dabei wurde für die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit im Bereich Verschlammungsschicht/Oberboden folgender Ansatz gewählt, der ausführlich bei WESSOLEK et al., 1992 erläutert ist:

$$K_{eff} = \frac{(\beta * z_1 * K_1) + (z_2 * K_2)}{z_1 + z_2} \quad (\text{cm/d}) \quad (1) \quad \text{mit}$$

K_{eff} = mittlere, wirksame hydraulische Leitfähigkeit (cm/d) an der Bodenoberfläche

β = Verschlammungsindex = K_S verschlammmt / K_S unverschlammmt (Bereich: 1-0.01)

z_1 = Krustenschicht mit 0.25 cm, K_1 = hydraulische Leitfähigkeit dieser Schicht

z_2 = Schichtdicke unterhalb der Kruste (5cm) mit der Wasserleitfähigkeit K_2

In Abb. 3 sind die berechneten Oberflächenabflüsse den Niederschlägen als Summenwerte von (April-Juni) gegenübergestellt.

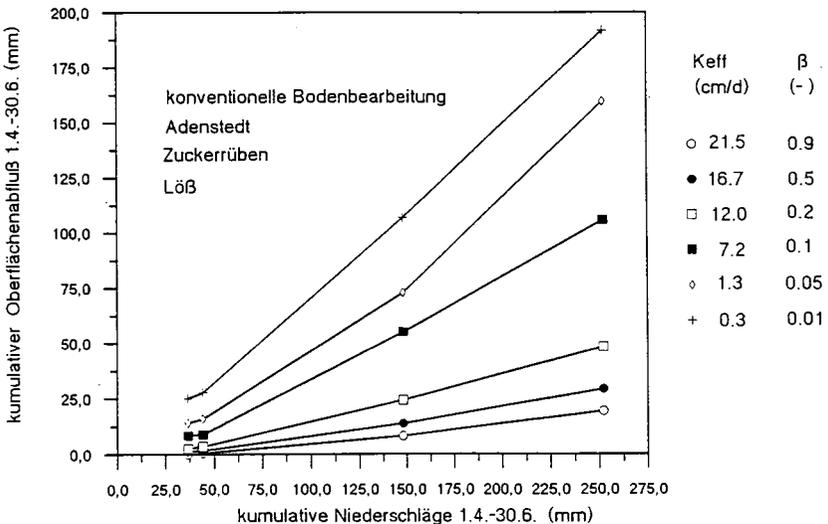


Abb. 3: Kumulativer Oberflächenabfluß als Funktion der Niederschläge (April bis Juni) für Löß mit unterschiedlichen Verschlammungsstufen (0.9-0.01) und K-Werte

Die Ergebnisse verdeutlichen, wie stark der Oberflächenabfluß von dem Verschlammungsgrad bzw. der Leitfähigkeit nahe Sättigung abhängt. Immer dann, wenn die hydraulische Leitfähigkeit nahe Sättigung ($k_{\theta s}$) an der Bodenoberfläche $< 7 \text{ cm/d}$ beträgt, muß für die Klimabedingungen im Raum Hannover mit erheblichen Oberflächenabflüssen gerechnet werden. Geringe Leitfähigkeiten ($< 0.5 \text{ cm/d}$) treten vor allem in verdichteten Fahrspuren auf, hier werden 30-40% der Niederschläge durch Oberflächenabfluß abtransportiert.

4. Fazit

1. An Nordhängen ist die reale Verdunstung in Abhängigkeit von der Hangneigung vermindert und die Grundwasserneubildung erhöht; für Südhänge gilt das Umgekehrte.
2. Die Wirkung des Reliefs (Exposition und Inklination) auf die Wasserhaushaltskomponenten ist nach ersten Berechnungen ebenso hoch einzuschätzen wie Unterschiede in der nutzbaren Feldkapazität.
3. Oberflächenabfluß tritt überwiegend dann auf, wenn der Boden noch weitgehend unbedeckt ist, verschlammte ist und Niederschläge mit hohen Intensitäten auftreten. Berechnungen für den südniedersächsischen Raum verdeutlichen, daß immer dann wenn die hydraulische Leitfähigkeit an der Bodenoberfläche $< 7 \text{ cm/d}$ unterschreitet, die Gefahr für die Entstehung von Oberflächenabfluß besonders groß ist.

5. Literatur

- HELMING, K.(1992):Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion. Bodenökologie und Bodengenese. TU-Berlin, Heft 7, 155 S.
- KÖNIG, R.(1990): Entwicklung und Anwendung eines numerischen zweidimensionalen Wasserhaushaltsmodells für nicht abgeschlossene Einzugsgebiete. Dissertation im FG Bodenkunde der TU-Berlin
- LEIJ, F., M.Th. van GENUCHTEN, S.R.YATES and B. RUSSEL(1992): RETC: A Computer Program for Analysing Soil Water Retention and Hydraulic Conductivity Data. Proceedings of the International Workshop: Indirect Methods for Estimating the Hydraulic Properties of Unsaturated Soils.
- PLAGGE, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit von Böden. Bodenökologie und Bodengenese. TU-Berlin, Heft 3, 156 S.
- RIJTEMA, P.E.(1968):On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans. Techn. Bulletin 58, Inst. for Land and Water Manag. Res. Wageningen
- ROTH, C. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlammung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag. Bodenökologie und Bodengenese. TU-Berlin, Heft 6, 179 S.
- SELLERS, W.D.(1965): Physical Climatology, The University of Chicago Press
- WESSOLEK, G., R. KÖNIG und M. RENGER (1992): Entwicklung und Anwendung von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen für Hangstandorte. Bodenökologie und Bodengenese. TU-Berlin, Heft 8, 95 S.

Dynamik des Porenraumes eines Vertisols, Äthiopien

Von

Woldemichael, A.*,** und J. Michaelsen**

EINFÜHRUNG

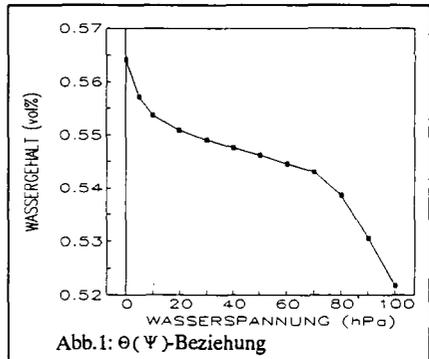
Das Verhalten von Tonböden, wie z.B. Wasser- und Stofftransporteigenschaften, wird maßgeblich durch ihren jeweiligen mechanischen Spannungszustand bedingt (Michaelsen et al., 1993). Untersuchungen im modifizierten Triaxialapparat erlauben die genaue Erfassung von Wasserflüssen im gesättigten und ungesättigten Bereich unter kontrollierten mechanischen Bedingungen (Guenther, 1991). Die $K - \Psi$ -Beziehung sowie das Drucksetzungsverhalten eines Tonbodens wurden gemessen.

MATERIAL

Ungestörte zylindrische Bodenproben (Höhe 12 cm, Durchmesser 10 cm) wurden einem Vertisol bei Akaki im Hochland von Äthiopien aus einer Tiefe von 40 cm entnommen. Der Boden ist durch einen deutlichen präferenziellen Wasserfluß charakterisiert; im Tracerversuch fand der erste Durchbruch bei 0.05 Porenvolumen (PV) statt und 50 % der applizierten Tracerkonzentration im Abfluß wurde bei 0,4 PV erreicht. Abb.1 gibt die Wasserspannungs- Wassergehaltsbeziehung, ermittelt mit hängender Wassersäule wieder. Weitere Bodenkenndaten können Tab.1 entnommen werden.

Tab. 1: Bodenkenndaten

Textur (%):	
Ton	76.5
Schluff	21.7
Sand	1.8
Gefüge	Polyeder
Lagerungsdichte (g/cm ³)	1.3
ESP	0.018
KAK(meq/100g)	48
E.C.(uS bei 25°C)	
(1:5 Extrakt)	47
COLE	0.18-0.23
Vorbelastung (kPa)	50
(Kastenserversuch)	



METHODE

Die Versuche wurden in einer modifizierten Triaxialapparatur durchgeführt (Guenther et al., 1994). Im einzelnen können folgende Werte mit variabler zeitlicher Auflösung abgeleitet werden:

- Mechanische Spannung $\sigma 1$ (größte Hauptspannung) und $\sigma 3$ (kleinste Hauptspannung) (kPa) (Fehler < 0.32 kPa)
- Porenvolumen (cm³)(Fehler < 6 cm³; bei Proben von 950 cm³: < 0.6 %)
- Wassergehalt (Vol%) (Fehler < 0.01 Vol%)
- Wassergehalts-Wasserspannungsbeziehung (Vol%/hPa) (Fehler < 1 hPa)
- Absoluter und kumulativer Wasserzu- und -ablauf (g/h) (Meßgrenze = 0.01 g)
- Geschwindigkeit der Tensiometerpotentialänderung (hPa/h)
- Wasserleitfähigkeit, gesättigt und ungesättigt (cm/d) (Fehler < 0.0005 cm/d)

*)Awassa College of Agriculture, AAU, P.O. Box 5 Awassa, ETHIOPIA

**)Institut für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie, CAU, 24098 Kiel

1. ABSENKVERSUCH

Die eingebaute Bodenprobe wurde mit 5 kPa mechanischer Normalspannung ($k_0=0.7$) belastet, um die natürliche Auflast einer 40 cm hohen Bodensäule im Feld zu simulieren. Mit einem Gradienten von 1 floß Wasser durch die Bodenprobe. Bei konstantem Gradienten wurde der Boden in Schritten von 5hPa entwässert und anschließend schrittweise aufgesättigt. Nachdem auf jeder Absenkungsstufe Zu- und Abfluß ein gleiches und konstantes Niveau (steady state) erreichten, konnte die Wasserleitfähigkeit berechnet werden. Ergebnisse sind in Abbildung 2 A und B dargestellt.

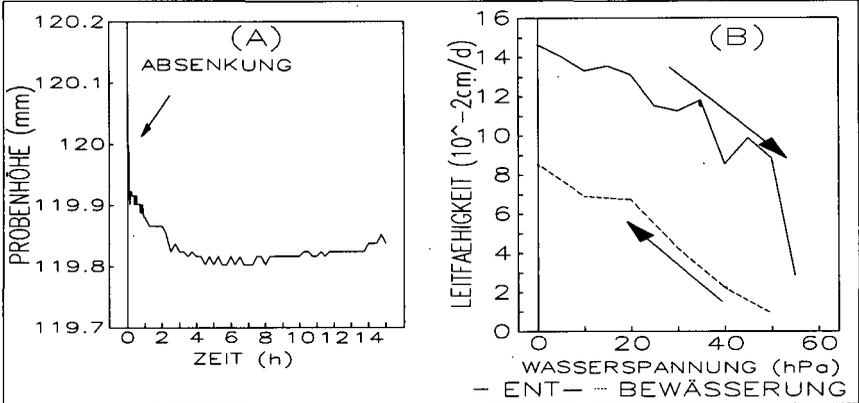


Abb. 2: (A) Probenhöhe über die Zeit nach Absenkung von 0 auf 5 hPa angelegte Saugspannung, (B) Wasserleitfähigkeit - Wasserspannungsbeziehung gemessen bei Entwässerung und anschließender Bewässerung

Bei Erhöhung der angelegten Saugspannung von 0 auf 5 hPa nimmt die Probenhöhe ab (Abb. 2A). Die bei schrittweiser Entwässerung gemessenen Wasserleitfähigkeiten wurden bei Bewässerung nicht wieder erreicht (Abb. 2B). Beiden Beobachtungen liegen Veränderungen des Porenraumes (Geometrie und Volumen) zugrunde. Die Verformung kann durch die Übertragung der Wasserspannung auf die Festphase, wo sie als mechanische Spannungskomponente wirksam wird, erklärt werden.

2. DRUCKSETZUNGSVERSUCH

Zu Beginn des Versuches wurde an die Bodenprobe eine Saugspannung von 5hPa angelegt und die Höhendifferenz zwischen Zu- und Abfluß entsprach einem Gradienten von 1. Beide Parameter wurden während der gesamten Versuchsdauer konstant gehalten. Nach Gleichgewichtseinstellung wurde der Boden schrittweise mit einer Normalspannung ($K_0=0.7$) von 10, 20 und 40 kPa belastet; Ausgangsniveau war 5 kPa, welche die im Feld aufliegende Bodensäule von 40 cm repräsentieren sollte. Nach jeder Belastung erfolgte eine Entlastung auf 5 kPa; dies geschah, nachdem Zu- und Abfluß ein konstantes und gleiches Niveau erreichten und das Tensiometerpotential sich nicht mehr änderte und somit von einer Gleichgewichtseinstellung (steady state) ausgegangen werden konnte. Bei erneuter Gleichgewichtseinstellung folgte eine mechanische Belastung auf der nächst höheren Druckstufe.

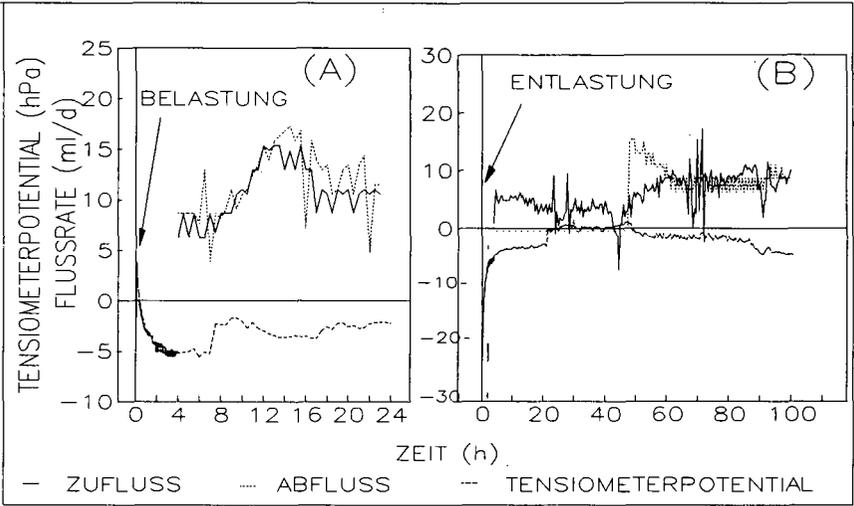


Abb. 3: Tensiometerpotential, Zu- und Abfluß (als Flußraten) über die Zeit (A) nach mechanischer Belastung mit 10 kPa und (B) nach Entlastung von 20 kPa nach 5 kPa Auflast

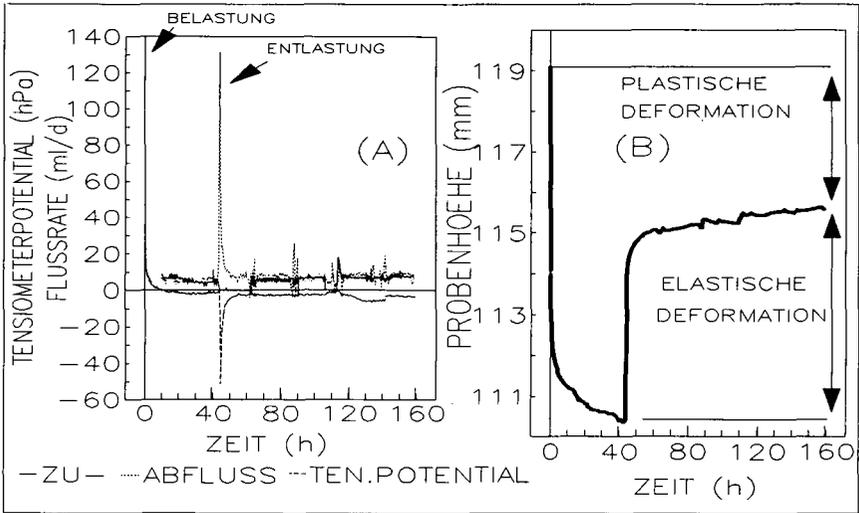


Abb. 4: (A) Tensiometerpotential, Zu- und Abfluß und (B) Probenhöhe über die Zeit während eines mechanischen Belastungs- (40 kPa) und Entlastungsvorgangs

Unter mechanischer Auflast von 10 kPa fiel das Tensiometerpotential (TP) auf -5 hPa (= angelegte Saugspannung) ab; nach 7 Stunden stieg das TP plötzlich um 2 hPa an; gleichzeitig erhöhten sich die Flußraten; das neue Gleichgewicht stellte sich auf einem höheren Niveau ein (Abb. 3A). Bei Entlastung blieb die höhere Leitfähigkeit erhalten (Abb. 5). Nach dem beschriebenen Be- und Entlastungsvorgang haben Probenvolumen und Wassergehalt zugenommen. Die beobachteten Veränderungen des Porenraumes scheinen auf mechanische Belastung und Quellungsdrücke zurückzuführen zu sein.

Abb. 3B zeigt die Reaktion der Bodenprobe auf Entlastung von 20 auf 5 kPa. Nach 48 Stunden setzt der Abfluß wieder ein. Im Gegensatz zu gröber texturierten Böden erreichen Zu- und Abfluß vor dem Tensiometerpotential ein Gleichgewicht (Guenther, 1991). Diese Erscheinung legt die Vermutung nahe, daß im Tonboden Bereiche der Matrix (in denen die Tensiometer plaziert sind) vom Fließgeschehen (Durchfluß) isoliert sind.

Nach Be- und Entlastung (20 kPa-Stufe) hat das Probenvolumen abgenommen und der Wassergehalt zugenommen.

Bei 40 kPa Belastung und anschließender Entlastung befinden sich die Flußraten nach 24 h im Gleichgewicht (Abb. 4A).

Die Probenhöhe zeigt nach 40 Stunden Belastung (40 kPa) noch kein Ende der Setzung. Nach 5 Wochen Entlastung ist die elastische Verformung noch nicht abgeschlossen. Nach Be- und Entlastung haben Probenvolumen und Wassergehalt abgenommen.

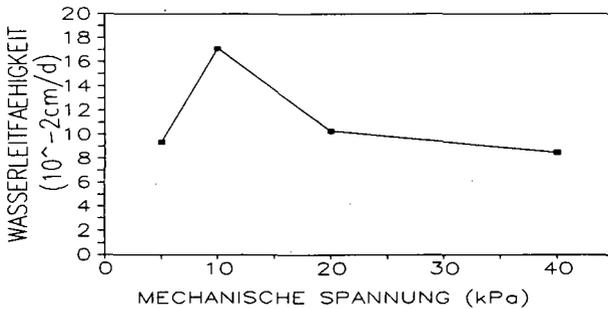


Abb. 5: Wasserleitfähigkeiten über Belastungsstufen, gemessen nach Entlastung und Gleichgewichtseinstellung bei angelegter Saugspannung von 5 hPa.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Porenverteilung sowie das Porenvolumen eines Tonbodens können nicht mit einer einfachen $\theta(\psi)$ -Beziehung beschrieben werden. Sie unterliegen einem ständigen Wandel in Abhängigkeit von Be- und Entwässerungsvorgängen und mechanischem Spannungszustand.

LITERATUR

- GUENTHER, D., 1991: Wasserleitvermögen und mechanische Spannungsverteilung Messungen mit einem modifizierten Triaxialapparat. Schriftreihe Inst. f. Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie CAU Kiel, Heft 16.
- GUENTHER, D., J. MICHAELSEN, P. WIDMOSER, 1994: Eine Apparatur zur Messung der Wasserleitfähigkeit in ungesättigten, gespannten Sedimenten, Z.f.Kulturtechnik und Landentwicklung, Vol 35 (1) im Druck.
- MICHAELSEN, J., M. K. H. MOUSTAFA, D. GUENTHER, M. M. MOUKTHAR, P. WIDMOSER, A. WOLDEMICHAEL, 1993: Hydraulic conductivity and leaching behaviour in response to pore system dynamics in swelling clay soils, Egyptian journal of applied science, ISSN 1110-1571, Vol (8) No (5)

Die Autoren möchten an dieser Stelle dem Deutschen Akademischen Austauschdienst (DAAD) für die finanzielle Unterstützung der Forschungsarbeiten danken.

Die Bestimmung des Sauerstoffpartialdrucks und der Denitrifikationsraten in teilgesättigten künstlichen Aggregaten

von

Wuttke, M.¹ und W. Stepniewski²

Einleitung:

In einem strukturierten Boden muß auch dann noch mit Denitrifikationsvorgängen gerechnet werden, wenn die Interaggregatporen schon entwässert sind, da in den noch feuchten Aggregaten anoxische Zonen existieren können. Frühere Arbeiten von Stepniewski et al. (1992) zeigten schon den Einfluß des Durchmessers von Aggregaten auf die Menge denitrifizierten Stickstoffs. In diesem Versuch wurde die Auswirkung des Vorentwässerungsgrades auf die in den Aggregaten stattfindende Denitrifikation untersucht.

Material und Methoden:

Das untersuchte Bodenmaterial entstammte dem Ah-Horizont eines Pelosol-Gleys (Standort Tröbersdorf) und einer Kalkmarsch (Standort Büsum). Die gesiebten Proben wurden in acetylenhaltiger Atmosphäre mit Kohlenstoff und Stickstoff angereichert und zu kugeligen Aggregaten (\varnothing 23 mm) mit einer Lagerungsdichte von ca. $1,2 \text{ g/cm}^3$ geformt. Die Aggregate wurden in Inkubationsgläser auf keramische Platten gelegt, an die über hängende Wassersäulen folgende Wasserspannungen angelegt wurden: -0,5, -1, -2, -4 und -8 kPa. Nach 14, 36, 60 und 120 Stunden Inkubationszeit wurden über ein Septum im Deckel Gasproben mit Vacutainern entnommen, deren N_2O -Konzentration durch die Arbeitsgruppe von Prof. Münch (Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig) bestimmt wurde. Nach Versuchsende wurde der Sauerstoffpartialdruck im Aggregat im Abhängigkeit vom Abstand zur Aggregatoberfläche erfaßt. Die Vortriebsgeschwindigkeit der Sauerstoffelektrode (konzipiert nach Revsbech und Ward 1983) betrug 0,1 mm/min. Um eine Austrocknung, die das Meßergebnis wesentlich verfälschen würde, weitestgehend zu verhindern, lag das Aggregat während der Messung in wassergesättigter Atmosphäre.

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstr. 40, 24098 Kiel

² Institute of Agrophysics, Polish Academy Of Sciences, 20-236 Lublin, Poland

Ergebnisse:

Teil A

Es ist durchgängig zu erkennen, daß der Sauerstoffpartialdruck mit zunehmendem Abstand zur Aggregatoberfläche sehr schnell abnimmt (Abb. 1).

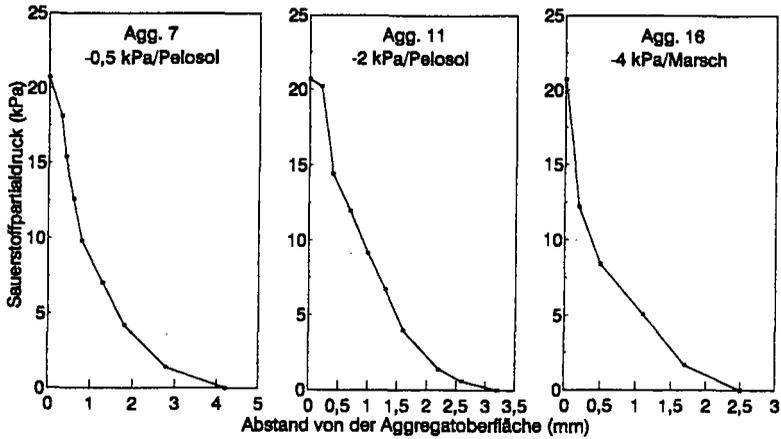


Abb. 1: Sauerstoffprofile in Aggregaten aus Pelosol und Marsch nach Inkubationsende (entwässert bei -0.5, -2, -4 kPa)

Schon nach wenigen Millimetern konnte kein Sauerstoff mehr nachgewiesen werden, was durch die Veratmung des zugesetzten Kohlenstoffs und mit dem hohen Wassergehalt (höchste Entwässerungsstufe hier -4 kPa) erklärt werden muß.

kPa	mm
-0.5	4.5
-2.0	5.4
-4.0	5.5

Tab. 1: Abstand von der Aggregatoberfläche, in der kein Sauerstoff mehr gemessen wurde

Tabelle 1 zeigt, daß mit steigendem Austrocknungsgrad (Wasserspannungsbereich: -0.5 bis -4 kPa) der Abstand der anoxischen Zone von der Aggregatoberfläche nicht signifikant steigt. Das wird verständlich, wenn man den steilen Verlauf der pF/WG-Kurve in diesem Wasserspannungsbereich berücksichtigt, in dem das in den künstlich geformten Aggregaten bestehende feine Porensystem noch nicht entwässert wird (Tab. 2).

pF	-∞	1.8	2.5	4.2
WG	57	52	40	35

Tab. 2: pF/Wg-Beziehung von künstlichen Aggregaten des Ah-Horizontes des Pelosols

Drei Aggregate wiesen mit bis zu 11 Vol% ein vom Durchschnitt abweichendes luftführendes Porenvolumen auf. Es zeigt sich, daß schon kleine Risse oder größere Poren zu einem von den nahezu wassergesättigten Aggregaten abweichendem Verlauf des Sauerstoffpartialdrucks führen (Abb.2).

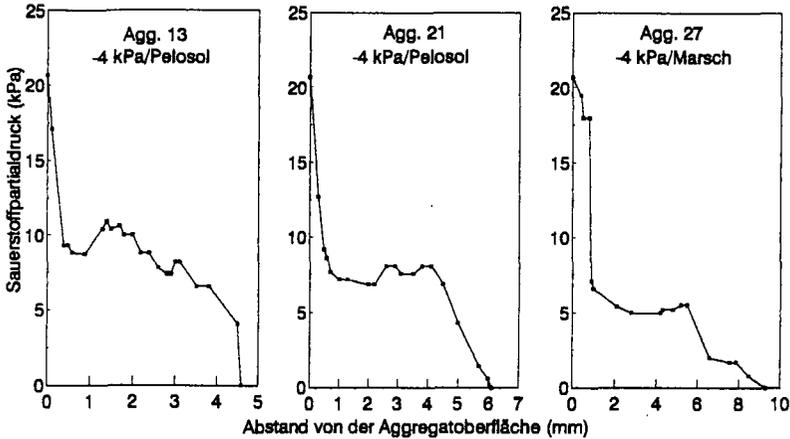


Abb. 2: Sauerstoffprofile in Aggregaten aus Pelosol und Marsch nach Inkubationsende (entwässert bei -4 kPa)

Nach einer rapiden Abnahme der Sauerstoffkonzentration innerhalb der ersten 2 mm folgt ein 6 bis 8 mm breiter Bereich, in dem die Konzentration relativ konstant bleibt.

Teil B

In den Abbildungen 3 und 4 wird der zeitliche Verlauf der Denitrifikation im Mittel aller pF-Stufen dargestellt, weil keine Unterschiede im luftführenden Porenvolumen auftreten.

In Abbildung 3 ist der Anstieg des gesamt produzierten Stickstoffs nach 132 Stunden zu sehen, der im Pelosol höhere Werte erreicht als in der Marsch. Die Denitrifikationsrate (Abb. 4) nimmt jedoch mit einsetzendem Nährstoffmangel ab; in der Marsch stärker als im Pelosol.

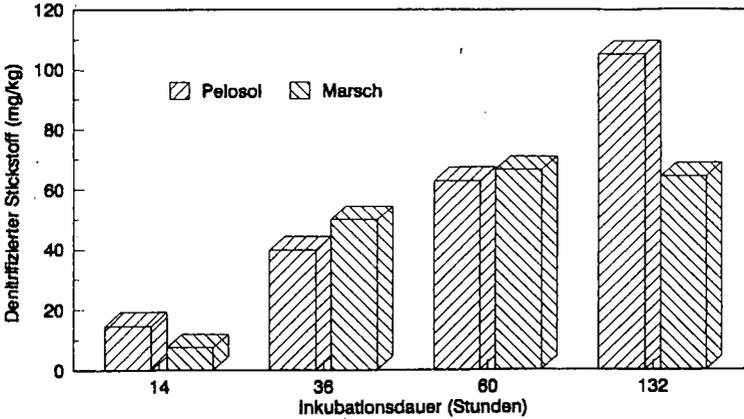


Abb. 3: Mengen denitrifizierten Stickstoffs im Verlauf der Inkubation (Aggregate aus Pelosol und Marsch)

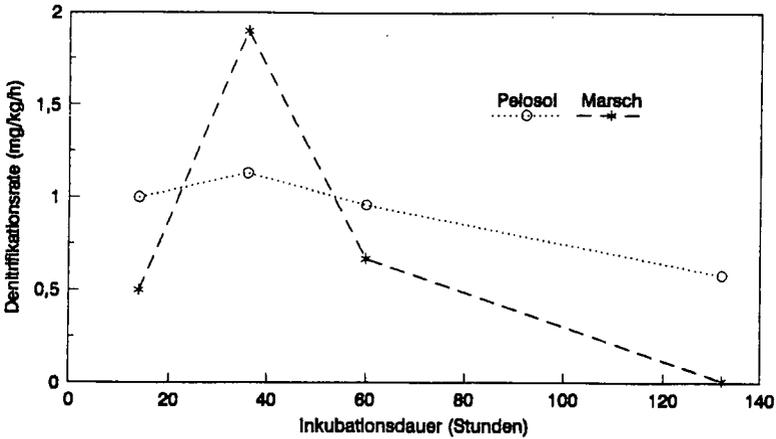


Abb. 4: Denitrifikationsraten im Verlauf der Inkubation (Aggregate aus Pelosol und Marsch)

Zusammenfassung:

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen den zeitlichen Verlauf von Denitrifikationsraten in kugelförmigen, künstlichen Aggregaten.

Ein Einfluß der Wasserspannung war nicht zu erkennen, weil im angelegten pF-Bereich (bis 1.9) noch keine Entwässerung des Porensystems der Aggregate auftritt.

Der Verlauf des Sauerstoffpartialdrucks in den drei weiter entwässerten Aggregaten deutet darauf hin, daß die Denitrifikation mit dem auftreten luftführender Intraaggregatporen deutlich zunimmt.

Stabilitätsparameter des Deichvorlandes und deren Beeinflussung durch Bewirtschaftungsverfahren

von

Zhang, H.O.

Einleitung

Deichvorland ist eine der wichtigsten Zonen für die Umwandlung der Wellenenergie und hat wegen der unmittelbaren Nähe zum Schutzdeich eine besondere Bedeutung für die Deichsicherheit (Dieckmann, 1987). Hierbei ist die mechanische Stabilität des Deichvorlandes ausschlaggebend sowohl für die Sicherheit des Vorlandes selber als auch für die Sicherheit des Schutzdeiches.

Traditionell wurde Deichvorland in Schleswig-Holstein als Weidefläche genutzt. Diese Nutzungsart des Deichvorlandes lag nicht nur im Interesse der Landwirtschaft, sondern stand auch im Einklang mit dem Küstenschutz, da man glaubte, daß die Beweidung aufgrund des Viehtrittes zu einer erhöhten mechanischen Festigkeit des Bodens und somit zu einer erhöhten Stabilität des Deichvorlandes führte. Diese Nutzungsform ist in der letzten Zeit zunehmend von der Naturschutzseite kritisiert worden, denn Beweidung bedeutet nicht nur einen anthropogenen Eingriff in dieses einzigartige Ökosystem, wo zahlreiche Pflanzen und Tiere leben, sondern auch eine Gefährdung der Existenz vieler Arten, die auf dieses Ökosystem angewiesen sind. Zu vermuten ist allerdings, daß eine Abkehr von der traditionellen Nutzung Veränderungen sowohl bei Flora und Fauna als auch im Boden hervorrufen wird. Für den Küstenschutz besonders von Interesse ist die Frage, ob die Festigkeitseinbuße als Folge der Einstellung von Beweidung so groß wäre, daß das Deichvorland und auch der Schutzdeich selbst dadurch signifikant stärker gefährdet wäre.

Ziel der Untersuchung ist daher, erstens, die mechanischen Stabilitätsparameter des Vorlands zu erfassen, und zweitens, den Einfluß der Schafbeweidung (eins der üblichen Bewirtschaftungsverfahren im Deichvorland) auf die mechanische Festigkeit zu erfassen und zu bestimmen, ob die Festigkeitseinbuße durch Nichtbeweidung signifikant ist.

Methoden

Ungestörte Stechzylinderproben wurden aus den mit 0, 0.5, 1.0, 1.5 and 3.4 SE/ha (Schafeinheit pro Hectar) beweideten Versuchspartzellen in einer Versuchsfläche im Sönke-Nissen-Koog, Nordfriesland, die 1988 angelegt wurde, in der Tiefe von 0 bis 80 cm entnommen. An den Bodenproben wurden die Drucksetzungsverhalten bis 400 kPa Auflast mittels Ödometer ermittelt. Aus der Beziehung zwischen Setzung und Belastung wurde die Vorbelastung nach dem Verfahren von Casagrande errechnet (Hartge & Horn, 1989). Die undrainierte Scherfestigkeit des Oberbodens (0 - 5 cm) wurde mittels einer Feldflügelsonde (Geonor, Norwegen) in einem Zeitintervall von ca. 2 Wochen gemessen. An den Stechzylinderproben, die alle vier Wochen einmal entnommen wurden, wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit mittels Haubenpermeameter (Hartge, 1966) bestimmt. Ebenfalls an Stechzylinderproben wurde die Lagerungsdichte durch Trocknen bei 105°C ermittelt.

*Forschungs- und Technologiezentrum der Universität Kiel, Werftstr. 10, 25761 Büsum

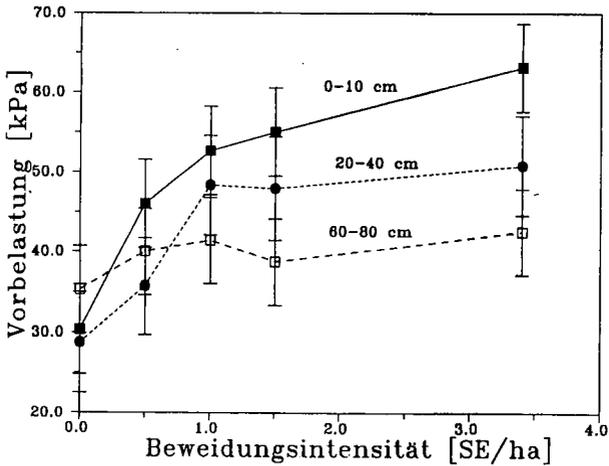


Abb. 1: Vorbelastung (ermittelt nach Casagrande-Verfahren) des Deichvorlandes Sönke-Nissen-Koog in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität

Ergebnisse & Diskussion

In Abb.1 ist die Vorbelastung von den Tiefen 0-10, 20-40 und 60-80 cm in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität dargestellt. Die Vorbelastung des Oberbodens, d.h. 0-10 und 20-40 cm, nahm zuerst mit zunehmender Beweidungsintensität signifikant zu und erreichte ein Maximum bei einer Intensität von ca. 1.0 bis 1.5 SE/ha. Dies ist besonders deutlich bei der Tiefe von 20-40 cm. Ferner ist aus Fig.1 zu erkennen, daß die Vorbelastung in der größeren Tiefe (60-80 cm) von der Beweidung unbeeinflusst blieb. Wenn man annimmt, daß der von einem erwachsenen Schaf ausgesetzte Kompressionsdruck einer Belastung von ca. 120 kPa (Lull, 1959) entspricht, und wenn man das jährliche Anwachsen der Bodenoberfläche infolge der Aufschlickung und Sedimentation, den ständigen feuchten Bodenzustand und geringe Lagerung (großer Fröhlich's Konzentrationsfaktor) mitberücksichtigt, ist die Reichweite (-tiefe) der Schaftrittverdichtung durchaus realistisch.

In Fig.2 sind die räumliche und zeitliche Veränderungen der undrainierten Scherfestigkeit des Oberbodens beispielhaft dargestellt. In unmittelbarer Nähe des Deichfußes, wo sich die Schafe bekanntlicherweise bevorzugt aufhalten, ist die Zunahme der Scherfestigkeit erwartungsgemäß auch größer. Da die *in situ* gemessene Bodenscherfestigkeit von einer Reihe von Faktoren wie Bodenwassergehalt, Bodenwasserspannung sowie Dichte und Verteilung der Pflanzenwurzel beeinflusst wird, zeigt sich im Lauf der Zeit eine starke Dynamik. Trotz dieser zeitlichen Dynamik nahm zuerst die Scherfestigkeit mit zunehmender Beweidungsintensität zu und erreichte, wie die Vorbelastung, bei einer Intensität von 1.0 bis 1.5 SE/ha ihr Maximum.

In Fig.3 sind die gesättigte Wasserleitfähigkeit und Lagerungsdichte des Oberbodens (0-10 cm) aus zwei Beprobungsterminen als Beispiel dargestellt. Obwohl die Wasserleitfähigkeit sich auch zeitlich änderte, blieb deren Abhängigkeit von der Beweidung eindeutig: sie blieb unverändert bis zu einer Beweidungsintensität von ca. 1.0 SE/ha, und größere Beweidungsintensität führte zu einer signifikanten Abnahme. Im Gegensatz zu der Wasserleitfähigkeit ist der Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und Beweidungsintensität nicht eindeutig. Während Lagerungsdichten aus dem Winter 92/93 mit der Beweidungsintensität noch signifikant korreliert waren, konnte zwischen den Lagerungsdichten aus dem Beprobungstermin Frühjahr 93 und der Beweidungsintensität keine

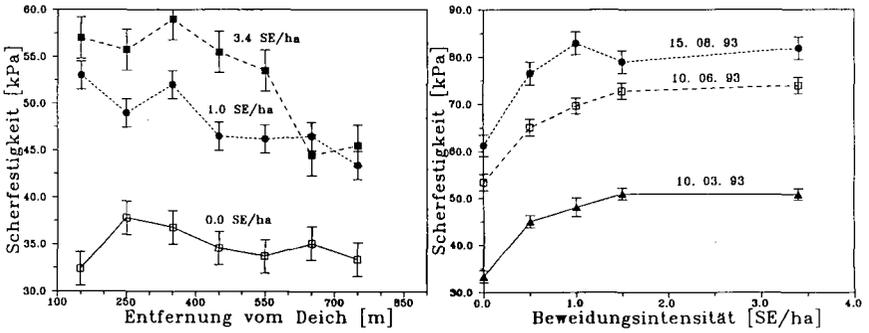


Abb. 2: Räumliche und zeitliche Veränderungen der Scherfestigkeit des Oberbodens (0 – 5 cm) im Deichvorland Sönke-Nissen-Koog in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität

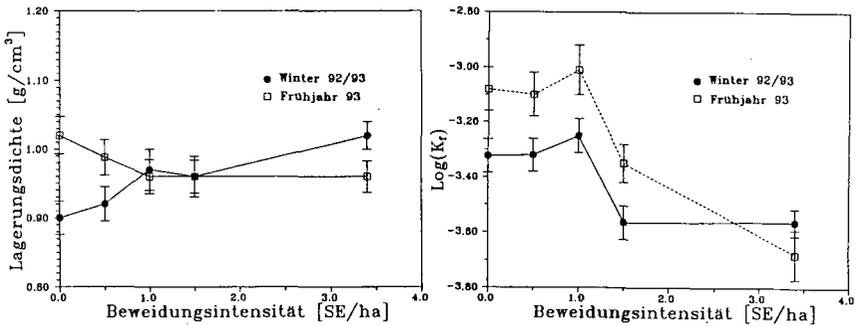


Abb. 3: Lagerungsdichte und gesättigte Wasserleitfähigkeit des Oberbodens (0 – 10 cm) im Deichvorland Sönke-Nissen-Koog in Abhängigkeit von der Beweidungsintensität

sinnvolle Beziehung hergestellt werden.

Der Einfluß von Beweidung auf die mechanische Festigkeit des Vorlandes ist komplex. Des öfteren wurde festgestellt, daß Viehtritt infolge von Beweidung nicht nur in trockenen terrestrischen Weideflächen (Horn, 1985; Mulholland & Fullen, 1991) sondern auch in den feuchten semiterrestrischen Salzwiesen (Svendsen & Blicher-Mathiesen, 1992; Grumblat, 1987) zu einer Verdichtung des Oberbodens führt. Diese Verdichtung kann gleichzeitig als eine Erhöhung der mechanischen Festigkeit erklärt werden. Die "densification", also Zunahme der Masse pro Volumeneinheit, kann unter Umständen durch Bestimmung der Lagerungsdichte nicht nachweisbar sein, wie in dieser Untersuchung gezeigt wurde. Dennoch ist die Auswirkung der Beweidung auf die Bodenfestigkeit nicht auf die Zunahme der Lagerungsdichte beschränkt. Beweidung führt zu einer Veränderung der Pflanzenvergesellschaftung und auch zur Veränderungen deren Wurzeldichte und -verteilungen (Dierßen et al., 1992), die wichtige Bedeutung für die mechanische Festigkeit haben. Außerdem führt Beweidung zu einer stärkeren Austrocknung des Boden (eigene unveröffentlichte Daten) durch begünstigte Evapotranspiration. Dies wirkt ebenfalls positiv auf die Bodenfestigkeit.

Veränderungen der Bodenstruktur infolge von Beweidung auf semiterrestrischen Salzwiesen ist besser erfassbar mit dem Parameter gesättigter Wasserleitfähigkeit als jenen der Lagerungsdichte. Dies

ist nicht nur der Fall, weil der letztere unempfindlicher ist (Hartge & Zhang), sondern auch weil in vielen Fällen die Verschmierung oder Verknnetung nur mit Bestimmung der Wasserleitfähigkeit nachweisbar ist.

Zusammenfassung

- a) Die Stabilitätsparameter Scherfestigkeit und Vorbelastung des Deichvorlandes nahmen mit zunehmender Beweidungsintensität bis zu 1.5 SE/ha signifikant zu. Eine größere Intensität (3.4 SE/ha) führte zu keiner weiteren Stabilitätszunahme.
- b) Während die gesättigte Wasserleitfähigkeit von einer Beweidungsintensität von ca. 1.5 SE/ha an signifikant abnahm, war der Zusammenhang zwischen Lagerungsdichte und Beweidungsintensität nicht eindeutig. Dieser Sachverhalt weist auf eine Bodenstrukturveränderung durch z.B. Zerkneten unter hoher Wassersättigung hin und mit Hilfe des Parameters Lagerungsdichte ist solche Strukturveränderung nicht zu erfassen.
- c) Unter Berücksichtigung der Stabilitätsparameter und Bodenstruktur, welche aus dieser Untersuchung hervorging, ist eine Beweidungsintensität von 1.0 bis 1.5 SE/ha zu empfehlen.

Literatur

- Dieckmann, R. 1987: Bedeutung und Wirkung des Deichvorlandes für den Küstenschutz. In Kempf, N., J. Lamp & P. Prokosch (Red.): Salzwiesen: geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? WWF Tagungsbericht 1, pp 163-187.
- Dierßen, K., J. Walter, I. Eischeid & K. Kiehl, 1992: Bioindikatoren im Supralitoral/Pflanzen. Zwischenbericht des Teilvorhabens A 5.2 der Ökosystemforschung Wattenmeer.
- Grumblat, J.-D., 1987: Auswirkungen von Beweidungsformen und Mahd auf Sedimentation und Erosion. In Kempf, N., J. Lamp & P. Prokosch (Red.): Salzwiesen: geformt von Küstenschutz, Landwirtschaft oder Natur? WWF Tagungsbericht 1, pp 189-215.
- Hartge, K.H., 1966: Ein Haubenpermeameter zum schnellen Durchmessen zahlreicher Stechzylinderproben. Z.f.Kulturtechnik & Flurbereinigung 70:153-163.
- Hartge, K.H. & R.Horn, 1989: Die physikalische Untersuchung von Böden. 2.Auflage. Enke Verlag.
- Hartge, K.H. & H.Q. Zhang, 1987: Die Erfassung einer minimalen Gefügeveränderung eines belasteten Bodens im Verlauf einer kurzen Zeitspanne. Z.f.Kulturtechnik & Flurbereinigung 29:175-179.
- Horn, R., 1985: Die Bedeutung der Trittdichtung durch Tiere auf physikalische Eigenschaften alpiner Böden. Z.f. Kulturtechnik & Flurbereinigung 26:314-319.
- Lull, H.W., 1959: Soil compaction on forest and range lands. U.S. Dept. Agr. Misc., Publ. 768. Washington.
- Mulholland, B. & M. A. Fullen, 1991: Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. Soil Use & Management 7:189-193.
- Svendsen, A. & G. Blicher-Mathiesen, 1992: The role of trampling on the ecophysiological conditions in grazed salt marshes. WSNL, 1992-1:17-21.

Zum Bodenfeuchteregime typischer Waldstandorte

VON

Zimmermann, L., G. Brahmer und K.H. Feger

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen des forstökologischen Projektes ARINUS (FEGER 1993) wird an typischen Mittelgebirgsstandorten im Schwarzwald auch der Bodenwasserhaushalt untersucht. Anhand der zeitlichen Dynamik der Bodenfeuchte über einen Zeitraum von 4 Jahren sollen Zusammenhänge zwischen Bodentyp und Feuchteregime beleuchtet und Rückschlüsse auf die Wasser- und Nährstoffversorgung der Fichtenbestände gezogen werden.

2. Methodik

Seit September 1987 werden wöchentlich die Saugspannungen im Mineralboden mittels Einstichtensiometer in 7 Tiefen bei 2 - 4 Wiederholungen gemessen. Zusätzlich wird im Versuchsgebiet SCHLUCHSEE seit April 1991 der volumetrische Wassergehalt mittels festeingebauten TDR-Sonden im wöchentlichen Abstand gemessen. Die Wiederholungszahl im Mineralboden entspricht der der Tensiometer, in der organischen Auflage wird mit 7 Wiederholungen gearbeitet.

3. Standorte

Der Hochlagenstandort SCHLUCHSEE (1200 m ü.NN) weist ein kühles, perhumides, atlantisch getöntes Klima auf. Hohe Niederschläge (1900 mm/a) sind verknüpft mit einer durch die geringe Jahresmitteltemperatur (4,5 °C) verursachten niedrigen potentiellen Verdunstung (500 mm/a). Der Niederschlag ist dabei gleichmäßig über das Jahr verteilt. Das Untersuchungsgebiet VILLINGEN (900 m ü. NN) ist Teil der Baar, einer großräumigen, flachen Kaltluftmulde an der Ostabdachung des Schwarzwaldes. Das Klima ist gegenüber den Schwarzwaldhochlagen kontinentaler. So liegen die Niederschläge bei 950 mm/a, während die potentielle Verdunstung 670 mm/a erreicht, bedingt durch eine höhere Jahresmitteltemperatur (6,5 °C) (BRAHMER 1990).

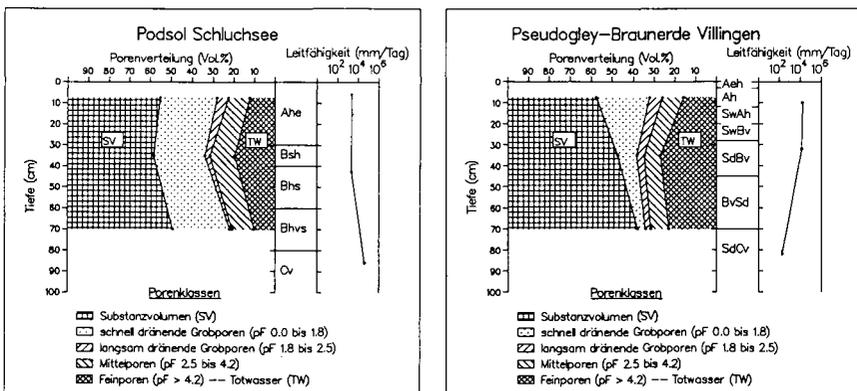


Abb. 1: Porenverteilung und Leitfähigkeit am Standort SCHLUCHSEE und VILLINGEN

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-79085 Freiburg i. Br.

Entsprechend der grobkörnigen Verwitterung des Bärhaldegranits ist am Standort SCHLUCHSEE aus periglazial aufbereiteten Verwitterungsdecken ein Podsol entwickelt, der aufgrund seines hohen Grusanteils und verstärkter Regenwurmtätigkeit einen hohen Anteil an Makro- und Grobporen aufweist (Abb. 1). Die vertikale Leitfähigkeit ist daher sehr hoch ($k_z = 20\text{m/d}$). Die nutzbare Feldkapazität beträgt 187 mm (bei 90 cm aktuelle Durchwurzelungstiefe = effektiver Wurzelraum) (ZIMMERMANN et al. 1992).

Am Standort VILLINGEN sind bedingt durch die petrographische Differenzierung zwischen oberem und mittlerem Buntsandstein hauptsächlich zwei Bodentypen entwickelt. Auf oberem Buntsandstein dominieren Pseudogley-Braunerden, während an flachen Hangfüßen des mittleren Buntsandstein Hangstagnogleye ausgebildet sind.

Hier wird im folgenden nur auf die Pseudogley-Braunerde eingegangen. Bei der Pseudogley-Braunerde nimmt das Gesamtporenvolumen von 40 Vol% im Ah auf 15 Vol% im Sd-Bv/Cv ab (Abb. 1). Verstärkt wird diese Abnahme zum Unterboden hin durch Tonlinsen im Gestein, so daß der Anteil des Totwassers zunimmt, bei gleichzeitigem Rückgang der Grobporen. Die hydraulische Leitfähigkeit nimmt von den äußerst hohen Werten im Oberboden (16 m/d) auf eine mittlere Größe ($k_z = 0.18\text{m/d}$) ab. Die nFK ist als gering bis mittel einzuordnen (94 mm bei 70 cm effektivem Wurzelraum). Die Pseudogley-Braunerde zeigt somit eine starke Abnahme der Leitfähigkeit mit der Tiefe bei gleichzeitig niedriger Speicherkapazität (BRAHMER 1990).

4. Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte

Trotz günstiger Niederschlagsverteilung sind für die Wasserversorgung auf dem Pseudogley-Braunerde-Standort in Villingen die bodenphysikalischen Eigenschaften entscheidend. Es handelt sich hier um einen typischen wechselfeuchten Standort. Durch die eingeschränkte Durchlässigkeit des Unterbodens tritt im Winter bis Frühjahr regelmäßig eine Staunässephase auf, die zeitweilig auch den Oberboden erfäßt (Abb. 2). Im hier vorgestellten Untersuchungszeitraum kam es in 3 von 4 Jahren im Spätsommer zu einer bis in den Herbst hinein anhaltenden Trockenphase. Während dieser Zeit überschritten die Saugspannungen den Meßbereich der Tensiometer (850 cm WS) bis zeitweilig in den Unterboden hinein. In der Literatur werden Saugspannungen zwischen 500 bis 6000 cm WS angegeben, ab denen eine Beschränkung der Verdunstung von Fichtenbeständen auftritt.

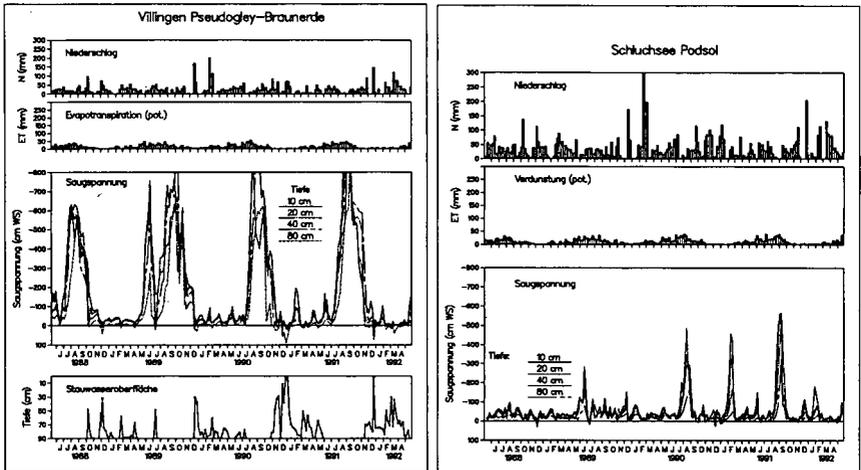


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf von Freilandniederschlag, potentielle Evapotranspiration nach HAUDE und Matrixpotential am Standort SCHLUCHSEE und VILLINGEN

Während der auftretenden Trockenphasen, die bis zu 2 Monate anhalten können, ist mit einer reduzierten Verdunstung durch eingeschränkte Wurzelwasserversorgung zu rechnen. Neben der reinen Wasseraufnahme bedeutet eine verringerte Transpiration auch eine Einschränkung der Nährelementaufnahme und, indirekt über eine verminderte Mineralisation, auch eine geringere Nährstoffnachlieferung. Da der Großteil der Wurzelmasse bei Fichte sich in der besonders stark austrocknenden organischen Auflage befindet, kann es während solcher Trockenperioden zu Engpässen in der Nährelementversorgung kommen. Für Fichtenreinbestände sind im Wuchsbezirk "Baar-Schwarzwald" auf solchen wechselfeuchten Standorten Schlechtwüchsigkeit bis hin zu Wuchsstokkungen beschrieben (KWAS-NITSCHKA 1957). Das Zuwachsverhalten dieser Bestände ist dabei sowohl auf Wasser- als auch Nährstoffmangel zurückzuführen. Die Vernässung im Frühjahr führt außerdem zu einem verzögerten Beginn der Wurzelaktivität sowie der mikrobiellen Nachlieferung von Nährstoffen. Dies ist bedingt durch die langsamere Erwärmung wegen der hohen Wärmekapazität des wassergesättigten Bodens.

Aufgrund des über das ganze Jahr gleichmäßig verteilten Niederschlags und der verhältnismäßig geringen Verdunstung am Hochlagenstandort SCHLUCHSEE bewegt sich die Saugspannung im Mineralboden meist zwischen 0 und 100 cm WS (Abb. 2). Zu gesättigten Verhältnissen in allen Bodentiefen kommt es hier nur nach einzelnen stärkeren Niederschlagsereignissen, hauptsächlich im Herbst und zum Teil auch während des Sommers. Als maximale Saugspannungen traten Werte um ca. 550 cm WS auf. Die hohen Saugspannungen im Januar und Februar 1991 zeigen dagegen keine winterliche Austrocknung, sondern sind ein Bodenfrost-Artefakt. Für den Standort SCHLUCHSEE ist für den Mineralboden eine Beschränkung der Transpiration nicht erkennbar. Allerdings kann es in der organischen Auflage temporär zu Austrocknungserscheinungen kommen, wie Messungen mit TDR-Sonden knapp unterhalb der organischen Auflage zeigen (Abb. 3).

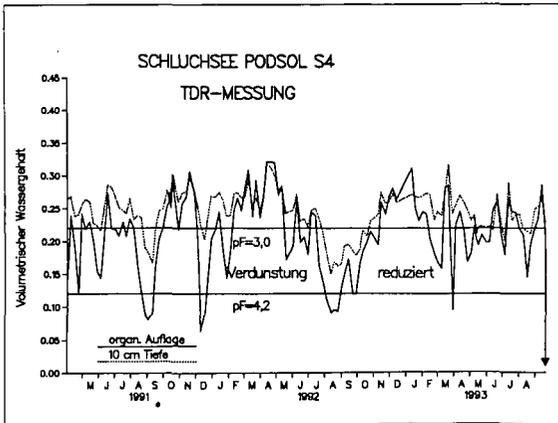


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Wassergehalte am Standort SCHLUCHSEE (4/91 - 9/93)

Da die Saugspannung in der Auflage durch Übertragung des im Gelände gemessenen volumetrischen Wassergehaltes über eine Labor-pF-Kurve berechnet wurde, ist der abgeleitete Grenzwert mit der durch die Übertragung verursachten Unsicherheit behaftet. Außerdem kann der Baum auch Wasser aus tieferen Bodenhorizonten aufnehmen, wo ebenfalls noch Feinwurzeln vorhanden sind, so daß eine Unterversorgung mit Wasser nicht zu vermuten ist. Allerdings kann die Nährstoffaufnahme durch die verringerte Wasseraufnahme in der organischen Auflage reduziert sein. Besonders aber ist die Nährstoffnachlieferung aus der Mineralisation eingeschränkt. Die räumliche Verteilung der Feinwurzeln um den Einzelbaum (RASPE 1992) weist hier auf eine höhere Bedeutung des Nährstoffangebotes gegenüber der Wasserverfügbarkeit hin, da sich das Maximum der Feinwurzeln in stammnahen Bereich befindet.

5. Ökologische Bedeutung

Auf dem Buntsandstein-Standort VILLINGEN reicht bei wechselfeuchten Bedingungen die sommerliche Austrocknung bei der Pseudogley-Braunerde bis in den Unterboden hinein, so daß es in den Sommermonaten zu einer längerfristigen Einschränkung der Wasserversorgung bei den Fichten kommen kann. Im Frühjahr wird der Wachstumsbeginn durch hoch anstehendes Stauwasser verzögert. Dieser Stauwassereinfluß verstärkt bei der Fichte wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber O_2 -Mangel die ohnehin natürlich gegebene Flachwurzeligkeit, was das Trockenstreßrisiko und die Windwurfanfälligkeit weiter stark erhöht. Auf dem Granitpodsol SCHLUCHSEE ist die Wasserversorgung trotz der hohen Durchlässigkeit im Mineralboden gewährleistet. In der organischen Auflage ist temporäre Austrocknung wahrscheinlich. Der Wasserbedarf des Bestandes kann durch vereinzelte tieferreichende Wurzeln, aber auch aus tieferen feuchten Bodenschichten gedeckt werden. Das deutliche fichtentypische Maximum der Feinwurzelverteilung zeigt die Bedeutung der organischen Auflage für die Nährstoffversorgung des Baums. Die Versorgung mit Nährelementen, die sich im Mangelbereich befinden, kann in solchen Trockenperioden stark eingeschränkt sein. Besonders Magnesium, daß hauptsächlich aus der Streu-Mineralisation nachgeliefert wird und einen entsprechend kurzgeschlossenen Kreislauf aufweist, kann davon betroffen sein (Feger 1993). Diese komplexen Zusammenhänge zwischen Wasserhaushalt und Nährelementversorgung sind für die Erklärung von Auftreten und zeitlichem Verlauf der Hochlagenvergilbung der Fichte von entscheidender Bedeutung (FEGER et al. 1993).

Literatur

- Brahmer, G. (1990): Wasser- und Stoffbilanzen bewaldeter Einzugsgebiete im Schwarzwald unter besonderer Berücksichtigung naturräumlicher Ausstattungen und atmogener Einträge. Freiburger Bodenkundl. Abh. 25, 295 S.
- Feger, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. - Freiburger Bodenkundl. Abh. 31, 237 S.
- Feger, K.H., G.Brahmer u. H.W. Zöttl (1993): Projekt ARINUS: VII. Zwischenbilanz und Perspektiven. KfK-PEF-Forschungsberichte 104, 23-40.
- Kwasnitschka, K. (1957): Fichtenwuchsstockungen auf dem Buntsandstein des südlichen Ostschwarzwaldes. Forstw. Cbl. 76, 133-159.
- Raspe, S. (1992): Biomasse und Mineralstoffgehalte der Wurzeln von Fichtenbeständen (*Picea albies* Karst.) des Schwarzwaldes und Veränderungen nach Düngung. Freiburger Bodenkundl. Abh. 29, 197 S.
- Zimmermann, L.; K.H. Feger und G. Brahmer (1992): Variabilität bodenphysikalischer Eigenschaften als Grundlage für Wasser- und Stoffbilanzen in Wassereinzugsgebieten im Kristallin-Schwarzwald. Allg. Forst- u. Jagdz. 163, 187-195.

Das Forschungsprojekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Emissionen 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).

KOMMISSION II

**Einfluß von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC),
pH und Ionenstärke auf die Schwermetallverlagerung
in einem Podsol nach Kompostdüngung**

von

Außendorf, M. und H. Deschauer

1. Einleitung:

Die rasch anwachsende Menge an produziertem **Biomüllkompost** läßt in zunehmendem Maße die Frage nach dessen Verwertung wichtig erscheinen. Die Düngung verarmter Waldböden kann eine Möglichkeit der Verwertung von Biomüllkomposten sein. Frühere Untersuchungen (Deschauer 1993) haben jedoch gezeigt, daß nach der Düngung saurer Waldböden ein vermehrter Austrag von Schadstoffen insbesondere von Schwermetallen in die Bodenlösung stattfindet. Nach Hems und Brümmer (1980,1984,1986) sind vor allem das **pH**, die **Ionenstärke** bzw. der Salzgehalt und wasserlösliche organische Bestandteile (**DOC**) für die Schwermetaldynamik im Boden verantwortlich. Außerdem finden im Boden eine Vielzahl von Wechselwirkungen zwischen diesen Faktoren statt. Bezüglich der genannten Faktoren unterscheiden sich saure Waldböden und Biomüllkomposte erheblich, so daß sich nach der Applikation der Biomüllkomposte durch Austausch-, Pufferungs- und Verlagerungsprozesse ein neues Gleichgewicht einstellt. Untersucht wurde, welche **Einflußfaktoren** und **Prozesse** und welche **Bodenkompartimente** an der **Schwermetaldynamik** unter den veränderten Bedingungen im Boden beteiligt sind.

2. Material und Methoden:

Es wurden Säulenberechnungsversuche mit horizontweise eingefülltem homogenisiertem Bodenmaterial und ungestört entnommener Streuauflage vom Standort Forchheim (s. Tab 2) durchgeführt. Als Berechnungslösung dienten wässrige Kompostextrakte in einem zweifaktoriellen Versuchsansatz bzgl. pH und DOC. Der Einfluß der Ionenstärke (I) wurde in zwei zusätzlichen Varianten ohne DOC und mit $\text{pH} = 7$ getestet (s. Tab.1).

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Tab.1: Eigenschaften der verwendeten Berechnungslösungen

	I=0,028			LF2	Kontrolle
	DOC 1 15mg l ⁻¹	DOC 2 80mg l ⁻¹	DOC 3 160mg l ⁻¹	I=0,028	I=0,004
pH 7	X	X	X	DOC= 0	DOC= 0
pH 5,5	X	X	X	pH= 7	pH= 7
pH 4,3	X	X	X		

Um die Bedeutung der organischen Auflage abzuschätzen wurden zudem Säulen nur mit Streuauflage bzw. Streuauflage + Aeh-Horizont mit Lösung DOC 3/pH 7 beregnet. Alle Lösungen wurden auf einheitliche, der ursprünglichen Kompostlösung entsprechende Schwermetallgehalte aufgestockt (Cd=0,6µg l⁻¹; Pb=20µg l⁻¹). Der Versuch wurde für alle Varianten mit zwei Parallelen durchgeführt.

Tab.2: Vergleich der Boden und Komposteigenschaften

	Of/Oh	Boden		Kompost
		Aeh	Bs	
pH(CaCl ₂)	2,69	3,18	4,46	7,5
C _{org} (%)	33,0	0,86	0,26	26
C/N	40	51	24	15
KAK _{eff} (mval kg ⁻¹)	195	25	20	650
Pb(EDTA) in mg kg ⁻¹	55,5	7,1	2,1	56,0
Cu	3,4	0,35	0,22	22,5
Ni	1,8	0,2	0,1	2,1
Zn	22,0	1,4	0,25	130
Cd (µg kg ⁻¹)	305	9,5	5,4	224

3. Ergebnisse und Diskussion:

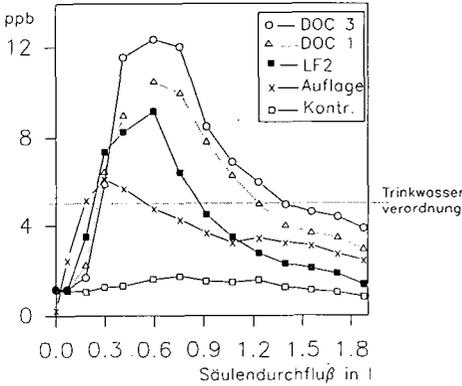


Abb.1: Cd - Durchbruch der versch. DOC - Varianten

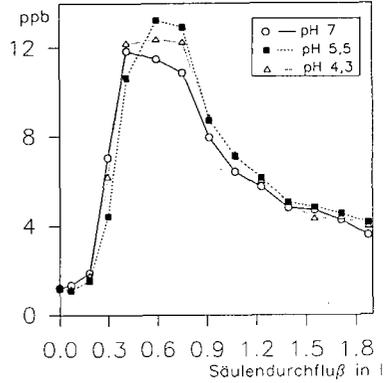


Abb.2: Cd - Durchbruch der versch. pH - Varianten

Cadmium wird durch die Beregnung des Bodens mit Kompostlösung in hohem Maße mobilisiert, wobei die Mobilisierung in gleichem Maße aus Streu und Mineralboden stattfindet (Abb.1). Das Ausmaß der Mobilisierung und der Verlauf der Durchbruchkurven wird im wesentlichen durch den Salzgehalt der Lösung bestimmt. Ein erhöhter DOC-Gehalt in der Beregnungslösung (der auch einen erhöhten DOC-Gehalt in der Bodenlösung zur Folge hat) scheint den Mobilisierungseffekt des Salzgehaltes zu verstärken, wobei die Unterschiede zwischen den DOC-Varianten jedoch nicht signifikant sind. Das pH der Beregnungslösung hat keinerlei Einfluß auf die Cadmiummobilisierung (Abb.2), was auf die hohe Basenneutralisationskapazität der Streu zurückgeführt werden kann.

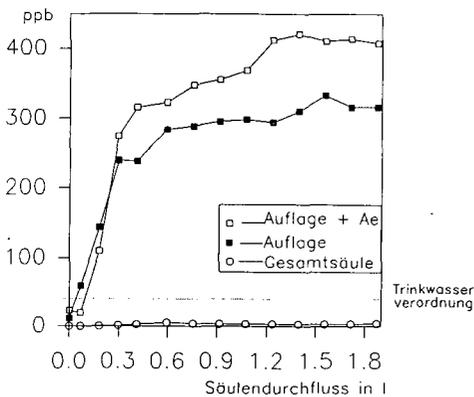


Abb.3: Pb - Durchbruch durch Streu und Mineralboden

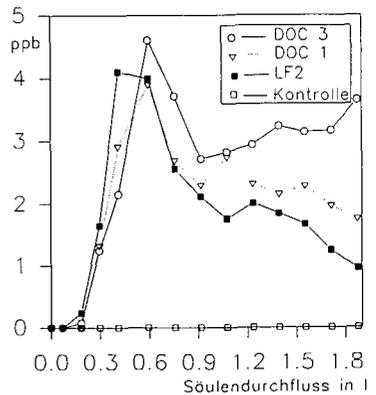


Abb.4: Pb - Durchbruch durch Mineralboden

Blei wird durch die Beregnungslösung in hohen Konzentrationen aus der Auflage mobilisiert (Abb.3). Nur ein geringer Teil davon wird jedoch aus dem Mineralboden ausgetragen (Abb.4), was auf die starke Sorption von Blei an Mineralpartikel zurückgeführt werden kann. Die Bleidurchbruchskurven sind durch einen Peak gekennzeichnet, bis zu dessen Spitze die DOC-Varianten und die DOC-freie Salzvariante keinerlei Unterschiede zeigen. Im weiteren Verlauf bewirkt eine hohe DOC-Konzentration der Beregnungslösung jedoch einen erheblich verstärkten Blei-Austrag aus dem Mineralboden im Vergleich zur DOC-freien Salzvariante. Der Salzeffekt scheint also in der Anfangsphase der Mobilisierung der entscheidende Faktor zu sein, während der DOC-Effekt im weiteren Verlauf zu einem verstärkten Austrag führt. Auch auf die Bleiverlagerung hat das pH der Beregnungslösung keinen Einfluß.

4.Zusammenfassung:

Die hohe Ionenstärke der Kompostlösung und damit der Salzgehalt des Kompostes scheint der entscheidende Faktor für die Schwermetallverlagerung zu sein. Das Ausmaß der Mobilisierung wird gesteuert durch die Schwermetallgehalte in Streu und Mineralboden, während die Gehalte im Kompost zunächst von untergeordneter Bedeutung sind. Die DOC-Konzentration in der Bodenlösung gewinnt erst nach Freisetzung des austauschbaren Schwermetallanteils an Bedeutung. Zur Komplexierung neigende Metalle wie Pb werden durch die Zugabe von DOC in geringerem Maße retendiert, während bei schlecht komplexierbaren Metallen wie Cd der Einfluß des DOC gering bleibt. Das pH der Beregnungslösung hat weder auf das pH der Bodenlösung noch auf die Schwermetallodynamik Einfluß. Vielmehr steuert die Pufferung des Bodens im Al - Austauschbereich das pH der Bodenlösung. Die Ergebnisse zeigen, daß primär der hohe Salzgehalt des Kompostes für die Verwendung als Dünger problematisch ist.

5.Literatur:

- Brümmer G., Herms U.**(1986): Heavy Metal Species, Mobility and Availability in Soils; Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149, 382-392
- Herms U., Brümmer G.**(1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden; Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 147, 400-424
- Herms U., Brümmer G.**(1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen; Landwirtsch. Forschung, 33, 408-420
- König N. et al.**(1986): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden; Z.Pflanzenernähr. Bodenk., 149, 68-82
- Deschauer H.**: Dissertation in Vorbereitung

Verhalten eines ausgewählten Pflanzenschutzmittelwirkstoffes im Boden

VON

Bannick, C.G.* und R. Schmidt**

1 EINLEITUNG

Im zunehmendem Maße gefährden Pflanzenschutzmittel die Qualität des Grundwassers. Im Rahmen des Verbundforschungsvorhabens 02-WT 89137 wurden im Teilprojekt des Institutes für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes unter anderem in Schleswig-Holstein Verlagerungsversuche von Aldicarb und seinen Metaboliten auf Sandböden durchgeführt. Bereits in den 60 iger Jahren wurden erste Untersuchungen zum Verhalten von Aldicarb in Böden durchgeführt (BULL et. al 1970).

Für den Stofftransport im Boden sind der Massenfluß (Konvektion) sowie die Diffusion-Dispersion verantwortlich. Während die auf Konzentrationsausgleich bestrebte Diffusion auch bei ruhender Wasserbewegung erfolgt, setzt der Massenfluß einen Wassertransport in Form einer auf das Grundwasser ausgerichteten Sickerwasserspense voraus.

2 VERSUCHSDURCHFÜHRUNG

Aldicarb wurde im Mai 1990 auf einer 1000 m² Versuchsparzelle innerhalb eines Maisschlagens in praxisüblicher Anwendung und Aufwandmenge in Form von 2 kg THEMIX 5G zusammen mit 33,6 kg Chlorid in Form von 40er Kali, als Tracer, eingebracht. Aus Säulenversuchen (BANNICK et. al 1991) und Lysimeterversuchen (MÜLLER-WEGENER et. al 1991) ist bekannt, daß sich Aldicarb und seine Metaboliten im Boden ähnlich dem Chlorid verhalten. Nach dem Ackerschätzungsrahmen wurde der Boden als S4D 26/29 eingestuft. Der Grundwasserflurabstand weist eine Amplitude von 1 m zwischen Sommer (2,5 m) und Winter (1,5 m) auf.

Die Entnahme der Bodenproben, die auf Chlorid und Aldicarb untersucht wurden, erfolgte mittels Pürkhauer zunächst im wöchentlichen Rhythmus, später in weiteren Abständen. Die Entnahme der Wasserproben aus Rammfilterbrunnen wurde monatlich durchgeführt.

Für die Bestimmung der Sickerwasserspense wurde ein Wasserhaushaltsmodell (GÄTH unveröffentlicht) eingesetzt, bei dem die aktuelle Verdunstung über eine pflanzenspezifische Korrektur der Haude-Verdunstung (HAUDE 1954) nach (SPONAGEL 1980) erfolgte. Eine Sickerwasserspense findet im Modellansatz nur statt, wenn der Wassergehalt im effektiven Wurzelraum die Feldkapazität erreicht bzw. überschritten hat. Die in das Modell einfließenden Klimadaten (Temperatur, rel. Luftfeuchtigkeit und

*) Claus G. Bannick, Umweltbundesamt, Mauerstr. 45 - 52, 10117 Berlin

**) Ralf Schmidt, Inst. f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Niederschlag) wurden in täglicher, die Pflanzendaten in wöchentlicher Auflösung am Standort bestimmt. Die Verifizierung des Modells erfolgte mittels Tensiometer- und Wassergehaltsmessungen im Bodenprofil in wöchentlichen Abständen.

3 ERGEBNISSE

Die Entwicklung der Niederschläge und berechneten Sickerwasserspenden für den Versuchszeitraum ist in Abb. 1 dargestellt.

Am 28.12.1990 konnte das Maximum der Chloridkonzentration im oberflächennahen Grundwasser gemessen werden (Abb. 2). Der Grundwasserflurabstand erreichte zu diesem Zeitpunkt 180 cm unter Geländeoberfläche. Die Sickerwassermenge betrug zu diesem Zeitpunkt 400 mm, so daß eine Verlagerungstiefe von 200 cm berechnet wurde.

Der Vergleich der Sickerwasserspenden mit den tiefenabhängigen Chloridverteilungen und den hier nicht dargestellten Vergleichen zwischen gemessenen und berechneten Wassergehalten bestätigen die bereits anderenorts gefundene Anwendbarkeit des Modells (BECKER et al. 1991).

Bei der Betrachtung des Aldicarb konnte eine schnelle Abnahme der Wirkstoffmenge in den oberen Bodenschichten festgestellt werden (MÜLLER-WEGENER 1993). Dies ist auf eine starke Metabolisierung zu Aldicarb-sulfoxid und -sulfon zurückzuführen (Abb. 3). Dargestellt sind die absoluten Gehalte an Wirkstoff pro Bodenschicht nach Berücksichtigung der Bestimmungsgrenze und unter Einbeziehung der Wiederfindung. Überbefunde in der Anfangsphase des Versuches sind auf Inhomogenitäten bei der Ausbringung des Pflanzenschutzmittels (Granulat in Reihen) zu erklären. Unterhalb 30 cm konnte weder Aldicarb noch Aldicarb-sulfoxid bestimmt werden.

Im oberflächennahen Grundwasser traten mehrere Konzentrationsmaxima auf. Wird das erste Auftreten im Oktober vernachlässigt das durch ein unterschiedliches "Anspringen" der Einzelbrunnen bedingt war, zeigt sich, daß Aldicarb-sulfon auch unter Feldbedingungen ähnlich verlagert wird wie Chlorid.

4 LITERATUR

- BANNICK, C.G.; R. SCHMIDT u. U. MÜLLER-WEGENER (1991): *Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66, 1, 899 - 902
- BECKER, K.W., H. DRECHSLER, F. EULENSTEIN und B. MEYER (1991): *Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66, 1, 103 - 106
- BEESE, F.; R.R. van der PLOEG u. W. RICHTER (1978): *Z. Acker-Pflanzenbau* 146, 1-19
- BULL, D.L.; R.A. STOKES; J.R. COPPEDGE und R.L. RIDGWAY 1970: *J. Econ. Entom.* 63, 1283 - 1289
- GÄTH, S. (unveröffentlicht): *Inst. f. Landeskultur d. Univ. Gießen, Senckenbergstr. 3, 35390 Gießen*
- HAUDE, W. (1954): *Mitt. Dtsch. d. Wetterdienstes*, 8, 3 - 22
- MÜLLER-WEGENER, U.; B. AHLSDORF; C. EHRIG und R. SCHMIDT (1991): *Abschlußbericht Wasser 10202320 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin*
- MÜLLER-WEGENER, U.; C.G. BANNICK u. R. SCHMIDT (1993): *Abschlußbericht des Teilvorhabens zum BMFT-Verbundprojekt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Eigenverlag*
- SPONAGEL, H. (1980): *Geol. Jhb., Reihe F, Heft 9, 87 S.*

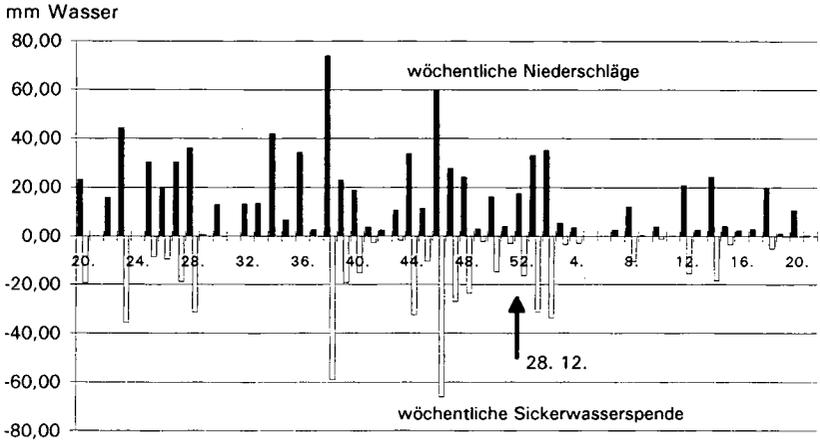


Abb. 1: Wöchentliche Niederschläge und Sickerwassermengen im Versuchszeitraum

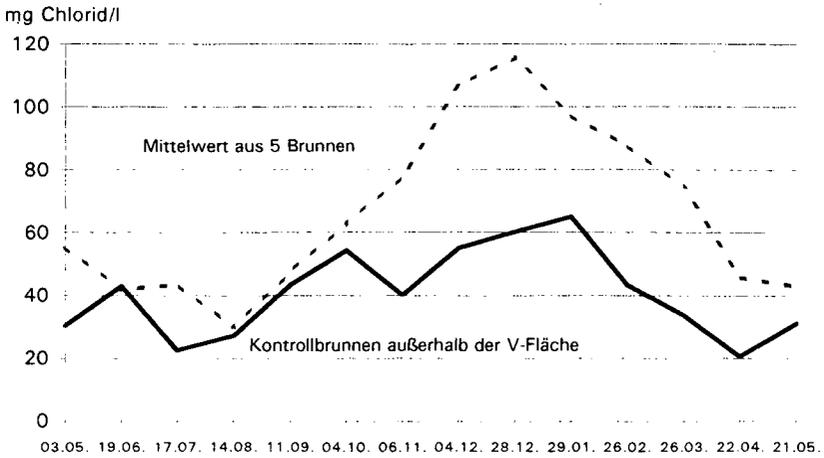


Abb. 2: Chloridkonzentration im oberflächennahem Grundwasser der Versuchspartelle und einer unbehandelten Kontrollfläche

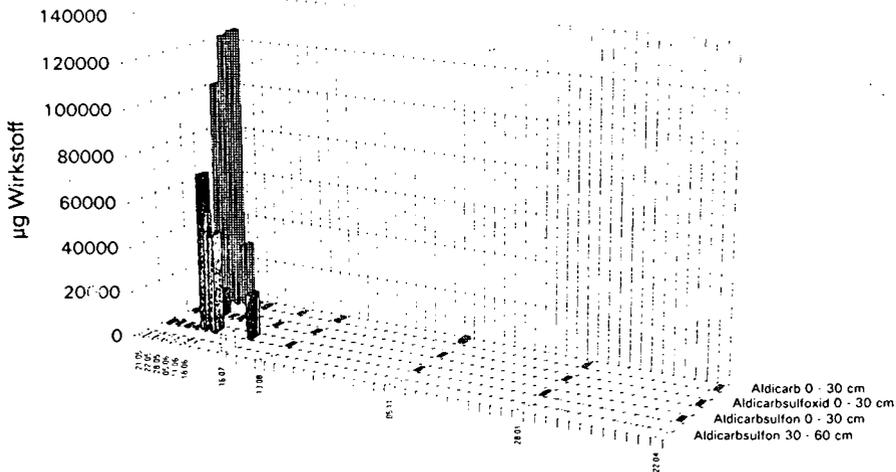


Abb. 3: Aldicarb-, Aldicarb-sulfoxid- und Aldicarb-sulfonmengen im Bodenprofil während des Versuchszeitraumes

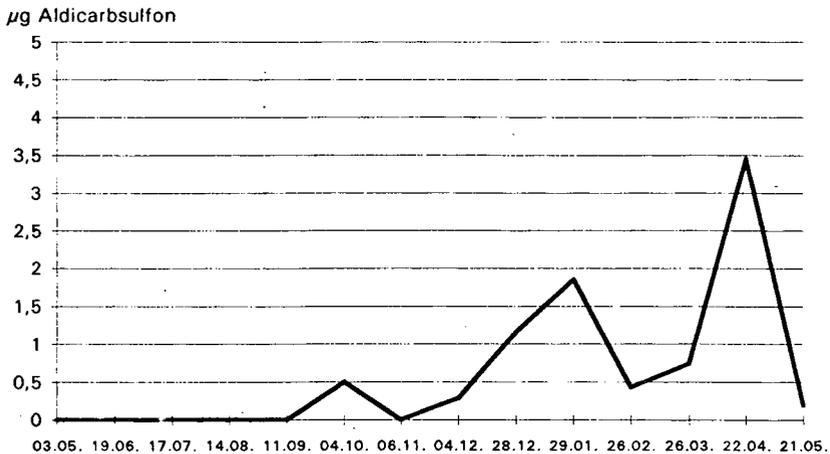


Abb. 4: Aldicarb-sulfon im oberflächennahem Grundwasser der Versuchsparzelle

Untersuchungen zur Belastung vergleichbarer Wald-, Wiesen und Ackerstandorte mit Chlororganika in der Muldenaue bei Bitterfeld

von

Borsdorf, H.¹, C. Opp² und J. Stach³

Einführung und Zielstellung

Das Gebiet im Einflußbereich des industriellen Komplexes Bitterfeld-Wolfen, eines der größten industriellen Ballungsräume der ehemaligen DDR, ist durch teilweise erhebliche Belastungen mit chlororganischen Verbindungen gekennzeichnet [1]. Eine Vielzahl von Kontaminationsquellen führte zu einer außerordentlich vielschichtigen und komplizierten Umweltbelastung. Die Muldenaue fungiert dabei als Sammelbecken bzw. Senke der sowohl im Bitterfeld-Wolfener Raum verursachten und eingetragenen Verbindungen als auch über das Einzugsgebiet der Mulde transportierter Stoffe. Da die meisten der bisher durchgeführten Untersuchungen in diesem Gebiet die differenzierten Boden- und Nutzungsbedingungen im Rahmen einer Bestandsaufnahme nicht berücksichtigten, war es Ziel dieser Arbeit, vergleichbare Böden unterschiedlicher Nutzung zu beproben. Zu diesem Zweck erfolgte 1991 die Bodenprobenentnahme in emittentennaher (Wolfen, ca. 1 km vom Hauptemittenten entfernt) und emittentenferner Situation (Rösa, ca. 12 km vom Hauptemittenten), an jeweils einem Wald-, Wiesen- und Ackerstandort, die nur wenige 10er Meter voneinander entfernt lagen.

Ergebnisse und Diskussion

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die ermittelten Konzentrationen ausgewählter chlororganischer Verbindungen: p,p'-DDE, p,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDT (DDX); α -, β - und γ -Hexachlorcyclohexan (HCH); polychlorierte Dibenzodioxine- und Furane (PCDD/PCDF).

1) Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Sektion Analytik; Permoserstraße 15; 04318 Leipzig

2) KAI e.V.; Punkenburgstraße 24; 04105 Leipzig

3) Bruker-Saxonia Analytik GmbH; Permoserstraße 15; 04318 Leipzig

Wolfen

Chlororganika

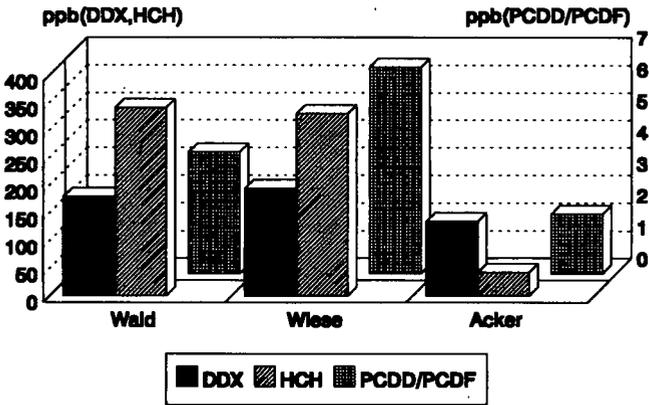


Abb.1: Oberbodenkonzentrationen (0-10cm) chlororganischer Verbindungen am emittentennahen Standort (Wolfen)

Rösa

Chlororganika

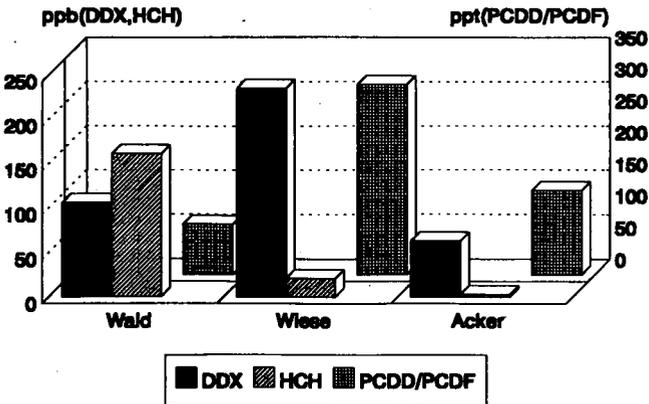


Abb.2: Oberbodenkonzentrationen (0-10cm) chlororganischer Verbindungen am emittententernen Standort (Rösa)

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß der emittentennahe Standort (siehe Abb.1) wesentlich höher mit Chlororganika belastet ist, als der emittentenferne (siehe Abb.2). An beiden Standorten zeigt sich eine Differenzierung der Bodenbelastung bezüglich der Nutzung. Die Konzentrationsunterschiede betragen oftmals mehrere 100%. Insbesondere die Diskrepanz der ermittelten Schadstoffgehalte der Wald- bzw. Wiesenstandorte einerseits und der Ackerstandorte andererseits ist erheblich. Die Ursachen für die geringeren Konzentrationen an den Ackerstandorten liegen zum einen in der Bodenbearbeitung. Die ständige Auflockerung und Umschichtung des Oberbodens führen zu einer verbesserten mikrobiellen bzw. photochemischen Abbaubarkeit organischer Verbindungen. Desweiteren resultiert aus der ständigen Bodenbearbeitung eine weniger aktive Humusmatrix [2]. Dies und der Umstand, daß die Ackerböden relativ sandreich und somit relativ sorptionsschwach sind, lassen eine geringere Immobilisierung organischer Substanzen erwarten. Dies kommt in den geringeren Oberbodenkonzentrationen und einer geringeren Konzentrationsabnahme an der Pfluggrenze zum Ausdruck [3]. Die Konzentrationsunterschiede zwischen Wald- und Wiesenstandorten sind nicht zuletzt auf die unterschiedlichen Korngrößenzusammensetzungen sowie Humusgehalte zurückzuführen. Die maximalen Konzentrationen organischer Verbindungen an den Waldstandorten resultieren aus dem hohen Gehalt sorptionsfähiger Bestandteile (Humus, Ton, Schluff), die eine verminderte Mobilität der Organika im Oberboden bewirken. Geringere Konzentrationen chlororganischer Verbindungen gegenüber den Wiesenstandorten sind einerseits darauf zurückzuführen, daß es beim depositionsbedingten Eintrag zu einer teilweisen Adsorption chlororganischer Verbindungen an Blättern bzw. Nadeln kommen kann. Andererseits ist zu beachten, daß die Extrahierbarkeit auf Grund des relativ hohen Anteils sorptionsfähiger Bodenbestandteile schlechter als an den Wiesenstandorten sein dürfte. Diese weisen in der Regel die höchsten Konzentrationen chlororganischer Verbindungen auf. Auf Grund der Variabilität der die Sorption steuernden Bodenmerkmale (z.B. Humusgehalt, Textur) zwischen den Wiesenstandorten zeigen diese, im Gegensatz zu Wald- und Ackerstandorten, unterschiedliche Konzentrationsverläufe mit zunehmender Beprobungstiefe.

Vergleicht man die Verteilung der Einzelkomponenten der untersuchten Verbindungsklassen, so sind auch hier Unterschiede zwischen den verschiedenen genutzten Böden erkennbar. Bei den untersuchten DDX-Verbindungen (vgl. S.1) dominiert an den Ackerstandorten sowie am Waldstandort Wolfen das p,p'-DDT deutlich, während an den Wiesenstandorten sowie dem Waldstandort Rösa ein ausgeglichenes Verhältnis der p,p'-DDX-Verbindungen vorliegt. Bei den HCH-Isomeren dominiert, abgesehen vom Waldstandort Wolfen (dieser weist einen relativ hohen Humusanteil auf), das β -HCH. Die Ursachen liegen darin, daß β -HCH gegenüber dem α - bzw. γ -HCH im Abbauverhalten beständiger ist [4] und eine schlechtere Wasserlöslichkeit aufweist. Auch in der Homologenverteilung der PCDD/PCDF zeigen sich hinsichtlich der Emittentennähe und der Bodennutzung beträchtliche Unterschiede [3].

Zusammenfassung

Die vorliegenden Untersuchungen haben gezeigt, daß unterschiedliche Nutzungsformen der Böden zu einer großen Schwankungsbreite der ermittelten Konzentrationen in einem räumlich eng begrenzten Gebiet führen können. Dabei weisen Wald- und Wiesenstandorte eine wesentlich höhere Belastung mit Chlororganika auf, als vergleichbare Ackerstandorte. Verantwortlich für die festgestellten Unterschiede dürften in erster Linie verschiedenartige Sorptions- und Desorptionsbedingungen der untersuchten Verbindungsklassen an den unterschiedlichen Standorten sein. Es hat sich gezeigt, daß eine Berücksichtigung dieser Zusammenhänge bei der Interpretation von Belastungswerten unerläßlich ist.

Literatur

- [1] Region Bitterfeld
in: Umweltbericht 1991 des Landes Sachsen-Anhalt
Min. Umwelt und Naturschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 1992
- [2] Schulten, H.R.; Hempfling, R.; Haider, K.; Gröblichhoff, F.F.; Lüdemann, H.-D.; Fründ, R.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 153(1990) 97f.
- [3] Borsdorf, H.; Opp, C.; Stach, J.
Publikation im Druck (Chem. Technik 1993)
- [4] Domsch, K.-H.
"Pestizide im Boden"
VCH-Verlagsgesellschaft Weinheim 1992

Einfluß Bodenchemischer Parameter auf die Denitrifikationsverluste einer Acker Catena im Kraichgau

VON

Braun, C. und W.R. Fischer

Einleitung

Bei intensiver Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Nutzflächen stellen sich durch hohen Stickstoffdüngeraufwand in den letzten Jahren zwei Hauptprobleme: Die Anreicherung von Nitrat im Sicker- und Grundwasser (ROHMANN & SONTHEIMER, 1985, BÖTTCHER et al., 1990) sowie die Emission von N_2 und N_2O durch Denitrifikations- und Nitrifikationsprozesse.

Neben den klimawirksamen Eigenschaften von N_2O , wie Erhöhung des Treibhauseffekts und Zerstörung der Ozonschicht, bewirkt die Denitrifikation auf landwirtschaftlich genutzten Flächen einen mitunter erheblichen Verlust an Stickstoff (0,001 - 0,61 kg pro ha und Tag) (RYDEN & DAWSON, 1982, von RHEINBABEN, 1990). Allgemein sind Stickstoffemissionen zu erwarten, sobald Stickstoff oxidiert oder reduziert wird. Dies findet besonders dann statt, wenn der Boden ausreichend umsetzbare Stickstoffverbindungen und leicht mineralisierbare organische Substanz enthält (KAPP et al., 1990). Prozesse, die NO , N_2O und N_2 in Böden produzieren und auch konsumieren, sind überwiegend mikrobiologischen Ursprungs und direkt oder indirekt gesteuert durch chemische und physikalische Faktoren, die den Gastransport im Boden kontrollieren (WILLIAMS et al., 1992). Die wesentlichsten Einflußfaktoren auf denitrifikationsbedingte Stickstoffverluste sind:

Temperatur, Wassergehalt, Bodenstruktur, Bodentyp, Bodenart, Nährstoffangebot und -verfügbarkeit, Vegetation, Gehalte an mikrobiell verfügbarem Kohlenstoff und physikalische Beeinflussung des Bodens (z.B. pflügen) (BAKKEN, 1988, WILLIAMS et al., 1992).

Unter Feldbedingungen wechseln einige dieser Faktoren ständig, so daß die Denitrifikationsverluste stark schwanken. Welche Einflußgrößen die Denitrifikationsverluste in situ zu welchem Zeitpunkt am stärksten beeinflussen, sollte durch häufige Messungen und mit Hilfe von multiplen Regressionsrechnungen herausgefunden werden.

Material und Methoden

Die Feldmessungen wurden auf einer einheitlich bewirtschafteten Acker-Catena, mit den für den Kraichgau charakteristischen Bodentypen Pararendzina = P (Oberhang) und Kolluvium = K (Senke) durchgeführt. Auf dieser Catena waren Langparzellen mit zwei Düngungsstufen (ungedüngt = u, betriebsüblich gedüngt = g) angelegt.

Es wurde auf dem Versuchsstandort in Gondelsheim eine Anlage mit vier Varianten (ungedüngt (0), betriebsübliche Düngung (c), Kolluvium (K), Pararendzina(P)) in sechsfacher Wiederholung installiert. Die Untersuchungen wurden in der betriebsüblichen Rotation durchgeführt, d. h. unter verschiedenen Kulturen (Winterweizen - 1991, Wintergerste - 1992), mit jeweils spezifischem Düngungsniveau.

Bodenchemische und biologische Begleituntersuchungen:

Kaltwasserlösliche Kohlenstoffverbindungen mit Lichterfelder Methode (nach BURFORD & BREMNER, 1975, SCHLICHTING & BLUME, 1966), Nitrat- und Ammoniumgehalte mit Calciumchlorid-Extraktion im Autoanalyzer (VDLUFA, 1991), Bodenatmung mit der Methode nach

¹(Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Abt. Bodenchemie (310) der Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart)

LUNDEGARDH (1927), grav. Wassergehalte und Bodentemperatur in 15 cm Tiefe. Die denitrifikationsbedingten Stickstoffverluste wurden mit der Acetylen - Inhibierungstechnik (AIT) bestimmt. Die Feldmeßanlage zur Quantifizierung der gasförmigen N-Verluste war der von BENCKISER et al. (1986) und RYDEN & DAWSON (1982) nachempfunden. Durch Edelstahlkästen mit einer Grundfläche von 500 cm² (Höhe = 10 cm), die nach unten offen und auf der Oberseite mit je einem An- bzw. Absaugstutzen versehen waren, wurde Luft (20 l · h⁻¹) hindurchgesaugt und anschließend über Molekularsiebfallen (100 g pro Patrone) geleitet. Das Molekularsieb hatte eine Porengröße von 0,5 nm.

Ergebnisse und Diskussion

Korrelationen für die N₂O - Emissionsraten und Denitrifikationsverluste wurden nach Bodentypen und Düngungsstufen getrennt gerechnet. 1990 war der Parameter Bodenfeuchtigkeit der dominierende Einflußfaktor auf die gasförmigen Stickstoffverluste (s. Tab. 1). Aufgrund der starken Sommertrockenheit dieses Jahres kann davon ausgegangen werden, daß das gebildete N₂O überwiegend aus Nitrifikationsprozessen stammte. N₂O - Verluste während Nitrifikationsvorgängen sind in der Literatur bereits mehrfach beschrieben worden (LINN & DORAN, 1984, KLEMEDTSSON et al., 1988, WILLIAMS et al., 1992). Nitrifikanten produzieren unter aeroben Bedingungen 1,4 - 16,5 mal mehr N₂O als Denitrifikanten (KLEMEDTSSON et al., 1988), und manche Bakterien sind in der Lage, O₂ und NO₃⁻ simultan als Elektronenakzeptoren zu verwenden (ROBERTSON & KUENEN, 1984).

1991 bestimmten vor allem die Gehalte an kaltwasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen die gasförmigen Stickstoffverluste, wie auch im Kolluvium im Jahre 1992 (s. Tab. 1). Das Bestimmtheitsmaß war jedoch sehr klein und läßt daher nur wenig zufriedenstellende Prognosen zu. PARSONS et al. (1991) führten das geringe r² auf die ungenügende Fähigkeit des Modells zurück, mit linearen Regressionen die hohe räumliche Variabilität der Denitrifikation zu erklären. Es ist aber offensichtlich, daß z. B. während der Sommermonate andere Parameter die Stickstoffemissionsraten beeinflussten und daher anders gewichtet werden müssen, als beispielsweise im Frühjahr. Es sind in diesem Falle weniger die räumlichen als die jahreszeitlichen Schwankungen als Ursache für das geringe Bestimmtheitsmaß zu sehen. Der Einfluß der Gehalte an kaltwasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen bestätigt die These, daß kaltwasserlösliche Kohlenstoffverbindungen ein Maß für mikrobiell verfügbaren Kohlenstoff darstellen (ROLSTON, 1986). Sie besitzen in den vorliegenden Untersuchungen aufgrund des kleinen r² eine geringe Erklärungskraft und können daher nur als schlechtes Maß dienen.

Auf den Flächen der Pararendzina konnten 1992 deutlich mehr Einflußfaktoren auf die Denitrifikations- und N₂O - Emissionsraten durch das multiple Regressionsmodell erklärt werden als für das Kolluvium. Vor allem aerobe Stoffwechselprozesse wie Bodenatmung (meist jedoch negativ korreliert) und Nitrifikation, was vor allem mit der besseren Dränfähigkeit der Pararendzina gegenüber dem Kolluvium zusammenhängt. Der Einfluß von NH₄⁺ deutet darauf hin, daß auch im Jahr 1992 die gasförmigen Stickstoffverluste überwiegend aus Nitrifikationsprozessen stammten und nicht auf Denitrifikationsverluste zurückzuführen sind. Jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, daß die Acetylenegasung des Bodens nicht optimal verlaufen ist und somit methodisch bedingte Fehler auftraten. Durch den Mittelwertvergleich der Daten konnte festgestellt werden, daß im Jahresverlauf die Konzentrationen an kaltwasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen im Kolluvium die zentrale Rolle in Be-

zug auf die N_2O - Emissionen und auch in Bezug auf die Denitrifikationsraten spielen. Doch scheint aufgrund des geringen Bestimmtheitsmaßes die Bestimmung des kaltwasserlöslichen Kohlenstoffs, als mikrobiell leicht verfügbare C - Quelle, nicht die geeignete Methode zu sein.

Tab. 1: Multiple Regressionen 1990 - 1992 (Mittelwerte)

N₂O - Emission	Varianten ¹⁾	r² (part.)		
		1990	1991	1992
Pararendzina (ungedüngt)	NO ₃ ⁻		0,280	
	CO ₂	(-) ²⁾ 0,090	(-) 0,086	(-) 0,460
	Feu	0,656		0,211
	NH ₄ ⁺			0,110
Kolluvium (ungedüngt)	Feu	0,584		
	NO ₃ ⁻		0,190	
	Ckwl			0,101
Pararendzina (gedüngt)	Ckwl		0,245	
	NO ₃ ⁻			0,131
	NH ₄ ⁺			0,112
	Feu	0,747		0,095
Kolluvium (gedüngt)	CO ₂			(-) 0,085
	Ckwl		0,170	0,230
	CO ₂	(-) 0,704		(-) 0,236
	Feu	0,107		
Denitrifikation				
Pararendzina (ungedüngt)	Ckwl		0,407	
	CO ₂			(-) 0,321
	NH ₄ ⁺			0,270
	Feu	0,663		0,168
Kolluvium (ungedüngt)	CO ₂		(-) 0,190	
	Ckwl			0,271
	Feu	0,701		
Pararendzina (gedüngt)	Ckwl		0,236	0,170
	CO ₂	(-) 0,085		0,266
	NO ₃ ⁻			0,073
	Feu	0,712		
Kolluvium (gedüngt)	Ckwl		0,182	0,121
	Feu	0,666		

1) Feu = grav. Wassergehalt, NO₃⁻ = Nitratgehalte, NH₄⁺ = Ammoniumgehalte,

CO₂ = Bodenatmung, Ckwl = Konzentration an kaltwasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen;

2) die mit (-) gekennzeichneten Bestimmtheitsmaße entsprechen negativen Korrelationskoeffizienten

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 183 von der Deutschen Forschungsgemeinschaft unterstützt. Wir danken Herrn Dr. Friedel für die kritische Durchsicht des Manuskripts und allen am Zustandekommen der Ergebnisse beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Abt. Bodenchemie des Instituts für Bodenkunde und Standortlehre.

Literatur

- BAKKEN, L.R. (1988): Denitrification under different cultivated plants: effects of soil moisture tension, nitrate concentration, and photosynthetic activity. *Biol. Fertil. Soils* **6**: 271-278
- BENCKISER, G., K. HAIDER and D. SAUERBECK (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an alfisol planted with sugar beets. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **149**: 249-261
- BÖTTCHER, J., O. STREBEL and W.H.M. DUYNISVELD (1990): Microbial denitrification in the groundwater of a sandy aquifer: kinetics and stream-tube model. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* **60**: 265-270
- BURFORD, J.R. & J.M. BREMNER (1975): Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* **7**: 389-394
- KAPP, M., J. SCHWARZ, G. BENCKISER, P. DANIEL, W. OPITZ von BOBERFELD and J.C.G. OTTOW (1990): Estimation of denitrification losses by the acetylene inhibition method from a ryegrass field (*Lolium perenne*) as effected by mineral fertilization or animal slurry. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* **60**: 239-244
- KLEMEDTSSON, L., B.H. SVENSSON and T. ROSSWALL (1988): Relationship between moisture content and nitrous oxide production during nitrification and denitrification. *Biol. Fertil. Soils* **6**: 106-111
- LINN, D.M. & J.W. DORAN (1984): Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **48**: 1267-1272
- LUNDEGARDH, H. (1927): *Der Kreislauf der Kohlensäure in der Natur*. Jena, S. 308 ff
- PARSONS, L.L., R.E. MURRAY and M.S. SMITH (1991): Soil Denitrification Dynamics: Spatial and Temporal Variations of Enzyme Activity, Populations, and Nitrogen Gas Loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**: 90-95
- RHEINBABEN, W.v. (1990): Nitrogen losses from agricultural soils through denitrification - a critical evaluation. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **153**: 157-166
- ROBERTSON, L.A. & J. G. KUENEN (1984): Anaerobic denitrification: A controversy revived. *Arch. Microbiol.* **139**: 351-354
- ROHMANN, U. & H. SONTHEIMER (1985): Nitrat im Grundwasser; Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut d. Universität Karlsruhe (TH): 48-73
- ROLSTON, D.E. (1986): Limitations of the Acetylene blockage technique for field measurement of denitrification. *Soil Sci. Soc. Am., SSSA Spec. Pub.* **18**: 93-101
- RYDEN, J.C. and K.P. DAWSON (1982): Effects of acetylene inhibiton technique for measurement of denitrification in grassland soils. *J. Sci. Food Agric.* **33**: 1197-1206
- SCHLICHTING, E., H.P. BLUME (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Parey-Verlag Hamburg, Berlin.
- VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (1991): *Methodenbuch Band I: Die Untersuchung von Böden*. Hoffmann, G. (Hrsg.), VDLUFA-Verlag Darmstadt, 4. Auflage, Kap. A 6.1.4.1
- WILLIAMS, E.J., G.L. HUTCHINSON and F.C. FEHSENFELD (1992): NO_x and N₂O Emissions from soil. *Global Biogeochemical Cycles* **6/4**: 351-388

Freilanduntersuchungen zur Adsorption und Verlagerung von Herbiziden (Methabenzthiazuron und Atrazin) und Simulation der Wirkstoffverlagerung mit dem Modell PELMO

Von

Denkler, M. und G.W. Brümmer

1 Einleitung

Die für Modellprognosen zur Berechnung des Abbaus, der Sorption und der Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln erforderlichen Parameter werden in der Regel in standardisierten Laborversuchen bestimmt. Dabei besteht die Gefahr, daß bestimmte Teilprozesse oder Einflußfaktoren, die das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln unter natürlichen Bedingungen entscheidend mitbeeinflussen, nur unzureichend oder gar nicht erfaßt werden. Mit Hilfe von Ergebnissen aus Freilanduntersuchungen sollen wesentliche Aspekte einer Herbizidtranslokation herausgestellt werden. Die Bedeutung dieser Erkenntnisse hinsichtlich einer Modellierung des Abbau- und Verlagerungsverhaltens wird am Beispiel des Simulationsmodells PELMO gezeigt.

2 Material und Methoden

Die Freilanduntersuchungen wurden auf dem Dikopshof, einem Versuchsgut der Universität Bonn, durchgeführt. Bei dem untersuchten Bodentyp handelt es sich um eine tonig-schluffige bis schluffig-lehmige Parabraunerde-Braunerde mit schwach alkalischer Bodenreaktion aus Löß über Rheinterrassenkies. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff beträgt in 0-30 cm Tiefe 1,25 % und sinkt bis in 60-90 cm Tiefe auf 0,29 % ab.

In allen Bodenproben wurden die Gesamtgehalte an Methabenzthiazuron (MBT) und Atrazin bestimmt. Beide Wirkstoffe sind seit Anfang der 70er Jahre regelmäßig auf den Flächen des Dikopshofes ausgebracht worden. Zusätzlich erfolgte bei ausgewählten Proben ein Nachweis der gelösten Wirkstofffraktion in Bodensättigungsextrakten.

Zur Simulation der MBT- und Atrazin-Verlagerung stand das Modell PELMO, eine vom Fraunhofer-Institut in Schmallenberg durchgeführte Weiterentwicklung des Modells PRZM von CARSEL et al. (1984), zur Verfügung.

3 Ergebnisse der Freilanduntersuchungen

3.1 Abnahme der Methabenzthiazuron-Gehalte mit der Zeit

In Abb. 1 ist die Abnahmefunktion von MBT dargestellt. Es ist zu erkennen, daß auf eine relativ schnelle Abnahme direkt nach der Spritzung eine Phase mit deutlich verringerten Abnahmeraten folgt, so daß Spuren an MBT noch über 8 Jahre nach der Applikation nachgewiesen werden können.

Die Beschreibung der MBT- (Abb. 1) und Atrazin-Abnahme mit der Zeit wurde mit zwei gekoppelten Exponentialfunktionen 1. Ordnung vorgenommen. Für beide Funktionsteile lassen sich Halbwertszeiten berechnen, die im Fall von Methabenzthiazuron 98 und 705 Tage und für Atrazin 39 und 825 Tage betragen. Eine Anpassung der Meßwerte mit einer zweiteiligen Funktion ist aus verschiedenen Gründen sinnvoll. Kurz nach der Applikation hat sich noch kein vollständiges Gleichgewicht zwischen dem adsorbierten und in der Bodenlösung befindlichen Wirkstoff-Anteil eingestellt. Bedingt durch die höheren Lösungsgehalte können Abbau- und Verlagerungsprozesse in größerem Umfang stattfinden als nach einer erst im Zeitverlauf erfolgenden Gleichgewichtseinstellung. Hinzu kommt, daß bei höheren Pflanzenschutzmittel-(PSM)- Gehalten aufgrund einer möglichen Absättigung der Austauschplätze größere Anteile

* Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

in der Bodenlösung vorliegen. Die anhaftende Aktivsubstanz ist außerdem zunächst nur mit einer geringen Intensität gebunden, so daß eine Desorption vollständig und ohne Hysterese ablaufen kann. Mit zunehmender Verweildauer im Boden wird der Wirkstoff jedoch vermehrt in stabilere Bindungsformen überführt, so daß Desorptionsprozesse nur noch deutlich verzögert und unvollständig stattfinden. Die Folge ist eine Verringerung der in der Bodenlösung befindlichen und für einen Abbau, eine Verlagerung und eine Aufnahme durch Pflanzen verfügbaren PSM-Anteile.

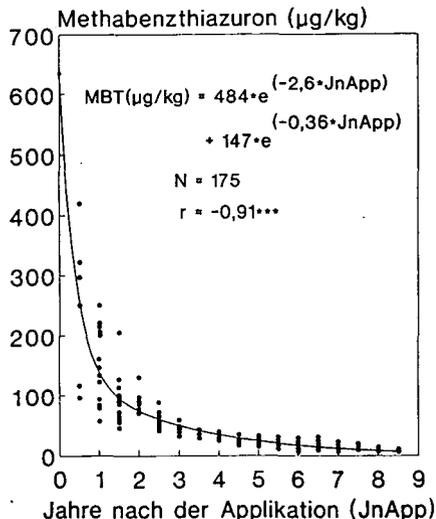


Abb. 1: Methabenzthiazuron (MBT)-Gehalte (Tiefe 0-30 cm) in den Böden des Dikopshofes in Abhängigkeit von der Zeit, die seit der letzten Applikation vergangen ist.

3.2 Ad- und Desorptionsverhalten von Methabenzthiazuron und Atrazin

Das Ad- und Desorptionsverhalten von PSM-Wirkstoffen wird von verschiedenen Parametern beeinflusst. In Tab. 1 sind die mittleren für MBT und Atrazin berechneten K_D -Werte von Labor- (KLIMSA und BRÜMMER, 1993) und Freilanduntersuchungen dargestellt.

Tab. 1: Mittlere K_D -Werte von Methabenzthiazuron (MBT) und Atrazin von Labor- und Freilanduntersuchungen

Wirkstoff	Laborversuch	Freilandversuch					
		Zeit nach der Applikation					
		2 Wo.	6 Mo.	1 J.	2 J.	2,5 J.	3 J.
MBT	19,2	18,9	88,4	111			251
Atrazin	1,7				9,5	11,1	17,8

Wo. = Wochen, Mo. = Monate, J. = Jahr bzw. Jahre

Für den Wirkstoff MBT zeigt sich, daß die Adsorptionskonstante der Laboruntersuchungen nahezu identisch ist mit dem K_D -Wert der Rückstände des Feldexperimentes 2 Wochen nach der Spritzung. Mit fortschreitender Alterung des Wirkstoffs im Boden ist eine deutliche Erhöhung der K_D -Werte feststellbar, die sich in ähnlicher Weise auch für Atrazin ergibt. Aufgrund der sich durch Abbau- und Verlagerungsvorgänge vermindernenden Gesamtgehälter

sowie einer zunehmenden Bindungsstärke und einer verzögerten Desorption (s.o.) kommt es mit zunehmender Verweildauer des Wirkstoffs im Boden zu ansteigenden K_D -Werten.

3.3 Makroporenfluß

Das Verlagerungsverhalten von Methabenzthiazuron weist beträchtliche Unterschiede in Abhängigkeit vom Ausbringungszeitpunkt (Frühjahrs- und Herbstapplikation) auf. Während nach einer Herbizidbehandlung im Frühjahr keine Wirkstofftranslokation unterhalb der Beprobungstiefe 0-5 cm beobachtet werden konnte, fand nach einer Herbstspritzung eine deutliche Verlagerung der Aktivsubstanz in den Unterboden statt (Abb. 2 und 3). In den beiden Parallelparzellen ist es zur Ausbildung eines Verlagerungspeaks gekommen, der sich in der Parzelle 1 in 30-60 cm Tiefe befindet, und in der Parzelle 2 sogar bis in 60-90 cm vorgedrungen ist. Ein Verlagerungsprofil in dieser Form ist typisch für eine Translokation in Makroporen. Makroporen ermöglichen v.a. in Phasen höherer Bodenfeuchte nach dem Einsetzen eines Niederschlagsereignisses einen schnellen Transport in tiefere Bodenschichten, ohne daß Adsorptionsprozesse eine wesentliche Rolle spielen. Da höhere Bodenfeuchte und Sickerwasserbildung vor allem im Winter auftreten, können PSM nach einer Herbstapplikation mit direkt anschließenden stärkeren Niederschlägen einer wesentlich stärkeren Verlagerung ausgesetzt sein als nach einer Ausbringung im Frühjahr.

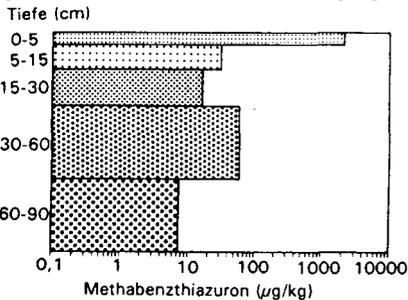


Abb. 2: Verteilung von Methabenzthiazuron (MBT) in den Böden des Dikopshofes für verschiedene Bodentiefen vier Monate nach einer Herbstapplikation (Parzelle 1)

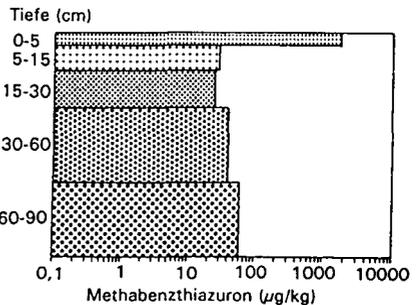


Abb. 3: Verteilung von Methabenzthiazuron (MBT) in den Böden des Dikopshofes für verschiedene Bodentiefen vier Monate nach einer Herbstapplikation (Parzelle 2)

4 Modellierung der Wirkstoffverlagerung

Ein Vergleich der in Abb. 4 dargestellten gemessenen und simulierten Atrazin-Gesamtgehalte in drei Beprobungstiefen ein halbes Jahr nach der Spritzung eines atrazinhaltigen Pflanzenschutzmittels zeigt eine gute Übereinstimmung in allen Tiefen. Als Zeit für eine 50 %-ige Wirkstoffabnahme wurde die Halbwertszeit des ersten Astes der Atrazin-Abnahmefunktion (39 Tage) zugrundegelegt. Die Charakterisierung der Atrazin-Adsorption erfolgte unter Verwendung der für die jeweiligen Beprobungstiefen berechneten mittleren K_D -Werte. Diese Eingabedaten führten jedoch nur dann zu einer guten Anpassung der Meßwerte, wenn zwischen dem Applikations- und Simulationszeitpunkt nur eine relativ kurze Zeitspanne vergangen war. Für eine mittel- und langfristige Modellierung des Verlagerungsverhaltens war es hingegen notwendig sowohl mit zunehmender Verweildauer im Boden ansteigende Halbwertszeiten als auch mit fortschreitender Zeit ansteigende Adsorptionskonstanten zu berücksichtigen.

Für MBT konnte unter der Prämisse mit der Zeit ansteigender Halbwertszeiten und K_D -Werte ebenfalls eine gute Prognose des Abbau- und Verlagerungsverhaltens erzielt werden, wenn die Wirkstoff-Applikation im Frühjahr erfolgt war. Eine Anpassung war jedoch nur unzureichend möglich, wenn es sich um eine Spritzung im Herbst handelte und eine durch Makroporenfluß bedingte starke Verlagerung des Wirkstoffs über den Winter beobachtet

wurde (Abb. 5). Unter Zugrundelegung einer Halbwertszeit von 98 Tagen und im Feldversuch ermittelter Adsorptionskonstanten zeigt die prognostizierte Verlagerungsfunktion von oben nach unten im Profil abnehmende MBT-Gehalte, die stark von den Meßwerten abweichen.

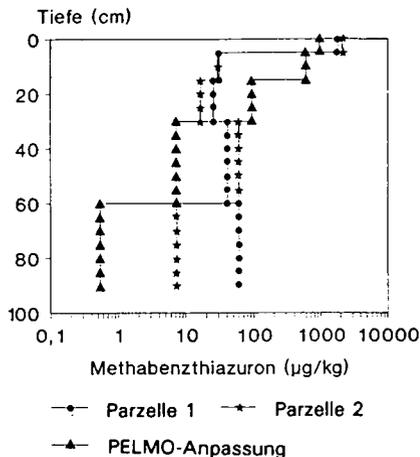
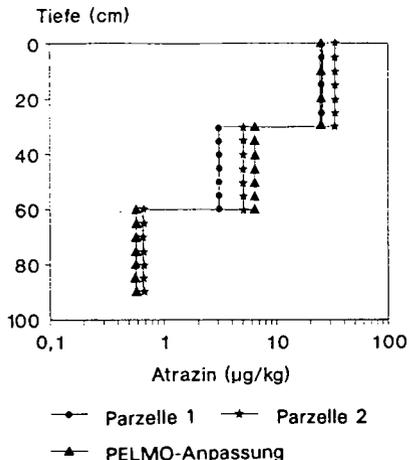


Abb. 4: Gemessene (Parzellen 1 und 2) und simulierte (PELMO) Tiefenverteilungen von Atrazin sechs Monate nach der Applikation (Erläuterung im Text)

Abb. 5: Gemessene (Parzellen 1 und 2) und simulierte (PELMO) Tiefenverteilungen von Methabenzthiazuron vier Monate nach der Applikation (Erläuterung im Text)

5 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die Abnahme der herbiziden Wirkstoffe Methabenzthiazuron (MBT) und Atrazin in Ackerböden aus Löß mit der Zeit ließ sich mit zwei gekoppelten Exponentialfunktionen 1. Ordnung beschreiben. Da anzunehmen ist, daß diese Abnahmekinetik auch für andere Pflanzenschutzmittel gilt, sollte in Modellen zur Simulation des Wirkstoffabbaus die Möglichkeit der Eingabe von mit der Zeit ansteigenden Halbwertszeiten vorgesehen werden. Eine korrekte Modellierung der PSM-Bindung in Böden ist durch die Eingabe eines konstanten, im Labor durch Batch-Versuche ermittelten Adsorptionswertes nur für einen Zeitraum kurz nach der Applikation möglich. Da unter Freilandbedingungen mit zunehmender Zeit und abnehmenden Gesamtgehalten ein starker Anstieg der Adsorptionskonstanten stattfindet, muß für die Modellierung von mittel- und langfristigen Prognosen auch eine Zunahme der Adsorptionskonstanten - für MBT und Atrazin um das 10- bis 15-fache - vorgesehen werden. Insbesondere nach Herbstapplikationen kann es - abhängig vom Feuchtegehalt des Bodens während und den Niederschlägen nach der Applikation - zu einer schnellen PSM-Verlagerung durch Makroporenfluß kommen. Dies wurde für MBT nachgewiesen. Die durch Makroporenfluß bedingte Tiefenverteilung kann durch das Modell PELMO nur unzureichend angepaßt werden.

6 Literatur

CARSEL, R.F., C.N.SMITH, L.A.MULKEY, L.D. DEAN UND P. JOWISE (1984): User's Manual for the Pesticide Root Zone Model (PRZM): Release 1. U.S. Environmental Protection Agency, Athens, Georgia.
 KLIMSA, K. und G.W. BRÜMMER. (1993): Abschlußbericht eines Forschungsvorhabens des MURL, NRW; im Druck

Schwermetallverteilung als Indikator für Schichtwechsel in Böden des ostbayerischen Grundgebirges und seiner Randgebiete

Von

Eiberweiser, M. und J. Völkel

I. Einleitung

Umfangreiche geomorphologische und bodenkundliche Untersuchungen im Bereich des südostbayerischen Grundgebirges und seiner Randgebiete (Lößgebiete des Dungsau) zeigen, daß - wie für andere deutsche Mittelgebirge bereits ausführlich beschrieben - periglaziale Deckschichten das Ausgangssubstrat der Bodenentwicklung bilden (EIBERWEISER 1991, TRIDL 1991, VÖLKELE 1991, 1992, 1993a, b, c). Periglaziale Prozesse bedingten einen teils stark variierenden bodenmineralogischen und bodenchemischen Charakter der einzelnen Schichtglieder. Die im Gelände postulierten Schichtwechsel, welche in erster Linie durch Texturunterschiede, Dichteunterschiede sowie durch Art, Menge und Lagerung der Skelettanteile augenfällig sind, können insbesondere durch die Kombination mineralogischer und bodenchemischer Methoden verifiziert und Regelmäßigkeiten mit Indikatorfunktion herausgearbeitet werden (VÖLKELE 1993b, c). In diesem Beitrag soll gezeigt werden, in welchem Maß die Spurenelementanalyse mittels Naßaufschluß als Indikator für Schicht- beziehungsweise Materialwechsel verwendet werden kann.

II. Methodik

Es wird je ein repräsentatives Bodenprofil aus den naturräumlichen Landschaftseinheiten des Vorderen Bayerischen Waldes (Profil Dattinger Berg 7144-2) und des Südostbayerischen Tertiärhügellandes (Profil Hagelstadter Forst 7039-6) vorgestellt. Die bodenkundliche Profilsprache folgt den Richtlinien der AG BODENKUNDE 1992. - Zur Erfassung der Schwermetall-Gesamtgehalte des Feinbodens wird als Standardaufschluß das Naßaufschlußverfahren mit der Säurenkombination von $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ (vgl. ZEILEN & BRÜMMER 1989) angewendet. Dazu werden 2 g Feinerde mit 15 ml konz. HNO_3 (65%-ig) und 5 ml HClO_4 (70-72%) versetzt und in einer Kjelhdahl-Aufschlußapparatur der Fa. Gerhardt (KTL 20) 1 h bei 80° C, 1 h bei 120° C und 6 - 8 h bei 160° C behandelt. Der annähernd trockene Rückstand mit weißlich-grauem Aussehen wird mit 10 ml 5 M HNO_3 und 20 ml aqua dest. aufgenommen, in 100 ml PP-Kolben überführt und mit aqua dest. sowie 0,5 ml CsCl-LaCl-Pufferlösung nach SCHINKEL bis zur Eichmarke aufgefüllt. Die Bestimmung der Elemente Co, Cu, Cr, Ni, Pb und Zn erfolgt an einem Flammen-AAS PU9178X. Weitere Analysen mittels Naßaufschlußverfahren mit anderen Säuren/-kombinationen und Messung an ICP-AES und ICP-MS (Geol. LA München) sowie Röntgenfluoreszenzanalysen (Mineralogisches Institut der Universität Bonn) ergänzen die hier angewandte Standardmethode und sollen die Vergleichbarkeit der Aufschluß- beziehungsweise Meßmethoden darstellen.

III. Ergebnisse

a) Bodenbildung auf homogenem Substrat

Die Lößgebiete der Regensburg-Straubinger Senke und des östlichen Tertiärhügellandes sind als Vergleichsstandorte besonders geeignet, da sich hier im Vergleich zu Mittelgebirgsstandorten die Böden auf einem homogenen Substrat entwickelten. Für diese Lößstandorte typisch sind Parabraunerden, welche in der Regel frei von Stauwasserdynamik in Form von Pseudovergleyung sind. Als repräsentatives Profil wird das Parabraunerde-Profil Hagelstadter Forst I (NILLER 1993) vorgestellt.

* Universität Regensburg, LSt. f. Physische Geographie, D-93040 Regensburg

Lage: Hagelstadter Forst R: 4514650 H: 5418425
 Klima: Übergang ozeanisch/kontinental geprägtes Klima Niederschlag: ca. 650 mm/a
 Jahresmitteltemp: 8 - 9°C Relief: Mittelhang Höhe: 390 m ü. NN Expo.: SW Inkl.: 2°
 Bestand: Buchen (15 - 60 Jahre), am Rande eines frischen Schlages, kaum Unterwuchs
 Substrat: Würmlöß Bodentyp: Parabraunerde FAO: Luvisol
 Humusform: mullartiger Moder

Probe	Horizont	Tiefe	Sand	Schluff	Ton	pH CaCl2	% C	KAK eff. mval	% Al dlith	% Fe dlith	% Mn dlith	% Al ox	% Fe ox	% Mn ox
'6/1	Ah	0-5	5,1	77,9	17,0	3,2	2,7	6,93	0,20	0,89	0,07	0,12	0,45	0,06
'6/2	Al	5-10	4,4	76,9	18,7	3,4	1	5,85	0,26	0,82	0,03	0,13	0,46	0,03
'6/3	Al	10-20	4,2	77,4	18,4	3,5	0,6	5,63	0,28	0,87	0,05	0,14	0,44	0,05
'6/4	AIBt	25-30	2,4	66,3	31,3	3,9	0,4	9,66	0,33	1,09	0,04	0,13	0,38	0,04
'6/5	Bt	45-50	2,5	51,3	46,2	4,4	0,2	23,08	0,34	1,40	0,06	0,14	0,31	0,04
'6/6	Bt	60-65	1,2	57,4	41,4	6,1	0,3	27,67	0,22	1,21	0,05	0,11	0,20	0,04
'6/7	ICcv	70-75	4,3	74,4	21,3	7,6	n.b.	29,15	0,10	0,87	0,02	0,06	0,10	0,02

Tab. 1: Bodenanalytische Kennwerte Profil Hagelstadter Forst (7039-6)

Horizont	Tiefe(cm)	Pb	Zn	Ni	Co	Cu	Cr
Ah	0-5	34	45	24	10	10	32
Al	5-10	25	36	10	9	9	37
Al	15-20	23	39	11	12	10	30
AIBt	25-35	25	62	32	13	20	40
Bt	45-50	27	83	49	14	27	47
Bt	60-65	26	77	68	11	29	45
ICcv	70-75	21	46	25	6	18	25

Tab. 2: Elementverteilung Profil 7039-6 (in ppm); HNO₃/HClO₄-Aufschluß

Hinsichtlich der Tiefenverteilung der Spurenelemente (siehe Tab. 2) bedingt die Lessivierungsdynamik Anreicherungen in den Bt-Horizonten. Cu-, Cr-, Ni- und Zn-Anreicherungen treten deutlich in Erscheinung. Die Tiefenverteilung von Co und Pb deuten lediglich eine äußerst schwache Verlagerung von Al-Horizonten zu Bt-Horizonten an. Die Schwermetalltiefenverteilung zeigt eine enge Beziehung zur Ton- und Fe_{dlith}-Verteilung (siehe Tab. 1). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch SCHELLMANN & RADTKE (1993) bei Analysen von Parabraunerden auf Würmlöß des niederbayerischen Dungsau. Lößstandorte mit höheren Gebietsniederschlägen finden sich im Lallinger Winkel östlich von Deggendorf. Hier weisen die Spurenelementgehalte mit zunehmender hydromorpher Dynamik markante Varianzen in den stauwasserbeeinflussten Sw- beziehungsweise Sd-Horizonten auf.

b) Bodenbildung auf geschichtetem Substrat

Bodentypologisch charakteristisch für die weitgestreckten, flächenhaft dominierenden Hanglagen des Bayerischen Waldes ist das Auftreten von mittelgründigen, basenarmen Braunerden auf periglazialen Deckschichten. Vorwiegend reliefbedingt prägen hydromorphe beziehungsweise podsolierte Böden nur untergeordnet das Bodenmosaik. Die aus einem Profillfundus von über 250 Einzelprofilen für den Bayerischen Wald erarbeiteten Kriterien zur Ansprache und Gliederung der Deckschichten werden zusammenfassend in VÖLKEL (1993 b) dargestellt. Das Profil Dattinger

Berg (7144-2) wird als ein repräsentatives Deckschichtenprofil des Vorderen Bayerischen Waldes vorgestellt.

Lage: Dattinger Berg, SW-Hang R: 4580730 H: 5415540
 Klima: Übergang ozeanisch/kontinental geprägtes Klima Niederschlag: ca. 1300 mm/a
 Jahresmitteltemperatur: 5°C Relief: HUE Höhe: 795 m ü. NN Expo.: SW Inkl.: 3°
 Bestand: Fichten-Tannen-Buchen-Hochwald mit Heidelbeerunterwuchs
 Substrat: Perlgneis Bodentyp: Braunerde FAO: Cambisol
 Humusform: feinhumusarmer Moder

Probe	Horizont	Tiefe	Sand	Schluff	Ton	pH CaCl2	% C	KAK eff. mval	% Al dith	% Fe dith	% Mn dith	% Al ox	% Fe ox
'2/1	AhBv	4-20	45,9	34,3	19,8	3,7	20,4	7,27	0,88	1,17	0,03	0,71	1,25
'2/2	Bv	20-50	50,2	27,0	22,8	4,2	13,8	3,79	1,19	1,11	0,05	1,16	1,65
'2/3	II Bv	50-85	56,2	26,2	18,6	4,3	0,6	2,71	1,25	0,70	0,02	1,05	0,71
'2/4	III ICv	85-140	74,0	20,2	5,8	4,3	0,4	2,06	0,44	0,38	0,02	0,53	0,23
'2/5	IV mCv1	140-170	74,8	20,4	4,8	4,4	0,4	1,59	0,30	0,46	0,04	0,38	0,18
'2/6	IV mCv2	140-170	76,1	20,0	3,8	4,2	0,2	3,80	0,16	0,41	0,01	0,14	0,08

Tab. 3: Bodenanalytische Kennwerte Profil Dattinger Berg (7144-2)

Schicht	Horizont	Tiefe(cm)	Pb	Zn	Ni	Co	Cu	Cr
Hauptlage	AhBv	4-20	45,1	50,0	21,2	4,1	25,8	38,3
	Bv	20-50	15,5	59,2	24,6	5,9	25,1	45,5
Mittellage	II Bv	50-85	18,6	82,5	45,2	10,5	50,2	69,9
Basislage	IIICv	85-140	15,8	84,1	66,5	13,4	72,6	64,3
Zerfall	IVICv1	140-170	17,7	114,9	96,2	20,5	79,0	68,6
Zersatz	IVICv2	140-170	15,6	97,8	70,8	11,3	57,5	42,2

Tab. 4: Elementverteilung (in ppm) Profil 7144-2, HNO₃/HClO₄-Aufschluß

Die Verteilung der Spurenelemente verdeutlicht eine Zunahme der Elementgehalte von Zn, Ni, Co, Cu und Cr mit der Tiefe (siehe Tab. 4). Wie in allen Deckschichtenprofilen des Bayerischen Waldes ist Pb im Rahmen stratigraphischer Differenzierung im Schichtprofil ein Durchläufer. Lediglich in den Oberbodenhorizonten und in den organischen Auflagen (hier nicht berücksichtigt) lassen sich - teils erhebliche - anthropogene Anreicherungen feststellen. Die Bedeutung des Lößeintrages für die Interpretation der Spurenelementverteilung im Schichtprofil wird unten erläutert. Solifluktive Überprägung und vor allem (i. d. R. Lokal-)Lößbeeinflussung unterschiedlicher Intensität bedingen einen zunehmenden Verdünnungseffekt in Haupt- und Mittellage. In stärker verwitterten Bereichen der Zerfallzone (IV ICv2) sinken die Konzentrationen rasch ab. Die sprunghafte Erhöhung der Gehalte fällt überwiegend mit Schichtgrenzen zusammen. Spätglaziale und/oder holozäne pedogenetische Prozesse haben lediglich einen geringfügigen Einfluss und sind für die Interpretation der Tiefenfunktion von untergeordneter Bedeutung.

IV. Fazit

In Deckschichtenprofilen des Bayerischen Waldes treten an den Schichtgrenzen teils markante Sprünge im Spurenelementgehalt auf. Dabei zeichnet sich in der Regel eine positive Tiefenverteilung ab, indem die Gehalte von der Hauptlage über die Mittellage zur Basislage sprunghaft zunehmen (vgl. HINDEL & FLEIGE 1990). Große Bedeutung kommt dem Löß zu

(Verdünnungseffekt), der in erheblichen Mengen in die oberen Schichtglieder eingetragen wurde, wie insbesondere mineralogische Untersuchungen belegen (VÖLKEL 1993b, c). Die Korngrößenanalyse, die RFA des Feinbodens, RDA der Ton- und Schlufffraktionen sowie Schwermineralanalysen belegen nachdrücklich Materialinhomogenitäten zwischen den Schichtgliedern, wobei sich schichtspezifische Regelmäßigkeiten herausarbeiten lassen (VÖLKEL 1993b: 65ff). Ferner werden die Geländebefunde auch im Falle schwer zu identifizierender Schichtglieder wie zweigeteilter Mittellagen von der Analytik bestätigt und damit als operationalisierbare Merkmale verifiziert.

Bereits die Untersuchungen zur Spurenelementverteilung in Böden auf homogenen Substraten zeigen, daß mit zunehmender Komplexität der pedogenen Prozesse die Generalisierungsfähigkeit von Aussagen über zu erwartende Spurenelementgehalte einzelner Standorte stark abnimmt. Für Mittelgebirgsstandorte, wo sich die Böden in periglazialen Deckschichten entwickelten, lassen sich unseren Ergebnissen zufolge zumeist keine generalisierungsfähigen Aussagen erarbeiten. Die Ursachen sind in den Materialinhomogenitäten zu suchen, welche einerseits bedingt sind von den verschiedenartigen periglazialen Prozessen mit entsprechenden Gehaltsdifferenzen zwischen den Schichtgliedern, ferner aber auch auf erhebliche stoffliche Inhomogenitäten der anstehenden Gesteine zurückzuführen sind. Unterschiedliche Gneisvarietäten, kleinräumige Granit- oder Amphibolithintrusionen u.d.m. kennzeichnen die Petrographie der Mittelgebirgslandschaft des Bayerischen Waldes und gehen mit nicht quantifizierbaren Veränderungen im geogenen Spurenelementgehalt des Mineralbodens einher.

Letztendlich können nur detaillierte gebietsspezifische Kenntnisse hinsichtlich des Aufbaus und der Eigenschaften der Deckschichten einerseits und der jeweiligen Bodentypen andererseits zu einer genetischen und ökologischen Beurteilung der Verteilung von Spurenelementen in Böden ganzer Landschaftseinheiten führen. In diesem Zusammenhang bleibt die elementare Frage nach der tatsächlichen ökologischen Verfügbarkeit unberücksichtigt. Ergebnisse zur Erfassung ökologisch relevanter Anteile (Extraktion mit 1 M NH_4NO_3 bzw. 0,025 M NH_4EDTA) liegen z. T. bereits vor. Bis zu ihrer Absicherung bleibt ihre Darstellung zukünftigen Arbeiten vorbehalten.

Literatur:

- EIBERWEISER, M. (1991): Untersuchung zum Aufbau, zur Gliederung, Genese und Verbreitung periglazialer Deckschichten sowie deren Bedeutung für die Pedogenese im Raum Lallinger Winkel (Vorderer Bayerischer Wald).- Diplomarbeit am Inst. f. Geographie Univ. Regensburg, 151 S. HINDEL, R. & H. FLEIGE (1990): Geogene Schwermetallgehalte in Böden der BRD. - VDI-Berichte 837: 53-74. NILLER, H.-P. (1993): Tonmineralogische und bodenchemische Untersuchungen zum Versauerungsgrad von Löß-Parabraunerden ausgewählter Waldstandorte südlich von Regensburg. - Diplomarbeit am Inst. f. Geographie Univ. Regensburg, 144 S. RUPPERT, H. (1987): Naurliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden-Bayerns. - BGLA-Fachgericht 2, 95 S. SCHELLMANN, G. u. U. RADTKE(1993):Bodenbildung und Schwermetallverteilung im Würmlöß des Niederbayerischen Dungsau. - in: RADTKE, U.(Hrsg.): Schwermetalle - Untersuchungen zur Schwermetallverteilung und -dynamik in rezenten Böden, Paläoböden, Flußsedimenten, Mooren und Kinderspielflächen - Düsseldorfer Geogr. Schr. 31. TRIDL, R. (1991): Untersuchungen zum Aufbau, zur Verbreitung, Differenzierung und Genese periglazialer Deckschichten sowie deren Bedeutung für die Bodenentwicklung im östlichen Teil des Naabgebirges (Oberpfalz). - Diplomarbeit am Inst. f. Geographie Univ. Regensburg, 112 S. VÖLKEL, J. (1991): Bodentypen und -genese auf jungpleistozänen Deckschichten im Bayerischen Wald. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 66/II: 877-880. VÖLKEL, J. (1992): Deckschichten und Bodenentwicklung im Bayerischen Wald. Erste Ergebnisse im Rahmen radioökologischer Untersuchungen. - Bonner Geogr. Abh. 85: 130-148. VÖLKEL, J. (1993a): Periglacial overlying strata in the Bavarian Forest - Methods of their stratigraphic division and questions about their ecological significance. - Z. Geomorph. N. F. , Suppl. 93: 113-125. VÖLKEL, J. (1993b): Periglaziale Deckschichten und Böden im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten als geogene Grundlagen landschaftsökologischer Forschung im Bereich naturnaher Waldstandorte. - Habilitationsschrift Univ. Regensburg, Bd. 1 u. 2., 243 S. VÖLKEL, J. (1993c): Spektren silikatischer Minerale der Tonfraktion als Indikatoren der Lößbeeinflussung der Böden im Mittelgebirgsraum. - Berliner Geogr. Arb. 48: 287-302. VÖLKEL, J., M. EIBERWEISER, A. MAHR & H.P. NILLER (1992): Bodenkundlich-sedimentologische Labormethoden im Rahmen der Arbeitsgruppe "Landschaftsökologische Forschung im Bayerischen Wald und seinen Randgebieten". I. Pechochemische Analysen, II. Mineralogische Analysen. - Geogr. Inst. Univ. Regensburg, 32. S. ZEIEN, H. & G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 59/II: 505 - 510.

Kontinuierliche Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden

VON

FIEDLER, S.

1. Einleitung

Redoxpotentiale in Böden beeinflussen unter anderem: die Verfügbarkeit und die Mobilität von Nährstoffen (PONNAMPERUMA et al. 1966; BOHN et al. 1985; PATRICK and JUGSUJINDA 1992), die Mobilität von potentiell toxischen Schwermetallen (HERMS 1982) und die Freisetzung umweltwirksamer Spurengase (Wang et al. 1993). In-situ-Messungen des Redoxpotentials sind oft mit Problemen behaftet und erfordern eine technisch aufwendige Meßanordnung, die durch die erforderliche hohe Eingangsimpedanz bedingt wird (FLESSA 1991). Bisher wurden Redoxpotentialmessungen im Freiland entweder einmalig oder aber als periodische Messung in relativ großen Zeitabständen (wöchentlich, 14-tägig) zur näheren Charakterisierung von Böden durchgeführt (FAULKNER and PATRICK 1992; MANSFELDT 1993). Da das Redoxpotential unter allen Bodenparametern am deutlichsten auf status-quo-Änderungen reagiert; ist eine Interpretation dieser Einzelmessungen nur eingeschränkt möglich. Erst eine langfristige Erfassung des Redoxpotentials in hoher zeitlicher Auflösung läßt wirklich fundierte Aussagen zu.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet: Siggen (Allgäu), kühl - feuchtes Klima (1400mm Niederschlag, mittl. Jahrestemperatur 6,5°C)

2.2 Böden: in unterschiedlich grundwasserbeeinflussten Bereichen

HANG - Humusreicher Oxigley (A_{h1}- A_{h2}- G_{or}- G_o- G_{ro}- G_{or}) = Übergangszone intensiver Grünlandnutzung und extensiv genutzter Streuwiese)

SENKE - Humusreicher Naßgley (nH- A_h- G_{(o)r}- G_{or}- G_{ro}- II G_{ro}) = Zone maximalen Nährstoffaustrages)

2.3 Kontinuierliche Messungen:

Redoxpotential- mit Hilfe einer entwickelten automatischen Meßanlage werden Redoxpotentiale in beiden Profilen in jeweils sechs Horizonten mit drei Parallelen in stündlichem Intervall erfaßt

klimatische Parameter- stündliche Erfassung von Luft- und Bodentemperatur, Luftfeuchte und Niederschlag

Grundwasserstand- wöchentlich, ab April 1993 stündlich

3. Ergebnisse und Diskussion

Mit Hilfe der entwickelten Anlage wird erstmalig eine kontinuierliche Erfassung des Redoxpotentials im Gelände in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung möglich.

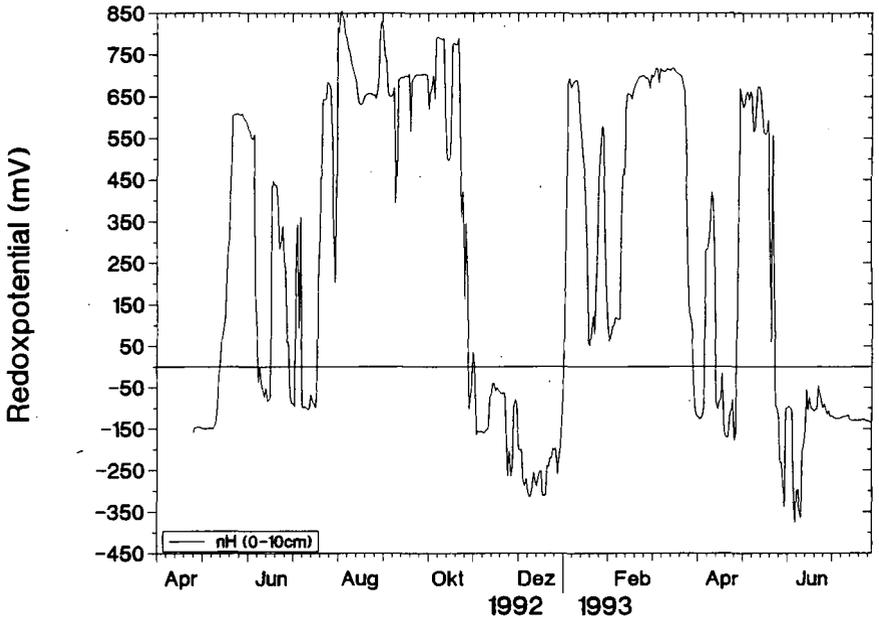


Abb. 1: Eh- Verlauf im nH- Horizont des Humusreichen Naßgley

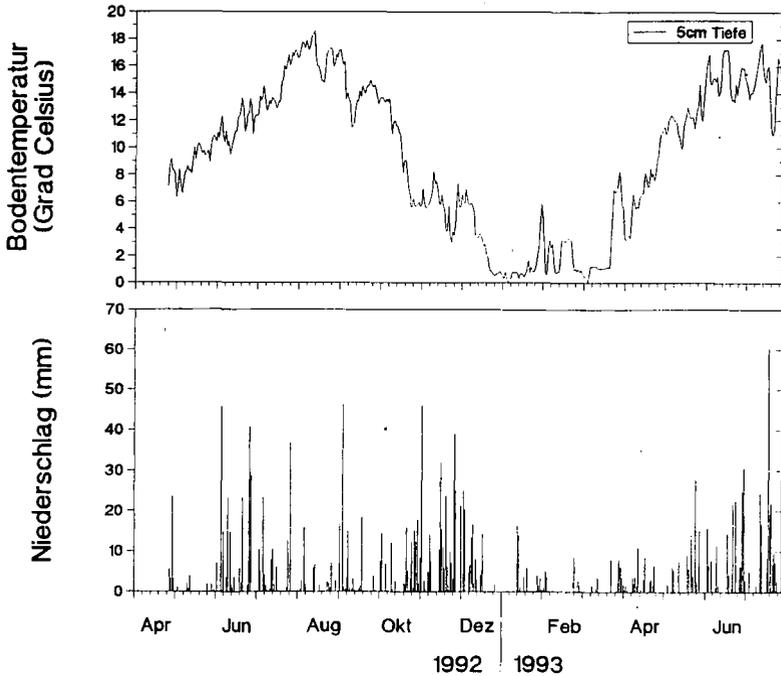


Abb. 2: Bodentemperatur [10cm] u. Niederschlagsmenge [mm]; Siggen

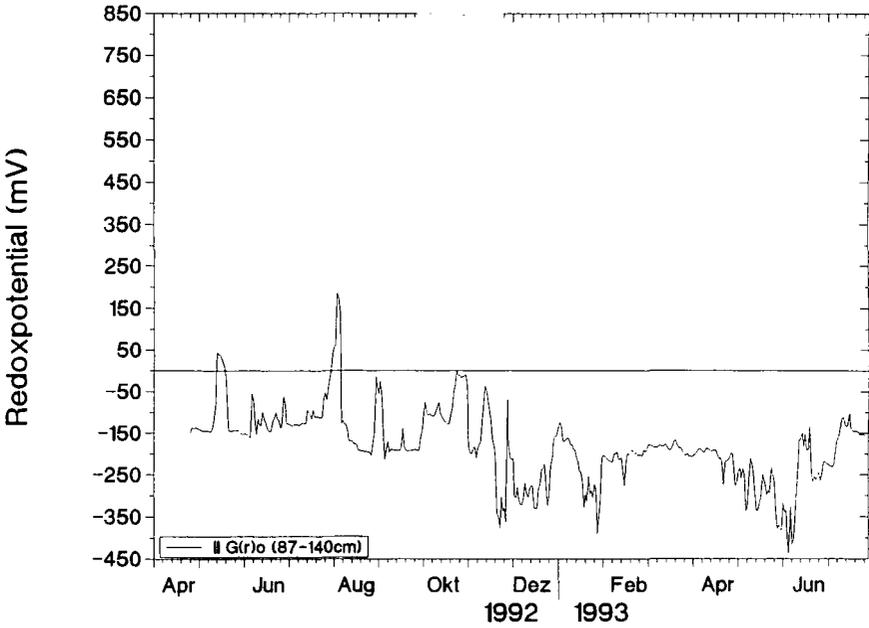


Abb. 3: Eh- Verlauf im IIG(r)o- Horizont des Humusreichen Naßgley

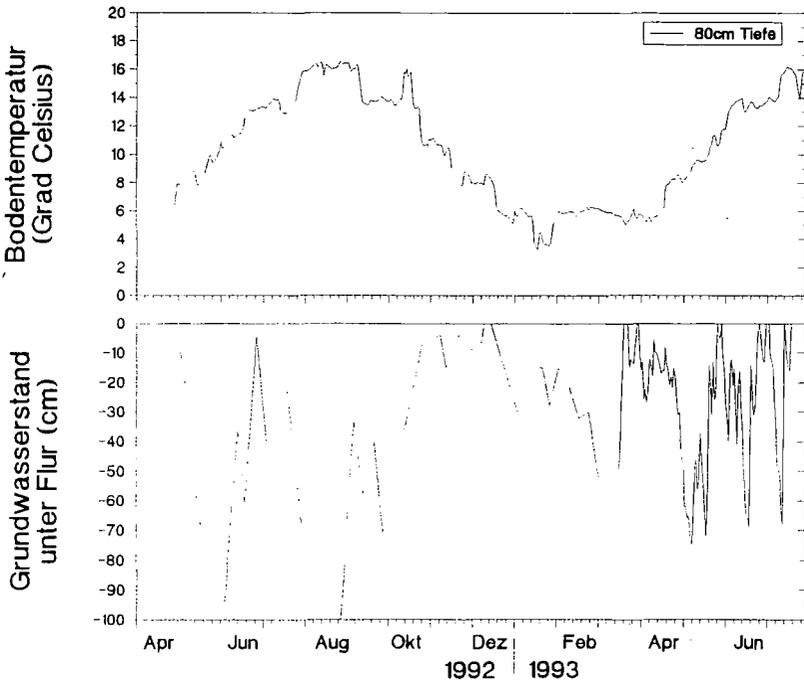


Abb. 4: Bodentemperatur [80cm] u. Grundwasserstand u.Fl. [cm]; Sigen

Anhand der registrierten Werte kann konstatiert werden, daß das Redoxpotential wesentlich stärkeren Schwankungen unterliegt, als bisher nachgewiesen werden konnte.

Abbildung 1 und 3 zeigen als Beispiel jahreszeitliche Verläufe der Redoxpotentiale im Humusreichen Naßgley. Beide Leitprofilen zeigen einen tendenziell ähnlich Verlauf. Aufgrund der höheren Wassersättigung sind die Redoxpotentiale im Naßgley um durchschnittlich 100 mV niedriger als im Oxigley.

Im Tiefenverlauf nehmen sowohl Frequenz als auch Amplitude des Redoxpotentials ab (vgl. Abb. 1 mit 3).

Bis zu einer Tiefe von 40 cm sind die Witterungsfaktoren Temperatur und Niederschlag potentialbestimmend. Über die zusätzliche Beeinflussung der mikrobiellen Aktivität kommt es im Oberboden zu extremen Potentialschwankungen. Damit verbunden kann ein häufiger Wechsel zwischen oxidierenden und reduzierenden Verhältnissen registriert werden (vgl. Abb. 1 mit 3).

Im Unterboden ab einer Tiefe von 70 cm herrschen negative Redoxpotentiale vor (-50 bis -400 mV). Potentialschwankungen ab dieser Tiefe sind vorwiegend auf Änderungen des Grundwasserstandes zurückzuführen (s. Abb. 3 u. 4).

4. Ausblick

Zusätzlich zu den Freilandmessungen wurde eine Laboranlage konzipiert, mit deren Hilfe charakteristische Redoxverläufe reproduziert werden sollen. Parallel dazu wird Phosphat, pH und Fe^{2+} bei jeweiligem Redoxpotential im on-line-Verfahren ermittelt. Anhand dieser Simulation sollen kritische Kenngrößen für einen Nährstoff-Austrag bestimmt werden. Weiterhin wird an der Klärung des Zusammenhangs zwischen dem Redoxpotential und der N-Dynamik einerseits und der Freisetzung klimawirksamer Spurengase (insb. Methan) andererseits gearbeitet.

Literatur

- BOHN, H.L., B.L. McNEAL, G.A. O'CONNOR (1985): Soil chemistry. Wiley- Interscience Publ.
- FAULKNER, S.P., W.H. PATRICK, Jr. (1992): Redoxprocesses and diagnostic wetland, soil indicators in Bottomland Hardwood Forests. Soil. Sci. Am. J. (56): 856-865
- FLESSA, H. (1991): Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln, Diss., Techn. Univ. München/Weihenstephan
- HERMS, U. (1982): Untersuchungen zur Schwermetalllöslichkeit in kontaminierten Böden und kompostierten Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und Stoffbestand. Diss., Univ. Kiel
- MANSFELDT, T. (1993): Redoxpotentialmessungen mit dauerhaft installierten Platinelektroden in einer Kalkmarsch. Z. Pflanzern. Bodenkd. (156): 287-292
- PATRICK, W.H., A. JUGSUJINDA (1992): Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soil. Soil Sci. Soc. Am. J. (56): 1071-1073
- PONNAMPERUMA, F.N., E. MARTINEZ, T. LOY (1966): Influence of redox potential and partial pressure of carbon dioxide on values and the suspension effect of flooded soils. Soil Sci. (101): 421-431
- WANG, Z.P., R.D. DeLAUNE, P.H. MASSCHELEYN, W.H. PATRICK, Jr. (1993): Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. Soil Sci. Soc. Am. J. (57): 382-385

Schwermetallbindung durch Goethit: Adsorption, Diffusion und Festlegung verschiedener Schwermetalle

VON

Fischer, L. und G.K. Brümmer

1. Zielsetzung

Goethite stellen wichtige Adsorbenten für Schwermetalle in Böden dar. Die Reaktion zwischen Schwermetallen und Goethit vollzieht sich in drei Teilschritten. Wie Untersuchungen mit Ni^{2+} , Zn^{2+} und Cd^{2+} zeigen, folgt nach einer schnellen Adsorption auf der Oberfläche eine langsame, über mehrere Wochen ablaufende Diffusion in die Goethitkristalle hinein, die zu einer Festlegung der Schwermetalle führt (Gerth, 1985; Brümmer et al., 1988). Ziel der Untersuchungen ist es, die Diffusionswege der Schwermetalle in die Goethitkristalle aufzuzeigen. Dabei soll vor allem die Bedeutung der an Domänengrenzen (Grenzbereiche zwischen Kristalliten) vorhandenen Poren für die Diffusion überprüft werden. Außerdem soll das Ausmaß der Diffusion bei verschiedenen Schwermetallen unterschiedlicher Ionengröße und Hydrolyseigenschaften erfaßt werden.

2. Material und Methoden

Es wurden Untersuchungen mit zwei synthetischen Goethiten durchgeführt. Goe-73 (spez. Oberfläche 73,4 m^2/g) setzt sich aus zahlreichen Domänen unterschiedlicher Länge zusammen, so daß die Kristallenden stufenförmig ausgebildet sind. Zwischen den Domänen befinden sich Poren. Goe-35 (spez. Oberfläche 34,9 m^2/g) wurde aus Goe-73 durch eine zusätzliche hydrothermale Behandlung bei 150°C hergestellt. Obwohl die Größe der Kristalle dadurch kaum verändert wurde, verringerte sich die spezifische Oberfläche deutlich. Dieser Rückgang ist durch eine Verschmelzung der Domänen durch die hydrothermale Behandlung bedingt. Goe-35 setzt sich nur noch aus wenigen Domänen und entsprechend verringerten Porenanteilen zusammen.

Mit Goe-73 wurden Adsorptionsversuche im Batch-Verfahren mit den Schwermetallen Pb^{2+} , Cd^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} und Cr^{3+} durchgeführt (Schwermetall-Konz.: 1 $\mu mol/dm^3$; Goethit-Konz.: 2 g/dm^3 ; Reaktionstemperatur: 21°C; Begleitelektrolyt: 0,01 M $Ca(NO_3)_2$). Die Versuche erfolgten bei unterschiedlichen pH-Werten (2-8) und Reaktionszeiten (2 h, 24 h, 3 d, 7 d, 4 w, 8 w). Mit dem hydrothermal behandelten Goe-35 wurden in gleicher Weise Adsorptionsversuche mit Cu^{2+} für Reaktionszeiten von 2 h und 4 w durchgeführt. Außerdem wurden beide Goethite nach 4-wöchiger Cu^{2+} -Adsorption zur Fraktionierung des gebundenen Cu^{2+} zweimal mit 0,7 M HNO_3 (15 min und 24 h) extrahiert und anschließend mit 0,1 M Ascorbinsäure plus 0,2 M Ammoniumoxalat vollständig aufgelöst.

3. Adsorption und Diffusion verschiedener Schwermetalle in Abhängigkeit von der Reaktionszeit

Abb. 1 zeigt die pH-abhängige Adsorption von Pb^{2+} , Cd^{2+} und Cu^{2+} durch Goe-73 bei unterschiedlichen Reaktionszeiten. Die Adsorption der Schwermetalle erfolgt aufgrund der unterschiedlichen Neigung zur Hydroxo-Komplexbildung innerhalb verschiedener pH-Bereiche. Mit zunehmender Reaktionszeit steigen die bei konstantem pH-Wert adsorbierten Anteile der drei Schwermetalle infolge einer Diffusion in die Goethitpartikel deutlich an. Dies führt zu einer Verschiebung der Adsorptionskurven auf der x-Achse in Richtung tieferer pH-Werte. Dabei

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

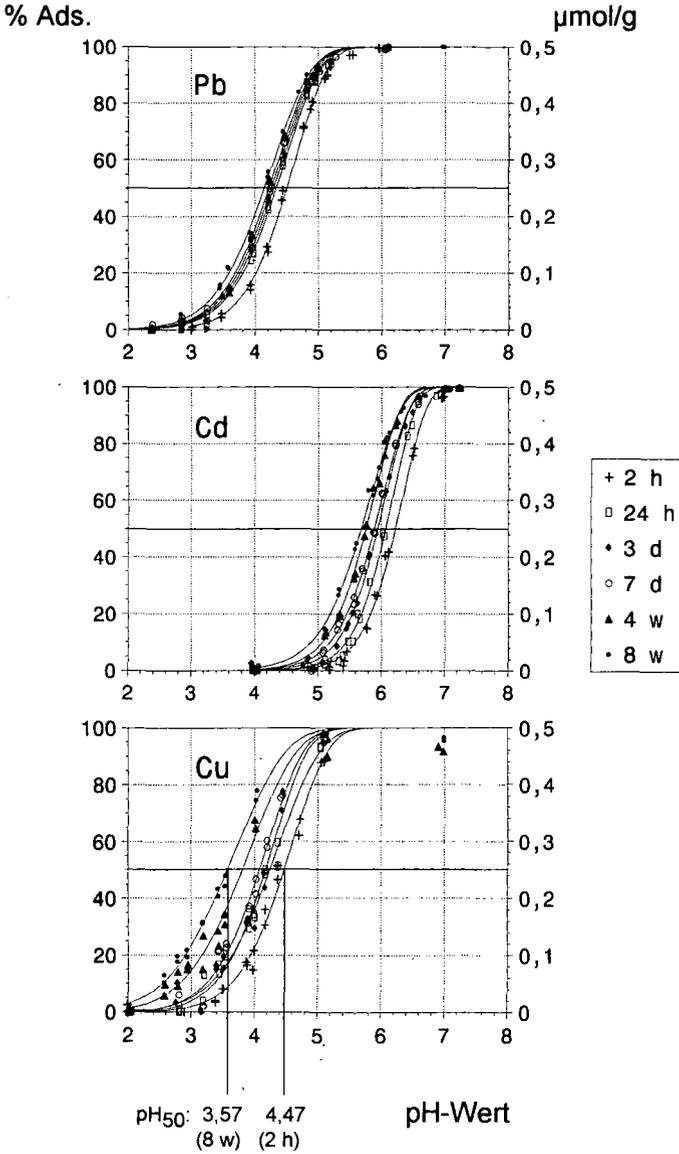


Abb. 1: Pb-, Cd-, und Cu-Adsorption durch Goethit (73 m²/g) in Abhängigkeit vom pH-Wert bei unterschiedlichen Reaktionszeiten (Schwermetall-Konz.: 1 μmol/dm³; Goethit-Konz.: 2 g/dm³; Reaktionstemperatur: 21°C; Begleitelektrolyt: 0,01 M Ca(NO₃)₂)

bestehen zwischen den Metallen aufgrund des unterschiedlichen Diffusionsverhaltens deutliche Unterschiede.

Die pH-Werte, bei denen 50 % der zugesetzten Schwermetallmenge adsorbiert sind (pH_{50} -Werte), verschieben sich mit zunehmenden Reaktionszeiten von 2 h bis 8 w zu niedrigeren pH-Werten hin. Damit stellen die Differenzen der pH_{50} -Werte (ΔpH_{50}) ein relatives Maß für die Schwermetalldiffusion dar. Diese betragen für Pb^{2+} 0,35, für Cd^{2+} 0,54 und für Cu^{2+} 0,90 pH-Einheiten. Vergleicht man diese Werte mit den Ionenradien der Metalle (Pb^{2+} 119 pm, Cd^{2+} 95 pm, Cu^{2+} 73 pm), so zeigt sich, daß das Ausmaß der Diffusion mit zunehmendem Ionenradius abnimmt. Dieser Befund läßt darauf schließen, daß Schwermetalle mit großem Ionenradius möglicherweise nur in geringem Umfang in die Poren des Goethites diffundieren können. In Tab.1 sind die Ionenradien und ΔpH_{50} -Werte für Pb^{2+} , Cd^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} und Cr^{3+} aufgeführt. Co^{2+} und Zn^{2+} haben nahezu den gleichen Ionenradius wie Cu^{2+} und besitzen anhand der ΔpH_{50} -Werte auch ein ähnliches Diffusionsverhalten. Obwohl der Ionenradius von Mn^{2+} mit 83 pm deutlich größer ist, diffundieren Mn^{2+} -Ionen in gleichem Umfang in die Goethitkristalle wie Co^{2+} -, Zn^{2+} - und Cu^{2+} -Ionen. Besonders auffällig ist jedoch, daß die Diffusion von Ni^{2+} und Cr^{3+} wesentlich geringer ist als die von Co^{2+} , Zn^{2+} und Cu^{2+} , obwohl beide Metalle mit 69 pm und 63 pm einen kleineren Ionenradius aufweisen.

Element	Ionenradius (pm)	pH_{50} (2 h)	pH_{50} (8 w)	ΔpH_{50}
Pb^{2+}	119	4,50	4,15	0,35
Cd^{2+}	95	6,22	5,68	0,54
Mn^{2+}	83	6,56	5,61	0,95
Co^{2+}	75	5,98	5,05	0,93
Zn^{2+}	74	5,57	4,74	0,83
Cu^{2+}	73	4,47	3,57	0,90
Ni^{2+}	69	6,06	5,56	0,50
Cr^{3+}	62	3,71	3,23	0,48

Tab. 1: Ionenradien verschiedener Schwermetalle, pH_{50} -Werte (pH-Werte bei denen 50 % der zugesetzten Schwermetalle adsorbiert werden) und Differenzen der pH_{50} -Werte (ΔpH_{50}) für Reaktionszeiten von 2 h und 8 w bei der Schwermetalladsorption durch Goethit (73 m^2/g)

Diese Ergebnisse zeigen, daß neben dem Ionenradius auch andere Eigenschaften der Metalle einen ganz wesentlichen Einfluß auf das Diffusionsverhalten von Schwermetallen haben müssen. Dabei könnte insbesondere die Bindungsstärke der Metalle auf der Goethitoberfläche von Bedeutung sein. Werden Schwermetalle an Bindungspositionen der Oberfläche sehr stark gebunden (wie z.B. Cr^{3+}), ist die Aktivierungsenergie für die Diffusion hoch, so daß das Ausmaß der Diffusion auch bei Metallen mit kleinem Ionenradius relativ gering sein kann.

4. Fraktionierung adsorbierter Schwermetalle durch sequentielle Extraktion

Die Differenzen der pH_{50} -Werte (2 h und 4 w) für die Cu^{2+} -Adsorption weisen bei beiden Goethiten deutliche Unterschiede auf; sie betragen bei Goe-73 0,75 pH-Einheiten, bei Goe-35 dagegen nur 0,21 pH-Einheiten. Die nach der 4-wöchigen Adsorption durchgeführten Extraktionen (Abb. 2) zeigen für beide Goethite ebenfalls deutliche Unterschiede. Durch die 15-minütige Behandlung mit 0,7 M HNO_3 , mit der vor allem die auf der Oberfläche adsorbierten Anteile erfaßt werden, sind bei Goe-73 nur ca. 25 %, bei Goe-35 jedoch ca. 75 % der insgesamt gebundenen Cu^{2+} -Mengen extrahierbar. Die in die Goethitpartikel diffundierten Cu^{2+} -Anteile sind wesentlich stärker gebunden und werden erst durch eine 24-stündige Behandlung mit 0,7 M HNO_3 (Goe-73: ca. 10 %; Goe-35 ca. 15 %) bzw. durch vollständige Auflösung der Goethite

(Goe-73: ca. 65 %; Goe-35 ca. 10 %) freigesetzt. Bei Goe-73 hat demnach eine deutlich stärkere Diffusion von Cu^{2+} in das Kristallinnere stattgefunden als bei Goe-35. Dies kann auf den wesentlich höheren Porenanteil von Goe-73 gegenüber Goe-35 bei sonst gleichen Kristalldimensionen zurückgeführt werden.

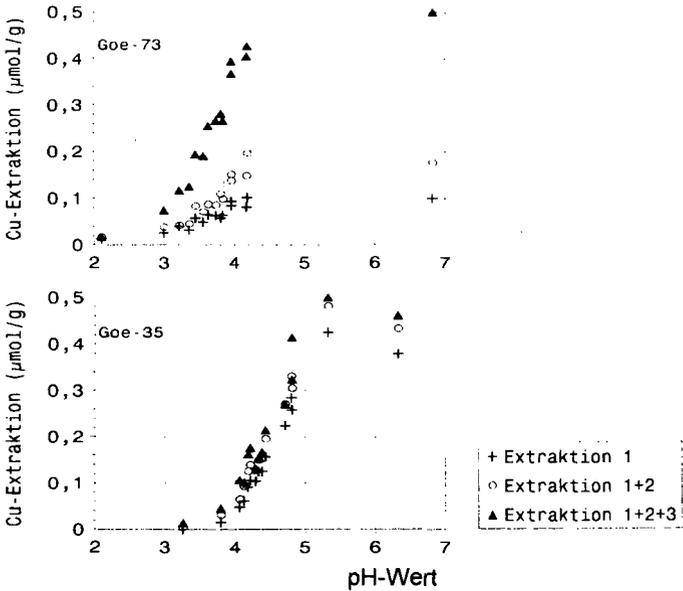


Abb. 2: Sequentielle Extraktion des nach 4-wöchiger Reaktionszeit durch Goe-73 (oben) und Goe-35 (unten) adsorbierten Kupfers (Extraktion 1: 15 min 0,7 M HNO_3 ; Extraktion 2: 24 h 0,7 M HNO_3 ; Extraktion 3: vollständige Auflösung mit 0,1 M Ascorbinsäure plus 0,2 M Ammoniumoxalat)

5. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Zur Erfassung der Adsorption und Diffusion von Schwermetallionen wurden Untersuchungen mit zwei leistenförmigen Goethiten gleicher Kristallgröße, jedoch unterschiedlichen Domänen- und Porenanteilen (spez. Oberfläche 73 und 35 m^2/g) durchgeführt. Dabei wurden zur Einstellung von Gleichgewichten Versuchszeiten von 2 h, 24 h, 3 d, 7 d, 4 w und 8 w gewählt. Anschließend erfolgte eine sequentielle Extraktion der gebundenen Schwermetallanteile. Die Ergebnisse zeigen, daß die an den Domänengrenzen der Goethite vorliegenden Poren die entscheidenden Diffusionswege für Schwermetallionen darstellen.

Das Ausmaß der Diffusion in die Goethitkristalle steigt bei Pb^{2+} , Cd^{2+} , Co^{2+} , Zn^{2+} und Cu^{2+} in der Tendenz mit abnehmendem Ionenradius an. Abweichungen von dieser Beziehung zeigen sich bei Mn^{2+} mit vergleichsweise erhöhter Diffusion sowie vor allem bei Ni^{2+} und Cr^{3+} mit verringerter Diffusion. Damit wird das Ausmaß der Diffusion ganz wesentlich durch weitere Eigenschaften der Metalle gesteuert, wobei insbesondere die Bindungsstärke der Metalle auf der Goethitoberfläche von Bedeutung sein könnte.

6. Literatur

BRÜMMER, G. W., J. GERTH und K. G. TILLER (1988): Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *J. Soil Sci.* **39**, 37-52.

GERTH, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedenen Bodenkomponenten. Diss. Univ. Kiel.

Veränderung der Ladung organischer und anorganischer Bodenpartikel durch Schwermetallkomplexierung

Von
Fischer, W.R.

Seit langer Zeit ist bekannt, daß adsorbierte Schwermetall-Kationen die Flockungseigenschaften von Tonen und organischen Kolloiden verändern können. Die Adsorption solcher Kationen sollte sich daher u.a. in einer Veränderung der Oberflächenladung der Kolloidteilchen äußern. Diese Oberflächenladung von Bodenpartikeln der Tonfraktion sei dabei definiert als diejenige Ladung, die durch außen angelagerte (adsorbierte) Gegenionen kompensiert wird. Bei den organischen Substanzen und Schichtsilicaten von Böden sind dies in der Regel negative Ladungen, die entsprechend durch sorbierte Kationen ausgeglichen werden. Das Vorhandensein und die Polarität dieser Ladungen können mittels des elektrokinetischen Effekts detektiert werden. Dieses Verfahren, das meist im Bereich der technischen Herstellung von Kolloidstoffen eingesetzt wird, wurde z.B. von Weis et al. (1989) zur Bestimmung der Schwermetall-Komplexierung von Wasserhuminstoffen angewendet.

Methodik

Das Prinzip der Messung, die in wäßriger Suspension durchgeführt wird, ist in Abb. 1 wiedergegeben. Hier sind in die Wand des Probengefäßes aus Teflon Gold-Elektroden (schwarze Balken) eingebaut, an denen vorbei durch einen auf und ab bewegten Kolben eine Strömung erzeugt wird. Die Wolke der hydratisierten Gegenionen (STERN-Schicht) wird je nach der Strömungsrichtung von den adsorbierten Teilchen weggedrückt, so daß an den Elektroden ein mit der Kolbenbewegung periodisch variierendes Potential abgegriffen werden kann. Das

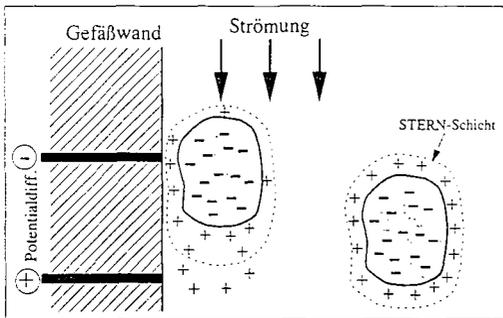


Abbildung 1: Schema der Entstehung eines elektrokinetischen Potentials eines adsorbierten, negativ geladenen Teilchens (links); dieses Potential kann an den beiden Elektroden (schwarze Balken) abgegriffen werden.

* Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Vorzeichen dieses Potentials hängt von der Teilchenladung ab, seine Größe kann jedoch nicht direkt interpretiert werden, da sie zusätzlich von weiteren Parametern (Teilchensorption, el. Leitfähigkeit u.a.) beeinflusst wird.

Die aktuelle Teilchenladung wird daher durch Titration mit einem Polyelektrolyten (bei negativen Teilchenladungen einem Polykation) bis zu einem Potential von 0 V bestimmt, da dieser sehr fest gebunden wird und dann die Hydratation der sorbierten Ionen bzw. die Bildung einer STERN-Schicht zu vernachlässigen ist. Für die Untersuchungen wurde eine handelsübliche polykationische Substanz ["DADMAC" = Poly-(diallyl-dimethyl-ammoniumchlorid)] in 10^{-4} -molarer wässriger Lösung verwendet.

Zwei typische Titrationskurven zeigt Abb. 2. Die Kurven sind im allgemeinen gut reproduzierbar, bei Übertitration treten jedoch oft Störungen (Zacken) auf, die möglicherweise durch unregelmäßige Mehrschichtenadsorption verursacht werden. Als günstige Stoffkonzentrationen haben sich bei dem verwendeten Gerät (PCD 20, Fa. Mütek) 10 - 40 mg in 10 ml erwiesen; die Titrationsgeschwindigkeit sollte etwa 10 neq/min nicht wesentlich übersteigen.

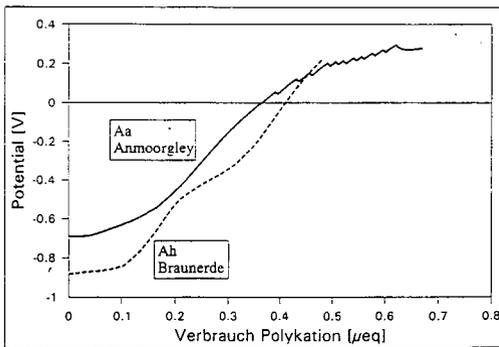


Abbildung 2: Titrationskurven (elektrokinetisches Potential gegen Verbrauch an Polykation) der Tonfraktion eines humusarmen (Braunerde) und eines humusreichen (Anmoorgley) Oberbodens

Ergebnisse

Die Adsorption von Schwermetallkationen verringert die Ablösbarkeit der STERN-Schicht und erniedrigt damit das gemessene elektrokinetische Potential. Dies ist in Abb. 3 für die Cu-Bindung an Partikeln eines wässrigen Weißtorf-Extraktes dargestellt. Bis auf den Anfangsbereich der Kurve bei sehr geringen Schwermetallzugaben lassen sich alle Meßpunkte sehr gut mit Hilfe einer LANGMUIR-Isotherme anpassen. Diese Isotherme nähert sich asymptotisch einem Potential nahe Null, eine Umladung der Partikel konnte aber in keinem Fall beobachtet werden. Die für verschiedene Kationen ermittelten LANGMUIR-Bindungskonstanten [$\text{dm}^3 \cdot \text{mmol}^{-1}$] differenzieren zwischen dem locker gebundenen K (5.0), den zweiwertigen Kationen Ca (13), Zn und Cu (14), Cd (15) und dem besonders fest gebundenen Pb (32).

Die durch DADMAC-Titration bestimmte Oberflächenladung der Partikel wird ebenfalls durch die Sorption von Schwermetallen verringert. Wie Abb. 4 zeigt, wirken sich Pb-Zugaben besonders bei kleinen Konzentrationen stark aus. Bei dieser Darstellungsart ist jedoch zu berücksichtigen, daß ein Teil des zugegebenen Bleis im Gleichgewicht wohl nicht an der Oberfläche gebunden und somit wirkungslos ist. Daher wurden in entsprechenden Versuchsansätzen gleichzeitig Pb-Sorptionskurven nach üblichem Schema erstellt, so daß der Verlust an Oberflächenladung als Funktion des sorbierten Pb berechnet werden konnte (Abb. 5).

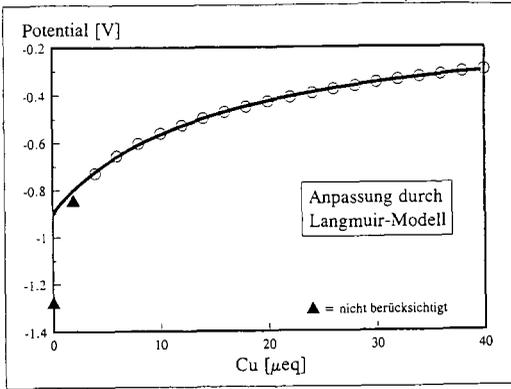


Abbildung 3: Elektrokinetisches Potential eines Weißtorf-Extraktes als Funktion der Cu-Zugabe. Die durchgezogene Linie stellt die den Meßpunkten angepaßte LANGMUIR-Isotherme dar.

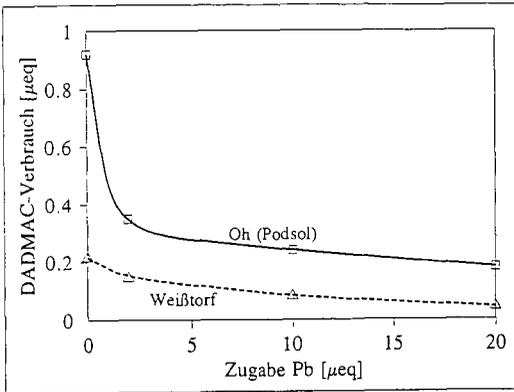


Abbildung 4: Titrierte Oberflächenladung für zwei Suspensionen eines Weißtorfs und einer Oh-Humuslage in Abhängigkeit einer vorangegangenen Pb-Zugabe.

Wie im unteren Teil der Abbildung 5 dargestellt ist, strebt die Ladungsabnahme bei zunehmender Bleibeladung einem Endwert zu, der die gesamten spezifischen

Schwermetall-Bindungspositionen repräsentieren dürfte. Ein solches Verhalten zeigten vor allem Extraktproben humusarmer Oberbodenhorizonte, während die Partikelladung in Extrakten humusreicher Proben (Oh-Horizonte, Torfe) im gesamten untersuchten Konzentrationsbereich abnahm. Bemerkenswert ist, daß der Ladungsverlust stets erheblich (typisch: zwei Zehnerpotenzen) kleiner war als die Konzentration des sorbierten Pb. Es wird vermutet, daß hierin der Unterschied zwischen Oberflächen- und Gesamtladung der Partikel zum Ausdruck kommt. Weitere, zur Zeit laufende Versuche sollen klären, ob die Veränderung der Oberflächenladung durch Schwermetallsorption reversibel ist und ob ihr eine Bedeutung für das Verhalten der Huminstoffe in belasteten Böden zukommt.

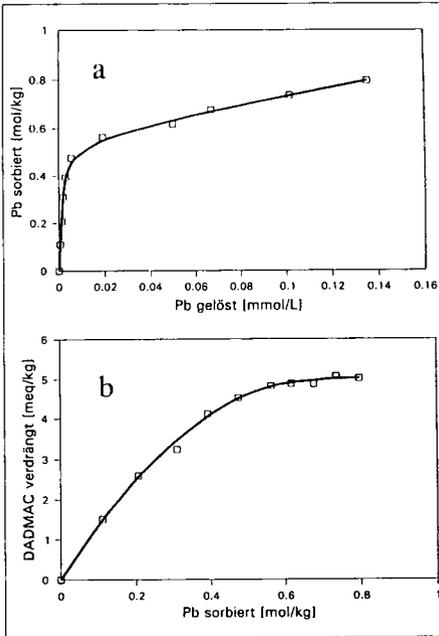


Abbildung 5: Pb-Sorption und Oberflächenladung der Tonfraktion eines mäßig humosen Oberbodens (Ap-Horizont):

a: Sorptionsisotherme;

b: Verlust an Oberflächenladung als Funktion des aus Kurve a ermittelten sorbierten Bleis.

Die durchgezogenen Linien repräsentieren nur den grafischen Zusammenhang; sie wurden nicht aus einem funktionalen Modell errechnet.

Literatur

WEIS, M., VALERA, F.S. und FRIMMEL, F.H. (1989): Streaming current detection for determination of metal complexation capacities of aquatic humic substances. Z. Wasser- Abwasser-Forsch. 22: 253-257

Einfluß anaerober Mikrobereiche auf die N_2O -Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden

Von

Fleissig, H., P. Dörlich und F. Beese

Einleitung

Die Konzentration des klimarelevanten Spurengases N_2O in der Atmosphäre ist in den letzten 20 Jahren jährlich um ca 0.2 - 0.3% angestiegen. Hierdurch wird einerseits der Treibhauseffekt verstärkt, andererseits der Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre beschleunigt (Robertson, 1993). Erhöhte N_2O -Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden gelten als eine wesentliche Ursache für diesen Konzentrationsanstieg. Der in den letzten Jahrzehnten stark angestiegene Stickstoffeintrag in die Böden dürfte ein maßgeblicher Grund für erhöhte N_2O -Emissionsraten sein. Ein Anstieg der N_2O -Freisetzung nach Stickstoffdüngung wurde mehrfach beschrieben (Eichner, 1990). Auch die Veränderung der Umsetzungsbedingungen im Boden hin zu Sauerstoffmangel und anaerobem Substratabbau kann die N_2O -Freisetzung verstärken. Durch die Einarbeitung leicht zersetzbarer organischer Substanz werden sowohl oft größere Mengen an leicht mineralisierbarem Stickstoff in den Boden eingetragen als auch die Sauerstoffverfügbarkeit durch die gesteigerte Mikrobenatmung verschlechtert. Beides begünstigt die Bildung von N_2O . Durch die fortschreitende Intensivierung und Spezialisierung der landwirtschaftlichen Betriebe, die häufig eine Trennung von Pflanzen- und Tierproduktion mit sich bringt, fallen zunehmend nährstoffreiche organische Rückstände an, die innerbetrieblich verwertet werden. Während es in den Veredlungsbetrieben im wesentlichen organische Wirtschaftsdünger sind, sind es in reinen Ackerbaubetrieben oft große Mengen stickstoffreicher Ernterückstände, die nicht mehr verfüttert werden, sondern direkt nach der Ernte in den Boden eingearbeitet werden.

Ziel der durchgeführten Experimente war es, den Einfluß der Einarbeitung leicht zersetzbarer Ernterückstände (Zuckerrübenblätter und -köpfe) auf die Bildung anaerober Mikrobereiche im Boden sowie auf die N_2O -Freisetzung zu untersuchen.

Material und Methoden

Bestimmung der N_2O - und CO_2 -Freisetzung

Für die kontinuierliche Bestimmung der N_2O - und CO_2 -Freisetzung wurde das von Hantschel et al. (1993) beschriebene Bodenmikrokosmensystem verwendet, das sich aus folgenden Systemkomponenten zusammensetzt: 1. Bodensäulen (Durchmesser 15 cm, Füllhöhe 25 cm), über die ein definierter Frischluftstrom (25ml/min) geleitet wird. 2. Ein automatisiertes, computergesteuertes Beregnungssystem. 3. Ein am Säulenboden angeschlossenes Unterdrucksystem zur Perkolatabsaugung (100 hPa). 4. Ein kontinuierlich arbeitendes GC-System mit einem ECD-Detektor zur Bestimmung der N_2O - und CO_2 -Konzentration in der Zu- sowie Abluft der Mikrokosmen.

12 Mikrokosmensäulen wurden mit gesiebt (≤ 4 mm) Boden (Lößlehm, C_{org} : 1.2%, pH: 5.9) gefüllt (Lagerungsdichte 1.2 g/cm³) und mit 5 mm/Tag in stündlichen Intervallen beregnet (10^{-2} M $CaCl_2$ -Lösung). Die Versuche wurden bei konstant 14° Celsius durchgeführt. Nach 5 Wochen Einlaufzeit wurden folgende 4 Versuchsvarianten eingerichtet und über 45 Tage beobachtet:

1. Ohne Ernterückstände, normale Beregnung ohne Staunässe.
2. Einarbeitung von Zuckerrübennerresten (36.5 t/ha) in die obersten 10 cm der Mikrokosmensäulen, normale Beregnung ohne Staunässe.

*) GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Oberschleißheim

3. Ohne Ernterückstände, zeitweise Staunässe durch Absperren der Perkolatabsaugung.
4. Einarbeitung von Zuckerrübenenerresten (36.5 t/ha) in die obersten 10 cm der Mikrokosmensäulen, zeitweise Staunässe durch Absperren der Perkolatabsaugung.

Bestimmung kleinräumiger Redoxpotentialveränderungen

Die Redoxpotentiale in den Bodensäulen wurden mit Platinmikroelektroden (Durchmesser 0.5 mm) in 3, 5, 8 und 18 cm Bodentiefe gemessen. Beim Einbringen der Erntereste wurden die Elektroden in 3 und 8 cm Tiefe in die Nähe der Pflanzenreste (≤ 5 mm Abstand) bzw. die übrigen Elektroden in den umgebenden Boden (≥ 20 mm Abstand) plaziert. Um eine genauere räumliche Auflösung der Redoxpotentialveränderungen im Bereich der Erntereste zu erhalten, wurde in einem parallelen Versuchsansatz wie bei Flessa 1991 beschrieben eine Elektrodenmatrix aus 6x4 Pt-Mikroelektroden (Abstand zwischen den Elektroden jeweils 2 mm) in einen Bodenmikrokosmos eingesetzt und ein Stück eines Zuckerrübenkopfes unmittelbar an die Elektrodenanordnung plaziert. Die Potentiale der Mikroelektroden wurden gegenüber einer Kalomelreferenzelektrode gemessen, die durch den Deckel des Mikrokosmos in die Bodensäule eingesetzt war.

Ergebnisse und Diskussion

N₂O- und CO₂-Freisetzung

Die Einarbeitung der Zuckerrübenenerreste erhöhte die N₂O-Freisetzung deutlich (Abb.1+3). Über 45 Tage aufsummiert betrug die durchschnittliche N₂O-Emission der 4 Varianten 1.2 mg N₂O-N/m² (Kontrolle ohne Staunässe), 6.5 mg N₂O-N/m² (Kontrolle mit temporärer Staunässe), 43 mg N₂O-N/m² (mit Ernterückständen, ohne Staunässe) bzw. 117 mg N₂O-N/m² für die Variante mit Ernterückständen und temporärer Staunässe. In den Varianten mit Ernteresten wurden 0.38 % (ohne Staunässe) bzw. 1 % (zeitweise Staunässe) des mit dem Grüngut eingetragenen Stickstoffs als N₂O freigesetzt.

Die Summe der CO₂-Freisetzung stieg durch den Eintrag der Pflanzenreste um das 5fache an (Abb.2+4). Dies entsprach 30 % des Kohlenstoffeintrages. Im Gegensatz zur N₂O-Freisetzung bewirkten die kurzzeitigen Staunässephasen keine Veränderung der CO₂-Gesamtemission, die aktuellen CO₂-Emissionsraten sanken während der Staunässeperioden hingegen deutlich (Abb.4). Dies zeigt, daß der Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre in den Vernässungsperioden aufgrund der Verringerung des Anteils luftführender Poren zunehmend behindert wurde und sich CO₂ in der Bodenluft anreicherte. Die CO₂-Produktionsraten wurden durch die kurzen Staunässephasen nicht wesentlich verändert. Die Verringerung der Emission während der Vernässung entsprach der Emissionszunahme nach Abzug der Staunässe. Auch der Zeitverlauf der N₂O-Freisetzung spiegelt die sich ändernden Gasdiffusionsbedingungen wider (Abb.3). Stark erhöhte N₂O-Emissionsraten nach Abzug des Stauwassers weisen auf eine vorangegangene Anreicherung in der Bodenluft hin. Allerdings stiegen die N₂O-Produktionsraten während der Vernässungsphasen deutlich an. Dies zeigt, daß durch die verringerte

Abb.1:

Mittlere N₂O-Emission
(± Stabw.) mit (-----)
bzw. ohne (- - - - -)
Ernterückstände.

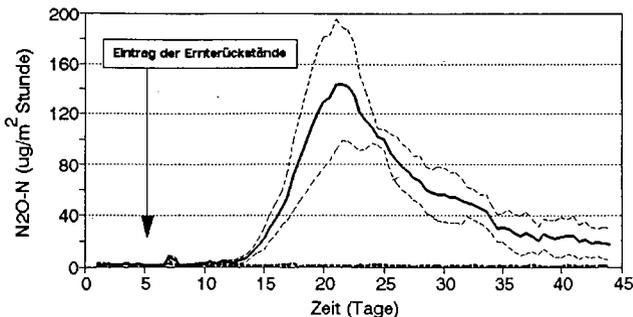


Abb.2:

Mittlere CO_2 -Emission
(\pm Stdabw.) mit (-----)
bzw. ohne (- - - - -)
Ernterückstände.

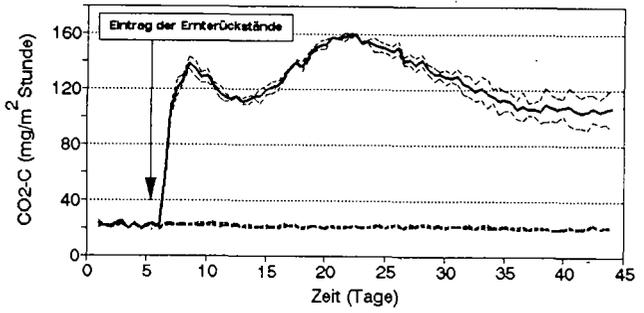


Abb.3:

Mittlere N_2O -Emission
(\pm Stdabw.) mit (-----)
bzw. ohne (- - - - -)
Ernterückstände,
zeitweise Staunässe.

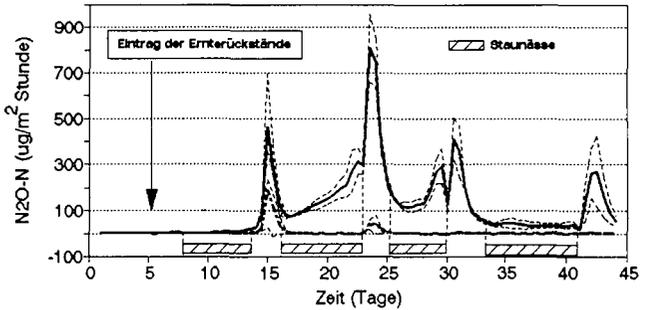
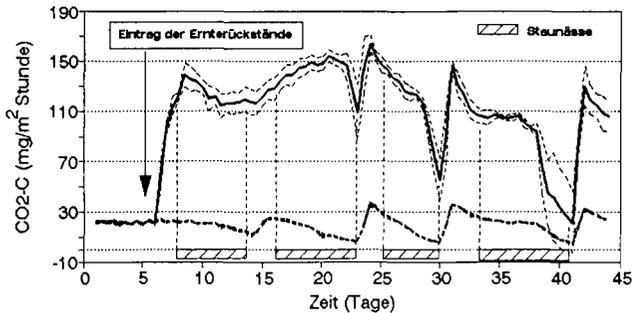


Abb.4:

Mittlere CO_2 -Emission
(\pm Stdabw.) mit (-----)
bzw. ohne (- - - - -)
Ernterückstände,
zeitweise Staunässe.



Sauerstoffdiffusion in den Boden die N_2O -Bildung durch Denitrifikation gefördert wurde.

Während die CO_2 -Emissionsraten unmittelbar nach der Gründung anstiegen und bei konstanter Bodenfeuchte nach 3 und 17 Tagen ein Maximum erreichten (Abb. 2), setzte die N_2O -Freisetzung erst 10 Tage nach der Gründung verstärkt ein, erreichte aber ebenfalls nach 17 Tagen die höchsten Raten (Abb. 3). Die Ursache hierfür ist wahrscheinlich eine im Vergleich zur Mikrobenatmung langsamere anlaufende Stickstoffnennmineralisation.

Redoxpotentialveränderungen

Die Redoxpotentiale, die in den Bodensäulen ohne Ernterückstände gemessen wurden (ca. +700 mV), kennzeichnen durchgehend aerobe Bedingungen. Auch kurzzeitige Staunässe führte zu keinem deutlichen Absinken des Redoxpotentials. In den Varianten mit Ernterückständen zeigten sich deutliche Potentialunterschiede (Abb. 5). Während die Elektroden, die mehr als 20 mm von den Ernteresten entfernt

Abb. 5:

Redoxpotentiale in ≤ 5 mm
bzw. ≥ 20 mm Entfernung
von den Ernteresten,
* keine Staunässe,
▲ zeitweise Staunässe.

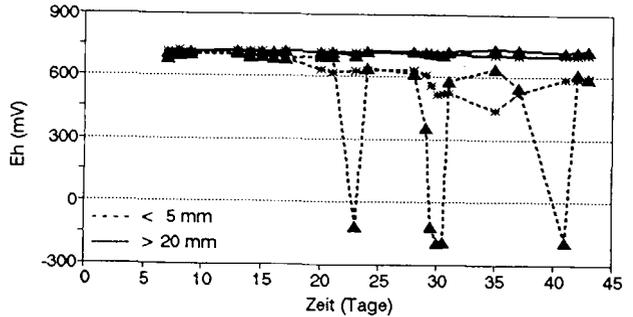
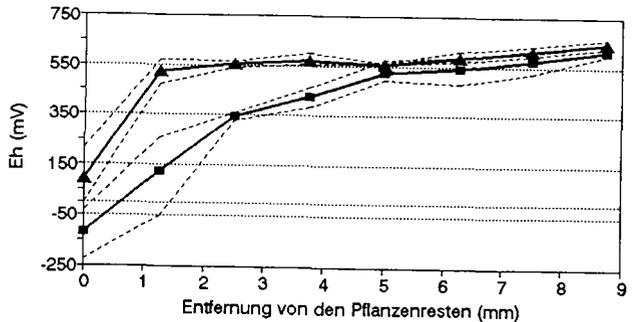


Abb. 6:

Redoxpotentialprofil um
Ernterückstände (Mittelwert
mit Spannweite),
▲ keine Staunässe,
■ zeitweise Staunässe.



waren, ebenfalls Werte um +700 mV aufwiesen, zeigten Elektroden, die in die Nähe der Pflanzenreste platziert waren (≤ 5 mm Abstand), deutlich erniedrigte Potentiale. Während der Staunässeperioden sank das Redoxpotential im Bereich der Pflanzenrückstände bis in den negativen Bereich. Mittels einer Elektrodenmatrix aus 4x6 Platinmikroelektroden konnten Redoxgradienten um die Ernterückstände nachgewiesen werden (Abb. 6), die verdeutlichen, daß durch den erhöhten mikrobiellen Sauerstoffverbrauch in der Nähe leicht zersetzbarer organischer Substanz auch in gut durchlüfteten Böden kleinräumig anaerobe "hot spots" entstehen können. Diese Bereiche begünstigen die Denitrifikation und sind, wie die durchgeführten Emissionsmessungen zeigen, von zentraler Bedeutung für die Bildung von N_2O .

Die Versuche zeigen auch, daß die Umsetzungsbedingungen und demzufolge auch die Art der innerbetrieblichen Verwertung der organischen Rückstände das Ausmaß der N_2O -Freisetzung maßgeblich beeinflussen können.

Literatur:

Eichner, M.J. 1990. Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. J. Environ Qual. 19: 272-280.

Flessa, H. 1991. Redoxprozesse in Böden in der Nähe von wachsenden und absterbenden Pflanzenwurzeln. Dissertation TU-München/Weihenstephan.

Hantschel, R., Flessa, H. und F. Beese 1993. An automated microcosm system for studying soil ecological processes. Eingereicht bei Soil Sci. Soc., Am., J..

Robertson, G.P. 1993. Fluxes of nitrous oxide and other nitrogen gases from intensively managed landscapes: A global perspective. In: ASA Special Publications No. 55. Agricultural ecosystem effects on trace gases and global change. 95-109.

Methodik zur Bestimmung des desorbierbaren Phosphates in Böden

VON

Freese, D.^{*} und W.H. van Riemsdijk^{**}

1. Einleitung

Die Bestimmung des initiiell desorbierbaren Phosphates in Böden kann effektiv mit sogenannten "infinite sinks" erfolgen. Dazu gehört die P_i-Methode (Van der Zee et al., 1987; Menon et al., 1990), bei der mit Eisen(hydr)oxid belegtes Filterpapier als Desorptionsmittel eingesetzt wird.

Jedoch zeigte sich aus eigenen Untersuchungen (Otto und Freese, 1990), daß die Pi-Methode für die Erfassung der P-Desorption über längere Zeiträume (Tage, Wochen) zwei Nachteile aufweist. Die Stabilität der sich in der Bodensuspension befindlichen Papierstreifen ist begrenzt und ein mehrmaliger Wechsel des Papiers zur sukzessiven Desorption des Bodens führt zu Bodenverlusten (1-2% der Bodeneinwaage), hier insbesondere von Feinanteil.

Deshalb testeten wir verschiedene methodische Möglichkeiten zur Bestimmung der Langzeit-Desorption von P, von der eine hier vorgestellt werden soll.

2. Methodik

Das Grundprinzip der Methode besteht darin, das ein Dialyseschlauch mit einer Eisen(hydr)oxid-Suspension gefüllt und der verschlossene Schlauch in der Bodensuspension geschüttelt wird.

Herstellung des Ferrihydrits

Eine Fe(NO₃)₃-Lösung wird unter Zugabe von NaOH bei pH 8,5 ausgefällt und anschließend zweimal mit destilliertem Wasser durch Zentrifugieren gewaschen. Die Ferrihydrite-Suspension wird anschließend mit destilliertem Wasser und HCl aufgefüllt, sodaß sich eine Konzentration von ca. 2 mmol Fe in 20 ml Suspension bei einem pH von 5,8 ergeben. Der pH-Wert liegt im Bereich der hier untersuchten Böden. Die Ferrihydrite-Suspension wurde immer frisch vor jedem Experiment hergestellt.

Vorbehandlung der Dialyseschläuche

Jeweils 25 cm lange Dialyseschläuche (Dialys Tubing-Visking Size 3-20/32") werden zweimal 10 min in destilliertem Wasser gekocht und gründlich nachgespült. Die so vorbehandelten Schläuche werden mit je 20 ml der Ferrihydrit-Suspension befüllt, durch verknoteten verschlossen und in destilliertem Wasser bis zum Gebrauch aufbewahrt.

^{*}Humboldt-Univ., FG Bodenkunde, Invalidenstr. 42, 10243 Berlin

^{**}Agricultural Univ., P.O.Box 8005, 6700 EC Wageningen, The Netherlands

Desorptionsexperiment

Die Desorptionsexperimente wurden als Batch-Versuche durchgeführt: Boden-Lösungs-Verhältnis 1:40, Leitelektrolyte 0,002 M CaCl_2 und 0,0005 M KCl . Die vorbereiteten Dialyseschläuche wurden zusammen mit der Bodensuspension in 250-ml Plasteflaschen kontinuierlich geschüttelt, wobei nach jeweils 3 Tagen die erneut vorbereiteten Dialyseschläuche ausgewechselt wurden. Dieser Wechsel erfolgte insgesamt sechsmal für jede Bodenprobe. Anschließend ist die Ferrihydrat-Suspension in 100 ml 0,2 M H_2SO_4 vollständig aufgelöst worden (der Dialyseschlauch befand sich gleichzeitig mit in der Lösung) und die P-Konzentration spektrophotometrisch gemessen worden.

3. Ergebnisse und Diskussion

In einem Vorversuch wurde das "Reaktionsverhalten" des Dialyseschlauches getestet. Ein Dialyseschlauch befüllt mit der Ferrihydrat-Suspension (pH 5,8) wurde in eine Lösung mit 0.8 mmol/l P gegeben. Die mit zunehmender Zeit abnehmende P-Konzentration der Lösung ließ sich mit einer Gleichung 1. Ordnung beschreiben (Abb. 1). Der errechnete k-Wert von $0,15 \text{ h}^{-1}$ stimmt mit dem von Barrow et.al. (1981) für die P-Desorption überein.

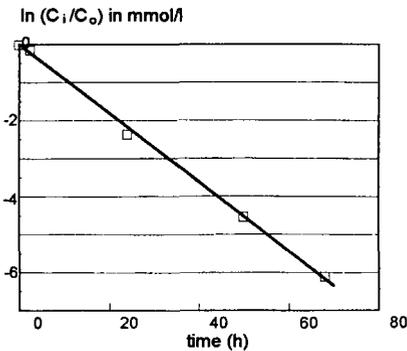


Abb. 1: Abnahme der P-Konzentration in einer Lösung

In Abb. 2 sind die Ergebnisse der Desorptionsexperimente für vier Böden dargestellt. Nähere Angaben zu den Böden sind bei Van der Zee et.al. (1987) nachzulesen. Die Daten aus jedem Desorptions-Zeitintervall wurden kumulativ aufgetragen und die gefitteten Kurven basieren auf der Gleichung

$$Q(t) = Q_{\max} \{ 1 - \text{EXP}(-k_d t) \} \quad [1]$$

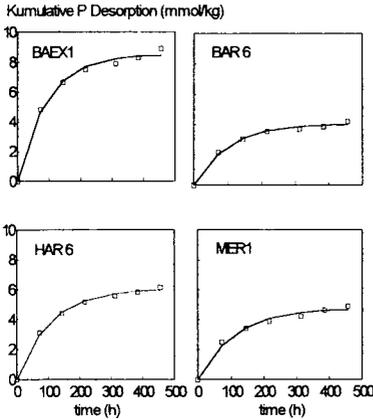


Abb. 2: Kumulativ aufgetragene P-Desorption gegen die Zeit

Auch hier beschreibt ein Gleichungsansatz 1.Ordnung die Daten hinreichend genau. Während die gefitteten Q_{max} -Werte die Unterschiede zwischen den Böden widerspiegeln, sind die k_d -Werte (k_d von 0,009 bis 0,01) von Gl. [1] nahezu gleich.

Trägt man jedoch die kumulativ desorbierte P-Menge gegen $\ln t$ auf, so ergibt sich für jeden Boden eine Gerade mit deutlich unterschiedlichem Anstieg (keine Abb.). Die so erhaltenen Konstanten dieser linearen Beziehung variieren zwischen 1,05 und 2,08. Im Vergleich mit den von Van der Zee et al. (1987) ermittelten k_d -Werten (0,18 bis 0,35) der P_d -Methode für diese Böden zeigt sich, dass die hier gefundenen Desorptions-Konstanten die Differenzierung zwischen den Böden ebenso widerspiegeln.

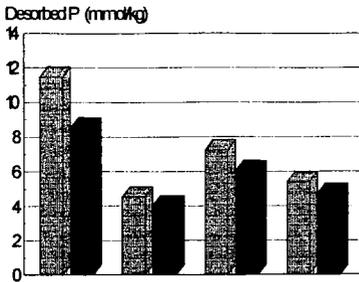


Abb. 3: Vergleich der P_d -Methode mit der Dialyseschlauch-Methode (P_s)

	BAEX1	BAR1	HAR6	MER1
P_d	11,49	4,53	7,24	5,39
P_s	8,53	4,04	6,04	4,73

Eine Gegenüberstellung der Dialyseschlauch-Methode mit der P_1 -Methode (Daten von Van der Zee et al., 1987) zeigt Abb. 3. Die desorbierte P-Menge mittels Dialyseschlauch ist vergleichbar mit denen der P_1 -Methode. Der unübersehbare Nachteil der Dialyseschlauch-Methode liegt in dem bedeutend höheren Zeitaufwand.

Obgleich dieser Nachteil eine routinemäßige Anwendung von vornherein ausschließt, könnte die Methode unter zwei Aspekten von Bedeutung sein:

1. Das Studium der Desorption über sehr lange Zeiträume (Wochen, Monate) kann Aufschluß geben über das Verhalten von "schwer desorbierbaren" Phosphaten oder deren Desorbierbarkeit überhaupt. Ein Verschleiß des Dialyseschlauch-Materials oder ein Bodenaustrag waren bei unseren Untersuchungen nicht zu beobachten.

2 Die Desorption kann bei verschiedenen pH studiert werden, wobei auf die Stabilität des Eisen(hydr)oxides bei niedrigen pH-Werten zu achten ist. Aber auch der Einsatz anderer Eisen(hydr)oxide, z.B. Goethit, und die Einbeziehung anderer Ionen und Verbindungen ist möglich.

Literatur

Menon, R.C.; Chien, S.H. und Hammond, L.L. (1990): Sorption of phosphorus by the iron-oxide impregnated filter paper (P_1 -soil test) embedded in soils. *Plant and Soil* 126, 287-291

Van der Zee, S.E.A.T.M.; Fokkink, L.G.J und van Riemsdijk, W.H. (1987): A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 599-604

Otto, J. und Freese, D. (1990): Untersuchungen zur Desorption und diffusion von Phosphat in Böden. Dipl.-Arb., Humboldt-Univ. Berlin

Kinetik der Phosphatdesorption in Abhängigkeit von
der Citratkonzentration im Boden

VON

Gerke, J.

Eine Reihe von zweikeimblättrigen Pflanzenarten kann als Reaktion auf P- oder Fe- Mangel vermehrt organische Säuren ausscheiden. So wiesen Dinkelaker et al. (1989) und Gerke et al. (1993) Citratkonzentrationen um $50 \mu\text{mol/g}$ Boden in der Proteoidrhizosphäre von weißer Lupine nach. U. Meyer (1993) konnte Citratkonzentrationen von $12 \mu\text{mol/g}$ Boden in der Rhizosphäre von schwarzem Senf und Rotklee messen. Aus diesem Grunde wurde die Kinetik der P- Desorption in Abhängigkeit von der Citratkonzentration ($0-50 \mu\text{mol/g}$ Boden) für einen humosen Podsol mit einem hohen Gehalt an pyrophosphatlöslichen Al und Fe und einer schwach kalkhaltigen Löß- Parabraunerde mit einem hohen Gehalt an oxalatlöslichen Fe untersucht. Dabei wurde eine Modifikation des Verfahrens des "miscible displacement" nach Sparks angewendet, wobei gleichzeitig die Art der Citratzugabe variiert wurde (einmalige oder kontinuierliche Zugabe während der Desorption).

Die kumulative P- Desorption stieg mit zunehmender Citratgabe in beiden Böden bis zum 20- fachen an, wobei die kontinuierliche Zugabe bei niedrigem Citratniveau mehr P desorbierte. Absolut war der Effekt des Citrates im Podsol stärker ausgeprägt als in der Parabraunerde.

In beiden Böden war die Fe+Al- Desorption eng mit der P- Desorption korreliert. Dies legt den Schluß nahe, daß es sich beim desorbierten P um Fe/Al- gebundenes P handelte.

Die effektiven Diffusionskoeffizienten berechnet nach der parabolischen Diffusionsgleichung stiegen mit zunehmender Citratgabe bis zum 1000- fachen. Diese so ermittelten Diffusionskoeffizienten erscheinen geeignet, um in mathematischen, mechanistischen Nährstoffaufnahme modellen eingesetzt zu werden.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse erfolgt in der Z. Pflanzenernähr. Bodenk..

Dinkelaker et al., 1989, Plant, Cell, Environ. 12, 285-292.

Gerke et al., 1993, Z. Pflanzenernähr. Bodenk., einger.

Meyer, U., 1993, Diplomarbeit Uni. Göttingen, Inst. f. Agrikulturchemie.

*Institut f. Agrikulturchemie, von Siebold Str. 6, Göttingen

Neue Ansätze zur Erfassung der mikroskaligen Variabilität der Bodenlösungsschemie - Konstruktion und Eigenschaften von Mikro-Saugkerzen

von

Göttlein, A.

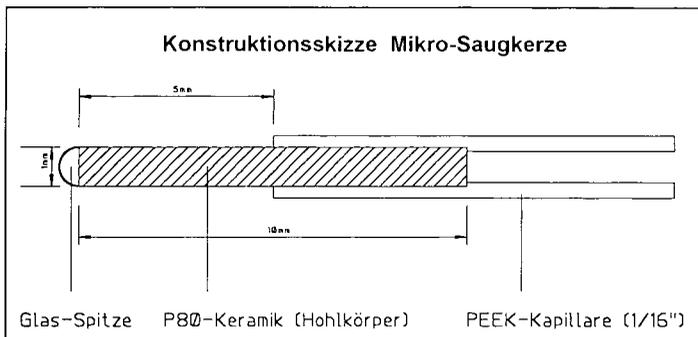
Einleitung

Die chemische Untersuchung der mikroskaligen Heterogenität von in situ gewonnenen Bodenlösungen scheiterte bisher sowohl an geeigneten Probenahmesystemen, als auch an den Schwierigkeiten, kleinste Wasserprobenmengen auf ihre chemische Zusammensetzung hin zu analysieren.

Im vorliegenden Beitrag wird ein Saugkerzensystem vorgestellt, welches eine Probenahme im mikroskaligen Bereich ermöglicht. Das System wird bereits in Labor- und Freilandversuchen eingesetzt und hat sich in der Praxis bewährt.

Bauanleitung für Mikro-Saugkerzen

Zum Bau der Mikro-Saugkerze wurden keramische P80-Kapillaren der Fa. KPM (Berlin) verwendet, wie sie bereits von Türk et al. (1991) zum Bau von Kleinsttensiometern eingesetzt wurden. Die Länge der wirksamen Zelle beträgt 5mm, der Außendurchmesser 1mm. Die Mikrozellen wurden am vorderen Ende über einem Bunsenbrenner mit Glas verschmolzen. Eine 5cm lange HPLC-Kapillare aus Polyetheretherketon (PEEK) mit einem Innendurchmesser von 0,75mm wurde auf einer Länge von 5mm aufgebohrt und mit der Keramikzelle verklebt (Zweikomponenten-Kleber). Durch die Verwendung von HPLC-Kapillaren steht ein nahezu totvolumenfreies und druckstabiles Leitungssystem zur Verfügung, wobei aufgrund des breiten kommerziellen Angebotes von Kapillaren und Verschraubungen ein kostengünstiger und flexibler Versuchsaufbau möglich ist.



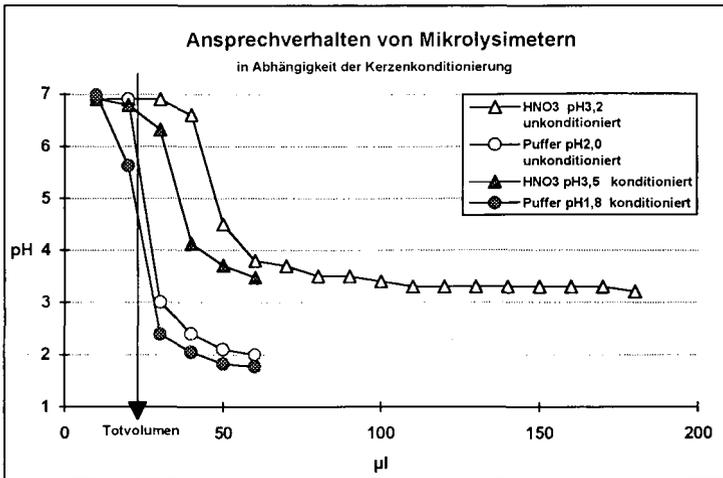
^{*)} Lehrstuhl f. Bodenökologie, Universität Bayreuth, BITÖK
Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, 95440 Bayreuth

Nach dem Bau wurden die einzelnen Mikro-Saugkerzen auf Dichtigkeit geprüft. Hierzu wurde ein am unteren Ende mit einem Septum verschlossenes Glasrohr mit Wasser gefüllt und am oberen Ende Unterdruck angelegt. Sticht man mit der Mikro-Saugkerze durch das Septum, so treten aus der Keramikzelle feinste Luftbläschen aus. Eine undichte Mikro-Saugkerze erkennt man an einem starken punktuellen Luftaustritt.

Ansprechverhalten der Mikro-Saugkerze

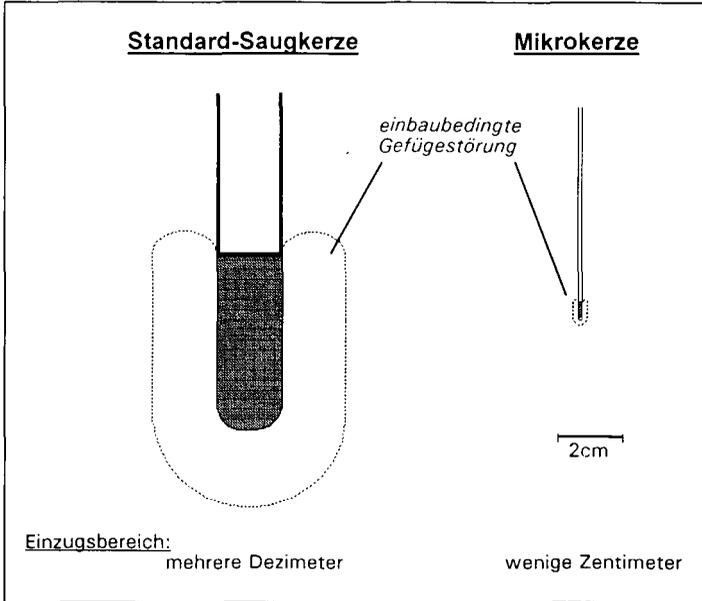
Zur Beurteilung des Ansprechverhaltens der Mikro-Saugkerzen wurde deren Reaktion auf eine pH-Änderung der angebotenen Lösung untersucht. Zu diesem Zweck wurden die Mikro-Saugkerzen mit H₂Odest gespült und anschließend Säure bzw. saurer Puffer als Lösung angeboten. In der gewonnenen Lysimeterlösung wurde je 10µl-Fraktion der pH-Wert gemessen, wofür ein ISFET-Mikrosensor der Fa. Sentron eingesetzt wurde. Um hierbei auch den Einfluß der Konditionierung der Keramikzelle zu untersuchen wurden sowohl mit 10%iger HCl, als auch nur mit H₂Odest gewaschene Mikro-Saugkerzen verwendet. Wird eine stark gepufferte Lösung angeboten, so wird, unabhängig von der Vorbehandlung, der pH-Wert der Außenlösung nach Entnahme von 60µl Lysimeterlösung korrekt wiedergegeben. Anders hingegen verhält sich eine ungepufferte Lösung. Ist die Lysimeterkerze nur mit H₂Odest vorgewaschen, so müssen 180µl Lysimeterlösung abgesaugt werden. Eine mit 10%iger HCl konditionierte Kerze gibt auch für eine ungepufferte Lösung schon nach 60µl entnommener Lösung den pH-Wert korrekt wieder.

Dies läßt darauf schließen, daß im Praxiseinsatz, wo deutlich geringere Konzentrationsänderungen auftreten, bei Verwendung konditionierter Mikro-Saugkerzen die Entnahme des dreifachen Lysimeter-Totvolumens genügt, um die Bodenlösungsschemie richtig zu erfassen. Es ist deshalb auch von besonderer Wichtigkeit, für das weitere Leitungssystem Kapillaren mit möglichst kleinem Innendurchmesser zu verwenden. Im Praxiseinsatz hat sich hierfür eine Tefzel-Kapillare mit 0,25mm Innendurchmesser, entsprechend 5µl Totvolumen pro Dezimeter Leitungslänge, bewährt.



Vergleich Mikro-Saugkerze - Standard-Saugkerze

Der Vorteil der Mikro-Saugkerzen liegt in der deutlich geringeren Störung des Bodengefüges. Beim Einbau von Standardkerzen wurden Gefügeveränderungen bis in 2cm Entfernung von der Saugkerze festgestellt (Beckmann et al 1992). D.h. die Störung des Bodens erfaßt einen Zylinder, dessen Durchmesser etwa dem dreifachen Kerzendurchmesser entspricht. Überträgt man diese Ergebnisse auf die hier vorgestellten Mikro-Saugkerzen, so ergibt sich eine einbaubedingte Gefügestörung von nur 3 bis 5mm Durchmesser. Es wird somit, wie schon bei der Tensiometrie (Türk et al 1991), möglich, einzelne Bodenkompimente (Aggregate, Rhizosphärenboden etc.) gezielt zu beproben.



Die Mikro-Saugkerzen werden bislang vorwiegend als Matrizes zur Erfassung mikroskaliger Heterogenitäten der Bodenlösungsschemie eingesetzt, wobei zur Installation im Boden mit einer Stahlnadel vorgestoichen wird.

Es werden typischerweise innerhalb 48 Stunden Lösungsmengen von weniger als 1ml gewonnen. Dies hat den Vorteil, daß auch die Störung des Wasserregimes der untersuchten Probe sehr gering ist. Schwierigkeiten bereiten diese geringen Lösungsmengen allerdings bei der chemischen Analytik. Hier müssen Methoden angewandt werden, die mit sehr geringen Probemengen auskommen. Für Alkali, Erdalkali, Ammonium und für Anionen bietet sich hier die Kat- bzw. Anionen-Chromatographie an. Aluminium und andere Metalle können am Graphitrohr AAS gemessen werden. Als neue Methode für die Kat- und Anionenanalytik, die mit extrem geringen Probemengen arbeitet (<1µl), wäre die Kapillarelektrophorese zu nennen (Jandík et al 1992).

Zusammenfassung

- Die vorgestellten Mikro-Saugkerzen sind ein brauchbares Instrumentarium zur Gewinnung von Bodenlösungen im mikroskaligen Bereich mit hoher zeitlicher Auflösung. Die einbaubedingten Gefügestörungen sind minimal. Aufgrund der geringen entnommenen Wassermenge ist auch die Beeinflussung des Wasserregimes gering.
- Durch den Einsatz von Mikro-Saugkerzen können auch Boden- und Porenkompartimente selektiv beprobt werden, die aufgrund des Integrationsbereiches der Standardkerzen von diesen nicht spezifisch erfaßt werden können.

Literatur

- Beckmann, T., Kücke, M., Hasenpusch, K., Altemüller, H.J. (1992): Einbaubedingte Gefügeänderungen in der Bodenzone um keramische Saugkerzen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 155, 247-250.
- Jandik, P., Jones, W.R., Weston, A., Brown, P.R. (1992): Electrophoretic capillary ion analysis: Origins, principles and applications. LC-GC Intl. 5, 20-27.
- Türk, T., Mahr, A., Horn, R. (1991): Tensiometrische Untersuchungen an Aggregaten in homogenisiertem Löß. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 361-368

Danksagung

Die Arbeiten wurden vom BMFT (Vorhaben Nr. BEO 51-0339476A) finanziert.

Organische Substanz in Korngrößenfraktionen unterschiedlich genutzter Böden

von

Guggenberger, G.¹ und B.T. Christensen²

Problemstellung

Die Landwirtschafts-, Umweltschutz- und Sozialpolitik der Europäischen Gemeinschaft führt zu signifikanten Veränderungen der Landnutzung: z.B. Flächenstilllegung, Aufforstung, Extensivierung, ökologische Bewirtschaftungsweise. Um die Konsequenzen dieser Veränderungen auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz (SOM) vorherzusagen, ist es sinnvoll, den Umsatz und die Struktur von SOM in verschiedenen funktionalen Pools zu untersuchen, welche später Eingang in Modelle finden können.

Korngrößenfraktionierung liefert in Begleitung von chemischen, biologischen und physikalischen Analysen einen wertvollen Beitrag zu prozeßbezogenen Untersuchungen von SOM (Christensen, 1992).

In dieser Studie untersuchen wir das Potential eines kombinierten Ansatzes von Korngrößenfraktionierung und analytisch-chemischer Methoden zur Beschreibung des Einflusses unterschiedlicher Landnutzung (Wald, Wiese, Acker) auf die Zusammensetzung von SOM. Insbesondere interessiert uns die Verteilung und die Zusammensetzung von Lignin und Kohlenhydraten (ermittelt anhand CuO Oxidation, TFA Hydrolyse und ¹³C NMR Spektroskopie) in den Korngrößenfraktionen.

Material und Methoden

Untersuchte Böden (aus Brückner et al., 1987)

Untersucht wurden Ah-Horizonte von Braunerden auf riß- und würmeiszeitlichen Schotterterrassen der Mangfall. Die Böden hatten bis 1905 eine gleiche Nutzungsgeschichte. Ab dem 17. Jahrhundert wurden die Böden ackerbaulich kultiviert und 1905 teilweise mit Fichte aufgeforstet. Nach einem Sturmereignis wurde 1956 ein Teil der Fichte durch Edellaubhölzer ersetzt. In dieser Zeit wurde auch ein Teil des verbliebenen Ackerlandes in Fettwiese überführt. Zum Vergleich kamen daher die Varianten Fichte, Laubwald, Wiese und Acker.

