

Z81/25 I

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 25

Heft I

1977

JSSN - 03 43 - 107 X

Schriftleitung: P. Hugenroth Göttingen

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der
Jahrestagung vom 5. bis 10. September
1 9 7 7
BREMEN

Referate der Sitzung der
Kommission VII
25. und 26. März 1977
HANNOVER

Nachrichten

M I T T E I L U N G E N

der

D E U T S C H E N B O D E N K U N D L I C H E N

G E S E L L S C H A F T

Referate der

Jahrestagung 1977 in Bremen

I N H A L T

H E F T I

	Seite
<u>Kuntze</u> : Stellung der Moorforschung in der Bodenkunde	13
<u>Hartge u. Horn</u> : Spannungen und Spannungsverteilungen als Entstehungsbedingungen von Aggregaten	23
<u>Becher</u> : Saugspannungsabhängiger Eindringwiderstand von Modellböden	35
<u>Blume u. Runge</u> : Untersuchungen zur Wasserdynamik skelettreicher Ruderalstandorte	37
<u>Germann u. Greminger</u> : Eichung einer Neutronensonde mit Hilfe einer Dichtetiefensonde und mit son- denspezifischen Kennwerten	39
<u>Horn u. Hartge</u> : Die Veränderung der gesättigten Was- serleitfähigkeit künstlicher Sand - Schluff- Gemische in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten	45
<u>Bramm u. Czeratzki</u> : Untersuchungen über die Wirkung un- terschiedlicher Zwischenfrüchte auf einige boden- physikalische Eigenschaften und auf den Nährstoff- austrag	55
<u>Ehlers</u> : Bestimmung und Berechnung der ungesättigten Leitfähigkeit an einem Parabraunerde-Profil	63
<u>Schweikle</u> : Überlegungen zur Mittelwertbildung beim Pro- portionalitäts-Koeff. k in der Darcy-Gleichung	67
<u>Germann</u> : Interpretation der räumlichen Variation der Saug- spannung bei der Berechnung des Bodenwasserhaus- haltes	73
<u>Czeratzki</u> : Einfluß der Saugspannung des Bodenwassers auf die Transpirationsgröße und den Transpirations- koeffizienten von Mais	81
<u>Renger, Strebel und Brunke</u> : Auswirkungen von Absenkungen des Grundwassers auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung	89

<u>Strebel u. Renger:</u> Evapotranspiration und Tiefenversickerung in Abhängigkeit von Vegetations-, Nutzungs- und Bodenunterschieden	101
<u>Beese u. van der Ploeg:</u> Simulationsmodelle des Wasserhaushalts unter Feldbedingungen - Entwicklung, Stand und Möglichkeiten -	107
<u>Benecke u. van der Ploeg:</u> Ein bodenhydrologisches Modell für den Wasserhaushalt bewaldeter Ökosysteme in ebener Lage	115
<u>van der Ploeg:</u> Ein Bodenwasserhaushaltsmodell für forstlich genutzte Einzugsgebiete im Harz	129
<u>Borer:</u> Wasserhaushalt eines Einzelbaumes innerhalb eines Waldbestandes	133
<u>Hermes u. Brümmer:</u> Der Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Komposten	139
<u>Zöttl, Stahr und Keilen:</u> Spurenelementverteilung in einer Bodengesellschaft im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald)	143
<u>Keilen, Stahr u. Zöttl:</u> Die Bestimmung der "mobilen Fraktion" von Spurenelementen (Be, Cd, Co, Cu, Pb, V, Zn) im Boden	149
<u>Hädlich, Stahr u. Zöttl:</u> Die Eignung von Al ₂ O ₃ -Keramikplatten und Ni-Sinterkerzen zur Gewinnung von Bodenlösungen für die Spurenelementanalyse	151
<u>Deller u. Schwertmann:</u> Zur P-Bindung in hochgedüngten Böden	163
<u>Wilke:</u> P-Formen in Bodenchronosequenzen aus Lockersedimenten der Lechterassen	167
<u>Meiwes u. Khanna:</u> Adsorptions- und Desorptionsverhalten von sauren Braunerden für Sulfat und deren Zusammenhänge zum Sulfat-Input durch Immission	169
<u>Fassbender u. Matzner:</u> Zur Bildung von basischen Aluminiumsulfaten im Boden	175
<u>Sticher u. Njung Agustoni Phan:</u> Adsorption von 2,4-D an Eisenoxidhydroxiden	183

<u>Fuchs</u> <u>bichler</u> u. <u>Süss</u> : Sorptionsverhalten von Monolinuron und dessen Abbauprodukt 4-Chloranilin	189
<u>Müller</u> - <u>Wegener</u> : Die Bindung von Herbiziden der s-Triazinreihe an Huminstoffe	197
<u>Lichtfuss</u> u. <u>Brümmer</u> : Schwermetallgehalte von Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer (Elbe, Trave, Eider, Schwentine)	209
<u>Fischer</u> u. <u>Baumann</u> : Die Phosphatsorption an carbonatreichen Unterwasserböden unter reduzierenden und oxidierenden Bedingungen	217
<u>Muljadi</u> u. <u>Blume</u> : Borstatus subhydrischer Böden Berlins	221
<u>Rochus</u> : Der Stickstoff-Gehalt von Huminstoff-Fraktionen verschieden alter und unterschiedlich kultivierter Moorböden der Moorversuchswirtschaft Königsmoor	233
<u>Weichert</u> : Zur Bedeutung der Lignine im Boden sowie deren qualitative und quantitative Erfassung	245
<u>Kreß</u> : Lumineszenzuntersuchungen an löslichen Metallhumatkomplexen von TL	259
<u>Salfeld</u> u. <u>Söchtig</u> : Jahreszeitliche Änderung der Humuszusammensetzung in einem Ackerboden	265
<u>Friesel</u> u. <u>Schroeder</u> : Gelchromatographische Untersuchungen an schleswig-holsteinischen Böden zur Charakterisierung der organischen Substanz	271
<u>Heinemeyer</u> u. <u>Jagnow</u> : Der Einfluß von Benomyl, Euparen, Nata, Orthocid, Questuran, Trevespan und Zineb auf das Wachstum und die N_2 -aseaktivität von <i>Azotobacter croococcum</i> bei unterschiedlichen pH-Werten	279
<u>Hillebrand</u> , <u>Munch</u> u. <u>Ottow</u> : Einfluß des Aktivitätsgrades Fe_0/Fe_d auf die mikrobielle Reduzierbarkeit pedogener Eisen (III)-Oxide	285
<u>Ottow</u> u. <u>Kuntze</u> : Die langfristige Wirkung von verschiedenen Filtermaterialien (Duo versus Antoc) auf die Mikroflora in Dränschlämmen	295

<u>Martens:</u> Vorkommen und mikrobieller Abbau von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Müllkomposten	301
<u>Aldag:</u> Humusabbau durch Basidiomyceten in einer Lehm-Rend-sina des Göttinger Waldes	305
<u>Babel u. Le Ngoc:</u> Regradierung von Mergelböden nach Schaf-weidennutzung	313
<u>Scheffer:</u> Der Einfluß von Kieselsäure auf die Mobilität verschiedener Phosphatdünger auf kalkhaltigem Boden	321
<u>v. Frank:</u> Zinkversorgung von Hafer und Weizen in Schleswig-Holstein	333
<u>Pissarek:</u> Makro- und Mikrosymptome des Zn- und Cu-Mangels bei Mais	337
<u>Schröder:</u> Auswirkungen langjähriger Stroh-, Stallmist und Gründüngung auf den Stroh- u. Zelluloseabbau im Boden	341
<u>Mohr:</u> Untersuchung der Durchwurzelung von Lössböden unterschiedlichen Erosionsgrades mit Hilfe von ³² P	353
<u>Blum u. Hildebrand:</u> Nährelementversorgung und Wachstum von Araucaria angustifolia (Bert. O. Ktze.) auf zwei Toposequenzen in Paraná/Südbrasilien	357
<u>Mayer u. Heinrichs:</u> Gehalte an 26 Elementen (einschließlich Spurenelementen) in Düngemitteln und Böden sowie Bodenvorräte und Flüssebilanzen in zwei Wald-Ökosystemen	367
<u>Prenzel:</u> Die Berechnung von Massenfluß-Koeffizienten der Mineralstoffaufnahme auf der Grundlage von Ökosystemuntersuchungen im Solling	377
<u>Ulrich u. Shrivastava:</u> Messung und Schätzung bodenchemischer Parameter zur Charakterisierung des Nährstoffhaushalts von Waldböden	379
<u>Feige u. Maslankowska:</u> Filtereigenschaften von Torf für Abwasserfaulschlamm	391
<u>Fleige, Fastabend, Müller u. Renger:</u> Die Stickstoffverlagerung im Boden bei der Verregnung von Klärschlammabwasser	403

<u>Wildhagen:</u> Vergleich verschiedener Verfahren der Gülleausbringung am Hang - Auswirkungen auf Pflanzenertrag, Oberflächen- und Grundwasser	411
<u>Mückenhausen:</u> Fortschritte in der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1969 - 1977	421
<u>Benzler:</u> Bodenklassifikation für die Bodenkundliche Landesaufnahme in Niedersachsen	441
<u>Mutert:</u> Regionale Gruppierung von Böden und Bodenklassifikation	447
<u>Lamp:</u> Zur Entwicklung und Anwendung von Informationssystemen in der Bodenkunde	453

H E F T II

<u>Müller u. Lüders:</u> Die bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200 000	459
<u>Müller:</u> Die Marschenkartierung in Niedersachsen, ihre Ziele und Methoden	467
<u>Kneib u. Schroeder:</u> Empirie und Theorie bei der Boden- kartierung	483
<u>Schönhals:</u> Duripans als Ursache der Bodenerosion im Hoch- becken von Puebla-Tlaxcala	489
<u>Wegener:</u> Quantitative Untersuchungen zur Bodenerosion durch Wasser im zentralen Hochland von Mexiko	497
<u>Werner:</u> Der Wert des Luftbildes bei der Bodenkartierung im zentralen Hochland von Mexiko	505
<u>Lenthe:</u> Landklassifikation zur Nutzungseignung von Böden im Nordosten Brasiliens	513
<u>Kemper:</u> Die Böden mit landwirtschaftlichen Entwicklungsmöglichkeiten in Central Piaui/Nordost-Brasilien	525
<u>Stephan:</u> Tief humose Böden mit Naßbleichung (Planosole) im Gebiet von Santa Fe, Argentinien	535
<u>Kantor:</u> Ergebnisse einer bodenkundlichen Satellitenbild- auswertung in der Sahelzone der Republik Niger	543
<u>Schleif:</u> Chloridgehalte in der wurzelnahen Bodenlösung und in Maiswurzeln bei Bewässerung mit chloridhaltigem Wasser	549
<u>Schaffer:</u> Zur Problematik der Wasser- und Salzbilanzierung eines Bewässerungsgebietes	557
<u>Bronger:</u> Klimasequenzen von Steppenböden aus Osteuropa und den USA unter besonderer Berücksichtigung der Genese des "argillic horizon"	559
<u>Zech u. Wilke:</u> Vorläufige Ergebnisse einer Bodenchronose- quenzstudie im Zillertal	571

<u>Miehlich:</u> Bemerkungen zu den Tests auf "Homogenität" des Ausgangsmaterials	587
<u>Hoffmann:</u> Sandfrostkeile in einer norddeutschen Moränenlandschaft und ihre pedologische Wirkung	595
<u>Scheffer u. Hidding:</u> Schweretrennung an verschiedenen alten Sandmischkulturböden zur Darstellung bodenbildender Prozesse	597
<u>Schwaar:</u> Die mikromorphologische Deutung der Torfzersetzung	605
<u>Alaily:</u> Ermittlung von (para) autochthonen Anteilen in Böden einer Karstlandschaft	613
<u>Benzler:</u> Ansprache und Beurteilung von Humus und Kalk im Boden	619
<u>Babel:</u> Beitrag zu den Grundlagen der Humusprofilbeschreibung	623
<u>Schwertfeger:</u> Genese und Nomenklatur krumenvertiefter Ackerböden	633
<u>Fickel, Beckmann, Plass, Schrader, Stephan, Wiechmann, Zakosek:</u> Über Bodenentwicklungen in Hügelgräbern im Taunus	639
<u>Heinemann:</u> Bodenkundliche Untersuchungen während der archäologischen Grabungen im Bremer Dom	645
<u>Wohlrab:</u> Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten (Teil II <u>Mollenhauer</u>)	651
<u>Schwiebert:</u> Bodenhydrologische Untersuchungen in einem Berliner Düne-Moor-Ökotop zur Beurteilung der Auswirkungen menschlicher Eingriffe	661
<u>Dahm-Ahrens:</u> Boden und Landschaftssicherung im Zuge der Rohstoffgewinnung	669
<u>Schmid:</u> Verwertung der Abwärme von Kernkraftwerken in der Landwirtschaft	673
<u>Elume:</u> Bodenveränderungen an einer Mülldeponie	683
<u>Voigt:</u> Zur Auswirkung von Grundwasserabsenkungen auf den Grünlandertrag	689
<u>Hebestreit:</u> Prognostische Konzepte im Funktionswandel der Hydromelioration	695

<u>Eggelsmann</u> : Bodenhydrologie und Moorschutz	705
<u>Bartels u. Hagemann</u> : Tiefpflugverfahren für flachgründige Niedermoore	709
<u>Burghardt</u> : Untersuchungen zur Lagerungsdichte von Sandmisch- kulturen	715
<u>Hagemann u. Bartels</u> : Die Ertragsleistung einer Deutschen Sandmischkultur in Abhängigkeit von bodenkundlichen Kennwerten	727
<u>Kuntze, Burghardt u. Ilnicki</u> : Bodenphysikalische Veränderun- gen in wiederholt entwässertem Ritscher Moor	737
<u>Müller u. Voigt</u> : Zur Nutzungs- und Meliorationsfähigkeit der Marschböden	751
<u>Hebestreit</u> : Bodenphysikalische und Wasserhaushalts-Beobach- tungen zur Hydromelioration in Franken, Altbayern und der Marsch	757
<u>Edwards u. Mc Guinness</u> : A watershed evaluation of the effect of soil crusting upon runoff	765
<u>Tippkötter u. Graf von Reichenbach</u> : Einige Ergebnisse der Gefügeuntersuchung mit Hilfe der quantitativen elek- tronischen Bildanalyse an Böden der Hildesheimer Börde	767
<u>Niederbudde</u> : Tonmineralbestände und Tonmineraleigenschaften in Tonsteinsedimenten und Böden der fränkischen Schicht- stufenlandschaft	773
<u>Schwertmann u. Fitzpatrick</u> : Vergesellschaftung von Lepido- krokite und Goethite in hydromorphen Böden Natal's	777
<u>Jung u. Gebhardt</u> : Bodenkundliche Themengebiete im Geo- graphieunterricht	779

Stellung der Moorforschung in der Bodenkunde

von

H. Kuntze⁺

Mit ihrer Jahrestagung 1977 in Bremen erweist die inzwischen 50-jährige Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft einer heute 100 Jahre alten, ehemals als Moor-Versuchsstation gegründeten und seit 1969 als Institut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung fortgeführten geowissenschaftlichen Forschungsstätte ihre Reverenz.

Unseren Gästen und Mitgliedern sei zu diesem feierlichen Anlaß zunächst aufgezeigt

- 1.) welchen Ursprung unsere Jubilarin hatte,
- 2.) worin sie sich von anderen bodenkundlichen Instituten unterscheidet und
- 3.) welche Beiträge sie für die Entwicklung unserer Disziplin geleistet hat bzw. zukünftig liefern möchte.

1. Vom Ursprung der Moorforschung in Bremen

Vor 100 Jahren erlebte das gerade gegründete 2. Deutsche Reich den Boom der Gründerjahre. Schon Jahrzehnte vorher waren Forschungsergebnisse erzielt worden, die das Zeitalter der Naturwissenschaften und Technik begründeten, jetzt aber erst praktisch nutzbar wurden. Hier seien für den uns besonders betreffenden Bereich Boden - Pflanze vor allem die Namen von B. Sprengel, J. v. Liebig, A. v. Humboldt, Fowler, M. v. Eyth genannt. 1864 wurde der "Naturwissenschaftliche Verein zu Bremen" gegründet; seine Mitglieder: weltoffene, weitgereiste Bürger dieser Stadt, die auch die Probleme ihrer engeren Heimat nicht vernachlässigten. Groß waren seit

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, Friedrich-Mißlerstr. 46/48, 2800 Bremen

jeher die wirtschaftlichen und sozialen Gegensätze zwischen Hansestadt und Agrargebieten seines Umlandes aber auch zwischen der blühenden Landwirtschaft in den Marschen und den armen Geest- und Moorbauern. Sollten nicht gerade hier die Erkenntnisse eines J. v. Liebig grundlegenden Wandel schaffen ?

Neben dieser naturwissenschaftlich begründeten Frage zur Nutzbar-
machung oligotropher Hochmoore und Heiden wurde gerade hier in
Bremen ein anderes Moorproblem heftig diskutiert. Jedes Frühjahr
von neuem wurden die Bürger dieser Stadt durch den "Höhenrauch"
der Moorbrandkultur belästigt. Ihr Unmut artikulierte sich im
"Nordwestdeutschen Verein wider das Moorbrennen", also einer
frühen Bürgerinitiative zum Umweltschutz. Auch diese Gruppe fragte
nach einer anderen Form der Moornutzung, sicher ohne den ökolo-
gischen Schaden dieses Raubbaues an der Torfsubstanz durch die
Brandkultur und Abtorfung in seiner vollen Tragweite zu erkennen,
wohl aber seine Emissions-Belastungen.

Schließlich wurde anlässlich des Agrikulturchemischen Kongresses
1875 - dem Vorläufer der heutigen VDLUFA-Tagungen - die Forderung
nach einer speziellen Versuchsstation für die Kultivierung und
Nutzung der Moore und Heiden aus agrarwissenschaftlicher Sicht
formuliert. Die in dieser Zeit überall gegründeten Landwirt-
schaftlichen Untersuchungs- und Versuchsanstalten sind seither
Einrichtungen der staatlichen oder landwirtschaftlichen Selbst-
verwaltung mit der Aufgabe, die Chemie der praktischen Landwirt-
schaft in Düngung von Boden - Pflanze und in der Fütterung der
Nutztiere durch Analytik, Versuche und Beratung nutzbar zu machen,
d.h. angewandte Forschung zu betreiben.

2. Die speziellen Aufgaben einer Moorversuchsstation

Die Agrikulturchemiker müssen jedoch bereits damals erkannt haben,
daß die Moorprobleme chemisch-analytisch allein nicht zu lösen
sein dürften. So hat sich von Anfang an die 1877 mit finanzieller
Unterstützung Preußens und Bremens eingerichtete Moor-Versuchs-
station von den LUFAs aber auch von den späteren agrikulturchemi-
schen und bodenkundlichen Hochschulinstituten durch ihren beson-
deren geowissenschaftlich-oekologischen Akzent unterschieden. Sie
zeichnete sich durch eine sehr stark feldbodenkundlich ausgerich-
tete, anwendungsorientierte Arbeitsweise auf naturwissenschaft-

lich-technologischer Basis aus. Die Stratigraphie der Moore mußte früh berücksichtigt werden. Keine auf die Bearbeitungstiefe begrenzte Bodenprobenkunde, sondern frühe Beachtung der Beziehungen zwischen Wasser und Boden in situ über den Wurzelraum hinaus waren notwendig, um standortgerechte Moorkultur- und -nutzungsverfahren entwickeln zu können. Wenn auch die Vielfalt der Moorbildungen schon bald durch Fleischer, Tacke, Weber systematisch geordnet werden konnte, blieb die Arbeitsrichtung dieses Instituts immer projektbezogen, damit frei von Routineuntersuchungen. Mit seinen naturwissenschaftlichen, ökologischen und agrikulturtechnischen Wurzeln reichten die Aufgaben von der Grundlagenforschung bis zur angewandten Forschung. Hierzu war ein Team von Wissenschaftlern verschiedener Disziplinen - anfangs dominierten Chemiker, heute Bodenkundler - erforderlich. Die Fortschritte der Deutschen Hochmoorkultur ermutigten die Verantwortlichen in der Zentralmoorkulturkommission den Auftrag bereits 1893 auf die Heidekultur, 1901 auf die Marschkultur zu erweitern. Mögen auch zu Beginn der Forschungsarbeiten und besonders unmittelbar nach den beiden Weltkriegen die Fragen der Moor- und Ödlandkultivierung im Vordergrund gestanden haben, so sind doch in der Vergesellschaftung der Marsch-, Moor- und Heideböden die einzelnen Standortseigenschaften und Verbesserungsmöglichkeiten nicht isoliert von einander zu beurteilen. Nichts anderes drückt die neue Institutsbezeichnung "Institut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde" aus. Wie können wir nun unsere Arbeit im Rahmen der Geowissenschaften, speziell zur Bodenkunde sehen ?

3. Beiträge zur Entwicklung der Bodenkunde

Auch die Bodenkunde ist als Disziplin inzwischen breit gefächert. Das drückt die Untergliederung der Deutschen wie Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft in 7 Kommissionen aus. Hier treffen sich die Spezialisten unseres Faches. Eine Kommission Moorkunde ist nicht erforderlich, wohl aber sind in den einzelnen Fachkommissionen jeweils moorkundliche Probleme zusammen mit denen anderer Mineralböden zu behandeln. Andererseits ist die Moorforschung nicht nur geowissenschaftlich geprägt. Sie hat interdisziplinäre Wurzeln in den Naturwissenschaften Botanik, Chemie, Physik und ihre Anwendungen für Archäologie, Balneologie, Ökologie, Torftechnologie. Ihren diesbezüglichen Verbund findet sie

in der "Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfforschung". Welche Beiträge die Moorforschung und angewandte Bodenkunde im Rahmen der DBG seither jeweils geliefert hat, soll nun im Hinblick auf die einzelnen Kommissionen beleuchtet werden. Ein Blick in die DBG-Tagungsprogramme lehrt, daß eigentlich in jeder Kommissionssitzung ein Beitrag über hydromorphe Böden vorgetragen wird.

3.1. in der Bodenphysik (I)

Moorböden unterscheiden sich von Mineralböden vor allem in der Phasenverteilung: fest - flüssig - gasförmig. Mit nur 3 Vol.% Festsubstanz bei schwimmenden Mooren und bis zu >15 Vol.% bei stark entwässerten und durch Sackung komprimierten Moorböden wird die dominierende Rolle des Wassers im Torf deutlich. Deshalb freuen wir uns, daß Herr Barjenbruch als Vertreter der nds. Wasserwirtschaftsverwaltung einen Festvortrag übernommen hat. Ohne Entwässerung ist jegliche Moornutzung ausgeschlossen. Entwässerung löst aber bodenphysikalische Prozesse wie Sackung und Schrumpfung aus, die wiederum die weitere Bewegung und Speicherung von Wasser, Luft und Wärme - wichtige Kriterien des Pflanzenwachstums beeinflussen. Lange Zeit hatte man sich auch in der Moorforschung unter der Dominanz chemischer Fragestellungen mit der subjektiven Schätzung dieser physikalischen Phänomene begnügt. Erst in den letzten beiden Jahrzehnten ist es in Anwendung physikalisch-mathematischer Ansätze gelungen, objektive Maßstäbe der Moorsackung, der Energie der Wasserbindung, der gesättigten und ungesättigten Wasserdurchlässigkeit, der Luftbewegung und des Wasser-, Luft- und Wärmehaushalts zu erarbeiten. Der lange Zeit umstrittene Einfluß der Entwässerung und Kultivierung der Niederungsböden auf die Abflußmorphologie und das Mikroklima konnte in umfassenden Untersuchungen geklärt werden. Heute sind umgekehrt eher hydrologische und klimatische Auswirkungen aufgelassener Moorkulturen sowie regenerierender Moore auf die umgebende Kulturlandschaft zu erforschen. Zukünftig sind die erst mit der Dauer und Intensität der Nutzung schärfer hervortretenden Probleme der Schrumpfung, des Benetzungswiderstandes und des Gasaustausches und Wärmehaushalts anthropogener Böden zu erforschen.

3.2. in der Bodenchemie (II)

Die chemisch-geognostische Gliederung in eutrophe - mesotrophe und oligotrophe Moore läßt den anfänglich starken Einfluß der anorganischen Chemie in der Moorforschung erkennen. Die hohe Mobilität der über die Mineraldünger zugeführten Nährstoffe hat erst relativ spät die variablen Austauschereigenschaften der Torfe und ihrer Umsetzungsprodukte in den Mittelpunkt bodenchemischer Forschungen gestellt. Diese sind nicht nur für die chemische Beurteilung der Moorböden als Pflanzenstandorte, sondern heute im Hinblick auf ihre physikochemischen Filtereigenschaften bei Umweltbelastungen z.B. mit Siedlungsabfällen von aktuellem Interesse. Zukünftig sollte der organischen Chemie mehr Bedeutung beigemessen werden, um die auch für Mineralböden noch wenig quantifizierten Prozesse der Humifizierung in ihrem Einfluß auf Bodenbildung und Pflanzenwachstum überschaubarer zu machen. Die große Selektivität organischer Austauscher für Schwermetalle macht die Moorböden für Verwertung und Deponie von Siedlungsabfällen als hoch belastbare Standorte interessant, sofern nicht die organischen Umsetzungsprodukte der Torfmineralisation besonders günstige Chelatoren und Schwermetallkomplexbildner sind.

3.3. in der Bodenbiologie (III)

Lange Zeit war die Meinung vorherrschend, daß die unter anaeroben Bedingungen konservierten, huminsauen Torfe einem abiotischen, vorwiegend chemischen Prozeß der Mineralisierung und Humifizierung unterlägen. Mikromorphologische Studien und Untersuchungen über die Bodenatmung haben jedoch eine sehr schnelle biologische Aktivierung anthropogen beeinflusster Moore je nach Grad der ursprünglichen Trophie, Belüftung und Kalkzufuhr aufgedeckt. Die Bodenmikroflora ist am Schwund und Umsatz der organischen Torfsubstanzen maßgeblich beteiligt. Substanzerhaltung aber ist oberstes Gebot in diesen anthropogenen Böden, um ihre primär günstigen physikalischen und chemischen Eigenschaften für die Pflanzen zu erhalten. Ökologisch sind die vergleichsweise hohen Nitrifizierungsraten eutropher Niedermoore bedenklich. Hier werden mikrobiologische und chemische Untersuchungen zur Begrenzung der Nitrifikation erforderlich. Schließlich sei an die mikrobiologischen Phänomene der Verockerung mit den bisher unbefriedigend

gelösten Gegenmaßnahmen erinnert.

3.4. in der Bodenfruchtbarkeit (IV)

Bodenkundlich unterscheiden wir hinsichtlich ihrer Genese und Bodenfruchtbarkeit zwei Moortypen: das oligotrophe, ombrogene Hochmoor und das + eutrophe, topogene Niedermoor. Letzteres gibt nach Entwässerung einen außerordentlich futterwüchsigen, fruchtbaren Boden, der deshalb schon sehr früh landwirtschaftlich genutzt wurde. Dagegen müssen Hochmoore zusätzlich zur Entwässerung zu Beginn ihrer Melioration relativ große Mengen Kalk, Grund- und Spurennährstoffe erhalten. In der Höhe und Harmonie der Nährstoffversorgung für Pflanze und Tier wurden die Moorforscher in Bremen sehr bald mit Ionenantagonismen und Mangelsymptomen konfrontiert, die es zu ergründen galt. Die "Heidemoor- oder Urbarmachungskrankheit" wurde durch Versuche auf Cu-Mangel zurückgeführt, physiologischer Mn-Mangel als Ursache der "Dörrfleckenkrankheit". Mo-Mangel für die "Moorruhr" erkannt, im Kalk-Kaliverhältnis Gesetzmäßigkeiten der Ionenantagonismen erstmalig studiert. Schlüsselfunktion für alle Nährstoffdynamischen Prozesse nimmt in diesen anthropogenen Bodenbildungen die nicht zu hoch zu bemessene Bodenreaktion ein, die bereits zur Erhaltung der organischen Substanz im Rahmen mikrobiologischer Vorgänge hervorgehoben worden war. Wegen ihrer hohen Nährstoffdynamik ist in der Höhe der Mineralstoffzufuhr Zurückhaltung oberstes Gebot der Düngungsberatung. Eine nachhaltige PK-Anreicherung ist in Moorböden nicht möglich. Im Hinblick auf den Gewässerschutz sind Forschungsarbeiten zur Begrenzung der P-Mobilität in Hochmoorböden, der Nitratdynamik in Niedermoorböden angelaufen.

3.5. in der Bodensystematik (V)

Die Moore nehmen in der Bodensystematik als selbständige Klasse eine Sonderstellung ein. Moor ist dabei der geographisch-geologische, Torf der petrographische Begriff. Aus pflanzlichen Großresten und dem Torfzersetzungsgrad wird ihre Genese abgeleitet. Die Vertorfung und Moorbildung kann topogen unter + eutrophen Bedingungen beginnen und mit dem Wachstum des Moores aus dem Grundwassereinfluß schließlich unter meso- bis oligotrophen Bedingungen ombrogen enden. Je nach Nährstoffzufuhr aus der Umgebung kann die Moorbildung aber auch erst mesotroph-oligotroph

beginnen. Wir unterscheiden ferner Verlandungs- und Versumpfungs-
moore. Die stratigraphische Vielfalt der Moore bedingt unter-
schiedliche Kultivierungsverfahren. In den anthropogenen Moor-
kulturtypen führen Bodenbildungsprozesse wie Sackung, Schrumpfung
und Torfschwund vom Grundwassereinfluß zu Stau- bzw. Haftnässe.
Moorböden werden schließlich den schweren Mineralböden immer ähn-
licher. Die Moor- und Bodenkarten des Emslandes waren die erste
umfassende Bodenkartierung eines Planungsraumes in Deutschland,
die auf bodengenetischer Grundlage Nutzungs- und Meliorationsvor-
schläge ausweisen. Über diese primäre Aufgabe ist die Bodenkart-
rierung längst hinausgewachsen (s. Lüttig: Karten über das Natur-
raumpotential).

3.6. in der Bodentechnologie

Ohne Entwässerung sind Moore keiner Nutzung zugänglich. Die bo-
dentechnologischen Anforderungen einer Dränung waren ebenso zu
erforschen wie Dränverfahren spezifischen Bodeneigenschaften an-
zupassen. Niedermoor-schwarzkultur und Moorbrandkultur sind die
ältesten Moorkulturverfahren. Letztere wurde durch die Deutsche
Hochmoorkultur abgelöst. Die allzu aufwendige holländische Fehn-
kultur wurde durch die maschinelle Moorbesandung - technisch aus
der Blausandmelioration der Marschen übernommen - abgelöst. Aus
der Heidekultur durch Tiefumbruch der Podsole wurde die Deutsche
Sandmischkultur wurzelechter Hochmoore weiter entwickelt. In-
zwischen wurden ca. 400.000 ha Heidepodsole und 200.000 ha Hoch-
moore tiefgepflügt. Heute können mit Mammutpflügen bis zu 2,4 m
Tiefe Unterbodenmeliorationen erfolgen. Je nach Torfart, Lage-
rungsdichte der Torfe und des liegenden Mineralbodens sind Torf/
Sand-Verhältnisse von 2 : 1 bis 1 : 2 einzuhalten. Unter dieser
Prämisse sind bis zu 1,5 m mächtige Moore über Sand durch die
Deutsche Sandmischkultur in sicheres Ackerland umzuwandeln. Es
bleiben laufende Forschungsarbeiten abzuwarten, die aufzeigen
sollen, unter welchen Bedingungen auch Niedermoore einer Tief-
kultur zugänglich gemacht werden können. Dieses Unterbodenmelio-
rationsverfahren hat schließlich wieder Rückwirkungen auf Ver-
suche zur Melioration z.B. der Parabraunerden.

Erst auf wissenschaftlicher Grundlage wurde die großräumige Kul-
tivierung der Moor- und Anmoorböden erfolgreich abgeschlossen.
Vor 20 Jahren stand die Umsetzung wissenschaftlicher Grundsätze

der Boden- und Landeskultur in die breite Praxis noch am Anfang. Im Beitrag von Herrn Hugenberg, Direktor der Emsland-GmbH., sind Planung, Durchführung und Auswertungen eines großen Landeskulturwerkes dargelegt. Heute geht es vornehmlich um die Erhaltung dieser anthropogenen Böden bzw. um ihre Weiterentwicklung. Hierzu sind Rekultivierungsverfahren wie z.B. Tiefumbruch gealterter Hochmoorkulturen, Tiefpflugsanddeckkultur gealterter Niedermoor-schwarzkulturen, Maulwurf- und Schlitzdränung stau- und haft-nasser Moorböden, Verfahren der Bodenstabilisierung zur Minderung der Winderosionsgefahr weiterzuentwickeln.

3.7. in der Bodenmineralogie (VII)

Organogene Böden sind - so scheint es - für den Bodenmineralogen zunächst kaum Studienobjekte, sieht man von den in Mooren häufig vorkommenden Mineralien Limonit, Vivianit, Siderit, Pyrit und Jarosit ab. In den Mudden an der Basis von Verlandungsmooren, in den Kleidecken der Moormarschen sowie in durchschlickten Niedermoores bis Organomarschen werden tonmineralreiche Substrate auch in organogenen Böden angetroffen. Bisher ist jedoch die begriffliche Formulierung der Tonhumuskomplexe noch weit entfernt von einer wissenschaftlich ausreichenden Beschreibung ihrer Entstehung und Eigenschaften.

4. Ausblick

Die Moorkunde wird in der Bodenforschung häufig als ein sehr spezielles geowissenschaftliches Teilgebiet aufgefaßt. Moore und die darauf sich bildenden Böden sind extreme Standorte. Viele bodenchemischen, -physikalischen, -biologischen Prozesse sind aber erst unter diesen extremen Bedingungen deutlich zu machen. Gerade in den Beziehungen der 3 Phasen Festsubstanz - Wasser - Luft sind die Moorböden interessante Studienobjekte, die physikalische Gesetzmäßigkeiten deutlich werden lassen. Vom Studienobjekt Moor und Torf ausgehend, sind manche Rückschlüsse auf andere + humushaltige Böden möglich. Sie sind besonders dann erforderlich, wenn man die verschiedenen Böden in ihrer Vergesellschaftung ökologisch wie landbaulich bewerten muß. Deshalb werden seit vielen Jahrzehnten an der Moor-Versuchsstation auch die mineralischen Naßböden bearbeitet. Jede der Fachkommissionen der DBG wurde in diesem Sinne anzusprechen versucht, wobei jedoch unser bodentechnologischer Schwerpunkt deutlich werden sollte.

Diese Tagung möge dazu beitragen, das Interesse der Bodenkundler an den spezifischen Problemen der Niederungsböden wachzuhalten.

5. Literaturhinweis

Aus Anlaß des 100jährigen Bestehens der ehemaligen Moor-Versuchsstation ist unter dem Sammeltitle "100 Jahre Moorforschung in Deutschland" in der Reihe F des Geologischen Jahrbuchs, herausgegeben von der Bundesanstalt für Bodenforschung und den Geologischen Landesämtern der Bundesrepublik Deutschland, Hannover, eine Festschrift erschienen. Die derzeit aktiv wissenschaftlichen Mitarbeiter des Instituts Bartels, Burghardt, Eggelsmann, Feige, Scheffer, Schwaar, stellen sich und ihre Arbeiten darin ausführlich vor. Gemeinsam setzen wir die unter Fleischer, Tacke, Brüne und Baden als vormalige Direktoren der Moor-Versuchsstation begonnene Arbeit fort. Es kann daher hier auf ein weiteres Literaturverzeichnis verzichtet werden. Im Jahrbuch des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen sind weitere aktuelle Beiträge aus Anlaß des 100jährigen Bestehens erschienen. Schließlich sei besonders auf die gemeinsam mit dem Bremer Landesmuseum im Focke-Museum aus Anlaß dieser Tagung vor wenigen Tagen eröffnete Ausstellung "Das Moor - seine Nutzung einst und jetzt" verwiesen. In den Exkursionen wurden aktuelle Ziele ausgewählt (s. Exkursionsführer Mitteilungen DBG Bd. 24).

Spannungen und Spannungsverteilungen als Entstehungsbedingungen von Aggregaten

von

Hartge, K.H. und R. Horn

Einleitung und Problemstellung

Bei der Untersuchung der Struktur- und Aggregatstabilität treten immer wieder Schwierigkeiten auf, weil die Stabilität nicht eine Funktion der Bodeneigenschaften allein, sondern vielmehr gleichzeitig von äußeren Bedingungen abhängig ist. Diese Wechselbeziehung der zu Gruppen zusammengefaßten Kräfte wurde bereits dargestellt (Hartge, 1975). Sie erschwert es, die Stabilitätszustände des Bodens im Freiland zu erfassen.

Entnimmt man Proben aus dem Bodenverband, so kann man also in ihnen den Einfluß der äußeren Bedingungen nicht mehr erkennen. Die gesamte Stabilitätslage der Struktur in situ zu erfassen ist jedoch nur begrenzt möglich. Denn die Reaktionen des Bodens auf Veränderungen im Kräftesystem sind sowohl von der Größe als auch von der Form der beanspruchten Flächen abhängig. Infolge dessen ist der Versuchsansteller immer wieder gezwungen, anstatt zu messen, auf die Interpretation von Beobachtungen überzugehen. Daher gibt es auch eine relativ große Anzahl von visuellen Methoden der Stabilitätsbestimmung für Bodenstrukturen (Sekera, 1951, Peerlkamp, 1958, Boekel, 1965; De Boodt, 1957) und Beschreibungen über Entstehungsbedingungen und Vorkommen (Mückenhausen 1963).

In folgenden wird versucht einen Schritt weiter zu gehen und die visuellen Beobachtungen vor dem Hintergrund der Spannungsverteilungen zu interpretieren.

Phänomene

Spannungen als innere Kräfte in Boden können je nach ihrem

Richtungssinn *Dehnungen* oder *Stauchungen* erzeugen. Wenn diese stärker werden als der im Boden mobilisierbare Widerstand, dann entstehen Risse und Brüche. Im Falle der *Dehnungsspannungen* verlaufen diese Risse in 90° zur Richtung des stärksten Zuges, weil in dieser Richtung die größte Zugentlastung je Flächeneinheit neuentstehender RiBoberflächen möglich ist (Griffith, 1911). Im Falle der *Stauchung* verlaufen die Risse in $45^\circ \frac{y}{x}$ zur Richtung des stärksten Druckes weil in dieser Richtung das Verhältnis der Schubspannung (τ) zur Normalspannung (σ_n) am größten ist. In Böden sind in der Regel die zugbedingten Risse häufiger als die stauchungsbedingten. Sie werden daher im folgenden ausschließlich beschrieben. Sie beginnen bei einem frischen homogenen Sediment in zufallsbedingter Richtung, wenn keine Verzerrungen der zufallsbedingten Spannungsverteilung auftreten. Verzerrungen können entstehen durch Gravitationseinfluß bei geneigten Oberflächen oder als Randwirkungen an den Grenzen des betrachteten Sedimentes, z.B. an Grabenrändern.

Wenn solche Risse länger werden, begegnen sie sich und zwischen ihnen werden Aggregate abgetrennt. Da jeder Riß eine Spannungsumlagerung zur Folge hat, können die Risse sich nicht kreuzen (Abb.1). Wenn die Zugspannungen nach der Rißbildung weiteranwachsen, entsteht eine neue Gruppe von Rissen, die die großen Aggregate weiter aufteilt. Infolge der durch die erste Rißgeneration vorgegebenen Umverteilung der Spannung ist die Richtung dieser zweiten Rißgeneration nicht mehr zufallsbedingt. Sie entstehen vielmehr jeweils in 90° zu den Richtungen der ersten Rißgeneration und ändern diese Anfangsrichtung erst später, weil sie dem Verlauf von Zonen geringster Zugfestigkeit folgen. Die ersten von ihnen teilen darüber hinaus meistens das Ursprungsaggregat annähernd rechtwinklig zu dessen längeren Achse. Auf die Risse der 2. Generation folgen bei weiterer Spannungszunahme die Risse einer dritten Generation, die wiederum auf denen der ersten oder zweiten senkrecht stehen.

Während die Rißbildung in der Horizontalen wie beschrieben

abläuft, nimmt die Tiefe der Risse im Sediment gleichzeitig weiter zu. Dabei entstehen auf den durch die Risse der ersten Generation neu gebildeten Flächen ebenfalls neue Risse. Für diese ist die Spannungsverteilung in ähnlicher Art vorgegeben wie für die 2. Rißgeneration der Bodenoberfläche. Deshalb überwiegt hier auch eine bestimmte Richtung, nämlich diejenige, die mit dem ersten senkrechten System rechte Winkel bildet. Dies führt zu waagerechten Brüchen, die die Prismen horizontal unterteilen. Die Häufigkeit dieser horizontalen Risse nimmt mit zunehmender Tiefe im Boden ab. Dieser Ablauf der Rißbildung ist idealisiert in Abb.2 dargestellt. In der Natur ist dieses Bild durch Heterogenität der Lagerung und die dadurch verursachten Festigkeitsunterschiede verändert. Die Abfolge der Prozesse und die Formen sind daher weniger regelmäßig.

Stabilität und Spannungsverteilungen

Um die auftretenden Kräfte zu erfassen, kann man von einem Modell ausgehen, wie es die Rißbilder nach Wolkewitz (1958) bieten. Hier liegt ein flacher Tonschlicker auf einer Glasunterlage. Bei Na- Tonen zerreißt er in wenige große Blöcke mit wenigen breiten Rissen, bei Ca- Tonen in zahlreiche kleine Blöcke mit vielen kleinen Rissen. Stellt man hierfür die ziehenden Kräfte den beharrenden gegenüber, so erhält man

$$\sigma_{x_{\max}} < \tau \quad (1)$$

für den Zustand beim Reißen, wenn $\sigma_{x_{\max}}$ die maximale Zugfestigkeit in der x-Richtung und τ der Widerstand gegen das Herangezogenwerden auf der Unterlage ist. σ_x ist dabei im Falle horizontaler Lage des Sedimentes durch den Porenwasserdruck, hier also die Wasserspannung (-u) gegeben. Für den Widerstand kann man gemäß der Coulombschen Formel schreiben

$$\tau = \mu \sigma_n + c \quad (2)$$

Dabei ist μ Koeffizient der inneren Reibung (tg des Winkels der inneren Reibung), c die Kohäsion und σ_n die Normalspannung, im Falle horizontaler Lagerung also darstellbar durch

$h \cdot d_B \cdot g$ (Höhe, Lagerungsdichte, Erdbeschleunigung). Geht man von den inneren Kräften - den Spannungen - zu den äußeren Kräften über, so muß man den Schubwiderstand (s) als Ganzes der Gesamtlast (N) gegenüberstellen. Die Gleichung lautet dann

$$S = \mu N + c \quad (2a)$$

In dieser Form sagt sie aus, daß eine umso größere Last nötig ist, um eine gegebene Zugfestigkeit (s_{\max}) zu überschreiten, je kleiner die Zahlenwerte für die bodeneigenen Parameter μ und c sind. Im Bereich der Schlicker nach Wolkewitz bedeutet das: die Na-Ton-Aggregate sind größer als die Ca-Ton-Aggregate, weil sie auf dem Untergrund weniger Widerstand finden.

Wenn die Spannungsverteilung nicht zufallsbedingt ist, sondern z.B. durch eine Schräglage des Sedimentes verzerrt ist, dann addiert sich der Schwerkrafteinfluß zu den übrigen Spannungen, und in 90° zur Richtung der zugwirksamen Schwerkraftkomponente treten die ersten Risse auf (Abb.3). Anstelle der Gleichung (1) kann man dann schreiben

$$|u| - h d_{gg} \cdot \sin \alpha < \tilde{\tau} = \mu [(h d_{gg} \cdot \cos \alpha) - u] + c \quad (3)$$

wenn die Bodensäule unten aufgestützt ist und die Last der Teile oberhalb des Risses komprimierend wirken. Haftet das Sediment jedoch an der oberen Kante fest, so daß freihängende Teile den Zug verstärken, muß auf der linken Seite der Gleichung anstelle des (-) ein (+) stehen.

Freilandböden unterscheiden sich von den bisher besprochenen Schlickern dadurch, daß sie nicht in geringer Schichtdicke auf einer anderen Unterlage liegen. Daher ändert sich auch der Scherwiderstand $\tilde{\tau}$ zur Tiefe hin kontinuierlich (Abb.4). Eine solche Kontinuität ist an der Grenze des Schlickers zum Glasgefäß nicht unbedingt gegeben, doch kann der Scherwiderstand an dieser Grenzfläche nur kleiner sein als im Schlicker selbst. Wäre er größer, so müßte er die Kontraktion in dieser Zone hemmen und daher zu Aufbiegungen der Aggregatränder

führen. Mangelnde Kontraktionsmöglichkeit von sandigen Schichten ist im Freiland die Ursache für derartiges Hochbiegen von Tonschichten auf ausgetrockneten Pfützen (Abb.4).

Diese auf begrenzte Regionen beschränkte Bewegungshemmung ist auch die Ursache für das ungleichmäßige Quellen von Böden und damit für die Entstehung von säulenförmigen Aggregaten wie z.B. im Solonetz (Abb.4). Hier ist der quellungshemmende Scherwiderstand im Bereich der aggregatbegrenzenden Risse am größten. Der Vorgang läßt sich an der Quellung von Tonen in verschiedenen weiten Gefäßen leicht nachahmen.

Spannungsverteilungen im Verlaufe der Prismenbildung

In einem frisch sedimentierten Boden, der keine Überkonsolidierung aufweist, ist die Spannung in der Senkrechten (σ_z) am größten. Sie ist dann die erste Hauptspannung (σ_1). Ihr Betrag ist von der Höhe (h) und der Dichte der Bodenschicht (d_B) über ihr sowie von der Erdbeschleunigung (g) abhängig.

$$\sigma_z = \sigma_1 = h \cdot d_B \cdot g \quad (4)$$

Ihre für den Scherwiderstand wirksame Komponente ($\bar{\sigma}_z$) ist allerdings nur ein Teil des Gesamtbetrages gemäß

$$\sigma_z = \bar{\sigma}_z + (\pm u) \quad (5)$$

Aufgrund der Gleichungen 4 und 5 sind die vertikalen Spannungen der verschiedenen Tiefen im Boden (σ_{z1} ; σ_{z2} ; σ_{z3} in Abb.5) errechenbar, wenn Lagerungsdichte, Wasserdruck (hier Wasser-spannung $-u$) und Schichthöhe (h) bekannt sind. Daher können mit Hilfe von Gleichung 2 auch die Scherparameter des Bodens errechnet werden für die horizontale Ebene zwischen zwei Rißenden.

Die kleinste Spannung muß unter den genannten Bedingungen in der Horizontalen vorliegen. Dann ist

$$\sigma_3 = \sigma_3 < \sigma_1 \quad (6)$$

Die genaue Ermittlung dieses Wertes ist meßtechnisch kaum

möglich. Für eine Überschlagsrechnung kann man jedoch davon ausgehen, daß σ_x im Bereich der Schrumpfung ein negatives Vorzeichen haben muß, wenn unterhalb der Reißenden wie üblich ein positives Vorzeichen verwendet wird (Abb.4.). Wenn so verfahren wird, dann muß in der Ebene der Reißenden die Gesamtspannung gleich Null werden.

$$\sigma_{x3} = \bar{\sigma}_3 + (-u) = 0 \quad (7)$$

Da $(-u)$ mit einem Tensiometer gemessen werden kann, bedeutet dies, das σ_3 im Grenzfall, genau ehe die Reißbildung einsetzt, bekannt ist. Dies gilt für alle Reißenden, soweit es sich um Dehnungsrisse handelt.

Auch für die Risse der zweiten Generation, die an den senkrechten Rissen der ersten Generation entstehen (Abb.2), ist die Reißbildung durch die Gleichung 1 u. 2 beschrieben. Nur wird hier $\sigma_n \rightarrow \sigma_3$. Die Reibung auf der nunmehr senkrecht stehenden Schrumpfungsebene ist

$$\tau = \mu \sigma_3 + c \quad \text{mit} \quad \sigma_3 = \bar{\sigma}_3 + (-u)$$

Der Zug, der diese Reibung hervorruft, ist wiederum durch die Wasserspannung hervorgerufen. Die Last der aufliegenden Bodensäule wirkt diesem Zug entgegen. Daher ist die Zugspannung (σ_z), die zur Reißbildung führt:

$$\sigma_z = u - h d g \quad (8)$$

wenn die Bodensäule unterhalb des Risses aufgestützt ist und h die Höhe der Bodensäule oberhalb des Risses bedeutet.

Zusammenfassung

1. Im Boden treten zwei Reißbildungsvorgänge auf:
Dehnung mit Rissen 90° zur Richtung der stärksten Spannung und Stauchungen mit Rissen $45^\circ - \frac{\gamma}{2}$ zur Richtung der stärksten Spannung
2. Die Richtung der ersten Reißgeneration einer Bodenoberfläche ist zufallsbedingt, sofern nicht Gravitationseinfluß an hängigen Lagen oder Randeinwirkungen auftritt.

Die Risse der 2. und 3. Generation beginnen rechtwinklig zu denen der ersten.

3. Die Tiefe der Risse ist von der Spannungsverteilung abhängig. Fortsetzung zur Tiefe hin erfordert Erhöhung der Wasserverspannung ohne Rücksicht darauf, in welcher Richtung der RiB "tiefer wird".
4. Die abnehmende RiBhäufigkeit in größeren Bodentiefen zeigt eine Abnahme der Scherparameter μ und c an. Das zur RiBbildung erforderliche τ wird dann nur durch das Gewicht großer Blöcke erzeugt.
5. Die beschriebenen Mechanismen erklären die Entstehung von Prismen und Polyedern bei homogener zufallsbedingter Verteilung der Richtungen in der ersten vertikalen RiBgeneration. Scherbige Aggregate deuten auf das Vorhandensein einer Richtung stärksten Zuges hin.
6. Platten mit hochgebogenen Enden und Säulen sind eine Folge einer Diskontinuität der Scherwiderstände in der Richtung rechtwinklig zur Schrumpfungs- bzw. Quellungsrichtung.
7. Die Messung der Wasserverspannung im Augenblick der RiBbildung- also am Ende eines Risses- ermöglicht es, an diesem Ort die kleinste Hauptspannung zu bestimmen.

Literatur

Boekel, P. (1965): Landbouwk Tijdsch. 77, 306-311.

De Boodt, M. (1957): Diss. Gent.

De Leenheer, L. u. van Ruymbeke, M. (1960): Meded. Landbouwhogeschool Gent 25, 1-416.

Griffith, A.A. (1911) cit. bei Phillips, C.J. (1972):
Fracture - an advanced treatise. Verlag Acad. Press,
New York.

Hartge, K.H. (1975): Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Versuchswesen 51, 225-231.

Mückenhausen, E. (1963): Z. f. Kulturtechnik 4, 102-114.

Peerlkamp, P.K. (1958): Proc. Int. Sympos. Soil Struct.
Gent, 216-221.

Sekera, F. (1951): Gesunder und kranker Boden. Verlag Parey,
Berlin, 3. Auflage.

Wolkewitz, H. (1960): Z. f. Kulturtechnik 1, 162-179.



Abb. 1 Rißbildung in einer Mudde. Risse kreuzen sich nie. Die nächsthöhere Generation beginnt rechtwinklig oder im stumpfen Winkel zur vorherigen. Der weitere Verlauf ist dann von lokalen Schwankungen der Zugfestigkeit gegeben.

Abb. 2 Anordnung der Risse der 1., 2. und 3. Generation

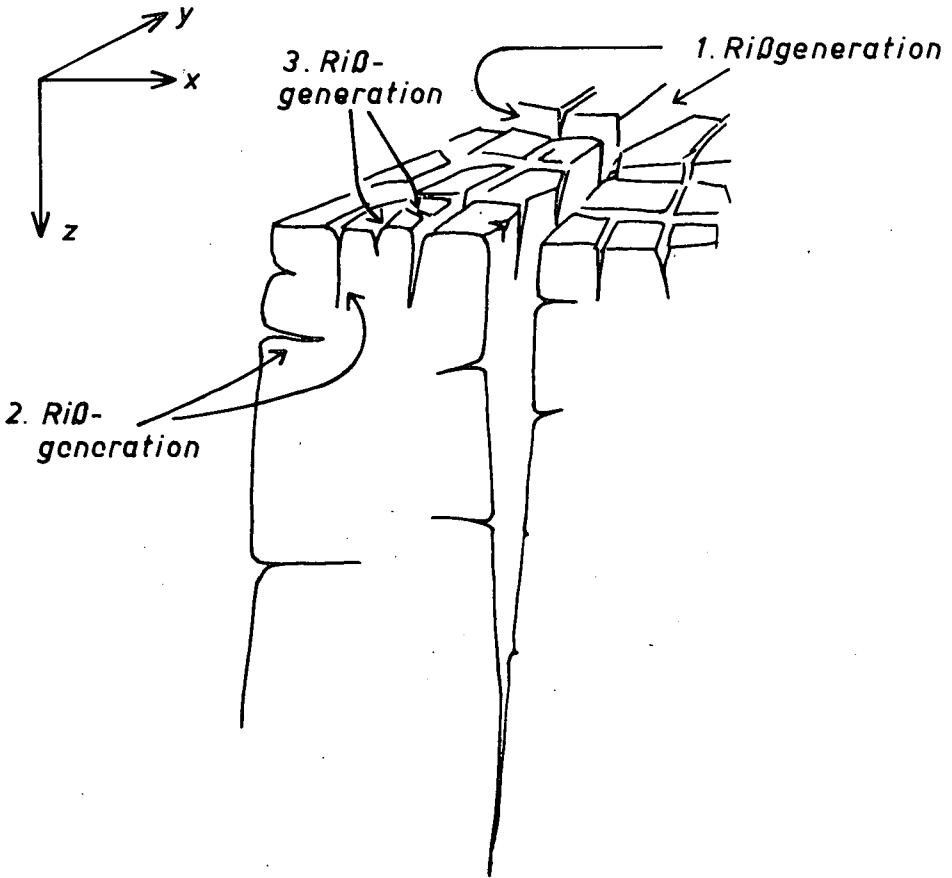


Abb. 3 Einfluß der Schwerkraft bei nicht waagrechttem Sediment

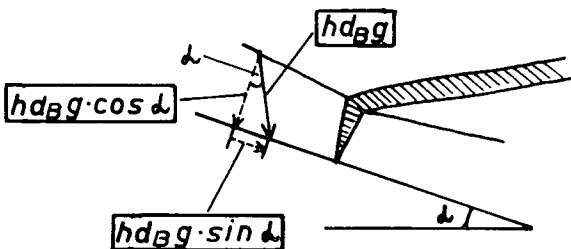


Abb. 4

Diskontinuierliche Veränderung von τ als Ursache für das Hochbiegen

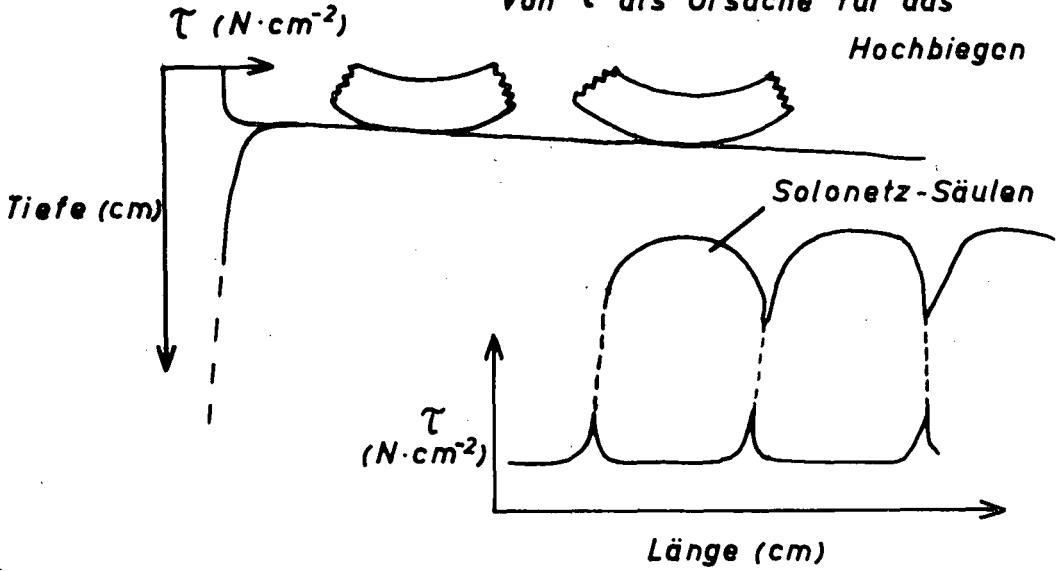
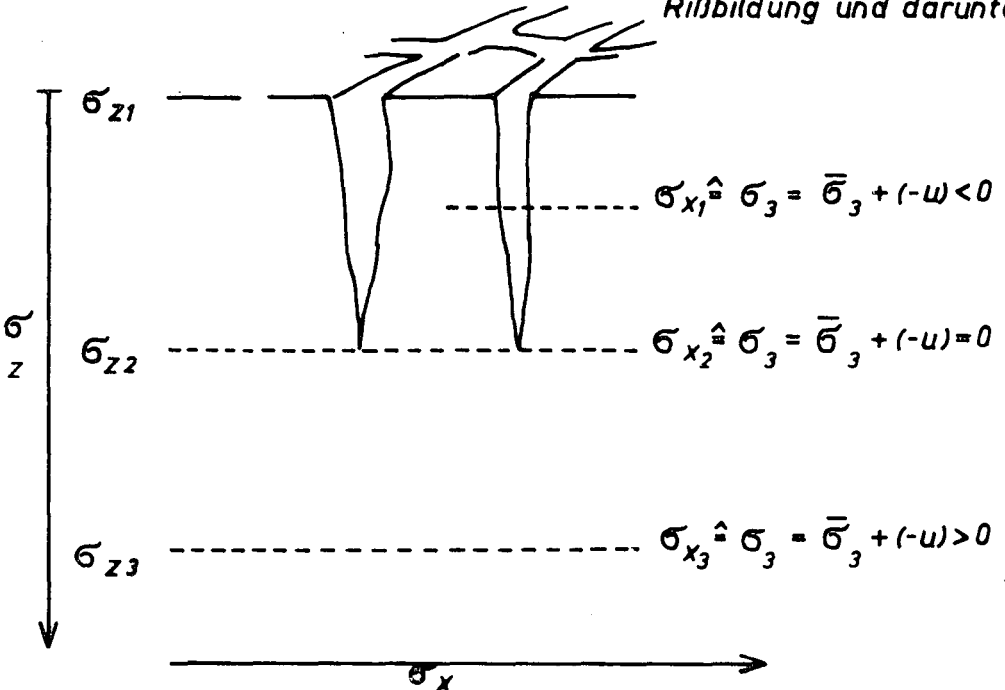


Abb. 5

Hauptspannungen im Bereich der Rißbildung und darunter



Saugspannungsabhängiger Eindringwiderstand
von Modellböden

von
Becher, H.H.⁺

Ein Vorversuch zeigte, daß der Eindringwiderstand, gemessen mit einem verbesserten Gerät (Becher 1978a), deutlich von Körnung, Lagerung und Feuchte des verwendeten Substrates abhing, wobei die Kraft-Weg-Kurven von Plastilin denen von Zylinderproben eines Pelosols (Becher 1978b) sehr ähnlich waren.

Die im Hauptversuch in unterschiedlicher Schichtenfolge bei Wasserspannungen zwischen 20 und 600 cmWS verwendeten Körnungen Sand und Schluff (Becher 1978c) verdeutlichten den Einfluß sowohl der Körnung als auch der Wasserspannung auf den Eindringwiderstand. Stets wurden Optimumkurven erhalten, die sich beim Sand durch ein Minimum, beim Schluff durch ein Maximum zwischen 250 und 350 cmWS Wasserspannung auszeichneten. Eine Mehrschichtigkeit beeinflusste nur die Lage, nicht die Art des Optimums. Außerdem wurden beim Sand (15 kp/cm^2) tendenzmäßig niedrigere Eindringwiderstände gemessen als beim Schluff (30 kp/cm^2). Das unterschiedliche Verhalten von Sand und Schluff wurde auf die Wirksamkeit der Ko- und Adhäsionskräfte bei den verschiedenen Wasserspannungen zurückgeführt, wobei das Optimum auf besondere Mechanismen in diesem Wasserspannungsbereich hinweist. Auch andere Untersuchungen/deuteten (Becher und Hartge 1976) das Vorhandensein einer Optimumkurve an. Darüberhinaus wurde darauf aufmerksam gemacht, daß zur Vermeidung von Meßfehlern und Fehlinterpretationen die Modellböden nach einem einheitlichen Schema eingefüllt und ihre Wasserspannungen zur Unterbin-

⁺Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München,
8050 Freising-Weihenstephan

dung einer Hysteresis nur unter desorptiven Bedingungen (außer der Erstbefeuchtung) eingestellt werden müssen. Da bei Mehrschichtigkeit eine Zunahme der Bodenfeuchte in den unteren Schichten beobachtet wurde, die sich auch im Verlauf der Kraft-Weg-Kurven ausdrückte, mußte der Eindringwiderstand für die einzelnen Schichten getrennt ermittelt werden.

Literatur

Becher, H.H. (1978a): Ein verbessertes Verfahren zur Messung des Eindringwiderstandes. Z. f. Kulturtechnik u. Flurber. (Manuskript in Vorber.)

Becher, H.H. (1978b): Saugspannungsabhängiger Eindringwiderstand eines Pelosols. Geoderma (Manuskript in Vorber.)

Becher, H.H. (1978c): Saugspannungsabhängiger Eindringwiderstand von Modellböden. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenkd. (Manuskript in Vorber.)

Becher, H.H. und Hartge, K.H. (1976): Feststofftransport im wasserungesättigten Boden. Mitt. Dtsch. Bdkdl. Ges. 23, 161-172.

Untersuchungen zur Wasserdynamik skelett-
reicher Ruderalstandorte

von

Blume, H.-P.⁺ und Runge, M.⁺

Pflanzenstandorte innerstädtischer Freiräume sind durch vergleichsweise hohe Mitteltemperaturen der bodennahen Luftschicht und damit durch eine relativ hohe potentielle Evapotranspiration charakterisiert. Außerdem sind naturgemäß auch die Bodeneigenschaften stark anthropogen beeinflusst. Im besonderen Maße gilt das für Ruderalstandorte, d.h. Aufschüttungsböden künstlicher Substrate mit hohem Ziegel- und Mörtelanteil, die in Berlin einen hohen Flächenanteil einnehmen.

Der Steingehalt in Form von Ziegel- und Mörtelbrocken der Pararendzinen aus Trümmerschutt des letzten Krieges beträgt 30 - 60 %. Bedeutsam für den Wasserhaushalt ist nun, daß Ziegel und Mörtel porös sind, mithin Wasser zu binden vermögen. Porenvolumen und nutzbare Wasserkapazität der Ziegel sind teilweise höher als die der ruderalen Feinerde, die wiederum durch hohen Feinsandgehalt des Berliner Urstromtales in ihren Eigenschaften geprägt ist. Da Pflanzenwurzeln nicht in Ziegel und Mörtel einzudringen vermögen, ist deren "nutzbares" Wasser nur bedingt verfügbar und ergänzt in Trockenperioden die Wasserversorgung nur bei ausreichender Kleinheit des Skelettes.

⁺ Institut für Ökologie der Techn. Universität Berlin
1000 Berlin 33, Engler Allee 19-21

Die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit über mehrfache Tensions- und Wassergehaltsmessungen unterschiedlicher Bodentiefe einer vegetationsfreien, bewässerten und anschließend abgedeckten Parzelle erbrachte einen noch relativ hohen ungesättigten Fluß von 8-12 cm/Tag bei 100 cm WS. Gesättigter Fluß tritt unter Berliner Klimaverhältnissen nicht auf.

Ruderalstandorte des letzten Krieges weisen dort, wo nicht gestaltend eingegriffen wurde, in der Regel ein Chelidonio-Robinetum auf, teilweise allerdings noch ein Poa-Tussilaginetum als Vorstufe. Robinien wurzeln sehr tief und entziehen während der Hauptvegetationszeit einen nennenswerten Teil des nutzbaren Wassers bis 2 Meter Tiefe. Demgegenüber wird von der Staudengesellschaft nur dem oberen Meter Wasser entzogen. Das hat (verbunden mit einer hohen Wasserleitfähigkeit des Bodens) zur Folge, daß unter Stauden die jährliche Grundwasserspende nahezu doppelt so hoch ist wie unter Robinien.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse soll demnächst in der Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde erscheinen.

Eichung einer Neutronensonde mit Hilfe einer Dichtetiefen-
sonde und mit sondenspezifischen Kennwerten.

von
Germann, P.⁺ und P. Greminger⁺⁺

Grundlagen

HANUS et al. (1972) haben aufgrund eines umfangreichen Probenmaterials gezeigt, dass neben dem volumetrischen Wassergehalt w vor allem die Trockendichte ρ_a des Bodens die Impulsrate I der Neutronensonde wesentlich beeinflusst. Auch VACHAUD et al. (1977) haben dasselbe festgestellt. Bei einer gegebenen Impulsrate I der Neutronensonde gilt, etwas vereinfacht, nach HANUS et al. die folgende Beziehung:

$$w = \rho_a / \rho_{\text{HOH}} \cdot a(I) + b(I) \quad \text{für } I = \text{konstant} \quad (1)$$

Dabei gilt:

- w volumetrischer Wassergehalt ($\text{cm}^3_{\text{HOH}} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{Boden}}$)
- ρ_a Trockendichte des Bodens ($\text{g Boden} \cdot \text{cm}^{-3}_{\text{Boden}}$)
- ρ_{HOH} Dichte des Wassers ($1 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$)
- $a(I)$ Steigung in der Beziehung (1), abhängig von einer bestimmten Impulsrate I
- $b(I)$ Ordinatenabschnitt in (1)
- I Impulsrate der Neutronensonde (cpm)

Andererseits gilt:

$$\rho_F = \rho_a + w \cdot \rho_{\text{HOH}} \quad (2)$$

+ Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

++ Professur für Bodenphysik ETHZ, CH-8903 Birmensdorf

Dabei gilt:

ρ_F Feuchtdichte des Bodens (g (HOH + Boden) · cm⁻³Boden)

Aus (1) und (2) folgt:

$$\rho_F = \rho_{HOH} \left[w \frac{a(I) + 1}{a(I)} - \frac{b(I)}{a(I)} \right] \quad \text{für } I = \text{konstant} \quad (3)$$

Dieser Ausdruck stellt eine Linie mit der Impulsrate I dar in einem Diagramm mit der Feuchtdichte ρ_F in Abhängigkeit des Wassergehaltes w. (Siehe Abbildung 1).

Das sondenspezifische Eichdiagramm

(Die Symbole im Text beziehen sich auf die Abbildung 1)

In einem Boden mit möglichst hoher Trockendichte ρ_a' und in einem mit möglichst geringer Trockendichte ρ_a'' müssen je ein Punkt mit möglichst hohem Wassergehalt (w_2, w_4) und je ein Punkt mit möglichst niedrigem Wassergehalt (w_1, w_3) mit den zugehörigen Feuchtdichten ($\rho_{F1}, \rho_{F2}, \rho_{F3}, \rho_{F4}$) und Impulsraten (I_1, I_2, I_3, I_4) durch gravimetrische Bestimmung bekannt sein. Durch lineare Interpolation zwischen den Punkten (1) und (2) erhält man beliebig viele Wertepaare $\rho_F'(I)$ und $w'(I)$, respektive zwischen den Punkten (3) und (4) $\rho_F''(I)$ und $w''(I)$

Aus zwei, derselben Impulsrate I entsprechenden Wertepaaren werden Bestimmungsgleichungen aufgestellt, mit denen a(I) und b(I) berechnet werden können. (Ausdrücke (4) - (7)).

$$\rho_F' / \rho_{HOH} = w' \frac{a(I)+1}{a(I)} - \frac{b(I)}{a(I)} \quad (4); \quad \rho_F'' / \rho_{HOH} = w'' \frac{a(I)+1}{a(I)} - \frac{b(I)}{a(I)} \quad (5)$$

$$a(I) = \frac{(w' - w'') \cdot \rho_{HOH}}{(\rho_F' - \rho_F'') - (w' - w'') \cdot \rho_{HOH}} \quad (6); \quad b(I) = w'(a(I)+1) - \frac{\rho_F' \cdot a(I)}{\rho_{HOH}} \quad (7)$$

Damit können für jede Impulsrate I die Parameter $a(I)$ und $b(I)$ aus den Daten $(\mathcal{S}_{Fi}, w_i, I_i)$ $i = 1, 4$ berechnet werden. Dabei wird vorausgesetzt, dass die Eichkurven der Neutronensonde linear verlaufen.

Arbeiten mit dem sondenspezifischen Eichdiagramm

(Siehe Abbildung 2)

Mit der Dichtetiefensonde (Gammasonde) wird am Messort die Impulsrate I_γ bestimmt und der entsprechenden Eichkurve wird die Feuchtdichte \mathcal{S}_F des Messhorizontes entnommen (linke Bildhälfte). Die Parallele durch \mathcal{S}_F zur Abszisse wird mit der Geraden, die der mit der Neutronensonde am gleichen Ort bestimmten Impulsrate I entspricht, geschnitten (Punkt S_1 , resp. S_2). (Rechte Hälfte, Abbildung 2).

Die Projektion von S auf die Abszisse ergibt den volumetrischen Wassergehalt w . Subtrahiert man von \mathcal{S}_F den Wassergehalt w (gemäss Beziehung 2) dann erhält man die Trockendichte \mathcal{S}_a , deren Streuung von wiederholten Messungen bei möglichst unterschiedlichem Wassergehalt ein Mass für die Genauigkeit der hier dargelegten Methode ist. (In der Abbildung 2 mit $\Delta\mathcal{S}_a$ dargestellt).

Diskussion der Ergebnisse

Das hier vorgeschlagene Eichverfahren konnte noch nicht im Feld überprüft werden. Daher kann noch nichts über die Genauigkeit oder über Einschränkungen bei seiner Anwendung angegeben werden. Immerhin bestätigen die Daten von ØLGAARD (1965), die mit der Beziehung (3) ausgewertet wurden, das dargelegte Verfahren. (Siehe Tabelle 1). Da nur die graphische Darstellung der Werte publiziert wurde, eignen sie sich kaum für eine weitere Betrachtung. Von Interesse wären bessere Kenntnisse über die Funktionen $a = a(I)$ und $b = b(I)$.

Tabelle 1

Beispiele für a(I) und b(I) aufgrund der Daten von ØLGAARD (1965),
berechnet nach (6) und (7).

I (cpm)	w (cm ³ .. cm ⁻³) bei		a(I)	b(I)
	$\rho_a=1.2(\text{g.cm}^{-3})$	$\rho_a=1.6(\text{g.cm}^{-3})$		
2 000	0.086	0.048	-0.0925	0.197
3 000	0.135	0.095	-0.0975	0.252
4 000	0.176	0.135	-0.1025	0.299
5 000	0.217	0.169	-0.1225	0.365
6 000	0.255	0.206	-0.1225	0.402
7 000	0.289	0.328	-0.1275	0.442

Literaturangaben:

HANUS, H., SÜSS, A. und SCHURMANN, G., 1972: Einfluss von Lagerungsdichte,
Ton- und Schluff- sowie Humusgehalt auf die Wassergehaltsbestimmung
mit Neutronensonden.

Z. Pflanzernähr., Bodenkunde 132:1(4-16).

ØLGAARD, P.L., 1965: On the theory of the neutronic method for measuring
the water content in soil.

Risø Report Nr. 97.

VACHAUD, G., ROYER, J.M. und COOPER, J.D., 1977: Comparison of methods of
calibration of a neutron probe by gravimetry or neutron-capture model.

J. of Hydrology 34: (343-356).

Abbildung 1

Erstellen eines sondenspezifischen Eichdiagramms

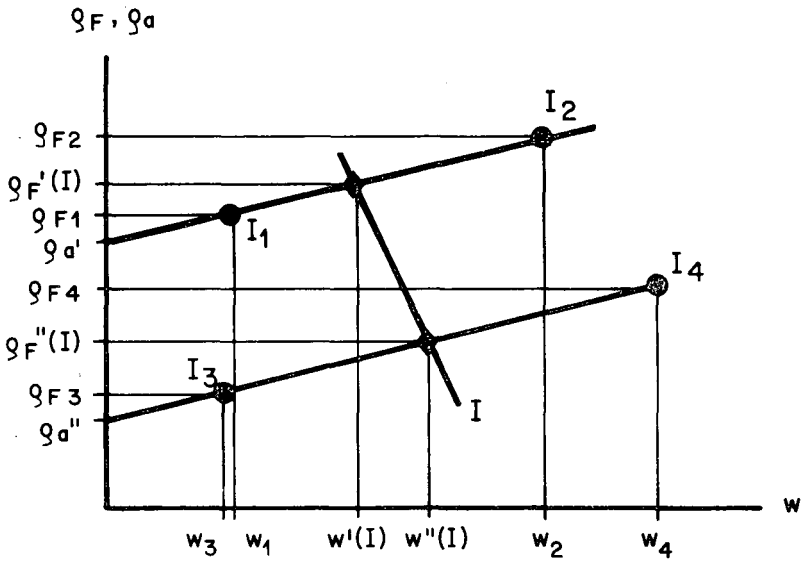
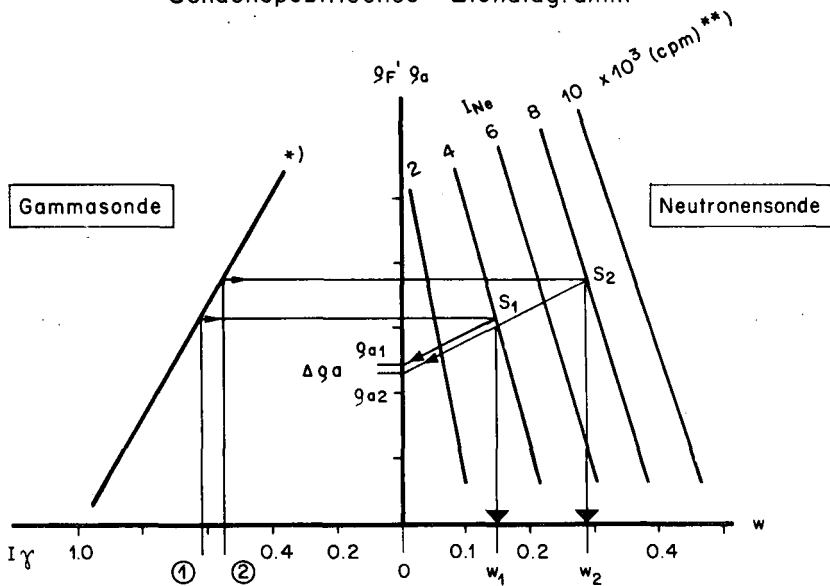


Abbildung 2

Sondenspezifisches Eichdiagramm



*) Eichkurve von P. Greminger

***) Werte gemäss Tabelle 1

Die Veränderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit künstlicher Sand-Schluff-Gemische in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten.

von
Horn, R.¹ und Hartge, K.H.²

1. Einleitung

Über Verlagerungen von Substanzen in fester und gelöster Form mit dem Wasserstrom im Boden sind in den letzten Jahren viele Untersuchungen durchgeführt worden, bei denen die unterschiedlichsten Fragestellungen abgehandelt wurden. Als Beispiel seien nur die Arbeiten von HARTGE und BECHER (1976) sowie BIGGAR und NIELSEN (1962, 1963) genannt, die die Verlagerung und deren theoretischen Hintergrund untersucht haben.

Nun stellt sich aber unter kulturtechnischen Aspekten auch die Frage nach den Folgen derartiger Verlagerung für Dränung und Bewässerung und der damit verbundenen Aussagekraft bestimmter Meßverfahren wie die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit als Berechnungsgrundlage für die Dränung.

Denn bei der Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit k_f wird davon ausgegangen, daß der Proportionalitätsfaktor k eine Bodeneigenschaft ist. Er wäre dann sozusagen eine Materialkonstante eines Bodenzustandes und damit allein abhängig von Eigenschaften, die einen Einfluß auf den laminaren Fluß des Wassers haben. Dies sind all diejenigen, die mit Form und Größe der Fließpassagen zusammenhängen, vor allem also Körnung und Gefüge. Nun zeigen Messungen der gesättigten Wasserleitfähigkeit meistens, daß konstante Werte für k_f gar nicht oder nur nach sehr langen Zeitspannen ununterbrochenen Fließens erhalten werden (HARTGE, 1966). In dem Vortrag wird nun dargelegt, daß diese beobachteten Veränderungen Folgen unzureichender Stabilität

¹Institut f. Ökologie - Bodenkunde - der Techn. Universität Berlin, Englerallee 19/21, 1000 Berlin 33.

²Institut f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2a, 3000 Hannover 21

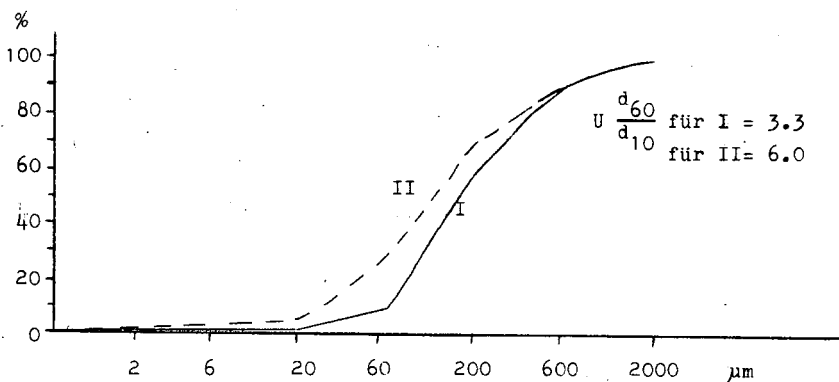
gegenüber der Beanspruchung sind, die unter dem Begriff "Strömungsdruck" bekannt sind.

Denn bei jeder Art der Beanspruchung stellt sich die Frage nach der Stabilität der Kornpackung, d. h. nach dem Verhältnis zwischen dem aus dem Eigengewicht der Körner sowie Ko- und Adhäsionskräften resultierenden wirksamen Spannungen und den als Strömungsdruck gekennzeichneten neutralen Spannungen.

2. Material und Methoden

Als Substrate wurden 2 Sandböden mit folgender Körnungszusammensetzung verwendet.

Abb. 1: Körnungssummenkurven der verwendeten Bodenmischungen



Diese Substrate wurden nach einer intensiven Homogenisierung in Stechzylinder mit Dichten von 1.6 g/cm^3 bzw. 1.8 g/cm^3 eingebaut, an beiden Enden mit einem feinmaschigen Sieb ($\varnothing \leq 20 \mu$) verschlossen und mit abgekochtem Wasser kapillar aufgesättigt. Die Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit erfolgte unter stationären Bedingungen bei verschiedenen hydraulischen Gradienten mittels der Apparatur von Hanus und Kmoch, bei der die Probe von unten nach oben durchströmt wird.

Nach einer Perkolationsdauer von 100 Stunden wurde der Versuch abgebrochen, die Stechzylinder in 4 je 1 cm dicke Bodenscheiben unterteilt und an diesen die Korngrößenzusammensetzung mittels Sieb- und Pipettmethode bestimmt.

3. Ergebnisse

In Abb. 2 ist die Veränderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit der Zeit in Abhängigkeit von der Höhe der hydraulischen Gradienten und der Einbaudichte für einen Schluffanteil von 10 % zusammengestellt. Aus der Abbildung wird der Einfluß der Ausgangsdichte in Abhängigkeit von den hydraulischen Gradienten auf die Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit deutlich. Je niedriger die Ausgangsdichte lag, desto intensiver erfolgt die Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit bei gleichen hydraulischen Gradienten. Die absoluten Unterschiede werden deshalb mit zunehmender Perkolationsdauer und mit zunehmenden hydraulischen Gradienten ständig größer. Mit Ausnahme der Anfangswerte liegen sowohl bei hohen, als auch bei niedrigen Lagerungsdichten wie auch bei allen hydraulischen Gradienten die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit nach 100 Std. niedriger, als es den k -Werten der vorherrschenden Fraktionen entsprechen würde.

Derselbe Effekt zeigte sich auch bei den Versuchsgliedern mit einem Anteil von 30 % < 63 μ m (Abb. 3). Die gesättigte Wasserleitfähigkeit nimmt auch in diesem Fall in bezug auf den Anfangswert der Wasserleitfähigkeit um so stärker ab, je geringer die Einbaudichten und je höher der angelegte hydraulische Gradient ist. Im Gegensatz zu den Kurvenverläufen in der vorigen Abbildung treten bei einem Anteil von 30 % < 63 μ m vorwiegend bei geringen hydraulischen Gradienten Unterschiede in den k_g -Werten auf, während mit steigendem Strömungsdruck keine lagerungsbedingten Unterschiede mehr sichtbar sind.

Ähnliche Versuche (30 % < 63 μ m) mit hydraulischen Gradienten $i > 1$ zeigten nach einer Perkolationsdauer von 100 Stunden Werte für die Wasserleitfähigkeit, die niedriger liegen als den Werten seiner Schluffproben entspricht.

Man richtet sich der Wert der Wasserleitfähigkeit einer Bodenprobe aber überwiegend nach der Schicht mit der geringsten Durchlässigkeit, so daß schon geringfügige Umlagerungen zu deutlichen Abnahmen in der Perkolationsgeschwindigkeit führen.

Im folgenden wird daher die Ursache untersucht, die zu diesen Veränderungen der Wasserleitfähigkeiten führt.

Wie eingangs erwähnt, ist die Stabilität eines Kornverbandes die Resultierende mehrerer Kräfte. Solange dabei die wirksame Spannung größer als die neutrale Spannung ist, bleibt das System stabil. Nimmt aber die neutrale Spannung infolge der Erhöhung des Strömungsdruckes zu, dann wird ein Zustand erreicht, bei dem die wirksame Spannung verschwindet. Da aber der Scherwiderstand eines Kornes von der wirksamen Spannung abhängt, bedeutet dies, daß auch der Scherwiderstand in der gesamten Erdmasse zu null wird. In diesem Zustand erhält das Korn von unten und von der Seite her keine Unterstützung, so daß es bei einer geringen Erhöhung des hydraulischen Gradienten vom Wasser mitgerissen wird. Dieser Vorgang wird hydraulischer Grundbruch genannt und hat die Veränderung des GPV und der Porengrößenverteilung zur Folge (KEZDI, 1976).

Dieser Stabilitätsverlust führt dazu, daß die kleineren Partikel bevorzugt vom aufwärtslaufenden Wasserstrom verlagert und dort abgelagert werden, wo die geringere Strömungsgeschwindigkeit dies erzwingt.

Die Schluffumlagerung, die die beschriebene Verkleinerung der k_f -Werte hervorruft, ist in Abb. 4 und 5 dargestellt. Hierbei handelt es sich stets um Mittelwerte der entsprechenden Bodenschicht. In diesen beiden Abbildungen wird dabei zum einen die Abhängigkeit der Umlagerung von der Ausgangsdichte und zum anderen von der Höhe des hydraulischen Gradienten deutlich. Bei dem Versuchsglied $10\% < 63 \mu\text{m}$ und $d_B = 1.5 \text{ g/cm}^3$ kommt es bei kleinen hydraulischen Gradienten vorwiegend zu einer Anreicherung der obersten Bodenschicht (Schicht 4) auf Kosten einer gleichmäßigen Verringerung der darunterliegenden Horizonte. Mit zunehmendem Strömungsdruck ($i > 2$) wird diese Anreicherung auch auf die Bodenschicht 2 - 3 cm ausgedehnt bei gleichzeitiger intensiver Abnahme des Schluffgehaltes in den beiden unteren Horizonten. Diese Umlagerung erfolgt in geringerem

Ausmaß auch in den mit einer höheren Dichte eingebauten Bodenproben, lediglich die zusätzliche Anreicherung der 2. Bodenschicht erfolgt erst bei höheren Gradienten ($i > 4$). Dieselbe Tendenz zeigt sich auch bei den Versuchsgliedern mit einem Schluffgehalt von 30 %. Auch hierbei kommt es bei den mit geringerer Dichte eingebauten Bodenproben zu einer sehr intensiven Anreicherung des Schluffanteiles am oberen Ende der Probe auf Kosten der Gehalte in dem unteren Teil.

In Abb. 6 ist diese Umlagerung als Funktion der Lagerungsdichte d_p und des Strömungsdruckes für die beiden Substrate dargestellt. Sowohl die Abhängigkeit der Umlagerungsintensität von dem Anteil an Feinmaterial, von der Ausgangsdichte und vom Strömungsdruck spiegeln sich hier wider. Je geringer der Gehalt an Feinkörnern im Boden, d.h. je kleiner der Ungleichförmigkeitsgrad des Bodens bei gleicher Ausgangsdichte ist, desto leichter tritt die Um- bzw. Einlagerung auf. Außerdem erfolgt sie um so eher, je lockerer der Bodenverband ist.

Berechnet man nun die Veränderung des Gesamtporenvolumens in der Einspülschicht aus der Abnahme der gesättigten Wasserleitfähigkeit nach 100 Stunden Perkolationsdauer, so erhält man folgende Kurvenverläufe (Abb. 7) (KEZDI, 1976).

Vergleicht man diese Werte mit den nach der Theorie von FURNAS (1931) aus der Korngrößenverteilung ermittelten Werten für das theoretisch minimal erreichbare Gesamtporenvolumen, so zeigt sich, daß z.B. für das Versuchsglied 30 % $63 \mu\text{m}$ der rechnerisch ermittelte Wert von 16 % GPV noch nicht erreicht worden ist.

4. Zusammenfassung

1) Die Konstanz der Werte für die gesättigte Wasserleitfähigkeit sind in starkem Maße von dem Verhältnis aus wirksamer und neutraler Spannung im Bodensystem abhängig. Sie ist um so geringer, je geringer der Ungleichförmigkeitsgrad und die geringe Einbaudichte und je höher der einwirkende hydraulische Gradient ist.

2) Die Ursache für diese Veränderung in den Wasserleitfähigkeitswerten ist der hydraulische Grundbruch, d.h. die Loslösung, der Transport und die Einlagerung von Feinmaterial zwischen den großen Körnern. Diese Veränderung tritt in Abhängigkeit von der Korngrößenzusammensetzung und der Dichte bereits bei sehr geringen hydraulischen Gradienten auf und führt damit zu einer mehr oder weniger vollständigen Umorientierung der Bodenproben.

3) Zieht man nun die Schlußfolgerungen aus diesen Untersuchungen für die labormäßige Bestimmung, so ist aufgrund der gezeigten Veränderungen der Wasserleitfähigkeit mit der Zeit nur die Anfangsphase, d.h. die 1. Stunde nach Beginn der Perkolation meßbar. Darüber hinaus sollte die Messung bei sehr kleinen Strömungsdrücken ($i < 1$) erfolgen.

4) Überträgt man die Auswirkungen dieser Laboruntersuchungen auf Freilandverhältnisse, so kann es durchaus auf intensiv bewässerten Flächen mit labilem Gefüge zu derartigen Verlagerungen kommen. Als Beispiel seien nur die Rieselfelder im Berliner Raum genannt, bei denen es zu kurzzeitigen Überstauungen mit bis zu 600 mm kommt.

5) Unter bodengenetischen Gesichtspunkten wäre es dann auch denkbar, daß die im Talsand häufig auftretenden Schluffbänder in derartigen Verlagerungserscheinungen ihre Ursache finden.

5. Literatur

BIGGAR, J.W. und D.R. NIELSEN: Miscible Displacement: II. Behavior of Tracers. Proc. Soil Sci. Soc. Amer. 26, 1962, 125-128.

BIGGAR, J.W. und D.R. NIELSEN: Miscible Displacement: V. Exchange Processes. Proc. Soil Sci. Soc. Amer. 27, 1963, 623-627.

FURNAS, C.C.: Grading aggregates. I. Mathematical relations for beds of broken solids of maximum density. Industrial Eng. Chem. 23, 1931, 1052-1058.

HARTGE, K.H.: Problematik und Fehlerquellen bei der Bestimmung der Durchlässigkeit an Stechzylinderproben. Wasser und Boden 18, 1966, 19-27.

HARTGE, K.H. und H.H. BECHER: Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte Stoffe im Boden. Mitt. Dtsch. Bdkd. Ges. 23, 1976, 153-160.

KEZDI, A.: Fragen der Bodenphysik 1976. VDI Verlag Düsseldorf.

Abb.2 Veränderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit als Funktion des hydraulischen Gradienten i und der Dichte d_B in Abhängigkeit von der Zeit, 10% 63μ Strömungsdr. i : $\frac{d_B}{1,6}$ $\frac{d_B}{1,8}$

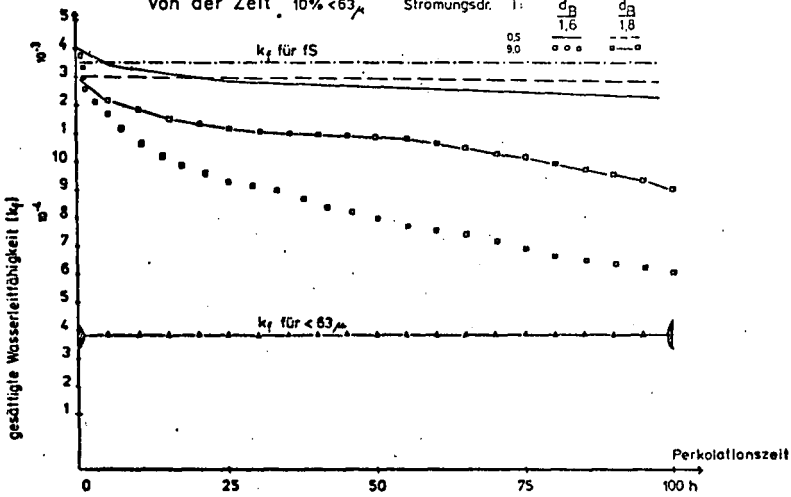


Abb.3 Veränderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit (k_f) als Funktion des hydraulischen Gradienten (i) und der Dichte in Abhängigkeit von der Zeit (h) 30% 63μ

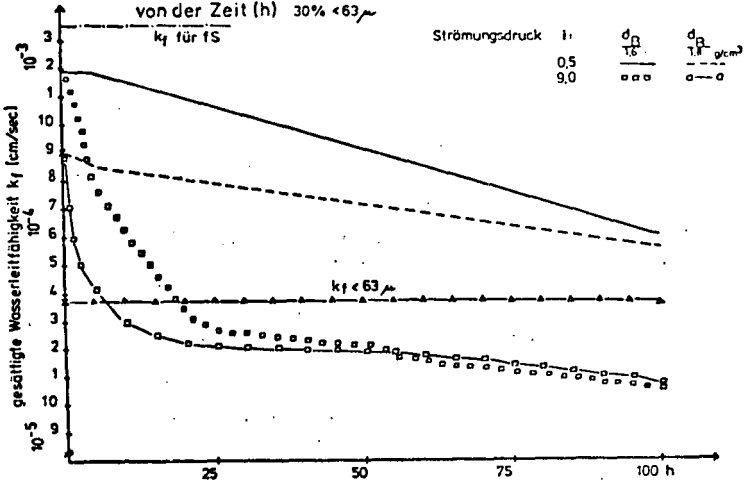


Abb.4 Veränderung der Verteilung des Schluffanteiles in der Probe in Abhängigkeit vom Strömungsdruck i

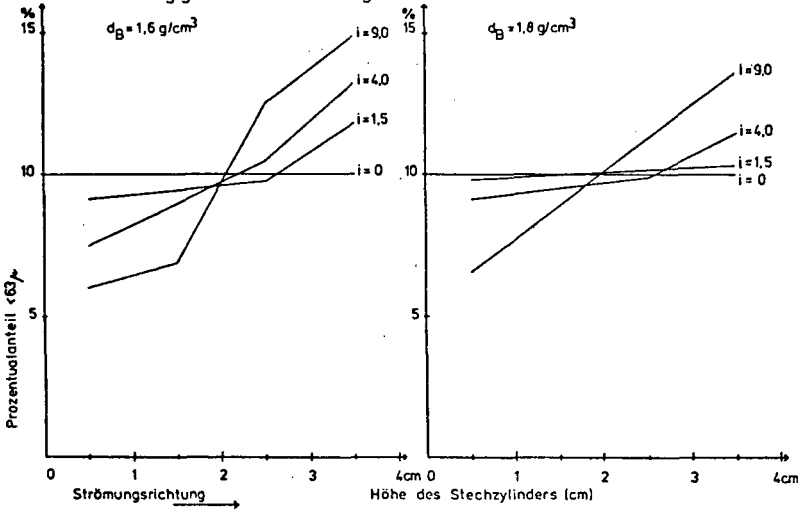
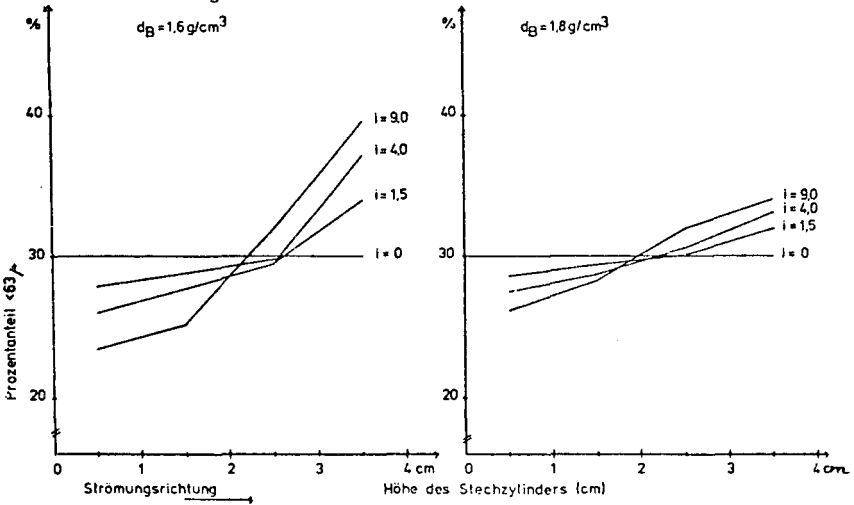
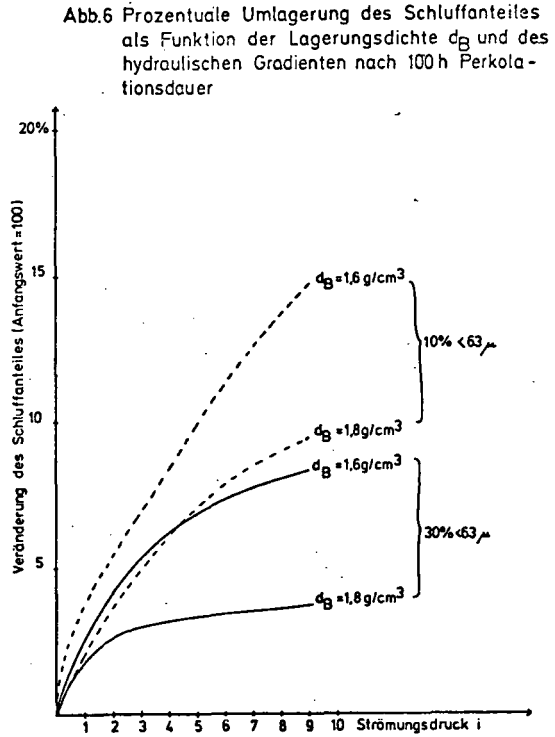
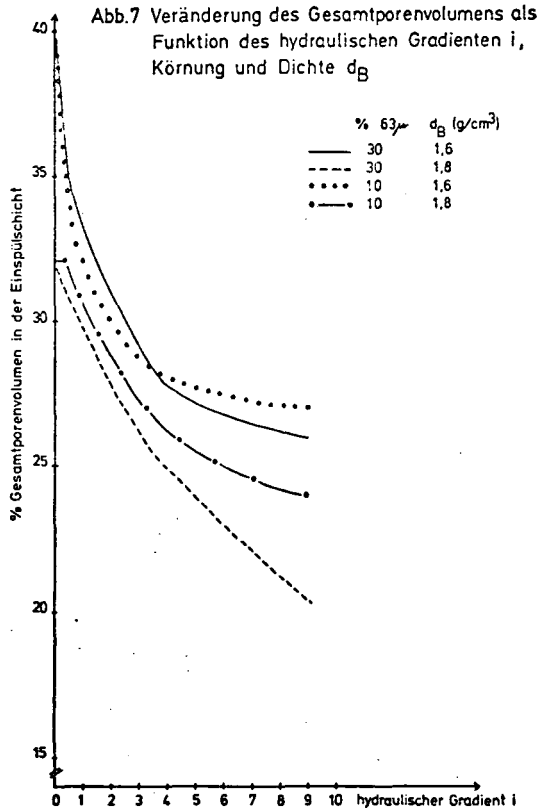


Abb.5 Veränderung des Schluffanteiles in der Probe in Abhängigkeit vom Strömungsdruck i





Untersuchungen über die Wirkung unterschiedlicher
Zwischenfrüchte auf einige bodenphysikalische Eigen-
schaften und auf den Nährstoffaustrag.

von

A. BRAMM und W. CZERATZKI ⁺

1. Einleitung

In der pflanzlichen Produktion hat die Abkehr vom Stallmist zu-
gunsten der direkten Verwertung der Ernterückstände z. B. des
Strohs auf dem Acker sowie die Tendenz zur Getreidemonokultur die
Frage nach der Bedeutung des Zwischenfruchtbaues für die Erhaltung
der Bodenfruchtbarkeit wieder stärker in den Vordergrund gerückt.

Neben der fruchtbarkeitssteigernden Wirkung gewinnt der Zwischen-
fruchtbau aber auch als ein Mittel zur Verminderung der Sicker-
wasserbelastung mit Nährstoffen aus der pflanzlichen Produktion
an Interesse, was z. B. für die Bodennutzung in Wasserschutz- und
Wasserschongebieten von Bedeutung wäre.

Jedoch liegen zur Frage nach dem Einfluß des Zwischenfruchtbaues
auf die Sickerwasserqualität relativ wenig Arbeiten vor (CZERATZKI
1973, PFAFF 1950, WISTINGHAUSEN 1971). Ein Grund mag darin liegen,
daß die Zwischenfrüchte in unserem Klima häufig unter Wassermangel
leiden, so daß eine Beregnung erforderlich ist (CZERATZKI 1964).

Einen Beitrag zu beiden Fragenkomplexen sollen die folgenden Unter-
suchungen liefern.

Als Maß für die Bodenfruchtbarkeitswirkung wurden bodenphysikalische
Parameter herangezogen, als Maß für die Sickerwasserentlastung Kon-
zentration und Auswaschung der wichtigsten Nährstoffe, insbesondere

⁺ Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der Bundesfor-
schungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode,
Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

der für die Gewässereutrophierung verantwortlichen.

2. Untersuchungsmaterial und Untersuchungsmethoden

2.1. Bodenphysikalische Untersuchungen

Die Wirkung von Zwischenfrüchten auf den Bodenwassergehalt, auf die Krümelstabilität und die Bodenporosität wurde von Herbst 1966 bis Herbst 1973 an einem lehmigen Schluffboden (Bodenwertzahl 75) untersucht. Die Versuchsflächen lagen auf einer Pseudogley-Parabraunerde aus Löß mit einer Mächtigkeit von 80 - 100 cm über Geschiebelehm, mit etwa 10 - 15 % Ton, 85 % Schluffanteilen und einem C-Gehalt von 1,2 %. Folgende Varianten wurden untersucht: Stoppel unbearbeitet als Bezugsbasis, Stoppel geschält, Leguminosengemenge als Stoppelsaat, Klee gras-, Weidel gras-, Weidel gras-untersaat + Stroh.

Der Bodenwassergehalt wurde vor der Winterfurche im November gravimetrisch bestimmt. Die Bestimmung der Krümelstabilität erfolgte wegen des als sehr langfristig eingeschätzten Einflusses nach 6-jähriger Versuchszeit am Ende des Versuches durch Naßsiebung von Krumenproben (CZERATZKI 1958). Die Bestimmung der Bodenporosität erfolgte einmal pro Jahr im Frühjahr, und zwar aus zwei Tiefen der Bodenkrume: 2 - 7 cm, 10 - 15 cm. Die Messungen wurden in 100 cm³ Stechzylindern nach v. NITZSCH (1939) mit 20 Wiederholungen (5 Stechzylinder an 4 Meßstellen) durchgeführt.

2.2. Sickerwasseruntersuchungen

Der Einfluß von unterschiedlichen Zwischenfrüchten auf den Nährstoffaustrag wurden in der Zeit vom 1. 4. 75 bis 31. 3. 77 auf einem schwach lehmigen Sandboden untersucht (etwa 85 % Sand, 15 % Schluff und Ton), also auf einem anderen Standort als die bodenphysikalischen Untersuchungen. Als Hauptfrucht wurde Sommergerste in Monokultur angebaut. Die Zwischenfrüchte waren: 1. Lupine, 2. Sommerwicke, 3. Grasuntersaat mit Strohdecke, 4. Gras ohne Stroh, 5. Perko, 6. Sommerraps. Der Versuch enthielt eine Berechnungsvariante, der Aufwuchs aller Zwischenfrüchte wurde in den Boden eingearbeitet. Die Nährstoffkonzentrationen wurden an Bodenwässern bestimmt, die in 14-tägigem Rhythmus mit Saugkerzen in 1 und 2 m Tiefe gewonnen wurden (CZERATZKI 1971). Die Wasseranalysen wurden nach dem Deutschen Einheitsverfahren zur Wasseruntersuchung durch-

geführt. Die Sickerwassermengen zur Errechnung der Auswaschungsbeträge entstammen 2 m tiefen grasbewachsenen Lysimetern. Die Berechnung des Nährstoffaustrages erfolgte nach der Formel:

$$N_A = E_{\text{Kon}} \times \text{Sickerw.} \times 10000$$

$$N_A = \text{Ausgewaschene Nährstoffmenge (kg/ha)}$$

$$E_{\text{Kon}} = \text{Elementkonzentration im Sickerwasser (mg/l) (Saugkerzenwasser)}$$

$$\text{Sickerw.} = \text{Sickerwassermenge (l/m}^2\text{) (aus 2 m tiefen Lysimetern)}$$

$$10000 \text{ m}^2 = 1 \text{ ha}$$

2.3. Sickerwassermengen

Im Untersuchungszeitraum ergab sich ein Niederschlagsdefizit von 21 %, woran vor allem die Sommerhalbjahre beteiligt waren. Dem entsprechend gering waren auch die Sickerwassermengen. Sie betragen im Mittel der Untersuchungszeit:

	unberechnet	berechnet
im Winterhalbjahr	88 mm	118 mm
im Sommerhalbjahr	27 mm	27 mm
<hr/>		
im Jahr	115 mm	145 mm

Die berechnete Variante erhielt aufgrund der besseren Wassersättigung zu Beginn der winterlichen Sickerwasserperiode einen rechnerischen Zuschlag von 30 mm.

3. Ergebnisse

3.1. Einflüsse unterschiedlicher Zwischenfrüchte auf bodenphysikalische Parameter.

Die Bodenfeuchtemessungen ergaben einen großen Einfluß auf den Wassergehalt des Bodens und damit auch auf die Qualität der Winterfurche, der nach Wintergerste durchgeführten Stoppelbehandlungen. Die Ergebnisse zeigen, daß durch Zwischenfruchtanbau der Wassergehalt des Bodens abgenommen hat (Abb. 1).

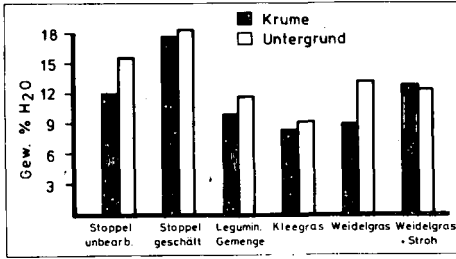


Abb. 1:
Bodenfeuchte unter
Stoppelbehandlungen im
November vor der Winter-
furche

Sowohl in der Krume als auch im Untergrund nahm unter den begrünten Varianten der Bodenwassergehalt gegenüber der unbearbeiteten Stoppel (Kontrollvariante) ab. Parallel dazu wurde - noch verstärkt durch die Wurzelbildung - auf den Zwischenfruchtparzellen im Durchschnitt der Jahre die Pflugfähigkeit verbessert. Der wesentlich höhere Bodenwassergehalt der geschälten Stoppelvariante dagegen ist auf die verdunstungshemmende Wirkung des Schälens zurückzuführen.

Die Ergebnisse der Krümelstabilitätsmessungen sind in Tabelle 1 als Mittelwerte der 1973 durchgeführten Frühjahrs-, Sommer- und Herbstuntersuchungen dargestellt.

Tabelle 1: Krümelstabilitätsmessungen nach Stoppelbehandlungen
Mittelwerte aus 3 Meßterminen (Frühjahr, Sommer, Herbst)
% stabile Krümel

Zustand der Krümel	Stoppel	Stoppel geschält	Legu. Gemenge	Klee gr.	Weidelgr.	Weidelgr. + Stroh
naturfeucht	33=100	37=110	34=103	36=107	42=125	38=114
wiederbe-feuchtet	65=100	77=117	71=108	67=103	72=111	72=110
Mittel	49=100	57=115	53=107	51=104	57=116	55=112

Bezugsvariante ist die unbearbeitete Stoppel, an ihr wird die bodenstabilisierende Wirkung der unterschiedlichen Behandlung gemessen. Bei geringen statistisch nicht absicherbaren Unterschieden wurde folgende fallende Rangordnung bezüglich des krümelstabilisierenden Effektes ermittelt:

Weidelgras > Stoppel geschält > Weidelgras + Stroh > Leguminosengemenge > Klee gras > Stoppel unbearbeitet (Kontrolle)

Der Einfluß der unterschiedlichen Stoppelbehandlungen auf die Bodenporosität der Pflugschicht wurde auf der Winterfurche vor Zuckerrüben untersucht. Die Ergebnisse sind als Mittelwerte der 7-maligen Probennahme in Abbildung 2 zusammengestellt.

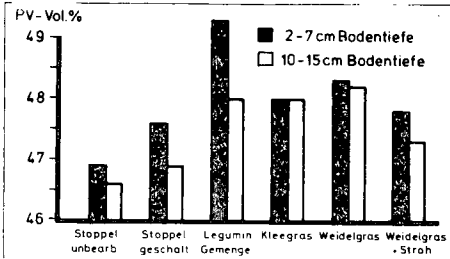


Abb. 2:
Einfluß unterschiedlicher Stoppelbehandlungen auf das Porenvolumen

Gegenüber der unbearbeiteten und der geschälten Stoppel wiesen beide Krumschichten der begrüneten Parzellen ein höheres Porenvolumen auf, so daß langfristig ein wenn auch nicht sehr großer positiver Einfluß der Stoppelbehandlungen auf das Porenvolumen nachweisbar ist.

3.2. Auswirkungen unterschiedlicher Zwischenfrüchte auf die Sickerwasserbelastung und auf den Nährstoffaustrag.

Der Untersuchungsschwerpunkt lag beim mineralischen Stickstoff (N_{min}), der anhand der Konzentrationen von NH_4 , NO_2 und NO_3 errechnet wird. Bei diesem Nährstoff traten auf beiden Berechnungsvarianten sowohl im Winter als auch im Sommer große Unterschiede zwischen Leguminosen und Nichtleguminosen, jedoch auch innerhalb dieser Fruchtarten auf.

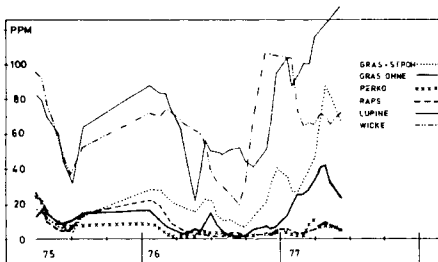


Abb. 3:
 NO_3 Konzentration im Sickerwasser, Zw.-Fruchtversuch FAL 1/2 m tief beregnet

Auf "beregnet" steht bei den Leguminosen die Sommerwicke an erster Stelle, bei den Nichtleguminosen die Grasuntersaat mit Strohecke. Die niedrigsten N_{min} -Konzentrationen treten unter Perko und So-Raps auf. Die gleiche Rangfolge abnehmender N_{min} -Konzentration ist auf

"unberechnet" zu beobachten. Auf beiden Berechnungsvarianten zeigt sich ein deutlicher Jahresgang der Konzentrationen mit einem Anstieg zu Beginn des Winters und einem Abfall im Sommer.

Für die Ermittlung des Einflusses der Beregnung auf die Konzentration sowie für die Berechnung der zugehörigen N_{min} -Auswaschung wurden die Zwischenfrüchte in 3 Gruppen zusammengefaßt (Leguminosen, Gras, Cruciferen) und die entsprechenden Halbjahres- und Jahreswerte gebildet.

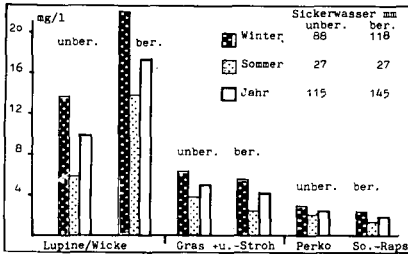


Abb. 4:

N_{min} -Konzentration im Sickerwasser unter Leg.- und Nichtleg.-Zwischenfrüchten.

Aus Abbildung 4 geht hervor, daß unter Leguminosen bei "berechnet" höhere N-Konzentrationen auftreten, als unter "unberechnet". Diese höhere N-Konzentration ergibt in Verbindung mit den größeren Sickerwassermengen, daß bei den Leguminosen auf "berechnet" die Auswaschungsraten in beiden Halbjahren doppelt so hoch liegen wie auf "unberechnet", während bei den Grasuntersaaten und den Cruciferen bei Auswaschungsmengen von 7 kg N/ha bzw. 3 kg N/ha nur geringe Unterschiede bestehen (abb. 5).

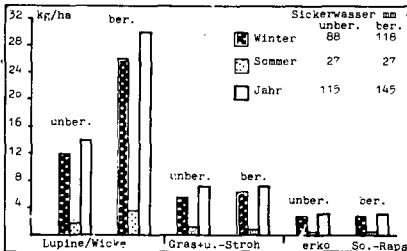


Abb. 5:

N_{min} -Auswaschung unter Leg.- und Nichtleg.-Zwischenfrüchten. Unber. und Berechnet.

Die beim Jahresgang der N-Konzentration sichtbaren starken Unterschiede zwischen Leguminosen und Nichtleguminosen im Sommer- und Winterhalbjahr finden sich in den Halbjahres- und Jahreswerten wieder. Die N_{min} -Jahresauswaschung ist bei den Leguminosen auf "unberechnet" mit 14 kg/ha fast 5-mal, auf "berechnet" mit 30 kg N/ha etwa 10 mal größer als bei den beiden Cruciferen.

Neben dem Stickstoff wurden Konzentrationen und Auswaschung bei weiteren Nährstoffionen bestimmt. Dabei konnten infolge der relativ guten Übereinstimmung innerhalb der Berechnungsvarianten die Halbjahreswerte aller 6 Zwischenfrüchte für "unberechnet" und "berechnet" gemittelt werden. In Abb. 6 sind die Jahreswerte für K, Mg und P dargestellt.

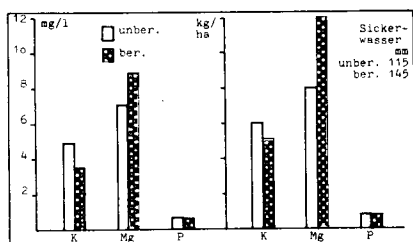


Abb. 6:
Ionenkonzentration und
-auswaschung. Mittel von
6 Zwischenfrüchten.

Es zeigt sich, daß die Auswaschungsraten von Kalium und Phosphor auf "berechnet" niedriger sind als auf "unberechnet", für Mg dagegen auf "berechnet" größer als auf "unberechnet".

Das gleichmäßige Verhalten der Einzelnährstoffe erlaubt auch eine Aufgliederung der Jahresauswaschungsmenge in Halbjahreswerte. Danach werden von der Jahresmenge 78 % im Winterhalbjahr und 22 % im Sommerhalbjahr ausgewaschen.

4. Diskussion der Ergebnisse

Herausragendes Ergebnis dieser Untersuchungen ist der Unterschied in Konzentration und Auswaschung beim Stickstoff zwischen Leguminosen und Nichtleguminosen. Die insgesamt niedrigen N-Werte der Cruciferen von maximal 5 ppm N im Sickerwasser bzw. 3 kg N/ha·Jahr werden unabhängig von der Jahreszeit von den Leguminosen bei "unberechnet" um das 5-fache, bei "berechnet" sogar um das 10-fache übertroffen. Bei den Nichtleguminosen liegt die Auswaschung bei Gras um das doppelte über der bei Raps, so daß hier die Unterschiede zu den Leguminosen geringer werden.

Die niedrige Jahresauswaschung bei den Cruciferen von 3 kg/ha·Jahr liegt an den niedrigen Konzentrationen und Sickerwassermengen nicht zuletzt aber auch an der mit Rücksicht auf die Grasuntersaat absichtlich niedrigen N-Düngung für So-Gerste von 80 kg/ha. Trotzdem zeigt der Vergleich innerhalb der Nichtleguminosen, daß die Cruciferenzwischenfrucht die N-Konzentration und Auswaschung vermindert.

Demgegenüber hat die Leguminosenzwischenfrucht beide Werte wesentlich erhöht, so daß ihr Anbau aus dieser Sicht z. B. in Wasserschutz- und -schongebieten bedenklich ist.

Insgesamt zeigen die Untersuchungen, daß vom Zwischenfruchtanbau langfristig, wenn auch geringe, so doch positive Effekte auf Bodenwassergehalt, Krümelstabilität und Porenvolumen zu erwarten sind. Bezüglich der Sickerwasserbeschaffenheit bzw. der Nährstoffauswaschung zeigten Grasuntersaaten zur Sommergerste sowie Perko- und Rapsstoppelsaaten nach Sommergerste entlastende Tendenzen, während Leguminosenstoppelsaaten zu einer Erhöhung der Sickerwasserbelastung führte.

