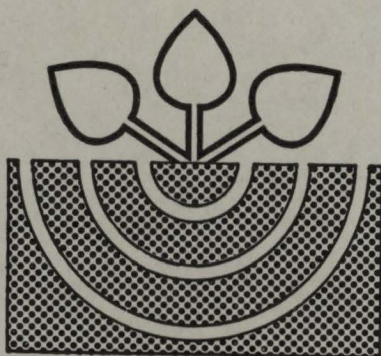


**Z81/43 I**

# **MITTEILUNGEN**

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**



Band 43

Heft I

1985

**I S S N - 0343-107X**

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

Referate der Sitzung des Arbeitskreises  
Informationssysteme in der Bodenkunde  
11. März 1985  
Hannover

Referate der gemeinsamen Sitzung der  
Kommissionen II und IV  
26. März 1985  
Gießen

Referate der  
Jahrestagung vom 1. bis 7. September  
1985  
Göttingen  
mit  
Bodenkataster Colloquium  
und  
Sitzung des Arbeitskreises  
Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten

Band 43

1985

I N H A L T

BAND 43, HEFT I

Seite

Arbeitskreis -Informationssysteme in der Bodenkunde-

BORK, MAX, ROHDENBURG:	Automatische Meßdatenerfassung im Gelände	19
CORDSEN, SIEM, LAMP:	Erfassung der Grablochdaten der Bodenschätzung mit Hilfe von Markierbelegen	25
NIEVERGELT:	Automatische Datenverarbeitung beim schweizerischen Bodenkartierungsdienst	31
RAMM:	Datenbanksysteme, eine kurze Einführung	35

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und IV in Gießen

BLANKENBURG, SCHEFFER:	Phosphatdynamik saurer organischer Böden	43
FRICTSCH, WERNER:	Charakterisierung der Mobilität des langjährig mit verschiedenen Phosphatformen angereicherten anorganischen Bodenphosphates	49
HELAL, SAUERBECK:	Phosphatkonzentration und Phosphatformen in der Bodenlösung in Abhängigkeit von der Wurzelnähe	57
LIENEMANN, GEBHARDT:	Phosphatgehalte und P-Bindungsformen in anthropogenen Böden Nordwestdeutschlands	63
STEFFENS, MENGEL:	Umsatzrate und Verfügbarkeit verschiedener Phosphatformen aus langjährigen Feldversuchen	71
WERNER, JUNGE:	Einfluß der Umwandlungszeit auf Löslichkeitskriterien und Wirksamkeit der aus Phosphatdüngung angereicherten Bodenphosphate	79

TAGUNG der DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT in Göttingen
--

Zusammenfassende Berichte aus den Kommissionen
--

OTTOW:	Aufgaben der Bodenbiologie in der Bodenkunde	91
MENGEL:	Aktuelle Probleme der Bodenfruchtbarkeit und Düngung	107
WOHLRAB, GÖNNEWIG, MOLLENHAUER:	Bodentechnologie im Dienste von Boden-, Gewässer- und Naturschutz	123

Öffentliche Vortragsveranstaltung
-----------------------------------

HESSE:	Bodenschutz als integraler Bestandteil des Umweltschutzes in Niedersachsen	139
MEYER:	Bodengesellschaft, Ökosysteme und ihre Funktion im Landschaftshaushalt Südniedersachsens	151
ULRICH:	Natürliche und antropogene Komponenten der Bodenversauerung	159

Referate der Jahrestagung
---------------------------

KOMMISSION I
--------------

ANLAUF, DAHIYA, RICHTER:	Geostatistische Untersuchung von Grundwasserdaten aus Nord-Indien	189
BECHER:	Einfluß von Dispergierungs- und Flockungssubstanzen auf den Eindringungs-widerstand von Bodenpasten	197
BÖTTCHER, STREBEL:	Räumliche Variabilität der Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Gley-Podsolen aus Fein- bis Mittelsand unter Acker	199
BOHNE:	Einfluß der Aggregatgröße auf den Wasserentzug durch Roggenkeimlinge in Gefäßversuchen	205
BORCHERT:	Auswirkungen von Radspuren auf das Bodengefüge	207
DUMBECK, HARRACH:	Porenverteilung bei Bodenverdichtungen	213

		Seite
EHLERS:	Wasserverbrauch und Ertrag von Hafer: Vergleich über vier Jahre	219
FREDE, WEINZIERL, MEYER:	Witterung und Bodentyp (Gleyschwarzerde und Parabraunerde aus Löß) in ihrer Wirkung auf Wachstum und Ertrag von Zuckerrüben	221
GERKE:	Zur Wasserbewegung im oberflächennahen durchwurzelten Kalkgestein des unteren Muschelkalkes	227
GRÖNGRÖFT, MIEHLICH, MAAB:	Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder III. Erste Ergebnisse zur Hydrologie eines Spülfeldes	233
GUNZELMANN, HORN:	Wasserhaushaltsuntersuchungen an natürlich gelagerten Bodenaggregaten	239
HARTGE:	Der Lagerungszustand natürlicher Böden im Vergleich zur theoretischen Normalverdichtung	245
HORN:	Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf die mechanische Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort	251
MAAB, MIEHLICH, GRÖNGRÖFT:	Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder II. Inhaltsstoffe in Spülfeldsedimenten und Porenwässern	253
MELCHIOR, MIEHLICH:	Die Bedeutung von Größe und Struktur des Meßvolumens für die Eichbeziehungen von Neutronensonden	259
MIEHLICH, MAAB, GRÖNGRÖFT:	Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder I. Problem und Untersuchungsansatz	265
MÖLLER, EHLERS:	Wasserhaushaltsuntersuchungen auf einer Löß-Parabraunerde, dargestellt an Hafer und Ackerbohne	271
RINGE, HARTGE:	Empfindlichkeit und Registrierbarkeit von Tensiometerwerten	277
SCHWEIKLE:	Das Quellenpotential im Gesetz der ungesättigten Strömung	283
SCHWERDTFEGER:	Grundwasserneubildung im Uelzener Becken unter Berücksichtigung unterschiedlicher bodenphysikalischer Verhältnisse	287

		Seite
SPONAGEL, MÜLLER, STREBEL, RENGER:	Beziehung zwischen Grundwasserflur- abstand und Pflanzenenertrag bei ver- schiedenen Fruchtarten	293
UTERMANN, RICHTER:	Ein Modell zur Beschreibung der ver- tikalen Verlagerung wechselwirkender Ionen in Böden	299
VORDERBRÖGGE, HARRACH:	Die Luftdurchlässigkeit als Gefüge- kennwert zur Beurteilung von Bewirt- schaftungseinflüssen	305
VOSS, ZAKOSEK, ZEPP:	Zur Messung und Simulation der Nitrat- Tiefenverteilung in mächtigen Löß- decken	311
ZEPP, ZAKOSEK:	Untersuchungen zum Bodenwasserhaus- halt und zur Versickerung in mächtigen Lößdecken des Main-Taunus-Vorlandes	317
<b>KOMMISSION II</b>		323
AHL, ALTEMÜLLER, SÖCHTIG:	Die Tonverteilung auf verschiedene Aggregatgrößenfraktionen des Bodens in Abhängigkeit von der organischen Düngung	325
ASCHE:	Schwermetalleinträge am Beispiel emissionsnah gelegener Waldökosysteme	331
BEHMELE:	Neue Aspekte zur Bildung von Humin- säuren aus p-Benzochinon	337
BENECKE:	Effects of acid deposition on groundwater quality	341
DIETZE, ULRICH:	Al-Bindungsformen und -Gleichgewichte im Sickerwasser saurer Böden, in Ge- genwart organischer Sickerwasserin- haltsstoffe	347
FISCHER:	Die Extraktion von Huminstoffen mit siedendem Wasser bei Unterdruck	353
GRUPE, WIEHMANN:	Untersuchungen zur Schwermetallbe- lastung von Böden und Pflanzen im Überflutungsbereich von Rhein und Sieg	359
HERSEMANN, SÖCHTIG:	Veränderungen der Art und Menge der organischen Bodensubstanz in Abhängig- keit von Standort und Bewirtschaftung, gemessen an einigen chemischen und biologischen Parametern	365
HILDEBRAND:	Ionengleichgewichte in Mineralböden von Fichtenstandorten mit nadelanaly- tisch festgestellten Ca-, Mg- und K-Mangelzuständen	371

	Seite
KÖGEL:	Erfassung der Ligninkomponente in Waldhumusformen 377
KÖNIG:	Molekülgrößenverteilung, Komplexiierungs- und Adsorptionsverhalten natürlicher organischer Substanzen eines sauren Waldbodens und ihr Einfluß auf die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung 383
KUKOWSKI, BRÜMMER:	Untersuchungen zur Messung der Ad- und Desorption von organischen Chemikalien am Beispiel von Atrazin, 2,4-D und Pentachlorphenol 389
KUTSCH:	Neues Verfahren zur Gewinnung von niedermolekularen humusbegleitenden Inhaltsstoffen (Nicht-Huminstoffe) aus Rottematerialien verschiedener Herkunft (org. Abfälle, landwirtsch. Komposte u.ä.) 397
LAMERSDORF, KÖNIG:	Der Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf den Schwermetall-Output in 100 cm Bodentiefe und die Reaktion des pH-Wertes, des organischen C-Gehaltes und der Schwermetallkonzentration in wässrigen Bodenextrakten aus Bodenprofilen der Versuchsflächen auf die Düngungsmaßnahmen 403
LICHTFUSS:	Korngrößenfraktionierung zur Bestimmung der mineralogenen Spurenelementgehalte in Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel 409
MATZNER:	Wechselwirkung zwischen atmosphärischen Säureeinträgen und witterungsbedingten Versauerungsschüben in Waldböden 415
MESHREF:	Distribution of trace and rare alkaline and earth elements in Egyptian soils 417
MÜLLER, WILDHAGEN:	Wirkung hoher Kalkgaben und verschiedener Kalkformen auf den Humusgehalt und die Kalkbilanz auf norddeutschen Sandböden 423
MÜLLER-WEGENER:	Der Einfluß chemischer Eigenschaften von Huminstoffen auf die Bindung substituierter s-Triazine 429
NÄTSCHER, SCHWERTMANN:	Aluminiumformen in Auflagehorizonten saurer Waldböden 435
VIEMEYER:	Untersuchungen zum Einbau des Stickstoffes in Huminstoffe 441

		Seite
ROST-SIEBERT:	H- und Al-Ionen-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen	447
SCHEFFER, KUNTZE, DREYER:	Zum Einfluß der Temperatur auf die Löslichkeit der Bodenphosphate (Modellversuche)	453
SCHIMMING, WIESE, ZINGK, BLUME, LAMP:	Wasser- und Stickstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins	459
SCHMITT, STICHER:	Auswirkung der Ionenkonkurrenz im ternären System Blei/Cadmium/Kupfer bei der Adsorption im Boden	465
SCHULTZ, MAYER:	Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner Waldstandorte	471
SPITELLER:	Untersuchungen zum Stickstoff-Vorratsabbau zweier Waldökosysteme im Harz und Mont-Morency-Forest, Kanada	477
SÜSSER:	Säurepufferung von Waldböden aus dem Fichtelgebirge	483
WARAGHAI, BEESE:	Pufferverhalten und Ionenstatus von Waldbäumen auf unterschiedlich belasteten Böden	489
WEICHELT, FEROGH:	Reaktionen zwischen Ligninen und Düngerbestandteilen (Depotdüngereffekt)	495



KOMMISSION III

511

ALDAG, MEYER,  
JANSSEN: N<sub>2</sub>-Fixierungsleistungen von Blau-  
algen auf Ackerböden aus Löß und  
deren Beeinflussung durch Herbizide 513

BAUMGÄRTNER, OTTOW: Einfluß einer Fluor-Verbindung (NaF)  
auf die Nitrifikation im Boden 519

BECKER-HEIDMANN,  
MARTIN,  
SCHARPENSEEL: Radiokohlenstoffdatierung und Abbau  
von <sup>14</sup>C-markiertem Reisstroh zur  
Modellierung der Kohlenstoffdynamik  
eines Reisbodens 525

BERTRAM: Verlauf der stabilen Kohlenstoffiso-  
tope in natürlich gewachsenen Profi-  
len: Stratigraphisches Hilfsmittel  
und Modellgrundlage 531

BISCHOPINCK,  
OTTOW: Einfluß der Temperatur auf Kinetik  
und Gaszusammensetzung der Denitri-  
fikation in einem sandigen Lehm 537

BOSCH, GUTSER: Wirkung einer Stickstoff- und Strohdü-  
ngung auf Ertrag und N-Entzug so-  
wie chemische und biologische Boden-  
eigenschaften einer Lößbraunerde 543

CKHARDT: Über die Möglichkeit einer gezielten  
mikrobiologischen Kontrolle der  
Schwermetallbelastung von Abwässern  
und Klärschlamm 549

FISCHER, BARDTKE: Bodenfilter zur Reinigung geruchs-  
intensiver Abluft 557

LECKENSTEIN,  
ÄGER: Depositionsmessungen von Luftverun-  
reinigungen in Grünlandökosystemen 563

ERLITZIUS: Streuabbau als Indikator biotischer  
und abiotischer Faktoren 569

AGNOW: Populationen Stickstoff bindender  
Azospirillen und Enterobacteriaceae  
in der Rhizosphäre von Winterweizen  
und Wintergerste bei unterschiedli-  
cher Stickstoffdüngung im Freiland 575

ÖRGENSEN: Umsatz der Laubstreu im Kalkbuchen-  
wald 581

RATZ, WEIGMANN: Die Nutzung eines städtischen Ruderal-  
ökosystems für die Prüfung von Umwelt-  
chemikalien 587

	Seite
MARTIN, SCHARPENSEEL:	593
RICHTER, SCHEFFER, KUNTZE:	599
RISS, SCHWEISFURTH:	605
TROLLDENIER, WOLLERSHEIM:	611
WESTERNACHER, GRAFF:	617
WILKE:	621
<b>KOMMISSION IV</b>	623
BACH:	625
BOGUSLAWSKI:	631
FINCK:	637
GEHLEN, SCHRÖDER:	643
KERSEBAUM, RICHTER:	649
KNOOP, LAMP, SCHNUG:	655
MEUSER, LITZ, RENGER, FLEIGE:	661

		Seite
NIEDER, RICHTER:	Die Folgen der Bewirtschaftungs- änderung in Südniedersachsen für den C- und N-Haushalt in den Ap-Ho- rizonten von Löß-Ackerparabrauner- den	667
NORDMEYER, RICHTER:	Zum Abbauverhalten von Zuckerrüben- blatt im Boden	673
SCHNUG, LAMP, KNOOP:	Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit II. Beispiele und praktische Bedeu- tung	679
SCHRÖDER, HOFFMANN, WERITZ:	Ausprägung von Parametern der Boden- fruchtbarkeit in viehhaltenden und viehlosen Betrieben	685
SPRINGOB, ANLAUF, KERSEBAUM, RICHTER:	Räumliche Variabilität von Bodeneigen- schaften und Nährstoffgehalten zweier Schläge auf Löß-Parabraunerden	691
WESTING, SÖCHTIG:	Bestimmung der Wurzeldichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben	697
<b>KOMMISSION V</b>		703
ALAILY:	Nicht-hydrogene und hydrogene Boden- merkmale in der Zentral-Sahara	705
BENNE, ECKELMANN, HEINEKE, OELKERS, NOUR EL DIN:	DV-gestützte bodenkundliche Landes- aufnahme	711
BENZLER, ECKELMANN:	Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200.000	713
BRONGER, HEINKELE:	Tonverlagerung in Lößböden mit einem "xeric" Bodenwasserhaushalt?	719
CAPELLE:	Die bodenkundliche Planungskarte für die Flurbereinigung	725
DAHM-ARENS:	Die Bodenbildungen aus den Gesteinen des Zechsteins am Ostrand der Rheini- schen Masse	727
GIANI, GIANI:	Bedeutung der Methanproduktion für die geogene Phase der Marschenent- wicklung	733
RENZIUS:	Die Ökochorenkarte 1 : 50.000 von Berlin (West), ihr bodenkundlicher Inhalt	739

		Seite
JAHN, STAHR:	Entwicklung der Standorteigenschaften einer Chronosequenz aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes - Kanarische Inseln	745
KLAMM, VIEBROCK:	Bodenkundliche Untersuchungen zur Herkunftsbeziehung des Baumaterials des skytischen Kurgans Certomlyk in der Schwarzmeer-Lößbodensteppe bei Nikopol	751
KNEIB:	Bodenvariabilität und regionale Ertragssicherheit in Schleswig-Holstein	757
KUES, VOIGT:	Bodenkundliche Standortaufnahme in städt. Parks	763
LAMP:	Bodeninformatik - ein neues Fachgebiet der Bodenkunde?	765
LASSONCZYK, WIECHMANN:	Untersuchungen zur Verlagerung und Immobilisierung löslicher organischer Stoffe in Sandböden	771
LIENEMANN, GEBHARDT:	Genese und Klassifizierung anthropogener Böden Nordwestdeutschlands	777
MÜLLER:	Zur regionalen Verbreitung der Bodentypen der Marsch und deren Deutung	783
SEMMELE:	Geomorphologie als Hilfsmittel der Bodenkartierung	789
STREMMER:	Die Datierung der Pedostratigraphie	795
THÖLE:	Ein archäologischer Befund zur Genese und Altersstellung von Fe-Bändchen-Horizonten (thin-iron-pan)	803
TRIBUTH:	Ein Beitrag der Tonmineralogie und Granulometrie zur Bodengenetik	809
VOGG:	Aspekte zur rezenten und reliktschen Merkmalbildung von Wüstenböden der westlichen Zentral- und Südsahara	811
<b>KOMMISSION VI</b>		81
AUERSWALD:	Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen	81
BLUME, MOUIMOU:	Wasser- und Gasdynamik von Deponieböden	82
BURGHARDT:	Untersuchungen zu den Vorgängen der Korngrößenverteilung am und im Dränrohr	82

		Seite
DIEZ:	Grundlagen und Entwurf einer Erosionsgefährdungskarte von Bayern	833
ERPENBECK:	Zur Qualität von Sicker- und Dränwässern aus unterschiedlich genutzten landwirtschaftlichen Flächen und deren Bedeutung für die Belastung von Gewässern	841
GENEAD:	Effect of bitumen emulsions application on moisture and temperature properties of sandy soils	847
GRAMATTE:	Die Auswirkungen des herbstlichen Laubfalls der Ufergehölze auf Fließgewässer	853
GÖNNEWIG:	Bodenschutz durch Umweltverträglichkeitsprüfung von Abgrabungen	859
KAINZ:	Verlauf des relativen Bodenabtrags unter Mais	865
KRONEN:	Luftbildinterpretation, eine Möglichkeit zur Einschätzung von Bodenerosion und Konservierungsmaßnahmen am Beispiel Umuaramas (Paraná, Südbrasilien)	867
MOLLENHAUER:	Mehrjährige Untersuchungen zum Verhalten von Oberflächenabfluß und Stoffabtrag landwirtschaftlicher Nutzflächen	873
ROTH, MEYER, FREDE:	Infiltrations-Abfluß-Messungen mit einem beweglichen Regensimulator zur Frage der Erosionsminderung durch Mulch-Direktsaat auf Latosols in Paraná/Brasilien	879
SCHÄFER, KUNTZE:	Zur Abgrenzung von Bodenreifungsstadien von Spülgut durch physikalische Parameter	885
SCHREY, HARTGE:	Der Einfluß von Kleinreliefformen auf Erosion und Infiltration lösbürftiger Ackerflächen	891
STRZYSZCZ:	Verwitterungsprozesse und Verwitterungsprognostik in Bergbau-Halden für die Rekultivierung	897
WEINZIERL, MORITZ, ZWÖLFER:	Rekultivierung großflächiger Abraumhalden mit anschließender landwirtschaftlicher Nutzung	903

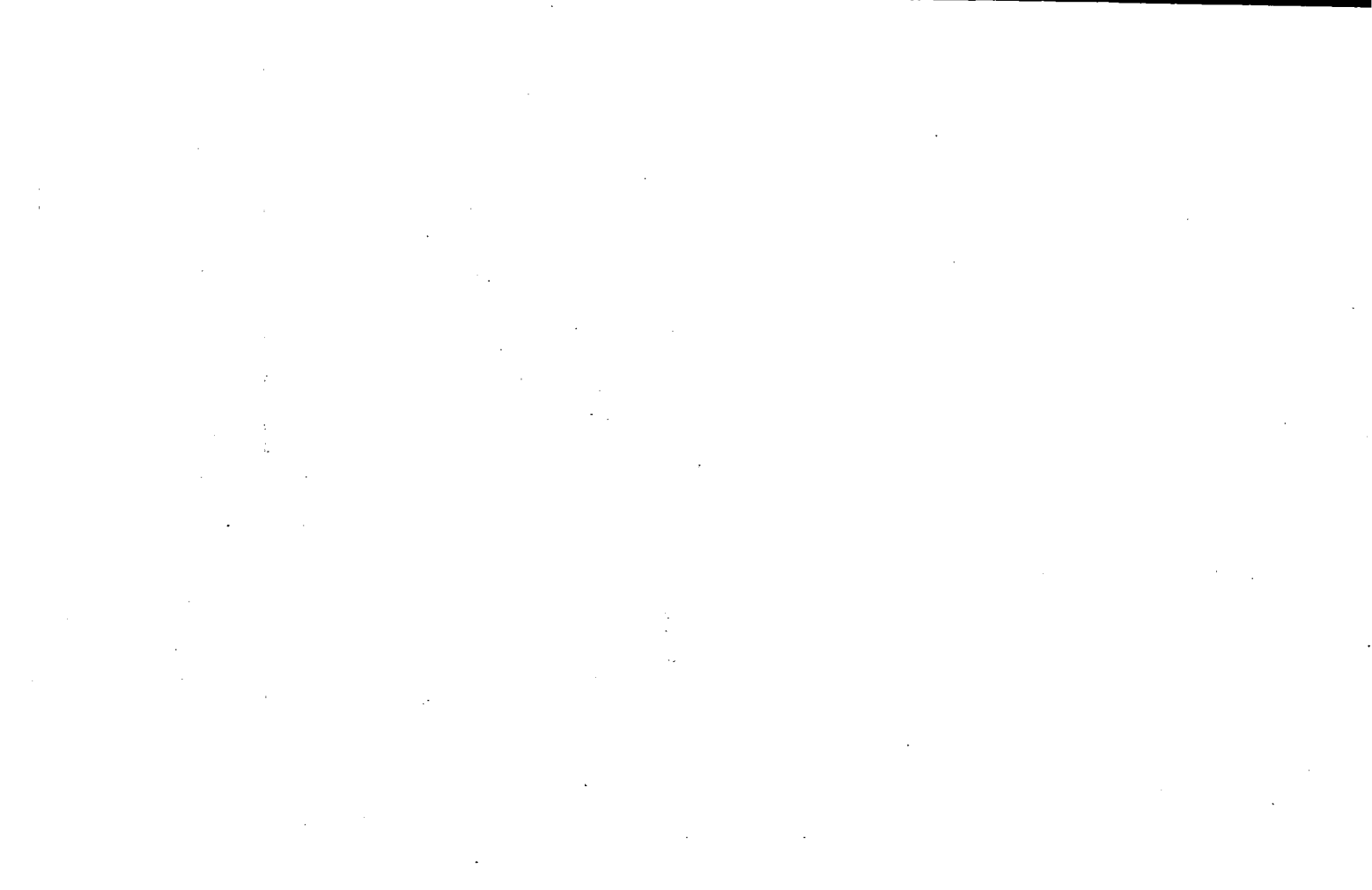
KOMMISSION VII

FELIX-HENNINGSEN, SPIES:	Mineralogische und geochemische Untersuchungen an jungmesozoisch-tertiären Verwitterungsprofilen des Rheinischen Schiefergebirges	911
FRIEDRICH:	Schichtladungsbestimmung und K-Freisetzung mit Alkylammonium an Tonfraktionen aus Lössen und Lössböden	917
GRAS, VON REICHENBACH:	Kontrollierte Oxidation eines Biotit-Vermiculits und Formen des Ladungsausgleichs	923
OSTLÄNDER, THYES:	Strukturuntersuchung und Identifizierung von Mineralien mit Hilfe elektronenoptischer Verfahren	925
SPIES, FELIX-HENNINGSEN:	Geologisch-mineralogische Untersuchungen der tiefgründig kaolinisierten Unterdevongesteine im Osthunsrück und der nordöstlichen Eifel	931
STANJEK:	Kurvenfitten von Lorentz- und polarisationskorrigierten Röntgenbeugungsdiagrammen	937
ZAREI, JAHN, STAHR:	Tonmineralneu- und -umbildung in einer Chronosequenz von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Spanien)	943

Gemeinsame Sitzung  
KOMMISSIONEN II UND IV

ANDRES, BECKER:	CO <sub>2</sub> -Konzentrationen in einem aufgelockerten Kalksteinverband unter Buchenwald und deren Bedeutung für die Carbonatabfuhr mit dem Sickerwasser	951
GEHRMANN:	Chemischer Bodenzustand ausgewählter Waldstandorte am Beispiel einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen	957
HANTSCHEL, KAUPENJOHAN, SCHAAF, HORN, ZECH:	Wasser- und Elementtransport in unterschiedlich gedüngten, geschädigten Waldökosystemen	963
KAUPENJOHAN, HANTSCHEL, HORN, ZECH:	Nährstoffversorgung gedüngter, unterschiedlich geschädigter Fichten auf Immissionsbelasteten Standorten in NO-Bayern	969
LOHMANN:	Strukturen der räumlichen Variation bodenkundlicher Größen in einem Feuchtschwarzerdegebiet	975

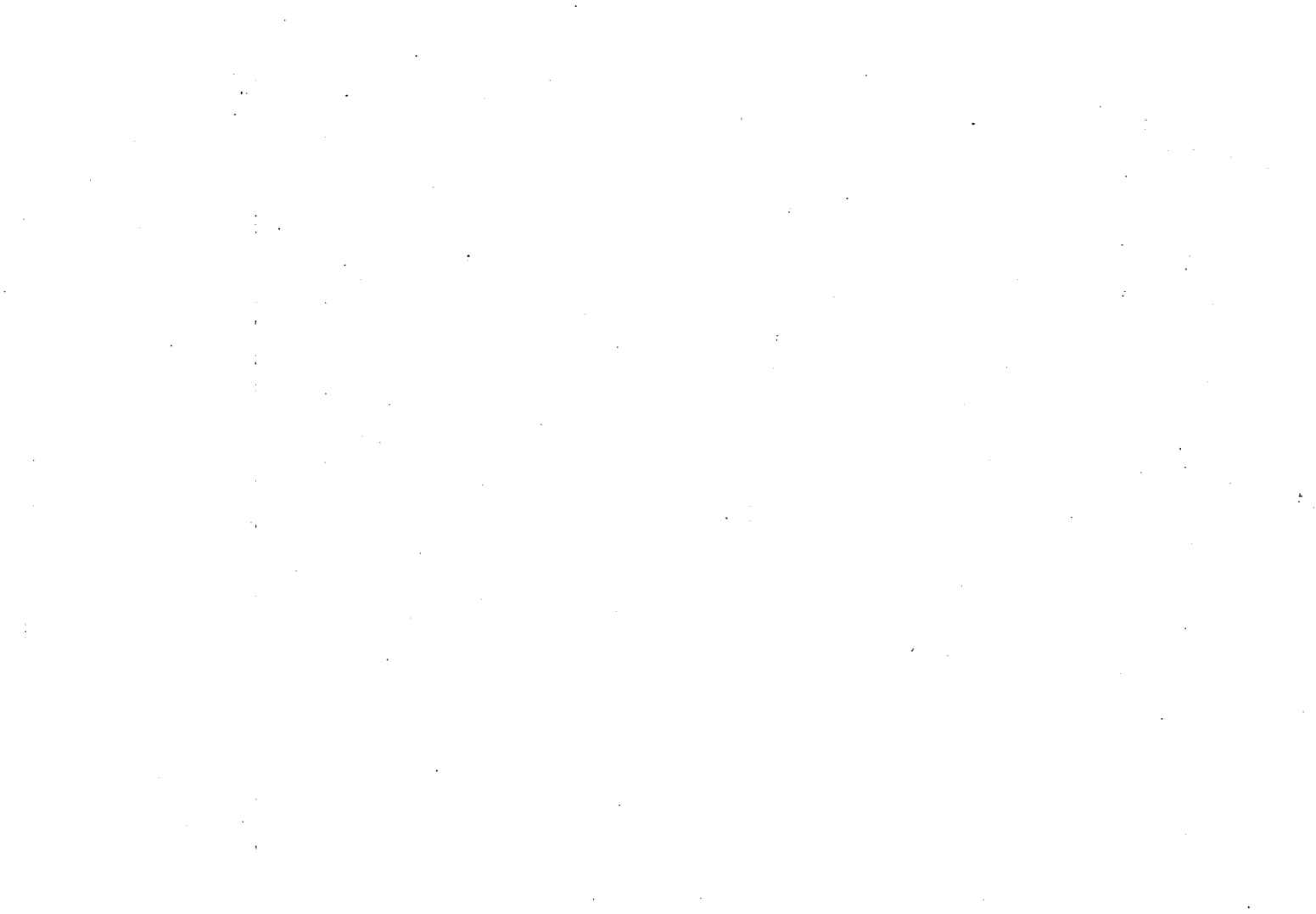
	Seite
MEIWES:	Bioelementbilanz eines Buchenwald- ökosystems auf Kalkgestein 981
NEMETH, HARRACH, KUNZMANN:	Untersuchung von Waldböden unter- schiedlicher Trophiestufen mit Elek- tro-Ultrafiltration (EUF) 987
<b>SONDERBEREICHE:</b>	993
BENNE:	Bodenkunde im Unterricht des Berufs- bildungsjahres 995
<b>BODENKATASTER-COLLOQUIUM:</b>	1001
STAHR:	Bemerkungen zum Bodenschutz 1003
<b>ARBEITSKREIS - BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND WASSERSCHONGEBIETEN</b>	1007
WARSTAT:	Auswertung von Bodenkarten bezüg- lich der Nitrataustragsgefährdung von Böden 1009





MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

Referate  
der  
Sitzung des Arbeitskreises  
- Informationssysteme in der Bodenkunde -  
11. März 1985  
HANNOVER



Automatische Meßdatenerfassung im Gelände

von

Bork, H.-R., W. Max u. H. Rohdenburg<sup>+</sup>)

Die folgenden Ausführungen zur automatischen Meßdatenerfassung im Gelände basieren vor allem auf Erfahrungen, die im Rahmen der DFG-Forschergruppe "Wasser- und Stoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete..." an der Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie der TU Braunschweig gewonnen wurden.

Zunächst wird die automatische Meßbarkeit einiger Parameter im Boden und an der Bodenoberfläche diskutiert, anschließend wird eines der verwendeten Datenerfassungssysteme vorgestellt.

1. Mit Sensoren automatisch meßbare Parameter

Eine störungsfreie und quasi-kontinuierliche Messung im Gelände erfordert von den verwendeten Sensoren

- die weitgehende Wartungsfreiheit,
- langfristig konstante Eigenschaften,
- Umweltfestigkeit (Stabilität auch bei ungünstigen Witterungsbedingungen),
- soweit erforderlich Temperaturkompensation und
- nach Möglichkeit eine netzunabhängige Versorgung.

1.1. Messungen im Boden

Für bodenphysikalische Untersuchungen ist vor allem die Messung folgender Parameter von Bedeutung:

- Bodenwasserspannung,
- Bodenwassergehalt,
- Dichte des Bodens,
- Bodenluftdruck,
- Bodentemperatur,
- Bodenwärmestrom und
- Tiefe der Grundwasseroberfläche.

---

\* Abteilung für Physische Geographie und Landschaftsökologie  
Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c  
D-3300 Braunschweig

Die Wasserspannung im Boden bis zu maximal 900 cm WS kann mit Tensiometern direkt gemessen werden. Herkömmlicherweise werden Wasser- und Quecksilber-Tensiometer, in den letzten Jahren vor allem Einstich- und Druckaufnehmer-Tensiometer verwendet. Die einfache und preiswerte Herstellung zeichnen Wasser-, Quecksilber- und Einstich-Tensiometer aus. Die entscheidenden Nachteile dieser Geräte sind

- eine nicht durchführbare automatische quasi-kontinuierliche Messung
- und vor allem bei höheren Wasserspannungen der erhebliche Wassertransport durch die keramische Zelle in den Boden, somit die Befuchtung der Zellenumgebung und die Verfälschung der tatsächlichen Bodenwasserspannung.

Druckaufnehmer-Tensiometer, bei denen der Sensor wenige Millimeter über der Keramikzelle angebracht ist, vermögen diese Mängel wesentlich zu vermindern, allerdings ist der Bau mit vergleichsweise hohen Kosten und höherem technischen Aufwand (Kalibrierung der Druckaufnehmer) verbunden. Ist ein Meßfehler von etwa  $\pm 10$  cm WS tolerierbar, können die Kosten für ein Druckaufnehmer-Tensiometer unter 200 DM gesenkt werden. Ein kostengünstiges Druckaufnehmer-Tensiometer haben in jüngster Zeit MERKEL und GRIMMELSEN (1985) beschrieben.

Unter der großen Zahl der Verfahren zur Bestimmung des Wassergehaltes im Boden seien die Messung der Neutronendiffusion und der Gammastrahlen-Absorption erwähnt. Die im Gelände vorzunehmende Kalibrierung der Neutronen- und Gammasonden ist mit einem hohen Zeit- und Arbeitsaufwand verbunden. Die Vor- und Nachteile der Wassergehaltsmessungen mit Neutronensonden hat BRECHTEL (1983) diskutiert. GURR und JAKOBSEN (1978) haben über Erfahrungen mit dem Einsatz von Gammasonden im Gelände berichtet. Eine quasi-kontinuierliche Messung des Wassergehaltes ist mit diesen Geräten möglich.

Die Verwendung von zwei unterschiedlichen Strahlungsquellen - wie z. B. eine Cäsium<sup>137</sup>-Quelle und eine Americium<sup>241</sup>-Berylliumquelle - erlaubt die gleichzeitige Bestimmung von Wassergehalt und Dichte. Eine automatische und quasi-kontinuierliche Messung der Dichte ist wünschenswert, da dieser Parameter im Pflughorizont, bedingt durch Bodenbearbeitung und Witterungseinflüsse, einer starken jahreszeitlichen Dynamik unterliegt.

Insbesondere während und unmittelbar nach stärkeren Niederschlägen kann unter geschlossen infiltrierenden Wasserfronten eingeschlossene Bodenluft als Staukörper wirken und die Infiltrationskapazität erheblich vermindern. Das Ausmaß dieses Staueffektes, die Höhe des Bodenluftdruckes, kann mittels eines Druckaufnehmers und eines auf diesem angebrachten Kopfstückes automatisch registriert werden (vgl. BORK et al. 1985). Dieses Gerät ähnelt einem Druckaufnehmer-Tensiometer, es wird lediglich anstelle der Keramikzelle ein sternförmig durchbohrter PVC-Block am Sensor befestigt. Die Bohrungen haben einen Durchmesser von wenigen Millimetern und ermöglichen eine rasche Fortpflanzung des erhöhten Bodenluftdruckes zum Druckaufnehmer.

Die Bodentemperatur kann z. B. mit Platinmeß-Widerständen PT 100 automatisch gemessen werden, der Bodenwärmestrom mit Hilfe von Wärmefluß-Meßplatten.

Zur automatischen Ermittlung der Tiefe des Grundwasserspiegels unter der Bodenoberfläche bieten sich verschiedene Methoden an. So kann ein auf dem Pegelrohr angeschraubtes Ultraschall-Echolot die Tiefe des Wasserspiegels registrieren. Alternativ kann ein Druckaufnehmer wenige Zentimeter ober-

halb der Rohrbasis montiert werden, oder es wird eine Widerstandskette mit Reed-Relais und Magnetschwimmer im potentiellen Schwankungsbereich des Grundwasserspiegels befestigt.

## 1.2. Messungen an der Bodenoberfläche

Automatisch meßbar sind

- in unmittelbarer Oberflächennähe z. B. Bodenwasserspannung, Wassergehalt und Dichte,
- an der Oberfläche z. B. die Temperatur sowie
- auf der Oberfläche z. B. Abflußrate, Trübe und verschiedene Abflußeigenschaften.

Wenige Millimeter unter der Geländeoberfläche eingesetzte und mit einem Druckaufnehmer verbundene stabförmige Keramikzellen mit einem Durchmesser von 6 mm gestatten bei Saugspannungen unter 900 cm WS die oberflächennahe Messung der Wasserspannung. Wassergehalt und Dichte unmittelbar unter der Bodenoberfläche können mit Oberflächen-Gamma-Neutronensonden gleichzeitig und quasi-kontinuierlich ermittelt werden.

Zur Messung der Oberflächentemperatur verwendet die Zentrale Agrarmeteorologische Forschungsstelle des Deutschen Wetterdienstes im Versuchsgebiet Neuenkirchen ein Infrarotthermometer mit einer Schwenkeinrichtung für verschiedene Meßflächen und die Eichfläche.

Feldmessungen des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrages können unter natürlichen oder unter simuliertem Niederschlag ausgeführt werden. Derartige Messungen setzen die Sammlung des Oberflächenabflusses von einer definierten (offenen oder abgegrenzten) Fläche in einem Meßgerinne voraus (vgl. BORK 1983). In diesem kalibrierten Meßkanal kann über den Wasserstand die Abflußrate automatisch in hoher zeitlicher Auflösung bestimmt werden. Als Sensoren können z.B. ein Ultraschall-Echolot, eine frostsicher angebrachter hochgenauer Druckaufnehmer oder eine engständige Widerstandskette mit Reed-Relais und Magnetschwimmer dienen.

Die indirekte und quasi-kontinuierliche Messung von Schwebstofffrachten erfolgt üblicherweise mit fotoelektrischen Durch- oder Streulicht-Trübemessern. Die Anwendbarkeit verschiedener handelsüblicher Trübemesser zur Bestimmung des Feststoffgehaltes im Abfluß hat ENGELSING (1981) analysiert und diskutiert.

Darüber hinaus können die Temperatur des Abflusses mit Platinmeßwiderständen und chemische Abflußparameter (z.B. pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Konzentrationen verschiedener Ionen) mit unterschiedlichen Elektroden automatisch gemessen werden.

## 2. Ein netzunabhängiges Datenerfassungssystem für komplexe landschafts-ökologische Messungen

Die automatische und quasi-kontinuierliche Messung der o.g. Parameter und damit der Anschluß der erwähnten Sensoren sowie die üblichen Geländegebenheiten verlangen von einem Datenerfassungssystem:

- Netzunabhängigkeit,
- Autonomie über mehrere Wochen,
- Umweltfestigkeit (einsetzbar auch bei extrem hohen und niedrigen Temperaturen, hoher Staubbelastung und hoher Luftfeuchte),
- Schutz vor Blitzeinschlag,
- Datenspeicherung ohne die Verwendung mechanischer Bauteile,
- freie Wahl des gewünschten Meßablaufes und der Meßintervalle,
- hohe Meßgenauigkeit,
- Reproduzierbarkeit der Meßwerte,
- Anschließbarkeit einer größeren Zahl von Sensoren,
- Steuerung externer Geräte,
- sofortige Umrechnung der Meßwerte in skalierte Größen und
- sofortige Berechnung von Summen, Mittelwerten, Ausreißertests usw.

Da kein netzunabhängiges Mehrkanal-Datenerfassungssystem, das diese Anforderungen erfüllt, auf dem Markt angeboten wurde, entwickelten Mitarbeiter der Abt. für Physische Geographie und Landschaftsökologie der TU Braunschweig in Zusammenarbeit mit der Fa. ELSA-Stolberg und der Technischen Fachhochschule Berlin ein entsprechendes System (vgl. MAX und ROHDENBURG 1985).

Die Datenerfassungsanlage besteht aus zwei Subsystemen, die jeweils auf einem Mikroprozessorsystem in CMOS-Technologie (NSC 800) basieren und mit Betriebsprogrammen in der Sprache PASCAL ausgestattet sind, sowie einer Basisstation:

- dem eigentlichen Datalogger mit dem Betriebssystem OEKOMET,
- dem Kommunikationssystem (einem Feldcomputer mit CP/M-Betriebssystem und den Programmen DIACOM sowie KOMDAT) und
- der Basisstation, einem voll ausgebauten stationären Mikrocomputersystem mit 8 Zoll Floppy-Disk-Laufwerken als Massenspeicher (CP/M-Betriebssystem).

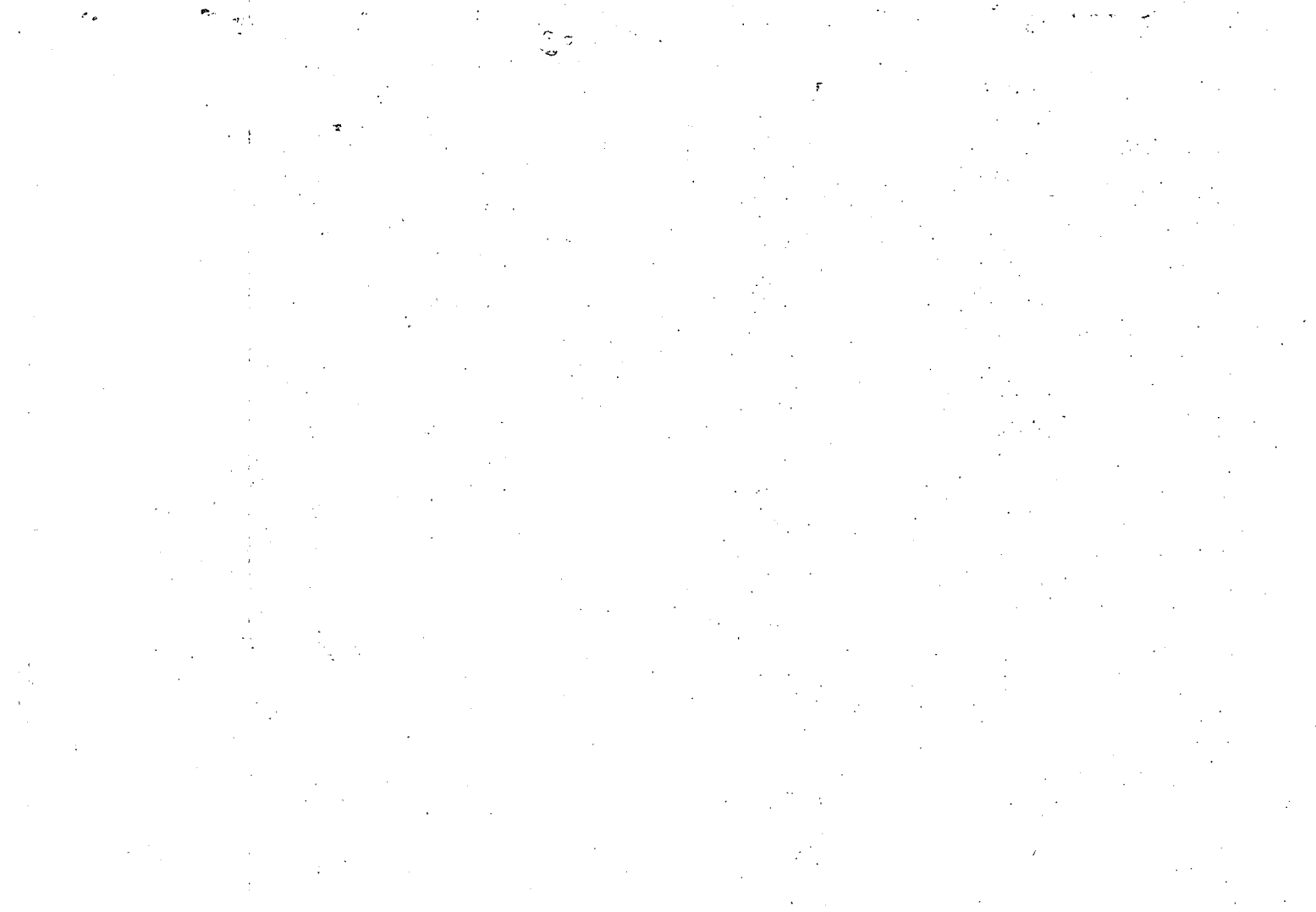
Das Meßdatenerfassungssystem des Dataloggers enthält ein Modul zur Spannungs- bzw. Stromversorgung von Sensoren, einen zentralen Analog-Digitalwandler mit sehr hoher Auflösung, einen erweiterbaren 8-Kanal-Multiplexer, 8 kaskadierbare digitale Zähler und 4 frei programmierbare Relais. Die Stromversorgung erfolgt über Batterien, durch den Anschluß eines Solarpanels kann der autonome Meßzeitraum erheblich verlängert werden. Der Feldcomputer ist ein netzunabhängiges und transportables Mikroprozessorsystem mit Digital-Kassettenlaufwerk. Er kann auch als mobiles Dateneingabegerät im Gelände oder Institut, sowie als eigenständiger Rechner verwendet werden.

Die Basisstation dient zur Prüfung, Auf- und Weiterverarbeitung der Meßdaten.

### 3. Literaturverzeichnis

BORK, H.-R. (1983): Die quantitative Untersuchung des Oberflächenabflusses und der Bodenerosion. Eine Diskussion der an der Abt. für Physische Geographie und Landschaftsökologie der TU Braunschweig entwickelten Meßverfahren und Meßeinrichtungen. Geomethodica 8, 117-147, Basel.

- BORK, H.-R., NADJIB, A., NIEDER, H. & ROHDENBURG, H. (1985): Eine Sonde zur Messung des Bodenluftdruckes. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 1.3, Braunschweig (in Vorbereitung).
- BRECHTEL, H.-M. (1983) (Hrsg.): Probleme beim Einsatz von Neutronensonden im Rahmen hydrologischer Meßprogramme. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 50, 301 S.
- ENGELSING, H. (1981): Die Verwendung photoelektrischer Trübungsmesser zur Schwebstoffmessung. In: de Haar, U. (Hrsg.): Wasserhaushalt und Gewässer. Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 2, 193-210, Kirchzarten.
- GURR, C.G. & JAKOBSEN, B. (1978): Gamma probe for measurement of field bulk density and water content. In: W.W. Emerson, R.D. Bond & A.R. Dexter: Modification of soil structure, 127-133, Chichester.
- MAX, W. & ROHDENBURG, H. (1985): Ein netzunabhängiges System für komplexe landschaftsökologische Messungen unter schwierigen Umweltbedingungen, Teil I Hardware. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 1.2, Braunschweig (im Druck).
- MERKEL, B. & GRIMMEISEN, W. (1985): Bauanleitung für ein kostengünstiges Druckaufnehmertensiometer. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 1.2, Braunschweig (im Druck).





Erfassung der Grablochdaten der Bodenschätzung  
mit Hilfe von Markierbelegen

von

CORDESEN, E.<sup>+) , H.-K. SIEM<sup>++)</sup> u. J. LAMP<sup>+) )</sup></sup>

1. Problemstellung

Vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel und dem Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein wird eine Bodenkartierung des Stadtgebietes Kiel durchgeführt. Dazu sollen eigene Bodenbefunde durch Auswertung der verfügbaren Daten der Bodenschätzung ergänzt und eingetretene Veränderungen (Kolluvierung, anthropogene Auf- und Abträge etc.) aus dem Vergleich der früheren mit jetzigen Ergebnissen ermittelt werden.

Die bodenkundlich wichtigsten Daten der Bodenschätzung stammen von den Bestimmenden Grablöchern, die z.B. in Niedersachsen vom Landesamt für Bodenforschung (NLFb) flächendeckend digital erfaßt und ausgewertet werden (BENNE et al 1983). Das niedersächsische Erfassungssystem erfordert eine **zentrale** Eingabe an Bildschirmgeräten aufgrund zuvor eigens aufbereiteter Grablochdaten und greift dabei auf Programme interaktiver Datenerfassung und -korrektur zurück (HATJE und LAMP 1983).

Als Alternative dazu soll hier die Erfassung mit Markierbelegen vorgestellt werden, mit denen Grablochdaten **dezentral und ohne vorherige Aufbereitung** bei den einzelnen Finanzämtern ohne EDV-Geräte erfaßt werden können.

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

++) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 23 Kiel

## 2. Konzeption des Markierbeleges

**Allgemeines:** Der Markierbeleg ist aus (max. 1000) kleinen Markierfeldern aufgebaut, denen Merkmalsausprägungen zugeordnet wurden (Abb. 1): im oberen Teil sog. Klassen-Merkmale des gesamten Grabloches, unten Merkmale einzelner Horizonte oder Schichten.

**Klassen-Merkmale:** Sie bestehen aus der Kennung des Grabloches, für die die Gemarkungs-, Flur-, Tagesabschnitts- und Grablochnummer direkt übernommen werden, um eine eindeutige Zuordnung zu den Archivdaten des Finanzamtes zu ermöglichen. Die Daten (Kulturart, Zustandsstufe, Klassen-Bodenart etc.) werden unmittelbar aus den Schätzungsbüchern übernommen.

**Horizont-Merkmale:** Hier werden die Angaben zu Mächtigkeit, Farbe, Humus, Bodenart usw. für maximal vier Horizonte markiert. Im Gegensatz zum Verfahren in Niedersachsen werden die Angaben der Bodenschätzung, z.B. über die Bodenart, direkt übernommen. Korrekturen oder Übersetzungen in Terme der heutigen Bodensprache werden ggf. EDV-gestützt vorgenommen (s.u.).

## 3. Markierung der Grablochdaten

Die Grablochdaten werden durch Ausfüllen der Felder auf den Markierbelegen mit dem Bleistift entsprechend den Angaben des Feldschätzungsbuches erfaßt. Zur Aufnahme von Besonderheiten der Entstehungsart, der Geländeausformung, des Wasserhaushaltes und weiterer Klassen-Merkmale müssen auch das Acker- und besonders das Grünlandschätzungsbuch herangezogen werden (Abb.2, links oben).

Ein besonderes Problem stellt die Erfassung der Grablochpositionen dar, die auf den Ur- bzw. Feldkarten der Bodenschätzung eingezeichnet sind. Die Koordinaten der Grablöcher können als (Pseudo-) Hoch- und Rechtswert direkt in die Markierbelege eingetragen und später transformiert werden, oder die Position wird zunächst auf eine Grundkarte übertragen und wie nachfolgend beschrieben ausgewertet.

## 4. Aufnahme der Flächendaten (Klassengrenzen)

Die Klassenflächen wurden zusammen mit den Grablochpositionen aus der Reinkarte (=Schätzungsurkarte) mit einem Pantographen auf die Deutsche Grundkarte (DGK5) übertragen. Aus dieser wurden die



Koordinaten der Grablöcher abgelesen und in die Markierbelege übertragen. Dadurch ist die Position jedes Grabloches auch auf den Markierbelegen festgelegt (s. Abb. 2, rechts oben).

Ebenso könnten die Grenzen der Klassenflächen in digitalisierter Form von den Katasterämtern übernommen werden, die bereits Reinkarten in dieser Hinsicht bearbeitet haben. Eine Angleichung der Klassenflächengrenzen an die Reliefgegebenheiten könnte ebenfalls durch digitale Übernahme der Höhenlinien von den Landesvermessungsämtern erreicht werden.

### 5. Korrektur und Auswertung

Die vollständig ausgefüllten Markierbelege werden mit einem Markierungsleser über ein Leseprogramm auf Magnetband eingelesen. Im Rechenzentrum der Universität werden die Daten vom Magnetband überspielt und die Binärdateien in die Urdaten zurück übersetzt. Diese werden dann im "Dokumentations- und Abfrageprogramm für Schichten- und Probandaten" (DASP, NLFB) gespeichert.

Mit dem Programm können durch Korrekturoperationen fehlerhafte Grablochdaten ausgeschieden werden, die außerhalb des Wertebereiches liegen, und die Daten nach verschiedenen Kriterien (Kennung, Position etc.) sortiert, dann verknüpft und für bestimmte Aufgaben ausgelagert und aufgelistet werden (z.B. für Finanzämter).

Für die **taxonomische Auswertung** ist es notwendig, die Bestimmenen Grablöcher nach den Regeln der Bodensystematik zu klassifizieren. Dies kann mit Hilfe eines Übersetzungsprogrammes geschehen, wie dies am NLFB nach Vorschlägen von FLEISCHMANN u.a. (1979) durchgeführt wird. Die Übertragung dieses Verfahrens auf Böden Schleswig-Holsteins führte in einigen Fällen aber zu Mißklassifikationen, so daß einer flexiblen Übersetzung mit Hilfe der Abfrage- und Verknüpfungsfunktionen des DASP-Systemes hier der Vorzug gegeben wird.

Eine **ökologische Auswertung** kann aufgrund der Urdaten ohne vorherige Klassifikation erfolgen. Unabdingbare Voraussetzung ist in jedem Fall die Geländeeichung. Für einige Auswertungen, z.B. der nutzbaren Wasserkapazität und der Erodierbarkeit, liegen Richtlinien in der bodenkundlichen Kartieranleitung vor (AG BODENKUNDE), an anderen wird z.Z. gearbeitet.

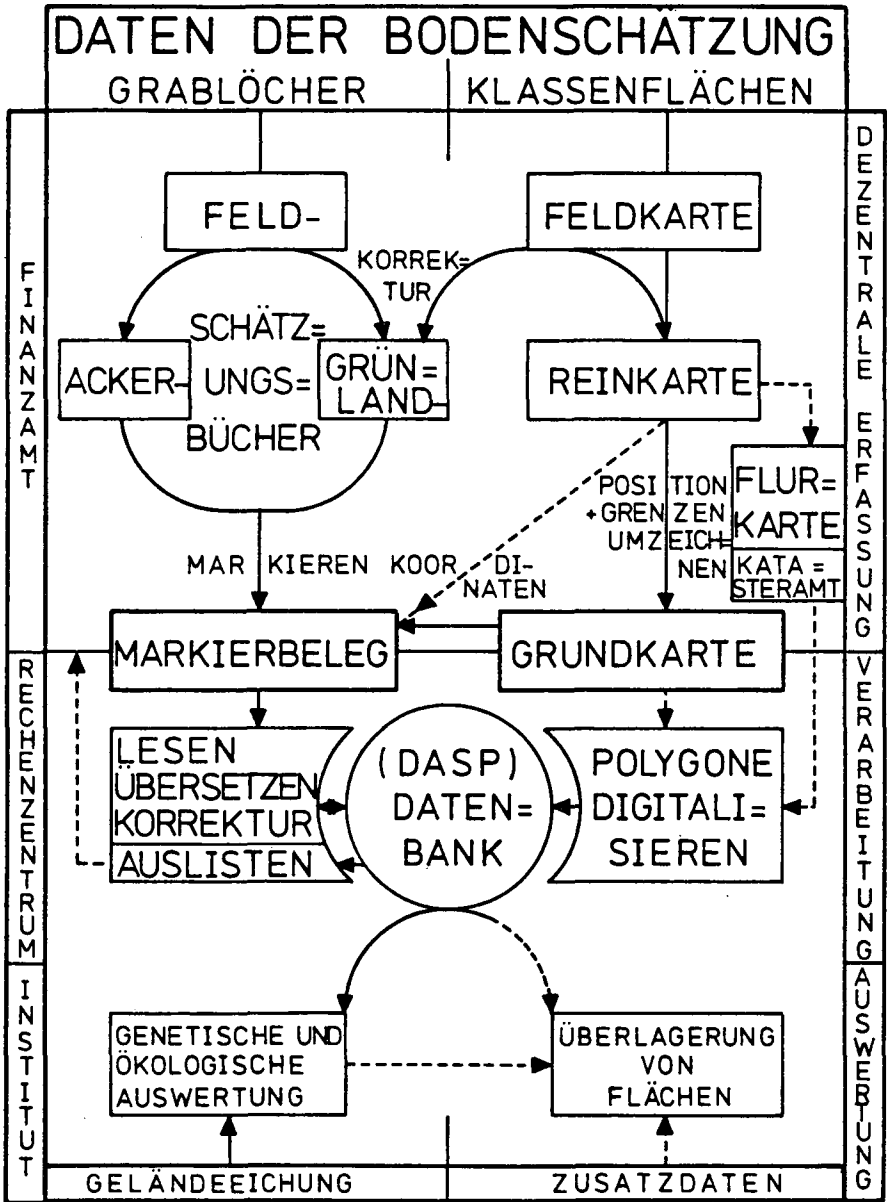


Abb.2: Ablaufschema zur Erfassung und Auswertung von Daten der Bodenschätzung

## 6. Ausblick und Schlußfolgerungen

Die Erfassung von Daten der Bodenschätzung mit Markierbelegen hat den Vorteil, daß unter Einbeziehung der örtlichen Kenntnisse amtlicher Bodenschätzer das überaus umfangreiche Datenmaterial mit nur einem manuellen Schritt der Digitalisierung zugeführt werden kann. Die mit der dezentralen Erfassung verbundene Verteilung des Arbeitsaufwandes ermöglicht eine insgesamt schnellere Bearbeitung des Gesamtaufkommens an Grablochdaten.

Mit der Auswertung von Bodenschätzungsdaten über Markierbelege ist ein einfaches, flexibles Instrument gegeben, das mittels einer dezentralen Erfassung und zentralen Auswertung zur schnelleren Übersicht der Bodenverhältnisse führen kann. Besonders wenn Daten der Reliefausprägung und Nutzungsverhältnisse hinzugezogen werden können sind gute Ergebnisse im Hinblick auf eine wesentlich schnellere Bearbeitung von Bodenkarten zu erreichen.

## 7. Literatur

AG BODENKUNDE: Bodenkundliche Kartieranleitung. 3.Aufl., Hannover 1982

BENNE, I., LAUKART, W., OELKERS, K.-H. u. SCHIMPF, U.: Realisierung der DV-gestützten Herstellung bodenkundlicher Karten unter besonderer Berücksichtigung der Bodenschätzung. Geol. Jb., A60, 103-118, Hannover 1983

FLEISCHMANN, R., E.HACKER u. K.-H.OELKERS: Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung. Geol.Jb., F6, Hannover 1979

HATJE, J. u. LAMP, J.: Das Kieler Boden-Informationssystem (KIBIS) Geol.Jb., A70, 67-83, Hannover 1983

KÜHNE, K.: DASP - Ein System zur Verwaltung und Auswertung geowissenschaftlicher Daten. Geol.Jb., A70, 41-59, Hannover 1983

Automatische Datenverarbeitung beim  
schweizerischen Bodenkartierungsdienst

von

Nievergelt, J.<sup>\*)</sup>

Der schweizerische Bodenkartierungsdienst erstellt seit über 20 Jahren Bodenkarten in den verschiedensten Massstäben. Dabei sind an Tausenden von Standorten in der ganzen Schweiz Bodendaten mittels Grabungen und Bohrungen erhoben worden. Erste systematische Auswertungen der enormen Informationsmenge, die in den Bodenprofilaufnahmen stecken, wurden über Lochkarten und Statistikprogramme gemacht (1).

Auf der anstaltseigenen EDV-Anlage (Data General Eclipse, MV 8000) steht seit wenigen Jahren ein Software-Paket für Tabellen-Kalkulationen zur Verfügung. Damit bietet sich die Möglichkeit eine Bodendatenbank einzurichten, ohne spezifische Software hinzukaufen oder solche selber entwickeln zu müssen. Im folgenden sind erste Schritte beschrieben, die im Hinblick auf ein schweizerisches Bodeninformationssystem gemacht wurden.

Vorerst ist eine Kartieranleitung (2) mit zugehörigem Datenschlüssel und Formblatt zur Datenerfassung entstanden, Abb. 1 und 2.

Die im Feld und Labor erhobenen Daten (Abb. 2) werden am Bildschirm-Terminal vom Data Management (Abb. 3) benutzerfreundlich abgefragt. Die Daten werden direkt ab Formblatt ins EDV-System eingespeist und in definitiver Form gespeichert. Die Daten eines Bodenprofils werden EDV-intern in einer Tabellenzeile mit 104 Kolonnen dargestellt. Ueber Zeilen- und Kolonnennummer kann auf ein bestimmtes Bodenmerkmal zugegriffen werden.

---

\*) Bodenkartierungsdienst der Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau  
CH 8046 Zürich

### Bodenskelettklassen-und-fractionen

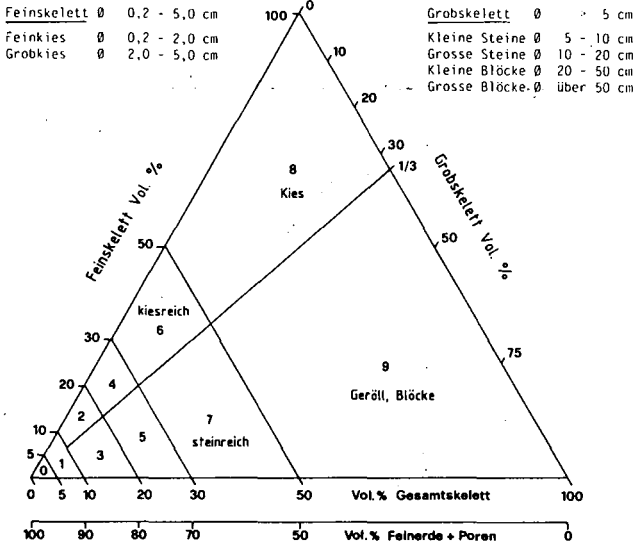


Abb. 1: Abgrenzung der Bodenskelettklassen, EDV-Code; aus (2)

SITUATION		TOPOGRAPHIE / GEOLOGIE		MATERIALIEN					
	SW NE	Daten-	Projekt	Profil-	Pedologe	Datum	Profilsbezeich.		
		schlüssel	Nr.	art				Nr.	
		1	173 H	JN	2002/10/18	10/10/10			
		Polit. Gem.	Bellwald VS				Gem.		
		Dist.	Ried, Biel				Nr.		
		Blatt-Nr.					koor-		
		1:25'000					dinate		
		Kartierungs-	b24						
		code							
BODENBESTIMMUNG									
Phäozem						Bodentyp	2		
Schwach gleitig, schwach sauer						Untertyp	G2E2		
Anmerkungen						Skeletthalt	0	0	
skelettfrei						Faierdekorung	2	2	
sandiger Lehm						Pflanzennutzbar	2	2	
tiefgründig (77cm)						Erddigkeit	2	2	
gross						Speichervermögen für leicht verfügbares Wasser	2	2	
Hangmulde in Tallinie, Wasserzügig						Neigung	32	Stufe F	
PROFILSKIZZE									
30	31	32	33	34	35	36	37	38	
Horizont		Profilklasse	Gefüge	Organ. Sub.	Ton	Schluff	Sand	Fein- 0,2-5	
Nr. Tiefe		Bezeichn.		%	%	%	%	Fein- 5-15	
				%	%	%	%	CaCO <sub>3</sub> Vol. %	
1		Ah <sub>10</sub>	///	kf	7,7	15,0	3,6	—	
2	12	Ast <sub>20</sub>	///	kf	3,8	12,6	28,6	—	
								5,5	
								10,2	
								2	
								4	
								6	

Abb. 2: Formblatt Bodenprofil (Ausschnitt), unterteilt in profil- und horizontbezogene Datenfelder



Die Eingabe der horizontbezogenen Daten ist dank der Möglichkeit der hierarchischen Strukturierung, d.h. der Definition ausgewählter Kolonnen (Bodenmerkmale) als Array, vereinfacht, Abb. 4. Horizontbezogene Daten können nach freier Wahl horizontweise oder merkmalsweise (= kolonnenweise) eingegeben werden. Für EDV-Rechenoperationen werden die hierarchischen strukturierten Tabellen bei Bedarf in einfache verwandelt. In Abb. 4 bedeutet:

- A: Zeilennummer = Interne Nummer des Bodenprofils
- B: Neigung am Standort in %
- C: Horizontnummer
- D: Horizontobergrenze in cm u.T.
- E: Horizontbezeichnung
- F: Gewichts-% organische Substanz
- G: Gewichts-% Ton
- H: Gewichts-% Schluff
- I: Gewichts-% Sand
- J: pH (CaCl<sub>2</sub>)

Das Programmpaket bietet von statistischen Berechnungen (z.B. Varianzanalyse) bis hin zur Unterstützung von Plotter - Graphiken eine ganze Palette von Auswertungsmöglichkeiten an, die interaktiv wählbar sind.

Neben der systematischen Bearbeitung der Bodenprofildaten der Schweiz ist u.a. geplant, die Kartierer bei ihren laufenden Projekten zu unterstützen, z.B. durch Erstellen von Arbeitslegenden. Ferner soll die Bodendatenbank mit den geometrischen Strukturen von Bodenkarten EDV-intern verknüpft werden, sobald die computergraphischen Möglichkeiten dazu verfügbar sind.

### Literatur

- (1) Peyer K., Systematische Auswertung der Bodenprofildaten der Bodenkarte M 1:25'000 Blatt Uster, Bulletin Nr. 6 der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz; 1982
- (2) Kartieranleitung des Bodenkartierungsdienstes der Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau; 1985, unveröffentlicht

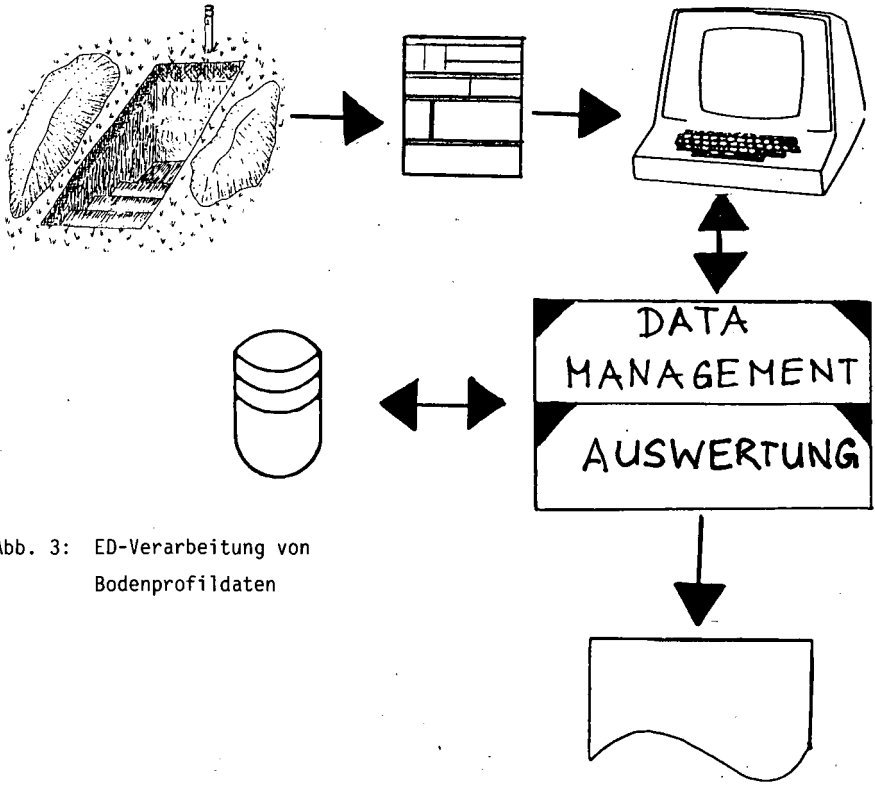


Abb. 3: ED-Verarbeitung von Bodenprofildaten

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
50:	8	1	0	'Ah	4.5	45.5	31.7	18.3	7.2
		2	17	'Bchk (s)	0.6	49.7	33.3	16.4	7.4
		3	50	'B'Ck (s)	0.1	27.5	56.8	15.6	7.7
		4	135						
51:	10	1	0	'Ah	5.2	35.3	45.2	14.3	7.2
		2	20	'Bw	1.5	42.5	45.6	10.4	7.4
		3	55	'Bch		21.9	57.9	20.2	7.6
		4	135	'Bcn		18.8	61.4	19.8	7.7
		5	170						

Abb. 4: Tabellendarstellung von Bodenprofildaten. Horizontbezogene Datenfelder, C - J, sind als Array definiert; Erläuterungen im Text

## Datenbanksysteme, eine kurze Einführung

von

Ramm, I.<sup>+</sup>)

### 1. Einleitung

In den geowissenschaftlichen Bereichen werden bereits seit längerem Erfahrungen mit der computergestützten Speicherung, Manipulation, Auswertung und Ausgabeaufbereitung von geowissenschaftlichen Daten gesammelt. Hieraus resultieren viele verschiedene graphische und alphanumerische Programme und Programmsysteme, die für spezielle Anwendungen konzipiert wurden. Um die Kommunikation zwischen verschiedenen Programmen zu ermöglichen und die Systeme auch anderen Anwendern zugänglich zu machen, muß die Dateiverwaltung, auf der die Programme und Systeme basieren, vereinheitlicht werden. An dieser Stelle ist der Einsatz eines Datenbanksystems in Erwägung zu ziehen.

Im folgenden werden Datenbanksysteme der Dateiverwaltung in Anwendersystemen gegenübergestellt. Für eine weitergehende Information über Datenbanksysteme werden [ScSt 83] und [Zeh 85] empfohlen.

### 2. Vorteile des Datenbankeinsatzes

Ein Datenbanksystem bietet entscheidende Vorteile gegenüber der Dateiverwaltung in Anwendungsprogrammen und -systemen. Um diese aufzeigen zu können, werden zuerst die Anforderungen des Endbenutzers an ein Anwendungssystem den Diensten, die ein Anwendungssystem auf Dateibasis tatsächlich bieten kann, einander gegenübergestellt. [HoWh 83]

Der Endbenutzer stellt die folgenden Anforderungen:

1. Daten können gespeichert, bearbeitet, wiedergewonnen werden, ohne daß sich der Endbenutzer um Datenstrukturen, Datenverwaltung und Programmierung zu kümmern braucht.
2. Das System soll automatisch für Datenintegrität (Widerspruchsfreiheit der eingegebenen Daten) und Datensicherheit (Schutz vor unberechtigtem Zugriff) sorgen.
3. Das System soll an den vorhandenen Rechner angepaßt sein.

---

+ ) Mitarbeiterin im Projekt "Entwurf einer Benutzerschnittstelle für eine graphisch-alphanumerische Datenbank" im Rahmen des DFG - SPP "Digitale geowissenschaftliche Kartenwerke"  
- Inst.f. Informatik, Abtlg. Datenbanken u. Informationssysteme, TU Braunschweig, Postfach 3329, 3300 Braunschweig

4. Das System soll portabel und hardwareunabhängig sein (für Erweiterung der Hardware, Betrieb auf anderen Rechnern).
5. Die Leistungsfähigkeit oder Effizienz in Bezug auf die Speicherung und Verarbeitung der Daten soll möglichst groß sein.
6. Das System muß in dem Sinn erweiterbar sein, daß neue, zusätzliche oder geänderte Anwendungen auf bestehenden Daten ausgeführt bzw. neue Datenfelder problemlos hinzugefügt werden können.

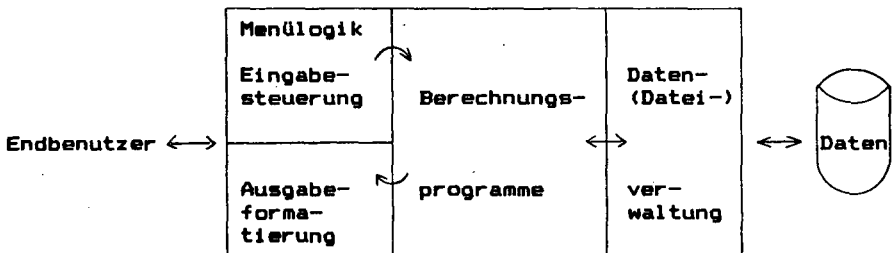
Der Endbenutzer wünscht, daß alle diese Anforderungen so kostengünstig wie möglich erfüllt werden.

Die Anwendungssysteme werden von Programmierern so erstellt, daß an erster Stelle die Entwicklung von funktionsfähigen Berechnungsprogrammen zur Manipulation und Aufbereitung der Daten steht. Dies ist das eigentliche Anliegen des Anwenders und Programmiers, durch das der Einsatz eines Computers erst gerechtfertigt wurde.

Hinzu kommen komfortable Ein-/Ausgaberroutinen, die dem Endbenutzer eine möglichst komfortable Kommunikation mit dem System bieten sollen.

Weiterhin muß sich jedoch der Programmierer, oder in einigen Fällen sogar der Endbenutzer, noch direkt um die Daten- und Dateiverwaltung kümmern, d.h. Speicherplatzberechnung, Mischen und Sortieren von Dateien, Speicherplatzfreigabe bei Datenlöschung, Platten-Ein-/Ausgabesteuerung, Verwaltung von Pointern und Indizes für Aufbau und Pflege von Zugriffspfaden, u.s.w..

Der Aufbau eines Anwendungssystems auf Dateibasis ist in Abbildung 1 dargestellt.



**Abbildung 1** Aufbau eines Anwendungssystems auf Dateibasis

Durch Anwendungssysteme auf Dateibasis werden die Benutzeranforderungen jedoch nur im folgenden Umfang erfüllt:

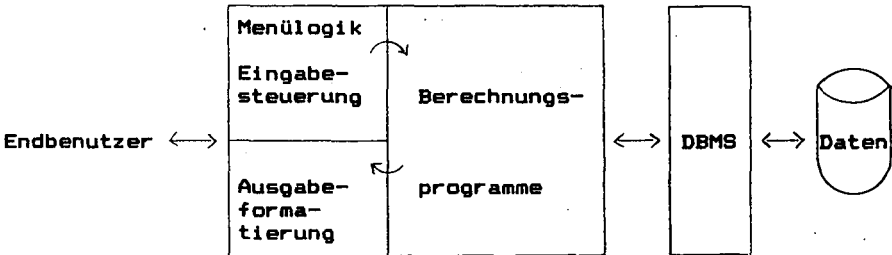
1. Es wird nicht immer gewährleistet, daß der Endbenutzer keine Kenntnisse über die physische Speicherung der Daten, Programmierkenntnisse bzw. Kenntnisse über den Aufbau des Anwendersystems benötigt.
2. Mechanismen für die Datensicherheits- und -integritäts-Überwachung sind gar nicht oder kaum vorhanden. Wenn ja, werden diese in jedem Anwendungssystem erneut programmiert.
3. Die Anwendungssysteme selbst sind in starkem Maße von der physischen Speicherung der Daten abhängig. Daraus folgt zwar eine gute Anpassung an den Rechner, für den das System entwickelt wurde, eine Änderung der Hardware würde jedoch eine Anpassung aller Anwendungssysteme zur Folge haben müssen (z.B. Speichermedium Magnetband wird ersetzt durch Platte).
4. Aus Punkt 3 folgt in diesem Fall direkt, daß solch ein Anwendungssystem nicht unbedingt portabel, das heißt auf anderen Rechnern ohne Änderung einsetzbar, ist.
5. Wegen der Hardware-Nähe der Anwendungssysteme lassen sich hier die jeweiligen Rechner-spezifischen Gegebenheiten ausnutzen und spezielle, für eine Problemlösung optimale, Datenstrukturen verwenden. Daraus folgt unter Umständen eine hohe Verarbeitungsgeschwindigkeit. In vielen Programmen werden jedoch dieselben Daten in unterschiedlichem Dateiformat bzw. Teilmengen derselben Daten benötigt. Hierzu sind jeweils Umsetzungen nötig. Das bedeutet zusätzlichen Verarbeitungsaufwand, oder die Daten werden mehrfach gespeichert, was zu hoher Datenredundanz und somit Speicherplatzverschwendung führt.
6. Für die Entwicklung neuer, zusätzlicher oder geänderter Anwendungen auf bestehenden Dateien ist eine genaue Kenntnis über die Zugriffspfade, das jeweilige Dateiformat und den Dateiinhalt notwendig. Für diese Anwendungen sind die bestehenden Zugriffspfade nicht unbedingt effizient, sie können jedoch nur unter großem Aufwand geändert werden.

Jede Änderung der Dateiformate oder Zugriffspfade erzwingt die Änderung sämtlicher darauf operierender Programme. Die Dateiformate sind für bestimmte Anwendungen und nicht für leichte Änderbarkeit konzipiert, daher ist es oft nicht möglich, nachträglich neue Datenfelder hinzuzufügen.

Mit diesen Anwendungssystemen kann also nur ein Teil der Anforderungen des Benutzers erfüllt werden. Diese Dienste sind sogar recht kostenintensiv, da sie in jedem Anwendungssystem neu geplant und programmiert werden müssen.

Ein Datenbanksystem hingegen ist als Werkzeug für die Entwicklung von Anwendungssystemen zu sehen, das viele der Dienste abnimmt bzw. überhaupt erst ermöglicht. Das Datenbanksystem wird (evtl. für jeden Rechnerotyp) nur einmal entwickelt und leistet gleichzeitig mehr. Die Dateiverwaltungs- und übergeordneten Betriebsaufgaben werden vom Datenbanksystem erledigt, der Anwendungsprogrammierer kann sich damit auf die für ihn wesentlichen Aufgaben der Erstellung von Datenaufbereitungs- und Auswertungsprogrammen konzentrieren und die Manipulation der Daten auf der logischen Ebene ausführen. Die Sicht des Endbenutzers bleibt erhalten oder wird dadurch vereinfacht, daß dieser sich nicht mehr um die physische Speicherung der Daten kümmern muß. Der Aufbau eines Anwendungssystems auf der Basis eines Datenbanksystems wird in Abbildung 2 dargestellt. Unter einem Datenbanksystem versteht man die Einheit aus Datenbankmanagementsystem (DBMS) und dem Datenbestand.

Durch den Einsatz eines Datenbanksystems wird eine physische Datenunabhängigkeit erreicht, die die Anwendungsprogramme immun gegenüber Änderungen der Datenstruktur, Speicheraufteilung und verschiedenen Zugriffsstrategien macht. Daraus folgt umgekehrt, daß Anwendungsprogramme leicht verändert, erweitert und neu hinzugefügt werden können.



**Abbildung 2** Aufbau eines Anwendungssystems auf der Basis eines Datenbanksystems

Die Fähigkeiten eines Datenbanksystems werden im einzelnen hierunter näher beschrieben.

Mechanismen für die Gewährleistung der Integrität:

1. Spezifikation von Wertebereichen für Daten,
2. Spezifikation von Bedingungen für konsistente Datenbankzustände (solche Bedingungen werden bei der Ausführung von Aktionen überprüft),
3. Transaktionsverwaltung (Zusammengehörige Aktionen werden in einem Block, erst nach Transaktionsende, auf einer Datenbank ausgeführt.),

4. Schreibautorisation, sodaß nur benannte Personen Daten ändern dürfen.

Mechanismen für die Kontrolle der Datensicherheit sind:

1. Benutzerkennungsprüfung,
2. Autorisationskontrolle für den Zugriff auf ausgezeichnete Datenmengen,
3. Sicherung der zugrundeliegenden Dateien gegen unberechtigtes Lesen über das Betriebssystem mittels Verschlüsselung der Daten.

Portabilität:

Das Datenbanksystem "paßt" auf die Hardware, für die es konzipiert wurde. Es gibt bereits Datenbanksysteme, die auf mehreren Rechnertypen implementiert sind, die Anwendungsprogramme sind in diesem Rahmen portabel.

Flexibilität:

1. Die Datenschemata können im laufenden Betrieb geändert werden, d.h. es können neue Datentypen zugefügt werden.
2. Der Umfang der Daten braucht vorher nicht bekannt zu sein und es können sehr große Datenmengen verwaltet werden.
3. Ein Datenbanksystem läßt auch eine interaktive Verarbeitung der Daten zu.

Effizienz:

1. Die Zugriffspfade können im laufenden Betrieb geändert werden, damit eine höhere Verarbeitungsgeschwindigkeit für geänderte Anforderungen erreicht werden kann.
2. Es gibt einen Anfrage-Optimierungs-Mechanismus, mit dessen Hilfe der schnellste Zugriff auf die gewünschten Daten ermittelt wird.
3. Die Daten können gezielt nach einer gewünschten Ordnung im Speicher plaziert werden (Clustering).
4. Man hat die Kontrolle über den Grad der Redundanz von Daten; redundante Daten können gehalten oder gelöscht werden, wie es für die effiziente Verarbeitung am günstigsten ist.

Außerdem bietet ein Datenbanksystem noch die folgenden, bisher noch nicht erwähnten Dienste:

### Mehrbenutzerbetrieb:

Mehrfachbenutzbarkeit des Datenbanksystemes, d.h. Sicherung des konkurrierenden Zugriffs auf Daten von verschiedenen Anwendungsprogrammen "zur gleichen Zeit".

### Recovery:

Sicherung des Wiederanlaufes, d.h. Gewährleistung des "richtigen" Datenbankzustandes nach einem Systemzusammenbruch.

Dies sind in groben Zügen die Möglichkeiten, die es in Datenbanksystemen gibt. Für genauere Erläuterungen wird auf die bereits oben angeführte Literatur verwiesen.

In den kommerziell verfügbaren Datenbanksystemen sind nicht immer alle diese Dienste implementiert. Vor allem aber gibt es für die speziellen Belange der Geowissenschaften und anderen "Nicht-Standard-Anwendungen" noch kein zufriedenstellendes Datenbanksystem; auf diesem Gebiet wird zur Zeit intensiv geforscht.

### 3. Literatur

- [HoWh 83] Holsapple, C.W.; Whinston, A.B.  
"Guidelines for DBMS Selection"  
in "Data Base Management: Theory and Applications"  
C.W. Holsapple, A.B. Whinston (eds.)  
D.Reidel Publishing Company, Dordrecht, Holland,  
1983, pp.175-191
- [ScSt 83] Schlageter, G.; Stucky, W.  
"Datenbanksysteme: Konzepte und Modelle"  
Teubner-Verlag, Stuttgart, 2. Auflage, 1983
- [Zeh 85] Zehnder, C.A.  
"Informationssysteme und Datenbanken"  
Teubner-Verlag, Stuttgart, 3. Auflage, 1985



MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

Referate der gemeinsamen Sitzung der  
Kommissionen II und IV

26. März 1985

GIESSEN

- Phosphatdynamik und Phosphatverfügbarkeit im Boden -

Bd. 43

1985



## Phosphatdynamik saurer organischer Böden

von

Blankenburg, J.\* u. B. Scheffer\*

### Einleitung

Saure Hochmoorböden haben eine sehr große Phosphatmobilität. Über den Entzug zugeführte Düngerphosphate unterliegen bei fehlenden Bindungspartnern für Phosphate der Auswaschungsgefahr. Daten zum Phosphataustrag von Gefäß- und Feldversuchen wurden bereits vorgestellt (KUNTZE u. SCHEFFER, 1979). Durch die Zufuhr von Eisenverbindungen läßt sich die Phosphatmobilität deutlich reduzieren. Mit diesem Beitrag wird der Einfluß langjähriger Kalkung und Anwendung unterschiedlich löslicher Phosphatdüngemittel auf die Phosphatmobilität aufgezeigt. Ziel aller Untersuchungen ist die Reduzierung des Phosphataustrages, um der Gefahr der Gewässer-eutrophierung entgegen wirken zu können.

### Material und Methoden

a) Feldversuch auf Grünland, Deutsche Hochmoorkultur, mit gestaffelter Kopfkalkung (5 - 80 dt/ha  $\text{CaCO}_3$ ) Phosphatdüngung mit Thomasphosphat.

b) Lysimeterversuch: Phosphatformen (Thomasphosphat, Hyperphos, Novaphos, Tripelphosphat) (s. BLANKENBURG, 1983). Kenndaten des Bodens sind in Tab. 1 gegeben.

---

\* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen

**Tab. 1: Boden des Lysimeterversuches  
vor Versuchsanlage**

	Hh
Zersetzungsgrad (H)	2-3
pH (CaCl <sub>2</sub> )	3,2
Rohdichte tr. g/l	140
Asche % d. TM	1,9
N <sub>t</sub> "	1,0
K <sub>t</sub> "	0,02

in mg/100 ml

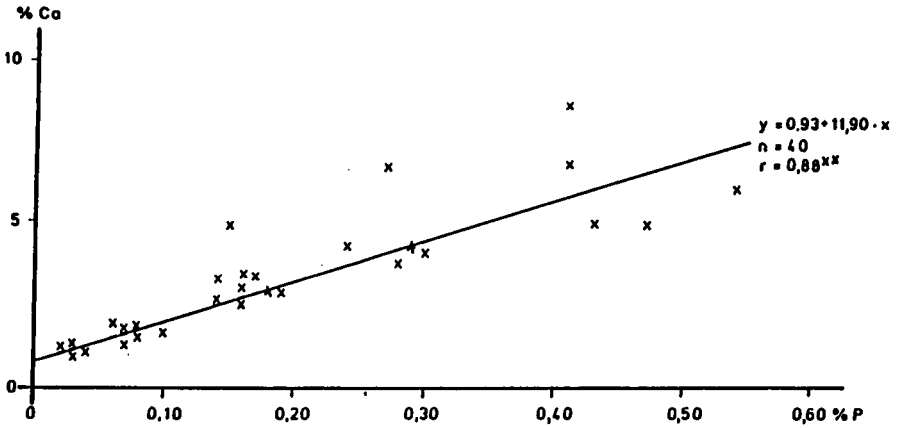
P <sub>t</sub>	2,2
Ca <sub>t</sub>	54,6
Fe <sub>t</sub>	9,0
DL-P	0,2
H <sub>2</sub> O-P	0,6
sorb. Al	0,9

## Ergebnisse

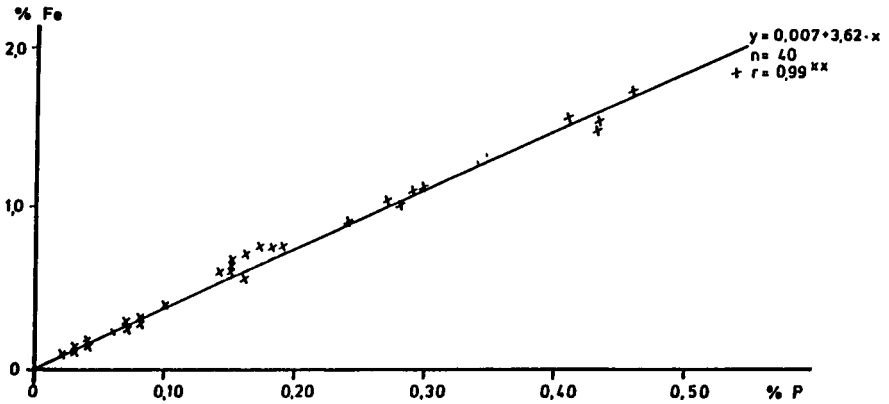
### Kalkwirkung (Feldversuch)

-----

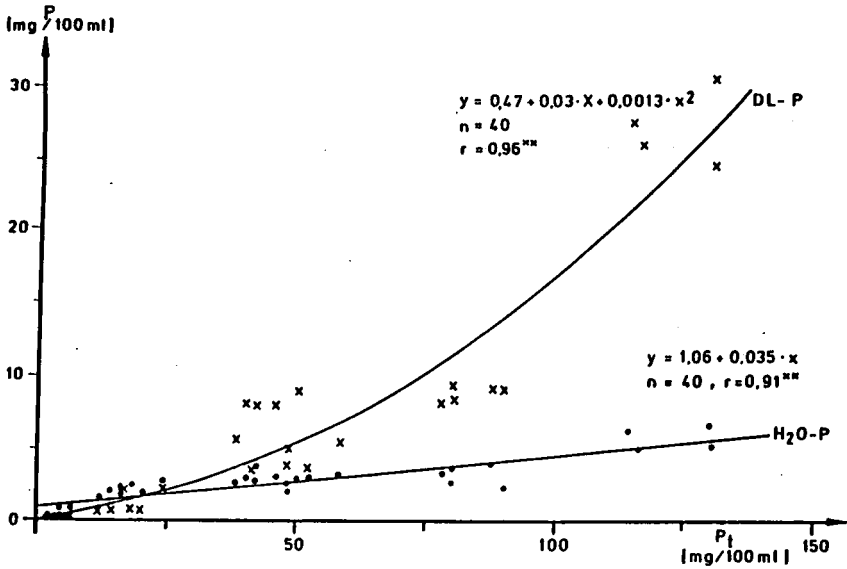
In den kalk- oder eisenreichen oberflächennahen Schichten 0-2 cm, 2-5 cm und 5-10 cm (z.T. auch 10-20 cm) treten größere Phosphoranreicherungen auf. Die sich einstellenden Phosphorgehalte sind den Calcium- und Eisengehalten gegenübergestellt (Abb. 1 u. 2). Eisen zeigt dabei eine wesentlich engere Beziehung zum Phosphorgehalt als Calcium. Phosphorgehalte  $\geq 0,35$  % sind erst bei Calciumgehalten  $\geq 5$  % zu erreichen, jedoch schon mit Eisengehalten  $\leq 1,2$  %. Die pH-Werte liegen bei Calciumgehalten  $\geq 2-3$  % über den empfohlenen Wert von 4,5.



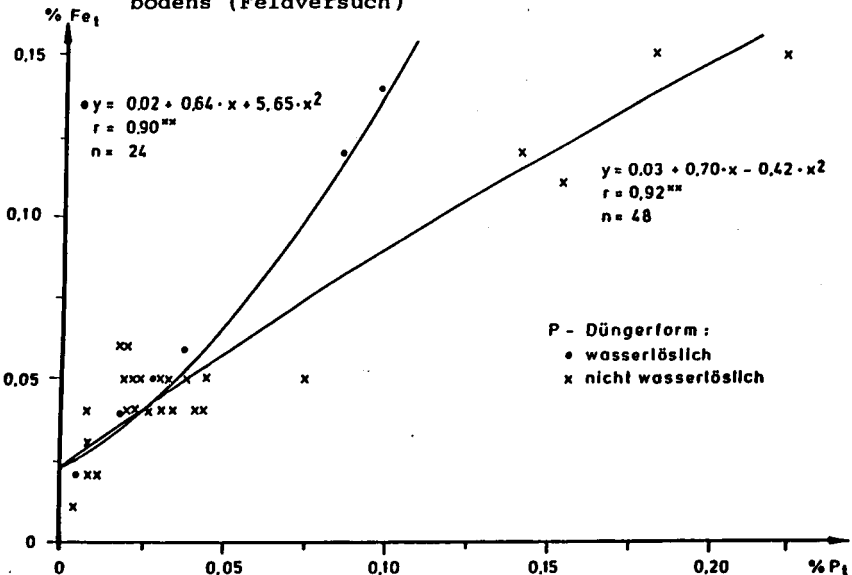
**Abb.1:** Korrelation zwischen Phosphor- und Calciumgehalt des Hochmoorbodens (Feldversuch)



**Abb.2:** Korrelation zwischen Phosphor- und Eisengehalt des Hochmoorbodens (Feldversuch)



**Abb.3:** Doppellactat- (DL-P) und wasserlösliches Phosphat (H<sub>2</sub>O-P) in Abhängigkeit vom Gesamtphosphorgehalt (P<sub>t</sub>) des Hochmoorbodens (Feldversuch)



**Abb.4:** Gesamtphosphorgehalte in Abhängigkeit der Phosphatform und vom Eisengehalt des Hochmoorbodens (Feldversuch)

Die mit Wasser bzw. der Doppellaktatlösung extrahierbaren Phosphate unterscheiden sich bei höheren Gesamtphosphorgehalten sehr stark (Abb. 3). Bis zu einem Phosphorgehalt von 25 mg/100 ml  $P_t$  gibt es zwischen beiden Extraktionsverfahren keine Unterschiede, ca. 2 % von  $P_t$  sind extrahierbar; über 125 mg/100 ml  $P_t$  werden nur 5 % als  $H_2O$ -P, dagegen 25 % als DL-P erfaßt. Mit der Anhebung der  $P_t$ -Gehalte durch die Düngung mit Thomasphosphat steigt die Doppellactatlöslichkeit deutlich an.

#### Phosphatformen (Lysimeterversuch)

-----  
Auswirkungen unterschiedlicher Düngerphosphatformen auf die Veränderungen der  $P_t$ -Gehalte nach einer dreijährigen Versuchszeit sind in Abhängigkeit vom Eisengehalt des Bodens in der Abb. 4 dargestellt. Bei maximalen Eisengehalten von nur 0,15 % werden  $P_t$ -Gehalte bis 0,10% mit wasserlöslichen Phosphaten (Tripelphosphat) erreicht. Nur mit wasserunlöslichen Phosphatformen (Hyperphos und Novaphos) werden im Boden  $P_t$ -Gehalte erreicht, die 0,20 % überschreiten.

#### Diskussion

Möglichkeiten zur Reduzierung der hohen Phosphatmobilität bei Hochmoorböden durch Kalkung sind begrenzt. Zur Sorption von Phosphaten sind sehr hohe Calciumgehalte erforderlich, die sich aus Gründen torfkonservierender Maßnahmen und verschlechternder bodenphysikalischer Eigenschaften verbieten. Für landwirtschaftliche Nutzungen wird deshalb pH 4,5 in Hochmoorböden seit langem empfohlen (BADEN, 1966). Alternativ könnten Eisenoxide und Aluminiumsilikate für die Sorption der Phosphate interessant sein. Obwohl Eisen durch die organische Substanz chelatisiert wird, können Phosphate weiterhin sorptiv gebunden werden (BRADLEY und SIELING, 1953). Deutlich wird dies durch geringe wasserlösliche Anteile vom  $P_t$  und steigende doppellactatlösliche Anteile mit zunehmendem Eisengehalt. Eine natürliche Erhöhung der ursprünglich niedrigen Eisengehalte des Hochmoorbodens (0,06% Fe) tritt mit fortschreitender Anreicherung durch die Düngung z.B. Thomasphosphat und Zersetzung der organischen Sub-

stanz ein. Diskutiert wird z.Zt. die direkte Zufuhr eisenhaltiger Bodenholzfstoffe z.B. Rotschlamm.

Nur wasserunlösliche Düngerphosphate können die  $P_t$ -Gehalte soweit anheben, daß die Gehaltsklasse "C" für Moorböden (10-15 mg/100 ml DL- $P_2O_5$  (KUNTZE, 1984)) erreicht wird.

### Zusammenfassung

Anhand von Ergebnissen eines Lysimeter- und Feldversuches werden Einflüsse der Kalkung und der Düngerphosphatform auf die Löslichkeitsbedingungen der Phosphate im Hochmoorboden aufgezeigt. Die wasserlöslichen Phosphatanteile im Boden lassen sich besonders durch höhere Eisengehalte reduzieren. Kalkung ist nur begrenzt anwendbar. Positive Veränderungen sind weiterhin durch die Anwendung wasserunlöslicher Düngerphosphate zu erzielen.

### Literatur

- BADEN, W. (1966): Das Dauergrünland auf der "Deutschen Hochmoorkultur" und seine Dynamik in Abhängigkeit von Kalkung und Düngung. - Mitt. Arb. Moor- Versuchsstation, 9. Bericht, 222 S., Bremen.
- BLANKENBURG, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundliche Berichte, 78: 1-106.
- BRADLEY, D.B. und D.H. SIELING (1953): Effect of organic anions and sugars on phosphate precipitation by iron and aluminium as influenced by pH. - Soil Science, 76: 175-179.
- KUNTZE, H. (1984): Bewirtschaftung von Düngung von Moorböden. - 80 S., Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung.
- KUNTZE, H. und B. SCHEFFER (1979): Die Phosphatmobilität im Hochmoorboden in Abhängigkeit von der Düngung.- Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., 142: 155-168.



Charakterisierung der Mobilität des lang-  
jährig mit verschiedenen Phosphatformen  
angereicherten anorganischen Bodenphosphates

von  
Fritsch, F. u. W. Werner<sup>+</sup>

Die Mobilität der durch langjährige Düngung angereicherten Bodenphosphate wird neben anderen Faktoren von der Phosphatform beeinflusst, da es nicht unerheblich ist, ob chemisch aufgeschlossene oder lediglich feinvermahlene Rohphosphate gedüngt werden. Um Wirkungsunterschiede verschiedener Phosphatformen im Feldversuch besser deuten zu können, wurden Untersuchungen über die Mobilität der aus verschiedenen Phosphatformen angereicherten Bodenphosphate durchgeführt. Es soll dargestellt werden, ob grundsätzlich mit der Zunahme des Vorrats an Bodenphosphat dessen Löslichkeit steigt, und welche Bedeutung dabei den sorbierten Phosphaten in Abhängigkeit von der gewählten Phosphatform zukommt.

Material und Methoden

Die verwendeten Bodenproben wurden im Februar 1984 einem Phosphatformen und -steigerungsversuch entnommen, der seit 1958 am Rande der Köln-Aachener-Bucht auf einer Löß-Parabraunerde durchgeführt wird (Poletschny, Kick und Würtele, 1968). Verwendet wurden die Varianten ohne P-Düngung sowie Superphosphat-(Sup), Thomasphosphat-(Thom) und Hyperphosphdüngung (Hyp) in jeweils 2 Stufen (P1 und P2). Die Phosphatdüngung erfolgte zunächst von 1958 bis 1966, dann folgte eine 7-jährige Nachwirkungsperiode und ab 1973 wieder P-Düngung nach Versuchsplan, mit durchschnittlich 53 bzw. 106 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha und Jahr. Die Fruchtfolge war ein Getreide-Hackfrucht-Wechsel. Kalkung und organische Düngung wurden nicht durchgeführt. Weil in den ersten Versuchsjahren die P-Nachlieferung dieses Standortes mit ca. 5 mg DL-P bzw. 4 mg CAL-P/100 g Boden ausreichend war, zeichnet sich erst ab ungefähr 1970 eine deutliche Wirkung der Phosphatdüngung gegenüber der Kontroll-Variante

---

<sup>+</sup>Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn 1

ab, außerdem eine Überlegenheit der mit den aufgeschlossenen P-Formen gedüngten Varianten gegenüber Düngung mit weicherd.Rohph. (Tab.1).

Tab.1: Gesamtertrag Verkaufsfrüchte in GE 1973-1983 (relativ zu "ohne P" = 100)

	Super	Thomas	Hyper
P 1	119,0	115,2	111,0
P 2	120,4	116,6	114,0

GD 5 % = 3,9

Folgende Untersuchungen wurden durchgeführt:

pH-Wert in 0,01 m  $\text{CaCl}_2$ , 1:2,5;  
P-Fraktionierung (Kurmies, 1972);  
CAL-P (Schüller, 1969);  
EUF-P (Nemeth, 1985);  
P-Konzentration der Bodenlösung (Sättigungsextrakt);  
Wiederholte  $\text{H}_2\text{O}$ -Extraktion (1:50, 2 Std.Schüttelzeit) an 8 aufeinanderfolgenden Tagen;  
Bestimmung der P-Sorptionsfähigkeit mit  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ -Lösungen mit 5,10 u. 20 ppm P (1:10, 2 Std.Schüttelzeit);  
P-Bestimmung nach Murphy u. Riley (1962)

## Ergebnisse und Diskussion

### Bodenreaktion

Die pH-Werte sind im Verlauf der 26 Versuchsjahre von ursprünglich 6,8 stark abgesunken, z.B. in den Rohphosphatvarianten bis auf 5,3 bzw. 5,6. Lediglich in "Thom 2" ist sogar eine pH-Anhebung festzustellen, bedingt durch den wirksamen Kalkanteil dieses Düngers (Abb.1).

### P-Fraktionen

Die Fraktionierung der Bodenphosphate ergab, daß, wie bereits von Minhas (1971) am gleichen Versuch angedeutet, Superphosphatdüngung im wesentlichen die Fraktion des sog. "Fe/Al-P" erhöhte, während Hyperphos eine deutliche Zunahme der Fraktion der Ca-Phosphate bewirkte. Düngung mit Thomasphosphat vergrößerte beide Fraktionen, in P2 verstärkt die "Ca-P"-Fraktion, wohl durch den höheren pH-Wert bedingt, wobei evtl. noch nicht das gesamte gedüngte Calcium-Silico-Phosphat gelöst wurde (Abb.1).

### "Pflanzenverfügbares P"

Der CAL-P-Gehalt von ca.4 mg/100 g Boden zu Versuchsbeginn ist ohne P-Düngung stark abgesunken, konnte aber auch in "Hyp 1" nicht gehalten werden (Abb.2). In "Thom 2" liegt ein stark an-

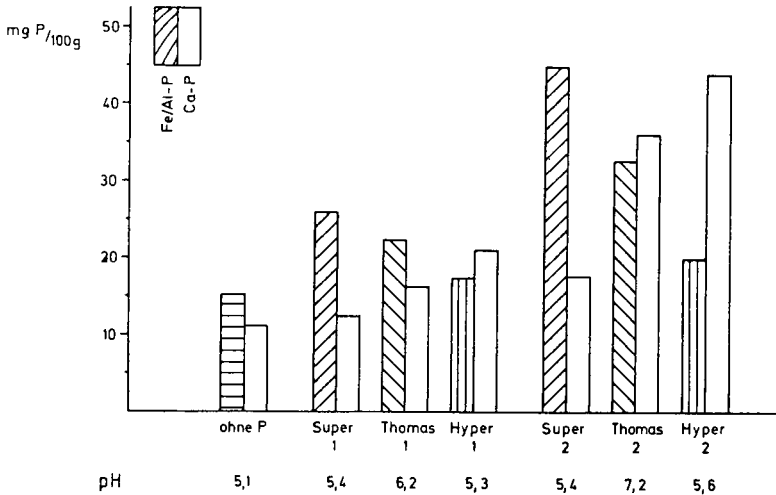


Abb. 1: P-Fractionen und pH-Werte

gehobener CAL-Wert vor, was mit dem hohen pH dieser Variante zusammenhängen dürfte. Während bei Super- und Thomasphosphat die erhöhte Düngergabe einen starken Anstieg des CAL-P bewirkte, ist das bei Hyperphosphdüngung nicht der Fall. Die EUF-Werte der 1. Fraktion (0-30 Minuten) sind mit den CAL-Werten eng korreliert ( $r=0,96$ ). Auch bei 400 Volt und 80°C (30-39 Min.) löst dieses Verfahren bei den Hyperphosphvarianten weniger "Reserven" als bei den aufgeschlossenen P-Formen (Abb.3), obwohl im ersteren Falle noch größere P-Mengen im Boden sein müssen.

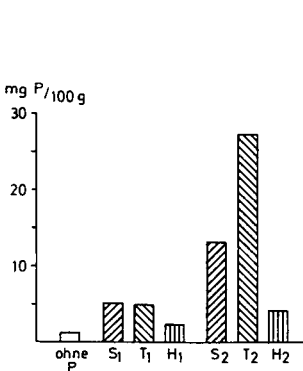


Abb. 2: CAL-P

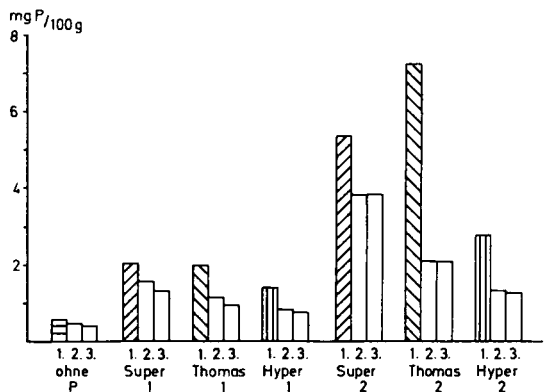


Abb. 3: EUF-P

1= 0-30min, 200V, 20°C  
 2= 30-35min, 400V, 80°C  
 3= 35-39min, 400V, 80°C

### P-Konzentration der Bodenlösung

Die P-Konzentration der Bodenlösung (Intensität) ist neben dem Pufferungsvermögen entscheidend für die P-Aufnahme der Pflanze, da mit sinkender Konzentration ein zunehmender Anteil der P-Anlieferung an die Wurzel per Diffusion erfolgen muß. In der Variante "ohne P" ist die Konzentration niedrig, aber auch durch Düngung mit Hyperphos sind die Werte kaum angestiegen und wesentlich niedriger als bei den aufgeschlossenen P-Formen (Abb.4). Düngung mit Super- und Thomasphosphat bewirkte eine beträchtliche Erhöhung der P-Konzentrationen, besonders bei P2. Aus den Ertragsergebnissen ist abzuleiten, daß die P-Konzentrationen in den Varianten "ohne P" und "Hyp 1 u.2" für eine optimale Ertragsbildung nicht ausreichend sind; hierfür andererseits aber P-Konzentrationen wie sie in "Sup 2" und "Thom 2" vorliegen, nicht erforderlich sind.

Im Gegensatz zu den konventionellen Bodenuntersuchungsmethoden CAL oder EUF werden durch "Sup 2" höhere P-Konzentrationen in der Bodenlösung erzielt als durch "Thom 2". Eine Erklärung dieses Phänomens dürfte darin liegen, daß die P-Konzentration der Bodenlösung im wesentlichen durch die als "Fe/Al-P" erfaßten, sorptiv gebundenen Phosphate bestimmt wird (Welp, Herms u. Brümmer, 1983), während die nach Thomasphosphatdüngung z.T. angereicherten "Ca-Phosphate" sich bei dem weiten Extraktionsverhältnis der konventionellen Bodenuntersuchungsmethoden besser lösen können. Mit zunehmendem Gehalt an "Fe/Al-P" bzw. sorbiertem Phosphat steigt die P-Konzentration der Bodenlösung überproportional an (Abb.5). Dies bedeutet, daß die "Qualität" der "Fe/Al"-Phosphate mit Zunahme dieser Fraktion immer besser, d.h. die Bindungsstärke

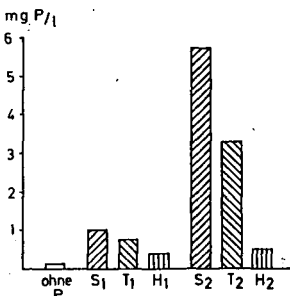


Abb. 4: P-Konz. der Bodenlösung

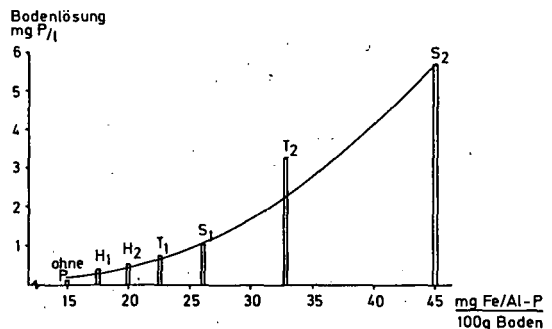


Abb. 5: Beziehung zwischen Bodenlösung-P und Fe/Al-P

der sorbierten Phosphate entsprechend geringer wird (Hauter, 1983; Werner, 1983). Die Ursache für das "Herausragen" von "Thom 2" aus der Regressionskurve ist darin zu sehen, daß hier nicht nur die sorbierten Phosphate, sondern auch die reaktiven Ca-Phosphate der "Ca-P"-Fraktion - einschließlich des darin enthaltenen, noch nicht umgesetzten Ca-Silicophosphats zur "P-Intensität" - beitragen.

### Nachlieferung

Abb.6 stellt die Phosphatnachlieferung bei 8-maliger Extraktion mit Wasser als Maß für die Pufferung dar, wobei die pro Extraktion freigesetzte P-Menge gegen die jeweils kumulierte P-Freisetzung aufgetragen ist. Herauszuheben ist der im Vergleich zu den Hyperphosvarianten prinzipiell unterschiedliche Kurvenverlauf bei den mit aufgeschlossenen Phosphaten gedüngten Böden, der nur bei den letzteren auf leicht lösliche Phosphate schließen läßt. Bei niedriger P-Gabe liegt "Sup" deutlich über "Thom", wogegen sich bei hoher P-Gabe ein umgekehrtes Bild ergibt. Letzteres dürfte sowohl auf die pH-Verschiebung und die dadurch begünstigte Freisetzung sorbierter Phosphate, als auch auf das Vorliegen löslicher Ca-Phosphate zurückzuführen sein.

Hervorzuheben ist, daß das P-Nachlieferungsvermögen von "Thom 2" bzw. "Sup 2" selbst dann noch wesentlich größer ist als dasjenige

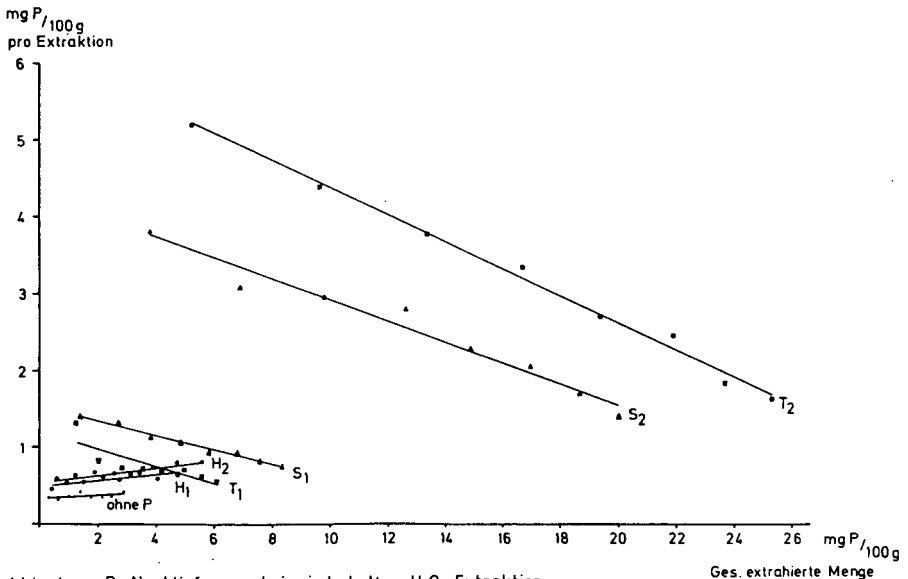


Abb. 6: P-Nachlieferung bei wiederholter H<sub>2</sub>O-Extraktion

der "Hyp"-Böden, wenn erstere bereits 8-mal mit Wasser extrahiert waren. Auch bei P 1 liefert "Sup" nach 8-maliger Extraktion noch etwas mehr nach als selbst die P 2-Stufe bei "Hyp" bei der 1. Extraktion.