Methoden

Korngrößenfraktionierung: nach Christensen (1985)

Lignin mittels CuO-Oxidation: nach Ertel und Hedges (1984)

Konzentrationen: Summe aus V + S + C (Vanillyl-, Syringyl-, Coumaryleinheiten)

Abbauszustand: Säure/Aldehydverhältnis der Vanillyleinheiten [(ac/al)_v]

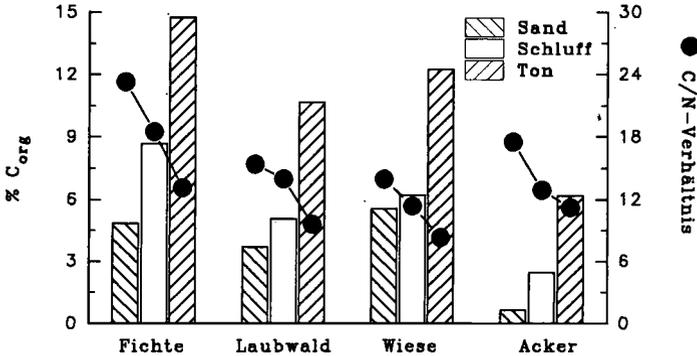
¹Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth

²Dept. of Plant. Nutr. and Physiol., Research Centre Foulum, P.O. Box 23, DK-8830 Tjele

Kohlenhydrate mittels TFA-Hydrolyse: Einzelzucker nach Guggenberger (1992)
 Zusammensetzung: dominierende pflanzliche Zucker sind Ara und Xyl, dominierende mikrobielle Zucker sind Man, Gal, Rham und Fuc (Moers et al., 1990)

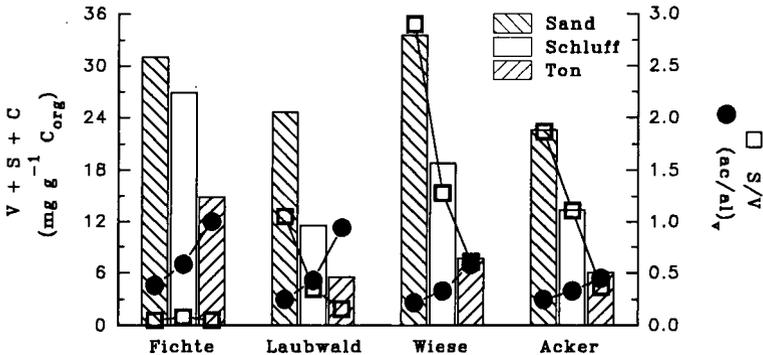
Ergebnisse und Diskussion

Kohlenstoff in den Korngrößenfraktionen



- C/N-Verhältnis sinkt von Sand (S) über Schluff (U) zu Ton (T)
- Ah-Horizont unter Acker ist an SOM verarmt, besonders in der Sand-Fraktion

Lignin in den Korngrößenfraktionen

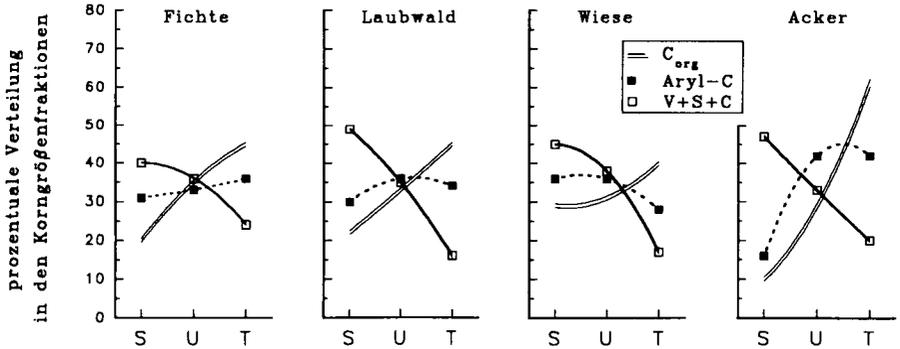


- Gehalt von SOM an CuO-Oxidationsprodukten sinkt in der Reihenfolge S > U > T
- (ac/al)_v-Verhältnis steigt, S/V-Verhältnis sinkt von S über U zu T
- (ac/al)_v-Verhältnisse sind unter Wiese und Acker niedriger als unter Wald

Sinkende Ausbeuten an CuO-Oxidationsprodukten bei steigenden (ac/al)_v-Verhältnissen und sinkenden S/V-Verhältnissen von der Sand-Fraktion über die Schluff-Fraktion zur Ton-Fraktion ist charakteristisch für die Abbauprozesse von Lignin. Hierzu paßt das mit sinkender Korngröße kleiner werdende Verhältnis von phenolischem C zu Aromaten-C (ohne Abb.), welches auf eine steigende C-Substitution des aromatischen Kohlenstoffs hinweist. Lignin der Sand-Fraktion weist noch einen deut-

lichen Bezug zu den Pflanzenrückständen auf. Eine Assoziation des Lignins an die Mineralbodenmatrix (U, T) geht einher mit einer starken mikrobiellen Veränderung.

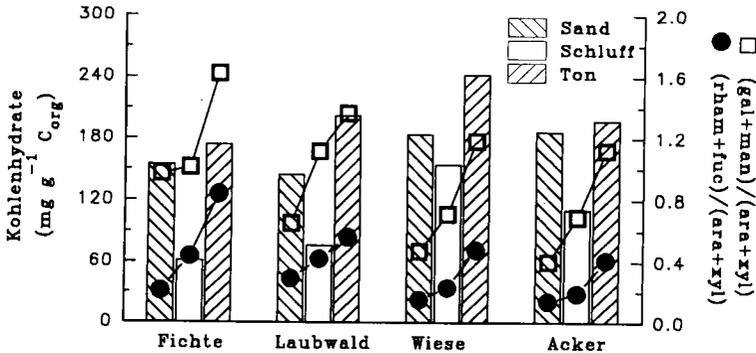
Lignin in den Ah-Horizonten der Wiese und des Ackers erscheint weniger mikrobiell verändert als in jenen der Waldstandorte, v.a. in der Ton-Fraktion.



- V + S + C ist absolut in der Sand-Fraktion angereichert
- Aryl-C ist mit Ausnahme des Ackers gleichmäßiger verteilt

Die relative Anreicherung C-substituierter Aromaten (ohne Abb.) von S über U zu T hat zur Folge, daß naßchemisch identifizierbares Lignin stärker in SOM der Sand-Fraktion angereichert ist als Aryl-C.

Zucker in den Korngrößenfraktionen

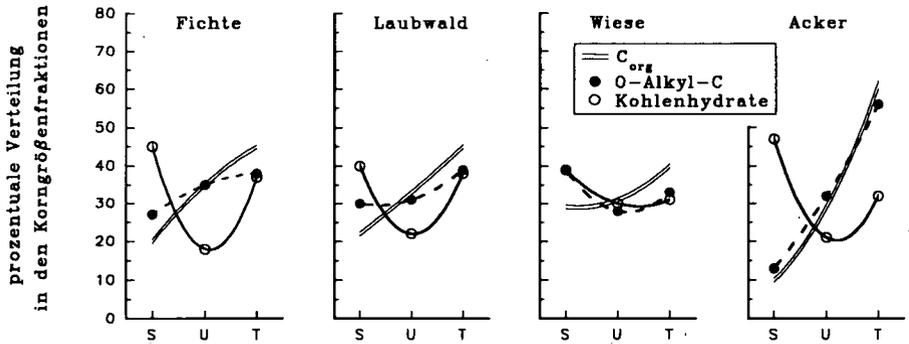


- SOM der Schluff-Fraktion ist an Kohlenhydraten abgereichert
- Kohlenhydratgehalte sind in kultivierten Böden höher als unter Wald

Direkter Input von ober- und unterirdischer Streu in den Mineralboden bei Wiese und Acker ist vermutlich für die höheren Gesamtgehalte an Kohlenhydraten verantwortlich. Unter Wald wird ein Teil der Kohlenhydrate in der org. Auflage abgebaut.

Die Zusammensetzung der Kohlenhydrate belegt für SOM der Sand-Fraktion, daß sie v.a. aus Pflanzenrückständen besteht. Mikrobielle Resynthese ist demgegenüber bestimmend für die Kohlenhydrat-Zusammensetzung der Ton-Fraktion. Die An-

reicherung von SOM der Ton-Fraktion an Alkyl C (ohne Abb.) weist ebenfalls auf die Bedeutung der mikrobiellen Resynthese für diesen Kohlenstoff-Pool hin.



- am GC-MS identifizierbare Zucker sind in der Sand-Fraktion angereichert

Unter Acker ist die ausgeprägte Abreicherung von SOM der Sand-Fraktion an mikrobiellen Kohlenhydraten als Hinweis zu bewerten, daß frisches Pflanzenmaterial (der Sand-Fraktion) zu einem größeren Teil mineralisiert und weniger in mikrobielle Biomasse überführt wird als an den anderen Standorten. Die geringe Stabilisierung der Pflanzenrückstände unter Acker verdeutlicht sich auch durch den relativ stärksten Schwund der organischen Substanz in der Sand-Fraktion.

Schlußfolgerungen

Unterschiedliche Landnutzung beeinflußt am stärksten den Gehalt und die Verteilung von SOM in den einzelnen Korngrößenfraktionen. Zerstörung der Aggregate bei Ackerbau fördert den mikrobiellen Abbau von in Aggregaten eingeschlossenen Pflanzenrückständen. Diese finden sich v.a. in der Sand-Fraktion.

Da SOM der Sand-Fraktion hauptsächlich aus wenig verändertem, pflanzenbürtigem Material besteht, spiegelt sich eine unterschiedliche Nutzung auch in der Qualität von SOM in dieser Fraktion wider. Eine weitere Einflußgröße ist der Weg des Inputs von Pflanzenmaterial in den Mineralboden: direkt (Wiese, Acker) oder über die organische Auflage (Wald). In der organischen Auflage werden die Pflanzenrückstände schon mikrobiell verändert, bevor sie den Mineralboden erreichen.

Die Zusammensetzung von SOM der Schluff- und Ton-Fraktion wird v.a. durch Wechselwirkungen mit der Mineralbodenmatrix kontrolliert. Eine unterschiedliche Nutzung hat nur einen geringen Einfluß auf die Qualität von SOM, so im Abbauzustand des Lignins in der Ton-Fraktion. SOM der Ton-Fraktion wird durch mikrobielle Resyntheseprodukte dominiert.

Literatur

- BRÜCKNER, J., et al. (1987). *Mit. Ver. Forstl. Standortsk. Forstpflanz.* 33, 49-61.
 CHRISTENSEN, B.T. (1985). *Acta Agric. Scand.* 35, 175-187.
 CHRISTENSEN, B.T. (1992). In: *Advances in Soil Science*, Vol. 20, pp. 1-90.
 ERTEL, J.R. & HEDGES, J.I. (1984). *Geochim. Cosmochim. Acta* 48, 2065-2074.
 GÜGGENBERGER, G. (1992). *Bayreuther Bodenkundl. Ber.* 26, 1-164.
 MOERS, M.E.C., et al. (1990). *Geochim. Cosmochim. Acta* 54, 2463-2472.

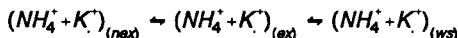
Die Dynamik des nichtaustauschbaren Ammoniums in
niedersächsischen Lößböden

von

Haas, E.

1 Einleitung

Zu einer umfassenden Beschreibung des Stickstoff-Haushaltes fehlt im Modell von Kersebaum & Richter (1991) noch die Berücksichtigung des nicht austauschbar gebundenen Ammoniums (nex NH_4^+). Daher werden seit 1991 am Institut für Geographie und Geoökologie der TU Braunschweig Freiland- und Laborversuche zur Ammonium-Dynamik und -Kinetik in Böden durchgeführt. Zunächst wurde in Feldversuchen die Dynamik des nex NH_4^+ während der Vegetationsperiode und über Winter beobachtet. Da Kalium und Ammonium sich gegenseitig beeinflussen und in einem Gleichgewicht



(nex): non-exchangeable (ex): exchangeable (ws): water-soluble (Nømmik 1981)

stehen, wurden auch das fixierte (nex K) und das austauschbare (ex K) Kalium analysiert. Die hier gezeigten Ergebnisse stammen von drei Standorten in der Hildesheimer Börde und im westlichen Harzvorland.

Daneben wurden $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{++}$ -Isothermen für einen Boden zu mehreren Zeitpunkten mit unterschiedlichen nex NH_4^+ -Gehalten erstellt.

2 Material und Methoden

- Freilandversuche:
Standorte und Bodeneigenschaften siehe Tabelle 1.
Monatliche horizontweise Probenahme mit dem Pürckhauer-Bohrstock.
- Analytik:
 N_{min} : photometrische Messung nach KCl-Extrakt
 nex NH_4 : modifizierte Methode nach Silva & Bremner (1966), Beschreibung siehe Haas et al. (1993)
 nex K : nach Schachtschabel (1961)
- Isothermen:
Bodeneigenschaften siehe Tabelle 1.
lufttrockener Boden, Hintergrund 10 mval/l CaCl_2 , Vordergrund 0-75 mval/l NH_4Cl ;
 NH_4 -Messung photometrisch; K- und Ca-Messung flammenphotometrisch.

*Institut für Geographie und Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig

3 Ergebnisse und Diskussion

◦ Jahresgänge (Abb. 1a-d):

Auf den untersuchten Schlägen zeigte sich ein deutlicher Jahresgang des nex NH_4^+ mit Minima im Sommer und Winter und Maxima im Frühjahr und Herbst. Gleichzeitige Untersuchungen des fixierten und austauschbaren Kaliums und anschließende Regressionsanalyse zeigten den großen Einfluß des fixierten Kaliums und des N_{min} auf das nex NH_4^+ .

◦ Düngungsvarianten (Abb. 1c-d):

Auf der ungedüngten Parzelle in Neuenkirchen setzt die Abnahme des nex NH_4^+ im Frühsommer eher ein als auf der betriebsüblich gedüngten.

◦ regionale Unterschiede (Abb. 1a-d):

Die Größenordnung der NH_4^+ -Festlegung als nex NH_4^+ ist in Neuenkirchen und Soßmar ähnlich. In Gadenstedt ist die festgelegte NH_4^+ -Menge etwas geringer.

◦ Isothermen (Abb. 2a-b):

Die $\text{NH}_4^+/\text{Ca}^{++}$ -Isothermen zeigen, daß das nex NH_4^+ keinen Einfluß auf die Verhältnisse am Austauschkomplex hat.

Die Ergebnisse der Freilandversuche werden bei Haas et al. (1993) ausführlicher beschrieben.

Tabelle 1: Eigenschaften der untersuchten Böden

Standort	Bodentyp	Frucht	pH(CaCl ₂)	Körnung [%]			Düngung [kg N/ha]	Isothermen	
				Ton	Schluff	Sand		Datum	nex NH_4^+ [mg/kg]
Neuenkirchen	Parabraunerde	Weizen	7.3	19.6	77.1	2.7	213	15.5.	135.9
								9.12.	118.9
Gadenstedt	Schwarzerde	Gerste	7.2	17.2	80.1	2.6	236		
Soßmar	Schwarzerde	Weizen	7.2	19.7	78.5	2.0	197	16.7. 23.9.	116.8 143.0

4 Literatur

Haas, E., Nieder, R. & J. Richter (1993): Temporal variability of Non-exchangeable Ammonium in a Loess-derived Luvisol. *Modeling Geo-Biosphere Processes* **2**, 1-9.

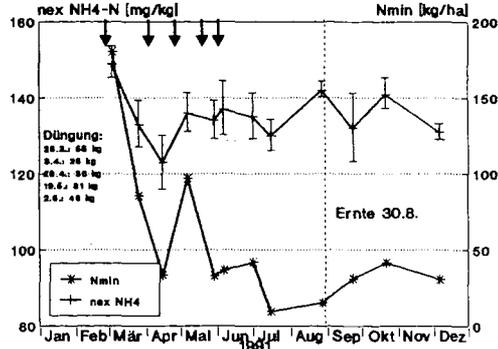
Kersebaum, K. C. & J. Richter (1991): Modelling Nitrogen Dynamics in a Plant-Soil system with a simple model for Advisory purpose. *Fertilizer Res.* **27**, 273-281.

Nømmik, H. (1981): Fixation and biological availability of ammonium in soil clay minerals. In: F. E. Clark & T. Rosswal (eds.): *Terrestrial nitrogen cycles*. *Ecol. Bull.* (Stockholm), **33**. Swedish Natural Sci. Res. Council, S. 273-279.

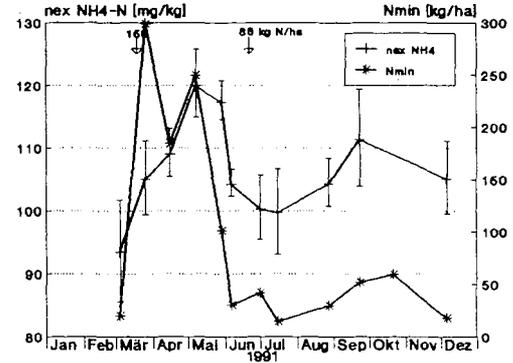
Schachtschabel, P. (1961): Fixierung und Nachlieferung von Kalium- und Ammonium-Ionen. Beurteilung und Bestimmung des Kalium-Versorgungsgrades von Böden. *Landw. Forschung* **14**, 29-47.

Silva, J. A. & J. M. Bremner (1966): Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils. 5. Fixed Ammonium. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* **30**, 587-593.

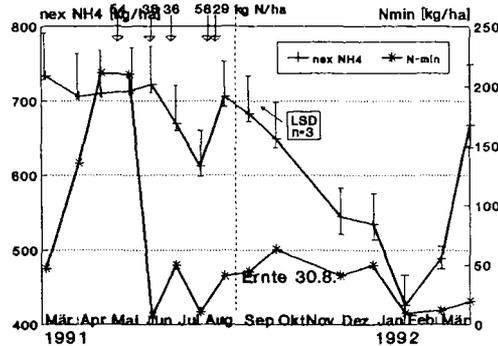
a) Soßmar, Hildesheimer Börde



b) Gadenstedt, Hildesheimer Börde



c) Neuenkirchen, Harzvorland, betriebsübliche Parzelle



d) Neuenkirchen, Harzvorland, Nullparzelle

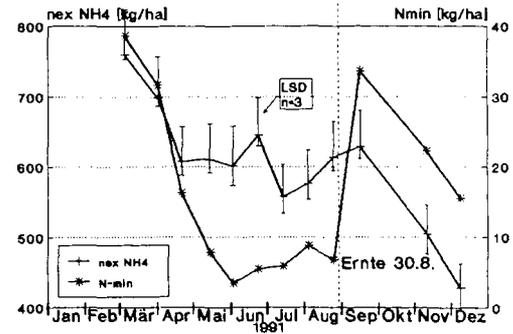
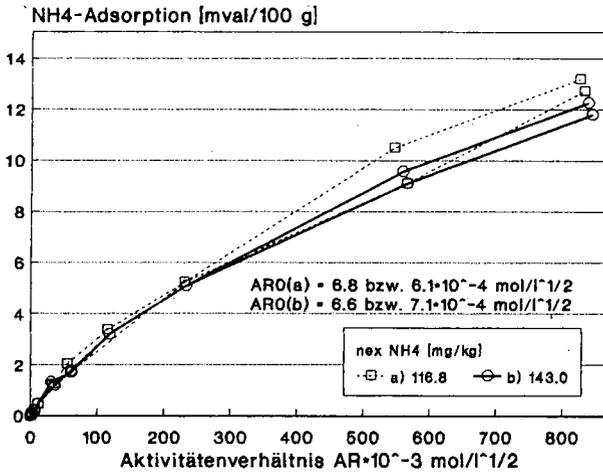


Abbildung 1: Jahresgänge des nicht austauschbaren Ammoniums (nex NH_4^+), des mineralischen Stickstoffs (N_{min}) und des fixierten (nex K) und austauschbaren (ex K) Kaliums in 0-35 cm 1991

a) Soßmar, Hildesheimer Börde



b) Neuenkirchen, Harzvorland,
betriebsübliche Parzelle

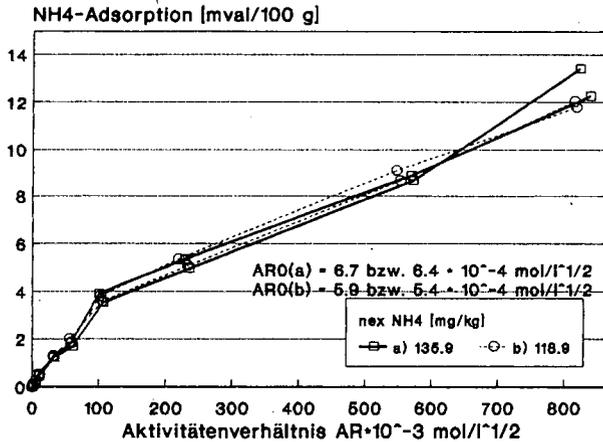


Abbildung 2: Vergleich von NH₄⁺/Ca⁺⁺-Austauschisothermen der untersuchten Böden zu je 2 Terminen mit unterschiedlichen nex NH₄⁺-Gehalten

Schwermetallgehalte in Wald-, Wiesen- und Ackerböden bei Bitterfeld (Sachsen-Anhalt)

von

Hanschmann, G.* und C. Opp**

Einführung und Zielstellung: Untersuchungen der letzten Jahre zeigten, daß aufgrund ihrer stoffsorptiven Eigenschaften, insbesondere Böden und die ungesättigte bzw. Aerationzone am meisten durch diffuse Stoffeinträge belastet sind (Haase u.a. 1991). Im mitteleuropäischen Ballungsgebiet Halle-Leipzig weist der Raum Bitterfeld-Wolfen nach den bisherigen Untersuchungen sehr hohe Kontaminationen sowohl mit anorganischen (Opp und Hanschmann 1993) als auch mit organischen Fremdstoffen (Borsdorf, Opp und Stach 1993) auf. Exponentielle Grenzwertüberschreitungen (nach der Deutschen Klärschlammverordnung) wurden in Voruntersuchungen z.B. für Arsen, Quecksilber, Dioxine und Furane ermittelt [Landratsamt Bitterfeld 1992]. Eine Vielzahl von Kontaminationsquellen, wie Immissionen (Kraftwerke, Industrie, Kommunen, Verkehr), Flußwasser und Flußsedimente (Überschwemmungs- und Qualmwasser, Auensedimente), Abwasser (kommunal, industriell, landwirtschaftlich, montan), Grundwasser, Deponien, landwirtschaftliche Stoffeinträge (incl. Beregnungswasser), Einträge winderosiv verlagertes Substanzen (Windoffenheit) trägt zur außerordentlich hohen Belastung dieses Raumes bei [Opp und Altermann 1991]. Die Hauptsenke und das Interferenzfeld der verschiedenen Kontaminationsquellen stellen die Muldenaue und die angrenzenden Areale dar [Neumeister u.a. 1991]. Die hohe Belastung der Muldenaue mit verschiedenen Stoffen, darunter auch Schwermetalle, resultiert einerseits aus den kontaminierten und akkumulierten Sedimenten aus dem gesamten altindustriellen Einzugsgebiet des Flusses Mulde. Andererseits tragen und tragen aber auch die lokalen Nutzer des Bitterfeld-Wolfener Raumes zur Verunreinigung der Böden der Muldenaue bei. Zweifelsfrei spielten dabei die Einleitungen der Chemieindustrie über das Wasser und über die Luft lange Zeit eine entscheidende Rolle. Jedoch sind auch die Emissionen (im weiteren Sinne) des Bergbaus, der Siedlungen, der Landwirtschaft u.a. nicht zu unterschätzen. Wie viele Flußauen im Osten Deutschlands, wurde auch die Muldenaue bei Bitterfeld-Wolfen während der Zeit der DDR intensiv landwirtschaftlich genutzt. Das birgt nicht nur ein besonderes Risiko hinsichtlich einer möglichen Kontamination der landwirtschaftlichen Produkte in sich. Durch Düngung, Pestizidapplikation und Bewässerung trug und trägt die Landwirtschaft auch zur Kontamination der Böden und des Grundwassers bei.

Da andere Untersuchungen, die insbesondere seit der "Wende" im Bitterfeld-Wolfener Raum sehr zahlreich durchgeführt wurden, den Einfluß unterschiedlicher Nutzung auf den Kontaminationszustand der Böden weitgehend außeracht ließen, verfolgten die vorliegenden Untersuchungen folgende Zielstellungen: Ermittlung von Schwermetallgehalten in vergleichbaren Bodenprofilen unter unterschiedlicher Nutzung; Interpretation des Schwermetallstatus der Böden unter Berücksichtigung des unterschiedlichen Nutzungseinflusses an den Teststandorten; Vergleich der Wald-, Wiesen- und Acker-Profile in emittentennaher und emittentenerfer Position hinsichtlich der ermittelten Schwermetallgehalte und der die Schwermetallsorption und -desorption beeinflussenden Bodeneigenschaften.

* Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Hydrogeologie, Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

** AG Bodengeographie und Landschaftsökologie der Universität Leipzig, Funkenburgstr. 24, 04105 Leipzig

Untersuchungsmethoden: Die Beprobung der Standorte erfolgte im Frühjahr 1991 nach **BODENKUNDLICHER KARTIERANLEITUNG** (1982). Die Bodenprofile wurden bis zu einer Tiefe von 100-120 cm horizontweise beprobt. Aus dem gleichen Tiefenbereich wurden sowohl Beutelp Proben als auch Zylinderproben gewonnen. Die Beutelp Proben wurden im Labor des ehemaligen Instituts für Geographie und Geoökologie Leipzig hinsichtlich der Bodenstandardwerte: Textur, Humusgehalt, pH-Wert(in KCl) und der Schwermetallgesamtgehalte: Cu, Zn, Pb, Ni und Cd im Königswasseraufschluß analysiert. Dabei erfolgte der Aufschluß der Bodenproben nach DIN 38414, Teil 7/Gruppe S7. Die filtrierte Lösung wurde in aliquoter Verdünnung mit dem AAS 3 gemessen.

Die Zylinderproben zur Ermittlung der bodenphysikalischen Kennwerte: Porenvolumen, Porengrößenverteilung, Trockenrohdichte und vertikale gesättigte Wasserleitfähigkeit wurden im Labor der GFE GmbH Halle analysiert. Während die anorganischen Stoffgehalte den Belastungszustand des Ökosystemkompartiments Boden zum Zeitpunkt der Probenahme dokumentieren, werden die Bodenstandardwerte und bodenphysikalischen Kennwerte zur Interpretation des Migrations- und Transferpotentials der Schadstoffe im Boden für Stoffflüsse in andere Kompartimente herangezogen.

Untersuchungsgebiet und Teststandorte: Die Teststandorte befinden sich alle in der Muldenaue. Lt. der modernsten Bodenkartierung dieses Raumes [Schróder 1991] handelt es sich um sandunterlagerte Aulehm-Standorte gleicher oder ähnlicher Ausprägung. Die Profilaufnahme und Beschreibung der Standorte ergab, daß die nur wenige 10er Meter auseinander liegenden Profile in der emittentennahen Position, in ca. 1 km Entfernung vom Hauptwerk in Wolfen, als Auenpodsol (Waldstandort und Wiesenstandort) und Podsol-Braunerde (Ackerstandort) angesprochen werden können. Bei den davon 12 km entfernten sog. emittentenernen Wald-, Wiesen- und Acker-Standorten handelt es sich um Podsol-Pseudogleye. Letztere liegen ebenfalls nur 10er Meter auseinander. Die Ermittlung von Bodenstandarddaten zeigte, daß die Unterböden der emittentennahen Standorte sandiger als die der emittentenernen Standorte sind. Den dadurch besseren stoffsorptiven Eigenschaften der emittentenernen Standorte stehen jedoch dort niedrigere pH-Werte entgegen (Opp, Stach und Hanschmann 1993).

Diskussion der Ergebnisse: Die höchsten Zink- (155 ppm) und Bleigehalte (189 ppm) wurden in den Oberböden des emittentenernen Waldprofils, die höchsten Kupfergehalte (86 ppm) im Oberboden des emittentennahen Waldprofils ermittelt. Diese Schwermetallgesamtgehalte in den Böden sind zwar nicht so hoch wie in anderen bekannten schwermetallbelasteten Gebieten Ostdeutschlands [Opp 1991a und b], jedoch liegen sie deutlich über entsprechenden Normalwerten [Scheffer, Schachtschabel 1989]. Insofern sind die untersuchten Böden als kontaminiert zu bezeichnen.

Ein Vergleich der unterschiedlich genutzten emittentennahen Standorte untereinander zeigt, daß die Konzentrationen der untersuchten Schwermetalle in der Reihe Wald > Wiese > Acker abnehmen. Eine markante Reduzierung der Schwermetallgehalte wurde ab einer Profiltiefe von 40-50(60) cm festgestellt. Das kann auf die deutlich geringeren Humusgehalte und damit die Zahl der Austausch- bzw. Sorptionsplätze unterhalb dieser Profiltiefenbereiche zurückgeführt werden. Diese Veränderung der Schwermetallgesamtgehalte mit der Profiltiefe korrespondiert gut mit der Abnahme des FAT-Gehaltes, d.h. des Ton- und Feinschluffgehaltes. Andererseits fördern das sandige Sediment und die für diese Bodentypen charakteristische Podsolierung, d.h. Vertikalverlagerung von vor allem Sesquioxiden auch die vertikale Migration anthropogener eingetragener Substanzen, darunter auch Schwermetalle.

Daß gerade in den Waldprofilen die höchsten Schwermetallgehalte gefunden worden, hängt mit dem sog. "Auskämmeffekt" und der spezifischen größeren Oberfläche des Waldes, bzw. seiner Bäume und Blätter, zusammen. Auf Grund dieser Merkmale und der Wuchshöhe der Bäume sind die Waldstandorte in der Lage, einen wesentlich höheren Teil

der atmosphären Deposition zu adsorbieren.

Am Wiesenstandort, in emittentennaher Position ist unterhalb einer ca. 15 cm mächtigen Staubauftragungsgeschicht eine deutliche Reduzierung der Schwermetallkonzentrationen zu verzeichnen, die in etwa 80-120 cm Tiefe Werte erreicht, die Bodennormalwerten entsprechen.

Am Ackerstandort treten im Vergleich der unterschiedlich genutzten Standorte die geringsten Schwermetallkonzentrationen auf, weil es infolge der kontinuierlichen Bodenbearbeitung und des Umpflügens zu einem "Verdünnungseffekt" gekommen ist. Ähnliche Ergebnisse wurden auch im Rahmen anderer Untersuchungen, sowie auch in anderen Gebieten [Opp 1993] festgestellt.

Die Schwermetallakkumulation im Oberboden des emittentenfernen Waldstandortes ist augenscheinlich auf den Ferntransport der Industrieemissionen zurückzuführen. Eine signifikante Reduzierung des Schwermetallgehalts dieses Waldprofils mit der Tiefe kann vor allem dort nachgewiesen werden, wo Boden-pH-Werte unterhalb 5 auftreten. Steigt der pH-Wert in einem bestimmten Tiefenbereich im Unterboden an, nehmen auch die Schwermetallkonzentrationen entsprechend zu [Opp, Stach und Hanschmann 1993]. Der Wiesenstandort in emittentenferner Position zeigt hinsichtlich der Tiefenabhängigkeit der ermittelten Schwermetallkonzentrationen ein fast ähnliches Bild. Trotz einer sedimentbedingten Zunahme des FAT-Gehalts bis zu einer Tiefe von 100 cm, nimmt die Schwermetallkonzentration unterhalb 60 cm - entsprechend einer Reduzierung des pH-Wertes - ab.

Auch in der emittentenfernen Position treten die geringsten Schwermetallkonzentrationen im Vergleich der drei unterschiedlich genutzten Standorte im Acker-Profil auf. Das kann hier ebenso durch die o.g. Verdünnungseffekte erklärt werden. An diesem Ackerprofil wurde im Rahmen der bodenphysikalischen Untersuchungen, die an Stechzylindern durchgeführt wurden, eine markante Pflugsohlenverdichtung zwischen 23 und 30 cm Profiltiefe nachgewiesen. Das kommt in den folgenden bodenhydrologischen Kennwerten zum Ausdruck: Grobporengehalt 2 Vol%; Trockenrohichte 1,79-1,88 g/cm³; gesättigte Wasserleitfähigkeit $1,97 \times 10^{-7}$ cm/sec. Vergleichende bodenphysikalische und bodenchemische Untersuchungen, die in vielen Untersuchungsgebieten Sachsens und Sachsen-Anhalts in den letzten Jahren durchgeführt wurden [Opp 1991a und 1993], belegen durchweg, daß in extrem verdichteten Bodenschichten die Schwermetallsorption reduziert ist. Dies wurde auch im Bitterfeld-Wolfener Raum bestätigt. Im Tiefenbereich der Pflugsohlenverdichtung des emittentenfernen Ackerstandorts treten die geringsten Schwermetallkonzentrationen im Verlauf der Profiltiefe auf [vgl. Opp, Stach und Hanschmann 1993].

Vergleicht man die emittentennahen mit den emittentenfernen Standorten, stellt man fest, daß - mit Ausnahme der Kupfergehalte des Waldprofils und des Oberbodens des Ackerprofils alle anderen Schwermetallgehalte an den emittentenfernen Standorten in höheren Konzentrationen auftreten. Dieses Ergebnis mag zunächst überraschen. Es kann allerdings aufgrund der Immissions- und Standortbedingungen erklärt werden. Da die sog. emittentennahen Standorte nur 1 km von den Hauptemittenten in Wolfen entfernt liegen, die meisten der atmosphären Schadstoffe aber über hohe Schornsteine emittiert werden, kommt an den emittentennahen Standorten nur ein kleiner Teil der atmosphären Deposition zur Ablagerung. Der Hauptteil der atmosphären Deposition wird wahrscheinlich erst in einer mittleren Entfernung von den Emittenten, d.h. 2/3-4/5(6) km, deponiert [vgl dazu auch Neumeister u.a. 1991]. Das ist ein Grund, weshalb an den emittentenfernen Standorten z.T. höhere Schwermetallgehalte ermittelt wurden. Entscheidend für die höheren Schwermetallgehalte in den Böden der zuletzt genannten Standorte sollten aber die besseren Sorptionsbedingungen, z.B. die höheren FAT-Gehalte der Unterböden, sein.

Schlussfolgerungen: Obwohl die Schwermetallgehalte in den untersuchten Böden bei Bitterfeld nicht so hoch wie in anderen Problemgebieten [vgl. Opp 1991a und b] sind, zeigen die Ergebnisse doch, daß eine Schwermetallkontamination vorliegt, weil die Konzentrationen deutlich über den Bodennormalwerten liegen. Deshalb geht von diesen kontaminierten Standorten auch ein bestimmtes akutes und potentielles Risiko, sowohl für andere Ökosystem-Kompartimente als auch für die Nahrungskette: Pflanze -> Tier -> Mensch aus. Dies ist bei zukünftigen Nutzungen, insbesondere bei der landwirtschaftlichen Produktion von Futter- und Lebensmitteln, sowie bei der Grundwasserneubildung und Trinkwassergewinnung zu berücksichtigen. An den meisten kontaminierten Standorten sollte eine etwaige Nutzung, die der Produktion von Lebens- und Futtermitteln dient, durch eine andere, "schwermetall-verträglichere Nutzung abgelöst werden. Dies ist im Falle der emittentennahen Wiesen- und Ackerstandorte bereits geschehen.

Ein entscheidender Schritt zur Verhinderung von ökologischen Schäden ist aber stets die Ursachenbeseitigung. Auch hierbei sind 1991 im Bitterfeld-Wolfener Raum entscheidende Fortschritte erreicht worden. Die Industrieemissionen wurden gegenüber der "Vorwendezeit" stark reduziert. Damit ging aber auch an vielen Standorten im Lee der ehemaligen Emittenten eine Erniedrigung des pH-Wertes einher; da fortan die staubhaltigen Immissionen ausblieben. Darin liegt wiederum eine bestimmte Gefahr begründet, die nun von den bereits im Boden akkumulierten Schwermetallen ausgeht. Denn, die meisten der Schwermetalle werden bei sauren Bodenbedingungen nicht mehr von den Boden-austauschern sorbiert; sie werden "mobil" und können nun über die Bodenlösung von den Pflanzen aufgenommen oder zum Grundwasser verlagert werden.

Deshalb ist es notwendig, ausgehend von einer Zustandserfassung - wie sie für den Bitterfeld-Wolfener Raum weitgehend bis 1992 erfolgt ist - die die Schwermetallsorption und -desorption beeinflussenden Boden-, Standort- und Ökosystemfaktoren in ihren Ursachen, in ihrer Wirkung und in ihren Verbreitungsmechanismen sowie in ihrem zeitlichen Verlauf, gerade unter den sich ändernden Immissions- und Nutzungsbedingungen, zu erfassen. Dabei kommt der Untersuchung unterschiedlicher Nutzungs-, Standort- und Immissionsbedingungen auch in Zukunft eine besondere Bedeutung zu, weil diese verschiedenen Faktoren einen entscheidenden Einfluß auf das aktuelle und potentielle Risiko, welches von schwermetallkontaminierten Böden ausgeht, haben. Kenntnisse darüber bilden die Voraussetzung, sowohl für effektive Sanierungs- und Regenerierungsmaßnahmen als auch für den vorbeugenden Umwelt- und Landschaftsschutz.

Literatur

- Borsdorf, H., Opp, Ch. und J. Stach: Chem. Technik 45, 1993, 408-415.
- Haase, G. u.a.: Struktur, Nutzung und Belastung von anthropogen stark veränderten Ökosystemen, Natur- und Wirtschaftsräumen im Ballungsgebiet Leipzig-Halle-Bitterfeld. Kurzfassung. Konzeption des Forschungsverbundes (3. Fassung), Leipzig 1991.
- Landratsamt Bitterfeld: Endbericht zum Modellgebiet "Sanierung Muldenaue". Leistungsabschnitt 1992, Bitterfeld 1992.
- Neumeister, H. u.a.: Geoökodynamik 12, 1991, 1-40.
- Opp, Ch.: Geographische Rundschau 43, 1991a) 597-605.
- Opp, Ch.: Int. East-West-Symposium on Contaminated areas in Eastern Europe. Origin, Monitoring, Sanitation. SECOTOX (Ed.), Gosen 1991b, 146-152.
- Opp, Ch.: Ber. z. deutsch. Landeskunde 67, 1993, H.1.
- Opp, Ch. und M. Altermann: Zur ökologischen Forschung in Hochkontaminationsgebieten des FVP-Gebietes Leipzig-Halle-Bitterfeld. Projektantrag, Leipzig 1991
- Opp, Ch. und G. Hanschmann: Chem. Technik 45, 1993, 4, 238-241.
- Opp, Ch., Stach, J. und G. Hanschmann: Science and the Total Environment, 1993 .
- Schröder, H.: Erläuterungen zur Bodengeologischen Karte..., Halle 1991.

**Prognose des Verhaltens von Schwermetallen in Böden
auf Grundlage der BK50 DIG NRW**

von

Hornburg, V.

Bei der Einschätzung von Schwermetall (SM)-Gehalten in Böden kommt neben der Kenntnis der SM-Gesamtgehalte der Erfassung der mobilen SM-Fractionen eine zentrale Aufgabe zu. Diese Untersuchungen sind sehr aufwendig und liegen in der Regel nicht flächendeckend vor. Im Geologischen Landesamt (GLA) NRW wird deshalb zur Prognose des Verhaltens von SM in Böden ein von BLUME & BRÜMMER (1987) entwickelter Algorithmus angewendet, der vom Deutschen Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) auch als Methode "Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren" beschrieben wird (DVWK, 1988). Die DVWK-Methode wurde aufgrund neuer Erkenntnisse fortgeschrieben (BLUME & BRÜMMER, 1991) und dabei der Einfluß des pH(CaCl₂)-Wertes, des Tongehaltes und der mittleren Grundwasser (GW)-stufe auf die SM-Austragsgefährdung der Böden verändert bewertet. Völlig neu berücksichtigt wurde die gesättigte Wasserleitfähigkeit (kf) der Böden, wodurch sich auch der Einfluß der klimatischen Wasserbilanz (KWBa) auf die Bodenwasserbewegung ändert. Es ist deshalb damit zu rechnen, daß die verschiedenen Modellergebnisse in Hinblick auf eine Abschätzung der Fähigkeit der Böden SM zu immobilisieren, zu unterschiedlichen Aussagen führen. Ziel der Untersuchungen ist es, anhand einer relativ kleinen Testfläche die Verwendbarkeit der derzeit am häufigsten eingesetzten Prognoseverfahren zu prüfen und zu bewerten.

Material und Methoden

Zu Fragen des Bodenschutzes und der Umweltsicherung wird im GLA NRW die Bodenkarte im Maßstab 1 : 50.000 (BK50) verwendet. Das Kartenwerk liegt flächendeckend vor und ist digital als BK50 DIG verfügbar. Aufbauend auf diesem Datenbestand ist es möglich, einzelne Datenfelder der digitalen Legende mit Programmen auszuwerten. Für die Diagnose der relativen Bindungsstärke sowie der potentiellen GW-Gefährdung mit Metallionen sind die Felder "Bodenartenschichtung", "Schichtmächtigkeit" und "GW-Stufe" von besonderem Interesse. Aus diesen lassen sich die mittleren Humus- und Tongehalte sowie die Daten zur Bodenwasserbewegung ableiten. Ein Auswerteprogramm verknüpft die quantifizierten Bodenarten mit den bodenartenabhängigen Kenngrößen aus den Tabellen der BODENKUNDLICHEN KARTIERANLEITUNG (1982).

Aus kartiertechnischen Gründen werden bei der landesweiten Aufnahme der Böden im Maßstab 1 : 50.000 die pH-Werte nicht erfaßt. Bereits aus frühen Arbeiten ist jedoch bekannt, daß die Bodenreaktion eine die SM-Löslichkeit dominierende Einflußgröße darstellt (HERMS & BRÜMMER, 1978, 1984). Durch Überlagerung von Realnutzungsdaten (Acker, Grünland, Wald) des Landesvermessungsamtes NRW mit der BK50 DIG können jedoch den Verschneidungsergebnissen nutzungsabhängige Ziel-pH-Werte zugewiesen werden. Diese lassen sich in Abhängigkeit vom Ton- und Humusgehalt in Acker- und Grünlandböden ableiten und werden von den Landwirtschaftskammern (LK) zur Ermittlung des Kalkdüngeraufwandes in der Praxis verwendet. Für die EDV-technische Auswertung wurden, in Absprache mit der LK Bonn, die Tabellen um ihren fehlenden Bodenartenanteil sowie die entsprechenden mittleren Tongehalte ergänzt (Tab. 1). Eine nutzungsabhängige Abschätzung von Ziel-pH-Werten für Waldstandorte ist in Anbetracht der meist sehr starken Waldbodenversauerung nicht sinnvoll. Stattdessen wird den Verschneidungsergebnissen (Bodeneinheit \ Wald

*) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Str. 195, D-47803 Krefeld

Tab. 1: Ziel-pH-Werte für Acker- und Grünlandböden in Abhängigkeit vom Humus- und Tongehalt und/oder der Bodenart (Landwirtschaftskammer Bonn, modifiziert)

Ton (X)	Bodenart	Acker					Grünland			
		Humusgehalt (X)								
		-4	-8	-15	-30	>30	-8	-15	-30	>30
0 - 5	S Su2	5,5	5,5	5	4,5	4,3	5	5	4,5	4,6
> 5 - 17	Su3 Su4 Slu Sl2 Sl3 Sl4 St2 U Ua Uls Ul2 Ul3 Ut2 Ut3	6	6	5,5	5	4,3	5,5	5,0	4,5	4,6
> 17 - 35	St3 Ul4 Ut4 Ls2 Lsu Ls3 Ls4 Lu Lt2 Ts4 Tu4	6,5	6	6	5,5	4,3	5,5	5,5	5	4,6
> 35 - 45	Lt3 Ltu Lts Ts3 Tu3	7	6,5	6	5,5	4,3	6	5,5	5	4,6
> 45	Ts2 Tu2 Tl T	7	7	6	5,5	4,3	6	5,5	5	4,6

die mittlere Bodenreaktion (Median pH 3,5; N = 128) einer Bewertungsfläche zugewiesen, die sich aus Labordaten der Waldbodenzustandserhebung und anderen Untersuchungen in NRW berechnen läßt.

Das Prinzip der halbquantitativen Modellansätze (BLUME & BRÜMMER, 1987, 1991) besteht in der Ermittlung der relativen Bindungsstärke eines total GW-freien Bodens für einzelne Metalle in Abhängigkeit vom pH-Wert der Bodenlösung sowie vom Humus- und Tongehalt der Böden. Eine Wertzuweisung wird für jedes Element einzeln durchgeführt, da diese jeweils individuelle Affinitäten zu Prozessen der Mobilisierung und Immobilisierung in Abhängigkeit vom pH, Humus- und Tongehalt besitzen. Dieses für jedes SM spezifische Verhalten ist aus den Ergebnissen vieler Laboruntersuchungen bekannt (HERMS & BRÜMMER, 1984; GERTH, 1985; HORNBURG, 1991). Aus der relativen Bindungsstärke des zunächst GW-freien Bodens, der KWBa und der mittleren GW-Stufe ergibt sich dann die Gefährdungsstufe (GGs) für eine GW-Kontamination mit Metallionen.

Vergleich zwischen DVWK-Modell und dem Modell 1991

Die Fortschreibung des Programms hat bewirkt, daß die Methode 1991 von BLUME & BRÜMMER die potentielle GW-Kontaminationsgefahr mit Metallionen, die von einem/r Bodenhorizont/-schicht oder einem Profil ausgeht, insgesamt schärfer diagnostiziert. Für eine Bewertungsfläche von 6 x 6 km (Blatt Minden) weisen die Ergebnisse, im Vergleich zur DVWK-Methode, eine um eine Einheit höhere GGS (= 20 %) für Cd und Zn auf. Es ist deshalb davon auszugehen, daß auch bei den übrigen Elementen (Mn, Ni, Co, Al, Cu, Cr^{III}, Pb, Hg, Fe) z. T. deutliche Unterschiede zwischen den Ergebnissen beider Methoden auftreten können.

Plausibilitätsprüfung und Quantifizierung der Modellergebnisse

Da das Modell auf einer Vielzahl von Ergebnissen aus Laboruntersuchungen unter standardisierten Bedingungen (HERMS & BRÜMMER, 1984; GERTH, 1985) und aus Felduntersuchungen (HORNBURG und BRÜMMER, 1989) beruht, können den halbquantitativen Ergebnissen (Bindungsstufe 0 - 6) quantitative Größen zugewiesen werden. Es ist zu erwarten, daß bei einem Boden mit sehr hoher Bindungsstärke (Stufe 5) der mobile SM-Anteil am SM-Gesamtgehalt sehr gering ist und umgekehrt. Für die Prüfung des Modells 1991 standen Daten von mehr als 250 Bodenproben aus dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn zur Verfügung. Die Oberbodenproben wurden für unterschiedliche Zwecke entnommen und stammen von mäßig bis sehr stark belasteten Acker-, Grünland- und Waldstandorten. In die Verrechnungen wurden allerdings nur Bodenproben von sehr gering bis mäßig belasteten Standorten aufgenommen. Allen Proben gemeinsam war die Bestimmung der wichtigsten Bodenkenwerte (pH, Humus, Ton). An 233 Proben wurden zusätzlich die mit 0,1 M CaCl₂ (CC) sowie an 162 Proben die mit 1 M NH₄NO₃ (NN)-extrahierbaren SM-Gehalte un-

tersucht (HORNBURG et al., 1993). Ihr Anteil am SM-Vorrat ($SM-CC \cdot 100/SM\text{-Gesamt}$ bzw. $SM-NN \cdot 100/SM\text{-Gesamt}$) ist überwiegend das Ergebnis multipler Wechselwirkungen zwischen Element und den im Modell berücksichtigten Parametern (vgl. HERMS & BRÜMMER, 1984; HORNBURG, 1991). Der nicht mit 0,1 M $CaCl_2$ oder anderen Extraktionslösungen extrahierbare SM-Anteil wird im Modell als relative SM-Bindungsstärke der Böden bezeichnet.

Wie am Beispiel Cd gezeigt wird, können den Modellergebnissen auf der Abszisse (Bindungsstufe 0 - 6) die $CaCl_2$ - (Abb. 1) oder NN-extrahierbaren Cd-Anteile (in %) am SM-Gesamtgehalt (nicht dargestellt) auf der Ordinate zugewiesen werden. Gleichzeitig bestehen mit $r = 0,88^{***}$ (Abb. 1) bzw. $0,92^{***}$ ($\log(Cd-NN \cdot 100/Cd_t) = 68,224 - 25,287 x + 2,377 x^2$; nicht dargestellt) sehr enge Beziehungen zwischen den berechneten Cd-Bindungsstufen und den $CaCl_2$ - bzw. NN-extrahierbaren Cd-Gehalten der Böden.

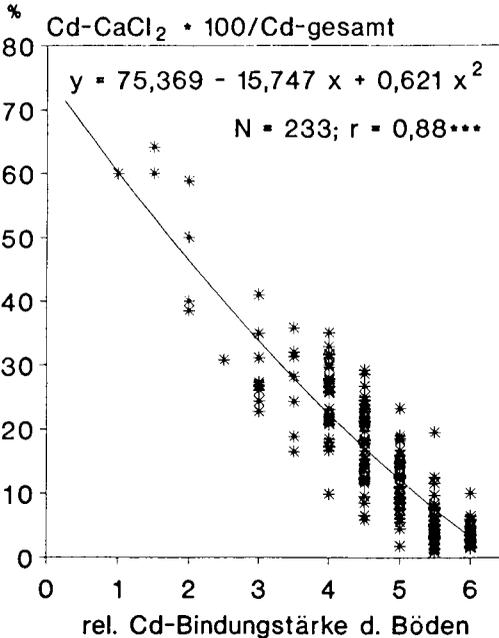


Abb. 1: Mit 1 M $CaCl_2$ -extrahierbare Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt in Abhängigkeit von der durch das Modell BLUME & BRÜMMER (1991) berechneten relativen Cd-Bindungsstärke der Böden

In Tab. 2 sind für die Cd-Bindungsstufen 0 - 6 verschiedene statistische Kennwerte der $CaCl_2$ - und NN-extrahierbaren Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt aufgeführt. Diese nehmen mit zunehmender Cd-Bindungsstärke der Böden ab und betragen bei Bindungsstufe 1 für $y = f(x)$ 60 bzw. 45 %, bei Bindungsstufe 2 46 bzw. 27 %, bei Bindungsstufe 3 34 bzw. 13,8 %, bei Bindungsstufe 4 22 bzw. 5,1 % und bei Bindungsstufe 5 12,2 bzw. 1,2 % der Cd-Gesamtgehalte. Als weitere statistische Kenngröße ist für jede Cd-Bindungsstufe auch der Median der $CaCl_2$ - und NN-extrahierbaren Cd-Anteile aufgeführt. Diese stehen in meist enger Beziehung zum Regressionsergebnis ($y = f(x)$). Nur bei Cd-Bindungsstufe 3 sind geringfügige Abweichungen zu beobachten. Die Ursache hierfür könnte sowohl auf die Anpassung der Regressionskurve, als auch auf eine geringfügige Über- oder Unterbewertung einzelner Parameter durch das Modell zurückzuführen sein. Die Ergebnisse zeigen ferner, daß je nach

Verwendung des Extraktionsmittels sehr unterschiedliche Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt gelöst werden (HORNBURG et al., 1993). Ziel weiterer Untersuchungen muß deshalb sein, den verschiedenen Bindungsstufen einheitliche Anteile mobiler SM-Fractionen zuzuweisen. Gleichzeitig kann eine Prüfung und Eichung des Modells erfolgen.

Tab. 2: Statistische Kennwerte für die mit 0,1 M CaCl_2 - und 1 M NH_4NO_3 -extrahierbaren Cd-Gehalte in Abhängigkeit von der relativen Bindungsstärke der Böden (n. BLUME & BRÜMMER, 1991) ($y = f(x)$ -Werte aus Abb. 1 bzw. aus $\log(\text{Cd-NN} \cdot 100/\text{Cd}_i) = 68,224 - 25,287 x + 2,377 x^2$ abgeleitet; Werte in Klammer interpoliert)

Relative Cd-Bindungsstärke der Böden (n. BLUME und BRÜMMER, 1991)							
Stufe Bindung	0 keine	1 gering	2 gering	3 mittel	4 hoch	5 hoch	6 s. hoch
0,1 M CaCl_2 -extrahierbare Cd-Anteile in % am Cd-Gesamtgehalt							
N	0	1	4	11	34	43	23
$y = f(x)$	(75)	(60)	46	34	22	12,2	-
Median	-	-	45	27	24	12,5	3,7
SWB	-	-	38 - 59	23 - 41	9,9 - 35	1,9 - 23	1,5 - 10,0
25 Perz.	-	-	39	26	21	8,5	2,4
75 Perz.	-	-	57	31	28	14,9	4,8
1 M NH_4NO_3 -extrahierbare Cd-Anteile in % am Cd-Gesamtgehalt							
N	0	0	4	7	18	27	22
$y = f(x)$	(68)	(45)	27	13,8	5,1	1,2	-
Median	-	-	27	9,7	3,7	1,1	0,6
SWB	-	-	23 - 31	5,9 - 19,3	1,9 - 16,4	0,4 - 6,3	0,3 - 1,1
25 Perz.	-	-	23	7,6	2,4	0,7	0,4
75 Perz.	-	-	31	14,5	5,0	2,6	0,7

N = Probenzahl; y = Regressionsergebnis; SWB = Schwankungsbreite; Perz. = Perzentil

Zusammenfassung

Ausgelöst durch eine Reihe von Modelluntersuchungen zum Verhalten von SM in Böden wurde versucht, Anhaltspunkte über die Vergleichbarkeit der derzeit am häufigsten eingesetzten Prognoseprogramme (DVWK, 1988; BLUME & BRÜMMER, 1991) zu bekommen. Zusammenfassend gilt, daß die fortgeschriebene Methode (1991) die Gefährdungssituation einer GW-Kontamination mit Cd- und Zn-Ionen und anderen Elementen (Mn, Ni, Co, Al, Cu, Cr^{III}) insgesamt schärfer diagnostiziert. Die mit 0,1 M CaCl_2 und 1 M NH_4NO_3 extrahierbaren Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt weisen sehr enge hoch signifikante Beziehungen zum Modellergebnis auf. Damit können dem halbquantitativen Modellergebnis quantitative Größen zugeordnet werden. Mit zunehmender Cd-Bindungsstärke der Böden, nehmen die CaCl_2 - und NH_4NO_3 -extrahierbaren Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt ab.

Literatur

- Blume, H.-P. und G.W. Brümmer (1987): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, **53**, 111-117.
 Blume, H.-P. und G.W. Brümmer (1991): *Ecotoxicology & Environmental Safety*, **22**, 164-174.
 Bodenkundliche Kartieranleitung (1982). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhdlg., 3. Auflage, 331 S..
 DVWK (1988): *Merkblätter zur Wasserwirtschaft*, **212**, 8 S..
 Gerth, J (1985): *Diss., Agrarwissenschaftliche Fakultät Univ. Kiel*, 267..
 Herms, U. und G.W. Brümmer (1978): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, **27**, 23-34.
 Herms, U. und G.W. Brümmer (1984): *Z. Pflanzenern. Bodenkd.*, **147**, 400-424.
 Hornburg, V. (1991): *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, **2**, 228 S..
 Hornburg, V. und G.W. Brümmer (1989): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.*, **59**, 727 - 731.
 Hornburg, V.; G. Welp und G.W. Brümmer (1993): (in diesem Band).

CaCl₂- und NH₄NO₃-extrahierbare Schwermetallgehalte
in Böden - ein Methodenvergleich

von

Hornburg, V.* , G. Welp** und G.W. Brümmer**

Zur Charakterisierung der mobilen Schwermetall (SM)-Fraktionen wird bisher meistens eine Extraktion von Bodenproben mit einer 0,1 M CaCl₂ (CC)-Lösung verwendet (KÖSTER und MERKEL, 1982). In mehreren Arbeiten konnte die Eignung dieser ungepufferten Salzlösung zur Prognose der Verfügbarkeit von Schwermetallen - insbesondere von Cd und Zn - für Pflanzen belegt werden. Die Verwendung von CC ist jedoch mit analytischen Problemen bei der AAS-Messung verbunden und kann zudem bei Schwermetallen mit stärkerer Neigung zur Bildung von löslichen Chloro-SM-Komplexen zu erhöhten Extraktionsausbeuten führen. Diese Probleme treten bei einer Verwendung von 1 M NH₄NO₃ (NN) (ZEIEN und BRÜMMER, 1989, 1991) nicht auf. Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen ist es bei einer größeren Zahl von kationisch und anionisch vorliegenden Spurenelementen möglich, mittels einer NN-Extraktion die mobilen Elementanteile zu kennzeichnen (ZEIEN und BRÜMMER, 1989, 1991; PRÜESS, 1992). Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, anhand eines größeren Probenkollektivs die Verwendbarkeit dieser beiden derzeit am häufigsten eingesetzten Extraktionsmittel vergleichend zu untersuchen und zu bewerten.

Material und Methoden

Es wurden 158 Oberboden- und 149 Pflanzenproben (Weizenkorn, Sellerieknolle, Gras) von SM-belasteten und unbelasteten schleswig-holsteinischen Acker-, Grünland- und Waldflächen auf ihre Gehalte an Cd, Zn, Mn, Cu und Pb untersucht (HORNBURG, 1991). Die pH(CaCl₂)-Werte der entnommenen Bodenproben (pH 2,6 - 7,6) sowie weitere Bodeneigenschaften (C_{org}: 0,5 - 32 %; Ton: 2,5 - 41 %) weisen ein breites Spektrum auf und lassen daher relativ umfassende Interpretationen zu.

Neben SM-Gesamtgehalten (HNO₃/HClO₄) wurden in den Bodenproben die CC- und NN-extrahierbaren Gehalte, die im folgenden als mobile Fraktion bezeichnet werden, sowie die DTPA- und EDTA-extrahierbaren SM-Gehalte, die zusätzlich zu den mobilen Gehalten verschiedene Anteile an nachlieferbaren Fraktionen erfassen, untersucht.

Beziehungen zwischen den CaCl₂- und NH₄NO₃-extrahierbaren SM-Gehalten

In Abb. 1 sind die Beziehungen zwischen den CC- und NN-extrahierbaren SM-Gehalten der Elemente Cd, Zn, Mn, Cu und Pb in logarithmischer Form dargestellt.

Bei Cd besteht zwischen den CC- (0,01 - 0,87 mg/kg) und NN-extrahierbaren Gehalten (0,001 - 0,38 mg/kg) der untersuchten Bodenproben mit $r = 0,89^{***}$ eine sehr hoch signifikante und relativ enge Beziehung. Für Zn ergeben sich - nach Eliminierung von Analysenwerten im Bereich der Nachweisgrenze - mit $r = 0,95^{***}$ sehr enge Beziehungen zwischen den CC- (0,02 - 56 mg/kg) und NN-extrahierbaren Fraktionen (0,001 - 72 mg/kg). In gleicher Weise sind auch bei Mn die entsprechenden Mn-Fraktionen (0,1 - 112 mg Mn-CC bzw. 0,9 - 141 mg Mn-NN/kg) mit $r = 0,95^{***}$ sehr eng miteinander korreliert. Für ein kleineres Probenkollektiv (Waldböden mit pH 2,6 - 5,1) werden auch bei Pb mit $r = 0,97^{***}$ sehr enge Beziehungen zwischen der Pb-CC- (0,063 - 17,3 mg/kg) und Pb-NN-Fraktion (0,028 - 11,3 mg/kg) festgestellt. Für diese vier SM ist damit über die dargestellten Regressionsgleichungen eine Umrechnung von der CC- in die NN-extrahierbare Form und umge-

*) Geologisches Landesamt Nordrheinwestfalen, De-Greif-Str. 195, D-47803 Krefeld

**) Institut für Bodenkunde Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

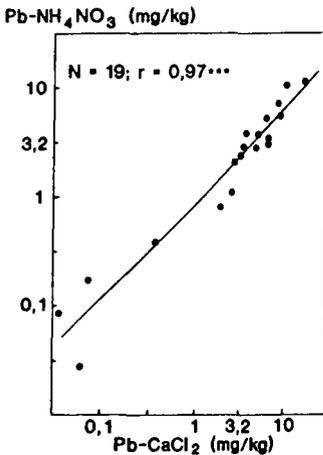
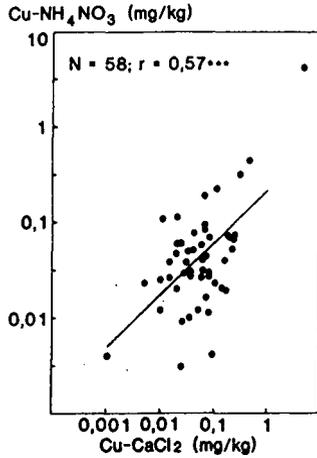
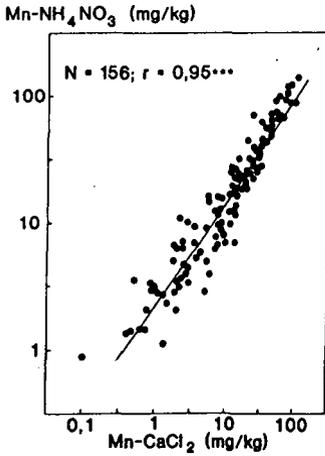
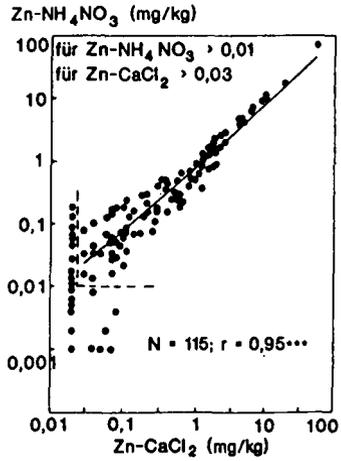
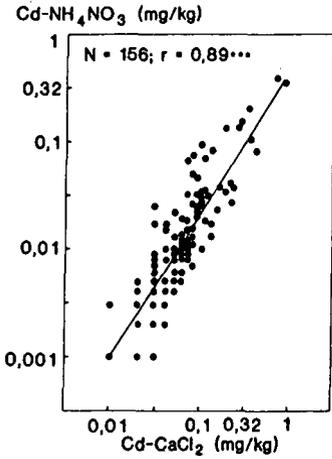


Abb. 1: Korrelative Beziehungen zwischen den mit 0,1 M CaCl₂ und 1 M NH₄NO₃ extrahierbaren Gehalten an Cd, Zn, Mn, Cu und Pb in Bodenproben (Ap-, Ah-Horizonte) stark unterschiedlichen Stoffbestandes
Regressionsgeraden:

$$\log(\text{Cd-NN}) = 1,334 \log \text{Cd-CC} - 0,332$$

$$\log(\text{Zn-NN}) = 1,008 \log \text{Zn-CC} - 0,105$$

$$\log(\text{Mn-NN}) = 0,814 \log \text{Mn-CC} + 0,341$$

$$\log(\text{Cu-NN}) = 0,554 \log \text{Cu-CC} - 0,666$$

$$\log(\text{Pb-NN}) = 0,869 \log \text{Pb-CC} - 0,072$$

kehrt in Annäherung möglich.

Deutliche Abweichungen zwischen beiden Methoden ergeben sich bei Cu. Die Beziehung zwischen beiden Fraktionen ist zwar noch sehr hoch signifikant, weist jedoch einen r-Wert von nur 0,57*** auf.

In Abhängigkeit vom mittleren pH der Acker- (pH 6,2) und Waldbodenproben (pH 3,1) werden im geometrischen Mittel durch NN sehr unterschiedliche SM-Anteile am CC-extrahierbaren SM-Gehalt gelöst. Diese umfassen bei pH 6,2 (Acker) und 3,1 (Wald) einen Bereich von 15 und 56 % bei Cd, 20 und 67 % bei Pb und 53 und 102 % bei Zn. Die höhere Extraktionskraft von 0,1 M CC in Relation zu 1 M NN ist bei hohem pH im wesentlichen auf die Bildung löslicher Chloro-SM-Komplexe (Cd > Pb > Zn) zurückzuführen. Der Einfluß der Chloro-Komplexbildung nimmt mit zunehmender Acidität ab, bleibt jedoch bei Cd und in geringerem Umfang bei Pb auch im sehr stark sauren pH-Bereich bestehen. Bei Zn hingegen wird, dieser Einfluß im stark sauren pH-Bereich kompensiert. Bei Mn und Cu steigt der mittlere NN-extrahierbare Anteil am CC-extrahierbaren Mn-Gehalt mit zunehmendem pH von 104 (pH 3,1) auf 148 % (pH 6,2) bzw. von 27 (pH 3,1) auf 100 % (pH 6,2) an. Die starke Zunahme der NN-extrahierbaren Cu-Anteile bei neutralen und alkalischen pH-Werten ist u. a. auf die Bildung löslicher Cu-Tetramminkomplexe zurückzuführen.

CaCl₂- und NH₄NO₃-extrahierbare SM-Anteile am SM-Gesamtgehalt in Abhängigkeit vom pH-Wert der Böden

Bei allen Elementen werden die CC- (nicht dargestellt) und NN-extrahierbaren SM-Anteile am SM-Gesamtgehalt (Abb. 2) in starkem Maße vom pH-Wert der Böden bestimmt.

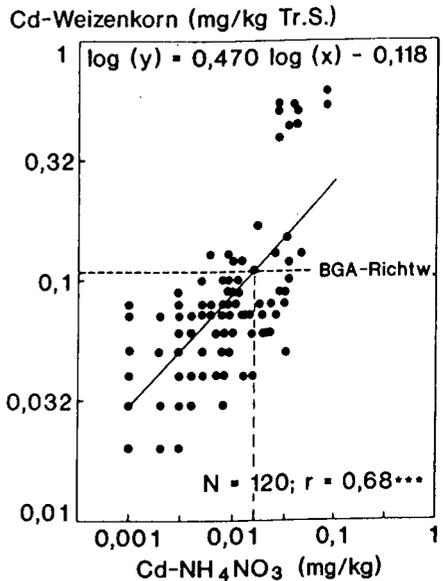
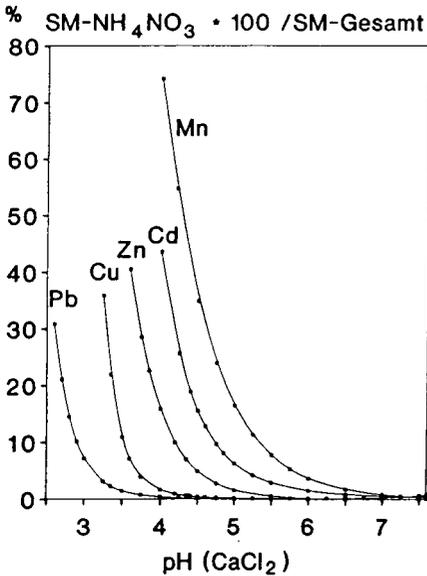


Abb. 2: Mit 1 M NH₄NO₃ extrahierbare SM-Anteile am Gesamtgehalt der Elemente Cd, Zn, Mn, Cu und Pb in Abhängigkeit vom pH der Böden

Abb. 3: Cd-Gehalte im Weizenkorn in Abhängigkeit von den mit 1 M NH₄NO₃ extrahierbaren Cd-Gehalten der Böden

Bei Verwendung von CC als Extraktionsmittel, ist Cd am mobilsten und liegt bereits bei schwach sauren pH-Werten zu relativ hohen Anteilen in dieser Fraktion vor (HORNBERG und BRÜMMER, 1989). Bei Verwendung von NN als Extraktionsmittel, ohne spezifischen Komplexbildungseinfluß auf die Extraktion des Cd , weist Mn die höchste Mobilität auf (Abb. 2). Mit abnehmenden pH-Werten folgen dann $\text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb}$. Pb wird erst unterhalb von pH 3,5 mobil.

Beziehungen zwischen den CaCl_2 - bzw. NH_4NO_3 -extrahierbaren Cd -Gehalten der Bodenproben und den Cd -Gehalten im Weizenkorn und in Sellerieknollen

Die als verfügbar angesehenen CC - (nicht dargestellt) bzw. NN -extrahierbaren Cd -Gehalte stehen mit $r = 0,75^{***}$ bzw. $0,68^{***}$ (Abb. 3) in nicht sehr enger, jedoch hoch signifikanter Beziehung zum Cd -Gehalt im Weizenkorn ($\log \text{Cd-Wk} = 0,683 \log \text{Cd-CC} - 0,206$; $N = 122$ bzw. $\log \text{Cd-Wk} = 0,470 \log \text{Cd-NN} - 0,118$; $N = 120$). In ähnlicher Weise weisen die CC - bzw. NN -extrahierbaren Cd -Gehalte auch eine schwach signifikante Beziehung von $r = 0,61^*$ bzw. $0,63^*$ zu den Cd -Gehalten in Sellerieknollen (mg/kg Tr.S.) auf ($\log \text{Cd-Sk} = 0,620 \log \text{Cd-CC} + 0,648$ bzw. $\log \text{Cd-Sk} = 0,360 \log \text{Cd-NN} + 0,704$; $N = 11$).

Aus diesen Beziehungen können mit Hilfe der BGA-Richtwerte für Cd im Weizenkorn ($0,12 \text{ mg/kg Tr.S.}$) bzw. in Sellerieknollen ($1,33 \text{ mg/kg Tr.S.}$) Schwellenwerte für CC - und NN -extrahierbare Cd -Gehalte in Böden abgeleitet werden. Diese betragen für den einfachen und doppelten Cd -Richtwert für Weizenkorn $0,09$ und $0,24 \text{ mg Cd-CC}$ bzw. $0,02$ und $0,09 \text{ mg Cd-NN/kg Boden}$. Die für Sellerieknollen berechneten Schwellenwerte betragen $0,14$ und $0,44 \text{ mg Cd-CC}$ bzw. $0,02$ und $0,17 \text{ mg Cd-NN/kg Boden}$. Es ist demnach damit zu rechnen, daß auf Böden mit NN -extrahierbaren Cd -Gehalten $< 0,02 \text{ mg/kg}$ im statistischen Mittel eine Überschreitung des Lebensmittel-Richtwertes für Weizenkorn und Sellerieknolle vermieden werden kann.

Zusammenfassung

Die mit $0,1 \text{ M CaCl}_2$ und $1 \text{ M NH}_4\text{NO}_3$ extrahierten mobilen SM -Gehalte unterliegen zwar unterschiedlichen chemischen Effekten beider Lösungsmittel, können aber anhand sehr hoch signifikanter Beziehungen für Cd , Mn , Zn und Pb in Annäherung ineinander umgerechnet werden. Dies ist dagegen nicht für Cu möglich. Bei Verwendung von CaCl_2 wird infolge einer CdCl_4 -Bildung die Cd -Mobilität in Böden überschätzt. Die Cd -Gehalte beider Extraktionsmethoden weisen sehr hoch signifikante Beziehungen zu den Cd -Gehalten im Weizenkorn und in Sellerieknollen auf. Anhand dieser Beziehungen werden Schwellenwerte für die CaCl_2 - und NH_4NO_3 -extrahierbaren Cd -Gehalte in Böden errechnet. Gegenüber CaCl_2 weist die Verwendung von NH_4NO_3 als Extraktionsmittel analytische Vorteile insbesondere für Untersuchungen mit der flammenlosen AAS und des weiteren für die Extraktion anionischer Schadstoffe (Arsenat, Chromat) auf.

Literatur

- Hornburg, V. und G.W. Brümmer (1989): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 59, 727 - 731.
Hornburg, V. (1991): *Bonner Bodenkundliche Abhandlungen*, 2, 241 S.
Köster, W. und D. Merkel (1982): *Landwirtsch. Forsch.*, Sh. 39, 245 - 254.
Prüß, A. (1992): *Diss. Univ. Karlsruhe, Fakultät Bio- u. Geowissenschaft, 145 S.*
Zeien, H. und G.W. Brümmer (1989): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 59, 505 - 509.
Zeien, H. und G.W. Brümmer (1991): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 66, 439 - 442.

Mineralisationskinetik zweier Triazin-Herbizide

von

Kaune, A.⁺, R. Brüggemann⁺, M. Matthies⁺ und A. Kettrup⁺⁺

Einleitung

Der Abbau von Xenobiotika in Böden folgt selten einer Reaktionskinetik 1. Ordnung, obwohl sie z. B. in Modellen zur Simulation des Verhaltens in der Umwelt oft angenommen wird. Eine Reaktion wird als "Pseudo-erster-Ordnung" bezeichnet, wenn die Konzentrationsabnahme bei einer bestimmten Anfangskonzentration einer e-Funktion genügt, die Reaktionskonstante aber für verschiedene Anfangskonzentrationen unterschiedlich ist (Richter et al. 1992). Meist wird ein schnellerer Abbau mit abnehmender Anfangskonzentration beobachtet. Um dennoch die Konzentrationsabnahme der Ausgangssubstanz oder die Anreicherung eines Abbauproduktes zu beschreiben, wurden kinetische Funktionen entwickelt, die eine Lag-Phase wiedergeben und die mikrobielle Biomasse berücksichtigen (Brunner und Focht 1984, Focht und Brunner 1985, Scow et al. 1986, Liu und Zhang 1986). Einige dieser Funktionen werden hier verwendet, um die Bildung von CO₂ aus zwei ¹⁴C-ringmarkierten Triazin-Herbiziden (Cyanazin und Terbutylazin) zu beschreiben.

Die Versuche sind außerdem ein erster Schritt zur Entwicklung einer quantitativen Struktur-Aktivitätsbeziehung (QSAR), die die Mineralisationsrate der Stoffe mit Deskriptoren ihrer chemischen Struktur in Beziehung setzt. QSARs werden in zunehmendem Maße verwendet, um (expositionrelevante) Daten abzuschätzen.

Material und Methoden

Bodenproben wurden mit einem Stechzylinder aus 0-10 cm Tiefe des Ap-Horizontes einer Parabraunerde aus Lößlehm entnommen (fine silty Typic Agrudalf). Der pH-Wert betrug 5,8, der Gehalt an organischer Substanz 1,3 %, und die Körnung bestand aus 22 % Ton, 62 % Schluff und 16 % Sand (A. Scheinost, persönliche Mitteilung). Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und bei 4 °C gelagert. Sterile Kontrollen wurden durch einstündiges Autoklavieren an 3 aufeinanderfolgenden Tagen erhalten. Bodenproben mit einer Trockenmasse von 20 g wurden in 250-ml-Gewindeflaschen eingewogen, mit ¹⁴C-Cyanazin oder ¹⁴C-Terbutylazin und zur Einstellung der gewünschten Konzentration mit genügend unmarkierter Substanz versetzt. Der Wassergehalt wurde auf 65 % der maximalen Wasserhaltekapazität (Schlichting und Blume 1966) eingestellt. Die mit einem Septum gasdicht verschlossenen Gewindeflaschen wurden bei 22 ± 1 °C im Dunkeln inkubiert. In regelmäßigen Zeitabständen wurden die Inkubationsgefäße mit synthetischer Luft gespült, wobei flüchtige organische Substanzen in Ethylenglykolmonomethylether und ¹⁴CO₂ in Carbosorb aufgefangen wurden. Die Lösungen wurden mit einem Szintillationscocktail versetzt und in einem Szintillationszähler gemessen.

+) GSF - Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Projektgruppe Umweltgefährdungspotentiale von Chemikalien und

++) GSF - Institut für Ökologische Chemie, Neuherberg, D-85764 Oberschleißheim

Die kumulativen Werte der $^{14}\text{CO}_2$ -Entwicklung wurden mittels nicht-linearer Regression an folgende kinetische Funktionen angepaßt, die von Brunner und Focht (1984), Focht und Brunner (1985) bzw. Liu und Zhang (1986) stammen:

$$P = S_0 (1 - \exp(-k_1 t - k_2 t^2/2)) + k_0 t \quad (1)$$

$$P = S_0 / (k_2 - k_1) [k_2 (1 - \exp(-k_1 t)) - k_1 (1 - \exp(-k_2 t))] \quad (2)$$

$$P = S_0 - [k_1 S_0 / ((k_1 + k_2 S_0) \exp(k_1 t) - k_2 S_0)] \quad (3)$$

- P = $^{14}\text{CO}_2$, bezogen auf die eingesetzte Menge ^{14}C (Bq/Bq)
 S_0 = Anteil des Substrates, der zu $^{14}\text{CO}_2$ umgesetzt wurde (Bq/Bq)
 t = Zeit (d)
 k_1, k_2 = Reaktionskonstanten (d^{-1}), $[k_2]_{\text{Gl. 2}} = \text{d}^{-2}$
 k_0 = Reaktionskonstante nullter Ordnung, die die Rate der Mineralisierung von ^{14}C -Umwandlungsprodukten beschreibt (d^{-1}) (nur Gl. 1)

Ergebnisse und Diskussion

Alle Versuche zeigten eine Lag-Phase (Abb. 1), die auf einen metabolischen Abbau hinweist. Bei Terbutylazin und einer Anfangskonzentration von $0,016 \mu\text{mol/kg}$ ($3,7 \mu\text{g/kg}$) war die Lag-Phase etwas kürzer als bei allen anderen Versuchen. Die Daten wurden am besten durch Gl. 1 beschrieben. Die Korrelationskoeffizienten waren für alle Datensätze $> 0,998$ ($P < 0,0001$). Der Parameter k_1 , der in Gl. 1 die Mineralisierung des Substrats zu Versuchsbeginn bestimmt und ≥ 0 sein sollte, ist jedoch bis auf wenige Ausnahmen negativ. Die Ausnahmen sind die Versuche mit Terbutylazin bei der höchsten eingesetzten Konzentration ($50 \mu\text{mol/kg}$, 11 mg/kg) und mit Cyanazin bei der niedrigsten Anfangskonzentration ($1,4 \mu\text{mol/kg}$, $0,34 \text{ mg/kg}$). Physikalisch nicht interpretierbare Funktionsparameter wurden auch von anderen Autoren mitgeteilt, z. B. negative Werte für S_0 von Moormann und Harper (1989) und negative Werte für k_2 von Scow et al. (1986), ohne dieses Problem jedoch zu diskutieren. Bei der Herleitung der Gl. 1 wird ein lineares Wachstum der Bodenmikroflora angenommen, motiviert durch die Möglichkeit, daß das zugesetzte Substrat als Energie-, Kohlenstoff- und im Falle von Alkylamino-Triazininen auch als N-Quelle (Cook und Hütter 1981) verwendet werden kann. Dagegen bleibt unberücksichtigt, daß bei Abbauprobungen im Labor nach einer bestimmten Zeit meist eine Abnahme der mikrobiellen Aktivität beobachtet wird, die auf die $^{14}\text{CO}_2$ -Bildung einen gegenteiligen Effekt gegenüber dem anfänglichen Wachstum haben könnte. Die Annahmen bei der Herleitung der Gl. 1 sind also nicht erfüllt. Dies könnte das Auftreten physikalisch nicht interpretierbarer Funktionsparameter erklären.

Der Gültigkeitsbereich von k_1 wurde auf ≥ 0 eingeschränkt (Abb. 1 b). Als Ergebnis der nicht-linearen Regression wurde in allen Fällen der Wert $k_1 = 0$ erhalten. Dies kann so interpretiert werden, daß die Mineralisierung des eingesetzten Substrats zu Versuchsbeginn vernachlässigbar ist und vor allem durch eine Erhöhung der mikrobiellen Abbauleistung mit der Zeit, die durch k_2 beschrieben wird, erfolgt, und kann als Ausdruck der beobachteten Lag-Phase gelten. Auch für $k_1 = 0$ ist R^2 noch immer hochsignifikant, aber es treten systematische Abweichungen zwischen der angepaßten Funktion und den Meßwerten auf, wie vor allem aus der Zeichnung der Residuen als Funktion der Zeit deutlich wird (Abb. 1 b). Bei Versuchsbeginn sind die Funktionswerte systematisch größer, bei

Versuchsende systematisch kleiner als die Meßwerte. Eine solche nicht-zufällige Verteilung positiver und negativer Residuen weist darauf hin, daß der funktionale Zusammenhang zwischen P und t durch die Gleichung nicht richtig wiedergegeben wird. Eine wahrscheinlich nicht zufällige Verteilung positiver und negativer Residuen wurde auch bei den Gleichungen 2 und 3 beobachtet (Abb. 1 c und d).

Da die zeitlichen Verläufe der $^{14}\text{CO}_2$ -Bildung nicht oder nur mit physikalisch nicht interpretierbaren Funktionsparametern an die kinetischen Funktionen 1–3 angepaßt werden konnten, sind diese Funktionen auch nicht geeignet, die Abhängigkeit der Mineralisierung von der Anfangskonzentration aufzuzeigen. Um diese Abhängigkeit zu beschreiben, wird daher die nach einer bestimmten Zeit gebildete Produktmenge betrachtet. Abbildung 2 zeigt, daß die Mineralisierung von Terbutylazin praktisch nicht, die von Cyanazin aber in hohem Maße von der eingesetzten Anfangskonzentration abhängt. Diese Aussage ist relativ unabhängig vom Zeitpunkt, zu dem die Produktbildung betrachtet wird (Abb. 2).

Schlußfolgerung

Die unterschiedliche Abhängigkeit der Mineralisierung von der Anfangskonzentration weist darauf hin, daß der geschwindigkeitslimitierende Schritt beim Abbau von Cyanazin und Terbutylazin unterschiedlich ist. Nach Hinzunahme weiterer symmetrischer Triazine mit unterschiedlichen Ring-Substituenten soll versucht werden, die Mineralisationsrate der Triazine mit Deskriptoren ihrer chemischen Struktur in Beziehung zu setzen (Aufstellung einer QSAR). Die Versuche mit Cyanazin und Terbutylazin zeigen, daß für jede Substanz die Abhängigkeit von der eingesetzten Konzentration ermittelt werden muß und daß die Stoffe mit unterschiedlicher Konzentrationsabhängigkeit der Mineralisierung bei der Entwicklung einer QSAR getrennt behandelt werden müssen.

Literatur

- Brunner, W. und D. D. Focht (1984): Deterministic Three-Half-Order Kinetic Model for Microbial Degradation of Added Carbon Substrates in Soil. *Applied and Environmental Microbiology* **47**, 167–172.
- Cook, A. M. und R. Hütter (1981): *s*-Triazines as Nitrogen Sources for Bacteria. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* **29**, 1135–1143.
- Focht, D. D. und W. Brunner (1985): Kinetics of Biphenyl and Polychlorinated Biphenyl Metabolism in Soil. *Applied and Environmental Microbiology* **50**, 1058–1063.
- Liu, D. S. und S. M. Zhang (1986): Kinetic Model for Degradative Processes of Pesticides in Soil. *Ecological Modelling* **37**, 131–138.
- Moormann, T. B. und S. S. Harper (1989): Transformation and Mineralization of Metribuzin in Surface and Subsurface Horizons of a Mississippi Delta Soil. *Journal of Environmental Quality* **18**, 302–306.
- Richter, J., O. Richter, C. Marucchini und P. Perucci (1992): Kinetics of Degradation of some Herbicides in Soil Samples under Controlled Conditions. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **155**, 261–267.
- Schlichting, E. und H. P. Blume (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Enke, Stuttgart.
- Scow, K. M., S. Simkins und M. Alexander (1986): Kinetics of Mineralization of Organic Compounds at Low Concentrations in Soil. *Applied and Environmental Microbiology* **51**, 1028–1035.

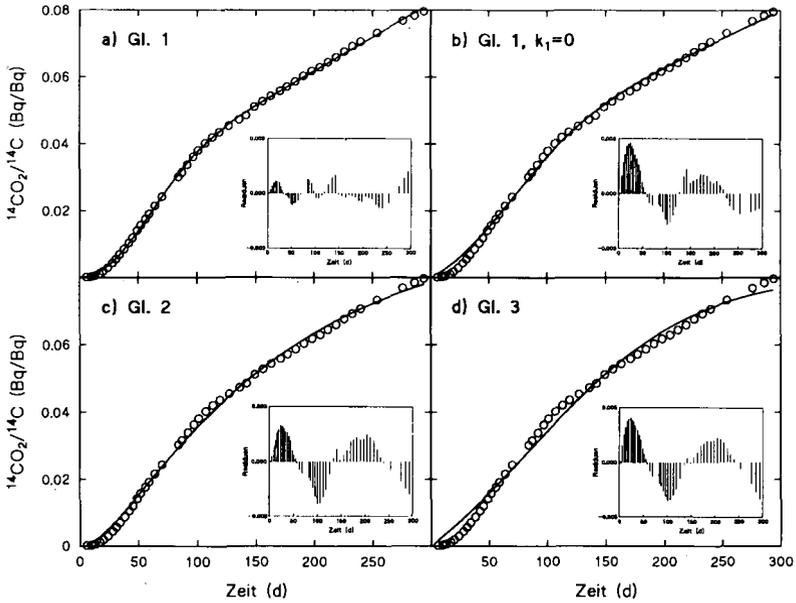


Abb. 1. Mineralisierung von Terbutylazin bei einer Konzentration von $0,4 \mu\text{mol/kg}$ ($92 \mu\text{g/kg}$). Die eingefügten Zeichnungen zeigen die Residuen als Funktion der Zeit.

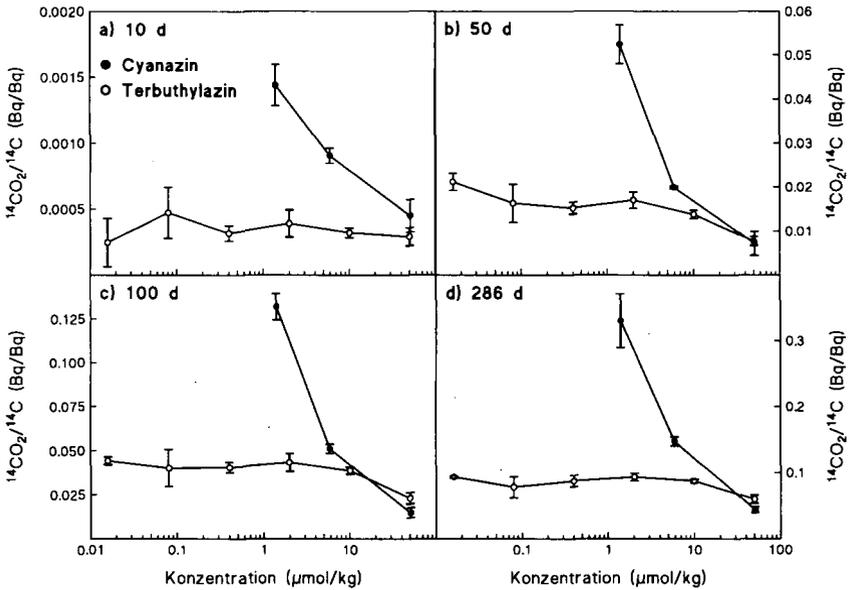


Abb. 2. Die Abhängigkeit der Mineralisierung von der eingesetzten Konzentration zu verschiedenen Zeitpunkten nach Versuchsbeginn.

Beziehung zwischen Wasserbilanz, N-Gehalt und N-Frachten im Sickerwasser verschiedener Böden (Lysimeteruntersuchungen)

von

Keese, U.*, C. Moritz** und S. Knappe***

1. Zielstellung

Bei der Planung und Realisierung der meßtechnischen Ausstattung der Lysimeterstation Brandis [1] in den Jahren 1978/79 standen zunächst hydrologische Fragestellungen im Vordergrund. Im Zusammenhang mit der Nutzung der in Mitteldeutschland knapp bemessenen Grundwasservorräte für die Trinkwasserversorgung sollen die Auswirkungen der langjährigen Schwankungen meteorologischer Eingangsgrößen auf den Wasserhaushalt, speziell auf die Grundwasserneubildung typischer Böden und hydrologischer Standorteinheiten untersucht werden.

Da Trinkwassereinzugsgebiete vor allem auch landwirtschaftliche Nutzflächen sind, wurde als Art der Flächennutzung für die Brandiser Lysimeter eine gebietstypische landwirtschaftliche Bewirtschaftungsform gewählt. Somit waren Voraussetzungen gegeben, neben der rein quantitativen wasserwirtschaftlichen Aufgabenstellung, auch die Effektivität der mineralischen N-Düngung, insbesondere die vertikale N-Verlagerung bis zum Eintrag in das Grundwasser, aber auch den N-Entzug durch die Pflanze zu erfassen. Die acht Gewinnungsorte für die Lysimeter wurden so gewählt, daß die wichtigsten Standortformen Mitteldeutschlands, wie Löß, Geschiebelehm und Sand durch die Brandiser Anlage repräsentiert werden.

2. Versuchstechnische Voraussetzungen

Zur Beantwortung der genannten Fragestellungen wählte man beim Bau der Brandiser Anlage Standardlysimeter nach FRIEDRICH-FRANZEN [2]. Die Lysimeter wurden an den acht repräsentativen Standorten monolithisch, mit jeweils drei Wiederholungen (um Informationen über eine gewisse räumliche Variabilität der Meßgrößen zu erhalten) gewonnen. Die so entstandenen 24 Lysimeter sind wägbar, haben eine Oberfläche von 1 m² und eine Profiltiefe von 3 m.

Mit einer Profiltiefe von 3 m wird der Anspruch erhoben, den Wasserhaushalt grundwasserferner Standorte zu beschreiben, d.h. es wird davon ausgegangen, daß die verdunstungsbeeinflusste Zone nicht bis an den Kapillarsaum des gestützten Gravitationswassers an der Sohle des Lysimeters heranreicht. Damit können für Standorte ohne oder mit geringer Hangneigung bis zur Grundwasseroberfläche saubere Wasser- und Stoffbilanzen erstellt werden. Auf tiefer als 3 m liegende Grundwasserleiter trifft die Sickerwasserwelle später, aber die Wassermengen müssen weitgehend die gleichen sein. Deshalb wird im folgenden nicht von Sickerwasser, sondern von Grundwasserneubildung gesprochen.

Die tägliche Wägung der ca. 9,5 t schweren Lysimetergefäße erfolgt mit einer Genauigkeit von 100 g (= 0,1 mm Niederschlag). Zum weiteren Meßprogramm gehört die tägliche Erfassung der meteorologischen Eingangsgrößen und die Messung der Grundwasserneubildungsmengen der Einzelysimeter. Die täglichen Perkolate werden zu Monatssammelproben vereinigt, deren N-Gehalt (Ammonium- und Nitrat-N) analysiert wird.

Auf allen Lysimetern einschließlich des umliegenden Feldes erfolgte bis 1992 eine intensive ortsübliche landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Im Mittel der Versuchsjahre wurden 130 kg/ha Stickstoff gedüngt und 42 kg/ha über die nasse Deposition dem Boden zugeführt. Einen Überblick zur Fruchtfolge und den N-Einträgen der Einzeljahre beinhaltet Tabelle 4. Von den acht zur Verfügung stehenden Standorten wurden für die folgende Auswertung der Wasserhaushaltsjahre 1981-92 drei typische Standorte ausgewählt:

- **Lysimetergruppe 5** - gekappte, schmelzwasserunterlagerte Decksandlöß-Braunerde (D3) aus dem Raum Brandis
- **Lysimetergruppe 1** - schotterunterlagertes Sandlößtieflern-Staugley (D6) aus dem Gebiet um Naunhof
- **Lysimetergruppe 9** - Löß-Parabraunerde (L63) aus dem Raum Sornitz bei Oschatz.

* Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Lysimeterstation Brandis, Kleinsteibergerstr. 13, 04821 Brandis

** Martin-Luther-Universität Halle, Institut für Acker- und Pflanzenbau, Ludwig-Wucherer-Str. 2, 06108 Halle

***Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Hallesche Str. 44, 06246 Bad Lauchstädt

3. Klimatische Bedingungen während des Untersuchungszeitraumes

Die Lysimeterstation Brandis liegt in der Parthe-Niederung am Rande des mitteldeutschen Trockengebietes, eine Region für die eine negative jährliche klimatischen Wasserbilanz in Höhe von mehr als 100 mm zu verzeichnen ist.

Zur Einordnung der 12-jährigen Beobachtungsreihe der wägbaren Lysimeter am Standort Brandis in das langjährige Klimageschehen wurden die Daten der 30 Kilometer entfernten Station Leipzig-Schkeuditz des Deutschen Wetterdienstes verwendet. Im Vergleich zu Schkeuditz fallen mit gleichen Tendenzen in Brandis rd. 17 % (bodengleich 23 %) mehr Niederschläge. Für die Sonnenscheindauer und die Lufttemperatur zeigten sich im vergleichbaren Zeitraum von 1981-92 zwischen Schkeuditz und Brandis kaum Unterschiede.

Tabelle 1: Langjährige Mittelwerte der Station Leipzig-Schkeuditz des Deutschen Wetterdienstes

Reihe	Niederschlag [mm/a]	Lufttemperatur [° C]
1951-80	530	8,6
1981-92	480	9,2

Im Vergleich der langjährigen Mittelwerte der Jahresniederschläge und der Lufttemperatur wird deutlich, daß es sich um eine niederschlagsarme und zugleich überdurchschnittlich warme Periode handelt (Tab. 1). Vor diesem Hintergrund sind die im folgenden diskutierten Ergebnisse zu werten. Alle Aussagen erfolgen in den Grenzen des Wasserhaushaltsjahres.

4. Meßergebnisse von drei ausgewählten Bodenarten und hydrogeologischen Standorteinheiten

4.1 Niederschlag und Grundwasserneubildung

Die Höhe der bodengleichen Jahresniederschläge auf dem Lysimeterfeld, als wichtigste Einflußgröße auf die Grundwasserneubildung eines Standortes, schwankt im Untersuchungszeitraum zwischen 476 mm im Jahr 1992 und 715 mm im Jahr 1981, das Mittel der Jahre 1981-92 liegt bei 594 mm. Unter diesen Bedingungen ergaben sich für die drei Standorte folgende Jahresmittelwerte der Grundwasserneubildung:

---> **Gruppe 5:** 168 mm/a ---> **Gruppe 1:** 107 mm/a ---> **Gruppe 9:** 57 mm/a.

Sehr unterschiedlich ist das Verhältnis zwischen Niederschlag und Durchsickerung der Einzeljahre wie aus Tabelle 2 hervorgeht. Dies ist auf mehrere Einflußfaktoren zurückzuführen, so u.a. auf den Anbau unterschiedlicher Fruchtarten, die unterschiedliche innerjährliche Verteilung der Niederschläge, insbesondere die Anzahl der Tage mit geschlossener Schneedecke und dem aktuellen, klimatisch bedingten Verdunstungsanspruch der Atmosphäre. Zugleich beginnen die einzelnen Wasserhaushaltsjahre auch mit sehr unterschiedlichen Bodenwassergehalten.

Tabelle 2: Evapotranspiration und Grundwasserneubildung in [%] vom bodengleichen Niederschlag

Jahr	T [°C]	Evapotranspiration			GW-Neubildung		
		Gr. 5	Gr. 1	Gr. 9	Gr. 5	Gr. 1	Gr. 9
1981	8,9	67	81	89	32	23	24
1982	9,1	80	93	115	33	15	1
1983	10,1	69	81	86	31	13	0
1984	8,4	77	84	90	16	12	0
1985	8,1	79	85	91	27	20	12
1986	8,1	62	75	92	32	21	16
1987	7,7	68	71	75	43	34	25
1988	9,8	69	78	105	40	38	34
1989	10,4	78	86	112	22	16	0
1990	10,3	79	91	103	17	5	0
1991	9,0	91	103	118	24	9	0
1992	10,0	71	76	89	22	11	0
Mittel	9,2	74	84	97	28	18	9

4.2 Evapotranspiration und Gesamtwasserbilanz

In der 12-jährigen Beobachtungsperiode traten relativ hohe Verdunstungswerte auf. Sie übertrafen auf dem Lößstandort (Gruppe 9) in 5 Jahren die Niederschlagshöhe. Auf dem Sandstandort kam in den Jahren von 1989 bis 1992 durchschnittlich 80 % des gefallenen Niederschlages zur Verdunstung. Die Gesamtwasserbilanz aus Niederschlag, Evapotranspiration, ertragsbedingtem Wasserverbrauch der Ackerfrüchte und Grundwasserneubildung der untersuchten Standorte, weist für den Zeitraum von November 1980 bis Oktober 1992 vor allem für den Lößstandort eine negative Bilanz aus. Dabei war das Verhältnis zwischen Vorratsausschöpfung im Sommer und Wiederauffüllung in den Wintermonaten bis 1986/87 ausgeglichen. Das registrierte Defizit baute sich erst in den vergangenen 5 Jahren auf.

Tabelle 3: Gesamtwasserbilanz [mm] der Lysimetergruppen 5, 1 und 9 von Nov. 1981 bis Okt. 1992

	Gruppe 5	Gruppe 1	Gruppe 9
Niederschlag	7130	7130	7130
Evapotranspiration	5236	5919	6845
GW-Neubildung	2017	1285	687
Bilanz	-123	-74	-402

4.3 Grundwasserneubildung, N-Konzentration und N-Austräge

Eine erwartungsgemäß enge Korrelation besteht, wie bereits in [3] beschrieben, zwischen Höhe der Grundwasserneubildung und den ausgetragenen N-Mengen. In Abbildung 1 und 2 sind die langjährigen Monatsmittelwerte der Reihe 1981-92 dargestellt.

Die winterliche Wiederauffüllung des Bodenwasservorrates in dem leichten Sandboden ist schnell erreicht, so daß ein Maximum in der jährlichen Sickerwasserperiode bereits im Januar erreicht wird. In gleicher Weise zeigt sich auch die innerjährliche Verteilung der monatlich ausgewaschenen N-Mengen. Die größte monatliche N-Menge wird im Januar mit durchschnittlich 10 kg/ha ausgewaschen.

Abb. 1: Langjährige Monatsmittelwerte der Grundwasserneubildung in [mm]

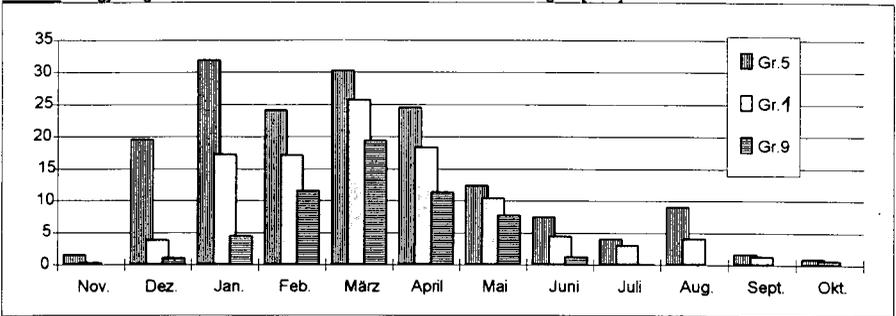
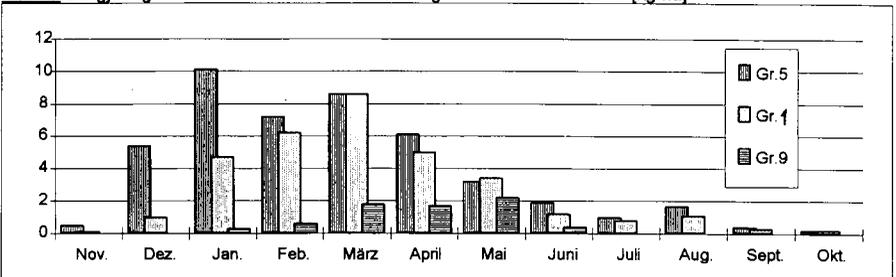


Abb. 2: Langjährige Monatsmittelwerte des N-Austrages mit Sickerwasser in [kg/ha]



Bei den Geschiebelehm- und Lößstandorten liefert der März die größten Grundwasserneubildungsmengen. Beim Geschiebelehm, dessen N-Konzentrationen im Sickerwasser mit denen des Sandstandortes vergleichbar sind, wird somit die größte monatliche N-Menge von 8,6 kg/ha auch im März ausgewaschen. Für den Lößstandort liegt das Maximum der N-Auswaschung mit 2,2 kg/ha erst im Mai, da vorher nur sehr geringe N-Konzentrationen im Sickerwasser nachzuweisen sind.

Tabelle 4: N-Saldo in [kg/ha] der Jahre 1980 bis 1992 von drei ausgewählten Lysimetergruppen

Jahr	Fruchtart	N-Düng.	N-Imm.	N-Entzug			N-Austrag			N-Saldo		
				Gr. 5	Gr. 1	Gr. 9	Gr. 5	Gr. 1	Gr. 9	Gr. 5	Gr. 1	Gr. 9
1980	Mais	140	44	97	125	178	122	132	2	-35	-73	4
1981	Zu.-rüben	160	53	101	214	240	106	99	37	6	-100	-64
1982	Wi.-weizen	120	28	90	147	250	33	27	3	25	-26	-105
1983	Wi.-gerste	120	33	117	141	165	47	28	0	-11	-16	-12
1984	Wei.-gras	175	42	118	142	155	14	14	1	85	61	61
1985	Kartoffeln	100	69	73	103	161	18	12	12	78	54	-4
1986	Wi.-weizen	120	35	94	130	192	62	17	8	-1	8	-45
1987	Kartoffeln	100	37	131	141	180	104	80	4	-98	-84	-47
1988	Wi.-weizen	140	46	72	102	195	62	66	15	52	18	-24
1989	Wi.-gerste	120	46	124	135	231	29	22	0	13	9	-65
1990	Zu.-rüben	140	44	155	209	229	20	7	0	9	-32	-45
1991	Wi.-weizen	140	37	101	136	166	19	8	0	57	33	11
1992	Wi.-gerste	120	29	50	136	80	33	11	0	66	2	69
Summe		1695	543	1323	1861	2422	669	523	82	246	-146	-266
Mittel		130	42	102	143	186	51	40	6	19	-11	-20

Trotz der sehr geringen N-Auswaschung aus dem Lößstandort, weist das in **Tabelle 4** errechnete Saldo aus N-Eintrag, N-Entzug und N-Auswaschung auf sehr geringe Rückstände in der 3 m mächtigen Bodensäule hin. Ursache dafür sind die hohen N-Entzüge durch die Pflanzen als Folge der reichen Ernte auf dem fruchtbaren Lößstandort. Die Berechnung der Salden berücksichtigt nicht den N-Output über gasförmige Verluste und zusätzliche Quellen durch Mineralisations- bzw. Immobilisationsvorgänge.

5. Zusammenfassung

Für drei typische Standorte Mitteldeutschlands wurden am Beispiel der Lysimeterstation Brandis der jährliche Gang der Wasserhaushaltsgrößen sowie die N-Austräge und N-Gehalte der grundwasserbildenden Sickerwässer untersucht. Es wird gezeigt, mit welchen Unterschieden sich Schwankungen der meteorologischen Eingangsgrößen auf die Wasser- und Stoffbilanzen der verschiedenen Standorte mit ortsüblicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auswirken.

Daraus geht hervor, in welchen Größenordnungen die Unterschiede im innerjährlichen Gang der untersuchten Parameter liegen und daß sich beachtliche Niveauunterschiede über zwei und mehr Jahre erhalten können.

6. Literatur

- [1] Moritz, Ch., Sämisch, G. und Spengler, R. (1991): Die Basislysimeterstation Brandis bei Leipzig - Einrichtung und erste Untersuchungsergebnisse. Dt. Gewässerkundl. Mitteilungen, 35, H 5/6, S. 149-160
- [2] Empfehlungen zum Bau und Betrieb von Lysimetern.(1980): DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, H. 114, Verlag Paul Parey
- [3] Moritz, Ch., Knappe, S. und Keese, U. (1993): Durchsickerungsleistung und N-Austrag unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der klimatischen Wasserbilanz - Lysimeterstation Brandis, Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Gesellschaft H. 71, S. 157-160

**Mobilität von Schwermetallen geogener/anthropogener
Herkunft**

von

Koch, D.* und M. Grupe**

Einleitung und Problemstellung

Schwermetalle sind natürliche und ubiquitäre Bestandteile der Böden. Der natürliche (geogene) Schwermetallgehalt der Böden setzt sich aus einem lithogenen Anteil und pedogenen Umverteilungen zusammen. Der lithogene Anteil charakterisiert den primär aus dem Ausgangsgestein "ererbten" Schwermetallgehalt der Böden. Durch pedogenetische Prozesse (z.B. Lessivierung, Podsolierung) können sekundäre Umverteilungen durch An- oder Abreicherungen erfolgen.

In Abhängigkeit vom Ausgangsgestein bzw. Vererzungen werden lokal und regional ausgeprägt hohe geogene Schwermetallgehalte in Böden festgestellt.

Darüber hinaus werden durch eine Vielzahl menschlicher Aktivitäten Schwermetalle meist in Oberböden zusätzlich eingetragen und angereichert.

Schwermetalle anthropogener Herkunft weisen im Vergleich zu den Schwermetallen geogener Herkunft andere Bindungsformen auf, so daß auch unterschiedliche Mobilitäten und daraus resultierende ökotoxikologische Gefährdungspotentiale unterstellt werden.

* NLFb, Bodentechnologisches Institut,
Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen

** Universität Gesamthochschule Paderborn, Abt. Höxter
An der Wilhelmshöhe 44, 37671 Höxter

Im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten und in Zusammenarbeit aller Geologischer Landesämter bearbeiteten Verbundprojektes "Kennzeichnung und Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen unter Berücksichtigung geogener, pedogener und anthropogener Anteile" sind in der Vergangenheit u. a. mehrere Feld- und Gefäßversuche mit dem Ziel der Bewertung der Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen geogener und anthropogener Herkunft durchgeführt worden (FILIPINSKI, 1989; KUNTZE et al., 1991). Die Versuche wurden vornehmlich auf Standorten und mit Böden hoher geogener Schwermetallgehalte und zusätzlicher Belastung durchgeführt.

Als ein wesentliches Ergebnis stellte sich heraus, daß bei gleichen Elementkonzentrationen der Böden die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle geogener Herkunft im Vergleich zu Schwermetallen anthropogener Herkunft deutlich geringer ist. Offen blieb bislang jedoch eine zusätzliche Charakterisierung der Mobilität von Schwermetallen im System Boden-Wasser in Abhängigkeit ihrer Herkunft (geogen/anthropogen).

Für diese weiterführende Mobilitätsbewertung sind im Rahmen des oben genannten UBA-Projektes drei mehrjährige Kleinlysimeterversuche mit Böden hoher geogener Anreicherung (Tab. 1) und zusätzlicher Belastung durchgeführt worden.

Tab. 1: Standort, Ausgangsgestein, Bodentyp und untersuchte Elemente der Böden der Kleinlysimeterversuche

Standort	Ausgangsgestein (Formation)	Bodentyp	untersuchtes Element
Bonndorf (Schwarzwald)	Oberer Muschelkalk (mo 1-2)	Bn	Cd
Stolberg-Werth (Eifel)	Devonischer Kalk (tmö)	Bn	Cd/Pb/Zn
Freiensteinau (Vogelsberg)	Tertiärer Basalt (t, B)	Bn	Ni

Auf die (Klein)-Lysimetertechnik wurde zurückgegriffen, weil diese Methode systematische Sickerwasser- und Aufwuchsuntersuchungen ermöglicht.

Die Charakterisierung der Schwermetallmobilität erfolgte dabei methodisch mit Hilfe folgender Arbeitsziele:

1. Bestimmung der Schwermetallgehalte im Sickerwasser von Böden hoher geogener Anreicherung und zusätzlicher anthropogener Belastung
2. Bestimmung der Schwermetallgehalte einer auf diesen Böden gewachsenen Testpflanze (Weidelgras)

Die Bewertung der Mobilität von Schwermetallen geogener bzw. anthropogener Herkunft im Sickerwasser ist insbesondere im Hinblick auf ein Kontaminationsrisiko für das Grund- und Trinkwasser von Bedeutung. In Verbindung mit der Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle wird weiterhin eine umfassendere Beurteilung des Gefährdungspotentials der Schwermetalle in Abhängigkeit ihrer Herkunft möglich.

Durch einen Vergleich der Mobilität im Sickerwasser und der Pflanzenverfügbarkeit sollte gleichzeitig geprüft werden, ob die Schwermetalle geogener bzw. anthropogener Herkunft unterschiedliche, voneinander abgrenzbare Gefährdungspotentiale aufweisen. Dies ist vor allem bei der Diskussion um die Festlegung differenzierterer Richt- und Grenzwerte notwendig.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die ökologisch besonders relevanten und deshalb näher untersuchten Schwermetalle Cd, Ni, Zn und Pb anthropogener Herkunft zeichnen sich neben einer höheren Verfügbarkeit für Pflanzen durch eine deutlich höhere Mobilität im System Boden-Wasser aus als Schwermetalle geogener Herkunft.
2. Die Mobilitätsunterschiede der Schwermetalle aufgrund ihrer Herkunft sind im System Boden-Wasser, mit Ausnahme für Pb, relativ stärker ausgeprägt als im System Boden-Pflanze.

3. Aufgrund der höheren Mobilität im System Boden-Wasser-Pflanze ist bei gleichen Bodengehalten auch das Gefährdungspotential der Schwermetalle anthropogener Herkunft grundsätzlich höher zu bewerten. Dabei zeigen die Schwermetalle Cd, Ni und Zn geogener bzw. anthropogener Herkunft aufgrund der relativ höheren Mobilitätsunterschiede auch ein deutlich besser voneinander abgrenzbares Gefährdungspotential im System Boden-Wasser.
4. Die durch eine pH-Veränderung hervorgerufene Mobilitätsveränderung der Schwermetalle geogener Herkunft ist im Vergleich zu den Schwermetallen anthropogener Herkunft relativ stärker ausgeprägt.

Eine ausführliche Darstellung der Versuche, der Ergebnisse und deren Diskussion erfolgt an anderer Stelle.

Literatur

- KUNTZE, H., GRUPE, M., FILIPINSKI, M. & PLUQUET, E. (1991):
Geogene und anthropogene Schwermetalle in Böden - Lösbarkeit und Pflanzenaufnahme -.- UBA Texte, 22/91.
- FILIPINSKI, M. (1989): Pflanzenaufnahme und Löslichkeit von Schwermetallen aus Böden hoher geogener Anreicherung und zusätzlicher Belastung.- Diss. Universität Göttingen.

Entwicklung einer HPLC-Screening Methode zur Bestimmung des Adsorptionskoeffizienten organischer Chemikalien in Böden

von

Kördel, W.

Einleitung

Für die Abschätzung des Umweltverhaltens eines Stoffes - insbesondere der Mobilität in der Umwelt - ist die Kenntnis der Sorption eine essentielle Größe [1]. Für eine erste Abschätzung wird die Adsorption/Desorption einer Chemikalie an Böden in der Regel mit dem Schüttelversuch nach OECD-Richtlinie bestimmt. Die Sorptionskonstanten hängen nun nicht nur von den Substanzeigenschaften, sondern auch von den Eigenschaften der jeweils eingesetzten Böden ab, sie sind somit rein stoffabhängige Größen. Für organische Chemikalien ist der Humusgehalt für die Sorption entscheidend, daher werden in der Regel die gemessenen Sorptionskonstanten auf den Kohlenstoffgehalt der Böden normiert. Wie neuere Arbeiten zeigen, ist jedoch nicht der Humusgehalt, sondern der Gehalt an Huminsäuren die entscheidende Größe [2].

Eine Bestimmung der Adsorption/Desorption nach OECD-Richtlinie unter Verwendung von 3 - 5 Böden ist mit einigem experimentellen Aufwand verbunden. Daher wird nach einfachen schnellen Verfahren gesucht, die z.B. in der Grundstufe des ChemG eingesetzt werden können. Ein Ansatz besteht in der Entwicklung einer HPLC-Methode, wie sie analog für die Bestimmung des Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten bereits Praxis ist [3].

Die Sorptionseigenschaften der Huminsäuren beruhen darauf, daß sie im Makromolekül gleichzeitig apolare und semipolare Bezirke besitzen [4]. Es wird daher angenommen, daß semipolare Trägermaterialien in der Lage sein sollten, die Sorptionseigenschaften der Huminsäuren zu simulieren.

Material und Methoden

Testdurchführung

Die folgenden Fließmittel werden verwendet:

Methanol/Wasser (50/50, v/v) für die Huminsäuresäulen

Methanol/0.01 m $\text{Ca}(\text{ClO}_4)_2$ -Lösung (55/45 %, v/v) für Trimethylammoniumsäulen

Methanol/0.01 m Citratpuffer pH 6.0 (55/45 %, v/v) für die Cyanopropylsäulen

Methanol/Wasser (55/45 %, v/v) für Cyanopropylsäulen.

*) Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie
D-57392 Schmallenberg

Die Säulen wurden auf 40 °C thermostatisiert, der Durchfluß betrug 1 ml/min. Die Totzeit (t_0) wurde mit Formamid bestimmt.

Auswertung

Der Kapazitätsfaktor (k') wurde nach folgender Gleichung berechnet:

$$k' = \frac{t_R - t_0}{t_0} \quad \begin{array}{l} t_R = \text{Retentionszeit einer Testsubstanz} \\ t_0 = \text{Totzeit} \end{array}$$

Die berechneten Kapazitätsfaktoren werden anschließend als Funktion der nach der Schüttelmethode (OECD-Richtlinie 106) bestimmten K_{OC} -Werte aufgetragen.

Herstellung von Huminsäure-Säulenmaterial

Die Herstellung beruht auf der von Szabo [5] beschriebenen Methode. Das so hergestellte Trägermaterial hatte einen C-Gehalt von 4,2 % und einen N-Gehalt von 0,54 %.

Referenzsubstanzen

Für die Untersuchungen lagen folgende Gruppen von Referenzsubstanzen vor. Für jede Substanz waren K_{OC} -Werte mit mehreren Ackerböden bestimmt worden: 35 Pflanzenschutzmittel, die freundlicherweise von den Firmen Bayer und Hoechst zur Verfügung gestellt wurden; 10 Amide; 5 Triazine und 28 weitere Substanzen aus verschiedenen Substanzgruppen.

Ergebnisse

Zunächst wurden verschiedene Säulenmaterialien (Huminsäure, Trimethylammoniumpropyl, Cyanopropyl und RP-18) hinsichtlich ihrer Eignung und Trennschärfe miteinander verglichen.

Abb. 1 und 2 zeigen vergleichend die Ergebnisse der Huminsäure- und Cyanopropylsäule. Käufliche Huminsäuren stellen ein weites Spektrum unterschiedlicher Makromoleküle dar. Durch ihre Größe sind sie innerhalb der Säule nur partiell für Sorptionsprozesse verfügbar. Es ist daher zu erwarten, daß die chemisch definierte Cyanopropylsäule eine geringere Standardabweichung als die Huminsäure-Säule zeigt. Beeindruckend ist jedoch, daß das Retentionsverhalten beider Säulen für die untersuchten Substanzen vergleichbar ist; die semipolaren synthetischen Säulenmaterialien sind somit in der Lage, die Sorptionseigenschaften der Huminsäuren zu simulieren. Desweiteren ist überraschend, daß alle untersuchten Substanzen problemlos zu einem Datensatz zusammengefaßt werden können und eine isokratische Elution möglich ist, obwohl die Referenzsubstanzen einen $\log K_{OC}$ -Bereich von 1,2 bis 4,5 abdecken.

Die zu erreichende Präzision der HPLC-Screening Methode wird durch die erhaltenen Korrelationen für die verschiedenen Säulenmaterialien belegt.

RP-18-Säule	$\log K_{OC} = 1,4 \cdot \log k' + 2,5$	($r = 0,87$, $n = 30$)
Trimethylammoniumpropyl-Säule	$\log K_{OC} = 2,0 \cdot \log k' + 3,0$	($r = 0,92$, $n = 48$)
Cyanopropyl-Säule	$\log K_{OC} = 1,8 \cdot \log k' + 2,4$	($r = 0,93$, $n = 48$)
Huminsäure-Säule	$\log K_{OC} = 1,5 \cdot \log k' + 2,8$	($r = 0,83$, $n = 48$)

Bei dem direkten Vergleich wird deutlich, daß die apolare RP-18-Säule deutlich schlechtere Trennleistung hat und nur für Substanzen mit einem $\log K_{OC}$ -Wert über 2,0 geeignet ist. Der große Vorteil der Cyanopropyl-Säule gegenüber der Trimethylammoniumpropyl-Säule besteht darin, daß bei den Cyanopropyl-Säulen mit gepufferten Fließmitteln gearbeitet werden kann, die es erlauben, den jeweils interessierenden Boden-pH-Wert einzustellen.

Abb. 1: Korrelation $\log K_{oc}/\log k'$ (HPLC)
Huminsäuresäule, Testsatz G
Fließmittel: Methanol/Wasser 50/50

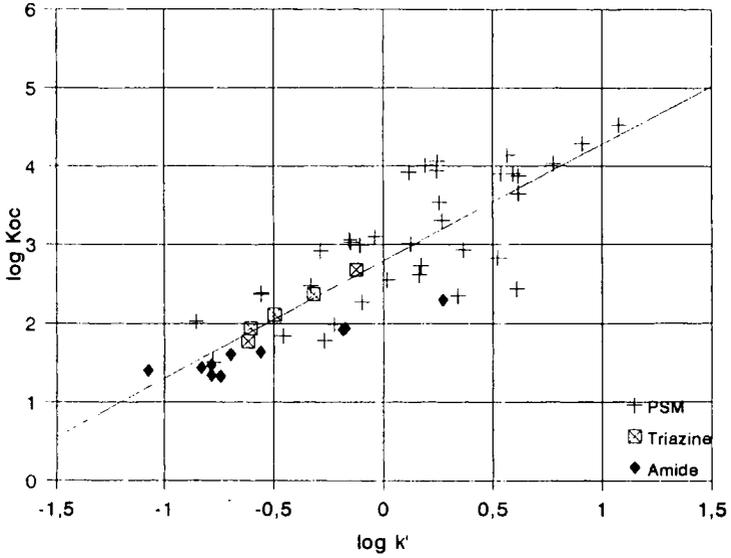
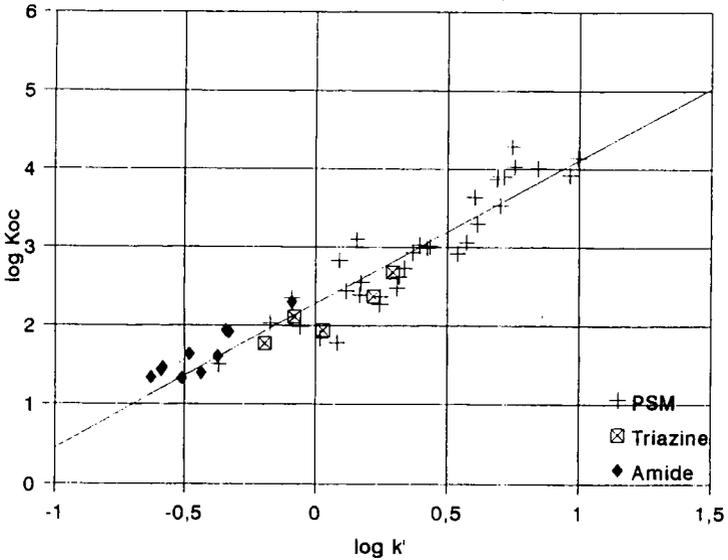


Abb. 2: Korrelation $\log K_{oc}/\log k'$ (HPLC)
Säule: Cyanopropyl, Testsatz G
Fließmittel: Methanol/Wasser 55/45

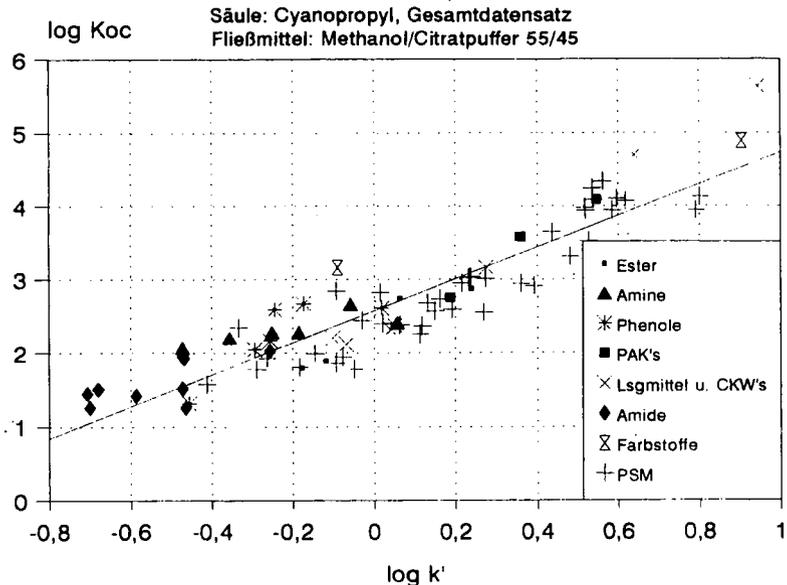


In einem zweiten Abschnitt wurde der zunächst vorliegende Datensatz durch Chemikalien aus den folgenden Substanzgruppen auf insgesamt 80 Referenzchemikalien erweitert: Ester, Amine, Phenole, PAH's, Lösungsmittel, CKW's und Farbstoffe. Für viele dieser Substanzen mußten zunächst die K_{OC} -Werte nach Schüttelmethode bestimmt werden. Als Böden wurden Eurosoil 2, 3 und 4 sowie eine sandige Braunerde verwendet. Die mittlere Standardabweichung der K_{OC} -Werte für die vier Böden betrug 35 %, eine Abweichung, die nur dann zu erreichen ist, wenn keine extremen Böden eingesetzt werden [6]. Die Ergebnisse mit der Cyanopropylsäule zeigt Abb. 3. Die Abbildung verdeutlicht, daß alle Substanzgruppen wiederum zu einem Datensatz zusammengefaßt werden können. Folgende Korrelation wird erhalten:

$$\log K_{OC} = 2,16 \cdot \log k' + 2,57 \quad r = 0,92, n = 77, s = 0,36$$

Betrachtet man die Abweichungen der Einzelsubstanzen von der Regressionsgeraden, so hat nur eine Substanz (Linuron) eine Abweichung über 30 %.

Abb. 3: Korrelation $\log K_{OC}/\log k'$ (HPLC)



Die vorliegenden Ergebnisse können wie folgt zusammengefaßt werden:

Die Ergebnisse zeigen, daß die Sorptionseigenschaften von Huminsäuren durch semipolare Säulenmaterialien simuliert werden können. Die HPLC-Screening Methode hat sich als schnelle und zuverlässige Methode erwiesen, die insbesondere den Vorteil hat, daß keine quantitative Bestimmung von Test- und Referenzsubstanzen nötig ist, und durch den Einsatz gepufferter Fließmittel der pH-Wert von Böden simuliert werden kann.

Literatur

1. Klein, M. und Klein, W., Nachr.Chem.Techn.Lab. **38**, 594-600, 1980
2. Payà-Peréz, A.B., Corés, A. Sala, M.N. and Larsen B., Chemosphere **25**, 887-989, 1992
3. Klein, W., Kördel, W., Weiß, M. and Poremski, H.J., Chemosphere **17**, 361-386, 1988
4. Blume, H.P., Handbuch des Bodenschutzes, ecomed, 1990
5. Szabo, G., Chemosphere **21**, 729-739, 1990
6. v. Oepen, B., Kördel, W. and Klein, W., Chemosphere **22**, 285-304, 1991

Einfluß von Klimaänderungen auf den Stickstoffhaushalt von Waldböden

von

Kolb, E. und K.E. Rehfuess

1. Einleitung und Problemstellung

Durch die von zahlreichen Klimaforschern prognostizierte Klimaerwärmung zwischen 2°C - 4°C könnte der Abbau der organischen Stoffe im Boden beschleunigt werden, bis sich ein neues, der erhöhten Wärmezufuhr entsprechendes, dynamisches Gleichgewicht einstellt. Dies kann zu Humusabbau und damit auch Stickstoffreisetzung führen. Der Stickstoff kann entweder durch die Vegetation gebunden oder im ungünstigeren Fall ausgetragen und damit in Form von Nitrat dem Grundwasser und anderen Ökosystemen zugeführt werden. Daraus resultiert eine Versauerung des Bodens oder nachgeschalteter Ökosysteme. Besondere Beachtung verdienen dabei Gebirgswälder auf Rohhumusstandorten, da hier sehr hohe Stickstoffvorräte bei derzeit geringer biologischer Aktivität gespeichert sind.

Ziel: Der wärmeinduzierte Stickstoffabbau und der eventuelle Austrag des Nitrats und der Begleitkationen soll experimentell untersucht werden, um abschätzen zu können, ob hier ein Gefährdungspotential für die Umwelt vorliegt.

2. Versuchskonzept

Zur **Simulation der Klimaänderung** werden ungestörte Bodensäulen (Monolithen), die von einem Standort mit kühlem Gebirgsklima stammen, an diesem Standort und in wärmere Hang- und Tallagen ebenerdig eingegraben. Die Auswirkungen der experimentellen Klimavariationen von etwa 1,5 °C bzw. 3°C werden laufend anhand der mittels Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen geprüft. Am Anfang und am Ende des Versuchs (2 Meßjahre) wird die Bodenfestphase untersucht.

Versuchsvarianten: Es werden jeweils biologisch inaktive (**Rohhumus**) und biologisch aktivere Humusformen (**Moder**) beprobt, da vermutet wird, daß evtl. freiwerdendes Nitrat aus Rohhumus schlechter wieder in den biologischen Kreislauf eingebaut wird als aus Moder. Bei der Hälfte der Rohhumusmonolithen werden durch **zusätzliche Stickstoffgaben** die Wechselwirkungen zwischen steigenden Stickstoffeinträgen und Temperaturerhöhung untersucht. Um den Effekt der abgeschnittenen Wurzeln (**trench-plot-effect**) in den Monolithen abschätzen zu können, wird auch das Sickerwasser am Entnahmestandort der Rohhumus-Proben ausserhalb der Monolithen analysiert (= Kontrolle).

Da es sich beim Stickstoffvorrat im Boden um ein dynamisches Gleichgewicht handelt, müssen alle **mengenmäßige bedeutsamen Stickstoffflüsse** miterfaßt werden.

Neben Sickerwasser und Temperatur werden auch Bestandesniederschläge und Streufall laufend gemessen. Vorräte im Boden werden je einmal zu Beginn und am Ende des Versuchs gemessen, die Festlegung durch Heterotrophe durch einen Freilandbrutversuch ermittelt. Die Bodenfeuchte als zweiter wichtiger Parameter für die Stickstoffumsetzung wird über klimatische Wasserbilanzen rechnerisch ermittelt.

3. Standort

Der Versuch ist in den oberbayerischen Flyschvoralpen im Bereich des Tegernsees aufgebaut.

Die Jahresdurchschnittstemperaturen fallen vom Unterhang- zum Oberhangstandort von etwa 7°C auf 4°C ab. Aufgrund des Alpenstaus steigen die Niederschläge in den Hochlagen auf über 2000 mm/Jahr an.

Bei den Rohhumusmonolithen handelt es sich um Podsole, die sich aus Sandsteinen entwickelt haben, während die Modermonolithe von Braunerden aus Mergeln stammen.

In den Hochlagen, wo die Monolithen gewonnen wurden, finden sich hochmontane Tannen-Fichtenwälder (*Vaccinio-Abietetum*). Zur besseren Vergleichbarkeit wurden deshalb auch in Mittel- und Unterhangposition fichtenreiche Waldbestände als Expositionsstandort ausgewählt.

4. Methodik

Die **Gewinnung** der Monolithen mit möglichst geringen Gefügestörungen erfolgt mit Hilfe einer PE-Röhre (30 cm Durchmesser, 40 cm Tiefe und 7,2 mm Wandstärke), durch die der freigegrabene Monolith stabilisiert wird. Um Denitrifizierungsverluste zu vermeiden, erfolgt die Probenahme durch **Saugkerzen**, die in 30 cm Tiefe des Monolithen positioniert sind. Es handelt sich um P 80-Kerzen mit 20 mm Durchmesser. Ein weiterer Vorteil ergibt sich dadurch, daß in Trockenzeiten, wie in der Natur auch, ein Bodenfeuchteausgleich aus dem unterlagernden Boden stattfinden kann. Dies entspricht besser dem natürlichen Bodenwasserhaushalt und wird die Umsetzungsprozesse im Humus beeinflussen.

Die Monolithentechnik hat gegenüber der direkten Erwärmung von Böden 2 Nachteile:

- a.) durch unvermeidliche Gefügestörungen wird die Mineralisation angeregt
 - b.) durch Abschneiden von Wurzeln werden der Wasserhaushalt und der Nährstoffentzug geändert.
- Aufgrund der hohen Heterogenität von Gebirgsböden wird jede Versuchsvariante mit 10 Wiederholungen gefahren. Insgesamt wurden 90 Monolithen versetzt.

Laboranalysen: anfangs 2-wöchentlich, später 4-wöchentlich werden 100 Bodenwasserproben auf folgende Parameter analysiert: NH_4^+ , NO_3^- (Autoanalyzer), Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} (ICP), SO_4^{2-} , Cl^- (Ionenchromatographie), DOC (UV-Extinktion), pH und Leitfähigkeit.

5 Ergebnisse und Diskussion

Die zentralen Fragen des Versuchs lauten:

Wird bei einer Klimaerwärmung verstärkt nitrifiziert und Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser ins Grundwasser abgetragen?

Sind hierbei Unterschiede zwischen den Humusformen zu erwarten?

Wie werden diese Vorgänge durch zusätzliche Stickstoffdeposition beeinflusst?

Die zu messende Nitratkonzentration wird neben **Mineralisation und Nitrifikation** von folgenden Faktoren beeinflusst:

- a.) der Menge des in die **Mikroorganismen** eingebauten Stickstoffs
- b.) der **Pflanzenaufnahme** von Nitrat und Ammonium
- c.) der **Verdünnung/Aufkonzentrierung** durch Regen/Trockenphasen, sowie
- d.) von den Parametern, die diese Prozesse beeinflussen.

Zu a.) können erst nach Brutversuchen genaue Angaben gemacht werden.

Zu b.) kann nur für die Rohhumusmonolithe am Oberhang im Vergleich zu den Kontrollen eine Abschätzung durchgeführt werden. Allerdings wirken hier versuchsbedingt die unvermeidliche Gefüge-Störung beim Versuchsaufbau und die dadurch angeregte Mineralisation ebenfalls auf die Nitratkonzentrationen ein. Da diese Störung sich mit der Länge des Versuchs verringern wird, sind Aussagen zur Pflanzenaufnahme voraussichtlich gegen Ende des Versuchs möglich.

Zu c.) wird über mehrere Ansätze eine Lösung erreicht: durch Messung der Bestandesniederschläge abzüglich einer geschätzten Evapotranspiration; durch Lysimetern über die direkte Erfassung der Versickerungsraten; über Verhältnisberechnungen mit Chlorid.

Zur Zeit kann nur die Chloridmethode angewendet werden, die aber aufgrund der niedrigen Cl^- -Einträge durch die Niederschläge in Bayern nur mit Vorsicht anzuwenden ist

Vorläufige Ergebnisse

Betrachtet man die aggregierten Ergebnisse für die **Kontrollen** am Oberhang während der ersten 332 Versuchstage - ab 28.8.1992 - , so fällt ein Chloridpeak im Herbst auf. Das hohe Niveau zu Beginn des Versuchs ist durch die normale Sommertrockenheit (relatives Ansteigen der Evapotranspiration gegenüber den Niederschlägen) zu erklären. Mit den Herbstregenfällen werden dann die Böden verstärkt durchspült, so daß sich die Chloridkonzentrationen im Winter auf ein niedrigeres Niveau einpendeln. mit Beginn des Sommers

erfolgt wieder die Aufkonzentrierung des Chlorids. Die Nitrat-Konzentrationen variieren auf niedrigem Niveau nur wenig. Das Nitrat-Chloridverhältnis zeigt 2 Maxima im November und im April. Da in der Kontrolle Störungen praktisch ausgeschlossen sind, wird dies auf verminderte Aufnahme durch Pflanzen bei gleichbleibender Nitrifikation zurückgeführt. Die Depression im Winter wird durch starke Hemmung der Nitrifikation, jene im Sommer über verstärkte Aufnahme durch Vegetation und Mikroorganismen erklärt.

Bei den aggregierten Ergebnissen für die **Rohhumusmonolithe**, fällt ein deutliches Maximum von Nitrat im Herbst auf. Parallel dazu verlaufen die Cl-Werte, steigen aber nicht im gleichen Ausmaß an. In allen 3 Hangpositionen handelt es sich sowohl um das Resultat des veränderten Wasserhaushalts in den Bodensäulen (geringere Pflanzenentzug) als auch um einen Anstieg der Nitrifikation. Die verringerte Wasseraufnahme durch die Pflanzen erhöht die Versickerungsraten in den Monolithen. Die während der normalen Sommertrockenheit aufkonzentrierten Ionen werden durchgespült, danach pendeln sich die Konzentrationen auf ein niedrigeres Niveau ein. Die vermutete Anregung der Nitrifikation beruht nicht in 1. Linie auf Temperatureffekten, da die verschiedenen Hangpositionen sich ähnlich verhalten. Vielmehr muß sie vorwiegend über Störeffekte beim Versuchsaufbau und über veränderte Relationen von Nitrifikation und Aufnahme durch die Vegetation (wie bei den Kontrollen näher erläutert) erklärt werden. Es ist jetzt schon deutlich ein Abklingen der Störung zu erkennen. Das starke Ansteigen des Nitrat-Chloridverhältnisses ab Ende Mai in Unterhangposition wird auf die Wärmegunst dieser Hangposition im Sommer zurückgeführt.

Bei den **Modermonolithen** erscheint der Nitratpeak im Vergleich zu den Rohhumusmonolithen später und ist nicht so hoch. Die Chloridkurven fallen dagegen anfangs stärker, später langsamer ab, ohne einen ausgeprägten Peak zu zeigen. Sie variieren noch immer auf einem höherem Niveau als bei den Rohhumusvarianten. Dies ist zwanglos durch die geringere Wasserleitfähigkeit der Moderbraunerden gegenüber den grobkörnigeren Podsolen zu erklären. Das Nitrat-Chloridverhältnis zeigt die zunehmende Nitratfreisetzung bis in den November hinein an. Vermutlich überlagern sich die durch Störung angeregte Mineralisation und die geringere Nitratenaufnahme durch die Vegetation. Eine Differenzierung der verschiedenen Hangpositionen ist bis in den Mai nicht zu erkennen. Die erhöhten Wärmesummen in Mittel- und Unterhangposition konnten noch nicht lange genug einwirken. Erst ab Mai zeigt sich - wie bei der Rohhumusvariante - am Unterhang eine deutliche Steigerung des Nitrat-Chloridverhältnisses.

Ein weiteres Versuchsziel ist die Erfassung der **Reaktion auf erhöhte Stickstoffeinträge** in Wechselwirkung mit erhöhten Temperaturen.

Mit der Düngung zu den Rohhumusmonolithen wurde erst nach der Schneeschmelze am 10.5.1993 begonnen, da so die Möglichkeit bestand, die Säulen zuvor auf Vergleichbarkeit zu überprüfen. Es zeigte sich die bei Gebirgsböden erwartete hohe Heterogenität.

Alle 3 Hangpositionen zeigen zwar erhöhte Nitratkonzentrationen, deren Anstiege aber noch durch das gejunzte Nitrat zu erklären sind.

Weiter von Interesse ist die **Veränderung der Zusammensetzung der Bodenlösung** als Folge des Anstiegs der Nitratkonzentration.

Die stetige Abnahme des Chlorids im Versuchsablauf wurde oben schon erklärt. Deutlich ist die relative und absolute Abnahme von Sulfat bei Anstieg des Nitrats zu erkennen. Durch verstärkte Nitrifikation wird der Boden partiell saurer. Dadurch erhöht sich die Adsorptionsfähigkeit der Metalloxide für Sulfat. Außerdem konnte verstärkt Aluminium freigesetzt werden, welches schwerlösliche Komplexe mit Sulfat eingeht und es dadurch zeitweilig der Bodenlösung entzieht.

Unter den Begleit-Kationen von Nitrat und Sulfat (Chlorid) nimmt Aluminium die Hauptrolle ein, was aufgrund der Säulen-pH-Werte zu erwarten war. Deutlich geringer sind Calcium und Magnesium in der Bodenlösung vertreten. Mit Zunahme der Ionenstärke der Lösung nehmen ihre Konzentrationen zu. Relativ sind aber diese Veränderungen nicht so stark wie jene von Aluminium. Magnesium reagiert dabei stärker in den Rohhumusmonolithen und Calcium stärker in den Modermonolithen.

6. Zusammenfassung

- In einem Experiment wird durch Versetzen von ' ungestörten ' Bodenmonolithen aus einem kühlen Gebirgsklima in ein wärmeres Hang- und Tallagenklima eine Klimaerwärmung simuliert.
- Um die durch Erstellen der Monolithen hervorgerufene Störung zu erfassen, werden Bodenwässer aus ungestörten Böden verglichen (= Kontrolle). Außerdem werden 2 verschiedene Humusformen - Rohhumus und Moder - miteinander verglichen. Bei den Rohhumusmonolithen soll durch eine zusätzliche N-Düngung die Wechselwirkungen von Temperaturzunahme und erhöhten Stickstoffeinträgen untersucht werden.
- Ein Vergleich der Kontrollen mit den versetzten Monolithen zeigt, daß letztere durch deren Gewinnung leichte Störungen erfahren haben, die aber nach 4 Monaten wieder abklingen.
- In den ersten 332 Tagen des Versuchs zeigen sich erst gegen Ende dieser Versuchsphase hangpositions- und damit temperaturspezifische Unterschiede. Die Unterhangpositionen reagieren als erste auf die erhöhten Wärmemengen des Sommers.
- Der Vergleich der beiden Bodenformen zeigt bei den Moderbraunerden eine verzögerte und mit geringerer Intensität ablaufende Reaktion durch Nitratreisetzung als bei den Podsolen mit Rohhumus.
- Reaktionen auf erhöhte Stickstoffeinträge können noch nicht unterschieden werden, da mit der N-Düngung erst vor kurzem begonnen wurde.
- Die Zunahme von Nitrat in der Bodenlösung bewirkt einen Anstieg von Al in allen Monolithen und in weit geringerem Ausmaß von Mg in den Rohhumusmonolithen und Ca in den Modermonolithen als Folge der durch Nitratreisetzung erhöhten Ionenstärke der Bodenlösung. Auffallend ist auch die absolute wie relative Abnahme von Sulfat bei Anstieg des Nitrats.

Elementverteilung und Profilbilanz einer Rendzina-Terra-fusca-Sequenz aus Plattenkalk

von

Liu, J.-C. und P. Schramel

Einführung

Carbonatauflösung ist der erste wichtige Prozeß bei der Bodenbildung aus Kalkgestein. Mit fortschreitendem Carbonatverlust wird nichtcarbonatischer Lösungsrückstand im Bodenprofil angereichert (Rehfuess 1990). Diese Anreicherung kann mit Hilfe von Tiefenverteilung gezeigt werden (Mishra 1982). Aufgrund des starken Massenverlustes infolge der Carbonatauswaschung ist es schwierig, dabei eine quantitative Aussage über Gewinn oder Verlust einzelner Elemente zu treffen. Schlichting und Blume (1966) schlugen eine sogenannte Profilbilanz vor, die eine Bilanzierung verschiedener Elemente im Bodenprofil ermöglicht. Im Rahmen des PBWU-Forschungsschwerpunktes Wank bei Garmisch-Partenkirchen haben wir 2 Bodenprofile aus Plattenkalk untersucht und dazu Profilbilanzen erstellt.

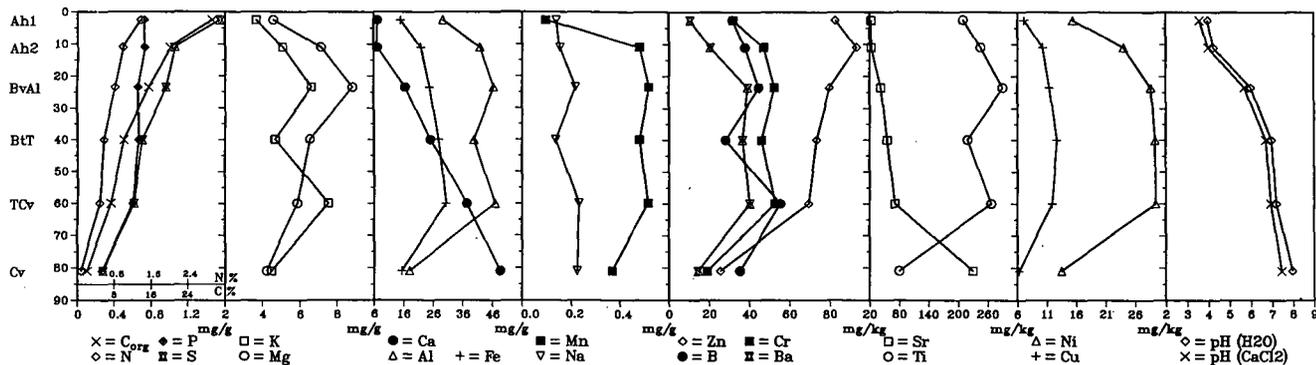
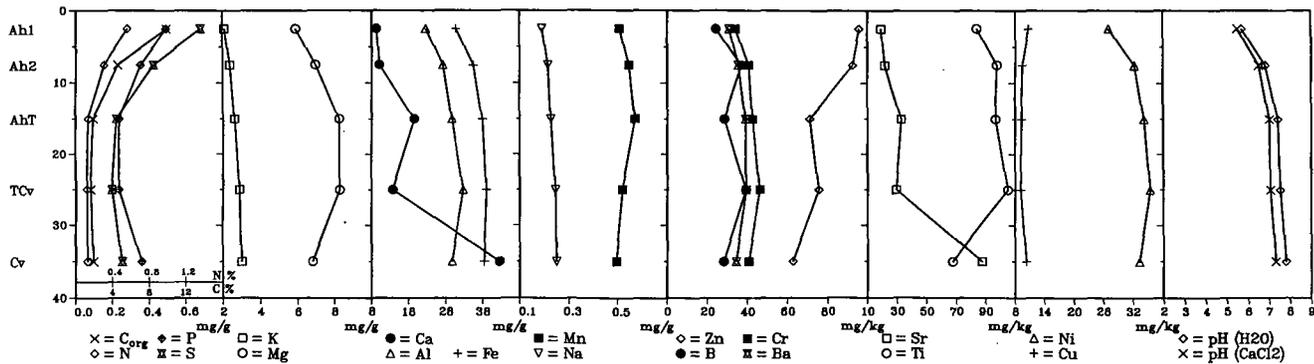
Material und Methoden

Untersucht wurden eine Parabraunerde-Terra fusca und eine Rendzina-Terra fusca aus Hangschutt des Plattenkalkes, auf dem vermutlich äolische Sedimente (Deckschicht) abgelagert sind. Die heutige Bestockung besteht aus 70-jährigen Fichten.

Die Proben wurden mit einem Wurzelbohrer (Durchmesser 8 cm) entnommen, auf 2 mm gesiebt, fein gemahlen und bei 105 °C getrocknet. Der Carbonatgehalt wurde mit einem Calcimeter (Eijkelkamp) bestimmt. Die N- und C-Bestimmung erfolgte mit N-C-Analyzer (Carlo Erba). Die übrigen Elemente wurden nach Druckaufschluß im ICP gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

In Abb.1 und 2 ist die Tiefenverteilung der pH-Werte und der Elementgehalte der beiden untersuchten Profile dargestellt. Aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der Cv-Horizonte beider Profile (deutlich verschieden bei K, Fe, Al, Zn, Sr und Ni) kann nicht sichergestellt werden, daß beide Profile aus dem gleichen Ausgangsmaterial stammen, obwohl sie räumlich sehr nahe nebeneinander liegen. Die Differenzierung der Elementgehalte in den Horizonten ist bei der Parabraunerde-Terra fusca (PBTf) weiter fortgeschritten als bei der Rendzina-Terra fusca (RTf). Dies ist deutlich erkennbar bei K, Mg, Fe, Al, B, Ba, Cr, Ni und Cu. Die Verteilung der Mehrzahl der Elemente zeigt in beiden Profilen übereinstimmende Tendenz. So sind z.B. in beiden Profilen Ca und Sr in den oberen Horizonten stark verarmt während Zn und Ti deutlich angereichert sind.



Oben: Abb.1 Elementverteilung des RTF-Profiles
 Unten: Abb.2 Elementverteilung des PBTf-Profiles

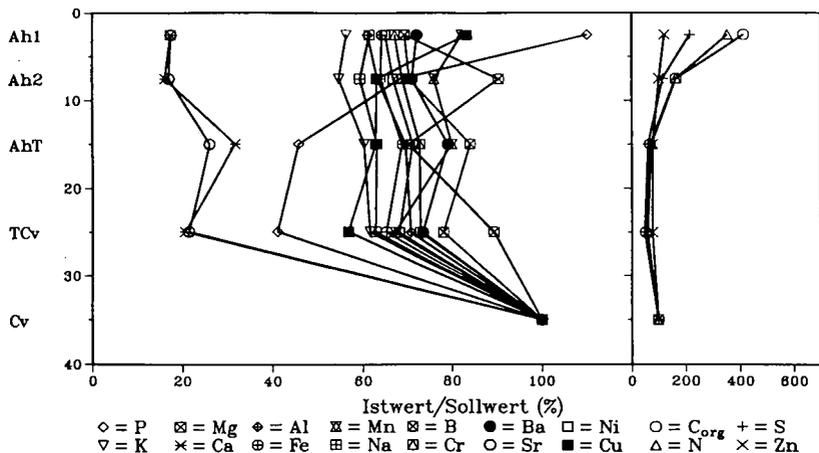


Abb.3 Profilbilanz des RTF-Profiles nach Schlichting und Blume (1966) (Bezug: Ti). Angegeben ist der Prozentsatz der tatsächlichen zu den ursprünglichen Werten (Istwert/Sollwert). Eine Verarmung (Anreicherung) gegenüber dem ursprünglichen Wert zeichnet sich durch ein Verhältnis kleiner (größer) als 100% aus.

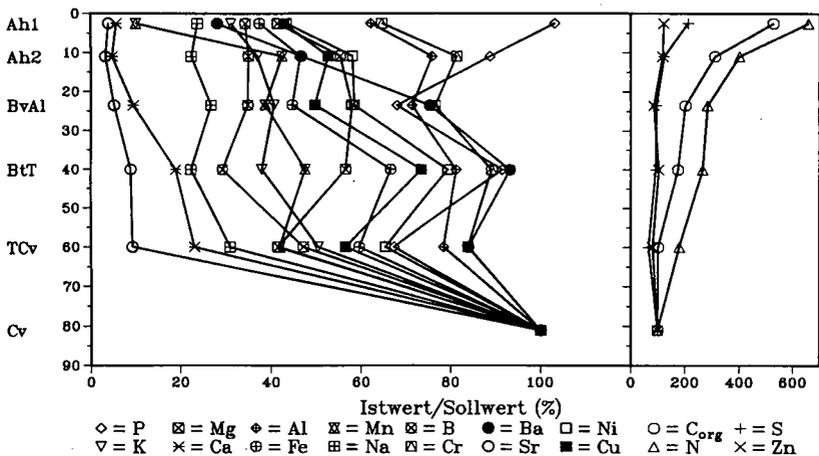


Abb.4 Profilbilanz des PBTf-Profiles nach Schlichting und Blume (1966) (Bezug Ti). Beschreibung siehe Abb.3.

Eine quantitative Aussage über den Elementhaushalt in den Bodenprofilen ermöglicht die Profilbilanz nach Schlichting und Blume (1966); Blume (1981). Diese Methode geht davon aus, daß die Titanhaltigen Mineralien im Boden sehr stabil und nicht am flüssigen Stofftransport beteiligt sind. Ferner wird vorausgesetzt, daß die Verhältnisse von Ti zu anderen Elementen im Cv-Horizont den Verhältnissen im ursprünglichen Gestein entsprechen. Ebenso wie der geochemische Ursprung eines Bodenprofils rekonstruiert werden kann, ist es auch möglich, mit Hilfe einer Profilbilanz den Stoff-Input im Zug der Bodenbildung, z.B. biologische Kohlenstoff- und Stickstoffakkumulation oder den atmosphärischen Stoffeintrag zu ermitteln. Die Zuläßigkeit der dabei unterlegten Annahmen ist allerdings umstritten.

Die Abbildungen 3 und 4 zeigen die auf Titan bezogenen Profilbilanzen beider Böden. Es geht daraus deutlich hervor, daß in beiden Profilen C_{org} , N und S, wohl bedingt durch biologische Prozesse und atmosphärischen Eintrag, angereichert sind, während bei anderen Elementen (Ausnahme Zn) eine Verarmung stattfand. Dies ist aus den Tiefenverteilungen (Abb. 1 und 2) nicht zu entnehmen. Damit wird die eingeschränkte Aussagekraft der Tiefenverteilung deutlich. Die Zunahme von Zn in beiden Profilen deutet auf einen Input von hoch Zn-haltigen Stoffen hin, die wahrscheinlich von der Überdeckung durch äolische Ablagerungen nach der letzten Eiszeit herühren.

Im Verarmungsgrad besteht sowohl ein profil- als auch ein elementspezifischer Unterschied. Im Profil RTF gehen Ca und Sr auf 20% ihres ursprünglichen Wertes zurück, während bei anderen Elementen eine Abnahme von 20 bis 40% zu verzeichnen ist. Der Verarmung ist im Profil PBTF bereits weiter fortgeschritten, und läßt sich in der Reihenfolge Sr > Ca > Na > B > K, Mn > Fe > Cu > Ni > Al > Cr bringen. P, Mg und Ba lassen sich dabei nicht genau einzuordnen. Ferner ist eine Akkumulation von Mn, Fe, Cu, Ni, Al, Cr, P und Ba im Bt-Horizont festzustellen, was vermutlich auf die Tonverlagerung zurückzuführen ist.

Zusammenfassung

In einem Rendzina-Terra fusca Profil und einem Parabraunerde-Terra fusca Profil aus Plattenkalk wurden Elementgehalte untersucht. Mit Hilfe von einem Indexelement (Titan) wurde eine Profilbilanz erstellt. Die Ergebnisse zeigen einen Verlust zwischen 20-80% fast aller Metallelemente bereits bei der Carbonatauflösungsphase. In der Parabraunerde-Terra fusca nimmt der Verlust in der Reihenfolge Sr > Ca > Na > B > K, Mn > Fe > Cu > Ni > Al > Cr ab.

Literatur

- Blume H.P. (1981): Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus Geschiebemergel. Z. Pflanzenernähr. BodenK., 144, 156-163.
- MISHRA V.K. (1982): Genesis and Classification of Soils Derived from Hauptdolomit in Kalkalpen and Effects of Soil Type and Humus on Some Features of Forest Natural Regeneration. Diss., LMU München, 176 S.
- Rehfuess K.E. (1990): Waldböden. 2. Aufl., Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 294 S.
- Schlichting E. und Blume H.P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin 209 S.

Ammonium-Sorption in sauren Waldböden: Anwendung von "initial-mass"-Isothermen

von

Matschonat, G.

Einleitung:

NH_4^+ -Einträge in Waldökosysteme sind nach wie vor auf hohem Niveau (MATZNER und MEIWES 1994). Die Raten der Deposition und Mineralisation übersteigen in vielen Fällen die Pflanzenaufnahme, während die Nitrifikationsleistung saurer Waldböden oft gering ist. Sorption von NH_4^+ an Austauschern könnte bei geringer Pflanzenaufnahme und niedriger mikrobieller Aktivität eine Senke für NH_4^+ darstellen. Die austauschbaren NH_4^+ -Vorräte haben jedoch eine hohe zeitliche und räumliche Dynamik, sodaß für die Vorhersage von Speicherkapazität, Pflanzenverfügbarkeit und ggf. Transport im Bodenprofil allgemeine Informationen über die Austauschigenschaften des NH_4^+ benötigt werden.

Für landwirtschaftliche Böden aufgenommene NH_4^+ -Austauschisothermen sind nicht auf saure Waldböden übertragbar, da hier Al-Spezies (und nicht Ca^{2+}) die dominierenden Kationen am Austauscher sind, das pH und auch die Ionenstärke der Bodenlösung niedriger sind.

Ziel dieser Arbeit war es, das Sorptionsverhalten von NH_4^+ in sauren Waldböden unter besonderer Berücksichtigung der Bodenlösungsschemie zu untersuchen und die Auswertung durch sogenannte "initial-mass"-Isothermen (NODVIN et al. 1986) zu testen.

Material:

NH_4^+ -Sorptionisothermen wurden für verschiedene Horizonte von fünf Fichtelgebirgsböden erstellt, darunter vier saure Braunerden bzw. Podsol-Braunerden auf Granit ("Waldstein", "Hengstberg") oder Phyllit ("Wülfersreuth", "Schacht") und eine nur oberflächennah saure Pseudogley-Parabraunerde auf Basalt ("Steinberg") (ZECH et al. 1991).

Methode:

In einem Batch-Verfahren wurde feldfrischer Boden mit Austauschlösungen verschiedener NH_4^+ -Konzentrationen von 0 bis 0,6 mmol NH_4^+ /l versetzt. Die Hintergrundlösungen enthielten die Kationen Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ und H^+ in Verhältnissen, die der jeweiligen Bodenlösung für den Horizont angeglichen waren (Ionenstärken zwischen 1,5 und 3,8 mmol/l). Die Kationen wurden als Chloride zugegeben.

Die Proben wurden 1 h bei 20°C geschüttelt und durch aschefreie Papierfilter filtriert. Sorption oder Desorption von NH_4^+ wurde aus den Konzentrationsdifferenzen zwischen Blindwerten und

+) Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth.

Proben-Lösung errechnet. Sorbierte Gesamtmengen bei einer gegebenen NH_4^+ -Konzentration wurden aus der KCl-extrahierbaren NH_4^+ -Menge +/- den im Austauschexperiment sorbierten bzw. desorbierten Mengen errechnet.

"Initial-mass"-Isothermen

Die "klassische" Interpretation für Kationen-Austausch-Experimente ist das Quantitäts/Intensitäts-(Q/I) Diagramm. Sorbierte Mengen werden gegen Aktivitätenverhältnisse von Ion und Gegenion aufgetragen und die Bestimmungsstücke der Kurve werden interpretiert. Austauschkoefizienten werden häufig aus den Gleichungen von Kerr, Gapon oder Gaines und Thomas bestimmt (siehe BOLT und BRUGGENWERT, 1978).

Vorversuche zeigten, daß eine Anzahl von Gegenionen am NH_4^+ -Austausch in unseren Böden teilnehmen, wobei ihre Beteiligung am Austausch in den einzelnen Horizonten unterschiedlich ist. Die Auswertung der Daten mit Hilfe der oben genannten Methoden erschien nicht sinnvoll, bzw. würde wegen der Vielzahl von Ionenpaaren sehr aufwendig sein.

Die initial-mass-Isothermen (NODVIN et al. 1986) sind Quantitäts/Quantitäts Isothermen, die nicht auf Gleichgewichtskonzentrationen basieren, sondern auf der Menge reaktiver Substanz (X_i), die dem System zugegeben wird. Die reaktive Substanz wird zwischen Boden und Lösung gemäß eines Verteilungskoeffizienten (m), der die Affinität des Bodens für die betreffende Substanz darstellt, aufgeteilt. Der Koeffizient wird aus der Menge Substanz RE errechnet, die während des Experiments von einer definierten Menge Boden aus der Lösung entnommen oder in die Lösung entlassen wird. Ist dieser einfache Verteilungsmechanismus gültig, haben die Isothermen die Form einer Geraden mit y-Achsenabschnitt b : $RE = mX_i - b$. Das Konzept berücksichtigt einen reaktiven Pool RSP im Boden, der am Austausch teilnimmt und aus der Gleichung $RSP = b/(1 - m)$ errechnet werden kann.

Ergebnisse:

Die ermittelten Isothermen werden am Beispiel des Bodens "Schacht" dargestellt. **Abb. 1** zeigt die sorbierten Gesamtmengen bei verschiedenen NH_4^+ -Lösungskonzentrationen, **Abb. 2** die entsprechenden initial-mass-Isothermen. Es wurden statistisch lineare Beziehungen für alle Horizonte aller Böden mit Werten für r^2 von 0.918 bis 0.999 gefunden. Die Werte für den massenbezogenen Verteilungskoeffizienten m_{Masse} lagen zwischen 0.767 für "Steinberg" $S_w B_t$ und 0.137 für "Schacht" $B_v C_v$; das bedeutet, daß im untersuchten Konzentrationsbereich 76,7% bzw. 13,7% der jeweils zugegebenen NH_4^+ -Mengen sorbiert wurden. **Abb. 3** zeigt modifizierte initial-mass-Isothermen mit der Austauschkapazität als Bezugsgröße statt des Bodengewichts (Masse). So werden Koeffizienten für eine fraktionelle Sättigung des Austauschers mit NH_4^+ erhalten, die als Austauschselektivität interpretierbar sind. Werte für den auf die KAK bezogenen Verteilungskoeffizienten m_{KAK} liegen zwischen 0.55 für "Wülfersreuth" O_h und 4.03 für "Schacht" $B_v C_v$.

Abb. 1

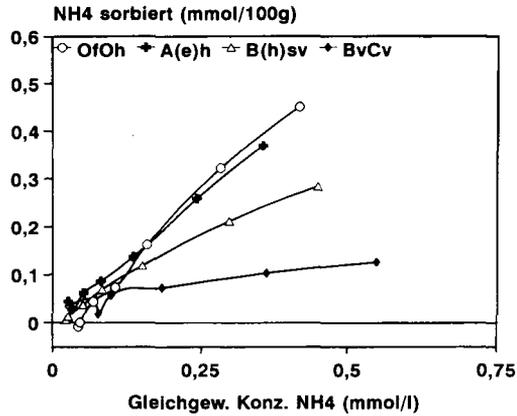


Abb. 2

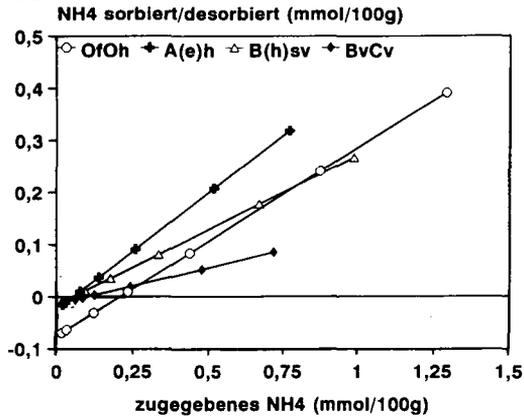
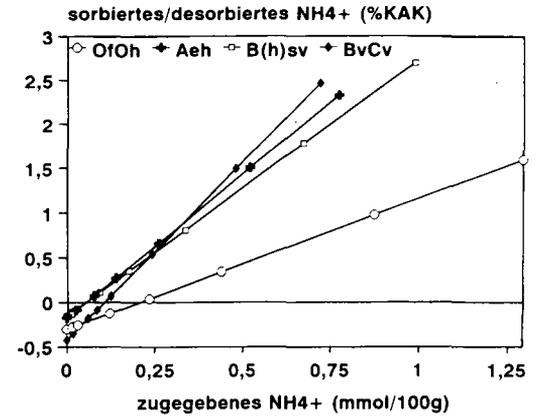
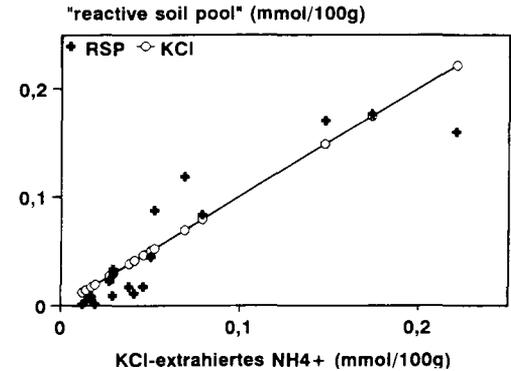


Abb. 3

Abb. 4 Vergleich zwischen KCl-extrahiertem NH₄+ und RSP (errechnet); N=18

Ein Vergleich zwischen RSP (errechnet) und KCl-extrahierbarem NH_4^+ als Maß für leicht reaktives NH_4^+ ergab eine lineare Beziehung mit $r^2 = 0.833$ ($n = 18$) (**Abb. 4**). Die Steigung der Regressionsgeraden ist mit 0.95 nahe 1; d.h. die Absolutwerte der beiden Parameter entsprechen einander nahezu. Eine Ausnahme stellt der Boden "Steinberg" dar, der sich durch höheren pH-Wert und höheren Ton- und Schluffanteil von den anderen Böden absetzt. Hier bestand keine Korrelation zwischen den beiden Parametern; Daten für diesen Boden sind daher in **Abb.4** nicht enthalten.

Schlussfolgerungen:

- Die maximale NH_4^+ -Speicherfähigkeit ist mit geschätzten 10-15 kg NH_4^+ /ha in O_h - und 15-20 kg in A_h -Horizonten nicht sehr groß und keine bedeutsame Langzeit-Senke für deponiertes NH_4^+ , ist aber im Vergleich zu den jährlichen Umsetzungen als möglicher NH_4^+ -Zwischenspeicher von Bedeutung.
- Die Anpassung der "initial-mass"-Isothermen an die Meßwerte war sehr gut. Die Anwendbarkeit dieser Auswertungsmethode wird durch die gute Übereinstimmung zwischen RSP und KCl-extrahierbarem NH_4^+ unterstützt. Dies gilt nur mit Einschränkungen für den Boden "Steinberg". Die Methode ist zur Beschreibung des Austauschverhaltens besonders geeignet, wenn am Austausch eine Vielzahl von Gegenionen beteiligt ist oder das Gegenion nicht bekannt ist.
- Die Koeffizienten m_{Masse} und m_{KAK} einerseits und unabhängig bestimmte Bodenkenngrößen wurden hinsichtlich bestehender Korrelationen getestet. m_{Masse} z.B. ist signifikant nur mit der Basensättigung korreliert: Hier besteht Übereinstimmung mit Ergebnissen aus Vorversuchen (hier nicht gezeigt), in denen NH_4^+ vor allem basische Kationen in variablen Anteilen austauschte. Korrelationen für den Mineralboden und für die Auflage sind teilweise unterschiedlich, daher ist es für allgemeine Aussagen über das Austauschverhalten von NH_4^+ sinnvoll, Auflage und Mineralboden getrennt zu betrachten.
- Untersuchungen zur Kalibrierung der Batch-Isothermen an ungestörten Proben werden zur Zeit durchgeführt.

Literatur

- Bolt, G.H. und Bruggenwert, M.G.M.** 1978: Soil Chemistry. Developments in soil science 5a. Elsevier Science Publishing Company, Amsterdam.
- Matzner, E. und Meiwes, K.J.** 1994: Long-term development of element fluxes with bulk precipitation and throughfall in two German forests. J. Environmental Quality, in press.
- Nodvin, S.C., Driscoll, C.T. und Likens, G.E.** 1986: Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. Soil Science 142, 27-35.
- Zech, W., Sterzer, R., Kaupenjohann, M. und Kögel-Knabner, I.** 1991 in: Zech, W. (Hrsg.), Bayreuther Bodenkundliche Berichte 17 (Exkursionsführer).

Danksagung: Diese Arbeit wurde vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) gefördert; Förder. Nr. BEO 51-0339476A.

Mobilitätsuntersuchungen mit Cd, Zn, Fe, Mn unter wechselnden Milieubedingungen mit Hilfe radioaktiver Tracer

von

Merz, C.¹ und H. Brühl²

1. Einleitung und Arbeitsmethoden

Bei der Nutzung von Oberflächenwässern zur Trinkwassergewinnung kommen der Uferfiltration und der künstlichen Grundwasseranreicherung eine besondere Bedeutung zu, da physikalische, chemische und biologische Vorgänge zwischen flüssiger und fester Phase einen natürlichen Abbau bzw. eine Festlegung organischer und anorganischer Schadstoffe ermöglichen.

Im Rahmen eines DFG-Schwerpunktes "Schadstoffe im Grundwasser" wurden daher am Institut für Angewandte Geologie der FU-Berlin Methoden entwickelt, mit denen natürliche Transportvorgänge von Schwermetallen im Grundwasserleiter beobachtet und analysiert werden können. Bei den eingesetzten Versuchen handelt es sich um Säulen- und begleitende Batchversuche. Die Säulenkonstruktionen sowie die technische Durchführung der Batchversuche gewährleisten eine Erhaltung bzw. eine Wiederangleichung der ursprünglichen Bedingungen im Probenmaterial und gestatten darüber hinaus eine Variation der physiko-chemischen Parameter zur Beurteilung definierter Milieuzustände (MERZ 1992). Von besonderer Bedeutung waren hierbei die Untersuchungen über das Migrationsverhalten der Schwermetalle unter veränderlichen Eh- und pH-Bedingungen, insbesondere in Redoxübergangsbereichen, wie sie in Uferfiltrationszonen vorkommen.

Zur qualitativen und quantitativen Beurteilung des Migrationsverhaltens von Schwermetallen wurden die natürlich im System vorkommenden Schwermetalle mit radioaktiven Schwermetallisotopen getracert (CALMANO & LIESER 1981). Da sich das chemische Verhalten der radioaktiven Isotope von dem der inaktiven Isotope des gleichen Elementes nicht unterscheidet, bietet dieses Verfahren mehrere Vorteile:

- Mit der hochauflösenden Gamma-Spektrometrie lassen sich die eingesetzten Gamma-Strahler problemlos qualitativ und quantitativ nachweisen, ohne daß ein Eingriff in ein bestehendes Gleichgewichtssystem, z.B. in ein geschlossenes Säulensystem, notwendig ist. Mit Hilfe eines Scanners können Konzentrations-Orts-Verteilungen zu beliebigen Zeitpunkten aufgenommen werden, um neben der Migrationsgeschwindigkeit, dem Retardationsfaktor und dem Sorptionsverteilungskoeffizienten auch zeitliche Abhängigkeiten im Migrationsverhalten zu bestimmen.
- Durch die direkte Identifizierung der radioaktiven Isotope bei ihrem Transport durch ein mit Spurenelementen vorbelastetes Feststoff/Grundwassersystem kann zwischen dem natürlichen Gehalt an Schwermetallen und den zudosierten radioaktiven Isotopen unterschieden werden.
- Die dotierten radioaktiven Schwermetallisotope können so gering dosiert werden, daß keine Beeinflussung des natürlichen Gleichgewichtszustandes auftritt. Die Aufgabeaktivität für Säulen betrug 200 000 Bq/Radionuklid, was einer Konzentration von 10^{-9} - 10^{-10} mol/l des jeweiligen Isotopes entspricht.

1) Ch. Merz, Institut für Hydrologie, ZALF e.V., Wilhelm-Pieck-Str.72, 15374 Müncheberg

2) H. Brühl, Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik, Radiohydrologisches Labor der FU-Berlin, Malteserstr. 74-100, 12249 Berlin

2. Ergebnisse

2.1 Migrationsverhalten unter konstant aeroben Bedingungen:

Unter konstant aeroben Bedingungen ($E_h > 400$ mV) zeigen die Metallionen Cd, Zn, Fe und Mn eine starke Festlegung. Nach Scanneraufnahmen erfolgte die Festlegung in den ersten Zentimetern der Säulenfüllung. Im Perkolat von 1m-Säulen konnten auch nach mehrjähriger Laufzeit keine radioaktiven Isotope nachgewiesen werden. Parallelversuche mit 20cm-Säulen zeigten einen gering retardierten Durchbruch von Cd, Zn und Fe mit unterschiedlichen Mengenanteilen im Perkolat (Abb. 1). Mangan konnte nicht nachgewiesen werden.

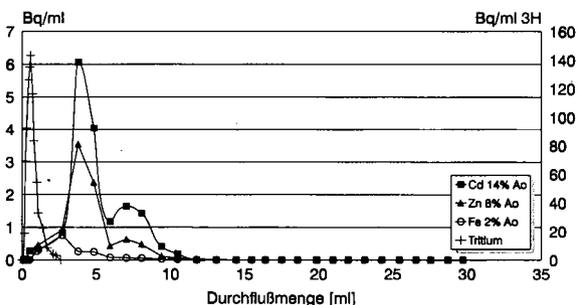


Abb 1: Konzentrations-Durchbruchkurven von ^3H , ^{109}Cd , ^{65}Zn und ^{59}Fe im Perkolat einer aeroben 20cm-Säule ($E_h > 400$ mV, pH 7,4). ^{54}Mn konnte nicht nachgewiesen werden. Die Retardationsfaktoren R_f betragen für Cd 7,1, für Zn 6,3 und für Fe 4,4. Wiederfindungsraten (% A_0) siehe Legende.

Nach Berechnungen mit dem thermodynamischen Kalkulationsprogramm PHREEQE sind die Schwermetalle Cd und Zn hauptsächlich in Form mineralischer Karbonatphasen festgelegt. Darüber hinaus konnte ein Anteil von 14% für Cd bzw. 8% für Zn in Form ungeladener anorganischer Komplexe berechnet werden. Diese Mengenanteile korrelieren mit den gering retardierten Anteilen im Perkolat der 20cm-Säulen. Die thermodynamisch stabilen Me^{2+} -Ionen konnten jedoch nicht als mobiler Anteil beobachtet werden, sondern es erfolgte eine Festlegung adsorptiv und/oder als Mitfällung an die Fe-Mn-Oxidcoatings. Die hohe Immobilität von Fe und Mn ist auf die Fällung als oxidische bzw. hydroxidische Mineralphase sowie untergeordnet auch als karbonatische Phase zurückzuführen (HEM 1977).

2.2 Migrationsverhalten unter konstant anaeroben Bedingungen:

In Säulenversuchen unter anaeroben Bedingungen ($E_h -200$ mV) zeigen Cd und Zn eine hohe Immobilität. Die Festlegung erfolgte in den ersten Zentimetern der Säulenfüllung. Unter den vorherrschenden physiko-chemischen Bedingungen ist die Immobilität auf eine Festlegung in Form sehr gering löslicher sulfidischer Verbindungen zurückzuführen (HEM 1972).

Bei Eisen ist eine gegenüber konstant aeroben Bedingungen leicht erhöhte Migration mit einem Retardationsfaktor zwischen 500 und 600 zu beobachten. Im Perkolat von 20cm-Säulen konnte eine kontinuierliche Freisetzung geringer Mengen radioaktiven Eisens nachgewiesen werden. Die hohe Immobilität ist ebenfalls auf die Bildung sehr gering löslicher sulfidischer Fe-Mineralverbindungen zurückzuführen. Mangan zeigt im Vergleich zu aeroben Bedingungen eine deutlich höhere Mobilität, wie Scanneraufnahmen einer anaeroben 1m-Säule zeigen (Abb. 2). Der Retardationsfaktor sinkt auf Werte zwischen 80 und 90, was einer Zunahme der Migra-

tionsgeschwindigkeit um den Faktor > 10 entspricht. Die erhöhte Mobilität des Mangans ist auf einen hohen Anteil thermodynamisch stabiler Mn^{2+} -Ionen unter den vorherrschenden physiko-chemischen Bedingungen zurückzuführen.

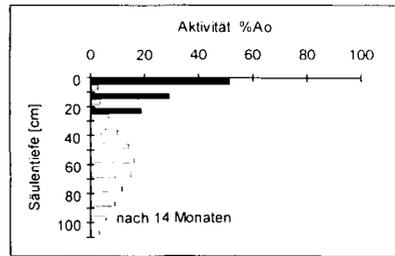
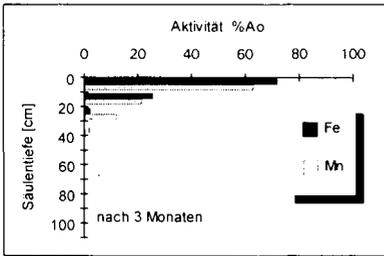


Abb. 2: Durch Scannermessungen ermittelte Konzentrations-Orts-Verteilungen von ^{59}Fe und ^{54}Mn in einer 1m-Säule unter konstant anaeroben Bedingungen (Eh -200 mV). Die ermittelten Retardationen liegen bei 90 - 100 für Mangan und 500 - 600 für Eisen.

2.3 Migrationsverhalten unter wechselnden Milieubedingungen:

a) Wechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen

Aerobe 20cm-Säulensysteme (Eh > 400 mV) wurden mit anaeroben Formationswasser beaufschlagt (Eh -200 mV). In diesen Säulen zeigte sich nach dem Verlauf der Redoxwerte eine vollständige Umstellung des Milieus nach 20 Tagen. Innerhalb der Säule zeigt sich eine signifikante Zunahme der Radionuklidkonzentration in 6 - 8 cm Säulentiefe (Abb. 3). Bei gleichzeitiger Abnahme der Konzentration in den ersten Zentimetern deutet dies auf eine zeitlich begrenzte Mobilisierung der Schwermetalle in einem Redoxübergangsbereich hin.

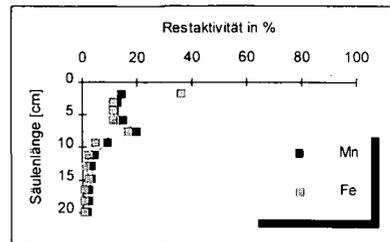
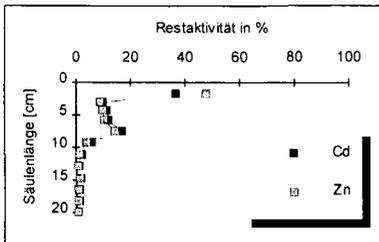


Abb. 3: Durch Gamma-Messungen an Sedimentscheiben ermittelte Konzentrations-Orts-Verteilungen von dotierten Radionukliden in einer aeroben 20cm-Säule (Eh > 400 mV) 4 Monate nach Beaufschlagung mit anaerobem Formationswasser (Eh -200 mV).

b) Wechsel von anaeroben zu aeroben Bedingungen

Bei Umstellung der anaeroben Säulensysteme zeigen die Eh-Werte nach 85 Tagen Oxidationseffekte in 10 cm Säulentiefe an.

Die Verteilung der radioaktiven Isotope zeigt eine starke Festlegung der Fe-Isotope in den ersten 2 cm der Säule und eine verringerte Mobilität von Mn an (Abb. 4). Cd und Zn dagegen weisen eine erhöhte Mobilität auf. Dieser Migrationseffekt ist auf eine lokale Absenkung des pH-Wertes, bedingt durch die Oxidation sulfidischer Fe-Verbindungen, zurückzuführen.

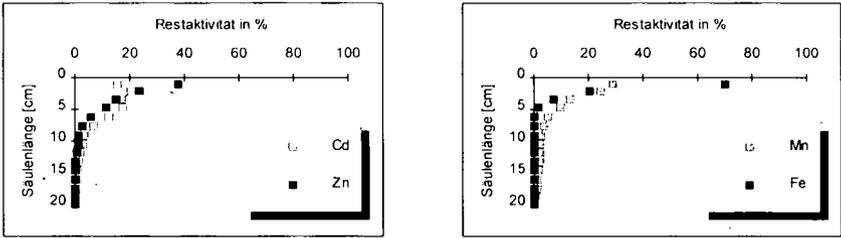


Abb. 4: Durch Gamma-Messungen an Sedimentscheiben ermittelte Konzentrations-Orts-Verteilungen von dotierten Radionukliden in einer anaeroben 20cm-Säule (Eh -200 mV) 4 Monate nach Beaufschlagung mit aerobem Formationswasser (Eh > 400 mV). Zu diesem Zeitpunkt war die Oxidationszone bis zur Hälfte der Säulenlänge eingedrungen

3. Zusammenfassung

Unter aeroben Bedingungen zeigen Cd, Zn, Fe und Mn eine sehr starke Festlegung mit Retardationsfaktoren > 1000. Die Festlegung ist bei Cd und Zn hauptsächlich auf Fällung in Form karbonatischer Mineralphasen sowie auf Mitfällung und Adsorption an Fe-Mn-Coatings zurückzuführen. Die Mobilität thermodynamisch stabiler anorganischer Komplexe wird vom Adsorptionsgleichgewicht bestimmt. Die starke Festlegung von Fe und Mn ist auf die Fällung oxidischer sowie untergeordnet auch karbonatischer Mineralphasen zurückzuführen.

Unter konstant anaeroben Bedingungen zeigen Cd, Zn und Fe aufgrund der vorherrschenden sulfidischen Bindungsformen eine sehr geringe Mobilität, wobei die Mobilität von Mn gegenüber aeroben Bedingungen um den Faktor > 10 steigt.

Bei einem Milieuwechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen kommt es zu einer Instabilität von Fe-Mn-Coatings aufgrund der kurzfristigen Ausbildung eines räumlich ausgedehnten Redoxübergangsbereiches. Dieser Prozeß führt zu einer Freisetzung von Cd- und Zn-Anteilen, die adsorptiv und durch Mitfällung an Coatings gebunden sind. Bei einem entsprechenden Milieuwechsel von anaeroben zu aeroben Milieubedingungen ist die Ausbildung einer nur langsam fortschreitenden Oxidationsfront zu beobachten. Die Oxidation, insbesondere der sulfidischen Fe-Mineralverbindungen, führt zu einer signifikanten pH-Absenkung, was aufgrund der Instabilität karbonatischer Verbindungen in dem pH-Bereich ($4 < \text{pH} < 6$) zu einer deutlich erhöhten Mobilität von Cd und Zn in der Oxidationszone führt.

4. Literatur

- Calmano, W. & Lieser, K.H. (1981): Untersuchungen der Austauschvorgänge von Spurenelementen an Schwebstoffen mit Hilfe der Radionuklidtechnik. *Fresenius Z. Anal. Chem.*, 307: 356-361, Heidelberg/Berlin.
- Hem, J.D. (1972): Chemistry and occurrence of Cd and Zn in surface water and groundwater. *Water Resources Research*, 8: 661-679, Washington.
- Hem, J.D. (1977): Reactions of metal ions at surfaces of hydrous iron oxide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 41: 527-538, London (Pergamon Press).
- Merz, Ch. (1992): Laboruntersuchungen zum Migrationsverhalten von Cadmium, Zink, Eisen und Mangan in Lockergesteinen unter Wahrung der natürlichen Milieubedingungen mit Hilfe der Radionuklidtracering. Diss. FU-Berlin, Berliner Geowissenschaftliche Abhandlungen Reihe A, Band 141, 116 S.

Unterschiedliche Ursachen für erhöhte Schwermetallgehalte in einigen industriebeeinflussten Auenböden

von

Meuser, H.⁺, F. Bailly⁺⁺, S. Kleinwort⁺⁺, N. Wolf⁺⁺ und
M. Wüstefeld⁺⁺

Einleitung

Die Auenböden entlang der langfristig industriell genutzten Flußläufe von Düte und Hase bei Osnabrück/Georgsmarienhütte und der Ruhr in Essen weisen stark erhöhte Schwermetallgehalte (Cd, Cu, Pb, Zn) auf. Dabei bildeten sich in Abhängigkeit vom Verhalten der Flüsse (Fließgeschwindigkeit, Überschwemmungshäufigkeit), der industriellen Prägung der Region und den physiko-chemischen Bodenverhältnissen in horizontaler wie vertikaler Richtung unterschiedliche Kontaminationsprofile aus, die im folgenden dargestellt werden.

Methodik

Probenentnahme: Gewinnung von Bodenproben auf 10 x 10 m großen ebenen Flächen bei 20 Einstichen; Tiefenintervalle 0-10, 10-20, 20 cm-Ah-Untergrenze (Düte/Hase) bzw. 0-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-40, 40-60, 60-80, 80-100 cm

Analytik: Vorbereitung (Siebung auf 2 mm, Kugelmühlenanteil für Schwermetalle), pH (elektrometrisch in CaCl₂-Suspension), Org.C (nasse Verbrennung mit K₂Cr₂O₇), Techn.-org. Subst. (wie Org.C, jedoch mit H₂O₂-Vorbehandlung), Textur (komb. Sieb-/Schlamm-analyse), Schwermetalle (Königswasseraufschluß für die Ruhr bzw. Mikrowellenaufschluß für Düte/Hase, Bestimmung im AAS-Flammentchnik)

Ergebnisse und Interpretationsansätze

Düte und Hase (horizontale Betrachtung)

In Abb. 1 werden die pH-Werte, C(org.)-Gehalte, die Textur und die Schwermetallgehalte der Oberböden (0-30 cm) für 18 (Düte) bzw. 10 (Hase) Untersuchungsstandorte dargestellt.

+ Stadt Essen - CUA, Abt. Bodenschutz, 45121 Essen

++ FH Osnabrück - Fb Gartenbau, Bodenkunde, Oldenburger Landstr. 24, 49090 Osnabrück

Bei der Düte steigen unterhalb der Hauptemittenten von Georgsmarienhütte die Schwermetallgehalte generell an, zeigen aber bei ähnlichem Verhalten der einzelnen Elemente starke Schwankungen zwischen den Standorten. Die Ursachen dafür sind in den kleinräumig reliefierten Oberflächen mit unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen während der Überflutungen und in den seitlichen Zuflüssen kleinerer Bäche zu suchen (z.B. Goldbach, Hischebach).

Bei der Hase liegen die Schwermetallgehalte des Oberlaufes im Bereich der geogenen Grundlast, bis sie bei allen vier Elementen ab Osnabrück sehr deutlich zunehmen. Hier wurde früher regelmäßig eine Grünlandrieselbewässerung durchgeführt. Die auffallend hohen Cu-Gehalte bis ca. 600 mg/kg weisen auf die NE-Metallverarbeitende Industrie von Osnabrück hin. Flußabwärts nehmen die Gehalte wieder ab, was nicht nur als eine Folge der abnehmenden Transportreichweite der suspendierten Partikel, sondern auch als eine Folge des seitlichen Zuflusses und eventuell nachträglicher anthropogener Veränderungen der Oberfläche anzusehen ist.

Ruhr (vertikale Betrachtung)

Bei den Ruhrauenböden wurde eine schluffig-tonige Bodenart (Auenlehm) bei zunehmenden Sandgehalten mit der Tiefe (Terrassensande) angetroffen. Die Böden erreichten im Oberboden hohe Humusgehalte (bis 9.9 Gew.%) und im Profil stark erhöhte Gehalte an technogen-organischer Substanz (TOS). Die pH-Werte lagen im stark bis mäßig sauren Bereich.

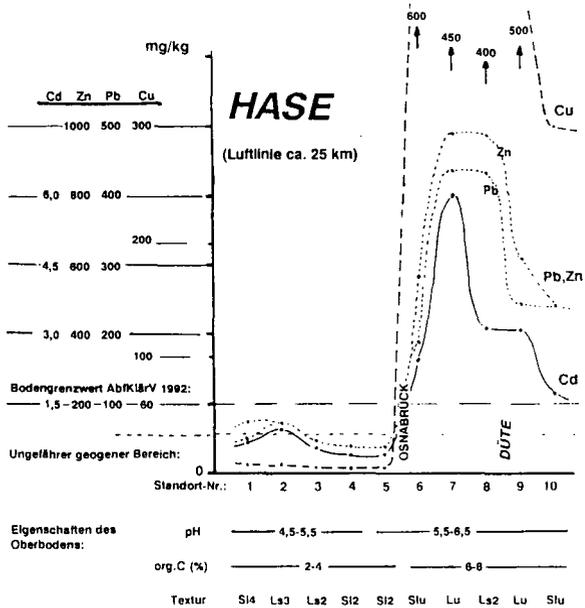
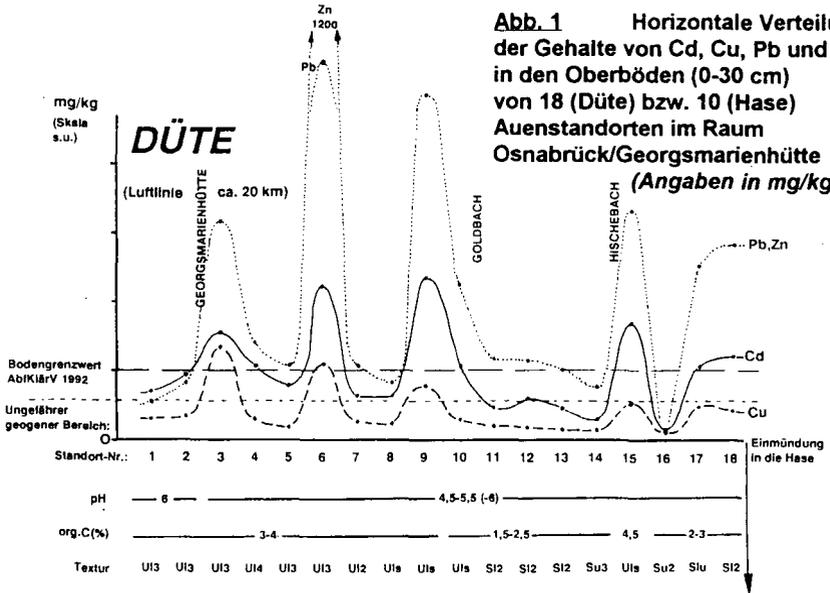
Die Schwermetallgehalte schwankten in weiter Amplitude. Die Höchstwerte lagen bei 26 (Cd), 1080 (Cu), 695 (Pb) und 3225 (Zn) mg/kg.

Zwischen den Gehalten von Cu, Pb, Zn und der TOS bestand bei nahezu allen Standorten eine relativ enge Korrelation (Mittelwert von $r = 0.75$). Die Ergebnisse bestätigen damit das hohe Schwermetallpotential der aus Aschen, Kohle und kokereispezifischen Abfällen bestehenden TOS.

Abb. 2 zeigt die Tiefenprofile (Schwermetalle, Humus, TOS) beispielhaft für vier Standorte. Bei Standort 1 nehmen Schwermetalle und TOS mit der Tiefe zu, was als ein Hinweis auf das historische Kontaminationspotential dieses häufig überschwemmten Standortes zu deuten ist. Bei Standort 2 mit geringer Überschwemmungshäufigkeit und sandigem Substrat ab 20 cm Tiefe nehmen Schwermetalle, Humus und TOS mit der Tiefe ab; die Schwermetallakkumulation ist auf die obersten 20 cm (humoser Auenlehm) beschränkt. Zu einer Überlagerung der Effekte kam es bei Standort 3 mit mittlerer Überschwemmungshäufigkeit. Bei Standort 4 (Bodenart Ut, Grundwasernähe) könnte zusätzlich der kapillare Aufstieg aus dem Aquifer von Bedeutung sein.

Das abweichende Verhalten von Cd bei den Standorten 1 und 4 deutet auf eine erhöhte Mobilität des Elementes bereits bei pH-Werten von 5.4 bis 6.2 hin.

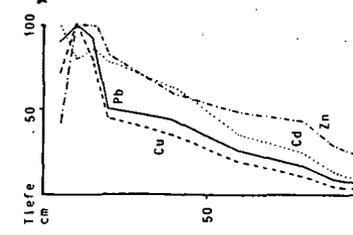
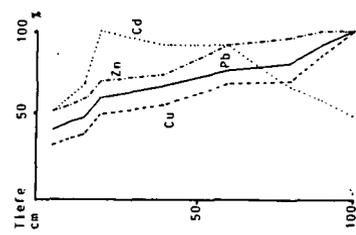
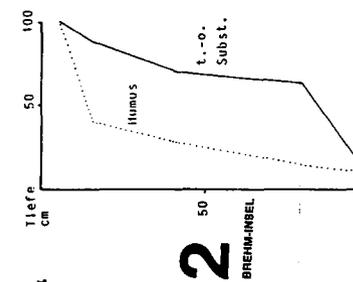
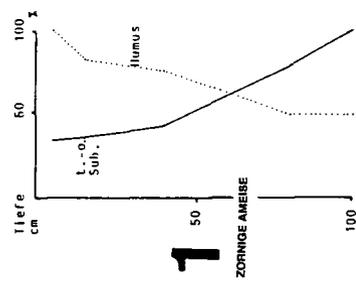
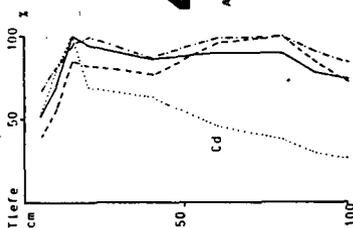
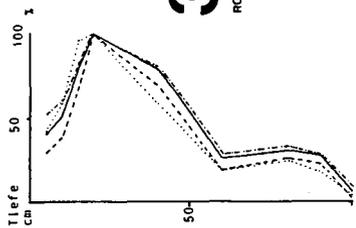
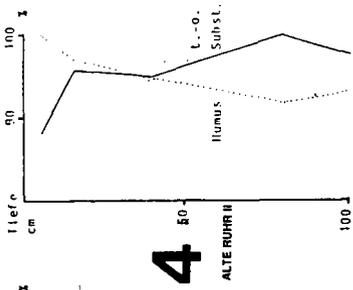
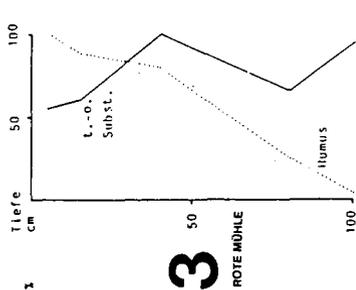
Abb. 1 Horizontale Verteilung der Gehalte von Cd, Cu, Pb und Zn in den Oberböden (0-30 cm) von 18 (Düte) bzw. 10 (Hase) Auenstandorten im Raum Osnabrück/Georgsmarienhütte (Angaben in mg/kg)



(Basis des Vergleichs ist die Gleichsetzung der jeweiligen Boden-Grenzwerte der AbfKlärV. 1992 bei allen vier Schwermetallen)

Abb. 2 Tiefenprofile von Cd, Cu, Pb und Zn sowie von Humus und technogen-organischer Substanz in den Böden von vier Standorten der Ruhraue in Essen

(Relativwerte: Angaben in % vom höchsten Wert innerhalb eines Profils)



Untersuchungen zur Denitrifikation in jungen Marschböden an der Westküste Schleswig-Holsteins

von

Mueller, K.

Untersuchungen zum Umfang und Ablauf der Denitrifikation in Böden sowie zu steuernden Einflußfaktoren haben im letzten Jahrzehnt beachtlich zugenommen (Nieder u.a. 1989, Batjes u. Bridges 1992). Dennoch kann der diesbezügliche Erkenntnisstand nicht zufriedenstellen. In besonderem Maße trifft dies für Marschenböden im Bereich der Deutschen Nordseeküste zu.

Die vorliegenden, durch die DFG geförderten Untersuchungen wurden von April 1992 bis April 1993 auf einem Standort mit natürlicher Vegetation im Vergleich zu einer Fläche mit intensiver ackerbaulicher Nutzung durchgeführt. Die Versuche erfolgten im Freiland an ungestörten, ^{15}N versorgten, seitlich bis in das Grundwasser hinein gasdicht ummantelten Bodenmonolithen (je $2,25 \text{ m}^2$ Oberfläche) des Bodentyps "junge Kalkmarsch". In diese Flächen sind jeweils drei Meßhaubensysteme installiert, die aufgrund solarenergiebetriebener Kühl- und Verwirbelungseinrichtungen das Sammeln von Gasproben über 24 Stunden in aufwachsenden Beständen erlauben (Konstruktion der Meßanlage - s. Mueller 1992). Die N_2 -Freisetzung wurde über die massenspektrometrische Bestimmung des denitrifizierten ^{15}N -Anteils ermittelt. Die Untersuchung der N_2O -Abgabe erfolgte gaschromatographisch.

Die Böden der ca. 50 m voneinander entfernten Versuchsflächen zeigen die für junge Kalkmarschen typische Horizontabfolge (Ah/Ap-Go-Gro-Gor-Gr) mit pH-Werten von 7,0 bis 7,3 und durchgängig hohen Gehalten an leicht abbaubaren organischen C-Verbindungen (0,3 bis 2,7 %) im gesamten Profil.

Der Versuchszeitraum war geprägt durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen (langj. Mittel: $8,0^\circ\text{C}$, 92/93: $9,1^\circ\text{C}$), insbesondere in den Sommermonaten 1992, und durch außergewöhnliche Trockenheit von Mai bis September 1992 (Niederschl. V-IX langj. Mittel: 72 mm, 1992: 47 mm). Dieses Witterungsgeschehen beeinflusste über seine Auswirkungen auf denitrifikationssteuernde Einflußgrößen, insbesondere aber auf Redoxpotentiale (Abb. 1) und Bodentemperaturen (Abb.2), Verlauf und Höhe der N-Freisetzung aus dem Boden (Abb.3).

Marschböden zeichnen sich allgemein durch geringe Redoxpotentiale im Oberboden auch in den Sommermonaten aus (Mansfeldt u.a. 1991, Koch u.a. 1992). Das kann bei ausreichenden Bodentemperaturen hohe Denitrifikationsraten begünstigen (Freney u. Simpson 1983). Im Frühjahr und Sommer des Untersuchungsjahres 1992 verblieben die N-Freisetzungen jedoch auf einem bereits im April gegebenen sehr geringen Niveau (Abb.3). Dies kann auf den bereits im Mai beginnenden, sehr deutlichen, witterungsbedingten Anstieg der Redoxpotentiale zurückgeführt werden. Selbst die in 150 cm Bodentiefe gemessenen Eh-Werte erreichten ab Ende Mai (ackerbaulich genutzter Standort) bzw. Anfang Juli (naturbelassener Standort) 300 mV und

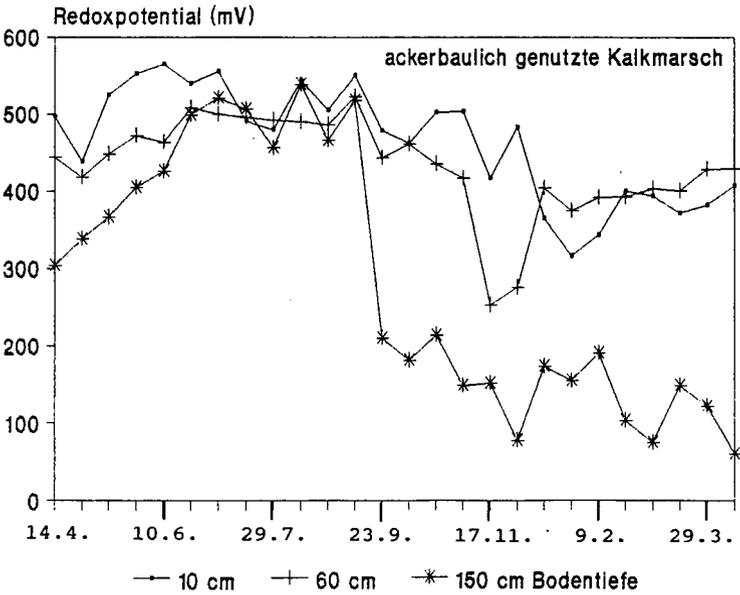
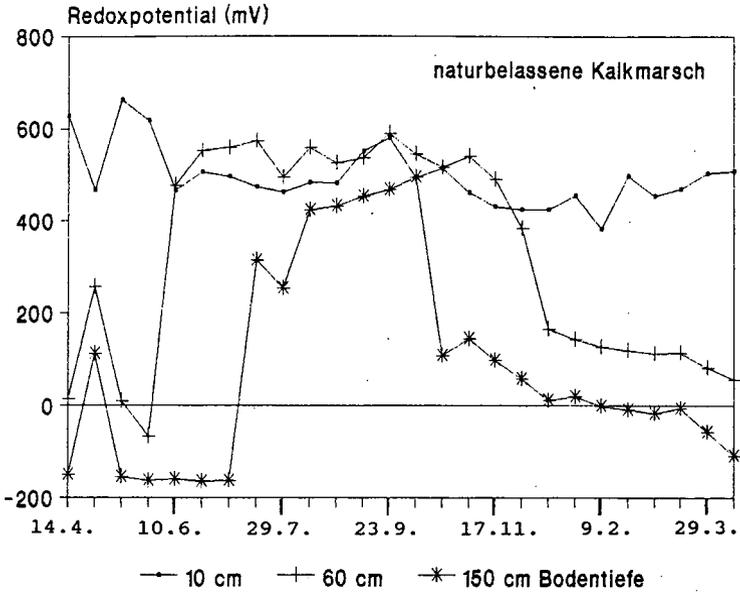


Abb. 1: Redoxpotentiale, Jahresverlauf 1992/93 naturbelassene und ackerbaulich genutzte junge Kalkmarsch (Speicherkoog/Dithmarschen)

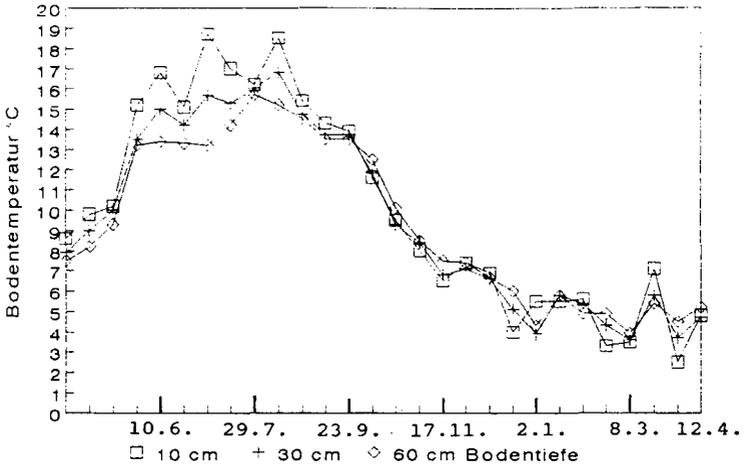


Abb. 2: Jahresverlauf Bodentemperaturen 1992/93, naturbelassene Kalkmarsch (Speicherkoog/Dithmarschen).

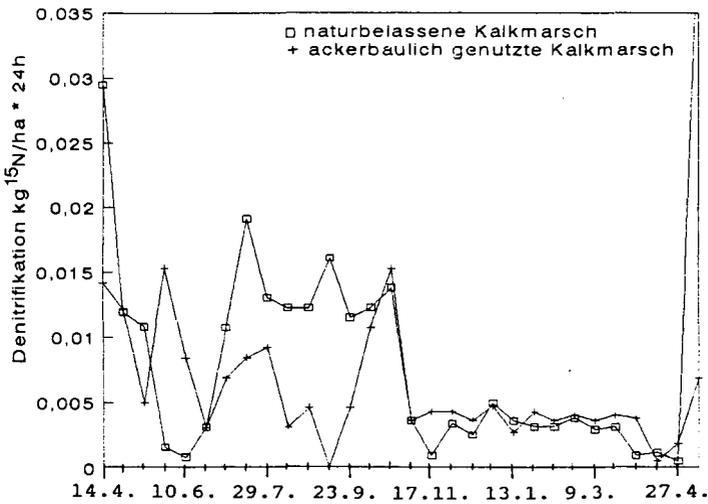


Abb. 3: Jahresverlauf Denitrifikation 1992/93, naturbelassene und ackerbaulich genutzte junge Kalkmarsch (Speicherkoog/Dithmarschen).

mehr, bei denen Denitrifikation zunehmend gehemmt erscheint (Scheffer u. Schachtschabel 1984). Die für die Versuchsflächen außerordentlich hohen Redoxpotentiale (s.a. Mansfeldt 1991) setzten sich im weiteren Verlauf des Sommers fort (Abb.1) und verhinderten somit dauerhaft eine Zunahme der Denitrifikation. Erst ab Oktober 1992 unterschritten die Redoxpotentiale in 150 cm und ab November/Dezember in 60 cm Bodentiefe Eh-Werte von 400 bis 300 mV. Bei zugleich sinkenden Bodentemperaturen (Abb.2) nahmen aber auch die Denitrifikationsraten ab und setzten sich auf sehr niedrigem Niveau bis zum Frühjahr 1993 fort.

Im Vergleich der Versuchsflächen zeigte die ackerbaulich genutzte junge Kalkmarsch durchschnittlich geringere N-Freisetzungen (Abb.1). Dies kann auf die im Boden dieses Standortes allgemein höheren gemessenen Redoxpotentiale zurückgeführt werden.

Im Versuchszeitraum wurde Stickstoff aus den untersuchten Kalkmarschen ausschließlich in N_2 -Form an die Atmosphäre abgegeben. Eine N_2O -Freisetzung konnte unabhängig von der Nutzung nicht beobachtet werden. In der Literatur werden eine Vielzahl von Einflußfaktoren auf das N_2/N_2O -Verhältnis genannt (s. Nieder u.a. 1989). Unter den gegebenen standortbedingten Voraussetzungen ist die alleinige N_2 -Abgabe mit großer Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, daß nicht die verfügbaren C-Vorräte bei der Denitrifikation limitierend wirkten, sondern das sehr geringe NO_3^- -Angebot in der Bodenlösung.

Insgesamt lassen die Untersuchungsergebnisse die außerordentlich komplexe Wirkung einer Vielzahl von Einflußfaktoren auf die Denitrifikation erkennen. Beziehungen zu einzelnen Bestimmungsgrößen müssen daher unklar bleiben und sind in den vorliegenden Untersuchungen statistisch nicht zu sichern.

Literatur:

- Batjes, N.H.; E.M. Bridges (1992): World Inventory of Soil Emissions, Publ. by Intern. Soil Reference a. Inform. Centre, 204 S.
- Freney, J.R.; J.R. Simpson (1983): Gaseous Losses of Nitrogen from Plant-Soil Systems, Martinus Nijhoff/Dr. W. Junk Publ., 157 S.
- Koch, M.S.; E. Maltby; G.A. Oliver; S.A. Bakker (1992): Factors Controlling Denitrification Rates of Tidal Mudflats and Fringing Salt Marshes in South-west England, Estuarine, Coastal and Shelf Sc., 34, 471-485
- Mueller, K. (1992): Gesamtdenitrifikation sowie Quellen und Senken der Stickstoff-Freisetzung im ungestörten Gefügeverband junger Marschböden - vorbereitende Arbeiten - Jahresber. 1991 Forsch.-u. Techn.-zentr. Westküste Büsum der Univ. Kiel, 94 - 96
- Mansfeldt, T.; R. Jungfleisch-Bless; H.-P. Blume; B. Sattelmacher (1991): Einfluß des Redoxpotentials auf die Stoffdynamik einer jungen Kalkmarsch, Mittl. Dt. Bodenk. Ges., 66, 355-358
- Nieder, R.; G. Schollmayer; H. Zakosek (1989): Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse), Z. Kulturt. u. Landesentw., 30, 345-355
- Scheffer; P. Schachtschabel (1984): Lehrbuch der Bodenkunde, F. Enke Verl., Stuttgart

Kontamination des Randbodens durch PAK und Schwermetalle an asphaltierten Waldwegen und Straßen

von

Münch, D. und C. Ullrich

Waldgebiete werden nicht nur durch asphaltierte Straßen, sondern auch durch unbefestigte und befestigte Wege, die nach ihrer wassergebundenen, betonierten, asphaltierten oder teerpechhaltigen Deckschicht unterschieden werden können, (s. Abb. 1) durchschnitten.

Während bei den unbefestigten, quasi natürlichen Wegen aus Mulch, Lehm, Sand oder Rasen eine Bodenkontamination fast auszuschließen ist - es sein denn, nicht waldeigenes, sondern kontaminiertes Fremdmaterial ist zum "Bau" dieser Wege verwendet worden - könnte es aus mit Industrieprodukten befestigten Wegen zum Austrag von Schadstoffen wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) und Schwermetalle kommen. Die Aufteilung des wassergebundenen Weges in Abb. 1 nach den verwendeten Baustoffen (natürliche Minerale, Schlacke, Asche) gilt selbstverständlich auch für die mineralischen Tragschichten aller gebundenen Waldwege.

Prinzipiell sind als Ausbreitungspfade eine Ausdampfung (gilt nur für die niederkondensierten PAH), eine Auswaschung durch Regenwasser und eine Brucherosion von Wegebaumaterial durch Tritt- und Fahrbelastung aus der gebundenen Deckschicht oder der ungebundenen Tragschicht möglich (s. Abb. 2).

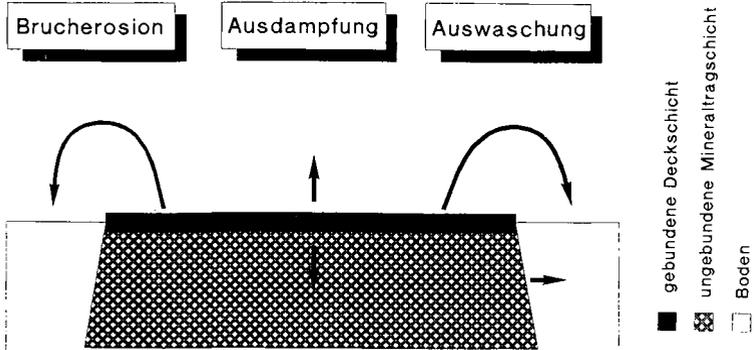


Abb. 2: Schematischer Aufbau eines asphaltierten Waldweges und potentielle Ausbreitungsmöglichkeiten von PAH

Aus diesem Grund sind in Dortmund asphaltierte und teerpechhaltig befestigte Wege sowie der an die Wege angrenzenden Boden auf ihre PAH- und Schwermetallgehalte untersucht worden.

Asphalt und eine teerpechhaltig gebundene Mineralschicht unterscheiden sich in ihrem mechanischen und physikalischen Eigenschaften kaum und sind optisch nicht voneinander zu unterscheiden.

*) Institut für Umweltschutz, Universität Dortmund, 44221 Dortmund

Asphalt ist nach DIN 55 946 ein natürlich vorkommendes oder technisches Gemisch aus Bitumen (das ein bei der Aufarbeitung geeigneter Erdöle gewonnenes schwerflüchtiges, dunkelfarbiges Gemisch darstellt) und Mineralstoffen.

Teerpech dagegen ist der tiefschwarze, thermoplastische Rückstand, der bei der Primärdestillation des Steinkohlenteers anfällt. Der Entstehungsunterschied der beiden optisch so ähnlich aussehenden Produkte ist von eminenter Bedeutung, da Teerpech u.a. ca. 1 000 mal so viel PAH enthält wie Bitumen.

Da bis 1963 noch 62 % des Gesamtsteinkohlenteerverbrauches in der Bundesrepublik Deutschland in den Straßen- (und Wege ?)bau gingen [1] und 1956 noch 24 % der klassifizierten Straßen (und Wege ?) aus Gemischen von Teerpech und Mineralstoffen bestanden [2], ist es von besonderer Bedeutung, teerpechhaltige Altwege zu untersuchen.

Bodenbelastungen an bituminösen Wegen

An 9 bituminös befestigten (asphaltierten) Waldwegen ist der humose Randboden auf PAH und Schwermetalle untersucht worden.

Die Ergebnisse dieser Randbodenbelastung sind in Tabelle 3 und 4 dargestellt.

Alle gefundenen Bodenkonzentrationen liegen deutlich unter den in Tabelle 1 und 2 aufgeführten Richt- und Grenzwerten und damit im Bereich der quasi-natürlichen Gehalte von humösen Böden in Nordrhein-Westfalen /5/6/ und im Bundesgebiet /7/.

Mit einem mittleren Gehalt von 0,22 mg/kg der PAH-Leitsubstanz Benzo(a)pyren und ein Konzentrationsbereich von 0,08 - 0,41 mg/kg sowie der mittleren Zink-, Cadmium- und Arsenkonzentration von 237 mg Zn/kg, 1,2 mg Cd/kg und 5,7 mg As/kg liegen diese Parameter deutlich unter den Bodenbelastungen, die sonst in der Großstadt Dortmund in landwirtschaftlich genutzten Böden gemessen worden sind /8/.

Lediglich die Bleibelastungen mit einer Konzentrationsspanne von 76-239 mg Pb/kg und einem arithmetischen Mittel von 112 mg Pb/kg liegen knapp über dem KVO-Grenzwert von 100 mg/kg, aber deutlich unter dem LÖLF-Richtwert von 300 mg/kg.

Diese niedrigen Belastungen im Randboden waren zu erwarten, da im Asphalt, im Schotter und deren wässrigen S₄-Eluaten nur sehr geringe und kaum mobilisierbare Schwermetall- und PAH-Konzentrationen enthalten waren, (Ausnahme Chrom und Vanadium) wie aus Tabelle 5 und 6 ersichtlich ist. Lediglich die PAH-Gehalte sind naturgemäß in der bituminösen und mineralischen Wegebefestigung erhöht.

Die PAH-Konzentrationen im wässrigen Eluat liegen mit 0,4-1,1 mg/l zwar über dem Richtwert der Trinkwasserverordnung von 0,2 mg/l aber doch deutlich unter der Belastung kontaminierter Wässer oder Eluate. Aus dem bisherigen Befund geht eindeutig hervor, daß eine Ausbreitung von PAH und Schwermetall aus den untersuchten Asphaltwegen nicht oder nicht in einem ökologisch relevantem Maße stattfindet.

Dies gilt selbstverständlich nicht für Wege, die aus kontaminiertem Baumaterial wie beispielsweise Schlacken oder Aschen hergestellt worden sind. So hat die Stadt Wuppertal erhebliche Probleme mit den Bodenbelastungen durch Dioxine aus Waldwegen, die mit Müllverbrennungsschlacken befestigt worden sind /9/.

Bodenbelastung an teerhaltigen Wegen

Von den untersuchten 12 Waldwegen waren insgesamt nur 3 teerhaltig befestigt, deren Randbodenbelastung mit PAH und Schwermetallen in Tabelle 9 und 10 dargestellt ist.

Während die Schwermetallgehalte im Randboden nur unwesentlich im Vergleich zu den bituminösen Wegen erhöht sind, so ist doch deutlich eine im Mittel achtfache Erhöhung der PAH-Konzentrationen mit 2 mg Benzo(a)pyren bis 0,2 Meter neben dem Weg festzustellen. Mit insgesamt 25 mg PAH - Gesamt/kg liegen diese Wege deutlich über dem B-Richtwert der niederländischen Altlastenliste von 20 mg/kg und 1 mg Benzo(a)pyren/kg.

Im teerhaltigen Wegeaufbruchmaterial konnten Benzo(a)pyrengelalte bis zu 53,6 mg/kg (im Mittel 30,1 mg/kg) und im wässrigen S4-Eluat bis zu 8,8 ug/l (im Mittel 1,7 ug/l) nachgewiesen werden, so daß eine Ausbreitung von PAH aus den teerhaltig befestigten Wegen in den Waldboden möglich erscheint. Nach Abb.2 sind als Ausbreitungspfade eine Ausdampfung, eine Auswaschung mit dem Niederschlagswasser und die Brucherosion am Wegerand möglich. Dabei scheinen eine Ausdampfung von höherkondensierten PAH aufgrund ihrer sehr kleinen Dampfdrücke (Benzo(a)pyren: $P_{298} = 7,3 \cdot 10^{-7}$ Pa) und eine Auswaschung aufgrund ihrer geringen Wasserlöslichkeit (Benzo(a)pyren = 0,1 ug/l) den geringsten Beitrag zur Ausbreitung der PAH aus dem Wegebaumaterial zu leisten. Eine vertikale Ausbreitung von PAH aus der gebundenen Deckschicht durch die ungebundene Schotterschicht findet ebenfalls nicht in einem nennenswerten Ausmaße statt, da die Schadstoffbelastung im Boden unterhalb des Weges sehr gering ist und der Hintergrundbelastung entspricht /10/.

Um genauere Aussagen über den möglichen Ausbreitungsmechanismus treffen zu können, ist es notwendig, die einzelnen PAH-Profile (d.h. die prozentuale Mengenzusammensetzung) der verschiedenen Matrices (Asphalt-Randboden) zu vergleichen und auch den Einfluß der Hintergrundkontamination zu berücksichtigen.

Bei einer derartigen Analyse wurde festgestellt, daß die PAH-Profile von Teer und Bitumen denjenigen in den entsprechenden Randböden sehr stark ähneln und sich deutlich von den PAH-Profilen der Eluate des Hintergrundwaldbodens und auch des Straßenrandbodens unterscheiden, in denen die niederkondensierten PAH relativ angereichert sind. Dies ist ein deutlicher Hinweis auf die Brucherosion als Hauptausbreitungspfad der PAH aus dem Wegebaumaterial.

Dabei ähneln jedoch die Quotienten aus Indeno(123 cd)pyren / Benzo(ghi)perylen als Indikator für den PAH-Beitrag durch den KfZ-Verkehr. In den Proben des Randbodens der bituminös befestigten Waldwege mehr denjenigen der Hintergrundbelastung und des Straßenrandes und nicht denjenigen aus den Bitumen. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, daß die niedrigen PAH-Konzentrationen an den bituminösen Waldwegen zusätzlich durch Beiträge des Backgroundes und des KfZ-Verkehrs verstärkt werden - Beiträge, die bei den Randböden der teerhaltig befestigten Böden aufgrund ihrer hohen Kontaminationen keine Rolle mehr spielen.

Vergleich: Wege- und Straßenrandboden

Bei der Bewertung der nachgewiesenen Bodenkontaminationen an den bituminös befestigten Wegen ist ein Vergleich mit der Hintergrundbelastung im Waldinnern und den maximalen Belastungen am Straßenrand durch den KfZ-Verkehr von Bedeutung, wie in den Tabellen 11 und 12 sowie in den Abbildungen 5-13 dargestellt ist.

Dabei ist deutlich zu erkennen, daß die Maximalbelastung im Randboden der asphaltierten Wege gut mit den mittleren Hintergrundbelastungen übereinstimmt und teilweise sogar deutlich niedriger liegt, da vermutlich einige Wege auch mit schadstoffarmen Böden angeschüttet worden sind, die nicht der jahrelangen Deposition durch Schadstoffe im Ruhrgebiet ausgesetzt waren. Der Straßenrandboden dagegen ist sechzig mal höher mit Benzo(a)pyren und doppelt so hoch mit Blei belastet als der Wegerandboden und der Hintergrund des Waldinnern. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, daß der Kfz-Verkehr nach wie vor hauptverantwortlich für den großflächigen PAH-Eintrag in Waldgebiete ist. Von besonderer Bedeutung ist auch ein Vergleich zwischen den bituminös und teerhaltig befestigten Waldwegen und dem Straßenrand, dessen Ergebnisse in Tabelle 13 und 14 dargestellt sind.

Dabei ist gut zu erkennen, daß der PAH-Gesamtgehalt und die Benzo(a)pyrenkonzentrationen im Randboden der teerhaltig befestigten Wegen gegenüber den bituminösen Wegen um das 8,4-fache, bzw. um das 9,3-fache erhöht ist. Bei Betrachtung der Schwermetallbelastungen fällt auf, daß lediglich die Konzentrationen von Zink und Arsen im Boden an den teerhaltig befestigten Waldwegen doppelt so hoch sind wie an den asphaltierten Wegen.

Im Vergleich zur Straßenrandbelastung liegen die PAH-, Benzo(a)pyren- und Bleikontaminationen im Boden an den teerhaltigen Wegen um die Faktoren 4,3; 6,5 bzw. 1,8 niedriger.

Die Randbodenbelastung durch Zink, Arsen und Cadmium sind an diesen Wegen jedoch deutlich erhöht, da offensichtlich kontaminiertes Baumaterial verwendet worden ist.

Konsequenzen für den Waldbodenschutz

Waldböden werden nicht nur durch die Emissionen des Kfz-Verkehrs auf Straßen, die Waldgebiete zerschneiden oder tangieren, belastet, sondern können auch durch Schadstoffemissionen, die sich durch Brucherosion an den Wegerändern aus teerhaltig befestigten oder mit kontaminierten Baumaterialien hergestellten Waldwegen ausbreiten, kontaminiert werden. Dabei können Schadstoffbelastungen mit PAH und Schwermetallen im Boden auftreten, die im Konzentrationsbereich von Kontaminationen auf Altlastenflächen liegen und möglicherweise eine Gefährdung für Flora und Fauna sowie für Menschen (insbesondere Kinder), die mit den belasteten Böden in Kontakt kommen, darstellen können.

Aus diesem Grund kann in bestimmten Fällen eine Sanierung (d.h. Beseitigung des Altweges und des Randbodens) nötig werden, wie dies beispielsweise die Stadt Wuppertal mit Dioxin verseuchten Wegen und Wegerandböden durchführt /9/. Zumindest sollten Altwege und Neuanlagen mit bodenbündigen Randsteinen eingefaßt werden um so eine Ausbreitung von Schadstoffen durch Brucherosion zu verhindern -unabhängig von Maßnahmen zur Reduzierung des Kfz-Verkehrs in und an Waldgebieten.