Literatur:

- CZERATZKI, W.: Zur Problematik der Krümelstabilitätsmessung - Tagungsberichte Dt. Akad. Landw. Wiss. 13 (1958) S. 90 - 92.
- CZERATZKI, W.: Beregnung - ihr rechtzeitiger Einsatz nach Bodenfeuchte - KTL - Arbeitsblatt für Landtechnik Nr. 29, Beuth-Vertrieb. Berlin 1964.
- CZERATZKI, W.: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser - Landbauforsch. Völk. 21 (1971), S. 13-14.
- CZERATZKI, W.: Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion - Landbauforsch. Völk. 23 (1973), S. 1 - 18.
- CZERATZKI, W.; RUHM, E.: Untersuchungen über die Wirkung von Stoppelbehandlungen und Zwischenfrüchten auf einige physikalische Bodeneigenschaften und den Ertrag in einer Zuckerrübenfruchtfolge auf einer Pseudogley-Parabraunerde - Landbauforsch. Völk. 24 (1974), S. 111 - 122.
- NITZSCH, W. von: Porengröße im Boden, ihre Beziehungen zur Bodenbearbeitung und zum Wasserhaushalt; Halle 1939.
- PFAFF, C.: Lysimeterversuche. L. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd. 93 (1950), S. 93 - 118.
- WISTINGHAUSEN, E. von: Die Verlagerung von Nitrat und anderen Ionen in Böden und die Wirkung der Bewirtschaftung auf diesen Vorgang. - Diss. Hohenheim. 1971.

Bestimmung und Berechnung der ungesättigten Leitfähigkeit
an einem Parabraunerde-Profil

von
W. Ehlers

Die vorliegende Untersuchung ist Teil eines Forschungsprogramms mit der Fragestellung, in welchem Maße die ungesättigte Leitfähigkeit K (cm/Tag) als Funktion des Matrixpotentials ψ (cm), die sogenannte Leitfähigkeitsbeziehung, durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen geändert wird. Die Kenntnis dieser K - ψ -Beziehung ermöglicht die Quantifizierung des Wasserhaushaltes landwirtschaftlich genutzter Böden und seine modellmäßige Erfassung. Leider ist es bisher nur unter großem Aufwand an Meßtechnik und Zeit möglich, die Leitfähigkeitsbeziehungen an Bodenproben im Labor oder direkt im Felde zu bestimmen. Das ist umso bedauerlicher, da die Leitfähigkeitsbeziehungen ähnlich wie andere Bodeneigenschaften eine große örtliche Variabilität aufweisen. Deshalb wurde von uns eine in USA entwickelte Labormethode (1) geprüft, die bei einfacher Technik schnell zu Ergebnissen führt. Ein Vergleich mit im Felde bestimmten Leitfähigkeitsbeziehungen zeigte eine gute Übereinstimmung beider Methoden (4, 5). Allerdings wurde aber auch festgestellt, daß die Labormethode nicht in allen Bodenschichten anzuwenden war (4). Wie diese Schwierigkeiten zu überwinden sind, darüber soll an dieser Stelle in geraffter Form, an anderer Stelle (6) ausführlich, berichtet werden.

Die Untersuchungen erfolgten an einer Parabraunerde (Griserde), auf der ein Versuch zum bearbeitungsfreien Ackerbau im 6. Jahr durchgeführt wurde. Vom bearbeiteten und langjährig nicht mehr bearbeiteten Boden wurden aus verschiedenen Tiefen des A_p , A_1 , B_t und C-Horizontes Stechzylinder entnommen. Stechzylinderproben von 10 cm Höhe wurden in 10-facher Parallele entnommen. Sie dienen dazu, die Diffusivität als Funktion des volumetrischen Wasserge-

* Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

haltes zu bestimmen. Stechzylinder von 4 cm Höhe, in 6-facher Parallele entnommen, dienten der Aufnahme der pF-Charakteristik. Mit Hilfe der pF-Charakteristik wurden die Diffusivitäten in Leitfähigkeitswerte umgewandelt. Außerdem konnte aus den pF-Charakteristiken direkt die Leitfähigkeitsbeziehung mit Hilfe theoretischer Gleichungen berechnet werden. Diese Gleichungen wurden von MARSHALL (7) und von MILLINGTON - QUIRK (8) entwickelt.

Im Vergleich zu den nach der Labormethode bestimmten Werten fallen die theoretisch berechneten Leitfähigkeitswerte zu hoch aus. Aus diesem Grunde wurden die berechneten Leitfähigkeitsbeziehungen an die bestimmten Funktionen "angepaßt". Nach dieser Anpassung stimmen die berechneten und nach der Labormethode ermittelten Kurven in den Bodenschichten mit S u b p o l y e d e r -Gefüge gut überein (bearbeitet: 10-20 cm, unbearbeitet: 10-30 cm), nicht dagegen in den Bodenschichten mit P r i s m e n -Gefüge (B_t -Horizont), K o h ä r e n t -Gefüge (C-Horizont, bearbeitet: 20-30 cm mit Pflugsohlenverdichtung) und K r ü m e l - B r ö c k e l -Gefüge (bearbeitet: 0-10 cm). In jenen Bodenschichten, in denen die Labormethode keine eindeutigen Leitfähigkeitsbeziehungen geliefert hatte (unbearbeitet: 0-10 cm, beide Bearbeitungsvarianten: 30-40 cm), konnten die mit der Labormethode erzielten Meßergebnisse zur Festlegung des Anpassungsfaktors herangezogen und der Verlauf der Leitfähigkeitsbeziehung mit Hilfe der Berechnungsmethoden festgelegt werden. Diese Bodenschichten besaßen S u b p o l y e d e r -Gefüge.

Die mit Hilfe der Labormethode bzw. durch Kombination von Labor- und Berechnungsmethode erzielten Leitfähigkeitsbeziehungen stimmen im gesamten Bodenprofil sehr gut mit den Funktionen überein, die von Beese et al. (2) und Beese und van der Ploeg (3) an Lysimetern ermittelt wurden.

Die erzielten Leitfähigkeitsbeziehungen zeigen, daß im Bereich geringer Wasserspannungen die Leitfähigkeitswerte im B_t - und C-Horizont niedriger liegen als im A_p - und A_1 -Horizont. Innerhalb des C-Horizontes wurde die geringste Leitfähigkeit in 180-190 cm Tiefe gemessen, eine Bodenschicht mit einem im Vergleich zu den angrenzenden Bodenschichten um 3 % höheren Tongehalt. Außerger-

wöhnlich geringe Leitfähigkeitswerte wurden auch in der 20-30 cm Schicht des bearbeiteten Bodens gemessen. Der bearbeitete Boden besitzt hier eine Pflugsohlenverdichtung mit relativ geringem Porenvolumen und einem geringen Anteil grober Poren $> 30 \mu$.

Die Vorteile der beschriebenen Labormethoden liegen in ihrer Einfachheit, Schnelligkeit und Genauigkeit. Sie wird deshalb für die bodenphysikalische und ackerbauliche Forschung empfohlen.

LITERATUR

1. ARYA, L.M., D.A. FARRELL und G.BLAKE (1975): A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots: I. Determination of hydraulic properties of the soil. Soil Sci.Soc.Am.Proc. 39: 424-430.
2. BEESE, F., R.R. VAN DER PLOEG und B.HOHMEYER (1975): Bestimmung der pF- und K- ψ -Beziehungen an wägbaren Griserde-Monolith-Lysimetern und Modellberechnungen der zeitabhängigen Saugspannungsverteilung. Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 22: 87-100.
3. BEESE, F. und R.R. VAN DER PLOEG (1976): Influence of hysteresis on moisture flow in an undisturbed soil monolith. Soil Sci.Soc. Am. J. 40: 480-484.
4. EHLERS, W. (1976a): Rapid determination of unsaturated hydraulic conductivity in tilled and untilled loess soil. Soil Sci.Soc. Am. J. 40: 837-840.
5. EHLERS, W. (1976 b): Ein schnelles Laborverfahren zur Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeit. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 23: 5-6.
6. EHLERS, W. (1977): Measurement and calculation of hydraulic conductivity in horizons of tilled and untilled loess soil. Geoderma, zur Veröffentlichung angenommen.
7. GREEN, R.E. und J.C. COREY (1971): Calculation of hydraulic conductivity: A further evaluation of some predictive methods. Soil Sci.Soc.Am. Proc. 35: 3-8.
8. KUNZE, R.J., G.UEHARA und K.GRAHAM (1968): Factors important in the calculation of hydraulic conductivity. Soil Sci.Soc.Am. Proc. 32: 760-765.

Überlegungen zur Mittelwertbildung
beim Proportionalitäts-Koeff. k in der Darcy - Gleichung

von
V. Schweikle*

Einleitung

In der Strömungsgleichung von Darcy

$$V = k \left[(\Delta p/l + c) \cdot F \cdot t \right] \quad (1)$$

V = Strömungsmenge c = Konstante; Zahl zwischen +1 und -1

k = Prop.-Koeff.

Δp = Druckdifferenz

F = Querschnitt einer Probe

l = Länge einer Probe

t = Zeit

muß k in Böden bestimmt werden. Die anfallenden Werte sind gekennzeichnet durch Streuung über mehrere Potenzen, weshalb schon früh überlegt wurde, ob die arithmetische Mittelung einer Meßreihe geeignete \bar{k} -Werte ergäbe. Das geometrische Mittel in Horizonten wird bevorzugt von Hartge (1971), Mason (l.c. Klute 1965), McIntyre und Tanner (1959), Schlichting und Blume (1966) und der DIN 19683 Blatt 49. Bouwer (1969, 1974) verwendete das geometr. Mittel, um \bar{k} für Profile zu errechnen. Das arithmetische Mittel wurde von Bouwer und Jackson (1974) und Dimitrijoff und Manucharoff (1967) vertreten. Im folgenden soll nun geprüft werden, welcher Art die Mittelwertbildung bei k-Werten sein muß.

Methodik:

Ausgangspunkt sei die Matrix:

	Zahl der Proben				
Zahl der Horizonte	1	2	3	. . .	n
1	k_{11}	k_{12}	k_{13}	. . .	k_{1j}
2	k_{21}	k_{22}	k_{23}	. . .	k_{2j} (2)
3	k_{31}	k_{32}	k_{33}	. . .	k_{3j}
.
.
.
m	$k_{.1}$	$k_{.2}$	$k_{.3}$. . .	$k_{.j}$
	i1	i2	i3		ij

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Postfach 106, 7000 Stuttgart-70

Daraus werden die Mittelwerte gebildet und zwar für Horizonte

$$\text{das arithm. Mittel } \bar{k}_a = \sum_{j=1}^n k_j = \frac{1}{n} (k_1 + k_2 + \dots + k_n)$$

$$\text{das geom. Mittel } \bar{k}_g = \sqrt[n]{\prod_{j=1}^n (k_j)}^{\frac{1}{n}}$$

der Median- oder Zentralwert \bar{k}_m : Die Meßwerte werden der Größe nach geordnet, Dann streicht man wechselweise die größten und kleinsten so lange weg, bis nur noch 1 Wert übrigbleibt. Bleiben 2 Werte übrig, bildet man daraus das arith.Mittel. Der gewonnene Wert ist der Medianwert.

und für Profile

$$\text{das hydraulische Mittel } \bar{k}_{\text{hydr}} = \frac{m}{\sum_{i=1}^m \frac{n}{\sum_{j=1}^n \frac{1}{k_{ij}}}}$$

das geom. Mittel als Näherung für \bar{k}_{hydr} nach Bouwer (1974)

$$\bar{k}_g^* = \sqrt[mn]{\prod_{ij=11} (k_{ij})} \frac{1}{k_{mn}}$$

Ergebnisse:

\bar{k} in Horizonten

Die Entscheidung, welche Art der Mittelwertbildung von k in Horizonten durchgeführt werden muß, läßt sich gedanklich lösen:

Bezieht man Δp , l, F und t auf die jeweiligen Dimensionseinheiten, wird

$$k \sim V$$

Volumina lassen sich nun aber nicht geometrisch mitteln, sondern nur arithmetisch, gleichgültig wie die Meßwerte verteilt sind (Tab. 1).

Tabelle 1: Numerische und logarithmische Verteilung der k-Werte.

Probenzahl n_i	k-Werte					
	Klasse k_i		Klassenmittel \bar{k}_i		$n_i \cdot \bar{k}_i$	$n_i \cdot \log \bar{k}_i$
	num	log	num	log		
1	10^{-1}	1	$5 \cdot 10^{-2}$	2,7	$5 \cdot 10^{-2}$	2,7
4	10^{-2}	2	$5 \cdot 10^{-3}$	3,7	$20 \cdot 10^{-3}$	14,8
9	10^{-3}	3	$5 \cdot 10^{-4}$	4,7	$45 \cdot 10^{-4}$	42,3
4	10^{-4}	4	$5 \cdot 10^{-5}$	5,7	$20 \cdot 10^{-5}$	22,8
1	10^{-5}	5	$5 \cdot 10^{-6}$	6,7	$5 \cdot 10^{-6}$	6,7
	10^{-6}	6				

Sa 19	Sa 0,074705	Sa 89,3
	$\bar{k}_a = 0,003918$	$\log \bar{k}_g = 4,7$
		$\bar{k}_g = 0,0005$

Aus den Mittelwerten errechnet sich ein Gesamtvolumen V_t an perkoliertem Wasser beim

arithm. Verfahren: $V_{ta} = a \cdot n \cdot \bar{k}_a = 1.19 \cdot 0,0039 = 0,075 \text{ m}^3$,
 geom. " : $V_{tg} = a \cdot n \cdot \bar{k}_g = 1.19 \cdot 0,0005 = 0,0095 \text{ m}^3$, und
 Medianwert : $V_{tm} = a \cdot n \cdot \bar{k}_m = 1.19 \cdot 0,0005 = 0,0095 \text{ m}^3$.
 $[a = (\Delta p / \rho + c) \cdot F \cdot t = 1]$

Errechnet man V_t jedoch als $V_t = V_1 + V_2 + \dots + V_n$ aus $F_i = a \cdot k_i$ für $i = n$ erhält man $V_t = 0,075 \text{ m}^3$. Damit ist $V_t = V_{ta} \neq V_{tg}, V_{tm}$. V_{tg} und V_{tm} unterschätzen das perkolierte Wasservolumen in diesem Fall um das 8-fache.

Der Medianwert spiegelt die zufällige Verteilung der Meßwerte einer Stichprobe wider und kann im Bereich $\bar{k}_a \pm s_{\bar{k}_a}$ liegen ($s_{\bar{k}_a}^2 = \text{Varianz der Mittelwerte}$). Es scheint mir nützlicher, die Streubreite eines Mittels zu kennen, als einen zufälligen Wert aus dieser Streubreite.

\bar{k} in Profilen

Bouwer und Jackson (1974) errechneten \bar{k}_g^* als Näherung von \bar{k}_{hyd} , bzw.

$$\bar{k}_g^* \approx \bar{k}_{hyd} \cdot$$

Diese Näherung wurde mit aus der Literatur entnommenen Werten (Hartge 1963, 1964 und Hartge und Bailly 1967) geprüft, da eine formale Transformation von \bar{k}_{hyd} zu \bar{k}_g^{**} nicht möglich ist. Es wurde dann \bar{k}_g^* in Beziehung zu \bar{k}_{hyd} gesetzt. Je besser die Näherung, um so mehr nähert sich $\bar{k}_g^* / \bar{k}_{hyd} = 1$ (Tab. 2).

Tab. 2: $\bar{k}_g^* - \bar{k}_{hyd}$ - Verhältnisse für verschiedene Bodentypen

Boden- typ	Schwarz- erde 1	Schwarz- erde 2	Podsol	Podsol- Braun- erde	Para- Braun- erde	Parabraun- erde-Pseu- dogley 1	Parabraun- erde-Pseu- dogley 2	Pseu- dogley
\bar{k}_g^* / \bar{k}_h	0,032	0,347	1,15	0,086	0,47	2,94	0,39	0,387

Aus der Tabelle folgt, daß die Bouwer'sche Näherung um bis zum 30-fachen vom richtigen k-Wert eines Profils abweichen kann, und Ausmaß und Richtung von Abweichungen nicht bodentypspezifisch sind, damit nicht abschätzbar.

Schrifttum:

Bouwer, H. (1969): Planning and interpreting soil permeability measurements. J. Jrrig. Drain. Div., Amer. Soc. Civil Eng. 95 (JR3), 391-402.

Bouwer, H. and R.D. Jackson (1974): Determining Soil Properties. In: J. van Schilfgaarde (ed.) Drainage for Agriculture. Agronomy 17, 644-646. Am. Soc. of Agron., Madison, Wis.

Dimitrijeff, Je.A., and Mancharoff, A.S. (1967): Asymmetrical distribution of water permeabilities. Pochvov. 5 (R) (US. Übers. 620-626 E).

- Hartge, K.H. (1963): Bodenkundliche Auswertungsmöglichkeiten der Permeabilitätswerte bei Messung an Stechzylinderproben. Z. Pflanzenern., Dueng., Bodenk. 103, 197-209.
- Hartge, K.H. (1964): Volumen und Groessenverteilung der Hohlräume in Braunerden und Podsolen aus Sand. Z. Pflanzenern., Dueng., Bodenk. 106, 1-12.
- Hartge, K.H. and F. Bailly (1967): Beziehungen zwischen Staunessemerkmalen, Wasserleitfähigkeit und Porenkontinuität in Loess-Parabraunerden im südlichen Niedersachsen. Z. Pflanzenern., Dueng., Bodenk. 116, 1-12.
- Hartge, K.H.: Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke, Stuttgart (1971).
- Klute, A.: Laboratory measurement of hydraulic conductivity of saturated soil. In: C.A. Black(ed.) Methods of soil analysis, Part 1. Agronomy 9, 210-221. Am.Soc.of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin. 1965
- Koitzsch, R. und Vetterlein, E. (1964): Ein Durchflußverfahren zur Bestimmung der Kapillaren Wasserleitfähigkeit an Bodenproben bei geringen Feuchtigkeitsgehalten. Forschung u. Fortschritt 38, 263-265.
- Mc Intyre, S., and Tanner, C.B. (1959): Anormally distributed soil physical measurements and nonparametric statistics. Soil Science 83, 133-138.
- Schlichting, E. und Blume, H.P.: Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg (1966).

Interpretation der räumlichen Variation der Saugspannung
bei der Berechnung des Bodenwasserhaushaltes.

von

P. Germann *

Wenn man mit Hilfe von Saugspannungsmessungen den Bodenwasserhaushalt eines Gebietes (z.B. eines Waldbestandes oder eines hydrologischen Einzugsgebietes) ermitteln will, dann stellt sich die Frage nach der räumlichen Häufigkeitsverteilung dieses Messargumentes in Abhängigkeit der Zeit. Gelingt es, für die sich einstellende Verteilung eine Gesetzmässigkeit zu finden, dann kann die Datenmenge und letztlich die Anzahl der Instrumente derart eingeschränkt werden, dass kein Informationsverlust entsteht. (Ein eindrückliches Beispiel einer solchen Betrachtungsweise geben BIGGAR et al., 1976).

Eine zweijährige Untersuchung in einem Nadelaltholz auf pseudovergleyter Parabraunerde aus Löss bei Möhlin hat jedoch ergeben, dass es in einem Boden mit einer relativ undurchlässigen Stauschicht wesentlich schwieriger ist, Verteilungsfunktionen für die räumliche Variation der Saugspannung zu finden als in einem normal durchlässigen Boden, wo sich annähernd stationäre Sickerbedingungen einstellen können, wie es BENECKE et al. (1976) für das Soling-Projekt beschrieben haben. Vermutlich als Folge der gehemmten Durchlässigkeit spielt die räumliche Verteilung der Baumwurzeln eine dominierende Rolle bei der Ausbildung der räumlichen Variation des Bodenwassergehaltes und der Saugspannung. Ein Parallelverhalten der sich entsprechenden Tensiometer der insgesamt 37 systematisch im Waldboden angeordneten Messorte konnte, im Gegensatz etwa zum erwähnten Soling-Projekt, nicht festgestellt werden. Daher erfolgte die Auswertung für jeden Messort getrennt. Erst die Wassergehalte und die Sickerraten wurden dann für jeden Termin der Bilanzierung über die Fläche von rund 16 Aren gemittelt. In einem speziellen Rechneverfahren konnte gezeigt werden, dass die laterale Wasserbewegung in den und aus dem

* Versuchsanstalt f. Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie, ETH-Zentrum
8092 Zürich / CH

untersuchten Bodenraum praktisch vernachlässigt werden konnte. (Einzelheiten, sowie die Beschreibung des Standortes und der Messlage: Siehe GERMANN, 1976).

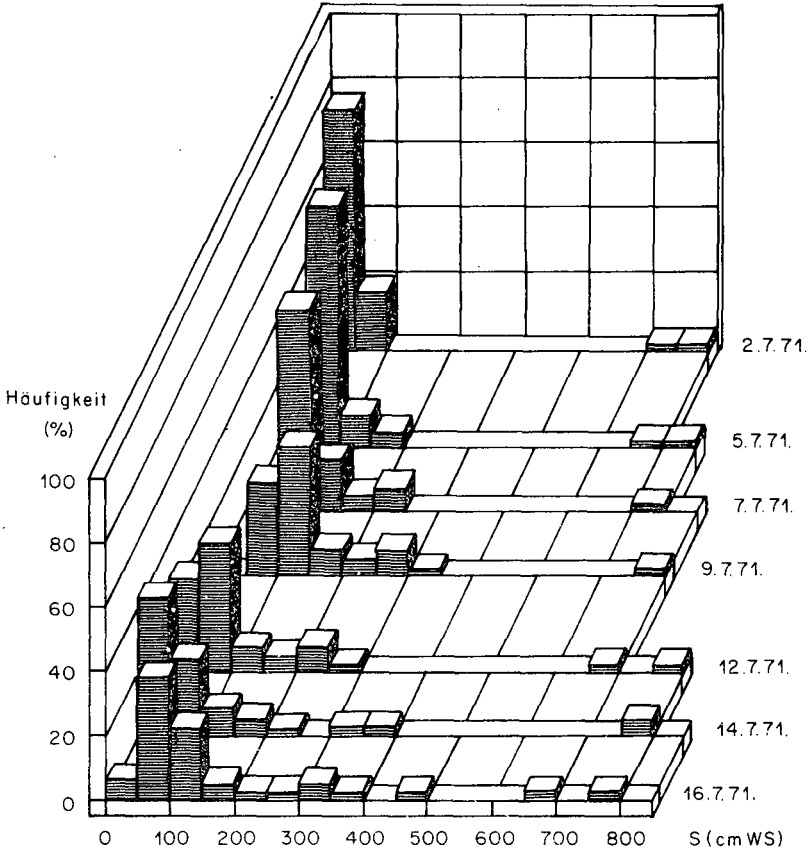
In den Abbildungen 1 bis 3 sind die Häufigkeitsverteilungen der Saugspannungen für die Periode vom 2. bis 16. Juli 1971 dargestellt. Der Horizont in 20 cm Tiefe liegt über, der Horizont in 150 cm Tiefe in und jener in 250 cm Tiefe unter der erwähnten Stauschicht. Betrachtet man die Verteilung des Bodenwassergehaltes, so wie er nach der oben zitierten Berechnung vorliegt, dann kommt zum Ausdruck, dass sich nach einer ausgeprägten Trockenperiode eine Normalverteilung einstellt (Abbildung 4). Bei hohem Wassersättigungsgrad zeigt sich eine zweigipflige Verteilung (Abbildung 6). Auch Zwischenformen wurden erfasst (Abbildung 5). Die Nummern in den Wassergehaltsklassen bezeichnen die einzelnen Messorte im Bestand.

Die hier dargelegten Situationen, die sich um weitere analoge Beispiele vermehren liessen, deuten eine Stratifizierung des untersuchten Bodenraumes in schwach bis kaum durchwurzeltten Zonen und in intensiv durchwurzeltten Zonen an. Diesen Befund gilt es zu berücksichtigen, wenn man den Wasserhaushalt ganzer Gebiete studieren und allenfalls simulieren will.

LITERATUR:

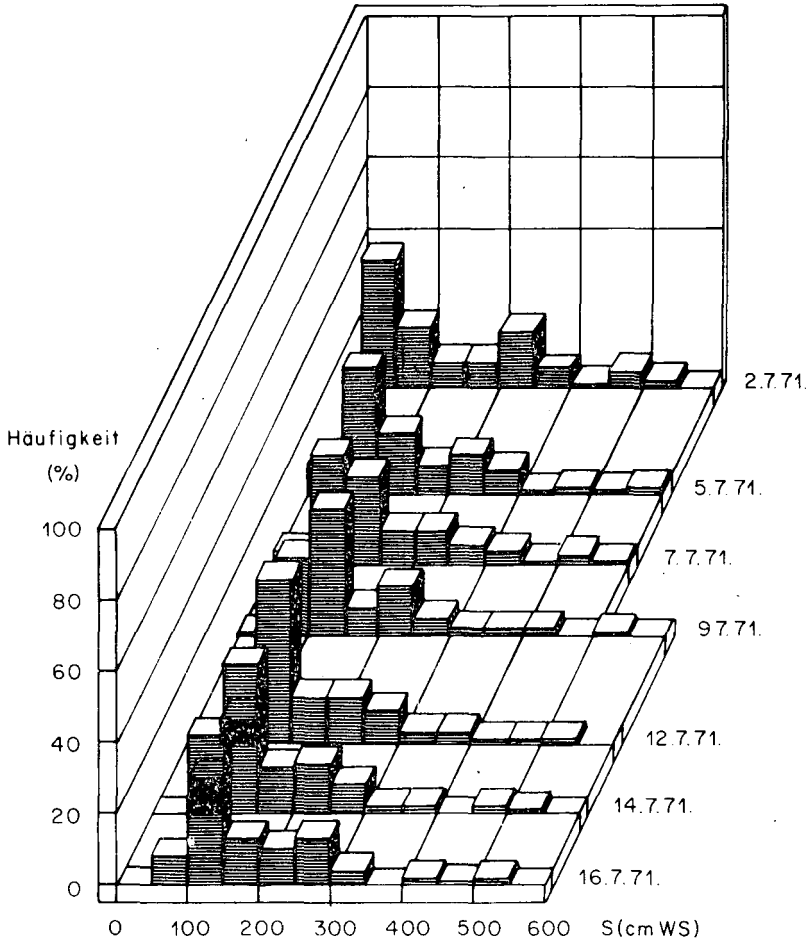
- BENECKE, P. und VAN DER PLOEG, R.R., 1976: Tensiometermessungen zur Bestimmung der bodenabhängigen Komponente des Wasserhaushaltes von Waldbeständen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23: 31 - 46 (1976).
- BIGGAR, J.W. and NIELSON, D.R., 1976: Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil.
Water Resources Res. 12: 78 - 84.
- GERMANN, P., 1976: Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und einem mit Wiese bestockten Boden in ebener Lage.
Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers'wes. 52/3: 163 - 309.

Abbildung 1



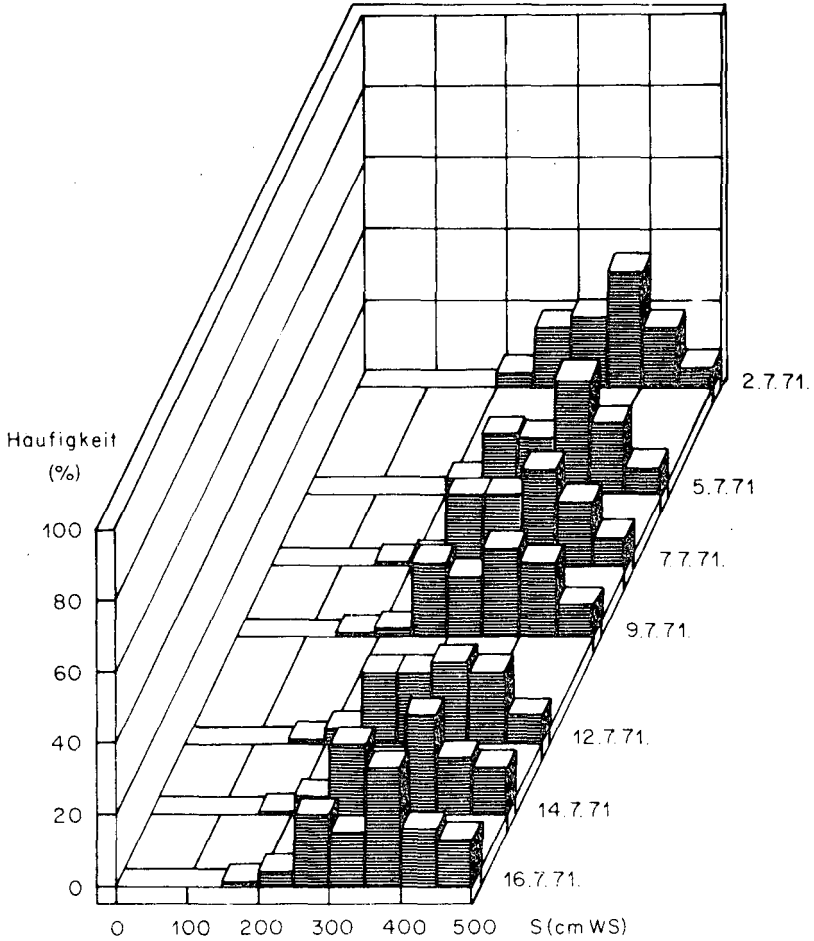
Prozentuale Verteilung der Saugspannung S in Abhängigkeit der Zeit in einem Waldboden in 20 cm Tiefe ("Möhlin")

Abbildung 2



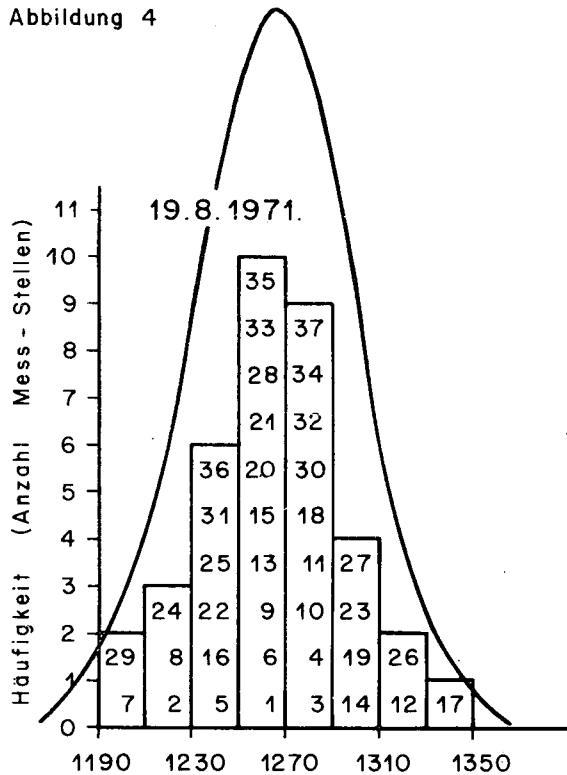
Prozentuale Verteilung der Saugspannung S in Abhängigkeit der Zeit in einem Waldboden in 150 cm Tiefe ("Möhlin")

Abbildung 3



Prozentuale Verteilung der Saugspannung S in Abhängigkeit der Zeit in einem Waldboden in 250 cm Tiefe ("Möhlin")

Abbildung 4



Verteilung des Bodenwassergehaltes unter einem Nadelaltholz ("Möhlin")

Abbildung 5

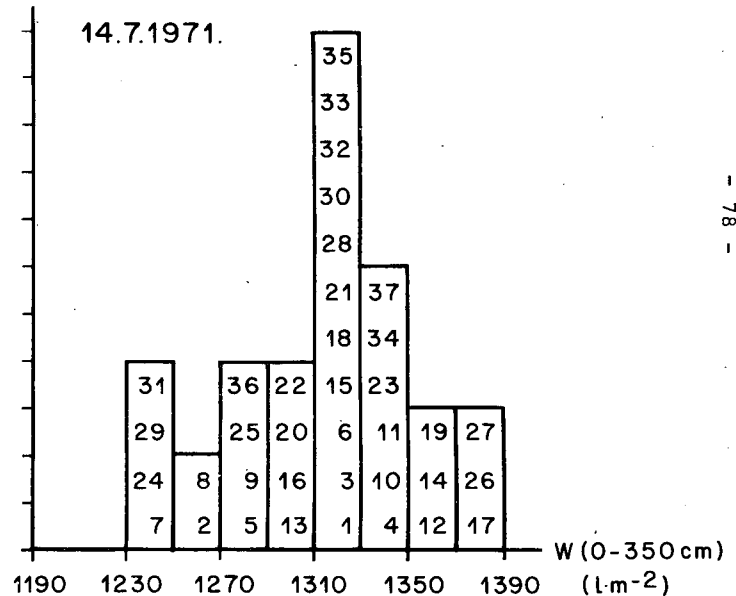
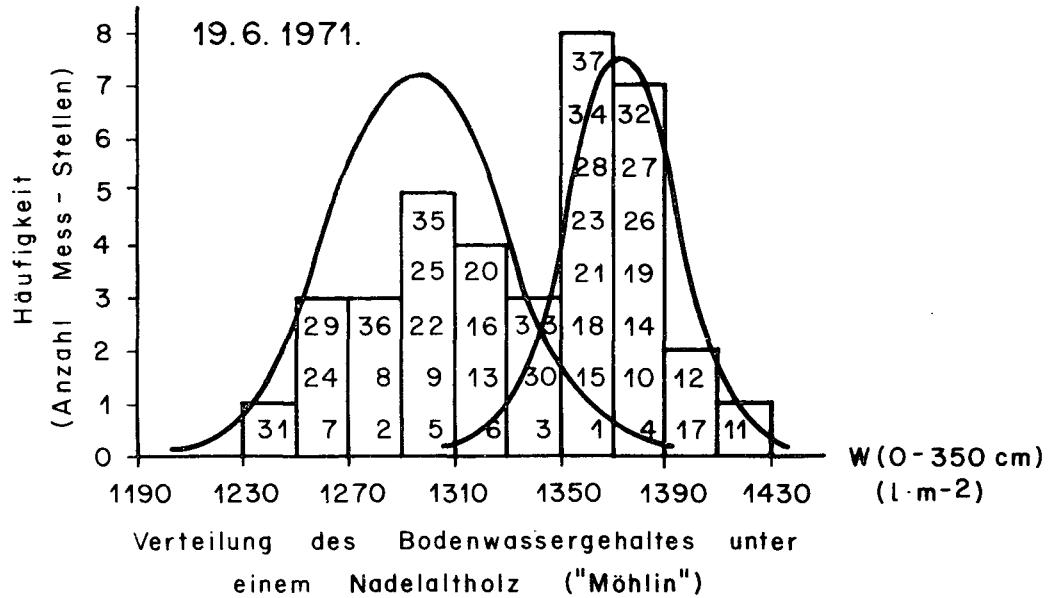


Abbildung 6



Einfluß der Saugspannung des Bodenwassers auf
die Transpirationsgröße und den Transpirations-
koeffizienten von Mais.

von

CZERATZKI, W.⁺

1. Einleitung

Eine wichtige Frage in der Praxis des Bewässerungslandbaues ist die Lage des Optimalbereiches für die Effektivität der bei der Pflanzenproduktion aufgewendeten Wassermengen. Ihre Antwort entscheidet darüber, ob es bei begrenzten natürlichen Wasserreserven oder den zu erwartenden hohen Kosten für die Wasserentsalzung richtiger ist, dieses Wasser unter noch näher zu definierenden defizitären Bedingungen einer möglichst großen Fläche zuzuteilen oder einen Bereich anzusteuern, bei dem je nach Verdunstungsbedingungen und Entwicklungsstadium die Pflanzen ihren Wasserbedarf voll befriedigen können.

Einen methodischen Ansatz zu einer genaueren Ermittlung der Effektivitätskurve über den Zusammenhang zwischen Wasserverbrauch und produzierter Pflanzensubstanz bieten "Unterdrucklysimeter", in denen die Wasserversorgung der Pflanzen über im Boden angeordnete keramische Diaphragmenkerzen erfolgt (1). Dies ermöglicht eine Wasserversorgung der Pflanzen unter definierten Saugspannungen, d.h. Verfügbarkeitszuständen des Bodenwassers, sofern durch Niederschläge keine häufigen Störungen der Saugspannungsverhältnisse erfolgen. Da dies in den beiden Trockenjahren 1975 und 1976 kaum eintrat, bot sich die Möglichkeit für einen Untersuchungsbeitrag zu dieser Effektivitätskurve unter Verhältnissen wie in ariden Gebieten.

+

Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung, Bundesallee 50,
3300 Braunschweig

2. Untersuchungsmethodik

Die verwendeten Lysimetergefäße hatten einen Durchmesser und eine Tiefe von 50 cm. Sie wurden beim Bodeneinfüllen in 20 und 50 cm mit je 6 - 8 keramischen Saugkerzen ausgestattet.

Die Saugebenen eines Gefäßes standen während der ganzen Versuchsdauer unter konstantem Unterdruck, der bis 0,1 bar durch eine hängende Wassersäule, darüber hinaus durch Vakuum aufrechterhalten wurde.

Die verwendeten Unterdrücke betragen 1975 (2): 0,025; 0,05; 0,1; 0,3; - 1976: ; 0,05; 0,1; 0,3; 0,6 bar. Die Böden waren: lehmiger Sand, schluffiger Lehm, lehmiger Ton.

Die Versuchsfrucht Mais, Sorte Anjou 21, wurde auf den relativ dichten Bestand von 5 Pflanzen/Gefäß gebracht.

Der Wasserverbrauch der Gefäße wurde täglich gemessen und unter Berücksichtigung des Regens in mm errechnet. 1975 wurde der Versuch bis zur Körnerreife durchgeführt, 1976 ergaben sich nacheinander 2 Versuche bis zur Siloreife (3).

3. Ergebnisse

Da die beiden Versuchsjahre bei den vergleichbaren Saugspannungen fast dieselben Ergebnisse brachten, die Versuche 1976 sich jedoch bis 0,6 bar erstreckten, werden im folgenden nur diese dargestellt.

3.1. Einfluß von Saugspannung und Bodenart auf die Bodenevaporation

Diese Fragestellung bot sich als Nebenprodukt für die Zeit zwischen Aussaat bis 14 Tage nach dem Aufgang des Maises von selbst an. Bei der Auswertung wurden aus den Lysimeterwerten und der atmosphärischen Verdunstung die relative Evaporation errechnet und über der Saugspannung der Lysimeter aufgetragen.

$$f = \frac{\text{Lysimeterwert}}{\text{Verdunstung n.HAUDE}}$$

Als atmosphärischer Verdunstungswert wurde der Haudwert gewählt, weil er jetzt auch im Meßnetz des Deutschen Wetterdienstes be-

stimmt wird. Wie aus Abb. 1 ersichtlich besteht zwischen den Bezugsgrößen ein degressiver Zusammenhang, dem eine logarithmische Kurvenanpassung[†] am besten entspricht und zwar für den lehmigen Sand:

$$y = 1,71 - 0,22 \ln x \quad (B = 0,91)$$

für den schluffigen Lehm:

$$y = 2,44 - 0,33 \ln x \quad (B = 1,00)$$

Aus den Kurvenverläufen geht hervor, daß beim lehmigen Sand und beim lehmigen Ton die Evaporation bei allen Saugspannungen deutlich unter dem atmosphärischen Verdunstungswert n. HAUDE liegt, während der schluffige Lehm diesen erst ab 0,1 bar d.h. unterhalb der Feldkapazität unterschreitet. Die Evaporationswerte der beiden Bodenarten gleichen sich mit zunehmender Saugspannung einander an und schneiden sich bei 0,6 bar.

Der lehmige Ton gleicht in dem für ihn untersuchten Spannungsbereich (bis 0,3 bar) dem lehmigen Sandboden.

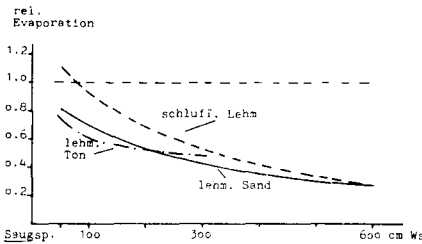


Abb. 1

Abhängigkeit der rel. Evaporation (Evaporation/Haudewert) von der Saugspannung auf 3 Bodenarten.
Mittel Maisversuch 1 + 2 1976

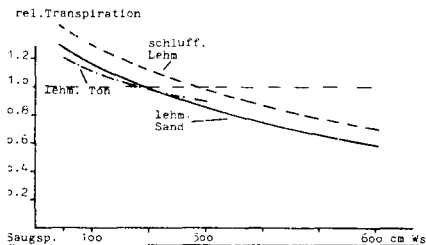


Abb. 2

Abhängigkeit der rel. Transpiration (Transpiration/Haudewert) von der Saugspannung auf 3 Bodenarten.
Mittel Maisversuch 1 + 2 1976

[†] Programm des HP67

3.2 Einfluß von Saugspannung und Bodenart auf die Transpiration von Mais

Für die Untersuchung dieses Zusammenhanges wurde der Zeitraum ab Bestandesschluß bis zur Ernte des Grünmaises verwendet und die relative Transpiration errechnet:

$$f = \frac{\text{Lysimeterwert}}{\text{Verdunstung n. HAUDE}}$$

Die Beziehungskurven in Abb. 2 ergeben eine relativ starke Abhängigkeit der Mais-Transpiration von der Saugspannung. Die positive Parallelverschiebung der Kurvenverläufe für beide Böden zeigt, daß im untersuchten Bereich der Transpirationswert des Maises auf dem schluffigen Lehm um etwa 10 % höher war als auf dem lehmigen Sand, auf dem lehmigen Ton dagegen diesem entsprach. Für die logarithmische Kurvenanpassung errechneten sich folgende Regressionsgleichungen:

$$\text{lehmiger Sand: } y = 2,48 - 0,29 \ln x \quad (B = 0,94)$$

$$\begin{array}{l} \text{schluffiger} \\ \text{Lehm} \end{array} : y = 2,58 - 0,33 \ln x \quad (B=0,97)$$

Aus den Kurvenverläufen ergibt sich, daß auf allen 3 Bodenarten bis etwa 0,2 - 0,3 bar die Transpirationswerte des Maises höher liegen als der atmosphärische Verdunstungswert.

3.3. Verhältnis Evaporation : Transpiration

Der Zusammenhang zwischen Saugspannung und Evaporation bzw. Transpiration führt für beide Vorgänge - insbesondere beim schluffigen Lehm - wie aus der halblogarithmischen Darstellung in Abb. 3 ersichtlich - zu parallelen Kurvenverläufen. Der relativ weite positive Abstand der Transpirationskurven von den Evaporationskurven kann als Maß für die durch die Wurzelaktivität indirekt vergrößerte Verdunstungsoberfläche des Bodens aufgefaßt werden.

Eine Extrapolation der Kurven zeigt, daß bei der Transpiration die Wasserabgabe noch dann stattfindet, wenn diese bei der Evaporation bereits aufgehört hat. So beträgt beim schluffigen Lehm für 0,6 bar die Evaporation 30 % aber die Transpiration noch 74 % des Haudewertes. Dementsprechend ergibt die Extrapolation, daß auf dem schluffigen Lehm die durch kapillare Wassernachlieferung aufrecht-

erhaltene Evaporation bei etwa 1,6 bar die Transpiration jedoch bei etwa 7,3 bar endet, auf dem lehmigen Sand bei 2,4 bzw. 5,2 bar.

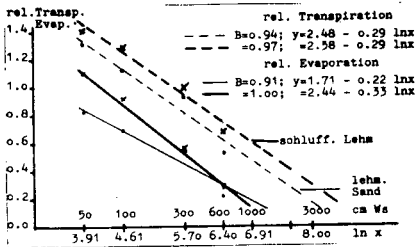


Abb. 3

Rel. Evaporation bzw. Transpiration von Mais und Saugspannung des Bodenwassers auf 2 Bodenarten

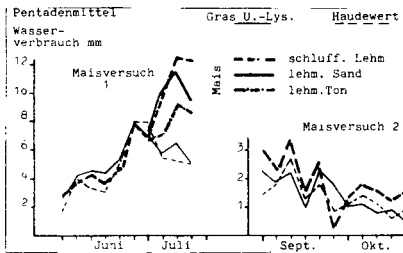


Abb. 4

Pentadenmittel des Wasserverbrauchs von Gras und Mais bei niedriger Saugspannung sowie des Haudewertes. Maisversuche U.-Lysimeter 1976

3.4. Einfluß des Oaseneffektes auf die Transpirationswerte

Die Messung der Transpirationswerte wurde in einem kleinflächigen Maisbestand durchgeführt. Es lag deshalb nahe, den Mehrverbrauch des Mais gegenüber der atmosphärischen Verdunstung - insbesondere im niedrigen Saugspannungsbereich - auf die Advektion von Wärme aus der Umgebung zurückzuführen. Diese auch als "Oaseneffekt" bekannte Erscheinung ist vor allem in ariden Gebieten eine Störquelle bei meteorologischen Evapotranspirationmessungen, die man durch entsprechend große Schutzflächen (Luvbreite, fetch) zu vermeiden sucht. Die Größe dieser Schutzflächen hängt u.a. auch von der Höhe des Pflanzenbestandes ab, wobei deren Seitenlänge das 50 - 100-fache der Bestandeshöhe betragen sollte (4). Hieraus ergibt sich für einen 2 m hohen Maisbestand eine Schutzfläche von 1 - 4 ha. Im eigenen Untersuchungsprogramm wird diese Beziehung von Graslysimetern erfüllt, die in einer größeren Grasfläche angeordnet sind und die ähnlich betrieben werden wie die Maislysimeter.

Der Wasserverbrauch dieser Graslysimeter entspricht, wie aus den Pentadenmitteln in Abb. 4 hervorgeht, in beiden Maisversuchen dem n. HAUDE berechneten Verdunstungswert. Dagegen übertrifft der Wasserverbrauch des Maises von Beginn des Fahnschiebens (Juli bzw. Oktober) beide Verdunstungswerte um das 2-fache.

Dieser "Oaseneffekt" wird auch durch den Völkenroder wägbaren be-regneten SFB-Lysimeter bestätigt, der in einem 0,64 ha großen Mais-bestand angeordnet ist und dessen Wasserverbrauch den Gras- sowie den Haudewerten gleich ist.

3.5. Effektivität des Wasserverbrauchs bei unterschiedlichen Saugspannungen und Bodenarten

Die inverse Beziehung zwischen dem Wasserverbrauch des Maises und der Saugspannung des Bodens sowie seine Erhöhung im Falle einer Wärmeadvektion gibt der Frage nach der Effektivität der verbrauchten Wassermengen eine ausschlaggebende Bedeutung. Diese Effektivität wurde am Transpirationskoeffizienten gemessen.

$$TrK = \frac{\text{Wasserverbrauch (kg)}}{\text{Trockensubstanz (kg)}}$$

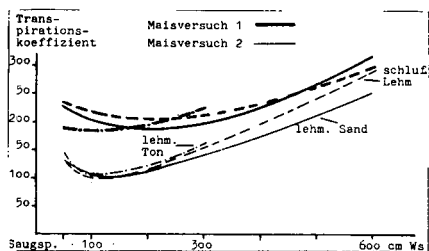


Abb. 5

Abhängigkeit des Transpirationskoeffizienten von der Saugspannung auf 3 Bodenarten.
Mittel Maisversuch 1 + 2 1976

Aus den Kurven (Abb. 5) ergibt sich, daß - gemessen am Minimum des Transpirationskoeffizienten - in beiden Maisversuchen die optimale Effektivität der verbrauchten Wassermengen im Bereich von 0,1 bar Saugspannung lag, wobei die Bodenart eine untergeordnete Bedeutung hatte. Auf beiden Seiten dieses Saugspannungsbereichs ist ein relativ starker Anstieg der TrK d.h. Abfall der Effektivität der Wassernutzung zu beobachten, der bei 0,6 bar das 2,6-fache des Optimalwertes beträgt.

4. Diskussion der Ergebnisse

Die beiden Maisversuche 1976 ergaben, wie auch der Maisversuch 1975, daß - gemessen am Transpirationskoeffizienten - die effizienteste Wassernutzung durch Mais, mit einer geringen Abhängigkeit von der Bodenart, bei etwa 0,1 bar Saugspannung lag. Die Ergebnisse bestätigen damit Angaben zahlreicher Autoren, die in Bewässerungsversuchen eine optimale Wasserausnutzung durch die Pflanze nur im Bereich einer nicht defizitären - wie z.B. auf der Grundlage der potentiellen Evapotranspiration gesteuerten Wasserversorgung - gefunden haben (5). Dies scheint auch für den Fall einer situationsbedingten Erhöhung der Transpiration infolge Wärmedvektion zu gelten, wie sie z.B. im kleinflächigen Feldanbau von Bewässerungsgebieten auftreten dürfte.

Die Effektivität der Wassernutzung in Abhängigkeit von der Wasserversorgung dürfte u.a. vom Ertragspotential der verwendeten Pflanzen auch in Bezug auf den wirtschaftlich verwertbaren Ertrag bestimmt werden. Diese Einschränkungen machen Untersuchungen über das Ertragspotential für eine Vielzahl von Nutzpflanzen erforderlich, wofür sich die dargestellte Methodik sowohl im Freiland als auch in Gefäßversuchen und Wachstumskammern anbietet.

5. Zusammenfassung

Maisversuche in Unterdrucklysimetern mit verschiedenen Saugspannungen und Bodenarten im Trockenjahr 1976 ergaben:

1. Die Evaporation des Bodens sowie die Transpiration des Maises zeigten eine logarithmische Abhängigkeit von der Saugspannung des Bodens.
2. Die Wasserabgabe des Bodens durch Transpiration war infolge der durch die Wurzelaktivität indirekt vergrößerten Bodenoberfläche höher als durch Evaporation, wodurch die Transpirationskurven in positiver Richtung parallel zu den Evaporationskurven verschoben wurden.
3. Gemessen am Transpirationskoeffizienten ergab sich die beste Effektivität des Wassers für die Produktion von Maistrockensubstanz bei einer Saugspannung von etwa 0,1 bar.

4. Durch Vergleich mit dem atmosphärischen Verdunstungswert n. HAUDE, dem Wasserverbrauch von Gras sowie dem Wasserverbrauch von Mais auf dem SFB-Lysimeter innerhalb eines 0,64 ha großen Maisfeldes konnte ein relativ großer Oaseneffekt festgestellt werden. Dieser hatte einen positiven Einfluß auf die Wassernutzung.

Literatur

1. CZERATZKI, W.: Untersuchung der Wasserbewegung im Boden mit Hilfe von Unterdrucklysimetern. - Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkde 87 (1959), S. 223-229.
2. CZERATZKI, W.; SCHULZE, F.: Einfluß der Bodenwasserspannung in Unterdrucklysimetern bei unterschiedlichen Bodenarten auf die Trockensubstanzproduktion von Mais im Trockenjahr 1975. - Landbauforsch. Völkenrode 26 (1976), S. 122-130.
3. CZERATZKI, W.: Wasserverbrauch und Trockensubstanzbildung von Mais sowie Bodenevaporation in Abhängigkeit von Saugspannung und Bodenart in Unterdrucklysimetern im Trockenjahr 1976. - Landbauforsch. Völkenrode 27 (1977), S. 1-14.
4. VAN BAVEL, C.H.M.; FRITSCHEN, L.J.; REEVES, W.E.: Transpiration by Sudan grass as an externally controlled process. - Science 141 (1963), S. 269-270.
5. KOPP, E.: Das Produktionspotential des semiariden tunesischen Oberen Medjerdatales bei Beregnung. - Schriftenreihe GTZ, Eschborn (1975).

Auswirkungen von Absenkungen des Grundwassers
auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung.

von

Renger, M.⁺, Strebel, O.⁺⁺ und Brunke, H.⁺⁺

1. Einleitung

Als Folge von Grundwasserentnahmen und landeskulturellen Maßnahmen treten häufig Absenkungen des Grundwassers auf. Diese Absenkungen können zu einer Abnahme der Evapotranspiration (und des Pflanzenertrages) sowie zu einer Erhöhung der Grundwasserneubildung führen. Eine quantitative Erfassung solcher Änderungen, möglichst in Form von langfristig gültigen Mittelwerten und Extremwerten, ist unbedingt erforderlich. Denn solche Daten werden sowohl für Prognosen (bei der Planung) als auch für nachträgliche Ursachenfeststellungen (bei Schadensfällen) benötigt.

In dem folgenden Bericht werden Ergebnisse eines für solche Probleme entwickelten Simulationsmodelles erläutert. Im Vordergrund steht der quantitative Zusammenhang zwischen Evapotranspiration bzw. Grundwasserneubildung und dem Grundwasserstand bei drei Böden mit unterschiedlicher nutzbarer Feldkapazität (nFK).

2. Simulationsmodell zur Berechnung der realen Evapotranspiration

Die Berechnung der Evapotranspiration beginnt mit der Gleichung von RIJTEMA (1968):

$$E_{wet} = \frac{\Delta \text{Hnt}/L + \int f(z_0^d) u^{0,75} (E_a - e_a)}{\Delta + \int} \quad (1)$$

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung und
⁺⁺ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
3000 Hannover 51, Postfach 510153

- mit
- E_{wet} = maximale Evapotranspiration von einer nassen Oberfläche unter Berücksichtigung der Pflanzenhöhe,
 - Δ = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve,
 - H_{nt} = Nettostrahlung,
 - L = Verdampfungswärme (Umrechnung von cal/cm² in mm WS),
 - ρ = Psychrometernkonstante,
 - $f(z_{od})$ = Rauigkeitsparameter,
 - u = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe,
 - E_a = Sättigungsdampfdruck und
 - e_a = aktueller Dampfdruck.

Die reale Evapotranspiration E_{real} kann aus E_{wet} unter Berücksichtigung eines "Diffusionswiderstandes" r und der Interzeption E_i wie folgt errechnet werden (RIJTEMA 1968):

$$E_{real} = \frac{\Delta + \rho}{\Delta + \rho \left[1 + f(z_{od}) u^{0,75} r \right]} (E_{wet} - E_i) + E_i \quad (2)$$

Nach RIJTEMA (1968) ergibt sich der Diffusionswiderstand r aus der Summe von 3 Teilwiderständen:

$$r = r_l + r_c + r_\psi$$

Unter r_l ist ein von der Strahlungsintensität abhängiger Diffusionswiderstand zu verstehen. Der Teilwiderstand r_c ist vom Bedeckungsgrad des Bodens und der Wasserspannung im Wurzelraum abhängig. Der Teilwiderstand r_ψ ergibt sich aus der Wasserspannung des Blattes (RIJTEMA 1965).

Eine vollständige Beschreibung des Simulationsmodells ist an anderer Stelle vorgesehen.

Für die Berechnung von E_{real} sind folgende Eingabedaten erforderlich:

1. Meteorologische Daten

- a) Niederschlag
 - b) mittlere Temperatur
 - c) mittlerer Sättigungsdampfdruck
 - d) Windgeschwindigkeit
 - e) Sonnenscheindauer
- } in 2 m Höhe

2. Bodenphysikalische Daten

- a) Beziehung zwischen Wassergehalt θ und Wasserspannung ψ im Wurzelraum
- b) Beziehung zwischen ψ und k (Wasserleitfähigkeit) im Wurzelraum und unterhalb des Wurzelraumes zur Berechnung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser in den Wurzelraum (GIESEL et al. 1972)

- c) Anfangswassergehalt
- d) Grundwasserstand

3. Pflanzendaten

- a) Wuchshöhe
- b) Bodenbedeckungsgrad
- c) Durchwurzelungstiefe
- d) b -Wert (Aktivitäts- und Geometriefaktor für das Wurzelsystem)
- e) r_{pl} -Wert (Transportwiderstand für Wasser in der Pflanze).

3. Eichung des Simulationsmodells

Die nach RIJTEMA mit Hilfe des beschriebenen digitalen Rechenmodells ermittelten E_{real} -Werte wurden mit Meßergebnissen im Gelände verglichen. Den gemessenen E_{real} -Werten liegen Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen als Funktion der Zeit und Tiefe zugrunde (GIESEL et al. 1970). Bei der Berechnung von E_{real} wurden als b - und r_{pl} -Werte zunächst die von RIJTEMA (1968) für Sommerweizen angegebenen Daten benutzt. Beim Vergleich der gemessenen und berechneten E_{real} -Werte zeigte sich jedoch, daß in der ersten Wachstumsperiode (April) und zum Zeitpunkt der Reife die Übereinstimmung nicht befriedigend war. Daher wurden die b - und r_{pl} -Werte vor allem zu Beginn (April) und am Ende der Wachstumsperiode (August) solange variiert, bis die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten E_{real} -Werten erreicht war. Die dabei gefundenen b - und r_{pl} -Werte sind in Abb. 1 dargestellt.

In der Abb. 2 sind für Weizen die Ergebnisse von 2 Vergleichen zu finden. Die dargestellten gemessenen und berechneten Summenkurven von E_{real} stimmen in den verschiedenen Jahren sehr gut überein.

4. Einfluß des Grundwasserstandes auf die reale Evapotranspiration und Grundwasserneubildung

Das an Geländedaten geeichte Simulationsmodell wurde eingesetzt, um den Einfluß des Grundwasserstandes auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung bei drei verschiedenen Standorten im Raum Hannover zu ermitteln. Die drei Standorte unterscheiden sich hinsichtlich der nFK (85, 150 und 240 mm), der kapillaren Leitfähigkeit und der Durchwurzelungstiefe. Für jeden der 3 Standorte wurden Berechnungen für 4 verschiedene Grundwasserschwankungs-

amplituden durchgeführt. In Abb. 3 sind die vorgegebenen Amplituden für den Sandboden mit einer nFK von 85 mm dargestellt.

Der Einfluß dieser 4 verschiedenen Grundwasserstandsamplituden auf die Evapotranspiration von Sommerweizen bei dem feinsandigen Mittelsandboden ist in Abb. 4 dargestellt. Die höheren E_{real} -Werte treten wegen der hohen kapillaren Nachlieferung aus dem Grundwasser bei den flachsten Grundwasserständen (Amplitude A) auf. Die E_{real} erreicht hier fast E_{pot} . Deutlich geringer ist der E_{real} -Wert bei der Amplitude B. Zwischen den Amplituden C und D beträgt der Unterschied von E_{real} nur noch wenige mm.

Abb. 5 zeigt für denselben Standort, daß die Beziehung E_{real} und mittlerer Grundwasserstand während der Hauptvegetationszeit (Mai bis Juli) sehr stark vom jeweiligen Witterungsverlauf abhängig ist. Mit steigendem maximalen klimatischen Wasserbilanzdefizit (Niederschlag minus E_{pot} nach HAUDE) nimmt der Einfluß des Grundwasserstandes zu.

Deswegen wurde der Einfluß verschiedener Grundwasserstände für den Zeitraum von 1967 bis 1976 bei drei verschiedenen Standorten berechnet. In Abb. 6 ist das zehnjährige Mittel der realen Evapotranspiration in Abhängigkeit vom mittleren Grundwasserstand während der Hauptvegetationszeit dargestellt. Beim feinsandigen Mittelsand (fmS) erreicht E_{real} bei Grundwasserständen von weniger als 1 m u.GOF aufgrund hoher kapillarer Aufstiegsraten den Wert von E_{pot} . Mit zunehmenden Grundwasserständen nimmt E_{real} sehr rasch ab und erreicht bei etwa 1,4 m u.GOF den niedrigsten Wert. Bei noch tieferen Grundwasserständen nimmt E_{real} nicht mehr ab, da der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser keine Rolle mehr spielt.

Weiterhin zeigt ein Vergleich der Kurven für die drei Böden mit unterschiedlicher nutzbarer Feldkapazität, daß der Einfluß des Grundwasserstandes auf die Evapotranspiration mit zunehmender nutzbarer Feldkapazität abnimmt.

In Abb. 7 ist die Beziehung zwischen Grundwasserneubildung V und dem mittleren Grundwasserstand (Mai bis Juli) für diese 3 Böden dargestellt. Mit Grundwasserneubildung ist hier die Differenz Versickerung minus kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser, also die Nettoanlieferung an die Grundwasseroberfläche gemeint. Die Grundwasserneubildung nimmt mit zunehmendem Grundwasserflurab-

stand zu. Sie ist bei gleichem Grundwasserflurabstand um so höher, je niedriger die nutzbare Feldkapazität des Bodens ist. Da im Berechnungszeitraum 1967 bis 1976 die mittleren Jahresniederschläge mit 623 mm um etwa 45 mm geringer sind, als im langjährigen Mittel von 1930 bis 1960, dürften die langjährigen Mittelwerte für die Grundwasserneubildung um etwa 45 mm größer sein als die in Abb. 7 errechnete.

5. Literatur

- ENDRÖDI, G.; P.E. RIJTEMA: Calculation of evapotranspiration from potatoes. - Neth.J.agric.Sci.17, 283-299 (1969).
- GIESEL, W., S. LORCH, M. RENGER & O. STREBEL: Water-flow calculations by means of gamma-absorption and tensiometer field measurements in the unsaturated soil profile. - Isotope Hydrology 1970, IAEA Wien, 663-672 (1970).
- GIESEL, W., M. RENGER & O. STREBEL: Berechnung des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser in den Wurzelraum unter stationären Bedingungen. - Z.Pflanzenernährung und Bodenkunde 132, 17-30 (1972).
- RIJTEMA, P.E.: An analysis of actual evapotranspiration. - Agric.Res.Rep.659, Wageningen, 107 S. (1965).
- RIJTEMA, P.E.: On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans. - Techn.Bull.58, Inst.for Land and Water Management Research, Wageningen, 30 S. (1968).

Abb. 1: Durchwurzelungstiefe, Pflanzenwiderstand r_{pl} und Durchwurzelungsfaktor b für Sommerweizen während der Vegetationsperiode.

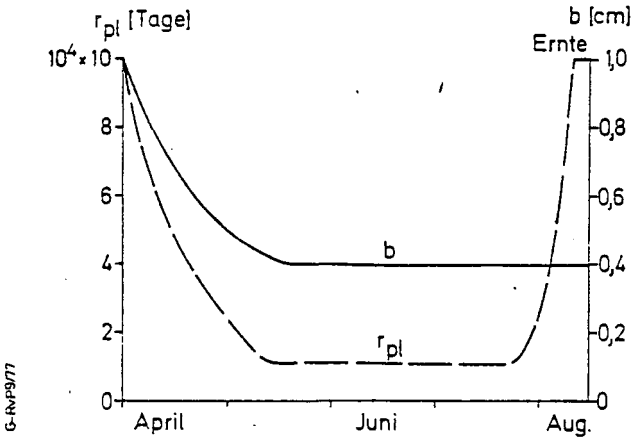
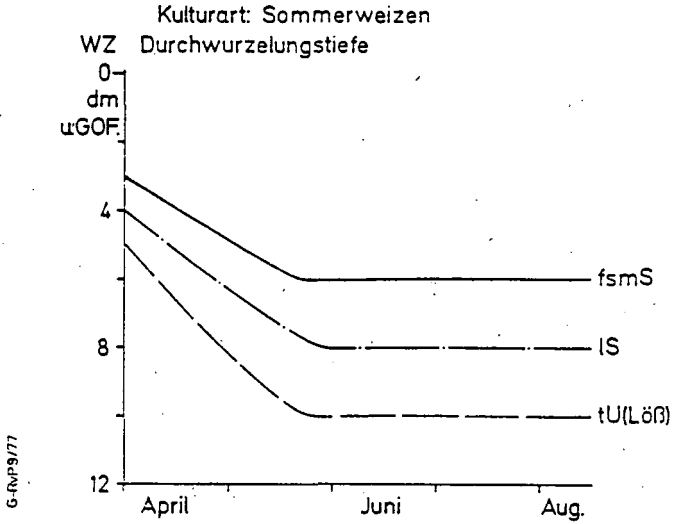


Abb. 2: Summenkurven der realen Evapotranspiration für Weizen

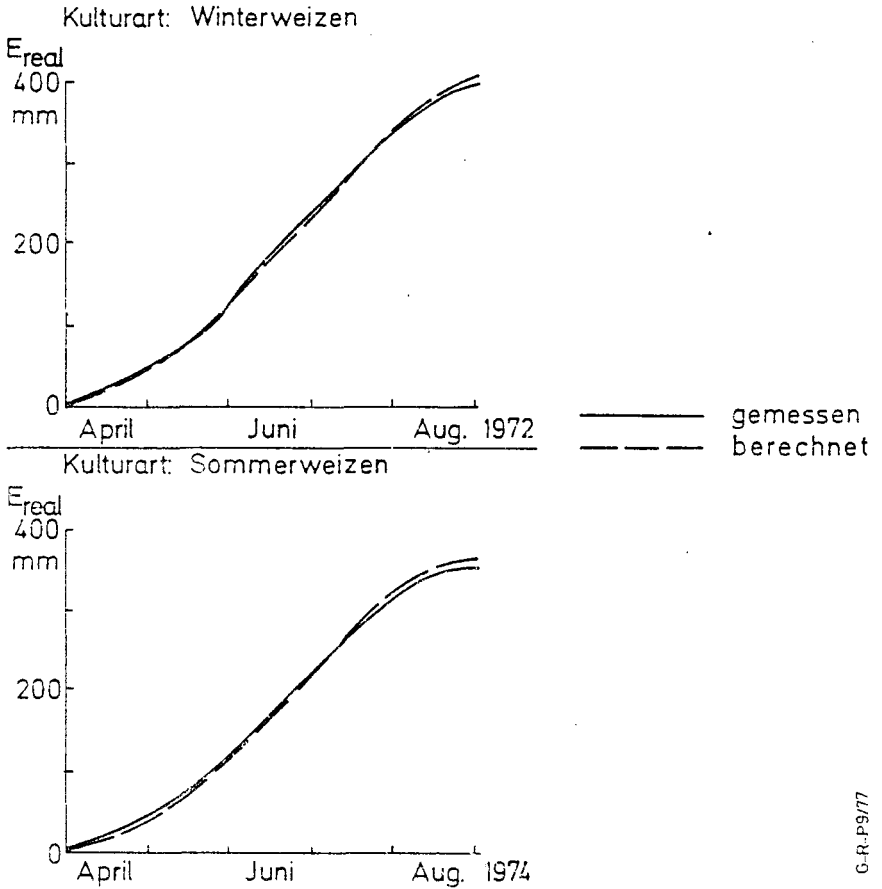
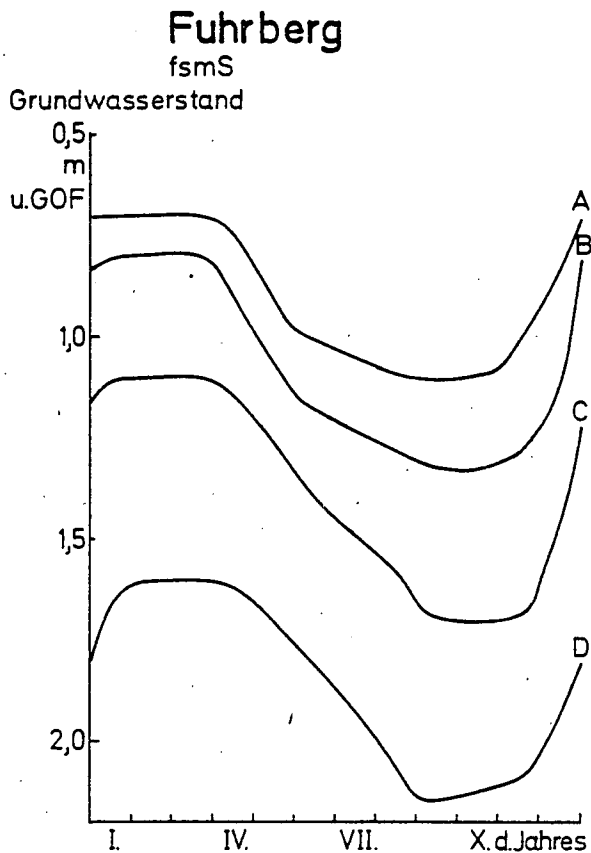


Abb. 3: Für die Simulation beim feinsandigen Mittelsand benutzte Grundwassergänge.



G-RVP8/77

Abb. 4: Einfluß der vier verschiedenen Grundwasseramplituden auf die reale Evapotranspiration von Sommerweizen bei einem feinsandigen Mittelsandboden im Jahre 1967.

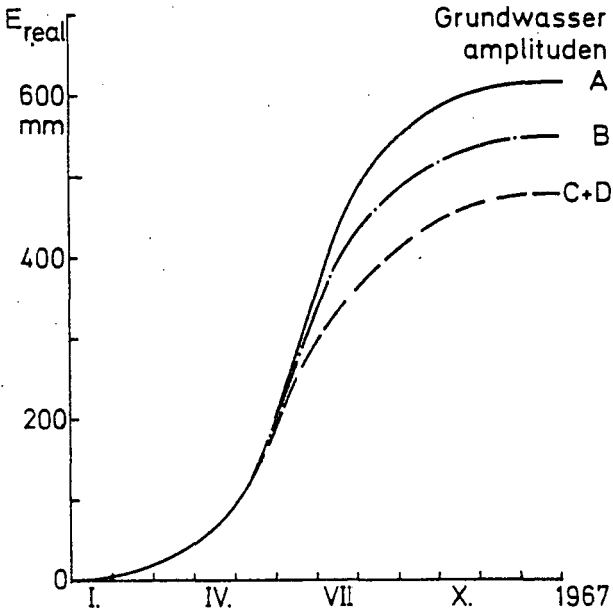


Abb. 5: Beziehung zwischen mittlerem Grundwasserflurabstand während Mai bis Juli und realer Evapotranspiration von Sommerweizen in Abhängigkeit vom maximalen klimatischen Wasserbilanzdefizit.

Fuhrberg

Bodenart: fsmS

Kulturart: Sommerweizen

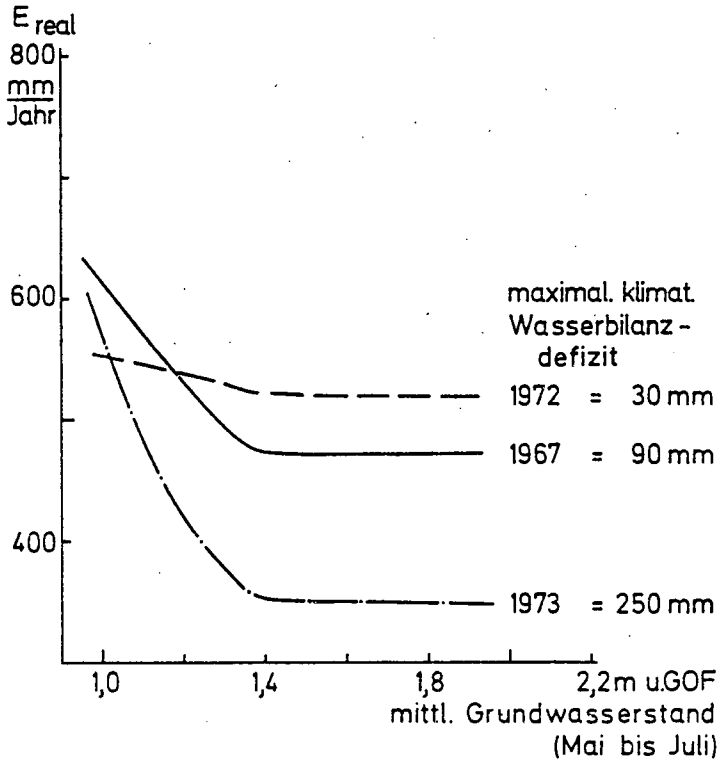


Abb. 6: Beziehung zwischen mittlerem Grundwasserflurabstand Mai bis Juli und realer Evapotranspiration von Sommerweizen (Mittelwert 1967 bis 1976) bei 3 Böden.

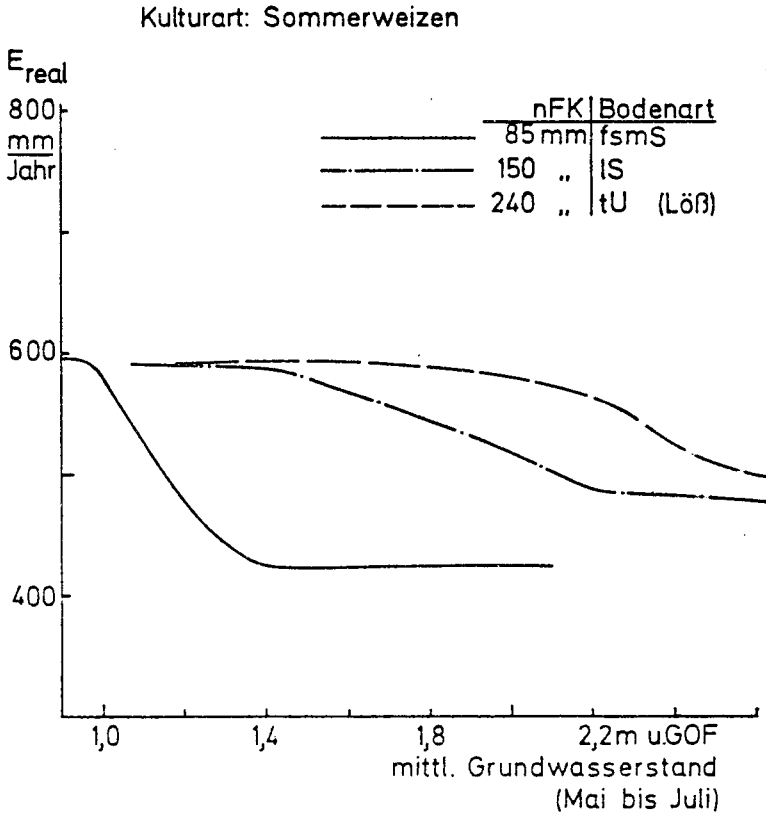
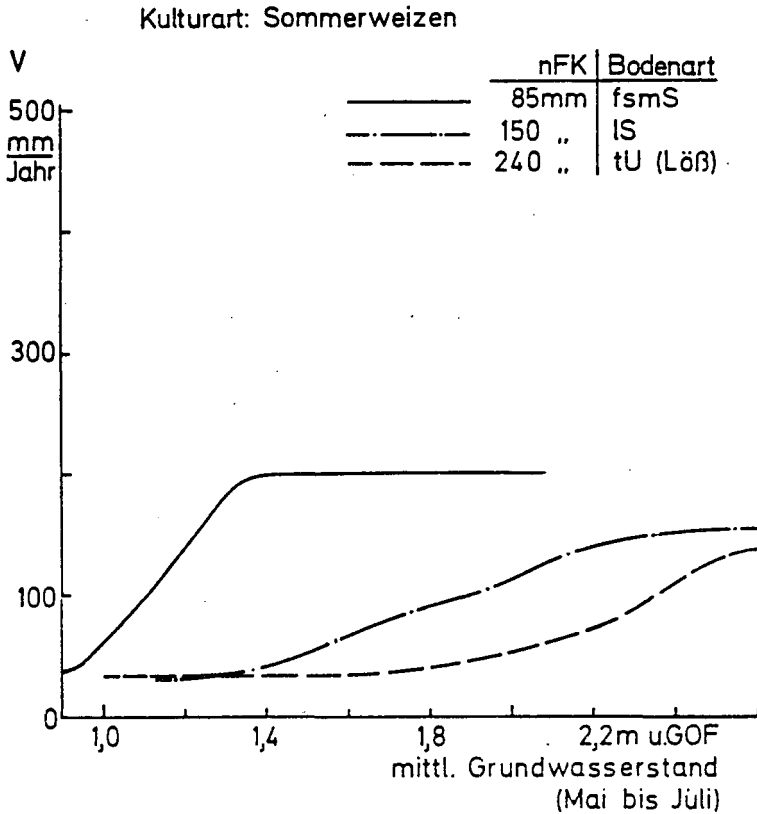


Abb. 7: Beziehung zwischen mittlerem Grundwasserflurabstand Mai bis Juli und Grundwasserneubildung V (Mittelwert 1967 bis 1976) bei 3 Böden.



Evapotranspiration und Tiefenversickerung in Abhängig-
keit von Vegetations-, Nutzungs- und Bodenunterschieden

von
Strebel, O. ⁺⁾ und Renger, M. ⁺⁺⁾

Die Auswirkungen von Vegetationsunterschieden auf den Wasserhaushalt verschiedener Böden sind aus zahlreichen Gründen von Interesse. Als Beispiel seien wasserwirtschaftliche Fragen wie Grundwasserneubildung, Vorfluterausbau und Dränung genannt. Der folgende Bericht stellt einige neuere Geländeergebnisse sowie über Simulationsmodelle errechnete Daten zusammen. Dazu wird ein Verfahren benutzt, das eine sinnvolle Einordnung heterogener Daten von verschiedenen Böden und aus klimatisch sehr unterschiedlichen Gebieten oder Jahren ermöglicht. Dies erscheint notwendig, da der gleichzeitigen Untersuchung des Bodenwasserhaushaltes mehrerer Vegetationsdecken aus praktischen Gründen enge Grenzen gesetzt sind.

Vegetations- und nutzungsbedingte Unterschiede im Bodenwasserhaushalt gehen auf eine Reihe von Ursachen zurück. Im Boden feststellbar sind Unterschiede im Porensystem (als Folge von Bodenbearbeitung und verschiedener Durchwurzelungsintensität) und in der Durchwurzelungstiefe. Dadurch können Unterschiede in der nutzbaren Feldkapazität des Wurzelraumes bedingt sein. Bei grundwasserbeeinflussten Standorten bedeuten unterschiedliche Durchwurzelungstiefen auch unterschiedliche kapillare Nachlieferung aus dem Grundwasser. Weitere Ursachen sind unmittelbar mit dem oberirdischen Pflanzenaufwuchs verknüpft, wie Bedeckungsgrad und Bedeckungsdauer des Bodens mit Pflanzenaufwuchs sowie Dauer der transpirationsaktiven Zeit. Auch die für

+)

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
Postfach 51 01 53, 3000 Hannover 51

++)

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
Postfach 51 01 53, 3000 Hannover 51

den Energie- und Wasserumsatz entscheidenden Größen Interzeption, Reflexionsvermögen für kurzweilige Sonnen- und Himmelsstrahlung (Albedo-Wert) und die aerodynamische Rauigkeit sind vegetationspezifisch. Schließlich kommen pflanzenphysiologische Unterschiede in Betracht.

Unsere Auswertung beruht auf ca. 50 Jahreswerten von neueren Geländemessungen für ebene Standorte (veröffentlichte Daten verschiedener Autoren sowie eigene unveröffentlichte Daten). Sie stammen überwiegend aus bodenhydrologischen Untersuchungen, auch einige Daten aus meteorologischen Messungen zur Energiebilanz sind einbezogen. Außerdem sind weitere 30 Daten mit einem digitalen Simulationsmodell (RENGER et al. 1977) für einen Getreidebestand (So-Gerste u. Hafer) berechnet worden. - Für die potentielle Verdunstung E_{pot} wird (mit Vorbehalt) die HAUDE - Verdunstung herangezogen, das pflanzenverfügbare Bodenwasser W_{pfl} setzt sich zusammen aus nutzbarer Feldkapazität des Wurzelraumes und dem eventuell vorhandenen kapillaren Aufstieg aus dem Grundwasser.

In Abb. 1 ist die Beziehung zwischen der relativen Evapotranspiration einschließlich Interzeption E_{real}/E_{pot} und der maximalen pflanzenverfügbaren Wassermenge ($N_v + W_{pfl}$) dargestellt (N_v = Niederschläge während der Vegetationszeit 1. 4. bis 31. 10.). Trotz der Streuung, die u. a. durch Vernachlässigung der zeitlichen Niederschlagsverteilung bedingt ist, kann man feststellen, daß E_{real}/E_{pot} vor allem von der max. pflanzenverfügbaren Wassermenge und kaum von der jeweiligen Vegetationsdecke abhängt, solange das Wasserangebot nicht ausreicht. Erst bei größeren pflanzenverfügbaren Wassermengen treten vegetationspezifische Unterschiede auf. Der aus Geländemessdaten abgeleitete Befund wird durch die berechneten Daten für Getreide bestätigt; bei einem Wert von etwa 650 mm ($N_v + W_{pfl}$) ist ein deutliches Abknicken von dem vorher linearen Anstieg zu erkennen.

Abb. 2 zeigt die Beziehung zwischen jährlicher Tiefenversickerung (= Grundwasserneubildung) und dem relativen, für die Versickerung verfügbaren Wasserangebot $(N_{Jahr} - W_{pfl})/E_{pot}^{+)}$. Die jährliche Versickerung nimmt

⁺ Bei der Löß-Parabraunerde ohne Vegetation sind anstelle

von W_{pfl} 60 mm als für Evaporation verfügbar eingesetzt.

mit zunehmendem relativen Wasserangebot zu. Außerdem nimmt in der gleichen Richtung die Differenz in der Jahresversickerung verschiedener Vegetationsdecken zu. In wasserwirtschaftlich problematischen Jahren oder Gebieten mit geringen Jahresniederschlägen und (oder) hoher potentieller Verdunstung sind demnach nur geringe vegetationsbedingte Unterschiede in der Jahresversickerung zu erwarten, vor allem bei Standorten mit höherem pflanzenverfügbarem Wasser.

Die geschilderten Zusammenhänge sind z. T. erst relativ grob zu erfassen. Eine Verbesserung und Ergänzung der Auswertung durch weitere Geländemeßdaten und durch über Simulationsmodelle berechnete Daten ist notwendig.

Literatur

- RENGER, M., STREBEL, O.: Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen
u. BRUNKE, H. auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung.
Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 25, 1977 (im Druck).
- STREBEL, O., RENGER, M.: Einfluß von Vegetations- und Bodenunterschieden auf den Bodenwasserhaushalt. Ber. über Landwirtschaft 55, 1977 (im Druck).

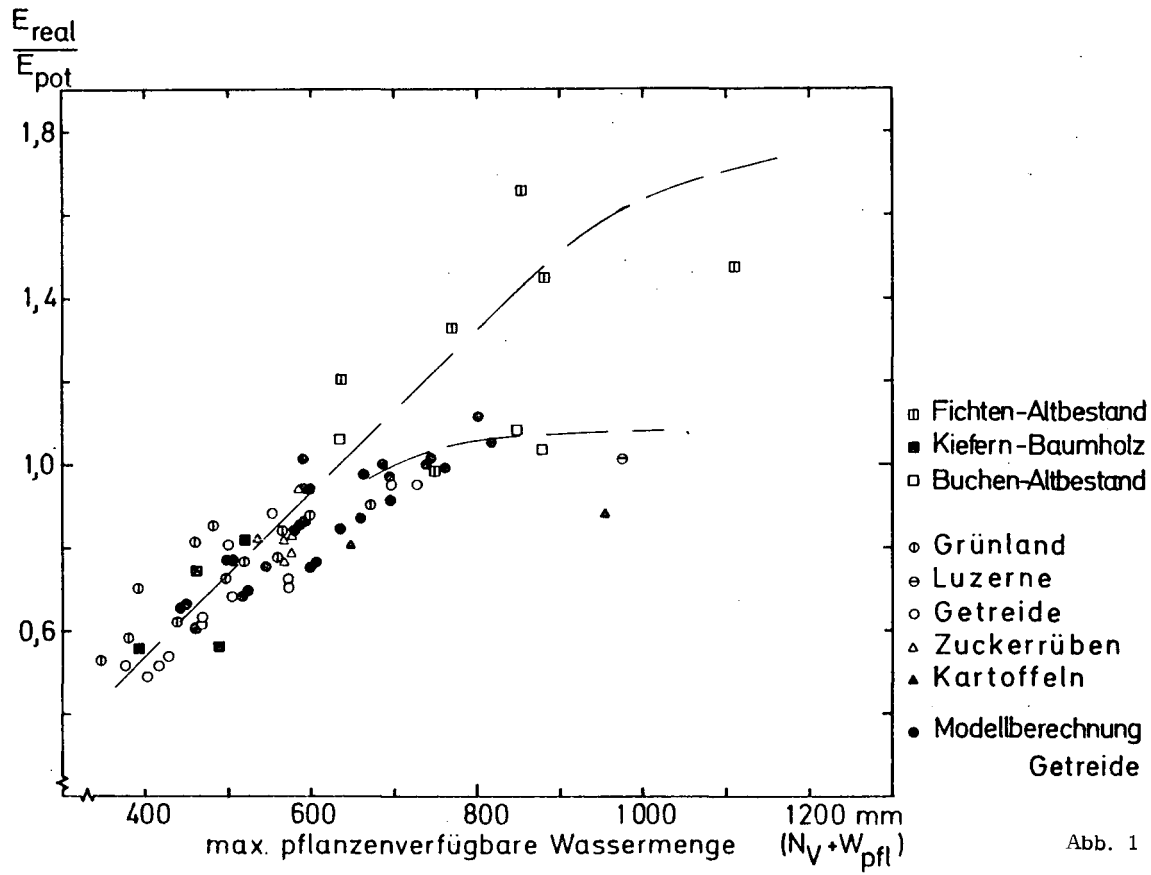
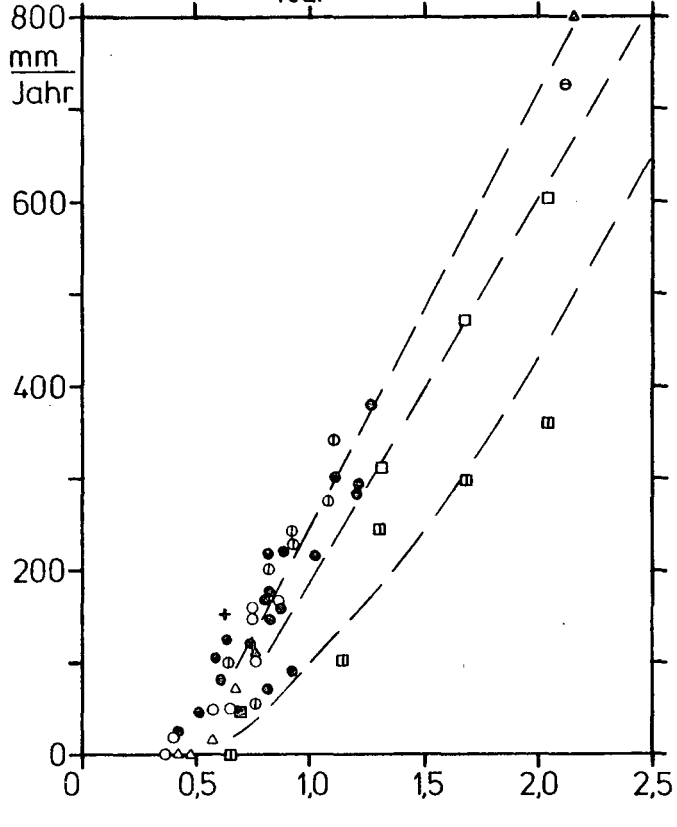


Abb. 1

Versickerung ($N - E_{\text{real}}$)



- ▣ Fichten-Altbestand
- Kiefern-Baumholz
- Buchen-Altbestand
- Grünland
- Luzerne
- Getreide
- △ Zuckerrüben
- ▲ Kartoffeln
- Modellrechng. Getreide
- + ohne Vegetation

Abb. 2

Simulationsmodelle des Wasserhaushalts
unter Feldbedingungen
- Entwicklung, Stand, Möglichkeiten -

von

Beese, F. und R.R. van der Ploeg ⁺

Einleitung

Simulationsmodellen, die physikalische oder chemische Abläufe im Boden unter Feldbedingungen beschreiben, wird immer noch mit erheblicher Skepsis begegnet. Die Einwände, die gegen die Verwendung von Computern modellen gemacht werden, lauten etwa, daß wir bisher immer noch zu wenig über das komplexe System Boden wüßten und daß die Interaktionen in diesem natürlichen System zu vielfältig seien, als daß sie sich mit einem vereinfachenden Modell beschreiben ließen.

Diese "Einwände" sind in Wirklichkeit Argumente für den Einsatz von Modellen. Aus der Erkenntnis nämlich, daß viele Probleme, mit denen der Bodenkundler konfrontiert wird, systemaren Charakter haben, muß gefolgert werden, daß Einzelphänomene nicht nur isoliert betrachtet werden dürfen. Zwar sind bisher eine Reihe grundlegender Kräfte und Wirkungen des Systems Boden abstrahierend erfaßt worden, und auch die Struktur des Systems ist analysiert worden, woran es jedoch mangelt, ist ein quantitatives Berücksichtigen aller Konsequenzen, wenn die verschiedenen Teile des Systems miteinander in Wechselwirkung treten und sich gegenseitig beeinflussen. Dies in kurzer Zeit zu vollziehen ist dem Gehirn nicht gegeben. Der Computer - und darin liegt seine Stärke - ist dagegen in der Lage, die Wechselwirkungen über die Zeit quantitativ zu verfolgen.

An einem einfach aufgebauten Modell zur Beschreibung des Wasser-

⁺ Inst. f. Bodenkunde und Waldernährung
3400 Göttingen, Büsgenweg 2

haushalts von Böden soll gezeigt werden, wie eine solche Verknüpfung steuernder Größen erfolgt, welche neuen Erkenntnisse beim bisherigen Stand der Modellentwicklung gewonnen werden können, und welche Möglichkeiten sich zukünftig ergeben.

Modellentwicklung

Zentraler Teil des von uns entwickelten Modells ist die allgemeine Flußgleichung des Bodenwassers für den ungesättigten Bereich.

$$\partial \theta / \partial t = \partial (k \partial H / \partial z) / \partial z$$

Dabei bedeuten:

θ = Vol. Wassergehalt (cm^3/cm^3)

t = Zeit (d)

k = Hydraulische Leitfähigkeit (cm/d)

H = Hydraulisches Potential des
Bodenwassers (cm)

z = Tiefe (cm)

Mit dieser Gleichung lassen sich Vorratsänderungen des Wassers im Boden aufgrund physikalischer Gesetzmäßigkeiten berechnen. Falls Wasserentzüge durch Pflanzenwurzeln mit in das Modell einbezogen werden sollen, muß diese Gleichung noch um einen Senkenterm erweitert werden. Mit einer Methode endlicher Differenzen kann die Gleichung numerisch gelöst werden. Das Prinzip ist in einigen Publikationen dargelegt worden und soll hier nicht weiter erläutert werden (VAN DER PLOEG, 1974; VAN DER PLOEG und BENECKE, 1974). Der weitere Aufbau des Modells läßt sich am besten anhand der Wasserhaushaltsgleichung verdeutlichen. Für einen bewachsenen Boden in ebener Lage lautet die Gleichung:

$$P = I + E + T + R + S.$$

Dabei bedeuten P die Niederschlagsrate, I die Rate der Interceptionsverdunstung, E die Evaporationsrate, T die Transpirationsrate, R die Rate der Vorratsänderung des Bodenwassers und S die Sickerwasserrate. Bisher wurden die oberen 200 cm des Bodens betrachtet und in die Kalkulation einbezogen, es kann aber jede beliebige Tiefe angenommen werden.

Soll der zeitabhängige Gang der Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung modellmäßig ermittelt werden, müssen die Anfangs- und Randbedingungen definiert sein.

Als Anfangsbedingung geht das Saugspannungsprofil oder das Wassergehaltsprofil des Bodens, wie es im Gelände gemessen wird, in das Modell ein. Als untere Randbedingung wird an der Untergrenze der Betrachtungseinheit ein konstantes hydraulisches Potential eingesetzt. Als obere Randbedingung wird die Beziehung P-I-E-T eingesetzt. Davon ist P meßbar, I bedingt meßbar, E und T sind nicht direkt meßbar und müssen berechnet werden.

Bei ackerbaulich genutzten Böden treten I, E und T nicht immer zusammen auf. Sollen die Wasserhaushaltskomponenten im Verlauf eines Jahres oder über längere Zeiträume verfolgt werden, müssen im Modell drei Varianten für die obere Randbedingung berücksichtigt werden.

1) Es tritt nur Evaporation auf, I + T fehlen oder können vernachlässigt werden.

Dies ist zur Zeit der Jugendentwicklung und nach der Ernte der Fall.

2) E, I und T treten zusammen auf. Mit zunehmender Bestandesentwicklung nehmen I + T zu und müssen zunehmend berücksichtigt werden.

3) I + T sind die dominierenden Verdunstungsgrößen. E kann vernachlässigt werden.

Diese Bedingung gilt zur Zeit maximaler Vegetationsentwicklung.

Je nach der gewünschten Fragestellung lassen sich die potentielle und aktuelle Evaporation, die potentielle und aktuelle Transpiration oder alle vier Größen gemeinsam berechnen.

Dazu werden benötigt:

1. Witterungsdaten: Temperatur, Windgeschwindigkeit, relative Luftfeuchtigkeit, Strahlungsbilanz
(Sonnenscheindauer)
2. Bodenkennwerte: pF-Kurve(n), Leitfähigkeitsfunktion(en)
3. Pflanzenkennwerte: Entwicklung der Wurzelverteilung,
Entwicklung des Blattflächenindex

Als weitere kombinierte Parameter können folgende Funktionen in das Modell eingehen:

Die Interception als Funktion der Niederschlagsrate.
(RIJTEMA, 1966)

Die Bodeneinstrahlung als Funktion des Blattflächenindex.
(RITCHIE, 1972)

Das Verhältnis E_p/E_a als Funktion der Saugspannung des Oberbodens.
(BEESE et al., 1977a)

Der Wurzelwassererntzug als Funktion der Saugspannung.
(EHLERS, 1976)

Mit Hilfe dieser Größen und Funktionen können für alle genannten Varianten, für jede gewünschte Tiefe und für jeden beliebigen Zeitpunkt die Saugspannung oder Wassergehalte im Boden berechnet werden.

Damit erhalten wir aber auch gleichzeitig zwei einfach zu messende Vergleichsgrößen, die zur Überprüfung der Modellergebnisse benutzt werden.

Ergebnisse

An mehreren Beispielen für Löß-Parabraunerden ist die Verwendbarkeit des Modells geprüft worden (BEESE und VAN DER PLOEG, 1976; BEESE et al., 1977a; BEESE et al., 1977b; VAN DER PLOEG et al., 1977). Die Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten ist in allen Fällen zufriedenstellend. Am besten ist sie jedoch bei der Brache und bei den sich entwickelnden Beständen. In der Reifephase sind die Abweichungen am größten. Die Ursache mag darin liegen, daß die absterbende Pflanze die Transpiration stärker beeinflußt als das durch die Umweltbedingungen der Fall ist. Eine Verbesserung der Ergebnisse ist durch eine exaktere Erfassung der Parameter möglich.

Da sich die Sickerwasserrate und die Vorratsänderung ebenfalls errechnen lassen, liefert unser Modell den zeitabhängigen Gang aller Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung. Ein weiterer Vorteil ist darin zu sehen, daß sich zu jeder Zeit die Wasserflüsse durch jede beliebige Ebene im Profil berechnen lassen und daß die Wasserentzüge aus jedem gewünschten Kompartiment bestimmt werden können. Dies ist besonders im Hinblick auf eine mögliche Kalkulation der Stoffauswaschung oder Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen von Bedeutung. So konnte ermittelt werden, daß der Winterweizen bei einer Gesamttranspiration von 265 mm 50 % des verbrauchten Wassers in den oberen 20 cm aufgenommen hat. Weitere 30 % im Abschnitt 20-50 cm und nur 20 % unter 50 cm Tiefe. Bei den Zuckerrüben lag die Gesamttranspiration bei 300 mm. Die Verteilung der Entzüge ist der des Winterweizens vergleichbar.

Sollen die Möglichkeiten, die die Computermodelle im Hinblick auf die Beschreibung und Prognose des Wasserhaushalts von Böden sowie die Interpretation von Feldmessungen bieten, voll ausgenutzt werden, so ist es erforderlich, die in die Modelle eingehenden Parameter zu verfeinern und für eine Reihe wichtiger Böden und Pflanzen zu ermitteln. Dieser Aufwand lohnt sich, denn aufgrund der besseren Übertragbarkeit dieser Kenngrößen läßt sich bei späteren Feldmessungen der Meßaufwand erheblich reduzieren.

Abschließend seien daher noch einmal die benötigten Funktionen genannt, deren Ermittlung zukünftig ein größeres Gewicht beigemessen werden sollte:

1) BODENKENNWERTE

- a) pF-Kurven
- b) Leitfähigkeitsbeziehungen

2) PFLANZENKENNWERTE

- a) Entwicklung des Blattflächenindex
- b) Entwicklung der Wurzelmasse (-länge)
- c) Rauigkeit des Bestandes

3) KOMBINIERTER KENNWERTE

- a) Interception als Funktion des Blattflächenindex
- b) Einstrahlung an der Bodenoberfläche als Funktion des Blattflächenindex
- c) Aktuelle/potentielle Evaporation als Funktion der Saugspannung im Oberboden
- d) Wurzel- Wasserentzug als Funktion der Saugspannung
- e) Transpiration als Funktion des Entwicklungszustandes der Pflanzen

Literatur

Beese, F. and R.R. van der Ploeg, 1976, Influence of hysteresis on moisture flow in an undisturbed soil monolith. Soil Sci. Soc. Amer. J. 40, 480-484.

Beese, F., R.R. van der Ploeg and W. Richter, 1977, Test of a soil water model under field conditions. Soil Sci. Soc. Amer. J. (im Druck).

Beese, F., R.R. van der Ploeg und W. Richter, 1977b, Der Wasserhaushalt einer Löß-Parabraunerde unter Winterweizen und Brache: Computermodelle und ihre experimentelle Verifizierung. Z. Acker- und Pflanzenbau (im Druck).

Ehlers, W., 1976, Evaporation and Drainage in Tilled and Untilled Loess Soil with Winter Wheat and Sugarbeet. Z. Acker- und Pflanzenbau 142, 285-303.

- Rijtema, P.E., 1966, Derived meteorological data: Transpiration. Institute for Land and Water Management Research, Wageningen. Miscellaneous Reprints No. 67.
- Ritchie, Joe, 1972, Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resour. Res. 8, 1204-1213.
- Van der Ploeg, R.R., 1974, Simulation of moisture transfer in soils: one dimensional infiltration. Soil Sci. 118, 349-357.
- Van der Ploeg, R.R. and P. Benecke, 1974, Unsteady, unsaturated n-dimensional moisture flow in soil: a computer simulation program. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38, 881-885.
- Van der Ploeg, R.R., F. Beese, O. Strebel and M. Renger, 1977, The Water balance of a sugar beet crop: a model and some experimental evidence. Zeitschr. Pflanzenernährung und Bodenkunde (Manuskript eingereicht).

Ein bodenhydrologisches Modell für den
Wasserhaushalt bewaldeter Ökosysteme
in ebener Lage

von

Benecke, P. und R.R. van der Ploeg ⁺

Der Kürze halber kann auf das voraufgehende Manuskript von Beese und van der Ploeg, 1977, zurückgegriffen werden, in dem bereits ein bodenhydrologisches Modell erläutert wurde, das der Quantifizierung der Wasserhaushaltskomponenten dient. Ein ähnliches Modell ist auch in den vorliegenden Untersuchungen benutzt worden.

Aus diesem Grunde soll hier nur auf die Unterschiede hingewiesen werden, die gegenüber dem Modell der voraufgehenden Arbeit bestehen. Danach soll hauptsächlich über die Ergebnisse der von 1968 bis 1975 durchgeführten Wasserhaushaltsuntersuchungen an einem Buchen- und einem Fichtenaltholzbestand des Hochsolling im Südwesten Niedersachsens berichtet werden.

Der Unterschied zum voraufgehenden Modell besteht hauptsächlich in der Behandlung der Verdunstung. Dies gilt zunächst für die Interception, die durch gesonderte Messung des Bestandesniederschlags (bestehend aus dem durchfallenden, dem abtropfenden und dem an den Bäumen ablaufenden Niederschlag) eliminiert wurde. Das heißt, der Bestandesniederschlag dient als gemessene Eingangsgröße (Randbedingung) des Modells. Von ihm wird angenommen, daß er vollständig in den Boden gelangt.

Der Unterschied gilt weiter für die Behandlung der Evapotranspiration. Da auf eine ausreichend gesicherte Beziehung nicht zurückgegriffen werden konnte, die die Evapotranspiration als Funktion meteorologischer Daten und der in der Wurzelzone herrschenden Saugspannung ausdrückt, wurde der Weg über eine iterative Rechenprozedur zur Ermittlung der Evapotranspirationshöhe benutzt.

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 3400 Göttingen, Büsgenweg 2

Dieses Vorgehen setzt voraus, daß Tensiometerdaten für verschiedene Zeitpunkte und verschiedene Bodentiefen vorliegen. Das Vorgehen läßt sich kurz schildern:

1. Das Modell wird in der verdunstungsarmen Zeit getestet. Es muß sich zeigen lassen, daß es das hydrologische Verhalten des Bodens naturgetreu wiedergibt.
2. Die Evapotranspiration wird durch Wasserentzug (Senken) in verschiedenen Bodentiefen simuliert. Über die Gesamthöhe der Entzugsrate wird eine Annahme gemacht, die sich an den meteorologischen Verdunstungsbedingungen und der bereits in der Wurzelzone herrschenden Saugspannung orientiert. Diese gesamte Entzugsrate wird entsprechend der Wurzelverteilung (Wurzelmasse/Volumenboden) auf die verschiedenen Bodentiefen verteilt. Das Kriterium dafür, ob die Annahme richtig oder zu korrigieren ist, liefert der Vergleich der vom Modell ausgegebenen zeitlichen Ganglinien der Saugspannung des Bodenwassers in verschiedenen Tiefen mit den korrespondierenden Tensiometerwerten. Wird eine hinreichend enge und gleichbleibende Übereinstimmung von Modell- und Meßwerten festgestellt, so wird die angenommene Entzugsrate als zutreffend akzeptiert, andernfalls wird sie korrigiert. Dies wird so lange fortgesetzt, bis Modell- und Tensiometerwerte die oben geforderten Kriterien gleichzeitig in verschiedenen Bodentiefen erfüllen. In Abb. 1 ist ein Beispiel dargestellt. Es zeigt, daß die Vernachlässigung der Evapotranspiration eines Fichtenaltholzbestandes im Monat Mai (1969) zu einer eindeutigen und beträchtlichen Abweichung der vom Modell errechneten Saugspannungswerte in 15 cm Tiefe von den mit Tensiometern gemessenen geführt hat. In der beschriebenen Weise wurde die oberhalb dargestellte tägliche Evapotranspirationshöhe einbezogen und dadurch eine hinreichend gute Übereinstimmung von Modell- und Meßwerten erreicht. Auch die in 175 cm Tiefe gefundenen Meßwerte stimmen sehr gut mit den Modellwerten überein. Die Wichtigkeit dieser Werte liegt in ihrer maßgeblichen Bedeutung für die Höhe der Versickerungsrate.

Ergebnisse

Ziel der Untersuchungen war eine Quantifizierung des zeitlichen Verhaltens der Komponenten des Wasserhaushaltes eines 120jährigen Buchen- und eines 95jährigen Fichtenbestandes unter vergleichbaren standörtlichen Bedingungen. Die jeweils 1 ha großen Versuchsflächen liegen etwa 300 m auseinander in 500 m Seehöhe auf der fast ebenen Hochfläche des Solling rund 60 km nordwestlich von Göttingen. Der Boden ist zweischichtig: Eine 60 cm mächtige Fließerde aus Loessmaterial wird unterlagert von einer schluffig-lehmigen Fließerde aus den anstehenden schluffig-tonigen Zwischenschichten der Sollingfolge des mittleren Buntsandsteins. Es hat sich eine podsolige Braunerde gebildet. Die obere Fließerde ist sehr locker, die untere sehr kompakt gelagert. Abb. 2 veranschaulicht die maßgeblichen bodenhydrologischen Eigenschaften des Versuchsbodens unter dem Buchenbestand. Für den Boden unter dem Fichtenbestand gelten ähnliche Beziehungen.

Um die umfangreichen Ergebnisse überschaubar zu machen, sind sie als Monats- und Jahreswerte zusammengefaßt. Eine hydrologische Gesamtcharakterisierung der untersuchten Ökosysteme, die auch wasserwirtschaftliche Kenngrößen liefert, erfolgt meist durch die Jahreswerte. (Tab. 1)

Aufgeführt sind die durchschnittlichen Jahresraten, die von Jahr zu Jahr beträchtlich schwanken können. Als Maß hierfür ist jeweils die Standardabweichung angegeben. Beim Bestandesniederschlag fällt der große Unterschied zwischen Buchen- und Fichtenbestand auf. Da die Interception (der vom Kronendach zurückgehaltene und von dort wieder verdunstende Anteil der Niederschläge) als Differenz zwischen Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag berechnet wird, wiederholt sich dieser Unterschied mit umgekehrtem Vorzeichen bei der Interception, die im Fall des Buchenbestandes 17,6 und beim Fichtenbestand 28,8 % des Freilandniederschlages beträgt. Diese Form der Verdunstung wird oft als unproduktive Verdunstung bezeichnet und es wird deshalb häufig nach Wegen gesucht, sie zu verringern. Im vorliegenden Fall wäre offensichtlich die Baumartenwahl ein solcher Weg. Bei der Evapotranspiration, die im wesentlichen auf das Konto der "produktiven" Transpiration geht,

Wasserhaus- halts- komponente	Baum- art	Mittel 1969-1975 mm/Jahr	Standard- abweichg. mm/Jahr	Differenz Bu.-Fi. mm/Jahr	Werte in % N
N		1060,0	232,0		100
N _b	B	873,0	196,4	118,1	82,4
	F	754,9	196,9		71,2
ET	B	287,1	27,2	-47,6	27,1
	F	334,7	41,8		31,6
A _s	B	588,5	228,1	165,6	55,5
	F	422,9	218,9		39,9
Δ R	B	0,2	20,4		0,0
	F	0,1	24,0		0,0
I	B	187,0	51,2	-118,1	17,6
	F	305,1	44,4		28,8
IET	B	474,1	41,0	-165,7	44,7
	F	639,8	66,9		60,4

Tab. 1: Mittlere Jahresraten der Komponenten des Wasserhaushaltes eines Buchen- (B) und eines Fichten- (F) Altholzbestandes im Hochsolling für die Jahre 1969-1975.

Als Maß der Schwankungsamplitude ist die Standardabweichung, zum Vergleich Buche : Fichte die Differenz der Mittelwerte der Komponenten angegeben. Die letzte Spalte zeigt die prozentualen Anteile der Komponenten am Freilandniederschlag.

- N = Freiflächenniederschlag
- N_b = Bestandesniederschlag
- ET = Evapotranspiration
- A_s = Tiefensickerung
- Δ R = Bodenwasservorratsänderung
- I = Interzeption
- IET = Gesamtverdunstung
- B = Buche
- F = Fichte

ergaben sich wiederum höhere Werte für den Fichtenbestand. Die Summe beider Verdunstungsformen ergibt die am Schluß der Tabelle aufgeführte Gesamtverdunstung, bei der der Fichtenbestand den Buchenbestand im Durchschnitt um 165,7 mm übertrifft. Das ist ein jährlicher Mehrverbrauch des Fichtenbestandes von $1657 \text{ m}^3/\text{ha}$. Da Bodenwasservorratsänderungen im Mittel der Jahre nicht auftreten, kann unter dem Buchenbestand eine gleichgroße Wassermenge mehr versickern und damit zur Grundwassererneuerung beitragen.

Bei den Standardabweichungen als Maß für die Schwankungsamplitude der einzelnen Jahresraten um den Mittelwert fallen die geringen Werte für die Evapotranspiration ins Auge. Mit ihnen kommt zum Ausdruck, daß besonders der Buchenbestand einen verhältnismäßig konstanten Wasserverbrauch hat, während der Verbrauch des Fichtenbestandes doch in deutlich weiteren Grenzen schwankt. Die Ursache hierfür scheint einmal in der besseren Ausnutzung der Bodenwasservorräte durch die Buchen zu liegen, zum andern aber auch in der offensichtlich stärkeren negativen Reaktion der Buchen auf einen durch hohe Wasserversorgung verursachten Luftmangel im Wurzelraum. Der Fichtenbestand erweist sich hier als anpassungsfähiger: er hat einen relativ hohen Wasserverbrauch bei reichlicher Wasserversorgung und schränkt ihn stärker ein, wenn das Wasserangebot knapp wird.

Die Interception weist wegen ihrer engen Kopplung an die Niederschlagshöhe erwartungsgemäß eine größere Schwankungsbreite auf. Sie ist bei den Buchen - besonders wenn man sie in Relation zum Bezugswert sieht - beträchtlich größer als bei den Fichten. Dies hängt offensichtlich mit dem periodischen Wechsel des Belaubungszustandes zusammen. Die Standardabweichung ist bei der Gesamtverdunstung mit rund 10 % des jeweiligen Bezugswertes ähnlich gering wie die der Evapotranspiration. Hier deutet sich so etwas wie ein ausgleichender Antagonismus zwischen den beiden Verdunstungsformen an.

Die Bilanz der Bodenwasservorratsänderungen ergibt über den gesamten Zeitraum für beide Bestände praktisch den Wert Null. Bilanzierungszeitpunkt ist der 1. Januar 0 Uhr. In den einzelnen Jahren liegen für diesen Zeitpunkt jedoch recht unterschiedliche Wassergehalte vor. Größe und Richtung der Abweichung hängen im wesentlichen von der Größe des im Sommer entstandenen Bodenwasser-

defizites und von der Höhe der Dezember-Niederschläge ab.

Die starke Konzentration der Versuchsergebnisse in Tab. 1 erlaubt anhand der Jahresraten der Komponenten des Wasserhaushaltes einen Überblick über das hydrologische Verhalten der beiden Waldbestände und liefert wirtschaftlich bedeutsame Angaben. Sie ist jedoch ökologisch nur wenig aufschlußreich und läßt vor allem nicht die jahreszeitliche Charakteristik erkennen. Mit Hilfe der Monatsraten wird das Zustandekommen der Werte aus Tab. 1 beleuchtet und das unterschiedliche jahreszeitliche Verhalten der beiden Baumarten deutlich. Die Untersuchungsergebnisse sind als Ganglinien dargestellt, um umfangreiche Tabellen zu vermeiden und die zeitlichen Beziehungen transparent zu machen.

Der Freilandniederschlag weist laut Abb. 3a bei mittleren Monatswerten von knapp 90 mm zwei Maxima auf: Eins im Juni und eins im Oktober/November. Dem Juni-Maximum läuft noch ein kleineres April-Maximum voraus. Unterdurchschnittliche Werte sind von Januar-März sowie im August und besonders im September zu verzeichnen. Die Monate Mai, Juli und Dezember weichen im Durchschnitt nur wenig vom Mittelwert ab. Die Werte sind jeweils als Mittelwerte aus den gleichen Monaten der Jahre 1969 bis 1975 gebildet worden.

Bei den Bestandesniederschlägen ist besonders das Sommer-Maximum im Juni weniger ausgebildet als bei den Freilandniederschlägen. Dies entspricht einer höheren Interception, die während der warmen Jahreszeit für einen größeren Abstand der Ganglinien sorgt. Die Monatsraten des Bestandesniederschlages liegen unter den Fichten in allen Monaten deutlich niedriger als unter den Buchen. Entsprechend ist die Interception der Fichten in allen Monaten größer.

Die Versickerung folgt den Niederschlägen im großen und ganzen, sie wird jedoch zusätzlich beeinflußt von der Schneeschmelze (April) und der Evapotranspiration, deren Auswirkung um den Betrag des Bodenwasserdefizites geschmälert wird. Sie weist unter dem Buchenbestand meist beträchtlich höhere und nur im Monat September gleichhohe Monatswerte auf wie unter dem Fichtenbestand. Besonders groß ist der Unterschied in den Frühjahrs- und Frühsommermonaten, der auf den sehr viel früheren Transpirationsbeginn des Fichtenbestandes zurückzuführen ist. Während des Sommers verringert sich die Versickerung unter dem Buchen-

bestand mit einer höheren Rate als unter dem Fichtenbestand, so daß es im Spätsommer zum Gleichstand kommt. Der Laubabwurf des Buchenbestandes erlaubt dann einen schnelleren Wiederanstieg der monatlichen Versickerungsrate.

Diese jahreszeitliche Verschiedenheit der beiden Baumarten kommt in der nächsten Abbildung 3b bei der Evapotranspiration noch deutlicher zum Ausdruck. Sie hat während der ersten Monate bei beiden Baumarten sehr niedrige Werte, die sich unter dem Fichtenbestand bereits im April zu vergrößern beginnen und im Mai im Durchschnitt schon annähernd das sommerliche Niveau erreicht haben, das im Spätsommer bis zum Jahresende hin gleichmäßig wieder abfällt. Der Buchenbestand dagegen beginnt erst im Mai in nennenswertem Umfang mit der Transpiration (Blattaustrieb ziemlich invariabel vom 10.-20. Mai), die sich dann jedoch rasch steigert. Im Juni ist etwa Gleichstand beider Bestände erreicht und von dem Zeitpunkt an übertrifft der Buchenbestand den Fichtenbestand in seiner Transpirationsleistung nicht unerheblich. Dieser Mehrverbrauch hält bis zum Oktober an. Im November kommt die Transpiration des Buchenbestandes dann praktisch völlig zum Erliegen. Die zweimalige Umkehr der Relation der monatlichen Evapotranspirationsraten hebt den Unterschied im hydrologischen Verhalten der beiden Baumarten besonders deutlich hervor. Der noch wesentlich größere Unterschied in der Gesamtverdunstung äußert sich ebenfalls hauptsächlich in den Frühjahrs-, Frühsommer- und Herbstmonaten. Während der Monate Juli-September unterscheiden sich beide Baumarten in der Gesamtversickerung nur geringfügig.

