

Z81/29 I

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Band 29

Heft I

1979

SN - 0343 - 107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der
Jahrestagung vom 9. bis 15. September
1 9 7 9
Freiburg

Referate der gemeinsamen Sitzung der
Kommissionen I und VII
23. März 1979
Hannover

Referate aus dem Arbeitskreis
Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten

Nachrichten

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der
Jahrestagung in Freiburg

<u>Eröffnung</u>	<u>HEFT I</u>	<u>Seite</u>
KISTNER	Aufgaben und zukünftige Entwicklung des bodenkundlichen Dienstes in Baden-Württemberg	17
ZILLENBILLER	Forderungen der Raumordnung und Landesplanung an die Bodenkunde	25
MOOSMAYER	Die Bedeutung der Bodenkunde für die Forstwirtschaft	45
ZÖTTL	Die bodenkundliche Forschung im Raum Freiburg i. Br.	59

Wasser, Boden, Pflanze, Atmosphäre

RENGER und STREBEL	Bodenwasserhaushalt, Evapotranspiration und Pflanzenenertrag	67
EHLERS, GRIMME und KÖPKE	Fließwiderstände in Boden und Pflanze bei der Wasseraufnahme durch Haferwurzeln	79
STREBEL und RENGER	Geländeuntersuchungen zum Wasserentzug durch die Wurzeln in Abhängigkeit von Klima, Boden und Kulturart	89

Fluß-Modelle

RICHTER	Simulation des Wassertransportes im Boden mit dem Microcomputer	99
BEESE und WIERENGA	Zur Bedeutung der θ - ψ - Beziehung in bodenhydrologischen Modellen	101

Wassergehalte und -Fraktionen

DIESTEL	Quantitative Aspekte der Schätzung des pflanzenverfügbaren Wassers tropischer Böden. Eine Fallstudie.	111
NEUE	Methodischer Vergleich von Neutronentiefe sondens	123

Wasserflüsse, Wasserhaushalt

GREMINGER, RICHARD und LEUNBERGER	Untersuchungen zur Wasserbewegung in einem mit Vegetation bedeckten Hangboden. Projekt Hangsickerung.	133
HÄDRICH	Der Wasserhaushalt einer Zweischicht-Pararendzina unter Kiefernjungbeständen im Trockengebiet am südlichen Oberrhein	149

Wasser-, Lösungs- und Gastransport

Seite

HASSAN	Aszendierende Bewegung gesättigter NaCl-Lösung in Lössäulen	159
NISSEN und HARTGE	Elektrische Potentiale im Zusammenhang mit Wasserbewegungen in Böden	171
VOGEL und BECHER	Bodenphysikalische Kennwerte eines Mehrschichtenprofils und deren Auswirkungen auf die Wasserflüsse	177
FREDE, BÖTTCHER, MEYER und SEVERIN	Gastransport und Gasproduktion in Lössböden	179

Gefügebildung und -Stabilität

SCHWEIKLE	Die Ableitung eines Quellungspotentials aus Wasserspannungskurven schrumpfender Böden	191
HORN UND HARTGE	Anthropogene Aggregatbildung als Folge unterschiedlicher Elastizitätsmoduln des Bodens	197
BOHNE, GRAF v. REICHENBACH, HARTGE und TIPPKÖTTER	Stabilisierung von Tonaggregaten mit verschiedenen Ca-Verbindungen	207
BECHER	Körnungs- und wasserspannungsabhängige Boden-Metall-Reibung bei Eindringwiderstandsmessungen	213

Phosphat

SCHACHTSCHABEL	Löslichkeit des anorganischen Bodenphosphors und Phosphatdüngung	215
KEERTHISINGHE und MENGEL	Phosphatpufferung verschiedener Böden und ihre Veränderung infolge Phosphatalterung	217
HAUFFE	P-Austräge aus unterschiedlich genutzten Landschaften des Bodensee-Einzugsgebietes	231
SCHALLER	Anorganische P-Formen von Unterwasserböden eines Weichwasserflusses	235
BLUME, LACATUSU und SZYMANSKI-BUCAREY	Phosphorstatus subhydrischer Böden Berliner Gewässer	237

METZGER	P-Verfügbarkeit und -Bindung in verschiedenen mit Rhenania-P (Rh) und P-angereicherten Klärschlämmen (P-KS) gedüngten Böden	<u>Seite</u> 249
---------	---	---------------------

Huminstoff-Chemie

MÜLLER-WEGENER	Der Nachweis einer Reaktion zwischen Phenolen und Huminstoffen	253
PAOLINI	Huminstoffsysteme in der amazonischen Caatinga bei San Carlos de Rio Negro, T. T. Amazonas, Venezuela	265

Organische Düngung/Stoffgruppen

WEICHELT, ZIEHMANN und AZIZI	Auswirkungen organischer Dünger auf Lignine und Huminsäuren in einem Boden aus aufgespültem Lößmaterial	277
------------------------------	---	-----

Huminstoff- und N-Fractionen in Böden

ROCHUS	Physikalisch-chemische Charakterisierung der Huminsäure-Fractionen einer Schwarzerde-Griserde Sequenz unter Wald	291
ALDAG und ROCHUS	Verteilung des Stickstoffs auf verschiedene N-Fractionen und N-Bindungsformen im Gesamtbodenmaterial, in Huminsäuren und in Kieselsäure-Huminsäuren einer Schwarzerde-Griserde-Sequenz unter Wald im Raum Hildesheim	299

Metallbindungseigenschaften organischer Substanzen

BLASER, LANDOLT und FLÖHLER	Ein Bioassay zur Charakterisierung der Metallbindungseigenschaften von wasserlöslichen Streusubstanzen	315
-----------------------------	--	-----

Mikrobieller N-Umsatz

BURTH und OTTOW	Zusammensetzung der Stickstoffentgasung (N_2O/N_2) bei verschiedenen Denitrifikanten in Abhängigkeit von der Wasserstoff-Ionenkonzentration (pH)	323
HEINEMEYER	Der Einfluß kommerzieller Pestizide auf den Prozeß der mikrobiellen Denitrifikation in Nährlösung im Boden	331
TROLLENIER	Nitrogenaseaktivität in der Rhizosphäre von Sumpfreis in Abhängigkeit von der Mineralstoffernährung	339

		<u>Seite</u>
BECKER	Zum Energiebedarf der biologischen N ₂ -Fixierung	345
ALDAG	Biologische und chemische Untersuchungsmethoden zur Bestimmung des mineralisierbaren Stickstoffs im Boden	353
BORKOTT	Laborversuche zur Beeinflussung der bakteriellen Stickstoffmineralisierung durch die Mikrofauna von Böden	363
KÖHLER und KUNZE	Beiträge der prokaryontischen und eukaryontischen Bodenmikroflora zur Mineralisation organisch gebundenen Stickstoffs	365

Katabolik von Pestiziden

FISCHER	Enzymatische Entgiftung von Parathion in Böden	379
---------	--	-----

Rizosphäre

TROLLDENIER und RHEINBABEN	Wurzelatmung und Bakterienbesatz der Wurzeln in Abhängigkeit von der Ernährung der Pflanze	381
KRAFFCZYK und TROLLDENIER	Ausscheidung löslicher organischer Verbindungen bei Mais in Nährlösungskultur	385

Geomikrobiologie

ECKHARDT	Über den Einfluß niederer Pilze auf die Mineral- und Gesteinsverwitterung	391
----------	---	-----

Mikrobielle Environments

FRIESEL und HAUSCHILD	Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität von drei Podsolen	399
GUTTMANN	Tagesschwankungen und Absolutwerte der Bodentemperatur brennender Schutthalden als bodenbiologische Kenngrößen	407

Bodenmakroorganismen

MAKESCHIN	Der Einfluß des Kompostwurms Eisenia foetida (Sav.) auf chemische Eigenschaften eines Stallmistkompostes (Modellversuch)	417
-----------	--	-----

<u>Reaktionen zwischen Enzymen und mineralischen bzw. organischen Bodenkörpern</u>		<u>Seite</u>
MAKBOUL und OTTOW	Einfluß von Montmorillonit, Kaolinit und Illit auf die Michaelis-Konstante (Km) der sauren und alkalischen Phosphate	423
LAMPE und ALDAG	Ureaseaktivität verschiedener Böden und ihre Beeinflussung durch Herbizide	433
PFLUG	Die Aktivitätsbeeinflussung einiger Dehydrogenasen, Amylasen und Cellulasen durch Huminsäuren	443
<u>Mikroorganismen und Eisen</u>		
FLECKENSTEIN	Artspezifische und selektive Affinität von Wildpilzen zu Schwermetallen im Ökosystem	451
ARNOLD, GUNDLACH, und SCHWEISFURTH	Anreicherung von einigen Schwermetallen in mikrobiologisch und chemisch gebildetem Manganoxid	457
WEBER, MUNCH und OTTOW	Einfluß der Teilchengröße auf die bakterielle Reduzierbarkeit pedogener Eisenoxide	465
GEBERS und HIRSCH	Isolierung und Eigenschaften neuer eisen- und manganablagender Bakterien der Gattung Pedomicrobium aus Boden	473
GALINSKY und HANERT	Jahresrhythmik der Eisenoxidation in Hochmoor-Standorten	479
GALINSKY und HANERT	Bakteriogenese des Ferrihydrit durch Siderocystis vulgaris	485
WENZEL und SCHWEISFURTH	Quantitative Bestimmung von eisenpräzipitierenden Bakterien aus Boden und Wasser unter Verwendung verschiedener Fe (II)- und Fe (III)-Komplexe im Medium	493

HEFT II

Ökosystem-Haushalt/Immissionen

STEINHARDT und FASSBENDER	Niederschlagsverhältnisse und chemische Elementzufuhr in Westvenezuela	507
BROD und PREUSSE	Auswirkungen von Auftausalzen auf Böden entlang von Bundesautobahnen	519
POLOMSKI, FLÜHLER und BLASER	Fluorinduzierte Degradierung des Bodens	525

Schwermetalle: Haushalt und Verfügbarkeit

HERMS und BRÜMMER	Einfluß der Redoxbedingungen auf die Lös- lichkeit von Schwermetallen in Böden und Sedimenten	533
SCHLICHTING und MÜLLER	Schwermetall-Bilanzen und -Umsätze in südwestdeutschen Kleinlandschaften aus Sedimentgesteinen	545
LICHTFUSS und BRÜMMER	Geochemische Ausgangsgehalte von Schwermetallen in Sedimenten schleswig- holsteinischer Fließgewässer	549
GERTH und BRÜMMER	Quantitäts-Intensitäts-Beziehungen von Cadmium, Zink und Nickel in Böden unterschiedlichen Stoffbestandes	555
MAYER und HEINRICHS	Flüssebilanzen und aktuelle Änderungs- raten der Schwermetall-Vorräte im Wald- Ökosystem des Sollings	567
ZÖTTL, STAHR und HÄDRICH	Umsatz von Spurenelementen in der Bärhalde und ihren Ökosystemen	569
GHANEM, KEILEN und STAHR	Freisetzung und Mobilität von Spurene- lementen in Braunerden und Podsolen des Bärhaldegranitgebietes	577
FERRAZ und ZÖTTL	Nährelementspiegel und Spurenelement- verteilung in Fichtenbeständen des Grundgebirgs-Schwarzwaldes	587
v. FRANCK	Vergleich von Methoden zur Bestimmung des verfügbaren Zinks im Boden	595

Düngung

FINCK	Düngerausnutzung und notwendige Düngermenge	603
-------	--	-----

Wuchs- und Hemmstoffe

HILDEBRAND	Erfassung und Charakterisierung von Polyphenolen als potentiellen Wuchshemm- stoffen in kompostierten Siedlungsab- fällen	609
------------	--	-----

Spurennährstoffe

HAUPENTHAL, SCHARPENSEEL, EICHWALD und KIRSCHHEY:	Zum Einfluß einiger Standortfaktoren auf den Ertrag der Reispflanze in zwei Zinkmangel-Gebieten der Philippinen	623
--	---	-----

N-Umsatz im Boden

NUSKE und RICHTER	Ein einfaches Modell für die Stickstoff- Mineralisation unter Feldbedingungen	633
SCHEFFER und TOTH	Der Einfluß der Grundwasserhöhe auf die Stickstoffumsetzungen in Nieder- moorböden	635
MÜLLER	Nitratausträge aus Weinbergböden der Mittelmosel	641

Bodentypen, Bodengeneese

STAHR	"Braunerden" im Grundgebirgsschwarz- wald	649
ZECH und VÖLKL	Beitrag zur bodensystematischen Stellung kalkalpiner Verwitterungslehme	661
STÖHR	Über "dunkle Böden" in Rheinhessen	669
CLAYDEN	Peaty hydromorphic soils of the Welsh uplands	677
SCHRÖDER	Bodenentwicklung aus spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins	683
BRONGER und KALK	Terrae calcis der Slowakei - klimatomorphe oder lithomorphe Böden?	693
MEYER	Die Entcarbonatierungs-Rötung als boden genetischer Teilprozeß	705

Oxisolen, vulkanische Böden

ZECH, PABST und BECHTOLD	Analytische Kennzeichnung der Terra preta do indio	709
v. BUCH	Reaktivierung degradiertes Vulkanasche- böden in Südchile durch Aufforstung, - Bodenstrukturen, Phosphat- und Calcium- bindung	717
MIEHLICH	Vergleichende Analyse der Klassifi- kation von Vulkanascheböden im rand- tropischen Klimabereich	727

		<u>Seite</u>
WERNER	Die Anwendung der FAO/UNESCO-Klassifikation für die Bodenkartierung im Maßstab 1:100000, dargestellt am Beispiel einer Bodenkarte im zentralen Hochland von Mexiko	735
<hr/> Mikromorphologie von Vulkanasche-Böden, Smonica, Spodosol, Plinthit. Humus-Mikromorphologie; mikromorphologische Methodik <hr/>		
POETSCH	Mikromorphologische Untersuchungen zur Genese der Barroböden im zentralen Hochland von Mexiko	747
STEPHAN	Mikromorphologische Eigenheiten rheinischer Smonica-Profile	751
BABEL und BECHTER	Beziehungen von humusmorphologischen Merkmalen zur Wuchsleistung von Fichten	759
<hr/> Bodensystematik <hr/>		
SCHLICHTING und BLUME	Beitrag zur Objektivierung der DBG-Bodensystematik (2. Entwurf, Juli 1979)	765
SCHWERDTFEGER	Die Bedeutung der Bodenbearbeitung für die Veränderung von ackerbaulich genutzten Böden	775
<hr/> Bodengeographie: Mitteleuropa <hr/>		
BLEICH und SCHLICHTING	Gliederung und Gruppierung von Pedochoren, dargestellt für das Albvorland	783
MUTERT, LAMP und KNEIB	Zur regionalen Variabilität von Böden in Schleswig-Holstein	787
DAHM-ARENS	Böden und Bodennutzung auf devonischen Kalken im rechts-rheinischen Schiefergebirge.	793
<hr/> Bodengeographie: Sahara <hr/>		
BLUME und PETERMANN	Yermosol-Solonchak-Bodenschaft des Fezzan, I. Genese und Ökologie	799
PETERMANN und BLUME	Yermosol-Solonchak-Bodenschaft des Fezzan, II. Soziologie und Bewässerungseignung	811
SKOWRONEK	Paläoböden und Vorzeitklima in der zentralen Sahara	821
HUGENROTH und MEYER	Pleistozän-Sedimente und Böden in Tripolitaniern und Fezzan	827

Bodengeographie: Vorderasien

AKALAN	Effect of different types of vegetative covers and cultivation on the soil characteristics of the Podzolic soils of Eastern Blacksea Region	833
--------	---	-----

Landschaftsökologische Bodenaufnahme und -Kartierung

MÜLLER	Kanadische Verfahren der Standortskartierung und ihre bodenkundlichen Aspekte im Vergleich mit südwestdeutschen Methoden	843
WITTMANN	Beziehungen zwischen Ertrag und Bodenbewertung durch die Bodenschätzung	849
HEINEKE, SCHREIBER und THÖLE	Verarbeitung der Daten der Reichsbodenschätzung mit Hilfe multivariater Verfahren für Zwecke der ökologischen Landschaftsplanung	857
LAMP	Taxometrische Auswertung von Bodendaten der Bundesrepublik Deutschland	865
KNEIB	Möglichkeiten einer rechnergestützten Bodenkartierung	875
ECKELMANN	Beurteilung des Standortes für die Wasserversorgung landwirtschaftlicher Nutzpflanzen anhand klimatischer und bodenkundlicher Daten und ihre kartographische Darstellung	883
CAPELLE und LÜDERS	Möglichkeiten zur Erfassung und Beurteilung der Bodenerosion durch Wasser und durch Wind bei der bodenkundlichen Landesaufnahme	885
HARRACH	Hilfsmittel der Bodenkartierung bei der landwirtschaftlichen Bodenbewertung	893
FINNERN	Kartierung und Bewertung von Vorlandflächen vor der schleswig-holsteinischen Westküste aus bodenkundlicher und ökologischer Sicht	897
FRIEDRICH und LITZ	Wandel der Kulturlandschaft in ihrer Bedeutung für die gegenwärtige und zukünftige Nutzung am Beispiel eines Parks	903
FELIX-HENNINGSSEN	Bodenbildungen des Eem-Interglazials in saalezeitlichen Geschiebelehmen Schleswig-Holsteins	911

Abwasser- und Klärschlamm

ALAILY	P-Dynamik in Böden während der Verrieselung von Siedlungsabwässern	917
KLAGES	Untersuchungen zur Abwasserentphosphatung durch Einsatz von Kalk und zur landbaulichen Verwertung der durch Kammerfilterpresse etwässerten Fällungsschlämme	921
BORCHERS, KRUSE und MEYER	Zur ackerbaulichen Verwertung kalkreicher Klärschlamm-Filterkuchen auf Sandböden	929

Erosion

SEILER	Quantitative Bestimmung des aquatischen Bodenabtrags auf Ackerflächen vom Frühjahr 1978 bis Frühjahr 1979 im Tafeljura (Oberlauf der Ergolz, südöstlich Basel)	937
BADER	Erosivitätswerte (R-Werte n. Wischmeier) verschiedener Gebiete Bayerns	957
PREUSSE und VOSS	Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß	959

Bodentechnologie hydromorpher Böden

KÜNTZE	Unterbodenmeliorationen in der Marsch	965
BURGHARDT	Gefügedynamik einer Knick-Brackmarsch nach Umbruch	967
EHLERS	Modelle für die planmäßige Reintegration von Abgrabungen in die umgebende Kulturlandschaft	977
HEBESTREIT	Hydromorphe Versuchsböden am Rande des Bayer. Wald- und Alpenvorlandes	989

Quantitative Analytik

SCHLEIFF	Determination of gypsum by measurement of electrical conductivity in water extracts of soils in Saudi Arabia	993
----------	--	-----

Mineralbilanz von Böden und Tonmineralbestand

KUSSMAUL und NIEDERBUDDE	Ton- und Tonmineralbilanzen für Löß-Parabraunerden	1001
GUDMUNDSSON	Versuch einer Bilanzierung der pedogenen Veränderung im Mineralbestand des Podsol>Bärhalde<	1005

		<u>Seite</u>
SHADFAN	Clay minerals in some soils of Jordan	1015
<u>Typen silikatischer Tonminerale</u>		
WILKE	Ein Schichtphosphat mit Basisabstand 20 Å	1019
SHADFAN und SCHLICHTING	Mg-Chlorit-Bildung aus Bodenton- mineralen	1025
<u>Ammoniumfixierung</u>		
WILDHAGEN und MEYER	K- und NH ₄ -Austausch, -Fixierung und -Nachlieferung in Böden mit Smectiten aus Mergeln des Campan in der münster- ländischen Tieflandsbucht	1029
FISCHER, PFANNEBERG, NIEDERBRUDE und MEDINA	Umwandlung von ¹⁵ N-markiertem Ammonium in zwei Böden mit unterschiedlichem NH ₄ -Fixierungsvermögen	1043
<u>Eisenoxide</u>		
MURAD	Identifizierung und Kennzeichnung von Eisenoxiden durch Mössbauer- spektroskopie	1047
<u>Systematik, Nomenklatur</u>		
TRIBUTH	Vorschläge für eine sinnvolle Unter- teilung der Tonfraktion und Abgrenzung von Begriffen	1049
<u>KOMMISSIONEN I und VII -- Hannover 1979</u>		
MÜLLER	Mineralogische Aspekte der Bodenmelio- ration	1061
KOENIGS	Über den Einfluß des Kationenbelags und der Tonminerale auf das Ver- halten der festen Phase zum Wasser	1075
<u>ARBEITSKREIS BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- und WASSERSCHONGE- GEBIETEN</u>		
FITTSCHEN	Zur Situation der Bodennutzung und deren Beurteilungsmethodik in einem Trinkwasser- talsperrengebiet	1093

		Seite
MOLLENHAUER	Zur Verwendung der Universal Soil Loss Equation im Rahmen von Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren	1099
NACHRICHTEN		1103

Aufgaben und zukünftige Entwicklung des bodenkundlichen Dienstes in Baden-Württemberg

von

Kistner, P. ⁺

Der Zufälligkeit einer Geschäftsverteilung - angesichts der Zwangsläufigkeit der Naturgesetze, mit denen sich Ihr Metier befaßt, ist jede soziale und erst recht jede geschäftsordnungsmäßige Zuordnung mehr oder weniger zufällig - der Zufälligkeit der ministeriellen Geschäftsverteilung also, die das Geologische Landesamt mitsamt dem bodenkundlichen Dienst dem Geschäftsbereich des Wirtschaftsministeriums zuordnet, verdanken wir beide, Sie und ich, den Umstand, daß ich an dieser Stelle zu Ihnen über den bodenkundlichen Dienst in Baden-Württemberg sprechen soll. Ich freue mich und ich bedanke mich für die ehrenvolle Einladung, dieses zu tun. Aber ich gestehe Ihnen auch offen und unumwunden, daß mich dieser Auftrag mit beträchtlicher Befangenheit erfüllt. Denn ich fühle mich bedrückt gleich von zwei Seiten: Auf der einen Seite vom Gewicht und vom Charisma der mit dem Öl der Volkssouveränität gesalbten Politiker und besonders des Herrn Landwirtschaftsministers, die vor mir gesprochen haben. Und auf der anderen Seite von der Sachkenntnis und Gelehrsamkeit all derer, die nach mir das Wort ergreifen werden. Es ist eine beträchtliche Versuchung, mindestens den Versuch zu machen, entweder mit dem einen oder dem anderen Schritt zu halten. Ich will dieser Versuchung aber widerstehen. Ich werde mich auf mein eigenes Metier beschränken, das Metier des Bürokraten. Ich werde Ihnen nichts über die Bodenkunde selbst vortragen. Das können Sie besser. Ich werde lediglich eine kurze Skizze versuchen über die Erwartungen der Administration eines Flächenstaates wie Baden-Württemberg an die Bodenkunde. Ich werde einiges wenigens über

⁺ Ministerialdirektor, Ministerium für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr Baden-Württemberg, Theodor-Heuss-Str. 4, D-7000 Stuttgart

die Organisation und die Mittel sagen, die wir dem bodenkundlichen Dienst zur Erfüllung seiner Aufgaben geben können und geben wollen. Und schließlich muß ich mich selbst kritisch fragen und mir gleichzeitig Ihre kritische Frage gefallen lassen, ob das ausreicht. Vor allem aber will ich mich kurz fassen, um all denen dieses Podium zu überlassen, die es mit mehr fachlicher Kompetenz betreten als ich. Der Atomphysiker Albert Einstein, sicher einer der größten Geister dieses Jahrhunderts, hat es einmal als das Signum unserer Zeit bezeichnet, daß sie die Perfektion der Mittel und Instrumente verbinde mit der Verwirrung der Ziele. Das ist ein sehr gescheites Wort; man kann das technokratische Gehabe unserer sachverständigen Administration und unserer sachverständigen Welt kaum besser kennzeichnen. Aber auch Heilige und große Geister können gelegentlich irren. Und bezogen auf die Bodenkunde und auf den bodenkundlichen Dienst wage ich zu sagen: Es wäre sicher ein großer Irrtum, die Mittel und Instrumente, die wir ihm gegeben haben und die er besitzt, als perfekt und vollkommen zu bezeichnen. Sie sind nur zu begrenzt und unvollkommen, und davon wird noch nachher zu sprechen sein. Als ebenso unrichtig und ungerecht würde ich aber in diesem Zusammenhang das Wort von der Verwirrung der Ziele empfinden. Verwirrung der Ziele: Das kennzeichnet einen subjektiven Zustand des handelnden Subjekts. Zwar können wir uns mitunter von solch subjektiver Sinnesverwirrung nicht freisprechen, aber sie ist nicht notwendig und wir können ihr entrinne. Unentrinnbar aber sind die objektiven Zielkonflikte, und sie prägen unsere Zeit noch tiefer als die subjektive Verwirrung; im Gegenteil, sie sind ihr eigentlicher Grund. Der Zielkonflikt, der uns - und gerade auch die Bodenkunde - am meisten belastet, ist der Zielkonflikt zwischen Ökologie und Ökonomie. Denn die Bodenkunde dient der Natur und ihren Ökosystemen; sie dient aber auch der Zivilisation und ihren ökonomischen und sozialen Systemen. Der Auftrag und die Daseinsberechtigung der Bodenkunde ergeben sich aus diesem Widerspruch. Wäre sie nur dem einen oder dem ande-

ren System verpflichtet, dann würde sie ihren Auftrag verfehlen und wir bräuchten sie nicht. So aber ist ihr Auftrag der, diesen Widerspruch, so weit das eben geht, zu überwinden. Sie teilt diesen Auftrag mit der Administration, für die ich spreche.

Wir müssen wissen: Der Zeitgeist sieht die Dinge anders und einfacher: Er ist nicht bereit, den Widerspruch von Natur und Zivilisation geduldig zu tragen und erträglich zu machen. Denken Sie an die jungen Leute und an die meist kritischen Intellektuellen und an das, was sie denken. Ober denken Sie an Carl Amáry, den vor kurzem gestorbenen Schriftsteller und an seine sechste These zum ökologischen Materialismus:

"Entweder das Industriesystem bricht vor dem Ökosystem oder das Ökosystem bricht vor dem Industriesystem zusammen. Die Logik des Überlebens der Menschheit erfordert deshalb die raschest mögliche Zerstörung des Industriesystems, und zwar fast um jeden Preis."

Carl Amáry ist eine wahrhaft tragische Erscheinung. Er hat von der Zerstörung nicht nur gesprochen, sondern er hat sie auch vollzogen, indem er Hand an sich selbst gelegt hat.

Wir müssen wissen: Würden wir seinen Worten die Tat folgen lassen, dann würden wir Hand anlegen an die Welt, in der wir leben. Die Notwendigkeit, den Widerspruch dieser Welt gelten zu lassen, mit ihm zu leben und ihn zu ertragen, ist zwar unbequem, aber richtig und letzten Endes auch christlich. Denn diese Welt ist unvollkommen und sie wird es bleiben bis zu jenem Ereignis, das die Theologen früher mit herzerfrischender Handfestigkeit das jüngste Gericht genannt haben und das sie heute das Ende der Geschichte nennen.

Das alles, meine Damen und Herren, impliziert sehr nüchterne Erwartungen, die die Administration an die Bodenkunde richten muß:

1. Wir müssen die Dienstleistung der Bodenkunde auch und gerade dann in Anspruch nehmen, wenn Eingriffe in die ökologischen Systeme erforderlich sind, um die zivilisationsnotwendigen Infrastrukturmaßnahmen zu realisieren. Dabei müssen wir von der Bodenkunde erwarten, daß sie sich der Zivilisation ebenso wie der Natur verpflichtet weiß. Das gilt nicht nur dort, wo die Infrastruktur oder die Industrie ökologische Fragen anstößt, das gilt mutatis umtan- dis auch für die Landwirtschaft und die von ihr ausgehenden Eingriffe in die Ökologie.

2. Wir müssen leider davon ausgehen, daß der Widerspruch von Ökonomie und Ökologie oder von Zivilisation und Natur noch härter werden und daß die Leistungserwartung, die wir an die Bodenkunde richten müssen, noch wachsen wird. Das hängt damit zusammen, daß der Boden mit der Energie, dem Wasser und anderen Ressourcen zu den Gütern gehört, die sich gegen- über wachsender Nachfrage verknappen.

3. Um überleben zu können, müssen wir unsere Aufgabe darin se- hen, approximative Lösungen zu suchen, nicht absolute. Das wird in der Zukunft womöglich noch mehr gelten als heute. Ich bin mir darüber im klaren, daß der Verzicht auf das Absolute und das Begnügen mit der annähernd besten Lösung nicht nur dem Ökologen in uns zugemutet werden muß, son- dern auch dem Ökonomen. Das war der Grund, warum wir in Baden-Württemberg erst dieser Tage auf den Neubau von bei- nahe 600 km Autobahn verzichtet haben, die im jüngsten Be- darfsplan noch vorgesehen waren. Das ist auch der Grund, warum wir uns mit der Vorstellung vertraut machen, daß der Fernstraßenbau gegen Ende dieses Jahrhunderts nach Herstel- lung eines einigermaßen zusammenhängenden Werks sein Ende finden könnte, so wie der Eisenbahnbau am Ende des vergan- genen Jahrhunderts einen gewissen Abschluß fand.

Wo wir in diesem Rahmen die einzelnen Tätigkeitsbereiche der Bodenkunde anzusetzen haben, darüber wird Ihnen nach mir mein wesentlich fachkundigerer Kollege, Herr Dr. Zillenbiller Aufschluß geben; er wird die Forderungen der Raumordnung und Landesplanung an die Bodenkunde erläutern; und ich darf angesichts des auch sektoral ubiquitären Charakters der Landesplanung auf der einen und der anerkannten Sorgfalt und Gründlichkeit des Herrn Kollegen Dr. Zillenbiller auf der anderen Seite davon ausgehen, daß seine Darstellung eine erschöpfende sein wird, zu der ich selbst nichts beizutragen brauche.

Mir gestatten Sie, daß ich kurz die Organisation des bodenkundlichen Dienstes in Baden-Württemberg skizziere, von dem wir dieses alles erwarten.

Ohne die wichtigen Aufgaben der Universitäten oder die Leistungen freiberuflicher Geologen zu verkennen, möchte ich sagen: Der Kern der Aufgaben des bodenkundlichen Dienstes wird vom Geologischen Landesamt geleistet. Das Geologische Landesamt verfügt über drei Abteilungen. Deren eine bearbeitet die Landesaufnahme und ermittelt die mineralischen und petrologischen Lagerstätten. Die zweite befaßt sich mit den ingenieurgeologischen Aufgaben. Die dritte bearbeitet den Fragenkreis der Hydrogeologie und des Umweltschutzes. Ihr gehört als Referat 5 das Referat Landschaftsökologie und Bodenkunde an. Der interdependente Charakter der meisten geologischen Probleme bedingt es, daß zwar auch andere Referate gelegentlich mit bodenkundlichen Problemstellungen befaßt sind. Die wesentliche Aufgabenlast ruht jedoch auf dem Referat 5.

Was kann dieses Referat leisten?

Seine Hauptaufgabe ist die Erarbeitung ökologischer Standort-eignungskarten als Grundlagen für die Landesplanung, die Landschaftsplanung, die Bauleitplanung, die Fachplanung - und selbstverständlich auch für die wichtigen Struktur- und Infrastrukturmaßnahmen.

Die Standorteignungskarte besteht aus der Bodenkarte als dem bodenkundlichen Grundwerk; sie enthält die Ergebnisse der wissenschaftlichen Bodenbestandsaufnahme mit Angaben über Eigenschaften und Kennziffern der dargestellten Böden.

Die Standorteignungskarte besteht weiter aus Auswertungskarten, die auf eine leicht lesbare Weise spezielle Nutzungsmöglichkeiten nachweisen. Bis heute gibt es folgende vier Auswertungskarten:

1. Die Landbaueignungskarte mit Ausweisung landwirtschaftlicher Nutzungsmöglichkeiten. Sie enthält besondere Hinweise auf die in Baden-Württemberg wichtigen und charakteristischen Sonderkulturen und auf mögliche Planungsschwerpunkte für den Landschaftsschutz.
2. Die Karte der Bodenwasserverhältnisse. Sie enthält Kennwerte über Oberflächenabschluß und Tiefensicherung und dient als Grundlage der Wasserbilanz.
3. Karten über die Filterwirkung und das Umsetzungsvermögen der Böden, die bei der Abgrenzung von Wasserschutzgebieten, der Ausweisung von Mülldeponien, bei der Beurteilung des Bodens durch Straßen, Kraftwerke und Industrieanlagen benötigt werden. Und schließlich
4. Karten über die Bodeneignung für land- oder gartenbauliche Rekultivierungsmaßnahmen.

Das Geologische Landesamt hat in den vergangenen 10 Jahren 6 % der Landesfläche von Baden-Württemberg in den Maßstäben 1 : 5 000 und 1 : 25 000 bodenkundlich kartiert. Der Schwerpunkt der Arbeit liegt - naturgemäß - in den Verdichtungsräumen, also dort, wo der Widerspruch zwischen Natur und Zivilisation besonders hart ist.

Ich möchte nicht verschweigen, daß die bisher vorliegenden Untersuchungen und Kartierungen eine starke Nachfrage der Planungsträger ausgelöst haben. Die Kartierungskapazität des bodenkundlichen Dienstes ist derzeit bis 1981 mit Kartierungsaufträgen über rd. 250 km² ausgebucht. Ich möchte nicht verschweigen, daß spezielle Untersuchungen und Beratungen derzeit nur in dringenden Fällen möglich sind und die systematische Bodenbestandsaufnahme nur langsam vorankommt. Und ich möchte Ihnen auch nicht verschweigen, daß ich diese Engpässe sehe, und zwar nicht mit Unruhe und Sorge, sondern mit einer gewissen Gelassenheit.

In dieser Gelassenheit bitte ich Sie keine Mißachtung gegenüber der Bedeutung und der wachsenden Relevanz der Bodenkunde zu erblicken. Das Gegenteil ist richtig. Aber Sie müssen bei uns in Baden-Württemberg in Organisationsfragen immer ein unverbrüchliches Glaubensbekenntnis in Rechnung stellen und zwar ein doppeltes:

- Zuerst das Bekenntnis zur Sparsamkeit; dieses Bekenntnis bedarf - meine ich - keiner Erläuterung;
- zum anderen aber das Bekenntnis zur Priorität privater und zur Subsidiarität staatlicher Aufgabenerledigung. Um dieses Bekenntnis zu erläutern, darf ich darauf hinweisen, daß zum Beispiel die baden-württembergische Straßenbauverwaltung im Verhältnis wesentlich kleiner ist als die aller anderen Bundesländer; dafür werden hierzulande gute 50 % der Straßenbaupläne nicht von staatlichen Bauräten, sondern von freiberuflichen Planern und Ingenieuren geplant; und das halte ich gesellschaftspolitisch für eine ausgezeichnete Aufgabenverteilung. Sie sichert uns zum Beispiel ein hohes Maß an mittelständiger Struktur, auf die wir stolz sind. Und sie sichert uns ein Maß an Vollbeschäftigung, das in keinem anderen Bundesland angetroffen wird. Deshalb habe ich auch nicht

den Ehrgeiz, ein großes Geologisches Landesamt zu besitzen. Wir leben nach dem Glaubenssatz: Small is beauty. Ich räume allerdings eines ein:

In Fragen pointierter öffentlicher Belange - und dazu gehören die Fragen der Bodenkunde - ist privates Engagement, wie es etwa im Bereich der Ingenieurgeologie vorstellbar ist, sicher nicht die Regel. Ich sehe außerdem, daß es viele gibt, die vom Umweltschutz reden, aber wenige, die die Knochenarbeit konstruktiver Lösungen leisten. So kommt auf tausend angestellte Pädagogen und Lehrer, denen ich sicher unterstellen darf, daß sie sich alle als Theoretiker des Umweltschutzes gerieren, vielleicht ein Geologe, der die Arbeit macht.

Wir werden deshalb eine Ausstattung des bodenkundlichen Dienstes anstreben, die es erlaubt, die systematische Bodenbestandsaufnahme von Baden-Württemberg binnen nützlicher Frist zu bewältigen und gleichzeitig soviel an praktischen Einzelfalluntersuchungen und -beratungen zu absolvieren, daß ein ständiger Praxisbezug besteht.

Alles in allem aber, meine Damen und Herren, werden wir uns immer wieder in der biblischen Situation sehen, die der Evangelist mit einer unerhörten Beichte und Prägnanz des Worts beschreibt:

"Die Ernte ist groß, aber der Arbeiter sind wenige."

Das soll uns nicht entmutigen, sondern anspornen und Engagement wecken.

ISSN-0343-107X

Forderungen der Raumordnung und Landes-
planung an die Bodenkunde

von

Zillenbiller, Erwin[†]

Herr Minister,
meine sehr verehrten Präsidenten,
meine Damen und Herren,

gestatten Sie mir, das Thema "Forderungen der Raumordnung und Landesplanung an die Bodenkunde" in folgende 4 Abschnitte zu gliedern:

- I Ziele der Raumordnung und Landesplanung, welche in engem Zusammenhang mit der Bodenkunde stehen.
- II Bisherige Beiträge der Bodenkunde zur Verwirklichung der Ziele der Raumordnung und Landesplanung.
- III Weitere Wünsche und Forderungen an die Bodenkunde zur Erfüllung der raumordnerischen und landesplanerischen Ziele.
- IV Welche Rahmenbedingungen müssen der Bodenkunde gegeben sein?

Zunächst möchte ich jedoch drei Vorbemerkungen grundsätzlicher und allgemeiner Art einschieben.

- (1) Vorbemerkung: In der Raumordnung und Landesplanung stellen sich Fragen, die oft nur als Querschnittsaufgaben von mehreren wissenschaftlichen Disziplinen angegangen werden können, um brauchbare

[†]Ltd. Ministerialrat Dr. im Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg, Marienstr. 41, D-7000 Stuttgart

Lösungen zu finden. Die angesprochenen Fachdisziplinen haben dann die Schwierigkeiten zu bewältigen, die Mitwirkung mit Unterlagen zu bestreiten, die nur teilweise dafür geeignet sind. Sie sollen dann ihre klassische Auffassung über den Aufgabenbereich ihrer Fachgebiete auf die sich neu stellenden Probleme ausweiten oder sich von der Mitwirkung in solchen Umweltfragen selbst ausschließen.

- (2) Vorbemerkung: Die politischen Auseinandersetzungen um bessere Lösungen im Sinne der Raumordnung, Landesplanung und des ökologischen Umweltschutzes werden in erheblichem Maße von den angewandten Wissenschaften getragen sein müssen. Diese wiederum sind von den klassischen wissenschaftlichen Fachgebieten mit historischem Hintergrund zu unterstützen. Dabei darf sich keine Fachdisziplin als lediglicher Datenlieferant betrachtet fühlen. Jeder Fachdisziplin kommt der Stellenwert zu, der im Rahmen der Querschnittsaufgabe ansteht. Wir alle miteinander können als gleichwertige Institutionen Problemanalysen und Problemlösungen vorbereiten.
- (3) Vorbemerkung: Die sich aus der Umweltvorsorge neu stellenden planerischen Dimensionen im Verbund mit den Zielsetzungen von Raumordnung und Landesplanung erfordern wissenschaftliche Verankerung in der Bodenkunde.

I Ziele der Raumordnung und Landesplanung, welche im engen Zusammenhang mit der Bodenkunde stehen.

Die Fachdisziplin "Bodenkunde" ist in drei entscheidenden Bereichen der Raumordnung und Landesplanung zur Mitwirkung aufgerufen. Der erste Bereich bezieht sich auf die Flächenansprüche für außeragrarisches Nutzungen. Hier hat die Bodenkunde bei der Wertung der natürlichen Standorteignung für den Landbau die Voraussetzungen zu schaffen, daß gute Böden geschont und das natürliche Leistungspotential gesichert werden kann. Im zweiten Bereich geht es um die Festlegung und Abgrenzung von Flächen und Gebieten mit örtlichen, überörtlichen, regionalen und überregionalen ökologischen Ausgleichsfunktionen. Und schließlich sollen im dritten Bereich die Grundlagen der Sicherung der Ernährungsbasis und die Produktion von gesunden Nahrungsmitteln im Vordergrund stehen. Die genannten 3 Bereiche sind Zielsetzungen und Grundsätze des Landesentwicklungsplanes, des Landschaftsrahmenprogrammes, des Landwirtschafts- und Landeskulturgesetzes, des Naturschutzgesetzes und nicht zuletzt auch des Raumordnungs- und Bundesbaugesetzes. Hierbei ist die Bodenkunde direkt oder indirekt in folgenden Planzielen oder Grundsätzen angesprochen.

1. Landesentwicklungsplan

(nach dem Entwurf der Fortschreibung des Landesentwicklungsplanes Baden-Württemberg - Stand Januar 1979)

Präambel	Das Land Baden-Württemberg ist in seiner räumlichen Struktur einer Entwicklung zuzuführen, die der freien Entfaltung der Persönlichkeit in der Gemeinschaft am besten dient. Dabei sind
1.1.2	die Kulturlandschaft in der Vielfalt ihrer Formen, die die heimatliche Umwelt des Menschen mitbestimmen, wirksam zu wahren
1.1.3 (neu)	die natürlichen Lebensgrundlagen zu erhalten oder wieder herzustellen.
Ziele für das ganze Land	Es ist eine räumliche Entwicklung anzustreben, in der

- 1.3.2
(neu) die ökologische Leistungs- und Regenerationsfähigkeit des Naturhaushaltes, die dauerhafte Nutzungsfähigkeit der Naturgüter sowie Vielfalt und Schönheit der Landschaft gesichert werden;
- 1.3.5
(neu) die ökologische Leistungsfähigkeit der Freiräume erhalten und gesteigert wird, um bestehende oder zu erwartende ökologische Belastungen, vor allem in den Verdichtungsräumen, möglichst nahe am Ort der Verursachung auszugleichen
- Freiräume
(neu) Freiräume sind als Lebens- und Wirtschaftsraum für die dort lebende Bevölkerung und zur Wahrnehmung landschaftsbezogener Nutzungen und ökologischer Funktionen zu entwickeln. Die Freiräume umgrenzen und gliedern die in Siedlungsbereiche auszubildenden Entwicklungsachsen.
- 1.6a.1
(neu) Die Freiräume sollen so genutzt und erhalten werden, daß ihre Leistungsfähigkeit nachhaltig gesichert wird; sie sollen dazu beitragen, daß bestehende oder zu erwartende ökologische Belastungen möglichst nahe am Ort der Verursachung ausgeglichen werden. Dazu sind vor allem in den Regionalplänen regionale Grünzüge, ferner Bereiche mit besonderen Funktionen für Boden, Wasserhaushalt, land- und forstwirtschaftliche Nutzungen, Luftregeneration, Klima sowie für Erholung und Biotopschutz Vorrangbereiche auszuweisen; zur Sicherstellung ihrer Funktionsfähigkeit sind dabei ökologische und naturräumliche Zusammenhänge zu beachten und Mindestgrößen einzuhalten.
- 1.6a.2
(neu) In den Vorrangbereichen ist schon vor Nutzungsänderungen zu untersuchen, welche ökologischen Auswirkungen dadurch zu erwarten wären. Nutzungsänderungen mit nachteiligen ökologischen Folgen sind zu vermeiden, nachteilige Folgen bei unvermeidbaren Nutzungsänderungen zu mildern.
- 1.6a.3
(neu) In Gebieten mit Vorrangbereichen sollen im regionalen Zusammenhang räumliche Strukturen angestrebt werden, die es ohne Beeinträchtigung der Gesamtentwicklung ermöglichen, daß die Vorrangbereiche ihre ökologischen Aufgaben erfüllen können.
- Ländlicher Raum
1.9.32 ... die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung als wesentlichen Produktionszweig der Gesamtwirtschaft zu erhalten und auf die künftigen Erfordernisse auszurichten.
- Landschaftsordnung
Umweltschutz Die Landschaft ist so zu nutzen, zu pflegen, zu gestalten und zu schützen, daß
- 2.1.11
(neu) die Naturgüter Boden, Wasser, Luft und Klima in Bestand, Regenerationsfähigkeit, Funktion und Zusammenwirken bewahrt oder verbessert und vor Überlastung geschützt werden.

- 2.1.2 (tlw.neu) Nutzungsansprüche an die Landschaft sind mit der Tragfähigkeit des Naturhaushaltes und der Belastbarkeit der Umwelt sowie untereinander abzustimmen; der Landschaftsverbrauch ist auf das notwendige Maß zu beschränken. Eingriffe in die Landschaft, die den Naturhaushalt und seine Regenerationsfähigkeit schädigen oder das Landschaftsbild verunstalten, sollen vermieden werden. Bei unvermeidbaren Eingriffen sollen grundsätzlich Standorte gewählt werden, in denen nachteilige Auswirkungen möglichst gering gehalten werden können. Unvermeidbare Störungen des Naturhaushaltes und Beeinträchtigungen des Landschaftsbildes sollen durch landschaftserhaltende oder gestaltende Maßnahmen ausgeglichen oder gemildert werden.
- Hierzu sollen insbesondere
- 2.1.26 die Bodenfruchtbarkeit nachhaltig gesichert oder verbessert werden.
- Siedlungsstruktur und Wohnungswesen Zur Verwirklichung dieser Zielsetzungen ist anzustreben, daß
- 2.2.11 (tlw.neu) Eigenart, Erlebnis- und Erholungswert der Landschaft gewahrt, die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und das Klima möglichst wenig beeinträchtigt sowie gute Böden geschont werden;
- 2.2.17 zwischen den Siedlungsgebieten, auch im Zuge der Entwicklungsachsen, möglichst weite zusammenhängende Freiflächen erhalten bleiben;
- 2.2.17a (neu) innerhalb der Siedlungsgebiete ausreichend Grünbestände erhalten oder angelegt werden.
- Wirtschaftsentwicklung, Arbeitsmarkt und Rohstoffsicherung Dazu sollen insbesondere
- 2.3.73 (neu) der Abbau von Bodenschätzen und der dazu erforderliche Flächenbedarf mit anderen raumbedeutsamen Nutzungen und Vorhaben sowie den Erfordernissen des Umweltschutzes, der Erholung und den ökologischen Bedürfnissen abgestimmt werden.
- Land- und Forstwirtschaft Die land- und forstwirtschaftliche Bodennutzung ist als wesentlicher Produktionszweig der Gesamtwirtschaft und in ihren Sozialfunktionen zu erhalten. Sie soll insbesondere dazu beitragen,
- 2.4.23 für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung gut geeignete Böden und Standorte nur in dem unbedingt notwendigen Umfang für andere Nutzungsarten vorzusehen und in den Verdichtungsräumen und Entwicklungsachsen die Freiflächen so auszuwählen und zu bemessen, daß eine rationelle Bodennutzung möglich ist.

- Verkehrswesen ... Beim Ausbau der Verkehrswege sollen der
2.5.1 Flächenverbrauch gering gehalten, die natür-
(neu) lichen Lebensgrundlagen geschont sowie die
Erfordernisse des Umweltschutzes und des Er-
holungswesens beachtet werden;
- Wasserwirtschaft geeignete Klärschlämme so aufzubereiten,
Abfallbeseiti- daß sie für Bodenverbesserungen eingesetzt
gung werden können.
2.7.53c
(neu)

2. Vorentwurf Landschaftsrahmenprogramm

- Sicherung Zur dauerhaften Sicherung eines leistungs-
der Natur- fähigen Naturhaushalts müssen die Natur-
güter güter Boden, Wasser, Luft, Pflanzen- und
1.1.1 Tierwelt in Bestand, Funktion, Regenerations-
fähigkeit gesichert werden. Ihr Zusammen-
wirken muß bewahrt und durch pflegliche
Nutzung vor Überlastung geschützt und wo
nötig wieder verbessert werden.
- Boden Die Belastung des Bodens durch Überbauung ist
1.1.1.1 möglichst gering zu halten. Anstelle Bean-
spruchung neuer Flächen ist die Bündelung von
Infrastrukturtrassen, Umnutzung und Sanierung
von Siedlungsgebieten anzustreben.
- Durch geeignete Bodenpflege ist die Bodenerosion
zu vermindern, der Humusspiegel zu erhalten
und zu verbessern, der Auswaschung von Nähr-
stoffen vorzubeugen und die Anreicherung mit
Schadstoffen zu vermeiden.
- Land- und Forstwirtschaft müssen nach den
Grundsätzen bodenpfleglicher Nutzung be-
trieben werden.
- Lagerstätten von Bodenschätzen sind zu er-
fassen und zu sichern. Bei ihrer Nutzung
sind die ökologischen Beeinträchtigungen so
gering als möglich zu halten.
- Ökologische Die natürlichen Ressourcen sind in Kartie-
Bedingungen bei rungen zu erfassen und in Vorrangflächen
der Flächein- auszuweisen. Dieses System von Vorrang-
anspruchnahme flächen ist bei der Flächeninanspruchnahme
und Sanierung land- zu berücksichtigen.
schaftspflege-
rischer Problem-
bereiche Bei der Widmung von Flächen für Nutzungen
1.3 sind nachhaltig störende Eingriffe in den
Naturhaushalt zu vermeiden. Dabei ist die
gewachsene Struktur in der Landschaft zu
berücksichtigen.
- Die Standortbeurteilung bei Flächen und
raumbedeutsamen Maßnahmen und Planungen ist
aufgrund der für das Land zu erstellenden
Kartierung der standörtlichen Eignung vor-
zunehmen. Für die verschiedenen Nutzungs-
ansprüche sollen grundsätzlich die aus
ökologischer Sicht unbedenklicheren Stand-
orte gewählt werden, auch wenn dadurch
Mehrkosten entstehen.

Vor Nutzungsänderungen und der Inanspruchnahme von Flächen sind die zu erwartenden Auswirkungen auf Klima, Nährstoff- und Wasserhaushalt, Bodenentwicklung, Flora und Fauna, Erholungseignung und Landschaftsbild zu untersuchen. Die Folgen unvermeidbarer Eingriffe sind möglichst durch biologische Pflegemaßnahmen auszugleichen.

Ausgleichsmaßnahmen sind vor Beginn der Vorhaben festzulegen. Nach Abschluß von Eingriffen soll möglichst ein dem ökologischen Ausgangszustand entsprechender oder möglichst gleichwertiger Zustand wieder hergestellt werden.

Landwirtschaft
2.3

Die landwirtschaftliche Produktion (Primärproduktion) ist so zu gestalten und durchzuführen, daß die Regenerationsfähigkeit der natürlichen Ressourcen der Landschaft erhalten bleibt und bereits eingetretene Schäden nachhaltig beseitigt werden.

In landbauproblematischen Naturräumen ist die Landbewirtschaftung zu erhalten.

Maßnahmen zur Verbesserung der agrarstrukturellen Verhältnisse müssen die ökologische Vielfalt der Landschaft berücksichtigen bzw. wiederherstellen. Zur Verhinderung von Erosionen und zur Vermeidung von Fruchtbarkeitsverlusten sind ausgewogene, eine optimale Bodenbedeckung garantierende Fruchtfolgen anzustreben.

Der Einsatz von Pestiziden ist zu minimieren.

Der Einsatz von Düngemitteln muß den Anforderungen des Naturhaushalts angepaßt werden.

Art und Umfang der Tierhaltung muß der ökologisch vertretbaren Belastbarkeit des Naturhaushaltes angepaßt sein.

Eine Nutzungsänderung von der Grünland- zur Ackernutzung und umgekehrt sowie Nutzungsintensivierungen müssen in Abstimmung mit ökologischen Erfordernissen erfolgen.

Forstwirtschaft
2.4

Die Wälder sind so zu erhalten, zu pflegen und neu zu gestalten, daß sie - entsprechend den standörtlichen Gegebenheiten - neben deren Nutz- und Erholungsfunktionen vor allem die vielseitigen Schutzaufgaben nachhaltig erfüllen.

Zur Sicherung der Schutzfunktion der Wälder sind insbesondere in Bodenschutzwäldern standortgerechte stabile Bestände mit naturnaher Baumartenzusammensetzung und Bestandsaufbau zu erhalten und zu entwickeln.

Zur Sicherung der natürlichen Grundlagen soll der Gesamtflächenanteil der Wälder einer naturräumlichen Einheit einen bestimmten Schwellenwert nicht unterschreiten. Bei einem Waldanteil

von weniger als 15 % am Naturraum sollte der Waldflächenanteil angehoben werden.

Im Bereich der Wirtschaftswälder ist zur Sicherung des biotischen Potentials und zur Ergänzung der Naturwaldreservate ein Ausgleichsflächensystem zu schützen und in die Waldfunktionenkartierung zu integrieren.

Brachflächen auf extremen Standorten sind nicht unbedingt aufzuforsten. Sie können der natürlichen Wiederbewaldung zur Entwicklung von natürlichen Waldgesellschaften überlassen werden.

Aus den Zielsetzungen des Landschaftsrahmenprogramms wurden bereits die Richtlinien und Gliederungen der Inhalte für Landschaftsrahmenplan, Landschafts- und Grünordnungspläne erarbeitet. Dabei kommt dem Problemkomplex Boden ebenfalls wesentliche Bedeutung zu.

3. Ökologische Risikoeinschätzung (Entwurf in der Erprobungsphase)

Das theoretische Grundkonzept der ökologischen Risikoeinschätzung ist, den ökologischen Wirkungszusammenhang zwischen verursachender Nutzung, ökologisch problematischen Effekten, deren Funktionen in räumlicher Ausbreitung sowie der Empfindlichkeit betroffener Nutzungen der räumlichen Nachbarschaft herauszuarbeiten und zwischen allen betroffenen Naturgütern zu werten. Das praxisorientierte Verfahren soll im wesentlichen auf vorhandenen Daten aufbauen, fortschreibungsfähig sein und kurzfristig von den Unteren Sonderbehörden erarbeitet werden können. Die ökologische Risikoeinschätzung dient damit den landschaftsbezogenen Behörden und Stellen als ökologische Plangrundlage für Gutachten und Stellungnahmen zu Trassenvarianten, Standorten u.a.m. Für besonders raumbedeutsame Standorte ist eine EDV-gestützte Wertung notwendig, die in Kürze ebenfalls entwickelt wird.

4. Landwirtschafts- und Landeskulturgesetz Baden-Württemberg (1972)

- § 2 Aufgaben der Landwirtschaft und der Forstwirtschaft
"Die Landwirtschaft und die Forstwirtschaft dienen auf ökonomischer Grundlage der Allgemeinheit insbesondere durch
1. die Erzeugung von gesunden Lebensmitteln in ausreichendem Umfang unter Gewährleistung des notwendigen Eigenversorgungsanteils;
 2. die Gestaltung und Pflege der Kultur- und Erholungslandschaft;
 3. die Erhaltung und Verbesserung der natürlichen Lebensgrundlagen wie Boden, Wasser und Luft im Bereich der Landeskultur."

5. Naturschutzgesetz Baden-Württemberg (1975)

- § 2 "3. Der Boden soll erhalten, geschützt und nur so genutzt werden, daß ein Verlust oder eine Beeinträchtigung seiner Fruchtbarkeit vermieden wird. Für die landwirtschaftliche Nutzung gut geeignete Böden sollen dieser Nutzungsart vorbehalten bleiben."

6. Raumordnungsgesetz des Bundes (1965)

- § 2 "Grundsätze der Raumordnung sind:
5. ... Für die landwirtschaftliche Nutzung gut geeignete Böden sind nur in dem unbedingt notwendigen Umfang für andere Nutzungsarten vorzusehen. Das gleiche gilt für forstwirtschaftlich genutzte Böden."

7. Bundesbaugesetz (1976 Nov.)

- § 1 "Bei der Aufstellung der Bauleitpläne sind insbesondere zu berücksichtigen
- die Erhaltung und Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere des Bodens einschließlich mineralischer Rohstoffvorkommen, des Wassers, des Klimas und der Luft."

II Bisherige Beiträge der Bodenkunde zur Verwirklichung der Ziele der Raumordnung und Landesplanung.

1. Reichsbodenschätzung



















Bereits in den dreißiger Jahren hat sich gezeigt, daß die früheren Bodenschätzungen nach Bodenklassen keine ausreichenden Vergleiche zwischen denselben Bodenklassen in verschiedenen Gegenden ermöglichen. Die Reichsbodenschätzung hat diese Mängel weitgehend behoben. Auf der Grundlage des Acker- und Grünlandschätzungsrahmens konnte die Ertragsfähigkeit ermittelt werden. Besondere Einflüsse der Gebäudegestalt, Überschwemmungen, Frostgefahr und Nordlagen konnten berücksichtigt werden. Gleichzeitig wurden die wasserwirtschaftlichen und klimatischen Voraussetzungen in die Bewertung einbezogen. Aufgrund des biologischen und technischen Fortschritts in der Landwirtschaft mußte nunmehr eine weitere Fortschreibung überdacht werden, um die Bewirtschaftungerschwernisse stärker zu werten. Baden-Württemberg hat deshalb die Flurbilanz landesweit durchgeführt.

2. Bodenkunde als Grundlage für die Flurbilanz

Die Flurbilanz bewertet im 1. Schritt die natürliche Eignung und in einem 2. Schritt folgen die Korrekturen nach Hanglage, Bewirtschaftung und Entfernung der Flurstücke. Das Ergebnis ist die Wirtschaftsfunktionenkarte.

Flächenbilanzkarte

Zeichenerklärung:












-  **landbauwürdige Flächen**
-  gute – sehr gute Böden
-  mittlere Böden
-  **landbauproblematische Flächen**
-  schlechte Böden
-  **nicht landbauwürdige Flächen**
-  ungeeignete Böden einschl. Öd- und Unland
-  Intensivkulturen
-  Grünland
-  Flurgehölze
-  Wald
-  Gewässer
-  Siedlungsflächen
-  Siedlungsflächen geplant
-  Höfe- und Weilerstandorte
-  Hangneigungen in %
-  Straßen
-  Gemarkungsgrenzen



Wirtschaftsfunktionenkarte

– aus der Flächenbilanzkarte entwickelt –

Zeichenerklärung:

-  **Vorrangflur Stufe I**
-  landbauwürdige Flächen
-  aufgestufte landbauproblematische Flächen
-  für den Anbau von Intensivkulturen besonders geeignete Flächen
-  **Vorrangflur Stufe II**
-  landbauwürdige Flächen
-  aufgestufte landbauproblematische Flächen
-  **Grenzflur**
-  landbauproblematische sowie abgestufte landbauwürdige und aufgestufte nicht landbauwürdige Flächen
-  **Untergrenzflur**
-  nicht landbauwürdige sowie abgestufte landbauwürdige und landbauproblematische Flächen
- übrige Zeichen siehe Flächenbilanzkarte.



Bereits in den bisherigen Beiträgen der Bodenkunde wird deutlich, daß nicht nur die traditionelle Zielsetzung in Forschung und Lehre für die Mitarbeit in der Raumordnung und Landesplanung maßgebend war. Vielmehr hat sich die Bodenkunde von ihrer ur-eigenen Aufgabe ausgehend

Bodenerforschung im Sinne der Boden-
melioration für die Ernährung von
Pflanzen und Tieren

durchaus auch schon konstruktiv in ergänzende Zielsetzungen hineingewagt. Sie hat erkannt, daß ihr Beitrag zur

Wahrung und Stärkung der natürlichen
Ressourcen im Wirkungsgefüge Boden

dazu helfen kann und muß, den ökologischen Umweltschutz in der Raumordnung und Landesplanung noch besser zum Tragen zu bringen.

3. Ökologische Standorteignungskarten

Das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt hat sich seit zwei Jahrzehnten in nacheinanderfolgenden Forschungsaufträgen im engen Zusammenwirken mit der Universität Hohenheim, dem Geologischen Landesamt und teilweise der Landsiedlung bemüht, die ökologische Standorteignung so herauszuarbeiten, daß eine geschätzte Plangrundlage entsteht. Es ist nunmehr gelungen, Musterkarten für die verschiedenen Planungsebenen und Maßstäbe zu entwickeln.

Anwendungsbereiche:

Grundlage für ein Landschaftsrahmenprogramm des Landes Baden-Württemberg für überregionale landesplanerische Aufgaben und Fachplanungen:

Die ökologische Standortseignungskarte 1 : 200 000 soll als standortsökologische Gliederung und Übersicht über das ganze Land wertvolle Entscheidungshilfen für alle überregionalen Programme und Planungsvorhaben bringen. Die Angaben über die natürlichen Standortfaktoren, deren Leistungsfähigkeit und Belastbarkeit sollen als Hinweise für die Umweltvorsorge, zur Sicherung und Verbesserung der natürlichen Lebensbedingungen und zur Wahrung oder Wiederherstellung des ökologischen Gleichgewichts dienen. Die Karte wurde deshalb bereits in den Grundzügen in den Landesentwicklungsplan (Landesentwicklungsplan Karte 8) aufgenommen und wird gleichzeitig auch für die Fortschreibung dieses Planes sowie für überregionale Fachplanungen der verschiedensten Art Grundlage sein können (In Bearbeitung).

Grundlage für die regionale Landschaftsrahmenplanung und Fachplanung sowie Regionalplanung:

Die ökologische Standortseignungskarte 1 : 50 000 soll für ländliche Räume, insbesondere mit Berggebieten, eine erste Bilanz über die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten anbieten. Ihr Schwergewicht liegt im Bereich der landeskulturellen und landwirtschaftlichen Bodennutzung. Sie zeigt u. a. unmittelbar Umfang und Zustand von Grenzertragsböden und sonstigen Problemflächen auf und läßt die künftig zweckmäßigsten Nutzungsformen zur Pflege und Offenhaltung der Landschaft alternativ erkennen. Kartenunterlagen dieser Art sind deshalb für Landschaftsrahmenpläne Regional- und Fachpläne unentbehrlich. Die Karte dient außerdem als Grundlage für regionale Strukturprogramme (Landwirtschafts- und Landeskulturgesetz § 7) und gibt wertvolle Entscheidungshinweise bei deren Durchführung (siehe z. B. Karte 11 „Albprogramm“ und Karte 17 „Schwarzwaldprogramm“).

Grundlage für überörtliche und örtliche Landschaftsrahmenplanung und Landschaftsplanung, Flächennutzungsplanung und Fachplanung insbesondere für zentrale Orte und deren Verflechtungsbereiche in Entwicklungsschwerpunkten

Die ökologische Standortseignungskarte 1 : 25 000 soll eine detaillierte Aussage und Entscheidungshilfe für die Probleme der Bodennutzung eines zentralen Ortes einschließlich seines Verflechtungsbereiches geben. Diese Karte bietet auf der Grundlage einer umfassenden ökologischen Standortsbewertung die bestmögliche Standortseignung und weist gleichzeitig auf Nutzungsalternativen hin. Sie enthält detaillierte Standortshinweise über

- eine mögliche land- und forstwirtschaftliche Nutzung
- die Beurteilung des Bodens aus ökologischer Sicht
- die Eignung eines Standorts für Deponien
- die erforderlichen Landschaftspflegemaßnahmen
- die Gefahr durch Überflutung, Staunässe, Rutschungen und andere Landschaftsschäden
- Hydrologie, Grundwasserspeicherung und Grundwasserströmung u. a. m.

Grundlage für die örtliche Landschaftsplanung, Bauleit- und Fachplanung

Die ökologische Standortseignungskarte 1 : 5000 soll eine parzellenscharfe Darstellung über die ökologische Eignung eines Standorts anbieten und damit Entscheidungshilfe insbesondere bei konkurrierenden Flächenansprüchen z. B. in Verdichtungsräumen und im Siedlungsbereich starker baulicher Entwicklung sein. Sie enthält deshalb parzellenscharfe Standortshinweise über

- die Baugrundbeurteilung aus ökologischer Sicht
- Nutzungsalternativen für eine land- und forstwirtschaftliche sowie gärtnerische Nutzung der Freiräume und Grünflächen
- die spezielle Eignung eines Standorts für Sondernutzungen
- die Gefährdung des Standorts durch Staunässe, Erosion oder Rutschung sowie andere Landschaftsschäden
- die erforderlichen Landschaftspflegemaßnahmen
- die Grundwasservorkommen, Grundwasserströmung, hydrologische Angaben u. a. m.

Karten im Maßstab

1:200000 1:50000 1:25000 1:5000

4. Beiträge in Vorplanungen

(Agrarstrukturelle Vorplanung und Vorplanung nach § 38 FlurbG)

Folgende Kartenanlagen mit neuen methodischen Ansätzen wurden vom Geologischen Landesamt und teilweise in Zusammenarbeit mit der Universität Hohenheim erarbeitet:

- Bodenkarten 1:25 000 für agrarstrukturelle Vorplanungen
- Bodenkarte 1:5 000 für Flurbereinigungen
- Bodenkarte 1:5 000 für Neubaubstrecke der Bundesbahn Mannheim-Stuttgart
- Eignung und Beschaffenheit der Böden für landwirtschaftliche Rekultivierung 1:5 000 für Neubaubstrecke der Bundesbahn
- Boden- und Deckschichtkarten des Rhein-Neckarraums 1:50 000 als Grundlage zur Ermittlung der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag
- Ökologische Standorteignungskarte mit hydrologischer Übersichtskarte und Baugrundplanungskarte 1:2 500
- Natürliche Eignung für die Landnutzung als Beikarte für den Flächennutzungsplan 1:10 000.

5. Freiräume in Stadtlandschaften

Das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt hat den großen Fragenkomplex "Freiräume in Stadtlandschaften" im engsten Zusammenwirken der Universitäten Stuttgart-Hohenheim und Freiburg aufgegriffen und Funktionen herausgestellt, die entweder unmittelbar oder mittelbar mit der Bodenkunde zusammenhängen. Hierbei hat das Geologische Landesamt wesentliche und grundlegende Teilarbeiten im Rahmen des Forschungsauftrages übernommen, der auch vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten finanziell unterstützt wird.

Die Verdichtungsräume verfügen durch kurze Entfernungen zwischen Wohnung und Arbeitsstelle, umfassende Infrastruktureinrichtungen und ein ausgebautes Verkehrsnetz über erhebliche Standortvorteile. Wegen des damit verbundenen großen Raumbedarfs ergibt sich eine starke Konkurrenz um die Flächen und die Gefahr einer weiteren Einengung der Freiräume. Es gilt daher, in den Verdichtungsräumen die Voraussetzungen dafür zu schaffen oder zu sichern, daß

- . Räume für Luftregeneration und -austausch (Klimaschneisen) offengehalten werden
- . ausreichende Bodenflächen als Pflanzenstandorte sowie als Regulatoren für den Gebietswasserhaushalt und als Filter für Schadstoffe bewahrt bleiben
- . genügend große Wassereinzugsbereiche mit ausreichender Grundwassernachlieferung vor der "Versiegelung" durch Überbauen und vor der Verschmutzung geschützt werden
- . erhaltenswerte Biotope geschützt und neu aufgebaut werden
- . stadtnahe Erholungsgebiete freigehalten und durchgrünte Wohngebiete vor nachteiligen Nutzungsänderungen bewahrt werden
- . landwirtschaftliche, gärtnerische und forstliche Vorrangflächen möglichst weitgehend geschont und für die Nahrungs- und Rohstoffproduktion erhalten bleiben.

Das bedeutet, daß ein weiteres Ineinanderfließen von Siedlungsbereichen verhindert und die Bautätigkeit in bestimmten Teilen eingeschränkt werden muß. Das gilt im innerstädtischen Bereich zur Erhaltung oder Schaffung von Grünanlagen, am Stadtrand durch Vermeiden schädlicher Siedlungsausweitungen und im regionalen Bereich durch eine konsequente Gliederung der Landschaften mit ausreichend großen Freiräumen.

- | | |
|-------|---|
| F-Kli | Die Funktion Klima wird im wesentlichen durch die Natur vorgegeben und ist nur sehr begrenzt durch den Menschen beeinflussbar. |
| F-Bod | Die Funktion Boden ist in hohem Maße vom Klima mitgeprägt ("verwitterte oberste Schicht der Erdrinde..."). |
| F-Wa | Die Funktion Wasserhaushalt eines Gebietes resultiert im wesentlichen aus Klima und Bodenverhältnissen (einschließlich des geologischen Aufbaus). |
| F-Bio | Aus den vorgenannten drei Standortfaktoren Klima, Boden und Wasserhaushalt leitet sich die Funktion Biotopschutz her. |
| F-Erh | Die Funktion Erholung bedient sich zur Erfüllung ihrer Anliegen aller vorgenannten Funktionen und der Flächen für die Agrarproduktion in wechselnder Gewichtung und fällt so - besonders im Verdichtungsraum - zu einem großen Teil als Nebenutzung an. |
| F-Agr | Die Funktion Agrarproduktion baut wie der Biotopschutz auf den drei erstgenannten Funktionen auf. |

III Weitere Wünsche und Forderungen an die Bodenkunde zur Erfüllung der raumordnerischen und landesplanerischen Ziele.

Mein dringender Wunsch geht nun dahin, sich in der wissenschaftlichen Fachdisziplin "Bodenkunde" noch weitergehende Gedanken der Mitwirkung zu machen. Ich könnte mir sehr wohl vorstellen, daß gerade dieses Fach uns in manchen schwierigen Fragen ein Stück weiterhelfen kann. Für folgende Fragen drängen Antworten:

- (1) Im Interesse der Wahrung des natürlichen Leistungspotentials unseres nicht vermehrbaren Bodens sollten Belastbarkeitsgrenzen aufgezeigt werden. Sie sollen dazu beitragen, in Richtlinien und in der Beratung die in der Raumordnung und Landesplanung formulierten Plansätze zu realisieren.
- (2) Wo sind Grenzen des biologischen und technischen Fortschritts erkennbar, der dem Wirkungsgefüge Boden langfristig schadet? Agrarpolitik und Landesentwicklungspolitik haben diese zu respektieren und in den Einkommenserwartungen und -forderungen zu Gunsten der ökologischen Erfordernisse zu berücksichtigen.
- (3) Welche Böden sind für die Grundwasserneubildung besonders dort geeignet, wo die Verriegelung der Flächen einen erheblichen Umfang angenommen hat?
- (4) Können Böden in unterschiedlichem Maße physikalisch, chemisch oder mechanisch Schadstoffe mildern oder neutralisieren, um z.B. Luftfiltrate zu beseitigen?
- (5) Das Aufzeigen besonders erosionsgefährdeter Böden bietet gute Ansatzpunkte für die Bauleit- und Fachplanung und landwirtschaftliche Alternativnutzung.

- (6) Es ist zu prüfen, inwieweit Bodenkunde Hinweise für das Kleinklima geben kann.
- (7) Die Erarbeitung von bodenkundlichen Kriterien zur Einbeziehung in die ökologische Risikoeinschätzung wäre ebenfalls sehr hilfreich.

Bei der Mitwirkung der nur beispielhaft angeschnittenen Fragen wird deutlich, daß hier die Bodenkunde sehr rasch an die Grenzen ihres wissenschaftlichen Bereiches gerät und zu überlegen hat, wie weit muss die grenzüberschreitende fachliche Begleitung erfolgen, um der Nachbardisziplin den Anschluss zu ermöglichen bzw. die Verzahnung zu erreichen. In jedem Fall darf es nicht zu nicht abgedeckten Problemstellungen kommen. Wer soll sich in solchen Fällen um Lösungen kümmern? Vielleicht bieten sich dann solche an, die mit weniger Sachverstand, aber dem erforderlichen Mut zur Aussage u.U. auch brauchbare Ergebnisse bringen oder aber eine Richtung vorprogrammieren, die nicht im ökologischen Interesse liegen kann. Die Bodenkunde muss hier aktiv mitwirken.

Dies setzt allerdings voraus, daß die gewonnenen Erkenntnisse in die Sprache der Planer umgesetzt werden muß. Das heißt ganz schlicht, thematisch aufbereitete Karten anzubieten, die leicht verständlich die bodenkundlichen Hinweise erkennen lassen.

Im Dialog zwischen dem Planer und Bodenkundler ist danach zu fragen, welche Probleme anstehen und wie diese durch gemeinsames Überdenken angegangen werden können.

Dabei klärt sich auch

- mit welcher Aussageschärfe auf welcher Planungsebene die Mitwirkung erfolgen soll
- zu welchen zeitlichen Vorstellungen bestimmte Ergebnisse dringend erwartet werden müssen, sollen sie in den Planungs- und damit Entscheidungsprozess eingehen

- ob der damit zusammenhängende Arbeitsaufwand im Verhältnis zum ökologischen Gewinn vertretbar erscheint.

Sind beide Seiten von der Kooperation überzeugt, wird sehr schnell auch die Unterstützung gewährt, Wissenslücken durch neue Forschungsvorhaben schließen zu lassen. Neben der Analyse und Darstellung des Bodens müssen möglichst griffige Umsetzungen der Erkenntnisse als Hilfen zur Konfliktlösung folgen.

IV Welche Rahmenbedingungen müssen der Bodenkunde gegeben sein?

Forderungen an die Bodenkunde zu stellen, schließt ein, daß auch die hierfür geeigneten Rahmenbedingungen erfüllt werden. Forderungen haben nur dann einen Sinn, wenn sie von den Angesprochenen auch aufgegriffen werden können. Gestatten Sie mir in diesem Zusammenhang, einige solcher Rahmenbedingungen zu nennen:

- (1) Das öffentliche Bewußtsein ist zu stärken, daß der Boden nicht vermehrbar ist. Es handelt sich hier um Volksvermögen, mit dem alle schicksalhaft, d.h. existentiell verbunden sind.
- (2) Die Minderung des Landschaftsverbrauches hat sich in vielen kleinen Schritten zu vollziehen, wie z.B.
 - Einsparung neuer Bauflächen durch Sanierung und Modernisierung innerörtlicher Kernbereiche
 - Umbau von Stadtquartieren, die veränderten Nutzungsansprüchen nicht mehr genügen
 - Entwicklung neuer Wohn- und Bebauungsformen, die qualitative Ansprüche und individuelles Wohnen mit privatem Freiraum bei gleichzeitiger Verringerung des Flächenverbrauchs je Wohneinheit berücksichtigen
 - Neuordnung und Aktivierung brachliegender Flächen in günstigen Lagen
 - Infragestellen von ausgewiesenen, aber noch nicht in Anspruch genommenen Baugebieten unter Berücksichtigung fortgeschrittener ökologischer Erkenntnisse

- Bündelung zentraler Einrichtung
 - Mehrfachnutzungen der gleichen Flächen (Untertunnelungen, Überdeckelungen, Bahngeländeüberbauung u.a.m.)
 - Ausbau vorhandener Straßen vor Neubau
 - Rekultivierung nicht mehr benötigter Verkehrswege
 - Harmonisierung der verschiedenen Verkehrssysteme.
- (3) Die ökologischen Erfordernisse müssen in der Raumordnung und Landesplanung rechtsverbindlich dargestellt und in der Praxis konsequent durchgesetzt werden.
- (4) Der Boden hat hohen Stellenwert innerhalb der natürlichen Ressourcen. Die Ausrichtung und Vergabe von Forschungsaufträgen und die Aktivierung des bereits vorhandenen Wissens in griffige Aussagen sollten aber neben dem bisherigen Schwerpunkt

Boden - Pflanzenernährung

vor allem auch

Boden - Grundwasserneubildung

Boden - Kleinklima

Boden - Schadstoffminderung

Boden - Erholungsbelastung

in den Vordergrund stellen.

Der Boden als oberste Schicht der Erde wird von fast allen Ansprüchen der Raumordnung und Landesplanung erfaßt durch

- Verriegelung durch Gebäude, Straßen, Parkplätze u.a.m.
- Beseitigung und Abtragung des Mutterbodens
- Nutzungsbeeinträchtigung durch Fremdeinwirkungen
- Boden als Lager- und Wasserstauflächen
- Bodenverbesserung durch landeskulturelle Maßnahmen.

Der Boden als wesentlicher natürlicher Leistungsfaktor prägt in seiner Struktur die Landschaft als unseren

Lebensraum mit. Seine Ertragsfähigkeit korrespondiert eng mit der Tragfähigkeit für die Bevölkerung eines Raumes, d .h, je mehr Boden zur Verfügung steht, umso mehr Einwohner können ernährt werden. Einige Zahlen sollen die Änderung der Flächennutzung verdeutlichen:

Im deutschen Reich entfielen 1883 = 78 ar LN je Kopf d.Bevölkerung
1913 = 52 ar LN je Kopf d.Bevölkerung
Im dritten Reich entfielen 1935 38 = 42 ar LN je Kopf d.Bevölkerung
In der Bundesrepublik " 1957 58 = 27 ar LN je Kopf d.Bevölkerung
1970 = 23 ar LN je Kopf d.Bevölkerung
In Baden-Württemberg " 1974 = 19 ar LN je Kopf d.Bevölkerung

Das Bild wäre einseitig, würde es nicht auch von der Bodengüte her betrachtet werden. Für Baden-Württemberg ist die Feststellung zutreffend und es gilt für weite Teile der Bundesrepublik und darüber hinaus, daß gerade auf den besten Böden die Bevölkerungsdichte am größten ist.

Unsere Berechnung hat folgende Zahlen ergeben:

Die Bevölkerungsdichte je Quadratkilometer beträgt in Baden-Württemberg z.B. bei den Bodengüte n, ausgedrückt in der mittleren Ertragsmeßzahl

(Bodengüte) 10 - 19	= 60 Personen /qkm
30 - 39	=118 " "
50 - 59	=391 " "
70 - 79	=427 " "
80 - 89	=1079 " "

Die Zahlen sprechen für sich. Somit nimmt die landwirtschaftliche Nutzfläche in Baden-Württemberg täglich um etwa 17 ha ab, wobei der Wald um etwa 5 - 6 ha zunimmt. Seit nach dem Kriege wurden unserem Bundesland etwa 200 000 ha außerlandwirtschaftliche Nutzungen zugeführt; das entspricht etwa der Größe von 4 alten Landhäusern. Besorgniserregend ist vor allem die starke Inanspruchnahme gerade sehr guter

Böden in den Verdichtungsräumen und Randzonen. Auf der einen Seite haben wir somit einen nicht ersetzbaren Verlust bester Böden, auf der anderen Seite sind 31 % der Landesoberfläche als von Natur benachteiligtes Gebiet eingestuft. Dort weiten sich die Grundertragsböden aufgrund des derzeitigen Agrarpreisgefüges laufend aus.

Damit dürfte genügend begründet sein, daß die Forderungen an die Bodenkunde in der Raumordnung und Landesplanung ernst zu nehmen sind. Meine Bitte geht nun dahin, die vorgetragenen Feststellungen, Anliegen und Forderungen aus der fachlichen Sicht der kompetenten Vertreter der Bodenkunde zu überdenken und in die weiteren Überlegungen der möglichen Mitwirkung einzubeziehen.

ISSN-0343-107X

Die Bedeutung der Bodenkunde für die Forstwirtschaft

von

Moosmayer, H.-U.⁺

Im Jahre 1975 veröffentlichte Johann Christian Paulsen forstliche Ertragstafeln, in denen er durchschnittliche Daten über das Wachstum von Waldbeständen zusammengefaßt hatte. Diese Ertragstafeln waren nach 3 Gütestufen des Standorts - gut, mittel und schlecht - gegliedert. Es ist dies sicher nicht die früheste Erkenntnis über Zusammenhänge zwischen Standort und Waldwachstum, sie ist aber deshalb von besonderer Bedeutung, weil sie in die Frühzeit der geregelten Forstwirtschaft fällt und etwa am Beginn der eigentlichen Forstwissenschaft steht.

Wir wollen zunächst das Thema Standort/Waldwachstum in seiner Entwicklung bis zur Gegenwart weiter verfolgen und später 2 weitere Entwicklungslinien betrachten. Im Begriff "Standort" werden für das Waldwachstum wesentliche Faktoren zusammengefaßt. Der Standort wird vor allem bestimmt durch Lage, Klima und Boden; bei unserer Betrachtung wird - entsprechend dem Thema - der Boden im Vordergrund stehen.

Die um die Wende vom 18. zum 19. Jahrhundert angestellten Versuche, die Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften der Standorte und dem Waldwachstum zu erkennen und auch in Ertragstafeln darzustellen, blieben letztlich unbefriedigend, weil sowohl die Kenntnisse über die Standorte als auch über das Waldwachstum dazu nicht ausreichten. Deshalb wurde nach leicht meßbaren Merkmalen des Waldbestands selbst gesucht, an denen die Ertragsleistung abgelesen werden konnte. Daraus ließen sich dann wieder bei einigermaßen ungestörtem Wachstum Schlüsse auf die Standortsgüte ziehen.

⁺ Prof. Dr., Direktor der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Sternwaldstr. 16, D-7800 Freiburg i. Br.

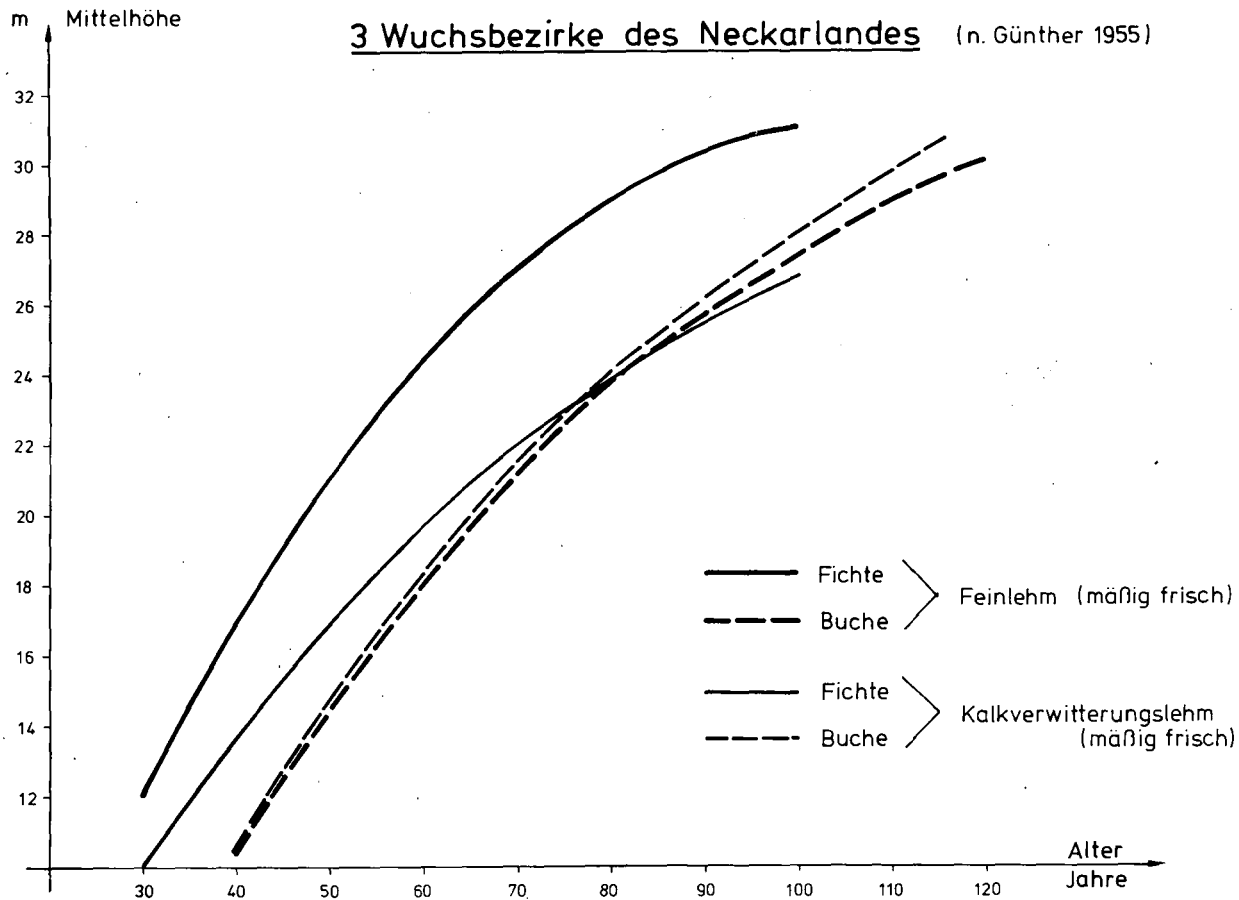
Franz von Baur (1877) entwickelte das Verfahren der Höhenbonitierung, bei dem er die in einem bestimmten Alter erreichte Mittelhöhe des Bestandes als Maßstab für die Ertragsleistung und indirekt als Maßstab für die Güte des Standorts benutzte. Dieses Verfahren wurde zur Grundlage der Ertragstafel-Konstruktion, die beinahe 80 Jahre lang eine der Hauptaufgaben forstlicher Forschung bleiben sollte. Um 1870 wurden in den größeren deutschen Ländern die forstlichen Versuchsanstalten gegründet. Von dieser Zeit an wurden auch in zunehmendem Umfang langfristige Versuchsflächen angelegt, die neben anderen Zielsetzungen vor allem die Grundlagen für die Ertragstafeln liefern sollten. Diese konnten mit Hilfe der auf den Versuchsflächen gemessenen Daten - vor allem auch über den Holzzuwachs längerer Zeiträume - mehr und mehr zu Wachstumsmodellen ausgebaut werden. Gliederungsmerkmal blieb die altersbezogene Höhe des Bestandes, die sich für diesen Zweck sehr gut bewährt hatte. Der Standort war so zwar indirekt angesprochen, er trat aber unmittelbar nicht in Erscheinung. Eine Verbindung standortkundlicher und damit auch bodenkundlicher Forschung mit forstlich-ertragskundlicher Forschung spielte für die Aufstellung von Ertragstafeln in deren Hauptperiode, die etwa von 1870 bis 1950 anzusetzen ist, keine oder allenfalls eine untergeordnete Rolle. Am Ende dieser Periode stellten zwei der wichtigsten Ertragstafelautoren - Wiedemann (1950) von der Preussischen Forstlichen Versuchsanstalt und Zimmerle (1947) von der Württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt - übereinstimmend fest, daß die klassische Art der Erarbeitung von Ertragstafeln zu einem gewissen Abschluß gekommen sei; es gelte nun, den Ursachen nachzugehen, und eine Weiterentwicklung sei nur durch stärkere Erfassung der standörtlichen Komponenten denkbar.

In diese Richtung war neben der Ertragstafelforschung her schon vorgearbeitet worden. Um 1925 hatte dazu die Waldtypenlehre von Cajander aus Finnland Anstöße gegeben. Cajander verknüpfte Vegetationstypen mit der Ertragsleistung von Waldbeständen; er versuchte, die standörtlichen Faktoren vor allem über Vegetationseinheiten zu erfassen. Teilweise angeregt durch Cajander wurde auch in Deutschland der Themenkreis Standort/Waldwachstum erneut aufgegriffen. Für diese Betrachtungsweise ergaben sich nach dem 2. Weltkrieg ganz neue Möglichkeiten durch die forstliche Standortskartierung, die damals in den meisten deutschen Ländern begonnen wurde.

Diese neuen Möglichkeiten gründeten sich vor allem auf die flächendeckende Arbeitsweise der Standortkartierung. Die Verbindung Standort/Waldwachstum war nicht für einzelne Versuchsflächen herzustellen, sondern für Standortseinheiten (Standortstypen). Daraus folgte die Notwendigkeit, mit statistischen Methoden zu arbeiten. Die Ergebnisse waren Mittelwerte des Waldwachstums für die einzelnen Standortseinheiten mit den zugehörigen Streuungen. Die Vorteile dieses Verfahrens liegen darin, daß die Ergebnisse übertragbar sind, da sie für die ganze Fläche der jeweiligen Standortseinheit gelten. Dies ist für die weitere forstliche Anwendung von großer Bedeutung, vor allem für die Ertragsregelung und die waldbauliche Planung. Nachteile können dadurch entstehen, daß die standörtlichen Komponenten nur so genau erfaßt werden, wie es zur Abgrenzung der Standortseinheiten notwendig ist. Das Erklären von Zusammenhängen ist damit häufig nicht unmittelbar möglich, sie können zunächst nur festgestellt werden. Die ertragskundliche (waldwachstumskundliche) Auswertung der Standortskarten gehörte in den letzten 30 Jahren als wesentlicher Bestandteil zum Gesamtvorhaben der forstlichen Standortkartierung. Wir wollen 2 Beispiele solcher Auswertungen betrachten und dabei die bodenkundlichen Aspekte in den Vordergrund stellen.

Auf Abb. 1 wurden aus einer Arbeit von Günther (1955) für den kollinen Bereich des Neckarlandes die Altershöhenkurven von Fichte und Buche für den Bereich zweier Standortseinheiten gegenüber gestellt. Es handelt sich um einen mäßig frischen Feinlehm und um einen mäßig frischen (mittelgründigen) Kalkverwitterungslehm. Zur Terminologie sei angemerkt, daß die forstliche Standortskunde in Baden-Württemberg bei der Bezeichnung der Standortseinheiten Öko-Serien verwendet (vgl. dazu Schlenker/Müller 1973). Im folgenden werden die Standortseinheiten in der Regel durch die Öko-Serie charakterisiert, ergänzt durch Angaben über den Wasser- und Lufthaushalt, die Gründigkeit oder die Nährstoffsituation des Bodens. Auf dem Feinlehmstandort ist die Fichte der Buche in der Höhenentwicklung deutlich überlegen. Auf dem Kalkverwitterungslehm liegen die beiden Höhenkurven relativ dicht beisammen; vom Alter 30 - 75 besteht eine ständig abnehmende Überlegenheit der Fichte, vom Alter 75 an gewinnt die Buche einen leichten Vorsprung. Die Fichte zeigt auf dem Feinlehm eine wesentlich bessere Entwicklung der Mittelhöhe als auf dem Kalkverwitterungslehm; im Alter 100 beträgt die Höhendifferenz etwa 4 m. Die Höhenentwicklung der Buche ist

Abb. 1 Altershöhenkurven von Fichte und Buche
auf verschiedenen Standorten



dagegen auf beiden Standorten nahezu gleich.

Auf Tab. 1 wird der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100 (dGz_{100}) von Fichte und Buche auf mittel- und tiefgründigem Kalkverwitterungslehm für 3 Wuchsbezirke aus dem kollinen Neckarland (Günther 1955) und die Wuchsbezirksgruppe Nördliche Ostalb (Moosmayer 1957) verglichen. Bei diesem Vergleich können in erster Linie die regionalen Unterschiede herausgeschält werden, da sich die Standortseinheiten im übrigen sehr nahe stehen. Das kühl-feuchte Regionalklima der Nördlichen Ostalb ermöglicht der Fichte eine deutlich bessere Zuwachsleistung als das warm-trockene der Wuchsbezirke aus dem Neckarland (12,9 gegenüber 9,5 Vfmp). Dagegen ergibt sich bei der Buche kein wesentlicher Unterschied.

Solche standortsbezogenen Werte, wie sie in den beiden Beispielen gezeigt wurden, werden u. a. dazu verwendet, um die für große Gebiete aufgestellten Ertragstafeln zu korrigieren und damit der Wirklichkeit näher zu kommen. Teilweise münden die Untersuchungen auch in Standortsertragstafeln, die nur für einen eng umschriebenen standörtlichen Bereich Gültigkeit beanspruchen. Die beiden Beispiele zeigen außerdem, daß durch gezielte Vergleiche Zusammenhänge über das bloße Feststellen hinaus auch erklärt werden können.

Gerade im bodenkundlichen Teil der Standortskartierung begnügte man sich aber nicht mit den Informationen, die zunächst zur Abgrenzung der Standortseinheiten notwendig waren. Durch bodenanalytische, teilweise auch durch nadelanalytische Untersuchungen sollte für bestimmte Kombinationen Standort/Bestandestyp die Situation des Nährstoffhaushalts näher geklärt werden.

Auch dazu soll ein Beispiel gegeben werden: Evers (1967 a und b) hat die Zusammenhänge zwischen den Verhältnissen Kohlenstoff/Nährelemente im Boden und dem Wachstum verschiedener Bestandestypen dargestellt. Der Quotient Kohlenstoff-/Nährelement-Konzentration wird dabei in den obersten 3-5 cm des Bodens (ohne Streu) bestimmt. Evers hat eingehend begründet, weshalb die Entnahme der Proben an der Grenze Luftraum/Boden zu besonders aussagekräftigen Ergebnissen führt. Neue Methoden haben die Möglichkeiten auf der waldwachstumskundlichen Seite erweitert. Tab. 2 zeigt Vergleiche, bei denen neue Daten über die Ertragsleistung der Fichte (Bechter 1977, Moosmayer/Schöpfer 1972) mit kohlenstoffbezogenen Nährelementwerten nach Evers verknüpft wurden. In dieser Tabelle werden Daten für die beiden Standortseinheiten Mäßig saurer Sand und Stark saurer Sand aus verschiedenen regionalen Einheiten gegen-

Tab. 1

Regionaler Vergleich der Zuwachsleistungen von Fichte und Buche auf Kalkverwitterungslehm

	FICHTE	BUCHHE
	$\frac{dGz}{Vfm} \cdot 100$	$\frac{dGz}{Vfm} \cdot 100$
MITTEL- UND TIEFGRÜNDIGER KALKVERWITTERUNGSLIHM	9,5	5,9
3 Wuchsbezirke d. Neckarlandes (n. Günther 1955)		
NÖRDLICHE OSTALB (n. Moosmayer 1957)	12,9	6,1

Tab. 2 Zusammenhänge zwischen Standortseinheiten, boden-
analytischen Werten und Wuchsleistung der Fichte

STANDORTSEINHEIT Wuchsbezirk	dGz ₁₀₀ Vfm _D	Niederschlag Mitteltemp. Apr. - Sept.	C/N		C/P		C/Ca	
			absolut	% (Min=100)	absolut	% (Min=100)	absolut	% (Min=100)
MÄSSIG SAURER SAND								
Virngrund 4/25	10.6	33	19	100	315	100	83	100
Schönbuch 4/13 a	10,2	30	23	121	465	148	136	163
Baar - Schwarzwald 5/01 (+5/03)	12,1	41	28	147	441	140	352	424
STARK SAURER SAND								
Virngrund 4/25	8,7	33	23	121	605	192	94	113
Schönbuch 4/13a	8,3	30	25	132	521	165	104	125
Baar - Schwarzwald 5/01 (+5/03)	8,2	41	32	168	585	186	321	387

übergestellt. Maßstab für die Wuchsleistung der Fichtenbestände ist der durchschnittliche Gesamtzuwachs im Alter 100. Als grober Anhalt für das Regionalklima wird der Quotient aus Niederschlag und mittlere Temperatur für den Zeitraum April bis September angegeben. Die beiden Wuchsbezirke Virngrund und Schönbuch liegen dabei dicht zusammen; der Baar-Schwarzwald hebt sich davon deutlich nach oben ab. In den weiteren Spalten sind die kohlenstoffbezogenen Nährelementwerte für Stickstoff, Phosphor und Calcium jeweils absolut und prozentual (bezogen auf den kleinsten Wert) aufgeführt. Der Vergleich zwischen mäßig saurem Sand und stark saurem Sand getrennt nach den regionalen Einheiten ergibt einen deutlichen Unterschied im dGz_{100} , der etwa zwischen 2 und 4 Vf_{mp} liegt. Dem entsprechen beim C/N- und C/P-Verhältnis durchweg höhere, d. h. schlechtere Werte für den stark sauren Sand. Beim C/Ca-Verhältnis ist das Bild nicht so eindeutig. Betrachten wir die 3 regionalen Einheiten innerhalb des mäßig sauren Sandes, so ist beim Virngrund und Schönbuch eine ähnliche Leistung, beim Baar-Schwarzwald eine deutliche höhere Leistung festzustellen. Demgegenüber liegt der Baar-Schwarzwald beim C/N- und C/Ca-Verhältnis eindeutig schlechter, beim C/P-Verhältnis etwa in der Größenordnung des Schönbuchs. Für die Fichte reichen offenbar diese insgesamt schlechteren Nährstoffverhältnisse im Baar-Schwarzwald noch aus; das wesentlich günstigere Regionalklima ermöglicht ihr die besseren Leistungen. Beim stark sauren Sand liegen die 3 verglichenen regionalen Einheiten in der Wuchsleistung der Fichte etwa auf der gleichen Höhe. Auch hier ist aber festzustellen, daß im Baar-Schwarzwald diese gleiche Leistung erreicht wird, obwohl wiederum im C/N- und C/Ca-Verhältnis deutlich schlechtere Werte vorliegen, beim C/P-Verhältnis etwa die gleiche Größenordnung wie bei den beiden anderen regionalen Einheiten gegeben ist. Mit diesem Beispiel, das nur einige Hinweise geben konnte, wollen wir die Entwicklungslinie Standort/Waldwachstum abschließen und uns einer zweiten zuwenden: Standort/waldbauliche Planung. Dabei geht es um die zentrale Frage, welche Baumart oder welche Baumartenmischung auf einem Standort angestrebt werden soll. Dieses Problem ist sehr alt; es trat umso stärker hervor, je mehr durch Säen oder Pflanzen die Möglichkeiten zu einem vollständigen Baumartenwechsel gegeben waren. Wir wollen unsere Betrachtung aber erst im Zeitalter der geregelten Forstwirtschaft beginnen und als Beispiel die Waldbauregeln des Königreichs Württemberg von 1865 herausgreifen. Sie berücksichtigten dort erstmals eingehend regio-

nale und lokale standörtliche Unterschiede. Für die Schwäbische Alb sahen die Regeln z. B. vor, auf tiefgründigen Lehm Böden Laubmischwälder zu erhalten oder zu begründen; auf den Kalkverwitterungsböden des Jura wurde eine stärkere Beteiligung der Nadelbäume vorgeschlagen. Wenn diese Vorstellungen auch heute teilweise nicht mehr gelten, so sind die Waldbauregeln doch ein früher bemerkenswerter Versuch, die waldbauliche Planung standörtlich zu differenzieren. Diese Versuche wurden fortgesetzt, es fehlte aber eine einheitliche Erfassung und Beschreibung der forstlichen Standorte auf der großen Fläche. In den ersten Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts trat die Einführung von Waldbausystemen in den Vordergrund, die einen verallgemeinernden Einfluß ausübten und der Entwicklung eines Waldbaus auf standörtlicher Grundlage nicht günstig waren. Die entscheidende Wende trat erst nach dem 2. Weltkrieg mit dem Beginn der Standortskartierung auf großer Fläche ein. Sie schuf mit ihrem Fortschreiten mehr und mehr die Voraussetzungen für eine standörtlich ausgerichtete waldbauliche Planung. Heute ist die Baumartenwahl ohne diese Grundlage, an der die bodenkundliche Komponente einen wesentlichen Anteil hat, nicht mehr denkbar. Die Gesichtspunkte, die dabei zu berücksichtigen sind, sollen in dem auf Tab. 3 dargestellten Beispiel kurz gezeigt werden. Es handelt sich um einen kleinen Ausschnitt der waldbaulichen Planung für den kollinen Bereich des Neckarlandes. Herausgegriffen werden 2 Gruppen von Wasserhaushaltsstufen für die Öko-Serien der Sande und der Feinlehme. Die Wahl der Betriebszieltypen, die vor allem durch die im Endzustand angestrebte Baumartenmischung charakterisiert sind, wird bestimmt durch die standörtlichen Möglichkeiten und die vom Walde zu erfüllenden Funktionen. Die Planung auf den einzelnen Standortseinheiten wird dabei mitbestimmt durch übergeordnete Gesichtspunkte, z. B. durch die für das ganze Land angestrebte Baumartenverteilung. Die Tab. 3 zeigt die größere Vielfalt in der Planung bei den Feinlehmen, die im frischen und mäßig frischen Wasserhaushaltsbereich allen Betriebszieltypen gute Möglichkeiten bieten würden; im mäßig trockenen und trockenen Bereich scheidet die Fichte aus, bei den Laubbaumarten wird hier der Schwerpunkt bewußt auf die Eiche gelegt, weil auf diesen Standorten hohe Anteile an Wertholz zu erwarten sind. Bei den Sanden wird die Planung jeweils auf wenige Betriebszieltypen konzentriert. Im mäßig trockenen und trockenen Bereich bleibt tatsächlich im wesentlichen die Alternative Douglasie oder Eiche. Im fri-

Tab. 3 Beispiel für die standortsbezogene Planung
der Betriebszieltypen

KOLLINE STUFE DES NECKARLANDES

Standortseinheiten	Planung der Betriebszieltypen (in % der Fläche der einzelnen Standortseinheiten)					
	Fichte (-Buche)	Douglasie (-Buche)	Lärche (-Buche)	Eiche	Buche	sonst. Laubbäume
SANDE						
frisch u. mäßig frisch	50	-	50	-	-	-
mäßig trocken u. trocken	-	65	-	35	-	-
FEINLEHME						
frisch u. mäßig frisch	45	-	5	-	40	10
mäßig trocken u. trocken	-	25	25	50	-	-

schen und mäßig frischen Bereich bestehen an sich einige Möglichkeiten, diese guten und stabilen Standorte sollen aber für den Fichten-(Buchen-) und Lärchen-(Buchen-)Typ ausgenutzt werden, die insgesamt einen bestimmten Anteil erreichen müssen, auf vielen Standorten in diesem warmen und trockenen Regionalklima aber von vornherein ausscheiden.

Bei den beiden Fragestellungen, die wir in ihrer zeitlichen Entwicklung verfolgt haben, war in erster Linie eine auf die Zwecke der Standortgliederung ausgerichtete Erfassung der Bodenverhältnisse im Gelände und eine entsprechende Bodensystematik notwendig. Diese Aufgaben wurden von den forstlichen bodenkundlichen Forschungseinrichtungen Zug um Zug aufgegriffen und erfüllt, nachdem Forderungen auch von der Praxis her gekommen waren. Am Anfang der forstlichen bodenkundlichen Forschung standen freilich andere Themen. Wir wollen dazu noch kurz eine dritte Entwicklungslinie verfolgen: Die Forschungsthemen in den forstlichen bodenkundlichen Forschungseinrichtungen.

Von Rehfuß (1978) und Kreutzer/Rehfuß (1978) liegen dazu aus jüngster Zeit gründliche Darstellungen vor. Wir wollen uns hier auf die Entwicklung in Baden-Württemberg beschränken. Rehfuß und Kreutzer haben hervorgehoben, daß am Beginn der forstlichen Bodenkunde - etwa im letzten Drittel des vorigen Jahrhunderts - die Agrikulturchemie stand. Als Problemkreise standen im Vordergrund: Beurteilung und Düngung der Waldböden; Wirkung der Baumarten auf den Boden; Erkennen und Kartieren von Standortseinheiten. Die Entwicklung in Baden-Württemberg zeigt dazu deutliche Parallelen, wenn sie auch etwas später einsetzt. Von den bodenkundlichen Veröffentlichungen aus den ehemaligen badischen und württembergischen forstlichen Versuchsanstalten bis 1945 entfallen 63 % auf den Bereich Düngung und sonstige Melioration, 18 % auf Wasserhaushalt des Bodens, 14 % auf Waldstreu und Humus, 5 % auf Probleme der Bodenuntersuchung. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang, daß Karl Reihling, der erste eigenständige Bodenkundler der württembergischen Forstlichen Versuchsanstalt, von der Ausbildung her Pharmazeut (wie Ebermayer und Ramann in München) war; sein Nachfolger Erwin Schairer war von Hause aus Chemiker.

Zum Problemkreis "Erkennen und Kartieren von Standortseinheiten" lassen sich erste Ansätze kurz vor dem zweiten Weltkrieg finden. Zu nennen sind hier beispielsweise die Beiträge von Schairer (1939) in "Die Buche der Ostalb". Dieser Themenbereich trat dann stärker in den Vordergrund mit der Entwicklung der Standortskar-

tierung nach 1945. Es sind hier auf bodenkundlicher Seite vor allem Gustav Adolf Krauß und Siegfried Müller zu nennen. Krauß hat in den ersten Jahren zusammen mit Gerhard Schlenker das Verfahren der Standortkartierung in Württemberg entwickelt. S. Müller, der bald zu der standortkundlichen Arbeitsgemeinschaft gestoßen war, betreut bis heute den bodenkundlichen Teil der Kartierung.

Damit haben wir auch bei dieser Entwicklungslinie den Anschluß an die Gegenwart erreicht. An einem der Beispiele aus dem Themenbereich Standort/Waldwachstum (Tab. 2) war zu sehen, wie bodenanalytische Untersuchungen mit den Befunden der Standortkartierung und der ertragskundlichen Auswertung verknüpft werden können. Dieser Weg sollte in der Zukunft weiter beschritten und ausgebaut werden. Erst die Ordnung spezieller bodenkundlicher Untersuchungen - welcher Art auch immer - nach den Einheiten der Standortkartierung ermöglicht die Übertragung auf die größere Fläche und damit in die Praxis. Umgekehrt bedarf die Standortkartierung zu ihrer Weiterentwicklung einer Fundierung durch zusätzliche Untersuchungen, ohne die es oft schwierig ist, die ursätzlichen Zusammenhänge zwischen dem Standort und der Waldentwicklung zu erkennen.

Literatur

- BAUR, F.v., 1877: Die Fichte in Bezug auf Ertrag, Zuwachs und Form.
J. Springer Verlag, Berlin
- BECHTER, W., 1977: Das Wachstum der Fichte im Wuchsgebiet Baar-Wutach.
Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Bad.-Württ., Bd. 49
- CAJANDER, A.K., 1927: Waldtypen und Forstwirtschaft.
Jahresbericht d. Deutschen Forstvereins
- EVERS, F.H., 1967a: Kohlenstoffbezogene Nährelementverhältnisse (C/N, C/P, C/K, C/Ca) zur Charakterisierung der Ernährungssituation in Waldböden.
Mitt.d.Vereins f.Forstl.Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Heft 17
- EVERS, F.H., 1967b: Zur Frage der Zusammenhänge zwischen Standort, Bestandestyp, Wachstum und Nährstoffverhältnisse des Bodens.
Bericht XIV. IUFRO-Kongreß, Sektion 21, München

- GÜNTHER, M., 1955: Untersuchungen über das Ertragsvermögen der Hauptholzarten im Bereich verschiedener Standortseinheiten des württembergischen Neckarlandes.
Mitt.d.Vereins f.Forstl.Standortskartierung, Heft 4
- KOCH, H.,
SCHAIRER, E., 1939: Die Buche der Ostalb.
GAISBERG, E.v. Mitt.d.Württ.Forstl.Versuchsanstalt, Bd.6
- KREUTZER, K.,
REHFUESS, K.E., 1978: Forschungsprobleme und Leitlinien der Waldbodenkunde.
Berichte d.Forstl.Forschungsanstalt München, Nr. 42
- MOOSMAYER, H.-U.,
1957: Zur ertragskundlichen Auswertung der Standortsgliederung im Ostteil der Schwäbischen Alb.
Mitt.d.Vereins f.Forstl.Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Heft 7
- MOOSMAYER, H.-U.,
SCHÖPFER, W., 1972: Beziehungen zwischen Standortsfaktoren und Wuchsleistung der Fichte.
Allg.Forst- u.Jagdzeitung, S. 203 ff
- REHFUESS, K.E., 1978: Aufgaben und Leitlinien waldbodenkundlicher Forschung- zum Gedenken an Walter Wittich.
Forstarchiv, S. 85 ff
- SCHLENKER, G.,
MÜLLER, S., 1973: Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg I. Teil (Wuchsgebiete Neckarland und Schwäbische Alb).
Mitt.d.Vereins f.Forstl.Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, Heft 23
- WIEDEMANN, E., 1950: Über die Einführung von Ertragstafeln, die auf dem dGz aufgebaut sind, und die Berücksichtigung des Sondercharakters der einzelnen Wuchsgebiete.
Forstwiss. Centralblatt, S. 625 ff.
- ZIMMERLE, H., 1947: Beiträge zur Biologie der Fichte.
Mitt.d.Württ.Forstl.Versuchsanstalt, Bd.8

Die bodenkundliche Forschung im Raum Freiburg i. Br.

von

Zöttl, H. W.⁺

Freiburg im Breisgau hat eine ungünstige verkehrsgeographische Lage. Im Osten und Westen erschweren wenig erschlossene Mittelgebirge den Zugang. In Nord-Süd-Richtung stellt das Rheintal eine derart gute Verbindung dar, daß man erst in Basel oder Karlsruhe bemerkt, an Freiburg vorbeigefahren zu sein. So nimmt es denn nicht Wunder, daß die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft erst nach 25 Jahren wieder Freiburg zum Tagungsort wählte. Wenn nun heute mehr als 300 Bodenkundler in den Südwesten der Bundesrepublik gekommen sind, ist es vielleicht angebracht, einiges über die Entwicklung der Bodenkunde in dieser Region zu erzählen. Es gibt im Raum Freiburg eine Reihe von wissenschaftlichen Institutionen, die sich mit bodenkundlichen Problemen beschäftigen. Ich bitte um Nachsicht, wenn ich davon nur das Referat Bodenkunde und Landschaftsökologie im Geologischen Landesamt Baden-Württemberg und das Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität eingehender heranziehe.

An der Freiburger Universität wurde das Fach Bodenkunde erst 1920 etabliert. Dies geschah im Zuge der Zusammenlegung der forstlichen Ausbildung von Tübingen und Karlsruhe nach Freiburg. Das Bodenkunde-Institut hatte somit von Anfang an seinen Platz in der Forstlichen Abteilung der Naturwissenschaftlich-Mathematischen Fakultät. Über die Periode bis 1945 ist heute kaum mehr etwas aktenkundig, da das Institut 1944 mit allen Unterlagen durch Kriegseinwirkung vollständig vernichtet wurde. Immerhin scheint die Bodenkunde in den 30er Jahren gewissen Einfluß auf das Geschehen an der Universität gehabt zu haben. Am 10. Juli 1934 wurde nämlich das Kollegienge-

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i. Br.

bäude I durch Brand weitgehend zerstört, und es heißt, daß dieser in einem als Laboratorium für Bodenuntersuchungen eingerichteten Dachraum entstanden sei.

1950 wurde Robert Ganssen nach Freiburg berufen. 1952 wurden die jetzigen Räume des Instituts in der Alten Universität bezogen. In den zwei Jahrzehnten bis zu seiner Emeritierung 1971 baute Ganssen das Institut in zäher Ausdauer auf. Fragen der regionalen Bodenkunde und Bodengeographie bestimmten die Forschungsarbeiten. Behandelt wurden das Oberrheintal mit seinen steppenartigen Böden, die Höhenstufen des Südschwarzwalds mit besonderer Berücksichtigung der Braunerden und des anthropogenen Einflusses auf die Podsolierung, im Kaiserstuhl die trockenen basenreichen Ranker auf Tephrit und die stratigraphisch-pedologische Gliederung der Lößdecken, in der Emmendinger Vorbergzone die Beziehungen zwischen Landschaft und Böden mit Lessivierungsdynamik sowie schließlich der Dinkelberg, die südwestliche Vorbergzone des Schwarzwalds mit ihrer enormen petrographischen Vielfalt. Für die meisten dieser Gebiete wurden auch Bodenkarten erstellt. Eindrucksvoll sind die Karten mit dem reichhaltigen Bodentypenmosaik der Freiburger Bucht und des südlichen Oberrheingebiets. Hier schlossen sich später eingehende Untersuchungen über die Rubefizierung und Lessivierung in Böden auf alpinen Schottern an.

Bodenkundlich-forststandortkundliche Fragen wurden vor allem im östlichen Gebiet des Südschwarzwalds angepackt. Darüberhinaus beteiligte sich das Bodenkunde-Institut an einer Reihe von forst-ökologischen Gemeinschaftsprojekten, bei denen wechselnde Zusammenarbeit mit den Instituten für Ertragskunde, für Waldbau, für Forstzoologie und nicht zuletzt mit der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt zustande kam. Zu erwähnen ist schließlich die enge Verbindung mit den geowissenschaftlichen Fächern der Universität.

In der Periode ab 1971/72 erfolgte eine gewisse Weiterführung von regional-pedologischen Arbeiten unter Berücksichtigung des anthropogenen Einflusses. Eine stärkere Schwerpunktbildung sowie Ausweitung auf landschaftsökologische Inventuren und Umsatzmessungen in Ökosystemen ist zu verzeichnen. Der Institutsname wurde erweitert in Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre.

Eine Serie von Untersuchungen beleuchten den Bodenwasser- und Nährstoffhaushalt von Waldstandorten. Diese Arbeiten wechselten von der lößbedeckten Vorbergzone auf die Schotterpararendzinen mit Kiefernauaufforstungen in der Rheinaue, die heute nach starker Grundwasserabsenkung rein terrestrische Bodendynamik haben. Es zeigte sich, daß diese Waldökosysteme höchstens eine minimale Grundwasserspende erbringen, ihr Wachstum unter sommerlichem Wassermangel leidet und durch unzureichende Aufnahme vor allem von Kalium und Mangan begrenzt wird. Auf diesen Problemstandorten wird derzeit auch der Einfluß intensiver Bewässerung mit belastetem Rheinwasser und weniger belastetem Grundwasser auf die Bodeneigenschaften gemessen.

In einem weiteren Forschungsbereich wurden die Alterstellung und anthropogene Beeinflussung von Lößparabraunerden in der Emmendinger Vorbergzone aufgeklärt. Durch pedologisch-geochemisch-mineralogische Charakterisierung der Lössen im südlichen Oberrheingebiet wurde die stratigraphische Gliederung verbessert und eine Einordnung von Paläoböden ermöglicht.

Da der Grundgebirgsschwarzwald seit den 50er Jahren kaum mehr bodenkundlich beachtet worden war und auch die forstliche Standortskartierung erst in den letzten Jahren in diesem Gebiet begonnen hat, legten wir einen besonderen Schwerpunkt der Arbeiten in dieses Gebiet. In ausgewählten Teillandschaften wurden die Bodengesellschaften aufgenommen und kartenmäßig dargestellt. Verstärkt stand die Untersuchung der Bodenentwicklung in Abhängigkeit von den Faktoren der Bodenbildung im Vordergrund. Dabei ergab sich, daß die verschiedenen Arten der Bodennutzung nur wenig die Bodeneigenschaften verändern. Das Ausmaß der Podsolierung ist überwiegend lithogen bedingt. Eine eingehende regional-vergleichende Analyse der pleistozänen Deckschichten im Südschwarzwald zeigt ihre fundamentale Bedeutung für die Bodenbildung und Standortseigenschaften.

Seit 5 Jahren stehen im Vordergrund die Untersuchungen der Spurenelementdynamik einer Kleinlandschaft, der Bärhalde, wobei umweltrelevante Schwermetalle wie Cadmium, Blei oder Zink besondere Berücksichtigung finden. Diese Arbeiten im Rahmen eines Schwerpunktprogrammes der DFG lassen die Umsatzgesetzmäßigkeiten von einem Dutzend Spurenelementen erkennen. Sie liefern außerdem Background-

Daten aus gering immissionsbelasteten Mittelgebirgsstandorten, die zur Beurteilung stärkerer Umweltbelastungen erforderlich sind. Früher waren bereits die Bindungsmechanismen von Immissionsblei in Böden dargestellt worden.

Diese Projekte werden ergänzt durch Untersuchungen über die Nähr-elementversorgung von Fichtenbeständen im südlichen Schwarzwald. Hier begrenzt die Stickstoffanlieferung offenbar nur in mittleren Höhenlagen das Wachstum. Phosphor wird im gesamten Raum optimal angeboten. Stellenweise sind gesteinsbedingte Mangelsituationen bei Magnesium erkennbar. Die Spurenelementversorgung der Fichte ist nirgends gefährdet. Außerdem verfolgen wir die Rolle der Bodenfauna im Humushaushalt und bei der Umverteilung von Spurenelementen. Ein auslösendes Moment für diese bodenbiologischen Untersuchungen war das im westlichen Teil des Südschwarzwaldes beobachtete Vorkommen des größten Regenwurms Mitteleuropas, der sonst in der Bundesrepublik fehlt. Er bewirkt Bioturbationen erstaunlichen Ausmaßes und ist auf den sympathischen Namen *Lumbricus badensis* getauft.

Eine weitere Gruppe von Arbeiten beschäftigt sich mit praktisch bedeutsamen Fragen des Umweltschutzes. Hier sind zu erwähnen Untersuchungen des Baumsterbens nach Streusalzanwendung, zahlreiche Feld- und Modellversuche über Schwermetallmobilisierung und -sorption bei Ausbringung von Müll- und Klärschlammkomposten sowie Untersuchungen von Schälrindenmaterial als Bodenverbesserungsmittel.

Die Zusammenarbeit mit der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt ist eng. Weitere Forschungsaktivitäten des Instituts auf dem Gebiet der Waldernährung und in überseeischen Räumen müssen hier unberücksichtigt bleiben.

Die Einrichtung des bodenkundlichen Dienstes im Rahmen des Geologischen Landesamtes im Südwesten der Bundesrepublik ist ebenfalls jungen Datums. Vor der Schaffung des Landes Baden-Württemberg wurde in Nord- und Südbaden die Ansprache der Böden und ihre agronomische Bewertung von den kartierenden Geologen durchgeführt. Nordwürttemberg und Südwürttemberg-Hohenzollern hatten Ende der 40er Jahre je eine Planstelle für Wissenschaftler geschaffen.

Nach Errichtung des Geologischen Landesamtes Baden-Württemberg wurde 1956 die Abteilung Bodenkunde mit zunächst 2, später 4 Wissenschaftlern etabliert. Unter Leitung von Dr. Wacker war Hauptaufgabe die Herstellung von Bodenschätzungskarten im Maßstab 1:5000 und die bodenkundliche Betreuung der forstlichen Standortskartierung.

Nach Übernahme der bodenkundlichen Abteilung durch Herrn Kollegen Hummel im Jahr 1968 verlegte sich der Schwerpunkt der Arbeiten auf die Entwicklung und Herstellung von ökologischen Standortseignungskarten im Auftrage des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt. Im Rahmen der landschaftsökologischen Bestandsaufnahme von Baden-Württemberg, die 1974 in den Verdichtungsräumen begonnen hatte, erfolgte 1976 nun auch vom Landesamt aus eine Bodenkartierung der Freiburger Bucht. Von dieser Bodenkarte im Maßstab 1:25000 wurden leicht lesbare Auswertungskarten abgeleitet. Sie umfassen eine Landbaueignungskarte, eine Karte des Beregnungsbedarfs der landwirtschaftlichen Nutzfläche, eine Karte der Bodenwasserhältnisse und eine Karte der Grundwasserneubildung aus dem Niederschlag. Das Kartenwerk hilft bei der Erfassung der ökologischen Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen in diesem Raum. Es gilt als unentbehrliche Grundlage für Landschaftsplanung und Flächennutzungsplanung. Darüberhinaus lieferten diese Untersuchungen Erkenntnisse über die quartäre Sedimentationsgeschichte in der Freiburger Bucht.

Es erscheint mir angebracht, nochmals einen Blick auf die personelle Entwicklung zu werfen. Sie hat leider mit gestiegenen Anforderungen nicht Schritt gehalten. Für die Bodenkunde im Geologischen Landesamt Baden-Württemberg ist sie deprimierend. Seit 1972 ist die frühere Abteilung in ein Referat zurückgestuft. Im Vergleich der personellen Ausstattung der bodenkundlichen Abteilungen der anderen Geologischen Landesämter der Bundesrepublik liegt Baden-Württemberg mit seinem Anteil an Bodenkundlern mit Abstand an letzter Stelle. In den übrigen Bundesländern sind 14-25 % der Wissenschaftler an den Geologischen Landesämtern Bodenkundler, in Baden-Württemberg ganze 5 %. Im Hinblick auf die in den vorhergehenden Referaten unterstrichene Bedeutung der Bodenkunde, die Größe des Landes Baden-Württemberg und seine vielgestaltige Landschaft ist diese Situation erstaunlich.

Am Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität war die personelle Entwicklung von 1952 bis jetzt positiv. Infolge von drei Wegberufungen von Dozenten in jüngster Zeit und des damit verbundenen Verlustes der Stellen ist die Kapazität stark geschrumpft. Nun ist das Institut hinsichtlich Personal- und Raumbestand das kleinste in der Bundesrepublik.

Lassen Sie mich zum Schluß noch kurz auf die Zielsetzung der diesjährigen Tagungsexkursionen eingehen.

Wir demonstrieren:

1. Landschaftsökologische Gesetzmäßigkeiten unter besonderer Berücksichtigung umweltbelastender Faktoren als Grundlagen für Fragen der Bodennutzung und Landespflege;
2. Bodensequenzen vom kühl-humiden Mittelgebirge zum warm-trockenen Vorland. Dabei wird die Stellung der vorgeführten Bodenformen im System der Bodentypen diskutiert unter besonderer Beachtung hydromorpher Böden am Hang, kryptopodsoliger Braunerden sowie von Übergangsformen ehemaliger Aueböden zu terrestrischen Böden.

Aufgrund der Lage Freiburgs im Dreiländereck bot sich eine Einbeziehung von Nachbargebieten in Frankreich und in der Schweiz in das Exkursionsprogramm an. Dankenswerterweise haben die Kollegen in Nancy sowie Zürich, Bern und Lausanne diese Anregung gerne aufgegriffen. Sie haben mit der Organisation der Exkursionen in ihre Länder die enge Verbundenheit mit der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft bestens kundgetan. Ihnen gilt daher der besondere Dank unserer Gesellschaft.

Als Tagungspräsident möchte ich allen Tagungsteilnehmern, die in so großer Zahl wie noch nie bei früheren DBG-Tagungen nach Freiburg gekommen sind, herzlich danken. Wir freuen uns sehr über diesen Zustrom, möchten ihn aber nicht mit der Attraktion der hier gebotenen pedologischen Objekte erklären, sondern glauben schlicht an die Anziehung der gastlichen Stadt Freiburg, der südbadischen Landschaft und des Weins mit dem Sonnenmännchen.

Organisation und Durchführung der Tagung war nur durch großzügige Unterstützung möglich. Ich danke dem Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt, dem Ministerium für Wirtschaft, Mittel-

stand und Verkehr, der Deutschen Forschungsgemeinschaft, der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, der Landesanstalt für Umweltschutz, den Dienststellen der Landesforstverwaltung im Bereich der Forstdirektion Freiburg, der Gemeinde Feldberg und nicht zuletzt der Stadt Freiburg.

Die Hauptlast der mehrjährigen Vorbereitungsarbeiten für die Exkursionsobjekte trugen die wissenschaftlichen und technischen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter im Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre sowie im Referat Bodenkunde und Landschaftsökologie des Geologischen Landesamtes. Ich kann hier nur meinen herzlichsten Dank sagen; Sie alle können unsere Arbeit wohl am besten durch rege Beteiligung am Tagungsprogramm würdigen.

Bodenwasserhaushalt, Evapotranspiration und Pflanzenenertrag.

von

RENGER, M. ⁺ und O. STREBEL ⁺⁺

1. Einleitung

Für einen rationellen Einsatz des Wassers in der pflanzlichen Produktion sind Kenntnisse über die Beziehung Bodenwasserhaushalt, Evapotranspiration und Pflanzenenertrag notwendig. In der letzten Zeit sind zu diesem Thema neue quantitative Ansätze erschienen (z.B. FEDDES et.al. 1978, de WIT et.al. 1978, RIJTEMA 1973, SLABBERS 1979). Mit diesen neuen Erkenntnissen und einigen eigenen Untersuchungen zum Problem Wasserhaushalt und Ertrag beschäftigt sich unser Beitrag.

2. Beziehungen zwischen Bodenwasserhaushalt, Evapotranspiration und Pflanzenenertrag

2.1 Pflanzenverfügbares Bodenwasser und Ertrag

Ein wichtiger Kennwert des Bodenwasserhaushaltes ist im Zusammenhang mit dem Pflanzenwachstum die Menge an pflanzenverfügbarem Bodenwasser (nutzbare Feldkapazität + kapillarer Aufstieg) im effektiven Wurzelraum Wpfl (RENGER et.al. 1974). Es liegt daher nahe, die Beziehung Pflanzenenertrag und pflanzenverfügbare Bodenwassermenge etwas eingehender zu betrachten. Die in Abbildung 1 dargestellten Weizenkornenerträge aus dem Raum Hannover zeigen einen Anstieg mit zunehmender pflanzenverfügbarer Bodenwassermenge. Die Beziehung ist aber nicht allzu eng, wie aus der Streuung der Einzelwerte zu ersehen ist.

Da der Pflanze neben der Menge an Wpfl auch das Niederschlagswasser, das während der Vegetationszeit fällt, zur Verfügung steht, wurde in Abbildung 2

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung und

⁺⁺ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
3000 Hannover 51, Stilleweg 2, Postfach 510153

der Kornertrag mit der gesamten pflanzenverfügbaren Wassermenge (Wpfl + Niederschlag während der Vegetationszeit) in Beziehung gesetzt.

Auch diese Beziehung weist eine große Streuung auf. Die Ursachen dafür liegen z.T. in der unterschiedlichen Niederschlagsverteilung während der Vegetationszeit. Für den Kornertrag ist vor allem die Wasserversorgung während des Überganges von der vegetativen zur generativen Phase (Schossen bis Blüte) entscheidend. Ein weiterer Grund für die großen Streuungen liegt in der Definition der nutzbaren Feldkapazität, die zu wenig die unterschiedliche Verfügbarkeit des Bodenwassers berücksichtigt. Ein Einfluß unterschiedlicher Nährstoffversorgung dürfte bei den ausgewerteten Standorten nicht vorliegen, da es sich um sehr gut versorgte Böden handelt.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei niederländischen Standorten mit Grünlandnutzung (s. Abb. 3, RIJTEMA 1968). Auch hier zeigt die Beziehung Trockenmasseertrag und pflanzenverfügbare Wassermenge eine große Streubreite. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß man mit Kennwerten, die nur über die potentielle Wasserversorgung der Pflanzen Aufschluß geben, nicht das eigentliche Ziel erreicht. Für eine enge Beziehung zwischen Bodenwasserhaushalt und Ertrag braucht man den tatsächlichen Wasserverbrauch bzw. die Transpiration der Pflanze. Die Transpiration läßt sich über Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen im Gelände direkt ermitteln (RENGER et.al. 1970). Sie kann aber auch mit Hilfe von Simulationsmodellen relativ leicht berechnet werden (z.B. RENGER et.al. 1977, van der PLOEG et.al. 1978).

2.2 Transpiration und Pflanzenertrag

Die in Abbildung 4 dargestellte Beziehung zwischen Transpiration und Trockenmasseertrag von Kartoffeln ist nur dann eng, wenn Jahre mit ähnlicher Witterung miteinander verglichen werden. In trockenen Jahren (z.B. 1959 und 1964) wird bei gleicher Transpiration weniger Trockenmasse gebildet als in feuchteren Jahren. Dies deutet darauf hin, daß die Beziehung zwischen Transpiration und Trockenmasseertrag zusätzlich von Klimagrößen beeinflusst wird. Die Erklärung hierfür findet man, wenn man den Prozeß von Transpiration und Photosynthese in Form von Diffusionsgleichungen darstellt (BIERHUIZEN & SLATYER 1965):

$$\text{Transpiration } E_t = \frac{\Delta e}{r_a + r_s} \quad (1)$$

$$\text{Photosynthese } P = \frac{\Delta CO_2}{r'_a + r'_s + r'_m} \quad (2)$$

Darin bedeuten:

- Δe = Wasserdampfsättigungsdefizit zwischen Blatt und der Luft
- r_a, r'_a = Diffusionswiderstand für Wasserdampf bzw. CO_2 in der Umgebung des Blattes (laminaer Grenz-widerstand)
- r_s, r'_s = Stomatawiderstand für Wasserdampf bzw. CO_2
- r'_m = Mesophyllwiderstand für CO_2
- ΔCO_2 = Differenz zwischen der CO_2 -Konzentration in der Luft und im Blatt

Für Δe kann man die Differenz zwischen dem Sättigungs- und dem aktuellen Wasserdampfdruck in der Luft benutzen. Dabei wird davon ausgegangen, daß die Blatt-Temperatur der Luft-Temperatur entspricht und in den Stomatahöhlräumen volle Wasserdampfsättigung herrscht. Aus Abbildung 5 ist der Einfluß der verschiedenen Faktoren auf die in den Gleichungen 1 und 2 auftretenden Widerstände schematisch dargestellt.

Die Kombination der Gleichungen 1 und 2 ergibt:

$$\frac{E_t}{P} = \frac{\Delta e (r'_a + r'_s + r'_m)}{\Delta CO_2 (r_a + r_s)} \quad (3)$$

Unter Geländebedingungen ist bei gleicher Kulturart CO_2 und das Verhältnis der verschiedenen Widerstände einigermaßen als konstant anzusehen. Daraus ergibt sich für die Beziehung Photosynthese (bzw. Trockenmasseertrag) und Transpiration folgende einfache Gleichung:

$$P = A \frac{E_t}{\Delta e} \quad (4)$$

Nach Gleichung 4 ist zwischen dem Quotienten $\frac{E_t}{\Delta e}$ und dem Trockenmasseertrag eine enge Beziehung zu erwarten. Die Abbildungen 6 und 7 bestätigen dies (RIJTEMA 1968, RIJTEMA & ENDRÖDY 1970).

Aus Gleichung 4 läßt sich auch ableiten, daß der Transpirationskoeffizient $\frac{E_t}{P}$ mit steigendem Δe zunimmt (s. Abb. 8). Bei gleichem Δe können zwischen verschiedenen Pflanzenarten größere Unterschiede im Transpirationskoeffizienten auftreten. Dies ist vor allem dann der Fall, wenn es sich wie in Abbildung 8 um sogenannte C_3 - und C_4 -Pflanzen handelt (BIERHUIZEN & SLATYER 1965).

Die C_4 -Pflanzen (z.B. Mais) sind bei der Photosynthese wesentlich effektiver. Bei ihnen verläuft die CO_2 -Fixierung vor allem über einen C_4 -Zyklus. Bei den C_3 -Pflanzen (z.B. Weizen) erfolgt die CO_2 -Fixierung dagegen nur über einen C_3 -Zyklus. Da bei den C_4 -Pflanzen wesentlich geringere mittlere CO_2 -Konzentrationen im Blatt auftreten (≈ 100 ppm CO_2) als bei den C_3 -Pflanzen (≈ 200 ppm CO_2), ist der CO_2 -

Gradient (ΔCO_2 , s. Gleichung 3) bei den C_4 -Pflanzen wesentlich höher. Sie können daher pro Einheit Wasser auch mehr Trockensubstanz bilden (s. Abb. 8). Ein weiterer Grund für die höhere Effektivität der C_4 -Pflanzen liegt in der geringeren Photorespiration (CHOLLET & OGREN 1975).

Aus den Gleichungen 2 und 3 ist zu ersehen, daß die Photosynthese und auch der Transpirationskoeffizient von der Differenz zwischen der CO_2 -Konzentration in der Luft und im Blatt (ΔCO_2) abhängt. Eine Erhöhung der CO_2 -Konzentration in der Luft wirkt sich danach positiv auf die Ertragsbildung aus. In den letzten 20 Jahren ist die mittlere CO_2 -Konzentration der Luft um etwa 20 ppm gestiegen. Dies bedeutet bei den C_3 -Pflanzen einer Erhöhung der CO_2 -Differenz (ΔCO_2) von etwa 15 %. Geht man von gleichen Widerständen (r'_a, r'_s, r'_m) aus, so führt dies zu einer Steigerung der Photosynthese und damit des Trockenmasseertrages bzw. zu einer Verringerung des Transpirationskoeffizienten in gleicher Höhe. Ein Teil der in den letzten Jahren erreichten Ertragssteigerungen dürfte daher auch auf die Erhöhung der CO_2 -Konzentration in der Atmosphäre zurückzuführen sein.