Literatur

- [1] OBERKOBUSCH, H. (1972): Der Steinkohlenteer und seine Bedeutung als Chemierohstoff. - Erdöl und Kohle, Erdgas, Petrochemie 29, S. 558
- [2] NEUMANN, H.J. et al. (1981): Bitumen und seine Anwendung. - Grafenau
- [3] MÜNCH, D. (1992): Waldbodenbelastung an einer Straße durch Zink, Blei, Cadmium und Benzo(a)pyren. - Allgemeine Forst-Zeitschrift 45 (14): 756 - 757
- [4] MÜNCH, D. (1991): Naturschutzgebiete in der Großstadt und ihre Bodenbelastung. - Institut für Umweltschutz, Universität Dortmund, INFU-Werkstattreihe 21: 1 - 108
- [5] KÖNIG, W. et al (1991): Persistente organische Chemikalien im Boden, Eintragspfade und Vorkommen. - UWSF- Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 3 (1): 33-36
- [6] KÖNIG, W. & Krämer, F. (1985) Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in NRW. - Schriftenreihe der LÖLF 10: 1-158
- [7] SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. - 13.A. Stuttgart
- [8] STADT DORTMUND (Hrsg. 1992): Bodenkataster für Dortmund; Bericht zur ersten Teiluntersuchung landwirtschaftlich genutzter Liegenschaften, 24 S.

Methanbildung und -emission aus Marschen und Mooren

von

Pfeiffer, E.-M.

1. Einführung

Die Böden der Marschen- und Moorlandschaft sind natürliche Quellen und Senken für klimarelevante Spurengase wie CO_2 und CH_4 . Dabei sind in der aktuellen Literatur z.B. für Methan erhebliche Schwankungsbreiten der Emissionsraten von $0,005\text{mg CH}_4/\text{qm}^*\text{d}$ bis $550\text{mg CH}_4/\text{qm}^*\text{d}$ zu finden (DeLaune et al 1990, Mikkilä et al 1992, Pfeiffer 1993). Derzeit gibt es nur wenige Untersuchungen zu den ursächlichen Prozessen der Gasbildung, des Gastransportes und der Gasemission im Bereich Marschen und Moore.

Ziel der Untersuchung ist die Erfassung von Art, Umfang und Intensität der Gasbildungs- und emissionsraten in verschiedenen Marschen- und Moorböden sowie die Bestimmung der verursachenden Faktoren. Die erstellte Datenbasis ist Grundlage zur Abschätzung des Beitrags von Feuchtgebieten am globalen Klimateffekt.

Die präsentierten Daten zur Methanemission sind Teilergebnisse einer mehrjährigen, noch nicht abgeschlossenen Untersuchung zu den boden- und standortspezifischen Faktoren der Gasbildung in hydromorphen Böden der norddeutschen Marschen- und Moorlandschaft.

2. Untersuchungsgebiete und Methoden

2.1 Standorte

Der Standort "Flußmarsch" liegt im Landkreis Stade im Asseler Sand an der Unterelbe (Elbe-km:666). Er ist durch folgende Standortdaten charakterisiert:

Klima: 780mm Niederschlag; $8,5^\circ\text{C}$ Lufttemperatur
Substrat: kalkhaltige, sandig-lehmige, perimarine Sedimente
Hydrologie: tidebeeinflusst; Überflutungshäufigkeit: 9-11/Jahr
Lage über NN: 1.85m; Lage des Gr-Horizontes: > 40cm Tiefe
Vegetation: Röhricht aus *Phragmites australis*
Landnutzung: Naturschutzgebiet
Bodentyp: Roh-Flußmarsch (Kalkmarsch)
USDA: calcareous Fluvaquent

Der Standort "Hochmoor" liegt bei Quickborn/Kreis Pinneberg und befindet sich in einer wiedervernästen Fläche des durch Torfabbau geprägten Himmelmoores. Die Standortdaten sind:

Klima: 750mm Niederschlag; $8,0^\circ\text{C}$ Lufttemperatur
Lage über NN: 17,6m
Substrat: unterschiedlich stark zersetzte Hochmoortorfe
Vegetation: Sphagnen, *Eriophorum*, *Molinia*; Landnutzung: Torfabbau
Bodentyp: rekultiviertes Hochmoor; USDA: typic Sphagnofibrist

* Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

2.2. Methoden

Die gebildeten und emittierten Gasmengen wurden mittels selbstgebafter in situ Gasboxen (1qm große, dynamische Gashauben) erfaßt. Die Methanbestimmung erfolgte mittels WLD-GC (CH₄ größer 0,05%) und FID-GC (CH₄ kleiner 0,05%) im Labor. Der die Gasbildung beeinflussende, bodenspezifische Faktor Redoxpotential wurde mittels selbstgebafter Pt-Redoxelektroden nach Pfisterer und Gribbohm 1989 und mit einer KCl-Salzbrücke nach Veneman und Pickering 1983 durchgeführt. Die in situ Eh-Werte wurden für drei Tiefenstufen (-30cm, -50cm und -80cm) bestimmt.

3. Ergebnisse

Höhe CH₄-Emissionen sind durch bodenspezifische Parameter wie oberflächennaher Gr-Horizont, d.h. kleine CH₄-Oxidationszone, starke Reduktionsmerkmale, hohe lösliche C-Gehalte und niedrige Eh-Werte (< -150mV) gekennzeichnet. Dagegen werden niedrige Methanraten in Böden mit mächtigem Go-Horizont, d.h. großer CH₄-Oxidationszone, periodischen Reduktionsphasen, schwach zersetzter organischer Substanz und Redox-Werten größer -80mV gemessen.

Die Verläufe der Redoxpotentiale für drei Bodentiefen sind in Abbildung 1 dargestellt. Abbildung 2 zeigt die gebildeten Methanmengen der Flußmarsch im Jahresgang. Die CH₄-Emissionsraten für den Hochmoor-Standort sind in Abbildung 3 wiedergeben.

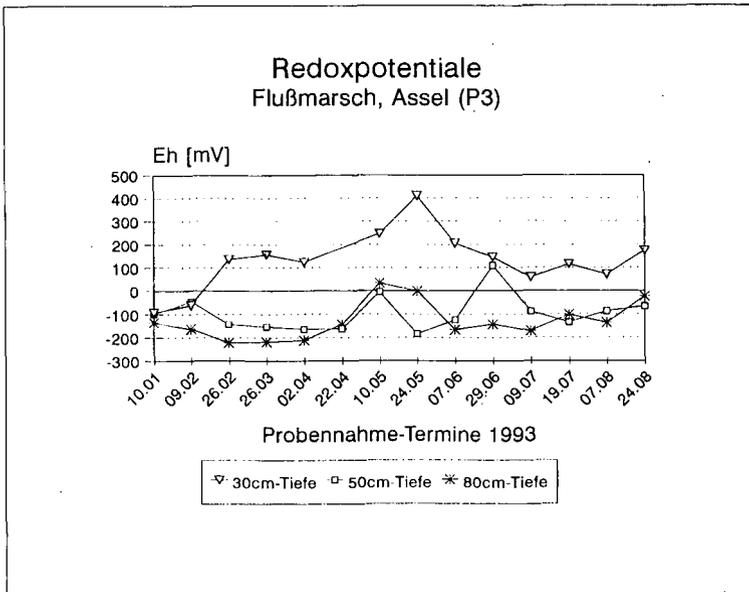


Abb. 1: Verlauf der Redoxpotentiale (mV) der Kalk-Flußmarsch

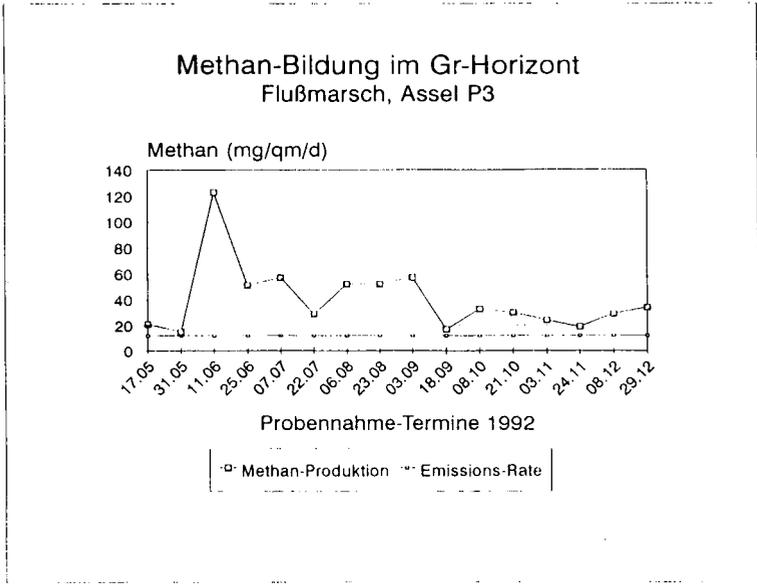


Abb. 2: Verlauf der CH₄-Bildung in dem Kalk-Flußmarsch-Standort

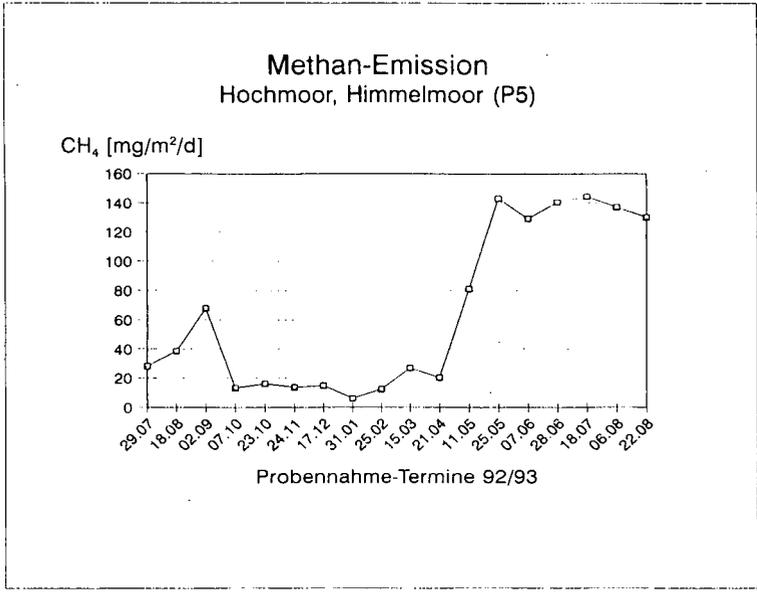


Abb. 3: Verlauf der CH₄-Emissionsraten des Hochmoor-Standortes

Die vorgestellten Standorte sind durch folgende Gasbildungsdaten charakterisiert:

"Flußmarsch/ Kalkmarsch"

Gesamt-Gasmenge (ml/qm*d): \bar{x} 200; min: 57; max: 321
Methanbildung (mg/qm*d): \bar{x} 40; min: 15; max: 123
Methanemission (mg/qm*d): \bar{x} 12 mg/qm*d

"Hochmoor"

Gesamt-Gasmenge (ml/qm*d): \bar{x} 129; min: 16; max: 282
Methanbildung (mg/qm*d): \bar{x} 66,5; min: 6,7; max: 152
Methanemission (mg/qm*d): \bar{x} 64 mg/qm*d

4. Schlußfolgerungen

- a. Die starken jahreszeitlichen Schwankungen der CH_4 -Emissionsraten machen die Notwendigkeit kontinuierlicher Feld-Gasmessungen deutlich.
- b. Die Emissionsraten der untersuchten Flußmarsch liegen mit \bar{x} 12 mg CH_4 /qm*d deutlich unter den Raten in der Literatur.
- c. In der Flußmarsch werden ca. 73 % des gebildeten Methans im aeroben Bodenbereich wieder oxidiert.
- d. Der Hochmoor-Standort emittiert \bar{x} 64 mg CH_4 /qm*d, das entspricht ca. 95% der gebildeten Methanmenge.
- e. Die präsentierten Daten sind erste Teilergebnisse einer mehrjährigen Untersuchung.
- f. Weiterführende in situ- und in vitro-Messungen sind notwendig, um die ursächlichen Prozesse der Spurengasflüsse in natürlichen Feuchtbiotopen zu erklären.

5. Literatur

- DeLaune, R.D., W.H. Patrick Jr., C.W. Lindau and C.J. Smith (1990): Nitrous oxide and methane emission from Gulf Coast wetlands. A.F. Bouwman (ed.), In: Soils and the Greenhouse Effect, John Wiley and Sons, Chichester. pp. 497-502.
- Mikkilä, C., E. Sundh, E. Svensson and M. Nilson (1992): Methane emissions from a swedish peatland area: temporal and spatial variation. Proc. 9th International Peat Congress. Vol 3, 152-165, Uppsala.
- Pfeiffer, E.M. (1993): $\delta^{13}\text{C}$ -Analyse der organischen Substanz in Flußmarschen und ihre Beziehung zur Methan-Bildung. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellschaft 69, 215-218.
- Pfisterer, U. und S. Gribbohm (1989): Zur Herstellung von Platinelektroden für Redoxmessungen. Z. Pflanzener-nähr. Bodenk., 152, 455-456.
- Veneman, P.L.M. and E.W. Pickering (1983): Salt bridge for field redox potential measurements. Commun. in Soil Sci. Plant Anal., 14(8), 669-677

6. Dank Ich danke Birgit, Dirk und Christian

Verlagerung und Umsetzung von atmogenem Sulfat in sauren Waldböden - Ergebnisse eines Lysimeter-Experiments mit stabilen Schwefel-Isotopen

von

Prietzl, J.* , B. Mayer** , K.E. Rehfuess* , H.R. Krouse** und P. Fritz***

1. EINFÜHRUNG

Zahlreiche Waldstandorte Mitteleuropas sind seit einigen Dekaden hohen atmogenen Einträgen an Sulfat und Protonen ausgesetzt. Als Folge von Pufferreaktionen ist für die betreffenden Böden von erhöhten Calcium- und Magnesiumausträgen sowie von einer verstärkten Freisetzung von Aluminium aus Mineralen in die Bodenlösung auszugehen. Entsprechend dem Konzept der mobilen Anionen sind die Ca- und Mg-Verluste bzw. die Al-Mobilisierung auch bei hoher S-Deposition nur gering, wenn atmogen eingetragenes Sulfat nicht mit dem Sickerwasser durch den Boden perkoliert, sondern in ihm festgelegt wird. Insbesondere für saure Waldböden ist somit die Kenntnis ihrer Schwefelretentionskapazität von großer Bedeutung, wenn die ökologischen Auswirkungen erhöhter atmogener Schwefeldeposition prognostiziert werden sollen. Folgende Fragen sind dabei von speziellem Interesse:

- Welcher Anteil von atmogen in saure Waldböden eingetragenen Sulfat-Schwefel wird in ihnen bei unterschiedlich hoher Schwefeldeposition festgelegt ?
- Wie groß ist die Schwefelretentionskapazität verschiedener Horizonte von Waldböden?
- Welchen Beitrag leisten unterschiedliche Prozesse der Schwefelretention wie z.B. Sulfatadsorption, Aluminiumhydroxosulfatfällung oder mikrobielle Sulfatimmobilisierung zum gesamten Schwefelretentionsvermögen der Böden?
- Wie wirken sich unterschiedliche chemische und physikalische Bodeneigenschaften, die wiederum das Resultat eines standortspezifischen geologischen Ausgangssubstrats und pedogenetischer Prozesse sind, auf die Schwefelretention in sauren Waldböden aus ?

Antworten auf diese Fragen sind bislang überwiegend auf der Basis von Ergebnissen aus Laborversuchen oder Mikrokosmosversuchen im Feld möglich und dementsprechend mit Unschärfen behaftet. So wurden in diesen Untersuchungen meist Einzelprozesse studiert, ohne deren gegenseitige Wechselwirkung zu berücksichtigen. Zudem war das zu untersuchende Material oftmals erheblichen Störungen z.B. der Struktur und Veränderungen anderer Randbedingungen ausgesetzt. In derartigen Studien erzielte Ergebnisse können somit nur mit großer Vorsicht auf die beprobte Waldbodenform unter Freilandbedingungen übertragen werden.

* Lehrstuhl für Bodenkunde der LMU München, Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising

** Department of Physics and Astronomy, The University of Calgary, 2500 University Drive, Calgary Alberta, Canada T2N 1N4

*** UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig, Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

2. MATERIAL UND METHODEN

Um zur Klärung der genannten Fragen mit einem synoptischen Ansatz beizutragen, bei dem realitätsnahe Versuchsbedingungen gewahrt bleiben, führten wir ein Schwefel-Depositions-simulations-Experiment mit stabilen S-Isotopen durch. Dazu wurden von fünf Waldstandorten Bayerns insgesamt 75 ungestörte, zylindrische Bodenmonolithe mit einer Höhe von 60 cm und einem Durchmesser von 30 cm entnommen und 20 Monate lang experimentell mit Sulfat beaufschlagt. Die Standorte unterschieden sich durch ihr geologisches Ausgangsmaterial sowie durch die in den Böden abgelaufene Pedogenese.

Die saure Braunerde *NATIONALPARK* hat sich auf im Pleistozän umgelagerten Gneisschutt entwickelt. Sie ist charakterisiert durch hohe Humusgehalte bis in den Unterboden sowie eine reichliche Ausstattung mit Sesquioxiden und Tonmineralen. Ihr Schwefelvorrat in den oberen 60 cm Bodentiefe ist mit rund $1800 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ sehr hoch. 40% davon sind als kohlenstoffgebundener Schwefel im Oberboden festgelegt, weitere 40% als adsorbiertes Sulfat im Unterboden. Das Ausgangssubstrat der versauerten Parabraunerden *STALLDORF* und *HÖGLWALD* ist Löß (*STALLDORF*) bzw. eine Mischung aus Lößlehm mit Tertiärsedimenten (*HÖGLWALD*). Die Sesquioxidausstattung von *HÖGLWALD* liegt über derjenigen von *STALLDORF*, jedoch deutlich unter der von *NATIONALPARK*. Beide Böden weisen einen Schwefelvorrat von rund $950 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in den oberen 60 cm Bodentiefe auf. Fast 50% des Gesamtschwefelvorrats sind als anorganisches Sulfat im Unterboden festgelegt. Die Bodenformen *BAMBERG* (ein Eisenhumuspodsol) und *STEINACH* (eine podsolierte pseudovergleyte Braunerde) sind aus fluvialen Sanden bzw. Sandstein hervorgegangen und dementsprechend von grobkörniger Bodenart. Ihre Sesquioxidausstattung, vor allem diejenige von *STEINACH*, ist sehr gering. Die Schwefelvorräte in den oberen 60 cm beider Böden liegen bei rund $450 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Sie sind zu rund zwei Dritteln in organischer Bindungsform im Auflagehumus lokalisiert.

Auf das Versuchsdesign und die Analysenmethodik soll hier nur kurz eingegangen werden. Wir verweisen diesbezüglich auf bereits publizierte Arbeiten (MAYER, 1993; PRIETZEL, 1993) bzw. eine in Kürze erscheinende ausführliche Veröffentlichung (PRIETZEL *et al.*, 1994). Unmittelbar nach ihrer Entnahme wurden die Monolithe zu frei dränierenden Lysimetern umgebaut und am Versuchsstandort *HÖGLWALD* wieder vergraben. Zwanzig Monate lang berechneten wir die Monolithlysimeter ausschließlich mit künstlichem Bestandesniederschlag, der in drei Versuchsvarianten mit Sulfat-Schwefel und Protonen angereichert war. Die durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen in der Beregnungslösung betragen für die Varianten I, II und III 12, 21 und $43 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; die jährlichen Gesamtdepositionen 23, 42 und $87 \text{ kg S} \cdot \text{ha}^{-1}$. Das der Beregnungslösung zugesetzte Sulfat wurde aus silurischem Gips der Salina-Formation (Ontario/Kanada) gewonnen. Es wies mit einem $\delta^{34}\text{S}$ -Wert von +28‰ CDT ein außergewöhnlich hohes $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ -Isotopenverhältnis auf, das weit über denjenigen aller bekannten natürlichen und anthropogenen S-Quellen in Mitteleuropa lag.

Während des gesamten Beregnungszeitraums analysierten wir für jede Bodenform und Depositionsvariante an Proben des kontinuierlich gesammelten Sickerwassers die Sulfatkonzentration sowie das $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ -Verhältnis. Vor Beginn und nach Abschluß der experimentellen Beregnung bestimmten wir zusätzlich horizontweise die Menge und die isotopische Zusammensetzung des Gesamtschwefels und von unterschiedlichen S-Bindungsformen (kohlenstoffgebundener Schwefel, Estersulfate, adsorbiertes und wasserlösliches Sulfat). Ausgehend von den Analyseergebnissen konnten bei bekannter Menge und isotopischer Zusammensetzung des Beregnungssulfats anhand von Isotopen-Massenbilanzen für jede Bodenform und Versuchsvariante die Verlagerung und die Umsetzungen des Depositionsschwefels in den Monolithlysimetern quantifiziert werden.

3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Aus Tab. 1 geht hervor, daß bei allen Bodenformen der Großteil des mit dem Beregnungswasser beaufschlagten Sulfat-Schwefels nicht im Sickerwasser wiedergefunden werden konnte. Selbst im grobkörnigen, an Sesquioxiden und Tonmineralen armen Boden *STEINACH* wurde bei allen Depositionsvarianten nur rund ein Drittel des experimentell applizierten Schwefels oder weniger mit dem Sickerwasser aus den Monolithlysimetern ausgetragen. In allen Bodensäulen wurden dementsprechend über zwei Drittel des verabreichten Schwefels festgelegt. Mit zunehmender Ton- und Sesquioxidausstattung der Böden stieg der in ihnen zurückgehaltene Anteil des Depositionsschwefels an und erreichte bei *NATIONALPARK* fast 100%.

Tab. 1: Mittlere Wiederfindungsraten von Depositionsschwefel im Sickerwasser der untersuchten Böden nach Passage der Monolithlysimeter (angegeben in Prozent der über den Beregnungszeitraum von 20 Monaten verabreichten Schwefelmengen).

	Variante I S-Deposition 35 kg·ha ⁻¹	Variante II S-Deposition 63 kg·ha ⁻¹	Variante III S-Deposition 131 kg·ha ⁻¹
Nationalpark	5 ± 3 %	4 ± 1 %	4 ± 2 %
Höglwald	14 ± 6 %	14 ± 3 %	14 ± 3 %
Stalldorf	14 ± 3 %	11 ± 2 %	22 ± 3 %
Bamberg	16 ± 9 %	16 ± 3 %	22 ± 6 %
Steinach	24 ± 9 %	29 ± 8 %	34 ± 2 %

In Tab. 2 ist für alle Bodenformen beispielhaft für die "starke" Versuchsvariante III die aus Isotopen-Massenerhebungen berechnete Speicherung des verabreichten Schwefels in verschiedenen Bodenkompartmenten und S-Pools einander gegenübergestellt. Die saure Braunerde *NATIONALPARK* hielt den Großteil des Depositionsschwefels bereits im Oberboden zurück, während die beträchtliche S-Retentionskapazität des sesquioxid- und tonreichen Unterbodens kaum in Anspruch genommen wurde. Das Schwefelretentionspotential dieses Bodens überstieg offenbar die experimentelle Sulfatbelastung bei weitem. Auch die Parabraunerden *HÖGLWALD* und *STALLDORF* speicherten den beaufschlagten Schwefel überwiegend im Oberboden. Ein erheblicher Anteil wurde jedoch mit dem Sickerwasser in den Unterboden verlagert und dort akkumuliert. In den grobkörnigen, podsolierten Bodenformen *BAMBERG* und *STEINACH* waren die organische Auflage und der humose Oberboden nur von zweitrangiger Bedeutung bei der Retention von atmogenem Schwefel. Ein stark saures Milieu und ein weites

C/N-Verhältnis schränken hier die biotische Aktivität und somit auch die mikrobielle Schwefel-Immobilisierung stark ein. Gleichzeitig behindern hohe Konzentrationen an organischen Anionen und Komplexoren in der Bodenlösung die Sulfatadsorption an Sesquioxiden und Tonmineralen sowie die Bildung von Aluminiumhydroxosulfaten. Im Unterboden von *BAMBERG* und *STEINACH* war dagegen eine beträchtliche Retention von Depositionsschwefel zu beobachten.

Tab. 2: Mittlere Wiederfindungsraten von Depositionsschwefel in verschiedenen Kompartimenten und Schwefelpools der untersuchten Böden in Prozent der während der Laufzeit des Experiments insgesamt verabreichten Schwefelmenge (Variante III).

	Nationalpark	Höglwald	Stalldorf	Bamberg	Steinach
Monolith	80 ± 18 %	73 ± 6 %	81 ± 6 %	61 ± 3 %	57 ± 5 %
Oberboden (Org. Auflage/ A-Horizonte)	69 ± 14 %	58 ± 9 %	43 ± 7 %	3 ± 1 %	16 %
Unterboden (B-/BC- Horizonte)	10 ± 19 %	15 ± 6 %	38 ± 5 %	58 ± 5 %	41 ± 4 %
S anorg*	62 ± 7 %	69 ± 2 %	57 ± 1 %	46 ± 1 %	34 ± 1 %
S org*	16 ± 19 %	17 ± 6 %	25 ± 6 %	15 ± 3 %	23 ± 5 %
c-S*	13 ± 20 %	9 ± 7 %	16 ± 6 %	13 ± 4 %	22 ± 6 %
Estersulfat*	2 ± 12 %	10 ± 5 %	9 ± 3 %	1 ± 2 %	0 ± 2 %

* in den Monolithen

Bei allen untersuchten Böden dominierte trotz beträchtlicher Unterschiede in ihren chemischen und physikalischen Eigenschaften die Retention von Depositionsschwefel als anorganisches SO_4^{2-} gegenüber der - vermutlich mikrobiellen - Synthese organischer Schwefelverbindungen. Dieses Ergebnis bestätigt unsere aus den Sulfat-Eintrags-Austragsbilanzen der einzelnen Böden abgeleitete Folgerung, daß die Sulfatadsorption an Tonmineralen und Sesquioxiden der weitaus bedeutendste Schwefelretentionsprozeß in sauren Waldböden ist. Bei der mikrobiellen Synthese von S-Verbindungen dominiert über den Versuchszeitraum von 20 Monaten betrachtet die Bildung von kohlenstoffgebundenem Schwefel in vier von fünf Böden mengenmäßig klar über die Estersulfatsynthese.

4. LITERATUR

- Mayer, B. (1993): Untersuchungen zur Isotopengeochemie des Schwefels in Waldböden und neu gebildetem Grundwasser unter Wald. Diss. Geow. Fak. LMU München.
- Prietzl, J. (1993): Auswirkungen definierter Schwefel-Belastung auf die chemischen Eigenschaften von Waldböden - Auswertung zweier Lysimeter-Experimente. Diss. Forstw. Fak. LMU München.
- Prietzl, J.; Mayer, B.; Krouse, H.R.; Rehfuess, K.E. und Fritz, P. (1994): Biogeochemical transformation of simulated wet sulfate deposition in forest soils assessed by a core experiment with stable sulfur isotopes. Water, Air, and Soil Pollution (eingereicht).

Dynamik von Stickstoffumsetzungen in einer sauren Braunerde und deren Auswirkungen im Stoffhaushalt

von

Rambow, K., C.G. Schimming und H. Wetzel

Einleitung

Die Waldökosysteme Schleswig-Holsteins werden durch Stickstoffeinträge von bis zu 30 kg/(ha*a) belastet (SCHIMMING 1991 und SPRANGER 1992). Diese Einträge sind Folge einer verstärkten Trockenen Deposition von Ammoniak und führen zu hohen Stickstoffflüssen mit Kronentraufen und Stammabflüssen.

Depositionsbedingte Ungleichgewichte zwischen den Stickstoffein- und austrägen von Ökosystemen können die Versauerung von Böden verstärken. Im Rahmen interdisziplinärer Forschungsansätze des Projektzentrums Ökosystemforschung wird die Stoffdynamik insbesondere eines stark versauerten Buchenwaldökosystems, diesbezüglich räumlich und zeitlich hoch aufgelöst untersucht.

Charakterisierung des Standortes

Die untersuchte Braunerde ist stark versauert. Die Bodenreaktion erreicht erst in 1,20 m Tiefe einen pH-Wert größer als 4,5 (Tab. 1). Nennenswerte Austauschkapazität und Gehalte an verfügbaren Nährstoffen (Abb. 1)

Tab. 1: Chemische Eigenschaften der untersuchten Braunerde unter Buchenwald und Beprobungstiefen der Bodenlösung.

Nr.	Hor.	Untere Tiefe cm	Beprob- tiefe cm	SkI. %	pH	Fe _e mg/g	Fed mg/g	Fe _e /Fe _s	Mn _o mg/kg	Al _o mg/g	C _{org} %	N _i mg/g	C/N
	L	3											
	Of	0	Streu- lysimeter										
1	Aeh	5	5		3,2		6,3	0,24	37,2	0,9	3,4	2	17
2	Ah	28	12	26	3,9	1,4	5,3	0,26	19,2	1,5	0,9	1	9
3	AhBv	38		59,2	4,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
4	Bv1	60	50	56,4	4,6	5,1	5,1	0,24	0,4	0,4	0,4	0,4	10
5	Bv2	91		23,2	4,4	3,7	3,7	0,24	0,4	0,4	0,4	0,2	20
6	rGBv	110		11,3	4,5	5,2	5,2	0,13	0,1	0,1	0,1	0,1	10
7	Bv3	130	150	12,3	4,5	2,4	2,4	0,21	0,1	0,1	0,1	0,1	13
8	BbsC	154		2,0	4,7	5,3	5,3	0,11	0,1	0,1	0,1	0,1	8
9	BvC	165		21,7	5,7	2	2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	7

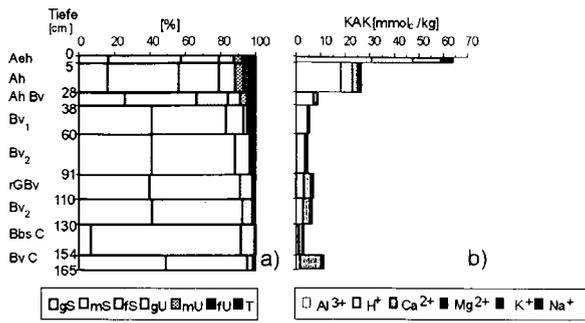


Abb. 1: Körnung der humus- carb.-freien Feinerde (a) und Kationenaustauschkapazität (0,1 M BaCl₂-Lösung) (b) einer sauren Braunerde unter Buchenwald.

¹⁾ Projektzentrum Ökosystemforschung, Universität Kiel, Schauenburger Str. 112, D-24118 Kiel

sind nur in der Humusauflage und in den Ah-Horizonten aufgrund höherer Tongehalte und der organischen Substanz (Tab. 1) zu verzeichnen. Im Mineralboden liegt, bedingt durch die dominierenden Sandfraktionen, kaum noch Sorptions- und Pufferkapazität vor.

Methodik

Die Konzentrationsdynamik der Elemente in ihren wesentlichen ionischen Bindungsformen wird zweiwöchentlich durch Gewinnung der Sickerwässer aus der Humusauflage und der Bodenlösung im Mineralboden charakterisiert. Hierfür werden Streulysimeter in der Humusauflage bzw. Saugkerzen in vier verschiedenen Tiefen eingesetzt. Die Stoffflüsse werden mit Hilfe der Wasserflüsse berechnet, die ein Bodenwasserhaushaltsmodell liefert (BORNHÖFT 1993). Die Stoffflüsse mit den Kronentraufen und dem Stammabfluß werden mit Totalisatoren und Stammabflußmanschetten erfaßt (SPRANGER 1991).

Ergebnisse

Im Jahresmittel treten bei Bestandesniederschlägen und Austrägen aus dem Wurzelraum in 150 cm Tiefe etwa gleich große Stickstoffflüsse auf (Abb. 2). Die Verhältnisse kennzeichnen eine Stickstoffsättigung und Ungleichgewichte im Nährstoffhaushalt des Ökosystems. Im Bereich des untersuchten Standortes erreichen Immissionskonzentrationen von Ammoniak hohe Werte von bis zu 15 µg/m³. Daher beträgt der Ammoniumanteil an der Bestandesdeposition von anorganischem Stickstoff (Kronentraufe und Stammabfluß, Abb. 3) etwa zwei Drittel. Die Auswaschung aus dem Wurzelraum erfolgt im Gegensatz dazu nur in Form von Nitrat .

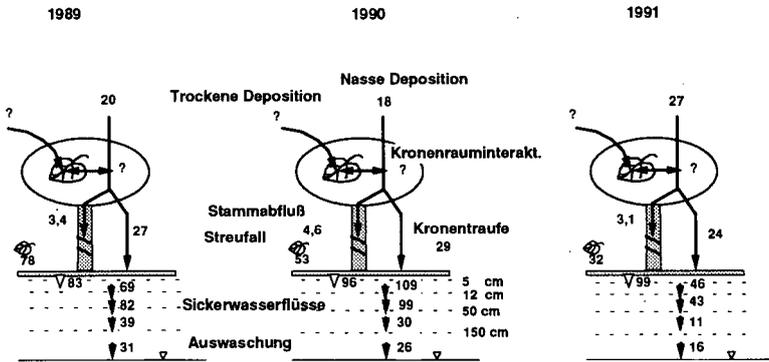


Abb. 2: Wichtige Stickstoffflüsse in einem Buchenwald auf einer sauren Braunerde.

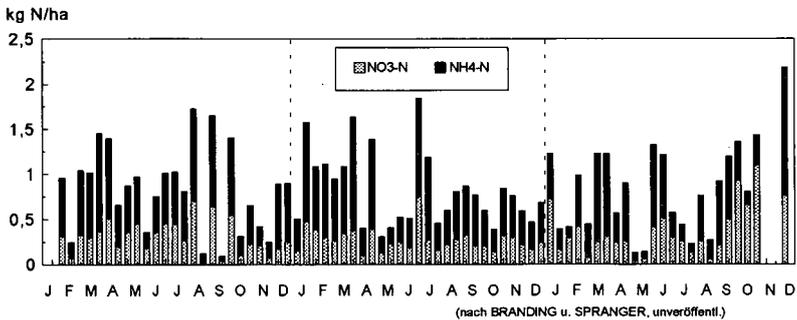


Abb. 3: Dynamik der Ammonium-N und Nitrat-N Bestandesdeposition (Einträge in die Humusauflage).

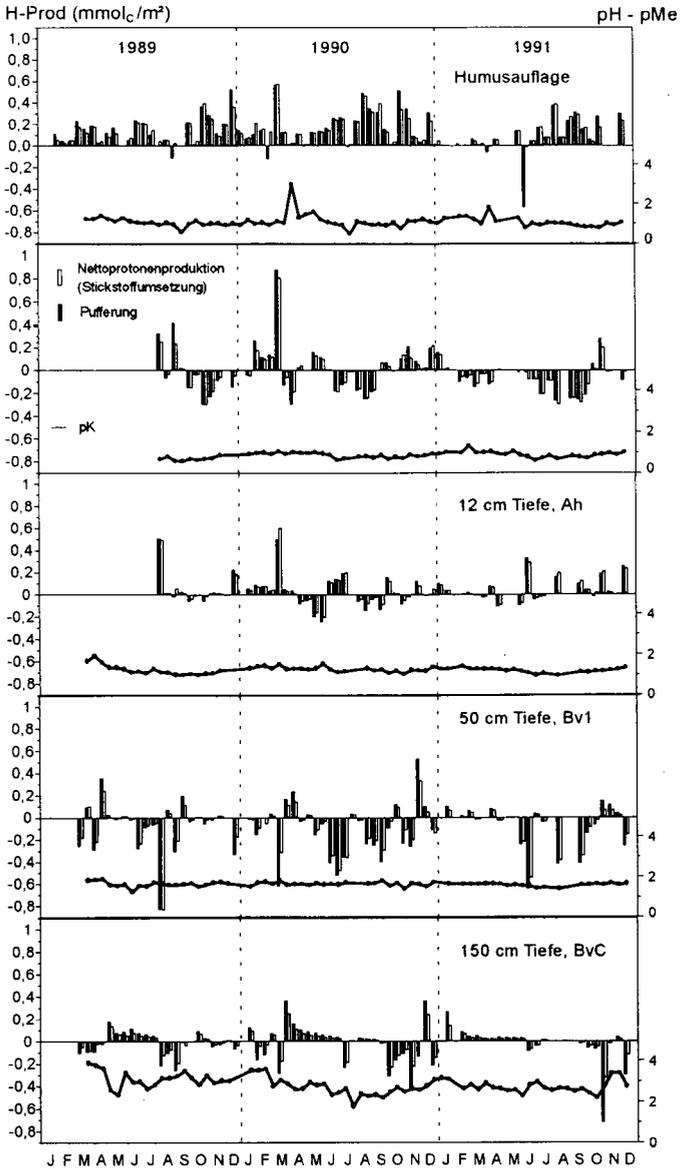


Abb. 4: Dynamik der Pufferung.

Die Umwandlung von Ammonium in Nitrat ist mit einer Protonenproduktion verknüpft, die kompartmentweise nach einem "Black-Box"-Ansatz aus Ammonium- und Nitratflüssen berechnet werden kann (s. in BLUME 1992, S. 271). Die so erhaltene Nettoprotonenproduktion stellt einen Anteil der Gesamtprotonenbelastung (Pufferung) dar (Gl. 1).

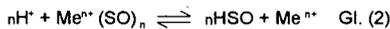
$$\begin{aligned} \text{Pufferung} = & (H_{inp}^+ - H_{outp}^+) + (NH_{4\,inp}^+ - NH_{4\,outp}^+) + (NO_{3\,outp}^- - NO_{3\,inp}^-) \\ & + (SO_{4\,outp}^{2-} - SO_{4\,inp}^{2-}) + (Cl_{outp}^- - Cl_{inp}^-) + (HCO_{3\,outp}^- - HCO_{3\,inp}^-) \end{aligned} \quad \text{Gl. (1)}$$

Der Verlust an Säureneutralisationskapazität bewirkt Basenverluste und damit die Mobilisierung von Kationen.

Bei der untersuchten Braunerde beruht regelmäßig etwa die Hälfte der Einflüsse auf die Bodenversauerung auf die Transformation von Stickstoffbindungsformen (Abb. 4). Die höchsten Pufferraten treten räumlich betrachtet in der Humusauflage auf und sind dort zeitlich mit dem Fall der frischen Streu verknüpft. Im Mineralboden liegen zunächst negative Werte vor. Erst im basenreicheren BvC-Horizont sind wieder höhere Pufferraten zu verzeichnen.

Diskussion

Kennzeichnend für die Wirksamkeit von Puffereigenschaften der Böden ist das Verhältnis von gelösten Kationen und der freien Acidität der Bodenlösung (Gl. 2-4). Werte von eins, des hier als Basenstärke von Böden



$$\frac{[HSO] (Me^{n+})}{[Me^{n+} (SO)_n] (H^+)} = K_{Bd} \quad \text{Gl. (3)}$$

$$pH - pMe = pK_{Bd} \quad \text{Gl. (4)}$$

bezeichneten pK_{Bd} -Wertes in der Humusauflage der untersuchten Braunerde, beruhen auf der Wirksamkeit von Puffersystemen im Bereich von pH 4,1, der sich aus der Häufigkeitsverteilung von gemessenen pH-Werten in der Bodenlösung ableiten läßt (hier nicht dargestellt). Im BvC-Horizont ergeben sich im Pufferbereich von pH 5,7 pK_{Bd} -Werte um drei.

Schlußfolgerungen

Bei der untersuchten, bereits stark versauerten Braunerde wird die Basenstärke der verschiedenen wirksamen Puffersysteme hauptsächlich durch die depositionsbedingten Ungleichgewichte zwischen den Ein- und Austrägen von Ammonium- und Nitratstickstoff und damit durch die biotischen und abiotischen Stickstoffumsätzen verringert.

Durch die Ableitung und Definition einer Basenstärke von Böden aus dem pH-Wert der Bodenlösung und der gelösten Menge an mobilisierten Kationen (Pufferung) kann die Fähigkeit von Böden abgeschätzt werden, einer weiteren Absenkung der Bodenreaktion zu widerstehen.

Literatur

- BLUME, H.P. (Hrsg.) (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed, Landsberg/Lech.
- BORNHÖFT, D. (1993): Untersuchungen zur Beschreibung und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes entlang einer Agrarcatena im Bereich der Bornhöveder Seenkette. EcoSys Suppl. 4.
- SCHLEUSS, U. (1992): Böden und Bodenschaften einer Norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys Suppl. 2.
- SCHIMMING, C.-G. (1991): Wasser-, Luft-, Nähr- und Schadstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins - Nährstoff-, Säure und Schwermetaldynamik. Schriftenreihe Inst. Pflanzenernähr. u. Bodenkd. Univers. Kiel, Bd. 8.
- SPRANGER, T. (1992): Erfassung und ökologische Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. EcoSys Suppl. 2.

Modellierung des Ionenaustausches in Binären- und Mehrionensystemen

von

Salzmann, T.

Einleitung

Das Ionenaustauschgleichgewicht wird üblicherweise durch binäre Austauschisothermen (Beckettisothermen) experimentell untersucht. An diese experimentellen Daten werden dann verschiedene mathematische Gleichungen angepasst, um das Austauschgleichgewicht modellieren zu können. Eine der wichtigsten Gleichungen, die hierbei Verwendung finden ist die Gapongleichung. Die Anpassung der Gapongleichung an experimentell gemessene Beckettisothermen führt insbesondere im Falle des Austausches von Kalium und Calcium zu einem Widerspruch. Eine Anpassung über den gesamten Konzentrationsbereich ist nur unter der Annahme möglich, daß als Austauschkapazität ein Wert angenommen wird, der deutlich unter dem tatsächlichen Wert liegt. In diesem Artikel soll ein Verfahren vorgestellt werden, diese Widersprüche zu umgehen.

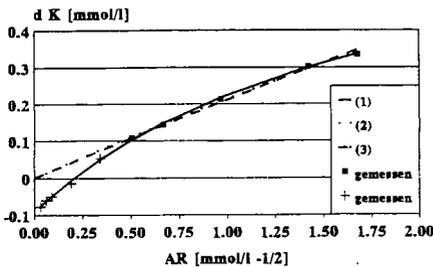
Ausgangssituation

Abb. 1 zeigt ein Beispiel für eine Beckettisotherme des Systems Kalium/Calcium sowie die Anpassung mit Hilfe eines Gleichungssystems auf Basis der Gapongleichung (Gl. 1-3)

$$\frac{S_K}{S_{Ca}} = G_{K,Ca} \frac{\alpha_K}{\sqrt{\alpha_{Ca}}} \tag{1}$$

$$S_K + S_{Ca} = KAK \tag{2}$$

$$\theta C_i + \rho S_i = const, i = K, Ca \tag{3}$$



Tab. 1: Ergebnisse der Anpassung durch Gapongleichung

	KAK [mmol/100g]	Gapon [mmol/l ^{1/2}]
gemessen	3.9	---
(1) gesamter Ber.	0.78	0.69
(2) linearer Ber.	1.61	0.072
(3) AK = 3.9 fest	3.9	0.028

Abb. 1 : Binäre Austauschisotherme und Anpassung durch Gapongleichung

Der Kurvenverlauf kann durch das Gleichungssystem sehr gut nachvollzogen werden, wenn die Austauschkapazität sowie der Gaponkoeffizient als freie Parameter angepasst werden. Ein Blick auf die angepassten Parameter (Tab. 1) macht jedoch deutlich, daß sich für die KAK ein Wert ergibt, der deutlich unterhalb des gemessenen Wertes liegt (1). Bei Zugrundelegung des gemessenen Wertes für die KAK ist eine Anpassung an die Meßdaten unter der Annahme eines konzentrationsunabhängigen

^{*)} Inst. f. Gemüsebau, Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover

Gaponkoeffizienten nicht über den gesamten Konzentrationsbereich möglich. Eine Anpassung an den linearen Bereich der Isotherme ist hingegen möglich (2) & (3). Es zeigt sich jedoch, daß es sehr viele Kombinationen von Parametern gibt, die alle zu nahezu dem gleichen Kurvenverlauf führen und eine eindeutige Lösung nicht zu erzielen ist.

4-Ionenisotherme

Eine mögliche Erklärung dieser unzureichenden Darstellung der Isotherme könnte in der Tatsache begründet sein, daß das vorgestellte binäre System nicht vollständig ist und somit nur eine unzureichende Annäherung an die tatsächlichen Verhältnisse darstellt. Es wurde daher der Versuch unternommen, das System zu vervollständigen indem das Austauschgleichgewicht der Ionenspecies Kalium, Calcium, Magnesium und Natrium gleichzeitig in einem Schritt untersucht wurde. Dafür wurde das oben beschriebene Gleichungssystem erweitert und lautet somit :

$$\frac{S_i}{S_{Ca}} = G_{i, Ca} \frac{z\sqrt{a_i}}{\sqrt{a_{Ca}}} = AR_i, \quad i=K, Na, Mg \quad (4)$$

$$S_K + S_{Na} + S_{Mg} + S_{Ca} = KAK \quad (5)$$

$$\theta C_i + \rho S_i = const_i, \quad i=K, Na, Mg, Ca. \quad (6)$$

Um die Gaponkoeffizienten zu ermitteln wurden 4-Ionenisothermen gemessen und mit Hilfe dieses Gleichungssystems angepasst. Das Ergebnis dieser Anpassung ist in Abb. 2 anhand je eines Beispiels für einen Lößboden und einen Sandboden dargestellt.

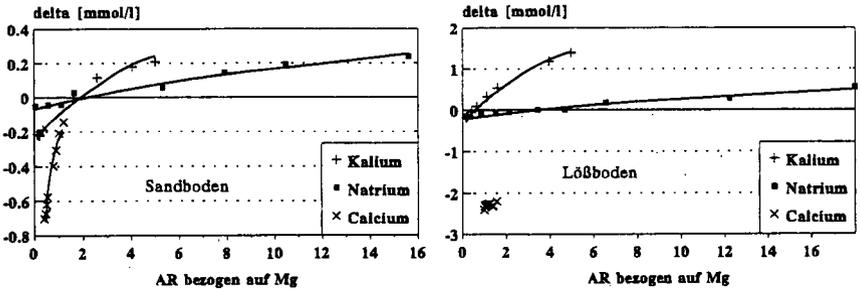


Abb. 2 : 4-Ionenisotherme und Anpassung mit System aus 3 Gapongleichungen

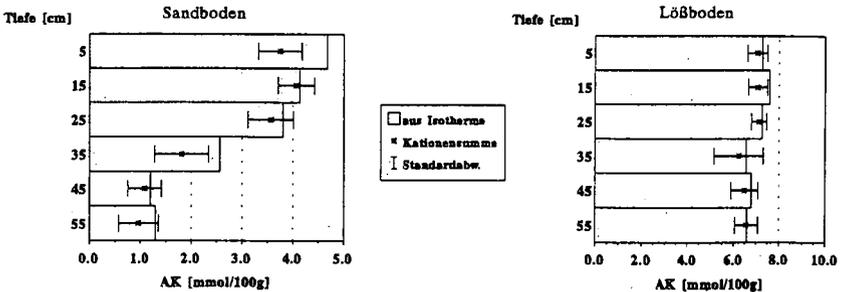


Abb. 3: Aus 4-Ionenisotherme angepasste KAK im Vergleich mit gemessenen Werten

Die angepassten Parameter sind auch hier wieder die Gaponkoeffizienten und die KAK. Die angepassten Werte der KAK sind in Abb. 3 für verschiedene Tiefen für den Sand- und den Lößboden im Vergleich mit den gemessenen Werten dargestellt. Diese Gegenüberstellung zeigt, daß eine Anpassung mit dem Gleichungssystem (4)-(6) über den gesamten Konzentrationsbereich möglich ist und sich eine recht gute Übereinstimmung der aus der 4-Ionenisotherme ermittelten KAK mit der tatsächlich gemessenen ergibt. Dieses Ergebnis zeigt somit, daß eine vervollständigung des zu betrachtenden Systems sowohl auf experimenteller Seite, wie auch im Modell zu einer deutlichen Verbesserung führt. Die Darstellung des Austauschgleichgewichtes durch ein 4-Ionensystem ist somit für die Modellierung der Ionenaustausches im Rahmen eines Ionenverlagerungsmodells geeignet.

Freilandisotherme

Als nächster Schritt wurde versucht, die Gaponkoeffizienten statt aus einer Isotherme direkt aus Freilandmessungen abzuleiten. Dies sollte möglich sein, da sich gezeigt hat, daß die Parameter konzentrationsunabhängig sind und somit nur das Austauschgleichgewicht bei einer einzigen Konzentration benötigt wird um die Gaponkoeffizienten zu ermitteln. Hierzu wurde an Bodenproben sowohl die Austauscherbelegung wie auch die Zusammensetzung der Bodenlösung und der Bodenwassergehalt analysiert. Dieser Datensatz stellt eine vollständige Beschreibung des Austauschgleichgewichtes im Sinne eines einzelnen Punktes auf einer Freilandisotherme dar. Die Ermittlung der Gaponkoeffizienten erfolgte für ein Tiefenprofil des Sand- wie auch des Lößbodens. Die Ergebnisse sind in Abb. 4 dargestellt.

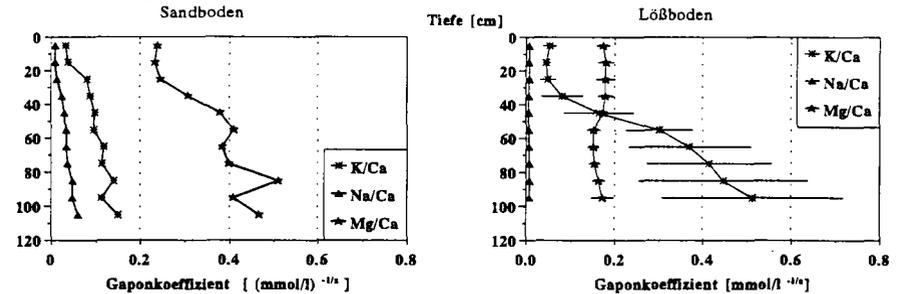


Abb. 4: Tiefenabhängigkeit der Gaponkoeffizienten

Es ergibt sich eine deutliche Tiefenabhängigkeit der Koeffizienten für alle Ionen im Sandboden und für Kalium im Lößboden. Für den Lößboden wurden diese Parameter in jeder Tiefe an 25 Einzelproben einer Fläche von 60x80 m durchgeführt, um ein Maß für die räumliche Variabilität der Parameter zu erhalten. Es fällt auf, daß die Parameter für die Ionenpaare Na/Ca und Mg/Ca nahezu keine räumliche Variabilität aufweisen, während der Gaponkoeffizient K/Ca eine deutliche Variabilität zeigt, die nach unten merklich zunimmt. Am Beispiel des Sandbodens wurde als nächstes überprüft, inwieweit es notwendig ist, die Tiefenabhängigkeit der Austauschparameter im Modell zu berücksichtigen. In Abb. 5 ist ein Vergleich dargestellt, indem die Lösungszusammensetzung im Profil unter der Annahme tiefenunabhängiger und tiefenabhängiger Austauschparameter aus der Austauscherbelegung ermittelt wurde. Dieser Vergleich ergibt eine deutliche Verbesserung der Ergebnisse, wenn die Tiefenabhängigkeit berücksichtigt wird. Dies sollte somit auch in einem Transportmodell berücksichtigt werden.

Das beschriebene Gleichungssystem (4)-(6) ist in dem Ionentransportmodell EQTRN von Förster (1986) integriert und wurde um die Tiefenabhängigkeit erweitert. Mit diesem Modell wurde die Ionenverlagerung für einen Freilandversuch auf einer Parabraunerde aus Sand modelliert. Modell und Experiment sind bei Salzmann (1992) und bei Salzmann & Richter (1993a, 1993b) beschrieben.

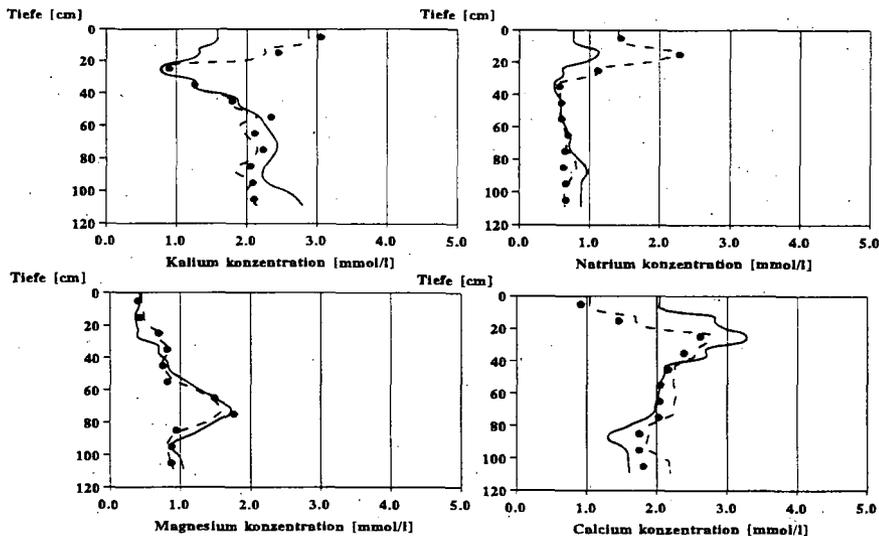


Abb. 5: Lösungszusammensetzung des Sandbodens errechnet mit tiefenabhängigen und tiefenunabhängigen Gaponkoeffizienten im Vergleich mit den Meßdaten

Zusammenfassung

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Verwendung von binären Austauschisothermen für die Ermittlung von Modellparametern zur Modellierung des Austauschgleichgewichtes wenig geeignet erscheinen. Die Verwendung eines Gleichungssystems, daß das Austauschgleichgewicht vollständig d.h. unter Einbeziehung aller relevanten Ionenspecies beschreibt führt in Verbindung mit Mehrionenisothermen zu wesentlich besseren Ergebnissen. Durch die Konzentrationsunabhängigkeit der Gaponkoeffizienten wird darüberhinaus die Verwendung von Freilanddaten möglich. Da diese Daten für die Modellierung des Ionentransportes als Startwerte ohnehin benötigt werden und somit vorliegen, ergibt sich aus der Parameterschätzung aus diesen Daten eine wesentliche Reduzierung des Meßaufwandes, da auf die aufwendigen Untersuchungen von Isothermen vollständig verzichtet werden kann.

Literatur

Förster R., A multicomponent transport model. Geoderma, 38, 261-278, 1986

Salzmann Th., Ionenvlagerung in einem Sandboden im Feldmaßstab -Modell und Experiment-Dissertation, Technische Universität Braunschweig, 1992

Salzmann Th., Richter J., Cation exchange equilibrium, validating binary and quarternary isotherms in a sandy field soil. eingereicht bei Water Resour. Res., 1993 a

Salzmann Th., Richter, J., One-dimensional modeling of cation transport at the field scale. eingereicht bei Water Resour. Res., 1993 b

**Quantifizierung der wichtigsten Mechanismen zur
Säurepufferung carbonatfreier Böden**

von

van de Sand, M.

Problemstellung

Für eine Abschätzung und Bewertung des Säureeintrags in Böden muß eine über die Bilanzierung von Elementflüssen hinausreichende Quantifizierung von Pufferreaktionen erfolgen. Hierfür sind vor allem Informationen über die Reaktivität der jeweils beteiligten Puffersysteme von Bedeutung, denn die Geschwindigkeit der dominierenden Pufferreaktionen entscheidet in hohem Maß über Art und Ausmaß der Mobilisierung von Stoffen.

Zu einer quantitativen Beurteilung des Puffervermögens bieten sich pH-stat-Titrations an, weil hier mit dem pH auch die Reaktionsbedingungen konstant gehalten werden können. Die pro Zeiteinheit zugegebene Protonenmenge ist dem Verlust an Puffersubstanz äquivalent und beschreibt den Verlauf der (*Gesamt*-)Pufferkinetik. Aus den aufgezeichneten Protonensummenkurven läßt sich jedoch nicht unbedingt auf die Art der zugrunde liegenden Puffermechanismen und deren Beteiligung am Gesamtumsatz schließen, so daß die Kurven sich im Hinblick auf die Kinetik *einzelner* Reaktionen nur unzureichend auswerten lassen. Über eine Modifizierung von pH-stat-Titrations wurde versucht, pH-abhängige, substanzspezifische Geschwindigkeiten von Einzelreaktionen zu ermitteln und damit einen Ansatz zu deren Quantifizierung zu stellen.

Material/Methoden

Untersuchungsgebiet: Seebachtal in östlicher Kammlage des Nord-Schwarzwaldes

Böden: 4 stark versauerte Profile (pH (CaCl₂) 3,1-4,5; KAK 18-89 meq/kg) in unterschiedlicher Exposition und Höhenlage im Buntsandstein: (Podsol, Pseudogley, Bändchen-Stagnogley); daraus 10 ausgewählte, für das Untersuchungsgebiet charakteristische

*) Institut für Bodenkunde, Universität Hohenheim, 70953 Stuttgart

Mineralbodenhorizonte (Fraktion < 0,5mm): $(A_{(h)e}, B_{hs}(C_v), S_{(h)rw}, B_v C_v, B_{bs}, "G_o" B_v)$
pedogene Oxide/Hydroxide: Extraktionen mit Dithionit-Citrat (Al_d bzw. Fe_d), saurer Oxalatlösung (Al_o bzw. Fe_o) und Pyrophosphat (Al_p bzw. Fe_p)

Versuche: pH-stat-Titrationen (pH 2,5) mit Laufzeiten von je 1-100 Stunden; Bestimmung freigesetzter Kationen mittels AAS, von DOC durch UV-Absorption bei 254nm

Auswertung: für jedes Element getrennt unter der Annahme einer chemischen Reaktion 1.Ordnung ($[A] = [A]_0 * e^{-kt}$), wobei

- [A] Konzentration des reagierenden Stoffes zur Zeit t
- $[A]_0$ Ausgangskonzentration (=Maximum der Freisetzung)
- k Geschwindigkeit der Freisetzung

Kenngrößen ($[A]_0, k$): Ermittlung durch lineare Regression nach logarithmischer Umformung ($\ln[A] = \ln[A]_0 - kt$): $[A]_0$ durch Extrapolation; k über die Steigung der Geraden

Ergebnisse

Meßbare Pufferreaktionen äußern sich fast ausschließlich in einer Freisetzung von Al und Fe; deren Verlauf (Al+Fe) nahezu äquivalent der Protonensummenkurve ist. Der weitaus überwiegende Teil (97-99%) des Puffergeschehens wird bestimmt durch die Freisetzung von Al, womit der Verlauf der Protonensummenkurve allein darüber interpretierbar ist. Ein Anstieg der Konzentrationen an Neutralkationen oder Mangan mit der Dauer der Titrationszeit ließ sich nicht nachweisen.

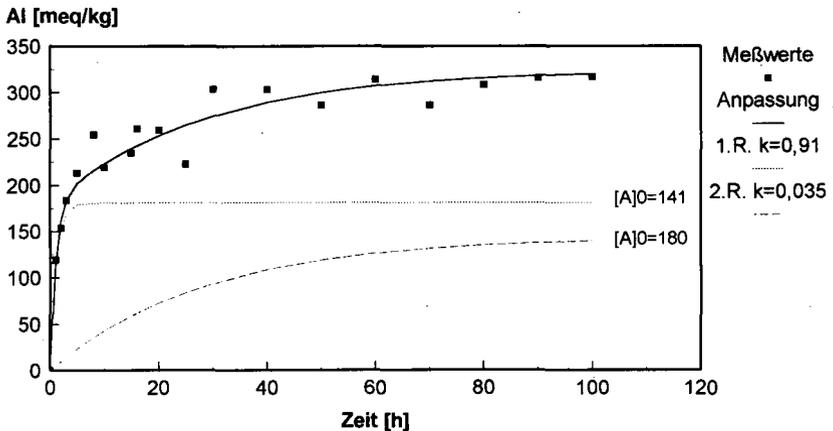


Abb. 1: Freisetzung von Al als chemische Reaktion 1.Ordnung (Beispiel: Podsol, B_{hs})

Die Gesamtfreisetzung eines Elements ist auf die Überlagerung je zweier Reaktionen 1. Ordnung zurückzuführen. Die angepaßte (obere) Kurve ergibt sich aus der Addition einer schnellen Austauschreaktion, deren Kapazität innerhalb von 2-3 Stunden erschöpft ist, und einer langsameren Auflösungsreaktion (s. Abb. 1).

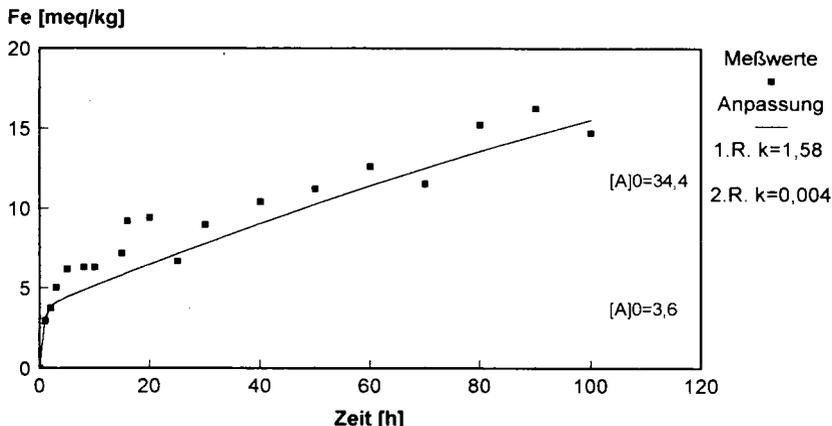


Abb. 2: Freisetzung von Fe als chemische Reaktion 1.Ordnung (Beispiel: Podsol, B_{hs})

Al- und Fe-Gesamtumsatz zeigen unterschiedlichen Verlauf: Die Kurve der Al-Freisetzung befindet sich nach 100h Titrationsdauer im Sättigungsbereich, wohingegen die Fe-Freisetzung noch steil ansteigt. Dieser Unterschied ist in der Geschwindigkeit der 2. Reaktion begründet. Die kinetischen Auswertungen erbrachten für alle untersuchten Horizonte übereinstimmend je zwei für das jeweilige Element spezifische Geschwindigkeitskonstanten k : Während in der Austauschreaktion beide Elemente annähernd gleich schnell ($k_{Al}=1,82$; $k_{Fe}=1,95$; Unterschiede liegen im Bereich der jeweiligen Standardabweichung) freigesetzt werden, ist die Geschwindigkeit der Auflösungsreaktion (bezogen auf gleiche Ausgangskonzentrationen) für Al mindestens 7-mal so hoch wie für Fe ($k_{Al}=0,027$; $k_{Fe}<0,0041$).

Da eine mit der Titrationsdauer zunehmende Trübung der Lösungen auftrat, wurden zusätzlich gelöste organische Verbindungen bestimmt. Auch hier liegen zwei chemische Reaktionen 1.Ordnung zugrunde, der Kurvenverlauf ähnelt dem des Al, unterscheidet sich jedoch deutlich von dem des Fe. Die kinetische Auswertung ergab für die zweite Reaktion ein k_{DOC} von 0,026, was einen kausalen Zusammenhang zwischen der Freisetzung organischer Verbindungen und Al nahelegt.

Diskussion

Hinweise auf die Herkunft der nachgewiesenen Elemente gibt eine Korrelation der Maxima $[A]_0$ zu allgemeinen Bodenparametern (pH, KAK, C_{org} , (Hydr-)Oxidgehalte): Danach hängt die Höhe der Al-Freisetzung vor allem vom Gehalt an den Al-(Hydr-)Oxiden Al_0 ($r=0,69$), Al_d ($r=0,87$) und Al_p ($r=0,95$) ab. Der enge Zusammenhang zu Al_p läßt darauf schließen, daß das freigesetzte Al überwiegend aus Al-organischen Verbindungen stammt.

Die Maxima der Freisetzung organischer Verbindungen korrelieren weniger zum C_{org} -Gehalt ($r=0,6$) als vielmehr zu Al_p ($r=0,82$). Vermutlich stellen in den untersuchten Böden organische Al-Verbindungen aufgrund ihrer Reaktivität die Hauptquelle sowohl für Al als auch für gelöste organische Stoffe dar.

Für die Fe-Freisetzung ergibt sich die stärkste Beziehung zum C_{org} -Gehalt, so daß angenommen wird, daß durch die pH-Absenkung vor allem das an organischer Substanz komplexierte Fe gelöst wird. Gleichzeitig mobilisierte organische Verbindungen gehen zwar in die DOC-Messungen ein, ihr Anteil an der Gesamtfreisetzung organischer Verbindungen ist jedoch so gering, daß sie den Kurvenverlauf nicht wesentlich beeinflussen können.

Schlußfolgerung

Über die Zusammenfassung von einzelnen pH-stat-Versuchen mit je unterschiedlich gestaffelten Titrationszeiten kann neben der Protonenzugabe auch die Freisetzung von Kationen im zeitlichen Verlauf erfaßt werden. Hieraus lassen sich Kenngrößen kinetischer Funktionen zur Beurteilung des Puffervermögens für die beteiligten Elemente getrennt ableiten und so der Beitrag der einzelnen Puffersubstanzen am Gesamtumsatz indirekt bestimmen.

Die kinetische Auswertung der Versuche an 10 Horizonten ergibt für Al, Fe und C eine Überlagerung je zweier Reaktionen 1. Ordnung. Während in der Austauschreaktion die Elemente mit nahezu gleicher Geschwindigkeit freigesetzt werden, erfolgt die Auflösung Al-haltiger Verbindungen mindestens 7-mal schneller als für Fe-Minerales. Die weitgehende Übereinstimmung der Geschwindigkeitskonstanten der C-Freisetzung mit der des Al und eine gute Korrelation der Al-Freisetzung zu organisch komplexierten Al-(Hydr-)oxiden deuten auf einen erheblichen Einfluß organischer Verbindungen auf die Al-Pufferung hin.

Ursachen der dreidimensionalen Variabilität der P-Sorption in einer Bodenlandschaft des Tertiärhügellandes

von

Scheinost, A. und U. Schwertmann

1. Einleitung

Im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München sollen Stoffflüsse in einem 150 ha großen Landschaftsausschnitt gemessen und modelliert werden. Grundlage dafür sind dreidimensionale Karten von Bodeneigenschaften. Diese Karten stützen sich auf 2500 Proben, die an den Knotenpunkten eines regelmäßigen 50 m-Gitters bis in 1.2 m Tiefe gezogen wurden. An ihnen wurden nur solche Basisgrößen erhoben, die leicht meßbar sind und die Böden gut charakterisieren. Komplexere Bodeneigenschaften können mit Transferfunktionen aus diesen Basisgrößen vorhergesagt werden. Dies soll am Beispiel von P-Sorptionskurven gezeigt werden.

2. Material und Methoden

Aus 2500 Proben wurden 20 Ober- und 35 Unterböden ausgewählt. Diese decken die hohe Variabilität von Bodeneigenschaften ab, die durch unterschiedliche Ausgangsgesteine, Topographie, Profiltiefe und Nutzung verursacht wird (Tab. 1).

Tab. 1: Variationsbreite von Bodeneigenschaften

	Ton	C _{org}	P _{CAL}	Fe _d	Al _o	pH (CaCl ₂)
Einheit	kg/kg	-----g/kg-----				-
Min	40	0.5	0.004	0.6	0.25	4.1
Max	550	75.7	0.428	25.8	2.18	7.6

Die P-Sorptionskurven wurden im einstündigen Schüttelversuch nach Zugabe von 8 verschiedenen P-Konzentrationen (0-10 mg/L) ermittelt. Die Bodenfarbe wurde mit einem Chroma-Meter (CR-300, Minolta) an gemahlene Proben gemessen. Ton, C_{org}, P_{CAL}, Fe_o, Fe_d, Al_o und pH (CaCl₂) wurden mit den üblichen Verfahren bestimmt.

¹Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 85350 Freising

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Parametrisierung der Sorptionskurven

Zur Parametrisierung wurden Temkin- und modifizierte Langmuir- und Freundlich-Isothermen verwendet (Tab. 2). Alle drei Modelle können auch Desorptionspunkte ($\Delta P_s < 0$) beschreiben. Das Freundlich-Modell (FITTER & SUTTON, 1975) erzielt die beste Anpassung an die Meßpunkte. Seine Parameter sind jedoch interkorreliert und können nicht zu Vorhersagen verwendet werden. Die Langmuir-Gleichung liefert sichere Parameterschätzer, jedoch eine schlechte Kurvenanpassung um PI_0 v. a. bei Unterböden. Die Temkin-Gleichung (BACHE & WILLIAMS, 1970) stellt den besten Kompromiß hinsichtlich Kurvenanpassung und Schätzsicherheit der Parameter dar.

Tab. 2: P-Sorptionsisothermen:

Langmuir:	$\Delta P_s = P_{\max} \cdot \frac{k \cdot PI}{1 + k \cdot PI} - PI$	
Freundlich:	$\Delta P_s = A_F \cdot PI^{B_F} - PI$	mit $A_F = a \cdot P_{\max}$ und $B_F = \frac{R \cdot T}{Q}$
Temkin:	$\Delta P_s = A_T \cdot \ln \frac{PI}{PI_0}$	$A_T = P_{\max} \cdot \frac{R \cdot T}{Q}$

3.2. Vorhersage des Kapazitätsparameters A_T

Die übliche lineare Regression führt nur zu geringen Vorhersagesicherheiten ($r^2 = 0.55$). Erst die Einbeziehung funktionaler nichtlinearer Zusammenhänge ergibt sichere Gleichungen. Prinzipiell wurden zwei Wege versucht. Einmal die Vorhersage mit allen zur Verfügung stehenden Parametern, um die Ursachen sicher zu erfassen. Zum anderen die Einschränkung auf möglichst einfache Parameter. Folgende Gleichungen ergeben jeweils die beste Vorhersage:

$$A_T = 17 \cdot AI_0 + 0.023 \cdot \frac{AI_0 \cdot |pH - 6.5|}{P_{CAL}} + 1.2 \cdot \frac{Fe_d}{\sqrt{C_{org}}}; \quad r^2 = 0.87 \quad n = 55 \quad (1)$$

$$A_T = -9 + 0.93 \cdot b^* + 0.14 \cdot \frac{Ton \cdot |pH - 6.5|}{P_{CAL}}; \quad r^2 = 0.72 \quad n = 55 \quad (2)$$

$$r^2 = 0.77 \quad n = 35 \quad (\text{Unterböden})$$

mit A_T [mg/kg] (andere Einheiten siehe Tab. 1). Die Sorptionsplätze werden mit Al_0 (bzw. Ton) und Fe_d erfaßt. Wegen der engen Korrelation mit Fe_d-Fe_0 erfaßt auch der Farbwert b^* des CIELAB-Farbraums (CIE, 1978) Sorbenten:

$$Fe_d - Fe_0 = -13 + 0.59 \cdot b^* \quad r^2 = 86 \quad n = 56 \quad (3)$$

Ein Teil der Sorptionsplätze ist pH-abhängig mit Minimum bei 6.5. Während die Abnahme mit der abnehmenden Ladungsdichte des Sorbenten zu erklären ist (HINGSTON et al., 1972), könnte die Zunahme auf der bevorzugten Bindung von HPO_4^{2-} gegenüber $H_2PO_4^{1-}$ (BARROW, 1984) oder der Ausfällung von Ca-Phosphaten (SCHACHTSCHABEL et al., 1992) beruhen. Daneben verringert P_{CAL} die Sorption. Offensichtlich wird mit der CAL-Extraktion eine P-Fraktion erfaßt, die in einen irreversiblen Bindungszustand übergegangen ist, jedoch weiterhin Sorptionsplätze blockiert (BARROW, 1974). Das Sorptionsvermögen von Eisenoxiden (Fe_d) wird durch C_{org} verringert. Die Wirkung nimmt mit steigenden Gehalten unterproportional zu. Dies kann mit abnehmenden Anteilen organischer Säuren bzw. Anionen erklärt werden, die um Bindungsplätze konkurrieren (HUE, 1991).

3.3. Vorhersage von PI_0

Die P-Konzentration der Bodenlösung (PI_0 in mg/L) kann mit folgender Gleichung vorhergesagt werden:

$$\log PI_0 = -2.4 + 2.3 \cdot \sqrt{\frac{P_{CAL}}{Ton}} + 0.10 \cdot \sqrt{C_{org}}; \quad r^2 = 0.90 \quad n = 50 \quad (4)$$

Das lognormal-verteilte PI_0 hängt vom Verhältnis besetzter zu insgesamt vorhandenen Sorptionsplätzen ab (P_{CAL}/Ton). C_{org} erhöht PI_0 , wobei die Einbeziehung des Anteils an Fe_d (C_{org}/Fe_d) die Vorhersage nicht verbessert. Die Gleichung ist weniger modellhaft. Dies liegt vermutlich an der gegenüber A_T geringeren Schätzgenauigkeit von PI_0 bei der Anpassung der Temkin-Isotherme.

Obwohl das Bestimmtheitsmaß mit 90 % hoch ist, treten bei Oberböden größere Abweichungen auf. Die Vorhersage kann durch Einbeziehung eines Sorptionspunktes entscheidend verbessert werden:

$$\log PI_0 = -2.8 + 2.4 \cdot PI_{1,2} \quad r^2 = 0.92 \quad n = 22 \quad (5)$$

mit $PI_{1,2}$ [mg/L], das ist PI bei Zugabe von 1.2 mg/L P.

3.4. Überprüfung der vorhergesagten Sorptionskurven

Mit Gl. 1 und 4 bzw. 2 und 4 vorhergesagte Kurven beschreiben die Meßwerte von P-armen Proben gut, da hier A_T den größeren Einfluß hat. Mit der Zunahme von bereits vorhandenem P wird eine sichere Schätzung von PI_0 wichtig. Deshalb sollte für die Vorhersage bei Oberböden Gleichung 5 verwendet werden.

Um die Vorhersagegüte bei Oberböden zu beurteilen, wurden mit Hilfe von Gleichung 2 und 5 berechnete PI mit den ursprünglichen Meßwerten verglichen. Die Korrelationskoeffizienten sind bei ΔP_s -Änderungen um ± 10 kg/ha und $+ 100$ kg/ha mit 0.96 sehr hoch. Bei $- 100$ kg/ha wird die Vorhersage mit einem r von 0.72 unsicher. Da mit ± 100 kg/ha P die Bandbreite sinnvoller ΔP_s -Änderungen erfaßt wird (KÖSTER et al., 1986), ist die Vorhersage für Gebietsmodelle ausreichend gut.

4. Literatur

- BACHE B.W., WILLIAMS E.G. (1971): A phosphate sorption index for soils. J. Soil Sci. 24: 289-301
- BARROW N.J. (1974): Effect of previous additions of phosphate on phosphate adsorption by soils. Soil Sci. 118: 82-89
- BARROW N.J. (1984): Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. J. Soil Sci. 35: 283-297
- CIE (1978): Recommendations on uniform color spaces, color difference and psychometric color terms. Suppl. no. 2 to no. 15. Colorimetry, CIE, Paris
- FITTER A.H., SUTTON C.D. (1975): The use of the freundlich isotherm for soil phosphate sorption data. J. Soil Sci. 26 (3): 241-246
- HINGSTON F.J., POSNER A.M., QUIRK J.P. (1972): Anion adsorption by goethite and gibbsite. I. The role of the proton in determining adsorption envelopes. J. Soil Sci. 23 (2): 177-192
- HUE N.V. (1991): Effects of organic acids/anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. Soil Sci. 152 (6): 463-471
- KÖSTER, W., SEVERIN, K., MÖHRING, D. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 - 1986. Landwirtschaftskammer Hannover, 98 S.
- SCHACHTSCHABEL P., BLUME H.-P., BRÜMMER G., HARTGE K.-H., SCHWERTMANN U. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, 491 S.

Danksagung:

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

Bedeutung löslichkeitsbestimmender Prozesse für das Verhalten von Kalium in einer sauren Braunerde

von

Schimming, C.G.¹, T. Mansfeldt², K. Rambow¹ und H. Wetzel¹

Einleitung

Die Beschreibung von Beziehungen zwischen Ökosystemen und ihren Kompartimenten im Hinblick auf Wechselwirkungen mit der biozönotischen Struktur setzen räumlich und zeitlich höher aufgelöste stoffdynamische Untersuchungen voraus. Eine entscheidende Schnittstelle für Stoffflüsse sind die Böden. Das Verhalten der einzelnen Elemente und ihre Bioverfügbarkeit hängen vor allem vom Retentionsvermögen der Böden, aber auch von chemischen Eigenschaften der einzelnen Elementen ab. Die Dynamik von Nährstoffkreisläufen betrifft einen Schwerpunkt der interdisziplinären Arbeiten des Projektzentrums Ökosystemforschung. Aus raum- und zeitliche Veränderungen in der Zusammensetzung der Bodenlösung können wichtige Kenntnisse zur Beschreibung des Verhaltens einzelner Elemente gewonnen werden. Dies soll beispielhaft am Verhalten von Kalium dargestellt werden.

Charakterisierung des Standortes

Der Buchenwald stockt auf einer sandigen stark versauerten Braunerde. Nennenswerte Sorptionskapazität und Gehalte an verfügbaren Nährstoffen sind nur in der Humusauflage und den Ah-Horizonten durch die organische Substanz und erhöhte Tongehalte vorhanden (Abb. 1). Im Mineralboden liegt, bedingt durch die dominierenden Sandfraktionen, kaum noch Sorptionskapazität vor. Dementsprechend gering sind die Gehalte an verfügbarem Kalium im Mineralboden. Der Hauptanteil des verfügbaren Kalium im Hauptwurzelraum befindet sich im Bereich des Humuskörpers.

Methodik

Die Konzentrationsdynamik wird zweiwöchentlich durch Gewinnung der Sickerwässer aus der Humusauflage und der Bodenlösung und Bestimmung der gelösten Mengen der einzelnen Elemente charakterisiert. Die Proben werden über keramische Saugkerzen in vier Tiefen des Mineralbodens und Streulysimeter in der Humusaufgabe gewonnen. Stoffflußraten in den Böden werden aus den Konzentrationen mit Hilfe der Wasserflüsse berechnet, die ein Bodenwasserhaushaltsmodell liefert (BORNHÖFT 1993). Die Stoffflüsse mit den Kronentraufen und dem Stammabfluß werden mit Totalisatoren und Stammabflußmanschetten erfaßt (SPRANGER 1991). Die Gesamtgehalte der Lösungen an metallischen Elementen werden mit der AAS, ionische Bindungsformen der übrigen Elemente mit spektralphotometrischen Methoden bestimmt. Die Aktivitäten werden über eine vereinfachte Form der Debye-Hückelgleichung berechnet, die dabei benötigte Ionenstärke über die Beziehung zur elektrischen Leitfähigkeit der Lösungen ermittelt (LINDSAY 1979).

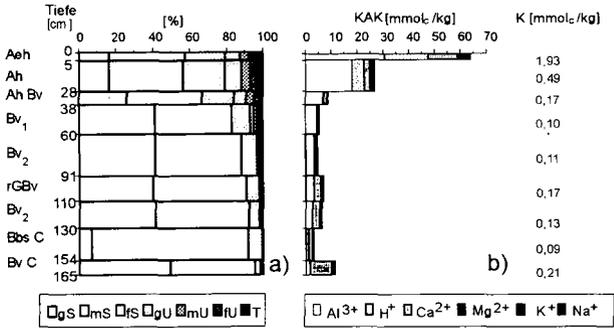


Abb. 1: Körnung der humus- und carbonatfreien Feinerde (a) und Kationen-austauschkapazität (ungepufferte 0,1 M BaCl₂-Lösung) (b) einer Braunerde unter Buchenwald.

¹) Projektzentrum Ökosystemforschung, Universität Kiel, Schauenburger Str. 112, D-24118 Kiel

²) jetzt: Fakultät für Geowissenschaften, Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr-Universität Bochum, D-44780 Bochum

Ergebnisse

Das Verhältnis zwischen den atmosphärischen Einträgen von etwa 6 kg Kalium/ha, den Flüssen im Bestandesraum, in der Humusauflage und den Austrägen aus dem Wurzelraum verleiht dem Kaliumkreislauf des untersuchten Buchenwaldökosystems einen stark zyklischen Charakter (Abb. 2). Die geringen Austräge von etwa

1 kg Kalium/ha beruhen auf einer starken Abnahme der Kaliumflüsse mit dem Sickerwasser zwischen 12 cm Bodentiefe im Aeh- und 50 cm im Bv1-Horizont. Sie werden durch einen starken Konzentrationsgradienten gesteuert, der vom Jahresverlauf der Konzentrationsdynamik weitgehend unabhängig ist (Abb. 3). Im Bereich des Humuskörpers wird sie in starkem Maße von der Mineralisation und den Einträgen in die Humusauflage beeinflusst. Dem Gradienten von Mittelwerten der Kaliumkonzentrationen in die Tiefe (Tab. 1) folgen gleichzeitig eine abnehmen-

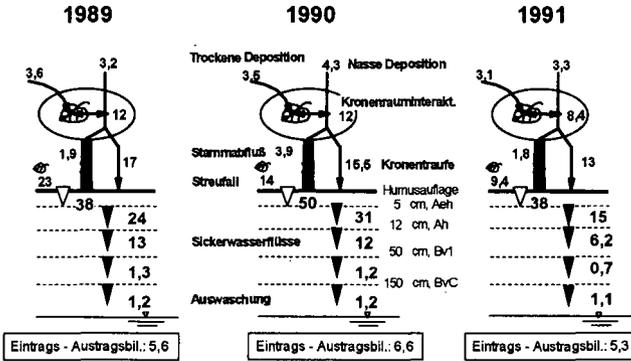


Abb. 2: Wichtige Kaliumflüsse in einem Buchenwaldökosystem.

de Streuung der Einzelwerte und engere K/Na-Verhältnisse. Zusammen mit dem saisonal unabhängigen Verlauf der verbliebenen, sehr geringen Kaliumkonzentrationen in 150 cm Bodentiefe (Abb. 3) ergeben sich Hinweise auf eine Kaliumsenke, die sich nicht allein auf den Entzug über das Wurzelsystem beschränkt.

Diskussion

Tab.1: Mittlere Konzentrationen, K/Na-Verhältnisse und berechnete Aktivitäten der Komponenten des Ionenaktivitätsproduktes von Alunit in der Bodenlösung einzelner Tiefen einer sauren Braunerde unter Buchenwald (Untersuchungszeitraum 1. Jan. 1989 bis 31.12.1990).

Horizont	Tiefe cm	K ⁺				Al	SO ₄ ²⁻	K/Na	Aktivität (-log mol/l)			
		Median	Min.	Max.	Std.-abw.				K ⁺	H ⁺	Al	SO ₄ ²⁻
Humusaufll.		0,185	0,025	0,459	0,079	0,009	0,142	0,81	3,71	2,78	5,04	6,84
Aeh	5	0,105	0,039	0,251	0,052	0,056	0,089	0,56	3,95	3,86	4,25	4,05
Ah	12	0,048	0,013	0,162	0,039	0,072	0,110	0,24	4,21	4,13	4,15	3,98
Bv1	50	0,011	0,002	0,072	0,012	0,064	0,125	0,04	4,82	4,54	4,19	3,90
BvC	150	0,013	0,003	0,024	0,004	n.b.	0,113	0,04	4,89	5,60	n.b.	3,95

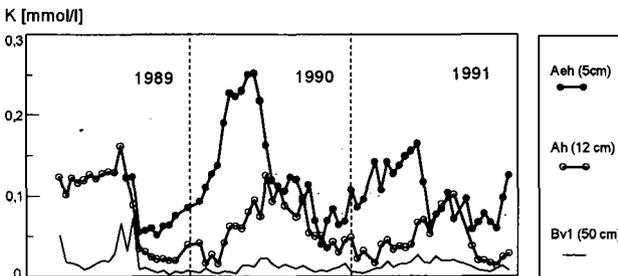


Abb. 3: Verlauf von Kaliumkonzentrationen in der Bodenlösung in drei verschiedenen Tiefen einer sauren Braunerde unter Buchenwald.

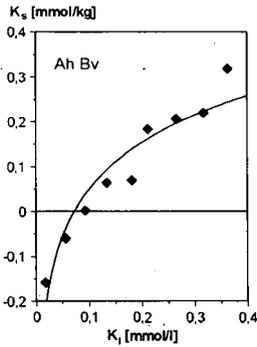


Abb. 6: Beziehung zwischen gebundener Kaliummenge und der Kaliumaktivität der Lösung im Gleichgewicht mit dem Stoffbestand eines AhBv-Horizontes einer sauren Braunerde bei konstanter Ionenstärke ($I=0,0023$).

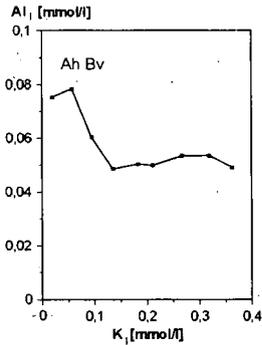


Abb. 7: Beziehung zwischen Aluminium- und Kaliumaktivität im Gleichgewicht mit dem Stoffbestand eines AhBv-Horizontes einer sauren Braunerde bei konstanter Ionenstärke ($I=0,0023$).

Schlussfolgerungen

Für die Beurteilung der weiteren Entwicklung des untersuchten Ökosystems ist das Verhalten von Kalium in der untersuchten Braunerde nach dem Erscheinungsbild des ökosystemaren Kaliumkreislaufes von entscheidender Bedeutung. Durch Ungleichgewichte im Stoffhaushalt besteht die Gefahr erhöhter Austräge aus dem Wurzelraum, die beim Kalium, trotz der hohen Flußraten im Bereich des Humuskörpers, nicht zu verzeichnen sind. Ein Ziel bodenkundlicher Untersuchungen im Rahmen einer integrativen Ökosystemforschung ist es daher, neben der Quantifizierung von Stoffflüssen Beiträge zur Dynamik des Verhaltens einzelner Elemente in Böden zu liefern. Im Projektzentrum Ökosystemforschung werden diese Untersuchungen wichtige Beiträge zur Entwicklung von Stoffhaushaltsmodellen liefern.

Literatur

- ADAMS, F. and RAWAJFIH, Z. (1977): Basaluminite and Alunit: A possible cause of sulfate retention by acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41, 686-691.
- BORNHÖFT, D. (1993): Untersuchungen zur Beschreibung und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes entlang einer Agrarc catena im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Suppl.* 4.
- GARRELS, R.M. and CHRIST, C.L. (1965): *Solutions, Minerals and Equilibria*. Harper and Row, New York, Evanston, London.
- LINDSAY, W.L. (1979): *Chemical Equilibria in Soils*. John Wiley, New York.
- MANSFELDT, T. (1993): Schwefeldynamik von schleswig-holsteinischen Böden unterschiedlicher Nutzung. Diss. Inst. für Pflanzenernähr. u. Bodenk. Univers. Kiel (in Vorber.).
- BORNHÖFT, D. (1993): Untersuchungen zur Beschreibung und Modellierung des Bodenwasserhaushaltes entlang einer Agrarc catena im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Suppl.* 4.
- SPRANGER, T. (1992): Erfassung und ökologische Bewertung der atmosphärischen Deposition und weiterer oberirdischer Stoffflüsse im Bereich der Bornhöveder Seenkette. *EcoSys Suppl.* 2.

Lysimeterstudie zum Verlagerungsverhalten von Pflanzenschutzmittel mit unterschiedlichen Wirkstoffeigenschaften

von

Schmidt, R.¹, C.G. Bannick², B. Ahlsdorf³, C. Ehrig⁴ und U. Müller-Wegener¹

Das Verlagerungsverhalten von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen wird außer der Anwendungspraxis und den klimatischen Bedingungen entscheidend von deren chemisch-physikalischen Eigenschaften sowie den Bodeneigenschaften bestimmt. Neben Laborversuchen, zu denen Adsorptions- und Desorptionsstudien sowie Säulenversuche zur Abschätzung der Mobilität gehören, sind Freilandversuche mit Feld- und Lysimeterstudien eine weitere Möglichkeit, Erkenntnisse über das Verlagerungsverhalten zu gewinnen

Die Wirkstoffen Atrazin, Aldicarb, Pendimethalin und Parathion wurden in praxisüblicher Ausbringungsform (Pflanzenschutzmittel : Gesaprim 500, Temik 5g, Stomp SC und E 605) zusammen mit Natriumchlorid oder Kaliumchlorid als Tracer 1988 bzw. 1990 und 1991 auf verschiedene Lysimeter ausgebracht. Dabei wurden Aufwandmengen, bezogen auf die Wirkstoffe, von 1 kg/ha für Atrazin und Aldicarb, 4l/ha für Pendimethalin und 0,6 l/ha für Parathion eingesetzt (Müller-Wegener et. al 1993). Die Untersuchungen erfolgten in geschütteten Lysimetern mit 1m² Oberfläche und 2m Tiefe, verfüllt mit sandigen Braunerden und Parabraunerden eines Ackerstandortes bei Berlin-Gatow (Müller-Wegener et. al 1991). Durch Einhaltung einer Ruhezeit von 8 Jahren kann von einer weitgehend natürlichen Lagerung ausgegangen werden.

Abbildung 1 zeigt den Konzentrationsverlauf von Atrazin im Ablauf zweier Lysimeter (sandige Braunerde), die sich durch ihren Anteil an organischer Substanz (4,5 und 3,2%) voneinander unterscheiden. Nach einmaliger Anwendung (1988) ist der Einfluß der organischen Substanz auf den Wirkstoffaustrag zu erkennen. Ein höherer Anteil reduziert den Wirkstoffaustrag deutlich. Betrachtet man allerdings die Summe der Abbauprodukte von Desethyl- und Desisopropylatrazin (Abb.2), so ist zu sehen, daß hier die organische Substanz einen wesentlich geringeren Einfluß besitzt. Im Vergleich zu Atrazin sind beide Abbauprodukte deutlich polarer und somit auch als mobiler einzustufen.

1) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz1, 14195 Berlin

2) Umweltbundesamt, Mauerstr. 45-52, 14195 Berlin

3) Bezirksamt Steglitz von Berlin, Abt. Gesundheit und Umweltschutz, Umweltamt, Schloßstr. 80, 12154 Berlin

4) LUFA-ITL der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Gutenbergstr. 75-77, Kiel 24116

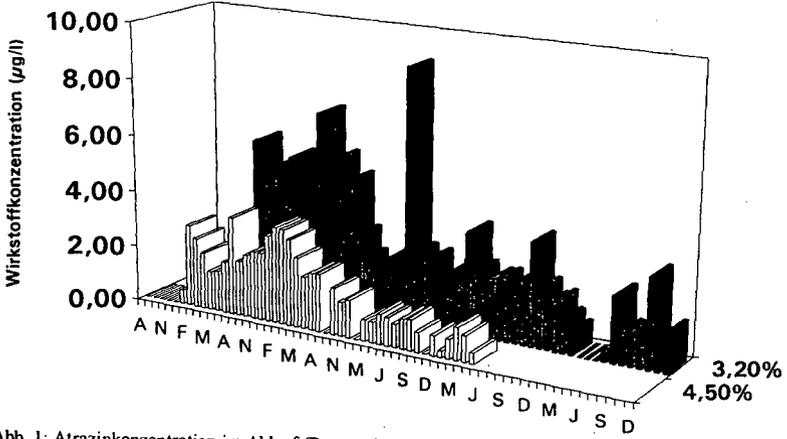


Abb. 1: Atrazinkonzentration im Ablauf (Braunerde) 4,5 u. 3,2% organ. Substanz

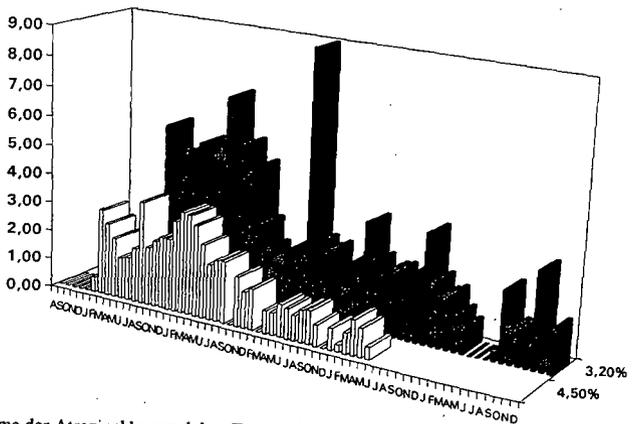


Abb. 2: Summe der Atrazinabbauprodukte (Braunerde) 4,5 u. 3,2 % organ. Substanz

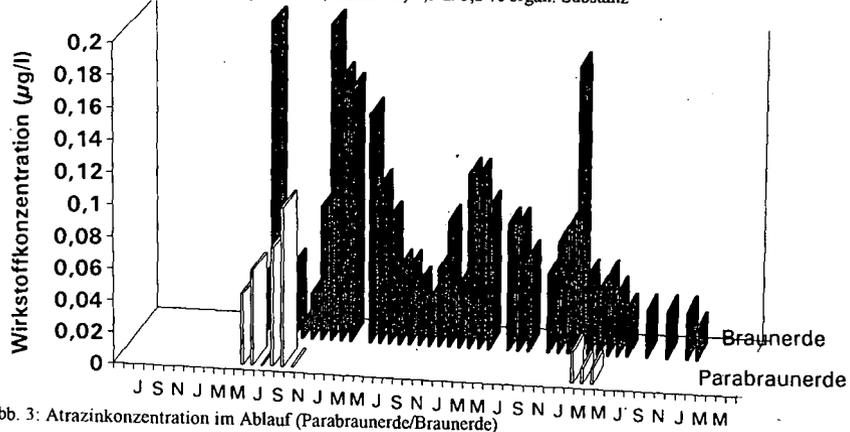


Abb. 3: Atrazinkonzentration im Ablauf (Parabraunerde/Braunerde)

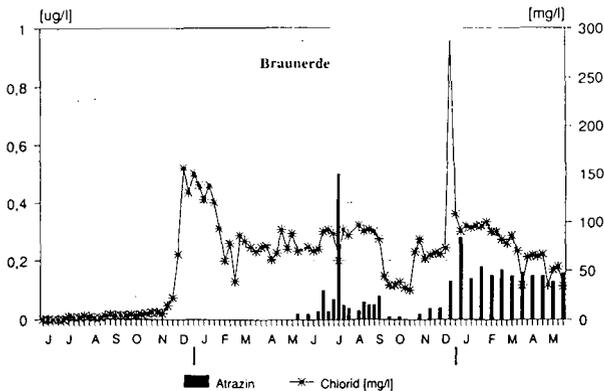


Abb. 4: Atrazin- und Chloridkonzentration (Braunerde)

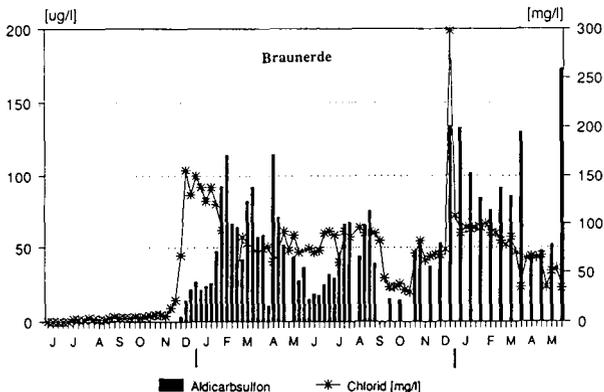


Abb. 5: Aldicarb-sulfon- und Chloridkonzentration (Braunerde)

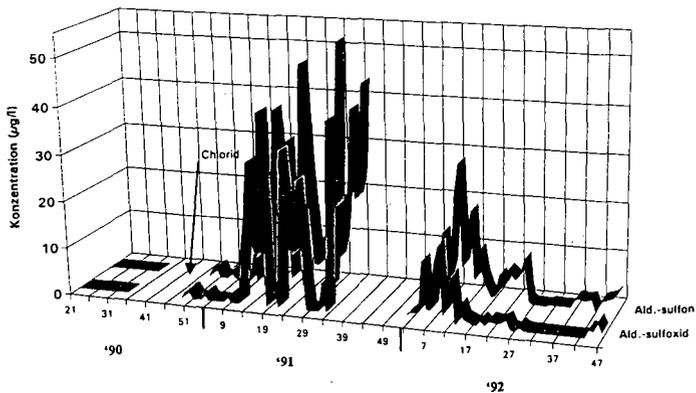


Abb. 6: Aldicarb-sulfonoxid- und Aldicarb-sulfonkonzentration Ablauf.

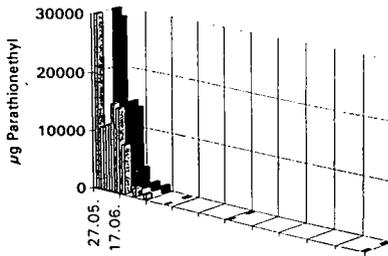


Abb. 7: Abbau des Wirkstoffes Parathion im Boden(Feldversuch)

Abbildung 3 vergleicht das unterschiedliche Austragsverhalten von Atrazin (1kg/ha) aus einer Parabraunerde (vorn) mit einem Tonanteil von 12% im Bt-Horizont im Vergleich mit dem aus einer sandigen Braunerde (hinten) mit weniger als 5% Ton bei sonst vergleichbaren Bodeneigenschaften. Hier zeigt das Lysimeter mit der sandigen Braunerde einen Atrazinaustrag bis zu sechs Jahre nach der Applikation, während der Austrag durch den höheren Tonanteil in der Parabraunerde deutlich reduziert wird.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen die Konzentrationsverläufe von Atrazin, Aldicarb-sulfon (s.u.) und Chlorid im Abfluß eines mit sandiger Braunerde befüllten Lysimeters. Bei Vergleich der Wirkstoffe untereinander und auch im Vergleich zum Tracer Chlorid ist zu erkennen, daß Aldicarb-sulfon wesentlich mobiler als Atrazin einzustufen ist.

Die Bedeutung der Umwandlungsprodukte veranschaulicht auch Abbildung 6. Nach Anwendung von Aldicarb (Wasserlöslichkeit : 6 g/l) im Mai 1990 und 1991 konnte der Wirkstoff im Ablauf nicht gemessen werden. Die beiden polaren Hauptumwandlungsprodukte Aldicarb-sulfoxid und Aldicarb-sulfon werden jedoch nahezu zeitgleich mit der Sickerwasserfront (s. Chloriddurchbruch) verlagert. Aldicarb, für das Halbwertszeiten (DT 50) von 3-14 Tagen angegeben werden, oxidiert sehr schnell zu Aldicarb-sulfoxid, welches seinerseits langsam zu Aldicarb-sulfon oxidiert. Diese Reaktionsfolge erklärt auch die im Vergleich zum Sulfoxid höheren Sulfonkonzentrationen im dritten Versuchsjahr.

Die zeitgleich angewandten Wirkstoffe Pendimethalin (Wasserlöslichkeit : 0,3 mg/l, DT 50: 30-140 Tage) und Parathion (Wasserlöslichkeit : 60 mg/l, DT 50 : 14-60 Tage) konnten dagegen auch zwei Jahre nach Versuchsbeginn nicht im Ablauf nachgewiesen werden. Abbildung 7 zeigt den Abbau von Parathion in einem zeitgleich durchgeführten Feldversuch. Ca. 2 Monate nach der Anwendung ist der Wirkstoff fast vollständig abgebaut. Obwohl Parathion von seiner Polarität her zur Verlagerung neigt, verhindert der schnelle Abbau den Austrag aus dem Lysimeter. Im Gegensatz dazu wird das apolarere Pendimethalin im Oberboden sehr stark adsorbiert und daher nicht verlagert.

Müller-Wegener, U., B. Ahlsdorf, C. Ehrig und R. Schmidt (1991): Abschlußbericht Wasser 10202320 im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin

Müller-Wegener, U., C.G. Bannick und R. Schmidt (1993): Abschlußbericht des Teilvorhaben zum BMFT-Verbundprojekt, Institut für Wasser-, Boden- und Luftthygiene, Eigenverlag

Zum Einfluß unterschiedlicher Huminstoffsysteme auf die Extrahierbarkeit von Pyren aus Rekultivierungsböden des Rheinischen Braunkohlereviers

von

Schumacher, B. und M. Kraatz

Einleitung

Huminstoffe sind im Boden die bedeutsamste Stoffgruppe für die Sorption von Umweltchemikalien. Vor allem aus Untersuchungen mit ^{14}C markierten Pestiziden und ihrem Verhalten im Boden ist bekannt, daß ein großer Teil der applizierten Schadstoffe so fest im Boden sorbiert/inkorporiert wird, daß sie mittels organischer Lösungsmittel nicht mehr aus dem Boden extrahiert werden können. Ein ähnliches Verhalten im Boden zeigen auch PAK's. Denkbar ist ein Einbau der Schadstoffe einerseits durch kovalente Bindung an das Huminstoffsystem, wie er entweder durch Radikalreaktionen oder enzymatische Umsetzungen erfolgen kann. Bei diesem Bindungstyp ist es möglich, daß die Schadstoffeigenschaften durch den Einbau in Huminstoffe verlorengehen (CALDERBANK 1989). Jedoch können auch nebervalente Bindungen (Charge-transfer-Komplexe, Van-der-Waals Kräfte, hydrophobe Wechselwirkungen) Schadstoffe in die Huminstoffmatrix einbinden.

Huminstoffe sind dreidimensionale, kolloidale Gebilde mit einer "schwammartigen" Struktur und einer großen Anzahl innerer Oberflächen. Es ist daher möglich, daß Schadstoffe durch nebervalente Bindungen zuerst oberflächlich an Huminstoffe nebervalent gebunden werden, und der Schadstoff-Huminstoff-Komplex dann durch einen Fortgang von Humifizierungsprozessen in innere Oberflächen gelangt (HERMANN und ZIEHMANN 1988). Da organische Lösungsmittel, die zur Extraktion von PAK's genutzt werden, nicht die Huminstoffe zu dispergieren vermögen, gelangen sie auch nicht in diese inneren Bereiche hinein, so daß trotz der schwach ausgeprägten Bindungsenergie das unveränderte Schadstoffmolekül im Boden verbleibt. Um zumindestens einen Teil der stärker in das Huminstoffsystem inkorporierten Schadstoffe nachweisen zu können, schlugen ESCHENBACH et al. (1991) ein zweistufiges Extraktionsverfahren für die PAK-Extraktion vor. Nach einer Acetonextraktion zur Erfassung der an den äußeren Oberflächen sorbierten PAK's führten sie an dem schon extrahierten Boden eine zweite Extraktion mit 2 M methanolischer Kaliumhydroxidlösung durch, um in den Huminstoffen inkorporierte PAK-Moleküle extrahieren zu können.

Material und Methoden

Es wurden für diesen Modellversuch einige der Böden ausgewählt, die von SCHUMACHER et al. (1993) analysiert worden waren. Die Auswahl der Böden erfolgte dergestalt, daß zum einen steigende Corg-Gehalte, zum anderen bei etwa gleichen Kohlenstoffgehalten der Böden und C-Gehalten der Huminstoffextrakte deutliche Unterschiede in der Farbtiefe der Extrakte zu beobachten waren. Unseres Erachtens eignen sich diese Böden gut für die Untersuchung der Schadstoff-Huminstoff-Interaktion, da sie im wesentlichen durch Unterschiede in der organischen Substanz und davon abhängiger Parameter differenziert werden, während die mineralische Matrix sowohl von der Bodenart als auch pH-Werten, Carbonatgehalten etc. sehr ähnliche Verhältnisse aufweist.

Die Böden wurden mit 100ppm Pyren kontaminiert, dann mit ca. 60% Wasserkapazität 35 Tage bei etwa 22°C im Labor inkubiert. Die Schadstoffextraktion erfolgte nach ESCHENBACH et al. (1991). Die Huminstoffextraktion, Fraktionierung und Behandlung der Extrakte erfolgte an dem kontaminierten Boden wie bei SCHUMACHER et al. (1993) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Um abschätzen zu können, welche Extraktionswirkung die KOH-Lösung bei der Verseifungsextraktion auf die Huminstoffe besitzt, verglichen wir in einem Vorversuch die Extraktionswirkung einer (allerdings nicht methanolischen) KOH-Lösung mit den in der Huminstoffchemie üblichen 0,1 und 0,5 M NaOH-Lösungen. KOH extrahiert quantitativ ähnlich viel wie eine 0,1 M NaOH. Unterschiedliche Huminsäure/Fulvosäure-Verhältnisse zeigen jedoch, daß die KOH-Lösung die extrahierten Huminstoffe wesentlich stärker dispergiert.

Die Pyren-Wiederfindungsrate nach der Inkubationszeit (ohne Metaboliten) ist sehr unterschiedlich (Abb.1). Die Böden lassen sich in zwei Gruppen einteilen. Der Unterboden (NUB), Neuland Acker jung (Naj) und Neuland Acker alt ohne Stallmist (NAAo) zeigen recht hohe Wiederfindungsraten und niedrige Anteile der Verseifungsextraktion an der Gesamtwiederfindung (Zahlen

in der Graphik). Neuland Acker alt mit Stallmist (NAam), Neuland Wald jung (NWj) und alt (Nwa), Neuland Grünland alt (NGa) und Altland Acker (AA) weisen niedrigere Gesamtwiederfindungsraten und hohe Verseifungsanteile an der Gesamtwiederfindung auf. Dieses Verhalten kann nicht allein durch die unterschiedlichen Corg-Gehalte der Böden erklärt werden, da bei Nao/NAam und Nwa/NGa trotz identischer Kohlenstoffgehalte die Wiederfindungsrate unterschiedlich ist, während bei NWj/AA die Gesamtwiederfindungsrate ähnlich ist. Daher untersuchten wir, ob einfache Methoden der Huminstoffchemie in der Lage sein können, weitergehende Erklärungsmöglichkeiten für Unterschiede und Gemeinsamkeiten im Schadstoffeinbau zu liefern.

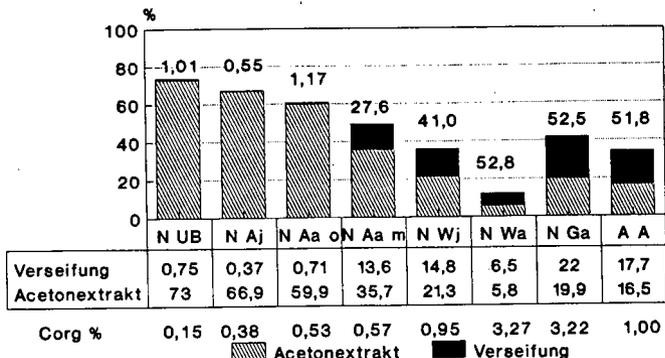


Abbildung 1: Wiederfindungsrate für Pyren nach fünfwöchiger Inkubationszeit von Böden unterschiedlicher Corg-Gehalte und Huminstoffsysteme.

Alle Neuland-Ackerböden weisen nur geringe Corg-Gehalte und einen langsamen Anstieg mit steigendem Alter auf, während in den Grünland- und Waldböden eine hohe Corg-Akkumulation erkennbar ist (Tab.1). Die Kohlenstoffgehalte der Gesamtextrakte sind sehr unterschiedlich. Sie besitzen eine ähnliche Abstufung, wie sie schon in den Corg-Gehalten erkennbar ist.

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsböden (Werte der Untersuchungen vom Frühjahr 1992; Ge, Hs, Fs, Pvp-Fs und Phenol.Fs bezeichnen Huminstoffextrakte, die nach LOWE 1980 fraktioniert wurden; Su der Abs. ist die Summe der Extinktion der 6 Wellenlängen, die für die Berechnung der Absorptionsquotienten in der VIS-Spektroskopie gemessen wurden Hierbei wurden die Gesamtextrakte (Ge) auf einen einheitlichen Kohlenstoffgehalt von 200 mg C/l eingestellt.)

	NUB	NAj	Nao	NAam	NWj	Nwa	NGa	AA
Alter	12	12	26	33	12	26	26	?
Nutzung	-	Getr	Getr	Getr	Laub	Laub	Wiese	Getr
pH	7,7	7,2	7,2	7,4	7,0	7,2	6,8	6,5
Corg	0,15	0,36	0,53	0,57	0,95	3,27	3,22	1,00
Ge	200	567	894	1054	1660	4452	3722	1732
Hs	104	336	591	727	1110	2617	2119	1010
Fs	79	125	198	185	360	703	711	420
Pvp-Fs	51	89	150	131	235	365	394	321
Phenol.Fs	28	36	48	54	125	338	317	99
Su d. Abs	5,290	4,217	3,973	5,489	5,450	5,518	4,312	5,354
400/500	2,56	2,88	3,07	2,74	2,77	2,65	2,82	2,64
500/600	2,32	2,45	2,52	2,45	2,53	2,31	2,22	2,22
600/700	2,28	2,56	2,55	2,56	2,63	2,49	2,22	2,05
465/665	5,35	6,22	6,44	6,16	6,45	5,59	5,09	4,81

Der geringe Gehalt an phenolischen Fulvosäuren könnte eventuell eine Erklärung bieten für die langsame Corg-Akkumulation und geringe Entwicklung der Huminstoffsysteme der Neuland-Ackerstandorte. Eventuell sind die mikrobiellen Biozöosen dieser Standorte so stark C-limitiert, daß von den Bodenmikroorganismen der ganze verfügbare Kohlenstoff verstoffwechselt wird und

so nicht mehr für eine Huminstoffbildung zur Verfügung steht. In den alten Wald- und Grünlandstandorten dagegen ist das Verhältnis phenolischer zu nicht phenolischer Anteile ziemlich ausgewogen.

Es zeigt sich, daß die normalerweise in der Huminstoff-Spektroskopie verwendeten Kennwerte die oben genannten Paare kaum differenzieren. Der Vergleich der Summe der Absorption ergibt für alle Böden ebenfalls keine sinnvolle Differenzierung. Nach SAMEC und PIRKMAIER (1930, zit. in ZIECHMANN 1980) werden die Teilchenmassen der Huminstofflösungen (und damit die Lichtabsorption in der VIS-Spektroskopie) durch die Verdünnung verringert. Daher ist ein Vergleich der Spektren nur für Huminstofflösungen sinnvoll, die ähnlich konzentriert waren.

Es zeigt sich (Abb.2), daß bei den Paaren, bei denen der Pyren-Einbau Unterschiede aufweist (NAao/NAam und NWA/NGa), die Spektren unterschiedliche Farbintensitäten (= Absorption) bei etwa gleichen Steigungsverhältnissen aufweisen, während ein ähnlich farbintensives Spektrum auch eine vergleichbare Schadstoff-Wiederfindungsrate lieferte (NWj/AA).

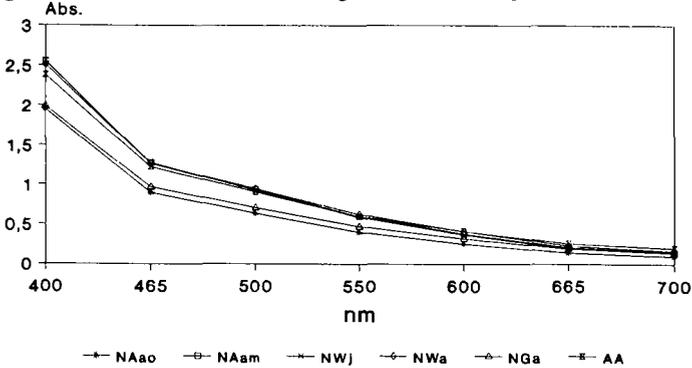


Abbildung 2: Spektren von Huminstoff-Gesamtextrakten, verdünnt auf einen einheitlichen Kohlenstoffgehalt von 200 mg C/l

Zusätzlich wurden von den Huminstoff-Gesamtextrakten IR-Spektren aufgenommen. In Abb. 3 sind die IR-Spektren von einigen ausgewählten Varianten zu sehen. Bedeutsam erscheint uns, daß in den Böden, wo es praktisch keine verseifbaren Anteile gibt, die Absorptionsbande um 1630 cm^{-1} ($\text{C}=\text{O}$ von Chinonen und Carbonylfunktionen, aromatische $\text{C}=\text{C}$) deutlich schwächer ausgebildet ist.

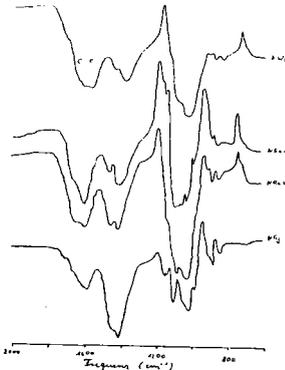


Abbildung 3: IR-Spektren von NAj, NAao, NAam, NWA zwischen 2000 cm^{-1} und 600 cm^{-1} (Gerät: Perkin Elmer 710B, Spektroskopie von eingetrockneten Gesamtextrakten, die als "Biofilm" auf einer IRTRAN 4 Kuvette gemessen wurden.)

Nach Untersuchungen von KÖRDEL und WAHLE (1990) werden PAK's vor allem an die Huminfraction gebunden. Wir untersuchten, ob dies auch bei den Neulandböden zutrifft. Abb.4 zeigt für zwei Böden, NAJ und NWA die Verteilung des Pyrens auf drei Fraktionen, den Gesamt-extrakt (zur Extraktion des Pyrens verseift mit methanol. KOH) nach dreimaliger Huminstoff-extraktion mit 0,1 M NaOH/Na₄P₂O₇, den durch Acetonextraktion und schließlich den durch Verseifungsextraktion am Bodenrückstand gewonnenen Anteil.

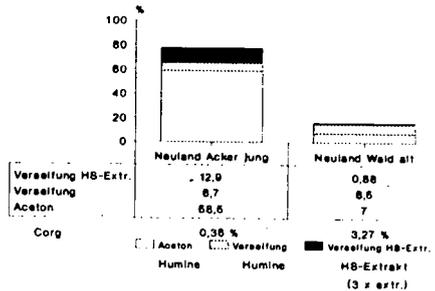


Abbildung 4: Verteilung des wiedergefundenen Pyrens zwischen extrahierbaren und nicht extrahierbaren Huminstoffen nach 5 Wochen

Bei dem wenig entwickelten NAJ ist ein relativ großer Anteil des Pyrens im Huminstoffgesamtextrakt zu finden, während dieser im NWA nur eine sehr untergeordnete Rolle spielt. Der Hauptanteil der Wiederfindungsrate ist bei NAJ in der Aceton-extrahierbaren Fraktion zu finden. Bei NWA ist das Verhältnis der Aceton- zur Verseifungsextraktion dagegen ausgeglichen. Dies deutet darauf hin, daß in entwickelten Huminstoffsystemen eine stärkere Sorption/Inkorporierung in die Humine, also den nicht extrahierbaren Anteil der organischen Substanz stattfindet. An der im Vergleich zum Gesamtboden erhöhten Wiederfindungsrate ist zu sehen, daß eine vorausgehende, mehrmalige Huminstoffextraktion die Gesamtwiederfindungsrate steigern kann. Vor allem bei Boden NAJ fällt auf, daß ein nicht unbedeutendere Anteil des Pyrens nach der Huminstoffextraktion in der Verseifung des Bodenrückstandes zu finden ist, während bei der Verseifungsextraktion des Gesamtbodens der verseifbare Anteil nicht ins Gewicht fällt.

Es stellt sich die Frage, warum wir auf der eine Seite einen großen Teil des Pyrens in der Huminfraction wiederfinden, trotzdem aber die Huminstoffextrakte eine Interpretationsmöglichkeit bieten für die Unterschiede im Schadstoffeinbau.

Dies kann wohl damit erklärt werden, daß bei den Neulandböden, die nur über einen begrenzten Zeitraum und mit bekannter Nutzung ihr Huminstoff-System entwickelten, die strukturellen Beziehungen zwischen extrahierbaren und nicht extrahierbaren Huminstoffen eng ist. Ob auch bei einem Vergleich von verschiedenen Altlandböden die hier aufgezeigten Beziehungen zwischen Huminstoffextrakten und Schadstoffadsorption/-inkorporierung gelten, kann noch nicht gesagt werden. Bei Böden mit einer langen, durch Nutzungsänderungen u.ä. geprägten Geschichte des Huminstoff-Systems ist es möglich, daß die Beziehungen zwischen extrahierbaren und nicht extrahierbaren Huminstoffen nicht so ausgeprägt sind, wie wir dies im Falle der Neulandböden annehmen können.

Literatur

- ESCHENBACH, A., P. GEHLEN und R. BIERL (1991): Untersuchungen zum Einfluß von Fluoranthren und Benzo(a)pyren auf Bodenmikroorganismen und zum Abbau dieser Substanzen. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **63**, 91-94
- CALDERBANK, A. (1989): The occurrence and significance of bound pesticide residues in soil. - Rev. Environ. Contam. Toxicol. **108**, 71-103
- HERMANN, R. und W. ZIECHMANN (1988): Kurzmitteilung - Erhöhte Eliminierung von Umweltchemikalien nach reversibler Dehumifikation. - Z. Pflanzenern. Bodenk. **151**, 219-220
- KÖRDEL, W. und U. WAHLE (1990): Pilotprojekt zur Entwicklung eines allgemeingültigen Analysenschemas für organische Chemikalien im Boden. - Jülich LOWE (1980): Humus fraction ratios as a means of discriminating between horizon types. - Can. J. Soil Sci. **60**, 219-229
- SCHUMACHER, B., H. KUTSCH und D. SCHRÖDER (1993): Huminstoff-Systeme in Rekultivierungsböden des Rheinischen Braunkohlereviere bei Erstnutzung als Acker, Grünland oder Wald. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **71**, 209-212
- ZIECHMANN, W. (1980): Huminstoffe. - Weinheim, Deerfield Beech, Florida, Basel

Einsatz der Saugkerzentechnik in reduzierten Horizonten: Stoffausfällung im Fördersystem und methodische Verbesserungen

von

Schwartz, R. und G. Miehlich

Einleitung:

In Böden mit wassergesättigten oder wechselfeuchten Bodenhorizonten ist bei einer geringen Wasserleitfähigkeit des Substrates zur kontinuierlichen Probengewinnung der Einsatz der Saugkerzentechnik notwendig. Hierbei können Ausfällungen von Eisenoxidhydraten (u.a. Verbindungen) an der Innenwand der Förderschläuche auftreten, wenn diese durch Bereiche mit freiem Luftsauerstoff geführt werden.

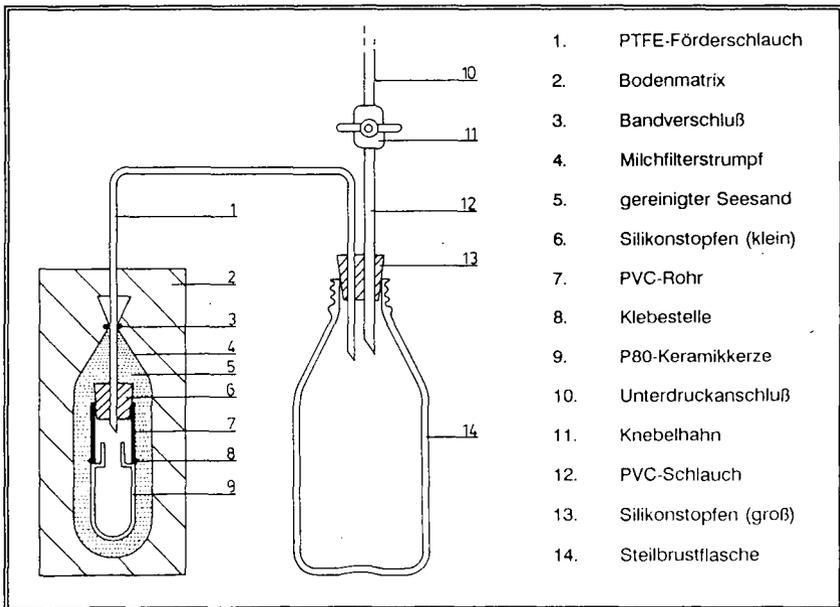


Abb. 1: Schematischer Aufbau einer Saugkerzenanlage

Die Abb.1 zeigt den Aufbau einer Saugkerzenanlage, mit den drei Grundelementen: poröser Körper, Verbindungselementen und Sammelraum für die aufgefangene Bodenlösung.

Material und Methoden:

Zur Überprüfung der Ablagerungsraten erfolgte der Ausbau von PTFE (Teflon)-Förderschläuchen aus bestehenden Feld- und Lysimeterversuchen (Substrate: stark schwermetallbelastete anthropogene Aufschüttung über Kleimarsch sowie schwermetallbelastete Hafenschlicksedimente). Die aufgetretenen Ablagerungen wurden mittels einer Säurespülung (1:1 verdünnte 35%ige HNO₃) wieder gelöst und das gewonnene Eluat auf die Elemente Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb und As an der

Ergebnisse:

Der Vergleich der Ausfällungsfrachten mit den summierten Ionenfrachten, die die Schläuche gelöst passiert haben, ergibt die prozentualen Ausfällungsraten der einzelnen Elemente. Sie sind in der Abb. 2 nach ihren Mittelwerten sortiert dargestellt.

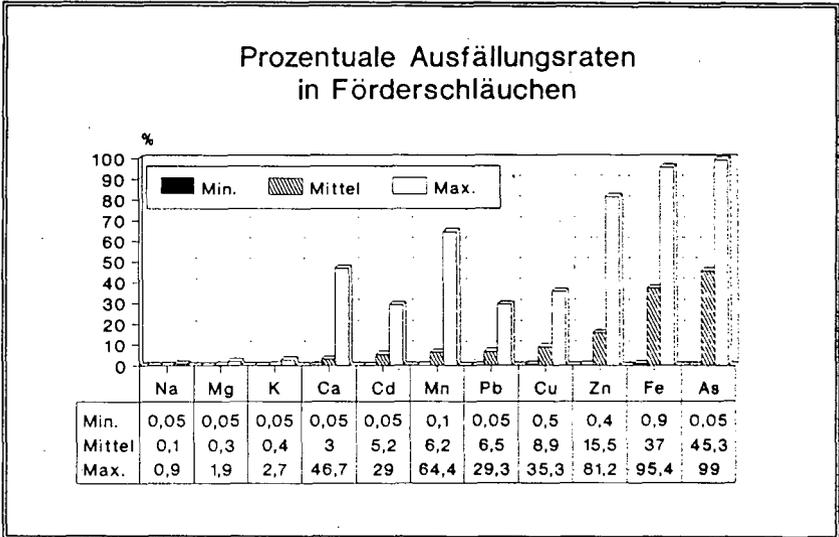


Abb. 2: Prozentuale Ausfällungsraten in Förderschläuchen

Für die Elemente Na, Mg und K liegt die gemittelte Ablagerungsrate unter 1%, bei Ca, Cd, Pb und Cu unter 10% und nur Zn, Fe und As weisen eine Rate größer als 10% auf. Minimal betragen diese Werte bei allen 11 Elementen weniger als 1%. Die prozentual höchsten Ausfällungen finden sich bei Fe (95%) und As (99%).

Tab. 1: Unterteilung der Schläuche Nr. 1, 2, 3, 4 und 5 in die Abschnitte A bis H

Schlauch Nr.	A	B	C	D	E	F	G	H	Gesamtlänge
1	10 cm	75 cm	65 cm	---	450 cm				
2	15 cm						70 cm	50 cm	510 cm
3	15 cm						70 cm	---	460 cm
4	15 cm						110 cm	---	500 cm
5	20 cm						115 cm	---	510 cm

Die Tab. 1 listet die Gesamtlänge und die Länge der einzelnen Abschnitte von fünf untersuchten Förderschläuchen auf. Der Abschnitt A befindet sich im reduzierten, die Abschnitte B-H im oxidierten Milieu.

Ausfällungsmechanismus und Ablagerungsverteilung:

Eigenfällung

Fe:

Vor allem in den ersten Abschnitten, die sich im oxidierten Bereich befinden (B, C), bewirkt die Diffusion von Sauerstoff durch die Schlauchwand die Oxidation von zwei- zu dreiwertigem Eisen. Das entstehende Eisenoxidhydrat lagert sich durch Adhäsionskräfte an die Schlauchwand an (s. Abb. 3a).

Ca:

Wird das Löslichkeitsprodukt von Ca überschritten, kommt es zur carbonatischen Fällung des Elementes. Die untersuchten Schläuche zeigen einen Anstieg der Ausfällungsmengen zum Schlauchende hin (s. Abb. 3b).

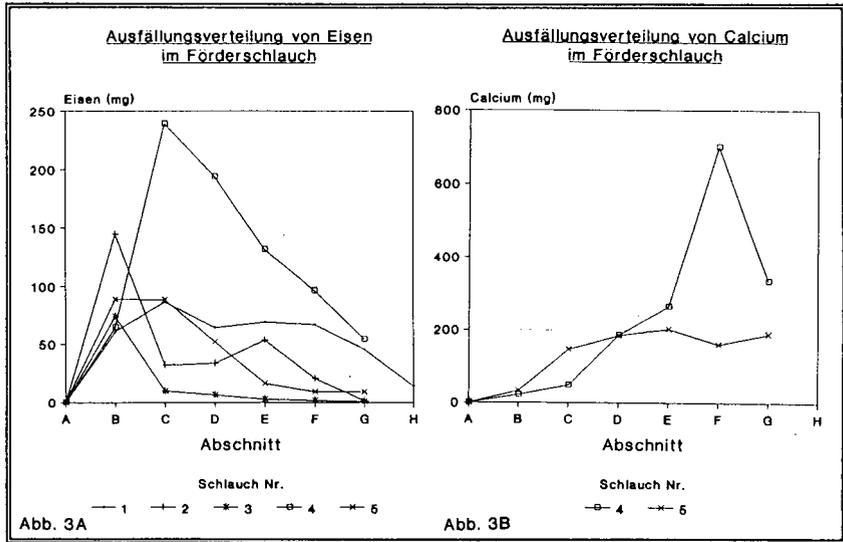


Abb. 3: Ausfällungsverteilung von Fe und Ca in Förderschläuchen

Anlagerung und Mitfällung

Fe:

An den geladenen Oberflächen der Oxide können sich weitere Ionen (vor allem K, Cu und As) aufgrund spezifischer und unspezifischer Adsorption anlagern. Ihre Ausfällungsverteilung (hier die von As) ähnelt der von Fe (s. Abb. 4a)

Ca:

Bei der Calciumcarbonatbildung kommt es zur Copräzipitation von Ionen (überwiegend Na, Mg, Mn und Cd). Die Ablagerungskurve von Ca wird beispielsweise durch Mn deutlich nachgezeichnet (s. Abb. 4b)

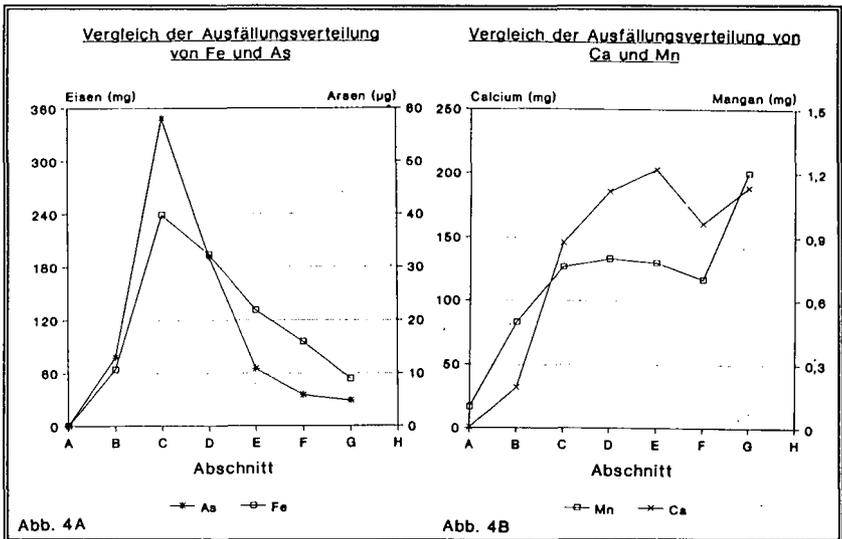


Abb. 4: Vergleich der Ausfällungsverteilung von Fe/As und von Ca/Mn

Zu nennen ist noch die Fällung von Manganhydroxid und Bleicarbonat im oxidierten sowie Zinksulfid im reduzierten Bereich. Quantitativ bleiben diese Prozesse aber deutlich hinter der Fe- und Ca-Fällung zurück.

Schlußfolgerungen:

Um die Ab- und Anlagerungsraten der einzelnen Elemente zu verringern, muß einerseits die Kontaktmöglichkeit des Sauerstoffes mit der Probe minimiert und andererseits die Verweildauer der Bodenlösung im Förderschlauch verkürzt werden.

Dies wird erzielt durch:

1. Einsatz einer großvolumigen Saugkerze, bei der die Probe bis zum Entnahmetag im Kerzenschaft verbleibt.
2. Verwendung von Förderschläuchen aus gasundurchlässigen Materialien (z.B. Nylon).

Literatur:

/1/ DVWK (ed.)(1990): Gewinnung von Wasserproben mit Hilfe der Saugkerzen-Methode. DVWK-Merkblätter, 217, Verlag Paul Parey, 12 S.
 /2/ GROSSMANN, J. (1988): Physikalische und chemische Prozesse bei der Probenahme von Sickerwasser mittels Saugsonden. Dissertation, Universität München, 120 S.
 /3/ KUNTZE, H. (1978): Verockerungen, Diagnose und Therapie. Schriftenreihe des Kuratoriums für Wasser und Kulturbauwesen, H.32, 124 S.
 /4/ KUNZ, B. & W.STUMM (1984): Kinetik der Bildung und des Wachstums von Calciumcarbonat. Vom Wasser, 62, S.279-293.

**Stoffdynamik unterschiedlich strukturierter
immissionsbelasteter Böden - Gesamtboden und
Aggregate im Vergleich**

von

Taubner, H.

1. Einleitung

Die Prozesse der Bodenentwicklung (biologisch, physikalisch) schaffen eine Strukturierung der Feinerde mit bevorzugten Fließwegen (Sekundärporensystem) und abgegrenzten Aggregatbereichen.

Ziel der Untersuchungen war der Vergleich der Transport- und Puffereigenschaften in den beiden Porensystemen von strukturierten Böden: Inter-Aggregatporenbereich (Sekundärporen, schnell leitende Grobporen - Gesamtbodenprobe im Stechzylinder) und Intra-Aggregatporenbereich (feinere Primärporen - Einzelaggregate).

2. Material und Methode

Die natürlich gelagerten Bodenproben unterscheiden sich hinsichtlich Textur und Struktur, sie weisen aus schluffigem Material ein Subpolyedergefüge (Podsol und Podsol-Braunerde aus dem Fichtelgebirge) und aus tonreichem Material ein Polyedergefüge auf (Parabraunerde aus Ostholstein).

Die Perkulationsversuche mit gesättigten Aggregaten und Stechzylinderproben verursachen ein mehrfaches Austauschen des Porenvolumens durch 1. Schwefelsäure pH 4 (H₂SO₄) als Auswirkung der mittleren jährlichen Protonenbelastung und 2. Salzsäure pH 3 (HCl) als erhöhte Protonenbelastung mit der Verfolgung der zeitlichen Änderung der Elementkonzentrationen in der Bodenlösung (fraktioniert in 10 Porenvolumina).

3. Ergebnisse

Physikalische Eigenschaften:

In allen drei Horizonten weisen die Aggregate eine höhere Lagerungsdichte auf als die Gesamtbodenproben. Die Flußdichte q (auch scheinbare Fließgeschwindigkeit) im Mittel aller perkolierten Fraktionen liegt in den Gesamtbodenproben stets höher als in den Aggregaten (Tab. 1). Die Unterschiede sind am deutlichsten im Horizont der Parabraunerde, während für die Podsol-Braunerde kein Unterschied in q festzustellen ist. Wie sich außerdem belegen ließ, nimmt der Grad der Aggregation von der Podsol-Braunerde über den Podsol zur Parabraunerde hin zu.

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

Tab. 1: Lagerungsdichte d_b und Flußdichte q von Aggregaten (AGG) und Gesamtboden (GBD)

Horizont aus		d_b	q
		g/ccm	cm/d
Podsol	GBD	1.24±0.13	457±531
	AGG	1.29±0.12	104±97
Podsol-Braunerde	GBD	1.12±0.15	254±90
	AGG	1.24±0.13	201±151
Parabraunerde	GBD	1.73±0.03	66±58
	AGG	1.94±0.04	1.6±1.4

Chemische Zusammensetzung der Bodenlösung:

Tab. 2: Zusammensetzung der ausgetauschten Bodenlösung von Aggregaten (AGG) und Gesamtboden (GBD): Prozentanteile von H^+ , M_a (= Al+Fe+Mn) und basischen Kationen (= M_b).

Horizont aus		10PV H ₂ SO ₄			10PV HCl		
		% H ⁺	% M _a	% M _b	% H ⁺	% M _a	% M _b
Podsol	GBD	62	30	18	50	46	5
	AGG	19	45	36	20	71	10
Podsol-Braunerde	GBD	21	52	27	15	81	3
	AGG	22	47	32	12	88	5
Parabraunerde	GBD	3	6	91	44	1	58
	AGG	1	3	97	1	1	99

Die Lösungen der sauren Standorte des Fichtelgebirges zeigen höhere Protonenkonzentrationen mit Schwefelsäure als die Lösungen der Parabraunerde, in denen Protonen keine Rolle spielen. Mit Salzsäure jedoch verliert die Gesamtbodenprobe der Parabraunerde mit schnellerem Fluß das 100%ige Puffervermögen des Austauscherpuffersystems, das in den Aggregaten mit geringer Flußdichte vorhanden ist und als Folge besteht die Lösung zu 44% aus Protonen.

Die Einwirkung von Salzsäure verursacht für die sauren Horizonte einen Anstieg der sauren Kationen-Anteile, was auf Freisetzung von Aluminium aus dem Aluminiumpuffersystem zurückzuführen ist. Diese Pufferung ist für die Podsol-Braunerde höher als für den Podsol, im Podsol ist sie in den Aggregaten stärker ausgeprägt als in der Gesamtbodenprobe (siehe auch Abb.1).

Für den Horizont mit der schwächsten Struktur (Podsol-Braunerde) bestehen kaum Unterschiede zwischen Gesamtboden und

Aggregaten in der Zusammensetzung der perkolierten Lösungen aus Schwefelsäure und Salzsäure.

In Abb. 1 ist der zeitliche Verlauf der Azidität in den Perkolaten als Folge von Porenvolumina dargestellt. Für die Podsol-Braunerde und die Parabraunerde wird nur das Ergebnis der Gesamtbodenprobe gezeigt, da im ersten Fall kein wesentlicher Unterschied zu dem Ergebnis der Aggregate besteht, im zweiten Fall aus methodischen Gründen keine zeitliche Auftrennung für Aggregate möglich war.

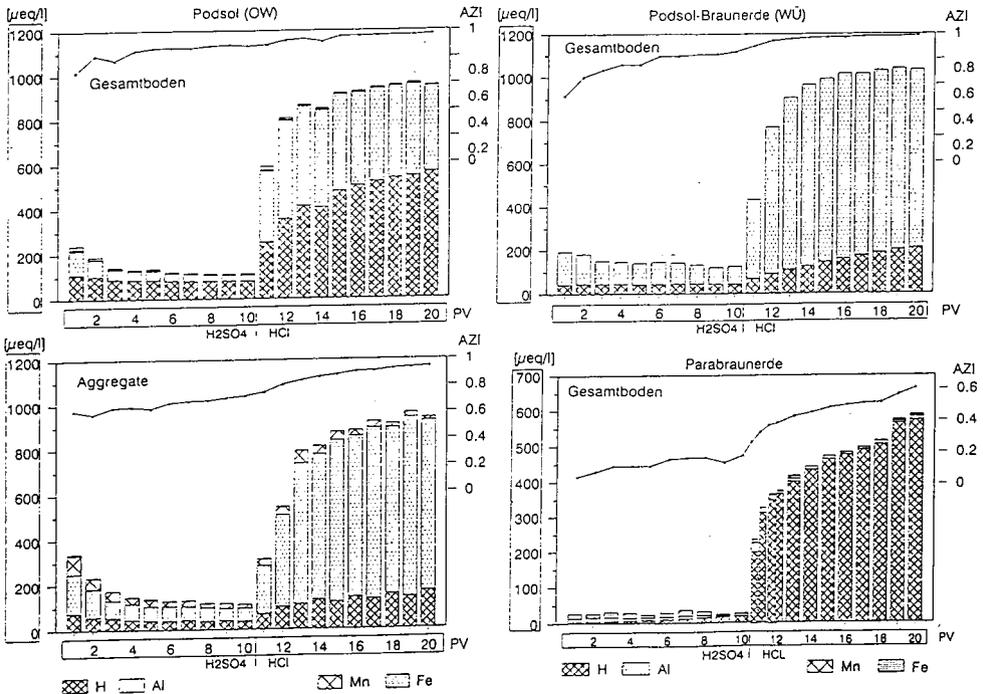


Abb. 1: Azidität (H, Al, Mn, Fe) und Aziditätsgrad (AZI) in den Perkolaten des Podsoles (Gesamtboden und Aggregate), der Podsol-Braunerde und Parabraunerde (Gesamtboden)

Während für den Podsol und die Podsol-Braunerde AZI von Anfang an recht hoch ist, steigt er für die Parabraunerde erst durch die Einwirkung von HCl auf ökologisch ungünstige Bereiche an. Die Al-

Anteile der salzsauren Lösungen von Podsol und Podsol-Braunerde ergeben sich aus Reaktionen des Al-Puffersystems. Im stärker aggregierten Horizont des Podsols ist das Puffervermögen der schneller fließenden Lösung im Sekundärporensystem der Gesamtbodenprobe geringer als das der einzelnen Aggregate.

Der zeitliche Verlauf der Chlorid-Konzentration (Abb. 2) zeigt einen schnellen Durchbruch für die Parabraunerde und eine Verzögerung für Podsol und Podsol-Braunerde, was auf Anionensorption und längere Fließwege zurückzuführen ist. Diese Verzögerung ist im schwächer strukturierten Horizont der Podsol-Braunerde größer als im Podsol.

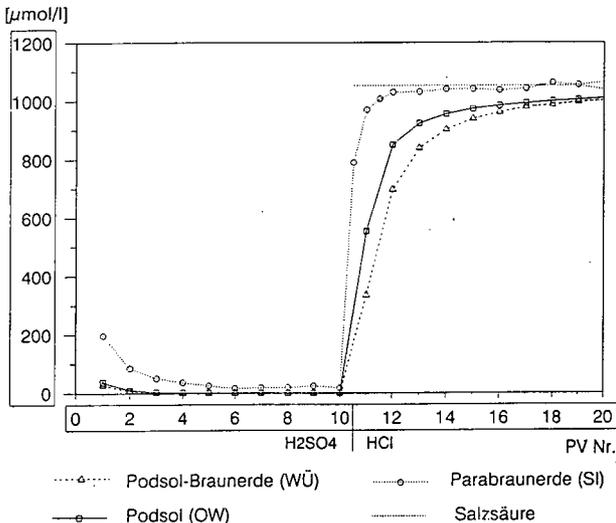


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Chlorid-Konzentration in saurer Bodenlösung des Sekundärporensystems (Gesamtboden)

4. Zusammenfassung

Durch den Vergleich von Gesamtbodenproben mit einzelnen Aggregaten wurde der Einfluß der Bodenstruktur auf die Zugänglichkeit von Stoffen und Reaktionsplätzen bei einer mehrfachen Säurebelastung nachgewiesen. Mit steigendem Strukturierungsgrad findet in zunehmendem Maße ein schneller Transport im Sekundärporensystem ohne Erschließung der Reaktionsmöglichkeiten in den Aggregatinnenbereichen statt.

Modellierung und Simulation des Transports hydrophober organischer Substanzen in Gegenwart mobiler Sorbenten

von

Totsche, K.U.¹, P. Knabner², J. Kögel-Knabner³ und J. Danzer⁴

Einleitung

In den letzten Jahren ist das Interesse am Verständnis des von mobilen Sorbenten beeinflussten Transports von Schadstoffen in porösen Medien in zunehmendem Maße gewachsen (McCarthy und Zachara, 1989). Anorganisch kolloidale Materialien wie beispielsweise Verwitterungsprodukte, Tonminerale und Gesteinsabrieb als auch mobile organische Kolloide wie die wasserlösliche organische Bodensubstanz (DOM) scheinen die totale Wasserlöslichkeit sowohl organischer als auch anorganischer Schadstoffe zu erhöhen. Diese Löslichkeitserhöhung ist die Folge einer physikalisch oder chemisch bedingten "Anlagerungsreaktion" (Sorption oder Solubilisierung) des Schadstoffes an bzw. in das mobile anorganische oder organische kolloidale Material. Dieses Material wird im folgenden als mobiler Sorbent bezeichnet. Da es selbst in der Lage ist, als Folge von Adsorptionsreaktionen im Boden an der festen Bodenmatrix sorbiert zu werden, wird es darüber hinaus als reaktiv bezeichnet.

Unter totaler Wasserlöslichkeit einer Substanz verstehen wir hierbei die Summe der Wasserlöslichkeiten sowohl des echt gelösten Anteils als auch des Anteils der Substanz, welcher in Assoziation mit dem mobilen Sorbenten vorliegt. Jeder Prozeß, der die totale Wasserlöslichkeit einer Substanz beeinflusst, verändert aber auch die Mobilität. Dementsprechend erwarten wir erhöhte Mobilität einer Substanz, wenn die totale Löslichkeit in Gegenwart eines mobilen Sorbenten zunimmt bzw. reduzierte Mobilität, wenn die totale Löslichkeit einer Substanz in Gegenwart eines mobilen Sorbenten abnimmt. Keine Änderung der Mobilität ist die Folge unveränderter totaler Löslichkeit in Gegenwart mobiler Sorbenten.

Mobile Sorbenten wie die DOM scheinen in besonderem Maße die Mobilität hydrophober organischer Schadstoffe in Böden zu erhöhen. DOM stellt eine hydrophobe Pseudophase mikroskopischer Größe dar. Diese hydrophobe Pseudophase führt zu einer Erhöhung der Löslichkeit der hydrophoben Schadstoffe als Folge der Sorption der Schadstoffe an die DOM, oder genereller, als Folge einer Verteilung zwischen der Lösung und der hydrophoben Pseudophase. Dementsprechend nimmt nur ein geringerer Teil der hydrophoben Schadstoffe an den Sorptionsreaktionen teil und kann vom Boden zurückgehalten werden.

In diesem Zusammenhang kommt aber auch dem Verständnis der Chemie und des Transportes der mobilen Sorbenten eine wichtige Rolle zu. Wird der mobile Sorbent selbst im Boden immobilisiert, dann wird auch der mit diesem Sorbenten assoziierte Schadstoff immobilisiert, was in einer reduzierten Mobilität des Schadstoffes resultiert. In der vorliegenden Arbeit werden Ergebnisse von Experimenten und mathematischen Simulationen vorgestellt, die zum Verständnis des von mobilen Sorbenten beeinflussten Transports hydrophober organischer Schadstoffe beitragen sollen.

Theorie

Eine ausführliche Einführung in die mathematische Theorie der Modellierung des Transports von Schadstoffen in der Gegenwart mobiler Sorbenten kann hier nicht gegeben werden. Vielmehr sollen, ausgehend von der Theorie der effektiven Isotherme und damit des effektiven Verteilungskoeffizienten, einige Eigenschaften aufgezeigt werden, die es ermöglichen, abzuschätzen, ob in einem gegebenen System die Gegenwart von DOM zu Mobilitäts-erhöhung oder Mobilitäts-erniedrigung führt. Verteilungskoeffizienten bezeichnen hierbei das Verhältnis der Konzentrationen einer sich in zwei miteinander im Gleichgewicht befindlichen Phasen befindenden Substanz. Im Rahmen des mathematischen Modells wird die feste immobile Bodensubstanz in Bereiche unterteilt, die unterschiedliche Sorptionsreaktionen ausüben können. In der folgenden Ableitung beschränken wir uns aus Gründen der Anschaulichkeit auf die Definition dreier Bereiche und den Fall linearer Gleichgewichtsreaktionen. Das Modell CARRY (Knabner und Totsche, 1993) berücksichtigt jedoch darüber hinaus auch nichtlineare Prozesse und Nichtgleichgewichtsprozesse. Bereich A soll Gleichgewichtssorptionsplätze für den frei gelösten Anteil der Schadstoffe bereitstellen. Wir bezeichnen den zu

(1) Soil science and plant nutrition, Wageningen Agricultural University, 6700 EC Wageningen, NL

(2) Institut für angewandte Analysis und Statistik, IAAS, Hausvogteiplatz 5-7, 10117 Berlin

(3) Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie, Ruhr Universität Bochum, 44780 Bochum

(4) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95447 Bayreuth

diesem Bereich gehörenden Anteil der Lagerungsdichte mit ρ_{HF} Bereich B soll Gleichgewichtssorptionsplätze für den an die DOM assoziierten Anteil der Schadstoffe bereitstellen. Wir bezeichnen den zu diesem Bereich gehörenden Anteil der Lagerungsdichte mit ρ_{Hb} .
 Bereich C stellt Gleichgewichtssorptionsplätze für die DOM selbst bereit. Wir bezeichnen den zu diesem Bereich gehörenden Anteil der Lagerungsdichte mit ρ_{MS} .
 Mit K_{Hb} , K_{HF} und K_{MS} seien die Verteilungskoeffizienten für den freien Anteil (Hf), den gebundenen Anteil (Hb) und die DOM (MS) bezeichnet. In diesem Zusammenhang ist K_{HF} der Verteilungskoeffizient für den freien Anteil, nur eine Umbenennung des bekannten Verteilungskoeffizienten K_D . Mit diesen Vereinbarungen erhalten wir die Formulierung des effektiven Verteilungskoeffizienten:

$$K_{eff} = 1/\rho_H * (1/(1+\alpha) * \rho_{HF} * K_{HF} + \alpha/(1+\alpha) * \rho_{Hb} * K_{Hb}) \quad (1)$$

mit

$$\alpha = K_{HD} * C_D$$

K_{eff} bezeichnet hierbei den effektiven Verteilungskoeffizienten. ρ_H bezeichnet die Summe Lagerungsdichtenanteile für die freie und gebundene Substanz. K_{HD} ist der Verteilungskoeffizient für die Substanz zwischen Wasser und gelöster organischer Substanz und C_D bezeichnet die Konzentration des mobilen Sorbenten. Gemäß Gl.1 ist der effektive Verteilungskoeffizient bis auf Vorfaktoren nichts anderes als die Summe der Verteilungskoeffizienten der einzelnen Anteile des Schadstoffes.

Leicht läßt sich die Identität zwischen dem bekannten Verteilungskoeffizient K_D und dem effektiven Verteilungskoeffizienten K_{eff} erkennen: Wird nämlich α identisch gleich Null - im Falle von $K_{HD}=0$ oder $C_D=0$ - dann ist K_{eff} nichts anderes als der bekannte Verteilungskoeffizient K_D normiert auf den entsprechenden Lagerungsdichteanteil.

Durch geeignete Reformulierung von Gl. 1 erhalten wir

$$K_{eff} = \rho_{HF}/\rho_H * (1 + \alpha * \beta)/(1 + \alpha) * K_{HF} \quad (2)$$

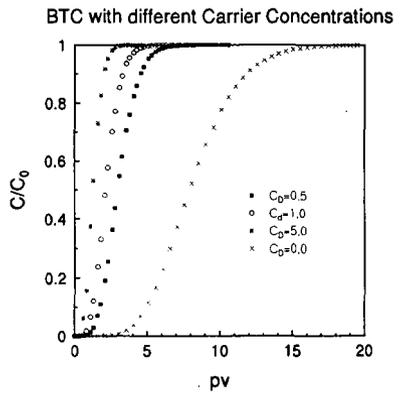
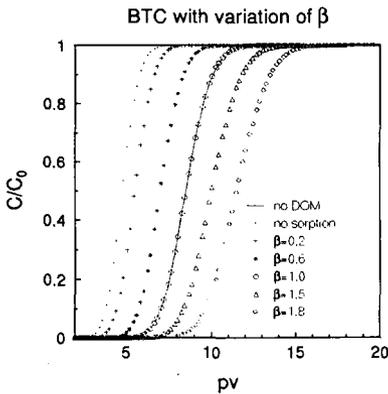
wobei

$$\beta = \rho_{Hb} * K_{Hb} / \rho_{HF} * K_{HF}$$

Die Größe β erteilt uns nun Auskunft darüber, ob in einem gegebenen porösen Medium die Gegenwart von mobilen Sorbenten zu Mobilitäts-erhöhung oder Mobilitäts-erniedrigung führt. Ist nämlich $\beta > 1$, dann erwarten wir reduzierte Mobilität im Vergleich zu einem System ohne mobile Sorbenten. Im Gegensatz dazu erhalten wir bei $\beta < 1$ erhöhte Mobilität im Vergleich zu einem System ohne mobile Sorbenten. Abb. 1 veranschaulicht den Einfluß des Parameters β auf den Durchbruch einer Substanz.

Abb. 1: Einfluß des Parameters β auf den Durchbruch

Abb. 2: Einfluß unterschiedlicher Konzentrationen des mobilen Sorbenten



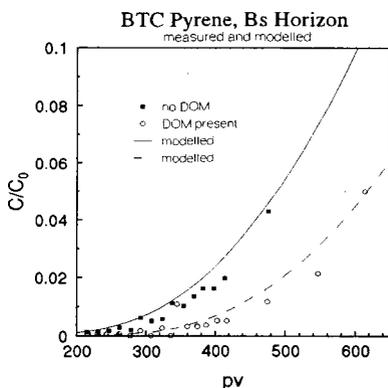
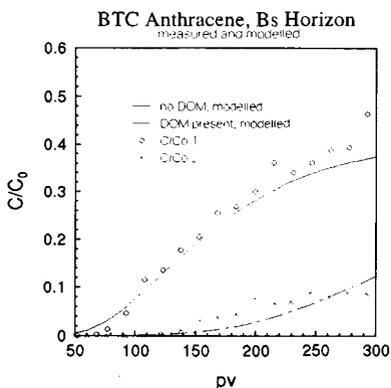
Interessanterweise hängt Mobilitäts-erhöhung bzw. Erniedrigung nicht von der Konzentration des mobilen Sorbenten ab, sondern nur vom dem Verhältnis der Produkte der Verteilungskoeffizienten mit ihren entsprechenden Lagerumsichtenanteilen. Ist also dieses Verhältnis bekannt, so stellt β im linearen Fall eine geeignete qualitative Kenngröße zur a priori Abschätzung des Transportes von Schadstoffen in Gegenwart mobiler Sorbenten dar. Demgegenüber kann die absolute Konzentration des mobilen Sorbenten kann nur quantitativ auf den Prozeß einwirken: je höher die Konzentration, desto stärker der beobachtete Effekt. Dies verhalten ist in Abb. 2 veranschaulicht.

Experimentelle Ergebnisse und Simulationen

Die angeführten Experimentellen Ergebnisse sind allesamt Ergebnisse von Durchbruchexperimenten aus Säulenversuchen. Die dabei angewandten Methoden und die verwendeten Materialien werden bei Danzer et al. 1993, vorgestellt. Eine Zusammenfassende Darstellung der experimentellen Befunde zur Mobilität von DOM wird ebenfalls in Danzer et al. 1993, gegeben. Ein experimenteller Nachweis von Mobilitäts-erhöhungen gelang unter gesättigt stationärem Fließregime. Die hierbei verwandten Laborsäulen waren meist kleine, gepackte HPLC-Säulen. Es wurden zumeist hohe Fließraten realisiert, d. h. es lag konvektionsdominierter Fluß (Pecletzahlen zwischen 10-100) vor. Zur Verwendung kamen Aquifer und Sediment Materialien. Auch wurden die Säulen meist vorab mit DOM abgesättigt, so daß es zu keiner Retention des mobilen Sorbenten kommen konnte. Diese Bedingungen werden nur selten unter natürlichen Bedingungen angetroffen. Mobilitäts-erniedrigung in Gegenwart von DOM wurden in denen von Danzer et al. 1993, durchgeführten Arbeiten festgestellt. Diese Experimente wurden unter ungesättigt stationären Fließbedingungen in vergleichsweise Großen Bodensäulen durchgeführt. Es wurden natürliche Materialien verwandt. Mäßig konvektiver Fluß (Pecletzahlen zwischen 5 und 10) ließen mehr Zeit für mögliche kinetisch kontrollierte Sorptionsreaktionen (längere Kontaktzeiten.). Abb 3 und Abb 4 zeigen den gemessenen und Simulierten Durchbruch von Anthrazen (Abb. 3) und Pyren (Abb. 4) durch einen sandigen Bsv Horizontes eines Podsol

Abb. 3: Durchbruch von Anthrazen

Abb. 4: Durchbruch von Pyren



Beide Substanzen sind mäßig hydrophobe Schadstoffe aus der Gruppe der polizyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe. Dargestellt sind auf der Ordinate die relativen Konzentrationen, d. h. die auf die Einflußkonzentration bezogenen Ausflußkonzentration und auf der Abszisse die dimensionslose Zeit, ausgedrückt in Porenvolumen.

Sowohl im Fall von Anthrazen als auch im Fall von Pyren stellen wir einen extrem verlangsamten Durchbruch in Gegenwart von DOM fest. Diese Mobilitäts-erniedrigung ist die Folge von Co-Sorption des an den Sorbenten assoziierten Schadstoffes. Im Falle von Pyren ist diese Mobilitäts-erniedrigung sogar noch stärker ausgeprägt. Dies läßt sich durch die im Vergleich zu Anthrazen weitaus höherer Affinität des Pyrens zu den hydrophoben Bestandteilen des DOM erklären. In anderen Experimenten konnte gezeigt werden (Daten hier nicht gezeigt), daß in Bsv Horizonten bevorzugt die hydrophoben Bestandteile des DOM zurückgehalten werden. Diese Tatsache in Verbindung mit der hohen Affinität von Pyren zu eben diesen hydrophoben Bestandteilen erklärt die sehr starke Retention des Pyren in Bsv Material. Die simulierten Kurven stellen sowohl im Fall von

Anthrazen als auch im Fall von Pyren sehr gut die gemessenen Kurven dar. Dies ist umso erfreulicher, als für die Simulationen ausschließlich unabhängige Daten bzw. gemessenen Daten verwandt werden konnten. Einzige Größe, die aus einer Anpassung hervorging ist die Dispersionslänge, welche durch nichtlineares Fitten der Advektions-Dispersions-Gleichung an einen zuvor aufgenommenen Chlorid Durchbruch ermittelt wurde. Im Falle der Anthrazen Simulation in Gegenwart von DOM wurden die KD und KOC aus der Literatur entnommen und als KHD der von Maxin et al., 1993 bestimmte Wert genommen. Die Abweichung, die sich im Fall des Durchbruchs mit DOM ergibt läßt sich mit der Tatsache erklären, daß ausschließlich lineare Verteilungskoeffizienten zur Verfügung standen. Der sehr langsame Anstieg der Meßkurve weist jedoch auf einen stark kinetische kontrollierten Prozeß hin, welcher natürlich nicht quantitativ wiedergegeben werden kann. (Linearer Fall hat konvexen Verlauf der Kurve zur Folge, während Kinetik den gemessenen konkaven Verlauf bedingt.).

Bei der Simulation von Pyren wurden im Fall des Durchbruchs mit DOM einige weitere Annahmen über die Kinetik der Sorption der an den Sorbenten assoziierten Substanz gemacht, die allerdings durch experimentelle Befunde erhärtet sind. Der simulierte Durchbruch ist sehr gut in der Lage, die gemessenen Durchbruchskurve auch quantitativ wiederzugeben.

Zusammenfassung

Die vorgestellten Ergebnisse der Experimente zeigen, daß hydrophobe organische Substanzen unter natürlichen Bedingungen kinetische kontrollierten Sorptionsprozessen unterliegen. Ihre Mobilität wird in hohem Maße von der Mobilität des Trägers beeinflusst. Mit der Größe b haben wir ein qualitatives Gütekriterium gefunden, welches es erlaubt, eine a priori Abschätzung über Mobilitäts-erhöhung oder Mobilitäts-erniedrigung zu geben. Die vorgestellten Simulationsergebnisse zeigen, daß das Modell CARRY in der Lage ist, die beobachteten Phänomene zu Transport von Stoffen in der Gegenwart mobiler Sorbenten qualitativ zu beschreiben und in einer geschlossenen Theorie zu integrieren. Darüber hinaus können bei weiteren Annahmen über die Mobilität von DOM gemessenen Durchbruchskurven von Pyren mit hoher Güte wiedergegeben werden.

Literatur

- DANZER, J.; TOTSCHKE, K. U.; KÖGEL-KNABNER, I. (1993): Cotransport polizyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAKs) und gelöster organischer Substanz (DOM) in Laborbodensäulen, Mitt. DBG, dieser Band
- MCCARTHY, J. F. ; ZACHARA, J. M. (1989): Subsurface Transport of Contaminants, Environ. Sci. Technol., 23:469-502
- MAXIN, C.; KÖGEL-KNABNER, I. (1993): Partitioning of PAH to DOM: Implications on PAH mobility in soils, zugestellt.
- KNABNER, P., TOTSCHKE K. U., KÖGEL-KNABNER, I (1994): Modeling transport with sorption to mobile and immobile contaminants, Part I and Part II, zugestellt.
- Knabner, P.; Totschke, K. U (1993): CARRY: A model for simulation of transport with sorption to mobile and immobile Sorbents, Manual

Möglichkeiten und Grenzen der C-13-NMR-Spektroskopie zur Charakterisierung gebundener Rückstände von Xenobiotika

von

Wais, A.* , K. Haider** , M. Spiteller*** und M. Fild****

Einleitung

In der konventionellen Rückstandsanalytik kann der Anteil an gebundenen Rückständen von Xenobiotika in Böden nur relativ ungenau abgeschätzt werden. Dagegen erlaubt die Isotopentracer-technik mit dem Nuklid ^{14}C eine quantitative Bestimmung der gebundenen Rückstände. Sie liefert jedoch keine Aussage über deren chemische Natur.

In der bodenchemischen Forschung hat in den letzten zehn Jahren die ^{13}C -NMR-Spektroskopie immer mehr an Bedeutung zur Aufklärung der Strukturen von Huminstoffen gewonnen (u.v.a. Wilson, M.A., 1987). Diese Methode ist unter gewissen Rahmenbedingungen auch in der Lage Aussagen über die Art der chemischen Bindung von Xenobiotika an Bodenhuminstoffe zu machen. Da die Xenobiotika meist nur ein Zehntausendstel der Huminstoffe ausmachen, ist das natürliche Kohlenstoffisotopenverhältnis in den Xenobiotika zu gering, um Aussagen über ihre Bindung aus ^{13}C -NMR-Spektren zu erhalten.

Ein möglicher Weg wird an Hand von gebundenen Rückständen des Fungizidwirkstoffs Anilazin beschrieben. Dabei wurde versucht, einerseits über artifiziell hergestellte Huminstoffe den ^{13}C -Gehalt in den Huminstoffen zu verringern, um dadurch den Untergrund in den Spektren zu reduzieren, sowie andererseits im Wirkstoffmolekül eine gezielte Anreicherung an ^{13}C durch selektive Synthese zu erreichen.

Material und Methoden

Anilazin, (2-Chlorphenyl)-(dichlor-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin, ist der Wirkstoff des Handelspräparates Dyrene®. Er stand als [Triazin- ^{13}C]-Anilazin, 90 %ige ^{13}C -Anreicherung, und als [Phenyl- ^{14}C]-Anilazin zur Verfügung. Der radioaktive Wirkstoff wurde zur Überprüfung der Extraktionsergebnisse eingesetzt. Mittelstaedt, W. et al. (1987) konnten zeigen, daß bei Markierung des Triazin- oder des Phenyl-Rings gleiche Extraktionsergebnisse erhalten werden. Als NMR-Referenzen standen u.a. das Dihydroxy-Derivat, (2-Chlorphenyl)-(dihydroxy-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin, das Dimethoxy-Derivat, (2-Chlorphenyl)-(dimethoxy-(1,3,5)-triazin-2-yl)-amin, und das N-trimethyldihydroxy-Derivat, (2-Chlorphenylimino)-(1,3,5-trimethyl-(1,3,5)-triazin-4,6-dion, zur Verfügung. Ihre ^{13}C -NMR-Spektren sind in Abbildung 1 dargestellt. Abbildung 2 zeigt den Vergleich der ^{13}C -NMR-Spektren des nicht markierten und des markierten Wirkstoffs.

Zwischen 5 und 10 mg des Anilazin wurden gründlich in Proben von 100 g trockenem Boden (Ap-Horizont einer Parabraunerde aus Bodenstedt, Niedersachsen, 1,25 % C, 0,13 % N, pH 7,2, 13,3 % Ton, 83,8 % Schluff und 2,9 % Sand) bzw. 200 g durch Humifizierung von ^{13}C -abgereichertem Maisstroh (Anzucht in einer Phytozelle, nach Heinemeyer, O. et al., 1985) hergestellten

* Institut für Radioastronomie, Forschungszentrum Jülich GmbH, Postfach 1913, D-52425 Jülich

** ehem. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, BFA für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

*** Institut für Metabolismusforschung, Pflanzenschutzzentrum Monheim, Bayer AG, D-40789 Monheim

**** Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Technische Universität Braunschweig, Hagenring 30, D-38106 Braunschweig

artifiziellen Sandbodens (Haider, K. et al., 1993) eingemischt. Die Proben wurden acht Wochen bei 25 °C im Dunkeln inkubiert.

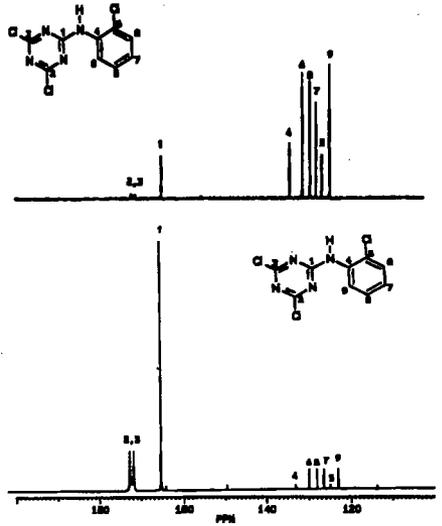
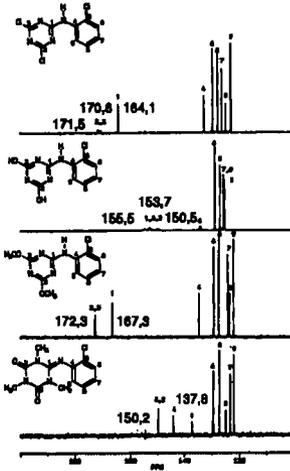


Abb. 1: ¹³C-NMR-Spektren der Standards als Referenz für die chemischen Verschiebungen.

Abb. 2: ¹³C-NMR-Spektren des Anilazin; oben: natürliche C-Isotopenverteilung; unten: 90 % ¹³C-Anreicherung im Triazin-Ring.

Nach der Inkubation wurden die Proben jeweils zwei Stunden mit je 200 mL Isopropanol/Wasser (1:1), zweimal mit Isopropanol und einmal mit Methylchlorid extrahiert. Dabei konnten insgesamt nur 20 % der applizierten ¹⁴C-Aktivität extrahiert werden, d.h. 80 % der Ausgangsaktivität lagen als nicht extrahierbarer Rückstand vor. Die Huminsäuren wurden mit 0,5 M NaOH extrahiert. Sie wurden mit 0,1 M HCl gefällt, mit NaOH wieder aufgenommen, gegen Reinstwasser dialysiert und gefriergetrocknet. Durch die NaOH-Extraktion konnten weitere 37 % der Ausgangsaktivität extrahiert werden.

Sowohl der Rückstand der Lösungsmittel-Extraktion als auch der Humin-Rückstand wurden mit 0,3 M NaOH versetzt, ca. zwei Stunden geschüttelt, fünf Minuten sonifiziert, gefriergetrocknet, in Chloroform suspendiert und mittels Chlortrimethylsilan 24 Stunden bei 20°C im Dunkeln unter Feuchtigkeitsausschluss derivatisierend extrahiert. Der Rückstand wurde weitere zwei Stunden mit Aceton einer Soxhlet-Extraktion unterzogen. Die erhaltenen Extrakte wurden eingeeengt, mit Methylchlorid aufgenommen und hydrolysiert. Hierbei konnten 43 % der Ausgangsaktivität aus dem Humin-Rückstand und 60 % des Rückstandes nach Lösungsmittel-Extraktion extrahiert werden.

Die gereinigten Huminsäuren und der Silylierungsextrakt nach der Lösungsmittel-Extraktion wurden mittels ¹³C-NMR-Spektroskopie untersucht. Die NMR-Spektren wurden mit einem AC 200 Bruker NMR-Spektrometer (50,3 MHz) aufgenommen. Die chemischen Verschiebungen beziehen sich auf CDCl₃ als internen Standard, 77,05 ppm, bzw. bei den Messungen der Huminsäuren auf Dioxan als externen Standard, 67,4 ppm (vgl. Haider, K. et al., 1993).

Ergebnisse und Diskussion

Die gefriergetrockneten Huminsäuren der mit Anilazin inkubierten und nicht inkubierten Bodenproben wurden in 0,5 M NaOD-Lösung aufgenommen und NMR-spektroskopisch untersucht.

Abbildung 3 zeigt die ^{13}C -NMR-Spektren der Huminsäuren des artifiziellen Sandbodens und der Parabraunerde.

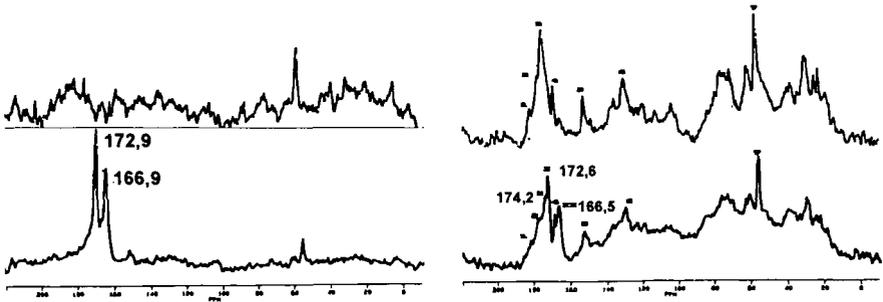


Abb. 3: ^{13}C -NMR-Spektren von Huminsäuren; links oben: artifizieller Sandboden; links unten: artifizieller Sandboden mit ^{13}C -Anilazin inkubiert; rechts oben: Parabraunerde; rechts unten: Parabraunerde mit ^{13}C -Anilazin inkubiert.

Die ^{13}C -NMR-Spektren der Huminsäuren mit ^{13}C -Anilazin-Inkubation sowohl des artifiziellen Sandbodens als auch der Parabraunerde weisen gegenüber den nicht inkubierten Proben jeweils zwei weitere Signale bei 166,9 ppm und 172,9 ppm bzw. 166,5 ppm und 172,6 ppm auf. Diese Signale stimmen mit der chemischen Verschiebung des als Standard vermessenen Dimethoxy-Anilazin im Rahmen der Meßgenauigkeit überein, so daß von einer Alkoxy-Bindung (d.h. Ester- und/oder Ether-Bindung) des Anilazin an die Huminsäuren ausgegangen werden kann.

Der Vergleich der beiden Bodenproben zeigt eindeutig den Vorteil des artifiziellen Sandbodens gegenüber der natürlichen Parabraunerde bei der Betrachtung der gebundenen Rückstände. Zwar treten dort auch die Signale des gebundenen Anilazin recht deutlich aus dem Untergrund der Signale der Huminsäuren der Parabraunerde hervor, allerdings wären Überlagerungen und kleinerer Signalgruppen, die aus dem Anilazin stammen könnten, nicht erkennbar. In Abbildung 3 sind bei den Huminsäuren der mit ^{13}C -Anilazin inkubierten Parabraunerde die Signale, die aus dem Huminsäuren-Untergrund stammen mit arabischen und die Signale, die dem Anilazin zuzuordnen sind mit römischen Ziffern gekennzeichnet. Das Signal "3" hat in beiden Spektren eine chemische Verschiebung von 174,2 ppm.

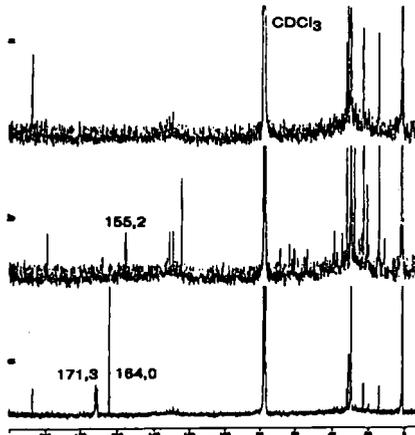


Abb. 4: ^{13}C -NMR-Spektren von silylierten Proben des artifiziellen Sandbodens; a: Untergrund mit ^{13}C -Anilazin-Inkubation; b: mit ^{13}C -Anilazin-Inkubation; c: Untergrund mit ^{13}C -Anilazin-Zugabe direkt vor der Messung.

Bei den Spektren der silylierten Bodenproben (Abbildung 4) sind keine Signale vorhanden, die ohne weiteres auf eine Dialkoxy-Bindung des Anilazin deuten würden. So zeigt das Spektrum des

Untergrundes die Signale der Silylgruppen um 0 ppm, einige Signale im aliphatischen Bereich von ca. 10-45 ppm, das Solvens-Signal bei 77 ppm und ein Signal bei ca. 200 ppm. Diese Signale bzw. Signalgruppen sind auch in den beiden anderen Spektren wiederzufinden. Das Spektrum des mit Anilazin inkubierten Bodens zeigt ein zusätzliches Signal bei 155,2 ppm und weitere im aromatischen Bereich von 120-140 ppm. Das Signal bei 155,2 ppm ist einem der C-Atome des Triazin-Rings beim Dihydroxy-Anilazin zuzuordnen. Dieses kann dadurch gebildet worden sein, daß durch die Silylierung der Anilazin-Rückstand teilweise freigesetzt wurde, und die angelagerten Silylgruppen beim Clean-Up zu Dihydroxy-Anilazin hydrolysiert wurden. Die weiteren Signale des Triazin-Rings weisen eine große Linienverbreiterung auf, so daß sie nicht aus dem Untergrund hervortreten. Die zusätzlichen Signale im aromatischen Bereich stammen wahrscheinlich aus dem Phenyl-Ring des Dihydroxy-Anilazin und sind eine Auswirkung des Kern-Overhauser-Effekts. Das dritte Spektrum in Abbildung 4 zeigt mit den drei Signalen des [Triazin-U-¹³C]-Anilazin bei 164,0 ppm und um 171,3 ppm das zu erwartende Ergebnis bei einer Zugabe von ¹³C-Anilazin direkt vor der NMR-Messung.

In der vorgestellten Arbeit konnte eine Dialkoxy-Bindung des Anilazin an Huminsäuren mittels ¹³C-NMR-Spektroskopie nachgewiesen werden. Indirekt wurde der Befund durch die derivatisierende Extraktionsmethode der Silylierung bestätigt. Hierbei zeigte sich deutlich der Vorteil der Anreicherung des zu untersuchenden Wirkstoffs mit dem Isotop ¹³C an den möglichen Bindungspositionen und der ¹³C-Abreicherung der Huminstoffe. Die Extraktionsschritte werden zur Zeit am Institut für Radioagronomie des Forschungszentrums Jülich GmbH durch CPMAS-¹³C-NMR-Messungen und Flüssigkeits-¹³C-NMR-Messungen im Detail überprüft, um mögliche Artefaktbildungen durch Wechselwirkungen mit organischen oder anorganischen Lösungsmitteln auszuschließen.

Die Ergebnisse sind abgesehen vom bodenchemischen Interesse auch auf des Kompartiment Pflanze übertragbar.

Danksagung

Der Dank der Autoren gilt Frau H. Lemke und Frau D. Maßmann (beide BFA für Landwirtschaft, Braunschweig) für ihre experimentelle Hilfe, Dr. J. Martens, Frau I. Rübesamen (beide TU Braunschweig) und Frau S. Gambel (Bayer AG) für die Aufnahme der NMR-Spektren und Dr. R. Körmeling (Bayer AG) für die Synthese und die Überlassung der markierten Verbindungen. Wir danken auch dem Forschungszentrum Jülich GmbH und dem Fonds der Chemischen Industrie für ihre finanzielle Unterstützung.

Literatur

- Haider, K., M. Spittler, A. Wais und M. Fild (1993), *Intern.J. Environ. Anal. Chem.*, im Druck.
- Heinemeyer, O., K. Haider, A.R. Mosier und D. Mack (1985), *Landwirtsch.Forsch.*, **38**, 95-103.
- Mittelstaedt, W., F. Führ und R. Kloskowski (1987), *J. Environ. Sci. Health, Part B*, **22**(5), 491-507.
- Wilson, M.A. (1987), *NMR Techniques and Applications in Geochemistry and Soil Chemistry*, Pergamon Press, Oxford.

Kleinräumige Verteilung verschiedener Schwermetallbindungsformen in aggregierten bayerischen Waldböden

von

1. Einführung Wilcke, W. und M. Kaupenjohann

Wälder käumen in der Bundesrepublik Deutschland aufgrund ihrer großen intercipierenden Oberfläche rund zwei Drittel der deponierten Luftschadstoffe aus, obwohl sie nur etwa ein Drittel der Landfläche bedecken (ULRICH, 1984). Die Schadstoffe gelangen auf den Waldboden, der häufig über lange Zeit ungestörte, stabile Bodenaggregate aufweist. Die dadurch bedingte Strukturierung beeinflusst physikalische, biologische und chemische Prozesse im Boden (SEXSTONE et al., 1985; BECHER, 1985; HILDEBRAND, 1991; AUGUSTIN, 1992). In einigen neueren Arbeiten konnten kleinräumige chemische Ungleichgewichtszustände auf Aggregatenebene nachgewiesen werden. Die Aggregatoberflächen sind im Vergleich zu den Aggregatkernen stärker versauert und an Nährstoffen verarmt (KAUPENJOHANN und HANTSCHHEL, 1987; HORN, 1989; HILDEBRAND, 1991; KAYSER et al, 1994 (in Vorbereitung)). Dies motivierte uns, der Frage nachzugehen, ob es derartige chemische Ungleichgewichtszustände auf Aggregatenebene auch für Schwermetalle gibt.

2. Die Untersuchungsstandorte

Für die Untersuchungen wurden im nordbayerischen Raum insgesamt 5 feinkörnige, aggregierte Böden unter ca. 60jähriger Fichte in zwei Tiefen (dem Ah- und einem Unterbodenhorizont) beprobt. Es handelt sich dabei um 2 Braunerden aus Residuallehm des Malmkalkes mit Lößbeimengung bzw. Lößüberdeckung (Standorte I und II), eine Braunerde aus einer Fließerde über Quarzit (III), eine Braunerde aus Serpentin (IV) und einen Pseudogley-Pelosol aus Keuperton mit sandiger Überdeckung (V). Aus jedem beprobten Horizont wurden Aggregatproben (außer aus dem Bv des Standortes IV, der keine ausreichend stabilen Aggregate enthielt), Feinerdeproben und je 10 Proben in ungestörter Lagerung mit Stechringen entnommen (genauere Beschreibung der Standorte und der beprobten Profile s. WILCKE und KAUPENJOHANN, 1994 (in Vorbereitung)). Bei der Auswahl der Standorte wurde auf eine möglichst große Variabilität der beprobten Böden geachtet, um eine repräsentative Aussage zu ermöglichen. Tabelle 1 informiert über die Spanne der wichtigsten Eigenschaften der beprobten Horizonte.

Tabelle 1: Chemische und physikalische Charakteristika der beprobten Horizonte.

Eigenschaft	Bodenart	Tongehalt [%]	pH (H ₂ O)	C _{org} [%]	Fe _d [mg/kg]	KAK _{eff} [mmol _c /kg]
Spannbreite	Ls - T	11 - 70	3,77 - 6,92	0,9 - 10,2	4,1 - 16,6	51,3 - 257,4

3. Experimenteller Ansatz

Die Fragestellung wurde mit folgenden Ansätzen angegangen: Zum einen wurden direkte Untersuchungen an den mechanisch getrennten (willkürlichen) Aggregatfraktionen "Aggregatkern" und "Aggregatschale" durchgeführt. Zum anderen wurde die Aggregatoberfläche indirekt über Perkolationsversuche charakterisiert.

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

4. Methoden

Die Aggregatfraktionierung erfolgte nach einem Naßsiebverfahren an in flüssigem Stickstoff tiefgefrorenen, von Hand ausgelesenen Aggregaten (FCS-Methode). Die tiefgefrorenen Aggregate werden dabei auf einem 2mm-Sieb plaziert, das sich in einer mit deionisiertem Wasser gefüllten Edelstahlschüssel befindet. Die Schüssel kann mit einem Reagenzschüttler hin und her bewegt werden. Dabei schwappt das in ihr befindliche Wasser über die Aggregate weg, diese tauen von außen nach innen auf, dispergieren, passieren das Sieb und werden in der Stahlschüssel als "Schalen"-Fraktion aufgefangen. Der auf dem Sieb verbleibende Aggregatanteil bildet die "Kern"-Fraktion. Beide Aggregatfraktionen werden nun bei 35 °C luftgetrocknet und können nach Homogenisierung wie Feinerde auch mit den üblichen Methoden untersucht werden. Der Anteil, der das Sieb passiert kann über die Schütteldauer und die Wassertemperatur kontrolliert werden. Für den hier dargestellten Versuch wurde aus Praktikabilitätsgründen eine konstante Schüttelzeit gewählt, so daß die Massenrelationen der Aggregatfraktionen von Horizont zu Horizont variierten. Aus diesem Grund können nur qualitative Aussagen getroffen werden (Einzelheiten zur Methode s. KAYSER et al., 1994 (in Vorbereitung)).

An den Aggregatfraktionen wurden die wichtigsten Schwermetallsorbentien (KAK_{eff} , pedogene Mn- und Fe-Oxide und C_{org}) mit gängigen Standardmethoden bestimmt und eine Extraktionssequenz zur Charakterisierung von insgesamt 7 zunehmend fester gebundenen Schwermetallfraktionen nach ZEIEN und BRÜMMER (1989) durchgeführt. Dabei wurden die Bindungsformen "leicht mobilisierbar", "leicht nachlieferbar", "an Mn-Oxide gebunden", "an die organische Substanz gebunden", "an amorphe Fe-Oxide gebunden", "an kristalline Fe-Oxide gebunden" und "residual" (in Silikaten gebunden) für die Elemente Al, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb und Zn unterschieden. Die Ergebnisse der Perkolationsversuche können aus Platzgründen hier nicht dargestellt werden.

5. Ergebnisse

5.1 Verteilung der Elementvorräte auf residuale und pedogene Bindungsformen

Die Abbildungen 1 und 2 stellen für die Elemente Zn und Ni die mittleren relativen Anteile am Gesamtvorrat in pedogener und in residualer Bindungsform dar. Die als Fehlerbalken dargestellte Standardabweichung ist deshalb so groß, weil der Mittelwert aus insgesamt 9 Horizonten mit über einen weiten Bereich variierenden Eigenschaften errechnet wurde.

Es zeigt sich, daß in der Aggregatschale im Vergleich zum Aggregatkern ein größerer Anteil der Gesamtvorräte in pedogenen Bindungsformen vorliegen. Bei der residualen (silikatischen) Bindung ist dies umgekehrt. Dieses Ergebnis wird auf eine intensivere Verwitterung der Aggregatschale durch eine stärkere Protonenzufuhr über die Makroporenlösung zurückgeführt. Diese Vorstellung steht im Einklang mit den in der Einführung erwähnten Ergebnissen anderer Autoren. Die Unterschiede zwischen den Aggregatfraktionen sind zwar relativ klein, jedoch bei allen untersuchten Elementen nicht nur im Mittel sondern auch in der überwiegenden Mehrheit der einzelnen Proben einheitlich.

Dabei kann eine ausgeprägtere Tendenz v.a. bei Elementen festgestellt werden, die überwiegend silikatisch gebunden sind (Al, Cr, Cu, Ni und Zn), während bei den überwiegend pedogen gebundenen Elementen Cd, Mn und Pb nur sehr kleine Unterschiede festzustellen sind. Für die Elemente Al, Zn und Ni gelingt nach der Methode der "gepaarten Differenzen" (HARTUNG, 1989, S. 535) eine statistische Absicherung der Differenz, bei den übrigen Elementen nicht.

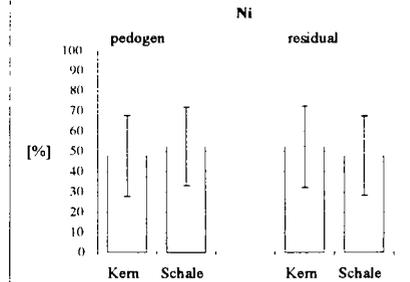
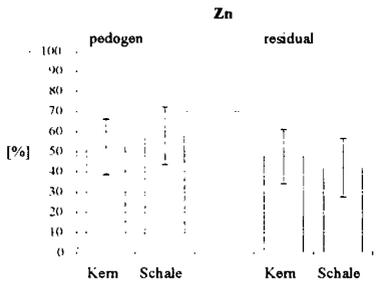


Abb. 1: Mittlere relative Anteile der Zn-Vorräte in pedogener und residualer Bindung.

Abb. 2: Mittlere relative Anteile der Ni-Vorräte in pedogener und residualer Bindung

5.2 Unterschiede im Sorbentiengehalt zwischen Aggregatkern und -schale

Die Untersuchung der Schwermetall-"Sorbentien" KAK_{eff} , Mn-Oxide, C_{org} und kristalline und amorphe Fe-Oxide ergab, daß die Gehalte aller untersuchten Sorbentien in der Mehrheit der Fälle in der Schale unter denen des Kerns liegen. Daraus wird geschlossen, daß die Sorptionskapazität der Aggregatschale für Schwermetalle in der Regel unter derjenigen des Aggregatkerns liegt.

5.3 Konzept des "potentiellen Vorrates" der Aggregatschale

Auf der Basis dieser Ergebnisse wurde das Konzept des "potentiellen Vorrates" der Aggregatschale entwickelt, mit dem Rückschlüsse auf aktuelle anthropogene Einträge gewonnen werden können. Das Konzept basiert auf 2 Grundannahmen: (1.) Allein die Unterschiede der Sorptionskapazität zwischen Kern und Schale bedingen eine Veränderung der Elementvorräte (in der Regel eine Abnahme in der Aggregatschale). (2.) Die intensivere Versauerung der Aggregatschale führt ebenfalls zu einer Verarmung. Aus diesen beiden Annahmen läßt sich die Hypothese formulieren, daß ohne Einträge aus atmosphärischer Deposition oder Streufall im Oberboden der um die Unterschiede der einzelnen Trägerphasen korrigierte "potentielle Vorrat" der Aggregatschale stets kleiner als der reale Vorrat des Kerns sein muß. Der potentielle Vorrat der Aggregatschale errechnet sich aus der Multiplikation des realen Vorrates in einer bestimmten Bindungsform mit einem Kompensationsfaktor. Dieser Kompensationsfaktor ist der Quotient aus dem Sorbentiengehalt des Kernes und der Schale für die betrachtete Bindungsform. Er ist in der Regel größer als 1. Der gesamte potentielle Vorrat ergibt sich aus der Addition aller Vorräte in den einzelnen untersuchten Bindungsformen und stellt den Vorrat dar, den die Aggregatschale hätte, gäbe es keine Unterschiede in den Sorbentiengehalten.

Diese Hypothese läßt sich anhand von Elementen überprüfen, deren Vorrat im Boden so groß ist, daß die atmagogenen Einträge demgegenüber vernachlässigt werden können. Solche Elemente sind z.B. Al, aber auch Cr und Ni auf dem Serpentinstandort (IV). Es zeigte sich für Al in allen Oberböden ein geringerer potentieller Vorrat der Aggregatschale als realer Vorrat des Aggregatkerns. Das gleiche Ergebnis konnte für Cr und Ni im Oberboden der Braunerde aus Serpentin erzielt werden. Darüber hinaus lassen sich mit diesem Konzept aktuelle Verlagerungsprozesse in den Unterboden erkennen. So zeigte ein Bv-Horizont einen höheren potentiellen Al-Vorrat in der Aggregatschale als realen im Kern. In diesem bereits stark versauerten Profil erscheint eine Al-Verlagerung infolge von Podsolierung durchaus plausibel. Somit ergaben sich keine Inhaltspunkte, die oben formulierte Hypothese zu verwerfen und das Konzept wurde auf alle untersuchten Elemente angewendet. Beispielhaft soll hier in Abbildung 3 nur das Ergebnis für Pb dargestellt werden.

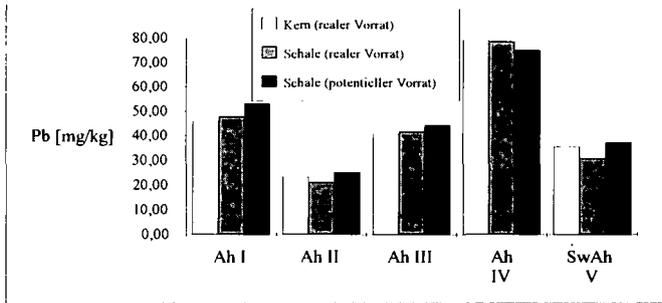


Abb. 3: Reale und potentielle Pb-Vorräte der Oberböden (röm. Ziffer bezeichnet den Standort).

Vier der Oberbodenhorizonte haben einen höheren potentiellen Pb-Vorrat in der Aggregatschale als realen im Aggregatkern. Bei Richtigkeit des Konzeptes würde dies auf aktuelle Bleieinträge in diesen Böden sprechen. Das erscheint auch plausibel, da Pb zu den in größtem Umfang ubiquitär eingetragenen Schwermetallen zählt. Die Ausnahme auf dem Standort IV könnte auf die industrie- und verkehrserferne Lage im Fichtelgebirge zurückzuführen sein. Hinzu kommt hier ein deutlich höherer Pb-Vorrat im Oberboden im Vergleich zum Unterboden, was mit einem früheren Eintrag im Zusammenhang mit der Bergbautätigkeit im Mittelalter zusammenhängen könnte. Der heutige Eintrag könnte dagegen wie bei Al und auch Cr und Ni auf demselben Standort vernachlässigbar sein, so daß die Abreicherungstendenz überwiegt.

6. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse deuten auf systematische Unterschiede in den den Schwermetallbindungsformen zwischen Aggregatkern und -schale hin, müssen jedoch noch durch weitere Untersuchungen untermauert werden. Die Sorptionskapazität der Aggregatschale für Schwermetalle liegt unter derjenigen des Aggregatkerns und in der Schale liegt ein größerer Anteil des Gesamtvorsrates in leichter mobilisierbaren pedogenen Bindungsformen vor. Das Konzept des "potentiellen Vorrates" liefert Hinweise auf eine anthropogene Aufstockung des lithogenen Vorrates.

7. Literatur

- AUGUSTIN, S. (1992): Mikrobielle Stofftransformationen in Bodenaggregaten. Universität Göttingen, *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, Reihe A, 85, 1-152
- BECHER, H.H. (1985): Mögliche Auswirkungen einer schnellen Wasserbewegung in Böden mit Makroporen auf den Stofftransport. *Z. dt. geol. Ges.* 136, 303-309
- HARTUNG, J. (1989): Statistik. Oldenbourg-Verlag, München, 1-975
- HILDEBRAND, E.E. (1991): Die chemische Untersuchung ungestört gelagerter Waldbodenproben - Methoden und Informationsgewinn - *Forschungsbericht KfK-PEF* 85, 1-201
- HORN, R. (1989): Die Bedeutung der Bodenstruktur für die Nährstoffverfügbarkeit. *Kali-Br. (Büntehof)* 19, 505-515
- KAUPENJOHANN, M. und R. HANTSCHERL (1987): Die kurzfristige pH-Pufferung von gestörten und ungestörten Waldbodenproben. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150, 156-160
- KAYSER, A., W. WILCKE, M. KAUPENJOHANN und J.D. JOSLIN (1994): Small Scale Heterogeneity of Soil Chemical Properties. I. A Rapid Technique for Aggregate Fractionation. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, in Vorbereitung
- SEXSTONE, A.J., N.P. REVSBECH, T.B. PARKIN und J.M. TIEDJE (1985): Direct Measurement of oxygen profiles and denitrification rates in soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 645-651
- ULRICH, B. (1984): Deposition von Säure und Schwermetallen aus Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen. In E. MERIAN (Hrsg.): *Metalle in der Umwelt*, 163-170
- WILCKE, W. und M. KAUPENJOHANN (1994): Small Scale Heterogeneity of Soil Chemical Properties. III. Heavy Metals. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, in Vorbereitung
- ZEIEN, H. und G. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 59/I, 505-510
- VON ZEJSCHWITZ, E. (1986): Änderungen der Schwermetallgehalte nordwestdeutscher Waldgebiete unter Immissionseinfluß. *Geol. Jb.* F 21, 3-61

Gesteine als Quelle von Schwermetallen in Böden

von

Zauner, G., K.H. Papenfuß, R. Jahn und K. Stahr

Da anthropogene Schwermetall(=SM)-Belastungen von Böden wegen oft höherer Mobilitäten kritischer zu bewerten sind als geogene (FILIPINSKI et al., 1987), ist es wünschenswert, geo- und anthropogene SM-Anteile getrennt zu erfassen. Dies ist im Rahmen des Bodenschutzes als Beweismittel von grundsätzlicher Bedeutung. Aus der Schwermetallverteilung lassen sich auch Informationen über paläoökologische Zustände gewinnen. In der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft mit ihrer relativ jungen Landoberfläche sollten die geogenen SM-Gehalte der Böden diejenigen ihrer Ausgangsgesteine reflektieren und somit aus der Gesteinsverbreitung deren geogener SM-Anteil prognostizierbar sein. Da geochemische Durchschnittswerte für bestimmte Sedimentgruppen (z.B. Wedepohl, 1969-1978) hierfür nicht ausreichen, wurden einzelne geologische Schichten (180 Proben aus Bohrkernen und Schurfen) aus dem Keuper und Jura nach chrono- und lithostratigraphischen Gesichtspunkten ausgewählt und analysiert.

Methoden: *Gesteine* : Gesamt-Cd: Königswasser, AAS; andere Gesamt-SM: RFA; leicht mobilisierbare SM (bei hohen Karbonatgehalten überwiegend karbonatisch gebundene): 0,3m NH₄-EDTA, pH 4,5, AAS (JAHN et al., 1992); oxidisch gebundene SM: Siedeoalatextraktion des EDTA-Lösungsrückstandes (FISCHER & FECHTER, 1982). Gipsgehalt: Umfällung von CaSO₄ zu BaSO₄, Ba-Verbrauch = Gipsgehalt; Karbonatgehalt: Berechnung aus Ckarb (Wösthoff) und Ckarb, M_gkarb und F_ekarb (EDTA-Extrakt). *Böden und zugehörige Gesteine (wß-Proben in Abb. 2; Abb. 3):* Gesamt-SM: Druckausfluß HF/HNO₃, AAS; Anreicherungsfaktor Gesteine (Karbonatgehalt): Karbonatlösung mit HCl in Essigsäure/Acetat-Puffer, pH > 4,5; Wägung des Lösungsrückstandes; Karbonatgehalt Böden: Ckarb (Wösthoff) als CaCO₃ gerechnet; OS-Gehalt: 2 x Corg (Wösthoff). Zur Beschreibung mittlerer Gehalte wurde der jeweilige Median und zur Beschreibung der Streubreiten das jeweilige 1. und 9. Dezil verwendet. *Gruppierung der Gesteine:* sulfatisch (n=7): Gipsgehalt > 12%; Kalksteine (n=14): Karbonatgehalt > 90%; karbonatisch (n=39): Karbonatgehalt > 50%; mergelig (n=51): Karbonatgehalt > 15%; silikatisch (n=28): Si/Al < 5,3 [Gew./Gew]; quarzitisch (n=42): Si/Al > 5,3 [Gew./Gew].

SM-Gehalte und Bindungsformen in Gesteinen: Aus der Reihenfolge der medianen SM-Gesamtgehalte der Gesteinsgruppen lassen sich Aussagen über die Bedeutung verschiedener SM-Bindungsformen in Gesteinen ableiten (Abb. 1):

- o Sulfatisch gebundene SM leisten in den Gipsen des Gipskeupers keinen wesentlichen Beitrag zu den SM-Gehalten der Gesteine, da sie bei fast allen SM die geringsten Mediane aufweisen. Gips wirkt also als Verdünnungsmittel.
- o Gleiches gilt für Quarz mit Ausnahme des Zirkoniums. Zr ist in dem sehr verwitterungsstabilen Mineral Zirkon gebunden und wohl daher in Sedimenten, die intensive terrestrische Verwitterungs- und Auswaschungsphasen überdauert haben, angereichert (hier im wesentlichen die quarzitischen Proben des km4).
- o Ebenso wirken Karbonate für die Elemente Co, Cr, Fe, Ni, Pb, Ti, Zn und Zr als Verdünnungsmittel, da hier Gruppen mit steigenden Karbonatgehalten niedrigere mediane SM-Gehalte aufweisen. Karbonatische Bindungsformen dieser Elemente können aber hieraus nicht vollkommen ausgeschlossen werden (z.B.: steigende EDTA-Anteile mit steigendem Karbonatgehalten bei Zn, Vorkommen von Siderit).
- o Bei Cu und Mn wirken Karbonate nicht eindeutig verdünnend, bei Cd anreichernd auf die medianen SM-Gehalte der Gesteinsgruppen. Karbonatische Bindung ist also insbesondere bei Cd und Mn sehr bedeutend für die SM-Gehalte der Gesteine. Dies zeigt sich auch an den hohen EDTA-extrahierbaren Anteilen dieser Elemente.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Schloß, 70593 Stuttgart.

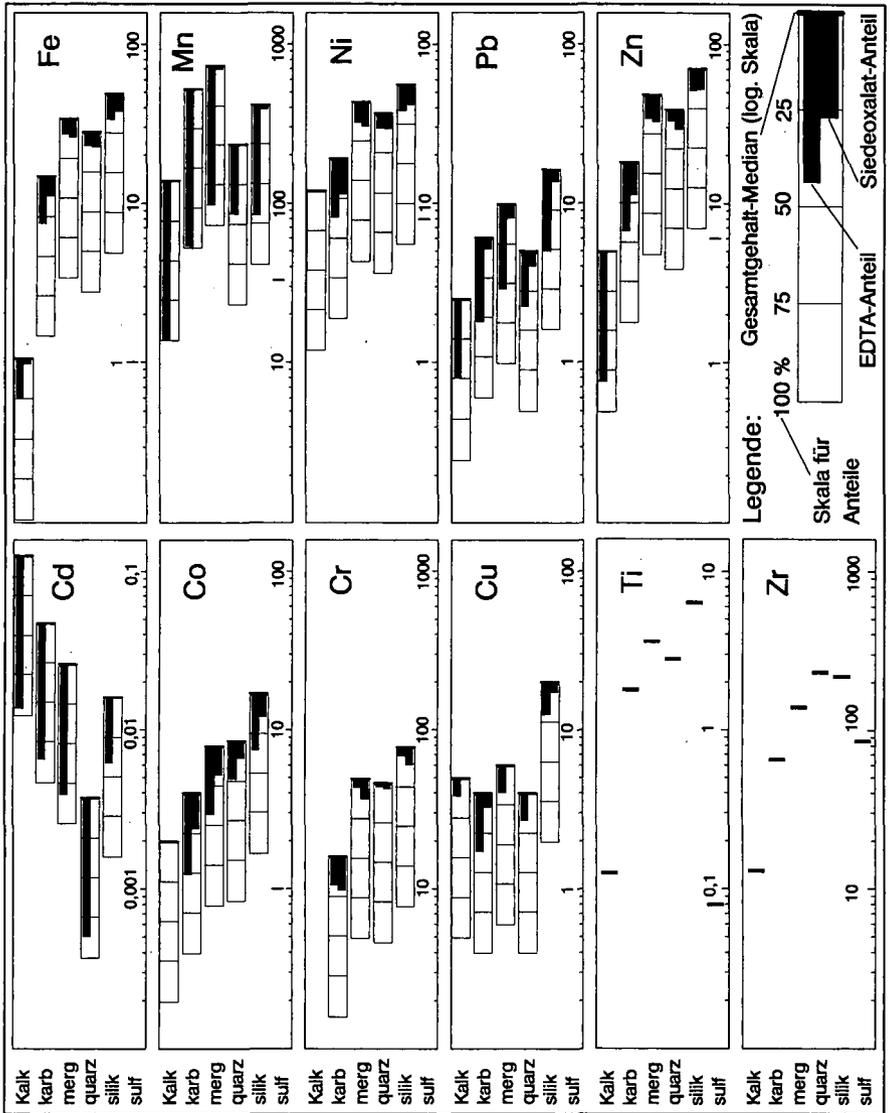


Abbildung 1: Schwermetallgehalte und Anteile [%] mobilisierbarer Fraktionen (jeweils Mediane) von Gesteinsgruppen aus dem Keuper und Jura Südwestdeutschlands (Fehlende Balken = kleiner Nachweisgrenze; Bei Ti, Zr und sulfatischen Gesteinen nur Gesamtgehaltsmediane). Gruppierung der Gesteine siehe Text. Einheiten: Ti und Fe: g/kg, andere Elemente: mg/kg.

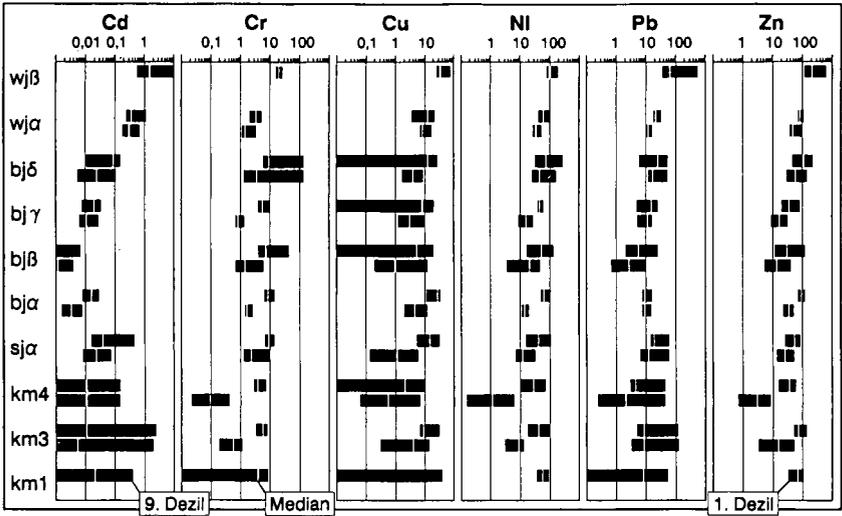


Abbildung 2: Gesamtgehalte und mobilisierbare Fraktionen (jeweils Mediane) sowie deren Streubreiten (1. und 9. Dezil) von SM in Gesteinen aus dem Keuper und Jura Südwestdeutschlands (nur Gruppen mit $n \geq 9$ Proben). Angabe in **mg/kg karbonatfreiem Material**. Obere Balken einer Schichtgruppe: Gesamtgehalte, unter Balken: mobilisierbare Fraktion (Summe aus EDTA- und Siedexalateextrahierbaren Gehalten, fehlen bei *wjβ* und *km1*). Werte außerhalb/am linken Rand der angegebenen Skala \Rightarrow kleiner Nachweisgrenze.

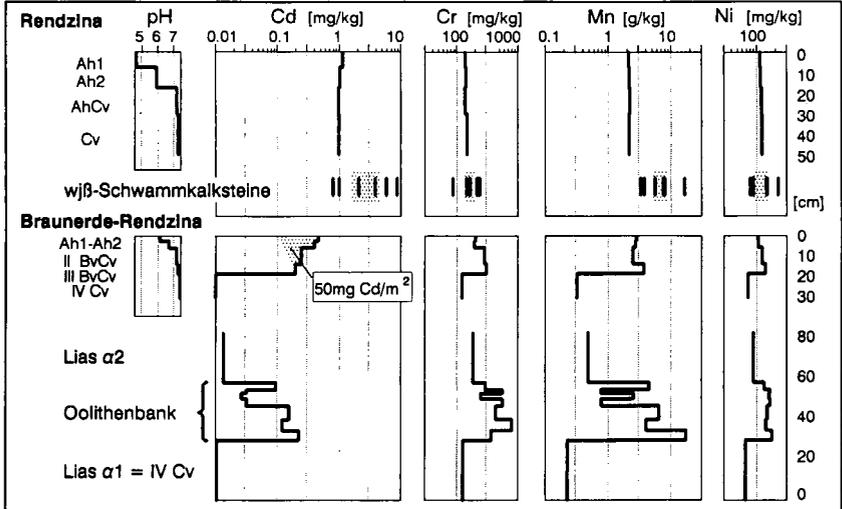


Abbildung 3: Schwermetallgehalte in Böden und zugehörigen Ausgangsgesteinen. Gehalte bezogen auf karbonatfreies mineralisches Material. Die Horizontmächtigkeiten der Braunerde-Rendzina und der Oolithenbank sind um Lagerungsdichte und Karbonatgehalt bereinigt (\Rightarrow Vergleichbarkeit).

Je mehr diese karbonatisch gebundenen SM bei der Bodenentwicklung/Entkalkung nicht ausgewaschen sondern am Lösungsrest sorbiert oder ausgefällt werden, desto höher können deren Gehalte in Böden aus Karbonatgesteinen werden. In Terra fuscen aus Weißjurakalken wurden bis zu 12mg Cd/kg gemessen, die so erklärbar sind (RUPPERT, 1987).

Die Prognose geogen bedingter SM-Gehalte in Böden erfolgt zunächst allein auf Basis der Analyse potentieller Ausgangsgesteine von Böden. Hierfür muß die Entkalkung (und Entgipsung) des Gesteins als wesentlicher Anreicherungsprozess für SM berücksichtigt werden. Die auf karbonatfreies Material bezogenen SM-Gehalte der Gesteine sind als potentieller SM-Beitrag eines Gesteins zur Bodenbildung anzusehen (Abb. 2). Neben den SM-Gehalten sind auch die Streubreiten sowie die mobilisierbaren SM-Anteile in einzelnen Schichtfolgen und bei einzelnen Elementen sehr unterschiedlich. Der w_{β} und b_{β} bzw. das Zn zeigen die geringsten Streubreiten auf. Die gleichen Ursachen, die zur Anreicherung des Zr in quarzitischen Proben führten (s. oben) erklären hier die geringen Anteile in den km4-Proben. Die Güte einer solchen Prognose wird eingeschränkt durch die Variabilität der Gehalte in den Ausgangsgesteinen sowie durch die Intensität pedogenetischer Veränderungen (z.B. Tonverlagerung, Auswaschung, FLEIGE & HINDEL, 1987), die aus den Ausgangsgesteinen nicht ableitbar, jedoch oft geringer als die Variabilitäten der Ausgangsgesteine sind. Anwendbar ist diese Methode nur bei möglicher Zuordnung von Ausgangsgesteinen zu Böden bzw. bei bekannten Mischungsverhältnissen verschiedener Ausgangsgesteine (z.B. Fließberden, Lößbeimengungen; ALAILY, 1984). Genauer, aber mit deutlich höherem Aufwand, lassen sich geogen bedingte SM-Gehalte von Böden abschätzen, wenn Böden und Ausgangsgestein in enger räumlicher und stratigraphischer Verbindung untersucht werden (Abb. 3). Als Ausgangsgestein der Rendzina aus w β -Schwammkalken (Abb. 3 oben) wurden einzelne Kalksteine aus der näheren Umgebung des Profils analysiert. Unter der Annahme, daß diese Proben die bodenbildenden Schwammkalke hinreichend charakterisieren, wurden mittlere Bereiche der SM-Gehalte in den Ausgangsgesteinen eingezeichnet (bezogen auf karbonatfreies Material). Auch bei dieser räumlich und stratigraphisch eng begrenzten Beprobung treten noch Spannbreiten der Gehalte von ca. 1 Zehnerpotenz auf (Cd). Für wenig karbonatisch gebundenes Ni und Cr lassen sich die Bodengehalte praktisch vollständig als Residualakkumulation verstehen. Die obige Prognosemethode ist also hierfür brauchbar. Bei Cd und Mn wird ca. 1/2 Zehnerpotenz der SM-Menge bereits während der Entkalkung ausgewaschen, also trotz hoher pH-Werte nicht am Lösungsrest sorbiert oder als Mn-Oxid gefällt. Dies ist bei Anwendung obiger Prognosemethode auf Elemente mit hohen Anteilen karbonatischer Bindung in den Gesteinen zu berücksichtigen. In der Braunerde-Rendzina (Abb. 3 unten) trägt die eisenoolithische Oolithenbank (= OoB; SCHLOZ, 1972) an der Grenze Lias $\alpha 1/\alpha 2$ zur Bodenbildung bei. Die OoB selber konnte nahezu unverwittert in einer Baugrube nahe bei dem Profil beprobt werden. Bis auf Cd finden sich im wesentlichen die gleichen Verhältnisse wie bei der w β -Rendzina. Insbesondere der SM-Gehaltssprung vom liegenden Lias $\alpha 1$ zu den Bänken der OoB paust sich deutlich auf die Feinerde des Profils durch. Bei Cd ist jedoch keine Abnahme der Gehalte gegenüber den Ausgangsgesteinen (beide karbonatfrei gerechnet) zu verzeichnen, sondern eine Zunahme, die sich nach oben hin immer deutlicher ausprägt. Mindestens der Cd-Anteil, der der grau unterlegten Fläche entspricht, kann nicht aus den Ausgangsgesteinen oder mit pedogenetischen Veränderungen erklärt werden. Er muß daher anthropogenem Eintrag zugeschrieben werden.

Literatur: ALAILY, F. (1984). Heterogene Ausgangsgesteine von Böden. Die Rekonstruktion und Bilanzierung von Böden aus heterogenen Ausgangsgesteinen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, TU Berlin, 25, 236 S.. FILIPINSKI, M., E. Pluquet & H. Kuntze (1987): Löslichkeit anthropogen, pedogen und geogen angereicherter Schwermetalle. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 55, S 307 - 311. FISCHER, W.R. & H. FECHTER (1982): Analytische Bestimmung und Fraktionierung von Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, und Co in Böden und Unterwasserböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 145, S. 151-160. FLEIGE, H. & R. HINDEL (1987): Auswirkungen pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 55/1, S 313 - 319. JAHN, R., K. STAHR & G. ZAUNER (1992): Natürliche Schwermetallgehalte in Gesteinen und Böden der südwestdeutschen Schichtstufenlandschaft. Projekt Wasser-Abfall-Boden. Bericht über das 3. Statuskolloquium am 18.2.1992 in Karlsruhe. KfK PWAB 13. RUPPERT, H. (1987): Natürliche Grundgehalte und anthropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. GLA-Fachberichte. Bayerisches Geologisches Landesamt, 98 S.. SCHLOZ, W. (1972): Zur Bildungsgeschichte der Oolithenbank (Hettangium) in Baden-Württemberg. Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart, N.F. 67, S. 101-212. Wedepohl, K. H. (Ed., 1969-1978): Handbook of Geochemistry. Berlin, Heidelberg.

KOMMISSION III

Anaerobe mikrobielle Umsetzungsprozesse in Bodenaggregaten eines Pelosols in Abhängigkeit von Substratangebot, Wasserpotential und Aggregatgröße

von

Albers, B.P. und A. Hartmann

Einleitung

Aggregierungsvorgänge in einem Boden werden durch chemische, biologische und physikalische Prozesse ausgelöst. In dem untersuchten Pelosol-Gley mit einem Tonanteil von 57% werden durch Quellungs- und Schrumpfungsvorgänge Tonteilchen und Bodenpartikel umorientiert und eingeregelt, so daß polyedrische und subpolyedrische Aggregate entstehen. Dadurch differenziert sich der Porenraum in ein Interaggregatporenraum, dessen größere Poren verantwortlich für Nährstoffinfiltration und Gasaustausch sind, während in den kleineren Poren des Intraaggregatraumes Diffusionsprozesse bestimmend sind. Dadurch können im Inneren der Aggregate trotz guter Belüftung des Gesamtbodens kleinräumig anaerobe Zonen entstehen, in denen die Mikroorganismen verschiedene anaerobe organische und anorganische Elektronenakzeptoren nutzen. Es sollte untersucht werden, unter welchen Bedingungen (Aggregatgröße, Wasserpotential und Substratangebot) anaerobe Zentren entstehen und unterschiedliche Elektronenakzeptoren genutzt werden.

Material und Methoden

Untersucht wurden Bodenaggregate der Größenklasse 2-5 mm, 5-8 mm, 8-10 mm und 10-12 mm eines Pelosols-Gleys aus Tröbersdorf (Bayreuth). Bei einem Wasserpotential von ca. Feldkapazität (FK) konnte eine typische Aggregatgrößenverteilung bestimmt werden (Albers und Hartmann 1991). Die Aggregate wurden auf die Wasserpotentiale eingestellt, auf Keramikplatten bei 22°C inkubiert und vor der Analytik gemörsert. Die Bestimmung der Adenylate wurde nach Albers et al. (1993) durchgeführt. Die Mikroorganismen wurden mit einem neutralen Phosphatpuffer ausgeschüttelt und die Gesamtkeimzahl mittels der MPN-Methode auf Mikrotiterplatten in 16 Parallelen bestimmt. Die anaerobe Keimzahlbestimmung erfolgte in einem Stickstoffzelt mit selektiven Medien, denen Braunstein bzw. Hämatit zugesetzt wurde. Mn^{2+} wurde mit einem 1 mol NH_4Ac ausgeschüttelt und mit einem handelsüblichen Mangan-Test (Merck Spectroquant 14470) bestimmt. Reduziertes Eisen wurde mit einer 0,5 N HCl ausgeschüttelt (Brümmer und Finnm (1986) und mit der Methode von Herrera et al. (1989) bestimmt. Leichtflüchtige Fettsäuren wurden mit einem neutralen Phosphatpuffer extrahiert und nach Ansäuerung mit 1% Phosphorsäure mit einem Gaschromatograph nachgewiesen.

Ergebnisse und Diskussion

A. Aggregatgröße und Wasserpotential

Die höchste mikrobielle Aktivität wurde bei einem Wasserpotential von -20 hPa (= 28% Wassergehalt w/w) gemessen, während wassergesättigte und trockene Aggregate generell die niedrigeren Aktivitäten aufwiesen. Die ATP-Gehalt unterschiedlicher Aggregatgrößen konnten nur bei -20 hPa und ca. FK (ca. 20% WG) signifikant unterschieden werden, während bei Wassersättigung (> 32% WG, überwiegend anaerobe Verhältnisse) und in trockenen Aggregaten (> 3% WG) der Einfluß des Wassergehalt den der Aggregatgröße überwiegt.

* GSF- Institut für Bodenökologie, Neuherberg, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim

Aufgrund der größeren Oberfläche und besseren Gasdiffusion in das Innere der Aggregate haben kleinere Aggregatgrößen in der Regel signifikant höhere Aktivitäten. Eine signifikante Differenzierung der mikrobiellen Aktivität kann auch zwischen Außen- und Innenbereich gemessen werden (Albers und Hartmann 1991). Generell haben die Außenflächen einen höheren ATP-Gehalt als die Kernbereiche bei einem Wasserpotential von ca. -20 hPa bis ca. FK, während bei wassergesättigten Aggregaten nicht signifikant zwischen Außen- und Kernbereich unterschieden werden kann.

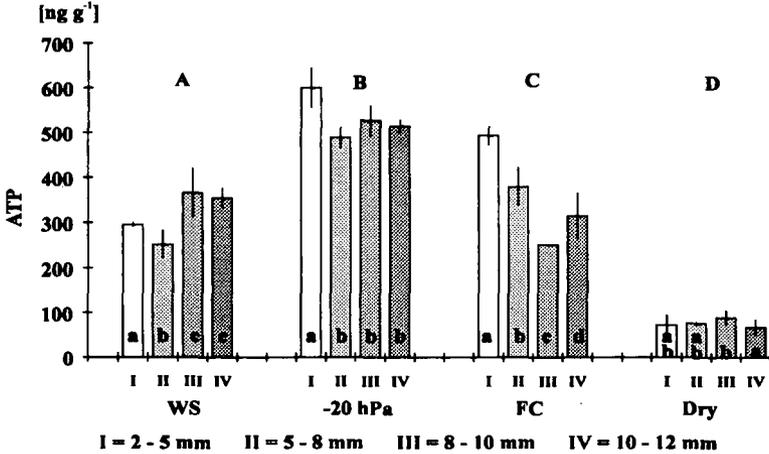


Abb.1 ATP - Gehalte in Bodenaggregaten unterschiedlicher Größen eines Pelosols in Abhängigkeit vom Wasserpotential und Aggregatgröße. Gleiche Buchstaben kennzeichnen homologe Gruppen (LSD-Test bei 95% Vertrauenswahrscheinlichkeit, n=4). WS = Wassergesättigt, FC = Feldkapazität, Dry = Lufttrocken.

Höhere Mn²⁺ oder Fe²⁺ Konzentrationen mit steigenden Aggregatdurchmesser konnten nicht nachgewiesen werden (o. Abb.). Der Abbau bodenbürtiger C-Quellen reicht offensichtlich nicht aus, um aufgrund erhöhter Atmung an der Oberfläche von Aggregaten anaerobe Zentren im Kernbereich entstehen zu lassen. Nitrifikationsprozesse stellen genug Nitrat zur Verfügung, so daß kleinräumig unter anaeroben Bedingungen zunächst auch denitrifizierende Prozesse einsetzen können (Albers et al. 1993). Aerobe bzw. anaerobe Keimzahlen waren ebenfalls nicht signifikant korreliert mit der Aggregatgröße (o. Abb.). Dies deutet darauf hin, daß in diesem Pelosol-Gley bei kurzfristigen Veränderungen der Umweltbedingungen keine an spezielle Stoffwechselleistungen adaptierte Mikroorganismenpopulationen Vorteile besitzen, sondern von den vorhandenen Mikroorganismen der Stoffwechsel den veränderten Umweltbedingungen angepaßt wird.

B. Substratzugabe

Die Abbaugeschwindigkeit der Glucose steigt mit zunehmenden Aggregatdurchmesser (Abb. 2). Für 2 - 5 mm Aggregate konnte eine Abbaurrate von 0.184 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$, für 10 - 12 mm Aggregate eine Abbaurrate von 0.481 $\mu\text{mol g}^{-1} \text{h}^{-1}$ bei einem Wasserpotential von - 20 hPa ermittelt werden. Bei größeren Aggregaten werden u. a. Acetat und Butyrat als Elektronenakzeptoren benutzt und damit in den Boden abgegeben, während bei kleineren Aggregatgrößen die Umsetzung zum größten Teil zu CO₂ erfolgt. Dieses kann auch durch Bestimmung des Cal/ CO₂-Verhältnisses im Mikrokalorimeter bestätigt werden (Albers et al. 1993).

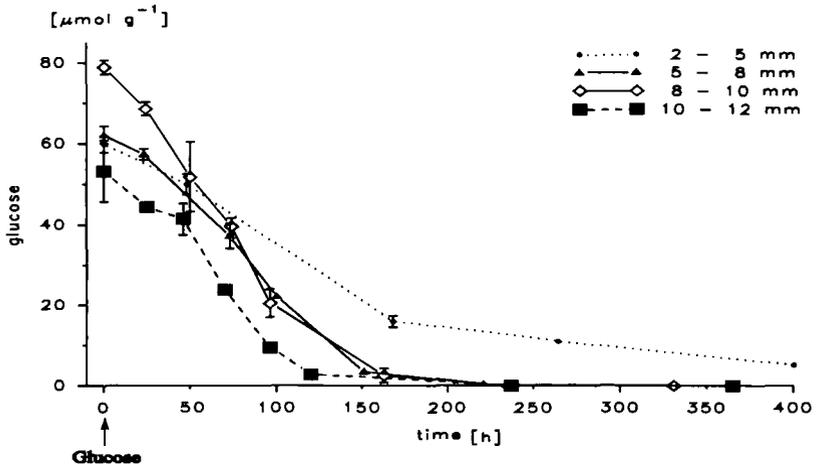


Abb. 2 Glucoseabbau in Abhängigkeit von den Aggregatgrößenklassen bei einem Wasserpotential von -20 hPa.