Bei den Hyperphos-Böden besteht die Tendenz zum Anstieg der P-Konzentration mit zunehmender Extraktionszahl, entsprechend der zunehmenden Löslichkeit eines schwer löslichen Calciumphosphates mit abnehmender  $\text{Ca}^{++}$ -Konzentration (Mengel, 1984).

### Sorption

Ausgehend von den vorstehenden Ergebnissen liegt es nahe, daß das weicherd. Rohph. trotz der inzwischen auf um pH 5,5 abgesunkenen Bodenreaktion nur in geringem Umfang gelöst wurde. Da nur vorher gelöstes Phosphat die Sorptionsplätze belegen kann (u.a. Barrow, 1979), müßten also die P-Sorptionsplätze des Bodens in den Rohphosphat-Varianten zu einem geringeren Teil abgesättigt sein als bei Düngung mit den aufgeschlossenen Phosphaten. Erwartungsgemäß weist die Variante "ohne P" das größte P-Sorptionsvermögen auf, gefolgt von beiden Hyperphosvarianten, d.h. trotz Düngung mit weicherd. Rohph. sind nur wenige Sorptionsplätze besetzt (Abb.7). Folglich besitzt der Boden im letzteren Fall ein stärkeres Festlegungsvermögen für nachfolgende Gaben leicht löslicher Düngersphosphate als nach Düngung mit aufgeschlossenen Phosphaten. Besonders bei "Sup 2" sind die Sorptionsplätze in großem Umfang abgesättigt. Durch Anordnung der Varianten auf der Abszisse nach ihren Gehalten an "Fe/Al-P" wird der Zusammenhang zwischen der P-Sorptionsfähigkeit und den bereits vorhandenen, durch die langjährige Düngung angereicherten, sorbierten Phosphaten besonders deutlich.

### Schlußfolgerung

Wie bereits von Murrmann u. Peech (1969) und Werner (1969) angenommen und von Hauter (1983), Welp, Herms u. Brümmer (1983) und Hoffmann u. Wiechens (1984) bestätigt wurde, geht auch aus den hier beschriebenen Ergebnissen hervor, daß die Mobilität des Bodenphosphates überwiegend durch sorbierte Phosphate bestimmt wird, deren Menge im Boden wesentlich von der gedüngten Phosphatform abhängen kann. Löslichkeit und Verfügbarkeit von Umwandlungsprodukten zugeführter Düngersphosphate sind um so größer, je mehr die Sorptionsplätze bereits mit Phosphat abgesättigt sind (Hauter, 1983; Werner, 1983). Hieraus ist die Notwendigkeit einer Phosphat-

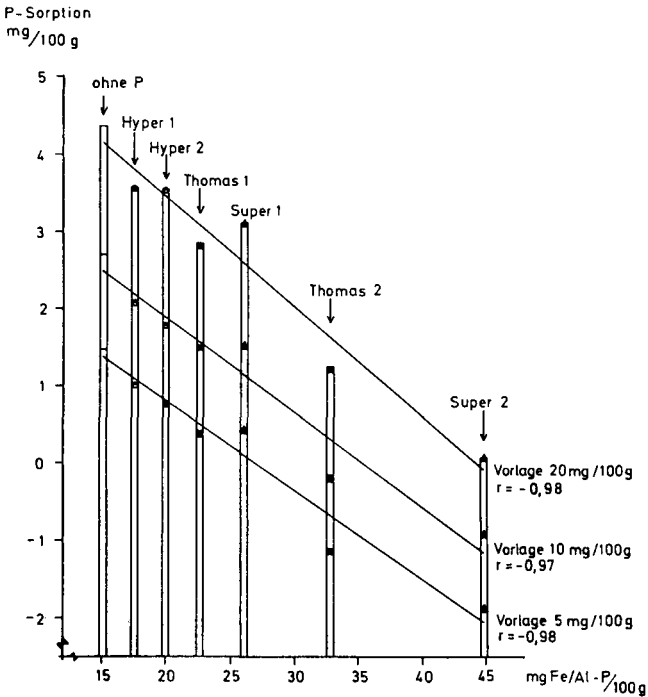


Abb. 7 :

Abhängigkeit der P-Sorptionsfähigkeit von den in sorbierter Form vorliegenden Bodenphosphaten (Fe/Al-P) (Regressionsgeraden)

anreicherung des Bodens abzuleiten, die aber nicht in einem Maße zu erfolgen braucht, wie sie in unserem Versuch mit aufgeschlossenen Düngern in der P 2-Stufe erreicht wurde. Jedoch setzt eine für Höchsterträge ausreichende P-Anlieferung an die Pflanzen zu Zeiten hohen Bedarfs oder bei Trockenheit (erschwerter Diffusion) eine Mobilität bzw. Lösungsgeschwindigkeit der Bodenphosphate voraus, wie sie in unserem Versuch trotz inzwischen niedriger pH-Werte selbst mit hohen Gaben an weicherd. Rohph. nicht gewährleistet waren.

## Literatur

- Barrow, N.J. (1978): The description of phosphate adsorption curves. *J. Soil Sci.* 29, 447-462
- Hauter, R. (1983): Phosphatmobilisierung in Abhängigkeit vom pH des Bodens unter besonderer Berücksichtigung der Rhizosphäre. Diss. Gießen
- Hoffmann, G. u. E. Wiechens (1984): Untersuchungen zur Phosphatdynamik von Ackerböden verschiedener geologischer Herkunft. Festschrift 125 Jahre LUFA Augustenberg; 133-165
- Kurmies, B. (1972): Zur Fraktionierung der Bodenphosphate. *Die Phosphorsäure* 29, 118-151
- Mengel, K. (1984): Phosphatdüngemittel - welche? *DLG-Mitteilungen* 99, 2, 77-79
- Minhas, R.S. (1971): Die Verfügbarkeit der durch langjährige Düngung im Boden angereicherten Phosphate. Diss. Bonn
- Murphy, J. u. J.P. Riley (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta* 27, 31-36
- Murrmann, R.P. u. M. Peech (1969): Effect of pH on labile and soluble phosphates in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 33, 205-210
- Németh, K. (1985): Recent advances in EUF research (1980-1983). *Plant a. Soil* 83, 1-19
- Poletschny, H., H. Kick u. K.H. Würtele (1968): Ertragsbildung und P-Entzug bei einem Dauerversuch mit vier Düngerphosphaten. *Landw. Forschung* 21, 213-221
- Schüller, W. (1969): Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. *Z. Pflanzenernähr., Bodenkde.* 123, 48-63
- Welp, G., K. Herms u. G. Brümmer (1983): Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. *Z. Pflanzenernähr., Bodenkde.* 146, 38-52
- Werner, W. (1969): Kennzeichnung des pflanzenverfügbaren Phosphates nach mehrjähriger Düngung mit verschiedenen Phosphaten. *Z. Pflanzenernähr., Bodenkde.* 122, 19-32
- Werner, W. (1983): Zur Phosphatdynamik im Boden. Vorträge des DLG-Kolloquiums in Heidenheim/Brenz



Phosphatkonzentration und Phosphatformen in der Bodenlösung in  
Abhängigkeit von der Wurzelnähe

von

Helal, H. M. u. D. Sauerbeck<sup>+</sup>)

Einleitung

Die wurzelnahe Bodenlösung ist das eigentliche Nährmedium der Pflanzen. Die jeweilige Konzentration der Nährstoffe bestimmt hier deren Aufnahmerate. Die quantitative Nährstoffaufnahme aus dem Boden hängt deshalb einerseits von der Effizienz (Aufnahmerate/Konzentration) einzelner Pflanzenarten (Nye 1966, Mengel 1983) und andererseits von der Geschwindigkeit ab, mit welcher die Nährstoffe in der Bodenlösung zur Wurzel gelangen, um so den Konzentrationsabfall in Wurzelnähe abzufuffern. Die große Bedeutung der Bodenlösung für die Nährstoffaufnahme wurde in den letzten Jahrzehnten zunehmend erkannt (Epstein und Hagen 1952, Bray 1954, Barber 1962) und hat schließlich auch in entsprechende Simulationsmodelle (z. B. Nye und Mariott 1969, Claassen und Barber 1976, Cushman 1979) Eingang gefunden.

Dennoch ist über Konzentration, Formen und Transportverhalten des Phosphors in Wurzelnähe noch wenig bekannt. Direkte Messungen in der wurzelnahen Bodenlösung liegen kaum vor. Indirekte Schätzungen durch quantitative Autoradiographie der Rhizosphäre (z. B. Bhat und Nye 1973, Claassen et al. 1981) sind mit zahlreichen Unsicherheiten behaftet. Hierzu gehören die Problematik der Gleichgewichtseinstellung beim Isotopenumtausch (Russel et al. 1954) und die Bezugnahme auf das Desorptionsverhalten von unbepflanzten Böden. Dieses läßt nämlich mögliche Wurzel- und Mikrobeneinflüsse außer acht. Die Tatsache, daß auch der organische Bodenphosphor in Zusammenhang mit der Entwicklung einer beträchtlichen Biomasse im Wurzelraum umgesetzt werden kann (Helal und Sauerbeck 1984 a, b), läßt das Vorhandensein löslicher organischer P-Verbindungen, die z. B. als mikrobielle Metabolite in der wurzelnahen Bodenlösung vorkommen können, wahrscheinlich erscheinen.

Das bisherige Fehlen direkter Untersuchungen der wurzelnahen Bodenlösung geht vor allem auf methodische Schwierigkeiten bei der Gewinnung von wurzelnahe Boden zurück. Die Autoren entwickelten deshalb ein Verfahren (Helal und Sauerbeck 1981),

---

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

das es ermöglicht, durch Teilung des Wurzelraums (Abbildung 1) definierte Boden-  
zonen zu separieren, die unterschiedlich intensiv durch die Pflanzenwurzeln be-  
einflußt wurden. Die vorliegende Arbeit beschreibt Untersuchungen mit Hilfe  
dieses Verfahrens über die P-Konzentration und P-Formen in der Bodenlösung einer  
Parabraunerde unter dem Einfluß von Maiswurzeln.

### Material und Methoden

Wie die Abbildung 1 zeigt, wird die Bodenmenge (420 g) eines Versuchsgefäßes durch vertikal gespannte engmaschige Netze aus Edelstahl in drei Zonen unterteilt: eine zentrale 20 mm dicke Wurzelzone, die mit 2 Maissämlingen bepflanzt und beiderseits von zwei weiteren 10 mm dicken Boden-  
zonen umgeben ist. Weitere methodische Einzelheiten wurden von Helal und Sauerbeck (1981) beschrieben.

Im Alter von 28 Tagen wurden die Pflanzen abgeschnitten und die drei Boden-  
zonen voneinander getrennt. Anschließend wurden neben der Pflanzenanalyse die einzelnen Zonen auf

Gesamt-P, Isotopen-austauschbaren P und in der Bodenlösung enthaltenen P untersucht. Die Bodenlösung wurde durch Verdrängung mit gesättigter  $\text{CaSO}_4$ -Lösung gewonnen (Adams 1974), durch eine 0,2  $\mu\text{m}$ -Membran filtriert und entweder sofort weiter verarbeitet oder in gefrorenem Zustand aufbewahrt. Die Bestimmung von anorganischem P in der Bodenlösung in Anwesenheit organischer Fraktionen erfolgte durch Verteilung in Isobutanol-Wasser (Watanabe und Olsen 1962). Zur Trennung bzw. Identifizierung der organischen Fraktionen diente eine Kombination von Ionenaustauscher- (Cosgrove 1963) und Dünnschichtchromatographie (Hong und Yamane 1980).

### Ergebnisse und Diskussion

Wie die Tabelle 1 zeigt, nahm durch Bepflanzung sowohl der Gesamt-P als auch der Isotopen-austauschbare P ab. Dabei betrug die Abnahme des Isotopen-austauschbaren P nur 19 % des gesamten P-Entzugs. Dieses Ergebnis, das mit den Resultaten früherer Untersuchungen übereinstimmt (Helal und Sauerbeck 1984 a), zeigt, daß die Wurzel Phosphor auch aus Fraktionen entnimmt, die mit einem 24stündigen

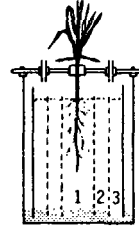


Abb. 1: Vorrichtung zur Gewinnung von Boden-  
zonen unterschiedlicher Wurzel-  
nähe: 1 Wurzel-  
zone, 2 mittlere Zone,  
3 äußere Zone

Tab. 1: Gesamt-P und Isotopen-austauschbarer P in Bodenzone unterschiedlicher Wurzelnähe nach 28tägiger Bepflanzung einer Parabraunerde mit Mais

	Gesamt-P		Isotopen-aust. P	
	$\mu\text{g P/g Boden}$	Abnahme $\text{mg P/Zone}$	$\mu\text{g P/g Boden}$	Abnahme $\text{mg P/Zone}$
Kontrolle (unbepflanzte)	456		28	
-----				
Wurzelzone	379*	10,78	17**	1,54
mittl. Zone	440	2,24	23	0,70
äußere Zone	448	1,12	25	0,42
-----				
Abnahme $\text{mg P/Gefäß}$		14,14		2,66
relativ		(100)		(19)
in der Pflanze $\text{mg P/Gefäß}$				14,67

\*) signifikanter bzw. \*\*) hochsignifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle

Isotopenaustausch nicht erfaßt werden. Auch Arbeiten von Russell et al. (1954) lassen den Schluß zu, daß die verschiedenen P-Fractionen des Bodens mit unterschiedlicher Rate desorbiert werden können.

Tab. 2: P-Konzentration der Bodenlösung in Zonen unterschiedlicher Wurzelnähe

	ppm		$\frac{\text{org. P}}{\text{anorg. P}}$
	anorg. P	org. P	
Kontrolle (unbepflanzte)	0,15	0,43	3
-----			
Wurzelzone	0,12	0,64*	5
mittl. Zone	0,18	1,36**	7
äußere Zone	0,16	0,58	4

\*) signifikanter bzw. \*\*) hochsignifikanter Unterschied im Vergleich zur Kontrolle

Der P-Gehalt der Bodenlösung der unbepflanzten Kontrolle lag bei 0,6 ppm (Tabelle 2) und befand sich zu drei Vierteln in organischer Form. Das Vorkommen von organischem P in der Bodenlösung bestätigt die entsprechenden Ergebnisse anderer Autoren (Hannapel et al. 1964, Wild und Oke 1966) und

weist auf eine mögliche Rolle dieser Verbindungen beim P-Transport im Boden hin. Durch Bepflanzung nahm die Konzentration von anorganischem P in der Wurzelzone nur geringfügig ab. Nach dem Desorptionsverhalten des unbepflanzten Bodens (Tabelle 3) hätte man eine viel niedrigere Konzentration erwarten müssen. Dieses Ergebnis läßt die Annahme zu, daß sich die Beziehung austauschb. P/Bodenlösung-P (Pufferung) in Wurzelnähe verändert.

Tab. 3: Beziehung zwischen dem Isotopen-austauschbaren P und der P-Konzentration der Gleichgewichtslösung (0,01 M CaCl<sub>2</sub> nach 24 h bei 20 °C)

Lösung/Boden Verhältnis	5	25	100	150	300	400
P-Konzentration µg P/ml	0,15	0,12	0,07	0,06	0,04	0,03
Isotopen-aust. P µg P/g Boden	28	25	22	20	17	16

Die organische P-Fraktion in der Bodenlösung stieg durch Bepflanzung in allen drei Bodenzonen an und erreichte ein Maximum in der mittleren Zone (Tabelle 2). Dieses Ergebnis läßt sich mit der Vorstellung erklären, daß organische P-Formen der Bodenlösung mikrobielle Produkte darstellen. Ihre Konzentration in den einzelnen Zonen dürfte von mehreren Faktoren abhängen: dem Umfang der mikrobiellen Biomasse (Helal und Sauerbeck 1985), der Verlagerung entlang einem Konzentrationsgradienten und dem Verbrauch durch die Wurzeln. Der Konzentrationsgradient (Tabelle 2) von der mittleren Zone in Richtung Wurzel stützt die Annahme, daß organische P-Fraktionen in der Bodenlösung beim P-Transport in Wurzelnähe eine wichtige Rolle spielen. Diese Vorstellung steht auch im Einklang mit der Tatsache, daß gewisse organische P-Verbindungen im Boden im Vergleich zu den anorganischen Phosphaten eine viel höhere Mobilität aufweisen können (Rolston et al. 1975).

Die Bodenlösung enthält drei organische Fraktionen (Abbildung 2, Fraktionen B, C und D). Eine davon (C) enthält Inosit, weist ein Inosit : P-Verhältnis von 1 : 1 auf und deckt sich dünn-schichtchromatographisch mit Inositphosphat. Das Vorkommen von leicht mineralisierbaren P-Verbindungen wie Inositphosphat in der Bodenlösung auch außerhalb der unmittelbaren Wurzelzone stützt die Meinung, daß diese mikrobielle Produkte sind, die fortwährend neu gebildet werden. Andernfalls wäre ihr Verbleib unter den Bedingungen einer hohen Aktivität der Bodenphosphatase (Helal und Sauerbeck 1984 b) nicht zu erklären.

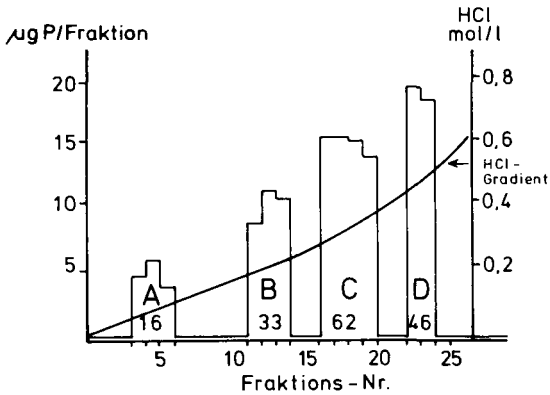


Abb. 2: Elution von P-Fractionen der Bodenlösung im HCl-Gradienten aus Dowex 1 (Zahlenangaben = mg P/100 ml Bodenlösung)

Das relativ reichliche Vorkommen organischer P-Fractionen in der wurzelnahen Bodenlösung und ihre mögliche Rolle beim P-Transport zur Wurzel zeigen, daß Austauschvorgänge allein nicht ausreichen, um die P-Nachlieferung in der Rhizosphäre zu charakterisieren. Dies ist ein Beispiel dafür, wie Pflanzenwurzeln wichtige Bodenkenndaten (effektiver Diffusionskoeffizient) modifizieren können, und bietet eine Möglichkeit, die Unterschätzung der P-Aufnahme durch Simulationsmodelle nach heutigem Stand (Silberbush und Barber 1984) zu erklären.

Die vorliegende Arbeit wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert.

### Literatur

- Adams, F. (1974): Soil solution. In: E. W. Carson (ed.) The plant root and its environment, pp. 441 - 481, University Press, Virginia.
- Barber, S. A. (1962): A diffusion and mass flow concept of soil nutrient availability. Soil Sci. 93, 39 - 49.
- Bhat, K. K. S. und Nye, P. H. (1973): Diffusion of phosphate to plant roots in soil. I. Quantitative autoradiography of the depletion zone. Plant Soil 38, 161 - 175.
- Bray, R. H. (1954): A nutrient mobility concept of soil-plant relationships. Soil Sci. 78, 9 - 22.
- Claassen, N. und Barber, S. A. (1976): Simulation model for nutrient uptake from soil by a growing root system. Agron. J. 68, 961 - 964.
- Claassen, N., Hendriks, L. und Jungk, A. (1981): Erfassung der Mineralstoffverteilung im wurzelnahen Boden durch Autoradiographie. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 306 - 316.

- Cosgrove, D. J. (1963): The chemical nature of soil organic phosphorus. I. Inositol phosphates. *Austr. J. Soil Res.* 1, 203 - 214.
- Cushman, J. H. (1979): An analytical solution to solute transport near root surfaces for low initial concentrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 1087 - 1095.
- Epstein, E. und Hagen, C. E. (1952): A kinetic study of the absorption of alkali cations by barley roots. *Plant Physiol.* 27, 457 - 462.
- Hannapel, R., Fuller, W., Bosma, S. und Bullock, J. S. (1964): Phosphorus movement in a calcareous soil. *Soil Sci.* 97, 350 - 357.
- Helal, H. M. und Sauerbeck, D. (1981): Ein Verfahren zur Trennung von Boden zonen unterschiedlicher Wurzelnahe. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 144, 524 - 527.
- Helal, H. M. und Sauerbeck, D. (1984 a): Influence of plant roots on C and P metabolism in soil. *Plant Soil* 76, 175 - 182.
- Helal, H. M. und Sauerbeck, D. (1984 b): Zur Veränderung organischer Fraktionen des Bodenphosphors in Wurzelnahe. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 39, 29 - 33.
- Helal, H. M. und Sauerbeck, D. (1985): Effect of plant roots on carbon metabolism of soil microbial biomass. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* (im Druck).
- Hong, J. K. und Yamane, I. (1980): Thin layer chromatography of inositol phosphates and inositol in humic and fulvic acid fractions. *Soil Sci. Plant Nutr.* 26, 391 - 397.
- Mengel, K. (1983): Responses of various crop species and cultivars to fertilizer application. *Plant Soil* 72, 305 - 319.
- Nye, P. H. (1966): 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 Soil* 25, 81 - 105.
- Nye, P. H. und Mariott, F. (1969): A theoretical study of the distribution of substances around roots resulting from simultaneous diffusion and mass flow. *Plant Soil* 30, 459 - 472.
- Rolston, D. E., Rauschkolb, R. S. und Hoffman, D. L. (1975): Infiltration of organic phosphate compounds in soil. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39, 1089 - 1094.
- Russell, R. S., Rickson, J. B. und Adams, S. N. (1954): Isotopic equilibria between phosphates in soil and their significance in the assessment of fertility by tracer methods. *J. Soil Sci.* 5, 85 - 105.
- Silberbush, M. und Barber, S. A. (1984): Phosphorus and potassium uptake of field-grown soybean cultivars predicted by a simulation model. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, 592 - 596.
- Watanabe, F. S. und Olsen, S. R. (1962): Colorimetric determination of phosphorus in water extracts. *Soil Sci.* 93, 183 - 188.
- Wild, A. und Oke, O. L. (1966): Organic phosphate compounds in calcium chloride extracts of soils: Identification and availability to plants. *J. Soil Sci.* 17, 356 - 371.

Phosphatgehalte und P-Bindungsformen in anthropogenen Böden Nordwestdeutschlands

von

Lienemann, J. u. H. Gebhardt<sup>+</sup>)

Einleitung

Anthropogene Böden verschiedener Art (Plaggenesche u. a. Kultosole) sind durch hohe Gesamtphosphatgehalte gekennzeichnet (ECKELMANN, 1980, GEBHARDT, 1982). Neben dem Gesamt-P-Gehalt werden im Rahmen siedlungsgeographischer Arbeiten jedoch auch einzelne P-Fractionen (ZÖLITZ, 1982) zum Nachweis der anthropogenen Überprägung herangezogen. Die vorliegende Untersuchung sollte klären helfen, ob sich bestimmte P-Fractionen tatsächlich verschiedenen Kultosolen bzw. historischen oder heutigen Wirtschaftsweisen zuordnen lassen.

Material und Methoden

Eine genauere Beschreibung zur Genese, Klassifizierung und Horizontierung verschiedener historischer Kultosole findet sich an anderer Stelle (LIENEMANN und GEBHARDT, 1985). Für die Bestimmung der P-Bindungsformen wurden folgende Böden herangezogen:

1. Ein grauer und ein roter Plaggenesch des Weser-Ems-Gebietes
2. Frühmittelalterliche Kultosole des Elbe-Weser-Dreiecks (Landkreis Cuxhaven)
3. Hochmittelalterliche Wölbacker-Kultosole des Elbe-Weser-Dreiecks (Landkr. Cuxhaven)
4. Eine Parabraunerde und ein historischer Rigosol ("Plaggenesch") aus Löß vom Rande des Wiehengebirges
5. Ap-Horizonte aus historischen Ackerfluren des Jungmoränengebietes Schleswig-Holsteins

Die P-Fraktionierung erfolgte nach KURMIES (1971/72) wobei die Methode jedoch in einigen Punkten verändert wurde. Da in den vorliegenden Böden nur geringe Mengen an austauschbarem Calcium vorhanden sind und neben der Ca-, Al-Fe- und organischen P-Fraktion auch das sorbierte Phosphat erfaßt werden sollte, wurde auf die Behandlung der Proben mit alkoholischer KCl-Lösung zur Eliminierung des Ca<sup>++</sup> (vergl. KURMIES 1971/72) verzichtet und stattdessen eine Extraktion mit 0,05m Na-Acetatlösung durchgeführt (Boden-Flüssigkeitsverhältnis = 1:20). Der pH-Wert der Lösung wurde mit Essigsäure an den des jeweils untersuchten Bodens angeglichen, um den natürlichen Bedingungen möglichst nahe zu kommen.

Neben den o.g. Untersuchungen wurde die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphats (CAL) bestimmt.

---

<sup>+</sup>Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde. Universität Oldenburg

## Ergebnisse

### Grauer Plaggenesch Dunum

Im Ap/E-Horizont des grauen Esch von Dunum treten 75% des Gesamt-P als Al-Fe-P auf. Die übrigen 25% verteilen sich etwa zu gleichen Teilen auf die übrigen Phosphatfraktionen (vergl. Tab.1).

Im  $E_1$  verringert sich der Anteil des Al-Fe-P leicht, während der Anteil des org.-P sich mehr als verdoppelt (E-Horizont!). Sorb.-P und Ca-P verringern sich anteilmäßig geringfügig.

Im  $E_2/Bv$  zeigt sich der Anteil des Al-Fe-P nahezu unverändert. Der Anteil des Ca-P verändert sich nicht, während das org.-P und das sorb.-P stark zunehmen.

Im  $E_3/fAp$  steigt der Anteil des Al-Fe-P auf über 80%. Das Ca-P verdoppelt sich von 5 auf 10%. Das sorb.-P geht wieder stark zurück, während das org.-P fast unverändert bleibt.

Im fAp erreicht der Anteil des Al-Fe-P etwa wieder das Niveau des  $E_2/Bv$  (ca. 72%). Der Anteil des Ca-P steigt leicht an. Das org.-P vermehrt sich von 3 auf 10%. Der Anteil des sorb.-P bleibt ungefähr gleich.

Die Al-Fe-P-Fraktion verringert sich im Cv-Horizont auf weniger als 60%, während das Ca-P auf nahezu 20 und das org.-P auf über 15% ansteigt. Das sorb.-P zeigt mit etwa 8% gegenüber dem fAp einen leicht erhöhten Anteil.

Im Kurvenverlauf des Konzentrationsdiagramms (Abb.1) ist die starke Parallelität der Gesamt-P- und der Al-Fe-P-Kurve bemerkenswert. Aber auch CAL-P und das Ca-P gleichen im Verlauf sehr den o.g., wenn auch auf tieferem Niveau. Das Verhalten der org.-P-Fraktion zeigt im Bereich der E-Horizonte gegenüber den übrigen Kurven keine Parallelität. Im fAp und Cv gleicht sich die Kurve dieser Fraktion allerdings den übrigen an. Das sorb.-P verhält sich mit Ausnahme des  $E_2/Bv$ -Horizontes wie das CAL-P und die übrigen P-Fractionen (mit Ausnahme des org.-P, vergl. Abb.1).

Hor.u.Tiefe(cm)

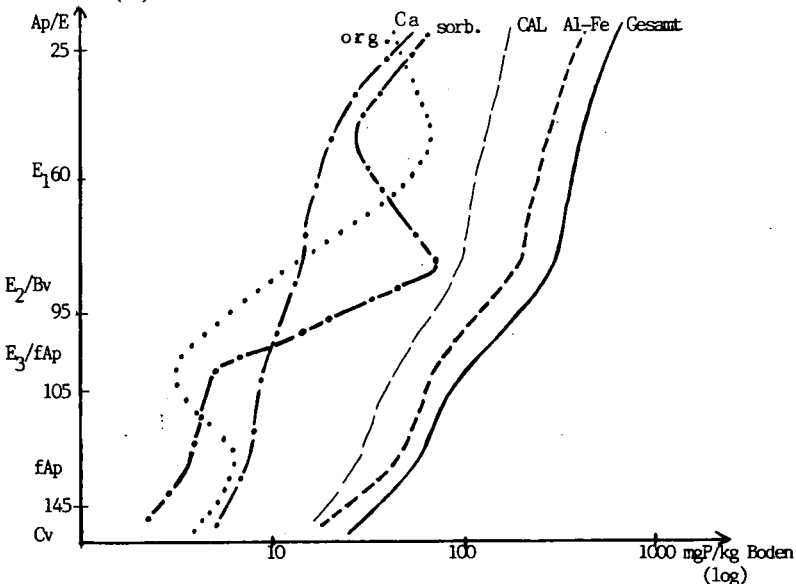


Abb.1: Tiefenfunktion der Phosphatfraktionen und des Gesamt- und CAL-Phosphats des Profils Dunum



Tab.1:Konzentration der Phosphatfraktionen, des CAL-P und des Gesamt-Phosphats (mg P/kg Boden) des Profils Durum

	Ap/E-Hor.	E <sub>1</sub> -Hor.	E <sub>2</sub> /Bv-Hor.	E <sub>3</sub> /fAp-Hor.	fAp-Hor.	Cv-Hor.
Gesamt-P	760	456	322	102	62	26
Al-Fe-P	495	294	216	81	50	15
Ca-P	60	22	16	10	8	5
org.-P	45	69	13	3	7	4
sorb.-P	62	27	50	5	4	2
CAL-P	190	132	110	45	33	16

Roter Plaggenesch Bersenbrück

Im Ap-Horizont des roten Plaggenesch von Bersenbrück ist die Gesamt-P-Konzentration mit annähernd 1500 mgP/kg Boden durch die rezente Bewirtschaftung besonders hoch. Etwa 2/3 davon wird von der Al-Fe-P-Fraktion gebildet. Knapp 30% sind Ca-P und 6% sorb.-P. Die Konzentration des org.-P ist minimal (vergl. Tab.2).

Im E<sub>1</sub> überwiegen wiederum die Al-Fe-Phosphate. Die Anteile dieser Fraktion und des Ca-P verändern sich gegenüber dem Ap-Horizont kaum. Die Menge des sorb.-P verringert sich merklich, die Konzentration des org.-P steigt leicht an (vergl. Tab.2).

Im E<sub>2</sub>-Horizont verringert sich der Anteil des Al-Fe-P leicht, der Ca-P-Anteil verändert sich kaum. Auffallend ist das verstärkte Auftreten des org.-P (E-Horizont). Das sorb.-P verringert sich weiter. Im fAh-Horizont steigt der Anteil des Al-Fe-P an der Gesamt-P-Menge wieder an (70%). Das Ca-P zeigt wenig Veränderung. Org.-P und sorb.-P können nicht nachgewiesen werden (vergl. Tab.2).

Im Bereich des Go fällt die Gesamt-P-Konzentration stark ab (von 286 ppm im fAh auf 56 ppm im Go). Der Al-Fe-P-Anteil verringert sich etwa um 16%, während das Ca-P anteilmäßig leicht zunimmt. Rund 10% bildet das org.-P, das sorb.-P nur knapp 2% (vergl. Tab.2).

Im Profilverlauf zeigen die Konzentrationskurven des Gesamt-P, Ca-P, Al-Fe-P und CAL-P große Parallelität. Das sorb.-P fällt stärker ab, während die Kurve des org.-P sehr große Schwankungen aufweist.

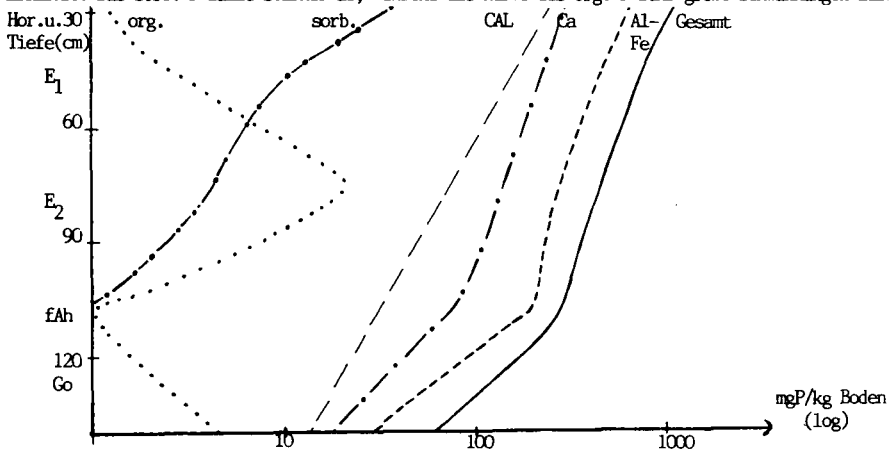


Abb.2: Tiefenfunktion der Phosphatfraktionen u. des Gesamt- u. CAL-Phosphats des Profils Bersenbrück

Tab.2: Konzentration der Phosphatfraktionen, des CAL-P und des Gesamtphosphats (mgP/kg Boden) des Profils Bersenbrück

	Ap-Hor.	E <sub>1</sub> -Hor.	E <sub>2</sub> -Hor.	fAh-Hor.	Go-Hor.
Gesamt-P	1467	708	476	286	56
Al-Fe-P	875	475	258	200	28
Ca-P	360	220	135	85	18
org.-P	1	3	20	0	5
sorb.-P	76	10	4	0	1
CAL-P	312	149	74	34	14

Frühmittelalterlicher Kultsol Holzrurg

Im Ah/U-Horizont dieser alten Äcker im Holzrurg dominiert eindeutig die Al-Fe-P-Fraktion mit über 80%. Sorb.-P und org.-P liegen mit Werten um 7,5% auf etwa gleichem Niveau, das Ca-P hat kaum Bedeutung (vergl. Tab. 3).

Im U<sub>2</sub>/Bv-Horizont ändern sich die Verhältnisse kaum. Die Anteile des Al-Fe-P und Ca-P bleiben ungefähr erhalten, nur das sorb.-P tritt etwas vermehrt auf, wobei das org.-P leicht zurückgeht.

Im S-Horizont verringert sich der Anteil der Al-Fe-P-Fraktion leicht, Ca-P nimmt etwas zu, das org.-P verschwindet völlig. Das sorb.-P zeigt eine auffällige Zunahme von etwa 10% im Bv auf 20% im S-Horizont (vergl. Tab.3).

Fast alle P-Konzentrationskurven zeigen im Profilverlauf starke Parallelität. Eine Ausnahme bildet nur das org.-P, das am Übergang zum S-Horizont völlig verschwindet (vergl. Abb.3).

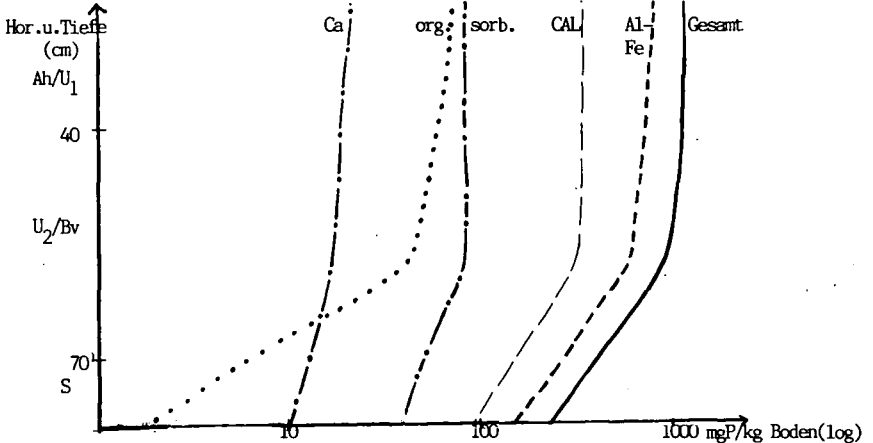


Abb.3: Tiefenfunktion d. P-Fraktionen u.d. Gesamt- u. CAL-Phosphats, Profil Holzrurg

Tab.3: Konzentration der Phosphatfraktionen, des CAL-P und des Gesamtphosphats (mgP/kg Boden), Profil Holzrurg

	Ah/U-Hor.	U <sub>2</sub> /Bv-Hor.	S-Hor.
Gesamt-P	1070	884	192
Al-Fe-P	750	625	138
Ca-P	20	18	11
org.-P	68	50	0
sorb.-P	70	80	38
CAL-P	320	340	87

Hochmittelalterlicher Wölbackerkultosoil Desebruch

Mehr als die Hälfte der Summe aller P-Fractionen im Ah/Ae-Horizont dieses Wölbackerprofils werden durch die Al-Fe-P-Fraktion gebildet. Die Konzentration des Ca-P tritt mit 16mgP/kg Boden, d.h. mit 10% noch hinter die Menge des org.-P mit annähernd 30% zurück. Das sorb.-P stellt 7% der Gesamtmenge (vergl. Tab.4).

Im U<sub>1</sub>-Horizont steigt der Anteil des Al-Fe-P (von 54 auf 60%), während sich die Ca-P-Fraktion prozentual kaum verändert. Der Anteil des org.-P bleibt bei fast 30%, das sorb.-P verringert sich stark (vergl. Tab.4).

Im U<sub>2</sub> verringert sich der Anteil der Ca-P-Fraktion, das Al-Fe-P bleibt nahezu unverändert. Das org.-P tritt mit 34% weiter in den Vordergrund. Der Anteil des sorb.-P ist nur noch minimal.

Im S-Horizont ist vor allem das völlige Verschwinden des org.-P auffallend. Die gesamte P-Menge wird hier nur vom Al-Fe- und Ca-P gebildet, wobei der Anteil des Ca-P stärker ansteigt.(s.Tab.4).

Im S<sub>2</sub> steigt der Anteil des Ca-P auf 41%. Das Al-Fe-P stellt knapp 60%, die übrigen P-Fractionen treten nicht in Erscheinung.

In Abb.4 zeigen die Kurven des Al-Fe-P und des Gesamt-P starke Parallelität. Das sorb.-P verhält sich ähnlich wie das laktatlösliche P, wenn auch auf wesentlich tieferem Niveau. Beim org.-P fällt die hohe Konzentration in den U-Horizonten und der abrupte Abfall am Übergang zum S<sub>1</sub>-Hor. auf.

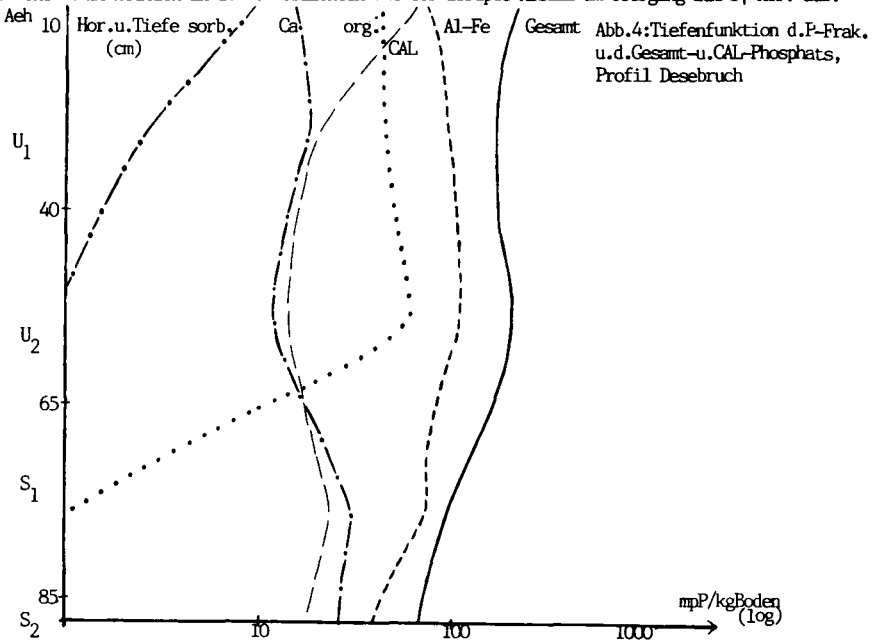


Abb.4: Tiefenfunktion d.P-Frak. u.d.Gesamt-u.CAL-Phosphats, Profil Desebruch

Tab.4: Konz. d. P-Frak. d. CAL-u.Gesamt-P, Profil Desebruch

	Ah/Ae-Hor.	U <sub>1</sub> -Hor.	U <sub>2</sub> -Hor.	S <sub>1</sub> -Hor.	S <sub>2</sub> -Hor.
Gesamt-P	226	182	218	116	74
Al-Fe-P	83	106	123	79	40
Ca-P	16	19	13	32	29
org.-P	45	50	71	0	0
sorb.-P	11	3	1	1	1
CAL-P	67	22	16	26	19

Parabraunerde aus Löß bei Wehrendorf

Im Ah-Hor. dieses Profils überwiegt mit 60% der Anteil des Al-Fe-P. Mit etwas weniger als 20% liegen org.-P und Ca-P etwa auf gleichem Niveau. Der relativ geringe Rest von 4% ist der Fraktion des sorbierten Phosphats zuzurechnen (vergl. Tab.5).

Im Al-Hor. sinkt der Anteil des Al-Fe-P auf ca. 53%, das Ca-P steigt dagegen auf 39%. 8% org.-P deuten auf den verminderten Gehalt dieses Horizontes an organischen Substanzen hin. Sorb.-P konnte in diesem Horizont nicht nachgewiesen werden.

Der Bt-Hor. weist exakt den gleichen Anteil (48%) von Al-Fe-P und Ca-P an der Summe aller erfaßten P-Fraktionen auf. Der übrige Teil ist dem org.-P zuzurechnen (vergl. Tab. 5).

Im Bv verändern sich die Anteile der P-Fraktionen kaum.

Im Cv-Hor. nimmt das Ca-P im Vergleich zum Bv um etwa 10% zugunsten des Al-Fe-P ab. Der organische P-Anteil bleibt etwa gleich. Insgesamt verhalten sich alle P-Fraktionen und die Gesamt-P-Menge im Verlauf der Horizonte dieses Profils sehr ähnlich, wenn man von sorb.-P absieht, dessen Menge unterhalb des Ah gegen Null geht. Die Konzentration der einzelnen Fraktionen weist im Ah den höchsten Wert auf und zeigt am Übergang zum Al den stärksten Rückgang. Im weiteren Profilverlauf treten keine bedeutenden Veränderungen mehr auf, mit Ausnahme der Annäherung der Al-Fe- und Ca-P-Fraktion, wobei das Ca-P im Bereich des Bt und Bv eine geringfügig höhere Konzentration als das Al-Fe-P aufweist. Der Kurvenverlauf des CAL-P und des Al-Fe-P sind weitgehend identisch, wenn auch die Menge des CAL-P geringer ist als die des Al-Fe-P (vergl. Abb. 5).

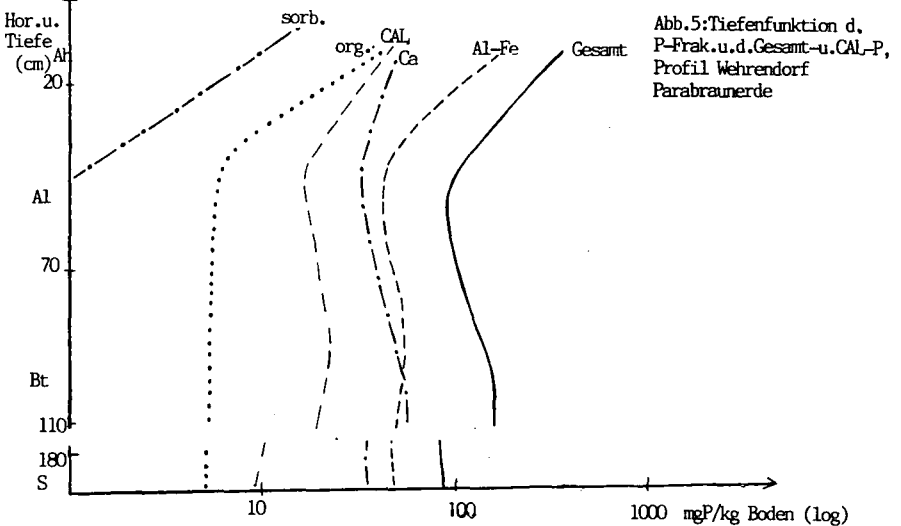


Abb.5: Tiefenfunktion d. P-Frak. u. d. Gesamt-P-Menge im Profil Wehrendorf Parabraunerde

Tab.5: Konz. d. P-Frak. u. d. CAL- u. Gesamt-P, Profil Wehrendorf Parabraunerde

	Ah-Hor.	Al-Hor.	Bt-Hor.	Bv/S-Hor.	S-Hor.
Gesamt-P	300	86	138	113	93
Al-Fe-P	150	38	50	44	50
Ca-P	42	28	50	47	34
org.-P	48	6	5	5	5
sorb.-P	10	0	0	0	0
CAL-P	40	14	21	14	27

Historischer Rigosol bei Wehrendorf

Der Gesamt-P-Gehalt dieses Bodens ist durch die landwirtschaftliche Nutzung merklich erhöht. Das Al-Fe-P stellt im Ap-Hor. mit 60% den überwiegenden Teil der Summe aller P-Fractionen. Das Ca-P erreicht etwa 25%. Der Anteil des sorb.-P ist mit 11% relativ hoch. Das org.-P bildet die restlichen 4% (vergl. Tab. 6).

Der rigolte Horizont zeigt einen erhöhten Al-Fe-P-Anteil von ca. 72%. Das Ca-P erreicht knapp 20%. Der Anteil des org.-P steigt leicht an, das sorb.-P bildet noch 2,5% aller P-Fractionen.

Im Bt stellt die Al-Fe-P-Fraktion mit ca. 70% wiederum den größten Teil aller erfaßten Phosphate. Knapp 30% erreicht das Ca-P. Der Gehalt an org.-P sinkt gegenüber dem R-Hor. leicht ab. Der Anteil des sorb.-P ist verschwindend gering (vergl. Tab. 6).

Im Cv sinkt der Gesamt-P-Gehalt erwartungsgemäß stark ab. Das Al-Fe-P verringert sich auf 61%, das Ca-P steigt dagegen leicht auf 39% an. Die übrigen P-Fractionen zeigen keine Veränderungen. Auffallend ist die starke Parallelität der Gesamt-P- und Al-Fe-P-Menge im Profilverlauf, die z.T. auch von der CAL-P-Kurve erreicht wird. Das Ca-P zeigt im Bereich des R- und des Bt-Hor. eine stärkere Abweichung gegenüber den o.g. Kurven. Das sorb.-P zeigt auf niedrigerem Niveau im Ap-, R- und Bt-Horizont einen stärkeren Abfall als die übrigen Fraktionen. Im Bv/S und Cv geht es mit dem Gehalt an Al-Fe-, Ca-, CAL- und Gesamt-P weitgehend parallel. Das org.-P fällt unterhalb des R-Hor. stark ab und verschwindet im Bv/S und Cv völlig (vergl. Abb. 6).

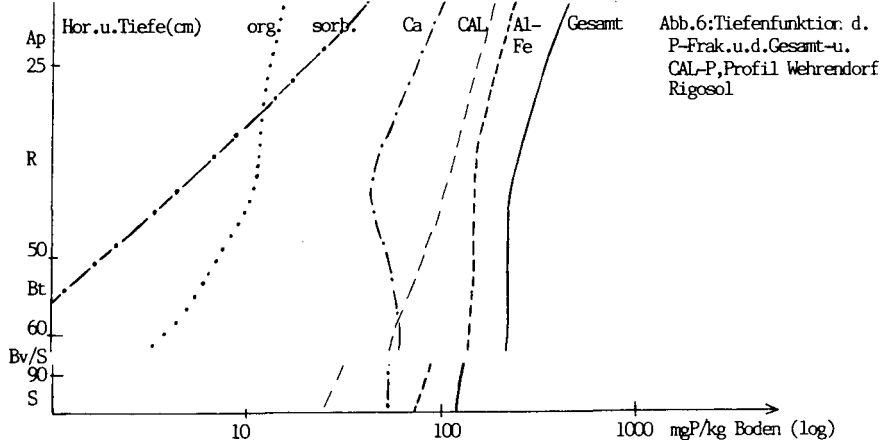


Abb.6: Tiefenfunktion d. P-Frak. u. d. Gesamt-u. CAL-P, Profil Wehrendorf Rigosol

Tab.6: Konz. d. P-Frak. u. d. CAL- u. Gesamt-P, Profil Wehrendorf Rigosol

	Ap-Hor.	R-Hor.	Bt-Hor.	Bv/S-Hor.	S-Hor.
Gesamt-P	560	270	248	208	148
Al-Fe-P	280	175	170	140	88
Ca-P	119	48	70	64	56
org.-P	18	13	6	0	0
sorb.-P	50	6	1	1	1
CAL-P	210	122	73	54	28

Ap-Horizonte aus historischen Ackerfluren des Jungmoränengebietes Schleswig-Holsteins

Die Vergleichsproben aus dem Raum Schleswig/Schlei wurden auf einem tiefgründig humosen Acker und einer Weide entnommen. Mit Rücksicht auf die landwirtschaftliche Nutzung wurden die Proben nur aus dem Ap entnommen. Es sollte hier nur die grundsätzliche Verteilung der einzelnen P-Fractionen ermittelt werden. Die Ergebnisse der in dieser Beziehung untersuchten Profile zeigen, daß sich die Anteile der einzelnen P-Fractionen im Profilverlauf nicht drastisch ändern.

Tab.7:Konzentration der P-Fractionen und des CAL-u.Gesamt-P im Ap einer Weide in Schleswig-Holstein (mgP/kgBoden)

Gesamt-P	722
Al-Fe-P	476
Ca-P	90
org.-P	33
sorb.-P	34
CAL-P	115

Tab.8:Konzentration der P-Fractionen und des CAL-u.Gesamt-P im Ap eines Ackers in Schleswig-Holstein (mgP/kg Boden)

Gesamt-P	620
Al-Fe-P	350
Ca-P	110
org.-P	38
sorb.-P	27
CAL-P	115

Es zeigt sich, daß auch in der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins keine grundsätzlichen Veränderungen der P-Fraktionsverteilung in den untersuchten Böden auftritt. Das Al-Fe-P überwiegt mit 75 bzw. 67% im Acker wie auf der Weide. Ca-P stellt mit 14% im Ap der Weide und 21% im Acker die zweitstärkste Fraktion, wobei der höhere pH-Wert des Ackers (5,9 gegenüber 4,1 auf der Weide) sicherlich eine wichtige Rolle spielt. Org.-P und sorb.-P sind in beiden Böden im Bereich des Ap etwa gleich stark vertreten (vergl. Tab. 7 u. 8).

Zusammenfassung

Insgesamt gesehen sind folgende Dinge besonders auffällig:

- Unabhängig vom Bodentyp bzw. -art und der jeweiligen Gesamt-P-Menge bestehen in jedem der untersuchten Fälle große Parallelen zwischen der Gesamt-P- und der Al-Fe-P-Menge.
- Fast immer hat das Al-Fe-P den größten Anteil (in stark sauren Böden), nur im Profilen bei Wehrendorf im Bereich der Bt-,Bv- und S-Horizonte nicht. Dort liegt das Ca-P leicht über dem Al-Fe-P. Sonst ist das Ca-P weniger stark von Bedeutung, wenngleich es auch selten völlig fehlt. Im Unterboden ist fast immer eine Zunahme des Ca-P zu beobachten.
- Das org.-P zeigt häufig ein ungewöhnliches Verhalten und wenig Parallelen mit den übrigen P-Fractionen.
- In S-Hor. findet man, außer in Wehrendorf,kein org.-P, wohl aber in Go- und Gr-Horizonten.
- Rückschlüsse auf bestimmte Wirtschaftsweisen bzw. Aufbereitungsformen historischer Äcker durch eine quantitative Erfassung der P-Fractionen erscheinen kaum möglich. Eine Zuordnung anthropogen eingebrachter Phosphate zu bestimmten P-Fractionen ist ausgeschlossen.
- Die Beispiele aus der Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins zeigen hinsichtlich der Verteilung der P-Fractionen keine grundsätzliche Veränderung gegenüber den Böden Nordwestniedersachsens.

Literatur:

ECKELMANN,W,1980;Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderungen. als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkr. Osnabr. Geol. Jb Reihe F Heft 10  
 GEBHARDT,H,1982,Phosphatkartierung u. bodenkundliche Geländeuntersuchungen z. Eingrenzung hist. Wirtschafts-u.Siedlungsflächen d. Geestinsel Flögeln,Kr.Oxhagen.Probleme d. Küstenforsch. Bd.14  
 KIRRMES,B,1971/72;Zur Fraktionierung d. Bodenphosphate. Die Phosphorsäure Bd. 29  
 LIENEMANN,J.u.GEBHARDT,H,1985;  
 ZÜLTZ,R,1982;Geographische Siedlungsprospektion in Schleswig-Holst. Arch. Korr.blatt 12 Heft4

Umsatzrate und Verfügbarkeit  
verschiedener Phosphatformen  
aus langjährigen Feldversuchen

von

Steffens, D. u. K. Mengel<sup>+</sup>)

Die verschiedenen P-Düngertypen wurden in zahlreichen vergleichenden Feld- und Gefäßversuchen auf ihre Ertragswirksamkeit getestet. Das wichtigste Ergebnis dieser Versuche ist, daß die vollaufgeschlossenen P-Dünger ab ca. pH 5,3 effizienter sind als die nicht aufgeschlossenen apatithaltigen P-Dünger (Judel et al. 1985; Matzel et al. 1984; Amberger u. Gutser 1976; Vetter u. Fruchtenicht 1970; Werner 1969).

In Hessen durchgeführte P-Formen-Versuche zeigten, daß durch eine P-Düngung kaum Ertragszuwächse zu verzeichnen waren, so daß sich die getesteten P-Dünger kaum in ihrer Ertragswirksamkeit voneinander unterscheiden (Brüne u. Heyn 1984). Aufgrund dieser Versuchsergebnisse wird empfohlen, daß der Phosphatform keine größere Bedeutung für die P-Ernährung der Pflanzen zukommt, sofern der Boden ausreichend mit Phosphat versorgt ist. Weiterhin nimmt man an, daß die geringe P-Freisetzung aus den apatithaltigen Düngemitteln genügt, um die Pflanzen ausreichend mit Phosphat zu versorgen. Diese Vermutungen sind aber bislang noch nicht bewiesen worden. Zur Überprüfung dieser Frage wurden Bodenproben aus mehrjährigen vergleichenden P-Formen-Versuchen mit den bekannten Methoden (DL, CAL, P-H<sub>2</sub>O) untersucht. Zusätzlich wurde in diesen Bodenproben die P-Freisetzungsrate bzw. die P-Nachlieferungsgeschwindigkeit mit einer von Flossmann und Richter (1982) entwickelten Methode bestimmt. Die tatsächliche Verfügbarkeit an Phosphat wurde im Gefäßversuch mit Raps und Weidelgras ermittelt.

Material und Methoden

Nach Ablauf der Feldversuchsperioden wurden im August 1983 von einzelnen Varianten hessischer Düngungsversuche aus 4 Parzellen Bodenmaterial aus dem Ap-Horizont entnommen (1+). Weitere Bodenproben stammen aus den P-Formen-Versuchen Althagen, Wülfigen und Roisdorf (2+). Die allgemeinen Angaben über die P-Düngermengen und Versuchszeiträume der einzelnen Versuche sind in Tabelle 1 aufgelistet.

---

+ ) Institut für Pflanzenernährung der Justus Liebig-Universität Gießen, Südanlage 6, 6300 Gießen

1+) Herrn Heyn, Herrn Dr. Graß und Herrn Dr. Brüne, HVLA-Kassel sei für die Genehmigung der Bodenprobeentnahme gedankt.

2+) Herrn Prof. Werner, Uni Bonn, danken wir für die Überlassung der Bodenproben.

Tabelle 1: Angaben zu den P-Formen-Feldversuchen

Standort	Durchschnittl. P-Gabe kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>	Stallmist	Versuchs- zeitraum
I Burguffeln	111	nein	1974-1983
I Immenhausen 1)	123	ja	1973-1983
I Dissen 2)	76	ja	1964-1981
II Althagen	90	---	1964-1981
II Wülfingen	113	---	1964-1981
II Roisdorf (vor Versuchs- beginn 400 kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> ha <sup>-1</sup> )	90	---	1965-1981

1) Zusätzlich eine Variante mit Kalk: 35 dt CaO ha<sup>-1</sup> 1973  
60 dt CaO ha<sup>-1</sup> 1974

2) Bodenprobenentnahme 2 Jahre nach Versuchsende

I Bodenproben vom Landwirtschaftsamt Kassel, Dr. Graß

II Bodenproben von Prof. Dr. Werner, Uni Bonn

Um die Phosphat-Mobilität verschiedener P-Formen nach langjähriger Düngung im Boden zu bestimmen, wurden die Bodenproben nach einer von Flossmann und Richter (1982) beschriebenen Methode untersucht. Das Prinzip dieser Methode besteht darin, daß leichtmobiles Bodenphosphat durch eine erste Wasserextraktion entfernt wird, und daß durch eine erneute Wasserbehandlung die P-Nachlieferung aus der festen Bodenphase in die Lösung erfaßt werden kann. Nach einer einstündigen Extraktionsdauer wurde die Bodenwasser-Suspension (1:20) zentrifugiert (1. Wasserextraktion) und im klaren Überstand die P-Konzentration bestimmt. Danach wurde der Bodensatz erneut mit Wasser im Verhältnis 1:20 ausgeschüttelt und nach 10, 30 und 120 min Extraktionsdauer ca. 30 ml Bodensuspension abpipettiert. Diese 30 ml Bodensuspension wurden anschließend durch einen Faltenfilter 512 1/2 der Firma Schleicher u. Schüll filtriert. Diese klaren Filtrate wurden mit je 1 g festem NaCl versetzt und nach 60 min nochmals über die oben genannten Filter gegeben. In den klaren Extrakten wurde die P-Konzentration nach Murphy und Riley (1962) bestimmt. Die Berechnung der P-Kinetik erfolgte nach Angaben von Flossmann und Richter (1982). Zusätzlich wurde der Einfluß des pH-Wertes auf die Umsatzrate von langjährig im Feld gedüngten P-Formen des Standortes Burguffeln nach einer von Welp et al. (1983) beschriebenen Methode untersucht.

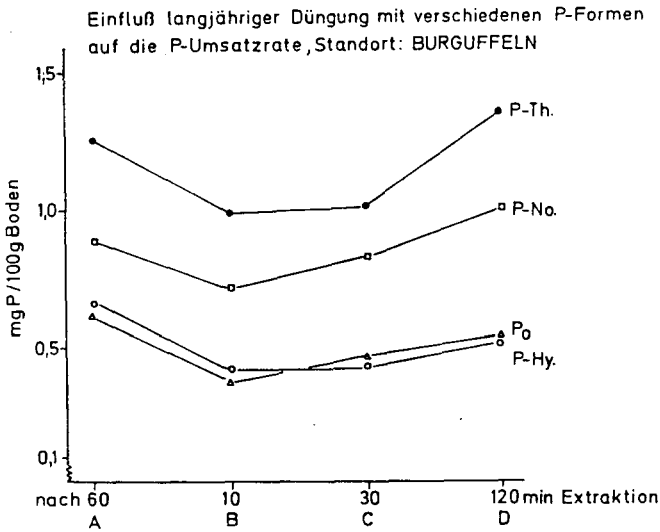
Neben den chemischen Bodenanalysen wurde die Pflanzenverfügbarkeit der verschiedenen im Feld gedüngten P-Formen im Gefäßversuch getestet. Dazu wurden pro P-Düngervariante sechs kleine Mitscherlichgefäße mit 6 kg Boden gefüllt und mit *Lolium perenne* bepflanzt. Dieses wurde während der 1jährigen Versuchsphase sechsmal geschnitten. Im oberirdischen Aufwuchs wurde nach Bestimmung der Trockensubstanzmasse, trockener Veraschung und Aufschluß der Asche mit verdünnter HNO<sub>3</sub> der P-Gehalt mit der Vanadat-Molybdat-Gelbmethode analysiert, um die P-Aufnahme der Pflanzen berechnen zu können. Auf dem Boden vom Standort Immenhausen wurde zweimal Grünrapss und danach einmal *Lolium perenne* angebaut.



## Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die mit der Methode Flossmann und Richter ermittelte P-Dynamik. Die 1. Wassereextraktion (in der Abb. 1 unter A) läßt eine klare Differenzierung der drei Phosphatdüngemittel erkennen; ihrem Anteil an Rohphosphat entsprechend wurde bei Thomasphosphat die höchste, bei Hyperphosphat die geringste Phosphatkonzentration gefunden. Der Anstieg der Kurven (von B nach D, Abb. 1) zeigt ein ähnliches Bild. Dieser Anstieg veranschaulicht die Lösungsgeschwindigkeit. Hyperphos unterschied sich praktisch nicht von der ungedüngten Variante.

Abb. 1



Aus diesen in Abb. 1 dargestellten Geraden wurde der in Tabelle 2 aufgeführte Kinetikparameter  $V_t$  der einzelnen Standorte und Düngemittel berechnet. Dies besagt, wieviel Phosphat pro Minute und 100 g Boden von der CAL löslichen Phosphatmenge nachgeliefert werden kann. Die höchsten  $V_t$ -Werte wurden jeweils für die aufgeschlossenen P-Düngemittel erzielt. Das traf selbst für den sauren Boden Immenhausen (pH 5,3) zu. Hier lag der  $V_t$ -Wert der Superphosphatvariante doppelt so hoch wie der der Hyperphosphatvariante. Durch Aufkalkung des Standortes Immenhausen von pH 5,3 auf 6,8 wurde die P-Mobilität im Boden angehoben. Mit der pH-Erhöhung wurde offenbar adsorbiertes Phosphat freigesetzt (Barekzai u. Mengel 1985). In der Tabelle 2 sind neben den  $V_t$ -Werten die CAL-, DL- und wasserlöslichen Phosphatmengen sowie die P-Aufnahme der Pflanzen für die einzelnen Standorte und Düngemittel aufgeführt. Auffallend ist, daß nach langjähriger Düngung mit Hyperphosphat das DL-lösliche Phosphat gegenüber der Variante ohne Phosphatdüngung stark angereichert wurde, wogegen das CAL- und wasserlösliche Phosphat kaum erhöht wurden. Langjährige Düngung mit aufgeschlossenen Düngern ließ dagegen DL-, CAL- und  $H_2O$  lösliches Phosphat deutlich im Boden

Tabelle 2: Einfluß langjähriger Düngung mit verschiedenen P-Formen im Feld auf DL-, CAL- und wasserlösliches Phosphat sowie auf den P-Kinetikparameter  $V_t$  und die im Gefäßversuch ermittelte P-Aufnahme der Pflanzen.

Standort	Variante	pH CaCl <sub>2</sub>	DL-P	CAL-P mg P/100 g	P-H <sub>2</sub> O Boden <sup>2</sup>	$V_t$ /ug P/100g <sub>1</sub> Boden min	P-Aufnahme mg P kg <sup>-1</sup> Boden
Burguffeln	Po	5,7	4,1	3,1	0,9	48,9	35,7
	Hy	5,7	9,9	3,5	1,1	53,8	47,2
	No	5,8	6,1	6,4	1,7	89,3	57,9
	Th	6,2	9,5	8,4	2,4	125,5	65,1
Dissen	Po	6,4	5,1	4,4	0,9	43,6	43,2
	Hy	6,5	17,3	5,6	1,3	66,7	59,1
	Th	7,0	17,1	15,5	3,4	147,9	86,6
Immenhausen ohne Kalk	Po	5,3	2,2	3,3	0,9	53,3	26,7
	Hy	5,5	7,2	5,5	1,2	52,2	34,7
	No	5,3	5,4	4,7	1,4	78,7	39,3
	Su	5,7	6,0	6,4	1,9	104,7	42,7
Immenhausen mit Kalk	Po	6,8	5,7	5,7	1,2	75,9	29,9
	Hy	6,6	9,1	5,7	1,2	70,5	30,8
	No	6,9	8,4	6,8	1,7	100,1	36,3
	Su	6,7	11,9	9,9	2,4	123,7	41,4
Wülfingen	Po	7,6	1,5	0,8	0,1	12,0	6,3
	Hy	7,6	14,3	3,0	0,2	13,8	8,1
	Rh	7,5	8,2	5,8	0,4	23,8	23,4
Althagen	Po	6,5	0,5	0,7	0,1	13,2	11,1
	Hy	6,6	8,0	1,8	0,2	17,7	24,2
	Rh	7,0	7,3	7,4	1,6	81,7	50,5
Roisdorf	Po	7,6	0,2	0,8	0,1	19,8	1,1
	Hy	7,6	0,9	0,5	0,1	9,1	9,1
	Th	7,7	5,4	7,3	0,3	63,9	14,6

Po - ohne P-Düngung  
 Hy - Hyperphosphat  
 No - Novaphosphat  
 Th - Thomasphosphat  
 Su - Superphosphat  
 Rh - Rhenaniaphosphat

ansteigen. Dieses deutet darauf hin, daß die vollaufgeschlossenen P-Dünger, im Gegensatz zum Hyperphosphat, besser im Boden in pflanzenverfügbares Phosphat umgesetzt wurden. Dieser bessere P-Umsatz von Thomas-, Super- und Rhenaniaphosphat wurde durch die P-Aufnahme der Pflanzen belegt (s. Tab. 2). Hier lagen die P-Entzüge bei weitem über denen der P- und Hyperphosphatvariante. Wie bereits erwähnt, ist Novaphosphat ein teilaufgeschlossener Phosphatdünger. Folglich nimmt es bei den Boden- und Pflanzenanalysen die typische Mittelstellung zwischen den vollaufgeschlossenen- und nicht aufgeschlossenen Düngern ein.

Der Tabelle 3 sind die Korrelations-Koeffizienten für die Beziehungen zwischen der P-Aufnahme der Pflanzen und den Resultaten der verschiedenen Bodenuntersuchungsmethoden zu entnehmen. Der höchste Korrelationskoeffizient wurde für die Beziehung zwischen P-Wasser und P-Aufnahme mit einem Bestimmtheitsmaß von 78,2 % und  $r = 0,88$  gefunden. Für die Regression von  $V_t$ -P und P-Aufnahme

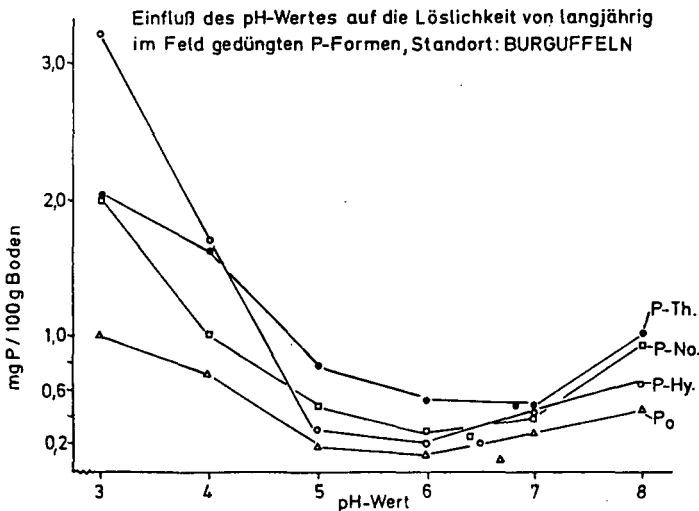
Tabelle 3: Beziehungen zwischen den durch verschiedene Methoden ermittelten Phosphatgehalten des Bodens und der P-Aufnahme der Pflanzen (Gefäßversuche).

DL-P	:	P-Aufnahme	r = 0,64 ***
			B = 41,5
			n = 24
CAL-P	:	P-Aufnahme	r = 0,79 ***
			B = 61,6
			n = 24
Kinitek-Parameter			
$V_t$ -P	:	P-Aufnahme	r = 0,82 ***
			B = 67,2
			n = 24
P-Wasser	:	P-Aufnahme	r = 0,88 ***
			B = 78,2
			n = 24

konnte ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0,82$  ermittelt werden. Dieser liegt zwischen den Beziehungen von CAL-P/P-Aufnahme und P-Wasser/P-Aufnahme. Dieser Befund erklärt sich aus der Tatsache, daß der Kinetikparameter aus CAL und wasserlöslichem Phosphat des Bodens berechnet wurde. Die DL-Methode zeigte die geringste Beziehung zur Phosphataufnahme der Pflanzen ( $B = 41,5$ ). Dieses ist auch nicht verwunderlich, da die Doppellaktat-Lösung mit einem pH von 3,7 apatitisch gebundenes Phosphat löst und deshalb die verfügbare Phosphatmenge nach Hyperphosphatdüngung überbewertet.

Der Einfluß des pH-Wertes auf die Umsetzung der verschiedenen Düngemittel ist in Abb. 2 dargestellt. Im schwach sauren pH-Bereich (pH 6) wurden für alle Düngemittel die niedrigsten P-Konzentrationen gefunden, wobei die höchste Konzentration nach lang-

Abb. 2



jähriger Thomasphosphat-Düngung vorlag, gefolgt von Nova- und Hyperphosphat. Mit zunehmendem pH-Abfall wurde vor allem in der Hyperphosphat-Variante ein beträchtlicher Anstieg der P-Konzentration beobachtet. Dieser Anstieg ist vornehmlich mit den nicht umgesetzten Apatiten zu erklären, welche erst durch eine hohe Protonenzugabe gelöst werden konnten.

### Diskussion

Die hier vorgestellten Versuchsergebnisse sollen zur Klärung der Frage beitragen, inwieweit die verschiedenen P-Düngemittel nach langjähriger Düngung im Feld in pflanzenverfügbare Formen umgesetzt werden. Dabei zeigte sich, daß die Phosphatmobilität auf allen Standorten, deren pH-Spektrum von 5,3 bis 7,6 reichte, durch Düngung mit vollaufgeschlossenen Düngern wesentlich stärker angehoben wurde als mit den nicht- bzw. teilaufgeschlossenen Düngemitteln. Diese erhöhte P-Mobilität nach Düngung mit vollaufgeschlossenen P-Formen, im Vergleich zu Hyper- und Nova-phosphat, spiegelt sich sowohl in den höheren  $V_L$ -, CAL- und P-Wasser-Werten als auch in der P-Aufnahme der Pflanzen wider. Damit wird verdeutlicht, daß nicht- und teilaufgeschlossene P-Dünger nicht in dem Umfang wie vollaufgeschlossene in pflanzenverfügbare Formen umgesetzt werden. Selbst nach langjähriger Verweildauer im Boden setzten sich die Apatite kaum um. Dieser Befund stimmt gut mit den chemisch-mineralogischen Untersuchungsergebnissen überein, die Wildhagen et al. (1983) in den Parabraunerden der nordhessischen Phosphatformenversuche ermittelten. Ein weiterer Indikator für den Umsatz von P-Düngern im Boden ist die Relation zwischen DL- und CAL-löslichem Phosphat. Bekanntlich wird weicherdiges Rohphosphat in seiner Verfügbarkeit durch die DL-Analyse überbewertet (Amberger u. Gutser 1976). Stimmen die Ergebnisse dieser beiden Methoden annähernd überein, so kann davon ausgegangen werden, daß die angewandte Düngerform umgesetzt wurde (Mengel 1984). Eine annähernde Übereinstimmung zwischen DL- und CAL-Phosphat wurde bei allen Standorten nur in den Varianten ohne Phosphat, bzw. mit Super-, Thomas- und Rhenaniaphosphat, gefunden. Mit zunehmendem Apatitanteil in Nova- und Hyperphosphat stieg die Relation zwischen DL- und CAL-Phosphat an. Das besagt, daß diese beiden Düngemittel weniger effizient sind und auch nach langjährigem Kontakt mit dem Boden, nicht in pflanzenverfügbare Formen überführt wurden. Der Befund wird weiterhin durch die in Abb. 2 vorgestellten Ergebnisse untermauert. Hier zeigte sich, daß die nicht im Boden umgesetzten Ca-Phosphate, nämlich die Apatitkomponenten von Hyper- und Novaphosphat, erst bei pH 4 bzw. 3 verstärkt löslich wurden. Die häufig in der Praxis vertretene Ansicht, Hyperphosphat und Novaphos hätten eine "Langzeitwirkung", würden sich also allmählich in verfügbaren Formen umsetzen, trifft nicht zu. Selbst bei einem Boden-pH um 5,3 war der Umsatz der genannten Formen unbefriedigend. Erst bei pH < 5 gehen diese Formen verstärkt in Lösung.

### Literatur

- Amberger, A. und R. Gutser: Aussagekraft von Bodenuntersuchungsmethoden in langjährigen Feldversuchen mit verschiedenen P-Formen. Landw. Forsch. SH 33/I, 18-38, 1976
- Barekzai, A. und K. Mengel: Alterung von wasserlöslichem Düngerelement bei verschiedenen Bodentypen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (im Druck)
- Brüne, H. und J. Heyn: P-Düngerempfehlung für die Praxis. Die Wirkung verschiedener Phosphat-Dünger-Formen in mehrjährigen Feldversuchen. DLG-Mitteilg. 2, 80-83, 1984

- Flossmann, R. und D. Richter: Extraktionsmethode zur Charakterisierung der Kinetik der Freisetzung von P aus der festen Phase des Bodens. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 26, 703-709, 1982
- Judel, G. K., W. G. Gebauer und K. Mengel: Yield response and availability of various phosphate fertilizer types as estimated by EUF. Plant and Soil 83, 107-115, 1985
- Matzel, W., D. Richter und H. Ansoerge: Optimierung der Phosphatdüngung durch Computereinsatz. Die Bodenkultur 35, 207-219, 1984
- Mengel, K.: Phosphatdüngemittel - welche? DLG-Mitteilg. 2, 77-79, 1984
- Murphy, J. und J. P. Riley: A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27, 31-36, 1962
- Vetter, H. und K. Früchtenicht: Ergebnisse von Feldversuchen mit Hyperphos im Vergleich zu aufgeschlossenen Phosphatdüngern. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 127, 218-233, 1970
- Welp, G., U. Herms und G. Brümmer: Einfluß von Bodenreaktion, Redoxbedingungen und organischer Substanz auf die Phosphatgehalte der Bodenlösung. Z. Pflanzenern. Bodenk. 146, 38-52, 1983
- Werner, W.: Kennzeichnung des pflanzenverfügbaren Phosphats nach mehrjähriger Düngung mit verschiedenen Phosphaten. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 122, 19-32, 1969
- Wildhagen, H., P. Styperek und B. Meyer: P-Bilanzen und P-Fraktionierung an Böden aus vieljährigen Phosphat-Düngungsversuchen auf Löß- und Parabraunerden. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 423-428, 1983

#### Danksagung

Der DFG sei für die Unterstützung dieser Arbeit gedankt.

Einfluß der Umwandlungszeit auf Löslichkeitskriterien und Wirksamkeit der aus Phosphatdüngung angereicherten Bodenphosphate

von  
Werner, W. u. A. Junge\*

Problemstellung

Die Beurteilung der Pflanzenverfügbarkeit des durch langjährige Phosphatdüngung angereicherten Bodenphosphats setzt die Kenntnis der in Abhängigkeit von den verschiedenen Bodenfaktoren ablaufenden Umwandlungsvorgänge und der Löslichkeitskriterien der dabei entstehenden Umwandlungsprodukte sowie der Veränderung dieser Kriterien mit der Zeit voraus. Für die Phosphaternährung der Pflanze kommt es also nicht nur auf die quantitative Phosphatanreicherung des Bodens, sondern in gleich starkem Maße auch auf die Qualität der Anreicherungsprodukte, d.h. auf die Mobilität der Bodenphosphate an (MUNK, 1980; WERNER, 1970).

Die zeitabhängige Veränderung der Löslichkeitskriterien der entstehenden Umwandlungsprodukte ist bislang vorwiegend in relativ kurzfristigen Umsetzungsversuchen untersucht worden (BAREKZAI, 1984; BARROW u. SHAW, 1975; DEVINE et al., 1968; KAMPRATH, 1967; OBIGBESAN u. MENGEL, 1981; WERNER, 1978). Die Alterungsvorgänge der Umwandlungsprodukte erstrecken sich jedoch aufgrund der - auch kumulativ - unvollkommenen Ausnutzung der Düngerphosphate über viele Jahre bzw. Jahrzehnte. Im vorliegenden Versuch sollte daher das Schicksal einer P-Vorratsdüngung zu unzureichend mit Phosphat versorgten Böden über viele Jahre verfolgt werden.

Versuchsdurchführung

Versuchsböden: Für die Versuche wurden drei P-arme, für Südniedersachsen typische Böden herangezogen, nämlich eine Pseudogley-Parabraunerde (pH 4,1), eine schwach podsolierte Braunerde (pH 6,2) sowie eine schwach degradierte Schwarzerde mit geringem Gehalt an freiem  $\text{CaCO}_3$  (pH 7,0). Die Böden wurden in glasierte Steingutröhren (1 m), die im Freiland in den Boden eingelassen und zur Hälfte mit Feinsand gefüllt waren, im Herbst 1969 nach intensiver Durchmischung mit der P-Vorratsgabe eingefüllt.

\* Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn 1

P-Vorratsdüngung: Es wurden 20 mg P/100 g Boden in Form von Superphosphat bzw. Rhenaniaphosphat eingemischt, was bei einer Krumschicht von 3 Mio kg/ha einer Vorausdüngung mit 137,4 kg  $P_2O_5$ /ha und Jahr für 10 Jahre entsprach. Ein geringer Teil des mit P vermischten Bodens wurde zur Feststellung des kurzfristigen Umsetzungsverlaufes (bis 1 Monat) in Plastikgefäßen bei Feldkapazität aufbewahrt. Die Röhren wurden unkrautfrei gehalten und jährlich im Herbst beprobt, letztmals im Herbst 1982 nach 13jähriger Umsetzung.

Durchgeführte Untersuchungen: Zur Beurteilung der P-Umsetzungsvorgänge und der dadurch bedingten Veränderungen in der P-Mobilität wurden folgende Kriterien ermittelt: P-Löslichkeit im Wasser (SCHACHTSCHABEL), CAL-Lösung (SCHOLLER), Natriumbicarbonat (OLSEN) sowie mittels Elektroultrafiltration (EUF). Ferner erfolgte die Bestimmung des "leicht mobilisierbaren" (desorbierbaren) Phosphats durch wiederholte Wasserextraktion, des P-Sorptionsvermögens sowie der anorganischen P-Fractionen nach KURMIES.

Mit den nach 1- bzw. 4-, 7- und 13-jähriger Umsetzung gezogenen und lufttrocken aufbewahrten Bodenproben erfolgte in der Vegetationsperiode 1983 ein Kleingefäßversuch mit Senf als Versuchspflanze. Hierbei diente der mit P angereicherte Boden sozusagen als P-Dünger in einem Sandkulturversuch. Es wurden 100 g Boden und 300 g Sand vermischt und in die Mitte des insgesamt 1 kg enthaltenden Versuchsgefäßes eingefüllt (Zeitreihe bzw. bei "anorg. P" als Bezugsbasis). Bei Benutzung des "CAL-P" als Bezugsbasis wurden 200 g Boden mit 200 g Feinsand vermischt und in gleicher Weise eingefüllt. Es ist darauf hinzuweisen, daß der pH-Wert des schwach sauren bzw. neutralen Bodens durch die Sandbeimischung leicht abgesenkt wurde.

### Versuchsergebnisse und Diskussion

Es werden nachstehend lediglich die Ergebnisse der Superphosphatvarianten sowie derjenigen Umsetzungszeiträume (Jahre) mitgeteilt, die auch im Vegetationsversuch geprüft wurden.

a) Zeitabhängige Veränderung von Löslichkeitskriterien: Die P-Vorratsdüngung mit dem wasserlöslichen P-Dünger wurde in allen Böden weitgehend in der "Al/Fe-P"-Fraktion wiedergefunden.

Erwartungsgemäß konnten mit der Umsetzungszeit starke qualitative Änderungen im angereicherten anorganischen Phosphat festgestellt werden. Bereits 1 Tag nach der Düngung war nur noch 20-35 % des zugeführten Düngerphosphats mit Wasser und nur noch 65-85 % mit der konventionellen CAL-Lösung extrahierbar (Abb.1).

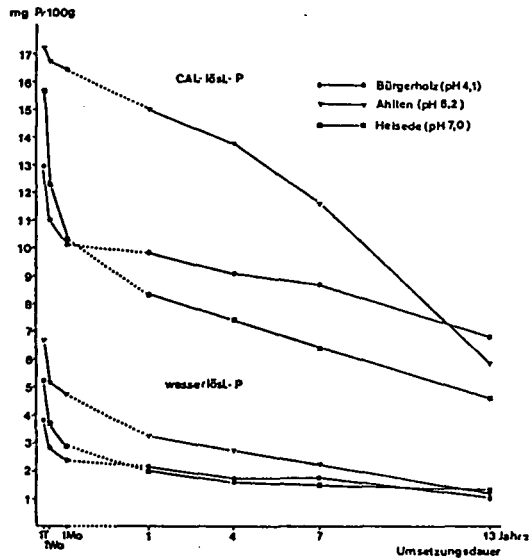
Nach einwöchiger Umsetzung war ein weiterer rapider Rückgang dieser Löslichkeiten zu registrieren, wogegen nach 1 Monat sich bereits ein Umknicken der "Alterungskurve" einstellte. Im Vergleich



zu diesem sich unmittelbar nach der Düngung abspielenden sehr kurzfristigen Löslichkeitsrückgang sind somit die späteren "alterungsbedingten" Abnahmen relativ gering.

Das Ausmaß des kurzfristigen Löslichkeitsrückgangs ist auf dem stark sauren Boden am stärksten, in der schwach sauren Parabraunerde dagegen am schwächsten ausgeprägt. Im letzteren Falle ist der umsetzungsbedingte Löslichkeitsrückgang zunächst deutlich geringer, und erst nach 13-jähriger Umsetzungsdauer nivellieren sich die pH-bedingten Unterschiede sowohl beim wasser- als auch beim CAL-löslichen Phosphat. Die EUF-Werte zeigten übrigens die gleiche graduelle Abstufung in Abhängigkeit von Bodenreaktion und Umwandlungszeit.

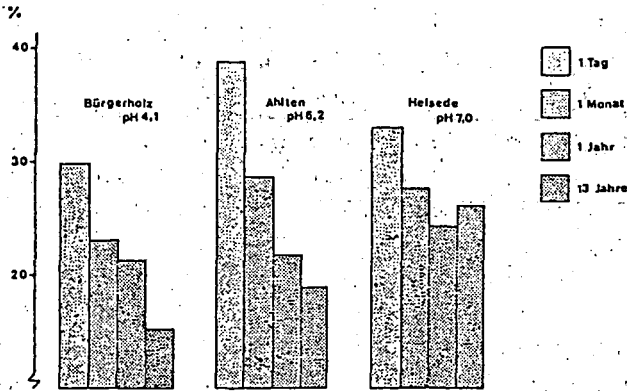
Abb. 1 Abnahme des CAL- und wasserlös. Bodenphosphates nach einer P-Vorratsdüngung (20 mg P/100g)



Der Anteil des wasserlöslichen am CAL-löslichen Bodenphosphat - das Maß der P-"Qualität" - nimmt in Abhängigkeit von der Umwandlungsdauer deutlich ab (Abb.2). Dieser Rückgang ist in der frühen Umwandlungsphase besonders stark ausgeprägt.

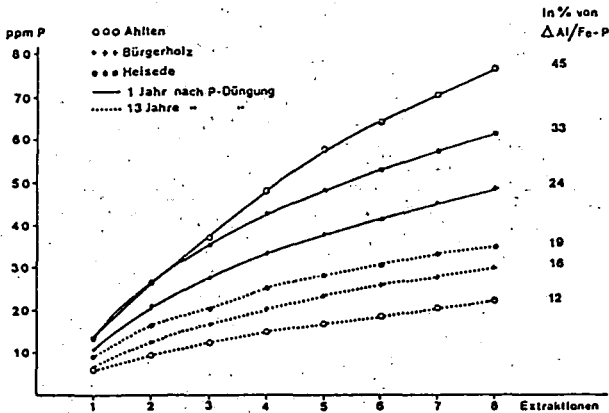
Es interessierte ferner die zeitabhängige Veränderung des bei wiederholter Wasserextraktion desorbierbaren Phosphats, was als leicht mobilisierbares Phosphat angesehen werden kann und sich vor allem aus den in der "Al/Fe-P"-Fraktion erfaßten sorbierten Phosphaten rekrutieren dürfte.

Abb. 2 Anteil des wasserlöslichen am CAL-löslichen Bodenphosphat in Abhängigkeit von der Umwandlungszeit nach einer P-Vorratsdüngung



Nach einjähriger Umsetzungszeit zeigte der im schwachsauren Bereich liegende Boden die höchste Menge an leicht mobilisierbarem P, der stark saure Boden erwartungsgemäß den geringsten Gehalt (Abb.3).

Abb. 3 Mobilisierbarkeit des angereicherten Bodenphosphates durch wiederholte Wasserextraktion (1:50:1h) in Abhängigkeit von der Umwandlungsdauer



Bezogen auf die durch die Vorratsdüngung angereicherte "Al/Fe-P"-Fraktion waren im ersteren Falle 45 %, im letzteren dagegen nur 24 % desorbierbar. Dies zeigt deutlich, daß die in der "Al/Fe-P"-Fraktion vorliegenden Bodenphosphate, die sich durch Umwandlung einer ganz bestimmten Menge an löslichem Düngerphosphat gebildet haben, durchaus nicht in jedem Boden die gleiche Qualität haben, sondern in Abhängigkeit vom pH-Wert durchaus unterschiedliche Löslichkeitseigenschaften aufweisen können. Dies gilt - wie aus der unteren Kurvenschar zu erkennen ist - auch für die Abhängigkeit von der Umwandlungsdauer der Düngerphosphate. Nach 13-jähriger Umwandlungszeit nähern sich die in den verschiedenen Böden mobili-

sierbaren P-Mengen auf insgesamt niedrigerem Niveau stärker an. Nun zeigt jedoch der schwach saure Boden den niedrigsten Gehalt an desorbierbarem P und die niedrigste Desorptionsquote des angereicherten "Al/Fe-P".

Die Abnahme der Desorbierbarkeit der P-Umwandlungsprodukte nach längerer Umwandlungszeit dürfte auf langsam ablaufende "Alterungs"-Vorgänge zurückzuführen sein, die entweder mit einem Übergang in gefällte Phosphate (CHEN et al., 1973), mit der die Penetration von Phosphationen in tiefere Schichten der Sesquioxide (HOLFORD u. MATTINGLY, 1976) oder mit einem durch Diffusion kontrollierten Eindringen in Aggregatporen (KUO u. LOTSE, 1974) erklärt werden können. Weiterhin wird vermutet, daß im Laufe der Zeit "einzählige" Phosphatbindungen in binukleare Brückenbindungen übergehen (BARROW u. SHAW, 1975).

Es war zu untersuchen, ob der auf diese Alterungsvorgänge zurückzuführende Rückgang im Gehalt an desorbierbarem Phosphat andererseits wieder in einer Zunahme von zugänglichen P-Bindungsstellen und damit des P-Sorptionsvermögens resultierte. Dies war in der Tat der Fall (Abb.4).

Abb.4 P-Sorptionsvermögen von mit P angereicherten Böden in Abhängigkeit von der Umwandlungsdauer seit der P-Vorratsdüngung

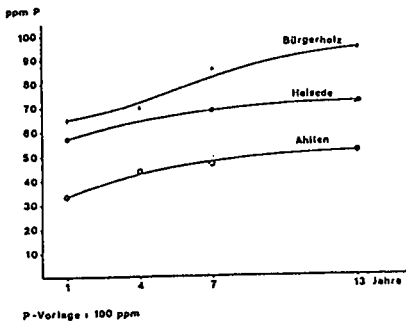
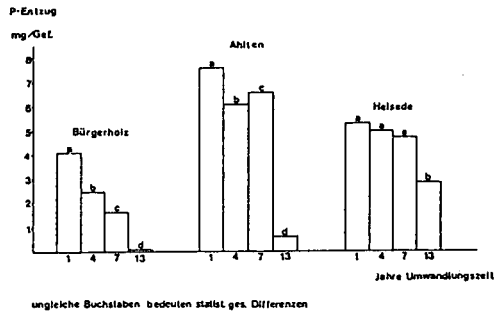


Abb.5 Wirksamkeit der Umwandlungsprodukte einer P-Vorratsdüngung in Abhängigkeit von der Umwandlungsdauer (Kleingefäßversuch mit Senf)



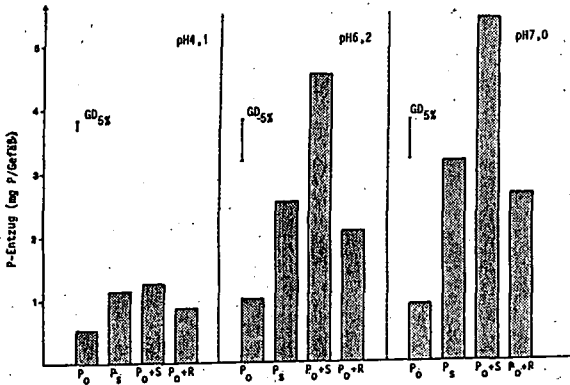
### b) Verfügbarkeit der P-Umwandlungsprodukte für die Pflanze:

Die im Kleingefäßversuch mit Senf ermittelte Pflanzenverfügbarkeit der P-Umwandlungsprodukte in Abhängigkeit von der Umwandlungszeit standen - mit Ausnahme des stark sauren Bodens Bürgerholz - nur in lockerer Beziehung zu dem mit verschiedenen Methoden gemessenen Rückgang der Phosphatmobilität. Lediglich der nach 13-jähriger Umwandlung registrierte starke Rückgang mehrerer Löslichkeitskriterien des Bodenphosphats spiegelte sich bei allen Böden auch in einem entsprechend niedrigen P-Entzug durch die Pflanze wider. Es bestä-

tigt sich hiermit die bereits mehrfach berichtete Beobachtung (u.a. MOLLER et al., 1981), daß die Verweildauer von Düngerphosphaten in Böden stärker im Rückgang der Extrahierbarkeit nach verschiedenen konventionellen Methoden als in der Abnahme der Pflanzenverfügbarkeit zum Ausdruck kommen kann (Abb.5).

Es stellte sich schließlich noch die Frage nach der vergleichenden P-Wirkung der nach 13-jähriger Umwandlung vorliegenden Bodenphosphate und äquivalenter Mengen an frischem Düngerphosphat in Form von Superphosphat (S) oder weicherdigem Rohphosphat (R). Dabei wurden die P-Gaben zum Kontrollboden so bemessen, daß zum nicht mit P angereicherten Kontrollboden einmal die P-Menge verabreicht wurde, die der Differenz im anorganischen P zwischen dem Kontrollboden und dem vor 13 Jahren mit einer P-Vorratsdüngung versehenen Boden entsprach. Im zweiten Versuch erfolgte die P-Gabe nach der Differenz im CAL-löslichen P zwischen diesen Varianten.

Abb.6 Verfügbarkeit des angereicherten anorganischen Bodenphosphats-Gefäßversuch mit Senf (P-Düngung mit Superphosphat vor 13 Jahren)



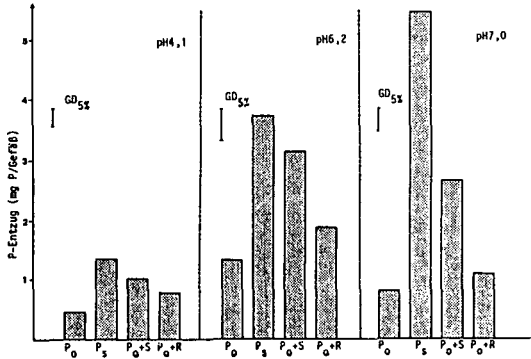
Legenden für Abb.6 u. 7  
P<sub>0</sub> = Kontrollboden ohne "P"  
P<sub>S</sub> = Vorratsdüngung mit Superphosphat  
P<sub>0</sub>+S = Kontrollboden + Superphosphat  
P<sub>0</sub>+R = Kontrollboden + weicherdiges Rohphosphat

Auf Basis gleicher Mengen an anorganischem P von frischem Superphosphat bzw. 13 Jahre gealtertem Bodenphosphat wirkte ersteres auf dem schwach sauren bzw. neutralen Boden eindeutig besser. Dagegen bestand auf dem stark sauren Boden infolge der hier sehr schnellen Bindung des wasserlöslichen Phosphats kein signifikanter Unterschied zum angereicherten Boden-P. Weicherdiges Rohphosphat als "frische" P-Düngung war in seiner Wirkung im Vergleich zu den über 13 Jahre im Boden gealterten Umwandlungsprodukten von Superphosphat auf dem

sauren Böden signifikant unterlegen. Auf den beiden anderen Böden war eine tendenzielle Unterlegenheit, die knapp unter der Signifikanzschwelle lag, festzustellen (Abb.6)

Bei Verwendung des angereicherten CAL-löslichen Phosphats als Bezugsbasis der frischen P-Düngung kam das Düngerphosphat - selbst in Form von Superphosphat - auf keinem Boden an die Wirkung des angereicherten Bodenphosphats heran (Abb.7). Dies ist dadurch zu erklären, daß die Mobilität eines Teils des in den angereicherten Böden vorliegenden CAL-löslichen Phosphatpools offensichtlich größer ist, als jene der unmittelbar nach der frischen Düngung in den stark sorbierenden Kontrollböden gebildeten jungen Umwandlungsprodukte.

**Abb.7 Verfügbarkeit des angereicherten CAL-löslichen Bodenphosphats - Gefäßversuch mit Senf (P-Düngung mit Superphosphat vor 13 Jahren)**



Zudem dürfte die P-Pufferung der angereicherten Böden höher sein. Hervorzuheben ist noch die außerordentlich geringe Wirksamkeit des weicherdigen Rohphosphats im Vergleich zu dem aus langjährigen Umwandlungsprodukten bestehenden laktatlöslichen Phosphatpool, selbst bei saurer Bodenreaktion. Durch diese Befunde werden die - wenn überhaupt vorhanden - beschränkten Einsatzmöglichkeiten dieser P-Dünger im bereits gut mit Phosphat versorgten Böden erneut bestätigt und kausal untermauert.

Zusammenfassung

Der wesentliche Löslichkeitsrückgang der in P-armen aus frischem Düngerphosphat entstandenen Umwandlungsprodukte erfolgte unmittelbar zu Beginn der Kontaktzeit. Bereits nach einmonatiger Umsetzung flachte die Alterungskurve merklich ab. Die dann folgende "Alterung" war vergleichsweise unbedeutend, kam aber in der Abnahme

des wasserlöslichen Anteils am CAL-löslichen Phosphat sowie des Anteils an desorbierbarem Phosphat in der angereicherten "Al/Fe-P"-Fraktion noch deutlich zum Ausdruck.

Die zeitabhängigen Umwandlungsvorgänge spiegelten sich auch in einem Rückgang der Pflanzenverfügbarkeit wider, der im schwach sauren und neutralen Boden anfänglich jedoch weniger stark ausgeprägt war als der Rückgang der chemischen Löslichkeitskriterien.

Somit war das angereicherte anorganische Bodenphosphat einer äquivalenten Menge an leicht löslichem Düngerphosphat wirkungsmäßig deutlich unterlegen. Es wirkte jedoch selbst im sauren Reaktionsbereich besser als eine entsprechende Menge an weicherdigem Rohphosphat.

Bezogen auf vergleichbare Mengen an CAL-löslichem Phosphat zeigte der mit P angereicherte Boden infolge besserer P-Pufferung und -Mobilität auch eine höhere Ertragsleistung als der jeweilige mit frischem Dünger-Phosphat versehene Kontrollboden. Dabei ist vor allem der erhebliche Wirkungsunterschied zwischen angereichertem Bodenphosphat und weicherdigem Rohphosphat hervorzuheben.

### Literatur

- Barekzai, A.M. (1984): Diss. Univ. Giessen, Fachber. Ernähr. Wiss.
- Barrow, N.J.u.T.C. Shaw (1935): Soil Sci., 119, 190-197, 311-320
- Chen, R.Y.S., Butler, F.N.u.W. Stumm (1973): Environm. Sci. Technol., 7, 327-332
- Devine, J.R., Gunnary, D.u.S. Larsen (1968): J. Agric. Sci., Camb. 71, 359-364
- Holford, I.C.R.u.G.E.G. Mattingly (1976): Plant and Soil, 44, 219-229
- Kamprath, E.J. (1967): Agronomy J., 59, 25-27
- Kuo, S.u.E.G. Lodse (1974): Soil Sci., 116, 400-406
- Müller, S., Hagemann, O.u.H. Ansoerge (1981): Z. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., 25, 345-250
- Munk, H. (1980): Kali-Briefe, Nr.1, 49-62
- Obigbesan, G.O.u.K. Mengel (1981): Fertilizer Res., 2, 169-176
- Werner, W. (1970): Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Bodenkd., 126, 135-150
- Werner, W. (1978): Brit. Sulf. Corp. 2<sup>nd</sup> Intern. Conf. on Fertilizers, London, Dec.

MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

Referate  
Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
1. bis 7. September 1985  
Göttingen





Zusammenfassende Berichte  
aus den Kommissionen

III Bodenbiologie von J. C. G. OTTOW

IV Bodenfruchtbarkeit und Pflanzenernährung von K. MENGEL

V Bodentechnologie von B. WOHLRAB, D. GÜNNEWIG u. K. MOLLENHAUER



Aufgaben der Bodenbiologie in der Bodenkunde

von

Ottow, J.C.G.<sup>+)</sup>

1. Funktion von Böden

Wenn wir im interdisziplinären Bereich von Boden - Pflanze - Bodenleben künftig die Aufgaben und Bedeutung des Bodenlebens (Edaphon) in unseren Böden besser bewerten und lenken sollen, dann gehen wir am besten von den Bodenfunktionen aus. Böden bilden mit Gewässern und Städten die Elemente und Glieder unserer Landschaften (Schlichting, 1978; Ottow, 1983, 1984) und dienen im wesentlichen als

- Produktionsstandorte für Nahrungsmittel und Rohstoffe (Grundlagen der Pflanzenproduktion),
- Körper der Selbstreinigung (= Mineralisation), der Filterung sowie der Sorption (=Pufferung) und werden dadurch auch zu Senken. In der Rolle als "belebte Filterkörper" (Schlichting) sind Böden zwangsläufig auch Quellen (für Nährstoffe, potentiell schädliche Transformationsprodukte sowie für  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $N_2$ ,  $N_2O$ ,  $H_2$ ,  $CH_4$  etc.),
- Organe der Trinkwasseraufbereitung und Speicherung (Wasserreservoir) sowie als
- Flächen zur Urbanisierung und Infrastrukturierung (in der Bundesrepublik etwa 0,5 - 1,0 % der Gesamtfläche).

In den ersten drei Aufgaben übernehmen die Bodenorganismen sehr verschiedene und wichtige Rollen. Folglich können nachhaltige Veränderungen in der quantitativen und qualitativen Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften nicht nur die Leistungen und Produktivität ("Bodenfruchtbarkeit"), sondern auch das Selbstreinigungs- und Filtervermögen sowie die Grundwasserspense signifikant beeinflussen. Diese Veränderungen müssen jedoch nicht nur negativ verlaufen. So hat der Mensch durch die Entwicklung der Bodenkultur - insbesondere durch die Wirkung des Pflugs bei kontinuierlicher

---

<sup>+)</sup>  Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, D-7000 Stuttgart 70 (Hohenheim)

Einarbeitung organischer Rückstände - wesentlich (wenn auch in unterschiedlichem Ausmaß) zu der Leistungserhöhung und folglich zu der Produktivitätssteigerung unserer Nutzflächen beigetragen (Schuffelen, 1958; Erüchtenicht et al., 1978; Meyer, 1982; Mengel, 1985). Diese Entwicklung der Bodenkultur erreichte eine entscheidende Phase, als im 19. Jahrhundert erkannt wurde (A. Thaer, K. von Wulffen), daß die Nährstoffentzüge durch eine Düngung (damals im wesentlichen organischer Art) zumindest ausgeglichen werden müßten ("Humustheorie"). Justus von Liebig (1840) hat diese Humustheorie im Grunde nicht "gestürzt", sondern aufgrund der neuen Erkenntnisse über die Aufnahme von Nährstoffen in mineralischer Form ("Mineraltheorie") lediglich präzisiert. Strikt genommen benötigen Pflanzen bei einer ausgewogenen und vollständigen Versorgung mit aufnehmbaren (löslichen) mineralischen Nährstoffen und Sauerstoff weder Humus noch Mikroorganismen. Dies bedeutet jedoch nicht, daß eine Pflanzenproduktion am natürlichen Standort ohne die vielschichtigen Wirkungen des Humuskörpers (Strukturbildung, Luft-, Wärme-, Wasserhaushalt, N-pool, KAK) und der Mikroorganismen (Remineralisation, Verwitterung von Mineralen, Redoxtransformationen, Auflösen schlecht löslicher Nährstoffe, Stickstoffbindung, Verbesserung der Nährstoffaneignung mittels Mycorrhiza und Rhizoflora) auskommen kann (Ottow, 1978; 1983). Besonders auf leichten Böden ist die Sicherung der Humusreproduktion der ackerbaulich genutzten Böden bekanntlich eine wichtige Voraussetzung für die Erhaltung und Verbesserung der Produktivität. Aufgrund des o.g. Sachverhaltes sind die "alternativen" organisch-biologischen Wirtschaftsweisen auch nicht als echte Alternativen zu sehen. Hinsichtlich der Nährstoffzufuhr fördern alle "biologisch-organischen" Düngungsmethoden primär das Bodenleben und stützen infolgedessen die Eigentätigkeit und Leistung des Systems. Diese "systemorientierten" Verfahrensweisen stehen nur insoweit im Gegensatz zu den mineralischen "produktionsorientierten" Düngungsverfahren, als daß Mineraldünger vor allem die Pflanzen und nicht das ganze System ernähren sollen (Baeumer, 1980). Mineralische Dünger "zerstören" aber auch nicht die Bodenmikroflora, sondern fördern sie sowohl auf direktem (Nährstoffzufuhr) als indirektem Wege (mehr Wurzelexsudationen). Daß dabei qualitative Änderungen auftreten können, steht außer Zweifel.

## 2. Böden als Produktionsstandorte

Die Aufgaben des Edaphons in den klassischen Produktionsstandorten konzentrieren sich auf die Rolle als

- Vermittler von Nährstoffen (Zerkleinerung und Remineralisation von organischen Stoffen, Auflösen von Mineralen, Katalyse von Redox-Transformationen, vor allem von Fe- und Mn-Oxiden, etc.)
- Träger leicht verfügbarer und umsetzbarer Nährstoffe (Biomasse als Pool von N, P, K, und Spurenelementen)
- Strukturstabilisator (durch "Lebendverbauung" und Humifizierung)
- Förderer der Nährstoffaneignung in der Rhizosphäre durch Oberflächenvergrößerung (Emissionshyphen von Mycorrhizen) und Aktivierungssteigerung der Rhizoflora einschließlich der assoziativen Stickstoffbindung)
- Stickstoffbinder in freilebender und/oder symbiotischer Form.

In der intensiven Landwirtschaft mit möglichst sicheren und relativ hohen Erträgen werden diese Funktionen durch das Bodenleben unzureichend, unzuverlässig oder überhaupt nicht erfüllt, weil viele der genannten Leistungen nur unter ganz bestimmten Bedingungen und Voraussetzungen (im wesentlichen chemisch-physikalische Bodeneigenschaften) erbracht werden und/oder zeitlich und räumlich nicht entsprechend dem Pflanzenbedarf stattfinden (Ottow, 1983). Aus diesem Tatbestand können zwei Schlußfolgerungen mit praktischen Konsequenzen gezogen werden. Erstens gilt es, die Menge und Nachlieferungsgeschwindigkeit an Nährstoffen dem Pflanzenbedarf zeitlich, räumlich und mengenmäßig möglichst genau anzupassen. Dies erfolgt heute in der Praxis durch gestaffelte Mineraldünger mehr oder weniger erfolgreich unter Zuhilfenahme von Boden- und Pflanzenanalysen (Sturm und Isermann, 1984; Mengel 1985; Cope and Evans, 1985). Bei dieser Verfahrensweise wird die Tätigkeit des Edaphons weitgehend außer Betracht gelassen. In Zukunft wird sich die genaue Dosierung löslicher Nährstoffe entsprechend dem Bedarf vielleicht einmal in Wasserkulturen unter vollständig kontrollierten und komputergesteuerten Bedingungen realisieren lassen ("Pflanzenbau 2000"). In der Zwischenzeit jedoch sollte, zweitens, versucht werden, durch Erweiterung der Erkenntnisse über Voraussetzungen und Ökophysiologie der Bodenorganismen Ihre Leistungen besser zu nutzen und abzuschätzen ("Integrierte Pflanzenproduktion"). Ziel sollte dabei sein (Tab. 1 & 2)

- eine weitgehende Integration und Nutzung der vielschichtigen Leistungen der Bodenorganismen (Integration des Edaphons),
- die möglichst exakte Abschätzung und Bewertung von Neben- und

Tab. 1: Vordringliche Forschungsaufgaben im Rahmen der "integrierten Pflanzenproduktion" und/oder Bodenbiotechnologie

Leistung bzw. Funktion	Erkenntnisstand	Forschungsschwerpunkte
1. Biomasse als Nährstoff-Pool (N, P, K etc.)	mangelhaft bis nil	Quantifizierung und Kompartimentierung; Umsatzraten und Geschwindigkeit in Abhängigkeit von Bodenbedingungen; Biokonzentration von anorgan. Schadstoffen; Einfluß zero-tillage
2. Nährstoffvermittlung + Transformationen		
- Mineralisation	befriedigend	Lignolyse; Einfluß der Bodenbedingungen auf Humuszehrung (primary effects); zero-tillage
- Redoxtransformationen	nil	Rolle Eh und Aktivierungsenergie; Mechanismen der Mobilisierung in Rhizosphäre
- Nitrifikation	befriedigend	Einsatz von Nitrifikationshemmern; Bedingungen der N <sub>2</sub> O-Freisetzung; Organismen und Bedingungen der heterotrophen Nitrifikation
- Denitrifikation	mangelhaft	Öko-physiologische Bedingungen (H-Donatoren, pO <sub>2</sub> , pH, Organismen etc.); N <sub>2</sub> O-Bildung; Quantifizierung der Feldverluste; Einsatz von Denitrifikationshemmern
3. Strukturbildung und organische Düngung	befriedigend	zero-tillage und "alternative" Methoden; Einfluß dieser Methoden auf extremen Standorten

Tab. 2: Vordringliche Forschungsaufgaben im Rahmen der "integrierten" Pflanzenproduktion und/oder Bodenbiotechnologie

Leistung bzw. Funktion	Erkenntnisstand	Forschungsschwerpunkte
<b>4. <u>Nährstoffaneignung</u></b>		
- Rhizosphäreneffekt	nil	Wechselwirkungen Nährstoffversorgung-Exsudation-Rhizoflora; Nitrifikation/Denitrifikation; mikrobielle Mobilisierung von P, Fe, Mn, Zn
- P-Versorgung (Diffusion und Interception)	nil	Einfluß Nährstoffversorgungsgrad von Böden auf Impf-Effektivität mit Mycorrhiza und/oder P-auflösenden Bakterien
- N-Versorgung durch assoziative N <sub>2</sub> -bindende Bakterien	mangelhaft	Einfluß der Stickstoffversorgung und sonstiger Bodeneigenschaften auf Erfolg der Impfung mit <u>potentiellen</u> N <sub>2</sub> -Bindern (Feldversuche!)
- N-Versorgung durch symbiotische N <sub>2</sub> -Binder	befriedigend	Einfluß Bodeneigenschaften (N-Versorgung) auf Impferfolge ( <u>Rhizobium</u> sp., <u>Frankia</u> sp.) in Feldversuchen
<b>5. <u>Selbstreinigung von Böden</u></b>		
	mangelhaft	Persistenz und Schicksal von "bound-residues"; Einfluß Bodenbedingungen auf Co-Metabolismus von Xenobiotika; Bioakkumulation von persistenten Verbindungen in Nahrungsketten und -netzen.

Folgewirkungen für die Umwelt (Umweltvorsorge),

- die Manipulation und Lenkung von Leistungen zur effizienten Nutzung von Nährstoffen in nährstoffarmen (low input) Böden und/oder in (high input) Ackerstandorten.