Für die Beziehung zwischen Bodenwasserhaushalt und Pflanzenenertrag stellt der Quotient $\frac{E_t}{\Delta e}$ die gesuchte Größe zur Kennzeichnung des Bodenwasserhaushaltes dar. Mit Hilfe dieses Quotienten läßt sich auch der Zusammenhang zwischen bodenphysikalischen Kennwerten (z.B. Wpfl) und dem Trockenmasseertrag unterschiedlicher Klimagebiete quantifizieren. Am Beispiel der Abbildung 9 soll dies näher erläutert werden. Auf der linken Seite der Abbildung 9 ist der über Simulationsrechnungen ermittelte Zusammenhang zwischen Wpfl und dem Quotienten $\frac{E_t}{\Delta e}$ für 3 verschiedene Gebiete dargestellt. Die rechte Seite der Abbildung 9 zeigt die von RIJTEMA (1968) ermittelte Beziehung zwischen dem Quotienten $\frac{E_t}{\Delta e}$ und dem Trockenmasseertrag von intensiv gedüngtem Grünland (vgl. Abb. 7). Aus der Abbildung 9 ist zu erkennen, daß im Raum Emden bei Böden mit ≈ 100 mm Wpfl aufgrund der höheren Niederschläge und des geringeren Sättigungsdefizits der gleiche Trockenmasseertrag zu erwarten ist, wie bei Böden mit 200 mm Wpfl im Raum Lüchow. Bei gleicher Wpfl, z.B. bei 200 mm, liegt der Trockenmasseertrag im Raum Emden um etwa 20 dt/ha höher als im Raum Lüchow.

Der dargestellte Zusammenhang zwischen Bodenwasserhaushalt und Pflanzenenertrag gilt zunächst nur für den Gesamttrockenmasseertrag. Wenn der Gesamtertrag nicht im Vordergrund steht (z.B. beim Getreide) und zusätzlich die Ansprüche an die Wasserversorgung während der Vegetationszeit unterschiedlich sind, müssen weitere Kenngrößen des Wasserhaushaltes herangezogen werden. Nach RIJTEMA (s. FEDDES & van WIJK 1976) besteht z.B. zwischen dem Kornertrag von Getreide und dem Quotienten aus realer E_t und potentieller Evapotranspiration E_{pot} eine enge Beziehung, wenn man zusätzlich die Wasserspannungen im Wurzelraum während des Überganges von der vegetativen in die generative Phase (Schossen bis Blüte) be-

rücksichtigt (s. Abb. 10).

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß die dargelegten Beziehungen zwischen Bodenwasserhaushalt und Pflanzenertrag nur bei ausreichender Nährstoff- und Sauerstoffversorgung gelten. Den Einfluß dieser Größen auf die Beziehung zwischen Wasserhaushalt und Pflanzenertrag gilt es in Zukunft intensiver zu erforschen.

3. Praktische Schlußfolgerungen

Aus der Beziehung zwischen dem Quotienten $\frac{E_t}{\Delta B}$ und dem Trockenmasseertrag kann man schließen, daß bei gleicher Transpiration der Ertrag mit steigendem Sättigungsdefizit abnimmt. Diese Erkenntnis wird durch die Praxis bestätigt. So sind z.B. die Erträge in besonders trockenen Jahren in Schleswig-Holstein bei den besten Marschböden wesentlich höher als die von Schwarzerden in der Hildesheimer Börde, obwohl zwischen den pflanzenverfügbaren Bodenwassermengen dieser Böden keine großen Unterschiede auftreten. Eine der Ursachen für die hohen Erträge in Schleswig-Holstein dürfte das geringere mittlere Sättigungsdefizit sein.

Je geringer das Sättigungsdefizit, umso effektiver wird das Wasser von der Pflanze genutzt. Daraus folgt, bei möglichst geringem Sättigungsdefizit zu produzieren. Die Möglichkeiten der Wahl des Sättigungsdefizits sind in unseren Klimabedingungen relativ gering. In ariden Gebieten läßt sich dagegen durch Wahl der Kulturart und des Anbauzeitpunktes das Sättigungsdefizit stärker berücksichtigen.

Bei gegebenem Sättigungsdefizit kann der Ertrag nur über eine Erhöhung der Transpiration gesteigert werden. Eine hohe Transpiration wird erreicht, wenn der Pflanze das Bodenwasser in leicht aufnehmbare Form angeboten wird. Dies spielt in der Berechnungspraxis eine wichtige Rolle. In trockenen Jahren mit hohem Sättigungsdefizit muß zur Erreichung eines bestimmten Ertragsniveaus der Berechnungszeitpunkt früher erfolgen als im Durchschnitt der Jahre. Mit anderen Worten, in sehr trockenen Jahren muß z.B. bei Getreide die Beregnung schon bei 50 % nFK erfolgen. In einem Durchschnittsjahr reicht es aber aus, wenn man erst bei 30 bis 40 % nFK beregnet. Diese Zusammenhänge sind in der Praxis meist aus Erfahrungen bekannt. Der hier vorgestellte Ansatz erlaubt aber eine stärkere Quantifizierung der Beziehung zwischen Wasserhaushalt und Pflanzenertrag. Der Bodenkundler ist dadurch in der Lage, aufgrund von einfachen bodenphysikalischen Kennwerten bei Maßnahmen, die zu einer Änderung des Bodenwasserhaushaltes führen, die zu erwartenden Ertragsauswirkungen vorherzusagen.

4. Zusammenfassung

Zwischen dem Quotienten aus Transpiration und dem mittleren Wasserdampfsättigungsdefizit der Luft und dem Trockenmasseertrag von Pflanzenbeständen besteht innerhalb einer Kulturart eine enge Beziehung. Mit Hilfe dieses Quotienten läßt sich der Zusammenhang zwischen einfachen bodenphysikalischen Kennwerten (z.B. pflanzenverfügbares Bodenwasser) und dem Trockenmasseertrag von Pflanzenbeständen in unterschiedlichen Klimagebieten quantifizieren.

5. Literaturverzeichnis

- BIERHUIZEN, J.F. and SLATYER, R.O.: Effect of atmospheric concentration of water vapor and CO₂ in determining transpiration - photosynthesis relationships of cotton leaves. - Agric. Meteor. 2, 259-270, 1965.
- CHOLLET, R. and OGREN, W.L.: Regulation of photorespiration in C₃ and C₄ species. - The Botanical Review 41, 137-179, 1975.
- De WIT, C.T.: Simulation of assimilation, respiration and transpiration of crops. - Simulation Monographs, Wageningen, Centre f. Agricult. Publ. a. Docum. 1978.
- FEDDES, R.A. and van WIJK, A.L.M.: An integrated model-approach to the effect of water management on crop yield. - Agric. Water Management 1, 3-20, 1977.
- FEDDES, R.A., KOWALIK, P.J. and ZARADNY, H.: Simulation of field water use and crops yield. - Simulation Monographs, Wageningen Centre f. Agricult. Publ. a. Docum. 1978.
- HSIAO, T.C., FERERES, E., ACEVEDO, E. and HENDERSON, D.W.: Water stress and dynamics of growth and yield of crop plants. In LANGE, O.L., KAPPEN, L. and SCHULZE, E.D. (Editors), Water and Plant Life. Problems and Modern Approaches. - Ecological Studies, Vol 19, Springer Verlag, Berlin, 281-305, 1976.
- RENGER, M., GIESEL, W., STREBEL, O. und LORCH, S.: Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone. - Z. Pflanzenernähr., Bodenkd. 126, 15-35, 1970.
- RENGER, M., STREBEL, O. und GIESEL, W.: Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 1. Bericht: Beregnungsbedürftigkeit. - Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 15, 148-160, 1974.
- RENGER, M., STREBEL, O. und BRUNKE, H.: Auswirkungen von Absenkungen des Grundwassers auf Evapotranspiration und Grundwasserneubildung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 25, 89-100, 1977.
- RIJTEMA, P.E.: On the relation between transpiration, soil physical properties and crop production as a basis for water supply plans. - Wageningen, Inst. for Land and Water Management Research. 30 p. Technical Bulletin. No 58, 1968.

- RIJTEMA,P.E. and ENDRODI,G.: Calculation of production of potatoes. -
Neth.J.Agric.Sci. 18, 26-36, 1970.
- RIJTEMA,P.E.: The effect of light and water potential on dry matter production of field crops. In: SLATYER (Editor), Plant Response to Climatic Factors. -
Proc.Uppsala Symp. 1970. Unesco, Paris, 513-518, 1973.
- SLABBERS,P.J., HERRENDORF,V.S. and STOPPER,M.: Evaluation of simplified Water-crop yield models. -
Agricult. Water Management 2, 95-129, 1979.
- Van der PLOEG,R.R., BEESE,F., STREBEL,O. und RENGER,M.: The water balance of a sugar beet crop: a model and some experimental evidence. -
Z.Pflanzenernähr., Bodenkunde 141, 313-328, 1978.

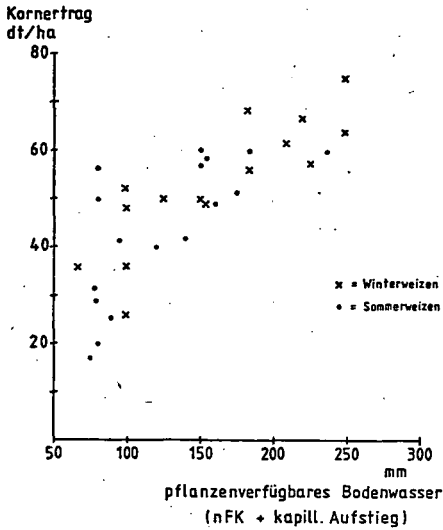


Abb. 1: Beziehung zwischen dem Weizenkornertrag und der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge im Raum Hannover.

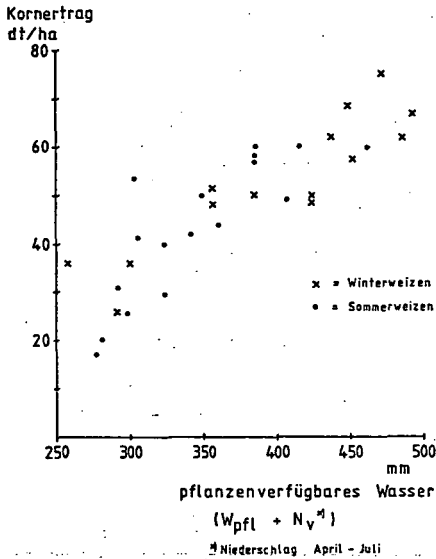


Abb. 2: Beziehung zwischen dem Weizenkornertrag u. d. gesamten pflanzenverfügb. Wassermenge (pflanzenverfügb. Bodenwassermenge Wpfl + Niederschlag während der Vegetationsperiode) im Raum Hannover.

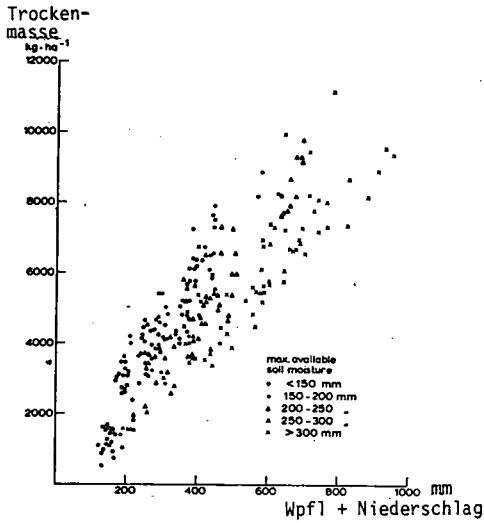


Abb. 3: Beziehung zwischen dem Trockenmasseertrag von Grünland und der gesamten pflanzenverfügbaren Wassermenge (RIJTEMA 1968)

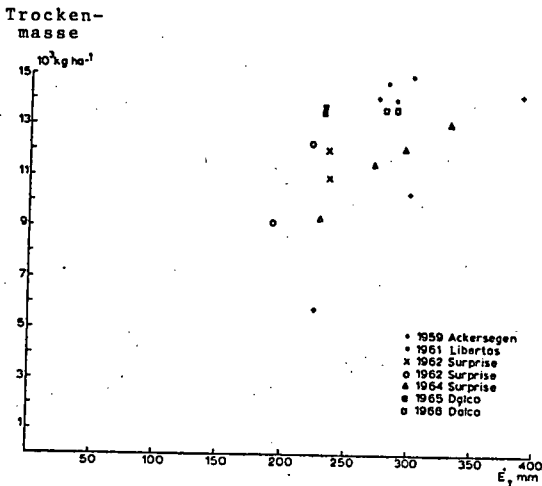


Abb. 4: Beziehung zwischen dem Trockenmasseertrag und der Transpiration E_t bei Kartoffeln (n.RIJTEMA & ENDRÖDI, 1970)

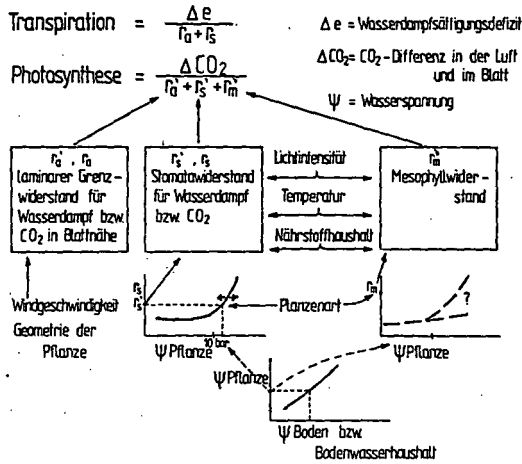


Abb. 5: Schematische Darstellung über den Einfluss verschiedener Faktoren auf die Widerstände r_a , r_s und r_m (in Anlehnung an HSIAO et.al.1976)

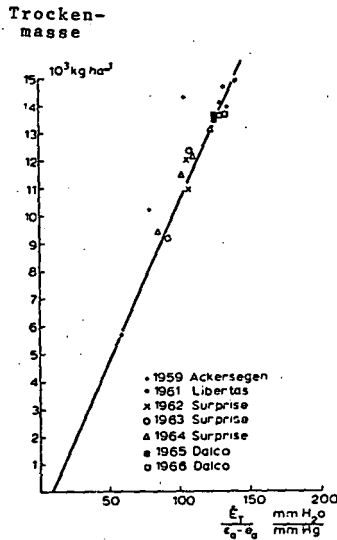


Abb. 6: Beziehung zwischen dem Quotienten aus Transpiration (E_t) u. Wasserdampfsättigungsdefizit ($e_a - e_a = \Delta e$) u. d. Trockenmasseertrag bei Kartoffeln (n. RIJTEMA & ENDRÜDI 1970).

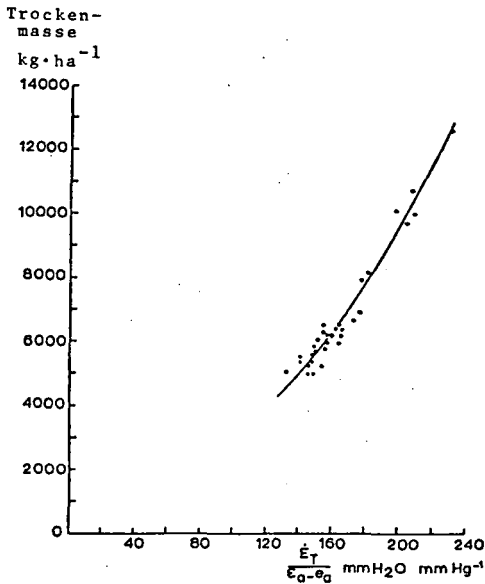
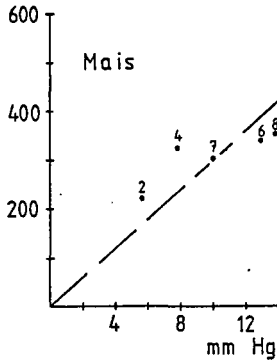
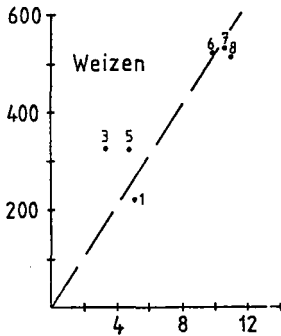


Abb. 7: Beziehung zwischen dem Quotienten aus Transpiration (E_T) u. Wasserdampfsättigungsdefizit ($E_a - e_s = \Delta e$) und dem Trockenwasserertrag bei Grünland (n. RIJTEMA 1968)

Transpirations-
koeffizient



- 1 = Lawes, Rothamsted 1850
- 2 = Wolny, München 1876
- 3 = Hellriegel, Dahme 1883
- 4 = King, Madison, USA 1895
- 5 = v. Seelhorst, Göttingen 1898
- 6 = Widtsoe, Logau, USA 1909
- 7 = Leather, Pusa, Indien 1911
- 8 = Briggs, Akron, USA 1913

mitt. Sättigungsdefizit der Luft

(nach Bierhuizen u. Slatyer)

Abb. 8: Transpirationskoeffizient in Abhängigkeit vom mittleren Wasserdampfsättigungsdefizit (n. BIERHUIZEN & SLATYER 1965).

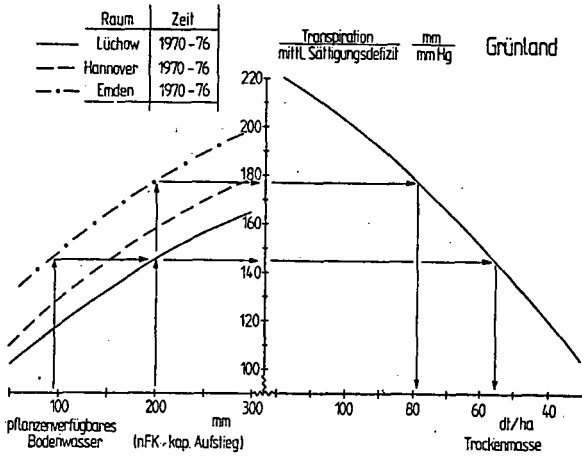


Abb. 9: Beziehung zwischen der pflanzenverfügbaren Bodenwassermenge, dem Quotienten aus Transpiration und Wasserdampfsättigungsdefizit und dem Trockenmasseertrag bei Grünland.

Getreide

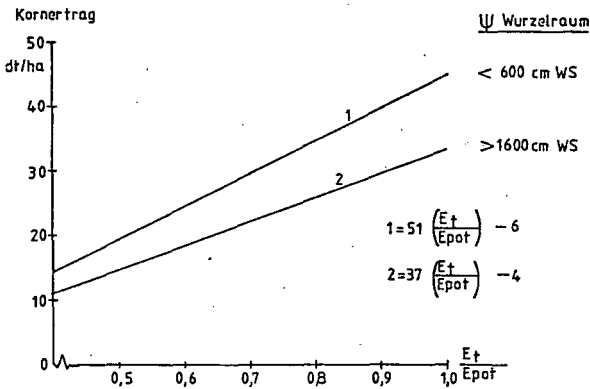


Abb.10: Beziehung zwischen dem Kornertag von Getreide und dem Quotienten aus realer und potentieller Evapotranspiration in Abhängigkeit von der Wasserspannung im Wurzelraum während des Überganges von der vegetativen zur generativen Phase (n.RIJTEMA s.FEDES & van WIJK 1977).

Fließwiderstände in Boden und Pflanze bei der
Wasseraufnahme durch Haferwurzeln

von

W. Ehlers^{*)}, K. Grimme^{**)} und U. Köpke^{*)}

1. Einleitung

Auf dem Wege vom Boden zur Wurzel und durch den Sproß zum Blatt fließt das Wasser in Richtung abnehmender Potentiale. In Analogie zum elektrischen Stromfluß kann man sich vorstellen, daß der Wasserfluß durch Boden und Pflanze durch hydraulische Widerstände geregelt wird, die entlang der Fließstrecke hintereinander geschaltet sind (von den Honert, 1948). Noch in jüngster Zeit bestand Uneinigkeit darüber, wo der Hauptwiderstand für den Wasserfluß zu lokalisieren sei, im Boden oder in der Pflanze (Newman 1969a, 1969b). Erst neuere Untersuchungen zeigten, daß der Hauptwiderstand für den Wassertransport in flüssiger Phase im System Boden-Pflanze nicht dem Boden, sondern der Pflanze zuzuordnen ist (Hansen 1974, Taylor und Klepper 1975, Reicosky und Ritchie 1976, Herkelrath et al. 1977, Nnyamah et al. 1978).

Der hier vorgestellte Feldversuch sollte zeigen, in welcher Größenordnung die Fließwiderstände in Boden und Pflanze liegen und wie sich diese Widerstände im Laufe der Vegetationszeit einer Feldfrucht ändern. Das Experiment ist Teil eines langjährigen Forschungsprogramms, das sich mit dem Einfluß von Bodenbearbeitung auf Bodeneigenschaften und Pflanzenwachstum beschäf-

^{*)} Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, von-Siebold-Str. 8, 34 Göttingen

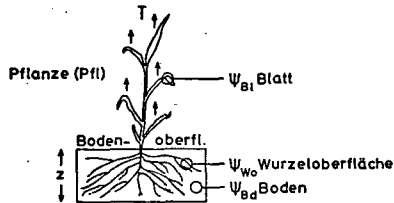
^{**)} Lehrstuhl für Geobotanik, Untere Karspüle 2, 34 Göttingen

tigt. Im Rahmen dieses Programms wurde Hafer im Jahre 1976 auf bearbeiteter und langjährig nicht bearbeiteter Löß-Parabraunerde angebaut.

2. Theoretische Grundlagen

Im Fließgleichgewicht wird soviel Wasser pro Zeiteinheit von den Wurzeln aufgenommen, wie durch Transpiration über die Blätter abgegeben wird. Unter solchen Bedingungen kann der Wasserfluß im System Boden-Pflanze wie in Gleichung (1) der Übersicht 1 beschrieben werden (van den Honert 1948). Ist die Transpirationsrate (T) bekannt und wurden die Potentiale im Boden (Ψ_{Bd}) und im Blatt (Ψ_{Bl}) gemessen, kann der Gesamtwiderstand (R_{Total}) in Boden (R_{Bd}) und Pflanze (R_{Pfl}) nach Gleichung (2) berechnet werden. Eine Aufteilung des Gesamtwiderstandes in die zwei Teilwiderstände (Gleichung 1) ist dagegen nicht ohne weiteres möglich, da das Potential an der Grenze zwischen Boden und Pflanze, an der Wurzeloberfläche (Ψ_{Wo}), nicht meßbar ist.

ÜBERSICHT 1



Van den Honert (1948):

$$T = \frac{\Psi_{Bd} - \Psi_{Bl}}{R_{Bd} + R_{Pfl}} = \frac{\Psi_{Bd} - \Psi_{Wo}}{R_{Bd}} = \frac{\Psi_{Wo} - \Psi_{Bl}}{R_{Pfl}} \quad (1)$$

T = Transpirationsrate ($\text{cm}^3 \text{H}_2\text{O} / \text{cm}^2 \text{Bodenoberfl.} / \text{Tag}$)

Ψ = Wasserpotential (cm)

R = Fließwiderstand ($\text{cm} / (\text{cm} / \text{Tag}) * \text{Tag}$)

$$R_{Bd} + R_{Pfl} = R_{Total} = \frac{\Psi_{Bd} - \Psi_{Bl}}{T} \quad (2)$$

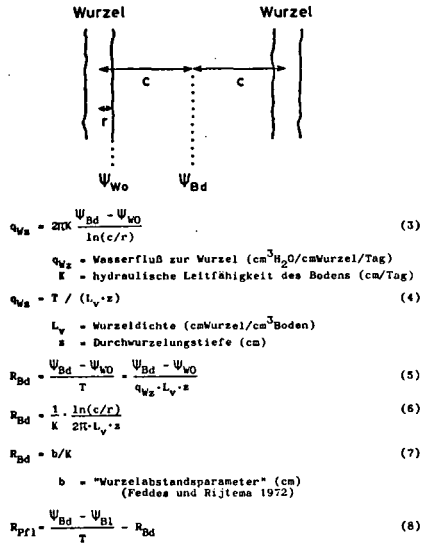
$$R_{Bd} = ? \quad \Psi_{Wo} \text{ ist nicht meßbar.}$$

Unter Anwendung des "Einzelwurzel-Modells" von Gardner (1960) können hingegen Ψ_{Wo} und R_{Bd} berechnet werden. Gardner betrachtete die Wurzel als langen Zylinder mit dem Radius r, der das Wasser mit einer Rate q_{Wz} über die gesamte Länge gleichmäßig aus der Entfernung c (gleich halber Abstand zwischen Wurzeln) aufnimmt (Übersicht 2). Gleichung 3 beschreibt den Wasserfluß zur Wurzel q_{Wz} bei steady-state-Bedingungen. Mit der Kenntnis von T, der Wurzelichte (L_V) und der Durchwurzelungstiefe (z) kann q_{Wz} nach Gleichung (4) berechnet werden. Sind obendrein Ψ_{Bd} , die Leitfähigkeit des Bodens (K), r und c ($= \pi L_V$)^{-1/2} bekannt, erhält man Ψ_{Wo} nach Gleichung (3). Kombination von Gleichung (1) und (4) ergibt Gleichung (5), die zusammen mit Gleichung (3) die Größe des Bodenwiderstandes beschreibt (Gleichung 6). Danach ist R_{Bd} nicht nur von der hydraulischen Leitfähigkeit abhängig, sondern auch von der Wurzelichte. Je höher Leitfähigkeit und Wurzelichte sind, desto geringer wird der Bodenwider-

stand. Die Wurzelichte bestimmt die Höhe des "Wurzelabstandsparameters" (Gleichung 6 und 7). Ist R_{Bd} bekannt, kann nach Gleichung (8) der Pflanzenwiderstand ermittelt werden.

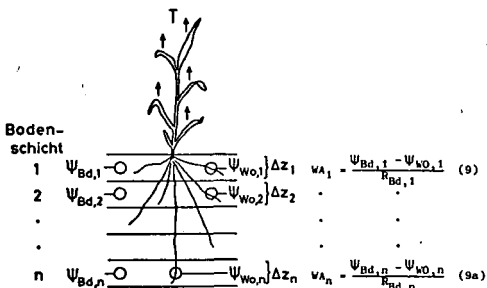
ÜBERSICHT 2

Das "Einzelwurzel-Modell" von Gardner (1960):



Dieser Ansatz zur Ermittlung der Teilwiderstände wurde von Reicosky und Ritchie (1976) gewählt. Unter Feldbedingungen besteht jedoch das Problem, daß mit zunehmender und ungleichmäßiger Tiefenausdehnung der Wurzeln im Bodenprofil sich b und K als Funktion der Tiefe ändern werden. Dann ist es sinnvoll, die Berechnung von R_{Bd} und R_{pfl} zunächst für einzelne Bodenschichten vorzunehmen (Feddes und Rijtema 1972). Dazu wird das Profil in n Bodenschichten unterteilt (Übersicht 3). Die Wasseraufnahmeraten müssen für jeden Bodenabschnitt gesondert ermittelt werden (Ehlers et al. 1979b), die in ihrer Summe T ergeben (Gleichung 10). Mit Hilfe der Gleichungen 9 und 9a erhält man Gleichung (11). In Anlehnung an Gleichung (1) wird für Gleichung (12) ein Durchschnittswiderstand im Boden (R_{Bd}) formuliert. Aus Gleichung (11) und (12) kann Gleichung (13) abgeleitet werden, mit der R_{Bd} unter Verwendung von Gleichung (13a) berechnet wird.

ÜBERSICHT 3



Δz = Dicke der Bodenschicht (cm)
 WA = Wasseraufnahmerate ($\text{cm}^3 \text{H}_2\text{O} / \text{cm}^2 \text{Oberfl.} / \text{Tag}$)

$$WA_1 + WA_2 + \dots + WA_n = T \quad (10)$$

$$WA_1 \cdot R_{Bd,1} + \dots + WA_n \cdot R_{Bd,n} - \Psi_{Bd,1} \cdot \Psi_{Wo,1} + \dots - \Psi_{Bd,n} \cdot \Psi_{Wo,n} \quad (11)$$

$$T \cdot \overline{R_{Bd}} = \overline{\Psi_{Bd}} - \Psi_{Wo} + \frac{1}{n} (\Psi_{Bd,1} \cdot \Psi_{Wo,1} + \dots + \Psi_{Bd,n} \cdot \Psi_{Wo,n}) \quad (12)$$

$\overline{R_{Bd}}$ = Durchschnitts-Widerstand im durchwurzelten Boden (Tag)

$\overline{\Psi_{Bd}}$ = Durchschnitts-Potential im durchwurzelten Boden (cm)

Ψ_{Wo} = Durchschnitts-Potential an Wurzeloberfläche (cm)

$$\overline{R_{Bd}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(WA_i \cdot R_{Bd,i})}{T} \quad (13)$$

$$R_{Bd,i} = \frac{1}{k_1} \frac{\ln(e_1/r)}{2\pi \cdot L_{w,i} \cdot \Delta z_i} = b_i / k_1 \quad (13a)$$

In ähnlicher Weise kann eine Formulierung für den Durchschnittswiderstand in der Pflanze (R_{Pfl}) abgeleitet werden. Siehe hierzu Gleichung 14 und 14a in Übersicht 4.

ÜBERSICHT 4

$$R_{Pfl} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(WA_i \cdot R_{Pfl,i})}{T} \quad (14)$$

$$R_{Pfl,i} = \frac{\Psi_{Bd,i} - \Psi_{Bl}}{WA_i} - R_{Bd,i} \quad (14a)$$

R_{Pfl} = Durchschnitts-Widerstand in Pflanze (Tag)

Gleichung (13) und (14) lassen erkennen, daß die Durchschnittswiderstände kleiner als die entsprechenden Teilwiderstände in den einzelnen Bodenschichten sind. Bei der Berechnung der Durchschnittswiderstände geht man davon aus, daß das Wurzelsystem vollkommen verzweigt ist und die Verzweigung bereits an der Halmbasis beginnt (siehe Abbildung in Übersicht 3). Weiterhin wird angenommen, daß das in den einzelnen Bodenschichten aufgenommene Wasser durch die Wurzeln bis hin zum Blatt durch Bahnen geführt wird, die keine Verbindung miteinander besitzen (Feddes und Rijtma 1972). Legt man eine solche Vereinfachung zugrunde ergibt sich, daß man die Teilwiderstände in Boden und Pflanze, ermittelt für die einzelnen Bodenschichten, bei der Ermittlung des jeweiligen Durchschnittswiderstandes wie in Parallelschaltung angeordnet auffassen kann.

3. Material und Methoden

Auf bearbeiteter und langjährig unbearbeiteter LÖß-Parabraun-erde wurde Hafer im Trockenjahr 1976 angebaut. Gemessen wurden als Funktion der Tiefe und der Zeit: Der Bodenwassergehalt, das Bodenwasserpotential und die Wurzelichte. Außerdem wurde die hydraulische Leitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung für einzelne Bodenschichten innerhalb und unterhalb des durchwurzelten Bodens ermittelt. Schließlich wurde das Wasserpotential im obersten Blatt des Hafers mehrmals wöchentlich gemessen. Als mittlerer Wurzelradius wurden 0.011 cm angenommen (Cowan und Milthorpe 1968). Methodische Einzelheiten sind bei Ehlers 1977 und Ehlers et al. 1979a und 1979b beschrieben.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die mittäglichen Werte der Wasserpotentiale im Hafer sind in Abbildung 1 dargestellt. Nach einer längeren Trockenperiode steigen die Potentiale Mitte Mai infolge eines stärkeren Regensfalls (Abbildung 2). Dann aber sinken die Potentiale mehr oder minder kontinuierlich und erreichen Anfang Juli einen Minimalwert von -21 bar. Mitte Juli fällt ein kräftiger Niederschlag, der die Stress-Situation der Pflanzen wieder mindert.

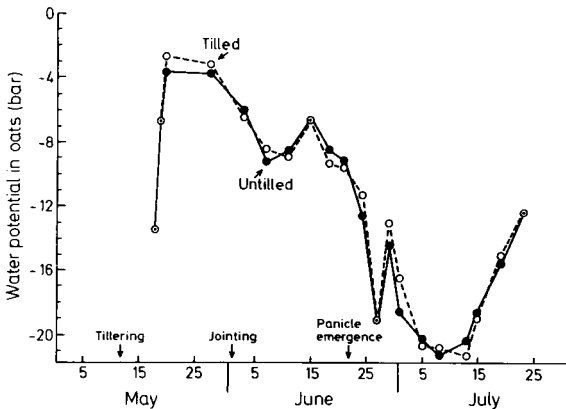


Abb. 1: Wasserpotential des auf bearbeiteten und unbearbeiteten Boden wachsenden Hafers als Funktion der Zeit

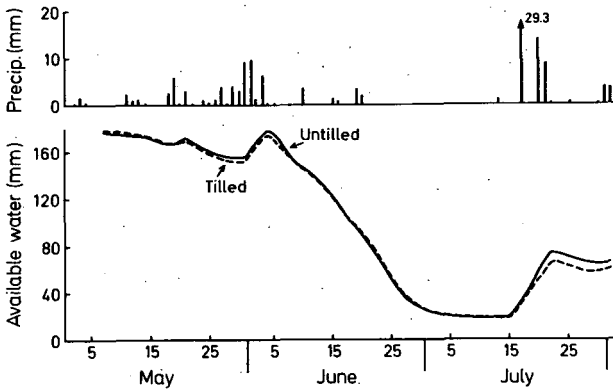


Abb. 2: Niederschlag und pflanzenverfügbares Wasser (< 15 bar) im durchwurzelten Profil (0-120 cm) des bearbeiteten und unbearbeiteten Bodens

Abbildung 3 zeigt den zeitlichen Verlauf der Durchschnittswiderstände in Boden und Pflanze. Während der gesamten Vegetationszeit ist $\overline{R_{Bd}}$ stets kleiner als $\overline{R_{Pfl}}$. Die Werte für $\overline{R_{Bd}}$ liegen zwischen 0,02 und 7600 Tagen, für $\overline{R_{Pfl}}$ liegen die Werte zwischen 1800 und 136 000 Tagen.

Während der Regenperiode bis Anfang Juni wurden recht unterschiedliche Werte für $\overline{R_{Pfl}}$ berechnet (Abbildung 3). Mitte Juni erreicht $\overline{R_{Pfl}}$ ein zweites ausgeprägtes Minimum, das bis Ende des Monats erhalten bleibt. Das Minimum im Juni wird durch intensives Wurzelwachstum nach dem Schossen hervorgerufen (Ehlers et al. 1979b). Durch Wurzelverzweigung wird bei konstanter Transpirationsrate der Wasserfluß zur Wurzel q_{WZ} erniedrigt (Gleichung 4) und durch diese "Parallelschaltung" der Wurzeln die Potentialdifferenz innerhalb der Pflanzen und damit der Pflanzenwiderstand (Gleichung 1) gesenkt. Nach Gleichung (14) führt die Tiefenausdehnung der Wurzeln ebenfalls zur Verringerung von $\overline{R_{Pfl}}$. Der Anstieg von $\overline{R_{Pfl}}$ im Juli geht einher mit einer weitgehenden Erschöpfung des pflanzenverfügbaren Wassers im Bodenprofil (Abbildung 2) und der damit verbundenen drastischen Reduktion der Transpirationsrate (0,5-1 mm/Tag).

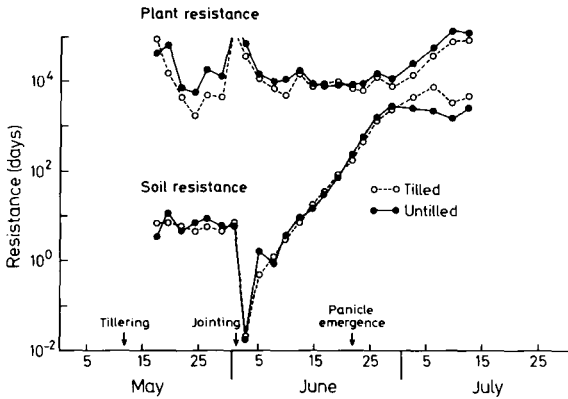


Abb. 3: Durchschnitts-Widerstand in Boden ($\overline{R_{Bd}}$) und Pflanze ($\overline{R_{Pfl}}$) beider Bearbeitungsvarianten als Funktion der Zeit

Der Bodenwiderstand steigt im Juni rasch an (Abbildung 3). Die Abnahme des Wurzelabstandsparameters (Gleichung 6 und 13) infolge Wurzelwachstums wird durch die noch kräftigere Abnahme der hydraulischen Leitfähigkeit überkompensiert, die auf der Austrocknung des Bodens beruht (Abbildung 2). Deswegen wird trotz des intensiven Wurzelwachstums der Bodenwiderstand erhöht. Erreicht $\overline{R_{Bd}}$ die Größenordnung von $\overline{R_{Pfl}}$, das sind 3000-8000 Tage, beträgt die mittlere Leitfähigkeit im durchwurzelten Boden nur noch 2×10^{-6} bzw. 7×10^{-6} cm/Tag. Das entspricht einer Bodenwasserspannung von 30 bzw. 15 bar. Hieraus folgt, daß der Bodenwiderstand erst dann an Bedeutung gewinnt, wenn der Wasservorrat im durchwurzelten Boden bis zum permanenten Welkepunkt oder noch weiter erschöpft wurde. Ist der Boden aber wesentlich feuchter, wird die Transpiration über den Bodenwiderstand kaum direkt beeinflusst (Gleichung 1).

Beim Vergleich von Boden- und Pflanzenwiderstand ist allerdings zu bedenken, daß der nach Gleichung 6 und 13 berechnete Bodenwiderstand nicht den sogenannten Kontaktwiderstand einschließt, der sich in der Rhizosphäre bei Austrocknung des Bodens aufbaut (Herkelrath 1977). Dieser Kontaktwiderstand wird bei Austrocknung des Bodens deshalb größer, weil die benetzte Kontaktfläche zwischen Wurzel und umgebenden Bodenteilchen abnimmt. Nach unseren Berechnungen (Gleichung 14a) wird der Kontaktwiderstand dem Pflanzenwiderstand zugerechnet.

Nachdem die relativen Größen für den Boden- und Pflanzenwiderstand bekannt sind, soll die Frage diskutiert werden, ob die Pflanzen nicht auch mit einem weitaus geringer entwickelten Wurzelsystem bei höherem Bodenwiderstand genügend Wasser aufnehmen können, um optimal wachsen zu können (Passioura 1972). Solange der Boden feucht ist, verfügen die Pflanzen offenbar über ein so weitreichendes Wurzelsystem, daß sie entsprechend dem Verdunstungsanspruch der Atmosphäre transpirieren können. Dabei besteht zwischen Wasseraufnahme einerseits und Wurzelwachstum andererseits eine positive Rückkopplung. Die Wasseraufnahme fördert das Wurzellängenwachstum und die Wurzelverzweigung, wodurch weiterhin die Wasseraufnahme durch Erschließen neuer Bodenabschnitte und durch Verminderung der Fließstrecken zur Wurzel ermöglicht wird. Im vorliegenden Versuch hörte das Wurzelwachstum des Hafers auf und die Wurzelichte ging zurück, sobald in den durchwurzelteten Bodenschichten die Wasserspannung auf 19 bar anstieg (Ehlers et al. 1979b). Würde diese Reduktion des Wurzelsystems vorzeitig einsetzen, ohne daß die Pflanzen bereits ein dichtes und tiefreichendes Wurzelsystem entwickelt haben, könnte in ausgesprochenen Dürreperioden die Wurzelentwicklung eventuell nicht schnell genug nachkommen und die Pflanzen würden vorzeitig vertrocknen. Geringe Fließwiderstände im Boden, hervorgerufen durch hohe Wurzelichte, sind deshalb als Ausdruck dafür zu werten, daß die Pflanzen für das Überstehen von Trockenperioden gerüstet sind.

Die vorgestellte Datenanalyse verdeutlicht, daß bei zunehmender Erschöpfung des Wasservorrats im durchwurzelteten Boden (Abbildung 2) die Fließwiderstände in Boden und Pflanze drastisch ansteigen (Abbildung 3). Mit der Erhöhung der Widerstände sinkt der Wasserfluß zur Wurzel und durch die Pflanze. Dieses Regelprinzip allein würde die Pflanze vor dem Verwelken allerdings nicht schützen. Für den Wasserhaushalt der Pflanze ist ein zweites Regelprinzip viel wichtiger, das mit dem Anstieg der beiden Fließwiderstände wirksam wird: Die Abnahme des Wasserpotentials im Blatt (Gleichung 1). Sie hat zur Folge, daß sich die Stomata schließen, wodurch gleichfalls die Wasserabgabe an die umgebende Luft in Form von Wasserdampf gedrosselt wird.

- Honert, T.H. van den, 1948. Water transport in plants as a catenary process. *Discuss. Faraday Soc.* 3: 146-153.
- Newman, E.I. 1969a. Resistance to water flow in soil and plant. I. Soil resistance in relation to amount of root: Theoretical estimates. *J. applied Ecol.* 6: 1-12.
- Newman, E.I. 1969b. Resistance to water flow in soil and plant. II. A review of experimental evidence on the rhizosphere resistance. *J. applied Ecol.* 6: 261-272.
- Nnyamah, J.U., T.A. Black und C.S. Tan, 1978. Resistance to water uptake in a Douglas fir forest. *Soil Sci.* 126: 63-76.
- Passioura, J.B. 1972. The effect of root geometry on the yield of wheat growing on stored water. *Aust. J. agric. Res.* 23: 745-752.
- Reicosky, D.C. und J. T. Ritchie, 1976. Relative importance of soil resistance and plant resistance in water absorption. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 293-297.
- Taylor, H.M. und B. Klepper, 1976. Water uptake by cotton root systems: An examination of assumptions in the single root model. *Soil Sci.* 120: 57-67.

5. Zusammenfassung

Im Trockenjahr 1976 wurde Hafer auf LÖB-Parabraunerde angebaut. Während der Vegetationszeit wurden Bodenwassergehalt, Bodenwasserspannung, hydraulische Leitfähigkeit im Boden sowie Wurzdichte und Pflanzenwasserspannung intensiv gemessen. Die Analyse der Daten sollte zeigen, ob der Fließwiderstand für das Wasser im System Boden-Pflanze zur Hauptsache im Boden oder in der Pflanze lokalisiert ist und wie sich die Widerstände im Laufe der Vegetationszeit ändern. Die Analyse ergab, daß während der gesamten Vegetationszeit der Pflanzenwiderstand weit höher lag als der Bodenwiderstand. Erst als der Boden bis zum permanenten Welkepunkt austrocknete und die hydraulische Leitfähigkeit auf 2×10^{-6} cm/Tag sank, erreichte der Bodenwiderstand die Größenordnung des Pflanzenwiderstandes. Es wird diskutiert, welche Boden- und Pflanzenparameter die Höhe dieser Fließwiderstände bestimmen.

Literatur

- Cowan, I.R. und F. L. Milthorpe, 1968. Plant factors influencing the water status of plant tissues. In T.T. Kozlowski (Hrsgb): Water deficits and plant growth. I. Development, control, and measurement. Academic Press, New York.
- Ehlers, W. 1977. Measurement and calculation of hydraulic conductivity in horizons of tilled and untilled loess-derived soil, Germany. Geoderma 19: 293-306.
- Ehlers, W., K. Grimme, K. Baeumer, R. Stülpnagel, U. Köpke und W. Böhm. 1979a. Flow resistance in soil and plant during field growth of oats. Zum Druck eingereicht.
- Ehlers, W., B. K. Khosla, U. Köpke, R. Stülpnagel, W. Böhm und K. Baeumer. 1979b. Tillage effects on water uptake and growth of oats. Zum Druck eingereicht.
- Feddes, R.A. und P.E. Rijtema, 1972. Water withdrawal by plant roots. J. Hydrology 17: 33-59.
- Gardner, W.R. 1960. Dynamic aspects of water availability to plants. Soil Sci. 89: 63-73.
- Hansen, G.K. 1974. Resistance to water transport in soil and young wheat plants. Acta Agric. Scand. 24: 37-48.
- Herkelrath, W.N., E.E. Miller und W.R. Gardner, 1977. Water uptake by plants: II. The root contact model. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 1039-1043.

Geländeuntersuchungen zum Wasserentzug durch die Wurzeln
in Abhängigkeit von Klima, Boden und Kulturart

von

Strebel, O. ⁺⁾ und Renger, M. ⁺⁺⁾

Einleitung

Neben der morphologischen Ausbildung des Wurzelsystems ist dessen Leistung für die Wasser- und Nährstoffaufnahme von großem Interesse. Allerdings gibt es darüber bisher nur relativ wenige Untersuchungen. Wir wollen im folgenden einen Beitrag zur Wasseraufnahme von Wurzelsystemen bei Getreide und bei Zuckerrüben liefern. Dabei soll geprüft werden, in welchem Umfang klima-, boden- und kulturartenbedingte Unterschiede im Wasserentzug durch die Wurzeln als Funktion der Tiefe und der Zeit auftreten.

Theoretische Grundlagen und Methoden

Der Wasserfluß durch die Pflanzenwurzeln v_w läßt sich aus dem Gesamtwasserfluß v_{ges} und dem kapillaren Wasserfluß v_{kap} errechnen (z.B. STREBEL et al. 1975):

$$v_w = v_{ges} - v_{kap} \left[\text{cm}^3 / \text{cm}^2 \text{ Tag} \right] \quad (1)$$

Die Bestimmung von v_{kap} erfolgt mit Hilfe der Darcy-Gleichung

$$v_{kap} = -k(\psi) \left(\frac{\Delta\psi}{\Delta z} + 1 \right), \quad (2)$$

mit k = Wasserleitfähigkeit $\left[\text{cm}^3 / \text{cm}^2 \text{ Tag} \right]$, ψ = Wasserspannung $\left[\text{cm WS} \right]$
und z = Tiefe $\left[\text{cm} \right]$.

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

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

Die Gesamtwasserbewegung v_{ges} wird nach der Kontinuitätsgleichung ermittelt:

$$v_{\text{ges } 2} - v_{\text{ges } 1} = - \sum_{z_1}^{z_2} \frac{\Delta \theta}{\Delta t} \Delta z \left[\text{cm}^3 / \text{cm}^2 \text{ Tag} \right] \quad (3)$$

mit $\theta = \text{Wassergehalt} \left[\text{cm}^3 / \text{cm}^3 \right]$ und $t = \text{Zeit} \left[\text{Tag} \right]$.

Während der Vegetationsperiode hat man unterhalb des Wurzelraumes häufig eine Tiefe z_2 , wo der hydraulische Gradient $\left(\frac{\Delta \psi}{\Delta z} + 1 \right)$ gleich 0 und damit auch v_{kap} bzw. $v_{\text{ges } 2}$ gleich 0 ist. Solche Tiefen wurden als Untergrenze für die Berechnung der Gesamtwasserbewegung v_{ges} zwischen z_2 und der Bodenoberfläche herangezogen. Fehlt im Bereich unterhalb des Wurzelraumes eine solche Tiefe mit hydraulischem Gradienten Null, so muß unterhalb des Wurzelraumes v_{ges} bzw. v_{kap} nach Gl. (2) für eine Tiefe bestimmt und diese als Untergrenze für die Berechnung benutzt werden.

Man kann nun aus den v_w -Tiefenfunktionen jeweils die Bodentiefen ermitteln, in denen z. B. 50 %, 80 % und 100 % des Wasserentzugs durch die Wurzeln erreicht werden, und diese Tiefen als Zeitkurven darstellen.

Die Messung der Wasserspannung ψ als Funktion der Tiefe und der Zeit erfolgte mit Tensiometern. Der Wassergehalt θ wurde durch Messung (gravimetrisch oder Neutronensonde) oder über eine im Gelände ermittelte $\theta - \psi$ -Beziehung bestimmt. Die Beziehung zwischen k und ψ wurde im Gelände mit Hilfe von θ - und ψ -Messungen ermittelt.

Versuchsstandorte

In Tab. 1 sind einige Daten zu unseren Versuchsstandorten zusammengestellt. Es handelt sich um eine Parabraunerde (toniger Schluff), eine Podsol-Braunerde und einen Podsol (feinsandiger Mittelsand) und einen Pelosol-Pseudogley (schwach schluffiger Ton).

Klimabedingte Unterschiede

Abb. 1 zeigt Zeitkurven für den prozentualen Wasserentzug von Weizen für eine feuchte (1972) und eine ausgesprochen trockene (1974) Vegetationsperiode (vgl. Daten in Tab. 1). Trotz erheblicher Klimaunterschiede ergeben sich kaum Unterschiede für die Untergrenze von 50 % des Wasserentzugs, er wird in beiden Jahren durch die Wurzeln der oberen 2 - 3 dm gedeckt. Dagegen verlaufen die 80 %

Tab. 1:

Standort	Boden	Kulturart	Zeitraum	Niedersch. (E _{real} + Interz.)	
				N mm	E mm
Ahrbergen	Parabr. tU	Wi-Weiz.	10.4.-31.7. 1972	321	322
Ahrbergen	"	So-Weiz.	10.4.-31.7. 1974	199	285
Ahrbergen	"	Zu-Rüben	25.5.-15.9. 1975	172	330
Fuhrberg N 5	Podsol fsmS	So-Gerste	6.5.-28.7. 1976	159	203
Fuhrberg N 6	"	Wi-Roggen	6.5.-13.8. 1976	189	237
Otze	Pods.-Br. fsmS	Zu-Rüben	25.5.-15.9. 1975	166	241
Ohlum	Pelos.-Ps. u'T	"	25.5.-15.9. 1975	137	276

und 100 % Kurven 1974 deutlich tiefer als 1972. Vermutlich war auch 1972 ein tiefreichendes Wurzelsystem ausgebildet, aber wegen anhaltend guter Wasserverfügbarkeit im Oberboden im unteren Teil nicht aktiv (vgl. Daten für Mais bei ALLMARAS et al. 1975). Wurzelbestimmungen liegen leider nicht vor. Aber die Untergrenze der Durchwurzelung für Winterweizen, die von BÖHM (1978) auf einem vergleichbaren Lößstandort bei ähnlichen Niederschlägen wie "Ahrbergen 1974" ermittelt wurde, stimmt mit unserer Zeitkurve für 100 % Wasserentzug für 1974 gut überein.

Bodenbedingte Unterschiede

Abb. 2 zeigt die Zeitkurven für den prozentualen Wasserentzug von Zuckerrüben bei drei verschiedenen Böden. Der Niederschlag ist annähernd gleich (Tab. 1). Die 50 % Kurven bleiben zunächst ohne deutliche Differenzierung im Bereich der oberen 2 - 3 dm und sinken etwa Ende Juli, nach einer Zeit starken Blatt- und Wurzelwachstums, ab. Bei der Löß-Parabraunerde verläuft die 100 % Kurve am tiefsten. Das Abknicken der 100 % Kurven erfolgt beim Sandboden ca. 3 Wochen früher als

bei den beiden anderen Böden, es fällt jeweils in eine Periode mit starkem kurzfristigem Anstieg der Wasserspannungen im Oberboden.

Aus Abb. 3 a ist der Anteil einzelner Bodenlagen am Wasserentzug durch Zuckerrüben für die gesamte Zeitperiode zu entnehmen. Praktisch unabhängig vom Boden werden 50 % des Wasserentzugs aus den oberen 2 - 3 dm gedeckt. Bei der restlichen Wasserversorgung aus dem Unterboden treten deutliche bodenspezifische Unterschiede auf. So wird beim Schluffboden ein wesentlich größerer Bereich des Unterbodens einbezogen als bei den beiden anderen Standorten.

Die absoluten Werte für den Wasserentzug durch die Wurzeln sind bei den drei Böden natürlich unterschiedlich (Abb. 3 b). Der Wasserentzug durch die Wurzeln beträgt beim Sandboden 200 mm gegenüber 242 mm beim Ton- und 296 mm beim Schluffboden. Tiefen unter 10 dm sind beim Sand mit 5 mm, beim Ton mit 10 mm und beim Schluff mit 32 mm beteiligt. Geht man davon aus, daß die Nährstoffversorgung der Zuckerrübenbestände in allen drei Fällen gleich gut war, so führen die genannten Unterschiede im Gesamtwasserentzug und in dessen Tiefenverteilung zu erheblichen Unterschieden im Rübenertag (Handrodung auf kleinen Meßflächen). Vergleicht man den Schluff- mit dem Sandstandort, so bringt eine Erhöhung des Wasserentzugs um 49 % eine Ertragserhöhung von 159 %. Bei dem Sandboden wird also je Ertragseinheit mehr Wasser benötigt als bei dem Schluffboden.

Kulturartenbedingte Unterschiede

Die Zeitkurven für den prozentualen Wasserentzug von Zuckerrüben, Winterroggen und Sommergerste auf einem Sandboden sind in Abb. 4 a eingetragen. Der Verlauf der 50 % Kurven zeigt keine wesentlichen Unterschiede zwischen Getreide und Zu-Rüben; die Hälfte des Wasserentzugs erfolgt aus den oberen 2 - 3 dm. Die 100 % Kurve liegt bei Wi-Roggen tiefer als bei So-Gerste, im August erreichen auch die Zu-Rüben mit der Untergrenze 100 % eine Tiefe von 13 dm.

Bezogen auf die gesamte Untersuchungsperiode ist unterhalb der oberen 2 - 3 dm, die 50 % des Wasserentzugs liefern, eine deutliche kulturartenbedingte Differenzierung festzustellen (Abb. 4 b). Bei Zu-Rüben reicht der Wurzelwasserentzug am tiefsten, bei So-Gerste am wenigsten tief. Tiefen unter 10 dm sind lediglich beim Roggen mit 1.7 mm und bei Zu-Rüben mit 5 mm beteiligt. Die absoluten v_w -Werte sind nicht direkt vergleichbar, denn sie beziehen sich für Getreide bzw. Zu-Rüben auf unterschiedliche, verschieden lange Zeiträume.

Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

Nach unseren Untersuchungen nimmt die Beteiligung des Unterbodens am Gesamtwasserentzug im Lauf der Vegetationsperiode zu, die Zeitkurven für 80 % und 100% fallen ab (Abb. 1, 2, 4a). Dies ist nicht nur durch die zunehmende Tiefenentwicklung des Wurzelsystems bedingt, sondern auch durch die häufig gute Wasser-
verfügbarkeit im Unterboden (z.B. STREBEL et al. 1975, FEDDES et al. 1978). Die oberen 2 - 3 dm des Bodens, also der Ap-Horizont, liefern jedoch immer ca. 50% des Wurzelwasserentzugs. Dieser Befund hängt einmal mit der intensiven Durchwurzelung des Oberbodens zusammen, auch bei Wurzelbestimmungen wurden etwa 50 % der Gesamtwurzelmasse oder 50 % der Wurzellänge in diesem Tiefenbereich ermittelt. Außerdem handelt es sich dabei um diejenige Bodenlage, die immer unmittelbar von den Niederschlägen mit Wasser versorgt wird. Unterhalb der oberen 2 - 3 dm besteht eine deutliche Differenzierung des Wasserentzugs durch die Wurzeln, die von Klima, Boden und Kulturart abhängt.

Li teratur

- ALLMARAS, R.R., NELSON, W.W., VOORHEES, W.B.: Soybean and corn rooting in southwestern Minnesota: II. Root distributions and related water inflow. Soil Sci. Soc. America Proc. 39, 771-777, 1975
- BÖHM, W.: Untersuchungen zur Wurzelentwicklung bei Winterweizen. Z. Acker- und Pflanzenbau 147, 264 - 169, 1978
- FEDDES, R.A., KOWALIK, P.J., ZARADNY, H.: Simulation of field water use and crop yield. Pudoc Wageningen, 189. S., 1978
- STREBEL, O., RENGER, M., GIESEL, W.: Bestimmung des Wasserentzuges aus dem Boden durch die Pflanzenwurzeln im Gelände als Funktion der Tiefe und der Zeit. Z. Pflanzenern. Bodenkde. 138, 61 - 72, 1975
- TAYLOR, H.M., KLEPPER, B.: The role of rooting characteristics in the supply of water to plants. Adv. Agron. 30, 99 - 128, 1978

Weizen, Parabraunerde aus Löß, Ahrbergen

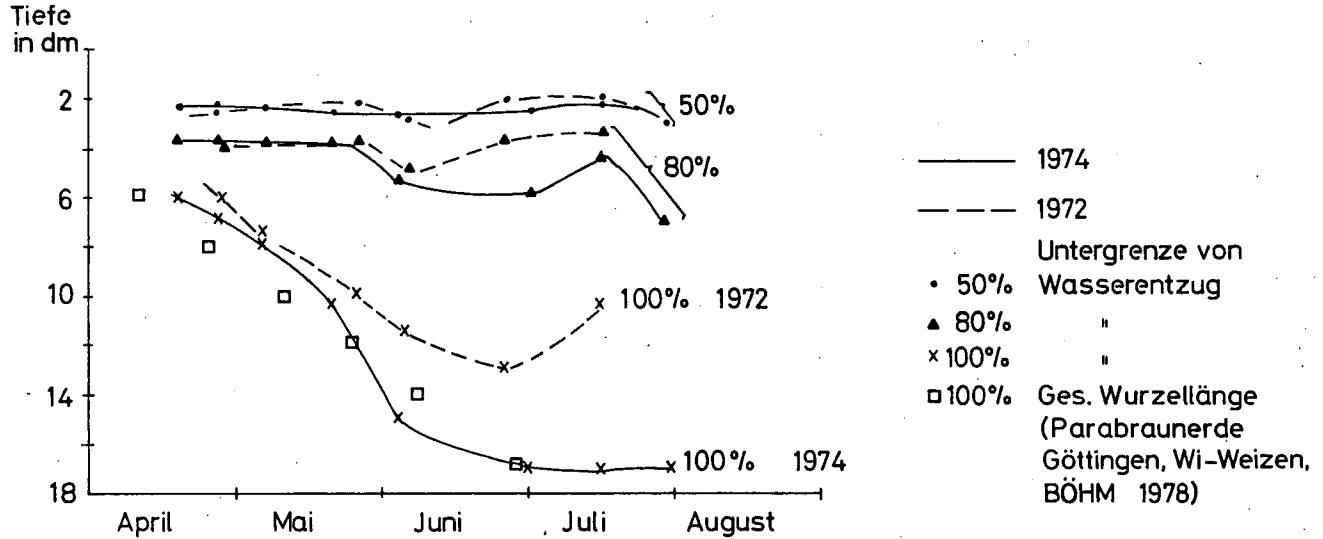
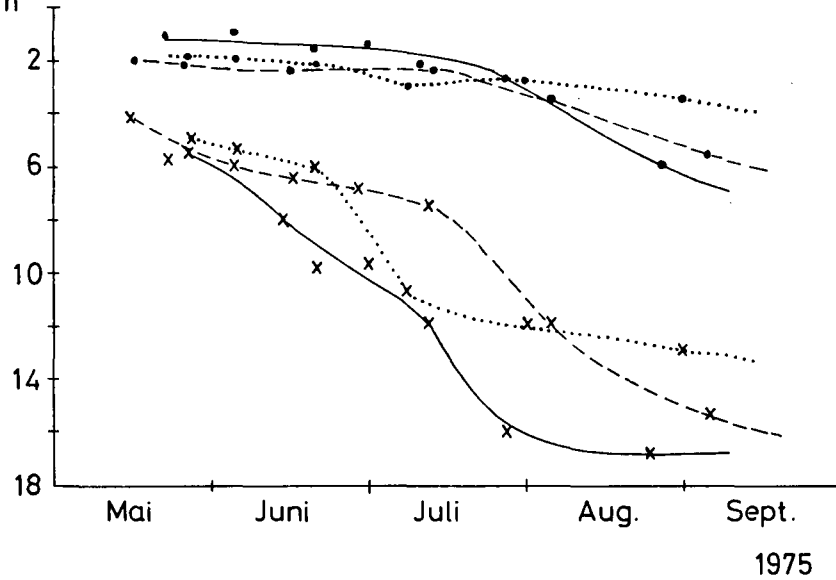


Abb. 1

Zuckerrüben

Tiefe
in dm



Bodenart:

..... fs mS

--- u'T

— tU (Löß)

Untergrenze von

• 50% Wasserentzug

x 100% ||

- 95 -

Abb. 2

Zuckerrüben, 25.5. - 15.9.75

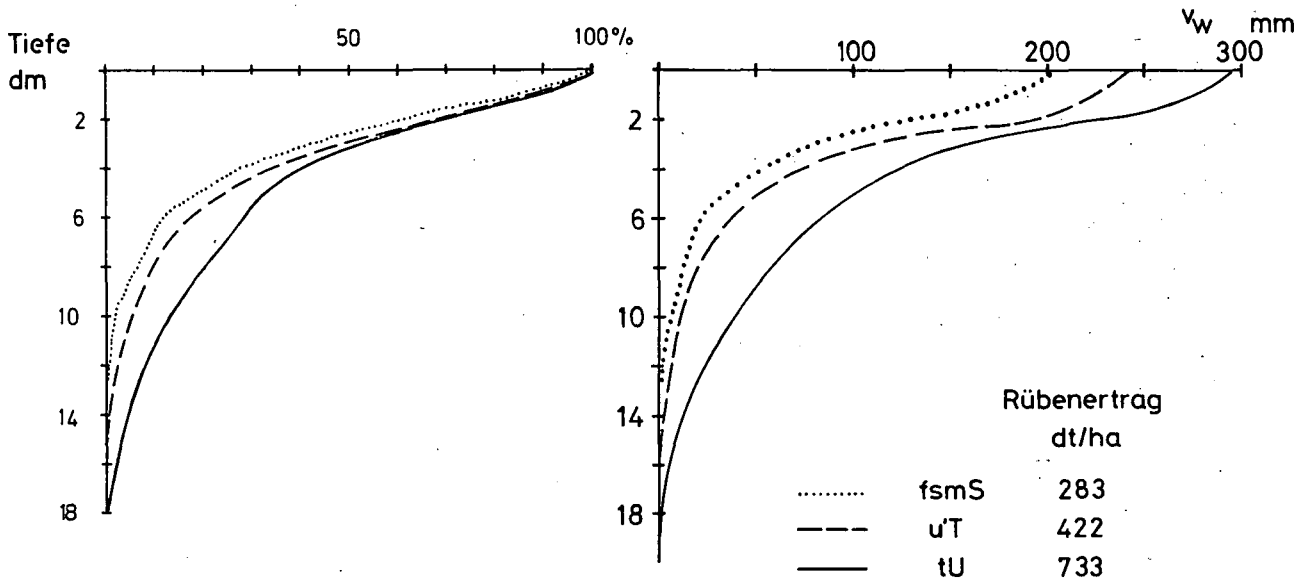


Abb. 3 a

Abb. 3 b

Simulation des Wassertransportes im Boden mit dem Microcomputer

von

Richter, J. +

Mathematische Simulationen von Prozessen im Boden werden moeglicherweise bald bei Fragestellungen in der landwirtschaftlichen Praxis - z.B. bei der Duengeberatung - Einsatz finden. Die zentrale Rolle bei all diesen Simulationen spielt die Wassertransportgleichung, da alle interessierenden Komponenten mit dem Wasserhaushalt des Bodens verknuepft sind. Der Rechenzeit-Aufwand fuer die Loesung dieser Gleichung ist aber so erheblich, dass bislang dabei nur auf Grossrechnern gearbeitet wurde. Aus Kostengrunden scheiden Grossrechner aber fuer den genannten Zweck sehr wahrscheinlich aus.

Im Referat wurde auf zwei verschiedene Wege hingewiesen, wie Kleinrechner auf der Basis moderner 8- bzw. 16-bit-Mikroprozessoren fuer die numerische Loesung der entsprechenden Differentialgleichungen verwendet werden koennen. Zum einen wurde anhand der Leistungsdaten dieser Rechner gezeigt, dass sie schon heute, bei Verwendung von speziellen Arithmetik-Prozessoren, hoechstens noch um eine Zehnerpotenz langsamer, dafuer aber fuer den genannten Zweck um ein bis zwei Groessenordnungen kostenguenstiger sind als Grossrechner. - Der zweite Weg besteht in weniger verschwenderischen numerischen Techniken. Neben Mehrschritt-Verfahren ist dabei an eine Vergraesserung der Zeit- und Tiefenschrittweiten bei den Einschnitt-Verfahren zu denken. Das laesst sich erreichen, wenn man anstelle der ueblichen Linearisierungen der Leitfaehigkeiten ueber arithmetische Mittelungen z.B. quadratische Interpolationen der Wasserspannungen und damit berechnete Leitfaehigkeiten verwendet. Ausserdem wurde auf eine schon frueher vorgestellte einfache numerische Loesung der Wassertransportgleichung hingewiesen, die auf der exponentiellen Abhaengigkeit der Leitfaehigkeit von der Wasserspannung beruht. Dadurch ergibt sich eine integrierte Form der Fliessgleichung, die zu erheblich schnelleren Loesungen fuehrt als die ueblichen endlichen-Differenzen-Verfahren. Ausserdem laesst sich das Verfahren sehr einfach programmieren. Diese Loesung ist nicht durch spezielle Bedingungen fuer die Wasserleitfaehigkeitskurve beschraenkt. Das Verfahren wird an anderer Stelle ausfuehrlich dargestellt. *

=====

+ Institut fuer Bodenkunde der Universitaet Hannover, Herrenhaeuser Str.2
3000 Hannover 21

Zur Bedeutung der θ - ψ -Beziehung in bodenhydrologischen

Modellen

von
F. Beese und P. J. Wierenga⁺⁺

Zwischen pF-Kurven, die an ungestörten Proben im Labor ermittelt werden und solchen, die aufgrund von Feldmessungen erstellt werden, können erhebliche Unterschiede auftreten. Auf dieses Phänomen ist in den letzten Jahren in einer Reihe von Publikationen hingewiesen worden. Unter anderen in den Arbeiten von Topp, 1969; Vachaud and Thony, 1971; Richter, 1974; Beese et al. 1975; Royer and Vachaud, 1975 und Ehlers und Van der Ploeg, 1976. Die Autoren kamen einstimmig zu dem Ergebnis, daß die beobachteten Abweichungen zu groß seien, als daß sie vernachlässigt werden könnten.

Trotz dieser Feststellung ist es nach wie vor ein gebräuchliches Verfahren, mit Hilfe von im Labor ermittelten pF-Kurven aus gemessenen Saugspannungswerten die Wassergehalte im Boden zu ermitteln oder umgekehrt aus gemessenen Wassergehalten die entsprechenden Saugspannungswerte. Dieses Vorgehen findet Verwendung bei den Bestimmungen der Luft- und Wasser-Kapazität von Böden und bei der Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität. Es wird ferner benutzt im Rahmen von Simulations-Rechnungen zur Beschreibung des Boden-Wasserhaushalts. In jüngster Zeit wird die pF-Kurve verstärkt dazu eingesetzt, um aus ihr die Funktion für die ungesättigte Leitfähigkeit von Böden zu ermitteln.

Aus diesem Katalog von Anwendungs-Beispielen mag entnommen werden, wie wichtig für ökologische Fragestellungen und für die quantitative Beschreibung des Boden-Wasserhaushalts die Frage nach der Qualität der zu verwendenden pF-Kurven ist. Anhand eines Beispiels soll demonstriert werden, wie sich auf verschiedene Weise ermittelte pF-Kurven auf den Gang der Wassergehalte auswirken, wenn die Kurven in Simulations-

⁺) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2,
3400 Göttingen

⁺⁺) Department of Agronomy, Box 3 Q, Las Cruces, 88003
New Mexico, USA

Modelle eingesetzt werden. Zur Validierung der Modelle dienen Messergebnisse an Lysimetern unter Feldbedingungen.

Untersuchungen

Die Untersuchungen wurden während der Vegetationsperiode 1978 an vier nicht wägbaren Unterdruck-Lysimetern mit Bewuchs durchgeführt. Jeder Lysimeter hatte eine Oberfläche von $1,5 \text{ m}^2$ und war 150 cm tief. Der Boden bestand aus einer 70 cm mächtigen Lage von tonigem Lehm über lehmigem Sand. Der Boden war drei Jahre vor Versuchsbeginn eingefüllt worden. Alle Lysimeter waren mit einer Absaug-Vorrichtung über der Bodenplatte versehen. Zur Vermeidung von Randeffekten waren die Lysimeter in ein 2 ha großes Feld eingebettet. Die Lysimeter und das sie umgebende Feld waren mit Chilipfeffer bepflanzt worden. Zur genauen Dosierung des zugeführten Wassers waren alle Lysimeter mit einer eigenen Bewässerungsanlage ausgerüstet. Die Messung der Bodenwasserhalte erfolgte mittels einer Neutronensonde. In vier Tiefen (10, 20, 30, 50 cm) waren Tensiometer eingesetzt. Während der Vegetationsperiode wurde in Intervallen von 2 bis 4 Tagen bewässert. Wassergehaltsmessungen erfolgten einmal wöchentlich. Parallel zu den Lysimeter-Messungen erfolgten auf einer größeren, in gleicher Weise behandelten Parzelle, die Untersuchungen zur Bestandes- und Wurzelentwicklung. Die meteorologischen Daten wurden von einer Wetterstation geliefert, die unmittelbar an das Versuchsfeld grenzte.

Die pF-Kurven wurden zum einen an jeweils vier 250 ml Proben nach kapillarer Aufsättigung im Desorptionsgang im Labor ermittelt, zum anderen durch simultane Bestimmung von Wassergehalten und Saugspannungen im Feld. Ebenfalls im Feld wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit gemessen. Dazu wurde die Infiltrimeter-Methode verwendet (Hillel, 1971). Aus den pF-Kurven und den gesättigten Leitfähigkeiten wurden die Funktionen der ungesättigten Leitfähigkeit errechnet. Dabei wurde der Ansatz von Mualem, 1976 gewählt und das von Van Genuchten, 1978, entwickelte Modell verwendet.

Modell

Bei dem benutzten Modell, ändern sich nach jeder Infiltration die Wassergehalte und Wasserflüsse nach Zeit und Tiefe, entsprechend den hydrologischen Eigenschaften des Bodens, der Evaporation und der Wasseraufnahme durch die Wurzeln.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K \frac{\partial H}{\partial x} \right) - Q \quad (1)$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial q}{\partial x} \quad (2)$$

$$q = -K \frac{\partial H}{\partial x} \quad (3)$$

In dieser Abb. werden die Gleichungen gezeigt, die dem Modell zugrunde liegen. Gleichung 1 wurde numerisch gelöst unter Verwendung der Computer-Sprache CSMP. Der Fluß-Term der Gleichung 1 ergibt sich aus der Kombination der Kontinuitäts-Gleichung (Gleichung 2) und der Darcy-Gleichung (Gleichung 3). Der Senkenterm variierte mit der Zeit und der Tiefe. In der folgenden Abb. ist die entsprechende Gleichung dargestellt

$$Q = \left(\frac{RD}{\int RD dx} \right) \cdot T \quad (4)$$

T = TRANSPIRATION

Der erste Ausdruck ergibt die relative Wurzelverteilung auf Trocken-Masse Basis. T ist die aktuelle Transpiration. Zum Einsatz der Modelle unter Feldbedingungen mußten einige Annahmen gemacht werden.

ANNAHMEN

$$ET_0 = \frac{(\Delta/\gamma)R_n + B(e_s - e_a)}{\Delta/\gamma + 1} \quad (5)$$

$$E = [\Delta/(\Delta + \gamma)] R_n \exp(-0.398 LAI) \quad (6)$$

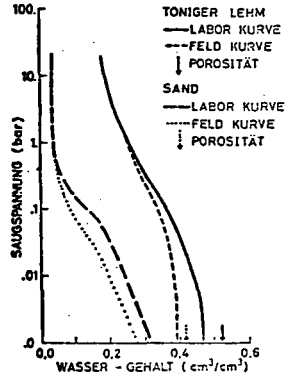
$$T = ET_0 - E \quad (7)$$

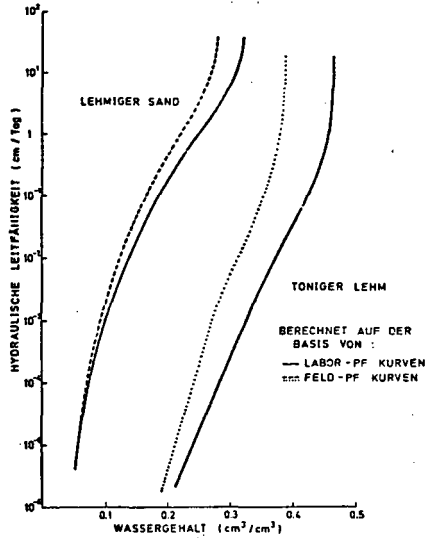
So wurde angenommen, daß die potentielle Evapotranspiration gleich der aktuellen Evapotranspiration ist. Zur Kalkulation der potentiellen Evapotranspiration diente die Van Bavel-Gleichung (Gleichung 5).

Für die Rauigkeit des Bestandes wurde 0.13 der Bestandeshöhe eingesetzt. Um zwischen der Evaporation und der Transpiration unterscheiden zu können, wurde die Gleichung 6 benutzt. Die Bodenevaporation ist hierbei eine Funktion der Nettostrahlung und des Blattflächenindex. Aus den Gleichungen 5 und 6 läßt sich dann die potentielle Transpiration gemäß der Gleichung 7 berechnen. Eine ausführliche Beschreibung dieses Ansatzes findet sich bei Beese et al. 1978.

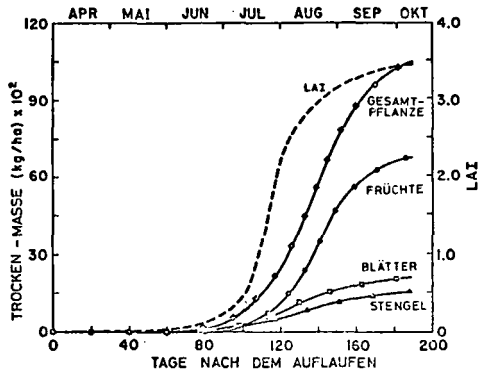
Ergebnisse und Diskussion.

In den beiden folgenden Abbildungen sind die pF-Kurven und die aus ihnen berechneten Leitfähigkeitsfunktionen für die beiden Profilabschnitte dargestellt.



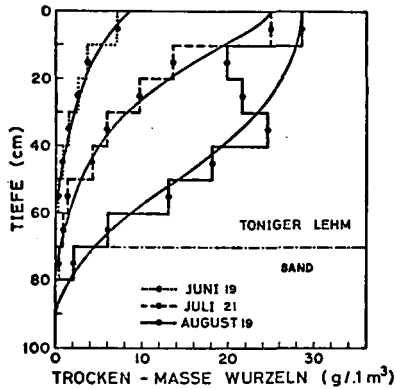


Beide Feldkurven weisen eine erhebliche Hysterese zu den Laborkurven auf. D. h. bei gleichen Saugspannungen werden im Feld geringere Wassergehalte gefunden. Die Pfeile deuten an, daß bei kapillarer Sättigung auch noch keine vollständige Füllung des Porenraumes erfolgte. Als Faustzahl kann für aggregierte Böden angenommen werden, daß 10 % der Porosität luftgefüllt bleiben. Bei den kalkulierten Leitfähigkeiten ergeben sich Unterschiede von mehr als einer Zehnerpotenz bei gleichem Wassergehalt. Bevor es zu einer Überprüfung von gemessenen und berechneten Wassergehalten kommt, sind vorher die gemachten Annahmen zu überprüfen.

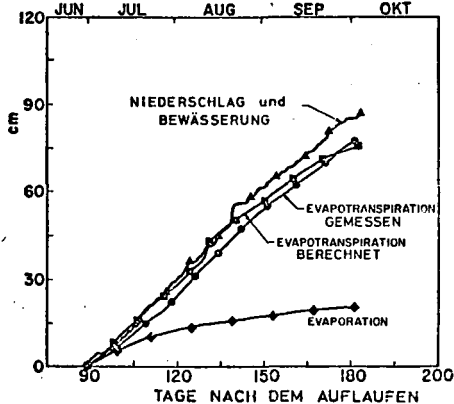


Die Abbildung zeigt die Trockenmasse-Entwicklung des Chile-Bestandes, wobei auch noch nach verschiedenen Pflanzenteilen differenziert wurde. Ebenfalls dargestellt ist der Blattflächenindex.

Die Betrachtung soll sich auf die zweite Hälfte der Vegetationszeit beschränken, in der der Einfluß der Wasseraufnahme durch die Wurzeln am größten ist. Die nächste Abbildung zeigt die Trockenmasse-Entwicklung der Wurzeln. Die geglätteten Kurven zeigen die Verteilungen, wie sie in das Modell eingehen.

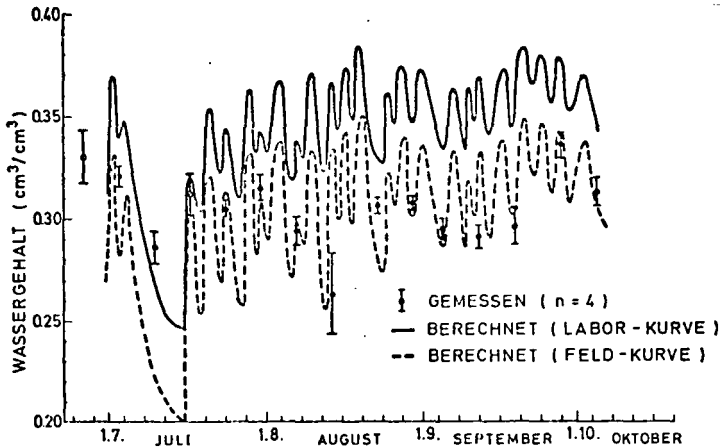


Um die Annahme zu überprüfen, daß die aktuelle Evapotranspiration der potentiellen Evapotranspiration entspricht, sind in der nächsten Abbildung gemessene und errechnete Werte aufgetragen.



Es zeigt sich, daß für die in Betracht kommenden 90 Tage beide Kurven eng beieinander liegen. Die kalkulierte ET-Summe beläuft sich auf 74 cm, die gemessene Summe auf 77 cm. Die berechnete Summe der Boden-Evaporation beträgt 20 cm. Daraus ergibt sich ein Wert für die reine Transpiration von 54 cm. Der gesamte Wasserinput während dieser Zeit betrug 92 cm. Zur weiteren Überprüfung wurden die gemessenen mit den berechneten Wassergehalten verglichen. Es wurden zwei Modellrechnungen durchgeführt. Einmal wurden die Labor-pF-Kurven und die daraus abgeleiteten Leitfähigkeiten eingesetzt, zum anderen wurde entsprechend mit den Feld-Kurven verfahren.

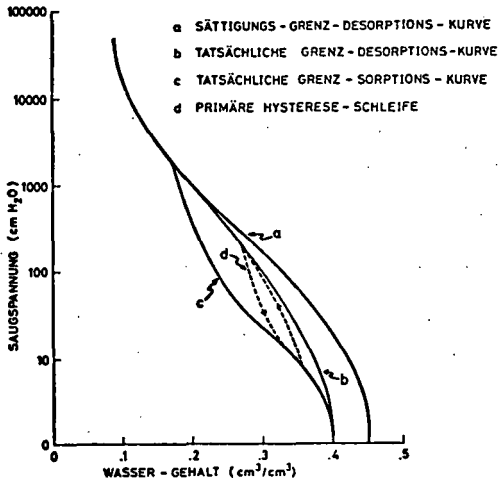
Zur Demonstration wurde ein Beispiel aus dem oberen Abschnitt des Bodens gewählt. Da die Bewässerung in kurzen Intervallen erfolgte, sind die auftretenden Fluktuationen relativ gering.



Es zeigt sich, daß das Modell mit den Laborkurven die realen Verhältnisse nur ungenügend beschreibt. Bei Verwendung der Feldkurven dagegen, läßt sich das Ergebnis wesentlich verbessern.

Die Ursachen für die beobachteten Abweichungen könnten einmal in der räumlichen Variabilität des Bodens liegen. D. h. aufgrund zu geringer Stichprobenumfänge sind die Ergebnisse

nicht vergleichbar. Dagegen spricht der Umstand, daß die Unterschiede in den einzelnen Varianten geringer sind als zwischen den Varianten. Weiter ist ein deutlicher Trend erkennbar derart, daß die Feldkurven immer in Richtung auf geringere Wassergehalte verschoben sind. Weiter könnte bei der Probenentnahme eine Kompression stattfinden und damit verbunden eine Verschiebung der Retentions-Eigenschaften des Bodens. Derartige Veränderungen sind beobachtet worden. Insgesamt dürfte dieser Effekt aber von untergeordneter Bedeutung sein. Die Hauptursache liegt in der unvollständigen Wasser-Aufsättigung, wenn nach vorausgegangener Austrocknung Niederschlagswasser in den Boden infiltriert. An einem willkürlich gewählten Beispiel soll die Stellung der Labor-Kurve beleuchtet werden.



Kurve (a) zeigt die Grenz-Sättigungs-Desorptions-Kurve. Den Verlauf dieser Kurve erhält man nach Aufsättigung der Probe im Vakuum. Bei kapillarer Wasser-Aufsättigung lassen sich aggregierte Böden in der Regel nur bis zu 90 % des GFV aufsättigen. Bei der Entwässerung erhält man die tatsächliche Grenz-Desorptions-Kurve. Diese Kurve entspricht normalerweise der Labor-pF-Kurve. Läßt man nun die Probe bis zu dem

Wassergehalt austrocknen, der bei der gegebenen Fragestellung minimal auftritt und sättigt die anschließend Probe auf, so erhält man die tatsächliche Grenz-Sorptions-Kurve. Alle auftretenden Ereignisse würden sich zwischen diesen beiden Kurven abspielen. Würden alle Möglichkeiten mit gleicher Häufigkeit auftreten, so könnte man mit einer Kurve, die genau in der Mitte zwischen den tatsächlichen Grenzkurven verläuft, längerfristig das System exakt beschreiben. Im Einzelfall würden naturgemäß Abweichungen nach unten und oben auftreten. Tritt eine Häufung der Ereignisse im feuchten Bereich auf, würde dies eine Verschiebung der Kurve nach rechts zur Folge haben. Bei einer Häufung im trockenen Bereich ^{würde} eine Verschiebung nach links erfolgen.

Der Vorteil der Verwendung von im Feld ermittelten pF-Kurven bei praktischen Fragestellungen liegt darin, daß standortspezifische Größen wie die Niederschlags-Höhe, -Verteilung und -Intensität sowie witterungsbedingte Amplituden von Austrocknung und Aufsättigung mit in die pF-Kurve eingehen. Damit wird aus der Bodenkenngroße eine Standortkenngroße. Diese ist dann besser geeignet, die Verhältnisse im Feld zu beschreiben.

Der Ermittlung der Feld-pF-Kurve muß erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt werden. Ihr Einsatz bei Simulationsrechnungen und bei der Beantwortung ökologischer Fragen muß verstärkt werden.

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 und W.J. Richter, 1978. Der Wasserhaushalt einer LÖB-Parabraunerde unter Winterweizen und Brache. Z. Acker- und Pflanzenbau 146, 1-19.
- Ehlers, W. and R.R. Van der Ploeg, 1976. Evaporation, drainage and unsaturated hydraulic conductivity of tilled and untilled fallow soil. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 373-386.
- Hillel, D., 1971. Soil and Water. Academic Press, New York.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res. 12, 513-522.
- Topp, G. C., 1969. Soil water hysteresis measured in a sandy loam and compared with the hysteretic domain model. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 645-651.
- Richter, W.J., 1974. Bestimmung natürlicher pF -Charakteristiken an einer LÖB-Parabraunerde. Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch. 18, 58-66.
- Royer, J. M. and G. Vachaud, 1975. Field determination of hysteresis in soil water characteristics. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 39, 221-223.
- Vachaud, G. and J. L. Thony, 1971. Hysteresis during infiltration and redistribution in a soil column at different initial water content. Water Resour. Res., 7, 111-127.
- Van Genuchten, R., 1978. Calculating the unsaturated hydraulic conductivity with a new closed-form analytical model. Research Report No. 78-WR-08, Princeton University, Princeton, New Jersey.

Quantitative Aspekte der Schätzung des
pflanzenverfügbaren Wassers tropischer
Böden. Eine Fallstudie.

von

Diestel, H.⁺

1. Problemstellung

Die von den Kulturpflanzen nutzbare Wassermenge im Boden ist aus dem Blickwinkel der Landwirtschaft und der Kulturtechnik eine der wichtigsten Kenngrößen des Bodens. Sie ist eines der Hauptkriterien der Bodenbewertung. Das mit höheren Saugspannungen in den kleineren Mittelporen des Bodens gebundene Wasser ist nur mit Ertragseinbußen nutzbar. In der Bewässerungslandwirtschaft gewinnen Wasserspannungskurven für Planung und Betrieb eine besondere Bedeutung, da die Wassergaben bei Wassergehalten und Saugspannungen aufgebracht werden, die zwischen der Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt liegen, und deren günstigste Werte für verschiedene Kulturpflanzen und für verschiedene Bedingungen unterschiedlich sind. Bis in die jüngste Vergangenheit (z.B. Rivers und Shipp, 1978) wurden immer wieder Bemühungen unternommen, die Zusammenhänge zwischen Porengrößenverteilung und Korngrößenverteilung zu quantifizieren und zur Abschätzung von Bodenwasserhaushaltsdaten aus der Körnung und einigen anderen Bodencharakteristika zu verwenden. Literaturhinweise auf solche Arbeiten finden sich in Renger (1971) und Maclean und Yager (1972).

Im Rahmen einer Bewertung von sambischen Böden (FAO 1979; Diestel, in Vorb.) ergab sich die Notwendigkeit, approximative Wasserspannungskurven für eine Reihe von Böden zu erstellen. Verwendet wurde

⁺ Leichtweiß-Institut für Wasserbau der
Technischen Universität Braunschweig, Lehrgebiet Bodenkunde und
Kulturtechnik, Beethovenstraße 51a, Postfach 3329,
3300 Braunschweig

zu diesem Zwecke das Verfahren von Hartge (1969), da es durch die Einbeziehung des Gesamtporenvolumens eine quantitative Mitberücksichtigung des Gefüges erlaubt und in der Anwendung so einfach ist, daß es mit angelerntem Hilfspersonal durchführbar ist. Hartge (1969) hat nach genauer Bestimmung einer großen Anzahl von Körnungssummen- und Wasserspannungskurven zwölf nach Gesamtporenvolumen geordnete Gruppen von Kurven erstellt, mit deren Hilfe man, wenn Porenvolumen und Körnungssummenkurve einer Bodenprobe bekannt sind, ihre pF-Kurve graphisch und approximativ ermitteln kann.

Endgültige Aussagen über die angemessenste Verfahrensweise bei der Anwendung der Methode von Hartge (1969) und über die Genauigkeit dieser Methode bei verschiedenen taxonomischen Einheiten tropischer Böden sind schon in Anbetracht der geringen Zahl der ausgewerteten Daten nicht machbar. Trotzdem wurde es in Hinblick auf die Häufigkeit, mit der im außereuropäischen Bereich Planer mit der Aufgabe konfrontiert werden, konkrete Angaben zur Planung oder zum Betrieb von landwirtschaftlichen Projekten aufgrund sehr knappen Bodendatenmaterials machen zu müssen, für nützlich erachtet, die im Rahmen der gestellten Aufgabe gemachten Bemühungen um derartige Aussagen hier dazulegen. Nicht zuletzt ist die Erarbeitung von Datenmaterial über Böden der Savannenzonen deshalb von besonderem Interesse, weil in diesen Regionen noch besonders große Landreserven für Erschließung und Inkulturnahme vorhanden sind (Blume, 1976; Schaffer, 1979).

2. Aufbereitung des Datenmaterials

Grundlage der Untersuchungen war der Soil Survey Report Nr. 5 des Department of Agriculture in Sambia von A.H. Maclean: "Moisture Characteristics of Some Zambian Soils" (1970), dessen wesentliche Ergebnisse auch in einer zugänglicheren Veröffentlichung (Maclean and Yager, 1972) dargelegt wurden. Bodenprofile von Standorten, die für Bewässerungsvorhaben in Frage kamen, wurden von Maclean eingehend untersucht. Es wurden u.a. die Wasserspannungskurven auf der Druckmembran-Apparatur, die Feldkapazität nach Bewässerung und Dränung am Standort, der permanente Welkepunkt mit der Sonnenblumen-Welkung, die Korngrößenverteilung - nach Vorbehandlung mit H_2O_2 , Wasser und Natriumhexametaphosphat - mit der Pipetten-Methode

und die Lagerungsdichte¹⁾ aus dem Trockengewicht ungestörter Proben ermittelt.

Nach Elimination der Bodenproben, deren Gehalt an organischer Substanz höher als 2 % war, blieben für eine Auswertung aus 11 Bodenprofilen 50 Bodenproben aus verschiedenen Entnahmetiefen. Der Quotient aus dem mit den Nomogrammen von Hartge ermittelten Wassergehalt dividiert durch den von Maclean gemessenen Wassergehalt wurde gebildet, und zwar für die Wassergehalte bei Feldkapazität (FC), bei drei Atmosphären Unterdruck ("three atmosphere percentage" TAP) und beim Permanenten Welkepunkt (PWP) sowie für die Wassergehalte, die sich aus der Subtraktion (FC - PWP) und (FC - TAP) ergeben. Für viele Kulturpflanzen liegt der kritische Bereich von Saugspannungen, bei denen die Transpirationsrate mit negativen Folgen für die Ertragsbildung erheblich zu sinken beginnt, in der Nähe von drei Atmosphären²⁾. Somit sind aus kulturtechnischer Sicht die Wassermengen (FC - TAP) und (FC - PWP) von mindestens so großem Interesse wie die Einzelwerte FC, TAP und PWP. Maclean fand eine sehr hohe Korrelation zwischen den Wassergehalten im Boden bei direkter Bestimmung der Feldkapazität am Standort und den sich bei $pF = 1.7$ (0.05 atm) einstellenden Wassergehalten. Für die Feldkapazität wurde der obengenannte Quotient aus dem bei $pF = 1.7$ im passenden Nomogramm abgegriffenen Wert und dem am Standort gewonnenen Wert gebildet. Für die Werte TAP und PWP wurden die bei $pF = 3.48$ und $pF = 4.2$ vorliegenden Wassergehalte aus den pF -Kurven von Hartge (1969) und Maclean (1970) entnommen. Die Quotienten bzw. die aus ihnen gebildeten Mittelwerte sind ein Maß für die Abweichung der nomographisch ermittelten von den durch Maclean gemessenen Wassergehalten. Die Abweichungen der Einzelwerte um diese Mittelwerte herum sowie die Relation dieser Abweichungen zu den Mittelwerten wurde durch die Errechnung der Standardabweichung bzw. des Variationskoeffizienten quantifiziert. Der Variationskoeffizient ist das Verhältnis der Standardabweichung zum Mittelwert.

¹⁾ Die "Lagerungsdichte" ist hier, wie in der deutschsprachigen bodenphysikalischen Literatur üblich, die Masse der trockenen, festen Bodensubstanz je Volumeneinheit. Der Begriff entspricht also nicht der Lagerungsdichte nach DIN 4015 (Bodenmechanik und Grundbau).

²⁾ S.I. Einheiten: $1 \text{ cm Wasser} = 0.098 \text{ kNm}^{-2}$, $pF = \lg(T \times 10^3) - 2$, wenn die Saugspannung TkNm^{-2} ist.

Nicht selten wichen die Körnungssummen- und Wasserspannungskurven beider Autoren so stark voneinander ab, daß die von Hartge auch vorgesehene Möglichkeit der Interpolation zwischen zwei Kurven erwogen werden mußte. Es liegt ein subjektives Element in der Entscheidung, ob und wie interpoliert werden soll, und es bietet sich die Alternative an, konsequent nicht zu interpolieren und die bestpassende Kurve unverändert zu akzeptieren. Ein weiterer Zwang zur Entscheidung zwischen Verfahrensalternativen rührte daher, daß die Wahl der richtigen Gruppe von Kurven auf dem Gesamtporenvolumen der Probe beruht, deren Wasserspannungskurve geschätzt werden soll. Maclean hat nicht das Gesamtporenvolumen - hinfort als GPV bezeichnet -, sondern die Lagerungsdichte gemessen, was eine Umrechnung in das GPV über die Dichte der mineralischen Substanz des Bodens erforderlich machte. Für letztere Bodeneigenschaft kann bei tropischen Böden ein Wert von 2.65 g/cm^3 nicht ohne weiteres angenommen werden. Aepli (1977) verwendete für einige Böden Sambias für die Dichte der festen Bodensubstanz (hier auch mit PD bezeichnet) den Wert 2.8 g/cm^3 . Häufig ergab es sich, daß das mit diesem Wert errechnete GPV die Verwendung einer anderen Kurvengruppe erforderlich machte, als bei der Annahme $PD = 2.65$. Die Untersuchungen wurden somit mit drei verfahrenstechnischen Varianten der nomographischen Abschätzung durchgeführt: mit $PD = 2.65$ und 2.8 , jeweils mit Interpolation, und mit $PD = 2.65$, ohne Interpolation.

Ein Bild der Größenordnung der Abweichungen der Körnungssummenkurven, die sich bei den verschiedenen Verfahren ergaben, wird in Abb. 1 gegeben. Die absoluten (vorzeichenfreien) Abweichungen bei jeder der 50 Proben in % auf den Ordinaten dieser Kurven bei 2,6, 20, 60, 200 und 600 Mikrometern wurden addiert und durch 6 dividiert. Die in Abb. 1 gezeigten "Durchschnittswerte" für die 11 Bodenprofile wurden dadurch gebildet, daß die für die einzelnen Bodentiefen eines Profiles gewonnenen Mittelwerte addiert und wiederum ihr Mittelwert errechnet wurde. Die Reihenfolge der Profile in den drei Blöcken der Abb. 1 entspricht der Reihenfolge der Liste von Bodenklassifikationseinheiten in Tab. 1.

Bezüglich der Gründe für Abweichungen zwischen den von Hartge und Maclean gemessenen Werten gibt es so viele offene Fragen - siehe Abschnitt 4 - daß es ratsam erschien, nicht nur statistische Auswertungen der Gesamtzahl der Proben durchzuführen, sondern auch Datenmaterial zugrunde zu legen, aus dem Proben mit besonders starken

Average deviations of the particle size summation curves of Maclean (1970) and of Hartge (1969) for soil profiles

Durchschnittliche Abweichungen der Körnungssummenkurven von Maclean (1970) und Hartge (1969) für Bodenprofile

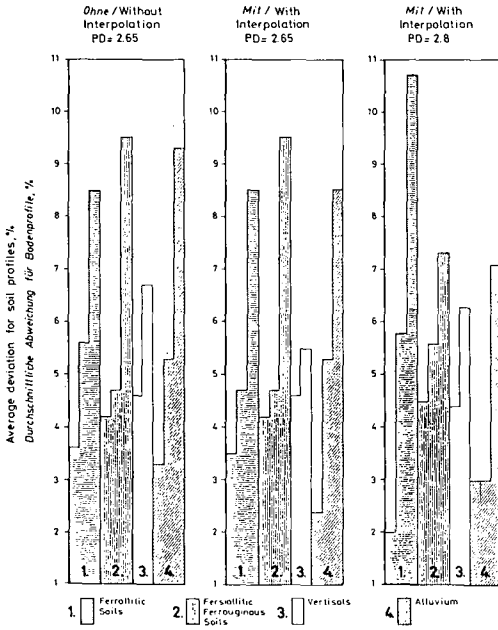
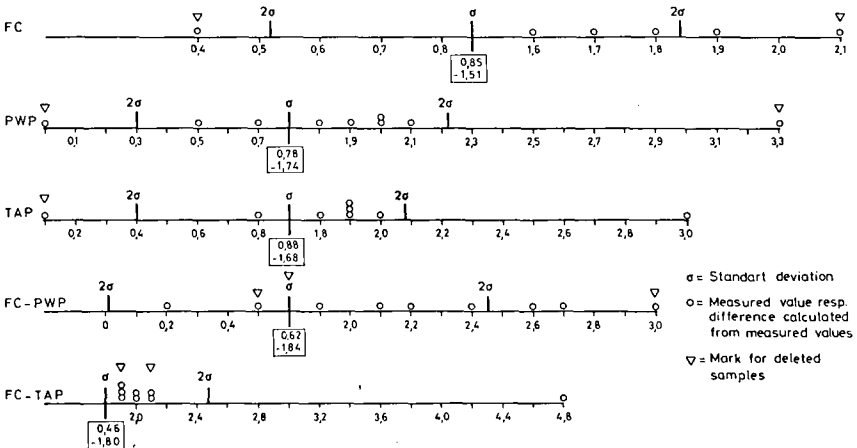


Abb. 1

Abb. 2

Diagrams for deleting samples to obtain "clean" sets of data. Example: With Interpolation, PD=2.65

Diagramme zur Erstellung "bereinigter" Datengruppen. Beispiel: Mit Interpolation, PD=2.65



Tab. 1: Klassifikation der untersuchten Böden

Sambische Bezeichnung	7 th Approximation	SOIL MAP OF AFRICA
Barotse Series	Typic Quartzipsamment	Ferrallitic Soils, Regosols
Choma Series	(Haplustox ?)	Para-ferrallitic Soils
Konkola Series	Typic Haplustox	Red Ferrallitic Soils
Malima Series (Lusitu)	Ustropept	Ferrous Tropical Soils (Fersiallitic)
Malima Series (Buleya Malima)	Ustropept	Ferrous Tropical Soils (Fersiallitic)
Mwembeshi Series	Fluventic Ustropept	Ferrous Tropical Soils (Fersiallitic)
Cheta Series	Paleustollic Chromusterts	Vertisols
Kembe Series	Paleustollic Chromustert	Vertisols
Zambesi Floodplain Alluvium ("Site II")	-	-
Zambesi Floodplain Alluvium ("Site I")	-	-
Barotse Flats Alluvium ("Site II")	Aquept/Aquent	Mineral Hydromorphic Soils

und möglicherweise nicht bodenphysikalisch bedingten Abweichungen herausortiert waren. Zwei Sortierungsverfahren zur Elimination von Extremwerten wurden verwendet. Die rigorosere Bereinigung der Datengrundgesamtheit bestand darin, daß von den jeweils 50 Einzelwerten für die 5 Wassergehaltsangaben Werte $\geq (\bar{x} \pm \sigma)$ als Extremwerte klassifiziert wurden, und in jeder der Tabellierungen für die drei Verfahrensvarianten alle Proben eliminiert wurden, die einen oder mehrere solcher Extremwerte enthielten. Die Probenzahl ging hierdurch auf 26, 27 und 29 zurück. Bei der weniger rigorosen Bereinigung wurden bei der Behandlung der Werte $\geq (\bar{x} \pm \sigma)$ statistische Kriterien mit anderen Gesichtspunkten kombiniert (siehe Abb. 2). Zahlen für FC, TAP und PWP wurde eliminiert, wenn sie größer oder kleiner als $(\bar{x} \pm 2 \sigma)$ waren, es sei denn, daß sie - wie z.B. der Wert 3.0 für TAP in Abb. 2 - aus sehr geringen Einzelwerten gebildet waren, in diesem Beispiel 3 und 1 Volumenprozent Wasser. Extreme Quotienten wurden nicht eliminiert, wenn sie in Zahlengruppen zusammenlagen. Quotienten nahe 1 wurden eliminiert, wenn sie aus unakzeptablen Einzelwerten resultierten. Nicht sehr extreme Quotienten wurden eliminiert, wenn sie isoliert lagen. Bei der Elimination

wurde jeweils der Verlauf der entsprechenden pF-Kurve berücksichtigt. Die aus den Meßwerten gebildeten Differenzen (FC - TAP) und (FC - PWP) wurden nur dann eliminiert, wenn einer der zu ihrer Berechnung verwendeten Einzelwerte eliminiert worden war, auch wenn dabei - wie z.B. für (FC - PWP) in Abb. 2 - ein Wert innerhalb des Bereiches ($\bar{x} \pm \sigma$) wegfiel. Die auf diese Weise erhaltenen Datengruppen für die fünf angesprochenen Wassergehalte wurden als "bereinigte" Datengruppen bezeichnet.

3. Die untersuchten Bodentypen

Tab. 1 zeigt die von Maclean (1970) gegebene Korrelation der sam-bischen Bezeichnungen für die untersuchten Böden mit Klassifikationseinheiten der 7th Approximation (Soil Survey Staff, 1960) und des in Afrika sehr verbreiteten "Soil Map of Africa (D'Hoore, 1964), dem ein Klassifikationssystem zugrundeliegt, das auch heute noch zum Zwecke einer besseren Identifikation und Korrelation von Böden Verwendung findet (s. auch Young, 1976). Es sei hier darauf hingewiesen, daß die Profile in Abb. 4 jeweils in der Reihenfolge steigender Werte und nicht wie in Tab. 1 geordnet sind.

4. Diskussion und Folgerungen

Es soll nacheinander erörtert werden, welche der Verfahrensweisen zur Durchführung der Schätzung von Wasserspannungskurven nach Hartge (1969) am geeignetsten erschien, welche Aussagen in Bezug auf die Genauigkeit des Schätzungsverfahrens für bestimmte Typen tropischer Böden gemacht werden können, und schließlich welche Vorschläge sich aufgrund dieser Studie in Bezug auf die Anwendung des Schätzungsverfahrens bei tropischen Böden ergeben.

Die Entscheidung für eine pF-Kurve aus der pF-Kurvenschar eines Nomogrammes beruht auf der Wahl einer Körnungssummenkurve (im folgenden KS-Kurve genannt) aus der KS-Kurvenschar des selben Nomogrammes. In Abb. 1 ist ersichtlich, daß gemessen an der Summe der Kurvenabweichungen die Interpolation keine sehr große Verbesserung der Übereinstimmung bringt. Jedoch tritt öfters der Fall ein, daß eine Kurve aus dem Nomogramm in einem Bereich von Korngrößen gut, in dem anderen schlecht übereinstimmt. Eine durch Interpolation

erhaltene, über den gesamten Bereich besser angeglichene Kurve kann nach dem hier angelegten Maß die gleiche "durchschnittliche Abweichung" haben. Zu Abb. 1 sei noch erwähnt, daß Interpolationen nicht bei jeder Probe erforderlich waren und somit in manchen Profilen kein Genauigkeitszuwachs entstand. Es ist auch im dritten Block der Abb. 1 zu erkennen, daß bei der GPV-Errechnung mit $PD = 2.8$ sich in den Nomogrammen nicht besser passende KS-Kurven finden. Die bodenphysikalisch möglicherweise "richtige" Verwendung von $PD = 2.8$ führt auch nicht zu besser passenden pF-Kurven, wie Abb. 3 zeigt.

Die Abb. 3 zeigt zusammenfassend Größenordnungen der Übereinstimmung zwischen den Wassergehalten aus den Nomogrammen und aus den sambischen Bodendaten für die drei verfahrenstechnischen Varianten, angewendet an den drei Gruppen von Daten (50 Proben, Proben $\bar{x} \pm \sigma$, und "bereinigte" Datengruppen). Zur besseren Übersichtlichkeit wurden nicht die Mittelwerte und die Variationskoeffizienten der sich ergebenden $5 \times 3 \times 3 = 45$ Quotienten von Wassergehaltsangaben gezeigt, sondern es wurden die Quotienten aus den Meßwerten FC, TAP und PWP und aus den Differenzen (FC - TAP) und (FC - PWP) zu Durchschnittswerten zusammengefaßt. Z.B. ist im zweiten Block der oberen Blockreihe mit Querschraffur der Wert 1.24 gezeigt. Er ergibt sich aus den Werten 1.18, 1.28 und 1.26, die die Mittelwerte der jeweils 50 für FC, TAP und PWP gebildeten Quotienten waren, bei Anwendung der Alternative "vollständige Datengrundgesamtheit, Interpolation, $PD = 2.65$ ". Die Mittelwerte der Quotienten, die die Überschätzung der Wassergehalte quantifizieren (obere Blockreihe), liegen immer für die Alternative "Interpolation/ $PD = 2.65$ " am niedrigsten. Gemessen am Variationskoeffizienten (untere Blockreihe, Abb. 3) ist diese Alternative ebenfalls bei den Einzelmeßwerten der Wassergehalte die günstigste, jedoch die ungenaueste in Bezug auf die Wassergehaltsdifferenzen. Aufgrund dieser Ergebnisse - was immer ihre bodenphysikalische Ursache sein mag - wurde sowohl bei der Abschätzung von Wasserspannungskurven für sambische Böden (Diestel, in Vorb.) als auch bei der im folgenden beschriebenen Untersuchung $PD = 2.65$ verwendet und interpoliert.

Die obere Hälfte der Abb. 4 zeigt, daß bei den ferrallitischen Böden sowohl die Einzelwerte als auch die Differenzen der Wassergehalte stets überschätzt wurden (Quotient > 1). Die geschätzten pF-Kurven verlaufen sowohl höher als auch steiler im Bereich $pF > 1.7$.

Averages of the means and of the variation coefficients for the three procedures tested

Durchschnittswerte der Mittelwerte und Variations-Koeffizienten für die drei geprüften Verfahren

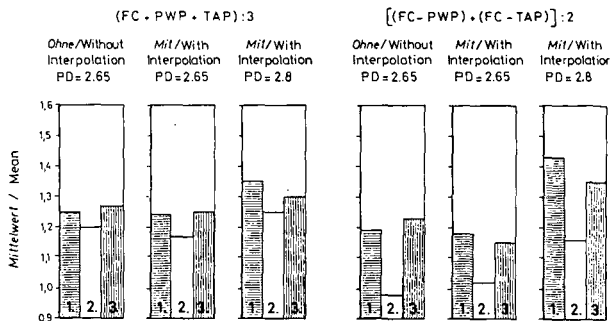
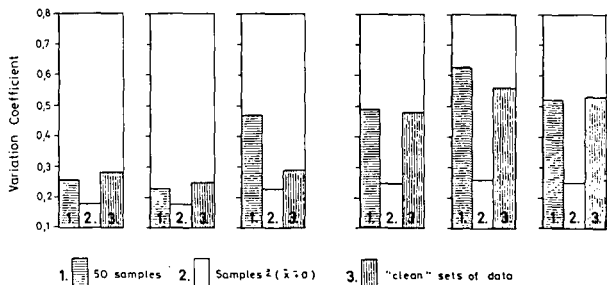


Abb. 3



Statistical parameters for soils grouped into major taxonomic units ("clean" sets of data, with interpolation, particle density = 2.65)

Statistische Parameter für in große taxonomische Einheiten gruppierte Böden ("Bereinigte" Datengruppen, mit Interpolation, PD = 2.65)

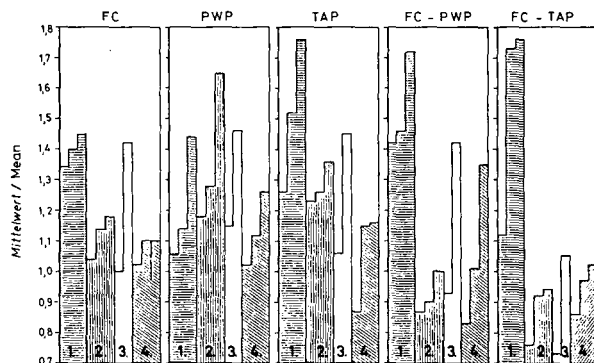
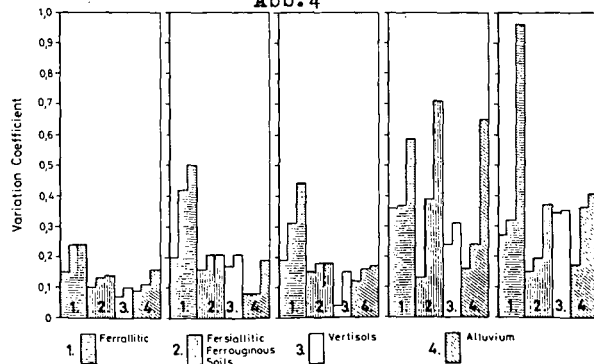


Abb. 4



Für die als fersiallitisch - "ferrouginous", Vertisole und Alluvium klassifizierten Böden wurden ebenfalls die Einzelwerte überschätzt, aber die Wassergehaltsdifferenzen mehr unter- als überschätzt. Für letztere drei taxonomischen Einheiten ist das Verhältnis der Standardabweichung der Quotienten der Einzelwerte zu ihren Mittelwerten (Variationskoeffizient, untere Hälfte der Abb. 4) günstiger als bei den ferrallitischen Böden. Für die hier untersuchten drei Profile ferrallitischer Böden liegt der Fehler bei der Abschätzung des pflanzenverfügbaren Wassers für Zwecke der Kulturtechnik und der Landklassifikation zu hoch, selbst wenn man unterstellt, daß an solchen Standorten möglicherweise für manche Pflanzen, deren Haarwurzeln an die Mikroaggregate heranwachsen können, das in den feinen Interaggregatporen vorliegende Wasser "effektiv pflanzenverfügbarer" ist. Zumindest für solche Böden, aber auch für andere tropische Böden ergibt sich also die Notwendigkeit, eine Verbesserung der Schätzgenauigkeit zu versuchen.

Die Ursache für die Andersartigkeit der Wasserspannungskurven von tropischen Böden gleicher Körnung muß in gefügedynamischen Vorgängen liegen, die in Böden der gemäßigten Zone weit weniger stark oder gar nicht zum Tragen kommen. Setzt man voraus, daß das von Hartge verwendete Bodenmaterial nach der durchgeführten Vorbehandlung (H_2O_2 , $Na_4P_2O_7$) vergleichbar stark dispergiert zur Pipettierung gelangte wie das von Maclean verwendete, liegt es nahe, die Erklärung für diese Befunde hauptsächlich in der Mikroaggregation tropischer Böden zu suchen. Die Daten lassen kaum Schlüsse auf Größe und Verteilung solcher Mikroaggregate zu, wohl aber die Folgerung, daß Mikroaggregation die Entstehung von Grobporen und größeren Mittelporen auf Kosten von Feinporen und kleineren Mittelporen zur Folge hat.

Es ist sicherlich nicht unproblematisch, das Mikrogefüge in einem Schätzungsverfahren zu berücksichtigen, das verfahrenstechnisch einfach und doch so genau ist, daß der Fehler in mm Wasser pro Meter Bodentiefe je nach Bodentyp die Größenordnung 10 - 30 mm nicht übersteigt. Neben der Anwendung alter Verfahren zur quantitativen Erfassung der Mikroaggregation (Vageler und Alten 1931) ist es heute jedoch möglich, Mikroaggregate von wenigen Mikrometern Durchmesser auch anhand von Dünnschliffen optisch zu untersuchen (Schönhals et al., in Vorber.). Denkbar wäre, daß für repräsentative Typen tropischer Böden eine Matrix von Korrekturfaktoren erstellt

werden kann, mit denen die Wirkung der Mikroaggregation auf die Wasserspannungskurve im Bereich pF 1.7 - 4.2 quantitativ berücksichtigt werden kann. In der praktischen Abschätzung könnten die Eingabedaten in diese Matrix sein die Gehalte an Ton und an organischer Substanz, das GPV, sowie ein Strukturfaktor wie der von Vageler und Alten (1931) und schließlich das Verhältnis der mittleren Korndurchmesser aus den mit und ohne Dispergierungsmittel gewonnenen KS-Kurven. Letztere beiden Angaben müßten nicht unbedingt für die jeweilige Probe vorliegen, sondern könnten aus entsprechenden Untersuchungen über repräsentative Bodentypen entnommen werden. Parallel dazu wäre die Verfügbarmachung von mehr Nomogrammen wie die von Hartge (1969) von Nutzen, da hierdurch die auf Interpolationen beruhenden Ungenauigkeiten verringert werden könnten. Grundlage von Schätzungsverfahren wird in Anbetracht der Gegebenheiten immer die Körnung völlig dispergierter Bodenproben sein, ergänzt durch GPV (ersatzweise PD) und Gehalt an organischer Substanz. Bei tropischen Böden können die Zusammenhänge zwischen Lagerungsdichte und Textur (s. auch Diestel, in Vorb.) sowie zwischen Tongehalt und Bodenwassercharakteristika sehr undeutlich sein. Schätzungen der Textur sind schwierig. Dementsprechend muß ein erfolgversprechendes Verfahren zur Schätzung der Wasserspannungskurve solcher Böden relativ aufwendig sein. Dieses ist aber nicht nachteilig, solange das Verfahren nur zeitaufwendig, nicht aber kompliziert ist.

5. Zusammenfassung

Das Verfahren von Hartge (1969) zur Schätzung der Wasserspannungskurve aus der Körnungssummenkurve und dem Gesamtporenvolumen wurde bei einigen Böden in Sambia angewandt. Die Übereinstimmung geschätzter Werte des Bodenwasserhaushaltes mit gemessenen Werten wird unter Berücksichtigung der Qualität der vorhandenen Daten und verschiedener verfahrenstechnischer Varianten statistisch überprüft und ihre Bedeutung diskutiert. Der Einfluß der Mikroaggregation auf die Wasserspannungskurve wird erörtert.

6. Literaturverzeichnis

AEPPLI, H., 1977. Detailed Soil Survey, National Irrigation Research Station, Mazabuka. UNDP/FAO/GTZ. Republic of Zambia, Min. of Lands and Agric. - BLUME, H.-P., 1976. Der Biologie-Unterricht H. 4, 18-32. - D'HOORE, J. L., 1964. Soil map of Africa, Scale 1 to 5000000. Explanatory Monograph. Commis. f. Techn. Cooper. in Africa, Public. 93, Lagos. - DIESTEL, H., in Vorbereitung. Water Retention Values of Zambian Soils Synthesized from Other Soil Physical Data. Soils Bulletin, Dept. of Agric., Republic of Zambia. - FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) Rom, 1979. Irrigation Potential in Zambia. - HARTGE, K.H., 1969. Z. f. Kulturtechn. u. Flurbereinig. 10, 20-27. - MACLEAN, A.H., 1970. Moisture Characteristics of Some Sambian Soils. Soil Survey Report Nr. 5, Dept. of Agric., Republic of Sambia. - MACLEAN, A.H. and T.U. YAGER, 1972. Soil Science 113, 23-29. - RENGGER, M., 1971. Z. Pflanzenern. Bodenk. 130, 53-67. - RIVERS, E. and P. SHIPP, 1978. Soil Science 126, 94-100. - SCHAFFER, G., 1979. Mitt. Techn. Univ. Braunschweig H. I/II, 1-13. - SCHÖNHALS, E., T. POETSCH und H.J. ALTEMÜLLER, in Vorber. Das Gefüge der Lockerbraunerden. - SOIL SURVEY STAFF, Soil Conservation Service, United States Dep. of Agric., Washington, 1960. Soil Classification. A Comprehensive System. 7th Approximation. - VAGELER, P. und F. ALTEN, 1931. Z. Pflanzenern., Düng., Bodenk. A 21, 323-346 und A 22, 21-51. - YOUNG, A., 1976. Tropical Soils and Soil Survey. Cambridge Univ. Press. -

Quantitative aspects of the estimation of the water available to plants in tropical soils. A case study.

The method of Hartge (1969) to estimate the soil moisture characteristic curve from the particle size summation curve and the total pore space was applied to some Zambian soils. The quantitative agreement between estimated and measured moisture retention values was subjected to a statistical analysis, based on three variants of applying the method and on two procedures to eliminate extreme values. The influence of microaggregation on the soil moisture characteristic curve is dealt with in the discussion of the results.

Methodischer Vergleich von Neutronentiefensonden

von
Neue, H.-U. ⁺

Einleitung

Im Rahmen einer mehrjährigen Labor- und Feldarbeit wurden drei Neutronentiefensonden der Firma Berthold aus Wildbad vergleichend bei Bodenfeuchtemessungen eingesetzt und methodisch verglichen.

Verwendet wurden folgende Sonden

LB 6605 I (Sandwich)	²⁴¹ Am/Be	500 mCi	Neutronenausbeute	1.25 · 10 ⁶ n/s
			Neutronenenergie	4 - 5 MeV
LB 6604 I	²⁴¹ Am/Be	100 mCi	Neutronenausbeute	2.5 · 10 ⁵ n/s
			Neutronenenergie	4 - 5 MeV
LB 6604 Ispez.	²⁵² Cf	0.05 mCi	Neutronenausbeute	2.3 · 10 ⁵ n/s
			Neutronenenergie	2.3 MeV

Die Kenntnis des Grundprinzips der Wirkungs- und Anwendungsweise von Neutronentiefensonden zu Feuchtemessungen in festen Substanzen kann als allgemein bekannt vorausgesetzt werden.

Ausgehend von der bekannten Tiefensonde mit einer Aktivität von 100 mCi unterscheiden sich die anderen Sonden wie folgt : Die Sandwichsonde LB 6605 I besitzt neben einem höheren Neutronenoutput Cadmiumausblendungen, durch die praktisch nur horizontal einfallende thermische Neutronen zum Szintillator gelangen.

Bei der Californium-Sonde LB 6604 Ispez. ist die mittlere Neu-

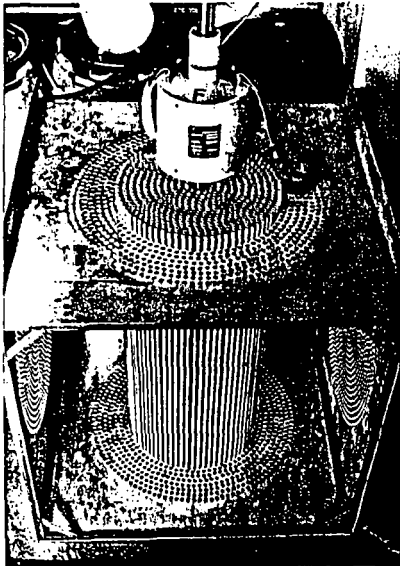
⁺ Ordinariat für Bodenkunde, von Melle Park 10, 2000 Hamburg 13

tronenenergie mit ca 2 MeV etwa halb so groß wie bei den anderen Sonden. Dadurch reduziert sich die Zahl der erforderlichen Zusammenstöße mit Wasserstoffatomen von 18 bis 20 um zwei bis drei, damit die schnellen Neutronen auf thermische Energie (0.5eV) abgebremst werden.

Zum Meßvolumen

Ohne die vielfältige Problematik zur Bestimmung des Meßvolumens und dessen innerer Strukturierung hier zu diskutieren, seien drei Setzungen erlaubt. Diese wurden an einem Modell (Abb.1) nachgewiesen, bei dem der Wassergehalt mittels wassergefüllter Aluminiumrohre, das Raumgewicht, sowie deren räumliche Verteilung durch Auffüllung der Zwischeräume mit trockenem Sand variiert werden können.

Modellversuche



1. Alle drei Sonden haben ein kugelförmiges Meßvolumen.
2. Die Meßvolumina sind gleich groß.
3. Die Meßvolumina sind in ihrer inneren Struktur gleichartig.

Abb. 1

Daraus ist zu folgern, daß sich nach entsprechender Eichung und Ermittlung der Meßzentren bei Feuchtemessungen in gleichen Tiefen gleiche Wassergehalte errechnen müssen.

Eichungen

Bei den Bodenfeuchtemessungen in Pseudogley-Parabraunerden aus Löß über Geschiebelehm, aus Sandlöß über glazfluvialen Sanden und aus Geschiebelehm mit aufliegendem Geschiebedecksand wurden sieben gravimetrische Feldeichungen bis zu einer Tiefe von 1.80 (m) vorgenommen. Zusätzlich wurden die Sonden an der flut- und wägbaren Eicheinrichtung bei Herrn Dr. Klausing in Alsbach geeicht.

Die gravimetrischen Feldeichungen, bei denen jeweils acht Parallelen in Tiefenabständen von 10cm entnommen wurden, verteilten sich auf die Jahre 1976 und 77 derart, daß ein möglichst großes Spektrum an Feuchtegehalten erfaßt wurde. Dabei wurden über 100 Eichpunkte zusammengetragen.

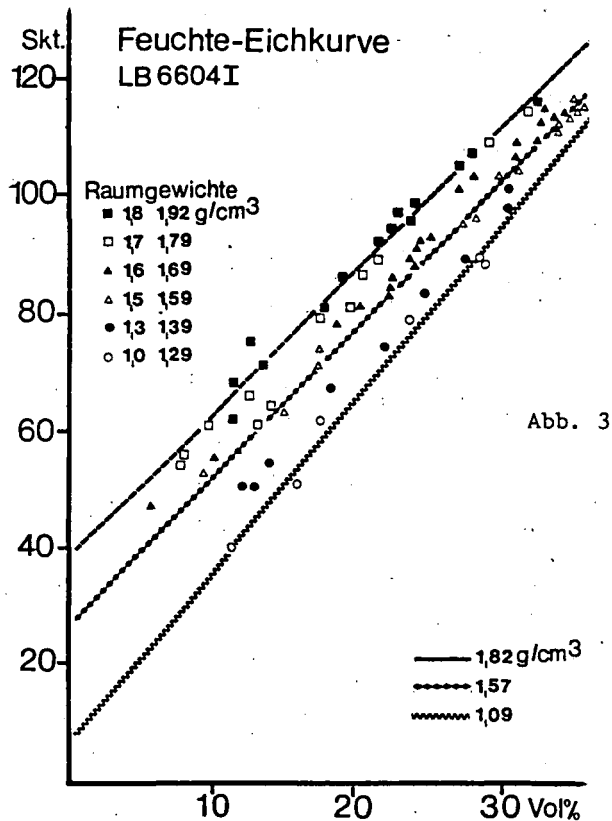
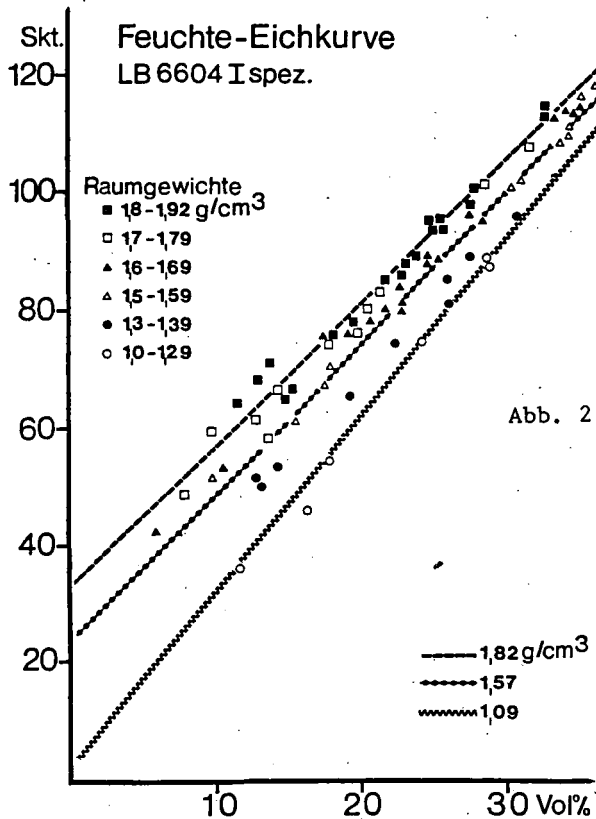
Verworfen wurden die an der Oberfläche, in 10cm Tiefe und an über 8 Vol% ausmachenden Feuchtesprüngen ermittelten Werte.

Ergebnisse und Diskussion

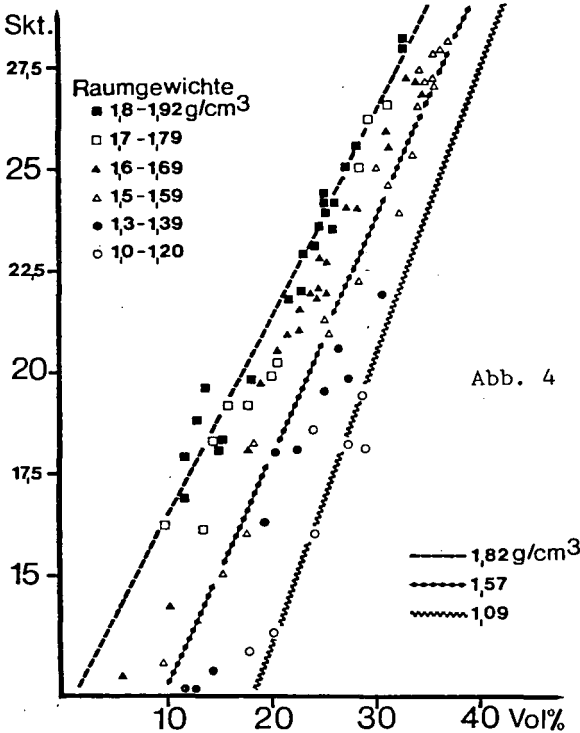
Die Ausweisung der Feldeichpunkte ohne weitere Verrechnung in der Korrelation zu den in gleichen Tiefen gemessenen Imp/s ergeben für die Sonden die Abbildungen 2 - 4. Die Eichpunkte aller Standorte wurden dabei nach Trockenraumgewichtsklassen gekennzeichnet, in die drei Geraden nach gemittelten TRG gelegt wurden. Den strengen linearen funktionalen Zusammenhang der gemessenen Imp/s zu den Wassergehalten und Trockenraumgewichten weisen die Korrelationskoeffizienten der linearen Regressiven (Tab.1) aus.

Korrelationskoeffizienten der linearen Regressionen

\bar{x} TRG g/cm ³	n	LB 6604 Isp. r	LB 6604 I r	LB 6605 I r	
1.82	18	0.996282	0.988468	0.984009	
1.76	10	0.994453	0.996672	0.973081	
1.64	20	0.994911	0.995660	0.995216	
1.57	19	0.991587	0.996986	0.985146	
1.35	07	0.997274	0.998871	0.996671	
1.09	07	0.987311	0.988120	0.965109	Tabelle 1



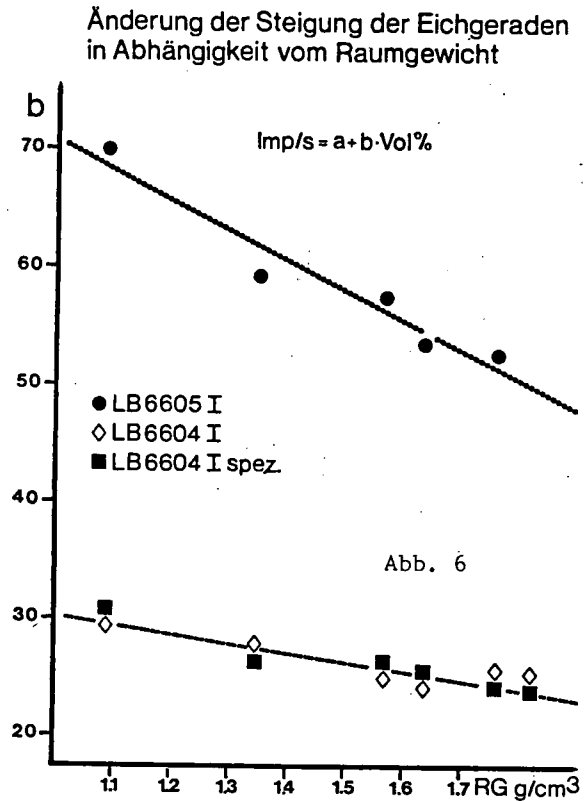
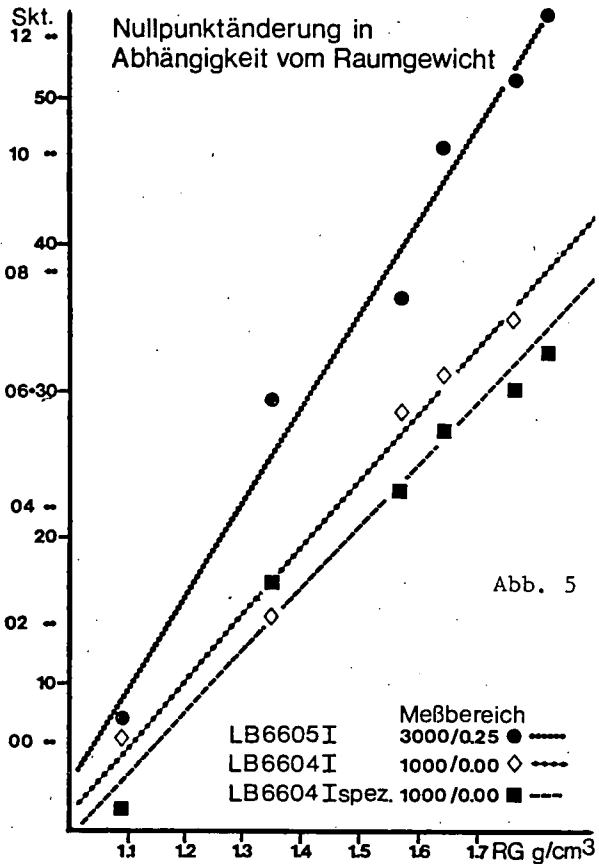
Feuchte-Eichkurve LB 6605I



Zusätzliche Einbringung weiterer Bodenparameter oder Unterteilungen nach Standorten erbrachten keine Verbesserungen. Wenngleich Einflüsse der organischen Substanz über den chemisch gebundenen Wasserstoff angenommen werden müssen, konnte dieses aufgrund der geringmächtigen Auflagen und A_h -Horizonte nicht verifiziert werden.

Die Feldeichungen weisen deutlich aus, daß das Trockenraumgewicht sowohl einen Einfluß auf den Nullpunkt, als auch auf die Steigung der Eichgeraden hat.

Berechnet man lineare Regressionsgleichungen für die Nullpunkt- und Steigungsänderungen, so ergibt sich, daß diese pro Raumgewicht für jede Sonde spezifisch sind. (Abb. 5 u. 6)



Die Californium-Sonde LB 6604 Isp. weist die geringsten Nullpunktverschiebungen auf. Begründet wird dieses mit der geringeren Neutronenenergie.

Die starken Veränderungen bei der Sandwichsonde LB 6605 I finden ihre Erklärung in der Auslese horizontal einfallender thermischer Neutronen, weil dadurch die Wahrscheinlichkeit für größere, mittlere freie Weglängen der gemessenen Neutronen erhöht wird.

Die Regressionsgleichungen der Steigungen (Abb.6) weisen aus, daß sie mit zunehmendem Raumgewicht kleiner werden. Andere Autoren weisen mit zunehmendem Raumgewicht auseinanderstrebende Eichkurven, d.h. größer werdende Steigungen aus.

Wenngleich sich bei konstantem Wassergehalt durch Raumgewichtserhöhungen die freie mittlere Weglänge der Neutronen verkleinert und somit die Wahrscheinlichkeit des Zusammenstoßes mit Wasserstoffatomen erhöht wird, bestimmt bei konstantem Raumgewicht und Wassergehaltserhöhung zunehmend das Wasser die freie mittlere Weglänge. Deshalb muß mit zunehmender Feuchte der Raumgewichtseinfluß abnehmen. Daraus folgt die Notwendigkeit der Annäherung der Eichkurven mit wachsender Feuchte.

Anhand der hier referierten Ergebnisse wurden abschließend für die Sonden folgende Eichnomogramme entwickelt, die die bisherigen Ausführungen noch einmal verdeutlichen. (Abb. 7-8)

Aus den vorliegenden empirischen Daten und Ableitungen ist ersichtlich und real erprobt, daß mit Hilfe des parallelen Einsatzes von entsprechenden in bezug auf das Raumgewicht stark differierender Neutronensonden das Trockenraumgewicht indirekt bestimmt werden kann. Diese Methode ist bei Feuchtemessungen mit Neutronensonden deshalb von Vorteil, weil dabei das tatsächlich in die Messung eingehende integrierte Raumgewicht ermittelt wird.