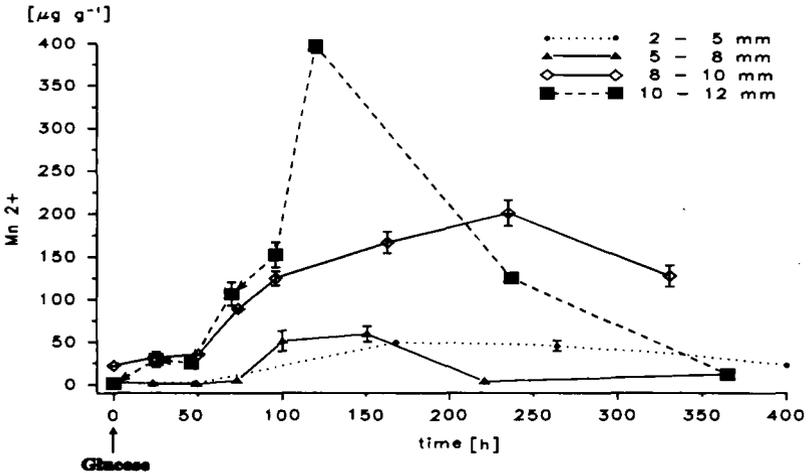


Abb. 3 Mn^{2+} Konzentrationen in den verschiedenen Aggregatgrößenklassen nach Zugabe von ca. $60 \mu\text{mol}$ Glucose auf die Oberfläche bei einem Wasserpotential von -20 hPa.

Bei erhöhter mikrobieller Aktivität (nach Substratzugabe) werden auch anorganische Elektronenakzeptoren wie Mangan oder Eisen genutzt. Abb. 3 zeigt die Mn^{2+} Konzentrationen verschiedener Aggregatgrößen in Abhängigkeit von der Versuchsdauer. Der Mn^{2+} Gehalte der Aggregate steigen mit zunehmender Aggregatgröße, wobei aber auch in kleineren Aggregaten erhöhte Mn^{2+} Konzentrationen nachgewiesen werden konnten. Erhöhte Fe^{2+} Konzentrationen

(o. Abb.) konnten allerdings nur bei größeren Aggregaten gemessen werden. Die verschiedenen Redoxprozesse laufen nicht in einer zeitlichen Reihenfolge ab, sondern existieren in den Aggregaten nebeneinander. Das niedrigste Redoxpotential wird mit der Eisenreduktion in 10 - 12 mm Aggregaten erreicht. Sulfatreduktion oder Methanproduktion konnte nicht nachgewiesen werden.

Nach Substratzugabe konnten im Versuchszeitraum keine signifikanten Veränderungen in der Keimzahl von aeroben, anaeroben, Mn- bzw. Fe-reduzierenden Mikroorganismen bei den unterschiedlichen Aggregatgrößenklassen gemessen werden. Bei Differenzierung größerer Bodenaggregate in Außen- und Innenbereich allerdings nahmen auf aeroben Vollmedium wachsende Organismen an der Oberfläche der Aggregate zu, während die aerobe Keimzahl im Kernbereich der Bodenaggregate abnahm. Die ermittelte Anzahl manganreduzierender Mikroorganismen im Kernbereich war um eine Zehnerpotenz höher als auf der Oberfläche (o. Abb.).

Zusammenfassung

Nur bei einem Wasserpotential von -20 hPa bis ca. FK konnten Aktivitätsgradienten von außen nach innen in Bodenaggregaten nachgewiesen werden. Die mikrobielle Aktivität des bearbeiteten Pelosols ist ebenfalls abhängig von dem Aggregatdurchmesser. Die Verteilung der Biomasse ist unabhängig von der Aggregatgröße.

Erhöhte Konzentrationen anaerober Stoffwechselprodukte (Acetat, Butyrat, Mn^{2+} und Fe^{2+}) konnten nur nach Substratzugabe nachgewiesen werden. Es besteht eine Abhängigkeit von der Aggregatgröße, die verschiedenen Redoxsysteme existieren in den Aggregaten nebeneinander. Auch nach Substratzugabe änderte sich die Gesamtkeimzahl statistisch nicht signifikant, lediglich bei Differenzierung in Außen- und Innenbereich von Bodenaggregaten konnten unterschiedliche Keimzahlen bei aeroben bzw. Mn-reduzierenden Mikroorganismen bestimmt werden.

Literatur

- Albers B.P. und A. Hartmann (1991) Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität in Bodenaggregaten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft* 66, I, 449-452
- Albers B.P.; A. Hartmann und F. Beese (1993) Kalorimetrische und respiratorische Messungen mit einem Durchflußmikrokalorimeter und GC zur Bestimmung von anaeroben Umsetzungsprozessen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft* 71, 305-308
- Albers B., R. Rackwitz, R. Raubuch und L. Zelles (1993) Bestimmung der Gesamtadenylate und des Adenylate Energy Charge (AEC). In: Schinner F., R. Öhlinger, E. Kandeler, R. Margesin *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag Berlin pp 227-231
- Brümmer G. und F. Finnem (1986) Bestimmung des säureextrahierbaren Fe(II) und Fe (III) - Anteils in Bodenproben unterschiedlichen Oxidationsgrades. *Mitteilgn. Dtsch Bodenkundl. Gesellschaft* 51, 43-62
- Herrera C., P. Ruiz, JC Arguillon and A. Fehrmann (1989) A new spectrophotometric method for the determination of ferrous iron in the presence of ferric iron. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 44, 171-181

Zusammensetzung mikrobieller Populationen als prägendes Merkmal von Böden des Gebietes "Bornhöveder Seenkette"

von

Bach, H.-J. und J.-C. Munch

1. Einleitung

Bakterielle Populationen spielen in Böden eine zentrale Rolle bei der Mineralisierung und Umwandlung organischer Substanzen. Um Informationen über die an den Stoffumsetzungen beteiligten Organismen zu bekommen, werden Populationsanalysen durchgeführt, die innerhalb eines Teilvorhabens der Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette (Schleswig-Holstein) von Bestimmungen mikrobieller Aktivitäten und der Erfassung von Stoffflüssen begleitet werden.

2. Material und Methoden

Die Zusammensetzungen mikrobieller Populationen wurden an einem Acker- und einem Erlenbruchstandort im Einzugsbereich der Bornhöveder Seenkette untersucht. Bodentypen und Eigenschaften der beprobten Horizonte zu den verschiedenen Probenahmeterminen sind in Tab.1 dargestellt.

Die qualitative und quantitative Erfassung der einzelnen physiologischen Gruppen wurde mit Hilfe des MPN-Bestimmungs-Verfahrens (Most-Probable-Number) in selektiven Nährmedien mit 3 Wiederholungen durchgeführt.

Um eine Laborselektion zu vermindern wurde eine Inkubationstemperatur von 12°C gewählt und die Medien bei pH 6 gepuffert. Durch lange Bebrütung (bis zu 8 Wochen) sollten auch langsamer wachsende Bakterien erfasst werden.

Zur Identifizierung wurden jeweils die Kulturröhrchen aus dem Grenzverdünnungsbereich der MPN-Ansätze ausplattiert, die Ergebnisse spiegeln folglich die dominierenden Bakterienpopulationen wider.

Tab.1: Bodenkundliche und physiko-chemische Charakterisierung zweier Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette

Standort	Bodenart	Probenahme	H ₂ O-Gehalt	pH CaCl ₂	Glühverlust	Bewirtschaftung bzw. Vegetation
Acker Ap 0-20 cm	Braunerde	6.10.92	10,1 %	5,2	4,1 %	29.7.W.-roggen 5.8.Weidelgr. 30.8.min.Düng. 30.10.Grasschn. 3.11.Grasabf.
		17.03.93	12,7 %	5,4	3,3 %	
Erlenbruch nH bis 20 cm	Niedermoor	6.10.92	84,8 %	5,8	51,1 %	Schwarzerle Krautschicht: Sumpflabkraut Bittersüßer Nachtschatten Wasserminze
		17.03.93	83,6 %	5,9	55,5 %	

3. Ergebnisse und Diskussion

Verwerter niedermolekularer Verbindungen

Tab.2 zeigt die Zusammensetzung der dominierenden Populationen auf beiden Standorten zu den verschiedenen Probenahmetermen. Es handelt sich um Organismen, die auf einem 1/100-verdünnten Standardmedium kultivierbar sind. Hier sollten Bakterien erfasst werden, die an der Umsetzung von niedermolekularen Verbindungen beteiligt sind, die aus der Zersetzung polymerer Substrate, Wurzelexsudation oder Einwaschung in den Boden stammen.

Tab.2: Die dominierenden Vertreter kultivierbarer Bakterienpopulationen aus den Oberböden zweier Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette an einem Herbst- und einem Frühjahrstermin.

Standort Termin	Anzahl ¹⁾ Isolate	Gram (-)	Gram (+)	aerob	mikr.- fak. ²⁾
Acker Ap <i>Okt.92</i>	25	21 19 Ox (+) 2 Ox (-)	4 0 Ox (+) 4 Ox (-) Arthro- bacter	24	1
Ap <i>März 93</i>	27	11 10 Ox (+) 1 Ox (-)	16 6 Ox (+) Bacillus 10 Ox (-) Arthro- bacter	23	4
Erlen- bruch nH <i>Okt. 92</i>	34	9 9 Ox (+) 0 Ox (-)	25 0 Ox (+) 25 Ox (-) Actino- myceten	15	19
nH <i>März 93</i>	16	7 7 Ox (+) 0 Ox (-)	9 4 Ox (+) 5 Ox (-) Actino- myceten	6	10

1) Isoliert in Standard I 1/100-Medium

2) mikroaerophil - fakultativ anaerob

Aus dem Ackerstandort wurden vorwiegend strikte Aerobier isoliert, aus dem Erlenbruchstandort überwiegend Mikroaerophile bis fakultative Anaerobier. Letzteres ist vermutlich als eine Anpassung an die schlechten Belüftungsverhältnisse im Niedermoor aufgrund der hohen Wassergehalte anzusehen.

Zum Herbsttermin wurden aus dem Acker hauptsächlich Gram(-), Ox(+) Stäbchen isoliert, wenige Gram(+), die als Arthrobaktterspezies identifiziert wurden. Zum Frühjahr hat sich die Zusammensetzung zugunsten der Gram(+) Organismen verändert, es handelt sich um Bazillen und Arthrobaktterspezies, die in der Lage sind, in Form von Sporen bzw. Kokken längere Perioden ungünstiger Umwelteinflüsse zu überdauern (STARR, 1981). Die Winterperiode, die gegenüber der Vegetationszeit vor dem Herbst eine Phase der Substratarmut und ungünstigen Temperaturen bedeutet, hat hier wahrscheinlich zu einer relativen Anreicherung von Organismen geführt, die sich diesen Bedingungen anpassen können.

Die Isolate des Erlenbruchstandortes setzen sich im Herbst vorwiegend aus Aktinomycceten zusammen, Organismen, die häufig aus Böden reich an organischem Material isoliert werden (STARR, 1981). Im Frühjahr 93 stellen sie nur noch einen kleinen Teil der Isolate dar.

Aktinomyceten haben relativ lange Generationszeiten, und durch den Eintrag organischen Materials (der hier vorwiegend in den Monaten Januar, Februar und März durch den Abbau der Erlenstreu stattfindet) ist es vermutlich zu einer relativen Anreicherung anderer Organismen gekommen, die auf die Zufuhr von Substraten mit schnellem Koloniewachstum reagieren.

Protein-Zersetzer

In dieser physiologischen Gruppe wurden sehr viel weniger verschiedene Vertreter gefunden (Tab.3). *Pseudomonas fluorescens* (KRIEG und HOLT, 1984) und *Bacillus cereus* (SNEATH und HOLT, 1986) sind in der Literatur als starke Proteinzerersetzer bekannt, die auch über eine große Standortvariabilität verfügen. Hier zeigt sich das gleiche Phänomen wie in Tab.2, eine Anreicherung von Sporenbildnern (*B. cereus*) im Frühjahr auf dem Ackerstandort und eine umgekehrte Verteilung auf dem Erlenstandort. Das Auftreten der *Xanthomonas spp.* im Herbst und der *Pseudomonas spp.* im Frühjahr verdeutlicht die jahreszeitliche Dynamik, der die Populationen unterliegen. Diese könnte neben dem Eintrag an organischem Material auch dadurch verursacht sein, daß unterschiedliche Proteinfractionen nach ihrer Verwertbarkeit sukzessive abgebaut werden.

Tab.3: Die dominierenden Vertreter kultivierbarer Bakterien mit Gelatinase-Potential aus den Oberböden zweier Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette an einem Herbst- und einem Frühjahrstermin.

Standort/ Termin	Anzahl ¹⁾ Isolate	P.fluor.	B. cer.	A	B	C
Acker						
Ap Okt. 92	10	9	1	0	0	0
Ap März 93	12	6	6	0	0	0
Erlen- bruch						
nH Okt. 92	27	11	10	6	0	0
nH März 93	20	9	2	0	6	3

1) 120 g Gelatine/l A = Xanthomonas B = Pseudomonas C = coryneform

Xylan-Zersetzer

Die Isolate mit Xylanase-Potential (Tab.4) zeigen erhebliche Unterschiede zwischen beiden Standorten. Auf dem Ackerstandort herrschen Aktinomyceten sowohl im Herbst als auch im Frühjahr stark vor, aus der Frühjahrsprobe sind zusätzlich einige Vertreter aus anderen Organismengruppen isoliert worden. Die Isolate des Erlenstandortes lassen sich in 3 stark vertretene Gruppen einteilen, Aktinomyceten, Bakterien aus der Flavobakterium-Cytophaga-Gruppe (STARR, 1981) und Bazillen. Auch hier unterscheiden sich die Zusammensetzungen des Herbstes und des Frühjahrs nur unwesentlich.

Die Populationen scheinen hier nur unwesentlich von jahreszeitlich bedingten Inputs organischen Materials beeinflusst zu sein. Die Ursache dafür könnte darin liegen, daß Xylan als Hemizellulose ein relativ schwer abbaubares Substrat darstellt. Aus Streuuntersuchungen ist bekannt, daß die Hemizellulosefraktion nach einem Jahr erst zu 50% zersetzt ist. Xylan liegt also permanent als Substrat vor und jahreszeitlich bedingte Einträge sind nicht Ursache für Veränderungen der Xylanaseabbauerpopulation im Boden.

Tab.4: Die dominierenden Vertreter kultivierbarer Bakterien mit Xylanase-Potential aus den Oberböden zweier Standorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette an einem Herbst- und einem Frühjahrstermin

Standort/ Termin	Anzahl ¹⁾ Isolate	Aktino- myceten	Flavob.- Cytophaga	Bazillus
Acker Ap 0-20 cm <i>Okt. 92</i>	177	177 100 %	0 0 %	0 0 %
Ap 0-20 cm <i>März 93</i>	260	231 88,8 %	5 1,9 %	24 9,2 %
Erlenbruch nH bis 20 cm <i>Okt. 92</i>	96	24 25 %	51 52 %	21 22 %
nH bis 20 cm <i>März 93</i>	94	36 38 %	31 33 %	27 29 %

¹⁾ermittelt über Plattenverdünnungsverfahren

Amylose-Zersetzer

Innerhalb dieser physiologischen Gruppe wurde eine große Artenvielfalt vorgefunden, es konnten keine Trends festgestellt werden. Offenbar kann man hier nicht von einer charakteristischen Stärkeabbauerflora sprechen. Dies deckt sich mit Ergebnissen aus der Analyse der pilzlichen Streuflora, die von ROSENBROCK (1993) an dem gleichen Erlenstandort durchgeführt wurde. Bezüglich des Amylase-Potentials wurden im monatlichen Verlauf keine wesentlichen Schwankungen festgestellt. Die enzymatische Ausstattung für den Stärkeabbau ist sowohl unter Pilzen als auch unter Bakterien sehr weit verbreitet, so daß die Zusammensetzung der Isolate nicht von der Präsenz von Stärke im Boden, sondern von anderen Faktoren abhängig ist.

Zusammenfassung

Die beiden untersuchten Standorte unterscheiden sich in ihrer Populationszusammensetzung voneinander. Die Populationen setzen sich jeweils im Herbst und im Frühjahr aus den gleichen Organismengruppen zusammen, die jedoch quantitativ einer jahreszeitlichen Dynamik, bedingt durch standortspezifische Faktoren, unterliegen.

Die Analysen zeigen, daß mit Hilfe der Kultivierungsverfahren, obwohl sie bekanntermaßen nur einen Teil der Gesamtpopulation erfassen, Veränderungen mikrobieller Populationen beobachtet werden können, die sinnvoll interpretierbar sind.

Literatur

- Starr, M.P., H. Stolp, H.G. Trüber, A. Balows, H.G. Schlegel. (1981): The Prokaryotes. A handbook on habitats, isolation, and identification of bacteria. Vol. 1. and Vol 2. Krieg, N.R. and J.G. Holt (1984): Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, Vol. 1, Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- Sneath, P.H.A. and J.G. Holt (1986): Bergey's Manual of Systematic Bacteriology, Vol. 2, Williams and Wilkins Company, Baltimore.
- Rosenbrock, P., F. Buscot and J.-C. Munch (1993): Fungal succession and changes in the fungal degradation potential during the initial stage of litter decomposition in a black alder forest (*Alnus Glutinosa* (L.) Gaertn.). Eur. J. Soil Biol. (in press).

**Ein generalisiertes Konzept der Lebensformtypen
wirbelloser Bodentiere als Hilfsmittel für den
Bodenschutz**

von

Belotti, E.

Das baden-württembergische "Gesetz zum Schutz des Bodens" vom 24. Juni 1991 hat den Zweck, "den Boden ... in seinen Funktion als Lebensraum für Bodenorganismen, als Standort für die natürliche Vegetation und Standort für Kulturpflanzen, als Ausgleichskörper im Wasserkreislauf, als Filter und Puffer für Schadstoffe sowie als landschaftsgeschichtliche Urkunde zu erhalten und vor Belastungen zu schützen, eingetretene Belastungen zu beseitigen und ihre Auswirkungen auf den Menschen und die Umwelt zu verhindern oder zu vermindern". Belastungen im Sinne des Gesetzes sind Veränderungen der Beschaffenheit des Bodens, bei denen mit Beeinträchtigungen einer oder mehrerer Funktionen gerechnet werden muß (BodSchG B.-W. 1991).

Es gibt bisher kein allgemein anerkanntes und gleichzeitig handhabbares Instrumentarium zur Erkennung und Beurteilung von Beeinträchtigungen von Böden in ihrer Funktion, Lebensraum für Bodenorganismen zu sein. Der Verfasser hat dem Land Baden-Württemberg vorgeschlagen, ein solches Instrumentarium für die Teilfunktion "Lebensraum für wirbellose Bodentiere" zu erarbeiten.

Folgendes Vorgehen wird grundsätzlich angestrebt: Aus Vegetationstyp, Nutzung und Standortbedingungen einer Fläche, bei der eine Bodenbelastung angenommen wird, wird der ohne Belastung zu erwartende Bestand an wirbellosen Bodentieren abgeleitet. An Bodenproben von der Fläche wird der Parameter, dessen nachteilige Veränderung vermutet wird (z.B. Schwermetallgehalt bei einer Kontamination), untersucht. Die ermittelten Werte sind mit den Ansprüchen der Bodentiere bezüglich dieses Parameters zu vergleichen. Ergibt sich dabei eine deutliche Diskrepanz, dann liegt eine Bodenbelastung im Sinne des Bodenschutzgesetzes, also eine Veränderung der Bodenbeschaffenheit, die zu einer Beeinträchtigung der Funktion "Lebensraum für Organismen" führen kann, vor.

Die außerordentlich große Zahl an Taxa bei den wirbellosen Bodentieren macht ihre Zusammenfassung zu Gruppen erforderlich. Die Gruppen sollten Lebensformtypen sein, d.h. so definiert sein, daß sie Taxa mit möglichst ähnlichen Beziehungen zur Umwelt, also ähnlichen Ansprüchen und ähnlichen Funktionen zusammenfassen. Ein solches System von Lebensformtypen für alle wirbellosen Bodentiere wird hier vorgeschlagen.

An die Definition von Lebensformtypen für den hier verfolgten Zweck sind folgende Anforderungen zu stellen:

- Die Zahl der Lebensformtypen muß überschaubar sein, um die Handhabbarkeit des Systems zu gewährleisten.
- Trotzdem muß es vollständig sein, d. h. alle Taxa von wirbellosen Bodentieren umfassen.
- Das Vorkommen der Lebensformtypen an einem konkreten Standort sollte aus Vegetationstyp, Nutzung und Standortbedingungen ableitbar sein. (In Wäldern kann hier die Humusform herangezogen werden).
- Die Definition sollte eine Aussage über den Aufenthaltsort der Lebensformtypen im Bodenprofil enthalten. Dies ist für die Entnahme der Bodenproben, an denen die Bodenparameter bestimmt werden, von Bedeutung.
- Die Definition sollte eine Aussage über die Funktion des Lebensformtyps im Ökosystem enthalten, um den Schluß auf Konsequenzen einer Beeinträchtigung oder gar des Ausfalls des Lebensformtyps zu ermöglichen.

+) Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Eine Klassifikation nach den drei Kriterien Aufenthalt in Humusauflage oder Mineralboden, Größe (Zugehörigkeit zu Mikro- Meso- oder Makrofauna) und Ernährungsweise erfüllt m.E. diese Anforderungen am besten. Tabelle 1 gibt die aus diesem Vorgehen resultierenden 16 Lebensformtypen wieder und ordnet ihnen die Taxa der wirbellosen Bodentiere zu.

Die Tiere mit saprophager und mikrophytophager Ernährungsweise wurden jeweils zusammengefaßt, weil viele Arten entweder gleichzeitig oder zu verschiedenen Jahreszeiten sowohl Detritus als auch Mikroorganismen fressen und andere in ihrer Ernährungsweise nicht genau genug bekannt sind.

Viele Arten der Nematoden, Tardigraden und Planarien überschreiten die für die Mikrofauna gesetzte Obergrenze der Körperlänge von 0,2 mm. Trotzdem wurden sie insgesamt bei der Mikrofauna eingruppiert, weil sie alle für ihre Lebenstätigkeit auf Wasserfilme oder wassergefüllte Hohlräume angewiesen sind.

Die Lebensformtypen werden auch nach ihrer Fähigkeit zu "graben", also Grobporen zu schaffen und somit Bodengefüge, Wasser- und Lufthaushalt zu beeinflussen, gekennzeichnet. Sie konnte überwiegend ganzen Lebensformtypen zugeordnet werden. Ausnahme ist die zoophage Makrofauna des Mineralbodens, die bedeutende Gruppen sowohl grabender als auch nicht grabender Tiere enthält, so daß der Lebensformtyp in zwei Subtypen aufgespalten wurde.

Die besondere Bedeutung der anezischen Regenwürmer wird dadurch hervorgehoben, daß ihnen ein eigener Lebensformtyp (Nr. 16), und zwar der einzige der Gruppe "Fauna der Humusauflage und Mineralbodens", zugeordnet wird. Die anezischen Regenwürmer sind wichtige Gefügebildner und in der Funktion der Einmischung oberirdischer Pflanzenreste in den Mineralboden kaum ersetzbar. In Wäldern ist daher ihre Anwesenheit in hohen Abundanzen meist entscheidend für die Ausbildung der Humusform. Umgekehrt kann in Wäldern aus der Humusform Mull mit großer Wahrscheinlichkeit auf ihre Anwesenheit geschlossen werden. Nach ihrem Verschwinden häufen sich die Streu und ihre Umwandlungsprodukte normalerweise oberhalb des Mineralbodens an, was im Lauf der Jahre zur Ausbildung mächtiger Humusauflagen führt.

Andere saprophage Bodentierarten, die der Mesofauna der Humusauflage (Lebensformtyp Nr. 3) bzw. des Mineralbodens (Nr. 10) angehören, und die Pflanzenreste zerkleinern und eine Feinvermischung im Mikrometer- bis Millimeterbereich bewirken, sind - zumindest in Wäldern - in ihren Funktionen leichter ersetzbar, da hier viele Arten mit diesen Fähigkeiten gleichzeitig vorkommen, so daß der Ausfall einer Art durch die verbleibenden Arten kompensiert werden kann (Redundanz, vgl. Belotti und Babel 1993). Aber auch wenn auf diese Weise der Ausfall oder die Beeinträchtigung von Teilfunktionen der Streuverarbeitung verhindert wird, ist der Verlust von Arten als Beeinträchtigung des Gesamtsystems zu werten, da er zu einer Verringerung der Redundanz und dadurch der Stabilität des Systems führt.

Literatur

- Belotti, E. und U. Babel (1993): Variability in space and time and redundancy as stabilizing principles of forest humus profiles. *Eur. J. Soil Biol.* 29, 17-27.
BodSchG B.-W. (1991): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bodenschutzgesetz). Gesetzblatt für Baden-Württemberg Nr. 16, 434-440, Stuttgart.

TABELLE 1: LEBENSFORMTYPEN DER WIRBELLOSEN BODENTIERE

MIKROFAUNA DER HUMUSAUFLAGE

1 Saprophage und Mikrophytophage	Ciliaten Flagellaten Schalenamöben, Nacktamöben Rotatorien Nematoden Tardigraden
2 Zoophage	Ciliaten Planarien Nematoden Tardigraden

MESOFAUNA DER HUMUSAUFLAGE

3 Saprophage und Mikrophytophage	Enchytraeidae Oribatiden, Uropodinen Paupropoden Symphylen Proturen Dipluren Collembolen kleine Dipterenlarven (Chironomidae u.a.)
4 Zoophage	astigmate, mesostigmate und prostigmate Milben (Gamasidae, Bdellidae, Erythraeidae, Trombididae) kleine Käfer (Larven und Adulte; Scydmaenidae, Pselaphidae) kleine Spinnen (Micryphantidae) Pseudoskorpione Collembolen (Friesea mirabilis)

MAKROFAUNA DER HUMUSAUFLAGE

5 Saprophage und Mikrophytophage	epigäische Regenwürmer Schnecken Asseln Diplopoden (Polydesmiden, Craspedo- somatiden) große Dipterenlarven (Sciaridae, Bibionidae, Tipulidae) Käferlarven (Elateridae) Schmetterlingsraupen
6 Zoophage	große Spinnen (Liniphyidae, Agelenidae, Gnaphosidae, Hahnidae, Thomisidae) Käfer (Carabidae, Staphylinidae), große Dipterenlarven (Rhagionidae u.v.a.)

TABELLE 1 (FORTSETZUNG)

MIKROFAUNA DES MINERALBODENS

7 Saprophage und Mikrophytophage	Ciliaten, Schalenamöben, Nacktamöben, Rotatorien, Nematoden
8 Zoophage	Planarien, Nematoden
9 Rhizophage	Nematoden

MESOFAUNA DES MINERALBODENS

10 Saprophage und Mikrophytophage	Enchytraeidae, Oribatiden, Uropodinen Pauropoden, Symphylen (Scolopendrellidae) Dipluren, Collembolen
11 Rhizophage	astigmaten Milben (Rhizoglyphidae) Symphylen (Scutigereidae) Blattläuse (Pemphigidae, Phylloxeridae) Dipteren (Platystomatidae, Anthomyiidae)
12 Zoophage	astigmaten, mesostigmaten und prostigmaten Milben kleine Käferlarven

MAKROFAUNA DES MINERALBODENS

13 Saprophage und Mikrophytophage überwiegend grabend	Schnecken, endogäische Regenwürmer Dipterenlarven (Tipulidae) Käfer (Elateridae, Scarabaeidae, Carabidae) Diplopoden (Polydesmidae, Julidae, Glomeridae) Gryllidae, Gryllotalpidae
14 Rhizophage grabend	Käferlarven (Scarabaeidae, Curculionidae, Chrysomelidae) Schmetterlingsraupen (Noctuidae, Hepialidae)
15 Zoophage	
15a grabend	Spinnen (Atypidae, Lycosidae u.v.a.) Käfer (Cicindelidae, Carabidae, Staphylinidae, Histeridae) Gryllotalpidae
15b nicht grabend	Schnecken (Daudrebaridiidae) Chilopoden (Geophilidae u.v.a.) Dipteren (Rhagionidae u.a.) Käfer (Carabidae)

MAKROFAUNA DER HUMUSAUFLAGE UND DES MINERALBODENS

16 Saprophage grabend, einmischend	anezische Regenwürmer
---------------------------------------	-----------------------

Jahreszeitliche N_2O -Emissionsspitzen nach Bodenfrost

von

Dörsch, P., H. Flessa und F. Beese

Einleitung

Terrestrische Böden sind die wichtigste Nettoquelle des klimarelevanten Spurengases N_2O (Bouwman, 1990). Weitgehende Einigkeit besteht darüber, daß landwirtschaftlich genutzte Böden und deren N-Stoffkreisläufe durch den erheblichen N-Überschuß seit der Industrialisierung eine der Hauptquellen steigender atmosphärischer N_2O -Lasten via Nitrifikation/Denitrifikation sind (Duxbury et al. 1993). Trotz verstärkter Anstrengungen zur Bestimmung des Anteils verschiedener Böden- und Vegetationstypen bzw. Bewirtschaftungssysteme an der jährlichen N_2O -Freisetzung (Bouwman, 1990), läßt sich der derzeitige atmosphärische Anstieg von 0,4 - 0,6% a^{-1} aus dem Saldo der hochgerechneten Quellen und Senken nicht erklären (IPPC, 1990; Schlesinger, 1991). Ein Teil des Fehlbetrages im N_2O -Budget könnte durch eine Unterschätzung der Quellstärke landwirtschaftlich genutzter Böden während der Wintermonate entstehen, zumal die jahreszeitliche N_2O -Freisetzungsdynamik von Ackerböden mit leicht mineralisierbaren Ernte- bzw. Zwischenfruchtständen bisher wenig untersucht ist.

Neben der hohen räumlichen Variabilität bodenbürtiger N_2O -Emissionen erschweren v. a. jahreszeitliche N_2O -Flussschwankungen die Quantifizierung ganzjähriger N_2O -Austräge. So wird der flächenabhängige Beitrag von landwirtschaftlich genutzten Böden bzw. eingesetzten N-Düngermengen an der atmosphärischen N_2O -Belastung häufig aus Datensätzen hochgerechnet, die während der Vegetationsperiode gewonnen und auf ganzjährige Austragssummen extrapoliert wurden (vgl. Eichner, 1990). Nur wenige Untersuchungen haben bisher jährliche N_2O -Verluste auf der Grundlage ganzjähriger Messungen berechnet (Bremner et al. 1980; Duxbury et al. 1982; Cates u. Keeney, 1987). Über die saisonale Verteilung der N_2O -Austräge innerhalb eines Jahres liegen unterschiedliche Ergebnisse vor. Bremner (1980) bestimmte 67% des jährlichen N_2O -Austrages extensiv genutzter landwirtschaftlicher Böden in Iowa während der Sommermonate Juli - August, nur 2% im Zeitraum Dezember bis Februar. Duxbury (1982) konnte jahreszeitlich unabhängig kurzzeitige, stark erhöhte N_2O -Austräge über 2 - 18 Tage nach N-Düngung im Sommer oder Bodenfrost im Frühjahr messen, die 27 - 66% des ganzjährigen N_2O -Austrags der jeweiligen Standorte ausmachten. Unklarheit besteht auch über die Rolle schneebedeckter bzw. gefrorener Böden als N_2O -Quelle, die in bisherigen Spurengas-Budgets - trotz des hohen Flächenanteils auf der nördlichen Hemisphäre - weitgehend unberücksichtigt bleiben (z. B. Bouwman, 1990). Jüngste Ergebnisse von Sommerfeld et al. (1993) zeigen, daß auch bei Bodentemperaturen unter 0°C signifikante Mengen N_2O gebildet, und auch bei Schneebedeckung emittiert werden.

Wir berichten hier über N_2O - und CO_2 -Messungen im Winterzeitraum November 1992 - März 1993, die auf zwei Ackerstandorten des Versuchsgutes Scheyern im Rahmen des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) vorgenommen wurden.

Material und Methoden

N_2O - und CO_2 -Freisetzungsraten wurden in mindestens wöchentlichen Abständen auf zwei, für das Tertiäre Hügelland charakteristischen Ackerstandorten bestimmt (Tab. 1). Die Häufigkeit der Probenahme richtete sich nach der Größe der im Freiland beobachteten Flüsse und nach Witterungsveränderungen. Die Gasprobenahme erfolgte aus PVC-Hauben (30 cm Durchmesser), die in fünf Parallelen/Standort auf fest im Boden installierte PVC-Ringe auf-

*) GSF-Institut für Bodenökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Oberschleißheim

setzt wurden. Während einer 30-60 minütigen Anreicherungszeit wurden je 4 Gasproben in evakuierte 100 ml-Glasfläschchen gezogen und im Labor mit Hilfe eines Autosamplers gas chromatographisch (ECD) analysiert. Die Flußraten wurden aus dem linearen Anstieg der N_2O -Konzentrationen berechnet. Aus zeitgleich gezogenen Mischproben des Ap-Materials wurde der gravimetrische Wassergehalt, die Lagerungsdichte sowie der Nitratgehalt der Bodenlösung bestimmt. Die Bodentemperaturen (1 und 10 cm Tiefe) und Niederschlagsdaten wurden von der hydrologischen Meßstation des Versuchsgutes "Scheyern" übernommen.

Tab. 1

Probefläche	IP 1	IP 2
BODEN		
Korngrößenklassen (%)		
63 - 2000 μm	60	19
2 - 63 μm	29	47
< 2 μm	11	34
> 2000 μm	14	<1
% C_{org} (0 - 30 cm)	1.05	1.31
% N_t (0 - 30 cm)	0.10	0.12
BEARBEITUNG		
Hauptfrucht 1992	Sommergerste	
Düngung (20.8.1992)	120 dt Stallmist/ha	
Bodenbearbeitung	Grubber	
Zwischenfrucht	Leguminosenmischung	
Bodenbearbeitung	Zinkenrotor	

Ergebnisse

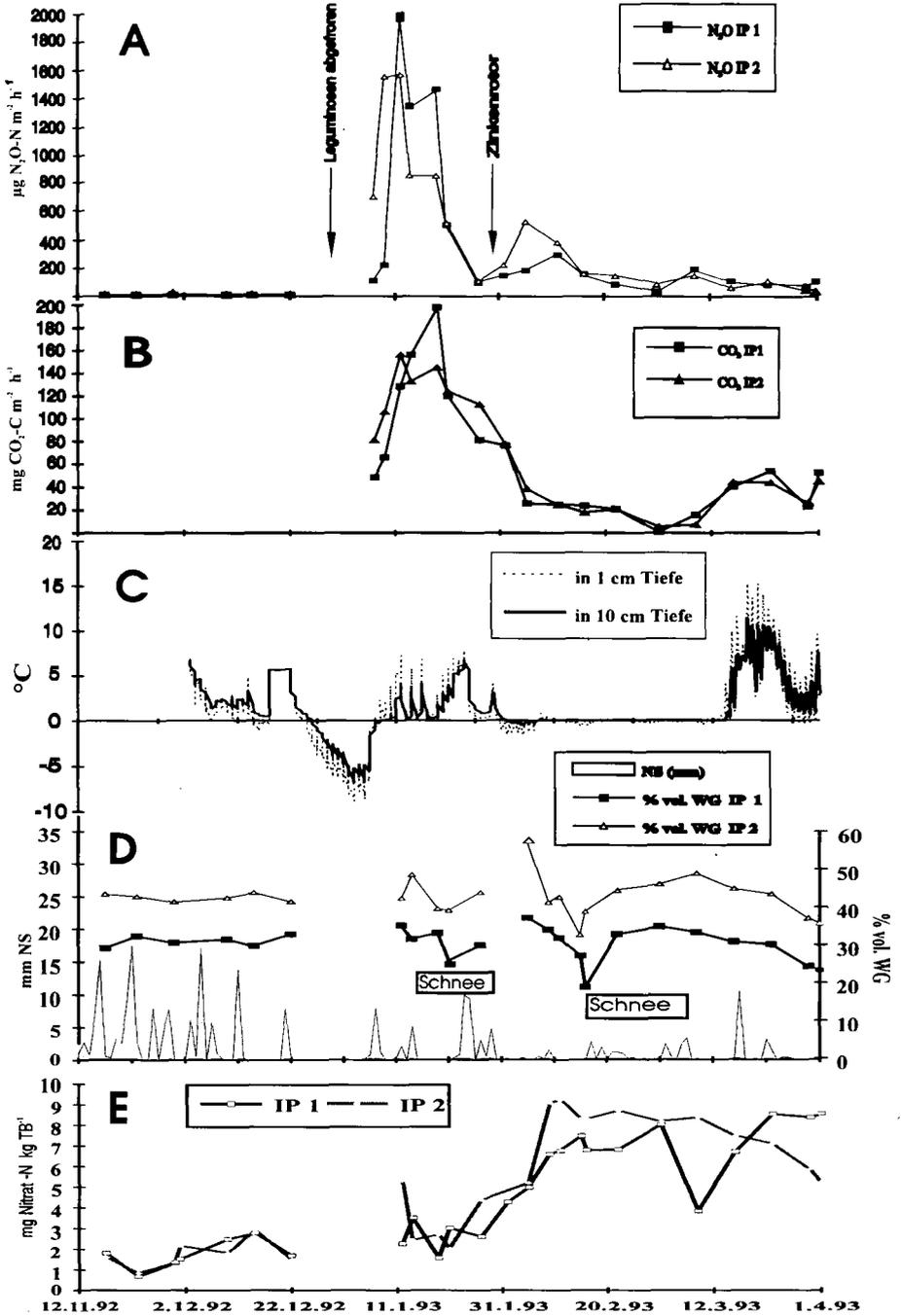
Abb. 1A zeigt ein auf beiden Probeflächen gleichermaßen ausgeprägtes jahreszeitliches N_2O -Emissionsmaximum während einer Tauperiode nach strengem Bodenfrost (**Abb. 1C**). Ausgehend von einem niedrigen N_2O -Emissionsniveau im November/Dezember 1992 ($1 - 16 \mu\text{g } N_2O\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{std}^{-1}$) steigen die Emissionsraten um drei Größenordnungen auf $1.5 - 2 \text{ mg } N_2O\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{std}^{-1}$ an und fallen erst 20 Tage nach dem Auftauen des Oberbodens auf einen Wert von ca. $100 \mu\text{g } N_2O\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{std}^{-1}$. Der Anstieg der N_2O -Flüsse deckt sich mit einer erhöhten biologischen Aktivität, gemessen anhand der CO_2 -Freisetzung des vegetationslosen Bodens (**Abb. 1B**).

Nach Einarbeitung der abgefrorenen Zwischenfrucht in den noch gefrorenen Oberboden durch einen Zinkenrotor konnte ein zweiter Emissionsschub ($0,3 - 0,5 \text{ mg } N_2O\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{std}^{-1}$) Anfang Februar 1993 gemessen werden. Die Emissionsmaxima fielen hier auf tageszeitliche Temperaturschwankungen um den Gefrierpunkt (**Abb. 1B**) bei gleichzeitig stark erhöhten Wassergehalten (**Abb. 1C**). Der drastische Temperaturanstieg ab 14.3.1993 führte, trotz deutlich angestiegener Nitratgehalte (**Abb. 1D**), zu keiner Erhöhung der N_2O -Nettoemissionen.

Die in der 1. Tauperiode im Verlaufe von 20 Tagen emittierte Menge $N_2O\text{-N}$ (**Tab. 2**) entsprach 45% (IP 1) bzw 33% (IP 2) der über 12 Monate gemessenen Gesamtemission dieser Standorte. Die zweite Frost-Tauperiode Anfang Februar trug zu 10 bzw. 13% an der Gesamtemission bei.

Legende zu Abb. 1

Dargestellt sind (A) die Zeitverläufe der mittleren N_2O -Emissionsraten ($n=5$) in $\mu\text{g } N_2O\text{-N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{std}^{-1}$, (B) die mittleren CO_2 -Emissionen ($n=5$) dieser Standorte, (C) die Bodentemperaturen in 1 und 10 cm Tiefe als 6-Std.-Mittel, (D) die zeitgleich ermittelten volumetrischen Wassergehalte in % und die Niederschlagstagesummen in mm, sowie (E) die Nitratgehalte des Oberbodens (Ap) in $\text{mg } \text{NO}_3^{3-}\text{-N/kg}$ Trockenboden auf den Probeflächen IP 1 und IP 2 im Zeitraum 17.11.1992 - 1.4.1993.



Tab. 2: Für verschiedene Zeiträume berechnete, kumulative N_2O -Austräge auf den Probeflächen IP 1 und IP 2 in $kg\ N_2O-N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ (Messintervall < 1 Woche). Die dargestellten Werte sind Mittelwerte je fünf parallelen Messungen \pm der Standardabweichung

Meßzeitraum		IP 1 in $kg\ N_2O-N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$	IP 2
12 Monate	6.7.1992 - 30.6.1993	9,4 \pm 5,22	13,4 \pm 5,20
20 Tage: 1. Tauperiode	7.1. - 27.1.1993	4,23 \pm 2,41	4,43 \pm 1,83
25 Tage: 2. Frost-Tauperiode	5.2. - 1.3.1993	1,00 \pm 0,48	1,72 \pm 0,29

Schlusfolgerungen

Die auf den Ackerstandorten gemessenen N_2O -Emissionsraten zeigen die außerordentliche Bedeutung der Wintermonate für die Bilanzierung der N_2O -Austräge aus Agrarökosystemen. Besonders bei schnellem Auftauen gefrorener Böden sowie im Verlauf diurnaler Frost-Tau-Zyklen können auch bei niedrigen Bodentemperaturen zwischen 0 und 5°C große N_2O -Mengen freigesetzt werden. Ursache hierfür ist wahrscheinlich eine verbesserte C- und N-Verfügbarkeit durch die frostbedingte Veränderung der Bodenstruktur (Frostgare, Aggregatzerfall). Zusätzlich bildet die, durch Frost abgetötete mikrobielle Biomasse einen leicht verfügbaren Substratpool. Die dadurch erhöhte mikrobielle Aktivität begünstigt bei gleichzeitiger Staunässebildung während des Auftauens die Denitrifikation.

Trotz der unterschiedlichen Bodentypen der Probeflächen (Tab. 1) ergab sich für die erste Tauperiode kein signifikanter Unterschied der ermittelten N_2O -Emissions-Summen (Tab. 2). Die für die zweite Frost-Tauperiode ermittelte N_2O Emissions-Summe am IP 2 überstieg die des IP 1 um das 1,7fache. Dies ist wahrscheinlich auf die deutlich höheren Wassergehalte des tonigeren IP 2 zurückzuführen (Abb. 1B). Die dargestellten Zeitreihen der Bodentemperatur, der Wasser- und Nitratgehalte und der N_2O -Emissionen verdeutlichen, daß Frost-Tauzyklen wichtige Auslöser für N_2O -Austräge während der Wintermonate sind. Die hohe jahreszeitliche Variabilität der N_2O -Austräge, mit kurzzeitigen Emissionsspitzen, die wesentlich zur Jahresemission beitragen kann so - bei einer begrenzten Anzahl von Messungen - zu beträchtlichen Fehlern in der Bilanzierung führen.

Literatur

- Bremner J.M., Robbins S.G. and A.M. Blackmer 1980:** Seasonal Variability in Emissions of Nitrous Oxide from Soil. *Geophys. Res. Lett.* 7: 641 - 644
- Bouwman A.F 1990:** Soils and the Greenhouse Effect. Wiley, Chichester
- Cates R.L. and D.R. Keeney 1987:** Nitrous oxide production throughout the year from fertilized and manured maize fields. *L. Environ. Qual.* 16: 443 - 447
- Duxbery J.M. and D.R. Bouldin 1982:** Emissions of N_2O from soils. *Nature* 298: 462-464
- Duxbery J.M., Harper L.H. and A.R. Mosier 1993:** Contributions of Agroecosystems to Global Climate Change. In: *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change.* ASA 55, Madison: 1 - 16
- Eichner, M.J. 1990:** Nitrous oxide emissions from fertilized soils. Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19: 272-280
- IPCC in Climate Change 1990:** The IPCC Scientific Assessment. (eds Houghton J.T., Jenkins C.J., Ephraums J.J.) Cambridge Univ. Press, Cambridge: 36-37
- Schlesinger W.H. 1991:** Biogeochemistry: analysis of global change. Acad. Press, N.Y.: 329-331
- Sommerfeld R.A., Mosier A.R. and R.C. Musselman 1993:** CO_2 , CH_4 and N_2O flux through a Wyoming snowpack and implications for global budgets. *Nature* 361: 140- 142

Einfluß verschiedener Nutzungsmaßnahmen von Ackerböden auf Leistungen der Mikroorganismen

von

Elsner, D.-C. und H.-P. Blume

Forschungskonzept

Kieler Institute untersuchen im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 192 auf dem Versuchsgut Hohenschulen die Optimierung pflanzenbaulicher Systeme im Hinblick auf ökonomische Leistung und ökologische Effekte. Von 36 Parzellen des SFB-Hauptversuches mit

2 Standortvarianten (Parabraunerde, Kolluvisol),

2 Bearbeitungsvarianten (Pflugeinsatz, Minimalbodenbearbeitung) und

5 Düngevarianten (0- 200 kg N / ha mineralisch und/oder als Gülle

wurden zu bisher **7 Terminen** (Okt.91 - Mai 93) von Oberkrume (0-10 cm) und Unterkrume (15-27 cm) die **mikrobielle Biomasse**, die **Dehydrogenaseaktivität**, die **Argininammonifikation** und die **β -Glucosidaseaktivität**, außerdem die Wasser-, C_{org} - und N_{min} - Gehalte, sowie die Bodentemperaturen (14 tägige Mittelwerte) bestimmt. Dadurch sollen Standorts- und Nutzungseinflüsse auf die Leistung der Bodenmikro- organismen untersucht werden und zwar insbesondere ihre Bedeutung für Zersetzung und Humifizierung, sowie den Nährstoffhaushalt.

Ergebnisse

n=72 p= 0,01 ** p= 0,05 *	Mikrob. Biomasse	Dehydro- genase- aktivität	Arginin- ammoni- fikation	Betagluco- sidase- aktivität
Mikrobielle Biomasse	-			
Dehydrogenaseaktivität	0,80**	-		
Argininammonifikation	0,22	0,17	-	
Betaglucosidaseaktivität	0,78**	0,85**	0,06	-

Abb.1: Korrelationen zwischen bodenmikrobiologischen Parametern am 22.März 93

Die Biomasse korrelierte in der Regel eng mit der Dehydrogenase- und β -Glucosidaseaktivität, aber nicht der Argininammonifikation (siehe **Abb.1**). Damit kann nicht ohne weiteres auf die mikrobielle Biomasse geschlossen werden.

* Beide Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, D-24118 Kiel

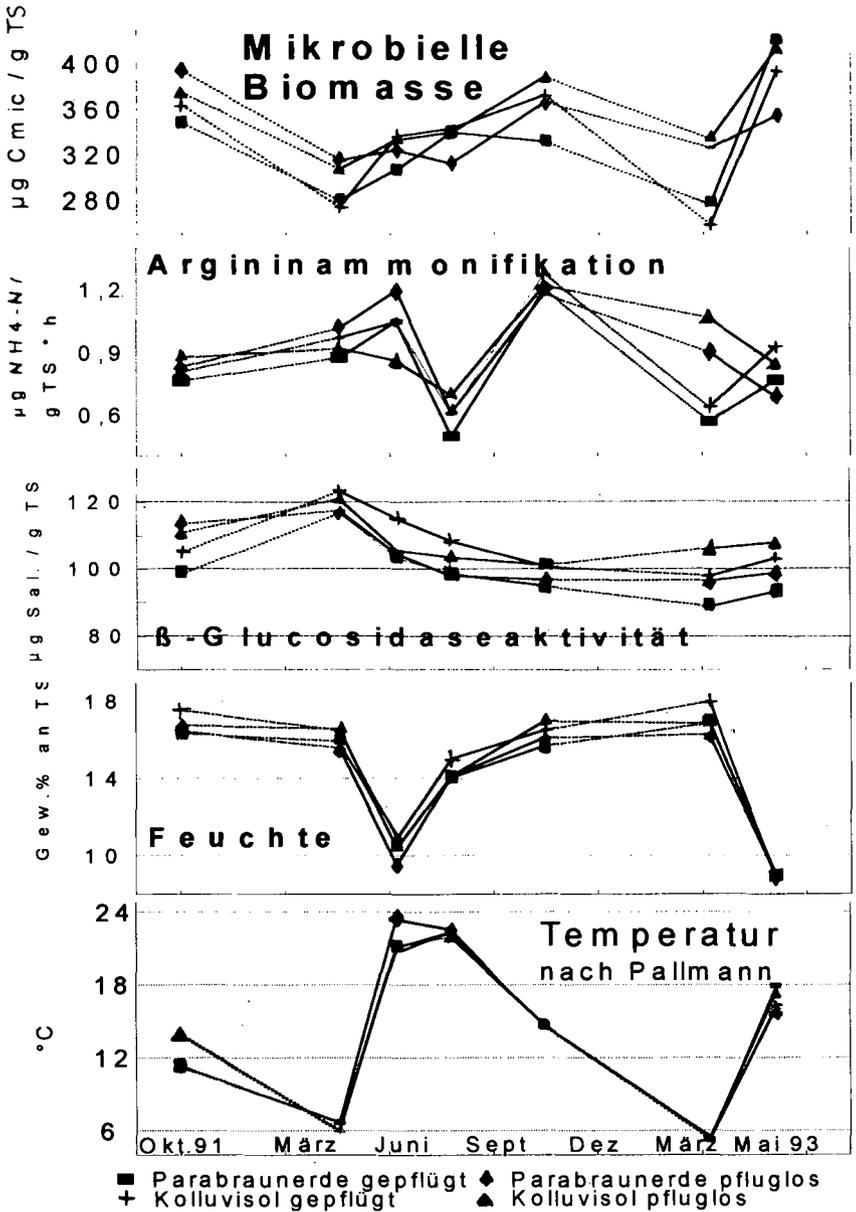


Abb.2: Standorts- und Bearbeitungseinflüsse auf die mikrobielle Biomasse der Krume (0-30 cm) und ihre Leistungen im Jahresablauf

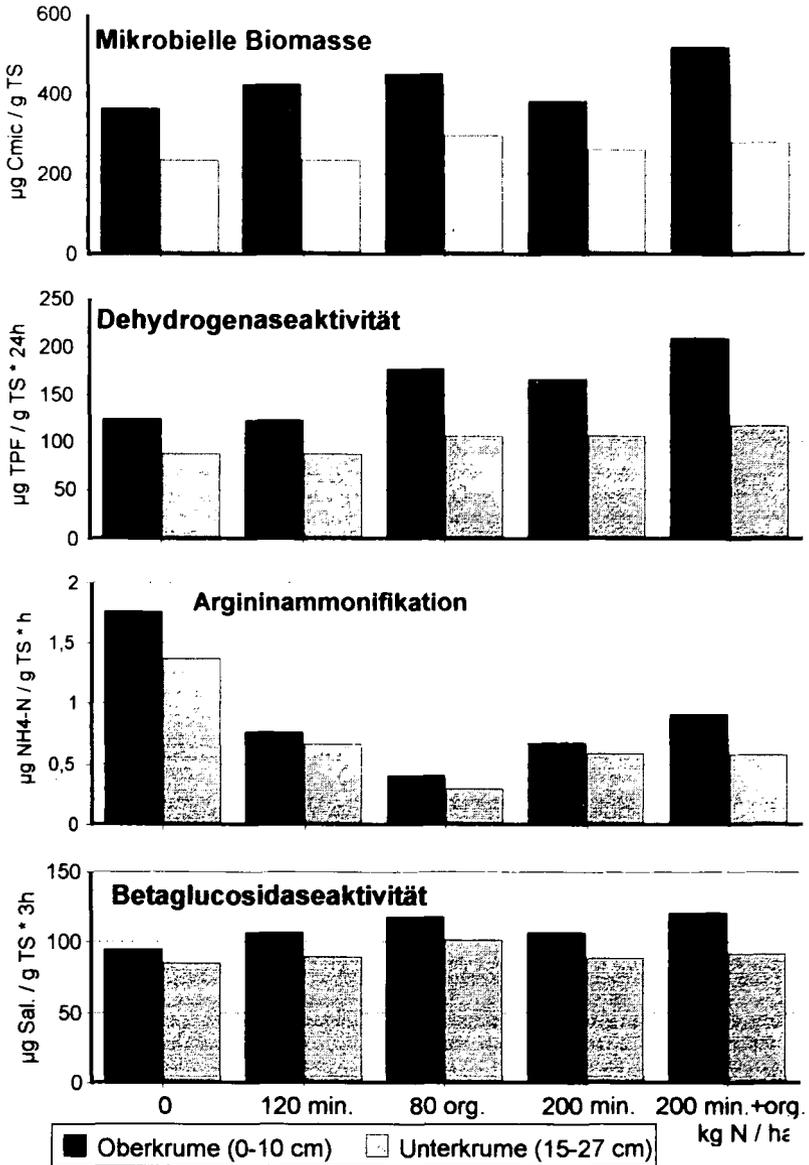


Abb.3: Unterschiedliche Reaktion der Mikroorganismengruppen auf Art und Höhe der Stickstoffdüngung, Probenahme 22.März 93, Güllegabe Aug. 92, Mineralstickstoffgabe Feb. 93

Das hat andererseits wieder den Vorteil, daß speziell hier die Arginin-ammonifikation relativ unabhängig von der mikrobiellen Biomasse interpretiert werden kann, konkret, die Argininammonifikation stellt ein **spezifisches Leistungspotential** der Mikroorganismen dar.

In **Abb.2** werden Standorts- und Bearbeitungseinflüsse auf die mikrobielle Biomasse und ihre Leistungen in der Krume im Jahresablauf dokumentiert. Die pfluglosen Varianten besaßen höhere Biomassen als die gepflügten. Parabraunerden und Kolluvien unterschieden sich dabei kaum. Generell hohe **Biomassewerte** traten im Herbst, d.h. einige Wochen nach Einarbeiten der Ernterückstände auf. Ansonsten war das Wärmeangebot von größerem Einfluß als das Wasserangebot. **Ammonifikanten** und **Kohlenhydratabbauer** (siehe β -Glucosidaseaktivität) reagierten wesentlich schwächer auf Streurückstände. Die Ammonifikation wurde demgegenüber mit Verzögerung stark durch Trockenheit beeinträchtigt. Völlig abweichend reagierten die Kohlenhydratabbauer. Damit wird belegt, daß die verschiedenen Mikroorganismengruppen unterschiedlich auf Standortunterschiede und Nutzungseinflüsse reagieren.

Auch die Art und Höhe der Stickstoffdüngung hatte einen wesentlichen Einfluß auf die mikrobielle Leistungen (siehe **Abb.3**). Die Güllegaben wirkte sich in der Oberkrume stärker auf die **mikrobielle Biomasse**, **Dehydrogenase-** und **Beta-glucosidasaktivität** aus als die reinen Mineralstickstoffgaben. In der Unterkrume ergaben sich dagegen keine großen Unterschiede.

Ein völlig abweichendes Bild zeigen vor allem im Herbst und Frühjahr die **Ammonifikanten** mit deutlich höheren Aktivitäten in den Nullparzellen. Sonst erwies sich die kombinierte, intensive Mineralstickstoff - Güllegabe den anderen Düngungsvarianten gegenüber als überlegen.

Zusammenfassung

Bereits in den ersten Versuchsjahren wirkten sich unterschiedliche Bearbeitungs- und Düngemaßnahmen stark auf die Bodenmikroorganismen aus. Dabei reagierten verschiedene Organismengruppen unterschiedlich. Die für das Verständnis des Nährstoffhaushalt wichtigen Untersuchungen sollen fortgesetzt werden.

Literatur

- ALEF, K., Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie, Ecomed 1991
ELSNER, D.-C.; BLUME, H.-P., Einfluß von Bearbeitung und Düngung auf die mikrobielle Biomasse typischer Ackerböden Schleswig-Holsteins, Mitt. Dt. Bodenk. Ges. Bd.71: 319-322

Charakteristika von Bodentieren unter pessimalen Biotopbedingungen

von

Emmerling, C. und H.-C. Fründ

Einleitung

Im folgenden Beitrag sollen Ergebnisse verschiedener Untersuchungen vorgestellt werden, anhand derer ungünstige Lebensbedingungen für verschiedene Bodentiere diagnostisch nachgewiesen werden können.

Es sind eine Vielzahl von Faktoren denkbar, die für die Bodentiere ungünstig sein können. Der folgende Überblick soll einige wichtige Faktoren nennen:

- klimatische Faktoren
(z.B. extreme Trockenphasen, Wechsel Trocken-/Feuchtphasen)
- schlechtes Nahrungsangebot/Nahrungskonkurrenz
- Feinddruck
- Immissionen
(Gase, Staub, Versauerung ...)
- Schadstoffe
- Bewirtschaftungsmaßnahmen

Es ist leicht vorstellbar, daß die Bodentiere auf die vorgestellten Bedingungen ganz unterschiedlich und vielfältig reagieren. Die Bodentiere zeigen uns biotischen Streß in vielfältiger Weise an; hierzu liegen bislang noch wenige Ergebnisse vor. Außerdem ist es schwierig, die oftmals vielschichtigen Zusammenhänge aufzudecken. Die in diesem Beitrag vorgestellten 'Indikatoren' sollen hierzu einen Beitrag liefern und zur Diskussion anregen.

Narbenhäufigkeit bei Lithobiomorpha

In einem Moderhumus-Buchenwald bei Ettlingen wurde die Populationsdynamik von Chilopoden über einen Zeitraum von 9 Jahren (1977-1985) erfaßt (FRÜND 1991). Im Zusammenhang mit klimatischen Extremsituationen, wie z.B. ein ausgeprägtes Trockenjahr 1983, kam es zu einem Einbruch in der Population der Lithobiomorpha (Abb. 1).

Verbunden mit der Abnahme der Abundanzen war eine auffällige Zunahme von Vernarbungen bei den 3 häufigsten Arten festzustellen (FRÜND 1992), dabei handelte es sich vorwiegend um das Fehlen oder Verletzungen des 14. oder 15. Beines, das Fehlen der oder Teile der Antennen und das Fehlen anderer Beine. Dies ist ein Hinweis auf aktiveres Umherlaufen und einer stärkeren Interferenzbelastung der Tiere im Kampf um geeignete Ruheplätze. Die höhere Mobilität ist mit einem höheren Risiko verbunden, Freßfeinden zum Opfer zu fallen (weitere Ergebnisse in FRÜND 1992).

Veränderungen der Grundfärbung bei Collembolen

Nach Untersuchungen von FRITZLAR, DUNGER und SCHÄLLER (1986) zeigten Orchsella- und Entomobrya-Arten mit zunehmender Immissionsbelastung des Habitates eine deutliche Abweichung von der normalen Variationsbreite der Grundfärbung der Arten. Dies äußerte sich im abnormen Auftreten von violetten und dunkelroten Farbtönen, wahrscheinlich auf chemische Reaktionen mit Stäuben zurückzuführen. Hier scheint die Farbveränderung ein deutliches Indiz für die Belastung des Habitats durch Stäube zu sein.

* Dipl.-Geogr. Christoph Emmerling, Universität Trier, FB VI - Bodenkunde - , 54 286 Trier;
Dr. Heinz-Christian Fründ, Institut für Angew. Bodenbiologie GmbH, Ernst-Sievers-Str. 107, 49 078 Osnabrück

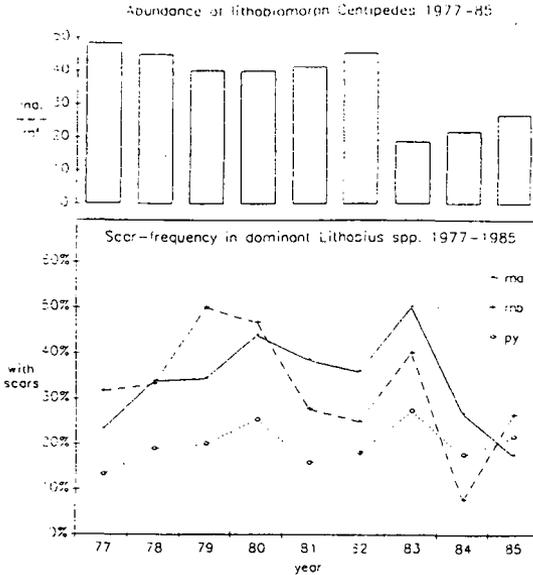


Abb. 1: Narbenhäufigkeit von drei dominanten *Lithobius*-Arten (*L. macilentus*, *L. mutabilis*, *L. pygmaeus*) und Gesamtabundanz der Lithobiomorpha von 1977-1985 im Stadtwald Entlingen

Zunahme des mittleren Adultgewichtes bei Regenwürmern

Bei der Untersuchung des Einflusses zunehmender Bewirtschaftungsintensität (Gradient Wald-Grünland-Acker) auf die Struktur und Zusammensetzung der Regenwürmer zeigte sich, daß einzelne, stetig vorkommende Arten höhere mittlere Individualgewichte aufwiesen (EMMERLING 1993).

So zeigte sich, daß die Individualgewichte der Populationen von *Lumbricus terrestris* und *L. rubellus* deutlich, von *Aporrectodea caliginosa* nur ansatzweise im Nutzungsgradienten zunahmen (Abb. 2).

Als Erklärungsansatz können Laborexperimente von MEINHARD (1977) herangezogen werden: *L. terrestris*-Nachkommen wuchsen unter Streßbelastung bis zur Ausbildung der Pubertätsmerkmale länger (mit dem Erlangen der Geschlechtsreife ist das Größenwachstum der Tiere im wesentlichen abgeschlossen). Das höhere mittlere Adultgewicht kann somit auf ungenügende Entwicklungsbedingungen in der Jugend zurückgeführt werden.

Weitere bestätigende Ergebnisse liegen von Untersuchungen aus dem Vergleich konventioneller/alternativer Bewirtschaftungsweisen (NECKER 1989) sowie bislang unpublizierter Untersuchungen vor.

Auch hier konnten am Beispiel von *A. caliginosa* höhere Individualgewichte unter konventioneller Bewirtschaftung (Abb. 3), unter Acker im Vergleich zu Grünland (Abb. 4) sowie unter stärker belasteten Parkflächen im Stadtbereich (Abb. 5) nachgewiesen werden.

Abb. 2: Entwicklung des Individualgewichtes einzelner Regenwurmpopulationen im Nutzungsgradienten

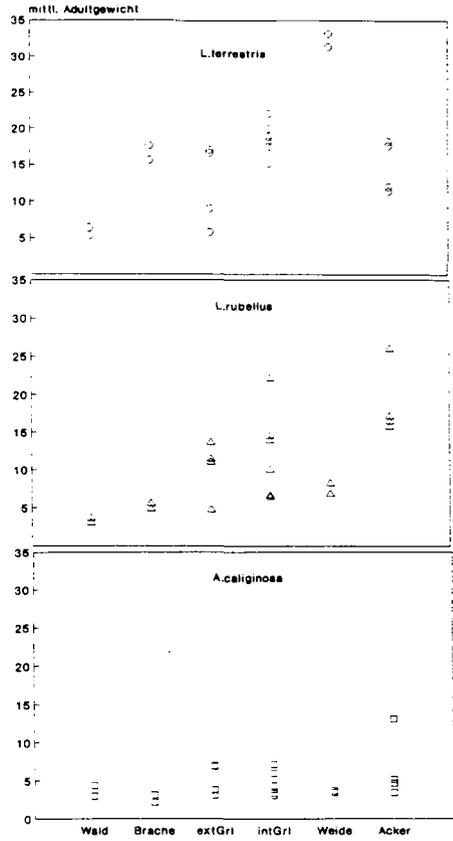
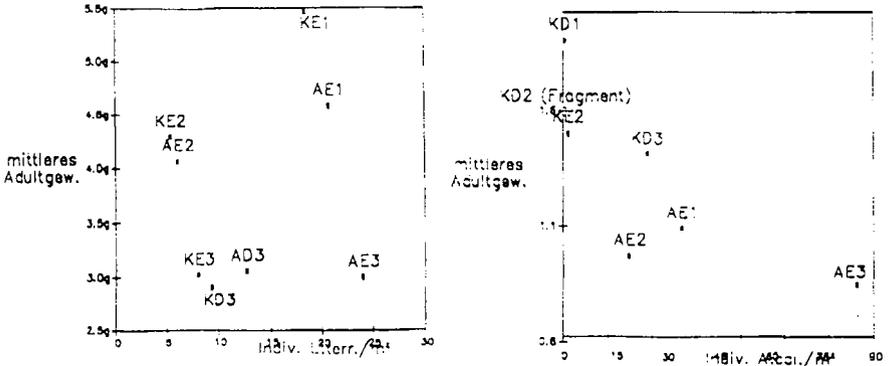


Abb. 3:

Mittlere Adultgewichte von *Lumbricus terrestris* und *A. caliginosa* unter konventioneller (K) und alternativer (A) Bewirtschaftung



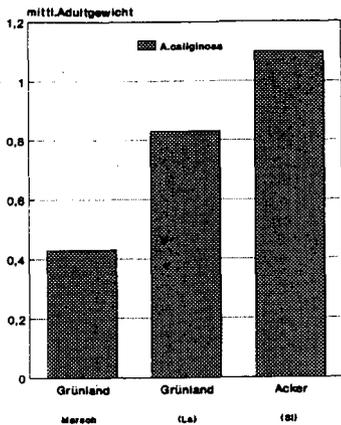


Abb. 4: Mittlere Adultgewichte von *Aporrectodea caliginosa* in Vergleichsflächen Norddeutschlands

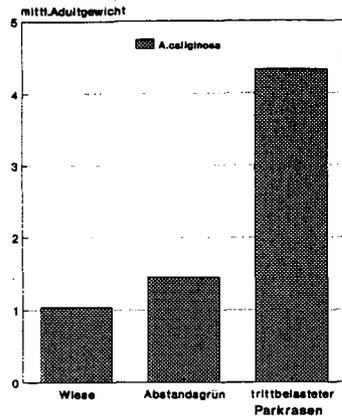


Abb. 5: Vergleich der mittleren Adultgewichte von *Aporrectodea caliginosa* in Stadtböden

Zusammenfassung

1. Es wurden diagnostische Beispiele vorgestellt, die möglicherweise indikativ für "interaktiven Streß" und ungenügende Entwicklungsmöglichkeiten bei verschiedenen Bodentieren gedeutet werden können, wie zum Beispiel
 - die größere Narbenhäufigkeit bei den Lithobiomorpha als Folge größerer Mobilität und Gefährdung durch Freißeinde;
 - Farbveränderungen bei epedaphischen Collembolen infolge physiologischer Veränderungen nach Immissionen von Luftschadstoffen (FRITZLAR, DÜNGER u. SCHÄLLER 1986);
 - Zunahme des mittleren Adultgewichtes bei einigen Regenwürmern als Folge von ungenügenden Entwicklungsmöglichkeiten in der Jugendphase.
2. Die vorgestellten Ergebnisse zu den mittleren Adultgewichten sind bislang einer statistischen Prüfung nicht zugänglich. Das vorgestellte Phänomen sollte nach unserer Auffassung aber weiter verfolgt werden.

Literatur

- EMMERLING, C. (1993): Nährstoffhaushalt und mikrobiologische Eigenschaften von Auenböden sowie die Besiedlung durch Bodentiere unter differenzierter Nutzung und Überschwemmungsdynamik. Diss. Trier, im Druck.
- FRITZLAR, F.; DÜNGER, W. u. G. SCHÄLLER (1986): Über den Einfluß von Luftverunreinigungen auf Ökosysteme. X. Collembola im Immissionsgebiet eines Phosphat-Düngemittelwerkes. *Pedobiologia*, 29, 413-434.
- FRÜND, H.-C. (1991): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens. 14. Hundertfüßer (Chilopoda). *Carolinaea*, 49, 83-94.
- FRÜND, H.C. (1992): The Occurrence and Frequency of Scars in Centipedes. *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck, Suppl.* 10, 269-275.
- MEINHARD, U. (1977): Der Gewichtsanstieg bei *L. terrestris* während und nach der Ausbildung der Pubertätsmerkmale. *P. Cent. Pir. Biol. Exper. (Jacca)*, 9, 37-44.
- NECKER, U. (1989): Untersuchungen zur Mikroflora und Bodenfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: *Schriftenreihe der LÖLF*, Bd. 11, 39-69.

Bodentier- und Mikroorganismengesellschaft in einer heterogenen Agrarlandschaft

von

Filser, J., H. Fromm, R.F. Nagel und K. Winter

Einleitung

Bodentiere und -mikroorganismen waren häufig Gegenstand von Untersuchungen auf landwirtschaftlichen Flächen (Babel, 1982; Fromm et al., 1983). Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wird als wichtige Ergänzung zu den üblicherweise erhobenen Bodenkenngrößen angesehen. Die Bedeutung der Regenwürmer für Wasserhaushalt, Durchmischung, Gefügestabilität und Ertragspotential ist hinlänglich bekannt. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes bzw. der Destruktivität der Probennahme gehört die Bestimmung der Regenwurmpopulation jedoch nicht zu den bodenkundlichen Standarduntersuchungen. Erhebungen der Mesofauna, wie sie z.B. von Heimann-Detlefsen (1991) durchgeführt wurden, werden aufgrund der im Vergleich zu Mikroorganismen und Regenwürmern relativ geringen Biomasse häufig als überflüssige Fleißarbeit für hochspezialisierte Zoologen belächelt. Dabei werden jedoch wichtige Punkte übersehen:

- Der Stoffwechsel steigt ganz allgemein mit sinkender Körpergröße, d.h. der Anteil der Mesofauna an der metabolischen Aktivität ist wesentlich größer als der an der Biomasse.
- Aufgrund ihrer großen Artenvielfalt zeigen die einzelnen Vertreter der Mesofauna ganz unterschiedliche ökologische Ansprüche, die Rückschlüsse auf ihren Lebensraum zulassen.

Bisherige Untersuchungen der Mesofauna krankten zumeist daran, daß entweder zu wenige Begleitparameter erhoben wurden, oder daß die (oft nur auf einem Bodentyp basierenden) Ergebnisse denen anderer Autoren widersprachen. Dabei wurde häufig nicht beachtet, daß andere Daten nicht nur auf anderen Böden, sondern auch zu unterschiedlichen Jahreszeiten und klimatischen Bedingungen oder unter einer anderen Vegetation aufgenommen wurden. Die vorliegende Untersuchung ist Teil des Forschungsverbunds Agrarökosysteme München (FAM), der sowohl in der Heterogenität der Versuchsflächen als auch vom Datenumfang her wohl einmalig ist. Ziel der Untersuchung war neben der flächenbezogenen Darstellung von Bodentieren und Mikroorganismen die Herstellung von Beziehungen zwischen Collembolen als Vertretern der Mesofauna und biotischen und abiotischen Bodenparametern.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf dem Klostergut Scheyern im oberbayerischen Tertiärhügelland durchgeführt. Die Böden - hauptsächlich Braunerden - umfassen eine Vielzahl von Substraten von tonigen bis sandigen Lehmen mit unterschiedlichem Skelettanteil (vgl. Fromm et al., 1993). Während der Untersuchungen waren sämtliche Ackerflächen gleich bewirtschaftet (1991: Winterweizen, 1992: Sommergerste).

Folgende Methoden kamen zur Anwendung: Substratinduzierte Respiration nach Anderson & Domsch (1978) und Heinemeyer et al. (1989) (mikrobielle Biomasse), gaschromatographische Analyse mit Carlo Erba 1500 C/N-Analyser, modifizierte MacFadyen-High-Gradient-Extraktion (Mesofauna), Formalin-Extraktion nach Raw (1959) (Regenwürmer).

Probenahmen:

1. Ca. 100 ha flächendeckend an 400 Punkten im 50-m-Raster (Frühjahr 1991 und 1992). Dabei wurden erfaßt: von 0-15 cm Tiefe: mikrobielle Biomasse, pH, C- und N-Gehalt, Wassergehalt, Skelettanteil; von 0-5 cm Tiefe: Individuenzahlen der Mesofauna, Artzusammensetzung der Collembolen.
2. 15 bezüglich Bodentyp und Vornutzung flächenrepräsentative Dauerbeobachtungsflächen à 600 m². Erfaßt wurden Regenwürmer (je 12 Wiederholungen/Fläche, Herbst 1991 und 1992).

*) GSF - Institut für Bodenökologie, Neuherberg, 85758 Oberschleißheim

3. Zwei 100 m voneinander entfernte Dauerbeobachtungsflächen vergleichbaren Bodentyps, die sich bezüglich der Vornutzung deutlich unterschieden (vgl. Tab. 1). Erfasst wurden mikrobielle Biomasse und Bodenkenngrößen wie unter 1) und die Mesofauna (Bodentiefe jeweils 0-10, 10-20 cm; 5 Wiederholungen) an vier Untersuchungsterminen während der Vegetationsperioden 1991 und 1992.

Korrelationen wurden mit dem Spearman-Rangkorrelationskoeffizienten berechnet (Software: Statgraphics Ver. 5.0, 1991)

	"Konventionell"			"Intensiv"		
	Ton	Schluff	Sand	Ton	Schluff	Sand
Körnung	18	38	44	12	32	56
%						
Bodentyp	Braunerde-Kolluvium			Braunerde-Kolluvium		
Lagerungsdichte (g/ccm)	1.48			1.55		
max. WHK (Gew. %)	52.2			46.5		
% C	1.1			1.6		
% N	0.12			0.16		
pH (CaCl ₂)	6.0			6.1		
Cu (EDTA; mg/kg)	4.2			149.8		
Bewirtschaftung vor 1990	Fruchtfolge (Getreide, Raps)			Hopfen		

Tab. 1: Bodenkenngrößen der Dauerbeobachtungsflächen INT ("intensiv") und KON ("konventionell").

Ergebnisse und Diskussion

Bei den flächendeckenden Beprobungen war die Verteilung der mikrobiellen Biomasse mit etwa 400 µg Cmic/g TB auf den Ackerflächen relativ homogen. Ehemalige Hopfenfelder wiesen niedrige (ca. 200 µg Cmic/g TB), Grünlandflächen deutlich erhöhte Werte (ca. 800 µg Cmic/g TB) auf. Ein ähnliches Muster zeigte sich bei den Gesamtindividuenzahlen der Collembolen (Fromm et al., 1993). Die einheitlichen Werte auf den Ackerflächen trotz sehr unterschiedlicher Bodentypen sind auf die gleichmäßige Düngung und Bodenbearbeitung (und damit Nährstoffversorgung und Durchlüftung) zurückzuführen (Babel, 1982).

Einzelne Collembolenarten zeigten deutliche Unterschiede bezüglich ihrer Verteilung: Der ubiquitische Tiefenbewohner *Onychiurus armatus* war auf der Gesamtfläche relativ homogen verteilt, während die hemiedaphische Art *Folsomia quadrioculata* auf den ehemaligen Hopfenfeldern extrem niedrige Individuenzahlen aufwies. Dies deckt sich mit den Untersuchungen von Filser (1993), die diese Art auf bewirtschafteten Hopfenfeldern nicht nachweisen konnte..

Auch die Individuenzahlen der Regenwürmer zeigten an den 15 Dauerbeobachtungsflächen große Unterschiede. *Aporrectodea caliginosa*, eine typische Ackerart, war verhältnismäßig gleichmäßig verteilt, während der Tiefengräber *Lumbricus terrestris* fast nur im nördlichen Teil der Fläche vorkam und auf Grünland wesentlich zahlreicher als auf dem Acker war.

Die Berechnung von Rangkorrelationskoeffizienten zwischen den Abundanzen einzelner Collembolenarten und den erhobenen Bodenkenngrößen auf der Basis des Gesamtflächen-Datensatzes erbrachte zwar durchwegs höchst signifikante, jedoch vergleichsweise niedrige Werte: Die höchsten Koeffizienten (z.B. *Isotoma viridis*/Wassergehalt) lagen bei 0,45. Dies ist dadurch zu erklären, daß sich bei der Vielzahl der untersuchten Bodentypen die meisten Einflußgrößen stark überlagern. Aus diesem Grund wurden zwei ausgewählte Teilflächen (Tab. 1) in höherer räumlicher und zeitlicher Auflösung beprobt.

Trotz sehr ähnlicher Bodenverhältnisse und gleicher Bewirtschaftung unterschieden sich der ehemals konventionell bewirtschaftete Acker (KON) und das ehemalige, durch Intensivbewirtschaftung geprägte, Hopfenfeld (INT) bezüglich der biotischen Meßgrößen sehr stark. Während 1991 auf 10 m² von INT nur vier Regenwürmer zu finden waren, wurden auf der gleichen Fläche von KON 2.500 Individuen extrahiert. Dies ist auf die Sensitivität der Regenwürmer gegen Kupfer zurückzuführen (Curry, 1986). Die mikrobielle Biomasse war auf INT nur etwa halb so hoch wie auf KON, und auch die Individuenzahlen der Collembolen waren deutlich erniedrigt. Besonders auffällig war der Unterschied in der Artenzusammensetzung der beiden Felder. Manche Arten fehlten auf INT vollständig, während andere auf KON weniger zahlreich als auf INT waren - es kann also keinesfalls (wie bei den Lumbriciden) von einer hohen Sensitivität der Gruppe als Ganzes gesprochen werden. Dies legte nahe, die Le-

Eine große Schwierigkeit stellt bei Beziehungen zwischen Bodenkenngößen und Collembolen die Statistik dar. Aufgrund der zumeist geklumpten Verteilung von Bodentieren kommen nur parameterfreie Verfahren wie Spearman's Rangkorrelation in Frage. Zum eindeutigen Aufzeigen von Zusammenhängen unter Feldbedingungen sind jedoch multiple Korrelationen vonnöten, für die es bis heute zumindest in den gängigen Software-Paketen keine nichtparametrischen Signifikanztests gibt. Eine Weiterentwicklung auf diesem Gebiet wäre dringend erforderlich.

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die mikrobielle Biomasse und die Gesamtindividuenzahlen der Collembolen sind auf der Gesamtfläche relativ homogen verteilt. Ehemalige Hopfenfelder zeigen niedrige, Grünlandflächen deutlich erhöhte Werte. Collembolen und Lumbriciden weisen deutliche artspezifische Unterschiede auf.

Bei hoher Variabilität der bodenkundlichen Parameter sind eindeutige Zusammenhänge nur schwer herauszustellen. Hierzu sind räumlich und zeitlich hochauflösende Messungen erforderlich.

Als Indikatoren für Bodenzustände scheinen Collembolen aufgrund ihrer vielfältigen Lebensraumsprüche gut geeignet. Zur endgültigen Abklärung sind sowohl Laborexperimente als auch ausgefeilte statistische Verfahren erforderlich.

Danksagung

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

Literatur

Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. - *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221.

Babel, U. (1982): Die Beeinträchtigung der Bodenfauna durch landwirtschaftliche Kulturmaßnahmen. - In: Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Bodennutzung und Naturschutz, Fachseminar März 1982, Würzburg. *Laufener Seminarbeiträge* 3/82, 29-36

Curry, J.P. (1986): Effects of management on soil decomposers and decomposition processes in grassland. In: *Microfloral and faunal interactions in natural and agro-ecosystems*. Ed. Mitchell, M.J. & Nakas, J.P. pp 349-398. Nijhoff/Junk Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Filser, J. (1993): Die Bodenmesofauna unter der landwirtschaftlichen Intensivkultur Hopfen: Anpassung an bewirtschaftungsbedingte Bodenbelastungen? In: *Bodenmesofauna und Naturschutz - Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland* 5. Ed. Ehrnsberger, R. BSH-Verlag, 368-386.

Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantschel, R., Beese, F. (1993): The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interactions. - *Geoderma*, (in press)

Heimann-Detlefsen, D. (1991): Auswirkungen eines unterschiedlich intensiven Pflanzenschutz- und Düngemittleinsatzes auf die Collembolenfauna des Ackerbodens. Diss., Braunschweig. 164 pp.

Heinemeyer, O., Insam, H., Kaiser, E.A., Walenzik, G. (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: An automated technique based on infra-red gas analysis. - *Plant and Soil* 116, 191-195.

Raw, F. (1959): Estimating earthworm populations by using formalin. - *Nature (Lond.)* 184, 1661-1662.

Einfluß von Standort und Nutzung auf Verteilung und Struktur der organischen Substanz in Gebirgsböden

von

Forster, J.C. und W. Zech

Im Teilprojekt Bodenkunde des BMFT-Forschungsverbands "Bodenforschung deutsche Alpen" werden die Auswirkungen der Nutzung von Gebirgsstandorten auf Bodeneigenschaften und Stoffflüsse untersucht. Dieser Beitrag beschäftigt sich mit der Verteilung und Struktur der organischen Substanz in Böden unter Almweide bzw. Bergwald auf zwei Standorten im Nationalpark Berchtesgaden, die bereits in einer früheren Arbeit zur Humusschwundproblematik bearbeitet wurden (ZECH et al. 1981). Es sollten die Anteile der unterschiedlichen organischen Fraktionen (partikuläre organische Substanz=POM; organomineralische Komplexe=OMK in Mikroaggregaten) und deren elementare und funktionelle Zusammensetzung ermittelt und Zusammenhänge mit dem Grad der Mikroaggregation aufgezeigt werden.

Material und Methoden

Die Standorte "Holzstube" und "Büchsenkopf" befinden sich im Jennergebiet in 1200 m Höhe; Exposition und Hangneigung sind SW/23° bzw. ONO/36°. Die Ah-Horizonte (ca. 0-15 cm) von jeweils fünf Bodenprofilen (Brauerde-Rendzina bzw. Pararendzina-Brauerde) je Standort ("H", "B") und Nutzungsform ("A"=Almweide, "W"=Wald) wurden beprobt, frische Pflanzenreste inkl. Wurzeln entfernt und die Böden feldfrisch bei 2°C gelagert. Nach Abtrennung der ungebundenen partikulären Substanz des *Interaggregatraums* ("Floatables") durch Abfluten und nach einer milden Dispergierung der verbliebenen Makroaggregate (JOCTEUR MONROZIER et al. 1991) wurden die Grobfractionen (> 2000, 2000-250, 250-50 µm) abgesiebt. Daraus wurde wiederum die POM des *Intraaggregatraums* durch Abfluten abgetrennt. Die intakten Mikroaggregate der Fraktionen 20-50, 2-20 und < 2 µm wurden durch Sedimentation gewonnen ("organomineralische Komplexe").

Die Untersuchung der organomineralischen Komplexe umfaßte die Bestimmung der C- und N-Gehalte (Carlo Erba ANA 1500) sowie die NMR-spektroskopische Bestimmung der ¹³C-Spezies der HF/HCl-behandelten Festproben (Bruker MSL 300) bzw. im hiervon erhaltenen Na₄P₂O₇/NaOH-Extrakt (Bruker AM 500).

Ergebnisse

Die organische Fraktion im Interaggregatraum machte ca. 4-10 Gewichts-% in den Proben aus (Abb. 1), das sind bis zu 4% C in den Gesamtproben. Obwohl die Waldböden im Mittel weniger Gesamt-C aufwiesen (Abb. 5), war ihr Anteil an "Floatables" etwa doppelt so hoch wie der in den entsprechenden Almweideböden. Die Böden des Standorts Holzstube übertrafen in beiden Nutzungsvarianten diejenigen vom Standort Büchsenkopf. Gleiches gilt für die POM in den Fraktionen > 50 µm (Abb. 2), wobei hier jedoch die Almweideböden die höheren Anteile aufwiesen. Die POM-Gehalte lagen dabei im Bereich von 5 bis über 15 Gewichts-%, das entspricht wiederum bis zu 6% C in den Gesamtproben.

Die organomineralischen Komplexe waren zum weitaus größten Teil in der Schluffraktion (2-20 µm) konzentriert. Die Fraktionen < 20 µm beinhalteten ca. 50 bis 60% des organischen Kohlenstoffs (Abb. 3), wobei wiederum die Almweideböden gegenüber den Waldböden sowie die Böden des Standorts Holzstube gegenüber denjenigen vom Büchsenkopf dominierten. Über einen Bereich von 4-15% Gesamt-C besteht keine Abhängigkeit vom C-Gesamtgehalt der Proben (Abb. 4).

Floatables (Gew.-%)

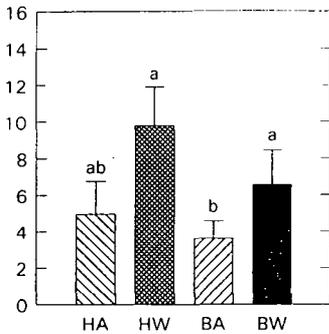


Abbildung 1: Gewichtsanteile der abflutbaren organischen Substanz in den untersuchten Böden (Mittelwerte + Standardabweichung).

POM (Gew.-%)

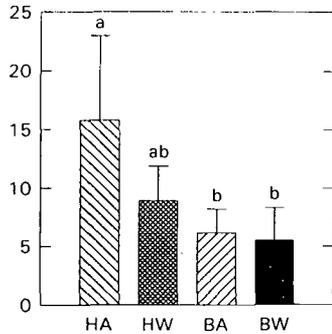


Abbildung 2: Gewichtsanteile der partikulären organischen Substanz in den untersuchten Böden (Mittelwerte + Standardabweichung).

$C_{OMK < 20 \mu m} (\%)$

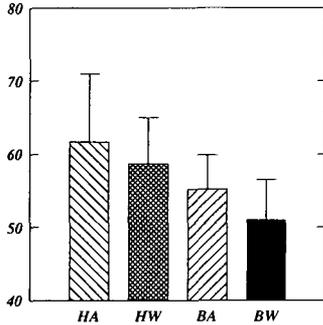


Abbildung 3: C-Anteile der organomineralischen Fraktionen $< 20 \mu m$ am Gesamt-C der stabilen Makroaggregate (Mittelwerte + Standardabweichung).

$C_{OMK < 20 \mu m} (\%)$

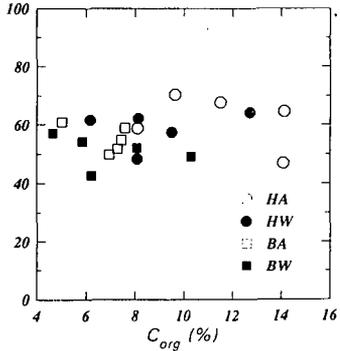


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen den C-Anteilen in den OMK $< 20 \mu m$ und dem Gesamt-C-Gehalt der untersuchten Böden.

Die Fraktion $20-50 \mu m$ bestand aus einer Mischung von partikulärer und komplexierter organischer Substanz und lieferte daher keine konkludenten Informationen über Nutzungs- oder Standort-einflüsse.

Die C-Gehalte waren in den Schlufffraktionen am höchsten und lagen durchweg auf dem Niveau der Gesamtböden (Abb. 5). Die Feinsand- und Tonfraktionen fielen demgegenüber deutlich ab; die Unterschiede zur Gesamtprobe betragen absolut bis zu 4% C bzw. relativ bis zu 30% vom Gesamt-

geringer als bei den Waldböden. Bei den N-Gehalten erreichten Ton- und Schlufffraktionen höhere Werte als der Gesamtboden, während die Feinsandfraktionen deutlich abfielen (Abb. 6). Somit ergab sich in allen Böden eine Reihenfolge der C/N-Verhältnisse in den Fraktionen der Form $fS > U > T$ (Abb. 7). Mit abnehmendem Korndurchmesser erfolgt eine zunehmende Angleichung der C/N-Verhältnisse von Almweide- und Waldböden. Die Fraktionen der Almweideböden hatten vergleichbare C/N-Verhältnisse, während die Waldböden am Büchsenkopf deutlich über denjenigen vom Standort Holzstube lagen.

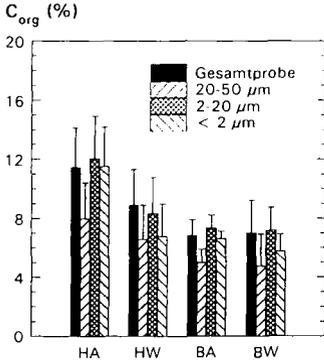


Abbildung 5: C-Gehalte in Gesamtproben und organomineralischen Größenfraktionen der untersuchten Böden (Mittelwerte + Standardabweichung).

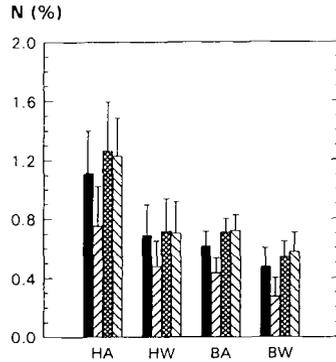


Abbildung 6: N-Gehalte in Gesamtproben und organomineralischen Größenfraktionen der untersuchten Böden (Mittelwerte + Standardabweichung).

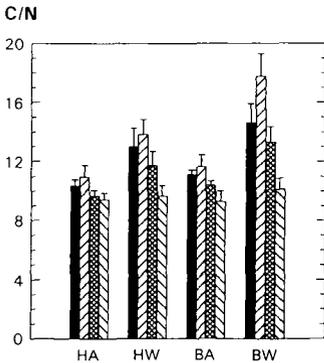


Abbildung 7: C/N-Verhältnisse in Gesamtproben und organomineralischen Fraktionen der untersuchten Böden (Mittelwerte + Standardabweichung).

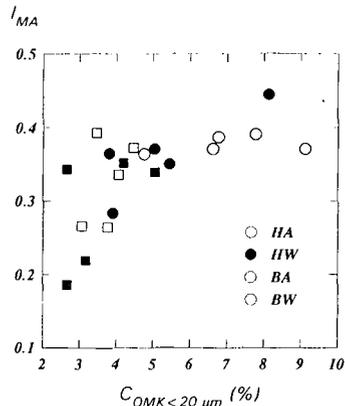


Abbildung 8: Zusammenhang zwischen dem Mikroaggregationsindex I_{MA} und dem in Mikroaggregaten $< 20 \mu m$ gebundenen C-Anteil am Gesamtboden.

Die kernresonanzspektroskopische Untersuchung der Fraktionen < 2 und $2-20 \mu\text{m}$ (Festkörperproben) ergab keine wesentlichen systematischen Unterschiede in der prozentualen Verteilung der C-Spezies in Abhängigkeit von Nutzung und Standort. In der Fraktion $20-50 \mu\text{m}$ zeichnete sich ein höherer Aliphatenanteil (Bereich $0-36 \text{ ppm}$) in den Almweideböden ab, der durch höhere Aromatenanteile ($105-160 \text{ ppm}$) in den Waldböden kompensiert wurde. Im Vergleich der Größenfraktionen zeigte sich ein Rückgang des Aliphatenanteils mit zunehmendem Äquivalentdurchmesser; gleichzeitig nahmen andere Fraktionen geringfügig zu.

In den alkalischen Extrakten war im Aliphatenbereich eine ähnliche Tendenz wie oben erkennbar, wobei hier ein deutlich geringerer Anteil des C repräsentiert war. Nutzungsunterschiede deuteten sich im O-Alkyl-Bereich (Zucker; $58-107 \text{ ppm}$) an, wo die Almweideböden in der Fraktion $20-50 \mu\text{m}$ $5-10\%$ (absolut) höher lagen, während in der Tonfraktion die Waldböden um 5% höhere Anteile aufwiesen. Es handelt sich in der Feinsandfraktion möglicherweise um pflanzliche Zucker, während in der Tonfraktion überwiegend mikrobielle Zucker zu finden sein sollten (CHRISTENSEN 1992).

Der Anteil des in den Mikroaggregaten gebundenen Kohlenstoffs am Gesamtboden steht in engem Zusammenhang mit dem Mikroaggregationsindex I_{MA} der untersuchten Böden (Abb. 8). Zwischen 5 und 6% C_{OMK} scheint das Maximum des Aggregationsgrads erreicht. Interessanterweise befand sich das Maximum der Naßsiebestabilität von Makroaggregaten der Größe $2-5 \text{ mm}$ ebenfalls bei C-Gehalten zwischen 5 und 6% (FORSTER und ZECH 1992).

Schlußfolgerungen

Die Größenfraktionierung von Böden zweier Gebirgsstandorte liefert physikalisch und chemisch unterschiedliche organische Fraktionen, deren jeweilige Anteile und Eigenschaften den Einfluß von Standort und Nutzung erkennen lassen.

Eine ausführliche Darstellung und Diskussion der Ergebnisse und maßgeblichen Prozesse erfolgt an anderer Stelle.

Dank

Dem BMFT danken wir für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des Projekts "Bodenforschung deutsche Alpen" (Förderkennzeichen FO 03/3/17).

Literatur

- BOCHTER, R., W. NEUERBURG und W. ZECH, 1981. Humus und Humusschwund im Gebirge. Forschungsberichte 2, Nationalpark Berchtesgaden, 110 S.
- CHRISTENSEN, B. T., 1992. Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. Adv. Soil Sci. 20, 1.90.
- FORSTER, J. C., und W. ZECH, 1992. Organische Substanz und Aggregation in Böden unter Almweide und Bergwald im Nationalpark Berchtesgaden. Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges. 68, 161-164.
- JOCTEUR MONROZIER, L., J. N. LADD, R. W. FITZPATRICK, R. C. FOSTER und M. RAUPACH, 1991. Components and microbial biomass content of size fractions in soils of contrasting aggregation. Geoderma 49, 37-62.

Schätzung der auf Ackerstandorten mikrobiell verfügbaren organischen Substanz und ihre Beziehungen zu mikrobiellen Eigenschaften

von

Friedel, J.

Einleitung

Konzentration und Aktivitäten der mikrobiellen Biomasse des Bodens werden von ackerbaulichen Eingriffen beeinflusst und sind sensible Indikatoren für Veränderungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen, wie zahlreiche Untersuchungen der letzten Jahre gezeigt haben. Heterotrophe Mikroorganismen in Ackerböden sind in ihrer Stoffwechsellätigkeit vor allem durch die Substrat- bzw. C-Verfügbarkeit begrenzt (DOMSCH, 1985, S. 19). Es ist daher zu erwarten, daß eine enge Beziehung zwischen der organischen Bodensubstanz und der bewirtschaftungsbedingten Ausprägung bodenbiochemischer Aktivitätsparameter besteht. Für das Verständnis bodenbiochemischer Zustands- und Aktivitätsgrößen ist es deshalb entscheidend, die Qualität der organischen Bodensubstanz zu erfassen.

Zur Charakterisierung der Humusqualität kann beispielsweise eine Huminstofffraktionierung vorgenommen werden (HERSEMANN & SÖCHTIG, 1985). Durch Extraktionsverfahren wurde die kaltwasserlösliche Kohlenstofffraktion (BURFORD & BREMNER, 1975; MCGILL et al., 1986, SIKORA & MCCOY, 1990), der heißwasserlösliche oder der Natronlauge-Pyrophosphat-extrahierbare Anteil (GROCHOLL, 1991) ermittelt. Die jeweilige Beziehung zu mikrobiellen Aktivitäten war aber meist gering.

Andererseits waren in längerfristigen Versuchen die mikrobielle Biomasse und Aktivitäten eng mit dem mehrjährigen Ertragsniveau (MCGILL et al., 1986) bzw. dem Eintrag an Ernterückständen und organischen Düngern korreliert (COLLINS et al., 1992). Von besonderer Bedeutung für die Ausprägung dieser bodenbiochemischen Parameter scheinen also die Zufuhr sowie die räumliche und zeitliche Verteilung rezenter organischer Substanzen zu sein, die noch nicht mikrobiell umgesetzt sind und damit ein potentiell verfügbares Substrat darstellen. Ebenso wichtig ist das Abbauverhalten der organischen Substanzen nach Zufuhr zum Boden.

JANSSEN (1984) stellte eine einfache Methode zur Berechnung des Abbaus und der Anreicherung "junger" organischer Bodensubstanz vor. Dieser "junge" Humus zeigte eine enge Beziehung zur N-Mineralisierung (JANSSEN, 1984) und zur Konzentration an mikrobieller Biomasse (GRANATSTEIN et al., 1987) in Düngungs- bzw. Bodenbearbeitungsversuchen. Ziel war es, ausgehend von der Berechnungsmethode nach JANSSEN (1984) den mikrobiell umsetzbaren Anteil der rezenten organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Bewirtschaftungseinflüssen abzuschätzen und mit bodenbiochemischen Aktivitätsparametern in Beziehung zu setzen.

Material und Methoden

Die untersuchten Böden waren Parabraunerden und eine Pararendzina aus Löß an vier Standorten in Baden-Württemberg mit Tongehalten zwischen 18% und 31%, pH-Werten zwischen 6.1 und 7.4 und Corg-Gehalten zwischen 0.94 und 1.1%. Bodenproben wurden im Oktober 1989, im März 1990 und im November 1990 mit einem Nmin-Bohrstock aus den Ap-Horizonten entnommen, feldfrisch auf < 2.3 mm gesiebt und bis zur Analyse bei +2°C gelagert.

Bei den Versuchsvarianten handelte es sich um mehrjährig differenzierte Bodenbearbeitungssysteme (Pflug, Flügelscharrgrubber, Fräse), mehrjährig differenzierte Fruchtfolgen (Leguminosen-Getreide, Raps-Getreide) sowie einmalig und mehrjährig unterschiedliche Düngungsmaßnahmen (mineralische

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

N-Düngung, Stallmist, Gülle, Gründüngung) (FRIEDEL, 1993). Insgesamt ergaben sich 43 Versuchspartzellen.

Untersuchungsmethoden:

Corg-Gehalt	Lichterfelder Methode nach SCHLICHTING & BLUME (1966).
kaltwasserlösli. C-Verbindungen	Extraktion in Anlehnung an BURFORD & BREMNER (1975) (FRIEDEL, 1993), C-Bestimmung mit Lichterfelder Methode.
ATP-Gehalt	Extraktion nach BAI et al. (1988), Messung in der Modifikation nach FRIEDEL (1991).
Dehydrogenasenaktivität	TTC-Reduktion nach THALMANN (1968), modifiziert (FRIEDEL, 1993).
B-Glucosidasenaktivität	Salicinspaltung nach HOFFMANN & DEDEKEN (1965) ohne Toluolzugabe.
Proteasenaktivität	Caseinspaltung nach KANDELER (1986).
Ureasenaktivität	Harnstoffspaltung nach TABATABAI & BREMNER (1972).
pot. C- und N-Mineralisierung	28°C, 50% mWK, 21d, CO ₂ -Messung gaschromatographisch.

Anstelle einer einfachen Abbaukinetik erster Ordnung mit einer Reaktionskonstanten k [Jahre⁻¹] ermittelte JANSSEN (1984) auf einer umfangreichen Datengrundlage empirisch folgende Abbaufunktion organischer Substanzen:

$$Y_t = Y_0 \cdot e^{4.7 \{(a + t)^{-0.6} - a^{-0.6}\}} \quad \begin{array}{l} Y: \text{organische Substanz [dt/ha]} \\ t: \text{Zeit [Jahre].} \end{array}$$

Verschiedene Substanzen unterschieden sich anstelle der Reaktionskonstanten k (Kinetik erster Ordnung) in dem "scheinbaren Anfangsalter" a [Jahre]. Dieses ist um so größer, je schlechter abbaubar die Substanz ist (Bspl. s. Tab. 1).

Tabelle 1: Verbleibender Anteil [%] von Stroh und Stallmist nach Zugabe zum Boden (JANSSEN, 1984).

organ. Substanz		Jahre nach Applikation				
		0	1	2	3	4
Stroh	(a = 1.41 Jahre)	100	35	21	15	12
Stallmist	(a = 2.45 Jahre)	100	60	44	35	30

Unter "junger" organischer Bodensubstanz wird der Teil der organischen Bodensubstanz verstanden, der sich durch wiederholte Zugaben von Ernte- und Wurzelrückständen sowie organischen Düngern akkumuliert hat. Er kann errechnet werden durch Summierung der Y_t -Werte der zugeführten Substrate (JANSSEN, 1984).

Als entscheidend für mikrobielle Umsetzungen wird nun nicht die gesamte "junge" organische Bodensubstanz betrachtet, sondern nur der alljährlich tatsächlich umgesetzte Anteil. Am Beispiel der Substrate Stroh und Stallmist ergibt sich dieser als Differenz der nach t und $t + 1$ Jahren verbleibenden Anteile (s. Tab. 2).

Tabelle 2: Alljährlich umgesetzter Anteil [%] von Stroh und Stallmist nach Zugabe zum Boden.

organ. Substanz		Jahr nach Applikation			
		1.	2.	3.	4.
Stroh	(a = 1.41 Jahre)	65	14	6	3
Stallmist	(a = 2.45 Jahre)	40	16	9	5

Durch Aufsummieren der umsetzbaren Anteile der verschiedenen zugeführten Substrate ergibt sich die "abbaubare junge organische Substanz" des Bodens (FRIEDEL, 1993). Der Bezugszeitraum, über den eingetragene Substrate berücksichtigt werden konnten, wurde auf drei Jahre begrenzt. Es wurde bei nichtwendender Bodenbearbeitung von einer Einbringung von Ernterückständen und organischen Düngern nur in die obersten 10 cm des Bodens ausgegangen, bzw. von einer gleichmäßigen Einbringung in die Krume bei wendender Bodenbearbeitung.

Um den Einfluß verschiedener Bodeneigenschaften auf bodenbiochemische Aktivitätsparameter zu quantifizieren, wurden multiple lineare Regressionsrechnungen durchgeführt. Unabhängige Faktoren waren der Tongehalt, die H^+ -Ionenaktivität (H^+), der gravimetrische Wassergehalt, der Corg-Gehalt (Corg) sowie als Maß für mikrobiell verfügbares Substrat die Gehalte an kaltwasserlöslichen C-Verbindungen (Ckwl) und die Schätzgröße "abbaubare junge organische Substanz" (ajoS).

Ergebnisse und Diskussion

Neben dem Corg-Gehalt, der bei ATP-Gehalt und β -Glucosidasenaktivität den wichtigsten Einflußfaktor darstellte, konnte der Gehalt an "abbaubarer junger organischer Substanz" den größten Anteil der Variabilität der Ausprägung bodenmikrobieller Aktivitätsparameter erklären (s. Tab. 3). Daneben spielte bei der Dehydrogenasenaktivität die H^+ -Ionenaktivität eine Rolle. Die relativ engen Beziehungen zum C- und N-Mineralisierungspotential im Brutversuch bestätigen, daß mit dem Schätzverfahren näherungsweise der "aktive" C- und N-Pool erfaßt wurde.

Tabelle 3: Ergebnisse der schrittweisen multiple Regressionsanalysen; $\alpha < 1\%$;
(-): negative Korrelation; n = 71 (C- und N-Mineralisierungspotential: n = 54);

abhängige Parameter	Faktor	partielles r^2	gesamt r^2
ATP-Gehalt	Corg	0.495	0.614
	Ckwl	0.119 (-)	
Dehydrogenasenakt.	ajoS	0.637	0.858
	H^+	0.196 (-)	
	Corg	0.025	
β -Glucosidasenakt.	Corg	0.641	0.787
	ajoS	0.056	
	H^+	0.091	
Proteasenakt. (n = 59)	ajoS	0.488	0.663
	Corg	0.087	
	H^+	0.088 (-)	
Ureasenakt.	ajoS	0.733	0.765
	Corg	0.032	
C-Mineralisierungspotential	ajoS	0.761	0.818
	H^+	0.057 (-)	
potentielle Netto-N-Mineralisierung	ajoS	0.701	0.744
	Ton	0.043	

Die Ermittlung der "abbaubaren jungen organischen Substanz" stellt eine einfache und aussagekräftige Möglichkeit zur Abschätzung der auf Ackerstandorten mikrobiell verfügbaren organischen Substanz dar. Größere Ungenauigkeiten sind aber bisher aus folgenden Gründen nicht auszuschließen: Die Konstante a wurde nur für eine geringe Zahl organischer Substrate ermittelt und läßt keine genauere Differenzierung zu. Unterschiedliche Abbaubedingungen aufgrund unterschiedlicher Bodeneigenschaften (z.B. Textur, Feuchtigkeit, Temperatur, Bodenreaktion...) oder unterschiedlicher Einarbeitungstiefe der Substanzen in den Boden werden nicht erfaßt. Weitere Verbesserungen wären zu erwarten, wenn Stoffeigenschaften wie das C/N-Verhältnis oder der Ligningehalt ermittelt würden und mit der Konstante a in Beziehung gesetzt würden.

Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 183 von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell unterstützt. Ich danke Herrn Prof. Dr. W. R. Fischer, Herrn Prof. Dr. J. C. Munch und Herrn T. Mader für die konstruktive Kritik sowie allen am Zustandekommen der Ergebnisse beteiligten Mitarbeitern/innen.

Literatur

- Bai, Q.Y., Zelles, L., Scheunert, I., Korte, F. (1988): A simple effective procedure for the determination of adenosine triphosphate in soils. *Chemosphere* 17: 2461-2470.
- Burford, J.R., Bremner, J.M. (1975): Relationship between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7: 389-394.
- Collins, H.P., Rasmussen, P.E., Douglas, C.L. (1992): Crop rotation and residue management effects on soil carbon and microbial dynamics. *Soil Sci. Soc. Am. Journal* 56: 783-788.
- Domsch, K.H. (1985): Funktion und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie. Materialien zur Umweltforschung; herausgegeben vom Rat für Sachverständigen für Umweltfragen. Verlag W.Kohlhammer, Stgt.
- Friedel, J. (1991): Bestimmung von Adenosinriphosphat (ATP)-Gehalten in Bodenproben mittels Lumineszenzmetrie: Ein Vergleich verschiedener Extraktions- und Meßmethoden. *Landw. Forschung* 33: 660-665.
- Friedel, J. (1993): Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf mikrobielle Eigenschaften im C- und N-Kreislauf von Ackerböden. Dissertation Universität Hohenheim.
- Granatstein, D.M., Bezdicsek, D.F., Cochran, V.L., Elliot, L.F., Hammel, J. (1987): Long-term tillage and rotation effects on soil microbial biomass, carbon and nitrogen. *Biol. Fertil. Soils* 5: 265-270.
- Grocholl, J. (1991): Der Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiologischen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzungen. Dissertation Univ. Gießen. Wissenschaftlicher Fachverlag Dr. Fleck, Niederkleen.
- Hersemann, H., Söchtig, H. (1985): Veränderungen der Art und Menge der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung, gemessen an einigen chemischen und biologischen Parametern. *Mitt. Deutsch. Bodenkd. Ges.* 43: 365-369.
- Hoffmann, G., Dedeken, M. (1965): Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidase-Aktivität in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 108: 195-201.
- Janssen, B.H. (1984): A simple method for calculating decomposition and accumulation of "young" soil organic matter. *Plant and Soil* 76: 297-304.
- Kandeler, E. (1986): Aktivität von Proteasen in Böden und ihre Bestimmungsmöglichkeiten. *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.*, S. 829-847.
- McGill, W.B., Cannon, K.B., Robertson, J.A., Clark, F.D. (1986): Dynamics of soil microbial biomass and water soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.* 66: 1-19.
- Schlichting, Blume, H.P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Hamburg, Berlin.
- Sikora, L.J., McCoy, J.L. (1990): Attempts to determine available carbon in soils. *Biol. Fertil. Soils* 9: 19-24.
- Tabatabai, M.A., Bremner, J.M. (1972): Assay of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 4: 479-487.
- Thalmann, A. (1968): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid. *Landw. Forschung* 21: 249-258.

Erfassung der mikrobiellen Biomasse und ihrer Zusammensetzung im Boden mittels direkter rDNA Extraktion

von

Führ, A., R. Kubiak und K.W. Eichhorn

Einleitung:

Anthropogene Stoffeinträge können die mikrobielle Flora sowohl qualitativ als auch quantitativ beeinflussen. Quantitative Untersuchungen von Stoffwechselleistungen (SIR, DMSO-Reduktion, Enzymaktivitäten) machen mögliche Verschiebungen in der Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse nicht sichtbar. Differenzierende qualitative Untersuchungen sind bisher nur über Anreicherung aus dem Boden möglich. Dabei werden aber abhängig von der Bodenzusammensetzung und den Kulturbedingungen nur wenige Prozent der tatsächlichen Biomasse erfasst. Eine

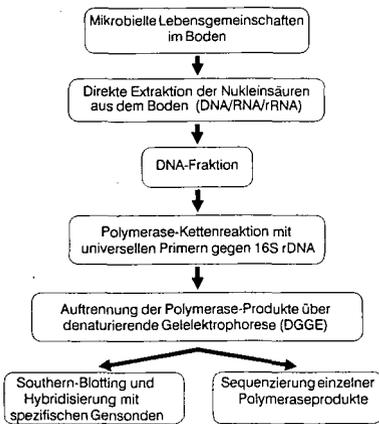


Abb. 1: Darstellung der Identifizierung von Bodenbakterien

besteht darin, genomische DNA von Eukaryonten (Pilze, Bodentiere) als auch Prokaryonten direkt aus dem Boden zu extrahieren. Mit Hilfe der Polymerase-Kettenreaktion (PCR) werden variable Sequenzen der 16S rDNA vermehrt. Werden die Polymerisationsprodukte der PCR weiter aufgetrennt und dann in ihrer Sequenz bestimmt, lassen sich einzelne Species identifizieren. Dabei wird eine sonst notwendige Anreicherung umgangen. Für die Verwirklichung dieses Konzeptes müssen grundlegende Voraussetzungen erfüllt sein:

1. - eine effiziente Lyse Gram-positiver und -negativer Bakterien

Methode, die eine vorherige Kultivierung umgeht bietet die direkte Extraktion von bakterieller 16S rDNA aus Boden. Diese Sequenzen beherbergen das Gen für die 16S rRNA, einem strukturellen Bestandteil bakterieller Ribosomen. Innerhalb dieser Sequenzen befinden sich weitgehend homologe Basenabfolgen, hochkonservierte Regionen, die bei allen Eubakterien ähnlich sind. Dazwischen liegen variable Sequenzen, die in ihrer Basenabfolge speziesspezifisch sind. Die methodische Vorgehensweise (Abb.1) besteht

- 2. - der universelle Einsatz von Primern gegen 16S rDNA Sequenzen
- 3. - die direkte Extraktion von Nucleinsäuren aus dem Boden und die Möglichkeit zur Amplifikation von 16S rDNA

Material und Methoden:

Extraktionsversuche Gram-positiver und -negativer Bakterien wurden mit 2% Natriumdodecylsulfat (SDS) durchgeführt. Wahlweise wurde mit Nisin und/oder Lysozym vorinkubiert. Die Extraktion der Nucleinsäuren aus Reinkulturen erfolgte über Phenol/Chloroform-Extraktion. Bodenproben wurden nach Zellaufschluß über präparative Agarose-Gelelektrophorese gereinigt, DNA-Fragmente zwischen 4-10 Kilobasen Länge wurden durch Schmelzen der Agarose und anschließender Fällung der Nucleinsäuren aus der Gelmatrix wiedergewonnen. Ausbeutebestimmung und Reinheitsüberprüfung wurden photometrisch bei 230/260/280 nm durchgeführt. Die Proben wiesen einen Quotienten 260/280 nm von 1,5-2 auf. Die Polymerase-Kettenreaktion erfolgte mit Primern gegen konservative Regionen der eubakteriellen 16S rDNA, die eine Sequenz von 193 Basenpaaren flankieren (Abb. 2). Die Trennung der Polymerase-Produkte erfolgte in 1-1,5% Agarosegelen, die Ethidiumbromid zur Detektion der Nucleinsäuren enthielten.

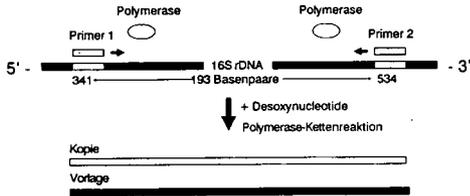


Abb. 2: Schematische Darstellung der Polymerase-Kettenreaktion

Ergebnisse und Diskussion:

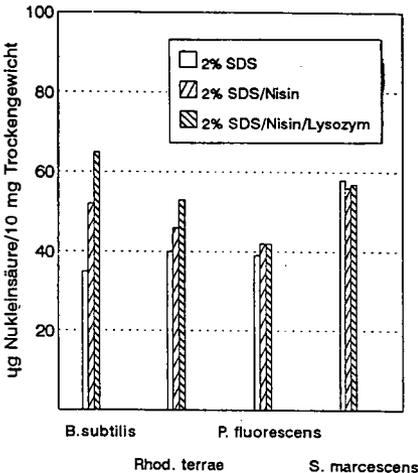


Abb.3: Effizienz verschiedener Extraktionsmethoden Gram-positiver und Gram-negativer Bakterien. Der Zellaufschluß wurde mit 2% SDS durchgeführt. Die Zellen wurden entweder nicht vorbehandelt (2% SDS), mit 50 µg/ml Nisin (2% SDS/Nisin), oder mit Nisin und 5 mg/ml Lysozym (2% SDS/Nisin/Lysozym) vor dem Aufschluß inkubiert.

- Gram-positiv: Bacillus subtilis
- Rhodococcus terrae
- Gram-negativ: Pseudomonas fluorescens
- Serratia marcescens

Gram-positive Bakterien lassen sich mit herkömmlichen Methoden wie der Verwendung von 2% des anionischen Detergenz Natriumdodecylsulfat (SDS) nur unvollständig aufschließen. Das Polypeptid Nisin aktiviert Zellwandhydrolasen und ermöglicht in Verbindung mit Lysozym einen effizienteren Zellaufschluß Gram-positiver Bakterien (Abb. 3).

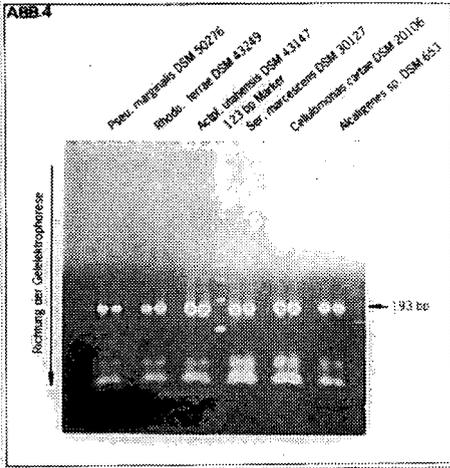


Abb. 4: Agarosegelelektrophorese von Produkten (193 Basenpaare) der Polymerase-Kettenreaktion. Einsatz der Primer bei verschiedenen Eubakterien.

Abb. 5: Extraktion von Nucleinsäuren aus 1g Boden. Der Aufschluß erfolgte mit 2% SDS nach Inkubation mit Nisin und Lysozym. Es wurde je dreimal in Folge (1,2,3) durch 20minütige Inkubation bei 70°C (A), durch Frieren/Auflauen (B), oder durch Kochen in der Mikrowelle (C) extrahiert und reextrahiert. Die höhermolekulare DNA-Fraktion wurde aus dem Gel extrahiert und zur PCR verwendet.

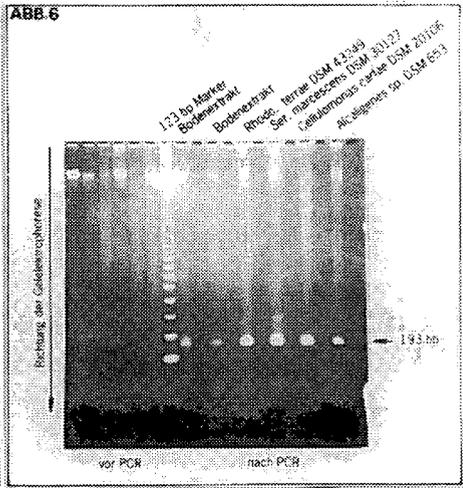
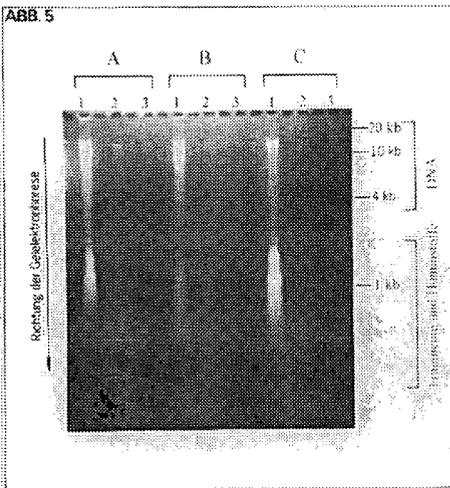


Abb. 6: PCR mit Reinkulturen und extrahierten Nucleinsäuren.

Die verwendeten Primer lassen sich gegen verschiedene Eubakterien in Reinkultur (Abb.4) einsetzen. Für den Aufschluß von Bodenbakterien müssen Extraktionsverfahren gewählt werden, die die genomische DNA nur wenig fragmentieren. Auf mechanische Verfahren (Mixer, Ultraschall) wurde deshalb verzichtet. Die besten Ausbeuten werden durch die mehrfache Extraktion mit 70°C heißem 2% SDS erzielt (Abb. 5). Da Huminstoffe von DNA-Polymerasen nicht toleriert werden, müssen sie weitgehend entfernt werden. Neben Fällungsreaktionen oder Säulenchromatographie, bietet sich vor allem die präparative gelelektrophoretische Trennung von Rohextrakten an (Abb. 5). Durch Elution der höhermolekularen DNA aus dem Gel lassen sich größere Verluste an genomischer DNA verhindern. Aus dem so gewonnenen Material werden 16S rDNA-Sequenzen amplifiziert (Abb. 6).

Zusammenfassung und Ausblick:

Mit den dargestellten Methoden besteht die Möglichkeit bakterielle 16S rDNA-Sequenzen direkt aus Boden zu isolieren und somit einen genetischen Marker zu verwenden, der bei Eubakterien sowohl ubiquitär (Ribosomen) vorhanden, als auch speziespezifisch ist (Sequenz). Zudem wird durch den Einsatz der PCR die Detektion auch sehr kleiner Populationen gewährleistet.

Dabei liefert die Polymerase-Kettenreaktion ein Gemisch gleichlanger DNA-Sequenzen. Diese Sequenzen lassen sich aufgrund ihrer Basenzusammensetzung (Guanin/Cytosin, Adenin/Thymin) über denaturierende Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE) trennen. Solche Gele liefern Profile komplexer bakterieller Lebensgemeinschaften, in denen eine Species durch eine Bande vertreten ist. Quantitativ lassen sich diese Profile mit Densitometrie auswerten. Die Dicke einer Bande ist ein relatives Maß für das Auftreten einer Species. Änderungen der Mikroorganismenvergesellschaftung äußern sich durch Änderung der Profile. Damit besteht die Möglichkeit semiquantitativ die Zusammensetzung bakterieller Lebensgemeinschaften im Boden zu beschreiben. Nimmt die Populationsdichte einer Species zu oder ab (Bandendicke) läßt sich die Identität durch die Sequenzierung der 16S rDNA-Sequenz feststellen, soweit diese in Datenbanken (z.B. Gen-Bank) registriert ist. Andere Möglichkeiten bestehen in dem Transfer der Elektrophorese-Profile auf Trägerfolien (Nitrocellulose, Polyvinyl). Diese können dann mit spezifischen Sonden beprobt werden (Southern-Blot).

Literaturnachweis: (1) G.S. Olson et al. (1986), Ann. Rev. Microbiol., 40, 37-65

(2) G. Muyzer, E.C. De Waal, A.G. Uitterlinden (1993),

Appl. Environ. Microbiol., 59, 695-700

Die Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau auf die Lumbricidengesellschaft

von

Gerschau, M.-B.* , K. Teiwes** und W. Ehlers*

1. Einführung

Der Regenwurm als wichtiger Vertreter der Bodenfauna trägt zur Stabilisierung agrarischer Ökosysteme bei und verbessert so die nachhaltige Produktivität auf diesen Standorten (BIERI und CUENDET 1989). Hohe Intensität in landwirtschaftlichen Anbausystemen führt jedoch in der Regel zu einem Rückgang der Individuenzahl von Regenwürmern (BAUCHHENS 1991 und GERSCHAU et al. 1992). Der Regenwurmmaktivität kann daher eine Bioindikatorfunktion zugesprochen werden, die die bodenökologischen Wirkungen verminderter Nutzungsintensität im Ackerbau aufzeigen kann.

2. Zielsetzung

Ziel dieser Untersuchung ist es, die zeitliche Entwicklung der Regenwurmmaktivität verschieden intensiv bewirtschafteter Agrarökosysteme darzustellen. Um Nutzungseinflüsse der Extensivierung auf die Lumbricidengesellschaft von der Wirkung der standörtlichen Bodeneigenschaften trennen zu können, ist neben den Untersuchungen zur Regenwurmmaktivität eine detaillierte Erfassung der Bodenbedingungen einzelner Untersuchungsparzellen notwendig.

3. Durchführung

Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des 1989 begonnenden interdisziplinären Forschungsprojektes "Ökologische Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau" (INTEX), das vom Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt der Universität Göttingen koordiniert wird. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden auf zwei Standorten in der Nähe von Göttingen 4 komplexe Anbausysteme unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität untersucht. In jedem Anbausystem waren die Feldfrüchte der Rotation auf Großflächen über 2 ha zur gleichen Zeit vertreten.

Versuchsstandorte:

Versuchsfläche des Versuchsgutes Reinshof: Leinetal-Graben südlich von Göttingen, 153-171 m ü.NN, 635mm NS, 8,5 °C; Böden: Gley-Auenböden, Auenböden und Pararendzina (System V); Bodenarten Ut3-Tu2.

Versuchsfläche des Versuchsgutes Marienstein in Angerstein: Ostflanke des Leinetalgrabens nördlich von Göttingen, 161-212 m ü.NN, 635mm NS, 8,5 °C; Böden: Vergesellschaftung von Braunerden, Pseudogleyen und Pseudogley-Parabraunerden in Hangbereichen sowie Kolluvien und Pseudogley-Kolluvien in Hangfußbereichen; Bodenarten: Lts, Ut3-Tu2.

Versuchsaufbau:

System I (konventionell): jährlicher Wendepflügeinsatz; Fruchtfolge: WRaps-WW-WG; praxisübliche N-Mineraldüngung und chemischer Pflanzenschutz in Anlehnung an die Officialberatung.

System II (integriert): nichtwendende Grundbodenbearbeitung, Pflügen nur zu WRaps; Erweiterung der Fruchtfolge um eine Leguminose und eine Zwischenfrucht: WRaps-WW-Zwfrucht-AB-WG; Reduzierung des chemischen Pflanzenschutzes (höhere Schadensschwelle) und der mineralischen N-Düngung (30 %), Unkrautbekämpfung weitgehend mechanisch.

System IV (extensiv): wie System II; jedoch keine mineralische N-Düngung und kein chemischer Pflanzenschutz.

System V (Dauerbrache): Ackerbrache mit Selbstbegrünung, keine Eingriffe.

*) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Von Siebold-Str. 8, D-37075 Göttingen.

**) Forschungs- und Studienzentrum Landwirtschaft und Umwelt, Am Vogelsang 6, D-37075 Göttingen.

Der Regenwurmbestand wurde jeweils im Frühjahr und Herbst mit Hilfe einer 0,1 %igen Formaldehydlösung erfaßt (vgl. RAW 1959). Als Kriterien gelten Anzahl der Individuen pro Flächeneinheit (Aktivitätsdichte), Lebendgewicht, Artenspektrum und Entwicklungsstadium.

4. Ergebnisse und Diskussion

Auf dem Versuchsstandort Reinshof wurden in den ersten beiden Untersuchungsjahren (2. und 3. Versuchsjahr) die höchsten Individuenzahlen in dem System II gefunden (Abb. 1, links). Die Untersuchungspartellen dieses Systems befinden sich auf vergleichsweise tiefgründigen, grundwasserfernen Auenböden mit geringen Tongehalten. Die Böden der anderen Systeme weisen höhere Tongehalte und eine größere Grundwasserbeeinflussung auf. Es wurden in System I und IV niedrige Aktivitätsdichten beobachtet. Bis zum Frühjahr 1993 scheinen sich die Aktivitätsdichten in den Agrarökosystemen anzugleichen. Die Regenwurmaktivität in System II blieb nahezu unverändert, währenddessen in den anderen Systemen ein leichte (I und IV) bis starke (V) Zunahme der Individuenzahl zu beobachten war. Die Entwicklung der Lebendgewichte von 1991 bis 1993 verlief parallel zur zeitlichen Veränderung der Individuenzahl.

Die Aktivitätsdichten der Regenwürmer auf dem Versuchsstandort Angerstein verdeutlichen in besonderer Weise den Einfluß der Bodeneigenschaften. Im Bereich der tiefgründigen Kolluvien aus Lößmaterial des Systems I traten höhere Individuenzahlen auf als in den Anbausystemen II und IV, deren Böden flachgründiger und überwiegend durch den Wechsel ausgeprägter Trockenphasen im Sommer und Vernässungsphasen im Winter gekennzeichnet sind (Abb. 1, rechts). Nur im Boden des Systems V, der den Böden der Systeme II und IV ähnlich ist, konnte bereits im 2. Versuchsjahr (1991) eine hohe Regenwurmaktivität festgestellt werden. Gemessen am Lebendgewicht wurde das System I weit übertroffen. So konnten im System V die höchsten Einzelwurmgewichte - vor allem bei juvenilen Tieren - beobachtet werden. Die Autoren nehmen an, daß der Verzicht auf jeglichen ackerbaulichen Eingriff und die damit einhergehende Bodenruhe und Selbstbegrünung innerhalb von zwei Jahren die Regenwurmpopulation förderte.

Bei der zeitlichen Entwicklung der Aktivitätsdichte innerhalb der Systeme fällt der starke Rück-

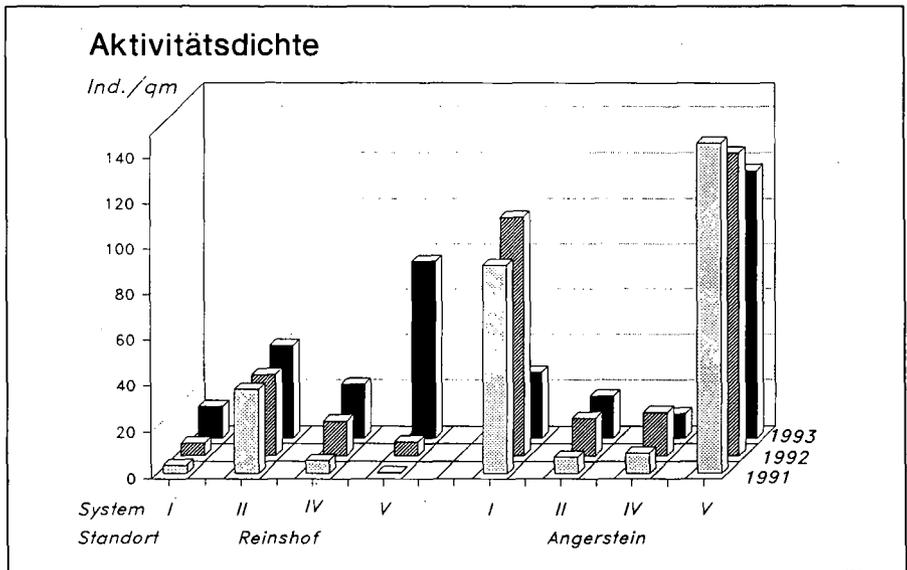


Abb. 1: Aktivitätsdichte von Regenwürmern (Individuen/m²) in den Systemen I, II, IV und V für die Versuchsstandorte Reinshof und Angerstein 1991 bis 1993 - jeweils im Frühjahr.

gang im System I im Jahr 1993 auf, vielleicht eine zeitlich verzögerte Reaktion auf die hohe Bewirtschaftungsintensität. Im System II und IV war regelmäßig ein Rückgang der Population nach dem Pflügen zu Raps zu beobachten (nicht dargestellt).

Interessant ist zudem, daß von 1991 bis 1993 in den Systemen IV und V auf beiden Standorten der prozentuale Anteil von *Aporrectodea caliginosa* anstieg und der von *Lumbricus terrestris* abnahm. Zudem traten mehr Regenwurmartarten mit einer größeren Häufigkeit auf, was in diesen Systemen in der Regel zu einem höheren Shannon-Wiener-Diversitätsindex H_s führte. Hingegen kann 1993 in den Systemen I und II ein gleichbleibend bis vermehrtes Vorkommen von *Lumbricus terrestris* im Vergleich zu 1991 festgestellt werden. Zum gegebenen Zeitpunkt ist unklar, ob die unterschiedliche Entwicklung der Artenspektren in den Anbausystemen auf den Verzicht von Mineraldüngung und/oder chemischem Pflanzenschutz in den Systemen IV und V zurückzuführen ist oder nicht.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Heterogenität der Böden in den einzelnen Untersuchungsparzellen in den ersten Versuchsjahren die Lumbricidengesellschaft beeinflusste und möglicherweise die Wirkung von Extensivierungsmaßnahmen überlagerte. So konnte für die Versuchsjahre 1991 und 1992 mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenz-Analyse (CANOCO 1988) und der Spearman'schen Rangkorrelationskoeffizienten (MvSP 1990) ein starker Einfluß der Standorteigenschaften auf die Regenwurmmaktivität festgestellt werden (nicht dargestellt). Vor allem Tiefgründigkeit, Tongehalt, pH-Wert, Lagerungsdichte, Bodeneindringwiderstand, Luft- und Bodentemperatur sowie Wassergehalt bestimmten 1992 das Vorkommen der Regenwürmer.

Für das Jahr 1993 hingegen ergaben die statistischen Auswertungen keine Wirkung von Standortvariablen. Somit stellt sich die Frage, inwieweit im 4. Versuchsjahr bereits die Extensivierungsmaßnahmen für die beobachtete Regenwurmmaktivität verantwortlich sind. Zu diesem Zweck wurde mit Hilfe der Kanonischen Korrespondenz-Analyse geprüft (Abb. 2), in welchem Maße einzelne pflanzenbauliche Maßnahmen in Form von nominalen (Dreieck) und quantitativen (Strich) Umweltvariablen als Erklärung für die beobachteten Aktivitätsdichten der einzelnen Regenwurmartarten (geschlossener Kreis) dienen können. Die qualitative Beziehung zwischen Individuenzahl der vorkommenden Arten und Bodenbedeckung, Zwischenbrachezeit, Bodenbearbeitung, chemischem Pflanzenschutz und Fruchtfolgegestaltung ist in einem Ordinationsdiagramm mit fiktiven Achsen dargestellt.

In Abb. 2 weist die relative Nähe des "species score von *Lumbricus terrestris*" zum Ursprungspunkt der Koordinaten daraufhin, daß diese Regenwurmart keine Präferenz für die angebotenen Umweltvariablen besitzt. *Octolasion cyaneum* scheint offenbar durch den Anbau der Wintergerste und durch die Anzahl der Bodenbearbeitungsgänge beeinflusst zu sein. Die Länge des Umweltvektors dieser Variablen weist auf die große Bedeutung der Anzahl der Bodenbearbeitungsgänge innerhalb der quantitativen Variablen für die dargestellte Artenverteilung hin. Von besonderer inhaltlicher Bedeutung ist vor allem die Beziehung von *Aporrectodea rosea* zur Dauerbrache. Wie aus Abb. 2 hervorgeht, liegen die Orte hoher Individuenzahl einer Art (*A. rosea*) nahe dem centroid-Zentrum der nominalen Variablen (DB). Somit kann der Schluß gezogen werden, daß das System V (Dauerbrache) speziell *Aporrectodea rosea* fördert.

5. Zusammenfassung

Die Heterogenität der Böden in den einzelnen Untersuchungsparzellen scheint für die unterschiedlichen Aktivitätsdichten der Regenwürmer zu Beginn des Forschungsvorhabens mitverantwortlich gewesen zu sein. Standorteinflüsse waren in den ersten Jahren von so großer Bedeutung, daß eine zu vermutende Förderung der Regenwurmpopulation durch extensivere Wirtschaftsweise nur bedingt festgestellt werden konnte. Beim Vergleich der Anbausysteme wurde in den ersten Jahren deutlich, daß durch die Dauerbrache und den Verzicht auf Pflugarbeit die Regenwürmer gefördert wurden.

6. Danksagung

Die Autoren danken der DFG für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens. Herrn Dr. Judas (Institut für Zoologie, Uni Göttingen) gilt spezieller Dank für die Beratung bei der statistischen Auswertung der Ergebnisse.

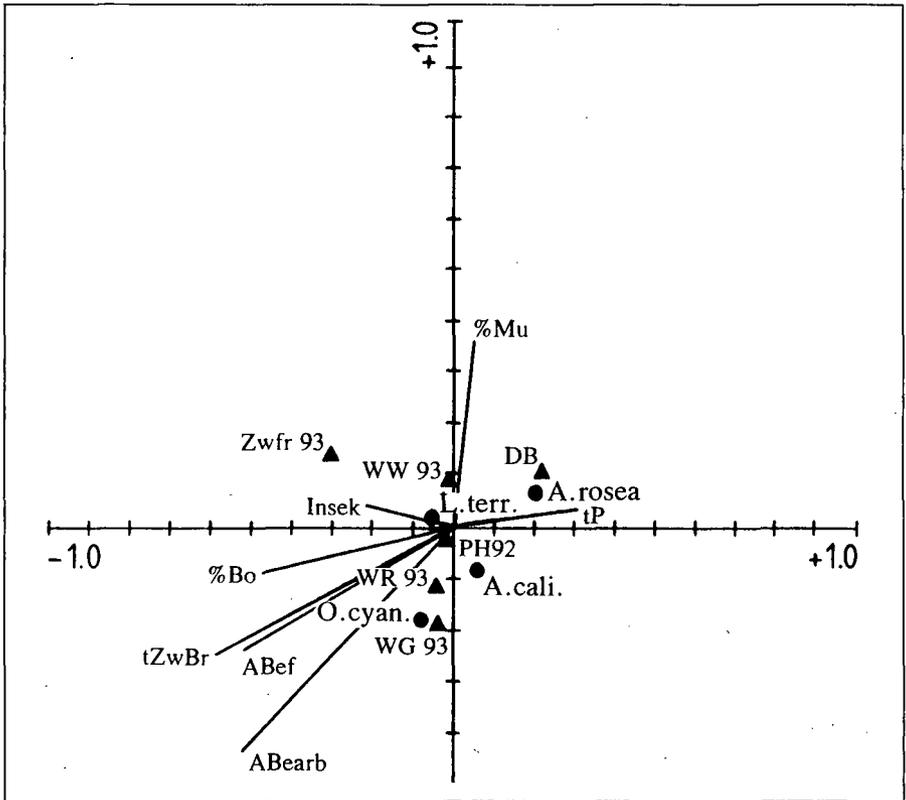


Abb. 2: Ordinationsdiagramm einer Kanonischen Korrespondenz-Analyse der Aktivitätsdichten von Regenwürmern mit unterschiedlichen Einflussfaktoren der Extensivierung auf den Versuchsstandorten Reinshof und Angerstein des Jahres 1993.- L.terr.=Lumbricus terrestris; A. cali. = Aporrectodea caliginosa; A.rosea=Aporrectodea rosea; O.cyan.=Octolasion cyaneum; %Mu= %-Anteil an organ. Material an der Bodenoberfl.; %Bo= %-Anteil an offenem Boden an der Bodenoberfl.; tZwBr=Zeitraum zwischen Ernte und Feldaufgang in Wochen; tP=Zeitraum seit letztem Pflugeinsatz in Jahren; ABearb=Anzahl Bodenbearbeitungen seit Ernte 1992; ABef=Anzahl Befahrungen seit Ernte 1992; Insek=Summe der Schädlingsbekämpfungen seit Herbst 1990; PH92=Pflugeinsatz im Herbst 1992; WW 93=Anbau von Winterweizen; WR 93=Anbau von Winterraps; WG 93=Anbau von Wintergerste; DB=Dauerbrache (System V); Zwfr 93=Anbau einer Zwischenfrucht (Phacelia).

7. Literatur

- BAUCHHENS, J. (1991): Vergleichende Untersuchungen der Regenwürmtaxozonosen auf fünf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächenpaaren.- Bayer. Landw. Jahrbuch 68 (4), 430-443.
- BIERI, M. und CUENDET, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen.- Schweiz. Landw. 28, 81-96.
- CANOCO (1988): a fortran program for canonical community ordination by correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (Version 2.1) .- Agric. Mathematics Group Box 100, Wageningen.
- GRSCHAU, M.-B., GROTHUES, L. und CLAUPEIN, W. (1992): Einfluß der Bewirtschaftungsintensität auf die Regenwurmmaktivität in einem Lößboden.- Mitt. der Ges. f. Pflanzenbauwiss. 5, 217-220.
- MVSP (1990): Multi-Variate Statistical Package, Plus-Version 2.0.- KOVACH, W.L., University College of Wales.
- RAW, F. (1959): Estimating earthworm populations by using formalin.- Nature 184, 1661-1662.

Einfluß von Temperatur und Durchfeuchtungsintervallen auf die C-Freisetzung aus der organischen Auflage nordamerikanischer Waldböden

von

Gödde, M.* , M.B. David** und G.F. Vance***

Einleitung und Fragestellung:

Motivation der Studie war unter anderem, die Auswirkungen der globalen Klimaerwärmung auf die Dynamik der organischen Substanz zu studieren. Temperatur und Niederschlag beeinflussen die biologische Aktivität und somit ist durch Veränderung dieser Faktoren auch eine Beeinflussung von Streuzersetzung und C-Mobilisierung zu erwarten (z.B. SWIFT et al., 1979 und FERNANDEZ & KOSIAN, 1987). Nach einem Bericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestags könnte innerhalb der nächsten Jahrzehnte durch gesteigerten Humusabbau eine zusätzliche Menge von 200 Gt Kohlenstoff freigesetzt und so der Treibhauseffekt verstärkt werden. Deshalb ist die Untersuchung der C-Verluste aus Böden, v.a. aus Waldböden mit ihrem hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff, besonders wichtig.

In diesem Zusammenhang sollte der Einfluß von Veränderungen der Temperatur und der Durchfeuchtungsintervalle auf organische Auflagen untersucht werden. Außerdem wurden homogenisierte und intakte Proben verglichen und standörtliche Variabilitäten betrachtet.

Material und Methoden:

Die Versuchstandorte liegen in Nordamerika. Insgesamt wurden Böden von acht Standorten untersucht, davon wurde der Standort Howland in Maine am intensivsten bearbeitet. Dieser Standort wird ausführlich beschrieben von LAWRENCE & FERNANDEZ, 1991. Bei den übrigen Standorten handelt es sich um Kossuth und Lead Mountain in Maine, Hubbard Brook, Cone Pond, Crawford Notch und Bartlett in New Hampshire sowie Big Moose in New York. Die vorgestellten Ergebnisse stammen hauptsächlich von dem Standort Howland, dessen Eigenschaften in Tabelle 1 kurz dargestellt werden. Die übrigen Standorte sind hinsichtlich Boden und Vegetation mit Howland vergleichbar.

Tabelle 1: Beschreibung des Standorts Howland

Höhe:	60m über Meerespiegel
Jahresniederschlag:	1000 mm
mittl. Jahrestemp.	5°C
mittl. Temp. in der org. Auflage im Sommer:	10°C
Vegetation:	Fichten-Tannen-Wald (hauptsächlich Picea rubens und Pinus strobus)
Böden:	Typic und Aquic Haplothods

Bodeneigenschaften:

Horizont	Tiefe (cm)	Org. Substanz (%)	pH (H ₂ O)	pH (CaCl ₂)	KAK (µeq/100g)	BS (%)	Clot (%)
Oh	6-0	89.0	3.57	2.79	30.1	47	47.12
Ae	0-9	2.2	4.01	3.20	4.8	6	1.12
Bsh	9-34	11.0	4.97	4.42	2.9	7	4.69
BC	34-63	3.6	5.27	4.76	0.9	11	1.23
IC	63-> 75	2.5	5.35	4.87	0.7	11	0.36

Auf den Standorten wurden die organischen Auflagen für die Laborversuche beprobt.

Die Faktoren, deren Einfluß auf die C-Mobilisierung betrachtet wurde, waren die drei Temperaturen 3°C, 10°C und 20°C sowie drei verschiedene Leachingintervalle, nämlich tägliches Leachen, Leachen 2x/Woche und Leachen 1x/Woche.

* Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, 95440 Bayreuth

** University of Illinois, Department of Forestry, Urbana 61801, USA

*** University of Wyoming, Department of Plant, Soil and Insect Sciences, Laramie 82071, USA

Alle Proben wurden im Labor in Perkolationsssäulen überführt und mit 50ml simuliertem Bestandesniederschlag geleacht, dessen Zusammensetzung derjenigen am Standort Howland entsprach. Der pH-Wert des künstlichen Niederschlags war 4,0. Die Versuche wurden in drei Parallelen vorgenommen.

In einem 1. Experiment wurden nur intakte, aus der organischen Auflage gestochene Proben des Standorts Howland geleacht. Bei diesen Proben wurden sämtliche möglichen Temperatur- und Leachingskombinationen untersucht. Allerdings erfolgte für die Varianten täglich Leachen und 2x/Woche Leachen nach 14 Tagen ein Wechsel zu einwöchigem Leachingrhythmus, da keine Veränderungen mehr zu erkennen waren. Der Versuch dauerte insgesamt 29 Tage.

In einem 2. Experiment wurden nur gesiebte Proben aus den Oh-Horizonten der verschiedenen Standorte in Perkolationsssäulen überführt und geleacht. Der Versuch wurde verkürzt, d.h. es wurde nur mit dem Leachingintervall 2x/Woche beregnet, nach drei Wochen erfolgte der Wechsel zu einwöchigem Leachingrhythmus. Die Temperatur war hier immer 10°C, mit Ausnahme des Oh-Horizonts aus Howland, der zum Vergleich mit den intakten Proben auch bei 3°C und 20°C geleacht wurde. Insgesamt dauerte der Versuch 40 Tage.

Die DOC-Messung erfolgte mit einem Dohrmann DC-80 Analyzer. CO₂ wurde gemessen durch einen Gaschromatographen (Hewlett Packard 5890A) mit einem TC-Detektor (thermal conductivity detector). Für die Messung wurden die Proben kurzfristig (ca. 24 h) luftdicht verschlossen und in diesem Zeitraum 3x 250 µl Gas entnommen.

Ergebnisse:

Die vorgestellten Ergebnisse für die DOC-Mobilisierung stammen im wesentlichen aus dem ersten Experiment (intakte Proben).

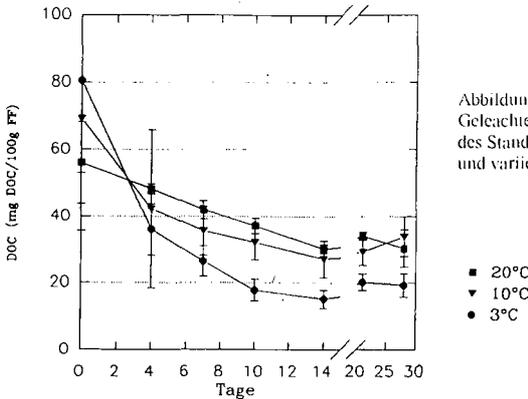


Abbildung 1:
Geleachte DOC-Menge für die intakten Proben des Standorts Howland bei Leachen 2x/Woche und variierenden Temperaturen

Abbildung 1 zeigt die freigesetzte DOC-Menge aus den intakten Proben bei den drei Temperaturen für die Variante 2x/Woche Leachen. Es zeigt sich, daß die DOC-Freisetzung bei 3°C in der Regel niedriger ist als bei 10°C und 20°C. Insgesamt waren nach 29 Tagen bei 3°C ca. 20% weniger DOC mobilisiert worden als für die höheren Temperaturen. Zwischen 10°C und 20°C dagegen gibt es keinen signifikanten Unterschied.

Bemerkenswert ist, daß der Anfangswert der 3°C-Kurve über denen der anderen Temperaturen liegt. Dies ist kein Einzelergebnis, sondern dieses Ergebnis tritt auch bei allen anderen Treatments auf. Als Erklärung ist folgender Zusammenhang möglich: Die Proben wurden bereits vor dem ersten Leachen für 2 Tage bei der jeweiligen Temperatur inkubiert, so daß die bei 10°C und 20°C aktiveren Mikroorganismen mehr von der leicht verfügbaren organischen Substanz abbauten als die der 3°C-Variante.

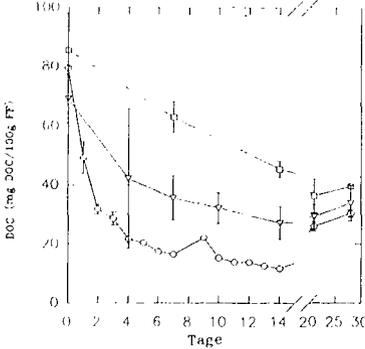


Abbildung 2:
Gelochte DOC-Menge für die intakten Proben des Standorts Howland bei 10°C und variierenden Leachingintervallen

- Leachen 1x/Woche
- ▽ Leachen 2x/Woche
- Leachen täglich

Auf Abbildung 2 wird dargestellt, welchen Einfluß die Leachingintervalle auf die DOC-Freisetzung haben. Abgebildet sind die Kurven für die Varianten täglich Leachen, Leachen 2x/Woche und Leachen 1x/Woche. Im Vergleich zu Abbildung 1 sind die Kurven in Abbildung 2 stärker voneinander getrennt, die Variation der Leachingintervalle beeinflusst die DOC-Mobilisierung also stärker als die Variation der Temperatur. Pro Beregnen wird bei seltenem Leachen deutlich mehr DOC freigesetzt als bei täglichem Leachen, summiert man aber die ausgetragene DOC-Menge über die Zeit auf, ergibt häufigeres Leachen den deutlich höheren DOC-Austrag. Die Ausbeute nach 29 Tagen ergab bei der Variante täglich Leachen 411 mg DOC/100g Boden und bei der Variante 1x/Woche Leachen 270 mg DOC/100g Boden, dies sind ca 35% Unterschied.

Die vorgestellten Ergebnisse für die CO₂-Freisetzung entstammen dem 2. Experiment (homogenisierte Proben).

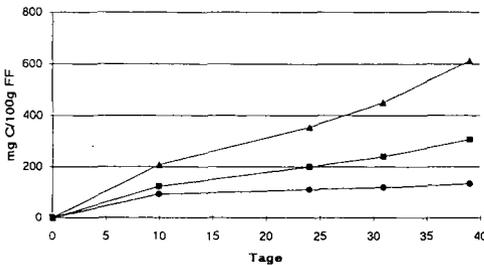


Abbildung 3:
Freigesetztes CO₂-C, dargestellt als Summenkurve über die Versuchsdauer, für die homogenisierten Proben des Standorts Howland

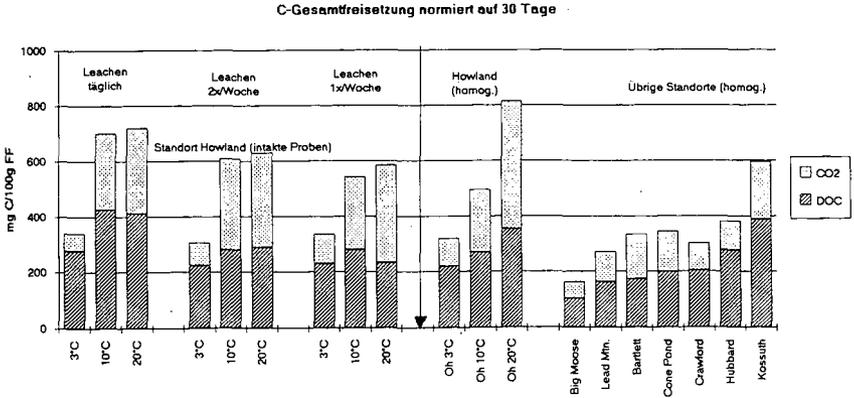
- 3°C
- 10°C
- ▲ 20°C

Auf Abbildung 3 ist die freigesetzte CO₂-C-Menge pro 100g Boden als Summenkurve über die Versuchsdauer dargestellt. Der Temperatureffekt ist deutlich zu erkennen. Eine Erhöhung der Temperatur um 10°C verursacht in etwa eine Verdopplung des CO₂-Austrags aus den homogenisierten Proben. Bei den intakten Proben ist der Temperatureffekt nicht so ausgeprägt, dort zeigen sich zwischen 10°C und 20°C nur geringe Unterschiede.

Vermutlich entstanden durch das Homogenisieren bessere Bedingungen für die Mikroorganismen als sie bei intakten Proben herrschen, so daß die Temperatur der wichtigste limitierende Faktor für den Streuabbau ist. Bei den intakten Proben müssen demgegenüber noch andere limitierende Faktoren auftreten.

Die Leachingintervalle hatten kaum Einfluß auf die CO₂-Freisetzung, der Feuchtegehalt in den Proben wurde durch die Variation der Leachingintervalle auch kaum beeinflusst. Alle Proben hatten vor dem Leachen nie einen geringeren Wassergehalt als 220% (TG) und nach dem Leachen durchschnittlich einen Wassergehalt von 350% (TG).

Abbildung 4:



Die C-Gesamtfreisetzung für alle Treatments und Standorte ist in Abbildung 4 zusammenfassend dargestellt. Die Ergebnisse für die intakten Proben sind links des Pfeiles aufgetragen, die Ergebnisse der homogenisierten Proben rechts des Pfeiles. Bei hohen Temperaturen geht relativ mehr C als CO₂ verloren und der C-Verlust insgesamt ist größer. Bei 20°C wird im Durchschnitt doppelt so viel C mobilisiert als bei 3°C, deutliche Unterschiede zwischen 10°C und 20°C treten nur bei den homogenisierten Proben auf. Die standörtliche Variabilität, die man am Vergleich der Oh-Horizonte erkennen kann, ist groß. Die Abbauraten für einen Monat schwanken von 1,29% des C-Vorrats bis 0,34% des C-Vorrats. Für die meisten Standorte trägt DOC 2/3 und CO₂ 1/3 zum gesamten C-Abbau bei. Dabei schwankt die absolut mobilisierte C-Menge sowohl für DOC als auch für CO₂ von Standort zu Standort bis um Faktor 4.

Zusammenfassung:

Temperaturerhöhung steigert den Kohlenstoffabbau und damit die Freisetzung von CO₂ und DOC, vor allem im Temperaturbereich zwischen 3°C und 10°C. Häufigere Durchfeuchtung erhöht den DOC-, aber nicht den CO₂-Austrag. Homogenisierung der Proben hat auf die DOC-Bildung kaum Einfluß, dagegen steigt die CO₂-Freisetzung im Vergleich zu natürlich gelagerten Proben an und der Temperatureffekt kommt deutlicher zum Ausdruck. Die standörtliche Variabilität ist groß, die Mobilisierung von DOC variiert von 0,29% bis 1,12% des C-Vorrats der Standorte, die Freisetzung von CO₂-C macht zwischen 0,16% und 0,66% des C-Vorrats aus.

Literatur:

1. Fernandez, I.J., Kosian, P.A.: Soil Air Carbon Dioxide Concentrations in a New England spruce-fir forest; Soil Sci. Soc. Am. J. Vol.51: 261-263
2. Lawrence, G.B., Fernandez, I.J.: Biogeochemical interactions between acidic deposition and a low-elevation spruce-fir stand in Howland, Maine. Can. J. For. Res. 21: 867-875, 1991
3. Swift, M.J. et al.: Decomposition in terrestrial ecosystems. Studies in Ecology Vol.5, Blackwell Scientific Publications 1979

Veränderungen der Zersetzergesellschaften im Immissionsbereich eines Zementwerkes

von

Graefe, U.

Vorbemerkung

Im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsuntersuchung wurden bodenzoologische Erhebungen in der Umgebung der Zement- und Kalkwerke bei Lägerdorf (Schleswig-Holstein) durchgeführt. Die Ergebnisse können hier nicht im Detail vorgestellt werden. Die Bewertungsmethodik soll aber beschrieben werden, weil sie über den konkreten Fall hinaus für die bodenzoologische Indikation von Umweltveränderungen anwendbar ist.

Zersetzergesellschaft als integraler Teilkomplex des Landschaftsökosystems

Eine Zersetzergesellschaft ist eine typische, von Umweltbedingungen abhängige Artenkombination streuzersetzender Mikroorganismen und Tiere, die aufeinander angewiesen sind und miteinander konkurrieren (GRAEFE 1993). Wie die Pflanzengesellschaft, die Humusform und die Bodenform gehört die Zersetzergesellschaft zu den komplexen Strukturelementen, die insgesamt geeignet sind, die horizontalen Grenzen des Ökosystems in der Landschaft zu finden (ULRICH 1981). In der Landschaftsökologie wird von *integralen Teilkomplexen* gesprochen. Sie sind als Zeiger für den systemaren Zusammenhang einer Vielzahl beteiligter Elemente anzusehen (FINKE 1986).

Zersetzergesellschaft und Humusform

Besonders eng ist der Zusammenhang zwischen Zersetzergesellschaft und Humusform, die den gleichen Ökosystemausschnitt von der biotischen bzw. abiotischen Seite beschreiben (Abb. 1). Die Zersetzer sind die organismischen Leistungsträger. Die Humusform ist das Produkt ihrer Tätigkeit. Bei einer Erweiterung der Humusformtypologie auf andere Ökosysteme als Wald wird auch darauf zu achten sein, daß diese die organischemische Ausstattung widerspiegelt.

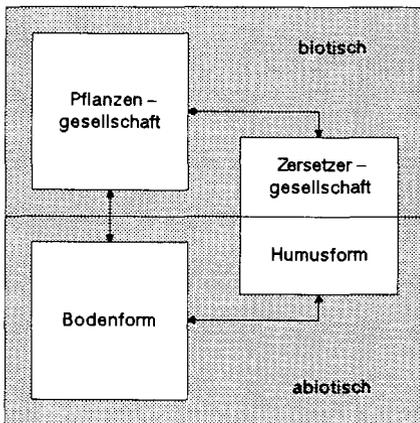


Abb. 1: Komplexe Strukturelemente eines Ökosystems

Bestimmung der Zersetzergesellschaft

Die Zersetzergesellschaft muß auf indikatorischem Wege bestimmt werden, weil eine vollständige Aufnahme aller beteiligten Organismen nicht möglich ist. Geeignete Indikatoren (Charakterarten) finden sich insbesondere bei den Ringelwürmern (Anneliden), zu denen die Regenwürmer als die wichtigsten Gestalter der Humusform gehören. Die Entstehung der Mull-Formen ist in der Regel an das Vorhandensein *mineralbodenbewohnender* Regenwurmart gebunden. Die sehr viel zahlreicheren Kleinringelwürmer (Enchyträen, Tubificiden, terrestrische Polychäten) ergänzen das Bild im Bereich der Mesofauna. Sie sind mit einer Reihe von Charakterarten auch dort vertreten, wo Regenwürmer keine Rolle spielen. Die bodenzoologische Aufnahme kann deshalb auf die Annelidenzönose eingeschränkt und mit einfachen Standardmethoden durchgeführt werden.

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

Tab. 1: Wandlung der Annelidenzönose waldbeständener Podsol- und Hochmoorböden unter dem Einfluß von Kalkstaubeinträgen

	F	R	P0	P1	P2	P3	P4	P5	H1	H2
MAKROFAUNA										
Dendrobaena octaedra	x	x		++	+++	+++	++	+	+	++
Dendrodrilus rubidus	x	x			+++	+	++	++		+
Lumbricus rubellus	x	x				++	++	++	+	+++
Dendrobaena auriculata	x	8						+		
Lumbricus castaneus	x	7						++		
Lumbricus terrestris	5	7					++	++		
Allolobophora chlorotica	x	7				+	+++	++		
Aporrectodea caliginosa	x	7				++	+++	+		++
Aporrectodea rosea	x	7				+	+	++		+
Aporrectodea limicola	7	7					+			
Octolasion tyrtaeum	9	7								+++
Eiseniella tetraedra	9	7								+++
MESOFAUNA										
Achaeta brevivasa	5	1	+++							
Marionina clavata	5	1	++++	++++	++					++
Cognettia sphagnetorum	x	2	++++	+++						++++
Mesenchytraeus sanguineus	9	3								+
Achaeta danica	5	3		++						
Marionina cambrensis	5	4			+++	++				
Achaeta affinoides	5	4		++++	++++	++++		++++		
Achaeta abulba	5	5		++++	++	+++	+++			
Enchytraeus norvegicus	5	5		+		++				
Mesenchytraeus glandulosus	5	5				++				
Hrabeiella periglandulata	5	6		+		++	+++			
Marionina tubifera	5	6			++	+++		+++		
Enchytronia parva	5	6				++	++	+++		
Enchytronia sp. (sept)	5	7					++			
Enchytronia sp. (plic)	5	7					+			
Enchytronia minor	5	7				+	+++	++		
Stercutus niveus	5	7				+++				
Achaeta pannonica	5	8						+		
Buchholzia appendiculata	x	7				++		++		
Henlea perpusilla	x	7						+		
Enchytraeus buchholzi agg.	x	7				+		++		
Enchytraeus minutus agg.	x	7				+	+	++		
Fridericia-Arten gesamt	x	7				+	++	+++		+
Marionina argentea	8	7								+
Mesenchytraeus armatus	9	7								++
Marionina sp. (tris)								+++		
Artenzahl			3	8	7	21	21	24	5	10
mittlere Reaktionszahl'			1,4	3,3	4,0	5,8	6,6	6,6	1,9	7,0
Zersetzer-gesellschaft			2.11	2.11	2.11	1.11	1.1	1.1	2.21	1.31

Erläuterung der Standortkürzel

P0-5 Podsol-Standorte

P0 unbeeinflusste Vergleichsfläche: Teilbereich der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Süderlügum/Nordfriesland, Nadelforst mit Tanne und Fichte

P1-3 Waldbestand im 3 km-Radius des Emittenten (Breitenburger Holz): Fichte (P1), Buche (P2), Buche mit Edellaubbälzern (P3)

P4 Feldgehölz im 3 km-Radius des Emittenten

P5 Gehölz am Rand der Kreidegruben

H1-2 Hochmoor-Standorte

H1 Moorbirkenwald, 4,25 km in Lee des Emittenten (Winseemoor)

H2 Moorbirkenwald mit Erle, 2 km in Lee des Emittenten (Breitenburger Moor)

Zeichenerklärung

F Feuchtezahl - Vorkommen im Gefälle der Bodenfeuchtigkeit

- 5 *Frischezeiger*, Schwergewicht in mittelfeuchten Böden, in nassen Böden fehlend
- 7 *Feuchtezeiger*, Schwergewicht in gut durchfeuchteten, aber nicht nassen Böden
- 9 *Nässezeiger*, Schwergewicht in oft durchnässten (luftarmen) Böden

R Reaktionszahl - Vorkommen im Gefälle der Bodenreaktion

- 1 *Starksäurezeiger*, niemals in schwachsauren bis alkalischen Böden vorkommend
- 3 *Säurezeiger*, Schwergewicht in sauren Böden, aber bis in den neutralen Bereich
- 5 *Mäßigsäurezeiger*, in stark sauren wie in neutralen bis alkalischen Böden selten
- 7 *Schwachsäure- bis Schwachbasenzeiger*, niemals in stark sauren Böden
- 9 *Basen- und Kalkzeiger*, stets in kalkreichen Böden

(gerade Zahlen für Zwischenstufen; x = indifferentes Verhalten)

Makrofauna-Abundanzklassen

+	< 10
++	10 - 30
+++	30 - 100
++++	100 - 300
+++++	> 300 Individuen/m ²

Mesofauna-Abundanzklassen

+	< 1.000
++	1.000 - 3.000
+++	3.000 - 10.000
++++	10.000 - 30.000
+++++	> 30.000 Individuen/m ²

Zersetzergesellschaften

- 2.11 *Achaeto-Cognettietum*
- 2.21 *Cognettietum sphagnetorum*

- 1.11 *Stercuto-Lumbricetum*
- 1.12 *Fridericio-Lumbricetum*
- 1.31 *Octolasietum tyrtaei*

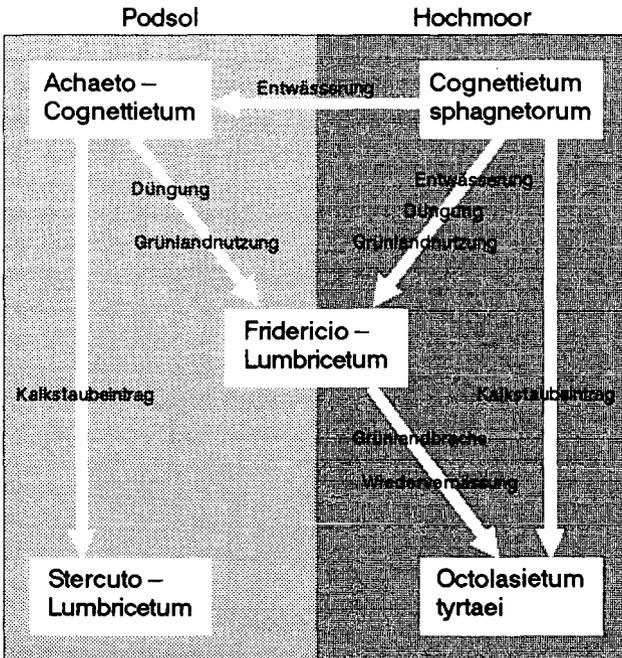


Abb. 2: Veränderungen der Zersetzergesellschaften in Podsol- und Hochmoorböden unter dem Einfluß der Zementwerks-Immissionen und der Bodennutzung

Naturräumliche Lage des Zementwerks

Das Zementwerk liegt in einer Landschaft, in der Bodengesellschaften der Geest, der Marsch und der Moore aneinandergrenzen. In der näheren Umgebung dominieren Podsol- und Hochmoorböden. Die Humusformen dieser Standorte waren ursprünglich Rohhumus bzw. Hochmoortorf. Starke Veränderungen erfolgten durch landwirtschaftliche Nutzung, Siedlungstätigkeit, Abbau von Kreidelagerstätten, Torfabbau sowie damit verbundene Eingriffe in den Wasserhaushalt des Gebiets. Die naturnahen Restflächen sind außerdem durch Kalkstaubeinträge aus dem Zementwerk beeinflusst, das seit über hundert Jahren in Betrieb ist.

Zersetzergesellschaften im Untersuchungsraum

Tabelle 1 zeigt Aufnahmen der Annelidenzönose bewaldeter Flächen auf Podsol- bzw. Hochmoorböden. Ein Beispiel für einen von Kalkstaub unbeeinflussten Podsol konnte im Untersuchungsraum nicht gefunden werden. Als Vergleich dient deshalb eine Aufnahme von der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Süderlügum/Nordfriesland (P0), die das für Rohhumus typische artenarme *Achaeto-Cognettietum* aufweist. In der Tabelle sind die Arten nach ökologischen Zeigerwerten angeordnet, deren Definition in Anlehnung an ELLENBERG (1979) erfolgt. An der Verschiebung der Zeigerwertspektren für Reaktionszahlen ist der zunehmende Kalkeinfluß erkennbar. Unter den Kleinringelwürmern dominieren fast überall Mäßigsäurezeiger. Mit dem Auftreten mineralbodenbewohnender Regenwürmer (P3-P5) wird eine neue Qualität erreicht. Im ehemaligen Rohhumusprofil hat sich eine für Mull typische Zersetzergesellschaft eingestellt.

Auf Hochmoorflächen finden vergleichbare Änderungen im Bereich nässeliebender Gesellschaften statt. Das hochmoortypische *Cognettietum sphagnetorum* (H1) wandelt sich unter dem Einfluß der Kalkstaub-Immissionen zum *Octolasietum tyrtaei* der basenreichen Niedermoore (H2).

Diskussion

In Abbildung 2 sind die im Untersuchungsraum beobachteten Veränderungen der Zersetzergesellschaften und das Wirkungsgefüge aus Immission und Bodennutzung dargestellt. Sie müssen nicht immer bis zu den typischen Ausbildungen führen, die durch Namen gekennzeichnet sind: Die Lage im Kontinuum läßt sich mit Zeigerwertspektren und mittleren Zeigerzahlen am besten ausdrücken. Zersetzergesellschaften in typischer Ausbildung kennzeichnen relativ stabile Phasen, in denen die Teilkomplexzustände miteinander verkoppelt sind. Zum Bodentyp *Podsol* unter Wald gehören die Humusform *Rohhumus* und die Zersetzergesellschaft *Achaeto-Cognettietum*. Auf veränderte Umweltbedingungen reagieren die Teilkomplexe mit unterschiedlicher Geschwindigkeit. Die Zersetzergesellschaft entwickelt sich im Zeitraum von Jahren, die Humusform in Jahrzehnten, der Bodentyp in Jahrtausenden (vgl. ARNOLD et al., 1990, zit. in SAUERBECK, 1993). Die Entkopplung der Teilkomplexzustände deutet auf eine rasche Veränderung und eine Destabilisierung des Ökosystems. Für die ökologische Bewertung bietet sich der stabile Zustand als Leitbild an.

Die Untersuchung der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Süderlügum wurde im Auftrag des Geologischen Landesamts Schleswig-Holstein durchgeführt.

Literatur

- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. 2. Aufl. Scripta Geobotanica 9: 122 S.
- FINKE, L. (1986): Landschaftsökologie. Braunschweig: Westermann/Höller und Zwick (Das Geographische Seminar) 206 S.
- GRAEFE, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergesellschaften für die standortsökologische Ansprache. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 95-98.
- SAUERBECK, D. (1993): Wechselseitige Beeinflussung von Klima und Boden: Probleme - Bereiche - Prozesse. Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch. 69: 193-200.
- ULRICH, B. (1981): Zur Stabilität von Waldökosystemen. Forstarchiv 52: 165-170.

**Zusammenhänge zwischen Landnutzung, boden-
biologischer Aktivität und Bodenlösungschemie**

von

Hantschel, R.E., R. Rackwitz, R. Hoeve und F. Beese

1. Einleitung und Fragestellung

Stickstoff und Kohlenstoff stehen in den biologischen Wissenschaften von Beginn an im Mittelpunkt des Interesses, da sie zentrale Elemente des Photosynthese- und Mineralisationskreislaufes sind. Somit liegen eine Vielzahl von Ergebnissen vor, die den C- und N-Umsatz in den, für die jeweiligen Disziplinen interessanten Kompartimenten der verschiedensten Ökosystemen beschreiben. Erst in den letzten beiden Jahrzehnten wurden die negativen Auswirkungen von flüssigen und gasförmigen C- und N-Austrägen aus Ökosystemen studiert; letztere sind für das globale Klima von Bedeutung. Aus diesen Gründen ist es von Bedeutung die C- und N-Kreisläufe in vom Menschen gemanagten Systemen zu optimieren, d.h. den Nutzen zu maximieren und den Schaden zu minimieren. Dies ist nur zu erreichen, wenn beide Kreisläufe und deren Steuerfaktoren im Gesamtsystem verstanden werden.

Aufbauend auf dem vorhandenen Wissen soll deshalb in interdisziplinär angelegten Studien in genutzten Ökosystemtypen das fehlende Verständnis für die Feinsteuerung der Kreisläufe in Abhängigkeit von den menschlichen Eingriffen und Umweltfaktoren studiert werden. Hier sollen erste Ergebnisse aus zwei dieser Projekte vorgestellt werden, die sich mit Agrarökosystemen beschäftigen. In beiden Projekten wird die Bedeutung der bodenbiologischen Umsetzungen der organischen Substanzen untersucht:

FAM - Forschungsverbund Agrarökosysteme München

Welche Rolle spielt die organische Substanz als Speicher im Stoffumsatz?

**STRAS - Strategien zur Regeneration belasteter Agrarökosysteme des Mitteldeutschen
Schwarzerdegebietes**

Wie kann die Zersetzungsdynamik organischer Substanzen gesteuert werden um eine Reduktion der N-Belastung des Grundwassers und der Atmosphäre zu erreichen?

2. Material und Methoden

Für die Untersuchungen stehen die Versuchsgüter in Scheyern nahe München (FAM) und Bad Lauchstädt bei Halle (STRAS) zur Verfügung, deren Standortbedingungen bei Hantschel und Kainz (1993) bzw. bei Körschens (1990) beschrieben sind. Auf beiden Flächen wurden die in Tabelle 1 erläuterten Bewirtschaftungsvarianten im August 1992 beprobt. Es wurden jeweils 6 ungestörte Bodensäulen aus dem A_p -Horizont mit einer hydraulischen Preßvorrichtung entnommen und in eine automatisierte Mikrokosmenanlage eingebaut (Hantschel et al., 1993). In Scheyern wurde eine Braunerde aus Tertiärsand (DP 130-180) und ein Kolluvium aus verlagertem Lößlehm-Sand-Gemisch (DP 270-210) beprobt, während die Bad Lauchstädter Proben alle dem Bodentyp Schwarzerde aus Löß entstammen. Die wichtigsten Bodenkennwerte, die vor der Beprobung bestimmt wurden, sind in Tabelle 2 aufgelistet.

+ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg,
Institut für Bodenökologie - FAM, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim

Bezeichnung	Bewirtschaftung
Dauerbeobachtungspunkt 130-180 Scheyern	1991: Winterweizen (150 kg N) - Senf; 1992: Sommergerste (50 kg N)
Dauerbeobachtungspunkt 270-210 Scheyern	1991: Winterweizen (150 kg N) - Senf; 1992: Sommergerste (50 kg N)
Statischer Düngungsversuch S1 Bad Lauch.	Zuckerrübe/Kartoffel/Winterweizen/Sommergerste + NPK + 30t Stallmist seit 1902
Statischer Düngungsversuch S13 Bad Lauch.	Zuckerrübe/Kartoffel/Winterweizen/Sommergerste + NPK seit 1902
Dauerbrache D100/D65 Bad Lauchstädt	Brache ohne Eingriff seit 1989 Gülledeponie 1985-1989
Güllelastfläche G 85 Bad Lauchstädt	Gülledeponie 1962-1985, 1986 Mais, 1987 Mais, 1988 Zuckerrüben, 1989 Winterweizen, 1990 Grünhafer, 1992 Winterweizen

Tabelle 1: Bewirtschaftungsformen auf ausgewählten Flächen in Scheyern und Bad Lauchstädt

Die Bodensäulen wurden vom 2.9.1992 bis 6.4.1993 bei 14°C inkubiert und täglich achtmal mit insgesamt 4 mm 0.005M CaSO₄-Lösung beregnet. Am 24.11.1992 wurden drei Säulen jeder Variante mit 15 g ¹⁵NH₄-N/m² (99.4% angereichert) gedüngt. Die durch einen permanenten Unterdruck von 100 hPa gewonnenen Sickerwässer wurden in Tages- bis Wochenabständen gesammelt und analysiert. Mehrmals täglich wurden automatisch Gasproben über den Säulen entnommen und auf CO₂ und N₂O am GC gemessen. Am Ende der Versuchsdauer wurden die Bodensäulen in mehrere Schichten zerlegt und auf ihre Inhaltsstoffe (v.a. N-Fractionen) untersucht.

	Bodenart	Skelett %	d _B g/cm ³	pH _{CaCl2}	CaCO ₃ -C %	C _t %	N _t %	C _{mic} µgC/gTB
DP 130-180	IS ¹	16,4 ¹	1,49 ¹	5,7 ²	0 ¹	1,2 ²	0,12 ²	544 ²
DP 270-210	uL ¹	1,1 ¹	1,35 ¹	5,6 ²	0 ¹	1,3 ¹	0,14 ²	431 ²
S 1	L	0	1,33	6,7	0	2,6	0,21	446
S13	L	0	1,35	5,3	0	1,9	0,16	-
D100	L	0	1,08	7,3	0,8	4,8	0,39	675
G85	L	0	1,12	7,0	0,1	3,4	0,28	519

Tabelle 2: Charakteristische Bodenkenwerte für den A_p-Horizont

¹ Schwertmann et al. (1993), ² Fromm et al. (1993)

2. Ergebnisse und Diskussion

Die summarische Erfassung der mikrobiellen Aktivität erfolgt über die kontinuierliche CO₂-Messung über der Bodensäule. Die jeweils drei Parallelen zeigen für alle Varianten nur geringe Abweichungen voneinander. Die ungedüngten Kontrollen zeigen einen leichten Abfall mit der Inkubationszeit, was mit dem Abnehmen des verfügbaren Substrates erklärt werden könnte. Das Absinken der CO₂-Emission ist für die Varianten S1 und S13 des Statischen Dauerversuchs nicht zu erkennen, was auf das Vorliegen stabilerer Humusfraktionen hindeutet. In Abbildung 1 sind die Mittelwerte der CO₂-Freisetzung für die gedüngten Säulen - Düngung erfolgte am Tag 20 - aller Versuchsvarianten über fünf Monate der Inkubation dargestellt. Mit Ausnahme der Varianten aus Scheyern und den Säulen von S1 mußte die CO₂-Messung am Tag 17 von einem WLD auf einen ECD umgestellt werden, der aufgrund bisher nicht herausgerechneter Eichprobleme die Kurven dieser Säulen um ca. 8 mg C/m²*h erhöht.

Die Freisetzung aus den statischen Düngerversuchsflächen ist am niedrigsten und über die 5 Monate nahezu unverändert. Überraschenderweise zeigt die mit Stallmist gedüngte Variante trotz höherer C_t-Werte nur gering erhöhte CO₂-Flüsse, d.h. die mit dem Stallmist eingebrachten labilen C-Fractionen sind bereits größtenteils abgebaut. Beide Varianten zeigen auch keinerlei

Reaktion nach der N-Düngung und sind somit in ihrer Mineralisationsdynamik nicht N-, sondern beide C-limitiert. Die Flächen aus Scheyern sind durch höhere Anfangswerte der CO₂-Freisetzung gekennzeichnet, die jedoch im Verlauf der Inkubation wahrscheinlich durch den Verbrauch der verfügbaren C-Fractionen abnehmen. Auch diese Böden zeigen keine Reaktion auf die N-Zufuhr. Die Dauerbrache, die früher mit Gülle beaufschlagt wurde, zeigt ähnliche Anfangswerte wie die Böden aus Scheyern, reagiert jedoch mit starker Erhöhung der CO₂-Flüsse nach Düngung. Die Freisetzung bleibt nach einem kurzen Peak auf höherem Niveau und geht erst gegen Ende der Inkubationszeit auf die Ausgangswerte zurück. Die ehemalige Güllelastfläche zeigt trotz niedrigerer C_f-Werte als D100 die höchsten CO₂-Emissionen, da die landwirtschaftliche Nutzung den Umsatz erhöht hat. Auch G85 zeigt einen starken Anstieg des CO₂, das nach dem Peak jedoch wieder auf Ausgangsniveau zurückfällt und über die Zeit sogar auf das Niveau von D100 zurückgeht. Dies kann durch den Verbrauch leichter verfügbarer C-Verbindungen aus den Wurzel- und Pflanzenrückständen der Fruchtfolgeglieder bedingt sein. Bei D100 und G85 muß noch berücksichtigt werden, daß aufgrund der Protonenproduktion bei der Nitrifikation des Düngers ein Teil der erhöhten CO₂-Flüsse durch Kalklösung bedingt sein kann.

Bad Lauchstädt

Scheyern

	S 1		S 13		D 100		G 85		DP 130-180		DP 270-210	
	K	D	K	D	K	D	K	D	K	D	K	D
mm Perkolat	602	614	614	617	605	626	606	609	620	608	619	610
NNM g NO ₃ -N/m ²	8.5	19.3	8.3	16.0	20.8	29.5	21.0	32.0	7.7	24.6	5.7	16.1
% Dünger	72		51		58		73		113		69	

Tabelle 3: Netto-N-Mineralisation und N-Düngerbilanz

Die über die Versuchszeit austretenden N-Flüsse - fast ausschließlich NO₃-N - wurden als Maß für die Netto-N-Mineralisation (NNM) angenommen. Somit können für die Kontrollen und die gedüngten Säulen Summenkurven erstellt werden, die die Dynamik des N-Umsatzes widerspiegeln. Die während der Inkubation als N₂O freigesetzten N-Mengen sind in allen Varianten nicht größer als 50 g/m² und damit für die Bilanz unbedeutend. Die bis zum Inkubationsende aufsummierten NO₃-N-Flüsse sind in Tabelle 3 gegenübergestellt; sie erlauben einen ersten Vergleich der Varianten. Die abschließende Auswertung kann jedoch erst erfolgen, wenn die ¹⁴N- und ¹⁵N-Pools und die ¹⁵N-Anteile an der NNM vorliegen. In Tabelle 3 wurde in der untersten Zeile der in der gedüngten Variante gegenüber der Kontrolle mehr ausgewaschene N in Relation zur gedüngten Menge gesetzt. Die mit Stallmist gedüngten S1-Säulen zeigen in den Kontrollen die gleiche NNM wie diejenigen von S13, ebenfalls ein Hinweis, daß der Umsatz in den mineralgedüngten Varianten erhöht ist, was bei niedrigeren Pools zu zufällig sehr ähnlichen Flüssen führt. Überraschenderweise kann auch der gedüngte Stickstoff von S13 besser verwertet werden, eventuell durch die besser an mineralischen N angepaßte Mikroorganismenpopulation. Die Böden aus Scheyern zeigen trotz deutlich niedrigerer Gesamtgehalte an C und N ähnliche Flüsse wie die bereits diskutierten Flächen. Die Werte auf dem sandigen Standort liegen entsprechend den mikrobiellen Biomassen höher als auf dem Lehmboden. Während der Sand die N-Menge des Düngers zu mehr als 100% passieren läßt, wird ein Teil des N auf den Lehmböden zurückgehalten. Da die C-Mineralisation nicht ansteigt, muß die ¹⁵N-Analytik und die Bestimmung des mikrobiellen N ergeben, in welchem Pool der N gespeichert wurde. Die Güllelastflächen zeigen trotz sehr unterschiedlicher Pools ähnliche NNM in den Kontrollen, was durch den erhöhten Umsatz in G85 bedingt ist. D100 zeigt eine höhere Verwertung des gedüngten N, was bei der erhöhten C-Mineralisation mit N-Immobilisation erklärt werden kann.

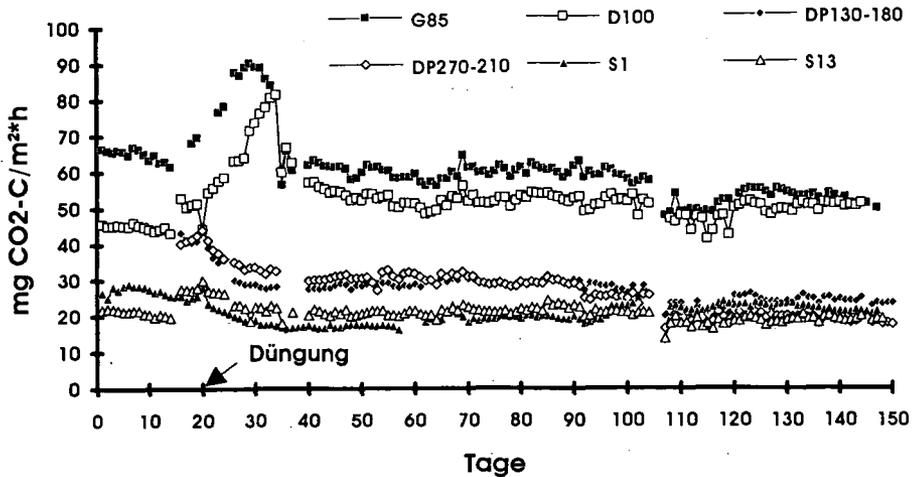


Abbildung 1: Mittelwerte der CO₂-Freisetzungsraten der gedüngten Bodensäulen

Zusammenfassend zeigen bereits diese ersten Ergebnisse, daß zur Vorhersage der Reaktion von Böden auf Änderung des Düngungsregimes es von grundlegender Bedeutung ist, die Verfügbarkeit der einzelnen C- und N-Pools sowie die biologische Umsatzdynamik zu kennen.

4. Literatur

- Fromm, H., K. Winter, J. Filser, R.E. Hantschel and F. Beese (1993): The influence of soil type and cultivation system on the spatial distributions of the soil fauna and microorganisms and their interaction. *Geoderma* (in press).
- Hantschel, R. und M. Kainz (1993): Abschlußbericht der Aufbauphase 1990-1992. FAM-Bericht 3. ISSN 0941-9063
- Hantschel, R.E., Flessa, H. and F. Beese (1993): An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (in press).
- Körschens, M. und D. Eich (1990): Der Statische Versuch Lauchstädt. In: Körschens, M. (Hrsg.) Dauerfeldversuche. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, 7-23.
- Schwertmann, U., K. Auerswald, A. Scheinost und W. Sinowski (1993): Flächenhafte und punktverdichtete Erfassung von Bodenparametern. In: Hantschel, R. und M. Kainz (Hrsg.) Abschlußbericht der Aufbauphase 1990-1992. FAM-Bericht 3, ISSN 0941-9063, 37-59.

Wirkung chemischer Belastungen auf Struktur und metabolische Aktivität der Mikroflora eines Ackerbodens (Mikrokosmenversuch)

von

Heilmann, B., M. Lebuhn und F. Beese

1. Einführung

Zur Beschreibung der Wirkung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) können je nach Fragestellung verschiedene Versuchsansätze gewählt werden. Die Verwendung von Mikrokosmen mit der Möglichkeit zur kontinuierlichen CO₂-Produktionsmessung (Hantschel et al., 1993) erlaubt die Beobachtung von Zeit/Wirkungsverläufen unter Standardisierung von Parametern wie Temperatur und Beregnung. Um die PSM-Wirkungen genauer zu charakterisieren, ist es jedoch erforderlich, neben der Messung der CO₂-Produktion weitere Untersuchungen durchzuführen. Dazu mußte eine Möglichkeit entwickelt werden, Proben aus den Kosmen zu entnehmen, ohne deren Struktur zu stören, und es waren Analysemethoden zu verwenden bzw. zu entwickeln, die mit extrem geringen Probemengen noch zu aussagekräftigen Meßergebnissen führen.

2. Fragestellung

Ist die Entnahme von Teilproben und ihre Analyse mit Mikromethoden wie der Spritzenmethode, der Mikrokolorimetrie und der Adenylatbestimmung für die Beschreibung des metabolischen Zustands einer Mikroorganismengesellschaft unter PSM-Einwirkung geeignet?

3. Material und Methoden

Der verwendete Boden (lehmgiger Sand, C_t = 0,78%; N_t = 0,07%; pH (CaCl₂) = 6,0), ein A_p aus Neumarkt/Oberpfalz, wurde < 2 mm gesiebt und in die Mikrokosmen (Plexiglaszylinder; gasdicht, Höhe 30 cm, Füllhöhe 25 cm, Ø = 15 cm) mit einer Lagerungsdichte von 1,4 g/cm³ eingebracht.

Die Temperatur in der klimatisierten Kammer betrug 14°C. Die Bodensäulen wurden 12 x pro Tag mit je 12,7 ml 0,001 M CaCl₂ beregnet. Sickerwasser wurde durch Anlegen eines Unterdrucks von 0,1 bar an die Bodenplatten der Säulen gewonnen. Die CO₂-Produktion jedes Mikrokosmos wurde alle 2 Stunden mit einem Gaschromatographen erfaßt. Nach einer Einlaufphase von 3 Wochen wurde das Fungizid Sportak (Wirkstoff = Prochloraz) über die Beregnungsdüsen aufgesprüht.

Die Varianten waren:

- 6 Säulen= **K** (Kontrollen)
- 6 Säulen= **1x** (übliche Aufwandmenge)
- 6 Säulen= **10x** (10-fache Aufwandmenge)

Zwei Tage nach PSM-Auftrag, und danach 14-tägig, erfolgte eine Beprobung der Mikrokosmen. Dazu wurde ein Plastikröhrchen (Ø = 2 cm) 5 cm tief, senkrecht in den Boden gedrückt und mit dem Boden wieder herausgezogen. Das entstandene Loch wurde mit einem gleichgroßen Kunststoff-säulchen aufgefüllt.

Mit der jeweils entnommenen Teilprobe (20 g) wurden u.a. folgende Analysen durchgeführt: 2,5 g des Bodens wurden am Entnahmetag zur Messung der aktuellen CO₂-Produktion (14°C, 20 h Anreicherungszeit) mit der **Spritzenmethode** (Heilmann and Beese, 1992; Heilmann und Beese, 1993) untersucht.

Nach 24 h Vorinkubation bei 22°C wurde mit 1,5 g Boden die substratinduzierte (0,4% Glukose) **Wärmeproduktion** mit einem Mikrokolorimeter bestimmt (Sparling, 1983; Heilmann, 1993).

Aus 5 g Boden wurden unmittelbar nach Entnahme die **Adenylate** mit Dimethylsulfoxid/Na₃PO₄/NRB extrahiert, mit Chloracetaldehyd derivatisiert und mittels Fluoreszenzdetektion nach Auftrennung durch Ionenpaarchromatographie (HPLC) nachgewiesen (Bai et al., 1989).

4. Ergebnisse und Diskussion

Es werden jeweils die Ergebnisse von drei Probenahmeterminen vorgestellt und diskutiert. Die einzelnen Säulen stellen die Mittelwerte \pm Standardabweichung der 6 Parallelen dar. Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten sind mit Sternen markiert.

4.1. CO₂-Produktion (Spritzenmethode)

Am zweiten Tag nach PSM-Behandlung kam es zu einer signifikanten Erhöhung der CO₂-Produktion beider Behandlungsvarianten (Abb. 1). Nach 16 Tagen fanden sich nur tendenziell, und nach 58 Tagen keine Unterschiede mehr zu den Kontrollen.

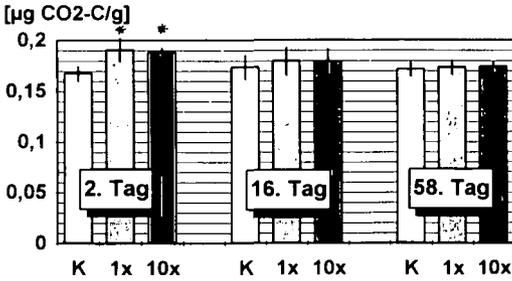


Abb. 1: CO₂-Produktion nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

Eine Erhöhung der CO₂-Produktion kann verschiedene Ursachen haben: Sie kann auf eine Aktivierung des Stoffwechsels durch Streß- oder Substrateinwirkung, auf eine Zunahme der Biomasse, oder eine Populationsverschiebung zurückzuführen sein.

Allgemein konnte im Versuchsverlauf für die Kontrollen keine Verringerung der aktuellen CO₂-Produktion, wie häufig beobachtbar, festgestellt werden.

4.2. Biomassebestimmung

Die Biomasse, berechnet aus der substratinduzierten

Wärmeproduktion, zeigte eine leichte

Zunahme am zweiten Tag nach Fungizidauftrag (Abb. 2).

Die Erhöhung der aktuellen CO₂-Produktion (siehe Punkt 4.1) könnte auf dieser Zunahme beruhen.

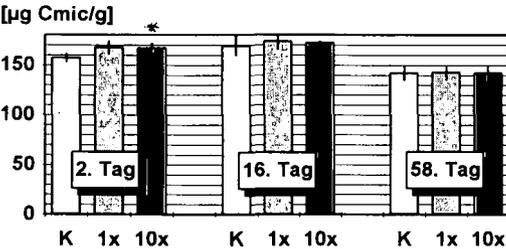


Abb. 2: Biomasseentwicklung nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

Am 16. und 58. Tag nach PSM-Behandlung waren keine Unterschiede mehr zwischen den Behandlungsvarianten zu erkennen.

Die Biomasse nahm bis zum Versuchsende bei allen Varianten ab. Dies läßt sich mit einer Substratverarmung durch mikrobiellen Katabolismus erklären.

4.3. Metabolischer Quotient (MQ)

CO₂-Produktion und Biomasse geben jedoch nur Teilinformationen und sind daher schwer interpretierbar. Der MQ bezieht die aktuelle Aktivität (CO₂-Produktion) auf die zugrundeliegende Biomasse und ermöglicht so die Beschreibung ihres metabolischen Zustands.

Für den zweiten Tag nach PSM-Behandlung fanden wir eine Erhöhung des MQ (Abb. 3). Pro g vorhandene Biomasse wurde also mehr CO₂ produziert. Es zeigt sich darin eine Aktivierung des Stoffwechsels durch Sportak, die durch verstärkten Substratumsatz (PSM-Cometabolismus?) oder durch eine Erhöhung der Energiebereitstellung unter Streßeinfluß verursacht sein kann.

[mg CO₂-C/g Cmic]

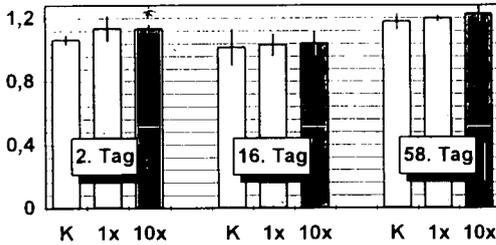


Abb. 3: Metabolischer Quotient (MQ) nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

Unabhängig von der Behandlung findet man im Versuchsverlauf eine signifikante Erhöhung des MQ, die sich aus unveränderter CO₂-Produktion bei veringertem Biomasse ergab.

Wir führen den verstärkten Metabolismus auf den Einfluß der starken Beregnung zurück. Auswaschung und fehlende Nachlieferung von Nährstoffen führte wahrscheinlich zu Substratverarmung und relativer Zunahme einer an diese Limitationen adaptierten Mikroflora mit hohem basalen Turnover (K-Strategen).

4.4. Adenylate

Die Gesamtadenylate zeigten einen ähnlichen Verlauf wie die Biomassen. Nach einer leichten Erhöhung der behandelten Varianten zwei Tage nach Fungizidbehandlung erniedrigten sich die Gesamtadenylatgehalte im Versuchsverlauf (Abb. 4).

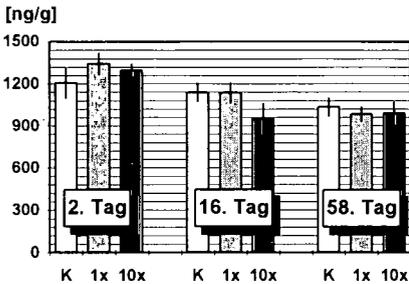


Abb. 4: Gesamtadenylate nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

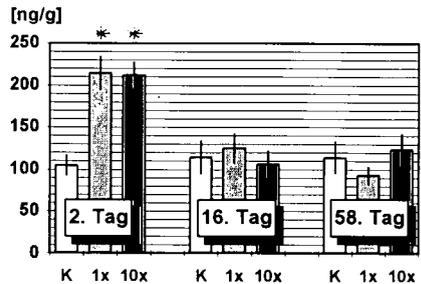


Abb. 5: Adenosinmonophosphat (AMP) nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

Bei den einzelnen Adenylaten ist die Wirkung auf das Adenosinmonophosphat (AMP) am ausgeprägtesten (Abb. 5).

AMP ist das energieärmste Adenylat. Die deutliche Erhöhung am zweiten Tag spricht für einen intensiven Verbrauch von Energie in den Zellen, könnte aber auch durch eine starke Erhöhung der Biomasse bedingt sein. Die Biomasse war aber, wenn überhaupt, nur leicht erhöht (siehe 4.2).

Der Adenylate Energy Charge (AEC) beschreibt den Anteil der energiereichen Adenylate an den Gesamtadenylaten. In Böden werden häufig Werte von etwa 0,8 beschrieben, die im Versuch auch für die Kontrollen gefunden wurden (Abb. 6). Die behandelten Varianten zeigten dagegen für den zweiten und teilweise noch für den 16. Tag nach PSM-Behandlung signifikant geringere AEC-Werte. Die Erniedrigung des AEC kam durch eine Erhöhung von AMP auf Kosten von Adenosin-triphosphat (ATP) zustande. In den gestreßten Zellen wurde also vermutlich viel Energie für anabole Vorgänge verbraucht. In jeder Zelle finden laufend energieverbrauchende Ausbesserungsarbeiten statt. Ein gesteigerter Energieverbrauch deutet auf eine Intensivierung dieser Vorgänge nach Schädigung (Reparaturmetabolismus) hin.

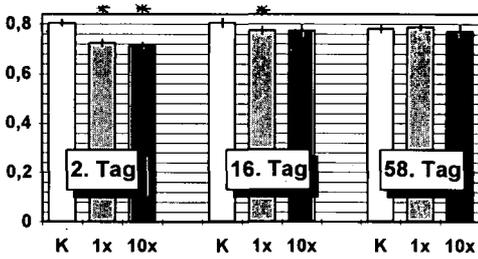


Abb. 6: Adenylate Energy Charge (AEC) nach verschieden langer PSM-Einwirkzeit (n = 6)

5. Zusammenfassung

Spritzenmethode ($cv < 10\%$) konnte alleine nicht zeigen, ob die Erhöhung der CO_2 -Produktion nach PSM-Zugabe auf eine Aktivierung des Stoffwechsels, oder eine Zunahme der Biomasse zurückzuführen war.

Mikrokalorimetrie ($cv < 6\%$) deutete quantitative Veränderungen der Mikroflora an. Abschätzung der "Biomasse" aber problematisch, da nicht unter äquilibrierten Bedingungen gemessen.

Metabolischer Quotient (MQ) ($cv < 10\%$) zeigte Erhöhung des katabolen Grundumsatzes (Streußmetabolismus) einer möglicherweise anders adaptierten Mikroflora an.

Gesamtadenylate ($cv < 12\%$) (nicht ATP) korrelierten weitgehend mit der "Biomasse". Die Bestimmung der Gesamtadenylate ist unabhängig von Substratzugabe und Äquilibrierung. Sie ist daher sehr gut für die Abschätzung der Biomasse unter Streßeinfluß geeignet.

Adenylate Energy Charge (AEC) ($cv < 4\%$) beschreibt den Energiezustand der Mikroorganismenzellen. Erniedrigung des AEC weist auf erhöhten Energieverbrauch z.B. für Reparaturmetabolismus hin. AMP erwies sich dabei als empfindlichste Teilkomponente.

Die verwendeten Methoden ermöglichten insgesamt trotz kleiner Einwaagemengen eine statistisch absicherbare Gesamteinschätzung des metabolischen Zustands der Mikroflora eines Ackerbodens unter PSM-Einwirkung.

6. Literaturverzeichnis

- Bai, Q. Y., L. Zelles, I. Scheunert and F. Korte (1989): Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase HPLC. *J. Microbiol. Methods* 9:345-351.
- Hantschel, R., H. Flessa and F. Beese (1993): An automated microcosm system for studying soil ecological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (eingereicht).
- Heilmann, B. und Beese (1993): Bestimmung der Basalatmung mit der Spritzenmethode. In: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Hrsg: Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 2. Aufl. S. 95-100.
- Heilmann, B. (1993): Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mittels Wärmeproduktion. In: *Bodenbiologische Arbeitsmethoden* Hrsg: Schinner, F., R. Öhlinger, E. Kandeler und R. Margesin. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York, 2. Aufl. S. 73-77.
- Heilmann, B. und F. Beese (1992): Miniaturized method to measure carbon dioxide production and biomass of soil microorganisms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:596-598.
- Heilmann, B., M. Lebuhn und F. Beese (1993): Methoden zur Erfassung von Aktivitäts- und Strukturveränderungen der Mikroorganismengesellschaft eines fungizidbehandelten Ackerbodens. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft.* 71:331-334.
- Sparling, G. P. (1983): Estimation of microbial biomass and activity in soil using microcalorimetry. *J. Soil Sci.* 34:381-390.

Als eigentlich schädigende Substanz hat sich in zusätzlichen Versuchen der Formulierungshilfsstoff Xylol herausgestellt. Wir vermuten, daß das Lösungsmittel die Zellwände der Mikroorganismen angreift und dadurch den Reparaturmetabolismus auslöst. Eine Lyse von Zellen konnte durch die Zunahme der Aminosäure Tryptophan (Heilmann et al. 1993) in den Xylol-behandelten Bodenproben nachgewiesen werden.

**Mikrobielle Biomasse Bestimmung durch Substrat
induzierte Respiration in Mineralöl belasteten
Böden**

von

Heinemeyer, O., E.-A. Kaiser und D. Köbrich

EINLEITUNG

Die Dekontamination mineralölbelteter Böden durch den Einsatz von Mikroorganismen ist ein erfolgversprechender Ansatz zu einem relativ kostengünstigen und ressourcenschonendem Verfahren zu gelangen. Da Mineralöle prinzipiell metabolisiert, dh. zu oxidierbaren Verbindungen umgesetzt werden können, wird die Nutzung von Mikroorganismen zu diesem Zweck häufig angestrebt. Sowohl der Einsatz speziell adaptierter Mikroorganismen, wie auch die verbesserte Nutzung der Stoffwechselleistung der endogenen Bodenflora sind Ziel entsprechender bodentechnologischer Ansätze.

Zur Bewertung des Erfolges eingeleiteter Maßnahmen, wie auch zur exakten Massenumsatzbilanzierung sind Methoden zur direkten Quantifizierung des im Boden vorhandenen mikrobiellen Biomasse Kohlenstoffs von hoher Bedeutung. Die gegenwärtig verfügbaren Verfahren sind jedoch ausschließlich an- und für nichtkontaminierte Mineralböden, meist unter landwirtschaftlicher Nutzung, entwickelt worden. Dies hat zur Folge, daß weder die Übertragbarkeit der Maßstabsfaktoren, noch in speziellen Fällen die prinzipielle Durchführbarkeit an mineralölkontaminierten Böden gewährleistet ist.

Erste Untersuchungen zur Eignung des Verfahrens der substratinduzierten Respiration (SIR) nach Anderson und Domsch (1978) werden hier vorgestellt.

MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen erfolgten an einer Parabraunerde aus Löß (0.94% C_{org}, 0.105% N_{tot}, pH 7,1) unter landwirtschaftlicher Nutzung. Feuchter, auf 2mm gesiebter Boden (13% H₂O), wurde mit Schmier- bzw. Dieselöl (Deutsche Shell AG) durch tropfenweises Aufgeben homogen mit 0.025g Mineralöl g⁻¹ trockenem Boden kontaminiert.

CO₂-Abgabemessungen wurden an Boden aliquoten entsprechend 50 g trockenem Boden mit jew. 3 Wiederholungen mit einer Respiationsanlage (MarCo-Analytik, Hildesheim) nach Heinemeyer et al. (1989) vorgenommen. Der Zusatz von Glukose zu den Bodenproben erfolgte durch trockenes Einmischen eines Talkum/Glukosegemisches (25g/15g) unmittelbar vor Aufnahme der Messungen.

ERGEBNISSE

Die Reaktion der Bodenatmung auf zugesetzte Glukose ist ausschlaggebend für die Anwendbarkeit des SIR-Verfahrens. Daher wurde dieser eingehend untersucht. Typischerweise reagiert die Mikroflora auf Glukosezusatz mit einem unmittelbaren Anstieg des CO₂-Ausstoßes auf ein erhöhtes Niveau, welches bei richtiger Wahl der Höhe des Glukosezusatzes (Sättigung) dem vorhandenen Biomasse Kohlenstoff proportional ist. Dieses

+) Institut für Bodenbiologie der FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig.

Niveau wurde von Anderson u. Domsch (1978) als "maximal initial response" (MIR) bezeichnet. Nach ca. 4-6 Stunden kommt es dann durch Vermehrung der Mikroorganismen zu einem exponentiellen Anstieg des CO₂ Ausstoßes, der nach Erreichen eines Maximums wieder abfällt. Über 10 bis 24 Stunden bleibt die Atmung aber weiterhin erhöht, bis sie schließlich nach 15 bis 96 Stunden wieder das Niveau des CO₂-Ausstoßes vor Glukosezusatz erreicht.

Zunächst wurde die Höhe des erforderlichen Glukosezusatzes bei Mineralölkontamination geprüft. Hierzu wurde frisch kontaminierter Boden mit Glukosezusätzen von 2,7, 4,1 und 5,4 mg g⁻¹ versetzt und die CO₂-Abgabe über 6 Tage verfolgt. (Abb. 1 u 2).

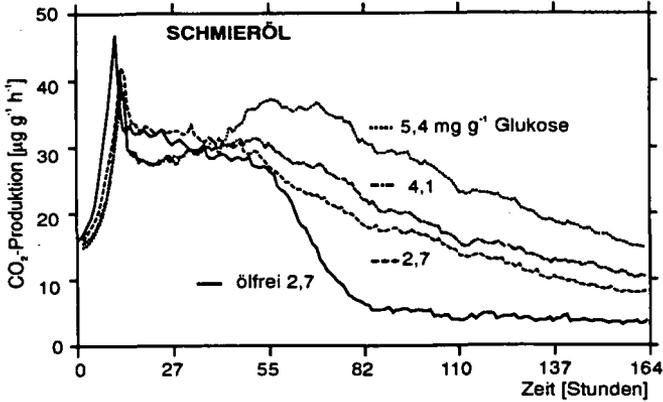


Abb. 1: Verlauf der CO₂-Abgabe aus frisch mit Schmieröl (0,025g g⁻¹) kontaminiertem Boden nach Zusatz unterschiedlicher Glukosemengen.

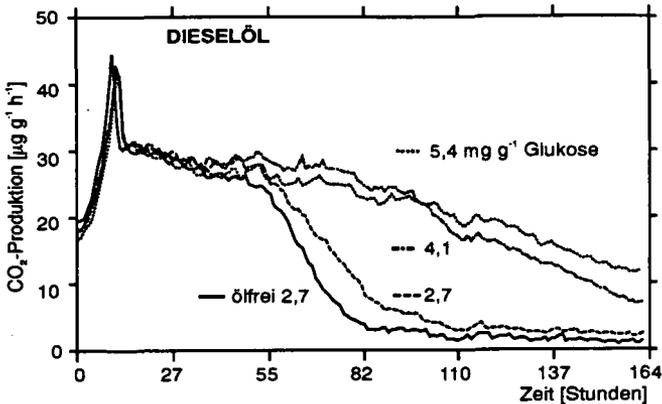


Abb. 2: Verlauf der CO₂-Abgabe aus frisch mit Dieselöl (0,025g g⁻¹) kontaminiertem Boden nach Zusatz unterschiedlicher Glukosemengen.

Bei Dieselkontamination zeigte sich kein Einfluß auf die MIR, während Schmierölkontamination diese deutlich verringerte. Die Höhe des Glukosezusatzes beeinflusst die MIR nicht, hat aber Einfluß auf die Dauer einer erhöhten CO₂-Abgabe. Während die nicht kontami-

nierte Kontrolle mit $2,7 \text{ mg Glukose g}^{-1}$ Boden bereits nach 4 Tagen wieder zur Grundatmung zurückgekehrt war, erforderte dies bei Kontamination und höheren Glukosegaben längere Zeit.

Zur Prüfung der Abhängigkeit der substratinduzierten Respiration von der Dauer der Kontamination wurden Proben 1-5 Tage nach erfolgter Kontamination mit Glukose ($4,1 \text{ mg g}^{-1}$) versetzt und ihre CO_2 -Abgabe in den folgenden 24 Stunden verfolgt (Abb. 3a-c).

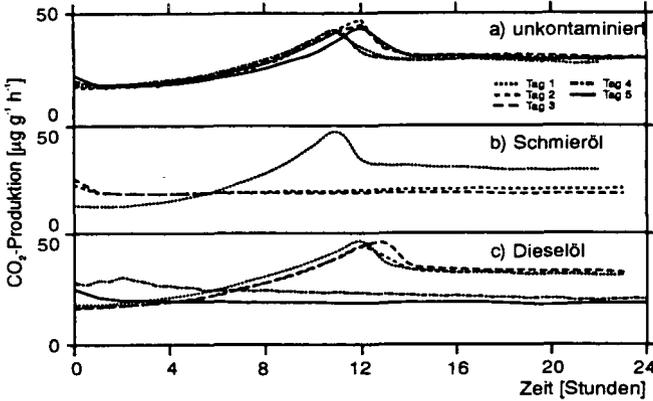


Abb. 3: Verlauf der Substrat induzierten Respiration in Abhängigkeit von der Dauer der Mineralölkontamination. a) unkontaminierte Kontrolle, b) Schmieröl- und c) Dieselölzusatz (je $0,025 \text{ g g}^{-1}$).

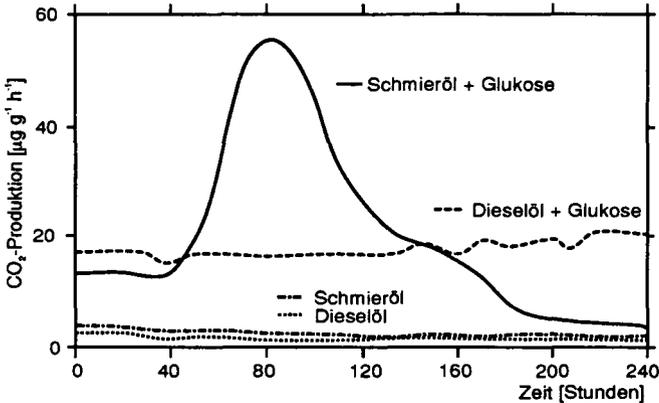


Abb. 4: Verlauf der CO_2 Abgabe von 14 Tage vor Meßbeginn mit Mineralöl kontaminiertem Boden mit und ohne Glukosezusatz.

Nichtkontaminierte Kontrollen (Abb. 3a) zeigten über alle 5 Tage identische Reaktionen. Bei Schmierölkontamination (Abb. 3b) konnte jedoch bereits ab Tag 2 und bei Dieselölkontamination (Abb. 3c) ab Tag 4, kein die Vermehrungs- und Wiederabsterbephase von

Bodenmikroorganismen anzeigender Peak der CO₂-Abgabe festgestellt werden. Trotzdem reagierten diese kontaminierten Böden auf den Glukosezusatz mit sofortig erhöhten CO₂ Ausstoß entsprechend der sonst zu beobachtenden MIR.

An seit 14 Tagen kontaminiertem Boden wurde über 10 Tage geprüft, ob die zugesetzte Glukose in diesem Zeitraum noch zu Mikroorganismenwachstum genutzt werden kann. Wie Abb. 4 zeigt, unterdrückt die Dieselölkontamination ein Wachstum nahezu vollständig, während bei Schmieröl ein Wachstum auf Glukose nach 40 h beginnt, ca. 40 h anhält und ihm dann eine Absterbephase von 160 h folgt, nach der der CO₂ Ausstoß sich wieder den Verhältnissen vor Glukosezusatz angleicht.

ZUSAMMENFASSUNG

Durch Messung der CO₂ Abgabe von frisch mit Schmier- und Dieselöl kontaminierten Bodenproben wurde geprüft ob die Voraussetzungen zur mikrobiellen Biomassebestimmung mittels substratinduzierter Respiration (SIR) gegeben sind. Innerhalb der untersuchten 14 Tage nach der Kontamination zeigte kontaminierter Boden eine unmittelbar gesteigerte CO₂-Abgabe nach Glukosezusatz entsprechend den Bedingungen für SIR. Die Vermehrung der glukoseumsetzenden Mikroorganismen wurde durch die Kontamination jedoch stark behindert. Eine Entscheidung über die Anwendbarkeit von SIR erfordert wegen der gefundenen Wirkungen von Mineralölkontaminationen auf den Glukoseumsatz in Boden weitergehende Untersuchungen.

LITERATUR

Anderson, J.P.E. and K.H. Domsch (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221

Heinemeyer, O., H. Insam, E.-A. Kaiser and G. Walenzik (1989): Soil microbial biomass and respiration measurements: an automated technique based on infra-red gas analyses. *Plant and Soil* 116:191-195.

Kaiser, E.-A., T. Müller, R.G. Joergensen, H. Insam, O. Heinemeyer (1992): Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 24; 675-683

**Besiedelung von Streubeuteln in unterschiedlich
verdichteten Ackerflächen**

von

Heisler, C.

Einleitung:

Bodenverdichtungen infolge von Befahrungen von Ackerflächen mit schweren landwirtschaftlichen Maschinen führen zu Abundanzdepressionen bei bodenlebenden Collemboden (um ca 70%) und Raubmilben (um ca 40%) (Heisler, 1993) sowie zur Verringerung der mikrobiellen Biomasse (um ca 7%) (Kaiser et al., 1991). In einem Feldversuch soll unter diesen Bedingungen der Bodenverdichtung mittels der Streubeutel-Methode untersucht werden, wie die Besiedelung von Stroh mit Collembolen und Raubmilben verläuft, und wie sich dies auf den Strohabbau in verdichtetem Boden auswirkt.

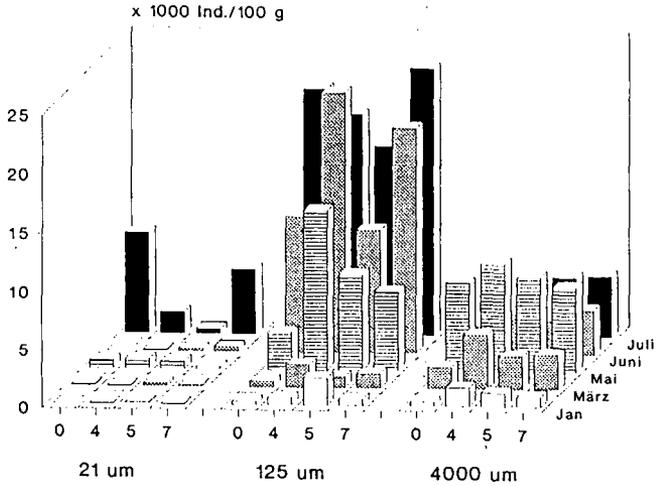
Material und Methoden:

Auf einer Versuchsfläche (Parabraunerde aus Löß) bei Timmerlah (Braunschweig) wurden 2m breite Beete mit unterschiedlichen mechanischen Belastungen und Häufigkeiten der Befahrungen angelegt. Var. 0: unbefahrene Kontrolle, PV 52,2%; Var. 4: Pflugbelastung 3,7t, PV 48,9%; Var. 5: Erntebelastung 4,0t; Var. 7: hoch belastete Fahrgasse, PV 41,2%. Die Unterschiede der Porenvolumina (PV) sind nach Heisler & Kaiser (1993) signifikant. Im Okt. 1991 wurden unter W-Gerste 10 x 10cm große Streubeutel der Maschenweiten (Mw) 21 μ m (Ausschluß von Meso- und Makrofauna), 125 μ m (Ausschluß der Makrofauna) und 4000 μ m (Kontrolle) direkt unter Flurniveau senkrecht in den Boden eingebracht. Die Beutel befanden sich also in dem Hauptlebensbereich der Bodenmesofauna. Durch Verkleinerung der Maschenweiten können verschiedene Größenklassen der Bodenfauna selektiv vom Substrat ferngehalten werden (Beck, 1989). Als Substrat wurde je Beutel 5g Strohhäcksel (Teilchenlänge 2cm) der Vorfrucht W-Weizen eingewogen. Zwischen Januar und Juli 1992 wurden an 5 Terminen je 4 Beutel pro Belastungsvariante und Maschenweite zur Untersuchung entnommen. Die Mesofauna wurde nach Macfadyen (1961) ausgetrieben, gezählt und bestimmt.

Ergebnisse:

Die in den Beuteln mit 21 μ m Mw vorhandenen Tiere sind vermutlich als Jungtiere oder als Eier in diese Beutel gelangt.

Collembolen



Raubmilben

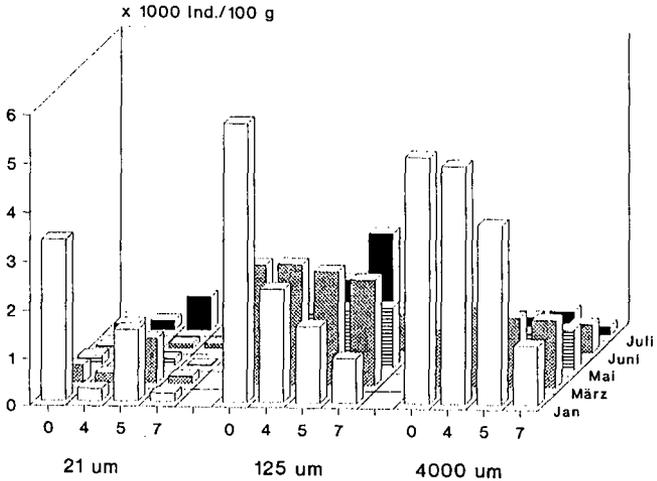


Abb. 1: Collembolen (oben) und **Raubmilben** (unten): Individuen pro 100g aschefreie Trockensubstanz Winter-Weizen-Stroh in Streubeuteln der Maschenweiten 21, 125 und 4000µm aus den Belastungsvarianten 0, 4, 5 und 7 unter Winter-Gerste.

Im Verlauf der Exposition der Beutel nimmt die Besiedelung mit Collembolen zu, die mit Raubmilben ab (Abb. 1). Deutlich ist zu erkennen, daß die Collembolendichte in den Beuteln mit 125µm Mw etwa viermal höher ist als in den Beuteln mit 4000µm Mw. Für Collembolen ist die Mw 125µm ideal, da hier die Feuchtebedingungen optimal sind und Raubfeinde (große Raubmilbenarten) sowie Konkurrenten ausgesperrt sind. Diese Überbesiedelung durch Collembolen führt zu 'Overgrazing'-Effekten: die Mikroorganismen (Bakterien und Bodenpilze) werden zu stark abgeweidet; dies bewirkt einen Abbau-Rückstand beim Stroh von ca 30% gegenüber der Kontrolle in den Beuteln mit 4000µm Mw, wo auch Regenwürmer Zugriff auf das Substrat haben. Eine Steigerung der Dekomposition und Mineralisation ist aber abhängig von einer bestimmten optimalen Dichte der 'Grazer' (Hanlon & Anderson, 1979). Raubmilben sind nach Siedentop (1993) hier ein wichtiges Regulativ.

Bei Betrachtung der Dominanz-Struktur der Collembolen fällt auf, daß eine Art *Folsomia fimetaria* in allen Belastungsvarianten und beiden Maschenweiten (125 & 4000µm) hohe Anteile erreicht (Tab. 1). Diese euedapische Rotte-Art, die sich parthenogenetisch vermehrt und Pilzfresser ist, scheint beim Abbau des Substrats sehr wichtig zu sein.

Tab. 1: Collembolen: Dominanzanteil (%) einiger wichtiger Arten in Streubeuteln mit 125µm (a) und 4000µm (b) Maschenweite auf den Belastungsvarianten (Var.) 0, 4, 5 und 7.

(*: Wert < 0,1).

Art	Var. 0		Var. 4		Var. 5		Var. 7	
	a	b	a	b	a	b	a	b
<i>F. fimetaria</i>	91,3	69,9	81,7	77,7	55,0	67,7	86,7	81,3
<i>I. notabilis</i>	4,9	9,6	5,2	10,5	23,8	16,6	3,3	6,4
<i>I. anglicana</i>	0,8	0,9	1,1	4,4	1,8	2,8	1,9	2,2
<i>I. olivacea</i>	1,8	5,8	8,5	0,2	15,3	1,0	5,3	*
<i>I. palustris</i>	0,4	0,2	0,5	1,7	0,4	1,5	0,3	2,4
<i>O. armatus</i>	*	0,2	0,5	0,7	0,1	0,3	0,5	0,2
<i>M. krausbaueri</i>	*	3,1	0,4	1,4	0,4	0,6	1,2	3,0

In den Beuteln mit 4000µm Mw ist der Anteil von *F. fimetaria* meistens erheblich verringert gegenüber Beuteln der mittleren Mw. Ähnliches gilt für fast alle Collembolenarten. Ursache dafür dürfte das Vorkommen der collembolenfressenden Raubmilbenart *P. crassipes* sein (Tab. 2). Im Boden liegt der Anteil von *F. fimetaria* bei ca. 20%. Die beiden Humus-Arten *Onychiurus armatus* s.l. (im Boden 4-30%) und *Mesaphorura krausbaueri* s.l. (im Boden 13-28%) sind im Stroh der Streubeutel fast gar nicht vertreten. Der Rottegrad des Strohs bietet diesen Formen noch nicht das bevorzugte Milieu. Auch die mehr epedaphischen phytophagen Collembolenarten *Isotoma anglicana* sowie

Isotomurus palustris wurden in den Streubeuteln nur selten gefunden, während sie im Boden Dominanzwerte bis zu 20% erreichen.

Die Dominanz-Struktur der Raubmilben ist ebenfalls durch die Eudominanz einer Art, *Arctoseius cetratus*, geprägt (Tab. 2).

Tab. 2: Raubmilben: Dominanzanteil (%) einiger wichtiger Arten in Streubeuteln mit 125 μ m (a) und 4000 μ m (b) Maschenweite auf den Belastungsvarianten (Var.) 0, 4, 5 und 7.