Voraussetzung für die Realisierung der o.g. Ziele ist zunächst eine wesentliche Verstärkung von Forschung und Lehre auf dem Gebiet der Bodenbiologie. Diese Intensivierung kann nur sinnvoll und fruchtbar werden, wenn die Bodenbiologie eine enge Zusammenarbeit und Rückkoppelung mit den benachbarten Hilfs-Disziplinen Bodenchemie, -physik und -mineralogie, Bodentechnologie und Pflanzenernährung zu erreichen weiß. Bodenbiologische Forschung sollte sich hüten, zum Selbstzweck zu werden, wie verlockend dies aufgrund der faszinierenden Objekte - der Organismen - auch sein möge. So weit wie möglich sollte die Forschung mit den Lebensräumen der Organismen - den Böden - verknüpft werden, am Standort oder in Modellversuchen. Gerade in dieser Hinsicht unterscheidet sie sich von der "Biologie der Bodenorganismen". Infolgedessen hat auch die Bodenbiologie ihren Standort in der Bodenkunde und somit in den Agrarwissenschaften, während die Biologie der Bodenorganismen als Disziplin der Naturwissenschaften eher (aber nicht nur) in der Biologie ihren Platz finden sollte.

### 3. Böden als Körper der Filterung und Selbstreinigung (belebte Filterkörper)

Dieser Funktion kommt sowohl in den Produktionsstandorten als auch in den Grundwasserleitern (Trinkwasseraufbereitung und Speicherung) eine große Bedeutung zu (Ottow, 1982, 1983, 1984). Die Rolle des Edaphons - insbesondere der Mikroflora umfaßt dabei die "Entgiftung" von landwirtschaftlichen Nutzflächen, Uferfiltraten und Grundwasserleitern durch Vorgänge wie Entkeimung (Hygienisierung), sowie (co-)metabolische Transformationen von naturnahen (= biotischen) und naturfremden (= xeno-biotischen) organischen Verbindungen (Pestizide, Umweltchemikalien, Kunststoffe etc.). Hierzu zählt auch Landfarming (=biologische Entgiftung von wertvollen kontaminierten Böden unter optimalen Bedingungen), wie es im Gartenbau zur Zeit in den Niederlanden erprobt wird.

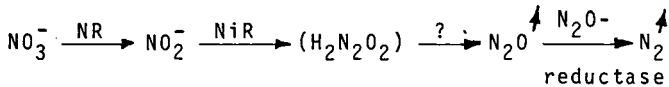
In diesem Referat soll jedoch nicht auf die vielschichtige Problematik der Entgiftung von naturnahen und naturfremden organischen Verbindungen eingegangen werden, zumal darüber bereits ausführlich



berichtet wurde (Ottow, 1982, 1984, 1985). An dieser Stelle sollte einmal auf die Voraussetzungen und Bedingungen der Denitrifikation eingegangen werden, weil dieser Prozess

- Ursache erheblicher Stickstoffverluste aus landwirtschaftlich genutzten Böden sein kann,
- in der weitergehenden Abwasserreinigung gute biotechnologische Möglichkeiten zu einer wirtschaftlichen Stickstoffelimination aus geklärten Abwässern bietet,
- möglicherweise verstärkt zur  $N_2O$ -Bildung und infolgedessen zur Zerstörung des Ozon-Schildes in der Stratosphäre beitragen kann, und
- in Grundwasserleitern (Aquiferen) sowie in der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung erhöhter Nitratmengen prinzipiell gut genutzt werden kann.

Wenngleich die Zielsetzungen in den o.g. Prozessen teilweise entgegengesetzt verlaufen, so haben sie das Interesse an den öko-physiologischen Voraussetzungen und Bedingungen gemeinsam. Die Denitrifikation



ist ein multi-enzymatischer Vorgang, in dem Nitrat durch aerobe Mikroorganismen zur respiratorischen Energiekonservierung (ATP-Synthese) eingesetzt wird. Der Vorgang gilt als Alternative zur Atmung, weil  $O_2$  die Induktion der NR unterdrückt und eine Senkung des Redoxpotentials (auf etwa + 200 mV, bei pH 6) zur Aktivierung des Nitrats verhindern kann. Anaerobe Bedingungen (Wassersättigung und/oder Bodenverdichtungen) werden häufig als entscheidende Voraussetzungen für eine intensive Denitrifikation betrachtet. Modellversuche unter kontrollierten Bedingungen mit verschiedenen Reinkulturen (Ottow und Fabig, 1985a,b) haben jedoch gezeigt, daß die Denitrifikationsverluste unter permanenter Sauerstoffbegasung (mit etwa 25 mg  $O_2$ /l im Bereich des Sättigungswertes) intensiver und das Redoxniveau (rH-Wert) tiefere als unter anaeroben Verhältnissen ist, wenn Substrat (Wasserstoffdonator) im Überangebot und in leicht mineralisierbarer Form (wie Glycerin) vorliegt. Diese "aerobe Denitrifikation" stellt keinen Widerspruch zu den Vorstellungen eines alternativen Einsatzes von  $O_2$  und Nitrat dar, sondern ist die logische Folge einer öko-physiologischen Betrachtung

tungsweise (Abou-Seada und Ottow, 1985; Ottow et al., 1985). Als Voraussetzung einer intensiven Denitrifikation gilt zunächst der erhöhte Bedarf an Wasserstoffakzeptoren, welcher von der Intensität der Mineralisationsprozesse ausgelöst wird. Bei hoher Mineralisationsrate als Folge eines relativ großen Angebots an leicht mineralisierbaren organischen Substanzen können dann  $O_2$  und Nitrat auch gleichzeitig veratmet werden. Dabei ist es zunächst unerheblich, ob Sauerstoff und Nitrat in verschiedenen Mikrobiotopen nebeneinander zur Aufrechterhaltung der Energiegewinnung (ATP-Synthese) reduziert werden, oder in einer Zelle, aber in verschiedenen Kompartimenten der Zellmembranen dissimiliert wird. Es ist deutlich, daß unter solchen Voraussetzungen die verzögerte  $O_2$ -Diffusion (durch Verdichtung, Wassersättigung oder nach Regen) eine verstärkte Nitratatemung nach sich zieht. Für die Praxis bedeutet diese Betrachtungsweise, daß überall dort mit Denitrifikationsprozessen gerechnet werden darf, wo ein hohes Angebot an leicht mineralisierbaren organischen Substanzen mit Nitrat im Boden zusammentrifft (Ottow und Fabig, 1985a,b). Solche Konstellationen sind in der Rhizosphäre intensiv wachsender Kulturpflanzen ebenso wahrscheinlich wie in biochemisch aktiven Böden nach einer Strohdüngung oder Einarbeitung organischer Rückstände (Stallmist, Kompost, Klärschlamm etc.). Grundsätzlich sollte damit gerechnet werden, daß alle Böden mit intensiven Mineralisationsprozessen zeitweise (nach Regen) starke Denitrifikationsverluste aufweisen, welche insgesamt wesentlich höher liegen dürften als in dichten, "stickigen" Standorten mit geringer Zersetzungsaktivität aufgrund mangelnden Sauerstoffs. Auch die Nitratelimination aus Gewässern und Trinkwassern dürfte sich in der Praxis besser und effizienter durch eine Verstärkung der aeroben Zersetzungsprozesse als durch Schaffung vollständig anaerober Bedingungen erreichen lassen.

#### 4. Bodenbiotechnologie, Aufgaben und Möglichkeiten der Zukunft

Die Biotechnologie ist als angewandte multidisziplinäre Wissenschaft aus Biologie, Biochemie und Technologie nicht nur anwendbar auf Bakterien, Pilze, Algen oder Pflanzen (Gewebekulturen) in Reinkulturen, sondern auch auf ihre natürlichen Lebensräume, die Böden. Nach den raschen Erfolgen auf dem Gebiet der Rekombinations-DNA-Technologie - insbesondere der Übertragung von bestimmten

Proteinsynthesen aus höheren Organismen auf Bakterien und Hefen - können heute kostspielige Substanzen (wie Interferon, Insulin, Wachstumshormone, Antibiotika etc.) auf relativ einfache Weise, vergleichsweise kostengünstig und in großen Mengen hergestellt werden. Voraussetzung solcher Verfahren ist jedoch die Ausschaltung der biochemischen Regulationsmechanismen, welche normalerweise die Produktion steuern und begrenzen (Produktthemmung). Bodenbiotechnologische Forschung könnte sich auch in der Pflanzenproduktion verstärkt solcher Techniken bedienen und zwar sowohl in der

- "low input" Landwirtschaft durch die Anwendung effizienter Pflanze-Mikroorganismen-Assoziationen (wie das Impfen mit spezifischen hochleistungsfähigen Rhizobium-Isolaten, geeigneten assoziativen  $N_2$ -Bindern und/oder mit phosphatauflösenden Mikroorganismen), als auch in der
- "high input" Pflanzenproduktion mit Hilfe der Ertragssicherung auf relativ hohem Niveau als Folge einer wesentlich effizienteren Aneignung der vorhandenen und/oder gedüngten Nährstoffe unter Einsatz von entsprechend manipulierten Mikroorganismen (Selektion, Gentechnologie, Hemmung von Konkurrenten oder das Bewirken von spezifischen leistungsfördernden Bodenbedingungen etc.).

Von zunehmender wirtschaftlicher Bedeutung kann das Impfen mit geeigneten Rhizobien, mit assoziativen  $N_2$ -bindenden Bakterien oder mit phosphatauflösenden Mikroorganismen (Bakterien, Pilzen) werden, wenn es auf dem Wege der biotechnologischen Manipulation gelingt, die natürlichen Regulationsmechanismen (Repression der Enzyme als Folge relativ hoher N- oder P-Versorgung) auszuschalten. Die Erfahrung hat bisher gezeigt, daß der Impferfolg in der Regel um so größer ist, je geringer die Mengen an leicht mobilisierbaren Verbindungen (N, P) sind (Hayman, 1975; Jensen und Jakobson, 1980; Kundu und Gauer, 1980). Infolgedessen kann die Impfung mit geeigneten Stämmen (von Mycorrhiza-Pilzen, P-auflösenden Bakterien, Rhizobien oder assoziativen  $B_2$ -Bindern) in der "low input" Landwirtschaft der Tropen oder in nährstoffarmen Böden zu signifikanten Ertragssteigerungen führen (Abb. 1). Ursache dieser Erfolge sind die wesentlich erhöhten Infektionsraten als Folge der verstärkten Wurzelexsudation bei schlechter Nährstoffversorgung

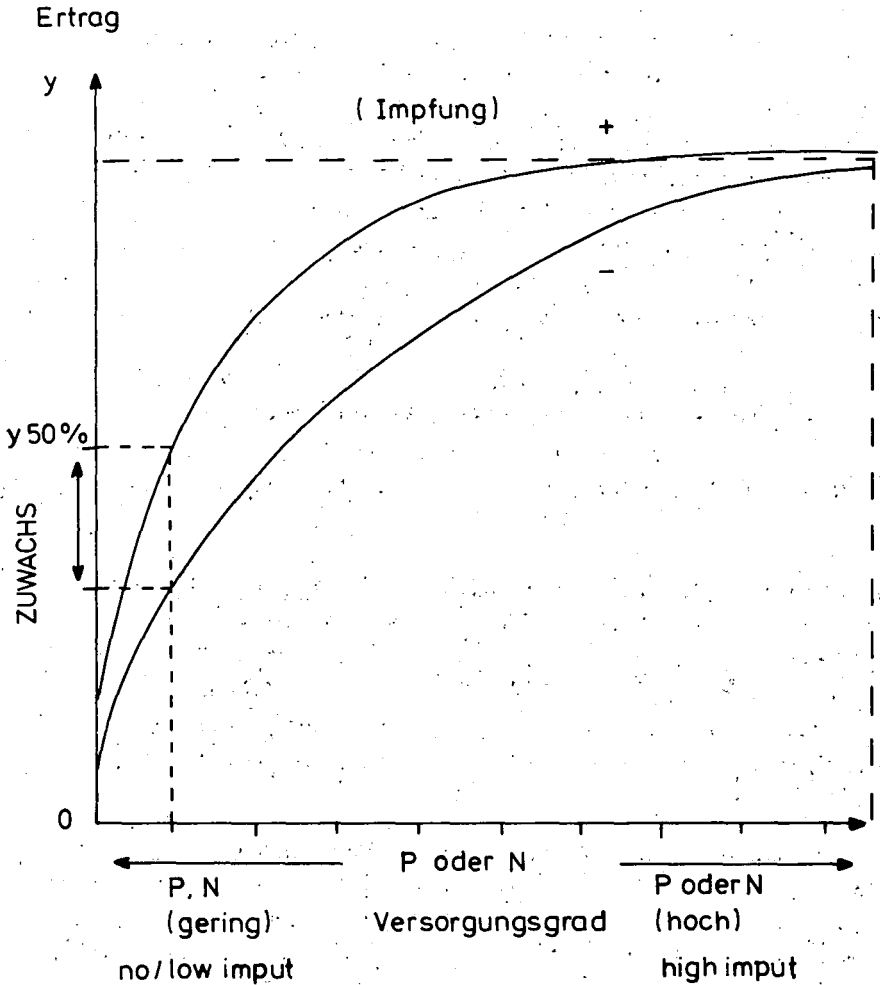


Abb. 1: Einfluß des Nährstoffversorgungsgrades (N, P) auf den Effekt einer Impfung mit assoziativen  $N_2$ -Bindern, phosphatauflösenden Bakterien und/oder Mycorrhiza-Pilzen (vereinfachtes Schema).

(insbesondere mit P und K). Somit verspricht das Impfen mit geeigneten effektiven Mikroorganismen auf Standorten mit relativ ungünstigen Nährstoffverhältnissen eine sinnvolle Bodenbiotechnologie zu werden und stellt den Bodenbiologen neue Forschungsaufgaben. Hingegen dürfte das Impfen mit assoziativen  $N_2$ -Bindern oder

P-auflösenden Bakterien in Böden mit guter Nährstoffversorgung (in Mengen, Verfügbarkeit und Nachlieferungsgeschwindigkeit), weitgehend ohne Erfolg bleiben (Abb. 1). Hier muß die Bodenbiologie verstärkt in die Methoden der modernen Biotechnologie einsteigen. Als Folge der Gentechnologie und der Gewebekultur hat sich inzwischen ein Methodenspektrum entwickelt, mit dem Mikroorganismen und Pflanzen auf die Anwendung in der modernen Landbautechnologie hin manipuliert werden können. Für die o.g. Ziele müssen Organismen (durch genetische Veränderungen) konstruiert werden, welche unter Feldbedingungen effektiv genug sind, um auch bei guter Nährstoffversorgung und modernen Kulturpflanzen die gewünschten Assoziationen einzugehen. Solche Arbeiten sind in enger Zusammenarbeit mit der Pflanzenzüchtung und Gewebekulturtechnik zu bearbeiten, um geeignetes und einheitliches Pflanzenmaterial zu entwickeln. Pflanzenzellen sind genetisch totipotent, d.h. aus einer Pflanzenzelle läßt sich über Kallus erneut eine ganze Pflanze entwickeln. Mit Hilfe von Carriern (Plasmiden) oder mitochondrialem DNA können neue Eigenschaften in die Pflanzen eingebracht werden (z.B. die Bereitschaft, auch bei guter Ernährung Assoziationen mit  $N_2$ -bindenden Mikroorganismen einzugehen). Hier liegen für die Bodenbiologie wichtige künftige Aufgaben, welche nur in gemeinsamen Anstrengungen mit der Bodenchemie, der Pflanzenernährung und der modernen Züchtungsforschung gelöst werden können. Der Bodenbiologe wird dazu in Zukunft allerdings eine ausgeprägte naturwissenschaftliche Ausbildung benötigen. Methoden der Gentechnologie, Biochemie, bakteriellen Genetik und Züchtungsforschung müssen zu seinem Instrumentarium gehören.

##### 5. Mikrobielle Stickstoffbindung in Stengelknöllchen ?

Seit mehr als hundert Jahren ist es inzwischen bekannt, daß die  $N_2$ -Bindung in den Knöllchen von Leguminosen durch Ammonium, Nitrat und/oder organische N-Verbindungen in Böden und Wasserkulturen signifikant gehemmt wird (Houward, 1980; Khan und Khan, 1981; Carroll und Gresshoff, 1983). Ammonium und Nitrat (a) verhindern die Lecctinsynthese und infolgedessen die Assoziation mit den spezifischen Rhizobium spp., (b) stören die Bildung von Infektionsfäden als Folge einer unzureichenden Kräuselung der Wurzelhaare und (c) hemmen die Nitrogenase-Aktivität innerhalb der Knöllchen. Infolgedessen wirkt sich in der Regel eine intensive

mineralische Stickstoffdüngung negativ auf eine effektive  $N_2$ -Bindung bei Leguminosen aus. Wie dieses Problem ohne Manipulation der Rhizobien gelöst werden könnte, zeigt uns die Evolution am Beispiel der stengelknöllchenbildenden strauchartigen Leguminosen Sesbania rostrata und Aeschynomene indica sowie A. afraspera, alles einjährige raschwachsende hygrophile Wildpflanzen der Sahelregion Westafrikas (Dommergues et al., 1985). Die genannten Leguminosen sind in Westafrika weit verbreitet und wachsen an feuchten Standorten auch dann noch intensiv, wenn sie überflutet oder bewässert werden: In 2 bis 3 Monaten erreicht S. rostrata eine Höhe von etwa 2-3 m, Aeschynomene spp. allerdings nicht mehr als 2 m. Sobald die Pflanzen im überfluteten Boden stehen, bilden sich die Wurzelknöllchen zurück (Rhizobium sp. sind aerob!), doch entstehen an den Stengeln sphärische epidermale Zellwucherungen (von etwa 0,3 bis 0,8 cm Durchmesser). Die Infektion mit spezifischen Stengel-Rhizobien erfolgt wahrscheinlich mit Staub, Regenwasser und/oder Insekten (Ameisen) und zwar stets an den zahlreich angelegten subepidermalen Seitenwurzel-Primordia ("Mamillae") (Dreyfus et al., 1980; 1981). Unter natürlichen Bedingungen wird nur ein Teil dieser Wurzelanlagen (welche sich bei weiterer Oberstauung rasch zu Adventivwurzeln entwickeln) infiziert und infolgedessen ist der Knöllchenbesatz und damit das Ausmaß der Stickstoffbindung ungleichmäßig und oft gering. Künstliches Inokulieren (im Alter von etwa 4 Wochen) durch Besprühen der Stengel mit einer isolierten Rhizobium-Reinkultur erhöht jedoch die Nodulation stark. Bereits zwei Tage nach einer erfolgreichen Inokulation lassen sich mit dem Mikroskop an den Stengeln morphologische Veränderungen feststellen und nach einer Woche weisen die meist sphärischen Knöllchen (im Gegensatz zu den ovalen oder unförmlichen Wurzelwucherungen) einen positiven Acetylen-Reduktionstest auf. Große Bedeutung kommt der vergleichsweise intensiven Stickstoffbindung zu, welche mit 500 bis 600  $\mu\text{moles } C_2H_2$  (Äthylen)/Pflanze/ha als überdurchschnittlich hoch bezeichnet werden kann. Aber auch der tatsächliche Stickstoffgewinn in den Stengelknöllchen von S. rostrata darf mit etwa 200 kg N/ha/2-Monate als vielversprechend eingestuft werden (Rinaudo et al., 1983). Wenn sich diese (wohl vorläufigen) bemerkenswerten Ergebnisse in der Praxis weiter bestätigen sollten, dann dürfte mit S. rostrata eine der effektivsten stickstoffbindenden Symbiosen zwischen Leguminosen und Rhizobien vorliegen, zumal eine mineralische Stickstoffdüngung im

Boden die Stickstoffbindung in den Stengelknöllchen nicht hemmen und somit vermindern läßt! (Dreyfuß et al., 1980; Rinaudo et al., 1983; Dommergues et al., 1985). Nicht nur die Anwendung der stickstoffbindenden Stengelknöllchen (als Gründüngung), sondern auch das Phänomen der Stickstoffbindung in Zellwucherungen an den Stengeln bieten biotechnologische Perspektiven. Die räumliche Trennung von N-Aufnahme (in den Wurzeln) und  $N_2$ -Bindung (an den Stengeln) ermöglicht es offenbar den Pflanzen, die Repression des Nitrogenase-Komplexes zu verhindern und als Folge einer verbesserten N-Ernährung und Pflanzenentwicklung (Photosyntheseprodukte) sogar mehr  $N_2$  zu fixieren! Es wäre nicht abwegig, auch bei anderen in Kultur befindlichen Leguminosen die Bildung von Mamillae durch Applikation von Wuchsstoffen zu stimulieren und durch Impfen mit geeigneten Rhizobien zur Stickstoffbindung zu bringen.

#### 6. Zukunft der Kommission für Bodenbiologie in der Bodenkunde

Die Bodenbiologie kann ihren vielseitigen Aufgaben in Zukunft nur gerecht werden, wenn sie in nächster Zeit deutlich mehr gefördert wird. Zu den Aufgaben der BODENKUNDE im Bereich Bodenbiologie gehören eine

- beschleunigte Weiterentwicklung in der LEHRE. Fundierte Grundkenntnisse auf dem Gebiet der Bodenbiologie sind Voraussetzung für das Erkennen von Problemen, Aufgaben und Lösungsansätzen. Leider ist der Unterricht in einem so fundamentalen Wissensgebiet auf Hochschulebene in der Bundesrepublik lediglich an den Universitäten Gießen und Hohenheim im Ansatz vertreten, ein Lehrstuhl für Bodenbiologie in seiner vollen Breite wurde bisher überhaupt nicht für nötig gehalten!
- Intensivierung der bodenbiologischen FORSCHUNG, sowohl im universitären Bereich ("Lehre durch Forschung") als auch durch den Ausbau leistungsfähiger Institute. In einem "Max Planck Institut für Bodenforschung" sollte die Bodenbiologie schwerpunktmäßig vertreten sein. Falls die Bodenkunde in der Bundesrepublik - bisher weitgehend geo-orientiert - diese Aufgabe und Chance nicht erkennt, darf sie sich nicht wundern, wenn sie die Bodenbiologie bald in den Naturwissenschaften beheimatet findet. Die Bodenzologie ist bereits auf dem besten Wege dahin!

Literatur

- Abou Seada, M.N.I. and J.C.G. Ottow (1985): Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and nitrous oxide release from soil by different bacteria. *Biol. Fert. Soils* 1: 31-38
- Baeumer, K. (1980): Thesen und Antithesen zum gegenwärtigen Landbau und seinen Alternativen. In: Alternativen zum gegenwärtigen Landbau. (J. Debruck, Schriftleitung), Arbeiten der DLG 169, S. 7-26
- Carroll, B.J. and P.M. Gresshoff (1983): Nitrate inhibition of nodulation and nitrogen fixation in white clover. *Z. Pflanzenphysiol.* 110: 77-88
- Cope, J.T. and C.E. Evans (1985): Soil testing. *Adv. Soil Sci.* 1: 201-228
- Dommergues, Y., B. Dreyfus, H.G. Diem et E. Duhoux (1985): Fixation de l'azote et agriculture tropicale. *La Recherche* 16: 22-31
- Dreyfus, B. and Y.R. Dommergues (1980): Non-inhibition de la fixation d'azote atmosphérique chez une légumineuse à nodules caulinaires Sesbania rostrata. *C.R. Acad. Sci. (Paris)* 291: 767-770
- Dreyfus, B. and Y.R. Dommergues (1981): Nitrogen fixing nodules induced by Rhizobium on the stem of the tropical legume S. rostrata. *FEMS Letters* 10: 313-317
- Früchtenicht, K., G. Hoffmann und H. Vetter (1978): Düngen wir richtig im Blick auf Bodenfruchtbarkeit, Ertrag und Gewinn? *Landwirtsch. Forsch.* SH 35: 152-168
- Hayman, D.S. (1975): The occurrence of mycorrhiza in crops affected by soil fertility. In: *Endomycorrhiza*. F.E. Sanders, B. Mosse and B.P. Tinker (eds.), Academic Press, London, S. 495-505
- Houwaard, F. (1980): Influence of ammonium and nitrate nitrogen on nitrogenase activity of pea plants as affected by light intensity and sugar addition. *Plant and Soil* 54: 171-282
- Jensen, A. and I. Jakobson (1980): The occurrence of vesicular-arbuscular mycorrhiza in barley and wheat grown in some Danish soils with different fertilizer treatments. *Plant and Soil* 55: 403-414
- Khan, A.A. and A.A. Khan (1981): Effects of nitrate nitrogen on growth, nodulation and distribution of <sup>14</sup>C-labelled photosynthates in cowpea. *Plant and Soil* 63: 141-147
- Mengel, K. (1985): Dynamics and availability of major nutrients in soils. *Adv. Soil Sci.* 2: 65-132



- Meyer, B. (1982): Soil and climate as a basis of plant production in Europe. Proc. 12th IPI Congress, Goslar, FRG, Intern. Potash Inst., CH-3048 Worblaufen-Bern, Schweiz, S. 19-26
- Kundu, B.S. und A.C. Gaur (1980): Establishment of nitrogen-fixing and phosphate-solubilizing bacteria in rhizosphere and their effect on yield and nutrient uptake by wheat crop. Plant and Soil 57: 223-230
- Ottow, J.C.G. (1978): Chemie und Biochemie des Humuskörpers unserer Böden. Die Naturwiss. 65: 413-423.
- Ottow, J.C.G. (1982): Pestizide - Belastbarkeit, Selbstreinigungsvermögen und Fruchtbarkeit von Böden. Landwirtsch. Forsch. 35: 238-256
- Ottow, J.C.G. (1983): Bedeutung des Bodenlebens für die Aufgaben und Belastbarkeit von Böden in der Umwelt. Wasser & Boden 9: 416-418
- Ottow, J.C.G. (1984): Auswirkungen von Schadstoffbelastungen (Pestiziden, Schwermetallen) auf Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. Landschaft & Stadt 3: 163-172
- Ottow, J.C.G. (1985): Einfluß von Pflanzenschutzmitteln auf die Mikroflora von Böden. Naturwiss. Rundsch. 38: 181-189
- Ottow, J.C.G. and W. Fabig (1985a): Influence of oxygen aeration on denitrification and redox level in batch cultures of various bacteria. In: Planetary ecology. D.E. Caldwell, J. A. Brierley and C.L. Brierly (eds.). Van Nostrand Reinhold Co., New York, pp. 427-440
- Ottow, J.C.G. und W. Fabig (1985b): Einfluß der Sauerstoffbegasung auf die Denitrifikationsintensität (aerobe Denitrifikation) und das Redoxniveau unterschiedlicher Bakterien. Landwirtsch. Forsch. SH 41 (im Druck)
- Ottow, J.C.G., I. Burth-Gebauer und M.E. El-Demerdash (1985): Influence of pH and partial oxygen pressure on the  $N_2O$ -N to  $N_2$  ratio of denitrification. In: Proc. NATO Workshop on denitrification in the nitrogen cycle. L. Golterman (ed.), NATO ASI Series, Plenum Publ. Co., USA (im Druck)
- Rinaudo, G., B. Dreyfus and R.Y. Dommergues (1983): Sesbania rostrata green manure and the nitrogen content of rice crop and soil. Soil Biol. Biochem. 15: 111-113
- Schlichting, E. (1978): Funktionen von Böden in der Ökosphäre. Daten Dokum. Umweltschutz (Hohenheim) 22: 9.13
- Schuffelen, A.C. (1958): Die Mineraldüngung als Voraussetzung für die Umwandlungsmöglichkeiten von Naturböden. Hundert Jahre erfolgreiche Düngewirtschaft. J.D. Sauerländers Verlag, Frankfurt/M.
- Sturm, H. und K. Isermann (1984): Möglichkeiten und Grenzen von  $N_{min}$ -Felduntersuchungsmethoden in der Landwirtschaft. Landwirtsch. Forsch. SH 40: 250-257



Aktuelle Probleme der Boden-  
fruchtbarkeit und Düngung

von

Mengel, K. \*)

Einleitung

In der saturierten Industriegesellschaft wird von der breiten Öffentlichkeit dem Leistungsvermögen des Bodens wenig Interesse entgegengebracht. Die Produktion von Überschüssen an Nahrungsmitteln erscheint als das größere Problem im Vergleich zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit. Dennoch werden auch zukünftige Generationen vom fruchtbaren Boden leben müssen. Diesem Boden, der in der Lage ist, Kulturpflanzen zu tragen, drohen von verschiedener Seite Gefahren.

Gefahren für die Bodenfruchtbarkeit

Wind- und Wassererosion können beachtliche Mengen an gutem Boden verlagern und so zur Desertifikation der Landschaft führen. Diese Gefahr ist besonders dann gegeben, wenn Vegetationsdecken gestört oder sogar gänzlich zerstört werden, z.B. Abholzen von Urwald, Umbruch von Steppen, zu starkes Beweiden. Nach Schätzungen der UNO wächst die Fläche an Wüste global um 70.000 km<sup>2</sup> pro Jahr. Die Fläche an fruchtbarem Boden nimmt also ab bei steigender Weltbevölkerung.

Die Fläche der mit Salz angereicherten Böden beläuft sich auf mehrere Millionen km<sup>2</sup>, hierbei sind die Wüsten nicht einbezogen (FLOWERS et al. 1977). Auch die Gesamtfläche der Salzböden nimmt zu. Fruchtbare Landstriche der Antike (Nordafrika, Mesopotamien) sind heute aufgrund ihrer Salzanreicherung im Oberboden höchstens noch in der Lage, einer unproduktiven Salzflora Standort zu sein. Die größte Gefahr der Versalzung geht von der Bewässerung aus. Das gilt besonders für die Furchenbewässerung tonreicher Böden. Sie wird nach wie vor unter semiariden bis ariden Bedingungen in zahlreichen Ländern gehandhabt. Sie bewirkt in vielen Fällen einen kontinuier-

\* Institut für Pflanzenernährung der Justus Liebig-Universität, Südanlage 6, 6300 Gießen

lichen Anstieg des Salzgehaltes im Boden, der eines Tages zum Ruin der Bodenfruchtbarkeit führt. Auch die Anreicherung des Bodens mit Schwermetallen, z.B. infolge Düngung von schwermetallhaltigen Schlämmen, kann zu einer irreversiblen Schädigung der Bodenfruchtbarkeit führen.

Im humiden Klimabereich kann die Bodenfruchtbarkeit durch Bodenversauerung gefährdet werden. Hierfür seien Ergebnisse der langfristigen Feldversuche in Rothamsted zitiert. Auf dem Standort "Geescroft" wurde ein Teilstück seit 1883 "naturbelassen", d.h. es wurde jeder Eingriff des Menschen vermieden, das Pflanzenmaterial, das auf dem Boden gewachsen war, verblieb auf dem Standort (RUSSELL 1973). Wie die Tab. 1 zeigt, stieg der Gehalt an organischen N im Boden im Verlaufe der Jahrzehnte an, der pH-Wert aber fiel beachtlich ab.

**Tab. 1:** Veränderung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) sowie des pH-Wertes in einem nicht von Menschen beeinflussten Boden (RUSSELL 1973)

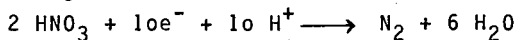
Dauerdüngungsversuch Rothamsted, Standort Geescroft

Bodentiefe, cm	Gehalt an organ. C in %			Gehalt an organ. N in %		
	1883	1904	1965	1883	1904	1965
0-23	1,07	1,37	1,98	0,116	0,131	0,166
23-46	0,57	0,58	0,76	0,081	0,082	0,092
46-69	0,48	0,42	0,49	0,068	0,069	0,071
pH-Wert				7,0	6,1	4,5
Durchschnittlicher jährlicher Gewinn an C bzw. N in kg/ha						
1883-1904		1904-1965		1883-1904		1904-1965
370		260		21		15

Bei dem jetzt erreichten pH-Niveau ist damit zu rechnen, daß zahlreiche Pflanzenarten aufgrund der zu hohen Al-Löslichkeit im Boden nicht mehr gedeihen können. Diese Al-Toxizität kann soweit gehen, daß, wie ebenfalls aus Rothamsteder Versuchen hervorgeht, Getreide nicht mehr zu wachsen vermag.

Über längere Zeiträume hin führt eine andauernde Säurezufuhr zum Boden auch zum Abbau der Tonminerale und damit zur Zerstörung einer wesentlichen Komponente der Bodenfruchtbarkeit (ULRICH 1985).

Die Protonenquellen, die zur Bodenversauerung führen, sind unterschiedlicher Natur. Abbau von organischer Substanz im Boden führt zur Bildung von  $\text{CO}_2$ , das wiederum mit  $\text{H}_2\text{O}$  die schwache Säure  $\text{H}_2\text{CO}_3$  bilden kann. Sie vermag den pH-Wert des Bodens bis auf etwa 5,3 zu erniedrigen. Aerober Abbau von organischem N und organischem S führen zur Bildung der starken Säure  $\text{HNO}_3$  bzw.  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Sie können den pH-Wert des Bodens beachtlich absenken; ihre Protonen verdrängen sorbierete Metallkationen vom Sorptionskomplex und bewirken damit eine Auswaschung von Basen aus dem System. Die Pflanzenwurzel selbst ist befähigt,  $\text{H}^+$  aktiv an das Außenmedium abzugeben (MENGEL u. SCHUBERT 1985). Je besser der Energiestatus der Pflanze ist, um so mehr werden  $\text{H}^+$  von der Wurzel abgeschieden, umso aggressiver wirkt die Wurzel auf den benachbarten Boden. Die Netto- $\text{H}^+$ -Abgabe der Wurzel hängt von ihrer Anionenaufnahme, besonders von der Aufnahme an  $\text{NO}_3^-$  ab. Bei dominierender  $\text{NO}_3^-$ -Ernährung kann sogar der pH-Wert in der Rhizosphäre erhöht werden (SMILEY 1974). Dieser Effekt des  $\text{NO}_3^-$  ist physiologischer Natur. Vermutlich werden bei der  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme  $\text{H}^+$  aus dem Boden in die Zelle transportiert (THIBAUD u. GRIGNON 1981). Wenn die Pflanzen mit  $\text{NH}_4\text{-N}$  oder mit symbiotisch erworbenem N ernährt werden, kommt es deshalb zu einer verstärkten Bodenversauerung. Zwar werden bei symbiotischer Ernährung vermehrt organische Anionen in der Pflanze gebildet, die alkalisch wirken (MENGEL u. STEFFENS 1982). Diese alkalische Wirkung kommt aber dem System nur dann zugute, wenn das Pflanzenmaterial auf oder im Boden verbleibt, also nicht geerntet wird. Reduktive Bedingungen führen zu einer Erhöhung des Boden-pH, beispielsweise die Denitrifikation, entsprechend nachstehender Bruttogleichung



In Gebieten mit "saurem Regen" dürfte dieser nicht unwesentlich zur Bodenversauerung beitragen (ULRICH 1985).

### Maßnahmen zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit

Mit der Kalkung kann der Bodenversauerung wirksam begegnet werden. Auch der Anteil der Nitratdüngung an der Aufrechterhaltung eines geeigneten pH-Niveaus im Boden sollte nicht unterschätzt werden. Erhaltung von organischem N und organischem C im Boden hängen beachtlich von Düngung, Bewirtschaftung und Fruchtfolge ab. In dieser Hinsicht unterscheidet sich die bäuerliche Wirtschaft früherer Jahrzehnte von einem modernen viehlosen Ackerbaubetrieb erheblich. Erstere hatte eine breitgefächerte Fruchtfolge, häufig noch einen hohen Anteil an Ackerfutterbau für Milch- und Zugtiere. Dementsprechend war der Rücklauf an organischer Substanz und auch an mineralischen Nährstoffen groß. Der moderne Ackerbaubetrieb ist durch einen beachtlichen Export von Pflanzennährstoffen aus dem Betrieb charakterisiert. Dieses Nährstoffdefizit kann ohne Schwierigkeit durch Mineraldüngung abgedeckt werden, entsprechend dem Zitat Liebig's (1841): "Als Prinzip des Ackerbaues muß angenommen werden, daß der Boden in vollem Maße wieder erhalten muß, was ihm genommen wird." Daß es bei fehlender Mineraldüngung zu einem beachtlichen Defizit an Pflanzennährstoffen im Boden kommt, wurde kürzlich von LÜCKE u. v. BOGUSLAWSKI (1984) am Beispiel eines biologisch dynamisch wirtschaftenden Betriebes gezeigt. In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob man mit der Mineraldüngung allein den Gehalt des Bodens an organischen N und C erhalten bzw. steigern kann. Hierzu seien langfristige Feldversuche zitiert, die in Illinois (USA) durchgeführt wurden (ODELL et al. 1984). Der Tab. 2 kann man entnehmen, daß Kalkung verbunden mit NPK-Mineraldüngung, seit 1955 gehandhabt, zu einer deutlichen Steigerung der Gehalte an organischem C und organischem N im Boden führte. Diese Steigerung ist in Tab. 2 durch die positiven Regressionskoeffizienten angezeigt. Sie wurde bei allen drei Fruchtfolgesystemen gefunden. In den ungedüngten Kontrollparzellen lag dagegen eine Abnahme im Gehalt an organischem C und N vor. Dieses Ergebnis erklärt sich damit, daß die Mineraldüngung die Flächenerträge erhöhte und damit auch den Anteil an organischer Substanz, der in Form von Wurzelmasse, Kraut, Stoppeln und Stroh auf dem Felde verblieb.

**Tab. 2:** Einfluß langfristiger mineralischer Düngung und Fruchtfolge auf die Veränderung des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N) im Boden (ODELL et al. 1984)

Feldversuch begonnen 1876

Fruchtfolge	Düngung	Veränderung von C und N als Regressionskoeffizient	
		Org.C, $b \times 10^{-2}$	Org.N, $b \times 10^{-2}$
Monokultur	keine	-2,3 <sup>++</sup>	-0,14 <sup>++</sup>
Mais	seit 1955 Kalk + NPK	1,1 <sup>+</sup>	-2,44 <sup>+</sup>
Mais - Hafer	keine	-1,5 <sup>++</sup>	-0,18 <sup>++</sup>
	seit 1955 Kalk + NPK	30,8	0,08
Mais - Hafer- Klee	keine	-0,7 <sup>++</sup>	-0,04 <sup>++</sup>
	seit 1955 Kalk + NPK	1,7 <sup>++</sup>	0,17 <sup>+</sup>

<sup>+</sup>p < 5 %

<sup>++</sup>p < 1 %

Die Stickstoffdüngung dürfte dazu beigetragen haben, daß die auf dem Felde verbliebenen Pflanzenreste auch höhere N-Gehalte aufwiesen, was den Gehalten des Bodens an organischem N förderlich gewesen sein dürfte.

In den modernen Ackerbaubetrieben verbleibt ein beachtlicher Anteil von organischer Substanz in Form von Stroh und Stoppel auf dem Felde. Sie tragen, wie langjährige Feldversuche aus Bayern und Hessen zeigten, zur Anreicherung von organischem N und C im Boden bei, besonders wenn dem Strohumsatz genügend mineralischer Stickstoff zur Verfügung steht (BOSCH u. GUTSER 1985, v. BOGUSLAWSKI 1985). Es wurde deutlich, daß die Strohdüngung in Verbindung mit einer N-Ausgleichsdüngung sich weniger auf die Erträge als auf die Anreicherung des Bodens mit organischem N positiv auswirkt (BOSCH u. GUTSER 1985). Der Bedarf an mineralischem N für den Strohumsatz zeigt sich auch darin, daß nach einer Strohdüngung die Nitratgehalte im Boden deutlich abfallen (SCHMEER u. MENGEL 1985).

### Düngung

Die Düngungsprobleme der hochentwickelten Industrieländer unterscheiden sich erheblich von denen der Entwicklungsländer. In ihnen sind ausgedehnte Gebiete derart an Pflanzennährstoffen verarmt, daß die Böden nur kümmerliche Pflanzenerträge erbringen. Hier kann vergleichsweise schnell mit einer sachgemäßen Mineraldüngung Abhilfe geschaffen werden. In den meisten dieser Länder steht eine nachhaltige Steigerung der Flächenerträge am Beginn einer gesunden wirtschaftlichen Entwicklung. Beispiele hierfür sind Taiwan und Südkorea. Düngung und Düngungstechnik in den Entwicklungsländern sollten jedoch nicht einfach von den Industrieländern kopiert werden, da die klimatischen, soziologischen und wirtschaftlichen Gegebenheiten und nicht zuletzt die Bedingungen der Böden anders sind.

In den Tropen und Subtropen dominieren stark verwiterte Böden, Oxisole, die durch ein hohes Phosphatfixierungsvermögen, durch eine geringe Kationenretention und durch niedrige pH-Werte und damit Al-Toxizität gekennzeichnet sind. Der pH-Wert läßt sich durch Kalkung anheben, wobei keine allzu hohen pH-Werte, etwa pH 4, angestrebt werden sollten (SIMS u. ELLIS 1983). Mit der pH-Erhöhung verbessert sich die Phosphatverfügbarkeit (BAREKZAI u. MENGEI 1985). Zusätzliche Phosphatdüngung vermag den Gehalt an verfügbarem Phosphat auf ein befriedigendes Niveau zu heben. Problematisch kann sich dagegen die ausreichende Versorgung der Pflanzen mit K und Mg gestalten. Das Retentionsvermögen der Oxisole für diese Nährstoffe ist meistens gering, so daß Dünger-K und -Mg durch tropische Regenfälle schnell aus der Wurzelzone ausgewaschen werden. Hier gilt es, die genannten Nährstoffe in kleinen, häufigen Dosen, dem Bedarf der Pflanzen entsprechend, zu düngen. Neue Anbausysteme mit Fruchtfolgen (einschließlich Leguminosen) sind zu entwickeln, mit denen Nährstoffverluste weitgehend vermieden werden.



In den Ländern mit hochentwickelter Landwirtschaft ist eher die Überdüngung als die mangelnde Düngung ein Problem. Überdüngung ist besonders in den Betrieben mit Massentierhaltung zu befürchten. Ein tiefgründiger Boden kann unter unseren klimatischen Verhältnissen maximal 200 bis 250 kg N ha<sup>-1</sup> bei intensivem Pflanzenbau nutzen. Das entspricht einer Nährstoffmenge, die von etwa drei Dünger-Großvieheinheiten pro Jahr "produziert" wird. Bei stärkerem Viehbesatz kommt es zu Nährstoffverlusten, zu einseitigen Nährstoffanreicherungen im Boden, bes. Phosphat, und auch zur Umweltbelastung. Hiergegen hilft auch keine Gülleverordnung.

Um die Düngung dem Nährstoffbedarf der Pflanzen anzupassen, ist eine zuverlässige Abschätzung der im Boden verfügbaren Nährstoffe notwendig. Hierfür bedient man sich der Bodenuntersuchung. Mit ihr aber kann man nur physiko-chemische Faktoren, nicht aber die biologischen Faktoren erfassen, die ebenfalls zur Nährstoffaneignung durch die Pflanze beitragen. Neuere Untersuchungen von SILBERBUSH u. BARBER (1983a,b) zeigen, daß die Bedeutung der Faktoren, welche bei der Aneignung und Aufnahme von K<sup>+</sup> eine Rolle spielen, nachstehender Reihenfolge entspricht:

Wurzelwachstum > Wurzelradius > K<sup>+</sup>-Konzentration der Bodenlösung > K<sup>+</sup>-Pufferung > K-Diffusionskoeffizient.

Für Phosphat wurde eine analoge Reihenfolge gefunden. Damit wird deutlich, daß die biologischen Faktoren bei der Aneignung von K<sup>+</sup> und Phosphat eine größere Rolle spielen als die physiko-chemischen. Hierin dürfte der Grund zu suchen sein, weshalb die Beziehung zwischen Mehrertrag durch Düngung zu den Gehalten an verfügbaren Nährstoffen im Boden meistens unbefriedigend ist. Die Bodenuntersuchung auf Phosphat und K<sup>+</sup> liefert nur ein grobes, aber notwendiges Raster der Nährstoffverfügbarkeit. Je nach Wurzelausbildung können bei einem bestimmten Gehalt an verfügbaren Nährstoffen im Boden noch Mehrerträge durch Düngung erzielt werden oder nicht.

Die Abschätzung der Wurzelparameter ist schwierig. Gräser haben in den meisten Fällen ein dichteres Wurzelnetz und größere Wurzellängen als zweikeimblättrige Pflanzen.

In Tab. 3 sind Wurzelparameter von Weidelgras und Rotklee gezeigt, die beide im Freiland auf einer Parabraunerde aus LÖB angezogen wurden. Ähnliche Unterschiede bestehen auch zwischen den Wurzeln von Getreide und Zuckerrüben, wie kürzlich von WESTING u. SÖCHTIG (1985) gezeigt wurde.

Tab. 3: Wurzelparameter von *Trifolium pratense* und *Lolium perenne*, die im Freiland auf einer Parabraunerde aus LÖB kultiviert wurden. Die Angaben beziehen sich auf 1 m<sup>2</sup> Oberfläche (MENGEL u. STEFFENS 1985)

	Trifolium	Lolium
Frischgewicht, kg	1,02	2,88 <sup>+++</sup>
Austauschkapazität, mval	23,4	42,2 <sup>++</sup>
Wurzellänge, km	8,17	55,6 <sup>+++</sup>
Wurzeltiefe, cm	81,7	70,0
Wurzeloberfläche, m <sup>2</sup>	14,0	49,7 <sup>+++</sup>

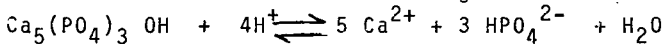
Die Signifikanz bezieht sich auf den Vergleich zwischen *Lolium* und *Trifolium*. ++  $p < 1\%$ , +++  $p < 0,1\%$ .

Bei Berechnung der K<sup>+</sup>-Aufnahmerate pro "Einheit Wurzelparameter" konnte dargelegt werden, daß Rotklee pro m Wurzellänge und Tag  $4,3 \text{ mol} \times 10^{-4}$ , Weidelgras nur  $1,4 \text{ mol} \times 10^{-4}$  K aufnehmen muß, um den K-Bedarf zu decken (MENGEL u. STEFFENS 1985). Dementsprechend vermag Weidelgras mit einem niedrigeren Niveau an K<sup>+</sup> in der Bodenlösung auszukommen als Rotklee (STEFFENS u. MENGEL 1979). Hiermit mag zusammenhängen, daß Weidelgras Zwischenschicht K<sup>+</sup> der Tonminerale wesentlich besser zu nutzen vermag als Rotklee.

Das Zwischenschicht K<sup>+</sup> kommt besonders reichlich in den Parabraunerden aus LÖB vor, deren wichtigstes Tonmineral der Illit ist (LAVES 1978). Der Befund von KUHLMANN u. WEHRMANN (1984), daß nämlich unabhängig vom Gehalt des Bodens an verfügbarem K<sup>+</sup> die K<sup>+</sup>-Düngung bei Getreide keine Mehrerträge erbrachte, dürfte sich hauptsächlich damit erklären, daß das Getreide

das Zwischenschicht  $K^+$  der Tonminerale nutzen könnte.

Die bekannten Vorräte an Phosphat sind vergleichsweise gering und sollen nach SHELDON (1982) bei heutiger Verbrauchsrate noch etwa 500 Jahre reichen. Aus diesem Grunde sollten Düngerphosphate besonders ökonomisch eingesetzt und Phosphate der Abwässer weitgehend aufgearbeitet und zur Düngung verwendet werden. Sparsame Verwendung von Düngerphosphaten bedeutet Überdüngung vermeiden, die Fixierung von Düngerphosphaten im Boden zu mindern und die geeigneten Phosphatformen auf den entsprechenden Standorten einzusetzen. Hierbei ist zwischen aufgeschlossenen und nicht aufgeschlossenen Phosphatformen zu unterscheiden. Die Löslichkeit weicherdiger Rohphosphate läßt sich mit nachstehender Gleichung umschreiben:



Aus ihr geht hervor, daß die Löslichkeit mit steigender  $H^+$ -Konzentration im System zunimmt, während mit steigender  $Ca^{2+}$ - und Phosphatkonzentration die Löslichkeit geringer wird. Dieses dem Lösungsgleichgewicht entsprechende Verhalten gilt auch für die Pflanzenverfügbarkeit von Rohphosphaten, wie kürzlich von ANDERSON et al. (1985) in einer umfassenden Untersuchung gezeigt wurde. In diese Untersuchung waren 18 verschiedene Böden und 7 verschiedene Rohphosphattypen eingeschlossen. Dieser Untersuchung entsprechend sind nachstehend die wichtigsten Faktoren, welche die Löslichkeit von Rohphosphaten beeinflussen, in der Reihenfolge ihrer Bedeutung aufgeführt:

1. Carbonatgehalt des Rohphosphates. Je höher der Carbonatgehalt, desto besser die Löslichkeit.
2. Phosphatkonzentration der Bodenlösung. Je geringer die Phosphatkonzentration, desto besser die Löslichkeit.
3.  $H^+$ -Pufferung des Bodens. Je geringer das  $H^+$ -Puffervermögen, desto besser die Löslichkeit.
4. Der pH-Wert des Bodens. Je niedriger der pH-Wert, desto besser die Löslichkeit.
5. Die  $Ca^{2+}$ -Konzentration der Bodenlösung. Je niedriger die Ca-Konzentration, desto besser die Löslichkeit.

Seither wurde bei der Beurteilung der Düngerwirkung von Rohphosphaten nur der pH-Wert des Bodens berücksichtigt. Die Untersuchungen von ANDERSON et al. (1985) aber belegen, daß der Phosphatkonzentration im Boden eine noch größere Bedeutung für die Löslichkeit von Rohphosphaten zukommt. Rohphosphate kommen deshalb gerade auf gut mit Phosphat versorgten Böden kaum zur Wirkung. Die kolportierte Meinung, man könne Rohphosphate (teilaufgeschlossene Phosphate, Hyperphos) auf gut mit Phosphat versorgten Böden erfolgreich düngen, das Phosphat werde sich schon mit der Zeit lösen, ist irrig. So zeigen die Untersuchungen von ANDERSON et al. (1985), daß das North Carolina Phosphat auf einem P-armen Boden bei pH 5 noch eine hohe Löslichkeit aufwies, während auf einem phosphatreicheren Boden bei pH 5 die Löslichkeit schon beachtlich reduziert war. Diese schlechte Umsetzbarkeit von Rohphosphaten auf repräsentativen Ackerböden wird auch durch die Untersuchungen von WILDHAGEN et al. (1983) an langjährigen Felddüngungsversuchen in Nordhessen belegt.

Die angebliche Gefährlichkeit des Nitrates wird heute in weiten Kreisen diskutiert, obgleich bis jetzt noch nicht erwiesen ist, daß es über Nitratzufuhr und Nitritreduktion im menschlichen Körper zur Bildung cancerogener Nitrosamine kommt. Dennoch sollte die Stickstoffdüngung an den Bedarf der Pflanze angepaßt und Auswaschungen an Nitrat vermieden werden. Daß dieses grundsätzlich möglich ist, zeigen mehrjährige Lysimeterversuche aus Dänemark (KJELLERUP u. DAMKOFOED 1983). Die wichtigsten Ergebnisse dieser Untersuchung sind in Tab. 4 gezeigt.

Tab. 4: N-Bilanz eines Lysimeterversuches mit Ackerkulturen. Düngungsmengen zwischen 37 u 1300 kg N/ha. Mehrjährige Versuche, Dünger-N mit <sup>15</sup>N markiert (KJELLERUP u. DAMKOFOED 1983)

---

	% der N-Düngung
Aufnahme durch die Pflanzen	58
Vom Boden gebunden	21
Auswaschung	5
Defizit (Denitrifikation)	16

---

Es wird deutlich, daß bei sachgemäßer N-Düngung die Auswaschung von Dünger-N auf ein vertretbares Maß reduziert werden kann. Andererseits kann es bei übermäßigen N-Düngergaben zu einem beachtlichen Eintrag von Nitrat in das Drän- und Trinkwasser kommen, wie Untersuchungen von MÜLLER et al. (1985) an der Mittelmosel belegen. Reichliche N-Düngung kann auf geeigneten Standorten zu einem beträchtlichen Anstieg an leicht mobilisierbarem organischen N im Boden führen. Dieser wiederum kann nach Mineralisation in Form von Nitrat wieder ausgewaschen werden (WELLER 1977). Zur Beurteilung dieses Nitratmineralisierungsvermögens dürfte der kürzlich von NEMETH u. HARRACH (1985) vorgestellte "EUF-N<sub>Org</sub>/N<sub>Min</sub> Koeffizient" Bedeutung erlangen. Diese mit EUF ermittelte "N<sub>Org</sub>" Fraktion stellt den leicht mineralisierbaren Stickstoffanteil im Boden dar. REX (1984) konnte unter Freilandbedingungen auf unterschiedlichen Standorten in Hessen eine signifikante Beziehung zwischen dem EUF-extrahierbaren N (EUF-N<sub>Org</sub> + EUF-N<sub>Min</sub>) und dem N-Entzug bei Getreide zeigen ( $r = 0,83^{+++}$ ). Es besteht so berechnete Hoffnung, das EUF-Verfahren als Routineverfahren für die Bestimmung des verfügbaren N im Getreidebau zu entwickeln.

Bei der Diskussion um nachlieferbaren Stickstoff sollte das Zwischenschicht-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> der Tonminerale nicht vergessen werden. Ihm kommt auf den Lößböden und Alluvialböden eine nicht zu unterschätzende Bedeutung zu (van PRAAG et al. 1980, MENGEL u. SCHERER 1981). DRESSLER u. MENGEL (1985) fanden in Feldversuchen auf hessischen Parabraunerden aus LÖB sowie Alluvialböden, daß das HCL-lösliche Zwischenschicht-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> für die N-Aufnahme von Getreide eine größere Bedeutung hat als der im Frühjahr nach der Methode SCHARPF u. WEHRMANN (1975) ermittelte "N<sub>Min</sub>". Bindung und Freisetzung von Zwischenschicht-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sind deshalb von besonderer Bedeutung, weil mit diesem Mechanismus Stickstoff im Ackerboden gespeichert sowie vor Auswaschung und Dentrifikation geschützt werden kann (GUO et al. 1983). Andererseits ist der so fixierte Dünger-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oder auch aus der Mineralisation freigesetzte und dann tonmineralogisch fixierte NH<sub>4</sub><sup>+</sup> für die Pflanze gut verfügbar. SCHERER (noch unveröffentlicht) konnte kürzlich

zeigen, daß unter Feldbedingungen  $^{15}\text{N}$ -markierter ton-mineralogisch fixierter  $\text{NH}_4^+$  unter Brachè nicht freigesetzt wurde, unter Bewuchs aber den Haferpflanzen gut zugänglich war und bis zu 70 % von den Pflanzen genutzt wurde.

### Abschließende Betrachtung

Bodenfruchtbarkeit und Düngung werden aus den verschiedensten Gründen an Interesse und Aufmerksamkeit gewinnen. Die Erkenntnisse der letzten Jahrzehnte auf diesen Gebieten sollen dazu beitragen, ökonomischen und ökologischen Aspekten gerecht zu werden, besonders aber sollten sie Bemühungen und Anstrengungen fördern, den global noch vorhandenen fruchtbaren Boden zu erhalten. Die Forschungsergebnisse des letzten Jahrzehntes zeigen zahlreiche interessante Ansatzpunkte für weitere verlockende Forschungsprojekte, die den Zielen Förderung und Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit, effizienter Einsatz von Ressourcen und umweltschonende pflanzliche Produktion dienen werden.

### Literatur

- ANDERSON, D.L., W.R. KUSSOW u. R.B. COREY: Phosphate rock dissolution in soil: Indications from plant growth studies. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 918 - 925 (1985)
- BAREKAZI, A. u. K. MENGEL: Alterung von wasserlöslichem Düngersphosphat bei verschiedenen Bodentypen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 365 - 378 (1985)
- BOGUSLAWSKI, E.v.: Die Komplexwirkung von organischer und mineralischer Düngung auf die Bodenfruchtbarkeit. Tagung Deutsche Bodenkundl. Ges. Göttingen (1985)
- BOSCH, B. u. R. GUTSER: Wirkung einer Stickstoff- und Strohdüngung auf Ertrag, N-Entzug sowie chemische und biologische Bodeneigenschaften einer Lößbraunerde. Tagung Deutsche Bodenkundl. Ges. Göttingen (1985)

- DRESSLER, A. u. K. MENGEL: Bestimmung des verfügbaren, spezifisch gebundenen  $\text{NH}_4^+$  bei Löß- und Alluvialböden. VDLUFA-Kongreß Gießen (1985)
- FLOWERS, T.J., P.F. TROKE u. A.R. YEO: The mechanism of salt tolerance in halophytes. Ann. Rev. Plant Physiol. 28, 89 - 121 (1977)
- GUO, P.Ch., J. BOHRING u. H.W. SCHERER: Verhalten von Dünger- $\text{NH}_4^+$  in Böden unterschiedlicher tonmineralischer Zusammensetzung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146, 752 - 759 (1983)
- KJELLERUP, V. u. A. DAMKOFOED: Nitrogen fertilization in relation to leaching of plant nutrients from soil. Lysimeter experiments with  $^{15}\text{N}$ . Tidsskr. Planteavl 87, 1 - 22 (1983)
- KUHLMANN, H. u. J. WEHRMANN: Prüfung verschiedener Methoden der Bodenanalyse auf ihre Eignung zur Ermittlung des K-Düngerbedarfs auf Lößböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 334 - 348 (1984)
- LAVES, D.: Zur Kaliumtransformation im Boden. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkde. 22 (8), 521 - 528 (1979)
- LIEBIG, J. v.: Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie. Verlag Vieweg, Braunschweig (1841)
- LÜCKE, J. u. E. v. BOGUSLAWSKI: Begleitende wissenschaftliche Untersuchungen der biologisch-dynamischen Wirtschaftsweise auf dem Dottenfelderhof. Landw. Forsch. 37, 248 - 267 (1984)
- MENGEL, K. u. H.W. SCHERER: Release of nonexchangeable (fixed) soil ammonium under field conditions during the growing season. Soil Sci. 131, 226 - 232 (1981)
- MENGEL, K. u. S. SCHUBERT: Active extrusion of protons into deionized water by roots of intact maize plants. Plant Physiol. 79 (im Druck) (1985)

- MENGEL, K. u. D. STEFFENS: Beziehungen zwischen Kationen/Anionenaufnahme von Rotklee und Protonenabscheidung der Wurzeln. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 145, 229 - 236 (1982)
- MENGEL, K. u. D. STEFFENS: Potassium uptake of rye-grass (*Lolium perenne*) and red clover (*Trifolium pratense*) as related to root parameters. Biol. Fert. Soils 1, 53 - 58 (1985)
- MÜLLER, W., W. GÄRTEL u. H. ZAKOSEK: Nährstoffauswaschung aus Weinbergböden an der Mittelmosel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 143, 417 - 428 (1985)
- NEMETH, K. u. T. HARRACH: Untersuchung von Waldböden unterschiedlicher Trophiestufen mit Elektro-Ultrafiltration (EUF). Tagung Deutsche Bodenkundl. Ges. Göttingen (1985)
- ODELL, R.T., S.W. MELSTED u. W.M. WALKER: Changes in organic carbon and nitrogen of Morrow Plot soils under different treatments. Soil Sci. 137, 160 - 171 (1984)
- PRAAG, H.J. van, V. FISCHER u. A. RIGA: Fate of fertilizer nitrogen applied to winter wheat as  $\text{Na}^{15}\text{NO}_3$  and  $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  studied in microplots through a four-course rotation: 2. Fixed ammonium turnover and nitrogen reversion. Soil Sci. 130, 100 - 105 (1980)
- REX, M. J.: Der Einfluß der Durchwurzelbarkeit des Bodens auf den Ertrag und den Nährstoffentzug von Getreide. Diss. FB Angew. Biologie und Umweltsicherung, Justus Liebig-Universität Gießen (1984)
- RUSSELL, E.W.: Soil Conditions and Plant Growth. 10. Aufl., S. 349 - 352, Longman, London (1973)
- SCHARPF, H.C. u. J. WEHRMANN: Bedeutung des Mineralstickstoffvorrates des Bodens zu Vegetationsbeginn für die Bemessung der N-Düngung zu Winterweizen. Landw. Forsch. 32, SH 1, 100 - 114 (1975)
- SCHMEER, H. u. K. MENGEL: Der Einfluß der Strohdüngung auf die Nitratgehalte im Boden im Verlaufe der Wintermonate. Landw. Forsch., Kongreßband (im Druck) (1985)



- SHELDON, R.P.: Phosphat - der unentbehrliche Rohstoff. Spektrum der Wissenschaft 8, 16 - 23 (1982)
- SILBERBUSH, M. u. S.A. BARBER: Sensitivity analysis of parameters used in simulating potassium uptake with a mechanistic - mathematical model. Agron. J. 75, 851 - 854 (1983a)
- SILBERBUSH, M. u. S.A. BARBER: Sensitivity of simulated phosphorus uptake to parameters used by a mechanistic - mathematical model. Plant and Soil 74, 93 - 100 (1983b)
- SIMS, J.T. u. B.G. ELLIS: Adsorption and availability of phosphorus following the application of limestone to an acid, aluminous soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 888 - 893 (1983)
- SMILEY, R.W.: Rhizosphere pH as influenced by plants, soils and nitrogen fertilizers. Soil Sci. Am. Proc. 38, 795 - 799 (1974)
- STEFFENS, D. u. K. MENGEL: Das Aneignungsvermögen von Lolium perenne im Vergleich zu Trifolium pratense für Zwischenschicht-Kalium der Tonminerale. Landw. Forsch. SH 36, 120 - 127 (1979)
- THIBAUD, J.B. u. C. GRIGNON: Mechanism of nitrate uptake in corn roots. Plant Sci. Lett. 22, 279 - 289 (1981)
- ULRICH, B.: Waldökosysteme - Waldsterben: Natürlicher und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung. Tagung Deutsche Bodenkundl. Ges. Göttingen (1985)
- WELLER, F.: Stickstoffnachlieferung und Stickstoffbilanz obstbaulich genutzter Böden. Erwerbsobstbau 19, 130 - 135 (1977)
- WESTING, A. u. H. SÖCHTIG: Bestimmung der Wurzeldichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben. Tagung Deutsche Bodenkundl. Ges. Göttingen (1985)
- WILDHAGEN, H., P. STYPEREK u. B. MEYER: P-Bilanzen und P-Fraktionierung an Böden aus vieljährigen Phosphat-Düngungsversuchen auf Löß-Parabraunerden. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 38, 423 - 428 (1983).



Bodentechnologie im Dienste von Boden-, Gewässer- und Naturschutz

von

Wohlrab, B., D. Günnewig und K. Mollenhauer \*)

1. Bodentechnologie - Definition und Aufgaben

Die Kommission VI führt die Bezeichnung "Bodentechnologie". Der hierin enthaltene Begriff "Technologie" hat in zunehmendem Maße und in weiten Bereichen Verwendung gefunden. Mit ihm verknüpfen sich einerseits vielversprechende Entwicklungen. Mit ihm verbindet sich andererseits aber auch - speziell im Hinblick auf Großtechnologien - die Sorge um eine schwer abschätzbare Eigendynamik. In Anbetracht dessen soll einleitend kurz umrissen werden, was nun unter "Bodentechnologie" zu verstehen ist. Das erscheint schon deshalb zweckmäßig, weil diese Bezeichnung erst 1949 mit der Wiederbegründung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Anlehnung an die Einteilung der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft übernommen wurde. 1926, als die DBG sich erstmals konstituierte, führte die Kommission den Namen "Bodenmeliorationen" und nach einer Umorganisation 1935 "Kulturtechnische Bodenkunde" (DBG, 1976). Es fehlte nicht an Stimmen, die diesen oder ähnlichen konkreter, präziser erscheinenden Bezeichnungen den Vorzug geben würden. Dies galt im übrigen auch für andere Kommissionen und ganz allgemein für die Einteilung der DBG in Hauptgebiete. Nicht zuletzt aus Gründen der Einheitlichkeit in Verbindung mit den internationalen Konventionen wurden Diskussionen hierüber zurückgestellt bzw. mit dem Ergebnis abgeschlossen, die einmal festgelegte Gliederung beizubehalten.

Vom Ende des 19. bis in die Mitte des 20. Jahrhunderts war der Technologiebegriff hauptsächlich von ingenieurwissenschaftlicher Betrachtungsweise geprägt. Technologie umfaßt danach allgemein das Wissen, das, umgesetzt in technische Methoden und Verfahrensweisen, ermöglicht, Rohstoffe in gebrauchsfertige Produkte umzuwandeln. Bezogen auf unser Fachgebiet bedeutet dies, wie die früheren Bezeichnungen auch schon treffend zum Ausdruck brachten, auf der Basis des Wissens über Bodeneigenschaften und die pedogenen Prozesse Verfahren abzuleiten und weiterzuentwickeln, die den Boden, speziell als Kulturpflanzenstandort, in

---

\*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur (Landeskultur) der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, D-6300 Gießen.

einen ertragreichen und nachhaltig bewirtschaftbaren Zustand versetzen. Bodentechnologie war in diesem Sinne als die Lehre von der Bodenverbesserung zu bezeichnen (KUNTZE, 1977). Die damit verbundene Zielrichtung beherrschte das bodentechnologische Handeln, und sie steht nach wie vor ganz im Vordergrund in vielen Regionen, in denen die Produktion von Nahrungsgütern und anderen bodengebundenen pflanzlichen und tierischen Rohstoffen unbefriedigend ist. Bei diesem Handeln war und ist jedoch in entscheidendem Maße zu berücksichtigen, und dies zeigt sich immer wieder bei Fehleinschätzungen, daß die ökologischen Zusammenhänge nicht umgangen werden dürfen. Hier ergeben sich also für die Bodentechnologie im Vergleich zu manchen anderen Technologien - vor allem solchen industrieller Art mit ihren weitgehend steuer- und kontrollierbaren Fertigungsbedingungen - vielfach andere Bezüge, Ziele und Arbeitsmaximen.

In den letzten beiden Jahrzehnten vollzog sich nun beim Technologiebegriff ein Wandel, in gewisser Weise auch eine Rückbesinnung auf die bereits im 18. und 19. Jahrhundert vorherrschende Betrachtungsweise. Heute wird Technologie nämlich nicht mehr eng technisch gesehen. Neben naturwissenschaftlichen Aspekten rückt vielmehr die Wechselwirkung zwischen technischen und nichttechnischen Transformationsprozessen (u.a. "soziale Technologien") verstärkt in das Bewußtsein (siehe LENK aus: BÜHRET u. FRANZ, 1982).

Es entspricht dieser umfassenderen Betrachtungsweise, daß die Bodentechnologie, den ihren weiterzusteckenden Zielen entsprechenden Aufgabenrahmen auszufüllen begann. KUNTZE (1977) brachte vor einigen Jahren mit dem Hinweis auf den Wandel von der Kulturtechnik zur Ökotechnik bereits zum Ausdruck, daß es nicht mehr ausschließlich um Bodenverbesserung geht, sondern ebenso und in zunehmendem Maße um Verfahren, die pedologische Prozesse einleiten und fördern, um negative Auswirkungen von Eingriffen in den Naturhaushalt zu vermeiden, zu reduzieren oder rückgängig zu machen. Er umriß mit diesem auf eine Kurzformel gebrachten Hinweis eine Entwicklung, die sich bei den Aktivitäten der Kommission VI im Verlauf der letzten knapp 25 Jahre vollzogen hat. Eine ähnliche Entwicklung vollzieht sich - nebenbei bemerkt - auch hinsichtlich des Aufgabenbereichs der der Bodentechnologie inhaltlich in vielerlei Hinsicht nahestehenden Landeskultur.

## 2. Bisherige Aktivitäten der Kommission VI

Schon in den 60er Jahren begann die Kommission VI - übrigens als erste den satzungsgemäßen Auftrag erfüllend - zwischen den Haupttagungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft regelmäßig Kolloquien abzuhalten (DBG-MITT.). Im Mittelpunkt standen zunächst Fragen des Bodenwasserhaushaltes. In dieser Zeit der erst abklingenden Ernährungsnotlage und des noch nicht überwundenen Mangels bei der Erzeugung pflanzlicher und tierischer Rohstoffe in der Bundesrepublik

war es notwendig, daß ein wesentlicher Teil der in diesem Rahmen behandelten Themen die Grundlagen für die Wahl und Planung geeigneter Meliorationen betraf, ferner deren Wirkung auf die Bodenfruchtbarkeit und deren Nachhaltigkeit. Ebenso wurde aber schon das Verhalten des Wassers im Boden in bezug auf den Gebietswasserhaushalt in mehreren Beiträgen analysiert. Ein weiterer Schwerpunkt befaßte sich mit den Folgen wasser- und bergbaulicher Eingriffe für den Bodenwasserhaushalt und mit den erforderlichen Nachweismethoden (LBS, 1962). In den folgenden Jahren kam es häufig zu gemeinsamen Veranstaltungen der Kommissionen I und VI, denn einerseits stützten sich die Arbeiten der Bodentechnologie, vor allem soweit sie bodenmechanische Wirkungen zum Ziel haben, auf physikalische Methoden; andererseits hat die Bodenphysik richtungsweisende Impulse von der angewandt-wissenschaftlich orientierten Bodentechnologie erhalten. Bei diesen gemeinsamen Sitzungen ging es um die Klärung bestimmter für beide Seiten relevanter Phänomene, wie Wasserbewegung im ungesättigten Boden, physikalische Aspekte der Eingriffe in das Bodengefüge bei Meliorationsmaßnahmen sowie Wirkungen natürlicher und synthetischer Bodenverbesserungsmittel. Darüber hinaus wurden aber auch der Einfluß von Meliorationen - auf dem Wege über die Änderung physikalischer Eigenschaften - auf den Boden- und Gebietswasserhaushalt in qualitativer und quantitativer Hinsicht behandelt sowie anthropogene Einflüsse auf das Bodengefüge. Hier waren also bereits im besonderen Maße ökologische Fragen angesprochen. Vornehmlich umweltrelevante Themen standen im Mittelpunkt der gemeinsamen Kolloquien mit den Kommissionen IV und V, nämlich die Bedeutung und Problematik von Siedlungsabfällen als Meliorations- und Düngemittel sowie die Erosion (Landschaften, Faktoren und Maßnahmen).

Auf den Haupttagungen der DBG wurden die genannten Themen weitergeführt und vertieft. Nicht zuletzt sei die eindrucksvolle Veranstaltung der Kommissionen V und VI der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft in der Bundesrepublik erwähnt, die sich mit Pseudogleyen und Gleyen befaßte sowie mit der Genese und Nutzung hydromorpher Böden.

Die zunehmenden und zunehmend erkannten Probleme der Bodenerosion in Mitteleuropa haben dazu geführt, daß sich unter der Federführung der Kommission VI eine Arbeitsgruppe konstituierte, die 1984 ihr erstes eigenständiges Kolloquium veranstaltete (DBG, 1984 a). Die zweite Arbeitsgruppe "Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten" setzte sich das Ziel, entsprechende Beurteilungskriterien und Empfehlungen zu erarbeiten. Für die Zone II von Grundwasserschutzgebieten wurden die Arbeiten mit einer entsprechenden Anleitung vorläufig abgeschlossen (DBG/WOHLRAB, 1976).

Die Erörterungen um Bodenschutzkonzeptionen und -programme (SOMMER, 1984; THORMANN, 1984) waren der aktuelle Anlaß dafür, daß sich die Kommission vor einem

Jahr mit der Frage befaßte, die das Spektrum der nun folgenden Ausführungen dieses Berichtes umrissen oder zumindest thematisch anschnitten (DBG, 1984 b). Zum besseren Verständnis der komplexen Aufgaben der Bodentechnologie im Dienste des Boden-, Gewässer- und Naturschutzes soll ein Bildschema dienen (Abb.1).

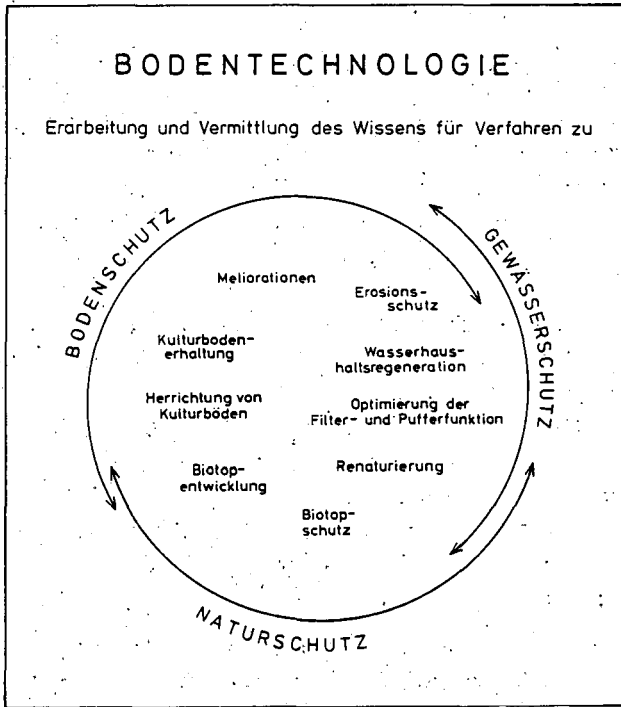


Abb. 1:

Aufgaben der Bodentechnologie

### 3. Bodentechnologie im Dienste von Boden-, Gewässer- und Naturschutz

#### 3.1 Kulturbodenerhaltung und Meliorationen

Da es eine der wesentlichen Funktionen des Bodens ist und bleiben wird, der Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln und anderen pflanzlichen Rohstoffen zu dienen, werden die Kulturbodenerhaltung und -verbesserung nach wie vor wichtige Ziele der Bodentechnologie sein. Die Nachfrage nach entsprechendem Wissen für die Durchführung von Ödlandmeliorationen und insbesondere für die Entwässerung von Böden mit Wasserüberschuß klingt im Inland zwar ab; Nachfrage besteht jedoch nach spezifischen Meliorationsformen im Ausland, namentlich in Entwicklungsländern (DBG, 1979).

Nach wie vor und zunehmend benötigt werden Fachinformationen für die Beseitigung oder Verhütung von Bodenbelastungen, d.h. von negativen Einwirkungen insbesondere auf den Unterboden und Untergrund, ferner für Zweitmeliorationen bei unvollkommenen oder mißlungenen Bodenverbesserungsmaßnahmen. Im Mittelpunkt der erforderlichen weiteren wissenschaftlichen Arbeit stehen die Wirkungsweisen solcher Verfahren, die sich letztlich in der Nachhaltigkeit ihres Erfolges für die Produktivität und Bewirtschaftbarkeit land- und forstwirtschaftlich genutzter Standorte äußern.

Erhaltung und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit können sich nicht nur auf die Eigenschaften des Bodens im engeren Sinne beschränken, sondern müssen die komplexen Standortbedingungen berücksichtigen. Bodentechnologische Verfahren stehen also in Wechselwirkung mit landschaftspflegerischen Maßnahmen bzw. sind deren Bestandteil. Diese setzen bekanntlich in hochentwickelten und dichtbesiedelten Ländern mit überwiegend durch anthropogene Ökosysteme geprägten Kulturlandschaften weiteren Meliorationen zur Ödlandkultivierung Grenzen. Primärmeliorationen sind dort in Zukunft, u.U. sogar grundsätzlich, zu unterlassen. Neben dem Biotopschutz hat unter bestimmten örtlichen Bedingungen und regionalen Aspekten sogar eine flächenhafte Renaturierung begonnen, unter Inkaufnahme von Einbußen bei der landwirtschaftlichen Bodenfruchtbarkeit. Ganz allgemein wird man bei der Überprüfung bzw. Entwicklung bodentechnologischer Verfahren Maßnahmen der Landschaftspflege, insbesondere des Naturschutzes, aber auch des Gewässerschutzes stärker zu berücksichtigen bzw. einzubeziehen haben.

### 3.2 Erosionsschutz

Das gilt auch für den Erosionsschutz, der aufgrund geänderter agrarwirtschaftlicher Bedingungen und der sich daraus entwickelnden zunehmenden Ausräumung der Landschaft große Bedeutung auch in Mitteleuropa erlangt hat (DIEZ, 1984). Dabei kommt es primär auf die Vermeidung bzw. Verminderung der Erosionen auf der Nutzfläche an. Zumindest die für das Erosionsgeschehen wichtigen Faktoren Hanglänge, eventuell Hangneigung, bei Ackerbau aber auch die Bearbeitungsrichtung können durch bodentechnologische Maßnahmen positiv beeinflußt werden. Als besonders wirksam zu nennen sind die Gestaltung des Wirtschaftswege- und Entwässerungsnetzes, die Anlage von hangparallelen Gehölzstreifen, Hecken, Knicks oder Rainen sowie Terrassierungen. Hiermit ist gleichzeitig aber auch der Landschaftspflege, der Entwicklung eines ansprechenden Landschaftsbildes sowie der Erhöhung der ökologischen Vielfalt in einer Landschaft gedient. Weitere bodentechnologische Maßnahmen sind noch zu entwickeln; denkbar ist beispielsweise die Einrichtung von Infiltrationsanlagen. Solche Maßnahmen dienen zusätzlich dem

Gewässerschutz: Es werden dadurch einerseits in mengenmäßiger Hinsicht hochwasser-  
auslösende bzw. -verstärkende Abflußextreme in den Wasserläufen reduziert -  
eine wasserwirtschaftlich sehr bedeutsame Wirkung, da vor allem durch Flächen-  
versiegelung und Kanalisation ohnehin zunehmende Abflußspitzen zu verzeichnen  
sind; andererseits führt die Entlastung von Feststoffeinträgen und von Befrach-  
tungen mit bestimmten gelösten Substanzen zu einer Verbesserung der Gewässer-  
güte.

### 3.3 Wasserhaushaltsregeneration

Neben dem Oberflächenabfluß bestimmt der Zwischenabfluß, insbesondere der je-  
weilige Anteil von schnellem oder langsamem Interflow, das Abflußverhalten von  
Wasserläufen. Ob und in welcher Weise bodentechnologische Maßnahmen, z.B. Drä-  
nung und Tieflockerung, in dieser Beziehung zu Veränderungen des Abflußregimes  
mit entsprechenden wasserwirtschaftlichen Konsequenzen führen, ferner mit wel-  
chen bodentechnologischen Verfahren wasserwirtschaftlich relevante Regelungen  
bzw. die Regeneration des Gebietswasserhaushaltes herbeigeführt werden können,  
ist bisher, vor allem im Hügel- und Bergland, noch unzulänglich untersucht.  
ERNSTBERGER und SOKOLLEK (1984) konnten in einem hydrologischen Forschungsge-  
biet Nordhessens nachweisen, daß das konventionelle bodentechnische Verfahren  
der Dränung Einfluß auf die Entstehung mittelhoher Hochwässer haben kann. Bei  
extremen Hochwässern verwischt sich der Einfluß solcher Hydromeliorationen offen-  
bar, weil dann der Oberflächenabfluß zur dominierenden Einflußgröße wird.

Es geht aber nicht nur darum, bodentechnologische Verfahren, die aus der Sicht  
der ursprünglich dominierenden Zielsetzung "Bodenverbesserung" durchgeführt  
wurden, hinsichtlich ihrer Wasserhaushaltsrelevanz zu überprüfen und daraus mög-  
liche Konsequenzen zu ziehen. Die vielerorts festzustellenden negativen Verände-  
rungen im Landschaftswasserhaushalt, meist verbunden mit Abflußextremierungen,  
teilweise auch mit erheblichem Rückgang der Grundwasserneubildung, die keines-  
wegs vorrangig oder gar ausschließlich auf den Wandel der Bodennutzung zurückzu-  
führen sind, müssen - wenigstens teilweise - rückgängig gemacht werden. Die Ver-  
gangenheit hat gezeigt, daß dies mit Maßnahmen in und an Wasserläufen (Rückbau)  
oder im Talbereich (Rückhaltebecken) allein nicht gelingt und außerdem häufig  
mit ebenfalls negativen Sekundärfolgen verbunden ist. Flächenwirksame Methoden  
der Wasserhaushaltsregeneration müssen angewandt werden, bei denen die Boden-  
technologie wichtige Beiträge zu liefern hat.



## Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser

### 1. Einteilung der Standorte in Bewertungsklassen

(sehr günstig - günstig - mittel - ungünstig - sehr ungünstig)

hinsichtlich: Grundwasserflurabstand (gespannt, ungespannt), Art des Grundwasserleiters; Filter- und Pufferwirkung der Deckschichten über der Grundwasser Oberfläche, bewertet nach bodenkundlichen und hydrologischen Beurteilungskriterien (Mächtigkeit und Bodenart der Deckschichten mit Angaben über nFK,  $k_f$ -Wert, AK). Weitere Kriterien (zur Korrektur der Einteilung).

### 2. Empfehlungen zu Meliorationen

#### a) grundsätzlich:

Meliorationen, die zu einer Verbesserung in der Klassenbewertung führen, sind erwünscht.

Meliorationen, die die Klassenbewertung nicht beeinflussen, sind zulässig.

Meliorationen, die zu einer Verschlechterung in der Klassenbewertung führen, sind zu unterlassen.

#### b) beispielhafte Hinweise:

- Dränung: auf "sehr günstigen" und "günstigen" Standorten möglich, auf "günstigen" aber nur, wenn kein Durchbrechen der Deckschichten erfolgt, bei beiden Bewertungsklassen aber keine Schluckbrunnen.
- Tieflockern und Tiefpflügen: bei einigen "mittleren" Standorten noch möglich, hier jedoch vorübergehende Beeinflussung der Filterfähigkeit der Deckschicht beachten.
- Beregnung: bei einigen "mittleren" und "ungünstigen" terrestrischen Standorten als Schwachberegnung (<7 mm/h) mit Klarwasser noch möglich, bei den "ungünstigen" jedoch nur bei maximalen Einzelgaben von 30 mm.
- organogene Standorte: kritische Überprüfung, ob hydrotechnische Meliorationen überhaupt in Frage kommen; wenn ja, u. a. Berücksichtigung von Zersetzung und Sackungen.
- Siedlungsabfälle: keine Anwendung von Klärschlämmen und anderen Siedlungsabfällen, allenfalls - unter Genehmigungsvorbehalt - Fertigkomposte auf "sehr günstigen", "günstigen" und einigen "mittleren" Standorten.

Tafel 1: Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser: Empfehlungen für Meliorationsmaßnahmen. - Aus: DBG/WOHLRAB, 1976.

### 3.4 Optimierung der Filter- und Pufferfunktion

Die Filter- und Pufferfunktion des Bodens steht in letzter Zeit im Mittelpunkt des Interesses, vor allem aus der Sicht des Grundwasserschutzes. Die Arbeitsgruppe "Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten" hatte sich in ihrer Anleitung für die Bodennutzung in Zone II von Grundwasserschutzgebieten mit der Frage nach der Wirkung bestimmter traditioneller bodentechnologischer Maßnahmen bereits allgemein auseinandergesetzt (DBG/WOHLRAB 1976). Tafel 1 gibt einen gekürzten Überblick über diesbezügliche Empfehlungen.

Um bestimmte Bodentechnologien gezielt zur Sicherung oder Verbesserung der Filter- und Pufferfunktionen einsetzen zu können, bedarf es jedoch noch einiger spezieller Untersuchungen. Dabei müssen auch die Grenzen, die solchen Verfahren bezüglich des Transformationsvermögens und der Pufferkapazität für gewässergefährdende Stoffe gesetzt sind, erfaßt werden. Außerdem sind schädliche Nebenwirkungen zu berücksichtigen.

Die Befruchtung von oberirdischen Gewässern mit wasserqualitätsbeeinflussenden Stoffen hängt mit der anteilmäßigen Zusammensetzung des Abflusses aus Oberflächenabfluß, Interflow und grundwasserbürtigem Abfluß, also mit den Abflußbildungsprozessen in ihren Einzugsgebieten zusammen.

Typische Beispiele für Stoffverlagerungsvorgänge, und zwar für Nitrat- und Phosphorfrachten in Wasserläufen aus kleinen, landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten zeigen die Abb. 2 und 3: Da die Verlagerung von Nitrat aus dem Boden vornehmlich über den Zwischenabfluß und den grundwasserbürtigen Abfluß erfolgt, zeigt sich bei beiden Niederschlagsereignissen - nach einer anfänglichen Verdünnung durch nitratarmen Oberflächenabfluß - ein vergleichsweise langanhaltendes höheres Nitrat-Konzentrationsniveau mit Nitratmaxima zu einem Zeitpunkt, der deutlich später liegt als der Zeitpunkt des Spitzenabflusses. Das Maximum der Phosphorkonzentrationen ( $P_{\text{gesamt}}$ ) dagegen fällt zeitlich mehr oder weniger zusammen mit dem Spitzenabfluß; dies wird besonders deutlich bei dem durch einen kurzfristigen Starkregen ausgelösten Hochwasserereignis und ist auf die Verlagerung von Phosphor vornehmlich mit dem Oberflächenabfluß zurückzuführen. Daraus und aus dem jeweiligen Anteil von Oberflächenabfluß, Zwischenabfluß und grundwasserbürtigem Abfluß am Gesamtabfluß ergeben sich spezifische Konsequenzen für bodentechnologische Maßnahmen zur Verminderung des Stoffeintrags in Gewässer.

### 3.5 Herrichtung von Kulturböden

Unter Herrichtung von Kulturböden, synonym für Rekultivierung im engeren Sinne, soll hier die bodentechnologische Vorgehensweise vom Absetzen der beim Tagebau anfallenden, für diese Zwecke geeigneten Abraummassen bis zur Entwicklung des

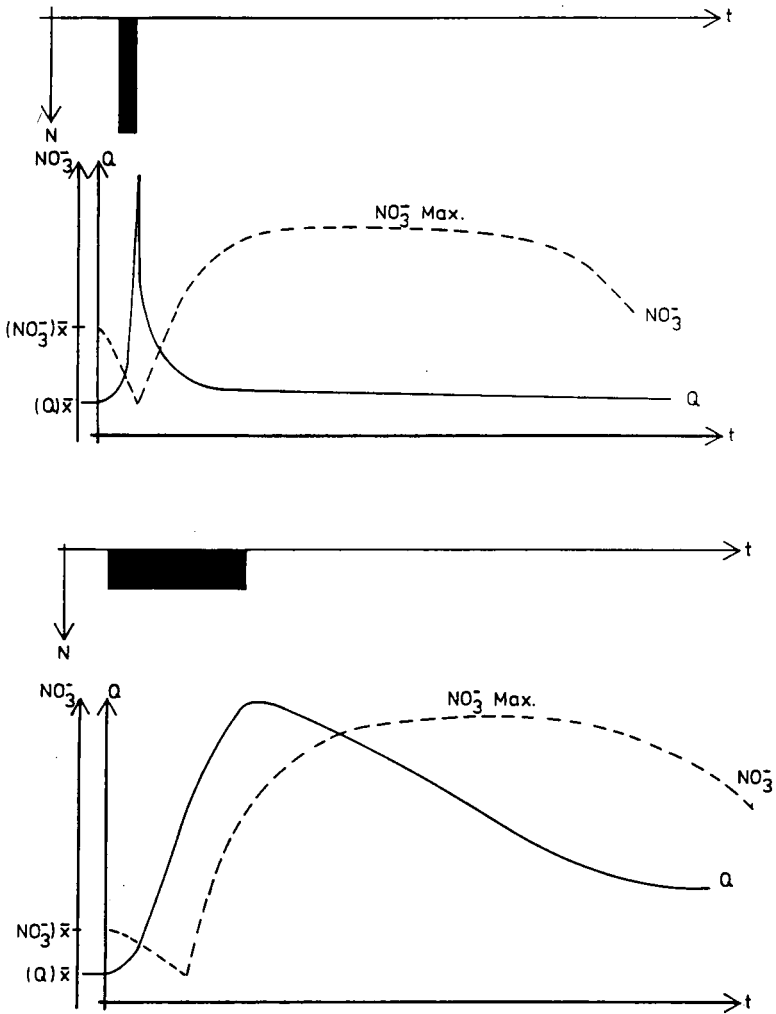


Abb. 2: Verlauf von Abfluß (Q) und Nitratkonzentration bei Hochwasserereignissen, ausgelöst durch Niederschläge (N) in Form eines Starkregenereignisses (z.B. Gewitter) (obere Darstellung) bzw. in Form von Dauerregen (untere Darstellung); t = Zeit.  
Aus: SCHULTE-WÖLWER-LEIDIG, 1985.

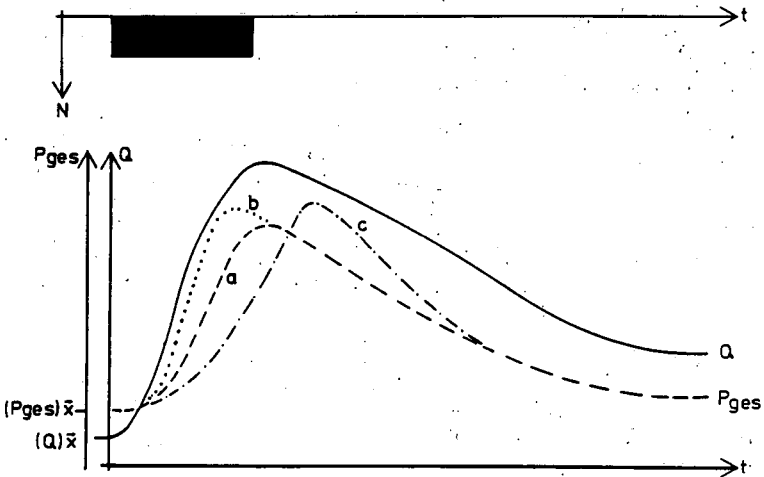
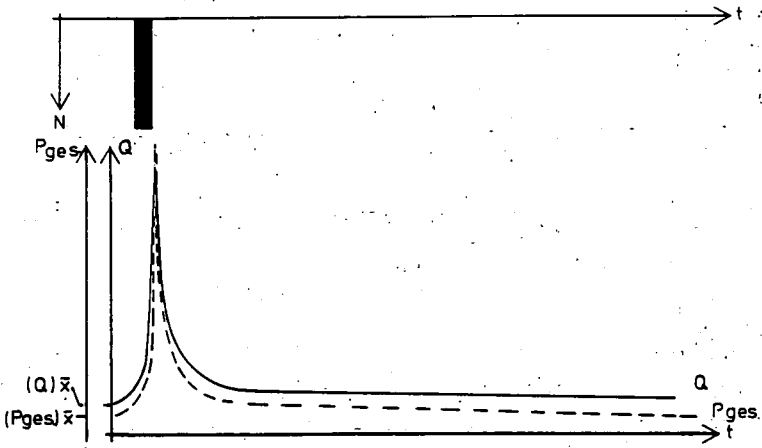


Abb. 3: Verlauf von Abfluß (Q) und Phosphorkonzentration ( $P_{\text{gesamt}}$ ) bei Hochwasserereignissen; ausgelöst durch Niederschläge (N) in Form eines Starkregeneignisses (z.B. Gewitter) (obere Darstellung) bzw. in Form von Dauerregen (untere Darstellung); Konzentrationsspitzen von  $P_{\text{ges}}$  der unteren Darstellung entweder zur Zeit des Abflußscheitels (a) oder kurz davor (b) bzw. kurz danach (c) auftretend;  $t$  = Zeit. Aus: SCHULTE-WOLWER-LEIDIG, 1985.

dabei entstehenden Rohbodens in einen relativ fruchtbaren Standort für die Kulturpflanzen verstanden werden. Zwar gibt es hierfür schon aus Untersuchungsergebnissen abgeleitete Regeln (HEIDE, 1960; KNABE, 1961; WOHLRAB, 1984). Die Bodenbildung ist jedoch ein sehr langer Prozeß. Mißerfolge oder zumindest Schwierigkeiten bei außergewöhnlichen Witterungsverhältnissen, vor allem für den Ackerbau, stellen sich immer wieder ein. Auch hier bleiben der Bodentechnologie auf absehbare Zeit wichtige Aufgaben.

### 3.6 Renaturierung

In vielen Landschaften sind Bestrebungen der Renaturierung angelaufen. Sie betreffen entweder Flächen, die längerfristig nicht mehr landwirtschaftlich genutzt werden (Sozialbrache), oder bestimmte Bereiche, in denen aus ökologischen Gründen zumindest eine Nutzungsextensivierung mit flankierenden Maßnahmen die Standorte dem ursprünglichen Naturhaushalt (naturbetont) wieder nahebringen soll. Wo es sich um hydromorphe Böden mit nutzungsbezogen verändertem Wasserhaushalt (Vorflutregelung, Grundwasserabsenkung) handelt, ist man deshalb vielfach gezwungen, den früheren Feuchtezustand (oberflächennahes Grundwasser, Überflutung) wieder herzustellen, d.h. den Einfluß wasserbaulicher und kulturtechnischer Maßnahmen ganz oder teilweise wieder rückgängig zu machen. Auch hier sind, abgestellt auf die inzwischen veränderten Bodeneigenschaften, spezifische bodentechnologische Maßnahmen erforderlich. Bodentechnologische Gesichtspunkte ergeben sich bereits bei der Fragestellung, ob und inwieweit eine solche Renaturierung zum ursprünglichen Bodentyp mit den damit verbundenen Standorteigenschaften tatsächlich gelingt und mit welcher Rückentwicklungsdauer zu rechnen ist.

Ähnliche Zusammenhänge bestehen bei Wirkungen von Eingriffen des großen Wasserbaus sowie des Ober- und Untertagebergbaus in die natürlichen Grundwasserhältnisse. Aus Umweltverträglichkeitsgesichtspunkten wird die Zulassung solcher Eingriffe mehr und mehr davon abhängen, ob geeignete Vorbeuge- und Ausgleichsmaßnahmen möglich sind. Überall dort, wo das Grundwasser bodenbildend war und wo es einen Standortfaktor für die Vegetation darstellt bzw. darstellen wird, wird sich die Bodentechnologie an diesem Entscheidungsprozeß zu beteiligen haben.

### 3.7 Biotopschutz (und Bodendenkmalschutz)

Die Erhaltung und Förderung von Gemeinschaften wildlebender Pflanzen- und Tierarten im Rahmen des Naturschutzes erstreckt sich auch auf den Boden. Er ist wesentlicher Bestandteil ihres natürlichen oder halbnatürlichen Lebensraumes und Lebensgrundlage für charakteristische Biozönosen. Darüber hinaus dokumentiert er die Erdgeschichte und bietet wichtige naturwissenschaftliche Informationen für die Pedogenese, örtlich bis hin zu reliktschen und fossilen Böden.

Es ist bekannt, daß Ziele des Naturschutzes - wenn überhaupt - nur erreicht werden können, wenn die zu erhaltenden bzw. zu regenerierenden Biotope keinen störenden Nachbarschaftseinflüssen unterliegen. Um dies zu erreichen, ist es daher - abgesehen von der Mindestgröße solcher Biotope, die sich u.a. vor allem nach den Schutzobjekten richtet (KUNTZE, 1984) - häufig notwendig, Pufferzonen auszuweisen (LIMPERT, 1983). Namentlich, wenn es sich um Feuchtgebiete handelt, sind für deren Abgrenzung bodentechnologische Kriterien unumgänglich. Im Rahmen des Moorschutzes wurde bereits eine Formel für die Bemessung der Breite solcher Schutzgürtel abgeleitet (EGGELSMANN, 1977). In diesen Zonen werden u.U. ursprüngliche Meliorationsziele reduziert werden müssen mit der Konsequenz bestimmter Nutzungsbeschränkungen. Diese Teilrenaturierung (z.B. Rückführung von Acker in Grünland) erfordert bodentechnologische Erfahrung. Um den Flächenumfang der Pufferzonen in akzeptabler, in die Praxis umsetzbarer Größenordnung zu halten, wird es verschiedentlich sogar notwendig sein, neue Wege mit Hilfe der Bodentechnologie zu beschreiten.

### 3.8 Biotopentwicklung

Im Rahmen der verschiedensten Eingriffe, vor allem bautechnischer und bergbauartlicher Art, werden Fest- und Lockergesteine des Untergrundes freigelegt sowie Erdmassen verschiedenster Zusammensetzung abgelagert bzw. aufgeschüttet. Es entstehen Böschungen, Steilwände, Lockermaterial- oder Steinsohlen, häufig mit räumlich stark wechselnden Standortbedingungen, z.B. hinsichtlich der Feuchtestufen. Wenn nicht gezielt eine wirtschaftliche Folgenutzung angestrebt oder eine solche nicht zu erreichen war, z.B. die Herrichtung von Kulturböden, dann blieb die Besiedlung mit Pflanzen und Tieren sowie die pedogenetische Entwicklung derartiger Standorte meist dem Zufall überlassen. Mittlerweile tut man dies häufig bewußt und verbindet damit die Vorstellung, daß die durch solche zufälligen Sukzessionsentwicklungen entstehenden Sekundärbiotope entweder die durch Abgrabungen entstandenen Eingriffe ausgleichen oder aber Ersatzbiotope bzw. Refugien für Tier- und Pflanzenarten darstellen können, deren Lebensräume an anderer Stelle durch

Eingriffsmaßnahmen beseitigt oder gestört wurden. Aus der Sicht der Landschaftspflege ist es zweifellos von besonderem Interesse, daß sich auf diese Weise Biotope entwickeln, die Lebensbedingungen für selten gewordene Flora und Fauna bieten. Um die spezifischen Ansprüche solcher aus bestimmten Teilen der Kulturlandschaft verdrängten Arten zu erfüllen und eine wünschenswerte Sukzession zu erreichen, ist es von Fall zu Fall zweckmäßig, solche Entwicklungen einzuleiten, zu unterstützen und zu schützen, sich also im Rahmen einer sogenannten Regenerationsplanung auch bodentechnologischer Kenntnisse und Erfahrungen zu bedienen und gegebenenfalls entsprechende Verfahren einzusetzen. In diesem Zusammenhang sei erwähnt, daß die entstandenen Rohböden interessante Objekte für das Studium von Initialstadien der Pedogenese bieten.

#### 4. Zusammenfassung

Es wurde zunächst umrissen, was unter Bodentechnologie zu verstehen ist, und zwar vor dem allgemeinen Hintergrund der mit dem Technologiebegriff verbundenen veränderten Bewußtseinsbildung in den letzten Jahrzehnten. Wie die bisherigen Aktivitäten der Kommission VI in knapp 25 Jahren gezeigt haben, ergab sich eine Erweiterung des Aufgabenrahmens und auch eine Verlagerung der Schwerpunkte innerhalb dieses erweiterten Spektrums. In einigen Bereichen steht die Bodentechnologie bezüglich ihres Wissensstandes erst ganz am Anfang. In allen Sektoren ist sie auf eine Zusammenarbeit mit den anderen Kommissionen der DBG angewiesen und wird diese in Zukunft noch intensivieren müssen. Die gegenseitigen Kontakte gehen aber auch nach außen, ganz selbstverständlich aus alter Tradition, zu den Institutionen der Landwirtschaft sowie der Landeskultur, in zunehmendem Maße aber auch der Wasserwirtschaft und der Landschaftspflege.

#### Literatur

- BÖHRET, C., u. P. FRANZ, 1982: Technologiefolgenabschätzung; Campus Verlag Frankfurt/New York
- DBG, 1976: Die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft zum 50-jährigen Jubiläum 1926 - 1976 (unveröffentl. Bericht)
- DBG, 1979: Memorandum Bodenkunde; Stand und Entwicklung bodenkundlicher Forschung; herausgegeben von der Deutschen Bodenkundl. Gesellsch., Göttingen
- DBG, 1984 a: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 39
- DBG, 1984 b: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 40

- DBG-MITT.: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft; insbesondere Bände: 2/1965, 7/1967, 11/1970, 12/1971, 15/1972, 19/1974, 27/1978, 30/1980, 34/1982, 39/1984 und 40/1984
- DBG/WOHLRAB, B., 1976: Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser; Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 17, 221 - 228 und Übersichtstafel
- DIEZ, TH., 1984: Wassererosion - eine zunehmende Gefahr für unsere Böden? Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25, 249 - 256
- EGGELSMANN, R., 1977: Bodenhydrologie und Moorschutz; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 25, 705 - 708
- ERNSTBERGER, H., u. V. SOKOLLEK, 1984: Über Wirkungen von Dränen auf den Gebietswasserhaushalt; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 40, 63 - 68
- HEIDE, G., 1960: Über die Kulturfähigkeit der Abraumschichten im Rheinischen Braunkohlenrevier; Z.d. Rheinlands 127, H. 41
- KNABE, W., 1961: Die Rekultivierung im Rheinischen und Lausitzer Braunkohlenrevier. - Festschrift z. 33. Dtsch. Geographentag, Wiesbaden
- KUNTZE, H., 1977: Von der Kultur- zur Ökotechnik - dargestellt am Beispiel einer 100jährigen Forschungsstätte angewandter Bodenkunde, Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 18, 193 - 199
- KUNTZE, H., 1984: Meliorationen und ökologische Forderungen; Wasser und Boden 36, H. 9, 416 - 418
- LBS, 1962: Kolloquium über Fragen des Bodenwasserhaushaltes unter besonderer Berücksichtigung der Methodik zur Klärung wasserwirtschaftlicher und bergbaulicher Einwirkungen; Heft 3 der Berichte aus der Landesanstalt für Bodennutzungsschutz NW; Landw.-Verlag Hiltrup/Münster
- LIMPERT, K., 1983: Kulturtechnische Probleme der Landnutzung im Umfeld von Naturschutzgebieten; Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 24, 168 - 174
- SCHULTE-WOLWER-LEIDIG, A., 1985: Der Einfluß unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bodennutzung auf die Stofffrachten kleiner Wasserläufe der Wahnbachtalsperrenregion. Diss. Gießen
- SOMMER, C., 1984: Ziele und Aufgaben des Bodenschutzes heute; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 40, 119 - 124
- THORMANN, A., 1984: Bodenschutz - Teil einer vorsorgenden Umweltpolitik; Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25, 195 - 202
- WOHLRAB, B., 1984: Bodenschutz im Rahmen des Abbaus oberflächennaher mineralischer Rohstoffe; Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25, 256 - 261



Öffentliche Vortragsveranstaltung



Bodenschutz als integraler Bestandteil des Umweltschutzes  
in Niedersachsen

von

Hesse, H.-J.<sup>+)</sup>

Boden bildet - zusammen mit Wasser und Luft - die existenzielle Grundlage unseres Lebens.

Er dient dabei gleichermaßen

- als Lebensraum für Mensch, Tier und Pflanze,
- als natürliche Ressource und Produktionsgrundlage und
- als Siedlungs- und Wirtschaftsfläche.

Bodenschutz ist damit - nicht nur um seiner selbst willen - ein zentrales Anliegen jeder zukunftsorientierten Umweltpolitik.

Dies gilt umso mehr, als

- Boden ökologisch wie ökonomisch, insbesondere in den Industriestaaten, die am stärksten begrenzte Ressource darstellt,
- einmal eingetretene Schäden im Boden in weiten Bereichen irreversibel oder nur schwer parabel sind und
- Erneuerungsprozesse für menschliche Zeitvorstellungen nahezu unendlicher Zeiträume bedürfen.

Kernziel des Bodenschutzes ist es,

- den Boden quantitativ und qualitativ als Naturgut zu schützen und
- seine für Mensch, Tier und Pflanze lebenswichtigen Funktionen langfristig zu sichern.

---

+) Nieders. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten

Während jedoch für den Schutz von Luft, Wasser und Natur und Landschaft bereits seit Jahren auch umfassende gesetzliche Regelungen bestehen, würden Zielvorstellungen des Bodenschutzes bisher nur in spezialgesetzlichen Regelungen verschiedener Zielrichtungen und Regelungsinhalte (Immissionschutzgesetz, Abfallbeseitigungsgesetz, Wasserhaushaltsgesetz, Naturschutzgesetz, Düngemittel- und Pflanzenschutzgesetz) direkt oder indirekt angesprochen.

Aufgabe der z.Z. laufenden Abstimmungen zwischen Bund und Ländern wird es sein, die hier bestehenden Lücken aufzuzeigen und zu schließen.

Besonderheiten eines gezielten Bodenschutzes ergeben sich dabei

- aus der im politischen Raum weit gefaßten Definition des Bodenbegriffes als Gesamtbereich der anthropogen beeinflussten oder beeinflußbaren Erdoberfläche und
- der Vielfalt der Bodenfunktionen, die für die Existenz und Entwicklung des Menschen gleichermaßen notwendig sind, in ihren Schutzkonzeptionen jedoch z.T. erheblich voneinander abweichen.

Gezielter Bodenschutz setzt damit in allen Fällen eine sorgfältige und verantwortungsbewußte Abwägung und Prioritätensetzung zwischen den unterschiedlichen Schutzzielen voraus.

Für die Praxis des Bodenschutzes in Niedersachsen mögen dies 5 Beispiele exemplarisch verdeutlichen:

- die Reduzierung des Flächenverbrauches
- die Erhaltung naturnaher Standorte als Basis des Biotop- und Artenschutzes und der Erhaltung des Landschaftscharakters

- die Erhaltung des Bodens als Produktionsgrundlage für Land- und Forstwirtschaft,
- der Schutz des Bodens vor Schadstoffeinträgen und
- der Schutz des Bodens als Speicher und Filter für den Wasserhaushalt.

### Reduzierung des Flächenverbauchs

Der jährliche Flächenverlust durch Industrie, Siedlung und Verkehr beträgt in Niedersachsen ca. 5.900 ha (ca. 16 ha je Tag) und liegt damit - gemessen an der landwirtschaftlich genutzten Fläche - deutlich unter dem Bundesdurchschnitt.

Ziel des Landesordnungsprogrammes und der regionalen Raumordnungsprogramme ist es dennoch - neben der Ausweisung von Vorranggebieten für bestimmte Bodennutzungen - den Begrenzungen der Ressource Boden in besonderem Maße Rechnung zu tragen, so daß der jährliche Landverbrauch in Niedersachsen bereits seit 1960 keine erhöhten Zuwachsraten aufweist.

### Erhaltung naturnaher Standorte als Basis des Biotop- und Artenschutzes und der Erhaltung des Landschaftscharakters

Eine der Hauptursachen für die Gefährdung und den Rückgang wild lebender Tier- und Pflanzenarten liegt in der Beeinträchtigung oder dem Verlust ihrer Lebensräume.

Die nieders. Landesregierung mißt deshalb der Erhaltung und der Wiederherstellung naturnaher Standorte im Rahmen des Bodenschutzes eine besondere Bedeutung zu.

Basis der Entscheidungen ist eine flächendeckende Biotopkartierung im Maßstab 1:50.000, nach der ca. 5 % der Landesfläche als wertvoll für den Naturschutz eingestuft worden sind.

Den sichersten Schutz eines wertvollen Bereiches in seiner Gesamtheit sieht die nieders. Landesregierung in einer Ausweisung von Schutzgebieten mit Veränderungsgeboten und - soweit erforderlich - konkreten Nutzungsvorschriften. Die Rechtsgrundlage dafür bildet das nieders. Naturschutzgesetz.

Einen Überblick über den Umfang der z.Z. in Niedersachsen bestehenden und in Kürze vorgesehenen Unterschutzstellungen ergibt die nachstehende Übersicht:

	Anzahl	Fläche in ha	% der Landesfläche
Landschaftsschutzgebiete	1.497	895.197	18,9
Naturschutzgebiete	378	74.246	1,56 (Zielvorstellung 1986=2,4)
Moorschutzprogramm			
Unterschutzstellung noch vorhandener naturnaher Hochmoorflächen		34.000	0,71
Regenerierung und Unterschutzstellung z.Z. im Abbau befindlicher Hochmoore		30.000	0,63
Nationalpark Wattenmeer		240.000	

Die im Interesse des Arten- und Biotopschutzes in Schutzgebieten notwendigen Auflagen führen zwangsläufig zu Nutzungsbeschränkungen, die z.T. über die Sozialpflichtigkeit des Eigentums hinausgehen und von den landwirtschaftlichen Betrieben nicht aus eigener Kraft getragen werden können.

Zur Existenzsicherung der betroffenen Betriebe

- stellt das Land deshalb jährlich erhebliche Mittel für Landankäufe zu Naturschutzzwecken und die Bereitstellung von Ausgleichsflächen zur Verfügung,
- werden ab 1985 erstmalig Erschwernisausgleichszahlungen aus Landesmitteln für die Bewirtschaftung von Dauergrünlandflächen in Nationalparks und Naturschutzgebieten bereitgestellt und
- ist beabsichtigt, die Beiträge an Wasser- und Bodenverbände für in Naturschutzgebieten liegende Flächen durch das Land zu übernehmen.

Bodenschutz als Grundlage des Naturschutzes und der Landschaftspflege ist und kann jedoch nicht nur auf ausgewiesene Schutzgebiete beschränkt bleiben. Die Forderungen des nieders. Naturschutzgesetzes (§ 1),

- Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts und der Nutzbarkeit der Naturgüter sowie
- Sicherung der Pflanzen- und Tierwelt und der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft,

sind deshalb bei allen Formen der Bodeninanspruchnahme und der Bodennutzung zu berücksichtigen und gegen die sonstigen Forderungen der Allgemeinheit abzuwägen.