Das jahreszeitliche Verdunstungsverhalten spiegelt sich in dem in Abb. 4 dargestellten Gang der Bodenwasservorratsänderungen wider. Im Unterschied zu der Abb. 3 sind hier kumulative Werte dargestellt, um die gesamte Amplitude zu veranschaulichen. Die beiden horizontalen Linien stellen eine Art "Grundsättigungszustand" des Bodens unter den beiden Waldbeständen dar. Er ist definiert als die mit den Bestandesniederschlägen der ersten drei bis vier Monate des Jahres im Gleichgewicht stehenden Sättigung und damit als eine an den Standortbedingungen orientierte "Feldkapazität". Diese Definition würde bedeuten, daß Niederschläge und Verdunstungsverhalten des Bestandes während der ersten Monate des Jahres bei der Bestimmung der "Feldkapazität" als Maß für das zu Beginn der Vegetationsperiode normalerweise im

Boden gespeicherte Wasser einzubeziehen sind.

Die Bodenwasservorratsänderungen unter dem Buchenbestand lassen sich in Verbindung mit Abb. 3b so interpretieren, daß nach Beendigung der reichlichen Wasserzufuhr im April die Dränung des Bodens die Bildung eines Defizites einleitet, das sich mit beginnender Transpiration mit geringer Rate gleichmäßig vergrößert. Vom Juni an verstärken sich dann die Entnahmen aus dem Bodenwasservorrat sehr stark und setzen sich mit abnehmenden Raten bis zum September hin fort. Demgegenüber beginnt unter dem Fichtenbestand bereits Anfang April die Bildung eines Defizites. Die höheren Raten können nicht mehr durch die Dränung allein erklärt werden und bezeugen daher, daß die Transpiration begonnen hat. Die unterdurchschnittlichen Niederschläge im Mai erfordern weitere Entnahmen aus dem Bodenwasservorrat. Dadurch werden die Sickerraten bereits soweit erniedrigt, daß die hohen Juni-Niederschläge die Summe aus Versickerung und Verdunstung übertreffen und eine geringfügige Wiederauffüllung ermöglichen. Danach setzen die Entnahmen mit etwas geringeren Raten als unter Buche wieder ein, so daß es ab Juli zu einem etwa gleichgroßen Wasservorrat unter beiden Baumarten kommt. Von dem Punkt an vergrößert sich das Defizit unter beiden Beständen gleichmäßig bis zum September. Danach beginnt die Wiederauffüllungsphase, die unter dem Buchenbestand schneller abläuft als unter dem Fichtenbestand.

Abgesehen von der unterschiedlichen jahreszeitlichen Charakteristik unterscheiden sich auch die durchschnittlichen Amplituden voneinander: sie ist unter dem Buchenbestand etwas größer. Das Defizit kann in den einzelnen Jahren wesentlich größer als dieser Durchschnittswert ausfallen. So betrug es 1971 rund 160 mm unter den Buchen und rund 115 mm unter den Fichten. Das größere Wasserentzugsvermögen der Buchen zeigt sich besonders in niederschlagsarmen Jahren.

Wie beim letzten Beispiel erlaubt die Auswertung der einzelnen monatlichen Komponenten des Wasserhaushaltes eine sehr viel detailliertere Beschreibung des hydrologischen Verhaltens der beiden untersuchten Ökosysteme als es in dieser summarischen Form möglich war. Bemerkenswert ist noch, um die eingangs kurz umrissene Methode zu würdigen, die Konsistenz und Widerspruchsfreiheit der Daten. Dies ist ein ermutigender Befund, den eingeschlagenen Weg fortzusetzen.

Abbildungen

- Abb. 1: Gemessene und berechnete Saugspannungsverläufe. Für 15 cm Tiefe wurden 2 Ganglinien berechnet: mit und ohne Evapotranspiration. (Weitere Erläuterungen im Text)
- Abb. 2: Bodenhydrologische Eigenschaften des Versuchsbodens:
a) Wasserleitfähigkeit/Saugspannung,
b) Saugspannung/Wassersättigung für 5 verschiedene Tiefenintervalle des Bodens unter dem Buchenbestand.
- Abb. 3: Durchschnittliche (1969-1975) Monatsraten einiger Wasserhaushaltskomponenten eines Buchen- und eines Fichtenaltholzbestandes im Solling.
a) Freiflächenniederschlag, Bestandesniederschlag und Versickerung,
b) Evapotranspiration und Versickerung, jeweils für den Buchen- und den Fichtenbestand.
- Abb. 4: Kumulative Änderungen des Bodenwasservorrates.

Literatur

- Beese, F. und R.R. van der Ploeg, 1977: Simulationsmodelle des Wasserhaushaltes unter Feldbedingungen - Entwicklung, Stand und Möglichkeiten - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band.

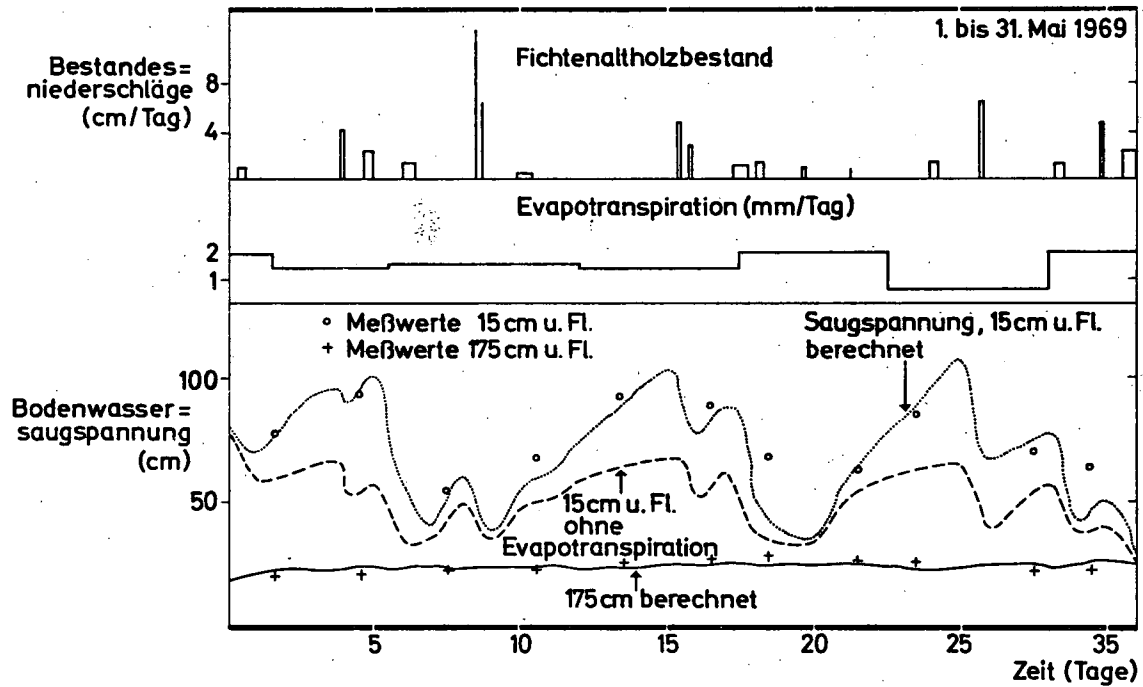


Abb. 1

B1.G

Solling B1

Leitfähigkeit/Saugspannung

- 0 - 20 cm u.FL
- + 20 - 60
- △ 60 - 100
- × 100 - 140
- * 140 → 200

19.7.1977

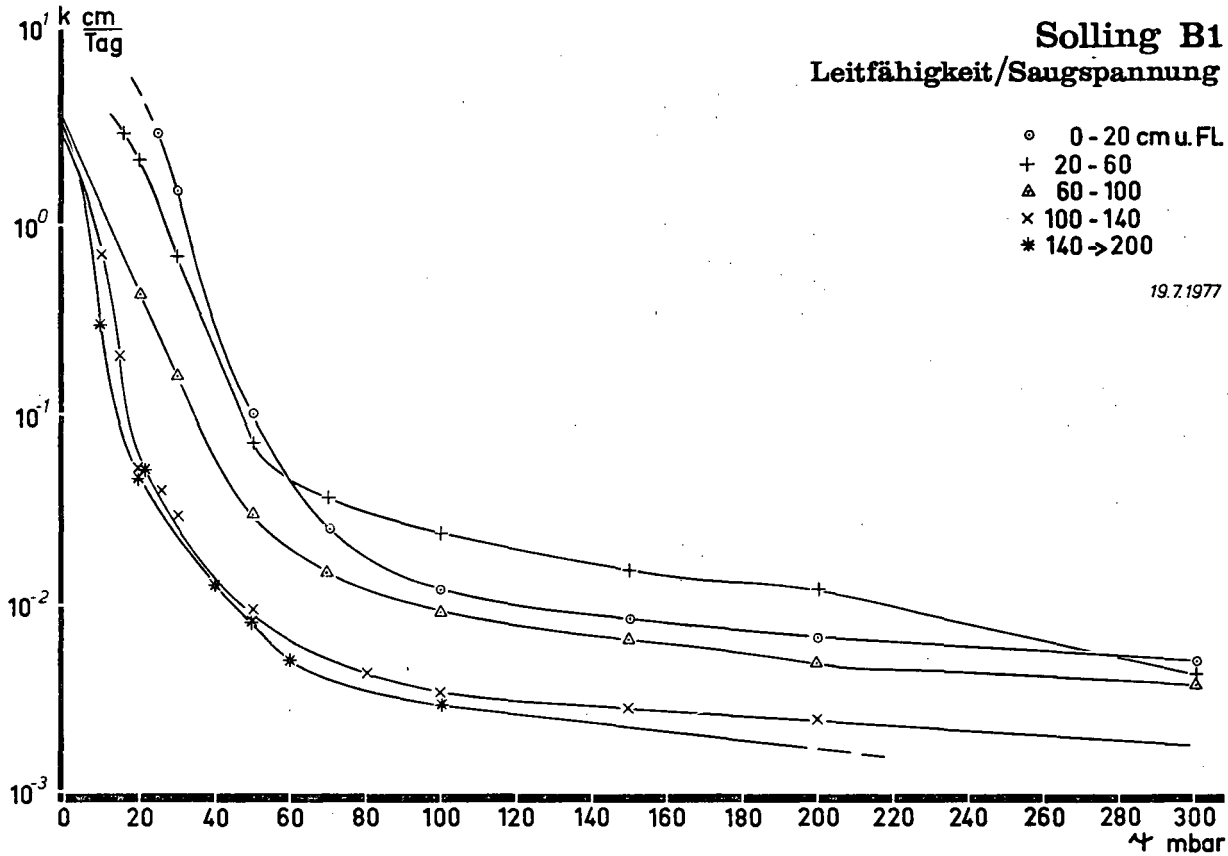


Abb. 2a

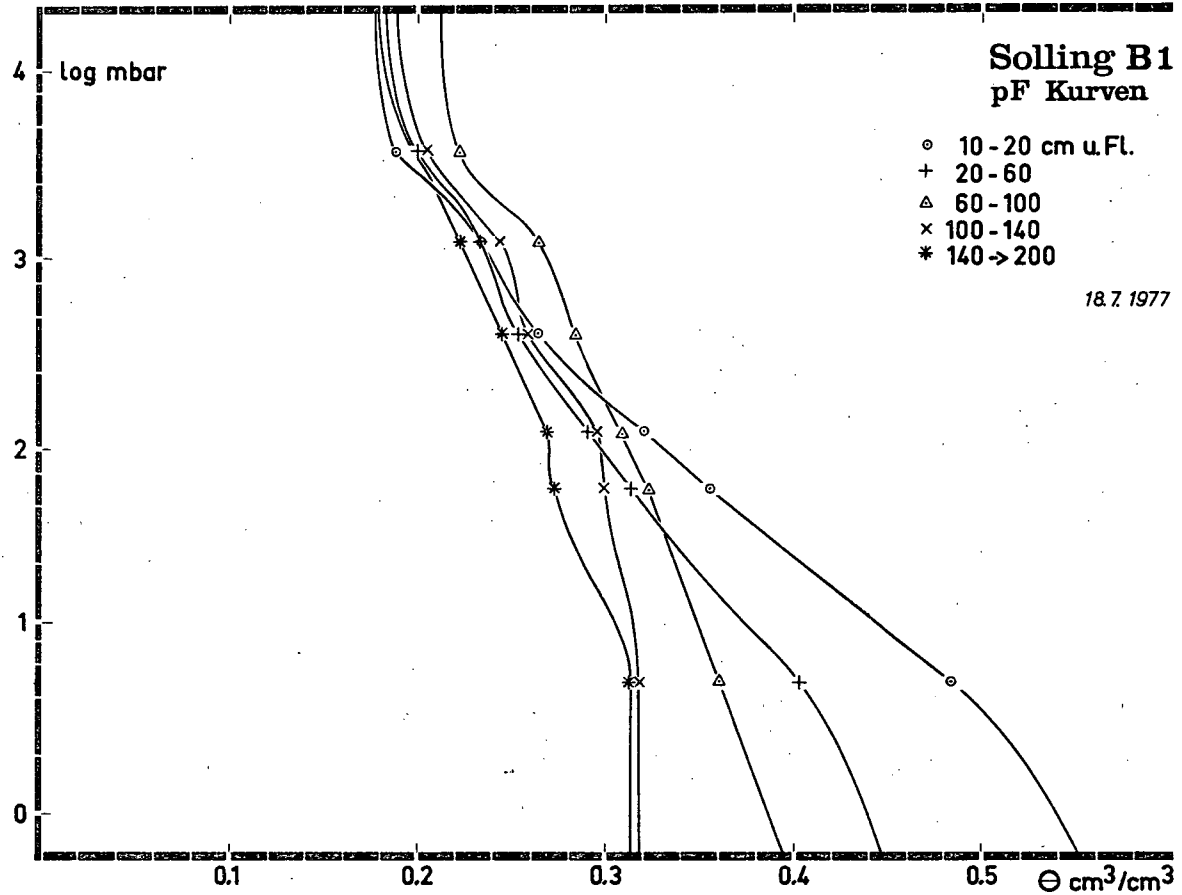
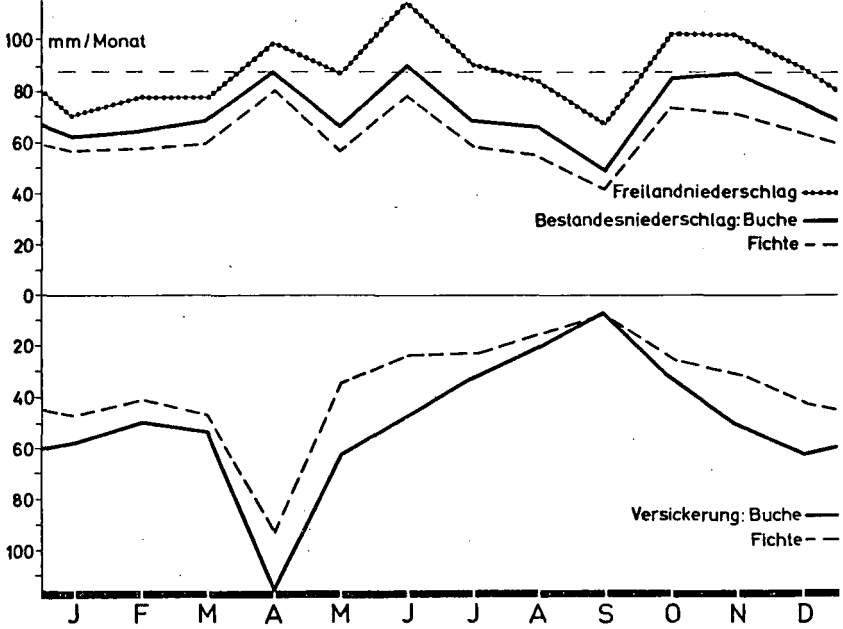


Abb. 2b

Freilandniederschlag / Bestandesniederschlag



Mittlere Monatswerte, 1969-1975

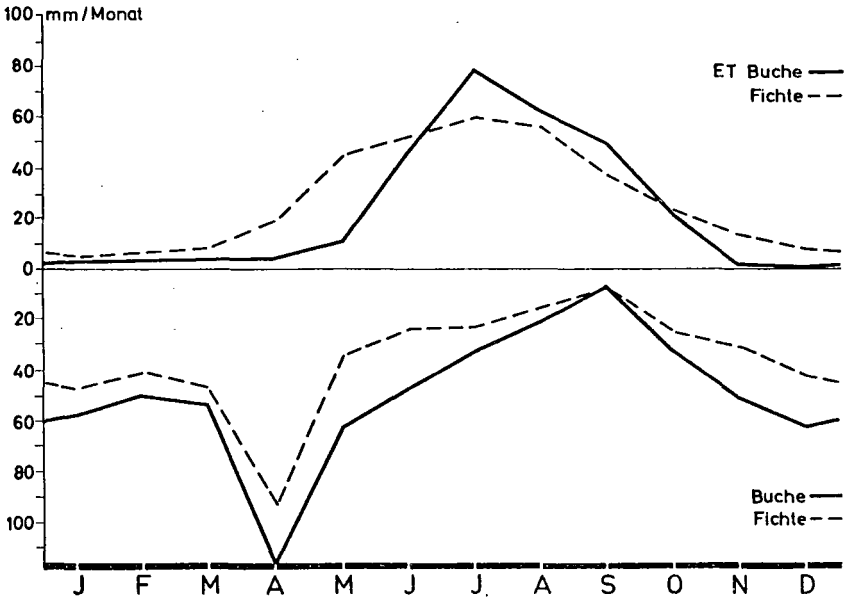


Abb. 3a - b

Mittlere Bodenwasservorratsänderungen, 1969-1974 Solling

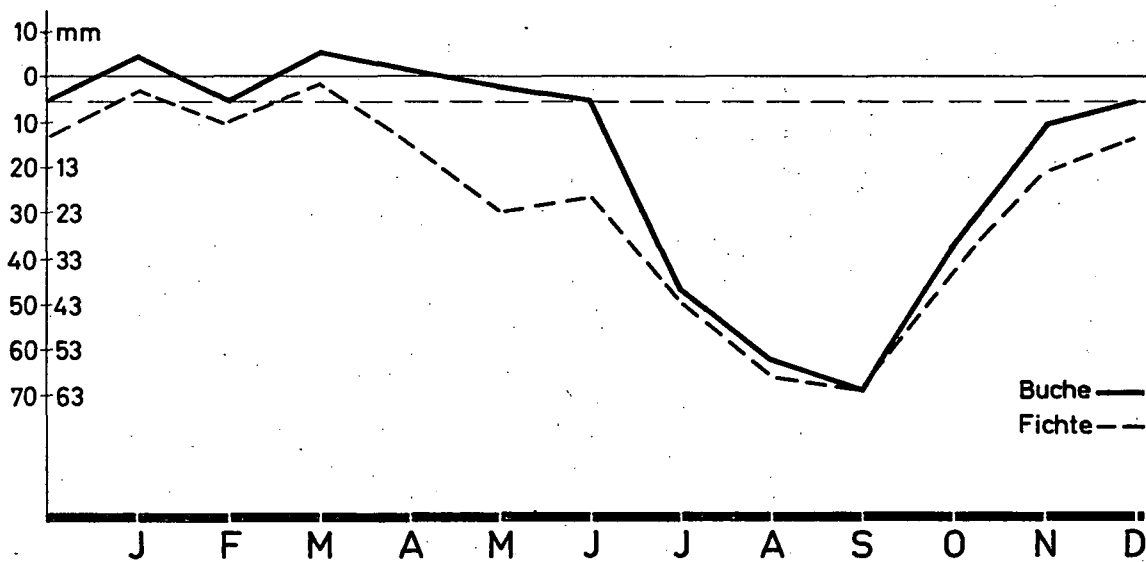


Abb. 4

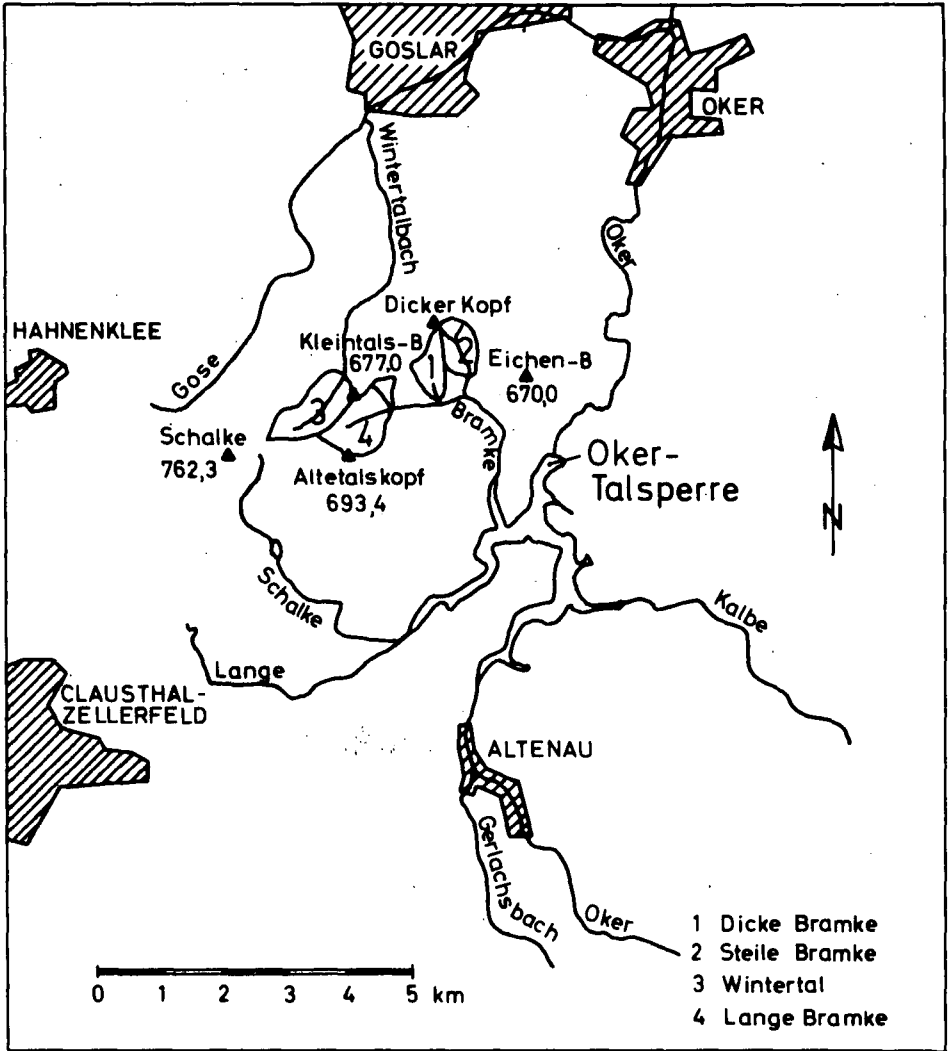
Ein Bodenwasserhaushaltsmodell für
forstlich genutzte Einzugsgebiete im Harz

von

R. R. van der Ploeg ⁺

Kurzfassung. Bei Schulenberg im Oberharz, zwischen Claus-
thal-Zellerfeld und Goslar, werden seit 1948 von der nie-
dersächsischen Landesforstverwaltung, zusammen mit dem Bun-
desamt für Gewässerkunde, einige kleine Einzugsgebiete
hydrologisch untersucht. Die geographische Lage der forst-
lich genutzten Einzugsgebiete, die alle kleiner als 1 km²
sind, ist in der nebenstehenden Abbildung gezeigt. Außer
dem Wunsch, detaillierte Angaben über die hydrologischen
Prozesse in repräsentativen Einzugsgebieten des Harzes zu
gewinnen, wurde vor allem versucht, der Einfluß eines an-
thropogenen Kahlschlags auf dem Wasserhaushalt in solchen
Gebieten zu quantifizieren. Ein Kahlschlag, am Kriegsende
im Einzugsgebiet Lange Bramke durchgeführt, diente als An-
laß der Untersuchungen. Über Ergebnisse dieser Untersuchun-
gen ist ausführlich in der Schriftreihe "Aus dem Walde"
(Mitteilungen aus der Niedersächsischen Landesforstverwal-
tung) in den Jahren 1958, 1968 und 1974 berichtet. Nach
Liebscher (Aus dem Walde, 1974) hat sich dabei ergeben,
daß für die Periode 1951 - 1965 die mittlere Verdunstung
pro Jahr für das Einzugsgebiet Lange Bramke 552 mm, für
Wintertal 426 mm, für Steile Bramke 427 mm und für das
Einzugsgebiet Dicke Bramke 515 mm war. Warum solche Diffe-
renzen auftreten, ist jedoch bisher ungeklärt.

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährung
 , Büsgenweg 2, 3400 Göttingen



Aus:
„Aus dem Walde“, 1974, Heft 22 (Balázs, Liebscher u. Wagenhoff)

Die jetzige Arbeit wurde unternommen, um zu sehen, ob sich mit bodenphysikalischen und meteorologischen Ansätzen der Wasserhaushalt vom Einzugsgebiet Lange Bramke modellmäßig beschreiben läßt. Dazu wurden gemessene Daten aus den Jahren 1974 und 1975 analysiert. Das Einzugsgebiet Lange Bramke wurde aufgeteilt in zwei Hänge, und für jeden Hang wurde eine Wasserbilanz errechnet. Neben der Bodenmächtigkeit und den hydraulischen Funktionen des Bodens bestimmt die berechnete potentielle Evapotranspiration weitgehend den Wasserhaushalt eines Hanges. Essentiell dabei ist, daß Exposition und Neigung des Hanges in der Berechnung der Strahlungs- und Energiebilanz berücksichtigt werden, falls diese Größen nicht gemessen sind. Auf Grund solcher Berechnungen wurde 1974 für den Nordhang Lange Bramke eine potentielle Evapotranspiration von 372 mm berechnet und für den Südhang 512 mm. Im Jahre 1975 waren das 417 mm und 568 mm. Mit Hilfe der potentiellen Evapotranspiration und des Wasserhaushaltes im Boden läßt sich auch die aktuelle Verdunstung und der Abfluß des Einzugsgebietes berechnen. Berechnete Abflußdaten können mit gemessenen Werten verglichen werden, und auf diese Weise lassen sich die Modellrechnungen verifizieren. Für die Jahre 1974 und 1975 wurde eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Abflußdaten gefunden, woraus geschlossen wird, daß das Modell befriedigend funktioniert. Es wurde für 1974 eine aktuelle Evapotranspiration (inklusive die Interzeption des Fichtenbestandes) von etwa 450 mm berechnet und für 1975 von 420 mm. Ähnliche Berechnungen sollen auch für die anderen Einzugsgebiete durchgeführt werden. Es wird gehofft, daß sich mit diesem Ansatz beobachtete Differenzen in aktueller Verdunstung in den verschiedenen Einzugsgebieten erklären lassen. Auch der Einfluß eines Kahlschlags auf den Wasserhaushalt ließe sich auf diese Weise quantifizieren. Ausführlicher wird über das Modell an einer anderen Stelle berichtet.

Ueber den Wasserhaushalt eines Einzelbaums innerhalb eines
Waldbestands

Erste Ergebnisse

von
F. Borer*

Als Folgeprojekt der Untersuchungen von GERMANN(1976) und FLÜHLER et.al.(1975,1976) wurde auf dem gleichen Standort (stark saure, leicht pseudovergleyte Parabraunerde auf Löss-lehm) im nordwestschweizerischen Jura im Jahre 1974 eine Untersuchung mit dem Thema 'Wasserhaushalt eines Einzelbaums innerhalb eines Waldbestands' angelegt.

Als Untersuchungsobjekt diente eine ca. 80-85 jährige Douglasie, sowie das von ihr bezüglich Wasseraufnahme beeinflusste Bodenvolumen.

Der Untersuchungsraum im Boden wurde, basierend auf vorangegangenen Wassergehaltsbestimmungen mit der Ne-Sonde, als zylinderförmiger Körper von 7,5 m Radius und 3 m Tiefe definiert.

Die Untersuchungsziele lauteten:1.Bilanzierung des Wasserhaushalts für den Einzelbaum ohne Verwendung der Lysimeter-technik (offenes System); 2.Qualitative Erfassung der Wasseraufnahme im Wurzelraum (Senke); 3.Erfassung der Klimadaten in der Transpirationszone des Baums (Krone).

Methodisches: Die Vorgänge an den Rändern des Untersuchungsraums wurden seitlich und unten durch Tensiometer einfacher Ausführung erfasst. Unter Anwendung der DARCY-Gleichung wurden so der seitl. Zufluss Z, der seitliche Abfluss A, sowie die Tiefensickerung TS berechnet (Vgl. Abb.1).

*Professur für Bodenphysik,ETH Zürich.

Der obere Rand zur Bestimmung des Bestandesniederschlags N' wurde durch repräsentativ verteilte Niederschlagstotalisatoren erfasst.

Das eigentliche Messvolumen wurde durch 6, radial vom Stamm des Baumes ausgehende Tensiometermessblöcke mit je 45 Tensiometern, verteilt auf 6 Messhorizonte, erfasst. Diese Anordnung diente zur Bestimmung des jeweiligen Wasservorrats im Messvolumen und der entsprechenden ΔV am Ende einer Messperiode (Vgl. Abb.2).

Auf diese Weise liess sich über die Bilanzierungsformel:

$N' + Z = A + TS + ET \pm \Delta V$ als Restglied die Evapotranspiration ET (+alle eventuellen und nicht erfassten Fehler) berechnen.

Zur Bestimmung der Feldparameter $k(S)$, resp. $k(W)$ und $S(W)$ (Desorptions-, resp. Sorptionskurve) wurden 3 Messblöcke mit automatisch registrierten Tensiometern, sowie zentral installiertem Ne-Sonden-Messrohr eingerichtet.

Die Klimamessungen in der Krone erfolgten durch je drei Temperatur-, Feuchte- und Strahlungsfühler, sowie 1 Windmesser.

Aufgrund erster Auswertungen über die Bilanzierung zweier Messperioden von 35, resp. 36 Tagen im Jahr 1975, resp. 1976 mit unterschiedlicher klimatischer Prägung (feucht-extrem trocken) unter Anwendung der Laborparameter ergaben sich ähnliche Werte, wie sie GERMANN für TS und ET ermittelte. Andererseits ergab eine Messperiode ET-Werte von -9mm/Tag, eine Erscheinung, die auch GERMANN für 5 Messperioden, allerdings in viel kleinerem Ausmass bestimmte. Diese fraglichen Perioden von 2-3 Tagen waren jeweils von Niederschlagswerten in der Grössenordnung 30-45 mm geprägt, so dass als Erklärung für die 'negativen' Evapotranspirationsraten die an sich bekannte Tatsache der Diskrepanz von Labor- und Feld-Desorptionskurven im Bereich nahe Sättigung dienen könnte. (Vgl. hierzu auch als Beispiel Abb.3)

Das heisst, dass bei der Berechnung des Wassergehalts im Boden mittels der Desorptionskurven ein zu hoher Wassergehalt

bestimmt wird, was sich in der Folge bei der Differenzbildung zur Ermittlung von ΔV im Subtrahenden (V nach der Niederschlagsperiode) negativ auswirkt und zu einem zu hohen ΔV führt.

Auch für die k-Werte wurden Abweichungen festgestellt, die im Bereich bis zu Faktor 10xgrösser für die Feldkurve liegen.

Als generelle Folgerung für die weitere Auswertung sollen die Berechnungen mit Original-Felddaten oder allenfalls mit an die Feldwerte angepassten Laborkurven durchgeführt werden.

- Literatur:
1. Germann, P. (1976): Wasserhaushalt und Elektrolytverlagerung in einem mit Wald und einem mit Wiese bestockten Boden in ebener Lage. Mitt. Eidg. Anst. forstl. Versuchswes. 52(3), 163-309.
 2. Flühler, H. et. al. (1975): Einfluss der Saugspannung auf den Wasserentzug durch die Wurzeln einer Grasvegetation. Z. Pflanzenern. Bodenk. 1975, Heft 6: 583-593.
 3. Flühler, H. et. al. (1976): Bestimmung von hydraulischen Parametern für die Wasserhaushaltsuntersuchungen im natürlich gelagerten Boden. Ein Vergleich von Feld- und Laboratoriumsmethoden. Z. Pflanzenern. Bodenk. 1976, Heft 3: 329-342.

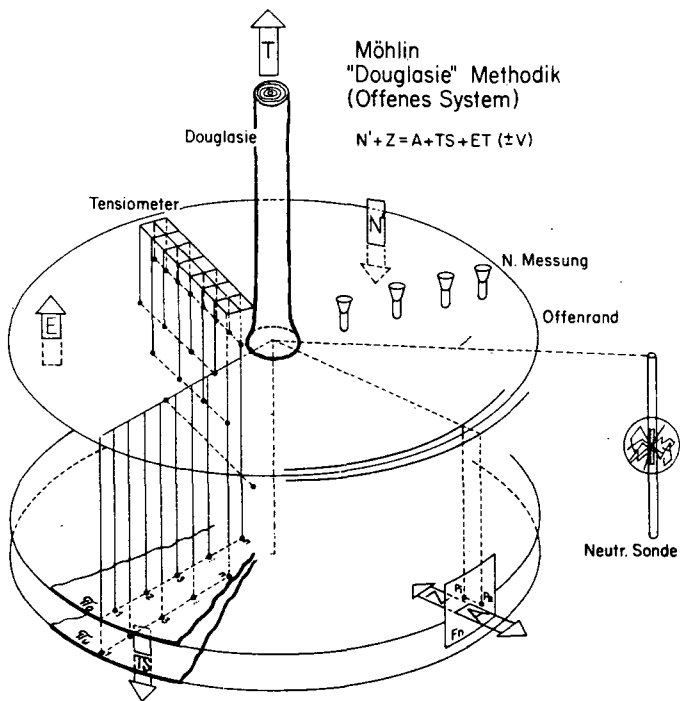
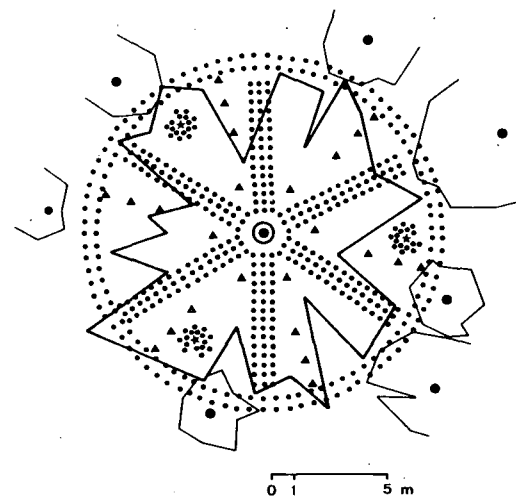


Abb.1: Methodik zur Lösung der Bilanzierungs-
gleichung.

MÖHLIN DOUGLASIE VERSUCHSANLAGE



- TENSIO-METER IN 20, 60, 100, 150, 250 UND 350 CM
- (*) KF-TENSIO-METER IN 25, 50, 75, 400 CM
- * NE-SONDEN-MESSROHR
- ▲ NIEDERSCHLAGSMESSER
- BAUM

Abb.2: Grundriss der Versuchsanlage

MÖHLIN WALD
 DESORP. KURVEN FELD/LABOR
 20-25 cm

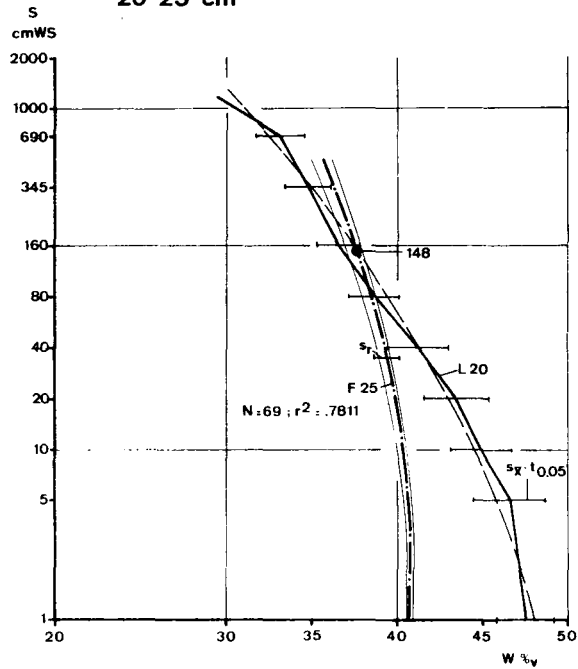


Abb.3: Diskrepanz zwischen Feld- und Labor-
 Desorptionskurve für Horizont 20-25 cm

2008

Der Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit von
Schwermetallen in Böden und Komposten

von

HERMS, U. und BRÜMMER, G.*

In einer Vielzahl neuerer Arbeiten wird auf die Belastung von Böden mit Schwermetallen hingewiesen, die aus Autoabgasen (z.B. SINGER und HANSON, 1969) oder Industriebetrieben (z.B. VETTER und MÄHLHOP, 1973) stammen können, aber auch durch Ausbringung von Müllkomposten oder anderen Siedlungsabfällen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen gelangen können. Die abgelagerten Schwermetalle werden zum großen Teil im Boden immobilisiert. Ein gewisser Anteil bleibt jedoch auch in der ökologisch relevanten löslichen Phase. Über die gelösten Mengen sowie über den Einfluß der chemischen und physikochemischen Verhältnisse auf die Schwermetalllöslichkeit ist jedoch nur wenig bekannt.

Das Ziel unserer Arbeit ist es deshalb, den Einfluß der Bodenacidität sowie des Redoxpotentials und Stoffbestandes von Böden, Sedimenten und Komposten auf die Löslichkeit der Schwermetalle Cu, Zn, Cd und Pb zu erfassen.

Material und Methoden:

Material aus nicht mit Schwermetallen belasteten A_p -Horizonten verschiedener schleswig-holsteinischer Böden wurde mit je 100 ppm Cu, Zn und Pb sowie 10 ppm Cd versetzt. Proben des so kontaminierten Materials wurden im Verhältnis 1:3 mit destilliertem Wasser aufgeschlämmt. In den Suspensionen wurden dann durch Titration mit HCl bzw. NaOH pH-Werte von 3, 4, 5, 6, 7 und 8 eingestellt und konstant gehalten. Durch ständiges Belüften der Proben wurden oxidierende Bedingungen aufrechterhalten. Nach zweiwöchiger Konstanz der pH-Werte wurden in den Gleichgewichtslösungen die Gehalte an Cu, Zn, Cd und Pb mit Hilfe der Inversvoltammetrie bestimmt. In die Untersuchungen wurden zusätzlich Proben verschiedener Siedlungsabfälle einbezogen.

*

Institut
für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60,
2300 Kiel

Erste Ergebnisse dieser Modellversuche sollen am Beispiel einer Kalkmarsch (20,2 % Ton, 1,3 % C_{org} und 0,8 % CaCO₃), eines Podsol (2,1 % Ton und 2,3 % C_{org}) und eines Müllkompostes (17,9 % organische Substanz sowie 1682 ppm Zn, 11 ppm Cd, 705 ppm Pb und 443 ppm Cu) dargestellt werden.

Ergebnisse:

In Tab. 1 sind die Schwermetallgehalte der Gleichgewichtslösungen in Proben aus dem A_p-Horizont der Kalkmarsch bei pH-Werten von 3-8 eingetragen.

Tab.1: Schwermetallgehalte in der Lösung von auf pH 3-8 eingestellten Proben einer Kalkmarsch (A_p-Horizont, oxidierende Bedingungen)*

pH	Zn	Cd	Cu	Pb	(mg/l)
3	32,2	4,26	3,04	1,71	
4	12,9	3,50	0,48	0,35	
5	5,11	0,65	0,18	0,080	
6	1,08	0,35	0,28	0,038	
7	0,47	0,046	0,28	0,11	
8	0,30	0,014	0,57	0,078	

* Beim Vergleich der Löslichkeiten sollte beachtet werden, daß den Proben 100 ppm Cu, Zn und Pb, aber nur 10 ppm Cd zugegeben wurden.

Mit abnehmenden pH-Werten findet hier ein außerordentlich starkes Ansteigen der Gehalte an Zn und Cd in der Bodenlösung statt. Die Cu-Gehalte zeigen bei pH 5 ein Minimum, von dem aus die Gehalte zu pH 3 hin deutlich, zu pH 8 hin allmählich ansteigen. Der Anstieg im neutralen pH-Bereich dürfte auf die zunehmende Löslichkeit organischer Cu-Komplexe zurückzuführen sein. Die Pb-Gehalte zeigen dagegen im Bereich von pH 5-8 keinen deutlich erkennbaren pH-Einfluß. Erst unterhalb von pH 5 nimmt die Löslichkeit in größerem Maße zu, wobei die gelösten Anteile jedoch deutlich niedrigere Werte als die Zn- und Cd-Gehalte und auch etwas geringere Werte als die Cu-Gehalte aufweisen.

Auch in Proben aus dem A_p-Horizont eines Podsol werden die Zn- und Cd-Gehalte der Bodenlösung in starkem Maße durch den pH-Wert beeinflusst (Tab. 2). Trotz unterschiedlichen Stoffbestan-

des von Podsol und Kalkmarsch zeigen die Zn- und Cd-Gehalte der Bodenlösung in beiden Böden bei pH-Werten unter 6 einen in Trend und Größenordnung vergleichbaren Anstieg. Bei pH-Werten von 6-8 treten dagegen in den Podsolproben höhere Zn- und Cd- sowie vor allem deutlich größere Cu- und Pb-Gehalte in der Bodenlösung auf als in den Proben aus der Kalkmarsch. Die großen Anteile gelöster Schwermetalle in diesem pH-Bereich sind auf eine zunehmende Löslichkeit organischer Schwermetallkomplexe zurückzuführen (vgl. STEVENSON, 1976). Im Gegensatz zu den Zn- und Cd-Gehalten nehmen die Pb- und Cu-Gehalte der Bodenlösung zu niedrigeren pH-Werten hin zunächst infolge geringer werdender Löslichkeit organischer Substanzen und sinkender Stabilität der organischen Schwermetallkomplexe (SCHNITZER, 1969) ab (Cu bis pH 5, Pb bis pH 4; vgl. Tab. 2). Mit weiter sinkenden pH-Werten zeigen dann die Cu- und Pb-Gehalte der Lösung infolge zunehmender Acidität einen erneuten Anstieg.

Es fällt auf, daß sich in den Podsolproben die Zn- und Cd-Gehalte der Lösung fast parallel ändern und sich die Werte nur um etwa den Faktor zehn, der bei der Zugabe der Elemente zum Boden vorgegeben wurde, unterscheiden.

Tab. 2: Schwermetallgehalte in der Lösung von auf pH 3-8 eingestellten Proben eines Podsols (A_p-Horizont, oxidierende Bedingungen)

pH	Zn	Cd	Cu	Pb	(mg/l)
3	26,0	2,56	1,86	0,54	
4	9,65	0,85	1,22	0,29	
5	4,52	0,37	0,90	0,69	
6	3,28	0,28	1,62	0,99	
7	3,53	0,30	5,50	2,16	
8	3,44	0,29	3,31	2,07	

Auf pH 3-8 eingestellte Proben eines Müllkompostes weisen den Kalkmarschproben vergleichbare Beziehungen zwischen pH-Werten und Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle auf (Tab.3). Mit abnehmendem pH der Proben zeigen vor allem die Zn-Gehalte der Lösung infolge sehr hoher Gehalte an Gesamt-Zink im Müllkompost einen außerordentlich starken Anstieg. Auch die Cd-Gehalte nehmen mit sinkenden pH-Werten kontinuierlich zu. Die Cu- und Pb-Gehalte

der Lösung ändern sich dagegen von pH 4-8 nur geringfügig und zeigen erst unterhalb von pH 4 einen deutlichen Anstieg.

Tab. 3: Schwermetallgehalte in der Lösung von auf pH 3-8 eingestellten Proben eines Müllkompostes (oxidierende Bedingungen)

pH	Zn	Cd	Cu	Pb	(mg/l)
3	146,0	0,58	4,17	4,61	
4	74,0	0,32	0,77	0,33	
5	42,8	0,21	0,88	0,24	
6	6,58	0,075	0,79	0,10	
7	1,54	0,010	0,40	0,13	
8	1,03	0,004	0,13	0,15	

Zusammenfassung und Schlußfolgerungen:

Die Gehalte der Bodenlösung an Zn und Cd weisen eine enge Beziehung zur Bodenreaktion auf und zeigen mit abnehmenden pH-Werten einen starken Anstieg. Bereits bei schwach sauren Bedingungen können in der Bodenlösung hohe Gehalte an diesen Elementen auftreten. Die Cu- und Pb-Gehalte der Lösung werden erst bei pH-Werten von 4-5 in stärkerem Maße durch die Bodenreaktion beeinflusst.

Neben dem pH-Wert bestimmt der Gehalt des Bodens an komplexierend wirkenden organischen Substanzen die Schwermetallgehalte - vor allem die Gehalte an Cu und Pb - der Bodenlösung.

Aus dem Löslichkeitsverhalten der Schwermetalle folgt, daß auf belasteten Böden vor allem durch die Elemente Zn und Cd unter sauren Reaktionsverhältnissen toxische Wirkungen ausgelöst werden können. Durch Anheben der Bodenreaktion auf pH-Werte über 6 können Schäden durch diese Elemente gemindert werden.

Für die Ausbringung von Müllkomposten und anderen Siedlungsabfällen auf Böden wirken in der Regel ebenfalls vor allem deren Gehalte an Zn, das zwar nur eine geringe Toxizität, jedoch im allgemeinen hohe Gehalte in Siedlungsabfällen aufweist, und an Cd, das zwar oft nur in geringer Konzentration vorhanden ist, aber in hohem Maße toxisch wirkt, begrenzend. Auf Böden mit pH-Werten unter 6 sollten keine mit Schwermetallen belasteten Sied-

lungsabfälle ausgebracht werden. Waldstandorte, die oft eine stark saure Bodenreaktion aufweisen, sind deshalb nicht für die Verwertung von Siedlungsabfällen geeignet. Auch Böden mit hohen Gehalten an löslichen, komplexierend wirkenden organischen Substanzen (z.B. Podsole, z.T. auch Gleye u.a.) sind ebenfalls nicht für die Ausbringung von Siedlungsabfällen geeignet.

Literatur

- SCHNITZER, M.: Reactions between fulvic acid, a soil humic compound and inorganic soil constituents. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 75-81, 1969
- SINGER, M.I. und HANSON, L.: Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 152-153, 1969
- STEVENSON, F.J.: Stability constants of Cu^{2+} , Pb^{2+} , and Cd^{2+} complexes with humic acids. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 40, 665-672, 1976
- VETTER, H. und R. MÄHLHOP: Untersuchungen über Blei-, Zink- und Fluor-Immissionen und dadurch verursachte Schäden an Pflanzen und Tieren. Ldw. Forschung 24, 294-315, 1971



Spurenelementverteilung in einer Bodengesellschaft
im Bärhaldegranitgebiet (Südschwarzwald)

von

Zöttl, H.W., Stahr, K. und Keilen, K.⁺

Ausgehend vom Gestein werden die während der Bodenbildung abgelau-
fenen Umverteilungen der Spurenelemente Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb,
V und Zn in der Pedosphäre und der Biosphäre untersucht.

Das Untersuchungsgebiet ist eine wenig anthropogen veränderte Mit-
telgebirgslandschaft ohne größere Immissionsbeeinflussung. Die un-
tersuchten Böden, nämlich zwei Braunerden, zwei Podsole, ein Hang-
stagnogley, ein Waldmoor und eine Ockererde (nähere Beschreibung
siehe ZÜTTL, STAHR und KEILEN, 1977), liegen in 1000 - 1300 m ü.N.N.
und sind in Fließerden und Moränen des Würmglazials aus dem sehr
einheitlichen Bärhaldegranit entwickelt. Das Klima ist perhumid
(2000 mm/a) und kühl (Jahresmittel 4° C); Vegetation überwiegend
Fichtenforsten.

Tab. 1 gibt die Konzentrationsbereiche der untersuchten Spurenele-
mente an. Im Ausgangsmaterial sind die Gehalte im Vergleich zu an-
deren Gesteinen relativ niedrig (Ausnahme Be). Es lassen sich vier
Gruppen unterscheiden: Mn ≫ Zn, V, Pb, Cu, Ni > Co, Be > Cd.

Bei der Bodenbildung disproportioniert das Gestein in Feinskelett
und Feinerde. Aufgrund von elementselektiver Verwitterung (KEILEN,
STAHR und ZÜTTL, 1976) können dabei Elemente verstärkt in die Fein-
erde übergehen (z.B. Fe, Al) oder sich (wie Si) im Feinskelett an-
reichern. Die hier untersuchten Spurenelemente finden sich bis auf
Cd und Co mit erhöhten Gehalten in der Feinerde. Bei Cd und Co sind
die Gehalte in der Feinerde geringer als im Feinskelett und diese

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstr. 17,
D-7800 Freiburg/Br.

Tab.1: Konzentrationsbereiche der Spurenelemente;
Angaben in ppm Tr.S.

n	Fichtennadel 1jährig	Humus O ₁ - O _h	Mineralboden		Gestein
	32	15	Feinerde 60	Skelett 60	
Be	0.02 - 0.2	0.3 - 1.4	3 - 14	0.8 - 7	3 - 9
Cd	0.1 - 0.5	0.8 - 4.0	0.06 - 0.9	0.08 - 0.9	0.2 - 0.6
Co	0.04 - 1.1	3.3 - 7.7	0.5 - 14	1.8 - 11	2 - 15
Cu	3.3 - 6.6	18 - 56	1 - 44	6 - 40	16 - 30
Mn	282 - 2400	60 - 1700	80 - 950	40 - 620	130 - 560
Ni	0.4 - 4.9	12 - 115	11 - 70	1 - 45	3 - 22
Pb	0.1 - 1.0	52 - 165	20 - 78	9 - 64	9 - 40
V	0.5 - 4	2.5 - 22	11 - 63	5 - 41	13 - 30
Zn	11 - 40	60 - 180	15 - 135	5 - 80	14 - 55

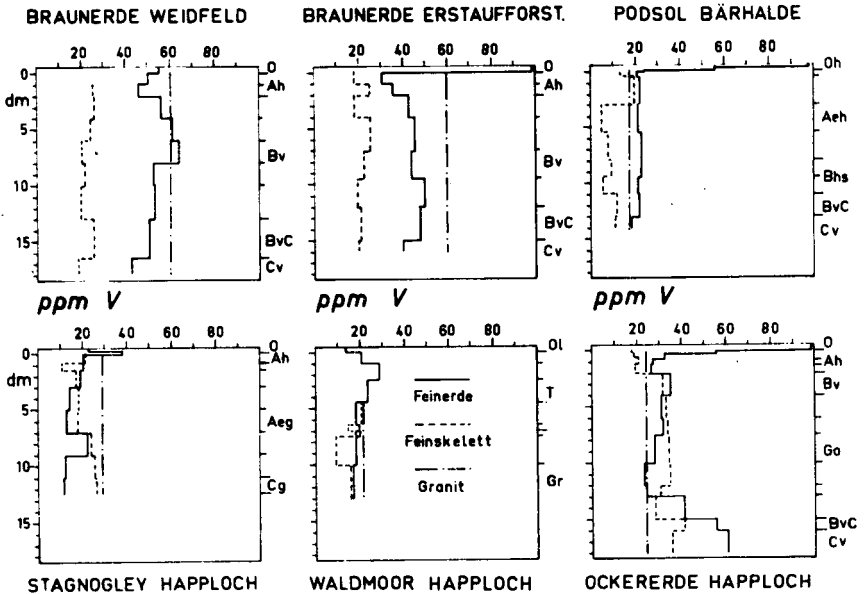


Abb. 1: Tiefenfunktionen der Vanadium-Gehalte (ppm humusfreie Tr. S.) in Feinerde (<2 mm) und Feinskelett (2 - 6 mm) im Vergleich zum Ausgangsgestein (Granit).

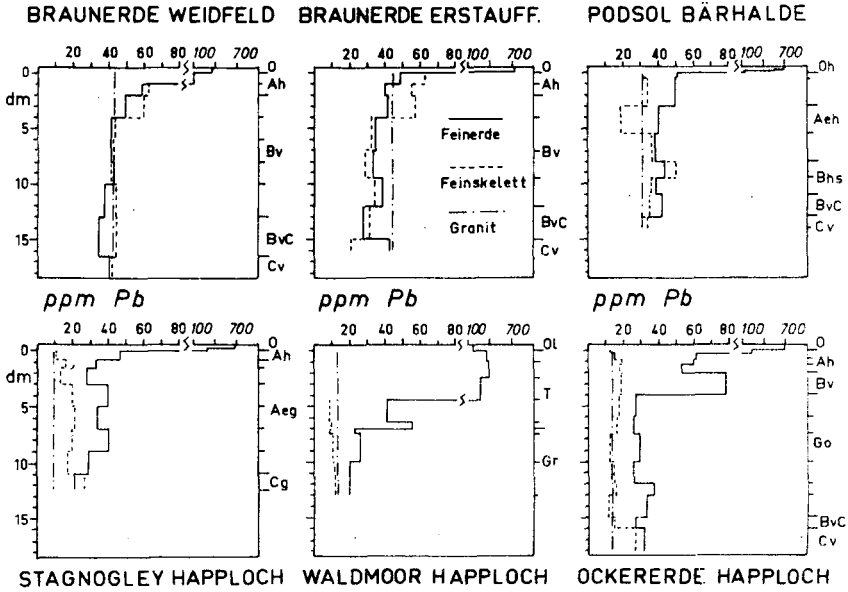


Abb. 2: Tiefenfunktionen der Blei-Gehalte (ppm humusfreie Tr. S.) in Feinerde (< 2 mm) und Feinskelett (2 - 6 mm) im Vergleich zum Ausgangsgestein (Granit).

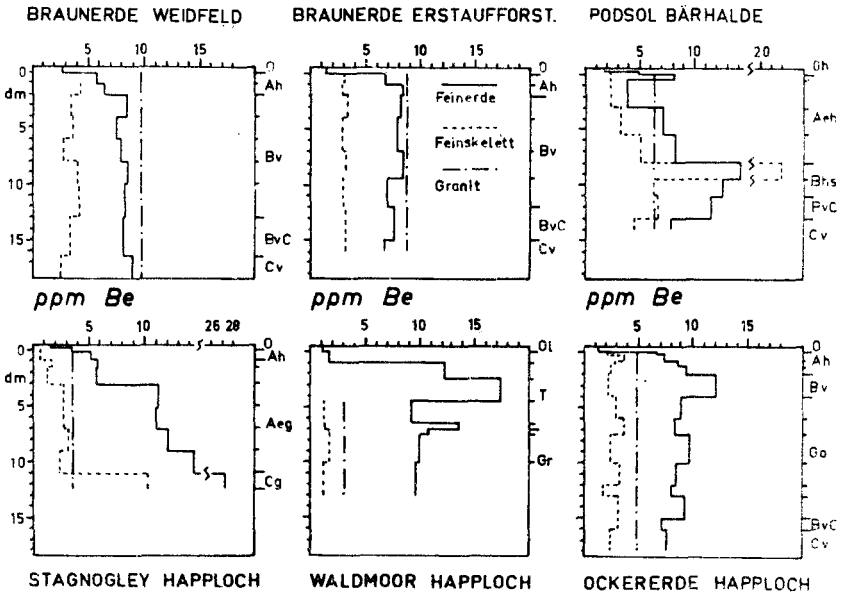


Abb. 3: Tiefenfunktionen der Beryllium-Gehalte (ppm humusfreie Tr. S.) in Feinerde (< 2 mm) und Feinskelett (2 - 6 mm) im Vergleich zum Ausgangsgestein (Granit).

wieder geringer als im Gestein. Dies läßt sich mit der hohen Mobilität beider Elemente in sauer-feuchten Böden erklären, die zu Aus-trag bzw. verstärkter Aufnahme in den Biokreislauf führt.

In Pflanzenorganen (Fichtennadeln) werden bevorzugt $Mn \gg Zn, Cu$ gespeichert. Be wird kaum aufgenommen. Der aus der Fichtennadelstreu hervorgegangene Auflagehumus zeigt mit Ausnahme von Mn eine stärkere Anreicherung aller Elemente. Besonders Cu, Ni und Pb sind hier stark angereichert.

Am Beispiel der Tiefenfunktionen von V, Pb und Be (siehe Abb. 1 - 3 sowie KEILEN, STAHR, v.d. GOLTZ und ZÜTTL, 1977; KEILEN, 1977) werden die Verteilung und ihre Mechanismen diskutiert.

V zeigt nur bei den Waldstandorten eine Anreicherung im Humus, was vermutlich mit einer verstärkten Aufnahme dieses Elements durch Mykorrhizapilze zusammenhängt. Die hydromorphen Böden lassen deutliche V-Verluste erkennen. Die Sesquioxidanreicherungszone der Ockererde hat jedoch V-Gewinne.

Bei Pb fallen die hohen Gehalte im Humus und die gegenüber dem Gestein höheren Werte in der Feinerde auf. Wir führen dies auf Fernimmissionen zurück. Hierfür spricht auch, daß die Fichtennadeln eine deutliche Altersabhängigkeit ihrer Pb-Gehalte aufweisen (einjährige Nadeln 1 ppm Pb, vierjährige 4 - 5 ppm). Außerdem haben stärker windexponierte Fichtenbestände deutlich höhere Bleigehalte in den Nadeln. In den untersuchten sauren Böden ist Pb vielfältigen Umverteilungen unterworfen. So zeigen sich Verlagerungen im Profil der Podsole mit regelmäßiger Anreicherung im B_{hs} -Horizont und laterale Wanderungen in den hydromorphen Hangböden in Richtung auf die Senken.

Be ist offenbar nur sehr wenig in den Biokreislauf einbezogen. Verluste im Oberboden sind deutlich. Sie korrespondieren mit Anreicherungen z.B. im B_{hs} -Horizont. Eine starke Be-Wanderung findet mit

lateralem Hangwasserzug statt; die hangabwärts gelegenen hydromorphen Böden haben weit höhere Gehalte (die auch die Werte des Ausgangsgesteins weit übertreffen). Die Pflanzenaufnahme von Be ist sehr gering; lediglich Standorte mit hoher Be-Mobilität (Hangstagnogley) zeigen eine gewisse Erhöhung der Gehalte in den Fichtennadeln. Insgesamt verhält sich Be während der Pedogenese sehr ähnlich wie Al.

Literatur

1. KEILEN, K., 1978. Spurenelemente (Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, V, Zn) in Böden des Bärhalde-Granit-Gebiets. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, No.8, im Druck.
2. KEILEN, K., STAHR K. und ZÜTTL, H.W., 1976. Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. Z. Pflanzenern. Bodenk., 1976 (5), 565.
3. KEILEN, K., STAHR, K., v.d. GOLTZ, H. und ZÜTTL, H.W., 1977. Zur Pedochemie des Berylliums - Untersuchungen einer Bodengesellschaft im Gebiet des Bärhaldegranits (Südschwarzwald). Geoderma 17, 315.
4. ZÜTTL, H.W., STAHR, K. und KEILEN, K., 1977. Bodenentwicklung und Standortseigenschaften im Gebiet des Bärhaldegranits (südl. Hochschwarzwald). Allg. Forst-Jagdzt. 148 im Druck.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Unterstützung der Arbeiten durch Sachbeihilfen gedankt.

Die Bestimmung der "mobilen Fraktion" von Spurenelementen (Be, Cd, Co, Cu, Pb, V, Zn) im Boden

von

Keilen, K., Stahr, K. und Zöttl, H.W.[†]

Bei der Bestimmung der organisch, oxidisch und austauschbar gebundenen Fraktionen von Spurenelementen ergeben sich analytische Schwierigkeiten (vgl. FASSBENDER und SEEKAMP, 1976). Auf der Suche nach einem geeigneten Extraktionsmittel, das diese Fraktionen gewinnt, in genügendem Reinheitsgrad erhältlich ist und Matrixeffekte bei der Messung im AAS vermeidet, wurden NH_4OH -Lösungen getestet. Im Vergleich zu NaOH -Lösungen (WIECHMANN und GRIMME, 1969) extrahierte NH_4OH gleiche Mengen an C, Al, Fe und Mn. Aus O- und T-Horizonten extrahiert NH_4OH fast ausschließlich organisch gebundene Anteile, während aus dem Mineralboden mit abnehmendem Humusgehalt größere Mengen oxidisch gebundener Anteile gewonnen werden.

Folgendes Verfahren wird vorgeschlagen:

100 g (bei Auflagehumus 30 g) mit Kunststoffsieb gewonnene Feinerde wird in 500 ml Polyäthylens-Schüttelflasche eingewogen, nach Zugabe von 200 ml 0,01 n NH_4OH -Lösung 2^h geschüttelt, über Nacht stehen gelassen und danach nochmals 1^h geschüttelt. Die Suspension wird dann bis zum theoretischen Grenzdurchmesser 0,1 μm abzentrifugiert, der Oberstand dekantiert und im Trockenschrank bei 60° C eingedampft. Die Extraktion wird einmal wiederholt. Die gewonnene Trockensubstanz stellt die Ausbeute dar und wird nach Wägung zu den Elementanalysen verwendet. Chemikalien werden nur mit Reinheitsgrad Suprapur verwendet. Alle Gefäße sind vor Gebrauch mit 1 n HCl und 3 mal mit aqua bidest. zu spülen. Die Bestimmung erfolgt im Flußsäure-Perchlorat-Aufschluß nach JACKSON durch Messung mit AAS.

[†]Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstrasse 17, D-7800 Freiburg/Br.

Literatur

1. FASSBENDER, H.W. und G. SEEKAMP, 1976. Fraktionen und Löslichkeit der Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb im Boden. Geoderma 16, 55 - 69.
2. GRIMME, H. und H. WIECHMANN, 1969. Eine Methode zur Extraktion organisch gebundenen Eisens aus Böden. Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk. 122, 268 - 279.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Unterstützung der Arbeiten durch Sachbeihilfen gedankt.

Die Eignung von Al_2O_3 -Keramikplatten und Ni-Sinterkerzen zur Gewinnung von Bodenlösungen für die Spurenelementanalyse

von

Hädrich, Fr., K. Stahr und H.W. Zöttl[†]

1. Problem

In einer minimal belasteten Mittelgebirgslandschaft (nähere Beschreibung siehe ZÖTTL, STAHR und KEILEN, 1977) sollten die Spurenelementgehalte (Be, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) von Bodenlösungen aus verschiedenen Standorten und Bodentiefen bestimmt werden. Die Ermittlung der Konzentrationen sollte vor der genauen Erfassung der perkolierenden Wassermengen Vorrang haben. Die Gewinnung durfte also den Chemismus der Umgebung nicht verändern und auch das Wasserregime nur insoweit als keine Sekundäreffekte (z.B. durch Veränderung des Redoxpotentials) zu erwarten waren.

2. Lösungsmöglichkeiten

Für eine Entnahme von Bodenwasser bestehen drei Möglichkeiten:

1. Brunnenverfahren: Schaffung eines künstlichen Hohlraumes im Boden und Aufnahme des sich sammelnden Wassers. Diese Methode eignet sich verständlicherweise nur in dauernd wassergesättigten Böden bzw. Horizonten.
2. Saugkerzenverfahren: Durch modifizierte Tensiometerzellen kann auf einfache Art und Weise Bodenwasser in kleinen Mengen angesaugt werden, ohne den Wasserhaushalt des Bodens für längere Zeit zu verändern (z.B. CZERATZKI, 1971; GERMANN, 1972; STREBEL, RENGER und GIESEL, 1975; HÜSER, 1976).
3. Lysimeterverfahren: Mit Tensionslysimetern versucht man, größere Bodenwassermengen zu gewinnen und auch die Sickerraten

[†]Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstr. 17, D-7800 Freiburg/Br.

zu erfassen (z.B. COLE, 1958; CZERATZKI, 1959; MAYER, 1971, 1974; KOENIGS, 1972; SCHWEIGER, 1974).

Die Verfahren sind zur Erfassung von Spurenelementen i.d.R. nicht speziell ausgerichtet. Für unsere Fragestellung waren folgende Bedingungen einzuhalten und konnten durch die angeführten Maßnahmen erfüllt werden:

<u>Bedingung</u>	<u>Maßnahme</u>
-keine Störung des durchsickerten Bodens bei Installation	-Einbau von unten und hangaufwärts
-keine laufende Beeinflussung des durchsickerten Bodens	-kein Betreten der Oberfläche; Auffanggefäß 2-3 m hangab installiert
-keine Störung durch zusätzliche Meßeinrichtungen	-zusätzliche Meßeinrichtungen seitlich und unterhalb der Filtermedien
-keine Störung der Fließbewegung des Bodenwassers	-permanentes Ansaugen, regelbarer Unterdruck am Filtermedium
-frostsichere Installation der Filtermedien und Auffanggefäße	-Auffanggefäß im Boden (dunkel) und thermoisoliert
-hohe Lösungsmengen	-große Filteroberfläche
-große Leitfähigkeit. Kein Luftdurchtritt bis pF 2.9	-erfüllen fast alle Filtermedien
-geringe Speicherung bzw. Verschleppung in den Filtermedien	-minimale Dimensionen der Filtermedien und der Ableitungen
-keine Veränderung der Bodenlösung durch die Entnahmevorrichtung	-hier war zu prüfen, ob die Filtermedien durch Lösung oder Fixierung bzw. Desorption oder Sorption von Spurenstoffen die Bodenlösung verändern.

Aufgrund dieser Überlegungen waren die Lysimeterplatten für uns besser geeignet als Saugkerzen. Bei letzteren lassen sich zwar die Nachteile des geringeren Filterquerschnitts und der Ableitung nach

oben durch batterieweise Anordnung bzw. ebenfalls seitlichen Einbau vermeiden; dabei geht aber die leichtere Handhabung verloren.

3. Chemische Eigenschaften der Filtermedien

Die Beeinflussung der Bodenlösung durch die Filtermaterialien mußte getestet werden.

In den Versuch wurde einbezogen:

1. Keramik der Schumacher'schen Fabrik (Diapor), Bietigheim (CZERATZKI, 1971)
2. Al_2O_3 -Sinterplatten der Fa. Haldenwanger, Berlin (MAYER, 1971)
3. Ni-Sinterkerzen (STREBEL u.a., 1975)

3.1. Lösung von Elementen aus dem Filtermedium

Es war anzunehmen, daß in erster Linie die im Filtermedium hochkonzentrierten Elemente in Lösung gehen. Deshalb wurden die Materialien einem Säureaufschluß ($HF/HClO_4$) unterzogen. Ni löste sich vollständig, die Schumacher'sche Keramik zu ca. 50%, die Al_2O_3 -Sinterplatten nur zu ca. 20%.

Tab. 1: Gesamtgehalte von Filtermedien (Schum. = Keramik der Schumacher'schen Fabrik; Al_2O_3 = Al_2O_3 -Platten der Fa. Haldenwanger; Ni = metallischer Ni-Sinter). Gehalte im $HF/HClO_4$ -Aufschluß, Angaben in ‰ bzw. ppm Trockensubstanz.

(‰)	Na	K	Ca	Mg	Fe	Al	P	
Schum.	2.3	3.7	1.2	0.65	2.8	>300	0.17	
Al_2O_3	0.4	0.1	0.1	0.85	0.2	>100	0.02	
Ni	0.1	0.3	0.2	0.01	0.01	<0.01	0.02	

(ppm)	Be	Cd	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Schum.	4	1.5	4	15	40	150	40	15
Al_2O_3	< 0.1	0.1	< 0.1	< 10	< 10	< 10	8	40
Ni	< 0.1	0.3	0.5	< 10	< 10	10 ⁶	6	< 10

Die Schumacher'sche Keramik enthält fast alle Elemente in 10mal höherer Konzentration als die beiden anderen Medien. Die Al_2O_3 -Keramik ist lediglich bei Mg, die Ni-Kerze bei Ni unterlegen; bemerkenswerterweise ist der lösliche Al-Gehalt bei der Schumacher'schen Keramik am größten. Darüber hinaus ergeben sich keine Präferenzen für Ni oder Al_2O_3 . Aufgrund dieses Ergebnisses, das den Erfahrungen von MAYER (1971) entspricht, wurde die Schumacher'sche Keramik nicht weiter getestet.

Um festzustellen, mit welcher Abgabemenge tatsächlich gerechnet werden muß, wurde die Löslichkeit der einzelnen Elemente in Wasser getestet. Es wurde nach einer Behandlung mit verdünnter HCl bis zum Erreichen konstanter Verhältnisse mit aqua bidest. gespült. Hierzu waren bei den Al_2O_3 -Platten ca. 6 l, bei der Ni-Kerze ca. 1 l, entsprechend ca. 120 bzw. 200 mm notwendig. Nach dieser Spülung lagen die Konzentrationen von Be, Zn, Mn sowie Na, K, Ca, Fe, Al, P und Si im Filtrat bei beiden Materialien unterhalb der erreichten Nachweisgrenze. Sie müssen also als unerheblich betrachtet werden. Bei Cd, Co, Cu und Pb wurden bei beiden Materialien noch Gehalte im Konzentrationsbereich der Bodenlösung festgestellt. Sie konnten später aber auf Kontamination der Lösungen im Labor zurückgeführt werden, so daß für diese Elemente keine Erhöhung durch das Filtermedium befürchtet werden muß. Ni, das bei der Al_2O_3 -Keramik unter der Nachweisgrenze von 0.1 ppb blieb, hielt sich bei dem Ni-Sinter dauernd über 2000 ppb (vgl. Abb. 1). Diese hohe Abgabe von Ni läßt eine Vergiftung der Umgebung der Zelle befürchten. Die Bestimmung von Ni wird unmöglich, da die Lösungsgehalte 1000 bis 20 000% der natürlichen Konzentration erreichen. Andererseits lag die Mg-Konzentration beim Ni-Sinter unter der Nachweisgrenze, während sie bei der Al_2O_3 -Keramik bei 5 ppb blieb. Diese Abgabe stört kaum, da sie nur ca. 2% der natürlichen Gehalte beträgt.

3.2. Bindung von Elementen im Filtermedium

Als nächster Schritt war die Fixierung bzw. Sorption von Elementen in den Filtermedien zu untersuchen. Wir prüften, ob Lösungen mit

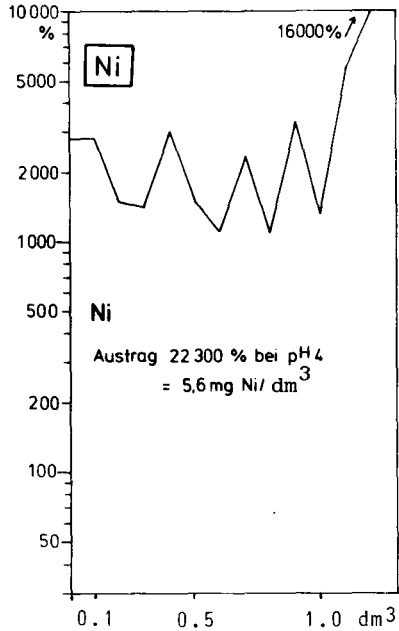


Abb.1: Lösung von Ni aus Ni-Sinterkerzen durch wässrige Lösungen bei pH 4. Angaben in % der Gehalte der Bodenlösung = Testlösung.

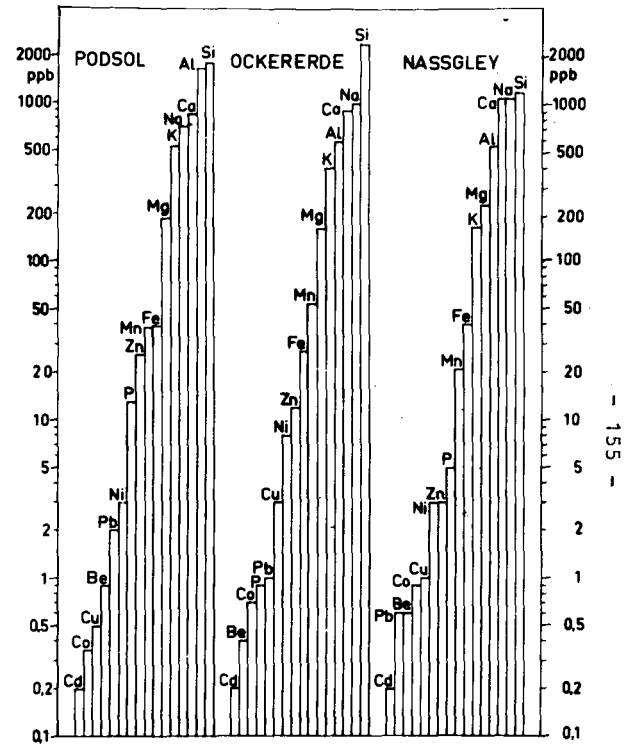


Abb.2: Konzentrationen der Bodenlösungen aus den Unterböden von 3 Untersuchungsstandorten (V stets unter Nachweisgrenze von 0.1 ppb). Die Proben wurden im Winter 76/77 mit PE-Gefäßen entnommen. Angaben in ppb = $\gamma/1$.

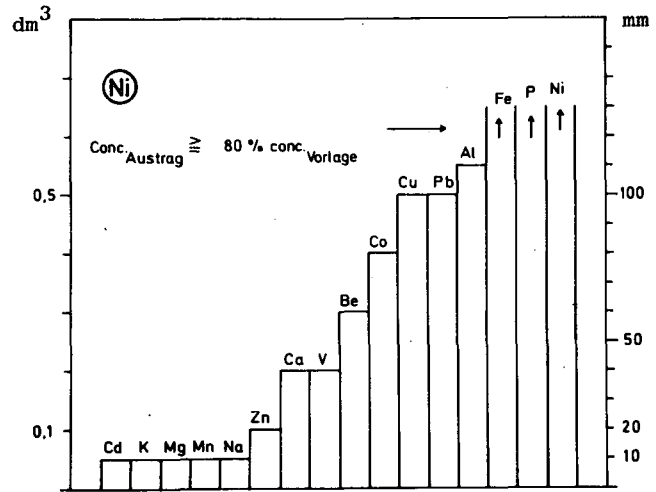
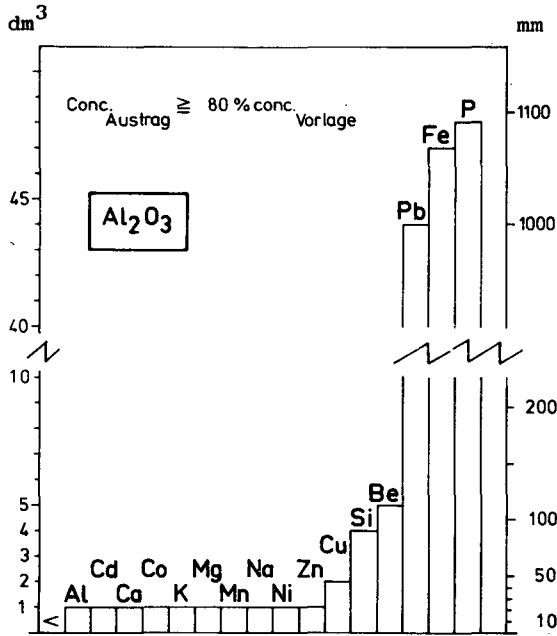


Abb. 3 + 4: Dargestellt sind die durch Al₂O₃-Platten gesaugten Lösungsmengen (dm³/Platte bzw. mm Perkolationslösung), mit denen mindestens 80% der Sollkonzentration erreicht wird. Testlösung entsprechend Bodenlösung Abb. 2.

ähnlicher Zusammensetzung wie die zu analysierenden Bodenlösungen die Filtermedien unverändert passieren. Dafür mußte zunächst die Zusammensetzung solcher Bodenlösungen bekannt sein. Wir entnahmen an drei Stellen im Untersuchungsgebiet nach der Brunnenmethode mittels gespülter perforierter PE-Gefäße z.T. wiederholt Wasser aus den Unterböden (Abb. 2). Aufgrund dieser Werte wurde eine Testlösung hergestellt, die die Elemente in ähnlicher Konzentration enthielt wie die Bodenlösungen. Sie wurde auf pH 4 eingestellt. Die meisten Spurenelemente wurden allerdings um den Faktor 10 erhöht eingegeben, um die Lösungen in den optimalen Messbereich zu heben. Die Testlösung wurde kontinuierlich bei einem Unterdruck von ca. 300 cm WS durch die Filtermedien gesaugt (bei Ni-Kerzen später mit 800 cm WS) und vom Austrag wurden laufend Proben entnommen. .

Wie erwartet, ergab sich eine allmähliche Annäherung der Austrags- an die Vorlagekonzentration, die allerdings für einzelne Elemente unterschiedlich rasch erfolgte. Die Konzentrations-Mengen-Kurven waren Wendeparabeln, ähnlich Titrationskurven. Abb. 3 gibt die Lösungsmengen wieder, nach deren Durchsatz bei der Al_2O_3 -Keramik die einzelnene Elemente 80% der Konzentration der Vorlage im Austrag erreichten. Die meisten Elemente überschritten diese Werte bereits bei der ersten Probennahme nach 20 mm. Cu, Si und Be erreichten diesen Wert bei ca. 100 mm, d.h. im Gelände nach ca. 1 - 2 Monaten. Pb, Fe und P benötigt unter Versuchsbedingungen bereits mehr als 1000 mm.

Die Perkolation durch den Ni-Sinter (Abb. 4) ergab zunächst ähnliche Ergebnisse. Die Differenzierung der einzelnen Elemente war aber wesentlich deutlicher. Pb stellte sich rascher, Al dagegen langsamer auf die Vorlagekonzentration ein. Entscheidend war aber, daß sich nach einer Perkolation von ca. 150 mm bei den verwendeten Testlösungen die Leitfähigkeit des Ni-Sinters um den Faktor 1000 verringert hatte, ohne daß Fe, P und Ni auch nur annähernd die Sollkonzentration erreicht hätten. Die Blockierung der Poren war vermutlich durch die Bildung von Ni-Phosphaten verursacht. Aufgrund

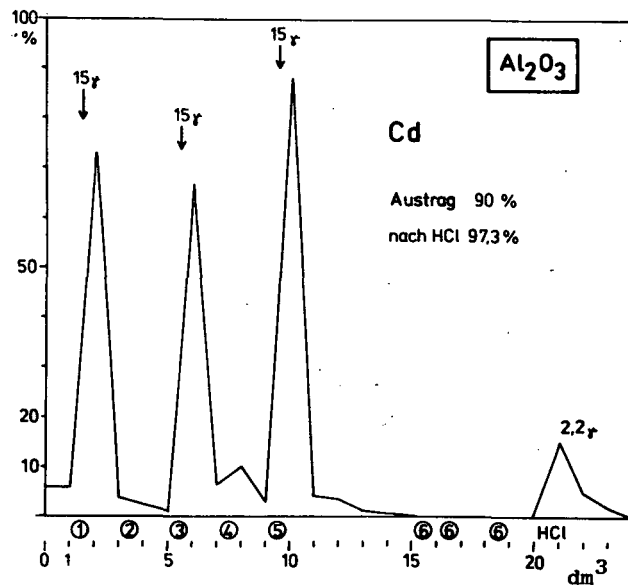
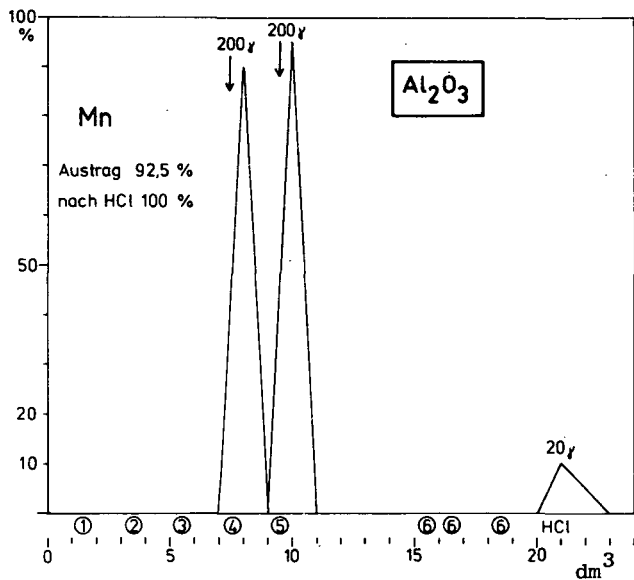


Abb. 5: Trennschärfe für Mn und Cd bei Konzentrations-Schwankungen in der Bodenlösung. Die Elementmengen wurden jeweils in 1 l aqua bidest. in verschiedenen Testlösungen (1 - 6) vorgelegt. Die Zwischenspülung geschah mit aqua bidest.; die sorbierte Elementmenge mit verdünnter HCl zurückgetauscht. Angaben in % der vorgelegten Konzentration.

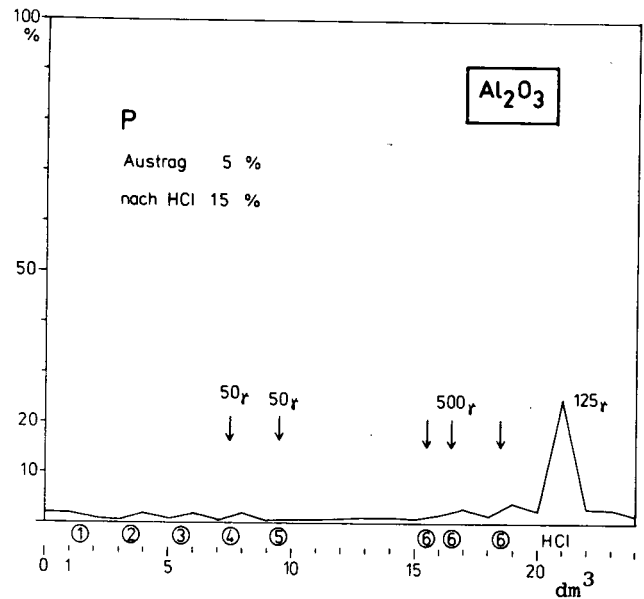
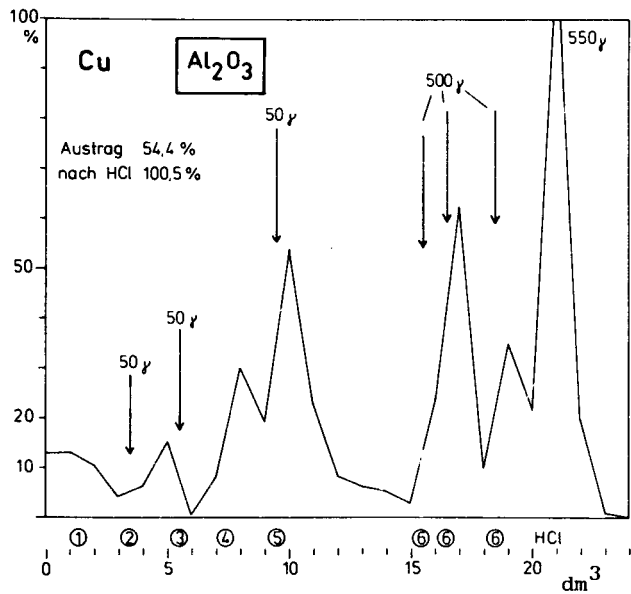


Abb. 6: Trennschärfe für Cu und P bei Konzentrations-Schwankungen in der Bodenlösung (wie Abb. 5).

der hohen Lösungsrate des Ni und der Porenverstopfung erwies sich der Ni-Sinter für unsere Zwecke als ungeeignet und brauchte nicht weiter geprüft zu werden.

Die Sorption der Al_2O_3 -Keramik ergibt sich aus der Differenz zwischen Vorlage und Austrag bis zum Erreichen des Gleichgewichts. Von den Hauptelementen werden P, Fe und Si in beachtlichen Mengen sorbiert; bei den Spurenelementen trifft dies für Cu, Be und Pb zu. Kalkuliert man, daß im Felde die gleiche Lösungsmenge wie im Labor benötigt wird, so müssen Cu, Si, Be nach 1 - 2 Monaten, Pb nach 10 - 12 Monaten, Fe und P nach 12 - 15 Monaten ins Gleichgewicht kommen. Setzt man aber die wirkliche Konzentration der Bodenlösung ein und erwartet, daß die Sorption spezifisch abläuft, also dieselbe Menge sorbiert werden muß, so ergeben sich folgende Zeiten: Si: 2 Monate, Cu: 1,5 Jahre, Fe: 4 Jahre, Pb: 6 Jahre, Be: 7 Jahre und P: 17 Jahre. Ein Versuch zeigt aber, daß die erstgenannten Zeiten gelten. Die Al_2O_3 -Keramik verhält sich also wie ein idealer Austauscher und hat im untersuchten Bereich linear ansteigende Adsorptions-Isolinien. Im Gelände passierte Pb jedoch abweichend von diesen Ergebnissen bereits nach wenigen Wochen die Platten. Laborversuche zeigten, daß Pb offensichtlich nicht sorbiert wird, sobald es als Ligand organischer Komplexe vorliegt. Dies galt nicht in gleichem Umfang für P und Fe. Für diese Elemente muß man also nach dem Einbau der Platten mit einer Anlaufzeit von mindestens einem Jahr rechnen. Um diesen Prozeß abzukürzen, wurden die Platten vorher im Labor konditioniert. Diese Konditionierung wurde so bemessen, daß 2/3 bis 3/4 der notwendigen Elementmenge an der Platte sorbiert waren. Dieses Verfahren bewährte sich. Auch die besonders kritischen Elemente Fe und P passierten die konditionierten Platten nach 3 - 4 Monaten verlustfrei.

3.3. Beeinflussung kurzfristiger Konzentrationsschwankungen durch die Filtermedien

Bei den laufenden Messungen im Gelände sollen die Jahresgänge der Konzentrationen erfaßt werden. Es war also zu testen, in wieweit

sich Unterschiede in der Zusammensetzung der Vorlage in der Austragslösung wiederfinden. Hierzu wurden die gereinigten Platten im Labor abwechselnd mit aqua bidest. und unterschiedlichen Testlösungen (1-6) beschickt. Am Schluß des Versuchs wurde mit HCl nachgespült, um so die in den Platten sorbierten Anteile zu erfassen. Die gemessenen Austräge werden dann in % der Vorlage ausgedrückt. Nahezu ideal verhielt sich Mangan (Abb. 5). Der Austrag erreichte praktisch sofort über 90% und fiel nach Unterbrechung der Mn-Beschickung sofort wieder ab. Bei allen Elementen waren die Wiederholungen des Versuchs besser als der erste Durchlauf. Durch HCl wurde bei Mn der sorbierte Anteil vollständig rückgetauscht. Ähnlich gute Eigenschaften ergaben sich für Zn, Cd, Ni und Co. Bei Cu, Be und Pb waren die Verhältnisse komplizierter (als Beispiel siehe Abb. 6). Bei diesen Elementen wurde das Konzentrationsmaximum im Austrag erst verspätet erreicht. Auch der Abfall der Werte ist deutlich verzögert. Mit HCl ließ sich auch hier die sorbierte Menge vollständig rückgewinnen. Bei den Hauptelementen verhielten sich Na, K, Ca, Mg und Al völlig unproblematisch. Fe und Si verhielten sich ähnlich wie Cu. Nur bei P (Abb. 6) sind die Konzentrationsänderungen der Zugabe im Austrag überhaupt nicht zu erkennen. Auch die Rückgewinnung mit HCl bleibt sehr unvollständig. P wird offensichtlich in der Al_2O_3 -Keramik stark festgelegt.

4. Zusammenfassende Diskussion

Bei den vorliegenden pH-Werten um 4 geben die Ni-Sinterkerzen große Mengen Ni an die Perkolationslösung ab. Außerdem fällt ihre Leitfähigkeit nach Fixierung von ca. 150 μ P von 10^{-5} cm sec⁻¹ auf 10^{-8} ab. Damit ist die Ni-Sinterkerze für unsere Zwecke unbrauchbar.

Die Al_2O_3 -Keramikplatten geben auf die Dauer lediglich unwesentliche Mengen an Mg ab. Ihre Sorptionswirkung ist hinsichtlich der meisten untersuchten Elemente so gering, daß die Filtrate nach spätestens 3 Monaten die Konzentrationen der zugegebenen Lösungen erreichen. Durch Konditionierung der Platten im Labor mit vorher bestimmtem Lösungsmengen läßt sich eine einwandfreie Wiedergabe auch bei den problematischen Elementen Fe und P erzielen. Pb wird als Ion stark sorbiert, in organischer Bindung, die in unseren Bodenlösungen überwiegt, dagegen nicht. Kurzfristige Schwankungen findet man bei den meisten Elementen korrekt wieder. Bei Cu, Be, Pb, Fe, Si tritt eine gewisse Verzögerung bzw. Abschwächung der Spitzen auf. Nur bei P sind die Konzentra-

tionsschwankungen mit der Al_2O_3 -Keramik praktisch nicht zu erfassen.

Die Al_2O_3 -Platten haben eine Leitfähigkeit von $K_f = 10^{-6} \text{ cm sec}^{-1}$. Im Gelände lassen sich 150 bis 2000 ml Bodenlösung pro Woche bei einem Plattendurchmesser von 25 cm gewinnen. Diese Mengen sind zur Bestimmung der meisten Spurenelemente auch bei Vorliegen sehr niedriger Gehalte ausreichend. Da wir die gesamte Lysimeteranlage einschliesslich der Ableitungen aus PE fertigten, ist keine zusätzliche Veränderung der gewonnenen Bodenlösungen zu erwarten. Die Al_2O_3 -Keramik ist also für unsere Untersuchungen geeignet.

Sie ist im pH-Bereich um 4 auch dann geeignet, wenn die Konzentrationen stark von dem hier vorliegenden Bereich abweichen. Bei neutralen oder alkalischen Bodenlösungen ist allerdings zu erwarten, daß metallische Kationen stärker, P eher schwächer gebunden werden.

Literatur

- COLE, D.A., 1958. Alundum tension lysimeters. Soil Sci. 85, 293-296.
- CZERATZKI, W., 1959. Untersuchung der Wasserbewegung im Boden mit Hilfe von Unterdrucklysimetern. Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk. 87, 223-229.
- CZERATZKI, W., 1971. Eine Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforschung Völkenrode, 21 (1), 13-14.
- GERMANN, P., 1972. Eine Methode zur Gewinnung von kapillar gebundenem Bodenwasser. Dtsch. Bodenk. Ges. 16, 146-155.
- HOSER, R., 1976. Transport von Bioelementen in einem mit Fichte bestockten Lößlehm nach Klärschlammapplikation. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 23, 181-189.
- KOENIGS, F.F.R., 1972. Bedingungen für die Verwendung der Tensiometerplatte als Lysimeter. Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk. 133, 1-4.
- MAYER, R., 1971. Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems. Göttinger Bodenk. Ber. 19, 1-119.
- MAYER, R., 1974. Ermittlung des Stoffaustrags aus Böden mit dem Versickerungswasser. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 20, 292-299.
- SCHWEIGER, P., 1974. Simulationsmodelle zur Schätzung der Mineralstoffauswaschung aufgrund von Lysimeterversuchen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 20, 302-308.
- STREBEL, O., M. RENGER u. W. GIESEL, 1975. Vertikale Wasserbewegung und Nitratverlagerung unterhalb des Wurzelraumes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 22, 277-286.
- ZÜTTL, H.W., K. STAHR u. K. KEILEN, 1977. Bodenentwicklung und Standortseigenschaften im Gebiet des Bärhaldegranits (südl. Hochschwarzwald). Allg. Forst-Jagdzt. 148, im Druck.

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle Unterstützung, L. Henninger und G. Mattmüller für die sorgfältige Durchführung der Versuche.

Zur P-Bindung in hochgedüngten Böden

von

Deller, B. und U. Schwertmann⁺

Ein Kolluvialprofil, dessen Bodenmaterial aus einem über 25 Jahre genutzten Hopfenschlag stammt, wurde in 1 dm Schichten unterteilt und die durch die Düngung erfolgten Veränderungen des P-Haushalts an Hand folgender Merkmale dargestellt:

1. P-Gehalte (P_t) und P-Konzentration in der Gleichgewichtsbodenlösung (P_{10} , nach White, 1966):

P_t steigt von 4-5 auf 0-1 dm Tiefe von 590 auf 1500 ppm P, das dazugehörige P_{10} von 1 auf 93 $\mu\text{mol P/l}$.

2. Im Sättigungsextrakt, in 0,01 M CaCl_2 , in H_2O (Schachtschabel u. Köster, 1967) und in CAL (Schüller, 1969) lösliches P: Bezogen auf das gesamte anorganische P ($P_{\text{NaOH}} + P_{\text{H}_2\text{SO}_4}$, Kurmies, 1972) wurde kein konstanter, sondern ein mit zunehmendem P-Gehalt je nach Methode mehr oder weniger ansteigender Anteil gelöst.

3. P-Anreicherung (P_t und P-Fractionen) in den Korngrößenfraktionen im Vergleich zum Gesamtboden: Die in den feineren Korngrößen (T, fU, mU) im Vergleich zum Gesamtboden festgestellte P-Anreicherung (Anreicherungsfaktor im T: 2,5) war über das gesamte Profil ziemlich konstant; in den obersten Schichten (0-1 und 1-2 dm) wurde jedoch auch in den Sandfraktionen eine deutliche P-Anreicherung festgestellt (Anreicherungsfaktor maximal (gS): 2).

⁺Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München
8050 Freising-Weihenstephan

4. P-Mobilisierbarkeit im Ton und in den Schlufffraktionen, sowie im Gesamtboden (0-1 dm) bei Wasserperkolatation: Es wurde eine deutliche Abhängigkeit von der Korngröße festgestellt; bezogen auf das P_a dieser Korngrößen lösten sich jedoch gleiche Anteile. Eine Beziehung zur Höhe der P-Fractionen in den Korngrößen war nicht zu erkennen.
5. P-Mobilisierung in der Sandfraktion (0-1 dm, nach Anreicherung der organischen Substanz) bei mehrfacher Extraktion mit H_2O , 0,01 m $CaCl_2$ und 0,1 m KCl : Die P-Freisetzung steigt in der Reihenfolge $CaCl_2 - H_2O - KCl$, wobei, wie die nachfolgende P-Fraktionierung zeigt, hauptsächlich $P_{H_2SO_4}$ gelöst wird. Calcium-Phosphate würden eine solche Abstufung in der P-Freisetzung erwarten lassen.
6. P-Freisetzung aus Ton und fU eines ähnlich hoch mit P gedüngten A_p bei mehrfacher Extraktion mit H_2O , 0,01 m $CaCl_2$ und 0,1 m KCl : Die P-Freisetzung steigt zwar ebenfalls in der Reihenfolge $CaCl_2 - H_2O - KCl$, die Unterschiede zwischen H_2O und KCl sind jedoch deutlich geringer als bei Extraktion der Sandfraktion. Wie die nachfolgende P-Fraktionierung zeigt, löst 0,01 m $CaCl_2$ deutlich weniger P_{NaOH} als die beiden anderen Extraktionsmittel, während zwischen H_2O und 0,1 m KCl hierbei kaum Unterschiede auftreten.
Für diesen Effekt sind folgende Erklärungen denkbar:
 - a) Die Sesquioxid-P-Bindung wird durch Ca-Ionen stabilisiert (Helyar et al. 1976).
 - b) Spuren von Calciumcarbonat lösen sich in H_2O und 0,1 m KCl besser als in 0,01 m $CaCl_2$. Dies erhöht die HCO_3^- -Konz., die dann zu stärkerer P-Desorption führt.
 - c) An Sesquioxide sorbiertes P löst sich in $CaCl_2$ zwar ähnlich wie in H_2O oder KCl , wird jedoch im Beisein von Ca-Ionen des $CaCl_2$ während der Extraktion als P_{NaOH} teilweise resorbiert (s.a.).

Literatur

Helyar, K.R., D.N. Munns and R.G. Bureau (1976): Adsorption of Phosphate by Gibbsite. II. Formation of a surface complex involving divalent cations. J. Soil Sci. 27, 315-323.

Kurmies, P. (1972): Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. Die Phosphorsäure 29, 118.

Schachtschabel, P. und W. Köster (1967): Interne Mitteilung des VdLUFA

Schüller, H. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. Z. Pflanzenern., Bodenkunde 123, 48

White, R.E. (1966): Studies on the Phosphate potentials of soils. IV. The mechanism of the "soil/solution ratio effect". Austr. J. Soil Res. 4, 77-85.

"P-Formen in Bodenchronosequenzen aus Lockersedimenten der
Lechterrassen"

von
B.-M. WILKE¹⁾

An unterschiedlich alten Böden (maximal 20 000 a) aus Carbo-
natschottern (80 - 90 % CaCO_3) und Flußmergeln (ca. 66 %
 CaCO_3) der Lechterrassen durchgeführte Phosphatfraktionie-
rungen (KURMIES 1972) erbrachten folgende Ergebnisse:

Die P_t -Gehalte sind mit Ausnahme der organischen Auflagen
und einiger $\text{A}_{h,p}$ -Horizonte im Solum aller Böden geringer als
in den Sedimenten (Schotter ~ 570 ppm, Flußmergel ~ 500 ppm).
Phosphatanreicherungen in den A-Horizonten und den organi-
schen Auflagen müssen auf Anreicherung von P_{org} zurückgeführt
werden. Durch Mineralisation der organischen Substanz wird
in allen Böden organisch gebundenes Phosphat vorwiegend in
Al, Fe-Phosphate umgewandelt. - Die Gehalte an wasserlösli-
chem Phosphat liegen in den Böden zwischen 1,5 - 4,7 ppm. Nur
im Solum der Parabraunerden aus Schotter (20 000 a) liegen
die Gehalte an wasserlöslichem Phosphat mit 0,4 - 0,9 ppm
darunter. Auffallend hohe Gehalte weisen mit 43 - 93 ppm die
organischen Auflagen auf.

Für die Oberböden (0 - 25 cm ohne O-Horizonte) berechnete
 P_t -Mengen weisen bei den Schotterprofilen (Terrassen 1 - 8)
keine zeitlichen Änderungen auf, bei den Flußmergelprofilen
(Terrassen 9 - 16) konnten mit zunehmendem Alter der Böden
abnehmende Mengen festgestellt werden. Die Ca-P-Mengen neh-
men in beiden Chronosequenzen mit zunehmendem Alter ab, die
Mengen an wasserlöslichem Phosphat variieren unabhängig vom
Alter der Böden.

¹⁾ B.-M. Wilke, Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie
der Universität Bayreuth

Profilbilanzen zeigten, daß mit Ausnahme der Braunerden aus Schotter ($\sim 10\ 000$ a) bei den Al, Fe-Phosphaten Gewinne, bei den Ca-Phosphaten in allen Böden Verluste zu verzeichnen waren. Die Gesamt-P-Verluste betragen ca. 400 g P/m^2 bei den Parabraunerden aus Schotter und ca. 160 g P/m^2 bei den Braunerden aus Schotter. Etwa 50 g P/m^2 davon lassen sich aufgrund von KREUTZER (1975) angegebenen Entzugswerten durch Streunutzung erklären. Legt man die derzeitigen Abflußspenden des Lechs im Untersuchungsgebiet sowie den P-Gehalt des Lechwassers zugrunde, so ergeben sich für die Parabraunerden Phosphatverluste durch Auswaschung von ca. 320 g P/m^2 .

LITERATUR:

Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch. Donaugebiet, Abflußjahr 1970. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München 1975.

KREUTZER, K.: Der Einfluß der Wirtschaftsführung auf den Nährstoffhaushalt mitteleuropäischer Wälder. ELMIA 75 Konferenz - Whole tree utilization - consequences for soil and environment 1975

KURMIES, B.: Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. Die Phosphorsäure 29, Folge 2/3, S. 118-151 (1972)

Adsorptions- und Desorptionsverhalten von
sauren Braunerden für Sulfat und deren Zu-
sammenhänge zum Sulfat-Input durch Immission

von

Meiwes, K.-J. und P.K. Khanna [†]

Die SO_2 -Belastung der Luft und die damit verbundene Zufuhr von SO_4 in den Boden sind so stark angestiegen, daß der Boden einer beschleunigten Versauerung unterliegt, die einen verstärkten Tonmineralabbau und eine verstärkte Mineralauswaschung, vor allem von Mn und Al, verursacht.

Im Rahmen des Solling-Projektes wurden für einen Buchen- und einen Fichtenbestand Bilanzen für Schwefel aufgestellt. Danach beträgt der Input im Niederschlag 24 kg S/ha. Zusätzlich zum Input durch Niederschlag werden von dem Buchenbestand 26 kg S/ha-Jahr und von dem Fichtenbestand 63 kg S/ha-Jahr aus der Luft ausgefiltert. Diesem Input durch Niederschlag und Filterung steht ein geringer Output mit dem Sickerwasser gegenüber, so daß es zu einer Aufspeicherung von SO_4 kommt, die unter Buche 20 kg S/ha-Jahr und unter Fichte 60 kg S/ha-Jahr beträgt (Ulrich et al. 1976).

Ziel dieser Arbeit ist es, das Adsorptions- und Desorptionsverhalten der Böden dieses Standortes zu untersuchen und es in Zusammenhang zu bringen mit dem unterschiedlichen Sulfatinput unter Buche und Fichte und den damit verbundenen Veränderungen des Bodens. Dabei wird hier unter dem Begriff Adsorption lediglich eine Bindung des Sulfats an der Festphase des Bodens verstanden, und es soll nichts über eine bestimmte Bindungsform ausgesagt werden.

[†] Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2,
3400 Göttingen

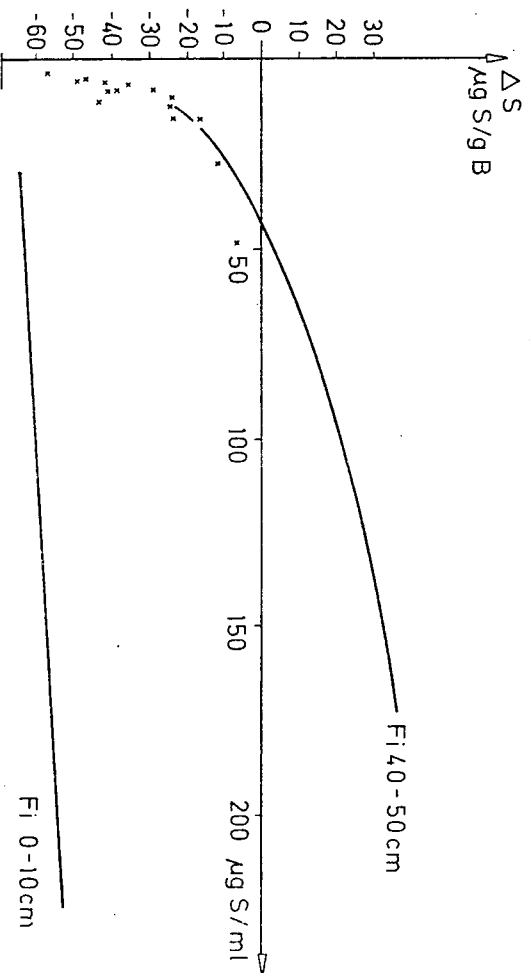
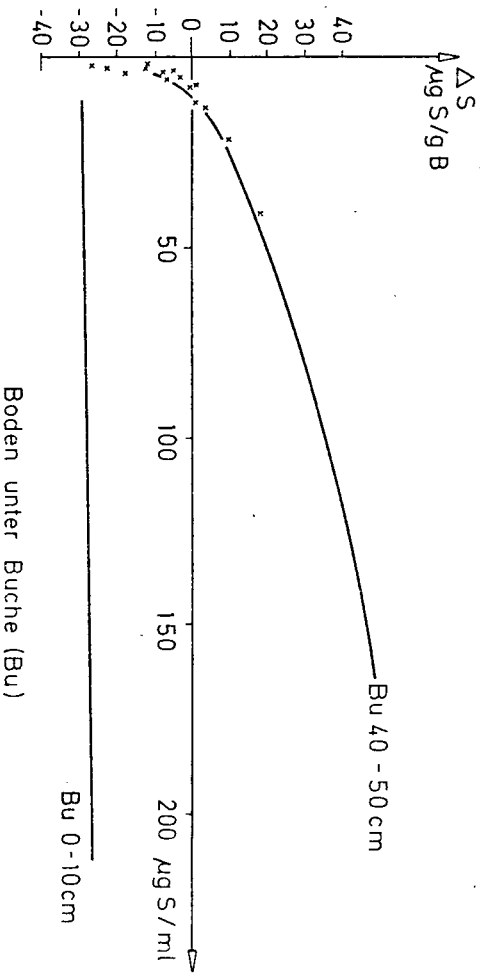
Material und Methoden

Die Bodenproben, die 10 cm-weise bis zu einer Tiefe von 50 cm genommen wurden, stammen aus einer podsoligen Braunerde aus LÖß über einer Fließerde aus Verwitterungsmaterial aus Mittlerem Buntsandstein. Die Proben unter Buche und Fichte sind hinsichtlich ihres Ausgangsmaterials gleich; soweit sie in ihren chemischen Eigenschaften Unterschiede zeigen, sind diese auf den Einfluß der unterschiedlichen Vegetation zurückzuführen (Ulrich et al. 1971). Die Adsorptionsisothermen wurden in einem Schüttelversuch erstellt, wobei der Boden mit einer Lösung ins Gleichgewicht gebracht wurde, die hinsichtlich der Kationen der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) entsprach und die steigende Sulfatmengen enthielt. Durch die Verwendung der GBL sollte erreicht werden, daß das Gleichgewicht zwischen fester und flüssiger Phase nur bezüglich der Sulfatkonzentration gestört wurde. Das konnte zum Teil nur annähernd erreicht werden, da die hohen Sulfatkonzentrationen - das SO_4 wurde als H_2SO_4 zugegeben - entsprechende Mengen an NaOH zur Einstellung des pH-Wertes erforderten. Es wurden 10 g Boden mit 20 ml Lösung geschüttelt. Die Schüttelzeit betrug 18 Stunden.

Von jeweils einer Probe (40-50 cm) unter Buche und Fichte wurden im Anschluß an die Adsorption (die Proben wurden zwei Monate kalt gelagert) Desorptionsisothermen aufgenommen, indem die Proben dreimal nacheinander mit einer GBL, die kein Sulfat enthielt, jeweils 18 Std. geschüttelt wurden.

Ergebnisse und Diskussion

In der Abbildung stellen die Kurven die Adsorptionsisothermen dar und die Punkte die Desorption. Auf der Abszisse ist die S-Konzentration im Gleichgewicht aufgetragen und auf der Ordinate die Änderung der Menge des sorbierten SO_4 an der festen Phase, berechnet aus der Differenz der Sulfatkonzentration vor und nach Einstellung des Gleichgewichtes. Die Adsorptionsisothermen für Bu 0-10 cm und Fi 0-10 cm verlaufen nahezu parallel zur Abszisse. Die Probe Fi 0-10 cm gibt doppelt so viel Sulfat in die Lösungs-



phase ab wie die Probe Bu 0-10 cm. In Bezug auf Adsorptionsvorgänge stellt die Lösungsphase also nie die Gleichgewichtslösung nach dem Massenwirkungsgesetz dar.

Im Gegensatz zu den Proben aus 0-10 cm Tiefe verlaufen die Kurven der Proben aus 10-20 cm Tiefe im niedrigen Konzentrationsbereich mit einer stärkeren Neigung und flachen dann mit zunehmender SO_4 -Konzentration ab. Diese Proben zeigen ein nicht so großes Adsorptionsvermögen wie die aus 20-50 cm, von denen wegen des einheitlichen Adsorptionsverhaltens nur die Proben aus 40-50 cm Tiefe dargestellt sind. Es kann also festgehalten werden, daß die eingangs erwähnte SO_4 -Speicherung nicht in den oberen 0-10 cm stattfindet, sondern in den Schichten darunter. Die Punkte aus dem Desorptionsgang liegen auf der Adsorptionsisotherme; es gibt also keine Hysterese. Das Sulfat wird reversibel gebunden und kann durch Verminderung der SO_4 -Konzentration in der Lösung wieder rückgetauscht werden.

Trotz des ähnlichen Adsorptions- und Desorptionsverhaltens der Böden unter Buche und Fichte sind Unterschiede erkennbar. Die Gleichgewichtskonzentration, dargestellt als Schnittpunkt der Kurven mit der x-Achse, liegt bei den Böden unter Fichte wesentlich höher als unter Buche. Zur Verdeutlichung der Unterschiede zwischen den beiden Böden werden die Kurven mittels der Langmuir-Isotherme beschrieben. In der Langmuir-Gleichung:

$$\frac{c}{x} = \frac{k}{b} + \frac{c}{b}$$

ist c die SO_4 -Konzentration, x/m die sorbierte Menge SO_4 pro Gramm Boden, b die maximal sorbierbare Menge SO_4 , und der Faktor k ist ein Maß für die Bindungsintensität. Dieser Faktor k ist bei dem Boden ($2.89 \times 10^{-4} \frac{\text{ml}}{\mu\text{gS}}$) unter Buche doppelt so groß wie unter Fichte ($1.29 \times 10^{-4} \frac{\text{ml}}{\mu\text{gS}}$). Die Bindungsintensität für Sulfat ist im Boden unter Buche also größer als unter Fichte. Darüberhinaus ist die Adsorptionskapazität für Sulfat im Boden unter Fichte größer als unter Buche. Die maximal sorbierbare Menge Sulfat, die der Langmuir-Isotherme folgt, beträgt bei der Probe Fi 40-50 cm $154 \mu\text{g S/g B}$ und bei Bu 40-50 cm $82 \mu\text{g S/g B}$.

Die dargelegten Unterschiede zwischen dem Boden unter Buche und Fichte sind auf den unterschiedlichen Sulfat-Input zurückzuführen. Der höhere Input unter Fichte bedingt einerseits eine höhere Belegung mit Sulfat, andererseits führt er auch zu einer verstärkten Versauerung und damit zu einer veränderten Al-Belegung, so daß eine größere Anzahl von Bindungsplätzen für Sulfat vorhanden ist.

Über den Mechanismus der Sulfatadsorption gibt es noch keine einheitliche allgemeine Theorie. Die Sulfatadsorption kann, wie die von Chlorid, nichtspezifischer Natur sein, wobei eine einfache Neutralisation von positiven Ladungen stattfindet (Russell 1973). Daneben erwägen Gebhardt und Colemann (1974) eine spezifische Sulfatadsorption, wobei ein Ligandenaustausch stattfindet. Eigene Ergebnisse deuten ebenfalls darauf hin, weil SO_4 nicht durch Chlorid desorbiert wurde und die SO_4 -Adsorption sehr stark pH-abhängig war (Khanna et al. 1976). Nach der Theorie von der spezifischen Adsorption kann ein Ligand nur dann spezifisch gebunden werden, wenn er am Austauschereine zusätzliche negative Ladung schafft (Hingston et al. 1967). Eben diese Erscheinung ist im Adsorptionsgang bei den Proben aus 40-50 cm Tiefe zu beobachten, wo mit zunehmender SO_4 -Adsorption die Anzahl der OH^- ansteigt bzw. der pH-Wert sich etwas erhöht. Dies geschieht nicht bei den Proben aus 0-10 cm Tiefe, bei denen keine Adsorption stattfindet. Die Anzahl der zusätzlichen OH^- -Ionen ist nicht äquivalent zum sorbierten Sulfat, das ist auch bei den komplexen chemischen Prozessen im Boden kaum zu erwarten; jedoch kann die qualitative Aussage ein Hinweis darauf sein, daß die Sulfatadsorption spezifischer Natur ist.

Tab.: pH-Werte in der Gleichgewichtsbodenlösung

S-Konz. in der Angebot- lösung	pH-Werte			
	Bu 40-50 cm	Fi 40-50 cm	Bu 0-10 cm	Fi 0-10 cm
0	3.95	3.85	3.60	3.45
25	4.07	3.95	3.60	3.49
50	4.12	4.03	3.60	3.46
100	4.18	4.10	3.60	3.46
200	4.16	4.11	3.58	3.46

Die SO_4 -Adsorption in sauren Böden ist als Teil der an Al geknüpften Puffersysteme für H^+ -Ionen anzusehen; weitere Teilreaktionen sind die Freisetzung von Al-Ionen aus dem Gitter besonders der Schichtsilikate, sowie der pH-abhängige Auf- und Abbau von Zwischenschicht-Aluminium. Das Verständnis dieser Reaktionen ist wichtig für die Beurteilung der Puffersysteme von Böden gegenüber dem sauren Niederschlag; quantitative Vorstellungen sind die Grundlage für die Abschätzung der Pufferkapazität von Böden. Die Adsorptionsisothermen geben die Q/I-Beziehung wieder und können als Regler in Rechner-Simulationsmodellen benutzt werden.

Literatur:

- Hingston, F.J., Atkinson, R.J., Posner, A.M., Quirk, J.P., 1967. Specific adsorption of anions. *Nature* 215, 1459-1461.
- Gebhardt, H., Coleman, N.T., 1974. Anion adsorption by allophanic tropical soils: II Sulphate adsorption. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 38, 259-262.
- Khanna, P.K., Meiwes, K.-J., Beese, F., 1976. Sulfat-Transport und Festlegung in einer podsoligen Braunerde aus Löss. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 23, 107-112.
- Russell, E.W., 1973. *Soil conditions and plant growth.* Longman Group Ltd., London.
- Ulrich, B., Ahrens, E., Ulrich, M., 1971. Soil chemical differences between beech and spruce sites - an example of methods used, in: Ellenberg, H. (Ed.): *Integrated experimental ecology*, 171-190, Berlin, Heidelberg, New York.
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., Seekamp, G., Fassbender H., 1976. Input, Output und interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand. *Verhandl. Gesellsch. Ökologie (im Druck)*

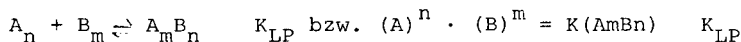
Zur Bildung von basischen Aluminiumsulfaten
im Boden

von

H.W. Fassbender und E. Matzner ⁺

EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die Auflösungs- und Ausfällungsreaktionen von Salzen folgen dem Massenwirkungsgesetz; sie können im allgemeinen nach folgender Gleichung formuliert werden:



wobei A und B die Reaktionspartner, n und m deren Wertigkeit und K_{LP} das Löslichkeitsprodukt des Komplexes AB darstellen. Benutzt man p für den negativen Logarithmus der Ionenaktivitäten, so gilt:

$$pA + pB = pK_{LP}.$$

Entsprechen die Ionenaktivitäten einer Lösung der Massenwirkungskonstanten eines gegebenen Sulfates, so ist mit der Bildung bzw. Ausfällung desselben zu rechnen.