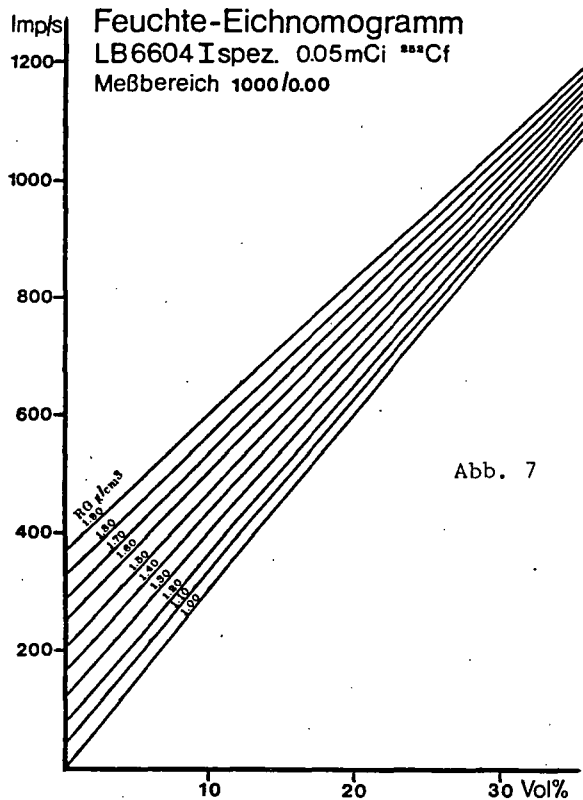


Abb. 7

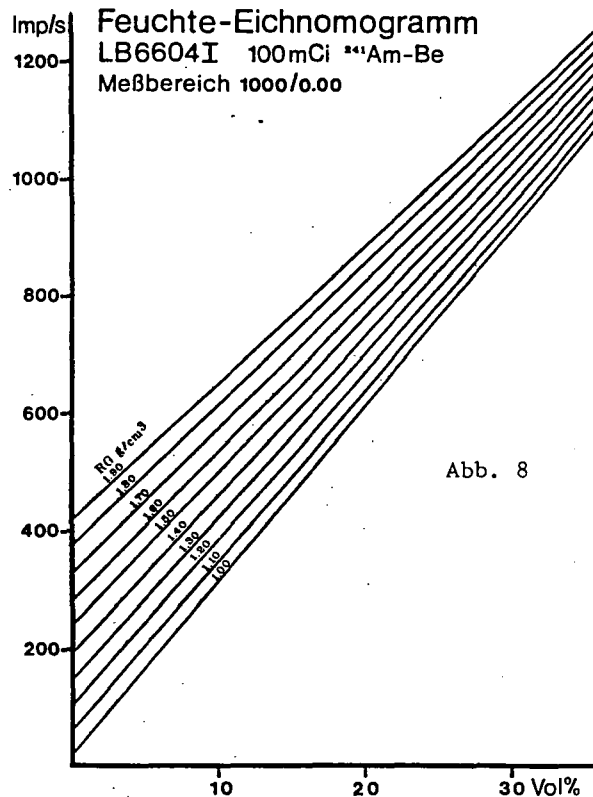
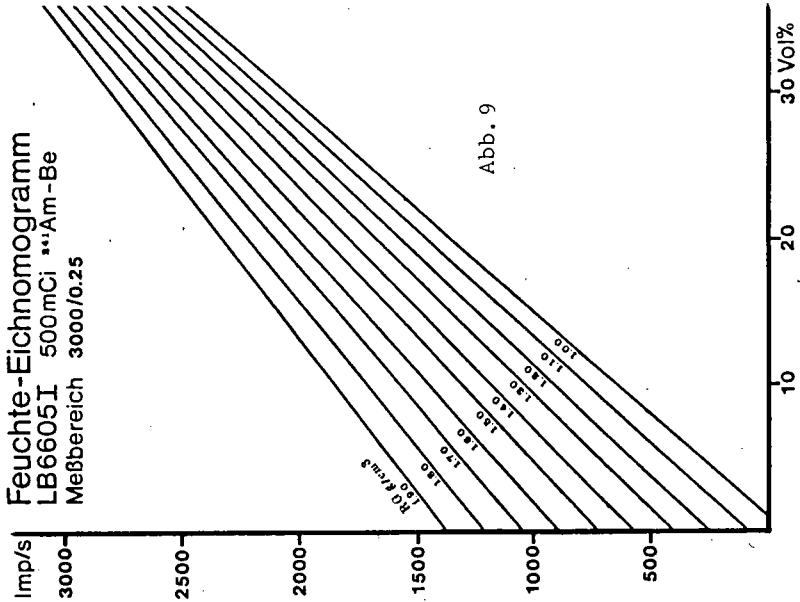


Abb. 8



Literaturverzeichnis

- Babalola, Olalolu : Field calibration and use of the neutron moisture meter on some nigerian soils. - In : Soil Science Vol 126, No.2 1978
- Belcher,D.J., Cuykendall,T.R. u. Sack, H.S. : The measurement of soil moisture and density bey neutron and gamma-ray scattering . -In : Technical Report 127 (Civil Aeronautics Administration,U.S.A.) 1950
- Bell, J.P., Mc Culloch,J.S.G. : Soil moisture estimation by the neutron method in Britain. - In: Journal of hydrology, 7 , 415-433, 1969
- Buchmann, J. : Untersuchungen der Dynamik des Wasserhaushaltes verschiedener Bodentypen insbesondere mit Hilfe der Neutronensonde. Diss. Bonn, 1969
- Czeratzki, W. : Mehrjährige Vergleichsuntersuchungen zwischen gravimetrischer Methode und Neutronenmessung zur Kontrolle der Bodenfeuchte bei einem Beregnungsversuch. - In: Landwirtschaftl.Forschungen, 21, 292-305; 1968
- De Boedt, M., De Leenheer,L. u. Mortier,P. : De praktische bruikbaarheid in de bodenkunde van de methode van de neutronendiffusie. - In: Overdruk uit de mededelingen van de landbouwhogeschool DEELXXVIII Nr.1, Gent , 1963

- Douglass, J.E. : A method for determining the slope of neutron moisture meter calibration curves. - In: U.S.Department of agriculture and forest service, Station paper No. 154, 1-6, 1962
- Greilich, J. u. Wendling, U. : Ergebnisse von Neutronen-Bodenfeuchtesonden unterschiedlicher Meßanordnung (Geometrie) in Behältern unter Berücksichtigung des Bodenprofils von Löß-Schwarzerde. - In: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde, Berlin 21,4,319-325, 1977
- Hädrich, F. u. Hildebrand, E. : Untersuchungen zur Methodik der Bodenfeuchtebestimmung II. Methodik der Geländekalibrierung einer Dichte-Feuchte-Sonde auf fünf verschiedenen Waldstandorten im Oberrheingebiet. In: Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 144, 102-111, 1973
- Hanus, H., Süß, A. u. Schurmann, G. : Einfluß von Lagerungsdichte, Ton- und Schluff- sowie Humusgehalt auf die Wassergehaltsbestimmung mit Neutronensonden. - In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 132, 4-6, 1972
- Holmes, J.W. : Calibration and field use of the neutron scattering method of measuring soil water content. - In: Australian Journal of applied Science, 7, 45-58, 1956
- International Atomic Energy Agency : Neutron moisture gauges. - In: Technical Report Series No.112, Wien 1970
- Lorch, S. : Messung des Wassergehaltes in Böden mit der Neutronensonde In: Zeitschrift für Geophysik, 29, 261-308, 1963
- Mortier, P., de Boodt, M., de Leenheer, L. : Über das Auflösungsvermögen der Neutronendiffusionsmethode für Feuchtigkeitsbestimmungen im Boden. In: Zeitschrift Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde, 87, 244-250, 1959
- Øgaard, P.L., Haahr, V. : Comparative experimental and theoretical investigations of the DM neutron moisture probe. - In: Nuclear engineering and design, 5, 311-324, 1967
- Stone, J.F., Kirkham, D., Read, A.A. : Soil moisture determination by a portable neutron scatter meter. - In: Proceedings of the soil science society of America, 19, 418-423, 1955
- Trost, A. : Feuchtemessungen mit Neutronen. - Informationsheft des Büro Euroisotop Nr.12 1973
- van Bavel, C.H.M., Stirk, G.B. : Soil water measurement with an ^{241}Am -Be neutron source and application to evaporimetry. - In: Journal of hydrology, 5, 40-46, 1967

Untersuchungen zur Wasserbewegung in einem mit Vegetation
bedeckten Hangboden. Projekt Hangsickerung.

von

Greminger P.⁺, Richard F.⁺ und Leuenberger J.⁺

1. Einleitung

Zahlreiche Untersuchungen befassen sich mit den Problemen der Wasserbewegung im gesättigten oder teilgesättigten Boden in ebener Lage. Damit wissen wir über die Wasserbewegung auf solchen Standorten sowohl in qualitativer als auch in quantitativer Hinsicht schon recht gut Bescheid.

Rund 60% oder 650'000 ha der schweizerischen Wälder stocken auf Standorten die eine Neigung von über 20% aufweisen. Auch Teile der landwirtschaftlich genutzten Fläche sind geneigt.

Die Notwendigkeit der Erweiterung der Kenntnisse über die Wasserbewegung in Böden geneigter Lage ist daher durchaus verständlich. Sie gewinnt zudem an Bedeutung, wenn man berücksichtigt, dass das Wasser als Transportmedium für die Verlagerung verschiedenster chemischer Stoffe dient.

Richard (1965) und Schuster (1974) haben an der Professur für Bodenphysik ETH - Zürich die Probleme der Entwässerung unvollkommen durchlässiger Böden in geneigter Lage untersucht. Das Projekt Hangsickerung

⁺Professur für Bodenphysik ETH-Zürich, CH 8903 Birmensdorf

stellt die thematische Fortsetzung dieser Untersuchungen dar.

1.1 Zielsetzung des Projektes Hangsickerung.

Das vom schweizerischen Nationalfonds getragene und an der Professur für Bodenphysik ETHZ verwirklichte Projekt beinhaltet folgende Richtziele:

- A. In einem mit Vegetation bedeckten, normal durchlässigen Hangboden ist das Strömungsnetz in Funktion von Zeit und Niederschlägen zu erstellen. Der Einfluss der Vegetation auf das Strömungsnetz ist abzuklären.
- B. Die Wasserbewegungen sind zu quantifizieren und zu bilanzieren.

2. Beschreibung des gewählten Versuchsstandortes.

Ort:

Gemeindewaldungen der Gemeinde Meggen im Kanton Luzern.
Koord. 671'000/212'400.

Höhe über Meer:

610 m

Mittlere Jahresniederschlagssumme:

1125 mm (Station der MZA in Luzern)

Mittlere Jahrestemperatur:

8.4° C

Hangneigung:

40 ‰ (in der Längsrichtung)

1 - 2 ‰ (in der Querrichtung)

Vegetation:

Peitschenmoos - Fichten - Tannenwald.

Geologie:

Untere Süsswassermolasse, aus feldspatreichen Sandsteinen und bunten Mergeln bestehend.

Der geologische Untergrund ist im Bereiche der Hangmitte in rund 1.60 m anzutreffen. Auf der Hangkuppe steht dieser schon in 1.0 m Bodentiefe an.

Bodentyp:

Stark saure Braunerde mit Anzeichen zur Pseudovergleyung ab der Bodentiefe 40 cm.

Aus Abb. 1 entnehmen wir, dass das gewählte Untersuchungsobjekt vier verschiedene Leitfähigkeitszonen aufweist. Somit stellt sich verallgemeinert folgende Frage:

" Wie und in welchen Quantitäten versickert das Wasser in einem aus vier verschiedenen Durchlässigkeitszonen aufgebauten Boden, der bis in die Bodentiefe 40 cm sehr stark von der Vegetation beeinflusst ist, eine Neigung von 40 % aufweist und zudem ab der Bodentiefe 1.60 m einen mehr oder weniger durchlässigen geologischen Untergrund besitzt?"

3. Theoretische Grundlagen.

Für die Lösung der erwähnten Probleme wird auf das Gesetz von Darcy

$$\vec{v} = - k \text{ grad } \phi \quad (1)$$

und die Verbindung dieses Gesetzes mit der Kontinuitätsgleichung zurückgegriffen.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \vec{v}_x}{\partial x} + \frac{\partial \vec{v}_y}{\partial y} + \frac{\partial \vec{v}_z}{\partial z} \quad (2)$$

aus (1) und (2) folgt (3)

$$-\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial \phi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial \phi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial \phi}{\partial z} \right) \quad (3)$$

In unseren Untersuchungen gehen wir vorläufig von

folgenden Voraussetzungen aus:

- Der Boden weist isotrope Verhältnisse auf.
- Ein lateralen Fluss in der x - Richtung findet nicht statt oder ist vernachlässigbar klein.

Somit vereinfacht sich die Gleichung (3) und führt zur Gleichung (4) über:

$$-\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial y} \left(k \frac{\partial \phi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) \quad (4)$$

- Dabei bedeuten:
- \vec{v} = Geschwindigkeitsvektor
 - $\frac{v}{x}$ = Wassermenge die pro Zeiteinheit durch den Querschnitt $\partial y \cdot \partial z$ in der x - Richtung fließt.
 - θ = Vol. Wassergehalt (cm^3/cm^3)
 - t = Zeit (d)
 - k_x = Hydraulische Leitfähigkeit (cm/d) in der x - Richtung
 - ϕ = Totales Potential des Bodenwassers (cm)

Mit diesem Gleichungssystem lassen sich Vorratsveränderungen des Wassers im Boden berechnen.

In den folgenden Ausführungen beschränken wir uns auf die Betrachtung der Gradienten $\frac{\partial \phi}{\partial y}$, $\frac{\partial \phi}{\partial z}$, deren Richtung und zeitliche Veränderung.

4. Das verwendete Instrumentarium und dessen Anordnung im Felde.

Folgende Instrumente wurden verwendet:

- Das von Schuster (1972) beschriebene Tensiometer für die Bestimmung der Kapillardruckhöhen. Die Aufrechterhaltung des Messbetriebes während der Winterperiode konnte mit dem teilweisen Ersatz des "Tensiometerwassers" durch Decahydronaphtalin bewerkstelligt werden.
- Neutronensonde der Firma Pitman Ltd., Weybridge, GB, des Typ Wallingford zur direkten Bestimmung der Boden-

wassergehalte im Felde. Damit bietet sich zusätzlich die Möglichkeit der Bestimmung von "Felddesorptionskurven" und "Feld k-Werten".

- Regenmesser des Typ Diem zur Bestimmung der Niederschläge.
- Thermohygrograph zur Registrierung der klimatischen Bedingungen.

Die Anordnung der Messinstrumente im Felde (Abb. 2) erlaubt die gleichzeitige Erfassung von 2 Strömungsnetzen (zweidimensional) über den gesamten Hang, Hangkuppe und Hangfuss eingeschlossen. In der Mitte des Hanges ermöglicht die Verdichtung des Messnetzes die Berechnung der Wasserhaushaltsbilanz innerhalb von 2 Hangkompartimenten.

5. Vereinfachter Ansatz zur Bestimmung der zeit- und witterungsabhängigen Gradienten und deren Richtung.

Für eine erste Analyse der Strömungsverhältnisse im untersuchten Boden, behandelten wir die zum Zeitpunkt t_1 zwischen benachbarten Tensiometermesspunkten auftretenden Gradienten als statische Kräfte (Abb. 3).

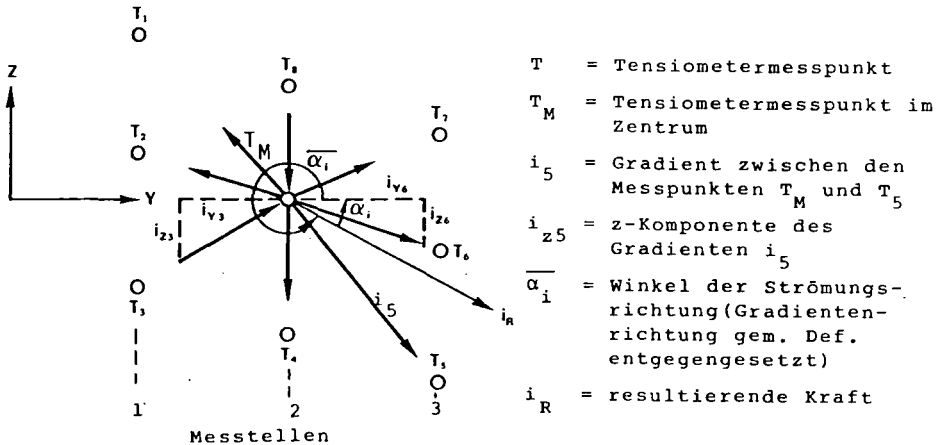


Abb. 3

Durch Aufteilung der einzelnen Gradienten in die $y(5)$ - beziehungsweise $z(5a)$ -Komponente, deren Summation und die Anwendung des Satzes von Pythagoras(6), kann die resultierende Kraft i_R und deren Wirkungsrichtung im Punkte T_M bestimmt werden. Da Gradienten im Vergleich zu statischen Kräften nicht additiv wirken, entspricht diese Resultierende i_R nicht dem Gradienten im Punkte T_M . Durch Bildung des arithmetischen Mittels ergibt sich aber ein angenähert mittlerer Gradient \overline{i}_R (7), der im Bereiche des Punktes T_M wirksam ist. Diese Näherung ist dann optimal, wenn die den Punkt T_M umschliessenden Messpunkte auf einem Kreis liegen und gleichmässig verteilt sind. Damit wird eine gleichwertige Gewichtung der einzelnen Gradienten $i_1 \dots i_8$ erreicht.

$$i_{yj} = \cos \alpha_j \cdot i_j \quad (5)$$

$$i_{zj} = \sin \alpha_j \cdot i_j \quad (5a)$$

$$i_R = \sqrt{\left[\sum_{j=1}^8 i_{yj} \right]^2 + \left[\sum_{j=1}^8 i_{zj} \right]^2} \quad (6)$$

$$\overline{i}_R = \frac{i_R}{8} \quad (7)$$

Den Richtungssinn des mittleren Gradienten im Punkt T_M bestimmen wir mit Hilfe der Tangensfunktion und der entsprechenden Quadrantenzuordnung (8).

$$\tan \alpha_i = \frac{\sum_{j=1}^8 i_{zj}}{\sum_{j=1}^8 i_{yj}} \quad (8)$$

$$\overline{\alpha}_i = \arctan(\tan \alpha_i) + \beta \quad (\beta = \text{Winkel des entsprechenden Quadranten})$$

Bei diesen Berechnungen wird vorausgesetzt, dass wir die Gradienten im sog. repräsentativen Elementarvolumen (REV)

bestimmen. Nach Dracos (1975) verstehen wir unter dem REV dasjenige Messvolumen, welches gross genug ist, um lokale Effekte auszumitteln, und klein genug, um Inhomogenitäten nicht in Erscheinung treten zu lassen.

6. Ergebnisse

Die Abbildungen (4) und (5) zeigen die zeitliche Veränderung der berechneten mittleren Gradienten an einem Messort in 7 verschiedenen Messtiefen.

Der Einfluss der Trockenperiode im Monat Juni 1976 auf das Strömungsbild ist offensichtlich. So stellen wir am Tag Nr. 184 (2.Juli76) auch in 1.60 m Bodentiefe eine durch die Evapotranspiration verursachte, aufwärts gerichtete Fliessbewegung fest. Die Zunahme der Gradienten und deren Richtungsänderung ist kontinuierlich. Das zum Zeitpunkt Tag Nr. 187(5.Juli76) "unkoordinierte" Fliessen ist auf den stärker werdenden Einfluss lokal wirkender Wurzeln zurückzuführen. Die Umkehr der Strömungsrichtung erfolgt nach dem Einsetzen von Niederschlägen rasch und nicht kontinuierlich.

Die berechneten mittleren Gradientenwerte liegen beim Boden mit hohem Wassergehalt im Bereiche 0.5 - 1.5, währenddem im trockeneren Zustand Werte von (-10) - (+10) auftreten können.

Die Abb. (6) und (7) stellen Zustandsaufnahmen der Strömungsbedingungen innerhalb des Hangbodens zu einem "feuchten" (Abb.6) und einem "trockenen" (Abb.7) Zeitpunkt dar.

Bei der Interpretation dieser beiden Abbildungen gilt es zu berücksichtigen, dass aus zeichnerischen Gründen das Verhältnis von Bodentiefe zu Hanglänge 1:4 gewählt werden musste. Der visuelle Eindruck des "hangparallelen Fliessens" wird dadurch verstärkt. Offensichtlich ist, dass im feuchten Bodenzustand unter den gegebenen Bedingungen die hangparallele Fliesskomponente nicht vernachlässigt werden darf. Dieser laterale Fluss findet aber auch während

Trockenperioden im Bereiche des Unterbodens in der Tiefe 130 - 160 cm lokal statt. Diese Tatsache ist dem mehr oder weniger undurchlässigen Molasseuntergrund zuzuschreiben.

Die in beiden Fällen unkoordinierten Fließverhältnisse im Bereiche der Talsohle sind auf das Vorhandensein eines Wasserspiegels zurückzuführen.

Abbildung (8) zeigt die zeitliche Veränderung des Quotienten $\alpha/360$ in Funktion der Bodentiefe und Niederschläge. Dabei steht α für den Richtungswinkel des Gradienten. Damit erhalten wir beispielsweise bei einer lotrechten Wasserbewegung in die Tiefe den Wert 0.75. Rasche Änderungen dieses Verhältnisses und damit der Fließrichtung sind im Bereiche des Oberbodens in 0 - 40 cm tiefe festzustellen. Im Unterboden sind nur geringfügige Richtungsänderungen zu vermerken. Die Schwankungen in der Tiefe 1.60 m können, wie schon vorgängig erwähnt, mit der Stauwirkung des geologischen Untergrundes erklärt werden.

Zusammenfassend halten wir fest:

Die einfache, "EDV - freundliche", Berechnungsmethode zur Bestimmung mittlerer Gradienten bei jedem Tensiometermesspunkt gibt für eine erste Analyse der durchgeführten Messungen einen genügend genauen Aufschluss über die Strömungsverhältnisse im Boden.

Aufgrund der bisher gewonnen Erkenntnisse können folgende Schlüsse gezogen werden:

- In dem von uns gewählten Hangboden werden die Sickervorgänge periodisch massgeblich durch den mehr oder weniger gut durchlässigen geologischen Untergrund beeinflusst.
- Innerhalb jedes, mit Pflanzen bewachsenen Bodentyps in geneigter Lage ist mit dem kurzfristigen Auftreten

lateralen Flüsse zu rechnen. Das Auftreten und die Grössenordnung solcher Flüsse ist von der Steilheit des Hanges abhängig. Zudem beeinflussen verschiedene Durchlässigkeitskoeffizienten das Geschehen innerhalb des Hangbodens wesentlich. Eine wichtige Rolle spielt dabei die Aktivität der transpirierenden Vegetation, welche für eine Abnahme des Durchlässigkeitskoeffizienten im Oberboden sorgt.

Häufigkeit und Intensität der Niederschläge bestimmen das Sickergeschehen im Hangboden massgeblich.

Diese Aussagen gilt es nun auch noch quantitativ zu erhärten.

7. Literatur

Richard, F. und Luthin, J. (1965): Zur Untersuchung der Wasserbewegung in Hangböden mit unvollkommener Durchlässigkeit. Mitt.Eidg.Anst.forstl.Versuchswesen 41(6), 305 - 367.

Schuster, C. (1974): Wasserspiegelabsenkung zwischen zwei Drainagegräben in natürlich gelagertem Boden am Hang. Mitt.Eidg.Anst.forstl.Versuchswesen 50(1), 1 - 83.

Dracos, Th. (1975): Die Gleichung der Strömung des Wassers in gesättigten und teilgesättigten Böden. Mitt. Eidg.Anst.forstl. Versuchswesen 51(1), 121 - 129.

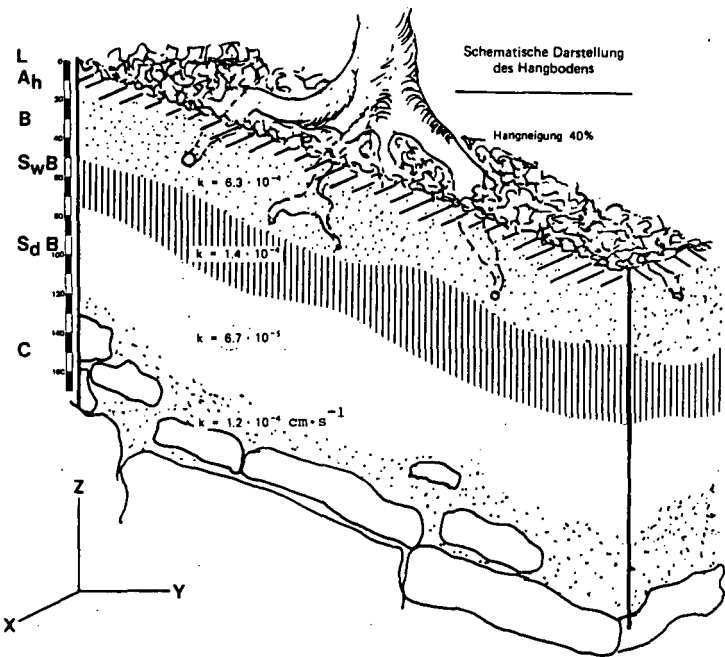


Abb. 1

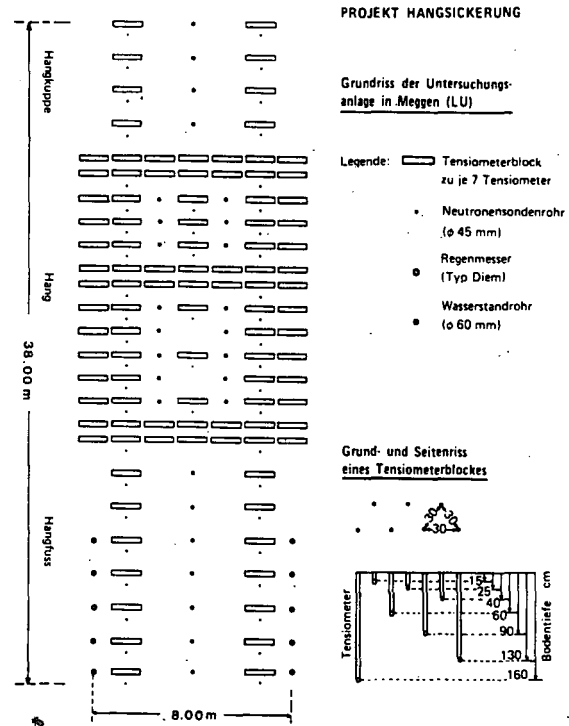
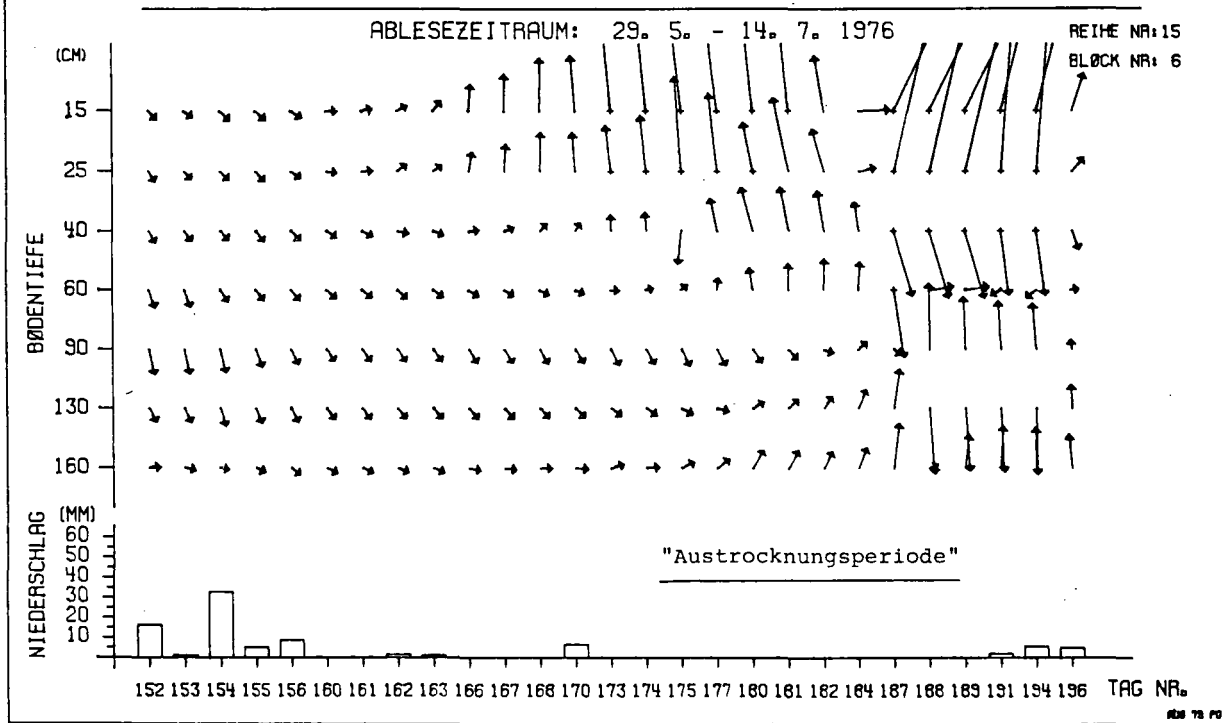


Abb. 2

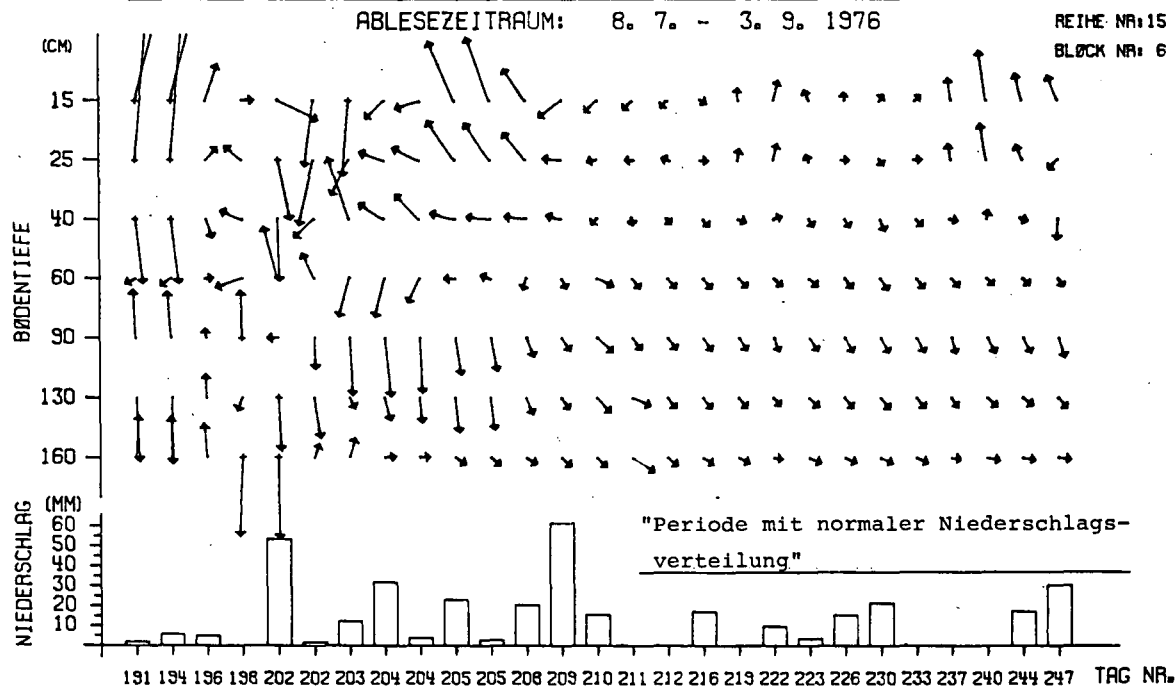
POTENTIALGRADIENTEN IN FUNKTION VON ZEIT UND BÖDENTIEFE MIT DER ZUGEHÖRIGEN NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG



→ Strömungsrichtung (Die Richtung des Gradienten verläuft
gemäß Definition entgegengesetzt.)

Abb. 4

POTENTIALGRADIENTEN IN FUNKTION VON ZEIT UND BÖDENTIEFE MIT DER ZUGEHÖRIGEN NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG



→ Strömungsrichtung (Die Richtung des Gradienten verläuft
gemäss Definition entgegengesetzt.)

Abb. 5

BÖDENTIEFE (CM)

15
30
45
60
90
130
160

ZUSTANDSAUFNAHME DER ALS VEKTØREN DARGESTELLTEN PØTENTIALGRADIENTEN

DATUM: 4. 6. 1976

"Ende der Nassperiode"

REIHEN NA: 2 - 24
BLØCK NA: 6

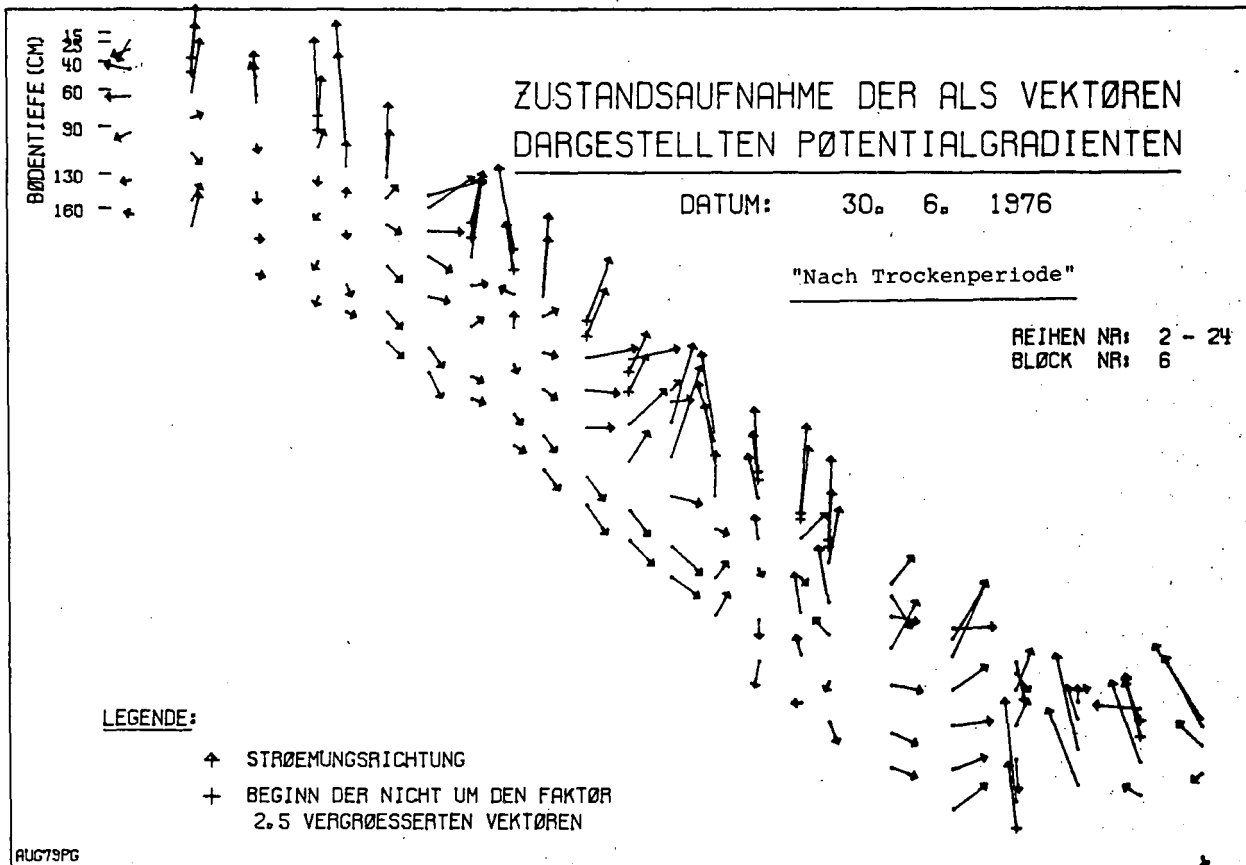
LEGENDE:

- ↗ STRØMUNGSRICHTUNG
- + BEGINN DER NICHT UM DEN FAKTØR
2.5 VERGRØESSERTEN VEKTØREN

AUG73PG

Die Gradientenrichtung verläuft entgegengesetzt zur Strömungsrichtung.

Abb. 6



Die Gradientenrichtung verläuft entgegengesetzt zur Strömungsrichtung.

VERHAELTNIS DES GRADIENTENRICHTUNGSWINKELS ZUM WINKEL 360° IN FUNKTION VON
 BODENTIEFE UND ZEIT, MIT DER ZUGEHÖRIGEN NIEDERSCHLAGSVERTEILUNG

REIHE NR: 6 BLÖCK NR: 6

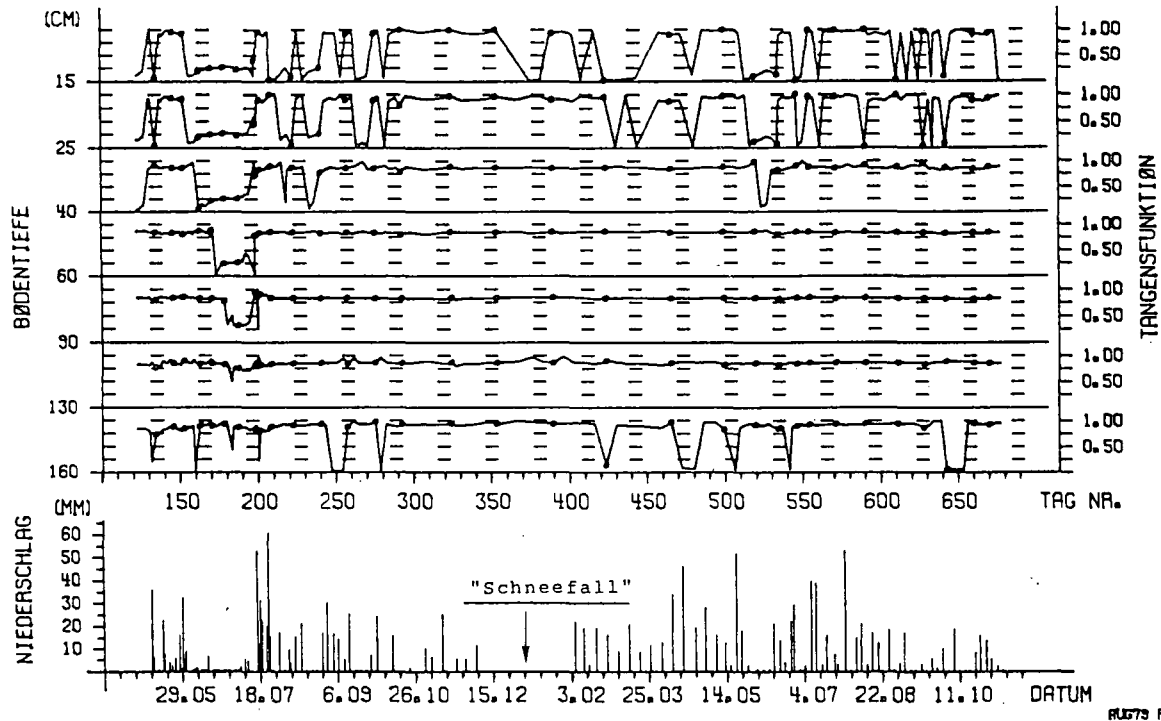


Abb. 8

Der Wasserhaushalt einer Zweischicht-Pararendzina unter Kiefernjung-
beständen im Trockengebiet am südlichen Oberrhein

von
Fr. Hädrich⁺

Seit Juni 1973 werden in der Versuchsstation Hartheim I (TAJCHMAN, 1972; HÄDRICH u. TAJCHMAN, 1972; KÜNSTLE u. ULLRICH, 1976; SCHÄFER, 1977; JAEGER, 1978; TAJCHMAN, HÄDRICH u. LEE, 1979; TAJCHMAN, LEE u. REPA, 1979 und KÜNSTLE, MITSCHERLICH und HÄDRICH, 1979) Bodenwassermessungen mit der Neutronensonde durchgeführt, die Ende 1979 abgeschlossen werden sollen.

Drei Aspekte der Messungen verdienen größeres allgemeines Interesse:

- die längerfristige Bestimmung des Ganges des Bodenwasservorrats in einem bewaldeten mitteleuropäischen Trockengebiet mit negativer klimatischer Wasserbilanz, ohne Oberflächenabfluß und ohne Grundwasseranschluß in Abhängigkeit von Freiland-Niederschlag (N), Versickerung (S) und Evapotranspiration (ET),
- Klärung der Frage nach einer möglichen Versickerung unter den gegebenen Verhältnissen und
- die Berechnung der aktuellen Evapotranspiration aus N, S und Bodenwasservorratsänderung (ΔBW) für konkrete Meßjahre und Vegetationsperioden nach der Formel

$$ET = N - S + \Delta BW$$

Die Versuchsstation befindet sich in der heute reliktschen Rheinaue bei Hartheim (Abb.1). Das Gebiet ist charakterisiert durch:

⁺ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Universität Freiburg, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

- ein Jahresniederschlagsmittel um 600 mm bei fast 10° C Jahresmitteltemperatur; 62 % der Niederschläge fallen im Sommer, die niederschlagsreichsten Monate sind Mai und August,
- ebenes Relief (kein Oberflächenabfluß),
- fehlenden Grundwasseranschluß von Boden und Vegetation, da Grundwasserabsenkung durch Rheinbegradigung und Bau des Rheinseitenkanals; der mittlere Grundwasserstand an der Station liegt bei 7.35 m unter Flur,
- großflächige Kiefernaufforstungen nach Beseitigung der Auenwaldreste, Stockrodung und Vollumbruch des Bodens im Jahre 1960; Bestandeshöhe heute 7 m, Bestandesdichte 8300 Bäume/ha,
- und durch einen Boden aus feinkörniger Hochflutdeckschicht über sandigem Kies vorwiegend alpiner Herkunft, der Zweischicht-Pararendzina nach Kalkpaternia genannt wurde (vgl. SCHÄFER, 1977; HÄDRICH, MOLL u. STAHR, 1979 und HÄDRICH, 1979). Besonders auffallend ist die - z.T. anthropogen bedingte - Homogenität der Deckschicht, die in der Tiefenfunktion von Körnung (suL) und Porung (Abb.2) ihren Ausdruck findet.

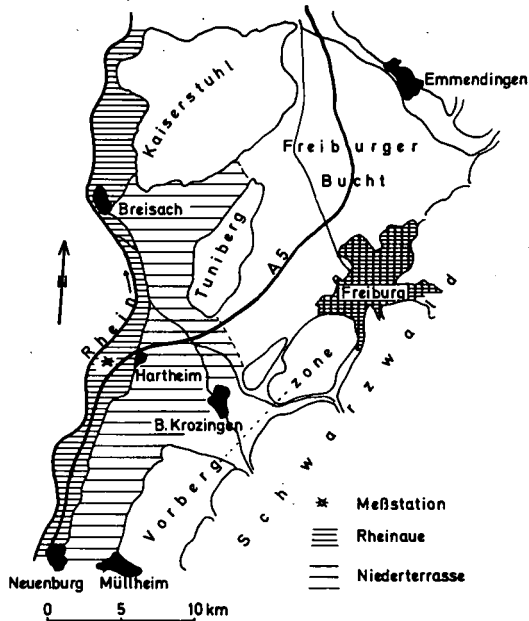


Abb.1: Gebietsübersicht mit Lage der Versuchsstation

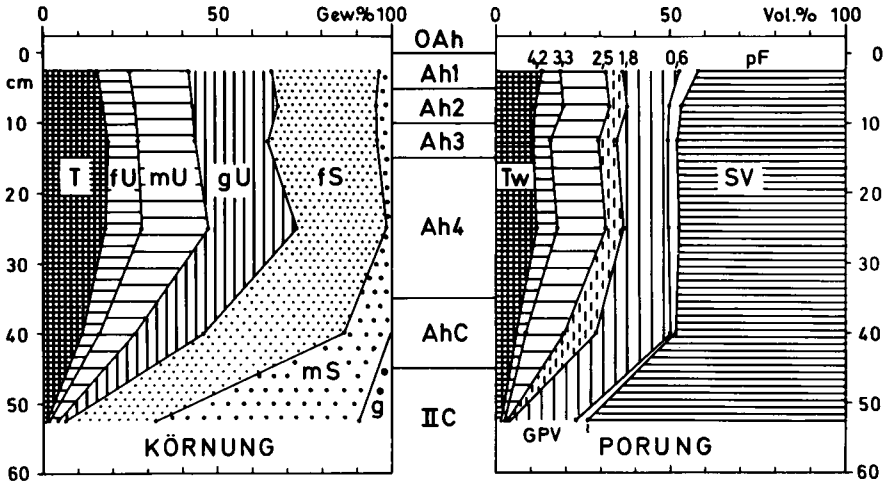


Abb. 2: Körnung (in % d. humusfr. Feinerde) und Porung (Vol %) der Zweischicht-Pararendzina

Bodenphysikalische Geländemethoden

1. Wöchentliche Wassergehaltsmessung in Deckschicht und Untergrund mittels einer gravimetrisch kalibrierten (HÄDRICH u. HILDEBRAND, 1973) Neutronensonde an 16 Meßstellen. Umrechnung der Meßwerte auf Bodenwasservorrat in mm bis 1 m Tiefe. Darstellung der aktuellen Speichermengen getrennt nach Totwasser und nutzbarem Vorrat für die einzelnen Meßjahre (Abb. 3).
2. Registrierung des Freiland-Niederschlages mittels Hellmann-Regenschreiber über den Baumwipfeln⁺). Berechnung der Niederschlagssummen für die Meßintervalle.
3. Ermittlung des Kronendurchlasses mittels Totalisatoren.
4. Sickerwassertest mit Hilfe einfacher tensionsfreier Trichterlysimeter unterhalb der Deckschicht (SCHÄFER, 1977).
5. Bestimmung der Feldkapazität der Deckschicht im Gelände unter Idealbedingungen Anfang Februar 1979 an 60 Stechzylinderproben.

⁺ für die bereitwillige Überlassung der Niederschlagsdaten danke ich Herrn Prof. Dr. A. Kessler vom Meteorologischen Institut der Univ. Freiburg i. Br.

ERGEBNISSE

1. Gang des Bodenwasservorrats in Deckschicht und Untergrund

Von den Ergebnissen aus sechseinhalb Meßjahren möchte ich beispielhaft die des trockenen Jahres 1976 herausgreifen (Abb. 3).

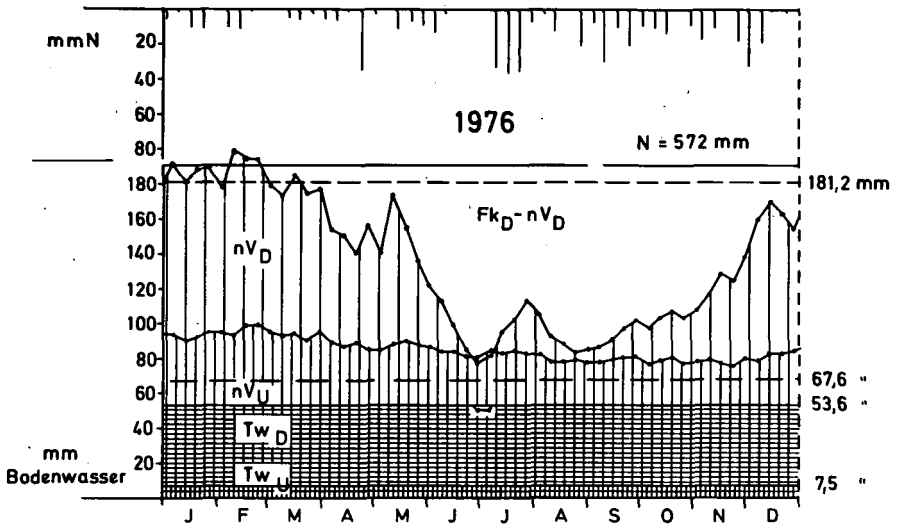


Abb. 3: Gang des Bodenwasservorrats in Deckschicht und Untergrund für das Jahr 1976 (Erläuterungen im Text)

In Abb. 3 ist für jeden Meßtag der Bodenwasservorrat bis 1 m Tiefe in mm aufgetragen; oben die Wochensummen des Freiland-Niederschlages. Durch gerade Linien wurden für Deckschicht und Untergrund die Kenndaten des Bodenwasserhaushaltes "Totwasser" (T_w) und "nutzbarer Vorrat" (nV) eingetragen, die aus pF-WG-Untersuchungen resultieren:

" 7,5 mm" = Totwasseranteil des Untergrundes (T_{w_U})

" 53,6 mm" = Summe der Totwasseranteile für Deckschicht und Untergrund ($T_{w_U} + T_{w_D}$)

" 67,6 mm" = $T_{w_U} + T_{w_D} + nV_U$ + nutzbarer Vorrat des Untergrundes (nV_U)

"181,2 mm" = $T_{w_U} + T_{w_D} + nV_U + nV_D$ + nutzbarer Vorrat der Deckschicht (nV_D)

Das Niveau von 181,2 mm stellt die im Labor ermittelte Summe der bis Feldkapazität (pF 1,8) speicherbaren Wassermengen beider Bodenschichten bis

1 m Tiefe dar.

Die oberste Linie bei etwa 191 mm berücksichtigt bereits Meßerfahrungen insofern, als der Summe von 181,2 mm gutächlich 10 mm hinzugefügt wurden und zwar mit folgender Berechtigung:

Die meiste Zeit des Jahres liegen die realen Wassergehalte des Untergrundes um mindestens 10 mm über dem 67,6 mm-Niveau, d.h. die Feldkapazität wurde für den Untergrund um ca. 10 mm zu niedrig bestimmt. Das oberste Niveau von 191 mm ergibt sich also aus dem Verhalten beider Schichten bei p_F 1,8, vermehrt um den 10 mm-Erfahrungsbetrag für die Feldkapazität des Untergrundes.

Diese statischen Niveaus, die noch nichts mit den Messungen im Gelände zu tun haben, geben eine Art Richtschnur, nach der die im Gelände aktuell gemessenen Wassergehalte zu jedem Zeitpunkt beurteilt werden können.

Die obere Kurve veranschaulicht zum einen den Gang des nV_U der Deckschicht und zum anderen den des Gesamtvorrats bis 1 m Tiefe. So erlaubt die Darstellung, auf einen Blick das aktuelle Geschehen im Lichte des potentiellen zu erkennen.

Mit 572 mm ist 1976 ein trockenes Jahr.

- Das hohe Sättigungsniveau in Winter und Frühjahr ist, wie aus den Niederschlägen ersichtlich, von 1975 her ererbt.
- Mitte Februar kann eine geringe Versickerung eingetreten sein.
- Nach kurzfristiger leichter Austrocknung im April und einer gewissen Aufsättigung im Mai folgt dann ein sehr rascher Aufbruch des nV_D bis Ende Juni. Es ist die Periode, in der es ca. 4 Wochen lang nicht regnete, wobei sogar der Welkepunkt der Deckschicht unterschritten wurde. Es handelt sich um das kleinste Minimum aller Meßjahre.
- Hohe Niederschlagssummen in der zweiten Julihälfte brachten in der Anspannung des Bodenwasserhaushaltes nur eine kurze "Verschnaufpause", bevor es Ende August zu einem zweiten Minimum des nV_D kam. Diese Doppelgipfligkeit des Sättigungsdefizits ist charakteristisch und hat sich in allen Meßjahren gezeigt. 1976 trat allerdings das erste Minimum um 1 - 2 Monate früher ein als in anderen Jahren.
- Wegen des relativ warmen Herbstes kam es trotz reichlichen Niederschlagsangebots nur zögernd zu einer Wiederaufsättigung.

Die Erfahrungen aller Meßjahre lassen folgende Grundzüge des Bodenwasserhaushaltes unter den Kiefernbeständen der trockenen Rheinaue südlich Breisach

erkennen:

Trotz relativ geringer N-Mengen im Winter wird alljährlich der Bodenwasservorrat zwischen Oktober und März bis etwa Feldkapazität aufgefüllt. Das Auf und Ab der Kurven im Winter resultiert aus der nicht völlig eingestellten ET. Trotz zunehmendem N verstärkt sich gegen den Sommer hin durch zunehmende Erwärmung die ET, so daß der Bodenwasservorrat ab März deutlich abnimmt, immer unterbrochen durch kurzfristigen Anstieg nach Regenfällen. Im Durchschnitt der Meßjahre bewegen sich die Bodenwasservorräte der Deckschicht in den Monaten Juli bis September in der Nähe des permanenten Welkepunktes.

Es hat sich gezeigt, daß die Modifizierung dieser charakteristischen Vorratshaltung der Deckschicht nicht so sehr von der winterlichen Wiederaufsättigung abhängt - diese war in allen Jahren realisiert - sondern mehr vom sommerlichen Niederschlags- und Verdunstungsgeschehen.

2. Zur Frage der Versickerung

Von den hydrologischen Parametern, die bei Wasserhaushaltsbilanzen in ebenem Gelände, insbesondere zur Berechnung der ET nach eingangs zitierter Formel benötigt werden, ist die Versickerung eine bedeutende und hier am Standort zunächst unbekannte Größe, die auch bei größerem Meßaufwand nur schwierig direkt zu bestimmen ist.

Die nachfolgend zu besprechenden Bilanzen würden sich daher als genauer erweisen, wenn nachgewiesen werden könnte, daß die unsichere Größe S vernachlässigbar klein ist.

Es sollen daher Beobachtungen, Argumente und Meßergebnisse angeführt werden, die zeigen, daß dem trotz Lockerheit des Bodens und trotz sprichwörtlicher Durchlässigkeit der Sedimente tatsächlich so ist:

- Es handelt sich um einen Boden, der die größte Zeit des Jahres ein Sättigungsdefizit aufweist.
- Die Interzeption des Baumbestandes beträgt im mehrjährigen Mittel 30 % von N.
- Bedingt durch das milde Klima, findet auch in den Wintermonaten Transpiration statt, die stärkerer Sickerwasserbildung in der Zeit hoher Wassersättigung im Boden entgegenwirkt.
- Die Niederschläge sind jahreszeitlich so verteilt, daß hohe sommerliche Mengen mit großen Sättigungsdefiziten der Deckschicht und geringere

winterliche Mengen mit geringen Defiziten zusammenfallen.

- Einfache Messungen mit tensionsfreien Lysimetern im Untergrund haben nach SCHÄFER (1977) in der Zeit von Februar 1974 bis September 1976 keine natürlichen Sicker Mengen erbracht.
- Unsere gegenwärtigen Messungen mit Tensionslysimeterplatten in der benachbarten Versuchsstation Hartheim II haben seit Dezember 1977 bis heute nur an wenigen Tagen Sickerwasser erbracht. Da aber an die Platten Wasserspannungen von 0,4 - 0,6 bar angelegt sind, wird der Bodenwasserspeicher immer weit unter Feldkapazität entwässert gehalten, so daß die gewonnenen Wassermengen kaum natürliches Sickerwasser darstellen.
- Der Porensprung am Übergang von der Deckschicht in den Untergrund wirkt sich zeitweise wasserstauend aus (Haftnässe). Dies zeigt sich an dem geländeexperimentell festgestellten pF-Wert von 1,63 für die reale Feldkapazität. In cm WS entspricht dies etwa der Mächtigkeit der Deckschicht. Es zeigt sich aber auch an den überall im unteren Bereich der Deckschicht auftretenden Pseudogley-Rostflecken. Dies bedeutet einerseits, daß sich in den Aufsättigungsphasen ein Teil der Grobporen zunächst mit Wasser füllt, bevor bei weiterer Wasserzufuhr und abnehmendem Matrixpotential die über den Hohlräumen des sandig-kiesigen Untergrundes hängenden Menisken gravitationsbedingt durchbrechen. Das bedeutet andererseits aber auch, daß sich in den Wiederaufsättigungsphasen der Bodenwasserspeicher in Wirklichkeit weiter auffüllt, bevor Sickerung eintritt, als es bei der Darstellung in Abb.3 und bei den folgenden Bilanzierungen (Tab.1 und 2) unterstellt wurde. Da bei diesen Darstellungen pF 1,8 als Marke der Wassersättigung angenommen wurde, erscheinen die errechneten Werte für S eher zu hoch.

Aus allen diesen Argumenten ergibt sich, daß die Versickerung - mit Ausnahme weniger Extremsituationen im Winter - nahezu 0 sein muß und daß die Ansätze bei den folgenden Bilanzierungen realistisch sind.

3. Berechnung der aktuellen Evapotranspiration

Von den für die Bilanzierung nach eingangs zitierter Formel benötigten Größen N, S und ΔBW ist S mit der größten Unsicherheit behaftet. Es wurde S für einen bestimmten Bilanzzeitraum in erster Annäherung an die wirklichen Verhältnisse berechnet als Summe der Einzelüberschreitungen des 191 mm-Niveaus durch die obere Kurve (Abb.3). Fälle von so definierten Versickerungen gab es 1973 und 1974 gar nicht, 1975 zweimal, 1976, 1977 und 1978 je einmal. Da die Versickerungen ausschließlich außerhalb der Vegetationsperioden eingetreten sind, dürften die Bilanzierungen für die Vegetationsperioden

(Tab. 2) genauere Werte liefern, als die für die Kalenderjahre.

TAB. 1: AKTUELLE EVAPOTRANSPIRATION (ET) DES STANDORTS HARTHEIM I FÜR DIE MEBJAHRE 1973 - 1978, BERECHNET AUS FREILAND-NIEDERSCHLAG (N), SICKERUNG (S) UND BODENWASSER-VORRATSÄNDERUNG (Δ BW) IN DER DECKSCHICHT

Bilanz- zeitraum	BW [mm]		Δ BW [mm] (-) Gewinn (+) Verlust	N mm	S mm	ET		N - ET mm
	Beginn	Ende				mm	% v.N	
1973 (ab 19.6.)	83	110	- 27	405	--	378	93	27
1974	110	130	- 20	572	--	552	97	20
1975	130	133	- 3	665	10	652	98	13
1976	133	116	+ 17	572	9	580	101	- 8
1977	116	111	+ 5	620	5	620	100	\pm 0
1978	111	85	+ 26	605	2	629	104	- 24

TAB. 2: AKTUELLE EVAPOTRANSPIRATION (ET) DES STANDORTS HARTHEIM I FÜR DIE VEGETATIONSZEITRAUMEN DER MEBJAHRE 1974 - 1978, BERECHNET AUS FREILAND-NIEDERSCHLAG (N), SICKERUNG (S) UND BODENWASSER-VORRATSÄNDERUNG (Δ BW) DER DECKSCHICHT

Bilanz- zeitraum Veg.-Per.	BW [mm]		Δ BW [mm] (-) Gewinn (+) Verlust	N mm	S mm	ET			N - ET mm
	Beginn	Ende*				mm	% v.N	% der Jahres-ET	
1974	128	52 (6)	+ 76	316	--	392	124	71	- 76
1975	132	120 (74)	+ 12	445	--	457	103	70	- 12
1976	128	66 (20)	+ 62	356	--	418	117	72	- 62
1977	122	48 (2)	+ 74	345	--	419	121	68	- 74
1978	137	53 (7)	+ 84	408	--	492	121	78	- 84
\bar{x}				374	--	436	117	72	- 62

Vegetationsperiode: 1.4.-30.9. * in Klammern = nutzbarer Vorrat

Bilanzen für die Kalenderjahre 1973 bis 1978

Bei den Berechnungen wird davon ausgegangen, daß alle Niederschläge, die zwischen zwei Bilanzterminen gefallen sind, voll in die ET eingingen. Die N-Summen wurden dann lediglich um die Versickerungsbeträge vermindert und durch die positiven oder negativen Δ BW-Werte korrigiert.

Aus Tab.1 wird deutlich, daß N in den Jahren 1973 bis 1975 die ET noch leicht überwog. Der Anteil der ET an N lag nämlich in diesen Jahren zwischen 93 und 98 %. In den Folgejahren setzte sich der Trend progressiver Relativwerte fort, d.h. ab 1976 war die ET größer/gleich N.

Vergleicht man alle sechs Bilanzjahre, so sieht man - außer der Tatsache, daß sich die Δ BW-Werte von Gewinnen in Verluste wandeln - daß der ET-Anteil an N fast kontinuierlich zunahm. Dies ist wohl eindeutig aus dem Bestandeswachstum zu erklären. Es ist sicher auch kein Zufall, daß in dieser Zeitspanne die Beträge für S abnahmen.

Bilanzen für die Vegetationsperioden 1974 - 1978

Bei der Betrachtung der Tab.2 fallen folgende Aspekte auf:

- Die Δ BW-Werte sind größer und immer Verluste.
- Es treten keine Versickerungen auf.
- Die ET liegt in allen fünf Bilanzperioden deutlich über N.
- Die besonders trockenen Perioden sind 1974, 1977 und 1978. An ihrem jeweiligen Ende lag der nutzbare Vorrat mit 6, 2 bzw. 7 mm besonders niedrig.
- Das Jahr 1976, das zwar im Juni den höchsten Aufbrauch an Bodenwasser der Deckschicht brachte, erwies sich bezüglich der ET in der Vegetationsperiode nur als durchschnittlich.
- Im Mittel der fünf Vegetationsperioden erreichte die aktuelle ET 117 % von N und betrug ca. 72 % der aktuellen Jahres-ET.

Eine ausführliche Darstellung erfolgt in: Freiburger Bodenkdl. Abh., 1980.

Danksagung: Bei den Messungen mit der Neutronensonde wurde ich tatkräftig unterstützt durch Herrn Agrar-Ing. E. Best. Die erfreuliche Zusammenarbeit mit dem Meteorologischen Institut und mit dem Institut für forstliche Ertragskunde der Universität Freiburg i. Br. soll besonders hervorgehoben werden.

LITERATUR

HÄDRICH, Fr., 1979: Landschaftsentwicklung, Bodenbildung, Wasser- und Nährstoffhaushalt in der Rheinaue bei Hartheim, S. 245-249, S. 255-262 und 288-291 in: HÄDRICH, FR., HUMMEL, P. u. ZWÖLFER, F.: Böden und ihre Bedeutung für die Landschafts-

planung im Vorland. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 28,
245-291.

- HÄDRICH, Fr. u. HILDEBRAND, E., 1973: Untersuchungen zur Methodik der Bodenfeuchtebestimmung. II. Mitt.: Methodik der Geländekalibrierung einer Dichte-Feuchte-Sonde auf fünf verschiedenen Waldstandorten im Oberrheingebiet. - Allg. Forst- u. Jagdztg., 144, 5/6, 102-111, Frankfurt (M.).
- HÄDRICH, Fr., MOLL, W. und STAHR, K., 1979: Böden. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 28, 55-81.
- HÄDRICH, Fr. u. TAJCHMAN, S. J., 1972: Untersuchungen zur Methodik der Bodenfeuchtebestimmung. I. Mitt.: Erfahrungen mit der Kalibrierung von Fiberglaszellen und ihre Verwendbarkeit im Rahmen forsthydrologischer Forschungen. - Allg. Forst- u. Jagdztg., 143, 9, 187-192, Frankfurt (M.)
- JAEGER, L., 1978: Die klimatologische Meßstation/Hartheim des Meteorologischen Instituts der Universität Freiburg i. Br. - Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br., 68, 47-73.
- KÜNSTLE, E. u. ULLRICH, C. H., 1976: Vergleichende Gaswechsellmessungen an Gemeiner Kiefer (*Pinus silvestris* L.) und Schwarzkiefer (*Pinus nigra* Arn.) unter den Extrembedingungen des Sommers 1975 im oberrheinischen Trockengebiet. - Allg. Forst- u. Jagdztg., 147, 4, 65-68, Frankfurt (M.).
- KÜNSTLE, E., MITSCHERLICH, G. und HÄDRICH, Fr., 1979: Gaswechseluntersuchungen in Kiefernbeständen im Trockengebiet der Oberrheinebene. - Allg. Forst- u. Jagdztg., 150, 11/12 (im Druck).
- SCHÄFER, G., 1977: Nährelementhaushalt von Kiefernjungbeständen in der südlichen Oberrheinebene. - Freiburger Bodenkdl. Abh. 7, 273 S., Freiburg i. Br.
- TAJCHMAN, S. J., 1972: Messungen zum Wärmehaushalt über einer Kiefern-schonung im Trockengebiet des Oberrheins. - Allg. Forst- u. Jagdztg., 143, 2, 35-38, Frankfurt (M.)
- TAJCHMAN, S. J., HÄDRICH, Fr. und LEE, R., 1979: Energy budget evaluation of the transpiration-pF relationship in a young pine forest. - Water Resources Res., 15., 1, 159-163, Washington D. C.
- TAJCHMAN, S. J., LEE, R. und REPA, E. W., 1979: Rainfall additaments to subsurface water in a young pine plantation. - Water Resources Bulletin, 15, 2, 381-386, Minneapolis/Minn./USA.

Aszendierende Bewegung gesättigter
NaCl-Lösung in Lössäulen.

von

Hassan, A. ⁺

1. Einleitung und Problemstellung

Die Bewegung von Salzlösungen im Boden bei Verdunstung wurde in der Literatur (1, 3, 7, 9, 11) mehrfach untersucht. SCOTTER u. RAATS (11) und PARLANGE (9) wiesen unter anderem auf den Tatbestand hin, daß Wasser sich im Boden sowohl in flüssiger als auch in dampfförmiger Phase bewegt, wohingegen Salze sich im Boden nur in gelöster Form bewegen können. MARSHALL u. GURR (Zit. in 7) fanden, daß die Schwelle von Wassergehalten, bei denen die Chloridbewegung zum Stillstand kommt, nicht konstant ist, sondern den Wassergehalten zwischen 2 - 30 % schwankt. In diesem Zusammenhang von Bedeutung ist die Lösungsbewegung in den Porenbereichen des Bodens (Grob-, Mittel- und Feinporen). Sind bezüglich der Bewegung von Salzlösungen in den drei Porenbereichen Unterschiede vorhanden? Eine weitere in diesem Zusammenhang wichtige Frage ist die nach der Bewegungsart der Lösung unter Verdunstungsbedingungen im mittleren Porenbereich. Eine differenzierte Betrachtungsweise der Lösungsbewegung in den drei Porenbereichen des Bodens erfordert die Anwendung eines Modelles. Ein solches Modell ist so vorstellbar: Eine mit Schluffmaterial gefüllte Bodensäule wird mit konzentrierter Salzlösung gesättigt. Nun läßt man Wasser in diesem System unter folgenden Bedingungen verdunsten:

- Kein Konzentrationsgefälle der Salzlösung im Porenraum während des Versuchsablaufs, denn man verwendet eine gesättigte Salzlösung.

⁺ Z. Zt. Gast im Leichtweiß-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, Beethovenstraße 51a, 3300 Braunschweig

Ständige Adresse: Syrien, Latakia, P.O.Box 485

- Keine Temperaturschwankungen während der Versuchsdauer, also Verdunstung unter konstanten Temperaturbedingungen.

So erhält man eine gleichgerichtete Salz- und Wasserbewegung als Folge der Verdunstung. Jede verdunstete Wassermenge in diesem System führt zur Ausfällung einer entsprechenden Salzmenge. Eine ständige Kontrolle von Wasser- und Salzgehalten und damit ausgefallter Salzmenge in den verschiedenen Bodenschichten dieses Systems ermöglicht Rückschlüsse auf die Lösungsbewegung in den drei Porenbereichen. Solange das Salz sich in der obersten Bodenschicht niederschlägt, ist die aufsteigende Lösung gesättigt. Findet aber bei zunehmender Verdunstung und dadurch erfolgter Wassergehaltsabnahme in tiefliegenden Bodenschichten eine Verlagerung der ausgefallenen Salze nach unten statt, so kann man von einer differenzierten Lösungsbewegung sprechen.

2. Material und Untersuchungen

Die durchgeführten Versuche umfassen eine Anzahl von Säulen mit unterschiedlichen Längen. Alle Säulen sind mit lufttrockenem (Wassergehalt 1 Gew.-%) und gesiebt (2 mm Sieb) Löß gefüllt. Die Lagerungsdichte betrug $1,4 \text{ g/cm}^3$. Nach der Füllung erfolgte die Sättigung von unten kapillar, und zwar mit gesättigter NaCl-Lösung (360 g NaCl/1000 g H_2O). Um die Verdunstung während des Sättigungsvorganges weitgehend zu verhindern, wurden die Säulenoberflächen durch Gummistöpsel bzw. Folien abgedeckt, welche mit kleinen Bohrungen versehen sind, um einen Luftdurchtritt zu ermöglichen. Die Auswahl von gesättigter NaCl-Lösung für die nachfolgenden Versuchsreihen erfolgte unter dem Gesichtspunkt, daß die Konzentration der gesättigten NaCl-Lösung in relativ breitem Temperaturintervall konstant ist. Die sich an der Bodenoberfläche bildenden Salzkrusten werden im Laufe der Verdunstung so dicht, daß der Verdunstungsvorgang zum Stillstand kommt. Dieser Nachteil wurde durch die Versuchsanordnung, wie später zu sehen ist, weitgehend kompensiert. Eine Anzahl der Säulen ist unmittelbar nach der Sättigung in 1 cm - Segmente zerlegt worden. Die restlichen Säulen wurden nach Abdichtung der Unterseite in eine Klimakammer ($25 \text{ }^\circ\text{C} \pm 1 \text{ }^\circ\text{C}$) gestellt, um eine Verdunstung von der Oberfläche zu ermöglichen. In bestimmten Zeitintervallen erfolgte dann die Zerlegung in 1 cm Segmente (das oberste Segment wurde jeweils in zwei Schichten zerlegt). Nach der Zerlegung wurden Wasser- und Salzgehalt des jeweiligen Segmentes

wie folgt bestimmt:

- Wassergehalt durch Trocknung bei 105 °C
- Salzgehalt durch Chloridbestimmung aus einer Suspension, die durch Verdünnung des Bodeninhaltes eines Segmentes mit dest. Wasser (1 : 10 bzw. 1 : 20 bei den obersten Segmenten für die Versuchsreihe mit Verdunstung) gewonnen wurde.

Folgende Versuchsreihen wurden durchgeführt:

1. 4 Lösssäulen von 8 cm Länge und 32 Lösssäulen von 12 cm Länge wurden, wie oben beschrieben wurde, mit NaCl-Lösung gesättigt. Jeweils 4 Lösssäulen von 8 cm und 12 cm Länge zerlegte man unmittelbar nach der Sättigung in 1 cm Segmente. Die restlichen 28 Lösssäulen von 12 cm Länge wurden nach Abdichtung von unten in eine Klimakammer (25 °C \pm 1 °C) gestellt. Um einen fortdauernden Wasserentzug durch Verdunstung zu ermöglichen, wurden die gebildeten Salzkrusten an der Bodenoberfläche der Säulen nach der ersten Verdunstungswoche jeden zweiten Tag abgekratzt. Eine Zerlegung von jeweils 4 Säulen in 1 cm Segmente (0,5 cm Segmente bei der obersten Schicht) erfolgte nach 3 Tagen und dann wöchentlich bis 6 Wochen. Anschließend bestimmte man Wasser- und Salzgehalt der jeweiligen Segmente.

2. 6 Plexiglassäulen von je 20 cm Höhe und 4,6 cm Innendurchmesser wurden jeweils auf 18 cm Länge mit Lössboden gefüllt. Die Füllung erfolgte nach Abdichtung jeder Säule von unten her mit einem Gummistöpsel. Eine seitlich angebrachte kleine Bohrung an jedem Gummistöpsel ermöglichte den Durchlaß von Lösungen zum Boden. Nach der Füllung dichtete man die Säule von oben her mit einem Gummistöpsel ab, der eine kleine Bohrung in der Mitte hatte, die den Durchlaß von Luft während der Sättigung gewährleistete. Sechs gleich große Plexiglassäulen waren ebenfalls von oben und unten mit gleichen Gummistöpseln abgedichtet. Diese Säulen blieben aber ohne Bodenfüllung. Dann wurden je zwei Säulen (eine bodengefüllte und eine leere Säule) von den Seitenbohrungen der unteren Gummistöpseln her durch Glasröhrchen und Schlauch zu einem Säulenpaar zusammengeschlossen. Die Sättigung erfolgte dann in der Weise, daß in der leeren Säule eine Wasserhöhe entsprechend 17 cm Bodentiefe (auf Bodenoberkante bezogen) durch Zugabe von Salzlösung eingestellt wurde. Man steigerte dann die Wasserspiegelhöhe stufenweise bis 10 cm Bodentiefe. In dieser Lage blieb dann der Wasserspiegel bis zum Gleichgewicht stehen. Unmittelbar danach zerlegte man drei

Bodensäulen in 1 cm Segmente. Die restlichen drei Säulenpaare wurden nach Abnahme der oberen Gummistöpsel aus der Öffnung der gefüllten Säulen und bei Beibehaltung der Wasserspiegelhöhe in eine Klimakammer ($25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) zur Verdunstung gestellt. Täglich kontrollierte man sowohl Wasserspiegel als auch das Gesamtsäulengewicht, wobei für ständige Wasserspiegelkonstanz in einer Bodentiefe von 10 cm gesorgt wurde. Jeden zweiten Tag erfolgte eine Abnahme der Salzkruste von der Bodenoberfläche (Gesamtwicht der abgenommenen Salzkruste variierte zwischen 2 bis 4 Gramm je Abnahme), um fortlaufenden Wasserentzug zu ermöglichen. Nach dreiwöchiger Verdunstung zerlegte man jede Säule in 1 cm Segmente (in den obersten Bodenschichten 0,5 cm Segmente). Anschließend erfolgte Wasser- und Salzgehaltsbestimmung.

3. 20 Lößgefüllte Stechzylinder (Inhalt 100 cm^3) wurden mit NaCl-Lösung (360 g NaCl/1000 g H_2O) gesättigt. Nach der Sättigung erfolgte eine Entwässerung bei 500 cm W.S. 10 Stechzylinder zerlegte man unmittelbar nach der Entwässerung in 1 cm Segmente. Die restlichen 10 Stechzylinder wurden nach Abdichtung von unten in eine Klimakammer ($25^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) gestellt. Täglich erfolgte eine Gewichtskontrolle. Eine Entfernung von Salzkrusten war hier nicht erforderlich, weil die Verdunstung 20 Tage lang kontinuierlich verlaufen war. Danach stellte sich Gewichtskonstanz ein. Die Zerlegung in 1 cm Segmente erfolgte dann nach 25 Verdunstungstagen. Zum Schluß bestimmte man Wasser- und Salzgehalt für alle Segmente.

3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 stellt die Beziehung zwischen Salzgehalt und Wassergehalt je Segment in Gramm für acht mit NaCl-Lösung gesättigte Säulen (jeweils vier von 8 cm bzw. 12 cm Länge) dar. Daraus ergibt sich eine Gerade ($y = 0,003 + 0,358 x$; $r = 0,97$). Aus dieser Geraden ermittelt, beträgt die Konzentration der Bodenlösung 358 g NaCl/1000 g H_2O . Diese Konzentration stimmt mit den Konzentrationen der Versuchslösung von 360 g NaCl/1000 g H_2O , welche durch Trocknung bei 105°C und auch durch Chloridbestimmung überprüft wurde, überein. Aufgrund dieser Korrelationsgeraden weist der Ausgangspunkt (Sättigungszustand) dieses Systems in allen Bodenschichten eine mit NaCl gesättigte Lösung auf und alles Salz in diesem System befindet sich in gelöster Form.

In Abb. 2 wurden Salzgehalte (Gew.-%) je Segment unterhalb 1 cm Bodentiefe von 32 Lösssäulen (12 cm lang) gegen dessen Wassergehalt (Gew.-%) aufgetragen. Die Verdunstungsdauer für diese Säule variierte zwischen Null (Sättigung) und 6 Wochen. Die Beschränkung auf Werte von Segmenten, die unterhalb von 1 cm Bodentiefe liegen, ist deshalb von Bedeutung, weil Rückschlüsse hinsichtlich der Lösungsbewegungsformen erst möglich sind, wenn Änderungen in den Verlagerungsprozessen in tiefliegenden Bodenschichten stattfinden. Zu Versuchsbeginn befindet sich das System im Gleichgewichtszustand, wie dies aus der Korrelationsgeraden (Abb. 1) zu entnehmen ist, denn alle Salzgehaltswerte liegen auf der Korrelationsgeraden. Bei Wasserentzug infolge von Verdunstung - dieser Zustand ist in Abb. 2 dargestellt - wird jede verdunstete Wassermenge eine entsprechende Salzfallungsmenge zur Folge haben. Man kann hier von der Annahme ausgehen, daß die Bodenlösung sich in dieser Anordnung ständig in NaCl-Sättigungszustand befindet. Folglich beinhalten Salzgehaltswerte, die auf der Korrelationsgeraden liegen, nur gelöste Salze, und zwar in gesättigter Form. Die Salzgehalte hingegen, die oberhalb der Korrelationsgeraden liegen, entstehen aus gelösten und ausgefällten Salzen. Es sei hier noch bemerkt, daß die Korrelationsgerade in Abb. 2 mit der in Abb. 1 identisch ist. An Hand von Abb. 2 können wir zwei Bereiche unterscheiden:

- Bei Wassergehalten oberhalb ca. 16 Gew.-% liegen alle Salzgehaltswerte auf der Korrelationsgeraden.
- Bei Wassergehalten unterhalb ca. 16 Gew.-% liegen alle Salzgehaltswerte oberhalb der Korrelationsgeraden.

Zur Klärung dieses Befundes können die Beobachtungen von SCOTTER u. RAATS (11) nicht herangezogen werden, weil die Ausgangsbedingungen hier anders als dort sind. Vielmehr liegt die Annahme nahe, daß es sich hier um zwei Lösungsbewegungsformen handelt:

- NaCl gesättigte Lösungsbewegung im Bereich hoher Wassergehalte (Groporen).
- Differenzierte Bewegung von Wasser und Salz bei mittleren und niedrigen Wassergehalten (Mittel- und Feinporen).

Um diese Deutung zu überprüfen, wurden die Versuchsreihen 2 und 3 durchgeführt.

Versuchsreihe 2 hatte das Ziel, die Lösungsbewegung im Groporenbereich zu untersuchen. Bei dieser Versuchsreihe wurde der Wasserstand

sowohl bei der Sättigung als auch bei der Verdunstung in 10 cm Bodentiefe konstant gehalten. Die Korrelationsgerade in Abb. 3 ($y = 0,016 + 0,37 x$; $r = 0,99$) stellt die Versuchsergebnisse unmittelbar nach der Sättigung dar. Die Auftragung von Salz- und Wassergehaltswerten als Summe ($\frac{0}{18}$), wobei 18 der tiefste Bodenknoten ist, ist deshalb erfolgt, weil mit dieser Darstellungsweise eine Verdeutlichung der Salzgehalte entlang der Bodensäule möglich wird. An Hand der Korrelationsgeraden in Abb. 3 kann man davon ausgehen, daß hier hinsichtlich Salzsättigung der Bodenlösung und Löslichkeit der Bodensalze die gleichen Bedingungen wie in Abb. 2 herrschen, wobei die Bodensättigung hier unter Wasserstandseinfluß steht. In Abb. 3 sind Salzgehaltssummen gegen Wassergehaltssummen nach drei Wochen Verdunstung bei konstantem Wasserstand in 10 cm Bodentiefe aufgetragen. Aufgrund der obigen Ergebnisse kann folgendes festgestellt werden:

- Alle Salzgehalte unterhalb der obersten Bodenschicht liegen auf der Korrelationsgeraden, d.h., es hat keine Salzfällung stattgefunden.
- Die Salzgehalte der obersten Bodenschicht (0,5 cm) liegen oberhalb der Korrelationsgeraden, d.h., Salzfällung hat stattgefunden.

Daraus ist ersichtlich, daß sich in dieser Versuchsanordnung im Grobporenbereich eine Lösungsbewegung im NaCl-Sättigungszustand vollzieht.

Die Versuchsreihe 3 diente der Klärung der Lösungsbewegung im mittleren Porenbereich. In Abb. 4 sind die Wassergehalte (Gew.-%) der verschiedenen Bodenschichten unmittelbar nach Entwässerung (500 cm W.S.) und auch nach Entwässerung und darauf folgender Verdunstung aufgetragen worden. Die Ergebnisse zeigen eine Gleichmäßigkeit von Wassergehalten in den verschiedenen Bodenschichten, und zwar jeweils nach Entwässerung bzw. nach Entwässerung und darauf folgender Verdunstung. Die Korrelationsgerade in Abb. 5 ($y = 0,002 + 0,37 x$; $r = 0,99$) stellt die Beziehung zwischen Salzgehaltssummen und Wassergehaltssummen ($\frac{0}{4}$) unmittelbar nach Entwässerung (500 cm W.S.) dar. Aufgrund der Korrelationsgeraden befindet sich das System in der Ausgangssituation in folgendem Zustand:

- Alle Salze sind in gelöster Form.
- Die Bodenlösung ist im NaCl-Sättigungszustand.
- Die Bodenschichten haben gleiche Wassergehalte.

Mit dieser gleichen Ausgangsbasis setzte man die Säulen der Verdunstung aus. Die Ergebnisse daraus sind in Abb. 5 punktförmig aufgetragen worden. In der obigen Darstellung liegen alle Salzgehalte oberhalb der Korrelationsgeraden der NaCl-gesättigten Bodenlösung. Das bedeutet, daß in dieser Versuchsanordnung eine Salzfällung entlang der Bodenschichten stattgefunden hat. Die Menge der Salzfällung nimmt zwar von unten nach oben zu, aber auch in tiefsten Bodenschichten sind Salzfällungen anzutreffen. Dieser Befund läßt die Deutung zu, daß im Grobporenbereich der Verlagerung von Wasser und von Salz andere Mechanismen zugrundeliegen als im Mittelporenbereich. Für eine endgültige Klärung der Bewegungsmechanismen von Salzlösungen in den drei Porenbereichen bedarf es noch weiterer Untersuchungen.

Zusammenfassung

Eine Anzahl von Lösssäulen unterschiedlicher Länge wurde nach Sättigung mit NaCl-Lösung (gesättigte Lösung) der Verdunstung bei konstanter Temperatur von 25 °C ausgesetzt, um die Lösungsbewegung in den Porenbereichen des Bodens über eine Messung der Salzausfällung zu untersuchen. Die Versuche sind unter folgenden Bedingungen durchgeführt worden:

- Verdunstung unmittelbar nach Sättigung.
- Verdunstung bei konstantem Wasserspiegel in 10 cm Bodentiefe.
- Verdunstung nach Entwässerung bei 500 cm Unterdruck.

An Hand der Ergebnisse läßt sich folgendes feststellen:

- Im Bereich der Grobporen bewegt sich die Lösung zur Bodenoberfläche als gesättigte NaCl-Lösung. Diese Bewegung als gesättigte Lösung findet im Bereich der Mittelporen nicht statt.

Literaturverzeichnis

1. BRESLER, E. und W.D. KEMPER, 1970. Soil water evaporation affected by wetting methods and crust formation. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 34, 3-8.
2. ENGELHARDT, W.V., 1960. Der Porenraum der Sedimente. Springer Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg.

3. FITTON, D.D., KIRKHAM, D. und R.H. SHAW, 1967. Soil water and chloride redistribution under various evaporation potentials. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 31, 599-603.
4. HARTGE, K.H., 1978. Einführung in die Bodenphysik. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
5. HASSAN, A., 1972. Ein Berechnungsverfahren zur Bestimmung der ungesättigte Wasserleitfähigkeit aus bodenphysikalischen Daten. Z. f. Kulturtechnik, 13, 232-246.
6. KEMPER, W.D., 1960. Water and ion movement in thin films as influenced by the electrostatic charge and diffuse layer of cations associated with clay mineral surfaces. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 24, 10-16.
7. NAKAYAMA, F.S., JACKSON, R.D., KIMBALL, B.A. and REGINATO, R.J., 1973. Chloride movement and accumulation near the soil surface. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 37, 509-513.
8. NIELSEN, D.R., BIGAR, J.W. and J.M. DAVIDSON, 1962. Experimental consideration of diffusion analysis in unsaturated flow problems. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 26, 107-111.
9. PARLANGE, J.Y., 1973. Movement of salt and water in relatively dry soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 116, 249-255.
10. PORTER, L.K., KEMPER, W.D., JACKSON, R.D. and B.A. STEWART, 1960. Chloride diffusion in soils as influenced by moisture content. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 24, 460-463.
11. SCOTTER, D.R. and P.A.C. RAATS, 1970. Movement of salt and water near czystalline salt in relatively dry soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 109, 170-178.
12. SWARTZENDRUBER, D., 1963. Non-Darcy behavior and the flow of water in unsaturated soil. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 27, 491-494.
13. TODD, R.M. and W.D. KEMPER, 1972. Salt dispersion coefficients near an evaporating surface. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 36, 539-543.
14. WEEKS, L.V., RICHARDS, S.J. and J. LETTEX, 1968. Water and salt transfer in soil resulting from thermal gradients. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 32, 193-197

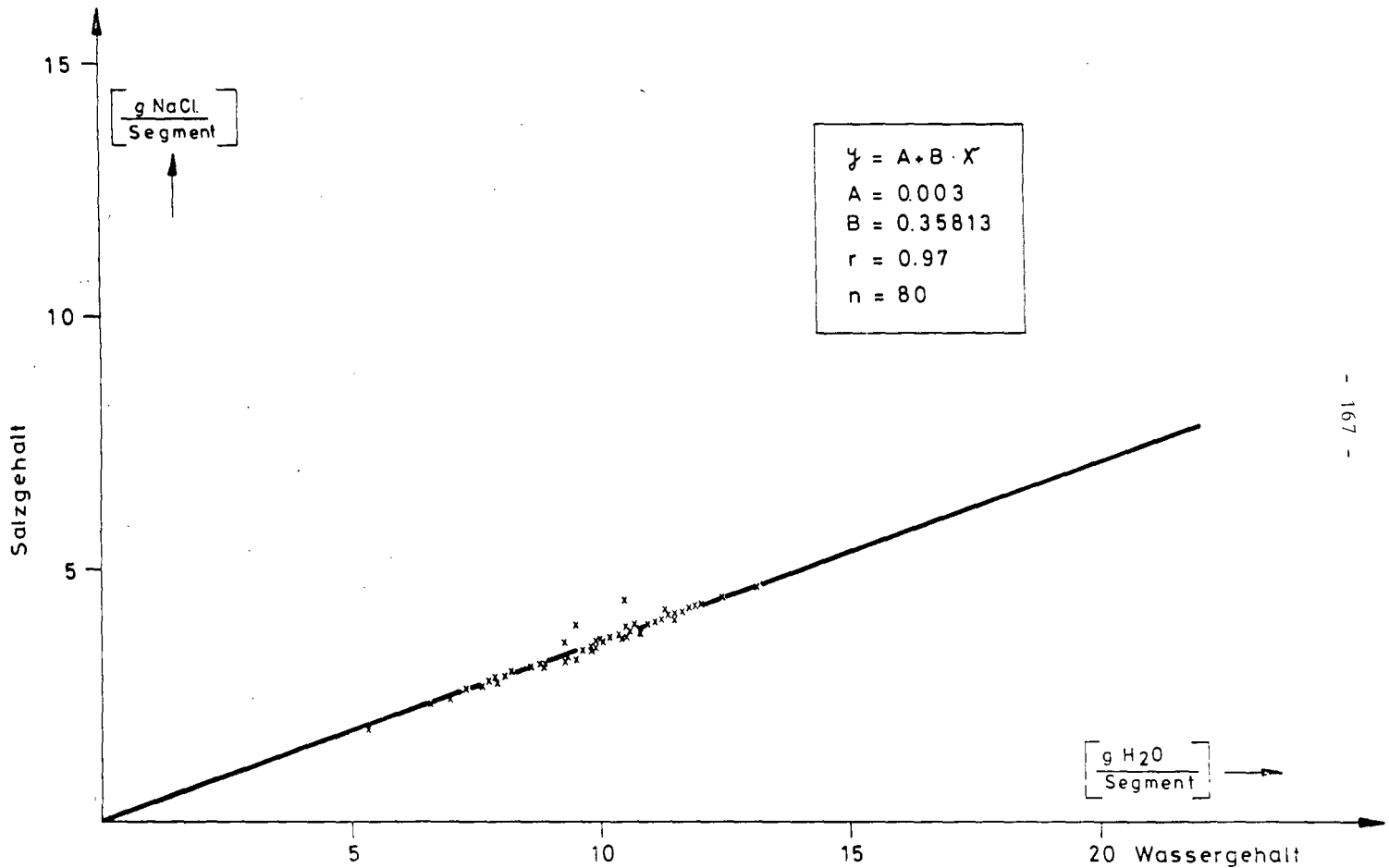


Abb. 1: Beziehung zwischen Salz- und Wassergehalt in lösungsgesättigten Lössäulen (gesättigte NaCl-Lösung: 360 g NaCl / 1000 g Wasser)

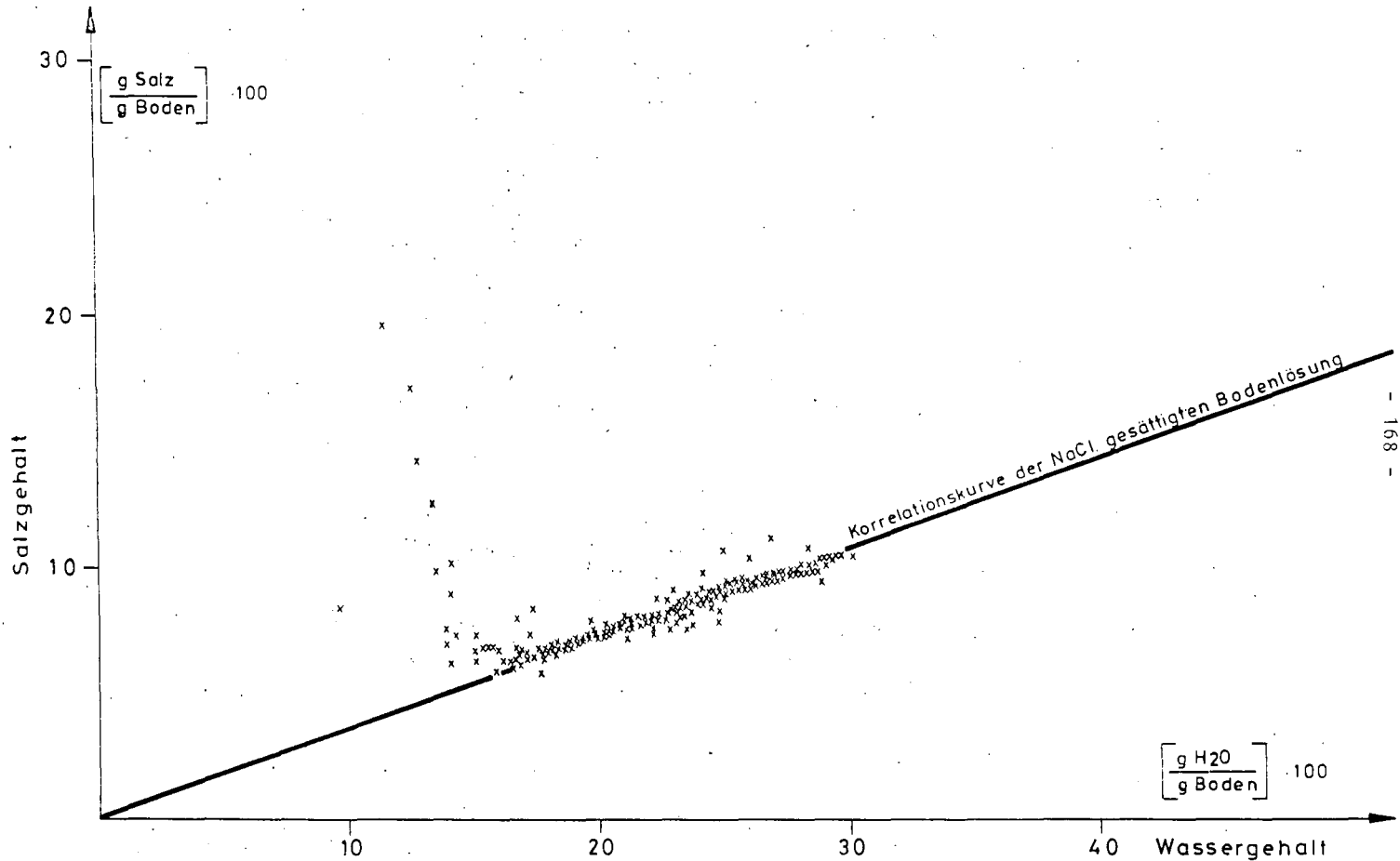


Abb. 2: Beziehung zwischen Salz- und Wassergehalt in 12 cm hohen Lösssäulen für eine Verdunstungsdauer von 0 bis 6 Wochen, (Meßbereich unterhalb 1 cm Tiefe), (Bodenlös.: gesättigte NaCl-Lösung)

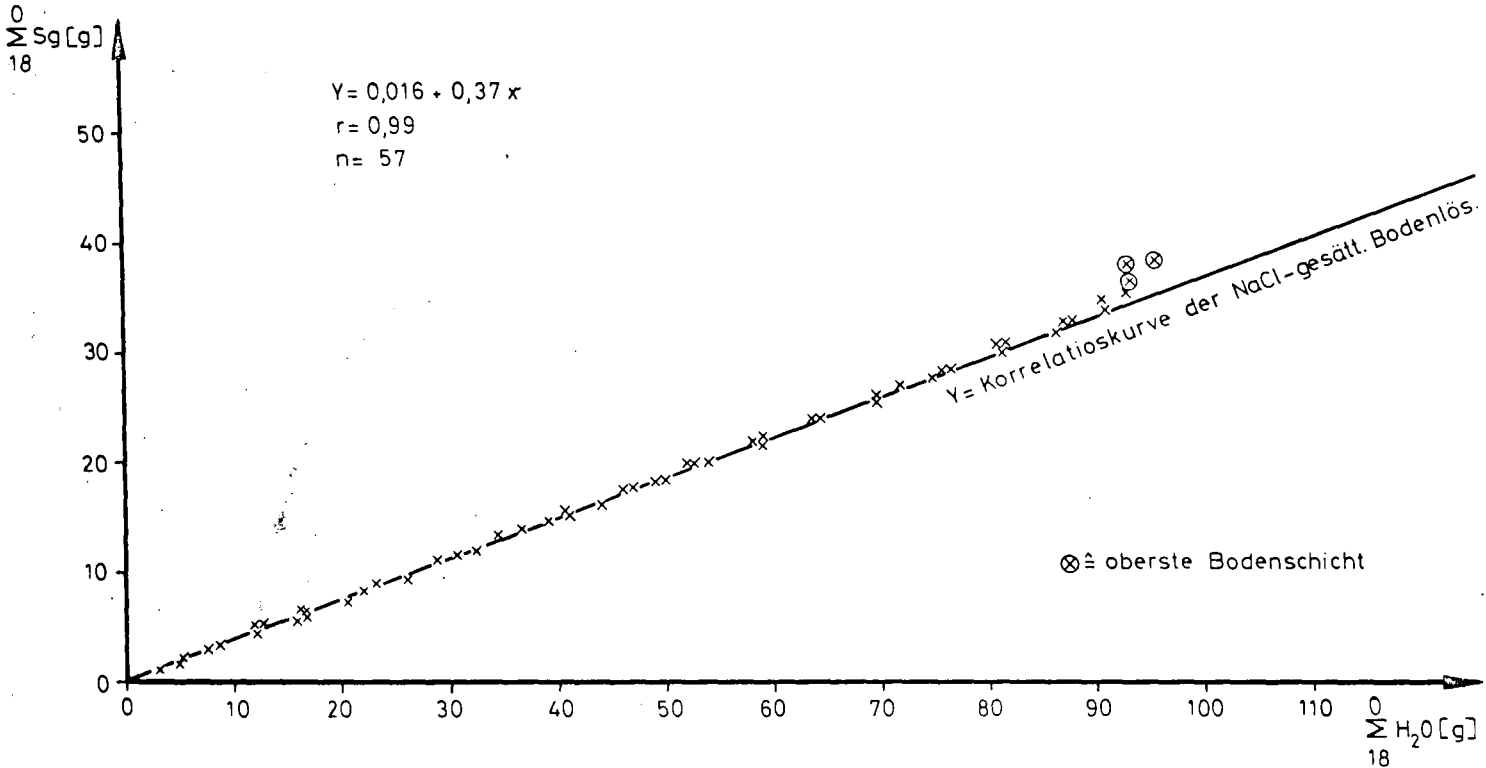


Abb. 3: Beziehung zwischen Gesamtsalz (Sg) und Gesamtwassergehalt in 18cm hohen Lösssäulen, die bis 8cm Säulenhöhe in NaCl gesättigter Lösung stehen, nach 3-wöchiger Verdunstung.

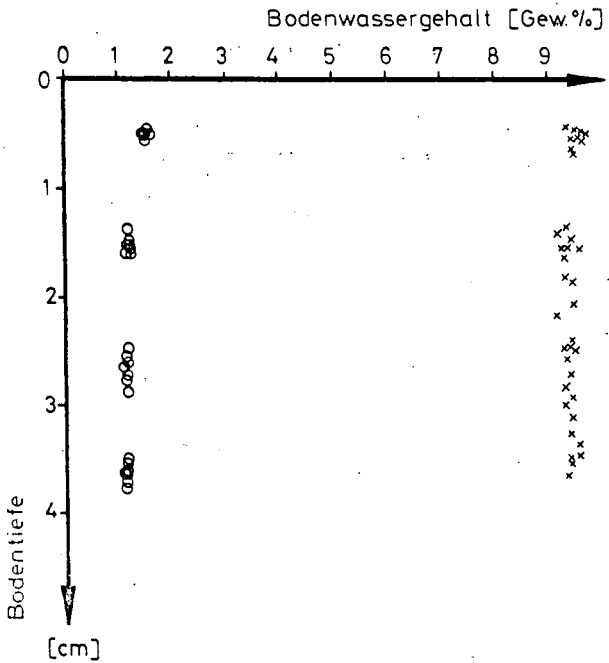


Abb. 4:
Wassergehalt [Gew. %] als Funktion d.
Bodentiefe v. Stechzylinderproben mit Löß.

[Bodenlös. NaCl-gesätt. Lös.]

x² Meßpunkte unmittelbar n. Entwässerung b: 500cm W.S.

o² Meßpunkte n. 500cm W.S. Entwässerung u. anschl.

Verdunstung bis Gewichtskonstanz.

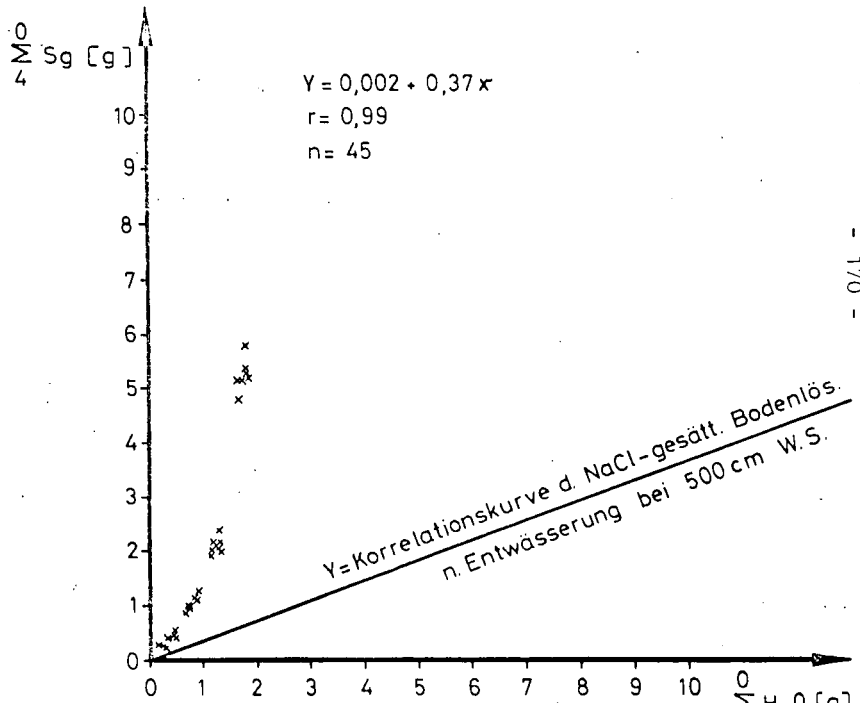


Abb. 5:
Beziehung zwischen Gesamt-Salz (Sg) und Gesamt-
Wasser-Gehalt in Stechzylinderproben mit Löß n.
Entwässerung bei 500 cm W.S. und anschließender
Verdunstung bis Gewichtskonstanz.

Elektrische Potentiale im Zusammenhang mit
Wasserbewegungen in Böden

von

Nissen, J. und Hartge, K.H.⁺

1. Einleitung und Problemstellung

Elektrische Erscheinungen an Grenzflächen sind seit langem bekannt. Im Zusammenhang mit Koagulation und Peptisation von Ton-suspensionen wurden sie eingehend untersucht (v. Olphen, 1977), ebenso im Zusammenhang mit Transportvorgängen an Membranen (Läuger, 1969). Vielfach standen dabei die Untersuchung von Eigenschaften des austauschbaren Ionenbelags im Vordergrund des Interesses. Untersuchungen über die gegenseitige Beeinflussung elektrischer und hydraulischer Phänomene in Böden sind jedoch selten und wenn man die Literatur durchsieht, stellt man fest, daß die Begriffe wie Elektroosmose und elektrisches Strömungspotential in diesem Zusammenhang nicht immer einheitlich gebraucht werden. Dies macht sich vor allem bemerkbar, wenn nicht die elektrischen Phänomene allein als Bezugspunkt für Beschreibung der Vorgänge genommen werden. In nachstehendem Text werden einige Ergebnisse mitgeteilt, die bei Untersuchungen der gegenseitigen Abhängigkeit hydraulischer und elektrischer Eigenschaften anfielen.

2. Material und Methode

Die elektrischen Potentiale wurden mit zwei stabförmigen Platinelektroden (1 mm Durchmesser) gemessen. Die Elektroden waren in einem PVC-Zylinder (10 cm Länge, 2 cm Innendurchmesser) auf Abstände von jeweils 2 und 4 cm fixiert.

Da es bei der Messung sehr auf die exakte Gegenüberstellung der

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

Elektroden ankommt, hatte die Stabform den Vorteil, daß die Elektroden im Probenhalter starr eingebaut werden können und die Proben beim Einfüllen Form und Abstand der Elektroden nicht verändern können. Bei Messungen an ungesättigten Bodenproben kann überdies ihr Einbau in die vorbereiteten Löcher durch einfaches Durchstechen erfolgen, so daß nur geringfügige Strukturveränderungen verursacht werden.

Als Untersuchungsmaterial wurden zunächst zwei Modellsubstanzen (reiner Quarzsand 1,0-0,5; 0,5-0,2; 0,2-0,1; 0,1-0,6 mm und ein Kationenaustauscher, Lewatit) sowie die A_h^- , A_e^- und B_h^- Horizonte eines Podsoles verwendet.

Ionenfreies Wasser (elektrische Leitfähigkeitswerte $\sim 1 \cdot 10^{-6}$ Siemens) wurde dem senkrechtstehenden Zylinder mit der Probe von oben zugeführt. Verschiedene Fließgeschwindigkeiten wurden durch Veränderung des hydraulischen Gradienten erzeugt und zwar sowohl im Bereich gesättigten als auch ungesättigten Fließens. Im letzten Falle wurden Tensiometer neben den Elektroden eingebaut.

Zur Messung der elektrischen Potentiale diente ein 10^9 -ohmiges Digital-Meßgerät. Als Meßgröße des elektrischen Potentials während des gesättigten Flusses wurde der Ausdruck mV je cm Elektrodenabstand benutzt, da unter diesen Fließbedingungen im Bereich des untersuchten Elektrodenabstands ein direkt proportionales Verhältnis zwischen diesen beiden Parametern besteht.

3. Ergebnisse

Zunächst wurde der Einfluß verschiedener Körnungen auf das gemessene elektrische Potential untersucht. Bei den 4 untersuchten Kornfraktionen konnte festgestellt werden, daß bei gleicher Flußmenge feinere Körnungen höhere elektrische Potentiale entstehen lassen als gröbere und daß die Potentiale mit zunehmender Fließgeschwindigkeit linear größer werden.

Zwischen der Korngröße selbst und den erzeugten elektrischen Potentialen besteht jedoch kein proportionales Verhältnis, so daß zusammen mit der Korngröße ein weiterer Einflußfaktor mitwirken muß.

Daher wurde in einer weiteren Versuchsreihe der Einfluß der hydraulischen Leitfähigkeit (k) auf die elektrischen Spannungen

bei wassergesättigtem Fluß geprüft. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind in der Abb. 1 dargestellt. Es ist zu erkennen, daß eine halblogarithmische Beziehung zwischen den beiden aufgetragenen Parametern besteht. Die Wasserflußmenge wurde hierfür konstant gehalten, das Porenvolumen der Probe immer mehr verkleinert und das Wasser mit steigenden hydraulischen Gradienten durch die Probe hindurchgepreßt. Aus dem Verlauf der Kurve ist zu erkennen, daß der kombinierte Effekt von Wassergeschwindigkeit und Größe der Passagen (die durch Körnung und Lagerung bestimmt wird) für die Erzeugung elektrischer Potentiale entscheidend ist.

Dieser letzte Sachverhalt gilt nicht nur für den gesättigten Wasserfluß, sondern er läßt sich auch bei ungesättigtem Fluß deutlich erkennen. Dies ist in Abb. 2 dargestellt. Sie zeigt, daß mit abnehmender Sättigung und bei gleichbleibender Flußrate immer höhere Spannungen gemessen werden. Offenbar wirkt sich schon bei niedrigen Wasserspannungen die Tatsache aus, daß bei abnehmendem Sättigungsgrad der gesamte Fließvorgang immer näher an die Grenzfläche der festen Phase heranrückt. Im Gegensatz zu dem gesättigten Fluß verlaufen die Kurven für den ungesättigten Wasserfluß aber nicht linear. Die Ursache dafür scheint in dem mit der Elektrodenform zusammenhängenden abnehmenden Kontakt zwischen den Platinelektroden über die flüssige Phase zu liegen.

Quarzsand war als erste Modellsubstanz benutzt worden, weil er geometrisch starre Packungen erlaubt, chemisch inert ist und praktisch keine Austausch-Kapazität aufweist, was eine Entstehung chemisch-bedingter Potentialunterschiede weitgehend ausschließt. Als nächstes wurden Substanzen mit höheren Austauschkapazitäten untersucht, wie z.B. der Austauscher Lewatit sowie Torf, mit dem Ergebnis, daß keine vom Wasserfluß bedingten elektrischen Potentiale zu beobachten waren. Bei dem Lewatit war es dabei auch gleichgültig, ob er mit H-, Na- oder Ca-Ionen belegt war. Als dritte Gruppe von Untersuchungsobjekten wurden Böden herangezogen. Die Ergebnisse sind für Proben aus drei Horizonten eines Podsol in Abb. 3 dargestellt.

Es ist zu erkennen, daß umso höhere Potentiale entstanden, je reiner der Quarzsand vorlag. Je mehr Beimengungen er enthielt,

hier überwiegend in Form von organischer Substanz, desto niedriger bleiben die Potentiale, die im übrigen wie bereits erwähnt, mit zunehmender Fließgeschwindigkeit zunahm, aber im Gegensatz zu den Ergebnissen beim reinen Sand nicht ganz proportional. Offenbar ließ die Gegenwart der organischen Substanz in diesen Proben die Ergebnisse denen am Torf und am Lewatit ähnlicher werden.

Gleichzeitig mit dem Abnehmen der Steigung der Potentialkurve wurde bei diesem Versuch eine Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit des Perkolationswassers im Verlauf der Perkolations festgestellt, was auf die Möglichkeit von potentialabbauenden Ladungstransporten hinweist.

Dieser Sachverhalt deutet darauf hin, daß auch beim Lewatit, dessen Körnung der des Sandes entsprach, Ladungstransporte aufgetreten sein müssen, die verhinderten, daß so hohe Potentiale sich aufbauten wie beim Sand. In diesem Falle käme als Mechanismus ein Ladungsrücklauf an den Austauscherkörpern in Frage, z.B. im Zusammenhang mit der Oberflächen-Leitfähigkeit (= Doppelschichtleitfähigkeit) (v. Olphen, 1977).

4. Zusammenfassung

Die Umkehrung des Prinzips der Elektroosmose wurde an drei Gruppen von Substraten untersucht.

Bei Quarzsand wird die gemessene elektrische Spannung überwiegend durch die niedrige elektrische Leitfähigkeit und die Geschwindigkeit des Perkolationsmediums, sowie die hydraulische Leitfähigkeit in der Probe bestimmt.

Bei den Substraten mit höheren Austauscherkapazitäten wurden bei annähernder chemischer Gleichgewichtslage praktisch keine elektrischen Potentiale gemessen.

Bei Bodenmaterialien wird das gemessene elektrische Potential hauptsächlich durch den relativen Anteil an nicht leitenden Mineralen und den durch Wasserfluß bedingten Lösungs- und Festsubstanztransport in der Probe bestimmt.

5. Literatur

- Billib, H. und Hoffmann, B. Elektrokinetische Erscheinungen u. ihre Bedeutung für die kulturtechnische Bodenkunde. Z. Kultur-

techn. u. Flurber. 5, 257-272, 1965.

- Luger, P.: Transportphänomene an Membranen. Angew. Chem. 81, 56-68, 1969.
- Olphen, H. van,: An Introduction to clay colloid chemistry. Interscience Publ. N. Y., London, 1977.

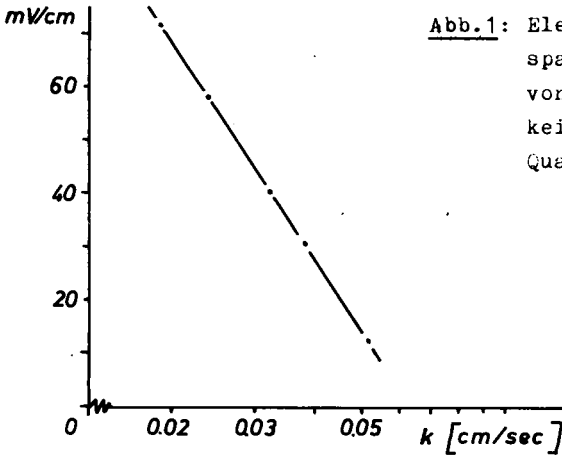


Abb. 1: Elektrische Strömungsspannung in Abhängigkeit von der Wasserleitfähigkeit bei gesättigtem Quarzsand (0,5-0,2 mm)

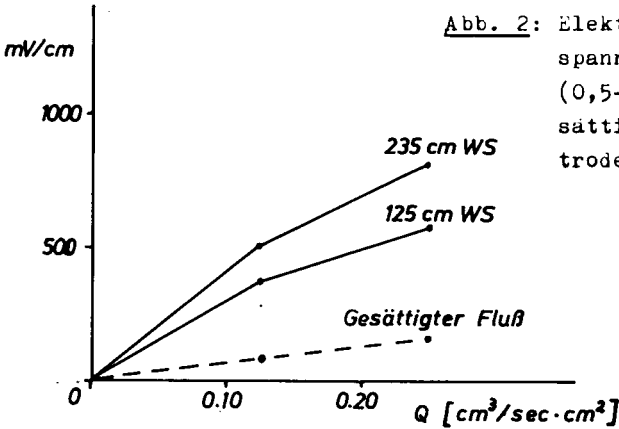


Abb. 2: Elektrische Strömungsspannung in Quarzsand (0,5-0,2 mm) im ungesättigten Zustand. Elektrodenabstand = 4 cm

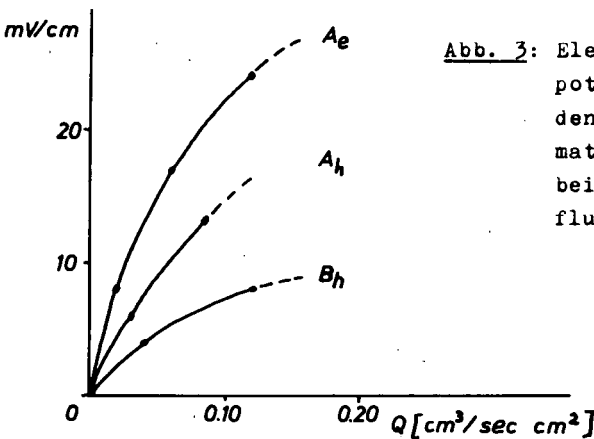


Abb. 3: Elektrische Strömungspotentiale bei verschiedenen sandigen Bodenmaterialien eines Podsols bei gesättigtem Wasserfluß

Bodenphysikalische Kennwerte eines Mehrschichtenprofils und deren Auswirkungen auf die Wasserflüsse

von
Vogl, W. und Becher, H.H.[†]

An einer schwach entwickelten Parabraunerde aus Tertiärsanden mit einem in der Tiefe stark variierenden, durch Fe-Oxide verhärteten Kiesband wurden Körnung, gesättigte Wasserleitfähigkeit und pF-Kurven in 12 Schichten bis 180 cm ermittelt. Die Kennwerte der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Körnung spiegeln im wesentlichen die Korngrößenverteilung im Profil wider. Aus den pF-Kurven und der gesättigten Wasserleitfähigkeit wurde die ungesättigte Wasserleitfähigkeit nach Campbell (1974) errechnet. Die Tiefenfunktion der ungesättigten, errechneten Wasserleitfähigkeiten erbrachte eine sprunghafte Abnahme in der Kiesschicht bei Wasserspannungen > 30 cm WS. Die Kiesschicht wirkt sich somit als Stauschicht aus.

Wegen der wechselnden Tiefenlage der einzelnen Sedimentschichten (Horizonte) ist eine Übertragung der pF-Kurven in die Fläche nicht möglich. Eine Berechnung von Gradienten aus Tensiometermessungen ist wegen der unterschiedlichen Tiefenlage des verhärteten Kiesbandes nicht zulässig.

Flußberechnungen können daher mit den üblichen Ansätzen im Bereich der Stauschicht nicht durchgeführt werden.

Literatur:

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

[†]Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München-Weihenstephan, 8050 Freising 12

Gastransport und Gasproduktion in Lössböden

von

Frede, H.-G., J. Böttcher, B. Meyer u. K. Severin

*)

Der Gasaustausch im Boden ist für Pflanzen und Mikroorganismen lebenswichtig. Sauerstoff muß in den Boden hinein und CO₂ aus dem Boden herausgelangen. Von den beiden Transportmöglichkeiten Konvektion und Diffusion kommt der Diffusion die wesentlich größere Bedeutung zu (ROMMEL, 7).

Der Gasaustausch durch Diffusion wird durch das 1. Ficksche Gesetz beschrieben:

$$q = -D_0 \frac{dc}{dx} \dots\dots\dots (1)$$

q = Rate des Durchsatzes (cm³·cm⁻²·t⁻¹)

D₀ = Diffusionskoeffizient in der Luft (cm²·t⁻¹)

dc = Differenz der Konzentrationen

dx = Weg-Länge

Dieses Gesetz, das für die Diffusion eines Gases in Luft gilt, kann nach FLÜHLER (4) auch auf den Boden angewendet werden. Der Diffusionskoeffizient für poröse Körper, also auch für den Boden, leitet sich aus der Beziehung (2) ab:

$$D_s = D_0 \cdot \frac{1}{\tau} \cdot E_L \dots\dots\dots (2)$$

D_s = Diffusionskoeffizient für poröse Körper (scheinbarer Diffusionskoeffizient) (cm²·t⁻¹)

τ = Tortuosität der Bodenporen (n. Richter et al., 6)

E_L = Luftgefülltes Porenvolumen des Bodens

*) Institut für Bodenkunde
von Siebold-Str, 4, D 3400 Göttingen

Die Durchsatzrate von Gasen im Boden ist nach Gleichung (1) bei gleichbleibender Weg-Länge von der Konzentrationsdifferenz und dem Diffusionskoeffizienten abhängig.

Wie groß die Beeinflussung der Durchflußrate durch die vom Bodengefüge abhängige Variation von D_s und dem Konzentrationsgefälle sein kann, soll an zwei Beispielen aus Messungen an ungestörten Proben aus Lößböden demonstriert werden.

Beispiel 1

Ton-Schluff-Trennungen in den Krumen von Parabraunerden aus Löß sind eine oft beobachtete Erscheinung. Ein negativer Einfluß solcher Segregationsprozesse auf die hydraulischen Eigenschaften dieser Krumen konnte EHLERS (2) nachweisen, jedoch nur im Bereich sehr geringer Saugspannungen.

In der Praxis lassen sich auf solchen verschlammten Flächen oft Störungen des Auflaufens beim Getreide und bei Zuckerrüben beobachten. Die Vermutung einer mangelhaften Sauerstoff-Versorgung in der Auflauf- und frühen Entwicklungsphase der Pflanzen liegt nahe, wenn auch andere Untersuchungen diese bislang nicht eindeutig bestätigt haben (DOMBY and KOHNKE, 3; BAKKER and HIDDING, 1).

Durch Messung der O_2 -Diffusion und Bestimmung des Diffusionskoeffizienten an ungestörten Proben verschlammter und nicht verschlammter Krumen von Parabraunerden sollte untersucht werden, ob eine Beeinträchtigung der O_2 -Diffusion durch Verschlammung besteht und in welchen Saugspannungsbereichen diese wirkt.

Methodik

Die Diffusionskoeffizienten wurden nach einer Methode bestimmt, die sich im wesentlichen an TAYLOR (8), BAKKER and HIDDING (1), FLÜHLER (4) und RICHTER u. GROSSGEBAUER (6) anlehnt, jedoch mit geringen Abweichungen weiterentwickelt wurde.

Ungestörte Stechzylinderproben werden so mit einem gasdichten Meßgefäß in Kontakt gebracht, daß die eine Oberfläche der Probe mit dem Gasraum des Gefäßes, die andere mit der Außen-

luft in Kontakt steht. Der Sauerstoff-Partialdruck im Gefäß wird von P/P_0 0,21 auf etwa 0,05 erniedrigt und das O_2 -Defizit durch N_2 ersetzt.

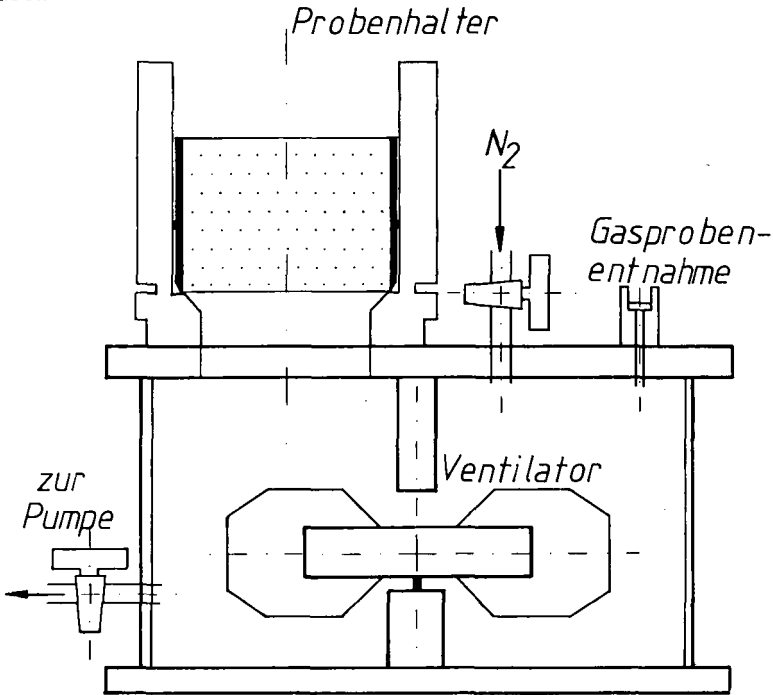


Abb. 1 Diffusionsgefäß

Durch die fortlaufende gaschromatische Bestimmung der O_2 -Zunahme im Meßgefäß mittels Gasentnahme durch Injektionsspritze wird der scheinbare Diffusionskoeffizient D_s bestimmt.

Versuchsböden

1. Schlammkruste des Ap-Horizontes einer LÖß-Parabraunerde, 3 - 8 cm Tiefe, durchgehende Schlämmschichtung mit Ton-Schluff-Segregation
Ort: Hottenrode pH: 6,5
2. Verdichtete Krume, wie 1, aber 13 - 18 cm Tiefe, keine Verschlammung, aber Ton-Schluff-Segregation
Ort: Hottenrode pH: 6,2

3. Nicht verdichtete Krume, vor Jahren erfolgte Meliorationskalkung
Ort: Rosdorf pH 6,8

Ergebnisse

In Abb. 2 ist D_s für verschiedene Sauspannungen aufgetragen:

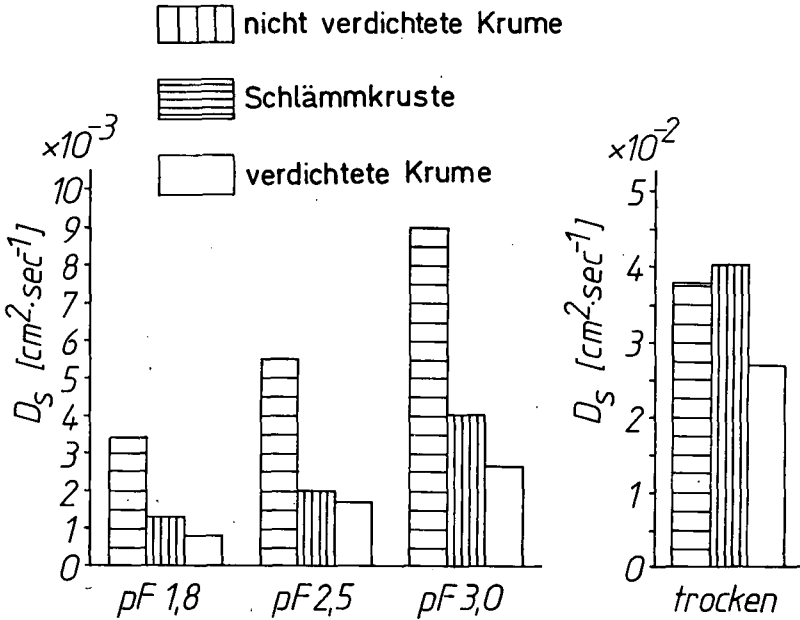


Abb.2: Scheinbare Diffusionskoeffizienten D_s in Abhängigkeit von der Saugspannung

Bei allen 3 Böden steigt D_s mit zunehmender Tension. Der Anstieg ist aber in der verschlammten Schicht und in der darunter liegenden Krume wesentlich geringer als in der nicht verschlammten Krume. Die Depression von D_s in der verschlammten Schicht beträgt im Vergleich zur nicht verschlammten Krume bei pF 1,8 ca. 60 % und bei pF 3,0 sogar 70 %.

Diese Befunde widersprechen der häufig gemachten Annahme, man könne durch mechanisches Lockern der Schlammschicht die Behinderung des Gasaustausches abbauen. Die Behinderung hält im unteren Teil der Krume unvermindert an. Oberflächige Verschlämmungen sind, das zeigen diese Versuche deutlich, in der

Regel als ein Anzeiger für darunter liegende strukturgestörte, verdichtete Krumen mit gehemmtem Gasaustausch anzusehen.

In Abb. 3 wird der relative scheinbare Diffusionskoeffizient verwendet, der die Reduktion des Diffusionskoeffizienten im Boden gegenüber der Luft angibt (D_s/D_o).

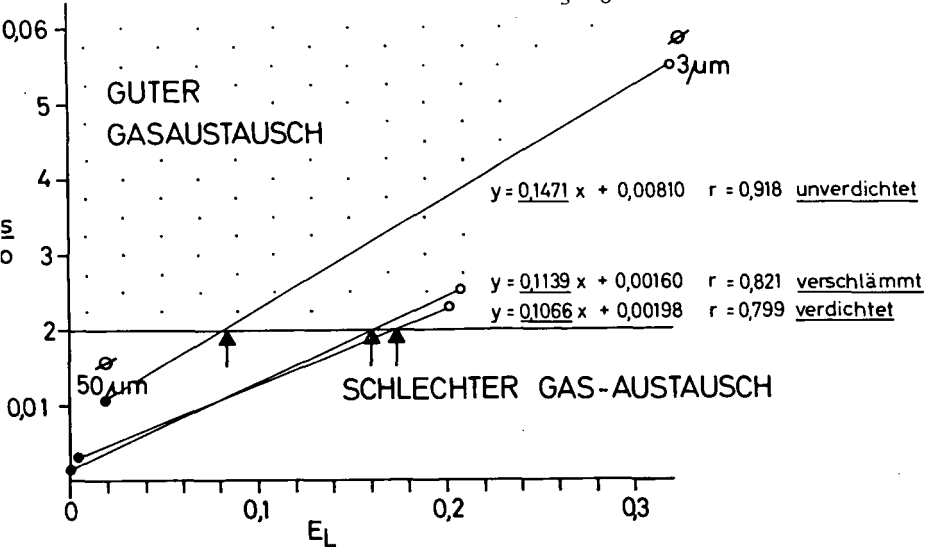


Abb. 3: $D_s/D_o = f(E_L)$. Relativer scheinbarer Diff.-Koeffizient in Abhängigkeit vom Anteil luftgefüllter Poren am Gesamt-Volumen des Bodens

FLÜHLER (4) und RICHTER u. GROSSGEBAUER (6) geben als kritische Grenze, unterhalb derer das Wachstum vieler Kulturpflanzen gehemmt wird, einen Quotienten D_s/D_o von $2 \cdot 10^{-2}$ an. In Abb. 3 sind die Werte D_s/D_o für die hier untersuchten Proben als Funktion des mit Luft gefüllten Porenanteiles der Böden (E_L) dargestellt. In der nicht verdichteten Krume wird schon bei einem Luftporenanteil von 8 % der Gefahrenbereich einer unzureichenden Luftversorgung verlassen, in der Schlammkruste erst bei 16 Vol. % und in der verdichteten Krume erst bei 17 Vol. %.

In Abb. 3 liegen die Werte der Funktion für die nicht verdichtete Krume durchweg über denen der verschlammten und verdichteten Krumen. Die Tortuosität ist bei letzteren demnach erheblich größer. Der reziproke Wert der Tortuosität ($1/\tau$) ist die Steigung der Funktion $D_s/D_o = 1/\tau \cdot E_L$. Diese Aussage hat jedoch nur Gültigkeit für den untersuchten Bereich von

pF 1,8 bis pF 3,0. Da lineare Funktionen vorliegen, sind die Tortuositäten für die o.a. Untersuchungsbereiche konstant.

Die Ergebnisse dieses ersten Versuchsbeispiels lassen sich kurz wie folgt zusammenfassen:

1. Der scheinbare Diffusionskoeffizient D_s von Ackerkrumen aus Löß wird durch Störungen der Struktur wie Verschlammung und Verdichtung stark verringert.
2. Die Gefahr einer mangelhaften Luftversorgung für die Pflanzen ist bei Strukturstörungen als sehr groß anzusehen.
3. Die Tortuosität von Luftporen ist in strukturgestörten Böden wesentlich größer als in intakten Böden.

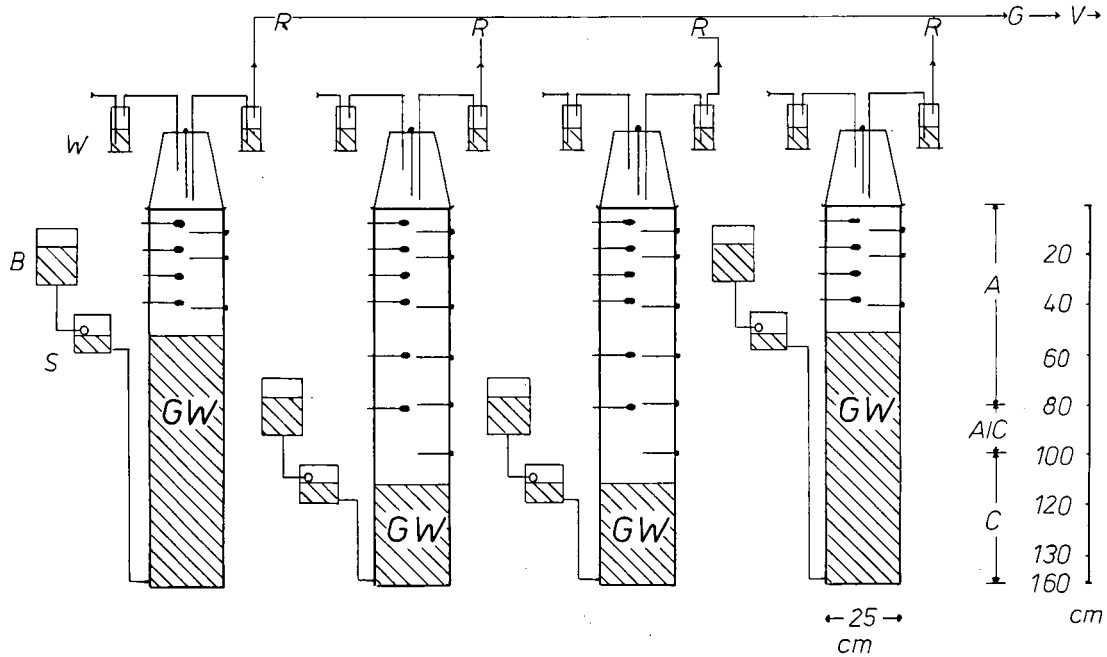
BEISPIEL 2

Der Gradient der Gaskonzentration ist neben dem Diffusionskoeffizienten die zweite, die Gasflußrate bestimmende Größe. Der Konzentrationsgradient ist ebenso wie D_s keine konstante Größe. Er ändert sich mit der Veränderung äußerer Faktoren wie z.B. der Bodentemperatur und des Bodenwassergehaltes. In einem zweiten Beispiel soll der Einfluß der Größen "Bodentemperatur" und "Bodenwassergehalt" auf die CO_2 -Produktion und die CO_2 -Konzentration behandelt werden.

Methode

CO_2 -Konzentration und -Produktion wurden in 1,6 m langen Schwarzerde-Monolith-Lysimetern gemessen. Die Versuche wurden in einer Klimakammer durchgeführt.

Abb.4: Anlage zur Messung von CO₂-Gradienten in der Bodentluft und zur kontinuierlichen Messung des produzierten CO₂



In je zwei Lysimetern wurde der Grundwasserstand in 50 cm Tiefe und in je zwei anderen in 110 cm Tiefe konstant gehalten. Die Regulation erfolgte über Schwimmersysteme (B,S). Die Wassergehalte oberhalb des Grundwasserspiegels wurden tensiometrisch, die CO_2 -Konzentrationen gaschromatographisch bestimmt. Dazu wurden Gasproben über Probeentnahmeventile entnommen. (siehe FREDE et al.,5).

Das in den Bodensäulen produzierte und nach oben austretende CO_2 wurde in Glocken aufgefangen, die dichtschießend über die Lysimeteroberflächen gestülpt waren. Mit hindurchgeleiteter CO_2 -freier Luft wurde das produzierte CO_2 abgesaugt, in Waschflaschen aufgefangen und titrimetrisch bestimmt. Der Luftdurchsatz wurde so eingestellt, daß in den Glocken eine CO_2 -Konzentration, entsprechend etwa der Außenluft, gehalten wurde.

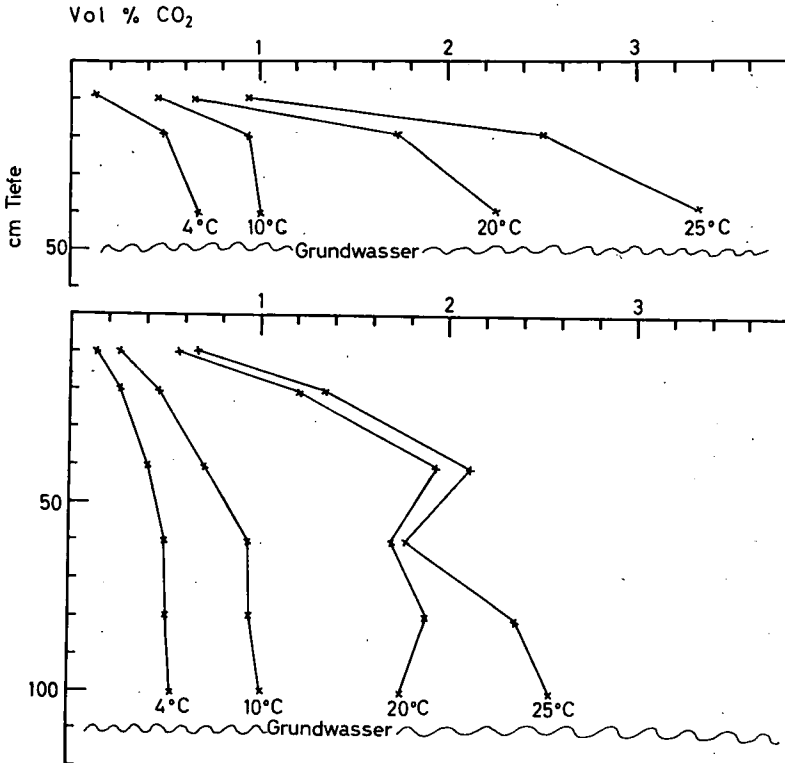


Abb. 5: CO_2 -Fließgleichgewicht-Konzentrationen in Abhängigkeit von Grundwassertiefe und Temperatur.