So dürfen nach § 36 des Nieders. Naturschutzgesetzes Pflanzenbehandlungsmittel ausschließlich auf landwirtschaftlich, gärtnerisch oder forstwirtschaftlich genutzten Flächen, in Teichen der Erwerbsfischerei und auf Hof- und Gebäudeflächen angewendet werden.

Für den gewerblichen und überbetrieblichen Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln ist in Niedersachsen ein Sachkundenachweis erforderlich, dem eine spezielle Sachkundeprüfung vorausgeht. Der darin enthaltene Prüfungsstoff ist zugleich Bestandteil der Ausbildung und Prüfung zum Landwirt, Forstwirt und Gärtner, so daß die entsprechenden beruflichen Qualifikationen auch den Nachweis der Sachkunde für die breite Praxis beinhalten.

Die Einführung des integrierten Pflanzenschutzes durch Beispielflächen, Beispielsbetriebe und eine intensive Fachberatung tragen darüber hinaus zu einer verstärkten Berücksichtigung ökologischer Belange in der Bodenbewirtschaftung bei.

## Erhaltung des Bodens als Produktionsgrundlage für Land- und Forstwirtschaft

Rd. 95 % der Wirtschaftsfläche werden in Niedersachsen land- und forstwirtschaftlich genutzt.

Der Erhaltung des Bodens als Produktionsgrundlage für Land- und Forstwirtschaft kommt damit zwangsläufig eine besondere Bedeutung im Rahmen des Bodenschutzes zu. Dieser Tatsache trägt auch die Ausweisung von landwirtschaftlichen Vorranggebieten zur Sicherung besonders wertvoller Standorte für die landwirtschaftliche Bodennutzung in den Raumordnungsprogrammen Rechnung.

Da eine ökonomisch sinnvolle Bodennutzung langfristig nur auf ökologisch gesunden Standorten möglich ist, laufen hier ökologische und ökonomische Zielvorgaben weitgehend parallel.

Eine Akzeptanz dieser Aussage setzt allerdings einen Ersatz wirtschaftlichen Kurzzeitdenkens durch verstärkte Wiedereinbeziehung langfristiger Perspektiven zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit voraus.

Standortgerechte Bodennutzung, Vielfalt der Fruchtfolge, bodenschonende Bodenbearbeitung sowie Erosions- und Deflationsschutz sind deshalb Kernziele einer am Bodenschutz orientierten produktionstechnischen Forschung und Beratung.

Welche Auswirkungen durch diese Maßnahmen erzielbar sind, zeigen die in den vorausgegangenen Jahren erfolgten Flächenausweitungen bei Raps und Leguminosen, der deutliche Wiederanstieg des Zwischenfruchtanbaues und das rege Interesse der landwirtschaftlichen Praxis an Verfahren einer bodenschonenden Bodenbearbeitung.

Grundlage einer standortgemäßen forstlichen Bodennutzung bildet in Niedersachsen die bodenkundliche Standortkartierung. Sie liegt für die Staatsforsten flächendeckend vor und wird z.Z. für den Bereich des Privat- und Genossenschaftswaldes vorbereitet. Beide



ngen werden durch eine flächendeckend vorliegende  
skarte ergänzt, die für alle Besitzarten Hinweise für  
ungerechte Behandlung enthält.

die gezielte Kalkung forstlich genutzter Böden im Zusammen-  
mit Bodenschutz und Waldschadensproblematik darf hier nicht  
erwähnt bleiben.

ie wird bis zu 70 % aus öffentlichen Mitteln gefördert und er-  
reichte 1984 in Niedersachsen einen Flächenanteil von ca.  
15.000 ha (Tendenz steigend).

#### Schutz des Bodens vor Schadstoffeinträgen

Die Begrenzung von Schadstoffeinträgen in den Boden ist - unab-  
hängig von der Art der Bodennutzung - eine kategorische Forderung  
jeglichen Bodenschutzes.

Sie ist unabdingbar, da Schadstoffkontaminationen, speziell  
mit Schwermetallen und persistenten organischen Stoffen,

- im Boden nur schwer oder nicht abbaubar sind,
- Bodenflora und Bodenfauna gefährden,
- das Speicher- und Filtersystem des Bodens belasten  
und nicht zuletzt
- eine Gefährdung von Grundwasser, Nahrungs- und Futtermitteln  
herbeiführen können.

Ziel des Bodenschutzes muß es deshalb sein,

- vorhandene Belastungen zu erfassen,
- bestehende Belastungen soweit wie möglich in ihren Aus-  
wirkungen zu begrenzen und
- potentiellen Belastungsrisiken bereits auf dem Wege der  
Vorsorge zu begegnen.

... Lösung der derzeitigen Belastungssituation und  
... der Belastungsursachen.

- führt das Land seit 1980 gezielte Untersuchungen über Schwermetallgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden und Pflanzen durch,
- wird die Luftschadstoffbelastung in Niedersachsen durch großräumige Immissionsmeßprogramme überwacht,
- werden die Untersuchungen der gasförmigen Immissionen, des Staubniederschlages und der Staubkonzentrationen durch Untersuchungen der Schadstoffgehalte in Niederschlagswasser ergänzt und
- hat die Landesregierung mit der Erstellung eines flächen-deckenden Emissionskatasters begonnen.

Darüber hinaus wird z.Z. ein Altlastenkataster erstellt, das neben der Erfassung zugleich eine Gefährdungsabschätzung aller kontaminierten Altablagerungen zum Ziele hat.

Zum Abbau bestehender und zur Minderung künftiger Immissionsbelastungen haben Land und Industrie gemeinsam erhebliche Anstrengungen unternommen. So konnten mit Hilfe gezielter Förderungsmaßnahmen z.B. im Raum Oker-Harlingerode in einem Zeitraum von 3 Jahren die Cadmiumgehalte im Staubniederschlag um 83 % und die Bleigehalte im Staubniederschlag um 40 % reduziert werden.

Zur besseren Erfassung von Kontaminationsquellen und Belastungsrisiken wurden biologische Verfahren mit Standardkulturen entwickelt und zahlreiche Untersuchungen zum Carry-over durchgeführt.

In Großversuchen werden Möglichkeiten einer Sanierung bei Böden und einer Reduzierung des Schadstofftransfers von der Pflanze geprüft.

Spezielle Hinweise zur landwirtschaftlichen Nutzung schwermetallbelasteter Böden und Pflanzen sowie Hinweise für Haus- und Kleingärtner dienen darüber hinaus den Beratungskräften als Grundlage einer gezielten landwirtschaftlichen Fachberatung.

Zur Minderung bestehender und Vorsorge gegenüber künftigen Risiken gehört auch eine gezielte Aufbereitung und Verwertung von Siedlungsabfällen, insbesondere Klärschlamm, die in Niedersachsen zu ca. 62 % landwirtschaftlich verwertet werden.

Überschreitungen der Grenzwerte der Klärschlammverordnung für Schlämme wurden bisher nur vereinzelt festgestellt. Dennoch ist es Ziel der Landesregierung, langfristig eine noch weitergehende Eliminierung der Schwermetalle aus Klärschlamm zu erreichen, da - unabhängig von den derzeitigen Werten der Klärschlammverordnung - nur so eine risikolose Abnahme der Siedlungsabfälle durch die Landwirtschaft auf Dauer gesichert werden kann.

Auch Baggergut kann bei entsprechenden Kontaminationen oder unsachgemäßer Ablagerung zu einem Problem des Bodenschutzes werden.

Die Aufbringung von Baggergut auf landwirtschaftlich genutzten oder zur landwirtschaftlichen Nutzung vorgesehene Flächen unterliegt deshalb in Niedersachsen bereits seit Jahren einer strengen Regelung.

#### Schutz des Bodens als Speicher und Filter für den Wasserhaushalt

Schutz des Bodens in diesem Sinne bedeutet in erster Linie Schutz des Grundwassers. Seine Reinhaltung ist bereits Gegenstand umfassender rechtlicher Bestimmungen, insbesondere des Wasserhaushaltsgesetzes und des nieders. Wassergesetzes sowie bestimmter Regelungen des Abfallbeseitigungsgesetzes.

Vorrangig im Bereich des Grundwasserschutzes ist das Nitratproblem. Dies gilt für Niedersachsen in besonderem Maße, da ca. 85 % des Trinkwassers aus dem Grundwasser gewonnen werden.

Ogleich in Niedersachsen nur 1,9 % der öffentlichen Trinkwasserversorgungsanlagen Nitratgehalte von mehr als 50 mg aufweisen, zeigen Untersuchungen an Hausbrunnen, daß in den oberflächennahen Grundwasserstockwerken zum Teil höhere Belastungen vorliegen.

Die Vorsorge gebietet es deshalb, rechtzeitig Maßnahmen zur Reduzierung eines weiteren Nitratreintrages einzuleiten. Für den Trinkwasserbereich steht dabei die beschleunigte und verstärkte Ausweisung von Wasserschutzgebieten mit entsprechenden Nutzungsaufgaben im Vordergrund.

Darüber hinaus werden z.Z. in allen Trinkwassergewinnungsanlagen mit erhöhten Nitratgehalten Erhebungen durchgeführt, um die Ursachen der Belastungen zu erforschen und gezielte Gegenmaßnahmen einzuleiten.

Der Grundwasserschutz darf sich jedoch nicht nur auf Trinkwasserschutzgebiete beschränken.

Aufklärung und Beratung der Landwirtschaft als vorrangigem Bodennutzer müssen deshalb erheblich intensiviert werden, um den Nitratreintrag durch gezielte Stickstoffdüngung und Bodennutzung auf ein Minimum zu begrenzen.

So hat das Land in diesem Zusammenhang

- gezielte Untersuchungen zur Ermittlung standort- und nutzungsspezifischer Nitratgehalte landwirtschaftlich genutzter Böden eingeleitet (Nitratmeßnetz),
- Hinweise zur Verminderung des Nitratreintrages durch landwirtschaftliche Bodennutzung herausgegeben,

- die Entwicklung von Untersuchungsmethoden zur Erfassung des verfügbaren Bodenstickstoffs gefördert und die Beratung für einen pflanzenbedarfsgerechten auf N-min-Untersuchungen basierenden Einsatz organischer und anorganischer Dünger intensiviert,
- regionale N-min-Testflächen zur Orientierung für Praxis und Beratung aufgebaut und
- Demonstrationsflächen und -betriebe für einen gezielten Stickstoffeinsatz, insbesondere in Gemüsekulturen, eingerichtet.

Entscheidender Ansatz für eine Vermeidung überhöhter Nitrat-einträge dürfte jedoch ein gezielter Einsatz organischer Dünger, insbesondere der Gülle, sein.

Der Nieders. Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten hat deshalb in seinem Gülleerlaß vom 13.4.1983 zeitliche und mengenmäßige Begrenzungen für die Aufbringung von Gülle und Geflügelkot festgelegt, die Einzelentscheidungen der zuständigen Behörden nach § 15 Abs. 5 AbfG gegen eine Überdüngung mit Gülle und Geflügelkot zugrunde zu legen sind.

Darüber hinaus wurden in den vergangenen Jahren erhebliche Landesmittel (1985 = 40,3 Mio DM) zur Förderung von Güllelagerraum bereitgestellt, um der Landwirtschaft eine gezielte Lagerung und Gülleausbringung zu ermöglichen.

In strukturellen Gülleüberschußgebieten - sie beschränken sich auf wenige Bereiche besonders intensiver Tierhaltung - werden darüber hinaus Möglichkeiten einer überbetrieblichen und über-regionalen Gülleverteilung sowie Wege einer alternativen Gülle-  
verwertung geprüft.

Zusammenfassung:

Bodenschutz ist ein zentrales Anliegen jeglichen Umweltschutzes. Ansätze dazu finden sich - wie die Beispiele gezeigt haben - bereits in vielen Bereichen, auch wenn sie in ihrem Umfang für den Außenstehenden nicht immer ad hoc erkennbar sind und für die Zukunft noch zahlreicher Ergänzungen und Verbesserungen bedürfen.

Erfolgreicher Bodenschutz aber kann langfristig nicht nur durch Gesetze und Verordnungen betrieben werden. Einsicht und Verständnis der Betroffenen durch Aufklärung und Beratung sind dafür ebenso notwendig wie die Hilfestellung von Wissenschaft und Forschung für die zwingend notwendigen Entscheidungen in Politik und Verwaltung.

Bodengesellschaft, Ökosysteme und ihre Funktion  
im Landschaftshaushalt Südniedersachsens

von

Meyer, B.

Mit der Wahl Göttingens als Ort ihrer Zweijahrestagung 1985 hat sich die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft zugleich für einen Exkursionsraum entschieden, den man das südniedersächsische oder Leine-Weser-Bergland nennt. Er schließt auch den westlichen Teil des von der DDR-Grenze durchschnittenen Harzes, den Oberharz, als Mittelgebirgskörper mit ein.

Entwässerungsadern dieses Raumes sind die Weser und die Leine, zu denen sich im Osten die vom Harz abfließenden Flüsse Innerste und Oker gesellen, die zusammen den gesamten Exkursionsraum nach Norden hin entwässern.

Der Oberharz, der etwa ein Fünftel des südniedersächsischen Berglandes einnimmt, stellt einen herausgehobenen, aus paläozischem Gestein - überwiegend Grauwacken, Tonschiefern und Quarziten, daneben Granit und Gabbro - gebildeten Block der variskischen Gebirgsbildung dar. Dessen Oberfläche zeigt ein gestuftes Rumpfläichen-Relief, das von den Rändern her bis in seine zentralen Teile hinein von den abfließenden Bächen und Flüssen eingekerbt ist. Bis auf eines sind die größeren unter diesen Tälern durch Talsperren in Speicherseen umgewandelt, welche die Funktion haben, nicht nur die großen Orte des nördlichen und westlichen Harzvorlandes, sondern darüber hinaus weite Teile des norddeutschen Tieflandes mit Trinkwasser zu versorgen.

Als die nördlichste und damit als erste den feuchten atlantischen Westwinden ausgesetzte Bastion der Mittelgebirge kann der Oberharz die ihm zugemessene Funktion als Trinkwasser-Sammler und -Speicher quantitativ in zuverlässiger Weise erfüllen. Sieht man von der geringfügigen Höhenlandwirtschaft auf den in größerem Umfang mit Tiefenersatz und Relikten von Paläoböden bedeckten Hochflächen um die Oberharzer mittelalterlichen Bergstädte ab, so sind es in erster Linie die in den Talflanken-Lagen und den höheren Plateaus dominierenden Fichtenforsten, welche die Funktion des Regen- und Nebelkammes erfüllen, Forsten, welche nach Jahrhunderten der durch den Oberharzer Bergbau bedingten Entwaldung des Oberharzes Ergebnis planmäßi-

ger Aufforstungen, hauptsächlich des vorigen Jahrhunderts sind.

Die Böden welche hier das Wasser aufnehmen und leiten, gehören in Kamm-, Plateau-, Kuppen und Oberhang-Lage überwiegend der Gesellschaft der Sauerbraunerden an. Auf Gabbro, Diabas und Granit, auch auf Granit-Tiefenersatz dominiert als Typus saure Lockerbraunerde, während auf den silikatärmeren Gesteinen, so den devonischen Quarziten, die Podsol-Braunerde herrscht. Hangabwärts und in den das oberflächennahe Hang-Bodenwasser ableitenden, mit pleistozänem Frostschutt gefüllten Hangdellen finden sich Übergänge zu Hanggleyen mit unterschiedlichen Graden der Podsolierung.

Das vorherrschende Ökosystem aus einer stark die Deposition der von Westen her mit hoher Rate eingetragenen löslichen Schadgase sammelnden Koniferen-Vegetation auf Böden von geringer Säurepuffer-Kapazität läßt die qualitative Seite der Wassersammlung und Speicherung möglicherweise zu einem Problem werden.

Unter den zehn heute im Raum Südniedersachsen von den Universitäten Göttingen und Braunschweig aus eingerichteten Ökosystem-Untersuchungs- und Meßflächen umfaßt eine, das Areal "Lange Bramke", nach Kriegsende geboren aus der damals aktuellen Kahlschlag-Problematik, das für den Oberharz typische Ökosystem auf Grauwacke (Nr. 1 der Abbildung). Wie bei allen anderen Ökosystem-Untersuchungs- und Meßflächen stehen auch hier neben der Erfassung der - man gestatte, diesen auf Organismen gemünzten Begriff auch für ein Ökosystem zu verwenden - aktuellen "Gleichgewichtsphysiologie" die "Alterungs-Prozesse", sprich langfristige Degradation von Vegetation und Boden als Forschungsaufgabe.

Das dem Oberharz im Westen und Nordwesten vorgelagerte Berg- und Hügelland wird, mit einem nur relativ geringen Flächen-Anteil eingeschalteter tertiärer Becken-Füllungen, in seinem Gesteinsaufbau von den geologischen Formationen des Mesozoikums gebildet.

Im Süden handelt es sich um die von Gräben und Brüchen durchschnittene Schollenlandschaft, in der Buntsandstein vorherrscht, dem Reste der ehemaligen Muschelkalk-Decke aufliegen. Keuper als die oberste Stufe der Trias ist meist nur in den Graben-Einbrüchen erhalten und bildet dort den wasserstauenden Untergrund.

Untereichsfeld im E und Solling im W, ersteres eine Becken-, letzterer eine flach aufgewölbte Hochflächenlandschaft, die bis auf 528 m Höhe ansteigt, sind die beiden Flügel der Schollen-Landschaft, welche an den Leine-Graben grenzen, in dem Göttingen liegt.



Der nordwestliche Teil des Leine-Weser-Berglandes stellt dagegen eine von umlaufenden Schichtkämmen, Talungen und Becken geprägte Sattel- und Mulden-Landschaft dar. Deren ausgedehntere bewaldete Erhebungen sind der Oberjura-Kreidesandstein-Schichtkamm der Ith-Hilsmulde, Süntel, Deister und Hildesheimer Wald.

Ursache der geologischen Prägung der subherzynen Landschaft sind die unterlagernden Salze des Zechsteins, die unter dem Einfluß von Auflast und Tektonik Massenverlagerungen ausgesetzt sind. Gipse und Dolomite des Zechsteins, der sonst nicht zutage tritt, umrahmen den Oberharz im Westen und Südwesten.

Die Sattel- und Muldenlandschaft läßt außer den bereits genannten Formationen der Trias auch den Jura und die Kreide zutage treten, ehe diese geologischen Stufen, wie die gesamte Sattel- und Muldenlandschaft, nach Norden hin entlang der Linie Minden-Hannover-Braunschweig-Helmstedt unter die pleistozäne Decke des norddeutschen Tieflandes abtaucht.

Das Leine-Weserbergland ist in seinem nördlichen Drittel vom Eis des Drenthe-Stadials überfahren worden, doch prägend sind für seine holozänen Bodengesellschaften die periglazialen Vorgänge des Warthe- und Weichselglazials gewesen: die Solifluktion in den kaltfeuchten und die Sedimentation von LÖß in den kalt-trockenen Abschnitten der Glaziale.

Obwohl das südniedersächsische Bergland, dicht südlich der markanten Nordgrenze der LÖßverbreitung gelegen, LÖß-Sedimentationsraum gewesen ist, in dem es stellenweise zur Ablagerung von bis zu 12 m mächtigem LÖß allein in der Weichselzeit gekommen ist, sind doch auch beträchtliche Flächenanteile des südniedersächsischen Berglandes, besonders die herausragenden Kämmе und Plateauflächen, frei von LÖß geblieben oder nur so weit von LÖß überzogen worden, daß er in den A- und B-Horizonten der holozänen Böden aufgegangen und als besonderer Sedimentkörper nicht mehr sichtbar ist.

Auf diesen lößfreien und -armen Arealen sind Bodengesellschaften verbreitet, wie sie von den drei herrschenden Gesteinsarten bedingt sind: Auf den Kalksteinen des Muschelkalk, des Malm und der Oberkreide je nach Nichtcarbonatgehalt, Zerfallsneigung, spezifischer Lösungsgeschwindigkeit und Mächtigkeit der Frostschuttdecken ein Mosaik aus den Typen Rendsina und ihren Übergangsformen bis zur Terra fusca. Land- und forstwirtschaftliche Nutzung konkurrieren auf diesen Kalken im wesentlichen dort miteinander, wo die tiefgründigeren Böden mit fortgeschrittener Entwicklung vorherrschen,

während die geringmächtigen Rendsinen als eigentliche Waldstandorte hervortreten.

Nicht zuletzt die Ende der 60er Jahre aufkommenden Probleme der Sozialbrache haben auf die vielfältige ökologische Funktion gerade dieser Ökosysteme auf Kalkstein und die Notwendigkeit einer mengenmäßigen Erfassung ihrer Umsätze als Grundlage für die Landschaftsplanung hingewiesen. Dieses ist einer der Gründe, aus denen zwei weitere der zehn Ökosystem-Untersuchungs- und Meßareale östlich von Göttingen auf den Muschelkalk gelegt wurden: Eines unter naturnah zusammengesetztem Laubwald (Areal Treppenweg, Abb. Nr. 2), das seit 4 Jahren untersucht wird, ein anderes auf Acker- und Graslandflächen mit "grenzboden"-spezifischer, in Erprobung befindlicher Nutzungstechnik, (Drakenberg, Abb. Nr. 3), das vor 16 Jahren aus der Sozialbrach-Problemik heraus geboren worden war.

Flächenmäßig vorherrschend unter den lösbaren höheren Landschaftsteilen des Leine-Weser-Berglandes sind die Sandsteine, hauptsächlich die der Buntsandstein-Formation (su, sm) angehörenden, aber auch die des Rhät (ko) und der Unterkreide (ku). Abgesehen von der Beimengung an LÖB sind es Kitt und Korn, nach Menge, Korngröße und Mineralart, welche die Qualität der ebenfalls meist flachgründigen Böden bestimmen, die - abgesehen von den Fahlerden auf primär kalkhaltigem Bausandstein - dem Formenmosaik aus Sauerbraunerde, Podsolbraunerde und Eisenpodsol, letzterer nur auf silikatarmem Sandstein unter vieljährigem Anbau von Koniferen bei Niederschlägen zwischen 600 und 800 mm, zuzuordnen sind.

Der weitaus überwiegende Teil dieser Flächen trägt Wald. Die höchsten, den Westwinden ausgesetzten Erhebungen, wie im Solling mit etwa 500 m Meereshöhe, erhalten über 1000 mm Niederschlag, der zusammen mit der SO<sub>2</sub>-Filterung durch Laub- und besonders Nadelwald-Bestände eine sehr starke Minderung der Rest-Pufferkapazität der Böden bedingt.

Hier liegt die älteste und bekannteste der Ökosystem-Untersuchungsflächen, die des "Sollingprojektes" unter Laub- und Nadelwald (Abb. Nr. 4).

Ihre Bekanntheit beruht unter anderem auf der hier erstmalig vorgenommenen sicheren Quantifizierung der Energie-, Stoff- und Wasserflüsse eines Ökosystems und auf der Erkenntnis von rezenten Belastungen der Ökosysteme, doch kann sie - ihre Standortsituation ähnelt eher dem Harz - wegen ihrer exponierten Lage nicht als re-

präsentativ für den dominierenden Flächenanteil des südniedersächsischen Berglandes gelten. Sie ist eher als ein Bezugsobjekt für die höheren Waldlagen der mitteldeutschen Schwelle zu bewerten, denen neben der forstlichen Produktion und der Erholungsfunktion allerdings auch die bestimmende Rolle des Wasserregulators in der Hydrodynamik der Großlandschaft zukommt, wobei heute neben der Mengetwirtschaft auch die Gütewirtschaft des Wassers von diesen Standorten eine zunehmende Rolle spielt.

Wegen des Problems der Übertragbarkeit der im Sollingprojekt komplizierten Ökosystem-Analyse auf die tieferen Lagen der Sandsteinlandschaften spielen drei weitere Untersuchungsgebiete eine Rolle, in denen einzelne Grundgrößen zum Zwecke der standortsbezogenen "Eichung" des Ökosystem-Haushaltes untersucht werden. Es sind dies das Wasserhaushalts-Untersuchungsgebiet im Buntsandstein des Reinhäuser Forstes bei Göttingen (Nr. 5), das Buntsandsteingebiet um Holzerode bei Göttingen (Nr. 6) und das speziell für Fragen der das "Waldsterben" kontrollierenden Maßnahmen ausgewählte Untersuchungsareal auf Unterkreide-Sandstein im Hils (Nr. 7).

Es fehlen in der südniedersächsischen Landschaft Untersuchungsflächen auf den Gesteinen der dritten Gruppe, den Peliten, unter denen die des Röt (so) nach ihrem Flächenanteil vor denen des Keupers (km), des Lias (jl), des Doggers (jd) und der Unterkreide (ku) zu nennen sind, sofern wir die lößfreien Flächen betrachten.

Gerade diese Flächen sind während der mittelalterlichen Länderschließung wegen ihres Nährstoffreichtums und trotz ihrer schlechten Bearbeitbarkeit bevorzugt vom 9. und 10. Jahrhundert an in landwirtschaftliche Nutzung genommen worden. Sie bieten sich heute (noch) überwiegend als geschlossene landwirtschaftliche Siedlungsgebiete dar, in denen mit fortschreitender Schlechterstellung der heimischen Landwirtschaft im Zuge der Entwicklung des EG-Agrarmarktes ein wachsender Bedarf an standortgerechter Produktionsberatung, aber auch an Entwicklung neuer Nutzungstechniken besteht.

Im Wasserhaushalt der Landschaft ist die Rolle dieser Flächen insofern problematisch, als sie infolge des starken stoßweisen Abflusses von Oberflächenwasser - besonders in hängiger Lage - zwar nicht selbst in so starkem Maße der Erosion oder der Überflutung unterliegen, aber Verursacher dieser Erscheinungen in den tieferliegenden Flächen, Hangzonen und Talungen sind. Hier ist die landwirtschaftlich-angewandte Bodenkunde zur Tätigkeit aufgerufen.

Letztes, aber flächenmäßig und wirtschaftlich bedeutendstes

und landschaftsökologisch endogen stark belastetes Element des süd-niedersächsischen Berglandes sind die lößbedeckten Börden der ausgedehnten Mulden und Gräben der Schollen, Bruchschollen und Sattel- und Mulden-Landschaften. Die Exkursionen im Leinetalgraben zu dieser Tagung in Göttingen haben die frühholozäne Schwarzerde-Vergangenheit der Börde-Böden und die von Lößmächtigkeit, Relieflage und mesozoischer Unterlage bestimmten Grundzüge der Vergesellschaftung von Parabraunerden, Griserden, Schwarzerden und deren Übergängen zu Gleyen und Pseudogleyen erläutert.

Die hier erwachsenden landschaftsökologischen Probleme betreffen zum einen bei intensiver landwirtschaftlicher Produktion mit Rüben-Weizen-Gerste-Rotation in reinen Ackerbau-, aber auch Veredlungsbetrieben die Bodenverschlechterung durch Erosion und Gefügeverfall, der nicht allein in Verdichtung besteht, zum anderen auch die Belastung von Vorflutern durch Pflanzennährstoffe. Fragen des Recycling von Siedlungsabfällen sind ebenso von Bedeutung wie die der Anwendung und des Verbleibs von Pflanzen-Behandlungsmitteln. Eine gar nicht so untergeordnete Rolle spielt auch, trotz der verbreiteten überregionalen Wasserversorgung, die lokale Trink- und Brauchwassergewinnung, die in Konkurrenz zur Intensiv-Landwirtschaft steht.

Boden-, Wasser-, Landschafts- und Naturschutz in diesem Bereich sind Fragenkreise, welche ebenfalls nur in fachlich und regional übergreifenden ökosystemaren Ansätzen sinnvoll in Angriff genommen werden können.

Das von der Deutschen Forschungsgemeinschaft eingerichtete und von unseren Kollegen in Braunschweig wissenschaftlich betreute Ökosystem-Untersuchungs- und Meßfeld Neuenkirchen (Abb. Nr. 8) steht, was Umfang und Vielfalt des Forschungsansatzes anbetrifft, als drittes großes Objekt, als Agrarlandschaftsareal, neben den Waldarealen im Solling und im Göttinger Wald. Es liegt auf lößüberdeckten Kreidemergeln und -peliten und stellt im Hinblick auf die agrarische Nutzung einen charakteristischen Ausschnitt der subhercynen Offenlandschaft dar.

Vergleicht man einmal die Konzentration der Ökosystemforschung auf Wald- und Agrarlandschaft in Niedersachsen und generell in der Bundesrepublik, so fällt auf, daß die Intensität der Forschung in den heute unter exogenen Umwelt-Belastungen leidenden Waldanteilen der Landschaft wesentlich größer ist als in den endogen möglicherweise

noch stärker umweltbelasteten Agrarlandschaften.

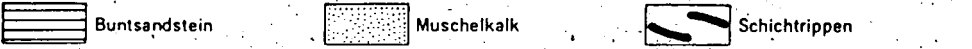
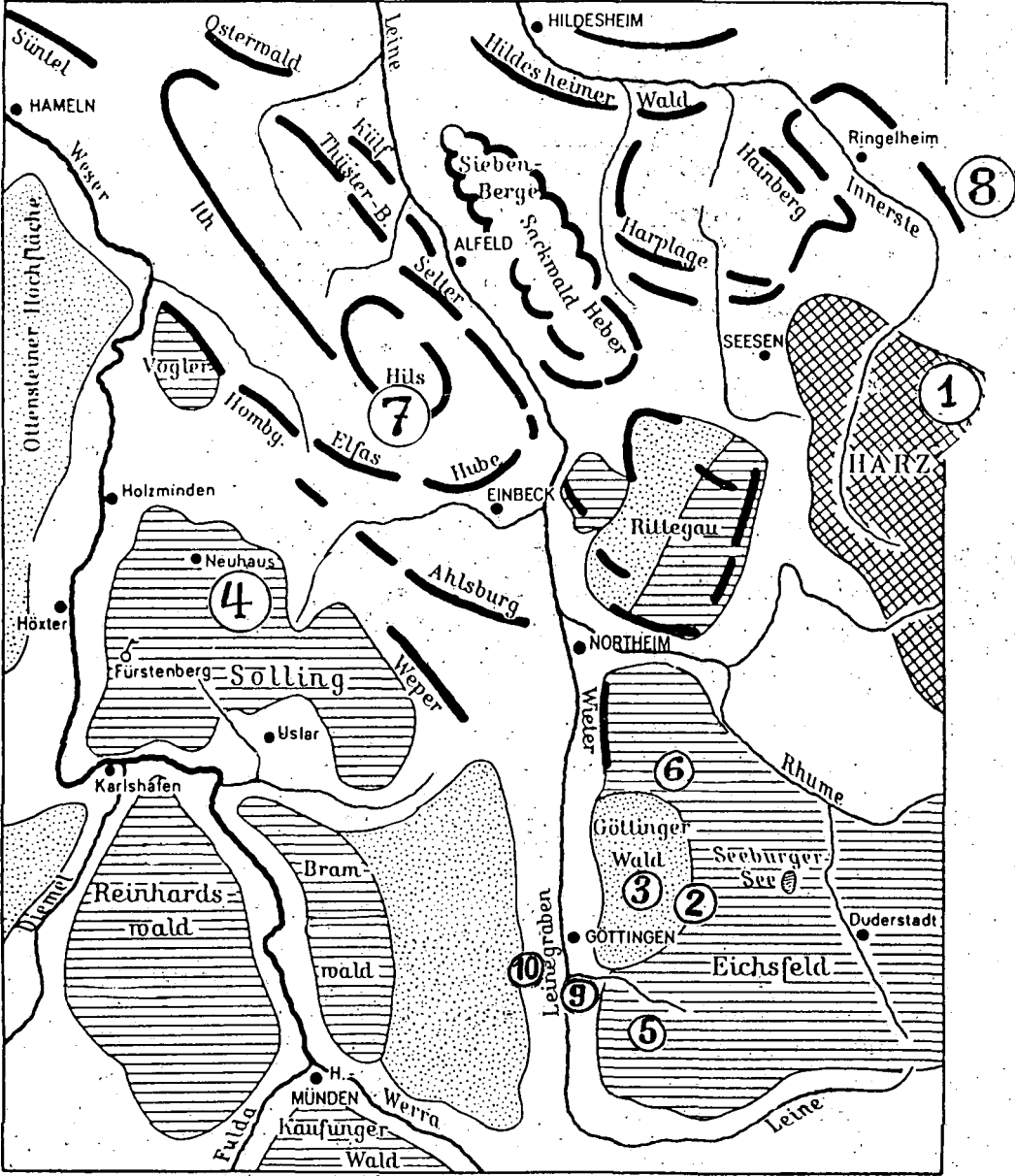
Ursache und Problem liegen auf den agrarischen Nutzflächen nicht zuletzt in der kurzfristigen Wandelbarkeit und Wandlung der landwirtschaftlichen Techniken der Bodennutzung. Eine starre Festlegung der Technik auf längere Zeit, ein typisches Merkmal von Öko-"System"-Versuchen, droht immer sehr rasch und noch während der Laufzeit eines Ökosystemprojekts zu dessen Veraltung zu führen.

Ökosystem-Areale im agrarischen Nutzbereich müssen zugleich Experimentier-Areale sein, in denen einzelne Umsatzgrößen für sich, jedoch mit der Maßgabe, daß sie modellfähig sein sollen, variiert und gemessen werden. Dieser Aufgabe auf längere Frist gesehen nachzukommen, dient der seit 3 Jahren existierende Pflanzenbau-System-Versuch auf Lössböden im Auenrandbereich des Leinetals auf dem Versuchsgut Reinshof (Abb. Nr. 9).

Ein letztes Ökosystem-Untersuchungs- und Meßareal (Nr. 10), das sich in Rosdorf bei Göttingen auf Lössböden mit einer Hang- und Grundwassersequenz erstreckt und bislang schwerpunktmäßig zur Erfassung des Stickstoff-Haushaltes der Intensiv-Agrarlandschaft mit grundwassergetragenen Stoffaustrag herangezogen worden ist, soll weiter ausgebaut werden, um auch Änderungen der Böden als der Bestandteile des Ökosystems, zu erfassen, wenn Techniken und Prinzipien der agrarischen Produktion geändert werden.

Fragen, die in diesem Zusammenhang auf die Pflanzenbauwissenschaften und die Bodenkunde zukommen können, sind z.B. die rotierende Brache als eine der Möglichkeiten entschädigungsfähiger Kappung der agrarischen Überproduktion bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der landschaftspflegerischen Aufgabe der agrarischen Bodennutzung.

Mit der an die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft durch ihre Mitglieder aus Göttingen gerichteten Einladung, die diesjährige Tagung in Göttingen abzuhalten, war der Vorschlag verbunden gewesen, den Schwerpunkt der wissenschaftlichen Exkursionen auf die Befahrung von acht der genannten zehn in Südniedersachsen gelegenen Ökosystem-Meß- und Untersuchungsareale zu legen, deren Untersuchung von Bodenkundlern aus Göttingen und Braunschweig betrieben wird oder an deren Untersuchung sie wesentlichen Anteil haben. Zweck dieses Vorschlages war es, die für ein besseres Verständnis der bereits vorhandenen und noch zu erwartenden Literatur wünschenswerten visuellen Eindrücke von der Lage dieser Areale in der Landschaft und von ihrem Erscheinungsbild zu vermitteln, die Begründungen für die Auswahl zu erörtern und die Darlegungen ihrer Bedeutung zu untermauern.



Natürliche und anthropogene Komponenten der Bodenversauerung

von

Ulrich, B.<sup>+)</sup>

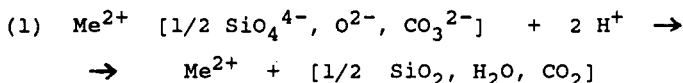
Wir nehmen seit einigen Jahren den ungewollten und unvorhergesehenen Zusammenbruch von Waldökosystemen wahr ("neuartige Waldschäden", 1). Die Frage, die die Bodenkunde hierbei vorrangig beschäftigt, ist die nach der Mitwirkung des Bodens bei diesem Geschehen. Bei den neuartigen Waldschäden spielen Luftschadstoffe und ihre Umwandlungsprodukte mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit die entscheidende Rolle (1). Als Luftverunreinigungen sind die Säurebildner SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> quantitativ von größter Bedeutung. Als Beurteilungskriterien gewinnen in diesem Zusammenhang folgende Relationen entscheidende Bedeutung:

- die Relation zwischen Säureeintrag und interner Säureproduktion
- die Relation zwischen Säurebelastung und Art sowie Geschwindigkeit der Bodenentwicklung
- die Relation zwischen der Art der Ökosystemnutzung und der internen Säureproduktion.

Zu diesem Fragenkomplex wird in Form von neun Thesen Stellung genommen, deren Datenhintergrund größtenteils in getrennten Veröffentlichungen vorgelegt wurde.

1. These: Gesteine enthalten nur Basen- und keine Säurebildner (Ausnahme: Sulfidhaltige Gesteine). Mit dieser Ausnahme können Böden also nicht als Ergebnis der Gesteinsverwitterung versauern.

Beschreibt man die gesteinsbildenden Minerale mit der allgemeinen Formel  $Me^{2+} [1/2 SiO_4^{4-}, O^{2-}, CO_3^{2-}]$ , so läßt sich der Protonenumsatz bei der Verwitterung durch folgende Gleichung (1) beschreiben:



<sup>+)</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität,  
D-3400 Göttingen, Büsgenweg 2

Bei der Verwitterung von Silikaten, Oxiden und Carbonaten bilden sich letztlich unter Protonenverbrauch die Anhydride der schwachen Säuren Kieselsäure und Kohlensäure sowie Wasser. Man bezeichnet die Anionen  $\text{SiO}_4^{4-}$ ,  $\text{O}_2^{2-}$ ,  $\text{OH}^-$  und  $\text{CO}_3^{2-}$  daher als nicht-konservative Anionen (d.h. als Anionen, die in eine nicht-ionische Form übergehen können) (2). Zu den nicht-konservativen Anionen rechnen auch organische Anionen, die z.B. durch Mineralisierung in  $\text{CO}_2$  übergehen können. Im Gegensatz dazu sind die Anionen der starken Mineralsäuren  $\text{HCl}$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  und  $\text{H}_3\text{PO}_4$  konservative Anionen, d.h. ihr Anionencharakter bleibt bei den Umsetzungen im Ökosystem erhalten. Nitrat kann man als "fakultativ konservatives Anion" bezeichnen: es kann durch Denitrifikation unter Protonenverbrauch in eine ungeladene Form ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{N}_2$ ) übergehen.

Entsprechend Gleichung (1) besitzen Gesteine eine Säureneutralisationskapazität (SNK). Die gesamte in einem Gestein enthaltene SNK läßt sich als Differenz zwischen den Äquivalenten an konservativen Kationen und den Äquivalenten an konservativen Anionen berechnen (2):

$$(2) \text{ SNK} = \sum \text{ konservative Kationen} - \sum \text{ konservative Anionen}$$

Dimension: mol IÄ pro Masse

Dies wird in folgendem Diagramm veranschaulicht (Abb. 1).

**Abb. 1:** Säureneutralisationskapazität von Gesteinen und Böden

		Kationen	Anionen	
Konservative		$\text{Na}^+$ , $\text{K}^+$	$\text{Cl}^-$	Konservative Anionen
		$\text{Mg}^{2+}$	$\text{SO}_4^{2-}$	
		$\text{Ca}^{2+}$	$\text{PO}_4^{3-}$	
Kationen	Kation-säuren	$\text{NH}_4^+$	$\text{O}_2^{2-}$ , $\text{OH}^-$	
		$\text{Al}^{3+}$	$\text{SiO}_4^{4-}$	
		$\text{Mn}$ , $\text{Fe}$	$\text{CO}_3^{2-}$	
		$\text{H}^+$	$\text{Org}^-$	



Die Protonenkonsumtion bei einem Verwitterungsschritt ( SNK) ergibt sich entsprechend als Differenz zwischen der Summe der aus dem System entfernten konservativen Kationen und der Summe der aus dem System entfernten konservativen Anionen:

$$(3) -\Delta \text{SNK} = \sum \Delta \text{ konservative Kationen} - \sum \Delta \text{ konservative Anionen}$$

Zur Veranschaulichung kann man sich vorstellen, daß die Kationen in Form ihrer Basen (NaOH usw.), die Anionen in Form ihrer Säuren (HCl, H<sub>4</sub>SiO<sub>4</sub> usw.) aus dem System entfernt werden. Überführt man die nicht-konservativen Anionen in die Säureanhydride, so bleibt der Teil der Kationen als Hydroxide zurück, der nicht durch die konservativen Anionen neutralisiert ist. Die bisherige Darstellung berücksichtigt nicht die Reaktionsgeschwindigkeiten. Bei Zugabe einer Säure zum Gestein oder Boden können nur gelöste und oberflächengebundene Kationen und Anionen sofort reagieren, während die als Gitterbausteine gebundenen Kationen und Anionen als "kinetisch stabil" zu bezeichnen sind. Ein versauerter Boden mit niederem pH-Wert in der Bodenlösung kann also noch große Mengen an Basen enthalten, d.h. eine hohe SNK aufweisen. Die SNK läßt sich aus der Elementzusammensetzung berechnen, die in einem bestimmten Zeitintervall reaktionsfähige SNK aus der Mineralzusammensetzung abschätzen.

Bei den Kationen gibt es Unterschiede in der Konservativität, wenn man von der bei niedrigen pH-Werten vorliegenden Ionenform durch Zusatz einer Base wie NaOH oder CaCO<sub>3</sub> zurücktitriert: Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Ca<sup>2+</sup> bilden im ökologisch interessanten pH-Bereich lösliche Hydroxide (Basen), während Mn<sup>2+</sup>, Al<sup>3+</sup> und Fe<sup>3+</sup> unlösliche Hydroxide (Basen) bilden. Im Fall der Bildung eines unlöslichen Hydroxids verändert sich der pH-Wert bei Zusatz einer Base nicht. Man bezeichnet diese Kationen als Kationsäuren, weil sie bei der Hydrolyse Protonen bilden, z.B.:



Besonders die Kationsäuren Al<sup>3+</sup> und Fe<sup>3+</sup> werden von den sauren Gruppen anorganischer und organischer Kationenaustauscher sehr selektiv gebunden. Dies ist der Grund, warum Böden versauern können: sie können Kationsäuren binden, die bei Hydrolyse die Protonenkonzentration in der Bodenlösung erhöhen und bei Basenzusatz unlösliche Hydroxide bilden, deren Basizität erst bei Säurezusatz wieder wirksam wird.

2. These: Eine Konsumtion von Protonen in Gesteinen oder Böden führt zur Abnahme deren Säureneutralisationskapazität (SNK), sie kann zum Aufbau einer Basenneutralisationskapazität (BNK) führen. Starke Bodenversauerung macht sich bei evtl. abnehmender BNK in einer Umbildung von schwächeren zu stärkeren Säuren in der Festphase bemerkbar.

Die Aussage im ersten Satz ergibt sich aus dem, was zur 1. These gesagt wurde. Die Abnahme der SNK gibt eine Verarmung an Basen an. Diese Verarmung kann bei jedem pH-Wert erfolgen, auch bei pH über 5. Der Aufbau einer BNK, die über die Dissoziation von Kohlensäure, von Kieselsäure oder die Bildung anionischer Komplexe (Beispiel:  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ) hinausgeht, setzt die Akkumulation von Humus, von Kationsäuren (Mn-, Al-, Fe-Ionen) oder von  $\text{NH}_4^+$  voraus.

Bildung und Akkumulation von Kationsäuren sind pH-abhängig. Dies kommt in der Abfolge zum Ausdruck, in der bei pH-Absenkung die Pufferreaktionen aufeinander folgen. Diese Abfolge ist in den Pufferbereichen zusammengefaßt (Abb. 2, vgl. 3). Die dort gegebenen pH-Grenzen sind Annäherungen, die wegen der Variabilität in der Zusammensetzung der Puffersubstanzen und der Reaktionsprodukte schwanken können. Das charakteristische Merkmal der Reaktionsprodukte ist, daß sie gegenüber der Ausgangssubstanz eine geringere Säureneutralisationskapazität aufweisen. Im Carbonatpufferbereich sind die Reaktionsprodukte wasserlösliche Salze, die mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden.

Abb. 2: Puffersysteme und ihre pH-Bereiche in Böden

Puffersubstanz	pH-Bereich	Reaktionsprodukt geringerer SNK (bodenchemische Veränderung)
<u>Karbonat-Pufferbereich</u> CaCO <sub>3</sub>	8.6 > pH > 6.2	Ca(HCO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> in Lösung (Ca- und Basenauswaschung)
<u>Silikat-Pufferbereich</u> primäre Silikate	ganze pH-Skala (vorherrschende Pufferreaktion in carbonatfreien Böden pH > 5)	Tonminerale (Vergrößerung der KAK)
<u>Austauscher-Pufferbereich</u> Tonminerale	5 > pH > 4.5	nicht austauschbare n [Al(OH) <sub>x</sub> <sup>(3-x)+</sup> ] (Blockierung permanenter Ladung, Reduktion der KAK)
Mn-Oxide	5 > pH > 4.5	austauschbares Mn <sup>2+</sup> (Reduktion der Basensättigung)
Tonminerale	5 > pH > 4.2	austauschbares Al <sup>3+</sup> (Reduktion der Basensättigung)
n [Al(OH) <sub>x</sub> <sup>(3-x)+</sup> ]	4.5 > pH > 4.2	Al-hydroxosulfate (Akkumulation von Säure bei Belastung mit H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )
<u>Aluminium-Pufferbereich</u> n [Al(OH) <sub>x</sub> <sup>(3-x)+</sup> ] Al-hydroxosulfate	4.2 > pH	Al <sup>3+</sup> in Lösung (Al-Auswaschung, Reduktion der permanenten Ladung ?)
<u>Al/Fe-Pufferbereich</u> wie Al-Pufferbereich, ferner: "Boden-Fe(OH) <sub>3</sub> "	3.8 > pH	organische Fe-Komplexe (Reduktion der permanenten Ladung ?)
<u>Eisen-Pufferbereich</u> Ferrihydrit	3.2 > pH	Fe <sup>3+</sup> (Reduktion der permanenten Ladung ?)

Bei der Umbildung primärer Silikate, die die vorherrschende Pufferreaktion in carbonatreifen Böden mit  $\text{pH} > 5$  ist, sind die Neubildungen Tonminerale mit permanentem negativem Ladungsüberschuß. Bei dieser Pufferreaktion wird kinetisch stabile SNK in kinetisch labile, reaktionsfähige SNK umgebaut. Dies bedeutet höhere austauschbar gebundene Nährstoffvorräte und damit eine höhere Elastizität des Ökosystems. Je mehr sich der pH-Wert in der Bodenlösung dem Wert 5 nähert oder diesen unterschreitet, umso größer wird die Rate der Al-Freisetzung aus den Silikatgittern, besonders der Tonminerale. Bei pH um 5 bis 4.5 dominiert die Bildung polymerer Al-Hydroxokationen, die im Zwischenschichtraum permanenten Ladungsüberschuß blockieren: bei relativ hoher Basensättigung geht die Kationenaustauschkapazität (KAK) zurück, die Elastizität erniedrigt sich. Im gleichen pH-Bereich erfolgt die Lösung und Reduktion der Mn-Oxide und, bis pH 4.2 reichend, die Akkumulation von austauschbarem  $\text{Al}^{3+}$ . Dies führt zur Verminderung der Basensättigung am Austauscher. Bei Belastung mit  $\text{H}_2\text{SO}_4$  können die polymeren Al-Hydroxokationen Aluminiumhydroxosulfate bilden (4), dies entspricht der Akkumulation einer relativ leicht löslichen Säure in dem Teil der Festphase, die am Kationenaustausch beteiligt ist. Man kann all diese Reaktionen daher im Austauscher-Pufferbereich zusammenfassen. Bei  $\text{pH} < 4.2$  wird die Löslichkeit der Hydroxo-Al-Verbindungen so groß, daß  $\text{Al}^{3+}$  in bodenchemisch relevanten Konzentrationen mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird (Al-Pufferbereich). Vorräte an Al-Hydroxokationen und Al-Hydroxosulfat werden abgebaut. Bei  $\text{pH} < 3.8$  werden Fe-Oxide in die Pufferreaktionen einbezogen.

Der Umbau der Kationsäuren von Al-Hydroxoverbindungen zu  $\text{Al}^{3+}$  und das Auftreten von  $\text{Fe}^{3+}$  entspricht der Umwandlung schwächerer in stärkere Säuren (entsprechend den Massenwirkungskonstanten der Hydrolyse-Reaktion). Parallel nimmt die Löslichkeit der Kationsäuren zu. Dies äußert sich in abnehmenden pH-Werten und steigenden Konzentrationen der Kationsäuren in der Bodenlösung. Während die Abnahme der SNK und die Zunahme der BNK im pH-Bereich bis knapp unter 5 ohne pH-Änderung verlaufen kann, zeigen pH-Absenkungen deutlich unter 5 die Bildung stärkerer Säuren an. Auch hier kann jedoch, bei gleichbleibender Stärke der sich bildenden Kationsäuren, die BNK bei gleichbleibendem pH-Wert zunehmen. Konstanz der pH-Werte schließt also weder fortschreitende Bodenverarmung noch fortschreitende Bodenversauerung aus. Bei sinkenden pH-Werten kann man schließen, daß sich neue, stärkere, Säuren bilden. Da diese häufig leichter löslich sind und damit die Auswaschung steigt, kann die BNK abnehmen.

Die Rate der Protonenkonsumtion durch Freisetzung von Alkali- und Erdalkalitionen bei der Silikat-Verwitterung dürfte in den meisten Böden zwischen 0.2 und 1.1  $\text{kmol IA ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  liegen (5).

3. These: Schwache Säuren (Kohlensäure) führen in geologischen Zeiträumen zur Bodenverarmung, d.h. zur Auswaschung von Basen (Nährstoffkationen) ohne Akkumulation kinetisch labiler Kationsäuren. Starke Säuren ( $\text{HNO}_3$ , organische Säuren,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) können in wenigen Jahrzehnten zur Bodenversauerung führen, d.h. zur Auswaschung von Nährstoffkationen unter Akkumulation kinetisch labiler Kationsäuren.

Aus den Dissoziationskonstanten von  $\text{H}_2\text{CO}_3$  ergibt sich, daß der dissoziierte Anteil ( $\text{HCO}_3^-$ ) bei  $\text{pH} < 5$  gegen Null strebt. Dies heißt, daß sich mit Kohlensäure  $\text{pH}$ -Werte wesentlich unter 5.0 nicht erreichen lassen. Ist Kohlensäure die einzige Säure, so kann zwar die Basenverarmung und die Blockierung permanenter Ladung durch polymere Al-Hydroxokationen stattfinden, doch bleibt die Basen (Ca, Mg, K)-Sättigung hoch. Bleibt in carbonatfreien Böden der Austrag von  $\text{HCO}_3^-$  unter der Rate der Freisetzung von Alkali- und Erdalkalitionen bei der Silikatverwitterung, so bilden sich Tonminerale mit höher permanenter Ladung, und die freigesetzten Kationen werden in austauschbarer Form gespeichert. Überschreitet der Austrag von  $\text{HCO}_3^-$  die Silikatverwitterungsrate, so wird der äquivalent erfolgende Kationen- (Basen-)Austrag durch Verringerung der permanenten Ladung der sich neu bildenden Tonminerale oder durch Blockierung permanenter Ladung vorhandener Tonminerale durch polymere Al-Hydroxokationen kompensiert.

Niedere Basensättigungsgrade bedeuten im Al-Pufferbereich hohe Sättigungsgrade an austauschbaren Kationsäuren, besonders Al-Ionen. Sie setzen die Einwirkung starker Säuren voraus. Bei Übergang in den Fe-Pufferbereich kann bei abnehmender permanenter Ladung und abnehmender Blockierung permanenter Ladung durch Al-Hydroxo-Polymere die Ca-Sättigung wieder zunehmen (48).

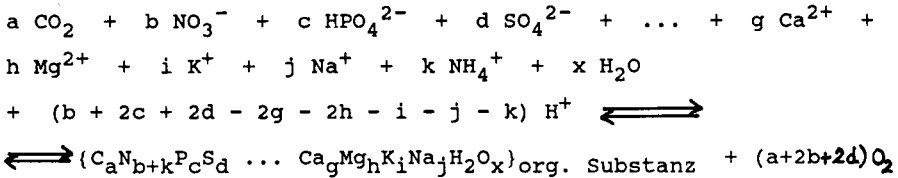
4. These: Der durch natürliche Emission von  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  bedingte Säureeintrag kann selbst in silikatarmen Böden noch durch Silikatverwitterung gepuffert werden.

Legt man die globale natürliche Emission von  $\text{SO}_2$  ( $147 \cdot 10^9$  kg S pro Jahr, 6),  $\text{NO}_x$  ( $14 \cdot 10^9$  kg N pro Jahr, 7) und  $\text{NH}_3$  ( $30 \cdot 10^9$  kg N pro Jahr, 7) auf die Erdoberfläche um, so ergeben sich globale Emissionsdichten von  $0.1 \text{ kmol S} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ,  $0.01 \text{ kmol NO}_x \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  und  $0.03 \text{ kmol NH}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Ohne Neutralisation durch Meerwasserspray und Staub würde bei gleichmäßiger globaler Verteilung die Säuredeposition demnach bei  $0.2 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  liegen, d.h. an der Untergrenze der Silikatverwitterungsrate. Für den vorindustriellen Regen in Mitteleuropa wird ein pH von  $>5.1$  angenommen (8); 1000 mm Regen mit pH 5 entsprechen  $0.1 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Hieraus ergibt sich, daß in der Zeit vor der Emission säurebildender Gase durch den Menschen die Säuredeposition auf allen Böden, die verwitterbare basische Silikate enthalten (d.h. also andere Silikate als Kaolinit und  $\text{SiO}_2$ ), durch Silikatverwitterung abgepuffert werden konnte. Hieraus ergibt sich, daß natürliche Bodenversauerung nicht durch Säureeintrag erklärt werden kann. Sie kann auch nicht durch den Eintrag von Niederschlagswasser erklärt werden, unabhängig von dessen Höhe. Durch Perkolation mit Wasser in Gegenwart von  $\text{H}_2\text{CO}_3$  kann man die Abnahme der Säureneutralisationskapazität (d.h. die Auswaschung von basischen Kationen) erklären, nicht aber den Aufbau einer Basenneutralisationskapazität und die Bildung wasserlöslicher stärkerer Kationsäuren, die in der Bodenlösung zu pH-Werten  $<5$  führen.

5. These: Ursache einer Bodenverarmung und Bodenversauerung ist eine Entkopplung des Ionenkreislaufs im Ökosystem.

Die Summengleichung, die den Stoffumsatz im Ökosystem (mit Ausnahme der Transpiration) beschreibt, lautet wie folgt (2):

- (5) Photosynthese mit Bildung organischer Stoffe (→)  
sowie Mineralisierung organischer Substanz (←)



Hinsichtlich des Stickstoffs kann der Stoffumsatz zwischen den beiden Grenzfällen  $k = 0$  (ausschließlich Nitrataufnahme, vollständige Nitrifizierung) und  $b = 0$  (ausschließlich Ammoniumaufnahme, keine Nitrifizierung) liegen. Reale Ökosysteme stehen bei Mull als Humusform dem Grenzfall Nitrifikation/Nitrataufnahme nahe, bei Rohhumus als Humusform dem Grenzfall fehlende Nitrifikation/Ammoniumaufnahme. Bei fehlender Mineralisierung, z.B. in Nährlösungen, kann der Anteil von  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^-$ -Aufnahme aus der Ionenbilanz berechnet werden (49).

Die Gleichungen zeigen, daß mit dem Stoffumsatz in Ökosystemen Protonenumsätze verbunden sind. Sie zeigen ferner, daß sich die Protonenumsätze aus der Kationen/Anionen-Bilanz berechnen lassen. Sie zeigen schließlich, daß es bei Überwiegen der Photosynthese über die Mineralisierung zur Akkumulation organischer Substanz (Biomasse oder Humus) im Ökosystem kommt, bei Überwiegen der Mineralisierung über die Photosynthese zu einem Vorratsabbau von organischer Substanz. Wachstum (Akkumulation organischer Substanz) wie Vorratsabbau sind zwangsläufig zeitlich begrenzte Vorgänge. Die Gleichgewichtspfeile in den Summengleichungen geben ein Fließgleichgewicht (stationären Zustand) wider, in dem die Ionen innerhalb des Ökosystems kreisen, während  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  und  $\text{H}_2\text{O}$  mit der Umwelt des Ökosystems ausgetauscht werden. Im Fließgleichgewicht ist die Netto-Protonenproduktion gleich Null. Phasen des Aufbaus oder des Abbaus organischer Substanz stellen Entkopplungen des Fließgleichgewichts dar, während dieser Entkopplungsphasen erfolgt im Boden eine Produktion oder eine Konsumtion von Protonen (9).

Folgende Entkopplungen sind möglich:

- Auswaschung von  $\text{HCO}_3^-$  (Bodenverarmung)
- Akkumulation organischer Substanz (Humusbildung)
- Nitrat Auswaschung (Humusdisintegration)
- räumliche Entkopplung von Ammonifikation (im Auflagehumus) und N-Aufnahme (aus dem Mineralboden) (Podsolierung)

Die diesen Entkopplungen entsprechenden Bodenbildungsprozesse sind in Klammern aufgeführt.

#### Auswaschung von $\text{HCO}_3^-$ :

Nimmt man Sickerwassermengen bis 500 mm/Jahr an, die in carbonatreichen Böden bis 10 mmol  $\text{HCO}_3^-/1$  enthalten können, so ergibt sich eine Protonenproduktion durch Dissoziation von  $\text{H}_2\text{CO}_3$  von bis  $50 \text{ kmol} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Dieser Protonenproduktion entspricht eine äquivalente Auswaschung von Kationen, vorwiegend  $\text{Ca}^{2+}$ . Auf einer Bodengesellschaft aus Mullrendzina und Terra fusca-Rendzina im Göttinger Wald wurden Auswaschungsverluste von  $6 \text{ kmol} \text{ HCO}_3^- \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  gemessen (10). In dem kalkfreien Wassereinzugsgebiet Lange Bramke im Harz liegt der C-Export als  $\text{HCO}_3^-$  im Bachwasser zwischen 2 und 7  $\text{kg C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  entsprechend 0.14 und 0.5  $\text{kmol IÄ (Ionen-Äquivalente) (11)}$ . In carbonatfreien Systemen stammt das  $\text{CO}_2$  im Bachwasser aus der  $\text{CO}_2$ -Produktion im Wurzelraum. Bei niederen pH-Werten im Wurzelraum erfolgen Lösung des  $\text{CO}_2$  und Dissoziation der Kohlensäure unterhalb des Wurzelraums, d.h.  $\text{CO}_2$  diffundiert nicht nur vom Produktionsort zur Atmosphäre, sondern auch zum Sickerwasser höheren pH-Werts. Man kann das Ausmaß des  $\text{HCO}_3^-$ -Austrags in carbonatfreien Böden auch noch aus der Wasserhärte abschätzen. Als weiches Wasser gilt Wasser mit einer Härte bis 0.7 mmol Ca/l. Bei ausschließlicher Carbonathärte entspricht dies 1.4 mmol  $\text{HCO}_3^-/1$ . Bei Sickerwasserraten von 500 mm/Jahr kann weiches Wasser demnach zu einer Protonenproduktion im bzw. (nach Erreichen von pH 5) unterhalb des Wurzelraumes von bis zu  $7 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  führen (maximaler Schätzwert). Diese Werte erklären die rasche Entkalkung carbonathaltiger Böden und die rasche Absenkung des pH-Werts auf Werte um 5 in carbonatfreien Böden. Sie erklären ferner die Verarmungsvorgänge bei der Ausbildung von Saprolithen (Gesteinsersatz, Tiefenverwitterung), wobei der Basenexport als Hydrogencarbonat in der Zone, in der sich das  $\text{CO}_2$  löst, die Silikatverwitterungsrate bei weitem übersteigen kann. Dies muß zur Bildung basenarmer bis basenfreier Tonminerale (Kaolinit) führen. Der  $\text{CO}_2$ -Export und damit die Basenverarmung kann proportional mit der Sickerwassermenge ansteigen, so daß sich die Beziehung der Bodenversauerung zur Niederschlagsmenge als indirekte Beziehung ergibt.

#### Akkumulation organischer Substanz:

Wie die Summengleichungen zeigen, hängt der Protonenumsatz bei der Akkumulation organischer Substanz sehr stark vom Stickstoff ab, weil dies der mengenmäßig dominierende Nährstoff ist. Der in die Biomasse eingebaute N stammt entweder aus Luftstickstoff, oder aus der Deposition von  $\text{HN}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$ , oder aus dem organisch gebundenen N im Boden. Die Bedeutung der N-Deposition für den



Tab. 1: Elementvorräte im Buchenbestand B 1 (1968)

S O L L I N G B 1 (Buche)	Trocken- masse	N	P	S	Na	K	Mg	Ca	Al	Mn	Fe
Blätter	3078	84.4	4.6	8.0	0.4	24.6	2.2	11.1	0.2	4.6	0.6
Blüten und Früchte	360	7.0	0.4	-	-	1.3	0.3	1.6	0.2	0.4	0.1
Äste - Holz	25980	73.8	20.9	5.7	5.5	33.5	5.7	24.0	2.1	12	1.8
- Rinde	6500	54.9	5.2	3.8	0.4	8.1	2.4	52.7	1.0	12	3.0
Derbholz - Holz	222900	246.6	41.5	33.4	2.2	175.2	40.1	118.9	0.7	89	74
- Rinde	15500	121.3	13.3	8.1	0.5	30.3	16.6	96.3	0.8	14	3.6
Totholz	687	0.7	0.1	-	-	0.7	0.2	0.4	-	0.3	0.2
Wurzeln (gesamt)	37070	148.2	21.8	12.0	-	57.4	15.2	64.6	22.7	9.1	21.1
Streufall	3078	46.2	3.4	5.7	0.8	14.8	1.4	19.3	0.7	5.2	0.6

-169-

	N	$\frac{1}{2} \text{HPO}_4^{2-}$	$\frac{1}{2} \text{SO}_4^{2-}$	$\text{Na}^{2+}$	$\text{K}^+$	$\frac{1}{2} \text{Mg}^{2+}$	$\frac{1}{2} \text{Ca}^{2+}$	$\frac{1}{3} \text{Al}^{3+}$	$\frac{1}{2} \text{Mn}^{2+}$	$\frac{1}{3} \text{Fe}^{3+}$	$\Sigma^+$	$\Sigma^-$	Kat- ionen- konz.
kmol Ionenäquivalente / ha													
Summe Derbholz + Rinde	26.3	3.54	2.59	0.12	5.26	4.67	10.74	0.17	3.75	4.17	28.9	6.1	22.8
Gesamt ober- u. unterirdisch	52.6	6.96	4.43	0.12	8.48	6.81	18.44	3.08	5.14	5.59	47.4	11.4	36.0
Streufall	3.30	0.22	0.36	0.03	0.38	0.12	0.96	0.08	0.19	0.03	1.79	0.58	1.21

Protonenumsatz kann man nach den unter 4. angegebenen Depositionsraten unter anthropogen nicht veränderten Emissionsraten vernachlässigen. Bei der Überführung von Luftstickstoff und von organisch gebundenem Bodenstickstoff in organisch gebundenen Pflanzenstickstoff und weiter in organische Bodensubstanz erfolgt kein Nettoumsatz von Protonen. Für die Berechnung des Nettoprotonenumsatzes bei der Akkumulation von Biomasse oder Humus kann man daher den Stickstoff außer Betracht lassen. Gemäß den Summgleichungen ist die Netto-Protonenproduktion gleich dem in der akkumulierten organischen Substanz enthaltenen Überschuß von Kationen über die konservativen Anionen ( $\text{PO}_4$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{Cl}$ ). In Tab. 1 sind für einen 120-jährigen Buchenbestand im Solling die Elementvorräte angegeben. Der im stehenden Bestand akkumulierte Kationenüberschuß berechnet sich (unter Vernachlässigung von  $\text{Cl}^-$ ) zu  $36.3 \text{ kmol IA} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Dies entspricht einer durchschnittlichen jährlichen Netto-Protonenproduktion im Boden von  $0.3 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Der Trockensubstanzvorrat im Alter 100 ist ca. halb so groß wie die Gesamtproduktion bis zum Alter 100. Man kann unterstellen, daß die nicht mehr vorhandene Trockensubstanz weitgehend genutzt wurde. Damit ergibt sich für die durchschnittliche jährliche Netto-Protonenproduktion durch Biomasse-Export aus dem Ökosystem ein Wert von ebenfalls ca.  $0.3 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Aus der Verallgemeinerung dieser Abschätzung ergeben sich zwei Folgerungen:

- Die Netto-Protonenproduktion durch Aufbau eines Baumbestandes liegt mit ca.  $0.6 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  auf den meisten Standorten in der Größenordnung der Silikatverwitterungsrate. Der Aufbau braucht daher nicht zur Bodenverarmung zu führen, doch sollte während des Aufbaus die Tendenz zur Bildung basenarmer Tonminerale mit geringer Kationenaustauschkapazität dominieren.
- Die Netto-Protonenproduktion durch den Export von Derbholz (bei Buche mit Rinde) liegt bei  $0.35 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  (s. Tab. 1). Eine auf das Derbholz beschränkte Nutzung führt dementsprechend auf den meisten Standorten nicht zur Bodenverarmung. Sie wird allerdings auf vielen Standorten die Tendenz zur Bildung basenarmer Tonminerale mit geringer KAK verstärkt.

Die mit der Akkumulation von Humus verknüpfte Netto-Protonenproduktion läßt sich aus der effektiven Kationenaustauschkapazität ( $\text{Ak}_e$ ) der organischen Bodensubstanz berechnen. Einer Humusmenge von  $100.000 \text{ kg/ha}$  mit einer  $\text{Ak}_e$  von  $2 \text{ mol IA/kg}$  entspricht eine Netto-Protonenproduktion von  $200 \text{ kmol H}^+/\text{ha}$ . Die Akkumulation einer solchen Humusmenge im Mineralboden wird von der möglichen Rate der N-Akkumulation bestimmt. Bei  $\text{C/N} = 10$  müssen  $5.000 \text{ kg N}$  akkumuliert werden. Unterstellt man über Leguminosen in der Pflanzengesellschaft eine jährliche N-Akkumulationsrate von  $10\text{-}20 \text{ kg N/ha}$ , so ergibt sich eine Akkumulationsdauer von  $500$  bis  $250$  Jahre. Hiermit berechnen sich durchschnittliche jährliche Netto-Protonenproduktions-Raten von  $0.4$  bis  $0.8 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Auch hier bleibt die Belastung also in der Größenordnung der Silikatverwitterungsrate.

### Nitratauswaschung:

Im Lauf der Bodenentwicklung kann auf eine Phase der Humus-Akkumulation im Mineralboden nach einer Phase stationären Humusvorrats eine Phase des Vorratsabbaus folgen. WITTICH et al. (12) hat am Beispiel der Streunutzung gezeigt, daß hierbei zunächst bevorzugt der N schwindet, das C/N-Verhältnis des Mineralbodenhumus erweitert sich. KREUTZER (13) nennt drei forstliche Ökosystemtypen, deren Sickerwasser enorm nitratreich ist:

- Erlenbestände (18-21 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ) als Folge der symbiotischen  $\text{N}_2$ -Bindung (siehe auch 14): Luftstickstoff wird über organisch gebundenen N in  $\text{HNO}_3$  überführt.
- Fichtenbestände erster Generation nach Laubholz auf nitrifizierenden Standorten mit hohem Humusvorrat (20 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ); die Einstellung eines neuen Fließgleichgewichts kann nahezu eine Umtriebszeit dauern: Jahrzehnte bis über ein Jahrhundert währende Anpassung des N- und Humusvorrats im Mineralboden an die durch die Vegetation geschaffenen neuen Bedingungen (Humusdisintegration, 15).
- Eichen/Buchen- und Buchenbestände auf nitrifizierenden Standorten nach Stammzahlreduktion (6-10 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ): durch große Bodenwärme und verringerte Streuproduktion verursachte vorübergehende Phase der Humusdisintegration.

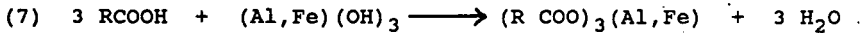
Jede Auswaschung von Nitrat, das aus organisch gebundenem N gebildet wurde, ist mit einer äquivalenten Protonenproduktion am Nitrifikationsort verbunden (14 kg  $\text{NO}_3\text{-N}$  entsprechen 1 kmol  $\text{H}^+$ ). Wird gleichzeitig durch Abbauvorgänge die  $\text{A}_{\text{ke}}$  der organischen Bodensubstanz verringert, so ist die Netto-Protonenproduktion gleich der Differenz. Waren an den sauren Gruppen allerdings Kationsäuren wie Al- oder Fe-Ionen gebunden, so schlägt sich die Protonenkonsumtion bei Reduktion der  $\text{A}_{\text{ke}}$  nicht in einer Pufferung der  $\text{HNO}_3$  nieder, sondern in der Überführung der Kationsäuren in einen höheren Hydroxilierungs-(Basizitäts-)grad. Bei einer jährlichen Versickerungsrate von 200 mm entsprechen 20 mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$  einer Auswaschung von 40 kg  $\text{NO}_3\text{-N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ; dem entspricht eine  $\text{H}^+$ -Produktion von ca. 3 kmol  $\text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Man erkennt, daß schon bei niedrigen Sickerwasserraten und noch recht geringen  $\text{NO}_3\text{-K}$ onzentrationen im Sickerwasser die Silikatverwitterungsrate überschritten wird: merkliche Nitratauswaschung zeigt in der Regel eine Versauerung am Nitrifikationsort an.

Räumliche Entkopplung von Ammonifikation (im Auflagehumus) und N-Aufnahme (aus dem Mineralboden):

Die Akkumulation von Auflagehumus mit weitem C/N-Verhältnis und gehemmter Nitrifikation (Rohhumus) setzt zwei Säurequellen in Gang. Bei der Akkumulation der Blattstreu an der Bodenoberfläche verbleibt eine dem Kationenüberschuß in den Blättern entsprechende Netto-Protonenproduktion im Wurzelraum; nach Tab. 1 entspricht dies in dem Beispiels-Buchenbestand  $1.2 \text{ kmol } \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Zum anderen bleibt bei gehemmter Nitrifikation der N-Umsatz im Auflagehumus bei der Ammonifikation stehen. In dem Beispielsbestand von Tab. 1 (Streuanteil =  $46 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ) entspricht dies im stationären Zustand einer  $\text{H}^+$ -Konsumtion im Auflagehumus für die Reaktion  $\text{NH}_3 + \text{H}^+ \longrightarrow \text{NH}_4^+$  von  $3.3 \text{ kmol } \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Als Protonenlieferant stehen im Auflagehumus organische Säuren zur Verfügung, die Reaktion verläuft also gemäß



Bei fehlender Durchwurzelung des Auflagehumus wird  $\text{NH}_4^+$  mit dem begleitenden organischen Anion in den Mineralboden verlagert. Dort wird bei der  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme die organische Säure zurückgebildet. Diese reagiert mit Al- und Fe-Oxiden unter Komplexbildung



Die treibende Kraft der Podsolierung ist demnach die räumliche Entkopplung von Ammonifikation und  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme. Da in Gegenwart auch nur geringer glimmerbürtiger Tongehalte  $\text{NH}_4^+$  durch Kationenumtausch im A-Horizont zurückgehalten wird, spielt sich die Protonenproduktion bei der  $\text{NH}_4^+$ -Aufnahme in der Größenordnung von einigen  $\text{kmol } \text{H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  im A-Horizont ab. Dies ermöglicht eine starke Versauerung bis in den Fe-Pufferbereich innerhalb weniger Jahrzehnte. Der geschilderte Mechanismus beschreibt die Podsolierung ohne Beteiligung saurer Deposition, er wird heute durch letztere stark überlagert.

6. These: Die Netto-H<sup>+</sup>-Produktion im Boden kann nur aus Kationen/Anionen-Bilanzen von Vorratsänderungen ermittelt werden (16, 17, 2).

Der in der These formulierte Ansatz ist der einzig mögliche Ansatz. Er erfordert eine doppelte Bilanzierung: es müssen die Vorratsänderungen von Kationen und Anionen in einem räumlich abgegrenzten Kompartiment bilanziert werden, und es muß dann die Kationen/Anionen-Bilanz dieser Vorratsänderungen erstellt werden. Dieses Prinzip wurde eingangs abgeleitet und im Vorhergehenden auf Vorratsänderungen angewendet, die aus Inventuren abgeleitet waren. Man kann Vorratsänderungen auch als Differenz von Input und Output in räumlich abgegrenzte Kompartimente (z.B. Bodenhorizonte) ermitteln (17). Solche Messungen ergaben für vier Waldökosysteme die in Abb. 3 zusammengestellten Ergebnisse (18). Hierbei wurden auf der Grundlage der ökosystemaren Flüssebilanz folgende Prozesse quantifiziert:

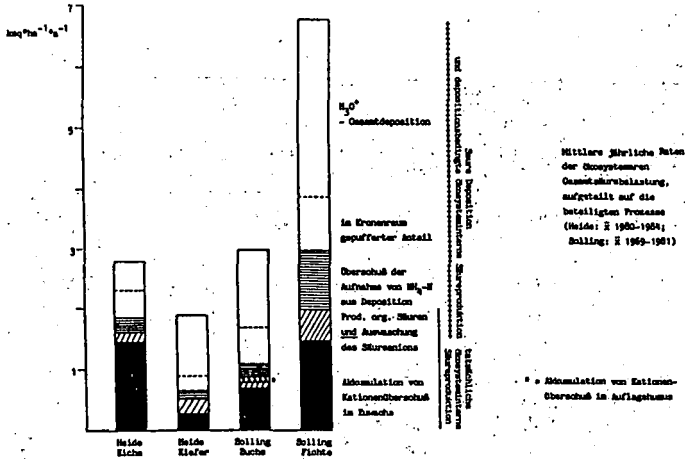
1. Akkumulation von Kationenüberschuß im Zuwachs
2. Akkumulation von Kationenüberschuß im Auflagehumus
3. Produktion und Dissoziation organischer Säuren und Austrag der Säureanionen mit dem Sickerwasser
4. Aufnahme eines Überschusses von deponiertem NH<sub>4</sub>-N gegenüber deponiertem NO<sub>3</sub>-N
5. Pufferung deponierter Wasserstoffionen im Kronenraum

Besonderes Gewicht ist der Frage beizumessen, inwieweit ökosysteminterne Säurebildungsprozesse durch die Deposition von Luftverunreinigungen im Ökosystem ausgelöst und gesteuert werden.

Die Prozesse 4. und 5. sind vollständig auf Deposition zurückzuführen; die Prozesse 2. und 3. können dann auf den Einfluß saurer Deposition zurückgeführt werden, wenn diese über die Bodenversauerung eine Zersetzungshemmung bewirkt hat. Lediglich der Prozeß 1., der mit der Aggradationsphase des Waldökosystems gekoppelt ist, ist mit Sicherheit kausal ökosystemintern, d.h. auf ein spezifisches Eigenverhalten des Systems zurückzuführen.

Die ökosystemare Gesamtsäurebelastung, die sich als Summe aus Säuredeposition und interner Säureproduktion ergibt, ist in den untersuchten Waldökosystemen verschieden groß, die langjährigen Mittel bewegen sich in einem Rahmen zwischen 2 und 7 kmol H<sup>+</sup> · ha<sup>-1</sup> · a<sup>-1</sup> (s. Abb. 3). Ebenso tragen die Einzelprozesse mit wechselnden Anteilen zur Gesamtsäurebelastung bei. Dies kann auf die Unterschiede in Standort, Baumart, Ökosystemzustand und Depositionsbelastung zurückgeführt werden. Die Akkumulation eines Überschusses basischer Kationen im Biomassezuwachs, die als einzige definitiv ökosysteminterne Säurequelle angesehen werden muß, bewirkt in drei der vier untersuchten Waldökosysteme weniger als 25% der Gesamtsäurebelastung. Nur in einem Bestand macht sie, bei hohem Zuwachs, hohem Basengehalt in der Biomasse und gleichzeitig relativ geringer Säuredeposition, die Hälfte aus.

Abb. 3: Quellen der Säurebelastung in Waldökosystemen Norddeutschlands



7. These: Jahrzehnte anhaltende Saure Deposition in Waldökosysteme führt zur Bodenversauerung

In Tab. 2 sind Daten über die Säuredeposition in 24 Waldökosysteme in Nordwestdeutschland (19-26) zusammengestellt (Berechnung aus der Flüssebilanz des Kronenraumes, 27). Im Niederschlag beträgt der mittlere pH-Wert in Mitteleuropa in Gebieten, die frei von örtlichen Staubquellen (Ortschaften, Verkehrswege, Acker, Industrieanlagen) sind, 4,1 (28), dies entspricht einem Eintrag um  $0.8 \text{ kmol } H^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . Die in Tab. 2 angegebenen Minimumwerte stammen aus Jahren mit niederschlagsarmer Vegetationsperiode. Der Säureeintrag durch Trockene Deposition von  $SO_2$  zeigt besonders auf sauren Böden eine große Variabilität, die mit durch die Pufferfähigkeit an den Oberflächen von Blatt und Rinde bedingt sein dürfte. In ausgesetzten windreichen Lagen mit hohem  $SO_2$ -Massenstrom trotz niedriger  $SO_2$ -Konzentration erreicht die Trockene Deposition von  $SO_2$   $3 \text{ kmol } H^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . In diesen Lagen erreicht auch die Partikel-Deposition (vorwiegend Interception von Nebel- und Wolkentröpfchen) vergleichbar hohe Werte. Die  $H^+$ -Pufferung im Kronenraum macht zwischen 10 und 87% der Protonendeposition aus; ohne ihre Berücksichtigung können keine Aussagen über die tatsächliche  $H^+$ -Deposition gemacht werden.  $NH_4^+$  ist wesentlich an der Säuredeposition beteiligt. Die Gesamtdeposition an Säure variiert zwischen 1.2 (Laubwälder in geschützten Lagen) und 6.4 (Fichtenbaumhölzer in ausgesetzten Lagen). Alle untersuchten Waldökosysteme unterliegen damit einer Säuredeposition, die zusammen mit der ökosysteminternen Protonenproduktion als Folge der Holznutzung die Pufferrate im Silikat-Pufferbereich je nach Mineralsausstattung des Bodens mehr oder weniger weit übersteigt.

Damit ist die Bodenversauerung unabwendbar; ihr Fortschreiten ist von der Rate der durch Silikatverwitterung nicht kompensierten Gesamtsäurebelastung (etwa zwischen  $0.6$  und  $6 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ), den Pufferraten und den Pufferkapazitäten der mit den Protonen reagierenden Bodenkomponenten (Abb. 2) abhängig. Da viele Waldökosysteme, wesentlich als Folge bis in die Bronzezeit zurückreichender menschlicher Nutzung, in das Industriezeitalter mit stark versauerten Böden eingegangen sind, ist die Pufferkapazität im Austauscher-Pufferbereich (Äquivalente an austauschbarem Ca, Mg und K im Wurzelraum) häufig relativ gering.

Tab. 2: Säure-Deposition in Nordwestdeutschland

Tab. 3: Entwicklungstendenz der Basensättigung im Solling  
Bodencharakteristik: podsolige Braunerde aus Löß  
über Buntsandsteinfließerde, Tongehalt um 20%,  
 $Ak_t$  10 - 20 mmol IÄ/100g  
 $Ak_e$  = 800 kmol IÄ · ha<sup>-1</sup> in 0 - 1 m Tiefe

	Anteil von Ca an $Ak_e$ %	austauschbarer Ca-Vorrat in 0-1 m kmol IÄ · ha <sup>-1</sup>
Ende letzten Jahr- hunderts (Annahme)	15	120
heute (Messung)	1-2	10
Differenz = Ca-Verlust		110
	mittlere $H^+$ - Belastung *) kmol $H^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$	Zeitspanne für Ca-Auswaschung Jahre
Buche	2.5	44
Fichte	6.5	17

\*) Werte aus Abb. 3 abzüglich  $0.4 \text{ kmol IÄ}$  für Silikatverwitterung

Tabelle 2:

Säure-Deposition in Nordwestdeutschland

Werte in kmol H<sup>+</sup> pro ha und Jahr

	ländliche Gebiete Stadtnähe	geschlossene Waldgebiete
nasse Deposition	(0.2) - 0.8	(0.6) - 1.1

	Laubwälder		Nadelwälder
Boden:	± neutral	sauer	sauer
trockene Deposition von SO <sub>2</sub>	0.6 - 1.3	0.3 - 1.0	0.1 - 3.0

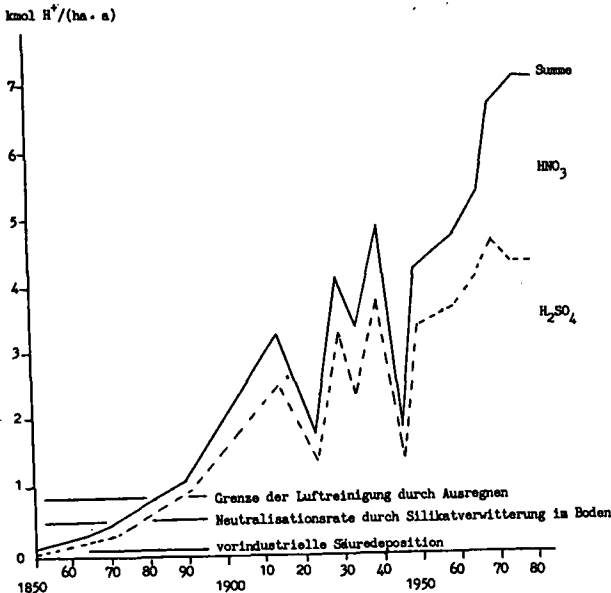
	Laubwälder		Nadelwälder	
	geschützt	ausgesetzt	geschützt	ausgesetzt
Partikel-Deposition (Nebel-, Wolkenröpfchen)	0 - 0.3	0.5 - 1.8	0 - 0.5	0.5 - 3.0
Summe H <sup>+</sup>	0.8 - 1.0	1.1 - 2.4	1.2 - 2.0	3.9 - 5.5
H <sup>+</sup> -Pufferung im Blatt	10-87%	0-70%	30-60%	0-42%
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -Deposition	0.4 - 1.0	0.9 - 1.3	0.8 - 1.0	1.0 - 1.6
Gesamt-Deposition an Säure	1.2 - 2.6	2.0 - 3.5	2.0 - 2.7	2.9 - 6.4

Daten von 24 Beständen in Nordwestdeutschland



Nach WINKLER (28) ist in den letzten 5 Dekaden in Mitteleuropa kein Trend des pH-Werts festzustellen, d.h. die Niederschlags-Deposition liegt seit 1930 bei  $0.8 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ . In Abb. 4 ist die Emission säurebildender Gase im Gebiet der Bundesrepublik seit 1850 nach Umrechnung auf Säureäquivalente und bezogen auf die Flächeneinheit als Emissionsdichte dargestellt. Die Niederschlags-Deposition von  $0.8 \text{ kmol H}^+ \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  wurde im Flächenmittel bereits vor der Jahrhundertwende erreicht, regional noch Jahrzehnte früher, örtlich im Zusammenhang mit dem Rösten sulfidischer Erze schon vor Jahrhunderten. Mit dem Überschreiten dieser Grenze gewinnen Ferntransport von  $\text{SO}_2$  und die Bildung saurer Wolkenröpfchen an Bedeutung. In den Staulagen der Mittelgebirge ist also schon seit vor der Jahrhundertwende mit episodisch stark erhöhtem Säureeintrag zu rechnen. Die Auswirkungen seien am Beispiel der langjährigen Untersuchungsflächen im Solling verdeutlicht (Tab. 3). Bei Ca-Sättigungen  $> 15\%$  ist  $\text{Ca}^{2+}$  das dominierende Kation in der Bodenlösung (29, 30); Säuretoxizität ist für säuretolerante Arten daher kein gravierendes Problem. Die Daten zeigen, daß die tiefreichende geringe Ca-Sättigung, die heute Merkmal der meisten bodensauren Wälder ist (31-34), die Folge jahrzehntelanger saurer Deposition sein kann. Daß sie es tatsächlich ist, wird im folgenden theoretisch abgeleitet und durch die langjährigen Stoffbilanzen im Solling quantifiziert.

**Abb. 4:** Säure-Emission ( $\text{SO}_2 + \text{NO}_x$ ) in der Bundesrepublik seit 1850, ausgedrückt in  $\text{kmol H}^+$  pro ha und Jahr (berechnet nach 50)



8. These: Bildung und Eintrag starker Säuren mit konservativen Anionen ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) überführen Böden bei ihrer Auswaschung bis in große Tiefen in den Al- oder Al/Fe-Pufferbereich. In solchen Böden herrschen im Solum bis in den C-Horizont eluviale Bedingungen: unter Tonzerstörung wird Al und evtl. Fe eluiert. Die gegenwärtige Bodensystematik wird diesem Bodenbildungsprozess nicht gerecht.

Damit Bodenhorizonte bis zum Al- oder Al/Fe-Pufferbereich versauern, müssen starke Säuren in ihnen gebildet oder in sie eingetragene werden, und es müssen die Anionen dieser Säuren mit begleitenden Kationen ausgetragen werden. Diese Voraussetzungen erfüllen nur  $\text{HNO}_3$  und  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , nicht aber organische Säuren. Wie Abb. 3 zeigt, ist die Auswaschung organischer Anionen aus dem Solum ohne Bedeutung; bei der Podsolierung verbleiben sie im  $\text{B}_n$ -Horizont.

$\text{HNO}_3$  kann bei Stickstoff-Vorratsabbau (Humus-Disintegration) langfristig und in hohen Raten in allen Horizonten gebildet werden, die organischen N enthalten, besonders also in O-, Ah- und AhBv-Horizonten. Nitratustrag aus dem Solum läßt sich nachweisen und quantifizieren.

$\text{H}_2\text{SO}_4$  ist die dominierende Komponente in der Sauren Deposition. Da die meisten Gesteine Schwefelverbindungen nur in Spuren enthalten, Sulfat also (mit Ausnahme von Sulfiden und Gipssteinen) bei der Verwitterung nicht gebildet wird, stammt das Sulfat im Sickerwasser (wie  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Na}^+$ ) unter natürlichen Bedingungen überwiegend aus Meerwasser; als Meerwassergischt gelangt es in die Atmosphäre und wird als Aerosol in die Kontinente verlagert, wo es ausgeregnet wird. Als Folge menschlicher Aktivitäten gelangt  $\text{Cl}^-$  in die Atmosphäre, sein Anteil bleibt jedoch in Mitteleuropa unter 10 Ionenäquivalent-Prozent der  $\text{SO}_2$ -Emission.  $\text{Na}^+$  kann aus Verwitterung zusätzlich in das Sickerwasser eingespeist werden. Durch einen Vergleich des Verhältnisses von  $\text{SO}_4 : \text{Cl}$  (bzw.  $\text{SO}_4 : \text{Na}$ ) in Bodenlösungen und Sickerwasser mit dem im Meerwasser kann man die relative Sulfatanreicherung aus Saurer Deposition quantitativ abschätzen. Das Verhältnis  $\text{SO}_4\text{-S (mg/l)}/\text{Cl (mg/l)}$  beträgt im Meerwasser 0,05, es nimmt im Freilandniederschlag vom Hamburger Raum bis Solling/Göttingen von 0,5 auf 1,4 zu (10 bis 30-fache S-Anreicherung). Die Werte im Bestandesniederschlag liegen je nach Verhältnis von Trockener Deposition von  $\text{SO}_2$  zu Tröpfchen-Interception höher (bis 2,2, 44-fache S-Anreicherung). Im Sickerwasser unterhalb des Wurzelraums bleiben die Relationen des Bestandesniederschlags erhalten. In Bodenlösungen sehr verschiedener Standorte von der Küste bis zu den Alpen liegen die Werte zwischen 0,5 und 5. Diese 10- bis 100-fache Erhöhung der Sulfatkonzentration in der Bodenlösung und im Sickerwasser hat folgende Konsequenzen: Im kritischen Bereich von pH bei 5 und Ca-Sättigungsgraden um 15% erniedrigt sie die Hydrogencarbonat-Konzentration im Sickerwasser, d.h. dessen Alkalinität (35). Äquivalent der mit der Sulfatdeposition erfolgten Säuredeposition treibt sie die Kationenauswaschung und damit die Bodenversauerung an.

Die Auswaschung basischer Kationen wie von Kationsäuren aus den Ökosystemen der Abb. 3 zeigt Tab. 4 (36). Jährliche Vorratsabnahmen im Boden zwischen 0,4 und 2 kmol  $1/2 \text{ Ca}^{2+}$ /ha sowie 0,13 und 0,53 kmol  $1/2 \text{ Mg}^{2+}$  sowie 0,3 und 5,8 kmol  $1/3 \text{ Al}^{3+}$  zeigen die Intensität der bis 1 m Bodentiefe reichenden Eluviation an. In den Beispielen wird Fe nicht aus 1 m Bodentiefe ausgetragen.

Tab. 4: Vorratsänderungen im Boden (kg/ha) berechnet aus der Input-Output-Bilanz

Die Bodentypenansprache beruht weitgehend auf morphologischen Kriterien. Für die Ansprache der auf der Wirkung organischer Säuren beruhenden Podsolierung sind die in der Auflösung und Verlagerung der Fe-oxide sichtbar werdenden morphologischen Kriterien ausreichend, da Al sich sehr ähnlich verhält: seine Auflösung beginnt zwar vor der sichtbar werdenden Bleichung und seine Verlagerung mag etwas tiefer als der sichtbare  $B_s$ -Horizont erreichen, doch kann es in Abwesenheit von Säuren mit konservativen Anionen keine grundsätzlich andere Verlagerungstendenz zeigen als Fe. Dies ändert sich allerdings grundsätzlich, wenn Säuren mit konservativen Anionen die Verlagerung bewirken oder an ihr mitwirken, ob sie nun als  $\text{HNO}_3$  bodenintern gebildet werden oder als  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{HNO}_3$  eingetragen werden. Wegen der hohen Pufferkapazität im Al-Pufferbereich kann die Auflösung und Verlagerung der Al-Verbindungen (Tonminerale und ihre Folgeprodukte, s. Abb. 2) in großem Umfang und im ganzen Solum vor sich gehen, ohne daß dies morphologisch in Erscheinung tritt. Hierauf haben schon verschiedene Autoren aufmerksam gemacht (37, 38, 39). DUCHAUFOUR und SOUCHIER (40) führten hierfür den Begriff "Kryptopodsoligkeit" ein. Da eine Al-Verlagerung zwangsläufig Veränderungstendenzen im Mineralbestand des Bodens ausweist (Verringerung des Zwischenschicht-Hydroxy-Al, Tonzerstörung, 41), ist sie Merkmal eines Bodenentwicklungsprozesses und muß daher auch in einem Klassifikationssystem zum Ausdruck kommen, selbst wenn sie nicht morphologisch erkennbar ist. Ihre Ausweisung als bodengenetischer Prozeß ist auch deshalb dringlich, weil der Illuviationshorizont außerhalb des Solums liegen kann, längstens im Gewässersediment. Die Vernetzung von Bodenchemismus und Chemismus des Gewässers und seines Sediments macht die Ausweisung eines solchen Verlagerungsvorgangs als Entwicklungsprozeß und die Ausweisung der Böden, in denen dieser Entwicklungsprozeß läuft, als eigene Bodenformen unerlässlich, um die aus der Bodenkunde sich ergebenden Informationen den Nachbardisziplinen zugänglich zu machen. Da die Ansprache dieses Bodenentwicklungsprozesses aufgrund morphologischer Merkmale allein nicht möglich ist, müssen zusätzliche chemische Merkmale definiert werden. Diese könnten auf die Tiefenabfolge der Pufferbereiche abheben, wie sie durch die in Wasser und Salzlösung unterschiedlicher Art und Konzentration gemessenen pH-Werte abgrenzbar sind; man hätte dann immerhin noch eine im Gelände anwendbare Messung. Da die Verlagerung von Al nicht nur vom Grad der Bodenversauerung, sondern auch vom Eintrag saurer Deposition (und/oder der Nettoproduktion von  $\text{HNO}_3$  im Boden)

Tab. 4: Vorratsänderungen im Boden (kg/ha) berechnet aus der Input-Output-Bilanz

	B u c h e		F i c h t e		E i c h e		K i e f e r	
	$\Sigma 1979-1983$	$\bar{x}$ je Jahr	$\Sigma 1973-1983$	$\bar{x}$ je Jahr	$\Sigma 1980-84$	$\bar{x}$ je Jahr	$\Sigma 1980-84$	$\bar{x}$ je Jahr
Na	- 2.5	- 0.2	- 50.9	- 4.6	- 33	- 6.6	- 6.6	- 1.3
K	-105	- 7.5	- 26.4	- 2.4	- 29	- 5.8	- 4.7	- 0.9
Ca	-165	-11.8	-205	-21.0	-199	-40	-40.5	- 8.1
Mg	- 22.6	- 1.6	- 37.8	- 3.4	- 32	- 6.4	-12.6	- 2.5
Fe	-	-	-	-	-	-	-	-
Mn	-137	- 9.8	-145	-13.2	- 11.3	- 2.3	- 5.4	- 1.1
Al	-189	-13.3	-597	-52.6	- 12.6	- 2.5	-105	-21
S	+ 80	+ 5.7	-188	-17.1	- 29.4	- 5.9	- 98	-19
P	- 30	- 2.1	- 21.6	- 2.0	- 8.7	- 1.7	- 0.8	- 0.2
Cl	+ 0.0	-	- 8.6	- 0.8	- 4.9	- 1.0	+ 1.5	+ 0.3

abhängig ist, müssen zur Ausweisung des Bodenbildungsprozesses die Daten über Bodenversauerung durch Daten über die saure Deposition ergänzt werden. In Mitteleuropa ist nach dem jetzigen Kenntnisstand davon auszugehen, daß die Raten der sauren Deposition ausreichend hoch sind, um in allen Waldböden die Al-Verlagerung im Boden zu ermöglichen, falls sich die Bodenhorizonte im Al-Pufferbereich befinden.

9. These: Der durch saure Deposition getriebenen Bodenversauerung folgt die Gewässerversauerung.

Aus dem bisher Gesagten ergibt sich, daß der Anteil der Gesamtsäurebelastung, der die Freisetzung von Alkali- und Erdalkali-Kationen bei der Silikatverwitterung übersteigt, die Pufferkapazität im Austausch-Pufferbereich verringert. Ist diese weitgehend erschöpft, werden bei Anwesenheit konservativer Anionen ( $\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ) Kationsäuren (Mn-, Al- und Schwermetall-Ionen entsprechender Löslichkeit) mit dem Sickerwasser in den Sicker- und Grundwasserleiter verlagert. Soweit entlang des Transportweges noch austauschbare Basen und verwitterbare Silikate vorhanden sind, führt diese Pufferkapazität, evtl. kinetisch begrenzt (hohe Sickerwassergeschwindigkeit in Wasserleitbahnen nach Übergang in das gesättigte Fließen), zu einem Anstieg des pH im Sickerwasser und damit zu einer Überführung der Kationsäuren in weniger lösliche Formen. Man kann also eine in die Tiefe vordringende Versauerungsfront erwarten, die je nach Porenverteilung, Sickerwassergeschwindigkeit und Pufferrate im Austauscher-Pufferbereich mehr oder weniger weit auseinandergezogen ist. Bei der Beteiligung von  $\text{H}_2\text{SO}_4$  an der Säurebelastung kann diese Entwicklung durch (intermediäre, s. Abb. 2) Bildung von Al-Hydroxosulfaten, d.h. durch Akkumulation von Säure einschließlich des konservativen Anions in der Festphase, zeitlich verzögert werden. Die Belastung läßt sich in sulfid- und sulfatfreien Gesteinen am  $\text{SO}_4$  : Cl-Verhältnis erkennen. Für die Ausweisung einer Belastung durch Stickstoff-Vorratsabbau im Boden läßt sich das  $\text{NO}_3$  : Cl-Verhältnis verwenden; überschreitet das  $\text{NO}_3$  : Cl-Verhältnis im Sicker- oder Bachwasser dasjenige in der Deposition, so findet im Boden eine Nettoproduktion von  $\text{HNO}_3$  statt. Das  $\text{NO}_3$ -N/Cl-Verhältnis im Bestandesniederschlag als Maß für die Deposition ist in Tab. 5 zusammengestellt.

**Tab. 5:** NO<sub>3</sub>-N/Cl-Verhältnisse (Gewichtsbasis) im Bestandesniederschlag

	NO <sub>3</sub> -N/Cl	Literaturzitat
Hamburg-N (Wohldorf)	0.10-0.13	21
Hamburg-S (Harburg)	0.16-0.17	21
Lüneburger Heide	0.17	20
Haard	0.18-0.22	26
Solling	0.33-0.40	20
Harz	0.34-0.42	24
Göttingen	0.44-0.45	20
Sauerland	0.63	26
Süddeutschland	0.24-0.61 (0.44±0.12)	42

Nach den zugänglichen Daten schwanken die NO<sub>3</sub>-N/Cl-Verhältnisse in küstenferneren Gebieten zwischen 0.2 und 0.6 mit Mittelwerten um 0.45. In Tab. 6 und 7 sind Daten über die SO<sub>4</sub>-S/Cl- und NO<sub>3</sub>-N/Cl-Verhältnisse in Gewässern zusammengestellt.

**Tab. 6:** SO<sub>4</sub>-S/Cl- und NO<sub>3</sub>-N/Cl-Verhältnisse (Gewichtsbasis) in Gewässern

	Meerwasser	Bestandesniederschlag	Schwarzwald Frühjahr "sauer" "mittel" "neutral" nach ZÖTTL et.al (43)			Käufinger Wald "sauer" "neutral" (nach PUHE (47))	
			1.4	1.3	1.2	1.9	1.8
SO <sub>4</sub> -S/ Cl	0.05	0.5-1.4	1.4	1.3	1.2	1.9	1.8
NO <sub>3</sub> -N/ Cl	-	0.1-0.6	0.6	0.83	0.76	0.04	0.07

Die SO<sub>4</sub>S/Cl-Verhältnisse in Waldgewässern liegen in der Größenordnung des Bestandesniederschlags oder darüber; letzteres dürfte auf der Mobilisierung von Aluminiumhydroxosulfaten in der ungesättigten Zone aufgrund Erhöhung der Säurestärke beruhen. Die Daten zeigen eindeutig, daß alle Gewässer, auch die neutralen, in ihrem Chemismus von der Sulfatdeposition beherrscht werden. In den sauren Gewässern ist die durch Abnahme der Ca- und Mg-Sättigung am Kationenaustauscher charakterisierte Versauerungsfront durch den Boden und den Sickerwasserleiter bis in den Bach vorgedrungen (wobei es je nach Sickerwasseremenge und Sickerwasserwegen jahreszeitliche Schwankungen geben kann). In den "neutralen" Gewässern bei höherem pH hat die Versauerungsfront Quelle oder Bach noch nicht erreicht. Wie Tab. 7 zeigt, wird der Fortschritt der Versauerungsfront stark vom Chemismus des unterlagernden Gesteins beeinflusst.

Tab. 7: pH-Werte,  $\text{SO}_4\text{-S/Cl-}$  und  $\text{NO}_3\text{-N/Cl-}$  Verhältnisse in Quellen und kleineren Zuflüssen der Sösetalsperre im Harz

Untergrund	n	pH-Spanne	$\text{SO}_4\text{-S/Cl}$ Spanne oder	$\text{NO}_3\text{-N/Cl}$ $\bar{x} \pm s_x$	Literatur
<u>Quellen</u>					
Quarzit	6	4.2-4.6	1.8±0.4	0.46±0.25	46,47
Quarzit, entwaldet	5	3.9-4.4	1.4±0.6	0.24±0.14	46
Tonschiefer	1	5.5	1.2	0.54	46
Grauwacke	2	5.2-5.5	1.4	0.27-0.56	46
Tonschiefer + Grauwacke	10	4.6-6.0	1.9±0.6	0.54±0.24	46
Kiesel- schiefer	2	5.7-6.0	1.5	0.5 -0.6	46
Spilit					
(Diabas)	7	6.0-6.7	1.7±0.8	0.57±0.19	46,47
Hochmoor	2	3.7	2.4	0.44-0.52	47
<u>Zuflüsse</u>					
Quarzit	1	4.1	0.8	0.15	46
Tonschiefer	6	5.7-6.0	1.5±0.2	0.34±0.04	46
Spilit	1	6.0	0.8	0.11	46
<u>Sösetal- sperre</u>		5.5	1.3	0.3	46

Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung bestimmt die Rate der Silikatverwitterung und die durch Bildung sekundärer Tonminerale akkumulierte Kationenaustauschkapazität im Boden und Sickerwasserleiter. Die im  $\text{SO}_4\text{/Cl-}$  und  $\text{NO}_3\text{/Cl-}$  Verhältnis zum Ausdruck kommende Säurebelastung wird, soweit sie die Silikatverwitterungsrate übersteigt, von den im Laufe der Verwitterung akkumulierten austauschbaren Basen gepuffert.

Die  $\text{NO}_3\text{-N/Cl-}$  Verhältnisse zeigen, daß im Schwarzwald der Boden Nitrat in das Sickerwasser einspeist. Dies zeigt, daß im Boden Stickstoff-Vorratsabbau stattfindet, der mit einer zusätzlichen Säurebelastung verbunden ist. Da die Nitratspeisung aus dem Boden noch in den Mittelwerten erkennbar ist, scheint sie ein räumlich verbreiteter Prozeß zu sein. Auf die Beteiligung von Stickstoff-Vorratsabbau am Baumsterben ist schon früh hingewiesen worden (45), ohne daß dies in den hauptsächlich betroffenen Gebieten (Schwarzwald, Bayerischer Wald, Frankenwald, Alpen) bisher zu entsprechenden Untersuchungen geführt hat.

Aus der relativen Zusammensetzung der Anionen eines Gewässers kann auf die Herkunft der Anionen geschlossen werden. In einem versauerten Gewässer ergibt sich hieraus die Möglichkeit, auf die Ursache der Gewässerversauerung zu schließen. In nicht versauerten Gewässern kann hieraus bei Kenntnis der Stoffeinträge in die Ökosphäre auf die im Sickerwasserleiter ablaufenden chemischen Reaktionen und damit auf die Entwicklung des Gewässers geschlossen werden.

L I T E R A T U R :

- 1 Bundesminister für Forschung und Technologie (Hrsg.): Umweltforschung zu Waldschäden. Bonn 1985, 134 S.
- 2 Schnoor, J.-L. and W. Stumm: Acidification of aquatic and terrestrial systems. In W. Stumm (Hrsg.): Chemical Processes in Lakes, Wiley, New York, 311-338 (1985)
- 3 Ulrich, B.: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144, 289-305 (1981)
- 4 Prenzel, J.: A mechanism for storage and retrieval of acid in acid soils. In B. Ulrich and J. Pankrath: Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Reidel Publ. Co. Dordrecht, pp. 157-170 (1983)
- 5 Fölster, H.: Proton consumption rates in holocene and present-day weathering of acid forest soils. In J.I. Drever: The Chemistry of Weathering, Reidel Publ. Co. Dordrecht, pp. 197-209 (1985)
- 6 Cullis, C.F. and M.M. Hirschler: Atmospheric sulfur: natural and man-made sources. Atmos. Environ. 14, 1263-1278 (1980)
- 7 Böttger, A., D.H. Ehhalt und G. Gravenhorst: Atmosphärische Kreisläufe von Stickoxiden und Ammoniak. Ber. KFA Jülich, Nr. 1558, 96 S.
- 8 Schwela, D.: Vergleich der nassen Deposition von Luftverunreinigungen in den Jahren um 1870 mit heutigen Belastungswerten. Staub Reinh. Luft 43, 135-139 (1983)
- 9 Ulrich, B.: Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 144, 647-659 (1981)
- 10 Meiwes, K.J.: Bioelementbilanz eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., im Druck (1985)
- 11 Hauhs, M.: Der Einfluß des Waldsterbens auf den Zustand von Oberflächengewässern. Zeitschr. Dt. Geol. Gesellsch., im Druck
- 12 Wittich, W. und L. Mainzhausen: Untersuchungen über die Stabilität des Bodenhumus und seiner Komponenten unter natürlichen Bedingungen. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 75, 228-243 (1956)
- 13 Kreutzer, K.: Die Stoffbilanz des Sickerwassers in Waldbeständen. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 32, 273-286 (1981)



- 14 van Migroet, H. and D.W. Cole: The impact of nitrification on soil acidification and cation leaching in a red alder ecosystem. *J. Environ. Qual.* 13, 586-590 (1984)
- 15 Ulrich, B.: Die Bedeutung von Rodung und Feuer für die Boden- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. *Forstwiss. Centralbl.* 99, 376-384 (1980)
- 16 Ulrich, B., R. Mayer und P.K. Khanna: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 58, 291 S., Sauerländer Verlag Frankfurt (1979)
- 17 Matzner, E. und B. Ulrich: Bilanzierung jährlicher Elementflüsse in Waldökosystemen im Solling. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 144, 660-681 (1981)
- 18 Bredemeier, M.: Bodeninterne Säureproduktion in verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands. *Ber. Forschungszentr. Waldökosyst./Waldsterben Univ. Göttingen*, Exkursionsführer 1985, 85-87 (1985)
- 19 Ulrich, B. und E. Matzner: Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. *Forschungsbericht 104 02 615 des Umweltbundesamts, Bundesministerium des Innern*, 221 S. (1983)
- 20 Matzner, E., P.K. Khanna, K.J. Meiwes und E. Cassens-Sasse, M. Bredemeier und B. Ulrich: Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. *Ber. Forschungszentrum Waldökosyst./Waldsterben Univ. Göttingen* 2, 29-49 (1984)
- 21 Rastin, N. und B. Ulrich: Depositionsmessungen in den Wäldern der Stadt Hamburg. *l.c. 20* 2, 88-94 (1984)
- 22 Kues, J.: Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. *l.c. 20* 6, 206 S. (1984)
- 23 Asche, N.: Stoffeinträge in das Naturschutzgebiet Braunschweig-Riddagshausen. *l.c. 20* 14, 228 S. (1985)
- 24 Steinsiek, P.-M.: Forstgeschichtliche Aspekte einer anthropogenen Beeinflussung, Veränderung und Schädigung von Waldökosystemen des Harzes unter besonderer Berücksichtigung des Hüttenrauchs. *Diplom-Arbeit Forstl. Fak. Univ. Göttingen* (1984)
- 25 Hauhs, M.: Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). *Diss. Univ. Göttingen* (1985)
- 26 Block, J. und U. Bartels: Pilotprojekt "Saure Niederschläge". Deposition von Luftverunreinigungen in Waldökosystemen. *LÖLF-Mitt.* 9, 44-45 (1984)

- 27 Ulrich, B.: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO<sub>2</sub>, alkali and earth alkali cations and chloride. In B. Ulrich and J. Pankrath (eds.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, Reidel Publ.Co.Dordrecht, 33-45 (1983)
- 28 Winkler, P.: Zur Trendentwicklung der pH-Werte des Niederschlags in Mitteleuropa. Z.Pflanzenernähr.Bodenkd. 145, 576-686 (1982)
- 29 Ulrich, B.: Kationenaustauschgleichgewichte in Böden. Z.Pflanzenernähr.Bodenkd. 113, 141-159 (1966)
- 30 Reuss, J.O.: Implications of the calcium/aluminium exchange system for the effect of acid precipitation on soil. J. Environ.Qual. 12, 591-595 (1983)
- 31 Rastin, N. und B. Ulrich: Bodenchemische Standortskarakterisierung zur Beurteilung des Stabilitätszustands von Wald-Ökosystemen in Hamburg. l.c. 20 10, 1-91 (1985)
- 32 Shrivastava, M.B.: Quantifizierung der Beziehungen zwischen Standortsfaktoren und Oberhöhe am Beispiel der Fichte (Picea abies Karst.) in Hessen. Diss.Univ.Göttingen (1976)
- 33 Eder, W.: Quantifizierung von Standortsfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortkartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. Diss.Univ.Göttingen (1979)
- 34 Gehrman, J. und G. Büttner: Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte in Nordrhein-Westfalen. Bericht an die LÖLF, Recklinghausen (1985)
- 35 Reuss, O. and D.W. Johnson: Effect of soil processes on the acidification of water by acid deposition. J. Environ.Qual. 14, 26-31 (1985)
- 36 Matzner, E. und M. Bredemeier: Elementausttrag und Input-Output-Bilanzen in verschiedenen Waldgebieten Norddeutschlands. l.c. 18, 76-84 (1985)
- 37 Kundler, P.: Waldbodentypen der DDR. Neumann, Radebeul, 180 S. (1965)
- 38 Fiedler, H.J. und S. Lentschig: Die Bedeutung der freien Oxide für die Systematik der Mittelgebirgsbraunerden. Chemie der Erde 26, 93-118 (1967)
- 39 Bublinec, E.: Bodenpodsolierung unter Kiefernbeständen. Nanka o Zemi VIII, Pedologica 8, 1-122, Bratislava (1974)
- 40 Duchaufour, Ph. und B. Souchier: Note sur un Problème de classification: Podzolisation et différenciation du profil. Pedologie 15, 143-158 (1965)

- 41 Fölster, H., H. Hase und R. Ullrich: Freisetzung von Aluminium in mitteldeutschen sauren Braunerden aus Löß-Sandstein-Fließerden. Z.Pflanzenernähr.Bodenkd. 142, 185-194 (1979)
- 42 Evers, F.-H.: Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Nadelwaldbeständen. Mitt.Ver. Forstl.Standortskd.u.Forstpflanzenzüchtung Heft 31, 31-36 (1985)
- 43 Zöttl, H.W., K.-H. Feger und G. Brahme: Versauerung und Schwermetalleintrag in Seen des Schwarzwaldes, Schriftenreihe PEF-Berichte, Karlsruhe, im Druck
- 44 Puhe, J. und B. Ulrich: Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. Arch.Hydrobiol. 102, 331-342 (1985)
- 45 Ulrich, B.: Eine ökosystemare Hypothese über die Ursachen des Tannensterbens. Forstwiss.Centralbl. 100, 228-236 (1981)
- 46 Heinrichs, H., B. Wachtendorf, K.H. Wedepohl, B. Rössner und G. Schwedt: Hydrogeochemie der Quellen und kleineren Zuflüsse der Sösetalsperre (Harz) in Abhängigkeit vom Untergrund. Unveröffentl. Manuskript Geochemisches Institut Univ. Göttingen (1985)
- 47 Bleuel, H.: Chemische Eigenschaften von Quellwässern "Auf dem Acker-Bruchberg"/Harz. Dipl. Arbeit Forstl.Fak.Univ. Göttingen (1985)
- 48 Hildebrand, E.E.: Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss.Centralbl. 104, im Druck (1985)
- 49 Troelstra, Sep R.: Growth of *Plantago lanceolata* and *Plantago major* on a  $\text{NO}_3/\text{NH}_4$  medium and the estimation of the utilization of nitrate and ammonium from ionic balance aspects
- 50 Verband der Chemischen Industrie e.V. (Hrsg.): Chemie und Umwelt: Wald. Frankfurt 1984



KOMMISSION

I



Geostatistische Untersuchung von Grundwasserdaten  
aus Nord-Indien

von

Anlauf, R.+), I. S. Dahiya++) u. J. Richter+)

**Einleitung:** Die Beobachtung und Kontrolle des Grundwasserstandes ist besonders in Bewässerungsgebieten von erheblicher Bedeutung. Ein zu hoher Grundwasserspiegel kann neben der Gefahr für die Pflanzen vor allem auch eine Ursache für die Salzanreicherung in der Krume sein. Die Auswirkungen, die übermäßige Bewässerung ohne ausreichende natürliche oder künstliche Dränung auf die Höhe des Grundwasserstandes haben kann, mag ein Beispiel verdeutlichen: Im näheren Bereich der landwirtschaftlichen Universität von Hissar in Haryana, Nord-Indien, stieg der Grundwasserspiegel zwischen 1967 und 1980 von durchschnittlich 15.5 m auf nur 2.2 m an, d. h. um durchschnittlich ca. 1 m pro Jahr. Die Ursache dafür ist die fehlende natürliche Dränung infolge einer Beckenlage.