Art	Var. 0		Var. 4		Var. 5		Var. 7	
	a	b	a	b	a	b	a	b
<i>A. cetratus</i>	68,2	31,2	68,4	20,4	37,9	30,5	67,4	62,5
<i>A. sículus</i>	11,4	53,1	27,4	63,4	40,5	27,1	2,0	6,2
<i>P. crassipes</i>	-	9,4	-	10,2	-	22,0	-	-
<i>R. silesiacus</i>	-	3,1	1,7	-	-	-	-	-

In den Beutel mit 125 μ m Mw stellt *A. cetratus* meistens mehr als 60% der Raubmilben. In den Beuteln mit 4000 μ m Mw ist ihr Anteil auf den Var. 0 & 4 vermindert auf den Var. 5 & 7 fast unverändert. Die mit 1,5mm Körperlänge recht große collembolenfressende Raubmilbenart *Pergamasus crassipes*, die nicht in die Beutel der Mw 125 μ m eindringen kann, sorgt vermutlich in den grobmaschigen Beuteln für eine bemerkbare Reduzierung der Collembolendichte. Die Abnahme der Raubmilbendichte in den Streubeuteln im Verlauf der Exposition - trotz steigender Collembolenzahlen - ist wohl dadurch zu erklären, daß die nachgewiesenen Raubmilbenarten obligatorische oder mindestens fakultative Nematodenfresser sind.

Zusammenfassung:

Die Collembolendichte nimmt in den Streubeuteln im Verlauf der Exposition zu, die der Raubmilben ab. In Beuteln der Mw 125 μ m ist die Collembolendichte etwa 4mal höher als in Beuteln mit 4000 μ m Mw, hierdurch entsteht wegen der 'Overgrazing'-Effekte ein Abbaurückstand beim Stroh. Collembolen der euedaphischen Rotte-Arten sind mit hohen Individuenzahlen vertreten; ähnliches gilt auch für die Raubmilben.

Literatur:

- Beck, L. (1989). Verh. Ges. f. Ökol. 17: 47-54
 Hanlon, R.D.G. & J.M. Anderson (1979). Oecologia 100: 93-99
 Heisler, C. (1993). Pedobiologia (im Druck)
 Heisler, C. & E.-A. Kaiser (1993). Mitt. d. DBG 71: 335-338
 Kaiser, E.-A.; C. Heisler; G. Walenzik & O. Heinemeyer (1991). Mitt. d. DBG 66: 531-534
 Macfadyen, A. (1961). J. anim. Ecol. 30: 171-184
 Siedentop, S. (1993). Mitt. d. DBG 69: 163-166

Diese Arbeit wurde gefördert vom BMFT.

Einfluß der Begasungszeit bei der CFE-Methode auf die Zusammensetzung des Extraktes von Waldböden

von

Joergensen, R.G.⁺, H. Kübler⁺ und V. Wolters⁺⁺

Problemstellung

Durch CHCl_3 -Begasung werden die Zellmembranen von lebenden Organismen angegriffen, wodurch diese absterben. Anschließend kommt es zum enzymatischen Abbau der zelleigenen Polymere zu extrahierbaren Substanzen. Dieses ist das Grundprinzip der CHCl_3 -Fumigations-Extraktions-Methode (CFE-Methode) zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse. So werden z.B. Proteine zu kleinen Peptiden, zu Aminosäuren und zum Teil bis zu CO_2 und NH_4 abgebaut. Diese enzymatischen Prozesse hängen von der Temperatur und der Inkubationszeit vor der Extraktion ab. Bei niedrigen pH-Werten scheinen diese Prozesse langsamer abzulaufen. Dadurch enthalten die Extrakte von sauren Waldböden nach der normalen 24 h dauernden Begasungszeit weniger NH_4 und mehr Kohlenhydrate als die Extrakte von schwach alkalischen Waldböden. Vor diesem Hintergrund haben sich folgende Fragen ergeben: (1) Ändern sich die extrahierten Mengen mikrobieller Komponenten (C_{org} , N_t , NH_4 , N_{org} , Kohlenhydrate) in Abhängigkeit von der Begasungszeit? (2) Ändern sich deren relativen Anteile? (3) Haben Bodeneigenschaften, insbesondere der pH-Wert, einen Einfluß auf diese Veränderungen?

Material und Methoden

In dem Versuch werden drei Waldböden eingesetzt, die sich vor allem im pH-Wert, aber auch in den anderen Parametern stark unterscheiden (Tabelle 1).

Tabelle 1. Kenndaten der drei untersuchten Böden

Böden	pH- H_2O	KAK $\mu\text{eq g}^{-1}$	Ton %	C_{org} %
Mullrendzina (MR)	8,3	364	47	8,3
Saure Braunerde (SB)	4,8	90	25	3,1
Stammfuß (ST)	3,5	138	49	8,7

Begasung und Extraktion der mikrobiellen Komponenten erfolgte entsprechend der CFE-Methode von VANCE et al. (1987), nur die Begasungszeit wurde variiert. Sechs Zeitvarianten (6, 12, 24, 48, 96 und 240 h) wurden in separaten Exsikkatoren durchgeführt. Die Begasung erfolgte bei 25°C im Dunkeln mit ethanolfreiem CHCl_3 (Merck 2444). Die Extraktion von 15 g begastem und nicht-begastem Boden erfolgte mit 0,5 M K_2SO_4 (Boden:Extraktionsmittel = 1:4). Die mikrobiellen Komponenten wurden folgendermaßen bestimmt: $\text{D}_X = [(X \text{ extrahiert aus einer begasten Probe}) - (X \text{ extrahiert aus einer nicht-}$

⁺) Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

⁺⁺) Zoologisches Institut, Saarstr. 21, 55099 Mainz

begasten Probe]), X entspricht C_{Org} , Kohlenhydrat-C, N_t , $\text{NH}_4\text{-N}$ oder N_{Org} . Im Extrakt wurden organisch gebundener Kohlenstoff (UV-Persulfat-Oxidation zu CO_2 , Wu et al. 1990), Kohlenhydrat-C (Cu-Komplex, JOERGENSEN et al. 1990), NH_4 (kolorimetrisch, Skalar), NO_3 kolorimetrisch, Skalar) und Gesamt-N (UV-Persulfat-Oxidation zu NO_3 , Skalar) gemessen.

Ergebnisse

In Tabelle 2 werden die Gehalte der nach 6, 12, 24, 48, 96 und 240 h HCl_3 -Begasung zusätzlich extrahierten Mengen in den Differenzen fumigiert/nicht-fumigiert für alle untersuchten Substanzen dargestellt. Mit sinkendem pH-Wert nehmen die D_C -, D_N - und $D_{N_{\text{Org}}}$ -Gehalte ab, d.h., die mikrobiell gebundenen C- und N-Mengen werden geringer. Im $D_C:D_N$ -Quotienten unterscheiden sich die drei Böden nur geringfügig. Der Anteil von Kohlenhydrat-C am organischen extrahierbaren C ($D_{\text{KHC}}:D_C$) steigt markant mit abnehmendem pH-Wert (Tabelle 2).

Mit zunehmender Begasungszeit wird die Differenz fumigiert/nicht-fumigiert für die Gehalte aller untersuchten Substanzen immer größer. Der Anstieg dieser Differenzen ist substanz- und bodenspezifisch. Die durchschnittlichen Gehalte der drei Böden erreichen nach 24 h Begasungszeit zwischen 29% und 94% der 240-h-Werte (Tabelle 3). In den Differenzen $D_{N_{\text{Org}}}$ und D_{KHC} wird der 240-h-Wert z.T. schon nach 24 h erreicht. Besonders langsam verläuft der Anstieg mit zunehmender Begasungszeit für NH_4 , insbesondere in den beiden sauren Böden. Aber auch für die Differenzen D_C , D_N und $D_{N_{\text{Org}}}$ verläuft der Anstieg mit abnehmendem pH-Wert langsamer.

Während in der Mullrendzina die Differenz $D_{\text{NH}_4\text{N}}$ einen Anteil zwischen 40% (6 h) und 68% (240 h) an D_N aufweist, liegt dieser Anteil in der Braunerde nur zwischen 0% (6 h) und 38% (240 h) sowie im sehr sauren Boden des Stammfußes zwischen 14 % (6 h) und 41% (240 h). Der $D_C:D_N$ -Quotient wird mit zunehmender Begasungszeit kleiner, nach 24 h liegt er noch 20% über dem 240-h-Wert. Die Unterschiede zwischen den drei Böden sind aber zu keinem der verschiedenen Begasungszeitpunkte signifikant, trotz des unterschiedlichen Anstiegs des NH_4 -Anteils an der Differenz D_N in den drei Böden. Während das $D_C:D_N$ -Verhältnis erstaunlich konstant bleibt, verändert sich der $D_{\text{KHC}}:D_C$ -Quotient ausgeprägt bodenspezifisch mit zunehmender Begasungszeit. In der sauren Braunerde wird dieser Quotient kleiner, in den anderen beiden Böden größer. Im Durchschnitt entspricht der Quotient $D_{\text{KHC}}:D_C$ nach 24 h dem 240-h-Wert.

Diskussion

Der autolytische Abbau von mikrobieller Biomasse zu extrahierbaren Substanzen verläuft in den verschiedenen Böden während der Begasungszeit unterschiedlich. Ein Teil der Streuung beim Vergleich der CFE-Methode mit anderen Methoden wie der SIR- (substrat-induzierte Respiration) und der ATP-Methode hat darin seine Ursache. Auch die Präzision der Biomasseschätzung leidet unter den Schwankungen des autolytischen Abbaus. Dieser wird durch den pH-Wert beeinflusst, aber auch durch andere Bodenfaktoren (z.B. Tongehalt, Tonqualität, C_{Org} -Gehalt) können eine Rolle spielen. Auch kann die Enzymaktivität aufgrund einer unterschiedlichen Populationsstruktur der Mikroflora (z.B. Pilz/Bakterien-Verhältnis) von Boden zu Boden verschieden sein.

In zwei Waldböden Neuseelands erreichte der D_C -Wert nach 24 h im Durchschnitt 100% (84-113%) des 120-h-Wertes, der D_N -Wert aber nur 88% (86-92%) (ROSS & TATE 1993). AMATO und LADD (1988) fanden nach 24 h einen D_N -Wert, der ebenfalls durchschnittlich 90% des 240-h-Wertes entsprach, während ihr $D_{\text{NH}_4\text{N}}$ -Wert nach 24 h nur 33%

Tabelle 2. Mengen und Quotienten nach 6, 12, 24, 48, 96 und 240 h Begasungszeit

	D_C	D_{Khc}^a $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden	D_N	D_{NH4N}	D_{Norg}	$D_C:D_N$	$D_{Khc}:D_C$ $\times 10^{-2}$
<i>6 h</i>							
MR ^b	503	64	63,1	25,2	33,5	8,0	12,8
SB	198	45	17,1	-2,7	20,3	11,7	36,1
ST	140	71	10,6	1,5	9,4	12,0	40,9
<i>12 h</i>							
MR	664	130	89,2	40,8	45,8	7,5	19,6
SB	218	54	24,5	1,9	22,8	9,0	37,2
ST	109	81	16,8	2,7	11,9	7,8	41,3
<i>24 h</i>							
MR	684	152	94,4	42,3	52,4	7,3	22,2
SB	227	62	25,7	1,3	24,6	9,1	35,0
ST	130	79	15,4	3,3	12,3	9,1	44,2
<i>48 h</i>							
MR	772	197	95,2	48,1	47,7	8,2	25,5
SB	243	72	26,8	3,2	23,9	9,4	34,6
ST	140	84	14,1	2,5	12,0	10,5	50,5
<i>96 h</i>							
MR	815	209	118,9	63,6	55,9	6,9	25,7
SB	252	76	34,0	8,6	24,7	7,4	33,3
ST	143	84	20,5	4,6	14,2	7,7	50,2
<i>240 h</i>							
MR	818	208	129,2	88,1	50,5	6,3	25,4
SB	288	104	37,4	14,2	23,6	7,8	28,7
ST	196	83	28,2	11,6	16,9	7,0	53,4
MSD ^c	44	9	14,5	4,8	12,6	5,8	5,9

^a Kohlenhydrat-C, ^b Abkürzungen siehe Tabelle 1,

^c Mean Significant Difference (Tukey, $P = 0,05$)

Tabelle 3. Relativer Anteil der Gehalte und Quotienten nach 24 h Begasungszeit an den 240-h-Werten

	D_C	D_{Khc}	D_N	D_{NH4N} % 240 h	D_{Norg}	$D_C:D_N$	$D_{Khc}:D_C$
MR	84	73	73	48	104	115	88
SB	79	96	68	9	104	115	122
ST	72	60	55	29	73	130	83
∅	78	76	65	29	94	120	98

des 240-h-Wertes erreichte. BROOKES et al (1985) bestimmten nach 24 h in 37 Böden einen D_N -Wert, der 79% des 120-h-Wertes entsprach. Sie fanden keinen weiteren Anstieg während der nächsten 96 h. Auch ihr D_{NH_4N} -Wert entsprach nach 24 h nur 47% des 216-h-Wertes. Die Zunahme des NH_4 -Anteils am Gesamt-N mit zunehmender Begasungszeit wurde in allen Böden gefunden, in denen dieses Phänomen untersucht wurde. Dieses ist deswegen interessant, da Desaminierungsprozesse intrazellulär ablaufen und im Gegensatz zu proteolytischen Prozessen durch eine $CHCl_3$ -Begasung gehemmt werden. Diese Hemmung ist aber nicht vollständig, wie ALEF und KLEINER (1987) zeigen konnten: die Desaminierung von Arginin wurde nur um 80% durch eine $CHCl_3$ -Begasung vermindert. Durch $CHCl_3$ -Begasung werden nicht alle Organismen abgetötet, sondern 2 bis 5% überleben (SHIELDS et al. 1974). Es ist aber wenig wahrscheinlich, daß diese so homogen verteilt sind, daß bis zu 80% des Gesamt-Stickstoffs ammonifiziert sind. Auch müßten dann die Ammonifikationsprozesse mit zunehmender Begasungszeit abnehmen. Das Gegenteil ist aber der Fall. Desaminierungsprozesse müssen also teilweise auch nach Absterben der Zellen stattfinden können. Denn eine wesentliche Freisetzung aus organisch gebundenem Nicht-Biomasse-N scheidet aus, wie BROOKES et al. (1985a) durch den Einsatz von ^{15}N zeigen konnten: der $^{15}N:^{14}N$ -Quotient sinkt mit zunehmender Begasungszeit nur geringfügig.

Eine Verlängerung der Begasungszeit auf über 24 h ist nicht zu empfehlen. Sowohl die CFI- ($CHCl_3$ -Fumigation-Inkubation) als auch die CFE-Methode sind mit 24 h Begasungszeit geeicht. Es ist nicht sicher, daß die Variabilität der Konversionsfaktoren mit zunehmender Begasungszeit sinkt. Auch ist nicht ganz auszuschließen, daß in einigen Böden einzelne Fraktionen von organischer Nicht-Biomasse durch $CHCl_3$ -Begasung verstärkt angegriffen werden. Da sich die Werte zwischen 12 und 48 h Begasungszeit nur geringfügig unterscheiden, kann gefolgert werden, daß die CFE-Methode um 24 h herum nur relativ wenig vom genauen Einhalten der Begasungszeit beeinflusst wird.

Literatur

- ALEF K, KLEINER D (1987) Estimation of anaerobic microbial activities in soils by arginine ammonification and glucose-dependent CO_2 -production. *Soil Biol Biochem* 19:683-686
- AMATO M, LADD JN (1988) Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soil. *Soil Biol Biochem* 20:107-114
- BROOKES PC, KRAGT JF, POWLSON DS, JENKINSON DS (1985a) Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: The effects of fumigation time and temperature. *Soil Biol Biochem* 17:831-835
- BROOKES PC, LANDMAN A, PRUDEN G, JENKINSON DS (1985b) Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: A rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol Biochem* 17:837-842
- JOERGENSEN RG, BROOKES PC, JENKINSON DS (1990) Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biol Biochem* 22:1129-1136
- ROSS DJ, TATE KR (1993) Microbial C and N in litter and soil of a southern beech (*Nothofagus*) forest; Comparison of measurement procedures. *Soil Biol Biochem* 25:467-475
- SHIELDS JA, PAUL EA, LOWE WE (1974) Factors influencing the stability of labelled microbial materials in soils. *Soil Biol Biochem* 6:31-37
- VANCE ED, BROOKES PC, JENKINSON DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biol Biochem* 19:703-708
- WU J, JOERGENSEN RG, POMMERENING B, CHAUSSOD R, BROOKES PC (1990) Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biol Biochem* 22:1167-1169

**Regenwurmzönosen in niedermoorartigen Grünlandböden
des Drömling (SO Niedersachsen)**

VON

Kämmerer, A.

EINLEITUNG

Über die Regenwurmfauna in Niedermoorböden ist bislang wenig bekannt. Jedoch ordnete schon PICKFORD (1926) das Vorkommen einzelner Lumbricidenarten in Niedermooeren den unterschiedlichen Entwässerungs- und damit einhergehenden Nutzungsstufen zu.

Im Rahmen des BMFT-Verbundprojektes "Ökosystemmanagement Niedermooere" wurden 1992 im Niederungsgebiet des Drömling sechs Grünlandflächen auf ihre Regenwurmzönosen hin untersucht. Verschiedene Fangmethoden halfen, das Artenpotential zu erfassen. Zudem wurden Zielarten herausgearbeitet, die für ein Monitoring der geplanten naturschutzgerechten Bewirtschaftungs- und Wiedervernässungsmaßnahmen in Frage kommen.

Fünf Niedermoorböden und eine "Moordammkultur" (Torf-Sand-Mischkultur) mit unterschiedlicher Vegetation und Nutzung konnten Aufschluß darüber geben, welche Standortfaktoren für die Besiedlung der Untersuchungsflächen durch Regenwürmer ausschlaggebend sind.

MATERIAL UND METHODE

Die Regenwürmer wurden von Juli bis Oktober mit der Handauslese erfaßt und die Abundanz und Biomasse der einzelnen Arten bestimmt. Für jede Fläche wurde der Mittelwert aller Erhebungen standardisiert (pro m²). Zur qualitativen Artenergänzung wurden Barberfallen-Fänge und Stichproben aus Anwendungen der Oktett-Methode herangezogen.

Die nach den üblichen Methoden ermittelten Bodenparameter: Gehalt an **organischer Substanz**, **Boden-pH** (CaCl₂), **Bodenfeuchtigkeit** (Gew.-%) und **Rohdichte** (g/l) wurden mit den biotischen Daten (Biomasse und Abundanz der Regenwurmart) korreliert (nach Spearman).

Als weitere Standortfaktoren wurden die **Vegetation**, die **Bodenwasserform** nach vegetationsökologischer Relevanz (SUCCOW 1988) und die **Nutzungsintensität** in die Bewertung einbezogen.

Die Untersuchungsflächen lassen sich wie folgt charakterisieren:

Fläche **A** (Naßwiese),

Fläche **B** (feuchte Fettwiese) und

Fläche **C** (frische bis mäßig feuchte Fettwiese) sind überflutungsbeeinflusste und einschürig gemähte Niedermoorflächen.

Fläche **D** ist eine intensiver genutzte (Mahd und Nachbeweidung) und gedränte Niedermoorfläche ohne Überflutungseinfluß.

Die Flächen **E** (Moordammkultur) und **F** (flächgründige Niedermoorfläche) sind überflutungsfrei mit intensiver Nutzung (Mahd und Beweidung).

*) Zoologisches Institut der TU , Pockelsstraße 10a, 38092 Braunschweig

ERGEBNISSE UND DISKUSSION Teil 1

Das erfaßte Artenpotential (Tab. 1) ist Ergebnis verschiedener Erfassungsmethoden. Die Vorzüge und Nachteile der drei genannten Methoden auf Niedermoorgrünland sind:

Handauslese

- vollständige Erfassung der endogäischen Arten
- ungenügende Beschreibung der kleinen epigäischen Arten
- quantitative Ergebnisse

Oktett-Methode

- Fangerfolg unter 30%

Barber-Fallen

- gute Erfassung oberflächenlebender Arten
- keine quantitativen Ergebnisse, d.h. nur zur qualitativen Ergänzung abundanzbezogener Methoden geeignet

ERGEBNISSE UND DISKUSSION Teil 2

Acht Lumbricidenarten wurden quantitativ (◆) oder qualitativ (◇) nachgewiesen (Tab. 1).

Tab. 1: Gesamtartenvorkommen auf den Untersuchungsflächen, nachgewiesen durch Handauslese (◆) oder in Barber-Fallen bzw. mit der Oktett-Methode (◇)

	A	B	C	D	E	F
<i>A. caliginosa</i>	◆◇			◆◇	◆	◆
<i>O. lacteum</i>	◆◇	◆◇	◆◇	◆◇		◇
<i>A. chlorotica</i>	◆	◆	◆			
<i>L. castaneus</i>	◆	◆◇	◆◇	◆◇	◆	◆◇
<i>L. rubellus</i>	◇	◆◇	◆◇	◇	◆	
<i>L. terrestris</i>	◆	◇	◆	◆	◆	◇
<i>D. octaedra</i>	◆◇	◇	◇			
<i>E. tetraedra</i>	◇	◇	◇	◇		
Artenzahl	8	7	7	6	4	4

Die drei überflutungsbeeinflussten und extensiv genutzten Niedermoorflächen (A, B, C) weisen die größte Artenvielfalt auf und beherbergen vier Lumbricidenarten mit großer Präferenz gegenüber sehr feuchten und humusreichen Böden (SIMS & GERARD 1985): *A. chlorotica*, *D. octaedra*, *E. tetraedra* und *O. lacteum*.

Die gedrähten und intensiv bewirtschafteten Grünlandflächen (D, E, F) sind artenärmer.

Die mit der Handauslese ermittelten Zönosestrukturen und Abundanzen der Regenwurmgesellschaften sind in Abb. 1 dargestellt. Biomasse und Individuenzahl der Lumbriciden waren miteinander korreliert, wie es auch schon von ROTT (1992) für Feuchtgrünland beschrieben wurde.

Die Flächen unterschieden sich am stärksten in ihrer endogäischen Regenwurmfauna. Zwar stellten die drei endogäischen Arten *A. chlorotica*, *A. caliginosa* und *O. lacteum* auf allen Flächen den Hauptanteil der Lumbricidenzönose, so wie diese als r-Strategen (Satchell 1979) für Standorte mit großen klimatischen Schwankungen wie Moore zu erwarten sind, doch traten auf den Flächen entweder *A. chlorotica* und *O. lacteum* als dominante Arten auf oder *A. caliginosa*.

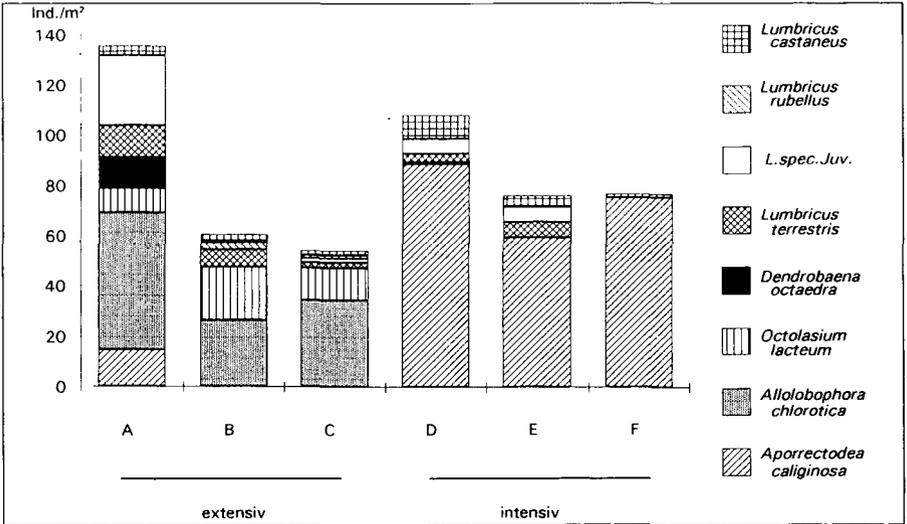


Abb. 1: Abundanzen und Zönosestruktur der Regenwürmer auf den Untersuchungsflächen

Die Rang-Korrelation der biotischen Merkmale mit den gemessenen Bodenparametern der Untersuchungsflächen ergab keine signifikanten Koeffizienten ($p < 0,05$), d.h. die physikalischen Kenndaten der Untersuchungsflächen tragen nicht zu einer Klärung der von ihnen beherbergten Regenwurmgesellschaften bei.

Mit Kenntnis der Standortfaktoren Bodenwasserform, Nutzungsintensität und Vegetation lassen sich jedoch folgende Zusammenhänge vermuten.

- *A. chlorotica* bewohnt überflutungsbeeinflusste Flächen mit traditionellen Grünlandgesellschaften, d.h. noch relativ ursprüngliches Niedermoorgrünland (BÖLSCHER 1990). *A. chlorotica* wurde auch von PICKFORD (1926) als Pionierart auf Niedermoorflächen beschrieben.
- *A. caliginosa* dominiert auf intensiv genutzten Grünlandflächen, die den Faktoren Düngung und Beweidung ausgesetzt waren. In überflutungsbeeinflussten Böden ist diese sonst typische Grünlandart selten.
- *O. lacteum* besiedelt Niedermoorböden in Abhängigkeit von der Nutzungsintensität. Auch FELDHAHN (1991) und CLUZEAU & al. (1992) beschreiben die Verteilung dieser erschütterungsempfindlichen Art durch Viehtritt.

Diese drei Regenwurmartenspezies könnten als Zielarten für ein Monitoring der Untersuchungsflächen dienen, da sie Abhängigkeiten von den geplanten Managementmaßnahmen zeigen (Abb. 2).

Als Charakterarten für vernäßte Niedermoorstandorte sind auch *Dendrobaena octaedra* und *Eiseniella tetraedra* zu erwarten (s.o.), doch konnten über diese beiden Species keine quantitativen Aussagen getroffen werden.

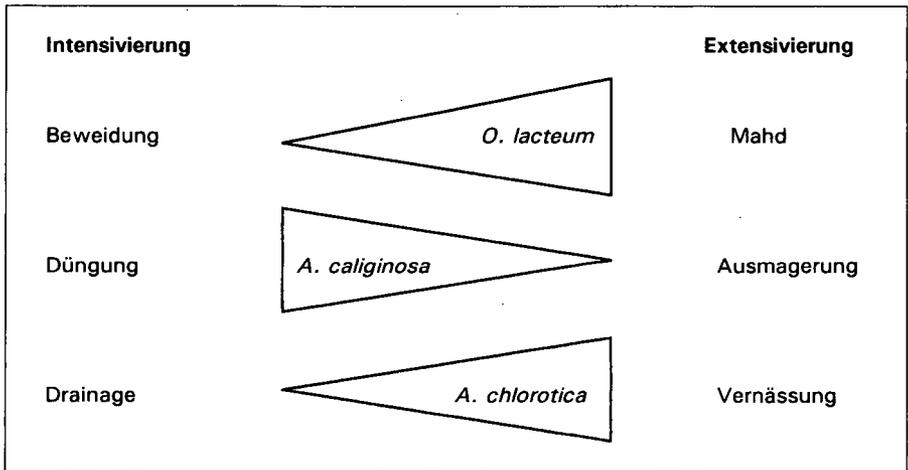


Abb. 2: Abundanzveränderungen ausgewählter Regenwurmarten in Abhängigkeit von der Intensität der Grünlandnutzung und bestimmter Managementmaßnahmen

Wie sensibel dieses aus Momentaufnahmen verschiedener Grünlandflächen entstandene Zielartenmodell (Abb. 2) auf die Faktoren Wiedervernässung und Nutzungsintensität tatsächlich reagiert, wird die langfristig geplante, jährliche Erfassung der Lumbricidenfauna im Untersuchungsgebiet Drömling dokumentieren.

Im Rahmen des o.g. Projektes kommen ab 1993 auf drei Standorten jeweils vier Nutzungsvarianten zur Anwendung:

- freie Sukzession
- 1-Schnitt Nutzung (August)
- 2-Schnitt Nutzung (Juli / September)
- maximale Hagerung

LITERATUR

- BÖLSCHER, B. (1991): BUND-Berichte 8: ökologische Probleme der Grünlandnutzung.- Hrsg.: BUND, Landesverband Niedersachsen e.V.
- CLUZEAU, C., BINET, F., VERTES, F., SIMON, J.C., RIVIERE, J.M., TREHEN, P. (1992): Effects of intensive cattle trampling on soil-plant-earthworm systems in two grassland types.- Soil Biol. Biochem. 24 (12): S. 1661-1665
- FELDHAHN, R. (1991): Vergleich der Regenwurmpopulationen (Oligochaeta: Lumbricidae) unterschiedlich bewirtschafteten Grünlandes in der Okeräue nördlich von Braunschweig.- Dipl.-Arbeit, TU BS, unveröff.
- PICKFORD, G.E. (1926): The Oligochaeta of Wicken Fen.- The Natural History of Wicken Fen, Part III, 19, S. 215-232, Cambridge
- ROTT, A. (1992): Entwicklung der endogäischen Fauna bei extensiver Grünlandnutzung.- LÖLF-Mitteilungen (3): S.36-37
- SATCHELL, J.E. (1979): r worms and K worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies.- Proc. Int. Soil. Zool. Coll., Syracuse, N.Y. 29. July-3. Aug. 1979. U.S. Environ. Prot. Agency. Rep. nr. EPA-560/13-80-038. Office Pest. Tox. Subst. EPA, Washington, D.C.
- SIMS, R.W., GERARD, B.M. (1985): Earthworms.- In: D.M. Kermack; R.S.K. Barnes: No. 31; E.J. Brill / Dr. W. Backhuys, London, Leiden, Köln, Kopenhagen
- SUCCOW, M (1988): Landschaftsökologische Moorkunde.-Borntraeger Berlin, Reihe "Ökologie", 340 S

Diese Arbeit wurde unterstützt durch das BMFT,Forschungsvorhaben Nr. 0339528A.

Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen im Boden: Einfluß der mikrobiellen Biomasse

von

Kaiser, E.-A. und O. Heinemeyer

Zusammenfassung- In einem Inkubationsexperiment wurde die C- und N-Mineralisierung in Bodenproben nach der Zugabe von Stroh und Nitrat quantifiziert. Die Proben stammten aus 0-20 und 20-30 cm Bodentiefe eines Ap-Horizontes und wiesen unterschiedliche Gehalte an mikrobieller Biomasse auf. Höhere Werte für die untersuchten mikrobiellen Eigenschaften wurden in der Schicht 0-20 cm festgestellt.

In den Bodenproben mit dem höheren Anfangsgehalt an mikrobieller Biomasse wurde auch mehr C umgesetzt. Dieses ließ sich für N nicht bestätigen. Die Unterschiede in den Gehalten an mikrobieller Biomasse waren auch am Ende des Versuches noch signifikant, obwohl die Differenzen kleiner wurden. Als Endpunkt des mikrobiellen Wachstums konnten in beiden Bodenproben gleiche Anteile der mikrobiellen Biomasse am organischen Kohlenstoff (C_{mic}/C_{org} -Verhältnis) gemessen werden.

Einleitung

Die mikrobielle Biomasse des Bodens ist ein sensibler Indikator, der auf Eingriffe in den Boden wie z.B. Bodenbearbeitung (Carter 1991; Kaiser und Heinemeyer 1993) und Bodenverdichtung (Kaiser *et al.* 1991) reagiert. Zur Beurteilung solcher Beobachtungen ist es notwendig zu erfahren, inwieweit Veränderungen im Gehalt an mikrobieller Biomasse (Bodeneigenschaft) sich auf die Intensität von mikrobiellen Prozessen im Boden (Bodenfunktion) auswirken. Bisher liegen wenige Informationen über solche Zusammenhänge vor. Anderson (1984) und Walker *et al.* (1989) fanden eine positive Korrelation zwischen dem Gehalt an mikrobieller Biomasse und den Abbauraten von Herbiziden.

In dem vorliegenden Experiment wurden Bodenproben gleicher Herkunft verwendet, deren unterschiedliche Gehalte an mikrobieller Biomasse sich im Laufe der Vegetationsperiode in verschiedenen Tiefen des Ap-Horizontes entwickelt hatten (Kaiser und Heinemeyer 1993). Im Experiment wurde durch die Zugabe von Stroh zum gesiebten Boden und die aerobe Inkubation, ein Szenario simuliert, welches dem Einarbeiten von Ernteresten durch das Pflügen entspricht.

Material und Methoden

Die verwendeten Bodenproben wurden aus 0-20 und 20-30 cm Tiefe (Ap-Horizont) der Feldversuchsfläche in Timmerlah (Kaiser 1993) entnommen, auf 2 mm gesiebt, und auf 16% Bodenfeuchte (entspricht 37 WHC) eingestellt. Für die Inkubationsdauer (52 Tage) wurden jeweils 100 g Boden mit gemahlenem ^{14}C markiertem Weizenstroh ($400 \mu g C g^{-1}$ Boden) und KNO_3 ($50 \mu g NO_3^- N g^{-1}$ Boden) gemischt. Die Proben wurden während des Versuches bei $22^\circ C$ kontinuierlich mit sauerstoffhaltiger Luft durchströmt (Kaiser 1993).

Zu **Anfang und Ende** des Versuches wurden folgende Bodeneigenschaften bestimmt: mikrobielle Biomasse (C_{mic} , CFI, Jenkinson und Powelson 1976), Basalatmung (CO_2 -C Abgaberate der unbe-gasteten Kontrolle), metabolischer Quotient (qCO_2), organischer Kohlenstoff (C_{org} , Nelson und Sommers, 1982), C_{mic}/C_{org} Verhältnis und mineralischer N (KCl-Extraktion). Während der Inkubation

wurden **kontinuierlich** (Tag: 1, 3, 7, 10, 14, 21, 28, 35, 42, 52) die CO₂ Abgaberaten bestimmt. Die Bestimmung des produzierten CO₂ (akkumuliert in 2N NaOH) aus dem gesamt C (C_{total}) und des ¹⁴CO₂ aus dem Stroh (C_{Stroh}) erfolgte nach Martens (1985). Als Differenz ergab sich die CO₂ - Abgabe aus dem organischen Kohlenstoff (C_{Org}). Das produzierte N₂O wurde **diskontinuierlich im Molekularsieb** aufgefangen (Gassammelperioden 5-20h), nach Ryden et al. 1978) freigesetzt und gaschromatographisch bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die bodenbiologischen Ausgangsgrößen der beiden Bodenproben waren signifikant unterschiedlich (Tab. 1). Die obere Bodenschicht hatte erwartungsgemäß die höheren Werte (Kaiser und Heinemeyer 1993). Diese Unterschiede waren auch am Ende des Versuches statistisch noch zu sichern (Tab. 1). Nur das C_{mic}/C_{Org}-Verhältnis hatte sich nach 52 Tagen angeglichen. Letzteres resultiert aus einem höheren Zuwachs der anfänglich geringeren mikrobiellen Biomasse (Tab. 2).

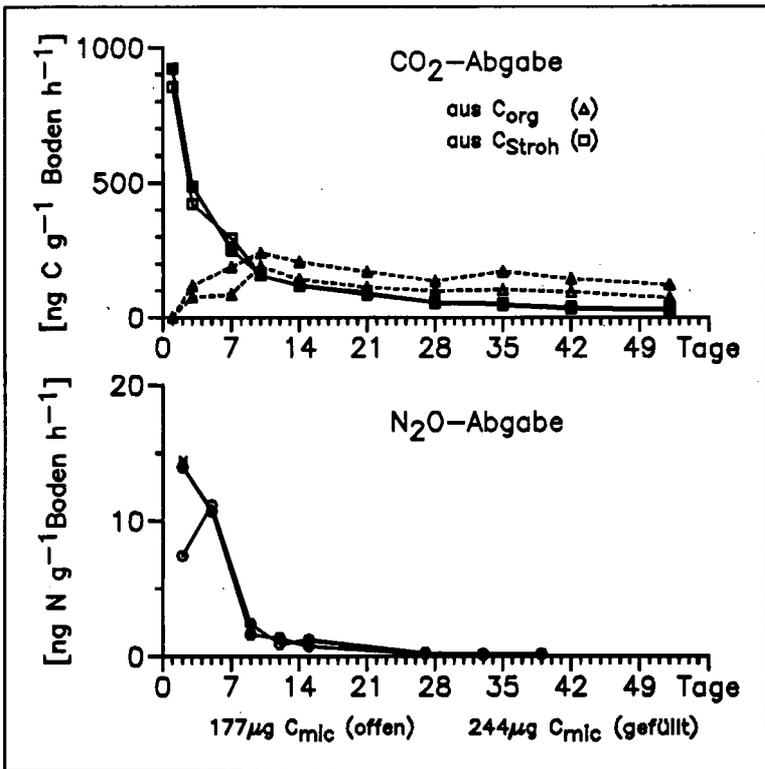


Abbildung 1: CO₂ und N₂O-Abgaberaten während des Strohineralisierungsversuches (n=9)

Tabelle 1: Mikrobielle Eigenschaften in den Bodenproben am Anfang (Tag 0, n=3) und am Ende (Tag 52, n=9) des Strohminalisierungsversuches

BODEN	Tag 0					Tag 52		
	C_{mic}	qCO_2	C_{mic}/C_{org}	C_{org}	C/N	C_{mic}	qCO_2	C_{mic}/C_{org}
	$\frac{\mu g C}{g \text{ Boden}}$	$\frac{mg CO_2-C}{g C_{mic} h}$	$\frac{mg C_{mic}}{g C_{org}}$	$\frac{mg C}{g \text{ Boden}}$		$\frac{\mu g C}{g \text{ Boden}}$	$\frac{mg CO_2-C}{g C_{mic} h}$	$\frac{mg C_{mic}}{g C_{org}}$
OBEN (0-20cm)	244 ^a	0.880 ^a	25.7 ^a	9.4 ^a	8.4	276 ^a	0.964 ^a	29.0 ^a
UNTEN (20-30cm)	177 ^b	0.737 ^b	20.8 ^b	8.5 ^b	8.3	247 ^b	0.836 ^b	29.0 ^a

Tabelle 2: Kohlenstoffbilanz [$\mu g C g^{-1}$ Boden] nach 52 Tagen Weizenstrohminalisierung

BODEN	C_{mic}	Zuwachs an C_{mic}			CO_2 -Abgabe			Umsatz (A+E)	Umsatz/Zugabe [#]
		(B)	(A-B)	(A)	(C)	(D-C)	(E)		
		C_{Stroh}	C_{org}	C_{total}	C_{Stroh}	C_{org}	C_{total}		
OBEN (0-20cm)	244 ^a	11 ^a	21 ^a	32 ^a	142 ^a	180 ^a	320 ^a	348 ^a	0.036
UNTEN (20-30cm)	177 ^b	13 ^b	57 ^b	71 ^b	131 ^b	120 ^b	250 ^b	320 ^b	0.036

Zugabe = $400 \mu g C_{Stroh} + C_{org}$ (Tabelle 1)

Tabelle 3: Gehalte an mineralischem N in den Bodenproben am Anfang (Tag 0, n=3, D=Dünger) und am Ende (Tag 52, n=27) des Strohminalisierungsversuches

BODEN	C_{mic} $\frac{\mu g C}{g \text{ Boden}}$	Tag 0				Tag 52		
		(D)	(C)	(E)	(D+C+E)	(A)	(B)	(A+B)
		NO_3^-	NO_3^-	NH_4^+	N_{min}	$\frac{\mu g N}{g \text{ Boden}}$	NO_3^-	NH_4^+
OBEN (0-20cm)	244 ^a	50	5	5.0	60	71 ^a	5.7 ^a	77 ^a
UNTEN (20-30cm)	177 ^b	50	5	5.0	60	78 ^b	5.7 ^a	83 ^b

Zu Tab. 1-3: Unterschiedliche Buchstabenindices je Parameter (Spalte) kennzeichnen signifikante Differenzen für $P < 5\%$.

Während in beiden Bodenproben etwa 3% des zugegebenen Strohes in mikrobielle Biomasse umgewandelt wurde, resultierte der überwiegende Teil des Zuwachses aus der organischen Substanz des Bodens. Dieses wird für die Probe aus 20-30 cm besonders deutlich. Das stroh-induzierte mikrobielle Wachstum (Spalte B, Tab. 2), bedeutet eine Ausdehnung der besiedelten Bodenoberfläche, sodaß als Folge ein höherer Anteil der organischen Substanz verfügbar wurde.

Der Verlauf der gasförmigen Abgaben aus den Bodenproben zeigt maximale Raten zu Beginn des Versuches (Abb. 1). Innerhalb der ersten 24h wurde überwiegend Stroh mineralisiert. Nicht markiertes CO₂ überwog erst ab Tag 10. Nennenswerte N₂O-Abgaben konnten nur in diesem Zeitraum festgestellt werden. Letzteres weist unter den Versuchsbedingungen auf O₂-Mangel hin.

Tendenziell zeigte sich, daß die höhere mikrobielle Biomasse auch die höheren gasförmigen Abgaberraten produzierte. Für die Summen an produzierten CO₂ und die errechneten C-Umsätze konnten diese Differenzen statistisch abgesichert werden (Tab. 2). Diese Unterschiede zwischen den Proben können nicht auf eine unterschiedliche Qualität des C_{org} innerhalb des Ap-Horizontes zurückgeführt werden, da das Verhältnis von Umsatz/Zugabe gleich war. Als Bestätigung können auch gleiche C/N- vor und Cmic/Corg-Verhältnisse nach dem Versuch herangezogen werden.

Im Gegensatz zum C, konnten für den mineralischen N am Ende des Experimentes höhere Gehalte im Boden mit der geringeren mikrobiellen Biomasse gemessen werden (Tab. 3). Diese resultieren ausschließlich aus Unterschieden im Nitratgehalt, da gleiche Ammoniumgehalte beobachtet wurden. Als Erklärungsmöglichkeit bieten sich unterschiedlich hohe gasförmige N-Verluste zu Beginn des Experimentes an (Abb. 1). Eine Quantifizierung dieser Verluste war nicht möglich, da nur N₂O und nicht auch N₂ erfaßt werden konnte. Letzteres macht unter den Versuchsbedingungen den überwiegenden Anteil der denitrifikativen N-Verluste aus.

Aus diesem Versuch wird deutlich, daß ein Zusammenhang zwischen dem Gehalt an mikrobieller Biomasse und der Abbaugeschwindigkeit von Stroh besteht, gleichzeitig war dies aber auch mit höheren gasförmigen C- und N-Verlusten verbunden.

Literatur

- Anderson J.P.E. (1984). Herbicide degradation in soil: Influence of microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 16, 483-489.
- Carter M.R. (1991). The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. *Biol. Fert. Soils* 11, 135-139.
- Kaiser E.-A. (1992). Auswirkungen von Bodenverdichtungen durch landwirtschaftliche Bodennutzung auf die mikrobielle Biomasse. *Landbauaufsorschung Völknerode* 134.
- Kaiser E.-A., Walenzik G. and Heinemeyer O. (1991). The influence of soil compaction on the decomposition of plant residues and microbial biomass. In: *Advances in Soil Organic Matter Research: the Impact on Agriculture and the Environment* (Wilson W.S. Ed.) Special Publication No. 90, 207-216. Royal Society of Chemistry, Cambridge UK.
- Kaiser E.-A.; Heinemeyer O. (1993). Seasonal variations of soil microbial biomass carbon within the plough layer. *Soil Biol. Biochem.* (im Druck).
- Martens R. (1985). Limitations in the application of the fumigation technique for biomass estimations in amended soils. *Soil Biol. Biochem.* 17, 57-63.
- Nelson D.W. and Sommers L.E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of Soil Analysis. Part 2* (A.L. Page, R.H. Miller and D.R. Keeny, Eds), pp. 539-594. American Society of Agronomy, Madison.
- Ryden J.C.; Lund L.J.; Focht D.D. (1978). Direct in-field measurement of nitrous oxide flux from soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42, 731-737.
- Walker A.; Cotterhil E.G. and Welch S.J. (1989). Adsorption and degradation of chlorsulfuron and metsulfuron-methyl in soils from different depths. *Weed Research* 26, 282-287.
- Diese Arbeit wurde durch das BMFT gefördert.

**Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tiefen-
verteilung der mikrobiellen Biomasse und
verschiedener Enzymaktivitäten**

von

Kandeler, E.* , K. Böhm* und W.E.H. Blum#

Einleitung

Aus ökologischen und ökonomischen Gründen werden in den letzten Jahren verstärkt konservierende und stabilisierende Bodenbearbeitungsmaßnahmen eingesetzt (Domsch, 1992; Tebrügge und Böhrsen, 1993). Reduzierte Bodenbearbeitung beeinflusst jedoch nicht nur die räumliche Nährstoffverteilung, sondern auch physikalische und biologische Eigenschaften des Bodens (Lynch und Panting, 1980; Bauder et al., 1981; Arshad et al., 1990). Das Ziel unserer Untersuchungen war es, die zeitliche und räumliche Veränderung der mikrobiellen Biomasse, der Xylanaseaktivität und der N-Mineralisation bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung zu verfolgen.

Material und Methodik

Der Feldversuch wurde 1988 als lateinisches Rechteck mit dreifacher Wiederholung auf der Niederterrasse (147 m Seehöhe) des mittleren Marchfeldes in Niederösterreich im pannonischen Klimaraum mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 9,3°C und einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 519 mm angelegt. Der Bodentyp ist ein mittel- bis tiefgründiger Tschernosem (Bodenart: sandiger Lehm, stark kalkhaltig und gut nährstoffversorgt). Folgende Bodenbearbeitungsvarianten wurden untersucht: Pflug (Wenden und Mischen auf 25-30 cm), Grubber (Mischen auf 20 cm) und Frässaat (oberflächliche Lockerung 5-8 cm). Während des Untersuchungszeitraumes 1992 wurde die Futterpflanze Sorghum angebaut.

Die Proben wurden monatlich von Januar bis November 1992 in drei Tiefenstufen (0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm) genommen. Die Substrat-induzierte Respiration (SIR), die N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch und die Xylanaseaktivität wurden nach Schinner et al. (1991) bestimmt. Statistische Auswertung: ANOVA und ONEWAY (Student-Newman-Keuls, $P < 0,05$), SPSS-Programm (Version 4, Microsoft Corp., 1988).

*Bundesanstalt für Bodenkultur, Denisgasse 31-33, A-1200 Wien

#Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, Gregor Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

Ergebnisse und Diskussion

Die Substrat-induzierte Respiration (SIR) als Maß für die aktive Biomasse war nach Frässaat in der obersten Bodenschicht (0-10 cm) gegenüber der Pflugvariante signifikant erhöht (Abb.1). In der Bodentiefe von 0-10 cm wurden bei der Frässaat- und der Grubbervariante höhere Xylanaseaktivitäten als bei der Pflugvariante festgestellt (Abb.1). Die Pflugvariante zeigte die höchsten Xylanaseaktivitäten in der Tiefe von 20-30 cm (Abb.1). Die Varianzanalyse

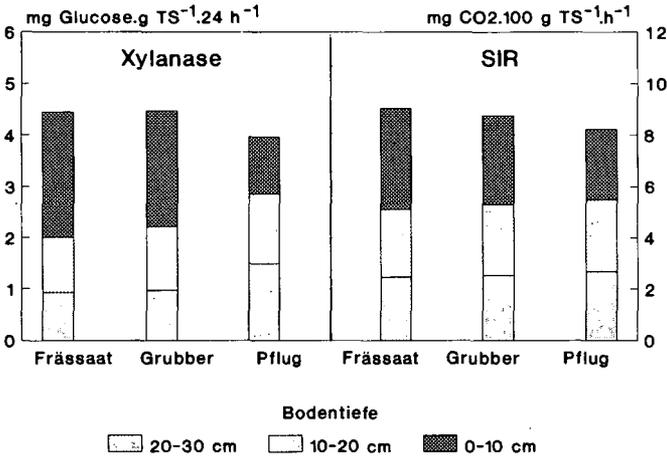


Abb.1: Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Tiefenverteilung der Xylanaseaktivität und der Substrat-induzierten Respiration (Angabe des Jahresdurchschnittes)

(ANOVA) zeigte bei der Xylanaseaktivität eine signifikante ($P < 0,01$) Haupt- und Wechselwirkung der Faktoren Tiefe und Bearbeitung. Aus diesem Ergebnis kann geschlossen werden, daß sich die Summe der Xylanaseaktivität über die drei Tiefen und die räumliche Verteilung bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung geändert hat. Im Gegensatz dazu wurde bei der SIR-Bestimmung nur eine signifikante Wechselwirkung beobachtet. Es änderte sich also die räumliche Verteilung der mikrobiellen Biomasse, nicht jedoch die Summe über die drei Tiefen. Betrachtet man den jahreszeitlichen Verlauf, so konnte bei allen Varianten das Maximum der Xylanaseaktivität kurz nach der Ernte beobachtet werden (Abb.2). Dieser Anstieg wurde auf verbesserte Wasserverhältnisse und Zufuhr von Ernterückständen zurückgeführt. In Abhängigkeit von der Lokali-

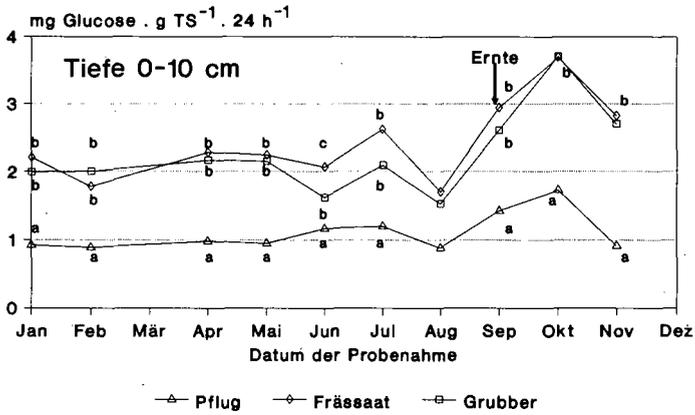


Abb.2: Jahreszeitlicher Verlauf der Xylanaseaktivität bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. Symbole, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant ($P < 0,05$) voneinander.

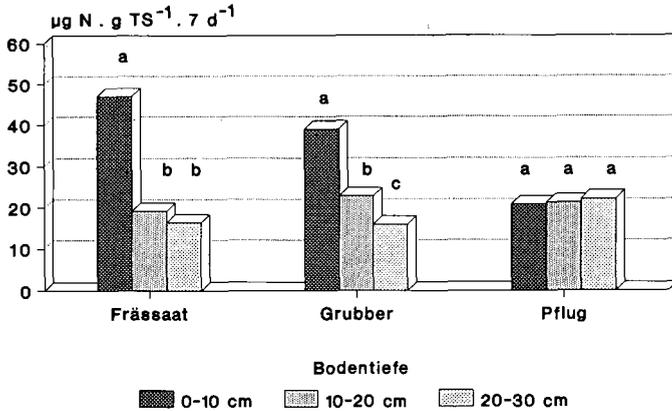


Abb.3: Einfluß der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation im anaeroben Brutversuch. Balken, die mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet sind, unterscheiden sich signifikant ($P < 0,05$) voneinander. (Probenahme: April 1992)

sation der Ernterückstände bei wendender und nicht wendender Bodenbearbeitung konnte also eine Erhöhung der Enzymsynthese in unterschiedlichen Bodenschichten nachgewiesen werden.

Bei der wendenden Bodenbearbeitungsvariante verteilt sich die N-Mineralisation gleichmäßig auf die drei Bodenschichten. Im Gegensatz dazu wird bei der Frässaatvariante mehr als die Hälfte des Stickstoffs in der obersten Bodenschicht mineralisiert (Abb.3). Berechnet man die Summe der N-Nachlieferung über die gesamte Tiefe (0-30 cm), zeigt die Frässaatvariante eine signifikant ($P < 0,01$) höhere N-Mineralisation als die beiden anderen Varianten. Möglicherweise bietet das stabile Bodengefüge bei reduzierter Bodenbearbeitung bessere Lebensbedingungen für Bodentiere. Die dadurch bedingt höhere Abundanz von Bodentieren könnte die N-Mineralisation direkt und/oder indirekt verbessern.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß eine 4-jährige reduzierte Bodenbearbeitung die Tiefenverteilung der Substrat-induzierten Respiration, der N-Mineralisation und der Xylanaseaktivität verändert hat. Im Gegensatz zur Xylanaseaktivität und N-Mineralisation änderte sich die Summe der Substrat-induzierten Respiration in den drei Tiefenstufen 0-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm bei den drei Bodenbearbeitungsvarianten (Pflug, Grubber, Frässaat) nicht. Die hohe N-Mineralisation in der Bodenschicht 0-10 cm bei der Frässaatvariante weist darauf hin, daß Pflanzen dort zu Vegetationsbeginn möglicherweise mehr Stickstoff zur Verfügung haben als Keimlinge der Pflugvariante.

Danksagung: Wir danken dem Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft für die finanzielle Unterstützung des Forschungsvorhabens.

Literatur

- Arshad M.A., Schnitzer M., Angers D.A. and Ripmeester J.A. (1990) Effects of till vs no-till on the quality of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 22, 595-599.
- Bauder J.W., Randall G.W. and Swann J.B. (1981) Effect of four continuous tillage systems on mechanical impedance of a clay loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45, 802-806.
- Domsch M. (1992) Aufwand senken-aber wie? *Neue Landwirtschaft* 9, 86-89.
- Lynch J.M., Panting L.M. (1980) Cultivation and soil biomass. *Soil Biol. Biochem.* 12, 29-33.
- Schinner F., Öhlinger R. und Kandeler E. (1991) *Bodenbiologische Arbeitsmethoden.* Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York.
- Tebrügge F. und Böhrnsen A. (1993) Was langjährige Versuche zeigen. *DLG-Mitteilungen/agrar-inform* 7, 23-25.

**Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungs-
maßnahmen auf die Lumbriciden-Biomasse am Beispiel
urbaner Grünflächen**

von

Keplin, B.

1. Einleitung

Im Rahmen eines 1988 begonnenen Stadtökologie-Projektes in Dorsten werden die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen (2x Mähen, 2x Mulchen und 10x Mulchen) urbaner Grünflächen auf die Bodenfauna, insbesondere auf die Lumbriciden, untersucht (vgl. BROLL 1991, KEPLIN u. WANCKEL 1991, KEPLIN 1992, 1993a, KEPLIN im Druck, BROLL u. KEPLIN im Druck). Die vorliegende Untersuchung erstreckt sich auf zwei urbane Grünflächen (Dorsten und Wulfen), die sich hinsichtlich bodenkundlicher Kenndaten, mit Ausnahme des pH-Wertes und der Bodenfeuchte, nicht nennenswert voneinander unterscheiden; bei beiden Grünflächen handelt es sich um anthropogene Auftragsböden (vgl. KEPLIN 1992, 1993b, KEPLIN im Druck). Die Phytomassenerträge sind mit 180 - 280 gTG/m² verhältnismäßig gering (vgl. KRAUTER u. SCHULZ 1992). Die Untersuchungen sollen klären, ob sich im Falle des Mulchens die für die Bodenfauna verbesserte Nahrungssituation positiv auf die Lumbriciden-Biomasse auswirkt.

2. Methoden

Die Lumbriciden sind monatlich über einen Zeitraum von zwei Jahren mit der Oktett-Methode erfaßt worden. Bestimmt wurden die lebenden Adulttiere mit der Glasröhrchen-Methode (THIELEMANN 1986a, 1986b). Im Anschluß an die Erhebung der individuellen Lebendgewichte (einschl. Darminhalt) wurden die Tiere abgetötet und das Trockengewicht als Kollektiv aller Individuen einer Art bzw. ökologischen Gruppe eines jeden Probentermins erhoben.

3. Ergebnisse und Diskussion

Alle vorkommenden Lumbricidenarten (Tab. 1) gehören zur typischen Stadtf fauna (u. a. SCHULTE et al. 1989, KLAUSNITZER 1993). Das in Wulfen sehr kleine Artenspektrum mit Fehlen anözischer Arten läßt sich im Falle von *Aporrectodea longa* wohl nur auf die höhere Bodenacidität zurückführen (u. a. NORDSTÖM u. RUNDGREN 1974). Die höchsten Biomassen wurden auf den Grünflächen mit der Bewirtschaftung "10x Mulchen" festgestellt (Abb. 1). Bei dieser Bewirtschaftung fällt in regelmäßigen Abständen (alle 3 Wochen) sehr stickstoffreiche Nahrung mit einem engen C/N-Verhältnis und einer kleinen Partikelgröße an (DIETZGEN 1992). Diese gute Nahrungsbasis führt zu einer höheren Kokonproduktion und Schlüpf rate der Lumbriciden (u. a. BOSTRÖM & LOFS-HOLMIN 1986, BOSTRÖM 1987, 1988). Die Häufigkeitsverteilung der Biomasse (alle Altersstadien) zeigt für die unterste Gewichtsklasse (bis 0,17 g FG) auf den zehnmal gemulchten Grünflächen einen höheren Anteil im Vergleich zu den Bewirtschaftungsmaßnahmen "2x Mähen" und "2x Mulchen" (Abb. 2). Besonders deutlich wird dieser Aspekt auf den untersuchten Grünflächen in Wulfen.

Die mittleren Individualgewichte der Adulttiere weisen auf den untersuchten Grünflächen in Dorsten ähnliche Durchschnittsgewichte auf wie sie bereits von BALTZER (1956) mitgeteilt wurden. Lediglich *Lumbricus rubellus* erreicht bei den Bewirtschaftungen "2x Mähen" und "2x Mulchen" ein deutlich geringeres Gewicht. Im Falle der beiden letztgenannten Pflegemaßnahmen ist die Qualität der anfallenden Phytomasse im Vergleich zur Bewirtschaftung "10x Mulchen" etwas schlechter, d. h. es liegt aufgrund des geringeren Kräuteranteiles ein weiteres C/N-Verhältnis vor (DIETZGEN 1992). Bei der Bewirtschaftung "2x Mähen" wird diese Phytomasse zudem bei der Mahd entfernt, so daß den Lumbriciden nur noch abgestorbenes Material als Nahrung verbleibt.

* Institut für Geographie, Abteilung Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster

Auch auf den Grünflächen in Wulfen entsprechen die mittleren Individualgewichte der beiden vorkommenden Arten *Lumbricus rubellus* und *Aporrectodea caliginosa* den Durchschnittswerten von BALTZER (1956), wobei allerdings das geringste Individualgewicht auf der Grünfläche "10x Mulchen" festgestellt wurde. Auf den Untersuchungsflächen in Wulfen werden daher im Gegensatz zu den Flächen in Dorsten höhere Individualgewichte bei den Bewirtschaftungen erreicht, die eine schlechtere Nahrungsqualität zur Folge haben. Inwieweit die auf dem Standort Wulfen ganzjährig relativ hohe Bodenfeuchte (KEPLIN 1993b) in diesem Falle eine Rolle spielt, konnte noch nicht abschließend geklärt werden.

4. Literatur

- BALTZER, R. (1956): Die Regenwürmer Westfalens. Zool. Jb. 84, 355-414.
- BROLL, G. (1991): Extensive Pflege städtischer Grünflächen. I. Böden, Vegetation und Mikroklima. Verh. Gesell. Ökol. 20: 451-458.
- BROLL, G. u. KEPLIN, B. (im Druck): Ecological Studies on Urban Lawns. In: Sukopp, H. (ed.): Urban Ecology as the Basis of Urban Planning. SPB Academic Publishing. The Hague.
- BOSTRÖM, U. (1987): Growth of earthworms (*Allolobophora caliginosa*) in soil mixed with either barley, lucerne or meadow fescue at various stages of decomposition. Pedobiologia 30, 311-321.
- BOSTRÖM, U. (1987): Growth and cocoon production by the earthworm *Aporrectodea caliginosa* in soil mixed with various plant materials. Pedobiologia 32, 77-80.
- BOSTRÖM, U. & LOFS-HOLMIN, A. (1986): Growth of earthworms (*Allolobophora caliginosa*) fed with shoots and roots of barley, meadow fescue and lucerne. Studies in relation to particle size, protein, crude fiber content and toxicity. Pedobiologia 29, 1-12.
- DIETZGEN, A. (1992): Vegetation und Phytomasse städtischer Grünflächen in Abhängigkeit von verschiedenen Pflegemaßnahmen. Dipl.-Arb. Univ. Münster, unveröff.
- KEPLIN, B. (1992): Die Lumbricidenfauna städtischer Freiflächen in Abhängigkeit von abiotischen Standortfaktoren. Verh. Gesell. Ökol., Bd. 21: 91-93.
- KEPLIN, B. (1993a): Untersuchungen zu Auswirkungen extensiver Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die hemiedaphische Collembolen- und Milbenfauna. Mitt. DBG 69: 171-174.
- KEPLIN, B. (1993b): Untersuchungen zur Bodenfauna städtischer Grünflächen unter dem Einfluß verschiedener Pflegemaßnahmen. Diss. Univ. Münster.
- KEPLIN, B. (im Druck): Effects of extensive management practices on soil fauna of urban lawns. Acta Zoologica Fennica.
- KEPLIN, B. u. WANCKEL, W. (1991): Extensive Pflege städtischer Grünflächen. II. Untersuchungen zur Bodenbiologie. Verh. Gesell. Ökol. 20: 459-464.
- KLAUSNITZER, B. (1993): Ökologie der Großstadtf fauna. Stuttgart.
- KRAUTER, C. & SCHULZ, H. (1992): Biomassenanfall verschiedener Pflanzenbestände auf Landschaftsrasen. Teil II. Rasen-Turf-Gazon 3, 40-45.
- NORDSTRÖM, S. & RUNDGREN, S. (1974): Environmental factors and lumbricid associations in southern Sweden. Pedobiologia 14, 1-27.
- SCHULTE, W., FRÜND, H.-C., GRAEFE, U., RUSZKOWSKI, B., SÖNTGEN, M., V. VOGGENREITER & WERITZ, N. (1989): Zur Biologie städtischer Böden. Greven.
- THIELEMANN, U. (1986a): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. Pedobiologia 29, 296-302.
- THIELEMANN, U. (1986b): Glasröhrchenmethode zur Lebendbestimmung von Regenwürmern. Pedobiologia 29, 341-343.

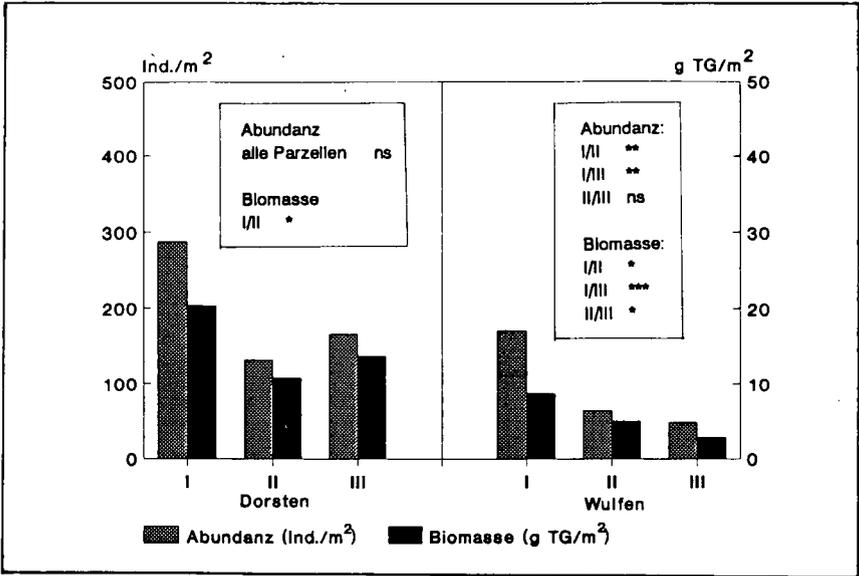


Abb. 1: Abundanzen (Ind./m²) und Biomassen (g TG/m²) der Lumbriciden (alle Altersstadien). I: 10x Mulchen, II: 2x Mähen, III: 2x Mulchen. Signifikante Unterschiede wurden mit dem U-Test ermittelt: *p < 0.05, **p < 0.01, ***p < 0.001, ns nicht signifikant.

Tab. 1: Mittleres Individualgewicht (g FG) der Adulttiere

Grünfläche Dorsten	Bewirtschaftungsmaßnahme			mittleres Gewicht (g FG) nach BALTZER (1956)
	2x Mähen	2x Mulchen	10x Mulchen	
Lumbricus rubellus	0,53 (n=6)	0,51 (n=22)	0,90 (n=9)	0,99 (n=946)
Lumbricus castaneus	0,14 (n=9)	0,14 (n=26)	0,11 (n=6)	0,24 (n=414)
Aporrectodea caliginosa	0,54 (n=49)	0,56 (n=72)	0,62 (n=83)	0,53 (n=1290)
Lumbricus terrestris	2,35 (n=8)	2,99 (n=5)	3,16 (n=4)	2,88 (n=48)
Aporrectodea longa	1,40 (n=8)	1,89 (n=3)	1,57 (n=20)	2,12 (n=5)
Grünfläche Wulfen				
Art				
Lumbricus rubellus	1,01 (n=17)	0,98 (n=13)	0,81 (n=48)	0,99 (n=946)
Aporrectodea caliginosa	0,65 (n=21)	0,47 (n=16)	0,48 (n=29)	0,53 (n=1290)

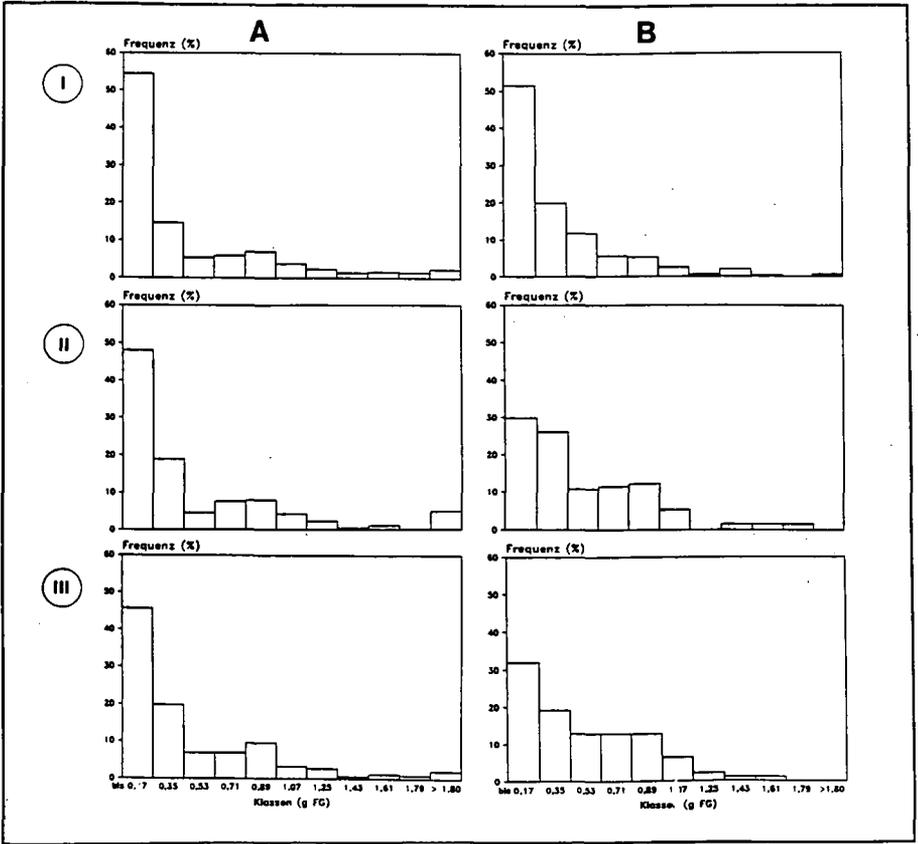


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Lumbriciden-Biomasse auf den Grünflächen in Dorsten (A) und Wulfen (B). I: 10x Mulchen, II: 2x Mähen, III: 2x Mulchen.

N₂O-Emissionen einer Lößparabraunerde - Einfluß der Klimaparameter

von

Köbrich, D.¹, O. Heinemeyer² und K. Haider¹

Einleitung:

N₂O (Distickstoffoxid) ist neben CO₂ und CH₄ ein Spurengas, das trotz seines geringen Anteiles in der Atmosphäre (derzeit 310 vppb) die Energie und Strahlungsbilanz der Erdoberfläche mitbestimmt und somit das Klima mitbeeinflusst. Durch die Adsorption solarer Infrarotstrahlung ist N₂O ein Treibhausgas. Es trägt mit einem Anteil von 4-6% zur Erwärmung der Erdatmosphäre bei. Die besondere Gefährdung durch N₂O liegt in seiner hohen molekularen Stabilität in der Troposphäre, die zu einer mittleren Verweildauer von 130-150 Jahren in der Atmosphäre führt. Diese ermöglicht eine interhemisphärische Durchmischung und somit auch eine globale homogene Verteilung. Desweiteren zerstört N₂O durch die Bildung von NOx-Radikalen den stratosphärischen "Ozonschild" (Enquete-Bericht, 1992; Fabian, 1989).

N₂O wird hauptsächlich aus natürlichen Quellen emittiert, vor allem aus Böden. Die Denitrifikation und die Nitrifikation sind die Hauptreaktionen eines Ackerstandortes, die zur N₂O-Freisetzung beitragen. In den meisten Böden wird die Nitrifikationsrate der autotrophen Organismen durch die Verfügbarkeit von NH₄ reguliert. Die Denitrifikation kann von einer ganzen Reihe von Bakterien (im Boden haupts. Pseudomonaden und Alcaligenes) durchgeführt werden. Sie ist der einzige Prozess, der sowohl die Fähigkeit der N₂O-Aufnahme als auch der N₂O-Produktion besitzt. Deshalb spielt diese Reaktion eine ganz besondere Rolle in der globalen N-Spurengasdynamik (Sahrawat und Keeney, 1986; Firestone und Davidson, 1989).

Die Zielsetzung des Projektes ist es, die N₂O-Emission eines intensiv bewirtschafteten Ackerstandortes zu quantifizieren und deren Einflußgrößen zu erfassen.

Material und Methoden:

Das Versuchsfeld liegt im Wassereinzugsgebiet "Krummbach" im nördlichen Harzvorland ca. 50 km südlich von Braunschweig. Die Lößparabraunerde wird mit der Fruchtfolge Winterweizen, Winterweizen, Zuckerrüben bestellt. Betrachtet wurde in erster Linie der AP-Horizont in seiner humos bis schwach humosen Ausprägung mit einer Tiefe von 0 bis 29 cm. Die Emissionsmessungen wurden 1992 auf der betriebsüblich gedüngten und bearbeiteten Winterweizenfläche durchgeführt. Dazu wurde das sogenannte "closed chamber" System in einer modifizierten Form angewendet (Mosier, 1989; Köbrich et al., 1993). Das Prinzip beruht auf der Anreicherung der Gaskonzentration über einer definierten Fläche für eine kurze Zeit in einem definierten Volumen. Aus dem gemessenen Konzentrationsanstieg kann dann die jeweilige Abgaberate berechnet werden.

1) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde;

2) Institut für Bodenbiologie;

Bundesforschungsanstalt f. Landwirtschaft (BFAL), Bundesallee 50,
38116 Braunschweig, FRG.

Die eigentliche Probennahme erfolgt mit zuvor evakuierten Vacutainern an der Oberfläche der Zylinder. Während der Messperiode von 3h wird in einem Abstand von einer Stunde beprobt. Die Konzentrationsänderung in dieser Zeit liegt stets im linearen Bereich. Die Analyse der Gasproben erfolgt mittels Gaschromatographie im Labor.

In einem wöchentlichen Rhythmus wurden neben den N₂O-Abgaberraten in sechsfacher Wiederholung die Parameter Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Nmin-Gehalt bestimmt. Zudem wurden kontinuierlich alle meteorologischen Daten wie Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte gemessen.

Ergebnisse und Diskussion:

In der Abbildung 1 ist auf der ersten Grafik der Verlauf der N₂O-Abgaberrate (als Mittelwert der sechs Kammern) über das Jahr dargestellt. Daneben sind für den gleichen Zeitraum die Verlaufskurven der Nitrat- und Ammoniumgehalte sowie die Bodentemperaturen und die Bodenfeuchte angegeben. Die Meßperiode dauerte von Januar bis Oktober 1992.

Bis zu Beginn des Juni war in dieser Vegetationsperiode mit mehr als 20 % (v/v) Bodenwasser eine ausreichende Feuchtigkeit im Boden, so daß bei einer Zufuhr von Substrat durch die Düngung im März, Ende April und im Mai eine erhöhte N₂O-Freisetzung gemessen werden konnte (Düngung Ammonitratarnstofflösung: 5. März 46 kg N, 23. April 47 kg N, 7. Mai 32 kg N, 5. Juni 72 kg N, 31. Juli Ernte). Bei der letzten Düngung zu Beginn des Juni sind die Bodenfeuchtegehalte auf ca. 12 % gefallen. Selbst bei Bodentemperaturen von ca. 15° C konnte der zugeführte Düngerstickstoff nicht zu einer Induktion der N₂O-Freisetzung führen. Hier war anscheinend das Bodenwasser der limitierende Faktor. Dies bestätigte sich dann in der Reaktion im Juli, als nach der fast vollständigen Stickstoffaufnahme durch den Pflanzenbestand ein Starkniederschlagsereignis die Bodenfeuchte erstmals wieder auf über 25 % bringt und bei Bodentemperaturen von mehr als 15° C die N₂O-Abgabe des Bodens induziert. Ende Juli, kurz vor der Weizenernte, wurde die frische organische Substanz der Wurzeln bei der Abreife des Bestandes mineralisiert, was sich gut in den Nmin-Gehalten der Krume widerspiegelt. Bei Bodenfeuchtegehalten von mehr als 18 % und nochmals ansteigenden Bodentemperaturen auf über 20° C wurde hier die höchste N₂O-Freisetzung in der Versuchsperiode gemessen.

Tab 1: Spearmann`sche Rangkorrelationen für die Werte Neuenkirchen 1992

	BT ₅	BT ₂₀	NO ₃ ^{a)}	BF ^{a)}	BF ^{b)}	BF ^{c)}
N ₂ O	0.424*	0.415*	0.423*	-0.347*	-0.384*	-0.359*

^{a)} Tiefe 0-10 cm ; ^{b)} Tiefe 10-20 cm ^{c)} Tiefe 20-30 cm;

^{*} Sign. niveau * < 0.05.

Die Analyse der N₂O-Abgaberraten und der übrigen Parameter mittels der Spearman`schen Rangkorrelation zeigten positive Korrelationen mit der Bodentemperatur in 5 und 20 cm Tiefe und den Nitratgehalten in den Bereichen 0-10 cm. Die Bodenfeuchte ist mit den N₂O-Abgaberraten in diesem Messjahr und auf diesem Standort negativ korreliert (Tab.1).

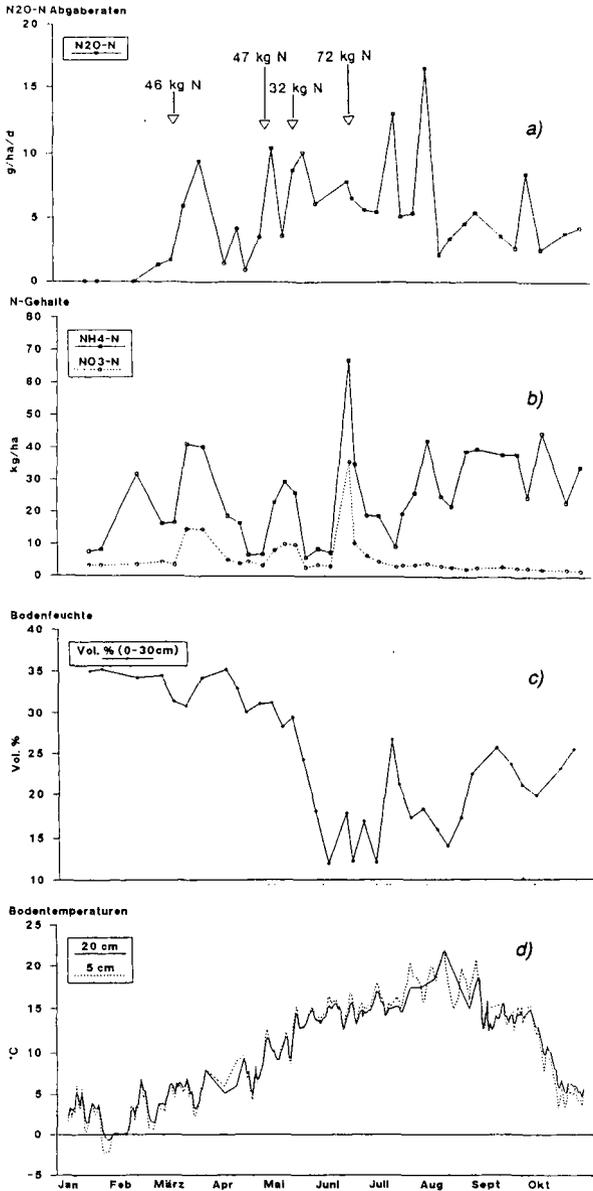


Abb. 1: Jahreszeitlicher Verlauf (Jan. bis Okt. 1992) der a) N₂O-Abgaberraten, b) N_{min}-Gehalte (0-30 cm), c) Bodenfeuchte (0-30 cm), d) Bodentemperaturen (5cm, 20 cm).

Eine Abschätzung des Einflusses der einzelnen Parameter auf die N_2O -Abgaberaten ist bei Feldmessungen mit großen Schwierigkeiten verbunden, da sich die einzelnen Effekte überlagern können. Die Zellregulation der Nitrifikanten hängt z.B. hauptsächlich von der Verfügbarkeit des Ammonium ab und wird durch Faktoren wie Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Sauerstoffverfügbarkeit beeinflusst.

Ebenso komplex sind die Einflußgrößen auf die Zellregulation der Denitrifikanten. Hier ist der Sauerstoff, neben der Nitrat und C-Verfügbarkeit, die Hauptgröße der Regulation. Bodenfeuchte, bestimmt durch Niederschlag und Evapotranspiration ist somit eine Haupteinflußgröße auf die O_2 -Verfügbarkeit. Die Nitratkonzentration im Boden ist von Bedeutung für die unmittelbare Regulation der Zellaktivität. Ein Temperaturbereich von 2-50° C erlaubt eine aktive Denitrifikation (Firestone und Davidson 1989).

Die gemessenen Parameter bildeten die dann auch Grundlage für die Entwicklung eines mathematischen Modelles. Dazu wurde eine multiplikativer Ansatz gewählt. Mit der komplementären Beschreibung der beiden wichtigsten Reaktionen Denitrifikation und Nitrifikation für die N_2O -Freisetzung gelang es, die gemessenen Freisetzungen auf dem Standort Neuenkirchen gut zu beschreiben.

Literatur:

- Enquete-Bericht (1992): \ Erster Bericht der Enquete-Kommission "Schutz der Erdatmosphäre" des Deutschen Bundestages (Hrsg) "Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung", Economica Verlag, Bonn.
- Fabian P. (1989): Atmosphäre und Umwelt. Springer Verlag, Heidelberg.
- Firestone M.K. und Davidson E.A. (1989): Microbiological Basis of NO and N_2O Production and Consumption in Soil. In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. M.O. Andreae and D.S. Schimel (eds.), John Wiley and Sons Ltd., New York.
- Köbrich D., Heinemeyer O. und Haider K. (1993): Abgabe von N_2O aus einer intensiv gedüngten Lößparabraunerde in Ackernutzung. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 69, p. 209-212.
- Mosier A.R. (1989): Chamber and Isotope Techniques. In: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. Andreae M.O. and D.S. Schimel (eds.), John Wiley and Sons Ltd., New York.
- Ottmer H. und Bork H.-R. (1989): Characterization of the Soils at the Investigation Sites. In: Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, Heft 16, pp. 73-86.
- Sahrawat K.L. und Keeney D.R. (1986): Nitrous Oxide Emission from Soils. In: Advances in Soils Science, Vol.4, B.A. Stewart (ed.), Springer Verlag, Heidelberg.

Die Arbeit wurde aus Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft als Teilprojekt des SFB 179 "Wasser und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" gefördert.

Bodenmikrobiologische und humuschemische Untersuchungen während der mikrobiologischen on-site-Sanierung eines PAH-belasteten Substrates

von

Kraatz, M. und D. Schröder

1. Einleitung

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH) stellen v.a. in industriellen Regionen lokal eine Gefahr für die Bodenfunktionen dar. Weil diese z.T. cancerogenen organischen Schadstoffe unter bestimmten Bedingungen bis ins Grundwasser gelangen können, ist eine Bodensanierung oft unumgänglich (vgl. STARKE, HERBERT, EINSELE 1991, TEBAA, WELP, BRÜMMER, 1992, HOFFMANN 1993). Der Beitrag der Bodenkunde zur Bewertung derartiger Standorte und Maßnahmen ist bisher gering und bedarf der Erweiterung (vgl. BACHMANN 1993). Wir hatten ab 1991 die Möglichkeit, ein Pilotprojekt zur mikrobiologischen Bodensanierung in Saarbrücken mit einigen bodenkundlichen Methoden zu begleiten.

Der untersuchte Boden ist über 100 Jahre als Kokerei- bzw. Gaswerkstandort genutzt worden. Dies äußert sich einerseits in einer z.T. starken Vermischung natürlicher und technogener Substrate (Auensedimente, Aschen, Schlacken, Bauschutt) infolge von Bau-, und Aufschüttungsmaßnahmen, andererseits in der Anreicherung produktspezifischer Schadstoffe, u.a. infolge Leckagen von Teerölbehältern. Bei Bodenuntersuchungen wurden von einem beauftragten Institut punktuell hohe Konzentrationen von z.B. 1000 ppm PAH (16 EPA-PAH, vgl.: C-Wert Holland-Liste: 200 ppm) bis zum Grundwasserbereich in ca. 8 m Tiefe festgestellt. Damit bestand die Gefahr eines Schadstofftransports in die nur 500 m entfernte Saar.

Aufgrund dieser Situation wurde von verantwortlicher Seite zunächst ein Sanierungspilotprojekt entwickelt, bei welchem die als Einzelstoffe sehr hydrophoben PAH's, in Ölgemischen mobileren Verbindungen mittels mikrobiologischer on-site-Verfahren in überdachten Bodenmieten in 8 Monaten auf ein Sanierungsziel von 10 ppm reduziert werden sollten. Dafür wurde u.a. ein Trockenmietenverfahren ausgewählt, wobei dem ausgekofferten und homogenisierten Boden ca. 10 Gew. % Rindenmulch (C_{org} : ca. 33 %, N_{ges} : ca. 0,7 %, C/N: > 40) untergemischt werden. Belüftung und eventuell notwendige Befeuchtung erfolgten ca. alle 2 Monate mit einem speziellen Wendegerät. Dadurch sollten günstige Umsetzungsbedingungen für mikrobielle Stoffwechselprozesse in den Mieten geschaffen werden.

Der sanierte Boden soll anschließend auf dem Gelände wieder eingebaut werden. Deshalb wird z.Zt. eine Rekultivierung der Substrate aus dem Mietenverfahren mit Hilfe von Pionierpflanzen durchgeführt. Es ist vorgesehen das Gebiet später als Gewerbefläche zu nutzen (vgl. BOCHEM et al. 1992, STEILEN et al. 1993). Der Standort ist Teil des BMFT-Programms zur "Modellhaften Sanierung von Altlasten", worin es um eine Kombination und Optimierung verschiedener Sanierungsverfahren geht.

2. Fragestellung

Folgende Fragen sollen hinsichtlich der Wirkung der Sanierungsmaßnahme auf Substrateigenschaften und Schadstoffdynamik behandelt werden:

- 1. Inwiefern können bodenmikrobiologische Untersuchungen die Revitalisierung bodeninterner Stoffkreisläufe im Verlauf der Sanierung und während der Rekultivierung dokumentieren?**
- 2. Welchen Einfluß hat die Zugabe organischen Materials auf das Huminstoffsystem des zu sanierenden Substrates ?**
- 3. Lassen sich Zusammenhänge zwischen bodenmikrobiologischen Parametern, Schadstoffdynamik und Humifizierungsgrad erkennen?**

3. Material und Methoden

Das aus einer Tiefe von bis zu ca. 8 m ausgebaggerte Substrat hat eine Skelettanteil von ca. 50 Gew. %. Der < 2 mm gesiebte Boden ist ein lehmiger Schluff mit einem Ausgangs-pH-Wert von 6,8 und einem C_{org} -Gehalt von 7,8 %. Hierbei handelt es sich vermutlich größtenteils um fossile Kohlepartikel, wie sie häufig auf derlei Standorten vorkommen, und nur wenig um rezentes organisches Material (vgl. WEISSENFELS, KLEWER, u. LANGHOFF 1992). Genauere Untersuchungen werden vorbereitet.

Als bodenmikrobiologische Parameter wurden u.a. die Substratinduzierte Respiration "SIR" (ANDERSON und DOMSCH 1978, dargestellt als maximale, initiale Respiration), die Dehydrogenaseaktivität "DHA" (THALMANN 1967), und die Saccharaseaktivität "SAC" (HOFFMANN und PALLAUF 1965) untersucht. Zur Beschreibung der Humusmatrix und des Humifizierungsprozesses wurde eine Huminstofffraktionierung in 4 Fraktionen mit anschließender UV-VIS-spektroskopischer Charakterisierung ($EQ_{4/6}$) durchgeführt (LOWE 1980, STEVENSON 1982). Außerdem wurde der wasserlösliche organische Kohlenstoff ("DOC", n. MAXIN 1990) bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Enzymaktivitäten und Respirationmessungen zeigen in der Summe einen Aktivitätsanstieg nach Rindenmulchzugabe auf ein vglws. geringes Niveau. Dem starken anfänglichen Aktivierungsschub (Phase I) folgt ein sukzessiver Rückgang, der durch jahreszeitliche Schwankungen (Phase II) und die Wirkung gesteuerter Rekultivierung mit Pioniervegetation (Phase III) kurzfristig kompensiert wird. Mit Ausnahme der Phase I sind dabei keine signifikanten Unterschiede zwischen unspezifischen Parameter und der C-hydrolysierenden Saccharase zu erkennen.

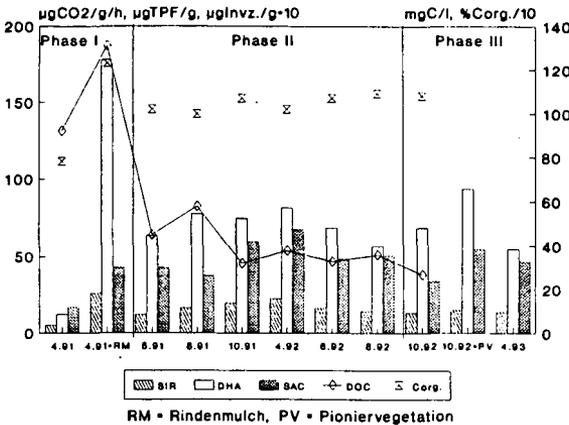


Abb. 1: Bodenmikrobiologie, DOC und C_{org} im Sanierungsverlauf

DOC und C_{org} erreichen ebenfalls unmittelbar nach Rindenmulchzugabe ihr Maximum. Während sich der C_{org} auf einen konstanten Wert um 10 % C einpendelt (> fossiler C, s.o.), nimmt der DOC ähnlich den Aktivitätsparametern kontinuierlich ab.

Diese Beobachtungen legen den Schluß nahe, daß es nach Zugabe der organischen Substanz zum kontaminierten Substrat zu einer, der jeweiligen Struktur und Komplexität organischer Komponenten entsprechenden schrittweisen Mineralisierung bzw. Humifizierung dieser kommt. Die Reaktion ist vergleichbar dem Verlauf bodenmikrobiologischer Parameter nach Zugabe organischer Substanz zum Boden (DOMSCH 1985), und wäre somit auf unterschiedlich gut abbaubare C-Pools zurückzuführen ("structural, metabolic, active, slow, passive" n. PARTON et al. 1987, zit. in: HAIDER 1992).

Nach Huminstoffextraktionen konzentriert sich nahezu der gesamte extrahierbare Kohlenstoff in der Huminsäurefraktion. Niedermolekulare Fulvosäuren und polymere Nichthuminstoffe, welche als Ausgangsprodukte mikrobieller Umsetzungen dienen könnten, fehlen. Sie sind nur im Rindenmulch und, in geringerer Menge, im Boden-Mulch-Gemisch unmittelbar nach deren gegenseitiger Vermischung zu finden, und verhalten sich demzufolge fast spiegelbildlich zum DOC-Verlauf. Bei einer Streustoffgruppenanalyse (n. BLUME 1965) an ausgewählten Proben fanden sich ebenfalls keine Zucker in den Extrakten. $EQ_{4/6}$ -Quotienten der HS-Fraktion zur Beschreibung des Humifizierungsgrades zeigten keine Veränderung im Laufe der Sanierung.

Dem Ziel eines effektiven (co-) metabolischen Schadstoffab- bzw. einbaus stehen geringe Aktivität und Mangel verfügbarer Polysaccharide und Fulvosäuren im Substrat entgegen (vgl. OTTOW 1988). Es steht zur Diskussion, ob ein besser umsetzbares organisches Material Mobilisierung und Abbau der organischen Schadstoffe fördert oder lediglich zu deren weiterer "Verdünnung" beiträgt.

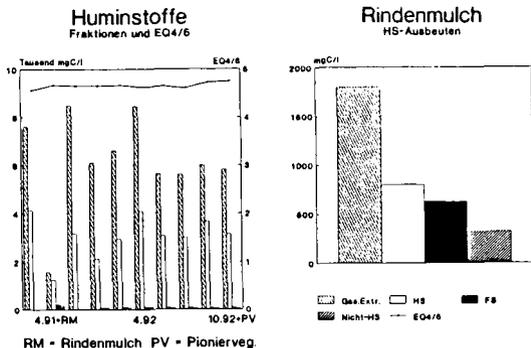


Abb. 2: Huminstofffraktionen in Substrat und Rindenmulch

Vermutete Zusammenhänge zwischen bodenmikrobiologischen Aktivitäten, DOC, Huminstoffen und PAH sollen durch eigene Analytik (z.B. PAH gelöst, sorbiert) genauer beschrieben werden. Dahinter steht der Gedanke, daß erhöhte Mikroorganismenaktivität infolge der Zufuhr gut umsetzbarer organischer Substanz zu einem Anstieg des als potentiellen Lösungsvermittler dienenden DOC beitragen kann, damit Mobilität und Bioverfügbarkeit der PAH erhöhen und deren Abbau bzw. Einbau in die Humusmatrix begünstigen würde.

Einschränkungen dieser Hypothese wären z.B. eine zu starke Bindung der Schadstoffe an Kohlepartikel, zu geringe effektive DOC-Konzentrationen, schwer erfaßbare Gleichgewichts- und Nichtgleichgewichtsprozesse zwischen Lösungsvermittler und PAH, De- und Adsorptionsprozesse der DOC-PAH-Moleküle, behinderte mikrobielle Stoffaufnahme der gelösten Schadstoffe. Generell verbleiben deshalb u.a. folgende Fragen, die die Problematik der Bewertung und Effektivität einer mikrobiologischen Bodensanierung sowie bodenkundlichen Forschungsbedarf verdeutlichen:

Stichwort Boden: Ist das zu untersuchende Substrat aufgrund von Inhomogenitäten in Zusammensetzung, Textur und Schadstoffverteilung als Boden anzusprechen und mit konventionellen Methoden zu klassifizieren ?

Stichwort Beprobung: Wie sind Bodenprobenahme und statistische Auswertung der Analyseergebnisse eines heterogenen Altstandortes vorzunehmen ?

Stichwort Methodik: Welche kinetischen und chemischen Reaktionen vollziehen sich während bodenmikrobiologischer, v.a. enzymatischer Analysen ?

Stichwort Schadstoffanalytik: Welche analytischen Methoden eignen sich für eine Standardisierung und umfassende Beschreibung ökotoxikologisch relevanter Xenobiotika ?

Stichwort Schadstoffmobilität: Welchen Einfluß haben Art und Menge von Lösungsvermittlern auf die Dynamik und Verfügbarkeit der PAH bei der Sanierung ?

Stichwort Bioverfügbarkeit: Erlauben Kontaminationsgeschichte und Substratcharakteristik des Standortes bzw. Art, Struktur, Zusammensetzung und Bindung der Schadstoffe überhaupt eine erfolgreiche mikrobiologische Bodensanierung ?

Stichwort Schadstoffbilanzierung: Lassen sich Produkte von Abbau, Umbau, Einbau bzw. Mineralisierung, Metabolisierung der PAH oder Kopplungsmechanismen an Huminstoffe ähnlich den Pestiziden beschreiben, quantifizieren, lokalisieren und auf Bodensanierungen übertragen ?

5. Fazit

Das hier bodenmikrobiologisch und humuschemisch begleitete Sanierungspilotprojekt hat das Sanierungsziel (EPA-PAH: 10 ppm) erreicht. Aus o.g. Gründen ist es jedoch nur schwer abzuschätzen, inwiefern ein wirklicher Schadstoffabbau stattgefunden hat, oder ob deren Rückgang eher auf eine Kombination von Ausgasung bzw. abiotischem Abbau, Vermischung mit weniger kontaminierten Material und Rindenmulch, Schadstoffanalytik oder Schadstoffabbau zurückzuführen ist (vgl. PÜTTMANN 1990, HERBERT u. STARKÉ 1992, KÄSTNER, MAHRO, WIENBERG 1992). Möglicherweise besteht die Chance, mit Hilfe bodenmikrobiologischer Indikatoren und einer differenzierten Analyse des Kohlenstoffkreislaufs (PAH, DOC, Huminstoffe) im Boden die Dynamik organischer Schadstoffe besser einzuschätzen. Die gegenwärtige Situation verlangt für die PAH-belasteten Substrate aufgrund der genannten Probleme aber sicherlich auch nach der Sanierung noch am Gefährdungspotential orientierte Nutzungseinschränkungen.

6. Literatur

- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil. Biol. Biochem.*, vol. 10.: 215-221;
- BACHMANN, G. (1993): Vortrag im Arbeitskreis Bodenschutz, DBG-Tagung 1993, Kiel;
- BLUME, H.-P. (1965): Die Charakterisierung von Humuskörpern durch Streu- und Humus-Stoffgruppenanalysen unter Berücksichtigung ihrer morphologischen Eigenschaften. - *Z. Pflanzenern., Düng. Bodenkd.* 111, 95-114;
- BOCHEM, P., HEINRICH, F., BRÜCK, W., KOHRING, G.-W., GIFFHORN, F. (1992): Investigations on the application of two biological on-site-processes for the decontamination of soils in the area of a former steelwork. - in: *Preprints of International Symposium of Soil Decontamination using biological processes.* - Dechema, VAAM, EFB, 6.-9.12.92, Karlsruhe, 859-865;
- DOMSCH, K.H. (1985): Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie (=Materialien zur Umweltforschung 13) Stuttgart, Mainz;
- HAIDER, K. (1992): Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. - in: *Soil Biochemistry* vol. 7, STOTZKY, G, J.-M. BOLLAG (eds.), 55-94;
- HERBERT, M., STARKE, U. (1992): Verfahren zur Sanierung von PAK-kontaminierten Böden - Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Böden und Grundwasser, Teil II. - in: D. Rosenkranz, G. Einsele and H.-M. Harreß (Eds.), *Bodenschutz*, no. 6500, Berlin: E. Schmidt, 1988;
- HOFFMANN, K. (1993): Gefährdungsabschätzung und Sanierungskonzeption für PAK-kontaminierte Böden. - in: *alltlasten spektrum*, 2, Mai, 92-99;
- HOFFMANN, G. u. PALLAUF, J. (1965): Eine kolorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität von Böden. - *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.*, 110, 193-201;
- KÄSTNER, M., MAHRO, B., WIENBERG, R. (1992): Biologischer Schadstoffabbau in kontaminierten Böden unter besonderer Berücksichtigung der Polyzyklische Aromatischen Kohlenwasserstoffe. (=Hamburger Berichte 5, Abfallwirtschaft, TUHH, hrsg. v. R. STEGMANN), Economica Verlag Bonn;
- LOWE, L.E. (1980): Humus fraction ratios as a means of discrimination between horizon types. *Canadian Journal of Soil Science* 60: 219-229;
- MAXIN, C. (1992): Sorption Polyzyklischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) an die wasserlösliche organische Substanz in Böden (WOBS). - *Bayreuther Bodenkundl. Berichte* 25;
- OTTOW, J.C.G. (1988): Umwandlungen von Xenobiotika durch Bodenmikroorganismen und ihre potentielle Steuerung. - *Schr.-Reihe Verein WaBoLu* 80, S.61-88;
- PÜTTMANN, W. (1990): Kriterien zur Beurteilung von Sanierungsverfahren auf mikrobiologischer Basis. in: D. Rosenkranz, G. Einsele and H.-M. Harreß (Eds.), *Bodenschutz*, no. 6440. Berlin: E. Schmidt, 1988;
- STARKE, U., HERBERT, M., EINSELE, G. (1991): Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser Teil I. - in: D. Rosenkranz, G. Einsele and H.-M. Harreß (Eds.), *Bodenschutz*, no. 1680. Berlin: E. Schmidt, 1988;
- STEILEN, N; HEINKELE, T.; REINEKE, W.; NECKER, U.; ODENSASS, M. und K.-H. WILLERSHAUSEN (1993): Ergebnisse von Feldversuchen zur Behandlung eines PAK-belasteten Gaswerkbodens mit verschiedenen mikrobiologischen Mietenverfahren. - in: *alltlasten-spektrum*, 2. Jhg., H.3, 8/1993, 152-163.
- STEVENSON, F.J. (1982): *Humic Chemistry - Genesis, Composition, Reactions.* - Wiley and Sons, New York
- TEBAAY, R.H., WELP, G., BRÜMMER, G.W. (1992): Gehalte Polycyclischer Aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) und deren Verteilungsmuster in unterschiedlich belasteten Böden. - in: *Z. Pflanzenern. Bodenkd.*, 156, 1-10;
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehungen zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Böden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. *Dissertation Univ. Gießen*;
- WEISSENFELS, W., KLEWER, H.-J., LANGHOFF, L. (1992): Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles: Influence on biodegradability and biotoxicity. - in: *Preprints of International Symposium of Soil Decontamination using biological processes.* - Dechema, VAAM, EFB, 6.-9.12.92, Karlsruhe, 136-142.

**Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse
(1982 - 1992) zur Aufklärung komplexer Ursache-
Wirkungs-Beziehungen mit Hilfe systemanalytischer
Methoden. Projektskizze**

von

Kratz, W.

1. Vorbemerkungen

Seit 1982 wurden von den Bund- und Landerressorts rund 700 Forschungsvorhaben zur Waldschadensproblematik gefördert und im Rahmen der Interministeriellen Arbeitsgruppe "Waldschäden/Luftverunreinigungen" (IMA-Wald) des Bundes und der Länder koordiniert. Die Forschungsansätze waren so konzipiert, daß zunächst Art und Ausmaß der "neuartigen Waldschäden" beschrieben wurden und man sich auf die intensive Untersuchung einzelner Ausschnitte des Ökosystems Wald konzentrierte. Die Vorgehensweise mußte angesichts des erheblichen Grundlagenforschungsbedarfs klassisch experimentell und damit häufig teilprozebezogen erfolgen. Bisher hat diese Herangehensweise keine einfache, für alle Waldökosysteme gleichermaßen gültige Erklärung gebracht und wird sie angesichts der vielfältigen Zusammenhänge von Standorts-, Bestands-, Bewirtschaftungs- und Bewertungsfaktoren auch nicht erbringen können. Eine weitgehende Ursachenaufklrung der "neuartigen Waldschäden" wird auch davon abhängen, in wie weit in den beteiligten wissenschaftlichen Disziplinen bereits die bestimmenden Prozesse hinreichend bekannt sind und sich einer wissenschaftlichen Bewertung unterziehen lassen.

Für das F+E-Vorhaben gilt es nun, die Fülle der Befunde im Sinne einer ökosystemaren und interdisziplinären Betrachtung auszuwerten und zusammenzuführen. Hierdurch wird angestrebt, einen über die Einzelergebnisse hinausgehenden Erkenntnisgewinn zu erzielen, der zu einem besseren Verständnis der Funktionsweise von Ökosystemen führen soll. Um die wissenschaftlichen Erkenntnisse zu Waldokosystemveranderungen weiterzuverarbeiten sowie waldschadensrelevante Prognosen zu verbessern, ist die Anwendung systemanalytischer Methoden unter Einbeziehung der Modellbildung oft hilfreich. Diesem Aspekt soll in dem vorliegenden Vorhaben auch Rechnung getragen werden.

2. Ziele des F+E-Vorhabens und wissenschaftliche Vorgehensweise

- Die Erfassung qualitativer und quantitativer Daten aus den verschiedenen Forschungsteilgebieten und der Versuch einer modellhaften Abbildung der Beziehungen dieser Daten zueinander, soll im Rahmen einer interdisziplinären Zusammenarbeit zu neuen Erkenntnissen führen.

*) TERRA PROTECTA, Büro für Okosystembewertung, 14129 Berlin

- Das Aufzeigen von Kenntnislücken zur gezielten Fortentwicklung von ressortakzessorischen Forschungsstrategien.
- Die Prognose zu erwartender Zustandsänderungen von Waldökosystemen aufgrund variierender Einflußgrößen (z.B. bei Veränderungen der Luftschadstoffbelastung), sowie das Abschätzen von dynamischen Werten für die Belastbarkeit von Waldökosystemen.
- Die Bewertung von forstlichen Maßnahmen (Melioration: Kalkung, Düngung, etc.) zur Erhaltung und Steigerung der Ökosystemstabilität.
- Ansätze für die Ableitung von Maßnahmen zur Erhaltung der Nachhaltigkeit der Nutzungen und der vielfältigen Schutzfunktionen von Waldökosystemen, aus denen auch Anregungen für ein entsprechendes Management gezogen werden können.

Die Arbeiten sollen durch die Einbeziehung der Abbildung und Simulation von "Dosis-Wirkungs-Beziehungen" mit Hilfe von Modellen unterstützt werden.

Angesichts der Komplexität waldschadensrelevanter Einflußgrößen und jeweiliger Systemreaktionen erfolgt zuerst die Auswertung der Ergebnisse der bisherigen Waldschadensforschung, gegliedert nach Organisationsebenen und Haushalten, durch die jeweiligen Fachwissenschaftler in der Physiologie, der Bodenkunde, der Bioindikation und der Ökologischen Genetik (s.Tab.1). In einem zweiten Schritt sollen dann die verbindenden Reaktionsketten zwischen den Organisationsebenen und Haushalten betrachtet werden. Hier sollen Strukturdiagramme für sinnvolle Kombinationen von Organisationsebenen und Haushalten entwickelt werden, soweit das vorliegende gesicherte Wissen aus Biologie und Ökologie dafür ausreicht. Die vorliegenden Ergebnisse der Waldschadensforschung werden den Wirkungswegen der Strukturdiagramme zugeordnet und definieren so unmittelbar die Beziehungen, die zu bewerten sind. Dadurch entstehen mehr oder weniger vollständig charakterisierte Abbildungen der erforschten Kausalitäten. Hinsichtlich der Datenqualität werden qualitative und quantitative Ergebnisse sowie Funktionen unterschieden.

Die Modellansätze werden dabei sowohl horizontal als auch vertikal verfolgt. Als Synthese sollen erstens Modelle entwickelt werden, die die Haushalte einer Organisationsebene integrieren und zweitens Modelle, die zwischen den Organisationsebenen eines Haushaltes vermitteln. So lassen sich sowohl Kohlenstoff-, Wasser- und Elementhaushalt auf der Organebene z.B. zu einem Modell "Blatt" kombinieren, als auch die Modelle des Wasserhaushalts auf Blatt-, Individuen- und Ökosystemebene miteinander vergleichen. Die zu erarbeitenden Modelle sind, je nach Stand des Wissens, kausal-deterministisch, empirisch-regressionsanalytisch oder lediglich probabilistisch aufgebaut. Als Beispiel für die oben genannten Strukturdiagramme sei hier eine Betrachtungsweise des Wasserhaushalts auf Blattebene wiedergegeben (Abb. 2).

Tab.1: Kreuztabelle der Organisationsebenen und Haushalte

	C	H2O	N	Kationen K, Mg, Ca Basen	H, Al Sauren	Frost Trockenheit O3 SO2	Information	Sonstiges
Landschaft	x	x	x	x	x	x		Diversität
Ökosystem	x	x	x	x	x	x		Diversität Konkurrenz Sukzession
Biozönose								x
Population								x
Individuen	x	x	x	x	x	x		
Organe	BSWR	BSWR	BSWR	BSWR	BW	BR		
Zelle	x		x	x		x		cytomorph
Organellen	x							
Gen					x	x		x
Boden	x	x	x	x	x			x

Legende: B = Blätter, S = Stamm/Äste, W = Grob- u. Feinwurzeln, R = Reproduktives Gewebe

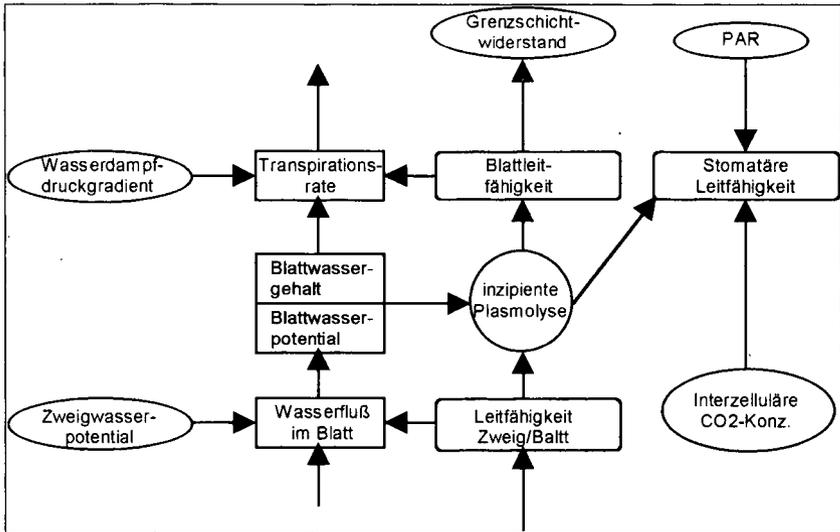


Abb. 2: Strukturdiagramm über Elemente des Wasserhaushalts auf Blattebene

3. Projekt- und Arbeitsorganisation (Abb.3)

Das Vorhaben "Auswertung der Waldschadensforschung..." wird vom Umweltbundesamt im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gefördert.

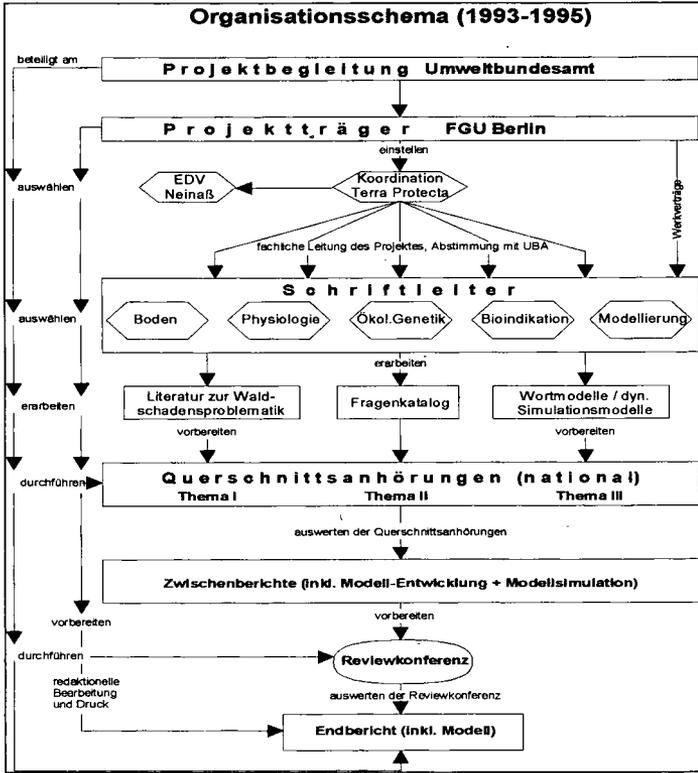


Abb. 3: Ablauf- und Organisationschema des F+E-Vorhabens "Auswertung der Waldschadensforschungsergebnisse..."

Die fachwissenschaftliche Bearbeitung der Teilbereiche des Vorhabens liegt bei den wissenschaftlichen Mitarbeitern (den sogenannten Schriftleitern) und ihren Betreuern, die an verschiedenen Universitäten und Forschungsanstalten der Bundesrepublik angesiedelt sind

Die interdisziplinäre Arbeit vollzieht sich u. a. in Schriftleitersitzungen, in denen das erarbeitete Wissen zur quantitativen Analyse der "neuartigen Waldschäden" zusammengeführt wird. Es zählt ebenfalls zu den Zielen dieser Sitzungen, Fragenkataloge zu verfassen, die dann ausgewählten externen Experten zur Stellungnahme vorgelegt werden.

Anhand der Fragenkataloge sollen die externen Experten gemeinsam mit den Schriftleitern in drei Querschnittsanörungen Hypothesen und noch offene Fragen in den Teildisziplinen bearbeiten. Dafür sind im Jahr 1993 drei Termine vorgesehen.

Einfluß von Kationenaustauscherharzen und Ethylen-Diamin-Tetra-Essigsäure (EDTA) auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden

von

Kreitz, S. und T.-H. Anderson

Einleitung

Ein bislang wenig beachteter Aspekt des Stoffumsatzes im Boden ist die Bedeutung des pilzlichen bzw. bakteriellen Anteils der mikrobiellen Biomasse bei der Umsetzung von Kohlenstoffquellen. Zur Untersuchung dieser Fragestellung ist die Extraktion von Mikroorganismen aus dem Boden und deren Auftrennung in Pilze und Bakterien von großem Nutzen. Ein Erkenntnisgewinn ist mit dieser Methode jedoch nur gewährleistet, wenn reproduzierbar eine für die gesamte Mikroflora repräsentative Ausbeute erzielt werden kann. Eine Möglichkeit zur Optimierung der Ausbeute ist der Einsatz von Kationenaustauscherharzen, EDTA und Detergenzien. Die beiden erstgenannten Substanzen dispergieren Bodenaggregate, indem sie mehrwertige Kationen binden und so Ionenbrücken zwischen Bodenpartikeln zerstören. Detergenzien hingegen greifen Polymere an, die als Kittsubstanzen in den Aggregaten wirken. In dieser Arbeit wurde die dispergierende Wirkung von Kationenaustauscherharzen sowie EDTA in Kombination mit verschiedenen Detergenzien untersucht. Die verwendeten Ionenaustauscherharze unterscheiden sich in ihren Ankergruppen, dem Vernetzungsgrad und der Partikelgröße.

Material und Methoden

Material

Boden

Ah-Horizont eines Buchenwaldes (Oderwald)

pH-Wert:	6.02
organischer Kohlenstoff:	6.42%
Stickstoff:	0.404%
Biomasse C:	1017 mg/kg Boden (CFE); 1050 mg/kg Boden (SIR)
Pilz/Bakterien-Verhältnis:	90:10 (Selektive Hemmung)
Ergosterol-Gehalt:	4.012 mg/kg Boden

Detergenzien

H₂O dest.

50 mM Tris/HCl, pH 7.1

0.1% NaCholat-2.5% Polyethylenglykol 6000 (PEG)

0.2% NaHexametaphosphat-2.5% Polyethylenglykol 6000

Alle Detergenzien wurden einmal mit und einmal ohne 1 mM EDTA eingesetzt.

Kationenaustauscherharze

Chelite P, 0.3-0.8 mm

Dowex 50W X8 50-100 mesh

Dowex 50W X8 200-400 mesh

Dowex 50W X2 50-100 mesh

Dowex 50W X2 200-400 mesh

Alle Harze wurden zusammen mit 0.1% NaCholat-2.5% PEG-Lösung eingesetzt.

Methoden

Extraktion von Mikroorganismen

20 g Boden (Frischgewicht) wurde mit 180 ml der jeweiligen Dispersionslösung im Mixer homogenisiert und anschließend 2 h bei 4 °C geschüttelt. Die Ionenaustauscherharze wurden unmittelbar vor dem Schütteln zugesetzt. Die Suspension wurde anschließend bei 750 g zentrifugiert. Der Überstand wurde durch Membranfilter mit einer Porengröße von 8 µm filtriert. Durch Zentrifugation eingeeengt und in 20 ml 8.5%iger NaCl-Lösung resuspendiert.

Keimzahl-Bestimmung (MPN):

Die Keimzahl in den Extrakten wurde über die Methode der "wahrscheinlichsten Keimzahl" (most probable number) mit 5 Parallelröhrchen bestimmt (ALEXANDER, 1984). Als Nährmedium diente eine 1:10 verdünnte Standard-Nährbouillon (Standard I, Merck).

Bestimmung des Schwebstoffgehaltes:

Der Schwebstoffgehalt des Extraktes stellt ein Maß für die Dispergierung der Bodenaggregate dar. Er wurde über photometrische Messung der Trübung bei 540 nm bestimmt (LYNCH, 1981).

Calcium-Bestimmung

Wirkung und Verlauf des Austausch-Prozesses von mehrwertigen Kationen wurde über die Abnahme des Ca^{2+} -Gehaltes des dispergierten Bodens während der Schütteldauer verfolgt (MACDONALD, 1986). Ca^{2+} wurde mit 1 M Ammoniumacetat-Lösung extrahiert und am Atom-Absorptions-Spektrophotometer gemessen (ENGLER et al., 1974).

Ergosterol-Bestimmung:

Um über den Verbleib der Pilze während der Extraktion Auskunft zu erhalten, wurde der Ergosterolgehalt im intakten Boden und in den Rückständen bestimmt. Die Extraktion des Ergosterols erfolgte alkalisch mit Methanol/KOH. Der Extrakt wurde anschließend im Rückflußkühler verseift und das Ergosterol mit n-Hexan ausgeschüttelt (ZELLES et al., 1987). Ergosterol in Methanol wurde mit einer HPLC gemessen. (Säule: C18, 250 x 4,6 mm; Laufmittel: Diisopropylether/Methanol-Gradient 10:90 bis 40:60, 40:60 bis 10:90; Flußrate: 0,9 ml/min; Detektion im UV-Licht bei 282 nm, Retentionszeit 6,8 min; Beckmann System Gold, Dioden Array-Detector).

Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich des Ergosterolgehaltes des intakten Bodens mit dem der Rückstände nach der Extraktion zeigt, daß mindestens 90% der pilzlichen Biomasse im Rückstand verbleibt (keine Abb.). Im Überstand sind demnach hauptsächlich Bakterien enthalten. Dies stimmt mit den Beobachtungen von HOPKINS et al. (1991) überein.

Einfluß von Kationenaustauscherharzen

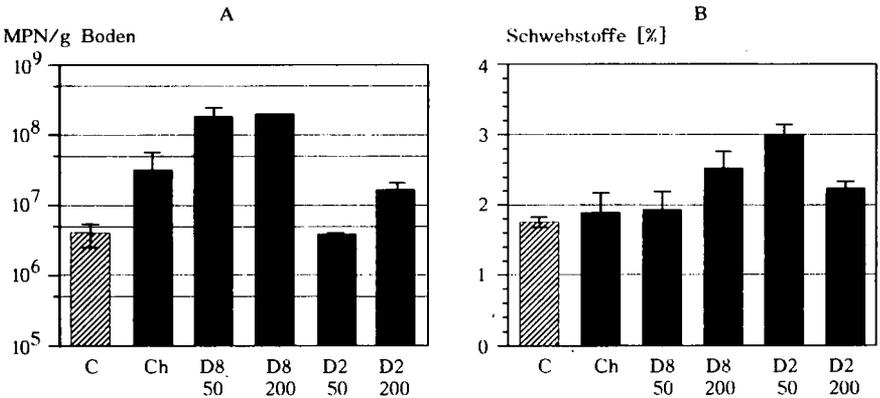


Abb. 1: Einfluß von Kationenaustauscherharzen auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden. A) Keimzahl (MPN) der Extrakte B) Schwebstoffgehalt der Extrakte. C: NaCholat/PEG ohne Harz; Ch: Chelate P; D8 50: Dowex 50W X8 50-100 mesh; D8 200: Dowex 50W X8 200-400 mesh; D2 50: Dowex 50W X2 50-100 mesh; D2 200: Dowex 50W X2 200-400 mesh.

Der von einigen Autoren beschriebene positive Effekt von Kationenaustauscherharzen auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden konnte in dieser Arbeit bestätigt werden (MACDONALD, 1986; HERRON & WELLINGTON, 1990; JACOBSON & RASMUSSEN, 1992).

Die Ergebnisse der Keimzahl-Bestimmungen in den Extrakten zeigen, daß Ionenaustauscherharze mit einem hohen Vernetzungsgrad am besten für die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden geeignet sind (Abb. 1a). Möglicherweise hängt das mit der höheren Selektivität für kleinere Moleküle zusammen. So haben die Kationen in der Konkurrenz mit anderen geladenen Molekülen um die Bindungsstellen am Ionenaustauscherharz einen Vorteil. Diese Interpretation wird durch das Ergebnis der Messung der Calcium-Abnahme im Verlauf der Dispergierung unterstützt (Abb. 2). Hier zeigt sich, daß das Harz mit dem hohen Vernetzungsgrad (8%) Calcium am effektivsten aus der Suspension entfernt. Chelite P nimmt sowohl im Vergleich der Keimzahlen der Extrakte als auch im Verlauf der Calcium-Abnahme des dispergierten Bodens eine Mittelstellung ein. Dieses Harz zeichnet sich durch Ankergruppen aus, die eine hohe Affinität zu mehrwertigen Kationen aufweisen. Die Selektivität der Ankergruppen für mehrwertige Kationen ist also von geringerer Bedeutung für die Effektivität der Dispergierung als die des Vernetzungsgrades. Der Einfluß der Partikelgröße spielt nur bei den Harzen mit niedrigem Vernetzungsgrad eine Rolle. Bei einer höheren Reaktionsgeschwindigkeit, wie sie bei kleineren Partikeln gegeben ist, werden bevorzugt kleinere und löslichere Moleküle mit stärkerer Ladung von den funktionellen Gruppen des Harzes gebunden.

Interessant ist, daß die Ergebnisse der Schwebstoffgehalt-Bestimmung in den Extrakten nicht mit denen der Keimzahl-Bestimmung korrelieren (Abb. 1). Das bedeutet, daß die Dispergierung des Bodens, die sich in der Zerkleinerung der Bodenpartikel äußert, sich nicht zwangsläufig gleichgerichtet auf die Ausbeute an Mikroorganismen auswirkt. Vielleicht unterscheiden sich die Bindungseigenschaften zwischen Bodenpartikeln von denen zwischen Bodenpartikeln und Bakterien. Andererseits wäre es möglich, daß hier der direkte Einfluß der Dispersionsmittel auf die Mikroflora deutlich wird. So könnte der hohe Schwebstoffgehalt und die niedrige Keimzahl im Extrakt nach Dispergierung mit Dowex 50W X2 (50-100 mesh) dafür sprechen, daß die Mikroorganismen am Harz binden.

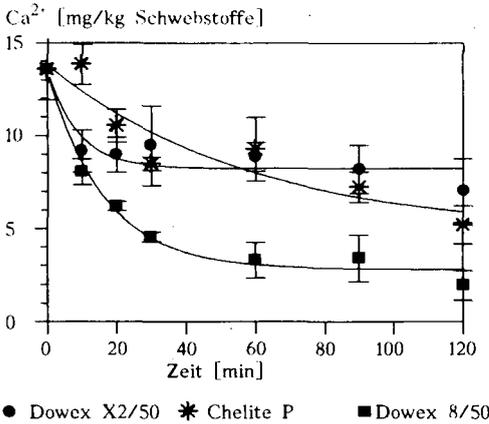


Abb. 2: Änderung des Ca²⁺-Gehaltes des dispergierten Bodens in der Suspension während der Schütteldauer.

Einfluß von EDTA

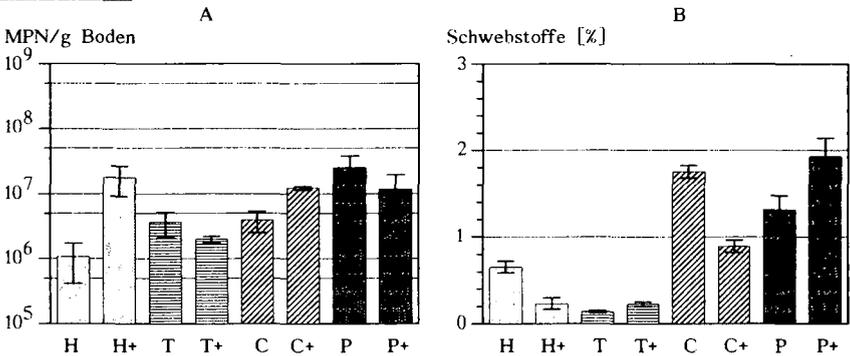


Abb. 3: Einfluß von EDTA auf die Extraktion von Mikroorganismen aus Boden. A) Keimzahl (MPN) der Extrakte B) Schwebstoffgehalt der Extrakte. H: H₂O dest; H+: H₂O dest mit EDTA; T: Tris/HCl, pH 7.1; T+: Tris/HCl, pH 7.1 mit EDTA; C: NaCholat/PEG; C+: NaCholat/PEG mit EDTA; P: NaHexametaphosphat/PEG; P+: NaHexametaphosphat/PEG mit EDTA

In den Experimenten mit EDTA korreliert die Keimzahl ebenfalls nicht mit dem Schwebstoffgehalt der Extrakte (Abb. 3). Die Beziehung zwischen beiden Parametern ist in diesem Fall gegenläufig. So zeigen die Dispersionsmittel Aqua dest. und NaCholat in Kombination mit EDTA einen geringeren Schwebstoffgehalt und eine höhere Keimzahl als in ihren jeweiligen Kontrollen ohne EDTA. Die Dispergierung mit Tris und NaHexametaphosphat mit EDTA führte zu mehr Schwebstoffen und weniger Bakterien im Extrakt als bei Verwendung derselben Detergenzien ohne EDTA. EDTA scheint also mit den verwendeten Detergenzien zu konkurrieren und deren Wirkung zu minimieren. Eine Ausnahme bilden die Versuche mit NaCholat und EDTA. In Kombination mit NaCholat reagiert EDTA mit dem Detergenz und bildet ein weißes Präzipitat. Die dem Ergebnis der Extraktion mit H₂O und EDTA ähnliche Wirkung ist womöglich auf überschüssiges, gelöstes EDTA zurückzuführen. Möglicherweise fördert EDTA die Dispergierung zwischen Bodenpartikeln und Bakterien, hat aber wenig Einfluß auf die Zerstörung der Bindungsmechanismen zwischen den Bodenpartikeln. Die daraus resultierende selektive Extraktion von Bakterien, die sich in Bodenkompartimenten außerhalb größerer Aggregate befinden, ist ein interessanter Aspekt und sollte in weiteren Arbeiten überprüft werden. Es ist zu bedenken, daß diese Untersuchungen nur mit einem Boden durchgeführt worden sind. Es ist nicht zu erwarten, daß die Wirkungsweise der Ionenaustauscherharze grundsätzlich vom Bodentyp abhängen. Lediglich die absolute Menge der Ausbeute könnte variieren, da sowohl Bindungsmechanismen als auch Verteilung der Mikroorganismen im Boden von Bodenstruktur und -typ abhängen. Alle verwendeten Ionenaustauscherharze sind in einem weitem pH-Bereich (2-12) wirksam und somit unabhängig vom pH-Wert des Bodens. EDTA dagegen ändert seine chemischen Eigenschaften in Abhängigkeit vom pH-Wert. In weiteren Arbeiten wäre zu untersuchen, welchen Einfluß EDTA auf die Extraktion von Mikroorganismen z.B. aus sauren Waldböden hat.

Zusammenfassung

Um die Ausbeute bei der Extraktion von Mikroorganismen aus Boden zu optimieren, wurde die dispergierende Wirkung von Kationenaustauscherharzen und EDTA untersucht. Die Bodenproben wurden mit dem jeweiligen Dispersionsmittel 2h im Kühlraum geschüttelt. Nach anschließender Zentrifugation der Bodensuspension befanden sich mehr als 90% der Pilze im Pellet, während der Überstand hauptsächlich Bakterien enthielt. Die Ergebnisse zeigen, daß Kationenaustauscherharze mit hohem Vernetzungsgrad (Dowex 50W X8), am besten zur Extraktion von Mikroorganismen aus Boden geeignet sind. Die Partikelgröße spielt hierbei keine Rolle. Eine starke Affinität der Ankergruppen für mehrwertige Kationen hat einen positiven Einfluß auf die bakterielle Ausbeute, wirkt jedoch nicht so effektiv wie ein hoher Vernetzungsgrad. Eine 1 mM EDTA-Lösung scheint hauptsächlich die Dispergierung zwischen Zellen und Bodenpartikeln zu fördern, so daß möglicherweise vor allem die Bakterien außerhalb der Aggregate extrahiert werden. In Kombination mit den Detergenzien Tris/HCl pH 7.1 und NaHexametaphosphat wirkt EDTA auf die Ausbeute von Bakterien negativ.

Literatur

- ALEXANDER, M. (1984). Most probable number method for microbial populations. In: Page, A.L.; Miller, R.H.M.; Keeney, D.R. (eds.) *Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Physical Properties*. American Society of Agronomy - Soil Science Society of America, Madison, USA. S. 814-820
- ENGLER, R.M.; BRANNON, H.M., ROSE, J.; BIGHAM, G. (1974). A practical selective extraction procedure for sediment characterization. 168th Meeting Am. Chem. Soc., Atlantic City.
- HERRON, P.R., WELLINGTON, E.M.H. (1990). New method for extraction of streptomycete spores from soil and application to the study of lysogeny in sterile amended and nonsterile soil. *Applied and Environmental Microbiology* 56 (5): 1406-1412
- HOPKINS, D.W.; MACNAUGHTON, S.J.; O'DONNELL, A.G. (1991). A dispersion and differential centrifugation technique for representatively sampling microorganisms from soil. *Soil Biology and Biochemistry* 23 (3): 217-225
- JACOBSON, C.S.; RASMUSSEN, O.F. (1992). Development and application of a new method to extract bacterial DNA from soil based on separation of bacteria from soil with cation-exchange resin. *Applied and Environmental Microbiology* 58 (8): 2458-2462
- LYNCH, J.M. (1981). Promotion and inhibition of soil aggregate stability by microorganisms. *Journal of General Microbiology* 126: 371-375
- MACDONALD, R.M. (1986). Sampling soil microfloras: dispersion of soil by ion exchange and extraction of specific microorganisms from suspension by elutriation. *Soil Biology and Biochemistry* 18 (4): 399-406
- ZELLES, L.; HUND, K.; STEPPER, K. (1987). Methoden zur relativen Quantifizierung der pilzlichen Biomasse im Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 150: 249-252

**Veränderungen im mikrobiell gebundenen Stickstoff
einer Löß-Parabraunerde während der Sommermonate**

von

Lindloff, A.

Die mikrobielle Biomasse des Bodens spielt eine entscheidende Rolle bei der Umsetzung von Nährstoffen im Boden. Mit Blick auf die Stickstoffumsetzung ist sie sowohl Quelle (Mineralisation) als auch Senke (Immobilisation) für pflanzenverfügbaren Stickstoff. Ziel der vorliegenden Arbeit war es u. A., den Anteil des mineralischen Stickstoffs, der nach einer Düngung von der mikrobiellen Biomasse inkorporiert wird zu quantifizieren.

In den Sommermonaten der Jahre 1991 und 1992 wurde die Entwicklung der mikrobiellen Biomasse auf gedüngten und ungedüngten Parzellen zweier Parabraunerden beobachtet. Bei den Untersuchungen wurde besonderer Wert auf die Erfassung von Reaktionen auf eine Stickstoffdüngung gelegt. Zur Erfassung kurzfristiger Reaktionen erfolgte die Probenahme nach N-Düngungen in Intervallen von 1-4 Tagen. Biomassestickstoff (N_{mic}) wurde mit Hilfe der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt. Auf einem Teil der gedüngten Parzellen wurde ^{15}N -angereicherter Dünger ausgebracht. ^{15}N im N_{mic} wurde emmissionsspektrometrisch gemessen.

Zu keinem Zeitpunkt konnte die Netto-Immobilisation von Dünger-N beobachtet werden. Die ^{15}N -Ergebnisse zeigten aber, daß ein erheblicher Teil des Dünger-N kurzfristig (für 2-4 Wochen) in der mikrobiellen Biomasse festgelegt war. Eine genaue Beschreibung der Versuche und die ausführliche Diskussion der Ergebnisse finden sich bei Lindloff et al. (1993).

1992 ist nach der Düngung der Parzellen ein starker Rückgang des Biomasse-N in den gedüngten Parzellen zu beobachten, der zum Teil erhöhten NH_4^+ -Gehalten einhergeht. Bei genauerer Betrachtung wird deutlich, daß dieser Rückgang von N_{mic} sich vornehmlich in den oberen 10 cm des Bodens abspielt (**Abb. 1**). Von Mitte Mai bis Anfang Juni 1992 herrschte trocken-warme Witterung, verbunden mit einer extremen Austrocknung des Oberbodens. Dies kann zum Absterben eines Teils der Biomasse und zur Bildung von Dauerformen geführt haben, die mit der Methode nicht mehr erfasst werden können. Allerdings findet man in der nicht gedüngten Parzelle keinen Rückgang. Das weist darauf hin, daß die Düngung selbst, verbunden mit der geringen Bodenfeuchte für die niedrigen Werte verantwortlich ist. Trotz bis zum 6. Juni anhaltender Trockenheit zeigt sich im weiteren Verlauf ein Wiederanstieg der N_{mic} -Werte, der darauf hinweist,

daß hier eine Anpassung der Mikroorganismen-Population an die Trockenheit stattgefunden hat.

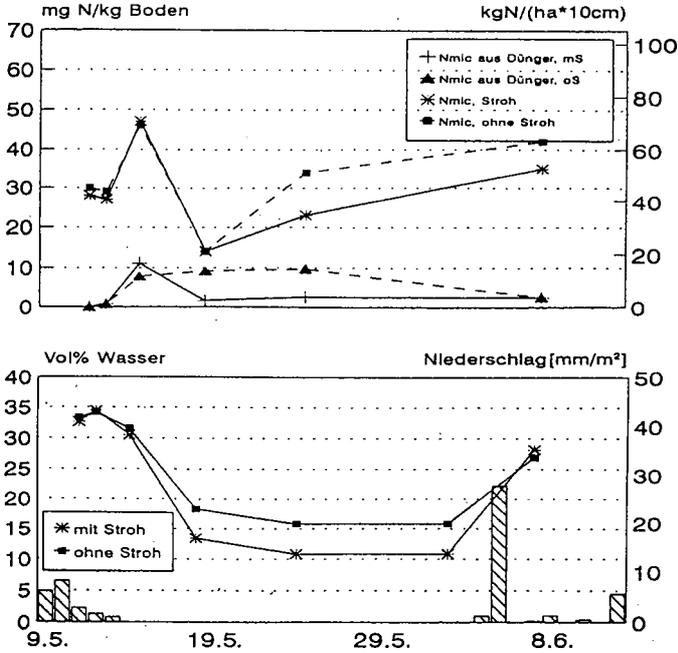


Abb. 1: Einfluß von N-Düngung (50 kg/ha) und Bodenfeuchte auf die mikrobielle Biomasse und den Gehalt an mineralischem N in 0-10 cm, 1992, (mS - mit Stroh, oS - ohne Stroh)

Auch wenn in den Beobachtungszeiträumen keine Netto-Immobilisation von N zu beobachten war, sind doch erhebliche Mengen N in die mikrobielle Biomasse inkorporiert worden. In Zeiten, in denen das mikrobielle Wachstum durch N-Mangel begrenzt ist, kann die mikrobielle Biomasse zu einem wichtigen N-Konkurrenten für die Pflanzen werden. Auf der anderen Seite kann, wie die Ergebnisse des zweiten Jahres zeigen, durch eine Düngung die Mineralisation verstärkt werden. Eine N-Düngung, die am Bedarf der Pflanzen orientiert ist, sollte deshalb die Immobilisation und Mineralisation von N durch die mikrobielle Biomasse berücksichtigen.

Literatur:

Lindloff, A.; R. Nieder; J. Richter (1993): Temporary immobilization nitrogen in an arable Loess soil. Symposium Proceedings "Nitrogen Mineralization in Agricultural Soils", European Journal of Agronomy, zur Veröffentlichung eingereicht

Enchytraeiden in unterschiedlich stark verdichtetem Ackerboden

von

Lübben, B.

Zusammenfassung

In einem bereits vier Jahre bestehenden Feldversuch zum Thema Bodenverdichtung durch Landmaschinen wurden drei Untersuchungsvarianten (nicht befahren, 3 x jährlich befahren, bei jedem Arbeitsgang befahren = Fahrgasse) auf ihre Besiedlung durch Enchytraeiden untersucht.

Die Bodenverdichtung zeigte im Jahresmittel kaum Einfluß auf die Vertikalverteilung der Enchytraeiden. Im Jahresgang lassen sich jedoch Unterschiede feststellen. So hatte Trockenheit im Juli auf der lockeren und stärker ausgetrockneten Variante 0 eine Tiefenverlagerung der Enchytraeiden zur Folge. Die Individuendichten der Enchytraeiden waren auf der Variante 7 (Fahrspur) am höchsten, auf der Variante 4 (mittlere Belastung) am niedrigsten. Auf Variante 0 (nicht befahren) wurde eine mittlere Besiedlung gefunden. Die Individuendichte der Enchytraeiden war komplementär zu der der Lumbriciden.

Einleitung

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind bei jedem Bearbeitungsvorgang einer mehr oder weniger starken mechanischen Belastung ausgesetzt. Nicht nur Pflügen, eggen, und andere bodenbearbeitende Maßnahmen wirken auf die Bodenstruktur. Auch das Befahren mit zum Teil sehr großen Radlasten wird zunehmend als Problem der landwirtschaftlichen Bodennutzung und als Gefährdungspotential angesehen, aus dem langfristige und möglicherweise irrsensible Beeinträchtigungen der Bodenfruchtbarkeit hervorgehen können.

Das Befahren mit schweren Landmaschinen resultiert in einer Bodenverdichtung, d.h. einer Reduktion des Porenvolumens insbesondere der verdichtungsempfindlichen Grobporen. Damit verbunden sind Veränderungen einer ganzen Reihe von Faktoren z.B. Veränderungen der Durchlüftung und des Wasserhaushaltes, Parametern also, die für die chemischen und biologischen Prozesse im Boden von großer Bedeutung sind. Die Frage, inwieweit Enchytraeiden durch die Bodenverdichtung beeinflusst werden, lag der vorliegenden Untersuchung zugrunde.

¹ Zoologisches Institut der TU, Pockelsstr. 10a, 38092 Braunschweig

Material und Methoden

In dem BMFT- Verbundprojekt "Bodenverdichtung durch Landmaschinen" wurde ein mehrjähriger Feldversuch durchgeführt. Auf einer verdichtungsempfindlichen Löß-Parabraunerde wurden jeweils zum Zeitpunkt der üblichen landwirtschaftlichen Maßnahmen verschiedene definierte Belastungen mit Hilfe einer Einzelradbelastungseinrichtung Spur an Spur flächendeckend aufgebracht.

Die Probenahme für die Enchytraeiden erfolgte an 5 Terminen im Jahr 1992 unter der Feldfrucht Wintergerste auf folgenden Varianten:

- Variante 0: Kontrolle, nicht befahren seit Anlage des Feldversuchs im Jahr 1988; ca. 56% PV
- Variante 4: mittlere Belastung durch Befahren bei drei Arbeitsgängen pro Jahr (Pflügen, Saatbettbereitung und Stoppelbearbeitung); ca. 47,5% PV
- Variante 7: Fahrgasse, Belastung bei jedem Arbeitsgang (Pflügen, Düngen, Saatbettbereitung, Drillen, Pflanzenschutz, Ernté, Stoppelbearbeitung, Grunddüngung); ca.42% PV.

Je Variante und Termin wurden 5 Bodenproben von 4 cm Durchmesser und 30 cm Länge genommen, was etwa der Mächtigkeit des Ap-Horizontes entspricht. Die Probensäulen wurden in 5 cm lange Fraktionen unterteilt und die Enchytraeiden nach Gräfe (1984) daraus ausgetrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Die Vertikalverteilung der Enchytraeiden war im Mittel über den ganzen Untersuchungszeitraum, auf allen drei untersuchten Varianten sehr gleichmäßig, und sehr ähnlich (Abb.1). In allen Schichten fanden sich im Jahresmittel etwa gleich viele Individuen. Lediglich in der Schicht von 10-20 cm Tiefe wurde auf Variante 4 ein höherer Anteil der Enchytraeiden im Bereich 15-20 cm gefunden. Bemerkenswert ist, daß bis in 30 cm Tiefe keine Abnahme der Enchytraeidenabundanz festzustellen war.

Mittlere Vertikalverteilung

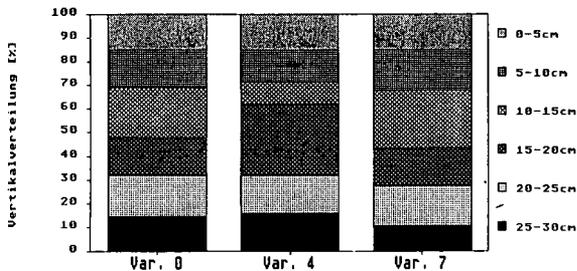


Abb. 1: Vertikalverteilung der Enchytraeiden im Jahresmittel.

Im Verlauf des Untersuchungsjahres wird die Abhängigkeit der Vertikalverteilung von der Jahreszeit deutlich. (Abb. 2a-c). Im Sommer hielt sich ein großer Teil der Individuen in den oberen Bodenschichten auf. In der kalten Jahreszeit waren dagegen relativ wenige Enchytraeiden in dieser oberen Schicht zu finden. Stattdessen hielten sich viele Tiere in der untersten der untersuchten Bodenschichten auf.

Am deutlichsten wird diese jahreszeitliche Abhängigkeit auf der Variante 7, wo sich im Juli sogar die Hälfte der Enchytraeiden in der oberen Schicht (5-10cm) aufhielt, während im Februar überhaupt keine Tiere in dieser Schicht gefunden wurden (Abb. 2c).

Auffällig ist auf Variante 0 die geringe Individuenzahl in der oberen Schicht im Juli (Abb.2a). Auf dieser Variante scheinen schon Extremverhältnisse im Oberboden erreicht, während auf Variante 4 und vor allem auf Variante 7 offenbar noch gute Bedingungen herrschten. Die einfachste Erklärung für diese Erscheinung ist eine verhältnismäßig starke Austrocknung aufgrund des hohen Porenvolumens in der sehr lockeren Variante 0. Im Juli 1992 war es recht trocken und die geringste Bodenfeuchte (Mischproben aus 0-30cm) wurde tatsächlich in der Variante 0 gemessen (in Volumenprozent: Var.0: 13,7%; Var.4: 17,2%, Var.7:19,4%).

Vertikalverteilung der Enchytraeiden

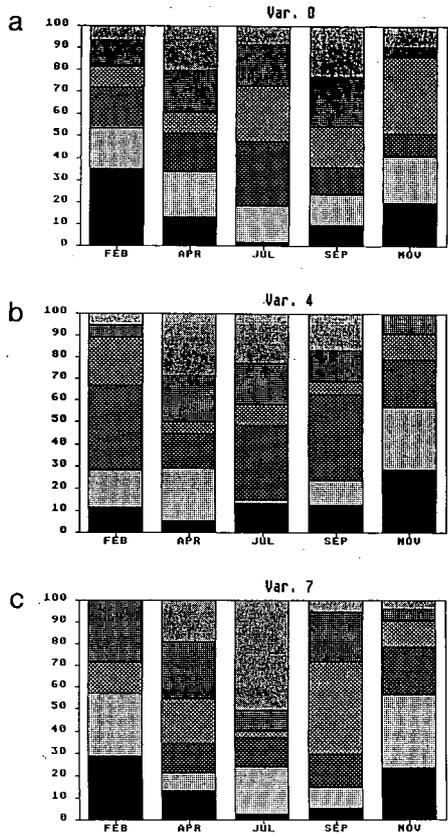


Abb. 2 a-c: Vertikalverteilung der Enchytraeiden auf den drei untersuchten Varianten des Feldversuches (Legende siehe Abb. 1).

Die Abundanzen der Enchytraeiden lagen zwischen wenigen tausend Ind./m² Anfang des Jahres 1992 und bis zu 30000 Ind./m² im September (Abb. 3). Im Vergleich der Varianten fällt auf, daß, bis auf den ersten Termin, wo ohnehin nur wenig Individuen gefunden wurden, die Variante 7 am dichtesten durch Enchytraeiden besiedelt war, gefolgt von der Kontrollvariante 0. Variante 4, die einer mittleren Belastung entspricht, wies dagegen geringere Enchytraeidendichten auf.

Bodenbearbeitung, die einer Fahrgasse entspricht, scheint also förderlich auf die Enchytraeidenabundanz zu wirken, verglichen mit der normal bearbeiteten Fläche. Aus der Literatur sind auf den ersten Blick andere Zusammenhänge bekannt. Brockmann (1987) fand nach Umlagerung

einer Wiesenbrache bei Bodenverdichtung durch Befahren eine anhaltende Reduktion der Abundanz der Enchytraeiden gegenüber dem nicht befahrenen Boden. Diese Reduktion bei mäßiger Belastung ist auch in der vorliegenden Untersuchung gefunden worden (Var.0 / Var.4). Daß die Reaktion von Enchytraeiden auf Verdichtung artspezifisch sein kann, zeigte

Individuendichte der Enchytraeiden

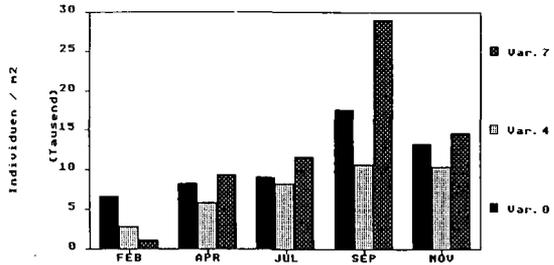


Abb. 3: Individuendichten der Enchytraeiden [Ind./m²] auf drei Varianten des Feldversuches, 1992.

Dózsa-Farkas (1987). Sie fand unter einem Wanderweg eine Reduktion der Enchytraeidenabundanz, jedoch erreichte eine Art (*Fridericia conculata*) gerade dort höhere Individuenzahlen.

Unter Zuhilfenahme anderer Untersuchungen auf dem Versuchsfeld läßt sich das vorliegende Ergebnis aber auch unter einem anderen Aspekt interpretieren. Die Enchytraeiden zeigen nämlich eine genau komplementäre Verteilung, im Vergleich zu den Lumbriciden. Schon in den ersten Jahren des Feldversuchs war deutlich, daß die Regenwürmer die stark verdichtete Variante 7 meiden (Söchtig, 1992). Nach aktuellen Erhebungen von Wickenbrock waren im Jahr 1992 auf der Variante 4 die meisten Lumbriciden zu finden, deutlich weniger in der Variante 0 und die geringste Individuendichte ermittelte er auf der Variante 7 (Abschlußbericht, 1993). Es ist naheliegend hier an einen Konkurrenzeffekt zu denken, denn obwohl beide Gruppen in ihrer Körpergröße deutlich unterschiedlich sind, so haben sie doch eine ähnliche Lebensweise und nutzen auf Ackerflächen wahrscheinlich auch teilweise dieselben Nahrungsquellen. Dort wo viele Regenwürmer vorkommen (Variante 4) können sich Enchytraeiden möglicherweise schlechter entwickeln als in Böden mit geringerer Lumbricidenzahl.

Ebenfalls antagonistische Effekte beschreibt Gómy (1984), der in holländischen Polderböden weniger Enchytraeiden in jenen Parzellen fand, in denen Regenwürmer ausgesetzt worden waren. Ergebnisse mit derselben Tendenz lieferte auch ein eigener Küvettenversuch (Lübben, 1993), in dem *Enchytraeus minutus* signifikant Boden ohne *Aporrectodea caliginosa* bevorzugte gegenüber Boden, der von *A. caliginosa* bewohnt wurde. Dies trifft jedoch nicht für alle Arten zu. Ein weiterer Versuch nach demselben Design erbrachte für *E. lacteus* keine Bevorzugung einer der beiden Wahlmöglichkeiten.

Literatur

- Abschlußbericht BMFT-Verbundprojekt "Bodenverdichtung", Kenn-Nr. 0339441E (1993) - Brockmann, W.G. 1987: Einflüsse mechanischer Bodenveränderungen auf Abundanz und Biomasse von Enchytraeiden. Mitt. Ges. Ökol. 16, 427-430.
- Dózsa-Farkas, K. 1987: Effect of human treading on enchytraeid fauna of hornbeam oak forests in Hungary. Biol. Fertil. Soils 3, 91-93.
- Gómy, M., 1984: Studies on the relationship between enchytraeids and earthworms. In Szegi, J. (Ed.): Soil biology and conservation of the biosphere, Vol.2, Akadémiai Kiado, Budapest, 769-778.
- Gräfe, U. 1984: Naßextraktion von Enchytraeiden. Prot. Workshop Methoden der Mesofaunaerfassung und PCP Wirkung (Moderation: H. Köhler), Bremen 1984.
- Lübben, B. 1993: Einfluß von *Aporrectodea caliginosa* auf die Besiedlung des Bodens durch *Enchytraeus minutus*. Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 69, 99-102.
- Söchtig, W. 1992: Wechselwirkungen zwischen der Lumbricidenfauna und unterschiedlicher mechanischer Bodenverdichtung einer Löß-Parabraunerde in Freiland- und Laboruntersuchungen. Diss. TU Braunschweig.

gefördert aus Mitteln des BMFT: Projekt-Nr. 0339441E

Reaktionen der Bodenmikroorganismen im Fichtenroh-
humus auf äußere Einflüsse

von

Mai, H.

1. Einführung

Am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Abt. Forstwirtschaft Tharandt, Technische Universität Dresden, wurden jahrzehntelange bodenmikrobiologische Untersuchungen in Waldökosystemen ausgeführt. Es wurden einerseits Einflüsse natürlicher Standortbedingungen auf ihre bodenmikrobiologische Aktivität untersucht, andererseits anthropogene Einflüsse wie Düngung und Schadstoffbelastung. Die Luftschadstoffe, insbesondere SO_2 -Immissionen, haben die Fichtenbestände des Osterzgebirges großflächig total geschädigt. Man versucht durch Kompensationskalkungen, die Wirkung von sauren Niederschlägen einzuschränken. Daß Kalkungen auch negative Nebenwirkungen haben können, z.B. zu schneller Abbau der organischen Substanz und stärkere Nitratwaschung, ist bekannt. An dieser Stelle werden Untersuchungen zur Kalkwirkung auf Bodenmikroorganismen in älteren rauchgeschädigten Fichtenbeständen sowie in Modell-Begasungsversuchen wiedergegeben.

2. Versuchsanlage

Innerhalb des Tharandter Versuchsflächennetzes zu Fragen der Fichtenernährung in Mittelgebirgsstandorten der ehemaligen DDR befindet sich ein Kalkdüngungsversuch, der im Jahre 1961 zu einem Zeitpunkt angelegt worden ist, als an diesem Standort noch keine Rauchschäden vorlagen. Die Versuchsfläche Oberbärenburg liegt im Osterzgebirge auf einem Quarzporphyrstandort in 680 m NN. Die ersten bodenmikrobiologischen Untersuchungen an diesem Kalkdüngungsversuch erfolgten 1966/67. Die Schadsymptome durch SO_2 an den Fichten traten ab 1972 auf und verstärkten sich bis zur Schadstufe II. Von 1986 bis 1989 wurden an derselben Fläche erneut bodenmikrobiologische Untersuchungen vorgenommen.

Ein weiteres Versuchsgebiet mit nur schwachen Rauchschäden an den Fichten ist das ökologische Meßfeld der Abt. Forstwirtschaft im Tharandter Wald in 385 m NN auf quarzarmem Quarzporphyr. Es liegen langjährige bodenmikrobiologische Untersuchungen zu verschiedenen Fragestellungen aus den Jahren 1983 bis 1992 vor. An dieser Stelle werden Mittelwerte der bodenmikrobiologischen Ergebnisse im ungedüngten O₁-Horizont wiedergegeben, die mit Modellversuchen in Begasungskabinen des in der Nähe liegenden Rauchschadensprüffeldes der Abt. Forstwirtschaft Tharandt verglichen werden. In den Kabinenversuchen wurde zum einen die Wirkung von starken SO_2 -Konzentrationen auf die Bodenmikroflora des ungedüngten Fichtenrohhumus nachgewiesen, zum anderen die einer Kompensationskalkung bei gleichzeitiger SO_2 -Begasung. Die mikrobiologischen Methoden sind bei FIEDLER u.MAI (1973) näher beschrieben.

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Abt.
Forstwirtschaft Tharandt, TU Dresden, Piennnerstr. 8, 01737
Tharandt

**Tab. 1: Versuch Oberbärenburg, Rauchschadensgebiet Osterzgebirge
O₁-Horizont**

Parameter	1967			1986 bis 1989		
	K	Ca	CaNP	K	Ca	CaNP
pH (H ₂ O)	4,1	5,4	6,0	4,1	4,1	4,1
pH (KCl)	2,9	4,7	5,6	3,2	3,2	3,3
Nitrat - N ¹⁾	0,7	2,5	7,7	2,5	2,9	3,7
Bakterienzahlen ²⁾	1,2	6,4	14,7	0,2	0,8	0,9
Zellulosezersetzung ³⁾	1,0	1,9	2,3	1,0	1,6	1,9

1) in mg je 100 g org. Subst.

2) in Millionen je 1 g org. Subst.

3) Tagesabbaurate in mg je 1 g Zellulose

**Tab. 2: Begasungsversuche, Tharandter Wald,
O₁-Horizont**

Parameter	Freiland	Begasungskabinen			
	K	ungedüngt		gekalkt	
		K (ohne SO ₂)	+SO ₂	Ca (ohne SO ₂)	Ca+SO ₂
pH(H ₂ O)	4,1	4,5	4,3	6,9	6,7
pH(KCl)	3,2	3,7	3,7	6,5	6,3
NH ₄ -N ¹⁾	12,5	23,2	21,5	19,8	24,6
NO ₃ -N ¹⁾	2,0	3,6	3,0	6,5	5,6
Bakterienzahlen ²⁾	1,4	1,9	0,7	22,1	9,9
Nitrifikanten ³⁾	12	12	7	56	43
Zellulosezersetzung ⁴⁾	1,6	1,7	1,3	5,5	4,3

1) in mg je 100 g org. Subst.

2) in Millionen je 1 g org. Subst.

3) in 1000 je 1 g org. Subst.

4) Tagesabbaurate in mg je 1 g Zellulose

3. Ergebnisse

Tab. 1 zeigt Auszüge der Ergebnisse des Versuchs Oberbärenburg aus den Untersuchungen von 1967, bei denen noch keine sichtbaren Rauchsäden auftraten, und von 1986 bis 1989 mit starken SO_2 -Schäden des Fichtenaltbestandes (MAI u. FIEDLER 1968, 1969, 1989a). Die im Jahre 1967 sechs Jahre zurückliegende Kalkung hatte die pH-Werte signifikant erhöht. Eine zusätzliche Steigerung ist bei der kombinierten CaNP-Düngung zu beobachten. In den späteren Untersuchungen nach dem Rauchsadenseinfluß gingen die mittleren pH-Werte in den gekalkten Parzellen auf das Ausgangsniveau zurück. In der ungedüngten Kontrolle ist keine Abnahme der pH-Werte durch den SO_2 -Einfluß zu verzeichnen. Einige bodenbiologische Parameter zeigen in den späteren Untersuchungen noch Wirkungen der Kalkdüngung (Tab. 1). Die Nitratstickstoffgehalte sind im Prüfglied CaNP signifikant erhöht. Die Ammoniumstickstoffgehalte zeigen keine eindeutigen Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten. Die Keimzahlen der Bakterien in den gekalkten Parzellen sinken zwar in den späteren Untersuchungen gegenüber den sehr hohen Werten von 1967 stark ab, sind aber immer noch im Vergleich zur Kontrolle erhöht. Die Anzahl der Nitrifikanten ergibt eine ähnliche Relation. Auch die Zellulosezersetzung wird trotz des Rauchsadenseinflusses durch die Kalkung gefördert. Die CO_2 -Freisetzung läßt dagegen keine länger anhaltende Kalkwirkung erkennen. Die Ergebnisse zeigen, daß die Kalkwirkung auf die Bodenmikroorganismen durch den SO_2 -Einfluß zwar im Vergleich zu den früheren Beobachtungen stark zurückgegangen ist, aber trotz der auf das Ausgangsniveau zurückgesunkenen pH-Werte noch in einigen Parametern über den Kontrollwerten liegt.

Um die SO_2 -Wirkung auf Bodenmikroorganismen des O_1 -Horizontes von Fichtenaltbeständen eindeutig nachweisen zu können, wurden Modellversuche in Begasungskabinen vorgenommen (Tab. 2). Den Kabinenversuchen wurden Mittelwerte langjähriger Freilanduntersuchungen auf dem selben ökologischen Meßfeld im Tharandter Wald gegenübergestellt. Die veränderten Bedingungen in den Kabinen fördern die mikrobielle Aktivität bereits in der ungekalkten Kontrolle. Die Begasung verändert die pH-(KCl)-Werte nicht, während die pH(H_2O)-Werte etwas zurückgehen (nicht gesichert). Die Ammonium- und Nitratstickstoffgehalte nehmen durch die Begasung ab. Die Anzahl der auf Bodenextraktagar wachsenden Bakterien sowie die autotrophen Nitrifikanten gehen durch SO_2 hochsignifikant zurück, ebenso die Zellulosezersetzung. Die Kalkung erhöht die pH-Werte erwartungsgemäß stark und fördert fast alle geprüften bodenmikrobiologischen Parameter. Nur die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte mehren ab. Durch die SO_2 -Begasung der gekalkten Proben werden fast alle Werte negativ beeinflusst. Die fördernde Wirkung des Kalkes ist aber stärker als der negative SO_2 -Einfluß. Weitere Versuchsergebnisse über SO_2 -Einwirkungen auf Bodenmikroorganismen in Fichtenbeständen sind bei MAI u. FIEDLER (1985, 1989b, 1990) mitgeteilt.

4. Schlußfolgerungen

Von den in Fichtenwaldböden auf Bodenmikroorganismen wirkenden äußeren Faktoren läßt sich in langjährigen Untersuchungen eine gewisse Rangfolge ableiten. Den stärksten Einfluß hat das Substrat, also der saure Rohhumus. Dabei ist eine deutliche Abnahme der mikrobiellen Aktivität vom O_1 - zum O_b -Horizont zu beobachten. Die Standortsunterschiede spielen eine geringer differenzierende Rolle, solange die Humusform Rohhumus ausgebildet ist. Nur wenn die Standortbedingungen die Ausbildung von Moder zulassen, verbessern sich die Bedingungen für die Bodenmikroorganismen. Eine starke Rolle spielen die jeweiligen Witterungsbedingungen, besonders wenn die Bodenfeuchtigkeit ins Minimum gerät. Alle Düngungsmaßnahmen, die die

pH-Werte erhöhen, fördern die meisten bodenmikrobiologischen Parameter, vor allem Kalkung und Harnstoffdüngung. Keine Wirkung zeigen die alleinige Düngung mit Kalkammonsalpeter, Kali- und Phosphordüngemitteln. Eine Bestandeslockerung bis zum Kahlschlag erhöht die mikrobielle Aktivität. Das ist mit einem starken Humusabbau und einer verstärkten Nitratauswaschung verbunden. Die Auflockerung des Bestandes, auch bedingt durch das Absterben von Bäumen in rauchgeschädigten Beständen, läßt eine Bodenvegetation aufkommen. Diese erhöht die mikrobielle Aktivität durch die Rhizosphärenwirkung. SO₂-Immissionen und saure Niederschläge wirken negativ auf Bodenmikroorganismen. Dies wird jedoch unter Freilandbedingungen durch andere äußere Einflüsse meist überlagert. Möglicherweise wird die Artenzusammensetzung der Mikroflora durch SO₂ nachhaltig verändert, doch darüber gibt es kaum Untersuchungen. Die Situation in den abgestorbenen Fichtenwaldflächen des Osterzgebirges hat sich mittlerweile stark verändert. Die Flächen sind mit jungen Laubmischwäldern bewachsen. Dies verbessert die Bedingungen für die Mikroorganismen auch bei nach wie vor starken SO₂-Immissionen.

5. Literatur

FIEDLER, H.J. u. MAI, H.: Methoden der Bodenanalyse, Bd. 2:

Mikrobiologische Methoden. Dresden 1973.

MAI, H. u. FIEDLER, H.J.: Bodenmikrobiologische Untersuchungen an einem Bestandesdüngungsversuch zu Fichte im Osterzgebirge

I. Arch. Forstwes. 17(1968), S. 1141-1153.

II. Arch. Forstwes. 18(1969), S. 155-177.

-, -, : Das Ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden III. Bodenmikrobiologische Charakterisierung. Wiss.Z. TU Dresden 34(1985), S. 23-27.

-, -, : Modell- und Freilandversuche zur SO₂-Wirkung auf Mikroorganismen im Fichtenhumus. Zentralbl. Mikrobiol. 144(1989a), S. 129-136.

-, -, : Das Ökologische Meßfeld der Sektion Forstwirtschaft der TU Dresden VII. Zur Wirkung einer Harnstoffdüngung auf die bodenmikrobiologischen Verhältnisse im Rohhumus eines Fichtenaltbestandes. Wiss.Z. TU Dresden 38(1989b), S. 338-342.

-, -, : Wirkung von SO₂-Begasungen auf Bodenmikroorganismen im gekalkten und ungekalkten Fichtenrohhumus. Zentralbl. Mikrobiol. 145 (1990), S. 157-163.

**Habitat und Populationsstruktur der Lumbriciden-
fauna in einem Fichtenwaldboden in Abhängigkeit von
saurer Beregnung und Kalkung (Höglwald-Experiment)**

VON

Makeschin, F. und S. Ammer

Im Rahmen des interdisziplinären Kalkungs- und Versauerungsexperiments Höglwald (Kreutzer et al. 1991) wurden die Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und die Humusformen in einem 85-jährigen Fichtenaltbestand untersucht (Ammer 1991, Ammer u. Makeschin 1993).

Versuchsvarianten

Der Versuchsaufbau und die experimentellen Eingriffe sind bei Kreutzer et al. (1991) detailliert beschrieben.

A 1 = Kontrolle

A 2 = Kalkung April 1984
40 dt/ha Dolomit

B 1 = saure Beregnung seit April 1984
(pH 2.7-2.8) in 15-18 Einzeler-
eignissen pro Vegetationsperiode
3-4 kmol Protonen *ha *Jahr

B 2 = saure Beregnung und
Kalkung

C 1 = normale Beregnung seit April 1984
(pH 5.0) in 15-18 Einzelergebnis-
sen pro Vegetationsperiode

C 2 = normale Beregnung und
Kalkung

Ergebnisse

Je nach Untersuchungsjahr und Jahreszeit variierten die Besiedlungsdichten auf der unbehandelten Kontrollfläche um einen Mittelwert von ca. 25 Individuen /m²; die Biomasse erreichte ca. 1.9 g/m² (Abb. 1 u. 2). Die Regenwurmpopulationen bestehen dort aus den Arten *D. octaedra* und *L. rubellus* und vereinzelt *D. rubidus* (Tab. 1). Die Humusform ist ein typischer Moder mit geringer kleinstandörtlicher Variation (Abb. 3).

Siebenjährige Säureapplikation führte zum Rückgang der Besiedlungsdichten auf ca. 5 Ind./m² und zum völligen Verschwinden von *L. rubellus* und *D. rubidus*

(Abb. 1 u. 2, Tab. 1). Der Mineralboden war unbesiedelt. Als Ursachen für diesen Befund werden langfristig direkte Säureschäden der Würmer nach Nachlassen der Pufferfähigkeit der organischen Auflagehorizonte und veränderte Elementgehalte des Bodens und der Bodenlösung angenommen. Insbesondere verringerte Gehalte an austauschbarem Ca in der organischen Auflage, Al-Toxizität im Mineralboden und ein ungünstigeres Nahrungsangebot bewirkten die nachteiligen Veränderungen der Regenwurmfaua. Die Humusform blieb morphologisch von der Säurezugabe unbeeinflusst, auffallend war hingegen im Of2 und Oh ein deutlicher Wechsel von dunkelbrauner hin zu rötlich-brauner Färbung (Ammer 1992).

Kalkung führte zu einem Anstieg der Wurmpopulationen, die im dritten Jahr nach Beginn des Experiments bei etwa 400-500 Ind./m² kulminierte und fünf Jahre nach Ausbringen des Kalks wieder auf ca. 200-250 Ind./m² abgesunken war (Abb. 1 u. 2). Die Artenstruktur verschob sich deutlich zugunsten von *L. rubellus* (Tab.1), der Anteil an Würmern im Mineralboden nahm zu. Als Hauptursache für den Anstieg der Population ist neben reduzierter Bodenazidität und günstigerem Basenstatus v.a. die Verbesserung der Nahrungsgrundlage verantwortlich.

Die Veränderung der Artenstruktur nach Kalkung und die spätere Abnahme der Gesamtpopulation lassen sich auf interspezifische Konkurrenzverhältnisse zurückführen. Die Humusform wurde nach Kalkung verändert, und zwar beginnend in der Of2-Lage und nach unten gerichtet. Es entstand mit erheblicher kleinstandörtlicher Variation ein dunkel gefärbter, lockerer, grobporenreicher, von Kotaggregaten durchsetzter, durch Lumbricidentätigkeit entstandener Olu Horizont (Abb. 3).

Saure Beregnung nach Kalkung führte zu Beginn des Untersuchungszeitraums zu einer besonders ausgeprägten Abundanzsteigerung, zum Ende des beobachteten Zeitabschnitts indessen zu einem besonders raschen Rückgang der Population. Diese Entwicklung wird zunächst auf eine schnelle Erweiterung und anschließend rasche Erschöpfung des Nahrungsangebotes in der organischen Auflage zurückgeführt.

Literatur:

- Ammer, S., 1992: Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen. Forstl. Forschungsberichte München, Nr. 123, 227 S.
- Ammer, S., u. Makeschin, F., 1993: Auswirkungen experimenteller saurer Beregnung und Kalkung auf die Lumbricidenfauna und deren Leistungen. Forstw. Cbl., im Druck.
- Kreutzer, K., Göttlein, A., Pröbstle, P., u. Zuleger, M., 1991: Höglwaldforschung 1982-1989. Zielsetzung, Versuchskonzept, Basisdaten. Forstw. Forschungen 39, 11-21.

Tab. 1: Artdominanz der Lumbriciden im April 1989 u. 1991 (in % der Abundanz)

	April 1989						April 1991					
	A1	B1	C1	A2	B2	C2	A1	B1	C1	A2	B2	C2
L. juvenil	0	0	20	38	45	61	18	0	30	56	66	65
D. juvenil	77	100	68	58	52	36	41	78	61	41	30	22
O. juvenil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
L. rubellus	0	0	4	1	2	2	0	0	0	2	2	4
D. octaedra	23	0	8	0	0	1	41	22	9	1	1	1
D. rubidus	x	0	x	x	x	1	x	0	x	1	x	1
O. lacteum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

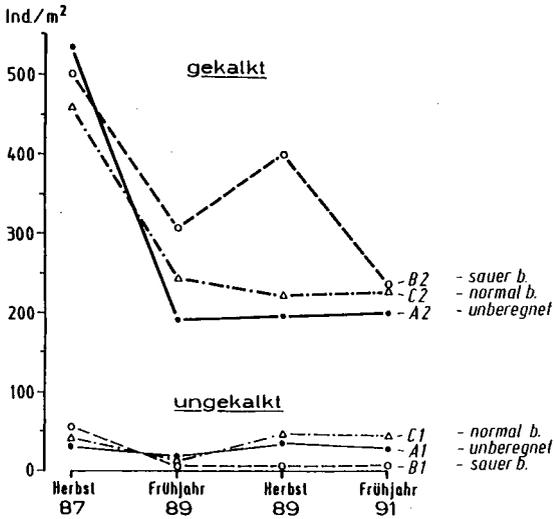


Abb. 1: Abundanz (Ind./m²) der Lumbriciden

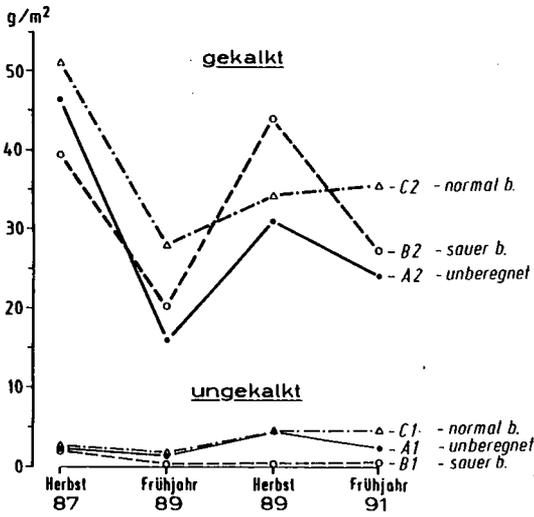


Abb. 2: Biomasse (g/m²) der Lumbriciden

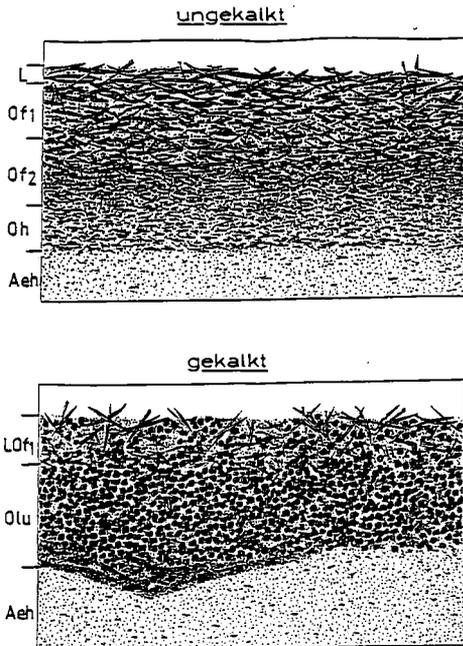


Abb. 3: Schematische Darstellung einer ungekalkten und gekalkten organischen Auflage

Mikrobiologische und bodenchemische Parameter bei unterschiedlicher Bodennutzung

VON

Manzke, F.¹, T. Beck² und E.M. Klimanek³

Einleitung

Die Bewirtschaftungsintensität hat in landwirtschaftlich genutzten Böden einen erheblichen Einfluß auf die mikrobielle Biomasse und die organische Bodensubstanz. In der Regel nehmen Humusgehalt und mikrobielle Biomasse in der Reihenfolge Grünland > Ackerland > Schwarzbrache ab. In vielen Fällen sind die Gehalte an mikrobieller Biomasse bei Direktsaat größer als bei konventioneller, intensiver Bodenbearbeitung. Verringerte Intensität der Bodenbearbeitung beeinflußt vor allem die Verteilung der organischen Substanz im Bodenprofil und führt zu deren Anreicherung an der Bodenoberfläche.

Material und Methoden

In einem 1976 angelegten zweifaktoriellen Dauerversuch auf lößbürtigem Boden bei Göttingen wurden drei unterschiedliche Intensitäten der Bodenbearbeitung in ihrer Wirkung auf Parameter der organischen Bodensubstanz geprüft: 1. Dauergrünland, 2. Direktsaat und 3. intensive Bearbeitung mit einem Schwergrubber. Die drei Intensitätsstufen wurden auf benachbart liegenden Teilstücken mit unterschiedlicher Vornutzung auf ehemaligem Acker und ehemaliger Weide angelegt. Im März 1991 wurden Bodenproben aus den vier Versuchswiederholungen bis 30 cm Bodentiefe in 5 cm Schichten entnommen. An insgesamt 144 Einzelproben wurden folgende bodenchemische und bodenbiologische Parameter ermittelt: C_{org} , N_T , heißwasserlöslicher C und N (KÖRSCHENS et al. 1990), CO_2 -Freisetzung im Laborbrutversuch (KLIMANEK 1980), mikrobielle Biomasse und Basalatumung (SIR nach ANDERSON & DOMSCH 1978), Katalaseaktivität (BECK 1971), β -Glucosidasenaktivität (HOFFMANN & DEDEKEN 1965), Proteasenaktivität (LADD & BUTLER 1972) und Argininammonifikation bzw. Desaminasenaktivität (ALEF & KLEINER 1986).

¹ Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Von Siebold Str. 8, 37075 Göttingen

² Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzinger Str. 54, 80638 München

³ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Hallesche Straße 44, 06246 Bad Lauchstädt

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

Ergebnisse und Diskussion

Alle gemessenen Parameter nahmen mit der Bodentiefe ab. Die höchsten Werte wurden in der obersten Bodenschicht gefunden. Bei Dauergrünland und Direktsaat waren in den obersten Bodenschicht gegenüber der Grubbersvariante die Werte stärker erhöht, da eine Einmischung und Umverteilung durch Bodenbearbeitung fehlte. In Abb. 1 sind exemplarisch die Tiefenprofile der mikrobiellen Biomasse im Boden für die einzelnen Versuchsvarianten dargestellt. Bei Direktsaat fanden sich im Vergleich zu intensiver Bearbeitung höhere Gehalte an mikrobieller Biomasse in der obersten Bodenschicht. In den tieferen Bodenschichten wies die Direktsaat gegenüber intensiver Bearbeitung niedrigere Werte an mikrobieller Biomasse auf. Unter Dauergrünland wurden in der obersten Bodenschicht von allen geprüften Varianten die höchsten Werte gefunden.

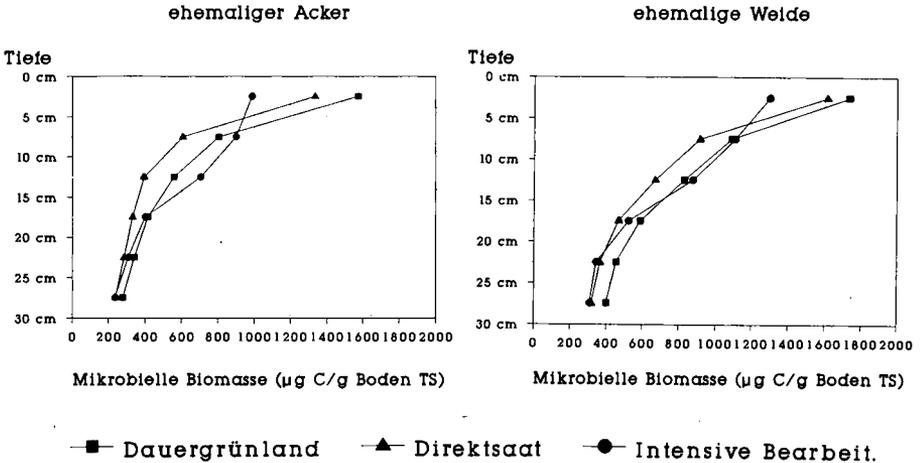


Abb. 1: Gehalte an mikrobieller Biomasse im Tiefenprofil in den drei geprüften Intensitätsstufen der Bodenbearbeitung Dauergrünland, Direktsaat und Ackernutzung mit intensiver Bodenbearbeitung nach unterschiedlicher Vornutzung

Nach 15 Versuchsjahren läßt sich noch ein deutlicher Einfluß der Vornutzung nachweisen. Auf ehemaliger Weide liegen die Werte höher als auf ehemaligem Ackerland. Im Vergleich zu C_{org} und N_t reagierten die gemessenen Enzymaktivitäten und der heißwasserlösliche C und N stärker auf Bewirtschaftungsunterschiede (vgl. Tab. 1). Im Mittel aller gemessenen Parameter ergab sich folgende Abstufung der Versuchsvarianten: langjährige Nutzung als Dauergrünland > Direktsaat nach Weidenutzung > intensive Bearbeitung auf ehemaliger Weide > 15 Jahre Dauergrünland auf ehemaligem Acker > langjährige Ackernutzung mit intensiver Bodenbearbeitung > Direktsaat auf ehemaligem Acker.

Tab. 1: Chemische und biologische Parameter in 0-30 cm Bodentiefe, Mittelwert aus sechs 5 cm Schichten (Relativwerte in Klammern) für die drei geprüften Intensitätsstufen der Bodenbearbeitung Dauergrünland, Direktsaat und intensive Bearbeitung auf ehemaligem Weide- und Ackerland

	C _{org} (%)	C _{hwl} (mg/100g)	Biomasse (µg/g)	Enzym- aktivität ¹
ehemaliger Acker				
Intensive Bearbeitung	1.29 (100)	48.21 (100)	590 (100)	(100)
Direktsaat	1.22 (95)	46.20 (96)	532 (90)	(93)
Dauergrünland	1.42 (110)	56.27 (117)	661 (112)	(117)
ehemalige Weide				
Intensive Bearbeitung	1.36 (105)	59.93 (124)	741 (126)	(126)
Direktsaat	1.60 (124)	70.99 (147)	724 (123)	(130)
Dauergrünland	1.73 (134)	86.40 (179)	846 (143)	(160)
Grenzdifferenz				
Scheffé (p=5%)	0.12	4.29	66	

¹ Mittelwert aus den vier gemessenen Enzymaktivitäten: Katalaseaktivität, Glucosidasenaktivität, Proteasenaktivität, Argininammonifikation (Desaminasen)

Tab. 2: Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman zwischen bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern (n = 144)

	C _{org}	C _{hwl}	Biom	Basal	Gluc	Kat	Pro	AA	N _t	N _{hwl}
C _{hwl}	0,92									
Biom	0,88	0,93								
Basal	0,87	0,91	0,94							
Gluc	0,90	0,95	0,96	0,92						
Kat	0,87	0,88	0,97	0,92	0,93					
Prot	0,92	0,97	0,94	0,93	0,96	0,90				
AA	0,87	0,94	0,94	0,91	0,94	0,91	0,95			
N _t	0,86	0,90	0,80	0,79	0,83	0,71	0,84	0,82		
N _{hwl}	0,87	0,90	0,85	0,84	0,85	0,81	0,88	0,84	0,84	
CO ₂ -Fr.	0,84	0,82	0,91	0,91	0,87	0,86	0,85	0,85	0,72	0,83

C _{org} :	organischer Kohlenstoff	Pro:	Proteasenaktivität
C _{hwl} :	heißwasserlöslicher Kohlenstoff	AA:	Argininammonifikation
Biom:	mikrobielle Biomasse	N _t :	Gesamtstickstoff
Basal:	Basalatmung	N _{hwl} :	heißwasserlöslicher Stickstoff
Gluc:	Glucosidasenaktivität	CO ₂ -Fr.:	CO ₂ -Freisetzung
Kat:	Katalaseaktivität		

Die einzelnen Parameter weisen untereinander hohe positive Korrelationen auf (vgl. Tab. 2). Der im Vergleich zum Stickstoff größere Einfluß des Kohlenstoffs auf mikrobiologische Parameter zeigte sich auch bei den Enzymaktivitäten des N-Umsatzes (Proteasen und Desaminasen). Die mikrobielle Biomasse, die Basalatmung und die einzelnen Enzymaktivitäten weisen untereinander Korrelationskoeffizienten von über +0,9 auf. Ähnlich hohe Korrelationen ergeben sich zwischen mikrobiologischen Parametern und dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff.

Schlußfolgerung

Die mikrobielle Biomasse steht in enger Beziehung zur organischen Bodensubstanz, wobei der umsetzbaren organischen Bodensubstanz, abschätzbar aus dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff, eine entscheidende Bedeutung als Nahrungsgrundlage der Bodenorganismen zukommt.

In Acker überführtes Grünland zeigt gegenüber langjährig ackerbaulich genutzten Flächen noch nach 15jähriger Versuchsdauer erhöhte Gehalte an bodenbiologischen und bodenchemischen Kennwerten. WIDMER (1993) fand in Schlägen aus der landwirtschaftlichen Praxis ebenfalls noch nach Jahrzehnten erhöhte Biomassewerte nach Grünlandumbruch. Bei Direktsaat sind die Gehalte an mikrobieller Biomasse gegenüber intensiver Bodenbearbeitung nahe der Bodenoberfläche erhöht, während über die gesamte Tiefe von 0-30 cm die Unterschiede gering sind. Eine Anreicherung im oberen Krumbereich, die von einer entsprechenden Abnahme in tieferen Krumbereichen begleitet ist, wurde auch von GROCHOLL (1991) sowie BECK et al. (1990) beobachtet. Auf ehemaligem Weideland finden sich im Vergleich zu intensiver Bodenbearbeitung bei Direktsaat höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz. Direktsaat kann daher zur Konservierung von organischer Bodensubstanz nach Grünlandumbruch dienen.

Literatur

- ALEF, K. & KLEINER, D. (1986): Arginine ammonification, a simple method to test microbial activity potential in soils. *Soil Biol. Biochem.* **18**, 233-235.
- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* **10**, 215-221.
- BECK, Th. (1971): Die Messung der Katalase-Aktivität von Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* **130**, 68-81.
- BECK, Th., BORCHERT, H. & CAPRIEL, P. (1990): Beziehungen zwischen Aggregatstabilität, mikrobieller Biomasse und einer aliphatischen Fraktion der organischen Substanzen von landwirtschaftlich genutzten Böden. *Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.* **62**, 15-18.
- GROCHOLL, J. (1991): Der Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungssysteme auf den mikrobiologischen Status von Böden verschiedener Standorte unter besonderer Berücksichtigung der C-Umsetzungen. *Wissenschaftlicher Fachverlag Gießen.*
- HOFFMANN, G. & DEDEKEN, M. (1965): Eine Methode zur colorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidase-Aktivität in Böden. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* **108**, 193-198.
- KLIMANEK, E.-M. (1980): Mineralisierungsleistung unterschiedlicher Böden in Abhängigkeit von der Düngung. *Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd.* **24** (3), 225-232.
- KÖRSCHENS, M., SCHULZ, E. & BEHM, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zbl. Mikrobiol.* **145**, 305-311.
- LADD, J.N. & BUTLER, J.A. (1972): Short-term essays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrate. *Soil Biol. Biochem.* **4**, 19-30.
- WIDMER, P. (1993): Zeitliche und räumliche Variabilität der mikrobiellen Biomasse in niedersächsischen Böden. *Dissertation Hannover.*

Die Rolle der mikrobiellen Aktivität bei der Sulfatfreisetzung nach Kalkung eines sauren Waldbodens

VON

Marschner, B.

Einleitung

Nach der oberflächlichen Kalkung einer Rostbraunerde unter Kiefernforst im Berliner Grunewald wurde 1986 eine starke Nitratfreisetzung beobachtet, die in den Folgejahren deutlich abflaute (Marschner et al., 1991). Gleichzeitig wurden erhöhte SO_4 -Konzentrationen in der Bodenlösung bestimmt, die z.T. doppelt so hoch wie in der Kontrollparzelle waren und auch noch Ende 1992 anhielten. Während der Anstieg der NO_3 -Konzentrationen eindeutig auf verstärkte Nitrifikation als Folge der pH-Erhöhung zurückzuführen ist, kommen für die SO_4 -Freisetzung verschiedene Mechanismen in Frage. Hierzu gehört SO_4 -Desorption durch Austauschprozesse gegen OH^- , NO_3^- oder org. Anionen (Korentajer et al., 1983; Gobran & Nilsson, 1988) bzw. durch Rückgang der positiven Oberflächenladung (Curtin & Syers, 1990). Williams (1967) vermutete, daß durch die pH-Erhöhung nach Kalkung eine verstärkte chemische Hydrolyse S-haltiger organischer Verbindungen stattfindet und Prenzel (1983) postulierte die Auflösung von Aluminium-Hydroxysulfaten. Da der Großteil des S-Vorrats von Waldböden allerdings organisch gebunden ist (David et al., 1982), erscheint eine SO_4 -Freisetzung aus verstärkter Mineralisationsaktivität der Bodenorganismen als wahrscheinlichste Prozeß, um die anhaltend erhöhten SO_4 -Konzentrationen in der Bodenlösung der Kalkparzelle zu erklären. Im folgenden Versuchsansatz sollte daher ermittelt werden, welchen Beitrag die biologische Aktivität zur SO_4 -Freisetzung liefert und welche Anteile auf abiotische Prozesse zurückgeführt werden können.

Material und Methoden

Die Bodenproben wurden auf der Versuchsfläche im Berliner Grunewald genommen. Dabei handelt es sich um eine Rostbraunerde aus Geschiebesand mit einer geringmächtigen rohumusartigen Moderauflage unter einem etwa 45-jährigen Kiefernbestand. Eine Teilfläche war im April 1986 mit 6,1 t/ha pelletiertem dolomitischem Kalk behandelt worden. Auf dieser Kalkparzelle (PD) und der benachbarten Kontrollparzelle (PK) wurden im Juni 1991 je zwei Mischproben aus 0-10 cm Tiefe gewonnen, auf 2 mm gesiebt und feldfrisch bei 5°C gelagert. Nach Bestimmung des Wassergehalts und Glühverlustes wurde für jede Parzelle eine Mischprobe mit ca. 8,5% Humusgehalt hergestellt. Eine Teilprobe von der Kontrollparzelle wurde mit 5 g/kg CaCO_3 -Pulver gemischt, und als PK+ bezeichnet. Die chemischen Eigenschaften der Proben sind in Tab. 1 aufgeführt.

Für die Inkubation wurden in 6 Wiederholungen 31 g (TG) feldfrischer Boden in zylindrische Perkolationsstrichter (50 mm hoch, 36 mm Durchmesser) gefüllt und mit Glasperlen bedeckt. Die Hälfte des Ansatzes wurde anschließend zur Sterilisation mit einer Dosis von 30,2 kGy γ -bestrahlt und luftdicht verschlossen. Die Trichter mit dem unsterilen Ansatz wurden mit perforiertem Parafilm bedeckt, um Wasserverluste zu begrenzen.

Die Inkubation wurde im Dunkeln bei 20-24°C über einen Zeitraum von 22 Wochen durchgeführt. In anfangs 2-, später 3-wöchigen Abständen wurden 5 x 20 ml sterile 0,01 m KCl-Lösung auf die Proben gegeben und mit -60 hPa abgesaugt. Im Perkolat wurden pH, Anionen (Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}), NH_4^+ , Ca, Mg, Al, Mn und Fe bestimmt, an zwei Terminen (6 und 8 Wochen) auch DOC.

Ergebnisse und Diskussion

Bei Versuchsbeginn wurden aus dem Boden der Kontrollparzelle (PK) und der Kalkparzelle (PD) die gleichen Mengen SO_4 -S extrahiert (Tab. 1). Die Kalkung des Kontrollbodens (PK+) hatte dagegen einen signifikanten Anstieg des extrahierbaren SO_4 -S zur Folge, der nur durch Desorption von gebundenem SO_4 zu erklären ist, da die Extraktion unmittelbar nach der Beimischung erfolgte. Auch die γ -Bestrahlung steigerte in allen Proben den extrahierbaren SO_4 -Gehalt, was vor allem der Freisetzung aus abgetöteter mikrobieller Biomasse zugeschrieben wird.

Tab. 1: Chemische Charakterisierung der verwendeten Bodenproben bei Versuchsbeginn. Werte innerhalb einer Zeile, die vom gleichen Buchstaben gefolgt werden, sind nicht signifikant unterschiedlich ($p < 0,05$, Duncan-Test).

		PK		PK+		PD	
pH	(CaCl_2)	3,3		6,1		5,4	
KAKeff	[mmolc/kg]	37,0		73,4		96,0	
Corg	[g/kg]	48,0		54,3		49,6	
N_t	[g/kg]	2,2		2,4		2,0	
S_t	[g/kg]	0,36		0,37		0,38	
0,01m KCl-Extrakt		unsteril	steril	unsteril	steril	unsteril	steril
SO_4 -S	[mg/kg]	9,9a	11,6c	12,9b	14,4d	10,2a	12,5bc
NO_3 -N	[mg/kg]	1,56a	0,25d	0,91b	0,14d	8,27c	0,00d
NH_4 -N	[mg/kg]	5,2a	11,1b	10,1b	12,4b	2,3a	11,5b

Bei den mineralischen N-Formen zeigen die Unterschiede zwischen PK und PD, daß der höhere pH in der Kalkparzelle die Nitrifikation fördert (vgl. Marschner et al., 1991). Die starke NH_4 -Freisetzung durch die Kalkgabe (PK+) dürfte durch Austausch gegen Ca^{2+} zustande gekommen sein, während es in den γ -bestrahlten Proben wahrscheinlich wie SO_4 aus der Biomasse stammt. Durch die Bestrahlung wurde NO_3 fast vollständig zerstört.

Während der Inkubation wurden ab der 4. Woche aus den unbestrahlten Proben zu jedem Termin signifikant höhere SO_4 -S-Mengen als aus den bestrahlten extrahiert. Die SO_4 -Freisetzungsraten nahmen in allen Proben während der ersten 6-8 Wochen stärker ab als später, so daß sie durch negative Exponentialfunktionen sehr gut darstellbar sind (Abb. 1a und b).

In den bestrahlten Proben sind ab der zweiten Woche keine signifikanten Unterschiede zwischen den drei Varianten feststellbar. Die extrahierbaren SO_4 -S-Mengen nehmen rasch ab und liegen nach der 8. Woche bei nur noch 0,01 - 0,18 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{Woche}^{-1}$, ohne daß ein weiterer zeitlicher Trend erkennbar ist (Abb. 1a). Die zu Beginn der Inkubation erhöhte SO_4 -Freisetzung ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß mit der angewandten Extraktionsmethode das im Boden vorhandene SO_4 nicht mit einem Mal quantitativ extrahiert werden kann. Vielmehr waren vier Extraktionen (bis zur 6. Woche) notwendig, um rund

95% des insgesamt aus den Proben extrahierten SO_4 zu gewinnen. Zu einer völligen Erschöpfung des extrahierbaren SO_4 kommt es wahrscheinlich auch bei der 9. Extraktion nicht, weil chemische Hydrolysereaktionen oder noch vorhandene Enzyme SO_4 aus Bindungen freisetzen. Auch kann nicht völlig ausgeschlossen werden, daß während der Perkolations Keime mit der Laborluft in die Proben gelangten und somit eine gewisse biologische Aktivität stattfand. Dennoch wird deutlich, daß bei weitgehendem Ausschluß der biologischen Aktivität keine Unterschiede zwischen den Varianten auftreten.

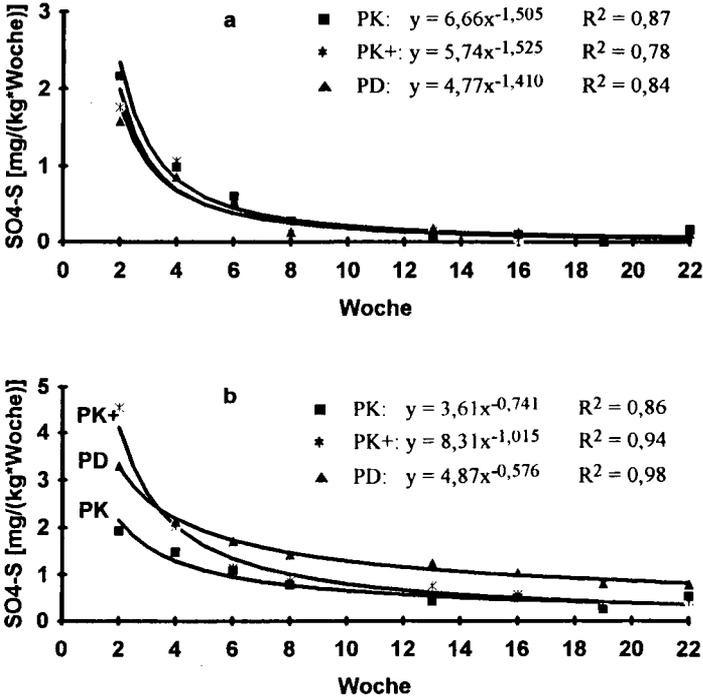


Abb. 1: Wöchentliche SO_4 -S-Freisetzungsraten in den sterilisierten (a) und unsterilisierten (b) Bodenproben mit den dazugehörigen Kurvenanpassungen.

Ganz anders sieht es bei den unbestrahlten Proben aus (Abb. 1b). Hier nehmen die SO_4 -Freisetzungsraten zwar auch exponentiell ab, aber Unterschiede zwischen den Varianten bleiben z.T. über den gesamten Untersuchungszeitraum bestehen. Zu Beginn der Inkubation lagen die extrahierbaren SO_4 -Mengen in den frisch gekalkten Proben (PK+) am höchsten, nahmen aber rasch ab und sind ab der 6. Woche nicht mehr signifikant höher als in den ungekalkten Kontrollproben (PK). Diese anfängliche SO_4 -Freisetzung kann zwar z.T. auf abiotische Prozesse zurückgeführt werden, da sie auch in den sterilen Proben auftrat. Darüberhinaus muß es zu Beginn der Inkubation in PK+ aber auch zu einer Stimulation der Mineralisationsaktivität gekommen sein, da im Gegensatz zu den sterilisierten Proben die

erhöhte SO_4 -Freisetzungsrates bis zur 4. Woche anhielt und von einer deutlich erhöhten N-Mineralisation begleitet wurde.

Die anschließende Angleichung der SO_4 -Freisetzungsrates von PK+ an PK könnte zwei Ursachen haben. Zum einen könnte der Vorrat leicht abbaubarer S-haltiger organischer Substanz erschöpft sein, der nach Aufhebung der pH-Limitierung sofort mikrobiell verwertet werden konnte. Zum anderen ist denkbar, daß eine gewachsene mikrobielle Biomasse auch einen höheren S-Bedarf hat und damit weniger mineralisiertes SO_4 freigesetzt wird. Solche mikrobiologischen Immobilisationsprozesse werden bei Nmin nach Kalkungen häufig beobachtet (Zöttl, 1960; Marschner et al., 1987).

Die SO_4 -Freisetzungsrates der Proben von der 5 Jahre alten Kalkparzelle (PD) zeigen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf wie die der Kontrollparzelle, allerdings auf einem durchweg höheren Niveau (Abb. 2). Dies hat zur Folge, daß bis Versuchsende in PD rund doppelt soviel SO_4 -S freigesetzt wurde wie in PK (Tab. 2), obwohl die S-Gesamtgehalte bei Versuchsbeginn gleich waren (Tab. 1). Ähnliches gilt für die Nmin-Freisetzung (Tab. 2).

Tab. 2: Kumulativ extrahierte SO_4 -S- und Nmin-Mengen während der 22-wöchigen Inkubationszeit. Werte innerhalb einer Zeile, die vom gleichen Buchstaben gefolgt werden sind nicht signifikant unterschiedlich ($p < 0,05$, Duncan-Test).

		PK		PK+		PD	
		unsteril	steril	unsteril	steril	unsteril	steril
SO_4 -S	[mg/kg]	16,7a	9,0d	25,0b	8,1d	31,3c	7,9d
Nmin	[mg/kg]	136,1a	37,9d	102,7b	54,9e	177,2c	42,8d

Damit steht dem in PK+ beobachteten Kurzzeiteffekt der Kalkung offensichtlich auch eine erst langfristig sich entwickelnde Wirkung auf das S-Mineralisierungspotential dieses Bodens gegenüber. Ob dies auf die von Marschner und Wilczynski (1991) beschriebenen Veränderungen der Humuszusammensetzung oder auf eine veränderte Mikroorganismenpopulation zurückgeführt werden kann, läßt sich nicht entscheiden. Jedenfalls konnte gezeigt werden, daß die kurzfristige und anhaltende SO_4 -Freisetzung nach Kalkung in erster Linie durch erhöhte mikrobielle Mineralisationstätigkeit hervorgerufen wird und abiotische Prozesse wie Austausch, Hydrolyse oder Lösung zumindest im humosen Oberboden nur kurzfristig eine untergeordnete Rolle spielen.

Literatur

- Curtin, D.; Syers, J.K. (1990), *J. Soil Sci.* **41**, 305-312.
 David, M.B.; Mitchell, M.J.; Nakas, J.P. (1982), *Soil Sci. Soc. Am. J.* **46**, 847-852.
 Korentajer, L.; Byrnes, B.H.; Hellums, D.T. (1983), *Soil Sci. Soc. Am. J.* **47**, 525-530.
 Marschner, B.; Wilczynski, A.W. (1991), *Plant Soil* **137**, 229-236.
 Marschner, B.; Fischer, E.; Stahr, K. (1987), *Mitt. DBG* **55**, 381-386.
 Marschner, B.; Renger, M.; Stahr, K. (1991), *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **154**, 343-348.
 Prenzel, J. (1983), In: B. Ulrich & J. Pankrath (Hrsg.) *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*, S. 157-170, D. Reidel, Dordrecht.
 Williams, C.H. (1967), *Plant Soil* **26**, 205-223.
 Zöttl, H. (1969), *Plant Soil* **13**, 207-223.

Vertikale und horizontale Verteilung von Collembolen in einem Fichtenwaldboden in Abhängigkeit von saurer Beregnung und Kalkung

VON

Mellert, K.

Im Frühjahr und Frühsummer 1991 wurde die Dispersion von bodenlebenden Collembolen auf unterschiedlich behandelten Versuchspartzen (als Kontrollfläche diente C1 = "normal beregnet". B1 = sauer beregnet und B2 = sauer beregnet und kompensatorisch gekalkt) in einem 84-jährigen Fichtenbestand im Tertiären Hügelland bei Augsburg untersucht. Die stratenbezogene Erfassung der Collembolenpopulationen wurde durch die Trennung der Subhorizonte der Auflage nach individueller Ansprache der Humusmorphologie jeder Einzelprobe erreicht. Die Austreibung der Collembolen erfolgte mit einem modifizierten McFadyen-Extraktor.

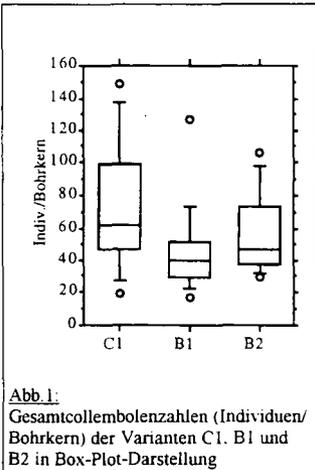


Abb. 1: Gesamtcollembolenzahlen (Individuen/Bohrkern) der Varianten C1, B1 und B2 in Box-Plot-Darstellung

Die Erfassung der Collembolengemeinschaft kann für die vorliegende Fragestellung als ausreichend angesehen werden, da sporadische Arten bei der Betrachtung der Verteilung einzelner Spezies (Tab. 1) ausgenommen wurden und die Art-Arealkurven zumindst eine Sättigung andeuten

Von den insgesamt 30 im Behandlungszeitraum gefundenen Arten wurden auf der Fläche C1 und B1 22, auf der Variante B2 19 Arten nachgewiesen. Sowohl das Spektrum der Arten (siehe Mitteilungen der DBG 69, S. 133, Tab.1) als auch der Gesamtcollembolen-Abundanz (zwischen 18.000 und 55.000 Individuen pro Quadratmeter) bewegte sich in einem für mitteleuropäische Wälder üblichen Bereich. Quadratmeterbezogene Abundanzangaben werden i.d.R. auf Basis des arithmetischen Mittelwerts berechnet, streng genommen ist dies jedoch nur bei einer Häufigkeitsverteilung "normalverteilten Typs" zulässig! Bei Untersuchungen von Bodenmikroarthropoden finden wir jedoch häufiger linksschiefe Verteilungen, d.h.: wenige Individuen werden häufig gefunden, aber immer wieder treten auch hohe Abundanz an auf, dort wo bei der Probenahme in ein "Nest" von Tieren (aggregierte Bereiche) gestochen wurde. Verteilungstypen lassen sich

durch Box-Plots charakterisieren.

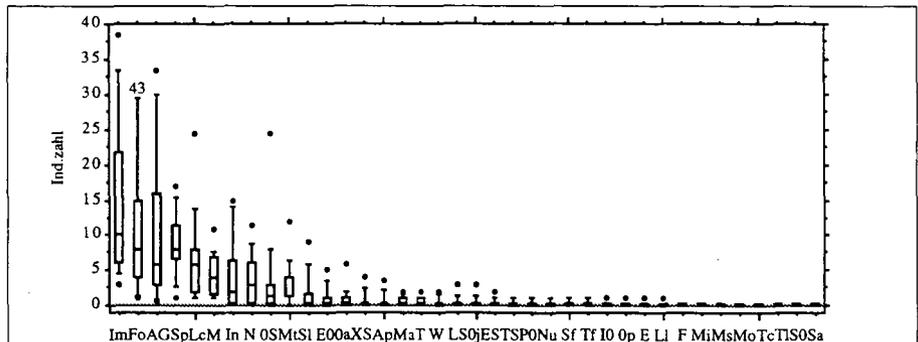


Abb. 2: Dominanzstruktur der Collembolengemeinschaft auf Kontrollfläche C1

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortlehre, Ludwig-Maximilians-Universität München, Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising

So zeigen die Box-Plot-Graphiken der Gesamtcollembolenzahlen (Abb.1) und der gesamten Collembolengemeinschaft der Fläche C1 dargestellt als Dominanzstruktur (Abb.2) die für Mikroarthropoden typische kumulative Dispersion an. Die Verteilung der Gesamtcollembolenzahlen ist jedoch deutlich ausgewogener als die einzelner Spezies. Die Dispersion der Collembolen als Gemeinschaft ist also weniger kumulativ als die einzelner Arten. Die Populationsgröße der Gesamtcollembolen war nach saurer Beregnung (B1) signifikant erniedrigt, nach saurer Beregnung und kompensatorischer Kalkung (B2) dagegen nicht (Abb. 1). Bei der Mehrzahl der Arten konnte nach Behandlung (Varianten B1 und B2) ein Abundanzrückgang festgestellt werden, nur eine Art konnte sich jeweils behaupten (B1: *Folsomia quadrioculata*) bzw. wurde gefördert (B2: *Isotoma notabilis*).

In Abb.3 ist die Gemeinschaftsverteilung vertikal aufgeschlüsselt. 3 wesentliche Befunde sind diesen Diagrammen zu entnehmen:

1. Das Maximum der Besiedelung liegt in den oberen Horizonten der organischen Auflage.
2. Im obersten Horizont mit hohen Individuendichten ist die Verteilung am gleichmäßigsten.
3. Mit fortschreitender Tiefe geht die Besiedelung stark zurück.

Auch die Artenzahlen gehen ab LOfl-(C1) bzw. Of2 und Olul (B1 und B2) mit fortschreitender Tiefe zurück (Abb.3). Nur häufige Arten kamen noch in der untersten Mineralbodenschicht (5-15 cm) vor. Der Artenzahlenrückgang ist im Vergleich zum Individuenzahlenrückgang (Abb.3) jedoch geringer. Das Diversitätsmaximum (Artenzahlenmaximum) der Gemeinschaft hat sich bei den behandelten Flächen B1 und B2 in den 2. Horizont (Of2/Olul) verlagert (Abb.3). Auf der sauer beregneten und gekalkten B2 liegt das Abundanzmaximum ebenfalls im 2. Horizont. Behandlung bewirkte also eine Orientierung der Gemeinschaft nach unten.

Die Verteilungsschwerpunkte der einzelnen Arten (sporadische Arten ausgenommen) sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Die Tabelle zeigt in welchen Horizonten die Arten ihre Maxima erreichen. Innerhalb eines Kastens stehen die Arten eines edaphischen Lebensformtyps:

Oben - epedaphische, mitte - hemiedaphische und unten - euedaphische Arten. Die Arten innerhalb eines Kastens sind nach tatsächlichem Auftreten, also nach "edaphischem Verhalten" geordnet. In der Tabelle ganz oben steht die "epedaphischste" (*Tomocerus minor*) und ganz unten die "euedaphischste" Art (*Mesaphorura macrochaeta*).

Epedaphische Arten verhalten sich fast ausnahmslos erwartungsgemäß - sie halten sich hauptsächlich im obersten Horizont auf. Hemiedaphische Arten bevorzugen überwiegend auch den obersten Horizont aber die Verteilungsmaxima liegen häufiger auch in tieferen Horizonten. Erstaunlich ist, daß unter den 9 euedaphischen Arten, die morphologisch am besten an das Leben in tieferen Bodenschichten angepaßt sind, 4 ihr Maximum im LOfl-Horizont erreichen. Die übrigen 5 Arten zeigen Maxima auch in tieferen Horizonten. Aber auch sie halten sich - bis auf *Mesaphorura macrochaeta* - überwiegend in der organischen Auflage auf (Tab. 2). Hinweise auf eine Nischentrennung innerhalb von nah verwandten Arten gaben die Vertikalverteilungsmuster von 4 Onychiuridenspezies: *Onychiurus absoloni* und *O. armatus* (Tab. 1) *Mesaphorura macrochaeta* und *M. tenuisensillata* (Tab. 1 und 2).

Schließlich ist aus Tabelle 1 eine deutliche, behandlungsbedingte Verschiebung der Artverteilungsmaxima zu erkennen.

Die im Höglwald gewonnenen Ergebnisse zur horizontalen und vertikalen Verteilung von Collembolen lassen sich modellhaft folgendermaßen zusammenfassen:

Prämisse: Als Antwort der Collembolengemeinschaft auf eine Veränderung der Umweltbedingungen (Im Sinne einer Störung) erfolgt die Förderung weniger Arten (Ubiquisten) zu Lasten vieler anderer Arten mit geringerer ökologischer Valenz.

Die Folge der Expansion von Ubiquisten im Lebensraum Boden ist:

- a) sowohl eine Vertikalwanderung zwischen verschiedenen Horizonten als Rückzug in verbliebene günstige Mikrohabitate, wobei jede Art bestrebt ist ihr ökologisches Optimum zu erzielen als auch
- b) ein horizontales Ausweichen bzw. die Depression von Arten.

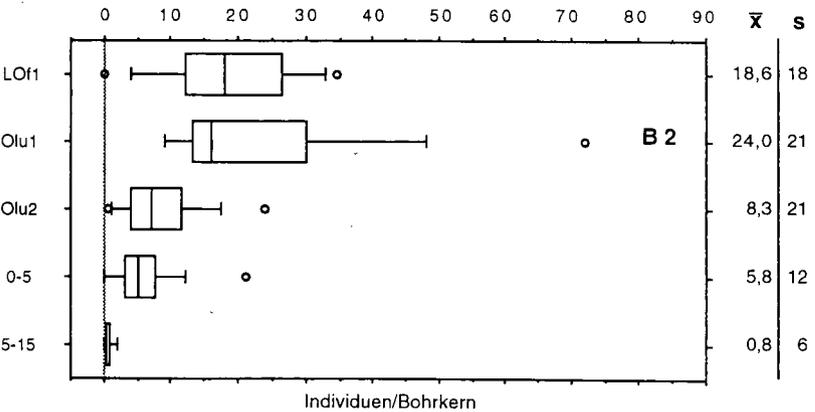
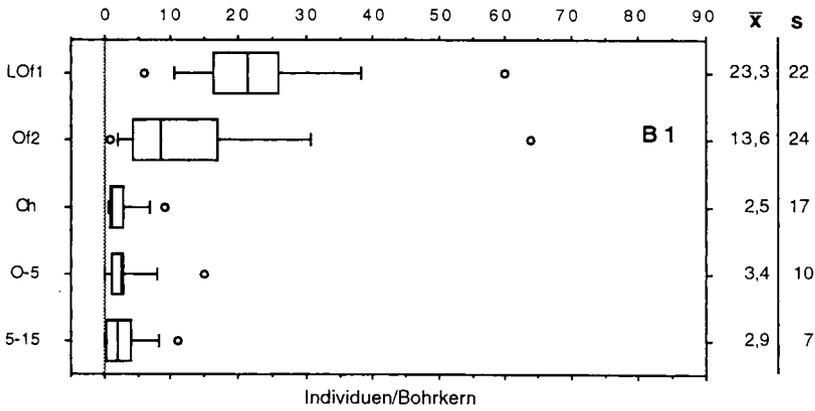
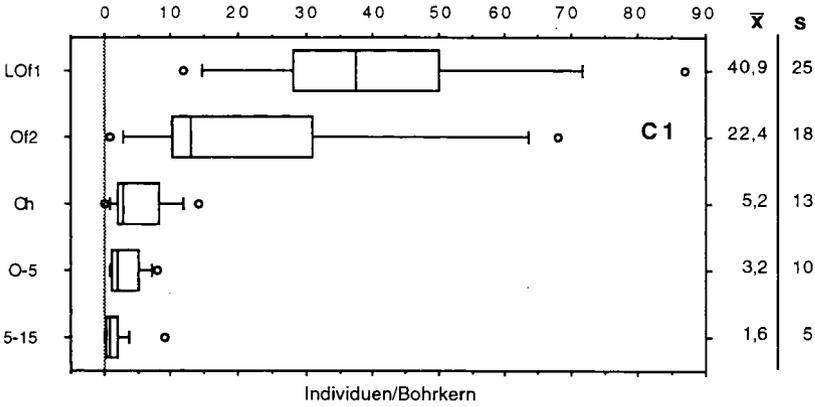


Abb.3: Box-Plots und arithmetische Mittelwerte (\bar{x}) der Abundanzen sowie Artenzahlen (s) der Collembolen in den Horizonten bzw. Tiefenstufen LOf1 bis O-5 auf den Flächen C1, B1 und B2

Taxon	LOf1	Of2/Olu1	Oh/Olu2	O bis 5	5 bis 15
<i>Tomocerus minor</i>	C1-B1-B2				
<i>Sminthurides pumilis</i>	C1-B1-B2				
<i>Sminthurus fuscus</i>	C1-B1-B2				
<i>Tomocerus flavescens</i>	C1				
<i>Orchesella juv.</i>	C1				
<i>Sphyrotheca lubbocki</i>	C1	C1			
<i>Sminthurinus aureus</i>			B2		
<i>Folsomia quadrioculata</i>	C1-B1-B2				
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i>	C1-B1-B2				
<i>Isotoma notabilis</i>	C1-B1		B2		
<i>Isotomiella minor</i>	C1-B1	C1	B2		
<i>Entomobrya marginata</i>		B2	B2		
<i>Neelus minimus</i>	C1-B1-B2				
<i>Onychiurus absoloni</i>	C1-B1-B2				
<i>Willemia anophthalma</i>	C1-B1				
<i>Friesea mirabilis</i>	B1				
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>	C1-B1-B2	B1		B1	
<i>Onychiurus armatus</i>	C1	B1-B2		B2	
<i>Mesaphorura sylvatica</i>		B2		B2	
<i>Anurida pygmaea</i>		C1	B2	C1	
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>		B2	C1	C1	B2

Tab.1: Arten-Verteilungsmaxima auf den verschiedenen Versuchsparzellen nach Straten (sporadische Arten ausgenommen)

	organische Auflage	Mineral boden
<i>Mesaphorura tenuisensillata</i>	C1- B1-B2	
<i>Onychiurus armatus</i>	C1- B1-B2	
<i>Mesaphorura sylvatica</i>	B2	
<i>Anurida pygmaea</i>	C1- B1-B2	
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>		C 1- B 1-B 2

Tab.2: Überwiegende Besiedelung (>50%) euedaphischer Arten

Ist der Eingriff bzw. seine Wirkung auf die einzelnen Glieder der Lebensgemeinschaft so stark, daß eine Kompensation durch Vertikalwanderung nicht mehr erreicht werden kann überwiegt b). In Konsequenz finden drastische Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen der Gemeinschaft statt (siehe Mitteilungen der DBG 69, S. 133, Abb.1).

Die mikrobielle Biomasse eines Wattsediments

von

Müller, T.

Zusammenfassung

Die Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode (CFE) ist geeignet die mikrobielle Biomasse in staunassen und mit Salzwasser gesättigten Böden zu messen (Müller 1992; Mueller et al., 1992; Widmer et al., 1989; Vance et al., 1987; Wu et al., 1987). In der vorliegenden Untersuchung wurde daher die mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) eines Wattsediments nahe der Ostküste der Insel Sylt gemessen und geprüft, ob Beziehungen zu physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wattsediments vorliegen. Die gemessenen C_{mik} -Gehalte entsprechen ungefähr denen von Forst- und Grünlandböden, sie liegen deutlich höher als die von Ackerböden (Kaiser et al., 1992; Wolters & Joergensen, 1991). Andere Arbeiten nennen z.T. niedrigere Gehalte an mikrobieller Biomasse in Wattsedimenten (z.B. Schwinghammer, 1983). Zwischen C_{mik} auf der einen Seite sowie Corg, Nt und extrahierbarem Kohlenstoff auf der anderen Seite bestehen schwache, aber signifikante Korrelationen. Überraschend ist ein relativ niedriger Corg-Gehalt trotz eines großen jährlichen C-Inputs und hoher C_{mik} -Gehalte. Mögliche Ursachen dafür werden diskutiert. Die plausibel erscheinenden Ergebnisse lassen auf eine Eignung der CFE zur Messung der mikrobiellen Biomasse in Wattsedimenten schließen.

Die vollständige Arbeit kann nachgelesen werden und ist zu zitieren als:

Joergensen R.G. & Mueller T.: Estimation of the microbial biomass in tidal flat sediments by fumigation extraction. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*. (eingereicht)

Die Arbeit wurde erstellt im Institut für Bodenwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen.

Literatur

- Kaiser E.-A., Mueller T., Joergensen R.G., Insam H. & Heinemeyer O. (1992): Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.* **24**, 675-683.
- Mueller T. (1992): *Zeitgang der mikrobiellen Biomasse in der Ackerkrume einer mitteleuropäischen Löß-Parabraunerde*. Dissertation, Inst. f. Bodenwissenschaften, Göttingen.
- Mueller T., Joergensen R.G. & Meyer B. (1992): Estimation of microbial biomass C in the presence of fresh roots by fumigation extraction. *Soil Biol. Biochem.* **24**, 179-181.
- Schwinghammer P. (1993): Generating ecological hypotheses from biomass spectra using causal analysis: a benthic example. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **13**, 151-166.
- Vance E.D., Brookes P.C. & Jenkinson D.S. (1987): An extraction method for measuring soil microbial C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-708.
- Widmer P., Brookes P.C. & Parry L.C. (1989): Microbial biomass nitrogen measurements in soils containing large amounts of inorganic nitrogen. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-708.
- Wolters V. & Joergensen R.G. (1991): Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol. Biochem.* **23**, 897-902.
- Wu J., Joergensen R.G., Pommerening B., Chaussod R. & Brookes P.C. (1990): Measurement of soil microbial biomass C - an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* **22**, 1167-1169.

+) Section Soil, Water and Plant Nutrition; Dep. of Agricultural Sciences; The Royal Veterinary and Agricultural University; Thorvaldsensvej 40; DK-1871 Frederiksberg (Copenhagen), Denmark

Simulation aeroben und anaeroben mikrobiellen Wachstums in wassergesättigten Bodenaggregaten

von

Priesack, E.

1. Einleitung: Mit der neuen Sorge über einen möglichen Klimawandel bewirkt durch höhere Konzentrationen bestimmter Spurengase (einschließlich CO_2 , CH_4 , N_2O) in unserer Atmosphäre gewinnen Untersuchungen zu Bedeutung und Beitrag der Bodenatmung an erhöhten Treibhausgasemissionen an Interesse. Im Boden spielt neben der Atmung der Pflanzenwurzeln die Atmungsaktivität der Bodenorganismen die wichtigste Rolle. Die mikrobielle Aktivität im Boden hängt vor allem von der Verfügbarkeit abbaubarer organischer Substanzen und der Sauerstoffverteilung ab. Das Vorhandensein von Sauerstoff bestimmt dabei die Art des mikrobiellen Umsatzes organischer und anorganischer Substanzen. Bei hohen Sauerstoffkonzentrationen, unter oxischen Bedingungen, läuft die aerobe Atmung ab, bei sehr niedrigen Sauerstoffkonzentrationen, unter anoxischen Bedingungen, wird von anaerober Atmung gesprochen (Glinski & Stepniewski 1985). Für die aerobe Atmung ist molekularer Sauerstoff der Elektronenakzeptor, für die anaerobe Atmung kommen als Elektronenakzeptoren oxidierte anorganische Verbindungen wie Nitrat oder Nitrit in Frage. Da in strukturierten Böden aerobe und anaerobe Bereiche in unmittelbarer räumlicher und zeitlicher Nähe auftreten, wurden Einzelaggregatmodelle zum Sauerstofftransport (Currie 1961, Greenwood 1961) sowie zur Denitrifikation (Smith 1980, Arah & Smith 1989, Leffelaar 1988) entwickelt. In den Modellen wurde jedoch die unterschiedliche Verteilung und Verfügbarkeit der abbaubaren organischen Substanz im Aggregat für mikrobielle Wachstums- und Umsatzprozesse nicht berücksichtigt. Im folgenden soll daher der Einfluß des Transports leicht abbaubarer gelöster organischer Substanzen auf das mikrobielle Wachstum aerober und anaerober Mikroorganismen (MO) durch ein Simulationsmodell untersucht werden. Das Modell erweitert das von Niefeld et al. (1992) entwickelte Einzelaggregatmodell, das zur Beschreibung des Transports und Abbaus von Glukose in künstlichen Bodenaggregaten eingesetzt werden konnte (Priesack & Kisser-Priesack 1993).

2. Modellbeschreibung: Das Modell simuliert Diffusion und Verbrauch von Sauerstoff und einer mikrobiell leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindung in der Bodenlösung eines einzelnen kugelförmigen wassergesättigten Aggregats. Im Bodenlösungsfilm, der das Aggregat umgibt sei ein endlicher Vorrat der Kohlenstoffverbindung vorgegeben. Die Nachlieferung von Sauerstoff über den Rand des Bodenlösungsfilms, der mit der Bodenluft im Gleichgewicht stehe sei unbegrenzt. Es wird angenommen, daß im Inneren des Aggregats zwei Gruppen von MO leben, eine strikt aerob und eine strikt anaerob atmende. Beide Gruppen von MO seien anfangs über das Aggregat gleichverteilt. Die Substrataufnahme, d.h. die Aufnahme der als Kohlenstoffquelle dienenden Substanz, geschehe nur aus der Bodenlösung. Das Wachstum der strikt aeroben MO sei durch Mangel an Sauerstoff und Substrat limitiert, das Wachstum der strikt anaerob atmenden MO sei durch Sauerstoff inhibiert und nur durch Substratmangel limitiert. Die für die anaerobe Atmung als Elektronenakzeptor benötigten Substanzen seien ausreichend vorhanden.