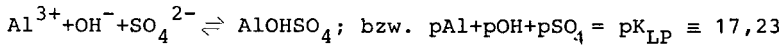
Dadurch, daß die Elemente Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al wesentliche Kationen der Bodenlösung sind, wäre im Boden die Bildung einer mannigfaltigen Serie von einfachen und gemischten Sulfaten denkbar, wenn die Bedingungen ihrer Massenwirkungskonstanten erfüllt

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, D-3400 Göttingen-Weende, Büsgenweg 2.
Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft unter Vertrag Ul 35/24 unterstützt.

werden. In Tab. 1 sind einige Sulfate mit Bildungsgleichung und Löslichkeitsprodukt, sofern diese bekannt sind, zusammengestellt.

Die Kristallisation von einfachen Ca-, Al- und Fe-Sulfaten (Gips, Tonerdesulfat und Coquimbit) im Boden ist aus einzelnen Untersuchungen bekannt. Die Bildung von anderen wasserlöslichen, gemischten Sulfaten, so z.B. Natriumalum, $\text{NaAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$; Tamarungit, $\text{NaAl}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; Pickeringit, $\text{MgAl}_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$; Halotrichit, $\text{FeAl}_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$ wurde ebenfalls in verschiedenen Böden röntgenographisch nachgewiesen, ihre Bildungsreaktionen und Löslichkeitsprodukte sind aber weitgehend unbekannt.

Van Breemen (1973) hat die Bildung eines basischen Aluminiumsulfates nach der Gleichung



durch die Oxydation von pyritischen Unterböden und Grundwasser eines sauren Sulfatbodens postuliert. Durch Umrechnung der Ionenaktivitäten anderer Autoren fand van Breemen (1976), daß die Massenwirkungskonstante des AlOHSO_4 in schwachsauren Böden aus Mexiko (Gebhardt und Coleman, 1974) und Alabama (Richburg und Adams, 1970) erreicht wird. Bisher ist allerdings kein Versuch zur Herstellung, Trennung oder röntgenographischen Beweisführung dieses Sulfates unternommen worden.

Singh (1968) und Singh und Brydon (1969) haben die Ausfällung eines weiteren basischen (amorphen) Aluminiumsulfates durch Zugabe von $\text{Ca}(\text{OH})_2$ zu einer $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -Lösung in Anwesenheit von Montmorrillonit erreicht und das Reaktionsprodukt röntgenographisch nachgewiesen. Das Löslichkeitsprodukt dieses Sulfates, welches als Basaluminit bekannt ist, wurde als

$$\text{pAl} + \text{pOH} + \text{pSO}_4 = \text{k}_{\text{LP}} = 117,30$$

ermittelt.

Ziel dieser Arbeit ist zu prüfen, inwieweit in der Gleichgewichtslösung von Böden die Bedingungen für die Ausfällung von Sulfaten gegeben ist und ob durch pH-Veränderungen diese Bedingungen erreicht werden.

MATERIAL UND METHODEN

Für die Untersuchungen wurden Proben aus 37 Bodenprofilen forstlicher Standorte verschiedener Herkunft und Eigenschaften ausgewählt. Die feldfrischen Bodenproben wurden mit Wasser versetzt, nach 24 Stunden die Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) gewonnen und die Konzentrationen an Na, K, Ca, Mg, Al, Fe, H sowie P, Cl und S gemessen (Fassbender und Ahrens, 1977). Die Ionenaktivitäten der GBL wurden, unter Berücksichtigung aller untersuchten Elemente, nach Berechnung der Aktivitätskoeffizienten ermittelt.

In der zweiten Phase dieser Arbeit wurden in 2 Bodenproben aus den Sollingflächen des IBP (Ah O-10, Bv 40-50 cm) durch Zugabe von NaOH pH-Erhöhungen vorgenommen und nach GBL-Gewinnung die oben dargelegten Untersuchungen durchgeführt.

Für die Interpretation der Ergebnisse wurde ein Sulfatdiagramm, wobei die Lösungsisothermen von AlOHSO_4 und $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4$ als Funktion von $\text{pH} - 0.33\text{pAl}$ und $\text{pH} + 0.5\text{pSO}_4$ dargestellt sind, benutzt (Fassbender und Khanna, 1977).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Schwefelkonzentration in der Gleichgewichtsbodenlösung zeigt eine große Schwankungsbreite; für alle untersuchten Proben liegen Minimum- und Maximumwert bei 1,9 und 89,8 mg S/l. Die Unterschiede zwischen Mittelwert und Median der gebildeten Bodenkollektive deuten die schiefe Verteilung der S-Konzentrationen in der GBL. Der Mittelwert und Halbwert aller Böden ($n = 273$) betragen 24,5 bzw. 17,0 mg S/l, für die Oberböden ($n = 96$) 25,2 bzw. 17,8 mg S/l (s. Abb. 1). Die Verteilung der Proben nach Konzentrationsklassen ist in Abb. 1 veranschaulicht; für die Oberböden weisen 70 % der Proben eine S-Konzentration zwischen 10 und 30 mg S/l auf, Konzentrationen über 40 mg S/l kommen nur vereinzelt vor. Bei den Unterböden überwiegen gegenüber den Oberböden niedrigere Konzentrationen (Mittelwert 20,2, Median 9,8 mg S/l, Abb. 1); fast 60 Prozent der Proben zeigen eine Konzentration zwischen 2 und 20 mg S/l. Die SO_4 -Ionenaktivitäten schwanken zwischen 2,53 und 4,05 mg S/l in dem gesamten Bodenkollektiv. Sie zeigen eine Normalverteilung; die Unterschiede zwischen Mittelwert und Median betragen nur 0,01, 0,04 und 0,05

Einheiten für alle, 0-10 cm und 40-80 cm Proben. Zwischen den gebildeten Kollektiven gibt es nur geringe Unterschiede in den Mittelwerten, sie erreichen Werte von jeweils 3,33, 3,28 und 3,39 für alle, Ober- und Unterböden.

Aus dem Vergleich der Ionenprodukte geht hervor, daß die Ausfällung von Gips, Tonerdesulfat, Coquimbite, K-Alum, Jarosit und Alunit nicht möglich ist. Die Ionenaktivitäten dieser Sulfate wurde in der GBL nicht erreicht, hier sind Untersättigungsbedingungen vorhanden.

Einzelne Proben haben das LP von Jarosit erreicht. In den Proben mit einem pH - 0.33pAl unter 4 ist festzustellen, daß viele Proben aus den Oberböden nach der Löslichkeitsisotherme des AlOHSO_4 liegen (Abb. 2). Allerdings viele Proben, insbesondere auch die Proben aus den Tiefen 0-10 cm, weisen eine Übersättigung an Al und Untersättigung an SO_4 auf, so daß sie die Ausfällungsbedingungen für das basische Al-Sulfat nicht erreichen. Die Unterschiede zwischen Ober- und Unterböden lassen sich aus den pH-Unterschieden erklären; die sauren Niederschläge verursachen eine Bodenversauerung und die Zunahme der Al-Konzentrationen der GBL. Die pH-Veränderung durch NaOH-Zugabe hat einen Anstieg der S-Konzentrationen in der GBL bewirkt; in dem Ah-Horizont von 17 mg S/l bei pH 3.7 auf 40 mg S/l bei pH 5, in dem Br-Horizont von 16 mg S/l bei pH 4.2 auf 60 mg S/l bei pH 5. Parallel zu dem Verhalten des S bei der pH-Erhöhung geht eine Abnahme der Al-Konzentrationen, insbesondere in den Bv-Böden hervor.

In der Betrachtung des Löslichkeitsdiagrammes wird die Veränderung der Ionenaktivitäten sehr genau wiedergegeben (Abb. 3). Im Ah aus der Al-Übersättigung und S-Untersättigung bei pH - 0.33pAl : 2.5 kommt es zu einem Bereich (pH - 0.33pAl 2.7 - 3.0), wo die gleichzeitige Ausfällung von AlOHSO_4 und $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4$ durchweg möglich wäre, bei pH - 0.33pAl zwischen 3 und 4 reichen die Al-Konzentrationen nicht aus, um die Ausfällung zu bewirken.

Für den Bv-Horizont ist deutlich, daß durch Eintragung der Werte in das Löslichkeitsdiagramm die Punkte mit großer Genauigkeit der Löslichkeitsisotherme der AlOHSO_4 folgen (Abb. 3).

Aus den Ergebnissen geht hervor, daß die Festlegung des S im Boden in Form von AlOHSO_4 durchaus möglich ist. Ob "in Natura" diese Ausfällung stattfindet und welcher Betrag der S-Immissionen inaktiviert werden, kann man mit den durchgeführten Untersuchungen nicht ableiten. Hierzu müßten Versuche zur Herstellung,

Trennung oder röntgenographischer Erfassung dieses Sulfates angestrebt werden.

LITERATUR

- Fassbender, H.W. und Ahrens, E., 1977: Laborvorschriften und Praktikumsanleitung. Göttinger Bodenkundl. Berichte 47, 1-88.
- Fassbender, H.W. und Khanna, P.K., 1977 (im Druck): Solution chemistry of sulfate in soils. Geoderma.
- Gebhardt, H. und Coleman, N.Z., 1974: Anion adsorption by allophanic tropical soils. II Sulfate absorption. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38, 259-262.
- Richburg, J.S. und Adams, F., 1970: Solubility and hydrolysis of aluminium in solutions and saturated-paste extracts. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34, 728-734.
- Singh, S.S., 1969: Basic aluminium sulfate formed as metastable phase and its transformation to gibbsite. Can. J. Soil Sci. 49, 383-388.
- Singh, S.S. und Brydon, J.E., 1969: Solubility of basic aluminium sulfates at equilibrium in solution and in the presence of montmorillonite. Soil Sci. 107, 12-16.

Tab. 1: LÖSLICHKEITSPRODUKT EINIGER "BODEN"-SULFATE

Mineral	Formel	Ionenprodukt	pK
Gips	$\text{Ca}(\text{SO}_4) \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	$\text{pCa} + \text{pSO}_4$	4,31
Tonerdesulfat	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	$2\text{pAl} + 3\text{pSO}_4$	3,20
Coquimbit	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	$2\text{pFe} + 3\text{pSO}_4$	4,15
K-Alum	$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2$	$\text{pK} + \text{pAl} + 2\text{pSO}_4$	7,6
Jarosit	$\text{KFe}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	$\text{pK} + \text{pFe} + 2\text{pSO}_4 + 6\text{pOH}$	88,1
Alunit	$\text{KAl}(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$	$\text{pK} + \text{pAl} + 2\text{pSO}_4 + 6\text{pOH}$	96,5
Basalunit	$\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4$	$4\text{pAl} + 10\text{pOH} + \text{pSO}_4$	117,3
Basis.A-Sulfat	AlOHSO_4	$\text{pAl} + \text{pOH} + \text{pSO}_4$	17,23

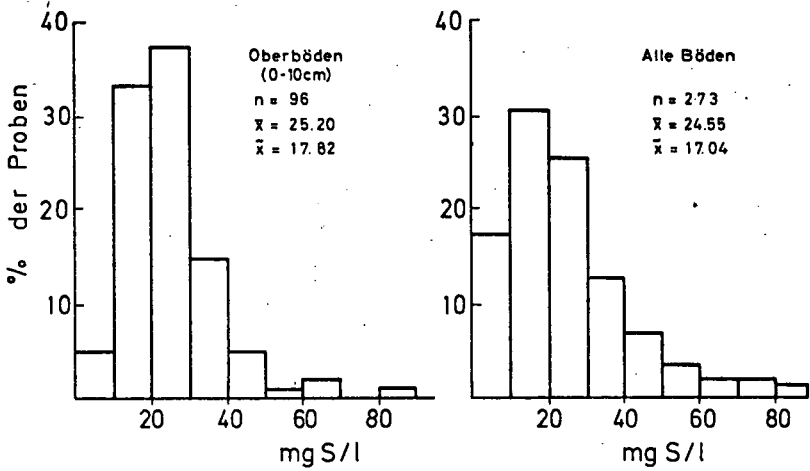


Abb.1 : Verteilung der S-Konzentrationen der GBL

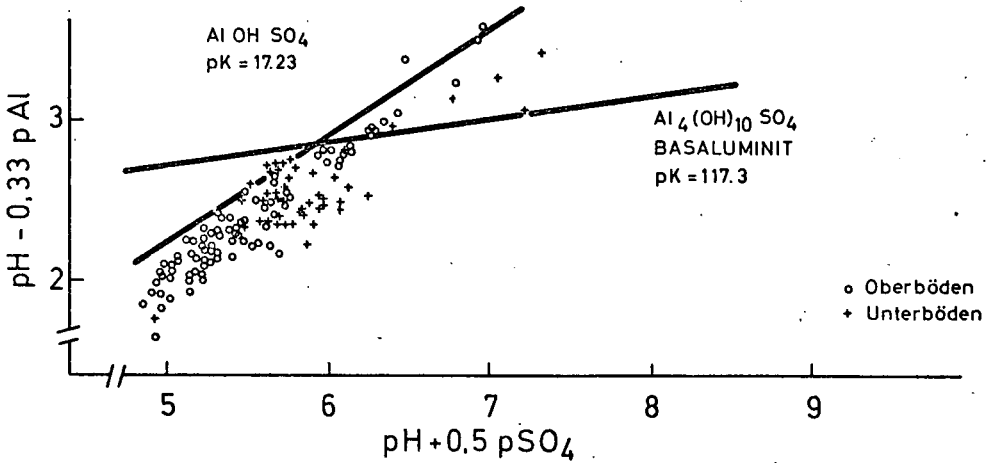


Abb.2 : Löslichkeitsdiagramm der Al-Sulfate

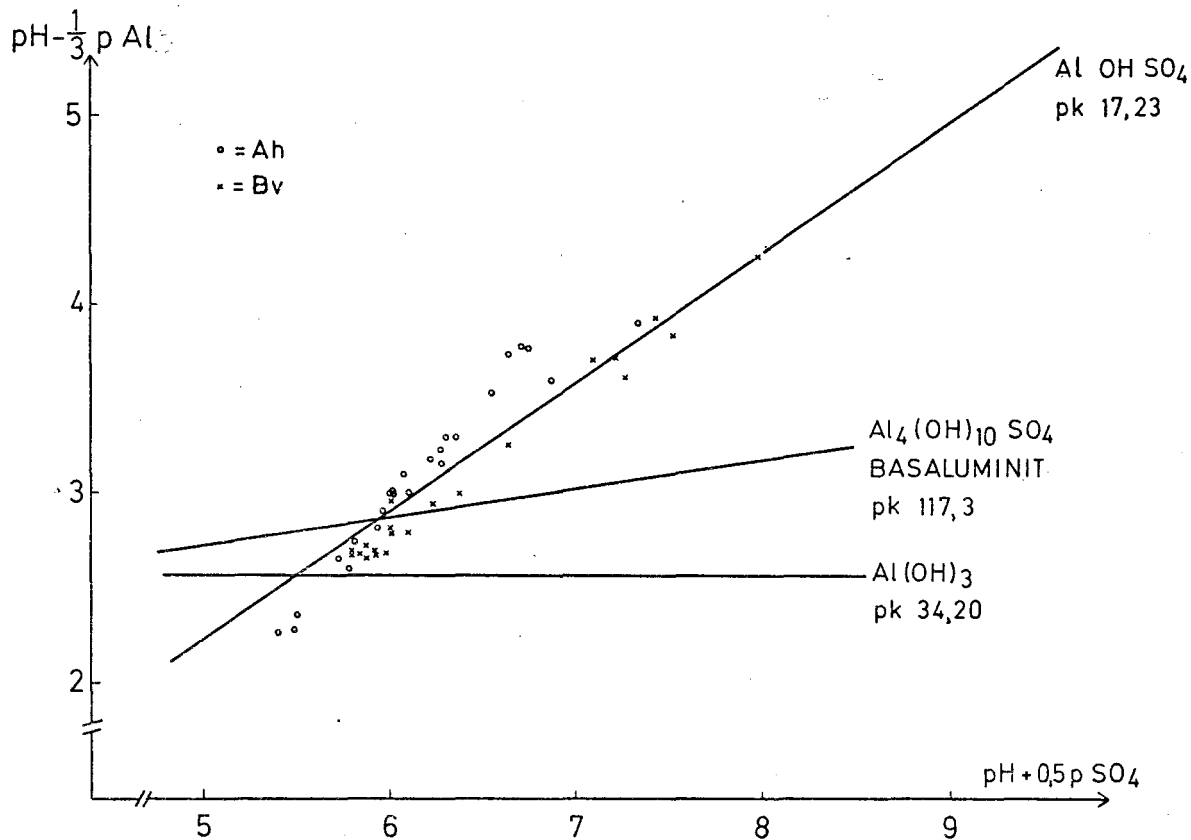


Abb. 3 : Löslichkeitsdiagramm der Al-Sulfate nach pH-Veränderung zweier Bodenproben

Adsorption von 2,4-D an Eisenoxidhydroxiden

von

Sticher, H., und Njung Agustoni Phan ⁺

1. Einleitung

Die meisten Untersuchungen über die Adsorption von Herbiziden in Böden beziehen sich praxisbezogen auf natürliche Böden. Sofern an einzelnen, isolierten Bodenbestandteilen gearbeitet wird, werden in erster Linie Tonminerale aller Art sowie Huminstoffe miteinbezogen. Dagegen ist bis anhin wenig bekannt geworden über die Wechselwirkung von Herbiziden mit den sog. Sesquioxidmineralien, welche im Boden erhebliche Anteile ausmachen können und oftmals die Tonminerale ganz oder teilweise umhüllen. Eine solche Wechselwirkung dürfte vor allem in Böden mit geringem Humusgehalt und hohem Oxidgehalt von Bedeutung sein (Latosole, Oxisole) (1).

In der vorliegenden Arbeit berichten wir über die Adsorption von 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) an verschiedenen Formen von Eisenoxidhydroxiden sowie über die Faktoren, welche die Adsorption beeinflussen.

Adsorption aus Lösungen lassen sich, zumindest über gewisse Konzentrationsbereiche, nach der Gleichung von FREUNDLICH auf befriedigende Weise beschreiben:

$$x/m = K \cdot C_e^{1/n} \quad (1)$$

oder

$$\log x/m = \log K + 1/n \log C_e \quad (1a)$$

Darin sind:

x/m = adsorbierte Menge pro Einheit Adsorbensoberfläche (g/m²)

C_e = Konzentration der Lösung im Adsorptionsgleichgewicht (g/l)

K (Sorptionkapazität) und $1/n$ (Sorptionintensität) sind Konstanten für ein gegebenes System. $1/n$ gibt die Steigung der logarithmischen Adsorptionsisotherme (1a) an und ist

+) Institut für Lebensmittelwissenschaft ETH, Labor für Bodenkunde,
ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

üblicherweise < 1 . Dies bedeutet, dass mit zunehmender Oberflächenbelegung der Verteilungskoeffizient K_p abnimmt. K_p ist definiert als

$$K_p = \frac{x/m}{C_e} \quad (II)$$

2. Experimentelles

Amorphes Eisenhydroxid (Ferrihydrit), Goethit, Lepidocrocit und Hämatit wurden im Labor nach einschlägigen Vorschriften synthetisiert (2,3,4). Die Präparate wurden röntgenographisch und elektronenoptisch auf ihre Reinheit geprüft. Die BET-Oberflächen (N_2) betragen (m^2/g):

Ferrihydrit	$Fe(OH)_3$	206
Goethit	$\alpha-FeOOH$	25
Lepidocrocit	$\gamma-FeOOH$	111
Hämatit	$\alpha-Fe_2O_3$	66

Für einen Teil der Versuche wurde ein kommerziell erhältlicher Goethit mit $26 m^2/g$ Oberfläche verwendet.

Der Reinheitsgrad des 2,4-D (FLUKA AG Buchs) war $> 97\%$ (purum). Smp. $138^\circ C$. Für die Adsorptionsversuche wurden je 30 ml Lösung von 2,4-D ($0,2-2,0 \times 10^{-3} M$) in 0,01 M NaCl zu verschiedenen Mengen Oxid (entsprechend $3-50 m^2$ Oberfläche) gegeben, mit HCl oder NaOH auf das gewünschte pH eingestellt und im Wasserbad bei $25,0^\circ C$ geschüttelt. Als Adsorptionsgefäße dienten L-förmige Küvetten. Nach beendeter Adsorption wurde nochmals der pH-Wert bestimmt, die Suspension durch Millipore Filter filtriert und in der Lösung der nicht adsorbierte Anteil 2,4-D mit einem UV-Photospektrometer bestimmt (5). Die adsorbierte Menge wurde aus der Differenz berechnet.

Obwohl bereits nach 4 Stunden mehr als 90 % der endgültigen Menge adsorbiert war, dauerte es nahezu eine Woche, bis der Gleichgewichtszustand erreicht war. Sämtliche Ansätze wurde daher eine Woche laufen gelassen.

3. Resultate und Diskussion

3.1 Einfluss des pH auf die Adsorption

Die Adsorption ist maximal um denjenigen pH-Wert, der dem pK_a der Säure 2,4-D entspricht, nämlich 2,73 (vgl. 6), und zwar unabhängig von der Art des Oxids. In der Fig. 1 sind die $(K_p)_{max}$ -Werte (vgl. dazu Fig. 5) als Funktion des pH aufgetragen. Unterhalb und oberhalb dieses pH sinkt die Adsorption stark ab. Messungen unterhalb pH 2 sind wegen der Löslichkeit der Oxide in diesem pH-Bereich nicht möglich. K_p -Werte $< 1 \times 10^{-3}$ liegen im Bereich der Nachweisgrenze von 2,4-D mit der UV-Spektroskopie. Messungen oberhalb pH 5-6 sind daher unsicher, obwohl anzunehmen ist, dass die Adsorption erst gegen den Ladungsnullpunkt der Oxide bei pH 8 gegen Null geht (vgl. Fig. 1a).

3.2. Einfluss der Eisenoxidform

Bezüglich der Adsorptionskapazität unterscheidet sich das amorphe Eisenhydroxid von den drei kristallinen Formen erheblich (Fig. 1 und 2). Der Grund dafür muss in der unregel-

mässigen, höher geladenen Oberfläche sowie allenfalls in der Problematik der BET-Oberflächenbestimmung an hochdispersen amorphen Gelen gesucht werden. Der Unterschied zwischen Goethit und Hämatit ist minimal. Dies verwundert nicht, da die Oberfläche von Hämatit in wässrigem Milieu "goethisiert" ist. Die etwas geringere Adsorption an Lepidocrocit hängt wahrscheinlich mit der geringen Stabilität dieses Polymorphs zusammen. Diese Annahme konnte durch eine Oberflächenbestimmung nach der Adsorption erhärtet werden. Während Goethit und Hämatit ihre spezifische Oberfläche kaum veränderten, zeigte Lepidocrocit eine Abnahme um 25 %. Korrigiert man dessen Adsorption in diesem Sinne, so wird auch die Abweichung von Lepidocrocit minimal.

3.3 Analyse der Adsorptionsisothermen

Bei den bisher zitierten Vorversuchen hat sich gezeigt, dass sich im unteren Konzentrationsbereich erhebliche Abweichungen von den nach FREUNDLICH berechneten Isothermen ergaben. Um das Adsorptionsverhalten von 2,4-D genauer zu charakterisieren, wurden daher mit Goethit bei pH 2,7-2,9 über den gesamten Konzentrationsbereich eine grosse Anzahl von Ansätzen mit verschiedenen Lösungs-/Oxidverhältnis durchgeführt. Aus der Figur 3 geht hervor, dass die Adsorptionsisotherme sigmoiden Charakter aufweist (S-Typ nach GILES). Trägt man die Kurve doppellogarithmisch auf, so ergeben sich zwei Geraden, die sich einzeln mit der Gleichung von FREUNDLICH beschreiben lassen (Fig. 4):

Bereich I (niedrige Konzentration):

$$x/m = 0,32 \cdot C_e^{2,18} \quad (III)$$

Bereich II (höhere Konzentration) :

$$x/m = 0,0016 \cdot C_e^{0,7} \quad (IV)$$

Zur Illustration des Adsorptionsverhaltens ist die Isotherme in den Fig. 5 und 6 auf zwei alternative Weisen zusammen mit den nach III und IV berechneten Kurven nochmals dargestellt. Fig. 5 zeigt die Abhängigkeit der K_p -Werte von der Gleichgewichtskonzentration der Lösung. Der steile Anstieg der Kurve im Bereich I zeigt, dass es bis zur Gleichgewichtskonzentration von 0,03 g/l für ein Molekül umso leichter ist, adsorbiert zu werden, je mehr Moleküle bereits vorhanden sind. Der allmähliche Abfall im Bereich II verdeutlicht andererseits, dass es nun für ein Molekül immer schwerer wird, einen freien Platz zu finden. Dasselbe ist in Fig. 6 als Funktion der Oberflächenbelegung dargestellt. Bei der Berechnung wurde dabei von einem Platzbedarf von 70 \AA^2 ausgegangen (6), vgl. aber unten). Der Scheitelpunkt liegt hier bei einer Oberflächenbelegung von ca. 25 %. D.h. bis zu einer Belegung von 25 % wird es für ein Molekül immer leichter, sich anzulagern, je mehr Mole-

küle schon vorhanden sind. Darüber wird jedoch die Chance, einen freien Platz zu finden immer geringer.

Nach GILES (7) tritt eine Adsorptionsisotherme vom S-Typ dann auf, wenn die Adsorptionsenergie durch laterale Zusammenlagerung der Moleküle auf der Oberfläche verstärkt wird (kooperative Adsorption). Notwendig sind dazu folgende Voraussetzungen, welche im vorliegenden System erfüllt sind:

Das Adsorbatmolekül soll

- a) monofunktionell sein,
- b) mässige zwischenmolekulare Kräfte ausüben, die eine geordnete vertikale Anordnung in der Adsorptionsschicht bewirken,
- c) mit den Lösungsmittelmolekülen um die Adsorptionsplätze konkurrieren.

Der Bereich II der Isotherme lässt sich auch nach der Adsorptionsgleichung von LANGMUIR beschreiben (Fig. 7):

$$\frac{C_e}{x/m} = \frac{C_e}{x/m^0} + \frac{a}{x/m^0} \quad (V)$$

Darin ist x/m^0 die adsorbierte Menge (g/m^2) bei Sättigung der ersten Adsorptionsschicht (monolayer). Aus der Steigung der Geraden ergibt sich für x/m^0 ein Wert von $0,73 \text{ mg/m}^2$, woraus sich ein Platzbedarf von 50 \AA^2 pro Molekül berechnen lässt. Aufgrund der Koagulation infolge Hydrophobisierung der Oberfläche haben WATSON et al. (6) eine Sättigung bei $0,53 \text{ mg/m}^2$ angenommen, was einem Platzbedarf von 70 \AA^2 entsprechen würde. Diese Beobachtungen führen zum Schluss, dass die Hydrophobisierung und Koagulation bereits bei einer Oberflächenbelegung von ca. 70 % des theoretisch möglichen Wertes einsetzt.

Literatur:

- 1 Terce, M. und R. Calvet: Z. Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft VIII, S. 237 - 243 (1977).
- 2 Schwertmann, U.: Z. Pflanzenern. Düng. Bodenk. 108, 37 - 45 (1965).
- 3 Nordlund-Christensen, A.: Acta Chem. Scand. 22, 1487 - 1490 (1968).
- 4 Schwertmann, U. und R.M. Taylor: Clays Clay Minerals 20, 151 - 158 (1972).
- 5 Bandurski, R.S.: Botanical Gazette 1947, 446 - 449.
- 6 Watson, J.R., A.M. Posner und P.J. Quirk: J. Soil Sci. 24, 503 - 511 (1973).
- 7 Giles, C.H. et al.: J. Colloid Interface Sci. 47, 755 - 778 (1974).

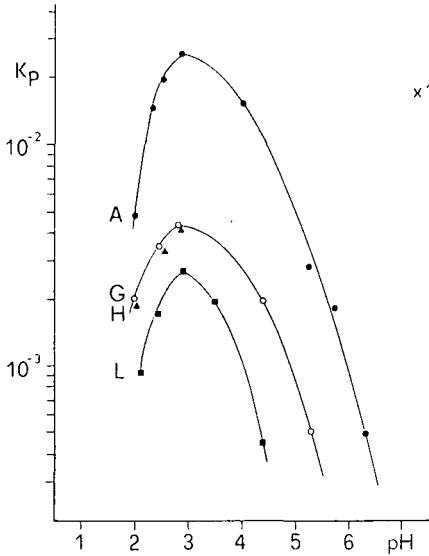


Fig. 1. Einfluss des pH auf den Verteilungskoeffizienten K_p .

- A Ferrihydrit
- G Goethit
- H Hämatit
- L Lepidocrocit

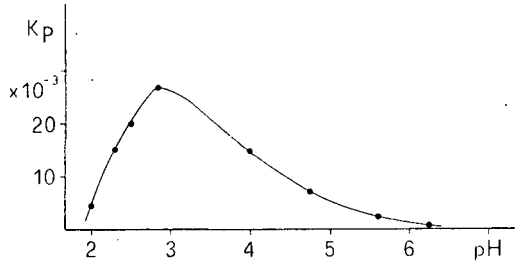


Fig. 1a. Wie Fig. 1. Lineare Darstellung der Kurve A.

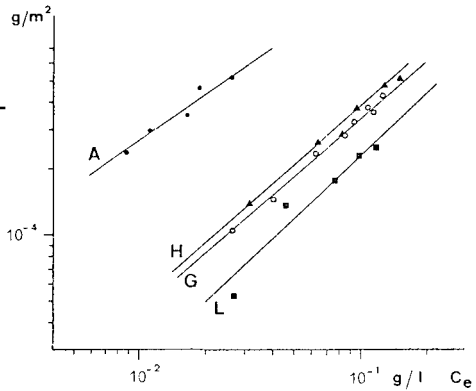
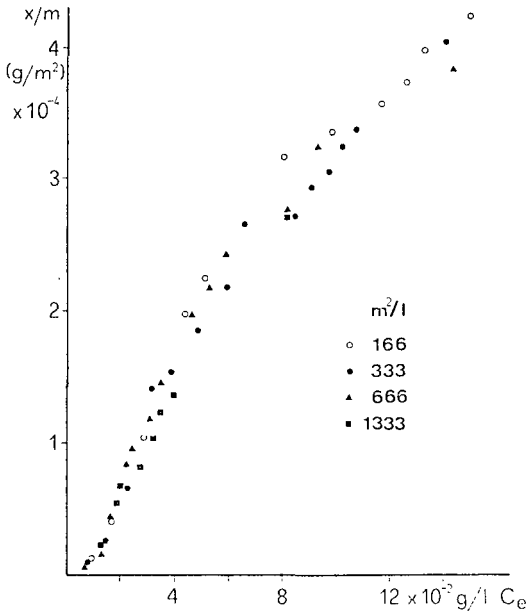


Fig. 2. FREUNDLICH-Adsorptionsisothermen bei 25°C und pH 2,8. Bezeichnungen wie in Fig. 1.

Fig. 3. Adsorptionsisotherme von 2,4-D an Goethit bei 25°C und pH 2,8 mit verschiedenen Lösungs-/Oberflächenverhältnissen.

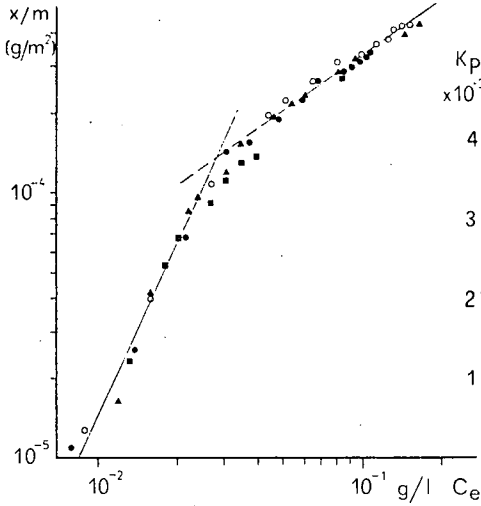


Fig. 4. Wie Fig. 3. Doppellogarithmische Darstellung nach FREUNDLICH.

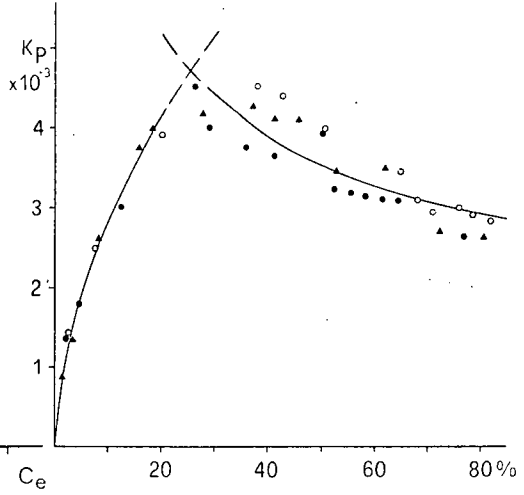


Fig. 6. Wie Fig. 3. Beziehung zwischen Verteilungskoeffizient K_p und Oberflächenbelegung.

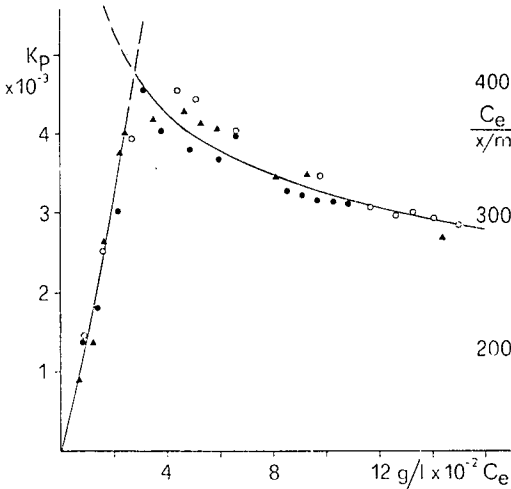


Fig. 5. Wie Fig. 3. Beziehung zwischen Verteilungskoeffizient K_p und Gleichgewichtskonzentration C_e

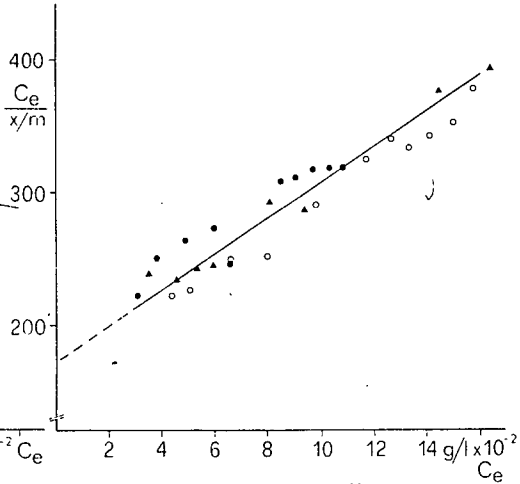


Fig. 7. Wie Fig. 3. Darstellung des Bereichs II nach LANGMUIR.

Sorptionsverhalten von Monolinuron und
dessen Abbauprodukt 4-Chloranilin

von

Fuchsbichler, G.⁺ und A. Süß

Einleitung und Methodik:

Die in den letzten Jahren durchgeführten Untersuchungen zum mikrobiellen Abbau von Bioziden haben ergeben, daß der größte Teil der untersuchten Wirkstoffe zunächst keiner Mineralisierung unterliegt, sondern nur ein partieller Abbau bis zum aromatischen Grundskelett des Moleküls zu beobachten ist (Hutzinger und Wallnöfer, 1974). Beim mikrobiellen Abbau von Pflanzenschutzmitteln aus der Gruppe der Phenylamide entstehen als Hauptmetaboliten substituierte Aniline (Bollag, 1974). Diese Aniline sind gegenüber einem weiteren Abbau sehr persistent (Hsu und Bartha, 1974; Fuchsbichler, 1977).

Es wurde untersucht, inwieweit sich Monolinuron, ein Herbizid aus der Gruppe der Phenylharnstoffe, und dessen Abbauprodukt 4-Chloranilin im Sorptionsverhalten unterscheiden.

Zu diesem Zweck wurden 5 g auf 1 mm gesiebter, lufttrockener Böden in 250 ml Zentrifugenbecher eingewogen, die entsprechenden Mengen an ¹⁴C-markiertem 4-Chloranilin bzw. Monolinuron, gelöst in 10 ml Wasser, dazugegeben und geschüttelt. Nach Einstellen des Gleichgewichtes (6 Std.) wurde die flüssige Phase abzentrifugiert und die im Überstand befindliche Radioaktivität in einem Flüssigkeitsszintillationszähler gemessen. Anschließend wurden die Böden gefriergetrocknet und dreimal mit je 25 ml Aceton extrahiert. Die Versuche wurden mit 6 verschiedenen Böden (Tab. 1) in vierfacher Wiederholung durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion:

Das Sorptionsverhalten von Monolinuron und 4-Chloranilin konnte

⁺Bayer, Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, 8 München 19, Menzingerstr. 54

durch die Anwendung der Freundlich-Isotherme $\frac{x}{m} = KC^{\frac{1}{n}}$ beschrieben werden. Dabei ist x die sorbierte Menge in μg (Sorbit), m die sorbierende Bodenmenge in g (Sorbens), C die Gleichgewichtskonzentration des Sorbenden in Lösung ($\mu\text{g}/\text{ml}$) und K und $\frac{1}{n}$ sind Konstanten. Nach Logarithmustransformation erhält die Gleichung folgende Form:

$$\log \frac{x}{m} = \frac{1}{n} \log C + \log K.$$

Diese logarithmierte Form stellt eine Gerade dar, wobei $\frac{1}{n}$ die Steigung und K der Achsenabschnitt ist. Bei einer Konzentration von 1 ppm in der Bodenlösung vereinfacht sich die Gleichung zu

$$\log \frac{x}{m} = \log K.$$

Die K- und $\frac{1}{n}$ -Werte lassen sich nun direkt aus der Darstellung ablesen und durch Regressions- und Korrelationsrechnung ermitteln.

Zwischen den 6 Böden bestand ein großer Unterschied in der Sorptionsfähigkeit von Monolinuron. Boden E sorbierte die größte Monolinuronmenge (Tab. 2, Abb. 1). Von diesem Boden wurde im Vergleich zu Boden F bis zur 6-fachen Menge sorbiert. Boden B und C wiesen gegenüber Monolinuron ungefähr die gleiche Sorptionsfähigkeit auf (Abb. 1). Es ergab sich nun für die 6 Böden folgende Reihenfolge im Sorptionsvermögen von Monolinuron: Boden E>A>B,C>D>F.

Boden (Symbol)	Monolinuron		4-Chloranilin	
	K	n	K	n
A (BRE-B)	2,10	1,85	5,5	1,28
B (PSGL-H)	1,45	2,00	8,6	1,05
C (PSGL-S)	1,35	1,82	5,5	1,53
D (BRE-P)	0,85	1,32	6,0	1,23
E (HUGL)	4,00	1,59	10,0	1,16
F (PBRE)	0,27	0,96	1,5	1,20

Tabelle 2: Konstanten der Freundlich-Gleichung für die Sorption von Monolinuron und 4-Chloranilin

Auch gegenüber 4-Chloranilin besaß Boden E das größte Sorptionsvermögen (Tab. 2, Abb. 2). Von Boden E wurde gegenüber Boden F, der die niedrigsten Sorptionswerte aufwies, etwa die doppelte Menge an 4-Chloranilin sorbiert. Die Böden A, C, D und Boden B bei niedrigen Konzentrationen besaßen ungefähr die gleiche Sorptionskapazität für 4-Chloranilin, d.h. sie sorbierten ungefähr die gleichen Mengen (Abb. 2).

Vergleicht man nun das Sorptionsvermögen der Böden gegenüber Monolinuron und 4-Chloranilin, so zeigte sich sehr deutlich, daß alle 6 Böden bedeutend mehr 4-Chloranilin sorbierten als Monolinuron.

Durch die Trocknung nach der Sorption und die Extraktion bzw. Desorption mit Aceton sollte ein Hinweis erhalten werden, mit welchen stark sorbierten Anteilen in den Böden zu rechnen ist. Der mit Aceton desorbierbare Anteil ist demnach schwach, der Rest stark sorbiert. In Tabelle 3 und 4 sind die nach der Extraktion noch am Boden sorbierten Mengen an Monolinuron und 4-Chloranilin aufgeführt.

eingesetzte Monolinuron- konzentration	B o d e n					
	A	B	C	D	E	F
1 ppm	0,14	0,10	0,06	0,11	0,21	0,12
3 ppm	0,38	0,23	-	0,29	0,42	0,21
5 ppm	0,79	0,41	-	0,51	0,62	0,24
10 ppm	1,33	0,68	0,29	0,96	1,32	1,38

Tabelle 3: Nach Extraktion noch an den Boden sorbierte Monolinuronmenge (in ppm)

Von sorbiertem Monolinuron konnte der größte Teil, in Boden C sogar der gesamte, mit Aceton wieder extrahiert werden, so daß nach der Extraktion im Durchschnitt nur noch 10 % der eingesetzten Monolinuronmenge an den Boden sorbiert war (Tab. 3). Im Gegensatz dazu war von sorbiertem 4-Chloranilin nur ein geringer Anteil extrahierbar. Im Boden F wurde durch das Trocknen des Bodens der noch in der Bodenlösung befindliche Anteil an 4-Chlor-

anilin so stark an den Boden gebunden, daß nach der Extraktion mehr 4-Chloranilin am Boden vorhanden war als nach der Sorption.

eingesetzte 4-Chloranilin- konzentration	B o d e n					
	A	B	C	D	E	F
1 ppm	0,67	0,76	0,78	0,73	0,76	0,61
3 ppm	1,83	2,24	2,05	2,04	2,22	1,77
5 ppm	2,95	3,68	3,14	3,30	3,56	2,93
10 ppm	4,96	6,00	5,15	4,92	6,44	5,90

Tabelle 4: Nach Extraktion noch an den Boden sorbierte 4-Chloranilinmenge (in ppm)

Diese Untersuchungen zeigten sehr deutlich, daß Monolinuron ein anderes Sorptionsverhalten aufweist als sein Abbauprodukt 4-Chloranilin. Bei niedrigen Konzentrationen (<1 ppm) wurden in 5 der 6 Böden 80 - 90 % der eingesetzten 4-Chloranilinmenge sorbiert. Böden mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz sorbieren bei der gleichen Konzentration nahezu 100. % des eingebrachten 4-Chloranilins. Aber auch die Sorption an Tonminerale spielt eine gewisse Rolle. Dieses hohe Sorptionsvermögen der Böden war gleichzeitig mit einer starken Sorption an den Boden verbunden, denn nur ein geringer Anteil des sorbierten 4-Chloranilins konnte wieder extrahiert werden. Im Gegensatz dazu wurde Monolinuron nur in geringen Mengen sorbiert. Außerdem ist Monolinuron nur schwach sorbiert, da der größte Anteil wieder extrahierbar ist.

Dieses anfänglich an den Boden sorbierte 4-Chloranilin geht sehr wahrscheinlich in einen an die organische Substanz chemisch gebundenen Zustand über (Hsu und Bartha, 1974b; Bartha und Hsu, 1976). Inwieweit die nachgewiesene Einlagerung von 4-Chloranilin in die Zwischenschichten von Montmorillonit aus Lagerstätten (Heller und Yariv, 1969) auch in natürlichen Böden eine Rolle spielt, bedarf noch eingehender Untersuchungen.

Tabelle 1: Daten der Versuchsböden

Boden	A	B	C	D	E	F
Standort	Versuchsgut Baumannshof	Betrieb Haselbeck Ottenhofen	Betrieb Schweiger Ottenhofen	Betrieb Hell Paar	Neufahrn Landshut A _n ₂ -Horizont HUGL	Neufahrn Landshut B _t -Horizont PBRE
Symbol	BRE-B	PSGL-H	PSGL-S	BRE-P		
Bodentyp	Braunerde aus Sand	Pseudogley aus Löß	Pseudogley aus Löß	Braunerde aus Sand	stark humoser Gley	Parabraunerde aus Löß
Bodenart	1'S	uL	uL	1'S	1T	utL
pH	5,35	5,9	4,8	5,3	6,4	6,6
C _t (%)	2,88	2,96	2,58	1,22	5,4	0,8
N (%)	0,33	0,24	0,23	0,11	0,50	0,06
C/N	8,7	12,3	11,2	11,1	10,8	
Ton(%)	8,2	21,2	26,2	7,2	49,1	32,8
Schluff (%)	14,9	72,9	68,0	9,3	39,8	60,0
Sand (%)	76,9	5,9	5,8	83,5	2,2	7,2
AK (mval)	18,8	22,3	25,6	7,2	60,6	25,2
Ca (mval)	11,0	14,4	15,8	4,0	56,4	16,1
Mg (mval)	1,07	2,31	2,24	0,26	3,76	5,87
K (mval)	1,00	0,92	0,45	0,60	-	0,19
Na (mval)	-	0,12	0,05	0,04	0,37	0,20

Literaturverzeichnis:

- Bartha R., T.S. Hsu (1976): Spectroscopic characterization of soil organic matter. In: Bound and conjugated, pesticide residues, von D.D. Kaufman, G.G. Still, G.D. Paulson, and S.K. Bandal. America Chemical Society, Washington, D.C., 1976.
- Bollag J.M. (1974): Microbial transformation of pesticides. Adv. Appl. Microbiol. 18, 75 - 130.
- Fuchsbichler G (1977): Sorptionsverhalten und Abbau von 4-Chloranilin und 3,4-Dichloranilin im Boden sowie deren Aufnahme in und Wirkung auf Kulturpflanzen. Dissertation TU-München 1977.
- Heller L., S. Yariv (1969): Sorption of some anilines by Mn-, Co-, Ni-, Zn- and Cd-montmorillonite. Int. Clay Conf. 741 - 755.
- Hsu T.S., R. Bartha (1974a): Biodegradation of chloroaniline-humus complexes in soil and in culture solution. Soil Sci. 118, 213 - 220.
- Hsu T.S., R. Bartha (1974b): Interaction of pesticide-derived chloroaniline residues with soil organic matter. Soil Sci. 116, 444-452.
- Hutzinger O., P. Wallnöfer (1974): Microbial transformations of pesticides. Handbook of Microbiology Vol. 4, 459 - 502. CRC Press, Cleveland.

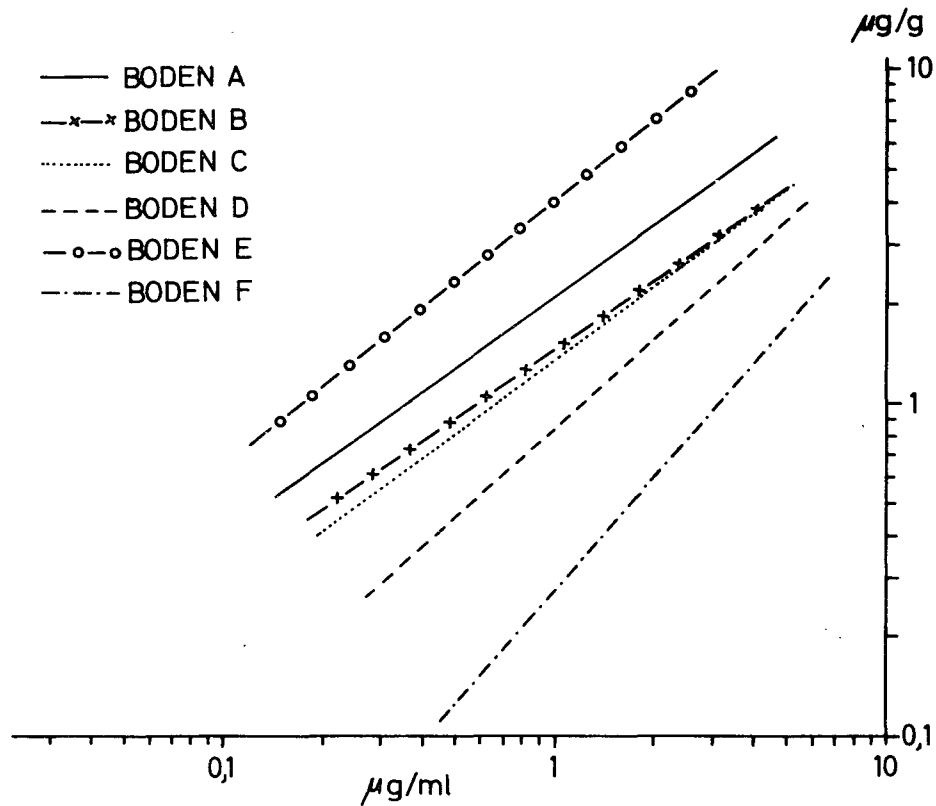
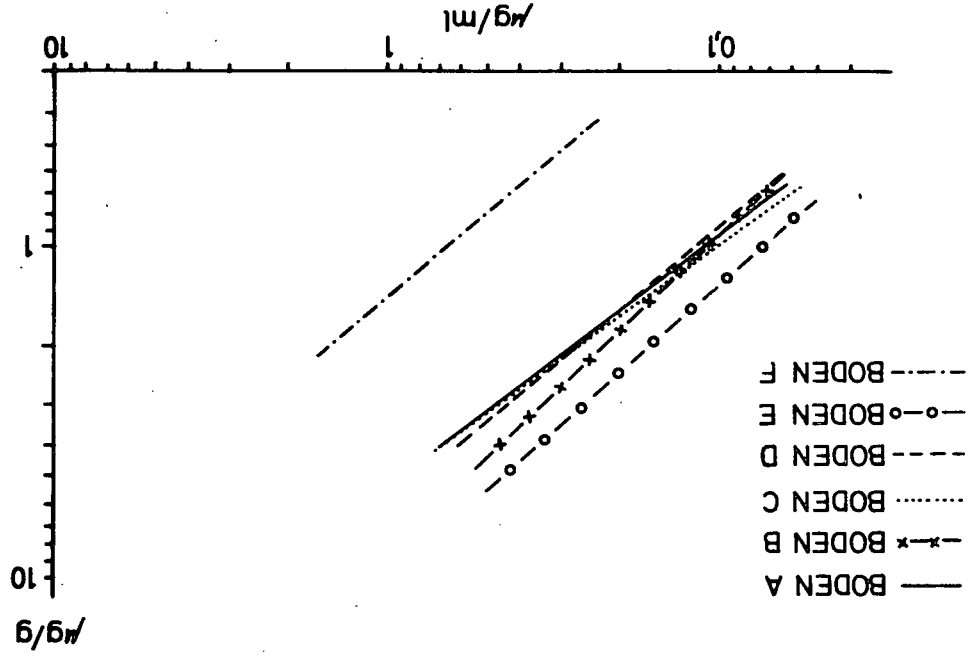


ABB.1:SORPTIONSISOTHERMEN FÜR MONOLINURON

ABB.2.SORPTIONISOTHERMEN FÜR 4-CHLORANILIN



Die Bindung von Herbiziden der s-Triazinreihe
an Huminstoffe

von

Müller-Wegener, U.⁺

Einleitung

Schon seit einiger Zeit ist bekannt, daß nicht immer die gesamte ausgebrachte Menge der Herbizide auch tatsächlich zur Wirkung kommt (Harris 1965, Upchurch 1966). Von Böttger (1976) wurde dann u.a. für das s-Triazin Terbutryn unter mehreren Bodenfaktoren nur der Humusgehalt als signifikant korrelierend mit der Phytotoxizität des Pestizids gefunden. Diese neueren Ergebnisse zeigen einmal mehr auf, daß das im Boden befindliche System der Huminstoffe einen erheblichen Einfluß auf die Wirkung der Herbizide nimmt. Durch die hier referierten Ergebnisse soll die Art der Bindung der Herbizide der s-Triazinreihe an die Huminstoffe aufgezeigt werden.

Material

Huminstoffe

Für die Untersuchungen wurden zehn Huminsäuren aus unterschiedlichen natürlichen Substraten nach der Methode von Rochus (1964) gewonnen. Die Tabelle 1 zeigt die zur Charakterisierung herangezogenen chemischen Daten. Die Huminsäuren wurden jeweils in gefällter, fein suspendierter Form eingesetzt, so daß sie ungelöst aber in größt möglicher Verteilung vorlagen.

⁺ Interfakultatives Lehrgebiet Chemie,
Von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Tabelle 1

Herkunft und chemische Daten der
verwendeten Huminsäuren

Nr.	Herkunft der Huminsäure	-COOH (meq/g)	-OH (phen.) (meq/g)
1	Schwarztorf H 3	3,14	4,33
2	Ericapodsol	3,14	2,94
3	Callunapodsol	3,20	2,80
4	Weißtorf H 2	1,96	7,51
5	Schwarztorf H 8	4,23	2,12
6	Anmoor	n.b.	n.b.
7	Niedermoor H 3	0,76	5,49
8	Mudde	0,79	6,14
9	Niedermoor H 8	1,98	5,30
10	Braunkohle	3,00	2,30

Tabelle 2

Verwendete Herbizide

Struktur	Bezeichnung	pK-Wert
	Atrazin	1,68
	Propazin	1,85
	Trietazin	1,88
	Simetryn	--
	Desmetryn	3,08
	Ametryn	3,12
	Prometryn	3,05
	Methoprotryn	3,08
	Terbutryn	4,0
	Prometon	4,3

Herbizide

Aus der Reihe der s-Triazine kamen die in Tabelle 2 dargestellten Vertreter zur Anwendung. Es handelt sich jeweils um den reinen Wirkstoff der Firma Ciba-Geigy mit einer Reinheit von mindestens 99 %.

Methoden

Für die Aufnahme der Adsorptionsisotherme konnte in wässrigem Medium gearbeitet werden. Die suspendierten Huminsäuren wurden in einer Konzentration von 1 mg/ml und die Triazine in Stufen von 4 bis 20 bzw. 40 µg/ml in Zentrifugengläser 5 h bei Raumtemperatur geschüttelt. Die Huminsäuren wurden abzentrifugiert. Um die bei der Messung im ultravioletten Bereich störende leichte Gelbfärbung des Überstandes zu beseitigen, es handelt sich dabei um geringste Mengen gelöste Huminstoffe, wird 1 ml Überstand mit 1 ml 0,1 n BaCl₂-Lösung versetzt. Weiterhin werden 3 ml Boratpuffer pH 8,5 zugegeben, um bei der Messung einen konstanten pH-Wert einzustellen, da die Absorptionsmaxima der Triazine pH-abhängig sind (Knüsli 1964). Es wurde vom ausflockendem Ba-Humat abzentrifugiert und die Extinktion bei den jeweiligen Absorptionsmaxima der Triazine bestimmt. Aus gleich erstellten Eichkurven mit den reinen Wirkstoffen konnte so die Gleichgewichtskonzentration (C) ermittelt werden. Die Differenz zwischen eingesetzter Herbizidmenge und gefundener Gleichgewichtskonzentration wurde als gebunden betrachtet und auf g der eingesetzten Huminstoffe bezogen ($\frac{x}{m}$).

Für die Ermittlung des Bindungsmechanismus wurden erheblich höhere Huminsäure- (12,5 mg/ml) und Herbizidkonzentrationen (bis $1,2 \times 10^{-3} \text{m}$) zur Reaktion gebracht. Wegen der geringen Löslichkeit der Triazine in Wasser muß hier Methanol als Reaktionsmedium gewählt werden. Nach 5 h Schütteln wurde die suspendierte Huminsäure durch Zentrifugation abgetrennt, in Vakuum getrocknet und im Grating Infrared Spectrophotometer 457 der Firma Perkin-Elmer die IR-Spektren erstellt.

Die Überstände wurden verdünnt und anschließend die Gleichgewichtskonzentration (C) bestimmt (s.o.). Aus der Extinktionsverminderung gegenüber der Absorption der Ausgangskonzentration konnte die an den Huminstoff gebundene Herbizidmenge errechnet werden.

Tabelle 3

K- und n-Werte der Freundlichgleichung für den Reaktionsansatz Prometon mit wechselnden Huminsäuren ($\frac{x}{m} = K \cdot C^{1/n}$)

Nr.	Huminsäure	K	n
1	Schwarztorf H 3	3592	1,631
2	Erica-Podsol	1993	1,357
3	Calluna-Podsol	1549	1,635
4	Weißtorf H 2	1218	1,241
5	Schwarztorf H 8	267	0,673
6	Anmoor	1824	1,421
7	Niedermoor H 3	4384	1,364
8	Mudde	1466	1,097
9	Niedermoor H 8	1495	1,163
10	Braunkohle	1621	1,319

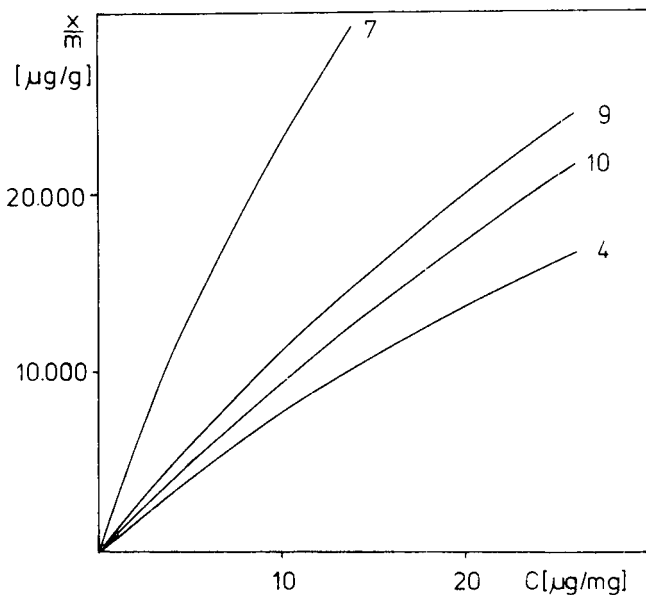


Abb. 1: Adsorptionsisothermen von Prometon an Huminsäuren
 (4) Weißtorf H 2, (7) Niedermoor H 3, (9) Niedermoor H 8
 (10) Braunkohle

Tabelle 4

K- und n-Werte aus der Freundlichgleichung für den Reaktionsansatz mit der Huminsäure aus Niedermoor H 3 (7) und wechselnden Triazinen ($\frac{x}{m} = K \cdot C^{1/n}$)

Herbizid	K	n
Ametryn	2069	0,942
Simetryn	4194	1,861
Prometryn	3539	1,352
Atrazin	252	1,179
Methoprotryn	1854	0,993
Terbutryn	2520	1,202
Desmetryn	1950	1,059
Prometon	4384	1,364

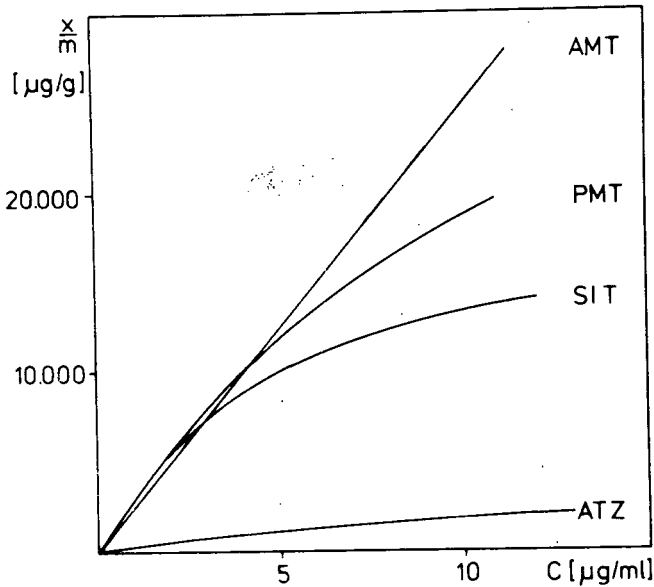


Abb. 2: Adsorptionsisothermen von s-Triazinen an Huminsäure (7)
AMT Ametryn, PMT Prometryn, SIT Simetryn, ATZ Atrazin

Die Bestimmung der Carboxyl- und phenolischen Hydroxygruppen der Huminsäuren erfolgte nach der bei Schnitzer et al. (1972) beschriebenen Methode.

Ergebnisse und Diskussion

Als Beispiel sind hier die Adsorptionsisothermen für das Prometon und vier unterschiedliche Huminsäuren dargestellt (Abb. 1). Aus den Gleichungen dieser Isothermen können die Konstanten K und n der Freundlich-Gleichung als Charakteristika ermittelt werden (Tab. 3). Es wird hieraus deutlich, daß verschiedene Huminstoffe ein Herbizid in unterschiedlicher Quantität zu binden vermögen.

In der Abbildung 2 und der Tabelle 4 sind die Adsorptionsisothermen bzw. die K - und n -Werte der Freundlich-Gleichung zusammengestellt, bei denen jeweils der gleiche Huminstoff (Nr. 7 Niedermoor H 3) mit wechselnden Herbiziden zur Reaktion gebracht wurde. Auch hier sind deutliche Unterschiede im Adsorptionsverhalten festzustellen.

Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit Werten aus der Literatur zeigt, daß die Adsorption der Triazine an die Huminstoffe allein um ein Vielfaches (Faktor 100 bis 1000) höher liegt als bei vergleichbaren Böden (Böttger 1977) und auch die Adsorption an reine Tonminerale bei weitem übersteigt (Bailey und White 1970). Die Feststellung, daß die Huminstoffe eine solche gewichtige Rolle bei der Festlegung der Triazine im Boden spielen, wirft die Frage nach den Bindungsverhältnissen auf.

Hierfür wurden die Infrarotspektren der getrockneten Präzipitate mit denen der Triazine und gleichbehandelter Huminsäuren verglichen. Auch eine mechanische Mischung der Huminsäure, versetzt mit 12 % Herbizid, wurde im Infrarotspektrum vermessen. In der Abbildung 3 sind als Beispiel die Spektren der Huminsäure (Nr. 2) aus Erica-Podsol (A), des Niederschlags aus dem Adsorptionsversuch (B), die mechanische Mischung aus Huminsäure und 12 % Ametryn (D) allein dargestellt. Es ist hier deutlich zu erkennen, daß die in den Spektren des Ametryns und der mechanischen Mischung auftretende Bande bei 808 cm^{-1} bei dem Niederschlag des Reaktionsansatzes nicht vorhanden ist. Vielmehr liegt diese Bande, die den CH-Deformationsschwingungen der Triazine zuzuordnen ist (Bellamy 1966, Khan 1974), um 34 cm^{-1} in den langwelligen

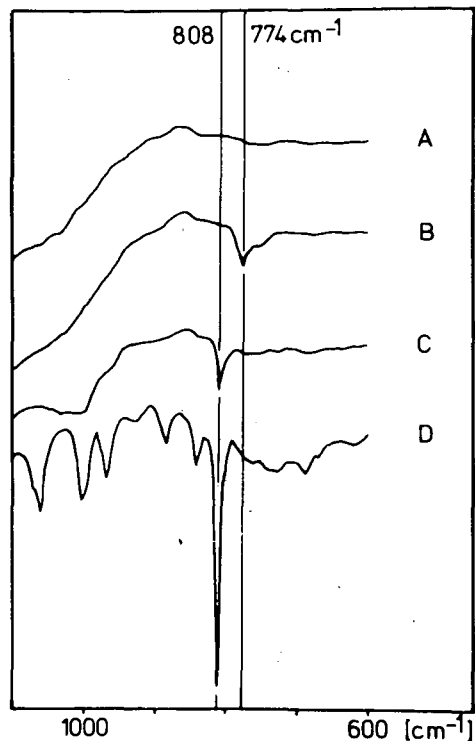


Abb. 3: IR-Spektren im Bereich von 1100 bis 600 cm⁻¹ von (A) Huminsäure Nr. 2, (B) Niederschlag des Ansatzes Huminsäure Nr. 2 und Ametryn, (C) Mischung von Nr. 2 und 12 % Ametryn, (D) Ametryn

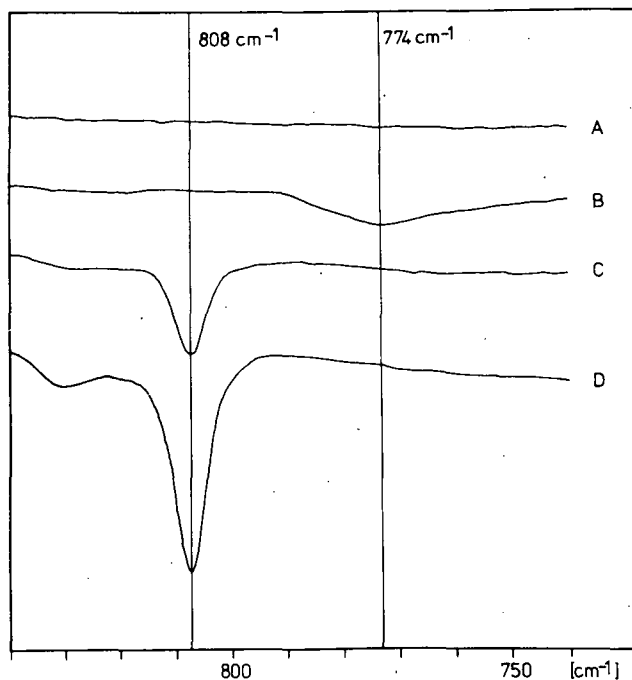


Abb. 4: IR-Spektren (gespreizt) im Bereich von 800 bis 740 cm⁻¹ von (A) Huminsäure Nr. 10, (B) Niederschlag des Ansatzes aus Huminsäure Nr. 10 und Prometryn, (C) Mischung von Nr. 10 und 12 % Prometryn, (D) Prometryn

gen Bereich verschoben, bei 774 cm^{-1} vor. Die genaue Lage wird aus den Spektren mit 10-fach gespreizter Abszisse entnommen, wie es für ein weiteres Beispiel (Braunkohlenhuminstoff mit Prometryn) in der Abbildung 4 dargestellt ist. Ein ähnliches Bild wird bei allen eingesetzten Herbizid-Huminstoff-Kombinationen erhalten. Die verwendeten Huminsäuren wiesen in den betrachteten Bereichen keine Absorptionsbanden auf, so daß die beobachtete Verschiebung nur auf eine Reaktion der Triazine mit den Huminsäuren zurückzuführen ist.

Bandenverschiebungen dieser Art, verbunden mit ihrer Verbreiterung, lassen auf das Vorhandensein von Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexen (ϵ -DAK) schließen (Briegleb 1961, Müller-Wegener 1977). Daß Huminsäuren in der Lage sind mit anderen Substanzen solche Komplexe zu bilden, konnte wiederholt nachgewiesen werden (Ziechmann 1971, Khan 1973, Ziechmann et al. 1976, Ziechmann 1977). Bei den hier betrachteten ϵ -DAK muß davon ausgegangen werden, daß die Triazine mit ihrem aromatischen System und den nicht mit in die Mesomerie einbezogenen drei freien Elektronenpaaren des heterocyclischen Stickstoffs die Elektronen-Donator-Komponente stellen, während die Huminstoffe sich den Herbiziden gegenüber als Elektronen-Akzeptoren verhalten.

Für die klassische Beschreibung der Donator- und Akzeptor-Komponenten im ϵ -DAK werden die Ionisierungsenergie bzw. die Elektronenaffinität herangezogen (Briegleb 1961). Da diese Größen für die Herbizide und Huminstoffe nicht vorlagen und im Falle der Huminstoffe nicht zu ermitteln sind, müssen Hilfsgrößen zur Beschreibung herangezogen werden. Für die Huminstoffe kann hier in Ermangelung exakter elektronischer Daten der Gehalt an phenolischen Hydroxygruppen als ein möglicher Parameter für die Akzeptorqualitäten der Teilchen benutzt werden. Ein hoher Gehalt an phenolischen OH-Gruppen deutet auf eine größere Zahl solcher Elektronen hin, die für die Bildung eines ϵ -DAK zur Verfügung stehen. Ein relativ hoher Gehalt phenolischer Hydroxygruppen bedingt somit für den Huminstoff eine nur geringe Akzeptorqualität. In der Abbildung 5 ist die an 50 mg Huminstoff gebundene Menge Ametryn aufgetragen gegen den Gehalt an phenolischen OH-Gruppen der verwendeten Huminsäuren. Es zeigt sich tatsächlich eine Abnahme der gebundenen Ametrynmenge mit zunehmendem Gehalt an Hydroxygruppen.

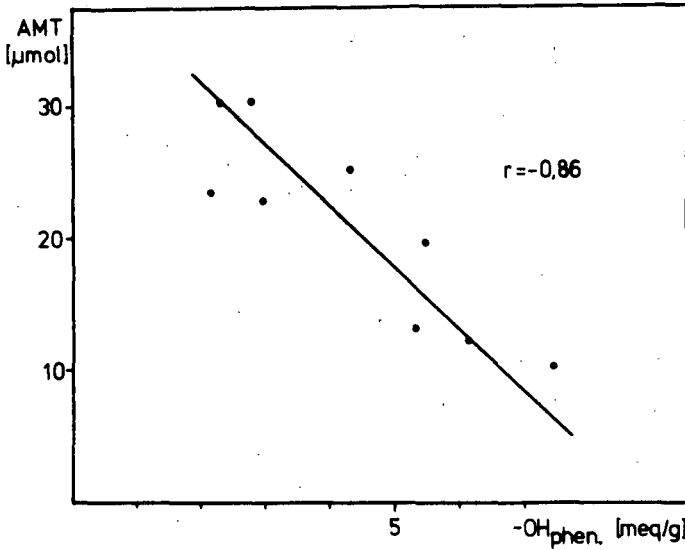


Abb. 5: Abhängigkeit der Bindung des Ametryns (AMT) vom Gehalt an phenolischen Hydroxygruppen der Huminsäuren

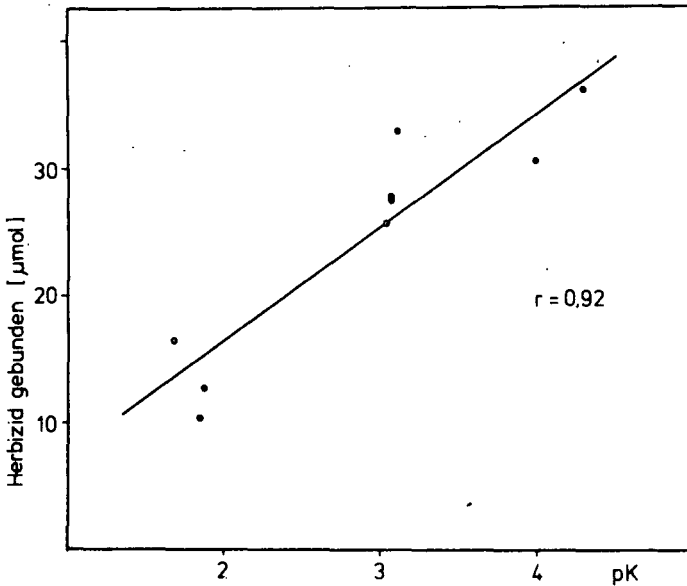


Abb. 6: Abhängigkeit der Bindung der Herbizide an Huminsäure aus Schwarztorf H 8 (Nr. 5) vom pK der Triazine

Für die Triazine wird als Hilfsgröße der pK-Wert herangezogen. Briegleb (1961) hat eine reziproke Proportionalität zwischen der Ionisierungsenergie und dem pK-Wert für eine Reihe von N-Basen als Donatoren ermittelt: Ein hoher pK-Wert ist danach einer niedrigen Ionisierungsenergie gleichzusetzen und bedingt somit eine größere Elektronendonatorqualität. Wird, wie in Abbildung 6, die an 50 mg Huminsäure 5 (aus Schwarztorf H 8) gebundene Menge der Triazine gegen deren pK-Wert aufgetragen, so zeigt sich ebenfalls eine lineare Abhängigkeit.

Die aus der Auswertung der Infrarotspektren gewonnene Erkenntnis, daß die s-Triazine durch ϵ -DAK an die Huminsäure gebunden werden, erfährt also durch die letztgenannten Untersuchungen eine volle Bestätigung.

Es ist somit sichergestellt, daß die Festlegung der hier bearbeiteten s-Triazine im Boden zu einem großen Teil an den Huminstoffen erfolgt und daß die ϵ -DAK eine wichtige Bindungsart für die Verknüpfung der beiden Stoffgruppen darstellen.

Literatur

Bailey, G.W., White, J.L., 1970

Factors influencing the adsorption, desorption, and movement of pesticides in soil.

Residue Reviews 32, 29-92.

Bellamy, L.J., 1966

Ultrarotspektren und chemische Konstitution.

2. Auf. Darmstadt.

Böttger, W., 1977

Zusammenhänge zwischen Sorption und Phytotoxizität in Abhängigkeit von Bodenmerkmalen am Beispiel der Herbizide Methabenzthiazuron, Terbutryn und Chlortoluron.

Göttinger Bodenkundliche Berichte 40, 1-148.

Briegleb, G. 1961

Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexe.

Berlin, Göttingen, Heidelberg.

Harris, C.J., Sheets, T.J., 1965

Influence of soil properties on adsorption and phytotoxicity of CICP, diuron and simazine. Weed 13, 215-219.

Khan, S.U., 1973

Interactions of humic substances with bipyridylum herbicides.
Can.J.Soil Sci. 53, 199-204.

Knüsli, E., 1964

In: Ed. Zweig, G., Analytical methods for pesticides, plant growth regulators, and food additives. Vol IV: Herbicides. New York, 13-16, 27-36, 171-190, 213-234.

Rochus, W., 1964

Die Gewinnung von Huminstoffen durch fraktionierte Extraktion und ihre Stabilisierung.

Scheffer-Festschrift, 131-142, Göttingen.

Schnitzer, M., Khan, S.U., 1972

Humic substances in the environment. New York.

Upchurch, R.P., 1966

Behavior of herbicides in soils.

Residue Reviews 16, 46-85.

Ziechmann, W., 1971

Humic substances as donor-acceptor-complexes.

Transaction of the international symposium Humus et Planta V, Prag, 305-310.

Ziechmann, W., 1977

Molekülkomplexe bei Huminstoffen durch ϵ -Donator- und ϵ -Acceptor-Strukturen.

Z. Pflanzenern. Bodenk. 140, 133-150.

Ziechmann, W., Wakil, M., 1976

Natürliche Huminstoffe als ϵ -Donator-Acceptor-Komplexe.

Erdöl und Kohle 29, 297-302.

Danksagung

Für die Überlassung der Huminsäurepräparate wird Herrn Dr. W. Rochus herzlich gedankt.

Ebenfalls sei der Firma Ciba-Geigy für die großzügige Überlassung der reinen Wirkstoffe herzlich gedankt.

Schwermetallgehalte von Sedimenten schleswig-
holsteinischer Fließgewässer (Elbe, Trave, Eider,
Schwentine)

von

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G.*

In aquatischen Ökosystemen bilden S e d i m e n t e ein natürliches Puffersystem, das S c h w e r m e t a l l e - in Abhängigkeit von deren physikalisch-chemischen Eigenschaften und dem Stoffbestand der Sedimente - in mehr oder weniger hohem Maße zu immobilisieren und dem Stoffkreis der Ökosphäre zu entziehen vermag. Als Folge anthropogener Emissionen werden Schwermetalle besonders in fluvialen Sedimenten zunehmend angereichert. Die Untersuchung der Sedimente ist deshalb eine wesentliche Voraussetzung für eine ökologische Diagnose von Fließgewässern.

Seit 1966 werden Schwermetalluntersuchungen an den Sedimenten des Rheins und der Ems durchgeführt (DE GROOT, 1966, 1974; DE GROOT et al., 1971, 1973). 1972 wurden im Rahmen einer generellen Bestandsaufnahme die Schwermetallgehalte in den Sedimenten der größten deutschen Flüsse ermittelt (BANAT et al., 1972; FÖRSTNER und MÜLLER, 1974).

Zwischen 1972 und 1976 wurden von uns für eine Erhebungsuntersuchung der Schwermetallgehalte in den Ablagerungen schleswig-holsteinischer Flüsse (LICHTFUSS, 1977) insgesamt 358 Sedimentproben aus 22 Untersuchungsgebieten in der Elbe, Trave, Eider und Schwentine entnommen (Abb. 1). Mit der Röntgenfluoreszenzanalyse wurden die Gehalte an Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Hg und Pb bestimmt (LICHTFUSS und BRÜMMER, 1974, 1977b).

Nach Eliminierung einzelner stark kontaminierter Proben bestehen in allen Untersuchungsgebieten in der Regel hochsignifikante Korrelationen zwischen den Schwermetallgehalten der Sedimente und den Gehalten an den feinen Korngrößenfraktionen $< 2 \mu\text{m}$ bzw. $< 20 \mu\text{m}$. Um die Schwermetallgehalte der Sedimente in den verschiedenen Untersuchungsgebieten miteinander vergleichen zu

* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 2300 Kiel, Ols-
hausenstr. 40-60

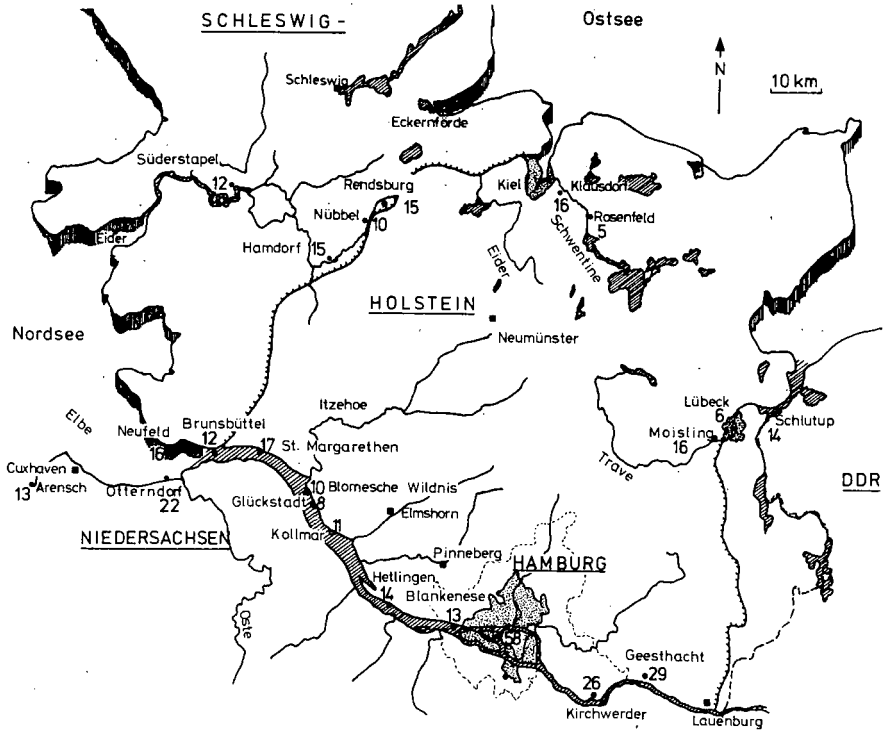


Abb. 1. Lage der Untersuchungsgebiete in der Elbe, Trave, Eider und Schwentine mit der Anzahl der entnommenen Sedimentproben

können, wurden aus den Regressionsgleichungen für die Beziehungen zwischen den Gehalten an Schwermetallen und der Fraktion $< 2 \mu\text{m}$ jeweils die Gehalte der verschiedenen Schwermetalle für einen Anteil von 25 % an dieser Fraktion errechnet.

Die Gegenüberstellung der auf diese Weise für 25 % Ton erhaltenen mittleren Schwermetallgehalte in den Sedimenten der verschiedenen Untersuchungsgebiete (LICHTFUSS und BRÜMMER 1977a sowie Abb. 2 und 3) zeigt, daß die Ablagerungen in den Entnahmegebieten Arensch (Are, Elbe-Mündung), Moisling (Moi, Trave-Oberlauf), Süderstapel, Hamdorf (Sue, Had, Eider-Unterlauf), Rosenfeld und Klausdorf (Ros, Kla, Schwentine) durch Schwermetalle nicht oder nur wenig anthropogen verändert sind. Aus den Analysendaten der Proben dieser Gebiete konnten damit in Annäherung die

mittleren natürlichen Ausgangsgehalte an Schwermetallen für schleswig-holsteinische Flußsedimente errechnet werden. Diese regionalen geochemischen Schwermetall-Standardgehalte wurden als Bezugsbasis für die Berechnung der Schwermetallanreicherung in kontaminierten Sedimenten verwendet. In Tab. 1 sind die mittleren Schwermetallgehalte für 25 % Ton der regionalen geochemischen Standard-Sedimente und der Sedimente aus den am stärksten anthropogen beeinflussten Untersuchungsgebieten der Elbe, Trave, Eider und Schwentine sowie deren Schwermetallanreicherungsfaktoren aufgeführt.

In der Elbe treten die höchsten mittleren Gehalte für alle Schwermetalle im Mittellauf in den Untersuchungsgebieten Geesthacht (Gee), Kirchwerder (Kir), Hamburg (Ham) und Blankenese (Bla) auf (Abb. 2 und 3, Tab. 1). Gegenüber dem geochemischen Standard sind die Elemente Cu und Hg mit mittleren Gehalten von 529 ppm bzw. 17 ppm in diesen Sedimenten in extrem hohem und die Elemente Zn und As mit 2499 ppm bzw. 183 ppm in sehr hohem Maße angereichert. Der Anreicherungsgrad von Pb (315 ppm), Cr (369 ppm) und Cd (19.4 ppm) ist als hoch, der von Ni (89 ppm) als mittel und der von Co (23 ppm) als niedrig einzustufen. Von Hamburg bis zur Elbe-Mündung (Arensch) nehmen die Schwermetallgehalte infolge einer zunehmenden Vermischung der anthropogen beeinflussten fluviolen Sedimente mit wenig beeinflussten marinen Sedimenten kontinuierlich ab (LICHTFUSS und BRÜMMER, 1977a).

Die Trave-Ablagerungen der Untersuchungsgebiete Lübeck (Lue) bzw. Schlutup (Sch, Abb. 2 und 3, Tab. 1) sind mit Blei bei einem mittleren Gehalt von 1100 ppm extrem stark, mit Zn (2717 ppm), Cu (279 ppm) und Cd (22 ppm) sehr stark und mit As (63 ppm) stark kontaminiert, während die Elemente Cr, Ni, Co und Hg mit 104, 38, 24 bzw. 1.6 ppm in diesen Sedimenten nur in geringem Maße angereichert sind.

In der Eider zeigen die Untersuchungsgebiete Rendsburg (Ren) bzw. Nübbel (Nue) in ihren Sedimenten für Zn, Pb und Hg (2182, 895 bzw. 5.7 ppm) einen sehr hohen, für Cu (175 ppm) und As (65 ppm) einen hohen und für Cd (6.3 ppm) einen mittleren Anreicherungsgrad. Die mittleren Gehalte von Cr, Ni und Co betragen 87, 41 bzw. 19 ppm, womit die anthropogene Akkumulation dieser

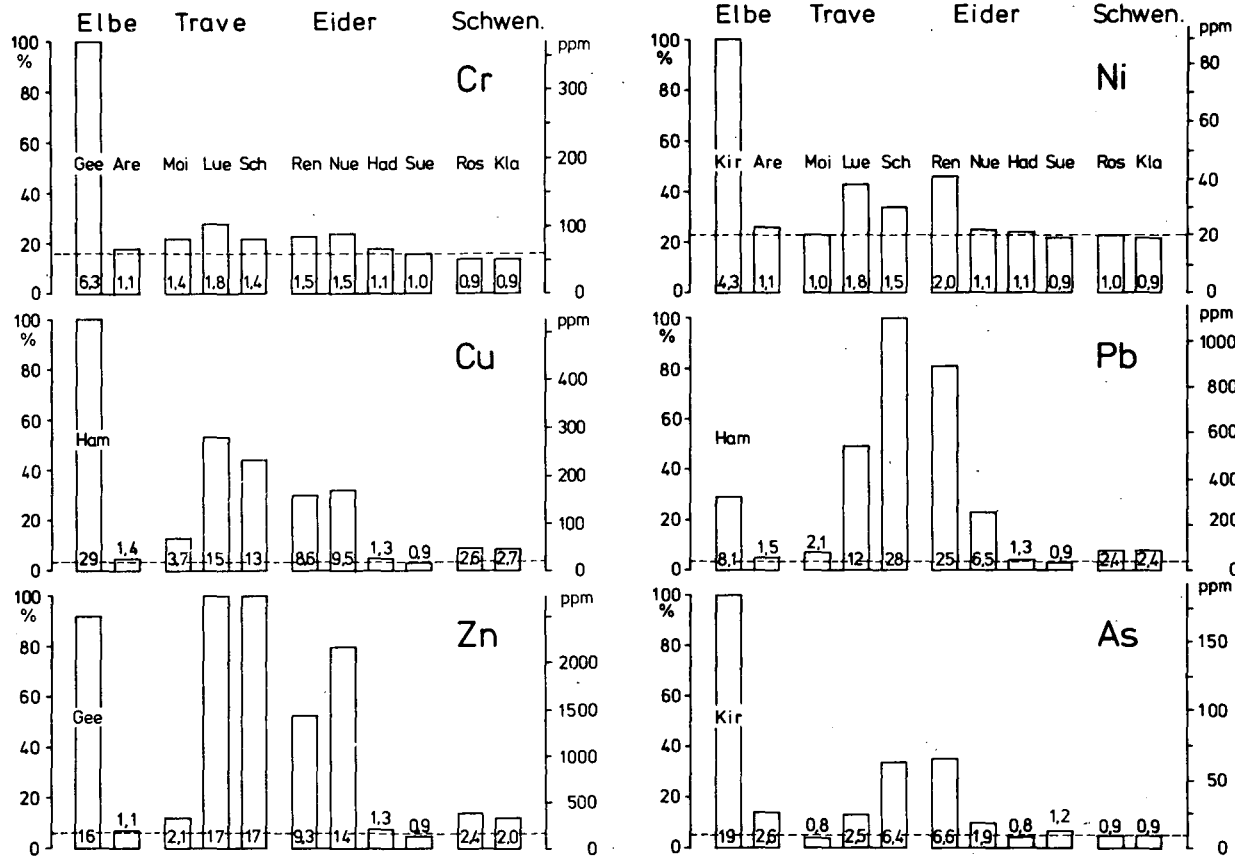


Abb.2. Mittlere Gehalte an Cr, Cu, Zn, Ni, Pb und As von Sedimenten verschiedener Untersuchungsgebiete in der Elbe, Trave, Eider und Schwentine (weitere Erläuterungen s. Abb. 3)

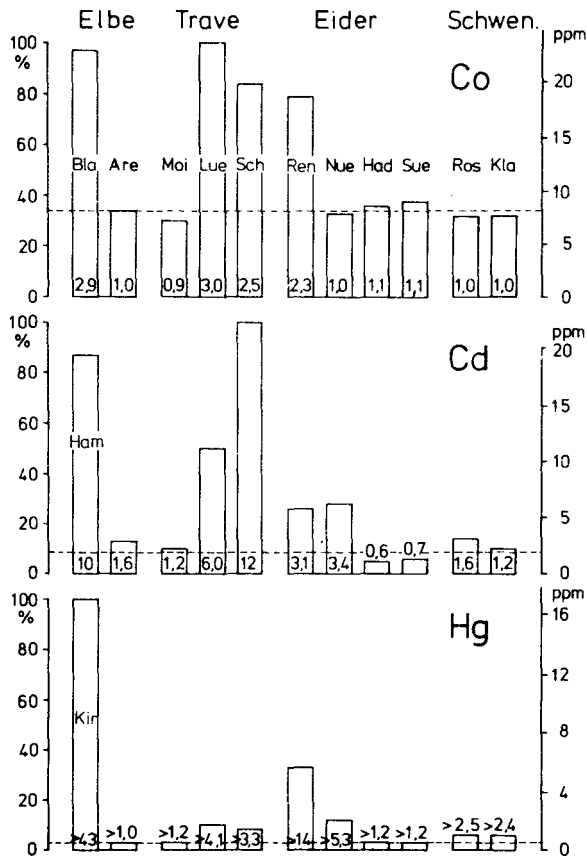


Abb.3. Mittlere Gehalte an Co, Cd und Hg von Sedimenten verschiedener Untersuchungsgebiete in der Elbe, Trave, Eider und Schwentine

Erläuterungen zu den Abb. 2 und 3: Die auf einen Tongehalt von 25 % bezogenen mittleren Gehalte sind für alle untersuchten Gebiete der Trave, Eider und Schwentine dargestellt sowie für Arensch (Elbe-Mündung) und jeweils das Gebiet des Elbe-Mittellaufs, dessen Sedimente mit den einzelnen Schwermetallen gegenüber den Arensch-Sedimenten am stärksten angereichert sind. Ordinate rechts: Mittlere Gehalte; Ordinate links: Mittlere Gehalte in % des Höchstwertes. Gestrichelte Linie = regionaler geochemischer Standard für umweltrelevante Elemente (s.Tab.1); Zahlenangabe in den Blöcken = Anreicherungsfaktor (nähere Erklärungen im Text)

Tabelle 1. Mittlere Schwermetallgehalte (für einen Tongehalt von 25 %) der regionalen geochemischen Standard-Sedimente und von Sedimenten aus den jeweils am stärksten beeinflussten Untersuchungsgebieten der Elbe, Trave, Eider und Schwentine (höchster mittlerer Gehalt = h.m.G.) sowie höchste mittlere lokale Anreicherungsfaktoren (Verhältnis zwischen h.m.G. und dem mittleren Gehalt des Standards)

	Regionaler geochem. Sediment- Standard (ppm)	Elbe		Trave		Eider		Schwentine	
		h.m.G. (ppm)	Faktor	h.m.G. (ppm)	Faktor	h.m.G. (ppm)	Faktor	h.m.G. (ppm)	Faktor
Zink	156	2499(Gee)	16	2717(Lue)	17	2182(Nue)	14	381(Ros)	2.4
Blei	39	315(Ham)	8.1	1100(Sch)	28	895(Ren)	23	93(Kla)	2.4
Kupfer	18.4	529(Ham)	29	279(Lue)	15	175(Nue)	9.5	49(Kla)	2.7
Chrom	59	369(Gee)	6.3	104(Lue)	1.8	87(Nue)	1.5	51(Kla)	0.9
Arsen	9.8	183(Kir)	19	63(Sch)	6.4	65(Ren)	6.6	9.2(Kla)	0.9
Nickel	21	89(Kir)	4.2	38(Lue)	1.8	41(Ren)	2.0	20(Ros)	0.9
Kobalt	8.0	23(Bla)	2.9	24(Lue)	3.0	19(Ren)	2.4	7.9(Kla)	1.0
Cadmium	1.9 ⁺	19.4(Ham)	10	22(Sch)	12	6.3(Nue)	3.3	3.0(Ros)	1.6
Quecksilber	<0.4 ⁺	17.0(Kir)	>43	1.6(Lue)	>4.1	5.7(Ren)	>14	1.0(Ros)	>2.4

⁺ Da die Cd- und Hg-Gehalte des Standards im Bereich bzw. unterhalb der analytischen Nachweisgrenzen liegen, ist die Ermittlung der Anreicherungsfaktoren bei diesen Elementen mit einem beträchtlichen Fehler behaftet.

Elemente in den Eider-Sedimenten als gering zu bezeichnen ist. Die Ablagerungen in der S c h w e n t i n e sind mit Zn (381 ppm), Pb (93 ppm), Cu (49 ppm), Cd (3.0 ppm) und Hg (1.0 ppm) in geringem Maße angereichert, während die Gehalte der übrigen Elemente (Cr, As, Ni, Co) in der Nähe der geochemischen Standard-Werte liegen.

Die Bestimmung des B e l a s t u n g s grades fluvialer Sedimente mit S c h w e r m e t a l l e n ist infolge unzureichender Kenntnisse über die Mobilität und die potentielle Schädigung der Elemente nur begrenzt möglich. Erste Anhaltspunkte für die ökologische Beurteilung der Schwermetallgehalte von B ö d e n sind den Arbeiten von VETTER et al. (1973), HASLER (1974), VON HODENBERG (1974) und KLOKE (1974) zu entnehmen. Demnach werden Schäden an der Vegetation beobachtet, wenn Böden - in Abhängigkeit von ihrer Pufferkapazität - 1000-2000 ppm Blei, 100-500 ppm Zink, 50-200 ppm Kupfer oder 20-50 ppm Cadmium enthalten. Wählt man aus diesen Konzentrationsbereichen jeweils willkürlich den höheren Wert als Schädigungsgrenze, so sollte - bei der Annahme, daß die Kombinationswirkung dieser Elemente additiv ist - die Summe $\text{ppm Pb} + 4 \times \text{ppm Zn} + 10 \times \text{ppm Cu} + 40 \times \text{ppm Cd}$ nicht größer als 2000 sein (s. KLOKE, 1974).

Werden die für Böden ermittelten Grenzwerte zur Beurteilung der Belastung von Sedimenten herangezogen, so zeigt sich, daß in den Sedimenten vieler Untersuchungsgebiete der Elbe, Trave und Eider dieser Grenzwert um ein Vielfaches überschritten wird. Auf der Grundlage der für 25 % Ton ermittelten mittleren Schwermetallgehalte ergeben sich vor allem für die stark anthropogen beeinflussten Sedimente des Elbe-Mittellaufs zwischen Geesthacht und Blankenese (6,800-16,100) sowie der Untersuchungsgebiete Lübeck und Schlutup in der Trave (14,600-15,200) und Rendsburg und Nübbel in der Eider (8,500-11,000) sehr hohe Werte für die Summe der kombinierten Pb-, Zn-, Cu- und Cd-Gehalte (s.o.). Von insgesamt 22 Untersuchungsgebieten in der Elbe, Trave, Eider und Schwentine weisen nur die Sedimente von 7 Untersuchungsgebieten einen Grenzwert von < 2000 auf.

Literatur

- BANAT, K., FÖRSTNER, U. und MÜLLER, G.(1972): Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland. Naturwiss. 59, 525-528
- FÖRSTNER, U. und MÜLLER, G.(1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 225 S.
- GROOT, A.J. DE (1966): Mobility of trace elements in deltas. Trans.Comm.II and IV, Int.Soc.Soil Sci. 267-279, Abberdeen
- GROOT, A.J. DE (1974): Silt and heavy metals in fluvial and marine waters. Hydro Delft 34, 7-11
- GROOT, A.J. DE, ALLERSMA, J.E. und DRIEL, W. van (1973): Zware metalen in fluviatiele en marine ecosystemen. Sympos. Waterloopkunde in dienst van industrie en milieu, 24.-25.Mai 1973; Publikatie no. 110 N, Sekt. 5, 27. S.
- GROOT, A.J. DE, GOEIJ, J.J.M. und ZEGERS, C.(1971): Contents and behaviour of mercury as compared with other heavy metals in sediments from the rivers Rhine and Ems. Geol. Mijnbouw 50, 393-398
- HASLER, A.(1974): Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung. 4. Über die Eigenschaften von Klärschlamm und seine Eignung als Düngemittel. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Annexanstalt der ETH, Dübendorf
- HODENBERG, A. VON (1974): Ermittlung von Toxizitäts-Grenzwerten für Kupfer, Zink und Blei in Getreide, Rotklee und Rüben sowie Aufklärung der Toxizitätsschäden an Feldpflanzen im Harzvorland. Dissertation Kiel, 169 S.
- KLOKE, A. (1974): Blei-Zink-Cadmium. Anreicherung in Böden und Pflanzen. Staub-Reinhalt.Luft 34, 18-21
- LICHTFUSS, R. (1977): Schwermetalle in den Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer - Untersuchungen zu Gesamtgehalten und Bindungsformen. Dissertation Kiel, 133 S.
- LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1974): Röntgenfluoreszenzanalytische Bestimmungen von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 20, 465-472
- LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1977a): Schwermetallbelastung von Elbe-Sedimenten. Naturwiss. 64, 122-125
- LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1977b): Röntgenfluoreszenzanalyse von umweltrelevanten Spurenelementen in Sedimenten und Böden. Chemical Geology. Im Druck
- VETTER, H., MÄHLHOP, R. und FRÜCHTENICHT, K. (1973): Immissionsstoffbelastung im Raum Nordenham. Bericht der Landw. Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landw.Kammer Weser-Ems, Oldenburg

Die Phosphatsorption an carbonatreichen Unterwasserböden unter reduzierenden und oxidierenden Bedingungen.

von
Fischer, W.R.⁺ und G. Baumann

Bei der Untersuchung der Phosphatsorption von Böden werden gewöhnlich mehrere gleich große Proben des luftgetrockneten Materials eingewogen und mit Phosphatlösungen unterschiedlicher Konzentration ins Gleichgewicht gebracht. Diese Arbeitsweise bedingt bei Unterwasserböden, daß auch das Material der unteren, meist reduzierten Horizonte (Fischer und Baumann, 1976) im luftgetrockneten Zustand, also nach zwangsläufiger Oxidation der reduzierten Verbindungen zur Analyse verwendet wird. Von entscheidender Bedeutung für die Interpretation der Analysenergebnisse ist die Frage, ob Phosphat-Sorptionsversuche an luft- oder gefriergetrocknetem Material von Unterwasserböden die tatsächlichen Verhältnisse im natürlichen Zustand widerspiegeln oder ob die Vorbehandlung die sorptionschemischen Eigenschaften der Proben wesentlich verändert. Die auf diese Weise ermittelten Phosphat-Sorptionskurven der Horizonte eines Unterwasserbodens zeigen für den unteren, reduzierten Horizont eine weitaus größere Sorption verbunden mit einer kleineren Konzentration der Gleichgewichts-Bodenlösung (GBL) als für den oxidierten Horizont. Dies entspricht nicht der Erwartung, da bei den durchgreifenden Reduktions-

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 8050 Freising-Weißenstephan

vorgängen in Unterwasserböden alle Oxide des dreiwertigen Eisens zu Fe(II)-Verbindungen umgewandelt werden und damit für die Phosphatsorption nicht mehr zur Verfügung stehen.

In Übereinstimmung mit dieser Überlegung weisen frische, d.h. nicht getrocknete Proben der reduzierten Horizonte von Unterwasserböden bei Konservierung ihres anaeroben Zustandes (z.B. durch Einleiten von Stickstoff) wesentlich geringere Phosphatsorption auf als die zugehörigen oxidierten Horizonte, auch desorbiert der reduzierte Boden Phosphat noch bei erheblich höheren Lösungskonzentrationen. Ebenso sinkt die Phosphatsorption, wenn, ausgehend vom nicht getrockneten, oxidierten Unterwasserboden, die Proben auf chemischem Wege (Natriumdithionit) reduziert und diese Bedingungen auch während des gesamten Sorptionsprozesses aufrecht erhalten wurden. Bei einigen hoch mit häuslichen Abwässern belasteten Proben wurde hierbei noch Phosphat desorbiert, obwohl die P-Konzentration in der Lösung 1.5 mg/l betrug.

Bei einer nachfolgenden Oxidation der Proben durch Luftsauerstoff nahm das Redoxpotential innerhalb weniger Stunden wieder die gleichen Werte an wie vor Beginn der Reduktion. Die Phosphatsorption hingegen stieg auf Werte, die meist doppelt bis dreimal, in einigen Fällen bis fünfmal so hoch lagen wie die Ausgangswerte.

Zur Erklärung dieses Verhaltens der Unterwasserböden muß angenommen werden, daß in der Reduktionsphase zunächst das in oxidischer Form vorliegende dreiwertige Eisen vollständig reduziert wird. Im Verlauf der anschließenden Oxidation wird dieses zweiwertige und z.T. gelöste Eisen bei pH-Werten um den Neutralpunkt sehr schnell und damit als sehr schlecht kristallisiertes Eisen(III)-oxid (z.B. als Ferrihydrit) mit einer hohen Sorptionskapazität für Phosphat ausgefällt.

Literatur

Fischer, W.R. und Baumann, G. (1976): Quantitative Erfassung der reduzierten Substanzen in Unterwasserböden. Z. Pflanzenern. Bodenkunde 139, 387-393.

Borstatus subhydrischer Böden Berlins

von

Muljadi, S.⁺ und Blume, H.-P.⁺

Bor gelangt in zunehmendem Maße mit Abwässern in Gewässer. Es wird nämlich Vollwaschmitteln in Form von Natriumperborat ($\text{NaBO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$) als Bleichmittel zugesetzt. Außerdem wird Bor in der Glas- und Porzellanfabrikation, pharmazeutischen Industrie, Photo- und Metallindustrie, Textilindustrie und als Düngemittel in der Landwirtschaft verwendet.

Im Gewässer wirkt Bor als Nährstoff der Biozönose, bei höherer Konzentration aber auch als Schadstoff, wengleich über toxische Wirkungen des Bors im Gegensatz zu landwirtschaftlich genutzten Böden noch nicht sehr viel bekannt ist. Außerdem kann Bor als Uferfiltrat in das Grundwasser gelangen und dieses in seiner Qualität beeinträchtigen.

Die Berliner Gewässer weisen eine unterschiedliche Belastung mit Bor auf: der Tegeler See als stark eutrophiertes Gewässer im Mittel 0.25 ppm, seine Vorfluter sogar 0.6 ppm, der wenig belastete Heiligensee hingegen nur unter 0.08 ppm.

⁺ Institut für Ökologie der Techn. Universität Berlin

Subhydrische Böden wirken im Gewässerökosystem als Puffer und Filter. Im folgenden sollen Untersuchungen an subhydrischen Böden Berlins vorgestellt werden, die deren Verhalten gegenüber Bor zum Inhalt hatten. Hierzu wurden die oberen 10 cm eines Sapropels des stark belasteten Nordgrabens (N) und eines Gyttja/Sapropel-Überganges des wenig belasteten Heiligensee (L) entnommen. Die beiden Böden unterscheiden sich in ihrem Borstatus stark (Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften subhydrischer Böden Berliner Gewässer
(Probennahme der oberen 10 cm im Sommer 1975)

a) Eigenschaften der Sedimente (in % T.S.)

Standort	org.S.	Kalk	Sand	Si-Minerale	
				Silt	Ton
Nordgraben	27	8	10	44	11
Heiligensee	18	41	5	24	12

b) Borstatus der Böden

	Vol.% Wasser	pH	Eh mV	ppm B i. Was.	ug/g i. Sedim. Ges.-B.	mob.B. ¹⁾	org.B.
Nordgraben(N)	81	6.8	-220	0.8	23.5	17.5	0.9
Heiligensee(H)	86	6.8	-30	0.1	6.7	3.0	0.5

c) Zusammensetzung des Porenwassers (in ppm)

	P	HCO ₃	Cl	SO ₄	NH ₄	Na	Ca	Mg
N	49	1750	102	25	251	107	294	23
L	5	514	32	30	52	25	126	10

1)

Heißwasserbor (Best. m. Carmins. n. HATCHEN and WILCOX (1950))

Da im Jahreslauf Änderungen der Borkonzentrationen der Gewässer sowie der pH-Werte (u.a. als Folge von Redoxänderungen) festgestellt wurden, wurde im Experiment der Einfluß von pH- und B-Konzentration auf Bindung bzw. Mobilisation des Bors untersucht. Hierzu wurden jeweils 10 g frischer Schlamm bei 20.5°C mit 25 ml H₂O geschüttelt, wobei die B-Ausgangskonzentration (unter Berücksichtigung einer Verdünnung durch das Porenwasser) 0-1.51 ppm betrug und die pH-Werte durch NaOH- bzw. HCl-Zusatz variiert wurden. Vorversuche hatten ergeben, daß nach 1 Stunde in etwa Gleichgewichtsverhältnisse vorliegen, die sich aber nach 4 Stunden durch Mikrobentätigkeit und damit verknüpfter Verschiebung von pH und Eh ändern. Daher wurden alle Untersuchungen bei einer Schütteldauer von 2 Stunden vorgenommen.

Abb. 1 ist die Borkonzentration der Gleichgewichtslösung nach 2-stündigem Schütteln in ihrer Beziehung zur B-Bindung bzw. -Mobilisierung bei variiertem pH zu entnehmen. Dabei charakterisieren die Isothermen bei pH 6.9 (N) bzw. pH 6.5 (I) die standortsgemäßen Verhältnisse.

Unter den genannten Versuchsbedingungen kam es bei Nordgraben-Schlamm erst bei pH-Werten von 7.3 zu einer B-Bindung, und zwar bei einem B-Angebot von 1.5 ppm, wobei die B-Konzentration der Gleichgewichtslösung dann 1.3 ppm betrug. Selbst eine Verdoppelung der natürlichen Borkonzentration (0.8 ppm) führte unter den standortsgemäßen pH-Werten (6.8) zu keiner zusätzlichen B-Bindung. Der noch wenig belastete Heiligensee-Schlamm führte demgegenüber bereits bei pH-Werten von 6.5 zu einer Bindung.

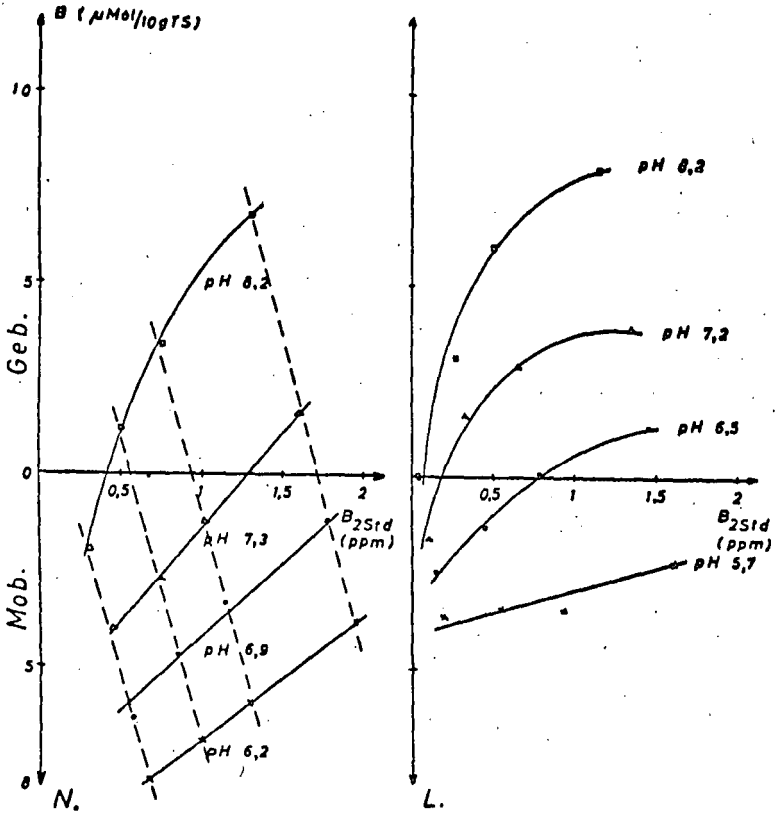


Abb. 1: Beziehung zwischen Borkonzentration der Gleichgewichtslösung und der B-Bindung bzw. -Mobilisation des Nordgraben(N)- und Heiligensee(L)-Schlammes

Abb. 2 ist zu entnehmen, daß im sauren Bereich unter den gewählten Versuchsbedingungen eine starke Borfreisetzung stattfindet, und zwar selbst bei höherer Ausgangskonzentration der Gleichgewichtslösung. Erst im alkalischen Bereich kommt es zu einer nennenswerten zusätzlichen B-Bindung, und zwar durch Schlamm L bereits bei einer Ausgangskonzentration von 0.37 ppm, durch N hingegen erst oberhalb 0.76 ppm. Insgesamt ist das Borbindungsvermögen der Sedimente gering. Das Sediment des wenig belasteten Gewässers (L), das bisher auch nur wenig gebundenes Bor aufweist (s. Tab. 1), vermag bei einem Borangebot unter 1.5 ppm relativ mehr Bor zusätzlich zu binden, als das für den stark belasteten Nordgraben gilt.

Die Ursache des geringeren Borbindungsvermögens des Schlammes N könnte einmal darauf zurückgeführt werden, daß das Borbindungsvermögen des Schlammes N bereits gesättigt ist. Vergleicht man den Gehalt an mobilem Bor der Schlämme (Tab. 1), so sieht man, daß der Gehalt des mobilen Bors von Schlamm N (17,6 µg/ g T.S.) um das 6-fache höher als der von Schlamm L (3,0 µg/g T.S.) ist. Dieser hohe Gehalt an mobilem Bor ist wohl auch die Ursache dafür, daß bei gleichem pH Schlamm N erst Bor ab höherer Konzentration als Schlamm L bindet. Zweitens spielen auch die konkurrierenden Ionen für die Borbindung eine Rolle. Wie in Tab. 1 gezeigt wurde, ist die Ionenkonzentration im Porenwasser des Schlammes N um etwa das 3-fache höher als die des Schlammes L und die P-Konzentration sogar um das 10-fache höher. Versuche mit konkurrierenden Anionen (PO_4 , HCO_3 und SO_4), über die an anderer Stelle berichtet wird, zeigten, daß bei einem pH um 7 die Dihydrogenphosphatanionen die Borbindung unterdrücken.

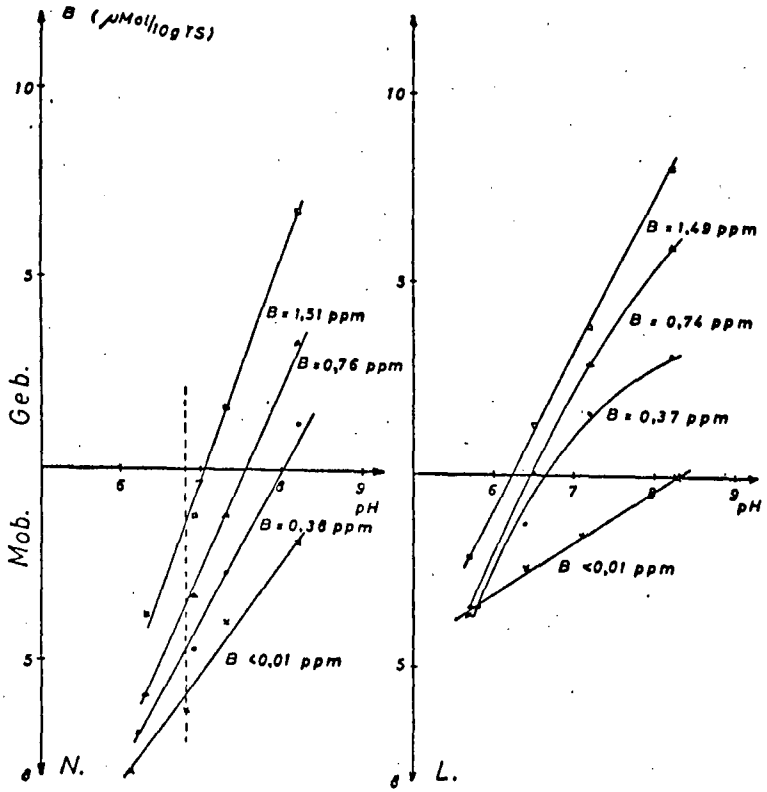
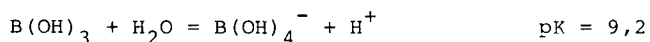


Abb. 2: Einfluß einer Borzugabe auf B-Bindung bzw. B-Sorption zweier Schlämme bei variiertem pH

Auf der anderen Seite wird jede pH-Erniedrigung zu einer Borfreisetzung aus dem subhydrischen Boden und damit zu einer erneuten Kontamination des Gewässers führen.

Bor kann durch organische Substanz (BERGER, 1949 und MAUZ, 1974) sowie durch Metallionen der Oberfläche von Tonmineralen (SIMS und BINGHAM, 1968) sorbiert werden. Es zeigt dabei in Bezug auf den pH-Einfluß ein dem Silikat vergleichbares Verhalten, während andere Anionen (SO_4 , NO_3 , Cl und PO_4) im sauren Bereich stärker gebunden werden (s.u.a. Abb. 44 in SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1976).

In einem weiteren Versuch wurde nun festgestellt, daß der Bindungsanstieg mit steigendem pH bis 9.5 erfolgte, ab 10 die Sorptionsfähigkeit der Schlämme hingegen wieder abnimmt (s. Abb. 3). Das Verhalten des Bors läßt sich folgendermaßen erklären. Als Ansolvosäure oder Lewis-Säure dissoziiert das Orthoborsäuremolekül nicht, sondern reagiert mit der Lewis-Base Wasser zu schwach dissoziierender Tetrahydroxoborsäure oder zum Boration.



Mit steigendem pH verschiebt sich das Gleichgewicht-Orthoborsäuremolekül/Boration - zugunsten des energetisch günstigeren Boration (s. Abb. 4), so daß sich die Zunahme des Borbindungsvermögens der Schlämme bis zu pH 9 durch die Zunahme der Borationenkonzentration erklären läßt.

Das Maximum des Borbindungsvermögens bei pH 9.5, d.h. bei $\text{pH} = \text{pK}$, zeigt deutlich, daß die Borbindung eine spez. Bindung ist, da eine un spez. Bindung, die durch positive Aufladung der Adsorbenten entsteht, nur im saueren Bereich stattfinden würde. Die aktive

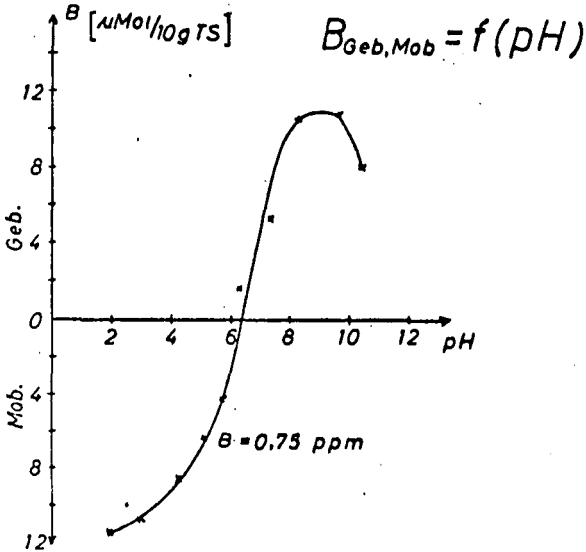
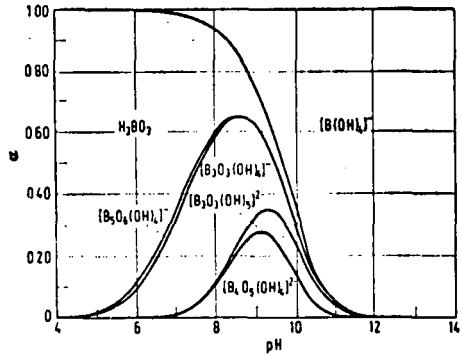


Abb. 3: Bor-Bindung bzw. -Mobilisierung bei einem B-Zusatz von 0.75 ppm zur Gleichgewichtslösung des Schlammes eines Berliner Gewässers (Tegeler See, Mitte) in Abhängigkeit vom pH

ABBILDUNG 4.