Bei der Beobachtung des Grundwasserstandes mit Hilfe von Bohrlöchern stellt die Frage, wieviele Beobachtungsstellen für einen verlässlichen Mittelwert für ein Gebiet notwendig sind, und ob nicht auch auf kleinerem Raum Isolinienkarten sinnvoller wären, um der räumlichen Variabilität besser Rechnung zu tragen.

**Rechenverfahren:** Eine Methode, um etwas über das Ausmaß der räumlichen Variabilität zu erfahren, ist die Variogramm-Analyse mit der darauf fußenden Kriging-Interpolationsmethode. Dieses Verfahren wurde zur Abschätzung von Erzreserven im Bergbau von MATHERON (1965) entwickelt und ist in den letzten Jahren vermehrt auch in der Bodenkunde genutzt worden (z. B. McBRATNEY u. WEBSTER, 1983, BRESLER et al., 1984, DAHIYA et al., 1985). Auf die theoretischen Grundlagen soll deshalb nur sehr kurz eingegangen werden.

Ausgangsvoraussetzung für die Berechnung eines Variogramms sind Meßwerte und deren Lagekoordinaten. Das Variogramm gibt dann die jeweilige Varianz für alle Paare von Meßwerten an, die einen bestimmten Abstand h voneinander haben. Das Variogramm ist definiert gemäß Gl. (1):

**Variogramm Definition:**

(1)

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} (Z_{x_i} - Z_{x_i+h})^2$$

$\gamma(h)$  = Varianz zwischen Punkten mit Abstand h  
 $N(h)$  = Anzahl Paare mit Abstand h  
 $Z_{x_i}$  = Messwert am Punkt  $x_i$

+ ) Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21  
++ ) Dept. of Soils, HAU, Hissar 125004 (Haryana), India

Schematische Variogramme zeigt Abb. 1: Bei räumlich unabhängigen Parametern ist die Varianz unabhängig von der Entfernung der Meßpunkte; bei räumlich abhängigen Parametern steigt die Varianz innerhalb des Entfernungsbereiches, in dem die Meßwerte voneinander abhängig sind und wird bei Überschreitung dieser Distanz schließlich konstant. Berechnete Variogramme zeigen, allerdings meistens einen mehr oder weniger ausgeprägten sogenannten Nugget-Effekt, in den Probenahme- und Meßungenauigkeiten, sowie kleinst-räumige Varianz eingehen.

Ist das Variogramm eines Parameters bekannt, können mit der Kriging-Methode Zwischenwerte aus den Nachbarwerten interpoliert werden. Dabei werden den Nachbarpunkten gemäß der Variogramm-Funktion Gewichtungen zugewiesen, und aus diesen und den gemessenen Werten dann die interpolierten Werte errechnet. Für die interpolierten Werte kann eine Schätzvarianz berechnet werden, die nur von der Lage der bekannten Nachbarpunkte und nicht von deren Wert abhängig ist. Die interpolierten Werte können dann zur Erstellung von Isolinienkarten für den entsprechenden Parameter benutzt werden.

**Datengrundlage:** Dieses Konzept der Variogrammanalyse wurde auf Grundwasserstandsdaten von 2 ca. 20 km voneinander entfernten Versuchsfarmen der landwirtschaftlichen Universität Hissar in Nord-Indien angewandt:

- 1.) HANSI-Farm, Fläche ca. 750 ha, 76 Meßstellen auf einem quadratischen Gitternetz im Abstand von 250 m. Grundwasserstandsdaten von 9 Jahren und für jeweils die Monate September, Januar und Juni waren verfügbar, wobei im September unmittelbar nach den Monsunniederschlägen i. A. der höchste und im Juni vor Beginn des Regens der niedrigste Grundwasserstand zu verzeichnen war.
- 2.) HISSAR-Farm, Fläche ca. 2000 ha, 75 Meßstellen auf einem Gitternetz im Abstand von 600 m. Daten über 3 Jahre für jeweils die Monate September, Januar und Mai wurden ausgewertet.

**Ergebnisse:** Die Abb. 2 zeigt die berechneten Variogramme für die erste ca. 750 ha große Fläche. Da die Variogramme für gleiche Monate in den verschiedenen Jahren einander sehr ähnlich waren, wurden sie gemittelt. Die geringen Unterschiede kommen durch die eingezeichnete Streuung der Mittelwerte zum Ausdruck, wobei die Unterschiede zwischen den Jahren im September nach Ende der Regenzeit am größten sind. Es fällt auf, daß der Einflußbereich der räumlichen Abhängigkeit von ca. 1250 m im September über 1500 m im Januar auf ca. 2000 m im Juni zunimmt. Der maximale Wert der Variogramme ist im September mit Grundwasserflurabständen über 80 cm am höchsten, da dann die Grundwasserstände über die Fläche am stärksten variieren. Das wird auch an Hand der interpolierten Karten deutlich. Bei extrem flachem Grundwasserstand im September nach ausgiebigen Regenfällen ist der Maximalwert der Varianz sehr gering. Das wird besonders deutlich am Variogramm für September 1976; dort betrug der mittlere Grundwasserstand nur 7 cm und entsprechend einheitlich war die Verteilung der Grundwasserstände über die Fläche.

Die Variogramme für die verschiedenen Monate auf dem zweiten Standort waren einander sehr ähnlich, so daß nur ein gemittelttes Variogramm benutzt wurde. Abb. 3 zeigt dieses Variogramm mit der eingezeichneten Streuung der Mittelwerte. Im Vergleich zum ersten Standort fällt auf, daß der Bereich, in dem die Werte voneinander abhängig sind, mit ca. 2500 m größer ist. Die maximale Varianz ist mit 2.25 m ca. 5 mal größer.



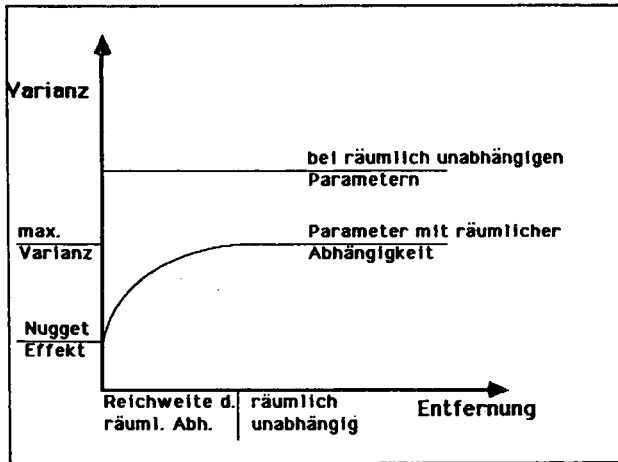


Abb. 1: Schematische Variogramme

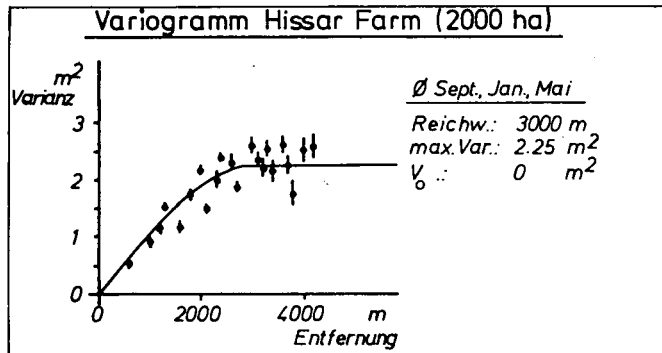


Abb. 3: Variogramm HISSAR-Farm

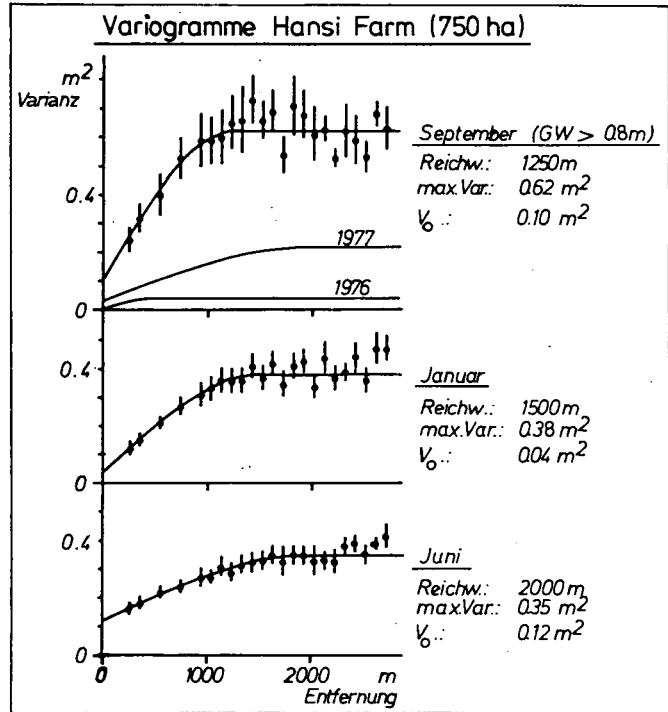


Abb. 2: Variogramme HANSI-Farm

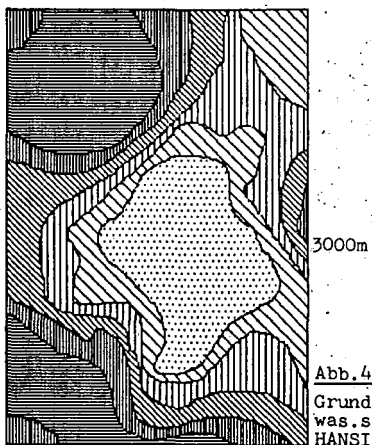


Abb. 4a  
Grund-  
was.st.  
HANSI,  
Sept.

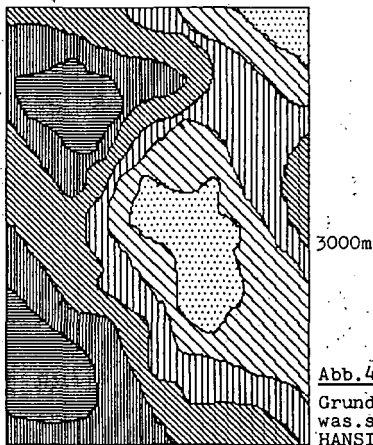
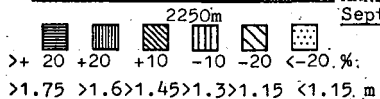


Abb. 4b  
Grund-  
was.st.  
HANSI,  
Januar

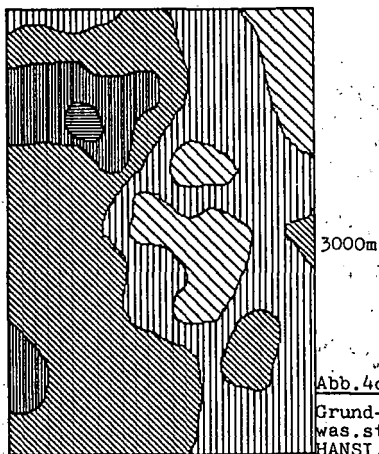
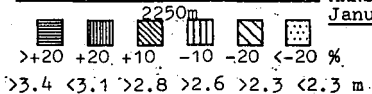


Abb. 4c  
Grund-  
was.st.  
HANSI,  
Juni

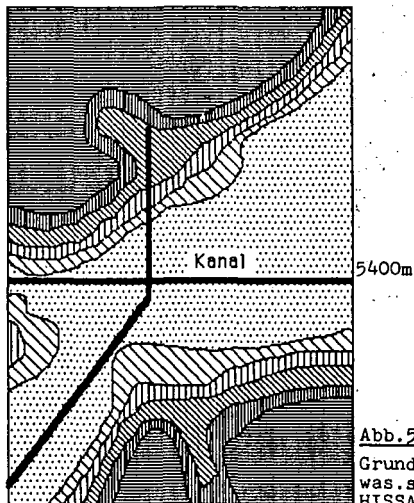
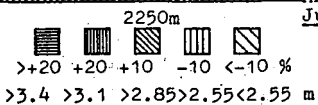
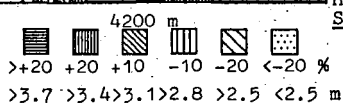


Abb. 5  
Grund-  
was.st.  
HISSAR,  
Sept.



Mit Hilfe dieser Variogramme und der Kriging-Methode wurden dann zusätzlich zu den gemessenen Punkten für ca. 500 weitere Punkte interpolierte Werte berechnet. **Abb. 4a-c** zeigen die Grundwasserstände der 750 ha großen Fläche für die Monate September, Januar und Juni. Zum besseren Vergleich der Form der Grundwasser-oberfläche wurden nicht die absoluten Werte, sondern die Abweichungen in Prozent vom Mittelwert dargestellt. Es wird deutlich, daß die Unterschiede im Grundwasserstand im September nach der Regenzeit am ausgeprägtesten sind und sich dann im Laufe des Jahres ausgleichen. Übereinstimmend hiermit ändern sich auch die Variogramme, deren maximale Varianz von September über Januar bis in den Juni abnimmt und deren Reichweite gleichzeitig zunimmt. Die Ursache für diesen langsamen Ausgleich ist in der geringen hydraulischen Leitfähigkeit dieser Böden zu sehen.

Im Gegensatz dazu zeigt **Abb. 5** die Grundwasserstände für die zweite Fläche im September. Die Form der Grundwasser-oberfläche ist für Mai und Januar nahezu gleich, und auch die mittleren Grundwasserstände schwanken nur zwischen 3.13 m im September und 3.42 im Mai. Die fast gleichen Grundwasserstände und die gleichen Variogramme sind wohl durch den eingezeichneten Bewässerungskanal zu erklären. Gerade im engsten Bereich der Universität, wo diese Fläche liegt und wo genügend Wasser zur Verfügung steht, wird das ganze Jahr über gleichmäßig intensiv bewässert. Die Grundwasserstände sind also hier in erster Linie durch Bewässerung bestimmt. Im ersten Gebiet hingegen, einer Versuchsfarm unter eher praxis-nahen Bedingungen, ist der Niederschlag der bestimmende Faktor, und damit sind die Grundwasserstände und die Form der Variogramme abhängig von der Jahreszeit.

Ein weiteres Problem ist die Frage nach der Anzahl der benötigten Beobachtungsstellen zur Berechnung eines verlässlichen Mittelwerts. Die klassische Formel dafür ist:

$$N = \frac{t^2 s^2}{(x-\mu)^2}$$

bzw.

$$\sqrt{\frac{s^2}{N}} = \frac{(x-\mu)}{t}$$

$N$  = Anzahl Beobachtungen  
 $t$  = Student's  $t$ -Wert  
 $s^2$  = Varianz  
 $(x-\mu)$  = tolerierte Abweichung vom Mittelwert (2)

Die Formel setzt jedoch voneinander unabhängige Beobachtungsdaten voraus. Liegt räumliche Abhängigkeit vor, wird die Varianz und damit die Anzahl der notwendigen Beobachtungsstellen überschätzt. Da für die mit der Kriging-Methode interpolierten Werte auch die Schätzvarianz bestimmt werden kann, ist es möglich, die benötigte Anzahl Beobachtungsstellen unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit zu berechnen. Ein großer Vorteil dabei ist, daß die beim Kriging-Prozess geschätzte Varianz nur von der Lage und Entfernung der Nachbarpunkte abhängig ist, und nicht von deren Wert. Es kann also schon vor der Einrichtung der Beobachtungsstellen bzw. vor der Probennahme für eine gewünschte Genauigkeit die Anzahl der benötigten Beobachtungen ermittelt werden.

**Abb. 6** zeigt den Standard-Fehler in Abhängigkeit von der Anzahl der benötigten Beobachtungen, wobei die Berechnung nach der klassischen Formel bzw. aus den mit der Kriging-Methode erhaltenen Schätzvarianzen erfolgte.

Soll als Beispiel der mittleren Grundwasserstand innerhalb von +/- 20 cm Genauigkeit bei einer Sicherheit von 95% bestimmt werden, so ergibt sich nach Gl. (2) ein Standard-Fehler von 0.1 m. Aus **Abb. 6** ist dann abzulesen, daß für September nach der klassi-

schen Statistik ca. 60 Beobachtungen notwendig wären; unter Berücksichtigung der räumlichen Abhängigkeit verringert sich diese Zahl um ca. 50 % auf 30. Eine ähnliche Reduzierung der notwendigen Beobachtungen ergibt sich für Januar.

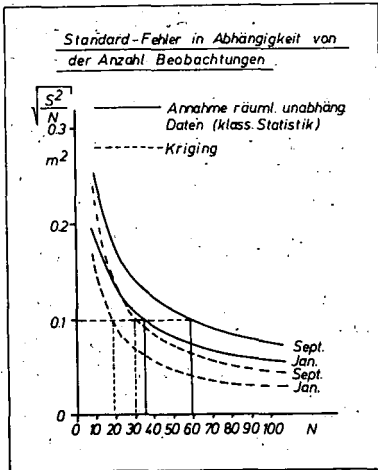


Abb. 6: Standard-Fehler in Abhängigkeit von der Anzahl Beobachtungen.

**Zusammenfassung:** Ist der Grundwasserstand in erster Linie vom Niederschlag bestimmt, so ändern sich die Variogramme in den verschiedenen Jahreszeiten. Ist der Grundwasserstand aufgrund starker Bewässerung nahezu konstant, so ändert sich das Variogramm im Laufe eines Jahres praktisch nicht. Im Laufe der Jahre sind die Variogramme für gleiche Jahreszeiten nahezu gleich. Die größten Unterschiede zwischen den Jahren ergaben sich nach Ende der Regenzeit im September aufgrund unterschiedlicher Niederschlagsmengen.

Die berechneten Variogramme wurden zur Erstellung von Isolinienkarten des Grundwasserstandes benutzt.

Die notwendige Anzahl Proben bzw. Beobachtungsstellen ist bei Kenntnis des Variogramms unter Berücksichtigung der räumlichen Variabilität kleiner als bei einer Abschätzung mit der klassischen Formel.

Da die Voraussetzung zur Nutzung der Vorteile der Kriging-Methode die Kenntnis des Variogramms ist, sollten zukünftige Arbeiten sich mit den bestimmenden Größen für das Variogramm eines Parameters beschäftigen, um so einmal gewonnene Erkenntnisse auf andere Flächen übertragen zu können.

#### Literatur:

- Bresler, E., G. Dagan, R. S. Wagenet and A. Laufer, 1984. Statistical Analysis of salinity and texture effects on spatial variability of soil hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 16-25
- Dahiya, I. S., R. Anlauf, K. C. Kersebaum and J. Richter, 1985. Spatial variability of some nutrient constituents of an Alfisol from Loess: II. Geostatistical Analysis. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 148, 268-277.
- Matheron, G., 1965. Les variables regionalisees et leur estimation. Masson, Paris.
- McBratney, A. B. and R. Webster, 1983. How many observations are needed for regional estimation of soil properties? Soil Sci. 135: 177-183.

Einfluß von Dispergierungs- und Flockungssubstanzen auf den Eindringwiderstand von Bodenpasten

von

Becher, H.H.<sup>+</sup>)

In einem Testversuch (BECHER und STROBL, 1986) wurde geprüft, in welchem Ausmaß die Molekularkräfte eines Bodens beeinflussbar sind. Hierzu wurden aus Krumenproben zweier erodierter Löß-Parabraunerden (A<sub>1</sub>- im A<sub>1</sub>- bzw. B<sub>1</sub>-Horizont) unter Zugabe von Alginate, Ca(OH)<sub>2</sub>, NaCl, KCl, organischer Substanz oder Ferrihydrit Bodenpasten hergestellt, nach Lufttrocknung 8-12mm große Aggregate gewonnen und deren Eindringwiderstand - als Maß für die Beeinflussung - bei 4 verschiedenen Wasserspannungen gemessen. Die Eindringwiderstände sind mit der Wasserspannung nach  $\lg(\text{Eindringwiderstand}) = -a + b \cdot (\text{Wasserspannung})$  und mit dem Wassergehalt nach  $\lg(\text{Eindringwiderstand}) = a - b \cdot \lg(\text{Wassergehalt})$  korreliert und sind für B<sub>1</sub>-Pasten stets höher als für A<sub>1</sub>-Pasten. Wenn eine Behandlung den Eindringwiderstand beeinflusst, erniedrigt sie den der B<sub>1</sub>-Pasten und erhöht den der A<sub>1</sub>-Pasten. Da die Wirkungen von Ausgangsmaterial und Behandlung erst bei Wasserspannungen >10kPa bzw. >30kPa auftraten, ist anzunehmen, daß sie im wesentlichen auf die Oberflächenspannung des Bodenwassers und daher auf die Kohäsionskraft der Wasserbrücken einwirken. Diese Kohäsionskraft bewirkt die Festigkeit der Aggregation und damit u. a. den Eindringwiderstand eines Bodens.

**Literatur:**

BECHER, H.H., und STROBL, A. (1986): Einfluß verschiedener Substanzen auf den Eindringwiderstand von Bodenpasten. Z. f. Pflanzenern. u. Bodenk. (im Druck)

---

<sup>+</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 8050 Freising-Weihenstephan



Räumliche Variabilität der Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Gley-Podsolen aus Fein- bis Mittelsand unter Acker

von

Böttcher, J.\*<sup>1</sup>) und O. Strebel\*\*<sup>2</sup>)

Einleitung

Zur bodenkundlichen Erfassung von flächenrepräsentativen Standorteigenschaften und Merkmalen müssen Messungen mit mehrfacher Wiederholung durchgeführt werden. Die Meßwerte ergeben eine Stichprobe aus der Grundgesamtheit aller möglichen Meßwerte. Statistische Parameter der Stichprobe sind ihr Umfang, die Häufigkeitsverteilung, Näherungswerte der Varianz und des Mittelwertes und die Genauigkeit des genäherten Mittelwertes. Die statistische Theorie fordert als Voraussetzung zur Berechnung dieser Parameter die Unabhängigkeit der einzelnen Meßwerte der Stichprobe. D. h., die Einzelwerte müssen zufällig sein und dürfen keiner räumlichen Abhängigkeit unterliegen. Mögliche räumliche Abhängigkeiten und Strukturen der gemessenen Daten eines Standorts werden aber erst erkennbar durch Einbeziehung geostatistischer Methoden. In unserem Beitrag soll am Beispiel der Nitrat- und Sulfatanlieferung an das Grundwasser unter Acker gezeigt werden, welche zusätzlichen Informationen sich durch geostatistische Auswertungen aus Geländedaten ableiten lassen. Zwei Fragenkomplexe stehen im Mittelpunkt:

1. Welcher Beprobungsabstand muß am Standort zur Gewinnung räumlich unabhängiger Proben bzw. Meßwerte eingehalten werden?
2. Welche Informationen über räumliche Strukturen des Standorts lassen sich bei gezielter Beprobung ableiten?

Untersuchungsstandort und Probenahme

Im März 1985 wurden für unsere Untersuchung Proben aus dem obersten Dezimeter des Grundwassers eines Gley-Podsols aus Fein- bis Mittelsand entnommen. Dieser Ackerstandort trug Mais als Vorfrucht und war bei Probenahme brach. Es wurden entlang einer 30 m langen Linie quer zur Bearbeitungsrichtung im Abstand von genau 50 cm 61 Proben entnommen. Das Grundwasser stand ca. 1,0 m unter Flur.

---

\*<sup>1</sup>) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

\*\*<sup>2</sup>) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2,  
3000 Hannover 51

## Geostatistische Methoden und Ergebnisse

### 1.) Variogrammauswertung

Die Frage der räumlichen Abhängigkeit der Meßwerte läßt sich mit Hilfe der Semivarianz bzw. des Variogramms der gemessenen Daten klären. Die Semivarianz beschreibt die mittlere Varianz der Differenz von Wertepaaren, die durch einen Entfernungsvektor  $h$  (= lag) getrennt sind. Die Berechnung erfolgt nach der Gleichung:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2 \cdot N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} \left[ z(x_i) - z(x_i + h) \right]^2$$

Die graphische Darstellung der Semivarianzen ergibt das Variogramm (Abb. 1). Es hat folgende Eigenschaften:

1. range = Bereich räumlicher Abhängigkeiten der Daten untereinander,
2. sill = Schwellenwert der Semivarianz,
3. nugget effect = zufällige Varianzkomponente, die der gewählte Mindestabstand zwischen zwei Proben nicht mehr erfaßt.

Weitere Einzelheiten zur Variogrammberechnung und -interpretation finden sich bei JOURNAL and HUIJBREGTS (1978).

Abbildungen 2 und 3 zeigen für Nitrat bzw. Sulfat die Konzentrationswerte und das Variogramm. Die Konzentration schwankt besonders bei Nitrat erheblich, eine Periodizität der Schwankungen ist erkennbar (Abb. 2a); bei der Sulfatkonzentration ist dies nicht so deutlich (Abb. 3a). Die Variogramme (eingetragen ist die normalisierte Semivarianz  $\gamma^x(h) = \gamma(h)/s^2$ ) sind sehr ähnlich (Abb. 2b, 3b). Der Bereich räumlicher Abhängigkeiten (range) beträgt je 6,5 m. Erst bei diesem Abstand zwischen den Probenahmepunkten (= lag) erhält man räumlich unabhängige Proben. Im weiteren Verlauf des Variogramms nimmt die Semivarianz wieder ab. Dieses Verhalten (= hole effect) deutet auf regelmäßige, periodische Schwankungen bzw. Schwingungen der Meßwerte hin. Diese Schwingungen sollen noch näher untersucht werden.

Als Konsequenz der Variogrammauswertung ergibt sich, daß von den 61 Meßwerten auf der 30 m Linie bei einem range von 6,5 m nur 5 Werte räumlich unabhängig und damit statistisch auswertbar sind! Wie aus Tabelle 1 zu ersehen ist, weicht der Mittelwert der 5 unabhängigen Meßwerte jeweils nur unwesentlich vom Mittelwert aller 61 Meßwerte ab. Dagegen ist das 95 %-Vertrauensintervall wesentlich größer, jedoch gibt nur dieses die wahre statistische Sicherheit des Mittelwertes richtig wieder. Eine zu enge Beprobungsdichte führt also bei räumlich abhängigen Daten zu Scheingenauigkeiten.



Tabelle 1: Mittelwert und 95 %-Vertrauensgrenze ( $\bar{x} \pm 95 \%$ ) der Stoffkonzentration im oberflächennahen Grundwasser (in mg/l) bei räumlich unabhängigen (mit -) und teilweise abhängigen (ohne -) Ausgangsdaten (n = Stichprobenumfang)

	mit -			ohne -		
	n	$\bar{x}$	$\pm 95 \%$	n	$\bar{x}$	$\pm 95 \%$
Nitrat	5	139	$\pm 62$	61	132	$\pm 14$
Sulfat	5	65	$\pm 14$	61	67	$\pm 2$

- Berücksichtigung des räumlichen Abhängigkeitsbereiches (range)

## 2.) Spektralanalyse

Zur Untersuchung der besonders bei den Nitratkonzentrationen in Abb. 2a erkennbaren periodischen Schwingungen der Meßdaten ist die Spektralanalyse geeignet. Mit dieser Rechentechnik lassen sich regelmäßige Wiederholungen bzw. Schwingungen von Meßdaten erkennen. Dieses ist in Abb. 4 beispielhaft dargestellt. Den erdachten Daten liegt eine lange Schwingung mit einer Periode von  $p = 16$  m und eine kurze Schwingung mit  $p = 4$  m zugrunde. Das berechnete Spektrogramm zeigt zwei ausgeprägte Peaks bei einer Frequenz von  $f = 0.0625 \frac{1}{m}$  und  $f = 0.25 \frac{1}{m}$ . Die Frequenzen entsprechen reziprok den regelmäßigen Schwingungsperioden. Unregelmäßige, zufällige Schwingungen erzeugen keinen Peak im Spektrogramm. Der Berechnungsweg ist ausführlich bei JENKINS and WATTS (1968) beschrieben.

Für die Nitrat- und Sulfatkonzentrationsdaten (Abb. 2a und 3a) sind die berechneten Spektrogramme in Abb. 5 dargestellt. Es ist jeweils ein deutlicher Peak zu erkennen, der regelmäßigen Schwingungsperioden von 12.5 m bzw. 11.8 m entspricht. Aus den Originaldaten ist dies nur für Nitrat, jedoch nicht für Sulfat erkennbar. Verursacht werden diese Regelmäßigkeiten durch die Düngerstrebweite, die nach Auskunft des Landwirts bei 12 m liegt. Diese räumlichen Strukturen der Stoffanlieferung an das Grundwasser sind nur bei Probenahme senkrecht zur Bearbeitungsrichtung des Ackers zu erwarten. Sie müssen aber in diesem Fall bei der statistischen Auswertung der Daten unbedingt beachtet werden.

## Schlußfolgerungen

Die Einbeziehung geostatistischer Methoden bei der Bearbeitung bodenkundlicher Fragestellungen liefert wesentliche Zusatzinformationen über standörtlich bedingte, räumliche Strukturen des Datenmaterials:

- Mindestabstände zur Gewinnung räumlich unabhängiger Zufallsproben (Variogramme),

- regelmäßige Wiederholungen bzw. Schwingungen im Datenmaterial (Spektralanalyse).

Weitere geostatistische Verfahren liefern eine Vielzahl von zusätzlichen Informationen über räumliche Variabilität und deren Darstellung (z. B. JORNEL and HUIJBREGTS, 1978).

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) danken wir für die finanzielle Unterstützung. Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse für Acker und auch für Nadelwald ist an anderer Stelle vorgesehen.

#### Literatur

JENKINS, G.M. and D.G. WATTS, 1968: Spectral analysis and its applications.- Holden-Day, San Francisco, 525 S.

JORNEL, A.G. and Ch.J. HUIJBREGTS, 1978: Mining geostatistics.- Academic Press, London, 600 S.

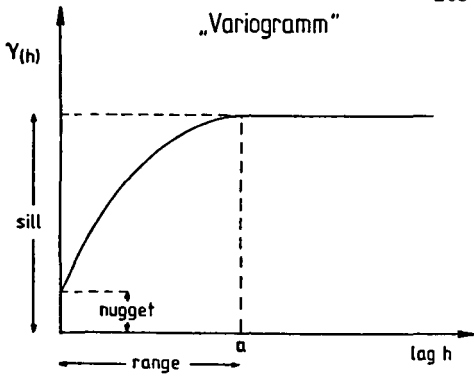


Abbildung 1:  
Schematisiertes Variogramm  
(Erläuterungen im Text)

Abbildung 2 und 3 nächste  
Seite

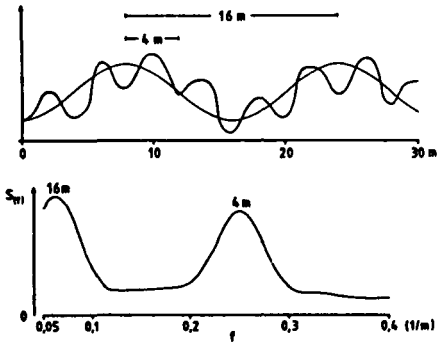


Abbildung 4:  
Erdachtes Beispiel für regel-  
mäßig schwingende Daten mit  
zwei überlagerten Perioden  
und dazu berechnetes  
Spektrogramm

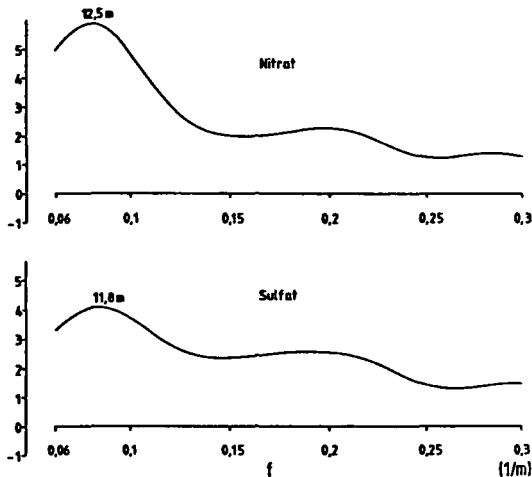
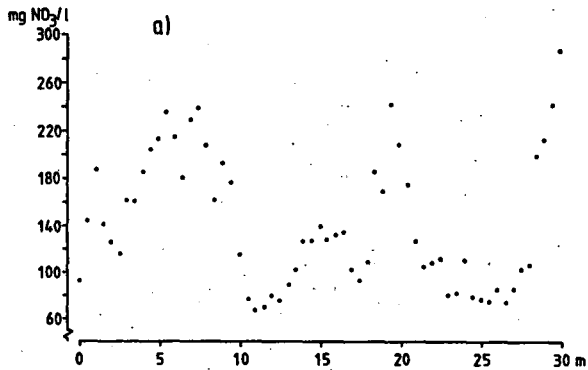


Abbildung 5:  
Spektrogramme der Nitrat-  
und Sulfatkonzentrations-  
daten im oberflächennahen  
Grundwasser  
(vgl. Abb. 2a u. 3a)

Nitrat, Acker



Sulfat, Acker

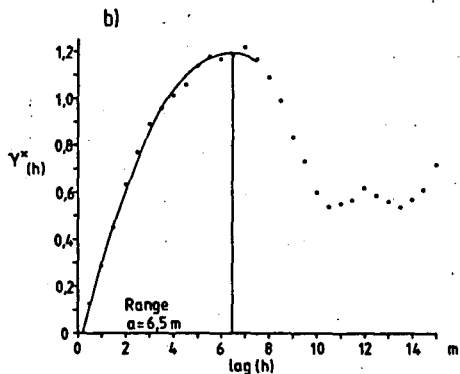
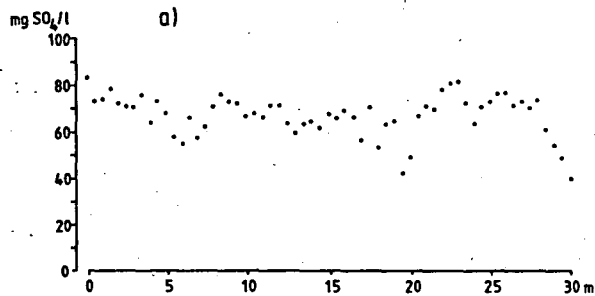


Abbildung 2: Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (a) und zugehöriges Variogramm (b)

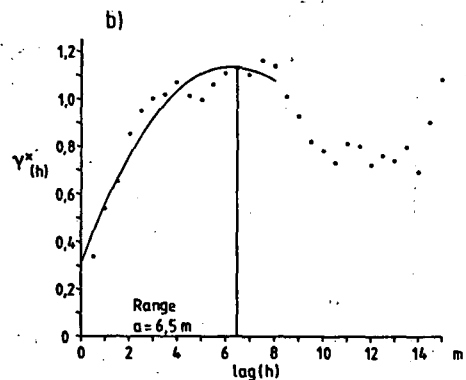


Abbildung 3: Sulfatkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (a) und zugehöriges Variogramm (b)

Einfluß der Aggregatgröße auf den Wasserentzug  
durch Roggenkeimlinge in Gefäßversuchen

von  
Bohne, H.†)

Die Ausnutzung des im Boden befindlichen Wassers wird, neben anderen Faktoren, stark von der Durchwurzelungsintensität beeinflusst. Häufig beobachtete man jedoch, daß sich die Wurzeln an Aggregatoberflächen und in Sekundärporen konzentrieren, d.h. der Boden wird nicht durchwurzelt, sondern umwurzelt. In einer solchen Situation kann es vorkommen, daß das in den Aggregaten vorhandene Wasser aufgrund seines Potentials zwar für die Pflanze verfügbar, wegen der langen Fließstrecke zur Wurzel aber nicht immer erreichbar ist. Vor diesem Hintergrund bekommt also die Aggregatgröße eine Bedeutung für die H<sub>2</sub>O- Versorgung der Pflanze.

Der Einfluß der Aggregatgröße auf die H<sub>2</sub>O- Versorgung der Pflanze wurde in Gefäßversuchen untersucht. Die Versuche wurden mit kugelförmigen Aggregaten durchgeführt, die aus dem homogenisierten Material eines Pseudogley- Pelosols (52% T, 35% U, 12% S) hergestellt wurden. Der Durchmesser der Kugeln lag zwischen 2,0 und 4,5 cm. Größe und Anzahl der Kugeln wurden so kombiniert, daß in jedem Versuchgefäß die gleiche Menge H<sub>2</sub>O zur Verfügung stand.

Die Versuchsglieder unterschieden sich also nur hinsichtlich der Zugänglichkeit des Wassers, d.h. der Länge der Fließstrecke zur Wurzel.

Die Versuche wurden unter feuchten und trockenen klimatischen Bedingungen jeweils mit und ohne Aussaat von Roggen durchgeführt. Während des Versuchs erfolgte keine weitere Wasserung. Die Versuche wurden beim Welken der Pflanzen abgebrochen.

---

†) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3 Hannover 21

Während des Versuches zeigte es sich, daß das Längenwachstum der Keimlinge mit abnehmendem Durchmesser der Aggregate beschleunigt wurde. Der vorhandene  $H_2O$ - Vorrat wurde schneller ausgenutzt, so daß auch das Welken bei den kleineren Aggregaten zu einem früheren Zeitpunkt einsetzte. Die Trockensubstanzmasse der Wurzel wurde nur von den klimatischen Bedingungen und nicht von der Aggregatgröße beeinflusst.

Die Trockensubstanzproduktion der Sprosse nahm unter trockenen klimatischen Bedingungen mit abnehmender Aggregatgröße geringfügig zu.

Das in den Aggregaten gespeicherte Wasser wurde mit abnehmender Aggregatgröße nicht nur schneller sondern auch mengenmäßig stärker ausgenutzt. Die bei der Ernte in den Aggregaten vorhandenen Rest-  $H_2O$ - Gehalte lagen daher um so niedriger, je kleiner die Aggregate waren. Die Aggregatgröße wirkte sich auch auf die Verteilung des noch vorhandenen Wassers im Aggregat aus.

Die Beziehung zwischen  $H_2O$ - Gehalt und Entfernung vom Aggregat- außenrand kann als eine Entzugsgerade dargestellt werden.

Die Steigung der Entzugsgeraden ist unter trockenen Bedingungen kleiner als unter feuchten Bedingungen. In beiden Fällen nimmt sie mit zunehmender Aggregatgröße ab. Ferner wird in beiden Fällen der Einfluß der Aggregatgröße auf die Steigung der Entzugsgeraden durch den Einfluß der Pflanze abgeschwächt. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse ist an einer anderen Stelle vorgesehen.

---

\*) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3 Hannover 21

Auswirkungen von Radspuren auf das Bodengefüge

von

Borchert, H.<sup>+</sup>)

Vorliegende Untersuchungen über den Einfluß von Radspuren bei der Saatbettbearbeitung auf dem Feld sollten so praxisnah wie nur möglich durchgeführt werden. Die Versuchsfragen waren: 1.) Bis in welche Bodentiefe reichen erhöhte Raddrücke unter ungünstigen Bodenfeuchteverhältnissen? 2.) Ist der Raddruckeinfluß über die Vegetationszeit und in dem Ertrag nachweisbar?

Der Versuch läuft seit 6 Jahren (1980-85) auf dem Standort Puch, ein schluffiger Lehm aus Lößlehm der Rißmoräne, und Neuhof, ebenfalls ein schluffiger Lehm aus Lößlehm über toniger Albüberdeckung der Fränkischen Alb. Die Radspuren wurden jährlich erneut zu einem optimalen Zeitpunkt (Bodenfeuchte: unter Feldkapazität) und zu einem bodenempfindlichen Zeitpunkt (Bodenfeuchte: volle Feldkapazität) mit und ohne gefülltem Güllefaß (6 000 l) gefahren. Die Gewichte waren 4 t und 8 t. Der Versuch wurde in drei Blöcke mit der Fruchtfolge Zuckerrüben, Weizen, Gerste geteilt. Die bodenphysikalischen Messungen erfolgten im Gerstenschlag.

Die obersten Zentimeter des Bodens waren durch die Saatbettherstellung aufgelockert, daher ist die Entnahmetiefe für die Strukturprobe in der Krume bei 9-13 cm und 15-19 cm sowie 10 cm unter der Krume gewählt worden. Gemessen wurde nach der Saat und vor der Ernte.

Penetrometermessungen gaben Aufschluß über den Verdichtungsverlauf. Als Beispiel sei das Jahr 1984 vom Standort Neuhof auf der Abbildung 1 wiedergegeben. Da die Untersuchungswerte der Kombinationen "optimale Zeit - geringe Belastung" und "empfindliche Zeit - geringe Belastung" kaum oder unklare Unterschiede aufweisen, wurden sie nicht mit angegeben. Die Bodenwiderstandskurven von "hohe Belastung" bei optimaler wie empfindlicher Zeit setzen sich deutlich im höheren Bereich von der Kurve "unbefahren" ab. Der Druckeinfluß ist klar bis etwa 20 cm Bodentiefe zu verfolgen. Die Meßwerte der beiden Spuren liegen indessen trotz verschiedener Zeiten der Spurlegung nicht gravierend auseinander. Die Einflußnahme der hohen Belastung ist also größer als die Einflußnahme des unterschiedlichen Zeitpunktes der Spurenlegung. Die Abhängigkeit vom Bodenwassergehalt bei Penetrometermessungen zeigen die beiden Meßtermine deutlich auf (Frühjahr: volle Feldkapazität, Ernte: ca. 70 % der FK), trotzdem bleiben die Relationen der Kurven zueinander erhalten.

\*) Bayer. Landesanstalt f. Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzinger Str. 54, D-8000 München 19

Die Angaben der Porengrößenbestimmung werden auf Luftkapazität und Trockenbodenraumgewicht begrenzt, da nicht nur bei den Feinporen, sondern auch noch im Bereich der nutzbaren Feldkapazität kaum Veränderungen aufgrund der Spurenlegung eintraten (Abbildung 1).

Die auf dem Standort Puch im Zeitraum 1980-1985 gemessenen Werte von Luftkapazität (LK) und Trockenbodenraumgewicht (TRG) sind aus der Abbildung 2 zu ersehen. Die Ergebnisse von unbefahrenem Boden (zwischen den Radspuren) werden denen des befahrenen Bodens (hohe Belastung, zu optimaler und zu bodenempfindlicher Zeit) gegenübergestellt, dazu die Veränderung über die Vegetationszeit hinweg (Frühjahr - Herbst). Die Luftkapazität hat durch das Befahren des Bodens in der Regel eine erhebliche Einbuße im Krumenbereich erfahren, während unterhalb der Krume die Unterschiede verwischt oder sogar umgekehrt sind. Die Variante "optimale Zeit, hohe Belastung" zeigt in der Tendenz höhere LK-Werte. Über die Vegetationszeit hin nimmt die LK im Boden unter den Spuren in der Krume wieder etwas zu. Der steten LK-Abnahme bei Variante "empfindliche Zeit - hohe Belastungen" im oberen Krumenbereich könnte die akkumulierende Wirkung der immer an gleicher Stelle gelegten Spur zu Grunde liegen. - Die Trockenbodenraumgewichte spiegeln noch deutlicher als die LK-Werte die Verdichtung in den Spuren wieder; in nassen Jahren besonders verstärkt. Indessen verwischen sich die Unterschiede des befahrenen Bodens zum unbefahrenen Boden unterhalb der Krume wie bei der LK.

Die Luftkapazitätswerte vom Standort Neuhof sind auf der Abbildung 3 wiedergegeben. Während die LK in der Krume vom unbefahrenen Boden alljährlich weit höher ausfällt als vom befahrenen Boden, zeigt sie zum Frühjahrstermin keine einheitliche Tendenz zwischen den Spuren-Varianten; erst nach der Vegetationszeit zum Erntetermin weist die Variante "bodenempfindliche Zeit - hohe Belastung" vorwiegend die niedrigste LK auf. Der Druckeinfluß unterhalb der Krume ist mit einer etwas höheren LK des unbefahrenen Bodens in den meisten Jahren in Neuhof noch nachweisbar. - Diese Beobachtungen der Zunahme des Druckeinflusses kommen bei dem Trockenbodenraumgewicht noch stärker zum Ausdruck, besonders im Krumenbereich.

Ein Vergleich der Ernteerträge auf der Spur mit denen auf unbefahrenem Boden zeigt in Tabelle 1 eine besondere Einflußnahme des Jahresklimas. Der Bodendruck zusammen mit feuchter Witterung brachte in Puch im Jahr 1983 mit 350 mm Niederschlag die niedrigsten Erträge, ebenso in Neuhof im Jahr 1980 mit 421 mm Niederschlag. Umgekehrt sind die Ernteerträge zwischen den Varianten bei niedrigen Niederschlägen ausgeglichen oder bei leichtem Andruck sogar besser. Der Grund dürfte in der hohen Wasserhaltefähigkeit der Böden liegen.



Raddruckversuch

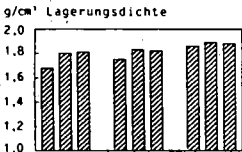
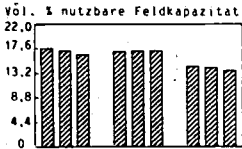
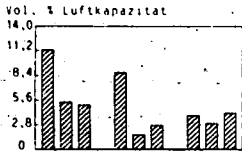
Erträge Sommergerste  
Erntejahre 1980 - 1984

Versuchsglied	1980		1981		1982		1983		1984	
	dt/ha	rel.	dt/ha	rel.	dt/ha	rel.	dt/ha	rel.	dt/ha	rel.
<u>Standort: Neuhof</u>										
Unbefahren	38,0	100	44,3	100	46,7	100			36,4	100
Optimale Zeit	31,5	83	46,9	106	46,3	99			34,1	94
Empfindl. Zeit	28,5	75	44,6	100	46,5	100			32,9	90
Unbefahren	38,0	100	44,3	100	46,7	100			36,4	100
ger.Belastung	31,8	84	47,6	107	46,4	99			35,1	96
hohe Belastung	28,2	74	42,3	95	46,4	99			31,9	88
Niederschlag	421 mm				180 mm					
<u>Standort: Puch</u>										
Unbefahren	17,9	100	56,7	100	41,3	100	33,0	100	43,1	100
Optimale Zeit	20,7	116	56,3	99	40,5	98	29,3	89	36,9	86
Empfindl. Zeit	15,6	87	55,6	98	40,5	100	26,0	79	37,3	87
Unbefahren	17,9	100	56,7	100	41,3	100	33,0	100	43,1	100
ger.Belastung	20,0	112	56,0	99	41,4	100	29,3	89	32,6	76
hohe Belastung	16,3	91	55,9	99	41,6	101	26,0	79	41,9	97
Niederschlag	234 mm				350 mm					

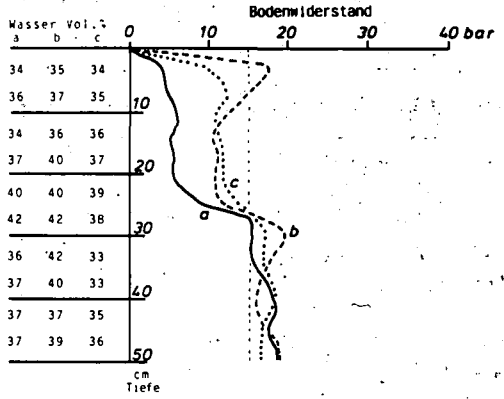
Tab. 1: Sommergerste-Erträge der Raddruckversuche Neuhof und Puch

Zusammenfassend ist nach 6 Versuchsjahren festzustellen, daß die Einflüsse von Radspuren, im Frühjahr mit erhöhtem Druck erzeugt, über die Vegetationszeit und im Ernteertrag nachweisbar sind. Allerdings geht die Einwirkung kaum über die Krume hinaus und wird von den Seiten her durch Wurzeln und Bodentiere gemindert.

Raddruckversuch NeuhoF 16.04.1984

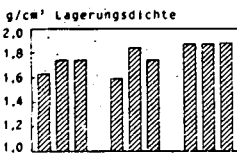
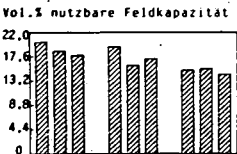
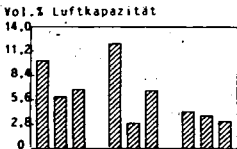


a b c a b c a b c  
9-13 15-19 35-39 cm Tiefe

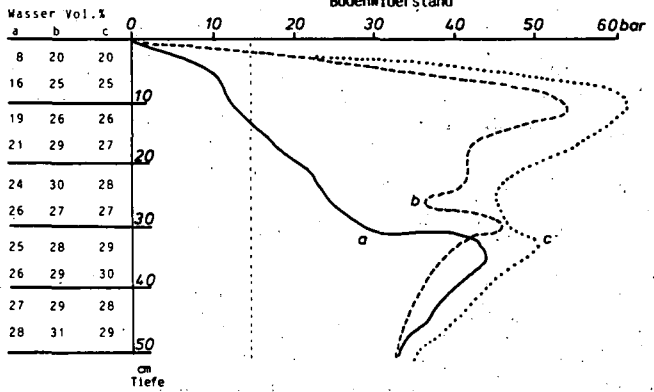


a = unbefahren  
b = optimale Zeit, hohe Belastung  
c = empfindliche Zeit, hohe Belastung

Raddruckversuch NeuhoF 11.07.1984



a b c a b c a b c  
9-13 15-19 35-39 cm Tiefe



a = unbefahren  
b = optimale Zeit, hohe Belastung  
c = empfindliche Zeit, hohe Belastung

Lagerungsdichte = Trockenboden-Raumgewicht \* 0,009 (1 Ton)

Abb. 1: Bodenkennwerte von NeuhoF

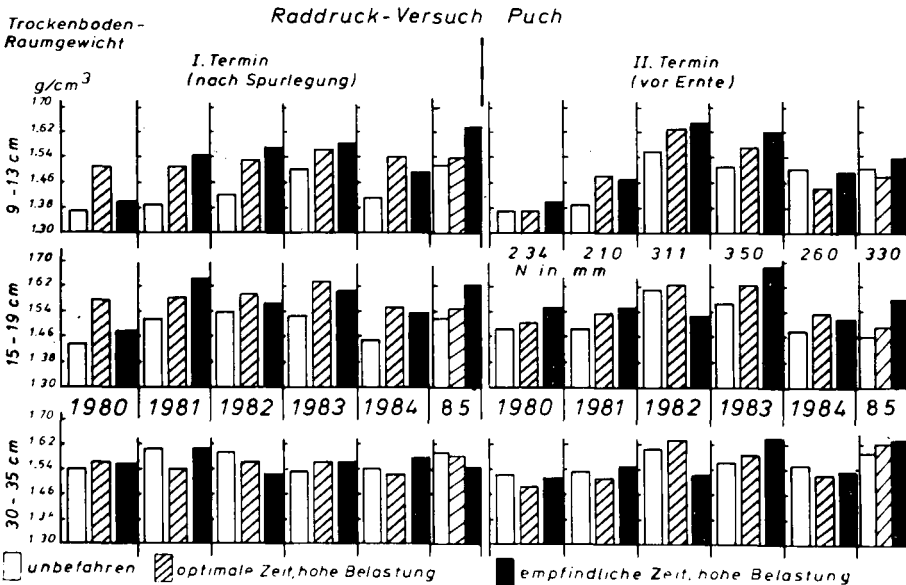
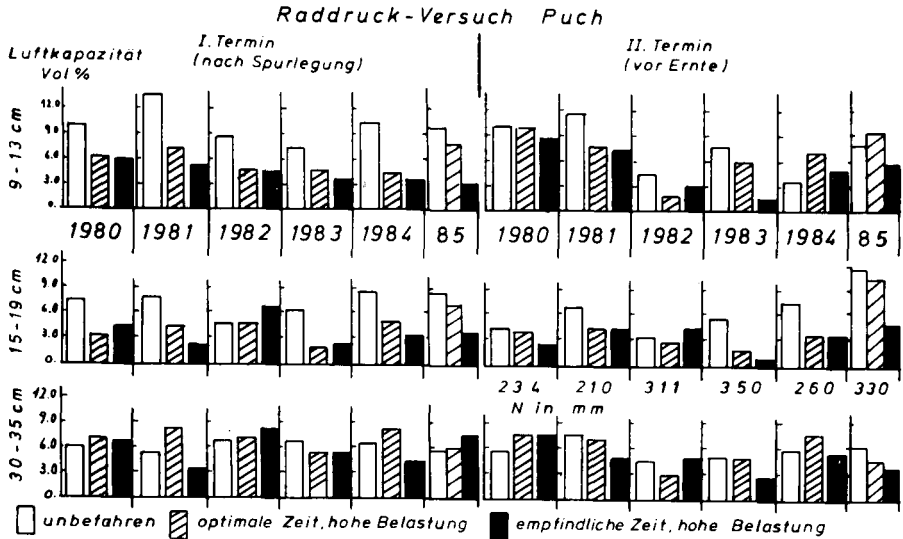
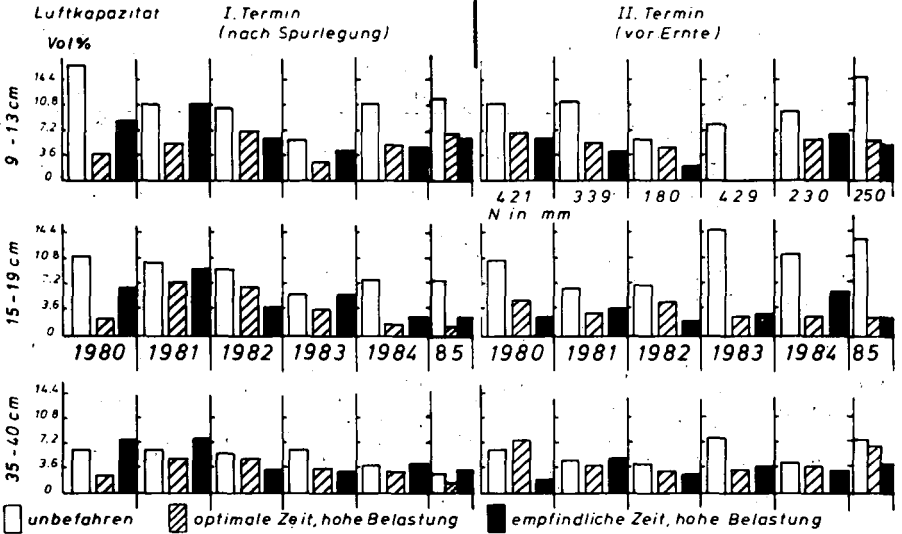


Abb. 2: LK und TRG vom RDV - Puch

Raddruck - Versuch Neuhof



Trockenboden-  
Raumgewicht

Raddruck - Versuch Neuhof

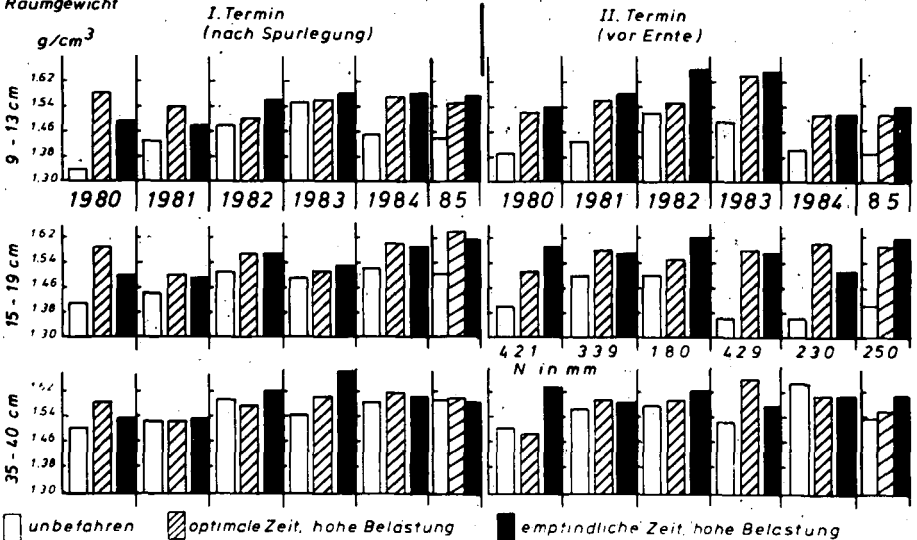


Abb. 3: LK und TRG vom RDV - Neuhof

## Porenverteilung bei Bodenverdichtungen

von

Dumbeck, G. und T. Harrach<sup>+</sup>)

Die Auswirkung von Bodenverdichtungen auf die Porenverteilung in Böden konnte anhand von Druckbelastungs- und Bodenbearbeitungsversuchen untersucht werden. Infolge extrem hoher Lasten fanden bei den Druckbelastungen - verursacht durch Baggerüberfahrten aus dem Braunkohlentagebau - Gefügeveränderungen bis weit in den Unterboden hinein statt. Es wurde ein grundwasserferner (Profil Echzell) und ein grundwasserbeeinflusster Standort (Profil Berstadt) untersucht. In beiden Fällen handelte es sich um einen Lößboden. In den Bodenbearbeitungsversuchen fanden sich im Oberboden sehr unterschiedliche Lagerungsdichten. Die Versuche wurden auf drei verschiedenen Standorten (Auen-, Löß- und Sandboden) durchgeführt.

Mit der Verdichtung von Böden ist je nach Bodenart und Verdichtungsgrad eine mehr oder weniger starke Verminderung der Grobporenanteile verbunden. Für die Bodenart lehmiger Schluff (1U) zeigt dies Abb. 1. Mit Zunahme der Packungsdichte nimmt der Anteil an Poren  $> 10 \mu\text{m}$  ab. Der Korrelationskoeffizient beträgt  $r = 0,967$ . Die Kleinbuchstaben a, c und d kennzeichnen die unterschiedlichen Verdichtungsvarianten. Zunehmende Dichtlagerung von Böden führte auch bei anderen Bodenarten zu einer Abnahme der Grobporenanteile. Dies konnte für die Bodenarten uL, utL und uS nachgewiesen werden.

Es galt der Frage nachzugehen, inwieweit durch veränderte Dichtlagerungen der Böden auch weitere Porengrößenbereiche beeinflusst werden. Abb. 2 zeigt die Mittelporen ( $0,2-10 \mu\text{m}$ ) als Funktion der Rohdichte des Bodens. Der Auswertung lag das gleiche Untersuchungsmaterial wie in Abb. 1 zugrunde. Mit zunehmender Rohdichte des Bodens erhöhte sich der Mittelporenanteil. Die Zunahme der Rohdichten um  $0,3 \text{ g/cm}^3$  führten zu einem Anstieg der Mittelporen um ca. 5 Vol.-%. Der Korrelationskoeffizient beträgt  $r = 0,7079$ .

\* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wiesenstr. 3-5, D-6300 Gießen

Vergleichbare Ergebnisse wurden auch bei anderen Bodenarten erzielt.

Abb. 3 zeigt den in den Abb. 1 und 2 dargestellten Zusammenhang in anderer Form. Die für die jeweiligen Porengrößenbereiche errechneten Regressionsgeraden sind in Abb. 3 additiv dargestellt. Dies bedeutet, daß die jeweils tieferliegende Gerade der darüberliegenden als Bezugsniveau dient. Die Bezugsbasis der Regressionsgeraden für die Poren  $> 120 \mu\text{m}$  ist die Abszisse. Aus der Darstellung ist ersichtlich, daß mit zunehmender Dichtlagerung alle Grobporenbereiche, aber auch der Bereich der weiten Mittelporen ( $3-10 \mu\text{m}$ ) reduziert werden. Der Anteil der Poren  $0,2-3 \mu\text{m}$  erhöht sich mit zunehmender Rohdichte des Bodens. Die Bestimmung der Feinporen erfolgte an gestörten Proben. Durch die bei der Umrechnung von Gew.-% auf Vol.-% vorgenommenen Multiplikation mit der Rohdichte müssen die Feinporenanteile mit zunehmender Rohdichte zwangsläufig größer werden. Aus diesem Grund ist die Linie, die die Mittel- von den Feinporen abgrenzt, gestrichelt gezeichnet. Die Umkehr der Veränderungstendenzen der Porengrößenbereiche, d.h. der volumenmäßigen Zu- bzw. Abnahme der Porenbereiche bei Erhöhung der Rohdichte, kennzeichnet die stark ausgezogene Linie. Dieser Wechsel vollzieht sich im  $A_{p1}$ -Horizont (1U) im Bereich der Mittelporen. Die zu Abb. 3 gehörenden Regressionsgleichungen und statistischen Parameter sind in Übersicht 1 angegeben. Korrelationskoeffizienten liegen im Absolutwert alle bei  $> 0,8$ , die statistische Sicherung ist gegeben.

Der Wechsel der Veränderungstendenz der Porengrößenbereiche liegt auch bei anderen Bodenarten teilweise im Bereich der Mittelporen, in anderen Fällen vollzieht er sich beim Übergang von den Grob- zu den Mittelporen. In Abb. 4 sind die Steigungsmaße der Regressionsgleichungen für ein ganzes Profil dargestellt. Porengrößenbereiche mit positiven Regressionskoeffizienten reagierten auf eine zunehmende Dichtlagerung mit einer volumenmäßigen Zunahme, solche mit negativem Vorzeichen mit einer Abnahme. Die Porengrößenbereiche, die mit einem x gekennzeichnet sind, reagieren auf eine Erhöhung der Packungsdichte mit einer anteilmäßigen Zu- bzw. Abnahme, die statistisch jedoch nicht absicherbar ist. Im  $GoB_{tv}$ - und  $GoC$ -Horizont trifft dies für die Mittel- aber auch für die Grobporen ( $10-30 \mu\text{m}$ ) zu. Dies rührt offenbar daher, daß in größeren Tiefen des Unterbodens die Beeinflussung durch die Druckbelastungen geringer waren. Die nur geringen Zunahmen der Rohdichten in beiden Horizon-

ten belegt dies.

Zunehmende Packungsdichten führen in der Mehrzahl der Fälle zu einer volumenmäßigen Abnahme der weiten Mittelporen (3-10  $\mu\text{m}$ ), andererseits steigt der Anteil der Poren 0,2-3  $\mu\text{m}$  überproportional an, so daß insgesamt gesehen mit einer Zunahme der Mittelporen gerechnet werden kann. Demzufolge steigt zwar die nutzbare Feldkapazität ( $n_{FK}$ ) an, der Anteil des leichter pflanzenverfügbaren Wassers nimmt aber ab. Neben diesen, das pflanzenverfügbare Wasser beeinflussenden Parametern, sind weitere negative Auswirkungen mit Bodenverdichtungen verbunden. So führt eine Abnahme des Grobporengehaltes zu einer Verminderung der gesättigten Wasserleitfähigkeit, einem Rückgang der Luftdurchlässigkeit und einer verminderten Durchwurzelbarkeit der Böden.

Standort: Echzell

Bodenart: IU, Ap

$$y = 103.62 - 6155x$$

$$r = -0.9671$$

n = 36

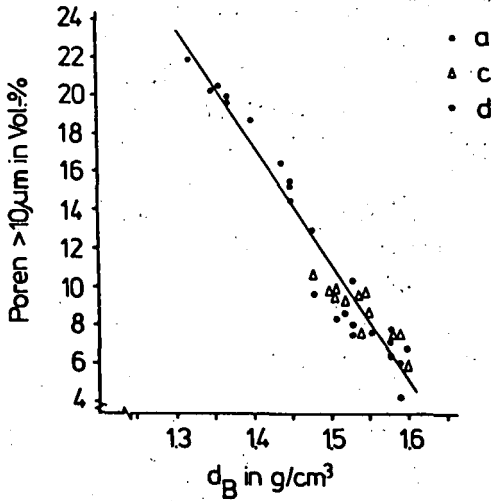


Abb.1: Grobporen (>10µm) in Abhängigkeit der Dichte des Bodens

Standort: Echzell

Bodenart: IU

$$y = -216 + 14.73x$$

$$r = 0.7079$$

n = 36

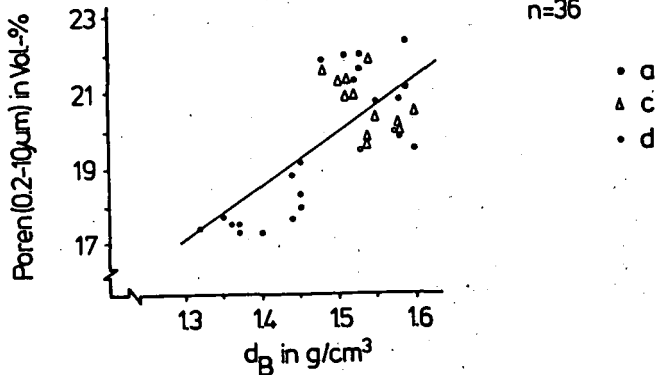


Abb.2: Mittelporen (0,2-10µm) in Abhängigkeit der Dichte des Bodens



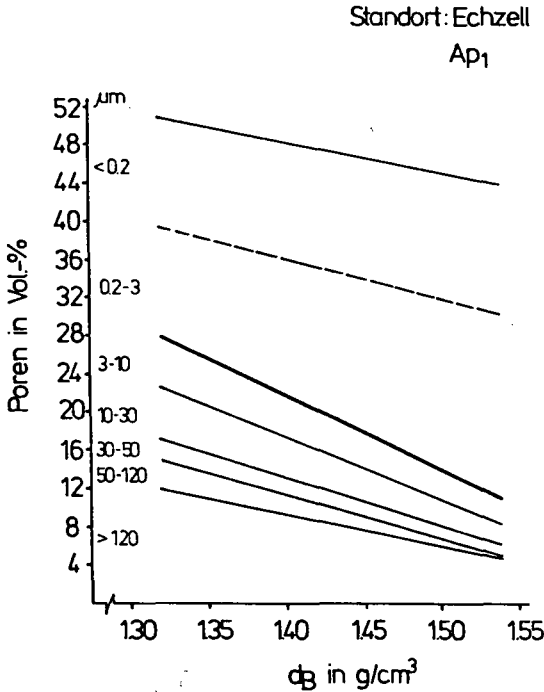
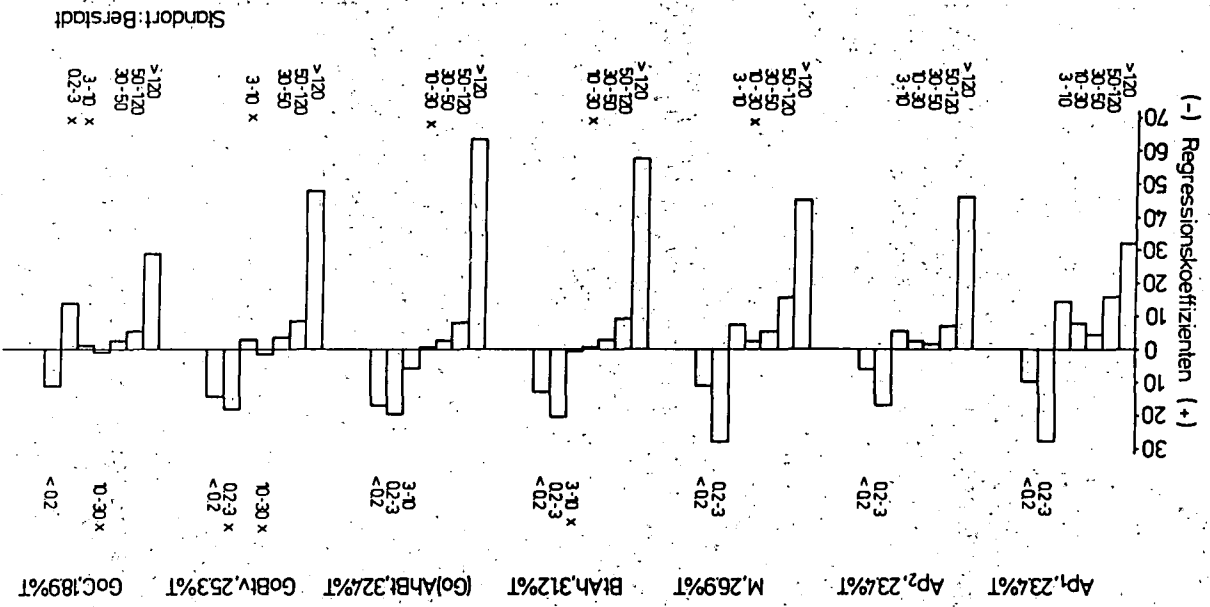


Abb.3: Porengrößenverteilung als Funktion der Rohdichte.  
Additive Darstellung der Regressionsgeraden

Übersicht: 1 Poren in Vol.-% (y) als Funktion der Rohdichte (x) am Standort Echzell, Ap<sub>1</sub>-Horizont. Regressionsgleichungen und statistische Parameter.

Porengrößenbereich in μm	Regressionsgleichung	n	B	r	Signifikanz des F-Wertes
> 120	$y=55.20-32.70x$	18	0.884	-0.940	0.0000
50-120	$y=20.09-12.93x$	18	0.884	-0.940	0.0000
30-50	$y=12.66-8.00x$	18	0.829	-0.910	0.0000
10-30	$y=26.32-15.76x$	18	0.676	-0.822	0.0000
3-10	$y=22.55-13.09x$	18	0.758	-0.871	0.0000
0.2-3	$y=-37.06+36.74x$	18	0.869	0.932	0.0000
<0.2	$y=0.04+8.77x$	18	0.999	0.999	0.0000

Abb.4: Regressionskoeffizienten der Gleichungen, die die Tendenzen der Porenwertteilung widerspiegeln



Wasserverbrauch und Ertrag von Hafer: Vergleich  
über vier Jahre

von  
Ehlers, W. +)

In den Jahren 1976, 77, 82 und 83 wurde die Evapotranspiration (ETI) von Hafer mit bodenphysikalischem Ansatz auf LÖß-Parabraunerde zu verschiedenen Entwicklungsstadien ermittelt. An den Pflanzen wurde der Trockenmasseertrag (Gesamt und Korn) und der Blattflächenindex (BFI) als Funktion der Zeit gemessen. Neben dem Niederschlag wurden die meteorologischen Daten zur Berechnung der potentiellen Verdunstung (Epot) und des Sättigungsdefizits ( $\Delta e$ ) registriert. Mit einem Rechenverfahren wurde aus der ETI die Bodenverdunstung (E) unter dem Pflanzenbestand gesondert ausgewiesen.

Die vorläufigen Ergebnisse können wie folgt für alle Jahre zusammengefaßt werden:

1. Der kumulative Gesamttrockenmasse-Ertrag korreliert mit der kumulativen Evapotranspiration (ETI) und der kumulativen Transpiration einschließlich Interzeption (IT).
2. Das Bestimmtheitsmaß der Korrelation wird erhöht, wenn kumulative ETI und IT mit den entsprechenden Raten für die mittlere Epot oder mit den Werten für das mittlere  $\Delta e$  "normiert" werden. (z.B. IT/Epot-Rate).
3. Ebenso bestehen Beziehungen zwischen Wachstumsraten der Gesamttrockenmasse und der "normierten" IT-Rate (z.B. IT-Rate/Epot-Rate).
4. Sowohl die Wachstumsrate als auch die "normierte" IT-Rate stehen in enger Beziehung zum BFI. Bei einem BFI von ca. 3,5 werden maximale Wachstumsraten (24 g/m<sup>2</sup>/Tag) und maximale normierte IT-Raten

---

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

(IT-Rate/Epot-Rate = 1,0) erreicht.

5. Bis zu einem BFI von 3,5 steigt mit zunehmendem BFI die normierte IT-Rate schneller als die Wachstumsrate. Die Erklärung wird darin gesehen, daß den Haferpflanzen mit einem  $BFI < 3,5$  neben der Nettostrahlung zusätzlich sensible Energie advektiv zugeführt wird, die zwischen den Pflanzenreihen durch Einstrahlung auf den unbeschatteten Boden entsteht. Mit Bestandesschluß ( $BFI > 3,5$ ) wird dieser Effekt aufgehoben, weil dann die Blattfläche die gesamte Strahlung auffängt.
6. Der Kornertrag korreliert mit der "normierten" kumulativen IT, bezogen auf die Phase "Blüte bis Totreife".
7. Der Transpirationskoeffizient (kummulative IT in l geteilt durch den kumulativen Gesamt trockenmasse-Ertrag in kg) steigt mit zunehmenden mittleren  $\Delta e$  in der Vegetationszeit (4,0 - 6,6 mbar) von 220 auf 280 l/kg.

Witterung und Bodentyp (Gleyschwarzerde und Parabraunerde aus Löss) in ihrer Wirkung auf Wachstum und Ertrag von Zuckerrüben

von

Frede, H.-G., W. Weinzierl und B. Meyer <sup>+</sup>)

Die in der Kartieranleitung angegebenen Wertzahlen der Reichsbodenschätzung geben Auskunft über den sog. "Grad der Ertragsfähigkeit" der Böden. Gleyschwarzerden und Parabraunerden werden nach dieser Schätzung mit 92 bis 100 bzw. 74 bis 82 Bodenpunkten bewertet und damit deutlich gegeneinander abgesetzt.

In einem einjährigen Feldversuch wurde auf den genannten Böden der Frage nachgegangen, ob Unterschiede in der Ertragsfähigkeit in dem durch die Ackerschätzung gegebenen Ausmaß vorhanden sind.

Unterschiede im Profilaufbau der zwei Böden sind bei gleichem Ausgangsmaterial die Folge eines unterschiedlichen Hydroregimes. Der Beitrag des Wassers für die Ertragsbildung sollte auch im Vordergrund der Untersuchungen stehen. Andere ertragsbeeinflussende Faktoren wie Sorte und Düngung wurden gleich gewählt bzw. optimal gestaltet.

Kenndaten der Böden

Im Vergleich zur Schwarzerde zeigt die Parabraunerde eine sehr viel stärkere Profildifferenzierung mit Tonverlagerung und pH-Werten unter 7. Der  $A_1$ -Horizont ist in der Schwarzerde mit 57 cm mehr als doppelt so mächtig wie in der Parabraunerde. Die C-Gehalte sind zudem mehr als doppelt so hoch.

Die pflanzenverfügbaren Wassermengen sind bei einer effektiven Durchwurzelungstiefe von 100 cm mit 219 bzw. 235 mm auf beiden Standorten sehr hoch.

Die Leitfähigkeitswerte (ermittelt nach ARYA) unterscheiden sich auf beiden Standorten kaum voneinander. Der  $B_1$ -Horizont zeigt im Bereich mittlerer Saugspannungen geringere Leitfähigkeiten als in den darüber und darunter liegenden Horizonten.

Ein wesentlicher Unterschied ist zwischen den Standorten in der Höhe der Grundwasserstände zu sehen. Die Parabraunerde ist als grundwasserfern einzustufen. Die Schwarzerde hat einen Grundwasserstand von 1,8 bis 2,0 m Tiefe, der wegen ständigen Hangwasserzuzuges und einer Entwässerung über einen nahegelegenen Bach das ganze Jahr über konstant bleibt.

---

<sup>+</sup>) Institut f. Bodenwissenschaften, v. Sieboldstr. 4, 3400 Göttingen

Eine detaillierte Profilbeschreibung ist dem Exkursionsführer der DBG-Tagung Göttingen, Profilvernummern Löss A und D zu entnehmen.

### Witterung im Versuchsjahr und Versuchsdurchführung

Das Versuchsjahr 1983 war im Vergleich zum langjährigen Mittel gekennzeichnet von sehr geringen Niederschlägen, einem insgesamt erhöhten Sättigungsdefizit und überdurchschnittlich vielen Sonnenstunden (Ausnahmen bildeten nur die Monate April und Mai).

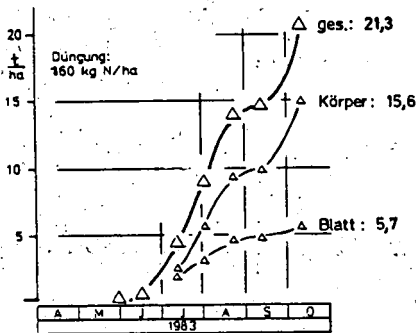
Versuchsfrucht waren Zuckerrüben, die zu 7 Terminen in jeweils 10 m<sup>2</sup> großen Teilflächen in 2-facher Wiederholung geerntet wurden.

Hydrologische Messungen erfolgten gravimetrisch, sowie mit Hilfe von Saugspannungs- und Neutronensonden-Messungen. Klimadaten wurden an jedem Standort getrennt ermittelt.

### Ergebnisse

Abbildung 1 zeigt die Ertragsentwicklung (TrM) der Rübenkörper und der Blattmasse auf beiden Standorten. Es wurden insgesamt gleichhohe Erträge an Blatt und Körper erzielt. Die geringfügig höheren Erträge an Gesamttrockenmasse auf der Schwarzerde waren nicht abzuschern.

GLEYSCHWARZERDE



PARABRAUNERDE

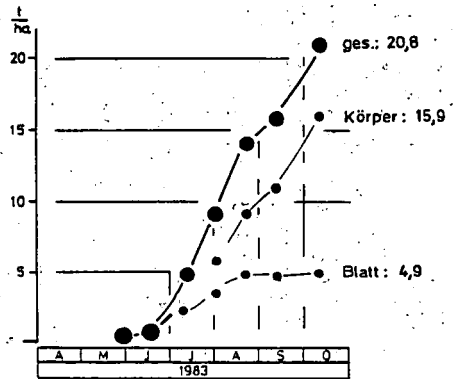


Abb. 1: Entwicklung der Trockenmasse-Erträge von Rübenkörper und Rübenblatt auf einer Gleyschwarzerde und einer Parabraunerde aus Löss

Abbildung 2 zeigt den Gang der einzelnen Verdunstungsgrößen auf der Schwarzerde und Parabraunerde. Die Größen wurden wie folgt berechnet: die Interception nach v.HOYNINGEN-HUENE (1983), die Evaporation nach RITCHIE (1972), modifiziert nach DUYNISFELD (1983), die Transpiration als Differenz zur Gesamtverdunstung. Die Trockenmasseproduktion wurde - einer Empfehlung von v. HOYNINGEN-HUENE (1983) folgend - nur auf die Transpiration bezogen.

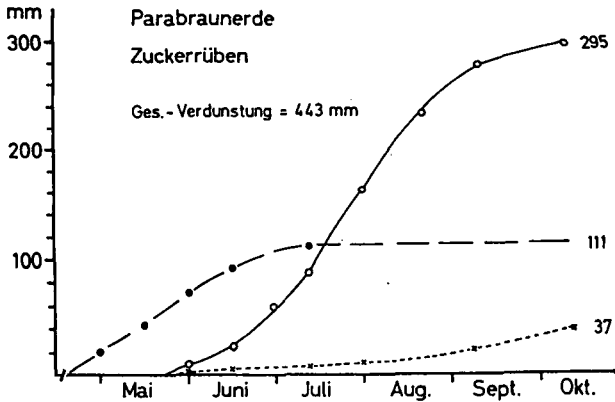
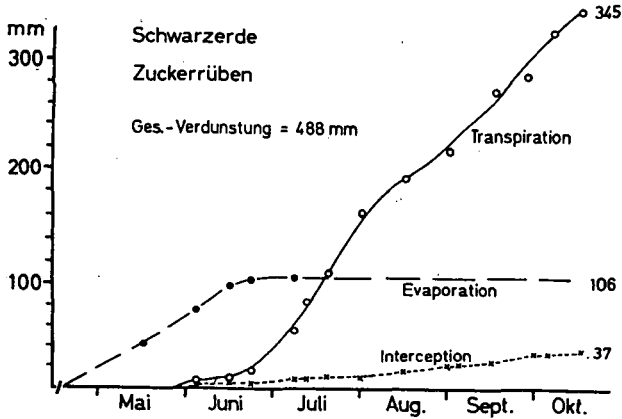


Abb. 2: Zeitgang einzelner Verdunstungsgrößen auf einer Gleyschwarzerde und einer Parabraunerde aus Löß, Versuchsfucht: Zuckerrüben, 1983

Die Evaporation war auf beiden Standorten mit mehr als 100 mm im Vergleich zu Getreidekulturen sehr hoch. Sie ist die Folge des sehr späten Reihenschlusses von Rüben.

Unterschiede in der Transpiration zeigten sich vor allem von Ende August an - einem Zeitpunkt, zu dem die pflanzenverfügbaren Wasserreserven in der Parabraunerde bis zu 60 cm Tiefe erschöpft waren. In der Schwarzerde wurde die 15.000 hPa-Grenze zu keinem Zeitpunkt überschritten.

Mit Beginn des Monats August wurde auf der Schwarzerde Grundwasser aufgenommen. Die Tagesraten erreichten in der 2. Septemberhälfte Maximalwerte von 1,7 mm/Tag. Insgesamt wurden hier 97 mm in die ungesättigte Bodenzone eingespeist.

Die Unterschiede in der Gesamtverdunstung von 443 mm (Parabraunerde) zu 488 mm (Schwarzerde) kamen ausschließlich durch eine erhöhte Transpiration auf der Schwarzerde in den Monaten September und Oktober zustande.

Die Effektivität des transpirierten Wassers wurde durch Berechnung des Produktivitätsfaktors A kalkuliert (s. auch BIERHUIZEN and SLATYER, 1965).

$$A = Y \cdot \frac{(e_s - e_a)}{T}$$

A = Produktivitätsfaktor (kg·ha<sup>-1</sup>·mm<sup>-1</sup>·mbar)

Y = Ertrag (kg·ha<sup>-1</sup>)

$e_s - e_a$  = Sättigungsdefizit (mbar)

T = Transpiration (mm)

Über die gesamte Vegetationsperiode gemittelt, wurden für die Standorte folgende Produktivitätsfaktoren berechnet:

Schwarzerde	A = 396
Parabraunerde	A = 440

Der Vergleich zeigt, daß die transpirierte Wassermenge auf der Parabraunerde etwas wirtschaftlicher eingesetzt wurde als auf der Schwarzerde.

Bei einer Betrachtung einzelner Vegetationsabschnitte wird deutlich, daß diese Unterschiede erst zum Ende der Vegetationszeit auftraten. Bis zum Ende August wurden auf beiden Standorten mit der verdunsteten Wassermenge gleichhohe Ertragszuwächse erzielt. Die Berechnungen für die gesamte Trockenmasse und für die Rübenkörper ergeben das gleiche Bild (Abb. 3).

In der 2. Augusthälfte stiegen die Saugspannungen in den oberen 60 cm der Parabraunerde auf über 15.000 hpa. Der Produktivitätsfaktor erreicht für diesen Zeitraum ebenfalls sehr hohe Werte. Es wird vermutet, daß die oben gezeigte Beziehung zwischen Verdunstung und Ertrag für solche Saugspannungsbereiche keine Gültigkeit mehr hat.



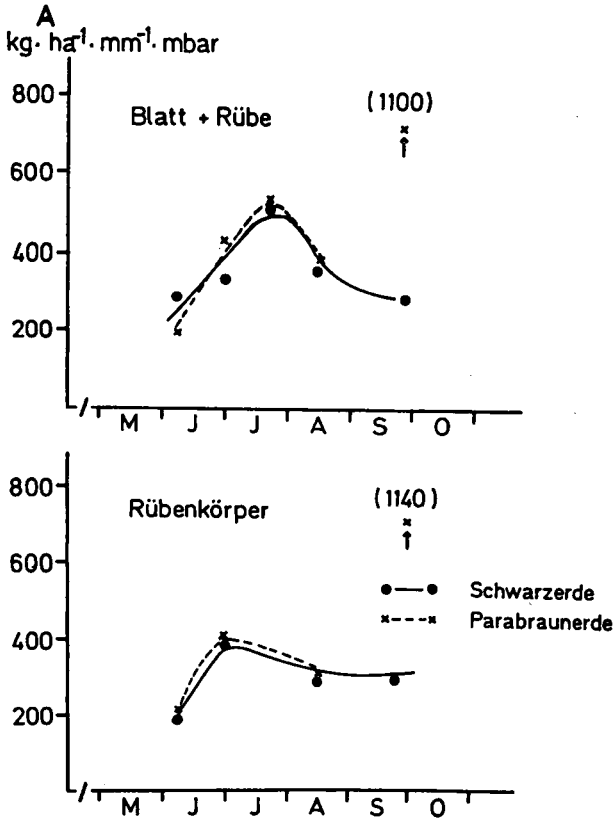


Abb. 3: Produktivitätsfaktoren für Rüben auf einer Gleyschwarzerde und einer Parabraunerde aus Löß, 1983

### Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen über die Ertragswirkung von zwei Bodentypen (Gleyschwarzerde und Parabraunerde aus Löß) wurden in dem sehr trockenen und warmen Jahr 1983 durchgeführt. Die interessierende Größe "Transpiration" wurde somit unter Grenzbedingungen untersucht. Dennoch waren bei der untersuchten Frucht Zuckerrüben keine Ertragsdifferenzen nachzuweisen. Eine unterschiedliche Bewertung der Böden nach der Reichsbodenschätzung dürfte deshalb auch wohl nicht auf unterschiedliche Wasserverfügbarkeit zurückzuführen sein.

Eine Bewertung der Transpirationsleistung ist ohne Berücksichtigung des Sättigungsdefizits nicht möglich. Der Gebrauch des Transpirationskoeffizienten ist nicht zulässig.

Es ist durchaus möglich, daß bei einem regionalen Vergleich der untersuchten Böden bei gleicher transpirierter Wassermenge auf einer Parabraunerde bei geringem Sättigungsdefizit höhere Erträge erzielt werden als auf einer Schwarzerde mit hohem Sättigungsdefizit.

### Literatur

BIERHUIZEN, J.F. and R.O. SLATYER, 1965: Effect of atmospheric concentration of water vapor and CO<sub>2</sub> in determining transpiration - photosynthesis relationships of cotton leaves, Agric. Meteor. 2, 259-270

DUYNISFELD, W.H.M., 1983: Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten, Forschungsbericht UBA - FB 82-162, 197 S., Umweltbundesamt Berlin

v.HOYNINGEN-HUENE, J., 1983: Die Interception des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen, DVWK-Schriften 57, 1-53

RITCHIE, J.T., 1973: Influence of soil water status and meteorological conditions on evaporation from a corn canopy, Agron. J., 65, 893-897

Zur Wasserbewegung im oberflächennahen durchwurzelten  
Kalkgestein des unteren Muschelkalkes.

von

Gerke, H.<sup>+</sup>)

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse von Matrixpotentialmessungen und die daraus abgeleiteten Hypothesen zur Wasserbewegung im extensiv durchwurzelten Wellenkalk vorgestellt und diskutiert. Die hydrologischen Verhältnisse im Kalkgestein waren gekennzeichnet durch eine große horizontale Inhomogenität des Potentialfeldes insbesondere in der Vegetationsperiode. Die qualitative Interpretation der Meßergebnisse ergab, daß im Wellenkalk zwei Bereiche mit jeweils spezifischen hydrologischen Eigenschaften unterschieden werden müssen (1. die Gesteinsmatrix mit geringer vertikaler und höherer horizontaler Leitfähigkeit und 2. das Kluftsystem, das eine hohe vertikale Leitfähigkeit aufweist), und daß nur bestimmte Partien des Kalkgesteins durchwurzelt sind. Eine quantitative Interpretation der vorliegenden Meßergebnisse ist dagegen mit den bisher verfügbaren Modellen nicht möglich.

Einleitung

Bisher beschränkten sich Untersuchungen des Wasserhaushalts von Wald-ökosystemen mittels bodenphysikalischer Methoden vornehmlich auf Standorte mit Böden, die den idealisierten physikalischen Modellvorstellungen zur Wasserbewegung weitgehend entsprachen, wie z. B. rel. homogene Lößböden. Im Rahmen einer Untersuchung über den Wasserhaushalt eines Buchenwald-ökosystems im Göttinger Wald (GERKE, 1985) mit flach entwickelten Böden (Rendzinen, Terra-fusca) aus dem Frostlagerschutt des Wellenkalkes des unteren Muschelkalkes mußte auch der ab etwa 1m Tiefe anstehende Gesteinsverband berücksichtigt werden, da die Baumwurzeln tief in den Wellenkalk hinabreichen und dieser Teil somit am Wasserumsatz des Ökosystems beteiligt ist. Allerdings lagen über die hydrologischen Eigenschaften im horizontal geschichteten und vertikal geklüfteten mergeligen Wellenkalk keine Kenntnisse vor. Erste qualitative Informationen erbrachten Tensiometermessungen, die auch in diesem ungewöhnlichen Substrat durchführbar waren. Dazu waren schnell reagierende Druckaufnehmertensiometer bis in 4m Tiefe mit je 3 Wiederholungen installiert und mit einer automatisch registrierenden Datenerfassungsanlage in vorher programmierten Abständen abgefragt worden.

---

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

Im folgenden werden die Meßergebnisse und die daraus abgeleiteten Modellvorstellungen über die hydrologischen Eigenschaften und über die Wasserbewegung in diesem Substrat vorgestellt und diskutiert; dies unter besonderer Berücksichtigung der Inhomogenität der Wasserbewegung im Kalkgestein und deren Konsequenzen für die Modellierung des Wasserhaushaltes.

### Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist der zeitliche Verlauf des Matrix- bzw. Druckpotentials im Wellenkalk in 2, 3 und 4 m Tiefe aller drei Wiederholungen während des Jahres 1983 dargestellt. Außerdem ist dazu der Kronendurchlaß in Form von Einzelniederschlagsereignissen abgebildet. Es ist zu erkennen, daß bei Beginn der Tensiometermessungen im Kalkgestein (im Mai) in allen Tiefenstufen sehr hohe Matrixpotentiale (um -20 cm Wassersäule) und zeitweilig sogar Druckpotentiale im Kalkgestein herrschten. Im Verlauf des niederschlagsarmen Sommers des Jahres 1983 trocknete der Wellenkalk in diesen Meßtiefen relativ stark aus, was am stetigen Abfallen der Potentiale deutlich wird. Der Beginn der Wiederbefeuchtung ist am Wiederanstieg der Potentiale (ab etwa Ende Oktober) erkennbar. Diese Meßergebnisse stützen somit die ökologisch bedeutsame Tatsache, daß auf diesem Standort die Bäume in trockeneren Jahren noch Wasser aus mehreren Metern Tiefe zur Transpiration heranziehen können.

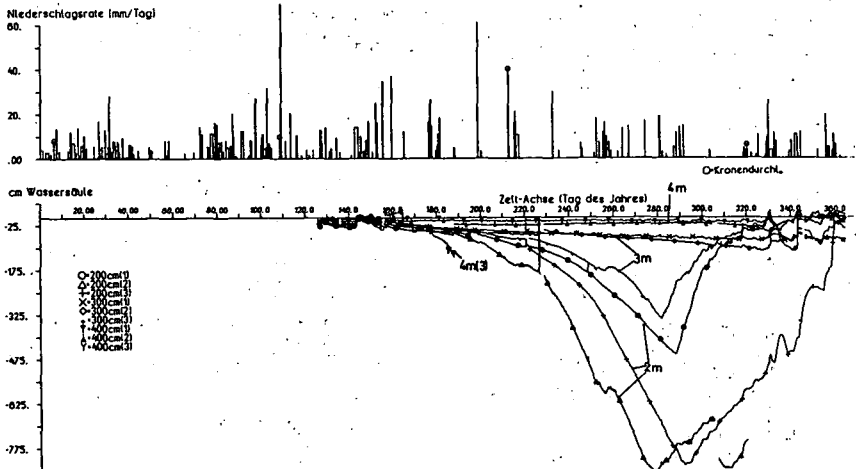


Abb.1: Matrixpotential (gemessen) G6-Wald 1983

Bei näherer Betrachtung der Abb. 1 fällt allerdings der abweichende Verlauf des Potentials in 4 m Tiefe der 3. Wiederholung auf. An dieser

Meßstelle trocknete der Wellenkalk schon kurz nach Vegetationsbeginn sehr rasch aus und zwar deutlich schneller als an allen anderen Meßplätzen. Die Potentiale der beiden anderen Wiederholungen in 4 m Tiefe blieben dagegen während des gesamten Zeitraumes nahezu unverändert hoch. Diese großen Unterschiede sind besonders bemerkenswert, da die einzelnen Wiederholungen nur etwa 2 m voneinander entfernt liegen. Ein ähnliches, wenn auch abgeschwächtes Verhalten zeigten die Potentiale der drei Wiederholungen in 3 m Tiefe. Auch hier war der Potentialabfall der 3. Wdh. deutlich stärker als derjenige der beiden anderen. Die Potentialverläufe in 2 m Tiefe unterschieden sich dagegen nicht derart grundlegend.

Besonders große Inhomogenitäten im Potentialfeld traten während der Phase der Wiederbefeuchtung gegen Ende des Jahres 1983 auf. In dieser Zeit wurden an einigen Stellen im Kalkgestein schon Druckpotentiale registriert, während an anderen Meßpositionen noch hohe Saugspannungen herrschten. Diese Potentialunterschiede glichen sich allerdings nicht rasch aus, sondern hielten sich mehr als einen Monat lang aufrecht.

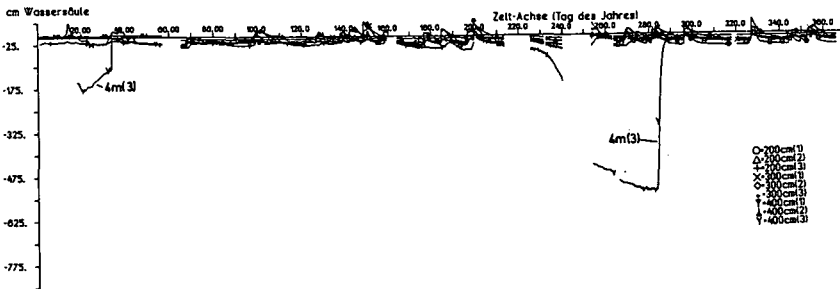


Abb.2: Matrixpotential (gemessen) G6-Wald 1984

Abb. 2 zeigt die Fortsetzung der Potentialverläufe während des niederschlagsreicheren Jahres 1984. Im Gegensatz zum Vorjahr trocknete der Wellenkalk in diesen Tiefen kaum aus. Die Potentiale bewegten sich im Verlauf des ganzen Jahres nur zwischen + 50 und -50 cm Wassersäule, wobei lediglich geringe Unterschiede zwischen den einzelnen Meßpositionen registriert wurden. Eine Ausnahme stellt wiederum die Meßposition in 4 m Tiefe der 3. Wdh. dar, deren abweichender Potentialverlauf zu Beginn des Jahres anzeigte, daß diese, im Vorjahr besonders stark ausgetrocknete Kalksteinregion, erst im Februar 1984 ihre "normale" Winterfeuchte erreichte. Während der Vegetationsperiode des Jahres 1984 war nur an dieser Meßposition ein typischer Austrocknungsverlauf zu erkennen. Auch in

dieser Phase traten wiederum Druckpotentiale und hohe Saugspannungen gleichzeitig nebeneinander auf.

#### Hypothesen zur Wasserbewegung im Wellenkalk

Diese Meßergebnisse erlauben nun Rückschlüsse auf die Wasserbewegung im durchwurzelten Wellenkalk. Dazu sollen zunächst an Hand der schematischen Darstellung in Abb. 3 die folgenden Überlegungen zum Substrataufbau und zur Wurzelverteilung angestellt werden:

- Der Wellenkalk besteht aus einer Wechselfolge unterschiedlich mächtiger Kalkstein- und Tonmergelschichten.
- Das eigentliche Kalkgestein ist von feinen Rissen und in größeren Abständen auch von breiteren mit Tonmergel bzw. Lösungsrückstand verfüllten Klüften durchzogen.
- Die Wurzeln der Bäume können entlang einzelner größerer Klüfte tief in das Gestein vordringen. Von solchen einzelnen "Senkwurzeln" ausgehend breitet sich dann das Feinwurzelsystem in horizontaler Richtung in Anlehnung an die Schichtfugen und Tonmergelzwischenlagen im Wellenkalk aus.
- Dies geschieht bevorzugt in den besser durchwurzelbaren mergeligeren Bereichen, während andere Regionen, wie z. B. 'bankige' Schichtfolgen, kaum oder gar nicht durchwurzelt werden.

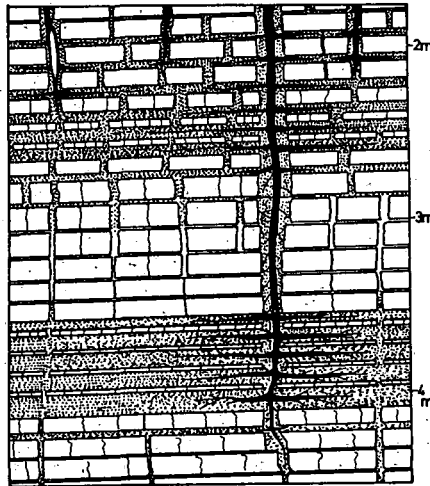


Abb. 3: Schematische Darstellung des Substrataufbaues und der Verteilung der Wurzeln im Wellenkalk.

Zur Erklärung der Meßergebnisse müssen demnach im Wellenkalk zwei Bereiche mit jeweils spezifischen hydrologischen Eigenschaften unterschieden werden. Dies sind: 1. die Gesteinsmatrix, die auf Grund der Schichtlagerung eine höhere Leitfähigkeit in horizontaler als in vertikaler Richtung aufweist, und 2. das Kluftsystem, das auf Grund der Porenkontinuität eine höhere vertikale Leitfähigkeit besitzt und in dem die Sickerwasserbewegung sich konzentriert. Zudem müssen die vertikale Kontinuität der Klüfte sowie die räumliche Variabilität der Wurzelverteilung in der Gesteinsmatrix in den Überlegungen berücksichtigt werden.

Bei Wasserentzug durch die Wurzeln trocknen zunächst die intensiv durchwurzeltten Bereiche aus, während die nicht durchwurzeltten Regionen davon unbeeinflusst bleiben. Da es nur äußerst langsam zu einem Potentialausgleich kommt, muß die Leitfähigkeit (horizontal) in den Zwischenschichten bei nur geringfügiger Abnahme des Wassergehaltes sofort sehr gering werden. Im Extremfall (im Sommer 1983 in Abb. 1) können dicht nebeneinander aufwärts- und abwärtsgerichtete hydraulische Gradienten entstehen.

Bei Sickerwasserzufluß wird sich die größte Menge des Wassers vertikal entlang den Wurzelbahnen oder kontinuierlichen Klüften in die Tiefe bewegen. Die Wiederbefeuchtung der dadurch nicht erreichten Bereiche in der Gesteinsmatrix erfolgt überwiegend durch langsame horizontale Wasserbewegung entlang den Schichtfugen.

Unbeeinflusst vom Wasserentzug durch die Wurzeln herrschen in der Gesteinsmatrix ständig hohe Potentiale, die sich vermutlich wegen der durch die Wechsellagerung verursachten Porendiskontinuität in vertikaler Richtung aufrechterhalten können. Über weniger durchlässigen Kalkstein- oder Tonmergelschichten, vor allem am Ende von 'blind' endenden vertikalen Klüften, kann sich zeitweilig bei stärkerer Sickerwasserzufuhr ein Aufstau bilden, der dann eine laterale Wasserbewegung - begünstigt durch die anisotropen Eigenschaften - zumindest bis zur nächsten Kluft induzieren kann.

Auf Grund der so beschriebenen inhomogenen Strömungsverhältnisse können bisher bekannte Modelle, die für homogene und isotrope poröse Medien entwickelt wurden, nicht zur quantitativen Interpretation der Tensiometermessungen verwendet werden. Besondere Probleme ergeben sich hinsichtlich der Anwendung des 'DARCY-Gesetzes', da auf makroskopischer Ebene kein einheitlicher hydraulischer Gradient in der Fließregion definiert werden kann. Um den Wasserumsatz in diesem Substrat quantitativ beschreiben zu können, bedarf es der Entwicklung anderer Modelle, in denen die hier aus-

geführten hydraulischen Eigenschaften berücksichtigt werden. Dabei werden - sowohl für statistische als auch für deterministische Ansätze - die besonderen Schwierigkeiten in der Identifizierung geeigneter Parameter sowie in der Erhebung von Kontroll- und Validierungsdaten bestehen.

Die Bedeutung der Entwicklung solcher Modelle ergibt sich schon aus der weiten Verbreitung von Wald-Ökosystemen mit Böden, die vergleichbare hydrologische Eigenschaften aufweisen. Dabei handelt es sich um alle Substrate, denen folgende Merkmale gemeinsam sind: eine hohe räumliche Variabilität der physikalischen Eigenschaften und mindestens zwei unterschiedlich ausgeprägte Porensysteme. Demnach sind dazu nicht nur alle flach entwickelten steinigten Böden bzw. durchwurzelten Gesteinsbereiche zu rechnen, sondern auch stärker aggregierte bzw. strukturierte Böden bis hin zu Tonböden mit Schrumpfrissen.

Konsequenzen ergeben sich aus diesen Überlegungen zu inhomogenen Strömungsverhältnissen ebenso hinsichtlich der chemischen Prozesse im Wurzelraum und damit letztlich auch hinsichtlich der stofflichen Zusammensetzung des Sickerwassers, da die Kinetik chemischer Reaktionen eng an die hydrologischen Vorgänge gekoppelt ist.

#### Literaturverzeichnis

GERKE, H., 1985:

Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems.

Diss. Universität Göttingen, in Vorbereitung.



Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder

III. Erste Ergebnisse zur Hydrologie eines Spülfelds

von

Gröngröft, A., G. Miehlich und B. Maaß +)

Einleitung

Hafenschlick-Spülfelder stellen während der Phase der Bespülung extrem komplizierte hydrologische Systeme dar. Ursachen für diese Komplexität sind der hohe und diskontinuierliche Eintrag des zu Transportzwecken notwendigen Wassers, die je nach Spülfeldaufbau unterschiedliche Verweilzeit des Wassers auf dem Spülfeld und die, in Abhängigkeit vom Aufbau des Spülkörpers, der natürlichen Sohlschichten sowie der Randdämme stark variierenden Austräge von Wasser. Da im Spülkörper Sande und Schlicke unregelmäßig wechseln, kann auch der interne Wasserhaushalt des Spülkörpers nur ansatzweise beschrieben werden.

Im Rahmen der Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder ist es das Ziel, die Zusickerung von Spülfeldporenwässern in den oberen Aquifer zu quantifizieren. Dazu müssen, je nach Spülfeldtyp, verschiedene Kalkulationsverfahren herangezogen werden, die sich erheblich in der zu benutzenden Datengrundlage unterscheiden. Im folgenden werden die bisher vorliegenden hydrologischen Messungen eines hydrologisch komplizierten Spülfeldtyps vorgestellt und Hinweise auf geplante Auswertungsschritte gegeben.

Beschreibung des Untersuchungsgebiets

Das Spülfeld liegt in der Süderelbmarsch und dort im Außendeichsbereich der heute eingedeichten Alten Süderelbe. Es hat eine Maximalfläche (inklusive Randdämme) von 143 ha bei einer Ost-West-Erstreckung von 3250 m (vgl. Abb. 1). Die Errichtung erfolgte auf zunächst vier Teilfeldern zwischen Juli 1969 und August 1972. Im Hinblick auf die hydrologischen Bedingungen müssen folgende Einzelheiten herausgestellt werden:

- Der Spülkörper erreichte während der Meßperiode (1984/85) eine Geländehöhe

---

+) Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Allende Platz 2, D-2000 Hamburg 13

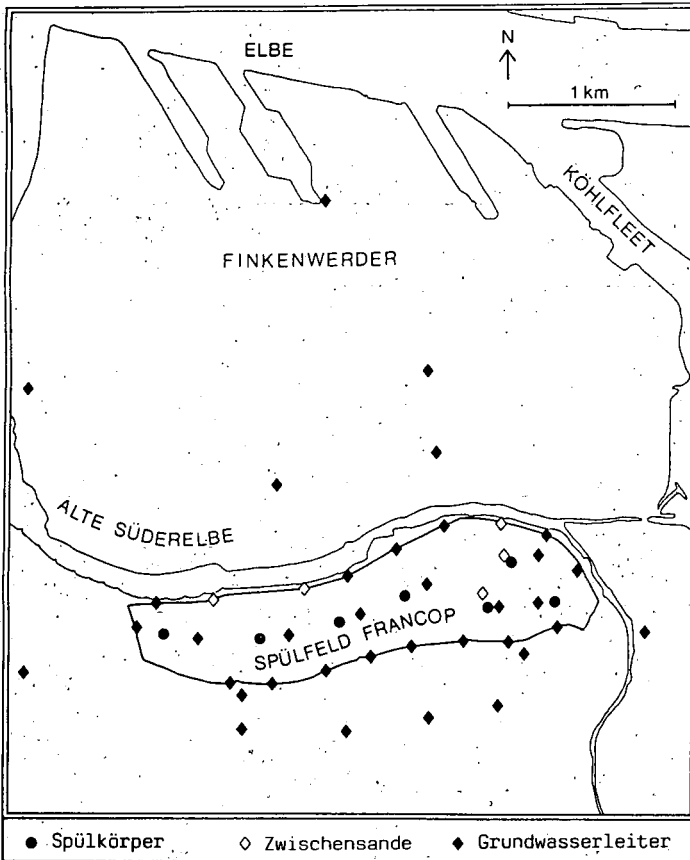


Abb. 1  
Übersicht über das  
Untersuchungsgebiet  
und die Meßstellen

- von vorwiegend ca. NN +10 m, nur Teilflächen lagen mit Höhen von minimal NN +3,5 m niedriger. Da die Spülkörperbasis in der Regel zwischen NN und NN +1 m liegt, ergibt sich eine Spülkörpermächtigkeit von ca. 9 m.
- Während der Spülfeldeinrichtung sind Störungen der natürlichen Schichtabfolge der Spülfeldsohle erfolgt. Insbesondere sind in den Randbereichen Abschiebungen der oberen Kleischicht festzustellen.
  - Die Mächtigkeit der tonigen und torfigen Sohlschichten (Klei, Torf, Mudde) schwankt erheblich, sie ist vor allem am Nordrand und stellenweise im östlichen Zentralteil des Spülfelds gering und erreicht Maximalwerte von 8,5 m.
  - Als Auskeilung hochanstehender Sande treten flächenweise, in die bindigen Sohlschichten eingelagert sandige Zwischenschichten auf.
  - Der Aquifer ist aus weichselzeitlichen Kiesen und Sanden sowie aus holozänen Feinsanden aufgebaut (z.B. PALUSKA 1976), wird durch Geschiebemergel im liegenden und tonige und torfige Sedimente der Elbmarsch im hängenden hydraulisch relativ gut isoliert und hat eine Mächtigkeit von ca. 20 m.