Ergebnisse:

Abb. 5 zeigt die Tiefenfunktion der CO_2 -Konzentration im Fließgleichgewicht bei verschiedenen Temperaturen und Grundwasserständen.

Die CO_2 -Konzentrationen sind danach umso höher, je höher die Temperatur (Produktionssteigerung), je höher der Grundwasserstand (Diffusionsbehinderung) und je tiefer die Meßstelle liegt.

Die Extreme der CO_2 -Gehalte liegen zwischen 0,2 Vol. % (10 cm Tiefe bei 4° C) und 3,5 Vol. % (40 cm Tiefe bei 25° C) und hohem Grundwasser.

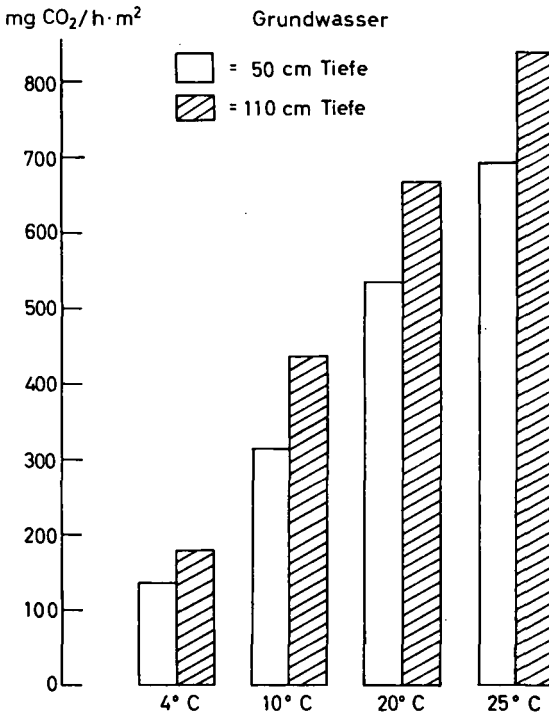


Abb. 6: CO_2 -Produktion (oberflächliche Freisetzung) in Abhängigkeit von Temperatur und Grundwasserstand

Abb. 6 zeigt: Bei einem Grundwasserstand von 110 cm Tiefe ist die CO₂-Produktion der Bodensäule auf allen Temperaturstufen höher als bei einem Grundwasserstand von 50 cm Tiefe, jedoch nur um durchschnittlich 28 Vol. %. Bezogen auf das Bodenvolumen über dem Grundwasser heißt das: Bei tiefliegendem Grundwasserspiegel - also trocknerem Boden - wird weniger CO₂ je Volumeneinheit produziert als bei hoch liegendem. Man bedenke hierbei, daß der Unterschied im Grundwasserstand für 10 cm Tiefe folgende Unterschiede im Wassergehalt bedingte:

50 cm Grundwasserstand	38 Vol. % H ₂ O
110 cm Grundwasserstand	33 Vol. % H ₂ O

In Abb. 7 ist beispielsweise aus den Fließgleichgewichtsgradienten der CO₂-Konzentrationen unter Verwendung eines errechneten scheinbaren Diffusionskoeffizienten die Gasproduktion in den einzelnen Bodenschichten berechnet.

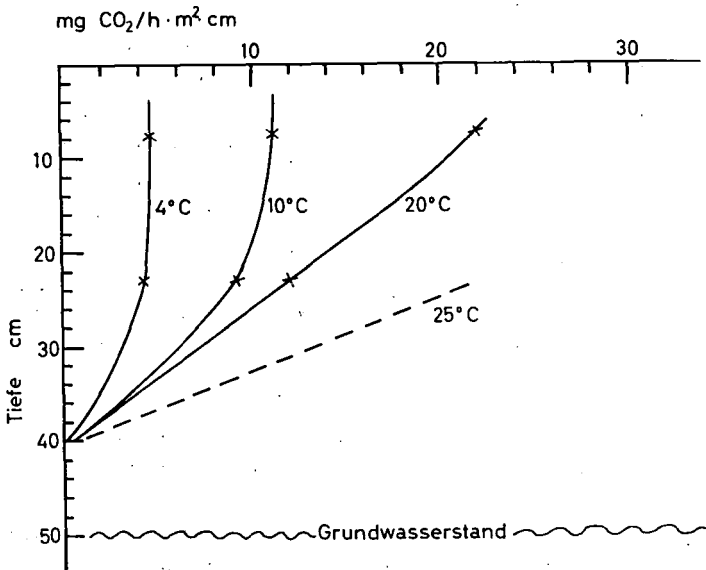


Abb. 7: Tiefenfunktion der CO₂-Produktion von 1m² Querschnittsfläche und 1cm Bodentiefe.
Grundwasserstand 50 cm.-Temperaturvarianten.

Die Abbildung zeigt: Bis 10 cm über dem Grundwasser findet keine CO_2 -Produktion statt. Sie beginnt erst darüber. Eine merkliche Variation durch die Temperatur wird erst in noch größerer Entfernung vom Grundwasser nachweisbar.

ZUSAMMENFASSUNG

An zwei Beispielen wird die Anwendung von Messungen des diffusiven Gasdurchsatzes in Böden behandelt.

1. Die Ermittlung von scheinbaren Diffusionskoeffizienten D_s (z.B. für O_2) an Stechzylinder-Bodenproben liefert einen empfindlichen Parameter für Gefügeschäden in Ackerkrumen wie z.B. **Verdichtungen** und **Verschlämmungen**. Der Quotient D_s/D_0 läßt die - für Lössböden beachtliche - Gefährdung von Pflanzen durch einen behinderten Gasaustausch erkennen. Diese Behinderung kann selbst bei fortgeschrittener Austrocknung bestehen bleiben.

Die in untereinander folgenden Tiefenabschnitten des Bodens vorgenommene Messung des CO_2 -Gehaltes der Bodenluft gestattet über die Gradienten der Fließgleichgewichts-Konzentrationen eine Berechnung der CO_2 -Produktion in verschiedenen Bodentiefen. Die Validierung des Modellansatzes erfolgte über die direkte Bestimmung der vom Gesamtboden abgegebenen CO_2 -Mengen. Auf diese Weise ließen sich die Einflüsse von Temperatur und Wassergehalt auf die CO_2 -Produktion erfassen. Im "steady state" von Produktion und Abtransport traten in dem untersuchten Schwarzerdemonolith CO_2 -Gehalte in der Bodenluft auf, die bis zu 3,5 Vol. % betragen.

LITERATUR

1. BAKKER, J.W., and A.P. HIDDING, 1969: The influence of soil structure and air content on gas diffusion in soils. - Neth. J. agric. Sci. 18, 37-48 (1970)
2. EHLERS, W., 1976: Physikalische Eigenschaften von Schluffdecken. - Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 140, 79-90 (1977)
3. DOMBY, C.W., and H. KOHNKE, 1956: The influence of soil crusts on gaseous diffusion. - Soil Sci. Soc. America Proc. 20, 1-5 (1956)
4. FLÖHLER, J., 1973: Sauerstoffdiffusion im Boden. - Schweizerische Anstalt für das forstliche Versuchswesen 49, 125-250 (1973)

5. FREDE, H.-G., et al., 1975: Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-N-Verlusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-Parabraunerde aus LÖB. - Göttinger Bodenkundl. Berichte 54, 69-165 (1975)
6. RICHTER, J., und A. GROSSGEBAUER, 1977: Untersuchungen zum Bodenlufthaushalt in einem Bodenbearbeitungsversuch. 2.) Gasdiffusionskoeffizienten als Strukturmaße für Böden. - D. Pflanzenernährung und Bodenkunde 111, 181-202 (1978)
7. ROMMEL, L.G., 1922: Zit. bei BAVER, L. D. et al., 1972: Soil Physics, 4. Edition, John Wiley and Sons, New York
8. TAYLOR, S.A., 1949: Oxygen diffusion in porous media as a measurement of soil aeration. - Soil Sci. Soc. America Proc. 14, 55 - 61 (1949)

Die Ableitung eines Quellungspotentials aus Wasser-
spannungskurven schrumpfender Böden.

von

Schweikle, V.⁺

Einleitung:

In einer früheren Arbeit (Schweikle, 1978) konnte gezeigt werden, daß in einem quell-schrumpfenden P-Horizont jeder Wassergehalt $w/kg \cdot kg^{-1}$ oder $\theta/m^3 m^{-3}$, bzw. jeder Saugdruck p/Pa eine diskrete Porensummenkurve erzeugt. Dies konnte auch für andere P-, SP- und/oder PS- und Vertisol-B-Horizonte mit jeweils unterschiedlichem Tonmineralbestand und unterschiedlicher Belegung nachgewiesen werden (Tab. 1, Abb. 1). Diese Veränderungen der Porensummenkurven bedeuten auch Änderungen und/oder Umverteilungen der Energiedichten der Poren einer Matrix (\equiv spezif. Energie \equiv Potential), \mathcal{N}^m/Jm^{-3} bzw. \mathcal{N}^m/Jkg^{-1} , und die Frage ist nun, wie diese Energieänderungen im Potentialkonzept berücksichtigt werden sollten.

Methode:

Diskussion von Flächen, dargestellt durch $\mathcal{N}^m = \int_{\theta}^{\theta} p d\theta$, bzw. $\int_{\theta}^{\theta} \theta dp$, der Funktion $p = f(\theta)$ (Abb. 2a). Unterstellt wurde, daß das Gravitationspotential \mathcal{N}^g , das osmotische Potential \mathcal{N}^o und das pneumatische Potential $\mathcal{N}_p^a = \text{konst.}$ seien, so daß das Gesamtpotential $\mathcal{N}_t^g = \mathcal{N}_p^a = \mathcal{N}_p^m$ ist, wobei $\mathcal{N}_p^a =$ Wassertensimeterpotential und $\mathcal{N}_p^m =$ Matrixpotential. Alle Porensummenkurven wurden auf das Raumgewicht ρ_b^i der gequollenen ($p_m = 0$) Probe bezogen.

Ergebnis:

Bei Schrumpfung wird die Matrixenergie im Feinporenbereich erhöht und im Grobporenbereich vermindert. Matrixenergie wird also umverteilt.

Beispiel: In Abb. 2b sei als Beispiel unter Verzicht auf differentielle Darstellung eine Probe entwässert auf $C(\theta_i/p_i)$ und es gäbe nun die Porensummenkurven für $p = 0$, dargestellt durch ABC,

⁺beurlaubt von der Universität Hohenheim, Inst.f.Bodenkunde und Standortlehre, PF 106, 7000 Stuttgart 70, an die Gesamthochschule Kassel, Fachbereich Stadtplanung-Landschaftsplanung, Henschelstr. 2, 3500 Kassel.

Und für $p = p_i$ (entsprechend maximaler Schrumpfung), dargestellt durch $\Delta A'CEB$. Durch Schrumpfung ist also die Energie von ΔAAC in $\Delta BCB'$ übertragen worden. Um Wasser im Bereich $\theta = 0$ bis θ_i abzusaugen muß ich also mehr Energie, dargestellt durch $\Delta BCB'$, aufwenden. Also gilt:

$$\mathcal{M}_p^m = \mathcal{M}_p^w + \mathcal{M}_p^s$$

entsprechend den Flächen $0\theta_i CB + BCB'$, wobei:

\mathcal{M}_p^w = Feuchtepotential (wetness-potential) und
 \mathcal{M}_p^s = Schrumpfungspotential.

Diskussion:

In Abb. 2b wurde unterstellt, daß die durch Schrumpfung "verlorengegangene" Energie der Fläche AAC völlig in BCB' übertragen worden sei. Dies ist für die Messungen (Abb.2) aufgrund der großen Streuung der Meßwerte nicht nachweisbar. Trotz Fehlens einer Energiebilanz kann nun aber \mathcal{M}_p^s eindeutig formuliert werden, jedoch ist nicht auszuschließen, daß die für Wasserentzug aufzuwendende Energie nicht nur für Strukturänderungen der Matrix, sondern auch für Strukturänderungen des Wassers und/oder Änderungen des Wärmeinhalts des Systems Boden-Wasser aufgewandt wird.

Wenn die Schrumpfung reversibel ist, was nach Kuntze (1965) für Marschen und, nach Gaese (1979) für Pelosole Mitteleuropas zutrifft, dann darf \mathcal{M}_p^s auch als Quellungspotential bezeichnet werden und entspräche dann nach Bolt et al. (1976) der Form:

$$\mathcal{M}_p^s = \mathcal{M}_p^e = \int_0^{p_e} \left[\frac{\partial \mathcal{M}_p}{\partial \mathcal{M}_{p_e}} \right]_w dp$$

e = Auflast (envelope)

wobei unter Auflast (overburden potential) die Kraft gemeint ist, die notwendig ist, um eine Probe bei Wasserzugabe am Quellen zu hindern.

Frau Himmelhan (Univ. Hohenheim, Abt. 05100) und Herrn Becker (Fa. Coulter) danke ich für technische Hilfe, der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle Förderung.

Literatur:

Bolt, G.H., S. Iwata, A.J. Peck, P.A.C. Raats, A.A. Rode,
 G. Vachaud and A.D. Voronin 1976. Soil physics terminology.
 Bull. intern. Soc. Soil Sci. Nr. 49, 26 - 35.
 Gaese, D. 1979. Diss. Hohenheim (in Vorbereitung).

Kuntze, H. 1965. Die Marschen - Schwere Böden in der Evolution.
Parey, Hamburg.

Schweikle, V. 1978. Die Porung in schrumpfbunden Böden. Mittteilg.
Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 26, 229 - 234.

Tab. 1 : Eigenschaften des Bodenmaterials

Horizont	Bodenform	Ton- gehalt %	Tonminerale	1) Belegung	pH (CaCl ₂)	COLE m/m
a) SP	eines Pseudogley-Pelosols aus Tonmergel	43	I	II > Ca > Mg	5,6	0,138
b) P	" Pelosols aus Mergel- ton	65	Chl = I	Ca > Mg	7,1	0,114
c) SP	" Pseudogley-Pelosols aus Schiefer-ton	70	M > K	Ca	6,7	0,140
d) PS	" Pseudogley-Pelosols aus Mergelton	72	K > I-M > Chl	H ≫ Ca > Mg	5,2	0,097
e) B	" Vertisols aus Mergelton	50	M	Na > Ca	7,5 ²⁾	0,213

1) I = Illit, M = Smectit, Chl = Chlorit, K = Kaolinit,
I-M = aufgeweiteter Illit

2) pH (H₂O).

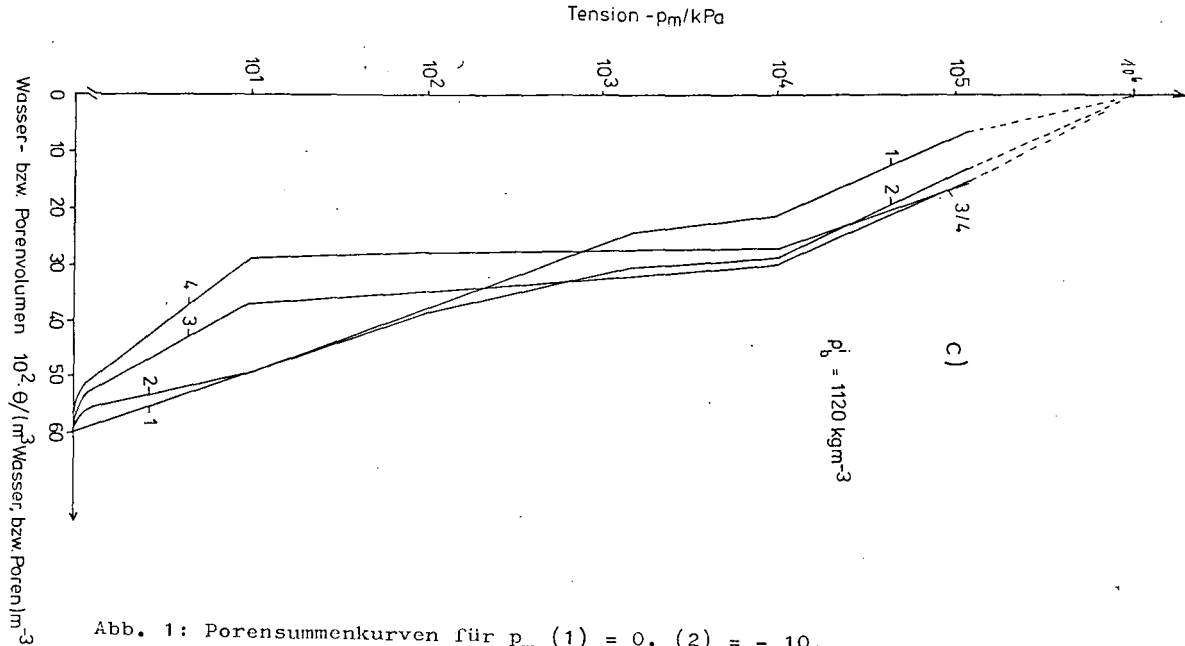


Abb. 1: Porensammenkurven für p_m (1) = 0, (2) = - 10, (3) = - 1500 und (4) = - 120 000 kPa, bezogen auf Raumbgewicht ρ_b^i bei $p_m = 0$ (--- Kurventeile, endend bei $p = -10^6$ kPa und $\theta = 0 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$)
 Kurven a), b), d) und e) sind c) ähnlich und werden auf Wunsch zugesandt.

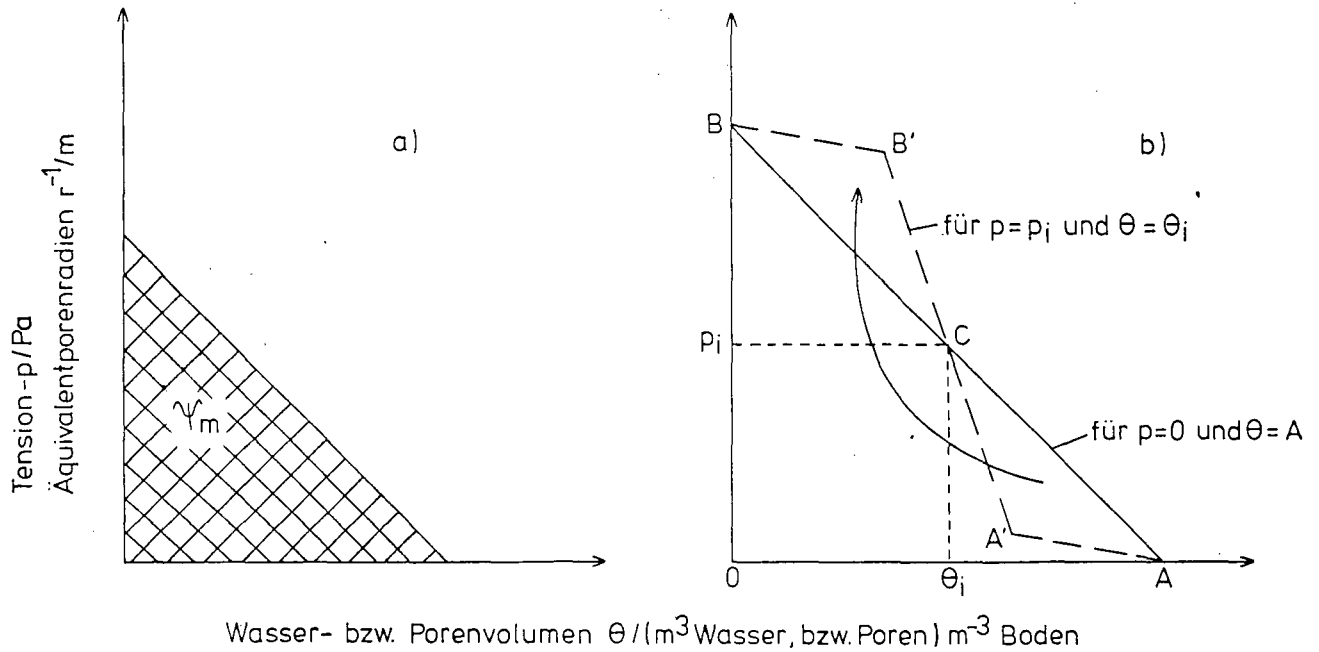


Abb. 2 Schematische Darstellung zum Energieinhalt (a) und zur Energieumverteilung (b) in schrumpfenden Böden

Anthropogene Aggregatbildung als Folge unterschiedlicher Elastizitätsmoduln des Bodens

Von

Horn, R.⁺ und K.H.Hartge⁺⁺

Die Frage nach der Belastbarkeit der Böden ist im Zeitalter ständig steigender Schlepperleistungen und -gewichte für den Landwirt von besonderem Interesse. Denn das Ziel seiner Feldarbeit ist die Herstellung von für die Pflanzen optimalen Standortbedingungen. Das bedeutet aber gleichzeitig, daß die durch Bearbeitungsmaßnahmen hergestellten Gefüge nicht nur auf die Ansprüche der Pflanzen ausgerichtet sein dürfen, sondern gleichzeitig den bei Kulturmaßnahmen auftretenden Belastungen ohne nachteilige Verformungen standhalten müssen. Doch dieses Postulat von der Strukturhaltung trotz Belastung läßt sich, wie zahlreiche Untersuchungen über Strukturen im Boden zeigen, nicht halten (RID, 1962, SÖHNE, 1951, 1952, SOANE, 1970). Vielmehr kommt es nicht nur zu einer Zerstörung der durch die Bearbeitung erstellten Gefügestruktur, sondern darüberhinaus zur Ausbildung von spezifischen Gefügeneubildungen.

Zu diesen Vorgängen wurden Untersuchungen angestellt, über die im folgenden berichtet wird.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an Bodenmaterial zweier Horizonte einer Schwarzerde aus Löß durchgeführt. In Tab. 1 sind einige chemische und physikalische Kenngrößen zusammengestellt (Methoden s. SCHLICHTING und BLUME, 1966).

⁺ Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Englerallee 19/21,
1000 Berlin 33

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

Tab. 1: Charakterisierung des verwendeten Bodenmaterials

Bodentyp: Schwarzerde aus Löß über mesozoischem Ton
 Entnahmeort: Asel, Hildesheimer Börde

Körnung (in % Feinerde)

	2	2-6	6-20	20-63	60-200	200-630	630-2000 μm
A _h	20.3	4.2	22.2	49.8	2.4	0.7	0.4
C _c	18.9	4.6	22.8	49.0	2.7	1	1
	pH (0.02 n CaCl ₂)			% Humus		CaCO ₃ %	d _F -Wert (g·cm ⁻³)
A _h	7.1			2.9		1.5	2.60
C _c	7.5			-		11.5	2.70

Die Proben wurden nach Trocknung bei 30°C auf Fraktionen von 2-6 mm bzw. gemischt <6mm gesiebt, bei konstanter Lagerungsdichte (1,32 g/cm³) in Stechzylinder (h = 6 cm, r = 5 cm) eingebaut und nach Be- und Entwässerung auf 2 verschiedene Wasserspannungen (60 cm WS, 300 cm WS) mit verschiedenen Auflasten (0,17 kp/cm², 0,3 kp/cm² und 0,7 kp/cm²) unter dränen Bedingungen verdichtet.

Im Anschluß an diese Verdichtung und folgende Entlastung wurden zur Bestimmung der Verteilung der Lagerungsdichte über die Tiefe aus den Proben kontinuierlich über die Tiefe kleine Stechzylinder mit vierfacher Wiederholung entnommen.

Ergebnisse

In Abb. 1 ist die Lagerungsdichte der Gesamtprobe in Abhängigkeit von Auflast, Aggregierungsgrad sowie Wasserspannung dargestellt. Dem Diagramm ist zu entnehmen, daß

- 1) bei gleichem Entwässerungsgrad die Sackung mit zunehmender Auflast größer wird, so daß die Lagerungsdichte ansteigt und
- 2) mit steigender Wasserspannung in Abhängigkeit von dem Aggregierungsgrad die Zunahme der Lagerungsdichte geringer wird. Hierbei sind die auf 2-6 mm gesiebten Proben weniger sackungsempfindlich als die auf <6mm gesiebten.

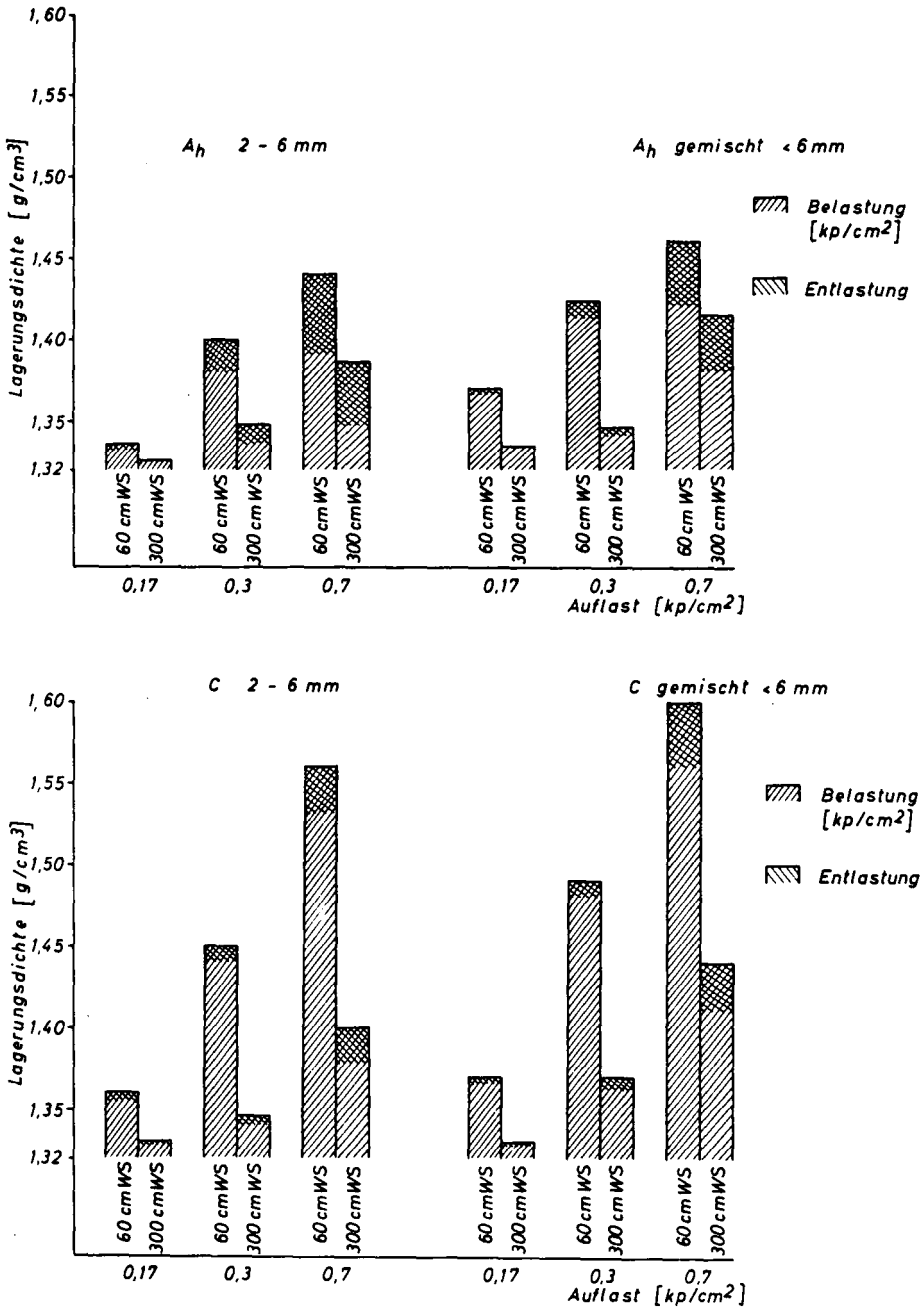


Abb. 1: Veränderung der Lagerungsdichte als Funktion der Wasserspannung (cm WS) und Auflast (kp/cm²)

Diese Tendenz gilt sowohl für das humose Material des Oberbodens als auch für das Ausgangsmaterial. Jedoch zeigt das Ausgangsmaterial bei gleicher Vorbehandlung eine deutlichere Gesamtporenvolumenverminderung, erkennbar an den höheren d_B -Werten, als der humose Oberboden.

Während einer anschließenden Entlastung nimmt das Hohlraumvolumen der Proben in Abhängigkeit von der Struktur sowie der vorher herrschenden Auflast wieder zu (s. Abb. 1).

Diese Zunahme erfolgt jedoch nicht gleichmäßig über die gesamte Probe, sondern es zeigen sich die in Abb. 2 dargestellten Zusammenhänge. Aus den Kurvenverläufen wird deutlich, daß bei gleichem Entwässerungsgrad und gleicher Auflast die Entlastung in den auf 2 - 6 mm gesiebten Proben eine stärkere Dichteabnahme zur Folge hat, als in den gemischten Proben und daß darüber hinaus dieser Effekt bei der hohen Auflast und der niedrigen Wasserspannung größer ist. Außerdem erkennt man in dem humosen Material des A-Horizontes eine tieferreichende Entlastungsdehnung als im C-Material.

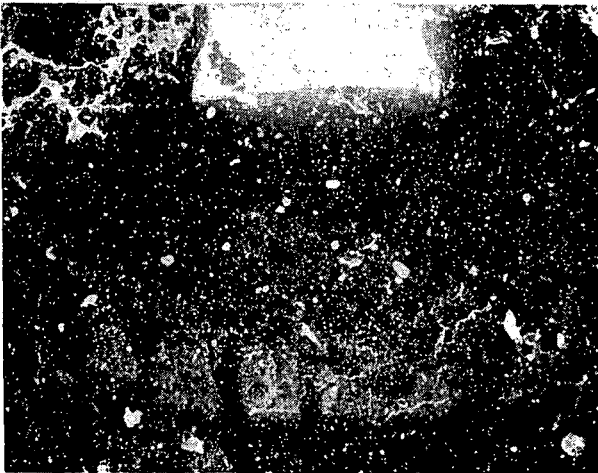
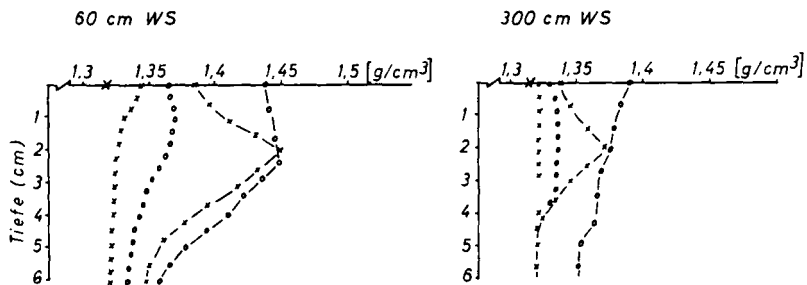
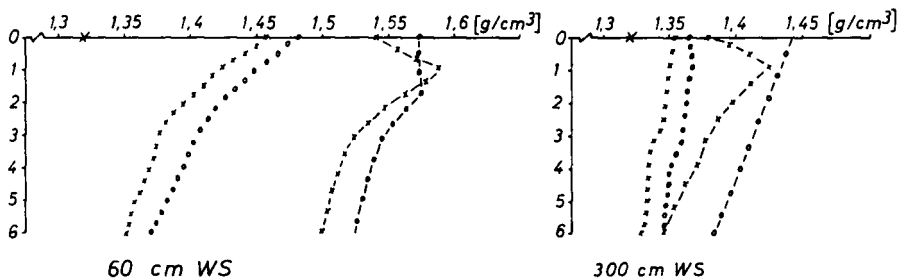


Abb. 3: Dünnschliff einer nach Komprimierung (starrer Stempel) entlasteten seitlich begrenzten Probe. Dehnungsrisse in der Bildmitte unten.

Oberboden (A_h)



Unterboden (C)



- - - 2-6 mm 0,7 kp/cm^2
- - - gem. 0,7 "
- · · 2-6 mm 0,17 "
- · · gem. 0,17 "

Abb. 2: Verteilung der Lagerungsdichte über die Tiefe als Funktion der Auflast und Wasserspannung nach der Entlastung

Diese Entlastungsdehnung in Richtung der Achse des Stechzylinders ist mit Rißbildungen in radialer Richtung verbunden. Diese Risse sind in Abb. 3 unter der Spur des Stempels (hell im Bild) als unregelmäßige, vorwiegend waagrecht verlaufende helle Linien zu erkennen. Außer diesen Rissen zeigt die Abbildung auch die Zonen hoher Verdichtung unter dem Stempel im Vergleich zur lockeren Lagerung neben ihm.

Vergleicht man die Art der Risse mit den beiden möglichen Rißbildungen (Zug- oder Scherriß) (HARTGE und HORN, 1977), so kann man aufgrund der Tatsache, daß diese Risse im rechten Winkel zur Richtung der Belastungsänderung auftreten und darüber hinaus unter dem Mikroskop keine Einregelungen sichtbar sind, diese als Zugrisse bezeichnen.

Stellt man sich die Aggregate, die von diesen Rissen eingeschlossen werden, räumlich vor, so kommt man auf die plattige Ausbildung, die aus Fahrspuren und Pflugsohlen bekannt ist.

Diskussion

Ein Boden verhält sich unter räumlich begrenzter Belastung wie ein semielastischer Körper, bei dem das Verhältnis der horizontalen zur vertikalen Verformung von den spezifischen Materialeigenschaften abhängt (FRÖHLICH, cit. bei FUCHS, 1974). Während einer Entlastung tritt infolge der semielastischen Eigenschaften eine begrenzte Reversibilität der Setzung und damit auch eine vertikale Hebung auf.

Untersuchungen über das Setzungs-Dehnungsverhalten als Folge von mehrfacher Be- und Entlastung zeigten, daß im Bereich geringer Lastwechsel ein reversibler, linearer Zusammenhang zwischen Spannung und Verformung vorliegt (HORN, unveröffentlicht).

Dies steht im Einklang mit Untersuchungsergebnissen von KÉZDI (1969), wonach in Böden allgemein Linearität zwischen Spannung und Verformung angenommen werden kann unter der Voraussetzung, daß in dem gesamten beanspruchten Bodenmaterial nur Spannungen auftreten, die gegenüber dem plastischen Grenzzustand eine Bruchsicherheit von $\eta \geq 3-4$ aufweisen. Diese Bruchsicherheit ist der

Quotient aus Bruchspannung und der vorhandenen Belastung. Für das hier untersuchte Bodenmaterial ist die Bruchsicherheit $\eta > 30$.

Diese reversible "Verformfähigkeit" ist bei Materialien, die dem HOOKE'schen Gesetz gehorchen, eine Konstante und wird in der Mechanik durch das Elastizitätsmodul ausgedrückt.

In Abb. 4 sind daher für den untersuchten Spannungsbereich die Elastizitätsmoduln (in der ingenieurmäßigen Bodenmechanik auch Steifezahlen genannt) dargestellt. Man erkennt den deutlichen Anstieg der Elastizität mit zunehmender Vergrößerung der Aggregation ebenso wie mit zunehmender Wasserspannung. Darüber hinaus sind die humusreicheren Bodenproben des A-Horizonts elastischer als die des C-Horizonts. Da die Komprimierung des Bodens in Abhängigkeit von Auflast und Aggregation mit der Tiefe in sehr starkem Maße abnimmt, treten in der obersten Bodenzone besonders deutliche Hebevorgänge auf, die sich auch in einer Abnahme der Lagerungsdichte widerspiegeln. Schwächer belastete, tieferliegende oder außermittig belastete Böden bzw. Bodenbereiche vollziehen hingegen keine oder eine lediglich geringe Hebung. An dem Übergang zwischen dem gehobenen und dem darunterliegenden Bodenbereich treten dann die Entlastungsbrüche auf, wie sie in Abb. 3 zu sehen sind, die die plattigen Strukturen darstellen. Die beobachtete Hebung ist aber ohne ein Widerlager nicht recht erklärbar. Als Widerlager ist in dem Versuch die Wand des Stechzylinders wirksam, die sich am Abstützen bzw. Tragen der Last beteiligt.

Unter Freilandbedingungen muß hierfür in ähnlicher Art eine Mitwirkung des umgebenden Bodens angenommen werden, denn die Entlastungsdehnung als solche kommt als Ursache für Riß- bzw. Plattenbildung in der beobachteten Form nicht in Frage. Vorbildung der Risse bei der vorhergehenden Komprimierung scheidet als Ursache aus, weil sie sich im Dünnschliff - wenigstens unter dem Mikroskop - durch Scherzonen mit Einregelungen bemerkbar machen müßten. Diese Einregelungen hätten dadurch hervorgerufen werden können, daß während der Belastung aufgrund des Überschreitens des maximalen Scherwiderstandes neben einer Komprimierung auch Bodenmaterial seitlich auf sich ausbildenden Gleitfugen verschoben wird. Die Gleitfugen selbst hätten in einem von der Beschaffenheit des Bodens abhängigen Winkel von $45 \pm f/2$ zur Oberfläche verlaufen müssen.

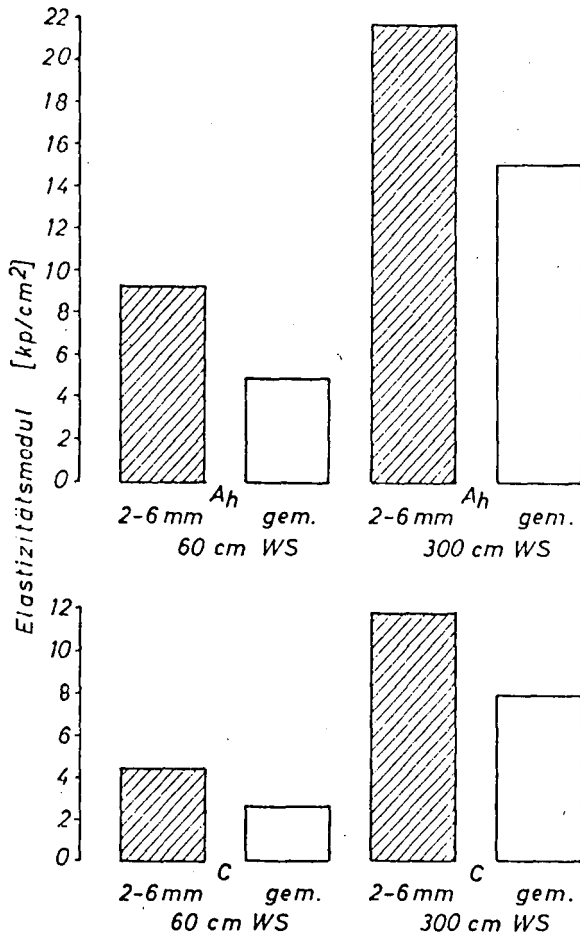


Abb. 4: Veränderung des Elastizitätsmoduls in Abhängigkeit von der Wasserspannung sowie der Aggregation (Ah- und C_{co}-Horizont)

Zusammenfassung

Aufgrund der Ergebnisse kann festgestellt werden, daß

1. Entlastungen, die im Boden im Anschluß an statische oder dynamische Belastungen auftreten, zu einer Hebung einzelner Bereiche führen. Die Intensität der Hebung und deren Verteilung über die Tiefe ist abhängig von der Auflast, Bodenart und -struktur sowie dem Entwässerungsgrad des Bodens.
2. An dem Übergang zwischen dem angehobenen und dem unterliegenden Bodenmaterial entstehen Brüche, die räumlich betrachtet ein Plattengefüge ergeben.
3. Das Ausmaß der Plattenbildung (d. h. Mächtigkeit der Platten und Tiefe im Profil) ist dabei abhängig von den Elastizitätseigenschaften des Bodens. Diese sind innerhalb enger Belastungsspannen durch das Elastizitätsmodul darstellbar.
4. Solange ein Widerlager in Form eines unbeeinflussten Bodenbereiches neben dem belasteten Boden existiert, können die als Folge der Entlastung im rechten Winkel zur Belastungsrichtung auftretenden Brüche als Zugrisse gedeutet werden.
5. Findet man hingegen an den Grenzflächen Einregelungen der Bodenpartikel, so müssen die auftretenden Risse als Scherrisse bezeichnet werden.

Literaturverzeichnis

- FUCHS, E. (1974): Baugrund und Bodenmechanik. - VEB Verlag für Bauwesen Berlin.
- HARTGE, K.H. und R. HORN (1977): Spannungen und Spannungsverteilungen als Entstehungsbedingungen von Aggregaten. - Mittteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 25, 23-33.
- KEZDI, A. (1969): Handbuch der Bodenmechanik, Bd. 2 - VEB Verlag f. Bauwesen Berlin.

- RID, H. (1962): Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Bodenstruktur. - Landw. Forschung 15, 105-117.
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey.
- SOANE, B.D. (1970): The effect of traffic and implements on soil compaction.- Cultivations 2/1 - 2/11.
- SÖHNE, W. (1951): Das mechanische Verhalten des Ackerbodens bei Belastungen unter rollenden Rädern sowie bei der Bodenbearbeitung. - Grundl. Landtechnik 2, 87-94.
- SÖHNE, W. (1952): Die Verformbarkeit des Ackerbodens. - Grdlgn. d. Landtechnik 3, 51-59.

Stabilisierung von Tonaggregaten mit
verschiedenen Ca-Verbindungen.

von

Bohne, H.⁺, H. Graf von Reichenbach⁺,
K.H. Hartge⁺ und R. Tippkötter⁺

Die Stabilisierung der Bodenstruktur durch Kalkung ist vielfach untersucht worden. Hierbei zeigt sich, daß zur Erfassung der Kalkwirkung empirische Verfahren wie z. B. Sackungsmessungen häufig geeigneter sind als Messung der physikalischen Stabilitätsparameter c und φ (Kohäsion und Winkel der inneren Reibung).

Im folgenden soll über Sackungsmessungen an Aggregatpackungen berichtet werden, die mit verschiedenen Ca-haltigen Zusätzen versetzt worden waren. Die Art der Zusätze wurde so gewählt, daß Rückschlüsse auf die möglichen Mechanismen der Kalkwirkung, nämlich:

- a) Erhöhung der Ionenkonzentration in der Bodenlösung
 - b) Ca-Sättigung der Austauschere
 - c) Verklebung der Aggregate durch neu gebildetes CaCO_3
 - d) Neubildung anderer Mineralphasen
 - e) Einfluß auf die Wasserbindung
- möglich sein sollten.

Die Sackungsmessungen wurden durch mikromorphologische Untersuchungen an Dünnschliffen der Aggregate ergänzt.

Material und Methode

Feldfrische Proben aus einem Pseudogley-Pelosol aus Lias-Ton wurden in gestaffelten Mengen von CaO , CaCl_2 , CaSO_4 und Zement versetzt. Die Zusätze wurden so dosiert, daß in den einzelnen Stufen

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

jeweils gleiche Ca-Mengen in Höhe von 2,5 - 5 - 10 - 20 - und 30 g Ca/250 g Boden zugeführt wurden. Als Vergleich diente eine Probe ohne Zusatz. Die Mischungen aus Boden und Zusatz wurden in einen Meßzylinder gefüllt und aus Füllgewicht, Füllvolumen und Wassergehalt die Lagerungsdichte berechnet. Durch Aufstoßen des Zylinders mit konstanter Schlagzahl und Schlagintensität wurde eine erste Sackung bewirkt. Als Maß für den Stabilisierungseffekt der Zusätze diente die auf die Anfangslagerungsdichte bezogene Veränderung der Lagerungsdichte.

Anschließend wurde das Material 35mal mit je 100 ml destilliertem Wasser ausgewaschen und nach Einstellung der Wassergehalte auf eine Wasserspannung von 300 cm WS einer zweiten Sackung unterworfen.

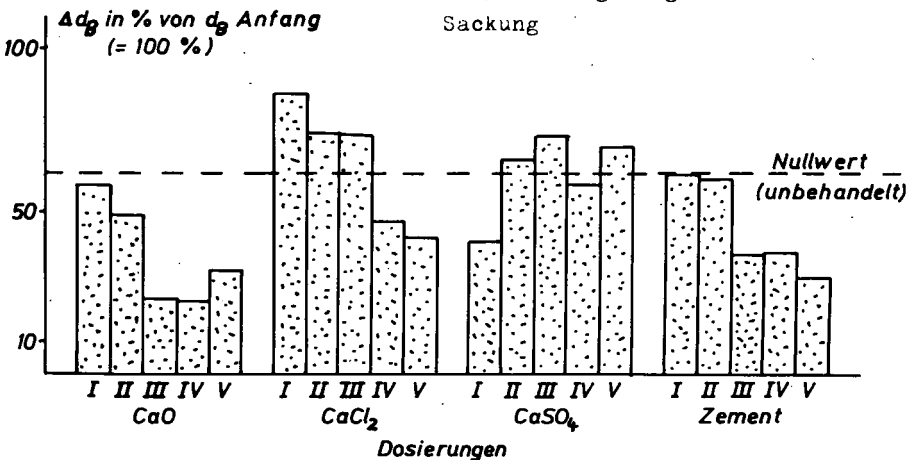
Nach Abschluß der Sackungsversuche wurden Aggregate aus den Versuchsgliedern mit den höchsten Ca-Gaben in Vestopal 160 eingebettet und Dünnschliffe für die mikromorphologischen Untersuchungen hergestellt.

Ergebnisse der Stabilitätsmessungen

Bei der ersten Sackung bewirkten alle Zusätze eine wenn auch im Ausmaß unterschiedliche Stabilisierung (Abb. 1) Bei dem nach

Abb. 1 2. Sackung (nach der Durchwaschung)

Veränderung der Lagerungsdichte infolge der Sackung ausgedrückt in % der Lagerungsdichte vor der Sackung



Auswaschung vorgenommenen zweiten Sackungsversuch bleibt der durch CaO und Zement hervorgerufene Stabilisierungseffekt bei fast allen Dosierungen erhalten. CaCl_2 wirkt nur bei den höchsten Dosierungen nach, während die Stabilisierung durch CaSO_4 aufgehoben scheint.

Ergänzend sei erwähnt, daß nach Abschluß der zweiten Sackung durchgeführte Schermessungen keine positive Wirkung der Zusätze erkennen ließen.

Ergebnisse der mikromorphologischen Untersuchungen

In den Dünnschliffen der Probe ohne Zusatz ist eine Einregelung des Feinmaterials innerhalb der Matrix zu beobachten, die auf Schervorgänge während der vorausgegangenen Sackungsversuche zurückgeführt wird. Größere Calcitkonkretionen sowie kleine Calcitkristalle treten in gleichmäßiger Verteilung auf. Die Carbonatbestimmung nach Scheibler ergab einen CaCO_3 -Gehalt von 0,5 %. Rückstände des CaCl_2 -Zusatzes waren nach der Auswaschung erwartungsgemäß in den Dünnschliffen nicht mehr festzustellen. Die CaCl_2 -Probe unterscheidet sich jedoch von der unbehandelten Probe durch eine stärkere Aggregierung innerhalb der Tonanteile. Es treten sowohl rundliche als auch langgestreckte Tonanreicherungs zonen auf.

Nach Zusatz von CaSO_4 , Zement und CaO zeigen sich deutliche und spezifische Veränderungen gegenüber der Nullprobe (Abb. 2a - d). In Abb. 2a ist das CaSO_4 in Form von isolierten länglichen Teilchen zu erkennen, die überwiegend in den Hohlräumen angeordnet sind. Teilweise sind die Gipskörner - wahrscheinlich als Folge der Schervorgänge - in die Matrix eingearbeitet. Auch die nicht immer zusammenhängenden Knetcutane aus Ton am Rand mancher Gips teilchen können als Ergebnis des Scherens gedeutet werden. Abb. 2b zeigt Aggregate der mit Zement behandelten Probe. Zementleim gilt als submikroskopisch, hebt sich jedoch im Phasen- oder Interferenzkontrast durch eine etwas dunklere Farbe vom Einbettungsmedium ab. Auch lassen sich Zuschlagstoffe des Zements mikroskopisch erkennen. Zementleim ist stets von einem hellen Saum umgeben, der in der Literatur (Obenauer, 1965), teils als Kalkhydrat angesprochen wird, teils jedoch auch als Haloeffekt gedeutet wird. Der Zementleim bildet Brücken zwischen Mikroaggregaten, er dringt in Poren ein und bildet dort Menisken

aus (s. Abb. 2b). Er kann aber in der Probe auch isoliert vorkommen oder in die Matrix eindringen (in der vorliegenden Abbildung nicht zu sehen).

Die nach Zusatz von CaO an den Aggregaten auftretenden Veränderungen sind in den Abb. 2c und d dargestellt und deuten auf eine Mineralumwandlung von CaO zu Calcit hin. Die Zwischenstufe Ca(OH)_2 ist in den Abbildungen nicht zu erkennen. Als eine Stufe der Mineralumwandlung ist die in Abb. 2c erkennbare Bildung länglicher, bartartig angeordneter Teilchen anzusehen. Diese Whiskerbildung tritt stets zwischen zwei Calcitkrusten sowohl an Aggregatoberflächen als auch in Hohlräumen auf. In der Literatur (Klockmann, 1978) werden ähnliche Bildungen als Trihydrocalcit (Lublinit) beschrieben. Der Lublinit soll sehr leicht sein Wasser verlieren und in Calcit übergehen. Eine weitere Vorstufe des Calcits ist der feinkörnige, grauweiße Monohydrocalcit, mit dem möglicherweise die in Abb. 2d erkennbare graue Kruste am Aggregatrand identisch ist. Diese Phase wird als Spaltenfüllung oder als Inkrustierung an Aggregatoberflächen ange-troffen. In den Außenrändern der Aggregate dehydratisiert dieses Mineral offenbar und geht in Calcit über (helle äußere Kruste am Aggregatrand in Abb. 2d).

Zusammenfassung

In Sackungsversuchen wurde die Wirkung gestaffelter Zusätze von CaCl_2 , CaSO_4 , Zement und CaO auf die Stabilität von Tonaggregaten untersucht.

Eine nachhaltige, d. h. die Auswaschung der Proben mit destilliertem Wasser überdauernde Stabilisierung wurde durch Zugabe von Zement und CaO sowie bei den höheren Zugaben von CaCl_2 erzielt. Gips erweist sich im Bereich der gewählten Mischungsverhältnisse als inert.

Diese Befunde deuten darauf hin, daß die nachhaltige stabilisierende Wirkung Ca-haltiger Zusätze teils auf eine Umbelegung der Austauscher überwiegend jedoch auf der Bildung neuer Mineralphasen im Boden beruht.

In Dünnschliffen ist erkennbar, daß die Zusätze in den stabilisierten Proben zur Ausbildung von Krusten, Brücken oder die

Oberfläche umgebenden Filmen geführt haben. Für die CaO-behandelte Probe kann die Bildung von Hydrocalcit als Vorstufe von Calcit wahrscheinlich gemacht werden.

Literatur

Klockmann, Lehrbuch der Mineralogie, Enke Verlag, 1978.

Obenauer, R.: Mikroskopie des Mörtels und Betons, in Freund, H. (Hrsg.), Handbuch der Mikroskopie in der Technik. Bd. IV, Teil 3, 1965.

Abbildungen

Abb. 2a - d: Mikroskopische Aufnahmen der mit CaSO_4 , Zement und CaO behandelten Aggregate.

Abb. 2a: Zusatz CaSO_4 , Maßstab 20 mm = 1 mm, Hellfeld.

Abb. 2b: Zusatz Zement, Maßstab 32 mm = 100 μm , Phasenkontrast.

Abb. 2c: Zusatz CaO, Maßstab 38 mm = 100 μm , Interferenzkontrast.

Abb. 2d: Zusatz CaO, Maßstab 16 mm = 100 μm + Nicols

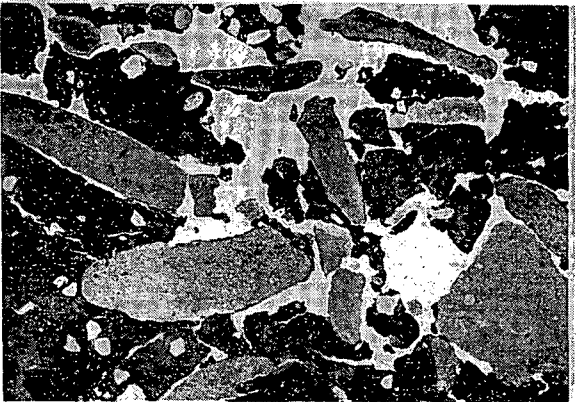


Abb. 2a

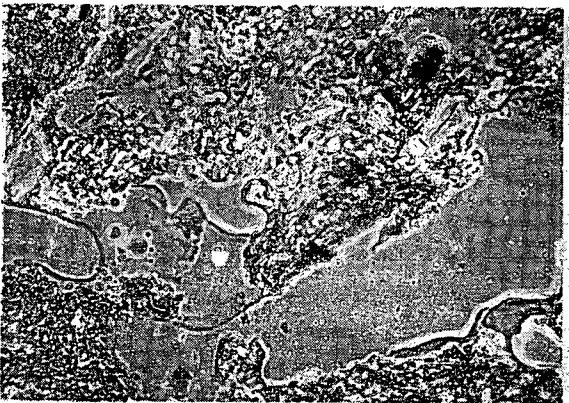


Abb. 2b

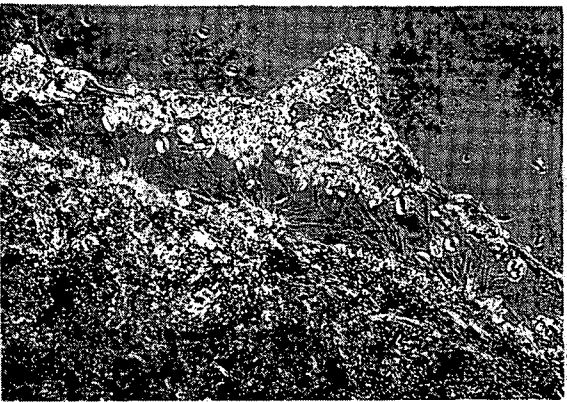


Abb. 2c

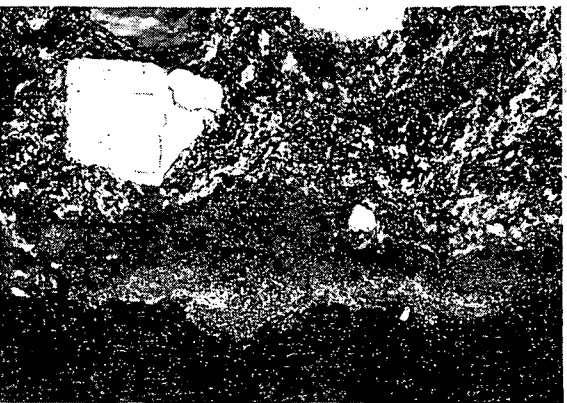


Abb. 2d

Körnungs- und wasserspannungsabhängige Boden-Metall-
Reibung bei Eindringwiderstandsmessungen.

von

Becher, H.H.⁺

Bei Eindringwiderstandsmessungen darf, wie u.a. frühere eigene Untersuchungen zeigten (Becher 1978a,b,c), die Boden-Metall-Reibung zwischen Bodenprobe und Sonde nicht unberücksichtigt bleiben, weil sonst zu hohe Eindringwiderstandswerte erhalten werden. Da im Hinblick auf den Durchmesser von Pflanzenwurzeln Sondenverjüngungen (Becher 1978a) oder Spezialsonden (Barley et al. 1965) zur Verminderung bzw. gesonderten Messung der Reibung während des Eindringens nicht verwendet werden können, wurden zur Erprobung eines anderen Meß- und Auswertungsvorgehens Eindringwiderstandsmessungen mit 1,5 und 2,5 mm-Sonden, jeweils mit und ohne Schaftverjüngung hinter dem 30°-Kegel, durchgeführt.

Hierzu wurden ungestörte Zylinderproben von $\sim 370 \text{ cm}^3$ eines Sand-(5%T, 6%U, 89%S), Schluff-(19%T, 60%U, 21%S) und Ton-(65%T, 11%U, 24%S) -bodens entnommen und stufenweise auf 8 Wasserspannungen zwischen 0 und 600 cmWS eingestellt bei einer durchschnittlichen Einstellzeit von 5 Wochen. Nach jeder je Zylinderprobe, Sondenform und Wasserspannungsstufe einmal vorgenommenen Eindringwiderstandsmessung wurde bei gleicher Sondengeschwindigkeit auch die beim Herausziehen der Sonde auftretende Kraft gemessen. Aus dem dabei auftretenden höchsten Kraftwert bei gleichmäßiger Kraftänderung wurde unter Berücksichtigung des dabei zurückgelegten Weges die Reibungskraft pro Sondenoberflächeneinheit (ohne Berücksichtigung einer Schaftverjüngung) ermittelt und für Sonden und Körnungen getrennt mit der Wasserspannung korreliert.

⁺ Lehrstuhl f. Bodenkunde, Techn. Univ. München, 8050 Freising-Weißenstephan

Dabei zeigte sich, daß die Boden-Metall-Reibung für Sand unabhängig von der Sondenform bei jeder Wasserspannung am geringsten war und fast linear von der Wasserspannung abhing. Für Schluff wurden im wesentlichen quadratische Abhängigkeiten festgestellt mit Maxima zwischen 200 und 400 cmWS, während sich für Ton lineare oder wenig ausgeprägte exponentielle Abhängigkeiten ergaben mit kleineren Reibungswerten bei niedrigen Wasserspannungen als für Schluff. Bei hohen Wasserspannungen wurden für Ton die insgesamt höchsten Reibungswerte ermittelt. Außerdem erzeugten Sonden ohne Verjüngung bzw. größeren Durchmessers stets höhere Reibungswerte als Sonden mit Verjüngung oder kleinen Durchmessers. Alle gefundenen Beziehungen waren zwischen $<0,1\%$ und 5% gesichert. Reibungswerte von $0,1$, $0,27$ oder $0,5 \text{ kp/cm}^2$ wurden selten von Sand, Schluff bzw. Ton überschritten.

Zur Berechnung des tatsächlichen Eindringwiderstandes muß bei Sonden ohne Verjüngung ein mit der Eindringtiefe linear zunehmender Betrag vom Gesamtwert abgezogen werden, bei Sonden mit Verjüngung dagegen ein konstanter Betrag, der sich aus der sehr schmalen Kegelbasis-Kontaktfläche ergibt. Allerdings kann nie ausgeschlossen werden, daß rückquellender oder/und nachfallender Boden nach Passieren des Kegels zu hohe Reibungswerte hervorruft, so daß nur Sonden ohne Verjüngung, besonders im Hinblick auf die Ähnlichkeit zum Pflanzenwurzeldurchmesser, verwendet werden sollten.

Obwohl die Korrektur der Eindringwiderstandswerte noch nicht abgeschlossen ist, kann gesagt werden, daß die Reibung je nach Körnung und Wasserspannung $1-20\%$ des Eindringwiderstandes ausmachen dürfte.

Literatur:

- Barley, K.P., Farrell, D.A., und Greacen, E.L. (1965): The influence of soil strength on the penetration of a loam by plant roots. Austral. J. Soil Res. 3, 69-79.
- Becher, H.H. (1978a): Ein verbessertes Verfahren zur Messung des Eindringwiderstandes. Z.f. Kulturtech. u. Flurber. 19, 138-146
- Becher, H.H. (1978b): Wasserspannungsabhängiger Eindringwiderstand von Modellböden. Z.f. Pfl. ern. u. Bdkd. 141, 621-633.
- Becher, H.H. (1978c): Wasserspannungsabhängiger Eindringwiderstand eines Pelosols. Geoderma 21, 105-118.

Löslichkeit des anorganischen Bodenphosphors und
Phosphatdüngung.

von

Schachtschabel, P.⁺

Bei wiederholter Wasserextraktion von Böden im Verhältnis 1:50 sinkt die P-Löslichkeit. Die Löslichkeitskurven nehmen einen exponentiellen, stufenfreien Verlauf und lassen einen leichter und schwerer löslichen P-Anteil erkennen.

Der gesamte leichter lösliche P-Anteil steht in enger Beziehung zum P-Gehalt der 1. Wasserextraktion, so daß andere Faktoren wie P-Bindungsform, P-Fixierung, pH-Wert und CaCO_3 -Gehalt kaum einen Einfluß auf die Beziehung haben. Im P-Gehalt der 1. Extraktion spiegelt sich daher auch das P-Nachlieferungsvermögen der Böden gut wider.

Die Löslichkeit des schwerer löslichen P-Anteils lag nach 14 bis 25maliger Extraktion im Bereich von 2-7 mg/kg Boden bzw. die Konzentration der Extrakte von 0,04 bis 0,14 mg P/l Lösung.

Die relativ hohen Erträge auf den P_0 -Parzellen von 20jährigen Feldversuchen zeigen, daß bei diesen niedrigen $\text{P}(\text{H}_2\text{O})$ -Werten noch etwa 80 % der Erträge der P-Parzellen erzielt wurden.

Durch eine P-Düngung, die dem Pflanzenentzug entspricht, kann der $\text{P}(\text{H}_2\text{O})$ -Wert (Ergebnisse von Prummel) bzw. $\text{P}(\text{lactat})$ -Wert (Ergebnisse von Munk und in der DDR) eines Bodens und damit sein P-Versorgungsgrad aufrecht erhalten werden. Aufgeschlossene Düngersphosphate werden daher langfristig zu annähernd 100 % ausgenutzt.

Aus neueren deutschen Feldversuchen und im Vergleich mit den Düngerempfehlungen benachbarter Länder geht hervor, daß der P-

⁺Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, 3000 Hannover 21, Herrenhäuserstr. 2

Bereich, bei dem eine Entzugsdüngung zur Erzielung des ökonomischen Höchstsertrags ausreicht und oberhalb dessen die Düngung reduziert werden kann, nach den Empfehlungen der Versuchsstationen in der Bundesrepublik stark überhöht ist, wie z.B. aus folgenden Vergleichen für die P-Entzugsdüngung gefolgert werden kann:

	mg P_2O_5 /100 g Boden
Niederlande	10 - 18 (CAL)
Dänemark	10 - 15 (CAL)
DDR	8 - 15 (DL)
Österreich	13 - 20 (CAL)
Bundesrepublik:	
Beschluß der Fachgruppe für Bodenuntersuchungen 1962	10 - 18 (DL)
Empfehlungen der Versuchsstationen 1979	20 - 35 (DL = CAL)

Die CAL-Werte wurden berechnet für die Niederlande aus den dort früher angewandten AL-Werten und für Dänemark aus der dort angewandten Schwefelsäure-Methode.

Die ökonomische Auswirkung der unterschiedlichen Düngungsempfehlungen kann daraus ersehen werden, daß zur Anhebung der Lactatwerte um 1 mg/100 g Boden im Mittel eine Düngung von ungefähr 100 kg P_2O_5 /ha über den P-Entzug notwendig ist (\approx 100 DM).

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse erfolgt an anderer Stelle.

Phosphatpufferung verschiedener Böden und
ihre Veränderung infolge Phosphatalterung.

von

Keerthisinghe, G. und K. Mengel⁺

Einleitung

Die im Boden vorkommenden Phosphatzustände können in bezug auf die Pflanzenernährung in 3 unterschiedliche Gruppen eingeteilt werden

- 1) Phosphate in der Bodenlösung
- 2) labile Phosphat-Fraktion
- 3) stabile Phosphat-Fraktion

(LARSEN, 1952)

Wie die Pfeile andeuten, besteht zwischen diesen Zuständen eine Gleichgewichtsbeziehung. Da bei der P-Aufnahme die Diffusionsvorgänge eine dominierende Rolle spielen (NYE, 1966), ist für die P-Verfügbarkeit die P-Konzentration der Bodenlösung und die labile P-Fraktion von großer Bedeutung, denn das labile Phosphat puffert die P-Konzentration der Bodenlösung ab. Diese P-Pufferung und ihre Bedeutung für die P-Aufnahme wurden bereits von LARSEN (1967) und HOLFORD (1976) bestätigt.

Im Rahmen unserer Untersuchungen wurden Pufferkurven von verschiedenen Böden erstellt und ihre Veränderung infolge Alterung untersucht.

Material und Methoden

Es wurde ein Inkubationsversuch mit 6 verschiedenen Böden durchgeführt. Die Kenndaten der Böden sind aus der Tab. 1 ersichtlich. Jede Düngungsvariante bestand aus 10 kg Boden, der in einer

⁺ Institut für Pflanzenernährung, 63 Gießen, Südanlage 6

Plastikwanne eingefüllt war und der unter Verdunstungsschutz auf einer Wasserkapazität von 50 % gehalten wurde. Vor Versuchsbeginn wurde dem Boden $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ in Lösung zugemischt und zwar in nachstehenden Mengen:

0, 25, 50, 100, 200, 300, 500 mg P/kg Boden.

Den so inkubierten Böden wurden nach 1 Monat, 6 Monaten und 1 Jahr Proben entnommen und mittels Elektro-Ultra-Filtration, Doppellaktat- und ^{32}P -Methode auf ihre P-Gehalte untersucht. Gleichzeitig wurden im Sättigungsextrakt die P-Konzentrationen in der Bodenlösung nach einem modifizierten Verfahren von MAGISTAD et al. (1945) ermittelt. Um die Beziehung zwischen den Pufferkurven und der P-Aufnahme der Pflanze zu ermitteln, wurde mit den gleichen Böden, die ein Jahr inkubiert worden waren, Neubauer-Versuche mit Roggenkeimpflanzen durchgeführt.

Für die Erstellung der Pufferkurven wurden die P-Konzentrationen der Sättigungsextrakte als Intensitätsfaktor (x-Achse) und die ermittelten DL-Werte als Quantitätsfaktor (y-Achse) verwendet. Von den meisten Autoren (RUSSEL et al., 1954; LARSEN u. GUNARY, 1964) wird für die P-Quantitätsgröße zwar das ^{32}P austauschbare Phosphat verwendet, unsere Vorversuche hatten jedoch gezeigt, daß das ^{32}P austauschbare Phosphat hoch signifikant mit dem DL-Phosphat korreliert ($r = 0,99$), und daß zwischen beiden Verfahren bei den von uns verwendeten Böden auch kaum quantitative Unterschiede bestanden.

Ergebnisse

Abb. 1 verdeutlicht, daß die Pufferkurven der einzelnen Böden recht unterschiedlich verlaufen. Hierbei kann man zwischen zwei verschiedenen Kurventypen unterscheiden, nämlich einer Sättigungskurve, wie sie bei den Böden Grüningen A (GA) und C (GC) zu sehen ist, und einer sigmoid geformten Kurve, wie sie bei den Böden Darmstadt (D) und Heide (H) auftritt. Die anderen Böden nehmen Mittelstellungen ein. Es wird angenommen, daß die "Sättigungskurve" auf P-Adsorptionsvorgänge, die sigmoide Kurve auf P-Fällungsreaktionen zurückgeht. Diese Annahme muß jedoch durch weitere Untersuchungen überprüft werden.

Abb. 2 zeigt die "Alterung" der P-Pufferkurve für den Heidesandboden. Die Abflachung der Kurve im Verlauf von 6 bis 12 Monaten weist auf ein großes P-Auflösungsvermögen dieses Bodens hin. Eine ähnliche Tendenz ist auch bei den Böden "Kleinlinden" und Darmstadt zu sehen (Abb. 3 u. 4), wobei die Abflachung der Pufferkurven im Vergleich zu Heideboden geringer ist.

Die P-Alterung des Bodens Grüningen A, die in Abb. 5 dargestellt ist, zeigt eine Abnahme der P-Konzentration der Bodenlösung innerhalb der Inkubationszeit, ebenso "Grüningen C" (Abb. 6), dessen P-Konzentrationen in der Bodenlösung noch wesentlich niedriger sind als die von "Grüningen A".

Die "Alterung" der Pufferkurve für den Basaltverwitterungsboden aus Pohlheim ist aus der Abb. 7 ersichtlich. Der fast unveränderte Kurvenverlauf deutet auf eine stabile Pufferkapazität dieses Bodens hin, d.h. die Phosphatlöslichkeit dieses Bodens hatte sich kaum geändert. Die Ergebnisse der EUF-Untersuchung nach einer einjährigen Inkubationszeit sind in Abb. 8 dargestellt. Die Summe der Fraktionen 1 bis 6, die über die P-Verfügbarkeit wichtige Information geben (NÉMETH, 1976), zeigt die positive Wirkung der Düngergaben bei allen Böden. Grüningen A und C, die eine hohe Pufferkapazität aufweisen, zeigen entsprechend geringere EUF-Werte. Der Boden aus Pohlheim liefert von Anfang an relativ hohe Werte, die auf eine geringere Bindungsfestigkeit hinweisen.

Abb. 9 zeigt die P-Pufferkurven der Böden, wie sie vor Ansetzen des "Neubauer-Versuches" ermittelt wurden; Abb. 10 zeigt die dazugehörigen P-Gehalte der Roggenkeimpflanzen. Es ist ersichtlich, daß die P-Düngung auf allen Böden zu einer beachtlichen Steigerung der P-Gehalte in den Pflanzen führte. Diese Steigerung im P-Gehalt war am geringsten bei den Böden Grüningen A und C, also den Böden mit einer starken Pufferung und dementsprechend

einen geringen Anstieg der P-Konzentration der Bodenlösung infolge Düngung (siehe Abb. 9). Höchste P-Gehalte wurden in den Böden mit mittlerer P-Pufferkapazität erreicht (Darmstadt, Pohlheim), während auf dem Heideboden besonders in den höheren Düngungsstufen die erhöhte P-Konzentration der Bodenlösung die P-Gehalte in der Pflanze nicht mehr anzuheben vermochte.

Diskussion

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die Düngung von wasserlöslichem Phosphat die P-Konzentration der Bodenlösung in den einzelnen Böden sehr unterschiedlich beeinflusste. Bei dem Heidesandboden führte die P-Düngung zu einer ganz beachtlichen Erhöhung der P-Konzentration, bei dem Löß aus Grüningen hatte die Düngung den P-Spiegel der Bodenlösung nur sehr geringfügig erhöht. Das gilt besonders für das dem C-Horizont entnommene Bodenmaterial. Die anderen Böden nehmen hinsichtlich der Erhöhung der P-Konzentration der Bodenlösung infolge Düngung eine mittlere Stellung ein. Interessant ist hierbei, daß der Boden aus Kleinlinden, der dem Boden aus Grüningen entsprechend ebenfalls eine Parabraunerde aus Löß ist, sich vom Grüninger Boden in seiner P-Dynamik deutlich unterscheidet.

Diese unterschiedliche Reaktion der einzelnen Böden auf die P-Düngung entspricht ihrem P-Puffervermögen. Dieses ist umso höher, je weniger, sei es durch P-Düngung oder P-Entzug, die P-Konzentration der Bodenlösung verändert wird. Entsprechend der hier getroffenen Darstellung wird ein hohes P-Puffervermögen durch einen steilen Anstieg der Kurve charakterisiert und umgekehrt.

Bei vollkommenem Gleichgewicht zwischen den einzelnen P-Fractionen eines Bodens sollte sich der Verlauf der Kurve nicht verändern. Derartige Gleichgewichte sind jedoch eher die Ausnahme als die Regel. Die Untersuchungen haben gezeigt, daß sich bei

dem Basaltverwitterungsboden aus Pohlheim die Pufferkurve im Verlaufe eines Jahres nur unwesentlich veränderte (Abb.7). Bei den Böden aus Grüningen (Abb. 5 u. 6) wurde die Pufferkurve im Verlaufe eines Jahres steiler, was auf eine Festlegung von Phosphat hinweist. Den Ausführungen PARFITTs (1978) entsprechend wird angenommen, daß dieses karbonathaltige Bodenmaterial Phosphat adsorbierte, welches dann infolge der hohen Ca-Konzentration in der Bodenlösung zu Apatit altert. Der P-Pufferkurvenverlauf dieser Böden entspricht annähernd einer Langmuir-Gleichung, so daß die P-Adsorption der primäre, die Alterung des Phosphates der sich anschließende Prozeß sein dürfte (PARFITT, 1978). Die Pufferkurven für den Heidesandboden (Bleichhorizont), den Boden Darmstadt und den Boden aus Kleinsindlingen sind schwierig zu interpretieren. Ihnen allen ist gemeinsam, daß die nach einem Monat Inkubationszeit ermittelte Kurve einen exponentiellen Verlauf hat, der eher einer Phosphatfällung als einer Phosphatadsorption entspricht. Im Verlaufe eines Jahres wurden die Kurven flacher, d.h. die Löslichkeit des zugegebenen Phosphates hatte sich erhöht. Daß die P-Konzentration der Bodenlösung eine beachtliche Bedeutung für die P-Aufnahme der Pflanze hat, ist aus Abb. 10 in Zusammenhang mit Abb. 9 ersichtlich. Allerdings wird hierbei auch deutlich, daß neben der P-Konzentration die P-Pufferkapazität eine Bedeutung für die P-Gehalte der Roggenpflanzen hatte. So wurden die höchsten P-Gehalte nicht auf dem Heidesandboden mit der höchsten P-Konzentration erreicht, sondern auf dem Boden Darmstadt und Pohlheim, zwei Böden, die in der höchsten Düngungsstufe neben einer ausreichend hohen P-Konzentration der Bodenlösung auch eine gute P-Pufferung aufwiesen. Dieser Befund bestätigt die Aussagen von OLSEN u. WATANABE (1970) und HOLFORD (1976), daß nämlich die P-Aufnahme der Pflanze von der P-Konzentration der Bodenlösung und vom P-Puffervermögen eines Bodens maßgeblich abhängt.

Literatur

- HOLFORD, I.C.R.: Effects of phosphate buffer capacity of soil on the phosphate requirements of plants.
Plant and Soil 45, 433 - 444 (1976)
- LARSEN, S.: The use of ^{32}P in studies on the uptake of phosphorus by plants.
Plant and Soil 4, 1 - 10 (1952)
- LARSEN, S.: Soil Phosphorus.
Adv. Agron. 19, 151 - 206 (1967)
- LARSEN, S. und D. GUNARY: The determination of labile soil phosphate as influenced by the time of application of labelled phosphate.
Plant and Soil 20, 135 - 142 (1964)
- MAGISTAD, O.C., R.F. REITEMEIER und L.V. WILCOX: Determination of soluble salts in soils.
Soil Sci. 59, 69 - 75 (1945)
- NÉMETH, K.: Die effektive und potentielle Nährstoffverfügbarkeit im Boden und ihre Bestimmung mit Elektro-Ultrafiltration (EUF).
Habilitationsschrift, Justus Liebig-Universität Gießen, Fachbereich 19 (1976)
- NYE, P.H.: The effect of the nutrient intensity and buffering power of a soil and the absorbing power, size and root hairs of a root on nutrient absorption by diffusion.
Plant and Soil 25, 81 - 105 (1966)

OLSEN, S.R. und F.S. WATANABE: Diffusive supply of
phosphorus in relation to soil texture
variations.

Soil Sci. 110, 318 - 327 (1970)

PARFITT, R.L.: Anion adsorption by soil and soil materials.

Adv. Agron. 30, 1 - 50 (1978)

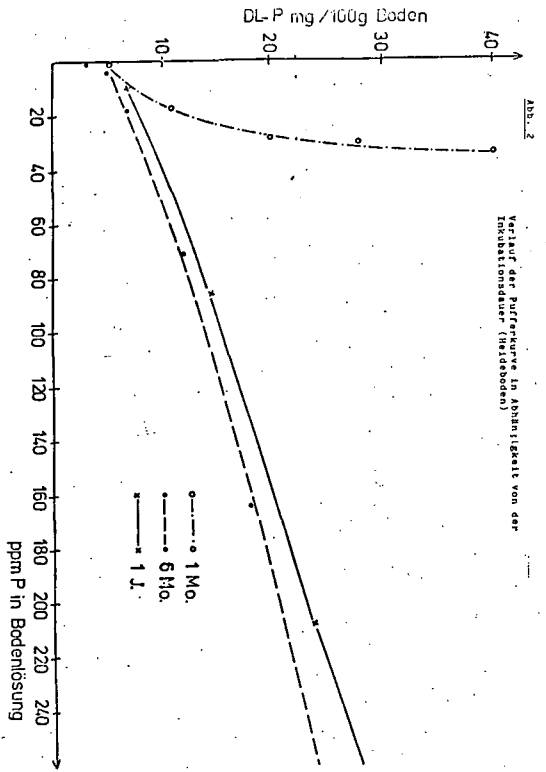
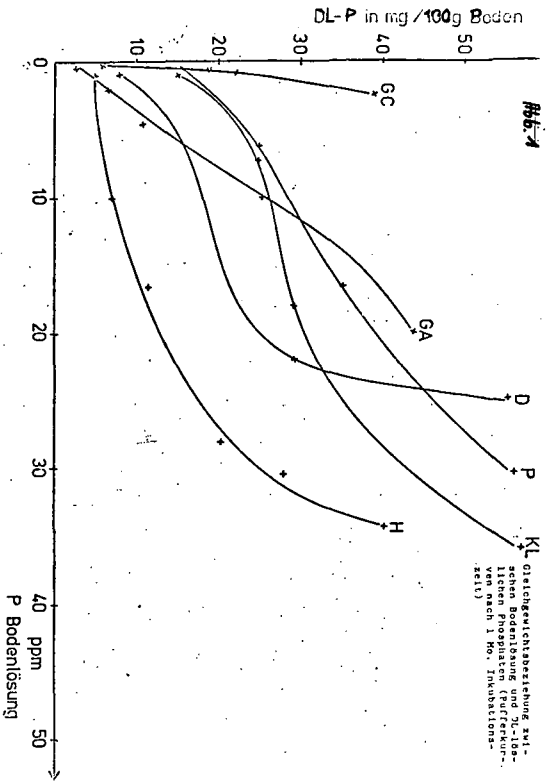
RUSSEL, R.S., J.B. RICKSON und S.N. ADAMS: Isotopic equilibria
in the assessment of fertility by tracer
methods.

J. of Soil Sci. 5, 85 - 105 (1954)

Tab. 1: Charakterisierung der Versuchsböden

Herkunft	Bodentyp	Ausgangsmaterial	Ton %	pH	% CaCO ₃	P-Gehalt (DL) mg P/100 g Boden
Lüneburger Heide	Podsol (Bleichhorizont)	Diluvialer Sand	4,2	3,2	-	1,14
Kleinlinden	Parabraunerde	Löß	22,1	5,3	-	1,10
Grünungen A Hor.	Parabraunerde	Löß	23,6	7,0	4,6	3,03
Grünungen C Hor.	Parabraunerde	Löß	23,8	7,0	12,4	1,52
Pohlheim	Braunerde	Basalt	24,5	5,1	-	7,10
Darmstadt	(Bodengemisch)		26,8	4,7	-	0,62

- Abb. 1 Gleichgewichtsbeziehung zwischen Bodenlösung und DL-löslichen Phosphaten (Pufferkurven nach 1 Mo. Inkubationszeit)
- Abb. 2 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Heideboden)
- Abb. 3 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Kleinlinden)
- Abb. 4 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Darmstadt)
- Abb. 5 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Grüningen A)
- Abb. 6 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Grüningen C)
- Abb. 7 Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Pohlheim)
- Abb. 8 EUF extrahierbares Phosphat. Die Ordinate zeigt die Summe der EUF-Fraktionen 1-6, die x-Achse die zugegebenen Düngermengen
- Abb. 9 Pufferkurven der einzelnen Böden vor Beginn des Neubauer-Versuches
- Abb.10 P-Gehalte der Roggenpflanzen des Neubauer-Versuches in Abhängigkeit von den P-Düngermengen bei den einzelnen Böden



Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Heldboden)

Abb. 3

Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Kirsilinden)

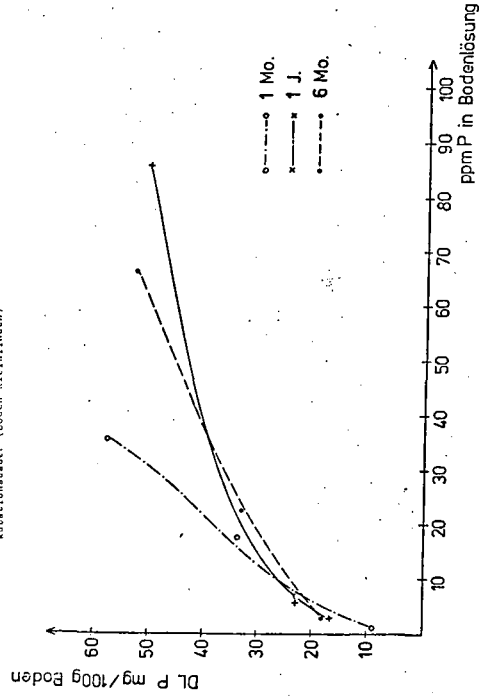


Abb. 4

Verlauf der Pufferkurve in Abhängigkeit von der Inkubationsdauer (Boden Darstadt)

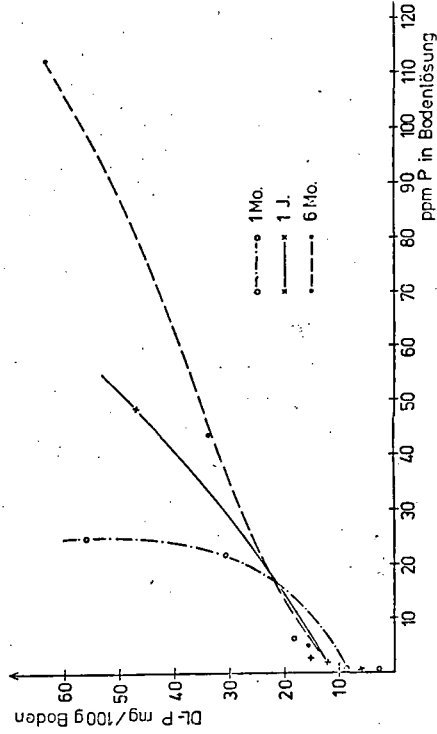


Abb. 5

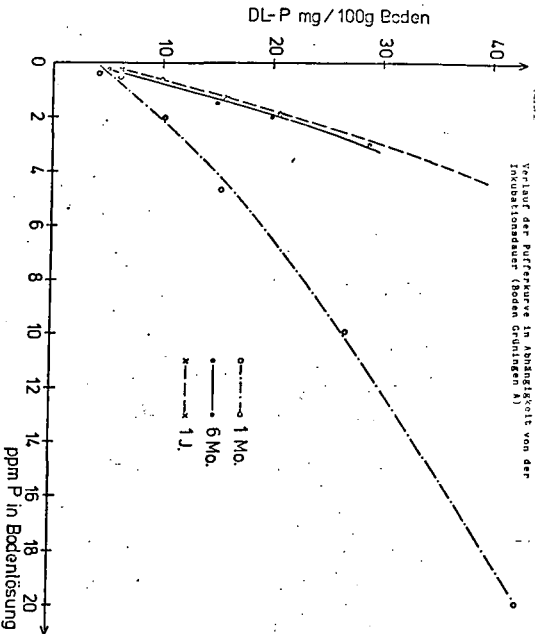


Abb. 6

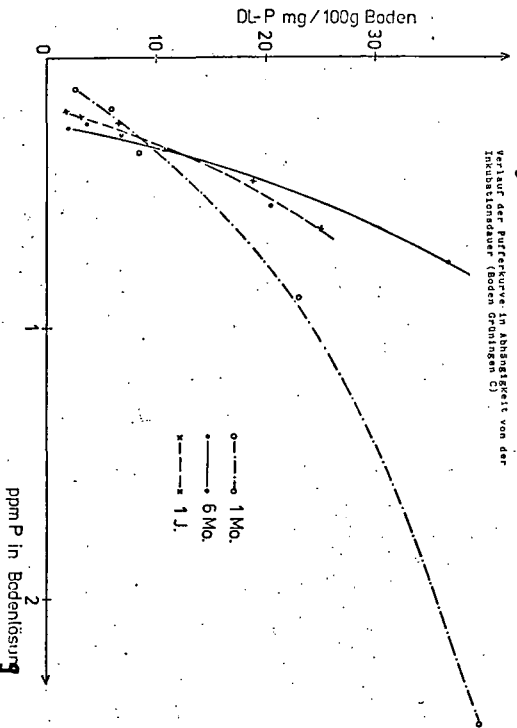


Abb. 1

Verlauf der Pufferkapazität in Abhängigkeit von der
Inkubationsdauer (Boden Pohlitzsch)

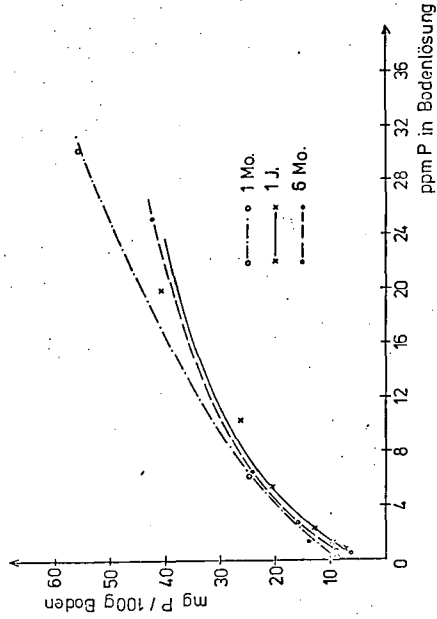
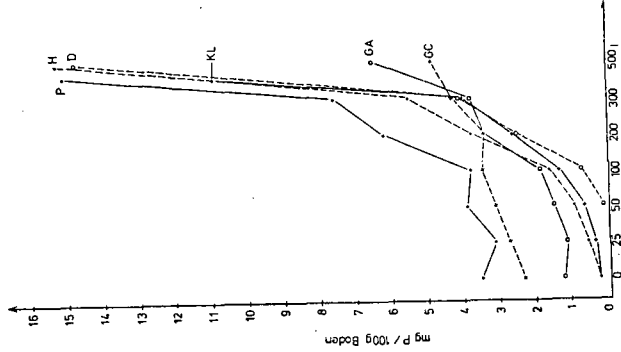
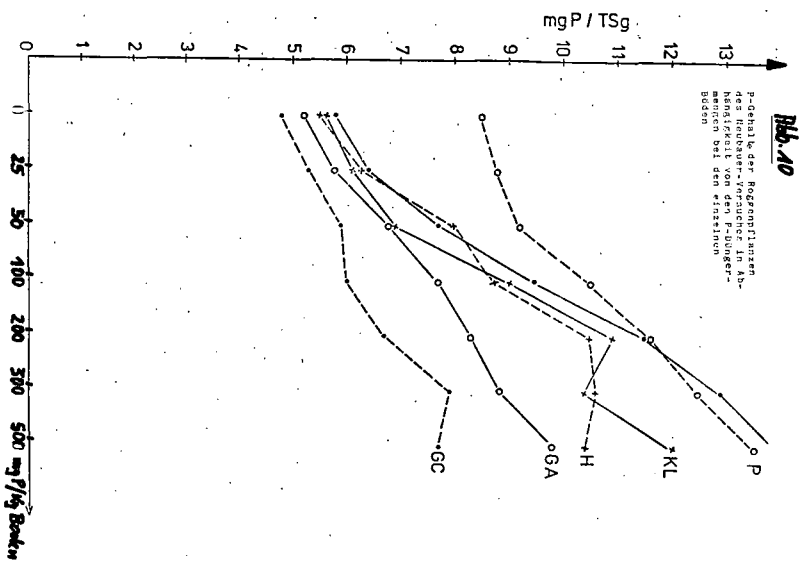
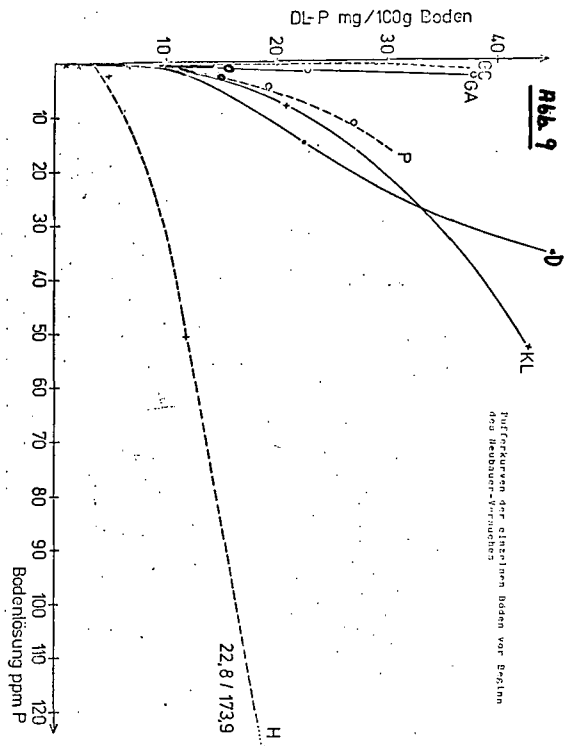


Abb. 2
EUF extrahierbarer Phosphat- bis-Ordnate
seiner Pufferkapazität in Abhängigkeit von
die danach die zugegebenen Puffermengen





P-Austräge aus unterschiedlich genutzten Land-
schaften des Bodensee-Einzugsgebietes

von
Hauffe, H.-K.⁺

Die derzeitigen P-Zufuhren des Bodensees (Trinkwasserspeicher) sind überwiegend siedlungsbedingt. Durch verstärkte Klärung (+P-Fällung) wird jedoch die Ermittlung von landnutzungsbedingten P-Zufuhren relativ wichtiger.

Die Austräge von Einzugsgebieten (Abb.1) im östlichen Bodenseegebiet (Untere-/Obere Argen) übersteigen die von Einzugsgebieten im Westen (Stockacher Aach), z.T. beträchtlich (13,17,18). Dies ist auf Standortsunterschiede (stärkeres Relief, höhere Niederschläge und tiefer entkalkte Böden in den östlichen Gebieten) und methodische Unterschiede zurückzuführen. So wurde gegenüber einer kontinuierlichen Probenahme in den Landschaften der Stockacher Aach der Probenahmezeitpunkt in den östlichen Gebieten nach "Niederschlags-" und z.T. auch "Düngungsereignissen" ausgerichtet, zudem wurden die Jahres-P-Frachten dort aus täglichen rekonstruierten P-Konzentrationen berechnet. Auch die Austräge von waldbenutzten Landschaften des westlichen Bodenseegebietes sind geringer als die von im Osten gelegenen Landschaften, selbst wenn dort eine Überhöhung durch Unterbewertung der Einzugsgebiete berücksichtigt wird. Gegenüber Waldnutzung sind die Austräge bei landwirtschaftlicher Nutzung höher (z.T. erheblich 12,13,14,17,18), besonders die an gelöstem P. Das deutet auf P aus Hofabflüssen (12,13) sowie auf häufige und/oder starke Düngung (überwiegend als Gülle) dräniertes Böden in den Einzugsgebieten der Unteren-/Oberen Argen (14,17,18) hin.

Die Düngung mit Gülle-P in diesen Landschaften bewirkt erhöhte Austräge mit dem Dränwasser und Vorfluter. Diese steigen -zumindest kurz nach der Begüllung- mit zunehmendem Abfluß (Schneesmelze Abb.2, Niederschläge Abb.3) und gleichzeitig steigender P-Konzentration; das gilt auch für partikuläres P. Gegenüber den jährlichen P-Zufuhren sind jedoch die jährlichen P-Austräge auch dieser gedränten Landschaften gering.

⁺Institut für Bodenkunde u. Standortslehre, 7000 Stuttgart 70
Postfach 106

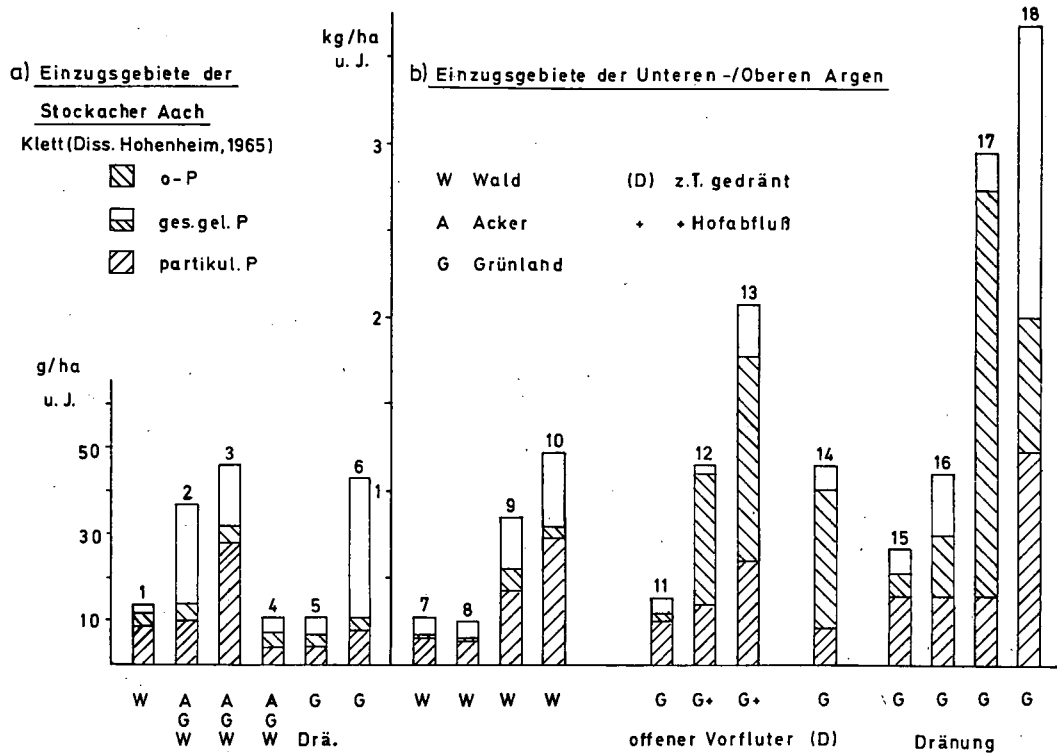


Abb. 1: P-Austrag von Landschaften im Einzugsgebiet der Stockacher Aach- und Unteren-/Oberen Argen

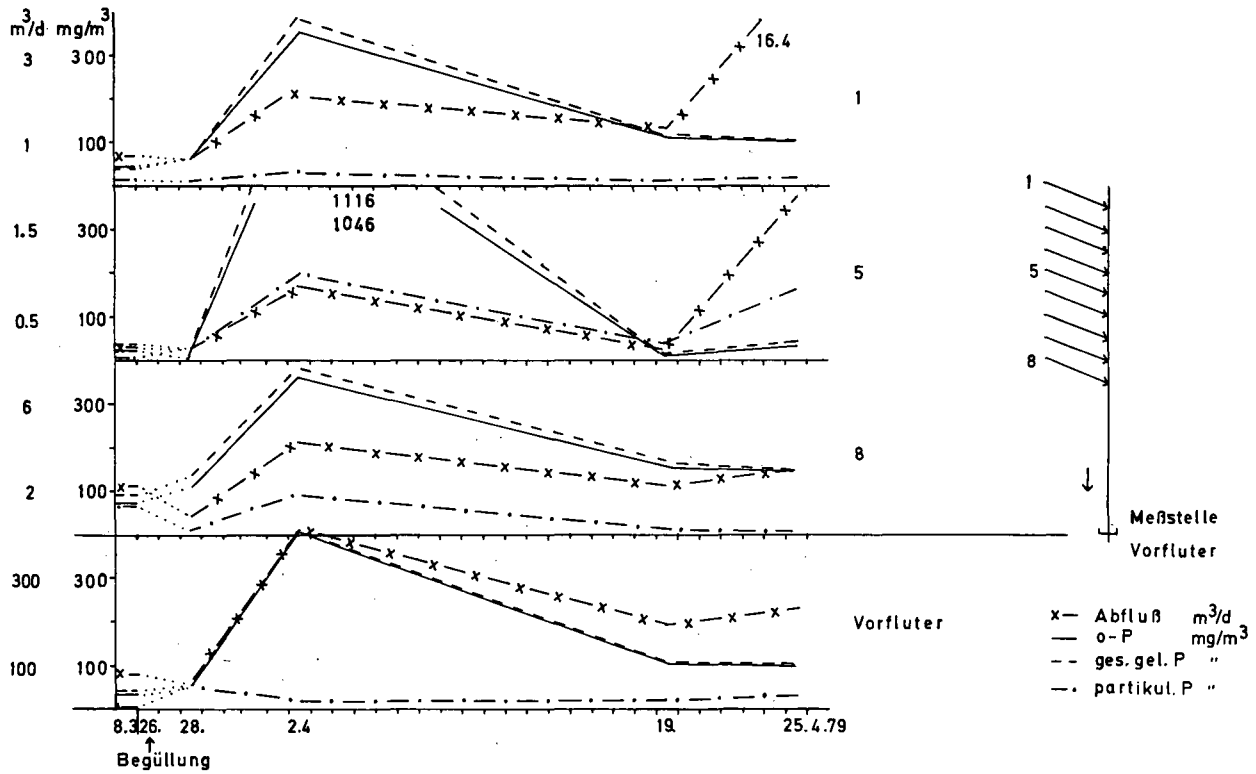


Abb.2: Abfluß und P-Konzentration im Dränwasser bzw. Vorfluter nach Begüßung und gleichzeitiger Schneeschmelze (Landschaft 14)

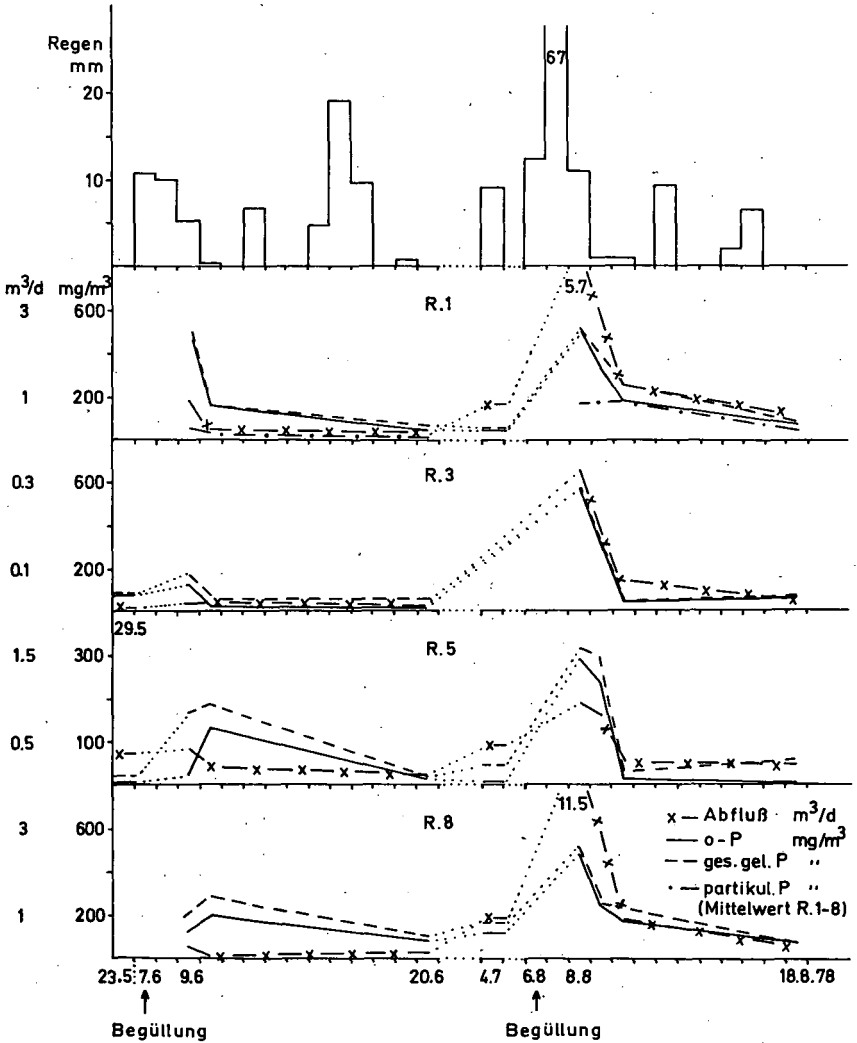


Abb. 3: Abfluß und P-Konzentration im Dränwasser nach Begütlung und unterschiedlich starken Niederschlägen (Landschaft 14)

Anorganische P-Formen von Unterwasserböden eines Weichwasserflusses

von
Günther Schaller⁺

Unterwasserböden der Schwarzach im Oberpfälzer Wald, deren Einzugsgebiet geologisch einheitlich aus Granit und Gneis aufgebaut ist, wurden auf ihre anorganischen P-Formen untersucht.

Die Summe der anorganischen P-Formen der untersuchten Proben entspricht dem oxalatlöslichen P (P_o). Da der Gehalt an P_{org} konstant ist, erfolgt die Bindung von zugeführtem P in anorganischer Form. Die Fraktionierung nach Chang und Jackson (1958) ergab Werte, die nicht interpretiert werden konnten.

Böden mit einem Fe_o/P_o -Molverhältnis > 2 haben eine Konzentration der Gleichgewichtsbodenlösung ($P_{1,0}$), die im Bereich der P-Konzentration des Flußwassers liegt.

Bei einem $^{Mol-}$ Verhältnis von ≤ 2 liegt $P_{1,0}$ überhalb dieses Bereichs. Diese Proben enthalten auch Vivianit.

Böden mit einem hohen Gehalt an Fe_o sind bei P-Zufuhr wesentlich stärker gegen eine Erhöhung des $P_{1,0}$ gepuffert als diejenigen mit niedrigem Fe_o .

Literatur:

Chang, S.C. and M.L. Jackson (1958). Soil phosphorus fractions in some representative soils. J. Soil Sci. 9, 109-119.

⁺Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München-Weihenstephan, 8050 Freising 12

Phosphorstatus subhydrischer Böden Berliner Gewässer

von

H.-P. Blume, R. Lăcătușu und E. Szymanski-Bucarey⁺

Phosphat beeinflusst in besonderem Maße die Trophie eines Gewässers. Berliner Gewässer sind einerseits Verkehrsstraßen und Abwasserbecken, andererseits Landschaftsschutzgebiete, Erholungsräume sowie Sickerbecken der Grundwassererneuerung. Unterwasserböden wirken als Puffer, in denen dem Gewässer zugeführte Stoffe und so auch Phosphat gebunden werden, aus denen sie unter bestimmten Bedingungen aber auch wieder entbunden werden können. Im folgenden soll über den P-Status subhydrischer Böden des hypertrophierten Tegeler Sees nebst dessen

Zuflüssen, des stärker eutrophierten Heiligensees und des kaum eutrophierten Pechsees in Berlin berichtet werden. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse, an deren Erstellung mit Förderung des BMI auch BORNKAMM, KEMPF, TILZER und deren Mitarbeiter beteiligt waren sowie der Methodik ist BLUME u.a. (1979) sowie SZYMANSKI-BUCAREY u. SIEBOLD (1978) zu entnehmen.

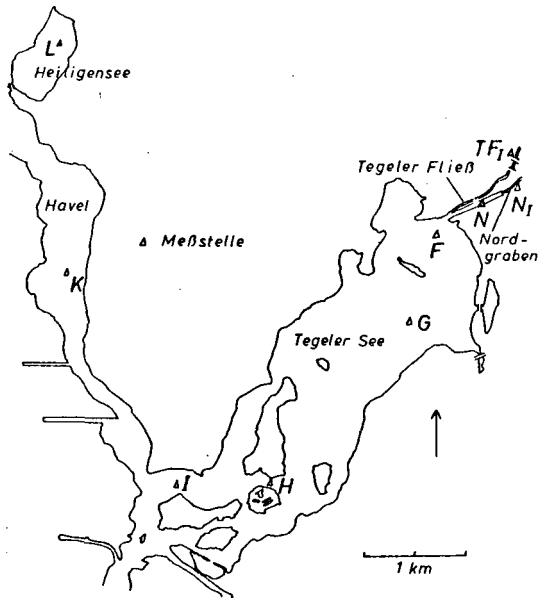


Abb.1: Gewässer im Nordwesten Berlins mit Lage der Meßstellen (Pechsee weiter südl. im Grumewald)

⁺ Institut f. Ökologie, Englerallee 19/21, 1000 Berlin 33

Die Lage der Meßstellen ist Abb. 1 zu entnehmen.

Tegeler See (408 ha, 8 m mittl. Tiefe) und Heiligensee (32 ha, 5 m) sind im Urstromtal gelegene Flußseen (Havel); der Pechsee (1 ha, 1 m) befindet sich inmitten des Grunewald-Kames in einer tief eingeschnittenen Schmelzwasserrinne. Die Seen stellen jungpleistozäne Toteisformen dar; in den Flußseen wurde bis zum Aleröd Characeen-durchsetzter Seesand akkumuliert (Datierung über Laacher Tuff (PACHUR und HABERLAND, 1977)); anschließend entwickelten sich im Profundal (olivfarbene) Gytjtjen (Mudden), und zwar in größerer Wassertiefe kalkreiche Formen (s. Abb. 2 L und STAUDACHER, 1977).

In jüngerer Zeit hat Abwasserzufuhr zu stark erhöhten Nährstoffkonzentrationen insbesondere des Tegeler Sees geführt (Tab. 1).

Tab. 1: Ionenkonzentration Berliner Gewässer
(Mittelwerte verschiedener Wassertiefen und Termine 1975/76)
(P u. P-Fraktionen nur 1 Termin)

	B	Cl	mg/l			% v. P _t					
			HCO ₃	N	P _t	>0.4 µ	Mono-	Di-	Tri-	Meta-	org.
N	0.5	96	350	11	2.7	8.9	88	0.7	0.2	0.3	1.8
F	0.3	69	260	5.8	1.5						
G	0.4	71	280	6.3	2.2	2.0	95	1.2	0.3	0.2	1.6
H	0.2	57	230	3.5	1.1						
I	0.2	49	210	2.3	0.7						
K	0.1	37	180	0.8	0.1						
L	0.1	37	160	1.4	0.2						
P	0.1	17	7	0.1	0.2						

Hierdurch bildeten sich unter reduzierenden Verhältnissen über den Gytjtjen (schwarze) Sapropelle, im Heiligensee erst einige cm (Abb. 2 L), im Tegeler See z.T. mehrere dm (Abb. 2 F).

Im Grenzbereich zum Pelagial wurde Muschelschill (Seeschill) akkumuliert (s. H in Tab. 2 u. FRANKE, 1973). Der an seinen Rändern vermoorte Pechsee besitzt ein Dy (Feindetritusmudde) am Gewässergrund (P in Tab. 2).

Die P-Gehalte (wasserfreier) sandreicher Gytjtjen (Sandmudde) betragen 0,5-1 ‰, diejenigen silt- und kalkreicher Gytjtjen (Kalkmudde) 2-3 ‰ (BLUME u.a., 1979).

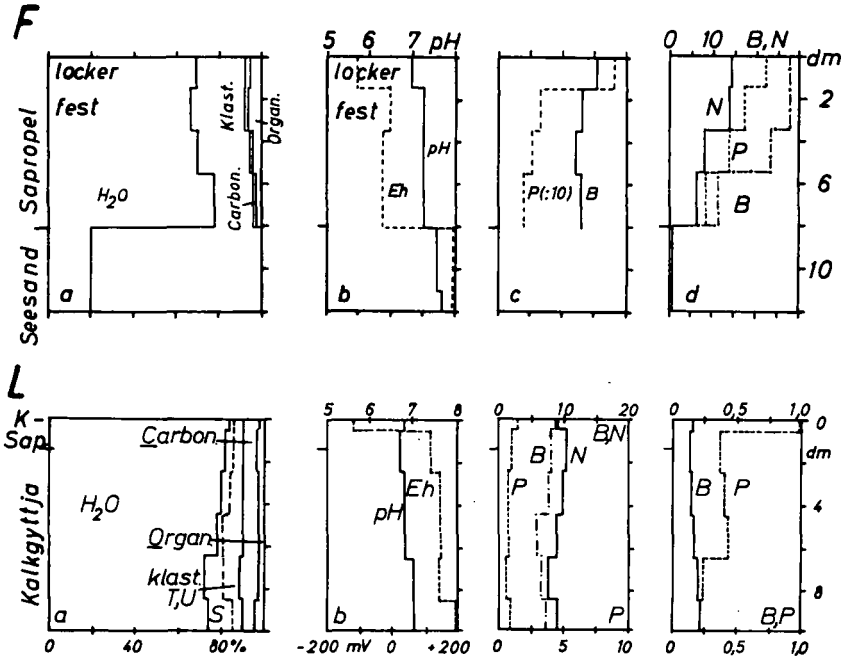


Abb. 2: Eigenschaften der Sedimente des Tegeler Sees und des Heiligensees.
 a: Poren- und Substanzvolumen mit Anteil an Carbonaten, Silicaten u. org. Substanz;
 b: pH und Eh des Porenwassers;
 c: P, N (in mg/g) u. B (in μ g/g) der trockenen Sedimente;
 d: B u. P des Porenwassers in mg/l.

Näher untersucht wurden die oberen 10 cm verschiedener Unterwasserböden (Tab. 2). Deren P-Gehalte betragen 0.8 bis 19 mg/g (s. Gesamt-P in Tab. 3).

Tab. 2: Eigenschaften subhydrischer Böden Berliner Gewässer
(Probenahme der oberen 10 cm am 26.5.1975, P am 19.6.1975,
Lage s. Abb. 1 Fe_o, Al_o, Mn_o = oxalatlösli.)

	m Tiefe	pH	mS Eh	mg/l H ₂ O-P	% T.S.	i.% org.S.	T.S. Kalk	i. ^o /oo Fe _o	T.S. Al _o	Mn _o
N (Sapropel)	2	6.8	-230	38	19	26	6.5	37	3	2
F (Sapropel)	2	6.9	-220	23	34	16	7.8	13	1	0.2
G (Kalksap.)	16	7.7	-60	6.7	15	20	29	27	2	3
H (Seeschill)	2	7.4	-170	2.1	23	12	62	6	1	0.3
I (Kalksap.)	6	7.3	-110	2.0	19	21	35	27	1	1
K (Sapropel)	4	7.0	-180	0.2	14	23	11	56	2	2
L (Kalksap.)	8	6.8	-30	3.0	14	17	42	6	1	1
P (Dy)	2	6.2	-140	0.3	4.3	67	0.4	3	1	0.4

Körnung der silikat. Feinerde (%) und Minerale des Ton

	S	U	T	Kaol.	Ill.	Smec.	Chlo.	Wechs.
N (Nordhafen)	16	69	15	++	++++	+	++	(+)
G (Tegeler See)	10	57	33	++	+++	+	++	+
L (Heiligensee)	12	58	30	++	++++	++		+
P (Pechsee)	59	34	7	++	++++		+	(+)

++++ >50 %, +++ 25-50, ++ 10-25, + 5-10, (+) <5 %

Tab. 3: Phosphatfraktionierung nach CHANG und JACKSON
(Angaben in mg/g Trockensubstanz)

1) Korrektur n. WILLIAMS u.a. (1971)

	nNH ₄ Cl (Aust.-P)	o.5nNH ₄ F (Al-P) ¹⁾	o.1nNaOH (Fe-P) ¹⁾	o.5nH ₂ SO ₄ (Ca-P)	Dith. citrat (okkl.-P)
N	o.12	1.97	11.95	4.39	o.16
F	o.o4	o.31	o.17	o.94	o.o7
G	o.o4	o.15	2.61	3.2o	o.25
H	o.o3	o.o3	o.o2	o.58	o.o1
I	o.o3	o.1o	o.4o	2.77	o.2o
K	o.o3	o.58	3.94	2.96	o.13
L	o.o5	o.o9	o.o3	1.31	o.o9
P	o.o1	o.28	1.52	o.o4	o.o1

	o.5nNH ₄ F (Al _{II} -P)	o.1nNaOH (Fe _{II} -P)	Rest - (silic.-P)	Veraschen (org.-P)	Gesamt-P
N	o.o1	o.o2	o.o9	o.o2	18.71
F	o.o1	o.o1	o.o3	o.o2	1.62
G	o.o1	o.o2	o.o7	o.o1	6.36
H	o.o0	o.o2	o.o3	o.o6	o.79
I	o.o1	o.o2	o.o4	o.o2	3.59
K	o.o1	o.o2	o.o6	o.o4	7.77
L	o.o1	o.o2	o.o5	o.o0	1.65
P	o.o1	o.o3	o.15	o.o0	2.o5

Zur Klärung der P-Bindungsformen wurden Proben der oberen 10 cm der Böden fraktioniert (CHANG und JACKSON, 1957), und zwar mit Korrektur über Parallelansatz (m. P-Zusatz) wegen Fällung von Fluorapatit bei der NH₄F-Extraktion (WILLIAMS, 1971). Die Ergebnisse (Tab. 3) lassen erkennen, daß relativ viel P mit NaOH und/oder H₂SO₄ extrahierbar war. Da bei der NH₄F-Extraktion bereits etwas Ca-P gelöst werden kann (KURMIES, 1972), könnte die H₂SO₄-Fraktion höher als angegeben sein. Der Einsatz eines Reduktionsmittels und nachfolgende Laugeextraktion (womit in konkretonsreichen und lateritischen Böden viel P in Lösung geht)

erbrachten nur noch wenig P. Außerdem wurde nach verschiedenen Methoden das org(anisch gebundene) P zu erfassen versucht (Tab. 3 in BLUME u.a., 1979). Es ist davon auszugehen, daß bei Anwendung des Trennungsganges nach CHANG und JACKSON (1957) org. P bei der NH_4F - und der NaOH -Extraktion mit in Lösung geht. Daher wurde org. P (n. MEHTA u.a., 1954) von der Summe des mit Fluorid und Lauge Extrahierbaren subtrahiert, womit sich (bei aller Problematik unzureichender Selektivität der Extraktionsmittel) eine grobe Vorstellung der vorliegenden Bindungsformen ergibt (Tab. 4).

Tab. 4: Mögliche Phosphat-Bindungsformen jüngster Sedimente Berliner Gewässer (Fraktionierung n. CHANG und JACKSON,

a) mg/g T.S.		aust.	org.	Al+Fe	Ca	Sil.	Σ	Ges.
Tegel Hafen	N	0.12	0.43	13.8	4.39	0.09	18.7	19.0
Tegel See	F	0.04	0.22	0.37	0.94	0.03	1.6	1.6
	G	0.04	0.50	2.55	3.20	0.07	6.4	6.7
	H	0.03	0.24	0	0.58	0.03	0.88	0.79
	I	0.03	0.26	0.48	2.77	0.04	3.6	3.6
Havel	K	0.03	0.41	4.31	2.96	0.06	7.8	7.8
Heiligensee	L	0.05	0.26	0	1.31	0.05	1.7	1.8
Pechsee	P	0.01	0.68	1.17	0.04	0.15	2.1	1.9

b) i. % der Fraktionssumme

N (Sapropel)	0.6	2.3	74	23	0.5
F (Sapropel)	2.5	14	23	59	1.9
G (Kalksap.)	0.6	7.8	40	50	1.1
H (Seeschill)	3.4	27	0	66	3.4
I (Sapropel)	0.8	7.2	13	77	1.1
K (Sapropel)	0.4	5.3	55	38	0.8
L (Kalksap.)	3.0	16	0	78	3.0
O (Feindetr.-Mudde)	0.5	33	57	2.0	7.3

Dabei ergaben sich große Unterschiede aufgrund unterschiedlicher Sedimenteigenschaften (Tab 2). Seeschill (H), Kalksapropelle (G, I, L) und kalkhaltige Sapropelle (F, K) weisen viel Ca-P auf, während dem nahezu kalkfreien Dy (P) auch Ca-P praktisch fehlt. Organische Bindung liegt vor allem im humusreichen Dy (P) vor, aber auch bei

den übrigen. Im sauren Dy ist P außerdem stark an Fe und Al gebunden, und zwar aufgrund geringer Fluorid-Extrahierbarkeit (Tab. 3) wohl stärker als Vivianit. Eine starke P-Bindung als Vivianit in Gewässersedimenten fanden auch BRÜMMER und LICHTFUß (1978).

Aber auch in den besonders stark mit P belasteten Sapropelen des Nordhafens (N) und Havelbettes dominieren wohl Fe-Bindungen, zumal diese Böden auch relativ viel oxalatlösliches Fe aufweisen; im Nordhafen scheint Fe_0 sogar vorrangiger als Vivianit vorzuliegen.

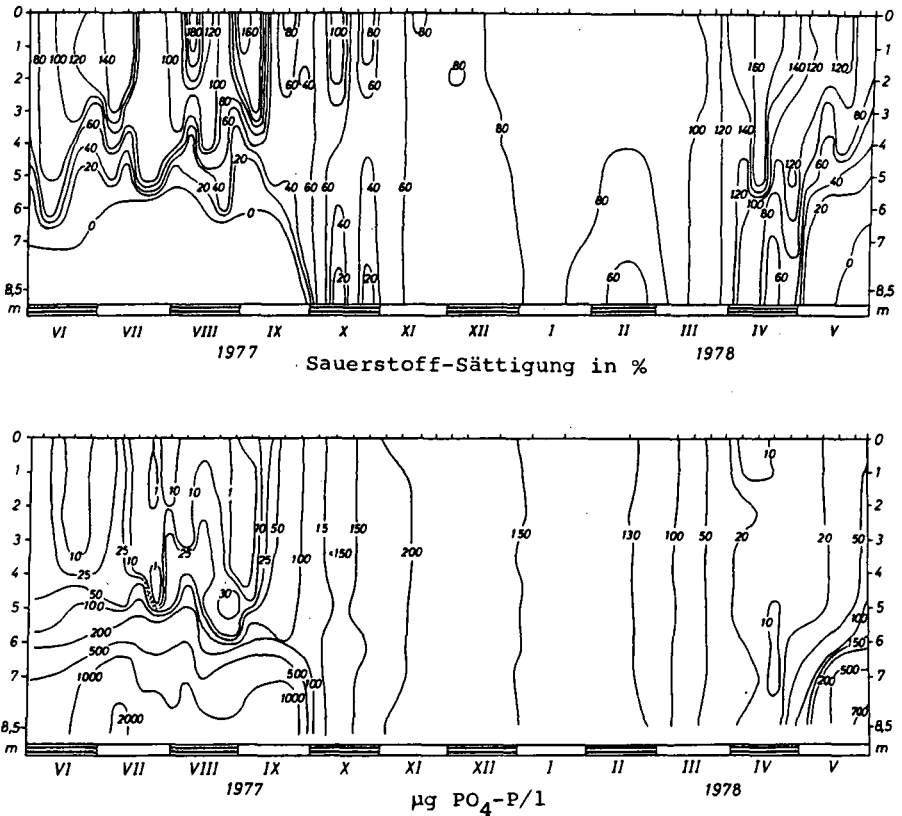


Abb. 3: Sauerstoffsättigung (oben, in %) und P-Konzentrationen (unten, O-Phosphat in $\mu\text{g/l P}$) des Heiligensees

Der Einfluß des Profundals (und damit der subhydrischen Böden) auf die P-Dynamik im Limnion wurde im Heiligensee eingehend untersucht (Abb. 3). Während der Herbstzirkulation und Winterstagnation bei 60-80 % O_2 -Sättigung weisen Epilimnion und Hypolimnion konstante P-Gehalte von 150-200 $\mu g PO_4$ -P/l auf. Im Sommer nimmt die PO_4 -P-Konzentration im Epilimnion durch die P-Aufnahme der Phytoplankton stark ab, Konzentrationen von $<1 \mu g PO_4$ -P/l wurden vereinzelt gemessen. Gleichzeitig überschreiten die PO_4 -P-Gehalte des Hypolimnions 1000 $\mu g/l$. Dies kann nicht allein durch die Mineralisierung des absinkenden Phytoplanktons erklärt werden, sondern deutet ebenso auf eine P-Mobilisierung aus dem Profundal. Verursacht wird das, weil trotz starker O_2 -Assimilation im Epilimnion fehlende Mischung des Wassers zu starkem O_2 -Schwund im Hypolimnion führt. Der starke Sauerstoffverbrauch im Hypolimnion wird vor allem durch bakteriellen Abbau der organischen Substanz verursacht, so daß die Redoxpotentiale an der Grenze zum Profundal von über 400 mV im Winter auf Werte unter 0 absinken (BLUME u.a., 1979).

Zwecks Erhellung dieser Vorgänge im Grenzbereich zwischen Profundal und Limnion wurden Schüttelversuche mit frischem Schlamm der oberen 10 cm, variiertem P-Angebot und Eh durchgeführt. Auf Sterilisation wurde verzichtet, um unter Standortbedingungen experimentieren zu können. Die Versuche wurden nach jeweils 4 Stunden abgebrochen, da wegen mikrobieller Umsetzungen bei längerem Schütteln stärkere Verschiebungen der Eh- und pH-Werte auftraten, die erst nach Abbau der org. Substanz ihr Ende finden dürften. Abb. 4 ist der Einfluß des Redoxpotentials auf das Sapropel des Nordhafens zu entnehmen. Die P-Konzentration der Lösung ohne P-Zusatz stieg (nach 4-stünd. Schütteln) von 0,7 mg/l bei +380 mV auf fast das 1000-fache bei -330 mV an, und zwar gemeinsam mit der Fe-Konzentration, was eine starke Bindung beider Elemente bei höheren Eh-Werten wahrscheinlich macht. Eine P-Zugabe von 3,8 mg/l, die in etwa der derzeitigen Konzentration des Vorfluters entspricht, wurde vom belüfteten Schlamm vollständig gebunden, bei Eh \pm 0 noch zu 60 %, bei -320 mV überhaupt nicht. Selbst extrem hohe Zugaben von 300 mg/l P blieben bei -320 mV vollständig in Lösung, während sie bei -40 mV, einem im Übergangsbereich Hypolimnion-Sapropel vorherrschenden Eh, zu 90 % gebunden wurden.

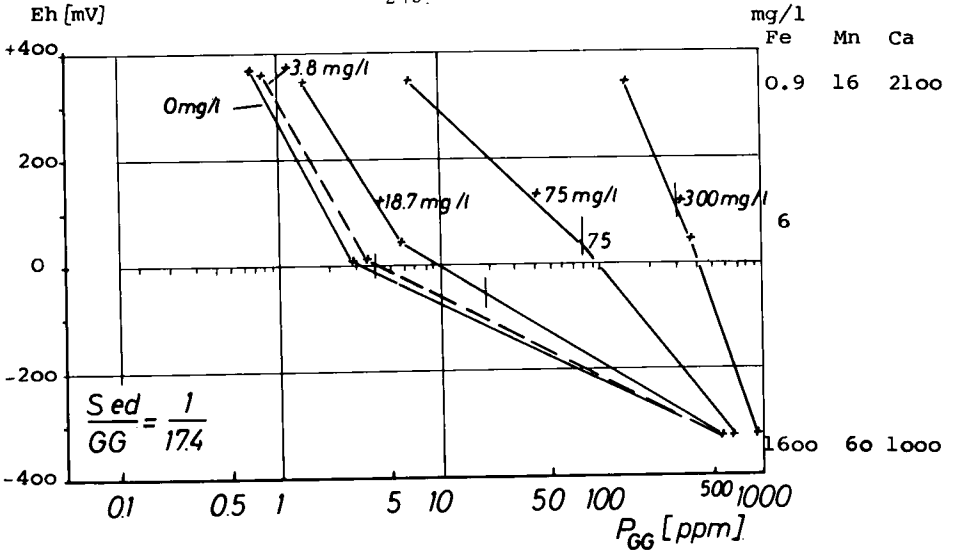


Abb. 4: P-Gehalte und Fe-Gehalte der Gleichgewichtslösung eines frischen Schlammes (10 g + 25 ml H₂O) des Tegeler Hafens nach 4-stünd. Schütteln mit 0-300 mg/l P-Zusatz als KH₂PO₄ bei pH 6,2 und variiertem Eh (-330 mV durch Na₂S₂O₄ + N₂, +20 mV durch N₂-Atm., +380 mV durch O₂-Atm.; Angabe des P-Zusatzes in mg/l Gleichgewichtslösung)

Standort- und Laboruntersuchungen haben also gleichermaßen gezeigt, daß im Grenzbereich zwischen Profundal und Limnion ein P-Umsatz in wechselnder Richtung stattfindet mit starker Akkumulation in Zirkulationsphasen eines Gewässers und Mobilisation in Stagnationsphasen. Als Resultierende ergibt sich aber ein jährlicher P-Gewinn im Profundal, verknüpft mit einem Aufwachsen des Unterwasserbodens selbst (im Profundal des Tegeler Sees ca. 2 mm pro Jahr).

Das jährliche Ausmaß der P-Akkumulation am Gewässergrund im Rahmen des Gesamt-P-Umsatz in einem Gewässer wurde für den Tegeler See über eine Bilanz zu klären versucht (Tab. 5). Erschwert wurde die Berechnung allerdings dadurch, daß dem Tegeler See nicht nur Abwasser durch Fließ und Nordgraben zugeführt werden, sondern daß durch die Spandauer Schleusen zeitweilig (P-armes) Havelwasser rückgestaut wird (der Seespiegel wird im Winter 30 cm höher als im Sommer gehalten). Dieser Verdünnungseffekt ließ sich über Chlorid korrigieren. Der Bilanz ist zu entnehmen, daß trotz enormer P-Zufuhr immer noch ca. 70 % in den Böden des Gewässergrundes akkumuliert werden,

Tab. 5: Geschätzte Wasser-, Phosphor- und Bor-Bilanz des Tegeler Sees für das Abflußjahr 1975
(aus BLUME u.a., 1979)

	Wasser $1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$	Phosphor t	Bor kg
Wasserkörper			
Anfang	32	52	7300
Ende	32	55	7700
Differenz	± 0	+ 3	+ 400
davon im			
Plankton		S 0.8 W 0.4	0.26 0.13
Fischen		0.34	
Röhricht		S 0.25 W 0.15	0.05 0.03
Zufuhr			
Nordgraben	61.3	209	36800
Fließ	23.5	43.9	13400
kl. Einleit.	~ 10	~ 10	
Niederschlag	2.4	0.2	100
Laubfall		~ 0.4	~ 0.05
Exkreme		~ 0.2	
Baden, Boote		~ 0.1	
Abfuhr			
Havel	50.5	44	31700
Sedim.bind.		181	12900
Sickerung	See	} 20	2800
	Ufer		
	Insel		
Verdunstung	2.4	0	50
Fischfang		0.12	
Röhricht		0.25	0.05

und zwar relativ mehr als das ebenfalls vor allem den Waschmitteln entstammende Bor. Dennoch vermochte diese Bindung die Hypertrophierung des Limnions mit der Folge starker Biozöseschäden nicht zu verhindern. Der Berliner Senat baut daher z.Z. eine P-Eleminierungsanlage und plant zwecks Vermeidung langjähriger P-Mobilisierung aus den subhydrischen Böden auch die Belüftung des Sees. Wir halten eine Abdeckung mit Schluff für besser, allerdings nur des Profundal, damit die Lebewelt des Pelagial nicht gestört wird und die Grundwassererneuerung durch Uferfiltration erhalten bleibt. Belüftung führt nämlich zum Abbau des Sapropel-Humus, womit P noch angereichert wird, so daß ein Unterbrechen der Belüftung verstärkte P-Mobilisierung zur Folge hätte. Sie müßte daher über Jahre fortgesetzt werden, bis durch die Akkumulation von Kalk und klastischer Sedimente eine natürliche Abdeckung des P-reichen Sapropels erfolgt ist.

Zusammenfassung

In typischen Unterwasserböden Berliner Gewässer ist P in unterschiedlichen Anteilen an Fe, Ca und Al gebunden und wird in Stagnationsphasen teilweise wieder mobilisiert.

Literatur

- BLUME, H.-P., R. BORNKAMM, TH. KEMPF, R. LĂCĂTUŞU, S. MULJADI und F. RAGHI-ATRI (1979): Chemisch-ökologische Untersuchungen über die Eutrophierung Berliner Gewässer unter besonderer Berücksichtigung der Phosphate und Borate. Schriftenr. V. Wasser-, Boden-, Lufthygiene, Bd. 48.
- BRÜMMER, G. und R. LICHTFUß (1978): Phosphorgehalte und -bindungsformen in den Sedimenten von Elbe, Trave, Eider und Schwentine. Naturwissenschaften 65, 527-531.
- CHANG, S.C. und M.L. JACKSON (1957): Fractionation of Soil Phosphorus. Soil Sci. 84, 133-144.
- FRANKE, C. (1973): Limnologische Untersuchungen am Makrobenthos des Heiligensees und Tegeler See. Dipl.arb. Zoolog. Inst. FU Berlin.
- KURMIŃS, B. (1972): Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. Die Phosphorsäure 29, 118-151.
- MEHTA, N.C. u.a. (1954): Determination of Organic Phosphorus in Soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 18, 443-449.

- PACHUR, H.-J. und W. HABERLAND (1977): Untersuchungen zur morphologischen Entwicklung des Tegeler Sees (Berlin). Die Erde.
- STAUDACHER, W. (1977): Die Hydrochemie von Porenwässern aus jungen Seesedimenten unter influenten Bedingungen am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin (West). Diss. FB 24 der FU Berlin.
- SZYMANSKI-BUCAREY, E. und G. SIEBOLD (1978): Limnochemische Ergebnisse aus einer Ökosystemstudie eines stark eutrophen Berliner Stadtrandgewässers. Societas Internationalis Limnologiae, Dtsch. Tagung Karlsruhe 1978, S. 88-96.
- WILLIAMS, J.D.H. u.a. (1971): Characterization of Inorganic Phosphate in Calcareous Lake Sediments. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 250-255.

P-Verfügbarkeit und -Bindung in verschiedenen mit
Rhenania-P (Rh) und P-angereicherten Klärschlämmen
(P-KS) gedüngten Böden.

von
Metzger, F. +

Wenn Aluminiumphosphate (Al-P) auf kalkhaltigen Böden besser wirken sollten als Kalziumphosphate (Ca-P), so ist dies eher von frisch gefällten Al-P in Klärschlämmen zu erwarten als von Phosphat, einem kristallinen Ca-Al-Phosphat, das sich zu langsam löste (Koch 1970).

In den Feldversuchen (Abb.1) steigerte P-Düngung die P-Entzüge nicht (da auch die P_{CAL} -Werte nur wenig gesteigert sind - P-Fixierung?) und schwach erst im dritten bzw. vierten Versuchsjahr ohne allerdings die Erträge zu steigern (für optimale Erträge ausreichende P-Nachlieferung aus den nicht P-gedüngten Parzellen?). Bis 1979 nachgedüngtes Al-P-KS wirkt gegenüber nachgedüngtem Ca-P-KS auf den neutralen kalkhaltigen Böden nicht besser und auf sauren Böden nicht schlechter.

Im Gegensatz zu den Feldversuchen nehmen im Gefäßversuch (Abb.2) nach P-Düngung jeder Art die P-Entzüge (und Erträge) deutlich zu. Vorteile einer Al-P-Düngung auf dem kalkhaltigen Boden zeigen sich auch hier nicht.

Inwieweit (nach Ca-P oder Al-P Düngung) Pflanzen während Abbau der überschüssigen und Auffüllen der defizitären P-Fractionen durchlaufende labile Phasen (u.Lösung) nutzen, wurde in Laborversuchen untersucht (Abb.3). Gedüngtes Ca-P setzt sich (nicht nur) in sauren Böden überwiegend zu Al,Fe-P um, aber Al-P in kalkhaltigen Böden nicht entsprechend zu Ca-P.

Die vorliegenden Ergebnisse liefern zwar keine Entscheidungskriterien für die Wahl des P-Fällungsmittels (Ca oder Al) nach Eigenschaften der im Umland der Kläranlage zu düngenden Böden, weisen aber die P-angereicherten Klärschlämme als gute, Rh teilweise überlegene (bessere Nachwirkung, Abb.2, und teilweise höhere P-Ausnutzung) P-Dünger aus.