Verteilung des Bors auf die verschiedenen Borat-Ionen als Funktion des pH-Wertes.

Aus Gmelin Handbuch, Band 28 Teil 7, s. 32, 1975



Stelle, die Bor bindet, wird gebildet, wenn ein Proton, daß durch die Bildung des Borations frei wird, mit der Hydroxylgruppe der Oberfläche unter Wasserabspaltung reagiert.

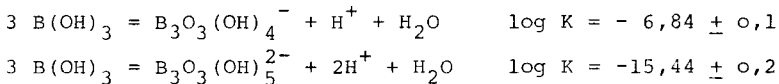
Bei dem $\text{pH}=\text{pK}$ -Wert ist die Energie minimal, die zur Dissoziation eines Protons benötigt wird (HINGSTON et al., 1970, 1972), so daß das Maximum bei diesem pH-Wert liegt.

Die Abnahme des Borbindungsvermögens oberhalb pH 9,5 dürfte somit durch

- die Verringerung der in der Lösung vorhandenen Orthoborsäuremoleküle (mit dem Verschwinden des Orthoborsäuremoleküls wird auch kein Proton mehr für die Bildung der aktiven Stellen geliefert),
 - durch die Konkurrenzreaktion der OH-Ionen,
 - durch die negative Aufladung der Oberfläche und
 - durch die Auflösung von einem Teil der aktiven Oberfläche (die org. Substanz, die Al-Atome der Tonminerale und der Oxide)
- verursacht werden.

Eine Steigerung des Borangebotes in der Gleichgewichtslösung über 100 ppm hinaus, ergab eine erneute Mobilisierung von Bor (Abb. 5).

Nach INGRI et al. (1957) bildet Bor im höheren Konzentrationsbereich Polymere (s. Abb. 4):



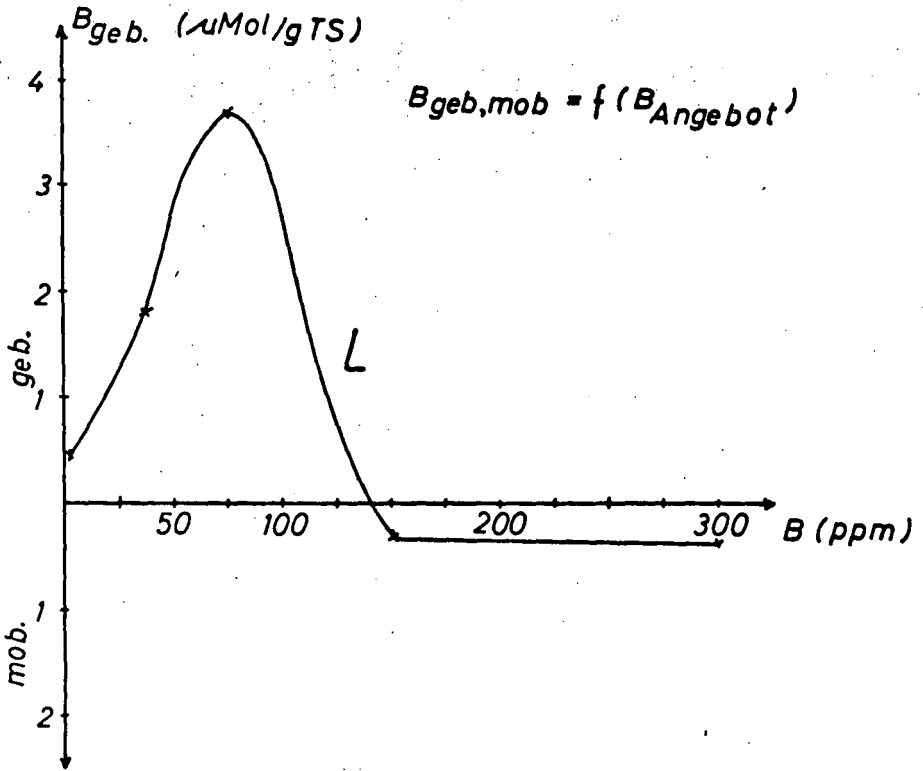


Abb. 5: Einfluß hoher B-Gaben in der Gleichgewichtslösung auf B-Bindung bzw. -Mobilisierung des Schlammes (L) eines Berliner Gewässers

Somit könnte die Polymerbildung die Ursache für diese Bormobilisierung sein. Um diesen Effekt genauer zu untersuchen, wurden Versuche mit Ionenaustauscher IV (schwach saurer Kationenaustauscher Merck) durchgeführt. Es ergab sich, daß bereits ab einem Borangebot von etwa 180 ppm die B-Sorption nachließ und bei einem Borangebot von 360 ppm kein Bor mehr von dem Ionenaustauscher gebunden wurde. Mithin ist die Assoziationsenergie, die durch die Bildung der Polymere frei wird, größer als die Bindungsenergie, so daß bei höherem Borangebot die Polymerbildung bevorzugt wird.

Dieser interessante Befund hat allerdings für Gewässer keine Bedeutung, weil die Borkonzentration der Gewässer deutlich unterhalb dieser Grenzkonzentration liegt. Möglicherweise könnte dieser Effekt aber bei Kläranlagen auftreten.

Zusammengefaßt haben unsere Experimente ergeben, daß das Bor-Sorptionsvermögen subhydrischer Böden gering ist. Die Borbindung ist dabei eine spezifische Bindung und erfolgt als Boration. Die Bindung ist stark pH-abhängig mit einem Maximum bei pH 9,5. Sehr hohe B-Konzentrationen im Porenwasser können durch Bildung wasserlöslicher Polymere zu einer Verminderung der Sorption führen. Bor ist in Gewässern recht mobil und wird bei einer Versickerung von Uferfiltraten nur wenig zurückgehalten. Das gilt besonders für stärker belastete Gewässer. Jede pH-Änderung beeinflusst in starkem Maße die B-Bindung, was bei menschlichen Eingriffen in Gewässerökosysteme (z.B. bei einer Seerestauration) zu beachten ist.

Literatur

- Berger, K.C. (1949): Boron in Soils and Crops. Advances in Agronomy, 1, 321 - 351.
- Hatchen, J.T. and L.V. Wilcox (1950): Colorimetric Determination of Boron using Carmine. Anal. Chem., 22, 567-569.
- Hingston, F.J., A.M. Posner and J.P. Quirk (1970): Anion Binding at Oxide Surfaces - the Adsorption Envelope. Search 1, 324-327.
- Hingston, F.J., A.M. Posner and J.P. Quirk (1972): Anion Binding by Goethite and Gibbsite. J. Soil Sci. 23, 177-192.
- Ingri, N., G. Lagerström, M. Rydman and L.N. Sillen (1957): Equilibrium Studies of Polyanions. Acta Chem. Scand. 11, 1034 - 1058.
- Mauz, J. (1974): Auswirkungen des Perboratgehaltes der Waschmittel auf das Bodenseewasser. Gwf-Wasser:Abwasser, 115, H. 5, 221-223.
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 9. Aufl. F. Enke, Stuttgart 1976.
- Sims, J.R. and F.T. Bingham (1968): Retention of Boron by Layer Silicates, Sesquioxides and Soil Materials: II. Sesquioxides. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 32, 364 - 369.

Der Stickstoffgehalt von Huminstoff-Fractionen
verschieden alter und unterschiedlich kultivier-
ter Moorböden der Moorversuchswirtschaft Königsmoor

von

Rochus, W.⁺

Einleitung und Problemstellung

In den letzten 100 Jahren wurden große Mooregebiete durch Kultivierungsmaßnahmen in Grünland oder auch Ackerland überführt. Hierzu verwendete man in Norddeutschland Methoden, die z.B. als Deutsche Sandmischkultur oder als holländische Fehnkultur bekannt sind.

Durch die mit der Kultivierung verbundene Durchlüftung, Kalkung und Düngung kommen bald nach der dabei erfolgten Durchmischung von Sand und Torfkomponenten Bodenbildungsprozesse in Gang, bei denen es - vorwiegend durch mikrobielle Tätigkeit - zum Abbau von Torf und zum Aufbau einer neuen, relativ stabilen organischen Substanz und - unter Einbeziehung der mineralischen Komponente - zu organomineralischen Komplexen in der Krume kommt, in die auch Stickstoff aus der mineralischen Düngung mit integriert wird. Stickstoffmenge und seine Bindungsformen im Boden sowie seine Pflanzenverfügbarkeit, von denen die Fruchtbarkeit des Bodens wesentlich mit abhängt, sind hier für die Rentabilität der Bewirtschaftung von besonderer Bedeutung.

Es ist daher von allgemeinem Interesse, die Stickstoffdynamik im Verlauf der Bodenentwicklung nach der Kultivierung systematisch zu verfolgen.

Auf den Flächen der Moorversuchswirtschaft Königsmoor bei Tostedt werden dementsprechend seit Jahrzehnten unter kontrollierten Be-

⁺ Interfakultatives Lehrgebiet Chemie, V. Sieboldstr. 2,
3400 Göttingen

dingungen Feldversuche durchgeführt, wobei u.a. der Ertrag und der Nährstoffgehalt des Bodens bei unterschiedlicher Bewirtschaftung erfaßt werden.

Wie bei anderen Bodenarten sind die landwirtschaftlichen Erträge auch bei Moorkulturböden sehr stark u.a. abhängig von ihrer Nährstoffversorgung. Art und Menge der Düngung spielen hier eine noch größere Rolle als bei Mineralböden. Zudem ist die N-Versorgung des Bodens eine Funktion seines Humusgehalts (Menge und Art) und seiner biologischen Aktivität.

Im Zusammenhang damit stellte sich die Frage nach der Wirkung von zusätzlicher organischer Düngung in Form von Gründüngung mit Klee gras in der Fruchtfolge oder mit Stallmist auf die N-Fixierung in nach unterschiedlichen Methoden kultivierten Böden. Eine große Bedeutung im Verlauf der N-Dynamik kommt dabei dem an die organische Substanz des Bodens und ihre Komponenten gebundenen Stickstoff zu, der in Zusammenhang mit der Humusdynamik der Böden zu betrachten ist, in die auch der durch mineralische Düngung zugeführte Stickstoff mit einbezogen wird.

Dieser Stickstoff ist in der Regel zwar zum größeren Teil und weniger fest in den Fulvosäuren und Huminsäure-Vorstufen gebunden, ein großer Teil ist aber auch in den wesentlich stabileren Fraktionen des Humuskomplexes (Huminsäuren, Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente, Ton-Humus-Komplex) fixiert und erfordert eine gesonderte Untersuchung.

In der Vergangenheit begnügte man sich mit der Aufstellung der N-Bilanz. Bei diesen Untersuchungen wurde aber nur der Gesamt-N jeweils bestimmt, woraufhin keine Aussagen über die Bindung des Stickstoffs an bestimmte Fraktionen und die Stabilität dieser Komponenten möglich sind, die aber eine große Bedeutung für die N-Dynamik im Boden haben.

In der vorliegenden Arbeit wurde nun untersucht, wie sich die unterschiedliche Bewirtschaftung und der Zeitfaktor (das Alter der Böden seit ihrer Kultivierung) auf die Menge des in den Fraktionen des Humuskomplexes fixierten Stickstoffs auswirkt.

Hierzu wurde der N-Gehalt von Huminsäuren, Kieselsäure-Huminsäuren, Ton-Humus-Komplex und erschöpfend extrahiertem Rückstand sowie der vereinigten Fulvosäure-Fraktionen in 10, 15

und 30 Jahre alten Sandmischkulturböden ermittelt, von denen die eine Hälfte mit Gründüngung, die andere Hälfte mit Stallmist "humusmehrend" im Rahmen der üblichen Bewirtschaftung versorgt wurden. Es handelt sich um parzellierte Flächen der Versuchswirtschaft, die bodengenetisch und hinsichtlich ihrer Nutzung als gleichwertig zu betrachten sind. Ferner wurden die N-Gehalte der genannten Huminstoff-Fractionen in Sandmischkultur- und Fehnkulturböden des gleichen Standortes nach 30 jähriger Bewirtschaftung bei Gründüngung oder Stallmistversorgung bestimmt und miteinander verglichen.

Der Torf des Königs Moores bei Tostedt besteht überwiegend aus Sphagnum der kleinblättrigen acutifolia-Gruppe. Dieses Moor kann als repräsentativ für nordwestdeutsche Hochmoore gelten. Es liegt in der Wümme-Niederung und entstand im Holozän auf pleistozänen, mittel- bis grobkörnigen Talsanden. Die Entwicklung erfolgte überwiegend als Versumpfungsmoor.

Methoden

Zur Gewinnung der Huminstoffkomponenten wurden Mischproben (jeweils 1,5 kg) aus je 25 Einzelprobenentnahmen der verschiedenen Bodenparzellen einer erschöpfenden, fraktionierten Extraktion in Glassäulen mit wässrigen Lösemitteln unterworfen. Zunächst wurden die mit Wasser und 0,1 N HCl löslichen Anteile eluiert. Sodann wurde unter Luftabschluß mit 0,1 N KOH extrahiert und der Extrakt mit verdünnter HCl bis zum pH-Wert 6,5 versetzt.

Nach etwa 15 bis 20 Stunden wird die ausgefallene Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente abgetrennt, gewaschen und getrocknet. Aus dem Filtrat wurden die Huminsäuren durch Versetzen mit Salzsäure bis zum pH-Wert 1 ausgefällt, abgetrennt, gewaschen und getrocknet.

Die in der Lösung verbleibenden Fulvosäuren II werden mit den wasser- und säurelöslichen Substanzen vereinigt und isoliert.

Der in der Säule verbleibende Rückstand wird mit dest. Wasser bis zur Alkalifreiheit gewaschen. Hierauf erfolgte die Elution der in ihm enthaltenen Ton-Humus-Komplexe, die aus der Suspen-

sion durch schwaches Ansäuern mit HCl ausgefällt werden. Sie werden abgetrennt und getrocknet.

Die im erschöpfend extrahierten Rückstand verbleibende organische Substanz wird mit dest. Wasser abgeschlämmt und getrocknet.

Die einzelnen Fraktionen wurden nach dem Trocknen bei 105°C gravimetrisch bestimmt, die organische Substanz bzw. der Aschegehalt durch Erhitzen im Muffelofen bei 550° bzw. bei 750°C.

Bei den isolierten Präparaten wird der N-Gehalt im N-Analyzer der Firma C. Erba bestimmt.

Dadurch, daß jeweils 1,5 kg einer größeren Mischprobe aus zahlreichen Einzelentnahmen der verschiedenen Böden aufgearbeitet wurden, konnten gut reproduzierbare Ergebnisse gewonnen werden, wobei auch kleine Unterschiede gesichert sind.

Ergebnisse

Aus den in den Tabellen 1 bis 4 dargestellten Befunden wird ersichtlich:

1. Die organische Substanz nimmt mit zunehmendem Nutzungsalter in allen Böden ab. (Nach 30 Jahren fehlt etwa 1/3.) Bei Stallmist-Böden ist die Abnahme aber deutlich geringer. Die Fehnkulturböden verhalten sich ähnlich wie die Sandmischkulturböden. Es wird aber weniger organische Substanz abgebaut.

2. Es ergibt sich für die mit Gründüngung versorgten Sandmischkulturböden der prozentuale N-Gehalt insgesamt und aufgeschlüsselt auf die einzelnen Huminstoffkomponenten, wie in der Tab. 1 angegeben.

Allgemein ist zu bemerken, daß der N-Gehalt während der Bodenentwicklung ein Maximum durchläuft und bei den 30 Jahre alten Böden deutlich unter diesem liegt. Die Hauptmenge des Stickstoffs ist dann in den Huminsäuren und Fulvosäuren gebunden.

Der N-Gehalt der mit Stallmist versorgten Böden liegt jedoch insgesamt höher, trotz geringerem prozentuaalem Gehalt, da bei diesem mehr organische Substanz in der Krume vorhanden ist als bei Sandmischkulturböden.

3. Betrachtet man den N-Gehalt des Bodens aufgeschlüsselt auf die in einzelnen Huminstoff-Fraktionen gebundenen Anteile, so fällt auf, daß der prozentuale Gehalt von Stickstoff in den Stallmistböden über dem in Gründüngungsböden liegt. Er nimmt mit zunehmendem Alter der Böden ebenfalls in allen Fraktionen ab, liegt jedoch bei allen Huminstoff-Fraktionen, ausgenommen die Fulvosäuren, über den Gehalten der Gründüngungsböden.

4. Der N-Gehalt der organischen Substanz nimmt bei den Sandmischkulturböden, die mit Gründüngung versorgt wurden, mit zunehmendem Alter nach einer anfänglichen leichten Erhöhung insgesamt ab (siehe Tab. 2).

5. Der in den Huminsäuren sowie der im Ton-Humus-Komplex gebundene Anteil vom Gesamt-N-Gehalt der organischen Substanz nimmt mit zunehmendem Alter der Sandmischkulturböden, die mit Gründüngung und mit Stallmist versorgt wurden, deutlich zu, der in den Kieselsäure-Huminsäuren und den Fulvosäuren gebundene jedoch deutlich ab. Der im erschöpfend extrahierten Rückstand gebundene Stickstoff bleibt nahezu konstant, hat aber abnehmende Tendenz mit zunehmendem Alter der Böden.

6. Die während der Anfangsstadien der Bodenbildung bei Gründüngung vorhandenen N-Mengen finden sich vornehmlich in der Fulvosäurenfraktion. In den Huminsäuren und den Kieselsäure-Huminsäuren sind etwa gleich viel (zusammen ca. 50 %) des Gesamt-N fixiert.

7. In den 30 Jahre alten Böden findet sich die Hauptmenge des N (ca. 40 %) in der Huminsäurenfraktion, in den Fulvosäuren nur noch ca. 33 %. Im Verlauf der Bodenbildung und -entwicklung hat also eine Umverteilung der N-haltigen Verbindungen stattgefunden.

8. Die N-Gehalte der organischen Substanz der mit Stallmist versorgten Böden liegen deutlich unter den entsprechenden Gehalten der mit Gründüngung versorgten. Sie nehmen ebenfalls mit zunehmendem Alter der Böden ab.

9. Bei den mit Stallmist versorgten Böden ist die Hauptmenge

des in der organischen Substanz enthaltenen Stickstoffs in der Huminsäurenfraktion zu finden. Er nimmt mit zunehmendem Entwicklungsalter der Böden ebenso wie der in dem Ton-Humus-Komplex gebundene N-Anteil zu, in den übrigen Fraktionen des Huminstoffkomplexes jedoch ab. Der Abbau ist aber nicht so stark wie bei den Gründungsböden.

10. Der im Rückstand gebundene N-Anteil ist bei den Stallmistböden geringfügig höher und zeigt bei zunehmendem Alter ebenso fallende Tendenz.

11. Der prozentuale N-Gehalt des Bodens ist bei den Fehnkulturböden höher als bei den Sandmischkulturböden. Der auf die Huminsäurenfraktion entfallende Anteil ist sowohl bei mit Gründung als auch bei mit Stallmist versorgten Fehnkulturböden deutlich geringer als bei den Sandmischkulturböden, dagegen wesentlich höher bei den Kieselsäure-Huminsäuren der Fehnkulturböden. Das gilt auch für den im Ton-Humus-Komplex, den Fulvosäuren und im Rückstand enthaltenen Stickstoff (siehe Tab.3).

Der im Ton-Humus-Komplex und im Rückstand gebundene N-Anteil liegt im allgemeinen bei 5 bis 10 % des Gesamt-N und trägt damit nur wenig zum N-Gehalt des Bodens bei; außerdem ist er infolge seiner stabileren Bindung für die Pflanzenernährung von geringerer Bedeutung.

12. Der N-Gehalt der organischen Substanz der Fehnkulturböden liegt deutlich über dem der Sandmischkulturböden nach 30 jähriger Nutzung. Bei beiden Böden weisen die mit Stallmist versorgten einen niedrigeren Gehalt auf als die mit Gründung versorgten. Der mit dem Stallmist zugeführte Stickstoff ist offenbar leichter mineralisierbar als der mit der Gründung zugeführte (siehe Tab. 4).

13. Bei den Sandmischkulturböden ist der Stickstoff vorwiegend in der Huminsäurenfraktion zu finden, bei den Fehnkulturböden jedoch in der Fulvosäuren- und Kieselsäure-Huminsäuren-Fraktion. Mit dem Alter der Böden steigt er in allen Fraktionen, außer in der Fulvosäurenfraktion, an.

Diskussion und Zusammenfassung

Durch eine erschöpfende Extraktion der einzelnen Proben mit verschiedenen Lösemitteln und die dadurch erfolgte Auftrennung der organischen Substanz des Bodens in einzelne Fraktionen wurde die Verteilung des Stickstoffs auf die diversen Humuskomponenten ermittelt.

Dabei wurde gefunden, daß deutliche Unterschiede im Stickstoffgehalt zwischen Sandmischkultur- und Fehnkulturböden und auch zwischen den verschieden alten und verschieden gedüngten Böden festzustellen sind.

Eine Gründüngung führte bei Sandmischkulturböden zu einem höheren N-Gehalt der organischen Substanz, da die N-Verbindungen in den hier gebildeten Huminstoffen offenbar weniger leicht abgebaut werden.

Weil die Menge der organischen Substanz im Boden insgesamt bei den Stallmistböden aber höher ist, ist die in diesen Böden enthaltene Gesamt-N-Menge trotzdem höher als bei den mit Gründüngung versorgten Böden.

Das entspricht auch der Erfahrung, daß durch Gründüngung vorwiegend ein leichter zersetzbarer Nährhumus und kein Dauerhumus gebildet wird. Die pflanzliche Substanz wird durch Mikroorganismen relativ leicht zersetzt, weitgehend abgebaut und mineralisiert. Bei Stallmistgaben wurde hingegen mehr Dauerhumus gebildet mit zwar geringerem N-Gehalt, aber nicht zuletzt wohl dadurch auch schwerer mineralisierbarer organischer Substanz und damit verbundener absoluter N-Anreicherung.

Auffallend ist auch, daß bei ansonsten gleichen Bedingungen der N-Gehalt in der organischen Substanz der Fehnkulturböden deutlich höher ist als bei den Sandmischkulturböden. Ferner gilt auch hier, daß die mit Stallmist versorgten Böden einen wesentlich geringeren N-Gehalt in der organischen Substanz aufweisen. Diese Böden haben jedoch, wie bei den Sandmischkulturböden, einen höheren Gehalt an organischer Substanz, so daß insgesamt der N-Gehalt der Böden trotzdem wieder höher ist als bei den mit Gründüngung versorgten Böden.

Die unterschiedliche Bindung und Menge des Stickstoffs in den

verschiedenen Huminstoff-Fractionen hängt offenbar mit dem mikrobiellen Abbau und Umbau in andere N-Formen zusammen. Während der im erschöpfend extrahierten Rückstand gebundene N praktisch konstant ist, ist er in den Huminsäuren und Kieselsäure-Huminsäuren, aber auch in den Fulvosäuren und im Ton-Humus-Komplex leichter angreifbar und kann in andere N-Verbindungen umgewandelt werden.

Durch die hier mitgeteilten Befunde, die noch durch eine Analysierung der verschiedenen N-Formen erweitert werden können, ist ein wesentlich differenzierteres Bild über die N-Verteilung, -Anreicherung und -Metabolik der in Kultur genommenen Böden zu erhalten als durch die bloße Bestimmung des Gesamt-N, aufgrund der z.B. keine Aussagen über die Bindung an bestimmte Huminstoff-Fractionen oder über die Stabilität einzelner Verbindungstypen zu gewinnen sind.

Alter des Bodens (Jahre)	Düngung	OS im Boden (%)	N im Boden (%)	N _{FS} im Boden (‰)	N _{HS} im Boden (‰)	N _{KHK} im Boden (‰)	N _{THK} im Boden (‰)	N _{eeR} im Boden (‰)
10	Klee-Gras	7,1	0,141	0,59	0,35	0,37	0,07	0,03
15	"	8,0	0,164	0,61	0,47	0,44	0,08	0,04
30	"	5,2	0,097	0,32	0,39	0,18	0,06	0,02
15	Stallmist	9,2	0,168	0,49	0,59	0,46	0,10	0,04
30	"	7,2	0,116	0,31	0,47	0,26	0,09	0,03

Tabelle 1

Organische Substanz (OS) und Stickstoffgehalt (N) verschieden alter Sandmischkulturböden -von denen die eine Hälfte mit Gründüngung, die andere mit Stallmist versorgt wurden- insgesamt und aufgeteilt auf die einzelnen Huminstofffraktionen (Fulvosäuren (FS), Huminsäuren(HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierten Rückstand (eeR))in ‰ des Bodens.

Alter des Bodens (Jahre)	Düngung	OS im Boden (%)	N im der OS (%)	Prozentuale Verteilung des Gesamt-Stickstoffs der organischen Substanz auf die Fraktionen				
				FS	HS	KHK	THK	eeR
10	Klee-gras	7,1	1,98	42,0	24,8	26,3	4,8	2,1
15	"	8,0	2,05	37,3	28,6	26,6	5,2	2,3
30	"	5,2	1,87	32,8	40,3	18,4	6,3	2,2
15	Stall-mist	9,2	1,83	29,0	35,3	27,5	5,8	2,4
30	"	7,2	1,61	26,6	41,1	22,4	7,6	2,3

Tabelle 2

Organische Substanz (OS) in % verschieden alter Sandmischkulturböden -von denen die eine Hälfte mit Gründüngung, die andere mit Stallmist versorgt wurde- und die in ihr gebundene Stickstoffmenge (in %) sowie deren prozentuale Verteilung auf die verschiedenen Huminstofffraktionen. (Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente, Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierter Rückstand (eeR)).

Boden	Düngung	OS im Boden (%)	N im Boden (%)	N _{FS} im Boden (%)	N _{HS} im Boden (%)	N _{KHK} im Boden (%)	N _{THK} im Boden (%)	N _{eeR} im Boden (%)
Sand- misch- kultur	Klee gras	5,2	0,97	0,32	0,39	0,18	0,06	0,02
	Stallmist	7,2	1,16	0,31	0,47	0,26	0,09	0,03
Fehn- kultur	Klee gras	5,4	1,10	0,38	0,27	0,32	0,11	0,02
	Stallmist	7,5	1,32	0,36	0,35	0,42	0,15	0,03

Tabelle 3

Organische Substanz (OS) und Stickstoffgehalt (N) 30 Jahre alter Sandmischkultur- und Fehnkulturböden - von denen jeweils die eine Hälfte mit Gründüngung, die andere mit Stallmist versorgt wurden - insgesamt und aufgeteilt auf die einzelnen Huminstofffraktionen (Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierter Rückstand (eeR)

Boden	Düngung	OS im Boden (%)	N in der OS (%)	Prozentuale Verteilung des Gesamt-Stickstoffs der organischen Substanz auf die Fraktionen				
				FS	HS	KHK	THK	eeR
Sandmischkultur	Kleegras	5,2	1,87	32,8	40,3	18,4	6,3	2,2
	Stallmist	7,2	1,61	26,6	41,1	22,4	7,6	2,3
Fehnkultur	Kleegras	5,4	2,04	34,7	24,8	28,8	9,5	2,2
	Stallmist	7,5	1,76	27,6	26,9	32,0	11,1	2,4

Tabelle 4

Organische Substanz (OS) und Stickstoffgehalt (N) von Sandmischkultur- und Fehnkulturböden -von denen jeweils die Hälfte mit Gründung, die andere Hälfte mit Stallmist versorgt wurden- 30 Jahre nach der Kultivierung sowie die prozentuale Verteilung des Stickstoffs auf die verschiedenen Huminstofffraktionen. (Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierter Rückstand (eeR).

Zur Bedeutung der Lignine im Boden sowie deren qualitative und quantitative Erfassung

von

Weichelt, Th.*

1. Bedeutung

Die Naturstoffgruppe der Lignine, kurz Lignin genannt, ist für weite Bereiche der Bodenkunde und auch der Pflanzenphysiologie noch ein terra incognita, oder zumindest ein relativ unbekanntes Gebiet. Das Lignin fällt sowohl in der Forst- als auch in der Landwirtschaft in erheblichen Mengen an. Da etwa ein Drittel des Gewichtes von Getreidestroh aus Lignin besteht, gelangen z. B. durch einen einjährigen Weizenanbau allein mit dem Stroh ~ 15 dt/ha auf bzw. in den Boden. Bedingt durch weite C/N-Verhältnisse (im Stroh ca. 120:1) sowie durch ungünstige Fruchtfolge- und Düngungsmaßnahmen, vor allem aufgrund mangelnder organischer Dünger, kann sich Lignin von mehreren Ernten in der Ackerkrume akumulieren (ZIECHMANN, AZIZI u. WEICHELT, 1977). Auch im Wald kann Lignin durch extreme Verhältnisse, wie schlagartige Zerstörung eines Baumbestandes, angereichert werden (WEICHELT, 1973). Das Lignin kann im Boden vielfältige Aufgaben übernehmen:

- a) Es ist als eine der wichtigsten organischen C-Quellen für die Mikroorganismen des Bodens anzusehen. Der, verglichen mit anderen Stoffgruppen, langsame Abbau des Lignins in Ackerböden wird struktur-chemisch vornehmlich von seinen aromatischen Anteilen bedingt und im Ackerboden primär von Pilzen (Basidiomyceten, Ascomyceten) bewerkstelligt und etwas vereinfacht gesehen, erst sekundär von Bakterien sowie vielen anderen Vertretern der Mikroorganismenflora- und -fauna gänzlich abgebaut. Daneben wird das Lignin auch durch rein chemische, abiologische Prozesse zerstört (WEICHELT, 1973).
- b) Die zahllosen Abbauprodukte können wichtige Wirk- und Nährstoffe für das Bodenleben und die Kulturpflanzen sein.
- c) Beim Lignin sind im besonderen Maße sowohl statische als auch dynamische Aspekte betreffs seines Verhaltens im Boden zu beachten.

* Institut Interfakultatives Lehrgebiet Chemie der
Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

- Ersterer betrifft die Anreicherung von Lignin im Boden ohne weitreichende biologische und chemische Umwandlungen, schließt aber auch noch chemische Bindungen mit anderen Stoffen ein. Der zweite Aspekt beinhaltet reversible chemische und physikalische Wechselwirkungen (z. B. Austauschvorgänge, vergleichbar an Tonmineralien, Huminstoffen etc.) sowie stärkere strukturelle Veränderungen, die bis zum Totalabbau führen können. Beide Aspekte sollten im Zusammenhang gesehen werden und durch bodenkundliche sowie pflanzenbauliche Maßnahmen gesteuert werden. So kann es durchaus vorteilhaft sein, das anfallende Lignin zunächst mit anderen Stoffen wie Phenolen, deren (Aut-)Oxydationsprodukte, Huminstoffen, N-haltigen Stoffen etc. binden zu lassen, um erst zum Zeitpunkt einer geeigneten Wiederfreigabe den dynamischen Aspekt in den Vordergrund zu stellen.
- d) Phenole und Chinone können z. B., um mehr den dynamischen Aspekt anzusprechen, nicht nur durch ihre Bindung an das Lignin (SCHWEERS, 1977), sondern auch durch Einwirken ihrer Autoxydationsprodukte die Struktur irreversible in Richtung Abbau verändern (WEICHELT, 1973, 1974, 1975, 1977a). Da aber viele Phenole und Chinone sowohl auf biologischem (enzymatischem) als auch auf rein chemisch-physikalischem Wege aus Lignin entstehen, kann letzteres indirekt selbst zu seiner Zersetzung beitragen.
 - e) Intaktes und vor allem bereits durch Abbau teilweise modifiziertes Lignin ist durchaus, wie von Tönen und Huminstoffen hinreichend bekannt, für die Austauschkapazität des Bodens förderlich, verfügt es doch über genügend unterschiedliche funktionelle Gruppen und Strukturelemente, die Fremdstoffe reversible festhalten können.
 - f) Viele Abbauprodukte des Lignins sind Ausgangsstoffe der Huminstoffbildung, in die sie vorwiegend durch Prozesse der Ionisierung, Radikalisierung, Polymerisation und parallel dazu verlaufender Kondensation etc. eingeschleust werden. Etwa 90% aller Huminstoffe in Ackerböden sind indirekt aus Lignin entstanden.
 - g) Dem Lignin ist durchaus auch ein Einfluß auf physikalische Größen wie Bodenstruktur, Wasserhaushalt, Wärmekapazität, Raumgewicht etc. einzuräumen (SCHROEDER, 1969), obwohl gerade auf diesem Gebiet noch wenig genaues bekannt ist.
 - h) Das relativ langlebige, schwer umsetzbare Lignin eignet sich besonders gut als Indikator zur Charakterisierung der chemischen sowie biologischen Bodenaktivität, wenn dieses über einen genügend langen Zeitraum sowohl qualitativ als auch quantitativ verfolgt wird. Daraus ergeben sich Interpretationen für Bodenfruchtbarkeit und Ertragspotential eines Standortes.

2. Qualitative Erfassung

Das Ziel einer qualitativen Erfassung von Lignin soll nicht nur dessen Identifizierung sein, sondern zusätzlich dessen augenblicklichen strukturellen Zustand im Vergleich zu chemisch noch unverändertem Lignin aufzeigen. Lignin für vergleichende Zwecke, praktisch kaum verändert, läßt sich aus Holz oder Stroh am besten nach den Methoden von BJÖRKMAN, (1956) oder PEPPER et al. (1959), allerdings nicht quantitativ, isolieren. GIERER (1958); WEICHELT (1973); ZIECHMANN und WEICHELT (1977). Lignin aus dem Boden zu gewinnen, bereitet ganz besondere Schwierigkeiten (s. dazu Kapitel 3).

2.1 Absorptionsspektroskopie

2.1.1 UV-Bereich:

Die Erfassung von Lignin mittels der Spektroskopie im ultravioletten Bereich ist nur dann sinnvoll, wenn bereits eine recht homogene Ligninlösung vorliegt. So kann z.B. das stets auftretende Absorptionsmaximum um 280 nm (Abb. 1) auch von anderen Stoffgruppen mit sauerstoffsubstituierten Benzolkernen wie Phenolen, Chinonen usw. verursacht worden sein. Jedoch sind bei Kenntnis des Ausgangsmaterials und der Isolierungsmethode sowie sorgfältiger Reinigung des Lignins UV-Spektren dennoch geeignet, Lignin nachzuweisen und auch zu qualifizieren (AULIN-ERDTMAN, G. (1949); GOLDSCHMID (1953, 1971); FREUDENBERG und SCHUMACHER (1956). Zur weiteren Interpretation von UV-Spektren des Lignins sei auf SARKANEN und LUDWIG (1971); WEICHELT (1973) sowie ZIECHMANN und WEICHELT (1977) hingewiesen.

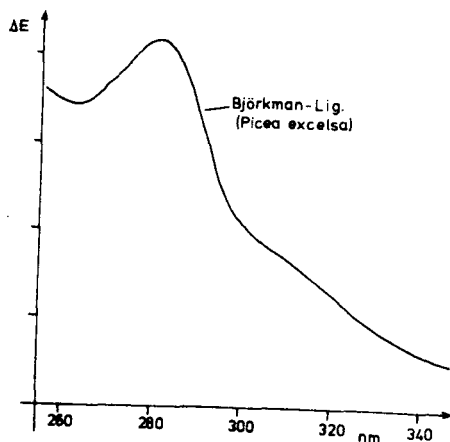


Abb. 1
UV-Spektrum von
BJÖRKMAN-Lignin
in n-Dioxan/H₂O
(9:1 Vol.-%)

2.1.2 Sichtbarer Bereich:

Unverändertes Lignin zeigt im gesamten Bereich des sichtbaren Lichtes kein Maximum, ebenso verhalten sich die meisten, nach Isolierung des Lignins noch im Gemisch vorkommenden, Verunreinigungen. Deshalb ist eine spezifische Anfärbung des Lignins, die mindestens zu einem typischen Maximum führt, sehr sinnvoll. Dieses Anfärben kann z. B. mit gesättigter Phloroglucin-Lösung in 0,5 konz.HCl geschehen, aber auch durch p-Anisidinhydrochlorid (Abb.2) sowie Barbitursäure, Hydroxylamin, p-Phenylldiamin und anderen aromatischen Amiden etc. Während das Phloroglucin i.d.R. Kirschrot färbt, erscheint das Reaktionsprodukt mit den beiden anschließend genannten Stoffen gelb und mit den restlichen meist orange-bräunlich. Zur genaueren Charakterisierung, vor allem bei Vergleichsuntersuchungen, sollte die genaue Lage der Extinktionsmaxima bezüglich ihrer Wellenlänge auf jeden Fall, wie in Abb. 2 aufgezeigt, spektroskopisch festgehalten werden.

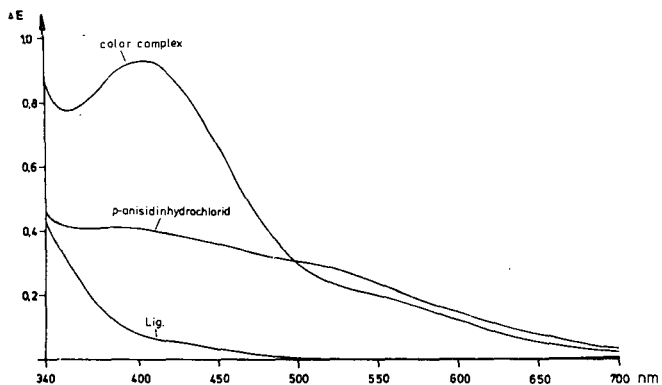


Abb. 2 Farbreaktion mit p-Anisidinhydrochlorid

2.1.3 Infrarotbereich

IR-Spektren sind zur Beschreibung der Ligninqualität sehr dienlich. Der Gewinn an Informationen erhöht sich noch, wenn man alle zu vergleichenden Proben, nicht nur bei Anwendung von Flüssigkeitsküvetten, sondern auch bei der KBr-Methode im festen Aggregatzustand, in gleicher Menge einwiegt und auf eine sorgfältige Verteilung der Substanz im Preßling achtet. Die einzelnen Banden und damit die entsprechenden Strukturanteile können dann zusätzlich betreffs ihres mengenmäßigen Auftretens (zumindest "semi-quantitativ") interpretiert werden (Abb.3). Eine ausführliche Beschreibung der IR-Banden

vom Lignin ist bei SARKANEN und LUDWIG (1971), sowie WEICHELT (1973) zu finden.

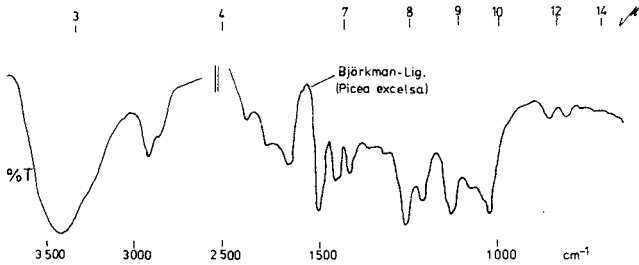


Abb. 3 IR-Spektrum von BJÖRKMAN-Lignin (KBr-Methode)

2.2 Fluoreszenz-Spektroskopie

Auch die Fluoreszenz-Spektroskopie ist zur Identifizierung von Lignin und zur Feststellung der relativen Qualität geeignet. Um Unterschiede zwischen einzelnen Ligninen besser ermitteln zu können, sollten sowohl das jeweilige Anregungs-Spektrum als auch das Emissions-Spektrum aufgenommen werden (Abb.4). Weitere Größen verschiedene Ligninproben zu unterscheiden, erhält man, wenn die Differenz zwischen Anregungs- und Emissionsmaximum nicht nur als Wellenlänge in nm, sondern als Energie (cal/Mol oder e.V.) ausgedrückt wird. Diese Energie ist strahlungslosen Elektronenübergängen, eventuell kurzzeitig auftretenden Charge-Transfer-Komplexen, gleichzeitigen Phosphoreszenzerscheinungen usw. zuzuschreiben, die auf jeden Fall sämtlich strukturtypisch für das entsprechende Lignin sind. Über einen Kausalzusammenhang zwischen ganz bestimmten Strukturanteilen im Lignin und dem Auftreten von Fluoreszenzanregungs- und Emissions-Maxima gibt es einige Hinweise (WEICHELT (1976, 1977d).

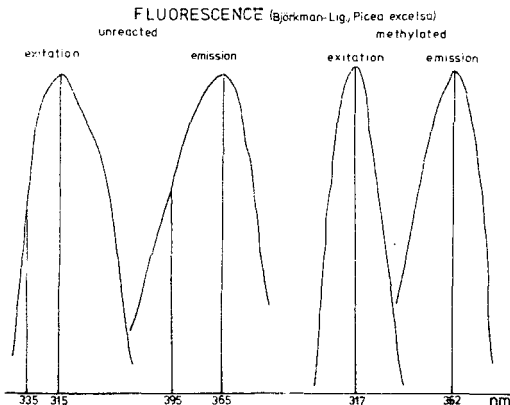


Abb. 4
gelöst in:
ETHF = Äthanol/
Tetrahydrofuran
1:1 Vol.T.

2.3 Phosphoreszenz-Spektroskopie

Während durch die Fluoreszenz-Spektroskopie, die in Form von Licht abgegebene elektromagnetische Strahlung der Elektronen vom Singulett-Zustand ¹⁾ (S_1) zum Grundzustand (S_0) gemessen wird, ist bei der Phosphoreszenz die Lichtabgabe beim Zurückfall der Elektronen aus dem sogenannten Triplett-Zustand ²⁾ (meist T_1) in den Singulett- bzw. Grundzustand S_0 die meßbare Größe. Die Aufnahme der Phosphoreszenz-Spektren muß bei tiefen Temperaturen 86°K mit Lösungsmitteln oder Gemischen, die unter diesen Bedingungen in den Glaszustand übergehen, erfolgen. Betreffs der Darstellung von Spektren und deren Interpretation sowie des verwendeten Lösungsmittelgemisches, gilt das bei der Fluoreszenz erwähnte. Über die strukturellen Voraussetzungen des Phänomens Phosphoreszenz beim Lignin gibt es indes noch keine völlige Klarheit, obwohl Radikale, vor allem Biradikale die Bildung von Triplett-Zuständen sehr wahrscheinlich machen (WEICHELT und ZIEHMANN, 1977).

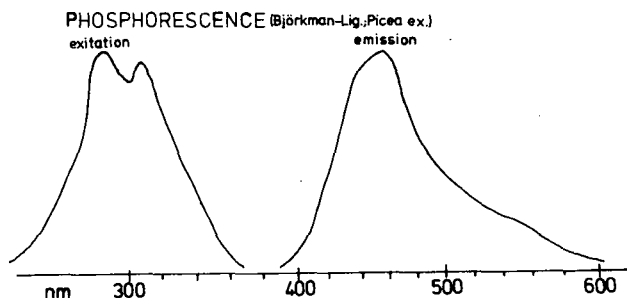


Abb. 5

2.4 Protonen-Spin-Resonanz-Spektroskopie

Ähnlich wie IR-Spektren, jedoch mit zum Teil verlagertter Aussagekraft, sind Protonen-Spin-Resonanz-Spektren zur qualitativen Erfassung von Lignin geeignet. Zwar hat ein Vergleich mit einem Standard-Präparat stets seine Vorteile, jedoch kann mit genügend Routine bei der Interpretation von Spektren Lignin u.U. bereits an seinem Protonen-Resonanz-Spektrum erkannt und bewertet werden (Abb. 6).

- 1) Singulett-Zustand: Elektronen im angeregten Zustand bzw. höherem Energieniveau
- 2) Triplett-Zustand: Eines der im Grundzustand noch gepaarten (antiparallelen) Elektronen erfährt nach Anregung durch Energie eine Spin-Inversion (intersystem crossing), so daß nun im höheren Energieniveau zwei Elektronen in annähernd gleichem energetischen Zustand einen (parallelen) Spin besitzen, ein Phänomen, das nach dem PAULI-Prinzip nicht stabil sein kann.

Zur Interpretation von Protonen-Spin-Resonanz-Spektren an Lignin wird auf SARKANEN und LUDWIG (1971); LENTZ et al. (1977) sowie WEICHELT (1977b) verwiesen.

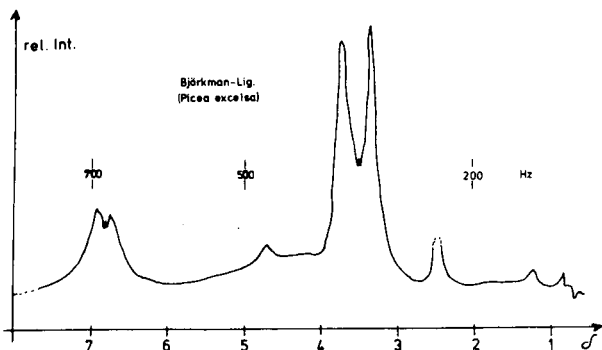


Abb. 6
Protonen-Spin-
Resonanz-Spektrum
von BJÖRKMAN-Lignin
gelöst in DMSO-d₆

2.5 Freie mesomerie-stabilisierte Radikale

Die Bestimmung freier einsamer Elektronen, die sich unter den jeweils gegebenen Bedingungen mesomerie-stabilisiert haben, erfolgt i.d.R. weniger zur Identifizierung von Lignin, als zur Vorhersage von Reaktionsprozessen oder deren Interpretation. Der Radikalgehalt (ausgedrückt in Spins/g oder Spins/Phenylpropaneinheit) wird meistens mittels der Elektronen-Spin-Resonanz-Spektroskopie bestimmt. Aber auch mit einigen chemischen Reagenzien lassen sich zuverlässige Gehaltsbestimmungen der freien einsamen Elektronen durchführen, WEICHELT (1977e).

2.6 Gasdynamik

Die Messung von Gasaufnahmen oder -freisetzungen in einem bestimmten Medium läßt Rückschlüsse auf die konstitutionsbedingte Qualität von Lignin zu. So konnten u. a. eine Reihe von Ligninen aufgrund ihres Oxydationsverhaltens unterschieden werden WEICHELT (1973, 1975). Abb. 7 zeigt stellvertretend für derartige Messungen die Sauerstoffaufnahme zweier verschiedener Ligninpräparate in einem Gemisch aus n-Dioxan/H₂O (1:1 Vol.T.)/2n NaOH. Auch ließen sich durch Verfolgen der Gasdynamik in einer Warburg-Apparatur chemische Wechselwirkungen zwischen Lignin und Autoxydationsprodukten von Phenolen sowie Chinonen differenziert aufzeigen WEICHELT (1973, 1974, 1975, 1977a).

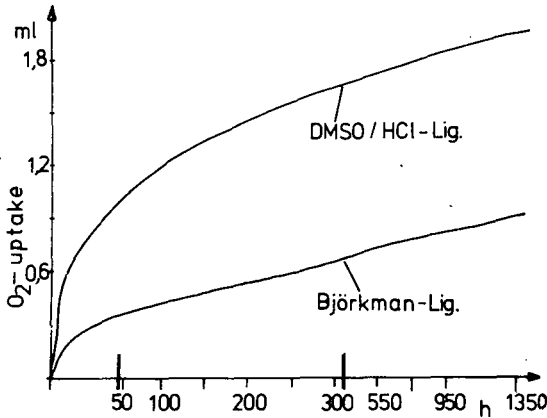


Abb. 7
Sauerstoffaufnahme
gleicher Mengen
(16 mg) unterschied-
licher Lignine im
Medium n-Dioxan/H₂O/
(9:1 Vol.-T.)/2n NaOH

2.7 Chemische Verfahren

Die mehr oder weniger auf rein chemischen Vorgängen beruhenden Verfahren, Lignin zu identifizieren oder/und zu qualifizieren, können hier bei weitem nicht komplett aufgezählt werden und auch die erwähnten keineswegs ausführlich erläutert werden. Es ist vielmehr beabsichtigt, Anregungen für die weitere Charakterisierung von Lignin mit chemischen Methoden zu geben.

2.7.1 Oxydation mit Nitrobenzol und NaOH bei 160° C

Neben einer Fülle anderer Produkte lassen sich durch diesen Abbauprozess aus Coniferenholz u.a. in größeren Mengen Vanillin gewinnen. Daraus ist zu schließen, daß das Lignin in Coniferen dem Guajacyl-Typ zuzuordnen ist. Laubholz (Hartholz) ergibt neben Vanillin ebenfalls sich deutlich abhebende Mengen Syringaaldehyd (II) und zeigt damit an, daß das Lignin von Dicotyledonen dem Guajacyl-Syringyl-Typ zuzusprechen ist, während Lignin aus Monocotyledonen als Guajacyl-, Syringyl-, p-Cumar-Typ zu bezeichnen ist, da es beim oxydativen Abbau unter den oben angegebenen Bedingungen auch noch verstärkt p-Hydroxybenzaldehyd (III) anfallen läßt FREUDENBERG (1966). Diese Typen von Lignin, vor allem die ersten beiden, lassen sich an noch chemisch unveränderten Präparaten auch recht gut mit der IR-Spektroskopie erkennen.

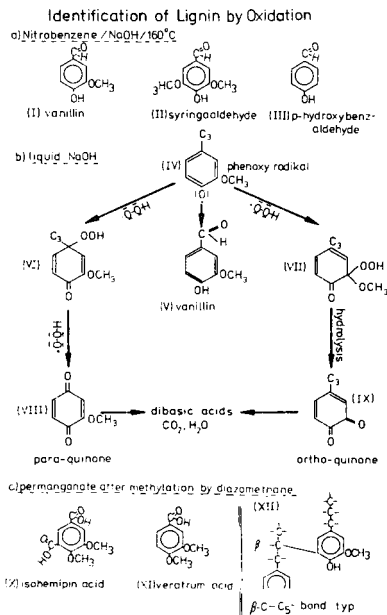
2.7.2 Oxydation in Alkalien

Alkalien bedingen eine Ionisierung und Radikalisierung am Lignin, vornehmlich seiner phenolischen Hydroxygruppe. Dies ist durch das Phenoxyradikal (IV) angedeutet. Letzteres kann weitere (mesomere) Radikalformen ausbilden. Durch Einelektronen-

transfer kann sowohl Vanillin (V) entstehen, als auch unabhängig davon durch Peroxidylanlagerung in 1- bzw. 3-Stellung des aromatischen Ringes die chinoiden Strukturen (VI) und (VII), woraus dann schließlich para- (VIII) und ortho- (IX) Chinonstrukturen entstehen. Diese wiederum bedingen eine Abspaltung der aliphatischen Seitenketten. Die verschiedenen Chinone können einer weiteren Oxydation zu niederen Bausteinen wie Oxal-säure und CO_2 unterliegen (SARKANEN und LUDWIG, 1971).

2.7.3 Oxydation durch Permanganat (KMnO_4) nach Methylierung mit Diazomethan

Wertvolle Informationen über das Lignin sind auch durch seinen Abbau mit KMnO_4 zu erreichen, wenn die phenolischen OH-Gruppen vorher mit Diazomethan methyliert werden. Dies bewirkt, daß bei den Umsetzungen vor allem Isohemipin- (X) und Veratrumsäure (XI) entstehen. Beide Säuren geben Aufschluß über im Ligninmolekül vorhandene $\beta\text{-C-C}_5$ -Verknüpfungen (SARKANEN und LUDWIG, 1971).



Formelbild 1

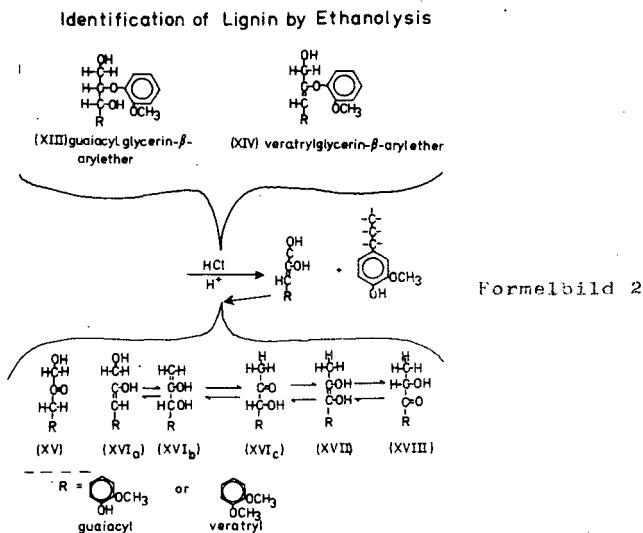
2.7.4 Hydrierungen

Hydrierungen, meist mit molekularem Wasserstoff, können unter den verschiedensten Bedingungen (Druck, Temperatur, Katalysator, Reaktionszeit, Milieu) durchgeführt werden. Eine gezielte Hydrierung soll nur ganz bestimmte Strukturen erfassen, während bei der destruktiven Hydrierung eine allgemeine Depolymerisa-

tion erreicht wird, bei der meist C₆-C₃-Körper, auch unter Aufspaltung von Ätherbrücken, anfallen (SARKANEN und LUDWIG, 1971; FREUDENBERG, 1962; RICHTZENHAIN, 1950; KRATZL und CLAUS, 1962).

2.7.5 Äthanalyse

Die Einwirkung eines Gemisches aus Äthanol/HCl auf Lignin läßt neben vielen anderen Produkten die sogenannten HIBBERT'schen Ketone entstehen. Ausgangsstrukturen dieser in unterschiedlichen mesomeren Grenzzuständen vorkommenden Ketone (XV-XVIII) sind hauptsächlich Guajacyl-Glycerin-Aryläther (XIII) oder Veratryl-Glycerin-Aryläther (XIV) (SARKANEN und LUDWIG, 1971).



2.8 Weitere Möglichkeiten zur qualitativen Erfassung von Lignin

Ohne den Anspruch auf vollständige Abhandlung des gestellten Themas zu erheben, seien als weitere Meßmethoden, geeignet das Lignin zu qualifizieren, genannt: Von besonderem Wert die ¹³C-Methode. Bedingt anwendbar, da eine vorherige Zerkleinerung der Ligninmoleküle notwendig ist, auch die Gaschromatographie und die Massenspektroskopie. Als geeignete Ergänzung zur IR-Spektroskopie die RAMAN-Spektroskopie (ZIECHMANN und WEICHEL, 1977b). Bezüglich der chemischen Methoden lassen sich selbstverständlich aufgrund von Analysen der am Lignin heterogen vorkommenden funktionellen Gruppen typische Bestimmungsmethoden erarbeiten, vor allem wenn zur Abgrenzung des

Stoffes Lignin von anderen, mehrere Arten der funktionellen Gruppen parallel erfaßt werden. Auch auf besondere Strukturelemente im Lignin wie z. B. Stilben- und Phenylcumaraneinheiten ließen sich spezielle Nachweise führen ADLER (1961).

Ebenso könnte das Gebiet der Elektronendonatoren und -akzeptoren und der π -Charge-Transfer-Komplexe für eine qualitative Bestimmung von Lignin Eingang finden, indem mit Modells-substanzen bekannter Akzeptor- bzw. Donatorqualität das Ligninmolekül eingehend charakterisiert wird; wobei Ionisierungsenergie und Elektronenaffinität sowie Ausbeuten etc. meßbare Größen wären, (ZIECHMANN, 1972).

3. Quantitative Bestimmung

3.1 Gravimetrie

Die Gravimetrie ist nur zur genauen Identifizierung von Lignin geeignet, wenn dieses in reiner Form und in genügend großer Menge vorliegt.

3.2 Anfärbung und Registrierung im sichtbaren Absorptionsbereich

Wie bereits unter den Punkten 2.1 und 2.2 erläutert, hat ein spezielles Anfärben von Lignin den Vorteil, dieses gut von anderen Stoffen unterscheiden zu können. Wird nun eine Konzentrationsreihe von Lignin mit dem Farbstoff im Überschuß erstellt, das gefärbte Lignin spektroskopisch gemessen und die Extinktion der Maxima gegen die eingewogene Menge von Lignin aufgetragen (Eichkurve), so läßt sich die unbekannte Menge an Lignin in einer Lösung sehr genau ermitteln (WEICHELT, 1977c). Ist zudem das Ausgangsgewicht der zur Isolierung von Lignin verwendeten Probe festgehalten worden und das Volumen des ligninhaltigen Extraktes bekannt, läßt sich auch der Ligningehalt im Ausgangsmaterial erfassen. Voraussetzung allerdings ist, daß sich das Lignin völlig isolieren läßt oder die Isolierungsmethode standardisiert ist (z.B. 85% \pm 5% sind stets isolierbar).

3.3 Fluoreszenz-Spektroskopie

Durch Anwenden der Fluoreszenz-Spektroskopie erübrigt sich ein Anfärben des Lignins und ermöglicht zudem um etwa zwei Zehnerpotenzen geringere Ligninmengen noch genau zu messen. Störend können jedoch stark fluoreszierende Beimischungen in der Probe sein. Diesbezügliche Schwierigkeiten lassen sich aber durch Registrieren und Auswerten sowohl der Anregungs- als auch der Emissionsspektren meistens vermeiden. Reicht diese Maßnahme nicht aus, so muß die Probe sorgfältiger gereinigt werden. Die Erstellung von Eichkurven aus den beiden Typen von Fluoreszenzspektren erfolgt im übrigen wie bei der Absorptionsspektroskopie in Kapitel 3.2 beschrieben. Weitere Einzelheiten zu theoretischen Grundlagen, aber auch zur Meßtechnik, sind bei WEICHELT, 1976, zu finden.

Summa summarum läßt sich feststellen, daß dem Lignin in der Tat eine Fülle von wichtigen Aufgaben im Boden zur Erzielung von höheren Pflanzenerträgen zukommt. Ferner sollte aufgezeigt werden, daß genügend Methoden zur Verfügung stehen, Lignin (aus dem Boden isoliert) zu qualifizieren und auch, zumindest für mehr praktische Fragestellungen, hinreichend genau zu quantifizieren.

ADLER, E. (1961)

Recent studies on structural elements of lignin
Paperi ja Pun, Nr. 11, 634-642

AULIN-ERDTMAN, G. (1949)

Ultraviolet spectroscopy of lignin and lignin derivatives
Techn. Assoc. Pulp Paper Ind., 32, 160

BJÖRKMAN, A. (1956)

Studies on finely divided wood, part.I.Extraction of lignin
with neutral solvents
Svensk Papperstidn., 59, 477-485

FREUDENBERG, K. und SCHUHMACHER, G. (1956)

Die Ultraviolett-Absorptions-Spektren von künstlichem und
natürlichem Lignin sowie von Modellverbindungen
Sitzungsberichte der Heidelberger Akademie, Heidelberg, S.34

FREUDENBERG, K. (1962)

Forschungen am Lignin
Fortschritte der Chemie org. Naturstoffe, 20, 41-72

GIERER, J. (1958)

Über die Isolierung, Struktur und Biosynthese des Lignins
Holz als Roh- und Werkstoff, 16

GOLDSCHMID, O. (1971)

Ultraviolet spectra
in SARKANEN und LUDWIG, 1971 (s.n.Seite)

LENTZ, H.; LÜDEMANN, H.D. and ZIECHMANN, W. (1977)

Proton resonance spectra of humic acids from the solum
of a podsol
Geoderma, 18, 325-328

- PEPPER, J.M.; BALIS, P.E.T. and ADLER, E. (1959)
The isolation and properties of lignins obtained by the
acidolyses of spruce and aspen wood in dioxan-water-medium
Can. J. Chem. 37, 1241
- SARKANEN, K.V. and LUOWIG, C.H. (1971)
LIGNINS, Occurrence, Formation, Structure and Reactions
Wiley-Interscience, London
- SCHLEGEL, H.G. (1974)
Allgemeine Mikrobiologie
3. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart
- SCHROEDER, D. (1969)
Bodenkunde in Stichworten
Verlag Ferdinand Hirt
- SCHWEERS, W.H.M. and VORHER, W. (1977)
Possibilities of an economic and non-polluting utilisation
of lignin.
Proceedings of a Symposium Soil Organic Matter Studies, Braun-
schweig, Vol. II, p. 85-89
- WEICHELT, Th. (1973)
Zur Isolierung von Ligninen und der Nachweis ihrer Wechsel-
wirkungen mit autoxidierendem Hydrochinon.
Dissertation, Göttingen
- WEICHELT, Th. (1974)
Chemical interactions between natural lignin and autoxidizing
hydroquinone
Int. Peat Sym., Danzig, p. 88-106
- WEICHELT, Th. (1975)
Oxidation of lignin using different media. Transaction Int.
Sym. Humus et Planta, Prag VI, p. 52-53
- WEICHELT, Th. (1976)
The use of fluorescence and phosphorescence to determine
lignin in biological materials
Transaction Int. Peat Congress, Posen, V, 344-350

WEICHELT, Th. (1977a)

Chemical interactions between lignin and autoxidation products of pyrogallol (1,2,3-trihydroxybenzene)
Proceedings of a Symposium Soil Organic Matter Studies, Braunschweig, Vol. II, p. 67-83

WEICHELT, Th. (1977b)

Protonenspinresonanz zum Nachweis chemischer Reaktionen zwischen Lignin und Pyrogallol. (in Bearbeitung)

WEICHELT, Th. (1977c)

Quantitative determination of lignin
Experimenta, Basel (eingereicht)

WEICHELT, Th. (1977d)

Fluoreszenz bei verschiedenen Ligninen. (in Bearbeitung)

WEICHELT, Th. (1977e)

Determination of free radicals of lignin using DPPH
(in Vorbereitung)

WEICHELT, Th. und ZIECHMANN, W. (1977)

Phosphoreszenz of Lignin. Die Naturwissenschaften. (in press)

ZIECHMANN, W. (1972)

Über die Elektronen-Donator- und Acceptor-Eigenschaften von Huminstoffen.
Geoderma, 111-131

ZIECHMANN, W.; AZIZI, P. und WEICHELT, Th. (1977)

Qualitative und quantitative Erfassung von Lignin im Lössboden
(in Vorbereitung)

ZIECHMANN, W. und WEICHELT, Th. (1977a)

Chemische Veränderungen am Lignin bei dessen Isolierung
Z. Pflanzenern. u. Bodenkd. (in Druck)

ZIECHMANN, W. und WEICHELT, Th. (1977b)

Ramanspektroskopie am Lignin (in Vorbereitung)

Lumineszenzuntersuchungen an löslichen
Metallhumatkomplexen von TL

von

Kreß, B.M. ⁺

1. Einleitung

Neben den Gehalten bestimmter Metalle im Boden interessieren immer mehr auch die Art und Weise ihres Vorliegens, ihrer Bindung (der Stabilität der B.) und ihrer Umsetzungsmöglichkeiten. Hierzu gehören auch die Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Metallkationen. Für einige von ihnen wurden zuletzt auch Stabilitätskonstanten von Metallhumatkomplexen ermittelt (STEVENSON, 1976); für sehr stabile Cu-Humatkomplexe wurde das Vorhandensein von porphyrinartigen Strukturen vorgeschlagen (GOODMAN und CHESHIRE, 1976). Fraglich bleibt, ob nur einige wenige definierte Strukturanteile von Huminstoffen für die Stabilität und das Verhalten (z.B. Löslichkeit) von Metallhumatkomplexen verantwortlich sind. Vermutlich sind Huminstoffe aufgrund ihres Aufbaus und ihrer Bildungsweise ganz allgemein Komplexoren.

Ein Beitrag zu diesen Vorstellungen stellt diese Studie dar. Die durchgeführten spektroskopischen Untersuchungen zielen darauf ab, Änderungen im Zustand der Elektronen zu verfolgen.

Dieser Ansatz hat sich bei Huminstoffen insofern bewährt, als man sich mit der Betrachtung der Änderungen der Elektronenstrukturen von bestimmten strukturellen Vorstellungen (z.B. Anzahl der Carbonylgruppen, Vorhandensein von Porphyrinreststrukturen, aliphatische Seitenketten usw.) zunächst lösen kann. Das ist von Vorteil, weil aufgrund der Bildung der Huminstoffe sehr wohl recht unterschiedliche (Ausgangs-)Strukturen

⁺ Interfakultatives Lehrgebiet Chemie der Universität
V. Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

sich zum Endprodukt: Huminstoffe vereinigen. Dieser Tatbestand stellt aber nur einen Teilaspekt der Huminstoffe dar. Eine Betrachtungs- und Behandlungsweise der Huminstoffe, die sich nur dieser "Primärstruktur" zuwendet, geht am Wesen der Huminstoffe vorbei. Denn trotz der unterschiedlichen Primärstrukturen der Huminstoffe ergeben sich Gemeinsamkeiten in ihrer letztendlichen Elektronenstruktur (in typischen Elektronenzuständen). Deshalb erst sind diese unterschiedlich primärstrukturierten Stoffe Huminstoffe und deshalb ist es möglich und richtig, sie in einer Stoffgruppe zusammenzufassen, sie von anderen Stoffen zu unterscheiden und entsprechend zu benennen.

Bestimmte typische Elektronenzustände sind Triplettzustände, die für Huminstoffe nachgewiesen (KRESS, 1975) und erklärt (KRESS, 1977) wurden. Es hat sich auch gezeigt, daß angeregte Triplettzustände bei Reaktionen von Huminstoffen eine Rolle spielen; zumindest lassen sich durch die Untersuchung angeregter Triplettzustände Wechselwirkungen mit aromatischen Kohlenwasserstoffen (KRESS und ZIEHMANN, 1977) und mit p-Kresol und Chloranil (KRESS, 1977) nachweisen.

Damit lag es nahe, auch das Problem Metallkationen und Huminstoffe einmal mit lumineszenzspektroskopischen Methoden anzugehen. Dabei wurden gebildete Niederschläge zwischen Metallfraktionen und Huminstoffen (vom methodischen Ansatz her) nicht betrachtet; nur Wechselwirkungen, die in flüssigen Phasen stabil waren, wurden untersucht.

2. Material und Methoden

Zwei Modellhuminstoffe A und B sowie ein Braunkohlenhuminstoff wurden verwendet. Das Braunkohlenausgangsmaterial ist bei RITZKOWSKI (1969) beschrieben. Die Gewinnung erfolgte nach ROCHUS (1965). Die bei pH 7 lösliche und bei pH 2 fällbare Fraktion wurde eingesetzt. Der Syntheseweg für die beiden Huminstoffmodelle A und B ist in Abbildung 1 dargestellt.

Zur Lösung wurden solche organischen polaren Lösemittel verwandt (Äthanol mit N,N-Dimethylformamid), die bei tiefer Temperatur optisch einwandfreie Glaszustände ergeben (BRAMWELL und GENDELL, 1973) und die sowohl die Huminstoffe (4-1 mg/100 ml) als auch das Ionenpaar $Tl\ CH_3\ CO_2$ (0,2 molar) zu lösen vermochten. Von den Lösungen wurden Konzentrationsreihen hergestellt und von den entstandenen Reaktionsgemischen die überstehenden Lösungen (nicht aber die Niederschläge) untersucht.

500 g Hydrochinon
+ 3 l Wasser
+ 5 n NaOH ——— pH 12
+ O₂, 24 h ——— pH 9
+ HCl ——— pH 2
|
- Filtration

Lösung

+ 5 n NaOH ——— pH 12
+ O₂ 10 Tage
+ HCl ——— pH 2
|
Filtration—

Niederschlag Lösung verworfen

~
Dialyse (H₂O, 24 h)

Trocknung:

Modell A bei 36^oC und 100 Torr
B bei 18^oC

Abb. 1 Schema zur Synthese von Modellhuminstoffen

Bei 78 K wurden die Phosphoreszenzspektren in Anregung und Emission aufgenommen

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 2 zeigt sich eine Wechselwirkung zwischen Tl CH₃ CO₂ und dem Modellhuminstoff A. Die maximale Phosphoreszenz-emission liegt in dem (für viele Huminstoffe üblichen) Bereich von 490 nm. Die Anregungen dazu liegen bei 290, 330 und 370 nm. In Abbildung 2 sind die Intensitäten der Emission 490 und der Anregung 330 nm in Abhängigkeit von dem Konzentrationsverhältnis Tl CH₃ CO₂ zum Modellhuminstoff dargestellt.

Im Bereich 0 - 0,66 g Modellhuminstoff A/mol Tl CH₃ CO₂ steigt die Intensität der Phosphoreszenz an. Der nicht lineare Verlauf in diesem Bereich wird noch untersucht und anderswo besprochen. Ab 0,66 g Huminstoff/mol Tl CH₃ CO₂ geht die Intensität vorübergehend zurück, um dann wieder anzusteigen, wenn auch die Huminstoffkonzentration erhöht wird. Bei sehr hohen Huminstoffkonzentrationen

trationen erfolgt dann die übliche Löschung der Phosphoreszenz, weil immer mehr angeregte Triplettzustände durch Wärmeübergänge anstatt durch Lichtübergänge deaktiviert werden.

Der Befund wird qualitativ damit erklärt, daß sich bei geringen Huminstoffkonzentrationen und hohen Tl $\text{CH}_3 \text{CO}_2$ -Konzentrationen ein Komplex Tl Hu^+ bildet, welcher unlöslich ist und ausfällt. Steigert man die Huminstoffkonzentration, so bildet sich abermals ein Komplex Tl Hu_2^+ , welcher löslich ist, aber offensichtlich weniger gut (oder gar nicht) phosphoresziert als der Huminstoff.

Diese Interpretation stützt sich wesentlich auf 205 Tl Kernresonanz-Untersuchungen, die mit einer erheblichen Verschiebung der 205 Tl-Resonanz eine Veränderung der chemischen Umgebung des Tl⁺-Kernes beweisen ließen (SCHNEIDER, 1977). Die Untersuchungen wurden an den gleichen Reaktionslösungen durchgeführt, die auch für die hier vorgestellten Lumineszenzexperimente verwandt wurden.

Abbildung 3 zeigt die Wechselwirkung zwischen Tl $\text{CH}_3 \text{CO}_2$ und einem Braunkohlenhuminstoff. Hier wurde eine Lösung von 3,2 mg/100 ml Huminstoff mit abnehmenden Konzentrationen Tl $\text{CH}_3 \text{CO}_2$ umgesetzt. Die Kurven zeigen die relative Intensität der Phosphoreszenzen.

Auch hier wird die Bildung eines löslichen Komplexes durch den Rückgang der Intensität angezeigt, wobei der anfängliche Konzentrationsanstieg sowie die schließliche Konzentrationslöschung nicht zu sehen sind, da die Huminstoffkonzentration ja konstant gehalten wurde.

Auch hierzu konnte der Nachweis eines löslichen Komplexes kernresonanzspektroskopisch geführt werden (SCHNEIDER, 1977).

Der Intensitätsverlust bei der Bildung Tl $\text{Hu}^+ + \text{Hu} \rightarrow \text{Tl Hu}_2^+$ wird damit erklärt, daß in den größeren Aggregaten Tl Hu_2^+ die angeregten Radikationen sowie auch die gebildeten angeregten Triplettzustände eher durch Wärme als durch Lichtemission deaktiviert werden.

4. Zusammenfassung

- Modellhuminstoffe und ein Braunkohlenhuminstoff wurden zusammen mit Tl $\text{CH}_3 \text{CO}_2$ im Lösemittelgemisch Äthanol - DMF (4 : 1 Vol) lumineszenzspektroskopisch untersucht.
- Mit diesem Verfahren können zwischen Tl⁺ und Huminstoffen lösliche Komplexe nachgewiesen werden.

5. Literatur

- BRAMWELL, F.B. and GENDELL, J. , 1973
ESR-studies of the triplet state of (nn) paracyclophanes.
The Journal of chem.phys. 58, 2, 420-427
- GOODMAN, B.A. and CHESHIRE, M.V., 1976
The occurrence of copper-porphyrin complexes in soil humic acids.
The Journal of soil sc. 27, 337-347
- KRESS, B.M., 1975
Phosphoreszenzspektren von Huminstoffen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 22, 475-484
- KRESS, B.M., 1977
Phosphorescence emission investigations and excited triplet
states of humic substances.
Chemie der Erde, im Druck
- KRESS, B.M. und ZIECHMANN, W., 1977
Interactions between humic substances and aromatic hydrocarbons.
Chemie der Erde, 36, 209-217
- RITZKOWSKI, S., 1969
Nördliches Hessen, Niederkaufungen.
Führer zur oligozänen Exkursion 1969 der Internationalen Union
für geologische Wissenschaften, S. 66-70
- ROCHUS, W., 1965
Gewinnung und Stabilisierung von Huminstoff-Fractionen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 4, 301-306
- SCHNEIDER, H., 1977
205-NMR investigations on $\text{Ti CH}_3 \text{CO}_2$ -solutions and humic
substances.
Biochem. and biophys. res.com.; in Vorbereitung
- STEVENSON, F.J., 1976
Stability Constants of Cu^{2+} , Pb^{2+} and Cd^{2+} Complexes with
Humic Acids.
Soil sc.soc. of Am.J. 40, 665-672

6. Danksagung

Dem Max-Planck-Institut für biophysikalische Chemie in
Göttingen danke ich für die Überlassung der Meßeinrich-
tung.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Unter-
stützung dieser Arbeiten gedankt und den Herren
KAMENISCH, M. und MOOG, H.D. für die verständnisvolle
Mitarbeit.

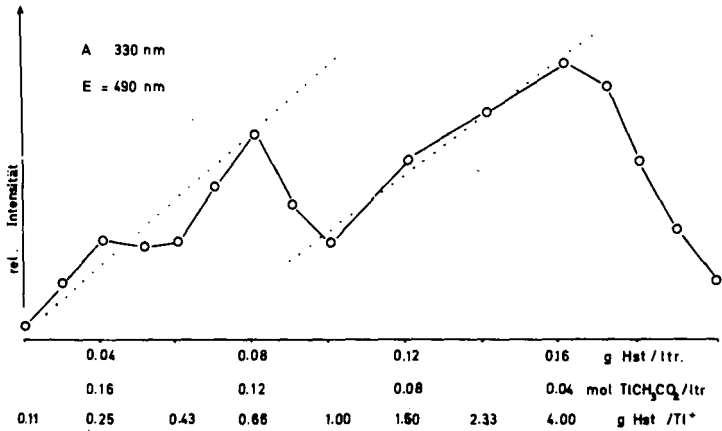


Abb. 2 Die relative Intensität der Anregung 330 nm für die Emission 490 nm eines Modellhuminstoffes (A) in Abhängigkeit von der Konzentrationsänderung von zugegebenem Tl CH₃ CO₂

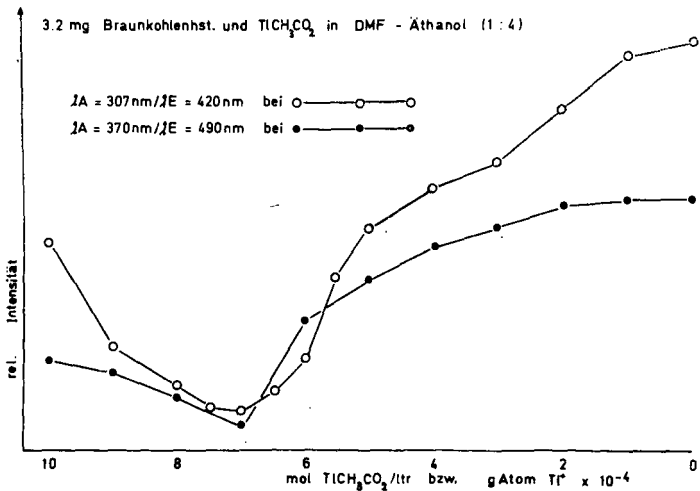


Abb. 3 Die relative Intensität der Phosphoreszenz einer Braunkohlenlösung bei sinkender Konzentration von Tl CH₃ CO₂
 Kurve I Anregung bei 307 nm; Emission bei 420 nm
 Kurve II Anregung bei 370 nm; Emission bei 490 nm

Jahreszeitliche Änderung der Humuszusammensetzung in einem
Ackerboden

von

J. Chr. Salfeld u. H. Söchtig

Für eine Beurteilung von Zusammenhängen zwischen der Humus-Dynamik im Ackerboden und Pflanzenernährung bzw. Pflanzenwachstum bedarf es genauerer Kenntnis über den Jahreszyklus der Humusdynamik. Unter Humus wird in diesem Zusammenhang das Gesamtsystem der organischen Stoffe eines Bodens verstanden. Für die Erfassung stofflicher Veränderungen in derartigen Vielstoffsystemen ist eine Reihe geeigneter analytischer Parameter erforderlich.

In der russischen Literatur sind einige Arbeiten zur Änderung der Humuszusammensetzung im Ablauf eines Jahres veröffentlicht, bei denen mehr als nur der Gesamtkohlenstoffgehalt bestimmt wird (BARANOVSKAYA, A.V., 1961, NIKOLAYEVA, T.A., 1958). Diese Untersuchungen basieren auf dem chemischen Humusmodell: Fulvosäuren, Huminsäuren, Humine und verwenden dementsprechend mehr oder weniger vollständig das Tiurinsche Analysenschema. Nach diesem Schema wird anhand des Kohlenstoffgehaltes der Gehalt an den so genannten freien und gebundenen Fulvo- und Huminsäuren bestimmt. Eine neuere Arbeit von SUROCHINA u.a. (1976), geht über den Rahmen des Tiurinschen Konzeptes hinaus. In dieser Arbeit wird die Änderung einer Reihe von Parametern der Huminsäuren im Verlaufe einer Vegetationsperiode bestimmt.

Wir haben ein erweitertes Schema für die Analyse des Systems der organischen Stoffe eines Bodens entwickelt (SALFELD, J.-CHR. und H. SOECHTIG, 1975), mit dem schon vor einigen Jahren Versuche wurde, die Änderungen der Humuszusammensetzung verschiedener Versuchsböden

während der Vegetationsperioden 1971 und 1972 analytische zu erfassen (SADAT-DASTEGHEIBI, B., 1974, SOECHTIG, H. und SALFELD, J.-CHR. 1974). Diese Versuche hatten gezeigt, daß die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse in aufeinander folgende Jahre offenbar auf große Schwierigkeiten stößt. Im Wesentlichen dürften vier Faktoren dafür verantwortlich sein: 1. Probenahme und -aufbereitung, 2. Reproduzierbarkeit der analytischen Bestimmungsmethoden, 3. der Witterungsablauf und 4. pflanzenbauliche Maßnahmen. Die beiden ersten sollten unter optimalen Bedingungen möglichst konstant gehalten werden um die beiden anderen, die Abhängigkeit der Humusdynamik vom Witterungsverlauf und den pflanzenbaulichen Maßnahmen untersuchen zu können.

Um die Auswirkungen dieser Faktoren zu studieren haben wir im Jahre 1974 mit einem Versuch begonnen, bei dem von einem Feld laufend am 15. eines jeden Monats Proben entnommen werden. Die Proben werden eingefroren, gefriergetrocknet, auf 0,2 mm gesiebt und in Zeitserien analysiert.

Aus den Untersuchungen an der ersten Serie von Januar 1974 bis Juli 1975 kann unter Einbeziehung der sehr spärlichen Informationen aus der Literatur bei allen Unterschieden vielleicht ganz vorsichtig eine allgemeine Struktur der jährlichen Humusdynamik abgeleitet werden, wie sie sich aufgrund der Änderung analytisch bestimmbarer Parameter darstellt:

Der Gehalt an organischem Material im Ackerboden verläuft nach einem jährlichen Rhythmus. Dieser hat zwei Maxima, eines im Frühling und eines im Hochsommer, die entsprechenden Minima liegen im Frühsommer

(Juni) und Spätherbst (November) (Abb. 1). Mit den Maxima der organischen Substanz fällt zusammen ein Maximum der Extrahierbarkeit, ein Minimum der spez. Extinktion des Extraktes und einem Maximum des Extinktionsquotienten, vielleicht auch ein Maximum des relativen Stickstoffgehaltes. Der Kohlenhydratgehalt ändert sich mit dem Gesamtkohlenstoffgehalt.

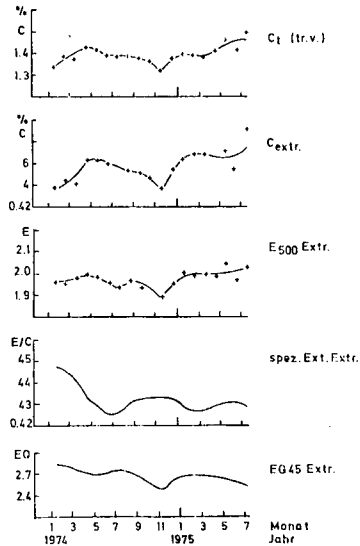


Abb. 1: Zeitversuch zur Humusdynamik: Änderung von Gesamt-C, Extrakt-C und optischen Daten des Extraktes (Ext. 500 nm, spez. Ext. 500 nm und EQ 45)

Eine Änderung der Hydrolysierbarkeit des Stickstoffs läßt sich nicht nachweisen, von den Stickstofffraktionen zeigen der Ammonium-Amid-Gehalt und der α -Amino-N-Gehalt einen etwa spiegelbildlichen Verlauf (Abb. 2). Bei den Minima des Kohlenstoff- und Kohlenhydratgehaltes hat der Ammonium-Amid-N-Gehalt ebenfalls ein Minimum, der α -Amino-N-Gehalt ein Maximum.

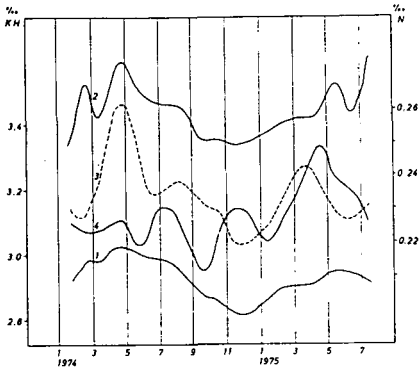


Abb. 2: Zeitversuch zur Humusdynamik (Januar bis Juli 1975)
1. leicht hydrolysierbare Kohlenhydrate
2. Gesamtkohlenhydrate
3. Ammonium-/Amid-N n. Bremner
4. α -Amino-N n. Bremner

Die jeweilige Ausprägung dieser Grundstruktur scheint im Einzelfall sehr verschieden zu sein. In welchem Umfang und in welchem Sinn sie von den eingangs genannten Faktoren abhängt, kann nur durch weitere Untersuchungen geklärt werden.

- BARANOVSKAYA, A.V. (1961): Change in humus composition in the annual cycle of sod-podzolic sandy loam soil. *Soviet Soil Sci.* 1961, S. 183-189
- NIKOLAYEVA, T.A. (1958): Seasonal changes in composition of organic matter in drained, cultivated bog soils. *Soviet Soil Sci.* 1958, S. 1359-1368
- SURUCHINA, S.I., ZIGUNOV, A.V. und GORELOVA, I.D. (1976): Einige gesetzmäßigkeiten der saisonalen Dynamik bei den Eigenschaften der Huminsäuren eines rasenpodsoligen Bodens. *Agrochimija*, 1976, Nr. 8, S. 92-95
- SADAT-DASTEGHEIBI, B. (1974): Untersuchungen zur Stoffdynamik in Ackerböden in Abhängigkeit von verschiedener organischer Düngung und Stickstoffdüngung. Diss. Gießen
- SÜCHTIG, H. und J.-Chr. SALFELD (1974): Anwendung der Routineanalyse von Humusstoffen auf Probleme der Stoffdynamik in Ackerböden. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 20, 441-446
- SALFELD, J.-Chr. und H. SÜCHTIG (1975): Proposals for the characterization of soil organic matter as an approach to understand its dynamic. *FAO Soils Bulletin, Annual* 27, 71-81

Gelchromatographische Untersuchungen an schleswig-holsteinischen Böden zur Charakterisierung der organischen Substanz

von

Friesel, P. und D. Schroeder[†]

Die in der Geest und im Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins weit verbreitet auftretenden Lessivés, Braunerden und Podsole unterscheiden sich als klimaphytomorphe Böden **m a k r o - m o r p h o l o g i s c h** deutlich in ihren Humusformen vom Rohhumus über Moder bis zum Mull. Ziel unserer Arbeit war es, mittels **c h e m i s c h e r** Methoden die Unterschiede der organischen Komponente dieser Böden durch Untersuchung der **m o b i l e n** Phase mit Hilfe der Gelchromatographie zu charakterisieren, um daraus Schlüsse auf ablaufende oder abgelaufene Prozesse der Pedogenese zu ziehen.

Gegenüber der konventionellen Kennzeichnung der organischen Substanz, z.B. durch Laugenextraktion und Säurefällung nach KONONOWA (1958), kann durch die gelchromatographische Untersuchung wässriger Extrakte die mobile organische Substanz nach ihrer Molekulargröße fraktioniert werden. Da die Molekulargröße der löslichen organischen Substanz - vor allem im Übergang vom kolloiden zum ionaren Bereich - ihr chemisches Verhalten entscheidend beeinflusst, ist zu erwarten, daß pedogenetische Prozesse, bei denen organische Substanzen beteiligt sind, durch dieses Verfahren besser erfaßt werden können. Die konventionelle Fraktionierung erfaßt nach GOH und REID (1975) Molekulargrößen bzw. Molekulargewichte nur sehr unvollkommen.

Method

Konzentrate aus wäßrigen Bodenextrakten und Lysimeterperkolaten wurden über Sephadex-G-15 und Sephadex-G-50 fraktioniert.

Zwar können aus Sephadex-Elutionsdiagrammen keine exakten Molekulargewichte einzelner Fraktionen entnommen werden, weil als Eichsubstanzen für definierte Molekulargewichte fast nur Eiweißstoffe vorliegen (DETERMANN, 1967), sie gestatten aber doch eine Abschätzung des Verhältnisses von hoch- zu niedermolekularen Anteilen untersuchter Stoffe. Die von SWIFT und POSNER (1971)

*

Institut für Pflanzen-
ernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

festgestellte Konzentrationsabhängigkeit der Ergebnisse und Störeffekte durch Fremdsalzgehalte konnten bei der Fraktionierung wässriger Extrakte mit destilliertem Wasser als Eluent nicht festgestellt werden; die Ergebnisse waren gut reproduzierbar und im gewählten Bereich nicht konzentrationsabhängig.

Als Maß für die Menge der gelösten organischen Substanz in den einzelnen Fraktionen wird im folgenden die Transmission bei 260 nm (T_{260}) angegeben, die in guter Näherung dem Gehalt an organischem Kohlenstoff entspricht. Dargestellt ist die Beziehung zwischen T_{260} und dem Elutionsvolumen V_e (ml) mit der vorderen und hinteren Ausschlußgrenze (V_0 und V_t).

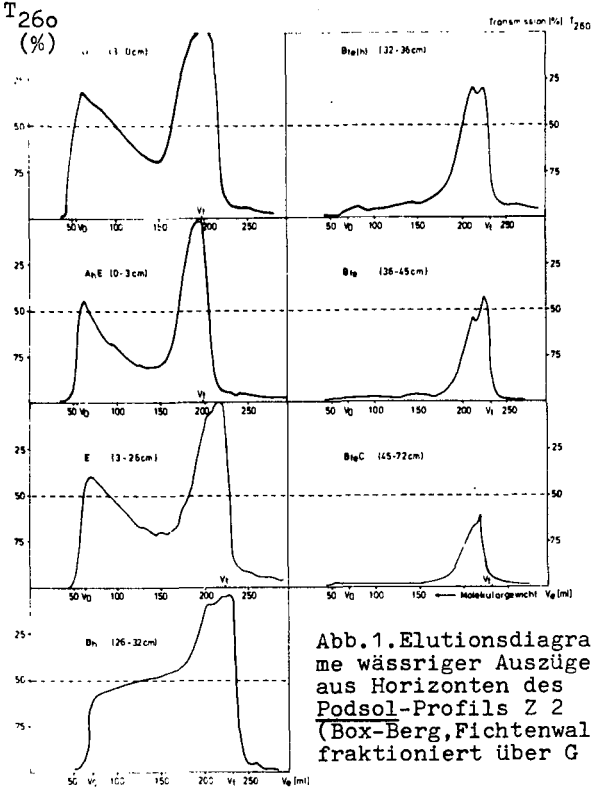


Abb. 1. Elutionsdiagramme wässriger Auszüge aus Horizonten des Podsol-Profiles Z 2 (Box-Berg, Fichtenwald), fraktioniert über G 50

Ergebnisse

Die Gelfiltration über Sephadex-G-50 von wässrigen Extrakten aus verschiedenen Horizonten eines Podsol unter Fichtenwald ergab charakteristische Elutionsdiagramme, die in Abb. 1. dargestellt sind.

In den oberen O-, A_h - und E-Horizonten sind im Bereich der vorderen und hinteren Ausschlußgrenze je ein deutlicher peak ausgeprägt - das entspricht einer weitgehend kontinuierlichen Molekulargewichts-

Verteilung mit einem erheblichen Anteil im makromolekularen Bereich \approx nominal 30 000. Dieser makromolekulare peak nimmt im B_h -Horizont deutlich ab und ist im $B_{fe}(h)$ fast ganz verschwunden. Auch im niedermolekularen Bereich ist bis zum B_{fe}^C eine relative Abnahme der höhermolekularen Anteile festzustellen.

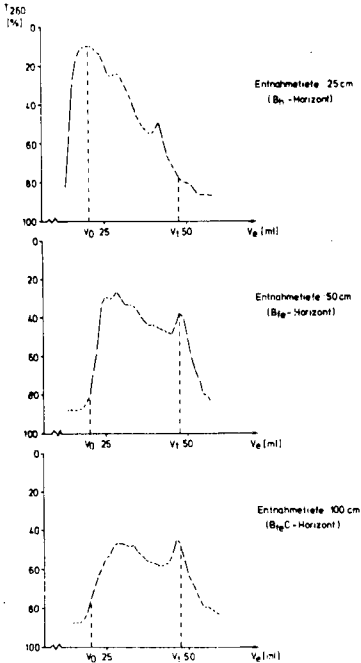


Abb. 2. Podsol unter Fichtenwald (Segeberger Forst); Fraktionierung über G 15 von Monolithlysimeterperkolaten

Diesem Befund entsprechen die Elutionsdiagramme mit Sephadex-G-15 von Monolithlysimeterperkolaten eines Fichtenpodsols aus dem Segeberger Forst aus verschiedenen Tiefen, die in Abb. 2 zu sehen sind. Auch hier ist der Rückgang des höhermolekularen Anteils \geq nominal 1500 der organischen Substanz in der Lösungsphase mit zunehmender Tiefe deutlich. Entsprechend steigt relativ der Anteil mittlerer Molekulargewichte (nominal 400-800). In den beiden Podsohlen nimmt also von oben nach unten der höhermolekulare Anteil der organischen Substanz in der Lösungsphase ab, wobei die besonders drastische Abnahme des makromolekularen Anteils ($\geq 30\ 000$) zwischen B_h - und B_{fe} -Horizont (in Abb. 1) auffällt. Ob dies durch irreversible chemische Ausfällung oder mikrobielle Umwandlung zu erklären ist, kann noch nicht gesagt werden; dies ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

Neben den organischen Substanzen werden in Podsohlen anorganische Bestandteile, vor allem Eisen und Aluminium, verlagert. Die Verteilung von Eisen auf die verschiedenen Molekulargewichtsfractionen ist in den beiden folgenden Abbildungen gestellt.

Der annähernd parallele Verlauf von Fe-Gehalt und T_{260} in Abb. 3 deutet darauf hin, daß das Eisen in komplexgebundener Form vorliegt. Dies wird bestätigt durch das Zusammenfallen der Fe- und T_{260} -peaks in Abb. 4. Das Eisen scheint sich etwa gleichmäßig auf die verschiedenen Molekulargewichtsfractionen zu verteilen.

Aus unseren vorläufigen Ergebnissen kann somit geschlossen werden, daß sich unter Fichtenbestand aus Streu und O-Horizont größere Mengen an wasserlöslichen organischen Substanzen mit einer relativ kontinuierlichen Verteilung der nominalen Molekulargewichte von

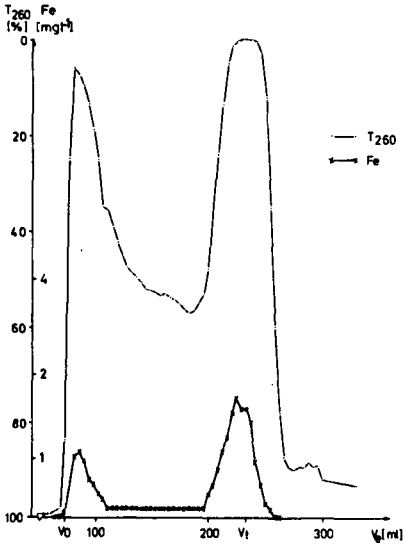


Abb.3. Podsol unter Fichtenwald (Segeberger Forst); Fraktionierung über G 50 von Geländelysimeterperkolaten (Entnahmetiefe 15 cm, A_h-Horizont)

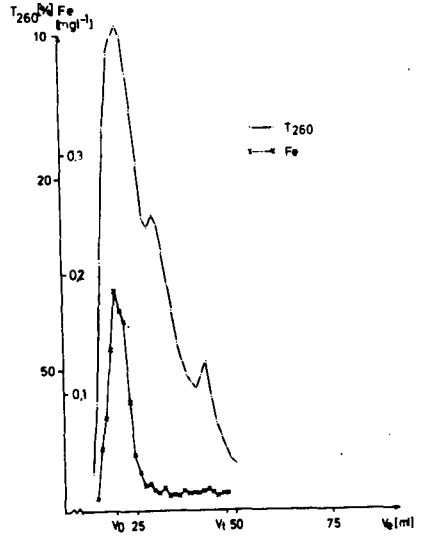


Abb.4. Podsol unter Fichtenwald (Segeberger Forst); Fraktionierung über G 15 von Monolithlysimeterperkolaten (Entnahmetiefe 25 cm, B_h-Horizont)

≥30 000 bis ~100 bilden, die in der Lage sind, Eisen komplex zu binden. Bei der Perkolations durch den Eluvialhorizont bleibt die Molekulargewichtsverteilung der organischen Substanz zunächst fast unverändert, bis dann im B_h (und B_{fe})-Horizont vor allem die makromolekularen Substanzen aus der Lösungsphase verschwinden. Ein geringer Anteil der organischen Substanz, fast ausschließlich niedermolekular, perkoliert bis weit in den C-Horizont und gelangt unter Umständen ins Grundwasser.

Es wurde weiter untersucht, inwieweit diese Abfolge typisch für Podsole unter Fichtenbestand ist und ob bei anderer Vegetation Abweichungen auftreten. Hierzu wurden aus Podsolstandorten mit unterschiedlicher Vegetation Geländelysimeterproben chromatographiert. Die Ergebnisse sind in Abb. 5 dargestellt. Es zeigt sich, daß die Diagramme bei Nadelwaldbestand weitgehend übereinstimmen, daß aber unter Laubwaldvegetation deutliche Unterschiede festzustellen sind. Der Anteil im Molekulargewichtsbereich

≥30 000 ist erheblich geringer als bei Nadelwaldbestand, ein diskreter makromolekularer Peak existiert nicht, im mittleren Molekulargewichtsbereich findet sich ein relativ größerer Anteil als bei den Perkolaten aus Fichten- und Kiefernstandorten, und der niedermolekulare Peak liegt vor der hinteren Ausschlußgrenze.

Diese qualitativen Unterschiede und die Mengendifferenz - unter Fichtenbestand perkolierte zehnmal mehr organische Substanz - können sehr unterschiedliche pedogenetische Auswirkungen haben. Beispielsweise wandelten in Schweden auf Podsolen aufgeforstete Roteichen innerhalb von 15 Jahren die Rohhumusform in Mull um (TROEDSON, 1976).

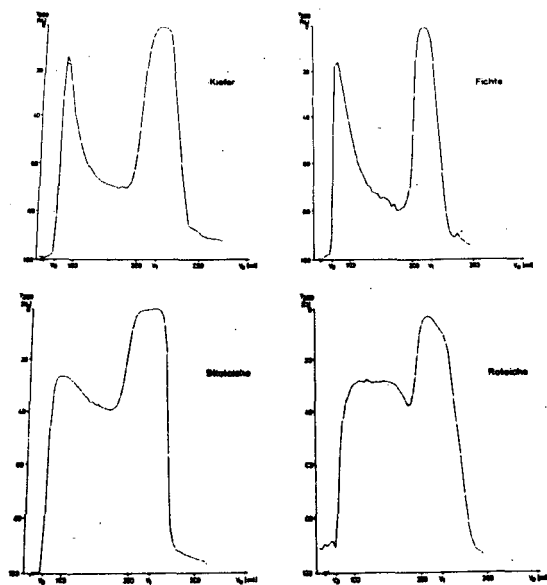


Abb.5. Podsol mit unterschiedlichem Bestand; Fraktionierung über G 50 von Geländelysimeterperkolaten (Entnahmetiefe 15 cm)

Um Vergleichswerte zu den Elutionsdiagrammen der Podsole zu erhalten, wurden verschiedene Braunerden und Lessivés entsprechend untersucht (WITTING, 1976).

Abb. 6 zeigt die Diagramme einer Braunerde unter Acker. Mit zunehmender Tiefe findet keine Differenzierung der peaks statt. Dies stimmt mit der Annahme überein, daß in Braunerden keine Translokation der organischen Substanz stattfindet.

Im Unterschied dazu ist in einem Lessivé unter Mischwald (Abb. 7) mit zunehmender Tiefe eine relative Zunahme der mittleren Molekulargewichtsfraction festzustellen. Anscheinend wandern zusammen mit den Tonkolloiden organische Substanzen mit nominalen Molekulargewichten der Größenordnung von einigen Tausend.

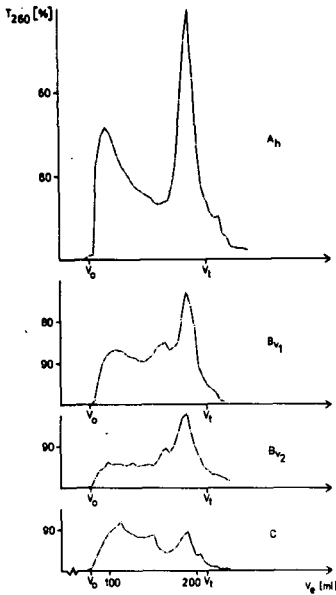


Abb.6. Braunerde unter Acker (Timmaspe); Fraktionierung wässriger Extrakte über G 50

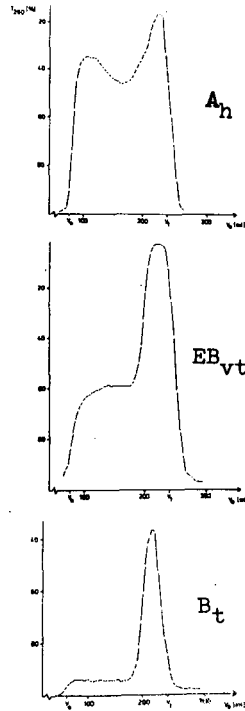


Abb.7. Lessivé unter Mischwald (Siggen); Fraktionierung wässriger Extrakte über G 50

Deutlich ist bei den untersuchten Braunerden und Lessivés der relativ zu Podsolen geringere Anteil an wasserlöslichem makromolekularen Substanzen im Oberboden und ebenfalls ein niedrigerer Anteil an Substanzen von Molekulargewichten ~ 1000 zu erkennen, was daraus ersichtlich ist, daß der niedermolekulare peak vor der hinteren Ausschlußgrenze sein Maximum hat.

Zusammenfassend läßt sich somit sagen, daß gelchromatographische Methoden, so problematisch sie zu exakten Molekulargewichtsbestimmungen auch sein mögen, die Möglichkeit bieten, pedogenetisch bedeutsame qualitative Unterschiede der wasserlöslichen organischen Substanzen zu kennzeichnen, darüber hinaus interessierenden Fraktionen präparativ darzustellen und gezielten Untersuchungen zu unterwerfen.

Literatur

- DETERMANN, H.: Gelchromatographie.
Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg 1967
- GOH, K.M., REID, M.R.: Molecular Weight Distribution of Soil
Organic Matter as Affected by Acid-Pretreatment
and Fractionation into Humic and Fulvic Acid.
Journal of Soil Science 26, 207-222, 1975
- KONONOWA, M.M.: Die Humusstoffe des Bodens.
VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin
1958
- SWIFT, R.S., POSNER, A.M.: Gel-Chromatography of Humic Acid.
Journal of Soil Science 22, 237-249, 1971
- TROEDSON, T.: Mdl. Mitteilung 1976, Uppsala
- WITTING, U.: Die Anwendung der Sephadex-Gelchromatographie zur
Fraktionierung wässriger Extrakte organischer Sub-
stanzen aus Braunerden und Lessivés Schleswig-Hol-
steins sowie der Versuch einer pedogenetischen
Interpretation.
Diplomarbeit, Kiel 1977.

Der Einfluß von Benomyl, Euparen, Nata, Orthocid, Questuran, Trevespan und Zineb auf das Wachstum und die N_2 -aseaktivität von Azotobacter croococum bei unterschiedlichen pH-Werten.

von

Heinemeyer, O.⁺ und G. Jagnow⁺

Einleitung:

Die mikrobielle Reduktion des Luftstickstoffs ist innerhalb der N-Bilanz sowohl natürlicher als auch wirtschaftlich genutzter Ökosysteme von Bedeutung (Burns u. Hardy, 3). Angesichts des steigenden Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln stellt sich die Frage nach ihren möglichen Nebenwirkungen auf diesen Prozess. Für die unter aeroben Bodenbedingungen stattfindende Fixierung kommen aufgrund ihrer Verbreitung und besonders im Bereich der Rhizosphäre vieler Pflanzen beobachteten hohen potentiellen Aktivität (Jagnow, 5) in erster Linie Bakterien aus der Familie der Azotobacteraceae in Betracht (Becking, 1; Mulder et al., 6). Da der pH-Wert der Boden- und Nährlösung den Stoffwechsel der Mikroorganismen stark beeinflusst, wurden einige Pflanzenschutzmittel, die eine Hemmwirkung besaßen, bei unterschiedlichen pH-Werten gegen die N_2 -aseaktivität von Az. croococum (Stamm 281 der Deutschen Sammlung von Mikroorganismen) getestet.

Durch Versuche in Nährlösungen mit und ohne NH_4^+ -N wurde festgestellt, inwieweit die Mittel nur die N_2 -Fixierung oder auch das Wachstum der Organismen hemmten.

Material und Methoden:

Die handelsüblich formulierten Fungizide Benomyl, Euparen, Orthocid, Questuran und Zineb, sowie die Herbizide Nata und Trevespan wurden in (auf reine Wirkstoffe bezogene) Konzentrationen von 100 und/oder 10 ppm getestet. Sie sind bei den untersuchten

⁺ Institut für Bodenbiologie, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50

pH-Werten von 6,7 , 7,2 , 7,7 und 8,2 chemisch stabil (Perkow, 6).

Mit Watte verschlossene, sterile 100 ml-EK wurden mit je 10 ml Mineralsalz-Glucosenährlösung modifiziert nach Burk (Strandberg et al., 7) beschickt, die mit 1/15 M- PO_4 -Puffer auf obige pH-Werte eingestellt wurde. Wirkstoffansätze erhielten 1 ml Pestizidlösung, Kontrollansätze 1 ml deion. Wasser. Sie wurden in 2 Versuchen mit je 7 Parallelansätzen mit 1 ml Zellsuspension ($2,5 \times 10^7$ Z/ml) beimpft und 20 Stunden bei 30°C auf einem Linearschüttler mit 1,7 Hz geschüttelt. Danach wurde die Nitrogenaseaktivität durch den Azetylen-Reduktionstest (Hardy et al., 3), die optische Dichte bei 540 nm und der End-pH-Wert gemessen. Wegen der linearen Proportionalität zwischen optischer Dichte und Zellzahl innerhalb des Messbereiches wurde die N_2 -aseaktivität aller Ansätze auf die optische Dichte 1,0 umgerechnet, gemittelt und auf diejenige der Kontrollansätze bezogen.

Ergebnisse und Diskussion:

In den Versuchen über die pH-Abhängigkeit der N_2 -asehemmung (Tab. 1) zeigte sich während des Wachstums eine pH-Verschiebung in den sauren Bereich, die bei pH 8,2 am stärksten und bei pH 6,7 am geringsten war. Questuran blockierte das Wachstum in allen pH-Bereichen, Orthocid nur bei pH 6,7. Deshalb trat hier keine pH-Verschiebung ein. Die Nitrogenasehemmung der chemisch sehr unterschiedlichen Wirkstoffe zeigte auch eine unterschiedliche pH-Abhängigkeit. Sie nahm bei Benomyl, Nata und Trevespan mit zunehmenden pH-Werten zu, während sie sich bei Euparen, Orthocid und Zineb mit zunehmenden pH-Werten verminderte. Questuran zeigte dagegen in allen pH-Bereichen eine Totalhemmung. Diese Modellversuche zeigen, daß auch in Boden mit unterschiedlichem pH eine unterschiedliche Hemmwirkung von Pestiziden auf die Nitrogenaseaktivität zu erwarten ist.

Ob lediglich die Nitrogenase oder auch andere für das Wachstum wichtige Stoffwechselprozesse betroffen wurden ergibt sich aus Versuchsansätzen mit und ohne 0,03 m- NH_4Cl bei pH 7,2 (Tab. 2). Verminderte Zelldichte sowohl in NH_4 -N-haltiger als auch in N-freier Nährlösung zeigt eine generelle Wachstumshemmung an. Wird dagegen nur das Wachstum in N-freier Nährlösung gehemmt, kann es sich nur um eine direkte oder indirekte Hemmung der

Tabelle 1: Relative Nitrogenaseaktivität von Azotobacter croococcum nach 20 Stunden Kultur in Nährlösung mit unterschiedlichen pH-Werten in Gegenwart von Pestiziden mit 10 ppm Wirkstoffkonzentration.

Pflanzenschutzmittel	6,7 6,5	7,2 6,7	7,7 6,9	8,2 7,1	pH zu Beginn pH am Ende
Benomyl	111,5 ± 22,5 ^{**}	43,1 ± 5,0 ^{***}	45,5 ± 6,8 ^{**}	50,1 ± 9,2 ^{**}	a)
Euparen	28,4 ± 10,0 [*]	125,5 ± 21,5	190,5 ± 23,8 ^{***}	160,8 ± 15,8 ^{**}	a)
Nata	126,3 ± 30,1	60,1 ± 8,7 ^{***}	57,8 ± 5,3 ^{***}	60,8 ± 7,2 ^{**}	a)
Ortocid	0,0 ^{***}	131,5 ± 13,1 ^{**}	87,1 ± 12,8	85,5 ± 4,7	a)
Questuran	0,0 ^{***}	0,0 ^{***}	0,0 ^{***}	0,0 ^{***}	a)
Trevespan	157,9 ± 42,1 ^{**}	124,7 ± 8,2	59,7 ± 7,4 [*]	71,1 ± 7,5	a)
Zineb	23,3 ± 23,7 ^{**}	41,2 ± 14,2 ^{***}	86,9 ± 15,2	85,3 ± 21,0	a)
Absolutwerte der Kontrolle	15,9 ± 9,5	46,4 ± 8,3	37,8 ± 8,4	35,2 ± 9,4	b)

Abweichungen der Mittelwerte von den Mittelwerten der Kontrolle statistisch gesichert mit:

:* = P = 0,05 ; ** = P = 0,01 ; *** = P = 0,001

a) bezogen auf Kontrolle = 100,0 % ; b) in 10⁻⁷ pMol C₂ H₄ x Zelle⁻¹ x h⁻¹.

Tabelle 2 Wachstum (OD_{540}) von *Azotobacter croococcum* nach 20 Stunden Kultur in Nährlösung mit und ohne Stickstoffquelle in Gegenwart von Pflanzenschutzmitteln bei 100 ppm und 10 ppm Wirkstoffkonzentration.

Pflanzenschutzmittel	100 ppm			10 ppm			Typ
	ohne N-Quelle	mit N-Quelle	Typ	ohne N-Quelle	mit N-Quelle	Typ	
Benomyl	79,0 ± 2,9	73,2 ± 4,6	D	105,0 ± 7,8	95,1 ± 4,2	D	a)
Euparen	38,1 ± 3,3	78,4 ± 6,7	A	84,9 ± 4,5	105,2 ± 8,1	D	a)
Nata	107,3 ± 8,2	96,3 ± 4,0	D	56,4 ± 9,2	103,7 ± 4,2	A	a)
Orthocid	0,0	0,0	B/C	98,0 ± 3,4	80,1 ± 10,2	D	a)
Questuran	0,0	0,0	B/C	0,0	0,0	B/C	a)
Trevespan	100,0 ± 2,8	18,1 ± 1,5	?	90,9 ± 7,2	83,8 ± 9,3	D	a)
Zineb	0,0	0,0	B/C	9,0 ± 2,4	97,9 ± 10,3	A	a)
Absolutwerte der Kontrollen	0,456 ± 0,020	0,607 ± 0,054		0,483 ± 0,050	0,621 ± 0,043		b)

a) bezogen auf Kontrolle = 100,0 % ; b) Optische Dichte bei 540 nm gegen Leerwert, 1cm Schichtst.

Typ A Die Hemmung beruht auf Blockierung der Nitrogenase.

Typ B/C Die Hemmung beruht auf Blockierung an anderer Stelle des Stoffwechsels.

Typ D Es liegt keine Hemmung vor.

N_2 -aseaktivität handeln. Dieser Hemmungstyp trat nur bei Zineb und Nata mit 10 ppm sowie bei Euparen mit 100 ppm auf. Für Orthocid und Questuran waren generelle Wachstumshemmungen charakteristisch. Benomyl zeigte keine Hemmwirkung, während Trevespan nur bei 100 ppm in Gegenwart von NH_4-N hemmte. Dies zeigt, daß auch in Boden mit unterschiedlichen N_{min} -Gehalten mit einer unterschiedlichen Nitrogenasehemmung durch bestimmte Pestizide zu rechnen ist.

Literatur:

- 1) Becking, J.H. (1974): Nitrogen-fixing bacteria of the genus Beijerinckia. Soil Sci. 118, 196 - 212
- 2) Burns, R.C. u. R.W.F. Hardy, (1975): Nitrogen Fixation in Bacteria and Higher Plants. - Springer-Verlag, Berlin
- 3) Hardy, R.W.F., R.C. Burns u. R.D. Holsten, (1972): Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. Soil Biol. Biochem. 5, 47 - 81
- 4) Jagnow, G. (1974): Assoziationen nicht-symbiontischer, Stickstoff bindender Mikroorganismen mit höheren Pflanzen und ihre Bedeutung für den Stickstoffhaushalt tropischer Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20, 252 - 260
- 5) Mulder, E.G. u. S. Brotonegoro, (1974): Free living heterotrophic nitrogen-fixing bacteria. In A. Quispel (ed.): The Biology of Nitrogen Fixation, North Holland Publ. Comp. S. 37 - 85
- 6) Perkow, W. (1971 - 1974): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz und Schädlingsbekämpfungsmittel, mit 1. Erg.-Lieferung 1976 Verlag Paul Parey, Berlin
- 7) Strandberg, G.W. u. P.W. Wilson, (1968) Can. J. Microbiol. 14, 33

Einfluß des Aktivitätsgrades Fe_o/Fe_d auf
die mikrobielle Reduzierbarkeit pedogener
Eisen(III)-Oxide

von

Th. Hillebrand¹⁾, J.C. Munch und J.C.G. Ottow

Problemstellung

Kommt es in einem Boden zur Wassersättigung, so setzen bakterielle Reduktionsprozesse ein, während deren Verlauf auch Eisen(III)-Oxide und Hydroxide reduziert werden. Ausmaß und Verlauf dieser bakteriellen Eisenreduktion sind in den einzelnen Böden sehr unterschiedlich und werden von den verschiedensten Bodeneigenschaften bestimmt (vgl. Ponnamperuma, 1972, Ottow und Glathe, 1973). Unter diesen Eigenschaften sind es vor allem

- 1) der Gehalt an leicht-mineralisierbarer organischer Substanz
- 2) das pH und Redoxpotential (Eh)
- 3) die Konzentration an Nitrat und Nitrit sowie an Mn(IV)-Oxiden, und
- 4) Gehalt und Form der freien Fe(III)-Oxide und Hydroxide.

Da amorphe Fe(III)-Oxide und Hydroxide im Vergleich zu den kristallinen Fe(III)-Formen einen geringeren Energiegehalt besitzen (Kristallisationsprozesse sind endotherm), stellt sich die Frage, ob eisenreduzierende Bakterien nicht vom Standpunkt der Thermodynamik bevorzugt jene Fe(III)-Verbindungen als Elektronenakzeptor verwenden werden, welche den niedrigsten Energiegehalt besitzen. In situ würde dies bedeuten, daß die amorphen Eisen(III)-Oxide vor den kristallinen Komponenten reduktiv aufgelöst werden. Bei gleicher Energiezufuhr, ähnlichem Gesamt-Fe-Gehalt und gleicher Teilchengröße müßte infolgedessen das Ausmaß der Eisenreduktion in Böden mit hohem Aktivitätsgrad schneller und intensiver vor sich gehen als in solchen Standorten mit geringem Aktivitätsgrad bzw. mit

1) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil Wolff Str.27, 7 Stuttgart-Hohenheim-70

einem hohen Anteil an kristallinen Eisen(III)-Oxiden. Diese Hypothese wurde in Modellversuchen einer Prüfung unterworfen.

Material und Methoden

Vier verschiedene Böden mit unterschiedlichem Gehalt an freien Fe(III)-Oxiden und mit deutlich wechselndem Aktivitätsgrad (Tab. 1) wurden ausgewählt, zerkleinert und auf 63-125 μ gesiebt. 0.5 g dieser Fraktion wurden in Kulturröhrchen (150 x 25 mm) eingewogen, mit 25 ml einer 2% Glucoselösung gesättigt, auf pH 6.9 bis 7.2 eingestellt und sterilisiert (1 min. bei 121°C). Die Versuchsansätze wurden dann entweder mit einer Mischpopulation N₂-bindender saccharolytischer Clostridien (vgl. zur Anreicherungstechnik Ottow, 1970), oder mit einer Sporensuspension (0.7 ml) einer eisenreduzierenden Kultur von Clostridium butyricum S 22a (Munch und Ottow, 1977) beimpft, homogenisiert und anaerob bebrütet (N₂/CO₂ = 9/1; 30°C). Unbeimpfte Kontrollansätze wurden stets mitbebrütet.