## Methoden

Zur Erfassung der hydraulischen Potentiale sowie zur Entnahme von Wasserproben wurden im weiteren Spülfeldbereich insgesamt 48 4"-Kunststoff-Pegel in verrohrte Baugrund-Aufschlußbohrungen eingebaut. Ein hydraulischer Kontakt verschiedener Wasserstockwerke wurde durch die Verwendung toniger Sperrschichten (Quellon) verhindert. Der Einbau erfolgte hauptsächlich von Mai 1983 bis Juni 1984. Durch die ständige Bautätigkeit auf dem Spülfeld ging ein Teil der Brunnen verloren. In Abb.1 sind alle benutzten Pegel verzeichnet, unterschieden nach der Schicht in die der Filter eingebaut wurde. Ab Herbst 1983 erfolgte die Wasserspiegelab-lesung per Lichtlot in monatlichem Abstand, im Frühjahr 1985 wurden 12 Brunnen mit Schreibpegeln ausgerüstet.

## Hydraulische Potentiale im Spülkörper

Für die Bestimmung des an der Spülkörperbasis wirksamen hydraulischen Potentials liegen Daten von insgesamt 7 Meßstellen vor, die gleichmäßig über die Spülfäche verteilt sind (Abb.1). Die Ablesungen weisen für den Beginn der Messungen (Winter 1983/84) Wasserspiegelmöhen zwischen NN +3,5 bis NN +7,4 m auf, wobei ein kontinuierlicher Anstieg der Werte von Ost nach West bis zum Brunnen 27 erfolgt. Bei einer Höhe der Spülkörperbasis von NN +0 bis NN +1 m bedeuten die Meßwerte, daß ein Potential von 2,5 bis 7 m Wassersäule auf der Spülfeldsohle lastet. Der Verlauf der Wasserstände über die Meßperiode zeigt insgesamt abnehmende piezometrische Potentiale an der Spülkörperbasis an. Im Zentralteil des Spülfelds sinkt der Wasserstand von Januar 1984 bis Januar 1985 um 1,8 bis 2,6 m. Dieser Abfall ist das Ergebnis von Umstellungen in der Spülfeldtechnik: Während zunächst die Teilfelder nur der Materialablagerung dienten, und daher die Spülvorgänge nur unter dem Gesichtspunkt des optimalen Betriebsablaufs gesteuert wurden, wird zur Zeit das Baggergut in einem basisgedichteten und gedrähten Teilfeld entmisch, und anschließend der Schlick auf zahlreiche Entwässerungsfelder gespült, um dort ca. ein Jahr abzutrocknen. Diese Spültechnik reduziert den Transportwasser - Input in den Spülkörper, so daß ein Einpendeln des Wasserspiegels auf einem niedrigerem Potential zu erwarten ist. Dieser Vorgang ist noch nicht abgeschlossen.

## Wasserbewegungen im oberen Grundwasserleiter

Die Wasserbewegungen im oberen Grundwasserstockwerk sind im weiteren Bereich des Spülfelds durch folgende Randbedingungen geprägt:

- Von Nordwest bis Nordost wird das Untersuchungsgebiet von Elbstrom, Köhlfleet und angrenzenden Hafenbecken umrahmt. Der mittlere Tidewasserstand beträgt NN +0,4 m.

- Im Süden des Untersuchungsgebiets wird 2,5 km entfernt aus einer sich Ost-West erstreckenden Kette von Brunnen Trinkwasser gewonnen, im Jahr 1980 9,9 Mio m<sup>3</sup> (BAUBEHÖRDE HAMBURG 1983).

Die Auswertung der Grundwasserbewegung basiert auf der gleichzeitigen Ablesung von 10 bis 30 Pegeln. Die Abb.2 bis 4 zeigen von drei ausgewählten Terminen Isolinien und Strömungsrichtungen im oberen Grundwasserleiter.

Zu allen Terminen herrscht eine Hauptgrundwasserströmung von annähernd Nord nach Süd mit geringfügiger Westkomponente (vgl. insbesondere Abb.3). Die Hauptströmung ist aufgrund der oben dargestellten Randbedingungen verständlich: Uferfiltrat aus dem Elbstrom und den Hafenbecken fließt mit geringem Gefälle in Richtung auf die Entnahmetrichter der Förderbrunnen und unterquert dabei das Spülfeld. Das mittlere Nord-Süd-Gefälle beträgt im Spülfeldbereich 0,25 ‰. Die Alte Süderelbe ist soweit sohlengedichtet, daß ihr hydraulisches Potential nicht mit dem Aquifer kommuniziert. Im Jahresverlauf ändern sich die Grundwasserstände nur geringfügig, in den vom Spülfeld unbeeinflussten Pegeln schwankt der Wasserspiegel um maximal 30 cm. Die Schreibpegelaufzeichnungen weisen nach, daß ein Tideeinfluß auf die Grundwasserstände nur maximal 1500 m von Elbe und Hafenbecken entfernt festzustellen ist. Im Spülfeldbereich ist demnach nur der Ostteil von diesem Effekt geprägt: An der Ostspitze betragen die tidebedingten Grundwasserspiegelschwankungen ca. 30 cm.

Die dargestellte Hauptgrundwasserströmung wird im Zentralteil des Spülfelds durch zeitweilige Aufhöhung der Wasserspiegel, verbunden mit radialen Strömungsrichtungen, modifiziert. Dieser Vorgang ist beispielhaft in Abb.2 und 4 dargestellt. Die gemessenen Potentialaufhöhungen betragen bis zu 100 cm, sie werden von zwei benachbarten Pegeln synchron angezeigt. Als Ursache dieser Aufhöhungen kommen starke Zusickerungen aus dem Spülkörper in Frage. Die Strömungsgradienten werden im Abstrombereich der Aufhöhung stark versteilt, sie können bis zu 80 cm auf 240 m (3,3 ‰) betragen.

Die Wasserspiegelaufhöhungen sind stärkeren zeitlichen Schwankungen unterworfen: Während zu Beginn der Messungen (Januar bis März 1984) beide Pegel diesen Effekt zeigen, wird er nicht im Mai festgestellt, tritt jedoch im Juni 1984 wieder auf. Anschließend verschwindet die Aufhöhung bis zum Spätsommer, um im Dezember wieder aufzutreten. Die Schwankungen in der Zusickerung zum Grundwasser sprechen dafür, daß sich Vorgänge auf dem Spülfeld (z.B. Spülphasen) direkt bis in den Aquifer auswirken.

Der Eintrag von Wasser aus dem Spülfeld in den oberen Grundwasserleiter wird durch Wasseranalysen bestätigt: Gerade unter dem östlichen Zentralteil des Spülfelds wurden spülfeldtypische Inhaltsstoffe in höheren Konzentrationen im Grundwasser nachgewiesen (MIEHLICH et al. 1984).

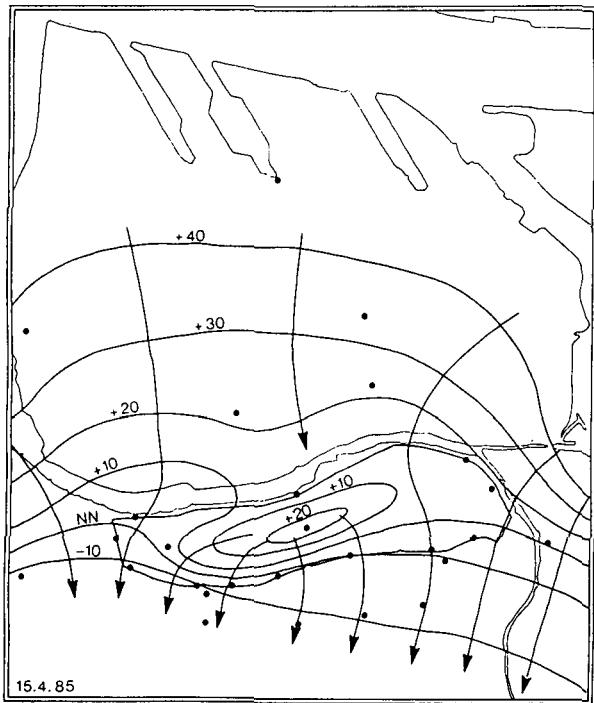


Abb. 2

Abb. 2 - 4 Isolinien und Strömungsrichtungen  
im oberen Grundwasserleiter  
Angaben in cm, Meßpunkte markiert

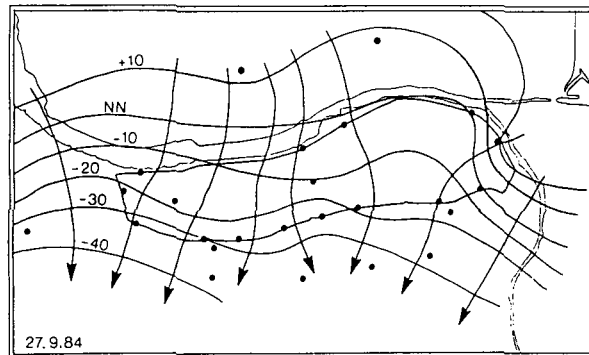


Abb. 3

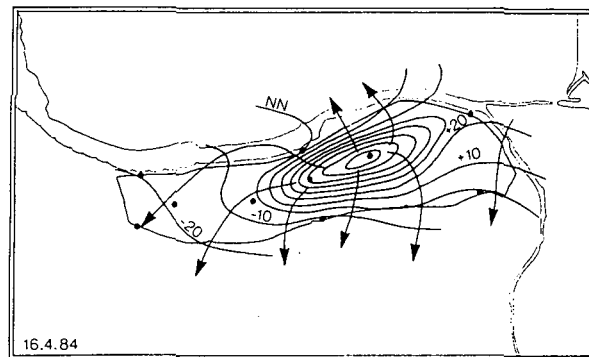


Abb. 4

## Zusammenfassung und Ausblick

Anhand der hydrologischen Messungen konnte gezeigt werden,

- daß hohe hydraulische Potentiale an der Spülfeldbasis auftreten,
- daß im Spülfeldbereich eine Grundwasserströmung Richtung Süden erfolgt und
- daß zeitweilig eine ZUSICKERUNG von Wässern aus dem Spülkörper in den Aquifer stattfindet.

Für eine Prognose der hydraulischen Vorgänge im Grundwasserleiter sowie der Auswirkungen von Verunreinigungen wird zur Zeit ein zweidimensionales Simulationsmodell für das Gesamtgebiet der Hamburger Süderelbmarsch erstellt. Mit Hilfe des Modells soll u.a. ermittelt werden, mit welcher mittleren Strömungsgeschwindigkeit der Spülfeldbereich unterströmt wird und ob die festgestellten Spiegelaufhöhungen nur lokale Effekte im Bereich der Meßstellen oder entsprechend den Abb.2 und 4 großflächig auftreten.

Die Quantifizierung der ZUSICKERRATEN aus dem Spülkörper soll nach Eichung des Modells und Auswertung von Sedimentabfolgen vergleichend mit mehreren Verfahren durchgeführt werden:

- Mit Hilfe der Sedimentabfolgen, gemessener hydraulischer Leitfähigkeiten und hydraulischer Gradienten kann die SICKERRATE punktweise nach DARCY berechnet werden.
- Da Chlorid im System Spülfeld-Aquifer als Tracer eingesetzt werden kann, soll aus Strömungsgeschwindigkeit im Grundwasserleiter, Konzentrationen im Oberstrom, Unterstrom und Sickerwasser die Gesamtmenge an Wasser berechnet werden; die den Grundwasserleiter seit Spülfeldeinrichtung erreicht hat.
- Die Plausibilität von SICKERRATEN soll mit Hilfe des Simulationsmodells überprüft werden.
- Wenn bei abnehmenden Wasserpotentialen im Spülkörper die unkontrollierbaren Dammdurchsickerungen am Spülfeldrand versiegen und die Voraussetzungen zu einer quantitativen Erfassung des Spülwassers sowie des Oberflächenabflusses gegeben sind ist die Anwendung eines Wasserhaushaltsansatzes beabsichtigt.

## Literatur

- BAUBEHÖRDE HAMBURG (1983):** Fachplan Wasserversorgung Hamburg. Amt für Wasserwirtschaft und Stadtentwässerung, 104 S., Hamburg - **MIEHLICH, G. et al. (1984):** Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülflächen. 2. Zwischenbericht. 185 S. und Datenband, Hamburg - **PALUSKA, A. (1976):** Mittel- und jungpleistozäne Sedimente der Alster und ihre Bedeutung für die Genese und Stratigraphie des Elbtales. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg, Sonderband Alster, S. 57-80, Hamburg

WASSERHAUSHALTSUNTERSUCHUNGEN AN NATÜRLICH GELAGERTEN

BODENAGGREGATEN

von

Gunzelmann, M. und R. Horn<sup>+</sup>

Einleitung

Das Wasser ist für die Lebensvorgänge der Pflanze von großer Bedeutung. Will man den Boden als Wasserreservoir für die Pflanze beurteilen, oder das Gewicht des ökologischen Faktors Wasser mit dem anderer Faktoren vergleichen, so ist die Kenntnis des Bodenwasserhaushaltes in Abhängigkeit von Zeit und Raum sehr hilfreich. Bei Wasserhaushaltsmodellen wird in homogenen Böden eine schichtförmig vordringende Wasserfront angenommen, Quellung und Schrumpfung führt aber zu einer Porungsheterogenität die mehrere Wasserfronten hervorruft (BEVEN und GERMAN, 1982) wobei in diesen aggregierten Böden eine Heterogenität der Porung im Mikrobereich auf der Ebene des Bodengefüges dazu kommt. Dies könnte zur Folge haben, daß ein Unterschied zwischen der Porengrößenverteilung des Gesamtbodens und der des Aggregates besteht, und im Einzelaggregat die Porengrößenverteilung ebenfalls einer bestimmten Gesetzmässigkeit unterliegt. Die daraus sich ergebende Bedeutung der Aggregation für die Porung und damit für die Wasseraufnahme der Pflanze zu untersuchen, ist Ziel unserer Arbeiten.

Material und Methoden

Die Untersuchungen werden an zwei unterschiedlich strukturierten und texturierten Standorten durchgeführt. Bodentypologisch handelt es sich um einen braunen Auenboden aus Rotmainsedimenten und einen Pelosol - Gley aus Amaltheenton. Außer einer allgemeinen bodenphysikalischen und - chemischen Kennzeichnung, werden die tiefenabhängigen Wasserhaushaltsparameter in situ erfasst. Im Labor wurden zur Klärung der Porungsverhältnisse im Mikrobereich spezielle bodenphysikalische Analysen sowie Aufnahmen am Rasterelektronenmikroskop vorgenommen. Der Aueboden gliedert sich in einen geringmächtigen, lehmig - sandigen, krümeligen Ah-Horizont und mehrere sandig - lehmige M - Horizonte in denen je nach Sedimentationsalter Einzelkorngefüge, Subpolyeder und Prismen vorliegen. Der Pelosol - Gley zeichnet sich durch tonig - lehmige und lehmig - tonige Bodenarten aus, das Gefüge reicht von krümelig - subpolyedrisch im Oberboden bis zu polyedrisch im p und Gr - Horizont. Er ist reich an Sekundärporen, die mit zunehmender Profiltiefe abnehmen (Tab.1).

<sup>+</sup>  
Lehrstuhl f. Bodenkunde und Bodengeographie,  
Postfach 3008, 8580 Bayreuth

Durch Quellung und Schrumpfung entstehen Aggregate, die sich vom Gesamtboden durch zunehmende Heterogenisierung der Körnung in Form und Größe, durch Dichtlagerung und durch ein daraus resultierendes geringeres Gesamtporenvolumen unterscheiden. Um diese Theorie zu belegen, wird die  $pF/WG$  - und Leitfähigkeits/Wasserspannungs - Beziehung mit Mikrotensiometern ermittelt, und die gesättigte Leitfähigkeit von natürlich gelagerten Bodenaggregaten bestimmt. Die visuelle Untersuchung der Aggregate erfolgt mit dem Rasterelektronenmikroskop.

Da es sich bei Aggregaten um Bodenstrukturen von kleiner 0.5cm bis 2cm Größe handelt, muß das Tensiometer genügend klein sein, um im Aggregat punktuell zu messen und das System nicht zu zerstören. Dazu wurden von uns Mikrotensiometer entwickelt. Eine keramische Zelle von 1mm Durchmesser wird in eine feine Glaskapillare eingegossen und mit einem Hartkunststoff - Gehäuse verbunden. Das System wird luftfrei mit Wasser gefüllt. Der in der Glaskapillare entstehende Unterdruck wird mittels Druckaufnehmer registriert. Das Aggregat wird auf eine keramische Platte gelegt, an der Unterdruck angelegt wird. Auf diese Weise können wir mit zwei Mikrotensiometern, die in verschiedenen Abständen im Aggregat plaziert werden, Wasserspannungen und damit bei Kenntnis der  $pF/WG$  - Kurve die ungesättigte Leitfähigkeit im Aggregat messen. Als Problem erwies sich das möglichst störungsfreie Einführen der Tensiometer in das Aggregat. Deswegen wurde ein Messtisch konstruiert, auf dessen Platte zwei Halterungen für die Tensiometergehäuse angebracht sind. Diese sind in alle drei Raumrichtungen beweglich.

### Ergebnisse

In Abb.1 sind die  $PF$  - Kurven von Einzelaggregaten und des Gesamtbodens des Ah - Horizonts des Pelosol - Gleys dargestellt. Man erkennt, daß das Einzelaggregat ein geringeres GPV, sowie einen höheren Anteil an Feinporen als die Gesamthorizontprobe aufweist. Freie Quellfähigkeit der Einzelaggregate kann aber zu einem wesentlich höheren Feinporenanteil und höherem GPV als im Gesamtboden führen. Beim Vergleichsstandort (in Abb.2) beobachten wir ebenfalls ein niedrigeres GPV und höheren Feinporenanteil im Einzelaggregat. Der Gesamtboden hat einen wesentlich größeren Anteil an Grobporen. Abb.3 zeigt eine Leitfähigkeits/Wasserspannungs - Beziehung eines P - Horizont Einzelaggregates im Vergleich zu der des Gesamthorizonts. Man erkennt, dass die  $K$  - Werte der Kurve des Einzelaggregates um 1 bis 2 Zehnerpotenzen niedriger liegen als die des Gesamtbodens. Dies deutet auf eine Massierung kleinerer Poren im Aggregat hin. Gestützt wird diese Theorie der Porungsheterogenität auch durch den Vergleich der gesättigten Wasserleitfähigkeiten zw. Einzelaggregaten und den Horizontwerten des Pelosol - Gleys (siehe Tab. 2). Diese Werte zeigen eindeutig, daß Wasser- und Stofftransport in Tonböden hauptsächlich in Sekundärporen vor sich gehen und daher auch die Flüsse getrennt betrachtet werden müssen. Steigende Aggregation führt zu größeren Unterschieden zwischen den  $k_f$ -Werten. In Bezug auf die Porengrößenverteilung im Aggregatinneren zeigen erste REM - Aufnahmen (Abb.4) eine zusätzliche Porungsheterogenisierung. Feinere Poren dominieren im Außenbereich des Aggregates während im Inneren der Anteil an größeren Poren höher liegt.



Zusammenfassung

Es wird deutlich, daß Tonböden mit zunehmender Aggregierung ein deutlich heterogenes Porensystem besitzen. Im Einzelaggregat ist im Vergleich zum Gesamtboden eine Massierung feiner Poren zu finden. Es scheint auch im Aggregat eine Porengrößenverteilung selbst einzusetzen. Welche Auswirkungen dies für die quantitative Behandlung des Wasserhaushaltes bei verschiedenen aggregierten Böden sowie für die Wasseraufnahme der Pflanze hat, muß in weiteren Untersuchungen geklärt werden.

Literatur:

BEVEN, K. und GERMAN, P. (1982): Macropores and water flow in Soils, Water Resour. Research, 18: 1311-1325.

Danksagung: Die Untersuchungen werden im Rahmen des SFB 137 Proj. C2 von der DFG gefördert, wofür wir uns herzlich bedanken.

Tab.1: Physikalische Eigenschaften der untersuchten Böden

Pelosol - Gley aus Amaltheenton

Horizont	Gefüge	Kf(cm/d)	Körng.	Wassergehalt bei pF			dB	
				1.8	2.5	4.2		
Ah	0-30cm krü-subpol.	925	tL	64	56	51	30	0.89
P	30-70cm pol.	139	1T	47	46	44	33	1.35
Gr	70cm pol.	2.2	T	36	36	36	30	1.60

Brauner Auenboden aus Rotmainsedimenten

Horizont	Gefüge	Kf(cm/d)	Körng.	Wassergehalt bei pF			dB	
				1.8	2.5	4.2		
Ah	0-15cm krü.	1036	1S	50	25	21	11	1.25
M1	15-55cm E.korn	190	sL	42	25	23	17	1.46
M2	55-105cm "	328	sL	40	31	27	19	1.53
M3	105-145cm subpol.	20	uL	38	35	29	24	1.59
M4	145-200cm prism.	120	uL	38	37	31	23	1.55

	Gesättigte Wasserleitfähigkeit		Kf (cm/s)
	Einzelaggregat	Gesamtboden	
	$\bar{x}$	geo. Mitt. s	$\bar{x}$
<b>Pelosoil-Gley</b>			
Ah	$3,6 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-6}$	$1,1 \times 10^{-2}$
P	$4,8 \times 10^{-6}$	$3,9 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-3}$
Gp	$6,0 \times 10^{-6}$	$5,4 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-5}$
<b>Fliesenboden</b>			
Ah			$1,2 \times 10^{-2}$
M <sub>65</sub>			$2,2 \times 10^{-3}$
M <sub>100</sub>	$6,3 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$	$3,8 \times 10^{-3}$
M <sub>150</sub>			$2,3 \times 10^{-4}$
M <sub>200</sub>	$3,4 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-3}$

Tab. 2: Gesättigte Leitfähigkeiten von Einzelaggregaten und Gesamtbodenproben des Pelosoil-Gley

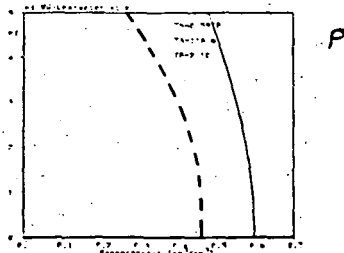
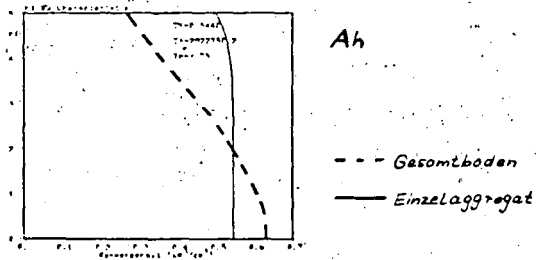


Abb. 1: PF-WG-Beziehungen von Einzelaggregaten und Gesamtbodenproben des Pelosoil-Gley

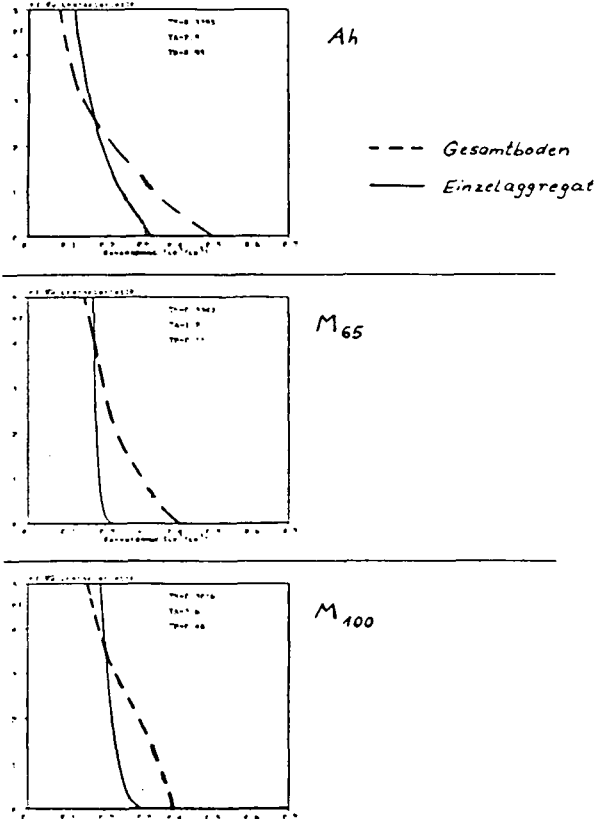


Abb.2: PF-Wg-Beziehungen von Einzelaggregaten und Gesamtbodenproben des braunen Auenbodens

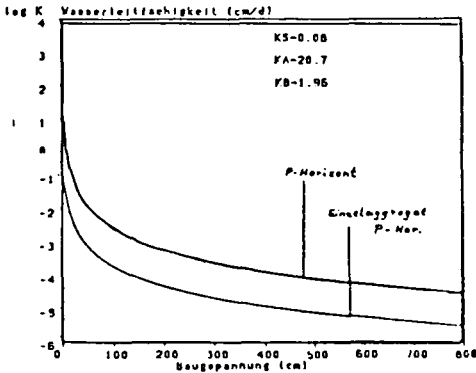


Abb.3: Leitfähigkeits-Wasserspannungs-Beziehungen von Einzelaggregaten und Gesamtbodenprobe des Pelosol-Gleys (P-Horizont)

### Aggregatbereich

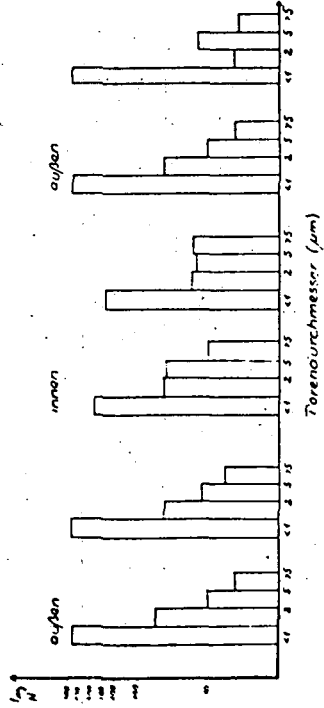


Abb. 4: Porengößenverteilung im Einzelaggregat (REH-Aufnahmen)

Der Lagerungszustand natürlicher Böden im Vergleich zur  
theoretischen Normalverdichtung

von

Hartge, K.H.<sup>+</sup>)

1) Einleitung und Problemstellung

Trotz jahrelanger häufig wiederholter Bemühungen ist es nicht gelungen eine Einheit zu finden, die das Gefüge eines Bodens mit einer einzigen Zahl so charakterisiert, daß diese Zahl eine weite Verbreitung gefunden hätte.

Die Ursache hierfür liegt in der Komplexität des Begriffes Struktur, die etwa derjenigen der Begriffe "Gare" oder "Humusversorgung" gleichkommt.

Diese unbequeme Situation liegt leider auch bei dem Begriff "Verdichtung" vor, obgleich er gegenüber dem Begriff "Gefüge" schon eine Einengung bedeutet. Dies ist heute besonders nachteilig, weil der Begriff der Verdichtung im Bodenschutzkonzept der Bundesregierung und in den Handlungsanweisungen des BMFT so stark herausgestellt wird.

Eine Einengung allein reicht also noch nicht aus um die gewünschte deutliche und allgemein anwendbare Charakterisierung zu erreichen.

Es muß offensichtlich außer der Einengung noch eine weitere Spezifizierung der zur Charakterisierung heranzuziehenden Größe erfolgen.

Eine Möglichkeit einer solchen Weiterspezifizierung liegt darin, anstelle einer Zahl eine Funktion zu verwenden.

Da es sich bei einem Bodengefüge, das durch seinen Verdichtungszustand charakterisiert werden soll, um eine Eigenschaft des ganzen Profils handeln muß, ist eine Funktion der Bodentiefe hier zunächst ins Auge zu fassen.

Es ist allgemein bekannt, daß der Verdichtungszustand des Bodens durch zusätzliche Belastung meistens erhöht wird, und die relativ hohe Dichte der Unterböden wird ohne weiteres der Last der darüber liegenden Bodenpartien zugeschrieben.

Offensichtlich ist also die Last hier ein entscheidender Parameter. Es bietet sich infolgedessen an, anstelle der Tiefe im Boden den

<sup>+</sup> Institut f. Bodenkunde, Uni. Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Ergebnis erkennen, daß die Porenziffer bei jeder betrachteten Last um so größer ist, je größer der Winkel der inneren Reibung ist. Im vorliegenden Falle nimmt er mit zunehmenden Humusgehalt zu. Die Zunahme ist umso bedeutungsvoller, je höher die Belastung wird. Hier wird also ein Aspekt der Struktur-Stabilität erfaßt.

In Abb.2 sind für die Vegetationstypen Wald, Hochgras- und Kurzgrassteppe die Drucksetzungskurven einiger Böden dargestellt. Die Bodentypen sind nach der US Soil Taxonomy angegeben. Hierzu wurden Angaben der Autoren verwandt bzw. die Angaben der Autoren aus anderen Systemen roh übertragen.

Vergleicht man Abb.1 rechts und Abb.2 so erkennt man, daß die Kurven der Laborböden so hoch im Koordinatensystem liegen wie Wald- bzw. Hochgrassteppenböden, aber so geringe Neigungen haben wie Kurzgrassteppenböden.

Als Interpretation für diesen Sachverhalt wird die folgende Hypothese aufgestellt:

Die geringen Porenziffern an den rechten Enden der Kurven der Freilandböden sind Folge einer starken Kompression. Als Ursache hierfür kommt eigentlich nur Austrocknung in Frage. Hier reicht einmal die Austrocknung auf PWP ( $\sim 1,5 \text{ M Pa}$ ) aus um den  $10^4$  fachen Effekt der Bodenlast zu erzeugen. Die hier durchgegebene Kontraktion durch Meniskenzug wird durch Bioturbation wieder aufgehoben. Dieses ist in ariden Kurzgrassteppenböden geringer als in Hochgrassteppenböden. In Waldböden ist sie im Oberboden besonders hoch, weil die Wirkung mehrjähriger Wurzeln und des Winddrucks auf sie hinzu kommt. Baumgewicht und Winddruck verhindern andererseits, daß die bioturbate Lockerung des Unterbodens das Ausmaß wie bei den Hochgrassteppenböden erreicht. Das verschiedene Ausmaß der Steigung der Geraden innerhalb einer Vegetationsgruppe in Abb.2 ist dann als Folge des jeweils verschiedenen Ausmaßes der Bioturbation anzusehen.

Es scheint sich abzuzeichnen, daß die bioturbate Lockerung vorher getrockneter (=geschrumpfter) Böden diese in einen Zustand der Lagerung versetzt, der der Normalverdichtung entspricht, weil dann nur das Ausmaß der Anhebung und das Gewicht des darüber liegenden Bodens das Ergebnis beeinflusst. Dies kommt dadurch zustande, daß bei jeder Lockerung, die ja nur durch Anhebung erzeugt werden kann, jede weitere Bewegung (=Hebung) immer leichter abläuft, weil mit zunehmender Lockerung die Normalspannung ( $\sigma_n$ ) an allen Kontaktstellen abnimmt. Dabei wird wegen  $\tau = \mu \cdot \sigma_n$  auch der Scherwiderstand ( $\tau$ ) vermindert. Umgekehrt wächst  $\tau$  mit jedem weiteren Verdichtungsschritt, weil dann  $\sigma_n$  auf allen Kontaktebenen zunimmt. Daher nimmt zur Bodenoberfläche hin jede Lockerung zu,

eigentlich wirksamen Parameter, nämlich die Bodenlast bzw. die Funktion der Dichte mit Last zu verwenden.

Es fragt sich nun noch, in welcher Art diese beiden Parameter dargeseilt werden sollen.

Wenn man die Erfahrungen aus der bodenmechanischen Literatur aufgreift, dann bietet es sich an, die Funktion der Porenziffer ( $\xi = V_p/V_{fest}$ ) in Abhängigkeit von der vertikalen Spannung ( $\sigma_i = \Sigma(d_{Bi} \cdot z_i) \cdot g$ ) heranzuziehen und daraus eine der Drucksetzungskurve entsprechende Funktion zu errechnen. Im Folgenden wird versucht, einige Auswertungen von Profildaten in dieser Richtung zu interpretieren (Kezdi 1969, Koolen u. Kuipers, 1983).

## 2) Material und Methoden

1. Ein humoser Sandboden ( 5% organ. Substanz, 55% g+mS, 42% fS) wurde mit reinem Quarzsand (0,09% org. Substanz, 98% gS, 1% mS) gemischt, sodaß der Anteil an organischer Substanz von 5% auf 3,5, 2,25 bzw. 1,57 % verdünnt wurde, ohne seine physikalisch wirksamen Eigenschaften zu verändern.

Von den entstandenen Mischungsgliedern wurden die Drucksetzungskurven bestimmt. Als Wassergehalt wurde 7% (Gewicht) gewählt. Bei höheren Wassergehalten bildete sich im Sand freies Wasser, bei geringeren wurde der humose Sand nicht merkbar feucht. Die Drucksetzungskurven sind in Abb.1 rechts dargestellt. Außerdem wurde von den gleichen Mischungsgliedern die Coulomb'sche Gerade bestimmt (Ringschergerät im Labor) (Abb.1 links). Aus ihrer Lage ergaben sich die Winkel der Inneren Reibung.

2. Aus einer größeren Anzahl von Profildaten, aus denen im gleichen Koordinatensystem wie bei (1.) die Regression  $\xi = f(\sigma_i)$  gezeichnet worden waren (Hartge, 1986) wurden für Waldböden aus allen Kontinenten der nördlichen Hemisphäre die Extremfälle, sowie einige typische Fälle aus dem Bereich der Hochgras- und der Kurzgrassteppe herausgesucht (Abb.2).

## 3) Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse des Laborversuches zeigen, daß in dem Koordinatensystem  $\xi$  und  $\log \sigma_i$  Geraden erhalten werden. Dies war nach den Erfahrungen aus der Bodenmechanik wahrscheinlich zu erwarten, obgleich dort auch von anderen Formen des Zusammenhanges berichtet wird (Koolen u. Kuipers 1983). Die Abbildung läßt als wesentlichstes

Jedes durch das Bodengewicht bedingte Nachsacken hingegen regelmäßig ab. Der Zusammenhang folgt offenbar einer Geraden im log-normalen Koordinatensystem. Je lebhafter die Auflockerung ist, desto höher kann die Anhebung werden, desto steiler liegt dann die Normalverdichtungskurve.

Für diese Aussage spricht auch, daß die Linearität nicht auftritt, wenn ein Gefügeeinsturz infolge Podsolierung auftritt (Abb.2 nach unten abgeknickte Kurve) (Hartge 1964). Ebenso kommen Abweichungen von der Linearität mit Abknicken nach oben und anschließend erneuter Linearität auf. Sie gehören zu Böden mit besonders stark ausgeprägtem  $A_H$ -Horizont.

Böden im Grundwasserbereich, bei denen größere Anteile des Profils seit der Sedimentation niemals ausgetrocknet waren (Marschen, Auen, viele Gleie) zeigen ein hiervon völlig abweichendes Verhalten (Hartge u. Sommer 1982). Jegliche vorübergehende Belastung des Bodens durch Maschinen oder Tritt erzeugt signifikante Abweichungen von der linearen Normalverdichtungskurve in diesem Koordinatensystem.

### Zusammenfassung

Das Gefüge eines Bodens und damit seines Verdichtungszustandes lassen sich durch die Funktion  $\xi(\sigma)$  kennzeichnen. Terrestrische Böden, deren Gefügebildungen durch bioturbate Lockerung der trocknungskontrahierten Matrix gekennzeichnet ist, haben bei log-normaler Darstellung der genannten Funktion lineare Drucksetzungskurven - sind somit normalverdichtet.

### Literatur

- HARTGE, K.H., 1964 : Volumen und Größenverteilung der Hohlräumen in Braunerden und Podsolen aus Sand; Zt. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 106, 1-12
- HARTGE, K.H., 1986 : A Concept of Compaction; Zt. Pflanzenern. u. Bodenk., im Druck
- HARTGE, K.H. u. SOMMER, C; 1982 : Einfluß der Bodenentwicklung auf den Zusammenhang zw. Lagerungszustand u. vertikaler Spannung im Boden; Zt. Pflanzenern. u. Bodenk.; 145, 25-35
- KEZDI, A. 1969 : Handbuch der Bodenmechanik, VEB Bauwesen Berlin
- KOOLEN, A.J. u. KUIPERS, H., 1983 : Agricultural Soil Mechanics, Springer Heidelberg



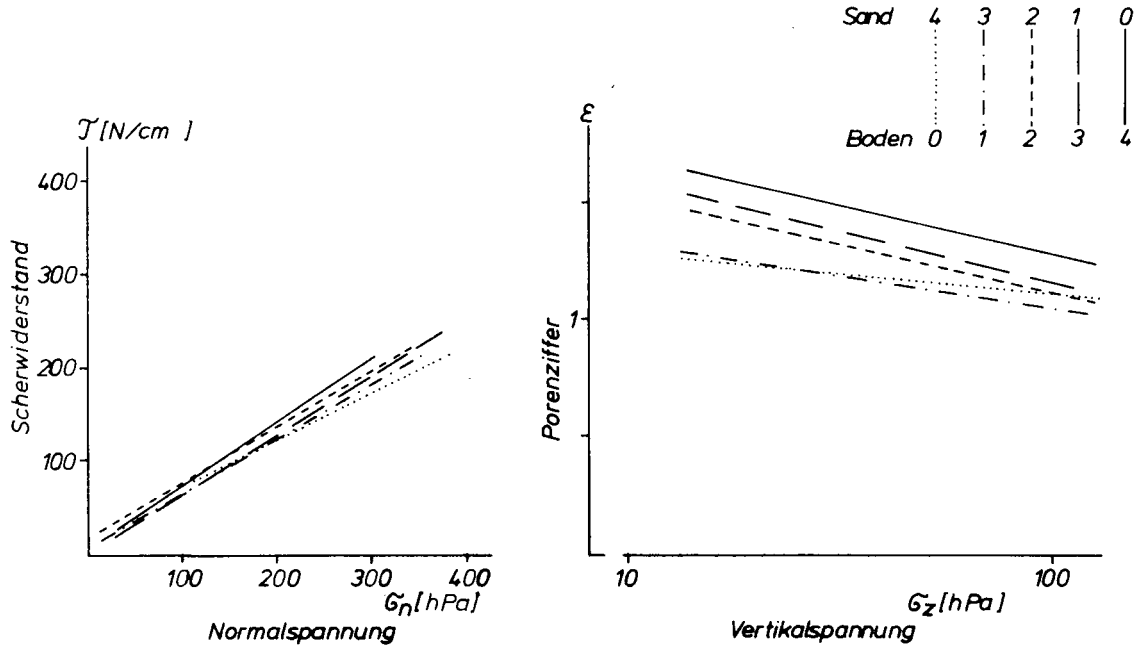


Abb. 1: Scherwiderstand in Abhängigkeit von der Normalspannung (links) und Porenziffer in Abhängigkeit von der vertikalen Spannung (Auflast) (links)

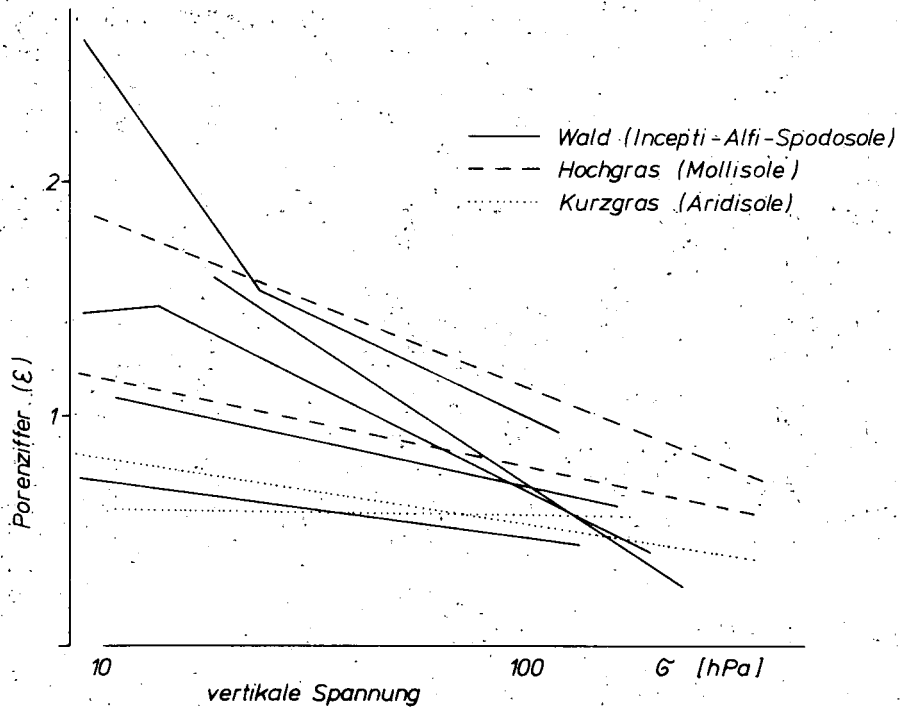


Abb. 2: Drucksetzungskurven ungenutzter Böden verschiedener Vegetationszonen

DER EINFLUSS DER BODENBEARBEITUNG AUF DIE  
MECHANISCHE BELASTBARKEIT VON BÖDEN ALS  
PFLANZENSTANDORT

von

Horn, R. <sup>\*)</sup>

In neuerer Zeit wird der Bodenbearbeitung und Pflege im Ackerbau ein steigendes, kritisches Interesse entgegengebracht, denn durch die Entwicklung schwererer, leistungsstärkerer, landwirtschaftlicher Maschinen und Geräte wird die Verdichtungsgefahr trotz breiterer Reifen bei daher gleichem Raddruck zusätzlich erhöht. Dies führt dazu, daß je nach der Eigenstabilität des Bodens dieser nach einer Bodenbearbeitung sogar im Unterboden bis in größerer Tiefe stärker verdichtet ist als jemals zuvor und damit langanhaltend ungünstigere Standortverhältnisse dort vorliegen.

Da der Einfluß unterschiedlicher Bodenbearbeitungsformen: pfluglose Bewirtschaftung, minimale Bodenbearbeitung mit der Fräse (2 cm tief) bzw. konventionell mit dem Streichblechpflug auf die mechanische Belastbarkeit von Böden sowie die dabei ablaufenden Prozesse im Boden noch ungeklärt ist, wurden auf einem Kolluvium über Parabraunerde aus Löß (Versuchsgut Marienstein, Göttingen; Variante: pfluglos, konventionell) sowie einem Pseudogley-Pelosol aus Feuerletten (Bayreuth) folgende Messungen durchgeführt:

- Drucksetzung und Ableitung des Wertes für die Vorbelastung, Vorentwässerung: 60, 300 mbar
- Druckfortpflanzung an Bodenmonolithen und Errechnung der Konzentrationsfaktoren, Vorentwässerung: 60 mbar

---

\*) Lehrstuhl Bodenkunde, Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, Postfach 3008, 8580 Bayreuth

- Auflastabhängige Änderung der Luftpermeabilität und des Eindringwiderstandes, Vorentwässerung: 60 mbar
- Aggregatlagerungsdichtevertelung in verschiedenen Aggregatfraktionen
- Intraaggregatporung mit dem Rasterelektronenmikroskop.

Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen:

- 1) Die ungepflügten bzw. minimal bearbeiteten Parzellen sind stabiler als die Böden mit konventioneller Pflugarbeit.
- 2) Stärkere Belastungen führen nur zu einer geringeren Verschlechterung der Luftpermeabilität und des Eindringwiderstandes auf den unbearbeiteten bzw. minimal bearbeiteten Parzellen im Vergleich zu gepflügten Böden und somit zu günstigeren Standortverhältnissen.
- 3) Die höhere Stabilität ist auf die unterschiedliche Porengeometrie und Spannungsverteilung im Boden zurückzuführen und läßt sich auch mit dem Aufbau der Aggregate selbst erklären.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse erfolgt an anderer Stelle.

Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder

II. Inhaltsstoffe in Spülfeldsedimenten und Porenwässern

von

Maaß, B., G. Miehlich u. A. Gröngröft<sup>+)</sup>

Einleitung

Zur Abschätzung der Grundwasserbelastung durch Hafenschlick-Spülfelder ist es erforderlich, die Schadstoffgehalte der Sickerwässer zu kennen. Hierzu müssen zunächst die Schadstoffkonzentration, die -bindungsform und die physiko-chemischen Eigenschaften der Sedimente bekannt sein. Darüberhinaus werden die Schadstoffgehalte der Porenwässer vor allem vom Redoxpotential, dem pH-Wert, dem Gehalt an abbaubarer organischer Substanz und der mikrobiellen Aktivität bestimmt (HERMS 1978). Alle diese gehaltsbestimmenden Parameter sind keine festgelegten Größen, sondern können sowohl räumlich als auch zeitlich variieren. Ziel dieser Untersuchung ist es, Sedimenteigenschaften und Porenwässer von Spülfeldern zu beschreiben und zu typisieren.

Probennahmen und Untersuchungsmethoden

Zur Gewinnung möglichst wenig gestörter Sedimentproben aus dem gesamten Spülkörper wurden insgesamt 13 Schlauchkernbohrungen in drei Spülfeldern niedergebracht. Die Bestimmung der Elementgehalte erfolgte mit der RFA. Das Probenmaterial wurde vermahlen, bei 105 °C getrocknet und mit 0,3 % Plexigum N 80 als Bindemittel in Messingringen zu Tabletten gepreßt. Die Bestimmung der Schwermetalle und des Arsens erfolgte nach der Standard-Additionsmethode in Anlehnung an LICHTFUSS (1978). Cadmium wurde nach Königswasseraufschluß in der Graphitrohr-AAS gemessen.

Zur Entnahme von Wasserproben aus dem Spülfeldbereich standen Brunnen zur Verfügung, die in der tiefsten Sandschicht oberhalb der Spülfeldsohle verfiltriert sind. Die Probennahmen erfolgten mittels einer Tauchpumpe nach einer Abpumpzeit von 30 min. Das für die Schwermetalluntersuchung bestimmte Wasser wurde noch im Gelände filtriert ( $\leq 0,45 \mu\text{m}$ ) und mit  $\text{HNO}_3$  angesäuert. Die Schwermetalle Blei, Kupfer, Cadmium und das Arsen wurden mit der Graphitrohr-AAS, Eisen, Mangan, Zink, Calcium und Magnesium mit der Flammen-AAS und Kalium und Natrium mit dem Flammenphotometer gemessen. Die Anionen Chlorid, Sulfat, Nitrat und Nitrit wurden am Ionenchromatograph und Ammonium mittels Wasserdampfdestillation bestimmt.

<sup>+)</sup>  Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Allende Platz 2, D-2000 Hamburg 13

### Zusammensetzung der Spülfeldsedimente

Durch den Spülvorgang wird das im Hamburger Hafen gebaggerte Material entsprechend seiner Korngröße klassiert. Dies führt zu einer relativ scharfen Abgrenzung zwischen Schlack und Sand.

Bei dem in Spülfeldern deponierten Hafenschlack handelt es sich um ein feinkörniges Sediment der Elbe mit einem hohen Anteil von 10 - 25 % organischer Substanz. Die Korngrößenanalyse ergab, daß die Summe aus Ton und Schluff meist über 70 % liegt. Diese Zusammensetzung der Schlacke führt zu einer Kationenaustauschkapazität zwischen 20 und 50 mval/100g mit einem Median von 35 mval/100g. Bei den in Spülfeldern vorherrschenden pH-Werten zwischen 6,5 und 7,5 liegt die Basensättigung bei nahezu 100 %. Die relativ hohe Sorptionsfähigkeit der Schlacke für kationische Schadstoffe führt dazu, daß die in den Industriegebieten der DDR und im Hamburger Hafen in die Elbe eingeleiteten Schwermetalle im Sediment festgelegt werden und nach der Baggerung auf die Spülfelder gelangen.

In Tab.1 sind für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, sowie für das Halbmetall Arsen Minimal-, Maximal- und Medianwert aufgelistet. Die angegebenen Anreicherungs-faktoren beziehen sich auf mittlere Schwermetallgehalte und sind berechnet nach LICHTFUSS (1981, Bezugsbasis 25 % Ton) und HINTZE (1982, Bezugsbasis Si/Al Verhältnis). Für das hier verwendete Probenkollektiv führen beide Rechenwege für Blei, Chrom, Nickel, Zink und Kupfer zu vergleichbaren Ergebnissen. Für Arsen und Cadmium wurde nur der nach LICHTFUSS errechnete Faktor mit in die Tabelle aufgenommen.

Die Spannweite der gemessenen Gehalte ist für Pb, As, Cu und Zn hoch. Ein Vergleich mit im Hafen gemessenen Werten, z.B. PFITZMANN (1983) zeigt aber eine deutliche Abnahme der Extremwerte. Dies liegt daran, daß Baggerung und Spülvorgang zu einer Vermischung unterschiedlich stark belasteter Sedimente führen. Die Spannweite für Chrom und Nickel ist dagegen relativ gering, ein Hinweis darauf, daß sie nur in geringerem Ausmaß anthropogen angereichert sind. Dies zeigt sich auch an den niedrigen Anreicherungs-faktoren zwischen 2 und 3 bzw. 2 und 5. Blei, Arsen, Zink (Anreicherungs-faktoren 10 bis 25) und vor allem Cadmium und Kupfer (Anreicherungs-faktoren zwischen 20 und 50 bzw. 10 und 60) sind in den Spülfeldsedimenten dagegen stark angereichert.

Verglichen mit dem Schlack weist der Spülsand nur geringe Schwermetallkonzentrationen auf. Ein Vergleich mit unbelasteten Sanden aus dem Elbtal zeigt jedoch, daß trotz der geringen Sorptionskapazität von Sanden erhöhte Mediane und Maximalwerte im Spülfeld auftreten. Dieser Befund kommt auch in den Anreicherungs-

faktoren zwischen 1 und 5 zum Ausdruck. Vermutlich sind diese Schwermetallgehalte auf geringe Mengen feinverteilter organischer Substanz (bis zu 1 % C) zurückzuführen., die dem Spülsand auch die häufig beobachtete graue Färbung verleihen.

### Spülfeldporenwasser

In Tab.2 sind die Spannweiten und Mediane der gemessenen Inhaltsstoffe dargestellt. Neben dem Stoffbestand der Spülfeldsedimente sind die im Spülfeld herrschenden hydrologischen und chemo-physikalischen Bedingungen für die Zusammensetzung des Spülfeldporenwassers von entscheidender Bedeutung. Diese Löslichkeitsbestimmenden Rahmenbedingungen ändern sich im Verlauf der Spülfeldentwicklung grundlegend. Nach Ablauf des dem gebaggerten Material in großen Mengen zugesetzten Transportwassers und Abschluß der ersten starken Setzungen bleibt der Spülkörper zunächst wassergesättigt. Es stellen sich niedrige Redoxpotentiale von 0 - 50 mV (THIEME 1983) und pH-Werte zwischen 6,5 und 7,5 ein. Das unter diesen Bedingungen anzutreffende Porenwasser wird im folgenden als "reduzierter Wassertyp" bezeichnet. Die hohe Leitfähigkeit von 3500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  ist die Folge der großen Menge gelöster Salze in diesem Wassertyp. Die wichtigsten Anionen sind Chlorid und Bicarbonat. Es treten hohe Gehalte an  $\text{NH}_4^+$  (bis 170 mg/l, im Schnitt 125 mg/l) und Eisen (bis 120 mg/l, im Schnitt 80 mg/l) auf. Trotz der hohen Gesamtgehalte an Schwermetallen im Schlick sind diese in Porenwässern aus reduzierten Spülfeldbereichen praktisch nicht nachweisbar. Die Bildung von unter reduzierten Bedingungen gut löslichen metallorganischen Komplexen scheint im Spülfeld trotz des hohen Anteils an organischen Substanzen keine Rolle zu spielen. Vermutlich liegt dies daran, daß die organische Substanz im Schlick in einer mikrobiell schlecht abbaubaren Form vorliegt, so daß komplexierende organische Verbindungen nur in kleinem Umfang gebildet werden. Im Gegensatz zu den Schwermetallen tritt Arsen in relativ hohen Konzentrationen auf (bis zu 150  $\mu\text{g}/\text{l}$ ).

Der reduzierte Wassertyp herrscht in allen frisch gespülten Deponien vor. Er kann als Ausgangstyp für die weitere Spülfeldentwicklung betrachtet werden. Im Bereich mächtiger, ungestörter Schlickschichten können sich die Ausgangsbedingungen über mehrere Jahre unverändert erhalten, so daß auch hier der reduzierte Wassertyp angetroffen wird. Während der weiteren Entwicklung des Spülfelds trocknen die obersten Schlickschichten aus. Es bilden sich tiefreichende Schrumpfrisse, durch die Luft und Niederschlagswasser eindringen können. Dabei kommt es zur Oxidation von sulfidischen Verbindungen, Ammonium und zweiwertigem Eisen. Die bei diesen Prozessen gebildeten und mit dem Niederschlagswasser eingetragenen Säuren werden durch die Lösung von Calciumcarbonat neutralisiert. Nachdem die Säurepufferkapazität der Schlicke erschöpft ist, sinken die pH-Werte

(vgl. HERMS u. PLUQUET in diesem Band). Dieser Wassertyp wird als "oxidiertes Wasser" bezeichnet. Er unterscheidet sich vom reduzierten Wassertyp durch das Fehlen von Ammonium und Eisen und das Auftreten der Oxidationsprodukte Nitrat (bis 120 mg/l) und Sulfat (bis 500 mg/l) sowie ein deutliches Ansteigen der Schwermetallkonzentrationen (Cd und Cu bis 80 µg/l, Zn über 5000 µg/l, Pb bis 30 µg/l, As bis 15 µg/l). Die Sedimente sind weitgehend entkalkt, so daß die Ca-Gehalte zurückgehen. Dies gilt auch für die leicht löslichen Salze (Leitfähigkeit unter 1000 µS/cm). Der oxidierte Wassertyp wird vor allem im Bereich oberflächennaher Schlickschichten angetroffen. In Brunnen, die in tieferen Spülfeldschichten verfiltert sind, wurde er bisher nicht nachgewiesen.

Im Bereich der Spülfläche Francop wurde ein Mischtyp festgestellt. Die Menge an gelösten Salzen ist noch hoch, der Ca-Gehalt ist aufgrund der verstärkten Kalklösung sogar gestiegen (bis 760 mg/l). Neben typischen Oxidationsprodukten (Sulfat, Nitrat) treten auch noch Stoffe auf, die auf ein niedrigeres Redoxpotential hinweisen (Eisen bis 94 mg/l,  $\text{NH}_4^+$  bis 140 mg N/l). Ursache für die große Schwankungsbreite der Inhaltsstoffe ist die stark ausgeprägte räumliche Varianz im Spülfeld sowie eine durch anthropogene Eingriffe geförderte große zeitliche Dynamik in der Spülfeldentwicklung. So stammen die dem reduzierten Wassertyp nahe kommenden Proben vorwiegend vom Beginn der Untersuchung. Durch die in der Zwischenzeit durchgeführten umfangreichen Erdbauarbeiten nähert sich das Porenwasser immer mehr dem oxidierten Typ an. Schwermetalle treten in Francop bislang nicht in nennenswertem Umfang in den Porenlösungen auf. Dies liegt vor allem daran, daß die Brunnen in einer Schicht verfiltert sind, die im allgemeinen nicht direkt vom Umbau betroffen ist. Die Sickerwässer müssen deshalb noch reduzierte Schichten durchströmen, in denen die Schwermetalle wieder festgelegt werden. In diesen Schichten kommt es auch zur Denitrifikation (bzw. Oxidation von Sulfiden durch Nitrat), so daß Nitrat nur in Ausnahmefällen im Porenwasser nachweisbar ist.

### Zusammenfassung

Die chemischen Analysen der unterschiedlichen Spülfeldsedimente haben bestätigt, daß sie hoch mit anorganischen Schadstoffen belastet sind. Die sich im Spülfeldporenwasser einstellenden Konzentrationen sind unabhängig von der Höhe der Feststoffgehalte. In Abhängigkeit von den herrschenden Bedingungen (Redoxpotential, pH-Wert) konnten drei Wassertypen gegeneinander abgegrenzt werden. Dies sind ein reduzierter Wassertyp mit hohen Salz-, Ammonium- und Eisengehalten und niedrigen Schwermetallgehalten, ein oxidiertes Wassertyp mit geringen Salzgehalten, hohen Sulfat-, Nitrat- und Schwermetallkonzentrationen und ein Mischtyp mit hohen Salz-, Ammonium- und Sulfatgehalten und niedrigen Schwermetallgehalten. Dieser dritte Typ wurde vor allem im Bereich der Spülfläche Francop angetroffen.



Literaturverzeichnis

- HERMS, U. und G. BRÜMMER (1978): Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert, Redoxbedingungen und stoffbestand. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 27, 23-24
- HINTZE, B. (1982): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Ablagerungen des Elbe-Unterlaufs. Dissertation, Hamburg.
- LICHTFUSS, R. und G. BRÜMMER (1978): Röntgenfluoreszenzanalyse von umweltrelevanten Spurenelementen in Sedimenten und Böden. Chemical Geology, 21, 51-61.
- LICHTFUSS, R. und G. BRÜMMER (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. Catena, 8, 251-264.
- PFITZMANN, N. (1983): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Sedimente des Hamburger Hafens. Diplomarbeit, Hamburg.
- THIEME, S. (1983): Redoxpotentiale von Hafenschlick und Bodenproben. Diplomarbeit, Hamburg.

	SCHLICK				SAND			
	Min.	Max.	Med.	Anrch.	Min.	Max.	Med.	Anrch.
org. Subst. %	9,6	25,4	16,6		0,1	1,6	0,2	
KAK mval/100g	21,2	48,4	34,8		n.b.	n.b.	n.b.	
Arsen mg/kg	34	372	166	10-20	1	7	1	1-4
Blei mg/kg	132	950	340	10-20	1	36	10	1-3
Cadmium mg/kg	8	33	18,5	20-50	n.b.	n.b.	n.b.	
Chrom mg/kg	106	318	176	2- 3	13	37	19	1-2
Kupfer mg/kg	142	1086	354	10-60	11	64	24	2-4
Nickel mg/kg	28	215	93	2- 5	1	10	4	1-3
Zink mg/kg	782	5681	1703	10-25	19	100	39	3-5

Tab. 1: Anorganische Schadstoffgehalte in Spülfeldsedimenten  
Anrch. = Anreicherungs-faktoren bezogen auf mittlere Schwermetallgehalte

	reduzierter Wassertyp		oxidierter Wassertyp		Mischtyp	
	Spannweite	Median	Spannweite	Median	Spannweite	Median
Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$	2110-3720	3426	270-886	543	1480-3440	2320
Chlorid $\text{mg}/\text{l}$	144- 199	184	4,3- 85	13,4	78- 158	143
Sulfat $\text{mg}/\text{l}$	<3- 31	<3	65-490	141	8-1580	502
Nitrat $\text{mg}/\text{l}$	<3	<3	4-218	80	<3- 125	<3
Ammonium $\text{mg}/\text{l}$	70- 174	125	<3	<3	1,7- 144	34
Calcium $\text{mg}/\text{l}$	99- 645	497	44-299	109	188- 760	470
Eisen $\text{mg}/\text{l}$	32- 112	79	<0,1-0,2	0,1	<0,1- 94	7,2
Arsen $\mu\text{g}/\text{l}$	12- 159	41	<3-13,6	<3	<3- 281	11
Blei $\mu\text{g}/\text{l}$	<3- 12	<3	<3-29,7	<3	<1- 17	<1
Cadmium $\mu\text{g}/\text{l}$	<0,1- 0,5	<0,1	0,8- 77	11,1	<0,1- 6,2	<0,1
Kupfer $\mu\text{g}/\text{l}$	<3- 31	<3	24- 68	45	<3- 15	<3

Tab. 2: Inhaltsstoffe in Spülfeldporenwässern

Die Bedeutung von Größe und Struktur des Meßvolumens  
für die Eichbeziehungen von Neutronensonden

von  
Melchior, S. u. G. Miehlich +)

Zusammenfassung

Bei der Wassergehaltsbestimmung mit Neutronensonden ist in Böden mit ausgeprägtem Grobgefüge mit einer Deformation des sonst kugelförmigen Meßvolumens der Sonde und mit stark verminderten Impulsraten zu rechnen. Zudem wird gezeigt, wie in relativ homogen gelagerten Böden Kenntnisse zur Ausdehnung und zur inneren Struktur des Meßvolumens bei der Korrektur oberflächennaher Messungen und bei der Auswertung von gravimetrischen Feldeichungen genutzt werden können.

Einleitung

Seit 1983 wird im Rahmen von Untersuchungen zu Wasserhaushalt und Schadstofftransport in den oberflächennahen, ungesättigten Bodenbereichen von Hafenschlickspülflächen in Hamburg (MELCHIOR 1985, GRÖNGRÖFT, MAAß u. MIEHLICH 1985) eine Neutronentiefensonde der Fa. Berthold zur Wassergehaltsbestimmung eingesetzt. Dieselbe Sonde ( $^{241}\text{Am/Be}$ , 100 mCi) wurde bereits bei NEUEs methodischen Untersuchungen eingesetzt, so daß auf dessen Ergebnisse aufgebaut werden konnte (NEUE 1980).

Bei den untersuchten Substraten handelt es sich um Spülfeldsedimente, die im Hamburger Hafen zur Erhaltung der Fahrrinne aus der Elbe gebaggert und mit Transportwasser vermischt auf die Spülfelder gepumpt werden, wo nach der Korngröße klassiert Spülsande und Hafenschlicke absetzen. Die Spülsande sind gut sortierte Mittelsande ohne Ton- und Schluffanteil sowie weniger als 1 % organische Substanz. Die Hafenschlicke bestehen zu 75 - 100 % aus Ton und Schluff (Bodenarten s'L bis u'T). Die organische Substanz liegt fein verteilt im Schlick vor, ihr Anteil steigt mit dem Tongehalt von 11 auf 18 %. Beim Austrocknen schrumpft der Schlick irreversibel. Es entsteht ein pseudohexagonales System 3 - 6 cm breiter und bis zu 60 cm tiefer Risse und harter, säuliger Gefügekörper von 20 - 30 cm Durchmesser. Die Risse werden im Verlauf der Zeit von feinen polyedrischen Gefügekörpern und Pflanzenresten ausgefüllt. Das Trockenraumgewicht liegt in den verfüllten Rissen noch um rund  $0,2 \text{ g/cm}^3$  unter dem der Aggre-

+) Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Allende Platz 2, D-2000 Hamburg 13

gate, das mit im Mittel  $0,8 \text{ g/cm}^3$  bereits recht-niedrig liegt. An verschiedenen Standorten wurde dieser inhomogen gelagerte und im folgenden als "Schlick mit verfüllten Schrumpfrissen" bezeichnete Schlick nachträglich umgelagert oder gepflügt. Dieser relativ homogen gelagerte Schlick wird im folgenden "Schlick ohne Risse" genannt.

Nach NEUE (1980) weist die Neutronensonde ein kugelförmiges Meßvolumen auf. Von den zahlreichen Faktoren, die die Impulsrate zusätzlich zum Wassergehalt beeinflussen können - Humusgehalt, Ton- und Schluffgehalt, Kristallwasseranteil, Elementgehalte - übt nach NEUE einzig das Trockenraumgewicht des Bodens entscheidenden Einfluß aus (NEUE 1980, Abb.48-52). Bei gleichem Wassergehalt steigt die Impulsrate mit dem Trockenraumgewicht, und dieser Einfluß nimmt mit steigendem Wassergehalt ab. Ohne Berücksichtigung des Trockenraumgewichts können Fehlbestimmungen des Wassergehalts um bis zu 10 Vol% auftreten. Die anderen Faktoren bewirken nach NEUE lediglich einen im gesamten Feuchtebereich einheitlichen und über die Zeit konstanten Bremsuntergrund der Messung, der bei der gravimetrischen Feldeichung eliminiert wird. Im folgenden wird gezeigt, daß zusätzlich zu den bekannten Faktoren auch das Makrogrobgefüge des Bodens erheblichen Einfluß auf die Impulsrate haben kann.

#### Der Einfluß des Makrogrobgefüges auf die Sondenmessung

Die aus den gravimetrischen Feldeichungen resultierenden Eichpunkte sind in Abb.1 zusammengefaßt. Aus insgesamt zehn Eichprobennahmen (ca. 500 Stechzylinder mit  $100 \text{ cm}^3$  Inhalt in 10 cm Tiefenabständen zu acht Parallelen pro Tiefe) wurden jeweils nur solche Werte berücksichtigt, die nicht durch Streuungsverluste über die Bodenoberfläche oder durch Schichtgrenzen verfälscht sind. Bei den relativ homogenen Substraten Sand und Schlick ohne Risse wurden die arithmetischen Mittel aus den Stechzylinderparallelen einer Meßtiefe gebildet und dargestellt, während im Schlick mit verfüllten Schrumpfrissen aus den getrennt aus Aggregaten und Rissen entnommenen Stechzylindern jeweils gesondert die Mittelwerte für Aggregate und verfüllte Risse gebildet wurden. Diese mittleren Wassergehalte und Trockenraumgewichte in Aggregaten und Rissen wurden dann den Raumanteilen entsprechend, die von Aggregaten und Rissen eingenommen werden (2:1), zueinander gewichtet. Um die Eichpunkte untereinander vergleichen zu können, wurde daraufhin der unterschiedlich starke Raumgewichtseinfluß auf die Impulsraten (s. NEUE 1980, 107 pp.) aus den Daten herausgerechnet, indem die Impulsraten auf ein einheitliches Trockenraumgewicht bezogen wurden (im Schlick  $0,8 \text{ g/cm}^3$ , im Sand  $1,55 \text{ g/cm}^3$ ). Zu Vergleichzwecken wurden zudem NEUES Eichgeraden bei den entsprechenden Raumgewichten gestrichelt in die Abbildung mit eingezeichnet.

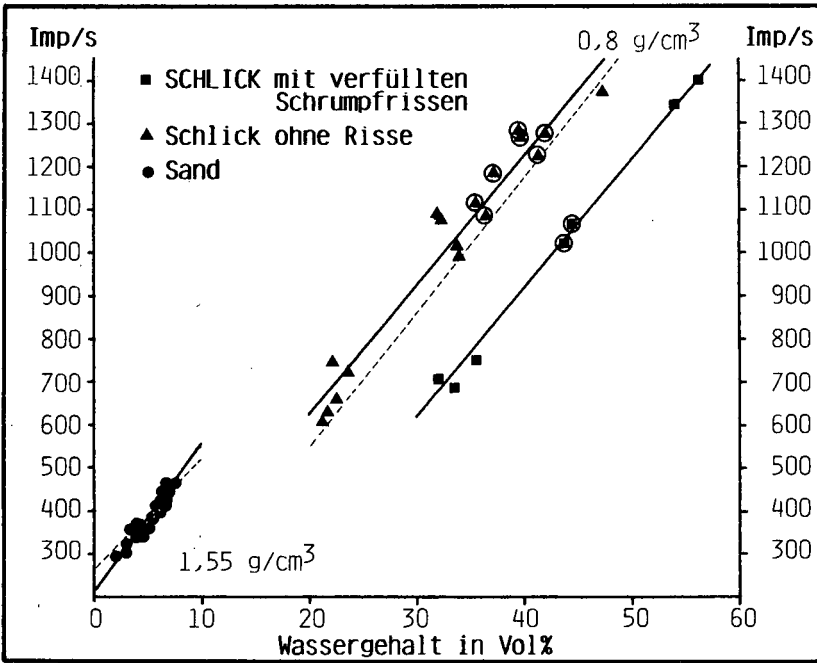


Abb.1: Neutronensonden-Eichgeraden in Böden mit und ohne Makrogrubgefüge (weitere Erläuterung im Text)

Die Eichpunkte streuen in den Sanden recht eng um NEUES Gerade im Bereich von 2 - 7 Vol% Feuchte. Bei den Schlicken ergeben sich jedoch deutliche Abweichungen. Die Eichgerade im Schlick ohne Risse verläuft rund 60 Impulse/s (das entspricht knapp 2 Vol% Feuchte) oberhalb NEUES Gerade, was mit dem im Schlick gegenüber den von NEUE untersuchten Lössen, Sandlössen und Geschiebenlehmen deutlich höheren Gehalt an organischer Substanz erklärt werden kann. Bei den Messungen im Schlick mit verfüllten Schrumpfrissen liegen die Eichpunkte jedoch auf einer Gerade, die mit ca. 270 Imp/s (rund 9 Vol%) deutlich unter NEUES Eichfunktion verläuft. Diese Differenz von rund 11 Vol% Feuchte, die im Vergleich zum Schlick ohne Risse zuwenig angezeigt wird, ist nicht durch unterschiedliche Materialeigenschaften der Schlicke, sondern nur durch das ausgeprägte Makrogrubgefüge zu erklären. Dies wird durch die Ergebnisse zweier Feldeichungen belegt, die in Abb.1 durch Kreise markiert sind. Zunächst wurden Eichproben an einem ungestörtem Standort mit verfüllten Schrumpfrissen entnommen. Die beiden Eichpunkte liegen genau auf der entsprechenden Geraden. Daraufhin wurde der ausgehobene Schlick mechanisch in Splitter und Bröckel unter 2 cm Länge zerkleinert und möglichst homogen wieder eingebaut. Nach dieser Zerstörung des Grubgefüges wurden wiederum Eichproben entnommen. Die resultierenden Eichpunkte rückten dabei alle

in den Bereich des Schlicks ohne Risse. Dieser Sachverhalt zeigt deutlich, daß ein ausgeprägtes Makrogefüge in Böden erhebliche Auswirkungen auf die Wassergehaltsbestimmung mit Neutronensonden hat. Obwohl die Schumpfrisse sogar mit Bodenmaterial verfüllt sind, kehren von den ausgesandten schnellen Neutronen nur ein außergewöhnlich kleiner Teil als langsame, thermalisierte Neutronen zum Detektor zurück. Die Rückstreuung langsamer Neutronen über die Schumpfrisse wird vermindert, das sonst kugelförmige Meßvolumen durch die Schumpfrisse gekappt, so daß erhebliche Streuverluste auftreten.

#### Größe und Struktur des Meßvolumens in Böden ohne Makrogefüge

Der oben dargestellte Einfluß des Gefüges auf das Sondenmeßvolumen legt nahe, Kenntnisse zur Ausdehnung und inneren Struktur des Meßvolumens generell in die Auswertung von Neutronensondenmessungen einfließen zu lassen.

NEUE (1980, 47) beschreibt die Abhängigkeit des Meßradius von Wassergehalt und Trockenraumgewicht bei drei verschiedenen Trockenraumgewichten in Form dreier Regressionen dritten Grades. Interpoliert man diese linear, so ergibt sich das Nomogramm in Abb.2. Der Meßradius nimmt bei abnehmender Feuchte und abnehmendem Trockenraumgewicht zu. Werte zwischen 17 und 35 cm sind die Regel.

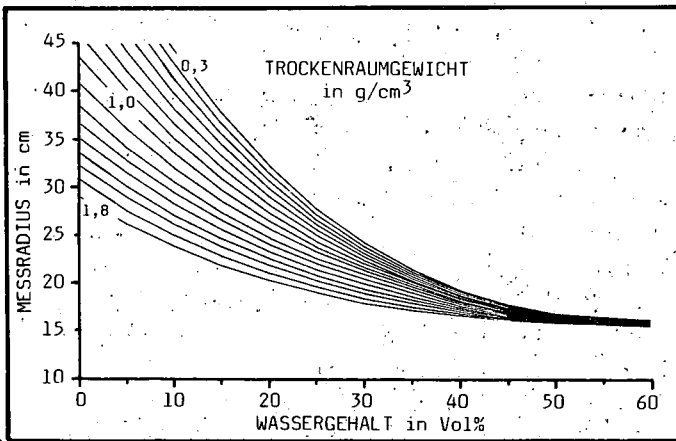


Abb.2: Nomogramm Sondenmeßradius in Abhängigkeit des Wassergehalts bei unterschiedlichen Trockenraumgewichten

Außerdem wurde aus NEUEs Daten (NEUE 1980, 29 pp.) die innere Struktur, d.h. die Gewichtung einzelner Bereiche des Meßvolumens bei der Messung herausgearbeitet (Abb.3). Eine Meßvolumenhälfte wurde dabei in Abständen von 10 % des Meßradius ( $r$ ) von Schnittebenen ( $z$ ), die parallel zur Bodenoberfläche liegen, in einzelne Schichten unterteilt. Im rechten Teil von Abb.3 ist nun dargestellt, welchen

Anteil diese Meßvolumenschichten an der gemessenen Gesamtimpulsrate der Meßvolumenhälfte (% IMP) haben (A: Einzelanteile, A': Summenkurve). Vergleicht man diese Schichtanteile an der Impulsrate mit den räumlichen Anteilen, die diese Schichten an der Meßvolumenhälfte haben (B und B'), so zeigt sich, daß die Schichten, die im Abstand von 10 - 40 % des Meßradius durch Schnittebenen begrenzt werden, stärker in die Messung eingehen als nach ihren Raumanteilen zu erwarten wäre. Aus der Summenkurve der Gewichtung geht hervor, daß der Bereich zwischen Meßzentrumsebene und der Ebene im Abstand von 50 % des Meßradius bereits fast 90 % der Gesamtimpulsrate der Meßvolumenhälfte liefert (gegenüber nur 70 %, die nach der Geometrie zu erwarten wären).

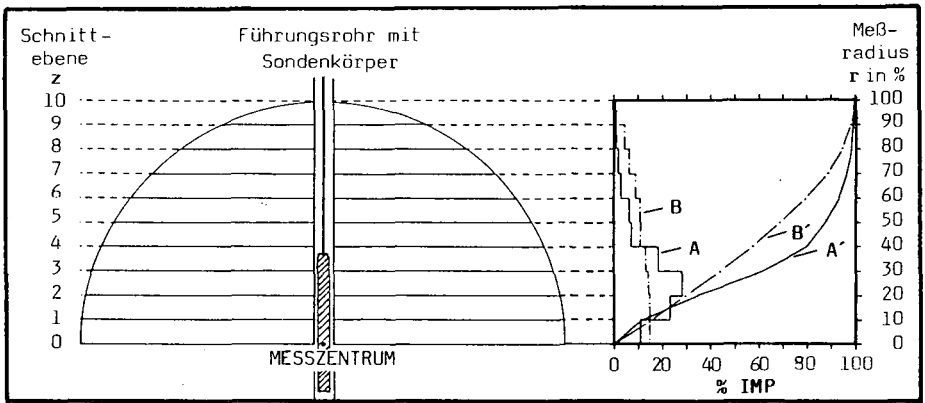


Abb.3: Gewichtung des Sondenmeßvolumens (Erläuterung im Text)

### Korrektur oberflächennaher Neutronensondenmessungen

Auf diesen Grundlagen wurde ein Verfahren zur Korrektur oberflächennaher Messungen, bei denen das Meßvolumen durch die Bodenoberfläche geschnitten wird, entwickelt. Zunächst wird dabei der Meßradius aus der Impulsrate und dem Trockenraumgewicht der ersten durch die Bodenoberfläche weitgehend unbeeinflussten Meßtiefe (meist 20 cm unter GOF) errechnet (s. Abb.2). Nach der Gewichtung (Abb.3) ergibt sich dann, daß z.B. bei einer Messung in 10 cm Tiefe mit einem Meßradius von 25 cm der Bereich des Meßvolumens, der durch die Bodenoberfläche abgeschnitten wird, normalerweise 21 % zur Gesamtimpulsrate der oberen Meßvolumenhälfte beigetragen hätte. Die Impulsrate dieser Meßvolumenhälfte ist also um 21 % durch die Streuverluste in die Atmosphäre vermindert. Der Quotient aus der Gesamtimpulsrate des gesamten Meßvolumens (= 200 %, da zwei Hälften) und der um die Streuverluste verminderten Impulsrate (in diesem Beispiel 179 %) ergibt dann den Korrekturfaktor, mit dem die gemessene Impulsrate multipliziert werden muß (hier 1,12). Dieses Korrekturverfahren erlaubt eine an die jeweiligen Feuchte-

bedingungen angepaßte Korrektur langer Meßreihen und kann durch gelegentliche gravimetrische Feuchtebestimmungen leicht überprüft werden. Die Ergebnisse decken sich recht gut mit Ergebnissen aus Geländeversuchen, die nach GRANT (1975) durchgeführt wurden.

#### Eichgeradenberechnung mit Berücksichtigung des Meßvolumens

Ausdehnung und innere Struktur des Meßvolumens würde zudem bei der Eichgeradenberechnung berücksichtigt (ausführliche Darstellung in MELCHIOR 1985). Nach herkömmlicher Methode werden die gravimetrisch bestimmten Wassergehalte der einzelnen Meßtiefen (WGz) mit den dort gemessenen Impulsraten (IMP) korreliert. Da der Meßradius der Sonde jedoch größer ist als der Tiefenabstand, in dem die Stechzylinderproben entnommen wurden, liegen für jede Sondenmessung mehrere WGz vor, die innerhalb des Meßvolumens liegen. Es wurde daher für jede Meßtiefe zunächst der Meßradius errechnet und dann aus den WGz aller bei der jeweiligen Sondenmessung miterfaßten Tiefen nach der Gewichtung der Wassergehalt des gesamten Meßvolumens (WGmv) errechnet. Wie erwartet zeigen die mit Berücksichtigung des Meßvolumens ermittelten Eichfunktionen (lineare Regression WGmv zu IMP) im Sand und im Schlick ohne Risse, wo sich ein kugelförmiges Meßvolumen tatsächlich ausbilden kann, bessere Korrelationskoeffizienten und geringere Standardabweichungen des Schätzwertes gegenüber der Gravimetrie ( $r=0,95$  und  $s=0,49$  Vol% im Sand,  $r=0,98$  und  $s=1,48$  Vol% im Schlick ohne Risse) als die herkömmliche Eichgeradenberechnung (lineare Regression WGz zu IMP;  $r=0,91$  und  $s=0,70$  Vol% bzw.  $r=0,98$  und  $s=1,86$  Vol%). Im Schlick mit verfüllten Schrumpfrissen ist dies nicht der Fall, da hier kein kugelförmiges Meßvolumen als Voraussetzung dieser Eichgeradenberechnung vorliegt.

#### Literatur

GRANT, D.R. (1975): Measurement of soil moisture near the surface using a neutron moisture meter. Journal of Soil Science 26, 2, 124-129 - GRÜNGRÜFT, A.; B. MAAG u. G. MIEHLICH (1985): Grundwassergefährdung durch Hamburger Hafenschlick-Spülflächen. 3 Teile in diesem Band - MELCHIOR, S. (1985): Landschaftsökologische Untersuchungen zur Rekultivierung von Hafenschlick- und Sandspülflächen. Teilbereich Bodenwasserhaushalt. Unveröff. Diplomarbeit, Hamburg - NEUE, U. (1980): Methodischer Vergleich von Neutronentiefensonden anhand von Modelluntersuchungen und mehrjährigen Bodenfeuchtemessungen auf Löss-, Sandlöss- und Geschiebelehmstandorten. Diss., Hamburg



Untersuchungen zur Grundwassergefährdung  
durch Hafenschlickspülfelder. I. Problem  
und Untersuchungsansatz

von

Miehlich, G., B. Maaß u. A. Gröngröft<sup>+</sup>)

Problem

Der Hamburger Hafen liegt im tidebeeinflussten Stromspaltungsgebiet der Elbe. Durch die verminderte Fließgeschwindigkeit und durch den Einfluß von Ebb- und Flutstrom findet im Flußbett und in den Hafenbecken eine starke Sedimentation statt (CHRISTIANSEN, HAAR u. RADTKE 1985). Um eine mittlere Wassertiefe von 13,5 m unter MTnw aufrecht erhalten zu können, wird daher im Hamburger Hafen pro Jahr ca. 2 Mio m<sup>3</sup> Sediment gebaggert (CHRISTIANSEN, ÖHLMANN u. TENT 1982), das mit Schuten zu Saugern gefahren und mit Elbwasser vermischt über Rohre zu Spülfeldern gepumpt wird. Während früher die Schlämme meist unklassiert aufgespült wurden, werden sie derzeit in Sand (ca. 1,1 Mio m<sup>3</sup>) und Schlick (ca. 0,9 Mio m<sup>3</sup> bei Schlammkonsistenz) aufgetrennt. Der Sand kann weiterverwendet werden; der kontaminierte Schlick wird auf Entwässerungsfeldern soweit abgetrocknet, daß er deponiert werden kann (ca. 600.000 m<sup>3</sup>/Jahr).

Gebaggert wird im Hamburger Hafen seit der Mitte des vergangenen Jahrhunderts (GÖHREN 1983). Die Sedimente wurden zur Anlage hochwasser-sicherer Industrie- und Wohnansiedlungen bzw. zur "Verbesserung" von landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgespült. In der Elbmarsch Hamburgs sind ca. 700 ha von Spülfeldern aus Schlick bzw. Schlick-/Sandgemischen bedeckt. Auf 4 weiteren Feldern mit ca. 350 ha Gesamtfläche wird derzeit gespült.

Seit Mitte der 70er Jahre ist bekannt, daß Hafenschlicke erheblich mit Schwermetallen belastet sind (FÖRSTNER u. MÜLLER 1974, LICHTFUSS 1977). Untersuchungen am Mittellauf der Elbe (ARGE ELBE 1980, MIEHLICH 1983) zeigen, daß Elbschlicke bereits beim Eintritt in die Bun-

---

+) Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg  
Allende Platz 2, D-2000 Hamburg 13

desrepublik hoch durch Schwermetalle verunreinigt sind (insbesondere Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Quecksilber und Arsen, die zu mehr als 90% aus anthropogener Einleitung stammen). Das stark inhomogene Verteilungsmuster der Schwermetalle im Hamburger Hafen (PFITZMANN 1983, UMWELTSCHUTZGRUPPE PHYSIK/GEOWISSENSCHAFTEN 1983) läßt erkennen, daß Hamburger Betriebe zusätzlich erheblich zur Schwermetallbelastung der Hafenschlämme beitragen. Die Quantifizierung der Belastungsanteile (Oberstrom/Hamburg) ist umstritten.

Die Untersuchung unterschiedlich alter Spülfeldsedimente zeigt, daß der Elbschlick Anfang der 50er Jahre zumindest ebenso hoch wie heute belastet war; vermutlich reicht die Belastung bis zum Anfang dieses Jahrhunderts zurück. Außer Schwermetallen treten im Hafenschlick auch organische Schadstoffe auf, die vor allem den Stoffgruppen Kohlenwasserstoffe (Ölbestandteile), Phtalate, Chlorierte Kohlenwasserstoffe und flüchtige Organohalogenverbindungen zuzuordnen sind (MIEHLICH u.a. 1984).

### TRANSPORTWEGE VON SCHADSTOFFEN IM BEREICH VON SPÜLFELDERN

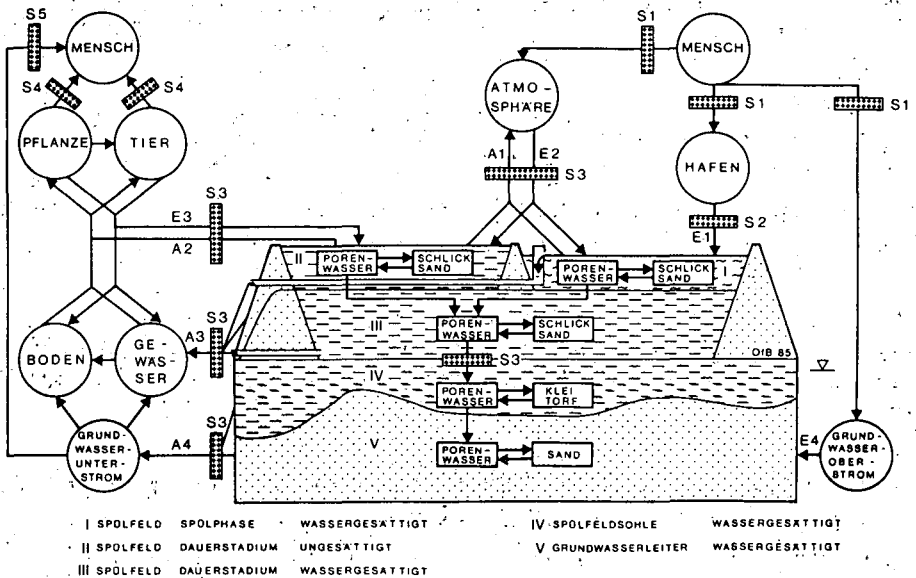


Abb.1: Schadstofftransportwege im Bereich von Spülfeldern.  
Erläuterung im Text

In Abb. 1 sind die Transportwege von Schadstoffen im Bereich von Hafenschlick-Spülfeldern aufgetragen. Der hier untersuchte Ausschnitt umfaßt das Spülfeld einschließlich seines oberflächennahen Untergrundes. Da innerhalb des Spülfeldes Bereiche mit unterschiedlichen Sediment- bzw. Porenwassereigenschaften auftreten, wurden fünf Kompartimente gebildet (I-V).

Die wichtigste Schadstoffinputgröße ist der Eintrag kontaminierter Hafensedimente einschließlich der im Transportwasser gelösten Schadstoffe (E1). Daneben erreichen das Spülfeld Schadstoffe über die Atmosphäre (E2), den Biokreislauf (E3) und den Grundwasseroberstrom (E4). Wesentlich ist hierbei der Säureeintrag über die Atmosphäre, der die Versauerung der oberflächennahen Spülfeldsedimente und damit eine Schwermetallmobilisierung beschleunigt (vgl. hierzu auch HERMS u. PLUQUET in diesem Band).

Schadstoffe verlassen das Spülfeld auf mehreren Pfaden. Sie verwehen als Staub in die Atmosphäre (A1), sie werden von Pflanzen und Tieren des Spülfelds aufgenommen (A2), sie gelangen gelöst und partikulär über Spülfeldabläufe, diffuse Hangaussickerung und Drainung in die Oberflächengewässer (A3) und dringen ins Grundwasser ein (A4). Die Schadstoffe können über den Biokreislauf und über das Trinkwasser den Menschen erreichen. Auf seinem Weg durch das Spülfeld passiert das Sickerwasser Zonen mit unterschiedlichen Sediment- und Porenwassereigenschaften. In jeder dieser Zonen kann sich durch Adsorption/Fällung und Desorption/Lösung die Zusammensetzung der Porenlösung verändern.

Es gibt eine Reihe von Schnittstellen (S1-S5), an denen die Schadstofftransporte beeinflußt werden können. Übergreifendes Ziel der Umweltpolitik muß es sein, die Emission in die Atmosphäre, in die Oberflächengewässer und in das Grundwasser unmittelbar am Verursacher drastisch zu senken (S1). Solange dieses Ziel nicht erreicht ist, müssen nachgeschaltete Techniken wirksam werden. Der Schadstoffeintrag über die Spülung (S2) kann durch alternative Unterbringung (Verfüllen von Gruben, Landschaftsbau, Deponie im Küstenvorfeld, FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1984), durch Verwendung des Schlicks als Rohstoff (z.B. als Zuschlagstoff zu Baustoffen, DÄRR 1984) und durch die Verbesserung der Spültechnik (Aufstromklassierung, WERTHER u.a. 1984, Spülwasserreinigung/-kreislauf, SEKOULOV u.a. 1984, ADDICKS u.a. 1984) reduziert werden.

Unter S3 sind konstruktive Maßnahmen zur sicheren Einlagerung von Hafenschlick zusammengefaßt (Deponierung in Hügelform mit Oberflächenabdeckung, Basisabdichtung, Abwasserkontrolle bzw. -reinigung und ggf. Grundwasserhaltung, DÜHRKOP 1984). Sind die Schadstoffe in den Biokreislauf (HERMS u. TENT 1982, HERMS u.a. 1984) bzw. in den Wasserkreislauf eingedrungen, kann der Schadstofffluß zum Menschen nur noch durch Anbau- bzw. Verwendungsbeschränkungen (S4) und Trinkwasserreinigung bzw. Stilllegung von Brunnen (S4) unterbrochen werden.

Das Amt für Strom- und Hafenbau der Freien und Hansestadt Hamburg führt ein umfangreiches Untersuchungsprogramm durch (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1984) mit dem Ziel, die Bedeutung der Schadstoffpfade zu erfassen und gegebenenfalls Techniken zur Begrenzung der Schadstoffflüsse zu entwickeln. Die ausführliche Darstellung des Problems macht deutlich, daß zur Bearbeitung des Projekts eine große Zahl naturwissenschaftlicher und ingenieurwissenschaftlicher Disziplinen zusammenarbeiten müssen. Da die Ergebnisse in politische Entscheidungen umgesetzt werden müssen, ist es erforderlich, die teilweise sehr komplizierten Zusammenhänge soweit aufzubereiten, daß sie Politikern als Entscheidungshilfe dienen können.

#### Untersuchungsansatz

Unsere Arbeitsgruppe hat die Aufgabe übernommen, die Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder zu untersuchen. Die Hydrologie und die Wasserchemie von Spülfeldern wird von vielen Einflußgrößen bestimmt, die sowohl innerhalb eines Spülfelds als auch zwischen verschiedenen Spülfeldtypen und zudem in Abhängigkeit von der Zeit variieren. Die Komplexität des Systems macht es erforderlich, die Untersuchungen auf drei Ebenen durchzuführen. Um die Spannweite der Merkmale erfassen zu können, werden umfangreiche Untersuchungen an den Spülfeldern selbst durchgeführt. Die komplexe Faktorenkonstellation der Spülfelder läßt jedoch häufig nicht zu, die Wirkungsweise einzelner Faktoren zu isolieren. Es wurden daher halbtechnische Modellversuche eingerichtet, in denen die wirksame Faktorenkonstellation begrenzt und gegebenenfalls gezielt verändert werden kann. Zur Erfassung von Extremzuständen werden ergänzende Versuche im Labormaßstab durchgeführt.

Die Untersuchung gliedert sich in folgende Abschnitte:

- Zur Charakterisierung des Sedimentaufbaus unterschiedlicher Spülfeldtypen und ihrer Sohlschichten werden im Bereich bestehender und geplanter Spülfelder umfangreiche Kartierungen durchgeführt (KLEINEIDAM 1983, MIEHLICH u. KLEINEIDAM 1983).
- Zur Charakterisierung der Eigenschaften der Feststoffe werden an Sedimentkernen Redoxpotential, Temperatur, Körnung, pH, KAK, Basensättigung, Elementgesamtgehalte und Bindungsformen der Schadstoffe bestimmt (MAASS 1982, THIEME 1983).
- Zur Charakterisierung der Eigenschaften der Porenlösungen werden für unterschiedliche Spülfeldtypen über mehrere Jahre aus unterschiedlichen Tiefen Porenlösungen gewonnen und auf die üblichen anorganischen Wasserparameter und ausgewählte organische Schadstoffe untersucht.
- Zur Charakterisierung der Hydrologie von Spülfeldern wird der Wasserhaushalt oberflächennaher Schichten durch die Bestimmung des Bestandesniederschlags, der Wasserspannung und des Wassergehalts beschrieben (MELCHIOR 1985). Zur Bestimmung der Aussickerung in den Aquifer werden Pegelstände innerhalb und unterhalb der Spülfelder, hydrologische Kennwerte der Spülfeld- und Sohlsedimente sowie natürliche Tracer benutzt.

Das Projekt begann 1981 und wird 1987 abgeschlossen. Den Stand der Untersuchungen geben zwei Zwischenberichte wieder (MIEHLICH u.a. 1982, MIEHLICH u.a. 1984), die von den Autoren ausgeliehen werden können.

### Literatur

- ADDICKS, R., K. ROHBRECHT-BUCK & I. SEKOULOV (1984): Überlegungen zum Kreislaufbetrieb von Spülfeldablaufwässern. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom und Hafenbau (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 325-332, Hamburg.
- ARGE ELBE (1980): Schwermetalldaten der Elbe. Bericht über die Ergebnisse der Schwermetalluntersuchungen im Elbabschnitt von Schnackenburg bis zur Nordsee 1979/1980, Hamburg.
- CHRISTIANSEN, H., S. HAAR & G. RADTKE (1985): Zur Sedimentation in Hamburger Hafenbecken, Gewässerkundliche Studie Nr. 1, 1 - 16, Hrsg. Strom- und Hafenbau, Hamburg.
- CHRISTIANSEN, H., G. ÖHLMANN & L. TENT (1982): Teilergebnisse und neue Erkenntnisse aus dem Baggergutuntersuchungsprogramm, Strom- und Hafenbau, Hamburg.
- DÄRR, G.-M. (1984): Baggergut als Sekundärrohstoff zur Herstellung von Baumaterialien. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafenbau (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 389 - 403, Hamburg.

- DÜHRKOP, H. (1984): Bodenmechanische und grundbautechnische Probleme bei der Aufschüttung getrockneten Schlicks in Hügelform. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafengebäude (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 361 - 378, Hamburg.
- FÖRSTNER, U. & G. MÜLLER (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen, Berlin-Heidelberg-New York.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG (1984): Unterbringung, Behandlung oder anderweitige Verwendung des bei der Unterhaltungsbaggerung im Hamburger Hafen anfallenden Mischbodens. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafengebäude (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 1 - 3, Hamburg.
- HERMS, U. & L. TENT (1982): Cadmium-Gehalte in Spülfeldern aus Hafenschlick und in darauf angebauten Kulturpflanzen - eine Felderhebungsuntersuchung. Landwirtschl. Forschungs Sonderheft 39, 448-456.
- HERMS, U., B. SCHEFFER & R. BARTELS (1984): Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen von Hafenschlickspülfeldern - Statusbericht dreijähriger Untersuchungen. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafengebäude (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 143 - 166, Hamburg.
- KLEINEIDAM, T. (1983): Bodenkundliche Kartierung als Planungsunterlage für ein Hafenschlick-Spülfeld. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- LICHTFUSS, R. (1977): Schwermetalle in den Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer - Untersuchungen zu Gesamtgehalten und Bindungsformen. Dissertation Kiel.
- MAASS, B. (1982): Schwermetallbelastung in Böden und Pflanzen der Umgebung einer alten Spülfäche. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- MELCHIOR, S. (1985): Landschaftsökologische Untersuchungen zur Rekultivierung von Hafenschlick- und Sandspülfächen. Teilbereich: Bodenwasserhaushalt. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- MIEHLICH, G. u.a. (1982): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfächen. 1. Zwischenbericht. Hamburg.
- MIEHLICH, G. (1983): Schwermetallanreicherungen in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). Abh. naturwiss. Ver. Hamburg (NF) 25, 75-89.
- MIEHLICH, G. & T. KLEINEIDAM (1983): Beschreibung des räumlichen Aufbaus holozäner Elbsedimente durch EDV-erzeugte Horizontalschnitte. Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 36, 121-126.
- MIEHLICH, G. u.a. (1984): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfächen. 2. Zwischenbericht. Hamburg.
- PFITZMANN, N. (1983): Untersuchungen zur Schwermetallbelastung der Sedimente des Hamburger Hafens. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- SEKOULOV, I., K. ROHBRECHT-BUCK & J. VAN ASSCHE (1984): Pilotversuche zur Reinigung der Spülfeldabwässer. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafengebäude (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 309 - 324, Hamburg.
- THIEME, S. (1983): Redoxpotentiale von Hafenschlick und Bodenproben: Abschlussarbeit Fachhochschule Hamburg.
- UMWELTSCHUTZGRUPPE PHYSIK/GEOWISSENSCHAFTEN (1983): Wasser in Hamburg 2, Hamburg.
- WERTHER, J., H. DREUSCHER & R. HILLIGARDT (1984): Aufstromklassierung und maschinelle Entwässerung des Hamburger Hafenschlicks. In: Freie und Hansestadt Hamburg, Strom- und Hafengebäude (Hrsg.): Fachseminar Baggergut, 183 - 202, Hamburg.

Wasserhaushaltsuntersuchungen auf einer Löß-Parabraunerde,  
dargestellt an Hafer und Ackerbohne

von  
Müller, U.<sup>+</sup>) und W. Ehlers<sup>++</sup>)

Einleitung

Die in der Landwirtschaft zunehmende Ausrichtung des Ackerbaus auf einige wenige Feldfrüchte kann negative Auswirkungen auf die Bodenstruktur haben und erfordert darüberhinaus einen höheren Einsatz von Düngungs- und Pflanzenschutzmaßnahmen. Eine Möglichkeit, dieser Entwicklung entgegenzuwirken, liegt im Anbau von N-bin-denden Leguminosen, wie z. B. der Ackerbohne (AB, *Vicia faba* L.), deren "Wieder-einführung in die Fruchtfolge" seit 1978 ökonomisch durch die Europäische Gemein-schaft gefördert wird.

Ein Hindernis für die Ausweitung des Anbaus ist die Ertragsunsicherheit der AB, die u. a. durch ihre Empfindlichkeit gegenüber mangelnder Wasserversorgung verur-sacht wird. Diese empfindliche Ertragsabhängigkeit kann auf einem nur schwach aus-geprägten Wasseraneignungsvermögen, z. B. als Folge unzureichender Durchwurzelungs-intensität- und tiefe, oder aber auf mangelnder zeitlicher Koinzidenz von Wasser-angebot und Wasserbedarf beruhen. Ziel der Untersuchungen ist deshalb der Nachweis, wieviel Wasser während einzelner Vegetationsabschnitte aus verschiedenen Boden-schichten in Abhängigkeit von der Wurzelverteilung aufgenommen wird.

Die Ergebnisse sollen dazu dienen, Ansatzpunkte zur Erhöhung der Ertrags-sicherheit der AB aufzuzeigen. Darüberhinaus ist die Arbeit eingebunden in die Frage nach dem tatsächlichen Wasserverbrauch durch pflanzliche Produktion bei dem gegenwärtigen Ertragsniveau.

Um die für die AB erzielten Ergebnisse relativieren zu können, wurde als Ver-gleichsfrucht Hafer (*Avena sativa* L.) angebaut, der als weniger empfindlich gegen-über Wassermangel angesehen wird.

Material und Methoden

Bei dem Untersuchungsstandort handelt es sich um eine Parabraunerde aus Löß, öst-

---

<sup>+</sup>) Nds. Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

<sup>++</sup>) Institut f. Pflanzenbau u. Pflanzenzüchtung, v.-Siebold-Str.8, 3400 Göttingen

lich Göttingens gelegen. Die Untersuchungen wurden 1982 und 1983 durchgeführt, also in zwei trockenen Jahren.

Wöchentlich wurden der Blattflächenindex und die Wurzellängendichte gemessen. Täglich wurden Lufttemperatur, relative Feuchte, Windweg, Nettostrahlung und Niederschlag registriert. Die potentielle Verdunstung wurde nach VAN BAVEL (1966) berechnet. Die Wassergehalte des Bodens wurden 2-3 mal wöchentlich in 10 cm Schritten bis 2 m Tiefe bestimmt; die Wasserspannung wurde täglich mit Quecksilbertensiometern bis 2 m mit mehreren Wiederholungen pro Tiefe ermittelt (MÜLLER, 1984).

Durch Bilanzierung des Wasserentzugs aus den einzelnen Bodenschichten und unter Einbeziehung der Niederschläge wurde die tägliche Evapotranspiration berechnet (s. EHLERS 1976). Für ein Verständnis der Wassernutzung durch die Pflanze ist es notwendig, alle drei Verdunstungsgrößen, Transpiration der Pflanze, Evaporation des Bodens und Interzeption der Blätter einzeln zu quantifizieren, um eine Aussage über die letztlich für das Wachstum entscheidende Größe, die Transpiration, zu treffen.

Aus der nach Ansätzen von RITCHIE (1972) und DUYNISVELD (1983) berechneten potentiellen Evaporation des Bodens und mit Hilfe des Matrixpotentials in 10 cm Bodentiefe konnte über einen funktionalen Zusammenhang zwischen aktueller und potentieller Evaporation und dem Matrixpotential die tägliche aktuelle Evaporation im Bestand ( $E_a$ ) in erster Annäherung errechnet werden (MÜLLER 1984).

Die tägliche Interzeption wurde nach Ansätzen von VON HOYNINGEN-HUENE (1981) errechnet.

### Ergebnisse

Aus der Abb. 1 wird deutlich, daß im Vergleich zum Hafer die Durchwurzelungsintensität der AB in beiden Jahren deutlich geringer war. Die maximale Wurzellänge des Hafers lag zwischen 12-18 km/m<sup>2</sup>, die der AB bei 2 km/m<sup>2</sup>. Außerdem war die Durchwurzelungstiefe der AB insgesamt flacher (MÜLLER et al. 1985 a). Zu der oberirdischen Entwicklung, auf die hier nicht näher eingegangen wird, sei gesagt, daß die AB die Blattfläche ca. 2-3 Wochen später als der Hafer aufbaute (MÜLLER et al. 1985 a).

Die Gesamtwasseraufnahme bzw. die Transpiration deckte sich mit der Entwicklung der Blattfläche und der Durchwurzelungstiefe. Späterer Aufbau von Blattfläche bei der AB bedingte eine zeitlich verzögerte maximale Transpiration (Abb. 2), und die geringere Durchwurzelungstiefe beschränkte die Wasseraufnahme zu einem weitaus größeren Teil auf die oberen 80 cm (Tab. 1). So entnahm die AB in beiden Jahren ca. 90%, Hafer ca. 80% aus den Bodentiefen bis 80 cm, wobei angemerkt werden muß, daß die insgesamt höhere Wasseraufnahme des Hafers aus einem höheren Wasserentzug



unterhalb 80 cm resultierte (Tab. 1).

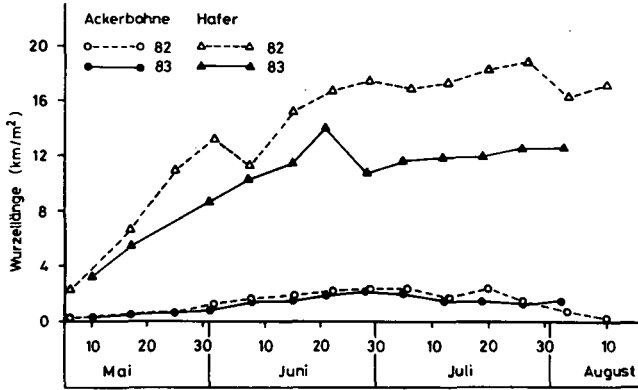


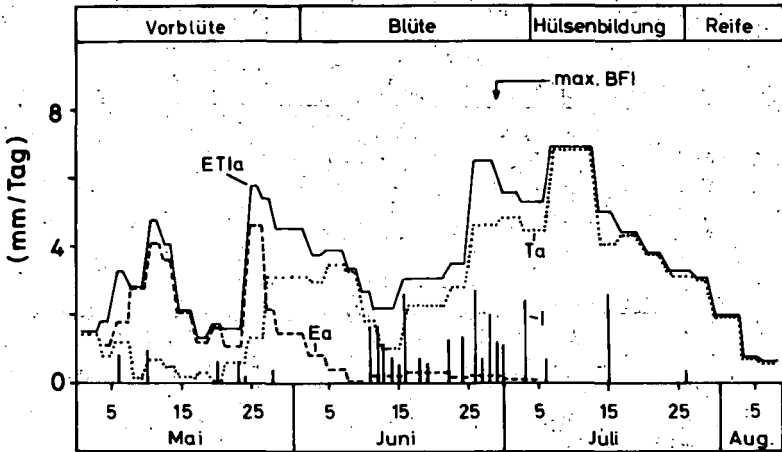
Abb. 1: Entwicklung der Gesamtwurzellänge (km Wurzellänge pro m² Bodenfläche) von Ackerbohne und Hafer in den Jahren 1982 und 1983

Tab. 1: Gesamtwasseraufnahme von Ackerbohne (AB) und Hafer aus verschiedenen Bodenschichten in den Jahren 1982 und 1983

Frucht	Schicht cm	----- 1982 -----		----- 1983 -----	
		mm	%	mm	%
Ackerbohne	0-30	137,3	52,4	110,6	47,1
	30-80	94,8	36,4	106,2	45,2
	> 80	29,6	11,2	18,4	7,7
	$\Sigma$	261,7	100	235,2	100
Hafer	0-30	164,4	51,9	140,6	53,1
	30-80	81,9	25,8	72,2	27,3
	> 80	70,3	22,3	52,4	19,6
	$\Sigma$	316,6	100	265,2	100

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, daß die AB mit 10-15% der Wurzellänge des Hafers ca. 80-90% der Wasseraufnahme des Hafers erreicht. Die spezifische Wasseraufnahme (pro Einheit Wurzellänge) liegt bei der AB also vergleichsweise hoch (MÜLLER et al. 1985 a).

### Ackerbohne 1982



### Hafer 1982

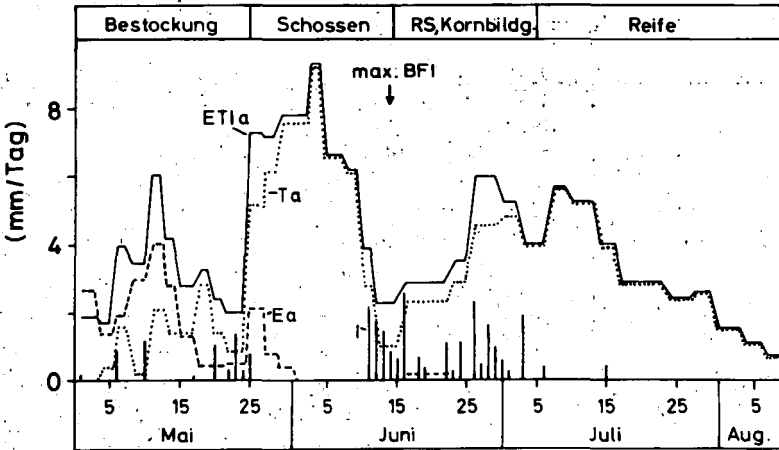


Abb. 2: Zeitverlauf der aktuellen Evapotranspiration (ETIa), der aktuellen Evaporation (Ea), der Interzeption (I) und der aktuellen Transpiration (Ta) bei Ackerbohne und Hafer im Jahre 1982 (RS = Rispenschieben, BFI = Blattflächenindex).

In Abb. 2 ist der Verlauf der aktuellen Evapotranspiration (ETIa), der aktuellen Evaporation (Ea), der aktuellen Transpiration (Ta) und der Interzeption (I) dargestellt. - Die AB erreichte erst Anfang Juli ihre höchsten Transpirationsraten. Ab Mitte Juli war bei beiden Früchten eine schnelle Abnahme der aktuellen Transpi-

ration zu beobachten. Zu dieser Zeit befand sich der Hafer bereits in der Reife, die AB jedoch noch in der Phase der Hülsenbildung.

Der Anteil der aktuellen Evaporation an der Gesamtverdunstung war im Mai bei beiden Früchten sehr hoch (Abb. 2), so daß nach Abzug der Evaporation und Interzeption die aktuelle Transpiration vor allem bei der AB nur einen geringen Anteil ausmachte. Auch wird ersichtlich, daß bei der AB, verursacht durch ihre langsame Entwicklung, noch im gesamten Juni hindurch Evaporation auftrat.

Tab. 2: Wasserbilanz der Jahre 1982 und 1983 für die 200 cm mächtige Löß-Parabraunerde unter Ackerbohne (AB) und Hafer. Angaben in mm

Zeitraum	Frucht	Ta	= $\Delta V$	+ N	- S	- I	- Ea
1.5.-9.8.82	AB	261,7	238,5	157,6	30,2	30,4	73,8
	Hafer	316,6	247,4	157,6	6,3	29,6	52,5
1.5.-4.8.83	AB	235,2	214,5	142,6	23,6	24,1	74,2
	Hafer	265,2	210,1	142,6	7,7	23,4	56,4

Ta = aktuelle Transpiration,  $\Delta V$  = Vorratsänderung, N = Niederschlag, S = Sickerwasser, I = Interzeption, Ea = aktuelle Evaporation

Die vorgestellten Ergebnisse können anhand der Wasserbilanz wie folgt zusammengefaßt werden (Tab. 2): Die aktuelle Transpiration der AB lag in beiden Jahren niedriger als bei Hafer, wobei die Differenz 1982 insgesamt größer war (55 mm). Anscheinend nutzt die AB die Wasserspende aus Winter und Frühjahr schlechter als Getreide. Wegen ihrer langsameren Entwicklung sind die Verluste durch Evaporation und Versickerung größer als bei Hafer und stehen in Zeiten hohen Bedarfs im Juli während der Hülsenbildung nicht mehr zur Verfügung (= geringere Ta). Das Wurzelsystem der AB scheint eine höhere Effektivität zu besitzen, hat allerdings durch die flachere Wurzeltiefe geringere Rückgriffsmöglichkeiten auf Wasser in tieferen Bodenschichten. Um das zur Verfügung stehende Bodenwasser optimal auszunutzen, begrenzt die AB die stomatäre Leitfähigkeit auf einem niedrigeren Niveau als Hafer, wodurch jedoch die CO<sub>2</sub>-Diffusion ins Blatt verringert, die Nettoassimilationsrate eingeschränkt und dadurch die Versorgung der Hülsen mit Assimilaten vermindert wird (MÜLLER et al. 1985b).