Literatur:

Koch, R.: Bildung und Abbau von Aluminiumphosphat in Böden
Dissertation Universität Hohenheim 1970

+

Institut für Bodenkunde u. Standortslehre, 7 Stgt.70-Hohenheim,
Postfach 106

P-Dünger kg P ₂ O ₅ (P _t)/ha	Schufflehm-Terra fusca pH 5,2			Rendzina Terra fusca Kolluvium pH 6,9			Rendzina Kolluvium pH 7,0					
	Rh	F	L	Rh	F	L	Rh	F	L			
1974/75-76	0	30	30	120	45	75	0	30	30	120	45	75
-77				230		376				323		376
-78				396(569)		496(612)				437(615)		496(612)

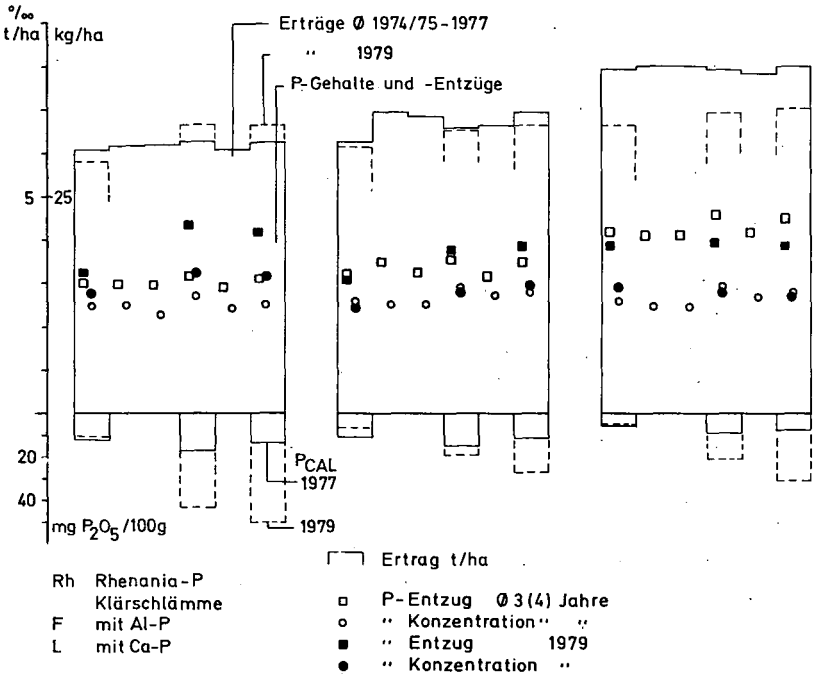


Abb.1 Feldversuche: Erträge, P-Gehalte und -Entzüge im Ø der ersten 3 (bzw. bei Re-Tf-Ko 4) Versuchsjahre sowie 1979

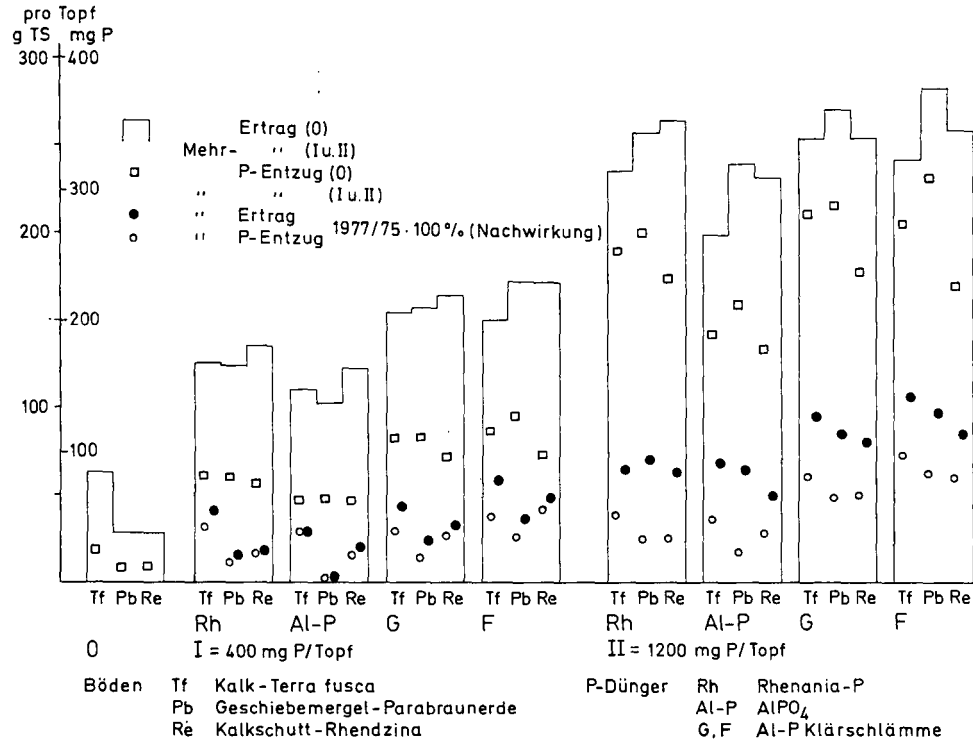


Abb. 2 Gefäßversuch: Erträge und P-Entzug von 3×Hafer+Raps ohne (0) und Mehr-
Erträge und -P-Entzüge mit Rh-, $AlPO_4$ - und Klärschlammdüngung

P-Verteilung auf Ca-P- und Al,Fe-P-Fraktion

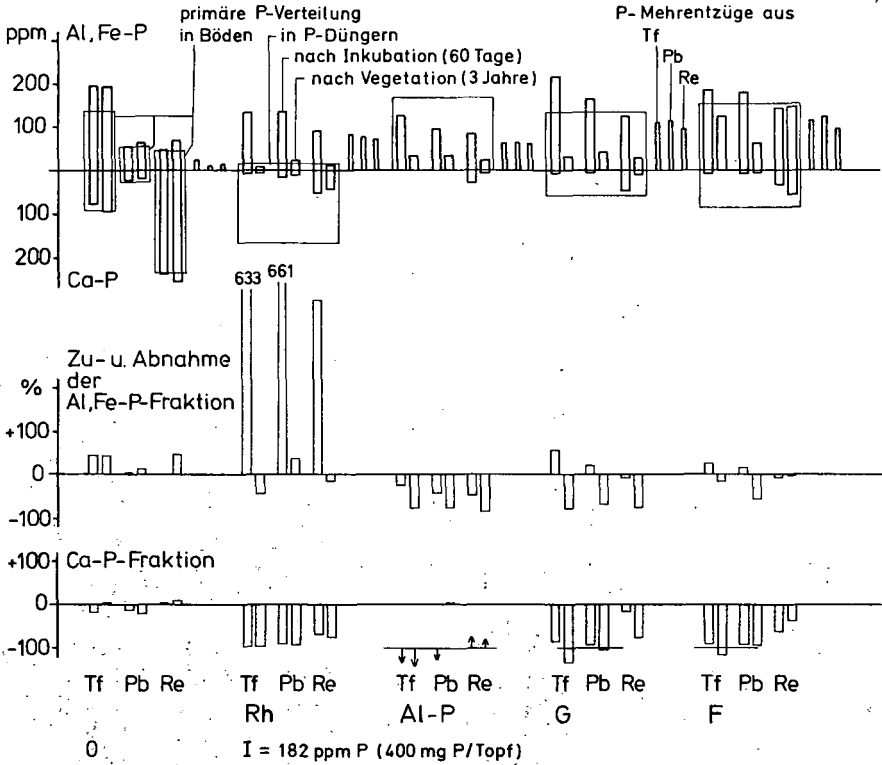


Abb.3 Laborversuche: P-Umverteilung in unterschiedlich P-gedüngten (I) Böden während Inkubation ohne und mit Vegetation (Gefäßversuch) sowie P-Mehrentzüge gegenüber nicht P-gedüngt

Der Nachweis einer Reaktion zwischen
Phenolen und Huminstoffen

von

Müller-Wegener, U.*)

Einleitung

Durch den Abbau der abgestorbenen organischen Substanz gelangt eine Vielzahl phenolischer Verbindungen in den Boden. An erster Stelle ist hier sicherlich das Lignin zu sehen, das durch Pilze und Bakterien von Kohlenhydraten befreit und in niedermolekulare phenolartige Produkte zerlegt wird.

Neben weiteren natürlichen Phenollieferanten ist mit einem zusätzlichen Anfall in Industrieabwässern zu rechnen.

Es war hier zu prüfen, inwieweit die anfallenden Phenole mit den Huminstoffen, die einen Hauptbestandteil der organischen Substanz des Bodens ausmachen, in Wechselwirkung treten.

Methoden

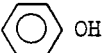
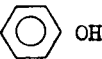
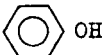
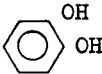
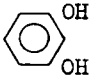
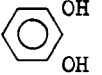
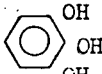
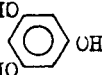
Als Huminsäuren wurden aus Gründen der besseren experimentellen Handhabbarkeit Modellhuminstoffe eingesetzt. Sie stellen das Natriumsalz des säurefällbaren Anteils einer alkalisch autoxydierten Hydrochinonlösung dar, der durch sorgfältiges Dialysieren von niedermolekularen Teilchen befreit wurde, so daß chromatographisch und spektroskopisch keine Ausgangssubstanzen mehr nachzuweisen waren.

Um ein möglichst weites Spektrum der untersuchten Stoffklasse abdecken zu können, wurden die Phenole nach Anzahl und Stellung der Hydroxygruppen ausgewählt, wodurch auch ein weiter Bereich ihrer Reaktionsfähigkeit abgedeckt werden konnte.

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

Die von FIESER (1930) ermittelten kritischen Oxydationspotentiale reichen von 1,089 V bis 0,609 V (Tab. 1). Da diese Phenole in der Regel in alkalischem Milieu zur Oxydation neigen und dabei Sauerstoff aufnehmen, ergab sich durch die Messung dieser Sauerstoffaufnahme eine einfache Methode, Konzentrationsänderungen der freien Phenole in der Reaktionslösung festzustellen.

Tab. 1 Strukturen und kritische Oxydationspotentiale der verwendeten Phenole

	Struktur	kritisches Oxydationspotential (V)
(1) Phenol	 OH	1,089
(2) p-Kresol	H ₃ C  OH	1,038
(3) Hydrochinon	HO  OH	0,715
(4) Brenzkatechin	 OH OH	0,742
(6) Resorcin	 OH OH	1,043
(7) Orcin	H ₃ C  OH OH	---
(5) Pyrogallol	 OH OH OH	0,609
(8) Phloroglucin	HO  OH HO	0,799

Diese Gaswechselfmessungen wurden in einer Warburg-Apparatur durchgeführt, wobei die Füllmenge pro Reaktionsgefäß 3 ml betrug. Die Phenole wurden in einer 0,0125 m Konzentration ein-

gesetzt, die Huminstoffeinwaage betrug 10 mg pro Reaktionsansatz. Als Reaktionsmedium wurde Phosphatpuffer pH 8,0 gewählt, so daß Änderungen der Gaswechsellmengen durch pH-Schwankungen auszuschließen sind.

Für die fluoreszenzspektroskopischen Untersuchungen wurden die Proben der Versuchsvariante "Huminsäure mit Resorcin" aus den Gaswechsellmessungen herangezogen. Sie wurden nach geeigneter Verdünnung in Phosphatpuffer pH 5,0 eingesetzt (MÜLLER-WEGENER, 1977).

Ergebnisse und Diskussion

Am Beispiel der Reaktion der Modellhuminsäure mit Hydrochinon seien die einzelnen Sauerstoffaufnahmekurven gegen die Zeit verdeutlicht (Abb. 1). Aus der errechneten Summe der Einzelkomponenten und der Sauerstoffaufnahme der Kombinationslösung sind nun für die einzelnen Phenole Differenzkurven zu ermitteln, wie sie für eine Auswahl in der Abbildung 2 dargestellt sind.

Schon hier sind Unterschiede im Verhalten der einzelnen Phenole bei der Reaktion mit Huminsäure festzustellen. So ist bei p-Kresol, Resorcin und Orcin die Sauerstoffaufnahme in Gegenwart von Huminsäure deutlich erhöht. Bei Hydrochinon, Brenzkatechin, Pyrogallol und Phloroglucin liegen die Kombinationslösungen niedriger als die errechneten Summen der jeweiligen Einzelkomponenten.

Durch eine reziproke Auftragung der Sauerstoffaufnahmedifferenz und der Zeit sind die hyperbelartigen Differenzkurven in Geraden zu überführen, die es dann zulassen, in guter Näherung durch den Ordinatenabschnitt die maximale Sauerstoffaufnahmedifferenz ($\Delta O_2 \text{max}$) zu ermitteln.

Um einen Vergleich der "Reaktivität" der Phenole in den hier gewählten Versuchsansätzen zu ermöglichen, wird das $\Delta O_2 \text{max}$ als prozentualer Anteil der auf unendliche Reaktionszeit extrapolierten Sauerstoffaufnahme der Phenoleinzelproben ermittelt (Tab. 2).

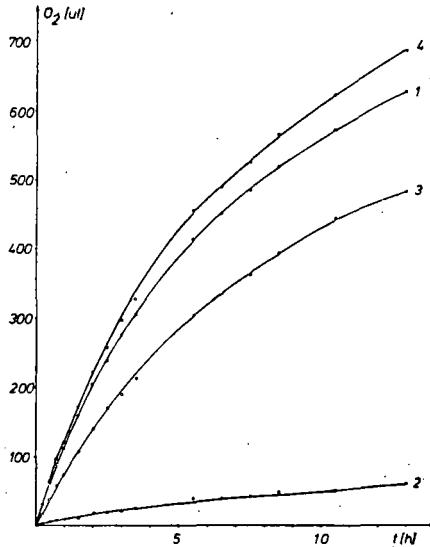


Abb. 1

Verlauf der Sauerstoffaufnahme bei der Wechselwirkung zwischen Modellhuminsäure und Hydrochinon in Puffer pH 8,0

- (1) Sauerstoffaufnahme des Hydrochinons (0,0125 m)
- (2) Sauerstoffaufnahme der Modellhuminsäure (10 mg/3 ml)
- (3) Sauerstoffaufnahme der Kombination aus Hydrochinon (0,0125 m) und Modellhuminsäure (10 mg/3 ml)
- (4) errechnete Summe der Einzelsauerstoffaufnahmen der Komponenten (1) und (2)

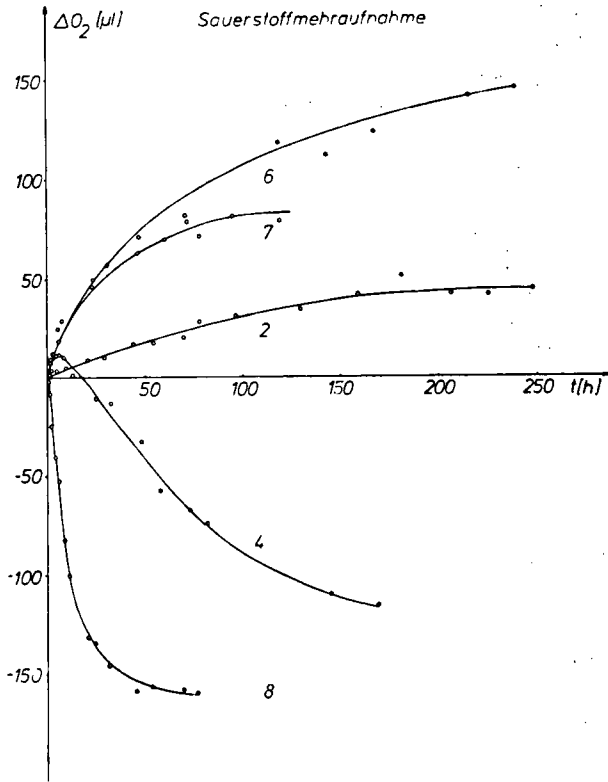


Abb. 2

Verlauf der Sauerstoffaufnahmedifferenzen aus den Kombinationen und den Summen der Einzelkomponenten der Reaktion zwischen Modellhuminsäure (10 mg/3 ml) und den angegebenen Phenolen (0,0125 m)

- (2) p-Kresol
- (4) Brenzkatechin
- (6) Resorcin
- (7) Orcin
- (8) Phloroglucin

Tab. 2 Auswertung der Sauerstoffaufnahme-
differenzen der Reaktion zwischen
Modellhuminsäure und Phenolen

eingesetzte Phenole	$\Delta O_2 \text{max} (\mu\text{l})$	max O_2 der Einzelpro- be (μl)	%-Anteil v. $\Delta O_2 \text{max}$ an $O_2 \text{max}$
Phenol	--	--	--
p-Kresol	77	0	--
Hydrochinon	- 263	1050	25,05
Brenzkatechin	- 167	1175	14,21
Pyrogallol	- 76	1300	5,84
Resorcin	167	0	--
Orcin	87	65	133,84
Phloroglucin	- 220	475	46,31

Deutlich fallen in dieser Aufstellung das p-Kresol und das Resorcin auf, die beide in der Einzelprobe keinen Sauerstoff aufnehmen, in Gegenwart des Huminstoffs aber eine erhebliche Aufnahme zeigen. In diese Gruppe wäre auch das Orcin zu stellen, da es in der Kombination eine Sauerstoffmehraufnahme von über 100 % bewirkt. Die übrigen Phenole sind in einer zweiten Gruppe zusammenzufassen mit deutlicher Sauerstoffaufnahme in den Einzelproben, die dann in der Kombinationslösung durch die Anwesenheit der Huminsäure vermindert werden.

Werden nun die maximalen Differenzen ($\Delta O_2 \text{max}$) den kritischen Oxydationspotentialen der Phenole gegenübergestellt (Tab. 3), so zeigt sich, daß ein niedriges Oxydationspotential wie etwa bei Hydrochinon, Brenzkatechin, Pyrogallol und Phloroglucin mit einer Sauerstoffminderaufnahme in der Kombinationslösung verbunden ist. Phenole mit relativ hohem Potential hingegen bewirken unter gleichen experimentellen Bedingungen in der Kombination eine Sauerstoffmehraufnahme.

Die spektroskopischen Untersuchungen im ultravioletten Bereich der Reaktionsprodukte aus den Einzel- und Kombinationsansätzen bestätigen die Ergebnisse der Gaswechsellmessungen. Die Spektren, auf die im speziellen hier nicht eingegangen werden soll (vgl. MÜLLER-WEGENER, 1976), zeigen bei der Wellenlänge der maximalen Absorption der Phenole gleichsinnige Unterschiede wie bei den

Gaswechsellmessungen, wenn jeweils die Kombinationen mit der Summe der Einzelproben verglichen wird.

Tab. 3 Vergleich der maximalen Sauerstoffaufnahmedifferenzen mit den kritischen Oxydationspotentialen

reagierendes Phenol	kritisches Oxydationspotential (V)	ΔO_2 max (μ l)
Phenol	1,089	--
p-Kresol	1,038	+ 77
Hydrochinon	0,715	-263
Brenzkatechin	0,742	-167
Pyrogallol	0,609	- 76
Resorcin	1,043	+167
Orcin	--	+ 87
Phloroglucin	0,799	-220

Auch die auf Celluloseplatten mit Äthanol/Wasser durchgeführten Trennungen der Reaktionslösungen zeigten Unterschiede zwischen den Einzelproben und den Kombinationen, die die Erkenntnisse aus den Gaswechsellmessungen unterstützten. So lagen in allen Fällen die ermittelten R_f -Werte der Huminsäuren aus der Einzelprobe unter denen der Phenole und waren auch kleiner als die der Kombinationslösungen. Darüberhinaus waren die R_f -Werte der Kombinationen in der Regel kleiner als die der Phenoleinzelproben, so daß die Kombinationen jeweils eine Mittelstellung zwischen der Huminsäure und den eingesetzten Phenolen einnahmen. Diese Erhöhung des R_f -wertes der Kombinationslösung gegenüber der reinen Huminsäure muß auf eine erhöhte Polarität der Reaktionsprodukte zurückgeführt werden, was nur durch eine Bindung phenolischer Strukturen an die Huminsäure zu erklären ist.

Da bei einer Reihe weiterer Versuche in gewissen Grenzen eine lineare Abhängigkeit der Sauerstoffaufnahmedifferenzen von der Menge der eingesetzten Huminsäure bei konstanter Phenolkonzentration festzustellen war (MÜLLER-WEGENER, 1976), wurde geschlossen, daß in der Huminsäure ein Strukturteil vorhanden ist, wel-

ches den direkten Reaktionspartner der Phenole darstellt.

Zur Auffindung dieser Struktur wurde bei den Gaswechselfersuchen nun methylierte Huminsäure eingesetzt und mit den Phenolen zur Reaktion gebracht. Es stellte sich heraus, daß bei dieser Versuchsvariante die Summe der Sauerstoffaufnahmen der Einzelproben jeweils gleich der Sauerstoffaufnahme der Kombinationslösung war. Die mit einer Veränderung der Gaswechsel mengen verbundenen Reaktionen zwischen Phenolen und Huminsäure finden also beim Einsatz methylierten Huminstoffs nicht statt.

Da durch eine Methylierung nur zwei für die Huminsäuren relevante Gruppen verändert werden, nämlich die Carboxyl- und die Hydroxygruppe, kann unter den hier herrschenden Versuchsbedingungen die mit den Phenolen reagierende Struktur der Huminstoffe ermittelt werden:

Reaktionen, an denen die Carboxylgruppe beteiligt ist, sind weitgehend auszuschließen, da

1. eine Salzbildung mit den Phenolen wegen der hohen pK-Werte der Phenole (9,5 bis 10,5) nicht stattfindet und
2. Reaktionen nach Art von Veresterungen wegen des wässrigen Lösungsmittels unwahrscheinlich sind.

Es verbleibt so nur die Hydroxygruppe, wobei auch hier Einschränkungen zu machen sind; denn die aliphatische Hydroxygruppe ist wegen ihrer großen Reaktionsträgheit bekannt. Für die hier ablaufenden Reaktionen bleibt somit nur noch die aromatische Hydroxygruppe als die reagierende Struktur in den Huminsäuren übrig.

Um nun eine Aussage über die Art der Bindung zwischen Phenolen und Huminsäuren machen zu können, wurden fluoreszenzspektroskopische Untersuchungen angestellt. Hierfür wurden u.a. die Reaktionsprodukte der Versuchsvariante "Huminsäure mit Resorcin" aus den Gaswechselfmessungen herangezogen. Das Prinzip dieser Untersuchung, die von LAUTSCH et al. (1959) an Proteinen durchgeführt wurde, kann an der folgenden Graphik erläutert werden (Abb. 3).

Eine Substanz A wird mit Strahlung einer Wellenlänge λ_A angeregt und zeigt dann eine Fluoreszenz, die bei einer Wellenlänge λ'_A maximal ist. Ein zweiter Stoff wird nun mit einer Wellenlänge von λ_B angeregt und zeigt bei λ'_B die maximale Fluoreszenz. Unter der

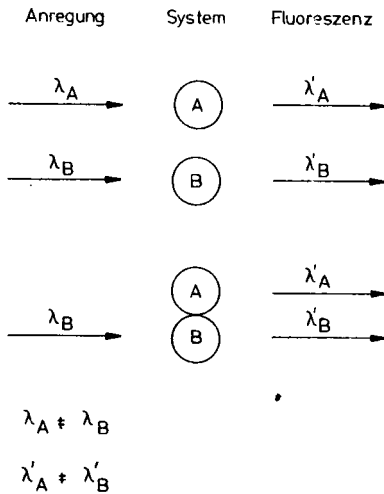


Abb. 3 Energieleitung bei einer Verbindung aus zwei unterschiedlichen Substanzen (Erläuterungen im Text)

Voraussetzung, daß die beiden Anregungswellenlängen ebenso wie die Emissionswellenlängen unterschiedlich sind, kann es nach Knüpfung einer Bindung zwischen den Substanzen A und B zu folgender Situation kommen:

Die Verbindung aus A und B wird mit einer Anregungswellenlänge von λ_B bestrahlt und zeigt neben der Emissionswellenlänge λ'_B auch die Fluoreszenz bei λ'_A . Wird dieses Phänomen bei einer Verbindung beobachtet, so zeigt das eine echte chemische Bindung zwischen den beiden Substanzen an.

In der Abbildung 4 sind die spektralen Verteilungen der Fluoreszenzlichter jeweils nach der Reaktion in der Warburgapparatur dargestellt. Die Anregung aller Proben erfolgte bei der für das Resorcin optimalen Wellenlänge von 275 nm (entsprechend der Wellenlänge λ_B). Das Lösungsmittel weist keine Fluoreszenz auf. Die Resorcin-Einzelprobe zeigt eine starke Fluoreszenz bei 303 nm (entsprechend λ'_B) aber kein Maximum im Bereich zwischen 400 und 500 nm. Die Modellhuminsäure allein weist eine nur sehr schwache

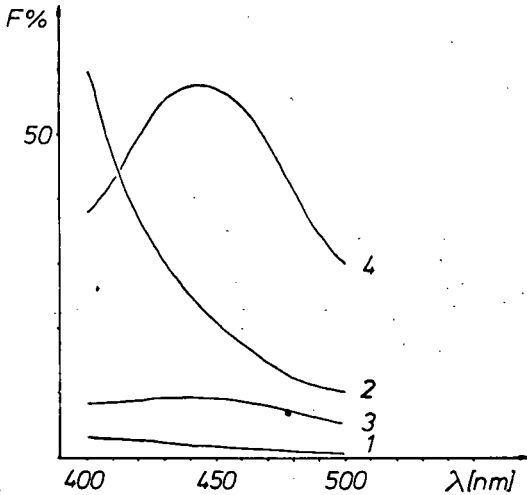


Abb. 4 Spektrale Verteilung des Fluoreszenzlichtes der Oxydationsprodukte in Puffer pH 5,0 bei einer Anregung von 275 nm

- (1) Phosphatpuffer pH 5,0
- (2) Ansatz Resorcin
- (3) Ansatz Modellhuminsäure
- (4) Ansatz Kombination aus Resorcin und Modellhuminsäure

Fluoreszenz auf. Bei der Kombinationsprobe aber sind zwei deutliche Maxima festzustellen: eines bei 303 nm, was λ'_B entspricht und dazu ein zweites bei 445 nm (4), entsprechend λ'_A . Diese Fluoreszenzwellenlänge ist für die verwendeten Huminsäuren charakteristisch, allerdings bei einer deutlich verschiedenen Anregungswellenlänge, nämlich 320 nm.

Es kann also durch die erfolgreiche Durchführung dieses Experimentes sichergestellt werden, daß zwischen dem Resorcin und dem Huminstoff eine "Energieleitung" stattfindet, die nach LAUTSCH nur durch die Knüpfung einer Hauptvalenzbindung möglich gemacht wird.

Die hier referierten Untersuchungen haben somit gezeigt, daß es zwischen Huminsäuren und einer Anzahl von Phenolen zu einer Wechselwirkung kommt, die sich durch die Knüpfung einer Haupt-

valenzbindung zwischen den beiden Reaktionspartnern ausdrückt unter Beteiligung der aromatischen OH-Gruppen der Huminsäure.

Literatur

- Fieser, L. (1930) An indirect method of studying the oxydation-reduction potentials of unstable systems, including those from the phenols and amines
J. Amer.Chem.Soc. 52, 5204-5241
- Lautsch, W.; R. Paceday;
I. Sommer; H.J. Julius;
N. Bodenfeld (1959) Quantenbiochemie für Chemiker und Biologen
Stuttgart
- zit. nach Ladik, J. (1972)
- Müller-Wegener, U. (1976) Wechselwirkungen zwischen Phenolen und Huminstoffen
Dissertation, Göttingen
- Müller-Wegener, U. (1977) Fluoreszenzspektroskopie von Huminsäuren
Z. Pflanzenernähr.Bodenkd.
140, 563-570

Huminstoffsysteme in der amazonischen Caatinga bei
San Carlos de Rio Negro, T. F. Amazonas, Venezuela

von

J. Paolini *)

Die Caatinga-Wälder stellen eine der Waldformationen des Amazonas-tieflands dar, die besonders typisch für die niederschlagsreichen Teile der Hyläa im Becken des mittleren und oberen Rio Negro sind.

Bäche und Flüsse, die die amazonische Caatinga und Campina dränieren, führen tiefbraunes, zuweilen rotbraunes Wasser, die daher als Schwarzwasser bezeichnet werden. Man hat das Zustandekommen des Schwarzwassers mit dem Vorhandensein von Podsolen (KLINGE 1966, 1967; MUNTZ und MARCANO 1888; REINDL 1903; SIOLI und KLINGE 1961; VAN STEENIS 1935 a, 1935 b) in Verbindung gebracht. Auch die Überschwemmungswälder (Igapo) Amazoniens wurden als Herkunftsort der gefärbten Stoffe in diesen Wässern diskutiert (HUBER 1906; SIOLI 1956).

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung und Charakterisierung von Huminstoffsystemen in der amazonischen Caatinga bei San Carlos de Rio Negro sowie die Klärung der Herkunft der organischen Stoffe in den Schwarzwasserflüssen des Rio-Negro-Gebietes.

Methoden

Hierzu wurden zwei Bodentypen ausgewählt, die nach der amerikanischen Klassifikation, 7th Approximation, (ANONYMUS 1975) als Oxisols (Latosol) und Tropaquods (tropische Tieflandpodsole) zu bezeichnen sind. Die chemische Analyse erfolgte nach Vorschriften von FASSBENDER und AHRENS (1977) (siehe Tab. 1).

Die Bodenproben wurden nach Vorbehandlung mit Salzsäure zunächst sukzessive mit Diethylether, Aceton und Dioxan in einer Soxhlet-Apparatur extrahiert (SCHEFFER et al. 1960) und anschließend wurde

*) I.V.I.C., Centro de Ecologia, Apdo. 1827, Caracas 101, Venezuela.

mit 0,1 N NaOH behandelt. Der NaOH-Extrakt wurde mit 0,1 N HCl ausgefällt und durch Zentrifugation die Huminsäuren (mineralsäurefällbare Huminstoffe) gewonnen.

Die Huminsäuren wurden wieder in 0,1 N NaOH aufgenommen und zweimal mit HCl umgefällt, gegen destilliertes Wasser dialysiert bis Cl^- -Ionen nicht mehr nachweisbar waren (2 - 5 Tage) und getrocknet ($T < 40^\circ\text{C}$).

Die Bodenhuminsäuren wurden über Sephadex G-50 fraktioniert und danach ihre Spektren im UV-, sichtbaren und infraroten Gebiet sowie ihre Fluoreszenzspektren aufgenommen.

Schließlich wurden noch zwei weitere Huminstoffproben einbezogen: aus dem Lysimeter-Wasser des Bh-Podsol Horizontes und aus dem Rio Guainia-Wasser.

Ergebnisse und Diskussion

Die Tabelle 1 zeigt die Daten der chemischen Analyse der untersuchten Bodenproben.

Tab. 1 Chemische Analysen

Boden	pH(H ₂ O) (1:2,5)	C (%)	N (%)	P _t (mg/100 g)	AK _e (mval/100 g)
Ah-Latosol	4,28	2,93	0,118	20,0	3,57
Ah-Podsol	4,63	4,88	0,148	10,0	3,22
Bh-Podsol	3,80	5,00	0,080	8,0	9,09

Die Anwendung der organischen Lösungsmittel erwies sich als vorteilhaft, da den mit organischen Lösemitteln entfernbaren zu meist niedermolekularen Substanzen, hinsichtlich der Reaktivität eines Huminstoffsystems eine beachtliche Bedeutung zukommt.

Anhand der Kohlenstoffgehalte wurde die quantitative Ausbeute der entsprechenden Lösemittel ermittelt.

Der mit organischen Lösemitteln und Natronlauge extrahierbare Kohlenstoff liegt zwischen 43 und 83 % des Gesamtkohlenstoffes (Tab. 2). Bei der Salzsäure-Vorbehandlung wurden beim Ah-Latosol 29 % des Gesamtkohlenstoffes extrahiert. Diese hohe Ausbeute ist dadurch zu erklären, daß Huminstoffe in Form von Eisen-Komplexen herausgelöst wurden.

Tab. 2 C-Gehalte nach der Extraktion (%)

Boden	Gesamt C	C extrahierbar			nicht extrahierbar
	im Boden (%)	HCl (%)	OLM (%)	NaOH (%)	C (Humine) (%)
Ah-Latosol	2,83	$\frac{0,85}{29,01^*}$	$\frac{0,30}{10,23}$	$\frac{0,97}{33,10}$	$\frac{0,81}{27,64}$
Ah-Podsol	4,88	$\frac{0,33}{6,76}$	$\frac{0,92}{18,85}$	$\frac{1,29}{26,44}$	$\frac{2,34}{47,95}$
Bh-Podsol	5,00	$\frac{0,17}{3,40}$	$\frac{1,34}{26,80}$	$\frac{2,82}{56,40}$	$\frac{0,67}{13,40}$

*) Im Nenner % am Gesamt C-Gehalt im Boden

Die Durchführung von zwei sehr unterschiedlichen Löseprozessen führt zu einer weitgehenden Aufhebung des Huminstoffsystems und zu folgenden Substraten:

Lösemittel	Extrakte
(1) Ether	Nicht-Huminstoffe
Aceton	Nicht-Huminstoffe, HsV
Dioxan	Nicht-Huminstoffe, HsV
(2) 0,1 N-NaOH	Huminstoffe

Mit Hilfe von spektroskopischen und chromatographischen Methoden konnte die stoffspezifische Auftrennung der angewandten Lösemittel gezeigt werden. Bei den Etherextrakten wurden hauptsächlich Nicht-Huminstoffe (Fette, Phenole) nachgewiesen.

In den Aceton- und Dioxan-Extrakten überwiegen Verbindungen mit Huminstoffcharakter (z.B. Huminsäurevorstufen), obwohl auch Nicht-Huminstoffe wie Zucker, Phenole und Lignine vorliegen.

Es besteht hinsichtlich der Nicht-Huminstoffe ein größerer Unterschied zwischen den Extrakten des Bh- und Ah-Horizontes des Podsoles als zwischen letzterem und dem Ah-Horizont des Latosols (PAOLINI 1978).

Die Huminstoffe weisen, vergleichbar den Nicht-Huminstoffen des Systems, nur geringe Unterschiede auf. Es läßt sich eindeutig durch die Analyse der funktionellen Gruppen, Elektronenspektren, IR-Spektren, Fluoreszenzspektren, Phosphoreszenzspektren, Gel-filtration an Sephadex (in Verbindung mit spektroskopischen Metho-

den), potentiometrischen Titrationsen ein wenig differenzierter Grundtyp für die Huminstoffsysteme ermitteln.

Allerdings sind deutliche Abweichungen innerhalb dieses Spielraumes für die Huminstoffe des Bh-Horizontes des Podsol ablesbar. Auffallend ist, daß an dieser Position des Profils eine Dominanz von (niedermolekularen) Huminsäure-Vorstufen-ähnlichen Substraten vorliegt. Dies zeigt z.B. der $E_{4/6}$ -Wert (siehe Tab. 3), der für den Podsol Bh-Horizont den höchsten Wert hat. Allerdings müssen generelle Bedenken gegenüber dieser physikalisch kaum zu interpretierenden Methode angemeldet werden.

Von einem $E_{4/6}$ -Wert größer als 5 ab sollten Fulvosäuren dominieren, die in der Regel nicht durch Säuren zu fällen sind (SCHNITZER 1970). Die hier erhaltenen Huminstoffe mit $E_{4/6}$ -Wert weit über diese Grenze, sind jedoch alle säurefällbar.

Tab. 3 $E_{4/6}$ -Werte

Huminstoffe aus:	E_{4-6}
Ah-Latosol	5,11
Ah-Podsol	6,06
Bh-Podsol	8,10
Lysimeterwasser Bh-Podsol	9,83
Rio Guainia	12,94

Die Abbildung 1 zeigt die IR-Spektren der untersuchten Proben. Allen gemeinsam ist das Hervortreten der Absorptionsbanden 3430 cm^{-1} (Hydroxygruppe), 2820 und 2850 cm^{-1} (CH-Gruppen), 1715 cm^{-1} (C=O- und Carboxyl-Gruppen), 1610 cm^{-1} (C=C-Bindung, enolisierten C=C-Gruppen) und 1220 cm^{-1} (C-O von Carboxyl- und phenolischen Gruppen). Die Huminsäuren aus der Ah-Latosol und Bh-Podsol zeigen Banden, die typisch für Kaolinite sind (3695 , 3620 , 1090 , 1030 , 1010 , 935 , 910 , 750 , 690 , 535 , 470 , 340 cm^{-1}) (FARMER 1974, VAN DER MAREL und BEUTELSPACHER 1976).

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Fluoreszenz- und Anregungsspektren der untersuchten Huminstoffe.

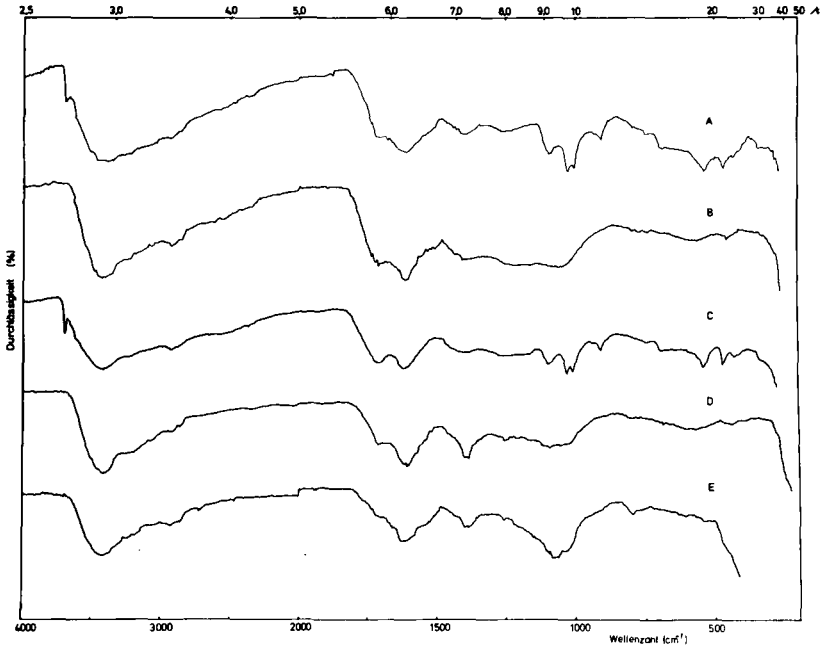


Abb. 1 IR-Spektren von
A = Ah-Latosol Huminsäure
B = Ah-Podsol Huminsäure
C = Bh-Podsol Huminsäure
D = Lysimeter Wasser
Bh-Podsol Huminstoff
E = Rio Guainia Huminstoff

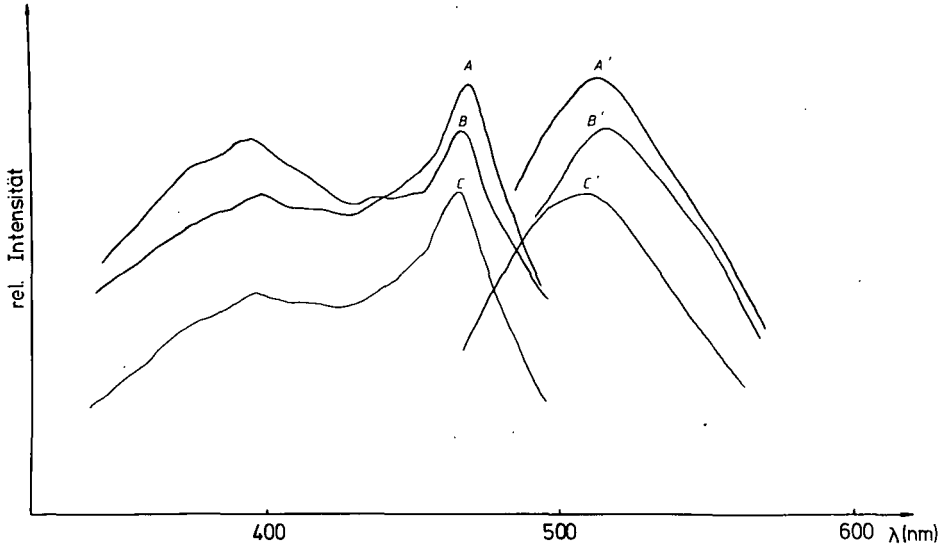


Abb. 2 Fluoreszenz-Anregungs- und Emissionsspektren (') von:
A, A' = Ah-Latosol Huminsäure
B, B' = Ah-Podsol Huminsäure
C, C' = Bh-Podsol Huminsäure

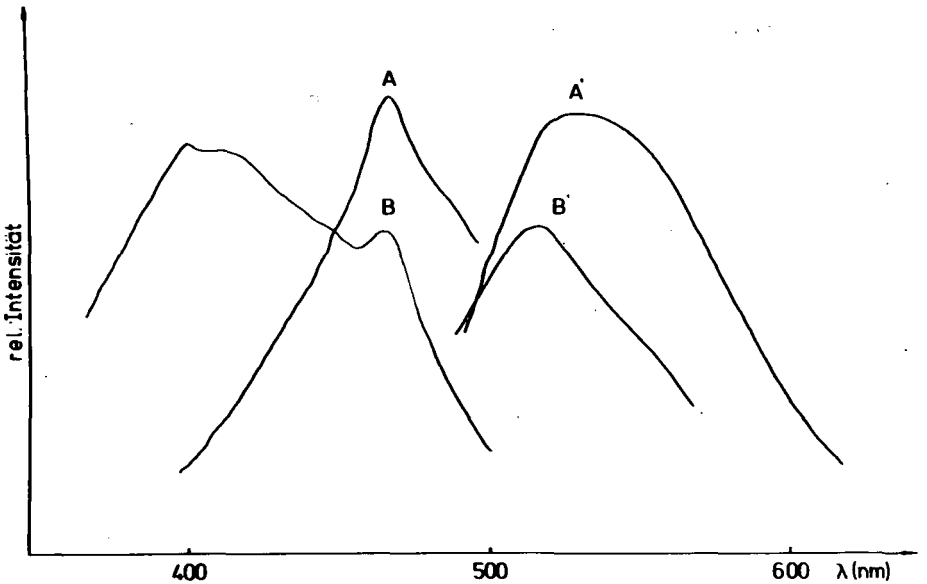


Abb. 3 Fluoreszenz-Anregungs- und Emissionsspektren (') von:
A, A' = Lysimeter Wasser Bh-Podsol Huminstoff
B, B' = Rio Guainia Huminstoff

Hier ist die Änderung der maximalen Anregung zu längeren Wellen hin deutlich zu erkennen, während das Maximum der Fluoreszenz-emission relativ konstant um die Wellenlänge 515 nm bleibt.

Die Fluoreszenzemission kann auf das umfangreiche aromatische System der Huminsäureteilchen zurückgeführt werden (SEAL et al. 1964), während die Lage der Anregungswellenlänge durch die phenolische Hydroxygruppe entscheidend beeinflusst wird (MÜLLER-WEGENER 1977 a, 1977 b).

Die Abbildung 4 zeigt am Beispiel der Bh-Podsol Huminsäure die Elutionskurve auf Sephadex.

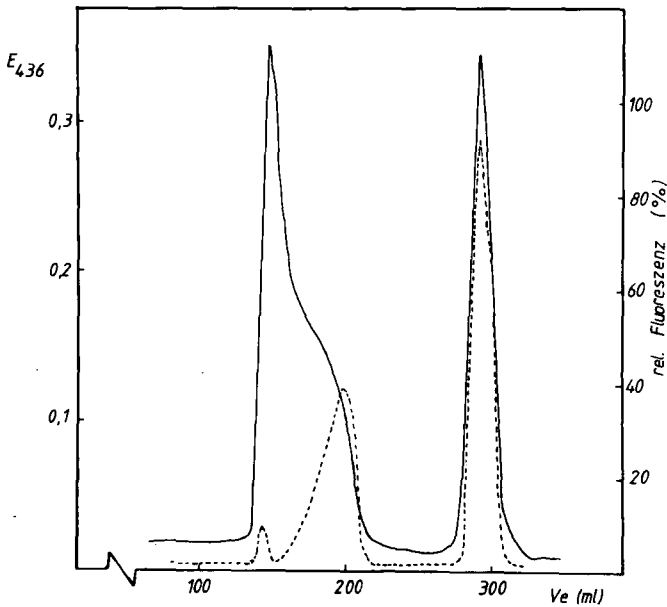


Abb. 4 Auftrennung der Bh-Podsol Huminsäure an Sephadex G-50
links: Extinktion bei 436 nm
rechts: rel. Fluoreszenz bei 520 nm
(Anregung bei 370 nm)

Die Auftrennung ergab eine hoch- und eine niedermolekulare Fraktion. Nur bei der Bh-Podsol Huminsäure deutete sich eine dritte Fraktion kurz nach der ersten an.

Die hochmolekulare Fraktion unterscheidet sich von der nieder-

molekularen durch ihre chemischen und spektroskopischen Eigenschaften. Sie ist nicht nur weniger löslich in Wasser, sondern ihre IR-Spektren sind durch den hohen Anteil von aliphatischen Gruppen gekennzeichnet. Außerdem zeigt sie kaum oder gar keine Fluoreszenzerscheinung. Ähnliche Ergebnisse wurden von LEVESQUE (1972), PENNANEN und SEDERHOLM (1974) berichtet.

Eine andere Stellung nimmt die niedermolekulare Fraktion ein. Sie ist löslich in Wasser und ihre IR-Spektren zeigen mehr Carboxyl- und wenig aliphatische Gruppen. Außerdem besitzt sie den höheren $E_{4/6}$ -Wert und Fluoreszenzintensitäten. Das IR-Spektrum der niedermolekularen Fraktion der Bh-Podsol-Huminsäure zeigt große Ähnlichkeit mit den IR-Spektren der Huminstoffe des Lysimeter-Wassers aus dem Bh-Horizont des Podsoles und dem Rio Guainia. Die Fluoreszenzspektren erhärteten diesen Befund.

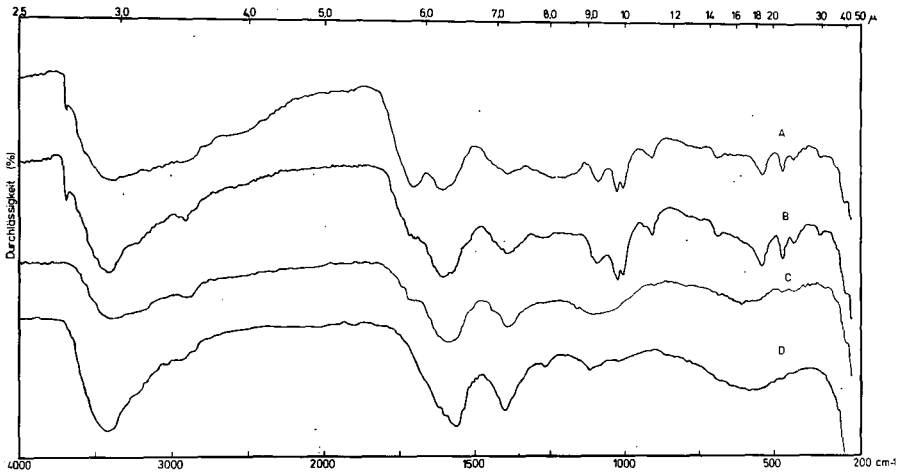


Abb. 5 IR-Spektren von aufgetrennten Fraktionen der Bh-Podsol Huminsäure an Sephadex Gel G-50

- A = Bh-Podsol Huminsäure
- B = Fraktion zwischen 150-160 ml (hochmolekulare Fraktion)
- C = Fraktion zwischen 170-192,5 ml
- D = Fraktion zwischen 292,5-300 ml (niedermolekulare Fraktion)

Die Tatsache, daß die Huminstoffe des Bu-Podsols und des Rio Guainia große Ähnlichkeit besitzen, ist der Beweis für den eindeutigen Zusammenhang zwischen Schwarzwasser und Podsol. So ist via Huminstoffe eine direkte Beziehung zwischen terrestrischen und aquatischen Ökosystemen festgestellt worden.

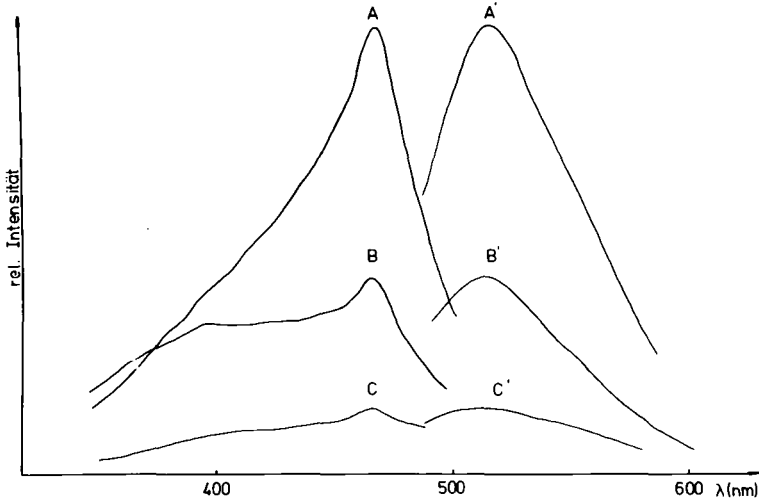


Abb. 6 Fluoreszenz- und Emissionsspektren (') von aufgetrennten Fraktionen der Bu-Podsol Huminsäure an Sephadex Gel G-50
A, A' = Fraktion zwischen 292,5-300 ml (niedermolekulare Fraktion)
B, B' = Fraktion zwischen 170-192,5 ml
C, C' = Fraktion zwischen 150-160 ml (hochmolekulare Fraktion)

Literatur

- ANONYMUS (1975): Soil Taxonomy. Soil Conservation Service U.S.A. Washington, D.C.
- FARMER, V.C. (1974): The infrared spectra of minerals. Mineralogical Society, London.
- FASSBENDER, H. u. E. ADRENS (1977): Laborvorschriften und Praktikumsanleitung. Göttinger Bodenkundl. Ber. 47, 1-88.

- LUBER, J. (1906): La végétation de la vallée du Rio Purus (Amazonie). Bull. Herb. Boissier, 6(4), 249-270.
- KLINGE, H. (1966): Tropische Podsole und Schwarzwässer. Umschau 1966, 540.
- KLINGE, H. (1967): Podzols soils: A source of blackwater rivers in Amazonia. In: H. Lent (ed.) Atas do Simpósio Biota Amazônica, Belem. 1966 (3), 117-125.
- LEVESQUE, M. (1972): Fluorescence and gel filtration of humic compounds. Soil Sci. 113(5), 346-353.
- MÜLLER-WEGENER, U. (1977 a): Fluoreszenzspektroskopische Untersuchung an Huminsäuren. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 140, 503-570.
- MÜLLER-WEGENER, U. (1977 b): Fluorescencespectroscopic investigations of natural humic acids. Chem. Erde 36, 352-354.
- MUNTZ, A. und V. MARCANO (1888): Sur les eaux noires des régions équatoriales. C.R. Acad. Sci. Paris, 107, 908-909.
- PAOLINI, J. (1978): Charakterisierung und Dynamik von Huminstoffsystemen in der amazonischen Caatinga bei San Carlos de Rio Negro, Venezuela. Diss. Göttingen.
- PENNANEN, V. und H. SEDERHOLM (1974): The fluorescence activity of gel fractionated lake waters of different colour values. Aqua Fennica 1974, 3-7.
- REINDL, J. (1903): Die schwarzen Flüsse Südamerikas. Günther, München, 138 S.
- SCHAEFFER, F., W. ZIECHMANN und G. PAWELKE (1960): Über die schonende Gewinnung natürlicher Huminstoffe mit Hilfe organischer Lösungsmittel. Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd. 20 (1/2), 58-69.
- SCHNITZER, M. (1970): Characteristics of organic matter extracted from Podsol B horizons. Can. J. Soil Sci. 50, 199-204.
- SEAL, B.K., K.E. ROY und S.R. NUMERJEE (1964): Fluorescence emission spectra and structure of humic and fulvic acids. J. Ind. Chem. Soc. 41(3), 212-214.
- SIOLI, H. (1954): Gewässernemie und Vorgänge in den Böden im Amazonasgebiet. Naturwiss. 1954, 456-457.
- SIOLI, H. (1950): As águas da região do Alto Rio Negro. Bol. téc. Inst. agron. Norte 32, 117-155.
- SIOLI, H. und H. KLINGE (1961): Über Gewässer und Böden des brasilianischen Amazonasgebietes. Erde (Berlin), 92(3), 205-219.

- VAN DER MAREL, H.W. und H. BEUTELSPACHER (1976): Atlas of infrared spectroscopy of clay minerals and their admixtures. Elsevier, Amsterdam-Oxford-New York.
- VAN STEENIS, C.G.G.J. (1935 a): Maleische vegetatieschetsen. I. Tijdschr. J.ned aardrijksk. Genoot, 52(2), 25-67.
- VAN STEENIS, C.G.G.J. (1935 b): Maleische vegetatieschetsen. II. Tijdschr. K. ned aardrijksk. Genoot, 52(2), 171-203.

Auswirkungen organischer Dünger auf Lignine und Huminsäuren in einem Boden aus aufgespültem Lößmaterial

Th. Weichel, W. Ziechmann^{*)} und P. Azizi

1. Einleitung

Bei den hier geschilderten Untersuchungen handelt es sich um eine Teilmaßnahme zur Feststellung der Effekte verschiedener Rekultivierungsmaßnahmen eines ehemaligen Braunkohlentagebaues bei Beerenrath, südwestlich von Köln. Die Versuche wurden von der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung, Nordrhein-Westfalen, Ulenberg-Str. 127-129, D 4000 Düsseldorf 1, angelegt. Die vorliegende Arbeit konzentriert sich darauf, welchen Einfluß organische Dünger auf die beiden Naturstoffgruppen Lignine und Huminsäuren in einem Boden aus frisch aufgespültem Löß genommen haben. Diese beiden Gruppen wurden dazu ausgewählt, weil sie unter ackerbaulichen Bedingungen zu den länger vorkommenden organischen Stoffen gehören und ihr Gehalt sowie ihre Qualität deshalb als besonders gute Maßstäbe für abiologische und biologische Abbau- und Umformungsprozesse im Boden angesehen werden können.

2. Material und Methoden

Nach Entnahme der Braunkohle und Planierung der Halde wurde Lößmaterial, bestehend aus dem B- und C-Horizont der ehemals vorhandenen Parabraunerde in einer Höhe von mindestens 90 cm aufgeschlämmt. Der Versuchsort liegt 131 m über NN. Im Schnitt fielen jährlich 687 mm Niederschläge und die durchschnittliche Jahrestemperatur betrug im langjährigen Mittel 9,6°C.

Die Versuchsfläche wurde mit folgenden Früchten bebaut: Luzerne - Luzerne - Winterroggen - Winterweizen - Zuckerrüben. Die Versuche

*) Leiter des Interfakultativen Lehrgebiets Chemie der Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 2, D 3400 Göttingen

werden seit 1969 kontinuierlich durchgeführt. Die Probenentnahme zur Untersuchung der Huminsäuren und Lignine erfolgte im fünften Jahr nach Aufschlammung des Lößes während des Wachstums der Rüben, Ende Juni 1974, von den in vierfacher Wiederholung jeweils 40 m² groß angelegten Parzellen mittels eines Bohrstockes aus der Ackerkrume.

Aus Tabelle 1 geht hervor, daß die Korngrößenzusammensetzung des Lößmaterials charakteristisch für einen Lehmboden ist.

Tab. 1 Korngrößenanalyse*

Tiefe cm	Ton	Fein-	Mittel-	Grob-	Fein-	Mittel- und Grob-
	2 µ	2-6 µ	S c h l u f f 6-20 µ	20-60 µ	60-200 µ	S a n d 200-2000 µ
0-10	15,7	4,5	17,6	50,5	4,4	7,1
10-20	15,8	5,1	22,8	51,1	3,1	2,1
20-30	14,4	3,5	14,1	54,3	4,1	9,6
30-40	16,9	4,3	19,3	30,6	3,9	5,0
40-50	16,9	4,2	18,4	50,3	5,9	4,6
50-60	18,2	4,9	20,2	50,2	3,1	3,4
60-70	15,6	4,8	19,7	52,0	3,8	4,1
70-80	16,9	4,3	16,1	49,6	4,6	8,5
80-90	16,8	3,3	19,9	47,6	6,1	6,3

Ebenso hält sich die Porenverteilung im Rahmen eines Lehmbodens (Tab. 2).

Chemische Untersuchungen (Tab. 3) ergaben, daß der neu entstandene Boden vor den Düngungsmaßnahmen mit organischen Materialien recht hohe pH-Werte aufwies. Zudem lag genügend CaCO₃ zur Nachlieferung von Calciumionen vor. Dagegen ist der Gehalt an Kohlenstoff und damit an organischer Substanz, speziell auch N-haltiger Stoffe, extrem niedrig.

Die Untersuchungen erstreckten sich bei Konstanthaltung der mineralischen N- P- und K-haltigen Handelsdünger auf folgende

*) Nach Meßdaten der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (s. Einleitung).

Tab. 2 Porenraumverteilung *

Tiefe cm	Ges.-PV in %	Wassergehalt in Vol.‰ bei		verfügbares Ab- sorptions- und Kapillar- sowie langsam fließenden Wasser in Vol.‰
		pH 2	pF 4,2	
0-10	40,8	35,1	9,7	25,4
10-20	40,6	34,8	10,9	23,9
20-30	42,7	34,8	9,7	25,1
30-40	45,2	38,8	11,4	27,3
40-50	45,4	37,4	10,6	26,7
50-60	45,8	38,3	12,1	26,1
60-70	46,1	38,3	11,5	26,8
70-80	44,5	37,6	11,4	26,2
80-90	44,5	37,4	10,3	27,1

Tab. 3 Chemische Untersuchungen *

Tiefe cm	pH		CaCO ₃ %	C %	org.Sub. %	N %
	H ₂ O	KCl				
0-10	8,1	7,5	6,4	0,23	0,4	0,03
10-20	8,4	7,6	10,4	0,19	0,33	0,02
20-30	8,4	7,6	7,4	0,01	0,02	0,02
30-40	8,3	7,6	4,9	0,08	0,14	0,02
40-50	8,3	7,5	3,8	0,15	0,26	0,02
50-60	8,2	7,4	2,9	0,15	0,26	0,02
60-70	8,3	7,5	2,5	0,18	0,31	0,01
70-80	8,5	7,5	3,8	0,19	0,33	0,02
80-90	8,3	7,5	5,7	0,22	0,38	—

organische Düngungsvarianten:

- 1 = Stoppeln
- 2 = Stoppeln, Styromull
- 3 = Gründüngung (GD), Stroh
- 4 = GD, Stroh, Stallmist
- 5 = GD, Stroh, Klärschlamm
- 6 = GD, Stroh, Müllklärschlammkompost
- 7 = GD, Stroh, wie 6, aber doppelte Menge
- 8 = GD, Stroh, Kalkstickstoff
- 9 = GD, Stroh, Weißtorf

Styromull wurde als Bodenverbesserungsmittel in einmaliger Gabe verabreicht. Zur Gründüngung wurde Ölrettich angebaut. Der Klärschlamm war kommunaler Herkunft. Bei dem sog. Müllklärschlammkompost handelt es sich um eine Mischung aus Stadtmüll und Klärschlamm. An Kalkstickstoff wurden pro dt Stroh ca. 1 kg r.N gestreut. Die Menge der den Versuchspartellen zugeführten organischen Masse war gleich groß und ließ sich auf Basis des Klärschlammes (C-Gehalt x 1,732) berechnen. Die organischen Dünger wurden 1972 auf Roggenstroh und 1973 auf Weizenstroh ausgebracht. Die absoluten Mengen schwankten jährlich etwas. Vom Klärschlamm wurden ca. 50 m³/ha verabreicht. Weitere Einzelheiten sind den Arbeiten von KRÄMER, 1974 a, b sowie KRÄMER und WITTKÖTTER, 1975 zu entnehmen.

Die Gewinnung der Lignine und Huminsäuren erfolgte wie in Abb. 1 skizziert.

Zur Extraktion der Lignine in Soxhlet-Apparaturen sind mehrere Lösemittel hintereinander verwendet worden, weil dadurch auch noch andere Stoffe aus dem Boden isoliert werden sollten, die aber in dieser Arbeit nicht zur Diskussion stehen. Zur quantitativen Erfassung des Lignins wurde dieses mit Phloroglucin (1,3,5-Trihydroxybenzol) in salzsaurer Lösung angefärbt. Dazu sind i. d. R. zu 2 ml des entsprechenden Bodenextraktes 1 ml einer gesättigten Phloroglucin-Lösung in $\frac{1}{2}$ konz. Salzsäure gegeben worden. Nach einer Reaktionszeit von $\frac{1}{2}$ - 1 Std. wurde das angefärbte und koagulierte Lignin abzentrifugiert und in einer bestimmten Menge Dimethylsulfoxid (DMSO) aufgenommen, um so die entstandenen rötlichen bis kirschroten Farblösungen, gegebenenfalls durch weitere Verdünnung, im sichtbaren Farbbereich spektroskopisch zu messen. Dabei befanden sich im Referenzstrahl (Vergleichsküvette) alle Bestandteile der Reaktionslösung außer Phloroglucin.

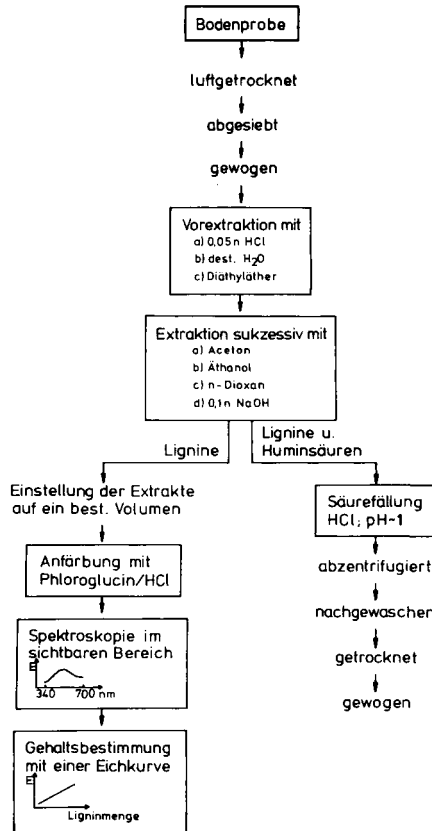


Abb. 1 Gewinnung von Lignin und Huminsäuren

Ferner wurde mit Lignin aus Winterweizenstroh, wie in Tabelle 4 angegeben, eine Eichkurve (Abb. 2) erstellt.

Unter Berücksichtigung

- der jeweiligen luftgetrockneten Bodenausgangsmenge
- des daraus gewonnenen Extraktvolumens
- der vollzogenen Verdünnung, um in den Meßbereich des Spektrometers zu gelangen und
- des registrierten Extinktionswertes im Maximum der Spektren

konnte so der Gehalt an Ligninen im Boden ermittelt werden.

Tab. 4 Erstellung einer Eichkurve aus Strohlignin und Phloroglucin/HCl

Konz.- Ansätze	Lignin- Lösung ¹⁾ ml	0,1 n NaOH ml	Phloroglucin/ HCl-Lösung ²⁾ ml	Endkonz. an Lignin mg/ml
a	1	6	1	$\frac{1}{8}$
b	2	5	1	$\frac{1}{4}$
c	3	4	1	$\frac{3}{8}$
d	4	3	1	$\frac{1}{2}$

- 1) Das Lignin wurde in einer Konzentration von 1 mg/ml in 0,1 n NaOH gelöst.
- 2) Gesättigte Phloroglucin-Lösung in $\frac{1}{2}$ konz. HCl

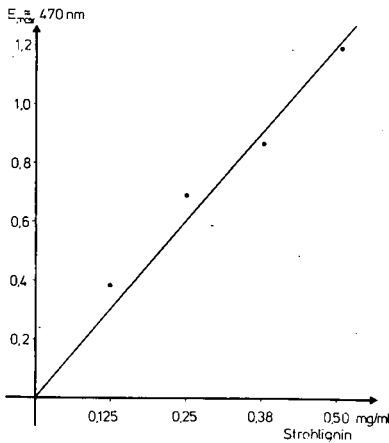


Abb. 2 Eichkurve aus Strohlignin zur Ermittlung des Ligningehaltes in Bodenextrakten

Die Menge an Huminsäuren ergab sich aus der Differenz zwischen dem colometrisch bestimmten Gehalt an Lignin (linker Zweig der Abb. 1) und dem mit Salzsäure gefällten NaOH-Extrakt (rechter Zweig der Abb. 1).

Die Umrechnung der Gehaltswerte an Lignin in dt pro ha (s. Tab.5), bezogen auf eine Ackerkrume von 30 cm, ist unter Zugrundelegung eines Raugewichtes von 1,3 vorgenommen worden, so daß sich an Boden $3,9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{ha}$ bzw. t/ha ergeben. Dieser Wert wurde mit

dem experimentell ermittelten Ligningehalt multipliziert.

Die Anfärbung der Lignine mit p-Phenylendiamin erfolgte, indem dieses Reagenz im Überschuß zu den ligninhaltigen Bodenextrakten gegeben wurde.

Das infrarot-spektroskopisch untersuchte Lignin wurde von den Dioxan-Fractionen nach deren Trocknung gewonnen. Jeweils 1,2 mg des Extraktes sind mit 300 mg KBr gemischt, gemörsert und im Vakuum bei ca. 10 kp/cm² gepreßt worden.

Das für die Erstellung der Eichkurve und zum Vergleich der IR-Spektren verwendete Lignin wurde nach der Methode von PEPPER et al. (1956) aus Winterweizenstroh isoliert und ist bei WEICHELDT 1973, 1976 sowie ZIECHMANN und WEICHELDT 1977 näher charakterisiert.

Die Absorptionsspektren im ultravioletten und sichtbaren Bereich wurden mit dem Recording-Spektrometer RST-3 der Firma Perkin-Elmer, die im infraroten Bereich mit dem Grating 457 derselben Firma registriert.

3. Ergebnisse und deren Interpretation

Hinweise auf die Anwesenheit von Ligninen in den einzelnen Bodenproben bzw. den Aceton-, Äthanol-, n-Dioxan- und Natronlauge-Extrakten daraus, konnten bereits durch dünn-schichtchromatographische und ultraviolettspektroskopische Untersuchungen gewonnen werden. Zwar kann ein Absorptionsmaximum im ultravioletten Spektralbereich um 280 nm von Ligninen verursacht worden sein (JONES 1949, WEICHELDT 1973), in einem Bodenextrakt können an dieser Stelle jedoch auch andere Stoffgruppen wie Phenole, Chinone etc. absorbieren. Deshalb empfiehlt sich eine Anfärbung des Lignins mit einem geeigneten Farbreagenz; denn dadurch treten nicht nur neue typische Maxima auf, sondern diese liegen nun in einem Wellenlängenbereich, wo andere Stoffe selten ausgeprägte Banden zeigen. In Abbildung 3 ist stellvertretend für alle anderen gewonnenen Extrakte die Farbreaktion mit p-Phenylendiamin an den Dioxanextrakten zur Kennzeichnung von Lignin dargestellt.

Des Weiteren wurden zur quantitativen Erfassung der Lignine an den Boden-Extrakten Farbnachweise mit Phloroglucin im salzsauren Medium durchgeführt. In Abbildung 4 sind wiederum die Spektren von den Dioxanextrakten zusammengestellt. Bei der Interpretation dieser Spektren ist darauf zu achten, daß allein aus der Höhe

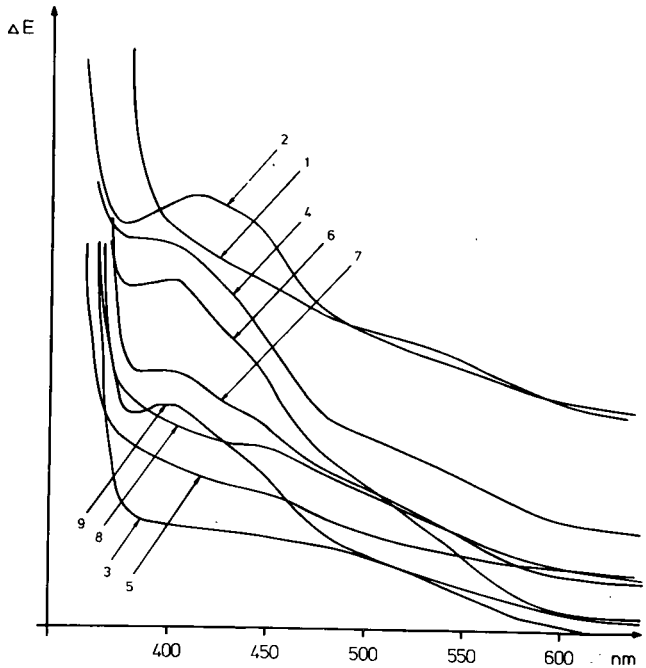


Abb. 3 Nachweis von Lignin durch Farbreaktion mit p-Phenylendiamin an n-Dioxan-Bodenextrakten

der Maxima in dieser Abbildung noch nicht auf die Menge, auch nicht der relativen, geschlossen werden kann, weil z.T. Verdünnungen berücksichtigt werden müssen sowie die Bodenausgangsmenge und das daraus gewonnene Extraktvolumen (siehe Methodischer Teil).

In Tabelle 5 sind die aus den Natronlauge-Extrakten mit Salzsäure gefällten Koagulatmengen, bestehend aus Huminsäuren und Ligninen (= a) sowie die colometrisch bestimmten Lignine (= b) und die durch Differenzbildung errechneten Gehalte an Huminsäuren aller Düngungsvarianten gegenübergestellt. Der relativ hohe Gehalt an Ligninen und der geringe an Huminsäuren im Boden der Düngungsvarianten 1 und 2 erklärt sich durch langsamen Umsatz der zuerst genannten Gruppe in dem noch jungen Boden. Die Ligninmenge erscheint hier zunächst sogar besonders hoch, vor allem wenn man bedenkt, daß vom Stroh nur die Stoppeln zweier Getreideernten auf dem Felde gelassen wurden.

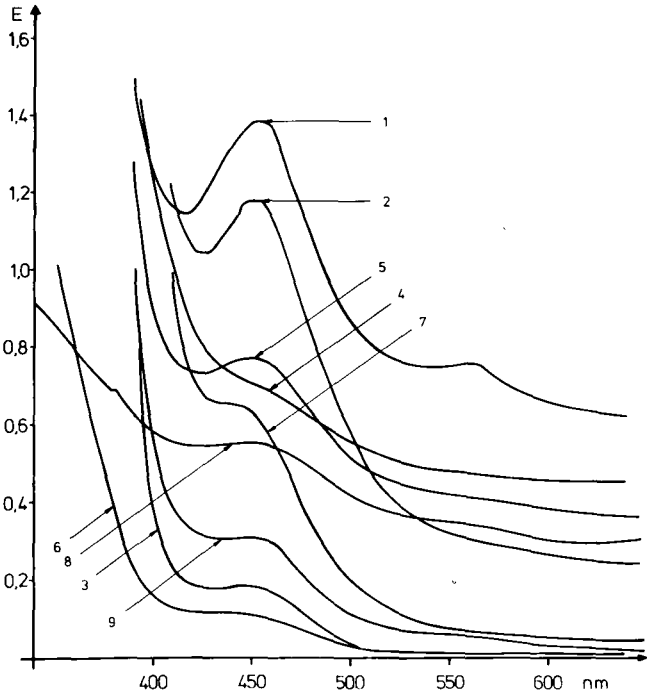


Abb. 4 Farbreaktionen an n-Dioxan-Bodenextrakten mit Phloroglucin/HCl

Tab. 5 Säurekoagulat-, Lignin- und Huminsäure-Gehalte

	a)	b)		c)
Vers.- Var.	Säurekoagulat = Lignine und Huminsäuren	Lignine		Differenz zwischen a) und b) = Huminsäuren
	mg/100 g	mg/100 g	dt/ha	mg/100 g
1	34,1	22,4	8,7	11,7
2	152,4 *	23,1	9,0	-
3	31,7	21,6	8,4	10,1
4	45,6	27,0	10,5	18,6
5	85,7	9,5	3,7	76,2
6	93,4	21,5	8,4	71,9
7	122,1	25,0	9,8	97,1
8	42,3	6,2	2,4	36,1
9	153,1	7,5	2,9	145,6

*) Die hohe Ausbeute ist hier wahrscheinlich auf das Styromull zurückzuführen.

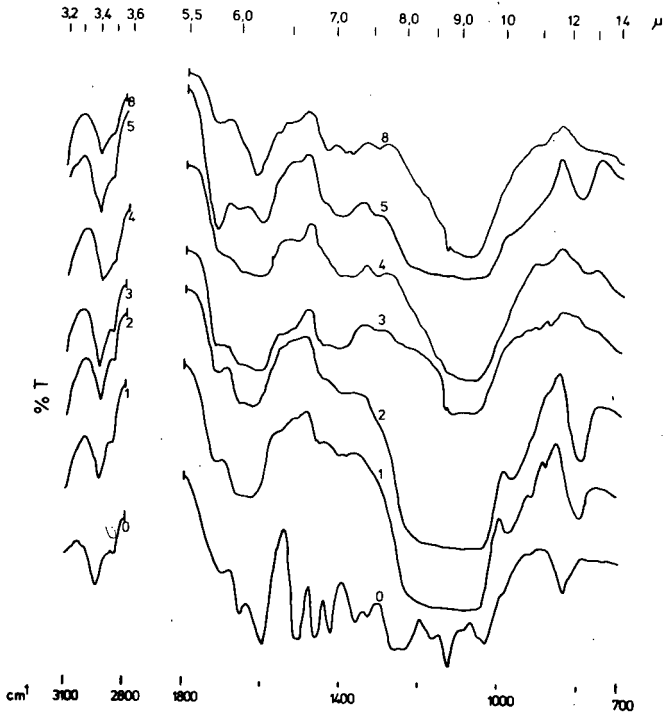


Abb. 5 IR-Spektren aus n-Dioxan-Bodenextrakten
(Spektrum 0 = Strohlignin)

4. Diskussion

Die Notwendigkeit der Untersuchung von Rekultivierungsmaßnahmen mit organischen Düngern auf dem beschriebenen Standort ergibt sich bereits aus den extrem niedrigen C- und N-Gehalten im aufgeschlämmten Löß.

Die Höhe des Gehaltes an Huminsäuren und Ligninen im Boden hängt, neben ihrer Zufuhr durch Pflanzenreste und organische Dünger, vor allem von deren Ab- und Umbaugeschwindigkeiten im Boden ab. Beurteilt man die Auswirkungen organischer Dünger nach der Quantität und Qualität der im Boden vorkommenden Lignine und Huminsäuren, so sind besonders günstige Einflüsse vom Klärschlamm und Weißtorf ausgegangen. Denn hiermit sind recht niedrige Lignin-

Allerdings befinden sich ca. ein Drittel des gesamten Lignins vom Getreidestroh in den Stoppeln. Dazu ist das noch wenig untersuchte Lignin in den Pflanzenwurzeln zu berücksichtigen.

Die Gründüngung mit Ölrettich (Vers.Var. 3) sowie die gesamte Einbringung des Strohes, ändern am Lignin- und Huminsäuregehalt im Boden wenig. Daraus ist zu schließen, daß die Gründüngung den Abbau von Lignin zwar beschleunigt, aber wenig zur Neubildung von Huminsäuren beigetragen hat.

Die Gabe von Stallmist (Vers.Var. 4) erhöht sowohl die Menge an Lignin als auch die an Huminsäuren. Dies ist aufgrund einer Zufuhr dieser Stoffe mit Stalldung oder/und dessen Förderung der Transformation von Lignin in Huminsäuren zu erklären.

Durch Klärschlamm (Vers.Var. 5) wird der Ligningehalt stark herabgesetzt. Dafür ist die Zersetzung der Lignine und sicherlich auch deren Umformung zu Huminsäuren verantwortlich.

Die Düngungsvarianten 6 und 7 (einfache und doppelte Menge an Müllklärschlammkompost) ergeben sowohl relativ hohe Gehalte an Ligninen als auch an Huminsäuren. Hierfür dürfte die Zusammensetzung der organischen Dünger die hauptsächlichste Ursache sein.

Die Düngung mit Kalkstickstoff (Vers.Var. 8) baute zwar das Lignin recht drastisch ab, ergab aber nur eine mäßige Vermehrung der Huminsäuren.

Auch Weißtorf (Vers.Var. 9) bedingte einen niedrigen Gehalt an Ligninen. Die dafür besonders hohen Mengen an Huminsäuren sind außer auf Ligninumformung mit Sicherheit auf das große Vorkommen von Huminstoffen in diesem Substrat zu erklären.

Der Verlauf der IR-Spektren in Abbildung 5 unterstützt das zu Tabelle 4 Erläuterte.

Zwar weicht die Qualität der Lignine im Boden bei allen Düngungsvarianten vom chemisch unveränderten Lignin ab, jedoch haben die Spektren aus dem Boden, der nach den Düngungsvarianten 1, 2 und 3 behandelt wurde, noch am meisten Ähnlichkeit mit unverändertem Lignin. Die anderen Spektren, auch die von den Düngungsvarianten 6, 7 und 9, die mit dem Spektrum 4 fast identisch waren und deshalb nicht gesondert dargestellt sind, haben dagegen bereits mehr huminsäure-ähnlichen Charakter.

aber hohe Huminsäuregehalte bewirkt worden. Zudem zeigte hier der im Boden vorhandene Rest an Lignin relativ starke strukturelle Modifikationen in Richtung Huminsäuren. Hohe Huminsäuregehalte resultierten auch aus der Verabreichung von Müllklärschlammkompost. Besonders bemerkenswert ist, daß der junge Boden ohne die Zufuhr von organischen Düngern nur schwerlich mit dem Ab- bzw. Umbau des Lignins der Getreiderückstände (Stoppeln) fertig wurde. Die Gründüngung mit Ölrettich forcierte zwar den Ligninabbau, ergab aber nur geringe Huminsäuregehalte.

Die gewählte Methode zur quantitativen Erfassung von Lignin ist zwar an noch völlig intaktem Lignin exakt durchzuführen, angewendet auf Lignin aus dem Boden ergeben sich jedoch möglicherweise zu niedrige Gehaltswerte. Denn der Farbnachweis mit Phloroglucin im (salz-)sauren Medium beruht auf der Wechselwirkung mit Aldehydgruppen im Lignin, die mit dessen aromatischen Strukturanteilen konjugiert sind (WEICHELT 1973; 1977) und setzt voraus, daß sich, statistisch gesehen, beim Umbau des Lignins im Boden, diese Gruppen parallel zu den übrigen Strukturen des Lignins verändern. Lignin, das nicht mehr angefärbt werden kann, aber in mancherlei Hinsicht eventuell doch noch ligninähnlich ist, wird bei Anwendung dieser Methode nicht erfaßt. Aus den Bodenextrakten war das Lignin aber nicht anders zu bestimmen, weil hier nur schwer voneinander trennbare, recht heterogene Stoffgemische vorlagen. Wäre bei den Untersuchungen zur Rekultivierung nicht nur die Beurteilung von Ligninen und Huminstoffen das Ziel gewesen, sondern auch noch eine Reihe anderer, hier nicht beschriebener Stoffe, so hätte das Lignin auch in einer einzigen Fraktion mit einem Gemisch aus n-Dioxan/H₂O (9:1 Vol.%) gewonnen werden können.

5. Zusammenfassung

Die Auswirkungen organischer Dünger in einem Boden aus frisch aufgeschlämmten Löß (B- und C-Horizonte einer ehemaligen Parabraunerde) zu untersuchen bot eine günstige Gelegenheit, Auskünfte über das Wechselspiel zwischen den organischen Stoffgruppen "Lignine" und "Huminsäuren" zu gewinnen. Bezüglich der Ligninzersetzung und der Höhe der Huminsäuremengen waren die besten Resultate durch Klärschlamm und Weißtorf erzielbar. Abnehmend im Effekt wirkten sich ferner Kompost, gemischt aus Stadtmüll und Klärschlamm sowie

Stallmist, Kalkstickstoff und Gründüngung mit Ökrettich aus. Ohne die Zufuhr von organischen Fremdstoffen wurde in dem noch jungen Boden das Lignin einer reinen Strohstoppeldüngung nur recht unvollständig umgesetzt.

6. Literatur

- JONES, E. (1949) The ultraviolet absorption spectra of complex hydroxy aromatic compounds and derivatives.
Techn.Assoc.Pulp Paper Ind., 32, 311
- KRÄMER, F. (1974 a) Klärschlamm-Düngungseffekt auf Rohlöb-
böden.
Landw. Forschung, Frankfurt/M., 27, H.1,
95-101
- KRÄMER, F. (1974 b) Ergebnisse von Rekultivierungsmaßnahmen
im Jahre 1973.
Schriftreihe der Landesanstalt für
Immissions- und Bodennutzungsschutz,
H.33, 58
- KRÄMER, F. und
WITTKÖTTER, V. (1975) Untersuchungen zur Schwermetallan-
reicherung im Lößrohboden bei verschie-
denartiger organischer Düngung.
Schriftenreihe der Landesanstalt für
Immissions- und Bodennutzungsschutz des
Landes Nordrhein-Westfalen in Essen,
H.35, 38-41
- PEPPER, J.M., BAYLIS, P.E.T.
und ADLER, E. (1959) The isolation and properties of lignins
obtained by the acidolysis of spruce
and aspen woods in dioxan-water-medium.
Can.J.Chem., 37, 1241
- WEICHELT, Th. (1973) Zur Isolierung von Ligninen und der
Nachweis ihrer Wechselwirkungen mit
autoxidierendem Hydrochinon.
Dissertation, Landw. Fakultät Göttingen
- WEICHELT, Th. (1976) The use of fluorescence and phosphores-
cence spectroscopy to investigate lignin
in biological materials.
5th Int.Peat Congress, Posen IV, 544-
552
- WEICHELT, Th. (1977) Chemical alterations of natural lignin
by interactions with humiclike autoxi-
dation products of pyrogallol (1,2,3-
trihydroxybenzene)
Proceedings of Symposium "Soil organic
matter studies, Braunschweig", Vol.II,
67-83

ZIECHMANN, W. und
WEICHELT, Th. (1977)

Chemische Veränderungen bei der Iso-
lierung von Lignin.
Z. f. Pflanzenern. und Bodenkde.
140, 645-55

Die Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft
(DFG) finanziert.

ISSN-0343-107X

Physikalisch-chemische Charakterisierung der Huminsäuren-
Fraktionen einer Schwarzerde-Griserde Sequenz unter Wald

von
W. Rochus *)

Ein Boden ist kein stabiles System. Er besteht aus einer Vielzahl einzelner organischer und anorganischer Substanzen, die Veränderungen unterliegen. Im Verlauf der Bodenentwicklung verändert sich im allgemeinen auch der Humusgehalt, und zwar sowohl quantitativ als auch qualitativ.

Die hiermit angesprochene Humusdynamik ist für die einzelnen Böden unterschiedlich. Sie hängt wesentlich ab von Standort- und Umwelt-Faktoren, welche die biologischen und chemischen Vorgänge im Boden zu beeinflussen vermögen.

Für die Entstehung und die weitere Entwicklung von Schwarzerden spielt der Formenwandel der organischen Substanz eine besonders große Rolle. Die intakten Schwarzerden zeichnen sich durch einen mächtigen humusreichen A_h -Horizont aus. Unter veränderten Klimabedingungen erfolgt eine Degradation der Böden, wobei neben den mineralischen Komponenten auch die Biomasse und die postmortale organische Substanz in den einzelnen Profilabschnitten einem Wandel unterliegt. Die zugrundeliegenden Reaktionsmechanismen sind noch weitgehend ungeklärt. Wahrscheinlich führen sowohl Abbau- als auch Umbau- und Verlagerungsvorgänge letztlich zur Aufhellung des A_h -Horizontes.

Bisher wird die damit verbundene Veränderung in der Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz vornehmlich durch Vergleich des C- (oder Humus-) Gehalts sowie des N-Gehalts und dessen Verteilung auf die verschiedenen N-Formen in Profilen von intakten und unterschiedlich stark degradierten Schwarzerden verfolgt.

*) Interfakultatives Lehrgebiet Chemie, Von-Siebold-Straße 2, 3400 Göttingen

Eingehendere Untersuchungen zur Humusdynamik befassen sich u.a. mit den quantitativen Unterschieden, die bei der Auftrennung der Huminstoffe dieser Böden in Fraktionen (Fulvosäuren, Huminsäuren, Humine, organomineralische Komponenten u.dgl.) erkennbar werden.

Die analytische Behandlung aller Fraktionen ist in der Regel nicht möglich, da sie einen zu großen Aufwand erfordert. Vorliegende Untersuchungen beziehen sich demzufolge auch nur auf die verschiedenen Gesamtfaktionen. Die an sich für eine differenziertere Betrachtung der Humusdynamik erforderliche Analysierung der einzelnen Komponenten in den Fraktionen läßt sich jedoch vereinfachen, wenn man sich zunächst auf eine Hauptfraktion des Humuskomplexes beschränkt und deren Dynamik genauer analysiert.

Zur Untersuchung der Degradationsmechanismen eignet sich von allen insbesondere die Huminsäuren-Fraktion als Leit-Fraktion. Die Huminsäuren stellen eine relativ stabile und charakterisierende Stoffgruppe dar, die durch ihre Qualität und Quantität den Humuskomplex zum großen Teil mit prägt und die dem Boden die typische dunkle Färbung verleiht. Huminsäuren nehmen eine zentrale Stellung in der Humusdynamik ein und sind außerdem am Formenwandel der mineralischen Substanz beteiligt. Durch ihre Eigenschaften als Komplexbildner und schwache Säuren können sie die Bodenentwicklung je nach den vorherrschenden Bedingungen mit beeinflussen.

Sie können bei der Zerstörung und Neubildung von Tonmineralen und organomineralischen Komplexen direkt über chemische Reaktionen beteiligt sein oder auch die Bodenentwicklung indirekt beeinflussen durch ihre biologische Aktivität, d.h. über die Beeinflussung des Lebens im und auf dem Boden mit all seinen Konsequenzen für denselben.

Da insbesondere die biologische Aktivität aber auch die chemische Reaktivität sehr stark von der Art der Huminsäuren abhängt, ist es wichtig zu wissen, wie sie sich zusammensetzen und wie sie sich während der Bodenentwicklung verändern.

Zur Klärung dieser Fragestellung gibt es Untersuchungen, die sich vorwiegend mit den chemischen und physikalischen Eigenschaften der Gesamtfaktion der Huminsäuren befassen.

Kolloidchemische Eigenschaften und Daten wurden bislang für die Klärung der vorliegenden Fragestellung wenig verwendet, obwohl Erkenntnisse darüber vorliegen, daß Aggregation und Desaggregation

resp. die Teilchengewichte von Huminsäuren in engem Zusammenhang mit der Bodenentwicklung und der Dynamik der organischen Substanz stehen. (Beim Abbau der höher oder hochmolekularen postmortalen Substanzen entstehen solche mit geringeren Molgewichten; bei der Synthese neuer Huminstoffe durch Polymerisation, Kondensations- oder Additionsreaktionen u.dgl. vergrößert sich das Molgewicht gegenüber den Ausgangssubstanzen signifikant. Auch beim Umbau von Huminstoff-Komponenten kann sich das Molgewicht einzelner Komponenten verändern.)

Bei der Auswertung der Teilchengewichtsbestimmungen ist zu berücksichtigen, daß das zumeist aus der Gesamtfraktion der Huminsäuren bestimmte mittlere Teilchengewicht wegen der heterogenen Zusammensetzung der Huminsäurenfraktion zu wenig aussagt. Wesentlich differenziertere Aussagen lassen sich aus der Teilchengewichtsverteilung ableiten, welche die Zusammensetzung der Huminsäuren aus Verbindungen mit unterschiedlichen Molgewichten und deren unterschiedlichen prozentualen Anteil in der Gesamtfraktion angibt.

Diese Teilchengewichtsverteilung wurde für die Huminsäurenfraktionen aus folgenden Böden und Profilhorizonten ermittelt:

Boden		Horizont-Tiefe
A	Feuchtschwarzerde	5-25 cm (A 1/2)
		50 cm (A 3)
B	schwach degradierte Feuchtschwarzerde	5-25 cm (B 1/2)
		50 cm (B 3)
E	stark degradierte Schwarzerde	25 cm (E 2)
		50 cm (E 3)
F	degradierte Schwarzerde, Pseudovergleyung	10-25 cm (F 1/2)
		50 cm (F 3)
G	stark tondurchschlammte degradierte Schwarzerde	5-10 cm (G 1)
		25 cm (G 2/3)
		50 cm (G 4)
H	Griserde (Parabraunerde mit Schwarz- erdevergangenheit)	5-10 cm (H 1)
		15-30 cm (H 2/3)
		55 cm (H 4)

Es handelt sich bei allen Böden um Waldstandorte, die unter anderen Gesichtspunkten schon detailliert untersucht wurden.

Methoden

Jeweils 1,5 kg der feingesiebten Bodenproben ($< 200 \mu\text{m}$) werden nach vorhergehender Extraktion mit 1 N HCl in Glassäulen mit 0,1 N KOH erschöpfend extrahiert. Der Extrakt wird mit HCl neutralisiert (pH ca. 6). Nach dem Abfiltrieren der nach einiger Zeit gelförmig ausgefallenen Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente wird das Filtrat angesäuert. Die ausgeflockten Huminsäuren werden abfiltriert, gewaschen und durch Zufügen von wenig verdünnter NaOH bis zum pH-Wert 7 wieder in Lösung gebracht. Aus dem Konzentrat wird eine 1 %ige Huminsäurenlösung hergestellt, die für die chromatographische Auftrennung verwendet wird.

Die Auftrennung der Huminsäurenfraktion erfolgt durch Gelchromatographie unter Verwendung von Sephadex Dextrangelen (G 25 und G 50) im schwach alkalischen Bereich (pH 9,5 - 10).

Die Teilchengewichtsbestimmungen erfolgten unter Verwendung von Eichsubstanzen aus den Elutionsdiagrammen und durch Korrektur dieser Werte mit den Werten, die durch die Ultrazentrifugenmethode und mit dem Knauer-Dampfdruckosmometer gewonnen wurden.*)

Die Absicherung und ggf. Korrektor der Teilchengewichte ist erforderlich, da eine Reihe von variablen Faktoren die Molgewichtsbestimmung aus den gelchromatographischen Elutionskurven stören kann. (Wechselwirkung mit den Dextrangelen, Elutionsmittel-Einfluß, Verdünnungseffekte während der Chromatographie, Elektrolyt- und pH-Einfluß u.a.)

Ergebnisse

Bei intakten Schwarzerden besteht die Huminsäurenfraktion vorwiegend aus Komponenten mit Teilchengewichten unter 1000 (67 % in 5-25 cm und 58 % in 50 cm Tiefe des Profils). Der Rest verteilt sich auf die übrigen Teilchengewichtsbereiche, wobei in 50 cm Tiefe die höheren Teilchengewichte stärker vertreten sind.

*) Für die Durchführung der Ultrazentrifugen- und der Dampfdruck-osmometrischen Bestimmungen sei auch an dieser Stelle Herrn Dr. S. Sipos, Szeged, herzlich gedankt.

Die Teilchengewichtsverteilung für die übrigen Proben ist der Tabelle zu entnehmen. Wie daraus ersichtlich ist, nimmt die Fraktion mit Teilchengewichten unter 1000 mit zunehmender Degradation ab.

Bei der schwach degradierten Schwarzerde überwiegen noch die kleineren Moleküle unter 1000, die größeren sind aber deutlich vermehrt, auch schon im Tiefenbereich 5-25 cm. Dieser Trend zur Zunahme der Teilchengewichte mit zunehmender Degradierung wird bei der stark degradierten Schwarzerde noch deutlicher. Bei dieser überwiegen die Substanzen mit Teilchengewichten über 1000.

Die Schwarzerde mit Pseudovergleyung nimmt offenbar eine Sonderstellung in der Sequenz ein. Bei ihr ist auch der Anteil höhermolekularer Verbindungen im unteren Teil des Profils größer, im Gegensatz zu den Befunden bei der stark degradierten Schwarzerde, der tondurchschlämmten Schwarzerde und der Griserde. Die beiden letzteren bestehen in 5-10 cm Tiefe bereits vorwiegend aus Huminsäuren mit Teilchengewichten über 20 000. Beide weisen im mittleren Profilabschnitt bemerkenswerterweise einen deutlich größeren Anteil an Komponenten mit kleineren Teilchengewichten auf.

Die aus der Teilchengewichtsverteilung berechneten "mittleren Teilchengewichte" (TG) steigen von 718 im oberen und 837 im unteren Abschnitt des Profils der intakten Schwarzerde über 800 (in 5-25 cm) und 822 (in 50 cm Tiefe) für die schwach degradierte auf 1069 (in 25 cm) und 984 (in 50 cm Tiefe) für die stark degradierte Schwarzerde.

Im oberen Abschnitt des Profils der tondurchschlämmten Schwarzerde beträgt das TG 1859, im mittleren 1125 und im unteren 1372; bei der Griserde ergeben sich Werte von 2361 (in 5-10 cm), von 971 (in 15-30 cm) und von 1378 (in 55 cm Tiefe des Profils).

Die Sonderstellung der degradierten Schwarzerde mit Pseudovergleyung kommt auch in den Werten für das mittlere Teilchengewicht von 700 in 10-25 cm und von 943 in 50 cm Tiefe zum Ausdruck.

Schlußbemerkung

Nach dem Vorliegen der Werte für die Teilchengewichtsverteilung der Huminsäuren erhebt sich die Frage: Bestehen alle Huminsäuren-Komponenten aus annähernd gleichen Molekülen mit lediglich unterschiedlichem Polymerisations- oder Kondensationsgrad? Aus weiteren Untersuchungen, die mit den isolierten Fraktionen

durchgeführt wurden, geht hervor, daß dieses nicht zutrifft. Die einzelnen Fraktionen unterscheiden sich auch qualitativ deutlich voneinander.

Dies geht z.B. aus den IR-Spektren, aus Elementaranalysen und Analysen der N-Formen in den einzelnen Huminsäuren-Fraktionen oder auch aus DTA-Meßergebnissen und aus Untersuchungen zur biologischen Aktivität sowie zur biochemischen Reaktivität hervor, worüber an anderer Stelle berichtet werden wird.

Abschließend kann also festgestellt werden, daß der Formenwandel der organischen Substanz im Verlauf der Degradation recht deutlich wird, wenn man die prozentuale Aufteilung der Huminsäuren-Gesamtfraktion auf die einzelnen Teilchengewichtsfractionen ihrer Komponenten bei den Profilen der verschiedenen Bodenentwicklungsstufen miteinander vergleicht.

Ferner ergibt sich aus diesen Untersuchungen, daß man - jedenfalls für differenziertere Untersuchungen - nicht wie bisher von einer Wirkung "der Huminsäuren" ausgehen sollte. Insbesondere wenn man von der biologischen Wirkung oder der biochemischen Reaktivität berichtet, stellt es eine unzulässige Verallgemeinerung dar, wenn man die u.U. nur von einer Substanz ausgehenden Wirkungen auf alle anderen, unter dem Begriff "Huminsäuren" zusammengefaßten Komponenten mit überträgt.

(Diese Untersuchungen wurden gefördert mit Hilfe von Forschungsmitteln des Landes Niedersachsen.)

Tabelle 1 Mittleres Teilchengewicht der Huminsäuren aus den Profilen der Schwarzerde-Griserde Sequenz (bestimmt bei pH 8 in 1 %iger wässriger Lösung)

Profil A		Profil B		Profil E		Profil F	
1/2	3	1/2	3	2	3	1/2	3
718	837	800	822	1069	984	790	943

Profil G			Profil H		
1	2/3	4	1	2/3	4
1859	1125	1372	2361	971	1378

Probe	Teilchengewichtsbereiche (x 10 ³)											
	< 1	1 bis 3	3 bis 5	5 bis 7	7 bis 9	9 bis 12	12 bis 16	16 bis 20	20 bis 30	30 bis 40	40 bis 50	> 50
A 1/2	67,5	3,5	2,8	2,5	3,0	3,1	3,3	3,0	2,9	3,3	2,8	2,3
A 3	57,9	3,3	2,8	2,8	3,3	4,0	5,0	5,0	4,8	4,3	4,0	2,8
B 1/2	60,6	2,5	2,6	2,5	2,3	2,2	3,0	3,8	4,5	4,8	5,0	6,2
B 3	53,7	2,7	2,5	2,8	3,6	3,9	3,8	4,6	4,3	3,8	4,4	4,9
E 2	44,4	3,2	2,8	2,3	2,5	3,3	4,5	6,0	7,5	7,5	8,5	7,5
E 3	48,3	2,9	3,0	2,6	4,0	5,2	6,0	6,3	6,0	5,5	5,4	4,8
F 1/2	61,1	3,0	3,1	2,5	3,4	3,9	4,3	4,3	5,0	2,9	3,4	3,1
F 3	49,2	5,9	7,1	6,4	4,9	4,4	3,6	3,0	3,0	3,8	4,3	4,4
G 1	24,5	2,4	2,5	2,4	3,4	3,0	3,8	4,5	10,2	12,7	17,0	13,5
G 2/3	42,3	2,3	2,1	2,5	3,3	3,8	4,5	6,8	2,4	9,5	10,0	10,5
G 4	34,0	2,3	2,3	2,8	3,5	4,0	6,7	8,1	8,6	10,2	9,6	7,8
H 1	18,2	3,1	2,3	2,9	3,6	5,0	6,5	8,4	11,9	15,5	18,0	4,1
H 2/3	49,5	2,8	2,2	2,8	2,0	2,5	2,8	3,2	3,9	7,5	11,3	9,5
H 4	34,0	2,6	2,1	2,4	3,3	3,8	4,0	5,5	8,0	10,3	13,0	11,0

Tabelle 2. Prozentuale Verteilung der Huminsäurenfraktion aus den Profilen der Schwarzerde-Griseerde Sequenz auf die Teilchengewichtsbereiche <1000 bis >50000.

Verteilung des Stickstoffs auf verschiedene N-Fraktionen
und N-Bindungsformen im Gesamtbodenmaterial, in Humin-
säuren und in Kieselsäure-Huminsäuren einer Schwarz-
erde → Griserde-Sequenz unter Wald im Raum Hildesheim

von

R. Aldag ⁺⁾ und W. Rochus ⁺⁺⁾

Einleitung und Problemstellung

Einen Überblick zur Genese, Vergesellschaftung und Hydrologie dieser Böden haben BEESE und MEYER (1973) gegeben.

Der 60 cm starke, ursprünglich recht homogene Ah-Horizont wird in seinem oberen Teil zunehmend heller bis bei der Griserde der gesamte ehemalige A-Horizont aufgehellt erscheint. Er wird zum Al-Horizont. Die Aufhellung beruht auf der Mineralisierung der dunkelschwarz gefärbten Huminstoffe unter Mileubedingungen, die für eine Konservierung dieser Huminstoffe zunehmend ungünstiger werden. Parallel dazu tritt eine Ablösung des Tones von den Schluffoberflächen und eine Abwanderung nach unten ein, was mikromorphologisch und an der Tongehaltszunahme im Bt-Horizont zu erkennen ist. Diese Entwicklung hat sich in den letzten 6-8000 Jahren vorwiegend unter Wald vollzogen, wo die "versauernden" Einflüsse besonders stark in Erscheinung traten. Die relativ intakten Schwarzerde-Ah-Horizonte sind heute lediglich dort erhalten, wo aus hydrologischen Gründen der CaCO_3 -Spiegel in Oberflächennähe gehalten wurde.

In einer früheren Arbeit haben sich FLEIGE und MEYER (1975) bereits mit den Stickstoff-Bindungsformen dieser Böden befaßt und als ein Spezifikum der Schwarzerdevergangenheit mit fortschreitender Aufhellung eine Verminderung des nichthydrolysierbaren Stickstoffs und teils eine relative und absolute Vermehrung des Aminozucker-Stickstoffs beobachtet. Da wir inzwischen die N-Fraktionierung methodisch weiter vorangetrieben haben (ALDAG et al. 1977), sollte dieser Sachverhalt überprüft werden.

Zum anderen war von besonderem Interesse, ob sich an Hand der relativen Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen

⁺⁾ Institut für Bodenkunde, von Sieboldstr. 4, 34 Göttingen

⁺⁺⁾ Interfakultatives Lehrgebiet Chemie, von Sieboldstr. 2, 3400 Göttingen

der Kieselsäure-Huminsäure und der Huminsäure, wie sie nach dem Verfahren von ROCHUS (1978) extrahiert werden, auch der Grad der Aufhellung ableiten und deuten läßt.

Ergebnisse und Diskussion:

Aus Gründen der Übersicht werden im folgenden nur die Ergebnisse der Untersuchungen an den Profilen II, IV und VIII (s. Abb. 1. bei FLEIGE und MEYER, 1975) mitgeteilt.

Sie repräsentieren somit das Anfangs-, Mittel- und Endglied dieser Boden-Entwicklungsreihe.

Abb. 1.:

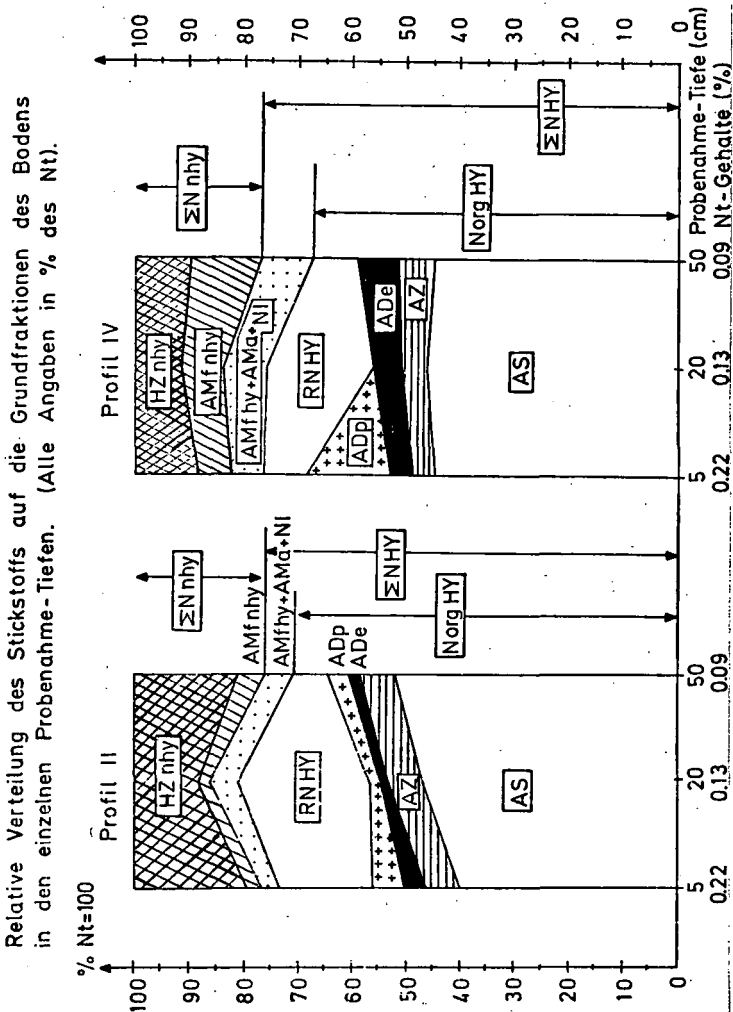
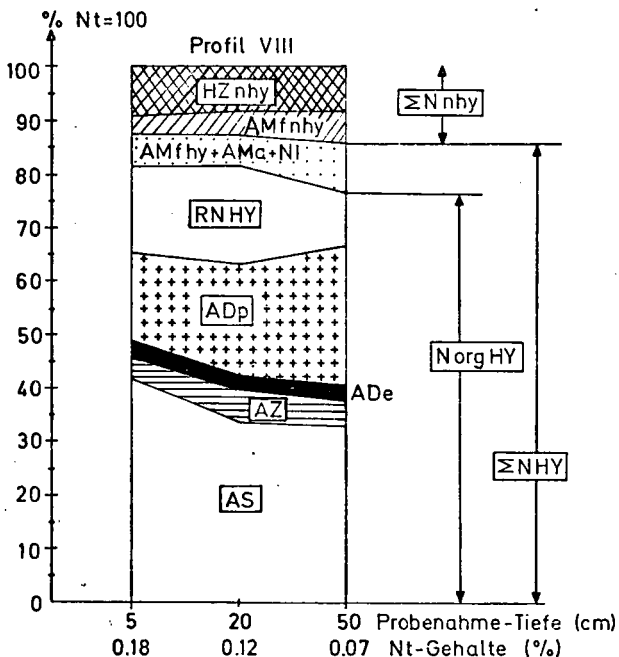


Abb. 2:

Relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen des Bodens in den einzelnen Probenahme-Tiefen. (Alle Angaben in % des N_t).



In den Abb. 1. und 2. ist zunächst die relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen des Bodens in den einzelnen Probenahme-Tiefen angegeben.

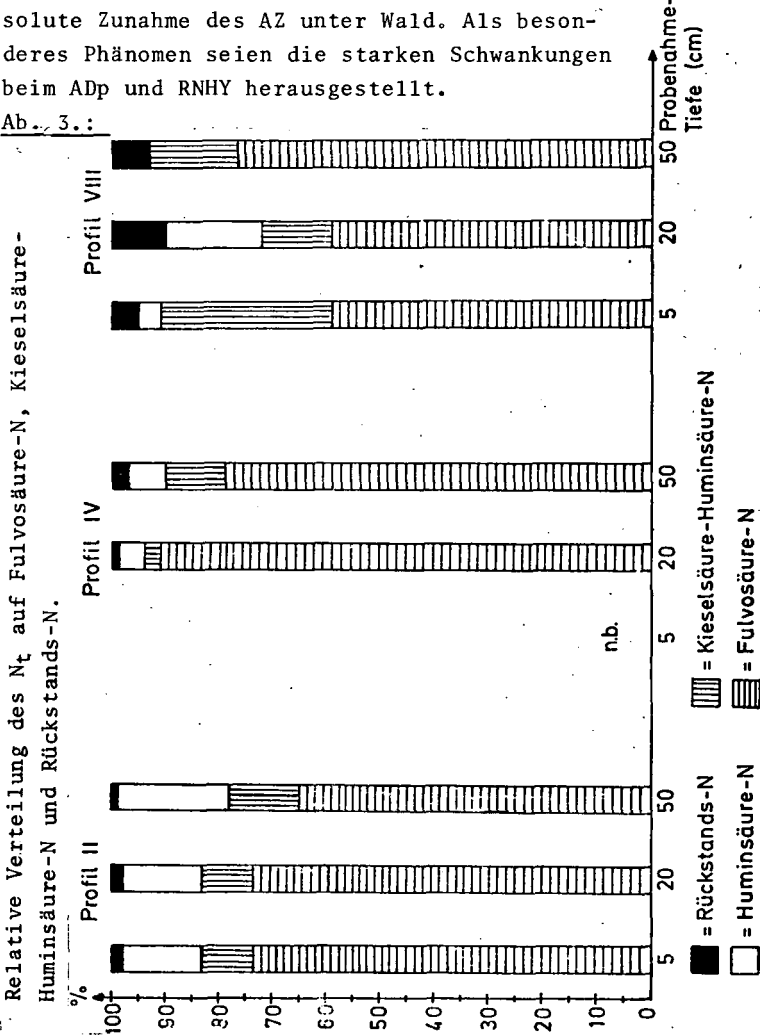
Beim Profil II nimmt der relative Anteil des Aminosäure-N (AS) mit zunehmender Profiltiefe noch zu von ca. 40 auf 50 % des N_t , während der relative Anteil des RNHY stark abnimmt. Der nichthydrolysierbare Stickstoff (ΣN_{nhy}) nimmt in 20 cm Tiefe ab und erreicht in 50 cm Tiefe etwa den Ausgangswert des Oberbodens (ca. 20 % des N_t). Die relativen Anteile des AZ, ADe und AMfhy bleiben etwa konstant.

Mit weiterer Profildifferenzierung reduziert sich der relative Anteil des AS auf ca. 40 % in allen Probenahme-Tiefen. Die relativen Anteile des AZ und des ADe bleiben unabhängig von der Probenahme-Tiefe ebenfalls mit ca. 4 - 5 % des N_t konstant. Eine markante Veränderung ergibt sich beim ADp. Während der relative Anteil im Oberboden noch etwa 15 % des N_t ausmacht, ist in dieser N-Fraktion in 20 und 50 cm Tiefe überhaupt kein

Stickstoff mehr gebunden. Analog zu Profil II ist auch hier eine relative Zunahme des ΔN_{nh} mit zunehmender Profiltiefe zu beobachten, wobei die Zunahme aber ausschließlich aus dem ΔM_{fnh} resultiert und zwanglos mit der Zunahme des Tongehaltes von 19 % im Oberboden auf 28 % in 50 cm Tiefe zu erklären ist. In der Abb. 2 setzt sich die in Profil IV angedeutete Tendenz bei allen Grundfraktionen fort: Mit zunehmender Profiltiefe nimmt der relative Anteil des AS von 40 % auf 35 % ab, ebenfalls eine leichte Abnahme des RN_{HY} und HZ_{nh} , Konstanz bei AD_p und AM_{fhy} .

Im Vergleich zu den Ergebnissen bei FLEIGE und MEYER (1975) hat sich die relative Abnahme des nichthydrolysierbaren organisch gebundenen Stickstoffs bestätigt, nicht jedoch eine relative oder gar absolute Zunahme des AZ unter Wald. Als besonderes Phänomen seien die starken Schwankungen beim AD_p und RN_{HY} herausgestellt.

Ab. 3.:



In der Abb. 3 ist zunächst dargestellt, zu welchen Anteilen sich das Gesamtboden-N nach dem Extraktionsverfahren von ROCHUS auf die einzelnen Fulvo- bzw. Huminsäuren verteilt.

Daraus geht hervor, daß insbesondere bei den Profilen II und IV in der Fulvosäure zwischen 70 u. 80% des N_t gebunden sind, beim Profil VIII beträgt dieser Anteil im Oberboden etwa 60 %, im Unterboden 75 %.

Der Anteil des Kieselsäure-N beträgt im Profil II etwa 10 %, im Profil IV zwischen 4 und 10 % und im Profil VIII beträgt dieser Anteil im Oberboden ca. 30 %, bei 20 cm Tiefe 12 % und bei 50 cm Tiefe 15 %.

In der Huminsäure ist im Boden des Profils II im Vergleich zu den anderen Standorten, mit Ausnahme des Bodens in 20 cm Tiefe des Profils VIII, sehr viel mehr Stickstoff gebunden (14-20 % des N_t). Beim Boden des Profils IV sind es etwa 4-5 % des N_t und im Boden des Profils VIII bei 5 und 50 cm Probenahme-Tiefe ca. 3-4 % des N_t .

Der relativ hohe Anteil des Stickstoffs, der insbesondere in den Profilen II und IV mit der Fulvosäure-Fraktion extrahiert wurde, könnte damit erklärt werden, daß in diesen Böden noch ein großer Anteil der organischen Substanz als Ca-Fulvate auf den Ton- und Schluffoberflächen gebunden vorliegt. Durch die Extraktion mit 0.1 N HCl werden offensichtlich diese Bindungsstellen bevorzugt gelöst und somit in dieser Fraktion angereichert.

Der Stickstoff, der nach der erschöpfenden Extraktion im Boden verbleibt, wird als Rückstands-N bezeichnet. Die relativen Anteile betragen etwa 1-5 % des N_t , lediglich im Profil VIII (20 cm Probenahme-Tiefe) macht dieser Anteil 10 % des N_t aus.

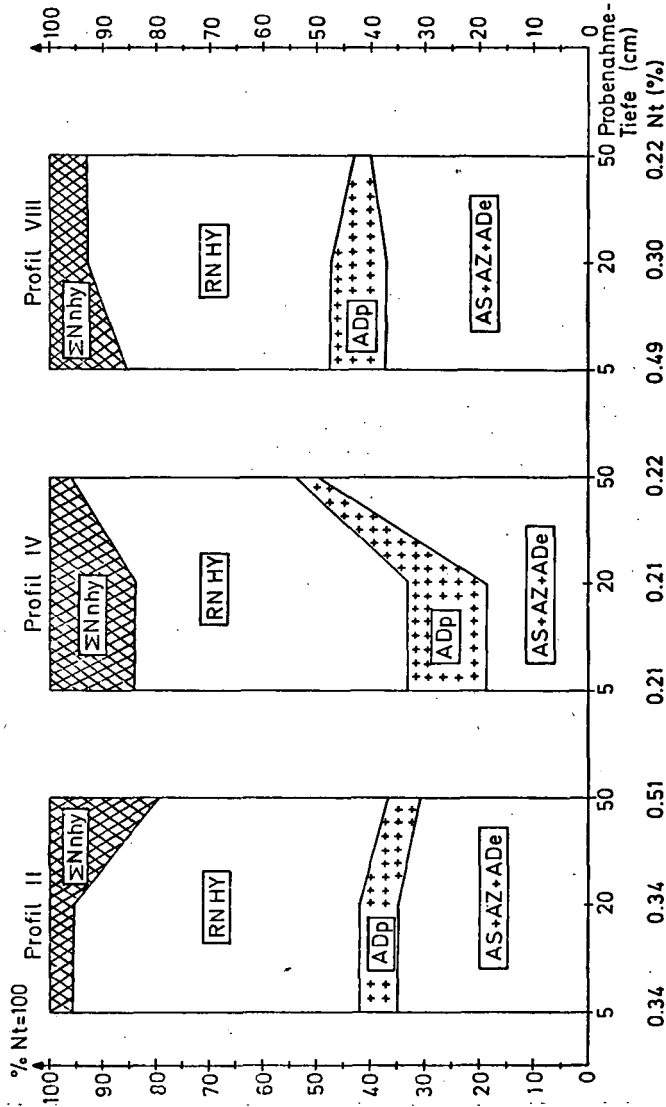
Relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen von Fulvo- und Huminsäuren:

Fulvosäuren: In den Fulvosäuren ist die relative Verteilung des Stickstoffs auf die einzelnen Grundfraktionen der im Gesamtboden sehr ähnlich und wird hier nicht näher erörtert.

Kieselsäure-Huminsäure: Die relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen in der Kieselsäure-Huminsäure ist in der Abb. 4 dargestellt.

Abb. 4.:

Relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen der Kieselsäure-Huminsäure (Si-HS) in den einzelnen Probenahme-Tiefen.
(Alle Angaben in % des N_t der Si-HS).



Der größte Anteil des Stickstoffs liegt in der Fraktion Hydrolysat-Rest-N vor und macht in allen Profilen und Profil-Tiefen zwischen 40 u. 50% des N_t der Si-HS aus. In der N-Fraktion ADP sind etwa zwischen 5 u. 10% des Si-HS- N_t gebunden.

Wenn über die Struktur der N-Verbindungen, die in diesen beiden N-Fractionen vorliegen, auch noch wenig ausgesagt werden kann, so wird deutlich, daß mit dieser Kieselsäure-Huminsäure eine bestimmte Teilfraktion in überproportionalem Maßstab von der gesamten organischen Substanz aus dem Boden extrahiert wird.

Die Kieselsäure-Huminsäure, die bekanntlich als Gesamtkomplex aus dem Boden extrahiert wird, besteht demnach vorwiegend aus organischen N-Verbindungen, die bevorzugt zur Komplexbildung oder gar zur Veresterung mit der Kieselsäure befähigt sind. Nach unseren Erfahrungen liegt der Stickstoff in der RNHY-Fraktion vorwiegend in heterozyklischer Bindung vor, wie Purin- und Pyrimidin-Basen. Es gibt aber auch Hinweise darauf, daß Peptide und Aminosäuren darin vorkommen, die sehr fest mit aromatischen Struktureinheiten verknüpft sind und durch eine salzsaure Hydrolyse nicht abgespalten werden können.

Beim Profil IV im Oberboden ist jedenfalls besonders auffällig, daß die geringen Anteile an AZ, AS und ADe durch die starke Zunahme des RNHY und ADp kompensiert werden. Weitere Untersuchungen an der Si-HS müssen zeigen, ob der große Anteil des RNHY ein Charakteristikum dieser Huminstoff-Fraktion ist. Die qualitative Zusammensetzung der Kieselsäure-HS scheint jedenfalls nur bedingt Hinweise auf die zunehmende Aufhellung dieser Morphosequenz zu bieten.

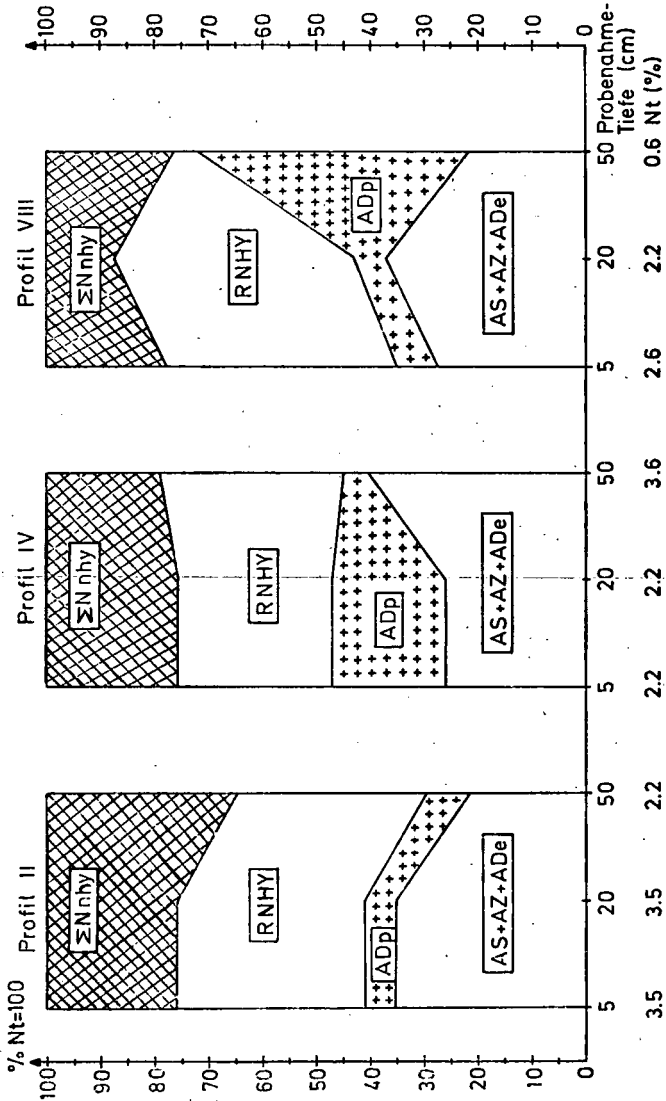
Der relative Anteil des Stickstoffs in der Fraktion ΣN_{nh} nimmt mit zunehmender Aufhellung der A_h -Horizonte ab und bestätigt damit den Befund bei der N-Fraktionierung des Gesamtboden-Materials.

Huminsäure:

In der Abbildung 5 ist die relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen der Huminsäure in den einzelnen Probenahme-Tiefen aufgezeigt.

Abb. 5.:

Relative Verteilung des Stickstoffs auf die Grundfraktionen der Huminsäure (HS) in den einzelnen Probenahme-Tiefen. (Alle Angaben in % des Nt der HS).



Im Vergleich zur SI-HS fällt auf, daß generell der relative Anteil des RNHY abgenommen und der relative Anteil des Σ Nnhy zugenommen hat. Dieser Befund bestätigt, daß in den Huminsäuren größere Anteile des Stickstoffs in nichthydrolysierbarer Form gebunden vorliegen. Ferner ist festzustellen, daß mit zunehmender Aufhellung des A-Horizontes der relative Anteil des AS, AZ und Ade (mit Ausnahme des Profils IV im Unterboden) abnimmt.

Literatur:

- ALDAG, R., S.A. IBRAHIM und B. MEYER: Voraussdüngung von Sommerweizen durch N-Gaben zur Vorzwischenfrucht Raps. Zweijährige Freilandversuche auf mitteldeutscher Lößparabraunerde mit Nitrat- und Ammonium-Dünger-N. Mitteilung II: Mengen-Zeitgang der N-Fraktionen im Boden (Vergleich: Bewuchs/Brache)
Göttinger Bodenkundl. Ber. 48, 77-235 (1977)
- ROCHUS, W.: Organomineralische Komplexe in intakten und degradierten Schwarzerden.
Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., 27, 251 - 262 (1978)
- FLEIGE, H. und Meyer, B.: Die Stickstoff-Bindungsformen (N-Fraktionen) einer Schwarzerde-Griserde-Bodensequenz unter Wald und Acker im Löß-Gebiet Hannover-Hildesheim.
Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 233-264 (1975)
- BEESE, F. und MEYER, B.: Bodenwasser-Haushalt der Lößschwarzerde/Griserde-Landschaft bei Hildesheim.
Göttinger Bodenkundl. Ber. 22, 1 - 46 (1973)

Eine vergleichende Untersuchung über die
organischen Stickstoff-Bindungsformen in
türkischen Krasnosems bzw. deutschen
Basalt- und Lockerbraunerden

von
H. S. Baskaya *)

Der Zweck dieser Arbeit war, die organischen Stickstoffbindungsformen der deutschen bzw. türkischen Böden zu fraktionieren und miteinander zu vergleichen. Es wurden Profilproben von vier Krasnosems — die nach der türkischen Nomenclatur als "Teeböden" bezeichnet werden — von der nord-ost anatolischen Küste, eine Basaltbraunerde von Hohen Hagen bei Göttingen und eine Lockerbraunerde vom Vogelsberg (Köhlerwald) untersucht.

Alle untersuchten Böden, sowohl die aus der Türkei als auch die aus Deutschland, haben als Muttergestein Basalt. Alle untersuchten Böden haben ungefähr den gleichen pH-Wert und einen hohen Gehalt an organischen Stoffen.

*) Institut für Bodenkunde der landwirtschaftlichen Fakultät der Universität Ankara/Türkei

Die untersuchten deutschen und türkischen Böden befinden sich jedoch unter verschiedenen klimatischen Bedingungen. Die Niederschlagsmengen für die deutschen Böden betragen 800 bis 1.300 mm/Jahr, für die türkischen Krasnosems bis 2.200 mm/Jahr. Die langjährigen Temperaturdurchschnitte bleiben bei den deutschen Böden unter 8°C, liegen aber in türkischem Teeanbauggebiet, wo die Krasnosems verbreitet sind, über 14°C (BASKAYA, 1975).

Die Stickstoff-Fraktionierungen wurden an den untersuchten Profilen mit der von BREMNER (1965) ausgearbeiteten Methodenkombination durchgeführt. Dabei wurden nach der Hydrolyse des Bodens mit 6 n HCl im Hydrolysat Gesamt-N (HB-GES-N), Amid-N (HB-Amid-N), Hexosamin-N (HB-Hexosamin-N) und α -Aminosäure-N (HB- α -Amino-N) bestimmt.

(HB-GES-N) - (HB-Amid-N + HB-Hexosamin-N + HB- α -Amino-N) wird als "HB-Rest-N" bezeichnet.

Hydrolysierbarer Stickstoff (HB-GES-N) und Stickstoffbindungsformen in % des Gesamtstickstoffgehaltes des Bodens sowie die Stickstoffbindungsformen in % des hydrolysierbaren Stickstoffs werden in Abb. 1 und 2 als Tiefenfunktion dargestellt.

Die Fraktionierung des organisch-gebundenen Stickstoffs im sauren Hydrolysat des Bodens zeigte einige Unterschiede beim Amid- und α -Amino-N-Gehalt. In den Krasnosems und in der Lockerbraunerde nimmt der Amid-N bezogen auf den hydrolysierbaren Stickstoff mit der Tiefe zu, während der α -Amino-N entsprechend abnimmt. In der Basaltbraunerde zeigten beide N-Formen keine nennenswerte Änderung mit der Tiefe. Allgemein kann man sagen, daß die Lockerbraunerde und die Krasnosems ziemlich ähnliche Werte zeigen, die Basaltbraunerde sich aber von den anderen Böden unterscheidet.

Literatur:

- BASKAYA, H.S.: Untersuchungen über die organischen Stoffe in türkischen Teeböden sowie deutschen Basalt- und Lockerbraunerden. - Göttinger Bodenkundl. Berichte 37, S. 1-182 (1975)
- BREMNER, J. M. Organic Forms of Nitrogen. - Methods of soil Analysis (Black, C.A. et al 1965). Part. 2. Chemical and microbiological properties 85, 1238-1255 -. American Soc. of Agronomy, Inc. Publisher (1965)

Tab. 1: pH-Werte, Gesamtkohlenstoff-Gehalt (C-GES in % vom Boden), bestimmt durch trockene und nasse Verbrennung bzw. Gesamtstickstoff-Gehalt (N-GES mgN/g Boden) und C/N-Verhältnisse in den untersuchten Böden

	Horizont	Tiefe (cm)	pH-Wert (1 : 25) Wasser	C-GES		N-GES	C/N	+)
				trock. Verbr.	C-GES nasse Verbr.			
Teeböden P 1	A ₁₁	0-5	4.25	3.40	9.31	9.32	5.58	16.7
	A ₁₁	5-15	4.45	3.50	7.20	6.91	3.89	18.5
	A ₁₂	15-30	4.50	3.45	3.67	3.47	2.00	18.3
	B	30-42	4.50	3.45	1.68	1.45	1.09	15.4
	C	42-65	4.50	3.45	0.65	0.53	0.64	8.25
Teeböden P 2	A ₁₁	0-10	4.30	3.40	9.05	8.33	5.03	18.0
	A ₁₂	10-25	4.35	3.50	4.83	4.39	2.57	18.8
	A ₃ (B ₁)	25-50	4.75	3.55	1.00	0.83	0.67	14.9
	B	50-85	4.90	3.55	0.59	0.48	0.41	14.2
	C	85-120	5.10	3.65	0.24	0.24	0.23	10.3
Teeböden P 3	A ₁₁	0-10	4.60	3.60	7.49	6.93	5.60	13.4
	A ₁₂	10-20	4.50	3.55	6.70	6.49	5.02	13.3
	B ₁	20-40	4.60	3.65	2.25	2.74	1.92	11.8
	B ₂	40-55	4.75	3.60	1.28	1.49	0.76	16.8
	C	55-85	4.90	3.65	0.60	0.69	0.45	13.2
Teeböden P 4	A ₁₁	0-10	4.15	3.30	8.06	7.72	5.27	15.3
	A ₁₂	10-20	4.35	3.55	3.87	3.81	2.17	17.8
	A ₁₂	20-40	4.75	3.45	1.37	1.25	0.76	18.1
	B	40-60	4.70	3.35	0.37	0.35	0.32	11.4
	C	60-80	4.70	3.30	0.27	0.24	0.27	9.86
Basalt- braunerde	A _h	0-5	4.60	4.00	6.66	6.37	5.40	12.3
	A _h	5-15	4.80	4.20	4.73	4.34	4.32	11.0
	A _h	15-30	5.20	4.50	3.46	3.46	3.19	10.9
	B _v	30-45	5.50	4.70	1.93	1.75	1.81	10.7
	C	45-60	5.70	4.80	0.80	0.76	0.84	9.57
Locker- braunerde	A _h	0-4	3.95	3.45	17.3	17.4	8.21	21.0
	A _h B _v	4-18	4.70	4.30	5.13	5.15	2.29	22.4
	B _v 1	18-45	4.75	4.30	1.96	1.95	1.38	14.2
	B _v 2	45-65	4.75	4.35	1.07	1.01	0.91	11.8
	IIB _v 1	65-90	5.20	4.30	0.71	0.61	0.47	15.1

+) bei C/N C = trock. Verbr. C-GES

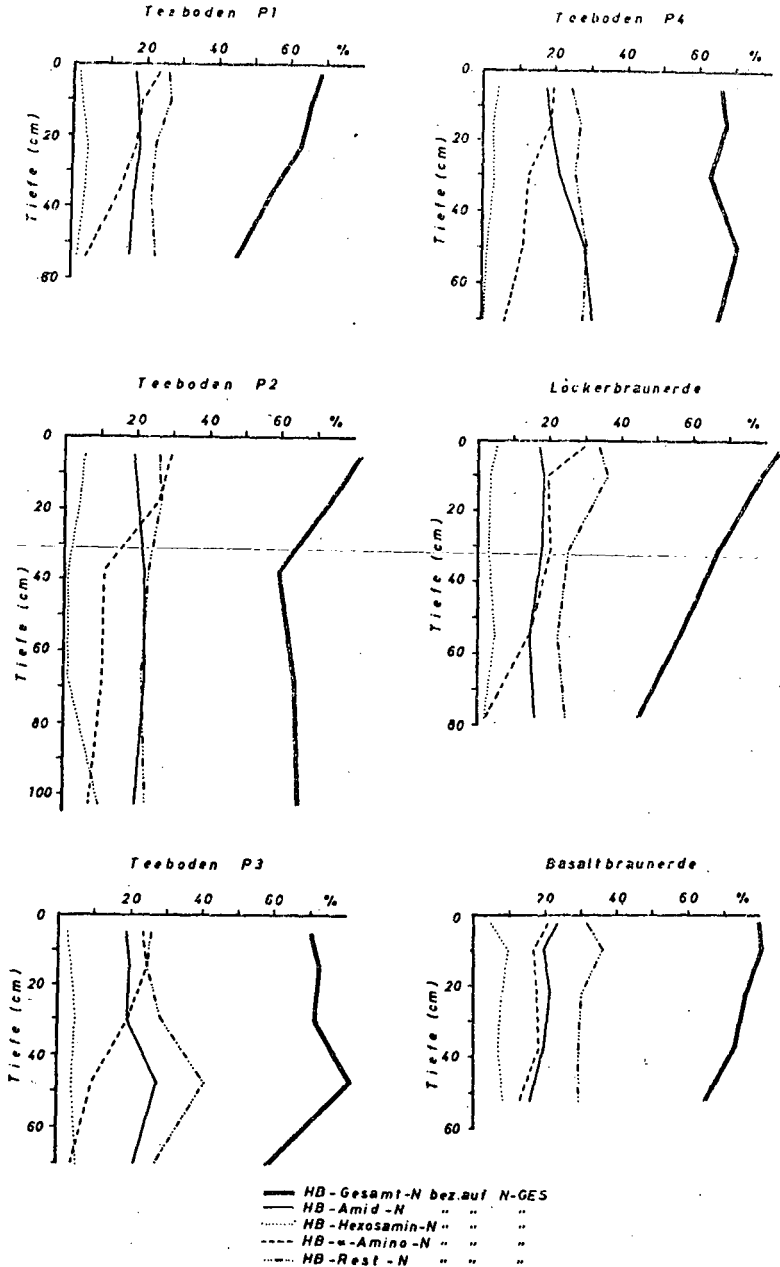


Abb. 1.: Hydrolysierbarer Stickstoff (HB-GES-N) und Stickstoffbindungsformen (HB-Amid-N, HB-Hexosamin-N, HB-α Amino-N und HB-Rest-N) in % des Gesamtstickstoffgehaltes des Bodens (N-GES) in den untersuchten Profilen als Tiefenfunktion

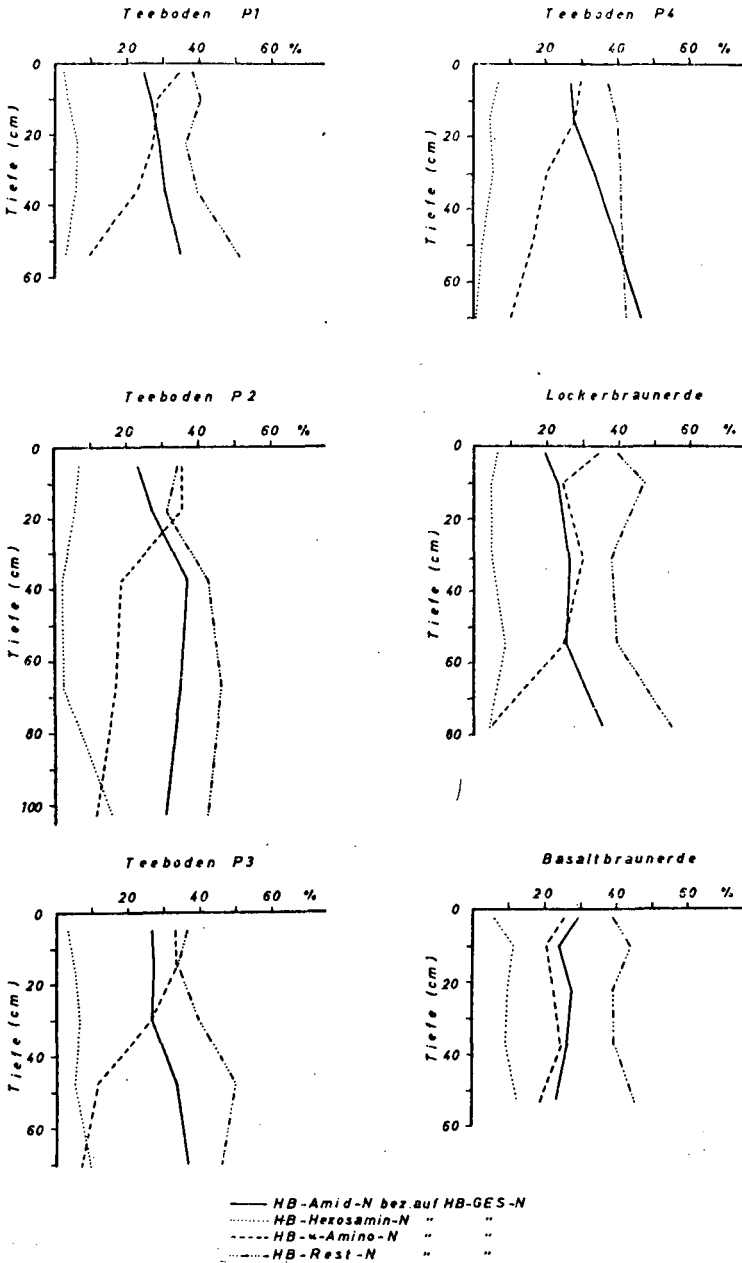


Abb. 2.: Stickstoffbindungsformen (HB-Amid-N, HB-Hexosamin-N, HB- α -Amino-N und HB-Rest-N) in % des hydrolysierbaren Stickstoffs (HB-GES-N) in den untersuchten Profilen als Tiefenfunktion.