Tab. 1: Übersicht der chemischen Eigenschaften von den ausgewählten Böden

Bodenhorizont	Herkunft	pH (CaCl ₂)	Ct %	Nt %	Fed (mg Fe/g)	Feo	Feo/Fed
B (verock.Sand)	Goldshöfen	4.2	1.5	0.42	13.4	1.3	0.095
C _v (Rotlehm)	Odenwald	4.0	1.7	0.42	22.0	2.2	0.099
B _g (Pseudogley)	Uhlenberg	4.8	0.9	0.28	24.2	4.7	0.2
G _r (Gley)	Geislingen	6.9	40.5	3.22	11.0	7.1	0.6

In regelmäßigen Abständen wurden jeweils 2 Parallelansätze entnommen und sofort auf den Gehalt an gelösten Fe(II) untersucht (Munch und Ottow, 1977). Anschließend wurden die Röhrchen zentrifugiert (15 min. bei 6000 UPM), der Überstand verworfen und das Sediment 3 mal mit destilliertem Wasser gewaschen. Der Bodensatz wurde getrocknet 3 h bei 40°C, sorgfältig homogenisiert und jeweils 0.1 g entweder mit saurer Ammoniumoxalatlösung im Dunkeln extrahiert (Feo nach Schwertmann, 1964) oder mit Dithionit-Citratlösung behandelt (Fed nach Mehra und Jack-

linen Fe-Oxide sind praktisch reduziert worden. Erst nach dem 3. Tag verringerte sich der Feo-Gehalt signifikant und dürfte darauf hinweisen, daß nunmehr die "aktive" Oxidformen reaktiv aufgelöst werden. Diese Vorgänge widerspiegeln sich deutlich im Verlauf des Aktivitätsgrades: nach einem deutlichen Anstieg im Feo/Fed-Quotient von 0,6 auf 1,0 sank der Quotient erneut ständig ab. Die Schwankungen sind wohl auf das sehr enge Feo/Fed-Verhältnis zurückzuführen, weil schon geringe Schwankungen im Feo-Gehalt sehr deutliche Änderungen im Aktivitätsgrad zur Folge haben.

Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse erlauben zunächst die folgenden allgemeinen Schlußfolgerungen:

- 1) Das Ausmaß der bakteriellen Eisenreduktion (bei etwa gleicher Teilchengröße und Energiezufuhr) ist in Böden mit unterschiedlichem Gehalt an pedogenen Fe(III)-Oxiden und wechselndem Aktivitätsgrad deutlich verschieden. Die Fe(II)-Bildung (in % vom Fed-Gehalt des Ausgangsmaterials) nimmt ab in der Reihenfolge Gr-Material > lepidokrokite-haltiger Pseudogley > Rotlehm > verockerter Sand. In genau dieser Sequenz nehmen auch die Aktivitätsgrade der Versuchsproben ab (vgl. Tab. 1).
- 2) Bei allen untersuchten Proben nimmt im Laufe der Reduktion der Fed-Gehalt eindeutig ab, während der Anteil an ammoniumoxalatlöslicher Fe-Verbindungen in etwa konstant bleiben. Eine Ausnahme bildet der Feo-Gehalt im Gr-Material: in dieser Fraktion fand erst eine deutliche Abnahme statt, nachdem der Fed-Gehalt gleich Feo war und infolgedessen kaum noch kristalline Fe(III)-Oxide im Boden vorgelegen haben dürften.

Eine darüberhinausgehende Interpretation der Daten ist zwar verlockend, bleibt jedoch spekulativ, denn solche Folgerungen beruhen zunächst auf der Annahme, daß der Feo-Gehalt in etwa dem Anteil an "aktiven" röntgenamorphen Fe(III)-Oxiden entspricht und daß Fed-Feo infolgedessen ein brauchbares Maß für

son, 1960). Die unbeimpften Blindproben wurden entsprechend untersucht.

Ergebnisse

Sämtliche Proben wurden über eine Periode von 24 Tagen bebrütet, obwohl bereits nach 15-17 Tagen die Reduktionsprozesse weitgehend abgeschlossen waren. Die Entwicklung der Eisenreduktion sowie die Veränderungen in Fe_d , Fe_o und im Aktivitätsgrad (Fe_o/Fe_d) sind in den Figuren 1-4 dargestellt. Auf die Darstellung der Ergebnisse von Blindproben wurde verzichtet, da weder eine nennenswerte Eisenreduktion noch Veränderungen im Fe_o/Fe_d -Quotient im Laufe der Bebrütung festgestellt wurden.

In Abb. 1 ist der Verlauf der Eisenreduktion in einem Boden

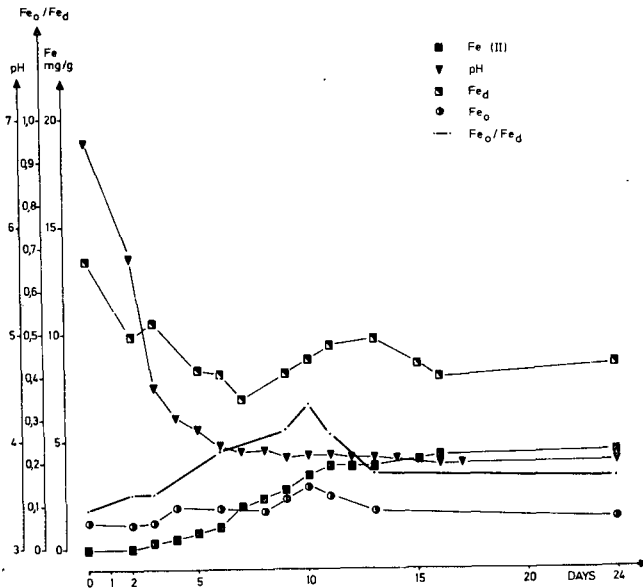


Abb. 1: Veränderungen in den Fe(III)-Oxidfraktionen eines verockerten Sandes (Goldshöfen) als Folge einer Eisenreduktion durch saccharolytischer Clostridien (Mischpopulation)

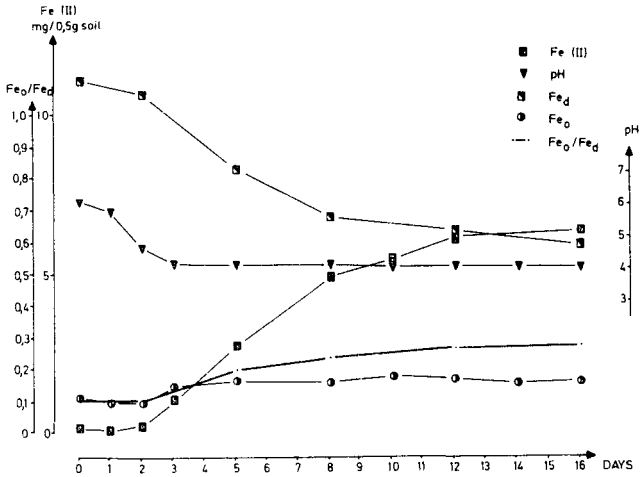


Abb. 2: Veränderungen in den Fe(III)-Oxidfraktionen eines hämatithaltigen Rotlehms (Odenwald) als Folge einer Eisenreduktion durch Clostridium butyricum S 22a

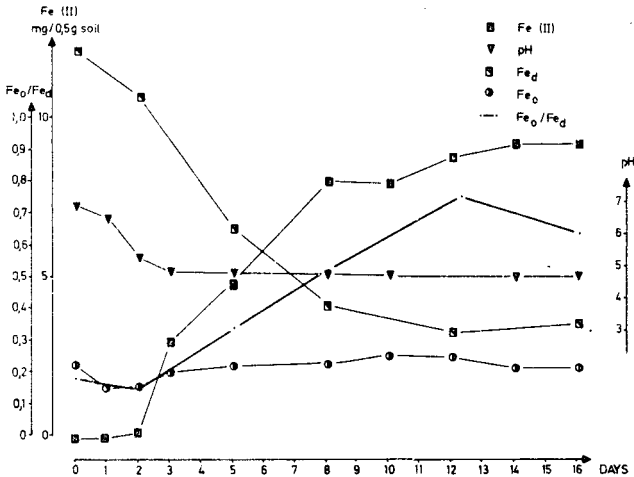


Abb. 3: Veränderungen in den Fe(III)-Oxidfraktionen eines lepidokrokithaltigen Pseudogleys (Uhlenberg) im Zuge der Eisenreduktion durch Clostridium butyricum S 22a

mit niedrigem Aktivitätsgrad ($Feo/Fed = 0,095$) dargestellt. Dieser verockerte Sand aus Goldshöfen war mit einer Mischkultur eisenreduzierender Bakterien beimpft worden. Nach einer zweitägigen Bebrütung stieg der Gehalt an zweiwertigem Eisen in der Lösung zunächst langsam, dann stärker an und erreichte ein Maximum nach 16 Tagen. Zum Ende des Versuchs entsprach das gelöste, zweiwertige Eisen 33% des Gesamtgehaltes an pedogenen Eisenoxiden.

Wie verhielten sich während der Reduktion die Parameter Fed und Feo? Obwohl der Fed-Gehalt Schwankungen aufwies, so nahm er insgesamt deutlich ab; der Feo-Gehalt blieb hingegen im wesentlichen unverändert. Infolgedessen läßt der Aktivitätsgrad zunächst einen Anstieg (durch die relative Zunahme an oxalateextrahierbarem Fe) erkennen, um dann erneut abzusinken.

Als zweiter Versuchsboden (Abb. 2) diente ein Rotlehm (Bc eines Reliktbodens aus dem Odenwald) mit einem Aktivitätsgrad von 0,1. In diesem Falle wurde eine Reinkultur von Clostridium butyricum S 22a verwendet. Auch in diesem Ansatz stieg die Eisenreduktion bis zum Ende des Versuches deutlich an und erreichte der Fe(II)-Gehalt in der Lösung insgesamt 57,5% des Gesamtgehaltes an pedogenen Fe-Oxiden (Fed). Auch in diesem Versuch blieb der Feo-Anteil im Laufe der Bebrütung etwa konstant, während der Aktivitätsgrad allmählich anstieg.

Des weiteren wurde ein Lepidokrokithaltiger Pseudogley mit einem mittleren Aktivitätsgrad von 0,2 untersucht (Abb. 3). Als Impfmateriale diente auch hier eine Reinkultur von Clostridium butyricum. Wie vorher wurde auch jetzt ein starker Anstieg des Fe(II)-Gehaltes nach einer zweitägigen Bebrütung beobachtet. Nach dem 8. Tag war die Zunahme nur noch geringfügig. Die Menge des am 16. Tag reduzierten Eisens erreichte 75,2% des Gehaltes an pedogenen Fe-Oxiden im Ausgangsmaterial. Der Gehalt an Fed hatte schon nach 2 Tagen stark abgenommen und erreichte am 12. Tag ein Minimum. Hingegen nahm der Feo-Gehalt nur vorübergehend (2. und 3. Tag) ab und blieb erneut während des Versuches in etwa konstant. Diese Tendenz wurde von einem signifikanten Anstieg im Feo/Fed-Quotient (von 0,2 auf 0,75!) reflektiert.

Um den Verlauf der Eisenreduktion in einem Boden mit einem hohen Aktivitätsgrad zu untersuchen, wurde Material aus einem Gr-Horizont mit einem Fe_o/Fe_d -Verhältnis von 0,6 ausgewählt und mit einer Mischkultur eisenreduzierender Bakterien beimpft (Abb. 4). Auch in diesem Boden stieg der Gehalt an zweiwertigem Eisen nach einer zweitägigen Bebrütungsdauer stark an. Nach dem 15. Tag war die Eisenreduktion etwa abgeschlossen. Die Menge reduzierten Eisens entspricht 118% der im Ausgangsmaterial vorhandenen pedogenen Eisenoxide (Fe_d). Auch hier sank der Fe_d -Gehalt kontinuierlich bis zum 7. Tag, blieb danach konstant.

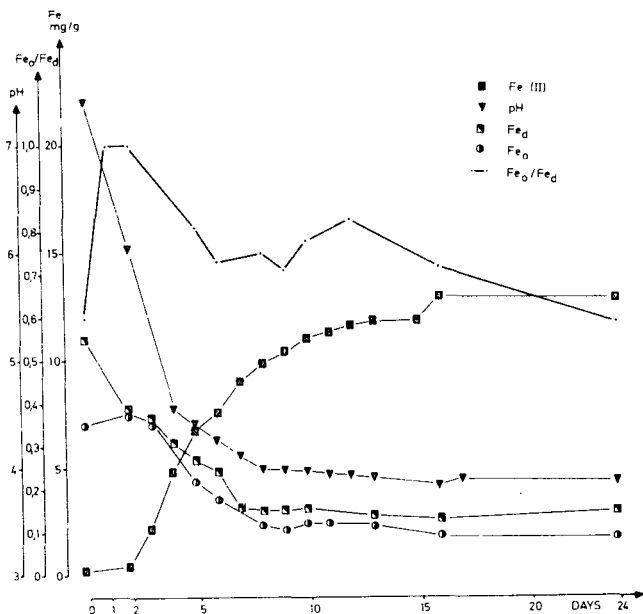


Abb. 4: Veränderungen in den pedogenen Eisenoxidfraktionen eines Gr-Horizontes (Geislingen) mit relativ-hohem Anteil amorpher Komponenten im Zuge der Eisenreduktion durch eine Mischpopulation saccharolytischer Clostridien.

Besonders zu beachten ist in diesem Falle, daß der Fe_d -Gehalt nach 2 Tagen dem Fe_o -Anteil entspricht, d.h. sämtliche kristal-

den kristallinen Anteil pedogener Eisenoxiden darstellt. Wenn diese Beziehungen auch in den vorliegenden Untersuchungen zutreffen, dann läßt sich daraus folgendes ableiten:

- 1) Da Feo im Laufe der Inkubation in etwa konstant bleibt oder sogar vorübergehend leicht ansteigt, während Fed hingegen deutlich sinkt, scheint es, als ob die kristallinen Eisen (III)-Oxide bevorzugt und stärker reduziert werden als die amorphen Formen.
- 2) Da der Feo-Gehalt im Laufe des Versuches über seinen Ausgangswert hinaussteigt, darf angenommen werden, daß die Reduktion von kristallinen Eisen(III)-Oxiden über eine Umwandlung in energieärmere, "aktive" Formen läuft, oder, daß neben zweiwertigen Eisenionen im Zuge der reduktiven Auflösung kristalliner Oxide auch amorphe, dreiwertige Formen gebildet werden.

Die Hypothese, daß die Eisenreduktion in Böden mit einem hohen Aktivitätsgrad intensiver vor sich geht als in solchen mit einem geringen Aktivitätsgrad, wurde somit durch die vorliegenden Versuche bestätigt. Allerdings konnte nicht bewiesen werden, daß Eisen(III)-Verbindungen mit einem geringeren Energiegehalt, d.h. im wesentlichen die amorphen Fe(III)-Verbindungen, bevorzugt als Elektronakzeptor Verwendung fanden.

Literatur:

- Mehra, O.P. and M.L. Jackson, 1960: Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system fuffered with sodium bicarbonate. Proc. natn. (U.S.) Conf. Clay and Clay Min. (1958) S. 317-327
- Munch, J.C. und J.C.G. Ottow, 1977: Modelluntersuchungen zum Mechanismus der bakteriellen Eisenreduktion in hydromorphen Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk. (im Druck)
- Ottow, J.C.G., 1970: Bacterial mechanism of gley formation in artificially submerged soil. Nature (London) 225, 103-104
- Ottow, J.C.G. und H. Glathe, 1973: Padochemie und Pedomikrobiologie hydromorpher Böden: Merkmale, Voraussetzungen und Ursache der Eisenreduktion. Chem. Erde 32, 1-44

Ponnamperuma, F.N., 1972: The chemistry of submerged soils.
Adv. Agron. 24, 29-96

Schwertmann, U., 1964: Differenzierung der Eisenoxide des
Bodens durch Extraktion mit Ammoniumoxalatlösung.
Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 105, 194-202

Die langfristige Wirkung von verschiedenen
Filtermaterialien (Duo versus Antoc) auf
die Mikroflora in Dränschlämmen

von
J.C.G. Ottow¹⁾ und H. Kuntze²⁾

Die Verockerungsgefahr von Dränen kann durch Ummantelung mit den verschiedensten Filtern (Torf, Stroh, Gravel, Glas- und Acrylfaser, Kupferschlacken etc.) meist nur unvollständig und vorübergehend erfolgreich hinausgezögert werden. Gemeinsames Ziel der so verschiedenen Filtermaterialien ist es, das angelieferte Fe(II) vor einer Fällung in den Saugern zu schützen, und zwar entweder durch Oxidation oder Präzipitation im Filtermaterial selbst (Torf, Gravel, Stroh, Glas- und Acrylfaser) oder durch Eliminierung der biogenen Verockerung während der Dränpassage (Vergiftung durch Kupferschlacke). Eine weitere Modifikation des letztgenannten Prinzips konnte durch den Einsatz von gerbstoffhaltigen Holzspänen zum Strohfiter ("Antoc"-Filter) erreicht werden. Dieses Material (Mimosa altissima) bewirkt, daß das Fe(II) sequestriert (mit Tanninen, phenolischen Verbindungen etc.) in die Sauger gerät, um so eine spontane chemische und biogene Verockerung zu verhindern (Scheffer und Kuntze, 1975). Neben der Komplexbildung, üben Tannine eine toxische Wirkung auf Mikroorganismen, insbesondere auf Eisenbakterien aus (Ford, 1975). Die erzielten Wirkungen vieler Filtermaterialien lassen jedoch im Laufe der Jahre nach und es stellt sich die Frage, in wieweit die unterschiedlichen Filter den Mikroorganismenbesatz im Ockerschlamme zu beeinflussen vermögen.

In Bokern, Krs. Vechta, wurde März 1973 ein Dränversuch in einem stark zur Verockerung neigenden Gley-Podsol (Tab. 1) angelegt. Es wurden abwechselnd je 9 Sauger (150 m lang) mit

1) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität
7 Stuttgart-Hohenheim 70

2) Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, Friedrich Missler Strasse 46/48, 28 Bremen

150-200 g Mimosa-Späne/lm³ im Strohfiter ("Antoc") und je 9 Sauger mit "Duofilter" (Handelsnahme für Zweitschichtfilter aus abbaufähiger Zellulose und Polyacrylfaser der Firma Oltmanns, Jeddelloh) verlegt. Im Frühjahr wurde jährlich eine Gülle- und Mineraldüngung gegeben, und zwar jeweils 40 m³ Gülle (1 x Schweinegülle = Variante II) und 80 m³ (2 x Schweinegülle, = Variante III). Auf der Vergleichsparzelle ohne Gülle wurde Mineralausgleichsdüngung gegeben, und zwar bis maximal 150 kg/ha N, 200 kg/ha P₂O₅, 180 kg/ha K₂O (= Variante I). Seit 1973 wurde auf dem Versuchsfeld Silomais angebaut und geerntet (Kolbenenerträge).

Tab. 1: Bodenchemische Kenndaten (Herbst 1976) des Versuchsstandortes (Podsol-Gley) in Bokern/Vechta.

Bodentiefe cm		pH (CaCl ₂)	C %	N %	C/N	Fe (AlCl ₃) mg/100 g	DL- P (mg/100 g)	K
0-20	Ah	4,8	2,41	0,20	12	0,88	16	9
20-40	Ae	4,8	1,62	0,14	12	1,13	10	8
40-60	Bhs/Go	5,0	0,30	0,07	(4)	1,15	3	7
60-80	Go/Gr	4,9	0,27	0,07	(4)	1,60	2	5
80-100	Gr	4,8	0,24	0,08	(3)	2,27	3	4

Tab. 2: Kolbenenerträge an Silo-Mais in den Jahren 1975 und 1976

Variante		Kolbenenerträge (dt/ha TM)	
		1975	1976
I	(Min. Dünger)	79	46
II	(1 x Gülle)	78	48
III	(2 x Gülle)	61	59

Nach 4 Jahren wurden am 20.10.1976 Schlammproben 15 m oberhalb der Saugermündung entnommen und quantitativ sowie qualitativ mikrobiologisch untersucht (vgl. Methodik Hammann et al., 1977). Die frischen Proben wurden außerdem im hängenden Tropfen sowie im Präparat mikroskopiert und auf das Vorkommen von fadenförmigen

gen Eisenbakterien (der Gattungen Leptothrix spp., Gallionella spp. und Thiothrix spp.) semi-quantitativ geprüft.

Die Untersuchungen sollten herausstellen, ob

- 1) eine unterschiedliche Filterung ("Duo versus "Antoc" bzw.
- 2) die Düngungsart ("Mineraldüngung" versus "1 x Gülle" bzw. "2 x Gülle") auf die Mikroflora, insbesondere auf die an der Verockerung beteiligten Bakterien einen langfristigen Einfluß auszuüben vermochte.

Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 2 sind die Kolbenenerträge (Silo-Mais) für die Jahre 1975 und 1976 aufgeführt. Die Ergebnisse zeigen, daß die Varianten I (Mineraldünger) und II (1 x Gülle) kaum Unterschiede aufweisen. Die Wirkung der Variante III (2 x Gülle) macht sich in einer signifikanten Ertragsdepression bemerkbar. Offenbar hat sich die Überdüngung mit Gülle (N-Wirkung?) im Oberboden negativ auf das Pflanzenwachstum ausgewirkt.

In Tab. 3 ist die quantitative Zusammensetzung einiger Bakteriengruppen im Ockerschlamm der mit Duofilter (A) bzw. mit Antoc-Material (B) ummantelten Sauger vergleichend dargestellt.

Man muß berücksichtigen, daß die Untersuchungen im 4. Jahr nach Anlage durchgeführt worden sind und Wirkungen des Antoc-Filters sich damit möglicherweise schon verwischt haben. Dennoch bleiben Unterschiede bestehen, wenn man die Gruppe der Duo-Filter (A) denen der Antoc-Filter (B) gegenüberstellt. Im Mittel sind die Ockerschlämme zu unserer Überraschung bei I saurer als bei II. Hier sollte man eher Umgekehrtes vermuten. Auch scheint die mittlere Gesamtbakterienzahl bei B höher zu liegen als bei A. Lediglich der durchschnittliche Besatz von Fe(III)-reduzierender Bakterien ist mit 70 bei Duo-Filterung wie erwartet deutlich niedriger als mit 200 bei Antoc. Hinsichtlich der Fe(III)-Ammoniumzitrats mineralisierenden Bakterien und der Denitrifikanten sind keine Unterschiede zwischen beiden Gruppen festzustellen. Gasbildner sind dagegen unter dem Antoc-Filter im Ocker stärker vertreten als beim Duo-Filter, wo sie weitestgehend fehlen.

Tab. 3: Übersicht einiger Bakterienpopulationen (Dichte in MPN/ml)¹⁾ in den ockerhaltigen Schlämmen unterschiedlich ummantelter Sauger (Duo- versus Antoc-Filter) 4 Jahre nach Versuchsbeginn

Probe-Nr.	Var.	pH (KCl)	Bakterien Gesamt	Gasbildner ²⁾	Fe(III)-reduzier. Bakt.	Fe(III)-NH ₄ -citrat mineral. Bakt. ³⁾	Denitrifikanten
A. Duo-Filter (Acryl- + Zellulosefasern)							
1	I	5,6	2.3x10 ⁵	150	40	4x10 ³	2.3x10 ³
5	I	5,5	4x10 ⁴	0	90	1.5x10 ²	40
7	II	5,7	2.3x10 ⁵	70	150	2.3x10 ³	4x10 ²
11	II	5,7	9x10 ⁵	0	150	9x10 ³	9x10 ²
13	III	4,6	4x10 ⁵	0	90	9x10 ²	2.3x10 ³
17	III	5,4	2.3x10 ⁶	0	90	1.5x10 ²	150
B. Antoc-Filter (Stroh- + Mimosa-Späne)							
2	I	5,8	2.3x10 ⁶	15x10 ²	150	2.3x10 ⁴	4x10 ³
6	I	5,4	1.5x10 ⁵	4x10 ²	70	4x10 ²	210
8	II	6,2	2.3x10 ⁵	90	70	4x10 ²	4x10 ²
12	II	6,0	4x10 ⁵	150	700	9x10 ³	2.3x10 ²
14	III	5,5	4x10 ⁵	150	150	2.3x10 ³	4x10 ²
18	III	(7,0)	4x10 ⁴	40	40	2.3x10 ²	15x10 ¹

1) MPN/ml = Most Probable Number/ml Schlamm

2) Gas aus Glucose (= Maß für Bakterien mit fermentativem Stoffwechsel)

3) dient als Maß für die Fe(III) organ.-Liganden-mineralisierenden Bakterien

Wenn man nach der 2. Versuchsfrage: "Mineraldüngung" (1,5 bzw. 2,6), "Gülle einfach" (7,11 bzw. 8,12) und "Gülle zweifach" (13,17 bzw. 14,18) differenziert (Tab. 3), so ist bei gleichzeitiger Verwendung von Duo-Filtern in der Reihe dieser 3 Versuchsglieder eine steigende Gesamtbakterienzahl, bei Antoc-Filtern dagegen umgekehrt eine fallende festzustellen. Bei beiden Filtern ist, vorsichtig angedeutet, die Zahl der Fe(III)-Ammoniumzitrat mineralisierenden Bakterien und die

der Gasbildner von der Mineraldüngung zur Gülledüngung fallend.

Vorkommen von Eisenbakterien - Die mikroskopische Prüfung auf Eisenbakterien vom Typ Gallionella (inkrustierte Zöpfe), Leptothrix (starre oft geknickte Scheiden mit $\text{Fe}(\text{OH})_3$) und Thiothrix (Büschel aus langen Fäden mit Schwefeltröpfchen) erbrachte die folgenden Ergebnisse:

- 1) In allen Proben wurde ein reichliches Vorkommen, teilweise $\text{Fe}(\text{OH})_3$ -inkrustierter Zöpfe von Gallionella festgestellt. Signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten waren jedoch nicht nachzuweisen.
- 2) Nur in den Proben 12 und 18 konnten vereinzelt starre Scheiden von Leptothrix beobachtet werden. Probe 18 hat möglicherweise von allen Proben den geringsten Anteil an Gallionella-Zöpfen. Büschel von Thiothrix wurden nicht festgestellt.
- 3) Alle Proben waren reich an gram-negativen Kurzstäbchen und Kokkoiden-Formen. Acidophile eisenoxidierende Thiobacillen wurden jedoch nicht nachgewiesen (durch Anreicherungen geprüft), obwohl das pH eine Entwicklung durchaus ermöglicht hätte (vgl. Hammann et al., 1977).

Zusammenfassend läßt sich aus dieser Momentaufnahme folgendes ableiten:

- 1) Weder die unterschiedliche Filterung, noch die jährliche Behandlung mit mineralischer Dünger oder verschiedenen Güllegaben vermag nach 4 Jahren einen signifikanten Einfluß auf die Zusammensetzung der Mikroflora im Dränschlamm auszuüben. Solche Unterschiede könnten jedoch in den ersten 2 Jahren nach Beginn der Dränung durchaus vorhanden gewesen sein.
- 2) Will man die von Dränfiltern oder Düngern ausgehenden Wirkungen erfassen, so sind sofort nach Fertigstellung der technischen Maßnahmen, begleitende mikrobiologische Untersuchungen sowohl am Profil, als auch im Mantelmaterial und im Schlamm der Sauger während der ganzen Versuchsperiode durchzuführen.

Literatur

- Ford, H.W., 1975: Blockage from iron and sulfur in drain lines and drip irrigation systems. Joint US - USSR Committee Plastic Conduits for Irrigation and Drainage, Orlando, Florida (1975). Hancor, Inc. U.S.A.
- Hammann, R., W. Mahr, H. Kuntze und J.C.G. Ottow, 1977: Einfluß unterschiedlicher Dränfilter auf die Mikroflora und Verockerung. Z. Kulturtechn. Flurber. 18, 40-53
- Scheffer, B. und H. Kuntze, 1975: Organische Dränfilter gegen Verockerung. Z. Kulturtechn. Flurber. 16, 97-109

Vorkommen und mikrobieller Abbau von polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in Müllkomposten

von
R. Martens *)

Durch die Kompostierung von kommunalen Abfällen nach verschiedenen Methoden erhält man Fertigkomposte, die in der Landwirtschaft und im Gartenbau als wirksame Bodenverbesserungsmittel eingesetzt werden können. In den letzten Jahren sind jedoch Bedenken gegenüber dieser Verwendung erhoben worden. Die Warnungen leiten sich aus dem Befund ab, daß Müllkomposte gegenüber natürlichen Böden neben erhöhten Schwermetallkonzentrationen auch hohe Gehalte an carcinogenen polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PCKs) besitzen. Die Gefahr einer Kontamination der Nahrungspflanzen mit carcinogenen PCKs durch kompostbehandelte Böden wird daher diskutiert.

Über die in Müllkomposten tatsächlich zu erwartenden PCK-Mengen liegen bisher nur sehr wenige, unterschiedliche Angaben vor. Das Ziel unserer Untersuchungen war es daher, die Kenntnisse über die zu erwartenden Polycyclen-Gehalte zu erweitern. Mit Hilfe einer von Grimmer u.a. entwickelten gaschromatographischen Methode wurden in Frisch- und Fertigkomposten sieben verschiedener Hersteller 13 der toxikologisch wichtigen 4 bis 6 Ringe enthaltenden PCKs einzeln oder als Isomerenmischungen quantitativ bestimmt. Es waren die Verbindungen: Benz(a)anthracen/Chrysen, Benzo(b/j/k)fluoranthene, Benzo(a)pyren, Benzo(e)pyren, Perylen, Dibenz(aj)anthracene, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(ah/ac)anthracene, Benzo(ghi)perylen. Durch die vergleichende Analyse von frischen und gelagerten Komposten wurden außerdem Hinweise darüber erwartet, ob die Polycyclen einem Abbau während des Rotteprozesses unterliegen.

*) Institut für Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode

Die erhaltenen Ergebnisse zeigten, daß die Mengenverhältnisse der betrachteten Verbindungen untereinander jeweils bei den frischen und gelagerten Komposten relativ konstant waren, so daß stets sehr ähnlich aussehende Chromatogramme erhalten wurden. Die absoluten Konzentrationen der einzelnen PCKs lagen bei den frischen Komposten je nach Verbindung zwischen 400 - 800 ppb für die isomeren Dibenz(ah/ac)anthracene und 6000 - 12000 ppb für das Gemisch der isomeren Benzfluoranthene. Für das stark carcinogene Benzo(a)pyren wurden Werte von 2000 - 5000 ppb gefunden. Die Gehalte in den entsprechenden für die landwirtschaftliche Nutzung eingesetzten Fertigungskomposten lagen entweder gleich hoch oder niedriger als in den Frischkomposten. So wurden für das Benzo(a)pyren Konzentrationen von 900 - 2500 ppb ermittelt. Dieses Ergebnis deutet darauf hin, daß während der mehrmonatigen Lagerung der Komposte die PCKs in gleichem oder noch weitgehendem Umfang abgebaut wurden als das übrige organische Material, dessen Rotteverluste bis zu 60% betragen können.

Um diese Schlußfolgerungen aus den gaschromatographischen Analysen zu überprüfen, wurde mit Hilfe ausgewählter ^{14}C -markierter PCKs (Anthracen, Benz(a)anthracen, Dibenz(ah)-anthracen und Benzo(a)pyren) die Mineralisierung dieser Substanzen zu $^{14}\text{CO}_2$ in frischen und gelagerten Komposten untersucht. Aus den erhaltenen Ergebnissen lassen sich die für alle untersuchten Komposte gültigen Feststellungen treffen.

1. Die Abbaukapazität eines Kompostes steht in einem direkten Verhältnis zu seinem Alter, das heißt, je stärker ein Kompost verrottet ist, desto leichter werden die oben genannten Verbindungen abgebaut. So wurde das ^{14}C -Benzo(a)pyren in frischen Komposten zu weniger als 0,5%, in alten Komposten dagegen zu 10 - 20% zum $^{14}\text{CO}_2$ innerhalb der zehnwöchigen Versuchszeit abgebaut.

2. Je geringer die Ringzahl der eingesetzten Verbindungen ist, desto schneller und umfangreicher ist der Abbau zum CO_2 . In gelagerten Komposten wurde das Anthracen innerhalb von 10 Wochen zu 40 - 60% zum CO_2 abgebaut, das Benzo(a)pyren und das Dibenz(ah)anthracen vergleichsweise nur zu 10 - 20%.

Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungen und ihrer Ergebnisse soll in der Zeitschrift "Water, Air and Soil Pollution" erscheinen.

Literatur

- Grimmer, G., Hildebrandt, A. und Böhnke, H. (1975)ß
Profilanalyse der polycyclischen aromatischen
Kohlenwasserstoffe in proteinreichen Nahrungs-
mitteln, Ölen und Fetten.
Deutsche Lebensmittel-Rundschau 71, 93-100.

Humusabbau durch Basidiomyceten in einer Lehm-Rendsina
des Göttinger Waldes.

von R. Aldag⁺

Einleitung und Problemstellung:

In jüngster Zeit ist in der Fachliteratur (FISHER, 1977; MATHUR, 1970; MEYER, 1974; NORSTADT et al. 1973) wie auch in den Mitteilungsblättern der Landwirtschaftskammern wiederholt über "Hexenringe" auf Gras- und Gartenland berichtet worden.

Verursacher dieser Hexenringe sind in erster Linie Basidiomyceten wie Marasmius oreades (Bolt) Fr. und gelegentlich auch Psalliota campestris und andere.

Wir beobachten seit etwa 10 Jahren eine Ausbreitung solcher Hexenringe auf den Mullrendsinen und Kalksteinbraunlehmen des südniedersächsischen Berg- und Hügellandes insbesondere auch auf solchen Grasländereien, die in zunehmendem Maße der "Sozialbrache" anheim fallen.

Das konzentrische Ausbreiten des Pilzes kann von Jahr zu Jahr anhand des Nährstoffversorgungsgrades des Grasses sehr gut beobachtet werden, was offensichtlich sehr eng mit der Mineralisierbarkeit des organisch gebundenen Stickstoffs im Humus dieser Standorte korreliert ist.

Die äußere Ringzone zeichnet sich meistens durch üppiges Graswachstum aus, während in den inneren Zonen oft das Gras total abstirbt oder kümmernd. Dieser Effekt wird auf Mangel an Wasser und Nährstoffen sowie auf die Ausscheidung von Toxinen (Marasmin z.B. und andere) und Blausäure zurückgeführt (FISHER, 1977).

Neuerdings ist von STONE und THORP (1973) und von SPALDING et al. (1975) berichtet worden, daß an Waldrändern oder in lichten Waldbeständen verschiedene Arten von Bärlappgewächsen wie Lycopodium

⁺ Institut für Bodenkunde, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

clavatum (Kolbenbärlapp, "Schlangenmoos") sich durch hexenringförmiges Wachstum auszeichnen. Dabei konnten sie direkt unter den Ringen eine erhöhte Mineralisation von Stickstoff und Phosphat sowie eine signifikant erhöhte Atmungsaktivität und eine stärkere Aktivität der Enzyme Cellulase, Invertase, Polygalakturonase und Peroxidase messen.

Unlängst hat MEYER (1974) darauf hingewiesen, daß es auch in Wäldern unter bestimmten Voraussetzungen zur Massenvermehrung bestimmter Basidiomyceten und demzufolge zum Humusabbau mit gravierenden Stickstoff- und Kohlenstoffverlusten kommen kann.

Im folgenden soll über den Humusabbau durch den Pilz Clitocybe nebularis in einer Lehm-Rendsina des Göttinger Waldes (bestanden mit 30-jähriger Buche) berichtet werden. Das Pilzmycel von Clitocybe nebularis breitete sich am Fundort halbkreisförmig aus.

Probenahme, Material:

Der Boden wurde dem A_h -Horizont (0 - 20 cm) im November 1975 entnommen. Dabei wurden im Abstand von 25 cm

- außerhalb des gezeigten Ringes (Symbol A)
- direkt in der Mitte unter dem sichtbaren Ring, also dort, wo das intensivste Mycelwachstum beobachtet wurde (Symbol M) und
- innerhalb der Ringzone, wo das Pilzmycel bereits "hindurchgewandert" war (Symbol I) Bodenproben entnommen.

Die Probenahme beschränkte sich also auf ein sehr begrenztes Außensegment des noch sichtbaren Halbkreises, wobei alle drei Proben auf einer Strecke von 60 - 80 cm anzuordnen wären.

Methoden:

Boden nach der Probenahme mit der Hand zerkleinern, an der Luft (ca. 18 - 20°C) trocknen, sichtbare Pflanzen- Wurzel- und Streureste auslesen. Anschließend mit einer Schlagkreuzmühle zerkleinern und sieben (<1 mm), mit Probenteiler Mischprobe entnehmen. Die Stickstoffanalytik erfolgte in Anlehnung an die Angaben von ALDAG (1975, 1977). Die Extraktion der Huminsäure erfolgte unter N_2 -Atmosphäre nach den Angaben von HOLTZCLAY et al. (1976).

Ergebnisse und Diskussion:

In der Tabelle (1) sind zunächst die wichtigsten Kenndaten der drei Bodenproben zusammengefaßt.

Tab. 1: Kenndaten der untersuchten 3 Bodenproben

Bezeichnung des Bodens	pH 1N CaCl ₂ ⁻	C %	N _t %	C/N _t	N _o %	C/N _o
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
A (Außen)	4,9	4,14	0,372	11,1	0,35	11,8
M (Mitte)	5,3	4,02	0,425	9,5	0,37	10,9
I (Innen)	5,1	2,82	0,383	8,3	0,31	9,1

Man kann daraus entnehmen, daß der Kohlenstoffgehalt aufgrund der Tätigkeit des Pilzes von 4 % auf 2,8 % abgenommen hat, das wären bei einer Mächtigkeit des A_h-Horizontes von 20 cm Tiefe ein Verlust von ca. 40 t Kohlenstoff oder etwa 80 t Humus/ha. Der Stickstoff-Verlust verläuft mit dem Abbau des Kohlenstoffs nicht parallel, was an der Verengung der C/N-Relation (Spalte 5 der Tabelle 1) abzulesen ist. Die Verengung der C/N-Relation bleibt auch erhalten, wenn der Kohlenstoff allein zum organisch gebundenen Stickstoff in Relation gesetzt wird (Spalte 7 der Tab.1). Die C_t/N_o-Relation nimmt von 11,8 außerhalb des Ringes auf 9,1 in der inneren Ringzone ab.

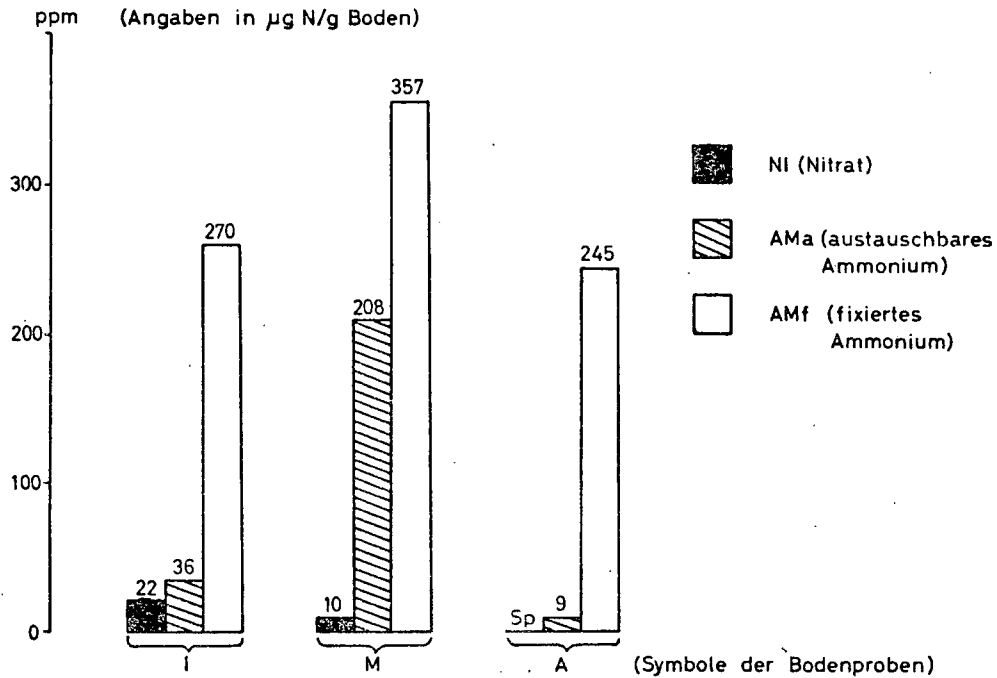
Mineralischer Stickstoff:

Zunächst soll der Einfluß des Pilzes auf die Veränderung des mineralischen Stickstoffs aufgezeigt werden.

Abbildung 1

In der Abbildung 1 sind die Gehalte an Nitrat (NI), an austauschbarem Ammonium (AMa) und an fixiertem Ammonium (AMf) in ppm für die drei Bodenproben der Standorte A, M, und I aufgetragen. Daraus geht hervor, daß sich die stärkste Stickstoff-Mineralisierung beim AMa am Boden M zu erkennen gibt. Der Nitrat - N steigt von Spuren im Boden A, über 10 ppm im Boden M auf 22 ppm im Boden I an. Der Gehalt des AMf hat sich bei A und I nicht wesentlich verändert, hingegen ist der Wert im Boden M auf 357 ppm im Vergleich zur Außenzone um 112 ppm angestiegen. Hier gibt sich

Abb.1 Gehalte an Nitrat (NI), austauschbarem Ammonium (AMa) und fixiertem Ammonium (AMf) in den drei Bodenproben
 (Angaben in $\mu\text{g N/g}$ Boden)



wiederum das Phänomen der verstärkten Ammoniumfixierung zu erkennen, das wir wiederholt auch bei unseren Bebrütungsversuchen als Folge von starken Mineralisationsphasen beobachtet haben (ALDAG, 1975; ALDAG et al., 1976). Offensichtlich ist auch hier in dem Boden M aufgrund des intensiven Humusabbaus ein Teil des mineralisierten austauschbaren Ammoniums von den Dreischicht-Tonmineralen zusätzlich fixiert worden. Dieser Befund weist darauf hin, daß die Stickstoff-Mineralisierung im Boden nur vollständig erfaßt und beschrieben werden kann, wenn neben dem Nitrat und dem austauschbaren Ammonium auch das fixierte Ammonium jeweils mit analysiert wird.

Im übrigen stimmt dieses Ergebnis, soweit es das starke Ansteigen der AMA-Werte in dem vom Pilzmycel durchwobenen Boden (Probe M) anbetrifft, mit den Befunden anderer Autoren (FISHER, 1977; NORSTADT et al., 1973) voll überein.

Organisch gebundener Stickstoff:

Die weitere Fraktionierung des Stickstoffs im Boden hat ergeben, daß der Abbau des Humus im Boden durch Clitocybe nebularis auch sehr deutlich an der Umverteilung des organisch gebundenen Stickstoffs in den Böden dieser Chronosequenz verfolgt werden kann (siehe Abb. 2).

Abbildung 2

Die oberste Begrenzungslinie gibt den N_t -Gehalt des Bodens in ppm an. Auf der Abszisse sind die drei Standorte der Chronosequenz symbolisiert durch die Buchstaben A, M und I aufgetragen.

Dann untergliedern wir in:

- hydrolisierbaren org. gebundenen Stickstoff: (NoHy)
- hydrolisierbaren mineralischen Stickstoff: (N_{min}Hy)
- nicht hydrolisierbaren vorwiegend heterozyklisch gebundenen und mineralisch fixierten Stickstoff : (nHy)

Das Symbol N_{min}Hy charakterisiert die Menge an mineralischen Stickstoff, die durch die salzsaure Hydrolyse in Lösung gebracht werden kann; sie setzt sich zusammen aus NI + AMa und einer Teilmenge des AMf, die hydrolisierbar ist und mit Hilfe einer Einzelanalyse bestimmt wurde.

Der gesammte organisch gebundene Stickstoff des Hydrolysates (NoHy) setzt sich zusammen aus dem Aminozucker-N (ΣAZ), dem Aminosäure-N (ΣAS-N), dem echten Amid-Stickstoff (ADe), dem Pseudo-Amid-Stickstoff (ADp) und dem Hydrolysat-Rest-N (HyR).

In der Abbildung 2 ist zu erkennen, daß beim Boden A beginnend bis hin zur inneren Ringzone der Anteil des organisch gebundenen Stickstoffs im Hydrolysat von 3000 auf 2361 ppm abnimmt, während analog dazu der Stickstoff der nHy-Fraktion von 620 auf 880 ppm ansteigt.

Aus der Abb. 2 wird weiter ersichtlich, daß der Stickstoff der ΣAS- und der ΣAZ-Fraktionen an dieser Abnahme des organisch gebundenen Stickstoffs im Hydrolysat nur in geringerem Umfang beteiligt ist.

Von besonderem Interesse ist das Verhalten des Stickstoffs in den N-Fraktionen ADp und HyR.

Im Vergleich zur äußeren Zone nimmt der ADp-Stickstoff in der mittleren Zone M um ca. 100 ppm ab, während die N-Menge in der HyR-Fraktion nahezu konstant bleibt. In der inneren Ringzone nimmt der Gehalt des ADp-Stickstoffs im Vergleich zur mittleren Zone wiederum stark zu, während gewissermaßen als Ausgleich dafür die Menge des HyR-Stickstoffs nahezu um die Hälfte (ca. 450 ppm) abnimmt.

Diese Umverteilung des organisch gebundenen Stickstoffs im Hydrolysat, die hier als Momentaufnahme zwischen den beiden Habitaten M und I registriert wird, kann möglicherweise mit einer einsetzenden Äquilibrierungsphase hinsichtlich der Humuszusammensetzung erklärt werden, die nach dem starken Pilzbefall und Humusabbau in der Zone M nun im Boden I beginnt.

Die deutliche Umverlagerung des Stickstoffs in den N-Fraktionen ADp und HyR stimmt mit den Befunden zahlreicher Bebrütungsversuche überein, die bei zunehmender Mineralisationsleistung ebenfalls relativ große Abnahmen des ADp-Stickstoffs auswiesen (ALDAG, 1975).

Der Humusabbau durch Clitocybe nebularis konnte auch am Verteilungsmuster des organisch gebundenen Stickstoffs in den aus diesen Böden isolierten Huminsäuren nachgewiesen werden.

Literaturverzeichnis:

- ALDAG, R.: Verfügbarkeit des Stickstoffs in Ackerböden. Bestimmungsprobleme aus der Sicht der Umverteilung der Stickstoff-Bindungsformen durch Bebrütung.
Ldw. Forschung, Sonderheft 32, II, 91-97 (1975)
- ALDAG, R.: Relations between pseudo-amide nitrogen and humic acid nitrogen released under different hydrolytic conditions.
Soil Organic Matter Studies Vol I, 293-299 (1977, Vienna).
- ALDAG, R., H.J.DREWS u. B. MEYER: Die Umverteilung des Stickstoffs in verschiedenen N-Fractionen von Ackerböden durch Bebrütung in Abhängigkeit von der zugesetzten Kohlenstoffquelle.
Ldw. Forschung, 33,II, (Kongreßband 1976, im Druck)
- FISHER, R.F.: Nitrogen and phosphorus mobilization by the fairy ring fungus, *Marasmius Oreades* (Bolt) Fr.
Soil Biol. Biochem. 9, 239-241 (1977)
- HOLTZCLAY, K.M., G. SPOSITO und G.R. BRADFORD: Analytical properties of the soluble, metalcomplexing fractions in sludge-soil mixtures. I. Extraction and purification of fulvic acid.
Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 254-258 (1976)
- MATHUR, S.P.: Degradation of soil humus by the fairy ring mushroom.
Plant and Soil 33, 717-720 (1970)
- MEYER, B.: Pedomorphologische Wirkungen höherer Pilze.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 18, 262-265 (1974)
- NORSTADT, F.A., C.R. FREY u. H. SIGG: Soil Urease: Paucity in the presence of the fairy ring fungus.
Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 880-885 (1973)
- SPALDING, B., J.M. DUXBURY u. E.L. STONE: Lycopodium fairy rings: Effect on soil respiration and enzymatic activities.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39, 65-70 (1975)
- STONE, E.L. und L. THORP: Lycopodium fairy rings: Effect on soil nutrient release.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35, 991-997 (1973)

Regradierung von Mergelböden nach Schafweidenutzung

von

U. Babel und Bau LeNgoc

A. Einleitung

Bei Untersuchungen zur Kausalität von Fichtenwuchsstörungen wurden, da Beziehungen zu früheren Weidenutzungen bekannt sind, aufgelassene Schafweiden untersucht, auf denen sich spontan oder durch Pflanzung Kiefern und Fichten im Einzelstand oder in Gruppen entwickelt haben. Unter den Bäumen wurden Humusauflagen beobachtet, die stark von Pilzmyzel durchzogen und ziemlich stark durchwurzelt sind. Das sind Zeichen ökologisch ungünstiger Entwicklungen, wie früher gezeigt werden konnte (Benckiser und Babel, 1975).

Die Geländeuntersuchung der Mineralböden unter Bäumen nach Schafweide zeigte aber Veränderungen, die auf ökologische Verbesserungen der Standorte hinweisen: die Oberböden sind dunkler und lockerer als die unter den benachbarten Halbtrockenrasen.

B. Die Untersuchungsflächen

Es gibt in der Hauptsache 2 Vergleichsglieder: Schafweide und wiederbewaldete Schafweide. Daneben wird ein Vergleich geführt zu alter Waldfläche, die etwa die Verhältnisse zeigt, wie sie vor der Schafweidenutzung vorhanden waren. Die Bodentypen sind auf allen Flächen Mergelrendzinen bis braune Mergelrendzinen.

C. Spezielle Untersuchungen

C.1 Humusgehalte und Humusmengen

Methode: Von der Humusauflage und bis zur Tiefe 12 cm im Mineralboden wurden je 6 100 ml-Stechzylinder, von 12-24 cm je 2 Stechzylinder genommen und getrennt am Wösthoff-Carmograph analysiert.

Ergebnisse: siehe Tabelle 1.

Tab. 1: C- und N-Mengen sowie Raumgewichte in den Böden von alter Waldfläche (OMO), Schafweide (OM1) und wiederbewaldeter Schafweide (OM2)

Tiefe (cm)	C (t/ha)			N (kg/ha)			Raumgew. (g/cm ³)		
	OMO	OM1	OM2	OMO	OM1	OM2	OMO	OM1	OM2
Aufl.	6,9	1,3	6,7	200	38	160			
0-4	35,5	18,6	23,0	1560	1200	1180	0,56	0,84	0,70
4-8	27,0	15,1	17,7	1700	980	1220	0,65	1,13	0,94
8-12	23,2	13,9	15,5	1530	870	1200	0,77	1,24	1,00
12-16	19,5	9,4	15,1	1380	710	1150			
16-20	14,6	10,7	11,0	1150	370	940			
20-24	12,6	6,8	11,1	1050	300	1020			
Summe	139,6	75,9	100,2	8570	4460	6860			

Die Unterschiede in den Mengen zwischen den 3 Flächen sind für die Tiefen 0-4, 4-8, 8-12 cm sowie für die Summe 0-24 cm jeweils statistisch gesichert, mit der einen Ausnahme OM2-OM1 in 0-4 cm.

Diskussion: Eine Ursache für die Verringerung der C-Werte von altem Wald zu Schafweide ist die Erosion. Daneben kann an erhöhte Mineralisierung sowohl der laufenden Bestandesabfälle wie der bodeneigenen organischen Substanz unter Schafweide gedacht werden.

C.2 Zellulosezersetzung

Tab. 2: Zellulosezersetzung im Gelände und im Labor (im Gelände Mittelwert aus 8 45-Tage-Perioden zwischen Ende März und Anfang November der Jahre 1974-1976, im Labor 45 Tage Früh-Herbst 1976).

	alte Waldfläche OMO Gewichtsverlust (%) (OM1=100)		Schafweide OM1 Gewichtsverlust (%) (OM1=100)		Wiederbewaldung OM2 Gewichtsverlust (%) (OM1=100)	
Gelände	17,1	61	27,9	100	19,4	70
Labor	28,5	147	19,4	100	18,8	97

Zweck: Unterschiede in der Mineralisierung, die aufgrund der Analyseergebnisse des organischen Kohlenstoffs angenommen worden sind, waren nachzuweisen. Ein Laborversuch sollte zeigen, ob die Unterschiede im Geländeversuch vorwiegend durch die verschiedenen bodenklimatischen Bedingungen hervorgerufen sind.

Methode: Filterpapierscheiben nach Tesarova und Uhlelova (1968); zuerst 12, später 16 Parallelen. Im Laborversuch wurde die gleiche Methode verwendet. Es wurde an Bodenmonolithen gearbeitet, die 45 Tage lang bei 20°C und 60% der maximalen Wasserkapazität gehalten wurden.

Ergebnisse: Siehe Tab. 2. - Die Differenzen der Werte für die 3 Flächen sind hochsignifikant gegeneinander gesichert.

Diskussion: Daß OML und OM2 im Laborversuch völlig gleich liegen, zeigt, daß die schlechtere Zersetzung im Gelände unter Wiederbewaldung OM2 auf geringere Temperatur oder höhere Trockenheit zurückzuführen ist. Ein hemmender Einfluß von Trockenheit auf die Zellulosezersetzung müßte sich in deutlicher Beziehung jener Werte zu den Niederschlägen zeigen. Diese Beziehung fehlt jedoch.

C.3 Bodentemperatur

Ergebnisse: Im Zeitraum von Mai bis August der Jahre 1974-1976 wurden in den Tageszeiten 10⁰⁰-17⁰⁰h 8 Messungen bei verschiedener Witterung gemacht. Die Bodentemperaturen in OM2 lagen dabei im Mittel 2,61°C (1,4⁰-4,9⁰C) tiefer als in OML (5 cm Tiefe).

C.4 Raumgewichte

Methode: Stechzylinderproben (100 ml, 4cm Höhe) in 6 Parallelen für jede Fläche.

Ergebnisse: Tab. 1. Die Unterschiede zwischen den 3 Flächen sind für alle 3 Tiefen statistisch gesichert.

Diskussion: Die Erhöhung der Raumgewichte von der alten Waldfläche OMO nach OML könnte ausreichend mit Erosion erklärt werden. Die Verminderung von OML nach OM2 könnte entweder durch verstärkte Regenwurmtätigkeit oder durch Baumwurzeln oder durch beides hervorgerufen sein, wobei die gefügestabilisie-

rende Wirkung der erhöhten Humusgehalte wahrscheinlich auch eine Rolle spielt.

C.5 Regenwurmspuren

Tab. 3: Gekrümmte Hohlraumränder in mineralischen Oberböden von Schafweide und nach Wiederbewaldung (stereologische Messungen an Anschliffen; angegeben ist die auf die Vertikale projizierte Länge der Hohlraumränder (cm) pro Anschlifffläche (cm²)).

	gekrümmt	gesamt	gekrümmt	gesamt
Tiefe (mm)	Schafweide <u>OM1</u>		Wiederbewaldung <u>OM2</u>	
0-20	23,8	32,2	20,1	30,7
20-40	19,9	31,3	20,0	29,3
40-60	14,5	25,7	17,5	29,3
0-60	19,4	29,7	19,2	29,8
	OF1		OF2	
0-20	21,2	29,9	27,4	37,2
20-40	20,9	32,6	28,2	42,7
40-60	20,1	32,8	30,8	44,6
0-60	20,7	31,8	28,8	41,5

Methode: Babel(1974).

Ergebnisse: Siehe Tab. 3. - Der höhere Gehalt gekrümmter Hohlräume in OF2 als in OF1 ist in allen 3 Tiefen getrennt gesichert. Die Abnahme des Gehalts gekrümmter Hohlräume in OM1 in den oberen 60 mm des Mineralbodens ist nicht gesichert.

Diskussion: Gekrümmte Hohlraumränder werden als Regenwurmspuren interpretiert. Ihre Zunahme von OF1 nach OF2 bedeutet raschere Bildung oder langsamere Zerstörung dieser Spuren. Das erstere wird angenommen, da nichts für geringere Quellung/Schrumpfung spricht und Gefrieren/Auftauen von 2-8 cm eine deutliche Abnahme zeigen müßte, also zu einer Zunahme von Regenwurmspuren führen müßte, die in den Hohlraumrandmessungen jedoch nicht einmal angedeutet ist.

C.6 Stickstoffgehalte und Stickstoffmengen

Zweck: Für die Frage einer Regradierung war Stickstoff als Hauptnährstoff der höheren Pflanzen zu untersuchen.

Ergebnisse: Tab. 1. - Die Differenzen der 3 Flächen gegeneinander sind für die Tiefen 0-4, 4-8 und 8-12 cm hochsignifikant gesichert.

Diskussion: Die Zunahme nach Wiederbewaldung kann nur mit erhöhter Luftstickstoffbindung erklärt werden.

C.7 Beobachtungen und Diskussion zur Stoffproduktion

Feinwurzeln: An geringwüchsigen Beständen von Fichte wurden hohe Feinwurzelmenngen beobachtet, aus denen nach bisherigen Untersuchungen auf hohe Feinwurzelproduktion geschlossen wird (Babel, in Vorbereitung; siehe auch Benckiser und Babel, 1975).

Streuproduktion: An der Wiederbewaldungsfläche OM2 wurde in bisher 2-jähriger Beobachtung eine Streuproduktion von 5000 kg/ha/Jahr gemessen. Dieser Wert liegt höher als der aus Wagner (1972) abzuleitende Wert für *Bromus erectus* (3000-3500 kg/ha i. Jahr); in der Nähe des letzteren Wertes dürfte die oberirdische Stoffproduktion des Trockenrasens der Schafweide OM1 liegen.

D. Zusammenfassende Diskussion

Die Untersuchungen haben ergeben, daß 2 auf die Pflanzen direkt oder indirekt wirkende Größen nach Wiederbewaldung von Schafweide verbessert worden sind, wobei eine Annäherung an die Zustände auf alter Waldfläche erreicht wurde: die Oberböden sind lockerer geworden (verbesserter Luft- und Wasserhaushalt) und die Stickstoffwerte wurden erhöht. Zu dieser Änderung führen mehrere Kausalketten, die zu einem Kausalnetz verflochten sind (Abb. 1).

Bodenbiologisch zeigen die Untersuchungen, daß die Aktivität der Mikroorganismen unter Schafweide (Halbtrockenrasen) größer ist, die der Regenwürmer unter Wiederbewaldung. Dies ist in Übereinstimmung mit den Temperaturunterschieden: Mikroorganismen werden durch die Temperaturerniedrigung von wenigen °C er-

heblich in ihrer Aktivität gemindert, Regenwürmer jedoch nicht (Edwards and Lofty, 1972).

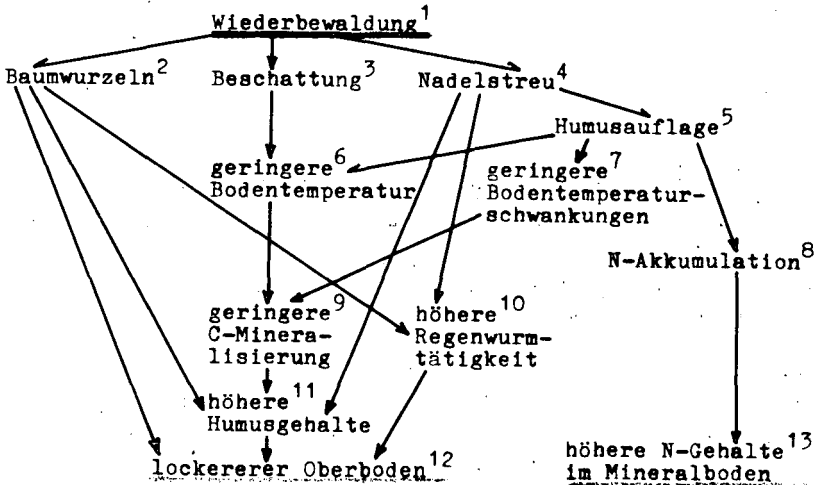


Abb.1: Kausalnetz, das die Beziehung zwischen den Regradierungsmerkmalen (lockererer Oberboden und höhere Stickstoffgehalte) und der Wiederbewaldung herstellt.

Für die Entwicklung der Humusformen unter Schafweideflächen kann man zusammenfassend folgende 4 Phasen annehmen:

- I : Wald - Mull;
- II : Schafweide - Degradierung zu Rohbodenhumus;
- III : beginnende Wiederbewaldung - Entwicklung von Tangel:
im Mineralboden beginnende Regradierung zu Mull, gleichzeitig ökologisch ungünstige Bildung einer Humusauflage;
- IV : ältere Wiederbewaldung - weitere Regradierung im Mineralboden, fortschreitender Abbau der Humusauflage.

Zusammenfassung

Als Merkmale der Regradierung von Schafweideböden nach Wiederbewaldung wurden Lockerung des Oberbodens und Zunahme der Stickstoffmengen festgestellt. Diese sind mit der Wiederbewal-

dung durch ein Kausalnetz verknüpft. In diesem wurden erniedrigte Bodentemperaturen, verringerte Mineralisierung der organischen Substanz (Zellulosestest), erhöhte Humusgehalte und erhöhte Spuren von Regenwurmaktivität quantitativ festgestellt.

Literatur:

- Babel, U. (1974): Die Verwendung humusmorphologischer Merkmale zur Untersuchung standortkundlicher Fragen. p. 223-239 in: K. Rutherford (editor): Soil Microscopy. - Fourth Int. Working Meeting Soil Micromorphology. The Limestone Press, Kingston, Ontario, Canada.
- Babel, U. (in Vorbereitung): Untersuchungen zum Wirkungsgefüge an Standorten mit Fichtenwuchsstockung. Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde H. 26.
- Benckiser, G. und U. Babel (1975): Einige Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung von Humusauflagen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22, 485-498.
- Edwards, C.A. and J.R. Lofty (1972): Biology of earthworms. 283 p., Chapman and Hall, London.
- Tesarova, M. und B. Uhlelova (1968): Abbau der Zellulose unter einigen Wiesengesellschaften. p. 277-287 in: Mineralisation der Zellulose. Vorträge Int. Symp. Paulinenaue. Tagungsber. 98 der Deutschen Akad. Landwirtschaftswissensch. Berlin.
- Wagner, P. (1972): Untersuchungen über Biomasse und Stickstoffhaushalt eines Halbtrockenrasens. Examensarbeit Syst.-Geobot. Inst. Univ. Göttingen.

Der Einfluß von Kieselsäure auf die Mobilität verschiedener Phosphatdünger auf kalkhaltigem Boden

von
Scheffer, K. ⁺

Einleitung und Problemstellung

Über die Anionen-Sorptionseigenschaften verschiedener Böden liegen u.a. umfangreiche Untersuchungen von GEBHARDT (1,2) (s. hier auch weitere Literatur) vor. Aus diesen Untersuchungen geht hervor, daß auch Lössböden über eine erhebliche Phosphatsorptionskapazität, die 260 mg P_2O_5 /100 g Boden übersteigen kann, verfügen. Diese Phosphatsorptionskapazität erwies sich als weitgehend pH-unabhängig.

Ziel der vor zwei Jahren begonnenen Arbeiten ist, zu prüfen, ob sich der Einsatz von kieselsäurehaltigen Düngern (Hüttenkalk) oder kolloidaler Kieselsäure (Na-metaphosphat, Wasserglas) zur Erhöhung der Effektivität einer Phosphatdüngung in der Praxis lohnt.

Ähnliche Untersuchungen liegen auch von WILDHAGEN (3) vor. Ausgehend von der Vorstellung, daß Lössböden nur dann höchste Ertragsleistungen erbringen, wenn sie ausreichend aufgekalkt sind, wurde bei den Gefäßversuchen, über die hier berichtet wird, (kalkhaltiger) Löss-C-Horizont-Boden verwendet.

Im ersten Versuchsjahr wurde bei hohen Aufwandmengen an P_2O_5 und SiO_2 in Form von Wasserglas geprüft, ob Kieselsäure die Mobilität der Phosphatdünger Hyperphosphat, Superphosphat und Thomasphosphat beeinflusst. Damit sollte auch eine indirekte Aussage über die Phosphat-Sorptionsverhältnisse des Löss-C-Horizont-Bodens ermöglicht werden.

Aufgrund der Erfahrungen des ersten Versuchsjahres wurde im zweiten Versuchsjahr bei stark verringerter Phosphat- u. Kieselsäuredüngung die Wirkung auch von Hüttenkalk auf die Verfügbarkeit

⁺ Gesamthochschule Kassel, Organisationseinheit Landwirtschaft
3430 Witzenhausen, Nordbahnhofstr. 1a

von Superphosphat geprüft. Hier sind allerdings, um einen zu großen Verdünnungseffekt zu vermeiden, die Phosphat- und Kieselsäuredünger nur in die oberen 4 cm des Gefäßbodens eingearbeitet worden.

Ab 1977 werden schließlich in Zusammenarbeit mit der Lufa Kassel-Harleshausen, auf Löß-Parabraunerden Feldversuche durchgeführt.

Material und Methoden

In beiden Versuchsjahren wurde mit LÖB-C-Horizont-Boden (Kalkgehalt: 11%) gearbeitet. In die Mitscherlichgefäße wurden 7 kg lufttrockener Boden eingefüllt. Alle Varianten wurden mit 1g N und 1,3g K₂O pro Gefäß gedüngt. In beiden Jahren wurde Sommerweizen (Sorte Kolibri) angebaut. Die Versuche bestanden pro Variante aus jeweils 4 Wiederholungen.

Im ersten Versuchsjahr wurde der Boden zu Beginn und am Ende der Vegetationsperiode auf CAL-Phosphat und DL-Phosphat untersucht. Im zweiten Versuchsjahr wurde am Ende der Vegetationsperiode schichtweise das CAL-Phosphat und das durch die Pflanzen aufgenommene Phosphat ermittelt.

(Die Untersuchungen wurden von der Lufa in Kassel-Harleshausen durchgeführt.)

Tab. 1: Versuchsplan 1. Versuchsjahr

Var.	P ₂ O ₅ -Düngung 1g P ₂ O ₅ /Gefäß als	Kieselsäuredüngung 21,3g SiO ₂ /Gefäß als Wasserglas (SiO ₂)
1	-	
2	Hyperphosphat	-
3	Superphosphat	-
4	Thomasphosphat	-
5	Hyperphosphat	SiO ₂
6	Superphosphat	SiO ₂
7	Thomasphosphat	SiO ₂
8	-	SiO ₂

Tab. 2: Versuchsplan 2. Versuchsjahr*

P_2O_5 -Düngung

Var.	als Superphosphat / durch Hüttenkalk		Kieselsäuredüngung	
	g / Gefäß		als	g/SiO ₂ / Gefäß
1	-	-	-	-
2	0,25	-	-	-
3	0,25	-	Wasserglas	2,1
4	0,25	-	Wasserglas	4,2
5	0,18	0,20	Hüttenkalk	2,1
6	0,11	0,40	Hüttenkalk	4,2

* Die Phosphat- und Kieselsäuredünger wurden in die oberen 4 cm des Gefäßboden eingearbeitet.

Die gewählten Aufwandmengen an P_2O_5 und SiO₂ entsprachen einer Phosphatdüngung von 75 kg P_2O_5 /ha und einer Hüttenkalkdüngung von 20 bzw. 40 dt/ha.

Die Hüttenkalk-Varianten erhielten eine reduzierte Phosphatdüngung. Die Hälfte des in diesem Hüttenkalk vorhandenen P_2O_5 wurde der Phosphatdüngung zugerechnet.

Ergebnisse

1. Erträge

Wie aus Tab. 3 hervorgeht, sind im ersten Versuchsjahr sehr starke Ertragsunterschiede zu verzeichnen. Im zweiten Versuchsjahr hingegen konnten keine statistisch zu sichernden Ertragsdifferenzen festgestellt werden. Erst in diesem Jahr zeigen sich deutliche Ertragsunterschiede. (Der Versuch wurde ohne nochmalige P- und Si-Düngung, allerdings mit einer N- und K-Düngung, wiederholt. Die Ergebnisse liegen noch nicht vor.)

Tab. 3: Korn-Stroh- und Gesamterträge des 1. Versuchsjahres

	Var.		Korn	Stroh	Gesamtertrag
	P ₂ O ₅	SiO ₂			
1	0	0	5,8	13,2	19,4
2	Hyp	0	5,4	14,7	20,1
3	Sup	0	10,7	19,0	29,7
4	Thom	0	12,5	19,4	31,9
5	Hyp	SiO ₂	13,0	23,2	36,2
6	Sup	SiO ₂	20,4	29,4	49,8
7	Thom	SiO ₂	19,6	29,3	48,9
8	0	SiO ₂	12,6	31,5	44,1

Durch 1g P₂O₅ als Hyperphosphat, was einer P₂O₅-Düngung von 300 kg/ha entspricht, konnten gegenüber ungedüngt keine Ertragssteigerungen erzielt werden. Durch Superphosphat wird der Korn-ertrag um fast 90 %, durch Thomasphosphat um ca. 120 % gesteigert. Der Strohertrag beider Varianten liegt um 40 % höher als die Kontrolle.

Die Zugabe von Wasserglas zu den drei Phosphatdüngern läßt den Eindruck entstehen, als sei in allen Fällen die Verfügbarkeit der Phosphatdünger erhöht worden. Dies trifft jedoch nicht für die Variante Hyperphosphat + Wasserglas zu. Vergleicht man die Erträge dieser Variante mit dem Ertrag der letzten (ohne P mit Wasserglas), so zeigen beide ein vergleichbares Ertragsniveau. Somit läßt sich - dies wird durch die Bodenuntersuchung bestätigt - die Ertragssteigerung gegenüber der 2. Versuchsvariante nur auf die bodenphosphatmobilisierende Wirkung der Kieselsäure zurück-führen. Die Zugabe von Kieselsäure zu Superphosphat führt fast zu einer nochmaligen Kornertragsverdoppelung, wobei darauf hin-gewiesen werden muß, daß jetzt beide Varianten das gleiche Ertrags-niveau aufweisen.

2. Bodenuntersuchung

Tabelle 4 gibt die Bodenuntersuchungsergebnisse wieder. Die Ge-fäße wurden nach der Vegetationsperiode im 1. Versuch auf CAL-P₂O₅ und DL-P₂O₅, im 2. Versuch auf CAL-P₂O₅ untersucht. Es zeigte sich bei der schichtweisen Untersuchung im zweiten

Versuchsjahr, daß das Phosphat sich nicht aus den oberen 4 cm verlagert hatte. Der Unterboden wies somit Phosphatgehalte zwischen 3,5 und 4 mg/100 g Boden auf. In der Tabelle werden nur die P_2O_5 -Gehalte der oberen 4 cm Bodenschicht angegeben. Der Ausgangsboden hatte in beiden Versuchsjahren einen P_2O_5 -Gehalt von 4 mg/100 g Boden.

Tab. 4: Phosphatgehalte des Bodens nach der Ernte

1. Versuch

	Var.		mg/100 g Boden	
	P_2O_5	SiO_2	CAL- P_2O_5	DL- P_2O_5
1	O	C	3	3
2	Hyp	O	3	10
3	Sup	C	8	7
4	Thom	O	10	10
5	Hyp	SiO_2	4	8
6	Sup	SiO_2	11	7
7	Thom	SiO_2	11	6
8	O	SiO_2	4	2

2. Versuch

	CAL- P_2O_5
1 ohne P ohne SiO_2	3,5
2 P ohne SiO_2	14,0
3 P + Wasserglas 1	19,0
4 P + Wasserglas 2	20,5
5 P + Hüttenkalk 1	26,5
6 P + Hüttenkalk 2	33,5

Nach der CAL-Methode geht auf dem kalkhaltigen Boden kein Hyperphosphat in Lösung, dagegen zeigt sich ein stark erhöhter P_2O_5 -Gehalt nach Superphosphat- und Thomasphosphatdüngung. Thomasphosphat ist löslicher bzw. wird weniger stark festgelegt als Superphosphat, worauf auch die erhöhten Erträge dieser Variante zurückzuführen sind. Eine Zugabe von Wasserglas erhöht

die Verfügbarkeit von Superphosphat und Thomasphosphat noch einmal deutlich, wobei berücksichtigt werden muß, daß hier auch noch stärkerer Phosphatentzug durch die Pflanzen erfolgte (s. Diskussion).

Wie bei den Erträgen verhalten sich die Varianten 5 und 8 gleich. Von dem Hyperphosphat ist auch bei Zugabe von Kieselsäure nichts in Lösung gegangen. Der um 1 mg erhöhte P_2O_5 -Gehalt beruht auf einer Mobilisierung bodenbürtigem P_2O_5 .

Erwartungsgemäß geht bei der DL-Methode das gesamte Hyperphosphat in Lösung. Auffallend bei den Bodenuntersuchungsergebnissen nach der DL-Methode ist der im Vergleich zur CAL-Methode niedrige P_2O_5 -Gehalt bei den mit Kieselsäure gedüngten Varianten. Diese Diskrepanz soll in weiteren Untersuchungen geklärt werden. Die Bodenuntersuchungen des 2. Versuches zeigen ähnliche Ergebnisse wie die des 1. Versuches. Durch Wasserglas werden die P_2O_5 -Gehalte deutlich angehoben. Dies geschieht aber auch deutlich durch Hüttenkalk, wobei schon berücksichtigt ist, daß hier durch das im Hüttenkalk enthaltene P_2O_5 mehr Phosphat gedüngt wurde (s. auch Tab.6).

Diskussion der Ergebnisse

Die Pflanzenerträge sowie die Bodenuntersuchungen wiesen schon deutlich darauf hin, daß auch auf diesem kalkhaltigen Boden durch Kieselsäure die Verfügbarkeit von Düngerphosphaten erhöht, sowie bodenbürtiges P_2O_5 mobilisiert werden kann. Die Bestimmung der Phosphat-Sorptionskapazität an diesem kalkhaltigen Boden würde am ehesten Auskunft über das Sorptionsvermögen dieses Bodens geben. Allerdings erlauben die vorliegenden Ergebnisse qualitative Aussagen.

1. Der Löß-C-Horizont-Boden scheint einen erheblichen Anteil sorptiv gebundenen Phosphats zu enthalten.
2. Durch Kieselsäure wird lediglich sorptiv gebundenes P_2O_5 mobilisiert. Schwer lösliche Ca-Phosphate (Apatite) werden durch Kieselsäure in ihrer Löslichkeit nicht beeinflusst.
3. Die Sorption von Düngephosphaten in diesem kalkhaltigen Boden spielt eine größere Rolle als eine Ausfällung in Form schwerlöslicher Ca-Phosphate. Kieselsäure vermag diese Sorption weitgehend zu verhindern.

- Zu 1: Durch die alleinige Anwendung von Wasserglas konnte ein Ertrag erzielt werden, der dem bei einer Düngung mit Thomasphosphat vergleichbar und dem bei einer Düngung mit Superphosphat überlegen ist. Zwar liegen keine Pflanzenanalysen aus dem ersten Versuchsjahr vor, doch unterstellt man einen mittleren P_2O_5 -Gehalt, so wurden in dieser Variante ca. 90 mg pro Gefäß durch die Pflanzen entzogen. Im Gegensatz dazu lieferte der Boden nur ca. 40 mg bei der Null-Variante. Die Differenz von 50 mg würde allerdings nur ein Zwanzigstel der sonst gegebenen Phosphatdüngung ausmachen. Damit läßt sich nicht das hohe Ertragsniveau dieser Variante erklären. Es bleibt offen, ob die CAL-Methode das gesamte durch Kieselsäure mobilisierte Phosphat überhaupt erfaßt. Es kann hier nicht geklärt werden, ob das Phosphat, das durch Kieselsäure mobilisiert wird, in einer Bindungsform vorliegt, das nach der Laktatmethode löslich ist. Diese Vermutung wird gestützt durch die Tatsache, daß nach der DL-Methode in allen Kieselsäurevarianten weniger Phosphat nachgewiesen wird als in den nicht mit Wasserglas gedüngten Varianten.
- Zu 2: Kieselsäure hat keinen Einfluß auf die Löslichkeit von Apatiten. Der Vergleich der Erträge, sowie der Vergleich der Bodenuntersuchungen beweisen, daß das Rohphosphat mit und ohne SiO_2 -Zusatz unlöslich bleibt. Die Variante 8 (ohne Phosphat mit Wasserglas) bringt den gleichen Ertrag wie Variante 5 (Hyperphosphat + Kieselsäure). Auch die Ergebnisse der Bodenuntersuchung unterscheiden sich in beiden Varianten nicht. Sehr deutlich wird auch hier der löslichkeitsmindernde Einfluß der Kieselsäure nach der DL-Methode: Während die Variante 2 (Hyperphosphat) 10 mg DL-Phosphat enthält, wird der DL-Phosphatgehalt in Variante 5 (Hyp. + SiO_2) um die 2 mg P_2O_5 gesenkt, um die auch der DL-Wert der 8. Variante (ohne P + SiO_2) gegenüber dem CAL-Wert gesenkt ist.
- Zu 3: Die Feststellung, daß die Sorption von Düngerphosphat durch Kieselsäure vermindert wird, läßt sich sowohl aus den Erträgen als auch aus den Bodenuntersuchungen ableiten. Zunächst muß darauf hingewiesen werden, daß Thomasphosphat dem Superphosphat im Ertrag überlegen ist. Auch die Bodenuntersuchung weist einen höheren CAL-Gehalt

Tab. 6 : P_2O_5 - Bilanz Versuch 2
(mg P_2O_5 /Gefäß)

<u>Var.</u>	1	2	Σ 1 + 2	3	4	Σ 3 + 4	nicht mehr nachweisbares P_2O_5 (3+4) - (1+2)
	P_2O_5 -Entzug	CAL- P_2O_5 bei Versuchsende		CAL- P_2O_5 vor Versuchsbeginn	P_2O_5 -Zufuhr		
1 ohne P ohne SiO_2	21,5	245	266,5	280	-	280	- 13,5
2 P ohne SiO_2	64,3	380	444,3	280	250	530	- 85,7
3 P + Wasserglas 1	65,6	458	523,6	280	250	530	- 6,4
4 P + Wasserglas 2	66,0	481	547,0	280	250	530	+ 17,0
5 P + Hüttenkalk 1	66,7	575	641,7	280	380	660	- 18,3
6 P + Hüttenkalk 2	87,4	683	770,4	280	510	790	- 19,6

328

der Thomasphosphat-Variante aus. Die Überlegenheit des Thomasphosphates muß auf seinen Kieselsäuregehalt zurückgeführt werden. Erst eine ausreichende Kieselsäurezufuhr zu beiden Varianten führt zu gleichen, jedoch deutlich erhöhten Erträgen und gleichen P_2O_5 -Gehalten.

Die folgenden Tabellen 5 und 6 sollen anhand einer Bilanzrechnung die erhöhte Phosphatverfügbarkeit nach Zugabe von Kieselsäure aufzeigen. Das Bodenphosphat wurde nach der CAL-Methode ermittelt.

Tab. 5: P_2O_5 -Bilanz Versuch 1

(Angaben in mg P_2O_5 /Gefäß)

Var.	SiO_2	Bei Versuchsbeginn vorhandenes und gedüngtes P_2O_5	Bei Versuchsende noch vorhandenes und entzogenes P_2O_5 *	festgelegtes bzw. nicht in Lösung gegangenes P_2O_5
1 O	O	280	250	- 30
2 Hyp	O	1280	247	- 1033
3 Sup	O	1280	634	- 646
4 Thom	O	1280	787	- 493
5 Hyp	SiO_2	1280	370	- 910
6 Sup	SiO_2	1280	911	- 369
7 Thom	SiO_2	1280	906	- 374
8 O	SiO_2	280	367	- 87

* P_2O_5 -Entzug errechnet

Zunächst zeigt sich, daß die 1000 mg P_2O_5 in Form von Hyperphosphat vollständig unlöslich sind. Addiert man die in Variante 8 gewonnenen 87 mg P_2O_5 mit den in Variante 5 fehlenden 910 mg P_2O_5 , so zeigt sich auch hier die vollständige Unlöslichkeit des Hyperphosphates. Aus der Bilanzrechnung ergibt sich weiterhin, daß vor allem bei den Superphosphat-Varianten der Anteil an festgelegtem Phosphat durch Wasserglas deutlich verringert wurde. Der Versuch 2, bei dem Pflanzenanalysen durchgeführt wurden, erlaubt allerdings noch bessere Aussagen.

Ohne Kieselsäurezugabe werden hier in den oberen 4 cm Boden ca. 30 % des gedüngten Superphosphats festgelegt (die fehlenden 13 mg in der Variante 1 sind von den 85 mg subtrahiert worden). Danach ergibt sich aber durch die Anwendung von Wasserglas ein meßbarer Gewinn an P_2O_5 (Mobilisierung von bodenbürtigem P_2O_5) zumindest durch die erhöhte Kieselsäuredüngung in Var. 4. Zu einer ebenfalls deutlichen Erhöhung der Verfügbarkeit von Düngerphosphat führt die zusätzliche Düngung von Hüttenkalk, wobei in der Bilanzrechnung das gesamte durch Superphosphat und Hüttenkalk zugeführte Phosphat berücksichtigt ist.

Aus diesen Berechnungen kann geschlossen werden, daß zumindest zwei Kieselsäureformen zur Verfügung stehen, die die Effektivität einer Phosphatdüngung erhöhen. In den geplanten Feldversuchen muß nun geprüft werden, welche Kieselsäureform in der Praxis rentabel einsetzbar ist.

Zusammenfassung

In zwei Gefäßversuchen wurde der Einfluß von Wasserglas (Na-Metasilikat) und Hüttenkalk auf die Ertragswirksamkeit und Mobilität von Superphosphat bzw. Thomasphosphat und Hyperphosphat auf einem kalkhaltigen Boden (Löß-C-Horizont) untersucht. Dabei konnten folgende Ergebnisse erzielt werden:

1. Auch auf hoch kalkhaltigem Boden mobilisiert Kieselsäure einen großen Anteil an bodenbürtigem Phosphat.
2. Die schlechte Wirksamkeit von Hyperphosphat wird durch Kieselsäure nicht verbessert.
3. Phosphorsäure aus Superphosphat (weniger aus Thomasphosphat) wird in einem hohen Maße in diesem kalkhaltigen Boden sorptiv gebunden und ist somit nicht mehr pflanzenverfügbar.
4. Die Zugabe von Kieselsäure zu leicht löslichen Düngerphosphaten verhindert weitgehend die Phosphatsorption.

Als Kieselsäuredünger eignen sich sowohl das Wasserglas als auch der Hüttenkalk.

1. Gebhardt, H. 1972: Physikalische und chemische Wirkung von Bodenverbesserungsmitteln auf Kieselsäurebasis. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 15, 225-245 (1972)
2. Gebhardt, H. 1974: Anionen-Sorptionseigenschaften allophanreicher tropischer Böden als Faktor der Bodenfruchtbarkeit. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 20, 239 - 251 (1974)
3. Wildhagen, H. 1975: Erhöhung der Mobilität und Exhauribilität von Boden und Dünger-P durch Kalke und lösliche SiO₂-Formen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22, 411-418 (1975)

Zinkversorgung von Hafer und Weizen in Schleswig-Holstein

von
v. Franck, E.⁺

I. Einleitung

In einer immer intensiver werdenden Landwirtschaft könnte auch die Zn-Versorgung von Getreide zum ertragsbegrenzenden Faktor werden.

Zur Kennzeichnung des Zn-Versorgungszustandes in Schleswig-Holstein wurden von etwa 300 Weizen- und Haferstandorten Boden- und Pflanzenproben aus dem kühlen, feuchten Jahr 1974 und dem warmen, trockenen Jahr 1975 ausgewertet, und zwar getrennt nach den drei Bodengebieten des Landes (Braunerden, Podsole und Marschböden). Die Interpretation der gefundenen Pflanzengehalte erfolgte anhand von in Gefäßversuchen exakt ermittelten Ertragsgrenzwerten, die bei 25 ppm Zn in der Tr.-S. bei Schoßbeginn (unter besonderen Bedingungen im Bereich von 25 - 30 ppm) liegen. Dieser Grenzwert ist mit dem aus den Felddaten abgeschätzten Wert identisch.

II. Ergebnisse

Der durchschnittliche Zn-Gehalt der Feldpflanzen (Hafer und Weizen) beträgt bei Schoßbeginn in den intensiven Getreidebaugebieten Schleswig-Holsteins (Braunerden des Östlichen Hügellandes und Marschen) 26 ppm. Bezieht man die Podsole der Geest mit ein, ergibt sich ein höherer Wert, weil die Pflanzen auf der Geest besonders hohe Zinkgehalte aufweisen (Tab. 1).

⁺ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Tab. 1: Zn-Gehalte in der Tr.-S. von Hafer und Weizen bei
Schoßbeginn in Schleswig-Holstein (Mittelwerte)

	1974	1975	
alle Standorte	--	29 ppm	
ohne Geest	25 ppm	27 ppm	
alle Standorte	1974/75		
Hafer	28 ppm		
W.-Weizen	26 ppm		
S.-Weizen	28 ppm		
Hafer und Weizen	1974/75	Bereich	
Östl. Hügelland (Braunerden)	26 ppm	12 - 47	
Marsch	28 ppm	13 - 51	
Geest (Podsole)	37 ppm	15 - 80	

Die Zinkversorgung von Hafer und Weizen ist auf den Podsolen relativ am besten, während sie auf den Braunerden und Marschböden weniger günstig ist.

Besonders niedrige Zn-Gehalte von weniger als 20 ppm weisen 18 % aller Pflanzenproben von Marschböden und Braunerden, aber nur 5 % aller Proben von Podsolen auf (Abb. 1).

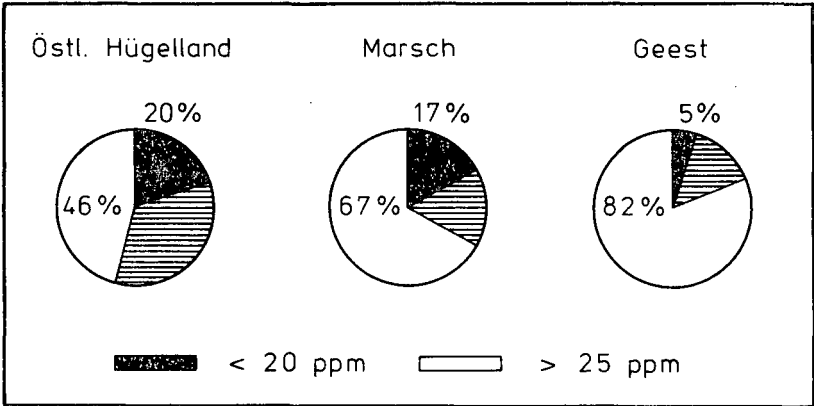


Abb. 1: Zn-Gehalte von Hafer und Weizen bei Schoßbeginn in Schleswig-Holstein (ppm in Tr.-S.)

Die relativ gute Zinkversorgung der Pflanzen auf der Geest ist in erster Linie auf die niedrigeren pH-Werte der Podsole im Vergleich zu den anderen Böden zurückzuführen. Obwohl die langfristig mobilisierbare Zinkreserve in den Podsolen mit etwa 20 ppm nur halb so groß ist wie auf den Braunerden und Marschen, ist die mobile Fraktion doppelt so groß. Im Vergleich zum pH haben die Gehalte an organischer Substanz, Ton, Phosphor u. a. m. oder die geringere Beanspruchung der Zinkreserve aufgrund geringer Erträge nur einen untergeordneten Einfluß auf die Zinkverfügbarkeit.

III. Diskussion

Der in eigenen Vegetationsversuchen ermittelte und aus den Felddaten abgeschätzte Zink-Ertragsgrenzwert liegt für Hafer und Weizen bei 25 ppm. Für die derzeit hohen Erträge von 80 dt/ha Winterweizen und 60 dt/ha Hafer dürften bereits 20 ppm Zink ausreichen, weil erst bei Gehalten unter 20 ppm stärkere Ertragseinbußen festgestellt werden konnten. Auf Grund dieser vorläufigen Beurteilungsbasis dürften somit etwa 15 % aller Standorte in den intensiven Getreidebaugebieten Schleswig-Holsteins für die derzeit hohen Erträge nicht ausreichend mit Zink versorgt sein. Es ist natürlich nicht zu erwarten, daß sich allein durch eine Zinkdüngung überall hohe Erträge ergeben. Zumindest scheint aber eine Verbesserung der Zinkversorgung auf manchen Standorten eine wesentliche Voraussetzung dafür zu sein.

Bei einem weiteren Anstieg der Kornerträge bis auf 100 dt/ha Winterweizen ist gerade auf den landwirtschaftlich intensiv genutzten bindigen Böden mit einer beträchtlichen Zunahme der mit Zink unterversorgten Standorte zu rechnen, da dann Zinkgehalte von etwa 25 ppm in der Trockensubstanz der Pflanzen angestrebt werden müßten.

Auf den Podsolen im mäßig sauren pH-Bereich ist dagegen vorerst kaum Zinkmangel zu erwarten, zumal auch das Ertragsniveau dieser Böden um 20 - 35 % niedriger liegt als im Östlichen Hügelland und der Marsch.

IV. Zusammenfassung

Für die derzeit hohen Erträge von 80 dt/ha Winterweizen und 60 dt/ha Hafer dürften 20 ppm Zink i. Tr.-S. der Pflanzen bei Schoßbeginn ausreichen. Auf etwa 15 % der Standorte in den intensiven Getreidebaugebieten Schleswig-Holsteins werden diese Gehalte nicht erreicht, so daß hier höhere Erträge nicht ohne eine Verbesserung der Zinkversorgung möglich zu sein scheinen. Bei einem weiteren Anstieg der Erträge muß noch mit einer stärkeren Zink-Unterversorgung vor allem auf den intensiv genutzten bindigen Böden gerechnet werden. Auf den Podsolen der Geest ist dagegen vorerst kaum Zinkmangel zu erwarten, weil auf diesen mäßig sauren Böden eine bessere Zinkverfügbarkeit vorliegt.

Makro- und Mikrosymptome des Zn- und Cu-
Mangels bei Mais

von
H.-P. Pissarek⁺

Obwohl Mais zu den wichtigsten Kulturgramineen gehört, besteht immer noch Unklarheit über die bei dieser Pflanzenart auftretenden, makroskopisch sichtbaren Veränderungen, die auf einen Zn- oder Cu-Mangel zurückzuführen sind.

So ist u.a. strittig, ob bei Vorliegen eines Zn-Mangels die Symptome zuerst an den jüngeren oder an den älteren Blättern sichtbar werden, ob Chlorosen (5;8) oder rote Verfärbungen an Blättern und Blattscheiden (6) charakteristisch für diesen Mangel sind. Auch die vielfach erwähnte Weißknospigkeit (6;8), soll nach Ansicht mehrerer Autoren (2;9) keineswegs kennzeichnend für diesen Mangel sein, da ihren Untersuchungen zufolge zumindest die Blattspitzen der jüngeren Blätter stets normal grün bleiben.

Ähnlich widersprüchlich wie beim Zink sind auch die für Cu-Mangel bei Mais bisher beschriebenen Makrosymptome. So wird einerseits darauf hingewiesen, daß bei Mais bei unzureichender Cu-Versorgung die jüngeren Blätter zunächst eine hellgrüne und später hellgelbe Verfärbung aufweisen und schließlich von den Blattspitzen her unter Weißfärbung absterben (7;2), während von anderen Autoren (3;7) eine Streifigkeit an den jüngeren Blättern beobachtet werden konnte, die einem Fe-Mangel ähnelte.

⁺ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität
2300 Kiel, Olshausenstr. 40-60

Ziel der Untersuchungen war es daher zu klären, welche der hier beschriebenen Makrosymptome wirklich typisch für einen Zn- bzw. Cu-Mangel sind und ob eventuell durch den jeweiligen Mangel hervorgerufene anatomische Veränderungen zur Diagnose des Mangels beitragen können.

Ergebnisse

Zn-Makrosymptome

In mehreren in Wasserkultur durchgeführten Zn-Steigerungsversuchen wurde deutlich, daß eine unzureichende Zn-Versorgung bei Mais stets zu einer auffallenden Stauchung der Internodien führt, während das Dickenwachstum der Stengel kaum negativ beeinflusst wird. Die allgemeine Blattfärbung ist zunächst dunkler als normal. Später werden an den jüngeren, sich nur allmählich aus den Blattscheiden schiebenden Blättern im Bereich der Blattbasis zwischen Blattrand und Mittelrippe breite chlorotische Streifen sichtbar, während die Blattspitzen zunächst normal grün bleiben. An den Blatträndern kommt es weiterhin zur Bildung weißlicher Exsudate. Erst längere Zeit nach Ausbildung dieser Symptome sterben die Blattspitzen der jüngeren Blätter unter Verbräunung ab. Bei extrem geschädigten Pflanzen, bei denen der Haupttrieb sein Längenwachstum vollständig eingestellt hatte, wurden darüber hinaus mehrere Seitentriebe mit stark rudimentären dunkelgrünen Blattspreiten ausgebildet. Nur in Einzelfällen konnten an stark geschädigten Pflanzen auch dunkelrote Verfärbungen an Blättern und Blattscheiden beobachtet werden, so daß dieses Symptom nicht unbedingt als typisch für einen Zn-Mangel angesehen werden kann.

Zn-Mikrosymptome

Die mikroskopische Untersuchung der unzureichend mit Zink versorgten Pflanzen ergab, daß in den chlorotischen Basisbereichen der jüngeren Blätter die Chloroplasten sowohl in den Kranz- als auch in den Mesophyllzellen deutlich verkleinert und in geringerer Anzahl als normal vorhanden waren. Auffallend klein und dünnwandig waren in diesen Bereichen auch die Nebenleitbündel.

Besonders bei stärker geschädigten Pflanzen konnten darüber hinaus in den Nodien und Blattscheiden symptomzeigender Blätter Phloemschäden nachgewiesen werden, so daß die Assimilateverlagerung bei diesen Pflanzen stark beeinträchtigt, wenn nicht gar ganz unterbunden wird. Besonders auffällig waren diese Veränderungen bei den rot gefärbten Zn-Mangelpflanzen, deren Blätter dicht mit Stärke angefüllt waren.

Cu-Makrosymptome

Große Ähnlichkeit zum Zn-Mangel weisen Cu-Mangelpflanzen im Hinblick auf ihre Makrosymptome auf. So konnten bei den Cu-Mangelpflanzen ebenfalls zunächst Wuchsdepressionen und breitbändige Chlorosen an den jüngeren Blättern beobachtet werden. Die Stengel der Cu-Mangelpflanzen waren jedoch im Gegensatz zum Zn-Mangel auffallend dünn und weich. An den Blatträndern traten weiterhin nie Exsudate und an den Blattspitzen irgendwelche Verbräunungen auf. Die Spitzenblätter dieser Pflanzen zeigten in den Mittagsstunden hingegen vielfach deutliche Welkerscheinungen und hellten sich bei länger andauerndem Mangel mehr oder weniger gleichmäßig auf, so daß hier in Einzelfällen tatsächlich eine Weißknospigkeit festzustellen war.

Cu-Mikrosymptome

Die mikroskopische Untersuchung der Cu-Mangelpflanzen ergab ein vollkommen anderes Gewebebild als bei den vorher untersuchten Zn-Mangelpflanzen. So waren die Zellen der Nebenleitbündel von symptomzeigenden Blättern nicht kleiner sondern eher größer als normal und selbst in den Nodien und Blattscheiden stark geschädigter Pflanzen konnten keinerlei Phloemschäden nachgewiesen werden. Auffallend war hingegen, daß in den stark chlorotischen Blättern die sklerenchymatischen Elemente nicht lignifiziert und die Tracheen vielfach kollabiert waren. Entsprechende Veränderungen waren schon früher bei Cu-Mangelpflanzen von Hafer beobachtet worden (4).

Schlußbemerkung

Nach unseren bisherigen Ergebnissen scheint die Untersuchung der durch einen Nährelementmangel hervorgerufenen anatomischen Veränderungen durchaus zur Diagnose eines akuten Mangels beitragen zu können, wenn die Makrosymptome sehr ähnlich und Aussagen aufgrund einer chemischen Pflanzenanalyse wegen für das entsprechen-

de Vegetationsstadium fehlender Grenzwerte unsicher sind. Je nach Pflanzenart läßt sich die mikroskopische Diagnose unterschiedlich weit im Hinblick auf die Diagnose eines latenten Mangels einsetzen. Es treten z. B. bei unter Cu-Mangel leidendem Hafer wesentlich früher spezifische Gewebeeränderungen als bei Mais auf.

Literatur:

- 1 BERGMANN, W. u. NEUBERT, P.: Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse, VEB Fischer, Jena, 1976.
- 2 KRANTZ, B.A. u. MELSTED, S.W.: Nutrient deficiencies in corn, sorghums and small grains. In: H.B. SPRAGUE: Hunger signs in crops. 25-58, Mc Kay, New York, N.Y. 1964.
- 3 OLSON, R.A. u. LUCAS, R.E.: Fertility requirements: Secondary and micronutrients. In: W.H. PIERRE, S.A. ALDRICH u. W.P. MARTIN: Advances in corn production. 285-330 Iowa State Univ. Press.Amer., Iowa 1966.
- 4 PISSAREK, H.P.: Untersuchung der durch Kupfermangel bedingten anatomischen Veränderungen bei Hafer und Sonnenblumen. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 137, 224-234, 1974.
- 5 PUMPHREY, C.W. et al.: Method and rate of applying zinc sulfate for corn on zinc deficient soil in western Nebraska. Agron. J. 55, 235-238, 1963.
- 6 RAHIMI, A. u. BUSSLER, W.: Der Einfluß unterschiedlicher Zn-Gaben auf die Entwicklung von Mais. Landwirtschaft. Forschung 31, 1. Sonderh. 138-150, 1974.
- 7 SCHÖNHHEIT, H.R.: Der Einfluß gesteigerter Gaben von Stickstoff, Bor, Kupfer, Mangan, Zink auf Ertrag, Nährstoffgehalt und Nährstoffentzug bei Tomaten und Mais. Diss. Gießen, 1973.
- 8 TRIER, K. u. BERGMANN, W.: Zur Diagnose des Zinkmangels bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen. Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkunde, Berlin 18, 53-63, 1974.
- 9 VIETS, F.C., et al.: Zinc deficiency of corn in Central Washington. Agron. J. 45, 559-565, 1953.

Auswirkungen langjähriger Stroh- Stallmist- und
Gründüngung auf den Stroh- und Zelluloseabbau
im Boden.

von

Schröder, D. +

Einleitung

Die zunehmende Verwendung von Stroh zur Versorgung des Bodens mit organischer Substanz macht die Beantwortung der Frage dringlich, ob langjährige Strohdüngung den Strohabbau im Anwendungsjahr begünstigt oder hemmt. Nach Untersuchungen von Kick und Poletschny (1974), Kürten und Trost (1974), De La Lande-Cremer (1970), Debruck (1970) und KTBL (1976) ist Strohdüngung auf den jeweils untersuchten Standorten langfristig ohne Störung der Ertragsfähigkeit und der Umsetzungskapazität der Boden möglich. Debruck (1975) und Kick (1970) räumen aber ein, daß auch Auffälligkeit nach pausenloser Strohdüngung eintreten kann, und in solchen Fällen mit der Strohdüngung einige Jahre ausgesetzt werden muß. Dennoch sollen nahezu alle Böden zu erhöhter Abbauintensität veranlaßt werden können (Debruck 1975 b), so daß langjährig mit Stroh gedüngte Parzellen eingebrachtes Stroh schneller umsetzen müßten als solche, die kein Stroh erhalten haben. Um die Größenordnung einer eventuellen Abbausteigerung zu erfassen, wurden an Bodenmaterial eines von Kick 1975 angelegten Strohdüngungsversuches (s. Kick und Poletschny 1975) 1975 und 1976 Untersuchungen zur Ermittlung der Umsetzungskapazität der strohgedüngten und ungedüngten Parzelle durchgeführt. Ergänzend hierzu erfolgten Untersuchungen an einem seit 1904 bestehenden Stallmist-Versuch (DDV Dikopshof) und einem 1971 angelegten Gründüngungsversuch (Versuchsfeld Poppelsdorf). Am gesamten Material wurde neben dem Strohabbau auch der Zelluloseabbau ermittelt. Darüber hinaus erfolgte 1977 eine Bestimmung des Zellu-

+

Institut für Bodenkunde, 5300 Bonn, Nußallee 13

loseabbaues an Boden eines Versuches mit kombinierter organischer Düngung in einer Fruchtfolge (s. Kürten und Trost 1974).

Material und Methoden

Aus Mangel an faktoriell auswertbarem Untersuchungsmaterial mußte auf Versuche verschiedener Standorte unterschiedlichen Alters und unterschiedlicher Zielsetzung zurückgegriffen werden⁺⁺. Einige Bodenkenndaten sowie die Behandlungsart und -dauer der untersuchten Böden sind in Tabelle 1 angegeben. An den dort aufgeführten Böden wurde mit Ausnahme des Bodens vom Hanninghof zunächst der Strohabbau im Gefäß ermittelt (50 g Stroh trockenmasse/Gefäß von 30 x 30 x 20 cm, in 10 cm Tiefe ausgebracht, 100 Tage bei 60 % WK zur Rotte aufgestellt, anschließend unverrottete Strohmenge durch Auswaschen zurückgewonnen; genauere Beschreibung bei Schröder (1975)). Der Versuchsboden des Strohdüngungsversuches Kleinaltendorf wurde zusätzlich an zwei Terminen auf seine CO₂-Abgabe mit dem gasanalytischen Gerät "Ultra-gas U3K - CO₂" der Fa. Wösthoff untersucht (4 g Stroh / 400 g lufttrockenem Boden bei 60 % max. WK und 20°C während 21 Tagen). Schließlich erfolgte für alle Standorte zu mehreren Terminen die Bestimmung des Zelluloseabbaues nach Kozova (1963), (dreiwöchige Bebrütung von Filterscheiben mit dem entsprechenden Boden bei 30°C und 50 % max. WK). Die Versuche zum Stroh- und Zelluloseabbau waren in dreifacher, die zur CO₂-Bildung in zweifacher Wiederholung angelegt.

Strohrotte im Gefäß

Die Untersuchungen zum Strohabbau im Gefäß mit langjährig strohgedüngtem bzw. ungedüngtem Boden lassen eher eine Beeinträchtigung des Strohumsatzes im Anwendungsjahr durch die vorangegangene Strohdüngung als eine Förderung erkennen (Tab. 2). Diese Tendenz zeigt sich in beiden Untersuchungsjahren. Dagegen bauten die mit Stallmist und Gründüngung bewirtschafteten Böden zugesetztes Stroh in größerer Menge ab als die jeweils ungedüngten. Ein direkter Vergleich zwischen den drei geprüften organischen Düngern ist aber nicht möglich, da sie auf verschiedenen Standorten angewendet wurden. Dennoch läßt sich aus den Differenzen der Einzelversuche folgern, daß Gründüngung und Stallmistdüngung offen-

⁺⁺

Den jeweiligen Instituten sei für die Überlassung des Versuchsmaterials herzlich gedankt.

bar über eine intensive Belebung des Bodens den Strohabbau fördern, die Strohdüngung dies aber auf dem untersuchten Standort während des Untersuchungszeitraumes nicht vermochte.

CO₂-Entwicklung im Verlauf von 21 Tagen

Auf Grund begrenzt verfügbarer Untersuchungskapazität konnten die CO₂-Bestimmungen nur an dem schwergewichtig interessierenden strohgedüngten Boden vorgenommen werden. Die produzierten CO₂-Mengen im Januar 1976 und August 1977 sind in Abb. 1 und 2 dargestellt. Es zeigt sich, daß die langjährig mit Stroh gedüngte Variante sowohl bei Zugabe als auch bei Vorenthaltung von Stroh zum Versuch an beiden Terminen höhere CO₂-Mengen produziert. Da die Differenzen bei Strohumsatz größer sind als bei Strohvorenthaltung, muß die langjährige strohgedüngte Variante von dem zugesetzten Stroh mehr abgebaut haben als die langjährig ungedüngte, wobei ein eventuell vorhandener, in der Größenordnung wahrscheinlich aber unbedeutender Primingeffekt (Sauerbeck 1966) unberücksichtigt bleibt. Die mehrproduktion an CO₂ beträgt in beiden Versuchsjahren für den gesamten Untersuchungszeitraum etwa 15 %. Die absolut erzeugte CO₂ Menge ist im August nahezu doppelt so hoch wie im Januar, während der zeitliche Verlauf mit einem Maximum um den 3. - 6. Tag und anschließender allmählicher Abnahme für beide Untersuchungstermine ähnlich ist. An beiden Terminen bewirkt Strohzusatz gegenüber Strohvorenthaltung eine etwa 3 x höhere CO₂-Produktion. Von der zugesetzten Strohmenge wurden innerhalb von 21 Tagen im Januar ~10 %, im August ~20 % abgebaut.

Zelluloseabbau nach 21-tägiger Bebrütung

Aus der Vielzahl der Einzeluntersuchungen ist zu erkennen, daß jegliche langjährige, organische Düngung der Tendenz nach den Zelluloseabbau gefördert hat. Strohdüngung hat den Zelluloseabbau allerdings nur geringfügig und zu keinem Termin signifikant gesteigert, während Stallmist- und Gründüngung zu deutlichen, in der Regel signifikantem Mehrumsatz führten (Tab. 3). Auch auf dem Hanninghof setzten die Stallmist- und vor allem die Stallmist + Gründüngungsparzelle signifikant mehr Zellulose um als die Stroh + Gründüngungsparzelle.

Nach Müller (1965) werden die Zellulosezer-setzer sowohl durch Stallmist als auch durch Strohdüngung gefördert. In den eigenen Untersuchungen wurden nicht die Zellulosezer-setzer selbst bestimmt, sondern nur ihre Aktivität, die nicht immer eng mit der Zahl zu korrelieren braucht (Domsch 1964). Aus diesem Grund lassen die vorliegenden Ergebnisse keine direkte Aussage zum Besatz an Zellulosezer-setzern zu. Deren Aktivität hat aber durch alle untersuchten organischen Substanzen zugenommen, wenngleich beim Stroh nicht signifikant. Im Gefäßversuch baute die strohgedüngte Variante sogar weniger ab als die ungedüngte. Hierin liegt scheinbar ein Widerspruch zum Zelluloseabbau und zur CO₂-Entwicklung als auch zu Literaturangaben (Debruck 1975 b) und den langfristig konstanten Humusgehalten auf der strohgedüngten Parzelle (Kick und Poletschny 1974).

Da es sich bei dem Gefäßversuch aber lediglich um einen 100 Tage-Test handelt, ist nicht auszuschließen, daß im späteren Kottverlauf in der langjährig gedüngten Parzelle ebenso große oder größere Stroh-mengen umgesetzt werden wie in der ungedüngten. Derartige Wechselwirkungen zwischen Boden x Zeit haben sich auch bei anderen Untersuchungen gezeigt (Schröder und Gewehr 1977). Sie beruhen auf unterschiedlichen physikalischen Verhältnissen der einzelnen Böden in den verschiedenen Untersuchungsabschnitten.

Da durch die Strohdüngung die Verschlammungsneigung abgenommen hat, ist auf dieser Parzelle der Kottverlauf im Winterhalbjahr möglicherweise intensiver als auf der ungedüngten Parzelle. Im Ganzen konnten die Untersuchungen jedoch keinen Beweis dafür bringen, daß durch langjährige Strohdüngung im Anwendungsjahr zugesetztes Stroh deutlich schneller verrottet. Das mag daran liegen, daß dieser in jeder Hinsicht gute Standort durch Strohdüngung bodenphysikalisch kaum zu verbessern ist. Dagegen ist die von Debruck beobachtete "Gewöhnung" an die Strohdüngung auf schweren und leichten Böden durchaus zu erwarten, da die Auswirkungen extremer Korngrößenzusammensetzungen durch die Strohdüngung abgemildert, mithin Luft- und Wasserhaushalt und als Folge davon auch das Bodenleben günstig beeinflußt werden, so daß die Abbauleistung steigt.

Weit stärker als langjährige Strohdüngung regen aber Stallmist- und Gründüngung den Abbau zugesetzten Strohes und zugesetzter

Zellulose an. Auch Franken (1973) fand nach Stallmist- und vor allem nach Gründüngung einen vermehrten Zelluloseabbau. Offenbar sind die N-reicheren Substanzen eine bessere Nahrungsquelle für die zellulolytischen Organismen als das Stroh. Eine mineralische N - Zufuhr vermochte den Zelluloseabbau jedoch nicht zu beschleunigen (Franken 1973).

Literaturverzeichnis

- Debruck, J. (1970): Langjährige Feldversuche über die organische Düngung in getreidereichen Fruchtfolgen. Landwirtsch. Forsch., 25/II. Sonderheft, 9-24.
- Debruck, J. (1975): Wohin mit dem Stroh? AID, Bonn-Bad Godesberg, 2-32.
- Debruck, J. (1975b): Höhere Erträge durch Strohdüngung? Hannoversche Land- und Forstw. Zeitung, 128, Nr. 28, 8.
- De La Lande Cremer, L.C.N. (1970): Einige Versuchsergebnisse über das Einarbeiten von Stroh und anderen organischen Düngern auf Ton-, Sand- und anmoorigen Böden der Niederlande. Landwirtsch. Forsch. 25/II. Sonderheft, 1-8.
- Domsch, K.H. (1964): Mikrobiologische Präsenz- und Aktivitätsanalysen an fungicidbehandelten Böden. Arbeiten d. Universität Hohenheim, 44, 1-73.
- Franken, H. (1973): Der Einfluß einiger acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen auf die Nitratentwicklung und den Zelluloseabbau im Boden sowie ihre Beziehung zum Ertrag. Habilitationsschrift Bonn, 1-124.
- Kick, H. (1970): Strohdüngung und Bodenfruchtbarkeit. Chemie und Landwirtschaftliche Produktion, 131-142.
- Kick, H. u. Poletschny, H. (1974): Erfahrung mit langjähriger, kontinuierlicher Strohdüngung. Landwirtsch. Forsch. 30/II. Sonderheft, 146-152.
- Kozova, J. (1963): Mikrobiologische Zellulosezersetzung unter natürlichen Bodenverhältnissen. Zbl. Bakteriologie, II, 116, 459-468.
- KTBL. (1976): Strohdüngung noch nicht ohne Probleme. Mitteilungen der DLG, 1.
- Kürten, F.W. u. Frost, H. (1974): Wirkung zwölfjähriger unterschiedlicher organischer Düngung in einer getreidereichen Fruchtfolge auf Sandboden. Landwirtsch. Forsch. 30/II. Sonderheft, 153-166.

Müller, G. (1965): Bodenbiologie. VEB Gustav Fischer Verlag
Jena, 1-889.

Schröder, D. (1975): Der Einfluß agrochemischer Substanzen und
der Wasserversorgung auf die Strohverrottung im
Boden. Z. Acker- und Pflanzenbau, 141, 240-248.