* GSF Inst. f. Bodenökologie, Neuherberg, D-85764 Oberschleißheim

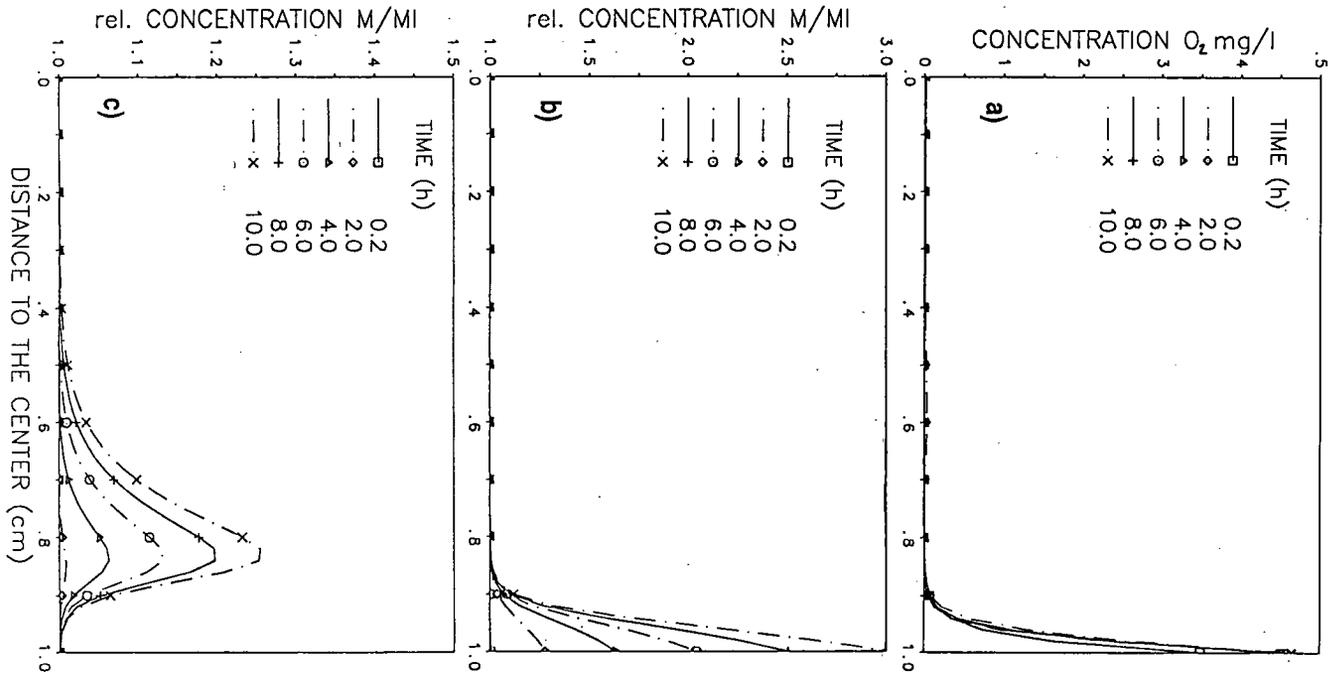


Abb. 1: Simulierte a) Sauerstoffverteilung b) strikt aerobes und c) strikt anaerobes mikrobielles Wachstum in einem kugelförmigen Bodenaggregat vom Radius 1,0 cm nach Gabe von 0,2 mg/ml Glukose auf die Aggregatoberfläche bei anoxischer Ausgangssituation.

M/M_i mikrobielle Biomassekonzentration M bezogen auf die Anfangskonzentration M_i.

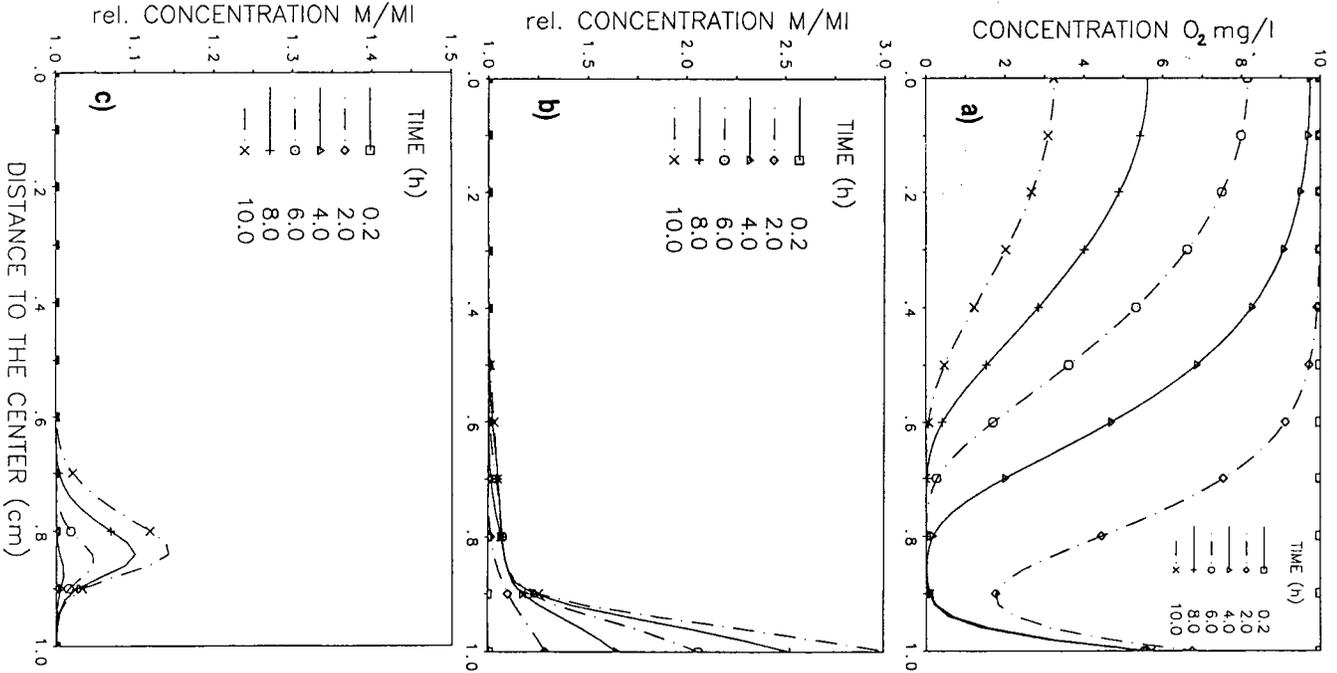


Abb. 2: Simulierte a) Sauerstoffverteilung b) strikt aerobes und c) strikt anaerobes mikrobielles Wachstum in einem kugelförmigen Bodenaggregat vom Radius 1,0 cm nach Gabe von 0,2 mg/ml Glukose auf die Aggregatoberfläche bei oxischen Anfangsbedingungen.
M/MI mikrobielle Biomassekonzentration M bezogen auf die Anfangskonzentration MI.

3. Simulationsergebnisse: Es sind zunächst zwei Ausgangssituationen zu unterscheiden. Entweder sei das Aggregat anfänglich frei von Sauerstoff, d.h. es herrschen anoxische Bedingungen (Abb. 1a), oder es wird eine anfängliche Sauerstoffkonzentration angenommen wie sie im Wasser, im Gleichgewicht mit atmosphärischer Luft vorkommt, d.h. die Simulation beginnt mit aeroben Verhältnissen im Aggregat (Abb. 2a). In der anaeroben Situation beginnt Sauerstoff ins Aggregat zu diffundieren, wo er von den aerob atmenden MO verbraucht wird und daher nicht bis zum Aggregatinneren vordringt. Da gleichzeitig auch Substrat aus dem Lösungsfilm ins Aggregatinnere diffundiert wächst die aerobe MO-Gruppe im sauerstoffversorgten Peripheriebereich des Aggregats, während die anaerobe MO-Gruppe im anoxischen Bereich dort am besten wachsen kann, wo das meiste Substrat vorhanden ist, d.h. im äußeren Teil in unmittelbarer Nähe zum oxischen Bereich (Abb. 1c). Ähnlich verhält es sich bei oxischer Anfangsbedingung. Zunächst verbrauchen die aeroben MO Sauerstoff und Substrat (Abb. 2b), so daß in einem mittleren Bereich zwischen Aggregatäußerem und Aggregatkern kurzzeitig anoxische Bedingungen entstehen (Abb. 2b). Dort zeigen dann auch die anaeroben MO Wachstum solange sie ausreichend mit Sauerstoff versorgt sind, vor allem also wieder im äußeren Teil des anoxischen Bereichs (Abb. 2c).

4. Schlußfolgerungen: Simulationen zu strikt aeroben und strikt anaeroben mikrobiellen Wachstum zeigen

- a) die Größe der Zone aktiver anoxischer Stoffumsetzungen im Aggregat hängt im hohen Maße von der Geschwindigkeit der Sauerstoffdiffusion und von der Verfügbarkeit einer Kohlenstoff-Quelle ab,
- b) große Aggregate weisen nicht notwendig die größten anoxischen Zonen aktiven mikrobiellen Stoffumsatzes auf,
- c) oxische und anoxische mikrobielle Umsatzprozesse können im Boden in unmittelbarer Nachbarschaft ablaufen.

5. Literatur:

- Arah, J. R. M. & Smith, K. A. (1989): Steady-state denitrification in aggregated soils: a mathematical model. *J. Soil Sci.* **40**, 139-149.
- Currie, J. A. (1965): Gaseous diffusion in the aeration of aggregated soils. *Soil Sci.* **92**, 40-45.
- Glinski, J. and Stepniewski, W. (1985): Soil aeration and its role for plants. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Greenwood, D. J. (1961): The effect of oxygen concentration on the decomposition of organic materials in soils. *Plant and Soil.* **14**, 360-376.
- Leffelaar, P. A. (1988): Dynamics of partial anaerobiosis, denitrification, and water in a soil aggregate: simulation, *Soil Sci.* **146**, 427-444.
- Nietfeld, H., Priesack, E. and Beese, F. (1992): A model of solute transport and microbial growth in aggregates. *Modeling Geo-Biosphere Processes*, **1**, 1-12.
- Priesack, E. and Kisser-Priesack, G. M. (1993): Modelling diffusion and microbial uptake of ¹³C-glucose in soil aggregates. *Geoderma* **56**, 561-573.
- Smith, K. A. (1980): A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils and its potential application to estimates of denitrification. *J. Soil Sci.* **31**, 263-277.

**Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf die
potentielle Stickstoffnettomineralisation,
Nitrifikation und Nitrataufnahme in einem
Fichtenaltbestand**

von

Rodenkirchen, H.

Die vorliegenden Untersuchungen wurden auf den Versuchsflächen des interdisziplinären Höglwald-Experiments durchgeführt. Es sollte dabei überprüft werden, inwieweit die potentielle Stickstoff-Nettomineralisation und Nitrifikation in der organischen Auflage sowie die Nitrataufnahme einer charakteristischen Waldpflanze durch künstlichen schwefelsauren Regen bzw. Zufuhr kohlen-sauren Magnesiakalks beeinflußt werden. Höhe und Art des Mineralstickstoffangebots sind im Wechselspiel mit der N-Aufnahme der Vegetation für den Säurehaushalt des Bodens, die Nitratbelastung des Sickerwassers und die Kationenaufnahme der Pflanzen bedeutsam.

Material und Methoden

Das Freilandexperiment "Höglwald" befindet sich im Wuchsbezirk Oberbayerisches Tertiärhügelland. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 800 mm, die mittlere, jährliche Lufttemperatur 7,3°C. Die Bodenform ist eine podsolige Parabraunerde aus Feinsedimenten der Obermiozänen Süßwassermolasse mit Lößlehm-Beimengung. Als Humusform tritt ein saurer Moder auf (6 cm mächtige Auflage; C/N des Oh: 26; pH_{H₂O} des Of: 3,8-4,3). Recht hohe Ammoniumstickstoffeinträge erfolgen über die Kronentraufe des Fichtenaltbestands (ca. 20 kg NH₄-N ha⁻¹ Jahr⁻¹).

Die Versuchsanlage umfaßt folgende Behandlungsvarianten (Kreutzer u. Bittersohl 1986): A1 (Kontrolle), B1 (schwefelsaure Beregnung, pH 2,7-2,8; 15-18 mal pro Jahr), C1 (normale Beregnung, pH 5,5), A2 (dolomitische Kalkung, 4 t/ha), B2 (Kalkung + saure Beregnung) und C2 (Kalkung + normale Beregnung).

Im Sommer und Herbst des 3. Versuchsjahres (1986) wurde die potentielle N-Nettomineralisation sowohl anhand der Inkubationsmethode im Freiland (in Anlehnung an Runge 1970; drei 6-wöchige Bebrütungen mit je 6 Polyäthylendeckeln pro Variante), als auch unter standardisierten Bedingungen im Labor (6 u. 18-wöchige Inkubation bei 20°C u. 60% der maximalen Wasserkapazität; vgl. Zöttl 1960) ermittelt. Zusätzlich wurde als Maß für die Bruttomineralisation die CO₂-Freisetzung (innerhalb von 2 Tagen) gemessen. Berücksichtigt wurden die Auflagehorizonte LOf₁, Of₂ und Oh sowie der oberste Mineralbodenbereich (0-5cm; Aeh). Zu methodischen Details siehe Rodenkirchen u. Forster (1991).

Im Rahmen ernährungskundlicher Spezialuntersuchungen im 7. Versuchsjahr (1990) wurden Nitratreduktase-Aktivitäten (in vivo Test) und aktuelle Nitratgehalte in den Blättern der dominanten, krautigen Waldpflanze *Oxalis acetosella* L. ermittelt (vgl. Rodenkirchen 1992).

+) Lehrstuhl für Bodenkunde und Standortslehre, Ludwig-Maximilians-Universität München, Hohenbachernstr. 22, 85354 Freising

Ergebnisse und kurze Diskussion

1. Potentielle N-Nettomineralisation und Nitrifikation

Deutliche und konsistente Behandlungseffekte beschränkten sich auf die beiden oberen Auflagehorizonte LOf₁ und Of₂.

a) Kalkungseffekte:

Nach Kalkung wurde generell mehr CO₂ freigesetzt (vgl. Tab.1). Wahrscheinliche Ursachen dafür waren verminderter Protonenstreß (pH 6-7 im Untersuchungsjahr !) und bessere Verwertbarkeit des organischen Materials als Energiequelle infolge von chemischen und/oder physikalischen Änderungen. Die Stimulation der Bruttomineralisation führte aber nicht zu einem höheren Mineralstickstoffangebot in der organischen Auflage (Tab.3). Ammonium wurde nach Kalkung sowohl unter Freiland- als auch Laborbedingungen nicht mehr angereichert, da sich die Nitratproduktion bzw. der Nitrifikationsgrad in auffällender Weise erhöhte (vgl. Abb.1, Tab.2 u.3). Vermutlich wurde Ammonium auch vermehrt in Mikrobenbiomasse und Huminstoffe eingebaut. Zusätzlich zu den auf den ungekalkten Flächen vorherrschenden heterotrophen Nitrifizierern trat nach Kalkung eine signifikante Population effizienter, chemolithotropher Arten auf (Papen et al.1991). Die stark erhöhte Nitratbildung führte zu bedenklichen Nitrat-Mehrausträgen mit dem Sickerwasser, da der Baumbestand schon auf der Kontrollfläche mit Stickstoff optimal versorgt war und das Anion nicht sorptiv gebunden wurde (Kreutzer et al. 1991).

b) Schwefelsäureeffekte:

Mehrfache Schwefelsäurezufuhr hatte einen Rückgang der Atmungsaktivität (CO₂-Freisetzung, Tab.1) in den oberen Auflagehorizonten zur Folge. Dies stand im Einklang mit einer Reduktion der Zellzahlen aerober heterotropher Bakterien (Parzelle B1; Papen et al. 1991). Während Ammoniumstickstoff auf der Parzelle B1 im Vergleich zu C1 vermehrt angereichert wurde (durch Rückgang mikrobieller Immobilisierung und/oder geringere Oxidation), war die Nitrifikation merklich gehemmt (vgl. Abb.1, Tab.2 u. 3). Da die pH-Werte in den oberen Auflagehorizonten der Parzelle B1 bis zum Untersuchungszeitpunkt um lediglich 0,1 bis 0,2 Einheiten abgesunken waren, ist eine direkte Schädigung des stark sauren Beregnungswassers (pH 2,7-2,8) zu vermuten. Einer Literaturrecherche von Cronan (1985) zufolge, ist ein solcher Wirkungsmechanismus nur bei Bestandesniederschlägen mit pH-Werten unter 3,0 zu erwarten (z.B. im Falle depositionsbelasteter Stammablaufwässer). Nach Kalkung im Höglwald vermochte Schwefelsäurezufuhr die Nitrifikation aber nicht zu beeinträchtigen (vgl. B2 mit C2); offensichtlich erfolgte eine rasche Abpufferung der Protonen.

2. Nitrataufnahme

Die Nitratgehalte und Nitratreduktase-Aktivitäten in den Blättern des flachwurzelnden *Oxalis acetosella* (vgl. Tab. 4) zeigten - trotz vierjähriger Distanz der Untersuchungszeitpunkte - weitgehende Parallelität zur Abstufung der Nitrifikationsraten verschiedener Versuchsvarianten. Nitratreduktase ist ein durch das Substrat induzierbares Enzym. Die gleichgerichteten Reaktionen der Boden- und Pflanzenkennwerte nach saurer Beregnung und Kalkung be-

stätigen in gegenseitiger Weise die mehrjährigen Behandlungseffekte. Die starke Variation des Kationen/Anionen-Quotienten (unter Ausschluß des Stickstoffs) in der Pflanze ist ein zusätzliches Indiz für behandlungsbedingte Unterschiede in der Nitrataufnahme (Kirkby 1969).

Danksagung

Herrn Dr. Gebauer (Universität Bayreuth) verdanken wir die Messung von Nitratreduktase-Aktivitäten.

Literatur (Auswahl)

- Papen, H.; von Berg, R.; Hellmann, B.; Rennenberg, H., 1991: Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf chemolithotrophe und heterotrophe Nitrifikation in Böden des Högwalds. Forstwiss. Forschungen, H. 39, 111-116.
- Rodenkirchen, H., 1992: Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Stoffeinträgen auf Waldbodenpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Mineralstoffernährung von *Oxalis acetosella* L. Habilitationsschrift. Forstwiss. Fakultät, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Rodenkirchen, H.; Forster E.-M., 1991: Untersuchungen zur potentiellen Stickstoffnettomineralisation und Nitrifikation in der organischen Auflage eines Fichtenbestandes nach Kalkung und künstlicher saurer Beregnung. Forstwiss. Forschungen, H. 39, 103-110.

Tab.1: Durchschnittliche CO₂-Entwicklung in g kg TG⁻¹ 2 Tage⁻¹ von feldfrischen LO_{f1}- und Of₂-Humusproben, Anfang Dezember 1986

	A1	C1	B1	A2	C2	B2
LO _{f1}	5,4	10,7	7,2	14,2	16,1	11,9
Of ₂	2,9	2,8	2,3	8,3	8,9	7,0

Tab.2: Nitrifikationsgrad (% NO₃⁻-Anteil an der N_{min}-Produktion) in den LO_{f1}- und Of₂-Humusproben der einzelnen Behandlungsvarianten; Durchschnittswert für die drei Freilandbebrütungen und die Laborbebrütung nach 6 bzw. 18 Wochen

	A1	C1	B1	A2	C2	B2
Freiland						
6 Wochen LO _{f1}	66,5	54,9	37,7	96,0	95,6	98,5
Of ₂	76,1	70,3	36,6	99,4	92,6	99,0
Labor						
LO _{f1} 6 Wochen	41,1	57,2	39,3	100,0	91,1	100,0
18 Wochen	39,2	44,0	38,4	100,0	100,0	100,0
Of ₂ 6 Wochen	79,9	59,7	49,7	85,7	81,8	94,8
18 Wochen	47,7	43,5	39,0	100,0	100,0	100,0

Tab.3: Potentielle N-Nettomineralisation und Nitrifikation in kg N ha⁻¹ 6 Wochen⁻¹ in der organischen Auflage (L + Of + Oh) der einzelnen Behandlungsvarianten. Durchschnittswert für die drei Freilandbebrütungen

	A1	C1	B1	A2	C2	B2
NH ₄ -N	0,8	1,5	2,2	- 0,9	0,1	- 0,5
NO ₃ -N	2,9	4,0	2,7	4,9	5,8	5,4
N _{min}	3,7	5,5	4,9	4,0	5,9	4,9

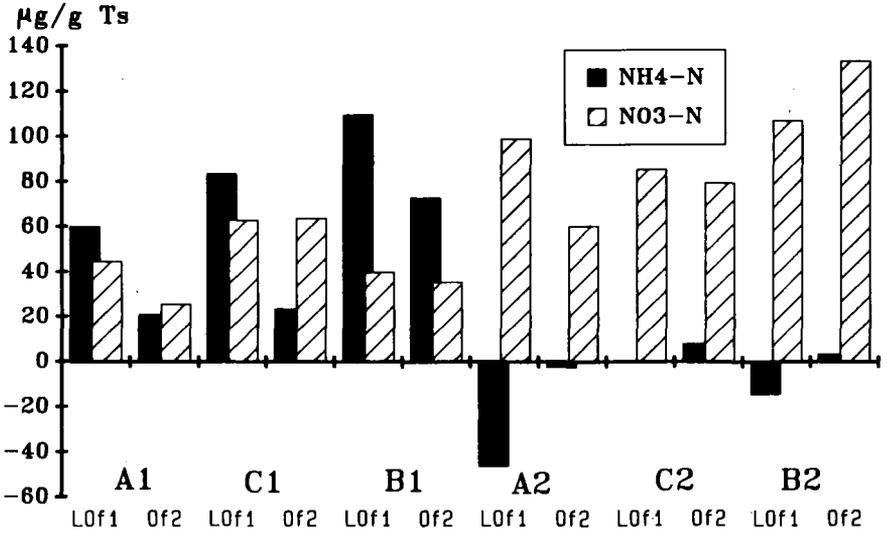


Abb. 1: Ammonium- und Nitratstickstoffproduktion ($\mu\text{g N g TG}^{-1}$ 6 Wochen⁻¹) unter Freilandbedingungen in den oberen Auflagehorizonten der Behandlungsvarianten. Bebrütungsbeginn: 20.10.1986.

Tab.4: Kennwerte für die Nitrataufnahme von *Oxalis acetosella* auf den Höglwald-Versuchsflächen im Jahr 1990 (Durchschnittswerte, n=5)

	A1	C1	B1	A2	C2	B2
Nitratreduktase-Aktivität in Blattspreiten (April 1990) $\mu\text{mol NO}_2^- \text{ g TG}^{-1} \text{ h}^{-1}$	0,65	0,65	0,26	1,49	2,90	2,45
Gehalt an Nitrat-N in						
- Blattspreiten (Juni 1990)	0,007	0,009	0	0,020	0,032	0,018
- Blattstielen (August 1990) mg N g TG^{-1}	0,045	0,045	0,028	0,072	0,108	0,077
Kationen/Anionen-Verhältnis der gesamten Pflanze unter Ausschluß des Stickstoffs (August 1990)	2,47	2,78	2,06	5,10	4,29	4,03

Bedeutung der chemoautotrophen Denitrifikation in der ungesättigten Zone

VON

Rolland, W., G. Richter und J. Richter

1. Einleitung:

In der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes kann neben der heterotrophen Denitrifikation auch ein nennenswerter Nitratabbau durch reduzierte Schwefelverbindungen erfolgen. Dabei dienen dann monosulfidische S^0 und S^{2-} Gruppen als Elektronendonatoren. Für das Grundwasser wurde dieser Prozeß am Beispiel des Wassereinzugsgebietes (WEG) FUHRBERGER FELD von Kölle et al. (1983) und für die ungesättigten Zone am WEG FORST ESLOH von Richter & Richter (1991) beschrieben.

Ziel der vorgestellten Untersuchung ist es, den Zusammenhang zwischen der Schwefeloxidation und der Nitratreduktion anhand von Brutversuchen und Perkolationsexperimenten mit ungestörten Bodensäulen aufzuzeigen.

2. Material und Methoden:

Die Untersuchungen wurden an einem entwässerten Gleyboden im WEG FORST ESLOH (Calenberger Börde) durchgeführt. Unter der ca. 100 cm mächtigen Lößdecke liegen glaziale Geschiebe mit hohen Gehalten an reduzierten S-Verbindungen. Die Nitrat- und Sulfatkonzentrationen im Rohwasser liegen bei $<5\text{mgNO}_3$ und $250\text{-}300\text{ mg SO}_4^{2-}$.

2.1 Brutversuche mit gestörten Proben:

Der Zusammenhang zwischen Nitratreduktion und Sulfatoxidation wurde mit einem bilanzierenden Ansatz untersucht, da S^{2-} -Ionen die Inhibierung der N_2O -Reduktion zum N_2 durch Acetylen aufheben. Die Brutversuche wurden daher mit gestörten Proben in Anlehnung an die Methode von STANFORD & SMITH (1972) durchgeführt. 25g Boden (gemischt mit 20g Sand) wurde in 50 ml Spritzen gefüllt, mit Nitratlösung (50ppm $\text{NO}_3\text{-N}$) überstaut, in unregelmäßigen Abständen mit CaCl_2 (0.001mol/l) ausgewaschen und erneut überstaut. Die $\text{NO}_3\text{-}$ und SO_4^{2-} -Konzentrationen in den Perkolaten wurden am Ionenchromatographen gemessen.

2.2 Säulenversuche mit ungestörten Bodensäulen:

Es wurde eine Versuchsanlage aufgebaut, mit der 32 ungestörte Bodensäulen gleichzeitig ungesättigt perkoliert werden können. Die Beregnung erfolgt über Schlauchpumpen. An die Basis der Säulen läßt sich ein Unterdruck zwischen 0 und 400 cm Wassersäule anlegen, der über keramische Platten (P80) auf das Bodenwasser übertragen wird. Über die Beregnungsmenge und den Unterdruck lassen sich Wassergehalt und Fließgeschwindigkeit einstellen. Das vorgelegte "Regenwasser" hat eine Zusammensetzung von $20\text{mg/l NO}_3\text{-N}$, 5mg/l SO_4^{2-} , 16mg/l Cl^- und einen pH-Wert von 5.

3. Ergebnisse:

3.1 Brutversuche:

Im Oberboden (4.3% C) werden in 160 Tagen $290\text{ mgNO}_3\text{-N/kgTB}$ und in 30-45 cm Tiefe (1.35% C) $95\text{ mgNO}_3\text{-N/kgTB}$ reduziert. Die kohlenstoffarmen Unterböden zeigen nur ein Nitratreduktionsvermögen von ca. $20\text{mg NO}_3\text{-N/kgTB}$ (Abb.1). Redoxpotentialmessungen

zeigen, daß ca. einen Tag nach nach einer Auswaschung und dem Verschluß der Spritzen das Potential auf Werte (ca. 500mV) absinkt, bei denen Denitrifikation stattfindet. Da durch die Auswaschungen O_2 in das System eingetragen wird, das zunächst reduziert werden muß und damit Elektronen verbraucht, stellen die gemessenen Denitrifikationspotentiale eine Unterschätzung dar.

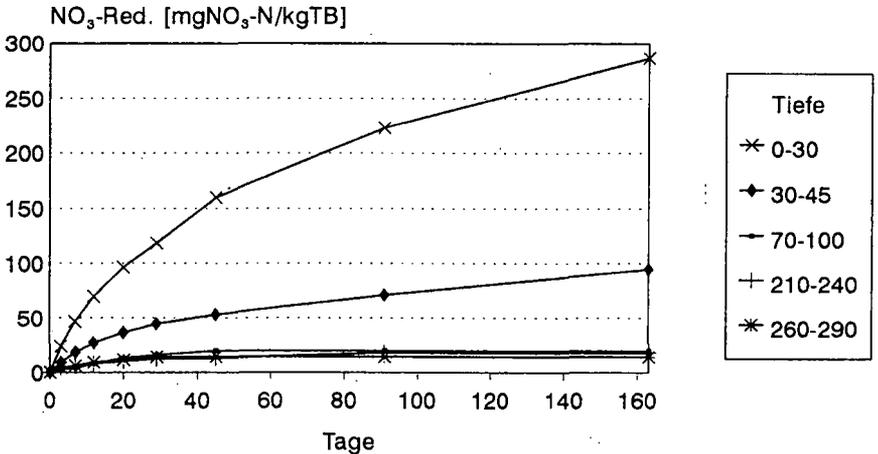


Abb.1: NO₃-Reduktion in verschiedenen Bodentiefen

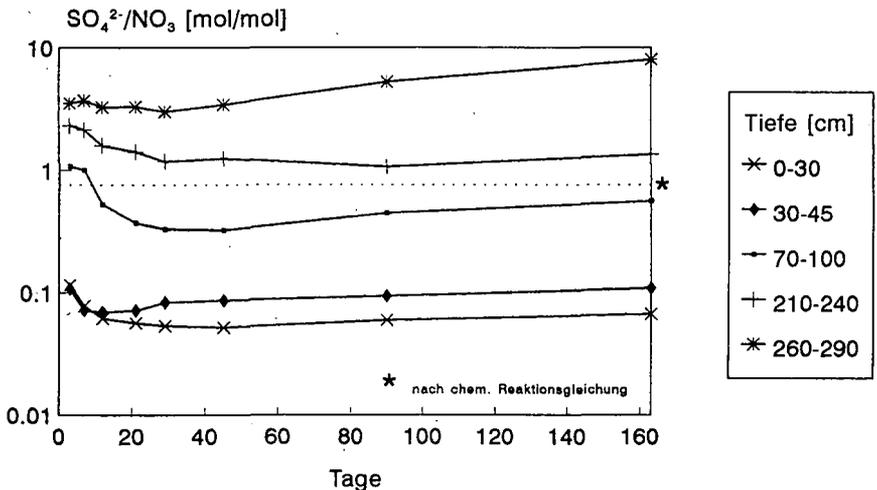


Abb.2: Molares Verhältnis zwischen SO₄²⁻-Produktion und NO₃-Reduktion

Das molare Verhältnis zwischen der SO₄²⁻-Produktion und der NO₃-Reduktion liegt in den Unterböden über dem stöchiometrischen Verhältnis von 0.71 (Abb.2). Trotzdem findet kaum ein Nitratabbau statt. Abb. 3a zeigt, daß kein Zusammenhang zwischen der SO₄²⁻-Produktion und der NO₃-Reduktion zu erkennen ist. Nur zwischen den Gesamt-Kohlenstoff und dem Nitratabbau nach 160 Tagen besteht eine enge Beziehung (Abb.3b).

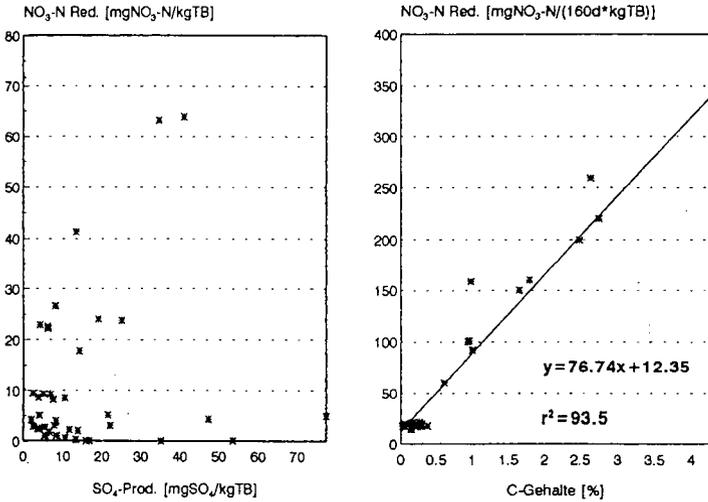


Abb.3: Korrelation der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Reduktion mit SO_4^{2-} -Produktion und Gesamt-Kohlenstoff

3.2 Säulenversuche:

In ungestörten Bodensäulen wird Nitrat mit einer maximalen Rate von $430\mu\text{gNO}_3\text{-N}/(\text{kgTB}\cdot\text{d})$ im Oberboden (nicht dargestellt) und $15\mu\text{gNO}_3\text{-N}/(\text{kgTB}\cdot\text{d})$ im Unterboden (Abb.4) reduziert. In den Unterböden werden dabei bis zu $500\mu\text{gSO}_4^{2-}/(\text{kgTB}\cdot\text{d})$ produziert. Die sehr hohen SO_4^{2-} -Produktionsraten bis zum 70en Tag resultieren aus der langandauernden Auswaschung der SO_4^{2-} -Vorräte zu Versuchsbeginn und wurden in die Berechnungen der Korrelationen zwischen SO_4^{2-} -Produktion und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Reduktion nicht einbezogen. Eine Beziehung der Abbauraten zum Wassergehalt ist zu erkennen. Diese kann jedoch erst nach Abschluß der Versuche und der Bestimmung der Trockenbodenmenge exakt dargestellt werden. Eine Erschöpfung des Abbauvermögens ist selbst nach 180 Tagen nicht zu erkennen.

Die Nitratabbaurate korreliert in allen untersuchten Säulen, in denen die chemoautotrophe Denitrifikation abläuft eng mit der Sulfatproduktionsrate (Abb.5). Da die Säulen ungesättigt perkoliert werden, und neben der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Reduktion auch eine Oxidation des Schwefels durch O_2 stattfindet, wird jedoch wesentlich mehr Sulfat freigesetzt, als für die Nitratreduktion notwendig wäre.

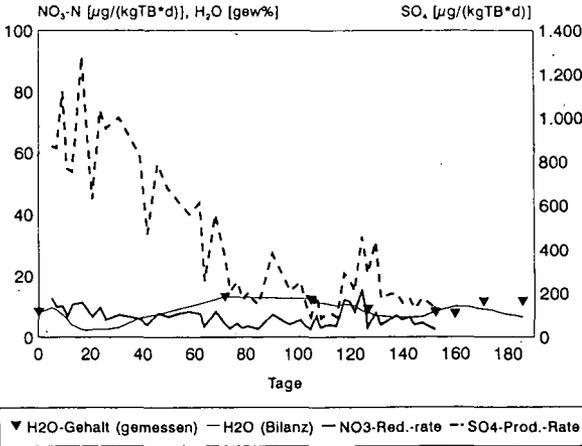


Abb.4: NO₃⁻-Reduktions- und SO₄²⁻-Produktionsraten in Säulenversuchen (Tiefe 210-240 cm)

4. Schlußfolgerung:

Mit der dargestellten Brutversuchsmethodik an gestörten Proben läßt sich nur die heterotrophe Denitrifikation mit Sicherheit erfassen. Die beobachtete Reduktion von ca. 20 mgNO₃⁻-N/kgTB in den Unterböden kann nicht eindeutig der heterotrophen oder der autotrophen Denitrifikation zugeordnet werden. Wie die parallel durchgeführten Perkolationsexperimente an ungestörten Bodensäulen jedoch zeigen, wird die chemoautotrophe Denitrifikation bei der Verwendung von gestörten Proben weit unterschätzt. Die verfügbaren S²⁻-Verbindungen sind extrem labil gegenüber O₂. Sie werden bei der Probenahme, der Probenaufbereitung und den Auswaschungen durch O₂ vollständig oxidiert und stehen nicht mehr für die Denitrifikation zur Verfügung (CONNELL, W. & W.H. PATRICK, 1969). Die Perkolationsexperimente an ungestörten Bodensäulen zeigen jedoch, daß die chemoautotrophe Denitrifikation auch in der kohlenstoffarmen ungesättigten Zone eine wichtige Rolle spielen kann.

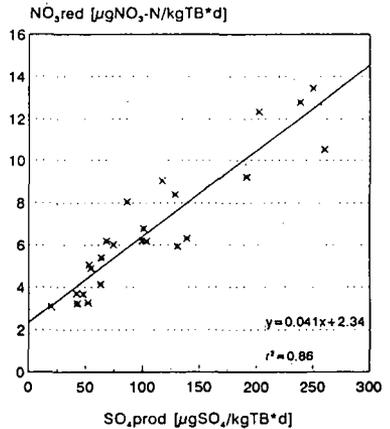


Abb.5: Korellation der Nitratreduktion mit der Sulfatproduktion

5. Literatur:

CONNELL, W.E. & W.H. PATRICK (1969): Reduction of Sulfate to Sulfide in Waterlogged Soil. Soil. Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 711-715.
 KÖLLE, W.; P. WERNER; O. STREBEL & J. BÖTTCHER (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. Vom Wasser 61, 125-147.
 RICHTER, G.M. & J. RICHTER (1991): Verlagerung und Abbau von Nitrat in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes. Mitteilgn. Dtsch. Bodsenkundl. Gesellsch. 66 II, 1003-1006.
 STANFORD, R. & S.J. SMITH (1972): Nitrogen mineralisation potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 465-472.

Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff und Ergosterol in
einem natürlichen und gekalkten Moderprofil:
"litter-bag"-Experiment zur Wirkung der Mesofauna

von

Scholle, G.⁺, R.G. Jörgensen⁺⁺ und V. Wolters⁺⁺⁺

Problemstellung

In den Auflagehorizonten des Moderbuchenwaldes im Solling stellt die Mesofauna den größeren Anteil an der Biomasse der Bodentiere (Schaefer & Schauerermann 1990). Die Bodenfauna wirkt direkt oder indirekt auf die Mikroflora (Visser 1985) und ihre Syntheseprodukte (Scholle et al. 1993). In den Auflagehorizonten saurer Buchenwälder ist die Mikroflora durch einen hohen Pilzanteil charakterisiert (Parkinson et al. 1980). Zur relativen Quantifizierung der pilzlichen Biomasse wird in letzter Zeit Ergosterol, ein charakteristisches Sterol der Pilze, als Biomarker eingesetzt (Djajakirana et al. 1994). Zur Bestimmung der mikrobiellen Gesamt-Biomasse hat sich die CFE-Methode etabliert. Ein Ziel unserer Arbeit war es, Ergosterol und den mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoff in einem natürlichen und einem gekalkten Moderprofil zu quantifizieren und in Kombination mit einem "litter-bag"-Experiment die Wirkung der Fauna auf diese mikrobiologischen Parameter zu erfassen.

Material und Methoden

Die zwei Untersuchungsflächen für den Netzbeutelversuch liegen in einem etwa 150-jährigen Buchenbestand des Solling (B1-Fläche). Auf einem Teil der B1-Fläche, die ein typisches Moderprofil mit der Horizontfolge L1, L2, F1, F2 und H aufweist, wurde 1982 dolomitischer Kalk (30 t/ha) oberflächlich aufgebracht. Das Material für den litter-bag-Versuch wurde getrennt nach Horizonten auf einer gekalkten und einer unbehandelten Kontrollfläche Ende November 1991 aufgenommen. Ein Teil wurde für Analysen aufgearbeitet, der Rest defauniert und in Netzbeuteln mit den Maschenweiten 45 und 1000 µm in der natürlichen Lagerungsmenge eingewogen. Anfang Januar 1992 wurden die Beutel einzeln in den entsprechenden Horizonten ausgelegt. Die litter-bags waren über 14 Monate im Freiland exponiert. Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte in H₂O, Verhältnis Material:Wasser = 1:10. C_t und N_t wurden gaschromatographisch nach Verbrennung gemessen. Mikrobieller Biomasse-Kohlenstoff (C_{mic}) wurde mit der Fumigations-Extraktions-Methode quantifiziert (Wu et al. 1990), Verhältnis Material:Extraktionsmittel = 1:45 (w/v), Wassergehalt mindestens 250% (TS). Die Ergosterolbestimmung erfolgte nach Djajakirana et al. (1993), Extraktionsmittel Methanol, Verhältnis Material:Methanol = 1:100 (w/v). Bodentiere wurden an einem Aliquot des Materials der 1000 µm Netzbeutelvariante in einer modifizierten Macfadyen-Apparatur extrahiert. Dargestellt werden die Ergebnisse der Analysen am Ausgangsmaterial und der letzten litter-bag-Probenahme im März 1993. Alle Angaben sind als arithmetisches Mittel aus jeweils 5 Parallelen berechnet und beziehen sich auf das Trockengewicht des Streumaterials (105°C, ca. 24 h). Mittelwertvergleiche für die Probenahme März 1993 wurden auf dem 5% Niveau mit dem Tukey-Test durchgeführt.

Ergebnisse

Ausgangsmaterial: Auf der ungekalkten Kontrollfläche nahmen pH-Wert, C_t/N_t, C_{mic}, C_{mic}/C_t-Quotient und Ergosterol mit zunehmender Profiltiefe ab (Tabelle 1). Der C_t-Gehalt blieb bis zur F2-Schicht relativ konstant und war erst in der H-Schicht wesentlich verringert. Dagegen stieg tendenziell der Ergosterol/C_{mic}-Quotient mit zunehmender Tiefe bis zur F2-Schicht an und sank drastisch in der H-Schicht.

Die Kalkung führte zu einem ähnlichen Bild, jedoch waren die pH-Werte eindeutig erhöht. Weiterhin nahmen die C_t/N_t-Quotienten in den Schichten F2 und H ab. C_{mic} und C_{mic}/C_t-Quotient nahmen, mit Ausnahme der L2-Schicht, ebenso wie der Ergosterolgehalt mit zunehmender Profil-

⁺) II. Zoologisches Institut, Abteilung Ökologie, Berliner Str. 28, 37073 Göttingen

⁺⁺) Institut für Bodenwissenschaften, von Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

⁺⁺⁺) Institut für Zoologie, Saarstr. 21, 55099 Mainz

tiefe ab. Der Ergosterol/ C_{mic} -Quotient lag auf der gekalkten Fläche im Vergleich zur Kontrollfläche in den Horizonten F1 und F2 wesentlich niedriger, zeigte eine geringere Zunahme in den unteren Horizonten und fiel in der H-Schicht weniger drastisch ab.

Tabelle 1: Chemische und mikrobiologische Parameter des Ausgangsmaterials

	pH (H ₂ O)	C _t mg g ⁻¹	C _t /N _t	C _{mic} mg g ⁻¹	C _{mic} /C _t (%)	Ergosterol µg g ⁻¹	Ergost./C _{mic} (%)
Kontrollfläche							
L1	5,5	522	32,2	19,2	3,7	374	2,0
L2	4,2	517	22,1	19,1	3,7	328	1,7
F1	4,3	520	21,2	9,1	1,8	238	2,6
F2	3,7	517	21,6	3,1	0,6	88	2,8
H	3,6	310	20,0	2,9	0,9	27	0,9
V(%)		2,0	4,4	12,3		13	
gekalkte Fläche							
L1	6,0	526	31,3	16,8	3,2	388	2,3
L2	4,4	512	21,7	27,4	5,4	349	1,3
F1	4,3	498	21,6	14,3	2,9	222	1,6
F2	6,2	375	16,7	3,4	0,9	59	1,7
H	4,6	311	17,5	2,1	0,7	25	1,2
V(%)		7,4	4,2	13,8		18	

V(%): mittlerer Variationskoeffizient

Probenahme März 1993: Bei einer Bewertung der Fauna in den Netzbeutel (Tabelle 2) muß berücksichtigt werden, daß die Besiedlung der Netzbeutel eine komplexe Sukzession darstellt. Enchyträen, Milben, Collembolen und Dipterenlarven dominierten die Bodenfauna der Untersuchungsflächen. Die Mesofauna und die Lumbriciden konzentrierten sich auf die Horizonte L2, F1 und F2. Die Kalkung wirkte besonders auf die Anneliden. Während die Regenwurmdichte auf der gekalkten Fläche erhöht war, nahm umgekehrt die Enchyträendichte ab. Einer Reduktion

Tabelle 2: Die häufigsten Tiergruppen und ihre durchschnittliche Siedlungsdichte in den Netzbeuteln 1 mm Maschenweite. (Ind. / 100 g; März 1993; K: Kontrollfläche, Ca: gekalkte Fläche; modifizierte Macfadyen-Extraktion)

Tiergruppen		L1	L2	F1	F2	H	Summe
Lumbricidae*	K	0	0	13	0	0	13
	Ca	0	0	18	20	7	45
Enchytraeidae**	K	0	426	1251	504	228	2409
	Ca	25	400	240	148	101	914
Mesostigmata	K	171	976	1052	342	37	2578
	Ca	103	559	1045	112	174	1993
Cryptostigmata	K	537	1488	1925	1406	161	5517
	Ca	1112	2542	1659	480	409	6202
Acari, sonstige	K	14	62	199	286	0	561
	Ca	20	196	498	51	74	839
Collembola	K	119	3198	4940	1529	144	9930
	Ca	448	1126	5862	536	550	8522
Diptera, Larven**	K	14	93	64	8	7	186
	Ca	5	87	55	41	0	188

*: Handauslese; **: inadäquate Erfassungsmethode

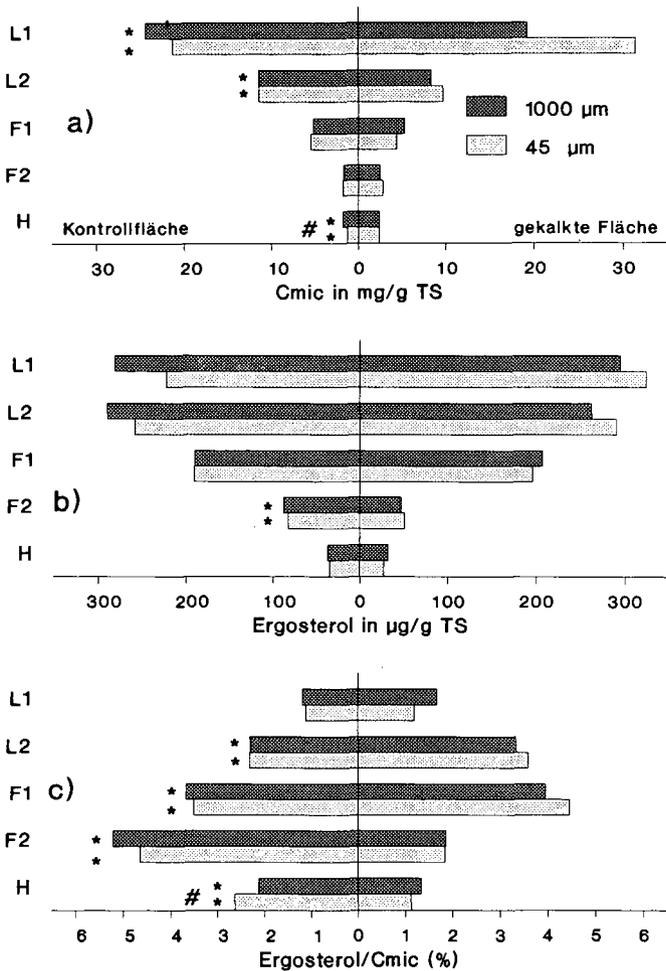


Abbildung 1: Wirkung des Meso- und Makrofaunaausschlusses auf: a) mikrobiellen Biomasse-Kohlenstoff (C_{mic}), b) Ergosterolgehalt und c) Ergosterol/C_{mic}-Quotienten der Netzbeutelvarianten 45 und 1000 µm Maschenweite. Probenahme März 1993, Exposition > 450 d;

*: Signifikante Differenz zwischen den Versuchsflächen und gleichen Horizonten (P<0,05), #: Signifikante Differenz zwischen den Netzbeutelvarianten (P<0,05); n=5, Horizonte L1, L2, F1, F2 und H.

der Besiedlungsdichte durch die Kalkung war auch bei den Mesostigmata und Collembola zu beobachten. Dagegen nahm die Dichte der Cryptostigmata und sonstigen Acari ab.

Die C_{mic}- und Ergosterolgehalte beider "litter-bag"-Varianten auf beiden Versuchsflächen nahmen mit zunehmender Profiltiefe ab (Abbildung 1). Die Unterschiede zwischen den Flächen im C_{mic}-Gehalt waren in den Horizonten L2, F2 und H signifikant, nicht jedoch zwischen den L1-Schichten aufgrund einer größeren Streuung. Für den Ergosterolgehalt konnte lediglich ein signifikanter Unterschied für die F2-Schichten der Untersuchungsflächen ermittelt werden. Auf

der Kontrollfläche stieg der Ergosterol/ C_{mic} -Quotient mit zunehmender Profiltiefe bis zur F2-Schicht an und fiel in der H-Schicht wieder ab. Im Gegensatz dazu stieg der Ergosterol/ C_{mic} -Quotient auf der gekalkten Fläche nur bis zur F1-Schicht an. Bereits in der F2-Schicht erfolgte hier ein starker Rückgang des Quotienten. Zwischen den Versuchsflächen und Netzbeutelvarianten bestanden signifikante Unterschiede für alle Horizonte mit Ausnahme der L1-Schicht. Im Vergleich zum Ausgangsmaterial lagen die Quotienten in allen Horizonten außer L1-Schicht um den Faktor 1,5 bis 2 höher.

Der Ausschluß der Meso- und Makrofauna bewirkte eine signifikante Verringerung des C_{mic} -Gehaltes auf der Kontrollfläche in der H-Schicht. Diese Verminderung des C_{mic} -Gehaltes führte bei gleichbleibenden Ergosterolgehalten zu einer signifikanten Verringerung des Ergosterol/ C_{mic} -Quotienten in der H-Schicht.

Schlußfolgerungen

Die gemessenen Parameter lassen eine ausgeprägte Stratifizierung erkennen. C_{mic} , C_{mic}/C_t -Quotient und Ergosterol nahmen mit zunehmender Profiltiefe ab. Der Ergosterol/ C_{mic} -Quotient läßt, soweit er als ein "relatives Maß" für den pilzlichen Biomasse-Anteil an der mikrobiellen Gesamt-Biomasse interpretiert werden kann, die Dominanz der Pilze erkennen. Mit größer werdendem Quotienten nimmt der pilzliche Anteil der mikrobiellen Biomasse zu. Der Quotient stieg mit zunehmender Profiltiefe bis zum F2-Horizont an und sank im H-Horizont wieder ab. Die mikrobiologischen Parameter C_{mic} , C_{mic}/C_t , Ergosterol und Ergosterol/ C_{mic} -Quotient charakterisieren differenzierter als bodenchemische Kenndaten, wie pH, C_t und C_t/N_t , die biologischen Prozesse in den sich dynamisch verändernden Auflagenhorizonten.

Die Kalkung wirkt in unterschiedlicher Weise auf die bodenchemischen und biologischen Prozesse. Neben einer Anhebung des pH-Wertes führte sie besonders zu einer Erhöhung der Lumbricidendichte und zu einer Reduzierung der Enchyträendichte. Der pilzliche Anteil der Mikroflora wurde durch die Kalkung reduziert.

Die Wirkung des Meso- und Makrofaunaausschlusses auf den C_{mic} - und Ergosterolgehalt beschränkte sich bei diesem Sukzessionsstadium auf den H-Horizont der Kontrollfläche. Da sich die mikrobielle Gesamt-Biomasse vergrößerte, ohne daß sich der Ergosterolgehalt erhöhte, scheint in diesem Horizont die bakterielle Mikroflora durch die Fauna gefördert zu werden. Da die Mesofauna überwiegend sapro-mykophag ist, ging die Erhöhung der mikrobiellen Gesamt-Biomasse in dieser Schicht wahrscheinlich auf indirekte Effekte wie zum Beispiel Verbesserung der Wachstumsbedingungen für die bakterielle Mikroflora zurück. Diese Schlußfolgerung wird dadurch bestätigt, daß durch die Kalkung die bakterielle Mikroflora stärker gefördert wurde und daher ein Faunaeffekt auf der gekalkten Fläche nicht nachzuweisen war.

Die Erstellung einer Bilanz im Rahmen einer Zeitreihenuntersuchung (integrativer Ansatz) sowie die Erfassung zusätzlicher mikrobiologischer Parameter, insbesondere für die bakterielle Mikroflora, wären notwendig für ein größeres Verständnis der Interaktionen zwischen Mikroflora und Fauna.

Literatur

- Djakirana G, Joergensen RG, Meyer B (1993) Die Messung von Ergosterol in Böden. Mitteiln Dtsch Bodenkundl Gesellsch 71: 317-318
- Djakirana G, Joergensen RG, Meyer B (1994) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. Biol Fertil Soils (submitted)
- Parkinson D, Domsch KH, Anderson JPE, Heller H (1980) Studies on the relationship of microbial biomass to primary production in three spruce forest soils. Zbl. Bakt., I Abt. C1: 101-107
- Schaefer M, Schauer mann J (1990) The soil fauna of beech forests: Comparison between a mull and a moder soil. Pedobiologia 34: 299-314
- Scholle G, Joergensen RG, Schaefer M, Wolters V (1993) Hexosamines in the organic layer of two beech forest soils: effects of mesofauna exclusion. Biol Fertil Soils 15: 301-307
- Visser S (1985) Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial communities. In: Fitter AH (ed) Ecological interactions in soil. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp 297-317
- Wu J, Joergensen RG, Pommerening B, Chaussod R, Brookes PC (1990) Measurements of soil microbial biomass C by fumigation extraction - an automated procedure. Soil Biol Biochem 22: 1167-1169

Beitrag verschiedener Regenwurmarten zur Aggregatstabilität des Bodens

von

Schrader, S.* und H. Zhang**

1. Einleitung

Regenwürmer beeinflussen das Bodengefüge durch ihre Grabaktivität, indem sie Gänge schaffen, Losung ablegen und Schleim ausscheiden. Die verschiedenen ökophysiologischen Ansprüche und Anpassungen einzelner Regenwurmarten lassen Unterschiede im Hinblick auf die Aggregatstabilität des Bodens nach der Darmpassage erwarten. Zu diesem Zweck wurden Kot- und Gangwandproben bodenphysikalisch untersucht und bodenchemisch analysiert. Das Ziel war, die stabilitätsbestimmenden Faktoren zu charakterisieren und artspezifische Unterschiede herauszuarbeiten.

2. Material und Methoden

Für die Untersuchung wurden drei verschiedene Regenwurmarten ausgewählt, die sich hinsichtlich ökologischer Charakteristika und im Nahrungsspektrum unterscheiden: *Aporrectodea caliginosa* (endogäisch, geophag), *Aporrectodea longa* (anektisch, geophag) und *Lumbricus terrestris* (anektisch, detritivor). Die Tiere wurden nach Arten getrennt vier Wochen in Versuchsgefäßen gehalten, die mit gesiebten Aggregaten (Fraktion 1 - 2 mm) einer Parabraunerde aus Löß gefüllt waren.

Das Untersuchungsmaterial umfaßte Kot und Gangwand im Vergleich zu natürlichen und künstlichen Aggregaten, die nicht von Regenwürmern beeinflußt worden waren. Die künstlichen Aggregate sollten Boden nach der Darmpassage simulieren, ohne chemische Vorgänge und Vermischung mit organischem Material zu berücksichtigen.

Zur Beurteilung der Aggregatstabilität wurden die Parameter Wasserstabilität und Zugfestigkeit herangezogen. Die Messung der Wasserstabilität erfolgte nach KEMPER und ROSENAU (1986). Hierzu wurde das Probenmaterial auf ein Sieb mit 0,2 mm Maschenweite gegeben. Der Methode von DEXTER und KROESBERGEN (1985)

* Zoologisches Institut, Technische Universität, Pockelsstr. 10a, 38092 Braunschweig

** Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Universität Kiel, Hafentörn, 25761 Büsum

folgend wurde die Zugfestigkeit der Aggregate im einachsialen Druckversuch mit ungehinderter Seitenausdehnung (crushing test) ermittelt. Als Berechnungsgrundlage diente folgende Gleichung (DEXTER und KROESBERGEN 1985): $\sigma_t = 0,576 F/d^2$. Hierbei sind σ_t = Zugfestigkeit [kPa], F = Kraft [N] und d = Aggregatdurchmesser [m]. Der Gesamtkohlenstoffgehalt wurde durch trockene Verbrennung bestimmt. In gleicher Weise wurde der organisch gebundene Kohlenstoff bestimmt, nachdem zuvor der Carbonatanteil mit 10 %iger Salzsäure herausgelöst worden war. Aus der Differenz der beiden Kohlenstoffgehalte ließ sich der Carbonatgehalt der Proben berechnen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der deutlichste Stabilitätsunterschied wurde innerhalb der Versuchskontrolle sowohl bei der Naßsiebung (Abb.1) als auch im crushing test (Abb. 2) festgestellt. Natürliche Aggregate wiesen von allen Varianten die höchste Stabilität auf, künstliche Aggregate die geringste. Im Vergleich zu natürlichen Aggregaten zeigten Kot und Gangwand aller drei Regenwurmarten nach vier Wochen keine verbesserte Stabilität, vielmehr sind teils ein Erhalt und teils eine Verringerung der Stabilität zu verzeichnen. Wasserstabilität und Zugfestigkeit des reinen Kotes waren in der Regel höher als diejenigen des Gangwandmaterials.

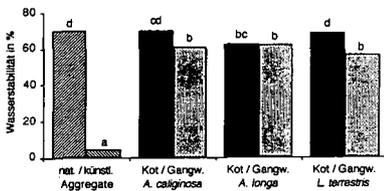


Abb. 1 Wasserstabilität (n = 5) von natürlichen und künstlichen Bodenaggregaten sowie von Kot und Gangwand der Regenwürmer. Die Werte der mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Säulen sind bei Anwendung des TUKEY-Testes signifikant verschieden (p < 0,05).

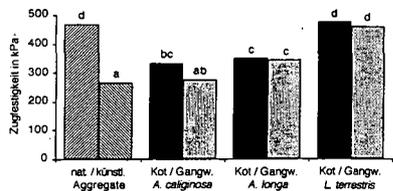


Abb. 2 Zugfestigkeit (n = 50) von natürlichen und künstlichen Bodenaggregaten sowie von Kot und Gangwand der Regenwürmer. Die Werte der mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichneten Säulen sind bei Anwendung des TUKEY-Testes signifikant verschieden (p < 0,05).

94 % des Gesamtkohlenstoffs lag in organisch gebundener Form in den Bodenaggregaten vor (Tab. 1). Sowohl im Kot als auch in der Gangwand aller drei Regenwurmarten konnte ein Anstieg des C-Gehaltes festgestellt werden. Dabei erfolgte der geringste Anstieg bei dem von *A. longa* beeinflussten Material und der höchste bei *L. terrestris*. *A. caliginosa* nahm eine Mittelstellung ein. Die Unterschiede der C_{ges} - und C_{org} -Werte zwischen Bodenaggregaten und regenwurmbeeinflusstem Boden waren signifikant, außer bei Material der Gangwand von *A. longa*. Die Carbonatkonzentration stieg nur im Falle des Probenmaterials von *A. caliginosa* an. Keine Veränderung zeigte der Carbonatgehalt im Kot von *A. longa*. Bei *L. terrestris* verringerte sich die Menge auf knapp die Hälfte in beiden Probevarianten.

Tab. 1 Kohlenstoff- und Carbonat-Gehalt (n = 3) von Bodenaggregaten, Kot und Gangwand; Standardabweichung in Klammern.

		C _{ges} in %	C _{org} in %	CaCO ₃ in % *
Bodenaggregate		1,313 (0,027)	1,237 (0,020)	0,63
<i>A. caliginosa</i>	Kot	1,693 (0,051)	1,570 (0,057)	1,03
	Gangwand	1,435 (0,031)	1,304 (0,020)	1,09
<i>A. longa</i>	Kot	1,575 (0,020)	1,499 (0,054)	0,63
	Gangwand	1,351 (0,012)	1,288 (0,051)	0,53
<i>L. terrestris</i>	Kot	1,805 (0,046)	1,769 (0,019)	0,30
	Gangwand	1,544 (0,006)	1,509 (0,014)	0,29

* unter der Annahme, daß Carbonat hauptsächlich als CaCO₃ vorliegt

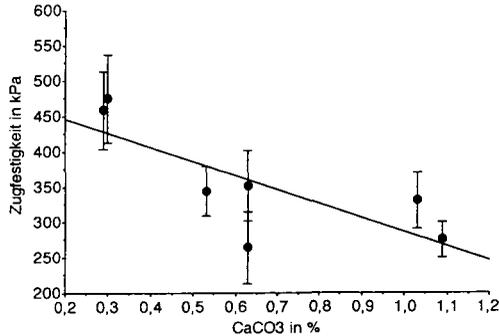


Abb. 4 Die Korrelation zwischen der Zugfestigkeit (n = 50) und dem CaCO₃-Gehalt (berechnet) bei künstlichen Aggregaten und regenwurmbeeinfluëtem Boden wurde anhand der arithmetischen Mittel \pm Standardabweichung errechnet. $y = 439,4 - 182,7x$; $r^2 = 0,20$ bei $P < 0,001$.

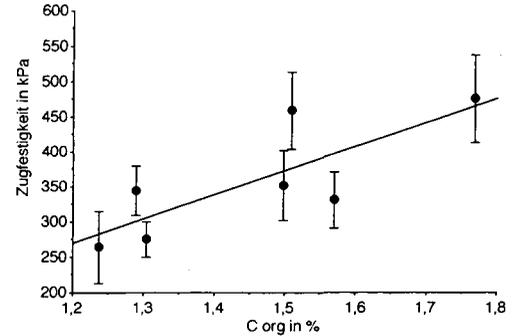


Abb. 3 Die Korrelation zwischen der Zugfestigkeit (n = 50) und dem C_{org}-Gehalt (n = 3) bei künstlichen Aggregaten und regenwurmbeeinfluëtem Boden wurde anhand der arithmetischen Mittel \pm Standardabweichung errechnet. $y = 375,7x - 196,9$; $r^2 = 0,33$ bei $P < 0,001$.

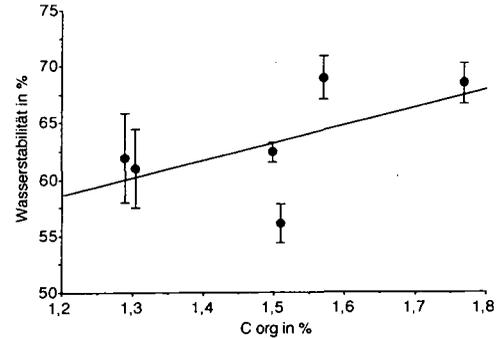


Abb. 5 Die Korrelation zwischen der Wasserstabilität (n = 5) und dem C_{org}-Gehalt (n = 3) bei regenwurmbeeinfluëtem Boden wurde anhand der arithmetischen Mittel \pm Standardabweichung errechnet. $y = 15,7x + 40,0$; $r^2 = 0,34$ bei $P < 0,001$.

Die Zugfestigkeit nahm mit steigendem C_{org} -Gehalt in dem neugeformten Bodenmaterial, wie den künstlichen Aggregaten, dem Kot und der Gangwand, zu. Diese positive Korrelation ist signifikant (Abb. 3). Andererseits ist die Zugfestigkeit signifikant negativ mit dem $CaCO_3$ -Gehalt korreliert (Abb. 4). Zwischen dem Gehalt an organischem Kohlenstoff und der Wasserstabilität regenwurmbeeinflussten Bodens besteht eine signifikant positive Korrelation (Abb. 5). Diese Beziehungen deuten darauf hin, daß die durchmischende Tätigkeit der Regenwürmer Interaktionen zwischen organischer und anorganischer Substanz begünstigt und zu festen Bindungen führt. Hierbei spielt Calcium als kationische Brücke für die Bindung zwischen Ton und organischer Substanz eine wichtige Rolle. Es bleibt zu prüfen, ob z. B. Ca-Humat im Regenwurmdarm gebildet wird.

4. Zusammenfassung

Messungen der Wasserstabilität und der Zugfestigkeit ergaben, daß vier Wochen altes Kot- und Gangwandmaterial von verschiedenen Regenwurmartens im Vergleich zu natürlichen Aggregaten keine verbesserte Stabilität aufwiesen. Vielmehr sind teils ein Erhalt und teils eine Verringerung der Stabilität zu verzeichnen. Der Kot ist bei der Naßsiebung signifikant stabiler als die Gangwand. Bei der Gangwand wurden signifikante Unterschiede zwischen den Arten festgestellt: *L. terrestris* > *A. longa* > *A. caliginosa*. Sowohl hinsichtlich der Wasserstabilität als auch der Zugfestigkeit ist der regenwurmbeeinflusste Boden signifikant stabiler als die künstlich geformten Aggregate. Dies ist auf einen erhöhten Gehalt an C_{org} in Kot und Gangwand zurückzuführen. Bei Kot, Gangwand und künstlichen Aggregaten sind Zugfestigkeit und Wasserstabilität positiv mit dem C_{org} -Gehalt korreliert. Zusätzlich ist die Zugfestigkeit negativ mit dem $CaCO_3$ -Gehalt korreliert. Die höhere Kot- und Gangwandstabilität bei *L. terrestris* gegenüber den *Aporrectodea*-Arten ist auf die detritivore Ernährungsweise zurückzuführen.

5. Literatur

- DEXTER, A.R. und B. KROESBERGEN. 1985. Methodology for determination of tensile strength of soil aggregates. *J. Agric. Eng. Res.* **31**: 139-147.
- KEMPER, W.D. und R.C. ROSENAU. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: A. KLUTE (Hrsg.), *Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2. Aufl., Agronomy Monograph no. **9**: 425-442.

Eine ausführliche Darstellung der Arbeit findet sich in:

- ZHANG, H. und S. SCHRADER. 1993. Earthworm effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. *Biol. Fertil. Soils* **15**: 229-234.

Unser **Dank** gilt den Herren Professoren Larink und Hartge für wertvolle Hinweise und der DFG für die finanzielle Unterstützung im SPP "Genese und Funktion des Bodengefüges".

Mikrobielle Aktivität einer Güllelastfläche

von

Tischer, S.¹, M. Altermann² und U. Thomas³1. Problemstellung und Angaben zum Untersuchungsgebiet

Tierkonzentrationen führten im Gebiet der neuen Bundesländer zu erheblichen Umweltbelastungen. Insbesondere war die effektive und schadlose Verwertung hoher Güllemengen aus der Massentierhaltung nur in seltenen Fällen möglich. Durch den Mangel an geeigneten Flächen zur Gülleausbringung wurden auf sog. Güllelastflächen die ökologisch vertretbaren Güllemengen weit überschritten. Schädliche Auswirkungen auf Boden, Untergrund und Grundwasser sind die Folge und durch Untersuchungen belegt (z.B. LAVES u. THUM, 1972). Neuere Ergebnisse über die mikrobielle Aktivität von Güllelastflächen sind nicht bekannt. Im Rahmen von bodenkundlichen Untersuchungen zur Sanierung einer als Güllelastfläche dienenden Kippe im Braunkohlenrevier Geiseltal, etwa 20 km südwestlich von Halle, erfolgten auch bodenmikrobiologische Analysen, über deren Ergebnisse unter anderen nachfolgend berichtet wird.

Das Substrat der ca. 100 ha großen, bis 1970 geschütteten Kippenfläche ist sehr inhomogen und setzt sich an der Oberfläche im wesentlichen aus Geschiebemergel und mehr oder weniger kiesigen Sanden (je etwa 50 % Anteil) zusammen. In unterschiedlichem Maße sind Kohle- und Tonbrocken enthalten. Die Bodenreaktion der bis ca. 1 m unter Flur untersuchten Kippböden ist neutral bis alkalisch, die Karbonatanteile schwanken erheblich. Die Kohlenstoffgehalte belegen, daß auch kohlehaltiges Material verkippt wurde. Nach der Systematik der Kippböden (WÜNSCHE et al. 1981, WÜNSCHE u. ALTERMANN 1990) ist dieser Standort überwiegend als Kippkohlesandlehnm-Rendzina (nach der DBG-Systematik [1985] dagegen als ...Pararendzina) anzusprechen.

Das Relief der Kippenfläche ist nicht völlig eben. Deshalb sammelte sich in den vielen kleinen Senken die aufgebrachte Gülle. Das Wasser verdunstete, und zurück blieb eine 20 - 30 z.T. bis 50 cm mächtige Akkumulation von Güllefeststoff. Diese Bereiche sind z.T. nur spärlich bewachsen, außerhalb dieser mehr oder weniger kahlen Bereiche dominieren *Agropyron repens*, *Sisymbrium altissimum*, *Atriplex nitens*, *Stellaria media*, *Chenopodium album*, *Cardaria draba*, *Descurainia sophia*, *Bromus sterilis* und *Anthriscus caucalis* (VILLWOCK 1992).

Die untersuchte Kippenfläche wurde etwa 15 Jahre als Ausgleichsfläche mit Schweinegülle aus einer unmittelbar benachbarten Tierproduktionsanlage für 50 000 Schweine beregnet und dabei der überwiegende Anteil der in der Vegetationszeit anfallenden Güllemenge aufgebracht (die verregnete Güllemenge ist nicht ermittelbar). 1992 erfolgte die Einstellung der Gülleverregung. Die Flächen wurden bisher abgeweidet, im Herbst 1993 ist die Aufforstung vorgesehen.

1) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Standortkunde und Agrarraumgestaltung, Weidenplan 14, 06108 Halle

2) Büro f. Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Kefersteinstr. 3, 06110 Halle

3) CUI Consultinggesellschaft f. Umwelt u. Infrastruktur mbH, Eisenbahnstr. 10, 06132 Halle

2. Untersuchungsmethodik

Auf der Kippenfläche wurden mehrere Schürfe bis ca. 1 m unter Flur angelegt und aus den Horizonten bzw. Schichten Proben zur Laboruntersuchung entnommen. Die Profile repräsentieren unterschiedlich mit Gülle belastete Bereiche der Kippenfläche. Für diese Diagnose wurden die Vegetationsaufnahmen herangezogen. Die Bestimmung der Enzymaktivitäten erfolgte nach folgenden Methoden: Katalase (BECK 1971); β -Glucosidase (HOFFMANN u. DEDEKEN 1985, mod.); Protease, Arginin-Ammonifikation (SCHINNER et al. 1991). Die chemischen Analysen wurden nach den jeweiligen DIN-Vorschriften von der GAV Bad Dürrenberg durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die intensive Begüllung der Standorte spiegelt sich in den hohen Nährstoffgehalten wider. Die Anteile der Makronährstoffe P, K, Mg unterliegen auf der Kippenfläche erheblichen Schwankungen im Horizontal- und Vertikalprofil. Sehr hohe P-, K- und Mg-Gehalte sind für Teilflächen, die visuell eine extrem hohe Gülleakkumulation erkennen lassen, nachweisbar (Tabelle 1).

Tab. 1: Nährstoffgehalte (in mg/100 g Boden) und pH-Werte einer mit Gülle belasteten Kippenfläche im Geiselstal

Profil-nr.	Probenahmetiefe [cm]	P	Ca	K	Mg	pH
1	5	473,7	1074,9	51,2	174,2	6,4
	15	29,3	110,8	33,7	95,5	6,7
	35	255,5	1018,0	47,0	120,7	6,3
	60	4,1	0,0	7,2	10,1	6,4
	90	86,1	5511,6	211,6	1179,3	7,8
2	5	9,9	158,4	26,0	90,6	6,8
	15	75,4	3569,0	129,6	890,8	7,4
	40	17,4	1122,5	71,0	673,2	7,6
	65	35,7	2216,4	102,1	748,1	7,6
	90	14,6	1071,3	44,5	337,1	7,6
3	5	50,2	3848,1	279,2	1715,6	6,8
	10	72,6	5405,5	334,0	1139,0	6,0
	20	46,6	4066,9	215,2	877,4	6,1
	40	22,6	798,6	149,7	455,8	7,1

Kennzeichnung der Profile:

Profil 1: Kippkohlelehmsand ü. Kippsandlehm-Rendzina (Pararendzina)

Profil 2: Kippsandlehm-Rendzina (Parar.), kohlebrockig

Profil 3: Güllerückstand über Kippsandlehm-Rendzina (Parararendzina)

Die Stickstoffgehalte unterschiedlicher Bindungsformen sind differenziert zu betrachten. Die teilweise stärker schwankenden Anteile von organisch gebundenem Stickstoff und Gesamtstickstoff

sind zwar kein Problem für eine Bewirtschaftung, jedoch ist nach WERNER u.a. (1989) bei überhöhten Güllegaben mit einer Akkumulation mobilisierbarer organischer N-Verbindungen zu rechnen, aus der eine entsprechend erhöhte N-Nachlieferung resultiert. Den relativ niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ -gehalten der untersuchten Standorte stehen hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Anteile gegenüber, die z.T. bis zu einer Tiefe von >1 m unter Flur verlagert sind. Mit einer weiteren vertikalen Verlagerung der Nitratfracht ist insbesondere bei den sandigen Substraten zu rechnen, weniger bei den lehmigen.

Die insbesondere unterhalb des Oberbodens nachgewiesene organische Substanz stellt keinen pedogenen Humus sondern Kohle dar. Die extrem hohen Humusgehalte für den Oberboden resultieren zu einem großen Teil aus den Feststoffanteilen der Gülle, die meist leicht mineralisierbar sind. Dieser Sachverhalt wird durch die sehr stark erhöhten Enzymaktivitäten im Oberboden bis 10 cm unter Flur unterstrichen (Tabelle 2). Vergleichbare Kippsubstrate ohne Begüllung zeigten bis zu 1 000-fach niedrigere Enzymaktivitäten (TISCHER 1993). Ähnlich niedrige Enzymaktivitäten stellte SCHUMACHER et al. (1990) auf rekultivierten Böden fest.

Auf den unterschiedlich mit Gülle belasteten Standorten der Profile 1-3 (Tabelle 2) der untersuchten Kippe sind die Enzymaktivitäten in Abhängigkeit von den akkumulierten Güllemengen unterschiedlich hoch. Die höchsten Aktivitäten konnten für alle Enzyme im Profil 3 ermittelt werden. Dabei war die β -Glucosidaseaktivität auf Grund des hohen Anteils von Güllesediment an den Proben mit der angewandten Methode nicht bestimmbar, und bei der Katalaseaktivität mußte die Meßzeit auf 1 Minute reduziert werden.

Die hohen Enzymaktivitäten lassen bei den untersuchten Standorten für die nächste Zeit eine erhöhte Nährstofffreisetzung erwarten, was bei einer Nutzung der Flächen berücksichtigt werden sollte.

4. Literatur

- ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DBG (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. - Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 44
- BECK, TH. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. - Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde, 130, S. 68-81
- HOFFMANN, G. u. M. DEDEKEN (1965): Eine Methode zur kolorimetrischen Bestimmung der β -Glucosidaseaktivität im Boden. - Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde, 108, S. 195-201
- LAVES, D. u. J. THUM (1978): Ökologische Aspekte der Gülle-Landbehandlung auf Kippen des Braunkohlebergbaues. - Thesen zu Vorträgen der Bodenkundlichen Gesellschaft der DDR, S. 49-50
- SCHINNER, F., ÖHLINGER, R. u. E. RANDELER (1991): Bodenbiologische Arbeitsmethoden, Springer - Verlag, Wien
- SCHUMACHER, B., WÜTSCH, H. u. D. SCHRODER (1990): Beziehungen zwischen mikrobieller Aktivität und Humusgehalt sowie Humuszusammensetzung in Neulandböden unterschiedlichen Alters. - VDLJFA-Schriftenreihe 30, S. 473-478
- TISCHER, S. (1993): Bodenmikrobiologische Untersuchungen an Boden-Dauerbeobachtungsflächen. - unveröff. Ergebnisbericht, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 4 S, 38 Tab.
- THOMAS, U. (1992): Bodengeologische Untersuchung zur forstwirtschaftlichen Nachnutzung der Innenkippe Kayna-Süd. - unveröff. Abschlußbericht, CUI Halle
- VILLMOCK, G.: in THOMAS, U. (1992): Bodengeologische Untersuchungen zur forstwirtschaftlichen Nachnutzung.....
- WERNER, M., BECK, TH., HOEGEN, B. u. OLFS, H.-W. (1989): 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. - Mitteln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59/II, S. 1233-1238
- WÜNSCHE, M., OEDHE, W.-D., RAUBOLD, W., KNAUF, C., SCHMIDT, K.-E., FROBENIUS, A. und M. ALTERMANN (1981): Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der DDR. - Neue Bergbautechnik, Leipzig 11, S. 42-48
- WÜNSCHE, M. und M. ALTERMANN (1990): Die Klassifikation der Kippenböden in den Braunkohlenrevieren des mitteldeutschen Raumes. - Mitteilungen d. Dt. Bodenkundlichen Gesellschaft, 62, S. 163-166

Tab. 2: Enzymaktivitäten, Humusgehalt und N-Werte (in mg/100 g Boden) einer mit Gülle belasteten Kippenfläche im Geiseltal

Profil-nr.	Probenahmetiefe [cm]	Protease	β -Glucosidase	Arginin-Aminomif.	Katalasezahl	C _c [%]	N _c	N-NO ₃	NH ₄	N _{org}
		1)	2)	3)		4)	4)	4)	4)	4)
1	5	548,9	185,0	1,31	63,8	36,6	841,1	1,06	0,49	840,0
	15	98,4	36,4	0	5,7	2,2	35,0	1,01	0,04	34,0
	35	15,3	6,5	0,08	1,9	9,6	35,0	2,01	0,03	33,0
	60	22,1	0	0,05	2,0	0,6	6,2	0,83	0,05	5,3
	90	68,9	0	0,05	0	2,6	37,1	2,01	0,10	35,0
2	5	763,8	240,9	1,33	99,5	18,4	443,8	0,80	0,02	443,0
	15	68,6	71,0	0,38	12,1	3,3	23,4	1,36	0,05	22,0
	40	31,4	3,3	0,20	1,3	1,3	35,3	4,27	0,05	31,0
	65	46,2	0	0,44	0,4	3,0	28,0	4,88	0,92	23,0
	90	6,8	0	0,09	0	4,1	47,6	6,53	0,94	41,0
3	5	3768,3	n.b.	4,83	129,2 ⁵⁾	80,6	1703,6	3,38	0,26	1700,0
	10	570,2	25,6	0,92	26,4 ⁵⁾	68,4	1753,6	13,35	0,20	1740,0
	20	1754,9	n.b.	2,52	70,1 ⁵⁾	70,6	1359,5	9,27	0,19	1350,0
	40	42,6	7,0	0,34	3,6 ⁵⁾	2,7	105,7	6,39	0,34	99,0

Kennzeichnung der Profile:

Profil 1: Kippkohlelehmsand ü. Kippsandlehm-Rendzina (Pararendzina)

Profil 2: Kippsandlehm-Rendzina (Pararendzina), kohlebrockig

Profil 3: Güllerrückstand über Kippsandlehm-Rendzina (Pararendzina)

1) $\mu\text{g Tyrosinäquivalente} \cdot \text{g} \cdot \text{TS}^{-1} \cdot \text{2h}^{-1}$

2) $\mu\text{g Saligenin} \cdot \text{g} \cdot \text{TS}^{-1}$

3) $\mu\text{g N} \cdot \text{g} \cdot \text{TS}^{-1}$

4) Werte nach GAV Bad Dürrenberg

5) nach 1 Minute

Erste Ergebnisse zu Freilandmessungen zur N_2O -Freisetzung aus einem sauren Niedermoorboden

VON

Tschirsich, C. und B. Scheffer

EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Niedermoores sind im Vergleich zu Mineralböden durch hohe Gehalte an organischer Substanz (>30 Gew.%) und durch Stickstoffgehalte >2 Gew.% i.d. TM gekennzeichnet. Die sauren Niedermoores sind in Nordwestdeutschland im Bereich der Altmoränenlandschaften weit verbreitet.

Das Denitrifikationspotential dieser organischen Böden schwankt in einem weiten Bereich (10-65 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot dm^{-1} \cdot d$) (RICHTER, 1987). Wie hoch die in-situ-Denitrifikationsverluste und deren N_2O -Anteil auf sauren Niedermoorböden sind, ist aber weitgehend unbekannt.

STANDORT UND METHODE

Im Rahmen eines DFG-Forschungsprojektes wurden 1991 und 1992 in-situ-Denitrifikationsmessungen auf einem sauren (pH $CaCl_2$: 4,6) im Oberboden mäßig vererdeten Niedermoor unter Dauergrünland im St.Jürgensland nördlich von Bremen durchgeführt (TK 25, Nr.2819). Der Versuchsstandort ist großräumig gepoldert. Der Wasserhaushalt wird über Schöpfwerke geregelt. Im Untersuchungszeitraum wurden ganzjährig hohe Wasserstände im Grabensystem des Polders aufrechterhalten.

Das Grünland wurde ausschließlich als Wiese (4-schürig) genutzt. Die Denitrifikationsmessungen wurden auf einer ungedüngten und einer mit 125 kg $N \cdot ha^{-1}$ gedüngten Versuchsparzelle durchgeführt. Die Düngung erfolgte vor dem 1. Schnitt Anfang April mit 75 kg $N \cdot ha^{-1}$ und Ende Mai zum 2. Aufwuchs mit 50 kg $N \cdot ha^{-1}$.

Die N_2O -Abgabe an der Bodenoberfläche wurde mit der "Offenen-Kammer-Methode" nach RYDEN et al. (1979) gemessen.

ERGEBNISSE

Beispielhaft werden die Ergebnisse des Versuchsjahres 1991 vorgestellt. Abb. 1 zeigt den Jahresgang der Nitratgehalte (a), der Bodentemperatur (b) und der Saugspannung (c).

Obwohl 1991 nur 75 % der Niederschläge des langjährigen Mittels (750 mm) fielen, wurde infolge der ständigen Wassernachlieferung aus den wassergefüllten Gräben die Feldkapazität (pF 2) mit Ausnahme des Septembers unterhalb 10 cm Bodentiefe nicht unterschritten (Abb. 1c).

*) NlfB, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 28211 Bremen

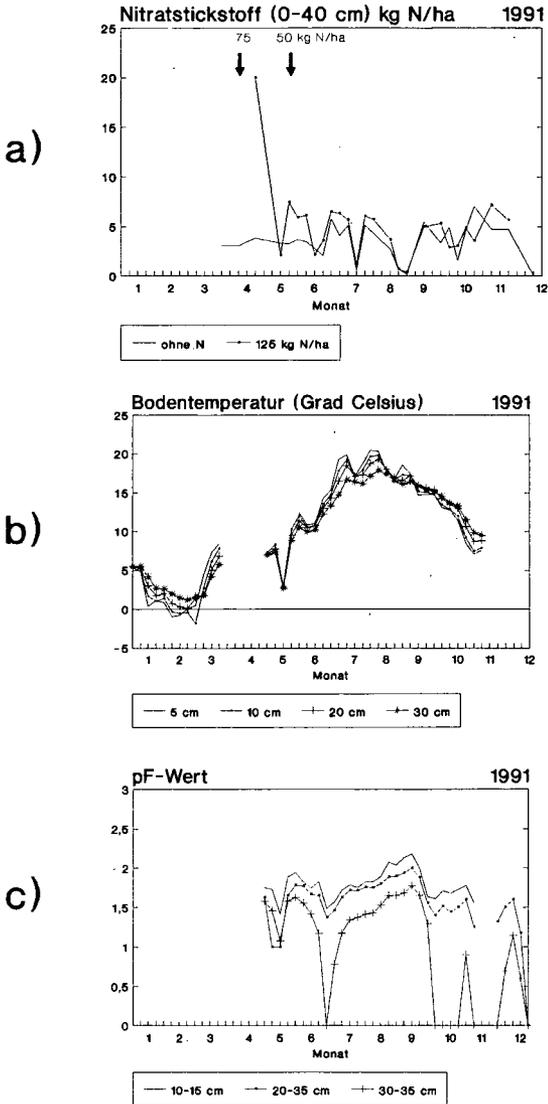


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Nitratgehalte, der Bodentemperatur und der Saugspannung 1991

Aus Modellversuchen zum Einfluß der Bodentemperatur auf die Denitrifikationsaktivität konnte abgeleitet werden, daß unterhalb 5 °C auf dem untersuchten Standort keine nennenswerte Denitrifikation mehr stattfindet. Von April bis Ende November wurde dieser Grenzwert überschritten (Abb. 1b).

Das Nitratangebot in 0-40 cm Bodentiefe (Abb. 1a) betrug mit Ausnahme des 1. Düngetermins max. 8 kg N*ha⁻¹. Ab Ende Mai waren keine Unterschiede mehr zwischen den Düngungsvarianten zu erkennen. Die 1. N-Gabe führte Anfang April zu einer deutlichen Erhöhung des Nitratgehaltes, während die Differenz zwischen den Varianten zum Zeitpunkt der 2. N-Gabe nicht abzusichern war.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß in der Vegetationsperiode 1991 der zeitliche Verlauf der Bodentemperatur und der Bodenfeuchte für Denitrifikationsprozesse günstig war. Zum limitierenden Faktor für hohe N₂O-Verluste wurde das geringe Nitratangebot, dessen Bildung zudem auf die obersten 30 cm Bodentiefe begrenzt war.

Dies spiegelt sich auch in den in-situ-Messungen der N₂O-Abgabe an der Bodenoberfläche wieder (Abb. 2).

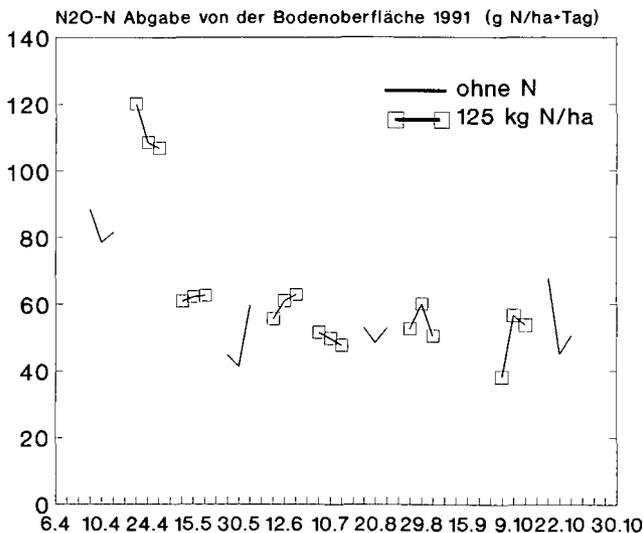


Abb. 2: N₂O-Abgabe an der Bodenoberfläche eines sauren Niedermoorbodens unter Dauergrünland 1991

Nach der 1. N-Gabe wurde auf der gedüngten Variante gegenüber den folgenden Meßterminen eine signifikant höhere N_2O -Abgabe gemessen. Ab Mai konnten keine Unterschiede mehr zwischen den Varianten festgestellt werden. Auch die erhöhte N_2O -Abgabe auf der ungedüngten Variante im April 1991 ist nicht signifikant. Hochgerechnet auf das Jahr wurden N_2O -Verluste von 16-20 kg $N \cdot ha^{-1}$ gemessen. Unter vergleichbaren Bedingungen hinsichtlich NO_3^- , Bodentemperatur und Saugspannung wurden 1992 N_2O -Verluste in der gleichen Größenordnung gemessen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß 1991 und 1992 auf dem untersuchten Niedermoorstandort:

- a) der Einfluß der Witterung auf den Bodenwasserhaushalt von der Wasserregulierung im Polder überlagert wurde.
- b) durch die hohen Grabenwasserstände die Feldkapazität nur in der obersten Bodenschicht der Versuchsfläche unterschritten wurde und aufgrund der hohen Bodenwassergehalte die Stickstoffmineralisierung, vor allem aber die Nitrifikation gehemmt war.
- c) die hohe Wassersättigung der Torfe die rasche Erwärmung im Frühjahr verzögerte. Dafür herrschten aber durch die langsame Auskühlung bis in den Winter hinein im Boden für die Denitrifikation günstige Temperaturen.
- d) trotz großer Denitrifikationspotentiale durch die gehemmte Nitrifikation hohe in-situ- N_2O -Verluste verhindert wurden.

LITERATUR

BENCKISER, G., HAIDER, K. & SAUERBECK, D. (1986): Field measurements of gaseous losses from an Alfisol planted with sugar-beets.- Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 149, 249-261.

RICHTER, G.M. (1987): Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoffumsatz von Niedermoorböden.- Dissertation agr., Göttingen.

RYDEN, J.C., LUND, L.J., LETEY, J. & FOCHT, D.D. (1979): Direct measurements of denitrification loss from soils: II. Development and application of field methodes.- Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 110-118.

**Einfluß von Bodeneigenschaften auf den Jahresgang
von Bodenatmung und Katalaseaktivität unter
Schwarzbrache**

VON

Weigand, S.⁺, K. Auerswald⁺ und T. Beck⁺⁺

Einführung

Bodenmikrobiologische Untersuchungen finden heute überwiegend im **Labor** statt, unter weitgehend kontrollierten Versuchsbedingungen (gesiebte, homogenisierte Bodenproben, optimale Temperatur und Feuchte). Durch diese Standardisierung werden Messungen gut reproduzierbar und differenzierende Bodenfaktoren leichter erkennbar. Inwieweit eine Extrapolation der Ergebnisse auf **Freilandverhältnisse** zulässig ist, bleibt jedoch fraglich (NANNIPIERI et al., 1990).

Böden

In einem Freilandversuch wurden 24 Oberböden, repräsentativ für bayerische Ackerstandorte, mit sehr weitem Spektrum ihrer Eigenschaften (z.B. Ton: 5 - 63 %; Schluff: 9 - 79 %; Sand: 2 - 86 %; pH: 4,5 - 7,5; C_{org} : 0,61 - 2,90 %; $C_{mic}(SIR)$: 84 - 531 $\mu\text{gC/gTS}$), seit 1984 unter Schwarzbrache gehalten (WEIGAND et al., 1994). Von März bis September 1991 wurden monatlich Bodenatmung (Freiland) und Katalaseaktivität (Labor) bestimmt und der Einfluß von Bodeneigenschaften (Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Textur, C_{org} u.a.) untersucht.

Bodenatmung

Der Jahresgang der CO_2 -Freisetzung war bei allen Böden sehr ähnlich mit einem ausgeprägten Sommermaximum. Das unterschiedliche **Niveau der Bodenatmung** konnte am besten durch die Textur ($r_{Boatm, Sand} = 0,56^{**}$, $r_{Boatm, Ton} = -0,63^{***}$), der **Jahresgang** durch die Bodentemperatur in einer quadratischen Gleichung ($r = 0,75 - 0,97^{***}$) erklärt werden. Die Aktivierungsenergie E_a der Bodenatmung, nach einer Arrheniusgleichung berechnet (BERTRAM & SCHLESER, 1985), variiert zwischen 37 und 76 kJ/mol.

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, D-85350 Freising-Weihenstephan

⁺⁺ Bay. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzinger Straße 54, D-80638 München

Katalaseaktivität

Die Böden zeigen große absolute Unterschiede, aber einen ähnlichen **Jahreslauf** mit einer deutlich geringeren zeitlichen Dynamik als bei der Bodenatmung. So ließ sich der Jahresgang auch nicht durch die Bodentemperatur oder -feuchte erklären. Sehr stark wurden die Böden dagegen durch das **Enzymniveau** differenziert (mittlere Katalasezahlen: 3-16). C_{org} -Gehalt ($r = 0,68^{***}$) und Ton ($r = 0,80^{***}$) sind die bestimmenden Einflußgrößen. Eine weitere Labormethode, die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (SIR) war sehr eng mit der Katalaseaktivität korreliert ($r = 0,95$).

Schlußfolgerungen

Bodenatmung und Katalaseaktivität zeigen unter Schwarzbrache eine unterschiedliche, saisonale Dynamik und Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Beide Methoden charakterisieren offenbar verschiedene mikrobiologische Eigenschaften:

- Mit der **Katalase** wird eine unter optimierten Laborbedingungen gezeigte, d.h. *potentielle* Aktivität der Mikroorganismen bestimmt.
- Die **CO₂**-Freisetzung dagegen kennzeichnet die im Freiland gezeigte, d.h. *aktuelle* mikrobielle Aktivität.

Literatur

- Bertram, H.-G.; Schleser, G.H. (1985): Die Temperaturabhängigkeit der Bodenatmungsrate am Beispiel eines Pseudogleys unter Wald. Landwirtsch. Forsch. 38: 21-27
- Nannipieri, P.; Grego, S.; Ceccanti, B. (1990): Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J.-M.; Stotzky, G. (eds.): Soil Biochemistry Vol.6, Marcel Dekker, New York, Basel: 293-355
- Weigand, S.; Auerswald, K.; Beck, T. (1994): Microbial biomass in agricultural topsoils under long-term bare fallow. Biol. Fertil. Soils (eingereicht)

**Küvettenversuche, zur Beeinflussung mikrobieller
Aktivitäten durch Regenwürmer**

von

Weiß, B.

Einleitung

Regenwürmer beeinflussen das Bodenleben auf vielfältige Weise durch Verlagerung von Bestandsabfalls, einer feinen Mischung von org. und anorg. Materialien in der Darm-passage, Abgabe von Stoffwechselprodukten an den Boden, Mineralisierung toten Wurm-gewebes, Aufnahme und Verteilung von Mikroorganismen etc. (Lee 1985). Ein bei Weiß & Trespendorfer (1993) beschriebener Freilandversuch zeigte, daß verschiedene Enzym-aktivitäten im Ackerboden durch Aussatz von Lumbriciden stimuliert werden. Im folgenden werden Ergebnisse aus Laborversuchen vorgestellt, die die unterschiedliche Reaktion verschiedener Enzyme auf hohen Lumbricidenbesatz genauer belegen.

Methode

Die Versuche wurden in Planküvetten aus Glas durchgeführt, die so bemessen und gefüllt wurden, daß den Tieren ein Bodenvolumen von 30x23x2cm zur Verfügung stand. Der Boden war feldfeuchtes, auf ≤ 3 mm gesiehtes Ap-Material einer Parabraunerde unter Zuckerrübenanbau. Beim Füllen der Küvette wurde er auf ein Porenvolumen von 47 % verdichtet. Eingesetzt wurden pro Küvette 1 Exemplar *Lumbricus terrestris* und 3 *Aporrectodea caliginosa*, 2 typische Ackerarten mit unterschiedlicher Lebensweise. Als Kontrolle dienten Küvetten ohne Tiere. Die Gefäße wurden bei 12 °C im Dunkeln aufbewahrt, einmal pro Woche wurde gemahlenes Weizenstroh als Futter zugegeben. Die Regenwürmer nahmen diese Umgebung gut an und erhöhten ihr Gewicht bis zur Versuchs-dauer von 4 Wochen. In der 11. Woche war jedoch eine Gewichtsabnahme festzustellen.

Gemessen wurden in der 1., 4. und 11. Versuchswoche mit jeweils 2 Wiederholungen Dehydrogenase- (Thalman 1968), alk. Phosphatase- (Tabatabai & Bremner 1969) und Protease-Aktivität (Beck 1973) als Anzeiger verschiedener Stoffkreisläufe im Boden. Der Inhalt der geöffneten Küvetten wurde dafür in 2 Mischproben der Tiefenfraktionen 0-10cm und 10-30 cm unterteilt.

Ergebnisse und Diskussion

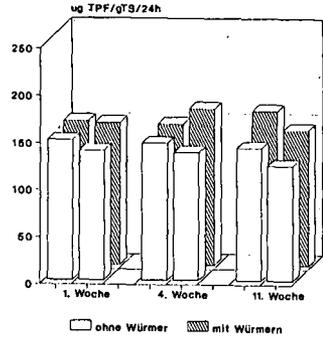
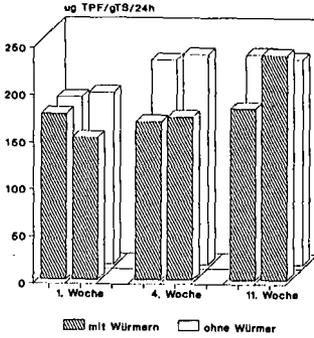
Die **Dehydrogenase**-Aktivität dient als Maß für allgemeine Stoffwechselleistungen der Mikroorganismen. In Abb. 1 ist zu erkennen, daß in den oberen 10 cm ihre Aktivität immer deutlich höher in den Küvetten ohne Würmer war. Da das zugegebene Stroh in diesen Küvetten an der Oberfläche liegen blieb, diente es als zusätzliche C-Quelle und bot beste Bedingungen für Mikroorganismenwachstum. In den Küvetten, in denen durch Regen-

*Zoologisches Institut der TU, Pockelsstr. 10a, 38092 Braunschweig

Dehydrogenase

0-10 cm

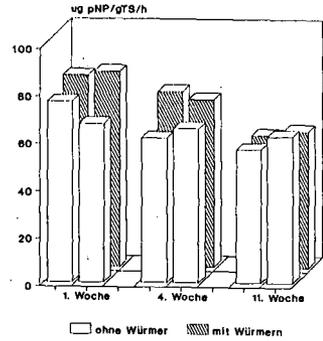
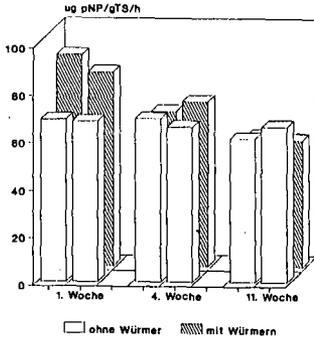
10-30 cm



alk. Phosphatase

0-10 cm

10-30 cm



Protease

0-10 cm

10-30 cm

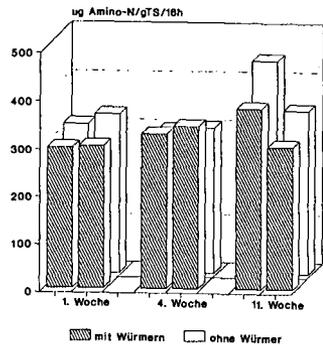
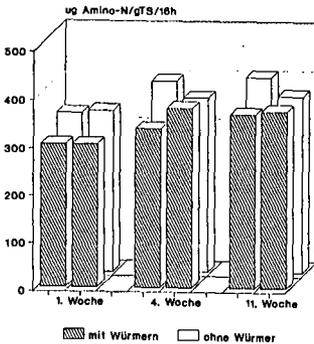


Abb. 1: Enzymaktivitäten im Boden der Küvetten mit und ohne Regenwurmbesatz an 3 Probeterminen mit je 2 Parallel.

wurmfräß das Stroh entfernt wurde, war die DHG-Aktivität in 0-10 cm Tiefe niedriger. In der unteren Schicht fand sich aber der umgekehrte Effekt, da das Stroh im Kot der Tiere nach unten gelangte und sich dadurch auch dort das C-Angebot erhöhte. In der Tiefenverteilung (Abb.2) ist dies sehr deutlich zu sehen: sind Regenwürmer vorhanden, verschiebt sich die Aktivitätsverteilung. Der Einfluß der Lumbriciden auf die Dehydrogenase-Aktivität scheint demnach vor allem in der Umverteilung der organischen Substanz begründet.

Die **alk. Phosphatase** zeigte eine andere Reaktion auf Lumbricidenbesatz. Dieses zellfreie Enzym zur Phosphat-Mineralisierung war in beiden Schichten in den Küvetten mit Würmern zu Versuchsbeginn deutlich höher als in den Kontrollen. Über die Zeit betrachtet blieb

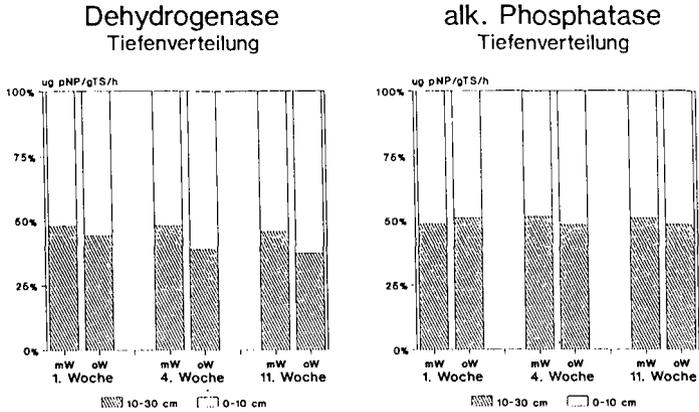


Abb.2: Tiefenverteilung der alk. Phosphatase- und der Dehydrogenase-Aktivität in den Küvetten. Mittelwerte aus je 2 Wiederholungen, mW = mit Würmern, oW = ohne Würmer.

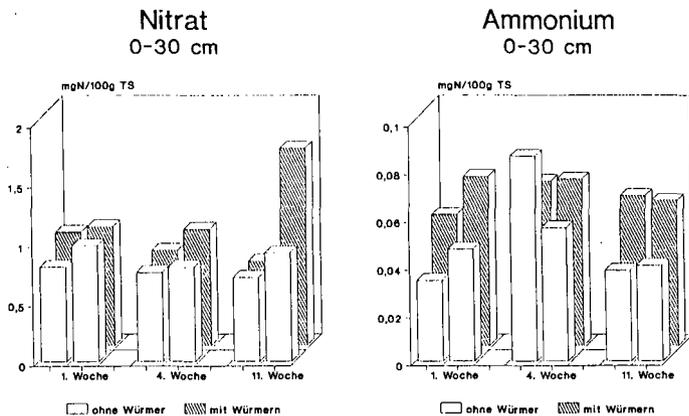


Abb.3: Nitrat- und Ammonium-Gehalte im Boden der Küvetten mit und ohne Regenwurm-besatz an 3 Probeterminen mit je 2 Parallelen.

dieser Effekt bestehen, um sich nach 11 Wochen auf dem Kontrollniveau einzupendeln. Die Beeinflussung der alk. Phosphatase scheint also durch den Wurm an sich zu geschehen. Da alk. Phosphatase sehr pH-empfindlich ist, ist wahrscheinlich die Schleimausscheidung der Tiere ein wichtiger Faktor, da der pH-Wert des Bodens dadurch verändert wird. Im Freilandversuch änderte sich der pH-Wert des Bodens von 7,2 auf 7,4. Außerdem wird im Regenwurmdarm selbst alk. Phosphatase produziert (Haase 1969), so daß eine zusätzliche Quelle vorhanden ist. Die Tiefenverteilung zeigte keinen Verlagerungseffekt, sondern eine gleichmäßige Stimulierung der Phosphatase in der gesamten Küvette.

Wieder ein völlig anderes Bild bietet die Verteilung der Protease-Aktivität. Man kann die Protease-Aktivität als relatives Maß für die N-brutto-Mineralisation im Boden ansehen (Schulz-Berendt 1986). Fast durchgängig war die Aktivität in den Gefäßen mit Regenwürmern etwas geringer als in der Kontrolle, in beiden Tiefenstufen. Übereinstimmend damit wurde in Regenwurmkot eine signifikant niedrigere Protease-Aktivität gemessen als im umgebenden Boden (Weiß, unveröff.). Daß trotzdem eine deutliche Steigerung des Nmin-Gehaltes in den Küvetten mit Regenwürmern stattgefunden hat, ist Abb. 3 zu entnehmen. Dieser deutliche Anstieg vor allem des NH_4 scheint demnach allein durch den Metabolismus der Regenwürmer zu entstehen und nicht durch Stimulierung der mikrobiellen Mineralisation. Eher könnte der hohe Nmin-Gehalt der Grund für die geringere Protease-Aktivität sein, was nach Ross (1977) unter bestimmten Umständen möglich ist. Derselbe Autor beschrieb auch von der Protease eine pH-Abhängigkeit.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Die Versuche zeigen ein sehr differenziertes Bild der Reaktion von Bodenzymen auf Regenwurmbesatz mit Strohfütterung. Eine Korrelation der untersuchten Enzyme, wie häufig beschrieben, ist in diesem Versuch nicht zu finden. Für die Dehydrogenase scheint allein die Verteilung des org. Materials durch die Tiere entscheidend zu sein. Alk. Phosphatase reagiert wahrscheinlich auf pH-Änderungen des Milieus und zusätzliche Produktion alk. Phosphatase durch die Würmer selbst, während die Protease eher insgesamt gehemmt wird, möglicherweise durch die erhöhte NH_4 Bildung durch die Würmer. Das Spektrum der Beeinflussung des Bodenlebens durch Regenwürmer ist also sehr vielfältig und nicht durch ein einzelnes Enzym zu erfassen.

Literatur

- Haase, E. (1969): Zur Histophysiologie des Regenwurmdarmes. Zool. Anz. 33: 535-539.
Lee, K.E. (1985): Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press, New York.
Ross, D.J. (1977): Protease activity, and its relationship to nitrogen mineralization, in some soils under pasture and tussock grassland. New Zealand J. Sci. 20: 179-185.
Schulz-Berendt, V. (1986): Der Stickstoff-Haushalt eines Ruderalstandortes als Grundlage der Beurteilung von Ökosystem-Veränderungen. Diss. Universität Bremen.
Weiß, B. & Tresendorfer, I. (1993): Einfluß von Regenwürmern auf mikrobielle Aktivitäten: Labor- und Freilandexperimente. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 69: 155-158.

Danken möchte ich Frau M. Kondermann für ihre wertvolle Hilfe bei den Analysen.

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

Messung der Denitrifikation in Böden: Vergleich der ^{15}N -Bilanzmethode und der ^{15}N -Gasfreisetzungsmethode

von

Well, R.

Einleitung:

Zur qualitativen und quantitativen Erfassung der Denitrifikation in Ackerböden liegen aus jüngerer Zeit zahlreiche Untersuchungsergebnisse vor. Diese beschränken sich jedoch mit wenigen Ausnahmen auf die Ackerkrume sowie auf den Zeitraum des Sommerhalbjahres. Bei paralleler Anwendung mehrerer Meßmethoden werden i.d.R. zwischen den jeweiligen Meßergebnissen erhebliche Diskrepanzen beobachtet. Unter den ^{15}N -Methoden liefert die indirekte ^{15}N -Bilanzmethode (BM) durchschnittlich etwa dreifach höhere Denitrifikationsraten als die direkte ^{15}N -Gasfreisetzungsmethode (GFM) (WELL, 1993).

Der vorliegenden Studie liegen folgende Zielsetzungen zugrunde:

1. Messung der Denitrifikation im Wurzelraum unterhalb der Krume eines Ackerbodens mit geringem Nachernte- N_{MIN} -Wert zu den Temperatur- und Feuchtebedingungen des Winterhalbjahres.
2. Direkter Vergleich der BM mit der GFM.

I. Versuch zur Messung der Denitrifikation im Unterboden mit der GFM und der BM.

Versuchsboden:

Löß-Parabraunerde unter Ackernutzung, Fruchtfolge Zuckerrüben-Winterweizen-Wintergetreide, 40 - 70 cm Tiefe.

Methodik:

Natürlich gelagerte Boden-Monolithe wurden in PVC-Rohren im Januar 1992 aus dem Versuchsschlag (Winterroggen) entnommen. Die in Abb. 1 dargestellte Versuchsaapparatur erfüllt drei Funktionen:

1. Gleichmäßige ^{15}N -Markierung des Boden-Monoliths durch Verdrängung der Bodenlösung mit einer ^{15}N -Lösung (20 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$; 70 Atom% ^{15}N ; 26,5 mg $\text{C}_{\text{org}}/\text{l}$, Bewässerung mit 100 mm in Raten von 10 mm/d).
2. Regelung der Tension des Bodenwassers über die Höhendifferenz zum freien Wasserspiegel des Sickerwassers (H).
3. Auffangen der Denitrifikationsgase durch Verschluß der Bodenoberfläche mit einer Gas-Sammelhaube.

Versuchsvarianten: 4 Temperaturstufen (2/6/10/14°C)

2 Tensionsstufen (70/210 cm WS)

II. Versuch zum Methodenvergleich unter vereinfachten Bedingungen.

Die ^{15}N -Markierung erfolgte durch Vermischen von ^{15}N -Nitrat (74,2 Atom% ^{15}N , 3,5 mg N/kg Boden) mit feldfeuchtem Bodenmaterial.

Versuchsvarianten: 2 Böden (Boden 1: s.o., Boden 2: Löß-Schwarzerde, Ap-Horizont)

2 Temperaturstufen (4/25°C)

*) Inst. für Bodenwissenschaften, Von Sieboldstr. 4, 37075 Göttingen

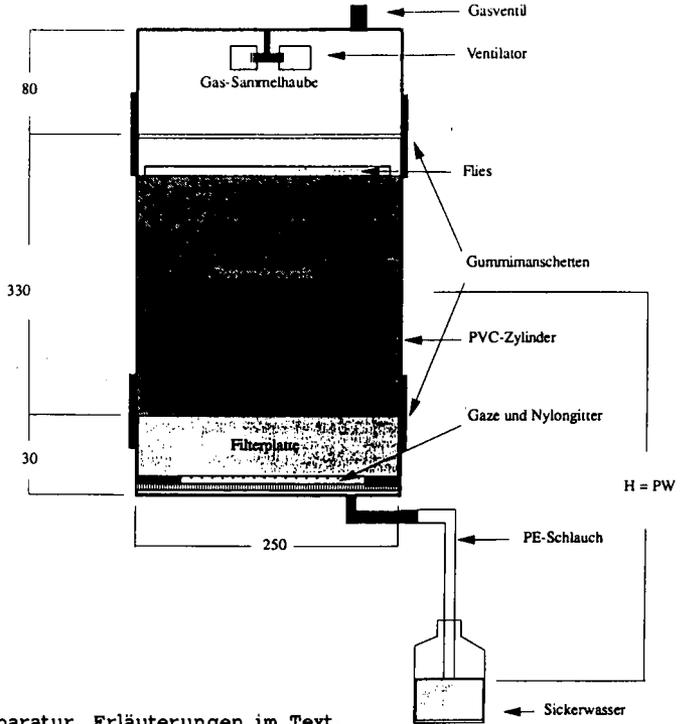


Abb. 1: Versuchsausrüstung. Erläuterungen im Text.

Analytik:

Die BM erfordert die ^{15}N -Analyse in Boden und Sickerwasser, die GFM die ^{15}N - und N_2O -Analyse im gesammelten Gas. ^{15}N wurde massenspektrometrisch (REINEKING et al., 1993; WELL et al., 1993 a,b), N_2O gaschromatographisch gemessen.

Ergebnisse:

Versuch II: Tab. 1 zeigt im Vergleich zu den zitierten Literaturdaten eine sehr gute Übereinstimmung der Varianten-Mittelwerte des ^{15}N -Bilanzverlustes (^{15}BV) und des ^{15}N -Gasverlustes (^{15}GV). Die vergleichsweise hohe Streuung von ^{15}BV bei geringen ^{15}N -Verlusten zeigt, daß die BM im Gegensatz zur GFM wenig geeignet war, um geringe Denitrifikationsbeträge zu erfassen. Für Versuch I werden daher nur die Ergebnisse der GFM dargestellt.

Versuch I: Der Vergleich der Gehalte an Gesamtstickstoff (N_T) und der bodenphysikalischen Parameter (Tab. 2) zeigt, daß die Temperaturvarianten 10°C und 14°C höhere N_T und geringere Trockendichten (TD) aufweisen als die Varianten 2°C und 6°C und folglich bei gleichen Tensionen höhere Luftporen-Volumina (LV) erkennen lassen. Diese Unterschiede sind durch unzureichende Berücksichtigung der Flächenvariabilität (Tiefe der Grenze A_1/B_t -Horizont) bei der Entnahme der Boden-Monolithe zu erklären und schränken die Vergleichbarkeit der Temperaturvarianten ein. Der Einfluß der Bodenfeuchte auf die Rate der ($\text{N}_2+\text{N}_2\text{O}$)-Freisetzung (N_F) ist in allen Temperaturvarianten deutlich, während der Einfluß der Temperatur bei $> 6^\circ\text{C}$ durch die Variabilität der LV überdeckt wird. Der N_2O -Anteil an N_F (N_2O_D) ist mit $< 1\%$ als sehr gering einzustufen.

Tab. 1: ^{15}N -Bilanzverlust (^{15}BV) und ^{15}N -Gasverlust (^{15}GV) von 2 Böden nach 14-tägiger Inkubation. (Mittelwerte aus 4 Parallelen, \pm Standardabweichung, Variationskoeffizient in Klammern.)

Variante	^{15}BV	^{15}GV	$^{15}\text{BV} : ^{15}\text{GV}$
	(% der ^{15}N -Zugabe)		
Boden 1 4°C	0,29 \pm 1,78 (613,8)	0,22 \pm 0,13 (31,7)	1,31
Boden 1 25°C	0,93 \pm 2,21 (238,7)	1,19 \pm 0,61 (51,1)	0,78
Boden 2 4°C	2,07 \pm 2,62 (126,6)	1,66 \pm 0,61 (36,4)	1,24
Boden 2 25°C	77,5 \pm 8,43 (10,9)	63,84 \pm 12,04 (18,9)	1,21

Schlußfolgerungen:

Aus den Meßdaten von N_F erfolgte die Berechnung von Denitrifikationsbeträgen für den Unterboden des Versuchstandorts und für den Zeitraum während der Winter- und Frühjahrsmonate, der durch relativ konstante und hohe Bodenfeuchte (Feldkapazität) sowie durch geringe Bodentemperaturen gekennzeichnet ist ("hydrologisches Winterhalbjahr"). Es wurden Temperatur- und Tensionsdaten vergleichbarer Böden (GENID, 1982) zugrundegelegt. Für das "hydrologische Winterhalbjahr" berechnen sich Denitrifikationsbeträge von 5 - 9 kg N/ha in 40 - 70 cm Tiefe.

Die Ergebnisse weiterer Versuche (WELL, 1993) zeigen, daß zwischen 40 und 70 cm Tiefe mit zunehmender Bodentiefe keine Abnahme von N_F auftritt. Unter der Voraussetzung, daß die ermittelten N_F auf den gesamten Wurzelraum unterhalb der Ackerkrume übertragbar sind, kann für > 40 cm Tiefe ein Denitrifikationsbetrag von 15 - 25 kg N/ha im "hydrologischen Winterhalbjahr" angenommen werden. Zusätzlich lassen höhere Nachernte- N_{MIN} -Werte eine Zunahme von N_F erwarten, da die geringen Nitratgehalte des Versuchsbodens die Denitrifikation möglicherweise limitiert haben (vgl. RYDEN, 1983). Diese Hypothesen sind in weiteren Experimenten zu prüfen.

Literatur:

- GENID, A.Y.A (1982): Wasserhaushalt von Löß in Lysimetern mit unterschiedlich tiefem permanentem Grundwasserspiegel und landwirtschaftlichen Kulturen unter besonderer Berücksichtigung der aktuellen Verdunstung. Diss. Fachber. Agrarwiss. Univ. Göttingen.
- REINEKING, A., LANGE, R. & SCHIKOWSKI, J. (1993): ^{15}N , ^{13}C -On-line Measurements with an Elemental Analyzer (Carlo-Erba NA 1500), a modified Trapping Box and a Gas Isotope Mass Spectrometer (Finnigan MAT 251). Isotopenpraxis 29, 169 - 174
- RYDEN, J.C. (1983): Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. J. Soil Sci. 34, 355 - 365.

WELL, R. (1993): Denitrifikation im Wurzelraum unterhalb der Ackerkrume. Meß-Methodik und Vergleich der ¹⁵N-Bilanz- mit der ¹⁵N-Gasfreisetzungsmethode. Diss. Fachber. Agrarwiss., Univ. Göttingen, 112 S.

WELL, R., BECKER, K.-W. & MEYER, B. (1993a): Equilibrating of ¹⁵N-Gases by Electrodeless Discharge: A Method of Indirect Mass Spectrometric Analysis of ³⁰N₂ for Denitrification Studies in Soil. Isotopenpraxis Environm. Health Stud. 29, 175 - 180.

WELL, R., BECKER, K.-W. & MEYER, B. (1993b): Evaluation of ¹⁵N-Methods for Measurement of Denitrification in Soil. Isotopenpraxis Environm. Health Stud.(in Vorbereitung).

Tab.2: Raten der N₂- und N₂O-Freisetzung natürlich gelagerter Boden-Monolithe (40-70 cm Tiefe) bei Variation von Temperatur und Bodenfeuchte (Versuch 1a und 1b, Varianten-Mittelwerte aus 4 Parallelen, Standardabweichungen in Klammern).

P _w	T	N _T	θ	TD	LV	N _F	N ₂ O _D
-210	2	465,6 (21,9)	21,66 (0,19)	1,52 (0,02)	9,87 (0,76)	2,99 (1,81)	n.b.
-70	2	481,4 (30,9)	23,33 (0,42)	1,48 (0,03)	9,79 (1,63)	5,42 (5,22)	n.b.
GD		50,96	0,56	0,043	2,20	6,76	
-210	6	508,8 (49,3)	21,91 (0,71)	1,50 (0,02)	10,69 (0,93)	8,92 (1,42)	n.b.
-70	6	485,3 (53,9)	23,24 (0,54)	1,48 (0,02)	9,61 (0,91)	13,53 (1,74)	n.b.
GD		81,57	1,09	0,033	1,59	2,75	
-210	10	612,2 (4,7)	21,46 (0,44)	1,46 (0,01)	13,73 (0,70)	6,86 (1,80)	0,51 (0,56)
-70	10	645,4 (11,7)	22,58 (0,20)	1,46 (0,01)	11,94 (0,67)	11,25 (2,06)	0,30 (0,16)
GD		15,40	0,59	0,012	1,19	3,35	0,71
-210	14	659,8 (23,1)	20,86 (0,52)	1,45 (0,02)	14,89 (0,53)	11,30 (1,44)	0,37 (0,24)
-70	14	608,1 (20,9)	22,61 (0,96)	1,46 (0,02)	12,21 (1,06)	13,67 (0,39)	0,49 (0,18)
GD		38,10	1,33	0,028	1,45	1,82	0,37

P_w = mittlere Saugspannung (cm WS); T = Temperatur (°C);

N_T = Gesamtgehalt an Stickstoff (ppm); θ = Wassergehalt (Gew. %);

TD = Trockendichte (g/cm³); LV = Luftporen-Volumen (%);

N_F = Rate der (N₂+N₂O)-Freisetzung (g*ha⁻¹*10cm⁻¹);

N₂O_D = N₂O-Freisetzung (% von N_F); GD = Grenzdifferenz nach TUCKEY für den Vergleich der Feuchtevarianten, α = 0,05

Kennzeichnung der Reaktionsmuster von Mikroorganismenpopulationen bei chemischem Streß anhand von Dosis-Wirkungs-Beziehungen

von

Welp, G. und G.W. Brümmer

Gemäß der Beobachtung von *Paracelsus*, daß "allein die Dosis macht, daß ein Ding kein Gift ist", gilt als generelles Prinzip, daß einerseits genügend kleine Dosen toxischer Substanzen ohne beobachtbare Effekte bleiben und daß andererseits auch für Lebewesen essentielle Stoffe bei einer Überdosierung negativ wirken. Die Bestimmung der toxischen Wirkung von Umweltchemikalien erfolgt im Tierversuch überwiegend mit einer sehr begrenzten Zahl von (meist 50 - 100) genetisch ähnlichen oder einheitlichen Versuchsobjekten. Bei einem Einsatz gestaffelter Chemikaliendosen lassen sich dabei toxische Wirkungen mit Dosis-Wirkungs-Beziehungen beschreiben. Die Formenfülle dieser Dosis-Wirkungs-Beziehungen ist durch die kleine Zahl und die (relative) Homogenität der Versuchsobjekte begrenzt. Als klassische Form wird eine sigmoide Kurve angesehen, deren Verlauf mit einer log-normalen Verteilung der Empfindlichkeit der Testobjekte gegenüber verschiedenen Schadstoffdosen begründet wird (s. Typ II in Abb. 1). Im Gegensatz zu Tierversuchen erlauben es Toxizitätstests mit Bodenmikroorganismen, mit einem vertretbaren Aufwand die vielfältigen Reaktionsmuster heterogener Populationen zu beschreiben.

Wie eine Auswertung von etwa 500 mikrobiellen Toxizitätstests ergab (Welp et al., 1991 sowie unveröff. Ergebnisse), treten neben der erwähnten klassischen Form auch andere Reaktionsmuster mit wechselnder Häufigkeit auf. Ausbleibende Wirkungen, Stimulationen und Hemmeffekte sind dabei als einzelne Phänomene sowie in verschiedenen Kombinationen zu beobachten. Im folgenden wird ein Klassifikationsschema vorgestellt, das es ermöglicht, die verschiedenen Reaktionsmuster heterogener (Mikroorganismen-)Populationen bei chemischem Streß systematisch einzuordnen. Es werden vier Basistypen definiert, die jeweils einen einzelnen dosisabhängigen Effekt eines Wirkstoffs auf eine Population beschreiben. Die dargestellten Beispiele stellen Kurzzeiteffekte von Schadstoffen dar, die mit unterschiedlichen Tests gemessen wurden (Fe(III)-Reduktion, mikrobielle Biomasse, Dehydrogenase u.a. Enzymaktivitäten).

Als Beispiel für den *Basistyp I* sind in Abb. 1 die Ergebnisse eines mikrobiellen Toxizitätstests mit Hexachlorbenzol (HCB) und Oberbodenproben eines Braunerde-Gleyses dargestellt. Selbst bei extrem hoher HCB-Belastung ist keine gerichtete Abweichung der mikrobiellen Aktivität von der Kontrolle zu erkennen. Die Einbeziehung dieses Reaktionstyps ist jedoch aus praktischer Sicht sinnvoll, sofern die eingesetzten Dosen auch extreme Belastungssituationen beschreiben, wie sie in stark kontaminierten Bereichen des jeweiligen Umweltmediums auftreten. Bei HCB ist die 'Unwirksamkeit' auf die geringe Wasserlöslichkeit und die zusätzlich starke Adsorption des Wirkstoffs durch Bodenaustauscher zurückzuführen. Dadurch liegen auch bei hohen Dosen nur äußerst geringe Spuren in der wirksamen gelösten Form vor, die dann für eine meßbare Veränderung der mikrobiellen Aktivität nicht ausreichen. Eine geringe substanzspezifische Toxizität von Chemikalien kann ebenfalls diesen Reaktionstyp bedingen.

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

Ergebnisse mit Cd und Oberbodenproben einer Parabraunerde repräsentieren den *Basistyp II*, der dem erwähnten Fall der klassischen Dosis-Wirkungs-Beziehung entspricht (Abb. 1). Steigende Dosen führen zu einer zunehmenden Hemmung. Im Bereich sehr niedriger und sehr hoher Dosen kann die Kurve flach auslaufen. Bei genügend niedrigen Dosen entspräche eine sich nicht (signifikant) verändernde Aktivität einem 'Non-Effect-Level' (vgl. Welp et al., 1991).

Beim *Basistyp III* ist über einen weiten Konzentrationsbereich ausschließlich eine zunehmende Stimulierung gegeben, wobei ebenfalls ein vorausgehender Non-Effect-Level möglich ist. Ein solcher Verlauf konnte bislang nur bei Versuchen mit Fluorid beobachtet werden. Im dargestellten Beispiel (Abb. 2) war im Fe(III)-Reduktionstest bis zur höchsten Dosis von 2000 mg F/kg Boden eine steigende Aktivität festzustellen. Mögliche negative Wirkungen des Fluorids werden in diesem Konzentrationsbereich offensichtlich durch indirekte positive Effekte - eine pH-Erhöhung sowie eine Freisetzung von organischer Substanz und anderen Nährstoffen - mehr als kompensiert.

Der *Basistyp IV* tritt auf bei Stoffen mit stimulierender Wirkung bei niedrigen Gehalten und ausgeprägter toxischer Wirkung bei höheren Dosierungen. Wie in Abb. 2 dargestellt ist, ruft das anionische Tensid LAS bei einer Dosis von 30 mg/kg eine Aktivitätssteigerung auf etwa 140 % der Kontrolle hervor. Dosen über 200 mg/kg hemmen dann zunehmend die mikrobielle Aktivität. Eine Stimulation bei subtoxischen Dosen kann vielfältige direkte und indirekte Ursachen haben (vgl. Welp et al., 1991). Bei LAS ist sehr wahrscheinlich eine durch das Tensid induzierte erhöhte Zellwandpermeabilität ausschlaggebend, die einen freieren Fluß von Nährstoffen und damit eine gesteigerte metabolische Aktivität erlaubt.

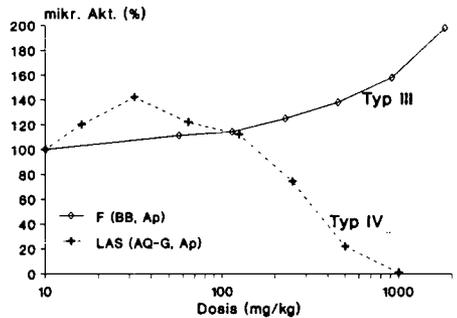
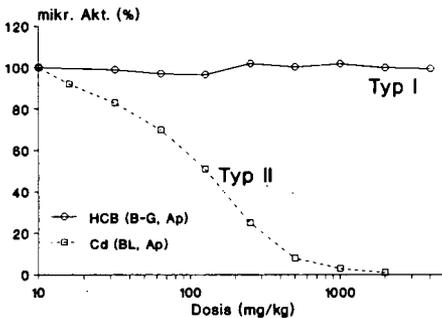


Abb. 1 und 2: Dosis-Wirkungs-Beziehungen für HCB (*Basistyp I*) und Cd (*Basistyp II*) (Abb. 1, links) sowie Fluor (*Basistyp III*) und LAS (*Basistyp IV*) (Abb. 2, rechts) und verschiedene Oberbodenproben (B-G: Braunerde-Gley; BL: Parabraunerde; BB: Braunerde; AQ-G: Paternia-Gley) (Ergebnisse des Fe(III)-Reduktionstestes)

In Abb. 3 werden in schematisierter Form - neben den vier Basistypen (I-IV) - *kombinierte Typen* von Dosis-Wirkungs-Beziehungen dargestellt, die als eine Aufeinanderfolge einzelner Basistypen interpretiert werden können. Bei Tests mit Atrazin und verschiedenen PAK war wiederholt zu beobachten, daß steigende Dosen zunächst eine Aktivitätsverminderung auslösen, die dann über einen weiten Konzentrationsbereich auf einem konstanten Niveau verbleibt, ohne eine weitere Hemmung zu bewirken. Dieses Reaktionsmuster kann als Folge der Basistypen II und I betrachtet

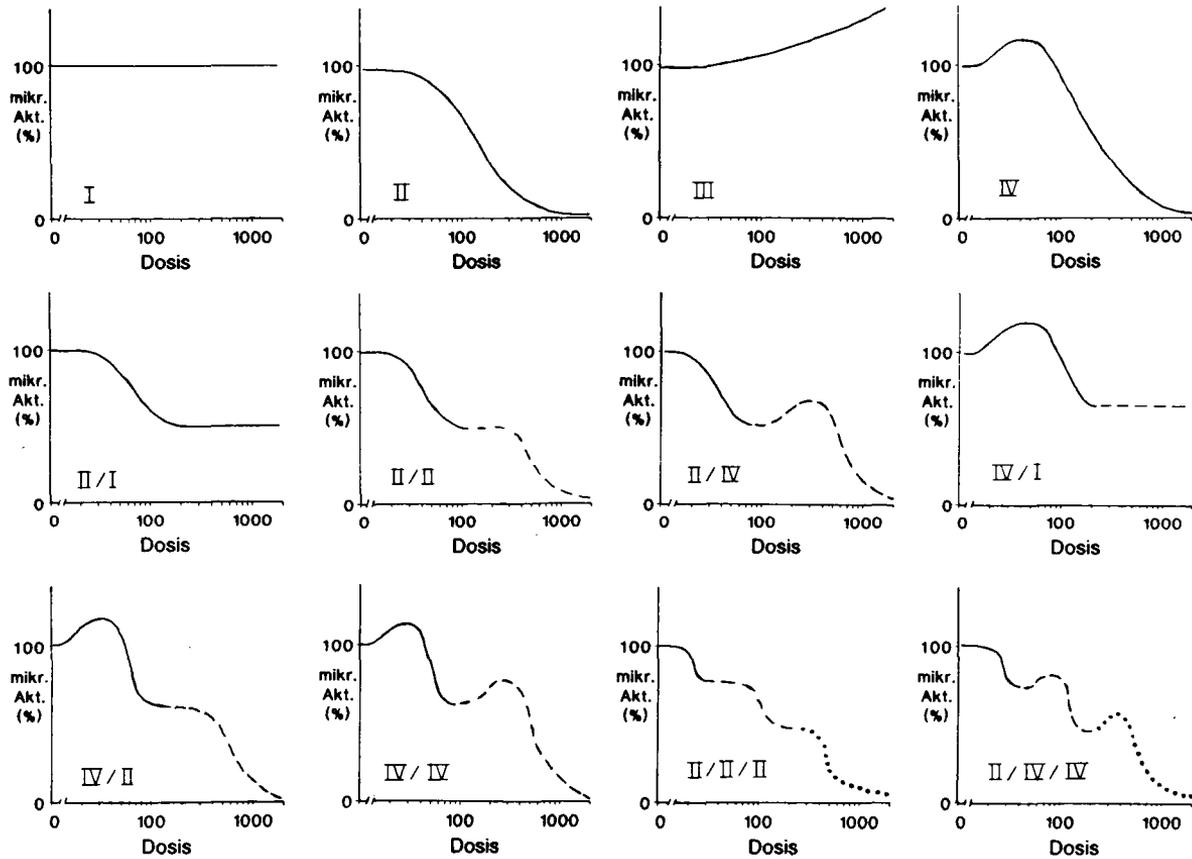


Abb. 3: Schematische Darstellung verschiedener Verläufe von Dosis-Wirkungs-Beziehungen (Erklärungen im Text)

werden (Abb. 3, II/I). Bei den genannten Chemikalien zeigten begleitende Adsorptions- und Löslichkeitsuntersuchungen, daß auch bei hohen Zugaben in den Bodenlösungen Gehalte oberhalb der jeweiligen substanzspezifischen Löslichkeit nicht auftraten. Infolge der so begrenzten Bioverfügbarkeit pendelte sich die mikrobielle Toxizität auf einer konstanten Höhe ein. Bei Chemikalien mit spezifischer, z.B. nur bakterizider oder fungizider Wirkung ist diese Reaktionsform auch möglich: Bestimmte Mikroorganismengruppen werden abgetötet ("partielle Sterilisation"), während andere Gruppen über einen weiten Dosisbereich auf den Wirkstoff nicht reagieren.

Das charakteristische Merkmal der in Abb. 3 dargestellten Kurve II/II ist ein Zwischenplateau, auf das mit steigenden Gehalten eine erneute Toxizitätszunahme folgt. Das zweimalige Auftreten des Basistyps II kann - in ähnlicher Weise wie beim vorangegangenen Beispiel - mit einer unterschiedlichen Empfindlichkeit verschiedener Mikroorganismengruppen begründet werden ("sequentielle Sterilisation"). Möglich ist auch eine von der Dosis der Chemikalie abhängige Veränderung der Schadstoffspezies. Bei Schwermetallen wie Hg und Cd und bei einigen organischen Umweltchemikalien treten unter bestimmten Bedingungen konzentrationsabhängig verschiedene Spezies auf, die z.T. eine differierende Toxizität aufweisen.

Die Kurvenform II/IV (Abb. 3) wird durch eine relative Aktivitätszunahme bei vorangegangener toxischer Wirkung charakterisiert. Sie kann gleichfalls mit einer unterschiedlichen Wirkung des Schadstoffs auf verschiedene Mikroorganismengruppen gedeutet werden. Auch chemische Speziesveränderungen des Wirkstoffs in Abhängigkeit von dessen Konzentration sowie komplexe Einflüsse der Puffermechanismen von Böden können zu einem solchen Reaktionstyp führen.

Die in Abb. 3 dargestellten Reaktionsmuster IV/I, IV/II und IV/IV weisen gemeinsam im oberen Kurvenabschnitt eine Stimulation bei subtoxischen Dosen auf und entsprechen im unteren Kurvenabschnitt - auch hinsichtlich möglicher Ursachen - den drei vorhergehenden Formen. Die beiden letzten Beispiele (Abb. 3, II/II/II, II/IV/IV) zeigen Reaktionen, die durch eine Dreierfolge einzelner Basistypen gekennzeichnet sind. Auch diese Formen konnten bei mehreren Chemikalien (Cd, Hg), verschiedenen Bodenproben und unterschiedlichen Tests reproduzierbar aufgenommen werden.

Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Die Reaktionsmuster von Mikroorganismenpopulationen bei chemischem Streß lassen sich auf vier Basistypen zurückführen (I - IV). Durch unterschiedliche Sensitivitäten verschiedener Mikroorganismengruppen der Gesamtpopulation im komplexen Zusammenwirken mit konzentrationsabhängigen Veränderungen der Schadstoffspeziesierung und Einflüssen verschiedener Puffersysteme der Böden ergeben sich neben diesen Basistypen auch zusammengesetzte Reaktionsmuster, die als Kombinationen von - bis zu drei - Basistypen interpretiert werden können. Chemischer Streß führt damit bei Bodenmikroorganismen zu variablen und z.T. sehr komplexen Reaktionsmustern, wobei insbesondere die Bedeutung populationsdynamischer Phänomene bislang nur unzureichend beschrieben wurde.

Literatur

Welp, G.; G.W. Brümmer und G. Rave (1991): Dosis-Wirkungs-Beziehungen zur Erfassung von Chemikalienwirkungen auf die mikrobielle Aktivität von Böden: I. Kurvenverläufe und Auswertungsmöglichkeiten. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 154, 159-168.

Wirkungen von Herbiziden auf die mikrobielle Aktivität und die Aggregatstabilität von Böden

von

Wilke, B.-M. und M. Fuchs

EINFÜHRUNG

Bodenmikroorganismen sind durch ihre metabolische Aktivität und ihre mechanischen Bindungskräfte an der Bildung und Stabilisierung von Aggregaten beteiligt. Durch Herbizidanwendung können Mikroorganismen geschädigt werden. Im Hinblick auf die Erodierbarkeit von Böden wurden Wirkungen der Herbizide Gramoxone und Goltix WG auf die mikrobielle Aktivität und die Aggregatstabilität untersucht.

MATERIAL UND METHODEN

Als Versuchsböden dienten ein sandiger Lehm (sL) und ein Lößboden (Lö). Ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften sind folgender Tabelle zu entnehmen.

Physikalische und chemische Eigenschaften der Versuchsböden

Parameter	T (%)	U (%)	S (%)	pH (CaCl ₂)	C _{org} (%)	N _t (mg/g)	KAK (cmol/z/kg)
sandiger Lehm (sL) Kolluvium aus Geschiebemergel*)	19	29	52	6,7	1,5	1,29	15,2
Lößboden (Lö) erodierte Parabraunerde*)	12	80	9	7,7	0,94	1,94	12,1

*) Ap-Horizonte

Ausgehend von der Annahme, daß unmittelbar nach Herbizidapplikation deutlich erhöhte Konzentrationen in der obersten Bodenschicht wirksam sind, verwendeten wir 10- bzw. 50-fache Dosierungen. Dies entspricht bei Gramoxone (Wirkstoff: Paraquat) 10x: 60 l/ha = 0,08 ml/kg Boden und bei Goltix WG (Wirkstoff: Metamitron) 10x: 100 kg/ha = 133 mg/kg Boden bzw. Goltix WG 50x: 500 kg/ha = 0,667 g/kg Boden.

Aus den naturfeuchten Böden wurden Aggregate der Größe 1 - 2 mm abgesiebt und die Herbizide durch Aufsprühen zugesetzt. Die Wassergehalte der Aggregate betru-

1) Institut für Landschaftsbau der TU Berlin, FG Abfallbelastung der Landschaft. Albrecht-Thaer-Weg 4, 14195 Berlin.

gen dann 16 % (sL) und 20 % (Lö). Anschließend wurden die Proben im Dunkeln bei 22 °C bebrütet, die Bodenatmung (CO₂-Absorption in NaOH + Titration) kontinuierlich, die Dehydrogenaseaktivität (DHA, nach Thalmann) und die Aggregatstabilität (Tauchsiebung 5 min, Hubhöhe 3,8 cm, 35 Hübe/min in Anlehnung an Murer et al.) wöchentlich gemessen.

Alle Versuche wurden in drei- bzw. vierfacher (DHA) Wiederholung durchgeführt. Die statistische Auswertung der Daten erfolgt mit dem SPSS-Programmpaket (Varianzanalyse, Scheffe Procedure).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die *Bodenatmung* beider Versuchsböden (Abb. 1a, 2a) wurde durch die Goltix WG-Gaben signifikant angeregt. Gramoxone erhöhte dagegen nur am 1. Versuchstag die CO₂-Abgabe des Lößbodens (Abb. 2a).

Dehydrogenaseaktivitätshemmungen traten beim sandigen Lehmboden nach Zusatz von Gramoxone 10x auf (Abb. 1b). Goltix WG wirkte während des gesamten Experiments in mindestens einer der angewendeten Konzentrationen schädigend. Gramoxone veränderte die DHA des Lößbodens nicht (Abb. 2b). Signifikant negative Effekte konnten mit Goltix WG 10x am 14., 28. und 34. Tag und mit Goltix WG 50x am 1., 28. und 34. Tag erzielt werden.

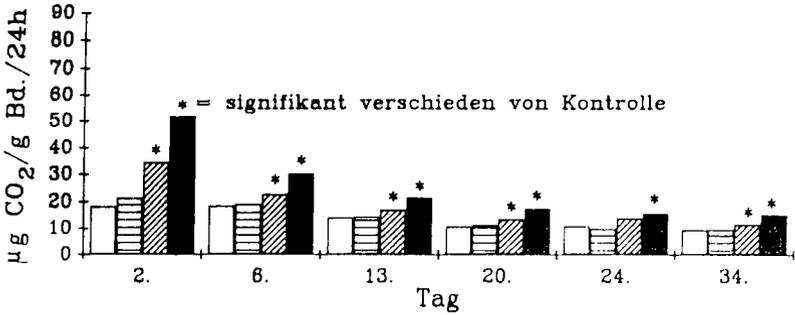
Die *Aggregatstabilität* (Abb. 1c, 2c) beider Böden wurde durch Goltix WG-Applikationen signifikant gesteigert. Gramoxone verminderte dagegen die Stabilität der Aggregate 1 - 2 mm des sandigen Lehmbodens (Abb. 1c). Die Unterschiede zur Kontrolle waren in beiden Fällen gering. Die Förderung betrug maximal 8 % (Goltix WG 50x 34. Tag Lö), die Hemmung 7 % (Gramoxone 10x 22. Tag sL).

Anregungen der Bodenatmung nach Zugabe von Goltix WG sind auf mikrobiellen Abbau des Präparates zurückzuführen. Dabei werden offenbar Substanzen (Polysaccharide?) freigesetzt, die eine Stabilisierung der Aggregate bewirken. Das als persistent bekannte Präparat Gramoxone wird mikrobiell kaum abgebaut und kann damit nicht zur Stabilisierung der Aggregate beitragen. Vielmehr bewirkte es aufgrund seiner schädigenden Wirkung auf Mikroorganismen (s. DHA) eine Instabilisierung der Aggregate des sandigen Lehmbodens.

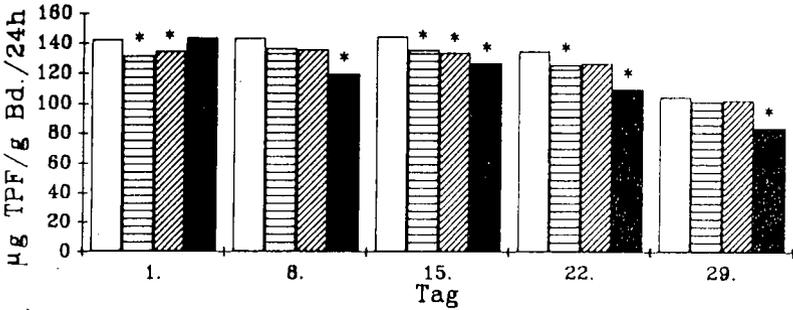
Schlußfolgerung: Herbizidapplikationen können die Stabilität der Aggregate 1 - 2 mm im Laborversuch sowohl schädigen als auch fördern. Die Effekte treten jedoch nur bei Anwendung überhöhter Dosierungen auf. Fördernde Wirkungen sind nur bei Präparaten zu erwarten, die infolge ihrer guten Abbaubarkeit die metabolische Aktivität der Mikroorganismen anregen.

Abb. 1: Einfluß von Gramoxone und Goltix WG auf die Bodenatmung, Dehydrogenaseaktivität und Aggregatstabilität des sandigen Lehmes

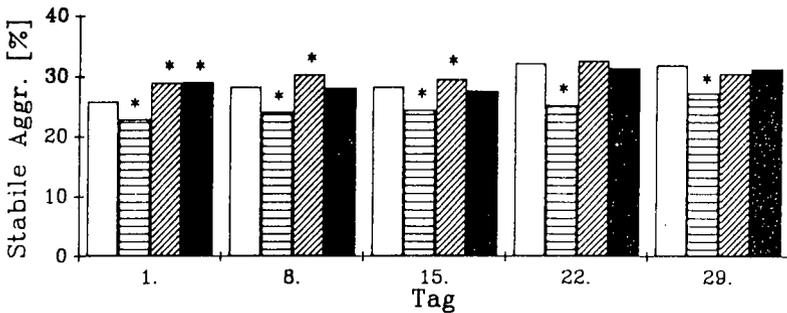
a) Bodenatmung



b) Dehydrogenaseaktivität



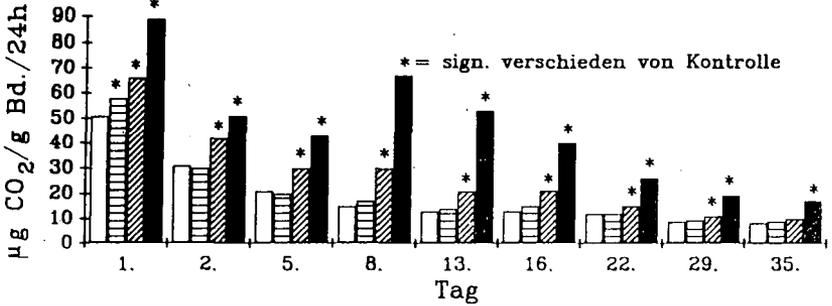
c) Aggregatstabilität



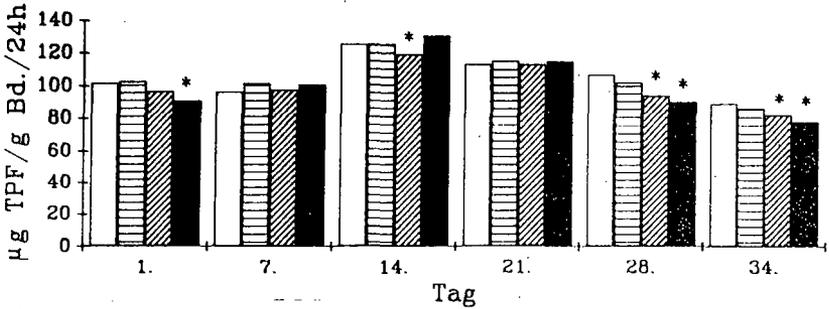
□ Kontrolle ▨ Gramoxone 10x ▩ Goltix WG 10x ■ Goltix WG 50x

Abb. 2: Einfluß von Gramoxone und Goltix WG auf die Bodenatmung, Dehydrogenaseaktivität und Aggregatstabilität des Lößbodens

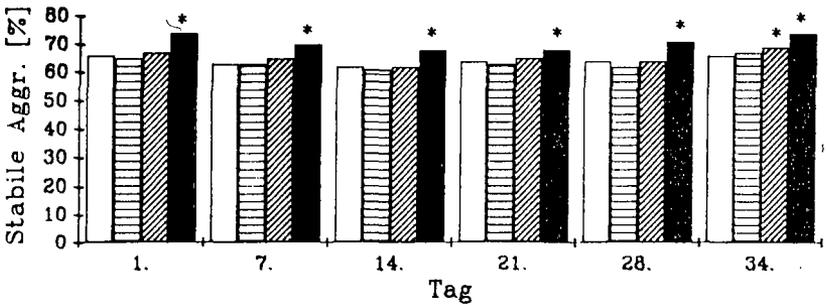
a) Bodenatmung



b) Dehydrogenaseaktivität



c) Aggregatstabilität



□ Kontrolle ▨ Gramoxone 10x ▩ Goltix WG 10x ■ Goltix WG 50x

N-Mineralisation auf sauren Waldstandorten - Einfluß von Mineralstoffdüngung und Kalkung

von

Wölfelschneider, A. und K.H. Feger

1. Einleitung

Durch die heute in vielen Waldgebieten gestiegenen atmosphären N-Einträge ist die Untersuchung der N-Mineralisation von wichtiger Bedeutung, denn nicht die N-Gehalte des Bodens, sondern die mikrobielle Nachlieferung ist für den N-Ernährungszustand eines Bestandes und mögliche N-Austräge ausschlaggebend.

Waldstandorte sind meist durch niedrige Boden-pH-Werte gekennzeichnet. Dennoch ließ sich in früheren Untersuchungen [1,4,5] auch in Böden mit pH-Werten < 4 Nitrifikation nachweisen. Somit ist vor allem die Frage über die Art der N-Mineralisation unter sauren Bedingungen zu klären, nämlich der relative Anteil von Ammonifikation und Nitrifikation. Wichtig hierbei ist außerdem die Bedeutung von heterotropher und autotropher Nitrifikation und inwieweit diese Prozesse durch Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen verändert werden. Gerade die Rolle der heterotrophen Nitrifikation in sauren Waldböden [7] bedarf weiterer Untersuchungen.

2. Zielsetzung

Die Untersuchungen sollen Aufschluß über die N-Mineralisation auf verschiedenen behandelten Flächen in Abhängigkeit von Bodentiefe und Jahreszeit geben. Ebenfalls sollen Aussagen über den Anteil Ammonifikation/Nitrifikation, sowie über die mikrobielle Aktivität abgeleitet werden. Hierbei liegt ein Schwerpunkt auf der Bestimmung heterotropher und autotropher Nitrifizierer. Die Bruttomineralisation wurde über die Gesamtkeimzahl und CO₂-Entwicklung gekennzeichnet.

3. Untersuchungsstandorte

Das Untersuchungsgebiet Schluchsee ist einer der beiden Fichtenstandorte im Schwarzwald, die im Rahmen des forstökologischen Projektes ARINUS in ihrer Stoffdynamik untersucht werden [6]. Es handelt sich um einen ca. 50-jährigen Fichtenbestand in etwa 1200 m Höhe. Der Boden ist gekennzeichnet durch niedrige pH-Werte und geringe Basensättigung. Auffallend sind hohe C- und N-Vorräte bis in tiefere Mineralbodenhorizonte. Dabei handelt es sich um ein "reliktisches Merkmal" des Stoffumsatzes des natürlichen Tannen-Buchen-Bergmischwaldes, der vor ca. 200 Jahren durch Fichtenreinbestände ersetzt wurde [9].

Bei den untersuchten Flächen des Standortes Schluchsee handelt es sich neben einer Kontrollfläche, um eine experimentelle N-Behandlungsvariante (1988 und 1991: je 700 kg/ha Ammonsulfat) sowie eine Kalkungsfläche (1990: 4000 kg/ha Dolomit).

4. Methoden

Im Zeitraum Juli 1992 bis Juni 1993 wurden Bodenproben getrennt nach Auflage (Of, Oh) und Mineralboden (0-10 cm, 30-40 cm) entnommen. Die Netto-Mineralisation wurde mit Hilfe vom Labor- und Freilandbrutversuchen untersucht (4 wöchige Inkubation) [2], die Bruttomineralisation über die CO₂-Entwicklung und Gesamtkeimzahl charakterisiert. Außerdem wurde die Zahl der heterotrophen und auto-

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstr. 17, D-79085 Freiburg i.Br.

tropen Nitrifizierer sowie die Gesamtkeimzahl mit Hilfe der MPN-Methode [3,7] ermittelt.

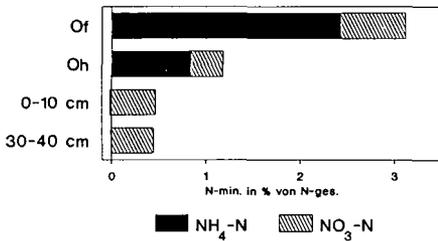
5. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zeigen bei der Betrachtung der N-Mineralisationsraten (Abb. 1), exemplarisch für den Monat Juli '92, für die verschiedenen Tiefenstufen, daß auf der Kontrollfläche in der Auflage (Of und Oh) Stickstoff überwiegend in Form von NH_4^+ nachgeliefert wird. Es sind nur geringe Nitrifikationsraten zu verzeichnen, wohingegen im Mineralboden eindeutig der Anteil der Nitrifikation überwiegt.

Es handelt sich beim Standort Schluchsee um ein "N-gesättigtes System". Den relativ niedrigen Einträgen von 10-15 kg N-ha⁻¹·a⁻¹ stehen Austräge in der selben Größenordnung gegenüber [9].

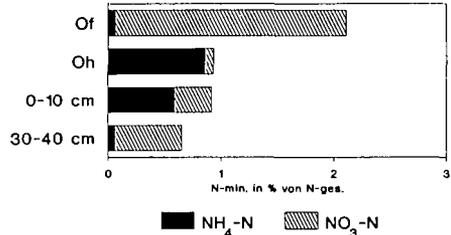
Im Gegensatz hierzu wird im Of der Kalkungsfläche der gesamte Stickstoff in Form von Nitrat nachgeliefert (Abb. 2), aber schon im Oh des Auflagehumus findet sich fast nur NH_4^+ . Im Mineralboden der Kalkungsfläche ist erhöhte Nitrifikation festzustellen.

N-Netto-Mineralisation
S1 (Kontrolle)



Laborbrutversuche, Probenahme Juli '92

N-Netto-Mineralisation
S4 (Kalkung)



Laborbrutversuche, Probenahme Juli '92

Abb. 1: N-Mineralisation, Kontrolle

Abb. 2: N-Mineralisation, Kalkung

Betrachtet man die N-Netto-Mineralisationsraten im Jahresverlauf (Abb. 3), so wird auf der Kontrollfläche Stickstoff fast überwiegend an allen Probenahmetermen in Form von NH_4^+ nachgeliefert, nur vereinzelt findet sich auch Nitrat. Auf der Kalkungsfläche hingegen wird an allen Terminen im Of der Auflage nitrifiziert, nur im Monat März läßt sich kein Nitrat nachweisen. Zu diesem Zeitpunkt lag auf den Versuchsflächen Schnee und die Temperaturen bewegten sich unter dem Gefrierpunkt, sodaß man hier von einer Inaktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen ausgehen kann.

Die N-Mineralisationsraten der N-behandelten Fläche S3 (Abb. 3) sind, bis auf eine stärkere Erhöhung der N-Mineralisationsrate im Monat Juli, ähnlich wie die der Kontrolle. Die durch die Ammonsulfat-Gabe erhöhten NH_4^+ -Gehalte haben in der Auflage keine verstärkte Nitrifikation bewirkt.

Im saisonalen Verteilungsmuster unterscheiden sich die Flächen kaum: alle zeigen ein ausgeprägtes Maximum im Monat Juli, ein Rückgang der Mineralisationsrate bis zu einem Minimum im Monat März mit einem anschließenden Anstieg im April.

6. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Trotz der ungünstigen bodenchemischen Bedingungen, d.h. vor allem niedrige pH-Werte, läßt sich eine hohe N-Nachlieferung nachweisen. Dies deckt sich mit der optimalen N-Versorgung der Bestände [9]. Ernährungsungleichgewichte, die sich in den Fichten-Beständen finden, stehen im Zusammenhang mit Mg-Mangel [8]. Das Ausgangssubstrat, der Bärhaldegranit, ist besonders arm an diesem Element.

Die N-Nachlieferung findet auf der Kontrolle in der Auflage fast ausschließlich in Form von Ammonium statt. Auf der Kalkungsfläche ist eine starke Verschiebung der N-Netto-Mineralisation in Richtung Nitrifikation zu verzeichnen.

Durch die damit entstandene zeitliche Entkopplung von N-Mineralisation und -Aufnahme, hat sich die Gefahr von Nitratauswaschung und einer Belastung der Hydrosphäre erhöht.

Kein Unterschied in der N-Mineralisationsrate ist zwischen Kontrolle und N-Behandlung festzustellen. Trotz Erhöhung des Ammonium-Angebots ist es nicht zur Bildung von Nitrat gekommen. Man kann somit davon ausgehen, daß in der Auflage der N-Behandlungsfläche die autotrophe Nitrifikation keine Rolle spielt.

7. Literatur

- [1] Zöttl, H.W. (1960): Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial. *Plant and Soil* **13**, 167-223.
- [2] Zöttl, H.W. (1960): Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung des Waldbodens. *Forstw. Cbl.* **79**, 72-90.
- [3] Alexander, M. (1965): Nitrification. In: Bartholomew, W.V., Clark, F.E. (Eds.): *Soil nitrogen*. American Society of Agronomy, Madison, 307-346.
- [4] Bücking, W. (1970): Nitrifikation als Standortfaktor von Waldgesellschaften. Dissertation, Freiburg i.Br.
- [5] Lang, E (1986): Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. *Göttinger Bodenkundl. Berichte* **89**.
- [6] Zöttl, H.W.; Feger, K.H. und Brahmmer G. (1987): Projekt ARINUS: I. Zielsetzung und Ausgangslage, KfK/PEF-Berichte **12**, 269-281.
- [7] Papen, H.; von Berg, R.; Hellmann, B. und Rennenberg, H. (1991): Einfluß von saurer Beregnung und Kalkung auf chemolithotrophe und heterotrophe Nitrifikation in Böden des Höglwaldes. Beiheft z. *Forstw. Cbl.* **39**, 111-116.
- [8] Feger, K.H. und Raspe, S. (1992): Ernährungszustand von Fichtennadeln und -wurzeln in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot im Boden. *Forstw. Cbl.* **111**, 73-86.
- [9] Feger, K.H. (1993): Bedeutung von ökosysteminternen Umsätzen und Nutzungseingriffen für den Stoffhaushalt von Waldlandschaften. *Freiburger Bodenkundl. Abh.* **31**, 237 S.

Die Forschungsvorhaben ARINUS und FEELING werden aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der EG-Kommission (KfK/PEF Karlsruhe) sowie des BMFT (Bonn) gefördert.

Chemische und spektroskopische Kennzeichnung des Humuskörpers von Mineralböden

von

Zech, W., G. Guggenberger und A. Miltner

1. Einleitung und Fragestellung

Am Lehrstuhl Bodenkunde der Universität Bayreuth wurden während der letzten Jahre die Prozesse der Streuzersetzung und Humifizierung in organischen Auflagen von Waldböden ausführlich untersucht (Kögel-Knabner, 1993; Zech et al., 1992; Zech und Kögel-Knabner, 1994). Es zeigte sich, daß von der frischen Streu (L) bis zu den vollständig humifizierten Oh/Ah-Lagen die Carboxyl-Gruppen zunehmen, ebenso paraffinische Substanzen, während die Polysaccharide abnehmen und die Aromaten auf relativ niedrigem Niveau mehr oder weniger konstant bleiben. Im Gegensatz zu den organischen Auflagen (einschließlich Ah) ist aber wenig bekannt, was im Humuskörper der Mineralbodenhorizonte abläuft und wie pedogenetische Prozesse (z.B. Podsolierung) die Verteilung der C-Spezies beeinflussen.

2. Material und Methoden

Untersucht wurde ein Eutric Vertisol aus tertiärem Mergel (Böhmen), ein Humic Cambisol aus carbonatreichen Schottern (Oberbayern), ein Umbric Leptosol aus Granit (Spanien) und ein Umbric Andosol aus vulkanischen Aschen (Japan). Sämtliche Böden weisen mächtige Ah-Horizonte auf, die morphologisch in Subhorizonte unterteilt und beprobt wurden. Nach Lufttrocknung wurden diese Proben gemahlen (< 0.2 mm) und chemisch sowie NMR-spektroskopisch untersucht (Einzelheiten s. Zech et al., 1994).

3. Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die NMR-spektroskopisch (CPMAS-¹³C-NMR) identifizierte Veränderung der C-Spezies mit zunehmender Bodentiefe von den obersten Mineralbodenlagen bis zu den untersten am Beispiel des Vertisols. Man erkennt deutliche Unterschiede im Vergleich zu

⁺) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

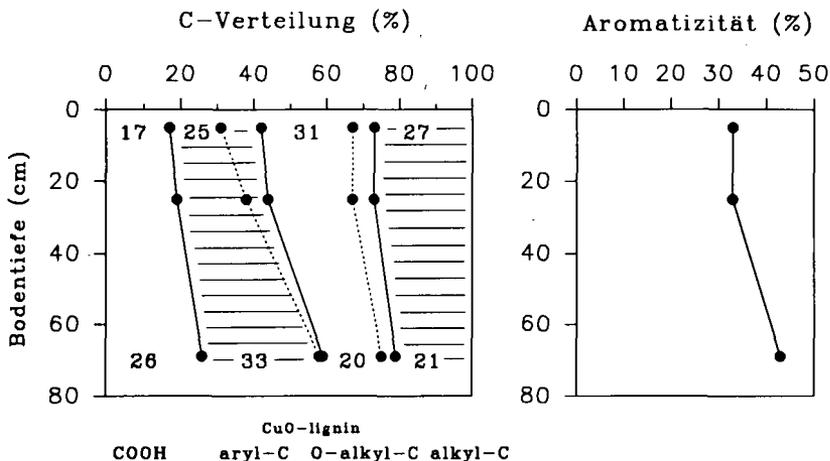


Abb. 1: Verteilung und Veränderung der C-Spezies mit zunehmender Bodentiefe in den humosen Mineralbodenhorizonten des Vertisols

den organischen Auflagen. Zwar nehmen auch im humosen Mineralbodenkörper mit zunehmender Humifizierung die Carboxylgruppen zu und O-Alkyl-C (hauptsächlich Polysaccharide) ab, jedoch weisen jetzt die Aromaten eine deutliche Zunahme und Alkyl-C eine signifikante Abnahme auf. Die Aromatizität erreicht im unteren Teil des mineralischen Humuskörpers Werte um 43%. Vergleichbare Ergebnisse ergab die NMR-spektroskopische Untersuchung der anderen drei Böden (Zech et al., 1994). Prüft man die Frage, welche Prozesse diesen Phänomenen zugrunde liegen, so gilt für die Aromaten, daß im Mineralboden CuO-Lignin stark abnimmt und die "Nicht-Lignin-Aromaten" (= Gesamt-Aromaten minus CuO-Lignin) deutlich zunehmen. Im Gegensatz dazu ist die Abnahmerate entspricht annähernd der Bildungsrate der "Nicht-Lignin-Aromaten". Die Folge ist, daß der Aromatenanteil in den organischen Auflagen nahezu konstant bleibt (Kögel-Knabner et al., 1991). Die Zunahme der "Nicht-Lignin-Aromaten" im Humuskörper der Mineralböden könnte auf katalytischen Effekten (vgl. Kondensationsmodell), selektiver Anreicherung (age-effect) und Stabilisierungsprozessen an der anorganischen Matrix beruhen.

Die NMR-Spektroskopie gibt nur wenig Auskunft über die Natur dieser sich im Laufe der Humifizierung anreichernden "Nicht-Lignin-Aromaten". Fest steht, daß sie reich an C-substituierten Aryl-Strukturen, jedoch arm an Phenolgruppen sind. Ihre hohen Gehalte an Carboxylgruppen machen wahrscheinlich, daß sie im Zusammenhang mit der oxidativen Spaltung von Ligninseitenketten und Ligninringstrukturen während des Ligninab- bzw. -umbaus entstehen. Diese Vorstellung wird durch die Tatsache untermauert, daß die mittels

CuO-Oxidation ermittelten Säure/Aldehyd-Quotienten der Vanillyleinheiten ($= (ac/al)_V$) von L nach Oh nur wenig zunehmen, innerhalb des mineralischen Humuskörpers der Probedböden jedoch sehr hohe Werte erreichen. Außerdem korreliert z.B. das $(ac/al)_V$ -Verhältnis signifikant mit folgenden Parametern: C-Aryl-C ($r = +0.66^{**}$), Aromatizität ($r = +0.63^{**}$), COOH-C ($r = +0.54^*$), CuO-Lignin ($r = -0.54^*$) und OCH_3 -C ($r = -0.83^{***}$).

Betrachten wir im folgenden die Veränderungen von Alkyl-C mit zunehmender Bodentiefe. Seinen Anstieg von L nach Oh/Ah führt Kögel-Knabner (1993) auf selektive Anreicherung resistenter aliphatischer pflanzlicher und mikrobieller Biopolymere zurück, sowie auf zunehmende Vernetzung von Lipid- und/oder Cutin/Suberin-Material. Die kräftige Abnahme von Alkyl-C innerhalb des Humuskörpers der untersuchten Mineralbodenhorizonte um annähernd 50% (Oh/Ah ca. 30%, unterster Teil des Ah ca. 20%) dokumentiert, daß die Alkyl-C-Strukturen eindeutig weniger stabil sind als die "Nicht-Lignin-Aromaten". Ihr Maximum im Oh/Ah hängt vermutlich mit hohen Einträgen mikrobieller und pflanzlicher (Wurzeln) Alkylverbindungen zusammen.

Wenig bekannt ist, inwieweit pedogenetische Prozesse wie z.B. Podsolierung die Verteilung der C-Spezies beeinflussen. An Podsolen im Fichtelgebirge fanden wir im Eluvialhorizont ein Aromatenminimum, im Illuvationshorizont aber ein Maximum. CuO-Lignin folgt nicht dem Kurvenverlauf von Aryl-C. Daraus folgt, daß im Illuvationshorizont sich maßgeblich "Nicht-Lignin-Aromaten" anreichern. Sie stammen entweder aus dem Eluvationshorizont oder werden im Illuvationshorizont infolge katalytischer Effekte neu gebildet. Differenziert man zwischen Bh- und Bs-Horizonten, so weisen erstere ein Aryl-C-Maximum auf, letztere dagegen ein Maximum an Carboxyl-C bedingt durch den hydrophilen Charakter dieser Gruppen. Erste Ergebnisse machen wahrscheinlich, daß Podsolierung auch die Verteilung von Alkyl-C beeinflusst, mit Maxima im Eluvialhorizont bzw. unterhalb der Illuvationslagen und einem schwachen Minimum im Bhs.

4. Schlußfolgerungen

- Die Dynamik organischer Substanzen im mineralischen Humuskörper der untersuchten vier Böden unterscheidet sich signifikant von jenen in organischen Auflagen. Die Unterschiede betreffen die verstärkte Akkumulation von "Nicht-Lignin-Aromaten" (reich an C-substituiertem Aryl-C und COOH-Gruppen, arm an Phenolen) mit zunehmender Bodentiefe, sowie die Abnahme von Alkyl-C.
- Podsolierung beeinflusst maßgeblich die C-Verteilung, wobei im Bh Aryl-C, im Bs Carboxyl-C und im Ae bzw. unterhalb des Bs Alkyl-C angereichert werden.
- Der maßgebliche Prozess während der Humifizierung betrifft die Bildung stabiler, C-substituierter Aromaten. In den organischen Auflagen von L nach Oh/Ah findet nur eine Initialphase der Humifizierung statt. Erst im Mineralboden folgt die Hauptphase.

5. Literatur

- Kögel-Knabner I. (1993): Biodegradation and humification processes in forest soils. In: J.M. Bollag, G. Stotzky (Hrsg.), *Soil Biochemistry* **8**, Marcel Dekker, New York, 101-137.
- Kögel-Knabner I., Hatcher P.G., Zech W. (1991): Chemical structural studies of forest soil humic acids: aromatic carbon fraction. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **55**, 241-247.
- Zech W., Kögel-Knabner I. (1994): Patterns and Regulation of Organic Matter Transformation in Soils: Litter Decomposition and Humification. In: E.-D. Schulze (Hrsg.), *Flux Control in Biological Systems: From the Enzyme to the Population and Ecosystem Level*. Academic Press, im Druck.
- Zech W., Ziegler F., Kögel-Knabner I., Haumaier L. (1992): Humic substances distribution and transformation in forest soils. *Sci. Total Environ.* **117/118**, 155-174.
- Zech W., Haumaier L., Guggenberger G., Gil-Sotres F., Arai S. (1994): Changes in carbon species distribution of humic substances with depth in mineral soils of various origin. *Proc. 6th Int. Meeting IHSS, Monopoli (Bari), Italy, 20-25 Sept. 1992*, im Druck.

KOMMISSION IV

Statusbericht der Kommission IV Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung

Von

Sauerbeck, D.

Anlässlich der Jahrestagung 1985 wurde das letzte Mal unter dem Titel "Aktuelle Probleme der Bodenfruchtbarkeit und Düngung" über Arbeiten der DBG-Kommission IV "Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung" berichtet. Die damalige Aufgabenbeschreibung, die selbstredend auch die Interessens- und Arbeitsschwerpunkte des agrikulturnchemisch orientierten Referenten erkennen ließ, läßt sich mit den Stichworten "Gefahren für die Bodenfruchtbarkeit", "Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit" und "Düngung" zusammenfassen (*Mengel, DBG-Mittlgn. 43, 1995*).

Dieser Beitrag schloß mit dem Hinweis, daß das Hauptanliegen der Kommissionsarbeit, nämlich die "Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit" sowohl ökonomischen als auch ökologischen Aspekten gerecht werden müsse. Folglich habe auch die künftige Forschung der Kommission IV drei miteinander verbundenen Zielen, nämlich der "Bodenerhaltung", dem "effizienteren Einsatz von Ressourcen" und der "umweltschonenden pflanzliche Produktion" zu dienen.

Spätestens hierdurch sollte eigentlich klar geworden sein, daß sich die Kommissionsaufgabe "Bodenfruchtbarkeit" keineswegs nur auf den rein ökonomisch motivierten Aspekt der "Bodenproduktivität" und die mit der Bodenfruchtbarkeit so untrennbar verbundene "Pflanzenernährung" ebenso wenig allein auf die produktionsorientierte "Düngung" reduzieren läßt. Dennoch ist diese Vorstellung bei manchen Kritikern der Agrarforschung bis heute präsent. Die derzeitigen Überlegungen um eine veränderte Kommissionsbezeichnung dürften nicht zuletzt als Reaktion auf dieses fundamentale Mißverständnis zu verstehen sein.

Ohne der diesbezüglichen Diskussion durch die Mitgliederversammlung vorzugreifen, sei an dieser Stelle nur als Beispiel zitiert, was die *Soil Science Society of America* zur Frage von Reorganisationen und Umbenennungen meint (*SSSA, 1992*): Da heißt es u. a.: "Starke und lebensfähige Institutionen passen sich den veränderten Aufgaben an, statt lediglich ihre 'Public Relations' um eine Erhaltung des Status Quo zu verstärken". Dieselbe Gesellschaft stellt aber andererseits auch befriedigt fest, daß sich "die Bodenkunde den veränderten Ansprüchen stellt, so beispielsweise durch Neuorientierung ihrer Forschungsaktivitäten und Lehrpläne, aber auch durch vermehrten Technologietransfer und veränderte Arbeitsprogramme ihrer Fachinstitute".

+) Bonhoefferweg 6, 38116 Braunschweig; vormals Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Es besteht sicher kein Zweifel, daß dieses - und zwar nicht erst seit 1985 - auch für die DBG bzw. deren Kommission IV "Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung" gilt. Was die seitherigen Kommissionsveranstaltungen betrifft, so hat die Periode von 1986-1989 der Ausrichtung von zwei DBG-Jahrestagungen (*DBG-Mittlgn.* 55, 1987; 59, 1989), einer Gemeinschaftsveranstaltung zusammen mit Komm. I (*DBG-Mittlgn.* 53, 1987) und vor allem des internationalen Bodenkundlichen Kongresses 1986 in Hamburg gedient. Bei letzterem hat die DBG-Kommission IV 13 je 2-stündige Sitzungen, ein Symposium und 4 weitere gemeinsame Symposien ausgerichtet bzw. mit organisiert. Außerdem wurde in Hamburg die IBG-Arbeitsgruppe "Rhizosphere" unter Vorsitz von Herrn Kollegen Jungk begründet.

Die "Nährstoffdynamik im Kontaktraum Pflanze/Boden" hat in jener Zeit eine ganze Reihe von Kommissionsmitgliedern im Verbund eines DFG-Forschungsschwerpunktes "Rhizosphäre" sehr stark beschäftigt. In dieser Arbeitsgruppe von Bodenkundlern, Pflanzenbauern, Pflanzenernähern, Pflanzenphysiologen, Biochemikern und Mikrobiologen unter Leitung von Herrn Kollegen Marschner wurde das Wissen um die Prozesse der Nährstoffdynamik in der Rhizosphäre und der Nährstoffaneignung durch die Pflanzen beträchtlich vertieft. Die Vorträge des Abschlußsymposiums 1988 sind in *der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bd. 152, 1989* zusammengefaßt.

Die Nützlichkeit oder - genauer gesagt - Notwendigkeit eines Gedankenaustausches zwischen den verschiedenen, der "Bodenfruchtbarkeit" verpflichteten Disziplinen hat die Kommissionstätigkeit auch während der Periode 1990-1993 geprägt. Teilweise war dieses auch Folge der räumlichen Nähe der beiden Vorsitzenden von Kommission III (Haider) und IV (Sauerbeck) bzw. eines von der FAL Braunschweig getragenen BMFT-Verbundprojektes zu Fragen der Bodenverdichtung und des Braunschweiger SFB "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen". Dies und die Gunst des Ortes erlaubte 1990 eine Gemeinschaftstagung der Kommissionen I, III und IV zum Thema "Wechselwirkungen zwischen Bodengefüge, bodenbiologischen Prozessen, Nährstoffflüssen und Transportvorgängen" (*DBG-Mittlgn.* 62, 1990).

Ebenfalls durch gemeinsame Interessen und Anfragen von außen veranlaßt, haben sich die Kommissionen IV und III 1992 in einer Gemeinschaftsveranstaltung mit internationaler Beteiligung erstmals einer gänzlich neuen, in der DBG jedenfalls bislang kaum behandelten Problematik zugewandt, nämlich den "Auswirkungen von Klimaveränderungen auf Böden und Bodenprozesse" (*DBG-Mittlgn.* 69, 1993). Auch die Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages "Schutz der Erdatmosphäre" hat sich in diesem Bereich mehrfach des Rates von DBG-Mitgliedern bedient (*Materialien zur Anhörung "Klimaveränderungen und Landwirtschaft, 1991, 1992*). Wenn die DBG hier national und international weiter mitreden will, wird sie sich mit diesen Fragen auch in Zukunft intensiv befassen müssen.

Nicht in erster Linie von der DBG organisiert, aber von ihr - und da besonders von Mitgliedern der Kommission IV - maßgeblich mitgetragen waren im Berichtszeitraum 2 öffentliche Veranstaltungen der DECHEMA-Arbeitsgruppe "Gefährdungspotentiale im Bodenschutz", wobei es beide Male um die "Beurteilung von Schwermetallkontaminationen im Boden" ging (*DECHEMA, Frankfurt/M., 1989; 1993*).

Die zahlreichen sonstigen Umwelt- und Bodenschutzaktivitäten von Mitgliedern unserer Gesellschaft in Gremien aller nur denkbaren Art hier aufzuführen - und all dieses auch noch allein für die Kommission IV vereinnahmen zu wollen, ginge entschieden zu weit und würde berechtigten Einspruch der anderen Kommissionen wecken. Gerade die "Arbeitsgruppe

Bodenschutz" der DBG ist vielmehr ein Beispiel dafür, wie hier Vertreter der verschiedensten Kommissionen auf das engste zusammenwirken.

Nicht weil diese besonders herausragt - wenngleich von den Autoren mit besonderem Engagement geschrieben - wohl aber als Beispiel dafür, wie sich innerhalb der DBG Bodenkundler, Pflanzenbauer, Agrikulturchemiker und Wasserwirtschaftler in brennenden Umweltfragen zu einer gemeinsamen Stellungnahme im wahrsten Sinne des Wortes "durchgerungen" haben, sei hier vor allem die vielbeachtete DBG-Denkschrift zur "Nährstoffversorgung landwirtschaftlich genutzter Böden - bodenkundlich-ökologische Forderungen" (*DBG, 1992*) genannt.

Wie erfolgreich in interdisziplinären Gremien zusammengearbeitet werden kann, hat in den vergangenen 4 Jahren ferner das überwiegend aus DBG-Mitgliedern bestehende "Schwäbisch-Haller Agrar-Kolloquium" gezeigt. Die Themenliste umfaßt (1) "Bodenfruchtbarkeit als wissenschaftliches und gesellschaftliches Problem", (2) "Bedeutung und Funktionen des Bodengefüges", (3) "Bodenerosion - Erklärungsmodelle und Schutzmaßnahmen", (4) "Humushaushalt - Funktionen und Bedeutung der organischen Bodensubstanz". (5) "Nährstoffhaushalt - Kenntnisstand und Forschungslücken", (6) "Recycling kommunaler und industrieller Abfälle in der Landwirtschaft" und schließlich (7) "Dynamik und Regulation von Biozönosen im Agrarökosystem". Jedes dieser Kolloquien wurde bzw. wird als Sonderband der *Berichte über Landwirtschaft* (Parey-Verlag, 1991, 1992, 1993, 1994) vom BML publiziert.

Auch diese disziplinübergreifende Aktivität unterscheidet sich von vielen sonst üblichen wissenschaftlichen Veranstaltungen dadurch, daß hier nicht nur der fachliche Kenntnisstand fortgeschrieben, sondern auch die praktisch gegebene Sachlage beurteilt wurde, um daraus konkrete Forderungen abzuleiten. Eine zusammenfassende Denkschrift dieses Arbeitskreises ist z. Z. in der Endredaktion (*Robert-Bosch-Stiftung, 1994*), und eine Kurzfassung der Schlußfolgerungen bzw. Forderungen wird anlässlich der IBG-Tagung 1994 in der *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* erscheinen.

Diese Aufzählung dürfte die Aktivitäts-Schwerpunkte innerhalb - bzw. von Mitgliedern - der DBG-Kommission IV einigermaßen zutreffend beschreiben. Gleichzeitig sind hiermit auch die derzeit aktuellsten, größtenteils schon in dem letzten Bericht angesprochenen Probleme der Bodenfruchtbarkeit umrissen. Wie schon 1985, so ist allerdings auch diesmal der Bericht des Kommissionsvorsitzenden bis zu einem gewissen Grade persönlich gefärbt. Das Spektrum der Beiträge, insbesondere zu den Kommissionssitzungen der beiden Jahrestagungen (*DBG-Mittlgn. 66, 1991; 72, 1993*), war noch wesentlich vielfältiger und größtenteils von Fragen der Bodennutzung geprägt.

Hieraus ergibt sich, daß in der Kommission IV keineswegs nur die den bisherigen Vorsitzenden besonders am Herzen liegenden Fragen der Pflanzenernährung, sondern auch andere Bodenfruchtbarkeit-Probleme wie z. B. Bodenbearbeitung, Flächenstilllegung und Tropenböden bearbeitet werden. Eines jedenfalls hat diese Arbeit der vergangenen 8 Jahren wohl überzeugend bestätigt, nämlich daß - wie schon eingangs erwähnt - im Selbstverständnis der Kommission IV "Bodenfruchtbarkeit" nicht bloß ein Synonym für agrarische "Bodenproduktivität", bzw. "Pflanzenernährung" nicht allein gleichbedeutend mit produktionsorientierter "Düngung" ist.

In diesem Zusammenhang dürfte auch interessieren, wie sich das Fachgebiet "Pflanzenernährung", national wie auch international mit der Kommission IV engstens verbunden, vor dem Hintergrund der heutigen Anforderungen aus Wissenschaft und Gesellschaft versteht. Von den drei erst jüngst wieder grundsätzlich bestätigten, aber neu artikulierten Schwerpunkten dieses Faches sind - von der "Ernährungsphysiologie der Pflanzen" hier einmal abgesehen - sowohl die "Wechselwirkungen Pflanze/Boden" als auch der Bereich "Nährstoffhaushalt und Düngung" in einer Weise mit Begriffen wie "Bodenfruchtbarkeit", "Bodendynamik" und "Bodenökologie" verknüpft, wie es enger kaum vorstellbar ist (*Z. Pflanzenernähr., Bodenkd. im Druck*).

Um dieses Bild abzurunden, seien abschließend noch einige Sätze aus einem Beitrag von Herrn Kollegen Bäumer zu der bereits genannten Denkschrift (*Robert-Bosch-Stiftung, 1994*) unter dem Titel "Bodenfruchtbarkeit als wissenschaftliches und gesellschaftliches Problem" zitiert. Da heißt es unter anderem sinngemäß:

"Während diejenigen Prozesse, die aufgrund ihres Zusammenwirkens die Produktionsfähigkeit des Bodens hervorbringen bzw. erhalten, schon seit langem Gegenstand intensiver Forschung sind, steckt die Untersuchung der Umweltaspekte der Bodenbewirtschaftung erst in den Anfängen." Und weiter:

"Die nachteiligen Auswirkungen der modernen Landwirtschaft auf den Naturhaushalt und die zunehmende Forderung der Gesellschaft nach einer stärker umweltschonenden, landschaftserhaltenden Bodenbewirtschaftung nötigen die Wissenschaft dazu, auch die nicht unmittelbar produktionsrelevanten Vorgänge in Agrarökosystemen stärker als Zielgrößen aufzufassen. Hierzu gehören Merkmale und Prozesse wie

- der Grad der Geschlossenheit von agrarischen, den Boden betreffenden Stoffkreisläufen;
- der Austrag von umweltbelastenden Stoffen, deren Anwendung mit der landwirtschaftlichen Produktion verbunden ist;
- die Häufigkeit und Intensität von Erosionsereignissen, die als Folge bestimmter Nutzungssysteme entstehen können;
- das Ausmaß der Entgiftung bzw. schadlosen Festlegung von Xenobiotica und anderen Schadstoffen im Boden;
- die Förderung der Systemstabilität durch natürliche Regelungsprozesse mit dem Ziel einer Begrenzung von Schadorganismen und
- der weitestmögliche Erhalt der Artenvielfalt in der Agrarlandschaft."

Die DBG-Kommission IV ist gut beraten, wenn die ihr angehörenden Fachleute aus Bodenkunde und Pflanzenernährung auch weiterhin in diesem Sinne zusammenarbeiten und sich hierdurch gegenseitig befruchten.

Auswirkungen jahrzehntelanger Versauerung bei einer Braunerde aus lehmigem Sand in West-Niedersachsen

VON

Bailly, F., M. Eickelmann, A. Kayser und E. Poddig

Einleitung

Im Jahre 1955 wurde im Versuchsbetrieb des heutigen Fb. Gartenbau der FH Osnabrück ein Kalksteigerungsversuch angelegt. Er dient bis heute der Ertragsermittlung bei Gemüse-Arten (zeitweilig auch Zierpflanzen). Nach 35-jähriger Versuchsdauer sollte erstmals untersucht werden, welche Veränderungen in den Bodenprofilen bis 1 m Tiefe seitdem abgelaufen sind.

Standort

Der Versuch befindet sich auf einer schwach südexponierten Fläche mit mittel- bis tiefgründiger Braunerde aus lehmigem Sand (örtlich ab 80 cm Geschiebelehm). Der Ap-Horizont enthält rund 2% org. Substanz (C/N etwa 13/1). Klimatisch gehört das Osnabrücker Bergland (770 mm mittl. Jahresniederschlag, 8,8°C mittl. Jahres-temperatur) zur submontanen Berglandregion.

Versuchsanlage

Der Versuch war angelegt worden als einfaktorielle, nicht randomisierte Blockanlage; er umfasst in vier Blöcken (a bis d) die folgenden fünf Varianten:

- Völlig unterlassene Kalkung = "Ohne Kalk"
- Regelm. Kalkung (Branntkalk) Ziel-pH 5,5 = "CaO 5,5"
- Regelm. Kalkung (Branntkalk) Ziel-pH 6,5 = "CaO 6,5"
- Regelm. Kalkung (dolomit.Branntkalk) Ziel-pH 5,5 (Nicht untersucht)
- Regelm. Kalkung (dolomit.Branntkalk) Ziel-pH 6,5 (Nicht untersucht)

Die Varianten erhielten eine ungestaffelte NPK-Düngung.

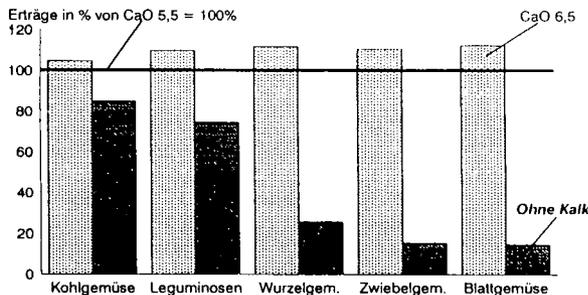
Gemüsebauliche Erträge

Abb.1 zeigt die Relativ-Erträge der in den vergangenen Jahrzehnten durchgeführten insgesamt 32 Feldversuche. Die Unterschiede zwischen den Erträgen der beiden aufgekalkten Varianten waren statistisch meistens nicht gesichert. Hingegen waren die Unterschiede zur oft extremen Minderwuchs zeigenden Variante "Ohne Kalk" fast durchweg signifikant.

Abb. 1

Relativverträge bei
Gemüse-Arten
(1955-1989)

(in % der Erträge
der Variante CaO 5,5)



Beprobung

Obwohl hinsichtlich bodenkundlicher Fragestellungen die Parzellen-Ausmaße mit $2,5 \times 12 = 30 \text{ m}^2$ nicht sehr günstig sind, sollte an diesem Jahrzehnte-alten Feldversuch dennoch versucht werden, durch Vergleich mit den beiden Branntkalk-Parzellen einen Einblick zu gewinnen in Profil-Veränderungen infolge Versauerung. Die Untersuchungen erstreckten sich auf die entsprechenden drei Varianten der Blöcke a und d; sie erfolgten an Mischproben, die parzellenweise aus jeweils vier mit dem Wurzelbohrer (n. Eijkelkamp) bis 1 m Tiefe aus fünf Horizonten entnommenen Teilproben gewonnen worden waren.

Bodenkundliche Veränderungen

Die Ergebnisse werden hier nur für Block a wiedergegeben (Abb.2-4); die Ergebnisse des ebenfalls untersuchten Blocks d unterscheiden sich nur quantitativ etwas, doch kaum qualitativ.

Tiefenfunktion des pH-Wertes: Die Wirkung der Kalkung reicht bei Variante "CaO 6,5" bis in mittlere, bei Variante "CaO 5,5" nur bis in geringe Tiefe. Die starke Versauerung der Variante "Ohne Kalk" erfasst bereits die mittleren Horizonte nur noch abgeschwächt.

Tiefenfunktion der Austauschbaren Kationen (in BaCl_2 , pH 8,1): In beiden aufgekalkten Varianten dominiert Ca^{2+} , gefolgt von H^+ . In der Variante "Ohne Kalk" dominiert H^+ , bei gleichzeitiger Al-Sättigung von 5-20% der max.KAK (entspr. etwa 50% der eff. KAK).

Tiefenfunktion von Phosphat und Kalium (CAL-Methode): Während Phosphat eine düngungsbedingt starke Anreicherung im Oberboden aller Varianten zeigt, ist bei Kalium in der Variante "Ohne Kalk" eine Anreicherung in tieferen Horizonten erkennen; sie ist Folge einer - im Vergleich mit den oft drastisch verringerten Erträgen - deutlich überhöhten K-Düngung.

Tiefenfunktion von Schwermetallen (Königswasser; DTPA; Aktiv-Mn): Die Werte der Königswasser-Extraktion - soweit vorhanden - liegen im Bereich geogen bedingter Gehalte; eine mäßige anthropogene Anreicherung im Oberboden ist zu vermuten. Blei und Kupfer zeigen weder eine Erhöhung der Extrahierbarkeit noch eine Verlagerung als Folge der Versauerung. Mangan zeigt auch in den heute nicht versauerten Parzellen eine Anreicherung zur Tiefe hin; dies läßt Verlagerungsvorgänge bereits in vor- oder früh-ackerbaulicher Zeit vermuten. In der heute versauerten Parzelle ist die Extrahierbarkeit deutlich erhöht. Die Werte für Zink deuten ebenfalls auf eine, wenn auch weniger stark ausgeprägte, Tiefenverlagerung (der Oberbodenwert der Variante "CaO 6,5" weist eine Störung infolge Fremdzufuhr durch benachbarte, verzinkte Gewächshäuser auf). Bei Eisen zeigt sich eine Zunahme der Extrahierbarkeit, aber keine Zunahme der Tiefenverlagerung.

Stoffaufnahme durch Gemüsepflanzen

Ein randomisierter Feldversuch mit Spinat, Porree, Möhre und Buschbohne im Jahr 1992 diente lediglich der Entnahme von Pflanzenmaterial zur Stoffanalyse. *Spergula arvensis* als Säurezeiger auf den Parzellen "Ohne Kalk" konnte z.T. miteinbezogen werden. Die stark zusammengefassten Ergebnisse (Tab.1) zeigen, daß mit der Versauerung fast durchweg die Gehalte der Pflanzen an Mn und Zn, oft auch an Al und Fe signifikant zunahmten, während die Ca-Gehalte, teilweise auch die von P und Cu abnahmen.

	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al	Fe	Cu
	%				ppm				
SPINAT:									
Blatt	-	↓	↓	-	↑	↑	↑	↑	-
PORREE:									
Blatt	↓	-	↓	-	↑	↑	↑	↑	-
Wurzel	↓	↓	-	-	↑	-	-	-	-
BOHNE:									
Hülse	↓	↑	-	-	↑	↑	↑	↑	↓
Blatt	↓	↑	↓	-	↑	↑	↑	↑	↓
Wurzel	-	↑	↓	↓	↑	↑	-	-	-
MÖHRE:									
Kraut	-	↑	↓	-	↑	↑	-	↓	-
Wurzel	↓	-	-	-	↑	↑	↑	↑	↓
Spörgel:									
Oberirdisch	-	-	(↓)	-	(↑)	-	-	-	-
Wurzel	-	-	(↓)	-	(↑)	-	-	-	-

Tab. 1: Signifikante Zu-(↑) bzw. Abnahme(↓) der Gehalte in den Pflanzen der Var. "Ohne Kalk", verglichen mit den Gehalten der Pflanzen beider CaO-Varianten. (Mittelwertvergleich nach Newman/Keuls) (Spörgel nur Trendangaben)

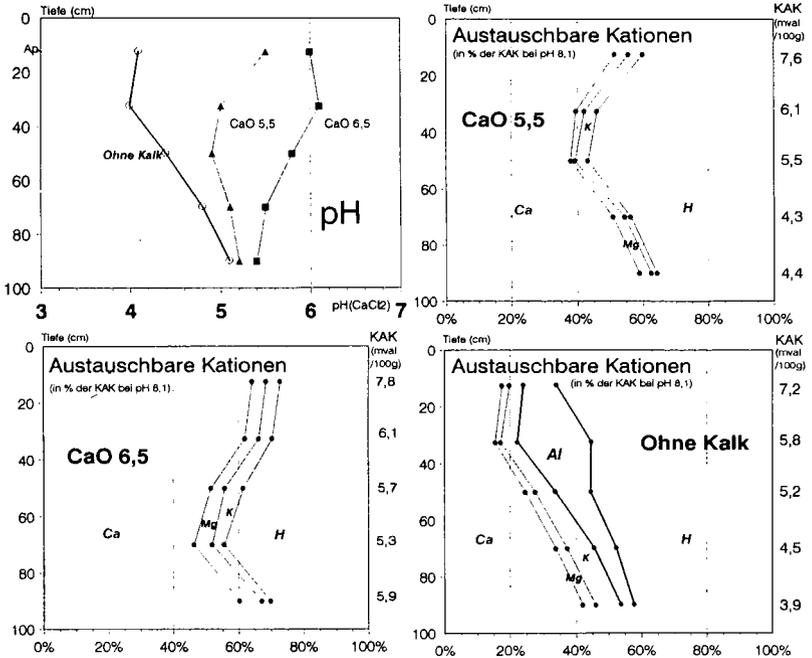


Abb. 2:

Tiefenfunktion der pH-Werte sowie der Austauschbaren Kationen (% der max. KAK, BaCl₂, pH 8,1)

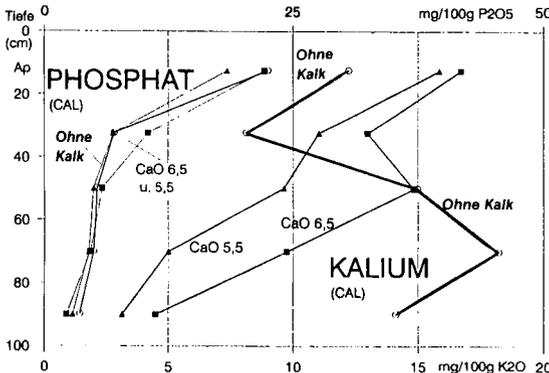


Abb. 3:

Tiefenfunktion von Phosphat und Kalium (CAL-Methode)

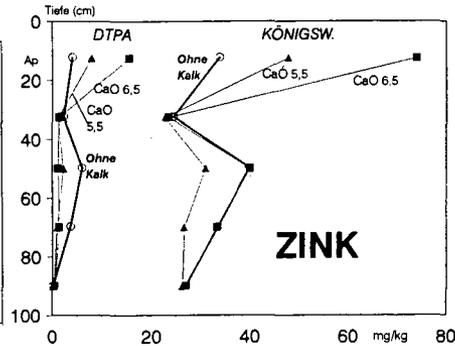
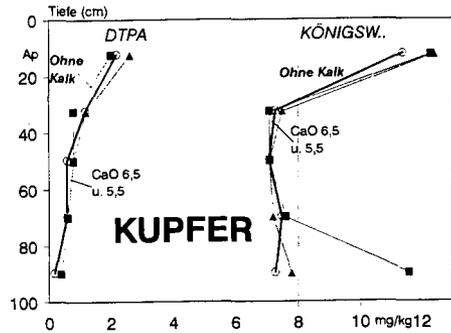
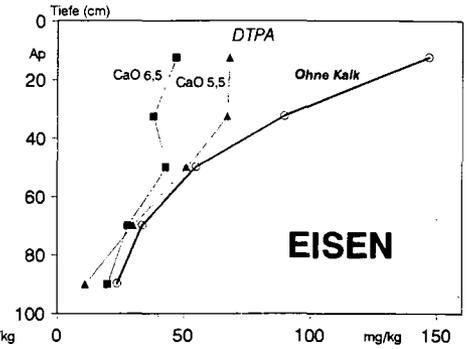
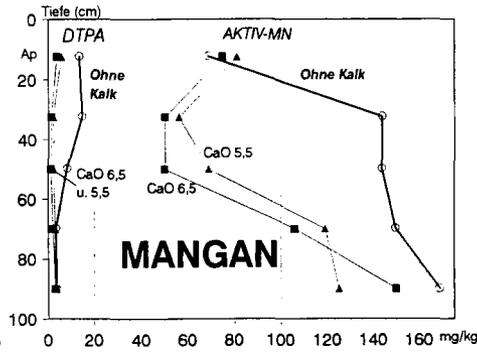
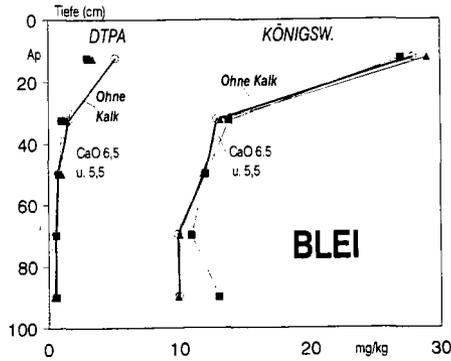


Abb. 4
Tiefenfunktion von
Schwermetallen
(verschiedene
Extraktionsmethoden)

Zum Einfluß von Standorteigenschaften auf das Wachstum von *Gmelina arborea* und *Cordia alliodora* in Nord Costa Rica

VON

Bergmann, C.¹ und M. Stuhmann²

1. Einleitung

In Costa Rica hat die hohe Abholzungsrate der letzten Jahrzehnte (60.000 ha/Jahr) zu einer starken Verringerung der produktiven Waldfläche geführt. Da der nationale Holzbedarf kaum noch aus eigenen Wäldern gedeckt werden kann, soll mit Aufforstungen schnellwachsender Baumarten der Holzknappheit entgegengewirkt werden. Hierbei werden sowohl einheimische Arten wie *Cordia alliodora* als auch exotische Arten wie *Gmelina arborea* verwendet. Beide Arten werden in anderen Ländern bereits erfolgreich angebaut (CONIF, 1988; LAMB, 1968). Dennoch sind auf den zum größten Teil langjährig als Viehweiden genutzten, degradierten Böden in den Pflanzungen verbreitet Wachstumsdepressionen zu beobachten.

Im Rahmen einer Studie vor Ort, im GTZ-Projekt COSEFORMA, wurden die Nährstoffansprüche beider Baumarten charakterisiert und Untersuchungen zur Abhängigkeit des Wachstums von Standorteigenschaften durchgeführt (BERGMANN et al., submitted; STUHRMANN et al., submitted).

2. Material und Methoden

Im Rahmen der vorgestellten Arbeit wurden in 2-3 jährigen Plantagen mit *Cordia alliodora* und *Gmelina arborea* Blatt- und Bodenproben genommen. Alle 46 Untersuchungsflächen liegen im nördlichen atlantischen Tiefland Costa Ricas und können wie folgt charakterisiert werden: **Klima** perhumid mit 2000 bis 4500mm jährl. Niederschlag und über 25°C im Jahresmittel; **Geländehöhe** 100-300m ü. Meer; **Landschaft** wellig bis tief zertalt in basaltisch-andesitischen Ablagerungen des Pleistozäns; **Böden** tief verwittert, nährstoffarm, tonig, ursprünglich gut strukturiert, rot und braun gefärbt (Niti-/Ferralsols, Cambi-/Acrisols; FAO, 1988).

Die **Blattproben** (erste ausgewachsene Blätter des Gipfels von je 5 Bäumen pro Standort) wurden auf Nährstoffgehalte untersucht. Die **Bodenproben** (gestörte und ungestörte Beprobung pro Horizont) dienen der chemischen (pH, N_t, C_t, P_t, P_{Bray}, KAK_{eff}, austauschb. Basen, Al, Mn, H⁺) sowie physikalischen (dB in 3 Tiefen, k_f, PF-WG-Kurven, Textur) Kennzeichnung der Böden, unter besonderer Berücksichtigung der pflanzenverfügbaren Nährstoffvorräte.

Deutlich wachstumslimitierende Eigenschaften wurden über multiple Regressionsanalyse ermittelt.

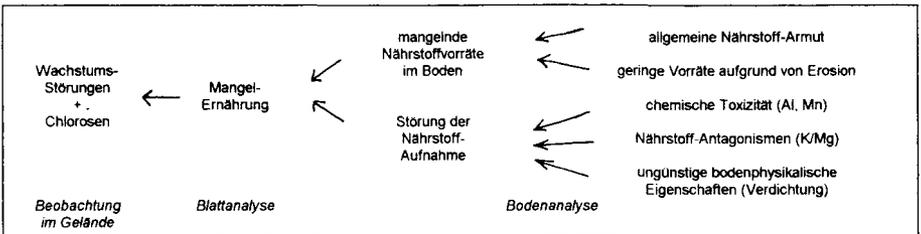


Abbildung 1.

Mögliche Beziehungen zwischen Wachstumsstörungen, Nährstoffmangel oder unausgewogener Ernährung sowie Bodeneigenschaften (nach STUHRMANN et. al, submitted; verändert).

¹ZALF - Institut f. Wald- und Forstökologie, Eberswalde, Dr.-Zinn-Weg, 16225 Eberswalde

²Bayreuther Inst. f. Terrestr. Ökosystemforschung (BITÖK), Lehrst. f. Bodenökologie, Univ. Bayreuth, 95440 Bayreuth

3. Ergebnisse und Diskussion

Beobachtungen und Blattanalyse

Sowohl für *Gmelina arborea* als auch für *Cordia alliodora* können deutliche, reliefabhängige **Wachstumsunterschiede** innerhalb der Pflanzungen **beobachtet** werden (Abb. 2). Die **Blattanalyse** deckt signifikante Unterschiede in der **Ernährungssituation** gut- und schlechtwüchsiger Bäume auf und läßt eine Mangelversorgung mit den Makronährstoffen N, P, K erkennen. Die Ansprüche von *Cordia* sind höher als die von *Gmelina* (vgl. auch Abb. 5).

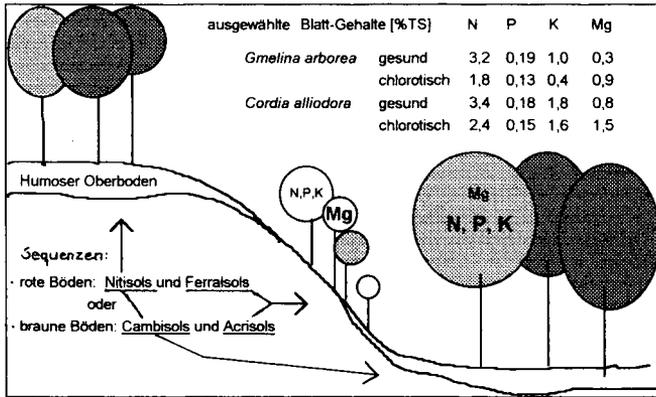


Abbildung 2.

In Plateau- und Hangfußlagen zeigen *Gmelina* und *Cordia* gutes Wachstum (bis zu 61 bzw. 37 cm/Monat), die Bäume sind gesund und dunkelgrün belaubt. An Hängen (bis zu 36° Neigung) weisen die hier i.d.R. chlorotischen, gelbblättrigen Bäumchen durchschnittliche Zuwächse von 13 bzw. 7 cm/Monat auf.

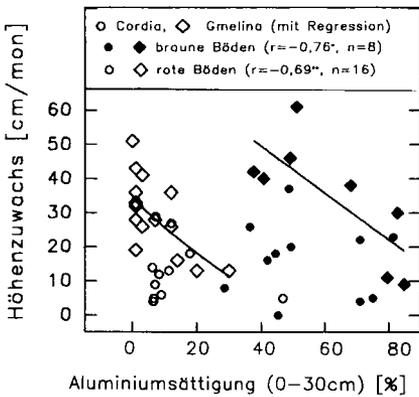


Abbildung 3.

In den braunen Böden erreicht die Al-Sättigung Werte von 80%. Die relativ niedrigen Al-Sättigungen in den roten Böden beeinflussen das Wachstum von *Gmelina* und *Cordia* nicht.

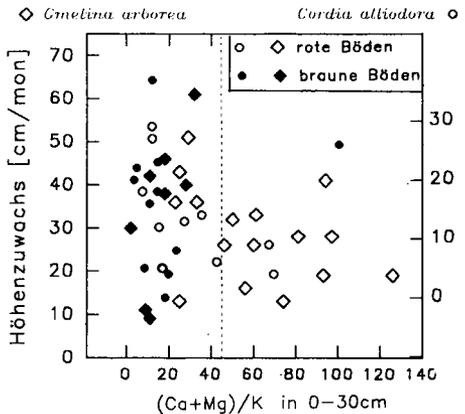


Abbildung 4.

Die roten Böden sind durch ungünstige Verhältnisse von K zu Mg bzw. (Ca+Mg) (vgl. CARVAJAL, 1978) gekennzeichnet. Die Hemmung der K-Aufnahme auf den ohnehin **K-amen Standorten** führt zu Wachstumsdepressionen sowohl bei *Gmelina* als auch bei *Cordia*.

Bodenanalyse

Die Ergebnisse der Blattanalyse deuten einen **Antagonismus** zwischen K und Mg an, der mit Hilfe der Bodenanalysen für die roten Böden (Niti-/Ferralsols) bestätigt werden kann (Abb. 4). Hierfür ist vermutlich das Ausgangssubstrat verantwortlich. Eine weitere Ursache liegt möglicherweise in der Praxis, den ursprünglich sauren, roten Böden über längere Zeiträume der zunächst ackerbaulichen, dann viehwirtschaftlichen Vornutzung dolomitischer Kalk zuzuführen. Dadurch werden gerade noch günstige K/Mg- bzw. K/(Ca+Mg)-Verhältnisse (vgl. CARVAJAL, 1978) schnell unterschritten.

Auf den braunen Böden (Cambis-/Acrisols) sind die Wachstumsstörungen auf extrem hohe **Al-Sättigungen** zurückzuführen (Abb. 3). Al dominiert am Austauschkomplex und behindert sowohl Wurzelwachstum wie auch N- und P-Aufnahme ($r=-0,78^*$ bzw. $r=-0,79^*$) (vgl. VON UEXKULL, 1988).

Die **Bodenanalysen** belegen, daß *Cordia* bisher in der Regel auf nährstoffreicheren Böden (z.T. auch auf Alluvien) angepflanzt wurde als *Gmelina*.

Hinsichtlich bodenphysikalischer Standorteigenschaften zeigt sich, daß *Cordia* empfindlicher auf eine relativ höhere **Oberbodendichte** (δB_0) reagiert als *Gmelina* (Abb. 6). Dieser Parameter steht mit bodenphysikalischen Faktoren wie Porenvolumen, Wasserkapazität und hydraulischer Leitfähigkeit in engem Zusammenhang. Die ungünstige Entwicklung dieser Standorteigenschaften bis hin zu stark verdichteten Oberböden wird bei Beweidung durch den Viehtritt verursacht. An Hängen kommt es zur Erosion des humosen Oberbodens. Da die Oberbodendichte eine relativ einfach bestimmbare Eigenschaft ist und mit den genannten Parametern gut korreliert, wurde sie als (indirektes) Maß für die **Verdichtung** durch langjährige Beweidung herangezogen (Abb. 7).

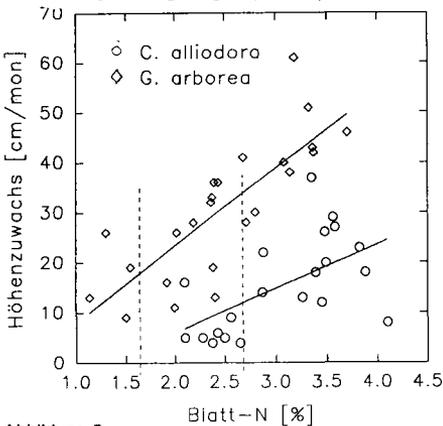


Abbildung 5.

Die Ansprüche von *Cordia* sind vergleichsweise hoch. N-Unterversorgung beispielsweise kann im Vergleich zu *Gmelina* schon bei N-Blatt-Gehalten von 2,8 g/100gTS festgestellt werden (*Gmelina*: 1,6 g/100gTS).

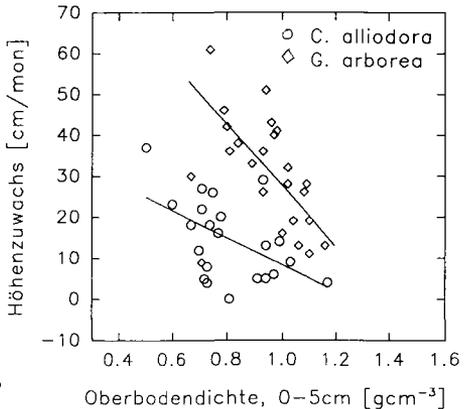


Abbildung 6.

Cordia reagiert viel empfindlicher auf relative Oberbodenverdichtung als *Gmelina*, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß *Cordia* in den ersten Jahren zunächst nur ein sehr flachgründiges, laterales Wurzelsystem ausbildet (CONIF, 1988).

Die multiple Regressionsanalyse zeigt - für beide Arten -, daß die beobachteten Wachstumsstörungen auf den beiden Bodentypen-Einheiten auf die unterschiedlichen, diskutierten Ursachen zurückzuführen sind (Abb. 8).

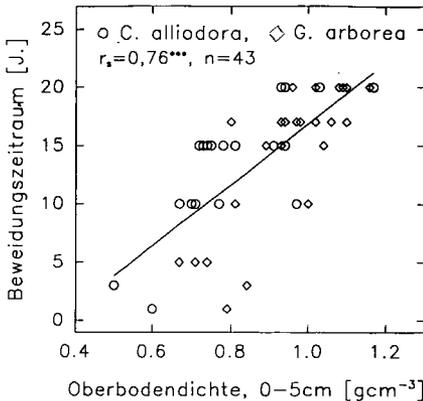


Abbildung 7.

Die Dauer der Landnutzung als Weide und damit der Beeinträchtigung des Oberbodens durch Viehtritt korreliert für alle untersuchten Pflanzungen deutlich mit der gemessenen Dichte in 0-5cm Bodentiefe.

Gmelina:

rote Böden $r^2 = 0,91^{***}$, $n = 16$
 Höhe = $60 + 0,6 \text{ Ah-Mächtigkeit} + 40 \text{ K/Mg}_{30\text{cm}} - 60 \text{ dB}_{0-5\text{cm}}$
 braune Böden $r^2 = 0,82^*$, $n = 8$
 Höhe = $116 - 53 \text{ dB}_{0-5\text{cm}} - 0,7 \text{ Al-Sättigung}_{30\text{cm}}$

Cordia:

rote Böden $r^2 = 0,70^*$, $n = 11$
 Höhe = $71 + 0,2 \text{ Ah-Mächtigkeit} - 10 \text{ pH}_{\text{H}_2\text{O}} - 34 \text{ K}^{-1}_{30\text{cm}}$
 braune Böden $r^2 = 0,85^{***}$, $n = 11$
 Höhe = $92 - 61 \text{ K}^{-1}_{30\text{cm}} - 76 \text{ dB}_{0-5\text{cm}} - 0,2 \text{ Al-Sättigung}_{30\text{cm}}$

Abbildung 8.

Auf allen Böden ist die relative **Oberbodenverdichtung** ein wachstumslimitierender Faktor. Dies gilt sowohl für *Gmelina* als auch für *Cordia*. Die unterschiedliche Wirkung von Al bzw. K auf den braunen bzw. roten Böden (s. Diskussion) wird verdeutlicht. Auf den roten Böden ist außerdem deutliche **Oberbodenerosion** für die Mangelversorgung der Bäume mitverantwortlich.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Auf den nährstoffarmen, tiefgründig verwitterten, tropischen Böden sind in erster Linie Hauptnährelement-Mängel für die beobachteten Wachstumsstörungen verantwortlich. Dies liegt u.a. an der starken Erosion des humosen, nährstoffspeichernden Oberbodens in Hanglagen. Eine Kalkung der sauren Böden muß mit Bedacht vorgenommen werden, da überhöhte Mg- (und Ca-) Mengen ohne begleitende K-Düngung zu akuten K/Mg-Mißverhältnissen führen können. Mit sehr niedrigen pH-Werten einhergehende hohe Al-Sättigung wirkt hemmend auf Nährstoffaufnahme und Wurzelwachstum.

Während extensiver Beweidung ist die ursprünglich günstige Bodenstruktur durch Viehtritt zerstört worden, was sich insbesondere auf das Wachstum von *Cordia* deutlich negativ auswirkt. Da die Ansprüche von *Cordia* wesentlich höher sind als die von *Gmelina*, sollte diese Art nur auf den fruchtbarsten Böden angebaut werden. Eine der Aufforstung vorangehende Evaluierung mit Hilfe weniger, einfach messbarer Parameter sollte in Zukunft die Bepflanzung ungeeigneter Flächen mit *Cordia* und *Gmelina* vermeiden helfen. Ungünstige Standorte müssen vermehrt mit toleranteren, z.B. einheimischen Arten wie *Vochysia spec.* oder *Acacia spec.*, aufgeforstet werden.

5. Literatur

- BERGMANN, C., M. STUHRMANN, W. ZECH. Plant Soil (submitted).
 CARVAJAL, J.F., 1978. Agron. Costarr. 2(2), 175-183.
 CONIF, 1988. Conif-Holanda. Bogotá, 1988. Serie Documentación No. 15.
 FAO, 1988. Soil Map of the World, Revised Legend. Rome.
 LAMB, A.F.A., 1968. Commonwealth For. Inst., Dep. of For., Univ. of Oxford.
 STUHRMANN, M., C. BERGMANN, W. ZECH. For. Ecol. Manage. (submitted).
 VON UEXKULL, H.R., 1988. FAO Fertilizer Plant Nutr. Bull. 10. Rome.

Wir danken der GTZ für die Finanzierung der Feld- und Laborarbeiten in Costa Rica und Herrn Prof. Dr. W. Zech für die fachliche Unterstützung und die Ermöglichung unserer Arbeiten an seinem Lehrstuhl.

Zur Bodenfruchtbarkeit und agrarischen Nutzungseignung degradierter Acrisols in einem ehemaligen Teeanbaugebiet Sri Lankas

VON

Bötschek, J.¹, A. Neu¹, A.N. Jayakody² und A. Skowronek¹

1. Landnutzung im Untersuchungsgebiet

Nach wie vor erzielt die Teeausfuhr einen großen Teil der Exporteinnahmen Sri Lankas (1990: 36 %), aber der Teeanbau geht ständig zurück. Flächen mit unterdurchschnittlichem Ertrag und schlechterer Qualität wurden aus der Produktion genommen, während geeignete Standorte mit besonders ertragsstarken Teesträuchern bepflanzt wurden. Vor allem für das von dieser rückläufigen Entwicklung besonders betroffene "mid-country" (600 - 1200 m NN) mußte eine andere Form der Landbewirtschaftung gefunden werden.

In diesem alten Teeanbaugebiet liegt das Gurukele Settlement, in dem die Untersuchungen in Zusammenarbeit mit dem Department of Soil Science der Universität von Peradeniya durchgeführt wurden. Das Settlement ist 20 km südlich von Kandy in etwa 1000 m NN gelegen (Abb. 1). Es weist trotz eher weicher Formen Hangneigungen bis über 60 % auf. Den Untergrund bilden hochmetamorphe Granulite und Gneise. Bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur um 23 °C schwanken die Temperaturen um weniger als 5 °C. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge von 2500 mm fällt über das Jahr gleichmäßig verteilt.

Die ehemaligen Teeplantagenflächen des Gurukele Settlements wurden in 1 acre (0,4 ha) große Parzellen aufgeteilt und kleinbäuerlicher Nutzung überlassen. Die typische Mischkultur besteht aus Kaffee (*Coffea*), Tee (*Camellia sinensis*) und Pfeffer (*Piper nigrum*) sowie der Leguminose *Gliricidia* ssp. u.U. auch *Albizia* ssp., die als Rankhilfe für den Pfeffer und als Schattenbaum dient bzw. Blattmasse für die Gründüngung liefert (Abb. 2). Dabei ist keineswegs geklärt, welches Fruchtbarkeitspotential die Böden aufweisen und welche Fruchtbarkeitsverbessernden Maßnahmen möglich sind.

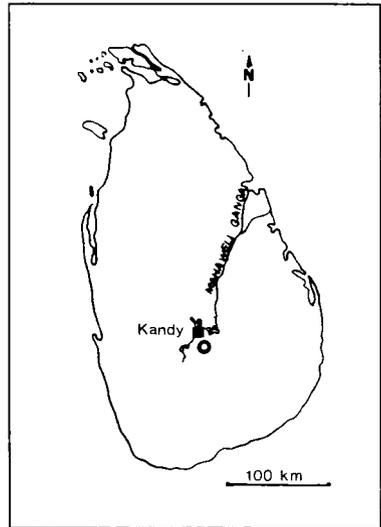
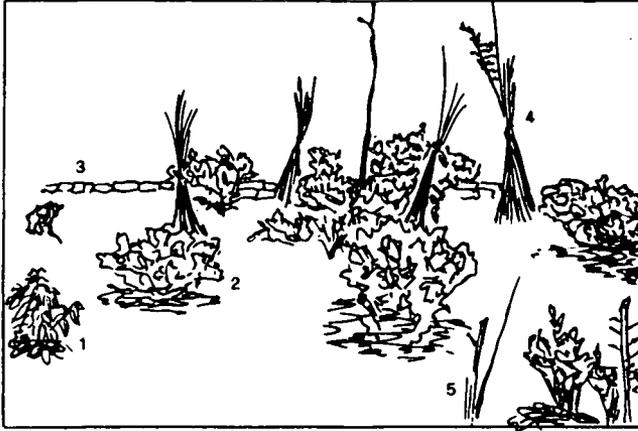


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes (o)

¹) Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, D-53115 Bonn

²) Dep. of Soil Science, Univ. of Peradeniya, Sri Lanka



- | | |
|----------------------------|--|
| 1 <i>Coffea</i> | 4 Stroh abgedeckter <i>Gliricidia</i> mit
rankendem <i>Piper nigrum</i> |
| 2 <i>Camellia sinensis</i> | |
| 3 Erosionsschutzmauer | 5 geschnittener <i>Gliricidia</i> Baum |

Abb. 2: Mischkultur im Gurukele Settlement

2. Bewertung der Bodenfruchtbarkeit nach dem "Fertility Capability Soil Classification System"

Anhand eines Beispielprofiles des Gurukele Settlement soll das "Fertility Capability Soil Classification System" (FCC-System) von BUOL und COUTO (1981) bzw. seine weiterentwickelte Form (SANCHEZ et al. 1982) vorgestellt werden. Das FCC-System kennzeichnet die wesentlichen Bodenmerkmale, die Rückschlüsse auf die Bodenfruchtbarkeit zulassen. Auf der Grundlage bodenphysikalischer und bodenchemischer Kenngrößen werden solche Merkmale aufgelistet und in FCC-Einheiten eingeordnet, die das Pflanzenwachstum beeinträchtigen. Die Klassifizierung der Bodenfruchtbarkeit bezieht sich in erster Linie auf Bodeneigenschaften des Oberbodens (0-20 cm), Unterbodeneigenschaften (20-60 cm) werden jedoch berücksichtigt, wenn sie das Pflanzenwachstum negativ beeinflussen.

Das System unterscheidet drei Kategorien:

1. Type = Textur des Oberbodens,
2. Substrata type = Textur des Unterbodens,
3. Modifiers = Bodeneigenschaften, die die Fruchtbarkeit einschränken.

Von den insgesamt 15 Modifiers zeigt Tabelle 1 nur eine Auswahl, die für die Klassifizierung der Böden des Settlements von Bedeutung ist:

Das ausgewählte Oberhangprofil, ein Haplic Acrisol (Typic Kanhapludalf) ist stark erodiert. Der Oberboden ist durch eine tonige Textur (44,3 % Tonanteil im Feinboden) und durch einen hohen Bodenskelettanteil gekennzeichnet (48 %), so daß der Boden dem Type C mit dem Modifier u zuzuordnen ist. Da kein abrupter Körnungswechsel im Unterboden bis 60 cm Tiefe erfolgt, kann auf einen Substrata type verzichtet werden. Die geringe Kationenaustauschkapazität (2,88 meq/100

Tab. 1: Auszug aus dem FCC-System nach SANCHEZ et al. (1982)

Symbol	Bedeutung	Erläuterung
Type	Oberbodentextur	Textur der obersten 20 cm
S	sandiger Oberboden	lehmgiger Sand und Sand (USDA)
L	lehmgiger Oberboden	< 30 % Ton, aber nicht lehmgiger Sand oder Sand
C	toniger Oberboden	> 35 % Ton
O	organischer Boden	> 30 % organ. S. bis ≥ 50 cm Tiefe
Substrata type	Unterbodentextur	bei abrupter Texturänderung vom Ober- zum Unterboden
S	sandiger Unterboden	s.o.
L	lehmgiger Unterboden	s.o.
C	toniger Unterboden	s.o.
R	flachgründiger Boden	Festgestein oder andere harte Durchwurzelungsgrenze in ≤ 50 cm Tiefe
Modifiers		
e	geringe KAK im Oberboden	$KAK_{eff} < 4$ meq/100 g Boden oder $KAK < 7$ meq/100 g Boden bei pH 7 oder $KAK < 10$ meq/100 g Boden bei pH 8,2
h	sauer	Al-Sättigung 10-60 % der KAK_{eff} bis 50 cm Tiefe oder pH in 1:1 H_2O zwischen 5,0 u. 6,0
i	hohe P-Fixierung durch Fe	nur für type C im Oberboden: % freies Fe_2O_3 / % Ton > 0,15
k	geringe K-Reserven	< 10 % verwitterbare Minerale in Schluff- u. Sandfraktion in ersten 50 cm oder austauschbares K < 0,2 meq/100 g Boden oder K-Anteil < 2 % aller Basen, wenn Basen < 10 meq/100 g Boden
'	Skelett (< 2 mm) in Ober- oder Unterboden	15-35 Vol.-%
''		> 35 Vol.-%
%	Hangneigung	in Klammern hinter letztem Modifizier

g Boden) wird durch den Modifizier e symbolisiert, der große Al-Anteil an den Austauscherplätzen (12 %) und die saure Bodenreaktion (pH(H_2O) 4,8) durch den Modifizier h. Zusätzlich kann die Hangneigung von 60 % angegeben werden.

Die FCC-Einheit heißt in diesem Fall C''eh (60%).

Das FCC-System bietet eine über die eigentliche Klassifizierung hinausgehende Interpretation der Klassifizierungsergebnisse an, die auch dem bodenkundlichen Laien verständlich sein soll:

Die FCC-Einheit C''eh (60%) kennzeichnet demnach einen Standort mit geringen Infiltrationsraten, guter Wasserhaltekapazität, potentiell hohem Oberflächenabfluß in Hanglage und schwieriger Bearbeitbarkeit (C''). Pflanzennährstoffe, besonders K, Ca und Mg, sind auswaschungsgefährdet, so daß Düngegaben dieser Nährstoffe sowie Stickstoffgaben aufgeteilt werden sollten; es besteht die Gefahr von Über-

kalkung (e). Die niedrige bis mittlere Bodenacidität erfordert Kalkungsmaßnahmen für Al-empfindliche Früchte (h).

Mit diesem Klassifizierungssystem steht für die Erstellung von Boden- und Bodennutzungskarten ein Instrument zur Verfügung, das die Aufmerksamkeit des Nutzers auf die wesentlichen Fruchtbarkeitseinschränkungen lenkt.