Ein Bioassay zur Charakterisierung der Metallbindungs-
eigenschaften von wasserlöslichen Streusubstanzen

von

P. Blaser, W. Landolt und H. Flühler *)

Die Wirksamkeit von natürlichen organischen Komplexbildnern im Boden auf das Verhalten von wenig löslichen Schwermetallen hängt wesentlich von zwei Grössen ab:

- der Bindungskapazität für ein bestimmtes Metall
- der Bindungsstärke der organo-metallischen Verbindung.

Mit Hilfe einer biologischen Methode wird im folgenden versucht, diese beiden Eigenschaften für wässrige Extrakte von Kastanienlaubstreu bezüglich dem Element Kupfer zu bestimmen.

Die Methode beruht auf der Toxizität von freien Kupferionen ($\text{Cu}_{\text{aq}}^{2+}$) für bestimmte Algenarten. Schon sehr geringe Cu-Konzentrationen bewirken eine rapide Herabsetzung der Photosyntheseaktivität und damit verbunden, der CO_2 -Aufnahme. In Gegenwart von organischen und anorganischen Komplexbildnern nimmt dagegen die physiologische Verfügbarkeit von Kupfer ab und der toxische Effekt bleibt weitgehend aus. Diese Kupferinaktivierung bildet ein Mass für die Bindung dieses Elementes an einen Komplexbildner.

Vergleicht man die Photosynthesereduktion von Cu-empfindlichen Algen in Abhängigkeit steigender Kupferkonzentrationen in Medien mit und ohne komplexbildenden Substanzen, so kann die inaktivierte, gebundene Kupfermenge bestimmt werden.

*) Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen,
8903 Birmensdorf/Schweiz

1. Experiment

In einem Batch-Experiment wurden zu 10 mM Natriumcarbonat-Pufferlösungen mit $\text{pH} = 6.0$ steigende Kupfermengen in Form von CuSO_4 zugegeben. Die Cu-Konzentrationen lagen zwischen $0,5 \cdot 10^{-5}$ und $14 \cdot 10^{-5}$ M/l. In einer zweiten, genau gleichen Konzentrationsreihe wurden diesen Lösungen je $5 \cdot 10^{-5}$ M/l EDTA beigelegt. Diese Lösungen wurden danach mit einer stark verdünnten Algensuspension versetzt, welche ^{14}C -markiertes Natriumbicarbonat enthielt ($20 \mu\text{Ci H}^{14}\text{CO}_3^- / 100 \text{ ml}$ Algensuspension). Die Algen waren aus dem Zürichsee gefischt worden und wurden nicht näher untersucht. Nach einer Inkubationszeit von 15 Stunden bei 2500 Lux und 25°C wurde die Assimilation durch Kälteschock unterbrochen, das überschüssige $^{14}\text{CO}_2$ mit Trichlorsäure ausgetrieben und nach Gefrier Trocknung die säurestabilen Assimilate in einem β -Scintillationszähler gemessen.

Abb. 1 veranschaulicht die Wirkung der steigenden Cu-Konzentrationen auf die ^{14}C -Aufnahme der Algen in Lösungen mit und ohne EDTA. In Gegenwart des sehr starken Komplexbildners unterblieb der toxische Effekt des Kupfers so lange, bis die Äquivalentmenge von $5 \cdot 10^{-5}$ M/l Cu überschritten wurde; danach resultierte eine Photosynthesereduktion im gleichen Ausmass wie in der Vergleichs-Serie ohne EDTA.

2. Experiment

In einer gleichen Versuchsanordnung wurde anstelle von EDTA ein wässriger Kastanienlaubextrakt als Komplexbildner verwendet. Die Konzentration betrug 0.05 % ($\sim 90 \text{ mg TS/l}$). Abb. 2 zeigt, dass in diesem Fall die Photosynthesereduktion anders verläuft als im ersten Versuch (Kurve 2). Mit Hilfe des Referenzversuches ohne Komplexbildner (Kurve 1) ist es möglich, für verschiedene vorgelegte Kupfermengen die freie (M_f) und organisch gebundene, inaktivierte Kupfermenge (M_b) zu ermitteln. Weil in beiden Versuchsreihen nur das freie $\text{Cu}_{\text{aq}}^{2+}$ die Photosynthese beeinflusst, entspricht Äquitoxizität in den beiden Versuchsreihen einer gleich grossen Konzentration von nicht gebundenem Kupfer (GAECHTER et al. 1978). Die gebundene Cu-Menge M_b wird aus der Differenz zwischen total vorgelegtem Kupfer M_{tot} und M_f ermittelt.

In Gegenwart von Streuextrakt als Cu-bindendes Agens nimmt die gebundene Cu-Menge M_b mit steigendem M_{tot} zu, wogegen im Fall von EDTA M_b scheinbar konstant bleibt.

Aus verschiedenen Voruntersuchungen ist bekannt, dass ein grosser Teil der organischen Substanz des Streuextraktes von kolloidaler Grössenordnung ist. Die Cu-Bindung an diese organischen Makromoleküle kann darum möglicherweise als Adsorption von Metallionen an die Oberflächen von kolloidalen Partikeln interpretiert werden. Unter diesem Aspekt könnte der Bindungsvorgang mindestens formal mit Hilfe der Adsorptionsisothermen beschrieben werden. Um diese Hypothese zu prüfen, wurden die gebundenen Cu-Mengen M_b in Abhängigkeit zu den freien Cu-Mengen M_f der equilibrierten Lösungen aufgetragen. Es resultiert eine Kurve, welche einer Adsorptionsisotherme sehr ähnlich ist (Abb. 3a).

Die Interpretation der Daten dieses Versuches erfolgte mit Hilfe der linearen Form der Langmuir-Adsorptionsgleichung:

$$\frac{M_f}{M_b} = \frac{1}{k \cdot b} + \frac{1}{b} M_f \quad 1)$$

M_f , M_b : freie, resp. gebundene Cu-Menge in den Gleichgewichtslösungen

k : Affinitätsparameter, konstant

b : Kapazitätsparameter, konstant

Die Darstellung von M_f/M_b in Abhängigkeit von M_f ergibt eine Gerade aus welcher der gesuchte Kapazitätsparameter $b =$ maximale Bindungskapazität berechnet werden kann. Diese beträgt für den untersuchten Fall $10,64 \cdot 10^{-5}$ Mole Cu/Liter 0.05 % Streuextrakt oder pro Gramm Trockensubstanz ~ 75 mg Cu (Abb. 3b).

Die Schätzung der Bindungsstärke

Da das Molekulargewicht von natürlichen, organischen Komplexbildnern meistens unbekannt ist, wird zur Berechnung der Stabilitätskonstanten die von MILLER und OHLROGGE (1958) vorgeschlagene maximale Bindungskapazität (MBK) des Komplexbildners verwendet. Diese Grösse sagt aus, wieviele Mole bindungsfähiger Stellen in einem Liter einer komplexierenden

Lösung vorhanden sind und wird in Molen gebundener Metallionen pro Liter ausgedrückt (ZUNINO et al. 1972).

Unter der Annahme, dass eine organo-metallische Verbindung entsteht, in welcher a Metallionen M mit einem organischen Komplexbildner Ch reagieren und eine Verbindung vom Typ MaCh bilden, lässt sich bei bekannter MBK eine mittlere konditionale Stabilitätskonstante für den gesättigten Komplex MaCh nach ZUNINO und MARTIN (1977) wie folgt formulieren:

a: Anzahl Metallionen die sich im Mittel mit einem organischen Molekül verbinden.

$$K = \frac{(M_b)}{(M_f)^a (MBK - M_b)} \quad 2)$$

K: Mittlere konditionale Stabilitätskonstante des gesättigten Komplexes.

MBK: Maximale Metallbindungskapazität der gelösten organischen Substanz.

Alle Werte in Mol/l

Durch Umformung und Logarithmierung erhält man

$$\log \frac{M_b}{MBK - M_b} = a \log M_f + \log K \quad 3)$$

woraus sich durch lineare Regression von $\log \frac{M_b}{MBK - M_b}$

in Abhängigkeit von $\log M_f$, $\log K$ und a berechnen lassen.

Im untersuchten Fall ist $\log K = 4.9$ und $a = 0.81$ (Abb. 4).

Aus Gleichung 2 ist aber auch ersichtlich, dass diese in eine allgemeinere Form der Langmuirgleichung übergeführt werden kann:

$$M_b = \frac{b \cdot k \cdot M_f^a}{1 + k \cdot M_f^a} \quad 4)$$

Für den Fall, dass $a = 1$ ist, ist Gleichung 4 identisch mit Gleichung 1, d.h. die belegbare Oberfläche des Adsorbens ist zu 100 % besetzt. Nur in diesem Fall entspricht der Affinitätsparameter k der Stabilitätskonstanten K und der Kapazitätsparameter b der maximalen Bindungskapazität MBK.

Die drei unbekannt Parameter b, k und a in Gleichung 4 lassen sich auch durch gleichzeitige Optimierung mit Hilfe einer nichtlinearen Regression bestimmen. Diese Berechnung ergab in unserem Experiment die gleichen Werte wie bei schrittweiser Lösung des Problems mit den Gleichungen 1 und 3.

Interpretation

Vergleicht man die Resultate des Bioassays mit solchen, welche mit nicht biologischen Methoden erzielt werden konnten, so zeigt sich, dass die mit dem Bioassay ermittelte MBK kleiner, der log K-Wert grösser und $a < 1$ ist. Verschiedene Autoren haben gezeigt, (z.B. GAECHTER et al. 1978) dass auch die Algenoberfläche als komplexbildendes Agens mit bestimmter MBK und Bindungsstärke behandelt werden muss. Daraus lässt sich ableiten, dass u.U. eine gewisse Konkurrenz zwischen den beiden metallbindenden Substanzen, den Algen und den Streustoffen besteht, so dass im Bioassay nur jene von den Streustoffen gebundene Cu-Menge bestimmt wird, welche so stark gebunden ist, dass sie physiologisch nicht mehr verfügbar ist.

Literatur

- GAECHTER, R., DAVIS, J.S. and MARES, A., 1978: Regulation of copper availability to phytoplankton by macromolecules in lake water
Environmental Sci. & Technology, 12: 1416-1421.
- MILLER, H.M. and OHLROGGE, A.J., 1958: Water-soluble chelating agents in organic materials:
I. Characterization of chelating agents and their reactions with trace metals in soils.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 22: 225-228.
- ZUNINO, H., GALINDO, G., PEIRANO, P. and AGUILERA M., 1972: Use of the resin exchange method for the determination of stability constants of metal-soil organic matter complexes.
Soil Sci. 114: 229-233.
- ZUNINO, H. and MARTIN, J.P., 1977: Metal-binding organic macromolecules in soil: II. Characterization of the maximum binding ability of the macromolecules.
Soil Sci. 123: 188-202.

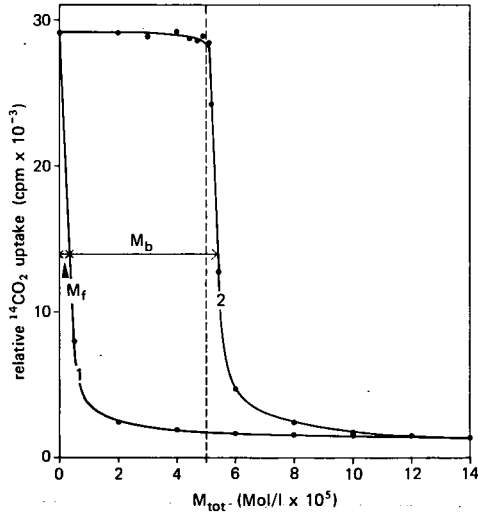


Abb. 1 Reduktion der $^{14}\text{CO}_2$ -Aufnahme durch Algen in Abhängigkeit von der freien Cu^{2+} -Konzentration:
Kurve 1: Cu-Konzentrationsreihe ohne Komplexbildner; Eichkurve
Kurve 2: Cu-Konzentrationsreihe mit $5 \cdot 10^{-5}$ M EDTA.

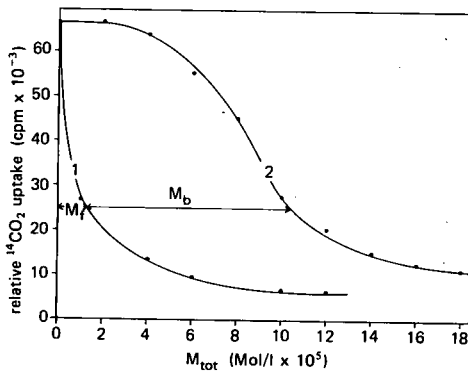


Abb. 2 Reduktion der $^{14}\text{CO}_2$ -Aufnahme durch Algen in Abhängigkeit von der freien Kupferkonzentration:
Kurve 1: Cu-Konzentrationsreihe ohne Komplexbildner; Eichkurve
Kurve 2: Cu-Konzentrationsreihe mit 0.05 % Kastanienlaubextrakt.

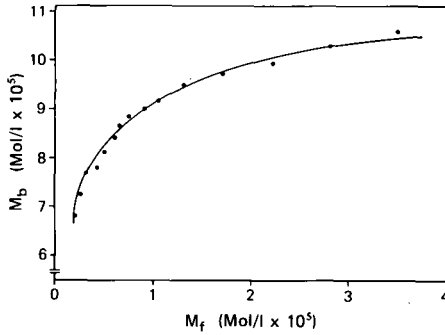


Abb. 3a Beziehung zwischen organisch gebundenem Kupfer (M_b) und freiem Kupfer (M_f) in den Gleichgewichtslösungen mit 0.05 % Kastanienstreuextrakt.

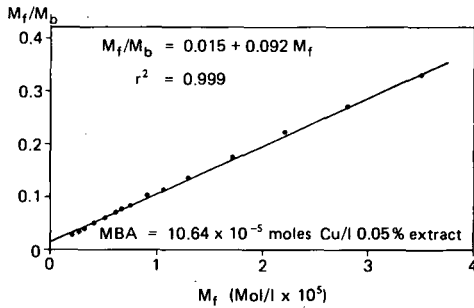


Abb. 3b Linearisierte Beziehung nach Gleichung 1 zur Berechnung der maximalen Cu-Bindungskapazität des Streuextraktes.

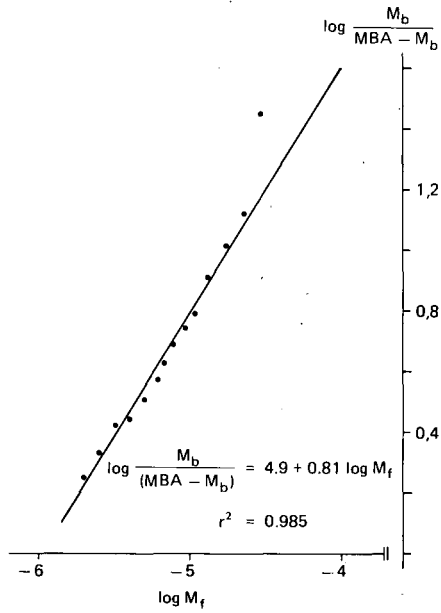


Abb. 4 Beziehung zwischen dem Verhältnis von gebundenem Kupfer (M_b) zur Restbindungskapazität ($MBA - M_b$) und der freien Kupferkonzentration (M_f) in den Gleichgewichtslösungen.

ISSN-0343-107X

Zusammensetzung der Stickstoffentgasung (N_2O / N_2)
bei verschiedenen Denitrifikanten in Abhängigkeit
von der Wasserstoff - Ionenkonzentration (pH)

von

I. Burth und J.C.G. Ottow*

Einleitung

Sowohl in Böden als auch in Gewässern dient Nitrat bei Sauerstoffmangel verschiedenen aeroben chemoorganotrophen Bakterien als terminaler Elektronenakzeptor. Dabei wird NO_3^- über NO_2^- zu molekularem Stickstoff (N_2) und/oder zu den Stickstoffoxiden NO und N_2O reduziert (FOCHT und VERSTRAETE, 1977). Sowohl das Ausmaß der Denitrifikation als auch die Zusammensetzung der entbundenen Stickstoffgase sind stark standortsbedingt und als Ergebnis einer intensiven Wechselwirkung vieler ökologischer Faktoren zu betrachten. Zu den wichtigsten Standortsfaktoren, welche die Denitrifikation beeinflussen, gehören (a) Art und Menge an verfügbarer organischer Substanz, (b) Sauerstoffpartialdruck und Nitratkonzentration, (c) die Bodentemperatur und (d) der pH-Wert. Vor allem dem pH-Wert wird eine deutliche Wirkung sowohl auf die Quantität der Denitrifikation als auch auf die Qualität, d.h. auf das Verhältnis von NO und/oder N_2O zu N_2 zugesprochen. Allgemein herrscht die Ansicht, daß im sauren Milieu vorwiegend Stickstoffoxide (NO , N_2O), im neutralen bis alkalischen Bereich jedoch hauptsächlich molekularer Stickstoff freigesetzt werden (FOCHT, 1974; Van CLEEMPUT et al., 1975). Andererseits sind Untersuchungen bekannt, denen zufolge N_2O sowohl im sauren als auch im alkalischen Milieu gebildet wird, wenngleich bei fortdauernder Anaerobiose

* Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim,
Emil Wolff Strasse 27, 7-Stuttgart-Hohenheim-70

das N_2O im alkalischen Bereich wesentlich schneller als im sauren Bereich zu N_2 weiterreduziert werden soll (COOPER und SMITH, 1963).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Wirkung des pH-Wertes auf die Gasbildung bei verschiedenen ubiquitären Denitrifikanten in Reinkulturen unter standardisierten Versuchsbedingungen untersucht.

Material und Methoden

Versuchsanstellung: Als Versuchsgefäße dienten drucksichere Saugflaschen (1 l Inhalt), die mit einem Gummistopfen, Hahn und Wattefilter verschlossen wurden. Eine durchstechbare Gummikappe auf dem Seitenarm des Gefäßes ermöglichte das Beimpfen mit einer Bakteriensuspension sowie die Probenentnahme zur Gasanalyse. Zur Herstellung anaerober Verhältnisse wurden die Gefäße vor dem Beimpfen der sterilen Nährlösung mehrere Male evakuiert und mit Helium gefüllt. Als Medium wurde ein synthetisches Basalmedium verwendet (Fabig und Ottow, 1979), das neben Spurenelementen 1% KNO_3 (≈ 1389 ppm NO_3^- -N) und 0,4% Glycerin als H-Donator enthielt. Die pH-Werte wurden mit Phosphatpuffer auf pH 6,5; 7,0; 7,5 und 8,0 eingestellt. Bebrütet wurde bei $30^\circ C$ für eine Dauer von 14 Tagen. Die Gasentwicklung wurde in regelmäßigen Abständen gaschromatographisch verfolgt (NO , N_2O , N_2 , CO_2 , O_2) (Wilhite und Hollis, 1968). Außerdem wurden zu Versuchende die pH-Werte gemessen und die NO_3^- bzw. NO_2^- -Konzentrationen des Mediums bestimmt (Nitrat nach ROBINSON et al., 1959; Nitrit nach NICHOLAS und MASON, 1957). Pro Organismus und pH-Wert wurden 3 Parallelen untersucht; eine unbeeimpfte Probe wurde jeweils als Blindwert mitgeführt.

Testorganismen: Als Versuchsorganismen wurden drei ubiquitäre, anspruchslose, prototrophe Eigenisolate verwendet. Hierbei handelt es sich um Reinkulturen von Pseudomonas aeruginosa 7712, Acinetobacter sp. 53B und Moraxella sp. 13B (FABIG und OTTOW, 1979).

Ergebnisse

Aus Abb. 1 wird deutlich, daß das Denitrifikationsausmaß der drei geprüften Organismen in Abhängigkeit vom pH sehr unterschiedlich ist. Gemessen an der Stickstoffentgasung ($N_2O-N + N_2$) liegt das pH-Optimum für Moraxella sp. 13 B bei pH 7,0 bis 7,5, für Acinetobacter sp. 53B bei pH 7,5 bis 8,0 und bei Pseudomonas aeruginosa 7712 bei pH 6,5 bis 7,5.

Neben den organismenspezifischen pH-Optima geht aus Abb. 1 weiter der unterschiedliche prozentuale Anteil des N_2O-N am Gesamt-Gas-N bei den einzelnen Organismen hervor. So lag bei Moraxella sp. 13B der Anteil des N_2 regelmäßig über dem von N_2O ; bei pH 7,5 wurde sogar ausschließlich N_2 gebildet. Acinetobacter sp. 53B und Pseudomonas aeruginosa 7712 setzten das angebotene NO_3^- vorwiegend zu N_2O um.

Bei Moraxella sp. 13B scheint sich ein vom Denitrifikationsoptimum abweichender pH-Wert vornehmlich hemmend auf die NO_3^- -Reduktion auszuwirken (pH 6,5 und 8,0), denn mit abnehmender Gasproduktion wurde ein Anstieg des NO_3^- -Restes im Medium beobachtet. Gleichzeitig wurde NO_2^- angereichert, und zwar umso mehr, je geringer die Gasbildung war. Bei Acinetobacter sp. 53B zeigte sich zunächst bei pH 6,5 eine geringe NO_3^- -Reduktion, jedoch bei pH 7,0 bis 8,0 war am Versuchsende praktische kein NO_3^- im Medium vorhanden, obwohl bei pH 7,0 im Vergleich zu pH 8,0 nur etwa 50% des zugegebenen N als N_2O und N_2 freigesetzt wurden. Entsprechend der geringeren Gasbildung war die NO_2^- -Anreicherung bei pH 7,0 am höchsten. Bei Pseudomonas aeruginosa 7712 war die NO_2^- -Akkumulation außer bei pH 8,0 gering. Obwohl bei pH 8,0 nur ein Drittel des NO_3^- zu gasförmigen Produkten reduziert wurde, lagen weniger als 20% den N als NO_3^- -Rest am Versuchsende vor.

Zur Charakterisierung der Denitrifikation ist auch der Verlauf der Gaszusammensetzung von Interesse. In Abb. 2 ist die Gasfreisetzung bei einem AusgangspH von 7,0 durch die 3 Testorganismen dargestellt. N_2 wurde bei allen drei

Organismen bereits nach 24stündiger Inkubation beobachtet. N_2O wurde von Acinetobacter sp. 53B und Pseudomonas aeruginosa 7712 ebenfalls nach 24 Stunden entbunden, während bei Moraxella sp. 13B dieses Gas erst nach 3 Tagen festgestellt werden konnte. Bei diesem Organismus nahm der N_2O -Gehalt allerdings nach dem 10. Bebrütungstag ab. Offenbar wurde ein Teil des angereicherten N_2O erneut aufgenommen und weiter zu N_2 reduziert. Entsprechend zeigte sich - allerdings schon ab dem 7. Tag - eine erhöhte N_2 -Akkumulation. Eine ähnliche Tendenz ist bei Pseudomonas aeruginosa 7712 zu erkennen. Zwar konnte bis zum Versuchsende keine Reduktion des angereicherten N_2O beobachtet werden, doch begann mit dem 10. Tag eine verstärkte N_2 -Freisetzung mit gleichzeitigem Rückgang der N_2O -Bildungsrate. Acinetobacter sp. 53B setzte neben geringen Mengen N_2 das angebotene NO_3^- kontinuierlich zu N_2O um.

Zusammenfassung

1. Bezüglich der Stickstoffentgasung besaß jeder der Untersuchten Denitrifikanten ein ihm eigenes pH-Optimum.
2. Bei keinem der Organismen wurde NO als Denitrifikationsprodukt festgestellt.
3. N_2O wurde stets neben N_2 nachgewiesen (Ausnahme: Moraxella sp. 13B bei pH 7,5 mit ausschließlicher N_2 -Bildung).
4. Das Verhältnis von N_2O zu N_2 zeigte keine allgemeingültige Abhängigkeit vom Ausgangs-pH.

Diese Untersuchungen wurden mit Hilfe der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn-Bad Godesberg, durchgeführt.

Literatur

- CLEEMPUT, O. van; PATRICK, Jr., W.H.; McILHENNY, R.C. (1975).
Formation of chemical and biological denitrification
products in flooded soil at controlled pH and redox
potentials. *Soil Biol. Biochem.* 7, 329-332
- COOPER, G.S. und SMITH, R.L. (1963). Sequence of products formed
during denitrification in some diverse Western soils.
Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 27, 659-662
- EABIG, W. und OTTOW, J.G.C. (1979). Isolierung und Identifi-
zierung neuer denitrifizierender Bakterien aus einer
Modellkläranlage mit anaeroben Festbettreaktoren. *Arch.
Hydrobiol.* 85, 372-391
- FOCHT, D.D. (1974). The effect of temperature, pH, and
aeration on the production of nitrous oxide and gaseous
nitrogen - a zero-order kinetic model. *Soil Sci.* 118, 173-179
- FOCHT, D.D. und VERSTRAETE, W. (1977). Biochemical ecology
of nitrification and denitrification. In: *Advances in
Microbial Ecology*, Vol. I, S. 135-214, Ed. M. ALEXANDER
(Plenum Press)
- NICHOLAS, D.J.D. und MASON, A. (1959). Determination of
nitrate and nitrite. In: *Methods in Enzymatology*, Vol 3,
S. 93¹-984 (Academic Press, New York - London)
- ROBINSON, J.B.D.; ALLEN, M. de; GACOKA, P. (1959). The
determination of soil nitrates with a brucin reagent.
Analyst 84, 635-640

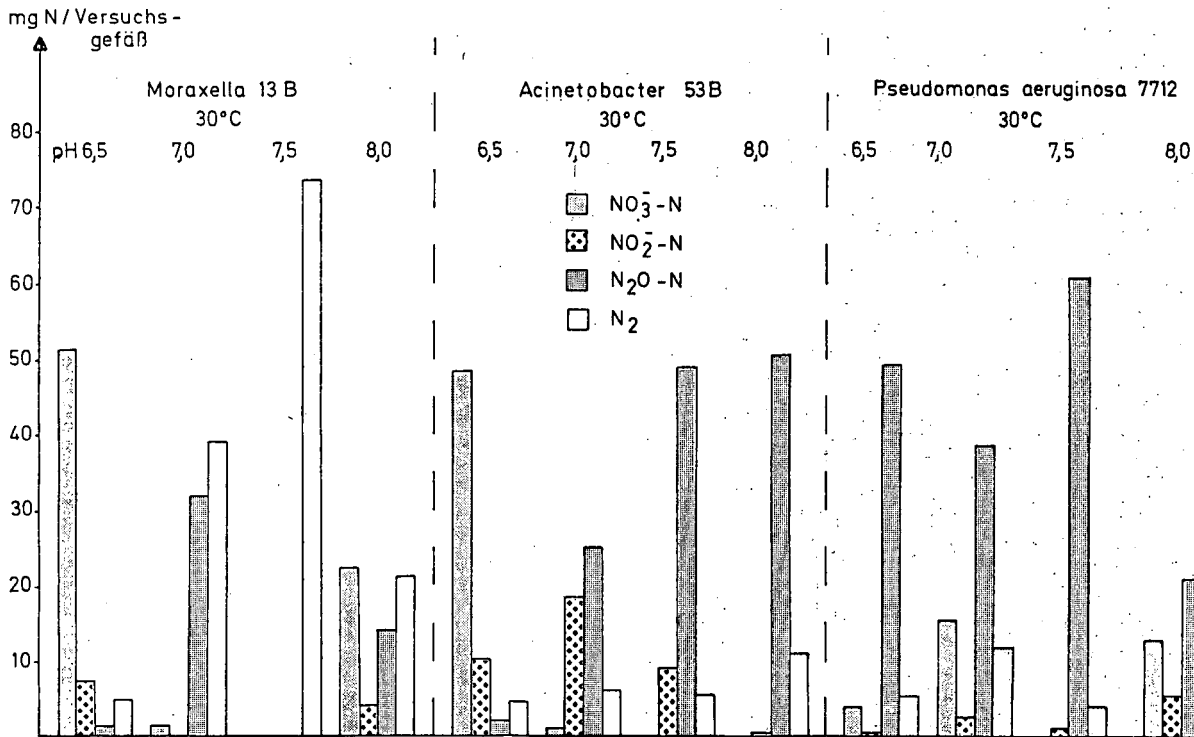


Abb.1. Stickstoffentgasung (N₂, N₂O) und Nitrat- bzw. Nitritkonzentrationen in den Versuchsansätzen drei verschiedener Denitrifikanten nach 14-tägiger Bebrütung

mg N / Topf

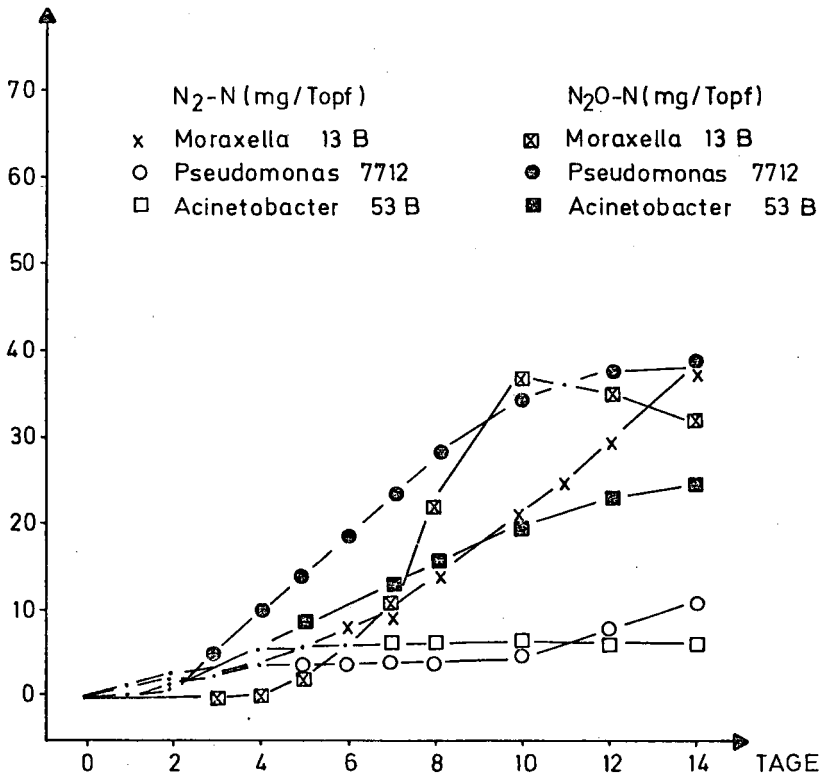


Abb.2. Entwicklung der Stickstoffentgasung (N₂O, N₂) aus Nitrat (1.0% KNO₃) und Glycerin (0.4%) unter vollständig anaeroben Bedingungen in Anwesenheit drei verschiedener Denitrifikanten (Moraxella sp., Acinetobacter sp. oder Pseudomonas aeruginosa) bei einem Ausgangs-pH von 7,0

Der Einfluß kommerzieller Pestizide auf den Prozeß der
mikrobiellen Denitrifikation in Nährlösung und Boden

von
Heinemeyer, O.*

Einleitung

Die von Pestiziden ausgehenden Nebenwirkungen auf den Prozeß der mikrobiologischen Denitrifikation sind bisher nur wenig untersucht worden. Dies mag damit zusammenhängen, daß dieser Prozeß aus pflanzenbaulicher Sicht höchst unerwünscht ist und der Pflanzenbauer bestrebt ist, geeignete, die Denitrifikation fördernde Bedingungen, wie z.B. Staunässe auf den Feldern, möglichst zu vermeiden. Dennoch kommt es weltweit zu erheblichen N-Verlusten aus Kulturflächen, die von Hauck (1971) auf 15 kg N/ha und Jahr veranschlagt werden. Burns & Hardy (1975) halten Verluste in Höhe von 10 - 30 % des eingesetzten N-Düngers für normal. Eine Einschränkung von Denitrifikationsverlusten auch als Nebenwirkung von Pestizideinsätzen könnte deshalb von erheblicher ökonomischer Bedeutung sein. Im folgenden sollen deshalb Versuche vorgestellt werden, mit denen Pestizideinflüsse auf diesen Prozeß im Labor untersucht wurden.

Material und Methoden

Es wurden insgesamt 51 verschiedene Pestizide untersucht, die Wirkstoffe aus 17 verschiedenen Stoffklassen enthielten. Zwecks Einbeziehung der Formulierungshilfsstoffe wurden ausschließlich handelsübliche Pflanzenschutzmittel verwendet. Eine Zusammenstellung der Pestizide bezeichnet durch den "commonname" des Wirkstoffs nach Perkow (1971) und geordnet nach Stoffklassen zeigt Tabelle 1. Verwendet wurde ein Paracoccus denitrificans-Stamm (Universität Delft), eine Parabraunerde aus Löß (C_{total} 1,26%, N_{total} 0,12%, pH KCl 7,1, max. Wasserhaltekapazität 37%) sowie eine aus diesem Boden isolierte

*Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Denitrifikanten Mischpopulation. Untersucht wurde, ob ein Pestizid-zusatz von 10 µg/ml bzw. g Bodentrockengewicht bezogen auf reinen Wirkstoff zu

- a) P. denitrificans Reinkulturen in Glucose-Nitrat-Mineralsalz-nährlösung
- b) unbeimpften Bodensuspensionen (200% H₂O bezogen auf max. Wasser-haltekapazität mit Zusatz von Glucose und Nitrat)
- c) mit einer Mischpopulation beimpfter Glucose-Nitrat-Mineralsalz-nährlösung
- d) mit P. denitrificans beimpften Bodensuspensionen wie unter b)

Art und Ausmaß der anaeroben Nitratveratmung gegenüber unbehandel-ten Kontrollansätzen beeinflußt. Sämtliche Versuche wurden in Glas-kulturröhrchen, die in Evakuiergefäßen im Brutschrank 5 Tage bei 30°C anaerob inkubiert wurden, durchgeführt. Anaerobiose wurde durch 3maliges Evakuieren auf 0.03 bar und anschließendes Rückbe-füllen mit nachgereinigtem N₂ erreicht.

Der Abbau des Nitrats in den Ansätzen wurde durch Bestimmung der Restnitratmenge ermittelt. Durch dissimilatorische Reduktion aus Nitrat gebildetes Nitrit wurde ebenfalls gemessen.

Tab. 1: Zusammenstellung der geprüften Pestizide

<u>AMIDE</u>	<u>CARBONSÄUREDERIVATE</u>	<u>GUANIDINDERIVATE</u>	<u>PHENOLE</u>
Alachlor	2,4-D	Dodine	Dinosebacetat
Chlorthiamid	Dalapon		DNOC
Monalide	MCPA	<u>HARNSTOFFDERIVATE</u>	
Napropamid	Mecoprop	Linuron	<u>PYRIDAZONE</u>
Propyzamid	TCA	Metabenzthiazuron	Pyrazon
		Metabromuron	
<u>ANILINE</u>	<u>CHLOR-KOHLLENWASSERSTOFFE</u>	Metoxuron	<u>THIOCARBAMATE</u>
Dichlofluanid	DDT	Neburon	TMTD
Phenoxalin	Endosulfan		Zineb
	Lindan	<u>NITRILE</u>	
<u>BENZIMIDAZOLE</u>		Bromoxynil	<u>TRIAZINE</u>
Benomyl	<u>DICARBONSÄUREIMIDE</u>	Dichlobenil	Atrazin
	Captan	Ioxynil	Desmetryne
<u>CARBAMATE</u>		<u>ORGANOPHOSPHATE</u>	Prometryne
Barban	<u>DIFYRIDYLE</u>	Diazinon	Simazin
Chlorpropham	Diquat	Dimethoat	Terbutryne
Cycloat	Paraquat	Parathionmethyl	<u>METALLOORGANISCHE</u>
Diallat		Phosaloné	<u>VERBINDUNG</u>
Phenmedipham		Triazophos	Tricyclohexyl-Sn-hydroxid
Triallat			
Methomyl			

Alle Versuche wurden in 2 unabhängigen Versuchsdurchführungen mit je 8 Parallelen durchgeführt. Die Standardabweichung der Ergebnisse vom Mittelwert lag in allen Fällen unter 12% und die Differenzen zur Kontrolle waren mit $P = 0.001$ (99,9%) signifikant.

Ergebnisse

Es zeigt sich, daß nur eine begrenzte Zahl der untersuchten 51 Pestizide die Nitratveratmung durch P. denitrificans in Nährlösung mit Ammoniumquelle behindert. Diese, sowie das Ausmaß der beobachteten Hemmung als % Rest-Nitrat bezogen auf die eingesetzte Nitratmenge, zeigt die Tabelle 2.

Tab. 2: Hemmung des dissimilatorischen Nitratabbaus durch kommerzielle Pestizide (10 µg/ml) in mit Paracoccus denitrificans beimpfter Nährlösung mit Ammoniumquelle nach 5 Tagen bei 30°C

<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild. Nitrit (in µg/ml)	<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild. Nitrit (in µg/ml)
unbehandelte KONTROLLE	1	-	unbehandelte KONTROLLE	1	-
<u>AMIDE</u>			<u>DIPYRIDYLE</u>		
Monalide	91	65	Paraquat	78	-
<u>ANILINE</u>			<u>GUANIDINDERIVATE</u>		
Dichlofluamid	96	-	Dodine	99	-
Phenoxalin	100	-	<u>PHENOLE</u>		
<u>CARBAMATE</u>			Dinosebacetat	96	-
Barban	97	-	<u>THIOCARBAMATE</u>		
Diallat	96	53	Zineb	54	32
Triallat	38	-	<u>METALLORGANISCHE VERBINDUNG</u>		
<u>CHLOR-KOHLLEN- WASSERSTOFF</u>			Tricyclohexyl-Sn- hydroxid	97	-
Lindan	87	-			

*) Bezogen auf den eingesetzten Nitratgehalt von 1200 µg/ml als 100%

Es handelt sich überwiegend um Totalhemmungen. Lediglich Triallat und Zineb verursachten Hemmungen geringeren Umfangs. Eine Nitritbildung wurde nur mit Monalide, Diallat und Zineb festgestellt. Wie jedoch die Nitratwerte zeigen, treten diese nicht in Folge einer ungehemmten Nitratreduktaseaktivität bei behinderter Nitritreduktase auf. Aufgrund der chemisch stark unterschiedlich wirksamen

Verbindungen muß auch vermutet werden, daß nicht Störungen des zur Denitrifikation erforderlichen Enzymapparates, sondern die allgemeiner Stoffwechselprozesse für die Verminderung der Nitratveratmung verantwortlich sind.

In den Versuchen mit Boden (Ansätze b)) wurde sogar festgestellt, daß mit allen 51 Pestiziden das eingesetzte Nitrat wie in den Kontrollen zu 95% reduziert war. Eine Hemmung konnte also bei keinem Pestizid festgestellt werden. Mit den Ansätzen c) und d) sollte deshalb der Frage nachgegangen werden, ob die im Vergleich zu den Versuchen unter a) verminderte Pestizidwirksamkeit Kompensationsleistungen in der denitrifizierenden Bodenmischpopulation oder physiko-chemischen Wechselwirkungen von Boden und Pestizid zugeschrieben werden können. Hierzu wurden nur die 12 in den Ansätzen a) wirksamen Pestizide in c) und d) untersucht. Das Ergebnis dieser Versuche zeigen die Tabellen 3 und 4.

Tab. 3: Hemmung des Nitratabbaus durch kommerzielle Pestizide (10 µg/ml) in mit einer Denitrifikanten-Anreicherungskultur aus Parabraunerde beimpfter Nährlösung

<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild.Nitrit (in µg/ml)	<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild.Nitrit (in µg/ml)
unbehandelte KONTROLLE	3	-	unbehandelte KONTROLLE	3	-
<u>AMIDE</u>			<u>DIPYRIDYLE</u>		
Monalide	57	46	Paraquat	87	-
<u>ANILINE</u>			<u>GUANIDIINDERIVATE</u>		
Dichlofluamid	-	-	Dodine	100	-
Penoxalin	-	-	<u>PHENOLE</u>		
<u>CARBAMATE</u>			Dinosebacetat	40	-
Barban	84	-	<u>THIOCARBAMATE</u>		
Diallat	71	80	Zineb	-	-
Triallat	58	-	<u>METALLORGANISCHE</u> <u>VERBINDUNG</u>		
<u>CHLOR-KOHLEN-</u> <u>WASSERSTOFFE</u>			Tricyclohexyl-Sn- hydroxid	94	-
Lindan	-	-			

*) Bezogen auf den eingesetzten Nitratgehalt von 1200 µg/ml als 100%

Aus Tabelle 3 geht hervor, daß nur Dichlofluamid und Dinosebacetat in mit P.denitrificans beimpftem Boden noch eine gesicherte Hemmwirkung zeigten. Diese war jedoch im Vergleich zur Wirkung in Nährlösung (jew. 96% Rest-Nitrat) deutlich vermindert. Die übrigen 10 geprüften Pestizide konnten im Boden auch die Denitrifikation durch P. denitrificans nicht mehr beeinflussen.

Tab. 4: Hemmung des Nitratabbaus durch kommerzielle Pestizide (10 µg/g) in sterilisierter mit *Paracoccus denitrificans* beimpfter Parabraunerde nach 5 Tagen bei 30°C

<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild.Nitrit (in µg/ml)	<u>STOFFKLASSE</u> Wirkstoff	Rest-Nitrat (in %)*	gebild.Nitrit (in µg/ml)
unbehandelte KONTROLLE	5	-	unbehandelte KONTROLLE	5	-
<u>AMIDE</u> Monalide	-	-	<u>DIPYRIDYLE</u> Paraquat	-	-
<u>ANILINE</u> Dichlofluanid Phenoxalin	44 -	- -	<u>GUANIDINDERIVATE</u> Dodine	-	-
<u>CARBAMATE</u> Barban Diallat Triallat	- - -	- - -	<u>PHENOLE</u> Dinosebacetat	48	-
<u>CHLOR-KOHLEN-</u> <u>WASSERSTOFFE</u> Lindan	- -	- -	<u>METALLORGANISCHE</u> <u>VERBINDUNG</u> Tricyclohexyl-Sn- hydroxid	-	-

*) Bezogen auf den eingesetzten Nitratgehalt von 880 µg/g als 100%

Tabelle 4 zeigt, daß gegen die denitrifizierende Mischpopulation in Nährlösung jedoch nur Dichlofluanid, Phenoxalin, Lindan und Zineb ohne Wirkung waren. Die übrigen untersuchten 8 Pestizide hatten ebenso wie gegen *P. denitrificans* auch gegen die Mischpopulation eine Wirksamkeit, die denitrifikationsvermindernd wirkte. Mit Ausnahme von Dinosebacetat entsprachen die Hemmwirkungen den in den Ansätzen a) mit *P. denitrificans* gefundenen.

Diskussion

Die vorgestellten Versuche mit ihren Ergebnissen zeigen noch einmal, wie problematisch es ist, die Ergebnisse aus mikrobiologischen Nährlösungsversuchen nur auf ähnliche Versuche unter Verwendung von Boden übertragen zu wollen.

Es konnte festgestellt werden, daß nur wenige Pestizide in einer Konzentration von 10 µg/ml bzw. g unter speziellen Versuchsbedingungen Denitrifikationshemmungen verursachen. Die natürliche denitrifizierende Bodenflora des hier verwendeten Versuchsbodens konnte in ihrem Habitat durch die Pestizide überhaupt nicht in ihrer Umsatzleistung beeinflusst werden.

Die Ergebnisse der Ansätze c) und d) zeigten zudem, daß eine Inaktivierung der mikrobiellen Pestizidwirksamkeit im Boden im Vergleich zur Wirksamkeit in Nährlösung stattfindet. Da die Mehrzahl der gegen P. denitrificans in Nährlösung wirksamen Pestizide auch gegen eine denitrifizierende Mischpopulation in Nährlösung wirksam ist, dürfte dies nicht auf Kompensationsleistungen unbeeinflusster Anteile der denitrifizierenden Bodenmikroflora, sondern im wesentlichen auf die Adsorption von Wirkstoffmolekülen an die Ton- und Huminstofffraktion des Bodens zurückzuführen sein.

Die physiko-chemischen Wechselwirkungen des Bodens mit einem zugesetzten Pestizid hängen bekanntermaßen sowohl von den Eigenschaften des vorliegenden Bodens, als auch von der chemischen Struktur und Zusammensetzung des Pestizids ab. Alle diese Faktoren und ihre wechselseitigen Abhängigkeiten sind aber bisher noch nicht soweit erforscht, daß eine den Anspruch exakter Naturwissenschaften befriedigende Vorhersage über das Pestizidverhalten im Boden möglich ist.

Dies trifft auch für die Abschätzung des Pestizideinflusses auf die Denitrifikanten und die durch diese bewirkten Stoffumsetzungen zu. Um jedoch überhaupt zu einer begründeten Aussage über mögliche Nebenwirkungen von Pestiziden zu kommen, erscheinen Versuche wie die soeben dargestellten ein vertretbarer Weg zu sein. Einige Arbeiten anderer Autoren (Bollag 1974, 1976, Hauke-Pacewiczowa 1971, Mitsui 1963), die mit Pestizidkonzentrationen zwischen 50 und 200 µg/ml bzw. g durchgeführt worden sind, ergeben ebenfalls nur für wenige Pestizide eine denitrifikationshemmende Wirkung.

Die gewählte Versuchskonzentration muß jedoch als sehr realistisch angesehen werden. Eine Aufwandmenge von 1 kg/ha Wirkstoff entspricht bei Gleichverteilung in den obersten 12,5 cm (Krume) des Bodens und bei einer Bodendichte von 1,25 kg/dm³ nur 0,64 µg/g Boden.

Leider sind vergleichende Untersuchungen zahlreicher Pestizide unter vergleichbaren Versuchsbedingungen noch sehr selten. So läßt sich z.Zt. noch nichts darüber sagen, ob die hier in Parabraunerde festgestellte Einflußlosigkeit der Pestizide auch für andere Böden zutrifft.

Dramatische Pestizidnebenwirkungen, die im hier untersuchten Fall sogar wünschenswert sein könnten, sind meines Wissens jedoch noch nicht beobachtet worden.

Literatur

- Bollag et al. (1976): Effect of chemical structure of phenyl ureas and anilines on the denitrification processes. - Bull. Environ. Contam. Toxicol. 12, 241-248.
- Bollag et al. (1976): Influence of pesticides on denitrification in soil with an isolated bacterium. - J. Environ. Qual. 5, 15-18.
- Burns & Hardy (1975): Nitrogen fixation in bacteria and higher plants. - Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Hauck (1971): In: Nitrogen-15 in Soil Plant Studies-65-80. Vienna: Int. Atomic Energy Agency.
- Hauke-Pacewiczowa (1971): Influence of herbicides on the activity of soil microflora. - Zaklad. Mikrobiologii IUNG-Pulawy 46, 5-45.
- Mitsui et al. (1963): The action of pesticides on denitrification in paddy soils. - J. Sci. Soil (Tokyo) 33, 469-474.
- Perkow (1971): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. - Parey-Verlag, Berlin-Heidelberg.

Nitrogenaseaktivität in der Rhizosphäre von Sumpfreis in Abhängigkeit von der Mineralstoffernährung

von

Trolldenier, G.⁺

Bislang bestehen nur vage Vorstellungen über die Menge des in der Reiserhizosphäre gebundenen atmosphärischen Stickstoffs und die die N_2 -Bindung beeinflussenden Faktoren. Während in früheren Untersuchungen hauptsächlich die N_2 -ase-Aktivität an ausgegrabenen und gewaschenen Wurzeln ermittelt wurde, wird neuerdings versucht, die N_2 -Bindung in situ zu erfassen. Auf diese Weise müßte auch der Einfluß ackerbaulicher Maßnahmen auf die N_2 -ase-Aktivität besser zu untersuchen sein.

An dieser Stelle werden erste Ergebnisse eines Gefäßversuches zu Reis mitgeteilt, bei dem der Einfluß unterschiedlicher Mineraldüngung sowie der Einfluß des Wasserregimes während der Brache auf die N_2 -ase-Aktivität in der Reiserhizosphäre ermittelt werden soll.

Methodik

Reiskultur. In großen Ahrgefäßen, die 26 kg eines sandigen Lehmbodens enthielten, wurde wiederholt Reis angebaut. Bei der einen Hälfte der Gefäße blieb der Boden auch während der Zwischenbrache und nach dem Umgraben der im Gefäß belassenen Stoppeln mit Wasser überstaut, während in der anderen Hälfte der Boden einer Trockenbrache ausgesetzt war. Vor dem Umpflanzen wurde in diesen Gefäßen der Boden wieder überflutet.

Nährstoffversorgung. Nach dem Überfluten wurde bei beiden N-Stufen 10 mg Stickstoff und 21 mg Phosphor/100 g Boden als $(NH_4)_2HPO_4$ und $CaHPO_4$ gegeben und in den Oberboden eingearbeitet. Als Kopfdüngung wurden bei der höheren N-Stufe (N_2) später noch 3 mg N/100 g Boden verabreicht. Kalium kam nur als Kopfdüngung in 2 Gaben zur

⁺ Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

Anwendung.

Der Versuch umfaßte die in Tab. 1 angegebenen Varianten. Der N_2 -ase-Test wurde mit jeweils 4 Wiederholungen durchgeführt. Zur Berechnung der Erträge standen 7 Gefäße zur Verfügung.

Bestimmung der N_2 -ase-Aktivität. Nach der Blüte wurde die N_2 -ase-Aktivität mit einer Methode bestimmt, die in ähnlicher Weise bereits von LEE et al. (1977) beschrieben wird: Transparente Polyäthylensäcke wurden über die Pflanzen gestülpt und an einem PVC-Rahmen befestigt, der auf den überfluteten Boden aufgesetzt wurde. Durch das überstehende Wasser war ein luftdichter Abschluß des Gasraumes gegeben. In den Säcken wurde die Luft durch ein Gemisch von 80 % Luft und 20 % Acetylen ersetzt und 0,5 ml Propan zugegeben. Zu Beginn und nach 24 h wurden 10 ml Gas entnommen. Die später durchgeführten gaschromatographischen Analysen wurden analog den Angaben von BALANDREAU und DOMMARGUES (1973) vorgenommen. Aus der Höhe des Propanpeaks konnte das Gasvolumen des Sackes errechnet werden, was für die Ermittlung der gebildeten Menge Äthylen notwendig war.

Ergebnisse und Diskussion

Die Messung der Äthylenbildung nach 24 h macht Vergleiche mit Literaturbefunden möglich. In Tab. 1 sind neben der geernteten Sproßtrockensubstanz (Stroh+Spelzen+Korn) auch die Äthylenmengen je Gefäß angegeben.

Die Erträge wurden sowohl durch das Wasserregime als auch durch die Düngung beeinflusst. Nach Naßbrache lagen die Ertragsmittelwerte aller vier Varianten über denen der Trockenbrachevarianten, aber nur bei der N_2K_2 -Variante war der Unterschied signifikant. Die geringen N-Düngungsunterschiede wirkten sich ertragsmäßig nicht aus. Dagegen waren bei der stärker differenzierten K-Düngung die Ertragsunterschiede zwischen K_1 - und K_2 -Varianten beträchtlich.

Die Nitrogenaseaktivität war durch sehr starke Streuungen der Einzelwerte gekennzeichnet, was in den sehr hohen Variabilitätskoeffizienten zum Ausdruck kommt (Tab. 1). Die große Streuung beruht wahrscheinlich weniger auf reellen Unterschieden als vielmehr auf methodischen Unzulänglichkeiten. Für Letzteres spricht

die geringere Streuung der Erträge (Tab. 1) und die Homogenität der Bodenkenndaten pH und Redox. Dadurch bedingt ist lediglich in der Variante N₁K₂ mit Naßbrache die N₂-ase-Aktivität signifikant höher als die aller übrigen Varianten, obwohl sich auch in den anderen K₂-Varianten, besonders nach Naßbrache, eine höhere N₂-ase-Aktivität andeutet. Außerdem ist festzustellen, daß die Mittelwerte der Äthylenbildung nach Naßbrache höher liegen als nach Trockenbrache. Im einzelnen lassen sich die Unterschiede auf Grund der großen Streuungen aber nicht sichern. Eine vollständige Varianzanalyse gibt jedoch in den F-Testen signifikante Einflüsse der Faktoren Wasserregime, N-Düngung und K-Düngung zu erkennen (Tab. 2). Die Bracheart hat mit 1 % Irrtumswahrscheinlichkeit einen deutlichen Einfluß auf die N₂-ase-Aktivität. Sie ist also höher nach Naßbrache.

Tab. 1 Einfluß von Wasserregime und Düngung auf Sproßerträge und Nitrogenaseaktivität (Äthylenbildung)

Varianten		Sproß		Äthylenbildung	
vorherige Brache	Düngungsstufe	TS mg	v ¹⁾	µmol/24 h/ Gefäß	v
trocken	N ₁ K ₁	151,1 ²⁾ a	12,7	10,5 ²⁾ a	24,8
	N ₂ K ₁	164,0 a	18,5	6,8 a	70,1
	N ₁ K ₂	208,9 bc	7,2	27,6 a	26,9
	N ₂ K ₂	210,9 bc	4,3	24,8 a	63,3
naß	N ₁ K ₁	161,0 a	20,1	12,6 a	75,5
	N ₂ K ₁	174,1 ab	25,1	14,9 a	36,6
	N ₁ K ₂	244,9 cd	11,5	115,3	47,8
	N ₂ K ₂	253,3 d	16,9	43,3 a	43,8

1) v = Variabilitätskoeffizient

2) Die Werte einer Spalte, denen der gleiche Buchstabe folgt, sind bei 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit nicht signifikant unterschiedlich.

Einen schwach negativen Einfluß auf die N₂-ase-Aktivität hat die höhere N-Gabe gebracht. In vorangegangenen Untersuchungen (TROLLDENIER 1977b) war festgestellt worden, daß ab 10 ppm gebundenem N im Substrat eine Hemmung der Nitrogenaseaktivität erfolgt. Stickstoffdüngung kann aber auch über eine Förderung des Pflanzenwachstums, wenn später die N-Konzentration in der Rhizosphäre unter den

kritischen Schwellenwert abgesunken ist, die N_2 -Bindungskapazität vergrößern. Zweifellos bedarf die Frage des Einflusses von Düngerstickstoff noch weiterer Untersuchungen.

Tab. 2 F-Teste der vollständigen Varianzanalyse des Einflusses von Wasserregime und Düngung auf die Nitrogenaseaktivität (Äthylenbildung)

Variabilitätsursache	F-Teste Äthylenbildung/ Gefäß
naß/trocken (Wasserregime)	12,8 **
N-Düngung	5,3 *
K-Düngung	24,2 ***
naß/trocken x N-Düngung	3,6
naß/trocken x K-Düngung	8,8 **
N-Düngung x K-Düngung	4,9 *
naß/trocken x N-Düngung x K-Düngung	5,2 *

* signifikant bei 5 %, ** bei 1 %, *** bei 0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit

Einen sehr stark positiven Einfluß auf die N_2 -ase-Aktivität wies der F-Test hinsichtlich der K-Düngung aus. Der Einfluß ist selbst dann noch festzustellen, wenn man die unterschiedliche Trockensubstanzproduktion der einzelnen Varianten berücksichtigt. In früheren Versuchen (TROLLDENIER 1977a) war festgestellt worden, daß bei unzureichender K-Ernährung eine Schwärzung der feinen Seitenwurzeln durch einen Niederschlag von Eisensulfid erfolgt. Ausgelöst wird dieser Prozeß durch die starke Sauerstoffzehrung der bei K-Mangel besonders zahlreichen saprophytischen Mikroorganismen in der Rhizosphäre. Da die N_2 -ase-Aktivität an Reiswurzeln hauptsächlich auf aerobe, wenn auch mikroaerophile, Organismen zurückgeht, kann angenommen werden, daß bei Fehlen von O_2 deren Tätigkeit zum Erliegen kommt. Auf diese Weise ließe sich die günstige Wirkung besserer K-Ernährung deuten.

Schließlich sind die verschiedenen Wechselwirkungen, bis auf die Wechselwirkung Wasserregime x N-Düngung, statistisch gesichert.

Aus dem beschriebenen Versuch geht hervor, daß Bodenbedingungen und Ernährung der Pflanzen für die Nitrogenaseaktivität in der

Rhizosphäre von Reis von großer Bedeutung sind. Weitere Untersuchungen müssen zeigen, in welchem Maße speziell die Stickstoffversorgung davon betroffen wird.

Literatur

- BALANDREAU, J. und Y. DOMMARGUES: Assaying nitrogenase (C_2H_2) activity in the field. Bull. Ecol. Res. Comm. (Stockholm) 17, 247-254 (1973)
- LEE, K.K., B. ALIMAGNO und T. YOSHIDA: Field technique using the acetylene reduction method to assay nitrogenase activity and its association with the rice rhizosphere. Plant and Soil 47, 519-526 (1977)
- TROLLENIER, G.: Mineral nutrition and reduction processes in the rhizosphere of rice. Plant and Soil 47, 193-202 (1977a)
- TROLLENIER, G.: Influence of some environmental factors on nitrogen fixation in the rhizosphere of rice. Plant and Soil 47, 203-217 (1977b)

ISSN-0343-107X

Zum Energiebedarf der biologischen N₂-Fixierung

von
Becker, K.W. *)

Nach bisheriger Kenntnis sind nur Mikroorganismen in der Lage, N₂ aus der Luft als Nährelement zu verwenden. Bakterien der Gattung Rhizobium, die in echter Symbiose mit Leguminosen leben, sind seit fast hundert Jahren unter dem Namen "Knöllchenbakterien" als wirksame Stickstoffsammler bekannt.

Daneben ist noch eine Reihe weiterer Mikroorganismen - z.T. symbiontisch, z.T. frei lebend - zur N₂-Fixierung befähigt.

Gerade die Forschungen in den letzten Jahren haben den Nachweis gebracht, daß die Fähigkeit von Mikroorganismen, mit N₂ als einziger N-Quelle zu leben, recht weit verbreitet ist. (SCHLEGEL, 11)

Bedenkt man, daß die meisten Acker- und Grasland-Böden ideale "Habitats" sind, die außer dem Nährmedium nebeneinander aerobe und anaerobe Kompartimente bieten, gut gepuffert gegenüber extremen Wassergehalten, Temperaturen, pH-Werten usw. sind, ergibt sich die Frage:

Wie kommt es, daß der Stickstoff so leicht zum ertragsbegrenzenden Nährstoff bei der Pflanzenproduktion wird ?

Die Antwort auf diese Frage wird in der Literatur übereinstimmend im hohen Energiebedarf für die Reduktion von N₂ zu NH₄⁺ gesucht. So rechnete bereits RIPPEL-BALDES (10) aus, daß zur Deckung der N-Ernährung von Zuckerrüben (100 kg N/ha) aus Luftstickstoff durch freilebende, besonders effektiv N₂ bindende Azotobakterarten der gesamte Zuckerertrag (50 dt/ha) als Energiequelle verbraucht würde. BURRIS (2) kommt bei Spirillum lipoferum auf einen doppelt so hohen Energiebedarf (10 mg N₂/g Malat).

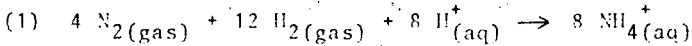
Dieser Autor weist darauf hin, daß eine umfangreiche N₂-Fixierung überall dort stattfindet, wo es Mikroorganismen gelingt, in irgendeiner Form die photosynthetische Produktion von Pflanzen direkt anzupapfen: In Symbiose mit höheren Pflanzen lebende Bakterien, Mikroorganismen, die Blatt- oder Wurzelausscheidungen als Energiequelle verwerten und Algen sowie Algen in Symbiose mit Pilzen (Lichenes).

*) Institut für Bodenkunde, von-Siebold-Str. 4, D 3400 Göttingen

Der von RIPPEL-BALDES (10) und BURRIS (2) mitgeteilte Energiebedarf basiert auf Versuchen, bei denen Mikroorganismen in Reinkultur auf N-freiem Nährmedium wuchsen.

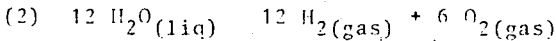
Es wurde die maximale N-Anreicherung in der Kultur gemessen und auf die vorgelegte Menge an Kohlenhydraten bezogen.

Ein anderer Weg, dem Energiebedarf für die N_2 -Reduktion näher zu kommen, ist die thermodynamische Betrachtung, wie sie z.B. von BERGERSEN (1) durchgeführt wurde:



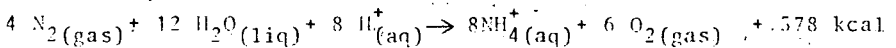
$$\Delta G = -174 \text{ kcal}$$

d.h.: der eigentliche Vorgang der Ammoniaksynthese liefert Energie, wie es vom Haber-Bosch-Verfahren bekannt ist. Energieaufwendig ist die Bereitstellung von Reduktionsäquivalenten, in diesem Fall von H_2 :



$$\Delta G = +752 \text{ kcal}$$

(1) + (2)



Netto verbleibt ein Energiebedarf von 578 kcal bzw. von 144,5 kcal je Mol N_2 . Unter aeroben biologischen Bedingungen entspricht das einem Energieaufwand von 8-12 Mol ATP je Mol reduziertem N_2 . An dieser Stelle sei ein Vergleich mit der industriellen NH_3 -Herstellung erlaubt: Großtechnische Anlagen benötigen zur Reduktion von N_2 zu NH_3 nach Angaben bei BERGERSEN (1) einen Energiebetrag von 326 kcal je Mol N_2 , also mindestens das Doppelte von dem, was theoretisch nur erforderlich wäre.

Thermodynamische Kalkulationen lassen sich nur mit erheblichen Unsicherheiten auf lebende Systeme übertragen. Zum einen ist nicht bekannt, ob energieliefernde Zwischenreaktionen biochemisch voll nutzbar sind, zum anderen ist die Energieausbeute chemischer

Reaktionen stark abhängig von den Konzentrationen der einzelnen Reaktionsteilnehmer. Abb. 1 zeigt, daß die ATP-Spaltung in der Zelle zwischen 4 und 9 kcal je Mol an chemischer Energie liefern kann.

Aussagekräftiger sind Versuche, bei denen Bakterien entweder mit NH_4^+ oder mit N_2 als N-Quelle wachsen. DAESCH und MORTENSON (3) kalkulieren aus solchen Versuchen mit *Clostridium pasteurianum* einen Energiebedarf von 13 Mol ATP je Mol reduziertem N_2 . Von anderen Autoren, auch solchen, die mit zellfreien Substraten arbeiten (Nitrogenase, Acetylen-Äthylen-Umwandlung etc.), werden Verbrauchswerte von 12 - 20 Mol ATP je Mol reduziertem N_2 angegeben (z.B. KLEINER, 7).

Diese Zahlen stimmen erstaunlich gut mit den thermodynamischen Berechnungen von BERGERSEN (1) überein.

Der ATP-Bedarf ist für Nitrogenasereaktionen von den Bedingungen abhängig, unter denen die Reduktion abläuft.

WATT et al. (13) geben die in Abb. 2 dargestellte Temperaturabhängigkeit an. Für andere Faktoren wie pH-Wert, Wassergehalt usw. dürften ähnliche Abhängigkeiten bestehen.

Der Energiebedarf von 12 ATP je Mol N_2 muß als Mindestwert angesehen werden. Es ist bekannt, daß das N_2 -reduzierende Enzym, die Nitrogenase, wenig spezifisch ist und anstelle von N_2 auch z.B. H^+ oder C_2H_2 reduzieren kann.

Nach Untersuchungen von SCHUBERT und EVANS (12) wird bei den meisten Nitrogenasereaktionen unter ATP-Verbrauch neben N_2 gleichzeitig auch H^+ reduziert, das als H_2 entweicht. Das bedeutet natürlich bezogen auf die N_2 -Reduktion eine Energievergeudung.

Die genannten Autoren sehen in dieser unproduktiven Nitrogenasertätigkeit einen möglichen Grund für die unterschiedlichen Angaben über den Energiebedarf, der in in vitro-Versuchen bestimmt wird. In umfangreichen Untersuchungen kommen sie zu dem Ergebnis, daß der Energieverbrauch für die Reduktion von H^+ in den meisten Symbiosen mit Leguminosen 30 - 60 % und in vielen Symbiosen mit Nicht-Leguminosen (Erle u.a.) ca. 10 % vom Gesamtbedarf für die Nitrogenase-Reaktionen beträgt.

Dieser Prozentsatz schwankt für verschiedene Genotypen von Soja von 0 - 60 %. SCHUBERT und EVANS (12) sind der Meinung, daß die meisten Berechnungen des Bedarfs an Energie für die N_2 -Reduktion

mit diesem Fehler behaftet sind und daß der tatsächliche Energiebedarf häufig das Doppelte des theoretischen Ansatzes beträgt. Die biologische Oxidation von Glucose liefert bei aerobem Abbau bei einem P/O-Quotient von 2 24 Mol ATP, bei einem Quotienten von 3 36 Mol ATP je Mol Glucose.

Daraus errechnet sich folgender Bedarf an Kohlenhydraten für die biologische N_2 -Fixierung.

12 ATP/ N_2 erfordern 2,1 - 3,2 g Kohlenhydrate/g N

24 ATP/ N_2 erfordern 4,2 - 6,4 g Kohlenhydrate/g N

Bezieht man diesen Bedarf an Kohlenhydraten auf die fixierte N-Menge eines guten Kleebestandes, ergibt sich folgendes Bild:

gemessener Ertrag:

Alexandrinischer Klee, Tunesien

4 Schnitte: 13,5 t Trockenmasse mit 450 kg N

Bedarf minimal : 0,945 t Kohlenhydrate/450 kg N

Bedarf maximal : 2,880 t Kohlenhydrate/450 kg N

Die für die N_2 -Bindung benötigte Menge an Kohlenhydraten entspricht damit 7 bzw. 21 % der Nettoproduktion an Trockensubstanz und zwar an oberirdisch produzierter Trockensubstanz.

Diese Zahlen stimmen gut überein mit Kalkulationen von BERGERSEN (1), der einen Mindestverbrauch von 5 - 10 % Kohlenhydraten, bezogen auf die oberirdische Nettoproduktion an Kohlenhydraten, bei der Leguminosensymbiose angibt.

PATE (9) gibt für Lupinen eine Quote von 12 - 17 % an, was einen Verbrauch von 3,8 g Kohlenhydraten je g fixiertem N_2 gleichsetzt. Die Umrechnung von ATP-Einheiten auf Kohlenhydrat-Einheiten gilt natürlich nur für aerobe Organismen. Die ATP-Ausbeute beim anaeroben Kohlenhydratabbau ist häufig um den Faktor 10 kleiner.

Es liegt die Vermutung nahe, daß der Ertrag von Leguminosen durch die Tätigkeit der Knöllchenbakterien um ca. 10 - 20 % verringert wird. Das gilt jedoch nur, wenn man den Vergleich mit einer reinen NH_4 -Ernährung zieht. Bei NO_3 -Ernährung sind vorher die Energiemengen abzuziehen, die für die Reduktion des NO_3^- zu NH_4^+ benötigt werden.

BERGERSEN (1) gibt für die Reduktion von NO_3^- zu NH_4^+ in der Pflan-

zelle einen Bedarf von 8 - 12 Mol ATP je Mol NH_4^+ an. Danach wird der C-Haushalt einer Leguminose durch die Tätigkeit der Knöllchenbakterien kaum stärker beansprucht, als durch eine reine NO_3^- -Ernährung.

Zu einer ähnlichen Aussage kommen HARDY und HAVELKA (5). DAY und DÖBBEINER (4) ließen Kulturen von *Spirillum lipoferum* auf einer definierten Menge Kohlenhydrat (Malat und Glukose) mit verschiedenen N-Quellen wachsen und bestimmten die Gesamt-Aufnahme von N in die Zellsubstanz.

Die Ergebnisse zeigen (Tab.1), daß die weitaus höchste N-Menge bei NH_4^+ -Ernährung aufgenommen wird, während bei N_2 -Ernährung und auch bei NO_3^- -Ernährung weniger N mit der vorgelegten Kohlenhydrat-Menge in Körpersubstanz eingebaut werden konnte.

Versuche von MENGEL und VIRG (6) zeigten, daß auch höhere Pflanzen für die Aufnahme von NO_3^- sehr viel mehr Energie benötigen als für die Aufnahme von NH_4^+ . Sie erzeugte bei jungen Reispflanzen durch Verdunklung eine (analytisch nachgewiesene) Verarmung an Kohlenhydraten. Dann boten sie ihnen für 12 Stunden ^{15}N -Nitrat bzw. ^{15}N -Ammonium an. Die Aufnahme von NH_4^+ war unter diesen Umständen deutlich größer als die von Nitrat.

Schlußfolgerungen:

Es wird aufgezeigt, daß die biologische Fixierung von N_2 nur bei Bereitstellung von Energie möglich ist.

- 1) Bei aerob lebenden Mikroorganismen läßt sich der für die Reduktion von 1 g N erforderliche Energiebedarf durch den Abbau von 2,1 bis 6,2 g Kohlenhydraten decken. Der Abbau von nur 6 dt Wurzel-Trockensubstanz könnte danach die für die Fixierung von 100 kg N erforderliche Energie liefern.
- 2) Der Energiebedarf für die N_2 -Fixierung dürfte bei anaerob lebenden Mikroorganismen um den Faktor 10 höher liegen als bei Aerobiern.
- 3) Für Leguminosen-Symbiosen bedeutet dieser Umrechnungsfaktor, daß zwischen 7 und 21 % der oberirdischen Nettospeicherung an Kohlenhydraten vorher für die N_2 -Reduktion verbraucht werden. Eine Ertragsdepression durch diesen Verbrauch von Assimilaten im Vergleich ^{mit} ausschließlich mit mineralischem N ernährten Leguminosenbeständen, dürfte nur bei NH_4^+ - nicht aber NO_3^- -Ernährung zu erwarten sein.

ABB. 1: ABHÄNGIGKEIT DER FREIEN ENERGIE DER
ATP-HYDROLYSE VOM KONZENTRATIONSVERHÄLTNIS
ATP : ADP (NACH KARLSON, 6)

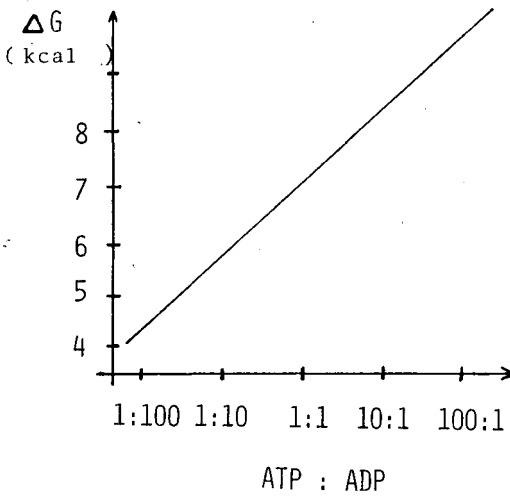
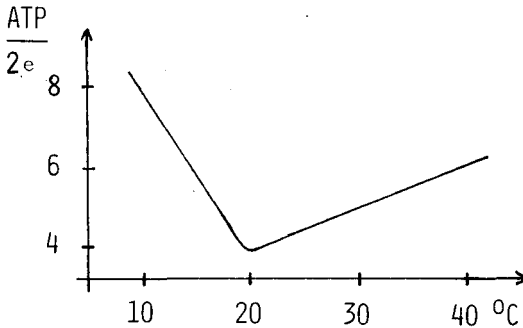


ABB. 2: ABHÄNGIGKEIT DES ATP / $2e$ -VERHÄLTNISSSES
VON DER TEMPERATUR (nach WATT et al., 13)



Literatur:

1 BERGERSEN, J.F., 1970:

The central reactions of nitrogen fixation, Plant and Soil, Spec. Vol. 511 - 524 (1971)

2 BURRIES, R.H., 1977:

A synthesis paper on nonleguminous N_2 -fixing systems.-Recent developments in nitrogen fixation 487 - 511, Academic Press, London

3 DAESCH, G., and L.E. MORTENSEN, 1968:

Sucrose catabolism in clostridium pasteurianum and its relation to N_2 -fixation.- J. Bacteriology 96, 346 - 351

4 DAY, J.M., and J. DÜBBEREINER, 1975:

Physiological aspects of N_2 -fixation by a Spirillum from Digitaria roots.- Soil Biol. Biochem. 8, 45 - 50 (1976)

5 HARDY, R.W.F., and U.D. HAVELKA, 1975:

Nitrogen fixation research: A key to world food ?- Science 188, 633 - 643 (1975)

6 KARLSON, P., 1964:

Kurzes Lehrbuch der Biochemie für Mediziner und Naturwissenschaftler.- G. Thieme Verl., Stuttgart

7 KLEINER, D., 1974:

Die Bindung des atmosphärischen Stickstoffs durch Mikroorganismen.- Angew. Chem. 87, 97 - 103 (1975)

8 MENGEL, K., and M. VIRO, 1978:

The significance of plant energy status for the uptake and incorporation of NH_4 -nitrogen by young rice plants.- Soil Sci. Plant Nutr. 24, 407 - 416

9 PATE, zitiert nach GIBSON, A.H., W.R. SCOWCROFT and J.D. PAGAN, 1977:

Nitrogen in plants: An expanding horizon.- Recent developments in nitrogen fixation.- Academic Press, London, 387 - 417

10 RIPPEL-BALDES, A., 1955:

Grundriß der Mikrobiologie, 3. Aufl.- Springer-Verl., Berlin - Göttingen - Heidelberg.

11 SCHLEGEL, H.G., 1976:

Allgemeine Mikrobiologie, 4. Aufl.- G. Thieme Verl., Stuttgart

12 SCHUBERT, K.R., and H.J. EVANS, 1977:

The relation of hydrogen reactions to nitrogen fixation in nodulated symbionts.- Recent development in nitrogen fixation, 469 - 485.- Academic Press, London

13 WATT, G.D., W.A. BULEN, A. BURNS and K. LA MONT HODFIELD, 1975:

Stoichiometry, ATP/2 e values, and energy requirements for reactions catalyzed by nitrogenase from Acotobacter vinelandii.- Biochemistry 14, 4266 - 4272

TAB. 1: RELATIVE N-AUFNAHME VON SPIRILLUM LIPOFERUM BEI DEFINIERTER KOHLENHYDRATVORLAGE UND VERSCHIEDENEN FORMEN DER N-ERNÄHRUNG

N-FORM	N-AUFNAHME
$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$	100
Ca $(\text{NO}_3)_2$	73
N_2	61

ISSN-0343-107X

Biologische und chemische Untersuchungsmethoden
zur Bestimmung des mineralisierbaren Stickstoffs
im Boden.

R. Aldag, +)

Einleitung und Problemstellung:

Die biologischen und chemischen Methoden zur Bestimmung des mineralisierbaren Stickstoffs im Boden sind von BREMNER (1965) ausführlich referiert und kommentiert worden. Neuere Arbeiten werden bei STANFORD und SMITH (1978) und bei ELLENBERG (1977) diskutiert.

Bei allen bisher erarbeiteten Methoden wurde das natürliche Fixierungsvermögen für Ammonium-Ionen in Böden kaum berücksichtigt. Wir haben aufgrund eigener Untersuchungen (ALDAG, 1975) zeigen können, daß selbst in Lössböden bei Bebrütungsversuchen unter aeroben Bedingungen erhebliche Mengen an Ammonium-Ionen fixiert werden können.

Trotz der allgemeinen Brauchbarkeit der N_{\min} -Methode von SCHARPF et al. (1978) für den Winterweizen-Anbau, bleibt die Prognose und die Bestimmung der Mineralisierung und der Nachlieferung von bodenbürtigem Stickstoff während der Vegetationsperiode ein ungelöstes Problem. Dies trifft insbesondere auch für den Zuckerrübenanbau zu, wo sich, wie man auf der diesjährigen Tagung für Zuckerrübenanbau in Göttingen hören konnte, ein ähnliches Vorgehen wie bei der N_{\min} -Methode nicht zu bewähren scheint.

Im folgenden soll über eigene Versuche zur "Heißwasser-Methode" nach KEENEY und BREMNER (1966) bzw. nach BRONNER (1976) und zur Weiterentwicklung bzw. Modifikation der Bebrütungsmethode von KEENEY und BREMNER (1967) berichtet werden.

+) Institut für Bodenkunde, von Sieboldstraße 4
3400 Göttingen

Die "Heißwasser-Methode" wird hier als Stellvertreter für eine chemische und die modifizierte Bebrütungsmethode als Stellvertreter für eine biologische Untersuchungsmethode betrachtet.

Material und Methoden:

Bestimmung des heißwasserlöslichen Stickstoffs (NHW): 25g Boden mit 50ml H₂O versetzen und 1h am Rückflußkühler kochen. Nach dem Abkühlen 0,5ml einer 2n CaCl₂-Lösung zugeben, filtrieren. 20ml des Filtrats mit 7ml konz. H₂SO₄ + Spatelspitze Selenreaktionsgemisch bis zum Klarwerden erhitzen, anschließend destillieren und titrieren. Im NHW-Wert ist mögliches Nitrat-N nicht enthalten.

Bestimmung des KCl-löslichen Stickstoffs (N KCl): Analytik wie oben beschrieben, an Stelle des Wassers wird mit 50ml 2N KCl am Rückflußkühler gekocht.

Hydrolysenbehandlung des Filtrats:

Je 20ml des Filtrats (s.o.) mit 20ml 6N HCl 6h lang unter Rückfluß hydrolysieren. Nach dem Abkühlen durch Blaubandfilter filtrieren, einengen und in 25ml H₂O aufnehmen. Weitere Fraktionierung einzelner N-Fractionen wie bei ALDAG et al. (1977) beschrieben.

Bebrütung unter aeroben Bedingungen: (wie bei ALDAG (1975) beschrieben). Zugabe des Nitrifikationshemmers N-Serve erfolgte mit dem Wasser zur Befeuchtung des Bodens.

Ergebnisse und Diskussion:

Die Versuche zum heißwasserlöslichen Stickstoff sind hauptsächlich deswegen unternommen worden, weil nach BRONNER und BACHLER (1979) in Österreich im Zuckerrübenbau diese Methode bereits erfolgreich zur N-Düngerbedarfsermittlung angewendet wird und weil ferner geklärt werden sollte, in welcher Bindungsform die Hauptmenge des Stickstoffs in diesem Extrakt vorliegt. Die Untersuchungen wurden an Varianten

einer Parabraunerde aus Löß durchgeführt, die bei ALDAG et al. (1977) näher beschrieben sind.

Tab. 1: N- Mengen , die mit der "Heißwasser-Methode"(NHW) und kochender 2N KCl (NKCl) extrahierbar sind. Bewachsene Varianten B₁ bis B₅ vom 27.5.1975. (Angaben: µg N/g Boden).

Methode	Varianten				
	B ₁	B ₂	B ₃	B ₄	B ₅
NHW	40,0	38,0	35,0	39,0	40,0
NKCl	53,2	53,2	51,1	47,9	50,7

In der Tabelle 1 sind Bodenproben des oben erwähnten Versuches verwendet, die am 27.5.1975 gezogen wurden. Daraus geht hervor, daß mit der 2N KCl-Lösung insgesamt bei allen Varianten ca. 8-12µg N pro g Böden mehr als mit dem Heißwasserextrakt extrahiert wurden. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten, die in dem betreffenden Jahr signifikante Unterschiede im Ertrag zeigten, sind relativ gering.

Tab. 2: N-Gehalte in den einzelnen N-Fractionen des NHW-Extraktes zum Probenahmetermin 27.5.1975, (Angaben µg N/g Boden).

N-Fractionen	Varianten				
	B ₁	B ₂	B ₃	B ₄	B ₅
(AM HY)	(12,2)	(11,2)	(7,7)	(8,2)	(6,0)
AMa	2,0	1,5	4,0	4,5	2,0
AM org Hy	10,2	9,7	3,7	3,7	4,0
AZ	0,8	0,6	0,6	0,5	0,6
AS	7,1	5,8	3,0	7,7	5,4
RN HY	19,9	20,4	23,7	22,6	28,0
NHW (insgesamt)	40,0	38,0	35,0	39,0	40,0

AMa = austauschbares Ammonium, AMHY = Ammonium im Hydrolysat insgesamt; AM org HY = Ammonium aus org. Bindung stammend; AZ = Aminozucker-N, AS=Aminosäure-N; RNHY = Rest-N im Hydrolysat.

In der Tabelle 2 sind nun für den Heißwasser-Extrakt die N-Mengen erfaßt, die nach unserer Fraktionierungsmethodik einwand-

frei zugeordnet werden können. Lediglich die N-Menge in der RNHY-Fraktion ist durch Differenzrechnung bestimmt worden. Daraus geht hervor, daß etwa 50 % des Gesamtstickstoffs im Extrakt eindeutig organischen Ursprungs sind, und zwar als Aminosäure-N, Amid-N und Aminozucker-N identifiziert wurden. Man darf davon ausgehen, daß auch in der RNHY-Fraktion der überwiegende Anteil des Stickstoffs (mehr als 90 %) in organischer Bindung vorliegt, wahrscheinlich in heterozyklisch org. Bindung, wie er in Purin- und Pyrimidinbasen vorkommt.

Diese Untersuchungen sollen verdeutlichen, daß NHW eine Sammel-fraktion verkörpert, mit ca. 10 % mineralischem und 90 % organischem Anteil, der von den Grundfraktionen mit unterschiedlicher Beteiligung gestellt wird.

Wir haben versucht, die N-Mengen des NHW-Extraktes mit der Trockensubstanzbildung und dem pflanzlichen N-Entzug des Sommerweizens zum Zeitpunkt der Ernte zu korrelieren und haben keine deutlichen Beziehungen aufzeigen können.

Durch die nur teilweise Erfassung des Stickstoffs unterschiedlicher Fraktionen kompensieren sich offensichtlich die Beziehungen, wie das auch bei der Betrachtung des Gesamtstickstoffs (N_t) in dieser Hinsicht bekannt ist.

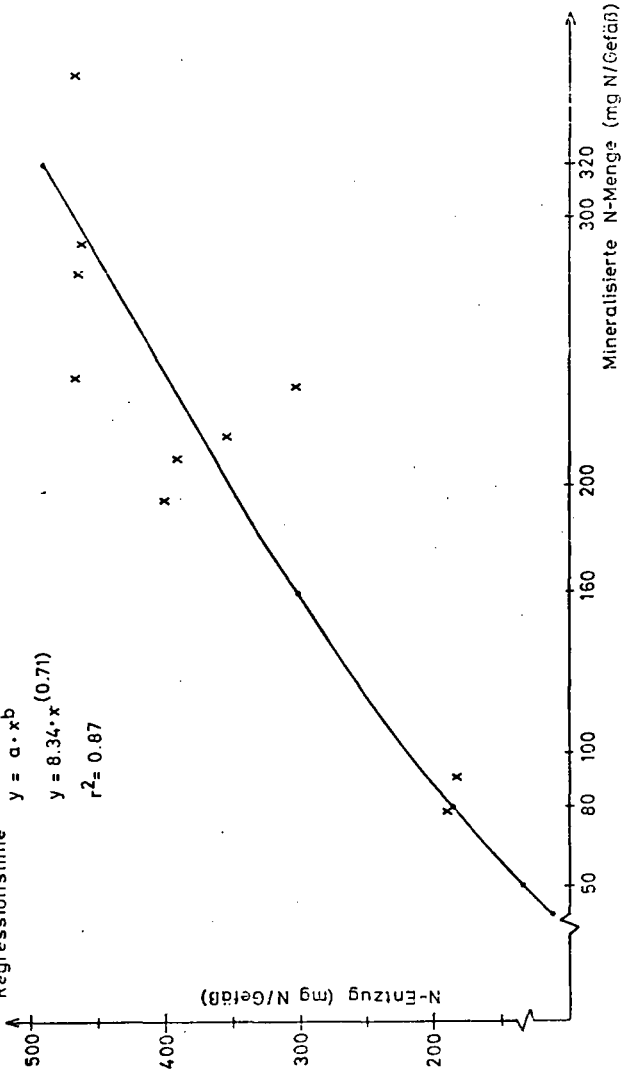
Die N-Gehalte in den einzelnen N-Fraktionen des 2N KCl-Extraktes zum Probenahmetermin des 27.5.75 liegen in ähnlicher Größenordnung wie im Heißwasserextrakt vor und sollen hier nicht weiter diskutiert werden.

Jetzt werden Ergebnisse, die mit der Bebrütungsmethode erzielt wurden, mitgeteilt:

Die in unserer früheren Arbeit (ALDAG et al., 1977) näher untersuchten Böden der Probenahmetermine vom 22.4. und 30.4.1975 und vom 31.3. und 4.5.1976 sind nach der Methode von KEENEY und BREMNER (1967) bebrütet worden. Die im Bebrütungsversuch mineralisierten N-Mengen der Böden vom 22.4.75 und 31.3.76; die jeweils vor der ersten N-Düngung entnommen wurden, korrelieren jeweils recht gut mit dem entsprechenden pflanzlichen N-Entzug oder der Trockensubstanzproduktion des Sommerweizens.

Die im Bebrütungsversuch mineralisierten N-Mengen der Böden, die jeweils nach der ersten Mineraldüngung am 30.4.1975 und am 4.5.1976 gezogen wurden, korrelieren weniger gut mit dem pflanzlichen N-Entzug des Sommerweizens. In der Abb. 1

Abb.1: Probenahmeterrin 31.3.1976, Beziehung zwischen mineralischer N-Menge im Boden durch Bebrütung bei allen Varianten (B₁ bis B₅) und dem gemessenen pflanzlichen N-Entzug am Ende der Vegetationsperiode des Sommerweizens (9.8.1976)
Regressionslinie $y = a \cdot x^b$



ist als Beispiel die Beziehung zwischen der mineralisierten N-Menge bei aerober Bebrütung bei allen Varianten (B₁ bis B₅) vom Probenahmeterrin des 31.3.1976 und dem betreffenden ge-

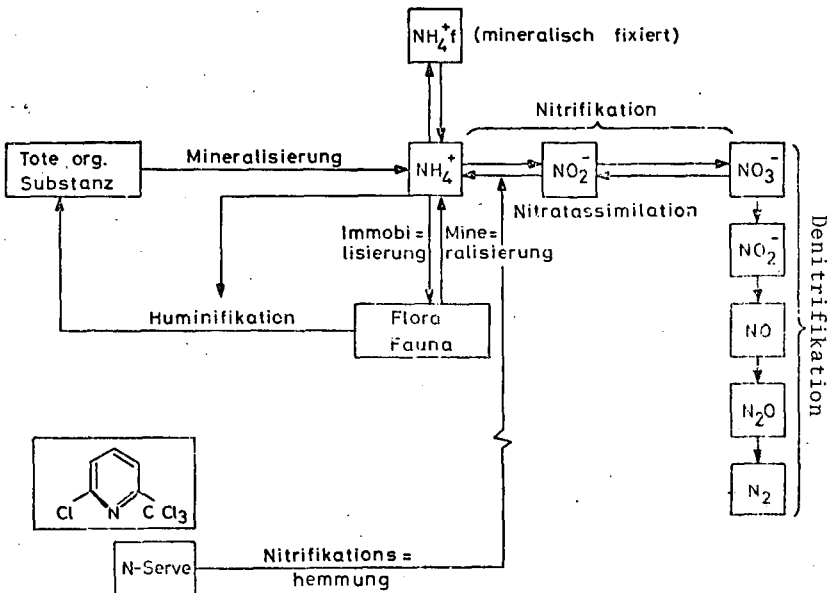
messenen pflanzlichen N-Entzug am Ende der Vegetationsperiode dargestellt. Das Bestimmtheitsmaß r^2 beträgt = 0,87 und wurde nach der Potenzfunktion $y = a \cdot x^b$ ermittelt.

Diese Beziehung trifft nur für die hier untersuchte Parabraun-erde unter den gegebenen Bedingungen zu. Obwohl Bebrütungsversuche an zahlreichen anderen Böden vorliegen, sind entsprechende Korrelationen zu in Feldversuchen ermittelten Getreideerträgen bisher noch nicht erstellt worden.

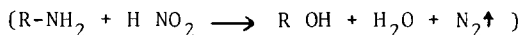
In der Abb. 2 sind die Hauptprozesse der N-Metabolik im Boden aufgezeigt, die bei der Bebrütung ablaufen bzw. zu berücksichtigen sind. Hiermit soll angedeutet werden, daß während der Bebrütung neben der Mineralisation und Nitrifikation auch Immobilierungsprozesse ablaufen und mineralische NH_4 -Fixierung eintreten kann. Unter ungünstigen Bedingungen ist nicht auszuschließen, daß in Kompartimenten des Ansatzes auch Denitrifikationsprozesse enzymatischer und chemischer Art ablaufen. Es sei in diesem Zusammenhang nur an die "Van Slyke"-Reaktion

Abb. 2 :

Hauptprozesse der N-Metabolik im Boden bei aerober Bebrütung.



erinnert, die auch stattfinden kann, ohne daß eine enzymatische Denitrifikation Nitrit liefern muß.



Aus diesem Grunde sind einige Bebrütungsversuche unter Zusatz des Nitrifikationshemmers N-Serve mit dem Ziel unternommen worden, den gesamten Nitrifikationsprozess inclusive seiner möglichen Nebenreaktionen (Denitrifikation, NO₃-Assimilation etc.) auszuschalten. Bei erfolgreicher Anwendung des Nitrifikationshemmers N-Serve läßt sich die Methode insofern vereinfachen, als nach der Bebrütung nur mehr das mineralisierte Ammonium bestimmt zu werden braucht.

In der Tabelle 3 sind die Ergebnisse dieser Versuche zusammengestellt.

Tab. 3: Bebrütungsversuch mit Auenboden (65 % U, 30 % T, 5 % S; N_t = 0,125 %, AM ft = 245 ppm. Angaben in µg N/10 g Boden

Varianten	← N, mineralisiert →		
	AM	NI	AM + NI
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)
Boden 29.6.78	65	252	317
normal 19.7.78	98	196	294
Boden + 24 ppm N-Serve 29.6.78	308	-	308
19.7.78	319	-	319
Boden + 24 ppm N-Serve + 400 ppm N als Ammoniumsulfat 19.7.78	3164	-	3164
Boden + 24 ppm N-Serve + 400 ppm N als Ammoniumsulfat 29.6.78	4368	-	4368
Boden + 36 ppm N-Serve + 400 ppm N als Ammoniumsulfat 29.6.78	4424	-	4424

Ohne Zugabe von N-Serve mineralisierte der Boden etwa 300 µg Stickstoff, der sich zu 1/3 aus NH₄-N und zu 2/3 aus NO₃-N zusammensetzt. Ferner ist zu erkennen, daß der Nitrifikationshemmer in allen Fällen voll zur Wirkung kam und die Bildung

von Nitrat-N verhinderte (siehe Sp. 3).

Auch wenn man dem Boden vor der Bebrütung 4 mg N in Form von Ammoniumsulfat als Substrat zusetzte, wurde die Nitrifikation voll gehemmt. Allerdings konnte in diesem Falle bei der Versuchsserie des 19.7.78 nicht verhindert werden, daß ca. 800 - 1000 μg des zugesetzten Ammoniums entweder mineralisch fixiert oder biologisch bzw. abiologisch immobilisiert oder freigesetzt wurden. Damit ist gleichzeitig ein Schwachpunkt dieser modifizierten Bebrütungsmethode angezeigt.

Weitere Versuche mit anderen Böden müssen zeigen, ob mit Hilfe des Nitrifikationshemmers N-Serve die Bebrütungsmethode so modifiziert werden kann, daß die Nettomineralisationsleistung des Bodens, wie sie nach der Methode von KEENEY und BREMNER (1967) bestimmt wird, nicht wesentlich beeinflusst wird.

Bebrütungsversuche mit Sandböden haben bei Zugabe von N-Serve keine nennenswerten Abweichungen in der Mineralisationsleistung im Vergleich zur Kontrolle ergeben.

Das Problem der möglichen verstärkten mineralischen Ammoniumfixierung bei der Bebrütung in Gegenwart von N-Serve wird zur Zeit untersucht.

Zusammenfassung:

Der Gesamtstickstoff im Extrakt der "Heißwasser-Methode", die neuerdings als mögliche chemische Methode zur Prognose des mineralisierbaren Stickstoffs im Boden empfohlen wird, wurde auf seine N-Fractionen untersucht. In diesem Extrakt liegt der Stickstoff zu etwa 10 % in anorganischer und zu 90 % in organischer Bindung vor. Der organisch gebundene Stickstoff liegt zu 50 % als Rest-N im Hydrolysat (RNHY) und zu je ca. 25 % als Amid-N und Amionosäure-N vor.

Es besteht keine Korrelation zwischen der im Frühjahr vor der Düngung ermittelten N_t -Menge des "Heißwasserextraktes" und der Trockensubstanzproduktion des Sommerweizens zum Erntezeitpunkt.

Hingegen konnte eine recht gute Korrelation zwischen dem im Bebrütungsversuch freigesetzten Mineralstickstoff im Boden (ebenfalls im Frühjahr vor der 1. Düngung entnommen) und der zum Zeitpunkt der Ernte ermittelten Trockensubstanz oder dem

pflanzlichen N-Entzug ($r=0,93$) bei Sommerweizen über zwei Versuchsjahre ermittelt werden. Über erste erfolgversprechende Ansätze zur Vereinfachung und Modifizierung der Bebrütungsmethode mit Hilfe von N-Serve wird berichtet.

L i t e r a t u r

- ALDAG, R.: Verfügbarkeit des Stickstoffs in Ackerböden. Bestimmungsprobleme aus der Sicht der Umverteilung der Stickstoff-Bindungsformen durch Bebrütung. Ldw. Forschung, Sonderheft 32, I, 91-99 (1975)
- BREMNER, J.M.: Nitrogen availability indexes. In: Methods of soil analysis, Part II, Agronomy Nr. 9, American Society of Agronomy, Mad. Wisc. p. 1324-1345 (1965)
- STANFORD, G. and S.J. SMITH: Oxidative release of potentially mineralizable soil nitrogen by acid permanganate extraction. Soil Science 126, 210-218 (1978)
- SCHARPF, H.C., J. WEHRMANN und H.D. MOLLITOR: N_{min} -Methode: Stand und Weiterentwicklung. Mitteilg. der DLG 93, 66-68 (1978)
- ELLENBERG, H.: Stickstoff als Standortfaktor, insbesondere für mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. Oecologia Plantarum 12, 1-22 (1977)
- KEENEY, D. R. und J.M. BREMNER: Comparison and evaluation of laboratory methods of obtaining an index of soil nitrogen availability Agronomy J. 58, 498-503 (1966)
- KEENEY, D. R. und J.M. BREMNER: Determination of isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: VI: mineralizable nitrogen. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 31, 34-42 (1967)

- ALDAG, R., S.A. IBRAHIM und B. MEYER: Vorausdüngung von Sommerweizen durch N-Gaben zur Vor-Zwischenfrucht Raps. Zweijährige Freilandversuche auf mitteldeutscher Lößparabraunerde mit Nitrat- und Ammonium-Dünger-N.
Mitteilung I. Erträge und pflanzliche N-Entzüge
Göttinger Bodenkundl. Ber. 48, 1-75 (1977)
- BRONNER, H: Kenndaten des pflanzenverfügbaren Stickstoffs in Beziehung zum Wachstum der Zuckerrübe.
Die Bodenkultur 27, 18-59 (1976).
- BRONNER, H. und W. BACHLER: Der hydrolysierbare Stickstoff als Hilfsmittel für die Schätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens von Zuckerrübenböden.
Ldw.Forschung 32, 255-261 (1979)

Laborversuche zur Beeinflussung der bakteriellen
Stickstoffmineralisierung durch die Mikrofauna
von Böden.

von
Borkott, H. *)

In Böden nimmt die Individuenzahl der Mikrofauna nach organischer Düngung zu. Nachdem der Einfluß von Protozoen auf die bakterielle Stickstoffmineralisierung in flüssigen Medien untersucht worden ist, soll festgestellt werden, in welcher Weise der bisher meist isoliert betrachtete Prozeß der Nitrifizierung im Boden auf die Populations-regulierende Aktivität der Mikrofauna reagiert. Die Arbeiten dienen dem Ziel, bestehende Nitrifikationsmodelle zu ergänzen und die Aussagen über den Nitrifikationsverlauf unter natürlichen Bedingungen zu verbessern.

Für die ersten Versuche wurde in mehreren parallelen Doppelansätzen Ackerboden (Fahlerde aus Sandlöß) mit Rindermist (1,3 - 3,5% / TS) nach Hitzedefaunierung aller Komponenten vermischt. Anschließend erfolgte die Reinokulierung mit einer Mischpopulation von Bodenbakterien. Nach einwöchiger Bebrütung wurde der eine Teil der Doppelansätze mit saprophagen Nematoden beimpft, der andere diente als Kontrolle. Die Nematoden waren aus Ackerboden isoliert und vor ihrer Massenkultivierung zur Verwendung als Impfmateriale von der Begleitfauna abgetrennt worden.

Während des Versuchsablaufs wurden in ein- bis zweiwöchigen Abständen die Stickstoffgehalte der verschiedenen Versuchsansätze analysiert und die Individuendichte der Nematoden bestimmt. Als Maßstab für den Einfluß der Nematoden auf die bakterielle Nitrifikationsleistung dienten die relativen Nitrit-Nitrat-N-Werte ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} / \text{org. N}$).

*) Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) Institut für Bodenbiologie, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50

Nach zehnwöchiger Versuchsdauer läßt sich folgendes feststellen:

1. In allen Versuchsansätzen fand eine Vermehrung der Nematoden statt.
2. Eine Hemmung der Nitrifikationsleistung durch Nematoden war in allen Versuchsansätzen nicht erkennbar.
3. Bei Zusatz von 1,3% Rindermist ließ sich eine Förderung der Nitrifikation durch die Nematoden nicht sicher nachweisen; hier fand auch die geringste Vermehrung der Nematoden statt.
4. Bei Rindermistzusätzen von 1,8 bis 3,5% lag der relative Nitrit-Nitratstickstoffgehalt in den Kulturen mit Nematoden deutlich über den Kontrollwerten.
5. Bei 3,5% Rindermistzusatz erreichten die Nematoden zwar ihre höchste Individuenzahl, die Maximalwerte der relativen Nitrit-Nitratstickstoffgehalte blieben aber unter den Konzentrationen, die in den Kulturen mit den mittleren Rindermistgehalten auftraten. Die Ursache dafür war vermutlich eine zu geringe Sauerstoffversorgung der Nitrifikanten in Abhängigkeit von der erhöhten Substratkonzentration.

Die bisherigen Versuche reichen nicht aus, um die Ursachen der durch Nematoden in Boden gesteigerten Stickstoffmineralisierung zu erklären. Es sind aber auch hier, entsprechend der Wirkung von Protozoen auf den Nitrifikationsprozeß in Flüssigkulturen, zwei Ursachen als wesentlich anzunehmen:

1. Die bakterielle Biomasse wird durch die Nematoden vermehrt abgebaut. Dabei wird Stickstoff mobilisiert und für die Nitrifikanten verfügbar gemacht.
2. Die Verringerung der Bakteriendichte führt zu einer Erhöhung der Umsatzleistung/Bakterienzelle, d.h. die spezifische Leistung steigt.

Beiträge der prokaryontischen und eukaryontischen
Bodenmikroflora zur Mineralisation organisch ge-
bundenen Stickstoffs

von

Köhler, H. und Ch. Kunze

Im Zuge des Stoffkreislaufes gelangt in terrestrischen Ökosystemen jede organische Substanz letztlich in den Boden und unterliegt dort dem Abbau durch Destruenten. Der biochemische Anteil dieses Prozesses wird vorwiegend von der saprophytischen Bodenmikroflora durchgeführt. Lange Zeit war nicht bekannt, in welchem Verhältnis sich Pilze und Bakterien diese Leistung teilen, bis ANDERSON und DOMSCH (1973) eine Methode entwickelten, die es erlaubte, die Anteile von Pilzen und Bakterien im Laborversuch zu messen. Dabei wurden in kurzzeitigen Brutversuchen die Leistungsanteile der Pilze und Bakterien an der CO₂-Produktion dadurch einer meßtechnischen Erfassung zugänglich, daß durch selektive Hemmung mit antimikrobiellen Wirkstoffen die anaboli-schen Prozesse eines bestimmten Teils der Bodenmikroflora blockiert wurden. Mit Inhibitoren der Proteinsynthese können Wachstum und Vermehrung von Pilzen und Bakterien unterbunden werden. Die Methode und die Resultate ihrer Anwendung werden beschrieben bei ANDERSON und DOMSCH (1973, 1974, 1975 a und b). In der vorliegenden Untersuchung wurde das von ANDERSON und DOMSCH (1973) an der Bodenatmung entwickelte Verfahren auf den Prozeß der N-Mineralisation angewandt.

HERKUNFT DES BODENMATERIALS

Zur Untersuchung wurden drei Standorte in Laubmischwäldern im näheren Umkreis von Gießen ausgewählt. Die Angaben in Tab. 1 beziehen sich auf Mischproben der oberen Bodenschichten bis zu einer Tiefe von 10 cm. Die Standorte I, II und III zeigen in ihren chemischen und biologischen Merkmalen eine deutliche Abstufung von I nach III, wobei III als nährstoffreichster Standort

die günstigsten Bedingungen sowohl für Bodenorganismen als auch für seine Vegetation bietet.

METHODIK

Die in Tab. 1 aufgeführten Ergebnisse wurden mit Methoden erzielt, wie sie bei STEUBING (1965) und KRETZSCHMAR (1972) beschrieben werden. Die Differenzierung der stickstoffmineralisierenden Aktivität erfolgte durch die Methode der selektiven Hemmung nach ANDERSON und DOMSCH (1973) in entsprechender Abwandlung. Aus dem Vergleich der Aktivitäten von Bodenproben, die mit verschiedenen Kombinationen von Zusätzen versehen worden waren (Tab. 2 und 3), ließen sich die prozentualen Anteile von Pilzen und Bakterien an der gemessenen Aktivität bestimmen. Die Analyse der gebildeten Mineralstickstoffmengen wurde mit ionenselektiven Elektroden durchgeführt. Eine genaue Darstellung der methodischen Einzelheiten der Brutversuchs- und Analysetechnik erfolgt an anderer Stelle.

ERGEBNISSE

Den Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anhäufung zeigt Abb. 2. In den ersten 24 Std. zeigte sich eine deutliche Abstufung zwischen den Standorten von I nach III mit den höchsten Werten bei III.

Interessant im Hinblick auf die zentrale Fragestellung der Untersuchung ist der Zeitraum bis zur 12. Stunde. In diesem Zeitraum änderten sich im peptonversetzten Bodenmaterial die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte nicht oder nur geringfügig, so daß im Zeitraum, der für eine differenzierende Auswertung infrage kommt, Mineralstickstoff nur als $\text{NH}_4\text{-N}$ angeliefert wurde. Die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Gehalte blieben während des ganzen Brutversuches auf einer gleichmäßig niedrigen Konzentration. Alle hier erfaßten Mineralstickstoffmengen stellen Netto-Beträge dar, da nach ZÖTTL (1958) und RUNGE (1965) nur solche im Brutversuch angehäuft werden. Wenn aber - wie ZÖTTL (1958) annimmt - die CO_2 -Produktion von Bodenproben ein Maß für die Bruttomineralisation sein kann, dann zeigte sich auch für diese die oben aufgezeigte Abstufung der Böden von I nach III sowohl in substratbehandelten Proben wie im Bodenmaterial ohne Zusätze (Abb. 1, 2 und 3).

ANDERSON und DOMSCH (1975a) fanden in allen getesteten Böden eine geringe Anzahl von streptomycinresistenten Bakterien und

Tab. 1: Charakterisierung der Standorte

Standorte	I	II	III
Pflanzensoziologische Einordnung	Luzulo-Fagetum mit Übergang zum Melico-Fagetum	Melico-Fagetum mit Übergang zum Lathyro-Fagetum (Subassoziation nach <i>Allium ursinum</i>)	Melico-Fagetum
Bodenart des A _h	Schwach toniger Sand	Sandig-lehm. Schluff	Lößlehm
Bodentyp	Saure Braunerde	Pseudogley	Rendzina
Humusform	Moder	Mull	Mull
pH _{KCl}	4,0	4,4	6,6
pH _{H₂O}	4,7	5,1	7,3
Hydrolytische Acidität ¹⁾	4,5	6,0	2,5
Gesamte hydrolytische Säure ¹⁾	13,5	18,0	7,5
Summe der austauschbaren Metallkationen (S-Wert) ¹⁾	5,6	16,3	37,6
Totale Sorptionskapazität (AK) ¹⁾	35,0	55,0	54,0
Basensättigung (% der Vollsättigung mit Metallkationen - V-Wert)	16,0	30,0	70,0
Kalkgehalt in %	—	—	1,2
Max. Wasserkapazität in % (Jahresmittelwerte)	76,0	86,0	107,0

¹⁾ Angaben in meq/100 g Bodentrockensubstanz

Tab.2 : Zusätze zu den Bodenprobenserien eines Brutversuches und ihre Wirkung auf die Mikroflora

Serie	Substrat	Inhibitor	Blockierung der Proteinsynthese folgender Zielgruppen
A	Universalpepton	-----	-----
B	Universalpepton	Streptomycin ²⁾	Bakterien
C	Universalpepton	Cycloheximid ³⁾	Pilze
D	Universalpepton	Streptomycin + Cycloheximid	Bakterien u. Pilze

- 1) Universalpepton M 66, Art. Nr. 7043 (E. MERCK, Darmstadt)
- 2) Streptomycinsulfat pharm., Katalog-Nr. 35500 (SERVA Feinbiochemica GmbH und Co., Heidelberg)
- 3) Cycloheximide, Katalog-Nr. C-6255 (Sigma Chemie GmbH, München)

Tab. 3 : Angewandte Substrat-und Inhibitorkonzentrationen in ppm

Standort	Substrat	Inhibitoren	
	Uni.-Pepton	Streptomycin	Cycloheximid
I	750 - 1500	1000	1000
II	1000 - 2000	1000	1500
III	1000 - 2000	1000	2000

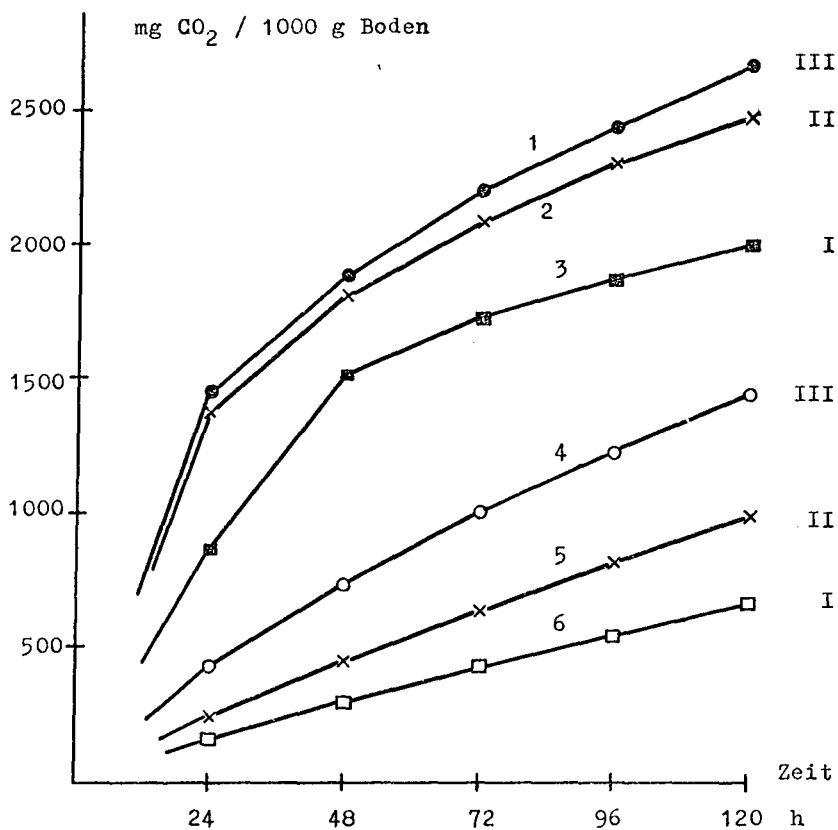


Abb. 1 : Biologische Aktivität der Standorte I, II und III
a) CO₂-Produktion der Bodenproben
Bodenmaterial mit Glucose angereichert (1000 ppm) :
Kurve 1, 2 u. 3
Bodenmaterial ohne Substratzusatz: Kurve 4, 5 u. 6

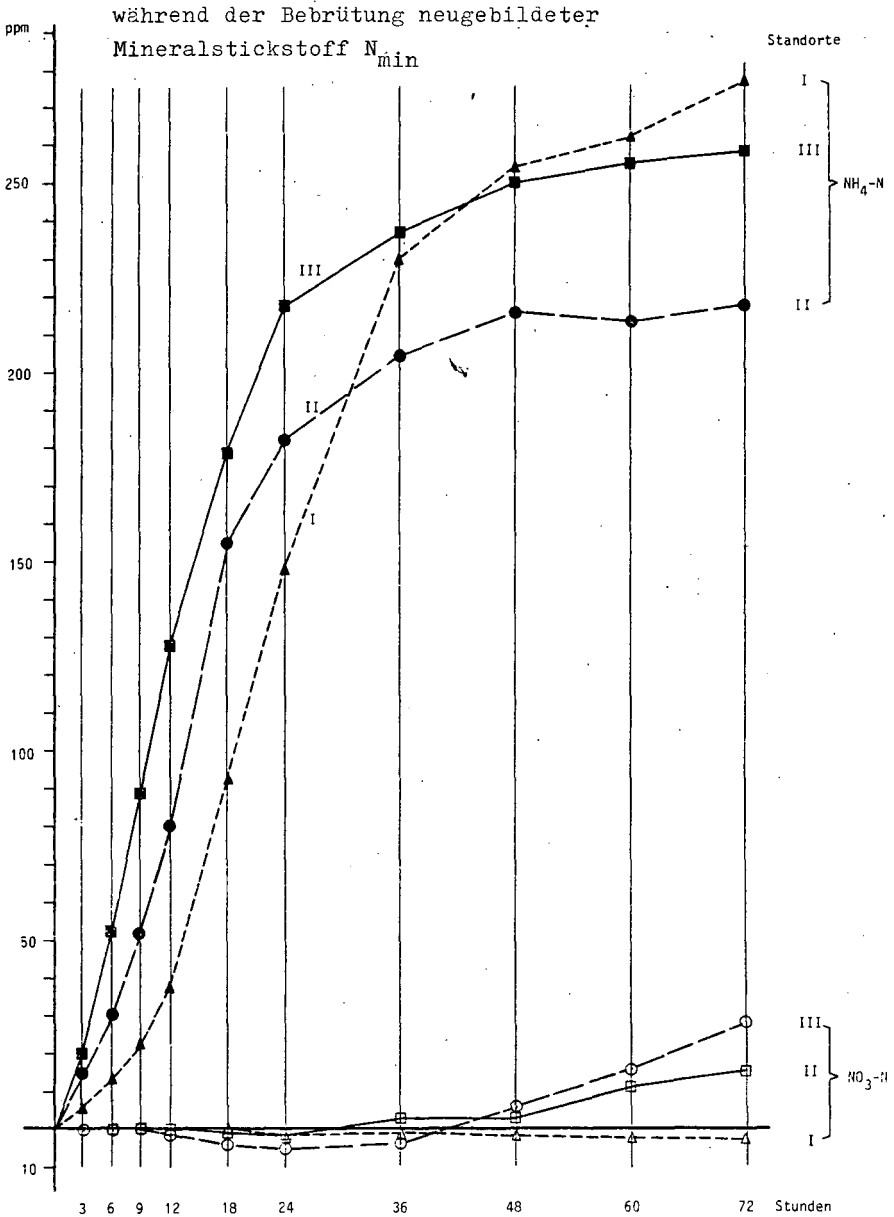


Abb. 2 : Biologische Aktivität der Standorte I, II und III
b) Stickstoffmineralisation - Anreicherungskurven
Die Mikroflora wurde durch Anreicherung der Bodenproben mit Pepton auf 2000 ppm aktiviert.

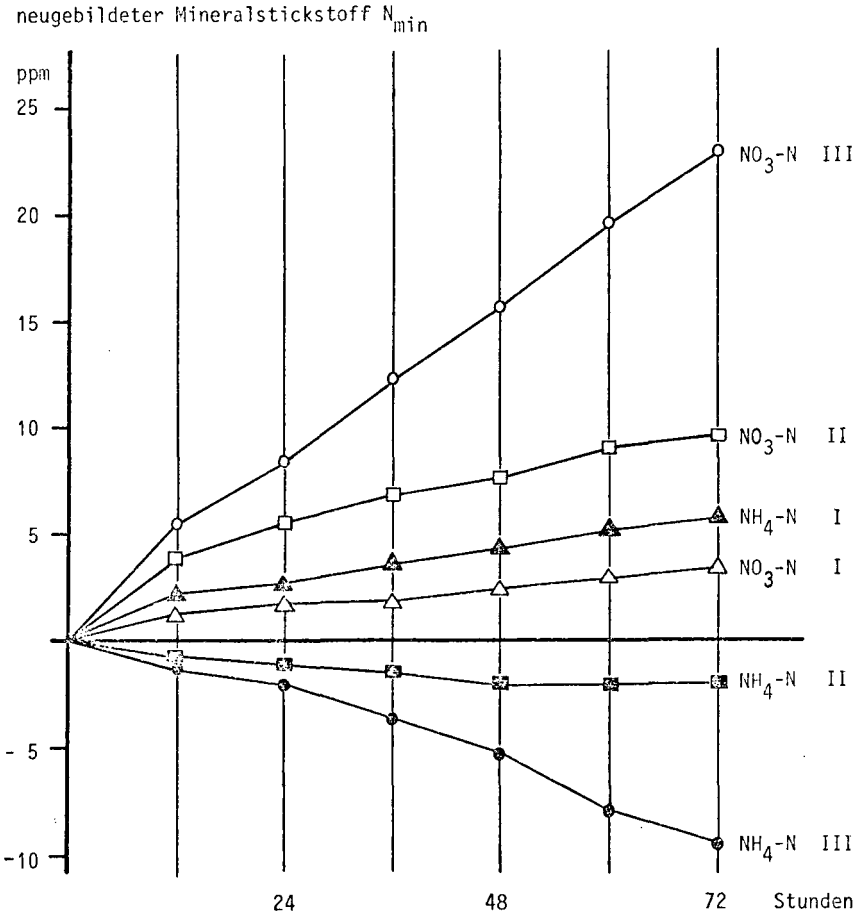


Abb. 3 : Biologische Aktivität der Standorte I, II und III
Stickstoffmineralisation - Anreicherungskurven
Bodenmaterial ohne Substratzusatz

cycloheximidresistenten Pilzen. Auch bei den hier durchgeführten Tests wurden auf Universalpepton/Agar-Nährböden stets einige streptomycinresistente Bakterienkolonien gefunden, die aber klein waren und bedeutend langsamer wuchsen als auf streptomycinfreiem Nährboden. Durch Cycloheximidkonzentrationen von 40-50 ppm wurde auf dem künstlichen Nährboden jegliches Pilzwachstum unterbunden. Im Boden mußten zur Erzielung dieses Effektes weit höhere Konzentrationen angewandt werden (Tab. 3). Die Aktivität von Pilz- und Bakterienarten, die gegen die angewandten Inhibitoren resistent waren, blieb während der auswertbaren ersten acht Stunden so gering, daß die Bedingungen für die selektive Wirkungsweise der Inhibitoren erfüllt waren.

Als Ergebnis der Brutversuche mit den in Tab. 2 aufgeführten Zusätzen ergaben sich für den neugebildeten Ammoniumstickstoff Anreicherungskurven von der Art der Abb. 4. In Abb. 5 sind für jede auf der Abszissenachse aufgeführte Zeitangabe die in den vorangegangenen 60 Minuten gebildeten NH_4 -N-Mengen als Ordinatenwerte der jeweiligen Kurven dargestellt.

Für jedes einstündige Intervall lassen sich die folgenden Differenzen bilden, welche die produzierten NH_4 -N-Mengen der genannten Mikroorganismen darstellen :

A-B : Produktion der neugebildeten Bakterien

A-C : Produktion der neugebildeten Pilze

A-D : Produktion der neugebildeten Bakterien und Pilze

D-O : Produktion der zum Zeitpunkt der Inhibitorzugabe existierenden Mikroorganismen plus Produktion durch lebende oder nichtlebende Systeme, die von den angewandten Inhibitoren nicht gehemmt werden.

Die prozentualen Anteile von Bakterien und Pilzen lassen sich nach folgenden Gleichungen für jedes Meßintervall berechnen :

$$\text{Bakterienanteil (\%)} = \frac{A-B}{A-D} \cdot 100$$

$$\text{Pilzanteil (\%)} = \frac{A-C}{A-D} \cdot 100$$

Die Ergebnisse zeigt Tab. 4.

An allen Standorten dominierte die ammonifizierende Aktivität der Pilze eindeutig über die der Bakterien. Actinomyceten, soweit sie als langsam wachsende Organismen in den Kurzzeitbrutversuchen schon aktiv in Erscheinung treten, werden zusammen mit den

Tab. 4: Prozentuale Anteile der Pilze und Bakterien an der Ammonifikation

Standort		1		2		3		Durchschnittswerte der prozentualen Anteile auf die nächsten 5 % gerundet
		prozent. Anteile	Δt in min.	prozent. Anteile	Δt in min.	prozent. Anteile	Δt in min.	
I	Pilze	83	Aug. 77	83	Sept. 77	77	Okt. 77	80
	Bakterien	18	240 - 480	16	180 - 360	19	180 - 240	20
II	Pilze	81	Mai 78	79	Juni 78	80	Juli 78	80
	Bakterien	20	180 - 360	18	180 - 300	24	240 - 420	20
III	Pilze	65	Apr. 78	65	Mai 78	70	Juni 78	65
	Bakterien	35	180 - 360	38	180 - 360	34	180 - 360	35

In den angegebenen Zeitintervallen Δt waren die Bedingungen für eine ausreichend selektive Wirkung der Inhibitoren erfüllt.

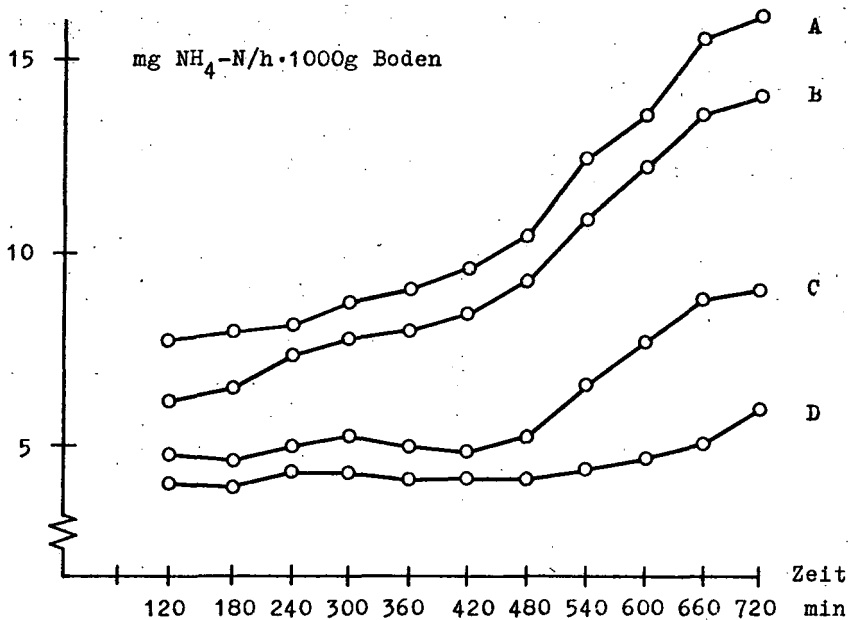
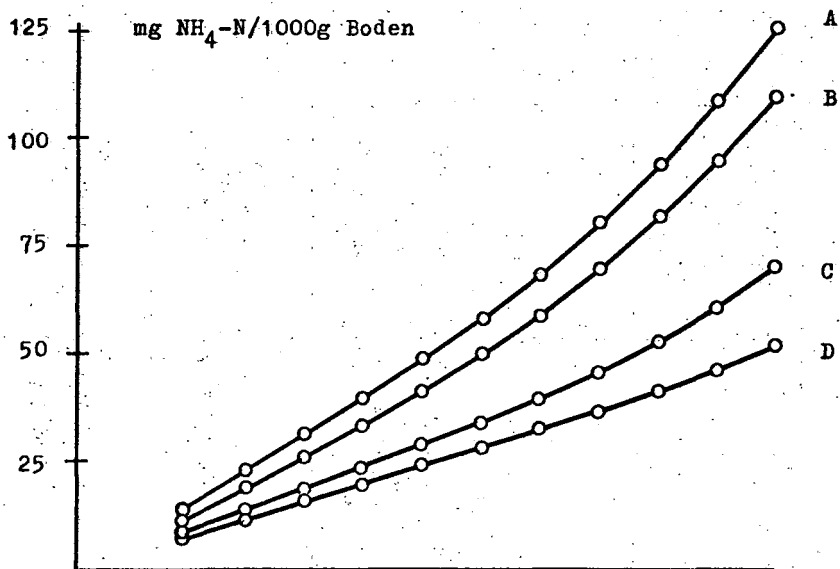


Abb. 4: Ammoniumstickstoffproduktion in den Probenserien A, B, C und D

Abb. 5: Zuwachs der Ammoniumstickstoffproduktion pro 60 min in den Serien A, B, C und D

Bakterien erfaßt, da sie wie diese zu den prokaryontischen Mikroorganismen zählen. Ihre Proteinsynthese wird durch das auf eine Untereinheit der 70s-Ribosomen wirkende Streptomycin blockiert (FRANKLIN and SNOW, 1973). In den sauren Böden der Standorte I und II dürften sie kaum eine Rolle spielen, da solche nach BECK (1968) nur einen unbedeutenden Actinomycetengehalt aufweisen. Da sie gut durchlüftete Böden mit neutraler bis schwach alkalischer Reaktion bevorzugen (KÜSTER, 1979), könnten sie jedoch am Standort III ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 6,6$) am Abbau des zugesetzten proteinartigen Materials beteiligt sein, zumal die meisten Actinomyceten solches nach BECK (1968) bevorzugt verwerten. Mit der hier angewandten Methode der selektiven Hemmung läßt sich die Aktivität der Actinomyceten aber nicht von derjenigen der übrigen Bakterien unterscheiden.

Die Standorte I und II zeigten das gleiche Verhältnis in den Pilz-/Bakterienanteilen, obwohl erhebliche ökologische Unterschiede zwischen ihnen bestehen. Die Leistungen der Pilze waren viermal so hoch wie die der Bakterien. Am Standort III, der die höchste CO_2 -Produktion und Stickstoffmineralisation sowie die beste Basen- und Mineralstoffversorgung und den höchsten pH-Wert aufwies und der als einziger Kalk enthielt (Tab. 1), lag der Bakterienanteil mit 35 % fast doppelt so hoch wie an den beiden anderen Standorten. Ob eine Beziehung zwischen der höheren Bakterienaktivität dieses Standortes und einem seiner Merkmale - etwa seinem höheren pH-Wert - oder den in seiner Gesamtheit für die Mikroflora günstigeren ökologischen Faktoren besteht, kann nach den bis jetzt vorliegenden Resultaten nicht beantwortet werden.

Diskussion

Werden Bodenproben mit einem definierten Nährsubstrat angereichert, so kommen diejenigen Mikroorganismen zur Vermehrung, die auf den Abbau dieses Substrates mehr oder weniger spezialisiert sind (DOMSCH, 1968). Dieser Effekt tritt umso stärker und schneller ein, je höher die Konzentration des zugesetzten Substrates und je länger die Versuchsdauer ist. Um ein möglichst breites Spektrum der ammonifizierenden Mikroflora der untersuchten Standorte zu erfassen, wurden die Versuchsbedingungen so gewählt, daß das Ausmaß selektiver Wirkung des Substrates gering blieb. Die zwangsläufig kurze Brutversuchsdauer und die so niedrig wie mög-

lich gewählte Substratkonzentration kamen diesem Anliegen entgegen (DROBNIK, 1960). Die zeitlich begrenzte Durchführbarkeit des Brutversuches und die Notwendigkeit der Substratzugabe zum Bodenmaterial sind ein Nachteil des Verfahrens, da ein direkter Vergleich mit Brutversuchen zur Bestimmung der Stickstoffnetto-mineralisation von üblicherweise sechs Wochen Dauer (RUNGE, 1965 und GERLACH, 1978) nicht möglich ist. Andererseits kann angenommen werden, daß es während der kurzen Versuchsdauer zu keinen wesentlichen versuchsinduzierten Veränderungen der Ausgangsflora gekommen ist. Verschiebungen in der ammonifizierenden Aktivität zwischen der Pilz- und Bakterienflora, die anhand der stündlich gemessenen $\frac{A-B}{A-C}$ -Werte leicht erkennbar gewesen wären, traten nicht auf.

Es muß aber davon ausgegangen werden, daß die Mineralstickstoffnachlieferung am natürlichen Standort zum größten Teil durch den Abbau komplexeren Substrates - vor allem von Huminstoffen - erfolgt, und daß die an diesen Umsetzungen beteiligte Mikroflora nicht identisch sein muß mit den Organismen, die leicht verwertbare organische N-Verbindungen mineralisieren. Soweit die hier gewonnenen Resultate auf die Verhältnisse am natürlichen Standort übertragbar sind, gilt dies strenggenommen nur für die jeweilige zymogene Bodenmikroflora, die zum Abbau des zugesetzten Substrates imstande ist.

Zusammenfassung

1. In Bodenproben von drei Laubwaldstandorten mit unterschiedlichen pflanzenökologischen und pflanzensoziologischen Merkmalen wurde im Laborversuch durch selektive Hemmung von Pilzen und Bakterien in den Bodenproben und mit Hilfe einer speziellen Brutversuchs- und Analysetechnik versucht, die prozentualen Leistungsanteile der saprophytischen stickstoffmineralisierenden Mikroflora zu bestimmen.
2. Die Stimulierung der Bodenmikroflora erfolgte mit einem Universalpepton als leicht verwertbarer organischer N-Quelle. Zur selektiven Hemmung von Pilzen und Bakterien dienten die Breitbandantibiotika Cycloheximid und Streptomycinsulfat. Die Bestimmung der gebildeten Stickstofffraktionen wurde mit ionenselektiven Elektroden durchgeführt. In dem kurzen Versuchszeitraum von maximal 8 Stunden, der für eine Auswertung genutzt werden konnte, wurde als mineralische

N-Form nur $\text{NH}_4\text{-N}$ gebildet; die $\text{NO}_2\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte änderten sich in diesem Zeitraum nicht.

3. Als durchschnittliche Leistungsanteile an der Ammonifikation ergaben sich :

Standort I	80% durch Pilze - 20% durch Bakterien
Standort II	80% durch Pilze - 20% durch Bakterien
Standort III	65% durch Pilze - 35% durch Bakterien.
4. Um einen Zusammenhang zwischen dem Pilz-/Bakterienanteil an der Ammonifikation und ökologischen Faktoren der Standorte zu konstatieren, sind weitere Untersuchungen erforderlich, bei welchen eine erheblich größere Anzahl von Standorten berücksichtigt werden muß.

LITERATUR

- ANDERSON; J.P.E. and K.H. DOMSCH, 1973: Quantification of bacterial and fungal contribution to soil respiration. Arch. Mikrobiol. 93, 113-127. ---- 1974: Use of selective inhibitors in the study of respiratory activities and shifts in bacterial and fungal populations in soil. Ann.Micr. 24, 189-194. ---- 1975a: Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. Can. J.Microbiol. 21, 314-322. ---- 1975b: Participation of bacterial and fungal populations in mineralization of selected organic substrates in soil. Hg.: Czechoslovak Academy of Sciences, Praha, 1975, in: Humus et Planta VI, 211-214. BECK, T., 1968: Mikrobiologie des Bodens. Bayerischer Landwirtschaftsverlag, München, Basel, Wien.
- DOMSCH, K.H., 1968: Mikrobiologische Präsenz- und Aktivitätsanalysen an fungizidbehandelten Böden. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DROBNIK, J., 1960: Primary oxidation of organic matter in the soil. Plant and Soil 12, 199-222. FRANKLIN, T.J. and G.A. SNOW, 1973: Biochemie antimikrobieller Wirkstoffe. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New-York. GERLACH, A., 1978: Zur Bestimmung der Stickstoffnettonmineralisation in mehr oder minder nassen Böden. Ecol. Plant. 13, 163-1974. KRETZSCHMAR, R., 1972: Kulturtechnisch-bodenkundliches Praktikum. Selbstverlag Kiel. KÜSTER, E., 1979: Bedeutung der Aktinomyceten für den Abbau von Cellulose, Lignin und Huminstoffen im Boden, Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 365-374. RUNGE, M., 1965: Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nordwestdeutschen Waldstandorten. Flora 155,

353-386. STEUBING, L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. ZÖTTL, H., 1958: Die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Waldhumus durch den Brutversuch. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 81, 35-50.

Enzymatische Entgiftung von Parathion in Böden

von
Fischer, H.F.*

Die meisten der heute eingesetzten Pestizide unterliegen bei sachgemäßer Anwendung in der Natur einem relativ schnellen biologischen oder chemischen Abbau. Dennoch können sich Probleme ergeben, wenn die Wirkstoffe konzentriert oder in relativ hohen Mengen in die Umwelt gelangen. Dies gilt insbesondere für die Verunreinigung von Böden und Gewässern, die durch Unglücksfälle, z.B. durch Auslaufen beim Transport beschädigter Gebinde auftreten können.

Insbesondere für die Entgiftung von Böden stehen bislang nur wenige Methoden zur Verfügung. Eine Dekontamination durch chemische Behandlung oder durch Verbrennen in speziellen Anlagen erfordert zumeist aufwendige Apparaturen sowie geschultes Personal und ist deshalb sehr kostenaufwendig. Eine Alternative zu den bestehenden Verfahren bietet sich, wenn es gelingt, die Abbaupotenzen von Mikroorganismen für die Entgiftung zu nutzen. Zwar liegen mehrere Untersuchungen über den Abbau von Fremdstoffen, insbesondere von Öl und Pestiziden, in Böden durch adaptierte Mikroorganismen vor, doch war der Abbau bislang stets an die lebende Zelle gebunden und damit vielfältigen, nicht immer steuerbaren Einflüssen, wie Temperatur, Feuchtigkeit und Belüftung, unterworfen. Am Beispiel des Insektizids Parathion (PAR) läßt sich jedoch zeigen, daß eine Entgiftung von verunreinigten Böden auch mit Hilfe von abbaupotenten Zell- und Enzympräparaten von Mikroorganismen möglich ist.