Tab. 1 Korngrößenverteilung, bodenchemische kenndaten und organische Düngung der untersuchten Böden

Bodentyp		0,002	0,002-	0,06-	pH	mg/100 g Boden		org.	C/N
			0,06	2,0	in n/10 KCl	K ₂ O	P ₂ O ₅	Sub- stanz %	%
Parabraunerde aus Hochflutlehm	1	15,6	60,7	23,7	6,9	41,3	47,0	3,0	14,4
" " "	2	17,0	57,0	26,0	6,7	33,0	41,0	2,3	12,4
Parabraunerde aus Löß	3	13,5	69,3	17,2	6,7	26,0	31,0	2,6	12,5
" " "	4	13,7	71,2	15,2	7,0	12,8	20,0	1,9	12,6
" " "	5	15,4	76,1	8,5	6,2	19,0	26,0	2,2	10,7
" " "	6	18,2	74,3	7,5	6,0	16,8	19,6	1,9	10,3
Podsol-Pseudogley 7A,7B,7C	Ton und Schluff = 9 %				5,8	13,0	21,0	~ 2,0	~ 12,0
1 Seit 1971 jährlich Rapsdüngung (Demonstrationsfeld Poppelsdorf)									
2 Seit 1971 ohne Gründüngung (Weizenmonokultur Poppelsdorf)									
3 Seit 1904 durchschnittlich 120 dz/ha/Jahr Stallmist (Dauerdüngungsversuch Dikopshof, Volldüngung + Stallmist)									
4 Seit 1904 kein Stallmist (Dauerdüngungsversuch Dikopshof, Volldüngung-Stallmist)									
5 Seit 1958 jährlich 65 dz/ha Weizenstroh (Strohdüngungsversuch Kleinaltdorf)									
6 Seit 1958 kein Stroh (Strohdüngungsversuch Kleinaltdorf)									
7A Seit 1962 alle 5 Jahre 300 dt/ha Stallmist									
7B Seit 1962 in jeweils 5 Jahren 300 dt/ha Stallmist + 2 x Gründüngung									
7C Seit 1962 in jeweils 5 Jahren 4 x Strohdüngung + 2 x Gründüngung									
								Hanninghof org. Düngung/Fruchtfolge	

- 318 -

Tab. 2 Strohabbau (%) in langjährig mit Stroh, Stallmist und Zwischenfrucht gedüngten Böden

Standort	org. Düngung	Untersuchungs- zeitpunkt	Strohabbau %	GD 5 %
Altendorf	+ Stroh	Sept. 75	45,0	7,7
"	- "	"	58,7	
Dikopshof	+ Mist	Sept. 75	47,9	5,8
"	- "	"	41,9	
Poppelsdorf	+ Gründ.	Sept. 75	71,1	6,4
"	- "	"	64,2	
Altendorf	+ Stroh	Sept. 76	44,5	7,7
"	- "	"	47,7	

Tab. 3 Zelluloseabbau (%) in langjährig mit Stroh, Stallmist und Zwischenfrucht gedüngten Böden

Standort	org. Düngung	Untersuchungszeitpunkt	Zellulose-	GD 5%
			abbau	
Altendorf	+ Stroh	Jan. 76	44,3	12,3
"	- "	"	42,0	
Dikopshof	+ Mist	Jan. 76	40,3	2,4
"	- "	"	33,3	
Poppelsd.	+ Gründ.	Jan. 76	60,4	3,8
"	- "	"	52,1	
Altendorf	+ Stroh	Sept. 76	45,0	15,4
"	- "	"	42,3	
Altendorf	+ Stroh	März 77	38,6	7,2
"	- "	"	34,3	
Dikopshof	+ Mist	März 77	33,3	5,1
"	- "	"	29,0	
Poppelsd.	+ Gründ.	März 77	53,6	4,3
"	- "	"	35,3	
Altendorf	+ Stroh	Juli 77	70,0	18,4
"	- "	"	64,7	
Dikopshof	+ Mist	Juli 77	69,6	13,2
"	- "	"	46,3	
Poppelsd.	+ Gründ.	Juli 77	53,3	10,1
"	- "	"	51,0	
Hanningh.	+ Stallm.	Juli 77	41,0	7,2
"	+ Stall+Gründ.	"	52,3	
"	+ Stroh+Gründ.	"	34,2	

mg CO₂/h/100g Boden

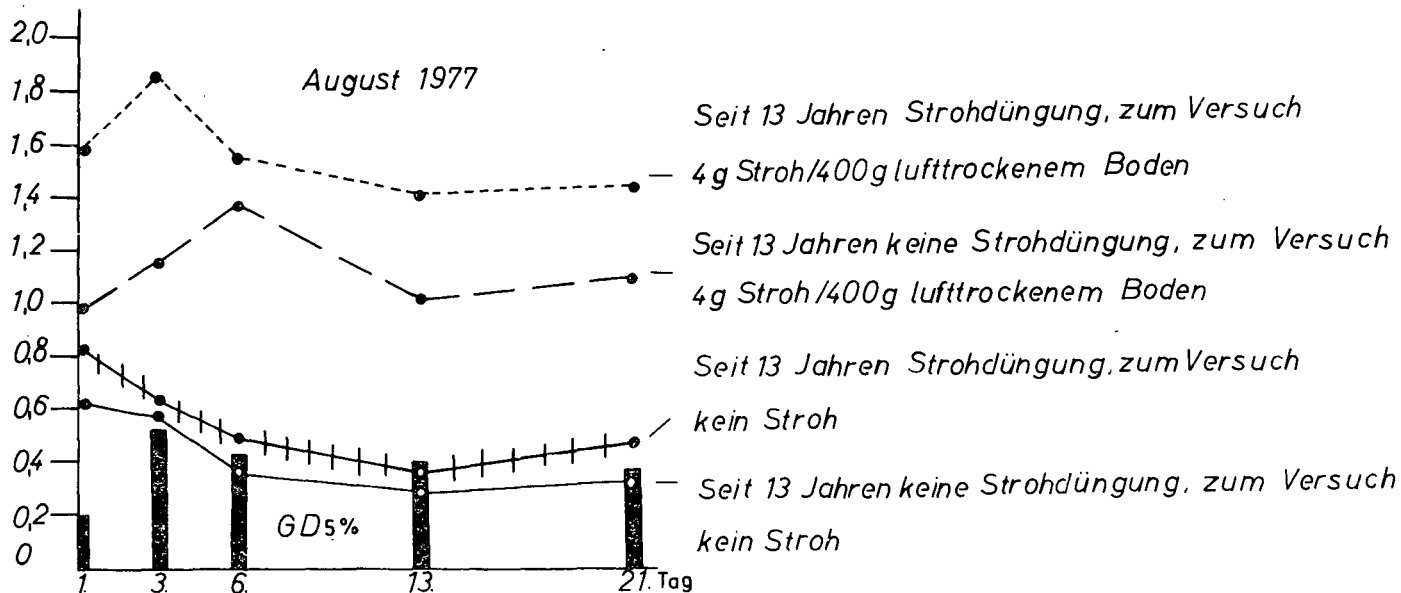


Abb.1 Einfluß der Strohdüngung auf die CO₂-Produktion in einem seit 1956 mit und ohne Stroh gedüngten Boden

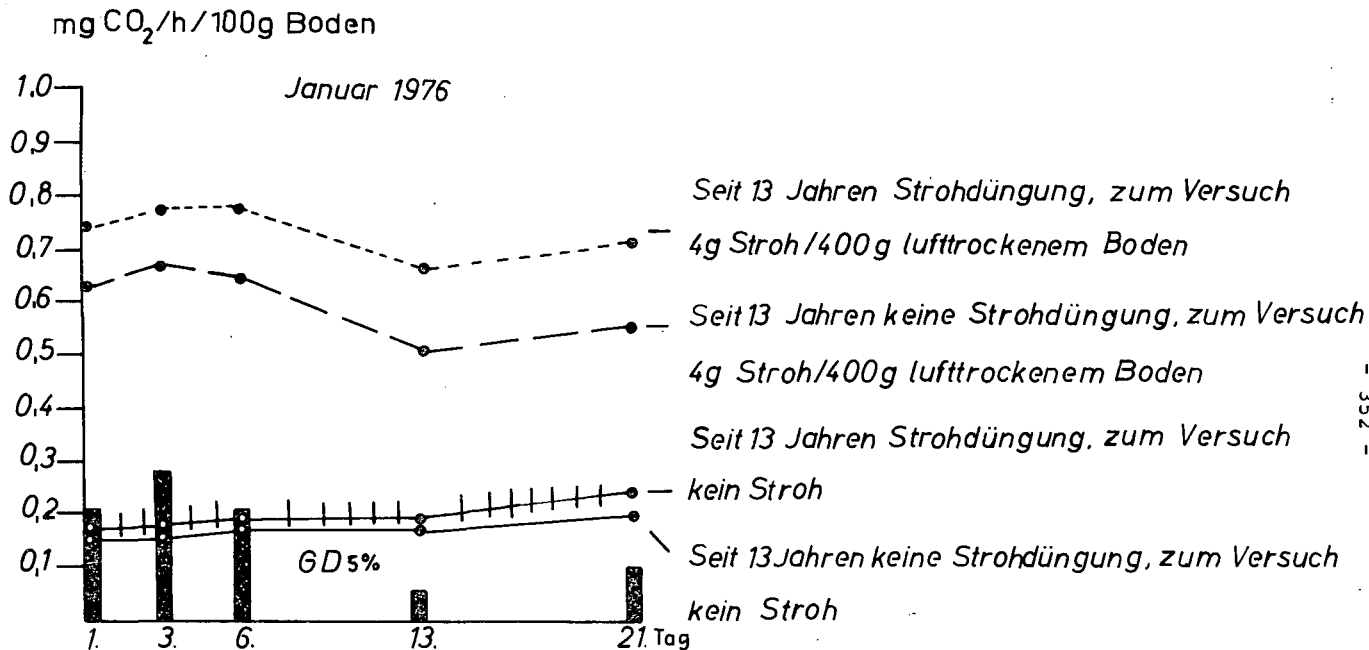


Abb.2 Einfluß der Strohdüngung auf die CO₂-Produktion in einem seit 1956 mit und ohne Stroh gedüngten Boden

Untersuchung der Durchwurzelung von Lössböden
unterschiedlichen Erosionsgrades mit Hilfe von ³²P

von Mohr, H.D.⁺

Über die Ertragsfähigkeit von Lössböden unterschiedlichen Erosionsgrades, d.h., Parabraunerden, erodierten Parabraunerden, Pararendzinen und Kolluvisolen, bestehen z.T. entgegengesetzte Ansichten. Während nach verbreiteter Auffassung die Ertragsfähigkeit insbesondere der Pararendzine erheblich beeinträchtigt ist, kommt HARRACH (1975) zu dem Schluß, daß die potentielle Ertragsfähigkeit der genannten Lössböden aufgrund ihrer physikalischen Eigenschaften gleichermaßen als sehr hoch angesehen werden kann.

Von besonderem Interesse ist in diesem Zusammenhang die Frage nach der Durchwurzelbarkeit von erodierten Parabraunerden und Pararendzinen. Feldbeobachtungen deuteten darauf hin, daß der C-Horizont dieser Bodentypen nur relativ schwach durchwurzelt wird. Ziel der Untersuchungen war einerseits, diese Beobachtungen zu überprüfen. Parallel zur Wurzeluntersuchung wurden andererseits die wichtigsten pedogenen Faktoren untersucht, um eine Beziehung zwischen Durchwurzelung und Bodenverhältnissen herstellen zu können.

Methodik der Wurzeluntersuchung:

Die von uns entwickelte Methodik der Wurzeluntersuchung war folgende: Mit Hilfe der Docht-Methode wurde ³²P an die Versuchs-

⁺ Inst. f. Bodenkunde u. Bodenerhaltung, Ludwigstr. 23,
6300 Gießen; jetzt: Inst. f. Pflanzenschutz i. Weinbau,
Brünigstr. 84, 5550 Bernkastel-Kues

pflanze (Mais) appliziert. Nach 3 Tagen erfolgte die Probenahme, indem der Boden unterhalb der Versuchspflanzen terrassenweise abgetragen wurde, so daß in verschiedenen Tiefen je 5 - 10 Stechrahmen (Innenformat: 86 x 76 mm) eingeschlagen werden konnten. Die ins Labor gebrachten Bodenblöcke wurden nach dem Trocknen aus den Stechrahmen genommen, reihenweise in eine Blechwanne gestellt und in einem Vakuumtrockenschrank in Polyesterharz eingebettet. Da zwischen den Reihen Blechstreifen eingehängt waren, konnten nach dem Aushärten schließlich Stangen von je 10 Bodenblöcken entnommen werden. Diese ließen sich der Reihe nach mit einer Kreissägemaschine durchsägen. Die Schnittfläche wurde in Kontakt mit Röntgenfolienfilm gebracht, wobei die angeschnittenen, markierten Wurzeln infolge ihrer β -Strahlung ein Bild der Wurzelverteilung im Boden lieferten. Neben diesen Stechrahmen-Autoradiographien wurden Großflächen-Autoradiographien ganzer Profilwände gewonnen, jedoch kann hier auf diese Methode nicht eingegangen werden (s. MOHR 1975). Zur Kontrolle erfolgten weiterhin Wurzel- auswaschungen.

Ergebnisse der Wurzeluntersuchung:

Am 1.7. und 29.8.73 wurde die Durchwurzelung zweier Bodenprofile, Pararendzina und Kolluvisol, eines Maisfeldes bei Lützellinden untersucht. Die Auswertung der Stechrahmen-Autoradiographien ergab sowohl am 1.7. als auch am 29.8. eine wesentlich stärkere Durchwurzelung des Kolluvisol-Unterbodens. So war die Durchwurzelung im Kolluvisol am 29.8. in 30 cm Tiefe um 10%, in 50 cm Tiefe um 64% und in 80 cm Tiefe um 84% intensiver als in der Pararendzina. Die Großflächen-Autoradiographien sowie die Wurzel- auswaschung bestätigten im Wesentlichen dieses Ergebnis.

Die Untersuchung verschiedener erodierter Parabraunerden führte zu folgenden Ergebnissen: In einer erodierten Parabraunerde unter Mais bei Lützellinden nahm am 1.9.72 die Durchwurzelung im Unterboden aufgrund des Autoradiographie-Materials recht kontinuierlich ab, beim Übergang vom B_t - zum C-Horizont (in 80 cm Tiefe) jedoch stark, nämlich um 72%. Die Wurzeln liefen teilweise horizontal auf dem C-Horizont. Ein Wurzelstau auf dem C-Horizont konnte auch in einer erodierten Parabraunerde unter Laubwald bei Butzbach beobachtet werden. Eine weitere erodierte Parabraunerde unter Weizen bei Lützellinden wurde 1975 in einem K-Steigerungsversuch untersucht. Dabei konnte durch Wurzel- auswaschung eine durch-

schnittliche Abnahme der Wurzelmasse beim Eintritt in den C-Horizont um 50% festgestellt werden. Im gleichen Versuch war die Durchwurzelung eines Pararendzina-Unterbodens um durchschnittlich 27% schwächer als die eines Kolluvisols.

Es kann also festgestellt werden, daß der C-Horizont der untersuchten Pararendzinen und erodierten Parabraunerden eine erheblich reduzierte Durchwurzelung aufwies.

Ergebnisse der Bodenuntersuchung:

Porenraumverteilung: Der für die Durchlüftung wichtige Anteil der Grobporen ($>10 \mu$) betrug in Pararendzina und Kolluvisol unter Mais bei Lützellinden jeweils mindestens ca. 15 Vol.%. Die 1975 untersuchte erodierte Parabraunerde des gleichen Schlages wies im C-Horizont eine LK von 19,8 Vol.% auf, die erodierte Parabraunerde unter Mais (1972) 12,7 Vol.%. Wenn man ein Luftvolumen von mindestens etwa 10 Vol.% als ausreichend für ein normales Pflanzenwachstum ansieht, ist die Durchlüftung des C-Horizonts also als völlig ausreichend zu bezeichnen.

Für die Wasserversorgung der Pflanze ist der Porenbereich $10 - 0,2 \mu$ von großer Bedeutung. Dieser war bei der Pararendzina recht groß, und zwar betrug die nutzbare Wasserkapazität bis 1 m Tiefe etwa 200 mm, beim Kolluvisol vergleichsweise 180 mm.

Mechanischer Eindringwiderstand: Der Eindringwiderstand, gemessen mit einer Druckmanometersonde, betrug im C-Horizont der untersuchten Pararendzinen zwischen 8,9 und 14,2 kg/cm^2 , wobei die höheren Werte gegen Ende der Vegetationsperiode, also bei relativ trockenem Boden, gemessen wurden. Eindringwiderstände von $10 - 15 \text{ kg}/\text{cm}^2$ können aber, ausreichende Durchlüftung vorausgesetzt, kaum als hindernd für das Wurzelwachstum angesehen werden.

Die schwache Durchwurzelung des C-Horizonts kann also durch die Faktoren Durchlüftung, Wasserkapazität und mechanischer Eindringwiderstand nicht oder nur zum geringen Teil erklärt werden. Daher ist es naheliegend, die Hauptursache in der Nährstoffdynamik bzw. im Chemismus zu suchen:

Eine Untersuchung der Nährstoffgehalte mit Hilfe der Elektro-Ultrafiltration ergab bei Pararendzina und Kolluvisol weder am 26.6.73 noch am 25.4.74 besondere Unterschiede im K-Gehalt. Bei der Untersuchung derselben Profile im Mai 75 zeigte sich

jedoch ein stärkerer Unterschied, und zwar war der Gehalt an lactatlöslichem K beim Pararendzina-Unterboden mit 5 mg $K_2O/100$ g Boden in 30 - 60 cm Tiefe bzw. 3 mg $K_2CO_3/100$ mg Boden in 60 cm Tiefe nur etwa halb so hoch wie im Kolluvisol. P- und Mg-Gehalt waren in der Pararendzina nur wenig niedriger als im Kolluvisol, der NO_3^- -Gehalt lag in der Pararendzina eher etwas höher.

Starke Unterschiede bestanden dagegen im $CaCO_3$ -Gehalt. Dieser betrug im Pararendzina-Unterboden z.B. in 30 cm Tiefe 10,0% und in 50 cm Tiefe 11,4%, während der Kolluvisol in denselben Tiefen nur 2,4 bzw. 0,8% $CaCO_3$ enthielt. Der pH-Wert (in n KCl) stieg in der Pararendzina von pH 7,0 in 15 cm Tiefe auf 7,3 in 80 cm Tiefe. Im Gegensatz zu diesem kontinuierlichen Anstieg erhöhte sich jedoch bei den erodierten Parabraunerden der pH-Wert sprunghaft beim Übergang vom B_T - (bzw. B_V -) zum C-Horizont. Beispielsweise stieg in einer erodierten Parabraunerde unter Laubwald (s. vorne) der pH-Wert von 3,9 auf 7,1, in der 1972 untersuchten erodierten Parabraunerde unter Mais von pH 5,1 auf 7,1. Die Pflanzenwurzeln stießen also an der Grenze zum C-Horizont auf stark veränderte bodenchemische Verhältnisse, wodurch sich der beobachtete Wurzelstau erklären läßt. Weiter ist zu berücksichtigen, daß infolge des hohen Überschusses von Ca-Ionen die Aufnahme von K- bzw. Mg-Ionen beeinträchtigt werden kann (K-Ca - Antagonismus). Vor allem ist aber auf die Tonmineral-Zusammensetzung des C-Horizonts hinzuweisen. Nach NIEDERBUDE (1965) ist der Primärlöss durch einen relativ hohen Anteil K-fixierender Tonminerale gekennzeichnet. Diese können, wie NÉMETH u. HARRACH (1974) nachweisen konnten, bei Pararendzinen zu einer beachtlich niedrigeren K-Konzentration in der Bodenlösung führen als etwa bei Parabraunerden. In dem 1975 durchgeführten K-Steigerungsversuch konnte die Wurzelmasse im Unterboden der Pararendzina durch K-Düngung gesteigert werden, während im Unterboden von Kolluvisol und erodierter Parabraunerde die Durchwurzelung kaum zunahm. Auf der Pararendzina dieses Schlages (wie auch auf anderen Pararendzinen) konnte durch Messung des Refraktometer-Werts eine erniedrigte Blatthydratur festgestellt werden, die sich mit steigender K-Düngung erhöhte.

Zusammenfassend läßt sich feststellen:

Im C-Horizont von Pararendzinen und erodierten Parabraunerden konnte eine beachtlich schwächere Durchwurzelung nachgewiesen

werden. Weiterhin war auf den untersuchten Pararendzinen die Blatthydratur erniedrigt, was auf eine ungünstigere Wasserversorgung schließen läßt. Die schwächere Durchwurzelung wurde maßgeblich auf den Einfluß des hohen, teilweise sprunghaft ansteigenden Kalkgehalts einerseits und den Gehalt des Primärlösses an K-fixierenden Tonmineralen andererseits zurückgeführt, was eine geringere K-Verfügbarkeit für die Pflanzenwurzeln zur Folge hatte. Durch eine K-Düngung konnte auf einer Pararendzine die Durchwurzelung des Unterbodens und die Blatthydratur verbessert werden.

Die Durchlüftung, die nutzbare Wasserkapazität und der mechanische Eindringwiderstand dürften dagegen keinen oder keinen wesentlich nachteiligen Einfluß auf das Wurzelwachstum gehabt haben, so daß die potentielle Ertragsfähigkeit von der physikalischen Seite her tatsächlich als sehr hoch eingestuft werden kann. Bei Pararendzinen in Hanglagen ist allerdings den Bodenerhaltungsmaßnahmen besondere Beachtung zu schenken.

Literatur:

- HARRACH, T.: Die Ertragsfähigkeit von Lössböden unterschiedlichen Erosionsgrades. - Landwirtsch. Forsch. 28, 190-199 (1975)
- MOHR, H.D.: Untersuchung der Wurzelverteilung von Kulturpflanzen in verschiedenen Böden mit Hilfe von radioaktivem Phosphor. - Diss. Gießen (1975)
- NÉMETH, K. u. T. HARRACH: Interpretation der chemischen Bodenuntersuchung bei Lössböden verschiedenen Erosionsgrades. Landwirtsch. Forsch., Sonderh. 30/I., 131-137 (1974)
- NIEDERBUDE, E.A.: Beziehungen zwischen Kaliumfixierung und Bodenentwicklung am Beispiel von Lössen. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 4, 253-261 (1965)



Nährelementversorgung und Wachstum von Araucaria
angustifolia (Bert. O. Ktze.) auf zwei Toposequen-
zen in Paran /Südbrasilien

von

Blum, W.E.H. und E.E. Hildebrand⁺⁺

1. Einleitung

Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse entstammen einem Schwerpunkt-Forschungsprogramm zur Standortsproblematik der Araukarie in Südbrasilien, das innerhalb der Universit tspartnerschaft Freiburg-Curitiba in Curitiba selbst zur Zeit realisiert wird. Ziel dieses Programmes ist es, nach der exploitativen Entwaldungswelle der letzten Jahrzehnte mit ihren katastrophalen Folgen für die Landeskultur ökologische Grundlagen für die sich anbahnende Aufforstungswelle zu erarbeiten, um diese langfristig in kontrollierte Bahnen lenken zu können. Hier steht die Araukarie als wichtigste einheimische Nutzholzart an erster Stelle (vgl. VAN GOOR, 1965). Im Fachbereich Bodenkunde und Waldernährung wurden deshalb Beziehungen zwischen edaphischen Wachstumsfaktoren und dem Wachstum der Araukarie als zentrales Forschungsobjekt für die Graduiertenausbildung von Forstingenieuren ausgewählt. Von zwei Beispielen einer solchen Untersuchung wird berichtet.

2. Material und Methoden

Die Lage der untersuchten Toposequenzen geht aus Abb. 1 hervor. Weitere gemeinsame Standortdaten sind:

- Jahresmitteltemperatur: 16 - 17° C;
- Niederschläge: ca. 1400 mm, gut verteilt;
- Gestein: tonige bis sandige Sedimente des Perms;
- Araukarienbest nde: 25 -jährig, gepflanzt.

⁺ S tor de Ciências Agr rias, C. P. 2959, 80.000 Curitiba/Pr., Brasil

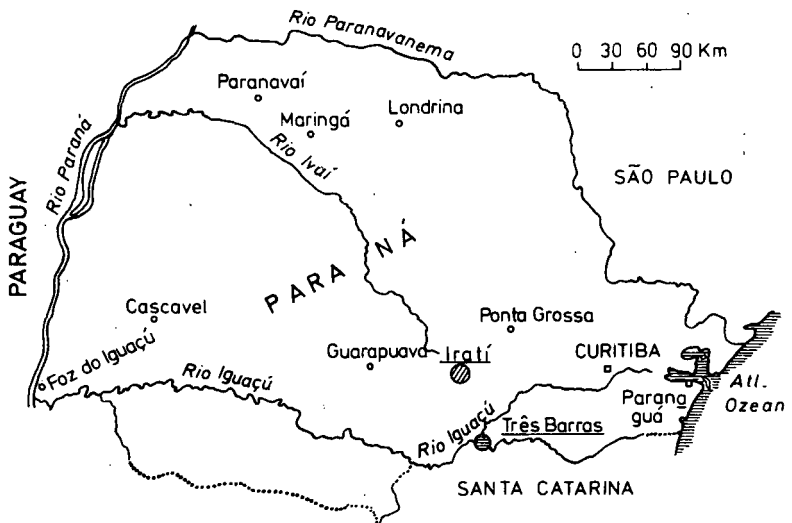
⁺⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstrasse 17, D-7800 Freiburg/Br.

Folgende Methoden wurden angewandt:

- Bestimmung der Oberhöhen der Araukarienbestände auf allen Standorten (= Mittelhöhe der 100 stärksten Bäume pro Hektar, im folgenden als "Gesamthöhe" bezeichnet), Stammanalysen zur Rekonstruktion des Höhenwachstumsverlaufes.
- Bestimmung der Nährelementgehalte einjähriger Nadeln von je vier Probebäumen pro Standort; von allen Wirteln in nördlicher Exposition wurden getrennt Nadeln geerntet und getrennt analysiert (vgl. REISSMANN et al., 1976 und HILDEBRAND et al., 1976).
- einfache und multiple Regression zwischen Nährelementgehalt der Nadeln und Wachstumsdaten;
- Bodenanalysen, insbesondere Borextraktion mit Heißwasser und Ammoniumacetat (vgl. GUPTA u. STEWART, 1975; FIALA, 1974).

Eine Übersicht über die Geländebeziehungen geben die Abb. 2 und 3.

Abb.1 Lageskizze der Staatsforsten Três Barras und Irati



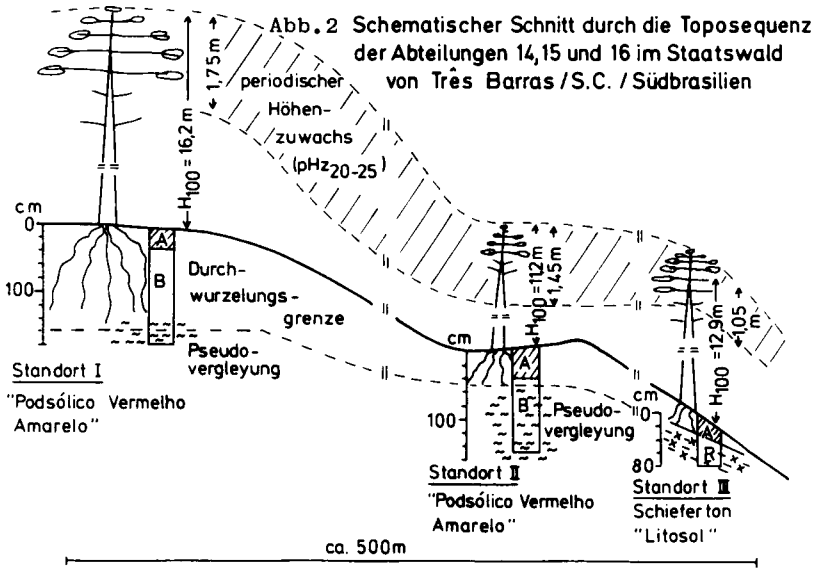
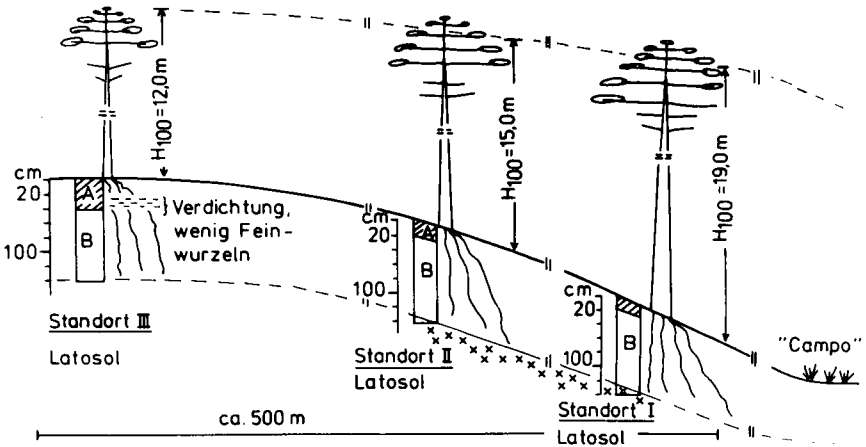


Abb. 3 Schematischer Schnitt durch die Toposequenz der Abteilung 41 im Staatswald Iratí / Pr. / Südbrasilien



3. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

3.1 Toposequenz von Tres Barras

Bei den Böden handelt es sich mit Ausnahme von Standort III ("Lito-sol") um tonreiche, lessivierte Böden, die den "red yellow podzolic soils" der US-Systematik nahestehen. Beim Vergleich der Gesamthöhen stellt sich heraus, daß Standort II als der schlechtwüchsigste zu bezeichnen ist. Wählt man jedoch statt der Gesamthöhe den durch Stammanalysen ermittelten Höhenzuwachs der letzten 5 Jahre als Maßstab, so muß der Bestand von Standort III als schlechtest bewertet werden (vgl. Abb. 2). Die Korrelation dieser Wachstumsdaten mit den Ergebnissen der Nadelanalysen ergibt folgendes:

- die Gesamthöhe zeigt keinerlei Beziehung zur Nährelementkonzentration der Nadeln
- der Höhenzuwachs der letzten 5 Jahre erweist sich als nicht- oder negativ korreliert zur Mehrzahl der Nährelementgehalte
- im Falle des Nährelementes Bor besteht eine positive Beziehung zum Höhenwachstum der letzten 5 Jahre.

In Tab. 1 sind die statistischen Beziehungen zwischen den nadelanalytischen Werten und dem mittleren Höhenzuwachs der letzten 5 Jahre zusammengefaßt dargestellt. Die Unterschiede im Höhenzuwachs der letzten 5 Jahre können zu etwa 70% durch den Borgehalt der Nadeln erklärt werden. Der Minimalwert von 6 ppm befindet sich ja auch in einer Größenordnung, die mit einiger Sicherheit als Mangelbereich angesehen werden kann. Die multiple Regressionsanalyse zeigt, daß weitere Elemente keinen Beitrag mehr zur Streuungsverminderung leisten.

Negativ korreliert zum Höhenzuwachs sind hauptsächlich die Schwermetalle und Calcium. Sie werden angereichert, da die Substanzproduktion durch Bor begrenzt ist.

In Abb. 4 sind die Bortiefenfunktionen der drei Standorte dargestellt, die das offensichtlich von der Boraufnahme abhängige Wachstum gut erklären. Im Falle des Standortes I werden im Oberboden bis zu 0.9 ppm Bor im Heißwasserextrakt gelöst. Die Gehalte an ammoniumacetatlöslichem Bor liegen deutlich darunter. Bei Standort II liegt

das Bormaximum des Heißwasserextraktes deutlich niedriger (0.5 ppm); die Ausbeute durch Ammoniumacetat liegt im ganzen Profil unterhalb der Nachweisgrenze. Bei Standort III werden durch den Heißwasserextrakt im Oberboden nur bis zu 0.3 ppm Bor gelöst; das Maximum von 0.6 ppm liegt bereits im dichten, hangparallel geschichteten Schiefer-ton, der von den Wurzeln nicht erschlossen ist. Besonders in diesem wenig verwitterten Substrat liegt der ammoniumacetatlösliche Borgehalt deutlich über dem des Heißwasserextraktes, was auf eine überwiegend mineralische Herkunft dieser Borfraktion hinweist.

Auffallend ist auch die besonders bei den Standorten I und II ausgeprägte Abnahme der Borgehalte zur Bodenoberfläche hin. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine Volatilisierung des Bors durch Brandrodungen innerhalb der in diesem Gebiet immer noch praktizierten "shifting cultivation" zurückzuführen.

Zur Beziehung Boden - Nährelementgehalt der Nadeln - Wachstum kann aufgrund der vorliegenden Daten folgendes gesagt werden:

Im Falle von Standort I fallen tiefer durchwurzelter Raum, höchste Borgehalte im Boden, größte Gesamthöhe und höchster Höhenzuwachs zusammen. Man kann daher eine angemessene Versorgung mit Nährelementen und insbesondere mit Bor über das ganze Bestandesleben annehmen.

Bei Standort II findet man wenig Wurzelraum, die geringsten Borgehalte im Boden, die geringste Gesamthöhe, aber intermediäre Borgehalte in den Nadeln und intermediäres Höhenwachstum. Offensichtlich haben die niederen Borgehalte des Bodens in Verbindung mit der für Araukarie festgestellten physiologischen Flachgründigkeit keine ausreichende Boraufnahme ermöglicht. Diese Versorgungslücke scheint in früheren Phasen des Bestandeswachstums gravierender gewesen zu sein, da bei der geringsten Gesamthöhe die aktuellen Borgehalte der Nadeln sowie das Höhenwachstum der letzten 5 Jahre intermediär sind. Es scheint also so, daß die hydromorphe Begrenzung des durchwurzelten Raumes, die sich nadelanalytisch durch geringe Borgehalte manifestiert, im Laufe des Bestandeslebens zurückgegangen ist.

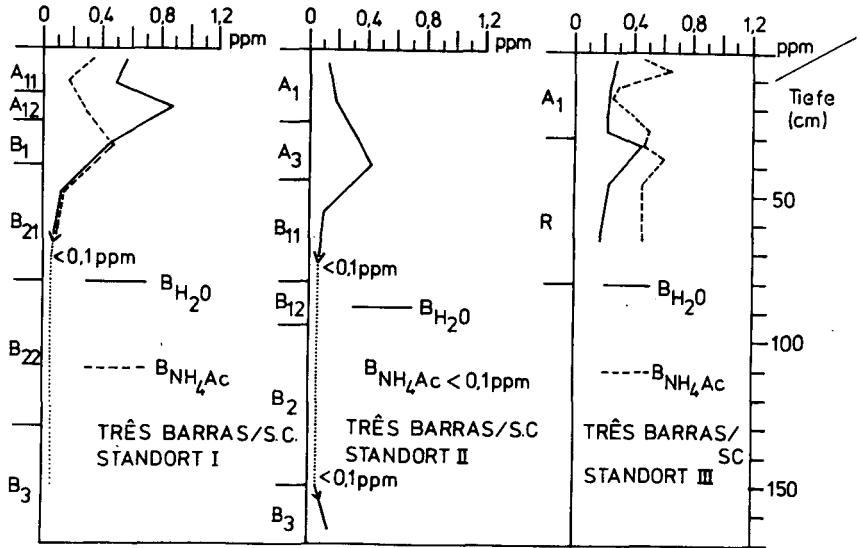


Abb. 4: Tiefenfunktionen der heißwasser- und ammoniumacetatlöslichen Borfraktionen der Toposequenz "Trés Barras".

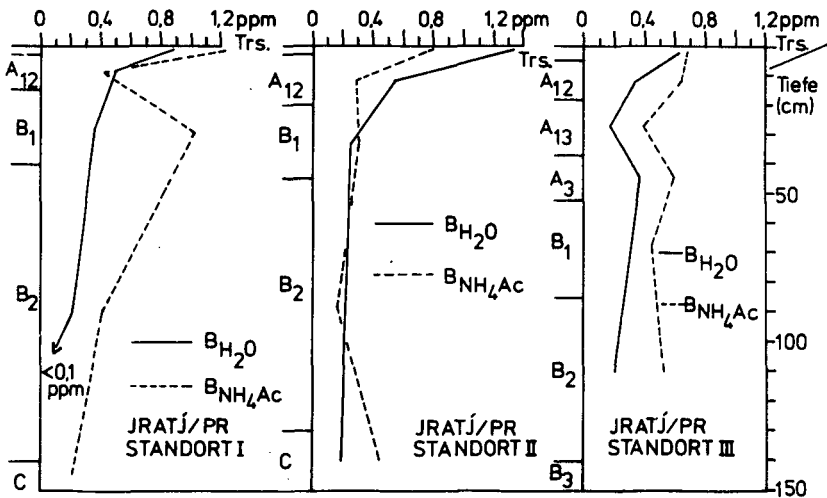


Abb. 5: Tiefenfunktionen der heißwasser- und ammoniumacetatlöslichen Borfraktionen der Toposequenz "J RATÍ".

Toposequenz Três Barras				
Element	Konzentration (‰)		Bestimmtheitsmaß	
	max.	min.	einzel	multiple
1. Positive Korrelation zu pH _Z (20-25) ¹⁾				
B	0,019	0,006	0,71**	0,68
N	16,3	14,1	0,03	0,65
K	12,4	8,7	0,12	----
[Al	0,176	0,016	0,40	----
2. Negative Korrelation zu pH _Z (20-25)				
Zn	0,031	0,011	0,69**	0,66
Mn	1,93	0,35	0,33	0,93
Ca	9,13	1,66	0,35	0,94
Fe	0,09	0,05	0,09	0,95
Cu	0,010	0,004	0,43	0,96
P	1,46	1,16	0,06	0,96
Mg	2,99	1,77	0,02	0,95
<p><u>Tab.1:</u> Statistische Beziehungen zwischen der Nährelementkonzentration der Nadeln als Mittelwerte aus den nördlich exponierten, lebenden Wirteln und dem jährlichen, periodischen Höhenzuwachs der letzten 5 Jahre (pH_Z (20-25)). Anzahl der Fälle:12.</p>				

1) Das multiple Bestimmtheitsmaß ist unter der Berücksichtigung der Anzahl der Fälle berichtigt.

Toposequenz IRATÍ				
Element	Konzentration (‰)		Bestimmtheitsmaß	
	max.	min.	einzel	multiple
1. Positive Korrelation zur Oberhöhe ¹⁾				
N	16,6	11,3	0,82**	0,80
Ca	6,59	3,66	0,17	0,82
Cu	0,007	0,004	0,65*	0,82
Zn	0,024	0,013	0,39	0,82
K	15,3	8,7	0,00	0,81
2. Negative Korrelation zur Oberhöhe				
B	0,033	0,015	0,75**	0,73
P	1,80	1,36	0,46	0,77
Mg	3,26	2,57	0,32	0,79
[Al	0,076	0,055	0,23	0,77]
Fe	0,52	0,05	0,05	0,76
Mn	0,57	0,23	0,27	0,76
<p><u>Tab.2:</u> Statistische Beziehungen zwischen der Nährelementkonzentration der Nadeln als Mittelwerte aus den nördlich exponierten, lebenden Wirteln und der Oberhöhe des Bestandes. Anzahl der Fälle: 12.</p>				

Standort III besitzt den geringsten durchwurzelten Raum, intermediäre Borgehalte im Boden, eine intermediäre Gesamthöhe aber die geringsten Borgehalte in den Nadeln und das geringste Höhenwachstum. Es liegt hier also gegenüber Standort II der entgegengesetzte Fall vor, nämlich daß bei weniger angespannter Borversorgung in früheren Phasen des Bestandeswachstums aktuell ein akuter Bor-mangel das Höhenwachstum begrenzt. Dies muß angesichts der intermediären Borgehalte im Boden hauptsächlich auf die Flachgründigkeit des Nährsubstrats zurückgeführt werden, da die mineralische, durch Ammoniumacetat extrahierte Borfraktion des Schiefertons für die Wurzeln nicht zugänglich ist. Man kann also sagen, daß Bor dasjenige Nährelement ist, das bei einer Begrenzung des Wurzelwachstums in dieser Toposequenz ins Minimum gerät.

3.2 Toposequenz von Irati

Es bestehen hier vollkommen andere Bodenverhältnisse; es handelt sich um tiefgründige aluminiumstabilisierte Latosole; lediglich Standort III weist im unteren Teil des A-Horizontes eine Zone mit Dichtlagerung auf, die von Feinwurzeln gemieden wird. Die Gesamthöhe nimmt im Gegensatz zu der in Abschn. 3.1 diskutierten Toposequenz hangabwärts zu (vgl. Abb. 3). Infolge der relativ einheitlichen physiologischen Gründigkeit der drei Standorte zeigen die Ergebnisse der Nadelanalysen eindeutige Korrelationen bereits zur Gesamthöhe, wie aus Tab. 2 ersichtlich ist. Die multiplen Regressionskoeffizienten weisen darauf hin, daß Stickstoff der Hauptfaktor ist, der die Unterschiede der Gesamthöhen erklärt. Angereichert infolge der durch Stickstoff begrenzten Substanzproduktion wird in erster Linie Bor (vgl. Tab. 2).

Die Bodenanalysen bestätigen und erklären das von der Stickstoffversorgung abhängige Wachstum. Standort I besitzt einen Stickstoffvorrat von ca. 9 t/ha; dieser ohnehin schon nicht sehr hohe Wert sinkt bei Standort III auf ca. 6.5 t/ha ab. Mit großer Wahrscheinlichkeit ist dieser Unterschied auf eine ehemalige Beweidung des höher gelegenen Teiles der Toposequenz zurückzuführen, während auf dem Hang zum "campo" wahrscheinlich Wald belassen worden ist.

Auch die nadelanalytisch festgestellte Boranreicherung auf den schlechtwüchsigen Standorten kann durch Bodenanalysen gut erklärt werden. Abb. 5 zeigt, daß die heißwasserlösliche Borfraktion im Oberboden Werte zwischen 0.7 und 1.2 ppm erreicht und damit deutlich höher liegt als bei der Toposequenz von Tres Barras. In der Mehrzahl der Fälle liegt die ammoniumacetatlösliche Borfraktion in den B-Horizonten um 0.2 bis 0.5 ppm über der des Heißwasserextraktes, so daß auch insgesamt eine höhere mineralische Borreserve anzunehmen ist.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

- Es wurden zwei Toposequenzen mit Araukarienbeständen vorgestellt, wobei durch statistische Beziehungen zwischen dem Nährelementgehalt der Nadeln und dem Wachstum in einem Falle Bor, im anderen Falle Stickstoff als wachstumsbegrenzende Faktoren gefunden wurde.
- Durch Bodenanalysen und durch die Rekonstruktion des Wachstums mittels Stammanalysen konnte festgestellt werden, daß neben der Nährelementkonzentration und -verfügbarkeit im Boden der durchwurzelbare Raum entscheidendes Kriterium für die Beurteilung der Nährelementversorgung ist. Die Araukarienwurzel ist offensichtlich extrem sauerstoffbedürftig und besitzt nur geringe mechanische Durchdringungsfähigkeit. Hier müßten weitere, gezielte Untersuchungen ansetzen.
- Aufgrund dieses vorläufigen Befundes wird für zukünftige Aufforstungen empfohlen, tiefgründige Böden vorwiegend aus der Lato-solserie für die Araukarie vorzusehen. Dabei ist - soweit möglich - die Vorgeschichte dieser Fläche mit zu berücksichtigen.

Literatur

- FIALA, K.: Bestimmung von Bor in Bodenextrakten mit Hilfe der direkten Kurkuminmethode.
Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenk. 18, 323-327, 1974.
- GUPTA, S.K. und J.W.B. STEWART: The extraction and determination of plant-available boron in soils.
Schweizerische Landwirtsch. Forsch. 14, 153-169, 1975.
- HILDEBRAND, E.E., W.E.H. BLUM und A.B. DIETRICH: Metodologia da

amostragem e análise química das acículas da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. (II).
Rev. Floresta VII/2, 9-15, 1976.

REISSMANN, C.B., E.E. HILDEBRAND, W.E.H. BLUM und L.M. BURGER:
Metodologia da amostragem e análise química das acículas da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. (I).
Rev. Floresta VI/1, 5-12, 1976.

VAN GOOR, C.P.: Reflorestamento com coníferas no Brasil. Aspectos ecológicos na região sul, particularmente com *Pinus*.
Boletim Técnico 9, 58 S., 1965.

Gehalte an 26 Elementen (einschließlich Spuren-
elementen) in Düngemitteln und Böden sowie Boden-
vorräte und Flüssebilanzen in zwei Waldökosystemen

von

Mayer R.⁺⁾ und Heinrichs H.⁺⁺⁾

Einleitung

Für zwei Waldstandorte des Sollings sollen den Elementvorräten im Mineralboden die Elementumsätze am Standort gegenübergestellt werden.

Die Untersuchungsmethoden sind ausführlich bei Mayer (1971) dargestellt. In einem 130-jährigen Buchen- und einem 90-jährigen Fichtenbestand wurde der Element-Input durch Erfassung und Analyse der Niederschläge über und unter dem Kronendach gemessen. Ferner wurden die Elementmengen im Streufall und im Zuwachs der Biomasse bestimmt. Schließlich wurden die Elementmengen im Sickerwasser an der Grenze Humusaufgabe/Mineralboden und unterhalb der Wurzelzone in ca. 50 cm Tiefe mit Al_2O_3 -Unterdrucklysimetern bestimmt. Die Vorratsänderung innerhalb des Wald-Ökosystems über einen definierten Zeitraum, die wir als Bilanz bezeichnen, ergibt sich als Differenz zwischen Niederschlags-Input und Sickerwasser-Output unterhalb der Wurzelzone. Wir unterscheiden dabei noch zwischen den Vorratsänderungen in der Biomasse einerseits und im Boden andererseits, stellen also eine Bilanz für den Boden auf.

⁺⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität,
Büsgenweg 2, D-3400 Göttingen

⁺⁺⁾ Geochemisches Institut der Universität, Goldschmidtstrasse 1,
D-3400 Göttingen

Die Elementgehalte wurden an Boden-Mischproben der sauren Lößbraunerde des Buchenbestandes aus 4 verschiedenen Tiefen innerhalb der Wurzelzone, also bis 50 cm bestimmt. Weiterhin wurden die Gehalte eines kalkhaltigen Löß aus dem Unterboden und einiger Düngemittel untersucht, um eine Vorstellung von den Zu- und Abfuhr zu bekommen, die sich einerseits im Verlauf der Pedogenese abspielen, andererseits mit einer Düngungsmaßnahme verknüpft sind. Bei der Untersuchung auf Metallelemente wurde mit einem Flußsäure/ HClO_4 -Aufschluß und AAS gearbeitet. Die Analysenmethoden sind im Detail bei Heinrichs und Mayer (1977) beschrieben, ein Teil der im Folgenden dargestellten Ergebnisse ist bereits publiziert (Ulrich et al. 1976, Heinrichs und Mayer 1977).

Ergebnisse

Tabelle 1 zeigt die jährliche Flüssebilanz derjenigen Elemente, deren Bilanz für den Boden im Rahmen der Variabilität der Messungen ausgeglichen ist, d. h. der Input aus der Atmosphäre wird kompensiert durch den Output mit dem Sickerwasser und den im Zuwachs der Biomasse festgelegten Elementmengen, sodaß sich der Vorrat im Boden nicht signifikant verändert. Die Tabelle zeigt, daß einige Elemente nur zu einem sehr geringen Teil in der Biomasse festgelegt werden (Na, Cl, aber auch Cd, Co und Hg), andere werden dagegen von der Pflanze stark festgelegt, wie etwa Ca und Mg.

Tabelle 2 enthält die Elemente mit positiver Bilanz, bei denen eine Zunahme des Bodenvorrats stattfindet, da der Input aus der Atmosphäre den Output mit dem Sickerwasser und der jährlichen Festlegung in der Biomasse wesentlich übersteigt. Der hohe Input kann für die meisten Elemente auf anthropogen bedingte Luftveränderungen zurückgeführt werden. An der Basis der Tabelle ist zusätzlich angegeben, ob die Festlegung der betreffenden Elemente überwiegend im Mineralboden oder in der Humusaufgabe erfolgt.

Es zeigt sich, daß einige Elemente fast quantitativ im Ökosystem festgehalten werden, und zwar entweder hauptsächlich im Boden, wie Pb und Sb, oder im Boden und in der Biomasse (wie N). Bemerkenswert ist noch die starke Festlegung von S im Boden bei gleichzeitig

fast fehlender Festlegung in der Biomasse.

Tabelle 3 zeigt die Elemente mit negativer Bilanz, bei denen ein Vorratsabbau innerhalb des Bodens stattfindet. Bei diesen Elementen wird der Element-Umsatz innerhalb des Ökosystems praktisch nicht von außen, d. h. von der Atmosphäre her beeinflusst.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Gesamtgehalte im Boden. Bei der Betrachtung der Ergebnisse gehen wir davon aus, daß der Soling-Boden, eine saure Löß-Braunerde, aus einem Material entstanden ist, das dem unverwitterten und vermutlich unbelasteten C-Löß aus einer Lößgrube bei Niedergandern bei Göttingen gleicht.

Abbildung 1 zeigt die Elemente ohne ausgeprägte Tiefengradienten: Aus den ersten beiden Diagrammen wird die starke Abnahme von Ca und Carbonat-Kohlenstoff als Ausdruck der Entkalkung deutlich, die in dem Lößlehm der Braunerde stattgefunden hat. Offensichtlich ist jedoch eine größere Menge an nicht-carbonatisch gebundenem Ca im Profil verblieben.

Mit der Entkalkung ging die Auswaschung anderer carbonatischer Anteile wie Mg und Sr einher. Die ausgeglichene Flüssebilanz, angedeutet durch ein kleines „a“ über dem Diagramm, zeigt, daß der Vorgang der Entkalkung heute abgeschlossen ist und den Umsatz nicht mehr bestimmt.

Die Verarmung des Bodens gegenüber dem Ausgangsmaterial an Na und die fehlende Abfuhr oder geringe Zunahme von K und Ba stehen im Einklang mit dem bekannten geochemischen Verhalten dieser Elemente bei der Verwitterung, nämlich Auswaschung des freigesetzten Na, Festlegung von K in Tonmineralien und Ausfällung von Ba als $BaSO_4$.

Rb, in seinem chemischen Verhalten dem K verwandt, erscheint gegenüber dem Ausgangsmaterial angereichert, dasselbe gilt für Sb, wobei dieses Element eine positive Flüssebilanz aufweist, was auf eine Zufuhr aus der Umwelt hindeutet.

Die Elemente Cu und Cr haben zwar eine positive Flüssebilanz, diese manifestiert sich jedoch nicht in den Boden-Gehalten. Bei Cu scheint die Festlegung vor allem in der Humusaufgabe stattzufinden (Heinrichs und Mayer, 1977).

In Abbildung 2 sind die Elemente mit deutlichem Tiefengradienten der Elementgehalte dargestellt: Die obere Reihe zeigt die Elemente mit erhöhtem Gehalt im Oberboden. Zwei Ursachen können bei dieser Profilprägung eine Rolle spielen:

1. eine Anreicherung von Humus im Oberboden, wie es in dem Diagramm von C_{org} , N, P und S zum Ausdruck kommt. Es ist bemerkenswert, daß es bei P lediglich zu einer Umverteilung innerhalb des Profils kommt, was im Einklang steht mit der insgesamt negativen Flussebilanz und der starken Festlegung in der Biomasse. Dagegen ist bei C, N und S eine absolute Anreicherung gegenüber dem Ausgangsmaterial eingetreten.
2. eine Zufuhr aus der Atmosphäre durch Luftverunreinigungen bei gleichzeitiger Festlegung im Boden wie es sich wahrscheinlich in den Diagrammen und den positiven Flussebilanzen von Pb, Hg und Tl, aber auch von S manifestiert. Für Bi läßt sich dasselbe vermuten, die gemessene Flussebilanz ist hier jedoch ausgeglichen.

In der unteren Reihe sind die Elemente dargestellt, deren Gehalt mit der Tiefe zunimmt. Der Konzentrationsverlauf spiegelt hier die Versauerung des Oberbodens und die Mobilität der betreffenden Elemente bei niedrigem pH-Wert wieder. Die Flussebilanzen für Al, Mn, Co und Ni sind negativ, bei Al und Mn ist die negative Flussebilanz und damit die Vorratsabnahme statistisch gesichert. Daraus läßt sich ableiten, daß die Auswaschung dieser Elemente als Folge der Zerstörung von Silikaten im Oberboden ein aktuell ablaufender Prozess ist.

Tabelle 4 gibt die Elementgehalte in Hüttenkalk und 2 P-Düngemitteln an.

Abbildung 3 zeigt die jährliche Zufuhr von Spurenstoffen aus der Atmosphäre sowie durch eine Kalkung oder durch eine Düngung mit Phosphaten. Die Säulen geben die Zufuhr in Promille des Gesamt-vorrats in 0 - 50 cm Tiefe wieder.

Die bisherigen Ergebnisse waren für den Buchenbestand gefunden worden. Die Flussebilanzen für den Fichtenbestand zeigen generell dieselbe Charakteristik. Allerdings ist die Filterwirksamkeit der

Fichtenkrone im Vergleich zur Buche gegenüber Luftverunreinigungen und damit der Input wesentlich höher. Da gleichzeitig der Output mit dem Sickerwasser bei den meisten Elementen nur geringfügig höher ist ergibt sich unter Fichte eine stärkere Festlegung der Elemente mit positiver Bilanz.

Da der Boden des Fichtenbestandes nicht auf seine Elementgehalte untersucht wurde, kann z. Z. noch keine Aussage darüber gemacht werden, ob sich die stärkere Elementfestlegung auch im Konzentrationsgradienten innerhalb des Bodenprofils ausdrückt.

Literatur

Heinrichs, H. und R. Mayer

Distribution and Cycling of Major and Trace Elements in two Central European Forest Ecosystems
J. Environ. Quality, Nov. 1977 (im Druck)

Mayer R.

Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems
Gött. Bodenkundl. Ber. 19, 1-119

Ulrich, B., R. Mayer, P.K. Khanna, G. Seekamp und H.W. Fassbender
Input, Output und Interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand.
Tag. Ges. f. Ökologie, Göttingen Sept. 1977 (Tagungsberichte im Druck)

Solling Buche (B1)	Na	K	Ca	Mg	Fe	Cl	Ni	Cd	Co	Hg	Bi
	kg/ha x Jahr						g/ha x Jahr				
1 Input aus der Atmosphäre	13	10	26	3,8	1,2	29,4	15	13	8,4	0,37	0,35
2 Sickerwasser Output in % des Input	79	20	55	45	42	90	93	70	92	57	50
3 Festlegung im Biomassezuwachs in % des Input	1	65	30	74	58	21	33	15	12	27	30
4 Bodenvorratsänderung in % des Input	20	15	15	-19	0	10	-26	15	-4	16	20

Tab. 1: Flüßebilanz - Elemente mit ausgeglichener Bilanz

Solling Buche (B1)	S	N	Zn	Cr	Cu	Pb	Sb	Tl
	kg/ha x Jahr			g/ha x Jahr				
1 Input aus der Atmosphäre	46,3	23,8	3,9	22	220	410	2,9	1,17
2 Sickerwasser Output in % des Input	55	25	28	35	54	11	3	42
3 Festlegung im Biomassezuwachs in % des Input	1	55	5	25	6	4	10	25
4 Bodenvorratsänderung in % des Input	44	20	67	40	40	85	87	32
	M	H,M	H	M	H	H,M	H,M	H,M

M = Festlegung in Mineralboden
H = Festlegung in der Humusauflage

Tab. 2: Flüßebilanz - Elemente mit positiver Bilanz

Solling Buche (B1)	Al	Mn	P
	kg/ha x Jahr		
1 Input aus der Atmosphäre	1,6	1,9	0,8
2 Sickerwasser Output in % des Input	720	290	10
3 Festlegung im Biomassezuwachs in % des Input	10	180	260
4 Bodenvorratsänderung in % des Input	- 730	- 470	- 270
	M	H,M	M

M = Vorratsabnahme im Mineralboden
H = Vorratsabnahme in der Humusauflage

Tab. 3: Elemente mit negativer Bilanz

	%													ppm				ppb			
	K	Na	Ca	Mg	Al	Fe	Mn	P	Ba	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Rb	Sb	i	Cd	Hg	Tl	
Smelting lime	0.69	0.27	27	8.2	6.3	0.46	0.38	n.d.	260	10.0	63	8.0	9.0	5.4	100	0.3	7	46	2.0	18	
Basic slag	0.014	0.05	36	1.3	0.29	0.10	1.6	7.5	32	4.0	370	9.0	8.0	5.6	83	0.1	3	80	46.0	27	
Rhenania phosphate	0.13	9.9	22	0.12	0.56	0.47	0.02	13	160	5.0	87	19	22.0	11.0	49	0.4	5	3	7900	55.0	96

Table 4: Elementgehalte in Hüttenkalk und Düngemitteln

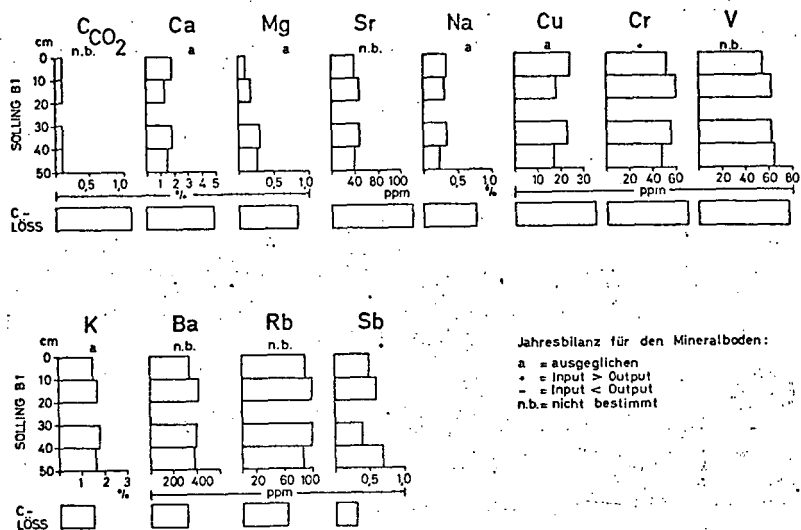


Abb.1 Gesamtgehalte im Boden - Elemente ohne ausgeprägte Tiefengradienten

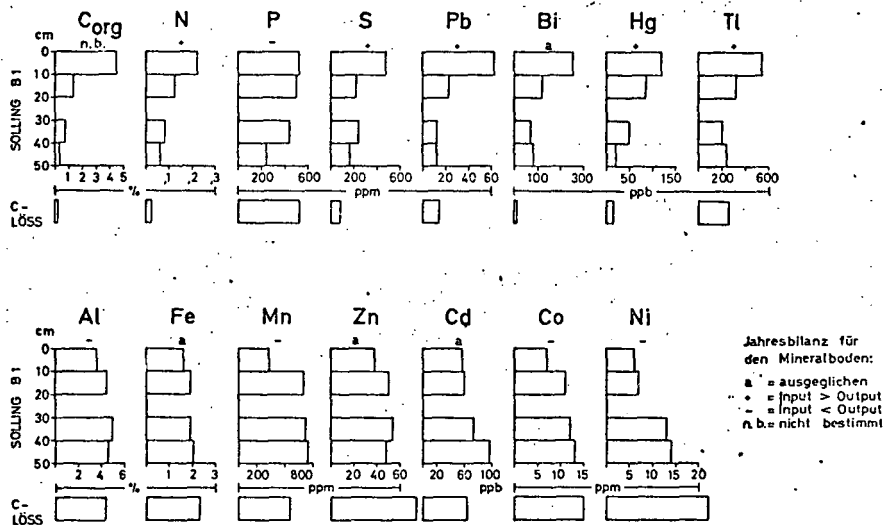


Abb. 2 Gesamtgehalte im Boden - Elemente mit Tiefengradienten

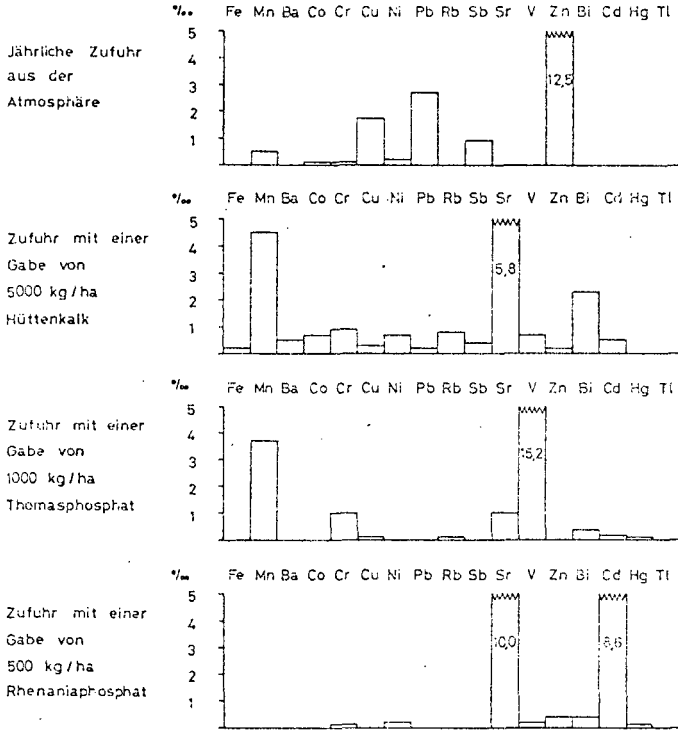


Abb. 3 Zufuhr aus der Atmosphäre und durch Düngegaben in % des Gesamtvorrats in 0-50 cm Tiefe

Die Berechnung von Massenflußkoeffizienten
der Mineralstoffaufnahme auf der Grundlage
von Ökosystem-Untersuchungen im Solling

von

Prenzel, J. ⁺

Zusammenfassung:

Massenfluß wird hier definiert als die durch Transpiration bedingte Wasseraufnahme eines Pflanzenbestandes multipliziert mit der Konzentration eines Mineralstoffes in der Bodenlösung. Das Verhältnis der Aufnahme eines Mineralstoffes in den oberirdischen Bestand zu dem so definierten Massenfluß wird als Massenflußkoeffizient (MFK) bezeichnet. Die MFK werden interpretiert als empirisch ermittelte deskriptive Größen, die die Wechselwirkung eines Pflanzenbestandes mit seiner Umwelt besonders in bodenchemischer Hinsicht widerspiegeln.

Es wird die Berechnung von MFK für 11 Elemente für einen Buchen- und einen Fichtenbestand im Solling vorgestellt. In die Berechnung gehen folgende Größen ein:

- 1.) die monatliche Transpiration der Bestände,
- 2.) die jährliche Mineralstoffaufnahme der oberirdischen Bestände,
- 3.) monatliche mittlere Konzentrationen in Bestandesniederschlag, Sickerwasser unter dem Auflagehumus und Sickerwasser in 50 cm Tiefe,
- 4.) die Wurzelverteilung im Profil und
- 5.) GBL-Analysen in 10-cm-Intervallen im Profil.

Die ermittelten MFK liegen zwischen 0.04 für Cl bei Fichte und 120. für P bei Buche.

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 3400 Göttingen, Buisenweg 2

Messung und Schätzung bodenchemischer Parameter
zur Charakterisierung des Nährstoffhaushalts
von Waldböden

von

Ulrich, B. und M.B. Shrivastava[†]

Bei der Erfassung der forstlichen Standorte wird der Nährstoffhaushalt bisher nur qualitativ angesprochen, in der Regel als Gesamtkomplex ("Trophie"), also ohne gesonderte Betrachtung der einzelnen Nährstoffe. Eine Kartierung soll Entscheidungshilfen liefern. Für viele Fragestellungen wie Auswirkungen von wirtschaftlichen Eingriffen ins Ökosystem, Düngung, Eignung für Abfallausbringung ist die Trophie jedoch keine ausreichende Entscheidungsgrundlage. Derartige Probleme lassen sich umso leichter durchdenken, abwägen und entscheiden, je vollständiger der Nährstoffhaushalt des Ökosystems in Form von Nährstoffvorräten und Nährstoff-Flüssen bekannt ist. Ziel der forstlichen Standortkartierung sollte daher sein, die Naturausstattung eines Bodens getrennt für jeden einzelnen Nährstoff quantitativ anzusprechen als Nährstoffvorrat und als intensive Parameter wie das C/N-Verhältnis, die indirekt Aussagen über Flüsse zulassen. Hierfür ist es erforderlich, aus den Labordaten von einem Teilkollektiv der insgesamt im Gelände aufgenommenen Standorte quantitative Schätzdaten ausreichender Genauigkeit für das Gesamtkollektiv zu gewinnen.

Voraussetzung für ein solches Vorgehen ist eine möglichst weitgehende Objektivierung der Profilbeschreibung, weil bei der Schätzung die im Gelände erhobenen Merkmale Horizontmächtigkeit, Humusgehalt, Bodenart, Skelettanteil, Lagerungsdichte und Durchwurzelung quantifiziert werden müssen. Das für die Laboranalyse vorgesehene Teilkollektiv muß also so rechtzeitig ausgewählt und analysiert werden, daß der Kartierer die Analysenergebnisse

[†]Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität
Göttingen, Büsgenweg 2, 3400 Göttingen

bei der Geländearbeit zur Verfügung hat und seine Ansprache nach den Labordaten korrigieren kann. Zur Geländeaufnahme gehörte auch die Messung der pH-Werte (z.B. mit Indikatorstäbchen Merck Nr. 9541 und 9542).

Die Untersuchung, über die berichtet wird, erfolgte in der Mischwaldzone des Hessischen Berglands; aus der hessischen Fichteninventur wurden 32 Standorte auf Buntsandstein und 9 Standorte auf Tonschiefer, Grauwacke und Quarzit ausgewählt. Pro Standort wurden 2 Bodeneinschläge angelegt. Für die Probenahme wurden folgende Horizonte bzw. Schichten unterschieden: O_H -Horizont, A_h - (bzw. A_{eh} -, A_{he} -) Horizont, Intensivwurzelschicht (Mineralboden ohne A_h mit Durchwurzelung \geq mittel (≥ 5 Feinwurzelspitzen/dm²)), Extensivwurzelschicht (Durchwurzelung schwach und sehr schwach). Für die Laboruntersuchungen wurden 7 Standorte mit 14 Profilen ausgewählt.

Da für das Gesamtkollektiv auch die Wasser- und Lufthaushaltsparameter in Anlehnung an das Vorgehen von RENGGER geschätzt worden waren (SHRIVASTAVA 1977), konnte die Trockenraumdichte TRD, soweit nicht experimentell bestimmt, aus dem Gesamtporenvolumen GPV geschätzt werden:

$$\begin{aligned} \text{TRD} &= \left(1 - \frac{\text{GPV}}{100}\right) \quad (\text{g/cm}^3) \\ &= 2.65 - (0.015 \cdot \% \text{ Humus}) \quad (\text{g/cm}^3) \end{aligned}$$

Für die O_H -Horizonte wurde experimentell eine Trockenraumdichte von 0.213 g/cm³ (VK des Fehlers = 12,9 %) ermittelt.

Folgende bodenchemische Werte wurden im Labor ermittelt: Gesamt-C und Gesamt-N (beide nur O_H und A_h) Gesamt-P, P-Fraktion (nur Mineralboden), pH (CaCl_2), effektive Austauschkapazität AK_e sowie austauschbare Kationen H, Na, K, Ca, Mg, Al (nur Mineralboden). Die Analysenverfahren sind bei FASSBENDER (1977) beschrieben.

Für die Schätzungen wurde nach statistischen Beziehungen zwischen Labordaten einerseits und den quantitativ geschätzten Geländedaten wie Humusgehalt, Tongehalt usw. gesucht. Das Vorgehen wird im Folgenden an dem Untersuchungsbeispiel demonstriert. Die gefundenen statistischen Beziehungen können Gültigkeit nur für das untersuchte Kollektiv beanspruchen.

Die Labordaten der Humusformen (Tab. 1) ergeben signifikante Unterschiede zwischen Moder und Rohhumus bei P-Gehalt sowie C/N- und C/P-Verhältnis. Die Rohhumusvarianten unterscheiden sich nicht signifikant. Die Variabilitätskoeffizienten sind relativ niedrig, so daß die Humusformen durch die in Tab. 1 ausgewiesenen Mittelwerte gut repräsentiert erscheinen. Für den N-Gehalt im A_h -Horizont ergaben sich in Abhängigkeit von der Humusform hochsignifikante Beziehungen zum C-Gehalt (Tab. 2), über die der N-Gehalt der nicht untersuchten Profile anhand des im Gelände angesprochenen Humusgehalts berechnet wurde.

Der Gesamt-P-Gehalt (Tab. 3) erwies sich primär als substratgebunden mit signifikanten Beziehungen zum C-Gehalt im A_h -Horizont. In dem hinsichtlich des bodenchemischen Zustands recht einheitlichen Kollektiv (durchweg im Al-Pufferbereich) ergaben sich hochsignifikante Beziehungen zwischen den verschiedenen P-Formen und dem P_t -Gehalt ($r > .80$, s. Tab. 4).

Die AK_e (Tab. 5) konnte bei den Buntsandsteinstandorten als multiple Regression aus Ton-, Schluff- und Humusgehalt berechnet werden. Bei den nicht untersuchten Proben werden die aus der Bodenart- und Humusgehalts-Ansprache sich ergebenden Werte in die Regressionsgleichung eingegeben. Für die Äquivalentanteile an austauschbaren Kationen wurde das Material entsprechend Tab. 6 stratifiziert und Mittelwerte berechnet, die mittels t-Test verglichen wurden. Soweit zwischen den im Gelände angesprochenen Trophiestufen keine signifikanten Unterschiede bestanden, wurde ein gemeinsamer Mittelwert berechnet (s. Tab. 6).

Das Ergebnis ist zum einen eine quantitative Charakterisierung der Standortseinheiten (Abb. 1). Angegeben sind Mittelwerte und Standardabweichung von Mächtigkeit, Bodengewicht und Nährstoffvorräten für Buntsandstein- und Tonschieferstandorte in Abhängigkeit von 5 im Gelände aufgrund von Humusform unter Berücksichtigung von Gründigkeit, Steingehalt, Bodenart, Humusgehalt und Ausgangsmaterial ausgeschiedenen Nährstoffhaushaltsstufen. Man sieht u.a., daß die zwischen den Nährstoffhaushaltsstufen bestehenden Unterschiede von den Unterschieden zwischen den beiden Substraten völlig überlagert werden.

Zum andern können die Daten verwendet werden, um Beziehungen zum Wachstum, hier zur Oberhöhe der Fichte im Alter 80, abzuleiten. Für diesen Zweck wurden neben den den Nährstoffhaushalt charakterisierenden Parametern auch die übrigen Standortsfaktoren in prinzipiell ähnlicher Weise geschätzt; sie sind mit Mittelwert, Standardabweichung und Beziehung zur Baumhöhe in Tab. 7 zusammengestellt. Diese Parameter wurden einer Faktorenanalyse unterworfen. Das Programm bündelt die ausgewählten 35 Standortparameter in 10 Faktoren (Tab. 8), die anschaulich mit den in der Kopfspalte aufgeführten Begriffen benannt werden können. Für die Fragestellung am ergiebigsten ist Faktor 9 "Wuchsleistung", er erklärt direkt 55 %, insgesamt 56 % der Varianz der Baumhöhe. Die entscheidenden Variablen sind Höhenlage, Bodenwasserversorgung, C/N-Verhältnis im A_n -Horizont, mittlere Jahrestemperatur, Bodengewicht sowie Transpirationswasserangebot. Berechnet man mit den Variablen aus Tab. 7 eine multiple Regression mit der Baumhöhe als abhängiger Variable, so ergibt sich als multipler Korrelationskoeffizient $R = .919$. Die Variablen beschreiben also die Varianz im Höhenwachstum der Fichte im Untersuchungsgebiet mit einem Bestimmtheitsmaß $B = R^2 = 84,5$ %. Die einzelnen Variablen gehen in die multiple Regression in der Reihenfolge der Anordnung in Tab. 7 ein. Unter den ersten 11 Variablen treten als Nährstoffhaushaltsgrößen N, K, Mg, P und Al auf.

Zusammenfassung

Die Untersuchung sollte zeigen, daß begleitend zur Kartierung eine quantitative Ableitung von Nährstoffhaushaltsparametern mit geringem Laboraufwand möglich ist. Die Ergebnisse sollten zeigen, daß Nährstoffvorräte sinnvolle Größen zur Charakterisierung von Standorten darstellen, die entscheidend zur Erklärung des Wachstums beitragen.

Literatur

- Fassbender, H.W. und Ahrens, E. (1977): Laborvorschriften
und Praktikumsanleitung.
Göttinger Bodenkundl. Ber. 47, 1-88
- Shrivastava, M.B. und Ulrich, B. (1977): Schätzung quanti-
tativer Bodenparameter bei der forstlichen Stand-
ortskartierung am Beispiel des hessischen Berg-
lands. I. Wasser- und Lufthaushalt.
Forstwiss. Cbl. 96, 186-200

Tabelle 1

Mittelwerte von C, N, P, C/N und C/P der Humusformen des O_H-Horizonts

Humusformen	Anzahl	C (g/100g)		N (g/100g)		P (mg/100g)		C/N		C/P	
		\bar{x}	VK%	\bar{x}	VK%	\bar{x}	VK%	\bar{x}	VK%	\bar{x}	VK%
Typ. Moder	16	36,4	27	1,16	24	110,0	37	31,5	14	364	42
		n.s.		n.s.		+		+		++	
Rohh.art.Moder	12	43,2	18	1,24	16	84,0	27	34,7	8,1	546	30
		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
Typ. Rohhumus	5	44,2	9	1,26	9,9	81,5	19	35,1	2,6	551	13
		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.		n.s.	
Feinh.arm.Rohh.	8	41	14	1,18	15	79,6	19	34,7	5,8	522	11

Tabelle 2

Beziehungen zwischen C- und N-Gehalt (%) in A_h-Horizonten für verschiedene Humusformen

Humusformen	Regressionsgleichungen	r	Anzahl (n)
Typ. Moder	N = 0,0125 + 0,0347·C	0.796 ⁺⁺⁺	16
Rohh.art.Moder	N = 0,00981 + 0,03 ·C	0.860 ⁺⁺⁺	11
Typ. Rohhumus	N = 0,0166 + 0,0257·C	0.984 ⁺⁺⁺	5
Feinh.arm.Rohhumus	N = 0,0157 + 0,0245·C	0.967 ⁺⁺⁺	8

Tabelle 3a

Gesamt-P in A_h -Horizonten

($y = \text{mg } P_t / 100 \text{ g Boden}$, $x = \text{Humusgehalt in } \%$):

Löß: $y = 14 + 3,75 x$; $r = 0,67$ ⁺⁺⁺

Fließerde: $y = -1,8 + 6,95 x$; $r = 0,987$ ⁺⁺⁺

Buntsandstein: $y = 10,5 + 1,75 x$; $r = 0,87$ ⁺⁺⁺

Tabelle 3b

Mittelwert und Streuung des P_t -Gehaltes der Intensiv- und Extensivwurzelschicht bei verschiedenem Ausgangsmaterial

Ausgangsmaterial	\bar{x} (P_t mg/100g)	VK%	Anzahl (n)
Buntsandstein	17,8	20,0	34
Löß	24,5	25,6	18
Fließerde	42,6	17,4	12
Tonschiefer etc.	37,1	19,2	9

Tabelle 4

Beziehungen zwischen P_t und verschiedenen P-Fraktionen (mg/100g)

Zonen	n	Regressionsgleichung	R
A_h -Horizont	18	$P_{Al} = -0.498 + 0.0714 (P_t)$	0.818 ⁺⁺⁺
		$P_{Fe} = 1.7003 + 0.20252 (P_t)$	0.811 ⁺⁺⁺
		$P_{Ca} = 0.0865 + 0.0195 (P_t)$	0.941 ⁺⁺⁺
		$P_{Occl.} = 3.86 - 0.244 (P_t)$	0.858 ⁺⁺⁺
		$P_{Org.} = -5.15 - 0.462 (P_t)$	0.974 ⁺⁺⁺
Intensivwurzelschicht	19	$P_{Al} = -2.29 + 0.16 (P_t)$	0.881 ⁺⁺⁺
		$P_{Fe} = -4.12 + 0.3075 (P_t)$	0.979 ⁺⁺⁺
		$P_{Ca} = 0.04624 + 0.0283 (P_t)$	0.977 ⁺⁺⁺
		$P_{Occl.} = 10.0 + 0.219 (P_t)$	0.890 ⁺⁺⁺
		$P_{Org.} = 3.64 + 0.285 (P_t)$	0.947 ⁺⁺⁺
Extensivwurzelschicht	17	$P_{Al} = -1.6 + 0.0879 (P_t)$	0.801 ⁺⁺⁺
		$P_{Fe} = -4.74 + 0.330 (P_t)$	0.956 ⁺⁺⁺
		$P_{Ca} = -0.554 + 0.0462 (P_t)$	0.882 ⁺⁺⁺
		$P_{Occl.} = 4.31 + 0.510 (P_t)$	0.912 ⁺⁺⁺
		$P_{Org.} = 2.58 + 0.00259 (P_t)$	0.178 n.s.

n.s. $\hat{=}$ $P > 0.05$ ++ $\hat{=}$ $0.01 > P > 0.001$
 + $\hat{=}$ $0.05 > P > 0.01$ +++ $\hat{=}$ $0.001 > P$

Tabelle 5

Regressionsgleichungen zur Berechnung der effektiven
Austauschkapazität AK_e

A_h -Horizont

$$AK_e \text{ (}\mu\text{val/g)} = 24.1 - 0.0441 \text{ (Ton\%)} + 0.447 \text{ (Schluff\%)} \\ + 7.53 \text{ (Humus\%)}$$

$$R = 0.86^{+++} \quad \text{Bereich:} \quad \begin{array}{l} 6 - 21 \text{ \% T} \\ 14 - 75 \text{ \% U} \\ 1,9 - 13 \text{ \% Humus} \end{array}$$

Intensiv- und Extensivwurzelschicht

$$AK_e \text{ (}\mu\text{val/g)} = 17.98 + 2.25 \text{ (Ton\%)} + 0.0643 \text{ (Schluff\%)} \\ + 0.632 \text{ (Humus\%)}$$

$$R = 0.75^{+++} \quad \text{Bereich:} \quad \begin{array}{l} 5 - 48 \text{ \% T} \\ 9 - 73 \text{ \% U} \\ 0 - 3 \text{ \% Humus} \end{array}$$

Tabelle 6

Mittelwert und Variabilitätskoeffizienten der Äquivalentanteile \bar{X}^S der austauschbaren Kationen

Zone	Substrat	Trophie	n		Elemente							
					H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al
A _h	Buntsandstein	Oligo	14	\bar{X}^S (VK%)	0.196 (40.4)	0.0119 (50.4)	0.0127 (33.9)	0.0696 (49.0)	0.0241 (19.5)	0.0718 (43.5)	0.0173 (71.1)	0.623 16.8
	Buntsandstein	Meso	14	\bar{X}^S (VK%)			0.0193 (43.0)	0.107 (35.3)	0.0305 (23.2)			0.512 26.4
	Tonschiefer	Meso	10	\bar{X}^S (VK%)	0.0717 (39.1)	0.0088 (28.4)	0.0195 (32.8)	0.104 (51.6)	0.0284 (26.1)	0.0226 (59.6)	0.0360 (47.6)	0.680 (17.6)
Int.- und Ext.- wurzel- schicht	Buntsandstein	Oligo	28	\bar{X}^S (VK%)	0.0231 (110.0)	0.020	0.0316	0.0539 (33.6)	0.0222 (43.1)	0.0122 (78.7)	0.0424 (54.4)	0.794 (6.47)
	Buntsandstein	Meso	29	\bar{X}^S (VK%)	0.0507 (54.1)	(57.9)	(40.3)	0.0724 (36.2)	0.0283 (38.9)			0.661 (22.0)
	Tonschiefer	Meso	20	\bar{X}^S (VK%)	0.0281 (53.2)	0.0138 (35.2)	0.0289 (31.7)	0.104 (58.8)	0.0806 (81.6)	0.00267 (88.8)	0.0506 (44.2)	0.582 (41.2)

Tabelle 7: Statistische Daten der nach der Parameterauslese verbliebenen Variablen

Variable	Symbol	Dim.	\bar{X} N = 82	s	VK %	Regression zur Baumhöhe		
						Typ	r	s_R (m)
Baumhöhe im Alter 80	y	m	29.1	3.2	11	-	-	-
Bodenwasserangebot	BWA	l/m ²	84.4	23.9	28	L	+ .51 ***	2.74
C/N-Verhältnis im A _h	CN/A	-	29.6	3.9	13	K	+ .54 ***	2.71
Gewicht d. Feinbodens ¹ einschl. Extensivw.	BG	t/ha	10500	3300	31	L	+ .48 ***	2.79
Höhe über NN	H	m	358	64	18	L	- .40 ***	2.91
austauschb. K i. Feinbod. einschl. Ext.	K	kg/ha	776	401	52	Q	- .51 ***	2.75
" Mg	Mg	kg/ha	331	398	120	K	- .34 *	3.03
Vegetationszeit (Tage 10° C)	VZ	Tage	146	6	4	L	- .01 n.s.	3.17
Transpirationswasserangebot	TWA	l/m ²	288	54	19	K	- .50 ***	
P-Vorrat i. Feinbod. einschl. Ext.	Pt	t/ha	3.08	1.29	42			
Neigungsgrad	NG	°	18.8	12.5	66	L	+ .04 n.s.	3.17
austauschb. Al i. Feinbod. einschl. Ext.	Al	kg/ha	3820	1520	40	L	+ .30 *	3.03
Trockenraumdichte d. A _h -Horizonts	TRD/A	g/cm ³	1.14	.19	17	L	+ .21 n.s.	3.11
C-Vorrat in OH und A _h	C/OA	t/ha	52.5	19.7	38	L	- .16 n.s.	3.14
Trockenraumdichte d. Intensivw.	TRD/I	g/cm ³	1.41	.17	12	L	+ .27 *	3.06
Ton- plus Schluffgehalt im A _h	TU/A	%	45.1	19.9	44	Q	- .27 *	3.07
pH in Extensivwurzelschicht	pH/E	-	3.75	.28	7	L	- .08 n.s.	3.17
effekt. Austauschkap. i. Feinbod. einschl. Ext.	AKE	kval/ha	816	517	63	K	- .47 ***	2.83
Mächtigkeit des OH-Horizonts	M/O	cm	2.35	1.03	44	L	- .24 *	3.09
Ton- plus Schluffgehalt i. Intensivw.	TU/I	%	50.8	16.9	33	L	+ .09 n.s.	3.16
austauschb. Ca i. Feinbod. einschl. Ext.	Ca	kg/ha	1340	1890	141	L	+ .22 *	3.10
Gesamtporenvolumen in Intensivw.	GPV/I	%	39.8	4.0	10	L	- .22 *	3.10
" im A _h	GPV/A	%	44.5	4.0	9	L	- .11 n.s.	3.16
N-Vorrat in OH und A _h	N/OA	t/ha	1.69	.59	35	L	- .02 n.s.	3.17
P-Vorrat in OH und A _h	P/OA	t/ha	.354	.160	45	L	+ .16 n.s.	3.14
pH in Intensivwurzelschicht	pH/I	-	3.76	.23	6	L	- .01 n.s.	3.17
Gesamtporenvolumen in Extensivw.	GPV/E	%	36.8	3.2	9	Q	- .27 n.s.	3.08
austauschb. Mn i. Feinbod. einschl. Ext.	Mn	kg/ha	743	390	52	Q	- .46 ***	2.84
Ton- plus Schluffgehalt i. Extensivw.	TU/E	%	48.7	21.5	44	L	+ .23 *	3.09
Al-Phosphate i. Feinbod. einschl. Ext.	PAL	t/ha	.194	.118	61	K	+ .37 **	2.98
Trockenraumdichte d. Extensivw.	TRD/E	g/cm ³	1.65	.17	10	K	- .39 **	2.97
Fe-Phosphate i. Feinbod. einschl. Ext.	PFe	t/ha	.516	.320	62	K	- .36 **	3.00
mittlere Jahrestemperatur	TJ	°C	7.40	.61	8	L	+ .40 ***	2.91
pH des A _h -Horizonts	pH/A	-	3.10	.21	7	L	- .03 n.s.	3.17
mobilisierbarer P i. Feinbod. einschl. Ext.	Pm	t/ha	1.29	.76	59	L	+ .27 *	3.06

Tabelle 8: Ergebnis der Faktorenanalyse mit den Variablen der Tabelle 7

Faktor Ladung	1 "Phosphat"		2 "Bodenart"		3 "Humusform"		4 "Wärme klima"		5 "A-Horizont"		6 "Kationen"		7 "Bodenschicht"		8 "Niederschlag"		9 "Wuchsleistung"		10 "Lagerungs- verhältnisse"		
	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	P	S	
>0.9	PAI Pm	Pm PFe Pt PAL			N/OA C/OA	C/CA R/OA					Ca Mg										
0.3-0.9	PFe		TU/I(-)	TU/I(-) TU/A(-)	P/OA	P/OA	VZ	VZ		TRD/A	Vg	AKe K	Al	Al							
0.7-0.8	Pt		TU/A(-) TU/E(-)	TU/E(-)			TJ		TRD/A TRD/I	TRD/I				TWA pH/A(-)	TWA pH/A(-)	H(-)	EWA			TRD/E(-)	
0.5-0.7							TJ		GPV/A(-)	GPV/A(-)	K AKe	Mn		BG Mn			EWA	H(-) TJ		TRD/E(-) GPV/E	
0.5-0.6		AKe Vn	pH/I	pH/I				NG	CN/A(-)	CN/A(-)			BG Mn	FC K						CN/A(-) BG	
0.4-0.5		M/O(-) Al K BSA P/OA	GPV/A(-)	GPV/A(-)	M/O		NG	H(-)			pH/E Mn	PFe Pt TU/A pH/A M/O(-)				NG				CN/A(-) TJ	GPV/I pH/E pH/I TRD/I(-)
0.3-0.4	M/O(-) P/OA NG	BG Mg	BG	Vg(-) AKe(-) Mn(-) BG K(-) Ca(-)	M/O	CN/A	H(-) M/O	M/O(-) TWA		TRD/E pH/E(-) pH/I(-)		Pm pH/E TU/E TU/I TRD/E	K pH/E(-)	PFe Pm pH/E(-) PAL EWA TRD/E GPV/E(-)	H	EWA BG	BG	TWA K M/O(-)		pH/I pH/E	TRD/A(-)
Ladung von y	.069	.261	-.082	-.064	-.019	-.038	-.165	.065	.095	.230	.052	.204	.064	.256	.133	.173	.759	.751	-.071	-.156	

Faktoren $\hat{=}$ Kombination von miteinander korrelierten Variablen

Ladung $\hat{=}$ "Korrelationskoeffizient" (r) zwischen Faktor und Variablen

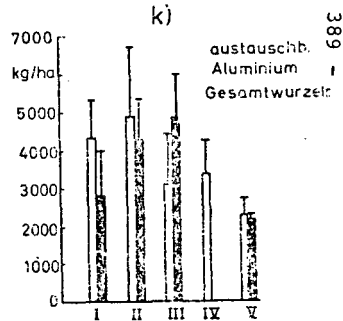
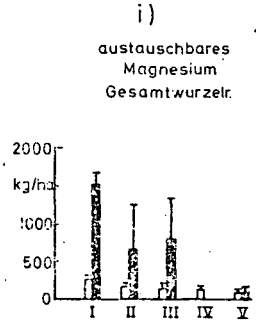
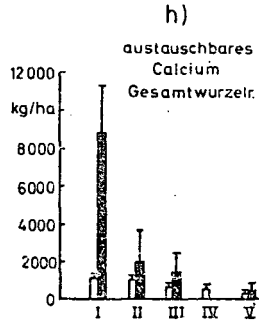
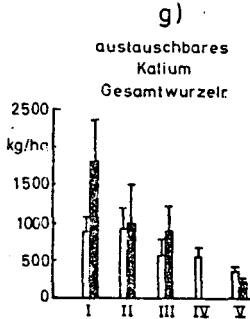
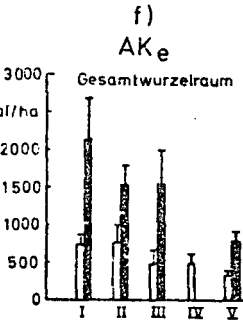
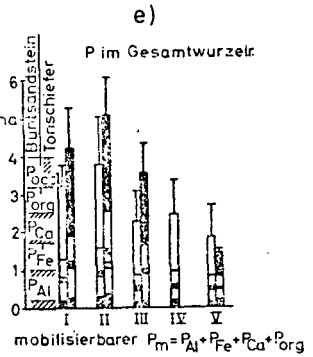
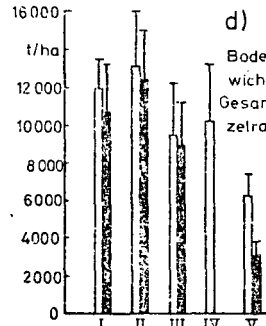
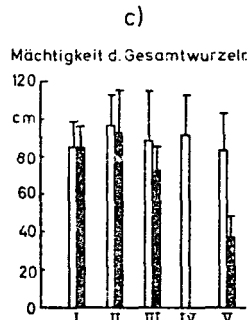
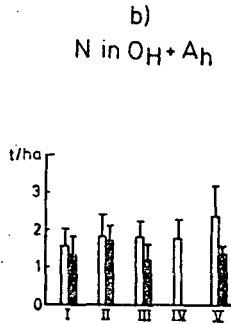
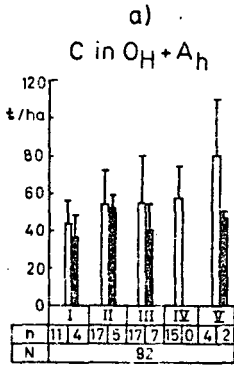
P $\hat{=}$ "Pattern"-Matrix: r^2 gibt den direkten Beitrag des Faktors zur Varianz der Variablen an

S $\hat{=}$ "Structure"-Matrix: r^2 gibt gesamten " " " " " " " " " " " "

y = Baumhöhe im Alter 80

Rechenprogramm: Faktorenanalyse (aus NIE et al., SPSS, Autor: J.-O.KIM): Korrelations-Matrix als Korrelation zwischen den Variablen; Faktoren-Matrix als Hauptkomponenten mit Iterationen (PA2); rotierte Faktoren-Matrix als nicht orthogonale Lösung (Oblique, $\delta = 0$).

Abb.1: Mächtigkeit, Bodengewicht u. Nährstoffvorräte der Standortseinheiten



I bis V: im Gelände angesprochene Nährstoffhaushaltsstufen

Legende: $\frac{s}{x}$ Buntsandstein $\frac{s}{x}$ Tonschiefer u.s.w.

Filtereigenschaften von Torf
für Abwasserfaulschlamm

von

Feige, W.⁺ und L. Maslankowska⁺⁺

Bei der Entsorgung bioelementreicher, flüssiger und fester Abfallstoffe werden Böden und Lockersedimente immer öfter gezielt als Filter und Puffer eingesetzt (1, 2, 4). Die Kontaminationsgefahr, die sich dabei für die Böden selbst sowie für das Grund- und Oberflächenwasser ergibt, ist jedoch z.Zt. noch schlecht abzuschätzen, da wir die chemische Zusammensetzung der Abfallstoffe und ihrer Umwandlungsprodukte erst in Teilbereichen überblicken und unsere Kenntnisse über bodenspezifische Filter- und Puffereigenschaften für die meisten Bioelemente und Bindungsformen noch sehr lückenhaft sind. Besondere Gefahrenherde stellen in diesem Zusammenhange Großdeponien dar, die ohne schützende Basisdichtungen eingerichtet wurden.

Im vorliegenden Beitrag geht es um die Deponie von Abwasserfaulschlamm (AFS) in teilabgetorften Mooren, also um die spezifischen Filtereigenschaften von Torfen gegenüber AFS. Zu diesem Gegenstand sind bereits eine Reihe von Untersuchungsergebnissen publiziert worden (3). Der nachfolgende Beitrag beschäftigt sich mit der Bioelement-Verteilung in Torfen, die als Filter mit großen Mengen AFS beschickt wurden.

1. Versuchsbeschreibung

Der Versuch wurde in 12 Grundwasserlysimetern mit einem Brutto-

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut
Bremen

⁺⁺ Akademia Rolnicza, Szezecinie (Polen)

volumen von 1,41 m³ durchgeführt. Als Filtermaterialien dienten Hochmoor- und Niedermoor torfe mit unterschiedlichem Zersetzungsgrad (Tabelle 1). Abmessungen der Lysimeter, Filteraufbau und Probenahme sind in Abbildung 1 dargestellt.

Den pumpfähigen Abwasserfaulschlamm lieferte das Amt für Stadtentwässerung und Stadtreinigung Bremen aus dem Klärwerk Seehausen. Die Zusammensetzung des Schlammes zeigt Tabelle 2.

Die Lysimeter wurden von April 1969 bis November 1970 insgesamt 8 mal beschlammte. Die Gesamtüberstauhöhe betrug 1.300 mm. Von 1971 bis 1974 wurde dann auf den Lysimetern Grasnutzung betrieben.

Über die mit dem Sickerwasser (insgesamt ca. 1.700 mm) ausgetragenen Stoffmengen haben wir bereits 1975 (3) berichtet. Vor Abschluß des Lysimeterversuches wurden im Herbst 1975 profilmäßig Proben entnommen, um die Bioelementverteilung im Profil 5 Jahre nach der Beschlammung festzustellen. Die Analyseergebnisse werden im vorliegenden Bericht diskutiert.

2. Untersuchungsmethoden

Die Proben wurden homogenisiert und bei 50-60°C getrocknet. Nur den pH-Wert haben wir in naturfeuchten Proben ermittelt. Die nachfolgende Aufstellung gibt Auskunft über die angewandten Methoden

Bestimmung	Methode
Asche	trockene Veraschung bei 500°C mit NH ₄ NO ₃ als Hilfsmittel
N	Kjeldahl-Aufschluß-Destillation
P	trockene Veraschung, heißer HCl-Auszug, Gelb-methode
Ca Fe Mn Cu Zn	Veraschung und Auszug wie P, Messung mittels AAS (Zeiss FMD 3)

3. Verteilungsmuster einiger Bioelemente im Torffilter

Da sich Torfe und AFS wesentlich im Aschegehalt unterscheiden,

gibt der Aschegehalt einen ersten Hinweis besonders auf die mechanische Filterleistung der Torfe (Tabelle 3). Obwohl bei der Probenahme die Kontaktschicht AFS/Torf mit ca. 2-3 cm verworfen wurde, müssen in das erste Torfsegment noch erhebliche Feststoffmengen eingewandert sein. Der Eintrag von Feststoffen - das Verhältnis organischer zu mineralischer Substanz ist dabei unbekannt - ist zunächst bei den Hochmoortorfen bis in die letzte Schicht festzustellen, da die insgesamt akkumulierten Bioelemente keine Erhöhung des Aschegehaltes um ca. 8% bewirken können.

Calcium und Stickstoff

Nach Tabelle 4 ist Calcium in alle Bereiche des Torffilters eingedrungen. Neben der mechanischen Einwanderung durch Schlammfeststoffe dürfte hier hauptsächlich die Wanderung als Ion bzw. lösliches Salz stattgefunden haben. Die hohen Sulfatgehalte des Sickerwassers lassen darauf schließen, daß sich in der Phase intensiver Umsetzungen hauptsächlich CaSO_4 im Profil bewegt hat.

Von ursprünglich pH 8,1 im Ausgangsschlamm ist der pH-Wert innerhalb von 5 Jahren auf ca. 6,0 zurückgegangen. Mit dem pH-Wert stuft sich natürlich auch der Ca-Gehalt in den einzelnen Torfsegmenten ab. Wichtig ist festzuhalten, daß auch im untersten Filtersegment noch ein pH-Wert von ungefähr 5 herrscht. Diese Säureabstumpfung durch das Ca-reiche Sickerwasser des AFS erhöht bei sauren Hochmoortorfen das Retentionsvermögen für gelöste Schwermetallionen.

Die Tabelle 5 macht für Stickstoff deutlich, daß ein zunächst postulierter Einbau in die Torfsubstanz auch bei hohem Angebotsdruck nicht stattgefunden hat. Wenn trotzdem die Sickerwasseruntersuchungen zeigen, daß nur ca. 40-50% des mit dem Schlammwasser gelösten NH_4^+ nicht ausgetragen wurden, muß die N-Entgasung eine wesentliche Rolle gespielt haben. Für diese Erklärung spricht auch die Anwesenheit gerößerer Mengen Nitrat im Torffilter bei einer im Herbst 1970 durchgeführten Untersuchung.

Mangan

Die Verteilung von Mn im Torffilter soll stellvertretend für die Elemente mit Redox Eigenschaften im Boden dargestellt werden (Tabelle 6). Solche Elemente sind im sauren Hochmoortorf nur in

geringen Anteilen enthalten.

Um den Einfluß des Grundwasserstandes im Torffilter auf die Verteilung dieser Elemente im Profil zu überprüfen, wurde ab 1971 der Grundwasserstand so gesteuert, daß "nasse" (GW-Stand 20-30 cm u. GOF) und "trockene" (freier Ablauf des Sickerwassers) Varianten entstanden.

Bei Mangan ist allgemein zunächst eine gewisse Anreicherung auch in den untersten Profilschichten zu erkennen. Im "nassen" Zustand läßt sich in der Schicht unterhalb des AFS jedoch ein vergleichsweise hoher Mn-Anteil nachweisen, während unter "trockenen" Bedingungen der Mn-Gehalt schon in dieser Schicht wieder sehr gering ist. Dieser Trend ist bei Eisen (Werte hier nicht dargestellt) in allen untersuchten Abschnitten ebenfalls vorhanden.

Es ist leider nicht mehr nachprüfbar, in welchem Ausmaß die größere Auswaschungsrate in den "trockenen" Varianten dieses Ergebnis beeinflußt hat. Immerhin ist jedoch bemerkenswert, daß diese Differenzierung auf Eisen und Mangan beschränkt ist.

Zink und Kupfer

Als Elemente ohne ausgeprägten Redoxcharakter im Boden weisen offenbar Kupfer und Zink in ihrer profilmäßigen Verteilung kaum deutliche Beziehungen zu trockenen und nassen Bodenverhältnissen auf. Alle Varianten lassen eine - wenn auch geringfügige - Kontamination auch der tieferen Torfschichten erkennen (Tab. 7 und 8). Trotz der hohen Beaufschlagung des Filters mit AFS (bei einer kapazitätsorientierten Belastung hätte nur ein Viertel der Menge aufgegeben werden dürfen) sind die Cu- und Zn-Gehalte schon 20-30 cm unter der AFS-Deckschicht wieder sehr niedrig.

4. Diskussion der Ergebnisse

In wieweit es sich bei allen untersuchten Stoffen um eine Wanderung in löslicher Form oder um eine Verlagerung infolge Feststofftransportes handelt, ist nicht sicher zu entscheiden. Die Aschegehalte sowie die zu Versuchsbeginn trübten Sickerwässer bei allen Varianten sprechen mehr für die letzte Annahme. Davon

auszunehmen ist Calcium, das deutliche Wanderungserscheinungen in löslicher Form zeigt.

Auch bei hohem Angebot an Ammonium ist ein Einbau von N in die organische Substanz offensichtlich nicht zu erreichen. Die Sickerwasseruntersuchungen haben ergeben, daß bei Filterüberlastung erhebliche NH_4^+ -Mengen ausgetragen werden. Da die am Austauschertorf locker sorbierten NH_4 -Ionen durch nachströmen des salzhaltiges Sickerwasser infolge ihrer geringen Haftfestigkeit am Austauscher schnell nach unten verdrängt werden, wäre eine Beschickungstechnik zweckmäßig, die eine möglichst vollständige Nitrifikation des mit dem Schlamm zugeführten NH_4^+ zur Folge hat. Über Nitratreduktion in tieferen Schichten könnte man sich des unerwünschten Ammoniums dadurch doch noch entledigen.

Was die Schwermetallkontamination des Torffilters betrifft, so geben die Tabellen 9 und 10 Auskunft über die mittleren Gehaltsanteile in Abhängigkeit von der Gesamtmenge im Profil. Die Grundgehalte der Torfe wurden dabei durch Abzug berücksichtigt.

Deutlich ist hier der Unterschied naß-trocken bei Eisen und Mangan zu erkennen. Wenn auch die Aschegehalte mehr auf die Verlagerung der Metalle mit einen gewissen Feststofftransport hinweisen, so spricht die Differenzierung bei den verlagerten Schwermetallmengen ($\text{Mn} > \text{Fe}$; $\text{Zn} > \text{Cu}$) doch für einen gewissen Lösungstransport. Nicht auszuschließen ist jedoch, daß die Konzentration der Schwermetalle in den verlagerten Feststofffraktionen von der der Ausgangssubstanz abweicht.

Grundsätzlich ist jedoch festzustellen, daß die Transportraten gerade bei den untersuchten Schwermetallen auch bei Überlastung des Filters nur sehr gering sind. 70-90% der verlagerten Mengen sind direkt unter der AFS-Schicht (20-30 cm) angereichert. Die Analysendaten lassen zwar vermuten, daß geringe Schwermetallmengen den Torffilter passieren konnten (Messungen in den Sickerwässern wurden nicht durchgeführt, da ein AAS-Gerät zu der Zeit noch nicht zur Verfügung stand). Die gute Übereinstimmung der im untersten Segment gemessenen sehr geringen Schwermetallwerte bei allen Torfen läßt jedoch hauptsächlich auf einen Transport mit den Trübstoffen schließen.

Wenn diese Deutung richtig ist, wäre die Passage der Schwermetalle vorwiegend auf einen systematischen Versuchsfehler zurückzuführen, da die Torfe aus dem natürlichen Verband gerissen wurden und während des Einfüllens in die Lysimeter, besonders bei stark zersetzten feuchten Torfen, die Bildung von größeren Hohlräumen unvermeidbar ist. Zusammen mit den Randeinflüssen, die bei Überstauversuchen in Lysimetern zwangsläufig auftreten, werden hier die natürlichen Grenzen derartiger Versuchsanstellungen deutlich. Deshalb wurde mit Unterstützung von Lottomitteln und des Amtes für Stadtentwässerung und Stadtreinigung in Bremen ein Versuchspolder in der AFS-Deponie Edewechterdamm eingerichtet, an dem zur Zeit entsprechende Messungen unter natürlichen Lagerungsbedingungen durchgeführt werden.

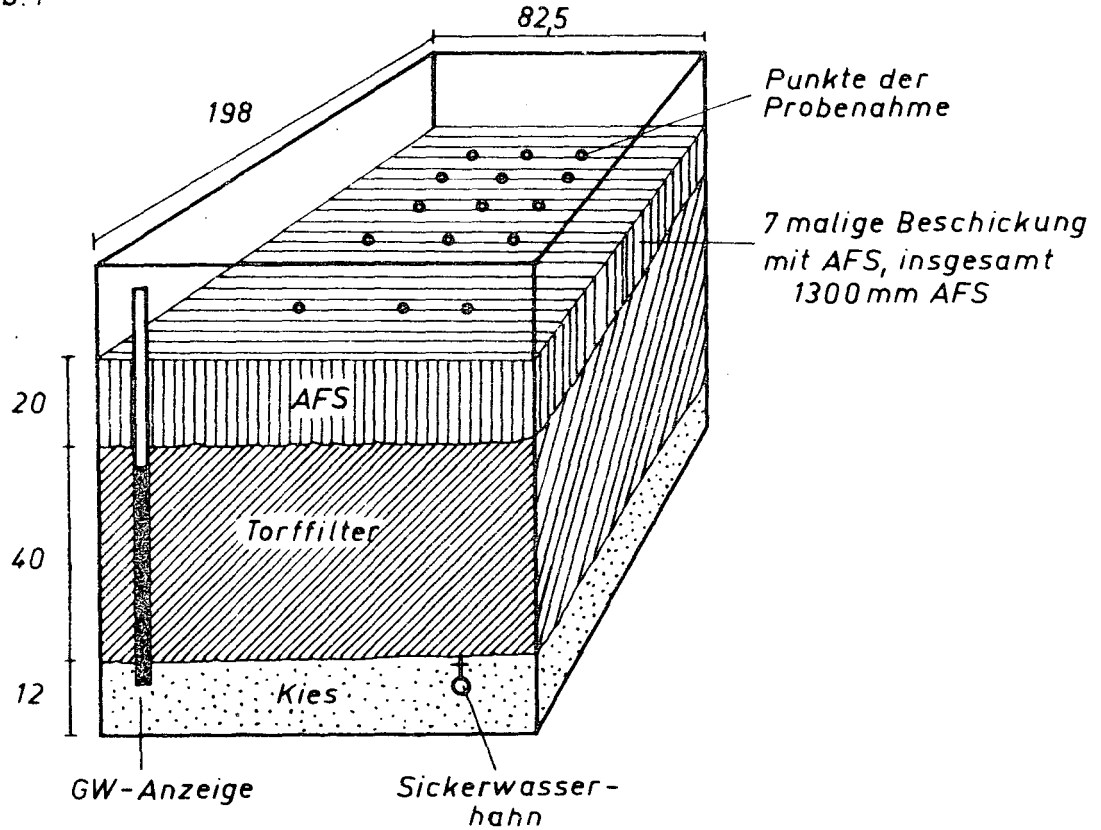
5. Zusammenfassung

Die Prüfung verschiedener Torfe auf ihre Filterleistung gegenüber dünnflüssigem Abwasserfaulschlamm hat ergeben, daß 5 Jahre nach der letzten Beschickung eine Stickstoffakkumulation nicht mehr nachzuweisen war. Calcium hatte sich dagegen über die gesamte Filterstrecke angereichert und den pH-Wert auf 5-6 angehoben. Die Kontamination der liegenden Torfe durch Mangan, Zink und Kupfer wird im Zusammenhang mit einem gewissen Feststofftransport gedeutet. Verlagerungstendenzen sind zwar nicht zu übersehen; werden aber mengenmäßig für unbedeutend gehalten. Niedriger und hoher Grundwasserstand hat nur auf die Eisen- und Manganverlagerung differenzierend gewirkt.

Literatur

- ASPLUND, D., EKMAN, E., u. THUN, R., 1976: Counter-Current Peat Filtration of waste Water.- 5th Internat. Peat Congr. Vol. I, 358-371
- BROWN, J.L. u. FARNAHAM, R.S., 1976: Use of peat for waste water filtration; Principles and methods.- 5th Internat. Peat Congr. Vol. I, 349-357
- FEIGE, W. 1975: Bodenkundliche Untersuchungen nordwestdeutscher Standorte zur geordneten Abwasserfaulschlammdeponie. Göttinger Bodenkundl. Berichte 32, 1-142
- ROSMEJ, Z. u. KWIATKOWSKI, A. 1976: The sorption of waste waters on the peats.- 5th Internat. Peat Congr. Vol. I, 372-378

Abb. 1



Untersuchung	Dimension	Hochmoortorf		Niedermoortorf
		Hh2	Hh8	Hn4
Rohdichte	g TM/l	95	160	205
Asche	% TM	2,9	1,5	41,8
pH	N KCl	2,7	3,0	4,1
KAK (Sr.-pH 7)	mval/l	149	285	230
NLfB AI Bremen	Ausgangswerte der als Filter verwendeten Torfe			1977

Tabelle 1

Untersuchung	Dimension	Gesamtgehalte	davon % gelöst
TM	g/l	56	-
Glühverl.	% TM	54	-
Leitf.	mS	4,2	-
pH	-	8,1	-
N _t	g/l	1,84	30
Ca	g/l	1,82	8
Fe	g/l	1,35	0,2
Hn	mg/l	190	0,04
Cu	mg/l	20	0,14
NLfB AI Bremen	Chemische Kennwerte des pumpfähigen Abwasserfaulschlammes (Mittelwerte)		1977

Tabelle 2

Schicht u. GOF	Hh2	Hh8	Hh4
0 - 20 (AFS)	62	62	63
20 - 30	20	20	45
30 - 40 (H)	11	11	40
40 - 50	11	10	39
NLFB AI Bremen	Tiefenfunktion des Aschegehaltes (% TM)		1977

Tabelle 3

Schicht cm u. GOF	Material	Hh2	Hh8	Hh4
0 - 20	AFS	11,9 (6,0)	11,1 (5,9)	11,9 (5,9)
20 - 30	Torf	4,1 (5,4)	6,0 (5,3)	7,0 (5,4)
30 - 40		3,3 (5,3)	2,6 (5,2)	3,8 (5,3)
40 - 50		3,1 (5,1)	2,4 (5,0)	3,4 (5,1)
Ausg. Torf		(2,7)	(3,0)	(4,1)
NLFB AI Bremen	Tiefenfunktion des Ca-Gehaltes (g Ca/l) und des pH-Wertes ()			1977

Tabelle 4

Schicht cm u. GOF	Material	Hh2	Hh8
0 - 20	AFS	7,6 (1,9)	7,2 (1,8)
20 - 30	Torf	1,5 (1,0)	2,1 (1,1)
30 - 40		0,9 (0,7)	1,6 (1,0)
40 - 50		1,2 (0,9)	1,7 (1,2)
Ausg. Torf		1,0 (0,8)	1,7 (1,1)
NLFB AI Bremen	Tiefenfunktion des Stickstoffgehaltes in g N/l (= % N)		1977

Tabelle 5

Schicht cm u. GOF	Material	Hh2		Hh8	
		naß	trocken	naß	trocken
0 - 20	AFS	333	341	316	323
20 - 30	Torf	72	30	93	35
30 - 40		40	27	35	16
40 - 50		34	23	47	17
Ausg. Torf		<10		<10	
NLFB AI Bremen	Tiefenfunktion des Mangengehaltes (mg/l)			1977	

Tabelle 6

Schicht cm u. GOF	Material	Hh2	Hh8	Hn4
0 - 20	AFS	1534	1582	1674
20 - 30		169	243	491
30 - 40	Torf	42	42	91
40 - 50		31	33	42
Ausg. Torf		7	10	20
NLfB AI Bremen	Tiefenfunktion des Zinkgehaltes (mg Zn/l)			1977

Zn: Cu = ~ 6

Tabelle 7

Schicht cm u. GOF	Material	Hh2	Hh8	Hn4
0 - 20	AFS	247	251	271
20 - 30		7,5	8,4	53
30 - 40	Torf	2,9	1,5	4,8
40 - 50		1,9	1,5	1,7
Ausg. Torf		~ 0,5	~ 0,5	~ 0,5
NLfB AI Bremen	Tiefenfunktion des Kupfergehaltes (mg Cu/l)			1977

Tabelle 8

Schicht cm u. GOF	Mangan		Eisen	
	naß	trocken	naß	trocken
20 - 30	10	4	6	1
30 - 40	4	2	0,8	0,4
40 - 50	4	2	0,8	0,4
Summe	18	8	7,6	1,8
NLfB AI Bremen	Mittlere Mangankontamination des Hh-Torffilters in % der jeweils zugeführt. Ges. Menge			1977

Fe: Mn im AFS: 38

Tabelle 9

Schicht cm u. GOF	Zink		Kupfer	
	Hh2	Hh4	Hh2	Hh4
20 - 30	4,9	12	1,4	8,8
30 - 40	1,1	1,8	0,5	0,7
40 - 50	0,7	0,6	0,3	0,2
Summe	6,7	14,4	2,2	9,7
NLfB AI Bremen	Mittlere Zn- u. Cu-Kontamination des Torffilters in % der jeweils zugeführten Ges.Menge			1977

Zn: Cu = 6

Tabelle 10

Die Stickstoffverlagerung im Boden bei der
Verregnung von Klärschlammabwasser.

von

FLEIGE, H., H.FASTABEND, W.MÜLLER und M.RENGER⁺

Einleitung

In den letzten Jahren ist eine große Anzahl von Publikationen erschienen, die sich mit der Verregnung von Klärschlammabwasser auf landwirtschaftlich genutzten Böden befassen. Es wurde geprüft, wie sich unterschiedlich hohe Klärschlammabwassergaben sowohl auf Ertrag und Qualität landwirtschaftlicher Nutzpflanzen als auch auf chemische und physikalische Bodeneigenschaften auswirken (z.B. 2,4,5,6,7,8). Über die Verlagerung und Auswaschung von Pflanzennährstoffen ist dagegen wenig bekannt (3,4).

Mit dem Klärschlammabwasser werden dem Boden beträchtliche Stickstoffmengen zugeführt, die bis zu 60 % in Form von Ammonium-N vorliegen können. Eine Verregnung im Herbst wird nach Nitrifizierung des NH_4 -N mit einsetzender Versickerung zu einer Nitrat-Verlagerung im Bodenprofil führen. Wie hoch die Verlagerungsbeträge sein können, war Gegenstand unserer Untersuchungen.

Material und Methoden

Die Feldversuche wurden in der Nähe von Bad Harzburg durchgeführt. Der Versuchsboden ist eine Löss-Braunerde mit folgendem Profilaufbau: Ap-: 0-25 cm, Bv-: 25-95 cm, Bv/IIC-: 95-110 cm, IIC - Horizont (Schotter).

Die Versuchsanlage enthält folgende Varianten: Variante 0 = ohne Klärschlammabwasser (AFS), Variante 30 = 30 mm AFS, Variante 60 = 2 x 30 mm AFS und Variante 90 = 3 x 30 mm AFS.

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Postfach 510153, 3000 Hannover 51

Die Verregnung erfolgte jeweils zu Monatsbeginn im September, Oktober und November. Mit einer Klärschlammabwassergabe von 30 mm wurden ca. 500 kg Stickstoff dem Boden zugeführt. Davon waren ca. 300 kg $\text{NH}_4\text{-N}$.

In 50 cm und 80 cm Bodentiefe wurden Filterkerzen eingebaut. Die Bodenlösung wurde 3 mal monatlich entnommen und ihr $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt bestimmt.

Die Versickerung in den Monaten Oktober bis April wurde mit Hilfe der klimatischen Wasserbilanz und im Mai und Juni über den hydraulischen Gradienten und der Beziehung zwischen Wasserspannung ψ und Wasserleitfähigkeit k bestimmt.

Versickerung und N-Verlagerung wurden monatlich berechnet.

Versickerung

Tabelle 1 enthält die monatlichen Versickerungen aus den Bodentiefen von 50 und 80 cm der Variante 0. Bei den mit Klärschlammabwasser verregneten Flächen wurden entsprechend der Verregnungshöhe höhere Sickerwassermengen ermittelt, und zwar ausschließlich in der Zeit von Oktober bis Dezember.

Im ersten Versuchsjahr betrug die Niederschlagsmenge von Oktober bis Ende März 580 mm, die das 20-jährige Mittel um ~ 180 mm übertraf. Während dieser Zeit versickerten aus den Bodentiefen von 50 cm bzw. 80 cm 405 bzw. 389 mm. Anschließend konnte nur noch im April und Mai eine geringe Versickerung ermittelt werden.

Tabelle 1: Versickerung in den Bodentiefen von 50 und 80 cm [mm] (Variante 0)

Monat	1974/75 ' 1975/76			
	Tiefe in cm			
	50	80	50	80
S	0	0	0	0
O	102	85	0	0
N	39	39	0	0
D	142	139	0	0
J	51	61	150	146
F	0	3	27	26
M	71	62	10	10
A	15	16	0	4
M	6	0	10	3
J	0	0	0	0
J	0	0	0	0
A	0	0	0	0

Im zweiten Versuchsjahr fielen gegenüber dem langjährigen Mittel von Oktober bis Ende März 50 mm weniger Niederschlag. Erst im Januar wurde eine Versickerung von 150 mm ermittelt, was durch eine

Niederschlagsmenge von 186 mm erklärt werden kann. In der Zeit von Januar bis Ende März versickerten aus den Bodentiefen von 50 cm bzw. 80 cm 187 bzw. 182 mm. Auch in diesem Jahr wurden im April und Mai noch geringe Versickerungen ermittelt.

NO₃-N-Konzentration in der Bodenlösung

In Abb. 1 ist der zeitliche Verlauf der NO₃-N-Konzentration in den Bodentiefen von 50 und 80 cm des Versuchsjahres 1974/75 dargestellt. In 50 cm Bodentiefe bestanden zwischen den Versuchsvarianten teilweise deutliche Differenzen von Mitte Oktober bis Anfang Januar. Bei den Varianten 0, 30 und 60 bestanden während der restlichen Untersuchungszeit keine nennenswerten Unterschiede mehr. Dagegen hatte die Variante 90 noch beträchtlich höhere Gehalte. In der Bodentiefe von 80 cm war ein ähnlicher Verlauf der NO₃-N-Konzentration in der Bodenlösung zu beobachten. Auch in dieser Bodentiefe waren zwischen den Versuchsvarianten deutliche Differenzen von Anfang November bis Mitte Mai zu beobachten. Danach zeigten die Varianten 0, 30 und 60 keine großen Unterschiede mehr. Jedoch besaß auch in dieser Bodentiefe die Variante 90 wieder wesentlich höhere Gehalte.