Durch verschiedene pflanzenbauliche und züchterische Maßnahmen müssen Wege gefunden werden, Wassermangelsituationen bei der AB vor allem in der für die Ertragsbildung entscheidenden Phase der Hülsenbildung zu vermeiden. Aus der Sicht dieser Arbeit sollten Sorten mit einem tieferen Wurzelsystem und mit einer schnelleren Bestandesentwicklung und früheren Reife gezüchtet werden. Auch ist an

die Selektion von Sorten für die Herbstsaat mit ausreichender Winterhärte zu denken. Pflanzenbauliche Maßnahmen umfassen Bodenbearbeitungsverfahren zur Wasserkonservierung, Fröhsaat und Verwendung von Saatgut mit hohem Korngewicht. Die beiden zuletzt genannten Maßnahmen führen zu schnellerer Entwicklung, Blüte und Reife.

### Literatur

- Duynisveld, W.H.M. (1983): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. Umweltbundesamt, Texte 17
- Ehlers, W. (1976): Evapotranspiration and drainage in tilled and untilled loess-soil with winter wheat and sugarbeet. Z. Acker- u. Pflanzenbau 142, 285-303
- Müller, U. (1984): Wasserhaushalt von Ackerbohne und Hafer auf LÖB-Parabraunerde. Diss. agr. Universität Göttingen
- Müller, U., C. Meyer, W. Ehlers, W. Böhm (1985a): Wasseraufnahme und Wasserverbrauch von Ackerbohne und Hafer auf einer LÖB-Parabraunerde. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, 389-404
- Müller, U., K. Grimme, C. Meyer, W. Ehlers (1985b): Leaf water potential and stomatal conductance of field grown faba beans (*Vicia faba* L.) and oats (*Avena sativa* L.) Plant Soil, im Druck
- Ritchie, J.T. (1972): Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resour. Res. 8, 1204-1212
- van Bavel, C.H.M. (1966): Potential evaporation: The combination concept and its experimental verification. Water Resour. Res. 2, 455-467
- von Hoyningen-Huene, J. (1981): Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. Arbeitsber. DVWK

Empfindlichkeit und Registrierbarkeit  
von Tensiometerwerten

von  
Ringe, H. und K.H. Hartge <sup>\*)</sup>

Abstrakt

Die klassische Art der selbsttätigen Aufzeichnung von Tensiometerablesung arbeitet mit Druckaufnahme und elektromechanischer Aufnahme der Meßwerte. Für Untersuchungen zum "Interflow" an Modellbodenrinnen war die Registrierbarmachung dieser Art wegen der erwünschten hohen Zahl der Tensiometer zu teuer. Zu dem traten bei der Verwendung von Tensiometerkerzen Schwierigkeiten durch mangelnde Reaktionsgeschwindigkeit auf. Daher wurden die geometrischen Eigenschaften der Tensiometer so verändert, daß die Angleichgeschwindigkeit an veränderte Umgebungswasserspannungen maximiert wurde. Ein Registrierungsverfahren erlaubt extrem kurze Ablesezeitspannen bei hoher Gleichzeitigkeit der Ablesung.

Versuchsmaterial und -prinzip

Die Abbildung 1 zeigt einen Versuchsaufbau für Messungen von Interflow. Auf einer schiefen Ebene (Neigung 10%) steht eine mit Sand gefüllte Bodenrinne. (2/3 aus Mittelsand und 1/3 Feinsand) In der Packung wird eine gleichmäßige Dichte von  $1,6 \text{ g/cm}^3$  angestrebt. Zu Versuchsbeginn ( $T = 0 \text{ min}$ ) wird der Speicher einmalig mit Wasser gefüllt. Das Wasser passiert bei seinem Weg durch die Packung 3 Ebenen mit Tensiometern bevor es am Auslauf austritt. Bei den Versuchen wird von einem Potentialgleichgewicht auf dem Niveau des Auslaufes ( $\approx \psi_H \text{ rel. Skalenwert} = 0$ ) ausgegangen. Wichtiger als die absoluten Werte des Potentials sind die während des Versuches auftretenden Potentialdifferenzen.

---

<sup>\*)</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hannover  
Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Dabei entspricht die Wasserstands-differenz zweier Menisken bei der hier gewählten Versuchsanordnung dem Potentialunterschied  $\Delta\psi$  zwischen den Einbauorten der zugehörigen Tensiometer. Tritt nun Wasser aus der Packung am Auslauf aus, so müssen zuvor zwei Bedingungen erfüllt sein:

1.) Es müßte in diesem Fall ein in den Auslauf eingebautes Tensiometer mindestens den Skalenwert Null anzeigen.

2.) Das Potential muß in Richtung des Auslaufes abnehmen.

Sind diese Bedingungen erfüllt, so wird der Meniskus des dem Auslauf am nächsten postierten Tensiometers mit der Bezeichnung C/IV über dem Niveau des Auslaufes stehen (vgl. Abb. 1). Aus der Beobachtung austretenden Wassers können also Rückschlüsse auf den Soll-Meniskenstand des Tensiometers C/IV gezogen werden.

#### Empfindlichkeit von Tensiometerwerten

Zunächst wurden Versuche mit keramischen Zellen aus dem Material P 80 durchgeführt. Die Zellen haben einen Durchmesser von 0,7 cm und sind 4 cm lang. Das Material besitzt eine maximale Porengröße von  $1\mu$  und hat ein Porenvolumen von 48 Vol%.

Die Abbildung 2 zeigt den gemessenen Potentialverlauf für das Tensiometer C/IV in Abhängigkeit von der Zeit.

Zu Versuchsbeginn befindet sich die Grundwasseroberfläche 16 bzw. 18 cm unter dem Skalennullwert. Nach der Zugabe von Wasser ändert sich das Potential nur langsam. Die Variation der Wassermenge beeinflusst die Form des Potentialanstieges nur unwesentlich. Die Gesamtänderung beträgt nur wenige cm WS.

Aber zwischen der 2. und 10. Minute tritt Wasser aus der Packung aus, das Tensiometer C/IV hätte ab der 2. Minute einen Wert größer Null anzeigen müssen. Davon ist der Meniskus aber weit entfernt. Folglich waren die verwendeten Zellen außer Stande den schnellen Veränderungen der Umgebungswasserspannung zu folgen.

Um den gemessenen Verlauf dem angenommenen anzunähern, stehen grundsätzlich 2 Möglichkeiten offen:

1.) Die Veränderung der Umgebung der Zelle, so daß die Zelle den Druckänderungen im Boden zu folgen vermag, z.B. durch Verwendung eines Substrates mit geringerer Wasserleitfähigkeit.

Dies kam hier aus versuchstechnischen Gründen nicht in Frage.

2.) Die Verwendung eines Druckmeßsystems, das den schnellen Änderungen zu folgen vermag.

Hierbei gibt es mehrere Möglichkeiten zur Steigerung der Reaktionsgeschwindigkeit bei Tensiometern:

- 2.1) Benutzung eines anderen Meßverfahrens
- 2.2) Erhöhung der Wasseraufnahmerate der Zelle
- 2.3) Verringerung der aufzunehmenden Wassermenge je Einheit Wasserspannungsänderung
- 2.4) Reduzierung der Reibung zwischen Meniskus und Schlauchinnenwand
- 2.5) Vermeidung von Verunreinigungen innerhalb der Kapillare

Die Benutzung eines anderen Meßverfahrens mit anderer Manometrie und/oder Registrierung, wie zum Beispiel die Verwendung von Druckaufnehmern mit selbstätiger Aufzeichnung der Werte kam wegen der hohen benötigten Zahl in Verbindung mit der finanziellen Ausstattung des Projekts nicht in Frage. So blieb nur noch die Möglichkeit die Reaktionsgeschwindigkeit des vorhandenen Systems aus Zelle und Kapillare erheblich zu steigern.

Bei der Zelle spielt die Wasseraufnahmerate eine wichtige Rolle. Die Aufnahme rate kann zum einen durch eine Vergrößerung der Oberfläche - also des wasserleitenden Querschnitts - zum anderen durch Verwendung von keramischen Material mit größerer Wasserleitfähigkeit gesteigert werden. Der Vergrößerung der Oberfläche sind wegen des Volumens der Bodenrinne enge Grenzen gesetzt. Die in den Versuchen eingesetzten keramischen Materialien hatten Porendurchmesser von  $1 - 3\mu$  und Porenvolumina von 40 bis 50 Vol%. Sie führten letztendlich zu der Verwendung von Zellen - mit einem Durchmesser von 1,1 cm und 5,5 cm Länge - aus dem Material P 42p. Mit einem Porendurchmesser von  $3\mu$  und ein Porenvolumen von 50 Vol%. Hierdurch gelang es den Zeitraum zwischen beobachtetem Wasseraustritt und dem Überschreiten des Skalennullwertes durch den Meniskus des Tensiometers C/IV auf 30 Sekunden zu reduzieren. Diese Maßnahme allein führte noch zu keinem befriedigendem Ergebnis.

Eine weitere Steigerung der Reaktionsgeschwindigkeit ist durch Verringerung des Durchmessers des Schlauches möglich, in dem sich der Meniskus auf und ab bewegt. In den bisher betrachteten Versuchen waren PVC-Schläuche mit einem Innendurchmesser von 1 mm verwendet worden.

Da wesentlich dünnere Schläuche im Handel nicht verfügbar sind, wurden stattdessen Glaskapillaren unterschiedlichen Durchmessers verwendet. Die letztlich zum Einsatz gekommenen Kapillaren haben einen Durchmesser von  $400\mu\text{m}$ . Dadurch wurde die aufzunehmende Wassermenge/cm Änderung um den Faktor 6 reduziert verglichen mit der zu Beginn benötigten Menge.

Bei der Bewegung des Meniskus tritt als Folge der Viskosität des Wassers Reibung zwischen Wassersäule und Schlauchinnenwand auf. Deren Wirkung ist abhängig vom Schlauchinnendurchmesser. Um den Reibungseinfluß möglichst gering zu halten, ist es sinnvoll nur in dem Bereich, in dem sich der Meniskus bewegt geringvolumige Kapillaren zu verwenden. Durch Zugabe von Seifenlauge kann zudem die Viskosität des Wassers herabgesetzt werden.

Verschmutzungen der Kapillareninnenwand behindern das Vorrücken des Meniskus, da sie im allgemeinen die Benetzbarkeit des Glases verringern, des weiteren durch eine Verengung des Querschnittes. Die Folge ist eine Verringerung der Vorrückgeschwindigkeit oder sogar ein Stillstand des Meniskus. Dieser Umstand stellt bei den geringen Potentialunterschieden während des Fließens ( $4\mu\text{m}$ : max 5 cm WS) eine erhebliche Fehlerquelle bei der Konstruktion des Fließsystemes aus den abgelesenen Werten dar. Um Ablagerungen in der Kapillare zu vermeiden, muss auf Zusätze - wie zum Beispiel Farbstoffe - zum Wasser verzichtet werden.

Durch Verwendung von durchlässigeren keramischen Zellen, geringvolumigen Kapillaren und weiten Verbindungsschläuchen wurde die Angleichgeschwindigkeit an veränderte Umgebungswasserspannungen maximiert. Die Zeitspanne zwischen dem Austritt von Wasser und der Überschreitung des Nullwertes des Meniskus vom Tensiometer C/IV ist auf ungefähr 5 Sekunden reduziert worden.

#### Registrierbarkeit von Tensiometerwerten

Die Meniskenstände wurden zunächst nacheinander abgelesen und schriftlich festgehalten, solange die Veränderung des Meniskenstandes während des Ablesevorganges vernachlässigbar war. Mit zunehmender Reaktionsgeschwindigkeit ist dies immer weniger der Fall. Durch fotografisches Festhalten der Meniskenstände kann zu ein und demselben Zeitpunkt eine Vielzahl an Menisken "abgelesen" werden.



Eine an der Skala befestigte Uhr zeigt den Versuchszeitpunkt der Aufnahme an. Das ermöglicht die Ablesintervalle sehr kurz zu halten.

Innerhalb der ersten Minuten des Versuchsablaufes konnten die Messwerte aller zwölf Tensiometer (s. Abb. 1) drei mal festgehalten werden. In Abb. 3 ist der hierdurch fixierte Verlauf der Potentialänderung für das Tensiometer C IV der Messanordnung ( s. Abb. 1) dargestellt.

In Abb. 3 ist das obere Bauprinzip der anfangs verwendeten Tensiometer (A) dem der hier entwickelten (B) gegenübergestellt aus dem alle wesentlichen Unterschiede erkennbar sind. Im unteren Teil der Abbildung sind die Ablesungen für je ein Tensiometer jeder Bauart aufgetragen. Die Ablesung erfolgte hier visuell. Bei mehr als einem Tensiometer der Bauart B ist jedoch zeitgerechte Ablesung nur mit Hilfe der beschriebenen Phototechnik möglich.

Abb. 1: Versuchsaufbau

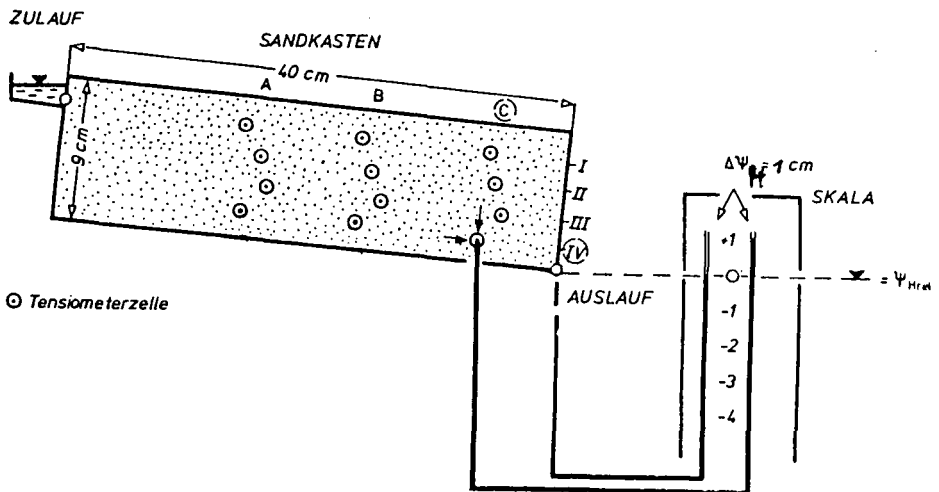


Abb. 3:  $\Psi_H(t)$  am Ort C/IV in Abhängigkeit von der Druckmeßapparatur

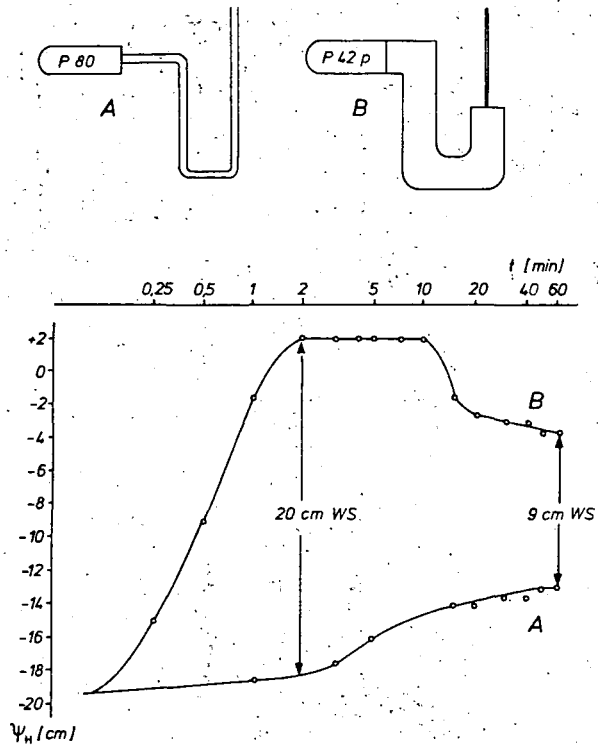
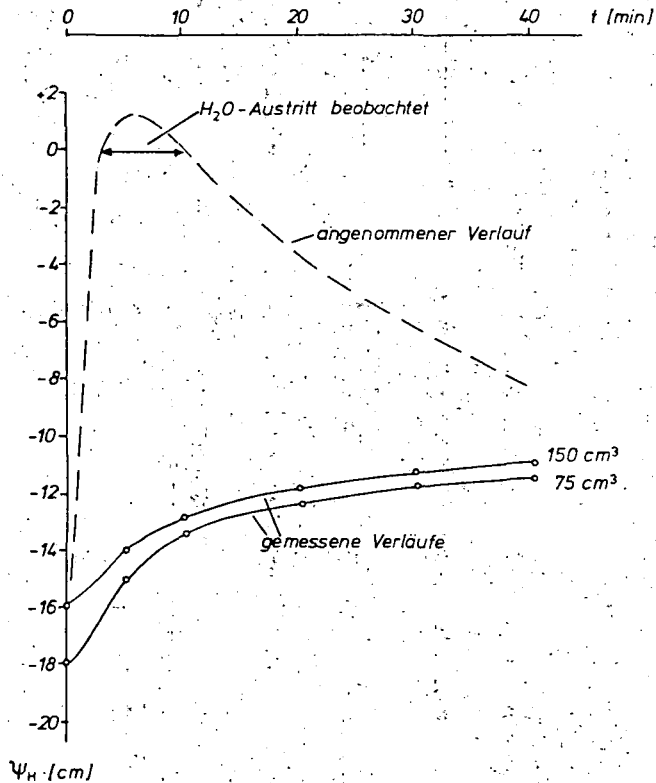


Abb. 2: Verlauf von  $\Psi_H(t)$  am Ort C/IV



Das Quellungspotential im Gesetz der ungesättigten Strömung.

von

Schweikle, V.<sup>+</sup>)

In Strömungsgleichungen wird vereinfacht starre Matrix unterstellt, die es in quell-schrumpfenden Böden aber nicht gibt. Die Frage ist nun, wie die Kontinuitätsgleichung  $\partial\theta/\partial t = -\nabla q$  (1) modifiziert bzw. erweitert werden muß, damit sie für Böden mit einer Quell-Schrumpf-Amplitude (QSA) gilt.

1. Der Gleichungsteil  $\partial\theta/\partial t$

$\theta$  ist bei variablem Raumgewicht nicht konstant, da  $\theta = w \cdot \rho_b$  (2),  
 $\rho_b = m/V$  (3) und  $V = F \cdot z$  (4).

(3) und (4) in (2) ergibt 
$$\frac{\partial\theta}{\partial t} = \frac{\partial w}{\partial t \cdot \partial z} \cdot \frac{m}{F} \quad (5)$$

und (5) in (1) ergibt

$$\frac{\partial w}{\partial t \cdot \partial z} = -\frac{F}{m} \nabla q \quad (6)$$

2. Der Gleichungsteil  $-\nabla q$

$$-\nabla q = -\frac{\partial}{\partial x} \left( k_x \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left( k_y \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left( k_z \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial k_z}{\partial z} \quad (7)$$

wird für die x- und y-Richtung gleiche QSA angenommen, kann

$$\frac{\partial}{\partial y} \left( k_y \frac{\partial \psi}{\partial y} \right)$$
 entfallen, nicht aber die anderen Gleichungs-

teile, da die QSA der z- und x-Richtungen jeweils verschieden sind.

$\psi$  ist hier  $\psi = \psi_q + \psi_o + \psi_p$  und  $\psi_p = \psi_p^m + \psi_p^s + \psi_p^n$

<sup>+</sup>) Wilflinger Str. 46/3, 7464 Schömberg 2

Vereinfachend wird  $\Delta \psi_g, \Delta \psi_0$  und  $\Delta \psi_p^a = 0$  gesetzt.  $\psi$  wird dann  $\equiv \psi_p = \psi_p^m + \psi_p^s$ ;  $\partial \psi = \partial(\psi_p^m + \psi_p^s)$  (8)

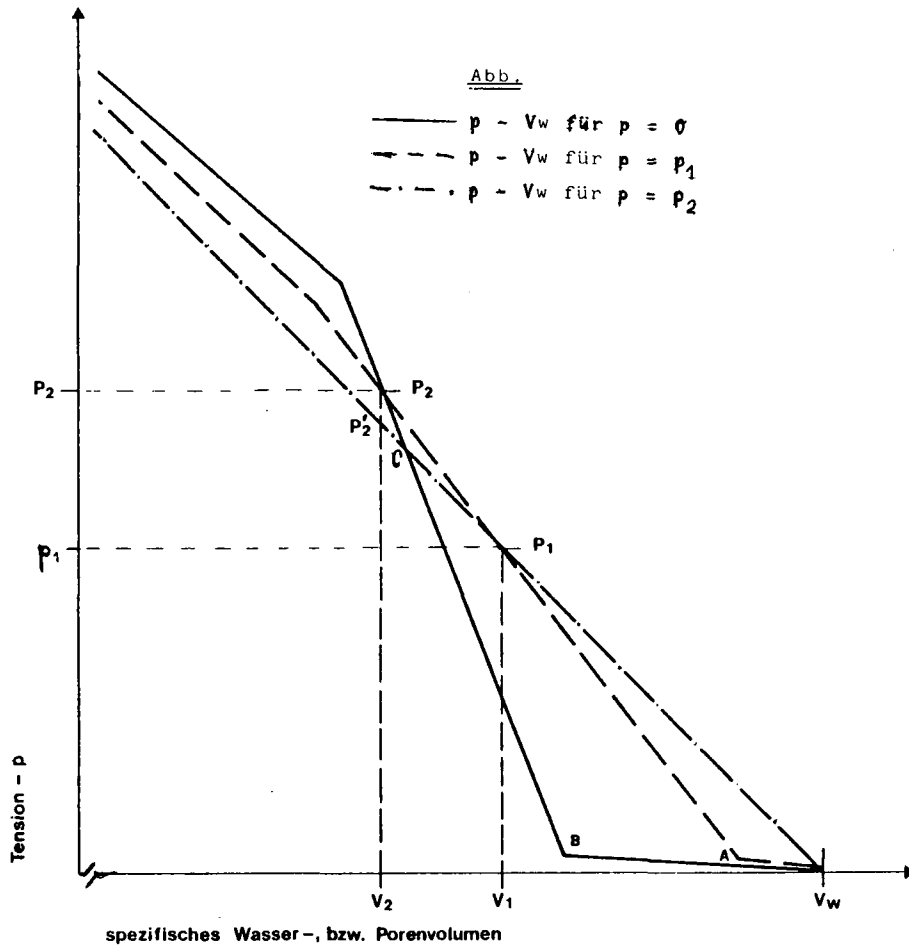
In Abb. sind "wahre"  $p$ - $V_w$ -Kurven (Porensammenkurven; Meßfluid (Quecksilber) für  $p = 0, -p_1$  und  $-p_2$  dargestellt.  $\psi_p$  wird für  $p_1$  durch die Flächen  $\psi_p^m = V_w V_1 p_1$  und  $\psi_p^s = V_w A p_1$  dargestellt.  $p_1$  wirkt sich in der Tensiometeranzeige nicht aus.  $\psi_p$  wird für  $p_2$  durch die Flächen  $\psi_p^m = V_w V_2 p_2$  und  $\psi_p^s = V_w B C + C p_2 p_2$  dargestellt.  $p_2$  wird in der Tensiometeranzeige nur durch  $p_2 - p_2'$  ausgedrückt. Würde eine "scheinbare"  $p$ - $V_w$ -Kurve unterstellt [ $p = f(V_w)$  mit dem Meßfluid Wasser ermittelt, Kurvenverlauf ist  $V_w, p_1, p_2, \dots, p_n$ ], würde  $\psi_p^s$  um die Fläche  $p_1 C p_2$  zu groß. Der Ansatz  $\psi_p^s = \int_0^{p_2} \partial \psi_p \cdot dp / \partial p_2$  (9) spiegelt diese Verhältnisse nicht wieder.  $\psi_p^s$  ist also nur teilweise  $\psi_p$  zuzuordnen, teilweise aber auch selbständiges Potential,  $\psi_0$  bzw.  $\psi_g$  vergleichbar.

Die Kontinuitätsgleichung lautet  $\frac{\partial w}{\partial t} = - \frac{F}{m} \nabla q$

Der Parameter  $\psi$  in  $-\nabla q$  hat die voneinander unabhängigen Teilpotentiale  $\psi_g, \psi_0, \psi_p$  und  $\psi_s$

Liste der Symbole

- |  |                         |
|--|-------------------------|
| $\theta$ = spezifisches Wasservolumen          | $F$ = Bodenfläche       |
| $t$ = Zeit                                     | $z$ = Bodenmächtigkeit  |
| $g$ = Strömungsrate                            | $p$ = Drucke            |
| $w$ = spezifische Wassermasse                  | Indices                 |
| $\rho_b$ = Raugewicht                          | $g$ = Höhe              |
| $\psi$ = spezifische Energie (Potential)       | $o$ = osmotischer Druck |
| $x, y, z$ = Richtungen                         | $p$ = Tensiometerdruck  |
| $m$ = Bodenmasse                               | $m$ = Matrix            |
| $V$ = Bodenvolumen                             | $s$ = Quellung          |
| $V_w$ = spezifischen Poren- oder Wasservolumen | $a$ = Gasdruck          |





Grundwasserneubildung im Uelzener Becken  
unter Berücksichtigung unterschiedlicher  
bodenphysikalischer Verhältnisse

von  
Schwerdtfeger, G. +)

1. Einleitung

Das Uelzener Becken ist eine altpleistozäne Moränenlandschaft im Nordostteil der Lüneburger Heide. Es entwässert über die Ilmenau zur Elbe. Ein geringerer Teil des Oberflächenwassers wird heute zur Speisung des Elbeseitenkanals genutzt, der seinen Wasserbedarf vorwiegend über das Pumpwerk Scharnebeck aus der Elbe bekommt. Hiervon wird ein Teil zur Beregnung der im Bereich des Kanals liegenden Flächen gebraucht. Der weitaus größte Anteil der Ackerflächen unter Beregnung erhält das erforderliche Wasser aus dem Grundwasser. Auch für die mengenmäßig wesentlich geringere Trinkwasserversorgung wird ausschließlich Grundwasser genutzt. Daher ist die Grundwasserneubildung im Uelzener Becken von besonderer Bedeutung.

2. Grundwasserneubildung

In nicht besiedelten Landschaftsteilen erfolgt eine Grundwasserneubildung fast ausschließlich aus Niederschlägen. Diese können nur über den Boden ins Grundwasser gelangen. Daher sind Untersuchungen über die Grundwasserneubildung vorrangig eine bodenkundliche Aufgabe.

Unbestritten ist Grundwasser bisher die hochwertigste Form des Wasservorkommens (D. MEYER; 1985). Um dies auch für die Zukunft sicherzustellen, ist die Grundwassererneuerung nicht nur quantitativ, sondern auch qualitativ zu erfassen. Seit Ende der 70er Jahre wird in zunehmendem Maße über Grundwasserverunreinigungen berichtet. Hierbei sind zwei Hauptgruppen von wachsender Bedeutung:

Aus Gewerbe- und Industriebetrieben können auf mannigfachen Wegen Chlorkohlenwasserstoffe in das Grundwasser gelangen. Das Grundwasser im Uelzener Becken ist bisher hiervon nicht betroffen.

In Folge landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen kann es zu einer Nitratanreicherung im Grundwasser kommen.

Durch eine 1980 verabschiedete EG-Richtlinie "Über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch" ist der in diesem Jahr gültig gewordene Grenzwert für die zulässige Höchstkonzentration auf 50 mg NO<sub>3</sub> je Liter gesenkt worden. Hiervon ist daher das für die Feldberegnung geförderte Wasser nicht betroffen. Das im Uelzener Becken aus Tiefbrunnen von mindestens 50 m geförderte Wasser ist weitgehend frei von Nitrat. Im oberflächennäheren Grundwasser im Bereich von intensiver Ackernutzung sind geringere, aber doch stetig leicht steigende Nitratmengen vorhanden.

+) Am Tannenmoor 34, 3113 Suderburg

Dieser Nitratintrag erfolgt überwiegend in den Wintermonaten November bis März. In dieser Zeit können 60 mm Sickerwasser im Bereich unter Parabraunerden auf Sandlöß Nitratstickstoff etwa um 20 cm nach unten transportieren. Diese Verlagerung beträgt unter Braunerden auf lehmigen Sanden etwa 30 cm, unter Agrosolen auf ehemaligen Podsolen über glazifluviatilen Sanden 60 bis 80 cm und unter flachgründigen Podsolen über kiesigen bis steinigen Geschieben ein bis zwei Meter.

Sobald das Sickerwasser das Grundwasser erreicht hat, beginnt mit dem Grundwasserstrom eine Seitwärtsverlagerung, die oft nach der Tiefe zunimmt. Unter der Schutzzone III des Wasserwerks Holdorf, Landkreis Vechta, ist im Grundwasser in einer Tiefe von 10 - 20 m unter Geländeoberfläche eine Fließgeschwindigkeit von 126m im Jahr errechnet worden ( H.TÖHNE, 1985 ). Nach dieser überschläglichen Berechnung wäre der gesamte Wasserinhalt der im Durchschnitt in Richtung der Grundwasserfließrichtung etwa 2250 m langen Schutzzone III in etwa 18 Jahren einmal gewechselt. Zur Untersuchung der Nitratbelastung im Wasserwerk Holdorf sind die 14 Förderbrunnen in den Jahren seit 1979 durch 49 auswertbare Peilbrunnen ergänzt worden.

Um bestimmte Trends und daraus abgeleitete Entwicklungen in der Nitratkonzentrationsveränderung abzuleiten, ist an vergleichbaren Standorten ein ähnlich dichtes Netz von Peilbrunnen erforderlich. Die erforderlichen Messungen in diesen Peilbrunnen müssen mehrjährig in einem zeitlich bestimmten Rhythmus innerhalb kürzerer Abstände, beispielsweise monatlich oder vierteljährlich, durchgeführt werden. Nur mit derartigen Unterlagen können frühzeitig Gegenmaßnahmen getroffen werden, um einer sonst unvermeidlichen Aufgabe von Wasserwerken entgegenzuwirken. Im Uelzener Becken sind zur Zeit die Nitratwerte im Grundwasser noch so günstig, daß von Schritten in dieser Richtung abgesehen werden kann.

Aus der klimatischen Wasserbilanz im Uelzener Becken während des Sommers 1985 ( siehe Tabelle 1 ) wird deutlich, daß während der Sommermonate fast nie eine Nitratverlagerung in das Grundwasser erfolgt. Der Niederschlag bis Mitte August von etwa 450 mm im Kreisdurchschnitt entspricht dem langjährigen Mittelwert. Wie groß dabei die Unterschiede für einzelne Niederschlagsereignisse sein können, wird aus den Angaben in Tabelle 1 deutlich. Der maximale Nieder-

Tab.1 Klimatische Wasserbilanz im Uelzener Becken

Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz in der Zeit vom 10. bis 16. August 1985

im Raum	Niederschlag mm	Verd. mm	klimat. Wasserbil.	
			klimat. Wasserbil.	seit Meßbeg. 10. 5.
Himbergen	20	19	+ 1	—
Gr. Hesebeck	32	19	+13	— 29
Secklendorf	54	21	+33	— 30
Bargdorf	19	23	— 4	— 82
Altenebstorf	18	23	— 5	— 114
Brockhöfe/Heidehof	16	19	— 3	— 43
Holthusen II	30	20	+ 10	— 85
Sudenburg	36	23	+ 13	— 72
Wrestedt	32	23	+ 9	— 35
Abbandorf	28	24	+ 4	— 60
Dalldorf	28	19	+ 9	— 89
UE-Oldenstadt	27	24	+ 3	— 92



schlag von 54 mm in Secklendorf führt zwar in der Berichtswoche zu einer positiven klimatischen Wasserbilanz von 33 mm; im Gegensatz dazu schließt die klimatische Wasserbilanz seit Meßbeginn für diesen Ort mit einem Defizit von 30 mm ab. Die Meßstelle Altenebstorf mit dem ungünstigsten Wert des Uelzener Beckens im Sommer 1985 weist im gleichen Zeitraum für den Ausgleich der klimatischen Wasserbilanz ein Fehl von 114 mm aus. So wird verständlich, daß auch in der Berechnungsperiode 1985 im Uelzener Becken über die Feldberechnung je nach beregneter Frucht 50 bis 100 mm ausgebracht worden sind. Dieser Zusatzregen dient ausschließlich der Wasserversorgung der Feldfrüchte und hat daher keinen Einfluß auf die Grundwasserneubildung. Die Kulturpflanzen müssen hinreichend tief wurzeln, um für ihre Wasserversorgung auch auf leichten Böden eine ausreichende Menge des Bodenwassers nutzen zu können. Dabei ist zu berücksichtigen, daß einjährige Ackerkulturen nicht die ganze Vegetationszeit ausnutzen können. Sie erreichen erst bei voller Wuchshöhe ihre mögliche Schöpftiefe. Diese ist in allen Dauerkulturen, vor allem in Nadelwäldern, zwar während der gesamten Vegetationszeit wirksam. Sie weist jedoch je nach Verlauf der Jahreswitterung unterschiedliche Extremwerte auf. Ob im Uelzener Becken die Pflanzenbestände auf den randlichen Sandböden gegenüber den im Zentrum gelegenen Sandlößböden mit Kalk- und Tonmergeleinschlüssen auch die größeren Schöpftiefen haben, kann zunächst nur als Frage in den Raum gestellt werden.

### 3. Sommerliche Bodenwasserscheide

Doch nicht nur durch die Saugkräfte der Pflanzen sondern auch schon durch kapillaren Aufstieg wird während der Vegetationszeit Wasser in Richtung der Bodenoberfläche gefördert. Hier zu ist eine Untersuchung für das Beregnungsgebiet im nordöstlichen Niedersachsen, in dessen Mittelpunkt das Uelzener Becken liegt, von MULL und RIEMEIER ( 1985 ) veröffentlicht worden:

" In der Vegetationszeit, zwischen April und September, ist für den nordostniedersächsischen Raum die potentielle Verdunstungshöhe in Mittel größer als die Niederschlagshöhe. Die Verringerung des Wassergehaltes in der Wurzelzone als Folge der Verdunstung führt zur Ausbildung eines Gradienten des Kapillarpotentials, der von unten nach oben gerichtet ist. Ist der Betrag dieses Gradienten größer als der von oben nach unten gerichtete Gradient des Schwerkraftpotentials, steigt das Wasser in die Wurzelzone auf. Überwiegt der Gradient des Schwerkraftpotentials - das ist insbesondere weiter unterhalb der Wurzelzone der Fall - sickert Wasser zum Grundwasser ab. Die Bereiche mit positivem und negativem hydraulischen Gradienten werden durch eine sogenannte Wasserscheide getrennt. Hier ist der hydraulische Gradient Null. Im Verlauf der Vegetationsperiode eines Jahres mit geringem bis mittleren Niederschlag wandert die "Wasserscheide" von der Geländeoberfläche abwärts. "

Der immer noch zweideutige Begriff einer sogenannten "Wasserscheide" sollte für diese Erscheinung in der ungesättigten Bodenzone durch Bodenwasserscheide ersetzt werden.

Durch die Feldberechnung kann das Tempo dieser Wanderung verringert werden. Zusätzlich erhöht sich dadurch oberhalb der Bodenwasserscheide der Wassergehalt. Dieses Mehr an Bodenwasser wirkt sich während der folgenden Wintermonate auf die Grundwasserneubildung positiv aus. Je später die Feldberechnung in der Vegetationsperiode eingesetzt wird, desto größer wird der neubildungswirksame Anteil dieser Regengabe. In gleicher Weise wirken stärkere Niederschläge, die bald nach der Beregnung fallen. Durch diese teilweise Rückführung von Beregnungswasser zum Grundwasser wird die tatsächliche Entnahme verringert. Durch Modelluntersuchungen stellten

MULL und RIEMEIER für die Jahre 1976 und 1977 im Raum Uelzen fest, daß der Anteil der Beregnungshöhe, der für das Grundwasser Neubildungswirksam wurde, zwischen 2 und 22 % betragen kann.

Doch nicht nur mengenmäßig sondern auch zeitlich wird die winterliche Grundwasserneubildung durch die Feldberegnung günstig beeinflusst. In klimatisch ungünstigen Jahren mit niederschlagsarmen Monaten im Spätsommer und Herbst erreicht die Bodenwasserscheide oft erst im Dezember die Bodenoberfläche und verliert damit auch erst dann ihre Wirksamkeit. Wenn im anschließenden Quartal von Januar bis März durch Bodenfrost eine Infiltration von Niederschlägen unmöglich ist, kann die Grundwasserneubildung in derartigen Winterhalbjahren nur sehr gering sein.

So ist auch die große Streuung der jährlichen Grundwasserneubildung zu erklären, die von WESSOLEK et al. zwischen 50 und 300 mm im fünfzehnjährigen Untersuchungszeitraum festgestellt worden ist. Diese Ergebnisse sind im Raum nördlich Hannover ( vorwiegend im Fuhrberger Feld ) bei Grundwasserflurabständen bis zu drei Metern ermittelt worden. Sie können daher nicht auf das Uelzener Becken übertragen werden, in dem das Grundwasser überwiegend wesentlich tiefer ansteht.

#### 4. Grundwasserbewirtschaftung

Das Uelzener Becken ist Teil des Gebietes "Obere Elbe" der wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung. In diesem gesamten Raum steht das Grundwasser in sehr unterschiedlicher Tiefe an. Auch im Bereich der Randhöhen auf der geographischen Wasserscheide zwischen Elbe und Aller/Weser, die 130 m über NN mehrfach überschreiten, liegt die Spitze der nutzbaren Grundwasservorkommen unter 100 m über NN. Nach Vorschlägen aus dem zuständigen Wasserwirtschaftsamt in Lüneburg liegt in diesen großräumigen Unterschieden ein Grund, eine Bewirtschaftung des Grundwassers für das gesamte Rahmenplanungsgebiet "Obere Elbe" vorzunehmen. Hierzu wird von THÖLE et al. ein abweichender Vorschlag gemacht. Sie treten in ihrem "Beitrag zur Ableitung von kleinräumigen planungsrelevanten bodenökologischen Kriterien" für eine Auswertung der Reichsbodenschätzung ein. Eine differenzierte Berücksichtigung der vielfältigen Funktionen des Bodens ermöglicht die Herleitung von Kennwerten der Grundwasserneubildungsraten und der Filterpotentiale. Nach Berechnung dieser Werte für das einzelne Grabloch der Bodenschätzung erfolgt eine Übertragung in die Fläche durch die Übernahme der Klassengrenzen der Reichsbodenschätzung. Es wird darauf hingewiesen, daß sich in Zukunft sicherlich auch verbesserte Algorithmen der automatischen Grenzlinienfindung verwenden lassen.

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht bieten sich für eine Bewirtschaftung des Grundwassers die Gebiete der Unterhaltungsverbände an. In der gesetzlichen Grundlage für alle Wasser- und Bodenverbände, der Wasserverbandverordnung (WVVO), ist in deren § 2 die Bewirtschaftung von Grundwasser als Verbandsaufgabe genannt. Im Uelzener Becken, das mit der Fläche des Landkreises Uelzen fast deckungsgleich ist, betreffen vier Unterhaltungsverbände die Gewässer II. Ordnung. Verbandsmitglieder sind die politischen Gemeinden; die Geschäftsführung hat der Kreisverband der Wasser- und Bodenverbände.

Bei winterlichen Starkregen führen diese Gewässer II. Ordnung Hochwasser über die Ilmenau zur Elbe ab. Ein Teil hiervon sollte über Versickerung zur Grundwasserneubildung genutzt werden ( SCHWERTFELGER 1984 ). Die dazu erforderlichen Versickerungsmulden müssen je 1000 m<sup>2</sup> zu schützender Fläche etwa 10 m<sup>2</sup> groß sein. Wenn in diesen Versickerungsmulden durch Eintrag von Feinboden und organischer

Substanz die Gefahr der Selbstabdichtung besteht, müssen seitwärts Schluckbrunnen angelegt werden. Wenn in den Monaten der sommerlichen Wachstumsperiode derartige Feinbodenablagerungen in den Versickerungsmulden durchwachsen werden, kann keine Selbstabdichtung eintreten.

Doch nicht nur in der freien Landschaft sondern auch in Siedlungsgebieten ist eine vermehrte Versickerung der dort fallenden Niederschläge zur Grundwasserneubildung erforderlich. Durch Berechnungen an zwei Beispielen in Ostwestfalen hat HARTUNG (1984) festgestellt,

" daß die Summe der Abflußverschärfung keineswegs in den Bereich vernachlässigbar kleiner Dimensionen verwiesen werden kann, zumal die effektiven Auswirkungen auf die Hochwasserschäden wesentlich kritischer sind als es die Prozentsätze ausweisen."

Diese betragen in der Stadt Salzkotten bei einer Steigerung der Abflußspitze von  $63,7 \text{ m}^3/\text{s}$  durch  $4,3 \text{ km}^2$  Bebauung in einem Einzugsgebiet von  $54,4 \text{ km}^2$  auf  $75,9 \text{ m}^3/\text{s}$  volle 20 %. Der gleiche beachtliche Wert ist für die Kleinstadt Spenge bei einem Einzugsgebiet von  $20,6 \text{ km}^2$  berechnet worden. Die erforderlichen Versickerungsbecken lassen sich in Kleinstädten und Dörfern auf den Hausgrundstücken anlegen.

Mindestens  $10 \text{ m}^2$  große Versickerungsbecken sind auf Hausgrundstücken je nach Wasserstand Zierteiche oder Feuchtbiotope. Derartige Kleingewässer haben in der freien Landschaft bei ausreichend enger Verbindung zueinander große Bedeutung für den Artenschutz. Für ihre Anlage sind Wegeseitenräume, natürliche und künstliche Terrassen und Windschutzstreifen geeignet. Wenn eine derartige Versickerung für die Grundwasserneubildung im Uelzener Becken positive Auswirkungen haben soll, so müssen Versickerungsflächen vor allem auf den randlich höher gelegenen, leichten Böden angelegt werden.

In diesem Randbereich ist das Netz der Oberflächengewässer nur spärlich ausgebildet. Daher kommt es bei extremen Starkregen zu wilden Abflüssen in Trockentälern im Bereich der Feldfluren. In Waldgebieten treten durch die schützende Humusauflage diese wilden Abflüsse nicht auf. Dort versickern auch solche außergewöhnlich hohen Niederschläge und erhöhen dadurch die Grundwasserneubildung. Aus diesem Grunde ist das von der unteren Naturschutzbehörde überwachte Umwandlungsverbot für Feldgehölze im Kreise Uelzen von besonderer Bedeutung.

Diese Feldgehölze stehen oft im Zentrum stark erosionsgefährdeter Flächen. Wenn diese Äcker mit Zuckerrüben oder zunehmend mit Mais bestellt werden, ist bei zurückgehendem Zwischenfruchtanbau oft während der winterlichen Vegetationsruhe bis zum Auflaufen der Saat Mitte Mai keine schützende Vegetationsdecke sondern Schwarbrache vorhanden. Dies führt vor allem an den Mittel- und Unterhängen zu starken Erosionsschäden ( KUNTZE et al. 1983 und SCHWERDT-FEGGER 1984 ). Auch dieses wild abfließende Wasser sollte der Grundwasserneubildung zugeführt werden.

## 5. Zusammenfassung

Für eine planmäßige Grundwasserneubildung besteht im Uelzener Becken durch die hohen Entnahmen für die Feldberegung ein großer Bedarf. Sie kann nur von Erfolg sein, wenn durch die aufgeführten Feststellungen genaue Unterlagen für eine Bewirtschaftung vorhanden sind. Diese Bewirtschaftung sollte weder zu groß- noch zu kleinräumig erfolgen; die vier bestehenden Unterhaltungsverbände haben mit dem Einzugsgebiet ihrer Gewässer II. Ordnung die geeignete Größe.

Die Bedeutung der Bodenwasserscheide für die Grundwasserneubildung ist auf berechneten Flächen besonders groß. Die auf diesen Kenntnissen aufbauenden Maßnahmen dienen auch der Erosionsbekämpfung und dem Naturschutz.

## 6.Literatur

1. HARTUNG, W.: Hochwasserschutz am Beispiel der Lahn. Vortrag am 6. Oktober 1984 in Suderburg auf der Jahrestagung der KHG; Manuskript für das Jahrbuch 1983-1985 d. FB Bauingenieurwesen (Wasserwirtschaft u. Kulturtechnik) d. FH Nordostniedersachsen.
2. KUNTZE, H., J. NIEMANN; G. ROESCHMANN u. G. SCHWERDTFEGER: Bodenkunde. 3. Auflage, 408 Seiten, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart, 1983.
3. MEYER, D.: Grundwasserverunreinigung - ein neues Problem der Wasserwirtschaft. Vortrag bei der Rektoratsübergabe d. FH Nordostniedersachsen am 5. Juni 1985 in Lüneburg.
4. MULL, R. u. B. RIEMEIER: Der Einfluß der Beregnung auf die Grundwasserneubildung. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 26, 161 - 171, 1985.
5. SCHWERDTFEGER, G.: Maßnahmen zur Grundwassererneuerung und Erosionsbekämpfung. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 39, 153-156, 1984.
6. SCHWERDTFEGER, G.: Erfordernisse und Möglichkeiten der Grundwasserbewirtschaftung. Mittlg. Dtsch. Bodenk. Ges. 40; 107-112, 1984.
7. THÖLE, R., H.-J. HECKMANN u. K.-F. SCHREIBER: Grundwasserneubildungsrate und Filterpotential - Ein Beitrag zur Ableitung von kleinräumigen planungsrelevanten bodenökologischen Kriterien. Landschaft + Stadt, 17, 61-65, 1985.
8. TÖHNE, H.: Darstellung von Nitratwerten im Grundwasser am Beispiel des Wasserwerkes Holdorf. Diplomarbeit im Fachbereich Bauingenieurwesen ( Wasserwirtschaft und Kulturtechnik ) der Fachhochschule Nordostniedersachsen in Suderburg, 1985.
9. WESSOLEK, G., M. RENGER, O. STREBEL und H. SPONAGEL: Einfluß von Boden und Grundwasserflurabstand auf die jährliche Grundwasserneubildung unter Acker, Grünland und Nadelwald. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 26, 130 - 137, 1985.

Beziehung zwischen Grundwasserflurabstand und Pflanzen-  
ertrag bei verschiedenen Fruchtarten

von

Sponagel, H., Müller, U., \*

Strebel, O., \*\* Renger, M. \*\*\*

EINLEITUNG:

Grundwasserabsenkungen stellen einen Eingriff in den Bodenwasserhaushalt dar und können zu einer Verschlechterung der Wasserversorgung land- und forstwirtschaftlicher Kulturpflanzen führen.

Aufbauend auf einem theoretischen Ansatz von BIERHUIZEN und SLAYTER (1965) wurde eine Methode entwickelt (RENGER et al. 1984), die den Einfluß wichtiger ertragsbestimmender Parameter (nFK, kap. Aufstieg aus dem Grundwasser, Klimaverhältnisse) in einem Wert erfaßt, der eine enge allgemein gültige Beziehung zum Pflanzenertrag aufweist. Der Kennwert dieses Ansatzes besteht aus dem Quotienten aus Transpiration (Et) und Wasserdampfsättigungsdefizit ( $\Delta e$ ) der Luft.

ERGEBNISSE:

Da für Grünland schon eine Reihe von Ergebnissen mitgeteilt wurden (RENGER et al. 1983), sollen nun einige Ertragsbeziehungen für Ackerfrüchte vorgestellt und diskutiert werden.

Die Abbildungen 1 - 3 zeigen, daß zwischen Kornерtrag bzw. Trockenmasseertrag und dem Quotienten aus Transpiration und Wasserdampfsättigungsdefizit eine enge Beziehung besteht. Vergleicht man die Ertragsbeziehung von Winterroggen (Abb. 1) mit der des Hafers (Abb. 2), so erkennt man einen fast übereinstimmenden Anstieg der Kurven. Eine Veränderung der Quotienten von z. B. 80 auf 60 als Folge einer Grundwasserabsenkung würde daher bei beiden Fruchtarten zu gleich hohen Ertragsminderungen von 9 dt Korn je ha führen. Wesentlich flacher verläuft die Kurve für die Ertragsbeziehung bei Mais (Abb. 3), die sich allerdings auf den Trockenmasseertrag und nicht nur auf den Kornерtrag bezieht. Aufschlußreich ist auch eine vergleichende Gegenüberstellung der Quotienten in den verschiedenen Untersuchungsjahren.

Besonders bei Mais ist zu erkennen, daß in feuchteren Jahren - wie 1978 und 1981 - unterschiedliche Grundwasserflurabstände kaum eine Veränderung der Quotienten Et/ e und infolgedessen auch keine nennenswerten Ertragsverluste verursacht haben.

\* Nieders. Landesamt f. Bodenforsch., Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

\*\* Bundesanstalt f. Geowissensch. u. Rohstoffe, Stilleweg 2, 3 Hannover 51

\*\*\* Institut f. Ökologie und Bodenkunde der TU, Salzufer 11/12, 1 Berlin 10

Anders 1983; hier erkennt man einen starken Abfall der Quotienten  $E_t/A_e$  bis zu einem mittleren Grundwasserflurabstand von 1,5 m mit Ertragsverlusten von maximal 45 dt/ha.  
Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung.

LITERATUR:

- BIERHUIZEN, J. F. and SLATYER, R. O.: Effect of atmospheric concentration of water vapor and  $CO_2$  in determining transpiration - photosynthesis relationship of cotton leaves. - Agric. Meteor., 2, 259-270, 1965
- RENGER, M., SPONAGEL, H., STREBEL, O., WESSOLEK, G.: Einfluß des Grundwasserflurabstandes auf den Pflanzenertrag bei Grünland. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 38, 135-140 (1983)
- RENGER, M., STREBEL, O., SPONAGEL, H., WESSOLEK, G.: Einfluß von Grundwassersenkungen auf den Pflanzenertrag landwirtschaftlich genutzter Flächen  
Wasser und Boden, H., 10 1984

Nordheide x  
 Wittefeld o  
 Winterroggen nFK<sub>We</sub> 70 mm

$$\text{Ertrag dt/ha} = 3,13 + 0,58 \frac{Et}{\Delta e}$$

r = 0,83  
 n = 22

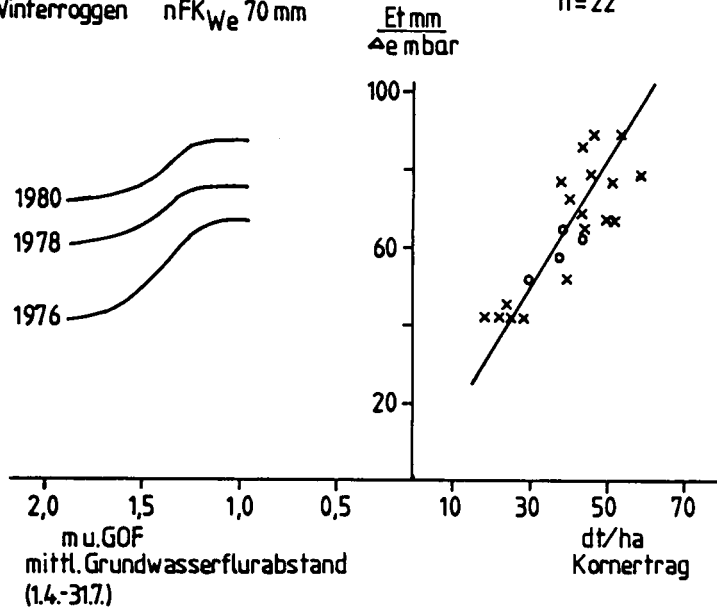


Abb. 1:

Beziehung zwischen Grundwasserflurabstand, dem Quotienten aus Transpiration und Wasserdampfdefizit und dem Kornertrag bei Winterroggen (N - Düngungsniveau - 80 kg N/ha)

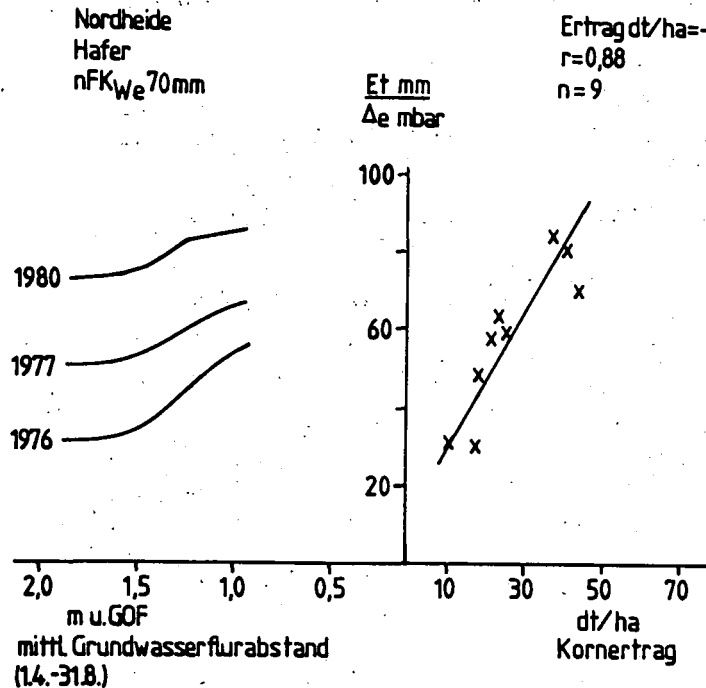


Abb. 2:

Beziehung zwischen Grundwasserflurabstand, dem Quotienten aus Transpiration und Wasserdampfdefizit und dem Kornertrag bei Hafer (N - Düngungsniveau - 70 kg N/ha)



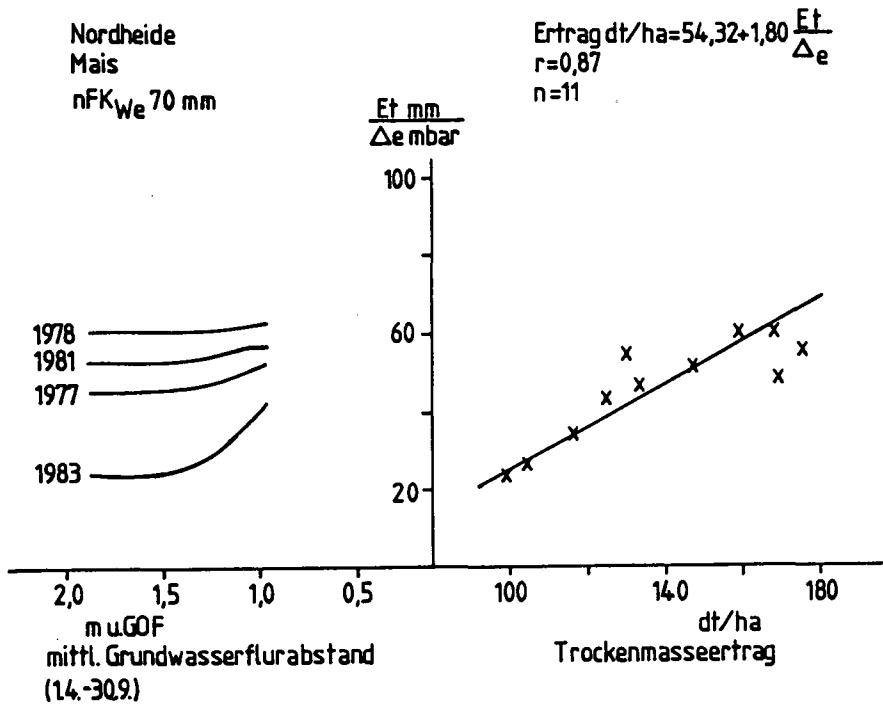


Abb. 3:

Beziehung zwischen Grundwasserflurabstand, dem Quotienten aus Transpiration und Wasserdampfdefizit und dem Trockenmasseertrag bei Mais (N - Düngungsniveau - 200 N/ha)



Ein Modell zur Beschreibung der vertikalen Verlagerung  
wechselwirkender Ionen in Böden

von  
Utermann, J. und J. Richter \*)

1. Einleitung

Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines deterministischen Gesamtkationen-Anionen-Modelles zur Beschreibung der vertikalen, eindimensionalen Verlagerung wechselwirkender und nicht wechselwirkender Ionen. Ein solcher Ansatz soll z.B. die durch KCl - Applikation induzierte Verlagerung von  $K^+$  bzw. der Gegenionen ( $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ ) sowie der begleitenden Anionen, wie sie u.a. von Swarup et al. (1983) anhand von Säulenversuchen beschrieben wird, darstellen können. Sofern die entwickelten Modellansätze Ad/Desorptionsprozesse berücksichtigen, wird i.a. die Lösungskonzentration des interaktiven Ions als Intensitätsgröße verwendet (Duynisveld, 1982). In einem von Robbins et al. (1980) vorgestellten Salzmodell wird der Kationenaustausch mit Hilfe eines kombinierten Ansatzes nach Vanselow und Gapon beschrieben. Ein solcher auf Potentialgrößen fußender Modellansatz ist Voraussetzung für die Beschreibung der Wechselwirkung mehrerer Ionen gleichzeitig. Aber auch diesen Modellkonzepten fehlt das für einen Gesamtionenansatz notwendige Verbindungsglied einer stets ausgeglichenen Ladungs- und Ionenbilanz.

2. Material und Methoden

Dem entwickelten Ansatz liegt das folgende Gleichungssystem zugrunde: Der Transport wird durch die übliche Konvektions-Dispersionsgleichung beschrieben, wobei für nicht interaktive Ionen der zweite Term auf der linken Seite entfällt (Symbolerklärung am Schluß der Arbeit !):

$$(1) \quad \frac{d(EC)}{dt} + \tau \frac{dS}{dt} = \frac{dDb}{dz} \frac{d(EC)}{dz} - \frac{d(QwC)}{dz}$$

Die Wechselwirkung wird mit Hilfe der Gapongleichung dargestellt:

$$(2) \quad \frac{Z_i \bar{m}_i}{Z_j \bar{m}_j} = G \frac{(m_i)^{1/Z_i}}{(m_j)^{1/Z_j}}$$

Für den Austauscher gilt die Bedingung, daß die Austauscherbelegung und damit die KAK ausschließlich die beiden betrachteten Kationensorten umfaßt:

$$(3) \quad Z_i \bar{m}_i + Z_j \bar{m}_j = KAK$$

\*) Institut f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Als Kationen und Anionen verbindendes Glied steht die Bedingung der an jeder Stelle im Boden zu jeder Zeit ausgeglichenen Ladungs- und Ionenbilanz:

$$(4) \quad z^+ C^+ = z^- C^-$$

Für den hier betrachteten Fall des  $K^+ - Ca^{2+}$ -Austausches ergibt sich nach Umformung und Einsetzen der Gleichungen (1-4) für den  $K^+$ - Sorptions-term ( $C_{Ca}$  steht für  $C_{Ca} + C_{Mg}$ ):

$$(5) \quad \frac{dS_K}{dt} = S_{Ca} \frac{G a_K}{(a_K C_{Ca})^{0.5} + G a_K C_K} \left\{ \left(1 + \frac{C_K}{4C_{Ca}}\right) \frac{dC_K}{dt} - \frac{C_K}{4C_{Ca}} \left( \frac{dC_{Cl^-}}{dt} + \frac{dC_{\text{Restanionen}}}{dt} \right) \right\}$$

Zu Vergleichszwecken wurde der hier entwickelte Ansatz zwei einfachen Ansätzen (linearer Ansatz, Langmuir-Ansatz) aus der Literatur (Duynisveld, 1982) gegenübergestellt.

Gleichung (5) läßt erkennen, daß die Veränderung der  $Cl^-$ -Konzentration eine gleichsinnige Veränderung der  $K^+$ -Lösungskonzentration zur Folge haben muß. Die hier etwas willkürlich erscheinende Einfügung eines Restanionenterms ist erforderlich, um ein Absinken der Anionen- und somit auch Kationensumme auf Werte um Null nach Durchbruch des  $Cl^-$ -Peaks auszuschließen. Dies widerspräche der Bedingung eines Gleichgewichtsansatzes (siehe unten), weil eine fehlende Anionensumme nach Gl. (4) auch keine Kationensumme in der Bodenlösung zuläßt, obwohl der Austauscher möglicherweise noch Gehalte des wechselwirkenden Kations aufweist. Vor allem auf ackerbaulich genutzten Böden stellt dieser Term einen Platzhalter für die saisonal stark schwankenden  $NO_3^-$ - und  $HCO_3^-$  Konzentrationen dar.

Folgende vereinfachende Annahmen liegen dem Modellansatz zugrunde:

1. Gleichgewichtsansatz für den Ionenaustausch
2. Homogenes Substrat
3. Gleichwertigkeit der Sorptionsplätze für alle interaktiven Kationen

### Modellparameter:

#### 1. Transport

Das Nährstoffverlagerungsmodell ist an ein Wassermodell gekoppelt, das in Anlehnung an Syring und Sauerbeck (1985) einen Newton-Raphson-Algorithmus verwendet.

#### 2. Wechselwirkung

Die Lagerungsdichte ( $\tau$ ) wurde über die gesamte Tiefe konstant mit  $1.5 \text{ g cm}^{-3}$  angenommen. Zur Bestimmung der Austauschkoeffizienten ( $G, k_{\text{Lang}}, k_{\text{linear}}$ ) wurden für eine schwach  $K^+$ -selektive sandige Braunerde und eine Löß-Parabraunerde mit hoher  $K^+$ -Selektivität Austauschisothermen vom Typ der Beckettkurve erstellt (Abb. 1). Die Analytik ist bei Beyme und Richter (1984) beschrieben. Die effektive KAK wird als Summe der quanti-



$$-D_b \cdot d(\theta \cdot C) + Q_w \cdot C_s = 0$$

$$C = C_0$$

$$C_s = 80 \text{ mmol/l}$$

$$Z=0$$

$$Z>0$$

$$t > t_0$$

$$t=0$$

t = Zeitkoordinate

t<sub>0</sub> = Zeitpunkt, zu dem der

applizierte Dünger (250 kg K<sub>2</sub>O / ha als KCl) infiltriert ist.

Tab. 1: Anfangskonzentrationen in der Lösung und Austauscherkoeffizienten für eine Löß-Parabraunerde (a) und eine sandige Braunerde (b)

Tiefe (cm)	C <sub>k</sub> mmol/l	C <sub>Ca</sub> mmol/l	C <sub>Cl</sub> mmol/l	C <sub>R</sub> mmol/l	G (mol/l) · 0.5	k <sub>linear</sub> ml/g	k <sub>Lang</sub> ml/mval
(a)							
0-30	0.3	5.1	2.5	8.0	2.7	5.4	40
30-60	0.1	5.2	2.5	8.0	3.4	7.4	52
(b)							
0-60	1.3	5.2	2.5	9.2	0.8	0.9	10

### 3. Ergebnisse

Den Simulationsergebnissen liegt eine Niederschlagshöhe von 2.5 mm/Tag zugrunde. Am Beispiel der Löß-Parabraunerde läßt ein Vergleich der Konzentrationen in der Bodenlösung und der Austauscherbelegung zu Beginn und nach 50 Tagen Simulation (Abb.2) erkennen, daß sich das Cl<sup>-</sup>-Peak-Maximum in 40 cm Tiefe verlagert hat, während die Bodenlösung in den oberen 10 cm praktisch kein Cl<sup>-</sup> mehr aufweist. K<sup>+</sup> wird hingegen als Folge der Wechselwirkung weitestgehend in der oberen Bodenschicht zurückgehalten; wobei der Gleichgewichtsbedingung zufolge einem erhöhten Lösungsgehalt eine entsprechend erhöhte Austauscherbelegung gegenübersteht. Das ausgetauschte Ca<sup>+</sup> und ein Teil des düngerbürtigen K<sup>+</sup> wird mit dem Cl<sup>-</sup> verlagert. Abb. 3a/b zeigt neben der deutlich erkennbaren gekoppelten Kationen-Anionen-Verlagerung unterschiedliche Kationen-Peak-Maxima als Folge des in der Gapon-Gleichung enthaltenen Wertigkeitseffektes beim Ionenaustausch. Die relativ höhere Sorption einwertiger Kationen bei hohen Salzkonzentrationen bewirkt, daß das Maximum der K<sup>+</sup>-Lösungskonzentration zeitlich verzögert nach dem Ca<sup>2+</sup>-Peak-Maximum auftritt. Bei beiden Kationen setzt der Konzentrationsanstieg zeitgleich mit dem Cl<sup>-</sup>-Durchbruch ein.

Anhand der sandigen Braunerde werden in Abb. 4 die drei getesteten Ansätze (siehe oben) vergleichend betrachtet. Im Bereich hoher K<sup>+</sup>-Konzentrationen fällt die mit Langmuir berechnete K<sup>+</sup>-Sorptions im Vergleich zur linearen Berechnungsweise deutlich niedriger aus, während bei niedrigen Konzentrationen umgekehrte Verhältnisse vorliegen. Dies entspricht dem physiko-chemischen Hintergrund der Langmuirfunktion (abnehmende Pufferung bei steigender Austauscherbelegung). Der neu entwickelte Bilanz-gebundene Gaponansatz läßt im Bereich des Cl<sup>-</sup>-Peaks eine vergleichsweise niedrige und nach dem Cl<sup>-</sup>-Durchtritt eine höhere K<sup>+</sup>-Adsorption erkennen. Diese Unterschiede sind auf die Bedingung der zu jeder Zeit an jeder Stelle im Boden ausgeglichenen Ladungs- und Ionenbilanz zurückzuführen. Bei Ausschluß

dieser Bedingung stellen sich nämlich für die hier simulierten fast quasi-stationären Fließbedingungen ähnliche Konzentrationsverläufe für alle drei Rechenansätze ein. Stärker schwankende Wassergehalte führten zu einer deutlicheren Differenzierung zwischen den Ansätzen, da das die Wechselwirkung steuernde reduzierte Aktivitätenverhältnis (AR) im Gegensatz zu den Lösungskonzentrationen (C) der einzelnen Ionen bei sich verändernden Wassergehalten in einem weiten Bereich der Wasserspannung praktisch konstant bleibt. Somit machen sich Umbelegungen am Austauscher lediglich als Folge des Wertigkeitseffektes bemerkbar.

Zusammenfassend kann festgehalten werden:

Die Verwendung des reduzierten Aktivitätenverhältnisses (AR) statt der Lösungskonzentration (C) als Intensitätsgröße des Ionenaustausches ermöglicht:

- die Berücksichtigung des Wertigkeitseffektes beim Ionenaustausch
- die Berechnung der  $K^+$ -Ad/Desorption auch im Falle alleiniger Konzentrationsveränderung der Gegenionen

Die Bedingung der ausgeglichenen Ladungs- und Ionenbilanz bewirkt:

- eine Erhöhung der  $K^+$  und  $Ca^{2+}$ -Lösungskonzentrationen im Bereich des  $Cl^-$ -Peaks (die relativ zum Ausgangsgehalt erhöhte Anionensumme induziert eine äquivalente Erhöhung der Kationensumme)

Durch die Einführung des Restanionenterms ist die Kopplung des entwickelten und noch zu kalibrierenden Verlagerungsmodells an bereits vorhandene Stickstoffmodelle bzw. Modelle für den Protonen- und Bikarbonathaushalt möglich. Für eine vollständige Kallumdynamik (langsames Nachfließen/Fixierung des nicht austauschbaren  $K^+$ ) bedarf es noch der Einfügung entsprechender Quell- und Senkterme.

#### 4 Literatur:

1. Beckett, P.H.T. (1964): The immediate Q/I relationship of labil Potassium in the Soil. J. Soil Science, **15**, 1
2. Beyme, B. und Richter, J. (1984): Die Bedeutung der  $K^+$ - $Ca^{2+}$  Austauschisotherme für die Beurteilung der  $K^+$ -Versorgung der Pflanzen bei Lössböden. Z. Pflanzenern. Bodenkd. **147**, 371-383
3. Duynisveld, W.H.M. (1982): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wassergesättigten Böden und Sedimenten. Forschungsbericht 102 02 303 UBA-FB 82-162
4. Robbins, C.W., Jurinak, J.J. und Wagenet, R.J. (1980): Calculation cation exchange in a salt transport model. Soil Sci. Soc. Am. J., **vol. 44**, 1195-1199
5. Syring, K.M. und Sauerbeck, D. (1985): Ein Modell zur Beschreibung der N-Dynamik in Böden: Landwirtsch. Forsch. Kongreßband 1984 (im Druck)
6. Swarup, A., Beese, F. und Ulrich, B. (1983): The effect of potassium chlorid on ion dynamics and budget in a slightly acidic forest soil. Z. Pflanzenern. Bodenkd., **146**, 772-782

#### Symbole und Dimensionen

$\theta$	= Wassergehalt ( $cm^3/cm^3$ )	Z	= Ladung (mval/mmol)
$D_b$	= eff. Dispersionskoeffizient ( $cm^2/d$ )	$m = a \cdot C$	= Ionenaktivität (mmol/ $cm^3$ )
$Q_w$	= Wasserflußdichte ( $cm/d$ )	$\bar{m}$	= Austauschbelegung (mmol/g)
$\gamma$	= Lagerungsdichte Boden ( $g/cm^3$ )	S	= $Z \cdot \bar{m}$ (mval/g Boden)
C	= Lösungskonzentration (mmol/ $cm^3$ )	G	= Gaponkoeffizient (mol/l) <sup>-0.5</sup>
KAK	= Austauschkapazität (mval/g Boden)		

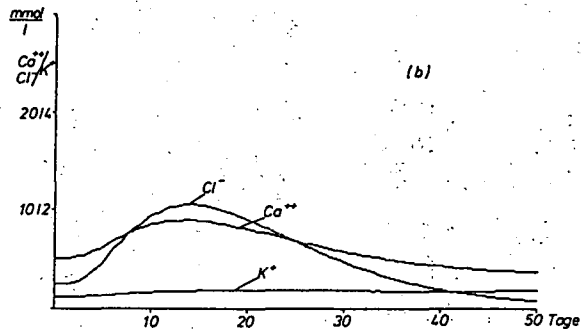
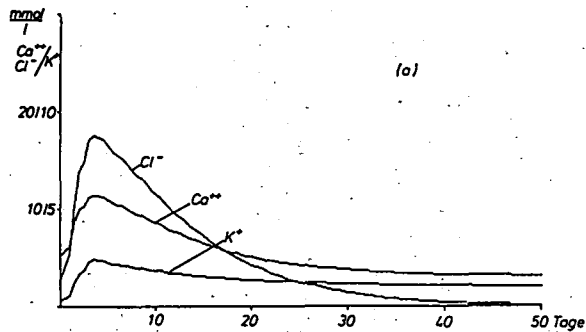


Abb 3a/h:  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Cl^-$ -Konzentration in der Bodenlösung einer LBB-Parabraun-  
erde als Funktion der Zeit in 5 cm (a) und 10 cm (b) Tiefe

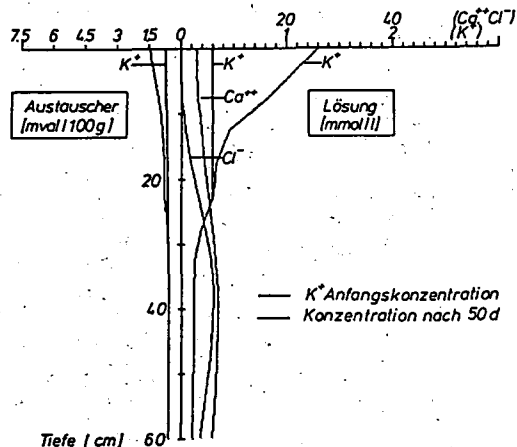


Abb 2:  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Cl^-$ -Konzentration in der Bodenlösung einer LBB-Parabraun-  
erde und  $K^+$ -Belegung des Austauschers zu Beginn und nach 50 Tagen Simulation

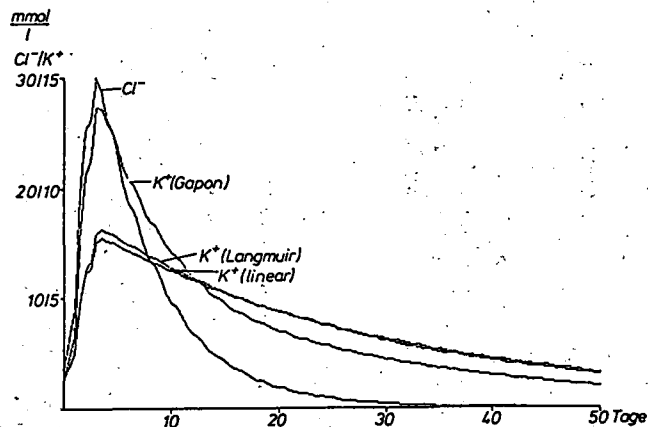


Abb 4:  $K^+$  und  $Cl^-$ -Konzentration in der Bodenlösung einer sandigen Braunerde als Funktion der  
Zeit in 2 cm Tiefe, berechnet mit verschiedenen Modellsätzen



Die Luftdurchlässigkeit als Gefügekennwert zur Beurteilung  
von Bewirtschaftungseinflüssen

von

Vorderbrügge, Th. u. T. Harrach<sup>+</sup>)

In einem Bodenbearbeitungsversuch wurde das durch unterschiedliche Verfahren (Pflug = P, Direktsaat = D, Flügelschargrubber mit Rotor-egge = FR) geschaffene Bodengefüge mit Hilfe bodenphysikalischer Methoden untersucht und beurteilt.

Der Versuch wurde 1981 auf einer Tschernosem-Parabraunerde in der Gemarkung Ossenheim Wetterau angelegt, die Bodenart des Ap-Horizonts ist uL. Bestimmt wurden die Porengrößenverteilung, die Rohdichte sowie die Luftdurchlässigkeit nach KMOCH (Koo) bei unterschiedlichen Wassergehalten.

Alle drei Varianten verfügen über ein hohes GPV, die beiden Varianten mit geringer Bearbeitungsintensität (FR und D) weisen jedoch gegenüber der P-Variante die höheren Dichtewerte bzw. die geringeren Grobporenvolumina auf. Insbesondere die D-Variante zeigt die im Laufe der Jahre erfolgte Dichtlagerung infolge unterlassener Bearbeitung. Hohe Dichten und geringe Porenvolumina bei D bzw. FR stehen einem hohen Anteil an Poren größer 50  $\mu\text{m}$  (bis zu 25 Vol.%) und geringen Dichten bei der P-Variante gegenüber. Trotz der Dichtlagerung wird die Grenze von 10 Vol.% 50  $\mu\text{m}$  selten unterschritten.

Die Messung der Luftdurchlässigkeit (Abb.1) zeigt, daß hohe Porenvolumina (bis zu 25 Vol.% größer 120  $\mu\text{m}$  bei P) nicht zu einer besseren Durchlüftung des Bodens führen. Die Klasse größer 46  $\mu^2$  wird bei der D-Variante schon mit geringerem Porenvolumen (19,2%) als bei der P- bzw. FR-Variante (23 bzw. 28 Vol.%) erreicht. Ähnliches gilt für den Bereich 22 - 46  $\mu^2$ .

Aufgrund der entwässerten Grobporenanteile läßt sich in Anlehnung an Hartge 1968 die maximale Luftdurchlässigkeit (Koo max.) errechnen.

\* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wiesenstr. 3-5, D 6300 Gießen

nen. Die gemessenen Werte ( $K_{oo}$  gem.) sind, mangels genügender Kontinuität, geringer als die maximal möglichen. Das Verhältnis von  $K_{oo}$  gem. zu  $K_{oo}$  max. kann als Maß für die Kontinuität benutzt werden. Das Ergebnis dieser Gegenüberstellung zeigt Abb.2.

Aufgrund der hohen Porenvolumina im Oberboden ist bei den Varianten P und FR (z.B. im Bereich 12 - 16 cm) mit einer guten Durchlüftung zu rechnen, während bei der D-Variante geringere Werte zu erwarten sind. Im Unterboden ergeben sich, trotz geringerer Porenvolumina, vor allem gegenüber der P-Variante, für D günstigere Werte. FR fällt gegenüber D ganz deutlich ab. Diese Ergebnisse sind ein erster Hinweis auf eine höhere Kontinuität der Poren bei der D-Variante.

Der Vergleich zwischen D und P zeigt die bessere Durchlüftung von D bei geringer Wasserspannung ( $pF$  1.4); P erreicht ähnliche Werte erst bei  $pF$  2.0. Dies läßt auf eine Behinderung der Durchlüftung durch Meniskenbildung in Verengungen schließen.

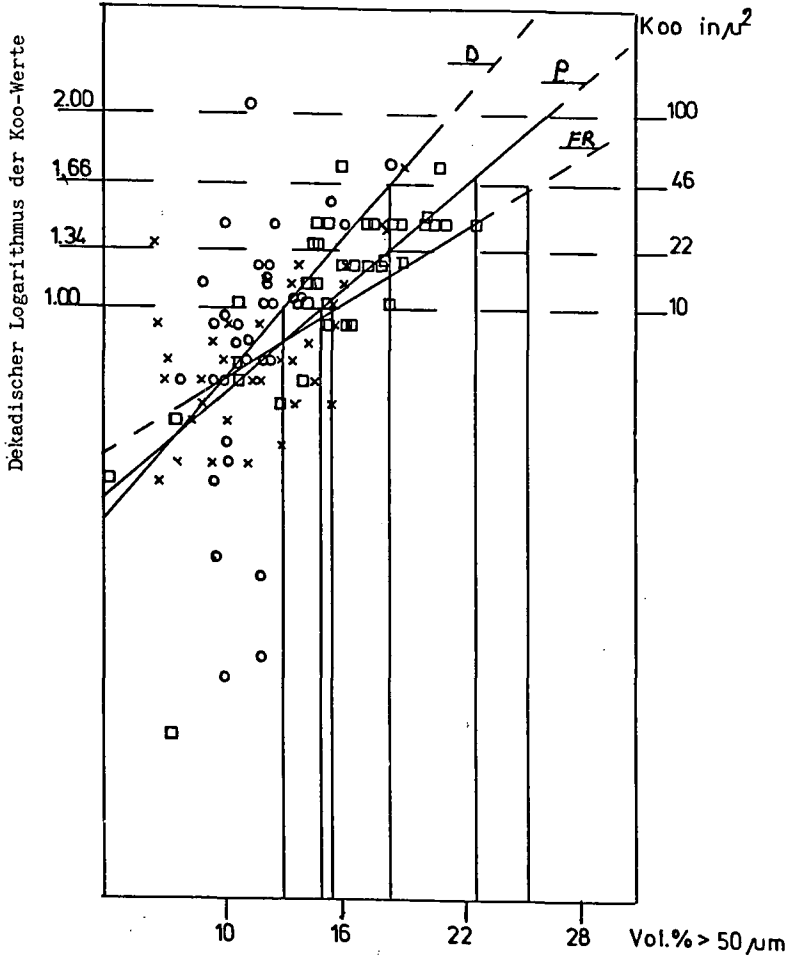
Abb.3 zeigt das prozentuale Verhältnis  $K_{oo}$  gem./ $K_{oo}$  max., die sogenannte "Relative Permeabilität". Deutlich ist die kontinuierlich zunehmende Ausnutzung der vorhandenen Poren der D-Variante im Vergleich zur FR-Variante zu erkennen. Die geringe Ausnutzung vor allem bei der P-Variante zeigt, daß zwar viele Poren größer  $120 \mu m$  geschaffen wurden, sie aber einer Durchlüftung nicht zur Verfügung stehen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse:

- Ausschließliche Betrachtung statischer Größen wie GPV, Rohdichte reichen zur Beurteilung des Bodengefüges nicht aus;
- Die Messung der Luftdurchlässigkeit und das Maß der relativen Permeabilität bieten die Möglichkeit, die Kontinuität der luftführenden Poren zu beschreiben.

#### Literatur:

HARTGE, K.H. (1968): Luftpermeabilität verschiedener Porenbereiche. Z.Pflanzernähr., Düng., Bodenkd., 120, 1, 31-45.



D:  $y = -0.64 + 0.12x$   $r = 0.4381$

P:  $y = -0.41 + 0.09x$   $r = 0.6119$

FR:  $y = -0.01 + 0.06x$   $r = 0.5831$

Abb.1: Luftdurchlässigkeit in  $\mu^2$  als Funktion der Grobporen ( $> 50 \mu\text{m}$ )

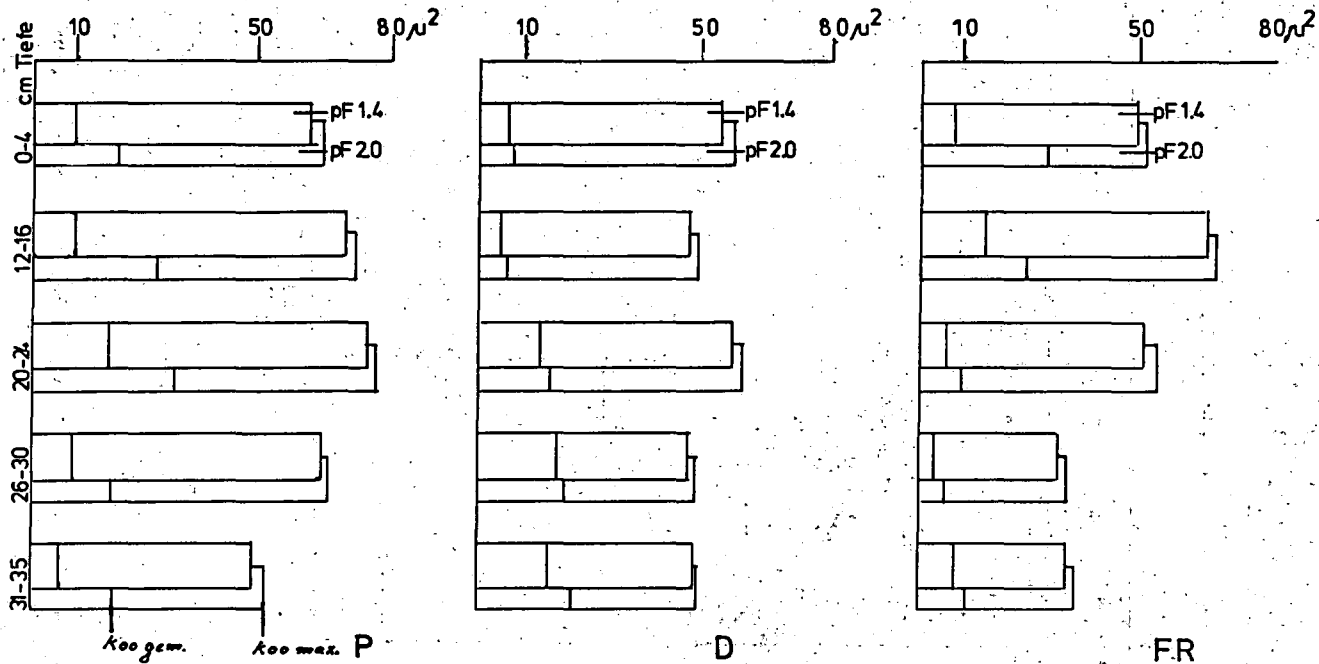


Abb.2: Gegenüberstellung von Koo gemessen und Koo maximal bei zwei unterschiedlichen Wassergehalten.

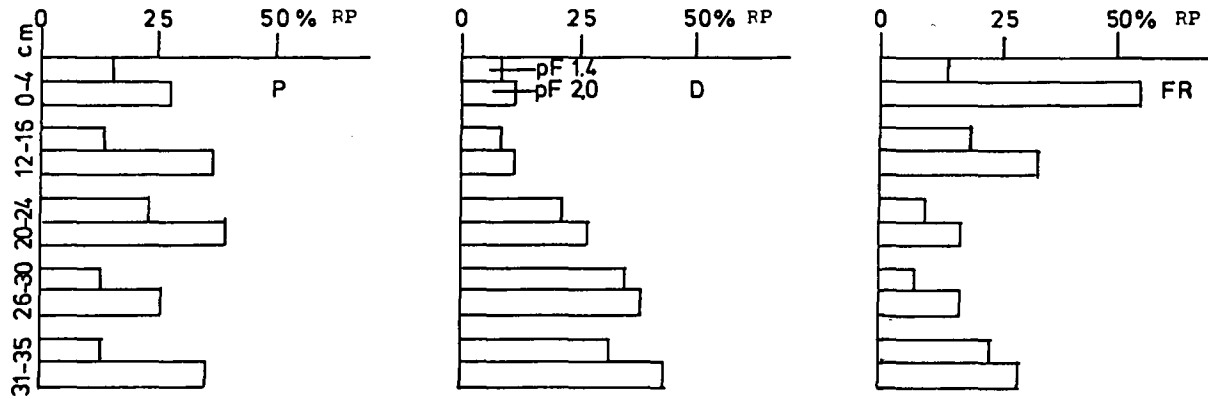


Abb.3: "Relative Permeabilität" bei drei Bearbeitungsverfahren

$$RP = \frac{K_{oo \text{ gem.}}}{K_{oo \text{ max.}}} \cdot 100 \text{ in } \%$$



Zur Messung und Simulation der Nitrat-Tiefenverteilung  
in mächtigen Lößdecken

von

Voss, G., H. Zakosek u. H. Zepp<sup>+</sup>)

Einleitung

Gegenstand der Untersuchungen ist das Verhalten von Nitratstickstoff in der wasserungesättigten Zone mächtiger Lößdecken. Die mit gesteigerten Düngeraufwendungen erzielten Ertragssteigerungen führten besonders in landwirtschaftlichen Sonderkulturen, z.B. im Wein- und Gemüsebau zu rasch immer höheren Aufwandmengen (MÜLLER 1982). Ziel der eigenen Untersuchungen ist jedoch nicht die Optimierung von Düngungspraktiken (WELTE & TIMMERMANN 1982), sondern das Hauptaugenmerk liegt auf der Beschreibung und Modellierung der Nitratmobilität.

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Köln-Bonner Bucht, einem Teilbereich der Niederrheinischen Bucht. Im Vorgebirge nördlich von Bonn erfolgt auf den bis 20 m mächtigen, überwiegend würmzeitlichen Lössen seit alters her ein intensiver Gemüseanbau. Stellvertretend für Standorte mit unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen sei eine Gemüsefläche mit einer beprobten Mächtigkeit von 16 m vorgestellt. Der ausgesprochen homogene Löß enthält 15-20 % Ton, die Karbonatgehalte liegen mit Ausnahme einer Zone in 6 m Tiefe ebenfalls zwischen 15 und 20 % .

Methoden

Die Probenahmen erfolgten mit einem bis 16 m verlängerbaren EIJKELKAMP-Handbohrer in 3-facher Wiederholung in viermonatigen Zeitabständen. Die Proben wurden in 33 cm Schichtinkrementen entnommen, zu Mischproben vereinigt, in Kühlboxen transportiert, eingefroren und im Labor UV-photometrisch auf ihren Nitratgehalt hin untersucht.

---

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13,  
D-5300 Bonn 1

STICKSTOFFVERTEILUNG  
 PROFIL=GEMUSE JAHR=1983

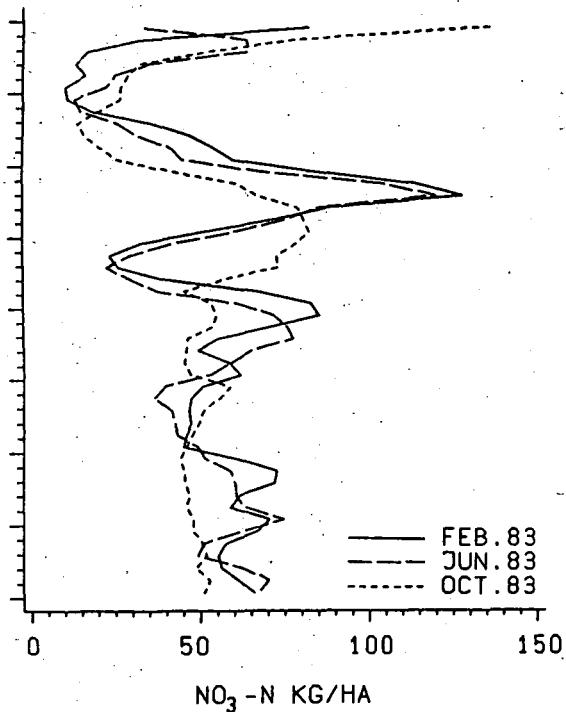


Abb. 1a: Nitrat-Stickstoff-Tiefenprofile für das Jahr 1983

STICKSTOFFVERTEILUNG  
 PROFIL=GEMUSE JAHR=1984

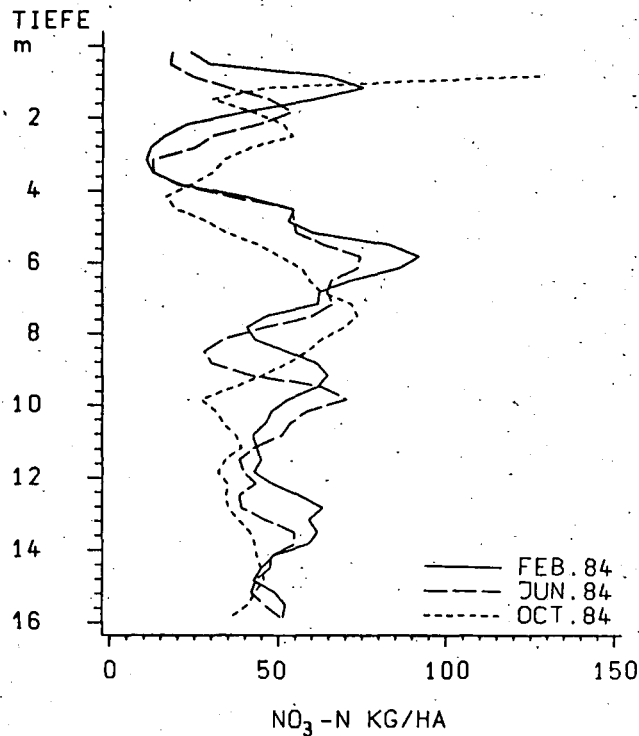


Abb. 1b: Nitrat-Stickstoff-Tiefenprofile für das Jahr 1984



$$(2) \quad \frac{c(z, t)}{c_0} = \frac{1}{2} (F_1(z, t) - F_1(z, t - T))$$

$$F_1(z, t) = \operatorname{erfc} \left( \frac{z - vt}{\sqrt{4D_m t + v t \lambda}} \right)$$

- $\theta$  = volumetrischer Wassergehalt ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )
- $c$  = Ionenkonzentration im Bodenwasser ( $\text{mg/l}$ )
- $D$  = scheinbarer Diffusionskoeffizient ( $\text{cm}^2/\text{Tag}$ )
- $\lambda$  = Dispersivität (cm)
- $q$  = vertikaler Wasserfluß im Boden ( $\text{cm}^3/\text{cm}^2 + \text{Tag}$ )
- $v$  = Porenwassergeschwindigkeit (cm/Tag)
- $t$  = Zeit (Tage)
- $z$  = Tiefe (cm)

Die Gleichungen beschreiben die Konzentrationsverteilung, wenn während der Zeitspanne  $T$  ab  $t = 0$  Wasser mit einer Salzkonzentration  $c_0$  in den Boden fließt. Für die Berechnungen wurde die Zeit des Einströmens der Konzentrationslösung mit 4 Tagen angesetzt. Es wird davon ausgegangen, daß danach nur noch salzfreies Wasser in den Boden infiltriert. Alle biologisch gesteuerten Reaktionsabläufe bleiben im angewandten Simulationsverfahren unberücksichtigt. Nach DUYNISVELD (1983) können die hydrodynamische Dispersion und die molekulare Diffusion zur scheinbaren Diffusion zusammengefaßt werden. Sie führt zu einer Veränderung des Kurvenverlaufes, die sich in immer flacher werdenden Peaks und in einem Auseinanderziehen der beim Einströmen noch scharfen Konzentrationsspitzen zeigen. Testläufe zur Ermittlung des scheinbaren Diffusionskoeffizienten ergaben die besten Resultate für  $D = 1.70 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ . Eine porenwassergeschwindigkeitsabhängige Komponente wurde nicht berücksichtigt.

Weiterhin wurde der klimatische Einfluß auf die Nitratverlagerung abgeschätzt. Da die jährlichen Verlagerungsdistanzen von den jährlichen Sickerwasserraten abhängig sind, wurde ein einfaches Bodenfeuchtemodell (ZEPP 1986) zur Bestimmung der Sickerwassermengen der letzten 11 Jahre eingesetzt. Es basiert auf der Haude-Verdunstung mit einem bodenwassergehaltsgesteuerten Korrekturfaktor. Die Anpassung des Modells erfolgte durch den Vergleich zwischen den berechneten Bodenwassergehalten mit den zu den Beprobungsterminen gemessenen Wassergehalten in den ersten 80 cm des Bodens. Das Modell macht den vereinfachenden Ansatz, daß bei Überschreitung eines Grenzwassergehaltes, der einem im Gelände bestimmten Wert für die Feldkapazität entspricht, zusätzliches Niederschlagswasser einen äquivalenten Sickerwasserschub bewirkt.

### Nitrat-Tiefenverteilung

Die Nitrattiefenverteilung im Februar 1983 (Abb. 1a) zeichnet sich durch einen hohen Gehalt von 130 kg/ha und 33 cm-Schicht in 5 m Tiefe aus. Die Juni-Kurve belegt für den oberen Profilverteil eine nur geringfügige Verlagerung. Demgegenüber verschieben sich im Bereich zwischen 6,8 und 8,5 m die Kurven um 30-50 cm. Bis Oktober kommt es auch zu einer Verlagerung des 5 m-Peaks auf 6 m, bei gleichzeitiger Verringerung des Nitrat-Stickstoffgehaltes auf ca. 80 kg/ha. Im durchwurzelten Bodenbereich entsteht eine neue Gehaltsspitze von ca. 130 kg/ha.

Der untere Teil der Profilkurve zeigt sowohl während der Wintermonate Oktober bis Februar, als auch während der Periode Februar-Juni 84 (Abb. 1b), entgegen der Erwartung keine deutliche Tieferverlagerung wie in der Zeit Juni-Oktober 1983. Bemerkenswert ist, daß es aber während dieser Monate im Jahr 1984 zu einer beschleunigten Verlagerung kommt. Die Verlagerung der oberflächennahen Kurvenabschnitte geschieht in Abhängigkeit vom Witterungsablauf. So erreicht der Eintrag vom Oktober 1983 bis zum Frühjahr die Tiefe von ca. 1 m. Während des Jahres 1984 verlagert sich diese Front kontinuierlich über 2 m Tiefe im Juni bis auf 2,5 m im Oktober 1984.

Als Ergebnis der Zeitreihe kann festgestellt werden: Die größten Vorräte in der durchwurzelten Zone sind jeweils im Oktober zu Vegetationsende vorhanden. Diese Vorräte werden während des Winters 1983-84 bis in ca. 1 m Tiefe verlagert. Ein Maximum-Peak verlagert sich von 5 m bis auf 7,5 m. Dabei verändert sich seine Form, so daß statt 120 kg/ha und 33 cm-Schicht nurmehr ca. 75 kg/ha als Spitzenwert wiedergefunden werden. Die Maximumpeaks verlagern sich mit ungleichförmiger Geschwindigkeit nach unten.

### Simulation der Nitrat-Mobilität

Für den Fall stationärer Wasserbewegungen ohne Wassergehaltsunterschiede sind analytische Lösungen der vereinfachten Konvektions - Dispersions-Gleichung (Gleichung 1) anwendbar. Die bodenphysikalische Homogenität der untersuchten Lößdecke und die konstanten Feuchteverhältnisse ließen die Anpassung eines Simulationsverfahrens auf der Grundlage einer von de SMEDT & WIERENGA' (1978) vorgeschlagenen Weiterentwicklung der analytischen Lösung nach LINDSTRÖM et al. (1967) als sinnvoll erscheinen.

(1)

$$\frac{\delta c}{\delta t} = D \frac{\delta^2 c}{\delta z^2} - v \frac{\delta c}{\delta z} \quad v = \frac{q}{\theta}$$

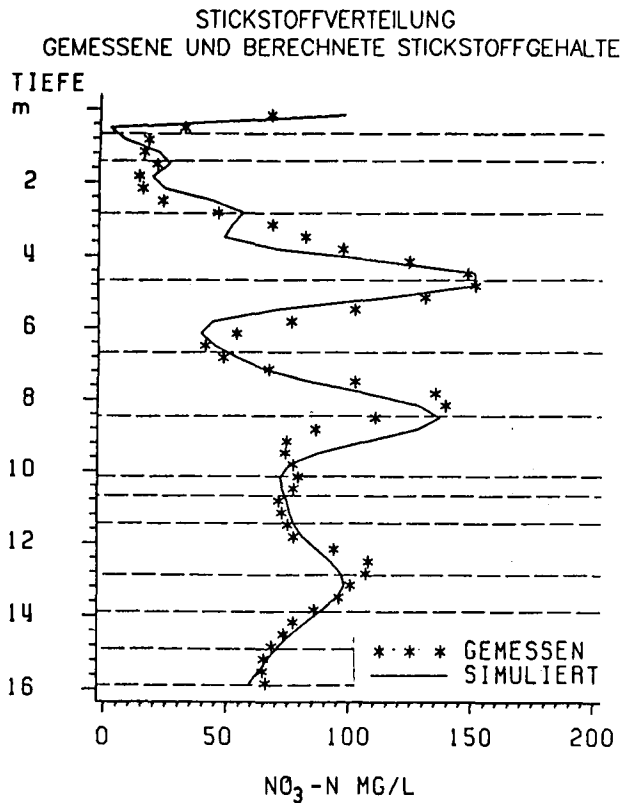


Abb. 2a: Gemessene und simulierte  
NO<sub>3</sub>-N - Tiefenfunktionen (Feb. 1983)

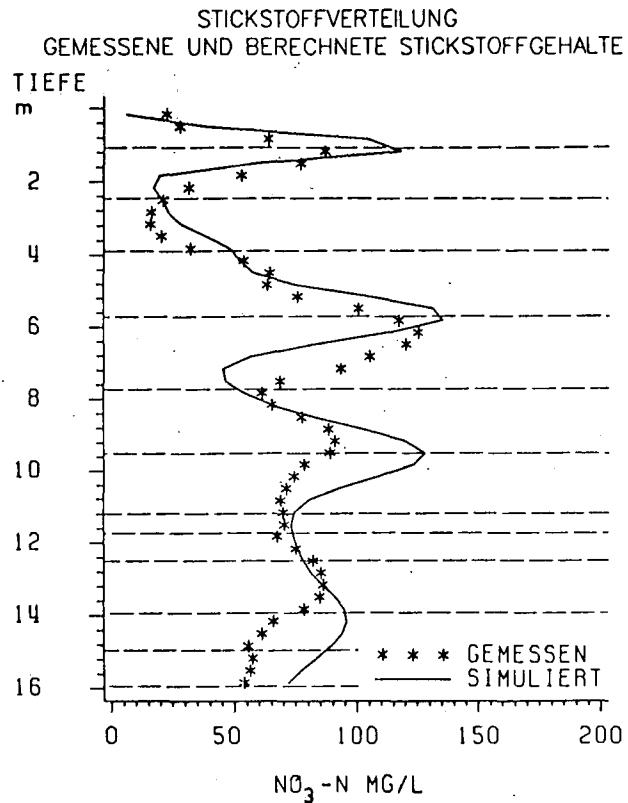


Abb. 2b: Gemessene und simulierte  
NO<sub>3</sub>-N - Tiefenfunktionen (Feb. 1984)

Für die Untersuchungsperiode vom Februar 83 bis zum Oktober 84 wurde eine Sickerwassermenge von ca. 320 mm errechnet. Bei einem Wassergehalt von 20 Vol.-% ergibt sich hieraus in diesem Zeitraum eine Verlagerungsstrecke von ca. 1.6 m. Anhand der Stickstoffkurven läßt sich jedoch für den Peak bei 5 m Tiefe eine Verlagerungsstrecke von ca. 2.5 m nachweisen. Berücksichtigt man einen immobilen Anteil am Wassergehalt und führt die Kalkulation mit einem mobilen Wassergehalt von 13 Vol.-% durch, so kann man damit ca. 2.5 m Verlagerung erklären. Für die Simulation wurde daher ein mobiler Wassergehalt von 15 Vol.-% zugrundegelegt. Zur Anpassung der simulierten Kurve an die gemessene (Abb. 2a) wurden unterschiedliche Stickstoffmengen als Auswaschungsverluste berücksichtigt und den jeweiligen Jahren zugeordnet. Die Gültigkeit dieses Ansatzes zeigte sich erst bei Fortsetzung der Simulation. Führt man die Simulation für weitere 365 Tage fort, so zeigt sich, daß die berechnete Kurve für den Zeitpunkt Februar 84 gut die tatsächlich gemessenen Verhältnisse wiedergibt (Abb. 2b). Rückwirkend bis 1974 können die Einträge einzelnen Jahren zugeordnet werden. Für die letzten 12 Jahre ergibt sich ein durchschnittlicher Stickstoffaustrag von etwa 150 kg/ha mit einer Spannweite von 34 bis 385 kg/ha. Im Vergleich mit den von WEHRMANN & SCHARPF gefundenen Stickstoffgehalten im Boden und im Ernterückstand erscheint die Höhe der Stickstoff-Austräge realistisch. Sie stellen zumindest im intensiven Gemüsebau keine Einzelfälle dar.

#### Literatur

- DUYNISVELD, W.H.M. (1983): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport gelöster Stoffe in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten.- Texte 17/83, Umweltbundesamt Berlin
- LINDSTRÖM, F.T., HAQUE, R., FREED, H., BOERSMA, L. (1967): Theory on the movement of some herbicides in soils.- Environ.Technol., vol. 1
- MÖLLER, W. (1982): Nährstoffaustrag aus Weinbergsböden der Mittelmosel unter besonderer Berücksichtigung der Nitrate.- Diss. Universität Bonn
- WEHRMANN, J. & SCHARPF, H.C. (1983): Auswaschung von Nitrat aus Böden mit Gemüseanbau.- Vortragstexte der Tagung Bad Honnef April 1983, Bonn
- WELTE, E. & TIMMERMANN, F. (1982): Über den Nährstoffeintrag in Grundwasser und Oberflächenwasser aus Boden und Düngung.- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (VDLUFA)
- ZEPP, H. (1986): Sickerwasserspende auf Lößstandorten im Main-Taunus-Vorland.- Diss. Universität Bonn (in Vorbereitung)

Untersuchungen zum Bodenwasserhaushalt und zur Versickerung in  
mächtigen Lößdecken des Main-Taunus-Vorlandes

von

Zepp, H. u. H. Zakosek<sup>+</sup>)

Einleitung

Das Untersuchungsgebiet, die landwirtschaftlichen Versuchsflächen der Hoechst AG liegen am Südostrand des Main-Taunus-Vorlandes. Der langjährige Niederschlag beträgt 633 mm, die Jahresdurchschnittstemperatur 9,7<sup>o</sup> C. Überwiegend plio-, pleistozäne Terrassensedimente werden hier durch bis 9 m mächtige Löss abgedeckt, auf denen sich Parabraunerden mit einer Solumtiefe zwischen 90 und 120 cm entwickelt haben. Die liegenden Rohlöss enthalten 16-20 %, die Bt-Horizonte bis über 30 % Ton. Ziele der Untersuchungen sind die Bestimmung des versickerungswirksamen Niederschlages und die Ermittlung von Verlagerungsgeschwindigkeiten sowie -distanzen des Bodenwassers. Hieraus lassen sich Verweilzeiten für mobile Wasserinhaltsstoffe in der ungesättigten Zone abschätzen. Zwei der sechs Bodenfeuchte-Meßstandorte liegen in einer Baumobstanlage, die anderen unter Acker.

Methoden

Die Erfassung von Bodenfeuchte (Neutronensonde) und Saugspannung (Hg-Schlauch-Tensiometer) in 20 cm-Vertikalabständen führt gemeinsam mit meteorologischen Daten seit August 1983 zu einer Bestimmung der Sickerwassermengen. Während der Vegetationsperiode wird die Wasserscheidenmethode (vgl. RENGGER et al. 1970) angewendet (Gleichung 1) und während der Zeiten ohne Wasserscheide im Boden wird Gleichung 2 benutzt. Zur Zeit erfolgt die Verdunstungsbestimmung noch mit Hilfe der Näherungsformel nach HAUDE. Etwaige Fehler durch die Verwendung einer Näherungsformel dürften gering sein, denn es handelt sich überwiegend um verdunstungsarme Zeiten im hydrologischen Winterhalbjahr.

---

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13,  
D-5300 Bonn 1

$$(1) \quad S = \int_{z_{\max}}^{\zeta} \frac{\delta \Theta}{\delta t} dz$$

$$(2) \quad \int_{t=1}^n S dt = \int_{t=1}^n \left( \int_{z=0}^{z_{\max}} \frac{\delta \Theta}{\delta t} dz \right) dt = \int_{t=1}^n N dt + \int_{t=1}^n E_{\text{pot}} dt$$

N = Niederschlag (mm)

$E_{\text{pot}}$  = potentielle Evapotranspiration (mm)

S = Sickerwasser (mm)

$\Theta$  = Wassergehalt (Vol.-%)

z, t = Orts- bzw. Zeitkoordinaten

$\zeta$  = Tiefenlage der horizontalen Wasserscheide

Neben den Meßstationen wurde im Januar 1984 Chlorid als Begleitung einer Kalium-Düngung aufgebracht. Auf den gedüngten Parzellen werden in weiten Zeitabständen Tiefenfunktionen des Chloridgehalts im Boden bestimmt. Sie führen, gemeinsam mit gleichzeitigen  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Bestimmungen in der Lößdecke zur Abschätzung von Verlagerungsgeschwindigkeiten.

## Ergebnisse

Die Periode zwischen August 1983 und der Jahreswende brachte nur etwa zwei Drittel des normalen Niederschlages. Das Jahr 1984 zeichnete sich durch die extrem ungleichmäßige Niederschlagsverteilung aus. So übertrafen die Niederschläge im Januar, Februar, Mai und September erheblich den langjährigen Durchschnitt.

Die aus den Messungen des Matrixpotentials errechneten hydraulischen Gradienten bestätigen die hydrologische Wirksamkeit des Bt-Horizontes (vgl. EHLERS 1975), denn bei den meisten Standorten sinkt die Hauptwasserscheide nicht wesentlich unter den Bt-Horizont ab. Bemerkenswert ist die Persistenz der versickerungshemmenden Wasserscheide vom Sommer 1983 bis in den Spätwinter 83/84 hinein. Dies ist ein Ausdruck der Phasenverschiebung von Wassergehaltsminima und -maxima zwischen Ober- und Unterboden.