Parathion, ein Insektizid aus der Gruppe der Organophosphatester, wird von einer Bakterienmischkultur als alleiniger Kohlenstoff- und Energiequelle verwertet. Der Abbau wird durch die enzymatische Hydrolyse des Wirkstoffs zu Diäthylthiophosphat und p-Nitrophenol eingeleitet. Das die Spaltung bewirkende Enzym weist eine relativ

* Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

hohe Affinität zum Substrat auf ($k_M = 1,8 \times 10^{-5} M$). Außer Parathion werden eine Reihe weiterer Organophosphate von der Hydrolase gespalten. Sowohl in salzhaltigen Industrie-Abwässern als auch in formulierten Pestizidlösungen erwies sich das Enzym als außerordentlich stabil. Das pH-Optimum der enzymatischen Hydrolyse liegt bei 9,5. Durch Lyophilisation der Bakterienzellen ließ sich ein Trockenpräparat gewinnen, in dem das Enzym mehrere Monate ohne Aktivitätsverlust erhalten bleibt.

Dieses Zellpräparat wurde zur Entgiftung von Böden eingesetzt, die durch Parathion (1 g PAR/10 g Boden) verunreinigt waren. In Aufschwemmungen der Böden konnte der Wirkstoff nach Zusatz von Natriumkarbonat zur Einstellung des optimalen pH-Wertes und zur Abpufferung der bei der Hydrolyse freigesetzten Säuren durch 50 mg des Enzympräparates innerhalb von 8 Stunden vollständig gespalten werden. Die Reaktion wurde entweder durch Extraktion und gaschromatische Bestimmung des Parathions oder durch photometrische Bestimmung des freigesetzten p-Nitrophenols verfolgt. Durch Erhöhen des Enzymzusatzes konnte die Reaktionszeit fast indirekt proportional zur Zusatzmenge verkürzt werden. Eine wesentliche Beschleunigung der Hydrolyse läßt sich weiterhin durch vorherige Aktivierung des Enzyms mit Co^{++} erzielen. Vier bislang getestete Böden (Sandboden, Braunerde, degradiertes Tschernozem und Tschernozem) zeigten nach Ausgleich des pH-Wertes bei der Entgiftung keine Unterschiede.

Wurzelatmung und Bakterienbesatz der Wurzeln
in Abhängigkeit von der Ernährung der Pflanze

von

Trolldenier, G., und W. v. Rheinbaben⁺

Die Tätigkeit aerober Bodenorganismen und das Wachstum von Pflanzenwurzeln werden stets von Sauerstoffverbrauch begleitet. In der Rhizosphäre ist der O₂-Verbrauch im allgemeinen größer als im durchwurzelten Boden, da Wurzeln dicht mit Mikroorganismen besiedelt sind.

In vorangegangenen Untersuchungen ist festgestellt worden, daß Wurzelatmung und Bakterienbesatz der Wurzeln durch variiertes N- und K-Angebot beeinflussbar sind (TROLLDENIER 1971). Unter Wurzelatmung wurde dabei der O₂-Verbrauch von Wurzeln einschließlich der ihnen anhaftenden Mikroorganismen verstanden. Allerdings ist der größere Teil der Wurzelatmung in Nährlösungskultur den begleitenden Mikroorganismen zuzuschreiben, wie aus Vergleichen zwischen steril und nichtsteril angezogenen Pflanzen hervorgeht (TROLLDENIER 1972).

Die hier mitgeteilten Untersuchungen wurden mit dem Ziel unternommen, den Einfluß der Dauer des Mangels an Stickstoff, Phosphor und Eisen auf Wurzelatmung und Bakterienzahl kennenzulernen.

Methodik

Sommerweizen der Sorte Kolibri wurde, ähnlich wie früher beschrieben, in Nährlösung angezogen. Die verwendete Nährlösung hatte folgende Zusammensetzung: 1,5 mmol/l Ca(NO₃)₂ · 4 H₂O, 5,0 mmol/l NH₄Cl, 1,0 mmol/l NaH₂PO₄ · 1 H₂O, 0,75 mmol/l MgSO₄ · 7 H₂O, 4,0 mmol/l KCl und 5 mmol/l CaCO₃. Dazu kamen noch Mikronährstoffe.

⁺ Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

Die Ernte erfolgte nach 3-5 Wochen. Die Atmung wurde anhand des Sauerstoffverbrauchs von 200 mg abgeschnittenen Wurzeln in der Warburgapparatur bei 25° C ermittelt.

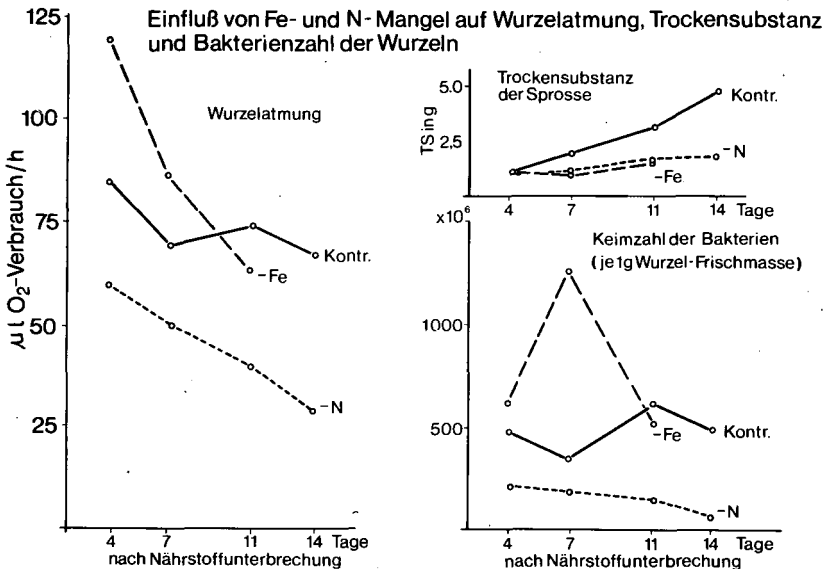
Bei jeder Ernte wurden Keimzählungen der aeroben Bakterien an den Wurzeln vorgenommen. Hierfür wurden frische Wurzeln homogenisiert, eine Verdünnungsreihe hergestellt, 1 ml der entsprechenden Verdünnungen auspipettiert und mit Nähragar vermischt (2,5 g Standard II-Merck, 10 g Agar, 1000 ml Wasser). Die Bebrütung betrug 7 Tage bei 25° C.

Ergebnisse und Diskussion

a) Wurzelatmung

Es wurden nach der Nährstoffunterbrechung zu mehreren Zeitpunkten Zwischenernten genommen und die Atmungsintensität ermittelt. Die Erntezeitpunkte richteten sich nach dem Auftreten sichtbarer Mangelsymptome.

Abb. 1

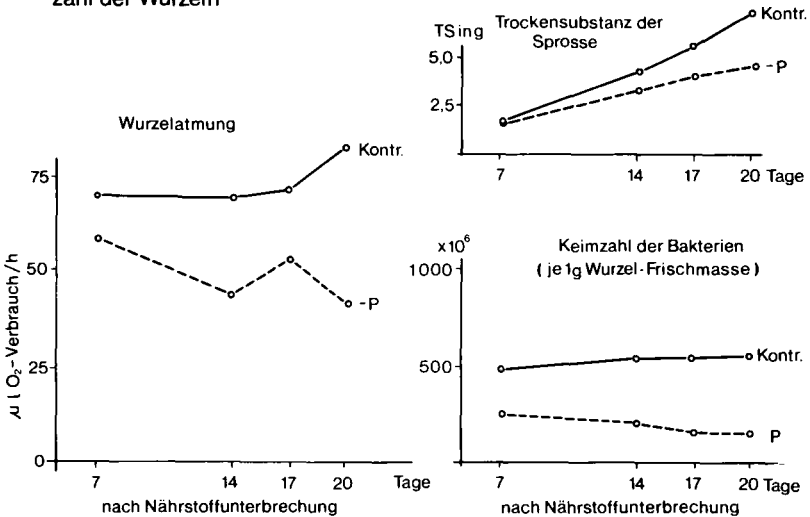


In der Abb. 1 ist die Atmung bei Fe- und bei N-Mangel dargestellt. Es ist zu erkennen, daß bei N-Mangel die Atmung mit zunehmender Dauer der Mangelsituation stark abnahm und stets erheblich unter der Kontrolle lag. Bei Fe-Mangel dagegen war nach 4 Tagen eine sehr starke Atmung festzustellen. Es erfolgte dann allerdings eine schnelle Abnahme der Atmungsrate, und nach 14 Tagen lag die Atmung sogar unter der der Kontrolle. Bei Fe- und N-Mangel war nur eine sehr geringe Zunahme der Trockensubstanz nach Nährstoffunterbrechung zu beobachten (Abb. 1).

Bei P-Mangel lag die Atmung immer deutlich unter den Kontrollen (Abb. 2). Auch bei P-Mangel war eine tendenzielle Abnahme der Atmung mit zunehmender Dauer der Nährstoffunterbrechung festzustellen. Die Trockensubstanzbildung verlief langsamer als in der Kontrolle.

Abb. 2

Einfluß von P-Mangel auf Wurzelatmung, Trockensubstanz und Bakterienzahl der Wurzeln



Die Abnahme der Atmung mit zunehmender Dauer der verschiedenen Mangelsituationen war umso größer, je stärker die Mangelsymptome ausgeprägt waren. So war bei Fe-Mangel nach anfänglichem Anstieg

sowohl die stärkste Abnahme der Atmung aufgetreten als auch die Ausprägung der Mangelsymptome am deutlichsten erkennbar. Dagegen war bei P-Mangel mit nur geringen Mangelsymptomen die Abnahme der Atmung gering.

Die beschriebene Abnahme der Atmung setzte sich so lange fort, bis die durch den Mangel geschädigten Wurzeln anfangen zu verrotten. Verrottende Wurzeln zeigten eine sehr hohe Atmung.

Die Veränderung der Atmung nach Nährstoffunterbrechung hängt mit der Funktion der Nährstoffe im Stoffwechsel der Pflanzen zusammen (MENGEL 1972). Auch die Ausscheidung organischer Stoffe und - im Zusammenhang damit - die Mikroflora der Rhizosphäre werden von Veränderungen der Mineralstoffernährung betroffen (TROLLDENIER 1975). Wie die Zahl der den Wurzeln anhaftenden Bakterien auf die Nährstoffunterbrechungen reagiert, wurde parallel zu den Messungen der Atmungsrate untersucht.

b) Bakterienbesatz der Wurzeln

In der Abb. 1 sind die Keimzahlen bei Fe- und N-Mangel, in Abb. 2 diejenigen bei P-Mangel mit dargestellt. Bei N- und P-Mangel entsprechen die geringeren Bakterienzahlen der niedrigeren Atmung. Im Anfangsstadium des Fe-Mangels ist der Bakterienbesatz der Wurzeln ebenso wie die Atmung erhöht, um später abzufallen. Es ist also anzunehmen, daß eine Beziehung zwischen Wurzelatmung und der Zahl der Bakterien besteht.

Literatur

MENGEL, K.: Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze, 4. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart (1972)

TROLLDENIER, G.: Ztrbl. Bakter, II. Abt., 126, 130-141 (1971)

TROLLDENIER, G.: Rev. Ecol. Biol. Sol. 9, 595-603 (1972)

TROLLDENIER, G.: Bull. Soc. Bot. France 122, 157-167 (1975)

Ausscheidung löslicher organischer Verbindungen
bei Mais in Nährlösungskultur

von

Krafczyk, Ingrid, und G. Trolldenier⁺

Diffusibel-wasserlösliche Verbindungen sind Nahrungsgrundlage eines großen Teils der sich an den Wurzeln ansiedelnden Mikroorganismen und Hauptursache für den Rhizosphäreneffekt. Als Rhizosphäreneffekt bezeichnet man die im Vergleich zum undruchwurzelten Boden besonders hohe Anzahl und Aktivität der Mikroorganismen. Das Ziel der Untersuchungen war die quantitative und qualitative Bestimmung der wasserlöslichen Wurzelexsudate bei Maispflanzen.

Material und Methoden

Maispflanzen wurden in Anlehnung an frühere Versuche (TROLLDENIER 1972) mit sterilem Wurzelsystem in Nährlösung kultiviert. Die Nährlösung enthielt 11,25 mmol N als Nitrat, 3 mmol K, 0,75 mmol Mg; P wurde im Verlauf der drei Versuche von 0,25 auf 1 mmol gesteigert, um evtl. P-Unterversorgung vorzubeugen. Dazu kamen noch Mikronährstoffe.

Die Kulturdauer betrug 23-28 Tage.

Bei der Ernte wurde die Sterilität der Nährlösung geprüft. Die Nährlösung eines jeden Gefäßes wurde bis zur Trockne eingengt, mit 10 ml H₂O und 10 ml Chloroform aufgenommen und ein aliquoter Teil des wässrigen Überstandes zur Trennung in Zucker, Aminosäuren und organische Säuren über Kationen- und Anionenaustauscher gegeben. Die Aminosäuren wurden papierchromatographisch, die Zucker und organischen Säuren gaschromatographisch bestimmt.

⁺ Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthof, Bünteweg 8,
3000 Hannover 71

Ergebnisse

1. Gesamtexsudatmengen

In Tabelle 1 sind die Ergebnisse aus drei Versuchen zusammengefaßt. Bezogen auf 1 g WTS wurden 4,4-10,2 mg wasserlösliche organische Substanzen in die Nährlösung abgegeben, das sind 0,4-1,1 % der Wurzeltrockensubstanz. Hiervon entfällt der größte Anteil im Versuch I und II auf die Zucker (ca. 60-80 %) bzw. im Versuch III auf die organischen Säuren, die hier mit 90 % die größte Stoffgruppe darstellen.

2. Zucker

In Tab. 2 sind die Zuckermengen und deren Zusammensetzung in der Nährlösung dargestellt. Die in der Nährlösung vorhandenen Zucker bestehen überwiegend aus Glucose, Fructose und Saccharose, wobei der Glucoseanteil stets höher ist als der Fructoseanteil. In den Versuchen I und II ist die Glucose mengenmäßig vorherrschend. Ihr Anteil an den Gesamtzuckern beträgt 57-62 %. In Versuch III, der gekennzeichnet ist durch intensives Wachstum der Pflanzen, geht der Glucoseanteil auf 23 % zurück. Saccharose ist hier in den größten Mengen vorhanden.

Tab. 2 Zucker in der Nährlösung (mg/g Wurzeltrockensubstanz)

Versuch	Fructose	Glucose	Saccharose
I	1,1	3,3	1,4
II	1,3	2,5	0,3
III	0,04	0,06	0,16

Bei stärkerem Wachstum, wie im dritten Versuch mit höherer P-Konzentration, werden nur geringe Zuckermengen in die Nährlösung abgegeben, die Kohlenhydrate werden für den Energiestoffwechsel und das Massenwachstum verbraucht.

3. Aminosäuren

Insgesamt konnten 12 verschiedene Aminosäuren in den Wurzelexsudaten qualitativ und quantitativ bestimmt werden. Übereinstimmend bei allen Untersuchungen beträgt die Menge der Asparagin- und

Tab. 1 Wasserlösliche organische Verbindungen in der Nährlösung steril kultivierter Maispflanzen

Versuch	Kulturdauer (Tage)	P-Konz.i.d. Nährlsg. (mmol/l)	Trockenmasse (g)	Exsudate insgesamt	Aminos.	Org.Säuren mg/g WTS	Zucker
I	23	0,25	5,3	10,2	0,30	3,67	6,2
II	28	0,5	3,8	6,5	0,47	0,84	5,2
III	28	1,0	14,4	4,4	0,16	3,95	0,3

Tab. 3 Organische Säuren in der Nährlösung (mg/g Wurzeltrockensubstanz)

Versuch	Oxalessigs.	Benzoës.	Bernsteins.	Äpfels.	Weins.	Citronens.	Fumars.
I	2,90	0,15	0,10	0,17	0,10	0,25	-
II	0,51	0,20	0,03	0,05	0,04	0,01	-
III	1,18	0,04	0,48	1,37	0,38	0,10	0,34

Glutaminsäure zusammen 45-63 % der vorhandenen Aminosäuren. Weiterhin sind in größeren Mengen die Aminosäuren Serin, Glycin, Alanin und die γ -Aminobuttersäure vorhanden.

4. Organische Säuren

Tab. 3 zeigt die Mengen und die Zusammensetzung der in der Nährlösung gefundenen organischen Säuren. Vorherrschend ist die Oxal-essigsäure, die in den Versuchen I und II 60-80 % ausmacht. Weiterhin sind in größerem Ausmaß die Citronen- (Versuch I) und die Benzoesäure (Versuch II) vorhanden, während die Anteile der Bernsteinsäure, Äpfelsäure und Weinsäure mit jeweils 3-6 % unverändert gering bleiben.

Eine abweichende Zusammensetzung der organischen Säuren ist im III. Versuch zu finden: Neben der Anreicherung von Fumar- und Bernsteinsäure hat eine erhöhte Abgabe von Malat stattgefunden. Eine mögliche Erklärung ist, daß aufgrund des intensiveren Wachstums der Pflanzen vermehrt NO_3 in Form von KNO_3 aufgenommen und reduziert wurde; dies führt nach BEN ZIONE et al. (1971) zu einer gleichzeitigen Malat-Akkumulation in der Pflanze und schließlich zu höherer Malatausscheidung. Eine Bestimmung der organischen Säuren im Extrakt der Wurzeln bestätigte diese Annahme.

Diskussion

Mangels geeigneter Methoden, die Wurzelexsudate am natürlichen Standort der Pflanze zu erfassen, müssen Modellversuche unter kontrollierten konstanten Bedingungen durchgeführt werden. Die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen über Art und Menge löslicher Exsudate sind nur schwer miteinander zu vergleichen, da verschiedene Pflanzenarten und Methoden verwendet werden. Menge und Zusammensetzung sind nachweislich vom Einfluß vieler Faktoren abhängig wie Art und Alter der Pflanze, Licht, Temperatur, Nährmedium, Nährstoff-, Sauerstoff- und Wasserversorgung (ROVIRA 1969).

Bei Anzucht in einem festen Nährmedium (Boden, Quarzsand) werden stets mehr Exsudate gefunden als in Nährlösungsversuchen. Wird Boden als Substrat verwendet, ist die Menge der ermittelten Wurzelexsudate stark abhängig von der Wahl des Extraktionsmittels. Extraktionen mit Äthanol und Ammoniumacetat ergeben höhere Werte als H_2O -Extrakte.

Vergleichbare qualitative und quantitative Angaben liegen aus Versuchen vor, in denen Pflanzen in steriler Nährlösung kultiviert wurden, jedoch wurden fast ausschließlich nur Zucker und Aminosäuren bestimmt. Der Anteil der organischen Säuren an der Fraktion der löslichen Verbindungen, der in den eigenen Versuchen über dem der Aminosäuren liegt, wurde meistens nicht berücksichtigt.

Literatur

BEN ZIONE, A., Y. VAADIA und S.H. LIPS: Nitrate uptake by roots as regulated by nitrate reduction products of the shoot. *Physiol. Plant.* 24, 288-290 (1971)

ROVIRA, A.D.: Plant root exudates. *Botanical Review* 35, 35-37 (1969)

TROLLENIER, G.: L'influence de la nutrition potassique de haricots nains (*Phaseolus vulgaris* var. *nanus*) sur l'exsudation de substances organiques marquées au ^{14}C , le nombre de bactéries rhizosphériques et la respiration des racines. *Rev. Écol. Biol. Sol.* 3, T. IX, 595-603 (1972)

Über den Einfluß niederer Pilze auf die Mineral-
und Gesteinsverwitterung

von

F. E. W. Eckhardt ⁺

Eine aktive Zersetzung von Gesteinen und Mineralen durch autotrophe Mikroorganismen ist wiederholt nachgewiesen worden. Thiobacillen (PARKER 1947; FORRESTER 1959; KRUMBEIN 1968) oder nitrifizierende Bakterien (KALTWASSER 1976) zerstörten weitgehend Bauteile aus Sandstein, Muschelkalk oder Zement. Thiobacillen vermögen eine Vielzahl von Mineralkationen in Lösung zu bringen (ZAJIC 1969) und werden stellenweise großtechnisch zur Gewinnung von Kupfer oder Uran eingesetzt (SCHWARTZ 1976). Algen wirken maßgeblich daran mit, daß von Kalkküsten im Jahr durchschnittlich 0,25 - 1 mm abgetragen werden (SCHNEIDER 1976).

Aber auch die Einwirkung heterotropher Bakterien und Pilze wurde als Ursache für die Verwitterung z.B. von silikatischen Mineralen, Granit und Basalt nachgewiesen (ENO, REUSZER.1955; DUFF, WEBLEY, SCOTT 1963; HENDERSON, DUFF 1963; MÜLLER, FÖRSTER 1963, 1964; SILVERMAN, MUNOZ 1970, 1971; BERTHELIN 1976). Während die autotrophen Bakterien durch Bildung von Mineralsäuren (Schwefel- oder Salpetersäure) Gesteinsmaterial zersetzen, scheiden heterotrophe Bakterien und Pilze häufig organische Säuren (u.a. Essig-, Oxal-, Zitronen-, Gluconsäure) aus, die neben der Säurewirkung vielfach auch mit Kationen wasserlösliche Chelate zu bilden und dadurch Minerale und Gesteine recht effektiv anzugreifen vermögen.

Untersuchungen an einem verwitternden Sandstein-Denkmal (ECKHARDT 1978) zeigten, daß die zersetzten Partien des Sandsteins 1) stark mit einer autochthonen Flora niederer Pilze besiedelt waren, 2) in

⁺ Institut für Allgemeine Mikrobiologie der Universität
Olshausenstr. 40-60, D-2300 Kiel

den verwitternden Partien keine Thiobacillen oder Nitrifizierer nachgewiesen werden konnten, 3) die Verwitterungskruste einen pH-Wert um 5 hatte, 4) in dem Gestein Oxal- und Zitronensäure nachgewiesen werden konnte und 5) die aus den verwitternden Zonen isolierten niederen Pilze im Labor ebenfalls Oxal-, Zitronen- und Gluconsäure bildeten mit pH-Wert-Absenkungen der Nährlösung von 5,8 bis unter pH 3, während die zahlreich isolierten Bakterien keine Säurebildung zeigten.

Bei Verwitterungsversuchen mit einer Auswahl der isolierten Pilzstämmen an im Gestein verbreitet vorkommenden Aluminosilikaten wie Biotit und Feldspat (ECKHARDT 1979) ergab sich, daß insbesondere Biotit stark durch die Pilze bzw. durch deren Stoffwechselprodukte angegriffen wurde; aus Orthoklas wurden weniger Kationen herausgelöst und am wenigsten aus Amphibolit. Bei Betrachtung dieser Ergebnisse nach getesteten Pilzarten (Abb. 1) ergab sich eine stärkste Lösungsaktivität für *Aspergillus niger*, insbesondere bezüglich K (62 %), Al (59 %), Mg (33 %) und Fe (19 %). Deutlich geringere Mengen an Kationen wurden durch die anderen Pilzstämmen (fünf *Penicillien*, 2 *Cladosporien* und 1 *Mucor* sp.) herausgelöst. 5 verschiedene Hefestämme zeigten nur geringe Effekte (ECKHARDT 1979).

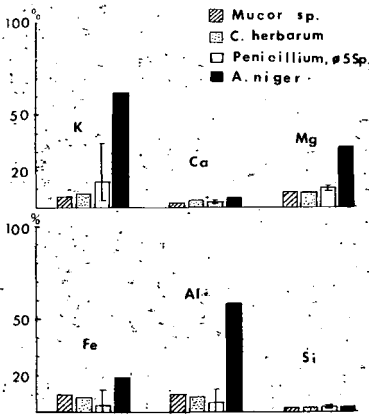


Abb. 1: Kationengehalte einer Glucose-Nährlösung bei Bebrütung von Biotit mit verschiedenen niederen Pilzstämmen über 12 Wochen

Wurde Biotitpulver in Dialysierschläuche (mit einer Durchlässigkeitsgrenze für Molekulargewichte bis etwa 5000; KALLE KG, Wiesbaden) in der Kulturlösung bebrütet, so ergaben die Analysenwerte

aus der im Medium gelösten, der im Pilzmyzel und der noch im "Rest-Mineral" enthaltenen Kationen zusammen in etwa die im Ausgangsmaterial vorgegebenen Kationenmengen (Abb. 2); - die "Verluste" an Mg von jeweils ca 25 % sind derzeit noch unerklärlich, müssen aber mit großer Wahrscheinlichkeit den Gehalten im "Rest-Mineral" zugeschlagen werden.

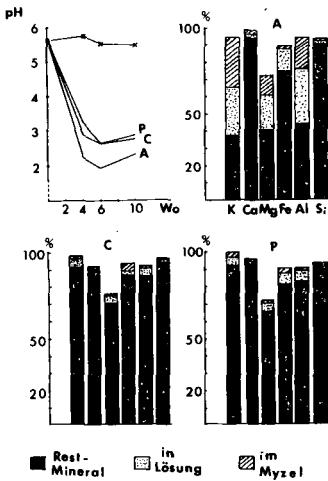


Abb. 2: pH-Entwicklung und Kationengehalte in der Kulturlösung, im Pilzmyzel und im "Rest-Mineral" nach Bebrütung von Biotit mit *A. niger* (A), *C. herbarum* (C) oder *P. expansum* (P) über 10 Wochen

A. niger war auch bei diesen Ansätzen der lösungsaktivste Stamm. Auffällig war allerdings, daß trotz der relativ geringen pH-Unterschiede in den Kulturlösungen der getesteten Pilzstämme von dem *Penicillium*- bzw. *Cladosporium*-Stamm jeweils nur geringe Kationenmengen gelöst oder in das Myzel aufgenommen waren, im Gegensatz zu *A. niger*. Dies könnte auf der Bildung verschiedener, unterschiedlich lösungsaktiver Säuren durch die einzelnen Pilzstämme beruhen.

Untersuchungen dazu mit Biotitpulver (ohne Dialysierschlauch) über die Lösungskapazität von 0,1 molarer Oxal- bzw. Zitronensäure sowie von *A. niger* weisen ebenfalls darauf hin, daß Pilze unterschiedliche Säuren in unterschiedlichen Mengen und mit verschiedener Lösungskapazität für Kationen bilden (Tab. 1; HENDERSON, DUFF 1963).

Tab. 1: Kationengehalte (% vom Ausgangsgehalt des Biotitpulvers) in 0,1 molarer Oxal- oder Zitronensäure oder bei Bebrütung mit *A. niger* bei Versuchsbeginn/nach 13 Wochen

gelöst durch	K	Ca	Mg	Fe	Al	Si	pH
Oxal-säure	53/82	4/11	38/52	36/11	49/48	8/7	1,9/1,8
Zitron-säure	32/65	2/7	23/44	24/48	27/36	9/10	2,5/2,5
Asp. niger	5/62	2/5	2/33	1/29 ^a /19	1/59	1/3	5,8/1,8 ^a /2,0

^a nach 4 Wochen Bebrütung

Oxalsäure hatte offensichtlich für alle Kationen ein größeres Lösungsvermögen als Zitronensäure, teilweise wohl durch die stärkere Acidität der Oxalsäure-Lösung bedingt. Auffällig war die Abnahme des gelösten Fe mit Oxalsäure bei Versuchsende, die auf eine Ausfällung von Fe-Oxalat hindeutet. Das Gleiche ist auch bei dem Ansatz mit *A. niger* zu vermuten, wobei der Nachweis von Oxalatkristallen an Pilzhyphen aus dem A-Horizont eines Waldbodens (GRAUSTEIN, CROMACK, SOLLINS 1977) dies unterstützt. Die durch *A. niger* bewirkte Lösung von Kationen erfolgte in ähnlicher Größenordnung wie durch die getesteten Säuren, d.h. dieser Pilz bildete Oxalsäure, Zitronensäure und/oder ähnlich lösungsaktive organische Säuren in ausreichender Menge, um den Biotit anzugreifen und zu zersetzen. Für die Bildung von Gluconsäure durch *A. niger* - und einige andere der zuvor bereits getesteten Pilzstämmen (ECKHARDT 1979) - sprachen Kristall-Neubildungen im Sediment der betreffenden Kulturen, die röntgenographisch als Fe-Gluconat bestimmt werden konnten. - Weitere Untersuchungen zu diesen Problemen sowie zur quantitativen Bestimmung der durch diese Pilze gebildeten organischen Säuren sind derzeit im Gange.

Ein großer Teil der im Gestein wie im Boden vorkommenden niederen Pilze sind gute Säurebildner. Dies zeigten unsere Isolierungen von verwitterndem Gestein (ECKHARDT 1979) wie auch zahlreiche Isolierungen aus verschiedenen Profilstufen eines Podsoles (Abb. 3).

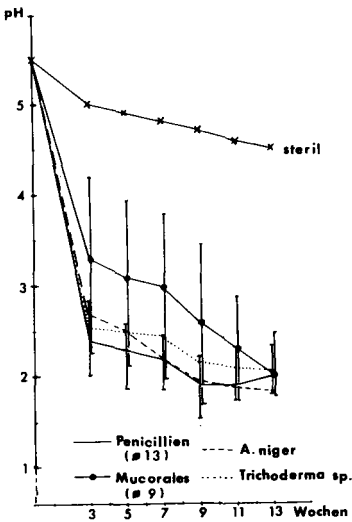


Abb. 3: pH-Entwicklung in einer Glucose-Mineralsalzlösung bei Brutung mit verschiedenen, aus Podsolböden isolierten niederen Pilzstämmen

Diese organischen Säuren - im Wesentlichen Di- und Tricarbonensäuren sowie Zuckerderivate wie z.B. Gluconsäure - bewirken durch Austausch von Mineralkationen gegen H-Ionen sowie zusätzlich durch Chelatisierung der Kationen ein Herauslösen aus dem Kristallgitter und damit eine Schwächung und letztlich einen Zerfall der Minerale. Dies geschieht leichter bei Schichtsilikaten wie Biotit als z.B. bei Gerüstsilikaten. Insbesondere 2-wertige Kationen wie z.B. Fe werden durch organische Säuren mikrobieller Herkunft leicht mobilisiert (ZAJIC 1969, p. 287ff), mit der Gesteins- oder Bodenlösung transportiert und an anderer Stelle und ggf. in anderer Zusammensetzung wieder deponiert. Dies wird für die Ausbildung von Abschälungskrusten sowie der darunter befindlichen ausgewaschenen "sandigen Zonen" an Bausteinen diskutiert und dürfte auch für die Ausbildung von Eisenhorizonten bzw. Ortsteinschichten im Boden eine Rolle spielen. Das zahlenmäßig starke Vorhandensein niederer Pilze von durchschnittlich 10^6 cfu (colony forming units) im Gestein (KRUMBEIN 1973; ECKHARDT 1978) wie auch in Böden (CHASE; BAKER 1954; ALEXANDER 1961) und $10^5 - 10^6$ cfu im A-Horizont des oben erwähnten Podsolbodens sowie deren bekannte Säurebildung läßt eine solche Aktivität durchaus als möglich erscheinen.

Zusammenfassend kann somit gesagt werden, daß die physiologischen Leistungen heterotropher, niederer Pilze im Gestein wie auch im

Boden für die Mobilisierung von Mineralkationen und damit eine Zersetzung von Mineralen und der daraus aufgebauten Gesteine offenbar keine unwesentliche Bedeutung haben.

Literatur:

ALEXANDER, M: Introduction to soil microbiology. New York (Wiley) (1961)

BERTHELIN, J.: Etude expérimentale de mécanismes d'altération des minéraux par des microorganismes hétérotrophes
Thèse Doctorat, Nancy (1976)

CHASE, F.E., and G.BAKER: A comparison of microbial activity in an Ontario forest soil and pine, hemlock, and maple cover.
Canad. J. Microbiol. 1, 45-54, (1954)

DUFF, R.B., D.M.WEBLEY, and R.O.SCOTT: Solubilization of minerals and related materials by 2-ketogluconic acid-producing bacteria. - Soil Sci. 95, 105-114, (1963)

ECKHARDT, F.E.W.: Microorganisms and weathering of a sandstone monument. - Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology (W.E.KRUMBEIN, ed.) Ann Arbor/Mich. (Ann Arbor Sci. Publ.) p. 675-686, (1978)

ECKHARDT, F.E.W.: Über die Einwirkung heterotropher Mikroorganismen auf die Zersetzung silikatischer Minerale. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 434-445, (1979)

ENO, C.F., and H.W.REUSZER: Potassium availability in certain minerals to *Aspergillus niger*.
Proc. Soil Sci. Soc. Amer., 155-159, (1955)

FORRESTER, J.A.: Concrete corrosion induced by sulphur bacteria in a sewer. - The Surveyor 118, 881-884, (1959)

GRAUSTEIN, W.C., K. CROMACK JR., and P. SOLLINS: Calcium oxalate: occurrence in soils and effect on nutrient and geochemical cycles. - Science 198, 1252-1254, (1977)

- HENDERSON, M.E.K., and R.B.DUFF: The release of metallic and silicate ions from minerals, rocks, and soils by fungal activity.- J. Soil Sci. 14, 236-246, (1963)
- KALTWASSER, H.: Destruction of concrete by nitrification. - Europ. J. Appl. Microbiol. 3, 185-192, (1976)
- KRUMBEIN, W.E.: Zur Frage der biologischen Verwitterung: Einfluß der Mikroflora auf die Bausteinverwitterung und ihre Abhängigkeit von edaphischen Faktoren. - Z. Allg. Mikrobiol. 8, 107-117, (1968)
- KRUMBEIN, W.E.: Über den Einfluß von Mikroorganismen auf die Bausteinverwitterung. - Eine ökologische Studie. - Deutsch. Kunst- und Denkmalpflege 31, 54-71, (1973)
- MÜLLER, G. und I.FÖRSTER: Der Einfluß mikroskopischer Bodenpilze auf die Nährstofffreisetzung aus primären Mineralien, als Beitrag zur biologischen Verwitterung. - Zbl. Bakt. II 116, 372-409, (1963); 118, 594-621, (1964)
- PARKER, C.D.: Species of sulfur bacterium associated with corrosion of concrete. - Nature (Lond.) 159, 437 (1947)
- SCHNEIDER, J.: Biological and inorganic factors in the destruction of limestone coasts. - Contr. Sedimentol. 6, 112 p. (1976)
- SCHWARTZ, W.: Rohstoffsorgen - Können Bakterien helfen? Erzgewinnung durch Mikroben. - Bild d. Wissensch., 60-65, (1976)
- SILVERMAN, M.P., and E.F.MUNOZ: Fungal attack on rock - solubilization and altered infra-red spectra. - Science 169, 985-987, (1970)
- SILVERMAN, M.P., and E.F. MUNOZ: Fungal leaching of titanium from rock. - Appl. Microbiol. 22, 923-924, (1971)
- ZAJIC, J.E.: Microbial Biogeochemistry. New York-London (Academic Press), (1969)

Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität von
drei Podsolen

von
FRIESEL, P. und HAUSCHILDT, K.⁺

Bekannt ist, daß sowohl Mobilisierung als auch Immobilisierung von Eisen in organischer Bindung durch mikrobielle Tätigkeit beeinflußt werden kann. Nach ARISTOVSKAYA (1974) liegen die ausgefällten Eisenverbindungen in den Illuvialhorizonten von Podsolen vorwiegend in biogenen Formen vor.

Unabhängig davon wird der Podsolierungsprozeß sowohl in den deutschsprachigen Lehrbüchern als auch in den meisten neueren Untersuchungen mit physikalisch-chemischen Theorien gedeutet. Ziel dieser Arbeit war es, mit mikroskopischen Methoden zu Aussagen über die Wichtigkeit mikrobieller Faktoren für den Prozeß der Podsolierung zu kommen.

Rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen

Rasterelektronenmikroskopaufnahmen zeigen die Struktur der B_n -Horizonte: Mineralkörner mit deutlichen Lösungskavernen sind von stark ausgeprägten Schichten organischer Substanz überzogen (Abb. 1); die im Präparat durch Trocknung gerissen sind. Es handelt sich wahrscheinlich um durch Pilz- und Bakterien-schleime stabilisierte Aggregate.

Diese sind meist gerüstartig durchzogen von Pilzmycel, das z.T. fest an der mineralischen Komponente haftet und im Einzelfall organische Aggregate regelrecht an die Mineralkörner anbindet (Abb. 2). Pilzmycelien tragen also erheblich zur mechanischen Stabilisierung der Struktur der B_n -Horizonte bei.

⁺Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Abb. 1

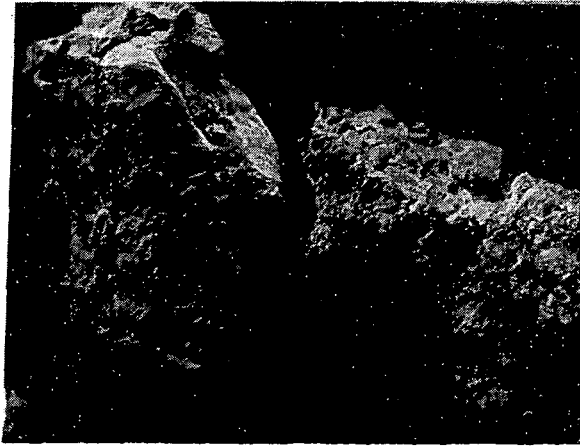


Abb. 2

Untersuchungen zur Keimzahlbestimmung

Da vor allem der Einfluß von Bakterien auf die Ausfällung organischer Eisenkomplexe untersucht wurde, quantitative Daten über Bakterienpopulationen in Podsolhorizonten aber kaum vorliegen, wurden in drei Podsolböden die Keimzahlen in ihrer Verteilung auf die Horizonte untersucht.

Untersuchte Böden

Die drei Böden sind Eisenhumuspodsole aus saalezeitlichem Geschiebe der Hohen Geest (Aukrug/Holstein) mit verschiedener Nutzung.

Boden 1: Sauergräser, vereinzelt Besenheide und Birken

Boden 2: 40-jähriger Fichtenwald

Boden 3: Acker (Mais zur Wildfütterung)

Die Probenahme erfolgte im Juni.

Bodendaten sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1:

		pH (CaCl ₂)	Fe ^o ‰	Fe ^d ‰	C ^{org} ‰	C/N
Boden 1	Ah	3,2	0,76	2,06	56,8	32
	AhE	3,3	0,27	1,14	34,2	34
	E	3,6	0,38	1,42	13,0	29
	Bh	3,6	4,80	7,20	36,1	26
	Bhfe	4,4	0,88	2,25	6,5	22
	Bfe	4,4	0,50	1,65	3,2	21
	BfeC	4,5	0,36	1,83	1,3	21
Boden 2	O	3,2	0,50	1,47	26,4	24
	Ah	3,3	0,56	1,53	26,5	27
	E	4,3	0,44	0,36	2,5	42
	Bh	4,3	2,67	4,49	14,0	33
	Bfe	4,3	1,24	2,60	4,7	46
	CBfe	4,4	0,92	2,45	1,9	22
Boden 3	Ap(E)	3,8	0,75	1,90	18,9	23
	E	3,8	0,57	1,53	18,4	24
	Bh	4,0	4,12	5,54	25,2	27
	Bfe	4,6	0,81	1,91	3,9	27
	BfeC	4,7	0,18	1,23	1,6	30
	C	4,7	0,13	0,78	0,8	-

Methode zur Keimzahlbestimmung

Mit einem Probennehmer wurden 5 ml Boden entnommen und am Standort mit 45 ml 1% Formaldehydlösung fixiert (Verdünnung 10^{-1}). Die fixierten Proben wurden im Labor 1 Stunde geschüttelt. Aus der Suspension wurden 10 ml entnommen, mit 1 %-Formaldehydlösung auf 100 ml aufgefüllt (Verdünnung 10^{-2}) und 5 Minuten mit dem Ultra-Turrax homogenisiert. 1 ml dieser Probe mit 9 ml 1 % Formaldehydlösung versetzt (Verdünnung 10^{-3}). Zum Mikroskopieren wurde hauptsächlich Material der Verdünnung 10^{-3} verwendet, bei zu niedrigen Keimzahlen Material der Verdünnung 10^{-2} .

Jeweils 1 ml Probenvolumen wurden auf mit Irgalanschwarz gefärbte Polycarbonatfilter (Porenweite 0,2 µm) gebracht und mit Acridinorange 5 Minuten angefärbt. Nach Absaugen und Trocknen wurden Filtersektoren unter Verwendung von Cargille-Immersionöl unter dem Auflicht-Fluoreszenzmikroskop (Zeiss Universal, Vergr. 1000-fach) mikroskopiert.

Ausgehend von der durchschnittlichen Keimzahl eines Quadrates des Okularnetzes wurde die Gesamtkeimzahl der Probe errechnet.

Erfaßt wurden mit dieser Methode

- alle angefärbten Bakterien (aktive und inaktive Stadien)
- bakterienähnliche Formen organischer Materie, u.a. Sporen und Hyphenbruchstücke.

Abb. 3: Keimzahlen der Horizonte und Standardabweichungen

Ergebnisse

Abb. 3 zeigt die Zählergebnisse, wobei jeweils die aus den Zählungen für einzelne Gesichtsfelder ermittelten Standardabweichungen eingezeichnet sind. Trotz der durch kleinräumige Unterschiede der Populationen bedingten Streuung der Werte in den einzelnen Horizonten sind eindeutige Verläufe erkennbar.

Um dies zu verdeutlichen, wurden die Werte jeweils horizontweise gemittelt und in ihrer Tiefenfunktion als "typische" Verläufe dargestellt (Abb. 4). Betrachtet man zunächst die Keimzahlenverläufe, also die relativen Werte, fällt das eindeutige Maximum in den B_h -Horizonten auf. Die Werte liegen 2-3 mal höher als in den jeweiligen Eluvialhorizonten. Da die Anzahl der koloniebildenden Pilze vom A-Horizont bis in den B_h -Horizont kontinuierlich um fast 2 Zehnerpotenzen abfällt (ECKHARDT 1979) und also die gemessene Verteilung wahrscheinlich nicht durch Pilzbruchstücke bedingt ist, folgt, daß im B_h -Horizont z.T. sogar mehr Bakterien vorhanden sind als in den O- und A_h -Horizonten.

Die Theorie einer kontinuierlichen Abnahme der Populationen mit der Tiefe kann in den untersuchten Böden nicht bestätigt werden.

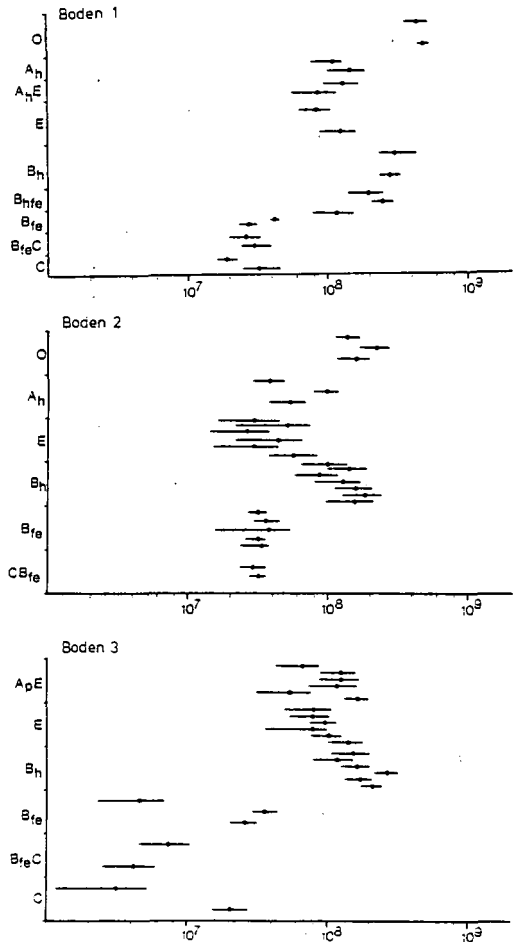


Abb. 4: Horizontweise gemittelte Keimzahlen

Setzt man die Populationen in Relation zu anderen Bodenparametern, ergeben sich

- schwache Korrelationen zu C_T und Fe_O ,
- keine Korrelation zum pH und C/N.

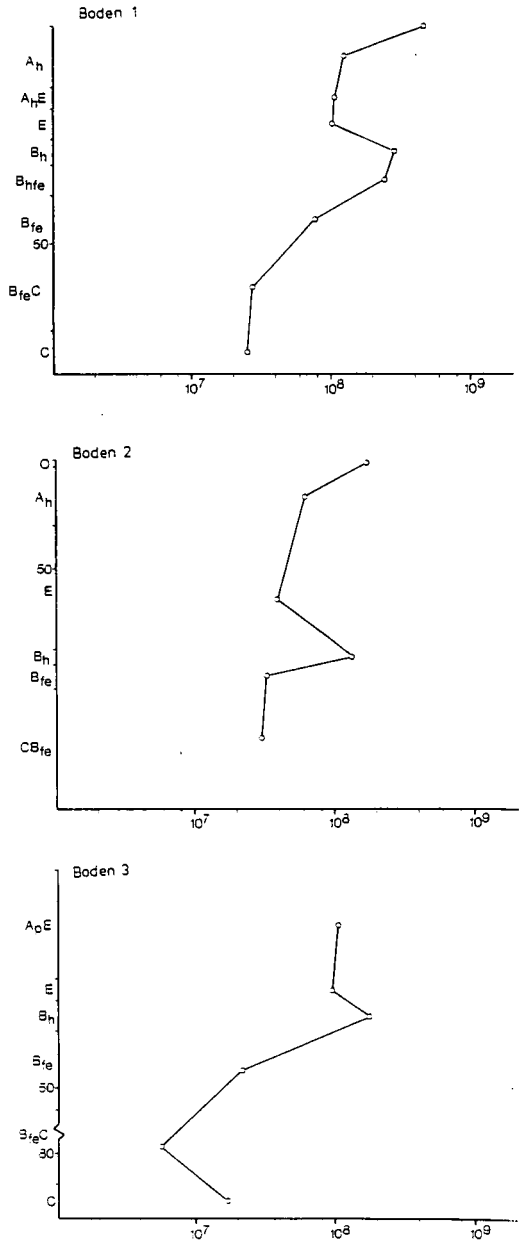
Anscheinend ist zumindest der für einen Bodenhorizont gemessene pH-Wert nicht repräsentativ für die unmittelbare Umgebung der Mikroorganismen.

Die bezogen auf das Nährstoffangebot in den B_h -Horizonten im Vergleich zu Oberbodenhorizonten hohen Keimzahlen sind wahrscheinlich durch bessere physikalische Bedingungen zu erklären, also

- gleichmäßigere Temperatur
- gleichmäßigere Feuchtebedingungen
- günstiges Gefüge in den Humusüberzügen (vgl. REM-Aufnahmen).

Innerhalb eines Podsolbodens kann man also den B_h -Horizont als relativ günstigen Mikrobenökotop ansehen. Für die verschiedenen Podsolierungstheorien folgt daraus, daß zumindest mit mikrobiellen Umsetzungen im B_h -Horizont gerechnet werden muß, die in den darüberliegenden

E-Horizonten quantitativ keine Rolle spielen; darüber hinaus können mikrobielle Prozesse in den B-Horizonten die Merkmalsausprägung



der Böden beeinflussen, d.h. also, daß der Podsol nicht ein einheitliches Perkolationsystem (wie bei einer Säulenchromatographie) sein muß, sondern daß damit gerechnet werden muß, daß im B_h -Horizont erzeugte Stoffwechselprodukte pedogen wirksam werden. Um diese Möglichkeiten abzuschätzen, haben wir versucht, aus den Zählraten quantitative Aussagen über mikrobielle Aktivität herzuleiten.

Wir sind uns der Problematik bewußt, denn neben aktiven Bakterien wurden inaktive Stadien erfaßt, darüber hinaus Actinomyceten- und Pilzhyphenbruchstücke und deren Sporen.

DOMSCH u.a. (1979) ermitteln mit einer ähnlichen Direktzählmethode an zwei sauren Böden ($\text{pH} < 3$) bakterielle Biomassen, die um den Faktor 3 bzw. 10 höher lagen als Werte aus Aktivitätsmessungen.

Das steht im Einklang mit den Ergebnissen anderer Autoren (BABIUK und PAUL 1970); über Korrelationen zwischen jeweils verschiedenen ermittelten Biomassen bzw. Aktivitäten an vergleichbaren Böden liegt nur wenig Material vor.

Trotzdem haben wir aus unseren Zählraten Biomassen berechnet (Parameter nach DOMSCH u.a. (1979); bei Zugrundelegung der kleinsten in der Literatur gefundenen Werte, i.e. BABIUK und PAUL (1970) ergeben sich etwa 10-fach kleinere Werte). Die bakterielle Biomasse liegt in den B_h -Horizonten zwischen 52 und $114 \mu\text{g/g}$ Boden; das entspricht 1,4-1,9 % der organischen Bodensubstanz. Dies mag nicht sehr hoch erscheinen, errechnet man jedoch den Zeitraum, in dem als verfügbar angenommene 50 % der organischen Bodensubstanz durch bakterielle Aktivität umgesetzt werden (nach HISSETT und GRAY, 1977), so ergibt sich z.B. für den B_h -Horizont in Boden 1 die Zeitspanne von 7 Jahren.

Wenn auch diese Zahl nur einen in der Praxis recht unwahrscheinlichen Maximalwert angibt und ein Wert um ein bis anderthalb Zehnerpotenzen niedrigerer Wert sich mit anderen Literaturwerten ausrechnen ließe, so folgt doch - insbesondere bei Berücksichtigung der in den quantitativen Abschätzungen außer acht gelassenen Aktivität der Pilze -, daß mikrobielle Umsetzungen mit hoher Wahrscheinlichkeit einen quantitativ wichtigen Anteil der Prozesse der Podsolierung beeinflussen.

Literatur

- ARISTOVSKAYA, T.V.: Role of Microorganisms in Iron Mobilization and Stabilization in Soils. Geoderma 12, 145-150, 1974
- BABIUK, L.A. und PAUL, E.A.: The Use of Fluorescein Isothiocyanate in the Determination of the Bacterial Biomass of Grassland Soil. Can.J.Microbiol. 16, 57-62, 1970
- DOMSCH, K.H. et.al.: Methodenvergleich für die Untersuchung mikrobieller Populationen und Biomassen. Z.f.Pflanzenern.Bodenk. 142, 520-533, 1979
- ECKHARDT, F.E.W.: Über den Einfluß niederer Pilze auf die Mineral- und Gesteinsverwitterung. (In diesem Band)
- HISSETT, R. und GRAY, T.R.G.: Microsites and Time Changes in Soil Microbe Ecology. In: Anderson, J.M. und A. Mac Fayden (Hrsg). The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes, Blackwell Scientific Publ., Oxford, 1977

Tagesschwankung und Absolutwerte der Boden-
temperatur brennender Schutthalden
als bodenbiologische Kenngrößen

von

Guttman, R.⁺

Schutthalden von Stahlwerken sind bodenkundlich und bodenbiologisch weitgehend unbekannt. Von Abraumhalden des Braun- und Steinkohlenbergbaus liegen hingegen verschiedene Arbeiten vor (DÜNGER 1968, KNABE et al. 1968, GÓRSKI 1978 u.a.). Die Halden von Stahlwerken werden vorwiegend aus künstlichen, durch hohe Temperaturen sterilisierten Materialien aufgeschüttet und stellen ökologisch extreme anthropogene Standorte dar, an denen Anfangsstadien der Bodenbildung vorherrschen.

Im folgenden werden einige chemische und physikalische Daten der oberen Horizonte derartiger Abfalldeponien mitgeteilt. Da die untersuchten Halden lokal erhöhte Bodentemperaturen aufweisen, ist unter anderem den Beziehungen zwischen Bodenfauna und Bodentemperatur nachzugehen.

1. Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Die Untersuchungen fanden im Haldengelände der Stahlwerke Röchling-Burbach GmbH in Völklingen / Saar statt. Außer einer älteren Flachhalde sind drei kegel- bis rückenförmige Halden von 100 - 130 m Höhe vorhanden, hier als Halde A (aufgeschüttet von 1910 - 1932), Halde B (1932 - 1951) und Halde C (ab 1951 in Betrieb) bezeichnet. Diese Hochhalden haben eine Länge von 300 bis 450 m und weisen Hangneigungen von 30° bis 35°, stellenweise bis 45°, auf.

Die Halden setzen sich zu etwa 65 - 85 % aus Schlacke und Schlackensand sowie Waschbergeschlamm und Schiefer zusammen. Weitere nennenswerte

⁺ Staatl. Naturhistorisches Museum, 3300 Braunschweig, Pockelsstr. 10 a

Anteile bilden Aschen eines Kohlekraftwerks, Filterstaub, Gichtstaub und Bauschutt. Seit 1953 werden Rekultivierungsmaßnahmen vorgenommen, so daß die Hänge der Halden heute vornehmlich Robinienbestände und trockene Rasenflächen aufweisen.

Eine Darstellung der Ergebnisse kann hier nur für fünf der ausgeschiedenen Probeflächen erfolgen. Diese liegen am Südhang der Halde A (Flächen A 1 - A 4, je 40 m²) und auf dem Haldenrücken der Halde B (Fläche B 3, 20 m²).

Kurze Charakterisierung:

- A 1: geschlossener Robinienbestand im unteren Haldenbereich
- A 2: lichter Robinienbestand mit dichter Grasdecke in Nähe des Haldenrückens
- A 3: trockene Rasenfläche in mittlerer Höhe des Südhangs
- A 4: trockener, lückiger Sandrasen in der Nähe von A 3, Bodenbedeckung im Sommer bis auf etwa 20 % sinkend
- B 3: Rasenfläche mit höheren Moosanteilen; an diesem Standort zwei Bodenspalten mit Austritt von heißem Wasserdampf.

2. Chemische Daten der Haldenböden

Es sollten diejenigen Horizonte hinsichtlich ökologisch wichtiger Bodeneigenschaften charakterisiert werden, in denen die Erfassung der Bodenorganismen erfolgte. Deshalb wurden jeweils Mischproben aus 15 Einzelproben à 100 cm³ aus 0 - 10 cm Tiefe untersucht.

Die pH-Werte (gemessen in einer Suspension von 10 g luftgetrocknetem Feinboden in 25 ml destilliertem Wasser) der fünf Untersuchungsflächen liegen zwischen 6,8 und 7,7 und damit etwa im Neutralbereich. An anderen Standorten der Schutthalde kommen pH(H₂O)-Werte zwischen 5,4 und 9,6 vor, die von den meisten tierischen Bodenorganismen ebenfalls noch toleriert werden.

Die chemische Zusammensetzung des Feinbodens zeigt für mehrere Elemente und Verbindungen deutlich bis extrem erhöhte Werte. Der C-Gehalt der Böden liegt zwischen 6,5 und 15,7 %, der Glühverlust bei 500^o C zwischen 9,9 und 24,1 %. Die relativ hohen Gehalte organischer Substanz sind nur zum Teil rezenter Genese und können teilweise auf kohleartige Bestandteile der Ausgangssubstrate zurückgeführt werden.

Vergleichsweise hohe Anteile weisen CaO (9,4 - 22,4 %) und MgO (2,3 - 2,8 %) auf. Höher als in vielen natürlichen Böden sind auch die Phosphor- und Schwefelgehalte und die Anteile an Mangan, Zink und Blei.

3. Physikalische Daten der Haldenböden

Der vorwiegend aus Schlacke und Schlackensand bestehende Skelettanteil entspricht in den oberen 10 cm etwa 22 - 37 Gewichts-%. Korngrößenanalysen wurden an den bei 2. beschriebenen Mischproben durchgeführt mit einer Kombination von nasser Siebung und Aräometermethode nach Vorbehandlung mit H_2O_2 und $Na_4P_2O_7$. Die Ergebnisse sind Tab.1 zu entnehmen. Die Böden wären nach ihrer Körnung meist als schwach lehmige Sande anzusprechen.

Die Bestimmung des Porenvolumens erfolgte an jeweils 10 Proben in Fitzschylindern à 100 cm^3 aus 0 - 5 und 5 - 10 cm Tiefe mit einem Luftdruckpyknometer nach LOEBELL. Die Messungen ergaben recht hohe Werte des Porenvolumens (Tab.2), die auch die aus Halden des Braunkohlentagebaus bekannten Werte übersteigen (DUNGER 1968, BODE 1973).

Eine Ermittlung von Größen des Wasserhaushalts mußte weitgehend auf Bestimmungen des Wassergehalts bei Feldkapazität beschränkt werden. Dazu wurden die anschließend zur Bestimmung des Porenvolumens herangezogenen Bodenproben verwendet. Die Wassergehalte nach Entwässerung auf keramischen Platten nach SOMMER-CZERATSKI bei pF 2,5 sind Tab.3 zu entnehmen. Danach sind signifikante Unterschiede zwischen den Böden A 1 - A 4 des Südhangs nicht zu erkennen, während die Böden auf dem Haldenrücken (B 3) höhere Wassergehalte aufweisen. Letztere sind auch nach dem Augenschein feuchter als die trockenen Flächen der Südhänge, was pF-Messungen an weiteren Standorten bestätigen.

4. Bodentemperatur

Es erfolgten elektrische Messungen der Bodentemperatur mit in 5 und 10 cm Tiefe parallel zur Bodenoberfläche eingebrachten Widerstandsthermometern Pt 100 (Glasmantel). Durch diese Meßanordnung bleibt der Meßkörper ohne direkte Verbindung zur Außenluft. Die relativ große Länge von 6 cm bewirkt einen Ausgleich kleinräumiger Temperaturdifferenzen. Zur Registrierung wurde ein Kompensationsschreiber Polycomp Pt 100 (Hartmann & Braun) mit Dreileiterschaltung eingesetzt. Maximale Meßtoleranz und Streugrenze für den Meßkabelabgleich betragen je $\pm 0,25^\circ\text{ C}$, so daß sich als garantierte Meßgenauigkeit $\pm 0,5^\circ\text{ C}$ ergibt.

Der Tagesgang der Bodentemperatur in 5 und 10 cm Tiefe an einem Strahlungstag im August ist in Abb.1 und 2 wiedergegeben. Auffallend sind zunächst die starken Unterschiede in der Tagesschwankung. Diese liegt in 5 cm Tiefe in den aufgeforsteten Flächen A 1 und A 2 ($4,6^\circ$ und $2,8^\circ$)

Unterfraktion	Durchmesser (mm)	A 1	A 2	A 3	A 4	B 3
Ton	> 0,002	6	9	5	5	7
Feinschluff	0,002 - 0,0063	1	2	1	1	2
Mittelschluff	0,0063 - 0,02	3	4	2	2	3
Grobschluff	0,02 - 0,063	3	7	3	3	8
Feinsand	0,063 - 0,2	27	30	22	23	32
Mittelsand	0,2 - 0,63	19	20	21	20	21
Grobsand	0,63 - 2,0	41	28	46	46	27

Tab.1: Korngrößenfraktionen des Feinbodens (Angaben in Gewichts-%)

Fläche	Tiefe (cm)	Porenvol. (%)	Standard-abweich.
A 1	0-5	70,4	± 8,1
	5-10	65,6	± 4,6
A 2	0-5	78,7	± 6,0
	5-10	70,7	± 3,2
A 3	0-5	70,3	± 2,5
	5-10	68,4	± 3,2
A 4	0-5	66,8	± 4,3
	5-10	67,7	± 6,4
B 3	0-5	76,8	± 5,2
	5-10	67,1	± 5,6

Fläche	Tiefe (cm)	Wasser-geh. (%)	Standard-abweich.
A 1	0-5	14,3	± 1,4
	5-10	13,3	± 1,6
A 2	0-5	16,2	± 1,6
	5-10	15,2	± 1,3
A 3	0-5	14,9	± 1,0
	5-10	14,8	± 1,4
A 4	0-5	13,0	± 2,1
	5-10	15,1	± 3,9
B 3	0-5	20,9	± 2,1
	5-10	22,0	± 3,9

Tab.2: Porenvolumen
(Angaben in Vol.-%)

Tab.3: Wassergehalt bei Feldkapazität
(Angaben in Vol.-%
Wasser bei pF 2,5)

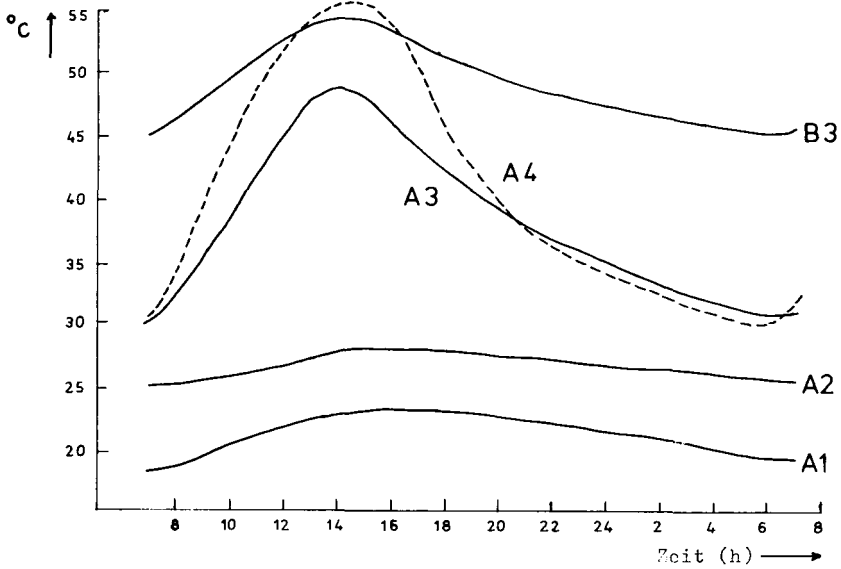


Abb.1: Tagesgang der Bodentemperatur in 5 cm Tiefe am 3./4.8.1975

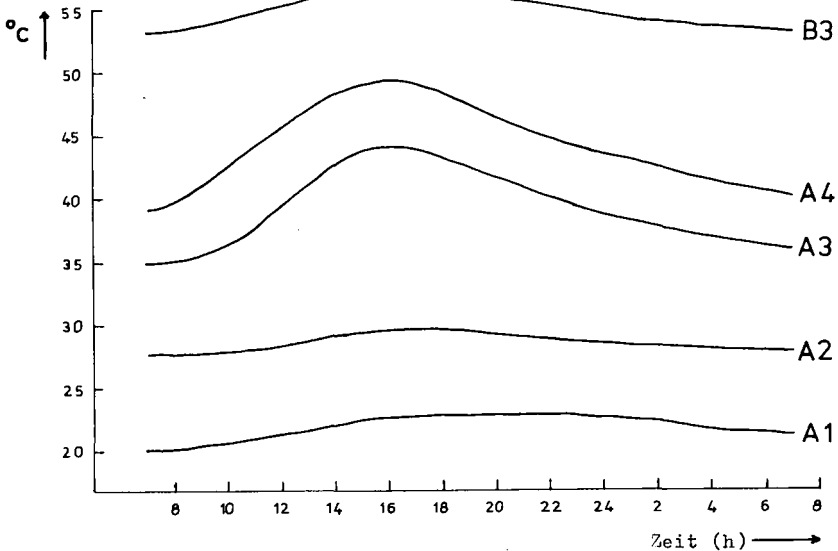


Abb.2: Tagesgang der Bodentemperatur in 10 cm Tiefe am 4./5.8.1975

erheblich unter derjenigen der Rasenflächen A 3 und A 4 ($18,5^{\circ}$ und $24,6^{\circ}$), die bei gleicher Exposition und Inklination im Tagesablauf vegetationsbedingt viel größeren Strahlungsdifferenzen ausgesetzt sind.

Auch in der absoluten Höhe der Bodentemperaturen ergeben sich klare Unterschiede zwischen den Standorten. In 10 cm Tiefe weist der Standort B 3 ein Tagesmittel (arithmetisches Mittel aus den Stundenwerten) von $49,4^{\circ}$ C und ein Maximum von $54,5^{\circ}$ C auf, während in der Fläche A 1 der Mittelwert bei $21,7^{\circ}$ C und das Maximum bei $23,4^{\circ}$ C liegen. Das bei den registrierenden Messungen festgestellte Temperaturgefälle zwischen den Standorten wird auch durch zahlreiche Einzelmessungen mit Flüssigkeitsthermometern bestätigt. Es entspricht einer Differenz der Bodentemperatur in 10 cm Tiefe von meist mehr als 30° C zwischen den Flächen mit der höchsten und niedrigsten Temperatur. Allgemein gilt (auch unter Einbeziehung sechs weiterer Standorte), daß in den erwärmten Bereichen die Bodentemperaturen von 5 auf 10 cm Tiefe ansteigen.

Ergänzend wurden Temperaturmessungen in 50 und 100 cm Tiefe an verschiedenen Stellen des Haldengeländes vorgenommen, unter Verwendung eines in Bohrungen eingeführten Pt 100-Thermometers mit Keramikmantel (Meßgenauigkeit $\pm 1^{\circ}$ C). Als höchste Temperatur wurden 112° C in 1 m Tiefe in der Mitte der warmen Trockenfläche A 4 ermittelt. Ein Temperaturprofil (Abb.3) zeigt, daß von dieser Fläche ausgehend die Bodentemperatur in 1 m Tiefe in allen Richtungen abnimmt und in der Fläche A 1 nur noch 18° C beträgt. Die Fläche A 4 und die Haldenkuppe (75° C) können als Zentren von im Haldeninnern ablaufenden Verbrennungsvorgängen angesehen werden.

Als Ergebnis der Tiefenmessungen ist eine direkte Abhängigkeit der Temperaturen der oberen Horizonte von im Innern der Deponiekörper stattfindenden thermischen Vorgängen festzustellen. Dabei wird die Temperatur der oberen Horizonte auch von der unterschiedlichen Wärmeleitfähigkeit der betreffenden Böden beeinflusst. Hinsichtlich des Wärmehaushalts sind die Schutthalden teilweise vergleichbar mit unterirdisch brennenden Kohlenflözen und Vulkan- und Fumarolenböden.

Die inneren Brände der drei Hochhalden setzten bereits während der Aufschüttung ein und dauern somit an der Halde A seit mehr als 50 Jahren an. Als eine der Ursachen der auch von Kohlengrubenhalden bekannten Schwelbrände ist das Vorhandensein brennbarer und zur Selbstentzündung befähigter Abfallstoffe anzusehen (MYERS et al.1966, KNABE et al.1968).

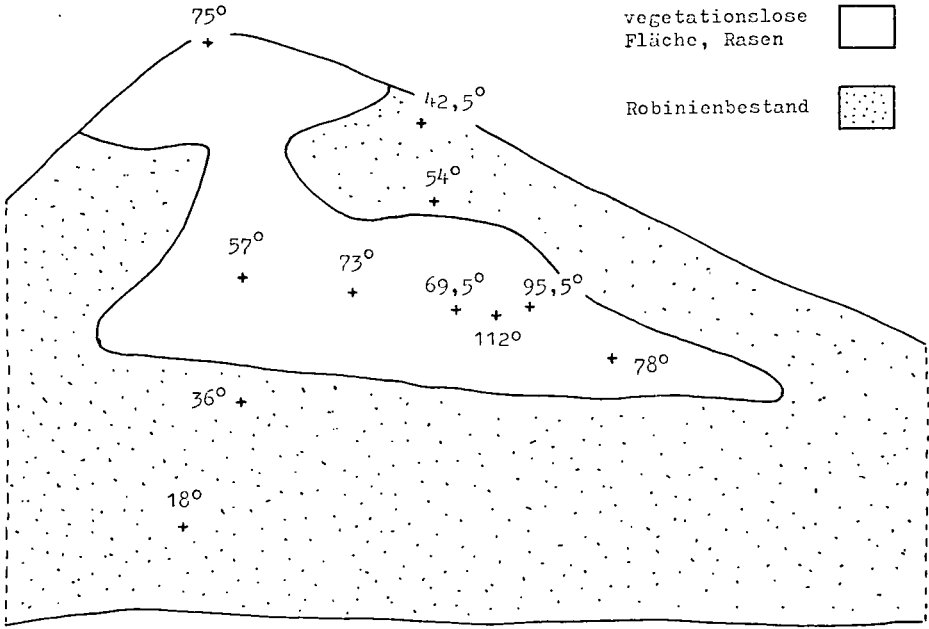


Abb. 3: Temperaturprofil der Bodentemperaturen (°C) in 1 Meter Tiefe am Südhang der Halde A (Messungen am 13.8.1975)

5. Bodenfauna

Ein Schwerpunkt bei der Untersuchung der Bodenfauna lag bei der Erfassung der Mesofauna (etwa 0,2 - 2 mm Länge) der Haldenböden. Mit einem Bodenstecher wurden je Standort 50 Proben à 50 cm³ aus 0 - 5 und 5 - 10 cm Tiefe in jahreszeitlicher Verteilung entnommen. Zur Auslese der Tiere diente eine BERLESE-Apparatur. Hier soll lediglich auf die Collembolen eingegangen werden. Ergebnisse zu anderen Gruppen der Bodenorganismen sind bei GUTTMANN (1979) aufgeführt.

Eine Analyse der Collembolenfauna der Schutthalden ist unter anderem deshalb von Interesse, weil die erheblichen Temperaturunterschiede zwischen den Standorten Auswirkungen auf die Bodenfauna erwarten lassen. Das Temperaturoptimum der meisten Collembolen liegt bei 10° - 15°, nur selten über 20° C (THIBAUD 1977). Mikroorganismen verfügen demgegenüber über andere Mechanismen der Anpassung an extrem hohe Temperaturen (PRECHT et al. 1973, BROCK 1978), und thermophile Arten sind auch aus brennenden Abraumhalden bekannt (BOHLCOL and BROCK 1974).

	A 1	A 2	A 3	A 4	B 3
relative Temperatur in 10 cm gegen A 1	0°	ca. 7-11°	ca. 17-18°	ca. 23-32°	ca. 33-39°
Temperatur in 100 cm	18°	42,5°	57°	112°	80,5°
<i>Cryptopyg. thermophilus</i>	-	0,3	32,6	56,0	98,1
<i>Lepidocyrtus weidneri</i>	-	-	-	8,0	1,3
<i>Brachystomella parvula</i>	-	-	40,8	32,0	-
<i>Mesaphor. krausbaucri</i>	28,7	37,0	1,4	-	-
<i>Isotoma notabilis</i>	23,2	4,8	-	-	-
<i>Isotomodes productus</i>	8,4	2,2	-	-	-
<i>Micranurida pygmaea</i>	1,3	6,0	-	-	-

Tab.4: Dominanz einiger Collembolenarten in Beziehung zur Bodentemperatur der Untersuchungsflächen

In Tab.4 ist die Dominanz (prozentualer Anteil der Individuen an der Gesamtpopulation) einiger Collembolenarten in Beziehung zur Bodentemperatur zusammengestellt. Als Temperaturmaß wird dabei die mittlere relative Bodentemperatur in 10 cm Tiefe gegenüber dem Standort A 1 von Mai bis Oktober verwendet.

Die Tabelle zeigt eine deutliche Verteilung der Arten entlang des Temperaturgradienten. Cryptopygus (Isotomina) thermophilus erreicht die höchste Dominanz in der wärmsten Fläche B 3, wo sie in relativ hoher Individuenzahl auftritt. Andere Arten wie Isotoma notabilis sind hingegen auf die nicht oder nur gering erwärmten Haldenbereiche beschränkt.

Als Ursache für die charakteristische Verteilung der Arten sind zum einen direkte Temperatureinflüsse nachweisbar, da die Bodentemperaturen teilweise mit dem artspezifischen Temperaturoptimum und der Lage der oberen Letaltemperatur korreliert sind. Cryptopygus thermophilus beispielsweise fällt erst bei 44° - 50° C in Wärmestarre, Isotoma notabilis bereits bei 36° - 38° C. Neben den Mittel- und Extremwerten der Bodentemperatur dürfte auch die Tagesschwankung eine gewisse Bedeutung haben. Hohe Tagesamplituden wie an dem arten- und individuenarmen Trockenstandort A 4 stellen möglicherweise ebenfalls einen Belastungsfaktor für die Bodenfauna dar.

Die Bodentemperatur darf nicht isoliert bewertet werden, sondern wirkt sich beispielsweise auch über den Wasserhaushalt und die Verwitterungsintensität auf die Bodenfauna aus. Doch kann in den Schutthalden in den Extrembereichen die erhöhte Bodentemperatur als ökologischer Schlüsselfaktor für die Besiedlung durch tierische Organismen gelten.

6. Literatur

- BODE, E. (1973): Beiträge zu den Erscheinungen einer Sukzession der terricolen Zoonose auf Rekultivierungsflächen.
- Diss. Braunschweig.
- BOHLOOL, B.B. and T.D. BROCK (1974): Immunofluorescence approach to the study of the ecology of *Thermoplasma acidophilum* in coal refuse material. - *Appl. Microbiol.* 28: 11-16.
- BROCK, T.D. (1978): Thermophilic Microorganisms and Life at High Temperatures. - New York, Heidelberg, Berlin.
- DUNGER, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. - *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 43: 1-256.
- GÓRSKI, A. (1978): Changes in some environmental factors and their effect on the vegetation on the burned waste heap of the "Gliwice" coal mine after a lapse of 17 years. (Poln., engl. Zus.).
- *Zesz. Nauk. Univ. Jagiellońsk., Prace Bot.* 6: 89-124.
- GUTTMANN, R. (1979): Untersuchungen zur Entwicklung der Bodenfauna rekultivierter Schutthalden eines Stahlwerkes.
- Diss. Braunschweig.
- KNABE, W., K. MELLINGHOFF, F. MEYER, R. SCHMIDT-LORENZ (1968): Haldenbegrünung im Ruhrgebiet. - *Schriftenr. Siedlungsverband Ruhrkohlenbez.* 22: 1-146.
- MYERS, J.W., J.J. PFEIFFER, E.M. MURPHY, F.E. GRIFFITH (1966): Ignition and control of burning of coal mine refuse.
- *U.S. Bur. Mines Rep. Invest. No. 6758*: 1-24.
- PRECHT, H., J. CHRISTOPHERSEN, H. HENSEL, W. LARCHER (1973): Temperature and Life. - Berlin, Heidelberg, New York.
- THIBAUD, J.-M. (1977): Intermue et températures léthales chez les insectes Collemboles Arthropléones I - *Rev. Ecol. Biol. Sol* 14: 45-61. - II: *ibid.* 14: 267-278.

Der Einfluß des Kompostwurms Eisenia foetida (Sav.)
auf chemische Eigenschaften eines Stallmistkompostes
(Modellversuch).

von
Makeschin, F. *

Einleitung

Die Kompostierung von organischen Rest- und Abfallstoffen wurde während der letzten Jahrzehnte in zahlreichen Arbeiten im Hinblick auf chemische, physikalische und mikrobiologische Prozesse während des Rottevorganges untersucht.

Wenig Beachtung wurde hingegen der Tatsache geschenkt, daß neben der Zusammensetzung der organischen Ausgangssubstanzen sowie der Aktivität von Mikroorganismen bestimmte Gruppen von saprophagen Bodentieren ebenfalls Einfluß auf Art und Intensität des Stoffumsatzes haben. Diesbezügliche Untersuchungen behandelten vor allem die Humifizierung organischer Substanzen während der Darmpassage (Meyer 1943, Dunger 1958, Naglitsch 1965).

Die bei der Kompostrotte beteiligte saprophage Fauna setzt sich hauptsächlich aus Collembolen, Nematoden, Milben und Borstenwürmern zusammen. Der wichtigste Vertreter dabei, vor allem im Hinblick auf eine Massenvermehrung im Substrat, ist der Kompostwurm *Eisenia foetida*. Diese ubiquitäre, an die während der Rotte vorherrschende Fermentationswärme angepaßte Art, findet in solchen nährstoffreichen Substraten optimale Lebensbedingungen vor und setzt in kurzen Zeiträumen erhebliche Substanzmengen um (Graff 1974).

Im vorliegenden Modellversuch wurde der Frage nachgegangen, welchen Einfluß die Tätigkeit des Kompostwurms *Eisenia foetida* auf quantitative und qualitative Veränderung eines Stallmistkompostes während des Rotteprozesses ausübt.

* Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Material und Methoden

Für die Herstellung der Komposte wurden (je Ansatz) verwendet:

- 1200 g frischer Rinderkot
- 250 g gehäckseltes Weizenstroh
- 500 g Boden (sandiger Lehm)
- 550 ml Wasser

Jede der folgenden Varianten bestand aus 2 parallelen Ansätzen.

Frischkompost - sofort nach Mischen bei -18°C tiefgefroren

Rottekompost ohne Eisenia foetida - nach Mischen Rotte in Mitscherlich-Gefäßen bei 22°C im Dunkeln

Rottekompost mit Eisenia foetida - nach Mischen Einsatz von 50 adulten *E. foetida* (16 g Biomasse) pro Mitscherlich-Gefäß; Rotte wie oben

Nach 110 Tagen Rottezeit wurde der Versuch abgebrochen. Aus der Variante 'mit *E. foetida*' wurde die zu Beginn der Rotte zugesetzte Biomasse wieder entnommen (weitere während der Rottezeit gewachsene Jungtiere verblieben im Kompost). Alle drei Varianten wurden gefriergetrocknet, gewogen, gemahlen und anschließend verschiedenen Analysen unterzogen. Die Analysenwerte beziehen sich auf Trockensubstanz und sind in den Tabellen 1 und 2 sowie in Abbildung 1 zusammengestellt.

Ergebnisse

Bei beiden Rottevarianten konnte ein deutliches Absinken der Gehalte an organischer Substanz und an Gesamt-C (Tab. 1) festgestellt werden.

Tab. 1: Chemische Kenndaten der Kompostvarianten

	organ. Substanz % ¹⁾	C _t %	N _t %	C/N-Verhältnis	P _{DL} ²⁾ mg/kg	K _{DL} ²⁾ mg/kg
Frischkompost	39.9	19.2	0.35	54.9	1975	3725
Rottekompost 'ohne <i>E. foetida</i> '	31.3	11.1	0.37	30.0	2238	4144
Rottekompost 'mit <i>E. foetida</i> '	25.5	10.0	0.37	27.1	2500	4488

1) Glühverlust bei 450°C

2) lactatlöslich nach EGNER-RIEHM

Durch den Verlust an Trockensubstanz kam es beim Gesamt-N und lactatlöslichen P und K zu einem Anstieg der relativen, auf die Gewichtseinheit bezogenen Gehalte. Die absoluten Gehalte an organischer Substanz und an Gesamt-C (Abb. 1) machen die bereits bei den relativen Gehalten erwähnten Verluste an Trockensubstanz deutlich.

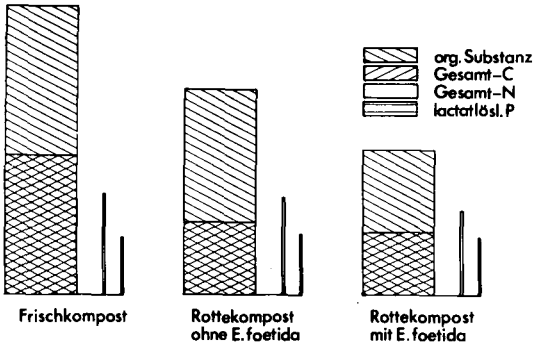


Abb. 1: Anteile an organ. Substanz, Gesamt-C, Gesamt-N und lactatlösl. P bei den Rottevarianten

Tabelle 2 zeigt die Gehalte und die Verteilung von N-Fractionen der Kompostvarianten. In beiden Rottevarianten wurde eine starke Erhöhung der Gehalte an hydrolysierbaren Aminosäuren-N festgestellt. Auffallend hoch lag beim Friskompost der Anteil an austauschbarem $\text{NH}_4\text{-N}$, verursacht durch einen hohen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Anteil im frischen Rinderkot. Deutlich erhöht haben sich weiterhin bei den Rottevarianten die Gehalte an $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$.

Tab. 2: Gehalte und Verteilung von N-Fractionen der Kompostvarianten

	N_t %	Aminosäuren-N $\mu\text{gN/g}$	in % des N_t	$\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{gN/g}$	in % des N_t	$\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{gN/g}$	$\text{NO}_2\text{-N}$ in % des N_t
Friskompost	0.35	1530	43.7	453	12.9	15	0.4
Rottekompost 'ohne E. foetida'	0.37	1950	52.7	91	2.5	45	1.2
Rottekompost 'mit E. foetida'	0.37	1790	48.4	212	5.7	123	3.3

Diskussion

Die Aktivität des Kompostwurms *E. foetida* während der Rotte eines Stallmistkompostes führte im Modellversuch, verglichen mit der Rottevariante 'ohne *E. foetida*', zu wesentlichen Veränderungen der Zusammensetzung und Massenbilanz dieses Kompostes.

Deutlich hervor trat ein erheblich höherer Massenverlust im tierisch beeinflussten Kompost und damit verbunden ein starkes Absinken der Gehalte an organischer Substanz sowie an Gesamt-C. Infolge der intensiven Wühltätigkeit der Würmer kommt es zu einer stärkeren Durchlüftung und einer durch Darmpassage und Losungstransport verstärkten Homogenisierung des Substrats. Beide Prozesse wirken sich bekanntermaßen stark fördernd auf den mikrobiellen Stoffabbau aus. Die Darmpassage führt zudem zu höherem Besatz an Mikroorganismen sowie höherer enzymatischer Aktivität in frisch abgelegter Losung im Vergleich zum umgebenden Substrat, wie zahlreiche Autoren berichten (u.a. Schütz und Felber 1956, Parle 1963, Kozlov 1965). Weiterhin müssen energetische Verluste beim Stofftransfer von organischen Ausgangssubstanzen in tierische Biomasse sowie für die 'erhaltende Energie' (Balogh 1958) der eingesetzten und neu gebildeten tierischen Biomasse berücksichtigt werden.

Die oben erwähnten Verluste wurden von erheblich höheren Verlusten an Gesamt-N begleitet. Ebenfalls lag im Wurmkompost der Gehalt an Aminosäuren-N niedriger. Die stärkere Verrottung der organischen Substanz führte zu erheblichen Mehrgehalten bei den untersuchten mineralischen N-Formen. Zur Erklärung können hier sowohl eine wurmbedingte höhere Mineralisierung von organischen N-Verbindungen während der Rotte herangezogen werden als auch Exkrete der Würmer in Form von NH_4 , Harnstoff und N-haltigen Schleimen, wie sie Needham (1957) und Tillinghast et al. (1969) beschrieben haben. Die hohen Gehalte an NO_3 stehen in Übereinstimmung mit Ergebnissen von Parle (1963), der bei Vorhandensein hoher NH_4 -Ausgangsdosen im Substrat eine rapide Umwandlung von NH_4 zu NO_3 während der Darmpassage nachweisen konnte. Ein begünstigender Effekt von *E. foetida* auf Nitrifikations- und folgende Denitrifikationsaktivitäten in Komposten, die mit fortschreitender Rottedauer in nicht tierisch beeinflussten Komposten auftreten (Berezova et al. 1963), kann an dieser Stelle nur vermutet werden.

Eine ähnlich fördernde Tendenz von *E. foetida* wie bei der Mineralisierung von organischem N ist auch in den erhöhten Gehalten an lactatlöslichem P und K zu erkennen. Über die Erhöhung der lactatlöslichen Anteile von P und K durch tierische Aktivität wird in der Literatur einheitlich berichtet (Graff 1971, Edwards and Lofty 1977).

Der niedrige Gehalt des Wurmkompostes an Gesamt-C bei gleichzeitig hohem Gehalt an Gesamt-N führte im Vergleich zur Rottevariante 'ohne *E. foetida*' zu einem engeren C/N-Verhältnis. Deshalb und wegen erhöhter Anteile an mineralischen N-Formen sowie lactatlöslichem P und K ist bei dem tierisch beeinflussten Rottekompost auf eine höhere Düngewirksamkeit zu schließen.

Literatur

- BALOGH, I. (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. - Berlin-Budapest, 560 S.
- BEREZOVA, E.F., SOROLINA, T.A., SUDAKOVA, L.W. und NOVOGRUDSKAJA, E.D. (1963): Mikrobiologičeskie procesi pri sospevanii nabosnow-semilianich kompostov. - *Agrobiologia* 4 (142), 581-584.
- DUNGER, W. (1958): Über die Veränderungen des Fallaubs im Darm von Bodentieren. - *Z. Pflanzenern., Düng., Bodenk.* 82, 174-193.
- EDWARDS, C.A. and LOFTY, J.R. (1977): *Biology of earthworms.* - Chapman and Hall, London, 333 S.
- GRAFF, O. (1971): Stickstoff, Phosphor und Kalium in der Regenwurmlosung auf der Wiesenversuchsfläche des Sollingprojektes. - IV. Colloquium *Pedobiologiae*, *Ann. Zool. Ecol. Anim.* No. hors série, 503-511.
- GRAFF, O. (1974): Gewinnung von Biomasse aus Abfallstoffen durch Kultur des Kompostregenwurms *Eisenia foetida* (Savigny 1826). - *Landbauforschung Völkenrode* 24, 137-142.
- KOZLOV, K.A. (1965): Über die Rolle der Bodenfauna bei der Anreicherung von Fermenten im Boden. - *Pedobiologie* 5, 140-145.
- MEYER, L. (1943): Experimenteller Beitrag zu makrobiologischen Wirkungen auf Humus und Bodenbildung. - *Z. Bodenkd., Pflanzenern.* 29, 119-140.
- NAGLITSCH, F. (1965): Methodische Untersuchungen über den Einfluß der Bodenarthropoden auf die Humifizierung organischer Substanzen. - *Pedobiologia* 5, 50-64.

- NEEDHAM, A.E. (1957): Components of nitrogenous excreta in the earthworms *Lumbricus terrestris* L. and *Eisenia foetida* (Savigny). - *Exp. Biol.* 34, 425-446.
- PARLE, J.N. (1963): Micro-organisms in the intestines of earthworms. - *J. gen. Microbiol.* 31, 1-11.
- SCHÜTZ, W. und FELBER, E. (1956): Welche Mikroorganismen spielen im Regenwurmdarm bei der Bildung von Bodenkrümeln eine Rolle. - *J. Acker- u. Pflanzenbau* 101 (4), 471-476.
- TILLINGHAST, E.K., McINNES, D.C. and DUFFILL, R.A. JR. (1969): The effect of temperature and water availability on the output of ammonia and urea by the earthworm *Lumbricus terrestris* L. - *Comp. Biochem. Physiol.* 29, 1087-1092.

Einfluß von Montmorillonit, Kaolinit und Illit
auf die Michaelis-Konstante (K_m) der sauren
und alkalischen Phosphatase

von

H.E. Makboul und J.C.G.Ottow⁺

Einleitung und Problemstellung

Phosphatasen umfassen jene weitverbreitete Bodenenzyme, welche die verschiedensten Phosphat-Bindungen in der organischen Substanz zu hydrolysieren vermögen (Juma und Tabatabai, 1978). Sie werden von Pflanzenwurzeln und vielen Mikroorganismen ständig ausgeschieden und unterliegen in den Böden einer raschen Sorption. Wenngleich die einmal sorbierten Enzyme teilweise in ihren Aktivitäten gehemmt werden, so erfahren sie im immobilisierten Zustand offenbar eine Stabilisierung gegenüber physikochemischen und biochemischen Einwirkungen, zumindest in den Versuchen (Skujins, 1976; Nannipieri et al., 1978). Die verringerte Enzymaktivität ist jedoch zum Teil reversibel, und läßt sich durch Erhöhung des Enzym-Substrat Kontaktes (Tabatabai, 1973) oder in Anwesenheit geeigneter Pufferlösungen (Makboul und Ottow, 1978) erneut erhöhen.

Als relativer Maßstab für die Affinität zum Substrat kann die Michaelis-Konstante verwendet werden (Tabatabai, 1973). Diese Affinität zum Substrat wird durch Sorption am Humuskörper und/oder an Tonmineralen in der Regel verringert, was in einem Anstieg des K_m -Wertes zum Ausdruck kommt. Über die spezifische Wirkung einzelner Tonminerale auf den K_m -Wert von Bodenenzymen ist bis heute sehr wenig bekannt. In dieser Arbeit wird nun geprüft, inwieweit die Aktivität von saurer und alkalischer Phosphatase durch Sorption an /in verschiedenen Tonmineralen beeinflusst wird. In Modellversuchen wurde dazu die Wirkung von drei verschiedenen homo-ionischen Tonmineralen (Montmorillonit, Kaolinit und Illit) auf den K_m -Wert der genannten Enyme untersucht.

Material und Methoden

Stammlösung: saure Phosphatase (Nr.27970) und alkalische Phosphatase (Nr.32480) wurden von der Firma Serva, Heidelberg, bezogen. Für die einzelnen Versuchsumsätze wurde jeweils 20mg in 100ml bidestilliertem Wasser gelöst und höchstens bis 48 Stunden aufbewahrt (in Kühlschrank bei 4-5°C).

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim,
Emil Wolff Strasse 27, 7-Stuttgart-Hohenheim-70

Eigenschaften der Tonminerale: Herkunft, Behandlung und Merkmale des eingesetzten Montmorillonite, Kaolinites und Illits wurden bereits dargelegt (vgl. Makboul und Ottow, 1979 a,b).

Modellversuch: Steigenden Mengen (50; 100 und 150mg) des jeweiligen Tonminerals wurden in Reagenzgläser eingewogen, mit 1ml saurer Phosphatase-Stammlösung, und 0,2ml Toluol gut vermischt und 15min bei Zimmertemperaturen (im Dunkeln) stehen gelassen. Anschließend wurde 3ml einer Universal-Puffer-Lösung (pH 5,0) (Skujins et al., 1962) oder eines Boratpuffers (pH 9,6) (Hoffmann, 1967) sowie 1ml der Substratlösung (Natrium-p-Nitrophenylphosphat) zugesetzt (Tabatabai und Bremner, 1971) und das Gemisch vorsichtig homogenisiert. Die Substratkonzentrationen in Untersuchungsgemisch betragen 0,001, 0,005, 0,01, 0,015 oder 0,02M PNP. Nach 1 stündiger Bebrütungszeit (37°C) wurden die Röhren mit 1ml einer 0,5M Calciumchloridlösung und 4ml einer 0,5M NaOH-Lösung versehen, gut vermischt und filtriert. Die gelbe Farbe des p-Nitrophenols wurde bei 400 nm photometriert, die Aktivität der Phosphatasen einer Eichkurve entnommen und in $\mu\text{g p-Nitrophenol}/10\text{ml}/1\text{h}$ ausgedrückt.

Errechnung von K_m und V_{max} : Aus der Enzym-Aktivität (in $\mu\text{g p-Nitrophenol}/10\text{ml}/1\text{h}$) wurde der K_m -Wert und V_{max} errechnet. Zu diesem Zweck wurde S / V auf S bezogen, um den Schnittpunkt mit der Ordinate (K_m / V_{max}) und die Steigung ($1 / V_{max}$) entsprechend der Michaelis-Menten Gleichung zu erfassen (Tabatabai, 1973).

Ergebnisse

1. Einfluß auf K_m und V_{max} der sauren Phosphatase: In Abb. 1, 2 und 3 ist der Einfluß steigender Tonmengen auf K_m und V_{max} dargestellt. Folgende Ergebnisse sind ersichtlich:

- a) Die Michaelis-Konstante nimmt mit zunehmendem Gehalt an Ton deutlich zu, und zwar in der Reihe Montmorillonit \gg Kaolinit $>$ Illit.
- b) V_{max} nimmt in Anwesenheit von Kaolinit und Illit deutlich ab, bleibt jedoch nach weiteren Illit- und Kaolinit-Beimischungen unverändert. Im Gegensatz dazu wird V_{max} durch Montmorillonit zunächst verringert um bei 100 bzw. 150 mg erneut anzusteigen.

2. Einfluß auf K_m und V_{max} der alkalischen Phosphatase: Im Vergleich zur sauren Phosphatase wurde die alkalische Phosphatase in Anwesenheit von Montmorillonit und Kaolinit in gleicher Weise beeinflusst (Abb. 4 und 5). Der Anstieg im K_m -Wert nach Zusatz dieser Tonminerale ist merkwürdigerweise nicht so stark wie bei der sauren Phosphatase (Abb. 1 und 2). Illit (Abb.6), hingegen, vermag einen starken Einfluß auf die alkalische Phosphatase auszuüben, wobei der K_m -Wert im Vergleich zur Kontrolle mit zunehmendem Tonanteil deutlich abnimmt. Aber auch die maximale Reaktionsgeschwindigkeit (V_{max}) verhält sich differenziert. Während V_{max} bei Montmorillonit zunimmt, zeigt sie in Anwesenheit von Kaolinit oder Illit eine deutliche Abnahme.

Diskussion

Sorbierte Enzyme werden nicht nur immobilisiert, sondern darüberhinaus in ihrer Aktivität verzögert. Vermutlich sind fixierte Enzyme in ihren katalytischen Eigenschaften aufgrund von räumlichen und strukturellen Änderungen so gehemmt, daß die Enzym-Substratbindung erschwert wird. Daß die Verzögerung in der ES-Bindung (oder Auflösung) auf spezifischer Weise von den verschiedenen Tonmineralen beeinflusst wird, konnten die vorliegenden Untersuchungen eindeutig beweisen. Sowohl die saure- als auch die alkalische Phosphatase zeigten in Anwesenheit von steigenden Mengen an homo-ionischen Tonmineralen einen spezifischen Anstieg im K_m , was

einer spezifischen Abnahme in der Affinität zwischen Enzym und Substrat gleichkommt. Lediglich Illit erwies sich in der Lage, mit steigender Konzentration die Affinität zwischen der alkalischen Phosphatase und p-Nitrophenylphosphat zu beschleunigen (Abnahme in Km; Abb.6). Dieses abweichende Verhalten kann sowohl auf die katalytische Wirkung illitischer K-Ionen (aus den Zwischenschichten) als auch auf eine sterische Veränderung der sorbierten alkalischen Phosphatase zurückgeführt werden. Dabei ist der Einfluß des alkalischen Reaktionsgemisches (pH = 9.6) auf die Stabilität des Illites nicht zu unterschätzen (vgl. auch Makboul und Ottow, 1979a, b).

Literatur

- HOFFMANN, G. (1967) Eine Photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphatase-Aktivität in Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 118, 161-172.
- JUMA, N.G. und M.A. TABATABAI, (1978). Distribution of phosphomonoesterases in soils. Soil Sci. 126, 101-108.
- MAKBOUL, H.E. und J.C.G. OTTOW (1978). The protective effect of buffers on the inactivations of urease sorbed to montmorillonite and kaolinite clay soils and minerals. In Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology. Vol. 2. The terrestrial environment. W.E. Krumbein (ed. Ann Arbor Sci., Mich. (U.S.A.).
- MAKBOUL, H.E. und J.C.G. OTTOW (1979 a). Einfluß von Zwei- und Dreischichttonmineralen auf die Dehydrogenase-, saure Phosphatase- und Urease-Aktivität in Modellversuchen. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 142, 500-513.
- MAKBOUL, H.E. und J.C.G. OTTOW (1979 b). Alkaline phosphatase activity and Michaelis constant in the presence of different clay minerals. Soil Sci. (im Druck).
- NANNIPIERI, P., B. CECCANTI, S. CERVELLI und P. SEQUI (1978). Stability and kinetic properties of humus-urease complexes. Soil Biol Biochem. 10, 143-147.
- SKUJINS, J.J., L. BRAAL und A.D. McLAREN (1962). Characterization of phosphatase in a terrestrial soil sterilized with an electron beam. Enzymologie 25, 125-133.
- SKUJINS, J.J. (1976). Extracellular enzyme in soil. CRC Crit. Rev. Microbiol 6, 383-421.
- TABATABAI, M.A. und J.M. BREMNER (1971). Michaelis constants of soil enzymes. Soil Biol. Biochem. 3, 317-323.
- TABATABAI, M.A. (1973). Michaelis constants of urease in soils and soil fractions. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37, 707-710.

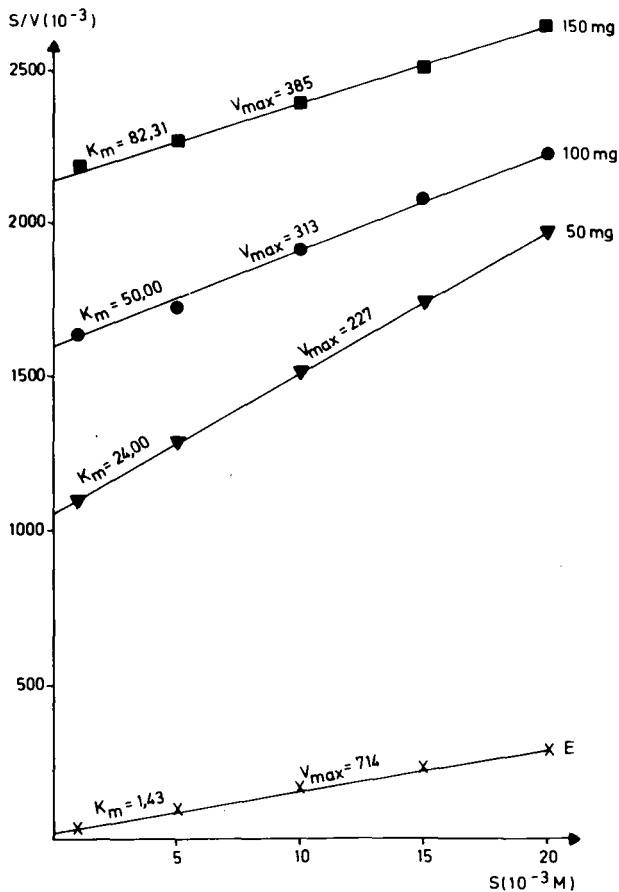


Abb. 1 K_m (mM) und V_{max} (μg p-Nitrophenol / 10ml/1h) von saurer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100, 150 mg) von Ca-Montmorillonit. E=Enzym ohne Tonzugabe (Kontrolle).

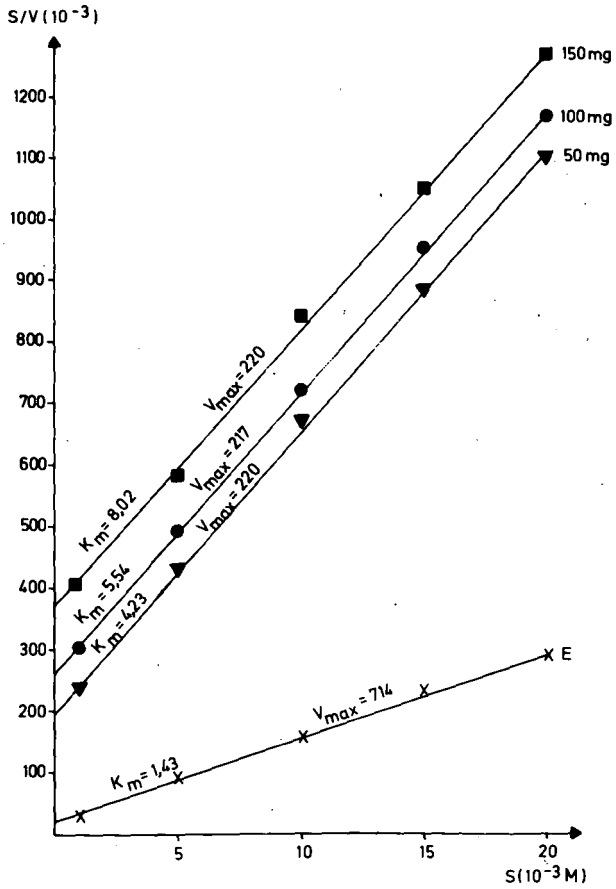


Abb. 2 K_m (mM) und V_{max} (μg p-Nitrophenol/10ml/1h) von saurer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100 und 150 mg) Ca-Kaolinit. E = Enzym ohne Tonzugabe

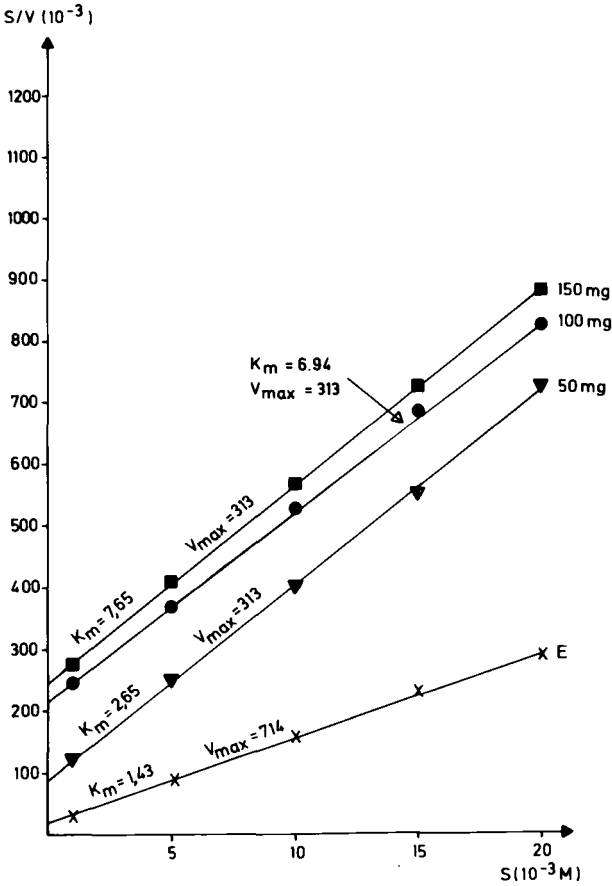


Abb. 3 Km (mM) und Vmax (μg p-Nitrophenol/10ml/1h) von saurer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100 und 150mg) Ca-Illit. E = Enzym ohne Tonzugabe.

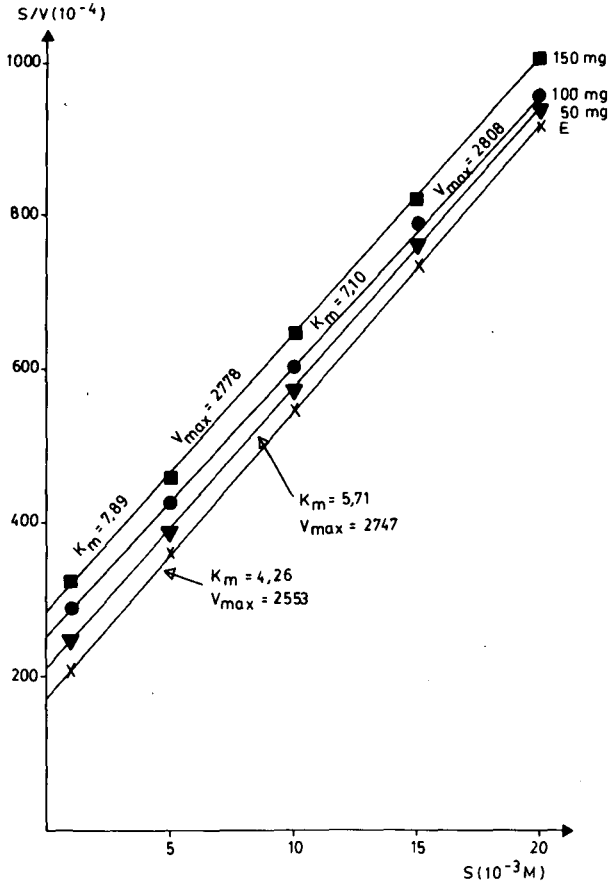


Abb. 4 K_m (mM) und V_{max} (μg p-Nitrophenol/l/10ml/h) von alkalischer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100 und 150mg) von Ca-Montmorillonit. E = Enzym ohne Tonzugabe (Kontrolle)

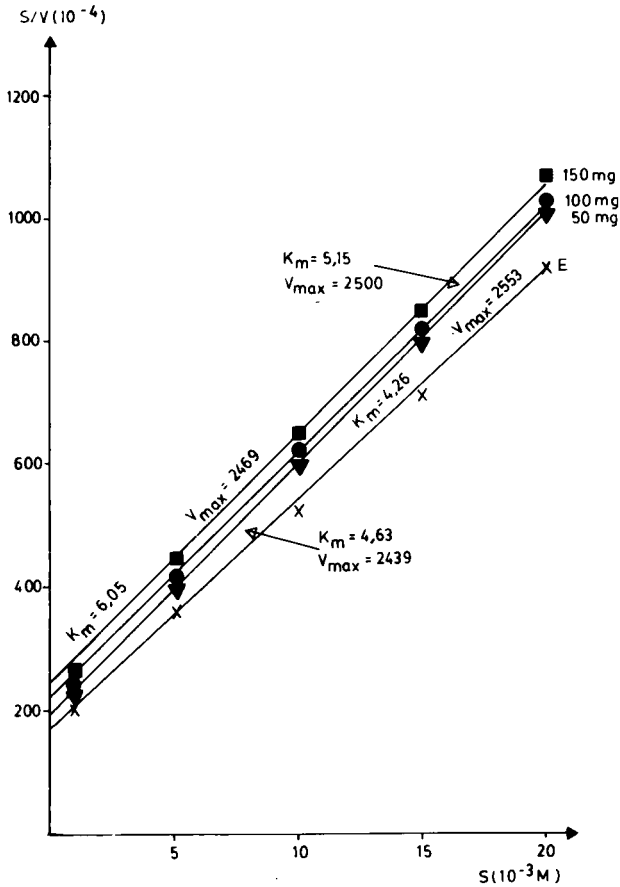


Abb. 5 K_m (mM) und V_{max} (μg p-Nitrophenol/10ml/1h) von Alkalischer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100 und 150mg) von Ca-Kaolinit. E = Enzym ohne Tonzugabe

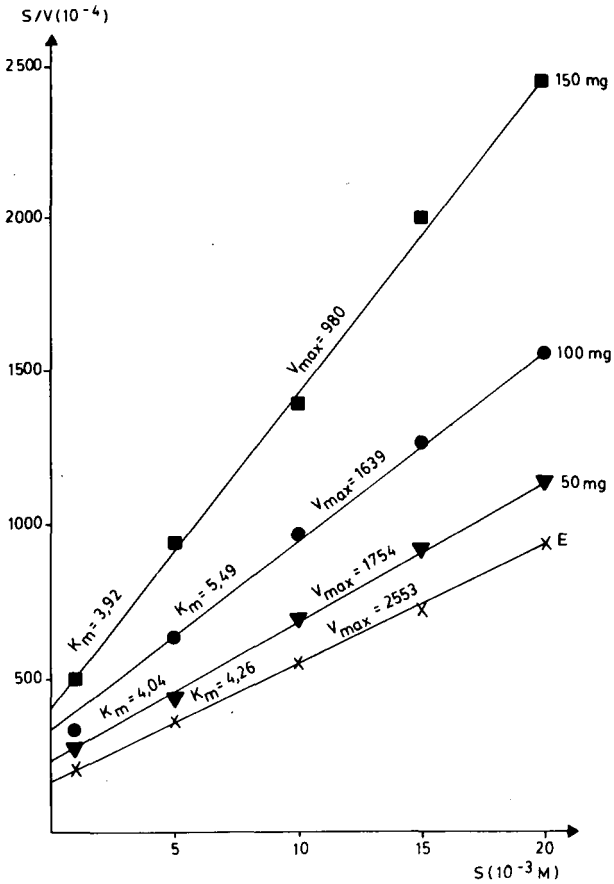


Abb. 6 Km (mM) und Vmax ($\mu\text{g p-Nitrophenol}/10\text{ml}/1/\text{h}$) von alkalischer Phosphatase in Anwesenheit steigender Mengen (50, 100 und 150 mg) von Ca-Illit. E = Enzym ohne Tonzugabe.

Ureaseaktivität verschiedener Böden und
ihre Beeinflussung durch Herbizide

von

D.Lampe und R.Aldag +)

Der Zwang zur Rationalisierung und Spezialisierung in der Landwirtschaft hat neben einer Strukturveränderung auch die Düngung und den Pflanzenschutz in den letzten Jahrzehnten maßgeblich beeinflusst.

Einengungen der Fruchtfolge und erhöhte Ertragsziele führten zu vermehrtem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Düngern, insbesondere Stickstoff-Düngern.

Im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogrammes "Wirkung und Nebenwirkung von Herbiziden" wurden mögliche Interaktionen zwischen Herbiziden und der Stickstoff-Metabolik in Böden untersucht. Eine davon ist die zwischen Herbiziden und Ureaseaktivität verschiedener Böden. Sie ist das Thema der folgenden Ausführungen.

Für die Untersuchungen wurden fünf auch von BÖTTGER (1976) verwendete Böden sowie acht Pflanzenschutzmittel benutzt. Eine nähere Beschreibung findet sich in Tab. 1

+) Institut für Bodenkunde,
von Siebold-Straße 4, D 3400 Göttingen

Tab. 1:

Verwendete Böden (nach BÖTTGER, 1976)

Nr.	Symbol	Bodentyp	Bodenart	KAK (Mehlich) (mval/100 g B.) org. min.		Gehalt an Ton < 2 μm %	C org (%) = C gasanalyt. - CaCO ₃ -C
1	AUEN	AUENLEHM	ū T	11,9	7,9	30,3	1,5
2	PODS	FE-HUMUS- PODSOL	S	10,9	1,1	2,1	2,2
3	PELO	PELOSOL	ū T	11,1	10,8	42,9	1,9
4	SCHW	SCHWARZERDE	ū U	15,3	7,1	21,5	1,7
5	MARS	SEE-MARSCH	1 S	8,5	4,7	12,1	1,4

Verwendete Herbizide und Fungizide:

- | | | | |
|-------------|---------------------|------------|---------------|
| 1. ARETIT | (DINOSEB-ACETAT) | 5. GESATOP | (SIMAZIN) |
| 2. IGRAN | (TERBUTRYN) | 6. PYRAMIN | (PYRAZON) |
| 3. DICURAN | (CHLORTOLURON) | 7. VENZAR | (LENACIL) |
| 4. TRIBUNIL | (METABENZTHIAZURON) | 8. DEROSAL | (CARBENDAZIM) |

Bei den Böden handelt es sich um die hinsichtlich Genese, Textur, Struktur und Humusgehalt sowie -art unterschiedlichen Bodentypen Auenlehm, Eisen/Humus-Podsol, Pelosol, Schwarzerde sowie um eine Seemarsch. Zur besseren Einordnung sind einige bodenspezifische Daten angegeben. Der Pelosol weist im Tongehalt (42,9 % Ton) und in der Austauschkapazität der Mineralsubstanz (10,8 mval/100 g B.) die höchsten Werte auf. Es folgen der Auenlehm die Schwarzerde, die Seemarsch und der Podsol. Bei den Pflanzenschutzmitteln handelt es sich um ein Ätz- bzw. Blattherbizid (Dinoseb-acetat), sechs Bodenherbizide (Terbutryn, Chlortoluron, Methabenzthiazuron, Simazin, Pyrazon, Lenazil) sowie um ein Fungizid (Carbendazim).

Methodik

Die möglichen Einflüsse der genannten Pflanzenschutzmittel auf die Ureaseaktivität in den Böden wurde in Anlehnung an die Methodik zur Ureasebestimmung von TABATABAI und BREMNER (1972) untersucht: 5 g Boden wurden in einem Erlenmeyer-Kolben mit 9 ml eines Trisamino-methan-Puffers (Tham) und 500 μg eines handelsüblichen Pflanzenschutzmittels gut vermischt. Die Bodenmikroorganismen wurden mittels 0,20 ml Toluol abgetötet. Danach wurde der Versuchsansatz verschlossen und bei Raum-

temperatur aufbewahrt.

Zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Gleichgewichtseinstellung zwischen dem System Boden und den zugegebenen Pflanzenschutzmitteln wurde nach 24, 72 und 144 Std. die Ureaseaktivität getestet. Dazu wurden die Versuchsansätze nach Zugabe von Harnstoff (30 mg/Ansatz oder 500 μmol) und anschließender Bebrütung (3 Std., 37^o C) auf das aus dem Harnstoff gebildete Ammonium untersucht.

In Abb. 1 ist die Ureaseaktivität der untersuchten fünf Böden ohne Pestizidbehandlung dargestellt. Auf der Abzisse ist die Reaktionszeit, auf der Ordinate die durch anschließende Bebrütung freigesetzte Ammonium-Stickstoff-Menge abgetragen.

Die Abbildung zeigt, daß die Ureaseaktivität der Böden mit zunehmender Versuchsdauer zum Teil stark abnimmt. Je höher die Aktivität zu Anfang war, desto stärker war auch die Inaktivierung mit zunehmender Versuchsdauer. Eine Ausnahme machte lediglich der Podsol, bei dem die Ammoniumbildung vom zweiten zum dritten Untersuchungstermin leicht zunahm. Auffällig sind auch die starken Unterschiede in der Ureaseaktivität der Böden zum ersten Untersuchungstermin. Vergleicht man die Höhe der Ammonium-Freisetzung mit den Tongehalten und der min. KAK der Böden (siehe Tab. 1), so läßt sich feststellen, daß mit der Zunahme der mineralischen KAK in den einzelnen Böden auch die Ureaseaktivität ansteigt. Eine Ausnahme bildet wieder der Podsol, der sich aufgrund seines geringen Tongehaltes und seiner relativ hohen org. KAK nicht nur in dieser Hinsicht schlecht mit den anderen Böden vergleichen läßt.

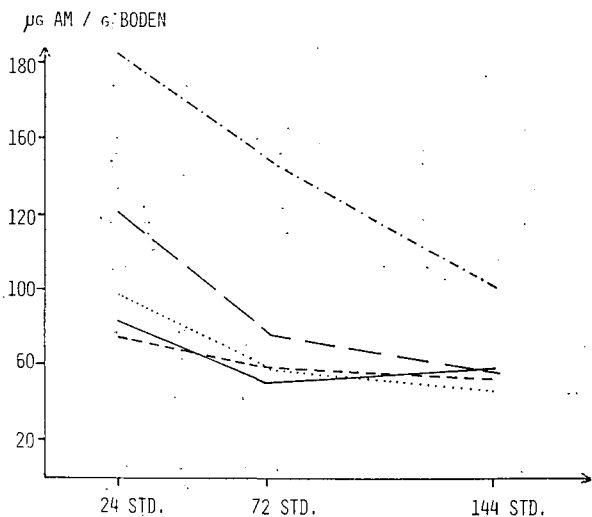
Eine Korrelation zwischen dem Humus- bzw. C-Gehalt und der Ureaseaktivität, wie in der Literatur beschrieben, konnte in diesen Untersuchungen nicht festgestellt werden.

Es muß bei diesen Versuchen davon ausgegangen werden, daß die Sorption bzw. Desorption der Urease an Ton für die Aktivität und Stabilität des Enzyms von besonderer Wichtigkeit zu sein scheint.

ABB. 1.:

UREASE-AKTIVITÄT (AUS HARNSTOFF FREIGESETZTES $\text{NH}_4\text{-N}$ (AM) IN $\mu\text{G} / \text{G}$ BODEN) ALS ZEITFUNKTION.

VORLAGE: 500 μMOL HARNSTOFF PRO ANSATZ.



----- PELO
 - - - - AUEN
 SCHW
 - - - - MARS
 _____ PODS

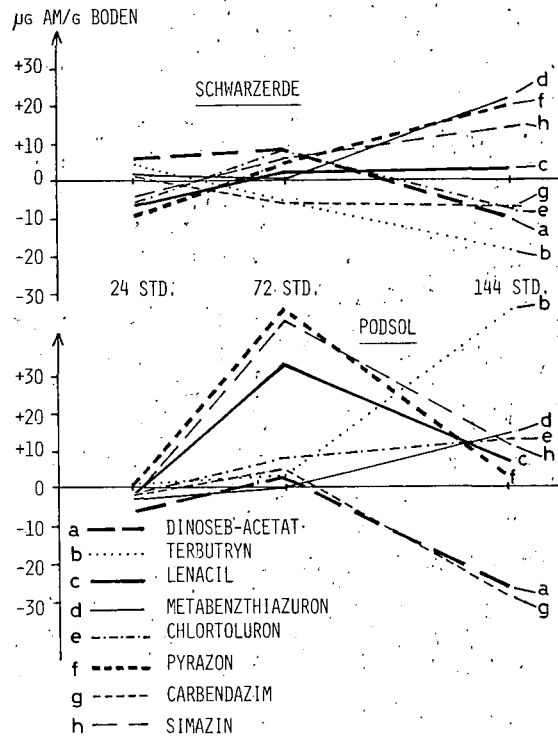
ABB. 2.:

UREASE-AKTIVITÄT (AUS HARNSTOFF, FREIGESETZTES $\text{NH}_4\text{-N}$ (AM) IN $\mu\text{G} / \text{G}$ BODEN-MATERIAL) ALS ZEITFUNKTION.

TESTBÖDEN: SCHWARZERDE (SCHW) UND PODSOL (PODS)

VORLAGE: 500 μG PESTIZID } PRO 5 G BODEN-MATERIAL
 500 μMOL HARNSTOFF }

ANGABEN: RELATIV ZUM UNBEHANDELTEN VERGLEICHSBODEN.



Begleitende Untersuchungen mit sterilem Boden und technisch isolierter Urease haben ergeben, daß die Böden eine beträchtliche stabilisierende Funktion für extracelluläre Enzyme wie die Urease zu haben scheinen. Ein Beispiel, die Reaktion des Auenbodens, zeigt Tab. 2.

Tab. 2.:

Aktivität von technisch isolierter Urease (aus Harnstoff freigesetztes $\text{NH}_4\text{-N}$ (AM) in μg pro Ansatz) mit und ohne Zusatz von ureasefreiem Boden (Auen).

Ansatz: 60 pmol Urease, 500 μmol Harnstoff, 5 g Bodenmaterial

Versuchsglieder	Dauer der Interaktion (Std.)			
	0	24	72	144
Urease + Boden	644	211	84	42
Urease ohne Boden	602	14	14	28

Während bei einer sofortigen Untersuchung die Aktivität der zugegebenen Urease in beiden Versuchsansätzen ähnliche Werte aufweist, ist die Urease in den Versuchsansätzen ohne Boden nach 1 Tag fast vollständig inaktiviert worden. In dem Versuchsansatz mit Boden ist zwar ebenfalls mit zunehmender Reaktionsdauer zwischen Boden und Urease eine Verminderung der Ammoniumfreisetzung festzustellen, doch ist diese durch die Gegenwart der Bodenkomponenten wesentlich geringer.

Andere Sorbenten (vgl. Tab. 3) können demgegenüber schon nach sehr kurzer Reaktionszeit die Aktivität der zugegebenen Urease wesentlich stärker drosseln.

Tab. 3.:

Ammonium-Freisetzung aus Harnstoff durch Urease in Gegenwart verschiedener Sorbenten, Reaktionszeit einige Minuten.

Vorlage: 60 pmol (*250 pmol) Urease, 500 μ mol Harnstoff

Sorbens	Einwaage (g)	μ g NH ₄ -N pro Ansatz
1. ohne Sorbenten	-	672
2. Montmorillonit	1	28
3. Cellulose-Austauscher	2	84
4. Polyamid	2	266
5. Aluminiumoxid	3	252
6. Kieselgel	3	308
7.* Montmorillonit	1	119

Die unterschiedlich starke, durch Sorption bedingte Inaktivierung, beruht auf den verschiedenen Sorptions- und Austausch-Mechanismen und -Kapazitäten. Als besonders starke Inhibitoren erwiesen sich Cellulose-Austauscher und Montmorillonit. Trotz einer zum Teil größeren Zugabe an Sorbens wurde die Ureaseaktivität durch das Polyamid, Aluminiumoxid und durch das Kieselgel weniger stark reduziert. Eine Erhöhung der Ureasekonzentration von 60 auf 250 pmol beim Montmorillonit-Ansatz erbrachte auch eine entsprechend höhere Ammoniumfreisetzung.

Nur diese Untersuchungen stützen die aus der Literatur bekannten Befunde, wonach die an Ton sorbierte Urease eine wesentlich geringere Aktivität aufweist als die in Lösung befindliche.

Hierzu muß jedoch betont werden, daß besonders bei den Cellulose-Austauschern und beim Montmorillonit die starke Quellung dieser Materialien die Verfügbarkeit des Substrats Harnstoff und des Enzyms anscheinend offenbar stark herabsetzt hat.

Somit ist die hemmende Wirkung der Sorbenten auf die Urease erheblich verstärkt worden.

Dafür spricht auch, daß bei einer annähernden Vervierfachung der Enzymkonzentration von 60 auf 250 pmol Urease möglicherweise aufgrund einer Erhöhung der "Trefferwahrscheinlichkeit" zwischen Enzym und Substrat eine annähernde Vervierfachung der gebildeten Ammoniummenge eintrat, z.B. von 28 auf 119 µg AM).

Als Fazit der Voruntersuchungen kann gesagt werden, daß durch die Sorption der Urease zwar eine Hemmung der Aktivität eintritt, daß andererseits dadurch aber auch ein schneller Aktivitätsschwund, wie er bei frei gelöster Urease eintritt, verzögert wird.

Die Gesamt-Aktivität der Urease resultiert aus der Summe der langlebigen sorbierten aktiven und der kurzlebigen desorbierten Urease.

In Abb. 2 sind die Wirkungen verschiedener Pflanzenschutzmittel am Beispiel zweier sich stark voneinander unterscheidender Böden, PODS und SCHW, relativ zur Kontrolle dargestellt.

Größere Wirkungen der Pestizide auf die Ureaseaktivität liegen eindeutig beim PODS vor. Während bei der Schwarzerde die Aktivitätswerte zum 1. und 2. Untersuchungstermin noch recht nahe bei den Werten der unbehandelten Kontrolle liegen, sind beim PODS schon zum Termin 2 (72 Std.) erhebliche Abweichungen von der Kontrolle zu beobachten.

Nach 144 Std. (6 Tagen) weicht auch die Ureaseaktivität in den behandelten Ansätzen bei der Schwarzerde stärker von der Kontrolle ab. Beim PODS kehren sich die zwischen dem 1. und 2. Untersuchungs-termin beobachteten Wirkungen z.T. in ihr Gegenteil um. Dabei ist zu bemerken, daß diejenigen Ansätze, die zum 2. Untersuchungszeitpunkt, 72 Std., große Unterschiede zur Kontrolle aufwiesen, sich zum letzten Termin der Kontrolle annäherten. Andere, die zum mittleren Termin (72 Std.) relativ nahe bei der Kontrolle lagen, wichen zum letzten Termin wieder stärker von der Kontrolle ab.

Zur Erklärung könnten Schwankungen der Einstellung von Gleichgewichten zwischen sorbierter und desorbierter Urease und deren Aktivitätsschwund dienen, die durch die Interaktion mit den Pestizid verursacht werden. Der Mechanismus der Wirkungen der Pflanzen-

schutzmittel auf die Ureaseaktivität der Böden kann jedoch durch solche Untersuchungen offenbar nicht befriedigend geklärt werden. Die Reaktionen der Ureaseaktivität der untersuchten Böden auf die eingesetzten Pflanzenschutzmittel ist sehr unterschiedlich und nicht gleichsinnig. Auch lassen sich die durch den Einsatz der verschiedenen Pflanzenschutzmittel hervorgerufenen positiven und negativen Reaktionen nach Ausmaß und Richtung mit keinem der analytischen Kennwerte der Böden zufriedenstellend korrelieren. Eine direkte spezifische Wirkung der Pflanzenschutzmittel ist demnach recht unwahrscheinlich. Die mit zunehmender Versuchsdauer größer werdenden Unterschiede in der Ureaseaktivität im Vergleich zur Kontrolle lassen aber einen gewissen Einfluß der Pestizide auf die Harnstoffhydrolyse erkennen.

Eine Beziehung zwischen der ureolytischen Enzymaktivität und der an mineralische und organische Bodenaustauscher gebundenen Austauschkapazität ist daran zu erkennen, daß der Podsol, in dieser Hinsicht mit großen Unterschieden zu den anderen Böden, auch die höchsten Abweichungen in der Ureaseleistung im Vergleich zur Kontrolle aufweist.

Die festgestellten Zu- und Abnahmen der Ureaseaktivität unter dem Einfluß von Pestizidzusätzen scheinen in diesen Untersuchungen auf Austauschprozessen von sorbierter Urease gegen die zugegebenen Wirkstoffe bzw. gegen deren Formulierungs- oder Trägerstoffe zu beruhen und von der Art der Austauschpositionen mitbedingt zu werden. Dieser Mechanismus ist für die Sorption und Desorption der Urease im Boden um so wichtiger, je stärker die einzelnen Wirkstoffe und Trägermaterialien der Pflanzenschutzmittel die Sorptionsträger im Boden beeinflussen können. Dies gilt im vorliegenden Fall besonders für den in dieser Beziehung offenbar recht labilen PODS.

Es bleibt zu resümieren:

1. Die Sorption der Urease im Boden bewirkt eine Stabilisierung des Enzyms.
2. Die Desorption der Urease führt offenbar mehr oder weniger schnell zu einem Aktivitätsschwund im Boden.
3. Frei gelöste Urease erscheint aktiver, unterliegt aber einem starken Aktivitätsschwund.

4. Die Ureaseaktivität im Boden wird sowohl von sorbierter aktiver wie von desorbierter Urease entfaltet.
5. Die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf die Urease der Böden scheint weder direkter noch spezifischer Natur zu sein.
6. Ihre Wirkung erfolgt indirekt durch die Beeinflussung der Desorption bzw. der Sorption von Urease an den Austauschern des Bodens.
7. Die Untersuchungen ließen keine gleichsinnige Wirkung der getesteten Pflanzenschutzmittel, fördernd oder hemmend, auf die Aktivität der Urease in den Testböden erkennen.

Die Aktivitätsbeeinflussung einiger Dehydro-
genasen, Amylasen und Cellulasen durch Huminsäuren

von

Pflug, W.*

Einleitung

Der Abbau polymerer Substrate im Boden erfolgt unter anderem durch Mikroorganismen, die zu diesem Zweck Enzyme abgeben, da nur die entstehenden niedermolekularen Produkte in die Zellen aufgenommen werden können. Die Identifizierung und Charakterisierung solcher im Boden frei vorkommender Enzyme war und ist daher Gegenstand einer Vielzahl von Untersuchungen (vgl. Hofmann und Hoffmann 1966 sowie Skujins 1976).

Der Boden als Medium biochemischer Umsetzungen weist jedoch Bedingungen auf, die die Aktivität solcher Enzyme beeinflussen können. Von besonderem Interesse ist die Wirkung löslicher organischer Komponenten bzw. Huminsäuren, da gerade humusreiche Böden eine artenreiche Mikroflora aufweisen.

Untersuchungen über den Einfluß von Huminsäuren auf Enzyme sind allerdings noch selten. Ziel unserer laufenden Arbeiten ist es daher, zunächst einen umfassenden Überblick über die Wechselwirkungen zwischen Huminsäuren und Enzymen zu erlangen.

Da die Aufklärung möglicher Einwirkungsmechanismen im Vordergrund der Fragestellung steht, ist die Herkunft der Enzyme zunächst von zweitrangiger Bedeutung. So sollen intra- und extracelluläre Enzyme tierischer, pflanzlicher und mikrobieller Herkunft dargestellt werden.

* Interfakultatives Lehrgebiet Chemie der Universität Göttingen,
von Sieboldstr. 2, 34 Göttingen

Da die zur Verfügung stehende Zeit begrenzt ist, kann hier nicht über umfangreiche kinetische Analysen, sondern lediglich über die quantitativen Verhältnisse der Aktivitätsbeeinflussungen berichtet werden. Anhand einiger Literatur werden dann die bisher bekannten Möglichkeiten der Huminsäuren, Enzyme zu beeinflussen, kurz dargestellt.

Methodisches

Die Enzymtests wurden im wesentlichen den Angaben der Hersteller entsprechend durchgeführt. Die Vorschriften für die Dehydrogenase-Tests können den Biochemica Informationen I (1973) und II (1975) der Fa. Boehringer (Mannheim) entnommen werden. Die Cellulase-Tests erfolgten nach den im Biochemica Katalog der Fa. Merck (Darmstadt) gemachten Angaben. Die Untersuchungsmethoden mit Amylasen sowie die Präparation von Hydrochinon Huminsäure sind bei Pflug (1978) beschrieben.

Ergebnisse, Diskussion

Es wurden insgesamt fünf Dehydrogenasen, vier Amylasen und zwei Cellulasen auf ihre Beeinflußbarkeit durch Huminsäuren untersucht. Dies geschieht, indem die normale enzymatische Reaktion in Gegenwart steigender Huminsäurekonzentrationen bestimmt wird.

Daraus läßt sich - im Falle einer Hemmung - die Enzym-Inhibitor Gleichgewichtskonstante K_I ermitteln, die genau die Inhibitorkonzentration angibt, die eine halbmaximale Hemmung zur Folge hat. Diese Konstante ist ein Maß für die Affinität zwischen Enzym und Inhibitor, sie vermag nichts über die Reversibilität dieser Beziehungen auszusagen.

Zu den vorliegenden Ergebnissen sollten an dieser Stelle einige Vorbemerkungen erfolgen. So ist zunächst festzuhalten, daß ein so komplexes System wie die enzymatische Katalyse auf eine ganze Reihe beliebiger Komponenten empfindlich reagiert, wenn man nur einen genügend hohen Überschuß dieser Komponenten einsetzt. Da in den vorliegenden Untersuchungen ein bis zu 1000facher molarer Überschuß an Hydrochinon Huminsäure eingesetzt wurde, kann es nicht verwundern, wenn praktisch jedes untersuchte Enzym in seiner Aktivität beeinflußt wurde. Um die Interpretation solcher Befunde zu erleichtern wurde folgendermaßen verfahren: ein höchstens fünfzigfacher molarer Überschuß an Huminsäure sollte ausreichen, um eine fünfzigprozentige Hemmung des Enzyms zu verursachen. Wie die Ergebnisse zeigen werden, erwies sich diese Maßnahme als sinnvoll. Zweitens ist darauf zu verweisen, daß alle Untersuchungen unter

Verwendung von Huminsäuren natürlicher Herkunft sowie von auf Hydrochinonbasis hergestellten durchgeführt wurden. In allen Fällen erwies sich die Hydrochinon Huminsäure als wirksamster Effektor. Da in diesem Vortrag lediglich die quantitative Darstellung des Effektes behandelt werden kann, sollen hier nur die mit Hydrochinon Huminstoff ermittelten Werte besprochen werden.

Einen Überblick über die Wirkung von Hydrochinon Huminsäure auf einige Dehydrogenasen unterschiedlicher Herkunft gibt Tabelle 1.

Tab. 1: Der Einfluß von Hydrochinon Huminsäure auf die Aktivität von Dehydrogenasen

Enzym	Herkunft	Reaktionsrichtg.	Hemmg.	K_I ($\mu\text{g/ml}$)
ADH	Hefe	$\text{NAD}^+ - \text{NADH}$	-	187
LDH	Lactobacillus leichmannii	$\text{NADH} - \text{NAD}^+$	-	117
3-IBDH	Rhodospseudomonas sphäroides	$\text{NAD}^+ - \text{NADH}$	-	179
IDH	Schweineherz	$\text{NADP}^+ - \text{NADPH}$	+	7.9
LDH	Kaninchenmuskel	$\text{NADH} - \text{NAD}^+$	+	15.3
MDH	Schweineherzmito- chondrien	$\text{NAD}^+ - \text{NADH}$ $\text{NADH} - \text{NAD}^+$	+	9.7* 0.1*

*Pflug 1979b

Die K_I -Werte der drei mikrobiellen Enzyme (Alkohol-DH, Lactat-DH und Hydroxybutyrat-DH) unterscheiden sich deutlich von denen der Muskelenzyme (Isocitrat-DH, Lactat-DH und Malat-DH). Sie werden so interpretiert, daß keine oder zumindest keine hinreichend spezifischen Wechselwirkungen zwischen den drei Enzymen und Huminsäuren vorliegen. Von einer Hemmung kann daher nicht gesprochen werden. Anders verhalten sich die Muskelenzyme: hier liegt eine deutliche Aktivitätsverminderung vor.

Betrachtet man die Herkunft der Enzyme, so ist auffallend, daß diejenigen aus Mikroorganismen, obgleich ebenso wie die Muskelenzyme ausschließlich intracellulär anzutreffen, doch offenbar wesentlich unempfindlicher gegenüber Huminsäuren sind.