3. Bewertung der agrarischen Nutzungseignung

Für Aussagen zur Standorteignung der gegenwärtigen Nutzung müssen jedoch noch weitere Gesichtspunkte berücksichtigt werden. Die Bodeneigenschaften sind den ökologischen Ansprüchen der aktuell im Gurukele Settlement angebaute Kulturpflanzen gegenüberzustellen. Ob die Angaben des FCC-Systems für die Bewertung der agrarischen Nutzungseignung ausreichen, soll beispielhaft an Kaffee und Pfeffer demonstriert werden:

Coffea arabica L., *C. robusta L.*: Beide Unterarten sind durch eine geringe Toleranz gegen niedrige pH-Werte gekennzeichnet, so daß die FCC-Einstufung einen wichtigen Hinweis auf mögliche Anbauprobleme gibt. Gleiches gilt für den hohen Nährstoffbedarf des Kaffees. Im Gegensatz dazu wird ein mögliches Humusdefizit des Bodens vom FCC-System nicht angesprochen.

Piper nigrum L.: Die klimatischen Ansprüche des Pfeffers werden gut erfüllt. Die lehmigen bis tonigen Böden sind ebenfalls für den Anbau geeignet. Allerdings signalisieren die Modifiers g und h Fruchtbarkeitseinschränkungen, die Düngungs- und Kalkungsmaßnahmen für die hinsichtlich Nährstoffgehalt der Böden sowie Bodenacidität anspruchsvolle Pfefferpflanze notwendig machen. Die fehlende Berücksichtigung des Humusgehaltes in der FCC-Klassifizierung mindert auch hier die Aussagekraft der Fruchtbarkeitsbewertung.

Eine Empfehlung für das Gurukele Settlement sollte folgende Vorschläge enthalten:

1. Erhöhung des Humusgehaltes. Mulchen und Gründüngung wirken sich positiv auf die physikalischen Bodeneigenschaften aus bzw. erhöhen die Verfügbarkeit von Nährstoffen, die aus dem Pflanzenmaterial mineralisiert werden. Ein weiterer Effekt ist die Verringerung der Al-Sättigung.

2. Kalkung. Eine Anhebung des pH über 5 kann Al-Schädigungen der Pflanzen verhindern.

3. Intensiverer Einsatz von Hilfspflanzen z.B. in Form von Agroforestry oder Alley-cropping. Letzteres findet in Sri Lanka bereits Anwendung. Beide Anbausysteme verbinden die Vorteile der Beschattung der Hauptfrucht und der Akkumulation organischer Substanz mit der im Gurukele Settlement so wichtigen Erosionsschutzwirkung.

Das FCC-System ist insgesamt geeignet zu einer einfachen und raschen Bewertung der Bodenfruchtbarkeit. In Verbindung mit der Kenntnis der Pflanzenansprüche sind Aussagen zur agrarischen Nutzungseignung möglich. Die Berücksichtigung des Humusanteiles im Boden sollte in die Klassifizierung aufgenommen werden.

Literatur

SANCHEZ, P.A., COUTO, W. u. S.W. BUOL 1982: The Fertility Capability Soil Classification System: interpretation, applicability and modification. - Geoderma 27, 283-309.

Auswirkungen einer Pflanzloch Düngung auf den Boden
und das Wachstum junger Buchenpflanzen

Von

Büttner, G.¹ und H. Valerius²

Im Gegensatz zum oberflächigen Objektschutz durch eine Kompensationskalkung oder der gezielten Düngung zur Behebung von Mangelsituationen findet bei der Melioration eines Standortes ein Paket von Maßnahmen zur grundlegenden Sanierung Anwendung. Ziel ist in erster Linie die Unterstützung einer Boden-Regeneration. Aufgrund eines generellen Tiefengradienten der Versauerung wird bei der Melioration der Mineralboden in der Behandlung bebübt mit erfaßt. Ein spezielles Maßnahmenpaket wurde für den niedersächsischen Harz entwickelt. Hier eröffnet die Waldschadenssituation die Möglichkeit, basierend auf standörtlichen Grundlagen einen Teil der historisch bedingten Fichtenreinbestände in stabilere Mischbestände umzubauen (OTTO, 1985). Da in vielen Fällen eine starke Versauerung des Mineralbodens zu verzeichnen ist, wird dieser Umbau mit Kalkungen begleitet. Während die rein oberflächigen Verfahren (Kompensationskalkung und/oder Einzelpflanzenkalkung) keine Basizität direkt in den Mineralboden bringen, hat die Pflanzplatzvorbereitung mit Durchmischung des Mineralbodens mit Kalk (und Phosphat) an Bedeutung gewonnen. Die technischen Verfahren sind ausgereift, können auf vielen Standorten angewendet werden und sind vergleichsweise preisgünstig (KÖPSELL und STEINBRICH, 1989). Das Verfahren des hydraulischen Pflanzlochbohrers hat sich dabei stark durchgesetzt. Grundsätzlich wird dabei kohlenaurer Magnesiumkalk zur Pufferung der im Boden gespeicherten Säuremenge eingesetzt. Auf hohe Anteile von $MgCO_3$ wird wegen des verbreiteten Magnesiummangels (REEMTSMA, 1989) Wert gelegt. Im Rahmen dieses Waldeneruerungsprogrammes Harz wurden die Auswirkungen einer derartigen "Minimelioration" auf Boden und Pflanzen untersucht. Je Hektar wurden 4600 Buchenpflanzen im 1m x 1m Verband auf Pflanzplätze der Größe 40x40 cm und 30 cm Tiefe oder auf 30-40 cm Pflanzstreifen gepflanzt.

Tab. 1: Übersicht über die Versuchsvarianten

Variante A	Variante B	Variante C	Variante D
Hackstreifen mit Winkelpflanzung, ohne Kalk	Hackstreifen mit Winkelpflanzung und Oberflächenkalkung mit 100 g kohlenaurer Magnesiumkalk	Pflanzplätze mit Einarbeitung von 100g kohlenaurer Magnesiumkalk	Pflanzplätze mit Einarbeitung von 80g kohlenaurer Magnesiumkalk und 40g Thomasphosphat

Der stets vorhandene Auflagehumus unterlag nicht der Bodeneinarbeitung, sondern wurde zuvor vorsichtig abgehoben. Zwei und vier Jahre nach der Behandlung wurden je Variante 10 Wiederholungen in die Messungen einbezogen. Die Messungen erstreckten sich auf die Analyse der Bodenfestphase (effektive Austauschkapazität Ake), die Bodenlösung (Gleichgewichtsbodenlösung GBL) und die Pflanzen selbst (Biomassen, Elementgehalte).

Die in Tabelle 2 aufgeführten pH-Werte machen deutlich, daß sich die Säurestärke in den gekalkten Varianten B - D deutlich vermindert hat. Unter Beachtung der logarithmischen Skalierung des pH-Wertes haben die Protonenkonzentrationen auf 20 % (Varianten B und D) bzw. auf 8 % (Variante C) der Vergleichsvariante A abgenommen. Hier ist ersichtlich, daß durch die Kalkung bereits rund 50 % der austauschbar gespeicherten Säure verdrängt worden ist. Es wird aber auch deutlich, daß der Austauschkomplex noch immer etwa zur Hälfte mit Kationsäuren belegt ist (Tab.2). In der von der Bearbeitung nicht betroffenen Tiefenstufe 30 - 40 cm ist in allen Varianten noch weitgehend der Ausgangszustand erhalten.

Die Zusammensetzung der Bodenlösung entscheidet über die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen und über mögliche Schädigungen der Wurzeln als Folge toxischer Elementkonzentrationen. Düngung und Kalkung wirken sich ebenso wie Depositionen aus Luftverunreinigungen auf die Zusammensetzung der Bodenlösung aus. Messungen der Gleichgewichtsbodenlösung GBL (nach MEIWES et al., 1984) an Bodenproben aus dem Pflanzloch geben Auskunft über mögliche Gefährdungen der Feinwurzeln und lassen Rückschlüsse zu auf die Verfügbarkeit von Nährelementen.

Tab. 2: Elementanteile am Austauschkomplex (%) und pH-Werte (CaCl₂)

	Na	K	Ca	Mg	BS	Fe	Mn	Al	H	AS	pH
0-30 cm											
A 1988	0.2	0.9	3.6	1.7	6.4	1.0	11.1	75.7	5.9	93.6	3,60
1990	0.4	0.7	4.8	1.5	7.4	0.5	2.9	85.9	3.2	92.6	3,45
B 1988	0.3	1.2	29.0	22.4	52.9	0.3	4.8	41.2	0.8	47.1	4,75
1990	0.6	0.8	40.6	20.7	62.7	0.1	2.3	34.8	0.0	37.3	4,35
C 1988	0.3	1.3	25.6	18.6	45.6	0.6	6.1	45.8	2.0	54.4	4,25
1990	0.6	1.1	44.5	21.3	67.5	0.4	2.7	28.7	0.6	32.5	4,30
D 1988	0.5	1.6	35.0	17.9	55.0	0.1	9.3	34.2	1.4	45.0	4,30
1990	0.5	1.7	53.6	14.3	70.1	0.0	2.8	26.8	0.2	29.9	4,30
30 - 40 cm											
A 1988	0.3	1.8	2.0	0.9	4.9	0.0	5.5	89.6	0.0	95.1	4,00
1990	0.9	1.1	2.1	1.1	5.2	0.0	2.8	92.0	0.0	94.8	3,90
B 1988	1.0	1.6	2.2	1.6	6.4	0.0	4.1	89.6	0.0	93.7	4,00
1990	1.0	1.5	7.2	3.6	13.3	0.0	3.8	82.9	0.0	86.7	4,10
C 1988	1.1	1.7	2.6	2.1	7.5	0.0	4.0	88.4	0.1	92.5	4,15
1990	0.9	1.6	7.2	3.3	13.0	0.0	2.4	84.5	0.0	87.9	4,10
D 1988	0.3	1.2	2.4	1.8	5.7	0.0	5.1	89.0	0.2	94.4	4,10
1990	0.8	2.3	9.5	3.8	16.3	0.0	2.8	80.9	0.0	83.7	4,30

BS = Base saturation = Summe M_b-Kationen

AS = Acid saturation = Summe M_a-Kationen

In Tabelle 3 sind die Konzentrationen ausgewählter Nährstoffe in der GBL zusammengefaßt. Es wird deutlich, daß die Wirkung der Kalkung in allen Varianten meßbar ist. Besonders im oberen Profilbereich (0-30 cm) macht sich die Kalkung in einer starken Erhöhung der Ca- und Mg-Gehalte bemerkbar. Diese Erhöhung ist für Magnesium auch in der darunter liegenden, nicht bearbeiteten Schicht festzustellen. Es erfolgt eine Konzentrationserhöhung um den Faktor 2 - 3 gegenüber der nicht gekalkten (nur bearbeiteten) Variante. Die Protonenkonzentration liegt im bearbeiteten Bereich deutlich niedriger (höhere pH-Werte) als in der nicht bearbeiteten Variante und dem Bereich von 30 - 40 cm Tiefe. Interessant ist dabei die Entwicklung der Ionensummen.

Tab. 3: Zusammensetzung der Gleichgewichtsbodenlösung

Variante	mg / l										µmol/l			
	NH ₄	H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	Cl	NO ₃ -N	SO ₄ -S	ΣKat ⁺	ΣAn ⁻
0-30 cm														
A 1988	0,4	0,2	2,4	4,2	8,0	2,2	2,6	9,8	3,3	8,5	6,3	11,0	1910	1397
1990	0,3	0,1	2,8	1,9	3,7	1,3	7,0	1,1	3,4	7,1	0,0	7,7	1346	723
B 1988	0,5	0,0	2,2	1,9	20,6	19,1	8,1	2,0	2,2	9,5	4,1	29,5	3652	2349
1990	0,2	0,0	3,0	1,4	15,9	11,0	16,4	1,0	6,3	8,3	0,1	20,9	3364	1556
C 1988	0,2	0,0	2,3	2,4	17,6	13,7	3,5	2,1	2,0	13,0	9,2	23,8	3582	2213
1990	0,4	0,0	2,8	2,0	13,8	8,6	20,8	1,3	9,8	7,9	0,0	19,0	3993	1406
D 1988	0,3	0,0	2,8	1,9	36,4	19,1	0,5	2,1	0,8	16,7	7,9	37,6	4015	3538
1990	0,3	0,0	2,9	3,1	24,3	8,9	2,5	0,9	1,9	9,3	0,0	28,9	2763	2088
30-40 cm														
A 1988	0,2	0,1	2,0	1,8	3,6	1,0	0,2	1,2	1,6	3,7	3,4	4,8	724	643
1990	0,2	0,1	2,2	1,2	1,8	0,8	0,3	0,8	1,0	4,9	0,3	5,1	576	494
B 1988	0,2	0,1	1,6	1,4	3,7	2,7	0,1	1,0	1,3	2,9	3,0	8,2	817	793
1990	0,2	0,1	2,4	0,6	3,6	3,1	0,4	0,7	0,8	5,8	0,3	6,5	770	672
C 1988	0,3	0,1	2,2	1,6	3,9	2,9	0,1	1,0	0,9	4,9	2,7	6,8	835	778
1990	0,2	0,5	1,9	0,8	4,6	2,3	0,3	0,3	0,5	4,7	0,5	6,7	696	600
D 1988	0,2	0,1	1,8	1,2	4,2	2,0	0,1	0,8	0,9	4,1	2,3	6,6	678	671
1990	0,2	0,1	2,3	2,7	7,4	2,9	0,2	0,5	0,6	6,8	0,3	11,8	1217	977

An dieser Untersuchung zeigt sich besonders deutlich ein grundsätzlicher Effekt bei Düngung und Kalkung (wie auch bei Deposition), daß bei zusätzlicher Ionenzufuhr eine deutliche Erhöhung der Ionenmengen in der Bodenlösung zu verzeichnen ist, wodurch Auswaschungsverluste entstehen können. Diese Erhöhung ist bei dieser Kalkung ganz entscheidend auf die Elemente Calcium und Magnesium zurückzuführen, deren Anteile an der Kationensumme von 20 % (Ca) bzw. 10 % in der Variante A auf 25 - 50 % (Ca) und 38 - 46 % (Mg) zugenommen haben. Gleichzeitig ist damit ein deutlicher Rückgang der Konzentrationen von Aluminium (von 20 auf unter 10 %) und vor allem Mangan (von 20 auf etwa 3 %) zu verzeichnen. Dies ist, neben der Erhöhung der pH-Werte, als deutliches Signal einer Minderung der Säurewirkung zu werten. Erstaunlich ist dabei, daß auch die Obenaufkalkung der Variante B zu deutlich erhöhten Konzentrationen in der GBL führt, wobei natürlich zu berücksichtigen ist, daß es sich um gestörte Proben handelt, bei denen eine intensive Durchmischung der Bodenbereiche gegeben ist. Obwohl in dieser Variante B die restlichen noch sichtbaren Kalkteilchen sauber abgehoben wurden, ist nicht auszuschließen, daß eine Auflösung des Kalkes bei der Probenvorbereitung zu diesen Werten führt (wenn auch der Ernährungszustand aus Tab. 4 für eine in situ erfolgte Kalklösung spricht). Ähnliche Effekte der Konzentrationserhöhung in der Bodenlösung fand SAUTER (1991), der allerdings nur in der sulfatischen Düngungsvariante drastisch höhere Austragsraten ermittelt hatte. Dies ist vor allem auf die hohen Anteile mobiler Anionen zurückzuführen, die ganz wesentlich für die Verlagerung von Kationen verantwortlich sind (REUSS und JOHNSON, 1986). Mobile Anionen wurden jedoch mit der Kalkung nicht zugeführt. Die hohen Sulfat-Konzentrationen in allen Varianten lassen auf den depositionsbedingten Eintrag von SO_4 schließen. Bestätigt wird dies durch die ermittelten SO_4/Cl -Verhältnisse (Gewichtsbasis), die mit Werten zwischen 0,6 - 3,6 in der oberen Tiefenstufe und 0,8 - 2,0 in der unteren Tiefenstufe den von ULRICH (1985) in Quellwässern des Harzes gefundenen Werten von 0,8 bis 2,4 entsprechen.

Die Ernährungssituation konnte durch die Maßnahme verbessert werden (Tab 4). Alle Varianten weisen einheitlich hohe Stickstoffgehalte zwischen 27,5 und 28,8 mg/g TS auf. Sie liegen damit über den von BERGMANN (1983) angegebenen ausreichenden Gehalten (19 - 25 mg/g TS). Damit ist ersichtlich, daß eine weitere Stickstoffzufuhr in Form von Dünger nicht notwendig ist. Die zusätzliche Phosphatdüngung in der Variante D hat zu den höchsten P-Gehalten der Blätter geführt (1,9 mg/g TS). Diese Variante unterscheidet sich jedoch nur wenig von den Gehalten der anderen Varianten. Alle Varianten bewegen sich im Mangelbereich (Variante B) oder an der unteren Grenze einer ausreichenden Versorgung. Daraus kann auf die Notwendigkeit zusätzlicher P-Gaben geschlossen werden. Die Kalkung führt zu einer Abnahme der Kalium-Gehalte, die nach BERGMANN (1983) als unzureichend zu bewerten sind. Allerdings zeigen auch die Pflanzen der nicht gekalkten Variante A Kaliumgehalte, die gerade ausreichend sind. Nach VAN DEN BURG (1985) sind jedoch für Buchenjungwüchse geringere Gehalte ausreichend (7,4 - 9,3 mg/g TS). Damit relativiert sich der anhand bekannter Grenzwerte zu verzeichnende Mangel. Hier wird der Ionenantagonismus zwischen Calcium und Magnesium einerseits und Kalium auf der anderen Seite deutlich. Sowohl die Zufuhr von Calcium als auch von Magnesium unterdrücken die Aufnahme von Kalium. Die Kalkung mit magnesiumhaltigem Mittel zeigt eine Verbesserung der Mg-Versorgung aus dem Mangelbereich (<1,5 mg/g TS) in allen Varianten gegenüber der nicht gekalkten Variante A. Dies belegt den Erfolg Mg-haltiger Katke für die Behebung von Magnesiummangel. Die Gehalte von Mangan liegen in der Variante A am höchsten. Dies ist auf den bodenchemischen Zustand zurückzuführen, bei dem durch die niedrigen pH-Werte dieser Variante Manganoxide bei Pufferreaktionen aufgelöst, und Mangan verstärkt in die Bodenlösung ausgeschüttet wird (s. Tab. 3).

Tab. 4: Nährelementgehalte in den Blättern (mg / g TS) und Biomassen der Buchenpflanzen (g je Pflanze)

Variante	Nährelementgehalte (mg / g TS)						Biomassen (g je Pflanze)			
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	Blätter	Sproß	Fein- wurzeln	Gesamt
A	28,5	1,6	9,5	4,7	0,9	2,1	2,48	9,11	3,79	20,84
B	28,8	1,7	6,9	6,6	3,1	0,9	1,95	7,37	2,08	15,77
C	27,5	1,3	6,2	6,4	2,9	1,3	4,35	13,57	4,39	29,53
D	27,7	1,9	6,0	10,2	3,4	2,0	2,98	11,61	3,04	23,23

Hinsichtlich der Blatt-, Sproß- und Wurzelmassen ergibt sich immer die gleiche Reihenfolge der Varianten. Die mit einer Kalkbearbeitung versehenen Varianten C und D zeigen stets höhere Massen, wobei Variante C besonders herausragt. Bei der relativen Betrachtung oberirdischer und unterirdischer Biomasse zeigt sich der Trend, daß die Kalkbearbeitung die oberirdischen Organe stärker fördert als die Wurzelentwicklung. Die oberflächige Kalkung

(Variante B) hat zu keiner Steigerung der Biomasse geführt. Wenn auch keine Zunahme der Wurzelmassen in den Varianten mit Kalkeinarbeitung zu verzeichnen ist, so zeigen doch die Pflanzen ein feiner verzweigtes Wurzelwerk bei der Einarbeitung von Kalk.

Bei der Gesamtbeurteilung kann das vorgestellte Verfahren der Pflanzplatzvorbereitung als sehr geeignet für das Einbringen der Mischbaumart Buche in aufgelichtete Fichtenbestände angesehen werden. Der Vorteil, schon unter Schirm im stehenden Bestand arbeiten zu können, verschafft insbesondere der Buche den in der Jugendphase notwendigen Schatten. Die Verbesserung des bodenchemischen Zustandes führt zu einem sichtbar besser ausgeprägten Wurzelsystem. Dies könnte auf der Minderung der Streßparameter Ca/Al- und Ca/H-Verhältnisse in der Bodenlösung der mit Kalkeinarbeitung versehenen Varianten zurückzuführen sein. Die günstigeren bodenchemischen Verhältnisse bedingen ein insgesamt besseres Wachstum der Pflanzen, verbunden mit höheren Elementgehalten. Eine Ausnahme bildet das Element Kalium, das in den Blättern der behandelten Varianten einen Rückgang zeigt, und schon an die Grenze zum Mangelbereich stößt. Dies könnte auf einen Verdünnungseffekt durch die höhere Biomassenbildung beruhen, oder im Antagonismus zwischen Kalium sowie Calcium und Magnesium begründet sein. Auf schwach mit Kalium versorgten Standorten wird die zusätzliche Düngung mit Kaliumsulfat im zweiten Jahr der Pflanzung empfohlen. Mit dieser Meliorationsmaßnahme werden je nach Anzahl der Pflanzplätze rund 6 bis 7 % der Fläche bearbeitet. Damit können mögliche ökologische Risiken einer vollflächigen Melioration auf einen Bruchteil reduziert werden. Die Pflanzen in den vorbereiteten Löchern erhalten optimale Startbedingungen. Zusätzliche Flächenkalkungen verhindern eine weitere Versauerung von oben her. Die in den Blattwerten ersichtliche Verbesserung der Buchenstreu liefert ein besseres Material für die Zersetzer, so daß langfristig ein günstigerer biologischer Bodenzustand zu erwarten ist. Durch die Pflanzplatzvorbereitung ist an dieser Stelle eine unerwünschte Begleitflora zurückgedrängt. Das Risiko von Mäuseschäden und die Notwendigkeit des Freischneidens entfallen.

Literatur:

- BERGMANN, W. (1983): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag
- BURG, J. VAN DEN (1985): Foliar Analysis for Determination of Tree Nutrient Status - a Compilation of Literature Data. Rijksinstituut for Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp", Wageningen, Rapport Nr. 414
- OTTO, H. J. (1985): Ausnutzung von Fichten-Restbestockungen zum Voranbau im Harz. Allg. Forstz. 40: 498-499
- KÖPSELL, R. und H. STEINBRICH (1989): Zur Herstellung von Pflanzlöchern und Pflanzplätzen. Forst u. Holz 44: 210-214
- MEIWES, K. J.; N. König; P. K. KHANNA; J. PRENZEL und B. Ulrich (1984): Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralboden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. Forschungszentrum, Reihe A, Bd. 7
- REUSS, J. O. und D. W. JOHNSON (1986): Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Ecol. Studies 59: 1-119
- REEMTSMA, J. B. (1989): Ernährung der Fichte in Niedersachsen und erste Ergebnisse. KfK-PEF-Ber. 55
- SAUTER, U. (1991): Versuche zur Wirkung von sulfatisch, carbonatisch und silikatisch gebundenem Magnesium auf Ernährungszustand und Wachstum junger Fichten, chemischen Bodenzustand und Sickerwasserbefruchtung. Forstl. Forschungsber. Bd. 114, Schriftenreihe der Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität München und der Bayer. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt
- ULRICH, B. (1985): Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 43/1: 159-187

Spurennährstoffe in Schleswig-Holstein Aktuelle
Fragen zur Versorgung, Düngung, Bedeutung

von

Finck, A.

Mangel an Spurennährstoffen war in Schl.-Holstein schon vor 100 Jahren in akuter Form verbreitet (wenn auch nicht als solcher erkannt):

- "Sengel" (Dörrflecken) bei Hafer auf stark gemergelten leichten Böden (Mn-Mangel)
- "Weißseuche" bei Hafer und Sommergerste auf Heidemoorböden (Cu-Mangel)
- "Lecksucht" bei Rindern auf leichten Grünland-Böden (Cu- und Co-Mangel).

Bereits ab den 30er Jahren erfolgten umfangreiche Düngungen, vor allem gegen Cu-Mangel (meist mit 5 bzw. meliorativ mit 10 kg/ha Cu), insb. auf dem Grünland der sandig/moorigen Geest. Bei Mn-Mangel wurde (mit geringerem Erfolg) Mn-Dünger eingesetzt bzw. sauer wirkende N-Dünger wie Ammonsulfat. Jedoch erst die beginnende agrikulturchem. Spurenelement-Forschung, spez. auch in Kiel ab 1950, ergab einen besseren Einblick in die Versorgung der Böden und Pflanzen.

Mit intensiverer Nutzung und steigenden Erträgen traten dann weitere Mängel auf, zunehmend auch auf guten Böden. Insgesamt erfolgte im Laufe der Zeit eine **Zunahme des Mangels** durch

- # *Veränderung der Pflanzen*: höherer Bedarf bzw. Entzug durch steigende Erträge sowie z.T. geringere Aufschlußkraft der Hochleistungssorten
- # *Veränderung der Böden*: intensivere Kalkung zur Strukturverbesserung (höhere Bodenreaktion); stärkere Drainage sowie Bearbeitung (und somit Durchlüftung)
- # *Veränderung der Düngung*: verstärkt NPK, dadurch "Verdünnung" bzw. antagonistische Wirkung, weniger Spurenelemente als Nebenbestandteile
- # *Zunahme von Streß-Situationen* durch Pflanzenschutz-Spritzungen, zusätzlich zur Frühjahrskälte und Mai-Trockenheit
- # *Scheinbare Zunahme* durch besseres Erkennen des Mangels (Diagnose).

Heute besteht folgende Reihenfolge der **Bedeutung** der 7 Spurennährelemente:

- **Mn**: häufigster akuter Mangel, jedoch meist nur fleckenweise im Feld; auch prä-akuter (schwach, unspezifisch) und latenter Mangel weit verbreitet
- **Cu**: kaum noch akuter Mangel wegen langjähriger Düngung leichter Böden; aber z.T. noch latenter Mangel, auch bei höheren Erträgen auf besseren Böden
- **B**: nach früherer Zunahme ist akuter Mangel jetzt nicht mehr häufig wegen üblicher gezielter B-Düngung zu bedürftigen Pflanzen
- **Zn**: akuter Mangel selten, aber z.T. latenter Mangel bei hohen Erträgen
- **Mo**: in den 60er Jahren viel akuter Mangel bei Blumenkohl; heute noch gelegentlich (insb. bei Cruciferen)
- **Fe**: praktisch kein Mangel auf Acker und Grünland (sogar kaum auf Kalkböden, aber gelegentlich auf Hochmoor, jedoch Mangel häufig an Sträuchern in Gärten)
- **Cl**: als Nährelement bedeutungslos (Rolle als nützliches Element nicht diskutiert).

* Prof. Dr. Arnold Finck, Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität, 24098 Kiel

Mangan-Mangel: Häufig bei Sommergetreide (Hafer, S-Gerste), aber auch bei Weizen, Roggen, ferner bei Zuckerrüben, Raps etc. Praktisch wichtigster Mangel an Spurennährstoffen auf Acker. Sehr viele Mangelstellen auf armen, aber auch auf guten Böden: schätzungsweise jährlich auf mehreren tausend Feldern (allerdings meist nur partiell); Mangel oft über viele Jahre immer wieder auftretend. Hoher Bedarf gerade in klimatischer Trockenphase. Flächenmäßig sind die "armen" Sandböden meist weit besser mit verfügbarem Mn versorgt als "neutrale" Lehmböden (500 ppm Gesamt-Mn).

Bedeutung: Mn ist häufiger Minimumfaktor, Ertragseinbußen schwer abzuschätzen, bei starkem akuten Mangel bis zum Ertragsausfall; bei geringem prä-akutem Mangel z.B. 10 - 20 % Ertragseinbuße bei den betroffenen Pflanzen, aber pro Feld (mit überwiegend gut versorgten Pflanzen) z.B. nur 5 - 10 %.

Ursache: Stärkere Mn-Immobilisierung bzw. Fixierung auf kalkhaltigen Böden bzw. auf ursprünglich sauren Böden wegen Tendenz zur Struktur-Optimierung (höhere Bodenreaktion, stärkere Bearbeitung); Mn-Mangel als Überkalkungsschaden ab etwa pH 6 auf leichten Böden, speziell bei oft längerer Trockenphase im Mai.

Diagnose: Akuter Mangel zwar bei Einzelpflanzen recht eindeutig, aber im Feld leicht übersehen, weil durch die Grünfarbe der jüngeren, oberen Blätter überdeckt. Prä-akuter Mangel leider nicht eindeutig (leicht mit dem ebenfalls häufigen Mg-Mangel verwechselt). Mn-Mangel plus Kälte ähnelt optisch dem Cu-Mangel. Latenter Mangel nur über Pflanzengehalte erfassbar. Bodentest auf verfügbares Mn weniger zuverlässig als auf Cu oder B. (Diagnostische Fragen werden an Farbdias erläutert).

Therapie: Nach wie vor schwierig, weil löslicher Mn-Dünger auf Mangelböden leicht immobilisiert und bald auch fixiert wird (geringe Wirkungsdauer), während mobilisierbare nicht-wasserlösliche Mn-Dünger nur langsam mobilisiert werden. Am besten Vermeiden des Mangels durch Einhalten des pH-Optimums (bzw. dessen unterer Grenze); ferner bewirkt versauernde N-Düngung als "Säurestoß" eine deutliche Mn-Mobilisierung (das dadurch bedingte bessere Wachstum wird allerdings meist der N-Wirkung zugeschrieben); saurer Regen ebenfalls günstig. Kalkung sollte auf "Problemböden" möglicherweise als Kombination von Carbonat und Gips erfolgen.

Mn-Düngung ist zwar auf vielen Böden überflüssig, jedoch angebracht bei Pflanzen mit beginnendem bzw. vor zu erwartendem Mangel als Blattdüngung (oder kombiniert mit Bodendüngung, wenn Boden feucht); Blattdüngung mehrfach erforderlich, wobei die Alternative "Salz oder Chelat" besteht; beide sind wirksam mit jeweils spezifischen Vorteilen (Wirkung bzw. Preis). Prophylaktische Spritzung auf Problemböden ergibt oft einige Prozent Mehrertrag und ist dann wegen nur geringer Kosten (z.B. 30 DM/ha) lohnend.

Cu-Mangel: Akuter Mangel heute sehr selten; gelegentlich latenter Mangel auf sandigen Böden, ferner schätzungsweise auf 5 - 10 % der Felder mit hohen Erträgen.

Ursache: Fixierung auf "Heidemoorböden" (Grenzstandorte); auf "Normalböden" kann ungenügende Mobilisierung für hohen Bedarf in der Hauptwachstumszeit, spez. in Trockenperioden, latenten Mangel bedingen.

Versorgung: Natürliche Cu-Reserven 10 - 20 kg/ha in der Krume sandiger Böden; durch Düngung insgesamt vielfach bereits gleiche Menge zugeführt. Auf lehmigen Böden kann der Bedarf von etwa 150 g/ha Cu (für 100 dt Korn + Stroh) mit 0,2-0,3 % des Gesamtgehalts im Boden (40-60 kg/ha) bzw. mit 2,5 % des verfügbaren Cu (6 kg Chelat-Cu) gedeckt werden.

Therapie: Gute Versorgung (für Getreide etwa 5 ppm Cu bei Schoßbeginn) ist auf den meisten Böden rel. einfach zu erreichen, da großzügige Vorratsdüngung möglich: keine Schädigung der Pflanzen durch Überschüsse, gute Speicherung in mobilisierbarer (langsam verfügbarer) Form, nur geringe Fixierung, minimale unbedeutende Verluste durch Auswaschung. Meliorative Düngung von 5 kg/ha Cu bei 50 - 100 g/ha Entzug reicht rechnerisch für 50 - 100 Jahre, praktisch vielfach für 5 - 10 Jahre (?). Zur Ergänzung der Reserven bei schwachem Mangel sind 2 - 3 kg ausreichend. Ausnutzungsgrad meist deutlich unter 1 %. Insgesamt ist Cu-Düngung effektiv und dauerhaft. Derzeitige Düngermenge etwa 10-15 t Cu in Schl.-H., jedoch rückläufig mit sinkendem Ertragsniveau.

Zink-Mangel: Akuter Mangel bisher sehr selten (1993 auf Maisfeld). Latenter Mangel vermutlich bei 5 - 10 % der Felder mit hohen Erträgen (d.h. Zn-Gehalte bei Getreide zu Schoßbeginn von unter 20 - 25 ppm). Ursachen ähnlich wie bei Mn, also stärkere Immobilisierung bei hohem pH; Therapie aber einfacher (ähnlich dem Cu) mit längerfristiger Wirkung: Düngung erfolgt z. T. mit der Cu-Düngung.

Bor-Mangel wäre bei Nichtdüngung weit verbreitet (Rüben, Raps, Leguminos.); heute nur noch gelegentlich, und zwar meist fleckenweise im Feld bei höherem pH. Düngung ist unproblematisch als gezielte vorbeugende Düngung vor der Saat zu bedürftigen Pflanzen. Blattdüngung meist in akuten Fällen, z.T. vorbeugend. B-Mangel ist offenbar zusätzlicher Faktor bei (Ca-Mangel-bedingter) Innenblattnekrose des Kohls. Gelegentlich B-Toxizität im Folgejahr bei Getreide nach extremen B-Gaben.

Molybdän-Mangel: Verbreitet vorkommend in den 60er Jahren bei Blumenkohl auf Marschböden im Glückstädter Raum (bei hoher N-Düngung und z.T. ungenügender Kalkung). Düngung am einfachsten und effektiv durch reichliche Versorgung der Jungpflanzen im Pflanzbett (-topf); dieser Vorrat überbrückt die Phase anfänglich geringer Mo-Versorgung im Feld.

Spurennährstoffe und Streß-Resistenz

Klimatisch werden die Pflanzen in Schl.-Holstein durch Kälte (am Ende des Winters) und Trockenheit (im Mai) belastet. Auswinterungsschäden bei Wintergetreide entstehen in verstärktem Maße bei unzureichender Versorgung mit Mn oder Cu. "Dürreschäden" bei längerer Trockenheit werden z.T. durch Mn-Mangel erheblich verschärft. Ferner können Pflanzenschutz-Spritzungen als Streß einen Nährstoffmangel akut werden lassen (mit z.T. schwer einzuordnenden Symptomen). Bezüglich Infektion mit einigen Pilzen scheinen Cruciferen (z.B. *Phoma* bei Raps) bei B-Mangel anfälliger zu sein. Gute B-Versorgung könnte den Pflanzenschutz-Aufwand verringern.

Spurennährstoffe und Umwelt

Gute Mikronährstoff-Versorgung verringert die Umweltbelastung, spez. Nitrat-Auswaschungsverluste, weil der (für hohe Erträge bemessene) N-Dünger dann voll zur Wirkung kommen kann (mit geringerem Nitrat-Rest zur Erntezeit). Wenn andererseits z.B. bei Mn-Mangel nur 3/4 des hohen N-Aufwandes genutzt werden, so hat dies zwangsläufig einen unerwünscht hohen Nitrat-Rest zur Folge. Grob geschätzt gehen möglicherweise 10 - 30 % der vermeidbaren N-Überschüsse auf Konto mangelhafter Düngung mit Spuren- und Sekundär-Nährstoffen. Überschußprobleme mit Spurennährstoffen (z.B. Cu, Zn) via Gülle sind bisher nicht bekannt, wohl dagegen Mn-Toxizität im Rahmen von "Säureschäden".

Spurennährstoffe und Qualität (am Beispiel vom Mangel auf Grünland)

Haustiere benötigen (außer den auch für Pflanzen notwendigen Elementen) noch J, F, Co, Se; ferner vermutlich Cr, Ni, Sn, V, As (u.a.?). Davon spielt in Schl.-H. vor allem Co, vielleicht auch Se eine Rolle. Praktisch wichtiger ist Mangel an Cu und Mn.

Cu: Die früher häufige Lecksucht (bedingt durch Cu- und Co-Mangel) ist heute durch Düngung weitgehend verschwunden (auch durch Kraftfutterzusätze).

Schwacher Mangel (d.h. wenn notwendige Gehalte von 8 - 10 ppm Cu im Futter der Leistungstiere nicht erreicht), dürfte immer noch eine Rolle spielen.

Mn: Auf Niedermoor- oder relativ hoch gekalktem Grünland besteht häufig noch knappe Mn-Versorgung von unter 60 ppm Mn im Futter (knapp für Weidetiere, wenn auch ausreichend für Gras). Auswirkungen: Fruchtbarkeitsstörungen.

Co: Lecksucht-Fälle früher außer durch Cu- auch durch Co-Mangel; heute wegen Düngung und Fütterung kaum noch auftretend (meist > 0,1 ppm im Futter).

Se: Gebietsweise gewisser Mangel durchaus möglich; bisher nicht identifiziert. Se-Gehalte im Futter oft 0,1 - 0,2 ppm, z.T. aber auch nur 0,05 ppm in Tr.-S.

Für die Bedeutung **weiterer Elemente** (die bisher weder für Tiere noch Pflanzen als notwendig gelten, z.B. Ti, Ni, seltene Erden), gibt es keinen Anhalt.

Spurennährstoffe im Alternativen Anbau

Wie theoretisch zu erwarten, ist im "Bio-Anbau" meist keine zusätzliche mineralische Düngung mit Mikronährstoffen erforderlich. Dies hat folgende Ursachen:

Bei nur mittleren Erträgen (und Entzügen) genügt die natürliche Anlieferung aus den Bodenreserven (Fe, Zn, Cu, Mo) plus Zufuhr mit org. Düngern. Bei hohen Reserven handelt es sich dabei nicht um Raubbau, sondern um zweckmäßige Nutzung.

Bei niedrigerer (als konventioneller) Bodenreaktion ist meistens auch Mn (sowie Zn) ausreichend verfügbar, bodenversauernde Leguminosen wirken zusätzlich günstig.

Hauptproblem bleibt die Bor-Versorgung besonders bedürftiger Pflanzen (z.B. Glasigkeit bei Steckrüben); mineralische Bor-Düngung daher unbedingt zu empfehlen.

Zusammenfassung

Schon früher war in Schl.-Holstein (vor allem auf "armen" Böden) ein Mangel an einigen Spurennährstoffen weit verbreitet. Mit der Intensivierung der Produktion sind auch auf "guten" Böden diese und weitere Spurennährstoffe auf vielen Flächen zu Minimumfaktoren der Produktion geworden. Jedoch können sie heute, außer dem (praktisch wichtigsten) Mn-Mangel relativ einfach optimiert werden: Cu und Zn sogar längerfristig, B und Mo durch gezielte Düngung zu bedürftigen Pflanzen. Allerdings ist die Diagnose problematischer als die Düngung.

Mn und Cu erhöhen die Resistenz gegen Kälte/Trockenheit, Bor gegen einige Pilzinfektionen. Gute Mikronährstoffversorgung bedeutet außerdem eine geringere vermeidbare Nitrat-Auswaschung. Aus qualitativer Sicht sollte besonders Grünland gut versorgt sein. Im "Bio-Anbau" erübrigt sich weitgehend die mineralische Düngung mit Spurennährstoffen (außer Bor). Einige typische Mangelfelder sollten erhalten werden.

Literatur: Hinweise in

Finck, A.: Geschichte, Ergebnisse und Bedeutung der Spurenelement-Forschung in Schleswig-Holstein. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk. 127, 100-110, 1970

Finck, A.: Dünger und Düngung (2. Aufl.). VCH-Verlag, Weinheim 1992

Institut f. Pflanzenernährung und Bodenkunde: Liste Wissenschaftl. Publikationen,

Kapitel über Spurennährstoffe a) 1948 - 1973, b) 1973 - 1986 (Anhang -1993).

Einfluß des Bodenwassergehaltes und der Temperatur auf die Phosphormineralisation im Boden am Wank bei Garmisch-Partenkirchen

von

Firsching, B.M., M. Kopp, K. Steiner und J. Liu

1. Einleitung

Als ein möglicher Auslöser der neuartigen Waldschäden, die seit Anfang der achtziger Jahre auch am Wank bei Garmisch-Partenkirchen zu beobachten sind, gilt neben Photooxidantien auch eine schlechte Nährstoffversorgung der Fichten. Besonders die P-Gehalte in den Nadeln deuten auf eine unzureichende P-Versorgung hin (SCHÖNBORN & MÖSSNANG, 1989). Als ein weiterer Strebfaktor können in den Sommermonaten auftretende Trockenperioden angesehen werden (LIU, 1992). Sie können auf den flachgründigen Böden für die dort stockenden Fichten direkt zu Trockenstreß führen, aber auch die Umsetzungen im Boden beeinflussen und damit auch das Nährstoffangebot. Als eine weitere Ursache für eine beeinträchtigte Mineralisation gelten die im Höhenprofil auftretenden Temperaturunterschiede. Inwieweit die P-Mineralisation durch Trockenheit und Temperatur beeinflußt wird, sollte im Rahmen von Brutversuchen geklärt werden.

2. Material und Methoden

Für die Brutversuche unter kontrollierten Bedingungen wurden im Mai 1992 Proben der Auflage und des Mineralbodens bis 10 cm Tiefe einer Intensivmeßfläche am Wank (ca. 800m ü.NN) entnommen. Zur Klärung der Bedeutung des Bodenwassergehaltes für die Phosphormineralisation, wurden Wassergehalte von 80, 60, 40 und 20% der maximalen Wasserhaltekapazität des Bodens (WK) eingestellt und dieser bei 20 °C bebrütet. Zur Charakterisierung des Temperatureinflusses wurde bei Temperaturen von 5, 15 und 20°C und bei 60 % der WK bebrütet. Die Probenahme erfolgte 14-tägig. Das NaHCO₃-extrahierbare P wurde nach OLSEN et al. (1954) bestimmt. In diesem Extrakt wurde auch das organische P bestimmt. Die Bestimmung des P-Gehaltes in der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach BROOKS et al. (1982). Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte mittels ANOVA für jeden Termin getrennt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Auswirkungen unterschiedlicher Wassergehalte auf die P-Mineralisation

Nach der 14-tägigen Einstellungsphase unterscheiden sich die Gehalte des anorganischen P in der Auflage zwischen der 80% WK Variante und den 40% bzw. 20% Varianten signifikant. Je trockener der Boden ist, desto geringer ist der Gehalt des anorganischen P. Diese Unterschiede bleiben während des gesamten Bebrütungszeitraumes erhalten (Abb.:1). Im Mineralboden hat die 20% Variante einen signifikant höheren Gehalt an anorganischem P als die drei feuchteren Varianten, die sich nicht signifikant voneinander unterscheiden (Abb.:2). Die starke Erhöhung des anorganischen P könnte auf abgestorbene Mikroorganismen zurückgeführt werden. Durch deren Lyse wird eine größere Menge P frei, welches zum größten Teil wieder fixiert wird, aber auch noch zu einem gewissen Teil zu einer Erhöhung des NaHCO₃-extrahierbaren anorganischen P führt.

*GSF-Forschungszentrum, EPOKA, Ingoistädter Landstr. 1, 85764 Oberschleißheim

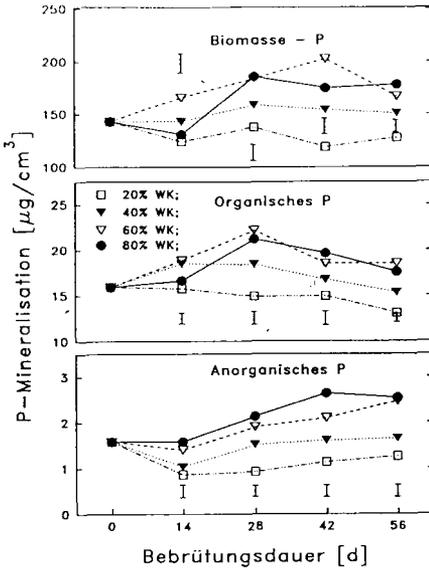


Abb.1: Wasserversuch
P-Mineralisation der Auflage

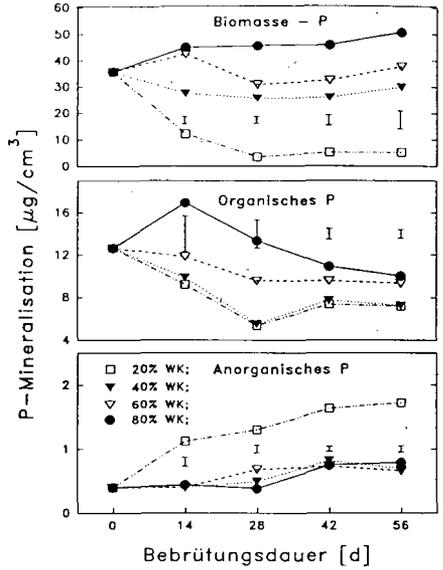


Abb.2: Wasserversuch
P-Mineralisation des Mineralbodens

Auch der Gehalt an NaHCO_3 -extrahierbarem organischem P (P_{org}) wird von der Bodenfeuchte beeinflusst (Abb.:1). Bei der 80% und 60% Variante bestehen nur direkt nach der Einstellungsphase signifikante Unterschiede. Aber bei Wassergehalten von 40 bzw 20% der WK ist der P_{org} -Gehalt über den gesamten Bebrütungszeitraum signifikant niedriger.

Im Mineralboden sind wasserbedingte Unterschiede nur in den ersten 4 Wochen signifikant, verlieren sich aber im weiteren Verlauf. Insgesamt nehmen bei längerer Bebrütung die P_{org} -Gehalte in allen Wasserstufen ab (Abb.:2).

Mit zunehmender Trockenheit des Bodens nimmt der P-Gehalt der mikrobiellen Biomasse (P_{mik}) in der Auflage ab. Eine statistisch absichere Beeinflussung durch den Bodenwassergehalt tritt nach einer Bebrütungsdauer von 14 Tagen ein. Der sehr nasse Boden der 80% WK Variante wirkt sich auch nach der Einstellungsphase sehr ungünstig auf die mikrobielle Biomasse aus, nach 28 Tagen ist dann eine Adaption an die Bedingungen erfolgt (Abb.:1).

Im Mineralboden treten die negativen Auswirkungen einer stärkeren Bodentrockenheit auf P_{mik} deutlicher hervor. Signifikante Unterschiede bestehen zwischen der 80% Variante und den 40 bzw 20% Varianten (Abb.:2).

Die Ergebnisse zeigen deutlich die negative Wirkung von erhöhter Bodentrockenheit auf die P-Mineralisation. Die geringe P-Verfügbarkeit am Wank könnte daher durch eine geringere P-Mineralisation in Trockenperioden zumindest mitbegründet sein.

3.2. Auswirkungen von unterschiedlichen Bodentemperaturen auf die P-Mineralisation

Höhere Temperaturen im Boden wirken sich günstiger auf die Mineralisation des anorganischen P aus, jedoch wird der Temperatureffekt in der Auflage erst nach einer Bebrütungsdauer von 105 Tagen statistisch absicherbar (Abb.:3). Im Mineralboden ist keine P-Mineralisation im Zeitablauf meßbar. Sowohl in der Auflage als auch im Mineralboden gibt es keine signifikanten Veränderungen des P_{org} durch unterschiedliche Temperaturen (Abb.:3 & 4). Auch für P_{mik} ist kein Einfluß der Temperatur erkennbar. In der Auflage kommt es bei den drei Temperaturstufen zu einer Zunahme des P_{mik} im Laufe der Bebrütung. Insgesamt ist die Beeinflussung der Gehalte an anorganischem P, P_{org} und P_{mik} durch die Temperatur sehr gering. Daher können auch Temperaturschwankungen im Höhenprofil alleine nicht die Ursache für eine geringe P-Verfügbarkeit sein.

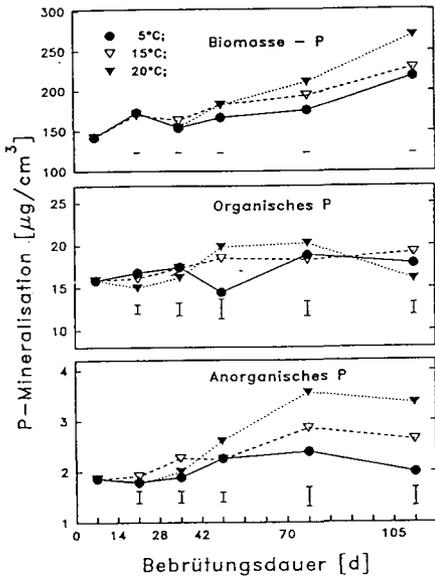


Abb.3: Temperaturversuch
P-Mineralisation der Auflage

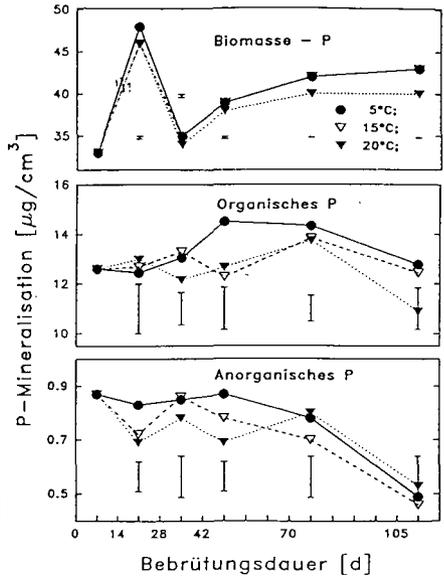


Abb.4: Temperaturversuch
P-Mineralisation des Mineralbodens

4. Literatur

- BROOKS,P.C., POWLSON,D.S. & JENKINSON,D.S. (1982): Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol. Biochem.* 14: 319-329
- LIU,J.C. (1992): Untersuchungen zur Wasser- und Stoffdynamik der Böden am Wank bei Garmisch-Partenkirchen, Abschlußbericht über den Projektzeitraum 1988-1991.
- OLSEN,S.R., COLE,C.V., WATANABE,F.S. & DEAN,L.A.(1954): Estimation of available phosphorus in soils by extraktion with sodium bicarbonate. U.S. Dep. Agric. Circ. 939.
- SCHÖNBORN,A. & MÖBNANG,M (1989): Elementgehalte von Fichten (*Picea abies* (L) Karst) entlang eines Höhenprofils im bayerischen Alpenraum. GSF-Bericht 6/89, 457-466.

Vergleich der C- und N-Mineralisierung in Ferrali
Haplic Acrisolen und Stagni Eutric Vertisolen unter
Feld- und Laborbedingungen

VON

Gaiser, T.¹, M. Bernard² und K. Stahr²

EINLEITUNG UND FRAGESTELLUNG

Stickstoff ist mengenmäßig der wichtigste Nährstoff für die Pflanzen und stellt in i.d.R. einen der ertragslimitierenden Faktoren für die landwirtschaftliche Produktion dar. In den kleinbäuerlichen Landnutzungssystemen Westafrikas werden wenig oder keine mineralischen Dünger eingesetzt. Daher ist die Stickstoffnachlieferungsrate aus der organischen Bodensubstanz von entscheidender Bedeutung für die Ertragsbildung der Kulturpflanzen. Zugleich ist der Stickstoffumsatz in den Böden eng verknüpft mit dem Kohlenstoffumsatz. Die Erhaltung der organischen Bodensubstanz auf einem standortspezifischen Niveau ist von großer Bedeutung für die Fruchtbarkeit von stark verwitterten, nährstoffarmen Böden (GAISER 1993). In Süd-Benin wurden deshalb vergleichende Untersuchungen zum C- und N-Haushalt von intensiv ackerbaulich genutzten Stagni-Eutric Vertisolen (FAO 1988) und Ferrali-Haplic Acrisolen (FAO 1988) durchgeführt. Es war das Ziel der Untersuchungen, die C- und N-Mineralisierung unter tropisch subhumiden Klimabedingungen auf stark kontrastierenden Standorten zu quantifizieren.

MATERIAL UND METHODEN

Die Acrisole in Süd-Benin sind gekennzeichnet durch einen sandigen Oberboden mit einem pH-Wert um 6,0. Sie sind durchlässig, nicht staunäß und typisch für die landwirtschaftlich stark genutzten Plateaus im Süden von Benin, Togo und Nigeria. Im Gegensatz dazu sind die Vertisole in einer Tiefebene lokalisiert, die die Plateaus von Ost nach West zerschneidet. Der Tongehalt der Vertisole beträgt stets über 40% bei pH-Werten um 6,5. Während der Regenzeit können sie in den Einflußbereich des Grundwassers gelangen. Meist zeigen sie deshalb im Profil neben Stauwasser- auch Grundwassermerkmale. Das Klima in Süd-Benin wird von KÖPPEN als A_w-Klima (feuchtes Savannenklima mit Wintertrockenheit) beschrieben. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 26°C mit Jahresniederschlägen um 1000 mm, die auf zwei Anbauperioden pro Jahr verteilt sind. Die Untersuchungen wurden auf insgesamt drei Acrisol- und drei Vertisolstandorten durchgeführt. Auf allen Versuchsstandorten wurden je 16 Kleinparzellen mit je 25m² angelegt. Für vier Anbauperioden wurde auf allen Standorten Mais nach demselben Verfahren (Bodenbearbeitung von Hand, keine mineralische oder organische Düngemittel, Unkrautbekämpfung chemisch und mechanisch) angebaut. Alle frische organische Substanz einschließlich der Ernterückstände wurde während dieser Zeit systematisch entfernt. In der ersten Anbausaison erfolgten keine Messungen, sondern sie diente zur Schaffung einer

¹ IITA/UNIHO Benin, B.P. 08-0932 Cotonou, Republik Benin.

² Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 70593 Stuttgart

vergleichbaren Ausgangssituation auf allen Standorten (Vorfrucht Mais ohne Zufuhr von organischer Substanz). Auf insgesamt vierzehn Acrisol- und neun Vertisolparzellen wurden zu Versuchsbeginn und nach drei Anbauperioden Bodenproben aus 0-10 cm Bodentiefe entnommen und auf N_t (nach KJELDAHL) und C_{org} (nasse Veraschung nach WALKLEY & BLACK) untersucht. Daraus wurden die Bodenvorratsänderungen und die mittleren Mineralisierungsraten unter Feldbedingungen berechnet. Während der dritten Saison wurden zusätzlich Bodenproben aus je zwei Acrisol- und zwei Vertisolparzellen entnommen, luftgetrocknet, wiederbefeuchtet und im Labor vier Wochen lang bei drei pF-Stufen (1,8, 3,3 und 4,2) und 30°C mit je vier Wiederholungen inkubiert (modifiz. nach ISERMEYER 1952).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Laborbebrütung der Acrisol- und Vertisolproben ergab, daß die Acrisolproben im Vergleich zu den Vertisolproben eine fast doppelt so hohe C-Mineralisierungsrate aufwiesen (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich der relativen Stickstoff- und Kohlenstoffnettomineralisierungsraten von Acrisolen und Vertisolen nach vierwöchiger Bebrütung unter kontrollierten Bedingungen (T=30°C, pF=1,8) im Labor

Standort	<u>Acrisol</u> (N=8)	<u>Vertisol</u> (N=8)	T-Test
C_{min} (% von C_{org})			
Mittelwert	4,3	2,3	**
Min./Max.	(1,5/6,2)	(1,7/2,8)	
N_{min} (% von N_t)			
Mittelwert	2,2	1,9	n.s.
Min./Max.	(1,5/3,0)	(1,3/2,0)	

n.s. = nicht signifikant

** = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit <0,01

Die N-Mineralisierungsraten in den Acrisolproben (2,2%) lagen hingegen nur geringfügig über denen in den Vertisolproben (1,9%). Dies führte dazu, daß die N-Mineralisierungsrate auf den Acrisolen nur 51% der C-Mineralisierungsrate betrug. Eine geringere C-Mineralisierung in den tonigeren Vertisolproben läßt sich aus ihrem höheren Gehalt an Ton und dem höheren Anteil von sorptionsstarken Dreischichttonmineralen erklären. Es ist bekannt, daß insbesondere Dreischichttonminerale einen stabilisierenden Effekt auf organische Substanzen ausüben (SORENSEN 1972), vor allem auf die Huminstoffe (MATTSON 1932). Diese Eigenschaften der Dreischichttonminerale erschwert den mikrobiellen Angriff auf das Substrat und führt so zu erhöhter Stabilität der organischen Substanz. VAN VEEN et al. (1985) fanden, daß auch die abgestorbene mikrobielle Biomasse durch Dreischichttonminerale vor schnellem Abbau bewahrt wird. Die Diskrepanz zwischen C-Mineralisierungsrate und N-Mineralisierungsrate auf den Acrisolen könnte auf der spezifischen Zusammensetzung der organischen Substanz beruhen. Das

Huminsäure/Fulvosäure-Verhältnis beträgt auf den mit den Acrisolen vergleichbaren "sols ferrallitique de transition" im Mittel 1,2:1, während es auf tropischen Vertisolen bei 4,2:1 liegt (DUCHAUFFOUR & DOMMERGUES 1963). Das bedeutet, daß auf den Acrisolen ein hoher Anteil an C-reichen und N-armen Fulvosäuren vorlag, der zu Beginn der Bebrütung abgebaut wurde und relativ mehr C als N freisetzte.

Unter Feldbedingungen bestanden jedoch andere Verhältnisse als im Labor. Auf den Acrisolen war die relative C-Mineralisierungsrate pro Saison mit 2,7% vom Gesamt-C nur etwa halb so groß wie auf den Vertisolen (5,3% vom Gesamt-C). Daß die C-Mineralisierungsrate im Feld auf den Acrisolen außergewöhnlich gering ist, zeigt auch der Vergleich mit der N-Mineralisierungsrate (2,7% vom Gesamt-C gegenüber 6,1% vom Gesamt-N). Diese Standortsabhängigkeit der C-Mineralisierungsrate erklärt sich aus der Lage und dem geringen Tongehalt der Acrisole. Die Acrisole liegen auf der Hochfläche, haben einen sandigen Oberboden und sind schnelldrainend. Unter den tropisch subhumiden Bedingungen in Süd-Benin trocknet also der Oberboden der Acrisole nach einem Regenereignis sehr schnell wieder ab, insbesondere wenn die Oberfläche unbedeckt ist. Dies ist auf den Vertisolen nicht der Fall. Die Vertisole liegen in einer Tiefebene, wo sie während der Regenzeit in den Einflußbereich des Grundwassers kommen können. Der hohe Tongehalt sorgt für ein hohes Wasserspeichungsvermögen und schützt die Bakterien vor Austrocknung (MARSHALL 1975). Weiterhin haben Messungen der Bodenlufttemperatur unter Maisbeständen gezeigt, daß sowohl die Temperaturmittel als auch die Temperaturschwankungen in Vertisolen geringer sind als in den Acrisolen (FÖRSTER 1991).

Tab. 2: Vergleich der relativen Stickstoff- und Kohlenstoffnettomineralisierungsraten pro Anbauperiode auf vierzehn Acrisol- und neun Vertisolparzellen unter Feldbedingungen (Mittel aus drei Anbauperioden)

Standort	Acrisol (N=14)	Vertisol (N=9)	T-Test
C_{\min} (% von C_{org})			
Mittelwert	2,7	5,3	**
Min./Max.	(0,0/6,4)	(3,4/7,6)	
Std.abw.	2,8	1,6	
N_{\min} (% von N_t)			
Mittelwert	6,1	6,0	n.s.
Min./Max.	(1,5/9,7)	(4,2/9,0)	
Std.abw.	2,4	1,4	

n.s. = nicht signifikant

** = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit <0,01

Die besonderen Umweltbedingungen im Oberboden der Acrisole führen also gegenüber den Vertisolen zu einer erheblichen Reduzierung der biologischen Aktivität. Allerdings ist davon nur die C-Mineralisierung betroffen. Dies bestätigen die Ergebnisse aus der Inkubation von Acrisolproben bei unterschiedlichen Wasserspannungen (Tab. 3). Die Wasserspannung wirkt hochsignifikant auf die Bodenatmung in den Acrisolen, während sie keinen signifikanten Einfluß auf die Stickstoffnettomineralisierung ausübt. Die Ursachen für derartige

Unterschiede zwischen C-Mineralisierung und N-Mineralisierung auf den Acrisolen in Süd-Benin bedürfen noch weiterer Klärung.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß der Bodenwasserhaushalt eine entscheidende Bedeutung für den C-Umsatz unter tropisch-subhumiden Bedingungen hat. Außerdem belegen die Ergebnisse, daß sich C- und N-Mineralisierung je nach Standort und Umweltbedingungen sehr unterschiedlich verhalten können.

Tab. 3: F-Werte aus der Varianzanalyse für die Einflußgrößen Wasserspannung (pF) und Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) auf die Kohlenstoffnetto-mineralisierung (C_{\min}) und die Stickstoffnettomineralisierung (N_{\min}) in Brutversuchen mit Acrisoloberböden

Faktor	Freiheitsgrade	C_{\min}	N_{\min}
OBS	1	0,26n.s.	0,58n.s.
pF	2	26,0***	0,37n.s.
OBS × pF	2	3,21n.s.	3,98n.s.

n.s. = nicht signifikant

*** = signifikant mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit <0,001

LITERATUR

- DUCHAUFOR, P. & DOMMERGUES, Y. (1963): Etude des composés humiques de quelques sols tropicaux et subtropicaux. Sols Africains 8(1):5-23.
- FAO (1988): Soil map of the world, Revised legend. FAO/UNESCO, Rome.
- FÖRSTER, M. (1991): Oberbodendegradation in Vertisolen und Nitisolen Benins durch Humusabbau. Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Diplomarbeit, 96 S.
- GAISER, T. (1993): Bedeutung der organischen Bodensubstanz für Eigenschaften und Ertragsfähigkeit von Vertisolen und Acrisolen in Süd-Benin. Hohenheimer Bodenkundl. Hefte, H.12, 164 S.
- ISERMEYER, H. (1952): Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Zeitschr. Pflanzenern., Düng., Bodenk. 56:26-38.
- MARSHALL, K.C. (1975): Clay mineralogy in relation to survival of soil bacteria. Annual Review of Phytopathology 13:357-373.
- MATTSON, S. (1932): The laws of colloidal behaviour. VII. Proteins and proteinated complexes. Soil Sci. 33:41-72.
- SORENSEN, L.H. (1972): Stabilisation of newly formed amino acid metabolites in soil by clay minerals. Soil Sci. 115:5-11.
- VAN VEEN, J.A., LADD, J.N. & AMATO, M. (1985): Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [^{14}C (U)]glucose and [^{15}N](NH_4) $_2\text{SO}_4$ under different moisture regimes. Soil Biol. Biochem. 17(6):747-756.

Modellrechnungen zum Wasser- und Stickstoffhaushalt im Wassereinzugsgebiet Süchteln

VON

Götz-Huwe, H. und B. Huwe

Einleitung und Problemstellung

Die Nitratbelastung des Grundwassers unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich aus dem Wechselspiel von Witterung, Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung (Düngung, Kulturartenspektrum). Quantifizierung der Nitratausträge und Analyse der Kausalbeziehungen erfordern neben flächendeckenden Meßprogrammen den gezielten Einsatz von Simulationsmodellen. Hiermit sollte es dann möglich sein, für ein bestimmtes Gebiet differenzierte Maßnahmen im Sinne eines angepaßten Agrarmanagements abzuleiten. Das Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war die Quantifizierung des Bodenwasser-, Bodenwärme- und Bodenstickstoffhaushalts für ausgewählte Standorte im Einzugsgebiet eines Wasserwerks mit einem deterministischen Stickstoffhaushaltsmodell unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation.

Die Arbeiten wurden im Rahmen des BMFT-Forschungsvorhabens "Nitratsatz unterhalb der Wurzelzone in einem landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiet" durchgeführt. Die erforderlichen Meßdaten wurden von den beteiligten Teilprojekten (Institut für Bodenkunde der Universität Göttingen, Prof. Dr. B. Meyer; Institut für Mikrobiologie der Universität Gießen, Prof. Dr. J.C.G. Ottow; Institut für Geologie der Universität Bochum, Prof. Dr. P. Obermann) zur Verfügung gestellt.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden im Einzugsgebiet des Wasserwerks Süchteln der Stadtwerke Viersen durchgeführt. Für die Berechnungen wurden vier Standorte ausgewählt: zwei Ackerstandorte, ein Grünlandstandort und ein Waldstandort. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt etwa 750 mm. Die angebauten Kulturarten waren Zuckerrüben, Winterweizen, Gelbsenf, Wintergerste, Sommergerste und Silomais.

Das Stickstoffhaushaltsmodell WHNSIM

Das deterministische Stickstoffhaushaltsmodell WHNSIM (**W**ater, **H**eat and **N**itrogen **S**imulation) besteht aus mehreren Teilmodellen zur Simulation der Transportprozesse, der Stickstofftransformationen, der Vegetationsentwicklung und der Schnittstellen zur Atmosphäre. Die hier verwendete Version 2 von WHNSIM wurde gegenüber der ursprünglichen Version 1 (HUWE und VAN DER PLOEG, 1988) um mehrere Optionen erweitert und berücksichtigt Anregungen und Anforderungen verschiedener Benutzer. Die Änderungen betreffen die Randbedingungen, hydraulische Bodenparameter, verschiedene Bewässerungsoptionen, Vegetationsentwicklung, Interzeptionsverdunstung, Trockendeposition und Denitrifikation.

Wasser-, Wärme- und Nitrattransport werden beschrieben durch partielle Differentialgleichungen, die mit Finite-Differenzenverfahren gelöst werden. Das Modell ist flexibel bezüglich der räumlichen Diskretisierung, der Zeitschrittsteuerung und der Randbedingungen und verfügt über eine Reihe von Optionen zur Berücksichtigung standortsspezifischer Transportsituationen (Hangzugwasser, Drainabfluß, mobiles/immobiles Wasser). Stickstofftransformationen werden beschrieben als Reaktionen erster Ordnung, wobei die

* Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie/Abteilung Bodenphysik
Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Reaktionskoeffizienten Funktionen des Wassergehalts und der Bodentemperatur sind (RICHTER et al., 1982; SYRING und SAUERBECK, 1985; VAN VEEN und VRISSEL, 1982; LOCHMANN et al., 1989). Die Stickstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln erfolgt in Abwandlung eines Ansatzes von MCISAAC et al. (1985) durch Diffusion und Konvektion (HUWE und VAN DER PLOEGH, 1988; HUWE, 1992).

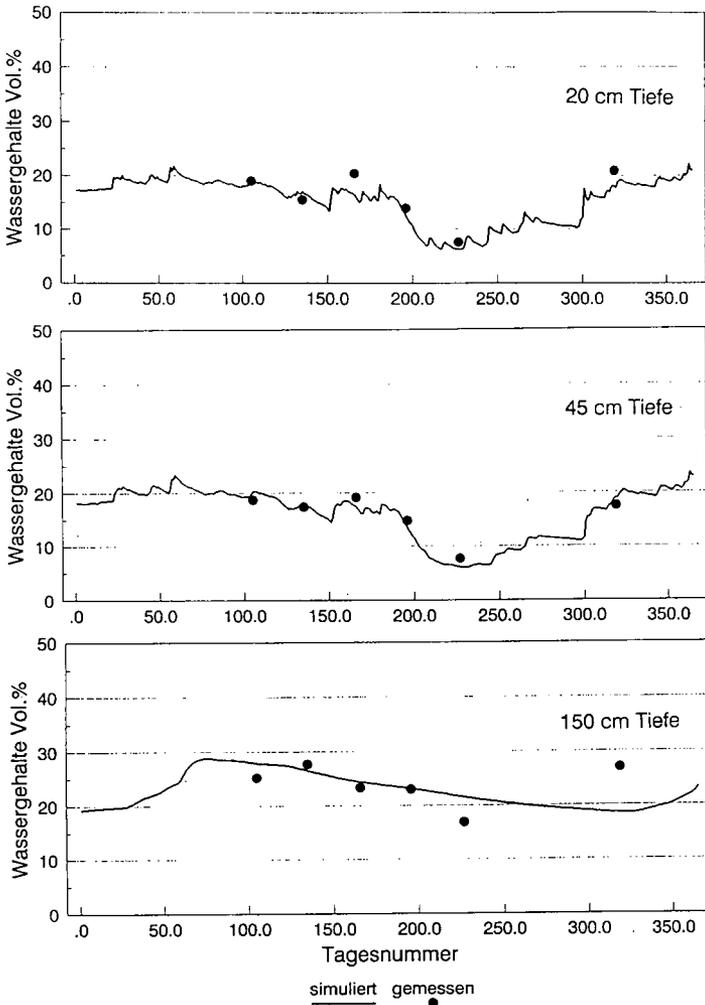


Abb. 1: Ergebnis der Kalibrierung für den Stickstoffhaushalt (Acker 2, Kulturart: Zuckerrübe; Bodentyp: Sandige Braunerde; Grundwasserstand bei 3,0 m)

Denitrifikation

Zur Modellierung der Denitrifikation sollten möglichst einfach zu messende Parameter verwendet werden. In WHNSIM stehen hierzu insgesamt vier Möglichkeiten zur Verfügung, die der Literatur entnommen wurden (STANFORD et al., 1975; REDDY et al., 1982; LUEKING and SCHEPERS, 1984; MCISAAC et al., 1985; HOFFMANN, 1988): Die Denitrifikation kann als Reaktion nullter, erster und gestufter Ordnung berücksichtigt werden. Die Reaktionskoeffizienten sind hierbei Funktionen von pH-Wert, Temperatur, Sättigungsgrad sowie leicht verfügbaren C-Quellen (löslicher Kohlenstoff, potentielle Denitrifikationskapazität, BSB₅-Wert).

Ergebnisse:

Obwohl das Datenmaterial für eine zuverlässige Modellkalibrierung eher knapp war, konnten die gemessenen Verläufe sowohl im Niveau als auch in der Dynamik nachvollzogen werden. Dies gilt für den Wasserhaushalt ebenso wie für den Nitrattransport. Abweichungen sind zurückzuführen auf die Variabilität der Transportparameter, aber auch auf die räumliche Variabilität der gemessenen Wasser- und Nitratgehalte sowie deren geringe zeitliche Auflösung.

Tab. 1: Die Wasserhaushaltskomponenten der untersuchten Standorte mit potentieller Evapotranspiration (ETp), Interzeptionsverdunstung (EI), Evaporation (EP), Transpiration (TP), realer Evapotranspiration (ETa=Summe aus EI, EP und EPa) und Sickerung (SR) in mm für das Jahr 1990 nach Kalibrierung (Niederschlag 620 mm; Sickerungsebene: 150 cm, Wald 210 cm)

Standort	Bodentyp	ETp	EI	EP	TP	ETa	SR
Acker 1	Kolluvium	872	45	86	329	461	76
Acker 2	Sandige Braunerde	881	29	155	272	456	174
Grünland	Gley-Parabraunerde	845	80	33	453	566	-5
Wald	Gley	854	158	13	447	618	-58

Tab. 2: Die jährliche Auswaschung (AT) und Denitrifikation (DEN, berechnet nach REDDY et al., 1982 und WILLIAMS, 1983, zit. n. MCISAAC et al., 1985) in kg N/ha für verschiedene Standorte 1986-1990

Jahr	Acker 1		Acker 2		Grünland		Wald	
	AT	DEN	AT	DEN	AT	DEN	AT	DEN
1986	43.2	17.0	113.9	23.8	62.8	29.5	26.2	24.0
1987	96.1	37.5	58.2	57.5	92.6	32.1	26.4	24.0
1988	42.9	65.7	311.5	65.6	89.4	43.1	26.6	43.2
1989	5.8	36.8	191.1	47.4	24.5	34.7	8.9	23.5
1990	3.4	11.7	104.5	51.6	0.8	18.1	-3.1	3.3
Mittel	38.5	33.7	155.8	49.2	54.0	31.5	17.0	23.6

Die Ergebnisse für das eher trockene Jahr 1990 (620 mm Niederschlag im Vergleich zum langjährigen Mittel von 750 mm) zeigen, daß die Bedeutung des kapillaren Aufstiegs, insbesondere bei hohen Grundwasserständen, nicht unterschätzt werden darf. Dies schränkt die Anwendbarkeit von Plattenmodellen zur Modellierung des Wasserhaushalts und Abschätzung der Nitratverlagerung stark ein. Da im Untersuchungsgebiet grundwasserferne Standorte dominieren, die ungefähr dem Ackerstandort 1 entsprechen, dürfte die mittlere Sickerung im Untersuchungsgebiet bei etwa 250 mm liegen.

Sowohl Auswaschung als auch Denitrifikation waren 1990 unter der sandigen Braunerde (Acker 2, Kulturart: Zuckerrübe) am höchsten. Die niedrigsten Werte wurden unter Wald festgestellt. Vergleiche verschiedener Ansätze zur Berücksichtigung der Denitrifikation zeigten zum Teil

drastische Unterschiede, die weiterer Untersuchungen bedürfen. Auch die Eignung von BSB₅-Werten zur Abschätzung des Denitrifikationspotentials konnte anhand der Modellrechnungen nicht abschließend geklärt werden.

Bewertung und Ausblick:

1. Trotz der ungünstigen Datenlage konnte der Stickstoffhaushalt an den Modellstandorten befriedigend quantifiziert werden.
2. Besonders bei hohem Grundwasserstand und bei Kulturen mit tiefreichendem Wurzelsystem ist der kapillare Aufstieg nicht vernachlässigbar. Dies schränkt die Eignung von Plattenmodellen zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration und Sickerung für diese Standorte ein.
3. Eine Modellierung ohne Kalibrierung scheint beim derzeitigen Kenntnisstand nicht möglich. Dies bringt insbesondere Probleme bei der großflächigen Modellierung der N-Dynamik mit sich.
4. Zur Kalibrierung von Stickstoffhaushaltsmodellen sollte eine ausreichende zeitliche und räumliche Auflösung der Meßwerte angestrebt werden. Eine schwach ausgeprägte Dynamik kann zu Eindeutigkeitsproblemen bei der Parameteridentifikation führen. Falls möglich sollte eine Modellkalibrierung anhand der interessierenden Zielgrößen direkt erfolgen.
5. Weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht bei der Parametrisierung der Denitrifikation, der Parameteridentifikation sowie der Regionalisierung von Punktdaten.
6. Bei der flächigen Modellierung bestehen Probleme insbesondere im Hinblick auf die enorme räumliche Variabilität von Freilandmeßdaten sowie fehlerbehaftete und fehlende Werte. Der Einbindung in Datenbank-, Experten- und Geographische Informationssysteme unter benutzerfreundlichen Oberflächen kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu.

Literatur

- HOFFMANN, F. (1988): Ergebnisse von Simulationsberechnungen mit einem Bodenstickstoffmodell zur Düngung und zum Zwischenfruchtbau in Trinkwasserschutzgebieten. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151, 281-287.
- HUWE, B. (1992): "WHNSIM" Ein Modell zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Böden. Programmdokumentation. Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth.
- HUWE, B. und R.R. VAN DER PLOEG (1988): Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. Mitteilungen/Institut für Wasserbau, Heft 69.
- LOCHMANN R., R.R. VAN DER PLOEG und B. HUWE (1989): Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 319-324.
- LUEKING, M.A. and J.S. SCHEPERS (1984): Changes in carbon and nitrogen due to irrigated corn development in Nebraska's Sandhills region. Soil Sci. of Am. J. 49, 626-630.
- MCISAAC G., D. MARTIN and D. WATTS (1985): Users guide to NITWAT - a nitrogen and water management model. Agriculturat Engineering Department, Univerity of Nebraska, Lincoln, Nebraska.
- REDDY, K.R., P.S.C. RAO and R.E. JESSUP (1982): The effect of carbon mineralization on denitrification kinetics in mineral and organic soils. Soil Sci. Soc. of Am. J. 46, 62-68.
- RICHTER J., A. NUSKE, W. HABENICHT und J. BAUER (1982): Optimized N-mineralization parameters of loess soils from incubation experiments. Plant and Soil 68, 379-388.
- STANFORD, G., R.A. VAN DER POL and ST. DZIENA (1975): Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon. Soil Sci. Soc. America Proc. 39, 284-289.
- SYRING H.M. und D. SAUERBECK (1985): Ein Modell zur quantitativen Beschreibung des Stickstoffumsatzes im System Boden-Pflanze. Z. dt. geol. Ges. 136(2), 461-472.
- VAN VEEN J.A. and M.J. FRISSEL (1981): Simulation model of the behavior of N in soil. In: M.J. FRISSEL and J.A. VAN VEEN (eds): Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems. Pudoc, Centre of agricultural publishing and documentation, Wageningen, 126-144.

Nitratverlagerung unter W-Weizen und W-Raps über Winter 1991/92 und 1992/93 (Ergebnisse aus dem SFB 192)

Von

Günther-Borstel, O., K. Sieling und H. Hanus

1. Einleitung

Die nicht von der Vorfrucht verwerteten N-Reste sowie die vor bzw. über Winter mineralisierten N-Mengen stellen das Potential für die Nitratverlagerung und damit für die N-Auswaschung dar (Hanus, Fahnert 1988). Die Höhe der Versickerung, ein weiterer wichtiger Faktor für die N-Verlagerung, wird sowohl von der Höhe der Niederschläge als auch von der Feldkapazität beeinflusst. Im Rahmen dieser Arbeit sollen für den durch inhomogene Bodenverhältnisse gekennzeichneten Versuchsstandort (Köbbemann et al. 1992) Aussagen über die tatsächlich verlagerten N-Mengen unter Einbeziehung der Feldkapazitäten gemacht werden.

2. Material und Methoden

Die Versuche werden auf dem Versuchsgut Hohenschulen der Universität Kiel durchgeführt. Der Standort liegt in der für den Osten Schleswig-Holsteins typischen jungdiluvialen Hügellandschaft. Bei dem Bodentyp handelt es sich überwiegend um eine mesotrophe Parabraunerde aus Würmgeschiebelehm mit schwacher Tonverlagerung. Des weiteren treten neben Kolluvien auch pseudotrophe Parabraunerden auf. Reliefbedingt wechseln die Bodeneigenschaften stark. Aus dem Komplexversuch des Sonderforschungsbereiches 192 werden für W-Weizen (Vorfrucht W-Raps) und W-Raps (Vorfrucht W-Gerste) folgende Varianten betrachtet :

1) Bodenbearbeitung:

- a) Konventionelle Bearbeitung (Pflug, Drillkombination)
- b) Frässlensaat (System HÖRSCH)

2) Gülledüngung (Schweinegülle):

- a) ohne
- b) Herbst (1991/92: 110 kg N/ha; 1992/93: 80 kg N/ha)
- c) Herbst/Frühjahr (1991/92: 250 kg N/ha; 1992/93: 180 kg N/ha)

Die mineralische N-Düngung und die Gülledüngung im Frühjahr erfolgte zur Vorfrucht, während die Gülle im Herbst zur heranwachsenden Frucht gegeben wurde.

3) Mineralische Stickstoffdüngung:

Getreide:	0,	120,	240 kg N/ha
Raps:	0,	80,	200 kg N/ha

1991/92 konnten aufgrund von Parzellenumlagerungen unter Getreide statt der Variante 240 kg N/ha nur die Variante 160 kg N/ha und unter Raps statt der Variante 200 kg N/ha nur die Variante 120 kg N/ha für die N-Auswaschungsverluste betrachtet werden.

+) Dipl. Ing. agr. O. Günther-Borstel, Dr. K. Sieling und Prof. Dr. H. Hanus, Institut Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der CAU Kiel, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel

Die Bestimmung der Wasserspannung in 90 cm erfolgte mit Tensiometern nur in einigen Parzellen, die eine Feldkapazität von 270 mm aufwiesen (Berechnung der Feldkapazität aus der Bodenart nach der *Arbeitsgruppe Bodenkunde 1982*). In einem ersten Ansatz wurden die N-Auswaschungsverluste unter der Annahme berechnet, daß alle Parzellen diese Feldkapazität von 270 mm besitzen.

Die N-Auswaschungsverluste wurden durch Multiplikation der Nitratkonzentrationen der Saugkerzenlösungen in 90 cm Tiefe zwischen den Probenahmeterminen mit den Niederschlagsmengen abzüglich der Verdunstung für den Zeitraum berechnet, in dem sich der Boden im Zustand der Feldkapazität befand (1991/92 Feldkapazität in 90 cm vom 15. Oktober 1991 bis 06. April 1992 bei einer Perkolations von 210 mm (Datenbasis ab 01. November 1991); 1992/93 Feldkapazität vom 02. November 1992 bis 15. April 1993 bei einer Perkolations von 310 mm).

Da die Höhe der Perkolations auch von der Feldkapazität abhängt, wurden für die Quantifizierung der tatsächlichen N-Auswaschungsverluste im zweiten Schritt die für jede Parzelle ermittelten Feldkapazitäten herangezogen. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen der einzelnen Parzellen wurden mit der Differenz zwischen der Feldkapazität von 270 mm und der für jede Parzelle tatsächlich ermittelten Feldkapazität multipliziert (Schwankungsbreite von 137 mm bis 345 mm). Die Differenz wurde zu den Auswaschungsverlusten bei geringeren Feldkapazitäten addiert, während sie bei höheren Feldkapazitäten als von den im ersten Schritt ausgegangenen 270 mm subtrahiert wurden. Je höher die Feldkapazität ist, desto weniger Wasser versickert.

3. Ergebnisse

Das Ausgangssubstrat und die Geländeform bedingen eine starke Inhomogenität des Standortes. Die Variabilität der Feldkapazitäten auf den drei Versuchsfächen des Sonderforschungsbereiches 192 verdeutlicht die Abbildung 1. Von West nach Ost nehmen die Feldkapazitäten von durchschnittlich 270 mm (Schlag I) auf knapp 235 mm (Schlag III) ab. Der Schlag II mit einer mittleren Feldkapazität von 265 mm ist von allen drei betrachteten Schlägen als relativ homogen anzusehen.

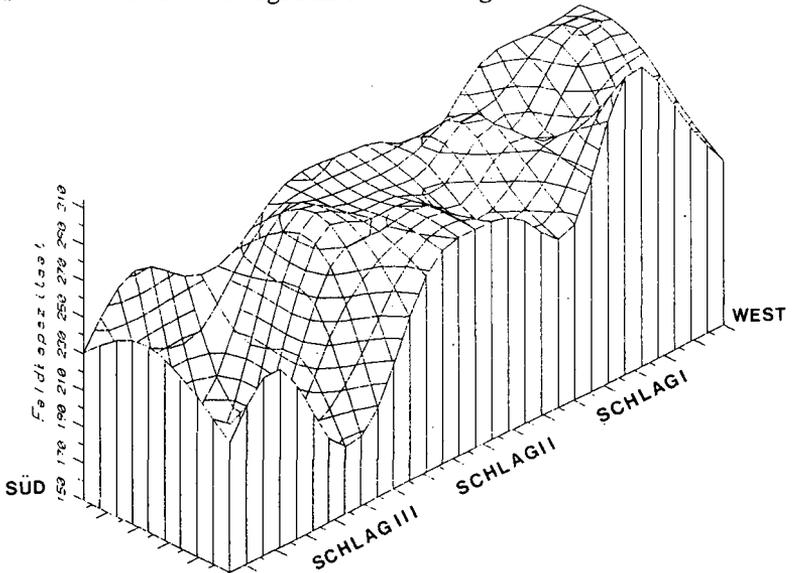


Abb. 1: Darstellung der aus der Bodenansprache abgeleiteten Feldkapazitäten für die drei Schläge des Sonderforschungsbereiches

Neben der Versickerungsmenge beeinflusst die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser die Höhe der Nitratverlagerung. Die mittleren $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der Bodenlösung für W-Weizen und W-Raps wiesen in den beiden Versuchsjahren in Abhängigkeit von der Witterung unterschiedliche Verläufe auf (Abb. 2). Während unter W-Raps 1991/92 der Grenzwert von 11,4 ppm $\text{NO}_3\text{-N}$ für Trinkwasser nicht und 1992/93 nur knapp überschritten wurde, traten unter W-Weizen in beiden Sickerwasserperioden stets höhere $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen auf.

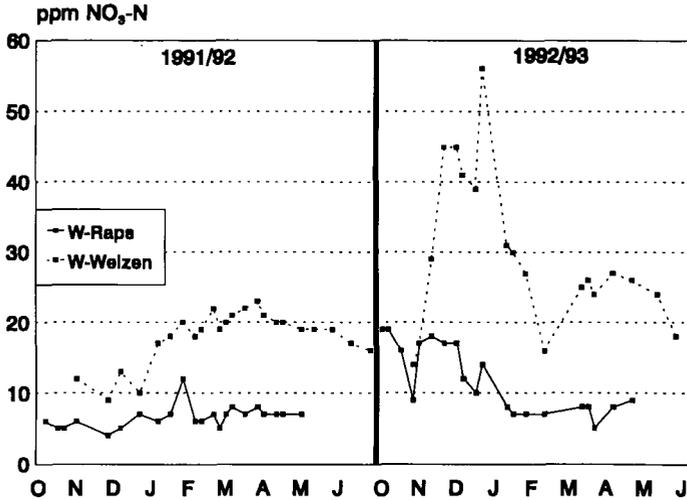


Abb. 2: Mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen unter W-Weizen und W-Raps 1991/92 und 1992/93 in 90 cm Tiefe

Die mittlere N-Auswaschung (bezogen auf eine Feldkapazität von 270 mm) betrug 1991/92 unter W-Weizen 35 kg N/ha und unter W-Raps 14 kg N/ha, während 1992/93 aufgrund der höheren Niederschläge die N-Verluste unter W-Weizen bei 107 kg N/ha und unter W-Raps bei 37 kg N/ha lagen. Bei einem Vergleich der Werte mit einer unterstellten mittleren Feldkapazität von 270 mm und der für jede Parzelle tatsächlich ermittelten Feldkapazität ergeben sich für die Versuchsfaktoren unterschiedliche N-Auswaschungsverluste (Tabelle 1).

Unter W-Weizen (Vorfrucht W-Raps) und unter W-Raps (Vorfrucht W-Gerste) war das Niveau der N-Verlagerung 1991/92 im Vergleich zu 1992/93 geringer. Die Unterschiede zwischen den beiden Ansätzen wiesen keine oder nur minimale Änderungen auf.

In der Sickerwasserperiode 1992/93 mit höheren Niederschlagsmengen und N-Restmengen zur Ernte der Vorfrucht (Günther-Borstel et al. 1993) erhöhten sich die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen (Abb. 2) und als Folge davon auch die N-Verluste. Unter W-Weizen (Schlag III) stiegen die mittleren N-Verluste im Vergleich zur Feldkapazität von 270 mm im Mittel um 10 kg N/ha auf 117 kg N/ha an. Für einzelne Versuchsfaktoren wurden Differenzen bis zu 12 kg N/ha festgestellt. Bei der Betrachtung von Einzelparzellen wurden hingegen Unterschiede von bis zu 30 kg N/ha zwischen den beiden Ansätzen ermittelt. Auf Schlag II (W-Raps) traten keine Unterschiede im Vergleich auf (mittlere N-Verluste von 37 kg N/ha), da dieser Schlag vergleichsweise homogen ist.

Aus den Ergebnissen wird deutlich, daß sich die N-Verluste bei Berücksichtigung der tatsächlichen Feldkapazität auf Teilflächen heterogener Schläge im Vergleich zu

einer mittleren Feldkapazität, die für die Gesamtheit eines Schlages unterstellt würden, ändern können. Auch Effekte der Versuchsfaktoren werden im vorliegenden Fall durch Unterschiede in der Feldkapazität überlagert. Je größer die Abweichungen zwischen der tatsächlichen zu einer mittleren Feldkapazität und der Ausgangswert der NO₃-N-Konzentration zur Berechnung der N-Verluste sind, desto stärker weichen beide Ansätze voneinander ab. Für eine exakte Berechnung der N-Verluste ist es unumgänglich, die tatsächlichen Feldkapazitäten zu berücksichtigen.

Tabelle 1: Veränderungen der N-Auswaschungsverluste (kg N/ha) unter W-Weizen und W-Raps 1991/92 und 1992/93 unter Berücksichtigung einer mittleren Feldkapazität von 270 mm (FK 270 mm) und der tatsächlichen Feldkapazität (FK tat.) in Abhängigkeit von den Versuchsfaktoren der Vorfrucht

Versuchsfaktoren	1991/92		1992/93	
	FK 270 mm	FK tat.	FK 270 mm	FK tat.
W-Weizen (Vorfr. W-Raps)	Schlag I		Schlag III	
Bodenbearb. ohne Pflug	32	32	97	109
mit Pflug	38	41	118	125
Gülldüngung ohne Herbst	18	18	70	77
Herb/Frühj.	40	42	123	134
	45	51	130	140
N-Düngung N0	25	24	103	113
N80	37	39	102	109
N200	42	47	117	129
W-Raps (Vorfr. W-Gerste)	Schlag III		Schlag II	
Bodenbearb. ohne Pflug	14	17	41	41
mit Pflug	14	16	33	32
Gülldüngung ohne Herbst	12	14	29	30
Herb/Frühj.	14	16	33	33
	16	19	47	47
N-Düngung N0	14	16	25	25
N120	14	15	37	36
N240	15	18	48	49

4. Literatur

Arbeitsgruppe Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Verlag Schweizerbart, Stuttgart

Günther-Borstel, O. und H. Hanus (1993): Einfluß von anbautechnischen Maßnahmen auf die N-Überhänge und die N-Auswaschung unter W-Weizen, W-Gerste und W-Raps (Ergebnisse aus dem SFB 192). Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss. 6, im Druck

Hanus, H. und D. Fahnert (1988): Verwertung und Verlagerung von gedüngtem Stickstoff. Schriftenreihe Agrarwiss. Fak., Universität Kiel 70, 65-74

Köbbemann, C., Blume, H.-P., Elsner, D., Jacobsen, M. und Beyer, L. (1992): Die Variabilität von Nährstoffvorräten nach langjährigem Ackerbau in Abhängigkeit vom Bodentyp. VDLUFA Schriftenreihe 35, 119-122

Dynamik der Schweb- und Nährstoffkonzentrationen in
einem landwirtschaftlich beeinflussten Fließgewässer

VON

Hasenpusch, K.^{*}, M. Ließ^{**} und M. Kücke^{*}

Einleitung und Zielsetzung:

Nährstoffeinträge in Fließgewässer können zu Eutrophierung und Schädigung natürlicher Populationen führen. Dabei spielt neben der gelösten Stofffracht der Anteil der an Bodenmaterial gebundenen Stoffe eine bedeutende Rolle. Diese gelangen hauptsächlich infolge von Oberflächenabfluß von der Ackerkrume in die Fließgewässer. Dabei steigen kurzfristig die Schweb- und Nährstoffkonzentrationen an und es kann zu bedeutenden Austrägen von Schwebstoffen und damit auch von feststoffgebundenen Nährstoffen kommen. Eine Quantifizierung dieser Dynamik erfordert insbesondere im Falle von Abflußereignissen eine kurzfristige und zeitlich eng aufgelöste Be-
probung eines Fließgewässers. Im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 179 der TU Braunschweig "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-
ökosystemen" werden daher seit 2 Jahren, neben den bereits lang-
jährigen Untersuchungen zur Dynamik der gelösten Nährstoffe, eben-
falls auch die Anteile der feststoffgebundenen Nährstoffe im Vor-
fluter quantifiziert. Zielsetzung der hier vorgestellten Untersu-
chungen war eine Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Abfluß,
Stoffkonzentrationen und -frachten (Schwebstoffe, gelöste und
feststoffgebundene Nährstoffanteile für P und K) im Zeitablauf un-
ter besonderer Berücksichtigung von kurzzeitigen Hochwasserwellen

Material und Methoden:

Die Untersuchungen fanden in einem ausschließlich landwirtschaftlich beeinflussten Vorfluter (Ohebach) im nördlichen Vorharz statt. Vorherrschender Bodentyp sind Lößparabraunerden. Vom 16. Februar bis 21. Juni 1993 wurden durch Kopplung von 4 automatischen Probe-
nehmern in jeweils 8 bzw. 20 minütigen Abständen Wasserproben ent-
nommen. Nach Filtration (Bestimmung des Schwebstoffgehaltes) wur-
den sowohl die Wasserproben als auch die abfiltrierten Schweb-
stoffe auf ihren Gehalt an Phosphor und Kalium analysiert. Der
Abfluß (Venturi-Wehre) und die elektrische Leitfähigkeit wurden
kontinuierlich erfaßt.

Ergebnisse:

Hohe Niederschläge führen nicht immer zur Erhöhung des Abflusses, erhöhen jedoch meistens die Schwebstoffkonzentration (0,01 bis 0,05 g Schwebstoff pro Liter bei Niedrigwasser und bis zu 5,8 g/l bei einer Hochwasserwelle). Die feststoffgebundenen Nährstoffe P und K zeigen in der Regel die gleiche zeitliche Dynamik wie die Schwebstoffe.

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, FAL Braunschweig

** Zoologisches Institut, TU Braunschweig

Im Verlauf eines Abflußereignisses nehmen der Abfluß, die Schwebstoff- und die gebundenen P- und K-Konzentrationen zu, wobei diese Zunahmen in etwa zeitgleich stattfanden. Die Konzentrationen an gelöstem P und K erhöhen sich erst mit zeitlicher Verzögerung. Die Leitfähigkeit nahm erwartungsgemäß mit steigendem Abfluß ab.

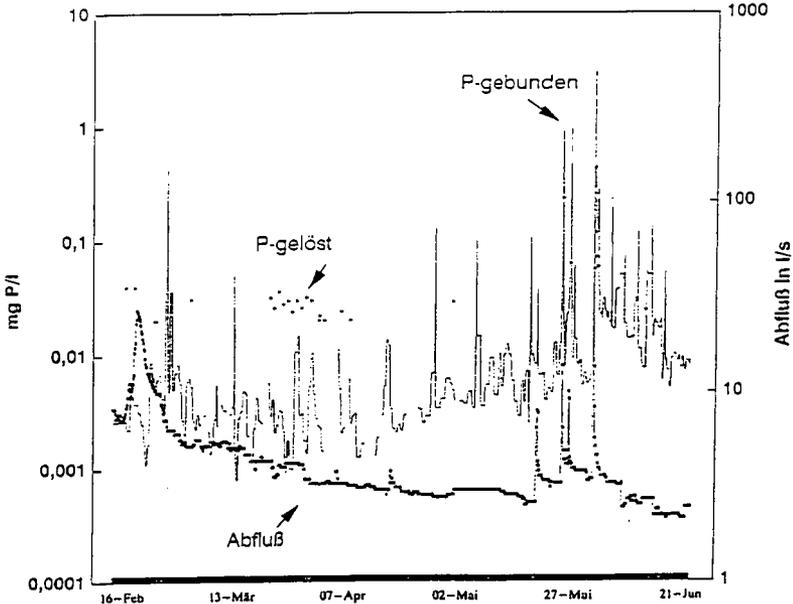


Abb.1: Verlauf des Abflusses und der gelösten und gebundenen P-Konzentrationen (Ohebach)

Phosphor lag überwiegend in gebundener, Kalium in gelöster Form im Wasser vor. Im Falle eines Abflußereignisses überwiegt jedoch auch beim Kalium die feststoffgebundene Form. Beide Anteile steigen bei Hochwasserwellen in der Konzentration an, was beim Phosphor tendenziell nur für die gebundene Form gilt. Gelöster Phosphor wurde nur selten ermittelt und erreichte dann Höchstwerte von ca. 0,05 mg/l. Die üblicherweise ermittelten Konzentrationen an gebundenem P von 0,001 bis 0,05 mg/l, stiegen bei Abflußereignissen auf über 6 mg/l an (Abb.1). Beim Kalium wurden normalerweise rund 1 mg/l in gelöster und 0,001 bis 0,1 mg/l in gebundener Form gefunden. Bei Hochwasserwellen stiegen die Gehalte auf bis zu 8 mg/l (gelöst) bzw. 30 mg/l (gebunden) an.

Eine Hochwasserwelle am 2. Juni machte deutlich, daß es sehr kurzfristig zu einer drastischen Erhöhung des Abflusses kommen kann. Es wurde ein Abflußanstieg von 8 l/s auf fast 160 l/s in weniger als einer Stunde registriert. Solche Wellen erhöhen ebenso kurzfristig die stofflichen Zusammensetzungen des Wassers (Abb.2). Dieses Beispiel macht deutlich, daß eine 20 minütige Beprobung bei solchen Ereignissen nicht ausreichend ist, um die Dynamik der Veränderungen zufriedenstellend quantifizieren zu können. Allein bei dem Ereignis vom 2. Juni wurden 93 % der Schwebstoff- (9,5 t),

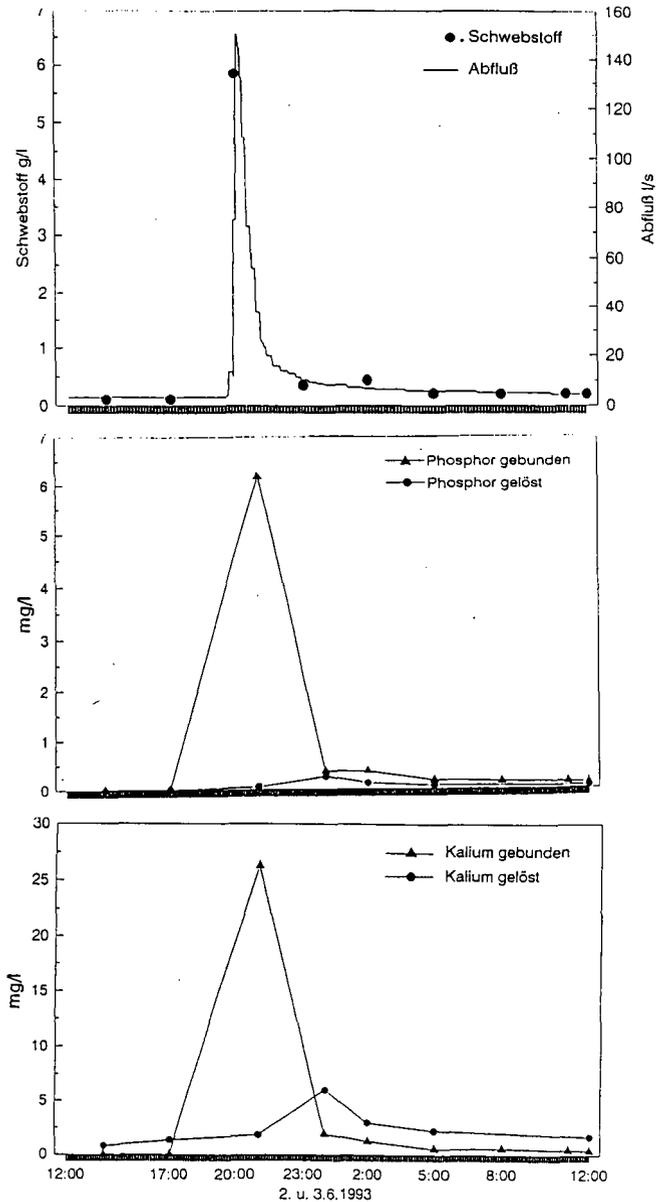


Abb.2: Verlauf des Abflusses und der gelösten und gebundenen P- und K-Konzentrationen bei einem Abflußereignis am 2. Juni 1993

91 % der P- (10 kg) und 84 % der K-Fracht (43 kg) des gesamten Untersuchungszeitraumes ausgetragen. Von den gesamten Frachten fallen dabei 98 % beim Phosphor und 79 % beim Kalium auf die feststoffgebundenen Anteile. Für eine Betrachtung des ganzen Zeitraumes spielen jedoch die sonstigen, bei Niedrigwasser entstehenden Austräge, eine untergeordnete Rolle, hier überwiegen, wie beim Phosphor allgemein, die Frachten im Ereignisfall.

Zusammenfassung:

Von Februar bis Juni 1993 wurden die kurzzeitigen Abfluß- und Konzentrationsveränderungen in einem landwirtschaftlichen Vorfluter untersucht. Die Ergebnisse zeigten, daß (1.) ein dreistündiges Probenahmeintervall für die Erfassung der Konzentrationsmaxima zu kurz ist, (2.) zeitgleich oder bereits kurz vor der Abflußerhöhung die elektrische Leitfähigkeit abnimmt, (3.) zeitgleich mit der Abflußzunahme die Schwebstoff- und die (schwebstoff-) gebundenen Stoffkonzentrationen (P, K) stark zunehmen, (4.) die im Wasser gelösten Stoffkonzentrationen (P, K) mit zeitlicher Verzögerung (hier ca. 3 Std.) ebenfalls zunehmen, (5.) während eines einzigen Abflußereignisses 93 % der Sediment-, 91 % der P- und 84 % der K-Verfrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes stattfand, (6.) 98 % des gesamten P- und 79 % des K-Transportes im Untersuchungszeitraum an den Schwebstofftransport gebunden war.

**Nährstoff- und Schwermetallgehalte in Böden,
Erosionsmaterial, Schwebstoff und Sediment der
Vorfluter**

Von

Hasenpusch, K., E. Rietz und M. Kücke

Einleitung und Fragestellung:

Nähr- und Schadstoffe können sowohl gelöst als auch an Feststoffe gebunden in Fließgewässer eingetragen werden. Feststoffeintrag kann z.B. über Oberflächenabfluß (Bodenerosion), Direkteinleitung (z.B. Kläranlagen), Laubfall (Wald) und u.U. auch über Makroporenfluß (Dränagen) erfolgen und bildet das Ausgangsmaterial des Bachsediments und der Schwebstoffe. Intensive Messungen im Rahmen des SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen" an verschiedenen Vorflutern haben gezeigt, daß den schwebstoffgebundenen Nährstofffrachten (P, K) eine überragende Bedeutung für die Stoffbilanz von Agrarökosystemen zukommt (Hasenpusch et al. 1993).

Das Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war die Beantwortung folgender Fragen: 1. Welcher Zusammenhang besteht zwischen den Nährstoff- und Schwermetallgehalten in den Ausgangsböden, in erodiertem Bodenmaterial, im Bachsediment und Schwebstoff von Fließgewässern unter verschiedenen geogenen Ausgangssituationen? 2. Besteht ein Zusammenhang zwischen den Eintragsquellen (forstliche und landwirtschaftliche Bodennutzung, Kläranlageneinleitung) und den Nährstoff- und Schwermetallgehalten im Bachsediment?

Material und Methoden:

In zwei Gewässereinzugsgebieten des SFB 179 (Eisenbachgebiet mit sandigen Böden, Krumbachgebiet mit tonig-schluffigen Böden) wurden Krumboden, am Hangfuß abgelagertes Erosionsmaterial, Sediment aus dem Vorfluter sowie durch Filtration von Vorfluterwasser gewonnene Schwebstoffe beprobt und auf ihre Korngrößenzusammensetzung und ihren Nährstoff- (C, N, P, K, Na, Ca und Mg) sowie Schwermetallgehalt (Pb, Zn, Ni, Mn, Cr, Cu, Cd, Fe und Al) analysiert.

Der Eisenbach wird in seinem Verlauf ausschließlich durch landwirtschaftlich genutzte Flächen beeinflusst, während der Krumbach drei Einflußzonen durchfließt: Den Quellbereich mit forstwirtschaftlicher Nutzung, einem durch den Auslaß einer Kläranlage kommunal beeinflussten Bereich und mit einem Seitenarm einen Bereich mit ausschließlich landwirtschaftlicher Beeinflussung. Aus allen genannten Vorfluterbereichen wurden separat Sedimente entnommen und wie o.a. analysiert.

Ergebnisse:

Aus den Ergebnissen zur Korngrößenfraktionierung kann geschlossen werden, daß der Eintrag von Bodenmaterial in die Vorfluter hauptsächlich über Schluff- und Tonpartikel erfolgt. Auf dem Transportweg entlang der Ackerkrume findet dabei eine regelrechte Chromatographie der einzelnen Fraktionen statt, wobei im Krumbachgebiet hauptsächlich schluffiges und bei den Sandböden fast ausschließlich sandiges Material am Hangfuß abgelagert gefunden wurde (Abb.1). Im Sediment des Eisenbaches wurde gegenüber dem Krumboden eine Zunahme der Ton- und Schluffpartikel festgestellt, wohingegen im Krumbach die Tonfraktion im Vergleich zum erodierten Material zunahm, bei Abnahme der Schlufffraktion. Es ist anzunehmen, daß sich große Teile der Tonfraktion aufgrund des unmittelbaren Weitertransportes mit dem Vorfluterwasser gar nicht erst im Sediment ablagern konnten.

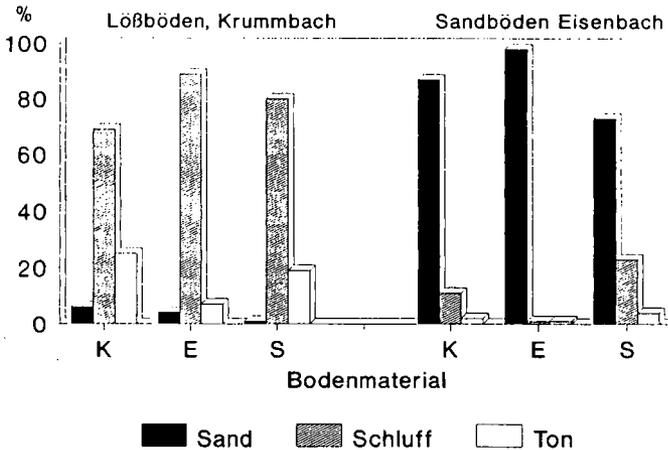


Abb.1: Korngrößenverteilung in Krume (K), Erosionsmaterial (E) und Sediment zweier Untersuchungsgebiete

Das am Hangfuß abgelagerte Erosionsmaterial wies i.d.R. geringere Mengen an C, N, P, K und Mg auf als der ursprüngliche Krumboden (Abb.2). Das Sediment des Krumbaches weist gegenüber der Ackerkrume deutlich höhere Gehalte an C auf. Extrem erhöht sind die Gehalte an Ca, während die P-, Na- und Mg-Konzentrationen lediglich geringfügig höher liegen. Die extremen Ca-Gehalte sind wahrscheinlich auf ausgefälltes Karbonat zurückzuführen. Auch auf dem Sandboden wurden im Erosionsmaterial am Hangfuß deutlich reduzierte Nährstoffgehalte im Vergleich zur Krume gefunden. Im Eisenbachsediment erreichen die Nährstoffkonzentrationen nicht mehr das Niveau des Ausgangsbodens. Die Schwebstoffe wiederum sind deutlich P- und Ca-reicher als das Sediment und die umliegenden Ackerböden.

Das Erosionsmaterial beider Gebiete wies deutlich geringere Schwermetall-, Sedimente und Schwebstoffe vergleichbar hohe Schwermetallkonzentrationen wie der Krumboden auf. Eine Ausnahme

bildet Zink, welches in Sediment und Schwebstoff etwa doppelt stark konzentriert vorlag als in der Krume. Auch die Cd-Konzentration war tendenziell im Sediment und im Schwebstoff erhöht. Im Eisenbach lagen (außer Fe, Cd und Zn) die Konzentrationen im Sediment noch niedriger als im erodierten Material.

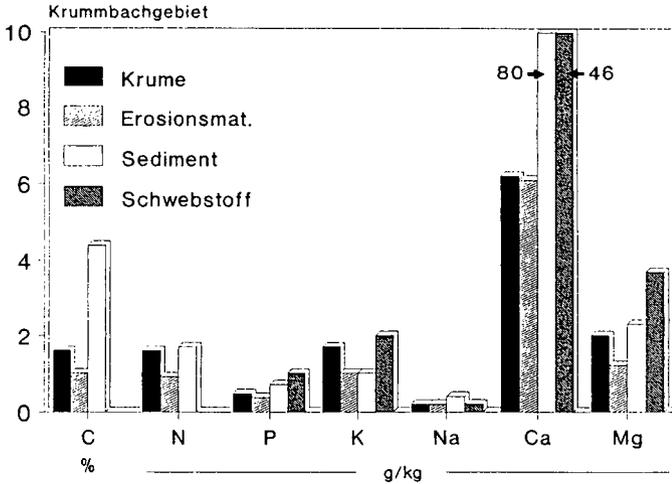


Abb.2:Nährstoffgehalte im Boden, Erosionsmaterial, Bachsediment und Schwebstoffen

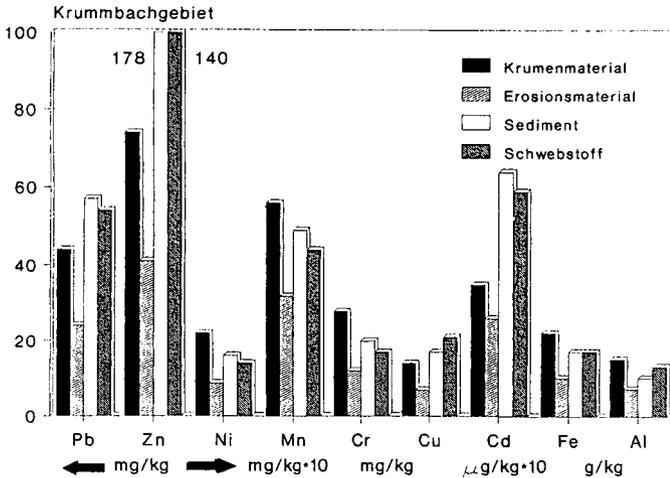


Abb.3:Schwermetallgehalte im Boden, Erosionsmaterial, Bachsediment und Schwebstoffen

In den unterschiedlichen Einflußbereichen der Vorfluter fanden sich erwartungsgemäß die höchsten P- (1 g P/kg) und N- (2,8 g N/kg) Gehalte nach der Kläranlage (Landwirtschaft: 0,5 g P/kg, 2 g N/kg). Die K- und Mg-Gehalte lagen im landwirtschaftlichen Teil am höchsten (1,5 g K/kg, 2,3 g Mg/kg), in den anderen Abschnitten im Krumbach etwas darunter (Eisenbach 0,2 g K und Mg/kg). Calcium lag im Waldbereich aufgrund des karbonatreichen Ausgangsgesteins mit 120 g/kg etwa doppelt so hoch wie in den anderen Krumbachbereichen. Im Eisenbach fand sich dagegen nur 1 g Ca/kg. Die C-Werte variierten stark: Im Wald- und im landwirtschaftlichen Bereich lagen die Werte bei rund 7 %, im Siedlungsteil nur halb so hoch, im Eisenbach bei nur 1 %. Im siedlungsbeeinflussten Teil direkt am Auslaß der Kläranlage wurden deutlich erhöhte Cu- sowie tendenziell erhöhte Mn- und Zn-Gehalte gefunden. Diese hohen Gehalte nehmen jedoch im weiteren Verlauf des Vorfluters wieder ab, was auf eine zeitlich und daher auch räumlich kurzfristige Sorption im Sediment nach der Kläranlage schließen läßt (Abb.4). Für Ni, Cr, Fe, Al und Cd können in der Gegenüberstellung keine nennenswerten Unterschiede festgestellt werden. Die Gehalte im Eisenbach liegen, mit Ausnahme des Eisens, deutlich unter denen des K-Gebietes.

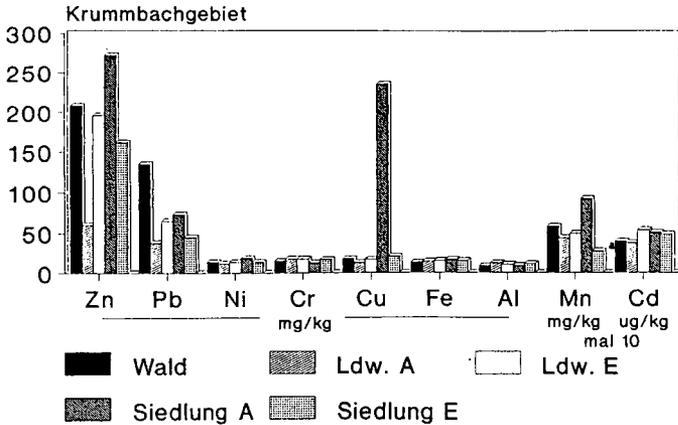


Abb.4: Schwermetallgehalte in Bachsedimenten aus unterschiedlichen Einflußbereichen eines Untersuchungsgebietes (A=Vorfluterbeginn; E=Vorfluterende)

Literatur:

Hasenpusch, K., Ließ, M. und Kücke, M.: Dynamik der Schweb- und Nährstoffkonzentrationen in einem landwirtschaftlich beeinflussten Fließgewässer, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft; diese Ausgabe

Nährstoffversorgung von Perlhirse in einem Luvic Arenosol in Niger/Westafrika durch Kurz- und Langzeitbehandlung mit Ernterückständen

von

Hebel, A.⁺ und F.-P. Rebafka⁺⁺

1. Problemstellung und Vorgehensweise

Im Sahel werden Ernterückstände (= ER) aufgrund knapper Ressourcen nach der Ernte von den Feldern abgeräumt und als Brenn- und Baumaterial bzw. als Viehfutter genutzt. Aus bodenkundlich-ökologischer Sicht stellt sich die Frage nach Kurz- und Langzeitwirkungen von Ernterückständen auf die Bodenfruchtbarkeit.

Im Jahr 1990 wurde in einem Feldversuch am ICRISAT Sahelian Center in Sadoré/Niger (durchschnittlich 560 mm Jahresniederschlag und 29 °C Jahrestemperatur) die Wirkung einer lang- und kurzfristigen Zufuhr von Hirsestroh (Ernterückstände) auf die Nährstoffversorgung und den Ertrag von Perlhirse untersucht.

Folgende Behandlungen wurden getestet:

- a) das Belassen von 2 t ER ha⁻¹ auf den Flächen als Mulch,
 - b) das Abräumen von ER.
- Die Behandlungen a) und b) wurden jeweils auf Parzellen durchgeführt, die in den Jahren 1986-1989 entweder mit 2 t ER ha⁻¹ gemulcht wurden oder bei denen ER regelmäßig abgeräumt wurden.

Zusätzlich wurde ein Zersetzungsversuch mit Hirsestroh durchgeführt um die Wirkungen von ER auf die Nährstoffdynamik im Boden zu untersuchen.

2. Ergebnisse

2.1 Ausgewählte Bodeneigenschaften

Kennzeichnende Eigenschaften des in Sadoré typischerweise vorkommenden nährstoffarmen Luvic Arenosols ist der niedrige pH-Wert, der geringe Gehalt an organischer Substanz, sowie die niedrige effektive Kationenaustauschkapazität. Der Sandgehalt ist mit mehr als 88% als sehr hoch einzustufen (Tab. 1).

⁺) Institut für Bodenkunde

⁺⁺) Institut für Pflanzenernährung

Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart.

Tab. 1: Bodenkennwerte in unterschiedlichen Tiefen eines Arenosols in Sadoré

Tiefe (cm)	Horizont-bez.	pH (H ₂ O)	Ct (%)	Nt (%)	KAK eff. (mmol kg ⁻¹)	Sand (Gew. %)	Schluff %	Ton % Feinerde
0- 30	Ap	5.1	0.21	0.02	6.5	93.3	3.8	2.7
30- 45	Btw1	5.1	0.17	0.02	8.9	90.0	3.9	6.2
45- 70	Btw2	5.1	0.12	0.02	8.7	88.7	4.1	7.2
70-100	Bw	5.3	0.08	0.01	6.6	90.2	4.1	5.7

2.2 Hirsestroh-Zersetzung

Hirsestroh in "litter bags" wurde innerhalb von 12 Wochen bis zu 75% zersetzt. Nach 4 bzw. 12 Wochen ist bei 2 t Hirsestroh mit einer Freisetzung von 17 kg Kalium (K) ha⁻¹ und 0.7 kg Phosphat (P), bzw. von 22 kg K und 1.2 kg P zu rechnen.

2.3 Kurz- und Langzeitzufuhr von ER

2.3.1 Kurzzeitzufuhr

Die erstmalige Zufuhr von ER auf Flächen, bei denen in den Jahren 1986-1989 ER abgeräumt wurden, erhöhte die Gehalte an wasserlöslichem Phosphor, Kalium, Aluminium, Eisen und Silicium im Boden.

Das erstmalige Abräumen von ER von Flächen, die in den Jahren 1986-1989 mit Hirsestroh gedüngt wurden, veränderte vor allem die Gehalte an austauschbarem Kalium, Magnesium, Calcium und den pH-Wert im Boden.

Zwischen den P- und besonders den K-Gehalten im Boden und im Spross bzw. Korn und dem Trockenmasseertrag bestehen gute Korrelationen.

Ohne Zufuhr von ER befinden sich die K-Gehalte im Spross im Mangelbereich (Tab. 2).

2.3.2 Langzeitzufuhr

Die langjährige Zufuhr von ER verbessert deutlich die Gehalte an wasserlöslichen und austauschbaren Nährstoffen, organischer Substanz und erhöht den pH-Wert im Boden.

Tab. 2: Kalium- und Phosphat-Gehalte im Sproß und im Boden (0-10 cm Tiefe und Hirse-Erträge

	----- Vorbehandlung 1986-1989 -----		-----	
	+ER	-ER	-ER	+ER
	----- Behandlung 1990 -----			
	-ER	+ER	-ER	+ER
Kalium im Sproß ¹⁾ 40 TNS	21.4	41.6	17.0	28.3
austauschbares Kalium ²⁾ 0 TNS	0.45	0.77	0.32	0.43
wasserlösliches Kalium ³⁾ 0 TNS	1.9	3.7	1.5	2.5
Phosphat im Sproß ¹⁾ 40 TNS	2.5	3.1	2.2	2.4
verfügbares Phosphat ³⁾ 0 TNS	6.8	8.0	7.1	7.2
wasserlösliches Phosphat ⁴⁾ 0 TNS	65	67	20	55
Kornertrag ⁵⁾	132	340	101	197
Gesamttrockenmasse ⁵⁾	876	1878	644	1041

1) mg.g⁻¹ Trockensubstanz; 2) mmol(+) .kg⁻¹ Boden; 3) mg.kg⁻¹ Boden;
4) µg.kg⁻¹ Boden; 5) kg.ha⁻¹;
TNS = Tage nach der Saat

3. Diskussion und Schlussfolgerungen

Die Zufuhr von ER (Hirsestroh) bewirkt schon kurzfristig eine Verbesserung der P- und K- Ernährung von Perlhirse. Dies führt zu einer deutlichen Ertragssteigerung (Tab. 2). Die Verbesserung der Nährstoffversorgung, insbesondere von K und P, ist im wesentlichen auf die Nährstofffreisetzung aus den Ernterückständen zurückzuführen. Aufgrund der extremen Unfruchtbarkeit dieses Bodens (Tab. 1) führen schon relativ geringe Mengen an Phosphor (REBAFKA et al., 1993b) oder Kalium (BATIONO et al. 1989, REBAFKA et al. 1993c) zu Ertragserhöhungen.

Im Gegensatz dazu führt bereits eine kurzfristige Unterbrechung der Düngung mit Hirsestroh zu einer Verschlechterung von Bodeneigenschaften. Daher sollte das Hirsestroh alljährlich auf den Flächen verbleiben.

Die günstige Wirkung von Ernterückständen für das Pflanzenwachstum (MARSCHNER et al., 1993; REBAFKA et al., 1993a) verdeutlicht die Notwendigkeit des langfristigen und nachhaltigen Managements der organischen Substanz auf den sandigen Böden in Niger.

LITERATURVERZEICHNIS

- BATIONO, A., C.P. CHRISTIANSON and D.U. MOKWUNYE. 1989. Soilfertility management of the pearl millet-producing sandy soils of Sahelian West Africa: the Niger experience. In: ICRISAT. 1989. Soil, Crop, and Water Management System for Rainfed Agriculture in the Sudano-Sahelian Zone: Proceedings of an International Workshop, 11-16 Jan 1987, ICRISAT Sahelian Center, Niamey, Niger. 385 S., A.P. 502324, India: Patancheru - ICRISAT, 159-168.
- REBAFKA F.-P., B.J. NDUNGURU and H. MARSCHNER. 1993a. Crop residue application increases nitrogen fixation and dry matter production in groundnut (*Arachis hypogaea*) grown on an acid sandy soil in Niger, West Africa. *Plant and Soil* 150, 213-222.
- REBAFKA, F.-P., A. BATIONO and H. Marschner. 1993b. Phosphorus seed coating increases P uptake, early growth and yield of pearl millet (*Pennisetum glaucum*) grown on an acid sandy soil in Niger, West Africa. *Plant and Soil* (im Druck).
- REBAFKA, F.-P., A. HEBEL, A. BATIONO, K. STAHR and H. MARSCHNER. 1993c. Short- and long-term effects of crop residues and of phosphorus fertilization on pearl millet yield on an acid sandy soil in Niger, West Africa. *Field Crops Research* (im Druck).
- MARSCHNER, H., F.-P. REBAFKA, H. HAFNER and A. BÜRKERT. 1993. Crop residue management for increasing production of pearl millet on acid sandy soils in Niger, West Africa. Beitrag zum "Third International Symposium on Plant-Soil Interactions at Low pH. 12-16 September 1993, Brisbane, Qld, Australia (im Druck).

Anwendung von Stickstoffsimulationsmodellen zur
Errechnung von N_{\min} -Frühjahrswerten

von

Hersemann, H.

Einleitung

Die Entwicklung von Stickstoffsimulationsmodellen ist seit einigen Jahren Gegenstand von vielen Forschungsvorhaben. Dies hat dazu geführt, daß sich sowohl die landwirtschaftliche Praxis zum Zwecke einer gezielteren Anwendung von Düngemitteln als auch die Wasserwirtschaft zur Prognose bzw. Verhinderung von unerwünschten Gewässerbelastungen von der Anwendung dieser N-Simulationsmodelle einen Fortschritt verspricht. In Baden-Württemberg läuft seit einem Jahr ein vom Land gefördertes Forschungsvorhaben (PWAB), um die Anwendbarkeit solcher Modelle in der Praxis zu testen und zu überprüfen, ob für eine größere Anzahl von Flächen die für die Simulationen notwendigen Eingabedaten zur Verfügung gestellt werden können (HERSEMANN et al. 1993). Hierzu wurden drei Modelle ausgewählt, die relativ wenig Daten benötigen und die alle auf einem Personalcomputer lauffähig sind:

- **HERMES** von KERSEBAUM (1989), Vertrieb: Computerdienst Pfarrkirchen (CLG),
- **N-SIM** von ENGEL (1991)
- und **CANDY** von FRANKO (1990).

Ziel ist es zunächst, von einem Startwert im Herbst den N_{\min} -Gehalt im Frühjahr zu berechnen. Dieser Wert ist wesentlich für die Bemessung der ersten Stickstoffgabe.

ERFORDERLICHE INGABEDATEN

Von 107 Wetterstationen in Baden-Württemberg wurden uns für die vergangenen fünf Jahre vom Deutschen Wetterdienst Wetterdaten dankenswerterweise als Tageswerte zur Verfügung gestellt (Niederschläge, Temperaturen, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer bzw. Globalstrahlung).

Die erforderlichen Bodendaten (besonders wichtig sind Angaben zur Schichtung der Bodenarten und zum Humusgehalt) wurden Kartierungsergebnissen der im Rahmen der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) beprobten Vergleichsflächen entnommen bzw. konnten aus Forschungsvorhaben, z. B. BMFT-Verbundvorhaben "Weiherbach", zur Verfügung gestellt werden.

Eingabedaten zur Bewirtschaftung, wie Angaben zur Haupt- und Vorfrucht, Düngung sowie Bodenbearbeitung, der simulierten Standorte stammen aus Schlagkarteien.

ERGEBNISSE

Eine Simulation über mehrere Jahre hinweg mit einer Reihe von verschiedenen Kulturpflanzen und Zwischenfrüchte ist mit den uns zur Verfügung stehenden Modellversionen bisher nur mit dem Modell **CANDY** möglich. Die beiden anderen Modelle **HERMES** und **N-SIM** erlauben nur eine Rechnung von der Ernte der Vorfrucht bis zur Ernte des folgenden Winterweizens und unter Vorbehalt auch anderer Wintergetreidearten. Flächen ohne Bewuchs können in allen Fällen simuliert werden. Die Berücksichtigung von Zwischenfrüchten ist mit einem einfachen Ansatz im Modell **HERMES** möglich.

* LUFA Augustenberg, Postfach 430230, D-76217 KARLSRUHE

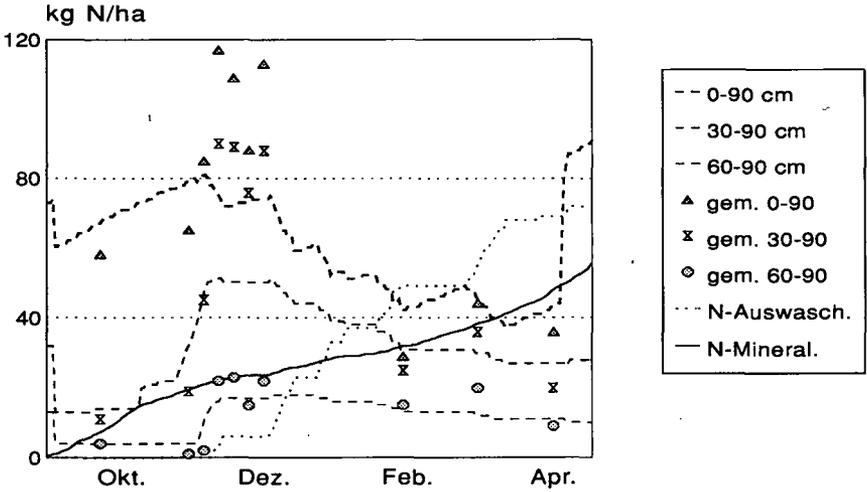


Abb. 1: Simulation der Vergleichsfläche 204 mit *HERMES* 1991/92 (lehmgiger Sand, Kulturen: Sonnenblumen - Körnermais, simulierte und gemessene Werte)

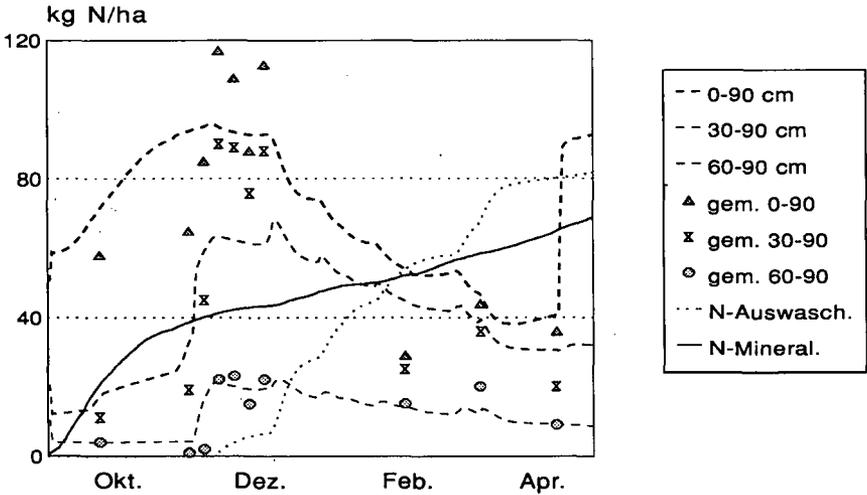


Abb. 2: Simulation der Vergleichsfläche 204 mit *N-SIM* 1991/92 (lehmgiger Sand, Kulturen: Sonnenblumen - Körnermais, simulierte und gemessene Werte)

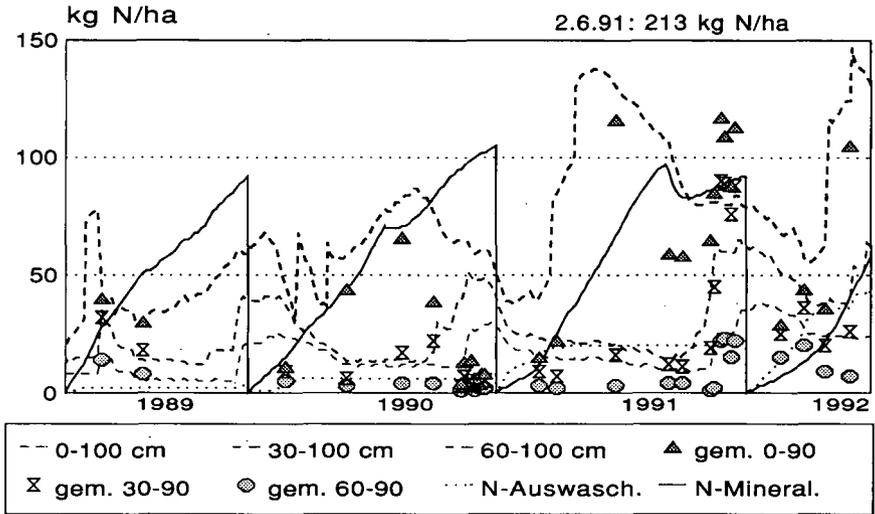


Abb. 3: Simulation der Vergleichsfläche 204 mit *CANDY* 1989/92 (lehmiger Sand, Kulturen: S.-Gerste - W.-Roggen - Sonnenblumen - K.-Mais, sim. und gemessene Werte)

Die Abbildungen 1 bis 3 zeigen Beispiele für die Simulation eines Schrages mit den drei Modellen. Da das Feld über Winter brach lag und N_{\min} -Werte von ca. 100 kg N/ha im Herbst 1991 auftraten, ist die errechnete N-Auswaschung mit *HERMES* und *N-SIM* in Höhe von 70 - 80 kg N plausibel. Da bei *CANDY* der Simulationsbeginn und damit die Anpassung auf einem gemessenen Wert schon im Frühjahr 1989 liegt, ist die Abweichung zu den beiden anderen Modellen durchaus verständlich. Die Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten N_{\min} -Werten ist für diesen Schlag und den betrachteten Zeitraum befriedigend.

Diese gute Übereinstimmung wurde bisher aber nicht in allen Fällen beobachtet, wobei die Ursache dafür aber nicht unbedingt nur bei den Modellen zu suchen ist, sondern dafür durchaus auch der Schwankungsbereich von N_{\min} -Messungen und mangelhafte Eingabedaten verantwortlich sein können.

Um den Einfluß der Bodenarten und Unterschiede bei den Simulationsergebnissen besser interpretieren zu können, wurden Testläufe mit bis auf die Bodendaten konstanten Eingabedaten durchgeführt (Tab. 1). Recht deutliche Unterschiede zwischen *HERMES* und *N-SIM* ergeben sich bei den errechneten Sickerwassermengen, obwohl die Ansätze zur Simulation des Wasserhaushaltes mit der Verwendung eines Kapazitätsmodells in beiden Modellen gleich ist. Die Bodenwassergehalte zu Simulationsbeginn waren nicht bekannt, so daß mit den Modellvorgaben gerechnet wurde. Diese Resultate können jedoch nicht verallgemeinert werden, sondern hängen offensichtlich auch vom Bewuchs über Winter und von der Bodenartenschichtung ab, wie weitere Simulationsläufe mit *HERMES* und *N-SIM*, bei denen die Unterschiede weniger groß waren, gezeigt haben.

Tab. 1: Bedeutung der Bodenarten für die Simulationsergebnisse (Z.Rüben - W.Weizen, DWD-Station Karlsruhe, Zeitraum: 10. Okt. 1991 bis 1. April 1992, 350 mm Niederschlag)

Bodenart	Sicker- wasser (mm)	Nitrat- Konzentration (mg NO ₃ /l)	N-Aus- waschung (kg N/ha)	N- Aufnahme (kg N/ha)	Minerail- sation (kg N/ha)	N _{min} (Frühjahr) (kg N/ha)
N-SIM:						
Su	128	136	39	63	77	26
Ut2	46	95	10	78	77	31
Ltu	43	67	7	74	77	34
Tu2	38	54	5	54	75	45
HERMES:						
Su	184	129	54	44	93	46
Ut2	144	85	28	45	90	67
Ltu	166	67	25	46	89	66
Tu2	153	49	17	65	85	53

AUSBLICK

Erste Ergebnisse zur Stickstoffsimulation mit den von uns verwendeten Modellen zur Berechnung des N_{min}-Gehaltes im Frühjahr sind vielversprechend. Daneben sollen aber weiterhin Ergebnisse zum simulierten Wasserhaushalt, zum Einfluß der Pflanzen sowie anderer Prozesse betrachtet werden. Die Berücksichtigung von möglichst vielen Pflanzenarten sowie von Zwischenfrüchten über Winter ist Voraussetzung für eine sinnvolle Anwendung dieser Simulationsmodelle in der landwirtschaftlichen Praxis. Die Entwicklung des "Modellbaukastens" *EXPERT-N* (ENGEL u. PRIESACK, 1993) stellt hierbei einen Ansatz dar, bei dem verschiedene Teilmodelle kombiniert werden können und jeweils immer auf die gleiche Datenbasis zugegriffen wird.

LITERATUR

ENGEL, T. (1991):

Entwicklung und Validierung eines Simulationsmodells zur Stickstoffdynamik in Boden und Pflanze mit Hilfe objektorientierter Programmierung. - Dissertation Technische Universität München

ENGEL, T. und PRIESACK, E. (1993):

"*EXPERT-N*" - Ein Baukastensystem für Stickstoffmodelle - Ausgangssituation, Zielsetzung und Umsetzung. - Agrarinformatik **24**, 11-19, *EXPERT-N* und Wachstumsmodelle, Ulmer Stuttgart

FRANKO, U. (1990):

C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. - Tagungsbericht der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften **295**, 13-26

HERSEMANN, H.; ZIMMERMANN, M.; ÜBELHÖR, W. und TIMMERMANN, F. (1993):

Möglichkeiten der Anwendung von N-Simulationsmodellen im Rahmen der SchALVO in Baden-Württemberg. - Agrarinformatik **24**, 271-277, *EXPERT-N* und Wachstumsmodelle, Ulmer Stuttgart

KERSEBAUM, K.-C. (1989):

Die Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerböden. - Dissertation Universität Hannover

N₂O-Freisetzung und NO₃-Auswaschung unter Grünland im Allgäu

VON

Homevo-Agossa, C., F. Rück und K. Stahr

Der Sonderforschungsbereich 183 der Universität Hohenheim beschäftigt sich mit den Auswirkungen von landwirtschaftlicher Nutzung auf die Umwelt. Im Teilprojekt A2 werden Nährstoffumsatz und Wasserhaushalt bei unterschiedlicher Nutzung und Düngung in einem Grünlandsgebiet in Südwestdeutschland untersucht (Stahr, 1991). Es stellt sich die Frage, ob die Bewirtschaftung den Stickstoffumsatz beeinflusst. Als umweltrelevante Teilprozesse werden untersucht a) N₂O-Freisetzung und b) NO₃-Auswaschung. Zu diesem Zweck bietet eine Hang-Senken-Catena in einer hügeligen Jungmoränenlandschaft in Grünlandsgebieten des Allgäus ("Siggen/Neuweiher") (Hornig et al., 1991) die Möglichkeit den Einfluß des Wirtschaftsgrünlandes auf schützenswerte Feuchtbiotope zu prüfen. Auf dem Standort Siggen im Allgäu (Braunerde-Hanggley-Bodengesellschaft auf Grundmoräne) wurden Nitratkonzentrationen und N₂O-Emissionen unter Grünland in einer Hang- und in einer Senkenposition, die beide grundwasserbeeinflusst sind, bestimmt. Am Hang wurde mit Gülle betriebsüblich gedüngt (291 kg N ha⁻¹) (Mickley et al., 1993).

Meßstelle:

Hang: Hangmitte, pseudovergleyte Braunerde, betriebsübliche Güllegabe, Beweidung, 3 bis 5 Schnitte; **Senke:** Senkenrand, Gley, Übergang zur Streuwiese, ohne Gülle, 1 Schnitt.

Messungen:

Wasserhaushalt: mit automatischen Meßstationen (Bodentemperaturen + rel. Luftfeuchtigkeit), Tensiometer und Pegel; **Bodenlösung:** Saugkerzenwässer, 14tägig (40 cm, 80 cm, 140 cm und 200 cm Bodentiefe), Kationen am AAS, Anionen am Skalar-Autoanalyser; **Denitrifikation:** zu ausgewählten Zeitpunkten (40 cm Acetylen-Begasung, in situ) (Benckiser et al., 1986) und Analysen am GC.

Der Grundwasserstand am Hang zeigt relativ starke Schwankungen und erreicht einen deutlichen Tiefstand im August und September mit über 1 m unter Flur. Das Jahresmittel der Temperatur liegt bei 7,7°C (Luft) bzw. 7,6°C (5 cm Bodentiefe) (Abb. 1a). Die Nitratkonzentration zeigt ebenfalls starke Schwankungen im Oberboden (40 cm), während im Unterboden (80 cm) gleichmäßige Werte registriert werden. Das Maximum der Konzentration liegt im zeitigen Frühjahr. Im Oberboden liegen die Werte im Durchschnitt höher (0,9 mg NO₃-N l⁻¹) als im Unterboden (0,3 mg NO₃-N l⁻¹) (Abb. 1b). Die N₂O-Emissionen aus der begasten Variante am Hang hatten ihr Maximum im April mit 66 g N ha⁻¹ d⁻¹. Die geringsten Werte wurden im Juli (15 g N ha⁻¹ d⁻¹) gemessen. Die Denitrifikationsverluste waren dann am höchsten, wenn hohe Nitratkonzentrationen auftraten. Außer im November 1992 waren die N₂O-Emissionen in der begasten Variante stets höher als in der unbegasten Variante (Abb. 1c).

Der Grundwasserstand in der Senke ist gegenüber dem Hang relativ konstant bei ca. 40 cm unter Flur. Folglich liegt die Nitratkonzentration in der Senke in beiden Bodentiefen im Durchschnitt sehr gering (unter 0,1 mg NO₃-N l⁻¹) und damit deutlich unter den Nitratkonzentrationen am Hang (Abb. 2a + 2b). In der Abb. 2c ist ersichtlich, daß die N₂O-Emissionen von März bis Juni in der Senke relativ konstant bei 40 g ha⁻¹ d⁻¹ lagen. Im Juli und November lagen die Werte um mehr als die Hälfte niedriger.

Der Nitrataustrag am Hang ist wesentlich höher als in der Senke. Jahreszeitliche Schwankungen sind nur am Hang erkennbar. Am Hang nimmt die Nitratkonzentration mit der Tiefe stark ab, während sie sich in der Senke wenig ändert (Abb. 3). Dort wo hohe Nitratkonzentrationen gemessen wurden, ließen sich auch hohe Denitrifikationsverluste beobachten.

1) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

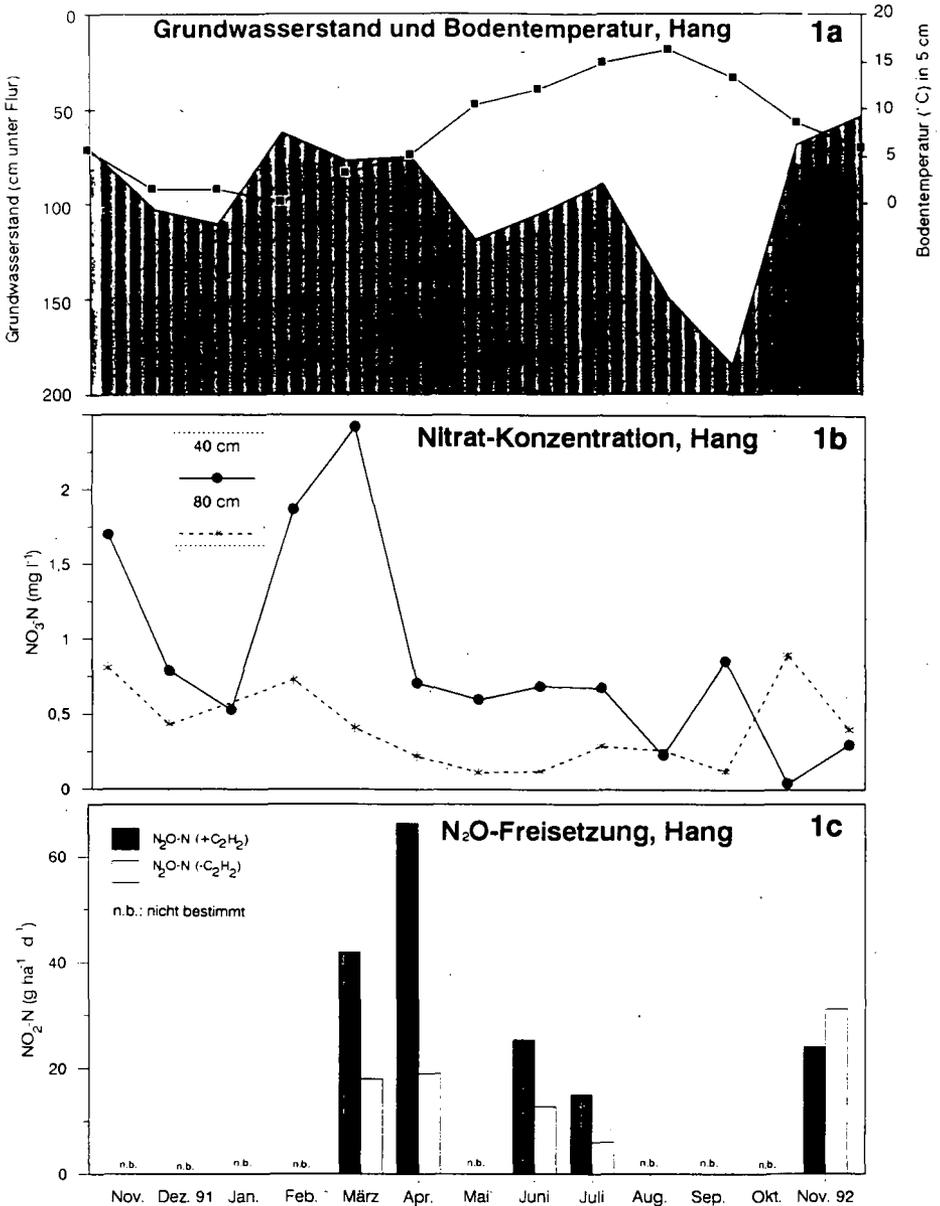


Abb. 1: Jahresverlauf des Grundwasserstandes und der Bodentemperatur a), der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration der Bodenlösung in zwei verschiedenen Tiefen (40 cm und 80 cm) b), und der N_2O -Emission aus unbegasteten sowie mit Acetylen begasteten Hangparzellen (40 cm Bodentiefe) nach Abzug der Konzentration in der Atmosphäre zu ausgewählten Zeitpunkten c) am Hang des Standortes Siggen von November 1991 bis November 1992

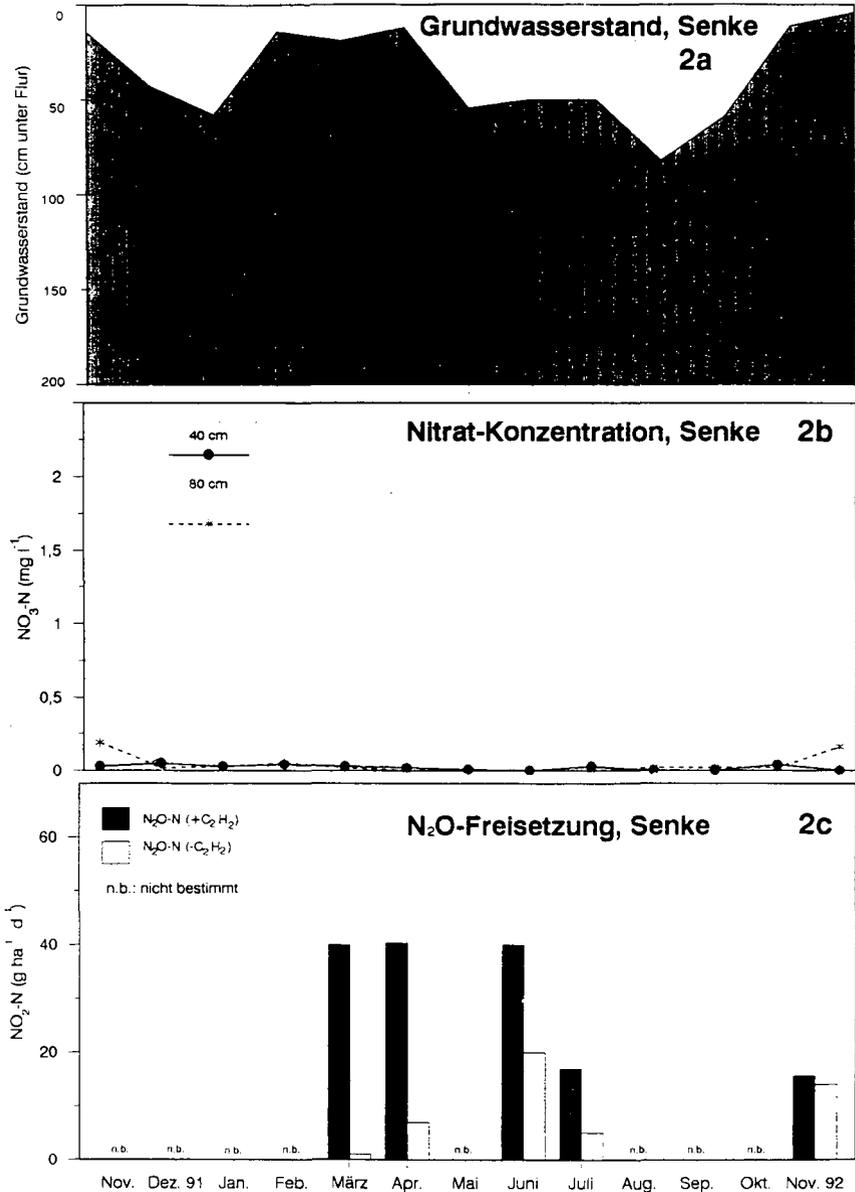


Abb. 2: Verlauf des Grundwasserstandes a), der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration der Bodenlösung in zwei verschiedenen Tiefen (40 cm und 80 cm) b), und der N_2O -Emission aus unbegasteten sowie mit Acetylen begasteten Senkenparzellen (40 cm Bodentiefe) nach Abzug der Konzentration in der Atmosphäre zu ausgewählten Zeitpunkten c) in der Senke des Standortes Siggen von November 1991 bis November 1992

- Die Nitratkonzentrationen in 40 cm Tiefe waren am Hang höher als in der Senke, aber absolut gesehen relativ niedrig (ca. 1 mg NO₃-N l⁻¹ am Hang und <0,1 mg in der Senke).
- Entsprechend waren die Auswaschungsverluste am Hang etwa 40 mal so groß wie in der Senke (12,5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gegenüber 0,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹). Die N₂O-Emissionen der begasteten Variante waren am Hang mit ca. 13,5 kg ha⁻¹ a⁻¹ etwa ebenso hoch wie in der Senke und betragen ca. 5 % bezogen auf die gesamte Düngung.
- Diese relativ geringen N-Verluste trotz kühlfeuchter Klimaverhältnisse, anstehendem Grundwasser und Gülledüngung könnten auf Immobilisierungsprozesse bzw. NH₃-Emissionen (Marschner et al., 1992) hindeuten.

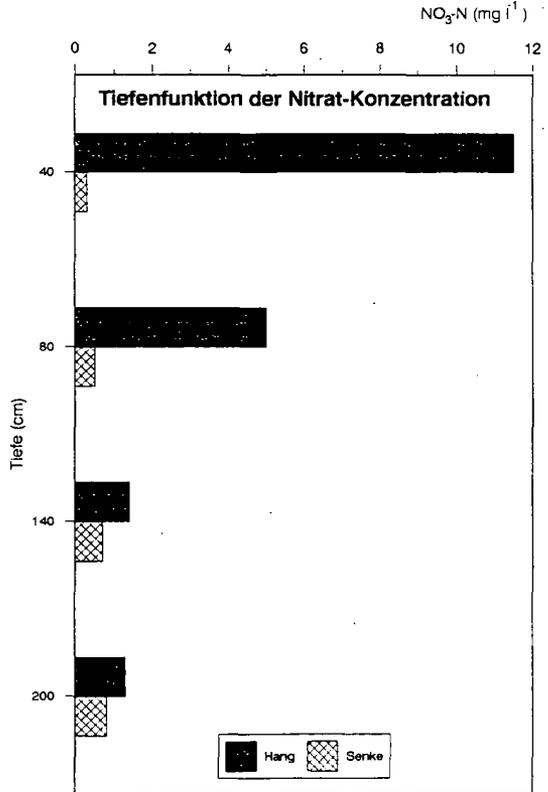


Abb. 3:
Durchschnittliche Tiefen-
funktion der Nitratkonzentration von November 1991
bis November 1992 am
Hang und in der Senke
in Siggen

LITERATUR:

BENCKISER, G.; K. HAIDER UND D. SAUERBECK (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar-beets. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 149, 249-261.

HORNIG, W., W. MICKLEY AND K. STAHR (1991): Genese, Eigenschaften und Verbreitung der Böden im Westallgäuer Hügelland.-Jh. geol. Landesamt Baden Württemberg, 33,199-217.

MARSCHNER H. (1992): Ammoniakemissionen nach Düngungsmaßnahmen und aus Pflanzenbeständen und Ernterückständen. Bericht des Sonderforschungsbereichs 183, Teilprojekt B 5.2, Universität Hohenheim.

MICKLEY, W., G. CLEMENS, D. NÄFE, C. HOMEVO-AGOSSA AND K. STAHR (1993): Environment-adapted nutrient management on grassland in the Allgäu. In H.J.P. Eijsackers and T. Hamers (eds.), Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection, 518-520. 1993 Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.

STAHR, K. (1991): "Auf dem Wege zu einer umweltgerechten Agrarnutzung" - Der Sonderforschungsbereich 183 der Universität Hohenheim -. Verh. d. Ges. für Ökologie, 20, S. 67-76, Freising-Weihenstephan.

Schwermetallgehalte in bayerischen und nordamerikanischen Koniferenwäldern, ein Vergleich

von

Kaemmerer, A.¹ und G.F. Vance^{1,2}

Zusammenfassung

Die Schwermetalle (SM) Mn, Fe, Zn, Cu, Pb, Cd, Cr und Ni wurden in Oberböden und Koniferennadeln von 14 geologisch verschiedenen bayerischen Waldstandorten, bestockt mit etwa 100-jährigen *Picea abies* und 5 Drehkieferbeständen (*Pinus contorta*) in Wyoming, USA, untersucht. Zur Kennzeichnung der Schwermetallgehalte der Böden wurden 1 M NH₄OAc- und 0.002 M CaCl₂-Extrakte analysiert. Die Koniferennadeln wurden vor dem naßchemischen Aufschluß mit Chloroform gewaschen, um oberflächlich anhaftende SM zu entfernen. Der Anteil der abwaschbaren an den totalen Elementgehalten sinkt in der Reihe Pb = Cr > Fe = Cu > Ni > Zn = Mn > Cd und beträgt bis zu 95 %.

Abgesehen von Cu und Cr liegen die SM-Gehalte in den Extrakten aus den amerikanischen Böden immer deutlich niedriger als jene der deutschen Proben. Mit zunehmender Versauerung nimmt auf den bayerischen Standorten (pH 2.8 - 5.9) die Verfügbarkeit der Schwermetalle i.d.R. zu.

Die meisten der untersuchten SM reichern sich in den älteren Nadeln der Koniferen an. Dies gilt nicht für Cd und Zn in den bayerischen *P. abies* Beständen. Dort wurde eine Abnahme mit zunehmendem Nadelalter festgestellt.

Die Gesamtgehalte der Mehrzahl der SM in den Nadeln sind bei etwa pH 3.5 am höchsten. Dies gilt nicht für Fe, dessen Gehalte in Fichtennadeln mit sinkendem pH kontinuierlich ansteigen. Aus den errechneten SM-Transferfaktoren (TF = Quotient aus Blatt- zu austauschbaren Bodengehalten) läßt sich ableiten, daß der in die rezenten Nadeln aufgenommene Anteil der verfügbaren SM mit zunehmenden Bodengehalten sinkt. Gleichzeitig werden mit steigenden Gehalten steigende Anteile der SM in älteren Nadeln deponiert.

Einleitung

Im Rahmen der Waldschadensforschung wurden Schwermetalle (SM) als mögliche Stressoren diskutiert (GODT 1986, ULRICH 1991). Obwohl direkte Ursache-Wirkungsbeziehungen im komplexen Krankheitsgeschehen selten nachvollzogen werden können, sind Feinwurzeltoxizitäten bei erhöhten SM-Gehalten im Boden, insbesondere auf basenarmen Standorten nicht auszuschließen (GODBOLD ET AL. 1985).

Während das Verhalten von einzelnen SM in Böden v.a. in Laborstudien intensiv untersucht wurde (HERMS UND BRÜMMER 1984, SCHMITT UND STICHER 1991) und auch über SM auf Ackerstandorten einiges bekannt ist (SAUERBECK UND LÜBBEN 1991), gibt es vergleichsweise wenig

¹) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth,
Korrespondenzadresse: Lehrstuhl Bodenkunde, TU München,
85350 Freising-Weißenstephan

²) Dept. of Plant, Soil and Insect Sciences, Univ. of Wyoming, Laramie, WY 82070, USA

Untersuchungen zu SM in Wäldern (BURTON ET AL. 1983, LAMERSDORF 1988).

Ziel dieser Untersuchung war es daher, einen Überblick über die Blatt- und Bodengehalte an SM in Nadelwäldern auf unterschiedlichen geologischen Substraten zu gewinnen.

Standorte

Vierzehn bayerische Fichtenstandorte (*Picea abies*), deren Ausgangsgestein von Basalt und Schwammkalk bis hin zu Quarzit und Serpentinolith reich, wurden im Winter 1991/92 in ländlichen Gebieten beprobt. Zum Vergleich wurden Boden- und Nadelproben von 5 industriiefernen *Pinus contorta*-Beständen an der Ostflanke der Rocky Mountains auf unterschiedlichen Substraten untersucht. Die Standorte in Wyoming waren alle mehr oder weniger stark glazial überprägt, weshalb die Unterschiede in der Geologie einen geringeren Einfluß auf die Bodenchemie zeigten als bei den bayerischen Beständen. Die Standorte wurden bei KAEMMERER 1993 näher charakterisiert.

Methoden

Mischproben der Oberböden (0-20 cm; < 2mm) wurden mit 0.002 M CaCl_2 (1:2 nach REUSS ET AL. 1990) und bei pH 6 gepufferter 1 M NH_4OAc (1:25 nach ZEIN UND BRÜMMER 1989) 20 bzw. 24 Stunden extrahiert. In den CaCl_2 -Extrakten wurden die pH-Werte bestimmt. Die Konzentrationen an Mn, Fe, Zn, Ni, Cr, Cu, Cd und Pb wurden in den NH_4OAc -Extrakten mittels Graphitrohr-AAS (Varian AA 400 Z) gemessen.

Alle Nadelproben wurden mit Chloroform gewaschen, um die Wachsschicht und daran haftende Metalle zu entfernen (WYTTENBACH ET AL. 1985). In einer Voruntersuchung zeigte sich, daß die oberflächlichen Ablagerungen einen steigenden Beitrag von <5 bis >95% der Gesamtgehalte in der Reihe $\text{Cd} < \text{Mn} = \text{Zn} < \text{Ni} < \text{Cu} = \text{Fe} < \text{Cr} = \text{Pb}$ liefern.

Die gewaschenen und luftgetrockneten Nadelproben wurden in einer Achatmühle vermahlen, um Kontaminationen zu vermeiden, die wie sich in einem Vorversuch zeigte, bei Verwendung von Metallmühlen auftreten können. Anschließend wurden die Nadelproben mit 65 %iger HNO_3 aufgeschlossen. Mittels ICP-AES wurden Zn, Fe, Mn und Al sowie mittels Graphitrohr-AAS Cu, Ni, Cr, Cd und Pb in der Aufschlußlösung gemessen.

Ergebnisse

Gehalte

Die in dieser Untersuchung ermittelten Nadelgehalte liegen z.T. deutlich niedriger als Vergleichswerte in der Literatur (z.B. RAISCH 1983, LAMERSDORF 1988), was eventuell auf das Entfernen der an der Wachsschicht haftenden Partikel zurückzuführen ist.

Insbesondere für Pb, Ni und Cd lagen die SM-Gehalte der industriiefernen amerikanischen Nadeln und Böden niedriger als die aus ländlichen Gegenden Bayerns. Nur die Cr- und Fe-Gehalte der Proben waren an der Ostflanke der Rocky Mountains ähnlich hoch bzw. etwas höher.

Mobilität

Mit Ausnahme von Ni und Cu steigen die NH_4OAc -extrahierbaren Gehalte der SM im Boden mit sinkendem pH, was sich auch in steigenden Blattkonzentrationen widerspiegelt. Selbst bei den relativ immobil Elementen Pb und Cr steigen die Gehalte mit sinkendem pH deutlich an. Für

die mobilen Elemente Mn, Cd und Zn deuten niedrige austauschbare Gehalte bei pH < 3 - 3.5 auf Verarmung durch zunehmende Auswaschung hin, denn die zugehörigen Bodenlösungskonzentrationen liegen vergleichsweise hoch.

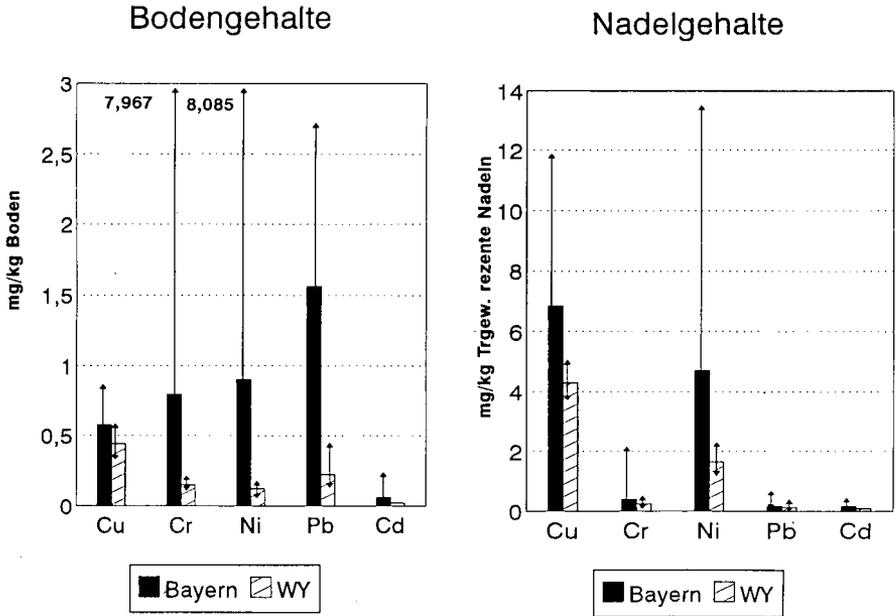


Abb. 1: Mittelwerte und Spannen der austauschbaren Boden- und Nadelgehalte an Cu, Cr, Ni, Pb und Cd der bayerischen und nordamerikanischen Proben.

Transfer Boden-Pflanze

Die Relation der Nadelgehalte zu den extrahierbaren Bodengehalten (Transferfaktor TF; in Anlehnung an LÜBBEN und SAUERBECK 1991) fiel für alle SM außer Cu mit steigenden Bodengehalten exponentiell ab. Die niedrigsten TF wurden für Cr und Pb beobachtet, die höchsten für Mn und Zn.

Anreicherung mit dem Nadelalter

Für Mn, Fe, und Pb stiegen die SM-Gehalte mit dem Nadelalter deutlich an. Bei Ni und Cr zeigte sich kein eindeutiger Alterstrend. Während die Zn- und Cd-Gehalte der *Pinus contorta* Nadeln aus Wyoming ebenfalls mit dem Alter anstiegen, sanken sie in den bayerischen *Picea abies* mit dem Nadelalter. Dies ist möglicherweise auf eine stärkere Auswaschung durch saure Niederschläge zurückzuführen.

Mit steigender Verfügbarkeit nimmt die Anreicherung in den älteren Nadeln zu bzw. die Verlagerung in die jüngeren Nadeln ab.

Schlußfolgerungen

Bei Untersuchungen von Schwermetallen von Koniferenökosystemen ist besondere Sorgfalt auf die Probenvorbereitung zu verwenden, da Kontaminationen bei Behandlung mit Metallgeräten auftreten können. Soll der in die Nadeln aufgenommene Anteil beschrieben werden, so empfiehlt es sich auch bei ländlichen Standorten, die oberflächlich anhaftenden SM vor der Analyse zu entfernen. Die Mobilität auch der relativ immobilen SM wird in Waldökosystemen stark von der Bodenreaktion beeinflusst. Der aus dieser Arbeit ableitbare Forschungsbedarf besteht v.a. im Einfluß der festen und löslichen organischen Substanz sowie anorganischer Sorbenten auf die verfügbaren SM-Gehalte, aber auch der Aufnahmemechanismen und Toxikologie der verschiedenen SM-Spezies, um Schadschwellen ableiten zu können.

Literatur

- BURTON K.W., MORGAN E., ROIG A. (1983): The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests. *Plant and Soil* 73, 327-336.
- GODBOLD D., SCHLEGEL H., HÜTTERMANN A. (1985): Heavy metals - a possible factor in spruce decline. *VDI Berichte* 560, 703-716.
- GODT J. (1986): Untersuchung von Prozessen im Kronenraum von Waldökosystemen und deren Berücksichtigung bei der Erfassung von Schadstoffeinträgen unter besonderer Beachtung der Schwermetalle. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben* 19.
- HERMS U. UND G. BRÜMMER (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. *Z. Pflanzenernährung Bodenkunde* 147, 400-424.
- KAEMMERER A. (1993): Mineral nutrient and microelement concentrations in needles and soils of conifer ecosystems - A comparison of selected Bavarian and American forest sites. Diplomarbeit am Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth
- LAMERSDORF N. (1988): Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben* A 36.
- LÜBBEN S. UND D. SAUERBECK (1991): Transferfaktoren und -koeffizienten für den Schwermetallübergang Boden-Pflanze. *Ber. Ökol. Forschung* 6, 180-223.
- RAISCH W. (1983): Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald). *Freiburger Bodenk. Abh.* 11.
- REUSS J.O., WALTHALL P.M., ROSWALL E.C., HOPPER R.W.E. (1990): Aluminum solubility, calcium-aluminum exchange, and pH in acid forest soils. *Soil Sci.Soc.Am.J.* 54, 374-380.
- SAUERBECK D. UND S. LÜBBEN (1991): BMFT-Verbundvorhaben "Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen" Gesamtüberblick. KFA Jülich *Ber. Ökol. Forschung* 6, 1-32.
- SCHMITT H.W. UND H. STICHER (1991): Heavy metal compounds in the soil. 311-331. In: Merian E. (Ed.): *Metals and their compounds in the environment*. VCH, Weinheim.
- ULRICH B. (1991): Deposition of acids and metal compounds. 369-378. In: Merian E. (Ed.): *Metals and their compounds in the environment*. VCH, Weinheim.
- WYTENBACH A., BAJO S., TOBLER L., KELLER T. (1985): Major and trace element concentrations of *Picea abies*: levels, distribution functions, correlations and environmental influences. *Plant and Soil* 85, 313-325.
- ZEIEN H. UND G.W. BRÜMMER (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Ges.* 59, 505-510.

Quantifizierung und Modellierung von Denitrifikationsverlusten eines Grünlandstandortes nach mehrjähriger Gülledüngung

VON

Kapp, M., J. Schwarz, G. Benckiser und J.C.G. Ottow

1. Einleitung

Gülleausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen (Acker, Grünland) kann besonders bei wiederholter Anwendung in relativ großen Mengen zu verschiedenen Umweltbelastungen führen. Gewässer- und/oder Grundwasserbelastung durch Nitrat, Geruchsbelästigungen, Ammoniakverflüchtigung und N_2O -N-Emissionen (als Folge von Nitrifikations- / Denitrifikationsprozessen) können die Folge sein. Dieses kann im mikrobiell dicht besiedelten Oberboden (Rhizosphäre) im Zuge der Mineralisationsprozesse und Sauerstoffzehrung einer intensiven Denitrifikation unterliegen (Ottow, 1992). Insbesondere ein hoher Gehalt an organischer Substanz (El-Demerdash und Ottow, 1983) und eine Minderung der Sauerstoffdiffusion durch hohe Wassergehalte können zu hohen Denitrifikationsraten führen (Von Rheinbaben, 1990). Um Stickstoffverluste durch Denitrifikation über längere Zeiträume hinweg abzuschätzen und den Einfluß verschiedener Bodenbedingungen auf den Denitrifikationsprozess zu bestimmen sind verschiedene Modelle vorgeschlagen worden. Dabei ist zwischen deterministischen und stochastischen Modellen zu unterscheiden. Deterministische Modelle benutzen theoretisch definierte oder empirisch ermittelte Funktionen zur Beschreibung chemisch-physikalischer oder biologischer Bodenbedingungen (z.B. Rolston, 1984; Benckiser und Syring, 1992; Ottow, 1992), während in stochastischen Modellen Wahrscheinlichkeitsfunktionen für ein "Monte-Carlo"-Simulationsmodell verwendet werden (Parkin und Robinson, 1989).

2. Material und Methoden

Auf dem Versuchsgelände des Institutes für Grünlandwirtschaft und Futterbau der Justus-Liebig-Universität Gießen wurde 1988 eine Versuchsfläche (lateinisches Rechteck mit 4 Varianten und je 4 Parallelen) angelegt (Kapp et al., 1990). Die erste Düngung fand am 5.7.1988 statt. Appliziert wurden je Variante $150 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ in Form von Gülle, Gülle unter Zusatz von $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ des Nitrifikationshemmers Dicyandiamid oder Kalkammonsalpeter (KAS). Eine vierte Variante blieb ungedüngt. Weitere Düngungen erfolgten am 22.8.1988, am 4.4., 29.5., 2.10.1989, und am 2.4., 11.6., 19.10.1990. Um N-Verluste durch Ammoniakverflüchtigung möglichst gering zu halten, wurden bei Trockenheit die Parzellen nach den Düngungen vom 5.7., 22.8.88, 29.5.89, 11.6.90 (mit ca. 20-40 mm) beregnet. Vor der Düngung am 11.6.90 wurde die Versuchsfläche mit $5 \cdot 20 \text{ mm}$ beregnet. Die quantitative Bestimmung der Denitrifikationsverluste unter Feldbedingungen erfolgte mit Hilfe der Acetylen-Inhibierungstechnik (AIT) nach Ryden et al (1979) in modifizierter Form (Kapp et al, 1990). Ausserdem wurden verschiedene physiko-chemische Bodenbedingungen während der Messperioden bestimmt.

1) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Universität Giessen, Senckenbergstr. 3, D-35390 Giessen.

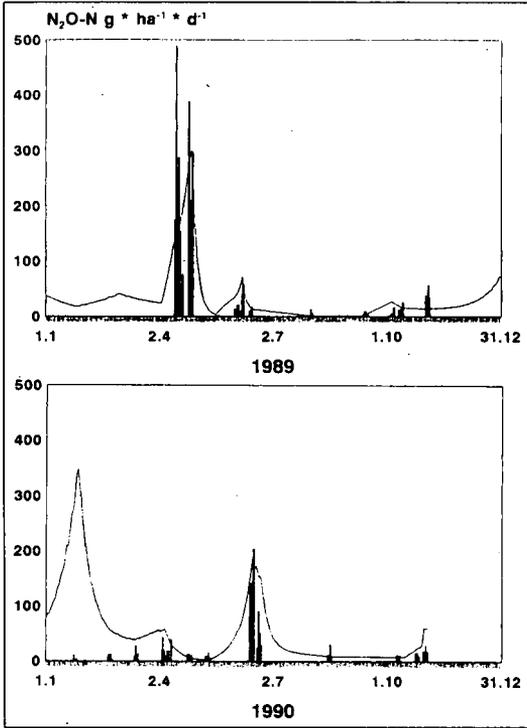


Abb. 1 Vergleich von simulierten N_2O -N-Oberflächenabflüssen mit den Messwerten einer mit KAS gedüngten Weidelgrasfläche 1989-1990.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die N_2O -N-Oberflächenabflüsse (Abb.1) bei hoher Nitratverfügbarkeit (KAS - Variante) von etwa $100 - 500 \text{ g N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ nach den Düngungen vom 3.4.89 und vom 11.6.90 wurden auch bei anderen Untersuchungen im Grünland beobachtet (Bijay-Singh et al., 1989; Nieder et al., 1989; Corré et al., 1990). Ähnliches gilt auch für die Stickstoffverluste bei geringerer Nitratverfügbarkeit (Gülle Variante, Abb. 2; Thompson, 1989).

Mit einfachen Interpolationen lassen sich die N_2O -N-Oberflächenabflüsse zwischen den einzelnen Messperioden nur unzureichend abschätzen. Deshalb wurden die Denitrifikationsverluste auf der Basis der am Standort ermittelten Nitrat- und Wassergehalte sowie der potentiellen Denitrifikationskapazitäten der Bodenschichten (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm) simuliert. Die Berechnung (1) wurde für jede Bodenschicht (BS) einzeln durchgeführt und addiert:

$$(1) \quad N_2O\text{-Emission} = F_{pDK}(\text{BS}) * F_{Wg}(\text{BS}) * GK * NO_3^- \text{-}N(\text{BS})$$

Die Funktion (F_{pDK}) wichtet den Beitrag der drei Bodenschichten, in denen die Nitrat- und Wassergehalte gemessen wurden, zur N_2O -N-Emission anhand der Mittelwerte aller ermittelten potentiellen Denitrifikationskapazitäten der jeweiligen Bodenschicht im Vergleich zur Summe der pDK aller drei Bodenschichten.

Die Wassergehaltsfunktion (F_{Wg}) steht in der Simulation für die Sauerstoffverfügbarkeit im Boden. Da die Sauerstoffdiffusion in Böden dieses Typs oft mit einer Exponentialfunktion beschrieben werden kann (Frede, 1986), wurde eine Exponentialfunktion entwickelt, deren Exponent vom Wassergehalt des Bodens (Wg) minus eines Grenzwassergehaltes ($GrenzWg$) gebildet wird. Da eine Exponentialfunktion gegen unendlich strebt und eine unendlich hohe Denitrifikationsaktivität nicht möglich ist, wurde eine zweite, gegenläufige, um 1 verschobene Exponentialfunktion verwendet (2):

$$(2) \quad F_{(Wg)} = e^{K1 * (Wg - GrenzWg)} / (e^{K1 * (Wg - GrenzWg - 3.91/K1)} + 1)$$

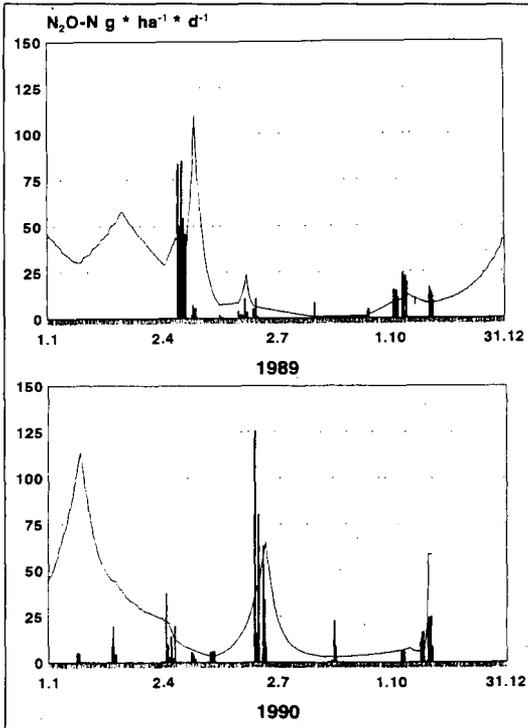


Abb. 2 Vergleich von simulierten N_2O-N -Oberflächenabflüssen mit den Messwerten einer mit Gülle gedüngten Weidelgrasfläche 1989-1990.

Das Verhältnis dieser beiden Funktionen wurde mit einem Wert von 3.91 so gewählt, daß der errechenbare Maximalwert bei einer Nitratverfügbarkeit von 100 $lg NO_3^-N$ auf dem Niveau der potentiellen Denitrifikationskapazität lag. Der Einfluß der zweiten Exponentialfunktion ist im Bereich der gemessenen Wassergehalte gering. Die Berechnung der N_2O-N -Emissionen erwies sich als genauer, wenn eine Variantenspezifische Konstante im Exponenten verwendet wird. Der Wert dieser Konstante $K1$ liegt bei ca. 1 für die KAS Variante, bei ca. 0.7 für die mit Gülle gedüngten Varianten. Der eigentlich limitierende Faktor ist der Nitratgehalt (NO_3^-N). Bei der Simulation ohne Nitrat ergibt sich ein N_2O-N -Oberflächenabfluß von Null. N_2O-N -Emissionen aus der Nitrifikation bleiben unberücksichtigt. Die Konstante (GK) bestimmt quasi die Denitrifikation bei geringen Wassergehalten. Diese Konstante wurde empirisch ermittelt (Gülle gedüngte Varianten: 0.03; KAS

gedüngte Variante: 0.04). Die für das Modell erforderlichen Nitrat- und Wassergehalte zwischen den Probenahmen wurden durch Interpolation ermittelt.

Die Temperatur bleibt im vorliegenden Modell unberücksichtigt. Generell sind bei hohen Boden Wassergehalten im temperierten Klima Mitteleuropas die Boden-Temperaturen gering respektive umgekehrt. Daher wurden hohe Denitrifikationsverluste in der Regel bei Temperaturen unter $10^\circ C$ gemessen (Ryden, 1983; Benckiser et al, 1987). Deshalb dürfte die Boden-Temperatur unter diesen Klimabedingungen eine nachgeordnete Rolle spielen.

Die simulierten N_2O-N -Oberflächenabflüsse der KAS - und Gülle - Variante sind in Abb. 1 dargestellt. Sie zeigen z. T. gute Übereinstimmungen mit den gemessenen Werten. Sowohl die Simulation als auch die Meßwerte weisen stark erhöhte Denitrifikationsraten im April 1989 und im Juni 1990 aus. Ende Januar 1990 ist eine sehr hohe Differenz zwischen Simulation und Messwerten festzustellen. Bei relativ hohen Nitrat - und sehr hohen Wassergehalten waren die gemessenen Werte zu diesem Zeitpunkt sehr niedrig. Da die Temperatur in der Simulation unberücksichtigt bleibt, bietet sich diese zur Erklärung an. Allerdings erreichte die Bodentemperatur Ende Januar 1990 Werte von $4 - 6^\circ C$ und lag damit nur geringfügig unter den im April 1989 gemessenen Temperaturen von ca. $8^\circ C$.

Die Differenz zwischen Meßwerten und berechneten Werten betrug aber weit über 1000 %. Ursache hierfür könnte eine unzureichende Diffusion des Acetylens in den Boden bei höheren Wassergehalten sein (Becker et al., 1990; Mosier et al., 1990).

Obwohl die errechneten Stickstoffverluste durch Denitrifikation wesentlich höher als die mit einer einfachen Interpolation bestimmten Werte liegen, betragen die errechneten Werte selbst der mineralisch gedüngten Flächen nur wenige Prozent der jährlich applizierten Stickstoffmenge von $450 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Allerdings sind die Ergebnisse standortspezifisch und dürften nicht ohne weiteres auf andere Standorte zu übertragen sein. Ergebnisse und Modellierung sollten daher an anderen Objekten überprüft werden.

Danksagung: Die Untersuchungen wurden aus Mitteln des Forschungsprojektes Wasser-Abfall-Boden (PWAB 87-059) des Landes Baden-Württemberg finanziell unterstützt.

Literatur

- Becker K.W., H. Höper and B. Meyer (1990): Rates of denitrification under field conditions as indicated by the acetylene inhibition technique - a critical review. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 60: 31-36
- Benckiser G., K.M. Syring., G. Gaus, K. Haider, D. Sauerbeck (1987): Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die Denitrifikation landwirtschaftlich genutzter Flächen. *VDLUFASchriftenreihe* 23, 937-952.
- Benckiser G. und K.M. Syring (1992): Denitrifikation in Agrarstandorten: Bedeutung, Quantifizierung und Modellierung. *Bioengin.* 3: 46-52
- Bijay-Singh, J.C. Ryden, D.C. Withehead (1989): Denitrification potential and actual rates of denitrification in soils under long-term grassland and arable cropping. *Soil Biol. Biochem.* 21: 897-901
- Corré W.J., W. Dijkman and W.M. Keskamp (1990): Denitrification in topsoil of production grassland. *Mitteilgn Dtsch Bodenkundl. Gesellsch.* 60: 183-188.
- El-Demerdash M.E. und J.C.G. Ottow (1983): Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146, 138-150
- Frede, H.G. (1986): Der Gasaustausch des Bodens. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 87:1-130
- Kapp, M., J. Schwarz, G. Benckiser, J.C.G. Ottow, P. Daniel, W. Opitz von Boberfeld (1990): Der Einsatz der Acetylen-Inhibierungstechnik zur Quantifizierung von Denitrifikationsverlusten in unterschiedlich gedüngten Weidelgrasbeständen. *Forum Städte-Hygiene* 41: 168-172
- Mosier, A.R., O. Heinemeyer and K. Haider (1990): Field measurement of denitrification. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 60: 13-18
- Nieder R., G. Schollmeyer, J. Richter (1989): Denitrification in the rooting zone of cropped soils with regard to methodology and climate: A review. *Biol. Fertil. Soils* 8, 219-226.
- Ottow, J.C.G. (1992): Denitrifikation, eine kalkulierbare Größe in der Stickstoffbilanz von Böden. *Wasser Boden* 9: 578-581
- Parkin, T.B. and J.A. Robinson (1989): Stochastic models of soil denitrification. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 72-77
- Rolston, D.E., P.S.C. Rao, J.M. Davidson and R.E. Jessup (1984): Simulation of denitrification losses of nitrate fertilizer applied to uncropped, cropped and manure amended field plots. *Soil Sci.* 137: 270-279
- Ryden J.C., L.J. Lund, J. Letey and D.D. Focht (1979): Direct measurements of denitrification losses from soils. II. Development and application of field methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 110-118
- Ryden, J.C. (1983): Denitrification loss from a grasslandsoil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.* 34: 355-365
- Thompson, R.B. (1989): Denitrification in slurry-treated soil: Occurrence at low temperatures, relationship with soil nitrate and reduction by nitrification inhibitors. *Soil Biol. Biochem.* 21: 875-882
- Von Rheinbaben, W. (1990): Nitrogen losses from agricultural soils through denitrification- a critical evaluation. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 153: 157-166

Schwarztorf als Pflanzenstandort?

VON

Knabke, C.

1. Einleitung

In Niedersachsen werden vermehrt industriell teilabgetorfte Hochmoorflächen (Leegmoor) nach der Abtorfung gemäß dem Niedersächsischen Moorschutzprogramm unter gesetzlichen Naturschutz gestellt. Diese ca. 30.000 ha werden wiedervernässt und renaturiert mit dem Ziel einer Regeneration der Moorvegetation. Voraussetzungen zur Einleitung einer Hochmoorregeneration sind die Wiedervernäsung und Renaturierung der Flächen, die aufgrund der andersartigen Eigenschaften der Schwarztorf-Abbauflächen erschwert werden (Nick, K.J. 1985 und 1986). Um die angestrebte Moorregeneration auf Schwarztorfgewinnungsflächen abschätzen zu können, wird im Kreis Emsland seit 1983 ein Pilotprojekt für die Regeneration eines Moores nach industriellem Schwarztorfabbau betrieben (Eggelsmann, R. u. Blankenburg, J. 1989 und 1990; Nick, K.J. 1983). Seit März 1990 werden ökophysiologisch bodenkundliche Untersuchungen mit in das Vorhaben einbezogen (Zwischenberichte 1990-1992). Die Probennahme erfolgte zu den angegebenen Zeitpunkten an sechs verschiedenen Standorten, jeweils in 0-15 cm und 15-30 cm Tiefe. Die Standorte werden hinsichtlich der physikalischen und chemischen Eigenschaften beschrieben. Dabei werden insbesondere die Wassergehalte, die Stickstoffmineralisation sowie die Konzentration der Kationen und Anionen in der Bodenlösung ermittelt. Erste Untersuchungen zeigten tendenzielle Unterschiede im Nitratgehalt bei *Molinia caerulea* und *Eriophorum vaginatum*-Standorten. Des weiteren ist zu beobachten, daß sich nach einem zunächst starkem *Molinia*-Bestand nun vermehrt *Eriophorum vaginatum* auf der Fläche ausgebreitet hat. Um Aussagen über die Ausbreitungsstrategie dieser beiden Arten zu treffen, werden sie in bezug auf die Stickstoffernährung beschrieben. Dazu wurden die Pflanzen nach Anzucht in Wasserkultur bei steigender Ammonium- bzw. Nitratkonzentration ernährt und nach 42 Tagen die relative Zuwachsrates bestimmt.

2. Ergebnisse und Diskussion

Die Ausbreitung einer hochmoortypischen Vegetation ist insbesondere vom Wassergehalt und stabilen hydrologischen Verhältnissen abhängig. Die Standorte mit der Vegetation *Molinia caerulea* sind aufgrund der starken Durchwurzelung, Wasseraufnahme und Verdunstung trockener als die Standorte mit der Vegetation *Eriophorum vaginatum* (siehe Abb. 1). Das Vorkommen und die Ausbreitung von *Molinia caerulea* wirkt somit der Ausbildung hochmoortypischer Verhältnisse entgegen.

Die starke Abnahme der Wassergehalte in den Sommermonaten bis in den Unterboden weist auf die ungünstigen physikalischen Eigenschaften des Schwarztorfes hin. Der Wassergehalt der einzelnen Standorte (Leegmoor) wird demnach stark von der jeweiligen Vegetation und den physikalischen Eigenschaften des Schwarztorfes bestimmt.

Die höchsten N_{min} -Gehalte treten beim Standort 5 (ohne Vegetation) auf. Die Maxima liegen deutlich im Frühjahr und Herbst (siehe Tab. 2). Im Mittel sind auf den vegetationslosen Flächen 22-30 kg/ha löslicher Stickstoff nachzuweisen.

* Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Abt. Bodenkunde, FB Biologie, Postfach 2503, D-26111 Oldenburg

Auf den Vegetationsflächen sind die N_{min} -Gehalte niedriger, da der Stickstoff von der Vegetation aufgenommen wird. Konkurrenzstarke Gräser werden durch hohe Stickstoffgehalte gefördert, können durch Massenwuchs das Aufkommen lichtliebender Sphagnumarten behindern und schränken somit die Artenvielfalt auf der Fläche ein (Kuntze, H. 1991).

Es konnte sowohl Ammonium als auch Nitrat nachgewiesen werden (siehe Tab. 3). Dabei ist jedoch der Ammoniumgehalt wesentlich höher, da die Nitrifikation durch die sauren pH-Werte $pH(H_2O)$ 3,2-3,9, $pH(CaCl_2)$ 2,3-3,0, und Sauerstoffmangel gehemmt wird.

Tendenzielle Unterschiede im Nitratgehalt von *Molinia*- und *Eriophorum*-Standorten wurden als Hinweis gewertet, daß *Eriophorum vaginatum* besser an eine Ammonium-Ernährung angepaßt ist als *Molinia*. Die Kulturversuche zeigen jedoch, daß beide Arten positiv sowohl auf Ammonium- als auch auf Nitrat-Ernährung reagieren. Bei *Eriophorum* sind die Unterschiede in der Zuwachsrate bei Ammonium- bzw. Nitrat-Ernährung gering. Bei *Molinia* ist die Zuwachsrate bei Ammonium-Ernährung höher als bei Nitrat-Ernährung (siehe Abb. 2). Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Arten in bezug auf die Stickstoff-Ernährung besteht darin, daß *Molinia* erst bei höheren Stickstoffkonzentrationen die höchste Zuwachsrate aufweist, während bei *Eriophorum* bereits niedrige Konzentrationen von 0,5 mmol/l Ammonium bzw. Nitrat zu optimalem Wachstum führen. *Eriophorum vaginatum* ist somit aufgrund der Anpassung an niedrige Stickstoffgehalte besser an Hochmoorstandorte angepaßt und wird bei zunehmenden Stickstoff-Gehalten von *Molinia caerulea* zurückgedrängt werden.

Abb. 1: Wassergehalt (Vol.%) im Jahresverlauf 1990-92 in 0-15 cm und 15-30 cm Tiefe beim Standort 1 (*Eriophorum vaginatum*) und Standort 3 (*Molinia caerulea*)

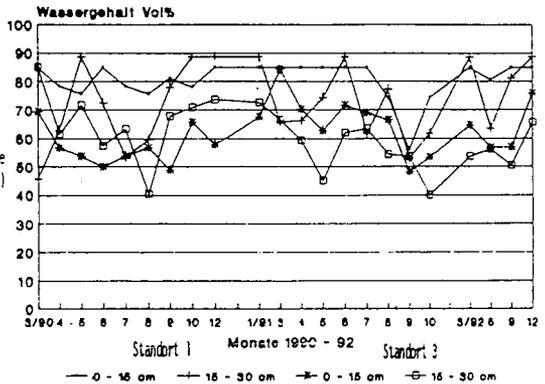
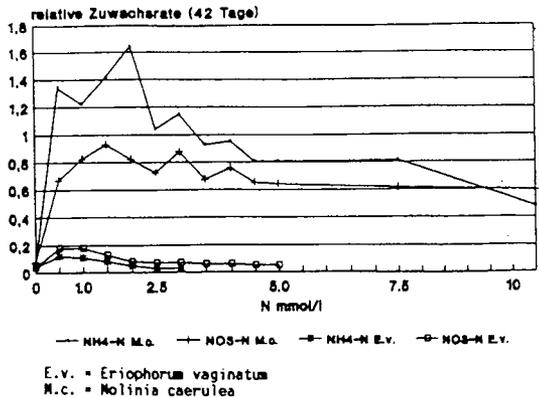


Abb. 2: Relative Zuwachsrate von *Eriophorum vaginatum* und *Molinia caerulea* bei steigender Ammonium- bzw. Nitrateernährung nach einer Kulturzeit von 42 Tagen



E.v. = *Eriophorum vaginatum*
M.c. = *Molinia caerulea*

Tab. 1: Physikalische und chemische Kenndaten

Standort Nr.	Vegetation	Tiefe (cm)	Porenvol. (%)	Feldkapaz. (Vol.%)	Trockenraumd. (g/cm ³)	Redoxpot. (mV) Min. Max	Gesamt-N (%)	Gesamt-C (%)	C/N-Verh.	-----Gesamtnährstoffe----- (kg/ha und 15 cm)					
										X	Ca	Mg	Na	Fe	P
1.1	Eriophorum	0-15	84,9	77,0	0,19	374 - 735	1,20	54,8	45,7	53,0	438,6	337,3	57,4	372,8	78,7
1.2	vaginatum	15-30	88,6	72,8	0,13	425 - 697	0,95	54,5	57,4	29,1	360,8	259,7	28,8	308,2	47,5
2.1	Sphagnum	0-15	86,6	85,4	0,18	184 - 567	1,01	49,1	48,6	41,3	280,7	290,9	69,8	227,2	62,6
2.2	cuspidatum	15-30	91,1	91,3	0,11	83 - 420	0,95	54,6	57,5	15,5	173,5	245,6	42,5	129,6	32,8
3.1	Molinia	0-15	86,0	86,2	0,18	357 - 718	0,89	40,2	45,2	68,2	349,9	181,0	59,8	319,5	71,2
3.2	caerulea	15-30	85,1	85,0	0,15	395 - 710	0,86	43,7	50,8	30,7	349,9	271,7	55,5	216,2	50,2
4.1	Molinia	0-15	83,3	70,0	0,26	330 - 767	0,93	43,8	47,1	86,4	520,4	418,9	109,2	299,9	89,9
4.2	caerulea	15-30	84,8	84,4	0,19	305 - 677	0,98	51,9	53,0	62,6	248,5	386,5	83,1	224,6	68,2
5.1	ohne	0-15	84,8	84,2	0,19	523 - 756	0,99	49,4	49,9	46,4	341,1	395,2	70,8	317,3	68,5
5.2	Vegetation	15-30	86,9	86,5	0,16	543 - 703	0,96	53,8	56,0	19,7	287,9	413,0	55,4	187,8	44,8
6.1	Eriophorum	0-15	82,7	79,8	0,19	488 - 679	0,96	49,0	51,0	34,8	242,7	328,9	68,7	204,7	63,6
6.2	vaginatum	15-30	85,5	85,1	0,17	465 - 670	0,90	54,8	60,9	17,8	235,2	363,0	75,7	148,2	30,4

Tab. 2: Ammonium- und Nitratstickstoff-Gehalt (kg/ha und 15 cm) 1990-1992

Standort	-----Monat 1990-----										-----Monat 1991-----										-----Monat 1992-----			
	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Dez.		Jan.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.		März	Juni	Sept.	Dez.
1.1	6,0	6,7	5,6	6,7	8,4	5,8	3,8	2,1	2,0	2,6	3,8	4,2	2,4	1,9	3,1	2,4	1,9	0,7	1,6	0,9	5,5	0		
1.2	1,8	4,2	4,2	4,9	1,9	4,1	2,2	0,5	1,2	1,3	1,6	1,8	1,4	n.b.	0,7	0,4	0,5	0,4	1,1	0,8	2,8	0		
2.1	4,3	8,4	4,7	3,8	6,6	3,6	3,4	0,7	2,7	1,3	2,2	4,1	1,9	0,9	0,9	0,6	1,2	0,3	1,6	3,2	4,0	0,3		
2.2	n.b.	3,1	4,1	3,3	2,8	2,2	6,8	1,5	n.b.	n.b.	n.b.	1,9	1,8	n.b.	1,3	0,3	0,6	0,3	n.b.	1,3	2,2	n.b.		
3.1	2,2	4,1	5,0	3,4	5,1	5,1	2,3	0,9	1,4	0,7	1,9	2,4	5,3	1,7	1,1	1,3	0,5	0,3	1,0	3,0	1,9	1,2		
3.2	0	4,5	3,3	0,6	1,8	3,2	2,0	4,1	1,0	0,7	1,3	1,3	1,8	1,6	1,4	0,8	0,7	0,7	0,4	0,9	1,8	0,8		
4.1	3,1	17,2	9,3	5,0	4,5	12,4	7,1	10,4	6,2	7,2	16,0	8,9	40,4	18,5	4,4	1,5	2,2	2,3	2,5	6,6	4,2	1,3		
4.2	5,3	14,2	15,0	1,7	3,4	6,9	4,5	7,2	2,0	6,7	14,0	12,9	16,0	12,0	2,9	1,1	0,8	0,8	5,8	0,5	1,2	0,7		
5.1	16,8	15,5	15,0	11,4	12,1	52,0	34,1	23,0	18,5	11,8	14,5	16,2	20,7	40,3	34,9	-	44,1	40,0	30,7	5,8	12,4	7,9		
5.2	1,2	9,4	10,5	3,8	8,2	18,5	9,5	9,1	1,8	3,0	4,3	4,7	8,6	12,3	8,9	-	12,8	6,8	12,5	3,7	2,7	2,1		
6.1	n.b.	n.b.	n.b.	5,1	6,3	6,8	2,4	3,0	5,5	6,3	2,4	2,8	12,4	21,5	0,7	0,9	1,8	0	0,8	0,2	0,5	0,5		
6.2	n.b.	n.b.	n.b.	3,8	4,4	11,4	1,7	2,9	1,5	8,3	2,2	2,4	2,3	15,8	2,7	1,9	1,1	0	0,7	0,2	0,3	0		

Tab. 3: Minimale und maximale Nitratgehalte (kg/ha und 15 cm) 1990-1992

Standort	--1990--		--1991--		--1992--	
	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
1.1	0	2,5	0	1,8	0	3,0
1.2	0	2,3	0	1,0	0	1,3
2.1	0	5,0	0	1,2	0	0,7
2.2	0	1,6	0	0,8	0	0,7
3.1	0	2,4	0	1,0	0	1,2
3.2	0	2,6	0	0,7	0	1,0
4.1	0	4,6	0	2,3	0	2,1
4.2	0	6,4	0	1,9	0	0,3
5.1	0	9,5	0	4,6	0,9	3,5
5.2	0	6,5	0	5,2	0	1,9
6.1	0	2,5	0	1,4	0	0
6.2	0	6,3	0	1,4	0	0

Tab. 4: Kationen- und Anionengehalt in der Bodenlösung und im Oberflächenwasser

Kation	Tiefe (cm)	Bodenlsg. Oberflächenw.	
		-----Konz. (mg/l)-----	-----
K	0-15	0	- 3,9
	15-30	0	- 1,9
Ca	0-15	0,4-	5,8
	15-30	0,4-	6,1
Mg	0-15	0,7-	6,4
	15-30	0,8-	6,7
Na	0-15	5,6-	16,8
	15-30	6,5-	15,8
Fe	0-15	0	- 2,1
	15-30	0	- 1,6
Al	0-15	0	- 1,7
	15-30	0	- 1,5
Anion			
HPO ₄	0-15	0	- 4,9
	15-30	0	- 3,7
SO ₄	0-15	0	-53,5
	15-30	0	-51,7
Cl	0-15	7,6-	34,4
	15-30	9,9-	26,1

3. Zusammenfassung

- Der Wassergehalt der einzelnen Standorte (Leegmoor) wird stark von der jeweiligen Vegetation und den physikalischen Eigenschaften des Schwarztorfes bestimmt.
- Die N_{min} -Gehalte betragen auf der vegetationslosen Fläche im Mittel 22-30 kg/ha und sind auf den Vegetationsflächen niedriger. Dabei nimmt Ammonium den Hauptanteil ein, während die Nitratgehalte gering sind.
- Für das optimale Wachstum der beiden Arten *Molinia caerulea* und *Eriophorum vaginatum* ist nicht in erster Linie entscheidend, ob Stickstoff in Form von Ammonium oder Nitrat vorliegt, sondern die Stickstoff-Konzentration.

4. Literatur

- Eggelsmann, R. und Blankenburg, J. (1989): Schlußbericht 1983/1988. Bodentechnolog. Institut (Hrsg.), Bremen.
- Eggelsmann, R. und Blankenburg, J. (1990): Telma, Band 20, 55-78.
- Kuntze, H. (1991): Mittlg. Norddeutsch. Naturschutz Akademie 2,1, Schneverdingen.
- ML. (1981): Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: Niedersächsisches Moorschutzprogramm - erster Teil -, Hannover.
- Nick, K.J. (1983): Telma, Band 13, 259-269.
- Nick, K.J. (1985): Landschaft und Stadt 17, 65-73.
- Nick, K.J. (1986): Natur und Landschaft 61, 48-50.
- Schneekloth, H. und Tüxen, J. (1975): Veröff. d. Nieders. Instituts für Landeskunde und Landesentwicklung. Reihe A, Bd. 96, H. 4., 1985, Göttingen.
- Zwischenberichte 1990-1992, E. u. E.-Vorhaben Leegmoor, BFANL Kennz. Vw 072 (89)-685 12/4.

N-Bilanzen auf Löß-Schwarzerde unter Berücksichtigung extremer Düngungsvarianten

VON

Körschens, M. und E. Schulz

Einleitung: Der Stickstoff gehört zu den wichtigsten und problemreichsten Nährstoffen und stellt als NO_3 eine verbreitete Belastung des Grundwassers sowie als N_2O eine Belastung der Atmosphäre dar.

Der N-Kreislauf im Boden ist weitgehend an den C-Kreislauf gebunden und in hohem Maße von den Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen beeinflusst. Bedingt durch die großen Jahreschwankungen der Witterung treten auch sehr große Differenzen in der Ausnutzung des Stickstoffs auf. Die Unsicherheit der Vorhersage langfristiger Witterungsverläufe erhöht das Risiko einer ökologisch und ökonomisch vertretbaren Düngung.

Nachfolgender Beitrag bringt Ergebnisse zum Einfluß extrem hoher Stallungsgaben auf den N-Kreislauf unter den Bedingungen einer Löß-Schwarzerde im mitteldeutschen Trockengebiet.

Material und Methoden: 1983/84 wurde auf der Löß-Schwarzerde in Bad Lauchstädt ein zweifaktorieller Dauerversuch mit folgenden Prüffaktoren und -stufen angelegt:

Prüffaktor A = "Pflanzenbestand", 2 Stufen

a1 = Fruchtfolge

a2 = Schwarzbrache

Prüffaktor B = "Stallungsmengen", 4 Stufen

b1 = ohne

b2 = 50 t/ha.a

b3 = 100 t/ha.a

b4 = 200 t/ha.a

Auf der Stufe a1 standen von 1984 bis 1992 die Fruchtarten Zuckerrüben, Silomais, W.-Weizen, Kartoffeln, Silomais, W.-Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Silomais.

Die Auswahl der Fruchtarten erfolgte im Hinblick auf das Überangebot an N auf den hohen Düngungsstufen.

Nach der Ernte 1992 wurden Bodenproben bis zu einer Tiefe von 5 m gezogen und der Gehalt an C_r , N_r , NO_3 und NH_4 bestimmt.

Die Untersuchungen erfolgten entsprechend den geltenden Bestimmungen, die Auswertung über die Differenzen zwischen den gedüngten Varianten und der Nullvariante. Für die Tiefe 0 bis 60 cm wurden die N_r - bzw. C_r -Gehalte für den Vergleich herangezogen, für den Bereich 60 cm bis 500 cm die N_{an} -Gehalte ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$).

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß in den letzten fünf der insgesamt neun Versuchsjahre durchschnittlich nur 378 mm Niederschlag je Jahr gefallen sind und praktisch keine Wasserverlagerung in die unteren Bodenschichten erfolgte.

Ergebnisse und Diskussion: Die hohen Stallungsgaben führten zu deutlichen Abstufungen der C_i - und N_i -Gehalte in der Schicht 0 bis 30 cm, in abgeschwächter Form auch noch in der Schicht 30 bis 60 cm (Abb. 1 u. 2). Unterhalb 60 cm waren keine meßbaren Unterschiede mehr zu verzeichnen.

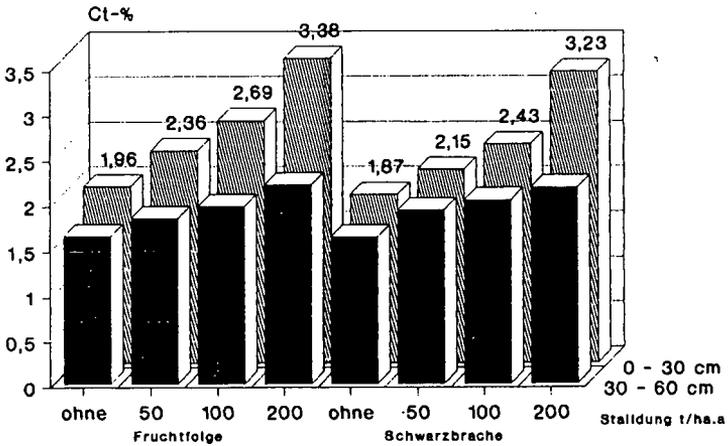


Abb. 1: Einfluß gesteigerter Stallungsgaben auf den C_i -Gehalt von Löß-Schwarzerde nach 9 Versuchsjahren

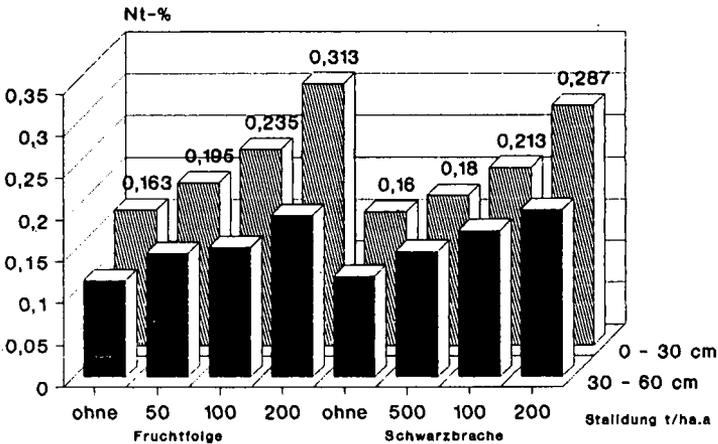


Abb. 2: Einfluß gesteigerter Stallungsgaben auf den N_i -Gehalt von Löß-Schwarzerde nach 9 Versuchsjahren

Die N_{an} -Werte zeigen eine große Differenzierung zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten bis zu einer Tiefe von 3 m (Abb. 3). In der Tiefe 3 bis 5 m sind die Differenzen vernachlässigbar, wurden jedoch in die Auswertung mit einbezogen. Es wird auch deutlich, daß

mit Pflanzenbewuchs die N_{an} -Mengen auch bei der höchsten Düngung nur bis zu einer Tiefe von 30 cm bis 100 cm transportiert worden sind, während sich unter Schwarzbrache die Hauptmenge im Bereich von 1 m bis 3 m befindet.

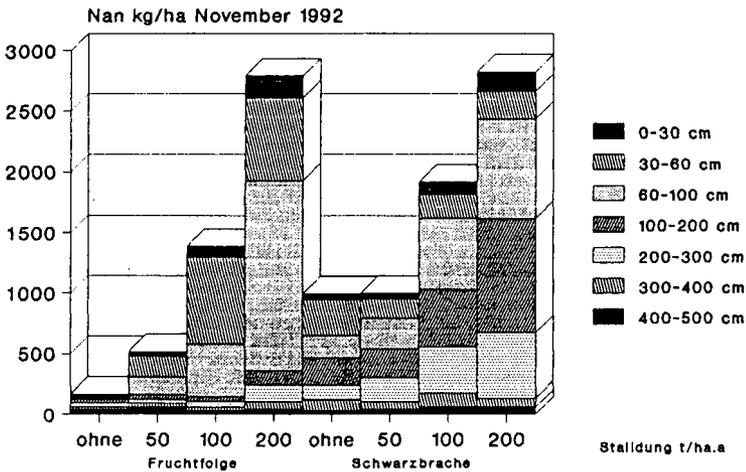


Abb. 3: Einfluß gesteigerter Stallungsgaben auf den N_{an} -Gehalt von Löß-Schwarzerde nach 9 Versuchsjahren

Berechnet man auf der Grundlage dieser Untersuchungen die Gesamtbilanz unter der Prämisse, daß kein Stickstoff tiefer als 5 m verlagert wurde, so ergeben sich die in Tab. 1 dargestellten Relationen.

Tab.9: Einfluß gestaffelter Stallungsgaben auf den Verbleib des Stickstoffs auf Lößschwarzerde, dargestellt als Differenz zwischen "gedüngt" und "ungedüngt"

N kg/ha als Differenz zw. gedüngt und ungedüngt	Fruchfolge Stallung t/ha.a			Schwarzbrache Stallung t/ha.a		
	50	100	200	50	100	200
Stallung 1984-1992	3.135	6.270	12.540	3.135	6.270	12.540
N_{an} 60-500 cm, Nov.92	177	444	1.794	141	966	1.785
N-Entzug, 1984-1992	552	780	799	-	-	-
N_i 0-60cm, Nov.92	2.600	4.480	9.120	2.000	4.320	8.280
Bilanz	- 194	+ 566	+ 827	+ 994	+ 984	+ 2475

Mit dem Stalldung wurden im Verlaufe von 9 Jahren 3135 bis 12540 kg N/ha zugeführt. Von der ungedüngten Variante wurden im gleichen Zeitraum 1449 kg N/ha entzogen, d. h. 161 kg N/ha.a, so daß die Differenz im N-Entzug zwischen den Varianten nur maximal 799 kg/ha ausmacht. Ein beträchtlicher Teil des N hat sich in der organischen Bodensubstanz in der Schicht 0 - 60 cm angelagert, ein weiterer Teil ist als anorganischer Stickstoff (N_m) in der darunterliegenden Schicht bis etwa 3 m Tiefe zu finden.

Mit Bewuchs werden bei einer Aufwandmenge von 500 dt/ha.a Stalldung noch zusätzliche N-Mengen aus "sonstigen Quellen", die auf diesem Standort rd. 50 kg/ha.a betragen, genutzt. Insgesamt werden 194 kg N/ha mehr nachgewiesen als mit der Düngung verabreicht worden sind. Dieses Ergebnis entspricht allen bisherigen Aussagen aus dem Statischen Düngungsversuch. Nach 90 Versuchsjahren wird hier auch in der höchsten Düngungsstufe mehr N entzogen als gedüngt.

Allerdings wird sich dieser positive Effekt abschwächen und nur bis zum Erreichen des Fließgleichgewichtes anhalten. Danach wird keine zusätzliche organische Bodensubstanz mehr gebildet und der input von 348 kg/ha.a entspricht dann dem output, d. h. Pflanzenentzug + Verluste.

Unter Schwarzbrache treten unter sonst gleichen Bedingungen bereits gasförmige Verluste von 110 kg N/ha.a auf, die sich im Extremfall bis zu 275 kg N/ha.a steigern. Alle übrigen Varianten ordnen sich innerhalb dieser Grenzen ein.

Der positive Einfluß der Pflanzen auf die N-Bilanz im Vergleich zur Schwarzbrache wird sowohl über den N-Entzug als auch über einen höheren C_i - und N_i -Gehalt des Bodens wirksam. Bedingt durch die anfallenden Ernte- und Wurzelrückstände liegen die Werte der Fruchtfolge in der Schicht 0 - 30 cm signifikant höher. Die Differenzen zwischen den Stalldungaufwandmengen sind für C_i und N_i in der Tiefe 0 - 30 cm signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 1 %, in der Tiefe 30 - 60 cm bei 5 %.

Der sehr hohe Aufwand bei der Probenahme zur N_m -Bestimmung bis zu 5 m Tiefe erlaubt nicht die für eine statistische Auswertung notwendige Stichprobenanzahl. Die dargestellten Ergebnisse sind daher mit entsprechender Einschränkung zu interpretieren, wobei jedoch die Relationen zwischen den Extremvarianten ein Ausdruck für ihre Plausibilität sind. Die Gültigkeit der Aussagen ist jedoch auf die untersuchten Standortbedingungen und die extremen Witterungsbedingungen der letzten Jahre beschränkt. Trotzdem wird deutlich, daß bei einem Überangebot an NO_3 und Vorhandensein großer Mengen mineralisierbarer organischer Substanz die gasförmigen N-Verluste ein beträchtliches Ausmaß, im vorliegenden Beispiel rd. 20 %, annehmen können. Die Ergebnisse bestätigen Aussagen eines Gefäßversuches, in dem bei extrem hohen Aufwandmengen bis zu 4 g N/Gefäß gasförmige N-Verluste bis zu 33 % nachgewiesen werden konnten. Die Gefahr hoher gasförmiger und/oder Auswaschungsverluste bei Brachlegung von Flächen wird durch diese Untersuchungen unterstrichen.

Einfluß von Umweltparametern auf die mikrobielle Tryptophanverwertung und Auxinbiosynthese in verschiedenen Böden

VON

Leubuh, M., B. Heilmann und A. Hartmann

Phytohormone, zu denen die Auxine zählen, werden nicht nur von Pflanzen, sondern auch von Mikroorganismen gebildet (1). Auxine sind im wesentlichen Indol-3-Essigsäure (IAA) und die IAA-Speichersubstanz Indol-3-Ethanol (TOL) (Abb. 1). IAA und TOL sind Metabolite im Stoffwechsel der Aminosäure L-Tryptophan (TRP) (Abb. 1). Es wird diskutiert, daß mikrobielle Auxine das Wurzelwachstum agrarrelevanter Gräser fördern können. Durch IAA-Applikation und in gleicher Weise durch Inokulation mit auxinproduzierenden Mikroorganismen ließen sich die Induktion von Wurzelhaaren und die Ausbildung von Seitenwurzeln stimulieren (2,3). Auch in Feldversuchen wurde durch Inokulation z.B. mit *Azospirillen*, hochpotenten Auxinproduzenten (4), eine Verbesserung des Wurzelsystems und der Ernteerträge erzielt (5,6).

Neben der Produktion von IAA könnte die mikrobielle Biosynthese von TOL besondere Bedeutung für die Regulation des Pflanzenwachstums haben: Im Boden ist TOL relativ lange stabil und nachweisbar (7,8), und wird wahrscheinlich leichter als IAA von Wurzeln aufgenommen. TOL dient in der Pflanze als regulatorischer Auxinpool, der bei Bedarf über spezifische Oxidasen zur hormonell aktiven IAA umgesetzt werden kann (9,10,11). Eine hohe TOL-Biosynthese ist im Gegensatz zu hohen IAA-Konzentrationen nicht phytotoxisch (9).

Der Auxinvorläufer TRP kann direkt aus dem Cytoplasma, während der Mineralisierung organischer Substanz und über Rhizodeposition in den Boden gelangen (Abb. 1). Wir konnten außer den Auxinbiosynthesewegen über Indol-3-Pyruvat (IPA) und Indol-3-Acetamid (IAM) (Abb. 1) in verschiedenen Böden bisher 2 weitere, vermutlich über die Verfügbarkeit von O₂, C und N regulierte mikrobielle Abbauewege für TRP nachweisen, die über Anthranilat (AnA), Benzoesäure (BA) und Indol (Ind) führen (Abb. 1) (8,12,13). Über diese Wege werden allerdings keine Auxine gebildet. Hohe Gehalte an AnA, BA und Ind treten auf, wenn C- und N-Quellen benötigt werden, diese jedoch schlechter als zugegebenes TRP verfügbar sind (12). Dies ist z.B. bei intensivem Wachstum schnellwachsender Bodenmikroorganismen mit TRP in wiederbefeuchtetem Boden der Fall (12,13).

Die Auxinbiosynthese (IAA/TOL) könnte über die Verfügbarkeit von O₂ im Boden reguliert sein: O₂ ist generell zur Bildung von IAA nötig (Abb. 1). Die Biosynthese von TOL verläuft dagegen über spezifische Indol-3-Acetaldehyd-Reduktase unter Einsatz von Reduktionsäquivalenten (NAD(P)H₂) (Abb. 1) (10). Bei intensiver Atmung, z.B. bei starkem mikrobiellen Wachstum, könnte Mikroaerobiose in den Bodenmikrokompartimenten auftreten und die Atmung limitieren. Die überschüssigen Reduktionsäquivalente könnten daher TOL- statt IAA-Bildung verursachen (14).

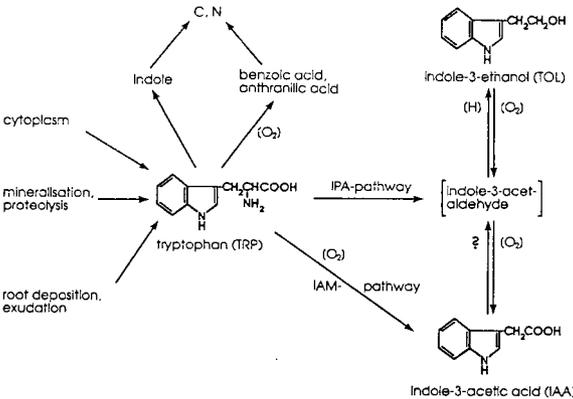


Abb. 1: Tryptophan-Metabolismus und Auxinbiosynthese im Boden

Andererseits könnte die Bildung von IAA oder TOL im Boden auch populationspezifisch sein: So ist für eine Reihe von schnellwachsenden, phytoeffektiven Bakterien, Hefen und Pilzen hohe TOL- und geringe IAA-Biosynthese beschrieben worden (9,15,16,17). Bestimmte *Azospirillen*, *Bacillen*,

+ GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit GmbH, Neuherberg, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, D-85758 Oberschleißheim

Pseudomonaden und *Rhizobien* sind dagegen hochpotente IAA-Bildner (4,9,18), produzieren jedoch kaum TOL (9,18).

Die Bedeutung der Synthese mikrobieller Auxine (insbesondere von regulatorischem TOL) für die Pflanzenentwicklung ist noch nicht schlüssig gezeigt worden. Anhand der bisherigen Ergebnisse (12, 13,14) konnte nicht entschieden werden, ob IAA und TOL im Boden populationspezifisch und/oder O₂-abhängig gebildet werden. Wir untersuchten daher das Auftreten von TRP und die Steuerung der Verwertung von TRP für Auxinbiosynthese und mikrobielles Wachstum durch verschiedene, natürliche Streßfaktoren in unterschiedlichen Böden. Durch parallele mikroskopische Analyse sollte Populationspezifität der IAA/TOL-Bildung geprüft werden. Gleichzeitig sollte getestet werden, ob die Messung von Summenparametern (z.B. Atmung) Populationsverschiebungen anzeigen kann.

Die Bestimmung von Auxinbiosynthese und TRP-Katabolismus im Boden erfolgte nach der von uns entwickelten Methode über Festphasenextraktion und isokratische reversed-phase HPLC (8). Parallel wurden C_t und N_t bestimmt, Atmungsparameter über Infrarot-Gasanalyse im Durchflußsystem (19) gemessen, und mit Epifluoreszenzmikroskopie Fluorescein-Diacetat- (FDA-) gefärbter Bodenfiltrate (20) die lebende mikrobielle Biomasse qualitativ und quantitativ untersucht.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Böden

Soil	Group	Particle size class	pH (CaCl ₂)	C _t (%)	N _t (%)
Field (F)	Lüdifluent, typic	coarse-loamy	6.1	1.23	0.122
Grassland (G)	Endoaquept, mollic	fine-loamy over sand	5.1	3.03	0.308
Former hop-garden (T)	Lüdifluent, typic	loamy-coarse	6.0	1.60	0.150
Sandy Field (S)	Alfisol	sandy	6.0	0.78	0.07

Tab. 1 zeigt Charakteristika der 4 beprobten, landwirtschaftlich genutzten Böden (A_p bzw. A_h, <2mm, 50% mWHK). 3 Böden stammen aus Scheuern, Obb. (F, Acker; T, ehem. Hopfengarten; G, Wiese) und einer aus Neumarkt, Obb. (S, Acker). Die Bodenproben wurden frisch direkt nach Sieben und zeitabhängig nach Streßeinfluß untersucht. Als Streßfaktoren dienten Anoxie (95% N₂, 5% H₂), Gefrieren/Wiederauftauen (-22°C/+22°C) und Wiederbefeuchtung (0,1M Phosphatpuffer) nach Lufttrocknung (4,5 Monate, +22°C).

In den frischen und in äquilibrierten Böden dominierte die potentielle (TRP-Zugabe) IAA-Biosynthese (13,14). Sie war den C_t- und N_t-Gehalten, der Basalatmung und - allerdings weniger gut - den mikrobiellen Biomassen proportional (13,14). Die spezifische IAA-Biosynthese (IAA-Synthese/Biomasse) korrelierte am besten mit den Metabolischen Quotienten (Basalatmung/Glc-induzierte Atmung) (13,14). Metabolische Leistungen der Bodenmikroflora sind also von der Höhe ihrer Biomasse und von ihrem metabolischen Zustand abhängig. Außerdem sind Anwesenheit und Aktivität distinkter Populationen Voraussetzung für spezifische Leistungen (Tab. 2):

Tab. 2: Einfluß von Streßfaktoren auf die mikrobielle Auxinsynthese und TRP-Verwertung

Streß	1-3 Tage	40 Tage	Schlüsse
Sieben; +8°C → +22°C;	IAA ↑; TOL ↓; AnA ↓; BA ↓; Ind ↓; TRP ↓ (leicht ↑);	Keine Änderung; TRP ↓;	IAA-Biosynthese durch K-Strategen;
-22°C → +22°C	IAA ↓; TOL ↑; AnA ↑; BA ↑; Ind ↑; TRP ↑;	Wie frisch ohne Streß; Lebendkeimzahl ±;	TOL, AnA, BA, Ind durch r-Strategen; alle Böden präadaptiert; TRP ↑ ≡ Mineralisation;
Lufttrocknung/Wiederbefeuchtung;	Wie -22°C → +22°C;	IAA Acker ↑, Wiese ↓, sonst wie frisch ohne Streß; "Biomasse" ±;	Präadaptation (Acker > Wiese) → Rekonstituierung;
Anoxie	IAA ↓; TOL ↑; AnA ↓; BA ↓; Ind ↑; TRP ↑;	IAA ↓; TOL ↓; AnA ↓; BA ↓; Ind ↓; TRP ↓; Lebendkeimzahl ±;	O ₂ nötig für IAA, AnA, BA;

Direkt nach allen untersuchten Streßereignissen war in den Böden die potentielle IAA-Biosynthese deutlich reduziert und die Bildung von TOL, AnA (nur aerob), BA (nur aerob) und Ind aus TRP drastisch erhöht (12, 13,14) (Tab. 2). Die ebenfalls stark gesteigerten Basalatmungs-Werte, Metabolischen Quotienten und aktuellen TRP-Gehalte (12,13) (Tab. 2, Abb. 2, 4) weisen auf intensive Mineralisierungstätigkeit einer schnell auf abgestorbener Biomasse anwachsenden Population hin. Die substratinduzierte Respiration

("Biomasse") (13) und die Lebendkeimzahlen (Abb. 5) zeigten in dieser Phase nach Streß den Frischböden ähnliche Werte.