Der schnelle Konzentrationsanstieg im November hat seine Ursache in den hohen Niederschlägen von 165 mm im Oktober, die zu ~ 75 % im letzten Monatsdrittel fielen und bereits zu einer beträchtlichen Versickerung führten (vgl. Tab. 1). Auch der rasche Konzentrationsrückgang im Dezember kann auf diese Weise erklärt werden. Gleichzeitig deutet aber auch der Konzentrationsrückgang darauf hin, daß Wasser mit geringen NO₃-N-Gehalten versickert.

Sowohl in 50 cm als auch 80 cm Bodentiefe weist die Variante 60 gegenüber der Variante 90 Anfang Dezember bedeutend höhere NO₃-N-Konzentrationen auf. Welches die Gründe für diesen Sachverhalt sind, ist nicht eindeutig zu klären.

In Abb. 2 ist der zeitliche Verlauf der NO₃-N-Konzentration in den Bodentiefen von 50 cm und 80 cm des zweiten Versuchsjahres dargestellt. In 50 cm Bodentiefe waren während des gesamten Versuchsjahres z.T. deutliche Unterschiede zwischen den Varianten zu erkennen. Lediglich zwischen den Varianten 0 und 30 waren die Differenzen ab Anfang Februar gering. Im Gegensatz zum Vorjahr stiegen die NO₃-N-Konzentrationen nur langsam an, was auf geringe Niederschläge und geringe Versickerung zurückzuführen ist. Der rasche

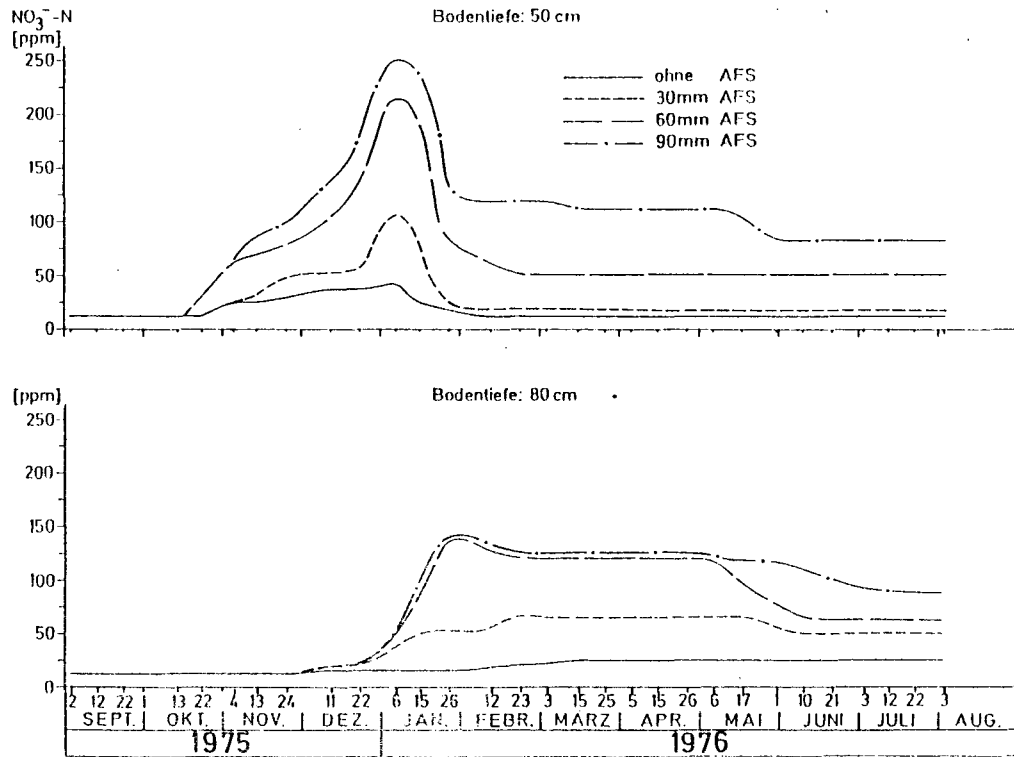


Abb. 2: Nitrat-N-Konzentration in der Bodenlösung

Konzentrationsrückgang im Januar kann durch die extrem hohe Niederschlagsmenge von 186 mm, die zu einer hohen Versickerung führte, begründet werden.

In der Bodentiefe von 80 cm bestanden von Anfang Januar bis Anfang Mai große Differenzen nur zwischen den Varianten 0, 30 und 60. Zwischen den Varianten 60 und 90 bestanden von Januar bis Ende April im Gegensatz zur Bodentiefe von 50 cm nur geringe Differenzen. Im Mai konnten dann höhere Gehalte bei der Variante 90 ermittelt werden. Erst die hohen Niederschläge im Januar führten zum Ansteigen der Konzentration in der Bodenlösung. Daraus kann abgeleitet werden, daß Sickerwasser mit hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalten erst zu dieser Zeit die Bodentiefe von 80 cm erreicht hat.

$\text{NO}_3\text{-N}$ -Tiefenverlagerung

Tabelle 2 enthält die Daten über die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Tiefenverlagerung. Bei der Variante 0 wurden im Winterhalbjahr 1975/76 30 kg N/ha unterhalb 80 cm Bodentiefe verlagert. Dieser Wert liegt durchaus im Rahmen der in Lysimeterversuchen ermittelten Ergebnisse (1). Davon weicht jedoch die im Winterhalbjahr 1974/75 ermittelte Verlagerungsmenge von 129 kg N/ha ab. Zwar besteht zwischen Sickerwassermenge und N-Austrag eine enge positive Korrelation, jedoch erklärt sich hieraus nicht der in dieser Höhe ermittelte Verlagerungsbetrag. Vielmehr muß im Boden eine beträchtliche Menge an $\text{NO}_3\text{-N}$ vorhanden sein. Unsere Untersuchungen an entnommenen Bodenproben bestätigen diese Annahme. Anfang Oktober befanden sich in der Bodenschicht von 0 bis 50 cm folgende Mengen an austauschbarem Ammonium- und Nitrat-Stickstoff: 91 kg/ha $\text{NH}_4\text{-N}$ und 167 kg/ha $\text{NO}_3\text{-N}$.

Tabelle 2: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Tiefenverlagerung [kg/ha]

Variante	Tiefe cm	1974/75					1975/76				
		O-D	J-M	A-J	J-S	Σ	O-D	J-M	A-J	J-S	Σ
0	50	131	35	7	0	173	0	43	1	0	44
	80	89	40	5	0	134	0	30	2	0	32
30	50	186	34	8	0	228	6	108	2	0	116
	80	167	72	7	0	246	2	92	5	0	99
60	50	324	48	9	0	381	23	258	5	0	286
	80	300	118	10	0	428	6	176	8	0	190
90	50	387	110	17	0	514	50	352	10	0	412
	80	341	160	17	0	518	8	167	9	0	184

Bei den mit Klärschlammabwasser verregneten Varianten ist in beiden Versuchsjahren deutlich zu erkennen, daß mit zunehmender Verregnung auch mehr N verlagert wird. Während im 1. Versuchsjahr etwa gleich hohe Beträge sowohl die Bodentiefe von 50 cm als auch 80 cm verlassen haben, konnte diese Feststellung im 2. Versuchsjahr nicht gemacht werden.

Ob die durch Klärschlammabwasserverregnung verursachten Verlagerungsbeträge auch den Übergangshorizont Bv/IIC verlassen haben und im anstehenden Schotter versickern, kann nicht eindeutig geklärt werden. Aufgrund des hohen Steinanteils dieser Schicht konnten keine Saugkerzen eingebaut werden. Es muß daher noch geprüft werden, wieviel Stickstoff durch die aufwärtsgerichtete Wasserbewegung im Sommerhalbjahr wieder in die Bodenschicht oberhalb 80 cm transportiert wurde.

Zusammenfassung

In zweijährigen Feldversuchen wurde der Einfluß unterschiedlich hoher Klärschlammabwassergaben auf die Nitrat-Tiefenverlagerung im Boden untersucht. Die aus den Bodentiefen von 50 cm und 80 cm verlagerten Beträge wurden berechnet aus Versickerung und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration des Sickerwassers. In beiden Versuchsjahren wurde festgestellt, daß mit steigender Klärschlammabwasserverregnung die N-Verlagerung zunimmt. Im Winterhalbjahr 1974/75 wurden etwa gleich hohe Beträge aus den Bodentiefen von 50 cm und 80 cm verlagert. Im Winterhalbjahr 1975/76 wurde aus der Bodentiefe von 50 cm mehr N abgeführt, als die Bodentiefe von 80 cm verließen. In den beiden Sommerhalbjahren wurde nur noch eine geringe Tiefenverlagerung in den Monaten April und Mai festgestellt.

Literatur

- 1 CZERATZKI, W. (1973): Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. - Landbauforsch. Völkenrode 23, 1-18.
- 2 DEBRUCK, J., VÖMEL, A. (1972): Die Verwertung der Nährstoffe im Abwasserschläm. - Landwirtschaft. Forsch. S. 27/I, 39-60.
- 3 KING, L.D., LEYSHON, A.J., WEBBER, L.R. (1977): Application of municipal refuse and liquid sewage sludge to agricultural land: II. Lysimeter study. - J. Environ. Qual. 6, 67-71.

- 4 PLATZEN, H. (1970): Gefäß- und Lysimeterversuche zur Verwertung hoher Gaben an Faulschlamm und Müllklärschlammkompost für die Verbesserung nährstoffarmer Löß- und Sandböden. - Diss. Bonn.
- 5 SCHÄFER, K. (1967): Feld- und Gefäßversuche zur landwirtschaftlichen Verwertung von schwermetallhaltigen flüssigen Faulschlämmen. - Diss. Bonn.
- 6 SCHAFFER, G. (1967): Die Abwasserschlammverwertung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. - Z. Acker- und Pflanzenbau 126, 73-99.
- 7 VOGEL, C. (1975): Die landwirtschaftliche Verwertung von Abwasserklärschlamm auf einem mittelschweren Boden. - Diss. Gießen.
- 8 WARNUSZ, J. (1973): Feldversuche zur Nachwirkung von blei-, chrom-, kupfer- und zinkhaltigen Abwasserklärschlämmen bei Grünland und Getreide sowie Gefäßversuche zur Aufnahme von Cadmium und Zinn. - Diss. Bonn.

Vergleich verschiedener Verfahren der Gülleausbringung am Hang
- Auswirkungen auf Pflanzenertrag, Oberflächen- und Grundwasser

von

H.Wildhagen ⁺

Die bisher üblichen Verfahren der Ausbringung von Flüssigmist genügen in vielen Fällen nicht den gestiegenen Forderungen des Umweltschutzes und den Ansprüchen einer geregelten Nährstoffversorgung der Pflanzen. Neue Verfahren der Flüssigmistdüngung sollen Geruchsemissionen und mögliche Kontaminationen von Grund- und Oberflächenwasser vermeiden.

Unter diesem Aspekt wurden vom Institut für Landmaschinenforschung der FAL in Braunschweig-Völkenrode folgende neue Verfahren zum direkten Einbringen von Gülle entwickelt (Krause, 1974), die auf drei verschiedenen Standorten getestet wurden:

1. Ausbringen an der Oberfläche (konventionell)
2. Direktes Einarbeiten mit der Fräse
3. Ausbringen mit dem Zinkeninjektor (Eindrillen; Eingrubbern)

Im vorliegenden Fall wurden die Verfahren auf einem schluffigen Boden (LÖB-Parabraunerde, Tongehalt 17%) am Rande des Leinetalgrabens an einem Hang mit 16 - 18 % Gefälle eingesetzt.

Als Flüssigmist wurde Schweinegülle gewählt, die entweder im Herbst (1975 u. 76) mit einer Gabe von 40 m³ bzw. 80 m³ oder als aufgliederte Herbst-Frühjahrgabe (1975/76 u. 76/77) mit jeweils 40 m³ auf Stoppelland ausgebracht wurde.

Eine mineralische N-Düngung erfolgte nicht.

⁺ Institut für Bodenkunde 3400 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

Pflanzenerträge

Steigende Güllegaben bewirken über die N-Zufuhr in jedem Fall einen Ertragsanstieg. Die relativ hohe Gabe von 80 m^3 im Herbst bringt höhere Trockensubstanzerträge als die niedrige Gabe von 40 m^3 . Teilt man die hohe Gabe auf jeweils 40 m^3 im Herbst und im Frühjahr, so steigen die Erträge noch weiter an, offenbar bedingt durch die bessere Ausnutzung der Nährstoffe im Frühjahr. Trotz Güllegaben, die über der in der Praxis üblichen Höhe lagen, kam es nicht zum Lagern des Getreides. Häufig ist bei solch hohen Gaben mit Lager und Ertragsdepressionen zu rechnen.

Die Abhängigkeit des Ertrages von der Höhe der Güllegabe wird beim Verfahren der oberflächigen Ausbringung und beim direkten Einfräsen der Gülle deutlich (Tab.1). Von beiden Verfahren ist das Einfräsen im Hinblick auf den Ertrag eindeutig als besser zu bewerten. Auch auf anderen Standorten wurde schon eine leichte Überlegenheit im Ertrag der gefrästen Variante festgestellt (Krause u. Zach, 1976).

Das wegen technischer Schwierigkeiten nur im zweiten Versuchsjahr durchgeführte Eindrillen der Gülle mit dem Schwergrubber zeigt eine noch nicht zu erklärende gegenläufige Tendenz in der Ertragsleistung.

Hangabflüsse

Die Gefährdung von Oberflächengewässern bei der Gülleausbringung am Hang ist insbesondere bei den bisher üblichen Verfahren sehr groß. Zur Erfassung des unterschiedlichen Oberflächenabflusses von Niederschlags- bzw. Beregnungswasser in den drei verschiedenen Varianten wurden am Fuß der Parzellen überdachte Regenrinnen installiert, mit denen das Hangablaufwasser aufgefangen und einem Sammelbehälter zugeleitet wurde.

Hangabflüsse wurden nur zu drei verschiedenen Zeitpunkten festgestellt.

1. Am Tag der ersten Begüllung lief auf den oberflächlich begüllten Parzellen ein Teil der Gülle direkt ab. Besonders in den hangaufwärts laufenden Schlepperspuren war der Hangablauf erheblich.

Zu diesem Zeitpunkt war der Acker abgeerntet und oberflächlich dicht. Es wurde die unveränderte Gülle ohne nennenswerte Beimengungen von Bodenmaterial aufgefangen.

2. Nach einer auf allen Parzellen gleichmäßig durchgeführten, isohypsenparallelen Saatbettbereitung und Bestellung trat im Sommer 1976 ein einzelnes Ablaufereignis ein, das auf plötzlich auftretende heftige Niederschläge von 32 mm am 17.7.76 zurückzuführen war. Die gemessenen Ablaufmengen waren auf den begüllten Parzellen höher als auf den unbegüllten Parzellen, es liefen jedoch nie mehr als 1 % der gefallenen Niederschläge ab. Bei geringen Schwebstoffkonzentrationen wurden jeweils hohe C-Gehalte im Sediment festgestellt.
3. Zur Abschätzung der Oberflächenwassergefährdung direkt nach der Ausbringung durch erfolgende Hangabläufe wurden die drei im Frühjahr begüllten Varianten anschließend künstlich beregnet.

Beregnungs-Intensitäten, -Mengen und Ablauf-Mengen

Vor Beginn der Beregnung am 15.3.77 betrug der Wassergehalt im Boden 20-22 Vol. %.

Die Beregnungsintensität wurde in 3 Stufen (9,18,27 mm/h) mit anfangs je 2 Stunden, dann je einer Stunde Laufzeit gesteigert. In der Variante "Oberflächlich" trat Abfluß auf der ersten Stufe, in der Variante "Eindrillen" auf der 3. Stufe, in der Variante "Einfräsen" kein Abfluß ein. 15 Minuten nach Eintritt des Abflusses wurde die Beregnung abgebrochen. In gleichen Volumina des abgeflossenen Wassers wurde die Stoffkonzentration (Tab.2) bestimmt. Die kapazitative Retention bis zum Einsetzen des Abflusses betrug in den Varianten "Oberflächlich" 11mm, "Eindrillen" 70 mm.

Stoffkonzentrationen des Hangablaufs

Die Analyse der im Oberflächenabfluß gelösten und suspendierten Stoffe erbrachte zwischen den Bearbeitungsvarianten deutliche Unterschiede.

Bei oberflächiger Ausbringung der Gülle - gemäß dem konventionellen Verfahren - war der Sediment-Gehalt des Hangablaufs gering (6.8 g/l), bei der Drillausbringung, aufgrund der aufgelockerten Oberfläche wesentlich höher (26.9 g/l).

Die Kohlenstoff- und Phosphat-Gehalte waren auf der oberflächlich begüllten Variante höher, als bei der Variante mit eingedrillter Gülle.

Bei oberflächiger Ausbringung der Gülle wurde mit dem Oberflächenabfluß ein höherer Anteil an Güllebestandteilen neben relativ wenig Bodenpartikeln abgespült, bei den Einarbeitungsverfahren tritt dagegen viel mehr Bodensediment auf. Das Sediment im Hangablauf unterscheidet sich bei diesen Verfahren nur wenig vom erosiven Abtragungsprodukt unbegüllter Ackerflächen.

Nährstoffverlagerung

Zur Abschätzung der Nährstoffverlagerung in den Unterboden und möglicherweise ins Grundwasser wurden im Frühjahr 1977 nach 2 bzw. 4 maliger Begüllung die Gehalte an austauschbarem Ammonium-N (AM) und Nitrat-N (NI) bestimmt, deren Summe im folgenden als N min bezeichnet wird. Weiterhin wurden die Phosphat (DL)-Gehalte gemessen.

N

Die Gülledüngung hat zu einer beträchtlichen N-min-Anreicherung im gesamten Boden geführt, die zu ca. 50 % auf die tieferen Bodenschichten unter 60 cm entfällt.

Die Unterschiede zwischen Oberhang und Unterhang sind sehr gering, wenn man von den Unregelmäßigkeiten auf den Drill-Parzellen absieht.

Die unterschiedlich hohen Güllegaben spiegeln sich in der Höhe der N-min-Gehalte des Bodenprofils deutlich wider (Abb.1).

Der angereicherte mineralische Stickstoff liegt fast ausschließlich als Nitrat vor. Nur kurz nach der Gülleausbringung im Frühjahr 77 zeigt der Ammonium-Gehalt vorübergehend eine deutliche Spitze.

Die drei verschiedenen Ausbringungsverfahren wirken sich auf den N-min-Gehalt des Gesamtbodens unterschiedlich aus. Die Gehalte liegen bei der oberflächiger Ausbringung der Gülle deutlich unter denen bei den Varianten der Einarbeitungsverfahren. Dies kann durch gasförmige Ammonium-Verluste erklärt werden, zumal der Boden neutrale Reaktion besitzt.

Zur Abschätzung einer möglichen Grundwassergefährdung sollen die N-min-Gehalte der tieferen Bodenschichten gesondert betrachtet werden (Abb. 2).

Am Ende des Winters liegen in 60 - 90 cm Tiefe auf den hochbegüllten Parzellen ($2 \times 80\text{m}^3$) zwischen 100 und 200 kg N/ha als Nitrat vor. In 90 bis 120 cm Tiefe wurden im Mai 77 nochmals 50 - 150 kg N/ha bestimmt.

Nimmt man an, daß das gesamte Porenvolumen (45 Vol.%) einer 30 cm starken Bodenschicht mit Wasser gefüllt ist und der gesamte Stickstoff als gelöstes Nitrat vorliegt, so errechnet sich in der Bodenschicht von 60-90 cm eine Nitratkonzentration von 327 bis 654 mg NO_3/l und in der Schicht 90-120 cm eine Konzentration von 163-490 mg NO_3/l .

Bei oberflächennahem Grund- oder Hangwasser und/oder bei einer Abwärtsverdrängung der Bodenlösung aufgrund von Winterniederschlägen (>60 mm) unter die hydraulische Wasserscheide können diese hohen Nitrat-Gehalte zu einer beträchtlichen Belastung des Grundwassers führen.

P

Neben den Stickstoff-Gehalten können die Phosphat-Gehalte begrenzend für die Ausbringung von Flüssigmist sein. Die Gehalte an laktatlöslichem Phosphat haben sich als brauchbare Parameter für die P-Anreicherung im Boden erwiesen (Vetter u. Klasink, 1875).

Abb. 3 zeigt die Gehalte an laktatlöslichem Phosphat der drei Ausbringungsvarianten im Vergleich zur unbegüllten Variante in 0 - 30 und 30 - 60 cm Tiefe. Bei den Einarbeitungsverfahren (Einfräsen und Eindrillen) sind die Phosphat-Gehalte (DL) in der Ackerkrume (0-30cm) deutlich angestiegen. Auf den hochbegüllten Varianten (160m^3 Schweinegülle in 2 Jahren) beträgt der Zuwachs mehr als 10 mg $\text{P}_2\text{O}_5/100$ g Boden, entsprechend ca. 450 kg $\text{P}_2\text{O}_5/\text{ha}$, was ca. 2/3 des mit der Gülle zugeführten Phosphats entspricht.

Bei der Flachausbringung ist kein signifikanter Anstieg der Gehalte an laktatlöslichem Phosphat festzustellen. Dies muß vorerst mit einer Festlegung des P in einer laktatunlöslichen Form erklärt werden.

Eine schnelle Tiefenverlagerung von Phosphat, wie sie auf sandigen Böden bei hohen Güllegaben in suspendierter Form festgestellt

wurde, ist auf dem untersuchten Lößstandort nicht festzustellen.

Zusammenfassung

Drei Verfahren der Gülleausbringung -Oberflächenausbringung, Einfräsen und Eindrillen- werden auf einer geeigneten Löß-Parabraunerdefläche über 2 Jahre bei 2 bis 4 maliger Ausbringung von Schweinegülle (2x40, 2x80 bzw. 2x40+40 m³/ha) auf Auswirkungen hinsichtlich Pflanzenertrag (Weizen, Hafer), Oberflächenabfluß und Bodeninfiltration verglichen.

Das Einfräsen und Eindrillen der Gülle führt - ein Ergebnis der besseren N-Verwertung - zu Ertragssteigerungen gegenüber der oberflächiger Ausbringung.

Die Gefahr des oberflächlichen Wasserabflusses wird in Folge der Gülleearbeitung reduziert, was auf erhöhte Wasseraufnahmefähigkeit (Kapazität, Konduktivität) zurückzuführen ist. Die Versuchsvarianten mit eingearbeiteter Gülle zeigten nach Einsetzen des Oberflächenwasser-Abflusses zwar eine erhöhte bodenbürtige Stofffracht, aber eine reduzierte güllebürtige organo-mineralische Belastung.

Gegenüber der oberflächigen Gülleausbringung, die mit gasförmigen N-Verlusten verbunden ist, führt die Einarbeitung von großen Mengen an Gülle zu einer beträchtlichen Akkumulation von mineralischem N, überwiegend Nitrat, im Boden, besonders im Unterboden.

Auch beim P kommt es infolge der Einarbeitung gegenüber der oberflächigen Ausbringung zu einer erheblichen Akkumulation von laktatlöslichem P, das bis zu 2/3 des mit der Gülle zugeführten P betragen kann. Diese Akkumulation beschränkt sich jedoch bei dem hier untersuchten, wenig durchlässigen Boden auf die oberen 30 cm.

Die Gefahr einer Kontamination des Grundwassers geht hauptsächlich vom Nitrat-Stickstoff aus.

Literatur

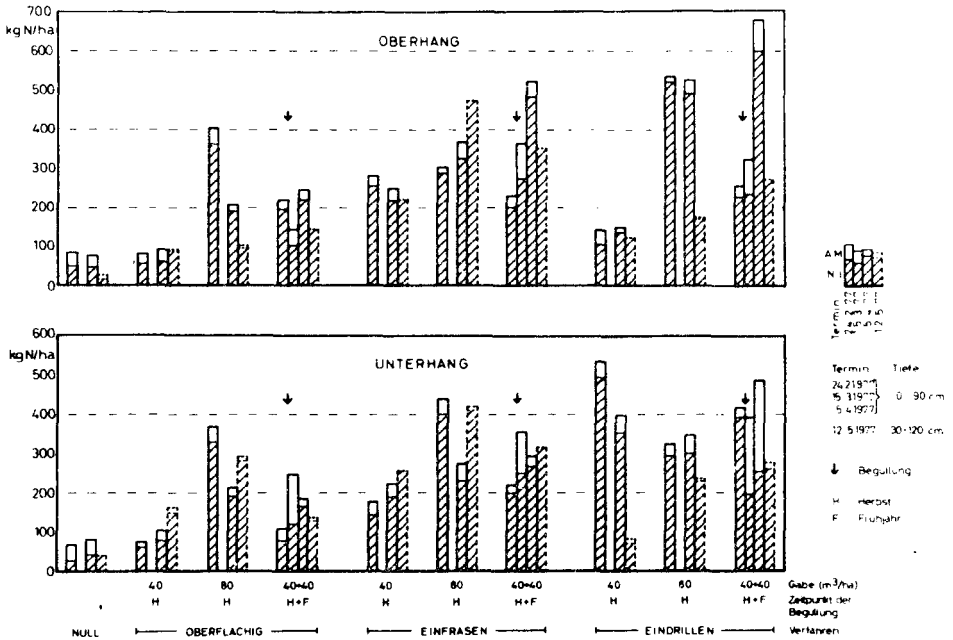
- Krause, R.: Verfahren der Landanwendung von Flüssigmist
Landbauforsch. Völkenrode 24, 49-54 (1974)
- Krause, R. u. Zach, M.: Düngen mit Flüssigmist, umweltfreundlich und pflanzengerecht
Grundl. Landtechnik 26, 95-100 (1976)
- Vetter, H. u. Klasink, A.: Einfluß starker Wirtschaftsdüngergaben auf Boden, Wasser und Pflanze
Landwirtsch. Forsch. 28, 249 - 268 (1975)

Tabelle 1: Getreideerträge (Tr.S.)

Variante m ³ Gülle	1976		1977		
	S.Weizen dt/ha	rel.	Hafer dt/ha	rel.	
0	21.8	100	31.5	100	
Ober- flächig	40	25.0	114	35.4	112
	80	26.3	120	37.4	117
	40+40	26.8	123	42.1	134
Ein- fräsen	40	30.3	139	36.2	115
	80	26.2	120	43.1	137
	40+40	27.8	127	47.4	150
Ein- drillen	40		45.0	143	
	80		38.7	126	
	40+40		37.4	119	

Abb. 1: N_{min}-Gehalte im Boden nach 2-jähriger Gülleausbringung

0-90cm (24,2;15,3;5,477) bzw 30-120cm (12,5 1977)



Tab. 2: ANALYSE DER HANGABFLÜSSE

Variante	NATÜRLICHER HANGABLAUF (18.7.76) S.Weizen								HANGABLAUF NACH BEREGNUNG (15.3.77) vor Hafer					
	Nieder- schlag	abgelaufene Wassermenge	abgetragene Stoffmengen						abgetragene Stoffmengen					
	mm	l/300m ² -Par.	g/l	kg/ha	%	C mg/l	P ₂ O ₅ (DL) mg/100g mg/l		g/l	%	C mg/l	P ₂ O ₅ (DL) mg/100g mg/l		
Oberflächig	Null	32												
	40	32	4.0	20.7	0.69	1.5	395	60	12.4					
	80	32	36.0	13.3	0.44	2.9	445	63	8.4					
Einfräsen	40+40	32	6.2	12.3	0.41	3.1	461	149	18.3	6.8	4.0	319	216	14.7
	40	32	12.5	62.3	2.07	1.3	850	99	61.7					
	80	32	8.7	14.2	0.47	2.1	358	177	25.1					
Eindrillen	40+40	32	9.0	9.1	0.30	3.0	343	197	17.9					
	40	32												
	80	32												
	40+40	32								26.9	2.1	578	48	12.9

Abbildung 2:

N_{min} - Gehalte im Boden
60-90cm bzw 90-120cm

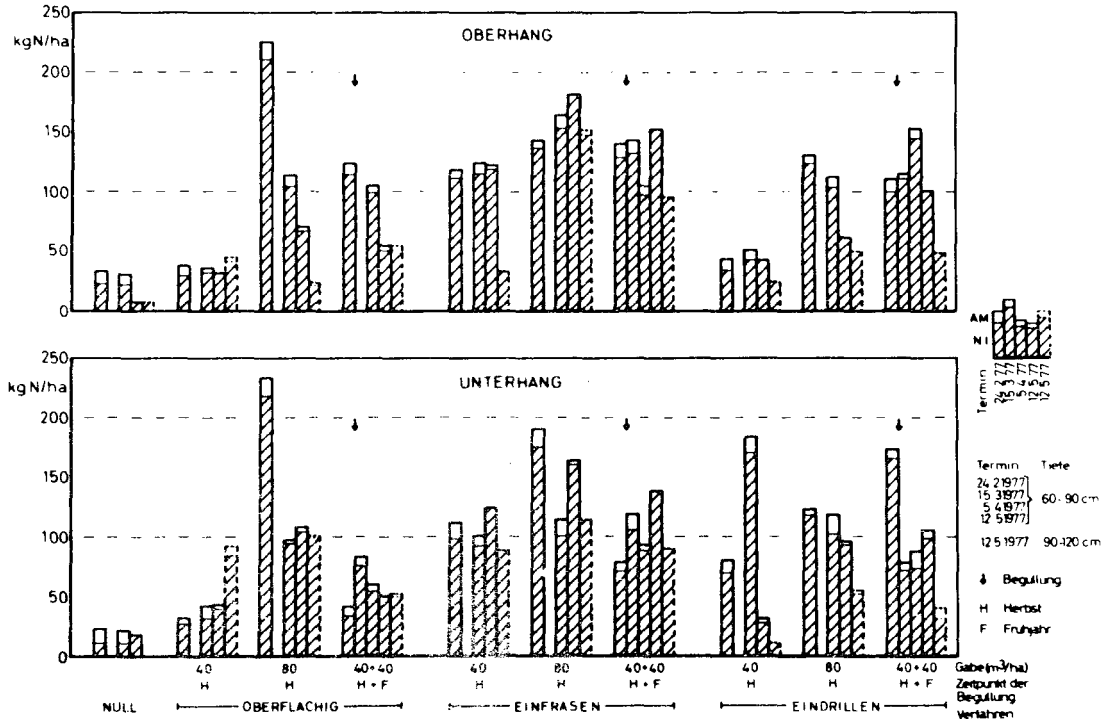
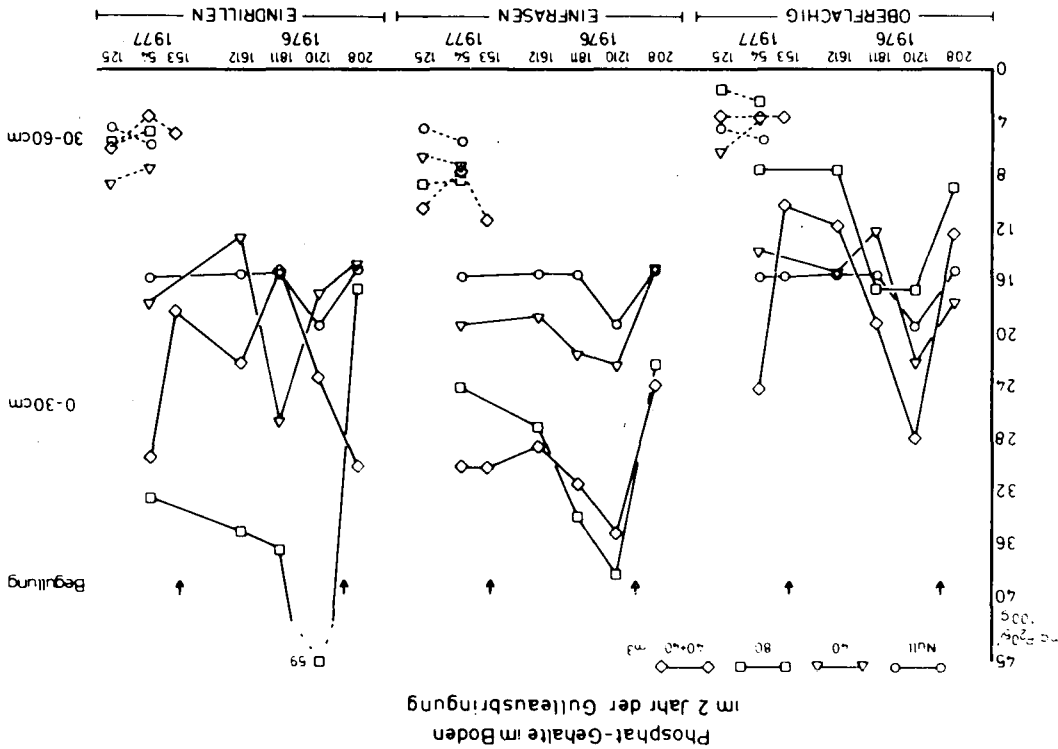


Abbildung 3:



Fortschritte in der Systematik der Böden der Bundes-
republik Deutschland von 1969 - 1977

von

Mückenhausen, E⁺

in Zusammenarbeit mit dem Arbeitskreis für Bodensystematik der DGB (F. Kohl (Vorsitzender), H.-P. Blume, F. Heinrich, E. Mückenhausen (Federführender) und S. Müller)

Einleitung

Der Arbeitskreis für Bodensystematik wurde 1952 von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft eingesetzt mit der Aufgabenteilung, die bereits bekannten und in den nächsten Jahren zu erforschenden Böden der Bundesrepublik Deutschland in eine Systematik zu ordnen und für die bodensystematischen Kategorien Namen vorzuschlagen.

In der damaligen Hauptversammlung wurde auf Vorschlag des Präsidenten der DBG bewußt ein kleiner Mitgliecklerkreis gewählt, dem F. VOGEL als Vorsitzender und als Vertreter der Geologischen Landesämter, F. HEINRICH als Vertreter der forstlichen Bodenkunde, W. LAATSCH als Vertreter der Bodenkundlichen Institute und E. MÜCKENHAUSEN als Federführender angehörten. Nach zehnjähriger Tätigkeit gab F. VOGEL aus Altersgründen den Vorsitz an F. KOHL ab, und an die Stelle von W. LAATSCH traten S. MÜLLER und H.-P. BLUME. Im Frühjahr 1977 legte F. KOHL aus Altersgründen den Vorsitz nieder, an seine Stelle trat S. MÜLLER. O. WITTMANN wurde nun als Vertreter der Geologischen Landesämter in den Arbeitskreis aufgenommen. Alle diese personellen Veränderungen erfolgten mit Zustimmung des Präsidenten, des Vorsitzenden der Kommission V und der Hauptversammlung.

+

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

Auf der Tagung der DBG 1952 in Bad Kreuznach hatte der Verfasser eine Bodensystematik vorgelegt, der eine neue Konzeption zugrunde lag, aber ungeeignet erschien, weil sie sich unzureichend an die bis dahin bekannten Bodengliederungen anschloß, die H. STRÖMME und seine Schule (1936) sowie W. LAATSCH (1937) erarbeitet hatten. Es erschien daher notwendig, daß der Arbeitskreis eine grundlegende Analyse der damals gegebenen Situation bodensystematischer Arbeit vornahm. Kurz darauf erschien das in deutscher, englischer und spanischer Sprache von W.L. Kubiens herausgegebene Buch "Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas" (1953). Dieses Buch fand große Beachtung im In- und Ausland. Da dieses Buch in der Konzeption, d.h. in der Ableitung der Systematik aus der Bodengenetik mit den Vorstellungen des Arbeitskreises übereinstimmte, beschloß der Arbeitskreis, eine Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland aufgrund des Konzeptes zu entwickeln, das dem Buche von Kubiens (1953) zugrunde liegt. Nach zehnjähriger Arbeit konnte der Arbeitskreis das Buch "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland" vorlegen (MÜCKENHAUSEN u.a. 1962), das als ergänzte 2. Auflage in diesem Jahr beim DLG-Verlag erschienen ist. Nach weiteren sieben Jahren wurde auf der Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Hannover über den weiteren Ausbau, d.h. über die Fortschritte in der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland berichtet (MÜCKENHAUSEN u.a. 1970).

Seit Bestehen bis zu diesem Jahr hat der Arbeitskreis für Bodensystematik jährlich eine zweitägige Fachberatung durchgeführt, auf der jeweils die inzwischen bekannt gewordenen Böden nach Entstehung und Eigenschaften diskutiert und dann in die erarbeitete systematische Bodengliederung eingefügt wurden. Fast immer haben wir zu diesen Fachberatungen Bodenkundler eingeladen, um von innen unmittelbar einen Bericht über bisher weitgehend oder ganz unbekannte Böden entgegenzunehmen. Anschließend erfolgte die bodensystematische Eingliederung. Oft hat der Arbeitskreis mit Bodenkünlern im Felde über die Erweiterung der Bodensystematik diskutiert. So trafen wir uns im Juli vergangenen Jahres im Nordschwarzwald, um unter der Führung von Dr. V. SCHWEIKLE über eine Sequenz "Braunerde-Stagnogley" zu diskutieren. Anfang Oktober vergangenen Jahres haben wir mit mehreren Bodenkünlern in den Wäldern Ostwestfalens unter der Führung von Dr. E. von ZEZSCHWITZ

versucht, Übereinstimmung in Bestimmung, Abgrenzung und Benennung der Waldhumusformen zu erzielen. Diese Diskussionen wurden im Mai dieses Jahres im Pfälzer Wald unter der Führung von Dr. PARNIEWSKI fortgeführt. Im Hochschwarzwald haben wir unter der Führung von Dr. K. STAHR in diesem Sommer eine erneute Diskussion über die verschiedenen Böden mit Fe-Bandchen veranstaltet. Dann haben wir im Mai ein neues Thema "Fossile Böden" aufgegriffen, das in einem besonderen Arbeitskreis, aber in Zusammenarbeit mit dem Arbeitskreis für Bodensystematik und im Einvernehmen mit der DEUQUA bearbeitet werden soll. Dies zur Kenntnis über die Arbeitsweise des Arbeitskreises für Bodensystematik. Es werden nun die Fortschritte der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland in der Zeit von 1969 bis 1977 bekannt gemacht; über die Zeit von 1962 bis 1969 ist bereits berichtet worden (MÜCKENHAUSEN u.a. 1970).

Fortschritte in der Bodensystematik

In dieser Veröffentlichung ist nur Raum für die Mitteilung der wichtigsten Änderungen und Ergänzungen, welche die Bodensystematik seit 1969 erfahren hat. Auf die Bekanntgabe der vielen neuen Subvarietäten, die inzwischen vor allem die Bodenkartierung aufgezeigt hat, wird hier verzichtet; diese sind aber in der ergänzten 2. Auflage des oben genannten Buches über Bodensystematik enthalten.

Abteilung der Terrestrischen Böden

Klasse der Terrestrischen Rohböden

Syrosem (Gesteinsrohboden)

Weil bei dem Syrosem der nahe Gesteinsuntergrund die gesamte Dynamik dieses Bodens bestimmt, haben wir mit Rücksicht darauf den Syrosem in zwei Typen aufgeteilt, und zwar in

Syrosem aus Festgestein oder einfach Syrosem
und

Syrosem aus Lockergestein oder einfach Locker-Syrosem.

Diese beiden selbstständigen Typen haben mehrere Subtypen, die bereits in der 1. und 2. Auflage der "Systematik" beschrieben sind.

Klasse der A-C-Böden

Ranker und Regosol

In dem ersten Bericht über die Fortschritte der Bodensystematik (MÜCKENHAUSEN u.a. 1970) wurde bereits erwogen, die A-C-Böden aus kalkfreien Silikatgesteinen in zwei Typen aufzuteilen, nämlich in Ranker, entstanden aus Festgestein, und Regosol (von gr. rhegos = Decke), entstanden aus Lockergestein. Wie bei den Syrosemem, so wird auch bei diesen Böden die ganze Dynamik vom nahen Gesteinsuntergrund bestimmt. Der Arbeitskreis schlägt vor, Ranker und Regosol als selbstständige Typen zu betrachten, wie es international schon geschieht.

Rendzina

Bei dem Typ Rendzina sind seit 1969 zwei Subtypen aufgenommen worden, die Xerorendzina, die in exponierten, trockenen Lagen der Carbonatgesteine auftritt (S- und SW-Steilhänge, Rücken, Kuppen), ferner die Pseudogley-Rendzina, die R. LÜDBERS (1973) in Südniedersachsen auf einem Kalkmergel der Kreideformation gefunden hat.

Analog zu der Aufteilung der A-C-Böden aus kalkfreien Silikatgesteinen in Ranker und Regosol ist zu erwägen, ebenso bei der Rendzina zu verfahren, d.h. Rendzina aus Festgestein und Rendzina aus Lockergestein auf dem Niveau des Typs zu trennen, denn z.B. eine Rendzina aus devonischem Kalkstein und eine Rendzina aus Alm (weicher Kalksinter) sind sehr verschiedene Standorte, weil das Ausgangsgestein diese weitgehend bestimmt. Diese Unterscheidung erfolgt bisher in der "Form".

Rararendzina

Was oben zu einer Aufteilung der Rendzina in eine solche aus Festgestein und in eine solche aus Lockergestein gesagt wurde, wäre auch für die Rararendzina zu erwägen.

Tschernosem

Für die Übergänge vom Tschernosem zu den vernähten Böden wurde schon früher vorgeschlagen, entsprechend der Vernässungsart die Subtypennamen Pseudogley-Tschernosem bei Stauwasser und Gley-

Tschernosem bei Grundwasser zu verwenden. Inzwischen wurde aber dafür der Name feucht-Schwarzerde gebraucht. Für den degradierten Tschernosem mit hellen Quarzkörnern im A_n -Horizont ist der Name Grieserde verwendet worden. Der konsequenten Nomenklatur wegen sollte man von den eingeführten Namen nicht abweichen.

Klasse der Pelosole

In der 1. Auflage des Buches "Systematik" wurde schon gesagt, daß später eine Aufgliederung des Pelosols nötig sei. In den 1970 veröffentlichten Fortschritten wurde bereits mitgeteilt, daß aus Ton und Tonmergel jeweils eine Entwicklungssequenz mit eigenständigen Subtypen hervorgent, so daß wir heute zwei Pelosol-Typen haben, einen Pelosol aus Tongestein und einen Pelosol aus Tonmergel. Auf der Ebene der Varietät sollten eine Basenreiche, eine Mittelsbasische und eine Basenarme unterschieden werden, z.B. Basenreicher Typischer Tonmergel-Pelosol. Die vorstehende Gliederung der Pelosole gilt für solche aus kalkfreiem und kalkhaltigem, in beiden Fällen illitreichem Muttergestein. Wenn jedoch das montmorillonitische oder das kaolinitische Tonmineral vorherrscht, so wäre die Dominanz dieser Tonminerale ein wichtiges Kriterium für eine weitere systematische Aufgliederung der Pelosole. Für den montmorillonitreichen Tonboden haben wir bereits den internationalen Namen "Vertisol", und für den kaolinitreichen könnte der von belgischen Bodenkundlern vorgeschlagene Name "Kaolisol" stehen. Übergänge vom Vertisol zu Rendzina, Braunerde, Pseudogley und Gley, entstanden aus Seemergel im Nördlinger Ries, sind durch G. RÜCKERT (mündl. Mitt. 1973) bekannt geworden. Einen Vertisol aus Kupelton haben W. PLASS, J. POETSCH, H. TRIBUTH und H. ZAKOSEK (1975) im Mainzer Becken gefunden. Den "Kaolisol" findet man auf kaolinitreichen, tertiären Tonsedimenten.

Über die in den 1970 veröffentlichten "Fortschritten" genannten Subtypen hinaus wurden noch zwei Subtypen des Pelosols gefunden, nämlich Vertisolartiger Pelosol und Terra fusca-Pelosol. Diese Subtypen sind dem Ausgangsgestein zugehörigen Pelosol-Typ unterzuordnen.

Die Pelosole sind oft mit einer Deckschicht aus Lösslehm oder Solifluktionmaterial überzogen. Die Mächtigkeit dieser Deckschicht bestimmt die bodensystematische Zuordnung dieser Böden

(E. MÜCKENHAUSEN u.a. 1970).

Zu der Genetik, Dynamik und den Eigenschaften der Pelosole sind von E. SCHLICHTING und seiner Schule in einigen Dissertationen wesentliche Beiträge geliefert worden (E. SCHLICHTING 1965, 1968).

Klasse der Braunerden

Zur Zeit des letzten Berichtes über die Fortschritte in der Bodensystematik waren drei Typen dieser Klasse relativ gut bekannt, so daß im Verhältnis zu ihrer Verbreitung wenig Erkenntniszuwachs zu verzeichnen ist. Über die periglazialen Deckschichten im Zusammenhang mit der Bildung von Böden der Braunerdeklasse ist in der Zwischenzeit viel gearbeitet worden. Zusammenfassend ist hierzu zu sagen, daß solche Deckschichten sehr verbreitet und aufgrund ihres Alters in den Bodenbildungsprozess mit einbezogen sind. In der 2. Auflage der "Bodensystematik" wird darauf näher eingegangen.

Braunerde

Es sind nur einige Subtypen zu den bereits bekannten 17 Subtypen hinzugetreten. Die Regosol-Braunerde ergab sich durch die Einführung des Typs Regosol. Die Mittelbasische Braunerde soll die Braunerde mit einem V-Wert von 35-70 darstellen. Die von E.SCHÖNHALS (1957) zuerst beschriebene Locker-Braunerde wurde inzwischen in ihrer Eigenart besser bekannt und in das Niveau des Subtyps angehoben; denn bisher galt sie systematisch als Subvarietät. V. SCHWEIKLE (1971) hat in einer Dissertation bei Prof. Schlichting im Hochschwarzwald eine Bodensequenz von einer Feuchtbraunerde zu Stagnogley untersucht. Diese Feuchtbraunerde in einem Gebiet mit etwa 1000 mm Jahresniederschlag ist ein neuer Subtyp. Außerdem sind mehrere Subvarietäten bekannt geworden, die in der 2. Auflage der "Bodensystematik" mitgeteilt sind (mündl. Mitt. G. RÜCKERT 1967, O. WITTMANN 1970, H. MAAS und W. PAAS 1974).

Parabraunerde

Auch zur Parabraunerde ist relativ wenig Zuwachs zu verzeichnen. Die Ursache der Tonwanderung ist inzwischen besser aufgeklärt worden; sie wird als zwangsmäßiger Vorgang bei der Entbasung der Basenreichen Braunerde im pH-Bereich von etwa 6,5 bis 4,5 ange-

nommen. Das schließt nicht aus, daß es noch andere Ursachen der Tonwanderung bei anderen Bodentypen gibt (E. MÜCKENHAUSEN 1971). Zur Parabraunerde haben sich zwar keine Subtypen, jedoch einige wichtige Subvarietäten zugesellt, die bei der Bodenkartierung in Süd- und Westdeutschland entdeckt wurden (mündl. Mitt. H. MAAS und W. PAAS 1974).

Klasse der Podsole

Zu der Klasse der Podsole wurde bereits in den "Fortschritten" 1970 mitgeteilt, daß ein zweiter Typ aufgestellt wurde, nämlich der Staupodsol, der als Subtypen den Ortsteinstaupodsol und den Bändchenpodsol umfaßt. K. STAHR (1973) hat bei einer gründlichen Untersuchung der Böden des Hochschwarzwaldes gezeigt, daß das Fe-Bändchen auch in anderen Böden auftreten kann, z.B. in der Sauren Braunerde (Feuchtbraunerde) und im Gley.

Klasse der Terrae calcis

Terra fusca

Zu den bereits 1960 bekannten Subtypen treten hinzu: Holozäne Terra fusca, die illitreich und porenreich ist, die Vererdete Terra fusca und die Pelosol-Terra fusca.

Terra rossa

Die bisher in Deutschland bekannten spärlichen Reste von Terra rossa gehören zum Subtyp Lehmgige Terra rossa. H. ZAKOŠEK (mündl. Mitt. 1976) hat auf tertiärem Kalkstein des Mainzer Beckens den neuen Subtyp Vererdete Terra rossa gefunden, die in der gleichen typischen Weise entwickelt ist wie im Kras in der Ostslowakei.

Klasse der Plastosole

Die weitere Erforschung der Plastosole (Fersiallite), die W.L. Kubišna auch "Lehme" nannte, hat ergeben, daß auf der mesozoisch-tertiären Pastebene der meisten deutschen Mittelgebirge in den flachen und muldigen Reliefpositionen der Graulehm und auf den konvexen Reliefformen (flache Kuppen und Rücken) hingegen der Kotlehm gebildet wurde. Von der Entstehung beider Lehm-Typen zeugen auch die roten Tonsedimente, die als geringmächtige Schichten in den mächtigen Paketen grauer Tone in der Nieder-

rheinischen Tiefebene eingelagert sind (E. MÜCKENHAUSEN 1976). Ferner wurde erkannt, daß im präpleistozänen Plastosol der obere Profilteil kaolinitreich war und nach der Tiefe zu der Kaolinit zugunsten des Illites abnahm (E. MÜCKENHAUSEN 1973). In Ostwürttemberg wurden die Feuersteinlehme durch S. MÜLLER (1958) untersucht. Wir dürfen erwarten, daß unsere Kenntnisse über die Plastosole (Fersiallite) erweitert werden durch den neu gegründeten "Arbeitskreis für Paläosole" und durch das Forschungsprojekt "Rheinischer Schild" der Deutschen Forschungsgemeinschaft. Das betrifft auch die Terrae calcis und die Latosole (Ferallite).

Klasse der Latosole

Nachdem von J. FRIEDRICH-LAUTZ, R. WIRTZ und G. JARITZ schon in den 60-iger Jahren wichtige Arbeiten über die Latosole im Vogelsberg und im Westerwald gemacht waren, wobei vor allem der vulkanogen-hydrothermale Einfluß auf die Gesteinszersetzung entdeckt wurde, haben in den letzten Jahren W. PLASS (1974) und TH. STÖHR (1974) im Mainzer Becken Böden gefunden, die der ferallitischen, teils auch der fersiallitischen Bodenbildung zugehören. Gerade diese Arbeiten haben in dieser Klasse einen Schritt weitergeführt.

Klasse der Kolluvien

Über die Klasse der Kolluvien wurde schon in den "Fortschritten" 1970 berichtet (E. MÜCKENHAUSEN u.a. 1970). Ergänzt wird, daß auch der Name Kolluvisol, den E. SCHÖNHALS vorgeschlagen hat, sehr zweckmäßig wäre.

Klasse der Terrestrischen Anthropogenen Böden

Plaggenesch

Zu diesem Typ ist folgendes zu berichten: Die Bodenkundler der Geologischen Landesämter schlagen vor, den unter der Plaggenauflage folgenden Bodentyp erst in der Kategorie der Subvarietät zu berücksichtigen (ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1971). Hingegen ist der Arbeitskreis für Bodensystematik der Ansicht, daß der ehemalige Bodentyp bereits im Subtypenniveau erscheinen soll, z.B. Gley-Grauer Plaggenesch. Wenn man die Subvarietät bilden würde "Grauer Plaggenesch über Gley, so würde das natür-

lich auch eine eindeutige Bezeichnung sein, allerdings sollte der Gley nach Ansicht des Arbeitskreises seiner Bedeutung wegen in einer höheren Kategorie erscheinen.

Die ¹⁴C-Datierungen von Plaggeneschen des Emslandes und westfalens in den letzten 20 Jahren haben im allgemeinen ein Alter von 800-1200 Jahren für das Aufwachsen der Plaggenauflage ergeben (H. FASTABEND u. F. v. RAUPACH 1962, E. MÜCKENHAUSEN, H.W. SCHARPENSEEL u. F. PLBTIG 1968).

Im letzten Jahrzehnt ist über Plaggenböden aus Irland, Schottland und von Sylt berichtet worden, die durch den Auftrag von organischem Material mit mehr oder weniger Mineralsubstanz entstanden sind. Das Auftragsmaterial wurde aber nicht als Einstreu verwendet und unterscheidet sich deshalb von dem Plaggenung Nordwestdeutschlands. Das sind Auftragsböden und stellen einen besonderen Typ dar. Auch der von M. DEPPENBROCK und D. SCHRÖDER (1973) beschriebene " Anthropogene Auftragsboden", der durch den Auftrag von 20-30 cm fruchtbarem Schlick auf abgetorfte Flächen entstand, gehört bodensystematisch hierzu.

Erdesch

H. MAAS (mündl. Mitt. 1971, 1974) hat über Böden am Niederrhein berichtet, die einen auffallend mächtigen A_h -Horizont (60-80 cm) mit etwa 1 % Humus und 60-80 mg P_2O_5 /100 g Boden (unter der Pflugsohle) besitzen. In diesem Gebiet ist in früherer Zeit sandige Erde als Streuersatz in den Viehställen gebraucht worden, die dann als Dünger auf den Acker gebracht wurde.

Aufgeschüttete Bodenmassen

Der Arbeitskreis schlägt vor, aufgeschüttete Bodenmassen der Vollständigkeit wegen in die Systematik, und zwar in die Klasse der Terrestrischen Anthropogenen Böden aufzunehmen, obgleich die Flächen klein sind.

Abteilung der Hydromorphen Böden

D. SCHRÖEDER (1967) hat vorgeschlagen, die Klasse der Staunässeböden aus der Abteilung der Terrestrischen Böden herauszunehmen und mit der Abteilung der Semiterrestrischen Böden zu einer neuen Abteilung "Hydromorphe Böden" zu vereinigen. Nach sorgfäl-

tigen Überlegungen hat der Arbeitskreis diesen harten Schnitt in die Bodensystematik gewagt, der aber, obgleich sehr logisch erscheinend, nicht ohne Kritik blieb.

Klasse der Staunässeböden

Kein Bodentyp Mitteleuropas hat in der Fachwelt während der letzten 15 Jahre soviel Beachtung gefunden wie der Pseudogley. Das dokumentiert besonders die Tagung der V. und VI. Kommission der I.B.G. 1971 in Stuttgart-Hohenheim mit dem Rahmenthema "Pseudogley und Gley".

Pseudogley

In typologischer Hinsicht ist seit 1969 der Erkenntniszuwachs dieses Bodentyps nicht bedeutend, wenn auch einige wichtige Subvarietäten, die bereits ^{z.T.} 1970 in den "Fortschritten" bekannt gegeben wurden, hinzu kamen, u.a. die von H.-P. BLUME (1975) beschriebene Subvarietät "Konkretionsreicher Pseudogley". Als Subtyp kam auf Vorschlag von F. HEINRICH (mündl. Mitt. 1974) der Basenreiche Pseudogley hinzu.

Über die Wasserdynamik dieses Bodentyps ist hingegen in den letzten 10 Jahren viel gearbeitet worden; dies bezeugt schon die Gründung eines Kulturtechnischen Ausschusses der Geologischen Landesämter (TH. DIEZ und W. MÜLLER, mündl. Mitt. 1972/73/74) und die Neubearbeitung der DIN 1185 "Regelung des Bodenwasserhaushaltes", in der die Melioration des Pseudogleyes getrennt von den Grundwasserböden behandelt wird.

Bei dem Stand der heutigen Kenntnisse über den Pseudogley dürfte es möglich sein, das in ihm gestaute Wasser wie folgt zu differenzieren:

1. das auf einem dichten Untergrund gestaute, in großen Poren (in groben Texturen) des S_w -Horizontes frei bewegliche Stauwasser,
2. das in feinen Poren schluff- und tonreicher Böden gehaltene, schwer bewegliche Haftwasser,
3. das in Böden mit Groß-, Mittel- und Kleinporen enthaltene Stau- und Haftwasser, und diese Wasserkombination sollte als Staunässe bezeichnet werden.- Diese nähere Kennzeichnung der Wasserdynamik des jeweiligen Pseudogleyes soll im Subvarietätenniveau erfolgen, z.B. Stauwasser-Pseudogley oder Pseudogley mit Stauwasser.

Klasse der Auenböden

In dieser Klasse sind die Typen Rambla, Paternia, Auenrendzina (Borowina) und Tschernitza (Tschernosemartiger Auenboden) unverändert geblieben; der Subtyp Gley-Paternia kam hinzu.

Da bei den Auenböden mit fortgeschrittener Bodenbildung brauner Färbung nicht immer erkannt werden kann, ob diese aus frischen Gesteinstrümmern, aus Solum-Material oder aus einem Gemisch von beidem entstanden sind, soll bei den Auenböden fortgeschrittener Entwicklung kein Unterschied mehr zwischen solchen aus autochthonem und allochthonem Material gemacht werden. Es sind dies Auenböden, die zwischen dem A_h - und C- (bzw. M- oder G-) Horizont einen pedogenetischen Horizont besitzen. Es handelt sich hierbei um eine autochthone Bodenbildung, und deshalb werden diese Böden in dem Typ "Autochthoner Brauner Auenboden" (Vega) zusammengefaßt. Folgende Subtypen sind gut bekannt: Braunerde-Auenboden (-Vega), Parabraunerde-Auenboden (-Vega), Pseudogley-Auenboden (-Vega), Pelosol-Auenboden (-Vega), Gley-Auenboden (-Vega). Demgegenüber besitzt der Typ "Allochthoner Auenboden" ein A_h -M-G-Profil und entsteht aus junger Anlandung ohne oder ohne wesentliche Pedogenese am sekundären Platz. Folgende Subtypen sind bekannt: Allochthoner Brauner Auenboden, Allochthoner Brauner, Kalkhaltiger Auenboden, Allochthoner Rotbrauner Auenboden. Diese systematische Gliederung der weitverbreiteten, braunen Böden der Auen ist übersichtlich und auch für die Kartierung und die Kartendarstellung praktikabel.

Klasse der Gleye

Bei den Typen der Klasse der Gleye sind weitere Subtypen gefunden worden.

Gley

Der Subtyp Sauerstoffreicher Gley wird neuerdings auch Oxigley und der Subtyp Eisenreicher Gley auch Raseneisensteingley genannt. Weitere Subtypen sind in den "Fortschritten" 1970 genannt (TH. DIEZ 1967).

Anmoorgley

Der Typ Anmoorgley wurde in die Subtypen Saurer Anmoorgley, Kalk-Anmoorgley und Pelosol-Anmoorgley weiter differenziert.

Klasse der Böden der Quellwasserbereiche

Die Kenntnisse der Böden der Quellwasserbereiche sind nicht umfangreich. Bisher wurde dieser Klasse nur ein Typ unterstellt, von dem folgende Subtypen bekannt sind: Typischer Quellwasser-Gley, Quellwasser-Rendzina-Gley (S. MÜLLER u.a. 1967), Quellwasser-Kalkgley, Quellwasser-Oxigley. Von der Verbreitung her haben diese Böden wenig Bedeutung.

E. SCHLICHTING (mündl. Mitt. 1977) hat vorgeschlagen, Böden in höheren Mittelgebirgslagen mit hohen Niederschlägen (1000 mm/ Jahr) und Hangwasserzuzug in eine besondere bodensystematische Kategorie einzuordnen. In diesen Gebieten treten auch vielfach die Böden der Quellwasserbereiche auf. Über diese Bodengruppen wird der Arbeitskreis demnächst beraten.

Systematische Gliederung der Marschen

Geologische Landesämter

Niedersachsen	Schleswig-Holstein	Institut für Bodenkunde Kiel
_____	Watt u. Böden des Vorlandes	_____
_____	Salzmarsch	Salzmarsch
Seemarsch	Kalkreicher Marsch- boden (Kalkmarsch)	Kalkmarsch
Sorptionsschwache Seemarsch	Feinsand-Marschboden	_____
Brack-Seemarsch	Marschboden guten Gefüges (Kleimarsch)	} ↔ Kleimarsch
Brackmarsch	_____	
Knickige Brack- marsch	Marschboden m. dichten Horizonten (Dwog- marsch)	} ↔ Knickmarsch
Knick-Brackmarsch	Dichter, toniger Marschboden, meist mit Knick (Knickmarsch)	
Flußmarsch	_____	_____
Organomarsch	Marschboden mit humosen Tonen (Humusmarsch)	_____
Moormarsch	Moormarsch	Torfmarsch

Klasse der Marschen

In den 1970 veröffentlichten "Fortschritten" wurde bereits berichtet, das G. BRÜMMER und D. SCHROEDER (1971) ein neues Gliederungsprinzip für die Marschen vorgeschlagen haben, das auf stofflichen Merkmalen beruht, während die bestehende Systematik als erstes die Sedimentationsräume berücksichtigt (W. MÜLLER 1970). Es wurde auch bereits eine Korrelation der beiden Gliederungsprinzipien mitgeteilt. Inzwischen wurde diese Korrelation weiter ausgebaut, indem auch die bei der Kartierung der Marschen durch das Geologische Landesamt Schleswig-Holstein gebräuchliche Marschen-Gliederung mit einbezogen wurde^(umseitig). W. MÜLLER (mündl. Mitt. 1970) hat zu den schon bekannten vier Marschtypen einen fünften vorgeschlagen, die Organomarsch, die gekennzeichnet ist durch einen humusreichen Oberboden, saure Reaktion, durchlässig und teils Schwefeleisen enthaltend. Dieser Typ hat bisher drei Subtypen: Typische Organomarsch, Schwefelsaure Organomarsch, Eisenreiche Organomarsch; dazu kommen noch die Übergänge zu den anderen Marschtypen.

Im Zuge der Marschkartierung der Geologischen Ämter Niedersachsen und Schleswig-Holstein sowie durch die auf Melioration ausgerichteten Arbeiten der Marschversuchsstation Infeld sind die Kenntnisse über die Eigenschaften und die Melioration der Marschen in den letzten 20 Jahren erheblich erweitert worden (H. KUNTZE 1965).

Abteilung der Subhydrischen Böden

Da die Subhydrischen Böden für die pflanzliche Produktion ohne Bedeutung sind, haben sie in der Bodenkunde wenig Beachtung gefunden. Wenn sie jedoch durch natürliche oder künstliche Einflüsse trockengefallen sind, werden sie häufig als Nutzpflanzenstandorte genutzt. Diese Böden müssen in der Zukunft mehr beachtet werden; denn häufig werden sie als Gleye angesehen, was bodensystematisch nicht vertretbar ist.

Abteilung der Moore

In Fortentwicklung der Systematik der Moore, worüber in den "Fortschritten" 1970 bereits berichtet wurde, ist die Abteilung der Moore in zwei Klassen aufgeteilt worden.

Die "Klasse der Natürlichen Moore" beinhaltet nach wie vor die

Typen Niedermoor, Übergangsmoor und Hochmoor. In einem Entwurf des Kapitels "Moore" für die Neuauflage der "Kartieranleitung" (ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1971) haben G. GROBE-BRAUCK-MANN u.a. (1977) den Vorschlag gemacht, auf den Typ "Übergangsmoor" zu verzichten und die Moore nur mit Hilfe der für Nieder- und Hochmoor charakteristischen Pflanzen einzuteilen und zu benennen. Da aber mehrere Moorspezialisten Süddeutschlands in der Moorgliederung und -benennung nicht auf das "Übergangsmoor" verzichten können, soll vererst an der alten Dreiteilung nichts geändert werden.

Die "Klasse der Anthropogenen Moore" soll zur Zeit nicht in Typen im bodensystematischen Sinne aufgegliedert werden, vielmehr sollen vorerst die wichtigsten Anthropogenen Moore nach dem jeweiligen Meliorationsverfahren bezeichnet werden; hierbei bleibt eine Unterscheidung nach den Moor-Typen außer acht. Diese spezifischen Meliorationsverfahren sind: Fehnkultur, Leegmoorkultur, Sanddeckkultur und Sandmischkultur.

Zukünftige Arbeit

Wenn auch die Palette der Bodentypen und Subtypen seit 1970 nur wenig erweitert worden ist, so bedeutet das nicht, daß wir mit dem Ausbau der vorliegenden Systematik am Ende sind, daß wir alle höheren Kategorien bereits erfaßt haben. Vielmehr sollte der Arbeitskreis für Bodensystematik wie bisher so auch in Zukunft regelmäßige Fachberatungen pflegen, zu denen auch jeweils Bodenkundler gebeten werden, die spezielle Beobachtungen zur Genetik und Systematik vortragen können. Diese auch bisher gepflegte Praxis hat sich gut bewährt. Wir haben überdies verstärkt fortgesetzt, mit Fachkollegen direkt im Gelände schwierige Fragen der Systematik zu klären. Das kann auch mit einer größeren Gruppe praktiziert werden, wie das zur Zeit mit der Beurteilung, Abgrenzung und Benennung der Waldhumusformen geschieht. Der neu gegründete "Arbeitskreis für Paläoböden" wird gewiß einen Erkenntniszuwachs in der Genetik und Systematik der Paläoböden bringen. Das sind zwei Themen, nämlich Humusformen und Paläoböden, die für die nächsten Jahre viel Mühe machen werden. Aber wir dürfen zuversichtlich sein angesichts der Fachleute, die sich zur Mitarbeit zusammengefunden haben. In den einzelnen außerdeutschen Ländern ist jeweils eine eigenständige Bodensystematik entwickelt worden, und dies nicht nur

in der Vergangenheit, sondern auch in der Gegenwart, und zwar ist das bedingt durch den jeweiligen Stand der Bodenforschung in dem betreffenden Land. Da das eine zwangsmäßige Entwicklung ist, sollten die Länder aber bestrebt sein, die Systeme der Bodengliederung zu korrelieren. Ein effektvoller Weg dazu ist das Kartieren über die Ländergrenzen hinweg, wie es an der niederländisch-nordrhein-westfälischen Grenze geschehen ist und an der belgisch-nordrhein-westfälischen Grenze geschehen soll. Überdies besteht die Möglichkeit, daß die Länder ihre Böden in die neue FAO-Legende der Bodenkarte von Europa 1:1Mio. und auch der Erde 1:5 Mio. einfügen, womit auch eine, wenn auch grobe Korrelation möglich ist. Auch an diesem Bemühen ist der Arbeitskreis für Bodensystematik beteiligt.

Die konsequente Arbeit an der Bodensystematik eines Landes ist notwendig, um allen, die mit dem Boden so oder so zu tun haben, ein gut gefügtes, stabiles Gliederungsprinzip vorzugeben, das eine leichte fachliche Verständigung möglich macht. Neben dem Bemühen um den Ausbau einer bestehenden Bodensystematik kann aber das Suchen nach anderen Gliederungsprinzipien stehen, ohne daß diese beiden Arbeitsrichtungen sich stören. D. SCHRÖDER und J. LAMP (1974) gaben mit ihrer numerischen Bodenklassifikation ein Beispiel für eine interessante, theoretische bodensystematische Studie. Man sollte die Bodensystematik als eine Methode der Bodengliederung sehen, und das bedeutet, daß die Vergleichbarkeit der Böden nur gewährleistet ist, wenn nach der gleichen Gliederungs-Methode vorgegangen wird. Wie bei allen methodischen Arbeiten soll auch hier nach neuen Methoden gesucht werden. Würde eine bessere gefunden, dann erst folgt die Überlegung, ob ihre Einführung mit Rücksicht auf die Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen, die mit einer früheren Methode gewonnen wurden, zweckdienlich ist, und diese Entscheidung darf man sich nicht zu leicht machen.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde 1971: Kartieranleitung, 2. Aufl. Herausgegeben von der Bundesanstalt für Bodenforschung und den Geologischen Landesämtern, Hannover.
- Blume, H.-P. 1975: Vorschlag des Arbeitskreises für Bodensystematik zur Unterrichtung über neue Bodentypen, dargestellt am Beispiel eines Konkretionsreichen Pseudogleyes.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 22, 645-654.
- Brümmer, G., Schroeder, D. u.a. 1971: Die Böden der Marsch-Landschaft.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 13, 7-57 (mit viel Literatur).
- Diez, Th. 1967: Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1:25 000, Blatt Nr. 9731 Landsberg/Lech.- Bayr. Geol. Landesamt, München.
- Fastabend, H. und von Raupach, F. 1962: Ergebnisse der ¹⁴C-Untersuchung an einigen Plaggenböden des Emslandes.- Geol. Jb., 79, 863-865.
- Große-Brauckmann, G. u.a. 1977: Entwurf für das Kapitel "Moore" der 3. Auflage der "Kartieranleitung".- Manuskript, Darmstadt.
- Kubiena, W.L. 1953: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas.- Verlag Enke, Stuttgart.
- Kuntze, H. 1965: Die Marschen - Schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution.- Verlag Parey, Hamburg und Berlin.
- Laatsch, W. 1938/44/54/57: Dynamik der mitteleuropäischen Mineralböden.- Verlag Steinkopff, Dresden und Leipzig.
- Lüders, R. 1973: Verbreitung und Eigenschaften von Pseudogley und Gley aus Kalken der Oberkreide und deren Umwandlungsprodukte.- Pseudogley und Gley, herausgegeben von E. Schlichting und U. Sonwertmann, Verlag G Chemie, Weinheim/Bergstr.

- Mückenhausen, E. 1962 und 1977, in Zusammenarbeit mit dem Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (F. Vogel als Vorsitzender, F. Heinrich, W. Laatsch und E. Mückenhausen als Federführender): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland.- 1. Aufl., DLG-Verlag, Frankfurt (Main) 1962, 2. Aufl. in Zusammenarbeit mit F. Kohl als Vorsitzender, H.-P. Blume, F. Heinrich, S. Müller und E. Mückenhausen als Federführender, DLG-Verlag, Frankfurt (Main) 1977.
- Mückenhausen, E., Scharpenseel, H.W. und Pietig, F. 1968: Zum Alter des Plaggeneschs.- Eiszeitalter und Gegenwart, 19, 190-196.
- Mückenhausen, E. 1970, in Zusammenarbeit mit dem Arbeitskreis für Bodensystematik der DBG (F. Vogel, F. Heinrich, E. Mückenhausen und S. Müller): Fortschritte in der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland.- Mitt. d. Deut. Bodenk. Gesellsch., 10, 246-279.
- Mückenhausen, E. 1971: Das Problem der Tonverlagerung in verschiedenen Bodentypen.- Spomenica uz 70 God. Prof. Gračania, Zagreb.
- Mückenhausen, E. 1975: The Fossil Soils (paleosols) of Central Europe.- Anales de Edafologia y Agrobiologia, XXXII, No. 1/2, Madrid.
- Mückenhausen, E. 1976: Beitrag zu den fossilen Böden (Paläoböden) der Eifel/Westdeutschland.- Agrochimica, Vol. XX, n. 4-5, 387-395.
- Müller, S. 1958: Feuersteinlehme und Streuschuttdecken in Ostwürttemberg.- Jb. d. Geol. Landesamtes Baden-Württemberg, 3, Freiburg/Br.
- Müller, S. u.a. 1967: Südwestdeutsche Waldböden im Farbbild.- Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, 23, Stuttgart.

- Müller, W. 1970: Zur Genese und Klassifizierung der Marschböden.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 10, 294-301.
- Plass, W. 1974: Führer zur Exkursion am 2.10. 1974 bei der Tagung der Kommissionen IV und V der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Manuskript, Mainz.
- Plass, W., Poetsch, J., Tributh, H. und Zakosek, H. 1975: Über Smonica-Vorkommen in Rheinhessen.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 22, 595-596.
- Schlichting, E. 1965: Tonverlagerung in schweren Böden.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 4, 59-63, Göttingen.
- Schlichting, E. 1968: Bodenbildende Prozesse in Tongesteinen unter gemäßigt humidem Klima.- 9th Intern. Congr. of Soil Science, Transact. IV, 411-418, Adelaide.
- Schönhals, E. 1957: Spätglaziale äolische Ablagerungen in einigen Mittelgebirgen Hessens.- Eiszeitalter und Gegenwart, 8, 5-17.
- Schroder, D. 1967: Zur Klassifizierung hydromorpher Böden.- Zeitschr. f. Pflanzenern., Düng., Bodenkunde, 116, 199-207.
- Schroeder, D. und Lamp, J. 1974: Ein Beitrag zur Theorie der traditionellen und der numerischen Bodenklassifikation.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 18, 291-295.
- Schweikle, V. 1971: Die Stellung der Stagnogleye in der Bodengesellschaft der Schwarzwaldhochfläche auf Oberem Buntsandstein.- Diss. Hohenheim.
- Stahr, K. 1973: Die Stellung der Böden mit Fe-Bändchen-Horizont (thin-iron-pan) in der Bodengesellschaft der nördlichen Schwarzwaldberge.- Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart, N.F. 69, 85-183, Stuttgart.

- Stöhr, W. Th. 1974: Paläoböden und Bodenrelikte im Mainzer Becken und ihre Umformung durch das Periglazialklima im Pleistozän.- Ein Beitrag zur Quartärgeo-Pedologie.- Mitt. d. Deutsch. Bodenk. Gesellsch., 18, 354-359.
- Stremme, H. 1936: Die Böden des Deutschen Reiches und der Freien Stadt Danzig.- Petermanns Mitt., Ergänzungsheft 226, Gotha.

Bodenklassifikation für die Bodenkundliche
Landesaufnahme in Niedersachsen.

von
Benzler, J.-H.⁺

Die genetische Bodensystematik geht von der Entstehung der Böden aus, ihre Gliederung braucht sich nicht um Anwendungsmöglichkeiten zu kümmern.

Eine Kartierung, wie die bodenkundliche Landesaufnahme des NLFB hat sich dagegen an den praktischen Anwendungsmöglichkeiten auszurichten. Die Gliederung der Böden muß hier so erfolgen, daß die ausgeschiedenen Flächen in Eigenschaften übereinstimmen, die die Auswertung der Karten nach möglichst vielen unterschiedlichen Gesichtspunkten ermöglichen. Diese Eigenschaften müssen nach Maß und Zahl beschreibbar sein.

Bodentypen

Die Bodenklassifikation in Niedersachsen hat die Bodentypen der Systematik von MÜCKENHAUSEN zur Grundlage. Jeder Bodentyp ist also durch bestimmte Horizontfolgen gekennzeichnet, z.B.

Braunerde	Ah - Bv - C
Podsol	Ah - Ae - Bhs - C
Pseudogley	Ah - Sw - Sd

Die Horizontansprache und -bezeichnung ist also die Grundlage der Kartierung. Dabei hat es der Kartierer schwerer als der Wissenschaftler. Letzterer kann solange suchen, bis er ein Profil mit klarer Horizontfolge findet, an dem er dann seine Untersuchungen ansetzt. Der Kartierer hat in der Natur überwiegend Mischtypen und Übergänge vor sich, bei den Bodentypen ebenso wie

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB),
Postfach 510153, 3000 Hannover 51

bei den Bodenhorizonten. Er muß sich aber bei jedem Horizont und jedem Profil zu einer Entscheidung durchringen, um das Ergebnis auf der Karte festlegen zu können. Je nach seiner Erfahrung wird das Ergebnis sicherer oder unsicherer sein.

Unterteilung der Bodentypen

Bei der Systematik von MÜCKENHAUSEN wird als sicherstes Kriterium der Entwicklungsgrad genommen. Dies kann die Mächtigkeit des Solums sein, z.B. bei der Braunerde, oder ein hervortretendes Merkmal, z.B. die Fleckungsintensität beim Pseudogley. .

Bei vielen Böden ist aber im Gelände nicht sicher zu erkennen, ob die Ursachen für unterschiedliche Mächtigkeit oder Merkmalsausprägung wirklich genetisch bedingt sind. Für die Kartierung muß die Auswertung und die leichte Handhabung der Gliederung sowie die möglichst gleichmäßige Anwendung durch viele unterschiedliche vorgebildete Kartierer ebenso bedacht werden wie eine spätere Verarbeitung der Ergebnisse durch die EDV. Es muß also ein Rahmen geschaffen werden, der auf im Gelände leicht erfaßbaren Eigenschaften beruht.

Als 1. Untergliederung hat sich, weil für alle Bodentypen anwendbar, die Einteilung nach Tiefenstufen bewährt. Diese Tiefenstufen sind mit Rücksicht auf die Auswertung für praktische Fragen für alle Bodentypen gleich gewählt, um Sprünge an den Grenzen und Schwierigkeiten bei den Übergangsbildungen weitgehend zu vermeiden. Die vom NLFb benutzten Tiefenstufen wurden vorwiegend nach kulturtechnischen Gesichtspunkten gewählt, haben sich aber auch für viele andere Zwecke bewährt.

Es wurden fünf Tiefenstufen unterschieden (Abb. 2), zu denen folgende Überlegungen geführt haben:

Bei den heute üblichen Pflugtiefen ist eine Krume (Tiefenstufe 0 bis 2 dm) auf Ackerland praktisch kaum noch vorhanden und auch auf Grünland und im Wald wird bei Meliorationsmaßnahmen und Neukulturen zunehmend tiefer umgebrochen. Horizonte, die bei der Kartierung sicher erfaßbar sein sollen, müssen bei landwirtschaftlich genutzten Böden schon bis etwa 4 dm unter Geländeoberfläche (u.GOF) reichen. Daher ist die Grenze zwischen Ober- und Unterboden bei 4 dm gelegt.

Die Grenze zwischen Unterboden und Untergrund bei 8 dm ist etwa die Untergrenze für Unterbodenmeliorationen (Tieflockerung, Tiefumbruch) und die Obergrenze der Dränung. Der nahe Untergrund zwischen 8 und 13 dm umfaßt die vorherrschende Dräntiefe. In ihm liegt meist auch die Untergrenze des effektiven Wurzelraumes. Der tiefere Untergrund umfaßt bei der üblichen Bohrtiefe auf Mineralböden aus Lockergestein die Schichten von 13 bis 20 dm u.GOF.

Für die Gliederung nach Tiefenstufen wird die Untergrenze des "bestimmenden Horizontes" genommen (Abb. 1). Oft entspricht sie der Untergrenze des Solums, z.B. beim Bhs, Bv, P, M, E. Ausnahmen bilden u.a. die Gesteinsverwitterungsböden Ranker, Rendzina, bei denen aus praktischen Erwägungen heraus die Untergrenze des feindbodenreichen Lockergesteins genommen wird, und die hydromorphen Böden - beim Pseudogley ist es die Untergrenze des Sw-Horizontes, beim Gley der mittlere Grundwasserstand.

Am Beispiel des Pseudogley ist die Gliederung dargestellt (Abb. 2). Je nach Tiefenlage der Untergrenze des Sw-Horizontes sprechen wir von sehr flachem, flachem usw. Pseudogley, als Kurzsymbol S1 bis S5.

Als 2. Gliederungsstufe, auch wieder in 5 Abstufungen, wird überwiegend der Wasserhaushalt benutzt, der für viele Anwendungen wichtig ist (Abb. 1). Bei anhydromorphen Böden ist es die nutzbare Feldkapazität (nFK) als wichtigster Faktor für die Wasserversorgung des Standortes, bei den hydromorphen Böden die Vernässung - Staunässe oder Grundnässe. Unter Vernässung verstehen wir dabei das Auftreten freien Wassers im Oberboden, das zur Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Nutzung (schlechtere Bearbeitbarkeit, geringere Trittfestigkeit) führt. Ausnahmen sind vor allem Bodentypen mit sehr einheitlicher Bodenart, bei denen kaum Unterschiede in der nFK zwischen verschiedenen Standorten auftreten, wie Schwarzerden und Parabraunerden aus LÖB oder Podsole aus Sand. Bei Podsolen wird deshalb z.B. die Verfestigung des B-Horizontes - Orterde bis Ortstein - gewählt, die für praktische Belange wichtig ist.

Das Kennzeichen für die Klassifikationseinheit besteht also aus einem Großbuchstaben und 2 Ziffern, z.B.

B 32 mittlere Braunerde mit geringer nFK

S 24 flacher Pseudogley mit starkem Staunässeeinfluß
(stark staunaß)

Die Übergangsbildungen zwischen 2 Bodentypen werden ebenfalls nach diesem System eingeordnet. Es wird dabei unterschieden zwischen dem Hauptbodentyp, dessen Eigenschaften überwiegen und dem Nebenbodentyp, dessen Eigenschaften zurücktreten.

Misch- und Übergangshorizonte werden dabei dem Bodentyp zugeordnet, dessen Merkmale stärker horizontbestimmend sind. Bodenhorizonte im Untergrund (unterhalb 8 dm u.GOF) werden dabei nicht berücksichtigt, sie werden nur in der Beschreibung erwähnt.

Die Untergliederung der Übergangsbildungen erfolgt nach den Kriterien des Hauptbodentyps.

Als Beispiel für Übergangsbildungen zwischen 2 anhydromorphen Böden wird ein Braunerde-Podsol gezeigt (Abb. 3). Da im oberen Profilbereich die Eigenschaften des Podsoles überwiegen, wird dieser Hauptbodentyp. Der im Unterboden (zwischen 4 und 8 dm u.GOF) noch vorhandene Bv-Horizont tritt in der Wirkung auf die Eigenschaften des Gesamtprofils zurück, die Braunerde wird zum Nebenbodentyp. Die weitere Untergliederung richtet sich nach der Untergrenze des bestimmenden Horizontes beim Podsol, dem Bhs. Diese liegt im Unterboden, daher Klassifikationsbezeichnung BP 3 : mittlerer Braunerde-Podsol. Eine weitere Untergliederung nach der Verfestigung des Bhs-Horizontes ist möglich.

Als Beispiel des Übergangs zwischen einem anhydromorphen und einem hydromorphen Boden dient der Podsol-Pseudogley (Abb. 3).

Die Übergangshorizonte Ae Sw und Bhs Sw werden dem Pseudogley zugerechnet, da der Staunässeeinfluß in ihnen für die Profileigenschaften wichtiger ist als die beginnende Podsolierung. Der Pseudogley wird also Hauptbodentyp, der Podsol Nebenbodentyp. Die Gliederung erfolgt nach der Untergrenze des bestimmenden Horizontes beim Pseudogley, dem Sw. Diese liegt im Unterboden (zwischen 4 und 8 dm u.GOF), daher Klassifikationsbezeichnung

PS 3 : mittlerer Podsol-Pseudogley.

Eine weitere Untergliederung nach dem Staunässeeinfluß im Profil ist möglich.

Wenn in einem Profil Eigenschaften von 3 Bodentypen auftreten, wird der am schwächsten wirkende adjektivisch beigefügt, z.B. Podsol-Braunerde, pseudovergleyt. Es handelt sich in diesen Fällen meistens um Übergangsbildungen zwischen anhydromorphen Bodentypen, bei denen hydromorphe Eigenschaften hinzutreten.

In der Praxis haben sich auf diese Weise die auftretenden Böden bisher ohne größere Schwierigkeiten in das Klassifikationssystem einordnen lassen.

Abb. 1: Untergliederung der Bodentypen

Bodentyp				
Name	Sym- bol	bestim- mende Hori- zonte	bestimmende Untergrenze (1.Gliederungs- stufe)	2.Gliederungsstufe Festlegung durch folgende Kriterien
anhydromorphe Bodentypen				
Ranker	N	C _v , C	feinbodenreiches Lockergestein(C _v)	nFK
Rendzina	R	C _v , C	" "	nFK
Schwarzerde	T	A _h	A _h	Entkalkungstiefe
Pelosoil	D	P	P	--
Braunerde	B	B _v	B _v	nFK
Parabraunerde	L	Al, Bt	Al	Tongehaltsdiffer. Al/Bt
Podsol	P	Al, Bhs	Bhs	Verfestigung B
Auenboden	A	M	M	nFK
Jüngere Oberdeckungen				
Kolluvium	K	M	M	nFK
Plaggensch	E	E	E	nFK
hydromorphe Bodentypen				
Pseudogley Gley	S G	Sw, Sd Go, Gr	Sw mittlerer Grund- wasserstand	Stauanäseeinfluß Grundnäseeinfluß
Moor-Bodentypen				
Niedermoor Hochmoor	Hn Hh	H H	Gesamttorfschicht	Grundnäseeinfluß Vernässung

Abb. 2:

Gliederung der Pseudogleye (S) nach Tiefenstufen

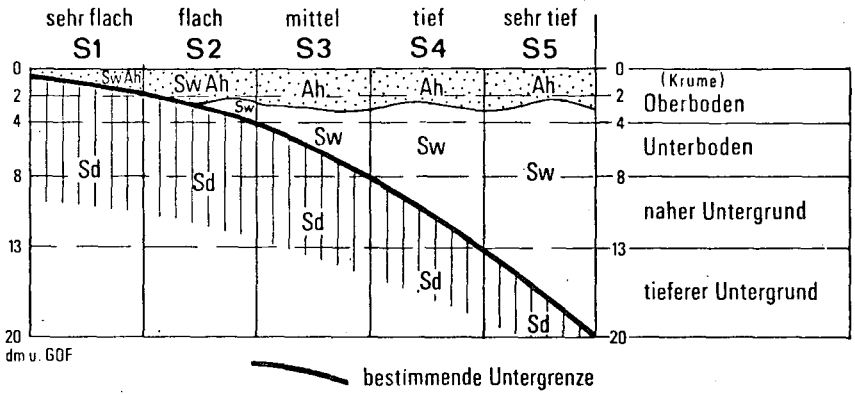
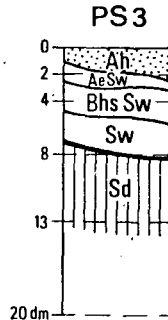
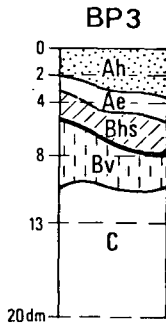


Abb. 3:

Übergangsbildungen
zwischen

2 anhydromorphen
Bodentypen

anhydromorphen
und
hydromorphen
Bodentyp



bestimmende Untergrenze

Regionale Gruppierung von Böden
und Bodenklassifikation

von
Mutert, E.⁺

Böden sind Merkmalskomplexe, in denen sich einerseits die kausalen Beziehungen zu den Faktoren und Prozessen ihrer Entstehung, der Pedogenese, manifestieren, die andererseits bestimmte Funktionen bzw. Reaktionen gegenüber den Ökocomponenten ihrer Umwelt zeigen: ihre Pedofunktion (LAMP und SCHROEDER, 1976).

Unter diesen Voraussetzungen entstehen abgrenzbare Bodenareale, deren an einer beliebigen Anzahl von Pseudoindividuen, den Pedons, gemessene Inhalte sich durch maximale Übereinstimmung gegenüber der Umgebung unterscheiden lassen. Das heißt, die innerhalb solcher Grenzen am gleichen Ort (benachbart) auftretenden *isotopen* Böden sind gleicher Entstehung, *isogen*, sie sind von sehr ähnlicher Gestalt, *isomorph*, und lassen sich aufgrund gemeinsamer Wirksamkeit in ökologischer Hinsicht zusammenfassen: sie sind *isofunktional* bzw. *isoreagent*.

Gegebene Ausschnitte aus der Pedosphäre können somit aufgrund ihrer Nachbarschaft, ihrer Verwandtschaft, ihrer Ähnlichkeit und ihrer Wirksamkeit gruppiert werden. Im Idealfall ergeben alle vier Gruppierungsmöglichkeiten eines bestimmten Ausschnittes kongruente Abbildungen seines Inhaltes. Sie führen zur Zuweisung in dieselbe Klasse eines allgemeingültigen Klassifikationssystems.

Es wird erwartet, daß eine solche hochgradige Identität für kleinstmögliche Ausschnitte aus der Pedosphäre, die Pedons, gegeben ist. Diese Voraussage läßt sich ohne Widerspruch auf größere Bodenareale erweitern, sofern es sich um Zusammenschlüsse von hochgradig ähnlichen benachbarten Pedons (*Isopedons*) handelt.

⁺ Ernst Mutert, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Mit zunehmender inhaltlicher Heterogenität der Bodenareale, was bei gegebener Intensität der Merkmalsmessung oder Erhebungsdichte bedeutet: mit ihrer zunehmenden Größe, ist die angeführte Erwartungshaltung nur dann aufrechtzuerhalten, wenn sich zwischen den einzelnen Pedons bzw. Isopedons solcher Areale Beziehungen - zwischen Merkmalen und Faktoren bzw. zwischen Merkmalen und Ökokomponenten - nachweisen lassen.

Handelt es sich um an anderen Orten wiederkehrende Beziehungen, so ist Gesetzmäßigkeit wahrscheinlich. Es liegen **B o d e n g e - s e l l s c h a f t e n**, d.h. Gruppen zusammengehöriger Böden, vor (SCHLICHTING, 1970).

Bodengesellschaften sind ebenso Ausdruck des Systems Boden wie jedes Pedon oder Isopedon, deren inhaltliche Heterogenität der Dichte der Merkmalsmessung entgeht. So betrachtet darf die regionale Gruppierung von Böden eines Gebietes der pedogenetischen, pedomorphologischen und pedofunktionalen Gruppierung von Böden desselben Gebietes nicht entgegenstehen.

Dieser These wurde bei Untersuchungen in einer Kleinlandschaft der kuppigen Grundmoräne der Weichseleiszeit südlich von Kiel nachgegangen. In dem nur 6000 m^2 großen Untersuchungsgebiet am Ostufer des Hochfelder Sees wurde ein Transekt in Hangrichtung sowie Schürfgruben in gestaffelten seitlichen Abständen dazu angelegt. An 265 Erhebungspunkten konnten bis zu 13 Standortmerkmale sowie an jeder der etwa 1900 Horizontproben zwischen 5 und 33 Feld- und Labormerkmale ermittelt werden.

Die Grunddaten der Erhebung dienten als Ausgangsmatrix für die EDV-Berechnung der Ähnlichkeit bzw. Heterogenität zwischen den m.o.w. entfernten Erhebungspunkten. Aus den Ergebnissen können Aussagen über Größe, Gestalt und Inhalt von regionalen Bodenarealen der topischen Dimension im Sinne von NEEF (1967) und HAASE (1968) abgeleitet werden.

In Abbildung 1 A ist das Resultat einer von dem Programm CLASPX nach ROSS, LAUCKNER und HAWKINS (1974) gesteuerten Verrechnung aus 101 Bohrstockprofilen dargestellt, die als Punktraster im Abstand von $8 \times 8 \text{ m}$ über die 6000 m^2 verteilt erhoben wurden (vgl. Abb. 1 C).

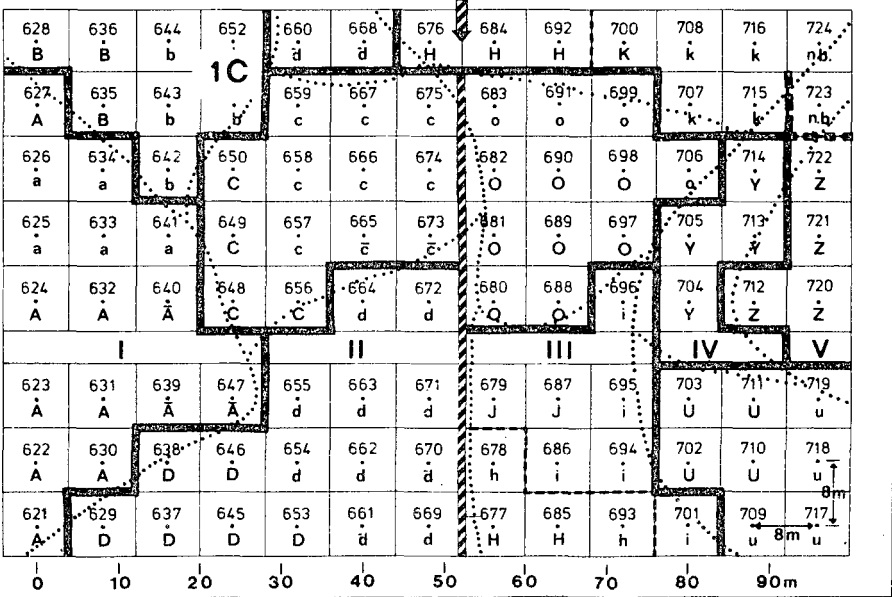
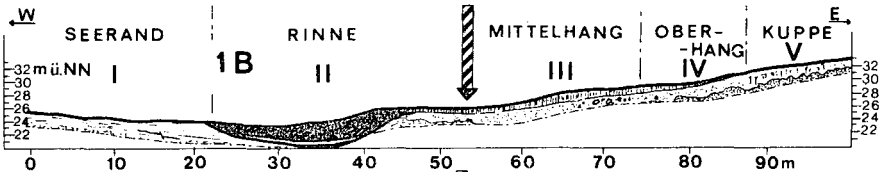
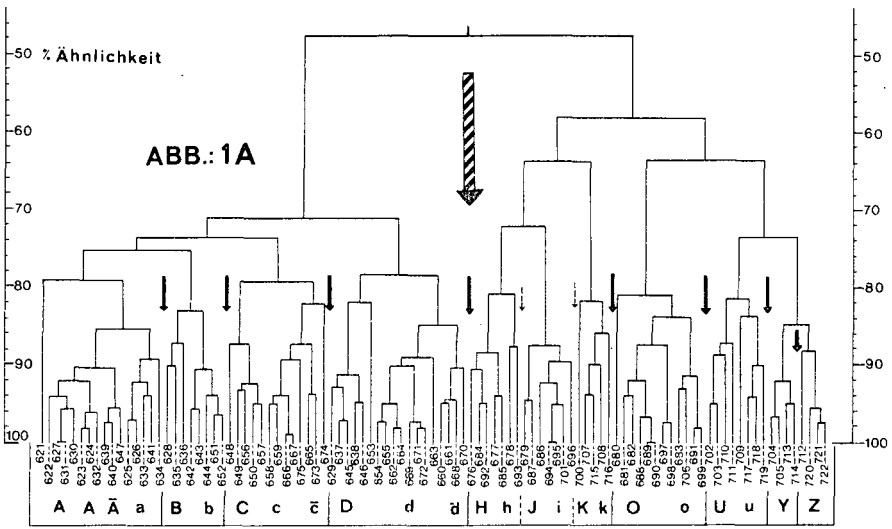


ABBILDUNG 1A, B, C Grenzen pedogeographischer Einheiten
 a) Felderkundung: b) EDV: Pedotope: Pedokomplexe:

Die 101 Objekte -7 Feld- und 10 Standortmerkmale liegen der Berechnung zugrunde - wurden unter Verwendung eines Ähnlichkeitskoeffizienten aufgrund ihrer gegenseitigen Übereinstimmung gruppiert. Das dargestellte Dendrogramm (Abb. 1 A) ist in seiner Aussage einem umgekehrten Stammbaum vergleichbar. Das heißt, die Gesamtheit der Objekte wurde zunächst gewissermaßen in einer Ebene geordnet. Sodann entstanden die Gruppen, beginnend mit der Zusammenfügung von 100 %ig ähnlichen (gleichen) Profilen sowie fortlaufend unter Zuordnung der immer weniger ähnlichen.

Die Pfeile in Abbildung 1 A weisen Gruppen mit mehr als 80 % Merkmalsähnlichkeit zwischen den zusammengefaßten Profilen sowie eine deutliche Zweiteilung bezogen auf die gewählte Gesamtheit aus.

Das Gruppierungsergebnis wird verständlicher, wenn man das dargestellte Dendrogramm auf die Untersuchungsfläche projiziert. Abbildung 1 C macht deutlich, daß es sich bei den in den ausgewiesenen Gruppen zusammengefaßten Bohrprofilen jeweils um repräsentative Ausschnitte benachbarter Pedons handelt, die Gruppen somit Bodenarealen mit hoher inhaltlicher Merkmalsähnlichkeit gleichzusetzen sind. Außerdem wird sichtbar, daß die erwähnte Zweiteilung der Gesamtheit mit einer Zweiteilung des Gebietes einhergeht, d.h. aus der Gruppierung benachbarter Gruppen = Bodenareale resultiert.

Eine Begründung für hier offenbar werdende Zusammenhänge läßt sich unschwer aus den im Transekt und den Schürfgruben erhaltenen bodenkundlichen Informationen sowie aus den Ergebnissen palynologischer und stratigraphischer Untersuchungen von AVERDIECK und PRANGE (1975) ableiten.

Abbildung 1 B zeigt einen Schnitt durch die untersuchte Kleinschiffenlandschaft auf der vertikalen Ebene des Transektes. Der westliche mit Höhen zwischen 24 und 26 m ü.NN niedrig gelegene Teil, in dem sich ein Seerandbereich und eine verlandete Rinne unterscheiden lassen, ist deutlich gegenüber dem östlichen 26-33 m hochgelegenen Hang- und Kuppenbereich abzugrenzen.

In der entstandenen Bodenformensequenz lassen sich, wie aus Abb. 1 B ersichtlich, fünf m.o.w. stetige Bereiche unterscheiden:

- I. Braunerde-Gleye im Seerandbereich aus feingeschichteten fluviatilen Sanden
- II. Niedermoor-Gleye im Rinnenbereich aus Anmoor mit Kolluvium über Ried-Farntorf über organo-carbonatischen und tonigen Beckensedimenten
- III. Pseudogley-Braunerden im Mittelhangbereich aus Kolluvium über Geschiebesand
- IV. Lessivé-Pseudogleye im Oberhangbereich aus Kolluvium über Geschiebelehm über Geschiebemergel
- V. Pseudogley-Lessivés im Kuppenbereich aus Geschiebemergel.

Diese Stetigkeitsbereiche decken sich mit den durch die Gruppierung der Bohrprofile ausgewiesenen Bodenarealen (Abb. 1 C). In ihnen sind die Bedingungen der Kauskette der Pedogenese und Pedofunktion, d.h. gleiche Gestalt aufgrund gleicher Entstehung und Wirkung am gleichen Ort maximal erfüllt. Sie entsprechen den **B o d e n e i n h e i t e n** nach SCHROEDER (1969) bzw. den **P e d o t o p e n** nach HAASE (1968).

Die Bodeneinheiten des Seerand- und Rinnenbereichs (I+II) einerseits sowie die des Hang- und Kuppenbereiches (III+IV+V) andererseits lassen sich nicht nur pedoregional gruppieren, sondern ebenso in pedogenetischer (z.B. hydromorphe bzw. klimaphytomorphe Böden) wie pedomorphologischer (z.B. Gleye bzw. Braunerden und Lessivés) wie pedofunktionaler Hinsicht (z.B. absolutes Grünland bzw. potentiell Ackerland - z.Zt. tatsächlich geackert) zusammenfassen. Es entstehen kleinräumige Bodengesellschaften, die als systemische Einheiten betrachtet werden können. Derartige "**B o d e n g e f ü g e**" oder **P e d o k o m p l e x e** treten in der kuppigen Grundmoräne wiederholt in vergleichbarer Situation auf.

Das Ergebnis gibt zu nachstehenden Folgerungen Anlaß:

Exemplarische großmaßstäbliche Untersuchungen der Entstehungs- und Bildungsbedingungen von Kleinlandschaften sind, sofern sie geomorphologische Einheiten bzw. Landschaftseinheiten repräsentieren, belangreich für die Bodenkunde. Sie sind geeignet, Widersprüche zwischen der regionalen Gruppierung von Böden, wie sie ein Bodenkartierer vornimmt, und der Bodenklassifikation aufzuheben.

Darüber hinaus verbessern sie den Nutzen von Bodenkarten für alle Anwender und können die Kartierung selbst beschleunigen und erleichtern.

- AVERDIEK, F.R., PRANGE, W.: Palynologische und tektonische Untersuchungen einer von Toteis gestörten Schichtfolge am Hochfelder See bei Bothkamp (Holstein) Meyniana, 27, 1-13, Kiel, 1975.
- HAASE, G.: Pedon und Pedotop, Landschaftsforschung, (Festschrift für E. Neef), 57-74, Gotha/Leipzig, 1968.
- NEEF, E.: Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre Haak, Gotha/Leipzig, 1967.
- ROSS, G.J.S.: CLASP Users' Guide Rothampstead Experimental Station, Harpenden, 1974.
- SCHLICHTING, E.: Bodensystematik und Bodensoziologie Z.f.Pflzern.u.Bodenkde., 1, 1-9, 1970.
- SCHROEDER, D.: Bodenkunde in Stichworten, Hirt, Kiel, 1969/1972
- SCHROEDER, D., LAMP, J.: Prinzipien der Aufstellung von Bodenklassifikationssystemen, Z.f.Pflzern.u.Bodenkde., 5, 617-630, 1976.

Zur Entwicklung und Anwendung von Informationssystemen
in der Bodenkunde

von

LAMP, J.⁺

Gestützt auf die Informationstheorie und andere mathematische Ansätze hat sich die Informationstechnik in den letzten Jahrzehnten explosivartig entwickelt. Mittels Telefon, Fernschreiber, Radio und Fernsehen werden in Sprache, Schrift und Bild enthaltene Informationen über Kabel oder elektromagnetisch durch den Äther einseitig übertragen oder interaktiv ausgetauscht. Mit der elektronischen Datenverarbeitung (EDV) können große Datenmengen, die für bestimmte Zwecke gewonnen und gesammelt wurden, in sehr kurzen Zeiten eingegeben, verrechnet und in geeigneter Form für verschiedene Zwecke ausgegeben werden. Dies ist unter Verwendung von Steuer-, Rechen- und Kernspeicherwerken (hardware) durch System-Hilfs- und Anwendungsprogramme (software) möglich, die - einmal erstellt und ausgereift - eine automatische und fehlerfreie Verarbeitung leisten. Datenspeicher, wie Magnetbänder und -platten, potenzieren die Speicherkapazität der EDV und verringern die Zugriffszeiten zu gesuchten Informationen gegenüber traditionellen Speichern um ein Vielfaches.

Diese Informationstechnik hat weitgehend Eingang in Wirtschaft, Verwaltung und Wissenschaften gefunden. Unter Einbezug von Menschen und Institutionen werden durch den planvollen und zweckgerichteten Verbund von Datenübertragung, -verarbeitung und -speicherung immer leistungsfähigere Informationssysteme geschaffen, die Arbeit und Freizeit von uns allen bereichern und erleichtern, durch die Intensität der noch keineswegs abgeschlossenen Entwicklung aber auch gefährden können.

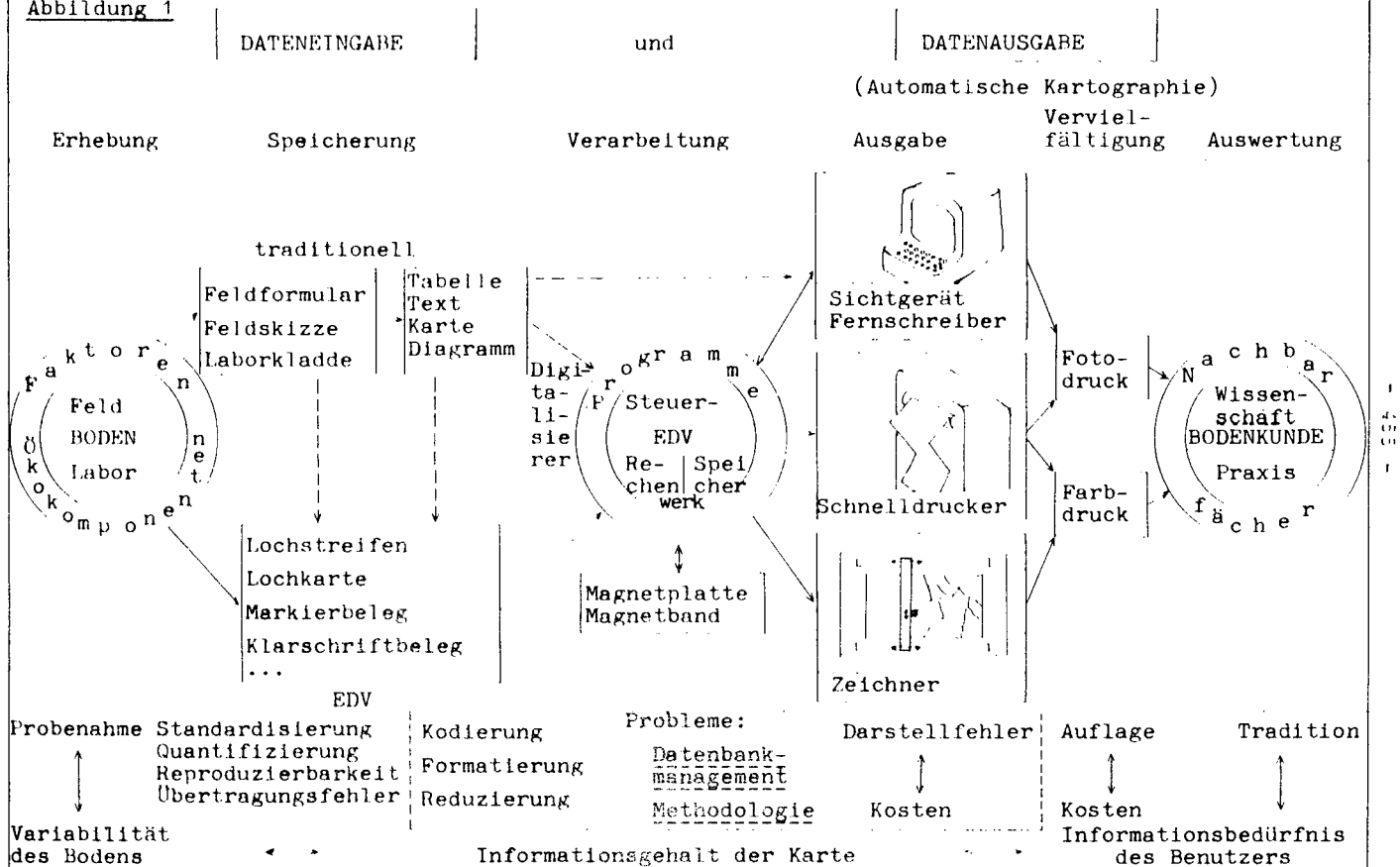
+) Jürgen Lamp, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Die Entwicklung von bodenkundlichen Informationssystemen betrifft vorwiegend die mit der praktischen Erhebung und Auswertung sowie der wissenschaftlichen Erklärung und Ordnung von Informationen über Böden direkt befaßten Fachgebiete der Kommission V der Bodenkundlichen Gesellschaft. Auf internationaler Ebene wurde 1974 in Moskau die Arbeitsgruppe "Informationssysteme in der Bodenkunde" gegründet. Sie hat mit SCHELLING und BIE (Wageningen) als Vorsitzenden und Sekretär sowie unter Mitwirkung von Bodenkundlern verschiedener Länder sehr erfolgreich gearbeitet. Dies dokumentiert sich in Publikationen über Tagungen, die 1975 in Wageningen, 1976 in Canberra und 1977 in Varna und Sofia abgehalten wurden und 1978 in Edmonton geplant sind (BIE, 1975; MOORE and BIE, 1977). In einer Reihe von Ländern, insbesondere in USA, Kanada, Holland, Frankreich und Bulgarien, sind Systeme bereits weit entwickelt und in praktischer Anwendung (ANONYM). In der Bundesrepublik gibt es an der Bundesanstalt in Hannover ein nennenswertes System ('DASCH'), allerdings nur für geologische Zwecke.

Im folgenden werden in Anlehnung an die Themengliederung der internationalen Arbeitsgruppe - Dateneingabe, Datenbankmanagement, Automatische Kartographie, Methodologie und Anwendung - die wichtigsten Entwicklungstendenzen und Probleme bei der Anwendung von Informationssystemen dargestellt und abschließend Folgerungen gezogen.

Informationssysteme müssen sich den vorhandenen menschlichen, wissenschaftlichen und institutionellen Gegebenheiten und Strukturen soweit möglich anpassen und dazu die bisher entwickelten Techniken bei der Dateneingabe und der Datenausgabe (einschließlich automatischer Kartographie) sinnvoll einsetzen. Um Arbeitsschritte zu sparen, menschliche Übertragungsfehler zu vermeiden und die Rechenanlagen für Überprüfungen, Zwischenauswertungen etc. rechtzeitig zu nutzen, ist man bestrebt, statt der traditionellen Eingabe und Speicherung von im Feld und Labor beobachteten und gemessenen Daten EDV-gerechte Medien möglichst nahe an den Boden bzw. das Ökosystem heranzubringen (s. Abb. 1). Der Einsatz der direkten EDV-Datenaufnahmen im Feld hängt von den äußeren Umständen, der Einstellung der Kartierer, den vorhandenen Geräten und dem Ziel der Erhebung ab. Nach unseren Erfahrungen verdient der Markierbeleg bisher die größte Beachtung (LAMP, 1975). Bereits traditionell gespeicherte Daten

Abbildung 1



können insbesondere mit dem Digitalisierer (Karteninformationen) oder mit Sichtgeräten (Text, Zahlen) in die EDV eingegeben werden. Diese Daten können nach Zwischenspeicherung auf Magnetband und -platte vom Rechner mit geringen Zugriffszeiten aufgenommen, verarbeitet und auf verschiedene Ausgabegeräte (Sichtgerät, Fernschreiber, Schnelldrucker, automatischer Zeichner) flexibel ausgegeben und nach Vervielfältigung durch Foto- und Farbdruck wissenschaftlich und praktisch in der Bodenkunde und Nachbarfächern ausgewertet werden.

Viele bereits traditionell bestehenden Probleme der Datenein- und -ausgabe treten mit dem Einsatz der EDV offen zutage und sollten vermehrt zum Gegenstand wissenschaftlicher Untersuchungen gemacht werden (s. Abb. 1, unten). Die speziell für die EDV notwendige Kodierung, Formatierung und teilweise Reduzierung der Datenaufnahme kann einerseits die Freiheit und Flexibilität des Kartierers einschränken, verbessert andererseits aber die Vergleichs- und Auswertbarkeit von Bodendaten unterschiedlicher Herkunft.

Der Erfolg eines Informationssystems hängt entscheidend vom Datenbankmanagement ab. In Zusammenarbeit mit Bodenkundlern müssen Informatiker die sich ansammelnden Datenmengen so strukturieren und die Benutzung der EDV so planen, daß durch Schaffung geeigneter Ordnungskriterien und Programme die Suche, Sortierung und Verrechnung gewünschter Informationen mit möglichst geringen Zugriffs-, Rechen- und Wartezeiten erfolgt. Hierzu wurden leistungsfähige Programmsysteme entwickelt, die auch von EDV-unkundigen Bodenkundlern eigenständig-interaktiv benutzt werden können (z.B. G-EXEC, GRASP). Durch Einsatz entsprechender Techniken lassen sich auch Entfernungen praktisch ohne Zeitverlust überbrücken.

Zur Lösung der anstehenden Probleme bei der Anwendung von Informationssystemen müssen zukünftig die Theorien und Regeln beim Klassifizieren und Kartieren von Böden expliziert und damit die Methodologie (Bodentaxonomie) weiterentwickelt werden. Bisherige Ansätze zur numerischen Klassifikation von Böden gingen fast nur von den Merkmalen aus und versuchten varianzanalytisch durch Minimierung der Intra-Klassen-Varianz (entspricht Unbestimmtheit bei Informationsanalysen) möglichst isomorphe Böden in zumeist hierarchisch geordneten Gruppen zusammenzufassen (s. Abb. 2).

Abbildung 2

METHODOLOGIE

--BODENTAXONOMIE--

Modellierung von Transformations- und Translokationsprozessen

Systemanalyse zur Verknüpfung

Modellierung von Funktionen im Ökosystem z.B. Boden-Wurzel-Ertrag

Kausalkette der und

Pedogenese

Pedofunktion

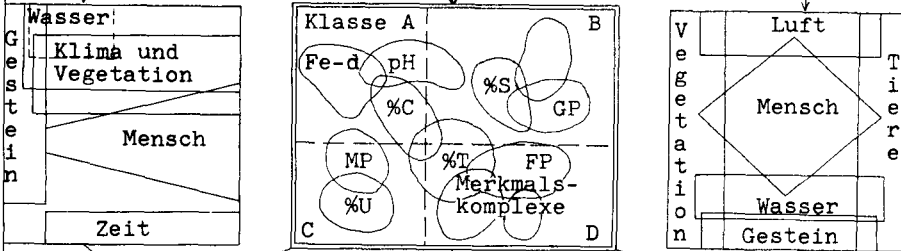
Faktoren

Prozesse

Merkmale

Funktionen

Ökocomponent.



Faktoren-Boden-Kovarianz (Interaktion) Maximum!

Intra-Klassen-Varianz (Unbestimmtheit) Minimum!

Boden-Ökocomponenten-Kovarianz (Interaktion) Maximum!

Isogene Böden

Isomorphe Böden

Isofunktionale Böden

Gesamtoptimierung

Isotope Böden

Distanzen Minimum!

Es sollten zukünftig auch die Pedogenese und Pedofunktion einbezogen (Maximierung der Faktoren-Boden- bzw. Boden-Ökokomponenten-Varianz (Interaktion)) und für eine Gesamtoptimierung des Informationsgehaltes des Klassifikationssystems auch eine möglichst große Isotopie der Böden beim Kartieren angestrebt werden. Für eine sinnvolle quantitative Verknüpfung von Faktoren, Merkmalen und Ökokomponenten sind aber noch komplexe systemanalytische Modellierungen zu Prozessen und Funktionen erforderlich.

Zur Entwicklung von bodenkundlichen Informationssystemen in der Bundesrepublik und zur Vermeidung isolierter Anwendungen mit ungünstigen Auswirkungen auf die Einheit der Bodensystematik sollte rechtzeitig eine planvolle Zusammenarbeit aller Betroffenen von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft gefördert werden.

Literatur

1. ANONYM: Catalogue on Soil Information Systems. Working Group on Soil Information Systems, P.O.Box 98, Wageningen, Holland.
2. BIE, S.W. (Ed.): Soil Information Systems, Proc.Meeting ISSS Working Group on Soil Information Systems, Wageningen. Pudoc, Wageningen 1975.
3. LAMP, J.: Erläuterungen zu Markierbelegen für Boden-Feld-daten. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Eigendruck, Kiel 1975.
4. LAMP, J.: Concept and results of statistical evaluations on west-german soil data. In: SADOVSKI, M. and BIE, S.W. (Ed.): Proc. Second Meeting ISSS Working Group on Soil Information Systems, Varna and Sofia. Pudoc, Wageningen (im Druck).
5. MOORE, A.W. and BIE, S.W.(Ed.): Proc. Meeting ISSS Working Subgroup on Soil Information Systems, Canberra. Pudoc, Wageningen 1977.
6. SCHROEDER, D. und LAMP, J.: Prinzipien der Aufstellung von Bodenklassifikationssystemen. Z.Pflanzenernähr. Bodenkd. 139, 617-630, 1976.