Dieser Befund wird durch die Untersuchungen mit Stärke bzw. Cellulose spaltenden Enzymen im wesentlichen bestätigt. Die Aktivitätsbeeinflussungen von Amylasen und Cellulasen durch Hydrochinon Huminsäure sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tab. 2: Der Einfluß von Hydrochinon Huminsäure auf die Aktivität von Amylasen und Cellulasen

Enzym	Herkunft	Produkt	Hemmung	K_I ($\mu\text{g/ml}$)
β -Amylase	Gerstenmalz	Maltose	+	20*
β -Amylase	Süßkartoffel	Maltose	-	-
α -Amylase	Bacillus subtilis	Maltose	-	-
Glucamylase	Aspergillus niger	Glukose	-	-
Cellulase	Oxyporus spec.	Glukose	+	110
Cellulase	Trichoderma viride	Glukose	-	-

*Pflug 1978

Anders als bei den Dehydrogenasen sind vier der hier gezeigten Enzyme Exoenzyme mikrobieller Herkunft, die ihre Substrate also ausserhalb der Zellen hydrolysieren. Sie sind von besonderem Interesse, da sie frei im Boden vorkommen können. Nur eines davon - die Cellulase aus Oxyporus - wird in seiner Aktivität beeinflusst (Wegen der sehr geringen spezifischen Aktivität dieser Cellulase mußte hier relativ viel Enzym eingesetzt werden; der Überschuß an Huminsäure war aus messtechnischen Gründen nicht mehr als sechsfach, weswegen der K_I -Wert von 110 $\mu\text{g/ml}$ durchaus als Hemmung interpretiert werden kann).

Allerdings läßt sich dieser für Hydrochinon Huminstoff bestimmte Effekt nur bedingt auf natürliche Huminsäuren übertragen. Zum Vergleich sei hier der K_I -Wert für einen Niedermoor H 8 Huminstoff (Standort Stade) angeführt, der mit 1.59 mg/ml doch erheblich höher liegt. Unter natürlichen Bedingungen ist die Hemmung offenbar relativ gering.

Von den beiden pflanzlichen Amylasen wird lediglich die aus Gerstenmalz in ihrer Aktivität herabgesetzt. Der K_I für Hydrochinon

Huminsäure beträgt 20 µg/ml.

Genauere kinetische Analysen der Hemmung ergaben, daß die Huminsäuren sowohl eine irreversible Inaktivierung der β -Amylase bewirken, als auch kompetitiv in das Enzym-Substrat Gleichgewicht eingreifen: es liegt eine "mixed type" Hemmung vor.

Auch wenn - nicht zuletzt wegen der sehr komplizierten Arbeitsweise von Amylasen - eine genaue Angabe des Hemmechanismus nicht erfolgen kann, ist es doch gelungen, für den kompetitiven Anteil der Hemmung die wirkenden Größen der Huminstoffe zu bestimmen. Die Änderungen der Enzym-Substrat Gleichgewichtskonstante K_M stehen in linearer Beziehung zum Gehalt an phenolischen Hydroxygruppen von neun verschiedenen Bodenhuminsäuren und dem Hydrochinon Huminstoff (Abbildung 1).

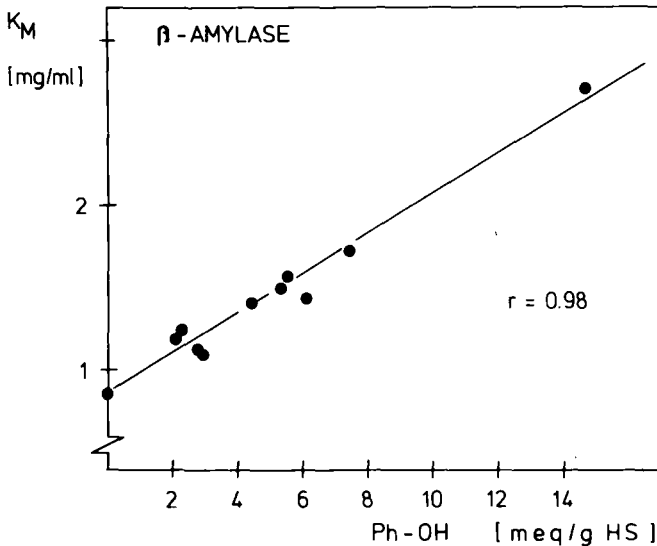


Abb. 1: Einfluß phenolischer Hydroxygruppen von Huminsäuren auf die Enzym-Substrat Gleichgewichtskonstante K_M der β -Amylase

Wegen der Kürze der Zeit ist es nicht möglich, weitere Einzelheiten der β -Amylase Hemmung zu besprechen. Hierüber ist an anderer Stelle ausführlich berichtet (Pflug 1978). Die dargestellte Beziehung sollte auch lediglich als praktisches Beispiel dafür dienen, welche Einflußmöglichkeiten von Huminsäuren zu erwarten sind.

Betrachtet man die Beziehung zwischen der Herkunft der Enzyme und ihrer Beeinflussbarkeit, so ergibt sich ein ähnliches - wenn auch nicht ganz so eindeutiges Bild wie in Tabelle 1. Die Enzyme mikro-

Tab. 3: Der Einfluß von Huminsäuren auf Enzyme: wirkende Größen und Hemmtyp

Enzym	Herkunft	Inh.	Akt.	Wirkung	Hemmtyp	Lit.
Carboxypeptidase A	Pankreas	+	-	-COOH	n.b.	b,c
Chymotrypsin A	Pankreas	+	-	-COOH	n.b.	b,c
Trypsin	Pankreas	+	-	-COOH/Mol.gew.	n.b.	b,c
Pronase B	Streptomyces griseus	+	-	-COOH	kompetitiv	a,b,c
Phaseolain	Phaseolus	-	-	-	-	b
Tyrosinase	Neurospora crassa (?)	-	-	-	-	b
Papain	Carica papaya	-	+	Mol.gew.	n.b.	b
Subtilopeptidase A	Bacillus subtilis	-	+	n.b.	n.b.	b
Thermolysin	Bac.thermoproteolyticus	-	+	n.b.	n.b.	b
Ficin	Ficus	-	+	n.b.	n.b.	b
Amino-peptidase K	Tritirachium album Limb.	+	-	Mol.gew.	nichtkompetitiv	d
β -Amylase	Gerstenmalz	+	-	Ph-OH	mixed	e
Malatdehydrogenase	Schweineherzmitochondr.	+	-	Ph-OH	NAD: kompetitiv NADH: mixed	f

Literatur: a: Ladd und Butler 1969a b: Ladd und Butler 1969b c: Ladd und Butler 1969c
d: Pflug 1979a e: Pflug 1978 f: Pflug 1979b

bieller Herkunft, obgleich hier ausschließlich extracellulär vorkommend, werden entweder überhaupt nicht oder - wie die Cellulase - nur in relativ hohen Konzentrationen gehemmt (auf natürliche Huminsäuren bezogen).

Abschließend sollen anhand einiger, aus der Literatur bezogener Untersuchungen die bisher ermittelten Einflußmöglichkeiten der Huminsäuren auf Enzyme kurz dargestellt werden (Tabelle 3).

Betrachtet man zunächst die Herkunft der Enzyme, so ergibt sich im wesentlichen dasselbe Bild wie in Tabelle 1 und Tabelle 2: tierische Enzyme - hier die drei Pankreas Enzyme, die ja außerhalb der Zellen vorkommen - werden gehemmt; pflanzliche Enzyme bleiben unbeeinflusst oder werden - wie die beiden ebenfalls extracellulären Latex Proteasen Ficin und Papain - sogar in ihrer Aktivität gefördert; mikrobielle Enzyme bleiben mit Ausnahme der Pronase B und der Aminopeptidase K ebenfalls unbeeinflusst oder werden gefördert.

Aus Tabelle 3 ist ebenfalls zu ersehen, daß im Bereich der funktionellen Gruppen Carboxyl- und phenolische Hydroxygruppen der Huminstoffe wirken. In mehreren Fällen wurde auch ein Einfluß des Molekulargewichtes beobachtet. Die Teilchengröße ist ebenfalls an der Förderung der Papainaktivität beteiligt.

Der Eingriff der Huminsäuren in den katalytischen Prozeß kann - den molekularen Gegebenheiten entsprechend - auf drei Arten erfolgen: Huminsäuren können anstelle des Substrats reversibel gebunden werden, also kompetitiv wirken, können eine irreversible, nicht-kompetitive Inaktivierung bewirken oder aber beide Eigenschaften besitzen.

Bezüglich der Herkunft der Enzyme und ihrer Beeinflußbarkeit durch Huminsäuren lassen sich die drei Tabellen wie folgt zusammenfassen:

1. Sämtliche Enzyme tierischer Herkunft wurden gehemmt, unabhängig davon, ob sie innerhalb oder außerhalb der Zellen anzutreffen sind.
2. Mit Ausnahme der β -Amylase wird keines der pflanzlichen Enzyme gehemmt. Zu beachten ist, daß nur dies ein Keimungsenzym ist, alle übrigen entstammen ausgewachsenen pflanzlichen Organen. Von diesen werden zwei gefördert.
3. Keines der intracellulären Enzyme mikrobieller Herkunft wird gehemmt, allerdings handelt es sich ausschließlich um Dehydrogenasen. Die anderen Enzyme mit unterschiedlichen Funktionen

werden zum Teil gehemmt, die Mehrheit jedoch bleibt unbeeinflusst oder wird sogar gefördert.

4. Eine Beziehung zwischen der Funktion der Enzyme und ihrer Beeinflußbarkeit ist nicht zu erkennen.

Zwar sind wegen der eingeschränkten Anzahl untersuchter Enzyme noch keine allgemeinen Aussagen über ihr Verhalten gegenüber Huminsäuren möglich, doch deuten sich gewisse Gesetzmäßigkeiten an. Bevor diese Befunde jedoch ausführlich interpretiert werden, sollten noch mehr Enzyme auf ihre Beeinflußbarkeit durch Huminsäuren untersucht werden.

Literatur

- Boehringer, Mannheim: biochemica information I (1973)
Boehringer, Mannheim: biochemica information II (1975)
Hofmann, E. und Hoffmann, G.: Adv. Enzymology 28, 365 (1966)
Ladd, J.N. und Butler, J.H.A.: Austr.J.Soil Res. 7, 241 (1969a)
Ladd, J.N. und Butler, J.H.A.: Austr.J.Soil Res. 7, 253 (1969b)
Ladd, J.N. und Butler, J.H.A.: Austr.J.Soil Res. 7, 263 (1969c)
Merck, Darmstadt: Biochemica Katalog
Pflug, W.: Dissertation, Göttingen (1978)
Pflug, W.: Z.Pflanzenern.Bodenkde. 142, 290 (1979a)
Pflug, W.: in Vorbereitung (1979b)
Skujins, J.: CRC Critical Rev.Microbiol. 5, 383 (1976)

Danksagung

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert, der ich an dieser Stelle für die Unterstützung danken möchte.

Artspezifische und selektive Affinität von Wildpilzen zu Schwermetallen im Ökosystem

von

J.Fleckenstein⁺

EINLEITUNG

Über Konzentrationen von potentiell toxischen Metallen und anderen Spurenelementen in höheren Pilzen wird mehr und mehr berichtet, seitdem die im Vergleich zu Pflanzen besonders hohen Akkumulationen von bestimmten Schwermetallen, wie Cd und Hg, bekannt geworden sind (1,2,3,5,6,7). Im Wald-Ökosystem sind am Nährstoffkreislauf und damit verbunden am Schwermetallzyklus 'Boden - Wurzeln - Stamm - Blätter - Laub' Pilze mit ihrem weit verbreiteten Myzel wesentlich beteiligt. Da die Pilze mit ihrer Abbauleistung für das biologische Recycling eine große Bedeutung haben, ist die Klärung des besonderen Aufnahmeverhaltens gegenüber Schwermetallen bei höheren Pilzen nicht nur im Hinblick auf ihre Eignung zum Verzehr, sondern auch auf ihre Indikatorstellung für Schwermetallbelastungen im Ökosystem von Interesse. Die Auswertung von Analysen an Wildpilzen und ihren Substraten soll einen Einblick dafür geben, wodurch die Schwermetallaufnahmen bei den Pilzen beeinflusst werden.

EXPERIMENTELLES

Probenahme:

In den Jahren 1976 bis 1978 wurden auf dem Gelände der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig 45 verschiedene Pilzarten wiederholt gesammelt, und es wurden von dazugehörigen Substraten Proben genommen. Bei einer Exkursion im August 1977 nach Südschweden in die Umgebung von Växjö konnten 83 verschiedene Pilzarten, z.T. mit Wiederholungen von mehreren Sammelgebieten, für die chemische Analyse vorbereitet werden.

⁺ Institut für Bodenbiologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Analytik:

Die bei 60°C vorgetrockneten Pilzproben wurden im Achatmörser zerrieben oder in der Culattimühle fein gemahlen. In Parallelbestimmungen wurden 100 mg der Probe mit 0.7 ml 65%iger HNO₃ in Teflongefäßen unter Druck in Bomben bei 170°C eine Stunde lang aufgeschlossen. Die Aufschlußlösung wurde genau auf 10 ml Lösungsvolumen überführt. Die Cd- und Pb-Konzentrationen wurden flammenlos in der Graphitrohrküvette mit dem Atomabsorptionsspektrophotometer (AAS) (Beckman 1272) gemessen. Die Bestimmung der Hg- und As-Konzentrationen erfolgte mittels AAS nach Natriumborhydridreduktion mit dem Hydridzusatzsystem (Beckman). Die Substratproben wurden für die Hg-Analysen ebenfalls unter Druck mit 65%iger HNO₃ in Teflongefäßen aufgeschlossen.

Für die Mikro- und Makroelementbestimmungen wurden nach der Trockensubstanzbestimmung bei 105°C die Proben bei 450°C verascht, die Asche wurde mit 25%iger HCl abgeraucht, wieder mit 2 M HCl aufgenommen und nach Filtration auf ein Volumen von 100 ml gebracht. Die Cd- und Pb-Konzentrationen der Lösungen wurden wie oben bestimmt. Konzentrationsmessungen der Elemente Cu, Zn, Mn, Fe, Mg und Ca erfolgten mittels AAS in der Acetylen-Luft-Flamme (AAS, Beckman 440).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Schwermetallaufnahme durch Pilze kann von folgenden Verhältnissen und Einflüssen bestimmt oder verursacht werden:

1. Lebensweise und Substratansprüche der Pilze
2. Schwermetallgehalte und -verfügbarkeit in den Substraten
3. Pilzartspezifische und selektive Affinität

Bezüglich ihrer Lebensweise und Substratansprüche lassen sich höhere Pilze in Kompostzersetzer, Mykorrhizapilze und Holzzerstörer unterteilen. In Tabelle 1 sind die gefundenen Gehaltsbereiche von Cd, Hg und Pb zusammengestellt.

Bei den Kompostzetzern (z.B. *Lepiota rhacodes*, *Agaricus arvensis*, *Lycoperdon giganteum*) könnten die z.T. hohen Gehalte über die leichtere Verfügbarkeit und Mobilisierung der Schwermetalle in den Substraten erklärbar sein. Bei den Mykorrhizapilzen (z.B. *Boletus edulis*, *Amanita rubescens*) wird möglicherweise die Aufnahme von Schwermetallen durch die Nährstofftransporte im Wurzelsystem begünstigt. Insgesamt niedriger liegen die Gehalte bei den Holzzerstörern (z.B. *Pleurotus ostreatus*, *Polyporus betulinus*).

Tabelle 1

Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte in Pilzen, eingeteilt nach ihren Substratansprüchen in mg kg^{-1} i. TS

	Cd	Hg	Pb
Kompostzersetzer	0.6 - 80	0.6 - 18	2 - 25
Mykorrhizapilze	0.9 - 50	1.5 - 12	0.6 - 10
Holzerstörer	0.4 - 10	0.5 - 2	2 - 6

Die Ursache mag darin liegen, daß die Schwermetalle im Holz nur dort für den Pilz freisetzbar und verfügbar sind, wo das Myzelwachstum stattfindet.

Die großen Schwankungsbreiten von z.T. drei Zehnerpotenzen bei den Schwermetallgehalten lassen sich nicht entsprechend obiger Einteilung der verschiedenen Pilzarten in Hinblick auf ihre Substratansprüche deuten. Eine naheliegende Erklärung für die Schwermetallakkumulation wären die Gehalte und Verfügbarkeiten in den Substraten. Eine solche Korrelation ließ sich bei der Kultivierung von Champignons aufzeigen, als in Versuchen Substrate eingesetzt wurden, die besonders mit Schwermetallen belastet waren (4).

In Tabelle 2 sind die Cd-, Hg- und Pb-Gehalte in Substraten und Wildpilzen aus den Regionen Braunschweig und Vaxjö zum Vergleich dargestellt. Trotz der Standortverschiedenheit wurden in den Substraten Cd- und Hg-Gehalte in gleicher Größenordnung gefunden. Nur die Pb-Gehalte liegen in Braunschweig im Mittel um die Hälfte höher. Am häufigsten liegen die Cd-Gehalte an beiden Standorten im gleichen Bereich von 1 - 5 mg kg^{-1} i.TS. Dabei wurden die Extremwerte hier nicht berücksichtigt. In den schwedischen Proben wurde etwas weniger an Hg und Pb gefunden. Verschiedene Pilzarten, die in Gebieten mit gleichen Vegetationsbedingungen (z.B. trockener Mischwald oder sumpfiger Bruchwald als Sammelgebiete bei Vaxjö) gefunden wurden, wiesen trotz jeweils einheitlicher Standorte mit Schwermetallbelastungen in gleicher Größenordnung erheblich voneinander abweichende Schwermetallgehalte auf.

Die von den Standorten unabhängige Zusammenstellung der Ergebnisse nach der Artzugehörigkeit ließ erkennen, daß entsprechend der Pilzart spezielle Elementgehalte in gleichen Größenordnungen zu finden sind.

Tabelle 2

Cadmium-, Quecksilber- und Bleigehalte in Substraten und Wildpilzen aus den Regionen Braunschweig und Växjö/Schweden in mg kg^{-1} i. TS

	Cd	Hg	Pb
Substrate Braunschweig			
Bereich	0.1-1.8	0.05-2.8	20-150
Mittelwert	0.54	1.2	68
Substrate Växjö			
Bereich	0.1-1.6	0.05-2.4	13-84
Mittelwert	0.63	0.90	40
Wildpilze Braunschweig			
Bereich größter Häufigkeit	1-4.9	0.1-2	5-10
Wildpilze Växjö			
Bereich größter Häufigkeit	1-4.9	0.02-1	1-5

Extreme Cd-Gehalte von 10 - 100 mg kg^{-1} i.TS wiesen unabhängig von ihren Standorten folgende Arten auf: *Collybia confluens*, *Collybia peronata*, *Agaricus arvensis*, *Agaricus augustus*, *Agaricus campester*, *Amanita muscaria*, *Amanita varinata*, *Cortinarius fraudulosus* und *Cortinarius validus*. Dagegen wurden bei den *Paxillus*-, *Lactarius*- und *Russula*-Arten nur geringe Cd-Gehalte zwischen 0.2 und 1 mg kg^{-1} i.TS gefunden. Die Speciesabhangigkeit geht auch aus den umfangreichen Pilzanalysen auf Cd von Ruth Neeger hervor (6).

Mit jeweils hohen Hg-Gehalten von 1 - 10 mg kg^{-1} fielen die Arten *Collybia dryophila*, *Collybia confluens*, *Lycoperdon perlatum* und *Lycoperdon saccatum* auf.

Hohe Pb-Gehalte von über 8 mg kg^{-1} i.TS wurden bei allen *Lycoperdon*-arten gefunden. Bezüglich As wurden keine Arten mit extremen Gehalten ermittelt.

Pilzartspezifische Affinitäten zu bestimmten Elementen lassen sich bei Cu, Zn, Mn, Fe, Ca, Mg, K und P ebenfalls aufzeigen. So enthalten die Arten *Collybia confluens* und *Leriota rhacodes* an Cu 250-400 mg kg^{-1} i.TS (Normalbereich 20-100 mg kg^{-1}) und die Arten *helvella crispa*, *Russula ochroleuca* und *Russula obscura* an Zn 550-850 mg kg^{-1} i.TS (Normalbereich 50-200 mg kg^{-1}).

Während die P-Gehalte bei den Pilzproben allgemein zwischen 0.5 % und 1 % i.TS liegen, wurden bei den Arten *Helvella crispa* 1.9 %, *Clitocybe odora* und *Agaricus arvensis* 1.5 - 1.8 % i.TS gefunden.

Aus den vorliegenden Ergebnissen läßt sich ableiten, daß auch die Gehalte toxischer Metalle in Pilzen primär durch artspezifische und selektive Affinität und erst sekundär von den Belastungen bzw. Verfügbarkeiten in den Substraten bestimmt werden. Dies bedeutet, daß im Hinblick auf die Eignung von Wildpilzen als Bioindikatoren für Schwermetallbelastungen im Ökosystem vorerst noch Multielementanalysen an vielen Pilzproben verschiedener Standorte erforderlich sind, um die Bereiche der Normal- bzw. Basisgehalte abzusichern sowie synergistische Effekte ermitteln zu können. Bei Kenntnis des Aufnahmeverhaltens könnten dann jeweils bestimmte Pilzarten durchaus als Umweltmonitore vorgeschlagen werden, zumal unter Betrachtung des sehr schnellen Wachstums diverse Schwermetallakkumulationen sehr effizient zu sein scheinen.

LITERATUR

- 1) Allen, R.O. and Steinnes, E.: *Chemosphere* 4, 371-387 (1978)
- 2) Byrne, A.R., Ravnik, V., Kosta, L.: *Sci.Total Environ.* 6, 65-78 (1976)
- 3) Collet, P.: *Deut.Lebensm.-Rundschau* 73, 75-82 (1977)
- 4) Domsch, K.H., Grabbe, K., Fleckenstein, J.: *Z.Pflanzenern.Bodenk.* 4, 487-501 (1976)
- 5) Quinche, J.P.: *Revue suisse Agric.* 8, 143-148 (1976)
- 6) Seeger, Ruth: *Z.Lebensmittel-Untersuch.Forsch.* 166, 23-34 (1978)
- 7) Stijve, T. and Besson, R.: *Chemosphere* 2, 151-158 (1976)

Anreicherung von einigen Schwermetallen in
mikrobiologisch und chemisch gebildetem
Manganoxid

von

Arnold, M.⁺, Gundlach, H.⁺⁺, Schweisfurth, R.⁺

Die bei der Reduktion von Mn(IV)-haltigem Material bzw. bei der Verwitterung von Mn(II)-haltigem Gestein freiwerdenden Mn(II)-Ionen werden in Abhängigkeit von pH-Bedingungen im Bereich von 5,5 bis etwa 8 und Eh-Bedingungen über +200 mV wieder primär mikrobiell oxidiert. Erst oberhalb dieses pH-Wertes tritt eine chemische Oxidation über Luftsauerstoff ein. Die weiteren ökologischen Grenzen für die mikrobiologische Manganoxidation lassen sich derzeit formulieren durch: Temperaturen von 5 - 50^o C und ein nur geringer Vorrat an verwertbarem Kohlenstoff sowie einigen anorganischen Salzen und Spurenelementen. Die optimalen Mn(II)-Konzentrationen liegen für die von uns untersuchten Bakterienstämme in vitro zwischen 5 und 15 mg/l. Durch höhere Mn(II)-Konzentrationen wird, von Ausnahmen abgesehen, die Oxidationsfähigkeit der Zellen gehemmt. Manganoxidierende Mikroorganismen sind in Boden und Wasser weit verbreitet und können auch an manganarmen Standorten nachgewiesen werden. Größere Anreicherungen dieser Organismen finden sich nur bei einem ausreichenden Angebot an Mn(II) wie z.B. in Manganlagerstätten (Tab. 1) oder Entmanganungsanlagen für Trinkwasser.

⁺ Fachrichtung Hygiene und Mikrobiologie, 6650 Homburg/Saar, Med. Fak., Haus 43

⁺⁺ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 3000 Hannover 51, Stilleweg 2

Tab. 1 Kulturnachweis von manganoxidierenden Mikroorganismen aus Lagerstätten (SCHWEISFURTH, 1975)

Fundort	Mikroorganismen
Grube Dr. Geyer Algesheim	Hyphomikrobien Metallogenium personatum (?) Manganoxidierende Pilze
Einzelne Lagerstätten in der Veitsch (Österreich)	Hyphomikrobien Metallogenium personatum (?) Pseudomonas
Manganoxidgrube auf Cassandra (Griechenland)	Pseudomonas
Wad aus Sötern (Saarland)	Pseudomonas
Manganoxidlagerstätten im Jenner-u. Hochkranz-Gebiet	Pseudomonas Metallogenium personatum (?) Gramnegative Stäbchen
Manganstollen im Siegerland (mit Ausbildung von Mangan- und Eisenstalaktiten)	Pseudomonas Manganoxidierende Pilze Aktinomyceten

Anregungen zu der von uns untersuchten Fragestellung nach der Anreicherung von Schwermetallen in Manganoxiden gaben neben den bereits allgemein bekannten Analyseergebnissen aus der Manganknollenforschung erhöhte Schwermetallkonzentrationen in Mangan-schlammproben aus einer Rohrleitung für Talsperrenwasser, in der nach nur 6-monatiger Betriebszeit Druckverluste festgestellt worden waren, die sich auf einen ca. 5 mm starken mikrobiologisch gebildeten Manganoxidbelag zurückführen ließen (SCHWEISFURTH u. MERTES, 1962). Ferner ist bekannt, daß im filtrierenden Uferstreifen des Rheinstroms zu früheren Zeiten, als die organische Belastung noch gering war, Manganoxide abgelagert wurden, die später, d.h. zu Zeiten der Zunahme der organischen Belastung gelöst und dadurch die Schwermetalle wieder mobilisiert wurden.

Aufgrund von Literaturangaben über Analyseergebnisse von Mangan-schlämmen bzw. Manganerzproben und nicht zuletzt eingehende Untersuchungen an Manganknollen (wo für Nickel bis 1,3%, Kupfer bis 1% und Kobalt bis 0,2% als Durchschnittswerte von Begleitelementen angegeben werden) wurden die genannten Elemente im Versuchsansatz verwendet. Ein weiterer Gesichtspunkt war die bekannte chemische Affinität dieser Metalle zu wasserhaltigen

Manganoxiden (BERGER, 1968) und die wirtschaftliche Bedeutung der Metalle. Als viertes (umweltrelevantes) Element wurde Blei in die Untersuchungen einbezogen.

Für die Untersuchungen wurden der von SCHWEISFURTH (1973) isolierte Bakterienstamm 1 (*Pseudomonas manganoxidans*) und weitere Vertreter aus der von Stamm 1 abgeleiteten *Pseudomonas manganoxidans*-Gruppe ausgewählt.

Zuerst wurde untersucht, welche Konzentrationen der einzelnen Schwermetalle nicht nur eine Vermehrung der Bakterien erlauben, sondern auch noch eine befriedigende Manganoxidation zulassen. Dazu wurde ein festes, ein halbflüssiges und ein flüssiges Nährmedium mit *Pseudomonas manganoxidans* und *Pseudomonas* 312 beimpft, unterschiedliche Metallgehalte zugegeben und nach 2-tägiger Bebrütung Wachstum und Oxidationsverhalten überprüft. Die gerade noch tolerierbaren Metallgehalte sind Tab. 2 zu entnehmen.

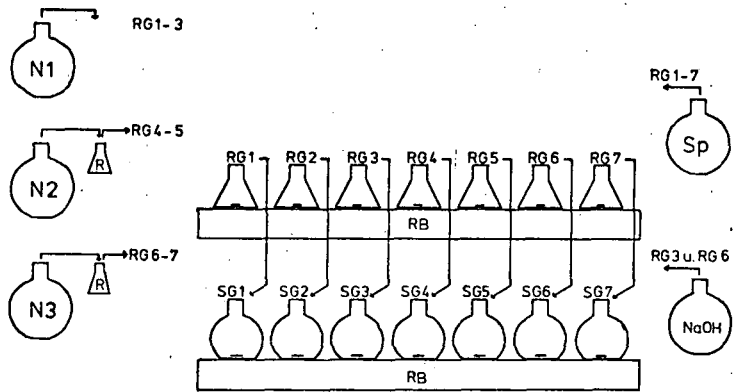
Tab. 2 Grenzwerte ($\mu\text{g/l}$) für Wachstum und Oxidationsfähigkeit von *Pseudomonas manganoxidans* (St.1) und *Pseudomonas* 312 (St.312) in Abhängigkeit von verschiedenen Schwermetallgehalten und unterschiedlicher Medienkonsistenz.

	fest		halbfl.		flüssig
	St. 1	St.312	St. 1	St.312	St. 1
Ni (II)	200	200	< 100	100	< 100
Cu (II)	250	250	> 100	> 100	200
Co (II)	100	200	100	> 100	100
Pb (II)	3000	3000	600	600	600

Wie aus Tabelle 2 hervorgeht bestehen unterschiedliche Toleranzgrenzen bei verschiedenen Stämmen, und die Toleranzgrenzen liegen erwartungsgemäß in der Nährlösung niedriger, da hier eine mögliche entgiftende Wirkung des festen Nährbodens (mit Agar Agar) entfällt.

Der Versuchsaufbau zur Anreicherung von Schwermetallen im Manganoxid ist in Abb. 1 dargestellt.

Abb. 1 Versuchsaufbau zur Anreicherung von Schwermetallen im Manganoxid



Anmerkungen: N1=Nährlösung mit $MnSO_4$
N2, N3=Nährlösungen über R=Rhodochrosit
RG = Reaktionsgefäß, SG=Sammelgefäß
Sp = Spurenelementlösung; RB=Rührbank
→ Fließrichtung nach

Je nach Versuchsansatz wurden 6 bzw. 7 Reaktionsgefäße über eine Schlauchpumpe mit Nährlösung aus 10 Liter Vorratskolben versorgt. Der Nährlösung wurde dabei entweder $Mn(II)$ als $MnSO_4$ direkt zugeetzt, oder sie wurde vor ihrem Einlauf in die Reaktionsgefäße über $Mn(II)$ -haltiges Gestein (Rhodochrosit) geleitet. Über weitere Schlauchpumpen wurden NaOH zwecks Erhöhung des pH-Wertes zur chemischen Oxidation über Luftsauerstoff und eine Spurenelementlösung mit Nickel, Kobalt, Kupfer und Blei den Reaktionsgefäßen zudosiert. Sobald der Flüssigkeitsspiegel 500 ml im Reaktionsgefäß überschritt, wurde die überschüssige Flüssigkeit von einer 4. Pumpe abgesaugt und in 6 Liter fassenden Rundkolben gesammelt. Die Flüssigkeiten in den Reaktions- und Sammelgefäßen wurde über den gesamten Versuchszeitraum, der bis zu 4 Wochen betragen konnte, mit Hilfe von Magnetrührern ständig durchmischt, um genügend Sauerstoff zuzuführen, bzw. an den Glaswänden anhaftendes Manganoxid zu lösen und nicht zuletzt dabei wieder zu zerschlagen, wobei zusätzlich ständig vermehrungs- bzw. oxidationsfähiges Zellmaterial neu gewonnen wurde.

Die Nährlösung (auf pH 7 eingestellt) bestand aus einem mittel-

harten synthetischen Grundwasser, dem 200 mg/l Kohlenstoff als tri-Na-Citrat und zwischen 30 und 50 mg/l Hefeextrakt zugegeben wurden. Mangan wurde als MnSO_4 in der Konzentration von 15 mg/l als Mn(II) zugesetzt. Die Konzentrationen der Metalle Nickel(II), Kobalt(II) und Kupfer(II) betragen in der Spurenelementlösung bei ersten Versuchen 50 $\mu\text{g/l}$; sie wurden später auf 100 $\mu\text{g/l}$ erhöht. Ebenso die Konzentration von Pb(II) von anfänglich 300 $\mu\text{g/l}$ auf 600 $\mu\text{g/l}$. Die durchgelaufenen Gesamtmengen sind abhängig von der Menge verwendeter Spurenelementlösung.

Das Zellmaterial (in der Regel wurden 4 Stämme gleichzeitig in den Versuchen eingesetzt) wurde bis zum Erreichen der stationären Phase 27 Stunden in mit synthetischem Grundwasser angesetzter Fleischbouillon-Lösung angezogen, gewaschen und 2 ml Suspension von jedem Bakterienstamm (pro ml ca. $10^8 - 10^9$ Zellen) in die entsprechenden Reaktionsgefäße eingespritzt. Bei den meisten Versuchen erfolgte die erste Manganoxidbildung bereits 1 Stunde nach Beimpfung der Gefäße. Als Kontrollen dienten bei den ersten Versuchen unbeimpfte Reaktionsgefäße, später wurden diese ebenfalls mit Zellen beimpft; die Nährlösung enthielt dann aber kein Mn(II). Hierbei sollte die Kapazität der Metallaufnahme durch Zellmaterial festgestellt werden. Nach Abschluß der Versuche wurden die aus der mikrobiologisch gebildeten und aus der chemischen Fällung gewonnenen Oxide, bzw. das Zellmaterial abzentrifugiert und anschließend getrocknet. Die Metallgehalte wurden mittels Graphitrohr-Atom-Absorption in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hannover) bestimmt. Die Ergebnisse sind in den Tab. 3 und 4 aufgeführt.

Wie aus den Tab. 3 und 4 hervorgeht, wird bei allen Zahlenvergleichen deutlich, daß die Anreicherung der Schwermetalle im mikrobiologisch gebildeten Manganoxid wesentlich größer ist als im chemisch gefällten Manganoxid. Inwieweit sich in der Anreicherung der Schwermetalle im chemisch gefällten Manganoxid übereinstimmende bzw. unterschiedliche Werte zur derzeitigen Methode (Erhöhung des pH-Wertes auf 12 - 13) bei einer Oxidation durch Oxidationsmittel bei einem pH-Wert von 7 ergeben, wird derzeit untersucht.

Tab. 3 Anreicherung der Schwermetalle Nickel und Kobalt in $\mu\text{g}/100 \text{ mg}$ mikrobiologisch bzw. chemisch gebildetem Manganoxid

	Gesamtkonzentrationen (μg) in den Versuchsansätzen											
	Ni(II)						Co(II)					
	156	205	245	265	290	292	156	205	245	265	290	292
mikrobiol. Oxidat.	38	44	43	51	57	37	38	44	75	70	55	36
"	32	41	47	44	56	45	35	39	50	59	58	46
"		41		50	40			40		68		
chemische Oxidat.	12	12		14	18	14	1	2	2	2	3	3
"	10	15		15	31	15	2	12		2	13	3
"	11						2					

Tab. 4 Anreicherung der Schwermetalle Kupfer und Blei in $\mu\text{g}/100 \text{ mg}$ mikrobiologisch bzw. chemisch gebildetem Manganoxid

	Gesamtkonzentrationen (μg) in den Versuchsansätzen											
	Cu(II)						Pb(II)					
	156	205	245	265	290	292	930	1230	1470	1590	1740	1750
mikrobiol. Oxidat.	21	27	35	13	37	21	190	250	380	440	330	260
"	15	25	38	15	45	21	170	230	300	340	320	240
"	21	24		13	20	25	190	220		420	350	280
chemische Oxidat.	2	2	1	2	2	1	35	28	24	31	38	44
"	2	1	1	1	1	1	34	25	24	37	36	53
"	2						33					

Ein weiterer interessanter Aspekt ergibt sich bei der Umrechnung der gefundenen Anreicherungswerte, wenn diese in Prozent vom gesamteingesetzten Metallgehalt angegeben werden (Tab. 5 u. 6).

Tab. 5 Prozentuale Anreicherung der Schwermetalle Nickel und Kobalt vom gesamteingesetzten Metallgehalt

	Gesamtkonzentrationen (μg) in den Versuchsansätzen											
	Ni (II)						Co (II)					
	156	205	245	265	290	292	156	205	245	265	290	292
mikrobiol. Oxidat.	24	21	17	19	20	13	24	21	31	26	19	12
"	21	20	19	17	19	15	22	19	20	22	20	16
"		20		19	14			19		26		
chemische Oxidat.	8	6		5	6	5	0,6	1	0,8	0,7	1	1
"	6	7		6	11	5	1,3	6		0,7	4,5	1
"	7						1,3					

Tab. 6 Prozentuale Anreicherung der Schwermetalle Kupfer und Blei vom gesamteingesetzten Metallgehalt

	Gesamtkonzentrationen (μg) in den Versuchsansätzen											
	Cu (II)						Pb (II)					
	156	205	245	265	290	292	930	1230	1470	1590	1740	1750
mikrobiol. Oxidat.	13	13	14	5	13	7	20	20	26	28	19	15
"	10	12	15	6	15	7	18	19	20	21	18	14
"	13	12		5	7	8	20	18		26	20	16
chemische Oxidat.	1,3	1	0,4	0,7	0,7	0,3	3,8	2,3	1,6	2	2,2	2,5
"	1,3	0,5	0,4	0,7	0,7	0,7	3,7	2	1,6	2,3	2	3
"	1,3						3,5					

Wie aus den Tab. 5 und 6 hervorgeht, werden trotz steigender Metallkonzentrationen stets annähernd gleiche Prozentsätze angereichert. Selbst bei Abzug der Prozentsätze der Metallgehalte aus reinem Zellmaterial, also ohne Manganoxidation, (die durchschnittlichen Werte betragen für Ni(II) 0,5%, Co(II) 0,47%, Cu(II) 0,44% und Pb(II) 2,7%) ergeben sich nur unwesentliche Veränderungen.

Eine Errechnung der Durchschnittswerte der Anreicherung der Schwermetalle im mikrobiologisch gebildeten Manganoxid gegenüber chemisch gefällttem Manganoxid ergibt folgende Werte:

mikrobiol. Ox. : chemischer Ox.

Ni(II)	18,5%	: 6,5%
Co(II)	21,2%	: 1,7%
Cu(II)	10,2%	: 0,8%
Pb(II)	20,0%	: 2,5%

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß unter den derzeitigen Versuchsbedingungen bei der mikrobiologischen Manganoxidation mehr Ni, Co, Cu und Pb angereichert werden als im chemischen Versuchsansatz. Vergleichende Aussagen über die von uns gefundenen Daten mit Werten aus der Praxis, d.h. aus Analysen von Manganoxiden aus mikrobiologisch gefahrenen Entmanganungsfiltern in Wasserwerken und von Erzproben aus oxidischen Manganlagerstätten, sind derzeit nicht möglich, da uns noch nicht genügend Analysen vorliegen.

Literatur:

- BERGER, A.: Zur Geochemie und Lagerstättenkunde des Mangans. Clausthaler Hefte. 7 (1968)
- SCHWEISFURTH, R. u. MERTES, R.: Mikrobiologische und chemische Untersuchungen über Bildung und Bekämpfung von Manganschlam-Ablagerungen in einer Druckleitung für Talsperrenwasser. Arch. Hyg. Bakt., 146, 401 - 417 (1962)
- SCHWEISFURTH, R.: Manganoxidierende Bakterien. I. Isolierung und Bestimmung einiger Stämme von Manganbakterien. Zeitschr. Allg. Mikrobiol., 13, 341 - 347 (1973)
- SCHWEISFURTH, R. u. JUNG, W.: Manganoxidierende Mikroorganismen in Manganoxid-Konzentrationen. Geochemie der Lagerstättenbildung und-prospektion, Heft 28 der Schriften der GDMB (1975)

Einfluß der Teilchengröße auf die bakterielle
Reduzierbarkeit pedogener Eisenoxide

von

J.R. Weber, J.C. Munch und J.C.G. Ottow*

Einleitung

Sinkt an einem Standort die Sauerstoffkonzentration (beispielweise nach einer Wassersättigung und /oder durch lokale, starke Zersetzungsprozesse), so kommt es zu einer charakteristischen Sequenz von mikrobiellen Reduktionsprozessen, in deren Verlauf auch die Fe(III)-Oxide (hier alle Oxide, Oxidhydroxide und Hydroxide des pedogenen Fe) zu Fe(II) transformiert werden. Als Ursache der Eisenreduktion kommen im wesentlichen Mikroorganismen in Frage, welche Fe(III) als alternativen Wasserstoffakzeptor zur Aufrechterhaltung ihrer Energiegewinnung (Energiekonservierung) verwenden (Ottow und Glathe, 1973). Infolgedessen ist das Ausmaß der Eisenreduktion in Böden in erster Linie abhängig von

- 1) der Stoffwechselintensität der Mikroorganismen (bedingt von Art- und Menge der organischen Substanz),
- 2) dem Energieniveau der Fe(III)-Oxide (einschließlich Kristallisationsform und -grad), sowie
- 3) der Zugänglichkeit der Fe(III)-Oxide

Die Zugänglichkeit dürfte weitgehend von der verfügbaren Gesamtoberfläche der Eisenoxide bestimmt werden. Durch eine Abnahme der Teilchengröße und mithin einer Zunahme der Gesamtoberfläche wäre somit eine verstärkte Fe(II)-Bildung zu erwarten bei sonst gleichen Bedingungen. Diese Hypothese wurde mit Hilfe von Modellversuchen einer Prüfung unterzogen.

*Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim,
Emil Wolff Straße 27, 7 Stuttgart-Hohenheim -70

Material und Methoden

Versuchsböden: 2 verschiedene Böden wurden hinsichtlich ihres unterschiedlichen Aktivitätsgrades ausgewählt: a) Ockererde (Bg), $Fe_o/Fe_d = 0.20$ und b) Pseudogley (Bg), $Fe_o/Fe_d = 0.40$. Für Einzelheiten der Böden wird auf Munch et al. (1978) verwiesen.

Das lufttrockene Bodenmaterial wurde vorsichtig mechanisch zerkleinert, maßgesiebt und erneut luftgetrocknet. Für die Untersuchungen wurden die Teilchenklassen 0-20 μ , 20-40 μ , 63-90 μ , 125-250 μ herangezogen. Fe_d -Bestimmungen zeigten erwartungsgemäß, daß sich die Eisenoxide in den feineren Fraktionen anreicherten. Daher wurden die Einwaagen auf gleiche Fe_d Mengen bezogen.

Modellversuch: Etwa 200 mg bis 3 g der einzelnen Fraktionen (gleichen Fe_d -Einwaagen) wurden mit 25 ml einer 2% Glucoselösung, pH 7.0, gesättigt, sterilisiert (1 min. bei 121°C), mit ca. 1 ml einer Sporensuspension von Clostridium butyricum S22a beimpft und anaerob bebrütet ($N_2/CO_2=9/1$; 30°C). In regelmäßigen Abständen wurden je 3 Parallelansätze entnommen, in verschlossenem Zustand sorgfältig homogenisiert (whirl mix) und die Kulturlösung sofort auf den Gehalt an Fe(II) und Glucose untersucht. Neben dem pH und Eh (elektrometrisch mit einer Glaselektrode bzw. mit einer Einstabmesskette Pt-AgCl₂ - Typ 405) wurde auch die Säurebildung titrimetrisch (0.01 N NaOH) bestimmt. Für methodische Einzelheiten wird auf die Arbeit von Munch und Ottow (1977) verwiesen. Die überstehende Lösung wurde abzentrifugiert, verworfen und Fe(II) aus dem Sediment durch mehrmaliges Waschen mit Wasser entfernt. Anschliessend wurde das Sediment vorsichtig getrocknet (40°C, 3-4h) und geeignete Mengen auf den Anteil an dithionitlösliches Fe (Fe_d nach Mehra und Jackson, 1960) sowie an ammoniumoxalatlösliches Fe (Fe_o nach Tamm entsprechend der Methode von Schwertmann, 1964) bestimmt. Unbeimpfte Kontrollansätze wurden stets mituntersucht.

Ergebnisse

Fe (II)-Bildung: Abb. 1 und 2 zeigen den zeitlichen Verlauf der Eisen-Reduktion in den Fraktionen beider Böden. Der Ausgangsgehalt an Fe (II) ist in allen 4 Teilchenklassen gleich niedrig. Vom 2.-7. Tag wird Fe(II) mit hoher und etwa gleicher Intensität gebildet. Danach zeigt sich bis zum 24. Tag eine unterschiedliche Reduzierbarkeit der 4 Kornklassen und zwar bei beiden Böden in nachfolgender Reihenfolge; 20-40 μ > 63-90 μ > 0-20 μ > 125-250 μ . Die Unterschiede sind zwar gering, aber in der Tendenz recht eindeutig.

Fe(II)
mg / Röhrrchen

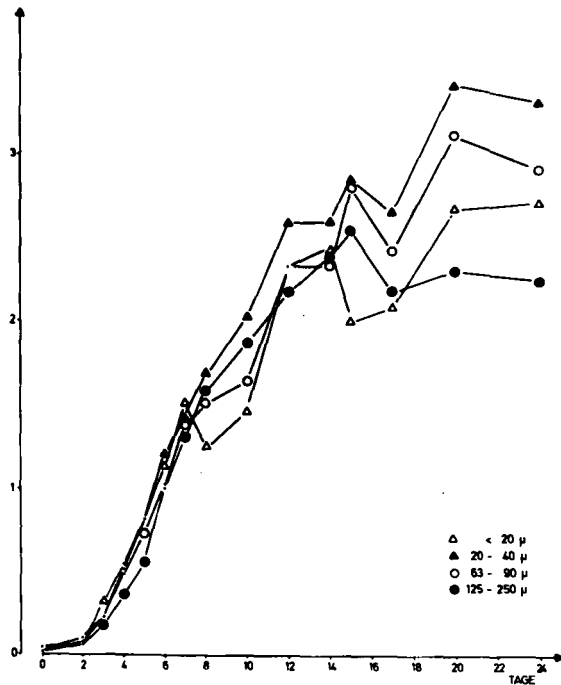


Abb. 1 Ochkererde

Fe(II)
mg / Röhrrchen

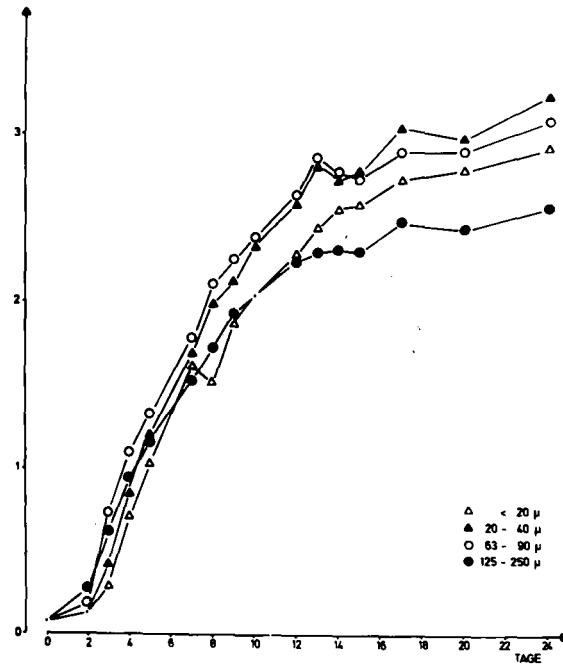


Abb. 2 Pseudogley

Fe(II)-Bildung durch *C. butyricum* S22a im Verlauf der Reduktion pedogener Fe(III)-Oxide vier verschiedener Teilchenklassen einer Ochkererde (Bg) (links) sowie eines Pseudogleys (Bg) (rechts). $Fe_D = 5 \text{ mg / Röhrrchen}$; Bebrütung bei 30°C unter $N_2/CO_2 = 9/1$ Atmosphäre

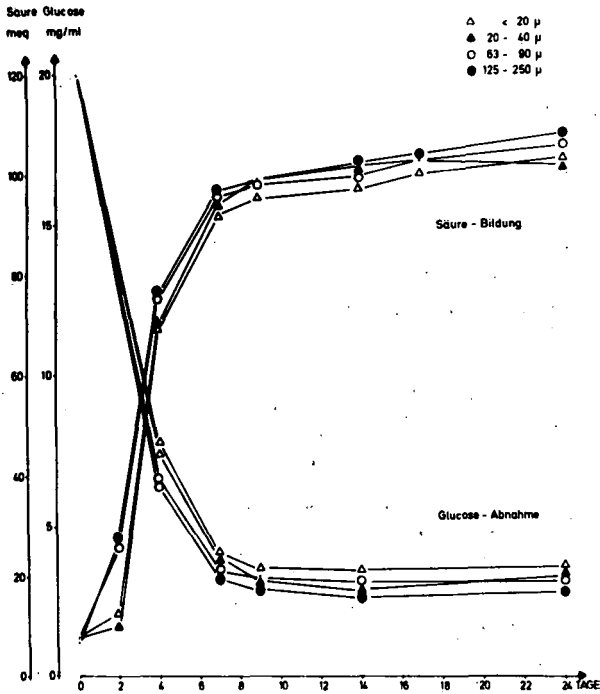


Abb. 3. Glucose-Verbrauch und Säureproduktion durch *C. butyricum* S22a im Verlauf der Reduktion pedogener Fe (III)-Oxide vier verschiedener Teilchenklassen eines Pseudogleys (Bg)

Säurebildung und Glucoseverbrauch: Der Verlauf dieser Parametern ist in Abb.3 exemplarisch am Beispiel des Pseudogleys dargestellt. Für die Ockererde ergaben sich fast identische Kurvenverläufe. Bei der Zugrundelegung einer 2%igen Glucoselösung ist keine messbare Sorption an Bodenpartikeln zu erkennen. Insofern standen zur Fe (III) Reduktion in allen Kornfraktionen gleiche verwertbare Energiemengen zur Verfügung. Die Glucoseumsetzung erfolgte in den ersten 7 Tagen sehr rasch und dies in allen 4 Kulturvarianten recht einheitlich. Die Glucosevergärung ist offenbar nach neun Tagen abgeschlossen. Die Säurebildung weist ein vollkommen komplementäres und für *C. butyricum* typisches Bild auf.

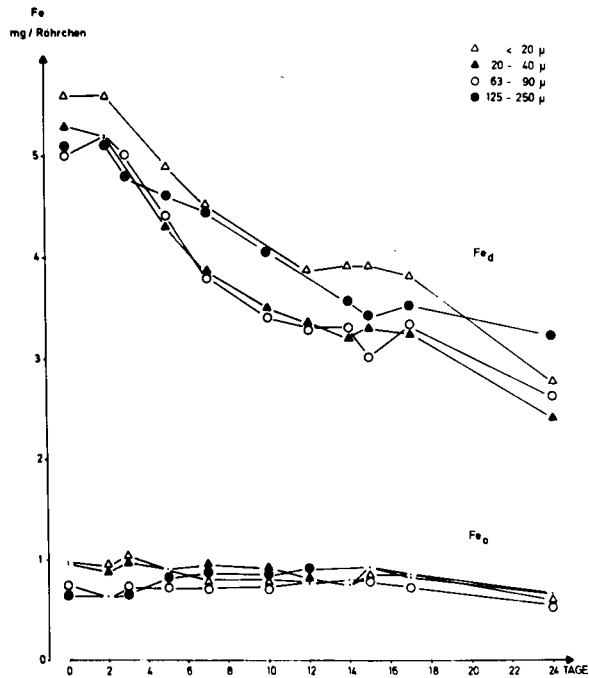


Abb. 4

Ockererde

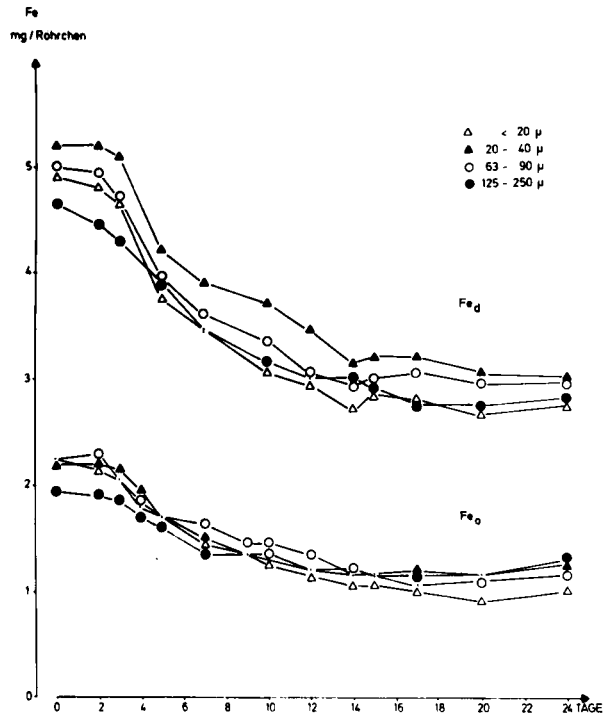


Abb.5

Pseudogley

Entwicklung in den Fe_o - und Fe_d -Fraktionen im Verlauf der Reduktion pedogener Fe (III)-Oxide vier verschiedener Teilchenklassen einer Ockererde (links) sowie eines Pseudogleys (rechts) unter anaeroben Bedingungen

Eisen-Oxid Fraktionen Fe_o , Fe_d : Abb. 4 und 5 geben Aufschluß über die zeitliche Entwicklung in den Fe_o - und Fe_d -Fraktionen beider Böden. Fe_d zeigt einen deutlich spiegelbildlichen Verlauf zur $Fe(III)$ -Reduktion. Die gleichen Fe_o Ausgangsmengen in den einzelnen Fraktionen belegen, daß die Korngröße keinen deutlichen Einfluß auf die Fe -Löslichkeit in saurer- NH_4 -Oxalat Lösung ausübt. Fe_o bleibt bei der Ockererde (Abb.4) über die Versuchsdauer hinweg annähernd constant und nimmt bei höherem Fe_o/Fe_d Verhältnis (Pseudogley, Abb.5) in gleichem Maße wie Fe_d ab. In keiner Fraktion scheint eine selektive Reduktion der Oxalatlöslichen Eisenoxide statt zu finden.

Entwicklung von pH und Eh: Der Verlauf dieser Parameter war in den beiden Böden sowie in ihren Fraktionen nahezu identisch. Da diese beide Parameter weiter das Ergebnis intensiver Zersetzungs- und Reduktionsprozesse darstellen (und ihnen infolgedessen keine ursächliche Deutungen zukommen) (vgl. Ottow und Glathe, 1973; Munch und Ottow, 1977 Munch et al. 1978), wurde auf ihre Darstellung verzichtet.

Diskussion

Da jeweils in der feinsten ($<20\mu$) und der größten (125-250 μ) Fraktion am wenigsten $Fe(II)$ reduziert wurde, ergibt sich zunächst keine einfache Korrelation zwischen der Teilchengröße und der Reduzierbarkeit der Eisenoxide. Auch bieten der zeitliche Verlauf der ökologischen Parameter (Glucoseverbrauch, Säurebildung, pH, Eh) sowie die Veränderungen in den Fe -Oxid Fraktionen (Fe_o , Fe_d) keinen ersichtlichen Erklärungsansatz.

Wenn $Fe(III)$ -Oxide als H-Akzeptoren fungieren, scheint ein enger Kontakt zwischen Zelloberfläche und Fe -Oxid notwendig. Aufgrund dieser Vorstellung wäre es zu erwarten, daß die kleinsten Teilchen, die die größte Oberfläche bieten, stärker bakteriell aufgelöst würden. Läßt man bei den vorliegenden Untersuchungen die Variante $<20\mu$ einmal unberücksichtigt, so zeigt sich doch, daß die $Fe(II)$ Bildung mit abnehmender Teilchengröße deutlich zunimmt. Somit sollte zunächst für das abweichende Verhalten der kleinsten Fraktion eine akzeptable Erklärung gesucht werden. Mit abnehmender Teilchengröße nimmt vermutlich nicht nur die Gesamtoberfläche, sondern auch die Tendenz zum kolloidalen Verhalten zu. Eine relativ starke Sorption von Stoffwechselprodukten, Exoenzymen, Zellen etc. könnte den für die Eisenreduktion notwendigen direkten Kontakt erschwert und somit das Ausmaß der Eisenreduktion verringert haben.

Danksagung: Diese Untersuchungen wurden mit Hilfe der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn-Bad Godesberg, durchgeführt.

Literatur

- MEHRA, O.P. und M.L. JACKSON (1960). Iron oxide removal from soil and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. Natl. Conf. Clay Mineral. 7, 317-327
- MUNCH, J.C. und J.C.G. OTTOW (1977). Modelluntersuchungen zum Mechanismus der bakteriellen Eisenreduktion in hydromorphen Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 140, 549-562
- MUNCH, J.C., HILLEBRAND, T. und J.C.G. OTTOW (1978). Transformations in the Fe_0/Fe_d -ratio of pedogenic iron oxides affected by iron-reducing bacteria. Can. J. Soil Sci. 58, 475-486
- OTTOW, J.C.G. und H. GLATHE (1973). Padochemie und Pedomikrobiologie hydromorpher Böden: Merkmale, Voraussetzungen und Ursache der Eisenreduktion. Chem. Erde 32, 1-44
- SCHWERTMANN, U. (1964). Differenzierung der Eisenoxide des Bodens durch Extraktion mit saurer Ammoniumoxalat-Lösung. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 105, 194-202

Isolierung und Eigenschaften neuer eisen- und mangan-
ablagender Bakterien der Gattung Pedomicrobium aus
Boden

von

Gebers, R. und P. Hirsch⁺

Im Verlaufe bodenkundlicher Untersuchungen an eisen- und manganhaltigen Podsolen des Karelistischen Isthmus bei Leningrad fand ARISTOVSKAYA (1961) morphologisch ungewöhnliche Bakterien, die sich durch Knospung an der Spitze fädiger Zellfortsätze (Hyphen) vermehrten. Anhand von Anreicherungskulturen beschrieb sie zwei Arten, die aufgrund spezifischer Abscheidung von Schwermetallverbindungen unterschieden wurden: eine eisenablagende Art, Pedomicrobium ferrugineum, sowie P. manganicum mit Manganablagerungen. Später wurde P. podsolicum entdeckt, das sowohl Eisen- als auch Manganverbindungen abscheiden konnte (ARISTOVSKAYA 1963).

Weitere Untersuchungen deuteten an, daß den Pedomikroben ein erheblicher Anteil an der Pedogenese von Podsolen und Ortsteinhorizonten zukommt: In den Böden des Gebietes um Leningrad wurden regelmäßig 10^4 bis 10^5 Pedomicrobium-Zellen pro Gramm Boden gefunden (ARISTOVSKAYA 1961). Vor allem im Frühjahr stellten sie den zahlenmäßig größten Teil der Bodenbakterien. Weiterhin wurde ihnen die Fähigkeit zugeschrieben, den organischen Anteil von Fulvosäure-Eisensesquioxid-Komplexen abzubauen und das freiwerdende Eisen zu oxidieren (ARISTOVSKAYA und ZAVARZIN 1971). Eine entsprechende Untersuchung zur Unterstützung dieser Aussage wurde jedoch nicht angeführt.

Neben den Podsolen wurden Pedomicrobium spp. auch in anderen Bodentypen beobachtet. In sumpfigen braunen Waldböden und in Mangankrusten auf Schiefer und Limonit waren die Bakterien weit verbreitet. KHAK-MUN fand die Varietät P. manganicum var. sachalinicum mit stäbchenförmigen Zellen (1967) und eine andere Form mit sphärischen Zellen (1968) auf der Halbinsel Sachalin.

⁺ Institut für Allgemeine Mikrobiologie, Universität Kiel,
Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

Aufgrund der erwähnten Eisenoxidation - und auch in taxonomischer Hinsicht - fand die Gattung Pedomicrobium unser Interesse. Da ARISTOVSKAYA's Anreicherungskulturen nicht mehr am Leben waren (pers. Mitteilg. 1975), begannen wir mit Anreicherungsversuchen aus Eisenpodsolen Schleswig-Holsteins.

MATERIAL UND METHODEN

Die Standorte für die Entnahme von Proben, aus denen Pedomikroben angereichert werden konnten, lagen im Podsolgebiet Schleswig-Holsteins. Der Standort "S₁" war ein Eisenpodsol mit schwacher Ortsteinbildung im Hennstedter Holz (GEBERS 1974). Bei Hüllerup, nahe Flensburg, zeigte eine ausgehobene Baugrube das Profil eines Eisenpodsols mit Ortsteinbildung ("S₂"). Bei den Standorten "S₄" und "S₅" handelte es sich um eine Eisenquelle in einem Braunerde-Podsol-Gebiet, die an einer Abbruchkante des Geländes entsprang und dem Plöner See zufließte. Aus einem wassergefüllten Opferkessel ("S₃") in einem Quarzitblock ("Rocher d'Amélie"; FRÄNZLE 1971) im Park von Fontainebleau, Frankreich, stammte eine Probe, die zu einer Anreicherungskultur mit winzigen Pedomicrobium-Kolonien führte. Diese Kultur wurde uns von Dr. F.E.W. Eckhardt aus unserem Institut zur Verfügung gestellt.

Die Bodenproben von dem Standort S₁ wurden zu gleichen Teilen aus dem A_h-, E-, B_h- und B_{fe}-Horizont gemischt und in physiologischer NaCl-Lösung suspendiert. Am Standort S₂ wurden in 40-70 cm Tiefe harte Ortsteinfragmente entnommen und durch Schütteln ebenfalls weitgehend suspendiert. Vom Oberlauf der Eisenquelle (S₄) wurden Proben in Form von Bodenpartikeln und fließendem Wasser gesammelt. Am unteren Abschnitt des Baches hatte sich eine kleine Anstauung gebildet (S₅), aus der Proben von stehendem Wasser genommen wurden. Jeweils 0,1 ml der Bodensuspensionen bzw. des Probenwassers wurden direkt am Entnahmeort auf Nährbodenplatten ausgestrichen.

Zur Anreicherung und Isolierung von Pedomicrobium spp. wurde Humusgelagar ("HGA") verwendet, der 0,1 bis 1,5 % (Feuchtgewicht) Fulvosäure-Eisensesquioxid-Komplexe und 1,8 % Bacto Agar enthielt. Das pH des Nährbodens fiel nach dem Autoklavieren (121 C, 20 min) auf 4,8-5,7. Die Fulvosäure-Komplexe wurden mit 0,5 n HCl aus Podsolproben des Standortes S₁ extrahiert, ohne daß Huminsäuren erfaßt wurden (PONOMAREVA 1964). Zusätzlich zu dem Medium HGA wurde ein Pepton-Actidion-Agar ("PAA") eingesetzt, der 0,015 % Actidion zur

Unterdrückung des Wachstums von Eukaryonten enthielt (GEBERS 1978).

Die Anreicherungskulturen wurden im Dunkeln bei 20 oder 30 C bebrütet; die Bebrütungszeit wurde zwischen 20 und 256 Tagen variiert.

Zum Nachweis von Fe(II) diente eine 2 %ige Kaliumhexacyanoferrat-(III)-Lösung; der Fe(III)-Nachweis wurde mit 2 %iger Kaliumhexacyanoferrat(II)-Lösung durchgeführt. Zum Nachweis von Mn(III) und Mn(IV) wurde ein Benzidinreagenz nach FEIGL (1960) verwendet.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Aus einer Probe von dem Standort S₁ entwickelte sich auf HGA nach 41 Tagen eine Pedomicrobium-Anreicherungskultur. Daraus konnten nach 6-8 Reinigungsaustrichen die Stämme P-1196, Q-1197, R-1198, S-1290 und T-1130 isoliert werden. Alle diese Stämme wuchsen auf Humusgelagar ohne weitere Zusätze. Dabei lagerten sie auf ihrer Zelloberfläche Eisenverbindungen ab, die im Mikroskop als braune Krusten erschienen. Bei Behandlung mit gelbem Blutlaugensalz färbten sie sich blau. Wurde dem Nährboden Mn(II) zugegeben, konnten keine oxidierten Manganverbindungen nachgewiesen werden. Aufgrund dieser spezifischen Eisenausfällung und ihrer Morphologie sowie ihres Entwicklungszyklus wurden diese Stämme der Art Pedomicrobium ferrugineum zugeordnet.

Die Kulturen wuchsen auch bei pH 7 in synthetischen Medien, die neben einigen Nährstoffen entweder 400 mg Eisenpulver, eine eiserne Büroklammer (400 mg) oder 630 mg FeS auf jeweils 50 ml Nährlösung enthielten. Bereits wenige Stunden nach der Beimpfung zeigte eine leichte Braunfärbung der Bakteriensuspension an, daß ein Teil des Eisens in Lösung gegangen und sogleich oxidiert worden war. Innerhalb weniger Tage lagerten sich dicke, spröde Krusten von Eisenoxiden auf den Zellen ab. Dieser Versuch ergab, daß die Pedomikroben in Gegenwart großer Eisenmengen wachsen konnten und auch durch die umfangreichen Ablagerungen nicht behindert wurden. Der folgende Versuch zeigte eine Beteiligung der Bakterien bei der Eisenoxidation auf: In einer Eisensulfatlösung mit 1 µg Fe²⁺/ml wurden bei pH 4,5 in den ersten 6 h nach Zugabe einer Zellsuspension von P. ferrugineum S-1290 10 % des eingesetzten Fe²⁺ oxidiert; in der sterilen Kontrolle blieb die Fe²⁺-Konzentration konstant.

Bei pH 6 oder 7 hingegen schienen die Bakterien das zweiwertige Eisen zu stabilisieren, während die sterile Kontrolle durch Luft oxidiert wurde (GEBERS und HIRSCH 1978).

Aus einer Probe vom Standort S₂ wurde Pedomicrobium Stamm F-1225 isoliert. Dieses wuchs ebenfalls auf HGA und lagerte auf der Zelloberfläche Eisen- aber keine Manganverbindungen ab. Aufgrund dieser Merkmale liegt auch hier eine Einordnung in die Art P.ferrugineum nahe, zumal die Morphologie der Zellen und Kolonien mit der der anderen Stämme übereinstimmte; jedoch stehen taxonomische Untersuchungen noch aus.

Von den Standorten S₄ und S₅ wurden Pedomicrobium-Anreicherungen auf HGA erhalten. Bei mikroskopischer Betrachtung fielen braune Ablagerungen von Fe(III)-Oxiden um die Pedomicrobium-Zellen herum auf. Das Zentrum der Anreicherungskolonien war derartig mit Eisenoxiden bedeckt, daß die darunterliegenden Zellen nicht mehr zu erkennen waren. Leider konnten an diesen anscheinend sehr aktiven Kulturen keine weiteren Untersuchungen durchgeführt werden, da sie während der Isolierung verloren gingen.

Aus der Anreicherungskultur von dem Opferkessel (Standort S₃) konnte Stamm E-1129 isoliert werden. Reinkulturen dieses Stammes wuchsen auf HGA, lagerten jedoch kein Eisen ab; genau das Gegenteil war der Fall, wie mit der Berliner Blau-Reaktion dargestellt werden konnte: Das Humusgel, das neben Fe(II) auch Fe(III) enthielt, wurde angefärbt, während die Kolonien und ein "Hof" in der direkten Umgebung der Kolonien keine Farbreaktion zeigten. Die Bakterien hatten das mit den Fulvosäuren komplexierte Fe(III) reduziert, ohne in direktem Kontakt zu den Komplexen zu stehen. Daraus konnte geschlossen werden, daß der Stamm E-1129 reduzierende Substanzen in das Nährmedium ausgeschieden hatte. Wurde dem Nährboden Mn(II) zugesetzt, färbten sich die Kolonien durch ausgefällte Mn(III, IV)-Verbindungen dunkelbraun und schieden kleine Kristalle auf der Zelloberfläche ab. Aufgrund dieser spezifischen Manganablagerung wurde Stamm E-1129 der Art Pedomicrobium manganicum zugeordnet.

Pedomikrobien, die gleichermaßen Eisen- und Manganverbindungen präzipitieren, d.h. also Vertreter der Art P.podsolicum, haben wir bislang nicht gefunden.

Bei Untersuchungen zur Verwertung von Kohlenstoffquellen durch P.ferrugineum S-1290 war bemerkenswert, daß organische Säuren im allgemeinen besser genutzt wurden als neutrale Verbindungen (GEBERS 1978). Besonders gutes Wachstum wurde erzielt mit jeweils 10 mM Acetat, Capronat, Gluconat, Pyruvat, Succinat, Fumarat oder Malat, von denen einige Säuren auch als Komplexbildner für freie Ionen im Boden auftreten.

Stamm S-1290 konnte mit einer Vielzahl von Kohlenstoffverbindungen wachsen; mit den meisten war das Wachstum jedoch recht langsam. Auffallend war hingegen das gute Wachstum mit 10 mM Phenol, einer Konzentration, die normalerweise bereits desinfizierend auf Bakterien wirkt. Die deutliche Bevorzugung organischer Säuren und des Phenols als Kohlenstoffquellen unterstützte Aristovskaya's These, daß die Pedomikrobien zunächst den organischen Anteil der Fulvosäure-Metall-oxid-Komplexe abbauen, um ihren Kohlenstoff-, Stickstoff- und Energiebedarf zu decken, und anschließend die freigewordenen Metalloxide ausfällen. In welcher Weise die freien Metallionen oder -oxide weiter oxidiert werden, konnte noch nicht geklärt werden. Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse ist anzunehmen, daß die Bakterien an der Eisenoxidation beteiligt sind. Die Frage, ob die Pedomicrobium-Zellen mit ihren extrazellulären Polymeren eine rein katalytische Funktion innehaben (GHORSE und HIRSCH 1979), oder ob die Bakterien aus der Eisenoxidation einen energetischen Nutzen ziehen, bedarf weiterer Untersuchungen.

LITERATURVERZEICHNIS

- ARISTOVSKAYA, T.V. 1961. Accumulation of iron in breakdown of organomineral humus complexes by microorganisms. Dokl. Akad. Nauk SSSR 136, 954-957.
- ARISTOVSKAYA, T.V. 1963. On the decomposition of organic mineral compounds in podzolic soils. Potchvovedenie Akad. Nauk SSSR 1, 30-42.
- ARISTOVSKAYA, T.V. und G.A.ZAVARZIN. 1971. Biochemistry of iron in soil. Soil Biochemistry 2, 385-408.
- FEIGL, F. 1960. Tüpfelanalyse I. Akad. Verl.-Ges., Frankfurt/M.
- FRÄNZLE, O. 1971. Die Opferkessel im quarzitischen Sandstein von Fontainebleau. Z. Geomorph. N.F. 15, 212-235.

- GEBERS, R. 1974. Isolierung und Charakterisierung von Pedomicrobium spp. aus Boden. Dipl. Arb., Univ. Kiel.
- GEBERS, R. 1978. Neue Pedomicrobium spp.: Biologie und Taxonomie. Diss., Univ. Kiel.
- GEBERS, R. und P. HIRSCH. 1978. Isolation and investigation of Pedomicrobium spp., heavy metal-depositing bacteria from soil habitats. Environmental Biogeochem. Geomicrobiol., 911-922. W. Krumbein (ed.), Ann Arbor Science Publ., Ann Arbor, Mich.
- GHIORSE, W.C. und P. HIRSCH. 1979. An ultrastructural study of iron and manganese deposition associated with extracellular polymers of Pedomicrobium-like budding bacteria. Arch. Microbiol. (in press).
- KHAK-MUN, T. 1967. Iron- and manganese-oxidizing microorganisms in soils of South Sakhalin. Mikrobiologiya 36, 337-344.
- KHAK-MUN, T. 1968. The biological nature of iron-manganese crusts of soil-forming rocks in Sakhalin mountain soils. Mikrobiologiya 37, 749-753.
- PONOMAREVA, V.V. 1964. Theory of podzolization. Acad. Sci. USSR, pp. 41-73.

Jahresrhythmik der Eisenoxidation in Hochmoor-
Standorten.

von

Galinsky, G. und H. Hanert ⁺

Standort und Methode. Die Untersuchungen wurden in Entwässerungsgräben des Großen Moores (Übergangsmoor) nordöstlich von Braunschweig/Gifhorn durchgeführt (Koordinaten $52^{\circ}30'$ bis $52^{\circ}37'$ N und $10^{\circ}32'$ bis $10^{\circ}41'$ E). Das Gebiet ist geologisch als „Gifhorer Trog“ bekannt und aufgrund von Erdöl- und Eisenerzprospektion eingehend untersucht (Simon, 1965).

In den bis zu 1 m breiten und 30 bis 70 cm tiefen Gräben findet eine starke Eisenoxidation statt - erkennbar an den gelb- bis rotbraunen Eisen(III)-Sedimenten am Grunde und Rande der Gräben. Das Eisen tritt in Form bicarbonathaltiger Fe(II)-Wässer mit einem Fe(II)-Gehalt bis zu 15 ppm aus dem Moorboden (Grundwasserstand beginnt ca. 50 cm unterhalb der Bodenoberfläche) in die Gräben ein. Es entstammt oberflächennahen in 0,2-2 m Tiefe gelegenen Raseneisenerznestern, die in diluvialen und alluvialen Schichten nachgewiesen worden sind.

Für die monatlichen Untersuchungen über den Jahresgang der Eisenoxidation wurden an Kunststoffleisten vertikal übereinandergeordnete Glasobjektträger jeweils zur Monatsmitte 3 Tage lang in den Gräben exponiert. Anschließend wurde die auf den Objektträgern gebildete Fe(III)-Menge photometrisch bestimmt (Ablösen des Eisenoxids mit $1\text{ n H}_2\text{SO}_4$ und Bestimmung als Eisenrhodanid bei 510 nm). Um die Oxidationszonen in ihrer vertikalen Folge von der Sediment- bis zur Wasseroberfläche zu erfassen, wurden die Objektträger entweder durchgehend oder in 5 cm - Abständen aneinandergereiht (Galinsky, 1975).

⁺ Botanisches Institut d. Techn. Universität, 3300 Braunschweig, Humboldtstr. 1

Ergebnisse. Die quantitative Bestimmung der auf den Objektträgern nach mehrtägiger Expositionsdauer gebildeten Eisen(III)-Mengen ergab, daß der Eisengehalt parabolisch in Abhängigkeit von der Zeit zunimmt (Abb.1). Die aktuelle Eisen(III)-Bildung als Ausdruck der momentanen Eisenoxidation erfolgt auf den Expositionsflächen somit gleichmäßig beschleunigt und entspricht einer mathematischen Funktion, die einen bakteriellen Eisenoxidationsprozeß charakterisiert (Hanert, 1973).

Wie die monatlichen Untersuchungen ergaben, unterliegt die Eisenoxidation in den Standorten einer charakteristischen jahreszeitlichen

Rhythmik. Sie erfolgt nicht mit gleicher Intensität über das gesamte Jahr und korreliert auch nicht mit der Temperatur in Form einer 1-gipfeligen Jahreskurve - wie bei ausschließlich chemischer Eisenoxidation vermutet werden könnte. Der Jahresgang der Eisenoxidation zeigt 2 ausgeprägte Oxidationsmaxima im Frühjahr und Herbst, denen jeweils Oxidationsminima im Sommer und Winter vorgehen (Abb. 2). Die Oxidationspeaks lagen in den untersuchten Standorten im Mai (1. Oxidationsmaximum) und August / September (2. Oxidationsmaximum); die Minima erstrecken sich im Sommer über die Monate Juni / Juli und in den Wintermonaten bis in den März / April. Diese jahreszeitliche 2-gipfelige Periodizität war in allen untersuchten Standorten und Wasserniveaus (sowohl an der Sediment- als auch Wasseroberfläche) generell ausgebildet; Unterschiede ergaben sich nur in der Oxidationsintensität und Peak-Schärfe. Die Spitzenwerte für die Eisenoxidation wurden in einigen Standorten im Herbst erreicht mit Eisen(III)-Mengen bis zu $140 \mu\text{g Fe(III)} / \text{cm}^2 \cdot 3 \text{ d}$ (Einzelangaben Galinsky, 1975).

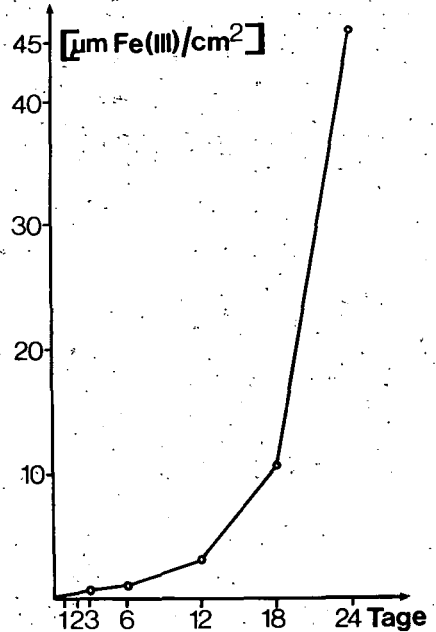


Abb. 1. In Situ-Zeitexperiment und Kinetik der Eisenoxidation über 24 Tage

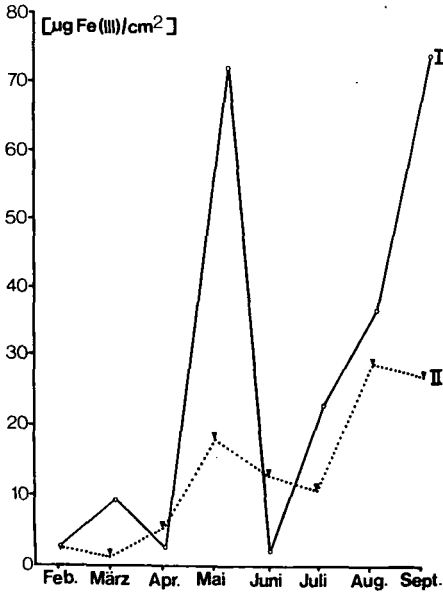


Abb. 2. Jahrgang der Eisenoxidation mit Frühjahrs- und Herbst-Maximum in 2 Standorten mit unterschiedlicher Oxidationsintensität

Die Analyse der physikochemischen Faktoren ergab, daß den beiden Eisenoxidationsmaxima jeweils eine reduktive Phase vorangeht. Diese reduktive Phase läßt sich vor allem mit den Faktoren Kaliumpermanganatverbrauch, Sulfid- und Kohlensäuregehalt sowie Gelöst-Eisen(II) erfassen; Sauerstoff- und Redoxpotentialmessungen zeigen die reduktiven Phasen im Jahrgang nur unvollkommen auf, weil beide Faktoren durch Temperatur und Luftdiffusion zu stark beeinflusst werden. Vor allem im Winter sind die reduktiven Bedingungen über Redoxpotentialmessung nicht zu erkennen (hohe Sauerstofflöslichkeit bei niedriger Wassertempera-

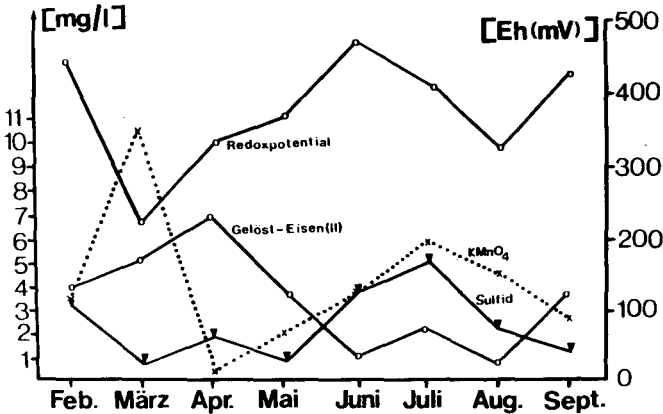


Abb. 3. Jahrgänge der Reduktionsphasen im Sommer und Winter vor Beginn der Eisenoxidation — gemessen an den Faktoren Sulfid, Kaliumpermanganatverbrauch, Redoxpotential und Gelöst-Eisen(II)

tur), wengleich die Eh-Abnahme zum Frühjahrsbeginn (März) auf die Reduktionsphase hinweist (Abb. 3). Demgegenüber zeigen die hohen Sulfid- und Kaliumpermanganatverbrauchs-Werte im Sommer und Winter, daß Reduktion und Oxidation jahreszeitlich alternieren und dem 2-gipfeligen Oxidationsverlauf ein vorangehender 2-gipfelig-er Reduktionsverlauf entspricht. In diesen Sommer- und Winter-Reduktionszeiten entsteht durch Eisenreduktion Gelöst-Eisen(II) als Ausgangsbasis und Voraussetzung für die nachfolgende intensive Eisenoxidation (Abb. 3).

Diskussion. Die erhaltenen Eisenoxidationskurven zeigen den gleichen 2-gipfeligen jahreszeitlichen Verlauf wie die von Khrutskaya (1970) in Dränröhren in einem Überschwemmungsgebiet auf grundsätzlich gleiche Weise gemessene Intensität der Eisenoxidation. Darüberhinaus gleicht die ermittelte Aufeinanderfolge reduktiver und oxidativer Phasen jenen Verhältnissen, die von Kusnezow (1959) für den jahreszeitlichen Ablauf der Eisenoxidation in Seen gefunden wurde (Eisenoxidation während der Frühjahrs- und Herbstzirkulation, Eisenreduktion in der Sommer- und Winterstagnation). Aus diesen parallelen Befunden kann gefolgert werden, daß die Eisenoxidation unter natürlichen Bedingungen prinzipiell gleichen Gesetzmäßigkeiten unterliegt und — zumindest in humiden Klimaten — jahreszeitlich stets zweigipfelig abläuft. Dies dürfte auch für die Verhältnisse im Boden selbst gelten, da angenommen werden kann, daß die ermittelten Oxidations-Reduktions-Phasen letztlich durch bio-physikochemische Prozesse im Boden bedingt sind.

Über die Genese der gebildeten Eisenoxide siehe Beitrag „Bakteriogenese des Ferrihydrit durch Siderocystis vulgaris“ (in diesem Heft).

Literatur

- Galinsky, G.: In Situ-Analyse der bakteriell-chemischen Eisenoxidation in rezenten Eisen(II)-Oxidationsstandorten am Beispiel von Moor-Gewässern. Diplomarbeit. Techn. Universität Braunschweig 1975
- Hanert, H.: Quantifizierung der Massenentwicklung des Eisenbakteriums Gallionella ferruginea unter natürlichen Bedingungen. Arch. Mikrobiol., 88, 225-243, (1973)
- Khrutskaya, Z.: Clogging of drains with iron compounds. M. "Kolos". Moscow 1970

- Kusnezow, S.I.: Die Rolle der Mikroorganismen im Stoffkreislauf der Seen. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften. Berlin 1959
- Simon, P.: Das Eisenerz des Oberen und Mittleren Korallenooliths im nördlichen Teil der Gifhorner Troges. Max Richter Festschrift, 231-255. Clausthal-Zellerfeld 1965

Bakterogenese des Ferrihydrit durch

Siderocystis vulgaris⁺

von

Galinsky, G. und H. Hanert⁺⁺

Für das Auftreten unterschiedlicher Eisen(III)-oxid-Formen in der Natur (Goethit, Hämatit, Lepidokrokit, Maghemit und Ferrihydrit) ist die Geschwindigkeit der Eisenoxidsynthese von entscheidender Bedeutung. Wie bereits in vorhergehenden Untersuchungen für die Eisenoxidsynthese in einem marinen Oxidationsraum mit Zeitexperimenten nachgewiesen (Hanert, 1973; 1979), wird diese Synthesegeschwindigkeit nicht nur von physikalisch-chemischen Faktoren, sondern in besonderem Maße durch Mikroorganismen bestimmt. Gerade die Eisenoxidation in dem marinen Raum „Palaea Kameni / Santorin“, deren Kinetik nur noch mit Kurzzeitexperimenten erfaßt werden kann, bildet ein hervorragendes Beispiel für schnelle Eisenoxidationen und für ihren ursächlichen Zusammenhang mit bakterieller Aktivität.

Das Oxidationsprodukt, das bei schnellen Eisenoxidationen in schwach saurem Bereich entsteht, ist — wie Tschukrov u.a. (1974) nachgewiesen haben — das wasserhaltige Eisenoxid „Ferrihydrit“. Die hohe Bildungsgeschwindigkeit dieses Eisenoxids läßt die bereits von Tschukrov geäußerte Vermutung zu, daß gerade dieses Eisenoxid in der Natur bakteriell gebildet wird. Da Ferrihydrit sowohl in Grund- als auch Oberflächenwässern der Kontinente das Hauptoxidationsprodukt darstellt und auch in Böden als schlecht kristallisiertes wasserhaltiges Eisen(III)-oxid auftritt, ist die qualitative und quantitative in situ-Analyse der Ferrihydrit-

⁺ Dieser Beitrag wurde auf der Jahrestagung 1979 der Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. im Rahmen des Vortrags „Jahresrhythmik der Eisenoxidation in Hochmoor-Standorten“ referiert

⁺⁺ Botanisches Institut d. Techn. Universität, 3300 Braunschweig, Humboldtstr. 1

Genese nicht nur mikrobiologisch, sondern auch geologisch-bodenkundlich von großem Interesse — zumal auch die Entstehung der aus Hämatit bestehenden sedimentären Eisenerze und Lateritverwitterungskrusten primär durch Ferrihydrit-Bildung verursacht sein soll (Tschukrov, 1974).

Die nachfolgende Analyse des in den Hochmoor-Standorten ermittelten Haupteisenoxidationsprozesses gibt ein weiteres Beispiel für die bakterielle Bildung des Ferrihydrits. Sie zeigt zugleich, daß die bakterielle Ferrihydritbildung nicht obligat an das Vorkommen klassischer Eisenbakterienstrukturen gekoppelt ist, so daß aus der Abwesenheit derartiger Bakterienstrukturen nicht — wie bisher üblich (Tschukrov, 1973; 1974) — auf eine anorganische Ferrihydritgenese geschlossen werden kann.

Die Untersuchungen wurden mit der gleichen Expositionsmethode durchgeführt, die auch für die Ermittlung der Eisenoxidations-Jahresrhythmik angewandt wurde.

Ergebnisse. Wie Abb. 1a - c zeigt, wird die Hauptmasse an Eisenoxiden in den Moor-Standorten nicht durch klassische Eisenbakterien gebildet. Sowohl im März (Oxidationsminimum) als auch im Mai (1. Jahresoxidationsmaximum) und August (2. Oxidationsmaximum) befinden sich nur wenige dieser Eisenbakterien (*Leptothrix ochracea* und *Leptothrix trichogenes*) auf den Expositionsflächen. Die Masse an Eisenoxiden ist in lichtundurchlässigen im Durchlicht dunkel, im Auflicht gelb erscheinenden Rostflecken lokalisiert, die sich mit Kaliumhexacyanoferrat(II) intensiv blau färben. Die Eisenoxidation findet also nicht gleichmäßig verteilt über die gesamte Expositionsfläche statt — wie bei anorganischer Oxidation erwartet werden könnte — sondern ist auf \pm runde Flecken begrenzt, die bereits durch diese runde lokalisierte Form an Bakterienkolonien erinnern. In den Hauptoxidationszeiten nehmen diese Rostflecken an Zahl und Größe beträchtlich zu. Ihr Durchmesser steigt von im Mittel 20 - 30 μm im Monat März auf 160 - 200 μm im August an und kann maximale Werte von 500 bis 700 μm erreichen (auf bis zu 7-Tage-Präparaten).

Daß die Rostflecken nicht nur aus Eisenoxiden bestehen, zeigt Abb. 2a - c. Nach Ablösen des Eisenoxids mit 5 %iger H_2SO_4 werden die Stäbchenbakterien sichtbar, die lokal wiederum auf diese Rostflecken begrenzt sind (Abb. 2a und b). Sie befinden sich ausschließlich in den Rostflecken. Bakterien und Eisenoxide bilden eine lokale Einheit. Für die Beurteilung des kausalen Zusammen-

hangs dieser beiden Elemente ist darüberhinaus wesentlich, daß die Rostflecken-Bakterien morphologisch gleichartig sind. Es handelt sich um $0,3 - 0,5 \mu\text{m}$ breite und bis zu $2,5 \mu\text{m}$ lange charakteristisch geschlängelte Stäbchen, deren flexible Zellwand auf Beweglichkeit hindeutet. Die Tatsache, daß diese Bakterien morphologisch gleichartig sind, daß kokkenförmige oder anders gestaltete Bakterien in den Rostflecken nicht vorkommen — obwohl sich die

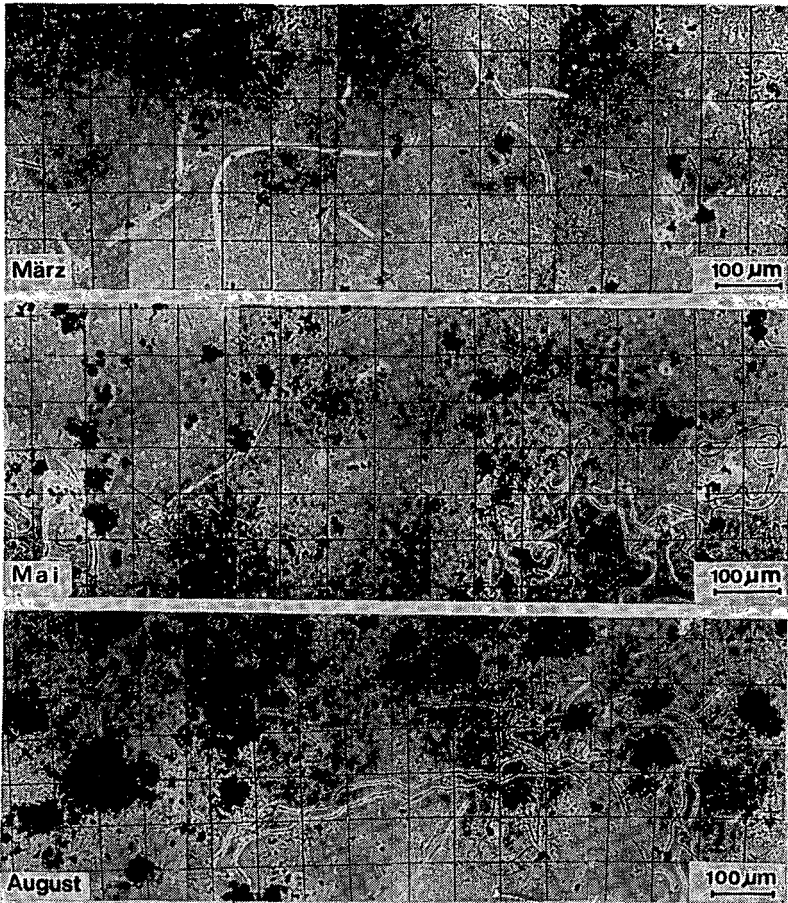


Abb. 1a - c. Lokalisation der Hauptmasse an Eisenoxiden in Rostflecken und jahreszeitliche Zunahme dieser Eisenoxidation (März → Mai → August, Fotofolge über 1,2 mm, Expositionsdauer 3 Tage)

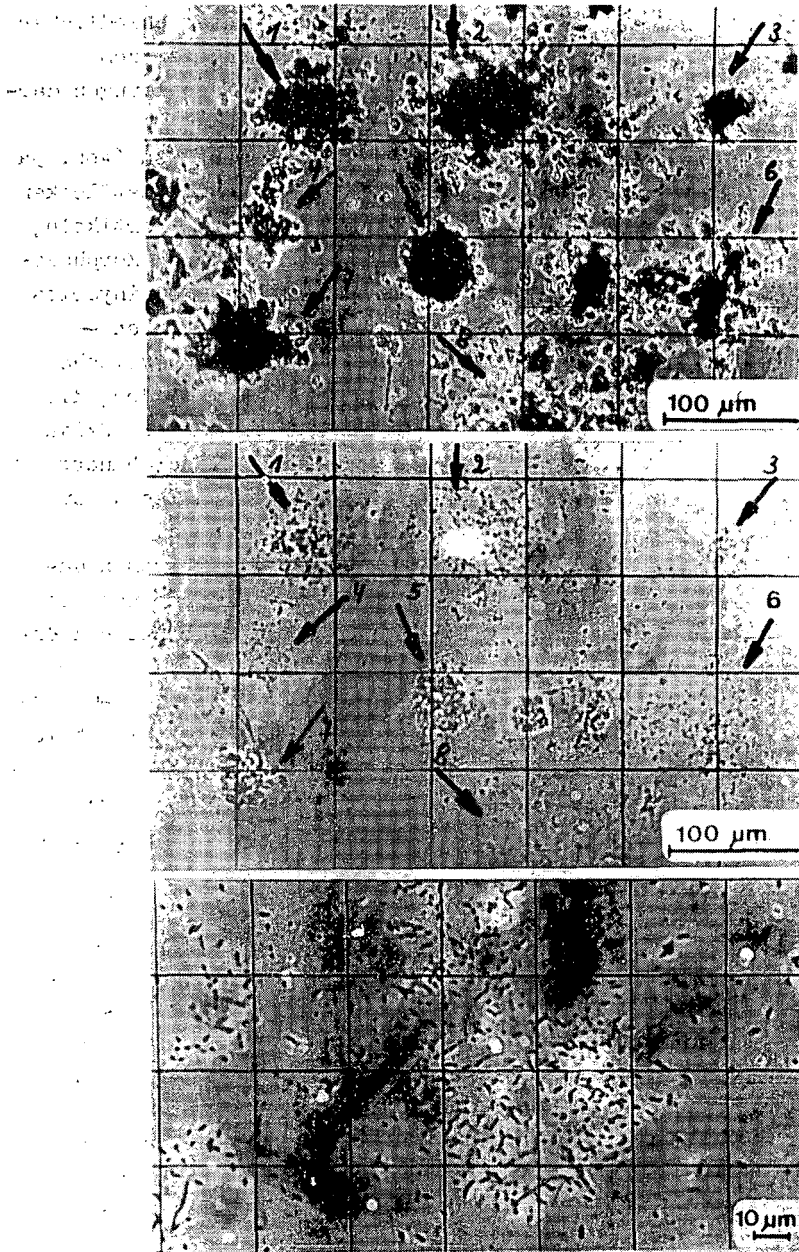


Abb. 2a-2c. Lokale Einheit von Eisenoxid-Rostflecken und Stäbchenbakterien-Kolonien (2b = 2a nach Ablösen der Eisenoxide mit 5%iger H₂SO₄)

Rostflecken in einem natürlichen, eine Vielzahl unterschiedlicher Bakterien enthaltenden Standort entwickeln — zwingt zu dem Schluß, daß die Rostflecken artspezifische Bakterienbildungen darstellen.

Wie aus den rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen (Abb. 3a und b) hervorgeht, besteht das Eisen(III)-oxid in den Rostflecken aus winzigen im Durchmesser 0,1 - 0,5 μm großen runden Partikeln, die häufig kettenartig aneinandergereiht sind und deren Morphologie charakteristisch für die „spherical bodies“ des Ferrihydrits ist. Die Globuli zeigen — im Unterschied zu den Bakterien — elementspezifische $\text{FeK}\alpha$ -Strahlung (röntgenemissionsanalytische Punktanalyse) und entsprechen auch darin jenen Eisenoxiden, die die Masse der bakteriell gebildeten Eisenoxide im marinen Oxidationsraum „Palaea Kameni / Santorin“ ausmachen (Abb. 3c; Hanert 1973; 1979) und die für die Nea Kameni-Standorte von Tschukrov (1973; 1974) als Ferrihydrit identifiziert worden sind.

Verglichen mit den bisher bekannten bakteriellen Eisenoxidationen stellt diese Rostflecken-Oxidation sowohl im marinen als auch limnischen Bereich einen neuen Typ bakterieller Eisenoxidation dar, da sie weder von gestielten, noch von scheiden- oder kapselbildenden Bakterien verursacht wird. Die Ferrihydrit-Globuli entstehen an der Zellwand oder in exkretierten Schleimen koloniebildender Bakterien. Für die in diesem Standort die Haupteisenoxidation verursachenden Bakterien trifft sowohl morphologisch als auch ökologisch die von Naumann (1921) und Dorff (1934) gegebene Beschreibung für das Bakterium „Siderocystis vulgaris“ in den wichtigsten Kriterien zu: rostfleckenbildende Stäbchen, Zellgröße 2,5 x 0,5 μm , Rostflecken mit bloßem Auge sichtbar, eingehängte Objektträger schon nach drei- bzw. viertägiger Exposition total vererzt, Vorkommen in eisenhaltigen oligotrophen Humuswässern. Auch wenn dieser Eisenoxidationstyp seit jenen Erstbeschreibungen nicht mehr aufgefunden und die Bakterien-Gattung und -Art folglich nicht mehr in die neueste Auflage von Bergey's Manual (1974) aufgenommen worden ist, besteht sowohl an der Existenz als auch quantitativ ungewöhnlichen Bedeutung dieses Bakteriums für die Eisenoxidation in Hochmoor-Standorten nach den erhaltenen Befunden kein Zweifel.

Die auf Abb. 4a und b von Kurzzeit-Präparaten (Expositionsdauer 2 u. 10 Std.) gezeichneten Rostflecken-Initialstadien geben einen ersten Eindruck von der Bakterogenese der Eisenoxidation vom statu nascendi ab. Sie zeigen die Einzelzelle mit winzigem Eisen(III)-

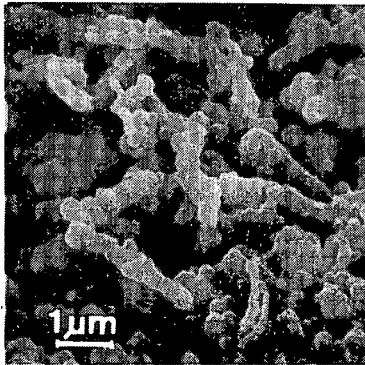
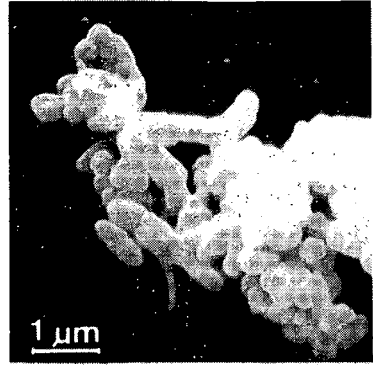
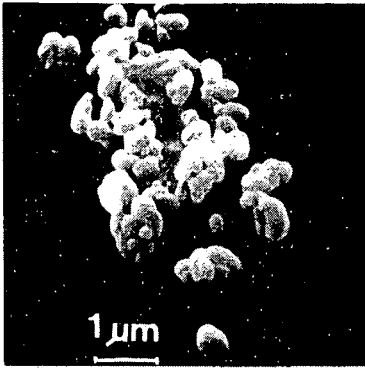


Abb. 3a und b. Morphologie der Bakterien und Eisenoxide in den Rostflecken

(a Einzelzelle umgeben von Ferrihydrit-Globuli; b mehrere Stäbchenbakterien und kettenartig aneinandergereihte Ferrihydrit-Globuli)

Abb. 3c. Ferrihydrit-Globuli von Palaea Kameni / Santorin

Areal, ferner 2-, 4- und Mehrzellen-Eisen(III)-Felder, in denen sich die Bakterien manchmal in Teilung befinden und meist einen Abstand von 2 bis 3 Bakterienlängen besitzen (Zeichnung im Maßstab 10.000 : 1 nach Doppelfärbung Karbolfuchsin-Kaliumhexacyanoferrat(II) bei einer Vergrößerung von 1.200 : 1). Die Eisen(III)-Areale haben eine fließende amöboide Peripherie, woraus auf eine gleitende Bewegung der Bakterien geschlossen werden kann. Von besonderer Bedeutung ist die Tatsache, daß diese Eisenoxid-Felder eine konstante Bakteriendichte mit 12 Zellen pro $100 \mu\text{m}^2$ besitzen. Auch daraus muß auf unmittelbare Kausalität zwischen der Bakterienentwicklung und Eisenoxidgenese geschlossen werden, so daß sich eine unmittelbare Bakterogenese der Eisenoxid-Ferrihydrit-Rostflecken ergibt.

Diskussion. Die vorliegenden Untersuchungen befassen sich mit einem neuen bakteriellen Eisenoxidationsprozeß koloniebildender Bakterien, der in der Natur intensiv abläuft und zur Eildung

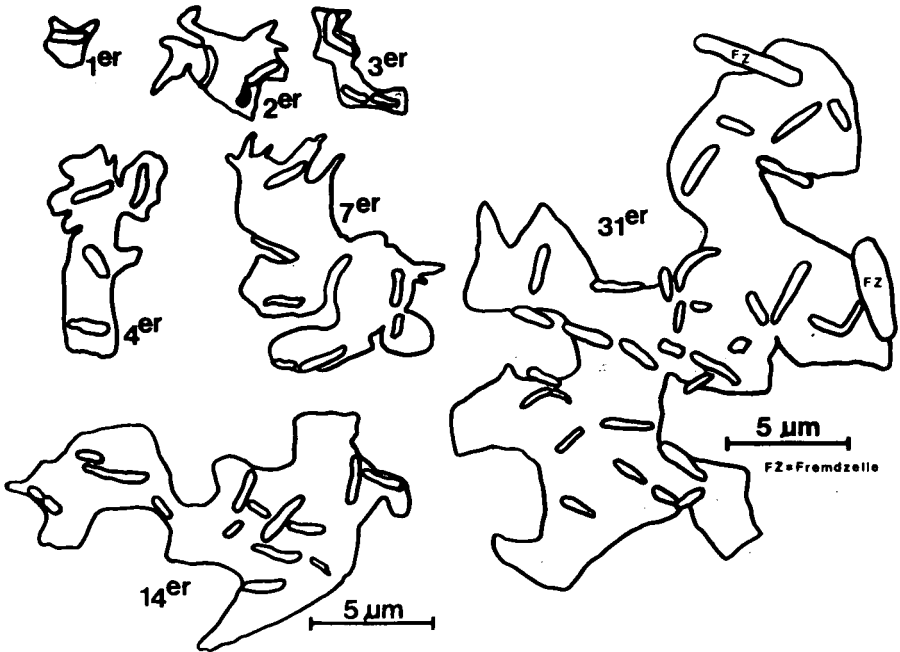


Abb. 4a und b. Initialstadien der bakteriellen Rostfleckenbildung in Kurzzeitexperimenten (FZ Fremdzelle, Expositionsdauer 2 und 10 Std.)

von Ferrihydrit führt. Dabei ist für den Nachweis der bakteriellen Kausalität dieser Ferrihydritgenese zunächst unwesentlich, ob die Ferrihydritbildung auf einen intrazellulären oder extrazellulären Eisenoxidationsprozeß an der bakteriellen Zellwand oder in bakteriellen Exkreten zurückzuführen ist. Von entscheidender Bedeutung ist der Nachweis des ursächlichen Zusammenhangs zwischen Bakterienentwicklung und Eisenoxidation, der durch Zeitexperimente, direkte mikroskopische Auswertung und elementspezifische Röntgenanalyse geführt werden kann. Dabei ist wesentlich, daß artspezifische Bakterien und die lokale Begrenzung der Eisenoxidation auf das Bakterien-Areal in Verbindung mit der bakteriellen Entwicklung nachgewiesen werden.

Für bisher aus der Abwesenheit klassischer Eisenbakterienstrukturen gezogene Schlußfolgerungen auf eine anorganische Ferrihydritbildung in der Natur — z.B. Ferrihydrit-Abscheidungen im Roten Meer (Tschukrov, 1974) — ergibt sich aus diesen Un-

tersuchungen, daß sie nicht ausreichend begründet sind. Gerade die Ferrihydrit-Genese in den vulkanischen Thermalwässern von Palaea Kameni beweist, daß auch bei Temperaturen um 40°C (Wassertemperatur am Boden der Discovery-Senke 44,7°C) eine bakterielle Ferrihydritbildung möglich ist.

Da die aufgezeigte Ferrihydrit-Bakterogenese in eisenhaltigen oligotrophen Humuswässern abläuft, besteht die Möglichkeit, daß dieser intensive Oxidationsprozeß auch bei Eisenverlagerungen bzw. Eisenoxibildungen in eisen-humushaltigen Böden von Bedeutung ist.

Literatur

- Buchanan, R.E. u. a.: Bergey's Manual of Determinative Bacteriology. Eighth edition. Williams & Wilkins Company, Baltimore 1974
- Dorff, P.: Die Eisenorganismen. Systematik und Morphologie. Pflanzenforschung, Heft 16, Gustav Fischer. Jena 1934
- Galinsky, G.: In Situ-Analyse der bakteriell-chemischen Eisenoxidation in rezenten Eisen(II)-Oxidationsstandorten. Diplomarbeit. Techn. Universität Braunschweig 1975
- Hanert, H.: Rezente marine Eisenerze auf Santorin, Griechenland. II. Bakterogenese von Eisenhydroxidsedimenten. Geologische Rundschau, 62, 786-812, 1973
- Hanert, H.: Bakterielle und chemische Eisen(II)-Oxidation auf Palaea Kameni - Stereoscan, Elektronenstrahl-Mikroanalyse (FeK α) und Photometrie von in situ-Experimenten. In: Genesis of marine iron sediments from Santorini, Greece. Puchelt, H., Schroll, E. (eds.). Springer, Berlin-Heidelberg-New York 1979
- Naumann, E.: Untersuchungen über die Eisenorganismen Schwedens I. Kungl. Sv. Vetenskapsakad. Handl., Bd. 62 (1921)
- Tschukrov, F.V.: On the Genesis Problem of Thermal Sedimentary Iron Ore Deposits. Mineral. Deposita (Berl.) 8, 138-147 (1973)
- Tschukrov, F.V. u.a.: Über die Natur der Eisenoxide in geologisch jungen Bildungen. Chem. Erde 33, 109-124 (1974)

Quantitative Bestimmung von eisenpräzipitierenden Bakterien aus Boden und Wasser unter Verwendung verschiedener Fe(II)- und Fe(III)-Komplexen im Medium.

von

Wenzel, A.⁺ und R. Schweisfurth⁺⁺

Einleitung

Die Ausfällung und damit zumindest zeitweilige Immobilisation von Eisen in Boden und Wasser kann durch Bakterien hervorgerufen oder beschleunigt werden. Unter "Eisenoxydierern" sollen solche Bakterien verstanden werden, die unter Energiegewinn Fe(II) zu Fe(III) oxydieren. Bislang ist zu dieser Gruppe nur Thiobacillus ferrooxidans zu zählen, der bei pH-Werten von 0,5 bis etwa 5 seine Lebensbedingungen findet. Der Beweis der Zugehörigkeit von Gallionella ferruginea, die bei pH-Werten von etwa 5 bis 7,5 im Wasser vorkommt, zu dieser Gruppe steht noch aus. Die Chlamydo-bakterien wie Leptothrix und andere und die Angehörigen der Siderokapsazeen gehören insgesamt mit großer Wahrscheinlichkeit zu den Bakterien, die aus Fe(II)- oder Fe(III)-Komplexen mit organischen Liganden durch Verwertung der organischen Substanz das Eisen freisetzen, wobei dies in Gegenwart von freiem oder gelöstem Sauerstoff chemisch oxydiert und so präzipitiert oder aber direkt präzipitiert wird.

Zahlreiche, morphologisch unauffällige Bakterien wie Pseudomonas, Achromobacter, Protaminobacter und viele nicht Bestimmte sind hierzu auch in der Lage. Besonders im Boden dürften diese den Hauptanteil an der eisenpräzipitierenden Bakterienflora stellen, da mikroskopisch definierbare Formen für diesen Biotop (im Gegensatz zu Wasser) nicht beschrieben worden sind.

⁺ Sandoz-Forschungs-Institut Wien, Brunnerstr.59, A-1235 Wien
⁺⁺ Fachrichtung Hygiene und Mikrobiologie der Universität des Saarlandes, Universitätskliniken, Haus 43, D-6650 Homburg/Saar

Folgende Fragestellungen sollten experimentell angesprochen werden:

- 1) Wie sind die Bakterien, die zur Präzipitation einiger ausgewählter organischer Fe(II/III)-Komplexe befähigt sind, quantitativ in verschiedenen Böden und Wässern verteilt ?
- 2) Steht die Zahl der eisenpräzipitierenden Bakterien eines natürlichen Standortes in einer korrelativen Beziehung zu
 - a) der Standorttemperatur
 - b) dem pH-Wert des Standortes
 - c) dem Eisengehalt der Probe
 - d) der organischen Substanz des Bodens ?
- 3) Welche qualitativen Aussagen lassen sich machen ?
 - a) Gibt es innerhalb der im Experiment gewählten metallorganischen Komplexe eine Rangordnung bezüglich des bevorzugten Abbaues ?
 - b) Ist die Zahl der eisenfällenden Bakterien von der Bebrütungstemperatur abhängig ?
 - c) Welche Zusammenhänge bestehen zwischen der Zahl der eisenpräzipitierenden Bakterien einerseits und der Zahl nicht-eisenpräzipitierender Bakterien auf eisenkomplexhaltigen Nährböden sowie der Koloniezahl auf eisenfreien Nährmedien andererseits ?

Methodik

Untersucht wurden die in Tabelle 1 aufgeführten Bodenproben sowie 15 Wasserproben aus Seen, Bächen, Quellen und dem Wasser der Kaskade einer Enteisungsanlage für Trinkwasser (2 Proben).

Tabelle 1: Herkunft der Bodenproben

- | | |
|-------|---|
| B 1, | Humuserde: Gärtnerei der Universitätsklinik Homburg (zu Vorversuchen) |
| B 2, | eisenoxidhaltige Erde aus der Aufschüttung für die Autobahn Neunkirchen - Zweibrücken (zu Vorversuchen) |
| B 3, | Wiesenerde: Institutsgarten, Universitätskliniken Homburg, Institut für Hygiene und Mikrobiologie |
| B 4, | Nadelwalderde: Warndtwald zwischen Völklingen-Ludweiler und Völklingen-Geislautern |
| B 5, | Mischwalderde: Warndtwald in Völklingen-Ludweiler, Hahnenkopf |
| B 6, | Mischwalderde mit Eisenoxiden: Nähe B 5 |
| B 7, | Buntsandstein: Homburg-Einöd, Nähe Reithalle, Grasnarben abgetragen |
| B 8, | Muschelkalk: Bliesgau, Acker Nähe Mandelbachtal |
| B 9, | Rotliegendes: zwischen Schöneberg-Kübelberg und Schnittweiler, frisches Profil aus ca. 0,50 m Tiefe |
| B 10, | Nadelwalderde: zwischen Kleinottweiler und Jägersburger Weiher |
| B 11, | Lehmboden: Braunkohle-Tagebau in Frechen, frisches Profil ca. 10 m Tiefe |
| B 12, | "Rote Schicht": siehe B 11, frisches Profil ca. 20 m Tiefe |
| B 13, | Braunkohle: siehe B 11, frisches Profil aus ca. 20 m Tiefe |

Fortsetzung Tab.1

(Forts.Tab.1)

B 14,	0 - 5 cm Tiefe
B 15,	6 - 15 cm Tiefe
B 16, Tiefenschnitt: aus einer Braun-	16 - 25 cm Tiefe
B 17, erde bei Saarlouis-Lisdorf	26 - 35 cm Tiefe
B 18,	36 - 45 cm Tiefe
B 19,	46 - 55 cm Tiefe

Als Basalmedium wurde ein synthetisches Grundwasser (SCHWEIS-FURTH, 1972) verwendet, dem 50 mg/l Hefeextrakt (Oxoid) und 15 g Agar-Agar zugesetzt wurden. Die Kohlenstoffquellen wurden trocken autoklaviert, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ in 10 ml A.dest. gelöst (pH ca. 3,5), sterilfiltriert und direkt vor dem Gießen der Nährböden unter sterilen Bedingungen zugesetzt. Die Konzentration der C-Quellen als organischer Komplexbildner mit Eisen wurde so gewählt, daß sie als freie Säure im Medium immer mit 1 g/l zur Verfügung standen. Das molare Verhältnis von C-Quelle zu FeSO_4 war immer 3:1. Eingesetzt wurden Oxalsäure, Weinsäure, Zitronensäure, Glukose (die mit Eisen auch Komplexe bildet), Milchsäure, Ameisensäure, Essigsäure und Alanin. Bei der Unsicherheit der formelmäßigen Erfassung der einzelnen Eisenkomplexe mit den organischen Liganden stellt nach Angaben von EHRHARDT (1978), BLASIUS und EHRHARDT (1979) das molare Verhältnis 3:1 einen Kompromiß zu den in der Tat vorliegenden Verhältnissen dar. Als Vergleichsmedium diente der Nährboden von DOMERGUES und DUCHAUFFOUR (1965) mit Fe(III) -Ammoniumcitrat.

Die Boden- und Wasserproben (10 g bzw. 10 ml) wurden in sterilem Leitungswasser verdünnt und pro Verdünnung 4 bis 6 Parallelplatten mittels Ausspatelung von 0,1 ml beimpft. Bebrütet wurde über 14 Tage bei 10°C, 22°C und 27°C. Fe(III) wurde - sofern in den Kolonien nicht direkt kenntlich - mit der Berlinerblau-Reaktion nachgewiesen.

An Standortsparametern wurden gemessen: Temperatur, pH, Fe(II) , Fe(III) , und Fe(gesamt) nach EICHELSDÖRFER und ROSOPULO (1967), Trockengewicht und Glühverlust. Zur Schätzung der Koloniezahl pro ml unverdünnter Bodensuspension bzw. Wasserprobe wurde ein Verfahren nach CAVALLIS-SFORZA (1961) verwendet, das die unterschiedliche Koloniezahlen in den einzelnen Verdünnungsstufen miteinander einbezieht. Zur Erkennung signifikanter Unterschiede zwischen den Koloniezahlen der einzelnen Medien bei den verschiedenen Bebrütungstemperaturen wurde der FRIEDMAN-Test herangezogen, eine

zweifache Varianzanalyse mit Rangzahlen für den verteilungsunabhängigen Vergleich mehrerer Stichproben (SACHS, 1972). Die Korrelationsrechnungen wurden mit dem SPEARMAN'schen Rangkorrelationskoeffizienten durchgeführt. Für die Auswahl und Diskussion dieser statistischen Methoden danke ich Prof.Dr.L.HORBACH, Universität Nürnberg/Erlangen.

Ergebnisse

Die Mittelwerte der Koloniezahlen/g Boden sind in Tabelle 2, die für 1 ml Wasser in Tabelle 3 wiedergegeben (siehe separate Blätter).

Diese Mittelwertberechnung besitzt zwar für den einzelnen Boden- bzw. Wassertyp keine Aussagekraft, jedoch ist sie repräsentativ für die durchschnittliche Koloniezahl in einem Wasser oder einem Boden. Dies zeigt sich sehr deutlich in der Tatsache, daß die Rangordnung, in der die einzelnen Komplexe verwertet werden, sowohl für die Einzelprobe als auch für die Mittelwerte gilt. Tabelle 4, siehe separates Blatt !

Diese Rangordnung gilt sowohl für die Boden- als auch für die Wasserproben: Die höchsten Koloniezahlen wurden auf den Medien erreicht, die Oxalsäure und Zitrat (Medien 1, D und 3) als organischen Liganden des Eisens hatten. Eine relativ homogene Gruppe mittlerer Koloniezahlen wurde auf Eisenlactat-, -tartrat- und -glukose-Medien erreicht (Medien 5, 2, 4). Die wenigsten Bakterien verwerteten die Eisenkomplexe mit Alanin, Acetat und Formiat (Medien 8, 7, 6).

Zur Klärung der Abhängigkeit der Koloniezahlen von verschiedenen standortspezifischen Parametern wurden Korrelationskoeffizienten errechnet. Da die vorangegangenen Untersuchungen zeigten, daß keine Abhängigkeit zur Bebrütungstemperatur im Laboratorium besteht, wurden die Berechnungen der Einfachheit halber mit den Mittelwerten aus den 3 Bebrütungstemperaturen durchgeführt. Tabelle 5, siehe separates Blatt !

Die Koloniezahlen der Eisenpräzipitierer im Boden zeigen eine deutliche, positive Korrelation mit den Variablen Standorttemperatur, organische Substanz und Fe(III)-Gehalt sowie eine zweifelsfrei negative Abhängigkeit vom pH-Milieu. Dies besagt, daß in warmen Böden, in Gegenwart von viel organischer Substanz, bei großem Eisenangebot und auch bei saurem pH mehr Eisenpräzipitierer

Tabelle 2: Mittelwerte der Koloniezahlen pro 1 g Boden für 3 Bebrütungstemperaturen und 9 verschiedene Medien

Medium	Bebrütungstemperatur						$\bar{x}_{Temp.}$	gB
	10°C		22°C		27°C			
	\bar{x}	gB	\bar{x}	gB	\bar{x}	gB		
Oxalsäure 1	$1,12 \times 10^6$	16	$2,79 \times 10^6$	17	$1,91 \times 10^6$	18	$1,94 \times 10^6$	57
Weinsäure 2	$3,85 \times 10^4$	10	$9,15 \times 10^4$	11	$6,82 \times 10^4$	8	$6,61 \times 10^4$	29
Zitronensäure 3	$1,76 \times 10^5$	12	$3,96 \times 10^5$	17	$4,49 \times 10^5$	13	$2,86 \times 10^5$	42
Glukose 4	$2,06 \times 10^4$	7	$1,50 \times 10^5$	10	$4,76 \times 10^4$	11	$7,27 \times 10^4$	28
Milchsäure 5	$1,47 \times 10^5$	8	$4,61 \times 10^4$	12	$2,17 \times 10^5$	13	$1,37 \times 10^5$	33
Ameisensäure 6	$1,37 \times 10^4$	5	$2,13 \times 10^3$	4	$5,44 \times 10^2$	2	$5,46 \times 10^3$	11
Essigsäure 7	$3,88 \times 10^3$	4	$5,15 \times 10^3$	6	$3,58 \times 10^3$	6	$4,20 \times 10^3$	16
Alanin 8	$6,50 \times 10^4$	8	$1,01 \times 10^5$	7	$2,11 \times 10^4$	6	$6,54 \times 10^4$	21
Fe(III)-Ammoniumcitrat D	$9,59 \times 10^5$	14	$8,52 \times 10^5$	17	$8,30 \times 10^5$	17	$8,80 \times 10^5$	48

Anmerkungen: gB = gültige Beobachtungen

$\bar{x}_{Temp.}$ = arithmetisches Mittel aus den 3 Bebrütungstemperaturen

Tabelle 3: Mittelwerte der Koloniezahlen pro ml Wasser für 3 Bebrütungstemperaturen und 9 verschiedene Medien

Medien	Bebrütungstemperatur						$\bar{x}_{Temp.}$	gB
	10°C		22°C		27°C			
	\bar{x}	gB	\bar{x}	gB	\bar{x}	gB		
Oxalsäure 1	9,97x10 ⁵	13	9,63x10 ⁵	13	9,71x10 ⁵	13	9,77x10 ⁵	39
Weinsäure 2	1,72x10 ⁵	8	1,79x10 ⁵	9	8,21x10 ⁴	6	1,44x10 ⁵	23
Zitronensäure 3	1,22x10 ⁶	13	1,02x10 ⁶	14	5,95x10 ⁵	14	9,45x10 ⁵	41
Glukose 4	1,14x10 ⁵	7	8,67x10 ⁴	10	1,14x10 ⁵	9	1,05x10 ⁵	26
Milchsäure 5	2,58x10 ⁵	8	3,93x10 ⁵	7	9,19x10 ⁴	10	3,71x10 ⁵	25
Ameisensäure 6	4,73x10 ³	7	1,62x10 ⁴	6	3,39x10 ³	3	8,11x10 ³	16
Essigsäure 7	3,85x10 ⁴	4	3,15x10 ⁴	4	1,45x10 ³	5	2,38x10 ⁴	13
Alanin 8	2,77x10 ⁴	6	7,46x10 ⁴	6	2,41x10 ⁴	5	4,11x10 ⁴	17
Fe(III)-Ammonium-citrat D	1,46x10 ⁶	12	1,13x10 ⁶	12	7,34x10 ⁵	14	1,11x10 ⁶	38

Anmerkungen: gB = gültige Beobachtungen
 $\bar{x}_{Temp.}$ = arithmetisches Mittel aus den 3 Bebrütungstemperaturen

Tabelle 4: Rangordnung innerhalb der getesteten Medien in Bezug auf die Koloniezahl

Medium	1	2	3	4	5	6	7	8	D
	Oxalsäure	Weinsäure	Zitronensäure	Glukose	Milchsäure	Ameisensäure	Essigsäure	Alanin	Fe(III)-Ammoniumcitrat
$\bar{x} \sum R_i$	23,71	13,24	25,52	12,19	13,92	7,5	8,54	10,23	23,25
Rangzahl	9	5	7	4	6	1	2	3	8

Anmerkung: Je höher die Rangzahl desto mehr durch Eisenoxide braungefärbte Kolonien - also Eisenpräzipitierere - lagen in der Probe vor.

Tabelle 5: Korrelationen standortspezifischer Parameter zur Koloniezahl eisenpräzipitierender Bakterien in Boden und Wasser

Parameter	Proben	
	Boden	Wasser
Standorttemperatur	++	±
pH	-	+
org. Substanz	++	n.g.
Fe(II)	n.g.	++
Fe(III)	++	±
Fe _(gesamt)	n.g.	±

Anmerkungen: +, ++ : positive Korrelation
± : keine eindeutige Korrelation
- : negative Korrelation
n.g. : nicht geprüft

zu erwarten sind als in kalten Böden, bei wenig organischer Substanz, in eisenarmen und auch in alkalischen Böden.

Ob eine Summation von einzelnen oder allen Faktoren die höchste Zahl von Eisenpräzipitierern in einem Boden bringen würde, ist damit nicht abgeklärt. Für detailliertere Aussagen hätten pro Bodeneigenschaft eine größere Anzahl von Proben untersucht werden müssen.

Die Korrelationskoeffizienten der Wasserproben hingegen zeigten bei Standorttemperatur und Fe(III)-Gehalt keine Abhängigkeit. Auch ein Bezug der Koloniezahlen auf den Eisengesamtgehalt ist statistisch nicht gesichert. Die Variablen Fe(II)-Gehalt und, im Gegensatz zu den Bodenproben, pH-Wert zeigten eine deutliche, positive Korrelation. Die Eisenpräzipitierere in den untersuchten Wässern sind also im Gegensatz zu oben untersuchten Böden unabhängig von der Standorttemperatur, dem Fe(III)- sowie dem Gesamteisengehalt. Je mehr Fe(II) vorhanden ist und umso alkalischer ein Wasser ist, desto mehr Eisenpräzipitierere sind zu erwarten. Auch hier gilt die Aussage nur für die Einzeleigenschaften.

Detailliert wurde eine Braunerde untersucht, da zu dieser Bodenart Vergleichsdaten aus der Literatur vorlagen (DOMERGUES und DUCHAUFFOUR, 1965). Die Profile des untersuchten Bodens sind der Tabelle 6 zu entnehmen.

Tabelle 6: Horizonte der untersuchten Braunerde

Horizont	Mächtigkeit	Beschreibung
A	A _o ca. 5 cm	humös mit organischen Resten
	A _h ca. 30 cm	schwarzer Humus mit amorpher Struktur
B	B _s ca. 10 cm	vererzte Schicht mit Akkumulation von Raseneisenstein (Fe ₂ O ₃ .H ₂ O)
	B _h ca. 10 cm	humös
C	> 10 cm	Steinbildung

Anmerkung: Herrn Dr. MÜLLER vom Geologischen Landesamt in Saarbrücken danke ich für die Hilfe bei der Auswahl des Probenahmeortes und die Definierung der Horizonte.

In Tabelle 7 sind die Mittelwerte der Koloniezahlen eisenpräzipitierender Bakterien aufgeführt (siehe separates Blatt !).

Tabelle 7: Mittelwerte der Koloniezahlen eisen-präzipitierender Bakterien im Tiefenschnitt einer Braunerde

Medien		Horizonte					
		A ₀	A _h			B _s	B _h
		Probe in cm Tiefe					
		0 - 5	6 - 15	16 - 25	26 - 35	36 - 45	45 - 55
Oxal-säure	1	$1,13 \times 10^5$	$5,84 \times 10^4$	$1,64 \times 10^5$	$5,76 \times 10^4$	$1,51 \times 10^5$	$2,09 \times 10^5$
Wein-säure	2	$9,31 \times 10^3$	$4,03 \times 10^3$	$2,90 \times 10^3$	$1,92 \times 10^3$	$1,31 \times 10^3$	$2,31 \times 10^3$
Zitro-nen-säure	3	$3,55 \times 10^5$	$6,38 \times 10^4$	$5,02 \times 10^4$	$1,37 \times 10^5$	$2,26 \times 10^5$	$2,10 \times 10^5$
Glukose	4	∅	∅	∅	∅	$1,09 \times 10^3$	$2,42 \times 10^5$
Milch-säure	5	∅	∅	$3,92 \times 10^3$	$1,31 \times 10^3$	$2,38 \times 10^4$	$1,39 \times 10^4$
Amei-sen-säure	6	∅	∅	∅	∅	∅	$1,96 \times 10^3$
Essig-säure	7	∅	∅	∅	∅	$4,36 \times 10^2$	$8,71 \times 10^2$
Alanin	8	∅	∅	∅	∅	∅	∅
Fe(III)-Ammonium-citrat	D	$1,44 \times 10^5$	$7,21 \times 10^4$	$4,80 \times 10^4$	$2,70 \times 10^4$	$4,93 \times 10^4$	$2,38 \times 10^5$

Bei dieser Untersuchung wurden auch die Zahlen der auf eisenfreiem Medium gewachsenen Kolonien ermittelt und nach

$$\frac{\log \text{Koloniezahl Eisenpräzipitier} \text{er}}{\log \text{Koloniezahl "allgemeine" Bakterien}} \times 100$$

(DOMERGUES und DUCHAUFFOUR, 1965) berechnet (Tabelle 8).

Tabelle 8: Anteil der Eisenpräzipitier er an der Bakterienflora, die über eisenfreie Nährböden erfaßbar ist.

Profil			Medium		
			1	3	D
A ₀	0 - 5 cm	Tiefe	71	78	73
	6 - 15 cm	Tiefe	68	68	69
A _h	16 - 25 cm	Tiefe	74	67	66
	26 - 35 cm	Tiefe	75	81	69
B _s	36 - 45 cm	Tiefe	78	81	71
B _h	46 - 55 cm	Tiefe	83	78	84

Anmerkung: Je größer der nach oben angeführten Formel errechnete und tabellierte Wert, desto höher ist der prozentuale Anteil der Eisenpräzipitier er an der gesamten, erfaßbaren Bakterienflora.

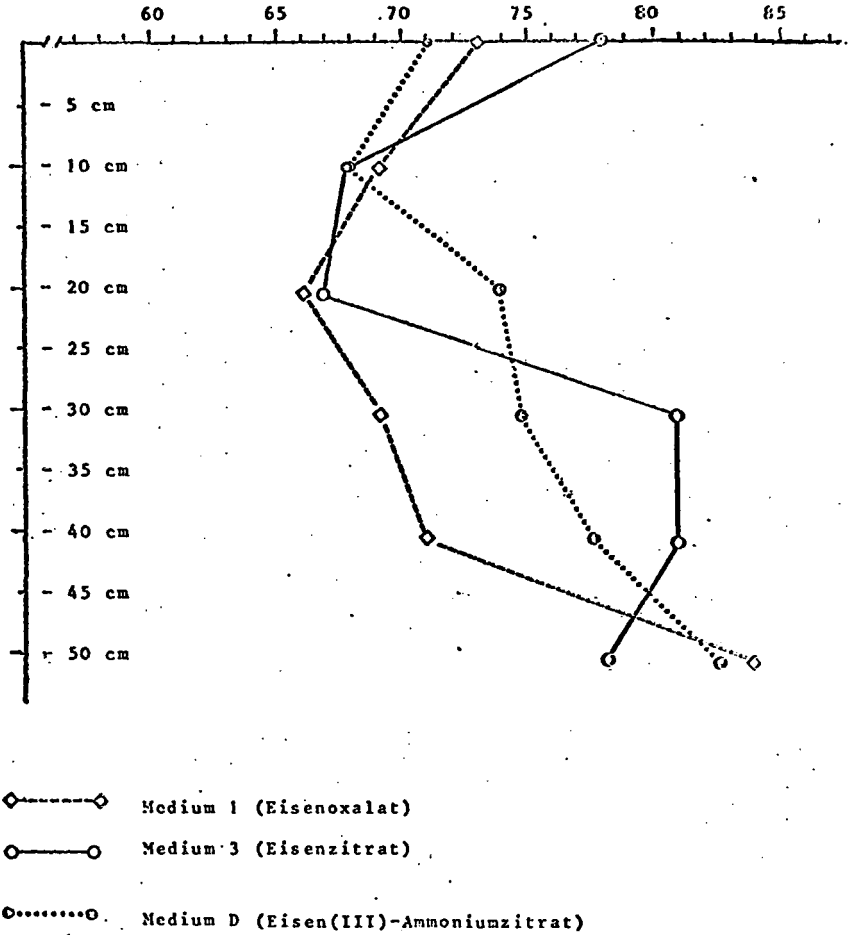
In einem Profildiagramm dieser Daten läßt sich deutlich eine Zunahme des Anteil es der Eisenpräzipitier er an der totalen Mikroflora mit der Tiefe erkennen. Auch hier wurden die Werte bei mittlerer Bodentiefe angegeben (siehe Abbildung 1, separates Blatt !).

Zusammenfassung

Zusammenfassend läßt sich über die Untersuchung der Braunerde folgendes sagen:

Die gesamte, über Koloniezahlbestimmungen auf nährstoffreichen Medien erfaßbare Bakterienflora in der untersuchten Braunerde liegt zwischen ca. 2×10^7 pro g Trockengewicht im A₀-Horizont und 1×10^6 im B_h-Horizont, wobei eine stetige Abnahme mit der Tiefe zu beobachten ist. Die Zahl der Eisenpräzipitier er liegt in Abhängigkeit vom angebotenen Fe(II/III)-Komplex und dem jeweiligen Horizont zwischen 0 und ca. 4×10^5 Kolonien pro g Trockengewicht. Im A₀-Horizont sind zwar relativ hohe Kolonie-

Abbildung 1: Profildiagramm über den Anteil der Eisenpräzipitierender an der erfaßbaren Gesamtbakterienflora.



zahlen von eisenpräzipitierenden Bakterien zu verzeichnen, jedoch wurden nur 4 von den 9 angebotenen Komplexen verwertet. Nach statistischer Auswertung zeigt sich deutlich, daß im A_h -Horizont die wenigsten Eisenkomplexverwerter zu finden sind. Auch hier wurden nur die Komplexe verwertet, die auch in anderen Böden den Hauptanteil der Eisenpräzipitierer stellten. Im humösen B_{sh} -Horizont mit Raseneisenstein sind deutlich höchste Koloniezahlen zu finden. In diesem Horizont des Braunerdeprofils wurden auch 8 von 9 Komplexen verwertet. Der FRIEDMAN-Test beweist, daß diese Unterschiede nicht zufallsbedingt sind. Weitere Untersuchungen, die zusammen mit Bodenkundlern durchgeführt werden sollten, müssen erweisen, ob die statistisch gesicherten Korrelationen zwischen den wenigen von uns gemessenen Parametern der Standorte und den Zahlen eisenpräzipitierende Bakterien weiterhin gültig bleiben. Es bleibt auch zu untersuchen, wie sich die Zahlen der Eisenpräzipitierer verändern, wenn andere als die hier verwendeten Eisenkomplexe als Kohlenstoff- und Energiequelle in die Nährmedien gegeben werden.

Literatur

- SCHWEISFURTH, R.: Manganoxydierende Mikroorganismen in Trinkwasserversorgungsanlagen. GWF-Wasser, Abwasser 113, 562-572, 1972.
- EHRHARDT, T.: Trennung und Bestimmung der einzelnen Eisenspecies in wässriger Lösung mit Hilfe der Elektrophorese unter Schutzgasatmosphäre. Dissertation, Math. Nat. Fakultät, Universität des Saarlandes, Saarbrücken, 1978.
- BLASIUS, E. und T. EHRHARDT: Wie EHRHARDT, 1978, in: Talanta 26, 713-717, 1979.
- EICHELSDÖRFER, D. und A. ROSOPULO: Methoden der Eisenbestimmung in Trink- und Betriebswasser. Vom Wasser 34, 82-96, 1967.
- DOMERGUES, Y. und DUCHAUFFOUR, Ph.: Etude comparative de la dégradation biologique des complexes organoferriques dans quelques types de sols. Science du Sol 1, 43-59, 1965.
- HIRTE, W.: Glycerin-Pepton-Agar, ein vorteilhafter Nährboden für bodenbakteriologische Arbeiten. Zbl. Bakteriologie. II. Abteilung. 114, 141-146, 1961.
- CAVALLIS-SFORZA, L.: Biometrie, Grundzüge biologisch-medizinischer Statistik. G. Fischer-Verlag Stuttgart-New York, 1969.
- SACHS, L.: Statistische Auswertungsmethoden. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 1974.