Die bisher in Böden nachgewiesenen IAA-Biosynthesewege benötigen O₂ (Abb. 1). In den anoxisch äquilibrierten Böden konnte sich die IAA-Biosynthese nicht rekonstituieren (14) (Tab. 2), wohl aber aerob z.B. nach Wiederbefeuchten (13,14) (Tab. 2) und Wiederauftauen (14) (Tab. 2). Für die IAA-Biosynthese scheint also Sauerstoff im Boden Voraussetzung zu sein. In den anoxischen Bodenproben konnte nach 16 Tagen zwar eine den aeroben Frischproben ähnliche Lebendkeimzahl bestimmt werden (z.B. Acker F, anoxisch 2,0±1,1·10⁷·g⁻¹, aerob 2,3±0,9·10⁷·g⁻¹), es wurde aber trotz anoxisch hohem Potential an Reduktionsäquivalenten (Gärung!) nur geringe TOL-Bildung ge-

messen (Tab. 2) (14). Die TOL-Biosynthese scheint also nicht an reduktive Verhältnisse (Abb. 1), die z.B. bei intensivem mikrobiellem Wachstum in Bodenmikrokompartimenten entstehen könnten (12,14), gebunden zu sein, sondern vielmehr auf Anwesenheit spezifisch TOL-bildender Populationen zu beruhen (13). In diesem Sinne ist auch zu verstehen, daß gleichzeitig mit der direkt nach Streß hohen TOL-Biosynthese massive, Dioxygenase- (also O₂-) abhängige Bildung von AnA und BA (Abb. 1) zu messen war (Tab. 2) (12,13).

Für die Rekonstituierung der IAA-Biosynthese nach Wiederbefeuchten lufttrockenen Bodens scheint (neben O₂) der Grad der Präadaptation einer distinkten Population spezifisch an den Streß entscheidend zu sein ("quiescent microbes") (21): Nach Wiederbefeuchtung war die IAA-Synthese in den Ackerböden reäquilibriert sogar gesteigert, im Wiesenboden dagegen zu dieser Zeit sehr gering (Tab. 2) (13,14). Wahrscheinlich sind IAA-produzierende Wiesenbodenmikroorganismen wegen der permanenten Bodenbedeckung kaum wie die IAA-bildende Ackerbodenmikroflora an Trocknungs-/Wiederbefeuchtungszyklen adaptiert.

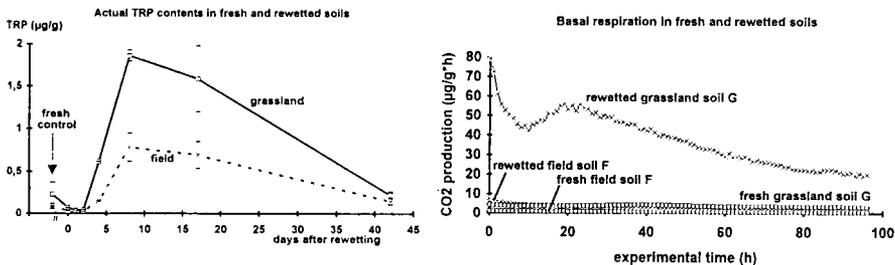


Abb. 2 und 3: Aktuelle TRP-Gehalte und Basalatmung in frischen und wiederbefeuchteten Böden

Der ausgeprägte Mineralisationsschub (TRP-Anstieg) ca. 3 Tage nach Wiederbefeuchten lufttrockenen Bodens und Anwachsen der Erstbesiedler (Abb. 2,4) fand nicht (Ackerböden) bzw. kaum (Wiesenboden) Ausdruck in einer veränderten Basalatmung nach dem Initialflush (Abb. 3). Wahrscheinlich ist der Atmungsdefizit der durch Absterben der Erstbesiedler - vornehmlich Hefen und filamentös/hyphale Organismen (13,22,23) (Abb. 5) - bewirkt war, durch den Atmungsanstieg einer neu aufwachsenden Population in etwa ausgeglichen worden. Wir schließen daraus, daß Summenparameter-Messungen nicht geeignet sind, Populationsdynamiken zu erfassen.

Verschiebungen der Gesellschaftszusammensetzung wurden auch durch Gefrieren/Wiederauftauen in Böden induziert: 1-2 Tage nach dem Streßereignis waren die TRP-Gehalte, abhängig von Umsatz und Anzahl der Mineralisierer, stark gesteigert (Abb. 4). Die Lebendkeimzahlen waren gegenüber den Kontrollen leicht erhöht (Abb. 5). Die Zellen waren relativ groß, was auf hohe metabolische Aktivität hinweist. Der Anteil an Hefen, schwärmenden und filamentösen Bakterien und Pilzen war in dieser Phase sichtlich gesteigert. Diesen Organismen wird wegen ihres schnellen Ausbreitungsvermögens in geöffnete Nischen ein hohes Rekolonialisierungspotential zugeschrieben (13,22,23). Für einige Hefen, filamentöse Bakterien und Pilze wurde eine hohe TOL-Biosynthese beschrieben (9,15,16,

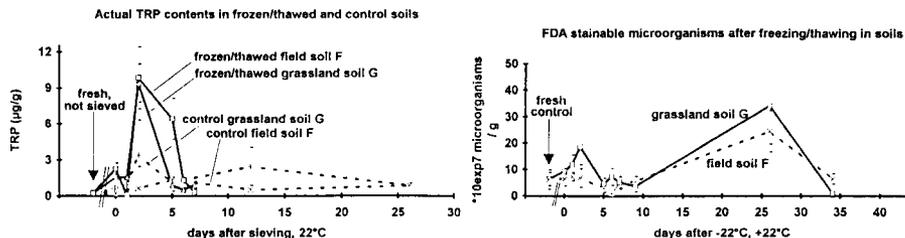


Abb. 4 und 5: Aktuelle TRP-Gehalte und Lebendkeimzahlen vor und nach -22°C/+22°C in Böden

17). Eine hohe Produktion von TOL, AnA, BA und Ind aus TRP scheint daher typisch für das schnelle Wachstum einer Population von r-Strategen (24) zu sein. Die vorübergehende Reduktion der mikrobiellen Lebendkeimzahlen 5-8 Tage nach Wiederauftauen (Abb. 5) ist wahrscheinlich auf die Ausbildung einer Nahrungskette zurückzuführen. Protozoen, die sich wohl von den schnell aufgewachsenen r-Strategen ernährten, nahmen in dieser Phase zu. Später wuchsen Bakterien stark an (Abb. 5).

Unsere Ergebnisse deuten an, daß direkt nach Streßereignissen TOL-, (AnA-, BA-) und Ind-produzierende r-Strategen aufwachsen und unter Ausbildung einer Nahrungskette von Nachfolgepopulationen abgelöst werden. Mit den im Äquilibriumverlauf sich ausprägenden Limitationen im Boden dominieren zunehmend K-Strategen in der Gesellschaftszusammensetzung (24). Da die IAA-Produktion sowohl in den nach Streß aerob reäquilibrierten (präadaptierten (21)) Böden, als auch in den nährstofflimitierten, aeroben Frischböden dominant war (Tab. 2) (13,14), schließen wir, daß IAA-Produzenten im Boden vorwiegend aerotolerante bis (mikro)aerobe K-Strategen sind.

Die Messung von Summenparametern ist nicht geeignet, Populationsverschiebungen anzuzeigen. Aus Messungen wiederaufgetauter und besonders wiederbefeuchteter Bodenproben dürfen wegen der Populationsverschiebungen keinesfalls Rückschlüsse auf Struktur und Funktion der Bodenmikroflora in situ gezogen werden. Da sogar Sieben und Übergang zu +22°C Mineralisation induziert (Abb. 4) (Tab. 2), sollten Bodenproben für Struktur- und Funktionsanalysen möglichst nur unter in-situ-Bedingungen untersucht werden.

Auch in situ haben Streßereignisse (Gefrieren/Tauen im Frühjahr, Regen auf trockenen Boden im Sommer) wahrscheinlich einen Mineralisationsschub mit erhöhtem TRP zur Folge. Eine durch hohe TRP-Gehalte induzierte mikrobielle Auxin- (TOL-?) Biosynthese im (Rhizosphären)Boden könnte demnach als Transmitter von Umweltsignalen für gute Wachstumsbedingungen die Pflanzenentwicklung mitsteuern.

Literatur:

- (1) M. Arshad and W.T.Jr. Frankenberger (1992). In: F.B.Jr. Metting (ed.), *Soil Microbial Ecology*. Marcel Dekker Inc., New York, pp. 307-347.
- (2) P. Martin, A. Glatzle, W. Kolb, H. Omay und W. Schmidt (1989). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 237-245.
- (3) M. Müller, C. Deigele und H. Ziegler (1989). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 247-254.
- (4) S. Horemans and K. Vlassak (1985). In: W. Klingmüller (ed.), *Azospirillum III. Genetics, Physiology, Ecology*. Springer, Berlin, pp. 98-108.
- (5) V.L.D. Baldani, J.I. Baldani and J. Döbereiner (1987). *Biol. Fertil. Soils* 4, 37-40.
- (6) Y. Kapulnik, Y. Okon and Y. Henis (1987). *Biol. Fertil. Soils* 4, 27-35.
- (7) D.A. Martens and W.T.Jr. Frankenberger (1993). *Soil Sci.* 155, 263-271.
- (8) M. Lebuhn and A. Hartmann (1993). *J. Chromatogr.* 629, 255-266.
- (9) E.M. Selvadurai, A.E. Brown and J.T.G. Hamilton (1991). *Soil Biol. Biochem.* 23, 401-403.
- (10) H.M. Brown and W.K. Purves (1976). *J. Biol. Chem.* 251, 907-913.
- (11) G. Sandberg (1984). *Planta* 161, 398-403.
- (12) M. Lebuhn, B. Heilmann und A. Hartmann (1992). *VDLUFA-Schriftenreihe* 35, 854-857.
- (13) M. Lebuhn, B. Heilmann und A. Hartmann. *Biol. Fertil. Soils*, in press.
- (14) M. Lebuhn, B. Heilmann und A. Hartmann (1993). *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 71, 357-360.
- (15) A.E. Brown and J.T.G. Hamilton (1992). *Mycol. Res.* 96, 71-74.
- (16) E.O. Denenu and A.L. Demain (1981). *Europ. J. Appl. Microbiol. Biotechnol.* 13, 202-207.
- (17) P. Kradolfer, P. Niederberger and R. Hütter (1982). *Arch. Microbiol.* 133, 242-248.
- (18) M. Lebuhn and A. Hartmann. In preparation.
- (19) O. Heinemeyer, H. Insam, E.A. Kaiser and G. Walenzik (1989). *Plant and Soil* 116, 191-195.
- (20) B. Lundgren (1981). *OIKOS* 36, 17-22.
- (21) D.L. Lewis and D.K. Gattie (1991). *ASM News* 57, 27-32.
- (22) V.A. Orchard and F.J. Cook (1983). *Soil Biol. Biochem.* 15, 447-453.
- (23) A.W. West, G.P. Sparling and W.D. Grant (1987). *Soil Biol. Biochem.* 18, 569-576.
- (24) J.H. Andrews and R.F. Harris (1986). In: K.C. Marshall (ed.), *Advances in Microbial Ecology*, Vol. 9, Plenum Press, New York, pp 99-148.

Dynamik von Ackerböden unter Brache als Kriterium für standortsgerechte Nutzung

von

Lehmann, A., N. Billen, K. Stahl und R. Jahn

Böden in natürlichen Ökosystemen verlassen meist nur geringe Stoffmengen. Bei Ackernutzung entstehen immer höhere unproduktive Stoffverluste. Beiden Ökosystemen sind standortsspezifische Ausprägungen eigen, den Ackerbausystemen z.B. auch deutliche Unterschiede hinsichtlich der Höhe umweltrelevanter Stoffausträge. Fallen Ackerböden brach, so nähern sie sich dem natürlichen Zustand. Hier soll skizziert werden wie (mithilfe von einfach zu erfassenden Summenparametern) von der Annäherung der Stilllegungsflächen an den natürlichen Zustand auf eine naturnahe - oder naturferne Prägung der zurückliegenden Ackernutzung geschlossen werden kann. Hieraus läßt sich ein Kriterium für standortsgerechte Landnutzung ableiten.

Die Standorte in solche mit kalkhaltigen und kalkfreien Oberböden aufgeteilt. Innerhalb dieser Gruppen werden Texturklassen ausgeschieden, innerhalb der Texturklassen ist nach pH-Wert sortiert. Es werden Parallelen zwischen naturnahen (Tab.1) und stillgelegten (Tab.2) Standorten gesucht. Die größte Bedeutung wird der Oberbodenmächtigkeit und den Parametern des Kohlenstoffhaushaltes zugemessen. An einigen Standorten wurden Untersuchungsreihen zu dem dynamischen Parameter Nitratrfracht unter Acker- und Stilllegungsvarianten durchgeführt, mit diesen Ergebnissen werden die Analogieschlüsse überprüft. Für die Darstellung der natürlichen Verhältnisse wird auf Beschreibungen von 30 relativ naturnahen Laubwaldstandorten in Südwestdeutschland (Archiv des Instituts) in ebener Lage zurückgegriffen. Ebensoviele und ebenso in Südwestdeutschland gelegene Flächen wurden für einen Feldversuch zur Flächenstilllegung ausgewählt. Diese Stilllegungsflächen sind zu zwei Terminen (eineinhalb und dreieinhalb Jahre nach Stilllegung) beobachtet und beprobt worden. Dies erfolgte auf exakt denselben, nur 100m² großen Flächen. Innerhalb des Feldversuchs wurde auf vier Standorten zusätzlich der dynamische Parameter Nitratrfracht gemessen. Dabei wurden Messungen auf Acker-, Rotations- und Dauerbrachevarianten durchgeführt. Die Erhebung erfolgte mithilfe von Saugkerzen und Tensiometern in Wiederholungszahlen von bis zu 20 je Variante und Tiefe in einem zweiwöchentlichen Turnus über zwei Jahre hinweg.

Es läßt sich zeigen, daß sich unter naturnahen Verhältnissen bei weitgehend entkalkten Ton- und Sandböden geringmächtige A_h-Horizonte (bis 5cm) mit geringen Kohlenstoffmengen (um 3 kg/m²) herausbilden. Die Kohlenstoffgehalte dagegen sind verglichen mit Böden mittlerer Textur hoch. Schluffböden zeigen ebenfalls geringmächtige A_h-Horizonte und ähnliche Kohlenstoffmengen, aber geringere Kohlenstoffkonzentrationen (nahe 5 %) als die genannten Sand- und Tonböden. In Lehm Böden mit einem pH-Wert von über 4 lassen sich tiefe A_h-Horizonte von über 10cm beobachten und zugleich hohe Kohlenstoffmengen, welche die von Schluffböden oftmals um das Doppelte übertreffen. Die Anwesenheit von Kalk im Oberboden verändert die Charakteristik von Tonböden hin zur Charakteristik von Lehm Böden. Bei einem pH-Wert von unter 4 sind die Kennwerte des Kohlenstoffhaushaltes von Lehm Böden denen von Tonböden ähnlich.

Unter Flächenstilllegung fanden sich für Tonböden keine erkennbare Zunahmen an Kohlenstoff im Oberboden und geringmächtige (kleiner 10cm) A_{(p)h}-Horizonte bildeten sich heraus. Die Lagerungsdichte des A_{(p)h} unterscheidet sich nur durch eine Boniturstufe. Die geringe Tendenz zur Kohlenstoffakkumulation war bei den Sandböden ebenso zu beobachten, jedoch waren die A_{(p)h}-Horizonte mächtiger.

Lehm- und Schluffböden zeigten gegensätzliche Tendenzen im Vergleich zu den Ton- und Sandböden, insbesondere bei Etablierung von Kleebeständen bei pH-Werten über 5. Dementsprechend stellen sich A_{(p)h}-Horizonte von meist über 10cm und deutliche Zunahmen der Kohlenstoffmengen (0,2kg/m² in 2 Jahren bzw. ca. 10%) ein. Die Lagerungsdichte des A_{(p)h} hat sich deutlich verringert.

Idealtypisch für einen Standort mit zurückliegendem Ackerbau naturferner Prägung läßt sich ein entkalkter Pelosol mit einem subpolyedrisch aggregierten und relativ dicht gelagerten A_{(p)h} kleiner als 10cm über einem kohärenten A_{(h)p} beschreiben. Die Kohlenstoffmenge ist nach zwei Vegetationsperioden ohne Entzug

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart

Tab 2: Oberbodenbeschreibungen von Stilleungsflächen Bad. Würt., getrennt nach Karbonathaltigkeit, Texturklassen; sortiert nach pH-Wert

Bodentyp	Landschaft	Vegetation	A _{0p} h [cm]	A _p [cm]	Textur	pH	C _{Ap} [kg/m ²]	Δ C _A [kg/m ²]	Δ TD A
-- karbonathaltig --									
Hangschutt-Pararendzina	Ostalb	K	-7 Δ	-18	IT ●	7,3	2,6	± 0,0 ○	1
Mergel-Pelosol	Baar	G	-10 ☁	-18	utL ▲	7,4	4,8	+ 0,2 ▼	1
Rendzina	Müllere Alb	G	-16 ►	-16	utL ▲	7,4	7,5	+ 0,5 ►►►	n.b.
Pararendzina	Hohenlohe	K	-5 Δ	-25	tL ▲	7,3	3,8	+ 0,1 ►	3
Verbr. Pseudogley-Pararendzina	Bauland	K	-9 ○	-20	utL ▲	7,3	3,9	+ 0,1 ▼	1
Pararendzina	Hegau	K	-8 ○	-24	suL ●	7,1	2,5	+ 0,3 ►►	3
Vergleyte allochtone Kalkvega	Nördl. Oberrheintal	G	-10 ☁	-28	uL ●	7,5	2,9	+ 0,2 ►►	n.b.
Pararendzina	Westl. Kraichgau	G	-10 ☁	-22	uL ●	7,5	1,6	- 0,1 ▼	2
-- karbonatfrei --									
Pelosol	Kornäü am oberen Neckar	G	-9 ○	-25	IT ●	6,8	2,5	+ 0,1 ▼	1
Terra-fusca	Mittlere Kuppenalb	G	-8 ○	-18	IT ●	6,4	2,5	- 0,2 Δ	1
Pseudogley-Pelosol	Süd-Westl. Albvorland	K	-14 ►	-24	sIT ●	6,2	7,2	± 0,0 ○	1
Kolluv. überhöhter p.vergl. Pelosol	Mittleres Albvorland	G	-8 ○	-18	tuL ▲	6,2	3,5	± 0,0 ○	1
Braunerde	Schwäb.-Fränk. Waldberge	K	-12 ●	-18	sL ▲	5,1	2,7	+ 0,2 ►►	2
Braunerde	Hotzenwald	G	-19 ►►	-22	sL ▲	4,5	7,8	+ 0,2 ►►	2
Erodierte Parabraunerde	Westl. Kraichgau	K	-12 ●	-23	uL ●	7,3	2,1	+ 0,3 ►►►	2
Pseudogley	Hohenlohe	K	-12 ●	-24	uL ●	6,9	4,1	+ 0,3 ►►►	1
Parabraunerde	Neckarbecken	K	-10 ☁	-25	uL ●	6,3	2,5	+ 0,1 ▼	2
Pseudogley-Parabraunerde	Hügelland d. Unteren Rib	K	-14 ►	-26	uL ●	6,3	2,5	+ 0,1 ▼	2
Vega-Parabraunerde	Markgräfler Rheinebene	K	-12 ●	-17	uL ●	5,7	2,2	+ 0,8 ►►►►	1
Pseudogley	Donau-Ablach Platten	K	-7 Δ	-22	suL ●	5,7	2,0	+ 0,2 ►►	2
Löß-Kolluvium ü. Terra fusca	Mittlere Kuppenalb	G	-15 ►►	-19	uL ●	5,1	3,7	± 0,0 ○	0
Pseudogley	Nord-Schwarzwald	G	-12 ●	-22	uL ●	5,0	2,4	- 0,2 Δ	2
Para-/Braunerde ü. Terra fusca	Bauland	G	-12 ●	-24	uL ●	4,9	3,0	+ 0,2 ►►	2
Pseudogley-Gley	Mittlere Oberrheinebene	G	-11 ●	-29	uL ●	4,2	3,0	+ 0,2 ►►	n.b.
Braunerde	Hügelland d. Unteren Rib	G	-2 Δ	-21	IS ●	5,2	4,0	+ 0,4 ►►►►	2
Braunerde ü. Bänderparabraunerde	Nördl. Oberrheinebene	G	-12 ●	-30	IS ●	5,1	2,7	± 0,0 ○	0
Braunerde	Nördl. Oberrheinebene	G	-10 ☁	-26	I'S ●	4,2	0,8	± 0,0 ○	1
Kies-Braunerde	Mittlerer Schwarzwald	G	-15 ►►	-20	uIS ●	4,1	6,2	+ 0,1 ▼	1
Amoorgley	Rib-Aitrach-Platten	G	-10 ☁	-20	siU/Aa	6,0	13,6	+ 0,2 ►►	2

Ann.: vgl. Tabelle 1; A_{0p}: Neuer Oberbodenhorizont nach 3,5 Jahren Brache; A_{1p}: Bereich zw. A_{0p} und Unterboden; Textur: U wurde als ul. geschätzt; A_p: vereinfachte Bezeichnung für Oberboden nach 1,5 Jahren Brache; Δ C_A: Differenz zw. A_{1p} u. A_{0p}; Δ TD A: Differenz zw. A_{1p} u. A_{1p}; G: Gras; K: Klee; uL: vom Bearbeiter anstelle von U geschätzt

durch Ernte noch nicht angestiegen. Im Kontrast hierzu steht ein Standort mit zurückliegendem Ackerbau naturnaher Prägung auf einem lehmigen, schwach saureren, lockeren und krümeligen Oberboden von über 10cm Mächtigkeit und einem Zuwachs an Kohlenstoff von mehr als 20% im $A_{(p)h}$ unter Stilllegung.

Eine Analogie zwischen naturferner bzw. -naher Prägung und dem Stoffverlustrisiko zeigen die Erhebungen der Nitratmengen im Bodenwasser unter Acker. Bei dem exemplarisch untersuchten Ton- und Sandboden zeichnen sich die Kurven für die Ackervariante durch hohe Amplituden aus, nicht so für den ebenfalls untersuchten Schluffboden. Häufige Spitzenwerte insbesondere bei der Nitratfracht weisen auf hohe Stoffverluste dieser Ackerbewirtschaftung hin. So stehen die Aussagen, die sich allein aufgrund der Vergleiche der $A_{(p)h}$ -Mächtigkeit und der Kohlenstoffmenge machen lassen in Einklang mit denen, die sich nach umfangreichen Messungen von dynamischen Parametern machen lassen.

Das breite Spektrum der Standorte läßt zwar eine Gliederung nach feldmäßig bestimmten Texturklassen nach vorherrschender Korngrößenklasse (Ton, Lehm, Schluff, Sand) zu, für eine Unterteilung nach Bodentypen oder auch nur Hydromorphiegrad ist die Anzahl von 30 zu gering. Die Auswahl der 30 Standorte brachte mit sich, daß Tonböden unter eher kühlfeuchten Bedingungen und Sandböden unter wärmerer Klimatönung Eingang in die Untersuchungen fanden. Der variierende Einfluß der Vorbrachénutzung konnte durch die Auswahl von Standorten, welche sämtlich mit mittlerer bis geringer Intensität bewirtschaftet wurden, klein gehalten werden. Bei der Untersuchung der Stilllegungsflächen zu zwei Terminen wurde bewußt auf eine Erfassung der kleinräumigen Variabilität zu Gunsten einer exakten Erfassung der Varianz im zeitlichen Verlauf verzichtet. Wenig nachteilig dürfte sich nach vier Jahren der Einfluß von Ansaaten auf die Interpretation unter standörtlichen Gesichtspunkten auswirken. Die Vegetation hat sich entsprechend den standörtlichen Gegebenheiten angepaßt, d.h. die wüchsigsten mit Klee bestandenen Flächen sind auch die Standorte, welche unter naturnahen Bedingungen die produktivsten Pflanzengemeinschaften tragen (MÜLLER 1974). Z.B. haben sich Kleebestände (unabhängig ob solche angesät wurden) vorwiegend auf nur schwach sauren Schluff und Lehm Böden eingefunden (THUMM 1993) und somit erheblich zu einem Anwachsen der Kohlenstoffmenge im Boden beigetragen. Generell läßt sich bemerken, daß Stilllegungsflächen aufgrund unterbleibender (uniformierender) Bewirtschaftungsmaßnahmen ein geeignetes Objekt zum Studium des Wirkungsgefüges von Bodenparametern sind.

Die Nitratfrachtkurven der vier intensiv untersuchten Standorte zeigen nutzungs- und standortspezifische Verläufe. Zur Bilanzierung der Stoffflüsse sind diese Daten wenig geeignet. Die Werte von mit Saugkerzen-Lysimetern gewonnenen Proben weisen eine meist sehr hohe Streuung auf, welche u.U. mit der Wiederholungszahl noch zunimmt.

- Böden verändern sich unter Brache standortsspezifisch (vgl. BILLEN 1993).
- Eine Bewertung dieser Veränderungen mithilfe weniger Summenparameter erscheint sinnvoll und kann die Möglichkeit der Untersuchung einer großen Zahl von Flächen eröffnen.
- Unter umsatzintensiven Böden mit hoher natürlicher Produktivität kommt es zu einer Zunahme der Kohlenstoffmenge (Ähnlichkeiten zu Böden in naturnahem Zustand), ohne daß sich die durch den Ackerbau erhöhte Mächtigkeit des Oberbodens wesentlich verringert (Ähnlichkeit zum Ackerboden).
- Ackerbau ist auf diesen schluffigen (lehmigen) Standorten unter feuchtwarmer Klimatönung naturnah.
- Böden welche umsatzschwach sind und / oder geringe natürliche Produktivität aufweisen (sehr sandige bzw. sehr tonige Standorte) sollten bevorzugt dem Naturschutz zur Verfügung gestellt werden.
- Dauerbrache ist auf diesen Böden aufgrund des (nach einiger Zeit) sehr stark verminderten Auswaschungsrisikos bedingt empfehlenswert.
- Flächenhafte Extensivierung ist ökologisch sinnvoller als partielle Stilllegung.

Literatur

- BILLEN, N, A. LEHMANN: Auswirkungen einer Brachelegung auf die Aggregat- und Humusstabilität unterschiedlicher Standortstypen. Mitteil. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im vorliegenden Band.
- MÜLLER, T, E. OBERDORFER UND G.PHILIP (1974): Die potentielle natürliche Vegetation von Baden Württemberg. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ., Karlsruhe 6: 1-45.
- THUMM, U (1993): Etablierung, Entwicklung und Lenkung von Selbstberasungen und Ansaaten perennierender Artengemische auf Ackerbrachen. Abschlußbericht 'Begleitforschung zur Flächenstilllegung' Fachbereich Pflanzenbau und Grünlandlehre i.A. des MLR Bad.-Württ., unveröff..

Stickstofffreisetzung und Bindung von Stickstoff in organo-mineralischen Komplexen aus Wurzelstreu und Gründüngung in einem Alley Cropping System mit verschiedenen Leguminosen in Zentrallogo. Einfluß der anfänglichen chemischen Zusammensetzung

von

Lehmann, J. und G. Schroth

Einleitung

In landwirtschaftlichen Produktionssystemen sind Stickstoffinputs zum Ausgleich der Ernteentzüge erforderlich. Wenn diese nicht durch mineralischen Dünger geleistet werden können, stellen Gründünger-Leguminosen eine kostengünstige und wirksame Alternative dar (WILSON ET AL., 1986). Für eine hohe Effizienz sind nicht nur eine ausreichende Applikationsmenge an Stickstoff, sondern auch eine Freisetzungsdynamik erforderlich, die eine Synchronisation mit der Pflanzenaufnahme erlaubt (SWIFT, 1987). Um die Nachhaltigkeit der Stickstoffapplikation zu gewährleisten, sollte außerdem ein möglichst großer Anteil des nicht sofort von der Pflanze aufgenommenen Stickstoffes in der organischen Bodensubstanz gebunden werden. Für die Höhe der Stickstoffmineralisation aus Blättern von Leguminosen ließen der Polyphenolgehalt (VALLIS UND JONES, 1973), das Polyphenol/N-Verhältnis (PALM UND SANCHEZ, 1991) und das (Polyphenol+Lignin)/N-Verhältnis (FOX ET AL., 1990) eine gute Abschätzung für die ersten Wochen nach der Applikation zu. Im Alley-Cropping können aber wahrscheinlich nicht nur die Schneitelmasse, sondern auch der Wurzelumsatz einen bedeutenden Nährstoffinput leisten (SWIFT, 1987). Deshalb sollen in dieser Arbeit Stickstofffreisetzung und Bindung von Stickstoff in organo-mineralischen Komplexen aus Wurzeln, Blättern und Zweigen dreier Leguminosen sowie die Steuerung dieser Verhalten durch organische Qualitätseigenschaften in Zentrallogo untersucht werden.

Material und Methoden

Die Stickstofffreisetzung wurde anhand der Litterbagmethode in einem Alley-Cropping System mit *Gliricidia sepium*, *Calliandra calothyrsus* und *Cassia siamea* untersucht. Nähere Angaben zum Versuchsaufbau und Standort finden sich bei LEHMANN (1993). 2 g Wurzeln mit dem Durchmesser 0-1,5 mm und 3,5 g mit 1,5-5 mm Durchmesser, 3 g Blätter und 15 g Zweige wurden in Litterbags eingenäht (Maschenweite auf der Oberseite 5 mm, auf der Unterseite 2 mm). Zur Maissaat wurden die Netze in 10 cm Tiefe zwischen den Hecken eingebracht und in vier Wiederholungen 8, 18, 41 bzw. 70 Tage inkubiert. Für die Untersuchung der Stickstoffbindung in organo-mineralischen Komplexen wurden jeweils 2 g Wurzeln und Blätter mit 200 g Boden in Zylinder gefüllt und in vier Wiederholungen im Freiland inkubiert. Außerdem wurden Zylinder ohne organische Zugabe ausgebracht (Kontrolle), und Teilproben des Bodens sofort genommen (Ausgangsmaterial). Die Zylinder waren an der Oberseite offen, an der Unterseite mit einem Stahlnetz (Maschenweite 0,5 mm) versehen, um den Boden während der viermonatigen Inkubation quantitativ zurückzuerhalten. Siebung und Sedimentation liefern die Korngrößenfraktionen Grobschluff, Mittel- und Feinschluff sowie Ton. Dabei wird eine Akkumulation von Pflanzenresten und ihren Metaboliten in der Schlufffraktion als Maß für eine Erhöhung der stabilen organischen Bodensubstanz gesehen, die vor allem in organo-mineralischen Komplexen gebunden wird (CHRISTENSEN, 1992). Stickstoff wurde mit einem C/N-Analyser gaschromatographisch bestimmt. Die Ligninbestimmung erfolgte gravimetrisch über Acid Detergent Fiber (ANDERSON UND INGRAM, 1989). Für die Quantifizierung der Polyphenole wurden die Pflanzenproben 16 Stunden mit Wasser (nach einer N₂-Begasung) auf dem Rundschüttler extrahiert, und der Extrakt mit Folin-Ciocalteu's Reagenz am Photometer gemessen (nach ANDERSON UND INGRAM, 1989, verändert).

+ +) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Pf. 101251, 95440 Bayreuth

Ergebnisse und Diskussion

Gliricidia wies in allen Materialien bis auf Blätter die höchsten Stickstoffgehalte (Tab.1) und gleichzeitig die höchsten freigesetzten Stickstoffmengen auf (Abb.1). Die Blätter setzten Stickstoff zu 86 % in den ersten zwei Wochen frei, also vor der Periode des höchsten Stickstoffbedarfes von Mais (4.-6. Woche). *Cassia*-Blätter zeigten ein dazu konträres Verhalten und setzten 55 % ihres Gesamtstickstoffes in der 4.-10. Woche frei. Die Freisetzung belief sich auf 2,7 bzw. 0,49 g/kg TM in den ersten vier Wochen und 0,39 bzw. 1,0 g/kg TM ab der 4. Woche bis zum Versuchsende für *Gliricidia* bzw. *Cassia*. *Calliandra*-Blätter lagen in der Freisetzungsdynamik zwischen den beiden anderen Arten und gewährleisteten bei einer einmaligen Applikation eine gute Synchronisation von Freisetzung und Stickstoffbedarf von Mais. Zweige sind wegen ihrer niedrigen Gesamtgehalte eine unbedeutende Stickstoffquelle. Ihr Entzug aus dem System bewirkt nur geringe Stickstoffverluste, so daß sie unbedenklich für andere Zwecke (Yams-Stütze, Brennholz etc.) verwendet werden können. Eine für die Versorgung von Mais relevante Stickstoffzufuhr durch Wurzelstreu läßt sich in den ersten zehn Wochen nur durch die Wurzeln von *Gliricidia* erreichen. Sie setzten pro Gewichtseinheit immerhin 45 % der Stickstoffmenge der *Gliricidia*-Blätter bis zum ersten Probenahmeterrin und zwischen dem 8. und 18. Tag sogar 10 % mehr frei. Alle anderen Wurzeln setzten kaum Stickstoff frei, kurzfristig kann sogar eine Immobilisierung auftreten wie bei *Cassia*-Feinwurzeln.

Tabelle 1 Chemische Zusammensetzung der Materialien; 1 PP = Polyphenole, 2 L = Lignin.

Art		N [%]	Polyphenole [mg/g]	PP/N ¹	Lignin [%]	L/N ²	PP/N + L/N
<i>Gliricidia sepium</i>	Blätter	3,18	41,6	1,31	9,8	3,1	4,41
	Zweige	0,88	7,5	0,85	16,5	18,8	19,65
	Wurzeln 0-1,5 mm	2,15	10,5	0,49	17,6	8,2	8,69
	Wurzeln 1,5-5 mm	1,41	8,3	0,58	15,0	10,6	11,18
<i>Calliandra calothyrsus</i>	Blätter	3,36	130,6	3,89	6,7	2,0	5,89
	Zweige	0,50	14,5	2,90	13,3	26,6	29,50
	Wurzeln 0-1,5 mm	1,14	187,1	16,41	14,8	13,0	29,41
	Wurzeln 1,5-5 mm	0,88	203,8	23,16	15,7	17,8	40,96
<i>Cassia siamea</i>	Blätter	1,81	101,6	5,61	8,9	4,9	10,51
	Zweige	0,39	24,9	6,39	13,8	35,4	41,79
	Wurzeln 0-1,5 mm	0,83	16,1	1,94	17,0	20,5	22,44
	Wurzeln 1,5-5 mm	0,69	12,7	1,84	17,5	25,4	27,24

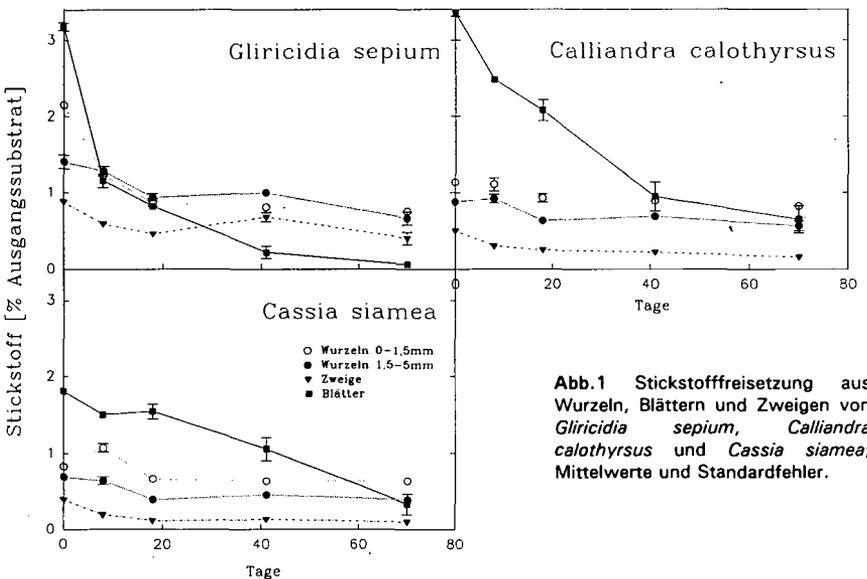


Abb.1 Stickstofffreisetzung aus Wurzeln, Blättern und Zweigen von *Gliricidia sepium*, *Calliandra calothyrsus* und *Cassia siamea*; Mittelwerte und Standardfehler.

Die Gehalte der verschiedenen Materialien an organischen Inhaltsstoffen sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. SANDHU et al. (1990) fanden eine Abhängigkeit der Stickstofffreisetzung vom initialen Stickstoffgehalt im Vergleich von Wurzeln, Blättern, Früchten und Zweigen von *Leucaena leucocephala* in Indien. Dies kann durch unsere Daten nicht bestätigt werden: *Calliandra*-Blätter haben höhere Anfangsgehalte als *Gliricidia*-Blätter, aber eine langsamere Freisetzung. Das gleiche gilt für den Vergleich mit *Gliricidia*-Wurzeln und zwischen den beiden Wurzelfraktionen von *Cassia*. In gemäßigten Klimaten konnte das Lignin/N-Verhältnis als Steuergröße für den Abbau identifiziert werden (MELILLO et al., 1982). VALLIS und JONES (1973) gehörten zu den ersten, die einen Zusammenhang zwischen Polyphenolgehalt und Stickstoffmineralisation von Blättern vermuteten. Über einen weiten Qualitätsbereich mit Wurzeln, Blättern und Zweigen zeigt sich in unserer Arbeit, daß das Polyphenol/N+Lignin/N-Verhältnis (PP/N+L/N) die Stickstofffreisetzung in der Anfangsphase (bis zum 8. Tag) am besten beschreiben kann (Abb.2). Dies konnte von Fox et al. (1990) auch für Prunings von Leguminosen gezeigt werden. Im Gegensatz zu der zitierten Arbeit kann aufgrund des weiteren Qualitätsbereiches in unserer Arbeit keine lineare Beziehung gefunden werden. Diese ist nur für niedrige PP/N+L/N signifikant. Oberhalb eines PP/N+L/N-Verhältnisses von 12, das aus dem Schnittpunkt der Geraden mit der x-Achse gewonnen wird, ändert sich die Stickstofffreisetzung bis zum 8. Tag nicht weiter. Ab dem 41. Tag kann die kumulative Freisetzung auch durch das C/N-Verhältnis beschrieben werden. In die dargestellten Beziehungen fügen sich gemulchte Blätter und Zweige ebenfalls gut ein (Abb.2).

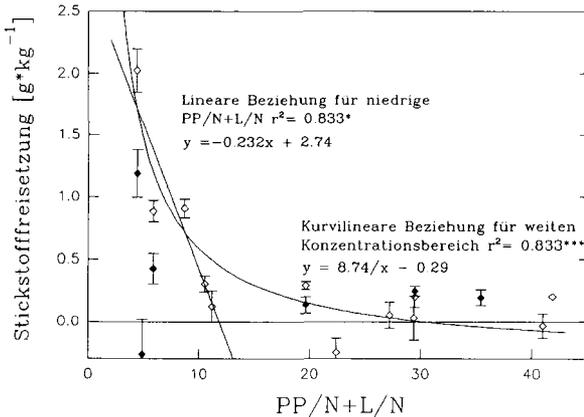


Abb.2 Beziehung zwischen der kumulativen Stickstofffreisetzung bis zum 8. Tag und dem PP/N+L/N-Verhältnis; gefüllte Symbole kennzeichnen gemulchte Blätter und Zweige; diese gingen nicht in die Regressionen ein; Mittelwerte und Standardfehler.

Wie Abbildung 3 zeigt, bewirkten Blätter von *Gliricidia* und *Cassia* eine signifikante Erhöhung der Stickstoffgehalte im Fein- und Mittelschluff, *Gliricidia* auch in der Tonfraktion (Abb.3). *Calliandra*-Blätter lieferten im Untersuchungszeitraum keinen Stickstoffinput in organo-mineralische Komplexe. Durch die Applikation von *Calliandra*-Wurzeln verringerte sich sogar die Stickstoffmenge im Fein- und Mittelschluff. Alle diese Erscheinungen können nicht durch unterschiedliche Stickstoffgehalte im Ausgangsmaterial erklärt werden. *Cassia*-Blätter setzten aus den Fraktionen > gU (d.h. > 63 µm) nur 25 % der Stickstoffmenge der *Gliricidia*-Blätter frei, der Fein- und Mittelschluff hatte aber aufgrund der organischen Zugabe nach vier Monaten 8 % mehr Stickstoff. *Calliandra*-Wurzeln führten dem Boden 37 % mehr Stickstoff zu als *Cassia*, trotzdem verringerte sich die Stickstoffmenge im Fein- und Mittelschluff durch *Calliandra*-Wurzeln signifikant gegenüber der Kontrolle. Die höheren Stickstoffgehalte durch *Gliricidia*- und *Cassia*-Blätter im Gegensatz zu *Calliandra* können eine Folge der höheren mikrobiellen Aktivität in den polyphenolärmeren Materialien sein (LEHMANN, 1993), was eine höhere Stabilisierung bewirken kann (CHRISTENSEN, 1992). *Cassia*-Blätter haben eine höhere Bindungseffizienz von Stickstoff im fmU, die auf eine geringere Stickstoffmineralisation im Anfangsstadium aufgrund unterschiedlicher PP/N-Verhältnisse oder eine stärkere Bindung in Phenol-N Verbindungen zurückgeführt werden kann (PALM und SANCHEZ, 1991; und diese Studie). Ein Teil der Verringerung der Stickstoffgehalte im fmU durch *Calliandra*-Wurzeln kann zudem mit einer direkt toxischen Wirkung der Polyphenole auf die Mikroorganismen (vgl. HORNER et al., 1988) erklärt werden.

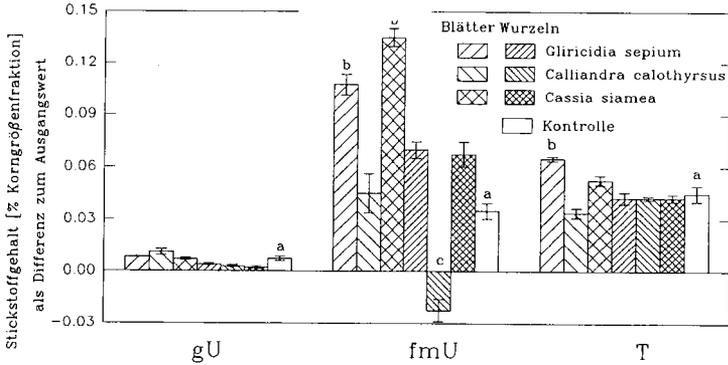


Abb.3 Stickstoffgehalte in den Korngrößenfraktionen Grobschluff (gU), Fein- und Mittelschluff (fmU) und Ton nach Zugabe von Blättern oder Wurzeln (\varnothing 0-1,5mm) von *Gliricidia*, *Calliandra* und *Cassia*; Säulen mit den gleichen Buchstaben sind nicht signifikant unterschiedlich, Säulen ohne Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant gegenüber der Kontrolle ($p < 0,05$); Mittelwerte und Standardfehler.

Schlußfolgerungen

Gliricidia setzt in der Vegetationsperiode am meisten Stickstoff frei, im Hinblick auf eine gute Synchronisation von Freisetzung und Stickstoffaufnahme durch eine annuelle Kultur muß die Mulchapplikation aber mehrmals in der Vegetationsperiode in kleinen Mengen erfolgen. Die Stickstofffreisetzung in den ersten Wochen ist vom PP/N+L/N-Verhältnis abhängig. Die Polyphenole werden ebenfalls als Steuergröße für die Bindung von Stickstoff in organo-mineralischen Komplexen im Versuchszeitraum gesehen. Die höchste Bindungseffizienz weisen *Cassia*-Blätter auf, die zur langfristigen Verbesserung der Stickstoffvorräte des Bodens am geeignetsten erscheinen. *Calliandra* sollte wegen der hohen Polyphenolgehalte in Blättern und Wurzeln nicht als Stickstoffquelle verwendet werden. Aufgrund ihrer komplementären Eigenschaften wird eine Kombination von *Gliricidia* und *Cassia* sowie eine häufigere Applikation von *Gliricidia*-Blättern empfohlen.

Literatur

- ANDERSON, J.M., J.S.I. INGRAM (1989) Tropical soil biology and fertility, a handbook of methods. CAB International.
- CHRISTENSEN, B.T. (1992) Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Sc.* 20: 2-90.
- HORNER, J.D., J.R. GOSZ, R.G. CATES (1988) The role of carbon-based plant secondary metabolites in decomposition in terrestrial ecosystems. *Am. Nat.* 132(6): 869-883.
- LEHMANN, J. (1993) Kohlenstoffmineralisation und Nährstofffreisetzung aus Mulch und Wurzelstreu in einem Alley-Cropping System mit verschiedenen Leguminosen in Zentralogo. Diplomarbeit, unveröffentlicht, Universität Bayreuth.
- MELILLO, J.M., J.D. ABER, J.F. MURATORE (1982) Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63(3): 621-626.
- PALM, C.A., P.A. SANCHEZ (1991) Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenolic contents. *Soil Biol. Biochem.* 23: 83-88.
- SWIFT, M.J. (1987) Tropical soil biology and fertility: Inter-regional research planning workshop. *Biology International*, Sp. Issue No. 13.
- SANDHU, P.A., M. SINHA, R.S. AMBASHT (1990) Nitrogen release from decomposing litter of *Leucaena leucocephala* in the dry tropics. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 22, No. 6: 859-863.
- WILSON, G.F., B.T. KANG, K. MULONGOY (1986) Alley cropping: trees as a source of green-manure and mulch in the tropics. *Biological Agr. Hort.* 3: 251-267.

Der Einfluß mineralischer Düngemittel auf die Pflanzenverfügbarkeit von Cadmium im Boden

VON

MERKEL, D.

Beim Vergleich unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Cadmiums wurde festgestellt, daß Chloride als Extraktionsmittel bei gleicher Konzentration wesentlich mehr Cadmium in Lösung bringen als Nitrate (KÖSTER, W., MERKEL, D., 1982). In Gefäßversuchen konnte gezeigt werden, daß Cadmium mit Hilfe von Gipswasser oder CaCl_2 ausgewaschen werden kann (KÖSTER, et al., 1984).

Material und Methoden

Mit dem Ziel, belastete Flächen durch Erhöhung der Cadmiummobilität und Auswaschung aus der Krume in den Unterboden zu sanieren, wurden im Okertal bei Vienenburg auf einer Fläche des Klostergutes Wöltingerode und im benachbarten Immissionsgebiet Harlingerode in ca. 1,5 km Entfernung von der Zinkhütte zwei "Sanierungsversuche" angelegt. Geprüft wurden u.a. Gips (jährlich 50 dt/ha) und Calciumchlorid (290 dt/ha zu Versuchsbeginn). In Harlingerode wurde ein Teil des Versuchsfeldes auf 60 cm Tiefe umgebrochen. Die Versuche wurden mit 3 Wiederholungen angelegt. Zur Ernte kamen in Wöltingerode Winterweizen (1982 und 1986), Wintergerste (1984 und 1987), Winterroggen (1983) und Raps (1985 und 1988), in Harlingerode Winterweizen (1985 und 1988), Wintergerste (1983 und 1986) und Zuckerrüben (1984 und 1987).

Ebenfalls in Harlingerode, in ca. 1 km Entfernung von der Zinkhütte, wurde 1989 ein **Sortenversuch** zur Schwermetallaufnahme mit Winterweizen angelegt. Dazu wurden 10 Sorten ausgewählt, die in 4-facher Wiederholung geprüft wurden. Zusätzlich wurde eine jährliche Gabe von $400 \text{ kg K}_2\text{O/ha}$ in Form von Kaliumchlorid mit "unbehandelt" verglichen.

Die Bodenproben wurden außer auf Cadmium nach Extraktion mit Königswasser bzw. $0,1 \text{ n CaCl}_2$ (MERKEL und KÖSTER, 1977) auf ihre Gehalte an Feiñerde (Fraktion < 6 Mikrometer) und den pH-Wert, im Sortenversuch darüber hinaus auch auf Kalium nach Extraktion mit $0,025 \text{ n CaCl}_2$ untersucht. Die Pflanzenproben, Aufwuchs von Getreide kurz vor dem Ährenschieben und Raps vor der Blüte, Getreide- und Rapskörner, Stroh sowie Zuckerrüben und Rübenblatt wurden auf Cadmium untersucht.

Ergebnisse

Die Fläche bei Wöltingerode im Überschwemmungsgebiet der Oker erwies sich als äußerst heterogen mit Feinerdegehalten zwischen 25 und 35 %. In Harlingerode handelte es sich um Lößboden mit ca. 25 % Feinerde. Die pH-Werte lagen zwischen 6,8 und 7,2. Die Cadmiumgehalte, bei Extraktion mit Königswasser, betragen im Wöltingerode 6 - 8, in Harlingerode auf der Fläche ohne Umbruch 14 - 16, mit Umbruch 3 - 5 und im Sortenversuch 20 - 22 mg/kg Boden. Die Kaliumgehalte wurden durch die entsprechende Behandlung im Sortenversuch von 7 auf 11 mg K/100 ml Boden angehoben.

Tabelle 1 gibt die Cd-Gehalte von Aufwuchs-, Körner- und Strohproben des jeweils 1. Versuchsjahres sowie die Mittelwerte der relativen Gehalte aller Versuchsjahre aus den "Sanierungsversuchen" wieder. Die Proben der Gips- und CaCl_2 -Parzellen im Versuch Wöltingerode wiesen in beinahe allen Versuchsjahren höhere Cd-Gehalte auf als die der unbehandelten Parzellen. Die Unterschiede bei Getreide sind größer als bei Raps, bei den Aufwuchsproben größer als bei den Korn- und Strohproben und bei CaCl_2 größer als bei Gips. In Harlingerode waren die entsprechenden Beziehungen schwächer ausgeprägt. Bei Zuckerrüben war überhaupt keine Tendenz festzustellen; die entsprechenden Werte sind in der Tabelle nicht dargestellt. Bei Getreide liegen die relativen Unterschiede bei Aufwuchs, Körnern und Stroh in der selben Größenordnung. Sie waren auf der Umbruchfläche bei CaCl_2 größer als bei Gips, im Unterschied zur nicht umgebrochenen Fläche.

Beim Sortenversuch in Harlingerode wurden auf den zusätzlich mit KCl gedüngten Flächen, verglichen mit "unbehandelt", bei allen Sorten, allen Pflanzenteilen und in allen Jahren deutlich höhere Cadmiumgehalte gemessen. Tabelle 2 gibt die Daten von 1991 wieder. Die durchschnittliche prozentuale Erhöhung betrug bei den einzelnen Sorten im Aufwuchs 26 bis 42 %, in den Körnern 23 bis 30 % und im Stroh 23 bis 34 %.

Der Einfluß der Bodenbehandlungen auf die Cadmiumlöslichkeit ließ sich durch die Bodenuntersuchung mit 0,1 n CaCl_2 verifizieren. Auf den behandelten Parzellen wurden mehr oder weniger deutlich höhere Cd-Gehalte gemessen.

In vierjährigen Versuchen auf belasteten Standorten am Harzrand sowie im Oker- und Innerstetal wurde die Düngung mit Kalkammonsalpeter variiert. Reproduzierbare Auswirkungen auf die Cadmiumverfügbarkeit waren nicht festzustellen.

Tabelle 1: Cadmiumgehalt von Aufwuchs, Körnern und Stroh (mg/kg TS) aus den "Sanierungsversuchen" (jeweils 1. Versuchsjahr) und Mittelwert der relativen Gehalte.

Versuch:	Wörlingerode			Harlingerode ohne TU.			Harlingerode TU.			
	Behandlung:	ohne	CaSO ₄	CaCl ₂	ohne	CaSO ₄	CaCl ₂	ohne	CaSO ₄	CaCl ₂
Aufwuchs	WW	0,91	1,06	4,91	3,20	2,97	2,75	1,58	1,88	1,96
	WG	0,72	1,14	1,16	2,90	3,37	3,65	2,25	2,11	2,55
	WR	0,42	0,76	0,79						
	Raps	1,67	1,67	1,89						
MW relativ (%)		100	150	226	100	111	107	100	112	121
Körner	WW	0,46	0,46	1,20	1,67	1,72	1,61	1,07	1,17	1,17
	WG	0,27	0,29	0,28	0,67	0,67	1,02	0,45	0,43	0,74
	WR	0,07	0,09	0,08						
	Raps	0,13	0,12	0,11						
MW relativ (%)		100	136	151	100	121	117	100	105	125
Stroh	WW	1,18	1,46	5,10	3,81	4,03	3,90	2,44	3,10	3,21
	WG	1,52	1,97	1,85	4,13	4,73	4,67	3,70	3,73	5,20
	WR	0,25	0,25	0,33						
	Raps	1,40	1,99	2,56						
MW relativ (%)		100	122	199	100	112	102	100	109	123

WW = Winterweizen, WG = Wintergerste, WR = Winterroggen, TU. = Tiefumbruch

Tabelle 2: Cadmiumgehalt von Aufwuchs, Körnern und Stroh (mg/kg TS) aus dem Sortenversuch. Daten von 1991.

Behandlung:	Aufwuchs		Körner		Stroh	
	ohne K	mit K	ohne K	mit K	ohne K	mit K
Apollo	1,49	2,61	1,11	1,57	2,13	3,21
Ares	1,43	2,37	1,01	1,69	2,48	3,47
Astron	1,13	2,14	0,95	1,31	1,98	2,85
Kanzler	1,36	1,94	1,02	1,66	2,07	3,16
Kraka	1,06	1,77	0,87	1,20	1,80	2,73
Okapi	1,66	2,72	1,11	1,61	2,21	3,13
Orestis	1,08	2,64	0,93	1,46	2,04	3,05
Rektor	1,04	1,62	0,98	1,49	1,88	2,72
Sorbas	1,49	1,93	1,08	1,43	2,56	3,44
Sperber	1,02	1,71	0,85	1,20	1,68	2,36

Diskussion

In den einzelnen Versuchen wurden unterschiedliche Düngemittel bzw. Bestandteile von Düngemitteln geprüft, wobei aber nur jeweils eine Aufwandmenge mit "unbehandelt" verglichen wurde. Die festgestellten Wirkungen können somit nur als unspezifische "Salzeffekte" beschrieben werden. Für differenzierte Aussagen über die Bewertung einzelner Ionenarten sowie einzelner Düngemittel müssen entsprechend differenzierte Versuche durchgeführt werden. In jedem Falle ist eine komplexe Wirkung der betreffenden kationischen und anionischen Anteile der Mineraldünger sowie Wechselwirkungen mit anderen gelösten und austauschbar gebundenen Ionen, einschließlich H und HCO_3 , anzunehmen.

3

Falls die Richtwerte für Cadmium und Blei der Zentralen Erfassungs- und Bewertungsstelle des Bundesgesundheitsamtes (ZEBS) in die Schadstoff-Höchstmengenverordnung aufgenommen werden, erhalten Schwermetalluntersuchungen, die bisher ausschließlich unter Vorsorge-Gesichtspunkten durchgeführt wurden, eine neue Bedeutung für die Beratung landwirtschaftlicher Betriebe. Auf der einen Seite wird die landwirtschaftliche Verwertung von Reststoffen entschieden problematischer als bisher. Auf der anderen Seite werden bei mineralischen Düngemitteln außer deren Cd-Gehalten der Zeitpunkt und die Dosierung unter dem Gesichtspunkt einer möglichen Erhöhung der Cadmiumverfügbarkeit zu bedenken sein.

Literatur

Köster, W., Merkel, D.: Beziehungen zwischen den Gehalten an Zink, Cadmium, Blei und Kupfer in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden. Landwirtsch. Forschung SH 39, 245 -254 (1982).

Köster, W., Merkel, D., Matter, Y.: Untersuchungen über die Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen aus schwermetallreichen Grünlandböden. In: Methoden zur ökotoxikologischen Bewertung von Chemikalien, Kernforschungsanlage Jülich, 193 - 237 (1984).

Merkel, D., Köster, W.: Der Nachweis einer Zinktoxizität bei Kulturpflanzen durch Bodenuntersuchung mit Hilfe der CaCl_2 -Methode. Landwirtsch. Forschung SH 33, 274 - 281 (1977).

2

Einfluß von Tieflockerung, Bodenbearbeitung und N Düngung auf Wurzelwachstum und Ertrag rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier

VON

Middelschulte, D. W. Wolf und H. Franken

Böden aus Löß mit hohem Schluff- und geringem Humusgehalt sind sehr verdichtungs-, verschlammungs- und erosionsgefährdet. In einem in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Bodenkunde der Universität Trier durchgeführten und vom BMFT und der Rheinbraun AG geförderten Versuch wurde geprüft, durch welche Meliorationsmaßnahmen Verdichtungen auf rekultivierten Neulandböden saniert werden können und ob der dann erreichte Zustand durch bodenschonende Bewirtschaftung stabilisiert werden kann. Über die bodenphysikalischen und tragfähigkeitskennzeichnenden Eigenschaften tiefgelockerter Auftragsböden unter bodenschonender Bewirtschaftung wurde bereits berichtet (MIDDELSCHULTE et al. 1993, RÜTER et al. 1993, WEYERS u. SCHRÖDER 1992). Im folgenden werden nun die Auswirkungen von Tieflockerung, Bodenbearbeitung und N-Düngung auf Wurzelwachstum und Ertrag verschiedener Kulturpflanzen dargestellt.

Material und Methoden

In einem im Herbst 1989 auf rekultiviertem Auftragsboden aus Löß angelegten Feldversuch bei Frimmersdorf (Rheinland) wurde in der Zeit zwischen 1990 und 1992 die Bodendurchwurzelung in folgenden Versuchsvarianten mit der Profilwandmethode untersucht:

Faktor A: Melioration

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

Faktor B: Folgebewirtschaftung

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

K = konventionell; wendende Bodenbearbeitung (Pflug), Normal Saat, Normalreifen
 BS = bodenschonend; nichtwendende Bodenbearbeitung (Grubber), Mulchsaat, Breit- oder Zwillingsreifen, Strohdüngung
 * = nach Zwischenfrüchten (1990 u. 1992 Gelbsenf, 1991 Phacellia)

Faktor C: N-Düngung zu Vegetationsbeginn

- | | |
|----|--|
| N1 | keine N-Düngung zu Vegetationsbeginn |
| N3 | 100 % der laut N-min-Methode benötigten N-Menge (nur Var. B 3 beprobt) |

Ergebnisse

Im Jahre 1990 wurde die Wurzelentwicklung der ersten Meliorationsfolgefrüchte im April, Mai, Juli, August und September bestimmt (Abb. 1). Roggen, Raps und Klee gras erreichten die max. Gesamtwurzellängen zum Mai- und Julitermin, Zuckerrüben im August. Die gelockerten Varianten wiesen in der Regel eine deutlich größere Gesamtwurzellänge auf und erreichten bei Klee gras zum Zeitpunkt der max. Ausdehnung bis zu 15,7 km/m², bei den anderen Früchten etwa 9-10 km Wurzellänge/m² Bodenoberfläche. Bei allen Früchten ist die durch Tieflockerung bedingte Vergrößerung der Wurzellänge ab 40 cm Bodentiefe deutlich zu erkennen.

Im Mai und Juli traten Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Melioration und Bewirtschaftung auf. Klee gras, das im gelockerten Boden die größte Wurzellänge in 40-80 cm Bodentiefe bildete, entwickelte im ungelockerten Profil die geringste Wurzellänge (Abb. 1).

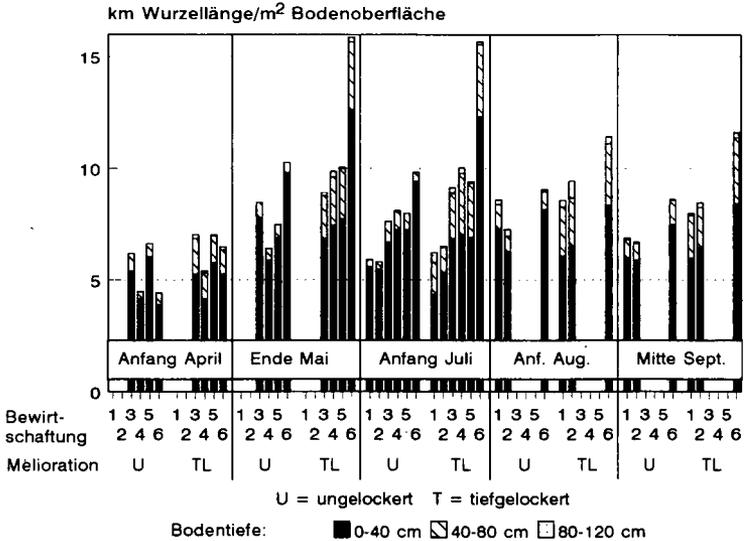


Abb. 1: Einfluß von Tieflockerung und Bewirtschaftung auf die Gesamtwurzellänge unter Zuckerrüben (1=konventionell, 2=bodenschoned), Winterroggen (3=konventionell, 4=bodenschoned), Wintererbsen (5) und Klee gras (6) im Jahre 1990

Im Jahre 1991 wurde dann auch die Wurzel ausprägung der zweiten, einheitlichen Meliorationsfolgefrucht Winterweizen Anfang April während der Bestockung und Ende Juni während der Blüte untersucht. Die größte Gesamtwurzellänge trat zum Zeitpunkt der Blüte auf. Bewirtschaftungs- und vorfruchtbedingt entwickelte der Weizen nach Roggen die geringste Gesamtwurzellänge. Wiederum wurde in 40-80 cm Bodentiefe in den tiefgelockerten Varianten eine deutlich höhere Wurzellängendichte festgestellt.

Im Jahre 1992, unter der dritten Meliorationsfolgefrucht Zuckerrüben, wurde die Wurzelentwicklung nur zu einem Zeitpunkt Ende August / Anfang September untersucht. Im Gegensatz zu den Vorjahren, wo meist auch ein signifikanter Einfluß der Tieflockerung auf die Gesamtwurzellänge auftrat, war hier nur noch in 40-80 cm Bodentiefe eine Steigerung

der Durchwurzelung durch die Lockerung erkennbar.

Die N-Düngungseffekte, die 1990 unter Roggen, 1991 unter Weizen und 1992 unter Zuckerrüben bei jeweils konventioneller Bodenbearbeitung erfaßt wurden, beschränken sich in der Regel auf eine Erhöhung der Wurzellängendichten in den obersten 40 cm Bodentiefe, während die Wurzelentwicklung in den darunterliegenden Bereichen hauptsächlich durch die Tieflockerung gefördert wurde.

Im Jahre 1990 wurde der Zuckerrüben-ertrag durch N-Düngung und Tieflockerung erhöht, wobei die Wirkung der Tieflockerung mit steigender N-Düngung nachließ. Beide Faktoren, N-Düngung und Tieflockerung, beeinflussten auch den Gehalt an polarisiertem Zucker: Die N-Steigerung wirkte qualitätsverschlechternd, die Tieflockerung qualitätsverbessernd. Die unterschiedliche Bodenbearbeitung hatte keinen signifikanten Einfluß auf Rüben-ertrag, Zuckergehalt und Amino-N-Gehalt.

Auch der Roggen-ertrag stieg im Jahre 1990 mit zunehmendem N-Düngungs-niveau sowie durch die Tieflockerung. Die konventionelle wendende Bodenbearbeitung brachte tendenziell höhere Roggen-erträge. Raps und Klee-gras reagierten nicht auf die Tieflockerung.

1991, im zweiten Meliorations-erfolg-jahr, wurden die Weizen-erträge ebenfalls durch Tieflockerung und differenzierte N-Düngung gesteigert. In Abhängigkeit von den ersten Meliorations-erfolg-erträgen (1990) der Bodenbearbeitung ergaben sich folgende Ertrags-abstufungen: Roggen BS < Zuckerrüben BS < Roggen K < Raps K < Zuckerrüben K < Klee-gras BS. Im Jahre 1992, also drei Jahre nach der Tieflockerung, ließ nur noch die Variante, bei der als erste Meliorations-erfolg-ertrag 1990 Klee-gras angebaut worden ist, einen positiven Einfluß der Tieflockerung erkennen. Zwischen den Faktoren Bodenbearbeitung und N-Düngung ergaben sich Wechselwirkungen. Während bei konventioneller, wendender Bodenbearbeitung bereits eine geringe N-Düngungs-intensität relativ hohe bereinigte Zucker-erträge brachte, lieferten die bodenschonend bewirtschafteten, nicht gewendeten Varianten erst bei höchster N-Düngungs-intensität auch höhere Erträge.

Um Beziehungen zwischen Wurzelentwicklung und Ertrag aufzuzeigen, wurden einfache Korrelationen zwischen der Wurzellängendichte und verschiedenen Ertragsparametern berechnet, und zwar nach Jahr, Frucht, Entwicklungsstadium sowie Bodentiefe bzw. Gesamtwurzellänge. So konnte festgestellt werden, in welcher Bodentiefe der Einfluß der Wurzellängendichte auf Ertragsparameter stärker oder schwächer hervortritt.

Bei Zuckerrüben besteht zu den drei Untersuchungsterminen im Jahre 1990 mit $r \approx 0,8$ eine relativ enge positive Beziehung zwischen Rüben-ertrag bzw. bereinigtem Zucker-ertrag und der Wurzellängendichte in 40-80 cm Bodentiefe (Abb 2). Die Durchwurzelung in 0-40 cm Bodentiefe steht bis zum Augusttermin in negativer Beziehung zum Rüben- und Zucker-ertrag und wirkt sich erst im September positiv aus.

Bei Roggen (1990) treten nur bei der Anzahl Triebe/Pflanze und der Wurzellängendichte in 40-80 cm Bodentiefe Korrelationskoeffizienten (r) größer 0,6 auf.

Bei Weizen im Jahre 1991 bestehen nur schwache korrelative Beziehungen zwischen den Ertragsparametern und den Wurzellängendichten in den verschiedenen Bodentiefen; lediglich beim Korn-ertrag liegt der Korrelationskoeffizient (r) größer 0,4, wobei hier die Gesamtwurzellänge und nicht die Wurzellänge in einzelnen Bodentiefen am besten mit dem Ertrag korreliert.

Diskussion

Die in den beiden ersten Meliorations-erfolg-jahren 1990 und 1991 erkennbaren lockerungsbedingten Ertragssteigerungen traten im dritten Versuchsjahr nicht mehr auf. Ob dies nun auf die im Vergleich zu den Vorjahren gleichmäßigeren und ergiebigeren Niederschläge oder auf eine einsetzende Wiederverdichtung zurückzuführen ist könnte nur durch eine längerfristige

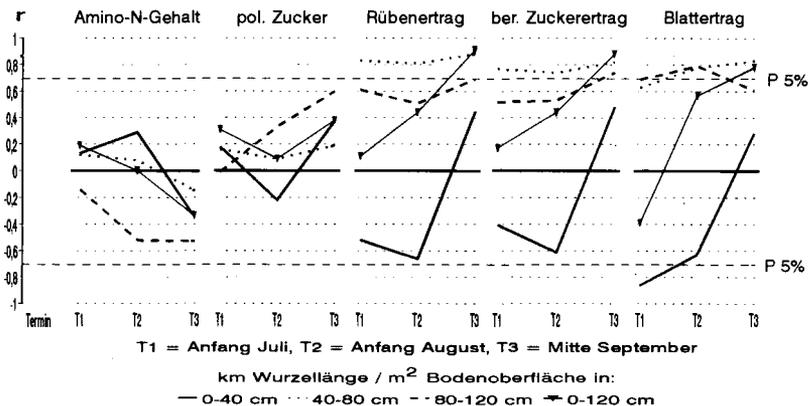


Abb. 2: Einfache Korrelationskoeffizienten (r) zwischen Wurzellängendichte und einigen Rüben-ertragsparametern im Jahre 1990 nach Termin und Bodentiefe getrennt berechnet ($n=8$)

Ertragsermittlung geklärt werden. Die von VORDERBRÜGGE (1989) in einem einjährigen Versuch unter Gerste ermittelten engen Korrelationen zwischen Unterbodendurchwurzelung und Ertrag konnten hier nicht in dieser Deutlichkeit bestätigt werden. Eine mögliche Erklärung hierfür könnte darin liegen, daß im Gegensatz zu VORDERBRÜGGE (1989) keine Differenzierung in extrem verdichtete bzw. lockere Standorte vorgenommen wurde. Weiterhin weisen BARRACLOUGH u. WEIR (1988) sowie TAYLOR u. BRAR (1991) aber auch darauf hin, daß verdichtete Bodenschichten, die die Durchwurzelung beeinflussen, noch keinen Einfluß auf das oberirdische Pflanzenwachstum haben müssen, solange die Pflanze noch ausreichend mit Wasser und Nährstoffen versorgt wird.

Literatur

- BARRACLOUGH, P. B. und WEIR, A. H., 1988: Effects of a compacted subsoil layer on root and shoot growth, water use and nutrient uptake of winter wheat. *J. agric. Sci. Camb.*, **10**, 207-216.
- MIDDELSCHULTE, D., BREUER, M., KRÜGER, CH., SCHÄFER H.-J. und FRANKEN, H., 1993: Jahreszeitliche Dynamik der Aggregatstabilität auf rekultivierten Böden aus Löß in Abhängigkeit von Gefügemelioration, Bewirtschaftung und N-Düngung. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, **71**, 71-74.
- RÜTER, J., SCHNEIDER, R., WEYERS, M. und SCHRÖDER, D., 1993: Tragfähigkeitskennzeichnende Eigenschaften gelockerter und ungelockerter Neulandböden aus Löß unter konventioneller und bodenschonender Bewirtschaftung. *Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.*, **71**, 91-94.
- VORDERBRÜGGE, Th., 1989: Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide - Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Diss. Uni Gießen.
- WEYERS, M. und D. SCHRÖDER, 1992: Melioration und bodenschonende Bewirtschaftung rekultivierter Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlengebiet - Bodenphysikalische und -mechanische Parameter -. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* **5**, 205-208.
- TAYLOR, H. M. u. G. S. BRAR, 1991: Effect of soil compaction on root development. *Soil & Tillage Research* **19**, 111-119.

**N-Mineralisation in Sandböden des Fuhrberger Feldes
(Hannover) im Winter in situ Messung und
Modellierung**

von

Mohnke, M.⁺, K.C. Kersebaum⁺⁺ und G. Springob⁺

Einleitung

NO₃-N ist in den leichten Sandböden des Fuhrberger Feldes (ca. 25 km nördlich von Hannover, Trinkwassereinzugsgebiet) sehr stark auswaschungsgefährdet. Bei einer durchschnittlichen Grundwasserneubildung im Winterhalbjahr von ca. 190 mm führt bereits ein Eintrag von 20 kg N/ha in das oberflächennahe Grundwasser zum Erreichen des für Trinkwasser gültigen Grenzwertes von 50 ppm NO₃. Dieses Nitrat wird derzeit noch auf seinem Weg zu den Rohwasser-Brunnen denitrifiziert (Pyrit im Untergrund), so daß bisher keine wesentlichen Probleme bei der Wasserqualität aufgetreten sind. Es ist allerdings nicht sicher, daß dies langfristig so bleibt. Daher ist es erforderlich, die gegenwärtigen NO₃-Einträge mindestens zu kontrollieren. Mit der vorliegenden Arbeit sollte begonnen werden, eine Lücke bei der Erfassung der NO₃-Quellen zu schließen. Es wurde angestrebt, die winterliche N-Mineralisation auf Ackerschlägen möglichst genau zu messen bzw. zu berechnen. Dazu wurden zwei gängige Meßverfahren (in situ) und ein Simulationsmodell geprüft.

Material und Methoden

Böden

Beprobt wurden sieben ackerbaulich genutzte Flächen auf Gley-Podsolen der Allertalsandebene mit N_{tot}-Gehalten zwischen 0.088 und 0.565 %, C_{org}-Gehalten zwischen 1.60 und 10.35 % und C/N-Verhältnissen zwischen 12.7 und 18.3.

Feldmessungen

A) In-situ-Inkubation in PE-Beuteln

Bodenmaterial (feldfeucht, möglichst ungestört) wurde in PE-Beuteln am Ort der Entnahme vergraben (vergleiche *Eno, 1960, Runge, 1970, Nadelhoffer et al., 1983, Lochmann et al. 1989*). Aus der Differenz der NO₃-Gehalte der Proben vor und nach der Inkubation im Felde ergibt sich die Nettomineralisation. Es wurde mit zehnfacher Wiederholung und sechs- bis achtwöchiger Inkubationszeit gearbeitet.

⁺ Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

⁺⁺ Institut für Ökosystem- und Prozeßmodellierung im ZALF, Wilhelm-Pieck-Str. 72, 15374 Müncheberg

B) Überdachte Bracheparzellen

Auf fünf der sieben Parzellen wurden zusätzlich neben den Transecten 2.5 x 3.5 m große Bracheflächen überdacht. Eine Untersuchung der NO_3 -Gehalte des Bodens im Kernbereich dieser Parzellen erfolgte vor dem Aufbauen der Dächer im Dezember 1991 und bei Versuchsende im März 1992.

Modellrechnungen

Die Simulation erfolgte mit dem Modell von *Kersebaum und Richter* (1991).

Witterungsdaten (Tagesmitteltemperatur und Niederschlag) wurden von der Meßstation des Wasserwerkes Fuhrberg zur Verfügung gestellt. Im Zeitraum Mitte Dezember 1991 bis Anfang März 1992 lagen die Temperaturen zwischen -6.0° und 10.0° C mit einem Mittel von 3.6° C (14 Tage mit Temperaturen $\leq 0^\circ$ C).

Ergebnisse

Die Beziehung zwischen in PE-Beuteln gemessener und berechneter Mineralisation ist für den Zeitraum 20.12.91 - 2.3.92 auf dem 0.1 % Niveau signifikant, doch liegen die simulierten Werte bei Parzellen mit geringer Mineralisation tendenziell über, bei Parzellen mit starker Mineralisation dagegen unter den gemessenen Werten (Abb. 1). Die Übereinstimmung ist dennoch auf dem 5% Niveau signifikant.

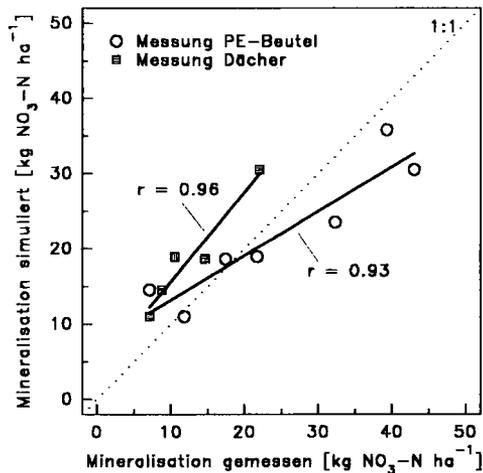


Abb. 1: Vergleich gemessener (PE-Beutel und Foliendächer) und berechneter Netto-mineralisation - Zeitraum Mitte Dezember 1991 bis Anfang März 1992

Für die Messung unter Brachedächern ergibt sich zwar eine engere Korrelation zur Simulation als für die PE-Beutel, jedoch keine signifikante Übereinstimmung. Die gemessenen Werte liegen stets unter den berechneten.

Der Vergleich der beiden Feldmethoden zeigt bis auf eine Ausnahme unter Brachedächern niedrigere Werte der Nettomineralisation als in PE-Beuteln.

Die NO_3 -Gehalte in der Ackerkrume stiegen im Untersuchungszeitraum nicht oder nur gering und kurzzeitig an. Die aus der Gegenüberstellung zur kumulativer Nettomineralisation resultierenden Verluste von 5 - 40 $\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$ (dargestelltes Beispiel Abb. 2: 38.2 $\text{kg NO}_3\text{-N}$) sind weitgehend oder vollständig auf Auswaschung zurückzuführen. Das Modell errechnet für die in Abb. 2 betrachtete Parzelle eine geringere Mineralisation und dennoch höhere NO_3 -Gehalte in 0-30 cm, also insgesamt wesentlich geringere NO_3 -Verluste, als sich durch Messung ergeben. Auch dort, wo gemessene und simulierte Werte der Mineralisation weitestgehend übereinstimmten, waren die vom Modell berechneten NO_3 -Verluste aus der Ackerkrume z. T. geringer als die aus den Messungen abzuleitenden.

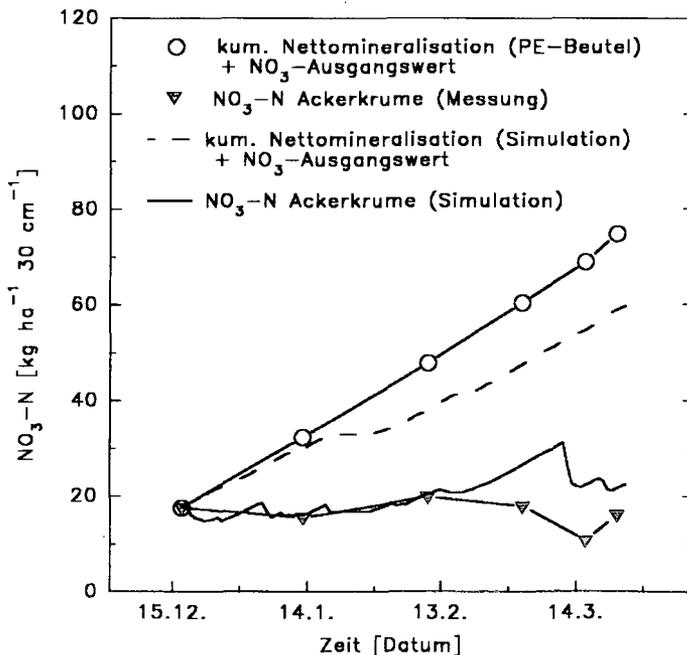


Abb. 2: Kumulative Nettomineralisation zuzüglich NO_3 -N-Ausgangswert gegenübergestellt den NO_3 -N-Werten in der Ackerkrume. Jeweils Messung (PE-Beutel) und Simulation.

Schlußfolgerungen

Festzuhalten ist, daß auch bei sehr niedrigen Temperaturen im Winterhalbjahr soviel N durch Mineralisation frei wird (hier bis 40 kg/ha), daß allein damit der NO_3 -Grenzwert im oberflächennahen Grundwasser überschritten werden kann. Leider sind Aussagen zur Höhe der winterlichen Mineralisation "auf einige kg genau" noch nicht möglich, da die Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der drei verwendeten Verfahren zur Ermittlung der Nettomineralisation noch sehr unbefriedigend ist. Angesichts der Bedeutung der Mineralisation als Quelle für leicht verlagerbaren Stickstoff ist daher dringend eine weitere grundlegende Überprüfung der Feldmethoden zur Bestimmung der Mineralisation zu fordern. Anhand von gesicherten Meßergebnissen könnte dann auch eine weitere Verbesserung des Modells erfolgen.

Eine ausführliche Darstellung der in situ Messungen erfolgt an anderer Stelle.

Literatur

- Eno, C. F. (1960):** Nitrate production in the field by incubating the soil in polyethylene bags. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24, 277 - 279
- Kersebaum, K. Ch. & J. Richter (1991):** Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. *Fertilizer Research* 27 (2-3), 273 - 281
- Lochmann, R., R. R. van der Ploeg & B. Huwe (1989):** Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 152, 319 - 324
- Nadelhoffer, K. J., J. D. Aber & J. M. Melillo (1983):** Leaf litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in Southern Wisconsin (U.S.A.). *Can. J. Forest Res.* 13, 12 - 21
- Runge, M. (1970):** Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. *Flora*, 159, 233 - 257

Danksagung

Die Autoren danken Herrn Dr. R. Anlauf und Herrn W. Raue, Stadtwerke Hannover, für ihre Unterstützung.

Bedingungen und Größenordnungen von N-Umsetzungsprozessen in Ackerböden

VON

Nieder, R.

Im Rahmen dieses Beitrags werden die Prozesse der Denitrifikation sowie der vegetationsgebundenen N-Festlegung und der langfristigen N-Immobilisation in ihrer mengenmäßigen Bedeutung für den Stickstoff-Haushalt von Ackerböden dargestellt.

Zur Denitrifikation ist ein weites Spektrum der heterotrophen Boden-Mikroflora befähigt. Mit Hilfe von empfindlichen Methoden (C_2H_2 -Inhibierung, ^{15}N -Direktmessung) gemessene gasförmige N-Verluste betragen nach zahlreichen Untersuchungen in den klassischen Trockenfeldbau-Systemen des gemäßigten Klimas im Mittel etwa 10 - 30 kg/ha während der Vegetationszeit einjähriger Nutzpflanzen. Der N_2O -Anteil der N-Entgasung wird im gemäßigten Klima auf maximal 1 - 3 kg N_2O -N/ha und Jahr geschätzt.

Der vegetationsgebundene N-Immobilisations-Remobilisations-Zyklus ist an den Abbau von C-Substraten im Boden gekoppelt und hat eine große Bedeutung bei der Mineralisation von Getreidestroh sowie bei den Umsetzungsprozessen im Rhizosphärenbereich.

Wiederholte Freiland-Experimente zum Strohabbau spiegeln einen für mitteleuropäische Verhältnisse typischen Substanzverlust von etwa 70 % in 12 Monaten wider. Mit Hilfe des Isotops ^{15}N durchgeführte Untersuchungen unter Winter-Weizen mit Stroh-Einarbeitung zeigten eine unmittelbar nach der Versuchsanlage im Herbst einsetzende Netto-N-Festlegung. Diese betrug über das gesamte

+) Institut für Geographie und Geoökologie, Langer Kamp 19 c,
38106 Braunschweig

Winterhalbjahr bis zu etwa 40 kg/ha, wodurch der Stickstoff vor Auswaschung geschützt wurde. Einer im März beginnenden Phase der Remobilisation folgte gegen Ende der Vegetationsperiode eine Phase der N-Extramineralisation überwiegend bodenbürtigen Stickstoffs, wobei bis zu 40 kg N/ha gegenüber einer Parzelle ohne Stroheinarbeitung zusätzlich mobilisiert wurden.

Untersuchungen zum Biomasse-N-Wechsel (Fumigation-Extraktion-Methode) deuten darauf hin, daß mit einiger Wahrscheinlichkeit der größte Teil des während der Vegetationszeit festgelegten Stickstoffs in die Mikrobensubstanz überführt wurde (siehe Abb. 1).

Die langfristige Stickstoff-Immobilisation durch Humusaufbau ist mit der seit etwa 3 Jahrzehnten praktizierten Tieferlegung der A_p-Horizontgrenzen verbunden. Von 1960 - 1989 wurden im Untersuchungsareal (südniedersächsisches Lößgebiet) wie in allen intensiv bewirtschafteten Gebieten Westdeutschlands die Krümen von etwa 25 cm auf durchschnittlich 36 cm vertieft.

In die Krümen eingearbeitetes C-armes Unterbodenmaterial reichert sich im Laufe der Zeit mit N-haltigen organischen Substanzen an. N-Bilanzuntersuchungen 1991 haben gezeigt, daß die Akkumulationsphase mehr als 20 Jahre betragen kann. Innerhalb von etwa 2 Dekaden wurden bis zu 2000 kg N/ha in der organischen Bodensubstanz immobilisiert (siehe Abb. 2). Im vorliegenden Bilanz-Beispiel (Abb. 2) sind die ehemaligen "Gleichgewichts"-N-Gehalte (N-Gehalte vor der Krümenvertiefung) bereits überschritten.

Derzeit sind allerdings bei 67 % von insgesamt 105 untersuchten Lößschlägen (hier nicht dargestellt) die alten "Fließgleichgewichte" für organisch gebundenen Stickstoff und Kohlenstoff noch nicht wieder eingestellt, so daß hier nach vorläufigen Schätzungen die langfristige N-Immobilisation noch mindestens 1 Jahrzehnt andauern wird. Etwa vom Jahr 2000 an werden die Nitrat-Austragsraten drastisch ansteigen, wenn bis dahin der von mehreren Autoren auf momentan ca. 100 kg/ha und Jahr für die Ackerfläche

Abb. 1: Zeitliche Veränderung des Biomasse-Stickstoffs
auf Parzellen mit Winter-Weizen mit und ohne
Stroh-Einarbeitung

Stickstoff
in mikrobieller
Biomasse [kgN/ha]

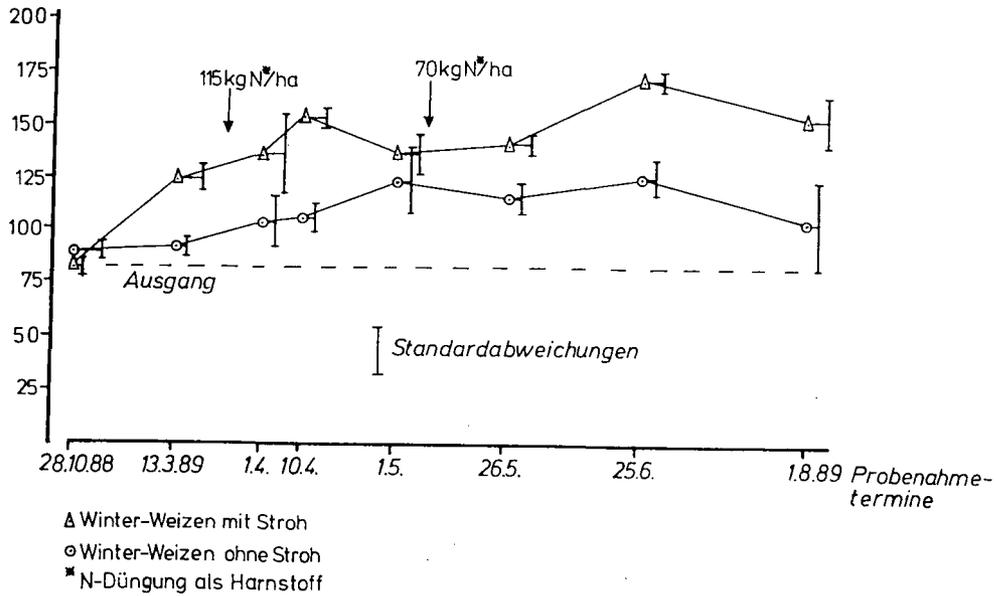
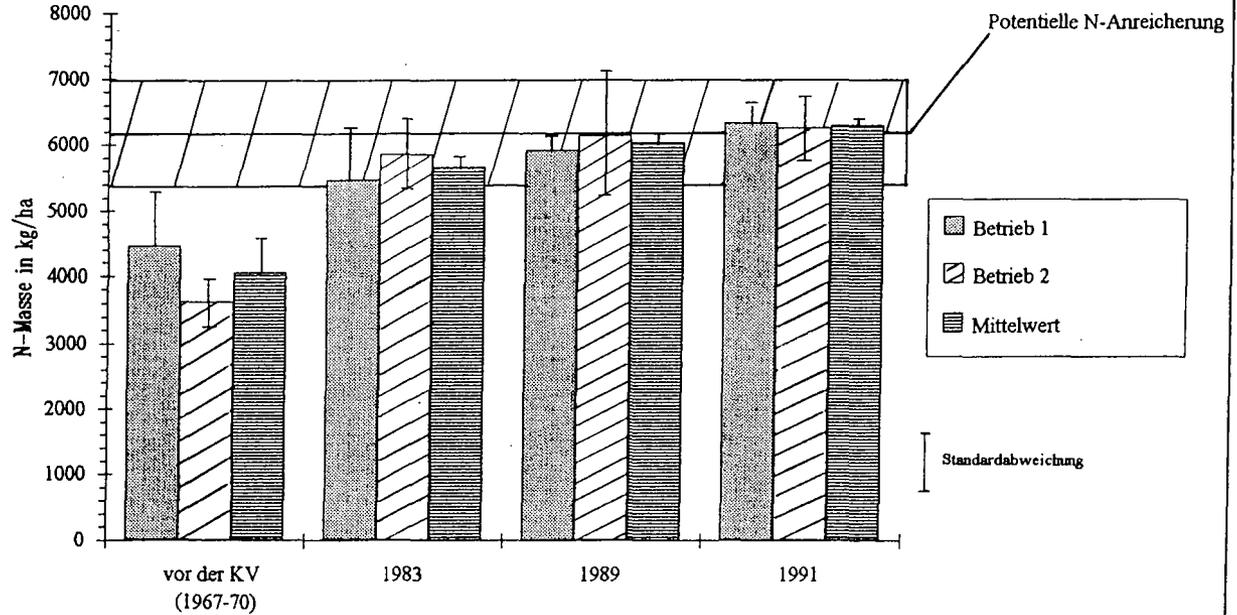


Abb. 2: Gesamt-N-Massen in Betrieben der KV-Phase 1 (1967-70)



Bodenmelioration zur Wiederanpflanzung im Weinbau Strategien zur Reduzierung des Nitrataustrages

VON

Pauly, J.^{*}, J. Heß^{†*} und H. Franken^{*}

1. Einleitung

Erhöhte Nitratgehalte in Grund- und Trinkwasser stellen nach wie vor ein Umweltproblem dar, bei dem die landwirtschaftliche Flächennutzung als ein Hauptverursacher anzusehen ist. Als besonders kritisch ist in diesen Zusammenhang der Weinbau einzustufen, denn insbesondere in Regionen mit vorwiegend weinbaulicher Flächennutzung wurden in der Vergangenheit sehr hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser nachgewiesen, so daß dort eine Gewinnung von Trinkwasser in Frage zu stellen ist (MÜLLER 1985).

Die Gründe für die hohen Nitratgehalte sind vielschichtig: Eine mineralische Stickstoffdüngung, die nicht an den geringen Netto-Stickstoffentzug der Rebe angepaßt war, eine organische Düngung, die vorrangig nach den Gesichtspunkten der Humusversorgung ohne Beachtung der Nährstoffwirkung verabreicht wurde, oder eine mittels mechanischer Bearbeitung ganzjährige Bodenoffenhaltung, die hohe Mineralisationsraten bedingte, können hier angeführt werden.

Zumindest für Direktzuglagen, die eine Befahrung mit Spezialschleppern ermöglichen, hat sich die Art der Bodenpflege in den letzten Jahren geändert. Um eine ausreichende Tragfähigkeit des Bodens für die zahlreichen pflegebedingten Überfahrten zu gewährleisten, wurde zur Dauerbegrünung als Bodenpflegesystem übergegangen, sofern entsprechende klimatische und pedologische Voraussetzungen gegeben waren. Durch diese Änderung der Bodenpflege (permanenter Bewuchs) wurde gleichzeitig auch die potentielle Gefahr des Nitrataustrages gemindert.

Besonders kritisch muß jedoch weiterhin die Phase der Wiederanpflanzung einer Rebanlage angesehen werden, während der zur Vorbereitung des Pflanzbettes eine intensive Bodenlockerung (Rigolen) durchgeführt wird (RUPP 1987). Diese Maßnahme kann Stickstofffreisetzung und potentielle Nitratausträge im Boden insbesondere dann stark fördern, wenn vorher über einen längeren Zeitraum relative Bodenruhe (Vollertragsphase der Reben mit permanenter Begrünung, Dauer ca. 20 Jahre) geherrscht hat.

Ziel der im folgenden aufgeführten Untersuchungen war es, zum einen ein Bodenvorbereitungsverfahren zu entwickeln, das schon durch die Gestaltung der Lockerung eine Reduzierung der Mineralisation ermöglicht und zum anderen durch eine entsprechende Bodenpflege (geeignete Begrünungsansaaten) nach der Rebepflanzung eine weitgehende Konservierung des freigesetzten Nitratstickstoffs zu bewirken.

2. Material und Methoden

Auf dem Standort Wachenheim/Weinstrasse (Bodenart: sandiger bis schluffig-sandiger Lehm, Jahresniederschlag: 550 mm) wurde im Jahre 1990 ein Feldversuch zur o.g. Fragestellung angelegt. Dabei wurden die Faktoren "Lockerungsgerät" (Bodenbearbeitung vor der Rebepflanzung) und "Jungfeldpflege" (Bodenpflege nach der Rebepflanzung) variiert (Tab. 1). Zum Einsatz kamen die "Spatenmaschine" als gebietstypisches, intensiv arbeitendes Gerät und das Abbruchlockerungsgerät "MM100", mit dem eine extensivere Lockerung durchgeführt

^{*}Institut für Pflanzenbau, Abteilung Bodenbearbeitung und Angewandte Bodenphysik, Katzenburgweg 5, 53115 BONN

[†]Gastprofessur Ökologischer Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor Mendel-Straße 33, A-1180 WIEN

wurde. Die "Jungfeldpflege" wurde in die Faktorstufen "ganzjährige Bodenoffenhaltung" und "Winterbegrünung" differenziert. In beiden Fällen erfolgte während der Sommermonate eine mechanische Bodenoffenhaltung durch mehrere Bearbeitungsgänge mit dem Grubber. In der Stufe "Winterbegrünung" wurde im August 1991 ein Kreuzblütlergemenge (Ölrettich und Wintererbsen) ausgesät, während die Stufe "ganzjährige Offenhaltung" auch über Winter unbegrünt blieb.

Tab. 1: Versuchsvarianten

Variante	Bodenbearbeitungsgerät	Jungfeldpflege
1	MM100	ganzjährige Offenhaltung
2	MM100	Winterbegrünung
3	Spatenmaschine	ganzjährige Offenhaltung
4	Spatenmaschine	Winterbegrünung

Alle weiteren Anbaumaßnahmen erfolgten in Anlehnung an die betriebsübliche weinbauliche Praxis und wurden in allen Versuchsvarianten einheitlich durchgeführt (Tab. 2).

Tab. 2: Durchgeführte Anbaumaßnahmen

Monat/Jahr	Maßnahme
10/90	Letztmalige Beerntung der alten Rebgeneration
11/90	Rodung der alten Rebgeneration
4/91	Durchführung der Bodenlockerung mit entsprechenden Geräten, anschließend einheitliches Fräsen und Pflanzung der neuen Rebgeneration
6/91	Grubberbearbeitung der Rebassen
7/91	Grubberbearbeitung der Rebassen
8/91	Grubberbearbeitung der Rebassen
8/91	Aussaat der Winterbegrünung in den Varianten 2 und 4
5/92	Abschleigen und Einarbeiten der Winterbegrünung
6/92	Grubberbearbeitung der Rebassen
7/92	Grubberbearbeitung der Rebassen
8/92	Aussaat der Winterbegrünung in den Varianten 2 und 4

Die Stickstoffdynamik im Boden wurde mit Hilfe der N_{min} -Methode erfaßt. Die Probenahmen erfolgten monatlich bis zu einer Tiefe von 1,25 m mit einer Unterteilung in Abschnitte von 25 cm.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Versuchsvarianten zeigten hinsichtlich der Nitratdynamik im gesamten Versuchszeitraum weitgehend vergleichbare Verläufe (Abb. 1 und 2): Aufgrund der im April 1991 durchgeführten Lockerungsmaßnahmen mit nachfolgender mechanischer Bodenoffenhaltung im Zeitraum Juni bis August 1991 erfolgte zunächst ein starker

Anstieg der Nitratgehalte im oberen Profilbereich. Dieser Anstieg ließ sich ab November 1991 dann auch im unteren Profilbereich nachweisen, bei gleichzeitiger Abnahme der Gehalte im Oberboden.

Mit Hilfe des extensiv arbeitenden Lockerungsgerätes "MM100" konnte die Nitratfreisetzung im Vergleich zur "Spatenmaschine" signifikant reduziert werden, so daß auch weniger Nitratstickstoff in den Unterboden gelangte (Abb. 1). Eine vollständige Vermeidung der Verlagerungsvorgänge konnte jedoch durch diese Maßnahme nicht bewirkt werden.

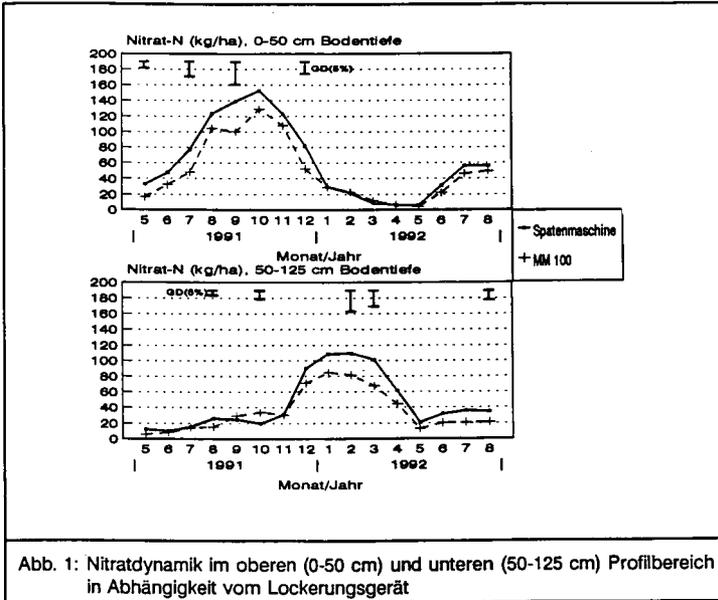


Abb. 1: Nitratdynamik im oberen (0-50 cm) und unteren (50-125 cm) Profilbereich in Abhängigkeit vom Lockerungsgerät

Gleichzeitig war es möglich, durch die Einsatz der Winterbegrünung Nitratstickstoff in Pflanzenmasse zu überführen und vor einer Verlagerung zu bewahren (Abb. 2). Dieser Effekt zeigte sich im unteren Profilbereich deutlicher als im oberen, wobei jedoch wiederum nur eine Teilkonservierung des freigesetzten Nitrates erreicht werden konnte. Nach dem Begrünungsumbruch im Mai 1992 lag die Nitratkonzentration im Vergleich zu den offengehaltenen Varianten signifikant höher, die Teilkonservierung von Nährstoffen im Vorjahr hatte das Austragspotential für das Folgejahr erhöht.

Die Untersuchungen belegen somit, daß die Lockerungsmaßnahmen zur Wiederanpflanzung einer Rebanlage einen starken Eingriff in das Bodengefüge darstellen und damit die Voraussetzungen für intensive Mineralisierungs- und Verlagerungsprozesse von Nitratstickstoff bieten. Diese konnten unter den gegebenen Standortverhältnissen durch Extensivierung der Lockerung und durch eine nachfolgende Begrünung zwar reduziert, aber nicht vollständig vermieden werden.

Eine weitere Extensivierung der Lockerung durch eine Verringerung der zu bearbeitenden Fläche in Form einer Streifenbearbeitung im Bereich der späteren Rebzeile stellt eine zusätzliche Möglichkeit zur Gestaltung eines im Hinblick auf die Grundwasserbelastung umweltgerechteren Wiederanpflanzungsverfahrens dar. Diese Form der Bodenvorbereitung ist charakteristisch für das Bewirtschaftungssystem "Ökologischer Weinbau" und wurde bereits von PAULY et al. (1993) in seiner Wirkung auf die Nitratdynamik untersucht.

Die Anzahl der Arbeitsgänge zur mechanischen Bodenoffenhaltung, die die mineralisationsfördernde Wirkung der durchgeführten Lockerungsmaßnahmen noch verstärken, kann reduziert werden, um ein allzu starkes Anwachsen des durch eine nachfolgende Begrünung festzuliegenden Nitratpools zu vermeiden.

Hinsichtlich der Verbesserung der Nitratfestlegung durch Begrünungspflanzen ist eine Aussaat von schwach-

wüchsigen Gramineen (z.B. Schafschwingel) bereits unmittelbar nach der Pflanzung denkbar, da durch diese Pflanzenarten eine Konkurrenzsituation im Hinblick auf die Wasserversorgung der Jungreben weitgehend vermieden werden kann.

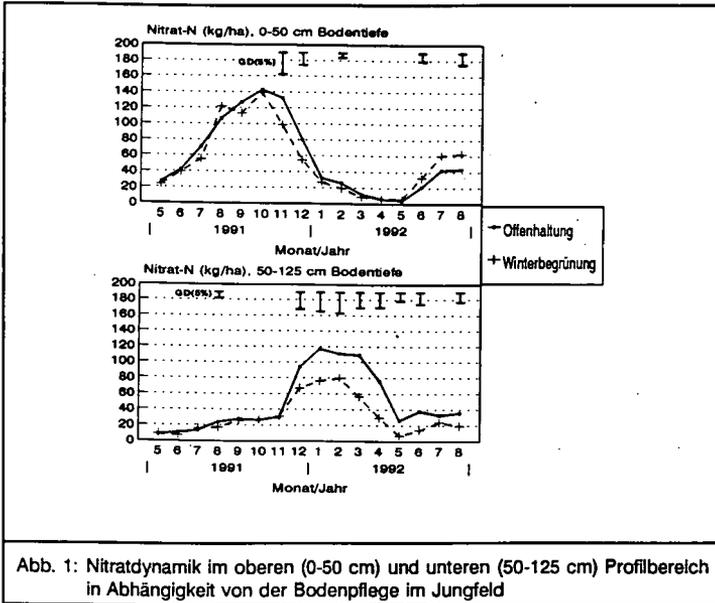


Abb. 1: Nitratdynamik im oberen (0-50 cm) und unteren (50-125 cm) Profilbereich in Abhängigkeit von der Bodenpflege im Jungfeld

Aus weinbaulicher Sicht haben alle Anbaumaßnahmen, die während der Wiederanpflanzungsphase einer Rebanlage durchgeführt werden, zum Ziel, ein schnelles und ausgewogenes Jugendwachstum der Reben im Hinblick auf ein frühes Erreichen der Vollertragsphase zu ermöglichen. Zum einen soll mit Hilfe der Lockerung ein Bodengefüge geschaffen und erhalten werden, das die Voraussetzungen für eine optimale Wurzel ausbreitung bietet. Gleichzeitig sollen durch eine entsprechende Bodenbewirtschaftung nach der Pflanzung aber auch die Wasserversorgung der Jungreben sichergestellt sein und diesbezügliche Konkurrenzsituationen zwischen Rebe und Begrünung vermieden werden. Aus diesem Grunde kann die Optimierung der Verfahren zur Wiederanpflanzung von Rebanlagen im Hinblick auf Umweltverträglichkeit und Rebgleichheit nur unter Berücksichtigung der konkreten Situation am jeweiligen Standort erfolgen, wobei eine flexible Handhabung der Anbaumaßnahmen insbesondere nach der Pflanzung (Begrünungsmanagement) anzustreben ist.

4. Literatur

MÜLLER, W. (1985): Nährstoffauswaschung aus Weinbergsböden der Mittelmosel - Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 148, 417-428.

PAULY, J., J. HEB und H. FRANKEN (1993): Bodenmeliorationsverfahren bei der Wiederanpflanzung von Rebanlagen unter ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung - in: Zieger, U. (Hrsg.), Forschung im Ökologischen Landbau, Sonderausgabe Nr. 42, Stiftung Ökologie und Landbau, 112-117.

RUPP, D. (1987): Auswirkungen von Rigolverfahren auf Rebböden und auf die Auswaschung von Nitrat und Nematizidwirkstoffen - Diss. Hohenheim.

Die Untersuchungen wurden durch das Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz gefördert. Für die Unterstützung sei an dieser Stelle gedankt.

Einfluß differenzierter organischer und mineralischer Düngung auf einige Bodeneigenschaften in einem 32-jährigen Feldversuch in Järna, Schweden

Von

Reents, H.J.

Der Feldversuch wurde 1958 von Bo PETTERSSON angelegt unter dem Gesichtspunkt, die Qualitätseigenschaften der erzeugten pflanzlichen Produkte zu untersuchen. Die Frage der Veränderungen von Bodeneigenschaften ergab sich aus der langen Dauer des Versuches.

Ziel der Bodenuntersuchung nach 28 und 32 Jahren war es, düngungsbedingte Unterschiede zu beschreiben und zu diskutieren. In der vorliegenden Arbeit sollen einige auf organische Substanz bezogene Parameter dargestellt werden.

Versuchsstandort Järna/Schweden

nördliche Breite	59°
Höhe über NN	10 m
Niederschlag	550 mm im Jahr
mittlere Jahrestemperatur	6°C
Niederschlag Mai-Sept.	244 mm
mittlere Temp. Mai-Sept.	13,5°C
schneefreie Monate	April-Oktober

Bodenart stark schluffiger Ton, 28%T, 62%FU, 8%MÜ, 2%GU+S
Bodentyp vergleyte Braunerde aus alluvialen Sedimenten

Fruchtfolge

Sommerweizen mit Klee grasuntersaat - Klee gras - Kartoffeln - Rüben
Alle Feldfrüchte wurden in allen Varianten in jedem Jahr angebaut. Die Größe der Parzellen beträgt 36 m².

Methoden

Kohlenstoff: titrimetrisch nach nasser Veraschung

Stickstoff: nach KJELDAHL

Bodenatmung: 100g lt. Boden + 30ml Wasser befeuchtet und gemischt, über 100ml 0,1n KOH im Einmachglas 7 Tage (2x belüftet) bei 25°C, Rücktitration der KOH und Abzug des Blindwertes (Lauge ohne Boden)

Dehydrogenaseaktivität: Reduktion von Triphenyltetrazoliumchlorid zu Triphenylformazan (TPF) nach THALMANN

*) Koordinator für ökologischen Land- und Gartenbau TUM-Weihenstephan, 85350 Freising

Düngungsvarianten

K1:	Stallmist, 1/2 Jahr kompostiert mit Zusatz der biologisch-dynamischen Präparate 502-507, Hornmist- und Hornkieselspritzungen, Mistmenge zur Kompostierung wie K3	} organische Düngung zu Kartoffeln und Rüben
K2:	wie K1 jedoch ohne die Spritzungen im Feld	
K3:	frischer Stallmist, 300 dt/ zu Kartoffeln 450 dt/ha zu Rüben	
K4:	1/2 frischen Stallmist (wie K3) und 1/2 Mineraldünger (von K7), bezogen auf die Stickstoffdüngermenge	
K5:	ohne Düngung über den gesamten Versuchszeitraum	
K6:	Mineraldünger = 1/1/1 NPK, z.B. Rüben 46/43/98 kg/ha	
K7:	Mineraldünger = 2/2/2 NPK,	
K8:	Mineraldünger = 4/2/2 NPK, Hälfte der N-Gabe als Kopfdünger	

Ergebnisse

Die organische Düngung führt wie in anderen Langzeitversuchen zu einer besseren Stabilisierung der organischen Substanz des Bodens, wobei die Differenzen zu den mineralisch bzw. ungedüngten Varianten nicht sehr hoch sind. Die Frischmistdüngung (K3 und z.T. K4) hat dabei die günstigste Wirkung auf den C- und N-Gehalt des Bodens. Ohne Anwendung der Feldpräparate (K2) sind die C- und N-Gehalte niedriger als in K1.

Die relativ niedrigen Unterschiede deuten auf eine unterschiedliche Dynamik der Umsetzungsprozesse der organischen Substanz im Boden, da bei der gegebenen C-Zufuhr mit dem Mist eine höhere Differenz zu den Mineraldüngungs- und zur Nullvariante zu erwarten ist. Es wurden deshalb mikrobiologische Parameter bestimmt.

Die Ergebnisse der CO₂-Bildung nach Inkubation zeigen eine höhere Biomasse bzw. eine höhere Basalatmung in den Varianten mit Frischmist- und Mistkompostdüngung und lassen damit auf eine stärkere und dauerhaftere Umsetzung der organischen Substanz im Boden schließen.

Der metabolische Stoffwechsel der Mikroorganismen, der durch die Dehydrogenaseaktivität beschrieben wird, ist bei organischer Düngung deutlich höher als bei mineralischer. Dies gilt nicht nur bezogen auf die organische Substanz des Bodens (Substratabhängigkeit), sondern auch in Relation zum katabolen Stoffwechsel (CO₂-Bildung nach Inkubation).

Je nach Düngungsvorgeschichte (organische oder mineralische Düngung) kommt es damit zu einer Verschiebung bzw. Selektion der Mikroorganismen im Boden zu Populationen mit unterschiedlichen Stoffwechselleistungen. Während der mit Frischmist bzw. Mistkompost gedüngte Boden sich im Vergleich zum mineralisch gedüngten Boden durch eine höhere Biomasse bzw. durch Mikroorganismen mit einer höheren Basalatmung auszeichnet, weist er gleichzeitig eine überpropor-

tionale metabolische Stoffwechselaktivität auf. Es ergeben sich Parallelen zu den von KOOP u. AHRENS (1987) bzw. BECK (1991) beispielhaft beschriebenen Verschiebungen zwischen Aktivitätswerten und Biomassegehalten in Böden von verschiedenen Dauerversuchen. Auch wenn die Feststellung von BECK (1991), daß der metabolische Quotient (der eine anderen Aspekt beschreibt als die DHA) in Böden aus Intensivbewirtschaftung höher ist, vielleicht dagegen spricht, läßt sich aufgrund der inzwischen vorliegenden Untersuchungen vorläufig folgende Regel formulieren:

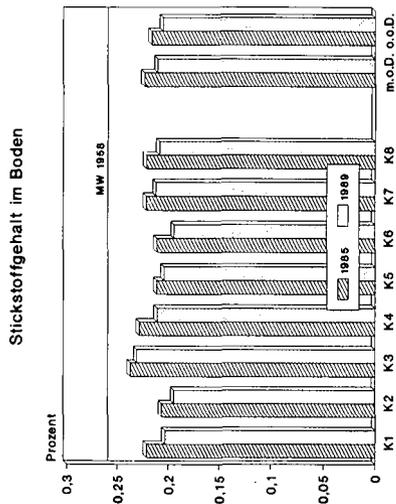
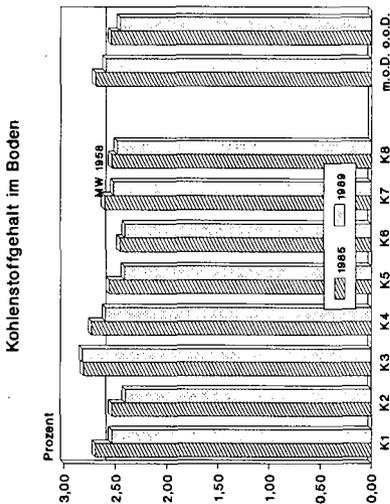
Mit Mist(kompost)düngung nimmt im Vergleich zur Mineraldüngung die Biomasse im Boden zu bei gleichzeitig überproportionaler Zunahme der internen metabolischen Stoffwechselprozesse.

Höhere mikrobielle Aktivität gilt als Maß für einen höheren Belebtheitsgrad des Bodens und wird meist mit einer günstigeren Bodenfruchtbarkeit gleichgesetzt. In dem vorliegenden Versuch werden aber bei unterschiedlicher Höhe der Bodenparameter ähnliche Erträge erzielt (K1-K4 <-> K7-K8) bzw. bei vergleichbaren Bodeneigenschaften (K5 $\hat{=}$ K6-K8) treten große Ertragsabweichungen auf. Damit sind sowohl die Wahl der Parameter zur Beschreibung von Bodenfruchtbarkeit als auch deren Begriffsinhalt "nachhaltige Ertragsfähigkeit" neu zu überdenken.

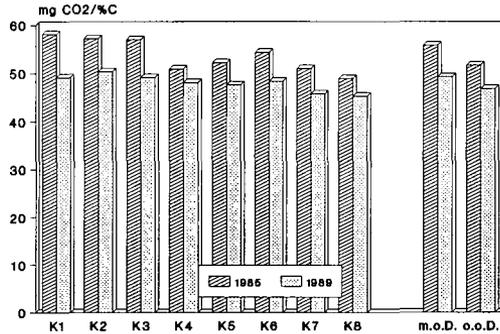
Literatur:

BECK, T. (1991): Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den Zielvorstellungen der Meß- und Voraussagbarkeit von Elementen und Prozessen der Bodenfruchtbarkeit: Bodenbiologische Prozesse. - Ber. üb. Landw. Sh 203, Bd.1, 85-99.

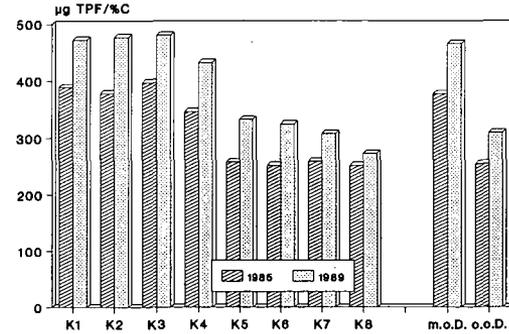
KOOP, W. u. E. AHRENS, (1987): Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen. - Mitt. Dt. Bodenkl. Ges., 55/II, 499-504.



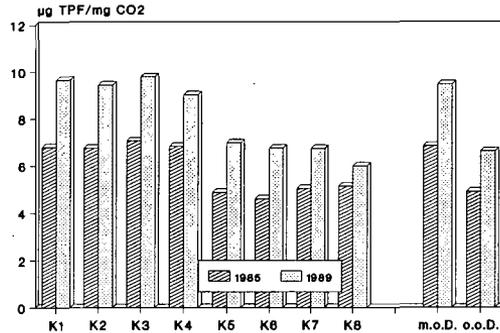
gebildetes CO₂ nach Bebrütung (7 Tage)
bezogen auf den C-Gehalt des Bodens



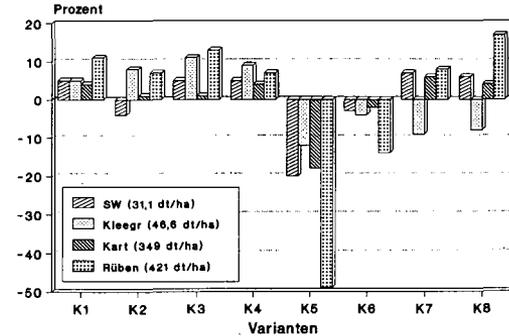
Dehydrogenaseaktivität bezogen auf den
C-Gehalt des Bodens



Dehydrogenaseaktivität bezogen auf die
CO₂-Bildung



Prozentuale Abweichung der Erträge
bezogen auf Versuchsmittel (32 Jahre)



Schachtpflügen ein Beitrag zur umweltverträglichen Bodenbearbeitung

VON

Reich, J. und U. Pittelkow

1. Problem- und Aufgabenstellung

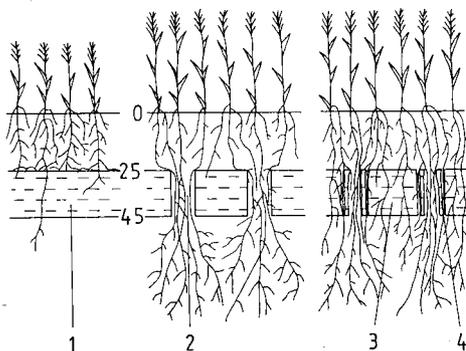
Verfahrenslösungen zur Unterkrumen- und Unterbodenbearbeitung mit großflächigem Aufbruch (besonders Tiefpflügen, Spatenpflügen, Sprenglockern sowie Krumbasis- und Tieflockern) erfordern überwiegend einen hohen Verfahrensaufwand und realisieren vor allem auf Grund ihrer hohen Wiederverdichtungsdisposition in dem von der üblichen Grundbodenbearbeitung nicht erfaßten Krumbasisbereich eine begrenzte Wirkungsdauer und Mehrertragsleistung.

Als eine alternative Lösung zu den herkömmlichen Maßnahmen, die den Aspekt der langfristigen Bodenstabilität besser umsetzt und durch die Kombination von Grundboden- und Krumbasisbearbeitung zur Aufwandsminderung beiträgt, wird das Verfahren Schachtpflügen mit partiellem Aufbruch der Verdichtungsschicht unterhalb der Pflugschle vorgestellt.

2. Verfahrenskonzept

Dem Verfahren Schachtpflügen liegt die Brückenkonzeption zugrunde (Abbildung 1). Sie beinhaltet die Überbrückung der technologisch schadverdichteten Bodenschicht auf bindigen Böden durch vertikale, nahezu rechteckige Lockerzonen (Breite/Höhe/Abstand: 10/20/35 cm), die von der Krume bis in den intakten Unterboden reichen. Durch die gezielte horizontale Abfolge schmaler Locker- (etwa 30 %) und breiter Festzonen (etwa 70 %) soll eine gegenüber herkömmlichen Lösungen wesentlich erhöhte Tragfähigkeit erhalten bleiben, das Wurzelwachstum zum den Wasser- und Nährstoffreservoir des Unterbodens ermöglicht und der Wasser- und Gasaustausch zwischen Krume und Unterboden reaktiviert werden. Im Schutze der flankierenden Stützzone sollte sich im Lockergang eine regulationsfähige Sekundärstruktur entwickeln und langfristig auch die Umwandlung des ungelockerten, verdichteten Krumbasisbereiches in eine regulationsfähige Kompaktzone vollziehen.

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Funktionsweise des Verfahrens Schachtpflügen



- 1 Krumbasisverdichtung
- 2 Lockerzone
- 3 Kompaktzone
- 4 Kompaktzone mit randlicher Ablösung

3. Wirkung auf Boden und Ertrag

Die durch Schachtpflügen angelegten vertikalwandigen Lockerschächte sind relativ stabil gegenüber Belastungsimpulsen, weil axial zur einwirkenden Kraft angeordnete Hohlräume besonders widerstandsfähig sind (HARTGE und SOMMER 1980). Voraussetzung für die Haltbarkeit der Schächte sind ihre exakte Anlage in Tiefe und

Parallelität der Seitenwände, die Stabilität des verdichteten Bodens und bodenschonende Folgebelastung.

Im Verlauf der Folgebewirtschaftung tritt auch in den Schächten eine Rückverdichtung ein, die im oberen Abschnitt am stärksten ist. Zehn Jahre nach Anlage der Schächte wurden in einem Feldversuch noch leicht verminderte Lagerungsdichten und signifikant erhöhte Grobporengehalte festgestellt. Im unteren Schachtbereich war dagegen die Porosität um 4 Vol.% gegenüber dem unbearbeiteten und dem durch Krumbasislockerung (KBL) gelockerten Bereich erhöht, was sich erwartungsgemäß im Grobporengehalt widerspiegelte. Auch die gesättigte vertikale Wasserleitfähigkeit lag gegenüber den Vergleichswerten noch um eine Zehnerpotenz höher. Es kann angenommen werden, daß im Bereich unterhalb von 35 cm die Schächte durch die Bewirtschaftung nicht wieder verdichtet werden, solange nicht bei Bodenfeuchten oberhalb der Grenzwerte gearbeitet wird.

Die Funktion der Schächte als Leitbahnen für die Pflanzenwurzeln wurde mehrfach nachgewiesen. Dabei war auch festzustellen, daß die schachtnahen Bereiche stärker als die schachtfernen mit Wurzeln besetzt sind. In den Randbereichen der Kompaktzonen waren vertikalgerichtete Bodenablösungen zu beobachten. Die Wurzelleistung findet in der stärkeren Wasseraufnahme aus dem Unterboden ihre Bestätigung. So konnte beispielsweise in diesem Bereich eine um 30 mm erhöhte Wasserausschöpfung gegenüber der Variante ohne Schachtbearbeitung ermittelt werden. Das entspricht etwa der Größenordnung, die durch die meliorative Tieflockerung auf 70...80 cm Tiefe erzielt wird.

Die Ertragsbeeinflussungen durch das Schachtpflügen werden vom Ausmaß der Schädigung der vorliegenden Verdichtung sowie von den Ansprüchen der jeweils angebauten Fruchtart an die Ver- und Entsorgungsfunktionen des Unterbodens in Abhängigkeit vom Witterungsablauf geprägt. In Wassermangelperioden wird die Erschließungsfunktion für Wasser und Nährstoffe aus dem Unterboden ertragswirksam. Bei Wasserüberschuß haben die Schächte eine Dränwirkung in den Unterboden und tragen zur Vermeidung von Nässechäden bei. Diese Effekte, die auch Erosionsminderung bewirken, konnten durch zusätzlich erzeugte Vernässungsperioden eindeutig am Erhalt eines Luftvolumens von > 5 % in den Schächten bei voller Wassersättigung der verdichteten... Bereiche sowie Mehrerträgen von rd. 30 % im Mittel von vier Jahren nachgewiesen werden.

Die Ergebnisse des ältesten Feldversuches auf einer Löß Fahlerde bestätigen die Ertragswirksamkeit des Schachtpflügens noch im 9. und 10. Nachbaujahr sowie im Mittel durch signifikante Mehrerträge:

Prüfglieder		Erträge		
		1991 dt/ha ¹ Z.-Rüben	1992 dt/ha ¹ So.-Gerste	\bar{x} 1983...92 GE/ha ¹ Haupternteprodukt
Frucht- folge A ^{*)}	1. ohne Krumbasisbearbeitung	426	68,6	91,4
	2. Krumbasislockerung, 1983	434	67,3	91,1
	3. Schachtpflügen, 1983	420	72,2 ^{**)}	93,3 ^{**)}
		W.-Weizen	Silom. TM	
Frucht- folge B ^{*)}	1. ohne Krumbasisbearbeitung	89,7	108,9	86,1
	2. Krumbasislockerung, 1983	93,2	112,3	88,0 ^{**)}
	3. Schachtpflügen, 1983	94,1 ^{**)}	113,5 ^{**)}	89,2 ^{**)}

^{*)} A - 20 % Rotklee, B - ohne Rotklee

^{**)} signifikant bei GD 5 % gegenüber 1.

Im 5. bzw. 7. Nachbaujahr betragen die durchschnittlichen Mehrerträge einschließlich Koppelprodukt 5,3 bzw. 4,6 GE/ha¹. Von den Fruchtarten reagieren auf das Schachtpflügen meist diejenigen mit den höchsten Mehrerträgen, die infolge kürzerer Vegetationszeit auf eine schnelle Erschließung der Wasser- und Nährstoffreserven aus dem Unterboden angewiesen sind, beispielsweise die Sommergerste. Dem Winterweizen mit seiner vergleichsweise langen Vegetationszeit gelingt es besser, verdichtete Bodenschichten zu durchdringen.

4. Mechanisierungslösung

Charakteristik und Arbeitsweise des Schachtpfluges

Der Schachtpflug ist mit einer frontseitigen Schachtbaugruppe, einer heckseitigen Pflugbaugruppe und zwei bis drei dazwischen angeordneten, kombinierten Pflug-Schacht-Baugruppen ausgerüstet. Durch die Anordnung der

vorderen Schachtbaugruppe und hinteren Pflugbaugruppe als selbständige Einheiten entsteht wie beim herkömmlichen Pflügen eine wenig beeinflusste, tragfähige Pflugfurche, die beim nächsten Arbeitsgang eine stabile Furchenfahrt und die Auflockerung der Traktorspur gewährleistet.

Die Schachtbaugruppe besteht aus Vorreißer, Vorschneider und Lockerungswerkzeug (Abbildung 2). Der Vorreißer arbeitet in Verlängerung der Furchenwand unterhalb der Pflugssole. Er reißt die linke Schachtwand auf 40...50 % der Schachttiefe an, bevor der auf der Gegenseite nachgeordnete Vorschneider die andere Schachtwand in derselben Tiefe vorschneidet. Unmittelbar danach bricht das mittig hinter der Drehachse des Vorschneiders nachlaufende Lockerungswerkzeug den unteren Schachtbereich auf. Der dabei zum großen Teil über den Schachtbereich angehobene, aufgelockerte Unterboden wird vom nachfolgenden Bodenbalken erfaßt und dadurch zum Teil seitlich verlagert im unteren Krumbereich abgelegt. Gleichzeitig wird im dadurch geschaffenen Freiraum ein Gemisch aus zurückfallendem Unter- und Krumboden eingelagert.

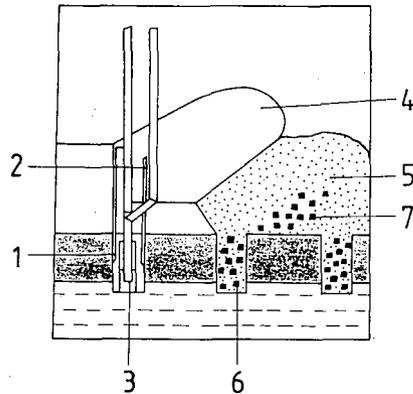


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Arbeitsweise der Pflug-Schacht-Baugruppe

- 1 Vorreißer
- 2 Vorschneider
- 3 Lockerungswerkzeug
- 4 Pflugkörper
- 5 gepflügter Krumboden
- 6 gelockelter Unterboden

Einsatzergebnisse

Die im Schachtpflug verwirklichte technisch-technologische Prinziplösung ist für den Praxiseinsatz geeignet. Der Zugkraftbedarf der Pflug-Schacht-Baugruppe ist bei 25 cm Pflügeiefe und einheitlicher Arbeitsbreite ca. 50 % höher als der des Pflugkörpers. Innerhalb der bodentechnischen Einsatzgrenzen bedeutet zunehmende Bodendichte steigenden Zugkraftbedarf und überwiegend bessere Schachtausformung. Auf pedogen verdichteten Standorten sind in einem breiteren Bodendichte- und Bodenfeuchtespektrum noch besser ausgeformte Bodenschichten herstellbar als auf Standorten mit technogener Verdichtungsschicht.

Beim Schachtpflugeinsatz mit dem bis 1989 vorrangig verfügbaren Zugmittel ZT 323 sind erhebliche Schwankungen der Flächenleistung und des Kraftstoffverbrauches ($0,31...0,55 \text{ ha} \cdot \text{h}^{-1}$; $19,5...44,9 \text{ l DK} \cdot \text{ha}^{-1}$) zu verzeichnen. Durchschnittswerte für unterschiedliche Rüstvarianten, Pflugtiefen $\leq 25 \text{ cm}$ und differenzierte Einsatzbedingungen waren:

Zugmittel	Schachtpflug B 206 A	Flächenleistung $\text{ha} \cdot \text{h}^{-1}$	Kraftstoffverbrauch $\text{l DK} \cdot \text{h}^{-1}$
ZT 323 (66 kW)	3/3	0,3	37,7
ZT 423 (102 kW)	3/3	0,47	29,7
T 150 K (110 kW)	4/4	0,57	45,3

Unter mittleren bis schwierigen Einsatzbedingungen ist das Verfahren Schachtpflügen mit partieller Auflockerung des Schachtbereiches gegenüber den konventionellen Einzelverfahren Pflügen und Krumbasislockerung bodenschonend, ertragssteigernd und aufwandsparend ($> 30 \%$) anwendbar. Die Vorzüge der neuen Verfahrenslösung

werden durch die jeweiligen Erlöse bestätigt:

Verfahren		KBL	Schachtpflügen	
Nutzungsdauer	a	3	5	7
Mehrertrag	GE.ha ⁻¹	3	5,3	4,6
zusätzlicher Erlös (35,- DM.GE ⁻¹)	DM.ha ⁻¹	105	185,5	161,-
jährlicher Verfah- renskostenanteil	DM.ha ⁻¹	48,3...66,7	12,5...20,0	8,8...14,3
bereinigter Erlös	DM.ha ⁻¹	56,7...38,3	173,0...165,5	152,2...146,7

Für künftige Aggregierungen (Zugmittel 90...170 kW; Schachtpflugausrüstung 3/3, 4/4 und 5/5) gelten ausgehend von den jeweiligen Durchschnittswerten folgende Leistungs- und Aufwandsrichtwerte:

► Flächenleistung ha.h ⁻¹	► Arbeitszeitbedarf Akh.ha ⁻¹	► Kraftstoffbedarf l DK.ha ⁻¹	► Verfahrenskosten DM.ha ⁻¹
0,40...0,85	1,2...2,50	28,2...40,0	145,0...205,0

Eine weitere Schachtpflugmodifizierung eröffnet Möglichkeiten für bodenschonendere Bearbeitung sowie wahlweisen Pflug- und Schachtpflugeinsatz. Ferner kann mit der Überleitung weiterer getesteter Wirkprinzipie zur separaten Schachtherstellung in der Krumenbasis (Schachtlockerer) und kombinierten Schachtherstellung in der Krume (Schachtgrubber) ein breit angelegtes Gerätesystem zur partiellen Krumen- und Unterbodenbearbeitung für unterschiedliche Einsatzgebiete geschaffen werden (Bearbeitung von technologisch ausgegrenzten Gesamt- und Teilschlägen sowie Streifen-, Insel-, Obstbau-, Weinbau- und Kommunalflächen).

5. Zusammenfassende Einschätzung

- Schachtpflügen bringt gegenüber herkömmlichen Lockerungsverfahren Stabilitätsvorteile und ist auf eindeutig schadverdichteten Flächen zu praktizieren. Seine Langzeitwirkung wird durch reduzierte Bodenbearbeitung erhöht.
- Das Schachtpflügenprinzip als eine Variante der gezielten Heterogenisierung im Hauptwurzelraum sollte daher mit Verfahren der gefügeschonenden (nach Tiefe und Intensität reduzierten) Bodenbearbeitung kombiniert werden.
- Der vorhandene Schachtpflug ist vor allem im 3scharigen Rüstzustand für die gleichzeitige Pflugarbeit und Schachtherstellung geeignet, obwohl er unter marktwirtschaftlichen Bedingungen die an ihn gestellten Anforderungen nicht in vollem Maße erfüllt.
- Nach Bereitstellung moderner Pflugaggregate unterschiedlicher Bauart und Baugröße und /oder bei zunehmender Kombination mit konservierenden Bodenbearbeitungsmaßnahmen als auch bodenschonender Verfahrenstechnik läßt sich der ökologische und ökonomische Effekt des Schachtpflügens noch vorteilhafter als ausgewiesen gestalten.
- Die Erweiterung des Verfahrenseinsatzes ist zunächst an die Benutzung der vorwiegend in Thüringen vorhandenen und künftig an die Bereitstellung moderner Schachtpflüge durch Pflugfirmen gebunden.
- Zur umfassenderen Nutzung des Schachtpflügenprinzips sowohl in der Krume als auch in der Krumenbasis gefügeschädigter Böden besteht weiterer Forschungs- und Handlungsbedarf.

Literatur:

- HARTGE, K.-H. u. SOMMER, G.: Möglichkeiten zur Verminderung der Verdichtungsempfindlichkeit von Ackerböden - Landwirtsch. Forsch. Völknerode, Sonderheft 37 Kongreßband (1980), S.598-602
- REICH, J. u. WERNER, D.: Verfahren der Unterbodengefügemelioration mit dem Schachtpflug B 206 A; Forschungsbericht LUFA Thüringen, 1992

NH₃ Volatilisationsprozesse nach Düngerapplikation auf carbonatreichen chinesischen Lößböden

Von

Roelcke, M.^{*}, S.X. Li^{**} und J. Richter^{*}

1 Einleitung

Die hier dargestellten Untersuchungen erfolgten im Zeitraum von 1990-1992 an der Northwestern Agricultural University in Zentralchina. Das Untersuchungsgebiet liegt am Südrand des chinesischen Lößplateaus im subhumiden Klimabereich mit Sommerniederschlägen und negativer Wasserbilanz. Der Oberboden (0-20 cm) ist ein stark toniger Schluff (ca. 23% T, 74% U, 3% S), mit einem pH von 7.7, ca. 10% CaCO₃ und einer pH-Pufferkapazität von 0.046 mol OH⁻/(kg·pH). Der Gesamt-N Gehalt beträgt 872 mg/kg, der C_{org} Gehalt 0.72%. Es wird eine langjährige Doppelfruchtfolge mit 2 Hauptfrüchten pro Jahr durchgeführt. Trotz hoher Erträge (Winterweizen: 5.0-5.25 t/ha, Körnermais: 6.0-7.5 t/ha) betragen die Ausnutzungsraten von Mineraldünger-N bei Mais durchschnittlich nur 20%, bei Weizen 30%. Die Ammoniak-Volatilisation ist mit bis zu 70% der ausgebrachten N-Menge der Hauptverlustpfad für Mineraldünger-N.

2.1 In situ Messungen der NH₃-Volatilisation mit Glockenmethode und Drägerröhrchen

Die Methode basiert auf der Anreicherung der durch Glocken gesaugten Umgebungsluft mit dem von der Bodenoberfläche bzw. aus dem Boden strömenden Ammoniak. Es handelt sich um ein stationär arbeitendes Meßverfahren mit vielen direkten Kurzzeitmessungen der NH₃-Konzentration in Anlehnung an die Methode nach Richter (1972) zur Messung des CO₂-Flusses aus dem Boden. 4 auf den Boden gestülpte Glocken mit einer Oberfläche von insgesamt 400 cm² sind über Teflonschläuche mit einer Handpumpe verbunden. Die Glockenluft wird durch ein aufgesetztes Drägerröhrchen gesaugt, welches mittels eines Indikators die NH₃-Konzentration in vol.-ppm NH₃ anzeigt. Die Dauer jeder Messung beträgt ca. 3 Minuten, die resultierende Luftaustauschrate in den Glocken ca. 0.65 Volumen/min. Die Umrechnung der gemessenen vol.-ppm NH₃ in Flüsse [g N/(m²·h)] erfolgt unter Berücksichtigung der Meßdauer und der Temperatur. Mit dieser Methode lassen sich minimal NH₃-Konzentrationen von 0.05 vol.-ppm messen, entsprechend Flüssen von 0.06 mg N/(m²·h). Die vorgestellten in situ Messungen der NH₃-Flüsse erfolgten im Anschluß an die Winterweizendüngung mit Harnstoff im Herbst 1990. Auf 4 m² großen Parzellen wurden mit 2-3 Meßwiederholungen pro Meßdurchgang auf 2 getrennten Schlägen (I und II) folgende Behandlungen untersucht: 2 Applikationsraten: 100 und 200 kg N/ha, 2 Ausbringungsverfahren: Oberflächliche Ausbringung und gleichmäßige Einarbeitung in die 0-20 cm Schicht, 2 Ausbringungstermine: 19.10. (feuchte Bodenoberfläche) und 24.10. (trockene Bodenoberfläche).

2.2 Volatilisations-Diffusions-Versuch

Ziel dieses Laborversuchs war neben dem Vergleich mit den in situ Messungen die Anpassung des deterministischen Modells zur Ammoniak-Verflüchtigung von Rachhpal-Singh und Nye (1986) an die speziellen Bodeneigenschaften. Die Messung der NH₃-Volatilisation erfolgte nach dem dynamischen System mit Luftdurchfluß (*forced-draft method*) in Anlehnung an eine von Vilsmeier et al. (1989) beschriebene

^{*}) Institut für Geographie und Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19 c, 38106 Braunschweig, GERMANY

^{**}) Northwestern Agricultural University, 712100 Yangling, Shaanxi, P.R. CHINA

Versuchsanlage. Auf < 0.5 mm gesiebter Boden wurde unter Zugabe von 50 µg ATC/g Boden (Nitrifikationshemmer) auf 15 Gew.-% H₂O eingestellt. 4 Volatilisationskammern wurden je 15.5 cm tief mit Boden befüllt und parallel angeordnet. Nach Oberflächenapplikation von umgerechnet 210 kg N/ha Harnstoff wurde vorgeeinigte und angefeuchtete Luft kontinuierlich über den Boden in den Kammern geleitet und das entweichende NH₃ in Säurevorlagen aufgefangen. Die Luftaustauschrate betrug 16.3 Volumen/min, die Labortemperatur 18.0 ± 1.1 °C. Nach 4, 7 und 10 Tagen wurde jeweils 1 Kammer entfernt und der Boden bis in ca. 42 mm Tiefe in Schichten von jeweils ca. 0.75 mm sektioniert, in denen abwechselnd NH₄⁺-N und pH bestimmt wurden. Die Extraktionen erfolgten jeweils unter Zugabe von 5 µg PMA/ml (Urease-Inhibitor). Unhydrolysierter Harnstoff wurde nicht untersucht. Bei der Simulation der NH₃-Volatilisation, der NH₃- und NH₄⁺-N Profile sowie der Boden-pH Profile wurden gegenüber den im Modell von Rachhpal-Singh und Nye (1986) vorgegebenen Standard-Eingabeparametern folgende Parameter an die eigenen speziellen Verhältnisse angepaßt: Lagerungsdichte (0.95 g/cm³), Dichte der Festsubstanz (2.65 g/cm³), volumetrischer Wassergehalt (θ=0.1425), volumetrischer Luftgehalt (θ_g=0.50), Tortuositätsfaktoren für die Diffusion in der Lösungsphase (f_l=0.06) und in der Gasphase (f_g=0.24). Der Ausgangs-pH Wert betrug 7.7, alternativ dazu wurde zur Simulation der Pufferungswirkung des Carbonats der pH-Wert während der Simulation auf 8.0 fixiert.

3.1 Ergebnisse der in situ Messungen

Die Schwankungen der NH₃-Flüsse nach Harnstoffausbringung waren mit den im Versuchszeitraum herrschenden Tag-Nachtschwankungen der Lufttemperatur (> 18°C!) korreliert. Daneben war bei den NH₃-Flüssen auch ein Niederschlagseinfluß zu beobachten: Durch die 3.0 mm Regen nach Ausbringung am 19.10. (Abb. 1a) herrschte eine hohe Bodenfeuchtigkeit mit guten Bedingungen für die Harnstoffhydrolyse, so daß die maximalen Flüsse nach 7-8 Tagen erreicht wurden. Dagegen ergab sich nach Düngerapplikation am 24.10. (Abb. 1b) durch trockene Wetterbedingungen eine Verzögerung der Harnstoffhydrolyse. Die höchsten NH₃-Flüsse ließen sich erst 11 Tage nach Düngerausbringung im Anschluß an die 3 mm Regen am 9. Tag messen. Die kumulierten NH₃-Verluste betragen nach Einarbeitung von Harnstoff nur 7-30% der Flüsse bei Oberflächenausbringung. Bei Applikation von 100 kg N/ha ergaben sich gegenüber 200 kg N/ha bei gleichen charakteristischen Flußverläufen niedrigere absolute und relative (in Prozent der ausgebrachten N-Menge) NH₃-Verluste (Abb. 1c, 1d). Aufgrund der bei dieser Methode verwendeten sehr niedrigen Luftaustauschrate erfolgt jedoch eine Unterschätzung der tatsächlichen Höhe der NH₃-Flüsse. Die kumulierten NH₃-Verluste liegen weit unterhalb der in Laborversuchen (siehe 3.2) gemessenen Verluste. Zwischen den in situ gemessenen und indirekt mittels ¹⁵N markiertem Dünger ermittelten NH₃-Verlusten liegt etwa ein Faktor 10. Diese Methode eignet sich daher vor allem zur in situ Untersuchung relativer Behandlungsunterschiede.

3.2 Ergebnisse des Volatilisations-Diffusions-Versuchs

Die im Laborversuch gemessenen und simulierten kumulierten NH₃-Flüsse zeigten einen ähnlichen Verlauf wie in situ (Abb. 1c, 1d). Die NH₃-Verluste waren jedoch, bedingt durch die in diesem Laborversuch herrschenden günstigen Bedingungen für die NH₃-Volatilisation und die höhere Luftaustauschrate in den Kammern, wesentlich größer als in situ und betragen nach 13 Tagen 60% der ausgebrachten N-Menge (Abb. 2c). Die simulierten NH₃-Verluste betragen nach 13 Tagen bei einem angenommenen Ausgangs-pH von 7.7 62% der ausgebrachten N-Menge, bei Fixierung des pH auf 8.0 58%. Die gemessenen Konzentrationsprofile an ammoniakalischem N erreichten nach 10 Tagen ca. 28 mm Tiefe, bei der Simulation nach 10 Tagen > 30 mm (Abb. 2a). Die starke Abnahme der Konzentration an ammoniakalischem N an der Bodenoberfläche bei der Simulation ließ sich experimentell nicht nachweisen. Die pH-Veränderungen (Abb. 2b) waren, bedingt durch die Pufferungswirkung des Carbonats, wesentlich geringer als bei den Messungen und Simulationen von Rachhpal-Singh und Nye (1986). Bei den gemessenen Boden-pH Profilen ergab sich zuerst ein Anstieg von 0.4 pH-Einheiten im Anschluß an die Harnstoffhydrolyse, dem nach 10 Tagen eine pH-Abnahme an der Oberfläche um 0.1 pH-Einheiten folgte. Eine Ursache für die gegenüber der simulierten Diffusion etwas

geringere gemessene Diffusion von ammoniakalischen N in die Tiefe und für die fehlende Konzentrationsabnahme an der Bodenoberfläche könnte eine nicht vollständige Wassersättigung der durch die Kammern strömenden Luft gewesen sein. Hierdurch kam es möglicherweise zu einer konvektiven Aufwärtsbewegung von Wasser in den Kammern. Durch Verdunstung können nach Kirk und Nye (1991) unhydrolysiertes Harnstoff-N und ammoniakalischer N zurück an die Bodenoberfläche transportiert werden und es entstehen höhere NH_3 - und NH_4^+ -N Gradienten. Konvektive Transportprozesse sind in dem Modell von Rachhpal-Singh und Nye (1986) nicht berücksichtigt.

4 Zusammenfassung

Die Ergebnisse in situ Messungen und des Laborversuchs beleuchten deutlich das hohe Potential für Mineraldünger-N Verluste durch NH_3 -Volatilisation auf diesen carbonatreichen chinesischen Lößböden. Durch Maßnahmen wie Düngereinarbeitung in eine ausreichende Tiefe lassen sich die NH_3 -Verluste stark verringern.

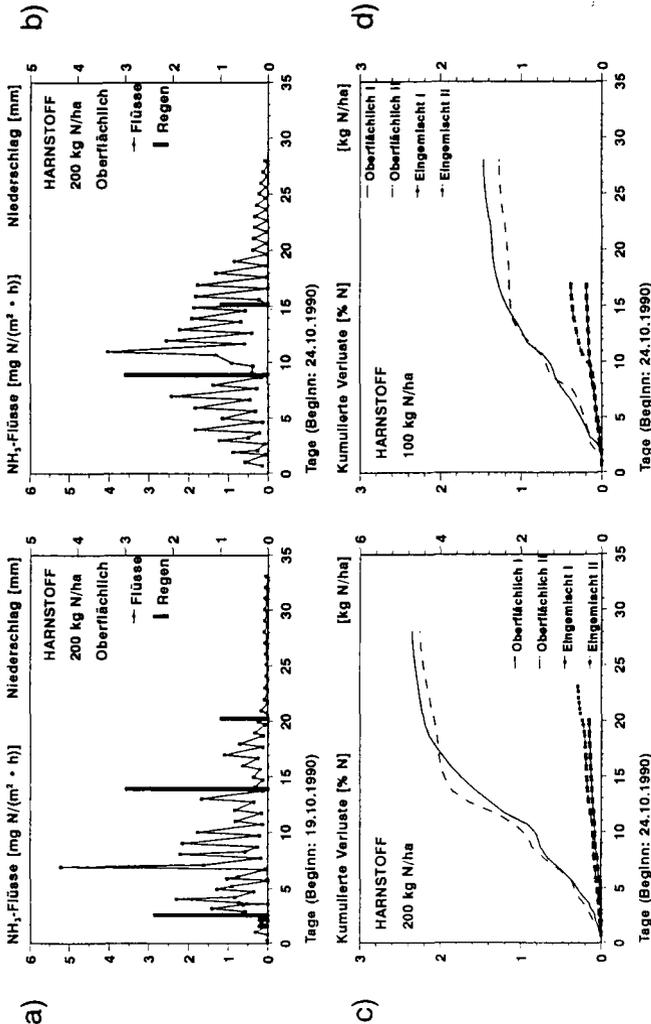


Abb. 1 a-d: Im Herbst 1990 nach Ausbringung von Harnstoff in situ gemessene NH_3 -Flüsse, mit Niederschlagsereignissen, sowie kumulierte NH_3 -Verluste im Vergleich der Applikationsraten und Ausbringungsverfahren

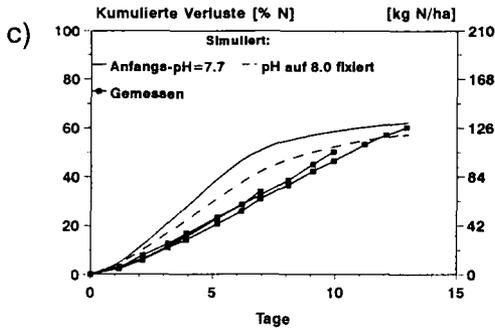
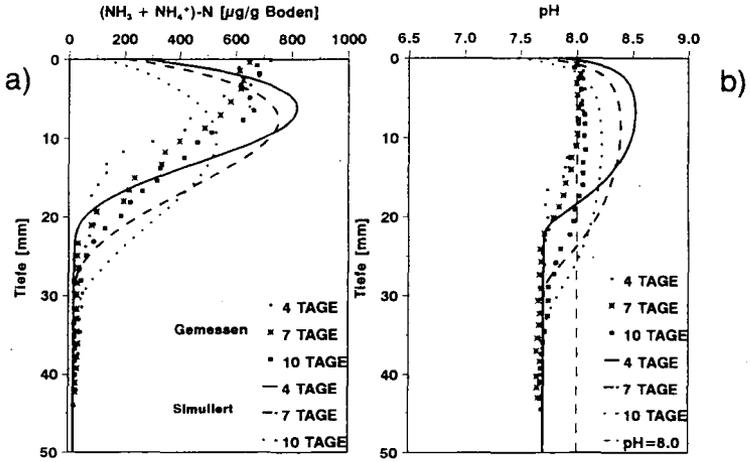


Abb. 2 a-c: Im Volatilisations-Diffusions-Versuch gemessene und simulierte Konzentrationsprofile an ammoniakalischem N, Boden-pH Profile sowie kumulierte NH_3 -Verluste

5 Literatur

Kirk, G.J.D. und P.H. Nye (1991):
 A model of ammonia volatilization from applied urea. V, VI.
 J. Soil Sci. 42, 103-125

Rachhpal-Singh und P.H. Nye (1986):
 A model of ammonia volatilization from applied urea. I, II, III.
 J. Soil Sci. 37, 9-40

Richter, J. (1972):
 Zur Methodik des Bodengashaushaltes. I, II.
 Z. Pflanzenern. Bodenkde. 132, 208-239

Vilsmeier, K., M. Rank und A. Amberger (1989):
 Modellanlage zur Bestimmung von Ammoniakverlusten aus organischen und mineralischen Düngern unter kontrollierten Bedingungen.
 Z. Pflanzenern. Bodenkde. 152, 431-434

**Aktuelle und potentielle Stickstoffmineralisierung
(in situ-Brutversuche/aerobe Inkubation) humoser
Lößböden und kalkreicher Niedermoore im WSG
Donauried**

von

Rück, F. und K. Stahr

Aus ökonomischen (Kosten) und ökologischen Gründen sollte eine N-Düngung durchgeführt werden, die einerseits an den Bedarf der Kulturpflanzen (also Aufnahmezeitpunkt und -menge), andererseits aber an den mineralischen N-Vorrat und die Mineralisierung aus dem organischen N-Vorrat angepaßt ist. Dies ist insbesondere in Wasserschutzgebieten von Belang, weil hier versucht werden muß, N-Überschüsse und Nitratauswaschung zu minimieren. Dazu bedarf es einer genaueren Kenntnis des Mineralisierungsverlaufs während einer Vegetationsperiode, nach Möglichkeit sogar eine Vorhersage (also Prognose) des Verlaufs der N-Freisetzung. Ziel der Untersuchung

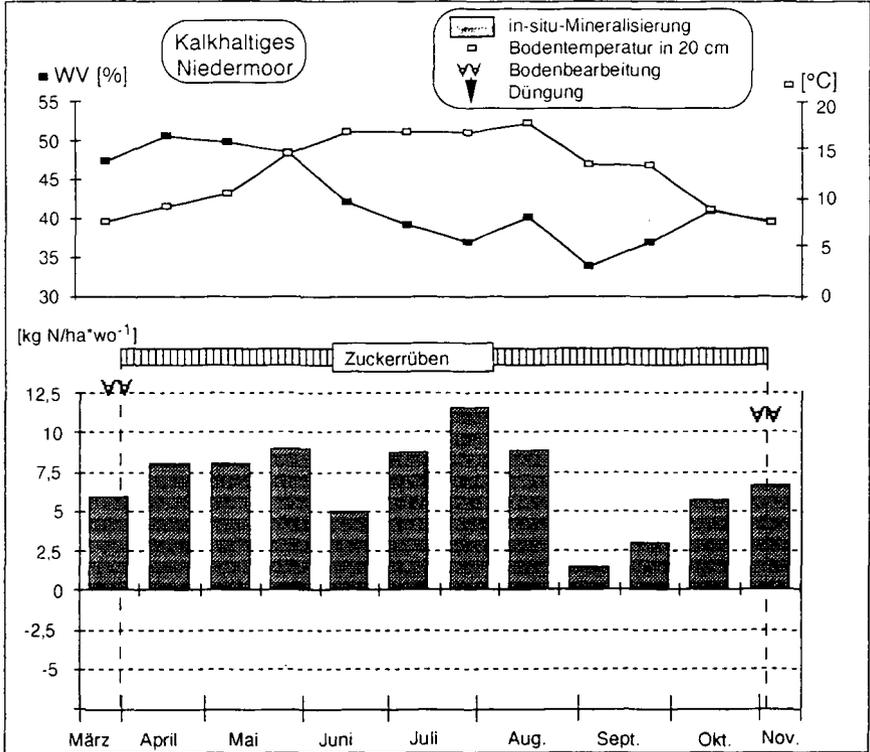


Abb.1: Feuchte, Temperatur und N-in situ-Nettomineralisation im Ap eines kalkhaltigen Niedermoores, Nettomineralisation = f (Temp. + Feuchte) r² = 0,306 n.s. .

Tab.1: Faktoren funktioneller Beziehungen der Abhängigkeit der Abbaurrate k von Temperatur und Feuchte, ermittelt über multiple Regression, $WV\%$ = Feuchtebereich der Bebrütungen (Gültigkeitsbereich der Formel), $k = a + b \cdot WV + c \cdot Temp + d \cdot WV^2 + e \cdot Temp^2 + f \cdot (WV \cdot Temp)$, k = Mineralisierungsrate ($\mu\text{g NO}_3\text{-N} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$), $a - f$ = Konstanten der Gleichung, $WV (\%) = (WG - tW/mWK - tW) \cdot 100\%$, $Temp$ = Temperatur in $^{\circ}\text{K}$, $mWK = WV$ bei $pF\ 0,6$; $tW = WV$ bei $pF\ 4,2$; Brutversuch nach ZÖTTL (1958), modifiziert.

	a (const.)	b (WV%)	c (Temp)	d (WV%) ²	e (Temp) ²	f (WV*Temp)	WV %	r ²
Nied.-moor	0,628	0,000309	-0,00455	-1,13E-06	8,21E-06	6,8E-07	25-85	0,970
Parab.-erde	0,453	-0,000164	-0,00314	-7,74E-07	5,40E-06	9,2E-07	20-85	0,975

gen ist somit eine Prognose der N-Mineralisierung ackerbaulich bewirtschafteter Böden in der Vegetationsperiode zu erarbeiten. Im Folgenden werden Ergebnisse von 2 Standorten aus dem WSG Donauried vorgestellt, einer pseudovergleyten Tschernosem-Parabraunerde und einem vererdetem kalkhaltigen Niedermoor. Beide Standorte liegen ca. 450 m ü. NN, die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt $7,4^{\circ}\text{C}$ und die Niederschläge $730\text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Die Corg-Gehalte in 0-30 cm betragen 16,1 bzw. 1,76%, die Nt-Gehalte 1,35 bzw. 0,19%. An beiden Standorten wird im Wechsel Getreide und Hackfrucht angebaut. An diesen Standorten wurden in situ-Bebrütungen nach RUNGE (1970) durchgeführt, um den Mineralisierungsverlauf im Feld zu ermitteln = "aktuelle N-Mineralisierung". Hierbei werden ca.

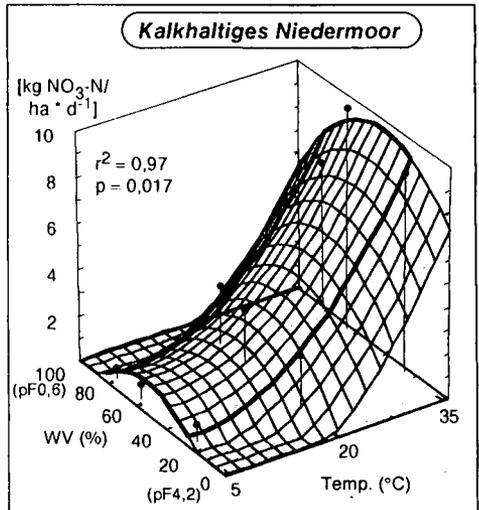


Abb.2: N-Mineralisierung in Abhängigkeit von Temperatur und Feuchte, vgl. Tab. 1.

200 g Boden (nicht gestört) in einen Polyethylenbeutel mit 50 μm Wandstärke gepackt, verschlossen und in der Mitte des Entnahmehorizontes für 6 Wochen vergraben. Jeweils dreiwöchentlich wird eine neue Inkubation angesetzt. Die Nettomineralisation errechnet sich aus $N_{\text{min}}_{\text{Inkub.ende}} - N_{\text{min}}_{\text{Inkub.beginn}}$. Die "potentielle Nettomineralisation" wurde ermittelt in aeroben Laborbrutversuchen nach ZÖTTL (1958) unter verschiedener Temperatur (5/20/35 $^{\circ}\text{C}$), Feuchte (pF 0,6-1,8/2,5/3,0-3,5) und Brutdauer (10-168 d). Die Extraktion erfolgte nach der Nmin-Methode (frisch im Boden-Extraktionslösungsverhältnis 1:10 mit 0,0125 m CaCl_2). Weiterhin wurden ermittelt die Wassergehalte (gravimatisch) dreiwöchentlich, die Bodentemperatur (Thermofühler in 20 cm) wöchentlich und die Lufttemperatur (Wetterstation, 200 cm) als Tagesmittel.

Auf dem kalkhaltigen Niedermoor (Abb. 1) wurden 1989 Zuckerrüben angebaut, N-Düngung erfolgte keine wegen hoher Frühjahrs-Nmin-Werte, Bodenbearbeitung erfolgte zur Saat und zur Ernte.

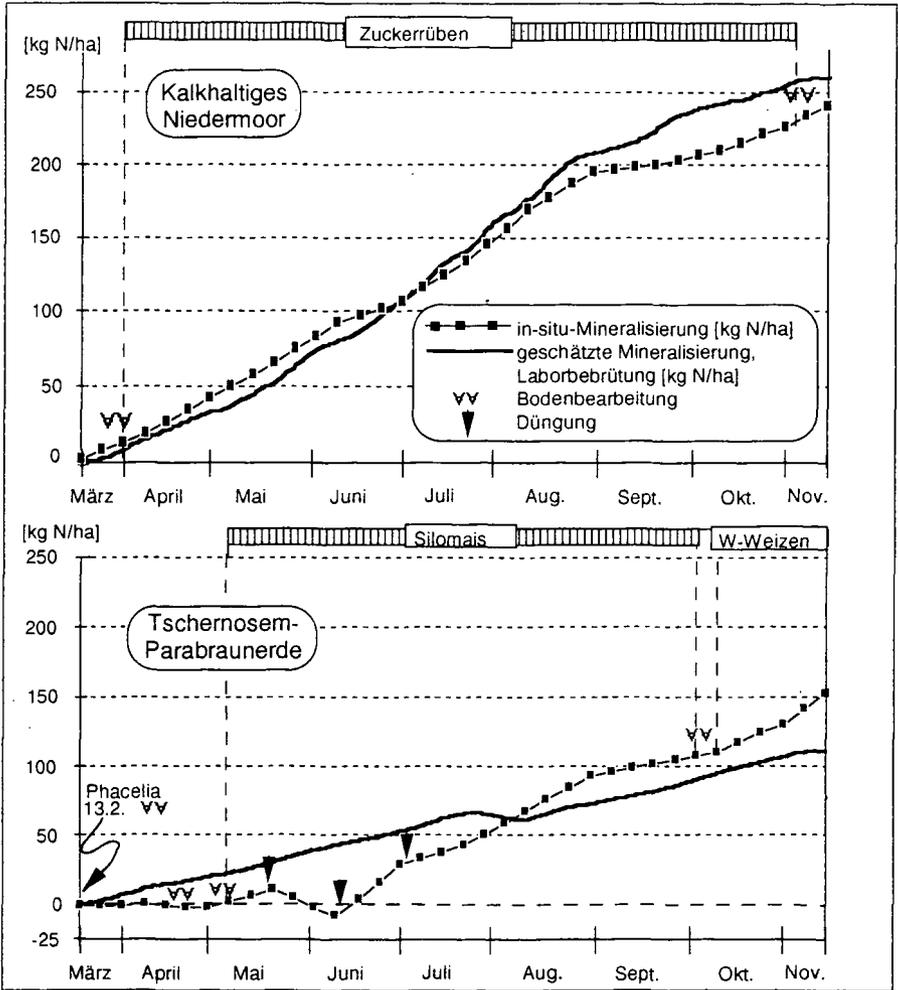


Abb.3: Kumulierte "aktuelle" N-Mineralisierung in situ und geschätzte "potentielle" N-Mineralisierung nach Lufttemperatur, Bodenfeuchte und Funktionen der Laborbrutversuche der Vegetationsperiode 1989, in [kg N/ha, 0-30 cm].

Der Verlauf der Nettomineralisation ergibt, wie häufiger beobachtet, von Frühjahr bis Sommer steigende Temperaturen und abnehmende Wassergehalte, die zu einer zunehmenden Mineralisierung führen. Je nach Witterungsverlauf erfolgt im Sommer bei Trockenheit eine geringe Nettomineralisation, dann mit einer Wiederauffeuchtung zum Herbst nochmal ein Anstieg der Nettomineralisation. Die Beziehung von Feuchte und Temperatur zur Nettomineralisation läßt sich jedoch nicht statistisch absichern, die multiple lineare Regression ergab ein Bestimmtheitsmaß von 0,31, die Beziehung ist nicht signifikant.

Um die Dynamik der Stickstoffmineralisierung besser zu erfassen, wurden die o.g. aeroben Laborbrutversuche durchgeführt. Die kumulative N-Mineralisierung ergab eine (schwache) Sättigungskurve, diese wurde an eine Funktion 1. Ordnung angepaßt. Aus den Parametern der iterativen Kurvenanpassung kann der potentiell mineralisierbare Stickstoff (asymptotischer N_0) und die Abbaurrate ($k = 1/d$) geschätzt werden ($r^2 > 0,99$). Die N-Mineralisierung ergibt sich aus $N_0 \cdot k = \text{ppm/d}$ ($\Rightarrow \text{kgN/ha}$). Ausgehend von diesen Brutversuchsergebnissen wurden mittels multipler Regression funktionelle Beziehungen der Abbaurrate k zu Feuchte und Temperatur ermittelt (RÜCK, 1993).

Abbildung 2 zeigt die potentielle N-Mineralisierung des kalkhaltigen Niedermoors in Abhängigkeit von Temperatur und Feuchte. Deutlich erkennbar ist der starke Anstieg der N-Mineralisierung mit der Temperatur, relativ zur 35°C-Mineralisierung werden bei 5°C, 5-7% und bei 20°C, 12-25% freigesetzt. Die Mineralisierungsleistung hat ihr Optimum im feuchten Bereich, meist bei Feldkapazität, die höchste Brutleistung wird somit bei 35°C und Feldkapazität erzielt. Die Abbaurrate im Niedermoor ist über die gesamte Temperaturspanne etwa doppelt so hoch wie in der Tschernosem-Parabraunerde (RÜCK, 1993).

Aus diesen funktionellen Beziehungen wurden mit der gemessenen Lufttemperatur und Bodenfeuchte die Mineralisierung im Feld geschätzt und mit der aktuellen verglichen. In Abbildung 3 sind die in situ-Mineralisierung und die geschätzte Mineralisierung in der Vegetationsperiode kumulativ dargestellt. Die Gänge sind annähernd parallel, die Gesamtmineralisierung im Niedermoor beträgt 260 kg N/ha, die Abweichung 22 kg N/ha, die in situ-Mineralisierung wurde also um 9% überschätzt. Eine schlechtere Übereinstimmung ergibt sich bei der Tschernosem-Parabraunerde, die Abweichung beträgt hier 41 kgN/ha, die in situ-Mineralisierung wurde um 37% unterschätzt. Dies ist ein typisches Beispiel für Abweichungen, die durch häufige Eingriffe bedingt sind (je dreimal wurde Bodenbearbeitung durchgeführt und gedüngt (142 kg N/ha), außerdem war im Februar Phacelia eingearbeitet worden). Anfangs bestand hier ein Gleichgewicht von Mineralisierung und Immobilisierung, nach der 1. Düngung kam es jedoch zu einer Immobilisierung von 6,5 kgN/ha $\cdot w^{-1}$. Von August bis Oktober folgt dann ein paralleler Verlauf. Aus den Ergebnissen sind folgende Schlußfolgerungen abzuleiten:

- Die geschätzte Mineralisierung aus Laborbebrütung und Witterungsdaten und die aktuelle in situ-Mineralisierung stimmen annähernd überein.
- Die Übereinstimmung ist gut bei eingriffssarmer Bewirtschaftung, kennzeichnet also die "Grundmineralisierung".
- Die Übereinstimmung ist schlechter bei veränderten Mineralisierungsraten aufgrund häufiger Bodenbearbeitung, Düngung und Fruchtwechsel.
- Für Prognosen sind mittlere (und extreme) Verläufe von Temperatur und Bodenfeuchte zu erarbeiten.
- Von der geschätzten Mineralisierung nicht erfaßt werden Eingriffe, die zu veränderten Mineralisierungsraten aufgrund von Immobilisierung, "priming effect" u.a. führen.

Literatur:

- RÜCK, F. (1993): Standortsspezifische Stickstoffmineralisierung, jahreszeitlicher Verlauf des Mineralstickstoffvorrates und der Nitratwaschung in Böden des Wasserschutzgebietes Donauried. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte (im Druck), Stuttgart.
- RUNGE, M. (1970): Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159, 233-257, Jena.
- ZÖTTL, H. (1958): Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch.- Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk. 81, 35-50, Weinheim.

Feinwurzelndynamik in einem Alley cropping-System
mit *Gliricidia sepium* in der zentralen
Elfenbeinküste

Von

Schroth, G.

In agroforstlichen Assoziationen kommt den Wurzelsystemen der Gehölze eine doppelte Bedeutung zu: Einerseits können sie für die Kulturpflanzen einen Konkurrenzfaktor darstellen, wobei Wasser- und Nährstoffkonkurrenz oder auch allelopatische Wirkungen denkbar und z.T. nachgewiesen sind. Andererseits sollen sie durch ihre kontinuierliche Nährstoffaufnahme in Phasen mit geringem oder fehlendem Kulturpflanzenbestand die Nährstoffauswaschung reduzieren. Die Konzeption und Optimierung agroforstlicher Anbausysteme unterliegt damit einem Zielkonflikt zwischen der Maximierung der Gehölzwurzeldichte im Hinblick auf die Reduktion von Nährstoffverlusten und der Minimierung der Gehölzwurzeldichte zur Vermeidung von Konkurrenz. Dieser Zielkonflikt äußert sich sowohl bei der Baumartenwahl (Arten mit dichtem oder weniger dichtem Wurzelsystem ?) als auch bei der Wahl der Systemgeometrie (geringer Abstand zwischen den Gehölzen zur Reduktion der Nährstoffauswaschung oder großer Abstand zur Vermeidung von Konkurrenz ?). Es ist daher wichtig, das Potential verschiedener Agroforstgehölze sowohl für die Reduzierung von Auswaschungsverlusten als auch für Wurzelkonkurrenz zu kennen, um die entscheidenden Optimierungskriterien für Agroforstsysteme identifizieren zu können.

In der im folgenden dargestellten Arbeit wurde die zeitliche Entwicklung der Feinwurzelndichte in einem agroforstlichen und einem traditionellen Anbausystem während eines Jahres untersucht, um den möglichen Einfluß der Gehölzwurzeln auf das System abschätzen zu können.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im halbimmergrünen Regenwald der zentralen Elfenbeinküste in der Nähe von Oumé (5°31'E, 6°17'N, 200 m über NN). Die Jahresniederschläge betragen ca. 1300 mm, hauptsächlich in den Monaten März-Juli und September-November. Das Untersuchungsjahr 1992 war mit 851 mm wesentlich trockener.

Ein Alley cropping-Versuch wurde 1990 angelegt. Hecken von *Gliricidia sepium* (Fabaceae) wurden im Abstand von 5 m mit 25 cm Abstand in den Reihen gepflanzt. Auf den Feldstreifen zwischen den Hecken wurde 1990 Yam, 1991 Reis gefolgt von Erdnüssen und 1992 Mais gefolgt von Erdnüssen angebaut. Zum Vergleich dienten Parzellen ohne Hecken. Die in dieser Arbeit untersuchten Varianten waren ungedüngt. Die Hecken wurden 1991 und 1992 jeweils viermal auf 50 cm zurückgeschnitten und mit der Biomasse die Feldstreifen gemulcht. Im November 1992 erfolgte zusätzlich ein leichter Rückschnitt zur Verminderung von Lichtkonkurrenz.

Für die Wurzeluntersuchungen wurden mit einem Wurzelbohrer Bodenproben aus den Tiefen 0-10 cm, 10-30 cm und 30-50 cm entnommen. Proben gleicher Parzelle, Position und Tiefe wurden zu Mischproben vereinigt und nach Homogenisierung eine Teilprobe für die Wurzelextraktion genommen. Die Wurzeln wurden über einem 0.5 mm-Sieb ausgewaschen, unter 10x Vergrößerung ausgelesen, nach lebend und tot getrennt und die Wurzellänge der Fraktion < 2 mm nach Tennant (1) bestimmt. Die Wurzelndichte wurde aus der Wurzellänge, dem Gewicht der Bodenprobe für die Wurzelextraktion, dem Gewicht der gesamten Mischprobe und deren Volumen berechnet.

+) Lehrstuhl Bodenkunde, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

Eine Unterscheidung nach Pflanzensorten bzw. Artengruppen war nur an drei Beprobungsterminen möglich.

Die Wurzeluntersuchungen fanden zwischen März 1992 und April 1993 statt. Wegen des hohen Arbeitsaufwands konnten sie nur in je zwei Wiederholungen der Varianten mit und ohne Hecken durchgeführt werden. Alle dargestellten Daten sind Mittelwerte aus zwei Parzellen, aus denen jeweils 4-8 Bohrkern entnommen wurden. Eine statistische Auswertung war wegen der Wiederholungszahl von $n=2$ nicht sinnvoll. In den Heckenparzellen wurden die Positionen Feldstreifenmitte (2,5 m Heckenabstand), 1 m Heckenabstand und 0,25 m Heckenabstand unterschieden. Die letzte Position befand sich im Streifen beidseitig der Hecken, wo weder bearbeitet noch ausgesät wurde.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 a/b zeigt den Verlauf der Wurzelichte in den Bodentiefen 0-10 cm und 30-50 cm. Die erste Wurzelaufnahme (Ende März 1992) zeigt die Situation nach der großen Trockenzeit, vor Bodenbearbeitung und Heckenschnitt. Die zwei folgenden Aufnahmen wurden nach Bodenbearbeitung (6.-10. April) und Maisaussaat (13. April) durchgeführt. Die Aussaat mußte wegen schlechter Keimung am 9. Mai wiederholt werden, wodurch sich der Ersatz des Wurzelsystems der spontanen Trockenzeitvegetation durch das des Maises verzögerte. Die lebenden Wurzeln stammten von Wildkräutern und - in den Heckenparzellen - von *Gliricidia*. Die vierte Aufnahme wurde Anfang Juli zur Zeit der Maisblüte, also etwa der maximalen Entwicklung des Maiswurzelsystems (2) durchgeführt. Nach der Maisernte und 1-2 Wochen nach der erneuten Bodenbearbeitung wurde die fünfte Aufnahme durchgeführt. Aufgrund der vorangehenden intensiven Trockenheit war der Boden fast völlig unbedeckt, und auch die Hecken hatten sich in den 7 Wochen seit dem letzten Rückschnitt nur rel. schwach entwickelt. Diese Aufnahme zeigt das Jahresminimum der Wurzelentwicklung. Am 19./20. September wurden Erdnüsse gesät, deren Wurzelentwicklung in den zwei folgenden Aufnahmen verfolgt wurde. Ende Oktober befanden sich die Erdnüsse in der Blüte, im Dezember kurz vor der Ernte. Eine Aufnahme einige Wochen nach der Erdnubernte sollte ein weiteres Minimum lebender Wurzeln erfassen. Allerdings waren die Erdnubwurzeln auch 19 Tage nach der Ernte nach allen verwendeten Kriterien noch lebend, weshalb auf die Aufnahme verzichtet wurde. Gleichzeitig entwickelte sich schnell eine spontane Vegetation. Es ist daher zu vermuten, daß zu Beginn der großen Trockenzeit kein oder nur ein schwaches Wurzelminimum auftrat. Ende April 1993 wurden die Wurzelsysteme noch einmal zu Beginn der Regenzeit aufgenommen. Die vorangehende Trockenzeit war im Unterschied zu der Trockenzeit 1991/92 relativ feucht, was die wesentlich höhere Wurzelichte im Oberboden im April 1993 verglichen mit März 1992 erklärt.

Die hohen Wurzelichten im Oberboden am Ende der Trockenzeiten lagen in dem hohen Anteil wurzelintensiver Gramineen an der spontanen Vegetation begründet. Deren Biomasse war in den traditionell bewirtschafteten Parzellen deutlich höher als in den Heckenparzellen, wo ein Großteil der spontanen Flora von der rel. anspruchsvollen Asteracee *Chromolaena odorata* gebildet wurde. Entsprechend hatten die Kontrollparzellen zu Beginn der Regenzeiten die höchsten Wurzelichten im Oberboden. In der Tiefe 30-50 cm kehrte sich das Verhältnis um, was die spontanen Gramineen als Flachwurzler ausweist. Wegen der Feinheit der Gramineenwurzeln äußerten sich diese Maxima in den Kontrollparzellen auch nicht in erhöhten Wurzelmassen.

Eine geringe Befähigung zur Erschließung des Unterbodens zeigten auch die Erdnüsse, deren maximale Wurzelichte im Oberboden vergleichbar hoch war wie die des Maises, in 30-50 cm aber mehr als 50% unter der des Maises lag.

Während der Anbauphasen war die Wurzelichte im Oberboden in den Feldstreifen der Heckenparzellen höher als in den traditionell bewirtschafteten Parzellen, was nur zum geringeren Teil auf den direkten Beitrag der Heckenwurzeln zu den

Wurzelsystemen der Feldstreifen zurückzuführen war, zum größeren Teil auf eine bessere Entwicklung der Kulturen zwischen den Hecken. Die gleiche Situation war bereits für die Reiskultur 1991 gefunden worden. Die beiden Positionen in den Feldstreifen, 1 m und 2,5 m Heckenabstand, unterschieden sich nur geringfügig in ihrer Wurzelichte.

Die Wurzelentwicklung unter den Hecken (0,25 m Heckenabstand) unterschied sich deutlich von der in den Anbauflächen. Sie erreichte maximale Dichten nach den langen Trockenzeiten und nahm während der Regenzeit kontinuierlich ab bis auf einen Minimalwert im September/Oktober. Hierfür waren mehrere Faktoren verantwortlich: Zum einen der Rückgang der *Gliricidia*-Wurzeln selbst. Diese konnten nur im Juli und im September sicher identifiziert werden und nahmen in diesem Zeitraum im Oberboden von $5,06 \text{ m dm}^{-3}$ auf $1,65 \text{ m dm}^{-3}$, d.h. um 2/3 ab (Abb. 2 a/b). Zum anderen der Rückgang der Wurzeln der Unkrautflora der nicht bearbeiteten Heckenstreifen, größtenteils *Chromolaena odorata*. *Gliricidia* und Unkräuter entwickelten sich stark während der langen Trockenzeit und wurden während der Regenzeit regelmäßig intensiv zurückgeschnitten bzw. gehackt. Der Wiederaustrieb mußte aus den Reservieren der Wurzelstöcke erfolgen, denen als Folge offenbar die Energie für den Unterhalt und die Erneuerung der Feinwurzeln fehlte. Der Beginn des Wiederanstiegs der Wurzelichte unter den Hecken fiel mit dem letzten vollständigen Heckenschnitt Ende September zusammen. Der Energiemangel der Wurzeln während der Regenzeit kann möglicherweise auch erklären, warum die Nodulation bei *Gliricidia* trotz Inokulation sehr gering war.

Während der Anbauphasen war die Wurzelichte unter den Hecken geringer als in den Feldern. Auch trugen die Heckenwurzeln wenig zur Durchwurzelung der Feldstreifen bei: In 1 m Heckenentfernung war die Wurzelichte von *Gliricidia* während der Maisblüte 1992 im Oberboden um den Faktor 13 geringer als die des Maises, beim Reis (1991) betrug das Verhältnis zur Blütezeit sogar 1:22. Diese wurzelökologische Unterlegenheit der Hecken macht verständlich, daß weder in diesem Versuch noch in entsprechenden Versuchen in Zentral-Togo durch Trennung der Wurzelräume zwischen *Gliricidia* und den Kulturen eine Ertragssteigerung bei Reis, Mais und Erdnüssen zu erzielen, Wurzelkonkurrenz also ohne Bedeutung war.

Die Kehrseite dieser geringen Wurzelintensität der Hecken ist, daß bezüglich der Reduzierung von Auswaschungsverlusten nur geringe positive Wirkungen von den Hecken zu erwarten waren, am ehesten zu Beginn der Regenzeit, wenn sich ihre Wurzelsysteme von dem intensiven Schnittregime der letzten Regenzeit erholt hatten und die Wurzelichten im Unterboden der Agroforstparzellen höhere Werte erreichten als in den traditionell bewirtschafteten Parzellen. Hierbei könnte die indirekte Wirkung der Hecken über die Beeinflussung der spontanen Vegetation von größerer Bedeutung gewesen sein als die Wirkung der Heckenwurzeln selbst. Zu Beginn der Regenzeit ist die Aufnahme von Nitrat aus dem typischen Mineralisierungsschub bei Wiederbefeuchtung (3) besonders wichtig. Das Wurzelminimum in der kleinen Trockenzeit, in der aufgrund fehlender Bodendeckung durch die Kulturen bei in manchen Jahren reichlichen Niederschlägen die Gefahr der Nährstoffauswaschung ebenfalls hoch sein kann, wird von den Heckenwurzeln jedoch kaum ausgeglichen. Um hier einen wesentlichen Beitrag der Gehölze zu erreichen, müßte die Schnitthäufigkeit und/oder -intensität vermutlich wesentlich reduziert werden. Dies würde allerdings zur Vermeidung von Lichtkonkurrenz wesentliche Änderungen des Systemdesigns erfordern. Außerdem könnte bei einem die Wurzelsysteme entlastenden Schnittregime auch das Problem der Wurzelkonkurrenz wieder aktuell werden.

1. Tennant, D. (1975) *J.Ecol.* 63:995-1001.
2. Mengel, D.B. and Barber, S.A. (1974) *Agron.J.* 66:341-344.
3. Greenland, D.J. (1962) *J.Agric.Sci.* 50:82-92.

Abb. 1 a

Wurzellaengendichte in 0-10 cm (leb. Wurzeln < 2 mm)

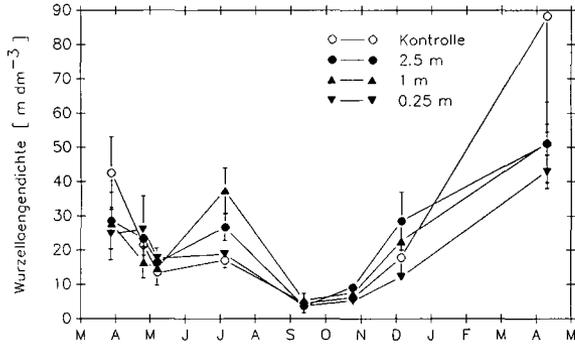


Abb. 1 b

Wurzellaengendichte in 30-50 cm (leb. Wurzeln < 2 mm)

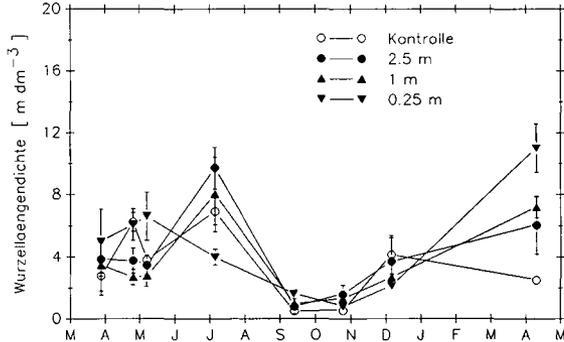


Abb. 2 a

Wurzellaengendichte in 0.25 m Heckenentfernung [$m\ dm^{-3}$]

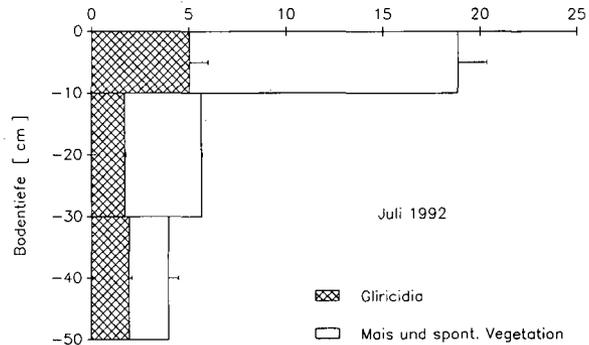
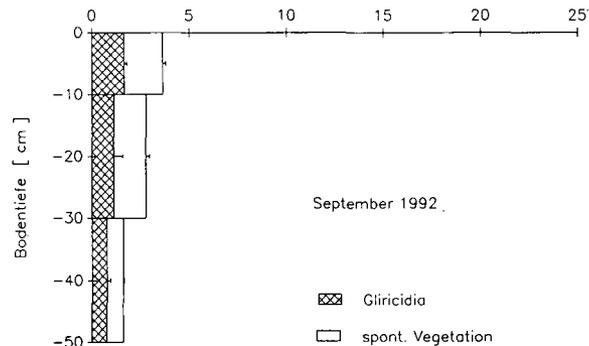


Abb. 2 b

Wurzellaengendichte in 0.25 m Heckenentfernung [$m\ dm^{-3}$]



K Konzentrationen im Gewebewasser von Pflanzen als Grundlage für die Berechnung von Grenzwerten der Bodenuntersuchung auf K

VON

Springob, G.

Einleitung

Sehr häufig werden Korrelationen zwischen K-Gehalten im Boden (einfache Bodenuntersuchung) und K-Gehalten in der Pflanze dargestellt. Leider steht dabei meist der reine Befund im Mittelpunkt, nämlich die Erkenntnis, daß diese Beziehung existiert (was theoretisch auch zu erwarten ist). Seltener werden solche Korrelationen genutzt, um zu prüfen, wie die Bodenanalyse auf K durch Einbeziehung weiterer "Faktoren der K-Verfügbarkeit" zu verbessern ist (z.B. van der Paauw, 1959). Die vorliegende Arbeit soll zusätzlich eine Möglichkeit aufzeigen, wie aus empirischen Boden-Pflanze-Korrelationen Grenzwerte für eine ausreichende K-Versorgung von Boden und Pflanze abgeleitet werden können (sozusagen "in einem Arbeitsgang"). Grundlage hierfür sind die in Abb. 1 schematisch dargestellten Beziehungen zwischen der Nährstoffverfügbarkeit und den Nährstoffgehalten in Pflanzen. Abb. 1A zeigt die theoretische Vorstellung einer Sättigungskurve wie sie in vielen Lehrbüchern zu finden ist. Praktisch läßt sich aber der Begriff "Verfügbarkeit" schlechthin nicht in Zahlen fassen; vorhanden sind nur Kenngrößen, die damit mehr oder weniger eng und selten linear korrelieren. Empirische Verläufe können daher auch linear sein (Abb. 1B) oder - im Falle des Kaliums - der in Abb. 1D dargestellten Grundform ent-

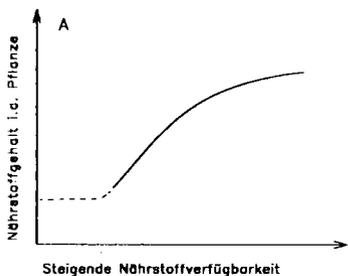
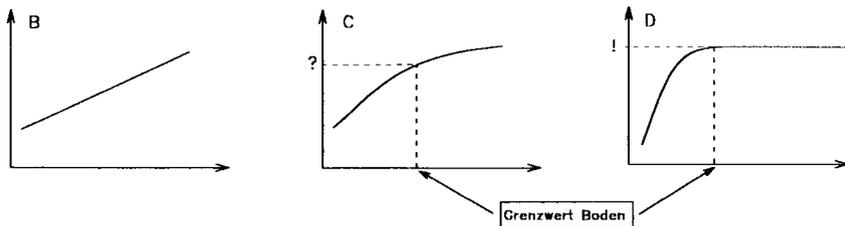


Abb. 1: Theoretische Vorstellungen zur Beziehung zwischen den Nährelementgehalten in Pflanzen und der Nährstoffverfügbarkeit.

Beispiel A ist entnommen aus Mengel und Kirkby, (1979) Seite 20.

Die Beispiele B, C, und D sind denkbare empirische Verläufe auf der Basis einfacher Bodenuntersuchungswerte. Beispiel D gilt theoretisch wenn die K-Konzentrationen im Gewebewasser von Pflanzen auf der Ordinate abgetragen werden.



sprechen. Bei dieser Kurve steigen die K-Gehalte in der Pflanze nur bis zu einem Grenzwert an und bleiben danach konstant. Erwartet werden darf ein solcher Verlauf (1D), wenn die K-Konzentrationen im Gewebewasser der Pflanzen anstelle der üblichen Angabe "% in der Trockensubstanz" verwendet werden. Solange die K-Aufnahme nicht gehemmt ist, sind Pflanzen in der Lage, die K-Konzentrationen im Gewebewasser effektiv zu regulieren und daher annähernd konstant zu halten. Sehr viele Arten halten ein Niveau von etwa 200 mmol K/l Gewebewasser aufrecht (Pitman and Cram, 1977, Leigh and Johnston, 1983a,b). Aus der Abbildung 1D ergibt sich daher der Grenzwert für eine ausreichende K-Versorgung des Bodens sehr einfach durch den Beginn des Plateaus. Liegen dagegen Funktionen wie in Abb. 1C vor, wie sie bei Bezug der K-Gehalte der Pflanzen auf die Trockensubstanz oft beschrieben wurden, dann ist eine vorherige (aufwendige!) Festlegung eines separaten Pflanzengrenzwertes notwendig.

Material und Methoden

Auf 184 Lößböden wurden Pflanzenproben (Winterweizen, 1. Knoten) und Bodenproben (Krumme) gleichzeitig und an denselben Orten entnommen. Die K-Gehalte der Pflanzen wurden konventionell bestimmt und auf die Trockensubstanz bzw. auf das Gewebewasser bezogen (als Gewebewasser wird die Gewichts Differenz zwischen Frischmasse und Trockenmasse nach einer Trocknung bei 85°C angesehen). Die K-Gehalte der Böden wurden nach konventionellen Verfahren der Bodenanalyse ermittelt: Austauschbares K (NH₄ acetat) sowie K-CAL und K-CaCl₂, jeweils an feldfeuchten und luftgetrockneten Bodenproben.

Ergebnisse und Diskussion

Die Darstellung ist hier auf einen geringen Teil der vorliegenden Ergebnisse reduziert. Eine ausführliche Darstellung und Diskussion wird an anderer Stelle erfolgen.

Die K-Gehalte in den Pflanzen zeigten bei 71 von insgesamt 184 Proben eine nicht mehr ausreichende Versorgung mit K an, wenn der bei konventioneller Diagnose als gerade noch ausreichend angesehene Grenzwert von 3.5 % K in der Trockenmasse (Bergmann, 1993) zugrundegelegt wird. Die Beziehung zwischen den beiden Pflanzenkenngößen 'K in der Trockenmasse' und 'K-Konzentration im Gewebewasser' ist mit einem r^2 von 0.17 sehr schwach; die beiden Größen haben deshalb unterschiedlichen Informationsgehalt (die Funktion ist hier nicht dargestellt).

Als Maß für die Enge der Beziehung zwischen K (Boden) und K(Pflanze) wurden Bestimmtheitsmaße auf der Basis einer iterativen Anpassung der 4-parametrischen, sehr flexiblen (meist sigmoiden) Richards-Gleichung (Richards, 1959) berechnet. Die Anzahl der Freiheitsgrade wurde bei der Angabe von r^2 berücksichtigt. Die Qualität der Korrelationen wird wesentlich verbessert, wenn die K-Gehalte der Pflanzen auf das Gewebewasser bezogen werden (Beispiel für K-CAL in Abb. 2). Die Ursache für die schwächeren Beziehungen auf Trockenmasse-Basis sind schwankende Verhältnisse von Frisch/Trockenmasse der Pflanzen. Ein Bezug von K(Boden) auf den Tongehalt sowie ein Verzicht auf die Trocknung der Bodenproben bewirkte ebenfalls eine (allerdings geringere) Erhöhung der Bestimmtheitsmaße. Der engste Zusammenhang ($r^2=0.602$) zeigte sich für das austauschbare K (NH₄ acetat) je g Ton (Böden ungetrocknet).

Abb. 2 zeigt, daß bei Bezug von K(Pflanze) auf das Gewebewasser Funktionen erhalten werden, die den theoretischen Vorstellungen (in Abb. 1D) entsprechen und in ein Plateau von ca. 207 mmol K/l Gewebewasser einmünden. Die entsprechende Funktion auf der Basis der Trockensubstanz (Abb. 1A) zeigt kein solches Plateau, allerdings einen scheinbaren "K-Luxuskonsum". Aus den Funktionen in Abb. 2B und C können für K(CAL) und K(CaCl₂) Grenzwerte des Bodens von 0.93 mg K/g Ton bzw. 82 mg K/kg Boden abgeleitet werden. Diese Grenzwerte der Boden-

untersuchung sind keine Mittel, eine Ertragssteigerung als Folge einer langfristigen Erhöhung der Gehalte im Boden oder einer einzigen K-Düngung vorherzusagen. Es sind 'kritische Werte', die nicht unterschritten werden sollten, wenn längerfristige Abreicherungen der teils sehr hohen K-Gehalte von Ackerböden angestrebt werden. Diese Entwicklung der letzten und wohl auch der folgenden Jahre kann mit dem beschriebenen Verfahren gut überwacht werden. Mit einer konventionellen Pflanzenanalyse auf der Basis "% K in der Trockensubstanz" dürfte dies dagegen kaum möglich sein.

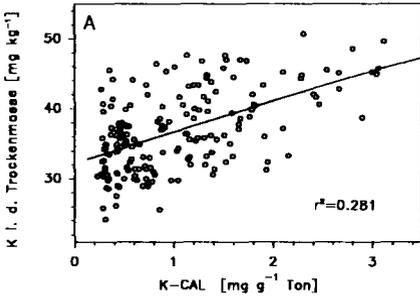
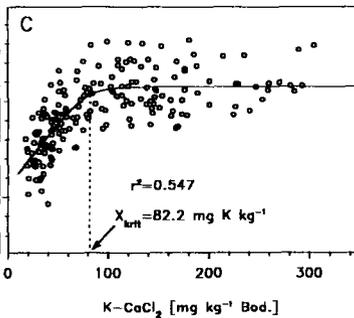
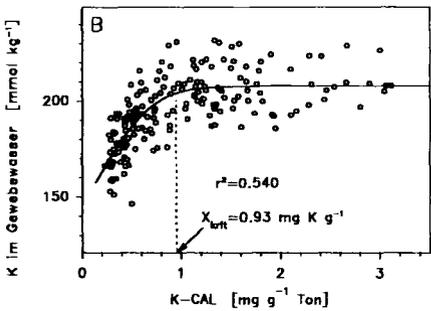


Abb. 2: Beziehungen zwischen den K-Gehalten in Pflanzen und in Böden mit Angabe von Grenzwerten für die Bodenuntersuchung nach der CAL- und der CaCl_2 -Methode. Vorläufige Werte! Gültig für vor der Analyse luftgetrocknete Böden

Angepaßte Gleichung in A, B und C:
Richards-Gleichung (Richard, 1959)



Literatur

- Bergmann, W. 1993: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Entstehung, visuelle und analytische Diagnose. 3. Auflage Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart
- Leigh, R. A. and Johnson A. E., 1983a: Concentrations of potassium in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley and their relationships to grain yield. *J. agric. Sci., Camb*, 101, 675-685
- Leigh, R. A. and Johnson, A. E., 1983b: The effects of fertilizers and drought on the concentrations of potassium in the dry matter and tissue water of field-grown spring barley. *J. agric. Sci., Camb*, 101, 675-685
- Mengel, K. and Kirkby, E.A., 1979: Principles of Plant Nutrition. 2nd ed., International Potash Institute, Bern
- Pauw, F. van der, 1959: Die Auswertung der Bodenuntersuchung auf Phosphorsäure und Kali in den Niederlanden. *Landwirtschaftl. Forschung*, 12. Sonderheft, 86-94
- Pitman, M. G. and Cram, W. J., 1977: Regulation of ion content in whole plants. p 391-324 in D.H. Jennings (ed.) *Integration of activity in the higher plant*. Cambridge University Press, New York
- Richards, F. J., 1959: A flexible growth function for experimental use. *J. Exp. Bot.* 10, 290-300



**In situ-Messungen zur Bilanzierung der N_{min} -Vorräte
in einem Agrarökosystem**

von

Stenger, R., E. Priesack und F. Beese

1. Einleitung

Die Menge und Verteilung von anorganischem Stickstoff (N_{min}) im Boden wird vielfach zur Bemessung der N-Düngung sowie zur Abschätzung der Nitratauswaschung herangezogen. Da Veränderungen des N_{min} -Gehaltes im Zeitablauf aber nur als Netto-Effekt aus einer Vielzahl von Prozessen (Düngung, N-Mineralisierung, Auswaschung, Pflanzenaufnahme, Denitrifikation usw.) zu verstehen sind, reicht die Messung dieser Zustandsgröße für ökologische Aussagen nicht aus. Die ökologisch wie ökonomisch gebotene Optimierung des N-Managements in landwirtschaftlich genutzten Böden setzt vielmehr die Quantifizierung der wesentlichen beteiligten Stoffflüsse voraus. Vor allem muß die Netto-N-Mineralisierung (NNM) als wichtiges Entscheidungskriterium für die Höhe und Verteilung einer umweltverträglichen N-Düngung möglichst gut erfaßt werden.

2. Material und Methoden

Im A_p -Horizont von vier Intensivbeprobungsflächen (IP's) wurde die von Raison et al. (1987) ursprünglich für Waldökosysteme entwickelte Feldinkubationsmethode zur Erfassung der maßgeblichen Stoffflüsse angewandt. Die ausgewählten Ackerflächen repräsentieren die wesentlichen bodenartlichen Unterschiede des FAM-Versuchsgutes Scheyern im bayerischen Terrihügelland (Tab. 1),

Tab. 1 : Bodenkundliche Kennwerte der Intensivbeprobungsflächen (IP's)

	A_p -Mächt (cm)	LD (g/cm ³)	Skelett (%)	Bodenart	C_{org} (%)	N_{total} (%)	C/N
IP 1	25	1,47	21	IS	1,18	0,119	9,85
IP 2	22	1,28	3	tL	1,67	0,179	9,31
IP 4	27	1,48	13	IS	1,30	0,137	9,49
IP 7	27	1,34	1	uL	1,15	0,120	9,54

Im drei- bis sechswöchigen Rhythmus wird der Nitrat- und Ammoniumstickstoffgehalt im A_p -Horizont der Versuchsflächen bestimmt (0,01 m $CaCl_2$ -Extrakt). Zur Quantifizierung der Veränderung der N_{min} -Gehalte (dA_p) bedingenden Prozesse werden zwischen diesen Terminen ungestörte Bodensäulen im A_p -Horizont inkubiert. Hierzu werden jeweils acht offene und acht überdachte Kunststoffrohre mit 5,6cm Innendurchmesser und 35cm Höhe in den Oberboden eingeschlagen. Während bei den offenen Rohren nur die N-Aufnahme des Pflanzenbestandes (Sommergerste, Zwischenfrüchte) unterbunden ist, wird bei den überdachten Bodensäulen zusätzlich der N-Eintrag über Niederschläge sowie die Nitratauswaschung aus dem A_p ausgeschlossen. Im Gegensatz zu Waldökosystemen ist eine kontinuierliche Feldinkubation in landwirtschaftlich genutzten Böden wegen anstehender Bodenbearbeitungsmaßnahmen (Oktober/November), Aussaat (März/April) bzw. Ernte (August) nicht möglich.

*) GSF-Institut für Bodenökologie, Neuherberg, Postfach 1129, 85758 Oberschleißheim

Tab. 2: Inkubationsperioden 1-6 (249 Tage)

Periode	1	2	3	4	5	6
Zeit	Sept./Okt.	Nov./März	Mai/Juni	Juni/Juli	Aug./Sept.	Sept./Okt.
Dauer (Tage)	19	105	34	43	22	26
mittl. Lufttemp (°C)	10,2	1,3	14,3	16,4	15,8	11,6
NS-Summe (mm)	18	120	59	102	152	36

3. Ergebnisse und Diskussion

Legende:

A_{pA} : N_{min} im A_p zu Inkubationsbeginn

A_{pE} : N_{min} im A_p bei Inkubationsende

g-sc : N_{min} in überdachten Röhren bei Inkubationsende

o-sc : N_{min} in offenen Röhren bei Inkubationsende

Die N-Flüsse im A_p -Horizont lassen sich vereinfacht wie nachfolgend bilanzieren :

$$dA_p = A_{pE} - A_{pA} = N_{NNM} - N_{auf} + N_{trans}$$

mit:

* N_{NNM} , dem während der Inkubationsperiode **netto mineralisierten N** :

$$N_{NNM} = g-sc - A_{pA}$$

* N_{auf} , der **N-Aufnahme des Pflanzenbestandes** aus dem A_p :

$$N_{auf} = g-sc - A_{pE} + N_{trans} = o-sc - A_{pE}$$

* N_{trans} , dem **Saldo aus N-Ein- und Austrag** :

$$N_{trans} = o-sc - g-sc$$

Tab. 3 : N-Flüsse im A_p -Horizont (kgN/ha)

	IP	Sept./Okt.	Nov./März	Mai/Juni	Juni/Juli	Aug./Sept.	Sept./Okt.
dA_p	1	7,3	-1,6	-22,8	-1,3	-3,5	-3,8
	2	10,6	-4,6	-16,2	-2,1	-25,2	1,8
	4	0,0	-2,7	-17,1	-3,0	-31,6	8,2
	7	-38,6	4,8	8,2	-12,9	-13,4	-1,4
NNM	1	15,4	6,5	10,3	17,5	21,3	14,2
	2	15,5	7,8	18,1	11,1	6,1	16,3
	4	18,4	25,5	29,0	12,4	15,6	27,1
	7	-2,7	30,3	45,2	15,1	28,1	19,2
N_{auf}	1	n.b.	n.b.	33,3	8,3	-3,3	10,1
	2			8,6	12,6	5,1	8,1
	4			67,4	-2,4	10,8	15,2
	7			20,4	10,9	27,1	24,7
N_{trans}	1	n.b.	n.b.	0,2	-10,5	-28,1	-7,9
	2			-25,7	-0,6	-26,2	-6,4
	4			21,3	-17,8	-36,4	-3,7
	7			-16,6	-17,1	-14,4	4,1

Wie beispielsweise die Werte der vierten Inkubationsperiode verdeutlichen, können auch bei geringen Veränderungen der N_{min} -Gehalte beachtliche Stoffflüsse stattfinden. Die relative Bedeutung der beteiligten Prozesse verändert sich im Jahresablauf und unterscheidet sich zwischen den Standorten :

Netto-Stickstoff-Mineralisierung (NNM)

Während an den Intensivbeprobungspunkten IP 1 und IP 2 85 bzw. 75 kg N/ha aus dem Ap-Horizont nachgeliefert wurden, lag die NNM an den beiden anderen Standorten bei 128 bzw. 135 kgN/ha. Die während der ersten Inkubationsperiode bei der tiefgründigen Braunerde (IP7) angedeutete Netto-N-Immobilisierung kann auf die Einarbeitung des Weizenstrohes im Zuge einer nur hier erfolgten Senfensaat zurückgeführt werden. Die Remineralisierung des in der Zwischenfrucht gebundenen organischen N dürfte die hohe Rate der NNM von 1,3 kgN/(ha*Tag) im Mai/Juni des Folgejahres mitbedingen. Im Gegensatz zu den anderen Standorten ist daher in dieser Phase noch kein Rückgang der N_{min} -Gehalte im A_p festzustellen.

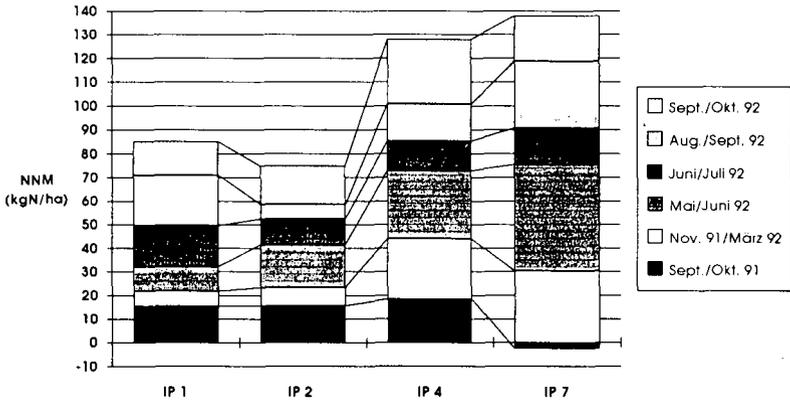


Abb. 1 : NNM (kgN/ha) im A_p -Horizont während der ersten sechs Perioden (249 Tage)

Die Betrachtung der relativen Beiträge einzelner Inkubationsperioden zur gesamten NNM am jeweiligen Standort macht deutlich, daß sich nicht nur die absoluten Mengen, sondern auch die Bedeutung einzelner Perioden unterscheiden. Die winterliche zweite Inkubationsperiode beispielsweise, trägt beim sandigen Kolluvium (IP 4) und der tiefgründigen Braunerde (IP 7) mit ca. 20% etwa doppelt soviel zur gesamten NNM bei, als bei der sandig-kiesigen Braunerde (IP1) und dem tonreichen Standort (IP 2).

N-Aufnahme des Pflanzenbestandes aus dem A_p -Horizont (N_{auf})

In den beiden in die Vegetationszeit der Sommergerste fallenden Perioden (3 und 4) wurde am tonigen IP 2 mit 21 kgN/ha am wenigsten, und am ertragsstärksten Standort (IP 4) mit 65 kgN/ha am meisten N aufgenommen. Die N-Entzüge der nachfolgenden Zwischenfrüchte lassen sich nach Saatzeit und Art gliedern. Der Senf an IP 7 entzog etwa doppelt so hohe N-Mengen als die gleichzeitig an IP 4 angebaute Sommerwicke. Die zwei Wochen später angebaute, ebenfalls Leguminosen enthaltende Vielfachmischung an den IP's 1 und 2 weist die geringsten Entzüge auf (Tab. 3).

Saldo aus N-Ein- und Austrag (N_{trans})

Mengenmäßig relevante negative Salden wurden in erster Linie in der niederschlagsreichen fünften Inkubationsperiode festgestellt. Der geringere Wert an IP 7 ist durch die nur dort erfolgte Düngung von 30 kgN/ha bedingt.

4. Methodenkritik und Schlußfolgerung

Durch *in situ*-Inkubationen weitgehend ungestörter Bodensäulen wurden in den beprobten Ackerflächen unterschiedliche Intensitäten und zeitliche Verläufe der N-Umsätze festgestellt. Dadurch wird eine Gewichtung der für die zeitliche Dynamik der N_{\min} -Gehalte verantwortlichen Prozesse möglich.

Alle berechneten Werte beruhen auf der Prämisse, daß sich die Stoffumsätze innerhalb der Säulen qualitativ und quantitativ nicht wesentlich von denen im umgebenden A_p -Horizont unterscheiden. Mikrokalorimetrische Messungen ergaben aber, daß die mikrobiellen Biomassen in den offenen und überdachten Säulen sowie im umgebenden A_p deutlich voneinander abweichen können. Als bestimmende Faktoren für die sowohl als Transformator wie auch als N-Puffer fungierende mikrobielle Biomasse sind das unterschiedliche Wasserregime sowie die veränderte Substratverfügbarkeit (Rhizosphäreneffekt, abgetötete Wurzeln) zu betrachten. Zur Klärung der Frage, ob die unterschiedliche Dynamik der mikrobiellen Biomasse für die kalkulierten N-Flüsse mengenmäßig relevant ist, sollte der mikrobiell gebundene N direkt gemessen werden.

N_{\min} -Gehalte weisen auch kleinräumig eine hohe Variabilität auf (Stenger et al., 1993). Zwischen den jeweils acht Wiederholungen der Bodensäulen ist zudem eine noch höhere Variabilität festzustellen als im umgebenden A_p -Horizont. Die Variationskoeffizienten der für die offenen und überdachten Säulen ermittelten N_{\min} -Konzentrationen liegen typischerweise zwischen 20 und 50%. Daher reichen acht Wiederholungen für die statistische Absicherung der ermittelten Differenzen (bei $\alpha=0,05$) häufig nicht aus. Einer Erhöhung der Zahl der Wiederholungen steht der hohe Arbeitsaufwand entgegen. Andererseits sprechen zunehmenden Divergenzen im Wasserhaushalt und der Substratverfügbarkeit gegen eine Verlängerung der Inkubationsphase zur Erzielung signifikanter Unterschiede.

5. Literatur

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

Stenger, R., E. Priesack und F. Beese, 1993
Räumliche Variabilität von N_{\min} -Gehalten in Ackerflächen des FAM-Versuchsgutes Scheyern
Agrarinformatik 24 : 301-309

Danksagung

Für die Bereitstellung der Klimadaten danken wir Herrn Rainer Kloss, GSF-IfH. Die Forschungsaktivitäten des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) werden durch das BMFT (0339370) unterstützt. Die Pacht- und Betriebskosten des FAM-Versuchsgutes Scheyern trägt das Bayerische Staatsministerium für Unterricht, Kultur, Wissenschaft und Kunst.

Vergleich von Bohrkernmethode und Rhizoskopmethode zur Ermittlung der Wurzelentwicklung von Mais

von

Wiesler, F. und W.J. Horst

1. Einleitung

Die für Wurzeluntersuchungen im Freiland häufig angewendete Bohrkernmethode ist sehr zeitaufwendig und destruktiv. Als alternative Methode findet, insbesondere in Zusammenhang mit der Anwendung moderner Bildanalysetechniken, in den letzten Jahren die Rhizoskopmethode zunehmendes Interesse. Prinzip dieser Methode ist die Beobachtung des Wurzelwachstums an in den Boden eingebauten durchsichtigen Röhren, den sogenannten Minirhizotronen, mit Hilfe eines Endoskops. Diese Methode ist erheblich weniger zeitaufwendig als die Bohrkernmethode und nicht destruktiv. Dem steht als zentrales Problem bei quantitativen Wurzeluntersuchungen die Übertragbarkeit des an den Minirhizotronen ermittelten Wurzelwachstums auf den Gesamtboden gegenüber. Ziel der vorliegenden Untersuchungen war ein Vergleich von Bohrkern- und Rhizoskopmethode am Beispiel der Ermittlung der Wurzelentwicklung von zwei Maissorten.

2. Material und Methoden

Der Methodenvergleich erfolgte auf einer pseudovergleyten Parabraunerde in Stuttgart Hohenheim mit Tongehalten zwischen 18 % im A_p - und 40 % im B_t -Horizont (Wiesler und Horst, 1993). Als Minirhizotrone dienten Plexiglasröhren mit einem Außendurchmesser von 30 mm, die in Winkeln von 90° bzw. 60° zur Horizontalen bis 90 cm Tiefe in den Boden eingebaut wurden. Da der Einbauwinkel nur einen geringfügigen Einfluß auf die ermittelten Wurzel-dichten hatte, werden im folgenden lediglich Mittelwerte der bei 90° und 60° Einbauwinkel ermittelten Wurzel-dichten dargestellt. Der Einbau der Minirhizotrone erfolgte unmittelbar nach Feld-aufgang zwischen die Maisreihen der Sorten Brummi und Alize in zuvor mit einem 28 mm Pürckhauerbohrstock in den Boden eingebrachte Hohlräume. Die Anzahl der Minirhizotrone betrug 20 pro Sorte. Die Beobachtung des Wurzelwachstums wurde mit einem Technoscop der Firma Richard Wolf (D-75438 Knittlingen) durchgeführt. Die Quantifizierung der an den Röhren entlang wachsenden Wurzeln erfolgte durch Zählen von Schnittpunkten eines in die Optik des Technoscops eingezähten Fadenkreuzes mit Wurzeln in verschiedenen Bodentiefen.

Zum Vergleich der an den Minirhizotronen ermittelten Wurzel-dichten mit den Wurzellängen-dichten im Gesamtboden wurden zu drei Terminen (Längenwachstum, Blüte, Milch-/Teigreife) während der Vegetationsperiode Bohrkern ($h = 15$ cm, $d = 8$ cm) entnommen, daraus die Wurzeln ausgewaschen und die Wurzellängen Hilfe der Linienintersektionsmethode geschätzt.

3. Ergebnisse

Die mit Hilfe der Rhizoskopmethode ermittelte Wurzelentwicklung war gekennzeichnet durch eine zunächst nur zögerliche Durchwurzelung des Bodens zwischen den Maisreihen (Abb. 1). So wurden Ende Juni, das war 6 Wochen nach der Aussaat, erst wenige Wurzeln in 15 und 30

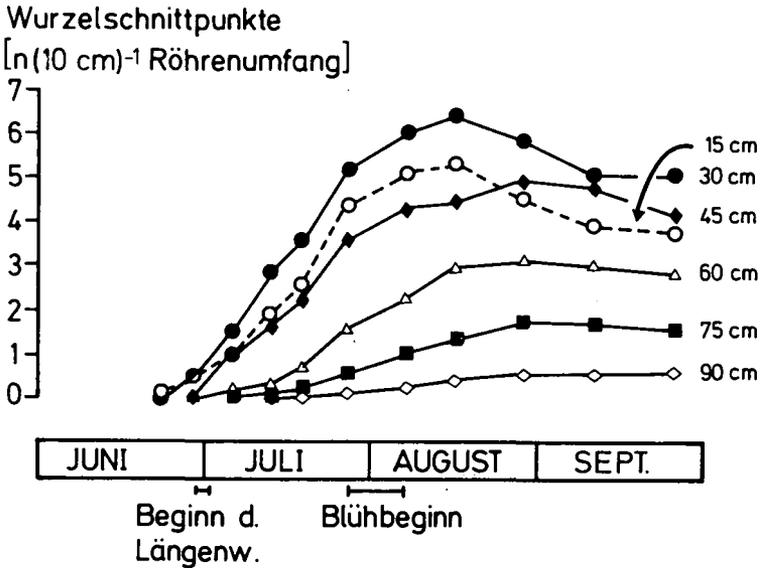


Abb. 1: Wurzelentwicklung von Mais während der Vegetationsperiode, ermittelt mit der Rhizoskopmethode (Mittelwerte von 2 Sorten, 40 Messungen pro Termin und Meßtiefe).

cm Bodentiefe gefunden. Erst mit Beginn der oberirdischen Massenentwicklung setzte auch ein starker Wurzelzuwachs bis 45 cm Bodentiefe ein, der während der Blüte abflachte und schließlich in einen Nettowurzelabbau überging. Der Wurzelzuwachs zwischen 60 und 90 cm Tiefe verlief wesentlich flacher als in den oberen Meßtiefen, ein nennenswerter Wurzelabbau in der generativen Phase fand nicht statt.

Ein Vergleich der mit Hilfe der Rhizoskopmethode ermittelten Wurzel-dichten mit den Wurzel-längendichten in den Bohrkernen ist in Abb. 2 für drei Meßtermine dargestellt. Mit beiden Methoden konnte am 14. Juli übereinstimmend eine Durchwurzelung des Bodens bis in die Schicht 75-90 cm festgestellt werden. Die Tiefenverteilung der Wurzeln im Boden wurde mit den beiden Methoden jedoch sehr unterschiedlich wiedergegeben. So wurden zu allen drei Probenahmeterminen in den Bohrkernen ab 15 cm Tiefe exponentiell abnehmende Wurzellängendichten mit zunehmender Bodentiefe ermittelt. Im Gegensatz dazu war die an den Minirhizotronen ermittelte Wurzel-dichte gekennzeichnet durch eine starke Zunahme zwischen 7,5 und 30 cm Tiefe, unterhalb 30 cm Tiefe nahm die Wurzel-dichte nahezu linear ab. Nur beim ersten Probenahmetermin deutet sich ab 30 cm Tiefe in Übereinstimmung mit der Bohrkernmethode eine exponentielle Abnahme der Wurzel-dichte mit zunehmender Bodentiefe an.

Auch hinsichtlich der Änderung der Wurzel-dichten zwischen den Meßterminen kommen deutliche Abweichungen zwischen Bohrkern- und Rhizoskopmethode zum Ausdruck. Insbesondere zwischen den beiden ersten Vergleichsterminen war der Wurzelzuwachs an den Minirhizotronen

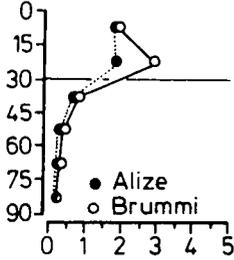
A

B

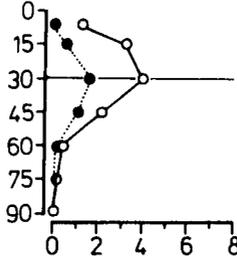
C

14.07.1988 (Längenwachstum)

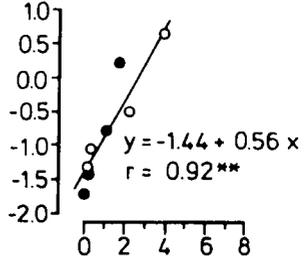
Bodentiefe [cm]



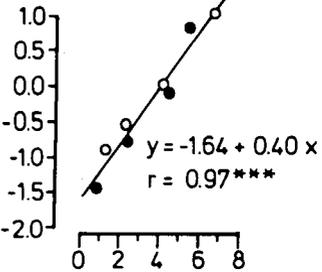
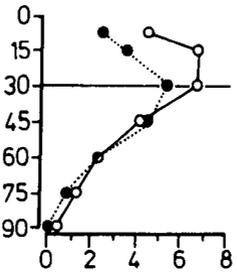
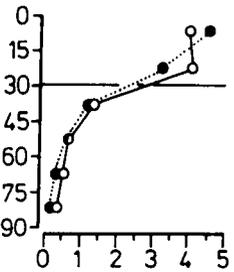
Bodentiefe [cm]



ln WLD [cm cm⁻³]



08.08.1988 (Blüte)



12.09.1988 (Milch-/ Teigreife)

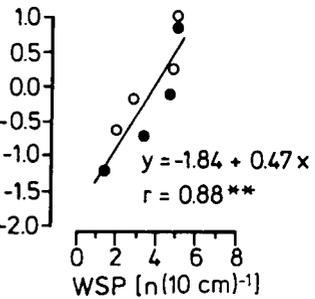
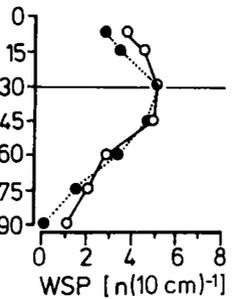
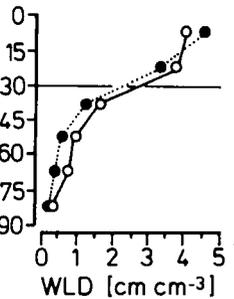


Abb. 2: (A) Wurzellängendichten (WLD) im Gesamtboden, ermittelt mit der Bohrkernmethode und (B) Wurzel-dichten an den Minirhizotronen (WSP:Wurzelschnittpunkte pro 10 cm Röhrenumfang) sowie (C) Beziehung zueinander (ab 30 cm Bodentiefe).

wesentlich größer als im Gesamtboden. So ergab die Untersuchung der Bohrkern im Mittel der Sorten eine Erhöhung der Wurzellängendichte zwischen den beiden ersten Probenahmeterminen je nach Bodenschicht lediglich um Faktor 1,2 bis 2,3, die Wurzellichten an den Minirhizotronen erhöhten sich in diesem Zeitraum um Faktor 2,1 bis 9,3. Auffallend ist vor allem die bei Anwendung der Rhizoskopmethode wesentlich höher eingeschätzte Zunahme der Wurzellichte ab 60 cm Bodentiefe, so daß die Tiefenverteilung der Wurzeln an den Minirhizotronen zur Blüte wesentlich weniger der Tiefenverteilung in den Bohrkernen entsprach als noch zum Zeitpunkt Mitte des Längenwachstums. Auch zwischen Blüte und Milch-/Teigreife wurde der Wurzelzuwachs in den untersten Meßtiefen höher eingeschätzt als mit der Bohrkernmethode.

Der *Vergleich der beiden Sorten* ergab bei Anwendung der Bohrkernmethode mit Ausnahme der obersten Bodenschicht immer eine höhere Durchwurzelung des Bodens durch Brummi als durch Alize. Diese Überlegenheit konnte bei Anwendung der Rhizoskopmethode im Juli ausnahmslos, zu den weiteren Probenahmeterminen nur noch mit Einschränkungen bestätigt werden.

Mit dem Ziel, die an den Minirhizotronen ermittelten Wurzellichten an den Wurzellängendichten im Gesamtboden zu eichen, wurden getrennt für jeden Probenahmetermin Regressionsrechnungen durchgeführt. Die Tiefenpunkte 7,5 und 15 cm wurden aufgrund der schlechten Übereinstimmung zwischen beiden Methoden nicht in die Berechnungen mit einbezogen, die Wurzellängendichten in den Bohrkernen wurden entsprechend ihrer Tiefenverteilung logarithmiert. Wie aus Spalte C der Abbildung 2 hervorgeht, ergaben die Berechnungen zu jedem Vergleichstermin hochsignifikante Beziehungen zwischen der Wurzellichte an den Minirhizotronen und der Wurzellängendichte im Gesamtboden. Da der Wurzelzuwachs in den einzelnen Meßtiefen im Verlauf der Vegetationsperiode durch die beiden Methoden unterschiedlich beschrieben wurde, unterscheiden sich die Steigungen der Regressionsgeraden aber erheblich.

4. Schlußfolgerungen

Die Beschreibung der Wurzelentwicklung von Mais während der Vegetationsperiode mit Hilfe der Rhizoskopmethode führt zu qualitativ ähnlichen Ergebnissen. Quantitative Vergleiche zwischen den beiden Methoden ergaben jedoch erhebliche Abweichungen. So scheint (a) die Wurzellichte im Oberboden mit der Rhizoskopmethode generell unterschätzt zu werden (Majdi et al., 1992) und (b) die Änderung der Wurzellichten zwischen Meßterminen mit beiden Methoden unterschiedlich beschrieben zu werden (Bragg et al., 1983). Daraus wird abgeleitet, daß die Anwendung der Rhizoskopmethode für Wurzelstudien im Oberboden ungeeignet ist und daß eine Eichung der Rhizoskopmethode an der Bohrkernmethode sich nicht auf einen Termin beschränken sollte.

5. Literatur

- Bragg, P.L.; Govi, G.; Cannell, R.Q. (1983): A comparison of methods, including angled and vertical minirhizotrons, for studying root growth and distribution in a spring oat crop. *Plant Soil* 73, 435-440.
- Majdi, H.; Smucker, A.J.M.; Persson, H. (1992): A comparison between minirhizotron and monolith sampling methods for measuring root growth of maize (*Zea mays L.*). *Plant Soil* 147, 127-134.
- Wiesler, F.; Horst, W.J. (1993): Differences among maize cultivars in the utilization of soil nitrate and the related losses of nitrate through leaching. *Plant Soil* 151, 193-203.