Der zeitliche Gang des Sickerwasseranfalls (Abb. 1) zeigt eine auffallende Übereinstimmung zwischen den einzelnen Meßstellen. So liegen mit durchweg über 50 mm die Maxima im Februar 1984, während es zwischen August 83 und De-

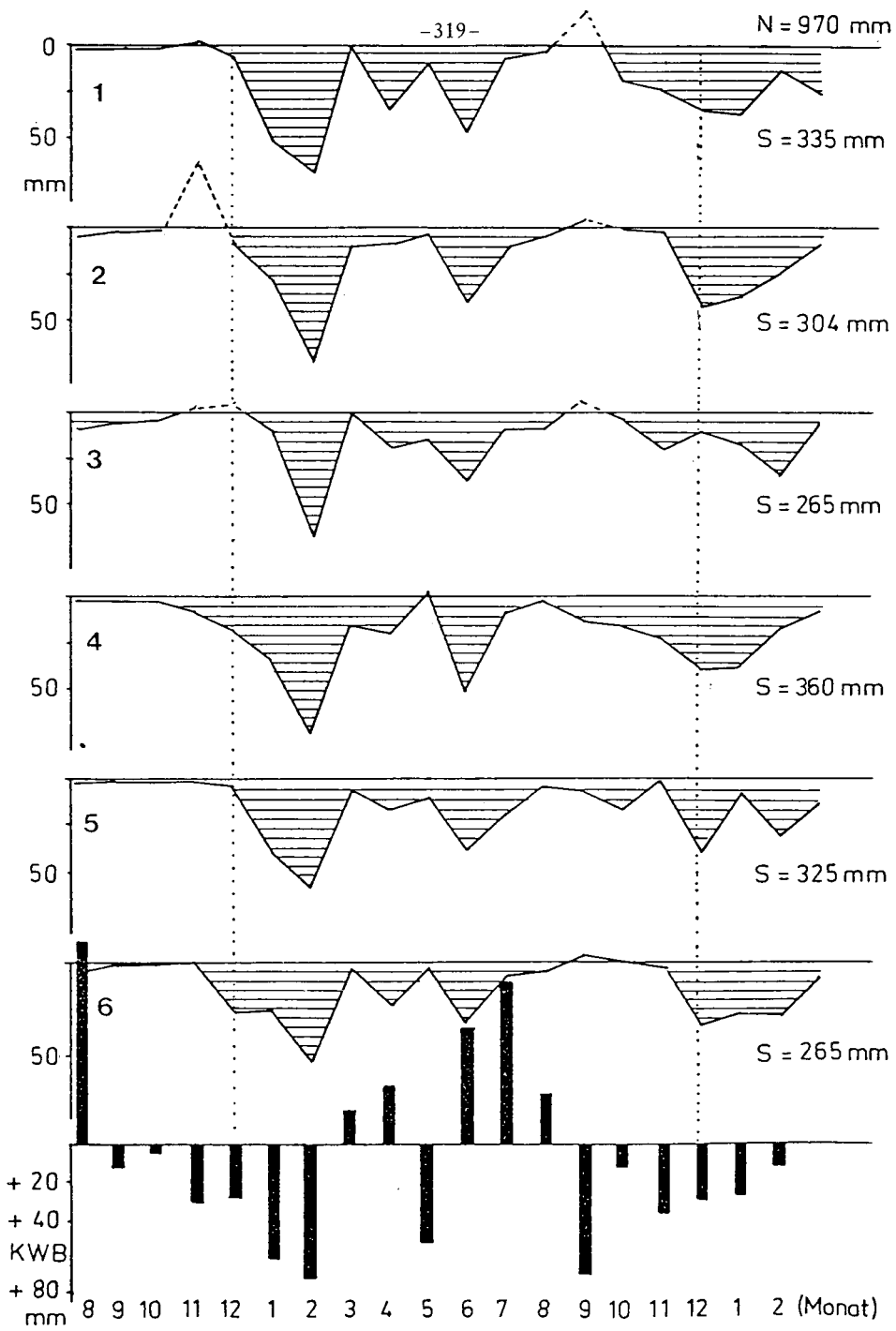


Abb. 1: Monatliche Sickerwassermengen und Klimatische Wasserbilanz (KWB für 6 Meßstellen auf LÖB-Parabraunerde (August 1983 - Februar 1985))

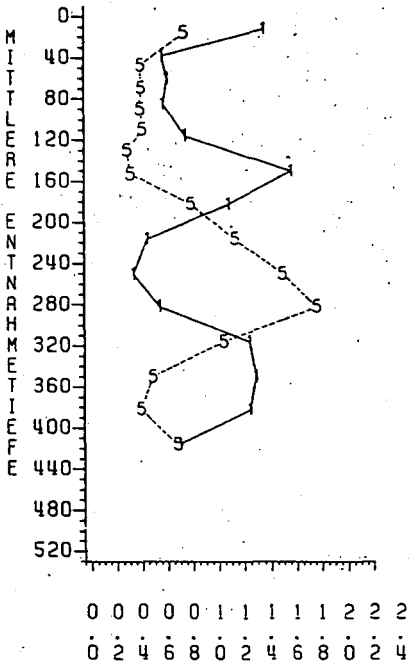
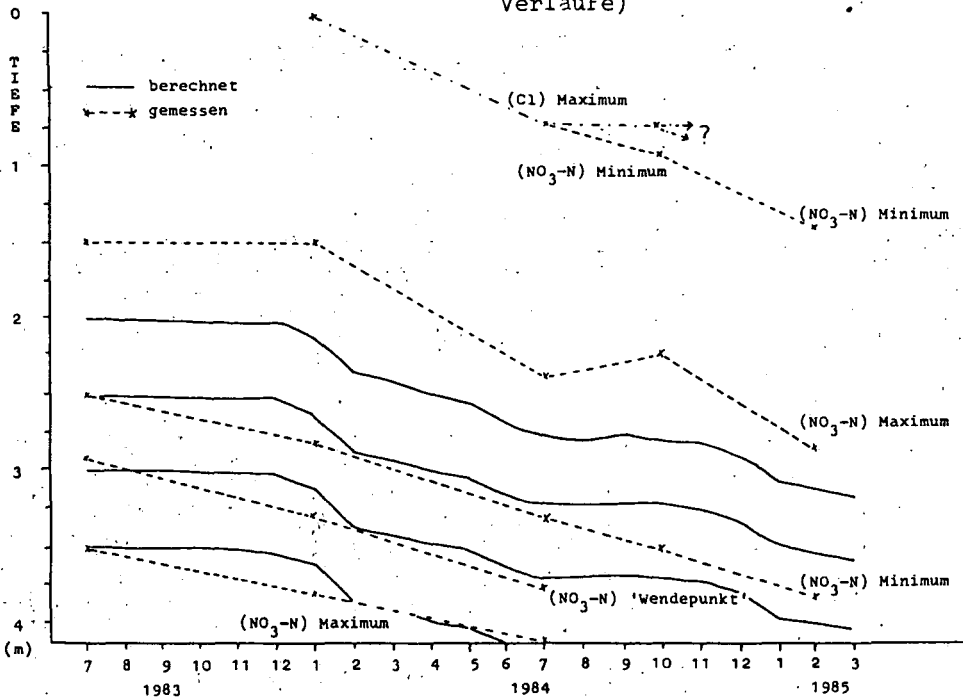


Abb. 2:  
Nitrat-N-Tiefenverteilungen  
(mg/100 g) für die Termine  
Juli 1983 (1) und  
Februar 1985 (5)

Abb. 3:  
Tiefenwanderung von  
Maxima und Minima der  
Nitrat-N-Tiefenverteilung  
(berechnete und gemessene  
Verläufe)





zember 83 zu keinem nennenswerten Wasserabstieg kommt. Ein zweites Maximum tritt im Juni als Folge der hohen Niederschläge gegen Ende Mai auf. Die außergewöhnlich hohen Septemberrniederschläge bewirken zwar eine Wiederbe-feuchtung des Solums, einen Versickerungsschub leiten sie jedoch nicht ein. Im Winter 84/85 variieren die Monate maximaler Versickerung zwischen den Stationen. Sie sind abhängig vom Feuchtedefizit im Herbst und vom Zeitpunkt des Abbaus der horizontalen Wasserscheide.

Der Vergleich der Nitrattiefenverteilungen einer Ackerfläche zwischen Juni 83 und Februar 85 (Abb. 2) zeigt die Verlagerung des oberen Maximums um 1,3 m innerhalb von 18 Monaten. Die Tiefenwanderung der markanten Kurvenpunkte von Nitrat und Chlorid in zeitlichem Ablauf ist in Abbildung 3 in Beziehung zu den für diesen Standort ermittelten Sickerwassermengen gesetzt. Ausgehend von der Tiefenlage eines markanten Kurvenpunktes im August 83 wird die monatliche Verlagerungsdistanz unter der Annahme berechnet, daß das gesamte Bodenwasser an der Abwärtsverdrängung teilnimmt. In diesem Fall ist die vom Wasser zurückgelegte Strecke nur abhängig von der Sickerwassermenge und dem Wassergehalt in der betrachteten Bodentiefe. Erwartungsgemäß zeichnet der Verlauf dieser Tiefenwanderung die jahreszeitlich differenzierte Sickerwasser-menge nach. Im Gesamt-Zeitraum wird eine Sickerstrecke von 1,1 m errechnet, sie liegt 20 cm unter der experimentell gefundenen Verlagerungsdistanz für Nitrat. Im Vorseilen des Konzentrationspeaks kann der kombinierte Effekt von Anionenausschluß und immobilem Wasser gesehen werden (DUYNISVELD 1983). Vorbehaltlich weiterer Untersuchungen muß für Nitrat-Stickstoff in diesem Rohlöb mit einem immobilen Wasseranteil von ca. 15 % gerechnet werden, bei Wassergehalten zwischen 28 und 32 Vol.-% und Tongehalten um 16 %.

Parallel zur Nitratwanderung war der Hauptanteil des im Januar 84 an der Bodenoberfläche aufgegebenen Chlorids bis zum Oktober 84 in 70 cm Tiefe ver-lagert. Ein detaillierter Vergleich mit den an der 2 m-Marke ermittelten Sickerwassermengen ist bei den oberflächennahen Wanderungsbewegungen nicht sinn-voll, da hier Bodenwassergehaltsänderungen und die zeitlich variable Tiefen-lage der Wasserscheide die Verhältnisse komplizieren. Eine diesen Verhältnissen angepaßte Berechnung ist in Vorbereitung.

#### Zusammenfassung

Die ermittelten Sickerwassermengen für die Periode August 1983 bis März 1985 erklären unter Berücksichtigung eines immobilen Wasseranteils hinreichend die Verlagerung von Chlorid und Nitrat-Stickstoff in der ungesättigten Zone dieser Löbdecken. Die Verlagerungsdistanzen bewegen sich in Größenordnungen, die auch

aus vergleichbaren Lößlandschaften (BÖTTCHER 1982, DUYNISVELD & STREBEL 1983, VOSS 1985) berichtet werden.

#### Literatur

BÖTTCHER, J. (1982): Bioelementbilanzen und -transport in Löß- und Sand-Lysimetern bei unterschiedlichen Grundwasserständen.- Diss. Universität Göttingen

DUYNISVELD, W.H.M. (1983): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten.- Texte 17/83, Umweltbundesamt Berlin

DUYNISVELD, W.H.M. & STREBEL, O. (1983): Ermittlung der Nitrat-N-Verlagerung aus wasserungesättigten Böden ins Grundwasser bei Ackernutzung unter verschiedenen Bedingungen mit Hilfe von Simulationsmodellen.- Bundesanstalt f. Geowissenschaften, Hannover

EHLERS, W. (1975): Einfluß von Wassergehalt, Struktur und Würzeldichte auf die Wasseraufnahme von Weizen auf Löß-Parabraunerde.- Mitt. DBG 22, 141-156

RENGER, GIESEL, STREBEL & LORCH (1970): Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone.- Z.Pflanzenern., Bodenkde. 126, 15-35

VOSS, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lößdecken des Vorgebirges bei Bonn.- Diss. Universität Bonn

II

KOMMISSION



Die Tonverteilung auf verschiedene Aggregatgrößen-  
fraktionen des Bodens in Abhängigkeit  
von der organischen Düngung

von

Ahl, Chr.<sup>+</sup>, H.-J. Altemüller und H. Söchtig<sup>++</sup>

1. Einleitung

Die Bestimmung der Korngrößenverteilung des Bodens setzt eine Zerstörung der kittenden Substanzen voraus; dabei wird die organische Substanz durch Oxydationsmittel, der Sesquioxidanteil durch Reduktionsmittel und Kalk durch Säuren aus dem Verbundsystem des Bodengefüges herausgelöst. Dadurch wird eine separate Betrachtung der Korngrößenfraktionen eines Bodenkörpers möglich.

Ein anderer Weg der schonenden Bodenauftrennung führt zu Mikroaggregatgrößen in den Grenzen der Korngrößenklassen (AHL et al., 1983) und erlaubt einen Einblick in das Zusammenwirken der kittenden Substanzen mit den einzelnen Größenfraktionen des Bodens. EMERSON (1959) und BURNHAM (1970) entwarfen hierzu Modellvorstellungen über Mikroaggregate im Größenbereich 2 - 60 µm. Dabei werden organische Substanzen, mineralische Partikel im Ton- und Schluffgrößenbereich sowie Sesquioxide im Bodengefüge als ein vernetztes Mikroaggregatssystem betrachtet.

Eine anthropogene Einflußnahme auf das System ergibt sich in erster Linie über Höhe und Art des organischen Substanzeintrages in den Boden. Im Folgenden soll ausgeführt werden, welche Auswirkung die organische Düngung auf die Verteilung von Tonpartikel auf Mikroaggregatgrößenfraktionen in den Grenzen der Korngrößenklassen hat.

---

<sup>+</sup>Institut für Bodenwissenschaften, Abt. Bodenkunde, der Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 4, 34 Göttingen

<sup>++</sup>Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

## 2. Material und Methoden

Zur Untersuchung kamen Böden von Langzeitdüngungsversuchen aus Ländern der EG. Es wurden Düngungs- und Fruchtfolgesysteme einander gegenübergestellt. Verglichen wurden jeweils Varianten mit hohem und niedrigem Substanzeintrag (Tab. 1).

Eine eingehende Beschreibung der Versuchsflächen findet sich bei HERSEMANN et al. (1985) und AHL (1984).

**Tab. 1: Kurze Versuchsflächenbeschreibung**

Standort	Land	Variante	Versuchsdauer	Versuchsleiter <sup>†</sup>
NO-Polder	NL	NPK ley farming	seit 1953	FERRARI
Puch	D	NPK Getreide Wiese	seit 1953	DIEZ
Bonn	D	NPK Stroh-düngung	seit 1955	KICK/ POLETSCHNY
Gembloux	B	NPK Stallmist	seit 1958	DROEVEN
Hoosfield	GB	ungedüngt mineral. Stallmist Stallmist (20 Jahre)	seit 1852	JOHNSTON

<sup>†</sup>Die Proben waren dankenswerter Weise von den derzeitigen Versuchsanstellern zur Verfügung gestellt worden.

Die Bodenproben wurden in ihre Korngrößen- als auch ihre Mikroaggregatgrößenklassen aufgetrennt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

Vorversuche und mikroskopische Untersuchungen ergaben, daß in der Größenklasse des Sandes (2000 - 63 µm) sich weder Ton-Humus-Komplexe noch verkittete Schluff-Ton-Teilchen fanden. Daher wird im Folgenden auf die Darstellung der Sandfraktion und Sandgrößenklasse verzichtet.

In der Tab. 2 werden Korngrößen- und Mikroaggregatgrößenanteile in den Ton - Schluffgrenzen für einen Boden exemplarisch gegenübergestellt.

Aus der Differenz Gew.-% Ton der Mikroaggregatgrößenverteilung minus Gew.-% Ton der Korngrößenverteilung ergibt sich die Menge an Tonteilchen, welche eventuell durch organische Substanz, Sesquioxide und Ca<sup>++</sup> zur Schluffgrößenklasse verbacken wurden und sich auch in diesen Größenklassen wiederfinden lassen sollten. Ebenso wie Tonteilchen umverteilt werden

**Tab. 2:** Differenzberechnung

Differenzberechnung zwischen Korngrößen- und Mikroaggregatgrößenklassen-Verteilung (<2-63µm),  
Beispiel Bonn, Variante NPK.

	Größenklassen. (µm)			
	< 2.0	2.0-6.3	6.3-20	20-63
Korngrößenverteilung in %	16.2	5.3	21.5	49.2
Mikroaggregatverteilung in %	7.6	10.9	18.4	56.3
Differenz	-8.6	5.6	-3.1	7.1
Summe der Diff.:	-1.0			

können, müßten auch fU- und mU-Größenteilchen entsprechend in mU - gU und gU-Größenklassen als versinterte und zusammengebackene Aggregate wiedergefunden werden.

Setzt man nun den Gesamttongehalt der Korngrößenanalyse gleich 100 %, ergibt sich ein anschaulicheres Bild der Tonumverteilung.

**Tab. 3:** Tonverteilungsbilanz

Prozentuale Aufteilung des Gesamttons auf die Ton- und Schluffgrößenklassen.

Standort	Variante	Größenklassen				Rest %	Summe %
		Ton %	fU %	mU %	gU %		
NO Polder	NPK	28	55	6	9	3	101
	ley farming	31	35	3	26	5	100
Puch	verb. 3-Feld	42	53	-12	10	6	99
	Getreide	42	45	-3	16	1	101
	Wiese	29	52	-16	31	4	100
Bonn	NPK	47	35	-19	44	-4	103
	Strohdüng.	35	37	-15	41	2	100
Gembloux	NPK	28	58	1	16	0	103
	Stallmist	33	48	7	9	2	99
Hoosfield	ungedüngt	49	28	-5	14	14	100
	mineral.	35	36	4	26	100	
	Stallmist	24	29	8	34	5	100
	Stallmist (20 J.)	38	40	5	16	1	100

Für alle Standorte und Varianten gilt, daß sich 30 bis 50% des Gesamttons in der Tongrößenklasse selbst, aber auch in ähnlicher Größenordnung in der fU-Größenklasse wiederfinden lassen. Die Anteile in der mU - Größenklasse sind von der Umverteilung der mU - Größenaggregate selbst abhängig. Wurde eine Umverteilung gefunden, sind die Zahlen mit einem negativen Vorzeichen versehen. Eine bevorzugte Tonaufteilung auf eine mU- oder gU - Größenklasse läßt sich jedoch nicht erkennen. Deutlich wird der Einfluß der organischen Düngung. Der Anteil der freien, ungebundenen Tonteilchen nimmt mit zunehm-

menden organischen Substanzeintrag ab.

Diese theoretisch berechnete Tonverteilung ist an einer Korngrößenanalyse der Aggregatfraktionen überprüft worden.

Der Tonanteil stieg von der gU - Größenklasse zur fU - Größenklasse von ca. 3% auf ca. 75% an. Die fU - Partikel waren in der gU - Größenklasse nur gering (1 - 4%), in der mU - Größenklasse mit max. 13% vertreten. Ein Vergleich der theoretisch und praktisch erhaltenen Werte der Tonverteilung auf die Größenklassen gibt Tab. 4 wieder.

Tab. 4: Vergleich

Vergleich der theoretisch und experimentell gewonnenen Tonverteilung, Versuch NO-Polder.

Variante	Größenklassen				Rest %	Summe %
	Ton %	fU- %	mU %	gU %		
theor. NPK	28	55	6	9	3	101
exper.		53	9	7	3	100
theor. ley farming	31	35	3	26	5	100
exper.		41	11	9	8	100

Für die fU - Größenklasse weisen die theoretisch und experimentell gewonnenen Anteile Ton in dieser Größenklasse ungefähr die gleichen Werte aus. In der mU - und gU - Größenklasse hingegen stimmt der theoretische Ansatz zur Berechnung der Tonverteilung nicht mit der Analyse überein. Die interfraktionellen Umverteilungen der Schluffgrößen sind demnach durch theoretische Überlegungen nicht zu fassen.

#### 4. Zusammenfassung

Ein Vergleich von Bodenauftrennungen mit und ohne Vorbehandlung des Bodens zur Entfernung der Kittsubstanzen ergibt, daß sich 50 bis 30% des Gesamttons auf Tongrößen- und fU - Größenklassen aufteilt. Der restliche Ton findet sich nach experimenteller Nachprüfung zu gleichen Teilen in der mU - und gU - Größenfraktion der Mikroaggregate wieder. Organisch gedüngte Varianten weisen einen geringeren Anteil an ungebundenen Tonpartikeln auf; d. h., Tonpartikel, die nicht in Ton-Humus-Komplexe oder Ton-Humus-Schluff-Komplexe eingebettet sind.



5. Literatur

- AHL, Chr., H.-J. ALTEMÜLLER u. H. SÖCHTIG : Einfluß von Bodentyp, Standort und pflanzenbaulichen Maßnahmen auf den Anteil organischer Substanz in verschiedenen Mikroaggregatgrößenklassen.  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 177 - 182, 1983
- AHL, Chr. : Veränderungen der Art und Menge der organischen Substanz in der Ackerkrume von Langzeit-Feldversuchen, gemessen an einigen physikalischen und chemischen Parametern.  
Diss. Landwirtschaft. Fak., Uni. Göttingen, 1984
- BURNHAM, C. P. : The micromorphology of argillaceous sediments: Particularily calcerous clays and silt stones.  
In: Micromorphological techniques and applications, 83 - 96, 1970, eds.: D. A. Osmond a. P. Bullock, Agr. Res. Council, Soil Sur., Tech. Monogr. no. 2, Harpenden 1970
- EMERSON, W. W. : The structure of soil crumbs.  
J. Soil Sci. 10, 119 - 132, 1959
- HERSEMANN, H. u. H. SÖCHTIG : Veränderungen der Art und Menge der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung, gemessen an einigen chemischen und physikalischen Parametern.  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., diese Ausgabe.



Schwermetalleinträge am Beispiel emissionsnah gelegener  
Waldökosysteme

von

N. Asche<sup>+</sup>

Einleitung und Fragestellung

In dem Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig wurden über einen Zeitraum von zwei Jahren die Einträge der Elemente Cd, Cu, Pb und Zn in ein Erlen- (Alter ca. 35 Jahre, Höhe: ca. 15 m, Bodentyp: Niedermoorgley) und ein Eichen/Hainbuchen - Waldökosystem (Alter ca. 100 Jahre, Höhe: ca. 23 m, Bodentyp: Pseudogley-Pelosol) untersucht. Ziel der Untersuchung war es den Schwermetallhaushalt der Bestände in Form von Flüssebilanzen darzustellen. Hierüber wurde bereits an anderer Stelle berichtet /1,2/. In diesem Bericht wird den Fragen nachgegangen, ob aus den Zeitreihen der Schwermetalldeposition auf das Verhalten der untersuchten Spurenstoffe im Kronenraum der Bestände geschlossen werden kann, wie hoch die aktuelle Schwermetalldeposition in den untersuchten Waldökosystemen ist, welche Anteile die Flüsse Kronentraufe, Stammablauf und Streufall an der 'Gesamtdeposition' haben und wie hoch die Schwermetallkonzentrationen im Boden des Eichen/Hainbuchen-Bestandes in EDTA- und HNO<sub>3</sub>-löslicher Form sind.

Ergebnisse und Diskussion

Am Beispiel des Mikronährelementes Zn und des nicht im Biokreislauf vorkommenden Elementes Pb wird der Depositionsverlauf auf der Freifläche und mit der Kronentraufe der Bestände dargestellt. In den Abb. 1 - 6 kennzeichnen die

---

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

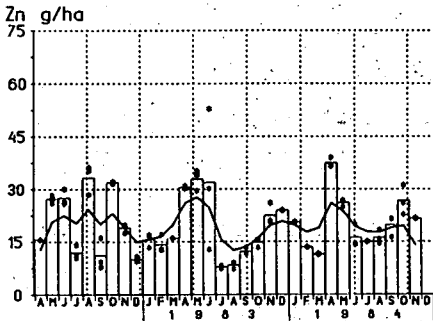


Abb. 1:  
ZINK - Eintrag mit dem Fretlandniederschlag

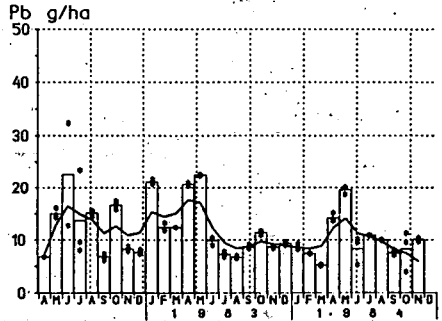


Abb. 4:  
BLEI - Eintrag mit dem Fretlandniederschlag

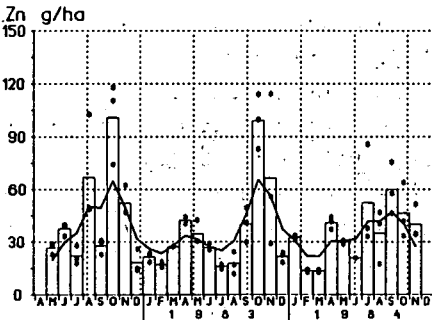


Abb. 2:  
ZINK - Eintrag mit der Kronentraufe ERLE

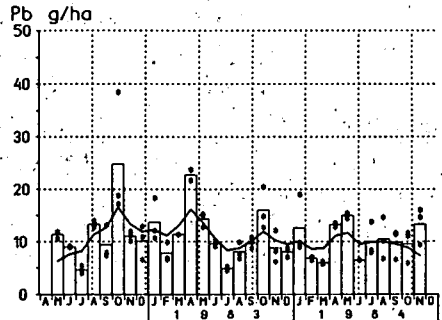


Abb. 5:  
BLEI - Eintrag mit der Kronentraufe ERLE

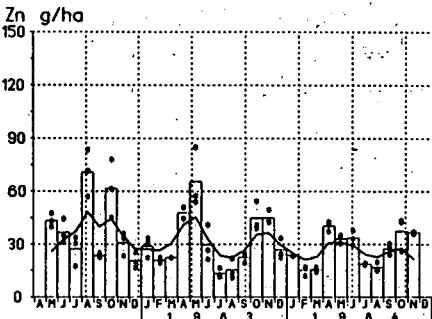


Abb. 3:  
ZINK - Eintrag mit der Kronentraufe EI/HBu

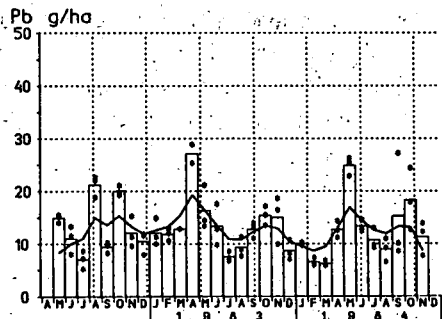


Abb. 6:  
BLEI - Eintrag mit der Kronentraufe EI/HBu

Sterne die Depositionsmenge je Auffanggefäß und die Säulen die mittlere Depositionsrates je Monat. Die durchgezogene Linie ist eine gleitende Mittelwertkurve. Mit ihr sollen mögliche Trends verdeutlicht werden.

Aus der Abb. 1 und 4 ist zu sehen, daß weder der Zn noch der Pb Depositionsverlauf mit dem Freilandniederschlag einen jahreszeitlichen Trend aufweist. Vielmehr folgen Perioden erhöhter und Perioden verminderter Einträge in unregelmäßigen zeitlichen Abständen aufeinander. Dieser durch den Freilandniederschlag vorgegebene Depositionsverlauf wurde auch in modifizierter Form mit der Kronentraufe der Bestände bestimmt. Auffällig ist, daß sich diese beiden Elemente im Kronenraum der Bestände unterschiedlich verhalten. Während die Zn-Einträge mit der Kronentraufe um den Faktor 2 gegenüber den Freilandeinträgen erhöht sind, liegen die Pb-Einträge ungefähr in der Höhe der mit dem Freilandniederschlag deponierten Menge. Dies deutet darauf hin, daß von den Beständen aus der Atmosphäre ausgefilterte Zn-haltige Luftverunreinigungen mit nachfolgenden Niederschlägen in Form der Kronentraufe deponiert und möglicherweise nur geringe Mengen im Kronenraum der Bestände akkumuliert werden, während Pb-haltige Luftverunreinigungen zu einem hohen Anteil im Kronenraum der Bestände akkumuliert werden. Auf eine Akkumulation von Pb aus Luftverunreinigungen weisen auch RAISCH u. ZÖTTL /3/ hin.

Die Zeitreihe der Zn-Deposition weist einen ausgeprägten Jahresgang insbesondere mit der Kronentraufe des Erlen-Bestandes mit deutlich erhöhten Depositionsraten in den Monaten Sept. - Nov. auf. Die erhöhte Deposition des Mikronährelementes Zn wurde immer zu Beginn des herbstlichen Blattfalles bestimmt. Dies deutet darauf hin, daß mit sauren Niederschlägen nicht nur im Kronenraum gespeichertes Zn von Vegetationsorganen abgewaschen, sondern mit beginnender Senescens der Blätter erhebliche Mengen Zn aus den absterbenden Assimilationsorganen ausgewaschen werden.

In der Tab. 1 sind die im Freiland und unter den Beständen bestimmten Einträge für den Zeitraum Mai 1982 - April 1983 und in Tab. 2 für den Zeitraum Mai 1983 - April 1984 darge-

Tab. 1: Schwermetalldeposition in g/(ha.a) auf den Versuchsflächen Mai 1982 - April 1983									
ELEMENT	FREIFLÄCHE	ERLENFLÄCHE				EICHENFLÄCHE			
		KRONE	STAMM	STREU	SUMME	KRONE	STAMM	STREU	SUMME
Cd	2,5	2,70	0,3	1,19	4,19	3,70	0,4	1,52	5,62
Pb	156,4	141,8	16,9	34,8	193,5	155,8	15,7	34,3	205,8
Cu	39,1	61,5	4,9	50,7	117,1	61,6	4,9	37,4	103,9
Zn	244,7	460,7	32,6	461,5	954,8	410,5	42,4	314,7	767,6

\* Juli 1982 - April 1983

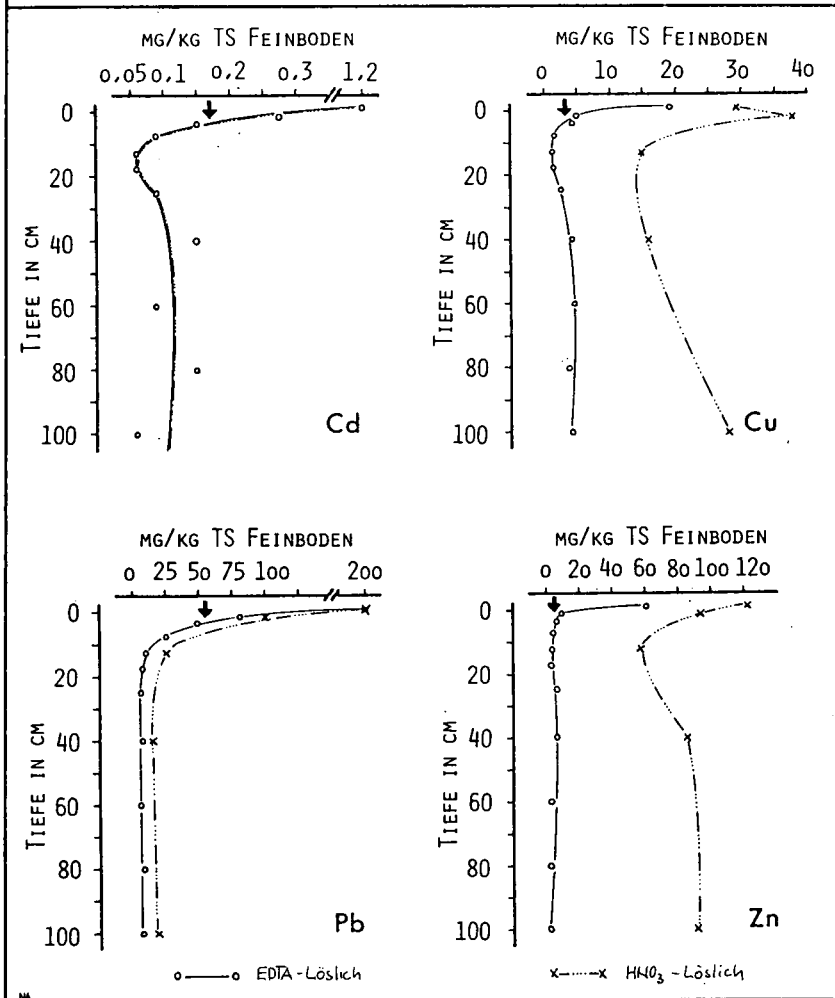
stellt. Aus den Tabellen ist zu sehen, daß unter den Beständen die 1,3(Pb) bis 5(Zn)-fache Menge der untersuchten Schwermetalle im Vergleich zur Freifläche deponiert wurden. Diese erhöhte Deposition unter den Beständen ist u.a. durch die hohe Filterwirkung der Waldbestände bedingt /1/.

Der Anteil des Stammablaufes an der Gesamtdeposition beträgt für beide Bestände 5 - 10%. Die mit dem Streufall deponierte Menge wies in beiden Jahren unterschiedliche Werte auf. Dies ist durch die Streuproduktion der Bestände, durch eine unterschiedlich hohe Akkumulation von Schwermetallen im Sommer und eine unterschiedliche Aufnahme der Mikronährelemente Zn und Cu bedingt.

Proben zur Bestimmung der vertikalen Verteilung der Schwermetalle in EDTA- und HNO<sub>3</sub>-(Druckaufschluß)-löslicher Form wurden im Oberboden in 2,5 cm mächtigen und im Unterboden in

Tab. 2: Schwermetalldeposition in g/(ha.a) auf den Versuchsflächen Mai 1983 - April 1984									
ELEMENT	FREIFLÄCHE	ERLENFLÄCHE				EICHENFLÄCHE			
		KRONE	STAMM	STREU	SUMME	KRONE	STAMM	STREU	SUMME
Cd	1,84	1,69	0,37	0,78	2,84	2,65	0,57	1,09	4,31
Pb	119,8	117,9	12,7	49,1	179,7	134,0	22,6	45,7	202,3
Cu	31,7	52,8	6,3	58,5	117,6	58,2	6,3	32,1	96,6
Zn	237,6	423,3	51,9	595,2	1070,4	357,3	58,4	208,8	624,5

Abb. 7: SCHWERMETALLVERTEILUNG IM BODEN DES E1/HBU-BESTANDES  
BODENTYP: PSEUDOGLEY-PELOSOL



20 cm mächtigen Lagen bestimmt. Das Ergebnis ist in Abb. 7 dargestellt. Aus der Abbildung ist zu sehen, daß die Metallkonzentrationen einen ausgeprägten Tiefengradienten mit hohen Konzentrationen im Oberboden und geringeren im Unterboden aufweisen. Der hohe EDTA-lösliche Anteil des Pb und Cd in den oberen 5 cm, dem Bereich höchster biologischer

Aktivität, deutet dabei auf die hohe aktuelle Belastung der Waldökosysteme mit Schwermetallen hin. Die hohen Konzentrationen der Metalle Cu und Zn beruhen dagegen weitgehend auf dem Zn und Cu Reichtum des Ausgangsmaterials der Bodenbildung.

Aus dieser Abbildung wird jedoch auch deutlich, daß bei Untersuchungen zur vertikalen Schwermetallverteilung Böden möglichst in geringmächtigen Lagen untersucht werden müssen, da ansonsten die außerordentlich hohen Konzentrationen der oberen cm eines Bodens nicht erkannt werden. Probenahmen über einen Bereich von 10 cm sind für solche Untersuchungen nicht geeignet, da das Ausmaß der Belastung nur ansatzweise erhoben werden kann. Um diese Aussage zu verdeutlichen, sind in die Abb. 7 Pfeile eingezeichnet, die den Mittelwert der Metallkonzentration für den Bereich 0 - 10 cm markieren.

#### Folgerungen

Die im Boden der Ökosysteme gespeicherten Schwermetalle stellen ein sich über Jahrzehnte schleichend aufgebautes Gefährdungspotential dar, das in Kombination mit sauren Niederschlägen nachteilige Wirkungen auf Ökosystemelemente und die Stabilität der heutigen Ökosysteme als ganzes haben kann.

#### Literatur

- /1/ ASCHE, N., 1985: Stoffeinträge in das Naturschutzgebiet Riddagshausen bei Braunschweig. Diss. Forstl. Fak. d. Uni. Göttingen
- /2/ ASCHE, N., 1985: Komponenten des Schwermetallhaushaltes von zwei Waldökosystemen. VDI - Bericht 560, im Druck
- /3/ RAISCH, W. u. ZÖTTL, H.W., 1983: Schwermetallverteilung in Fichtenbeständen der Bärhalde (Südschwarzwald) Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 38, 399 - 406



Neue Aspekte zur Bildung  
von Huminsäuren aus p-Benzochinon

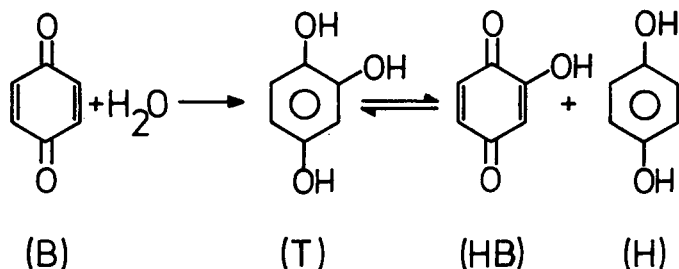
von  
Behmel, P. +)

Ausgehend von der bekannten Verbräunung von p-Benzochinon in wässrigen Lösungen, auch im neutralen und schwach sauren Medium, wurde in verschiedenen Versuchsreihen die Bildung neuartiger niedermolekularer Huminsäuren untersucht. Zur Darstellung der Reaktionsmechanismen wird auch auf Veröffentlichungen anderer Autoren zurückgegriffen. Die Verknüpfung dieser Ergebnisse mit eigenen Arbeiten zeigt neue Möglichkeiten zur Synthese von Modellhuminsäuren auf.

Flaig und Salfeld zeigten, daß bei der Autoxidation von p-Benzochinon in Natriumhydrogencarbonat Hydroxy-p-benzochinon gebildet wird.

Eigen und Matthies untersuchten die Kinetik und den Mechanismus der Primärreaktion der Autoxidation von p-Benzochinon in alkalischer Lösung.

Für die Primärreaktion in  $H_2O$  kann folgendes Reaktionsschema geschrieben werden:



+) Abt.: Chemie u. Biochemie im System Boden, Institut für Bodenwissenschaften  
Universität Göttingen, v. Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Bei der 1,4-Addition von  $H_2O$  an das Doppelbindungssystem von p-Benzochinon (B) werden drei Produkte gebildet: 1,2,4-Trihydroxybenzol (T), Hydroxy-p-Benzochinon (HB) und Hydrochinon (H). In nicht alkalischen wässrigen Medien ist Hydrochinon nur langsam autoxidierbar. Eigene Untersuchungen zeigten, daß hingegen 1,2,4-Trihydroxybenzol in reinem Wasser als auch in schwach saurer Lösung außerordentlich leicht durch Luftsauerstoff oxidiert wird. Es werden Huminsäuren gebildet. Auch Hydroxy-p-Benzochinon muß als hochreaktives Molekül angesehen werden. Erdtman und Mitarbeiter konnten zeigen, wie sowohl im alkalischen als auch sauren wässrigen Medium aus den Produkten der Primärreaktion oligomere Huminsäurevorstufen gebildet werden können. Eine weitergehende Untersuchung der letztendlich gebildeten Huminsäuren wurde jedoch von den genannten Autoren nicht durchgeführt.

Die von den Autoren angegebenen Reaktionsschemata können hier aus Platzgründen nicht angeführt werden, hierzu sei auf die Literatur verwiesen.

In eigenen Untersuchungen wurde p-Benzochinon in reinem Wasser, Aluminiumchloridlösung und Salzsäurelösung bei Zimmertemperatur der Autoxidation durch Luftsauerstoff unterworfen. Nach 4 Wochen konnten die Huminsäuren als schwarzbraune Niederschläge abzentrifugiert werden. Die Reinigung erfolgte durch mehrmaliges Waschen mit Wasser und wiederholtes Zentrifugieren.

Von den im Exsikkator getrockneten Präparaten wurden IR-Spektren aufgenommen. Die Spektren zeigen deutlich differenziertere Banden als dies bei natürlichen Huminstoffen feststellbar ist.

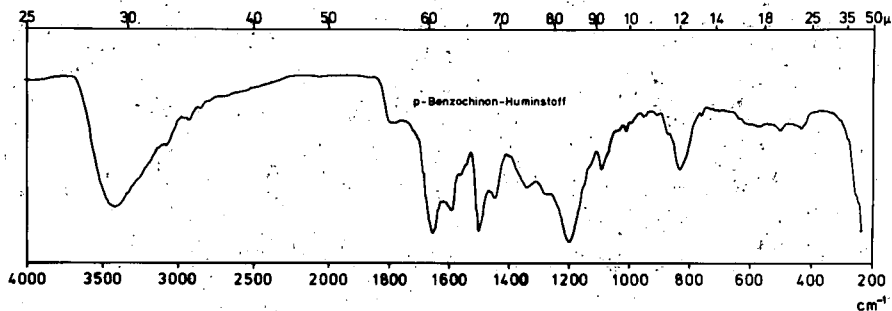


Abb. 1: IR-Spektrum der p-Benzochinon-Huminsäure  
( wässrige Lösung, 4 Wochen Luftoxidation )

Aus gelpermeationschromatographischen Untersuchungen ergab sich eine Teilchenmasse von ca. 2000 - 5000, dünnschichtchromatographische Trennungen auf Kieselgel mit dem Laufmittel Benzol : Methanol = 1 : 2 lieferten gute Trennungen von 10 - 15 Fraktionen.

Wie dies von Huminsäuren zu erwarten war, gelang eine Isolierung reiner definierter Substanzen jedoch nicht. Einige Fraktionen, die isoliert wurden, waren außerordentlich leicht oxidierbar. Hierbei handelt es sich wahrscheinlich um oligomere Hydroxychinone ( Huminsäurevorstufen ). Auf die leichte Oxidierbarkeit von 1,2,4-Trihydroxybenzol wurde oben schon hingewiesen. Ein interessanter Oxidationsmechanismus für diese Substanz wurde von Steglich und Mitarbeitern angegeben. Es wurde festgestellt, daß aus 1,2,4-Trihydroxybenzol ( Inhaltsstoff von Gomphidius maculatus und G. glutinosus ) in den Fruchtkörpern von Gomphidius in einer komplizierten Reaktion Gomphilacton, ein rotes Pigment, gebildet wird. Derartige Mechanismen könnten auch bei anderen natürlichen Humifizierungsreaktionen eine Rolle spielen (Reaktionsschema s. Literatur).

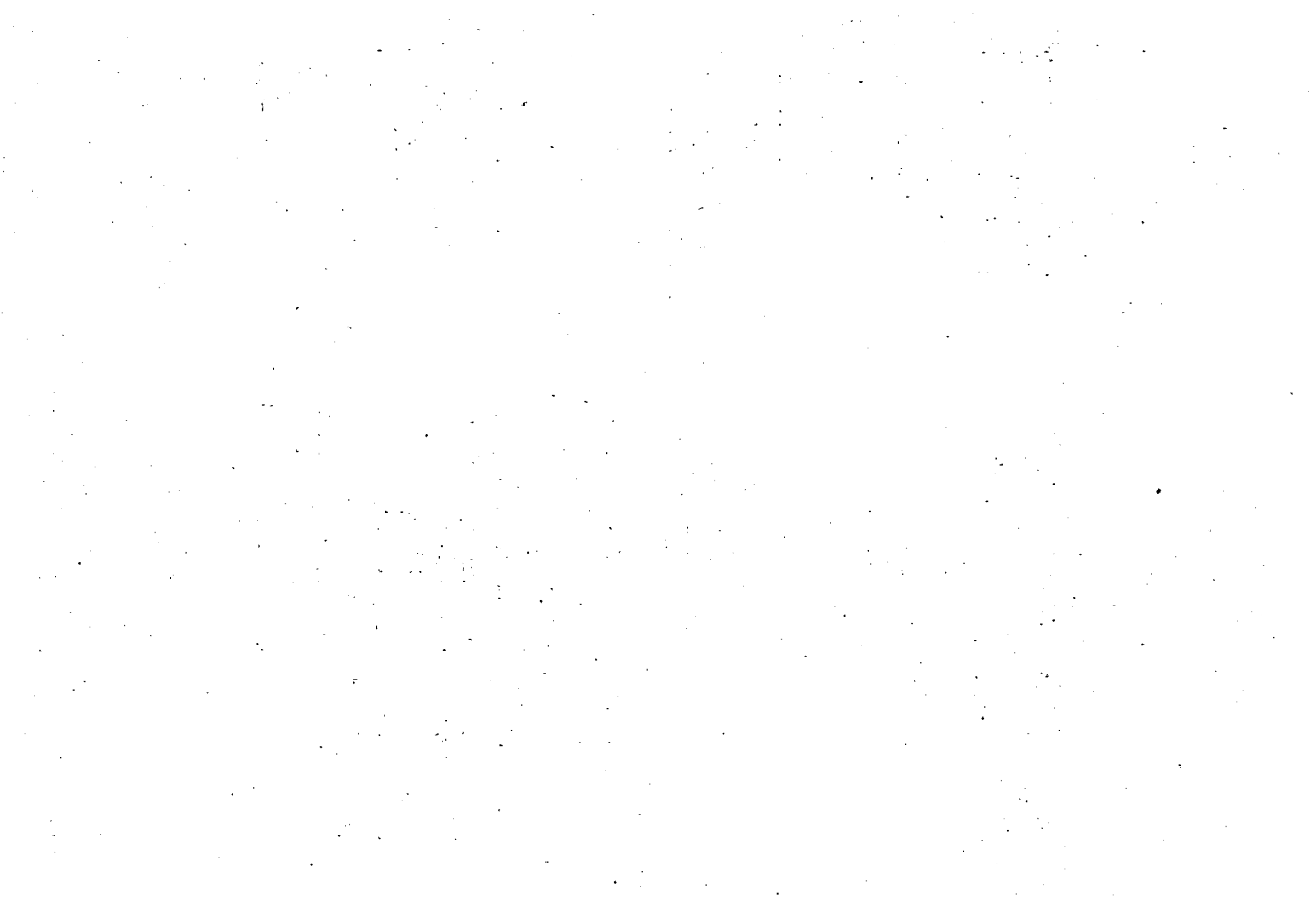
In eigenen Untersuchungen zeigte sich, daß die genannten Huminsäuren aus p-Benzochinon erhebliche phytotoxische Wirkung aufwiesen (Keimauflaufversuche mit *Lepidium sativum*).

Die Untersuchungen zur Bildung von Huminsäuren aus p-Benzochinon sind ein Beitrag zur weiteren Aufklärung von Humifizierungsreaktionen. Auch bei der Oxidation von Phenolen werden im primären Oxidationsschritt zunächst Chinone gebildet, welche dann weiterreagieren können. Chinone bzw. Hydroxychinone sind oft wesentlich reaktionsfähiger als die entsprechenden Phenole.

Die Untersuchungen werden fortgesetzt.

## L I T E R A T U R

- |                                  |   |
|----------------------------------|---|
| FLAIG, W., SALFELD, J.C.:        | Naturwissenschaften, <u>47</u> , 516 (1960) |
| EIGEN, M., MATTHIES, P.:         | Chem. Ber., <u>94</u> , 3309 (1961)         |
| ERDTMAN, H., GRANATH, M.:        | Acta chem. Scand., <u>8</u> , 811 (1954)    |
| ERDTMANN, H., STJERNSTRÖM, N.E.: | Chem. Ind., <u>24</u> , 1599 (1960)         |
| ARDENNE, R. von, STEGLICH, W.:   | Z. Naturforsch., <u>29c</u> , 446 (1974)    |
| JÄGERS, E., STEFFAN, B.,         |   |
| ARDENNE, R. von, STEGLICH, W.:   | Z. Naturforsch., <u>36c</u> , 488 (1981)    |



Effects of acid deposition on groundwater quality

von  
P. Benecke<sup>+</sup>)

In view of the present acid depositions, which may in forests be several times as high as the mere load of precipitation due to the pronounced filter effect of high rising vegetation covers, the question becomes inevitable, how long soil and underground will remain able, to neutralize the load of acids by buffering, thus leaving ground- and surface water unaffected.

As long as carbonates are present in the soil or the unsaturated underground one may safely trust, that buffering rates are high enough to neutralize the present acid depositions. Buffering occurs predominantly in an irreversible way by formation of bicarbonat ions ( $\text{HCO}_3^-$ ) that leave the soil with the seepage water and contribute to the alkalinity of the ground- and surface water.

If carbonates are lacking, as is mostly the case, weathering of silicates becomes the principal buffering mechanism. It allows for only far lower rates and leads to the formation of aluminum hydroxides, that remain in the system. Due to the slow weathering processes buffering may not keep up with the deposited acids and hydrogenium ions begin to accumulate in the soil solution. Consequently the pH will decrease and aluminum will increasingly govern the chemical status of the soil and the soil solution.

It becomes definitely dominant once the pH has dropped to about 4.2. Now reversible buffering processes prevail, in which exchangable hydrogenium, exchangable aluminum and precipitated aluminumhydroxosulfate play the central role (PRENZEL, 1985).

The situation is characterized by strong lack of base cations, possibly toxic levels of aluminum in the soil solution and buffering in both directions, only to mention some of the most important features.

Since according to observations, experimental data, and theoretical considerations concerning the processes that are presently going on in the soils of forest ecosystems, doubts are hardly any longer possible, that the rates of acid deposition are exceeding - often several times - the buffering rates due to weathering. The development and propagation of an "acid front" (pH4) moving down the soil profile and subsequently the unsaturated underground must be taken into account as a logical consequence. It is bound to reach - earlier or later - the groundwater and eventually the surface waters.

Soil and unsaturated underground, which so far shielded the groundwater are then no longer able to do so and even may considerably worsen the situation by releasing acids, or acidifying compounds. It is important to notice, that this may happen in the form of a breakthrough without preceding - thus warning - changes in the chemistry of the ground- and surface waters.

---

+ ) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen  
Büsgenweg 2

Subsequently a few examples are meant to illustrate the rates of acid depositions in forests and their dependence on exposition and tree species, to describe some important processes, that may occur in the course of acidification, to underline the necessity to use balance approaches in order to determine the acidification tendencies, and to report some data that characterize the chemistry of ground- and surface water (wells and headwaters of brooks). KRIETER, 1985, reported data from the Soonwald and Taunus, where he investigates forested sites, on low-base substrats.

Table 1 shows the deposition rates for sulfur:

stand	deposition (kg S ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
open (wet deposition only)	14
beech	38
spruce	84

Table 1: Sulfur-deposition rates, Soonwald and Taunus, FRG.

According to his data, the deposition of nitrogen amounts to 1/4 of the S-deposition.

From chemical data of brooks he concludes, that acidification has already spread over large parts of the hydrosphere and that at least the shallow groundwater is already heavily affected. This is shown in particular by sulfate and nitrate concentrations, that are considerable higher than in deeper layers of the groundwater, where so far no acidification tendencies could be found.

Sulfate concentrations were also several times higher in brooks as compared with natural concentrations. This holds not for corresponding nitrate contents, though most of the brooks showed pH-values <5 accompanied by high aluminum loads (up to 5 mg Al/l).

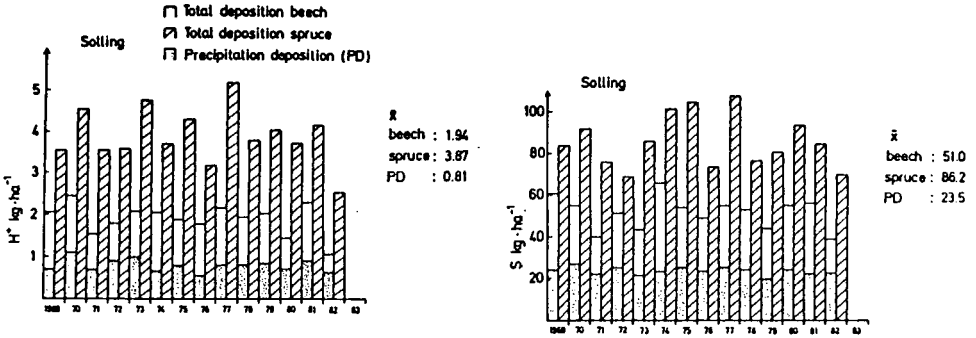
PUHE, 1982, who monitored wells and brooks in the "Kaufunger Wald" also found aluminum up to 5 mg.l<sup>-1</sup> in waters at pH around 4. Heavy metals (Fe, Mn, Cd, Zn, Pb and Cu, the latter showing a less clearer relation to pH) behaved about parallel with Al. Due to the hydrogeological situation in the sandstone area, PUHE could demonstrate, that in case of short seepage ways the groundwater was already completely acidified and the breakthrough into the surface water had already occurred whereas longer seepage (or filter) ways so far prevented this.

To illustrate the behaviour of aluminum and sulfate under acidified soil conditions results of the "Solling" may serve.

Long term forest hydrological investigations in the sandstone area resulted in an average higher seepage rate of 165 mm a<sup>-1</sup> under the beech stand (BENECKE, 1978). This means a corresponding lower water consumption rate of the beech stand and different transfer conditions for solutes with the seepage water. Furthermore, large differences, that correspond more or less to the data given by KRIETER (table 1), were found with respect to the "acceptor-behaviour" of the two tree species as depicted in fig.1 and summarized in table 2.

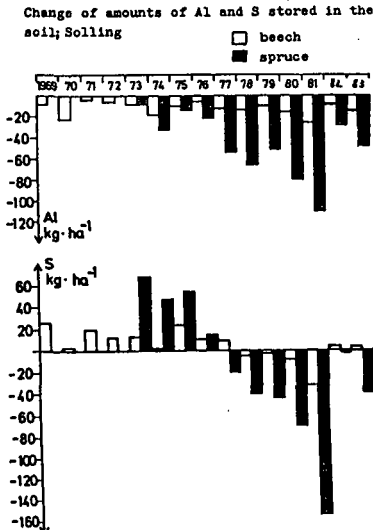
stand	average deposition (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ), 1969-1981	
	Hydrogenium	Sulfate-S
open (wet deposit. only)	0.82	23,5
beech	2,0	51,0
spruce	4,0	87,0

Table 2: Hydrogenium and sulfur deposition in the Solling, FRG (cf. fig.1)



**Fig.1: Rates of total deposition and precipitation deposition of hydrogenium and sulfur in a beech- and spruce stand. Solling 1969-1981 ; (MATZNER und ULRICH, 1984).**

The effect on the soil chemistry is shown for a significant aspect in fig.2. The aluminum that has been released in the course of soil acidification reacted with the deposited and infiltrated sulfate, forming a new compound, that may be given the formula  $AlOHSO_4$  (PRENZEL, 1983). Significantly, this acts for some years as a sulfate-sink. Further decrease of the pH, nevertheless, lead 1976/77 to a disintegration of the compound and to an output into the underground with from year to year rising rates. In 1981 the total output into the underground amounts to about  $240 \text{ kg S ha}^{-1}$  ( $80 \text{ kg deposition -S}$ , that no longer gets stored in the soil plus  $160 \text{ kg S}$  from disintegrating  $AlOHSO_4$ ) under spruce. These effects, as can be seen from fig.2, are much less pronounced under the beech stand, thus emphasizing the strong influence of tree species.



**Fig.2: Changes of the amounts of stored hydrogenium, aluminum and sulfur in the soils of a beech- and a spruch stand. Solling 1969-1981 (MATZNER und ULRICH, 1984)**

The final example pertains to the "Harz"-mountains, where already in 1948 forest-hydrological investigations have been started, completed in 1972 by soil physical and in 1975 by soil chemical measurements. The substrat consists of sandstone and grauwacken. The catchment is about 0.8 ha big and completely covered by a 35-year old spruce stand.

The soil hydrological situation is described by a simulation model employing finite elements, that has been developed by HAUHS, 1985. According to this model the water is percolating vertically through the unsaturated zone consisting of soil underlain by rock debris down to 3-4 m of depth. Hitting here the unweathered rock it flows off rapidly following the sloping (about 20-30%) rock surface. It does not flow - as can be seen from the data in table 3 - directly into the brook on the bottom of the valley, but flows for some distance downstream in the gravelbed of the brook. In this way strong differences in the chemistry of the groundwater ("GW" in table 3) and the immediatly neighbouring running water in the brook ("B1" in table 3) exist, the water in the brook being acid in its uppermost part. Along the distance of about 300 m downstream between this two points and the weir of the catchment ("B5" in table 3), the water in the brook gets neutralized and then shows the same chemistry like the groundwater at "GW".

ueq/l	H	Na	K	Ca	Mg	Al	S	Cl	NO <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>
B1	28	75	22	117	100	65	250	106	33	0
GW	2	77	28	186	181	2	218	94	32	142
B5	0.79	79	23	209	167	0	212	102	22	125

Table 3: Solute concentrations in the groundwater (GW) and brookwater (B1, upper point, close to GW, and B5, lower point, weir), Harz-mountains. HAUHS, 1984.

Here again it can be inferred, that the shallow aquifer near the spring of the brook already is acidified (enhanced Al-value in the brook water), though natural sources of acidification are likely to contribute substantially.

From the data of table 4 it can be seen, that somewhat more downstream the deposited acids are neutralized upon passing through the soil and underground. Notice that the total deposition of H<sup>+</sup> is only about half the amount, that was found under spruce in the Solling. This emphasises the shielded position of the catchment in the Harz, being protected by a about 100 m higher peak in western direction from where the wind normally comes.

kg.ha <sup>-1</sup> .Jahr <sup>-1</sup>	H	Na	K	Ca	Mg	SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> S	Cl	NO <sub>3</sub> N	NH <sub>4</sub> N
Deposition ('81-'83)	1.64	11.0	3.9	8.3	2.1	42.5	23.6	10.8	17.9
seepage ('77-'79) 80 cm depth	.46	9.5	3.7	8.7	2.8	34.5	18.9	2.4	.4
output of the catchment ('77-'79)	.01	9.7	4.7	19.6	10.1	22.4	18.6	1.9	.2

Table 4: Average annual transfer rates measured at 3 levels: (1) soil surface, (2) bottom of soil profile, (3) weir of the catchment (HAUHS, 1984).

Table 4 shows, that most of the H<sup>+</sup>-ions remain in the soil, only about 25% get into the underground and none into the brook. In this context it is of particular interest, that Ca- and Mg-ions are released and exported. For reasons that are discussed in detail by HAUHS, 1984, these cations are to be considered as



exchangable, i.e. of limited capacity. Accordingly the question is how long this buffer mechanism may be able to neutralize the percolating acid water.

HAUHS thinks, that this buffer capacity will be exhausted within some decades, provided that the load of acid remains the same. But this seems doubtful for another development in the underground, that can be seen from table 4: Sulfur is stored together with aluminum (table 5).

This may mean the same kind of storage mechanism as was described for the Solling (fig.2). This would be equivalent to the storage of acids that are likely to build up for some time before being released possibly in a kind of breakthrough process, that may occur much earlier than the above estimated time.

kmol.ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>

H	Na	K	NH <sub>4</sub>	Ca	Mg	Mn	Al	sum of cations
.45	-	-	-	.55	.60	.08	1.26	.63

---

SO <sub>4</sub>	Cl	NO <sub>3</sub>	HCO <sub>3</sub>	sum of anions
.76	-	.04	n.b.	.79

Table 5: Budget of ions with respect to the underground (flow region between bottom of soil profile and brook). Harz, 1977-1979. HAUHS. 1984.

The examples discussed in this paper show, that we are good advised to extend more interest and work to the chemical processes that are going on in the underground in the wake of acid depositions. Many soils under forest cover have already lost their ability to "filter" the acid deposits that enter the soil as canopy drip or stemflow. To follow the further propagation of the "acid front" through the underground requires new methods and concepts. But they seem to be urgently necessary in order not to lose control over the degree of acidification of the hydrosphere.

### Literature

- Benecke, P. 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schriften aus der Forstl.Fak.d.Uni.Göttingen u. der Nds.Forstl. Versuchsanstalt. Bd. 77: 158 Seiten, L.D.Sauerländer's Verlag, Frkft./Main
- Hauhs, M. 1984: Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). Diss., Forstl. Fak.d. Universität Göttingen.
- Krieter, M. 1985: Ökosystemare Untersuchungen zur Versauerung der Hydrosphäre im nördlichen Taunus und Hunsrück. Vortrag FGU-Seminar "Gewässer- und Bodenversauerung", Mai 1985, Caspar-Theyß-Str.7, Berlin 33.
- Matzner, E. and B.Ulrich, 1984: Raten der Depositionen, der internen Produktion und des Umsatzes von Protonen in zwei Waldökosystemen. Z.Pflanzenernähr. Bodenk. 147: 290-308.
- Prenzel, J. 1983: A Mechanism for storage and retrieval of acid in acid soils. In: B.Ulrich and J.Pankrath (Eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D.Riedel Publishing Comp. Dordrecht, Netherlands: 157-170.
- Puhe, J. 1982: Zur chemischen Zusammensetzung von Quellwässern im Kaufunger Wald. Dipl.-Arbeit, Forstl.Fak.Universität Göttingen.



Al-Bindungsformen und -Gleichgewichte im Sickerwasser  
saurer Böden, in Gegenwart organischer Sickerwasserin-  
haltsstoffe

von

Dietze, G. und B. Ulrich

In Folge der in den letzten Jahren immer weiter fortschreitenden Bodenversauerung wurden in Mineralbödensickerwässern erhöhte Al-Konzentrationen (ULRICH 1975 und 1983) und organische Kohlenstoffgehalte (ULRICH 1981) gemessen. Von Interesse waren Einfluß und Bedeutung gelöster organischer Sickerwasserinhaltsstoffe auf die Mobilisierung und Verlagerbarkeit von Al mit Infiltrationswässern und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die ökotoxikologische Wirksamkeit von Al auf Pflanzen und Edaphon. Es wurden die im Sickerwasser auftretenden Al-Spezies bestimmt, wobei das Schwergewicht der Untersuchungen auf der Abtrennung der organischen Al-Komplexe und der Bewertung der Bindungsstabilität solcher Komplexe lag. Es wurden mehrere analytische Methoden in Kombination angewendet, Al-Bindungsformen hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung zu unterscheiden:

- die toxische Spezies Al(3+);
- die potentiell toxische Al-Spezies, welche durch natürliche organische Komplexbildner maskiert vorliegt;
- die Bindungsstabilität solcher Al-organischer Komplexe, welche eine Rolle für die Huminstoffbildung spielen kann.

Die Untersuchungen wurden an natürlichen Sickerwässern eines Humusauflagenmaterials des Fichtenstandortes im Solling durchgeführt, die weiterhin als Humustrichterlösungen (HT) bezeichnet werden. Die Gewinnung der Humustrichterlösungen erfolgte mit einem Faßtrichter aus Polyäthyl, dessen Boden mit einem Sieb ausgestattet ist und die Humusaufgabe ausschnittsweise von dem angrenzenden Mineralboden trennt. Das drainierende Sickerwasser wurde in einem sich darunter befindlichen Gefäß aufgefangen, welches wöchentlich bis zweiwöchentlich je nach anfallender Sickerwassermenge geleert wurde. Jede derart gewonnene Lösung wurde für sich behandelt und untersucht; es wurden keine Mischproben hergestellt.

Es wurden Perkolationsversuche an Kationenaustauschersäulen durchgeführt. Hiermit erfolgt eine annähernde Differenzierung der ionaren anorganischen von der organisch komplexgebundenen Al-Spezies. Je nach Kontaktzeit mit dem Austauscherharz wurden kinetisch labile von kinetisch inerte organisch gebundene Al-Spezies unterschieden. Je nach Art des austauschbaren Kations am Harz (Na(+)- oder H(+)-Form eines starksauren Sulfonsäurepolystyrolharzes Amberlite IR-120 der Fa. Serva) konnten pH-abhängig gebundene Al-Anteile bestimmt werden.

Weiterhin wurden die Molekülgrößenverteilungsprofile der organischen Komponenten durch Anwendung der sterischen Ausschlußchromatographie (HPLC-Technik; verwendetes Säulenmaterial: TSK-125 der Fa. Biorad) und des Dialyseverfahrens, unter Verwendung von Membranen

+) Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährung, Büsingenweg 2, 3400 Göttingen

abgestufter Trenngrenzen der Fa. Spectrapor, erstellt. Durch Bestimmung der organischen Kohlenstoff- und Al-Gehalte in den jeweiligen Molekülgrößenfraktionen und anschließender mathematischer Korrelation der Daten wurde eine quantitative Aussage über das Komplexverhalten der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe gegenüber Al möglich.

Durch Dialysieren der Lösungen gegen wäßrige Kationenaustauscherharzsuspensionen, wobei der Kationenaustauscher im großen Überschuß vorgelegt wurde, wurde geprüft, inwieweit Al als einfaches Gegenion zur Wahrung der Elektroneutralität oder als thermodynamisch stabil gebundene Spezies im Retentat verbleibt. Auch hier wurden pH-abhängig gebundene Al-Anteile bestimmt.

Die Kombination der Kationenaustauscherdaten mit den Dialysedaten führte zu folgendem Ergebnis: je nach Bindungsform für Al lassen sich extrem labile, mäßig labile und kinetisch inerte Spezies formulieren. Die thermodynamische und kinetische Bindungsstabilität natürlicher Al-organischer Komplexe nimmt mit der Molekülgröße der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe zu. Unter thermodynamischer Stabilität einer Verbindung versteht man das Maß dafür, in welchem Ausmaß sie unter bestimmten Bedingungen gebildet wird, wenn sich das System im Gleichgewicht befindet. Unter kinetischer Stabilität versteht man die Geschwindigkeit, mit der die Umwandlungen zur Einstellung des Gleichgewichtes eintreten (COTTON und WILKINSON 1974). Es ist wichtig festzustellen, daß kinetisch labil nicht gleich thermodynamisch instabil und kinetisch inert nicht gleich thermodynamisch stabil zu setzen ist. Die Komplexbildungsprozesse sind weiterhin eine Funktion des pH-Wertes. Die Übergänge der formulierten Spezies sind fließend.

In Tab.1 sind die Elementgehalte für H(+), organischen Kohlenstoff (TOC) und Al der Humustrichterlösungen für die Vegetationsperiode 1984 aufgeführt. Die Sickerwässer der Humusaufgabe weisen sehr niedrige pH-Werte auf; sie schwanken zwischen 3.1 und 3.7. Die Al-Gehalte liegen um 0.7 und 1.5 mg/l; die Konzentrationen, mit sehr gleichförmigem Gang der Werte, gehen in den Sommermonaten leicht zurück. Die organischen Kohlenstoffgesamtgehalte steigen im Juli bis September bei starker biologischer Bodenaktivität bei sonst günstigen Verhältnissen in den Sommermonaten von 20 auf nahezu 80 mg/l an. Diesen saisonalen Gang spiegeln auch die Molekülgrößenverteilungsprofile (Abb.1-6) wider, hier vorgestellt für eine Humustrichterlösung aus jedem Monat. Mit den Dialysedaten (Tab.2 und 3) zeigen sie, daß insbesondere die mittleren bis höheren Molekülgrößenanteile an dieser C-Einwaschung beteiligt sind. Insgesamt infiltrieren für die Vegetationsperiode 1984 4.3 kg/ha Al und 177 kg/ha organisches C den Mineralboden.

Vordergründig korrelieren die Gesamtgehalte für Al nicht mit den Gesamtgehalten für organisches C der Humustrichterlösungen.

Erst aus den Dialysedaten wird der eindeutige Bezug zwischen Al und organischem C sichtbar. Dies sei beispielhaft für eine Humustrichterlösung aus jedem Monat demonstriert. Dazu wurde die entsprechende Humustrichterlösung den einzelnen Dialysesritten unterzogen. Die Durchlässigkeitsgrenzen der Dialysierschläuche liegen bei den von der Fa. Spectrapor angegebenen mittleren Molekulargewichten 3500, 6000/8000 und 12000/14000. Durch Differenzbildung der jeweiligen Elementgehalte der Dialyseschlauchinhalte werden die Molekülgrößenfraktionen  $D_n$  mit folgenden Molekülgrößenbereichen erhalten:  $D_1 \leq 3500$ ,  $3500 < D_2 \leq 6000/8000$ ,  $6000/8000 < D_3 \leq 12000/14000$  und  $D_4 \geq 12000/14000$  (Tab.2 und 3). In den Sommermonaten nehmen die or-

ganischen C-Gehalte mit 40 bis 80% Anteil an der D4-Fraktion zu. Gleichzeitig steigt der daran gebundene Al-Anteil von 20 auf 30 bis 60%. Währenddessen gehen der ionare Al-Anteil bzw. der an kleine Molekülgrößen gebundene Anteil (=D1) zurück. D2 und D3 spielen prozentual gesehen eine eher untergeordnete Rolle. Weiterhin ließ sich für sie auch keine einheitliche Beziehung für Al und organischen Kohlenstoff erstellen, d.h. entweder besteht kein einfacher Zusammenhang zwischen Al und diesen Molekülgrößen, oder Al ist nicht spezifisch an sie gebunden. Hinzu kommt, daß der Dialyseprozess von kinetischen Phänomenen überlagert sein kann, und dadurch eine Aussage erschwert wird.

Die Versuche Dialyse gegen Kationenaustauschharz wurden nur für die kleinstporige Membran durchgeführt. Das Harz lag in der H(+)-Form vor, d.h. Al wird gegen eine sich außerhalb der Membran befindliche H(+)-Quelle eingetauscht, sofern Al nicht stabil an die organische Matrix gebunden ist. Aus Tab.4 lassen sich die Anteile für Al, die durch das Harz zusätzlich eingetauscht wurden, entnehmen. Dies sind in fünf Fällen ungefähr 20%. Da durch das saure Kationenaustauschharz der pH-Wert der Lösung auf 3.1 -3.4 sinkt (im Gegensatz zur einfachen Dialyse: 3.9 -4.3), werden die Al-organischen Komplexe durch zurückgedrängte Dissoziation der funktionellen Gruppen destabilisiert, d.h. der Anteil an extrem labilem Al steigt. Der Rest, der im Retentat verbleibt, ist im thermodynamischen Sinne stabil an organische Sickerwasserinhaltsstoffe gebunden. Mit erhöhtem Al-Eintausch am Harz verläßt auch mehr organischer Kohlenstoff den Dialyseschlauch, was auf eine Peptisation der höhermolekularen C-Anteile zurückzuführen ist.

Die kinetische Labilität der Al-organischen Komplexe wurde an Kationenaustauschversuchen als Nichtgleichgewichtsmethode untersucht, indem das Eintauschverhalten von Al aus den Lösungen während Perkolations durch eine Kationenaustauschersäule in Abhängigkeit von der Durchflußgeschwindigkeit gemessen wurde. Das Harz lag in der H(+)-Form vor. Vorangestellt seien Versuche mit Modellliganden, von denen angenommen werden kann, daß ihre chemischen Struktureinheiten auch in natürlichen organischen Substanzen auftreten. Hier ergaben sich folgende Eintauschmuster:

- sofortiger 100% iger Al-Eintausch, d.h. bei bereits hohen Durchflußraten wird sämtliches Al aus der Lösung entfernt; dies gilt für eine einfache Al-Chloridlösung und die Liganden Citronensäure, Malonsäure, Milchsäure, Gallussäure und Pyrogallol;
- partieller Al-Eintausch bei hohen Durchflußraten und einem weiteren Anteil bei langsameren Geschwindigkeiten; dies gilt für die Liganden Oxalsäure und Sulfosalicylsäure und entfernt für Alizarin;
- kein Al-Eintausch im Falle von EDTA, Al verbleibt gänzlich in der Lösung, was auf den hohen Chelateffekt von EDTA zurückzuführen ist.

Für eine Humustrichterlösung aus dem Monat September ergab sich ein Muster wie für Oxalsäure und Sulfosalicylsäure. In der Lösung liegen extrem labile, mäßig labile und kinetisch inerte Anteile nebeneinander vor. Das Ausmaß der kinetischen Labilität beruht auf dem Chelateffekt des Liganden bzw. ist eine Funktion der Zähigkeit des Liganden. Da es sich im Falle der organischen Sickerwasserinhaltsstoffe um keine Reinstsubstanz handelt, wird es bei den größeren Molekülen Randbezirke geben, an denen Al einfach komplexiert wird und entsprechend schnell eintauschbar ist. Andererseits wird es Zentren geben, in denen Al völlig gegen die äußere Lösungsmitelphase abgeschirmt ist und nicht eingetauscht wird (Bsp. EDTA).

Übereinstimmend mit der Theorie, daß mit steigendem pH die organischen Al-Komplexe stabiler werden, ist die Eintauschrate im Falle des Na(+)-Harzes geringer. Bei einem pH-Anstieg von ca. 2.9 auf 4.5 in der Lösung geht der extrem labile Anteil um 20% zurück; der kinetisch inerte Anteil steigt um 30% sowohl auf Kosten der extrem labilen wie auch mäßig labilen Al-Fraktion.

Aus ökologischer Sicht sind die Folgerungen zu ziehen:

- mit der kinetischen Labilität steigt die Wahrscheinlichkeit für Al-Toxizität;
- da Al im Gegensatz zu Fe, Cu und Co keine oxidativen Eigenschaften besitzt, zudem dominierendes Kation in der Lösung ist und bezüglich der Komplexstabilität Al und Fe Konkurrenzgleich sind, wird Al wichtige Reaktionszentren besetzen bzw. blockieren, die für die oxidative Huminstoffbildung durch katalytischen Eingriff wichtig wären; derart kann die Bildung hochpolymerer Huminstoffe unterbleiben;
- je kleiner die thermodynamisch stabilen organischen Al-Komplexe sind, um so eher unterliegen sie der Infiltration und laufen u.U. bis in die Gewässer durch.

Tab.1: Chemische Grunddaten der Humustrichterlösungen (HT);  
Index t = Gesamtgehalt der Probe

Probe/Datum	pH	TOC <sub>t</sub> mg·l <sup>-1</sup>	Al <sub>t</sub> mg·l <sup>-1</sup>
HT, 8. 5.84	3.16	25.0	1.40
22. 5.84	3.18	27.0	1.30
25. 5.84	3.31	40.0	0.70
29. 5.84	3.33	42.0	0.66
31. 5.84	3.50	28.0	0.43
HT, 10. 6.84	3.37	40.0	0.69
23. 6.84	3.66	36.0	0.70
30. 6.84	3.30	42.0	0.78
HT, 6. 7.84	3.22	37.5	0.83
15. 7.84	3.31	46.0	0.67
22. 7.84	3.42	53.0	0.53
30. 7.84	3.28	57.5	0.78
HT, 6. 8.84	4.60	58.5	0.86
15. 8.84	3.16	76.0	1.03
17. 8.84	3.24	51.5	0.61
HT, 10. 9.84	3.31	38.5	0.69
12. 9.84	3.43	45.5	0.50
17. 9.84	3.46	48.0	0.50
27. 9.84	3.19	54.0	0.98
HT, 15.10.84	3.26	42.0	0.84
26.10.84	3.22	41.0	0.86
HT, 23.11.84	3.04	26.0	3.30
28.11.84	3.11	24.5	1.50

Tab.2: Al-Fracht,  $Al_x$ , der Molekülgrößenanteile der Retentate,  $TOC_x$ , bezogen auf die jeweiligen Ausgangsgehalte  $Al_t$  und  $TOC_t$  (s. Tab.1)

Probe/ Datum	≥ 3500		≥ 6000/8000		≥ 12000/14000	
	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$
HT, 23. 6.84	71.0	66.0	63.0	43.0	57.0	27.0
HT, 22. 7.84	98.0	89.0	85.0	62.0	78.0	62.0
HT, 6. 8.84	92.0	81.0	83.0	70.0	68.0	47.0
HT, 27. 9.84	98.0	71.0	87.0	71.0	82.0	54.0
HT, 26.10.84	85.0	77.0	80.0	58.0	71.0	40.0
HT, 28.11.84	59.0	48.0	69.0	19.0	41.0	7.0

Tab.3: Separate Betrachtung der Molekülgrößenfraktionen durch Differenzbildung der TOC- bzw. Al-Gehalte der Retentate von einer zur nächsthöheren Porengröße; D4 ≥ 12000/14000 entspricht der letzten Hauptspalte in Tab.2

Probe/ Datum	D1 < 3500		3500 ≤ D2 ≤ 6000/8000		6000/8000 ≤ D3 ≤ 12000/14000	
	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$
HT, 23. 6.84	29.0	34.0	8.0	23.0	6.0	16.0
HT, 22. 7.84	2.0	11.0	13.0	27.0	7.0	0.0
HT, 6. 8.84	8.0	19.0	9.0	11.0	15.0	23.0
HT, 27. 9.84	2.0	29.0	11.0	0.0	5.0	17.0
HT, 26.10.84	15.0	23.0	5.0	19.0	9.0	18.0
HT, 28.11.84	41.0	52.0	?	29.0	?	12.0

Tab.4: Dialyse gegen Kationenaustauscharz

Probe/ Datum	≥ 3500 ohne Harz		≥ 3500 H(+)-Form	
	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$	$\frac{TOC_x}{TOC_t} \cdot 100$	$\frac{Al_x}{Al_t} \cdot 100$
HT, 23. 6.84	71.0	66.0	69.0	49.0
HT, 22. 7.84	98.0	89.0	86.0	66.0
HT, 6. 8.84	92.0	81.0	88.0	59.0
HT, 27. 9.84	98.0	71.0	89.0	52.0
HT, 26.10.84	85.0	77.0	84.0	49.0
HT, 28.11.84	59.0	48.0	74.0	49.0

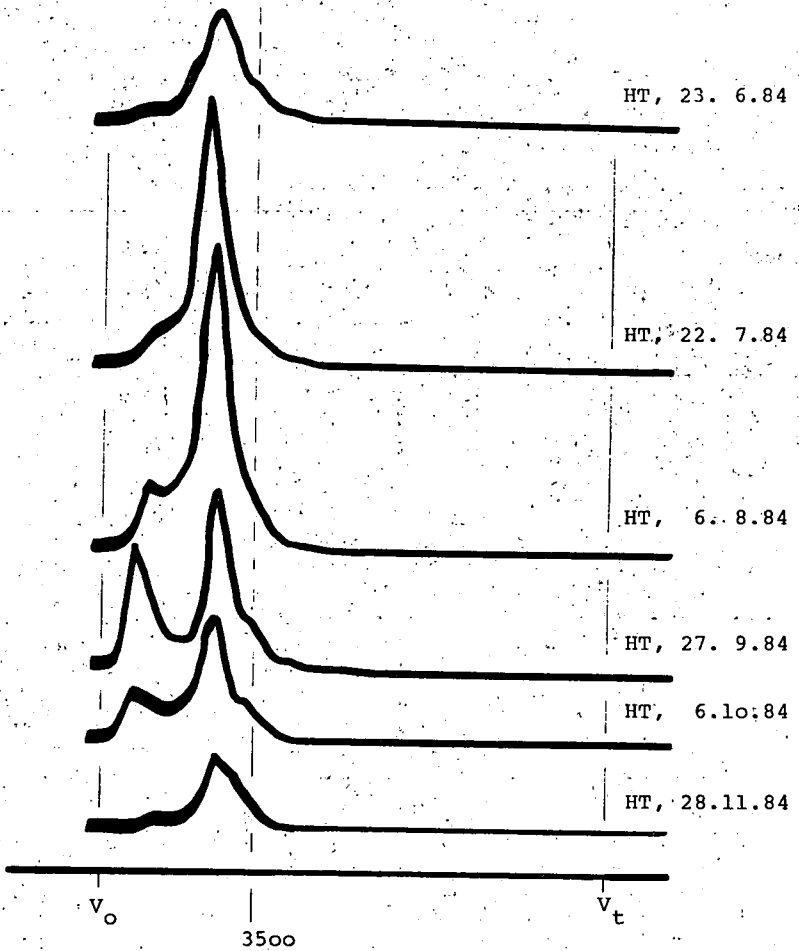


Abb.1-6: Molekülgrößenverteilungsprofile der Humustrichterlösungen; TSK-125, Fa. Biorad

▲ Extinktion (254nm); ► 1ml/min ( $H_2O_{bidest}$ )

Literatur:

Cotton, F.A. und G. Wilkinson (1974): Anorganische Chemie. Verlag Chemie  
Ulrich, B. (1975): Die Umweltbeeinflussung des Nährstoffhaushaltes eines bodensauren Buchenwalds. Forstwiss. Centralbl. 94, 280-287  
Ulrich, B. (1981): Theoretische Betrachtung des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 647-659  
Ulrich, B. und E. Matzner (1983): Abiotische Folgewirkung weiträumigen Ausbreitung von Luftverunreinigungen. Luftreinhaltung Forschungsbericht Juli 1983, 10402615, 18ff.



Die Extraktion von Huminstoffen  
mit siedendem Wasser bei Unterdruck

von

Fischer, W.R.<sup>+</sup>)

Zur Kennzeichnung der Schwermetall-Komplexierung durch wasserlösliche Huminstoffe müssen Bodenextrakte gewonnen werden, deren Eigenschaften sich möglichst nicht von denen der Ausgangssubstanzen unterscheiden. Alkalische Extraktionsmittel erfüllen diese Bedingung nicht, da größere Molekülverbände durch alkalische Hydrolyse leicht aufgespalten werden; hieraus erklärt sich die große Stoffausbeute dieser Agenzien. Bestimmte organische Lösungsmittel, die ebenfalls hohe Extraktionsausbeuten liefern (z.B. Dimethylformamid), extrahieren zusätzlich wasserunlösliche Substanzen (z.B. Fette, Wachse), wodurch die Ergebnisse nicht mehr mit den natürlichen Bedingungen verglichen werden können. Durch Schütteln mit Wasser werden hingegen auch Feststoffe in feindisperser Suspension extrahiert. Abhilfe schafft die Extraktion mit siedendem Wasser unter Rückfluß (Soxhlet-Extraktion), die zur Erniedrigung der Extraktionstemperatur bei Unterdruck durchgeführt wird.

Material und Methoden

Zur Überprüfung des Verfahrens wurden 12 unterschiedliche Land- und Unterwasserböden mit folgenden Eigenschaften ausgewählt:

pH (0.01 M CaCl <sub>2</sub> )	von	3.3	bis	7.3
org. Kohlenstoff	von	4.2	bis	33 %

---

\* Lehrstuhl f. Bodenkunde, T. U. München, 8050 Freising-Weißenstephan

Jeweils 20 g Boden wurden mit 150 ml Wasser 50 h unter Rückfluß extrahiert. Durch eine Absenkung des Druckes während der Extraktion (Drehschieberpumpe, Schott Vacuum Controller, Siedekapillare) wurde die Siedetemperatur auf Werte zwischen 100 und 37 °C eingestellt und auf etwa  $\pm 3$  °C genau eingehalten. Bei Temperaturen unter 70 °C wurde Wasser von +4 °C zur Dampfkondensation verwendet.

Zur Bestimmung der Anionenkonzentration wurde der Extrakt durch eine Austauschersäule mit einem  $H^+$ -Harz gegeben und anschließend auf pH 7 zurücktitriert.

Die Schwermetall-Komplexierung wurde polarografisch nach dem bei Fischer (1985) beschriebenen Verfahren bestimmt und die Komplexstabilität nach dem Massenwirkungsgesetz berechnet (Fischer 1986).

### Ergebnisse und Diskussion

Die Absorptionsspektren der Extrakte im Sichtbaren zeigen einen undifferenzierten Verlauf (Abb. 1); die bei Dimethylformamid- (DMF-) Extrakten meist beobachtete Bande bei etwa 660 nm fehlt völlig. Die höhere Absorption des Schüttelextraktes (Z.T.) besonders im langwelligen Bereich wird durch kolloide Schwebstoffe hervorgerufen. Dies äußert sich auch in breiteren und weniger ausgeprägten Banden im Infrarotspektrum (Abb. 2), während die Soxhlet-Extrakte bei tiefen Temperaturen (40 °C) drei intensive Bandensysteme aufweisen. In gleicher Weise verhalten sich die Eisengehalte der Extrakte:

Extraktionstemp. (°C)	pH	Fe-Konz. (mg/l)
85	3.8	8.0
40	3.3	4.5
27 (Schütteln)	3.6	11.0

Auch hier ist durch den hohen Schwebstoffgehalt des Schüttelextrakts der Fe-Gehalt deutlich erhöht.

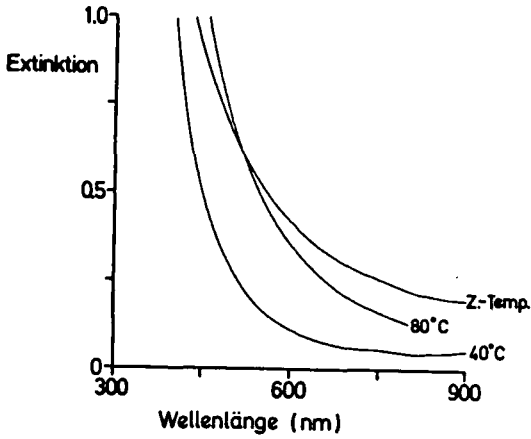


Abbildung 1:  
Absorptionsspektren  
von wäßrigen Extrak-  
ten eines Fichten-  
Rohhumus: Soxhlet-  
Extrakte bei 40 und  
80 °C, Schüttelex-  
trakt bei 24 °C.

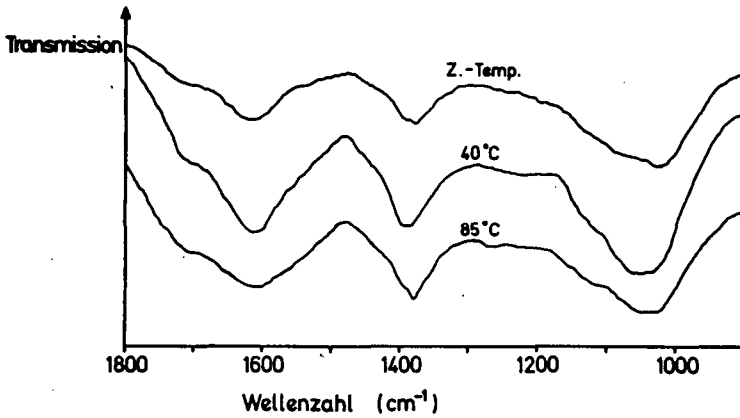


Abbildung 2: Infrarotspektren von wasserextrahierbaren Substanzen eines Fichten-Rohhumus: Soxhlet-Extrakte bei 40 und 85 °C, Schüttelextrakt bei 24 °C.

Die durch Titration bis pH 7 ermittelte Anionenkonzentration  $C_A$  ist als Funktion der Extraktionstemperatur in Abbildung 3 dargestellt. Im Gegensatz

zu höheren Temperaturen (wo heißwasserlösliche Substanzen extrahiert werden, die beim Abkühlen ausfallen) ist die Steigung dieser Kurve unterhalb von etwa 40 °C nur noch gering. Daher dürfte der Fehler der Extrapolation von 37 °C auf die tatsächlichen Bedingungen im Boden nicht sehr groß sein.

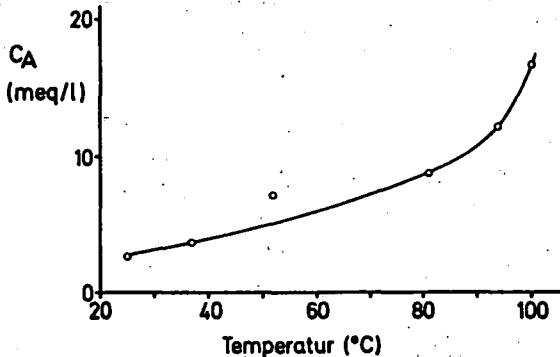


Abbildung 3: Anionenkonzentration  $C_A$  (titriert) im Soxhlet-Extrakt eines Fichten-Rohhumus als Funktion der Extraktionstemperatur.

Im Gegensatz dazu hängen die polarografisch bestimmten Komplexkonstanten (für Pb und Cd) auch bei tiefer Temperatur stark von der Extraktionstemperatur ab (Abb. 4). Ursache hierfür sind offensichtlich zwei verschiedene Effekte: einmal können bei höheren Temperaturen empfindliche Verbindungen mit hoher Komplexstabilität thermisch verändert werden, zum anderen werden dann auch Substanzen extrahiert, die zwar anionischen Charakter haben, aber nicht zur Komplexbildung befähigt sind und daher zu Unrecht in die wirksame Anionenkonzentration  $C_A$  eingehen. In die Darstellung (Abb. 4) wurden auch die Stabilitätskonstanten für die Zimmertemperatur-Schüttelextrakte aufgenommen (einzelne Punkte). Sie liegen deutlich tiefer, als nach dem Kurvenverlauf zu erwarten wäre. Auch hier dürfte es sich also um eine Verfälschung der aktuellen Konzentration komplexierender Anionen ( $C_A$ ) handeln, vermutlich durch mitextrahierte und nicht abgetrennte Schwebstoffe.

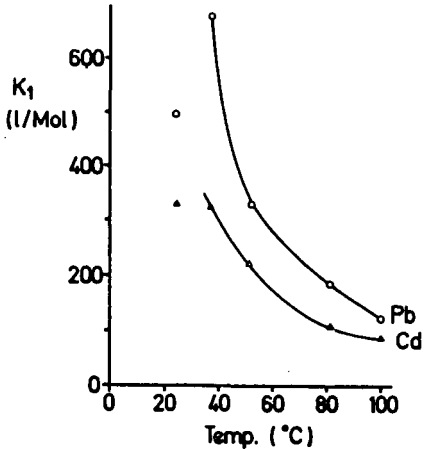


Abbildung 4: Empirische Stabilitätskonstanten der Pb- und Cd-Komplexe als Funktion der Extraktionstemperatur. Einzelne Punkte: Schüttelextrakt.

Unter Berücksichtigung der hier dargestellten Ergebnisse scheint es möglich, daß Soxhlet-Extrakte mit Wasser bei nur geringfügig erhöhter Temperatur (um 40 °C) die Verhältnisse bei der Schwermetall-Komplexierung mit wasserlöslichen Huminstoffen richtiger wiedergeben als Heißwasserextrakte und sogar als Schüttelextrakte bei Zimmertemperatur, die durch dispergierte kolloide Huminstoffe verfälscht sein können.

#### Literatur

- Fischer, W.R. (1985): Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch wasserlösliche Huminstoffe. I. Der polarografische Nachweis der Komplexierung von Schwermetallen mit wasserlöslichen Huminstoffen. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 147, 449-455
- Fischer, W.R. (1986): Die Komplexierung von Cu, Pb und Cd durch wasserlösliche Huminstoffe. II. Die Stabilität der gebildeten Komplexe. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd., im Druck



Untersuchungen zur Schwermetallbelastung von Böden und Pflanzen im Überflutungsbereich von Rhein und Sieg

von

Grupe, M. u. H. Wiechmann<sup>†)</sup>

Zur Untersuchung von Abhängigkeiten zwischen Schwermetallgehalten im Boden und in Pflanzen wurden im stark kontaminierten Überflutungsbereich von Rhein und Sieg Boden- und Pflanzenproben genommen. In den Rheinauen wurden 10, in den Siegauen 8 Probenahmestellen (Grünlandnutzung) mit unterschiedlicher Entfernung zum Fluß ausgewählt. Vorgestellt werden die Ah-Horizonte, weil sie der Hauptwurzelzone entsprechen. In Abhängigkeit von ihrer Ausprägung weisen sie unterschiedliche Mächtigkeiten von 10-20 cm auf. Wie Tab. 1 zeigt, unterscheiden sich die Böden von Rhein- und Siegauen wesentlich in ihren Eigenschaften.

Der Zeitpunkt der Pflanzenprobenahme wurde nach den Nutzungszeiten und der Nutzungshäufigkeit ausgerichtet. So erfolgte die Bodenprobenahme und die Pflanzenprobenahme zum Zeitpunkt des 1. Schnittes. Zum Zeitpunkt des 2. Schnittes wurden lediglich Pflanzenproben genommen.

Tab. 1: Allgemeine Kenndaten der Böden in den Rhein- und Siegauen

		Rheinauen	Siegauen
Ton	%	13,1 - 33,8	10,6 - 21,8
pH CaCl <sub>2</sub>		5,6 - 7,3	5,1 - 5,7
CaCO <sub>3</sub>	%	0,0 - 7,9	
C <sub>t</sub>	%	1,6 - 7,1	2,0 - 4,1
N <sub>t</sub>	‰	1,32- 5,39	1,65- 3,1
C/N		11,5 - 20,3	10,5 - 15,5
AK in mval/100 g Boden		10,5 - 28,4	14,5 - 21,0
Fe <sub>t</sub>	‰	21,00- 42,42	30,24- 41,42
Fe <sub>d</sub>	‰	6,98- 17,50	14,51- 26,86
Fe <sub>o</sub>	‰	3,30- 7,63	4,30- 10,95
Al <sub>t</sub>	‰	35,30- 63,17	29,58- 48,16
Al <sub>d</sub>	‰	0,78- 2,50	1,19- 3,50
Al <sub>o</sub>	‰	0,72- 1,50	1,10- 1,90
Mn <sub>t</sub>	‰	0,78- 1,28	1,82- 4,05
Mn <sub>d</sub>	‰	0,60- 1,14	1,48- 4,05
Mn <sub>o</sub>	‰	0,54- 0,99	1,31- 3,92

<sup>†)</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-5300 Bonn 1

Von den untersuchten Schwermetallen sollen hier zunächst nur Pb, Cd und Zn vorgestellt werden (Abb. 2). Es wird deutlich, daß die Böden der Siegauen stärker kontaminiert sind, als die der Rheinauen. Die Pb-Gehalte der Siegauen liegen bei allen Standorten über dem von Kloke (1980) vorgeschlagenen Richtwert von 100 ppm. Es zeigt sich mit zunehmender Entfernung zur Sieg auf-fallenderweise eine Abnahme der Gehalte von Standort 3 zu 1 und von Stand-ort 6 zu 4. Die Rheinauen weisen im Vergleich zu den Siegauen geringere Pb-Gehalte auf. Trotzdem wird immer noch mit 2 Ausnahmen der von Kloke (1980) vorgeschlagene Richtwert überschritten. Die Cd-Gehalte in den Siegauen über-schreiten in 5 Fällen die von Kloke (1980) vorgeschlagenen 3 ppm. Im wesent-lichen besteht eine Korrelation zu den Pb-Gehalten. Bei den Rheinauen über-schreiten die Cd-Gehalte den Richtwert von 3 ppm in 3 Fällen. Es sind die gleichen Standorte, die auch die höchsten Pb-Gehalte aufweisen. Die hohe Kon-tamination der, vor allem in den Siegauen direkt am Fluß gelegenen Standorte, kann darauf zurückzuführen sein, daß durch die häufiger auftretenden klei-neren Hochwässer die schwermetallhaltigen Schlammablagerungen des Flußbettes aufgewirbelt und nahe am Ufer abgelagert werden.

Die Zn-Gehalte der Siegauen überschreiten den Richtwert von 300 ppm bis zum fünf-fachen. Wie bei Pb und Cd sinken die Gehalte mit der Entfernung von der Sieg. Die Zn-Gehalte in den Böden der Rheinauen liegen mit 2 Ausnahmen über dem Richtwert. Sie erreichen zwar nicht die hohen Werte der Siegauen, sind aber im Ah-Horizont von Standort 10 noch mehr als doppelt so hoch.

Um einen Zusammenhang zwischen verschiedenen Bodeneigenschaften und der Höhe einzelner Schwermetalle aufzuzeigen, wurden Einfachkorrelationen zunächst ge-trennt nach Sieg- und Rheinauen und dann für beide zusammen berechnet (Tab. 2). Die Schwermetallgehalte zeigen sich bei Sieg- und Rheinauen unabhängig vom Ton-, bei den Siegauen auch vom C-Gehalt. Dagegen ergeben sich bei den Sieg-auen enge Korrelationen zwischen der Höhe der Pb-Gehalte und dem Gehalt an dithionit- und oxalatlöslichen Mn-Oxiden, sowie zwischen den Cd-Gehalten und den oxalatlöslichen Fe-Oxiden. Bei den Rheinauen sind enge Beziehungen zwischen den Pb-, Cd- und Zn-Gehalten und den oxalatlöslichen Fe-Oxiden zu finden, so daß hier eine Bindung an pedogene Oxide angenommen werden kann.

Hier ist einschränkend anzumerken, daß die für Sieg- und Rheinauen gemeinsam berechneten Korrelationen vorsichtig zu interpretieren sind, da sich Sieg- und Rheinauen in ihren Bodeneigenschaften und in ihren Schwermetallgehalten unterscheiden.



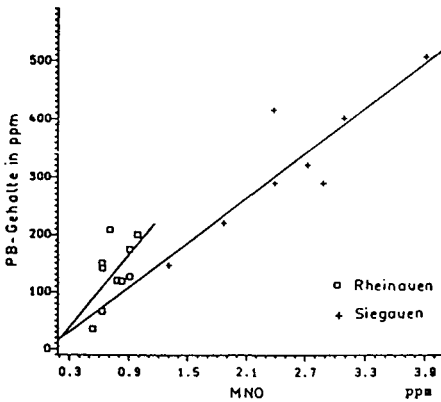


Abb. 1 : Lineare Regression zwischen den Pb-Gehalten und dem oxalatl. Mn (MNO) in den Ah-Horizonten von Rhein- und Siegauen

Als Beispiel soll hier die Beziehung zwischen den Pb- und den  $Mn_0$ -Gehalten gezeigt werden (Abb. 1). Die Meßwerte der Rheinauen stellen mehr eine Punktwolke dar, während die Werte der Siegauen hoch signifikant korreliert sind. Eine gemeinsame Verrechnung der Daten von Sieg und Rhein ergibt wegen dieses Verteilungsbildes dagegen für alle Böden eine enge Korrelation.

Obwohl die Böden der Rheinauen nicht so stark mit Pb belastet sind, sind die Gehalte der Pflanzen höher, als die in den Siegauen

(Abb. 3). Sie überschreiten aber in keinem Fall die vom geltenden Futtermittelrecht (1983) als Höchstgehalte zugelassenen 40 ppm.

Im Vergleich zum 1. Schnitt verringert sich im 2. Schnitt meist die Pb-Aufnahme der Pflanzen.

Während für Pb bereits ein Grenzwert in die Futtermittelverordnung (1983) aufgenommen wurde, wird für Cd die Einführung eines Grenzwertes noch diskutiert, er soll für Heu bei 1ppm liegen. Danach überschreiten die Gehalte in den Pflanzen den diskutierten Grenzwert nicht. Bei Cd zeigt der 2. Schnitt einen durchschnittlich höheren Gehalt, als der 1. Schnitt.

Analog zu den Gehalten im Boden enthalten die Pflanzen der Rheinauen wesentlich weniger Zn als die Pflanzen der Siegauen. Die Aufnahme rate ist in den Rheinauen in beiden Schnitten etwa gleich, während sie in den Siegauen im 2. Schnitt etwas erhöht ist. Die errechneten Korrelationen zwischen den Schwermetallen in der Pflanze und den Schwermetallen im Boden (Tab. 2) zeigen bei den getrennt verrechneten Sieg- und Rheinauen keine Abhängigkeiten. Es sind hier nur Cd und Zn aufgeführt, da der Pb-Gehalt in den Pflanzen keinerlei Beziehung zeigt. Nur bei gemeinsamer Verrechnung von Sieg- und Rheinauen ergibt sich bei den Cd-Gehalten der Pflanzen und denen des Bodens eine schwache Korrelation beim 2. Schnitt. Lediglich Zn ergibt eine enge Korrelation in beiden Schnitten zwischen dem Zn-Gehalt der Pflanzen und dem Zn-Gehalt des Bodens. Zwischen den Schwermetallgehalten der Pflanzen und den Bodenparametern zeigen ebenfalls nur die gemeinsam verrechneten Sieg- und Rheinauen signifi-

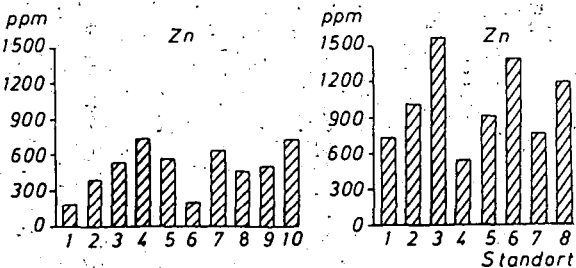
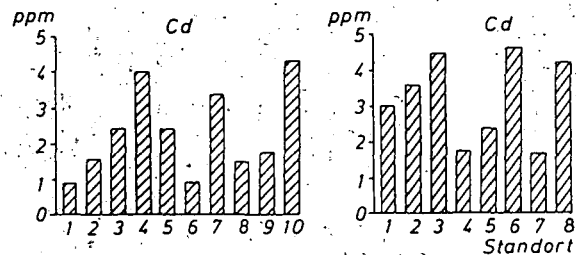
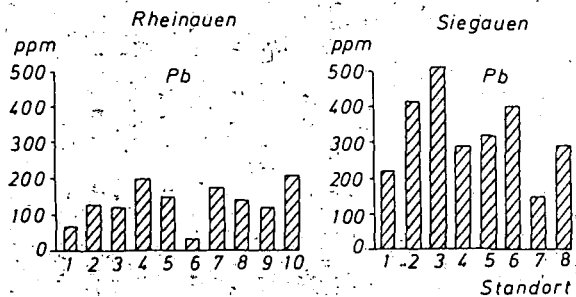


Abb. 2: Pb, Cd und Zn-Gehalte in den Ah-Horizonten von Rhein- und Siegauen

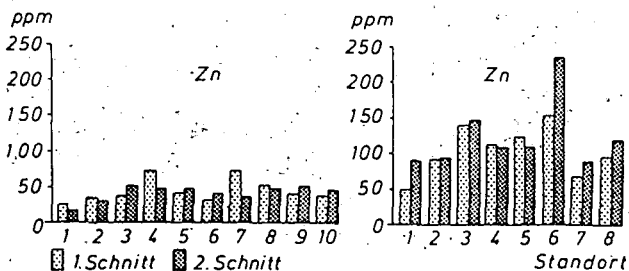
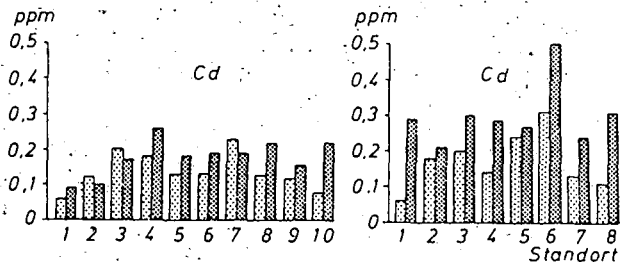
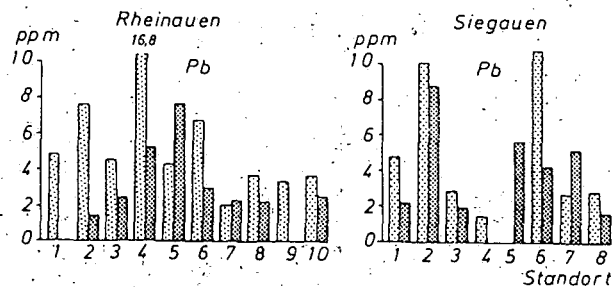


Abb. 3: Pb, Cd und Zn-Gehalte in den Pflanzen der Rhein- und Siegauen (1. und 2. Schnitt 1982)

Tab. 2: Korrelationen zwischen Bodeneigenschaften und Schwermetallgesamtgehalten, sowie zwischen Bodeneigenschaften, Schwermetallgesamtgehalten und Gehalten in den Pflanzen. (nur signifikante Beziehungen aufgeführt)

		Pb	Cd	Zn		
		Boden			Pflanzen	
Pb						
Cd	Sieg u. Rhein				1. Schn. 2. Schn. 0,64++	
Zn	Sieg u. Rhein				1. Schn. 2. Schn.	0,82+++ 0,83+++
T						
pH	Sieg u. Rhein				1. Schn. 2. Schn.	-0,71+++ -0,71+++
C	Sieg Rhein Sieg u. Rhein	0,87++	0,81++	0,83++		
Ak						
Fed	Sieg u. Rhein	0,90+++	0,70++	0,87+++	1. Schn. 2. Schn.	0,74+++ 0,65++
Feo	Sieg Rhein Sieg u. Rhein	0,92+++ 0,85+++	0,92++ 0,93+++ 0,89+++	0,88+++ 0,87+++	1. Schn. 2. Schn. 0,70++	0,69++ 0,71+++
	Sieg u. Rhein	0,59++	0,69++	0,69++		
Mnd	Sieg Rhein Sieg u. Rhein	0,86++ 0,92+++		0,87+++	1. Schn. 2. Schn. 0,71+++	0,89+++ 0,72+++
Mno	Sieg Rhein Sieg u. Rhein	0,88++ 0,92+++		0,87+++	1. Schn. 2. Schn. 0,72+++	0,90+++ 0,76+++

kante Korrelationen. Der pH-Wert weist sowohl im 1. als auch im 2. Schnitt negative Abhängigkeiten zum Zn-Gehalt auf. Aus den engen Beziehungen zwischen Zn-Gehalt und dem Gehalt an dithionit- und oxalatlöslichen Fe- und Mn-Oxiden kann geschlossen werden, daß die hier gebundenen Schwermetalle auch die Aufnahme in die Pflanzen bestimmen. Im 2. Schnitt ergeben sich bei Cd noch Abhängigkeiten zum dithionitlöslichen Mn und zum oxalatlöslichen Fe und Mn.

Als vorläufige Auswertung der Untersuchungen können folgende Schlüsse gezogen werden:

Die Kontaminationsbedingungen der Böden in beiden Flüssen sind deutlich verschieden. Daraus resultieren unterschiedliche Bindungsformen, ausgedrückt durch unterschiedlich enge Korrelationen zu Bodenkonstituenten.

Die Schwermetallaufnahme durch die Pflanzen ist kaum mit den Gesamtgehalten der Auenböden korreliert.

Aus der Gegenläufigkeit der Gehalte in beiden Auen und der Gehalte in den Pflanzen ist zu schließen, daß unterschiedliche Bindungsformen vorliegen. Besonders bei Zink deutet sich eine Abhängigkeit der von den Pflanzen aufgenommenen Menge von der an Sesquioxide gebundenen Fraktion an. Der pH-Wert ist negativ mit der Aufnahme korreliert.

#### Literatur:

Futtermittelverordnung, BGBI. I., 1983.

Kloke, A., 1980: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitteilungen des VDLUFA 1-3, S. 9-11.

Veränderungen der Art und Menge der organischen  
Bodensubstanz in Abhängigkeit von Standort und  
Bewirtschaftung, gemessen an einigen chemischen  
und biologischen Parametern

von

Hersemann, H. und H. Söchtig\*

Einleitung

Es ist bekannt, daß sich der Gehalt an organischer Substanz im Boden sowohl durch Düngungsmaßnahmen als auch durch Gestaltung der Fruchtfolgen in gewissen Grenzen beeinflussen läßt. Durch mineralische Düngung im Vergleich zu "nicht gedüngt" und durch organische Düngung im Vergleich zu mineralischer Düngung wird der Humusgehalt im Boden angehoben. Bei Fruchtfolgen wird von "humuszehrenden" und von "humusmehrenden" Früchten gesprochen. Über derartige quantitative Veränderungen hinaus sollen die vorliegenden Untersuchungen Auskunft über Veränderungen qualitativer Merkmale der organischen Substanz geben, die durch pflanzenbauliche Maßnahmen bewirkt werden.

Material und Methoden

Für das von der Europäischen Gemeinschaft geförderte Forschungsvorhaben wurde uns dankenswerterweise Probenmaterial aus mehreren Langzeitversuchen von den Versuchsanstellern zur Verfügung gestellt (Tab. 1). Die Untersuchungen von AHL (1984) über die Verteilung der organischen Substanz in einzelnen Mikroaggregatgrößenklassen und über die Tonverteilung in verschiedenen Aggregatgrößenklassen (AHL et al. 1985) wurden mit dem gleichen Probenmaterial durchgeführt. Die Varianten der einzelnen Versuche sind in den Legenden der folgenden Abbildungen beschrieben. Eine ausführliche Beschreibung der Böden und der Versuchsergebnisse findet sich bei HERSEMANN (1985).

Tab. 1: Versuchsstandorte

Versuch (Land)	Art des Versuchs	Versuchsansteller
Bonn (D)	Düngungsversuch	KICK u. POLETSCHNJ
Gembloux (B)	Düngungsversuch	DROEVEN
NO-Polder (NL)	Düngungsversuch, eine Variante mit "ley farming"	FERRARI
Puch (D)	Fruchtfolgeversuch	DIEZ
Rothamsted (GB)	Düngungsversuche (Barnfield, Hoosfield, Broadbalk)	JOHNSTON

Neben der Bestimmung des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes wurde die von SALFELD u. SÖCHTIG (1975) entwickelte Methodenkombination zur Charakterisierung von Huminstoffsystemen angewandt. Dazu zählten, über die Bestimmungen am Gesamtboden hinaus, Untersuchungen an Extrakten und an Hydrolysaten. Im Pyrophosphat-Natronlauge-Extrakt wurden die optischen Eigenschaften durch Extinktionsmessungen im sichtbaren Bereich und durch Errechnung von Extinktionsquotienten als Maß für die Steilheit von Spektrenabschnitten bestimmt. Hydrolysen mit

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

verschiedenen Säuren gaben einerseits Auskunft über die Gehalte an organischen Stickstoffformen (BREMNER 1965) und andererseits über die Gehalte an leichter abbaubarer organischer Substanz (Kohlenhydrate). Des weiteren dienten zwei biologische Verfahren zur Bestimmung einer potentiellen Stickstoffmineralisierbarkeit (KEENEY 1982) und zur Messung der CO<sub>2</sub>-Freisetzung in den Versuchsböden (BARTHOLOMEW u. BROADBENT 1949; SAUERBECK 1966).

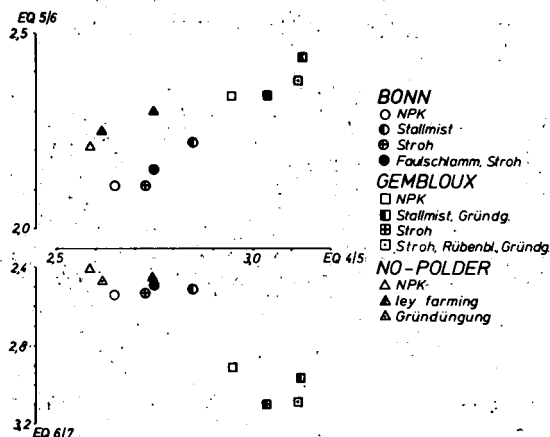
### Ergebnisse

Die Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmung der untersuchten Varianten bestätigte, daß nach organischer Düngung und bei humusschonenden Fruchtfolgen höhere Gehalte an organischer Substanz im Boden vorliegen. Bezüglich der verschiedenen Düngungsmaßnahmen ergab sich folgende Reihenfolge: ungedüngt < NPK < NPK+Stroh < NPK+Grümdüngung < NPK+Stallmist. Beim Fruchtfolgeversuch in Puch nahmen die Kohlenstoffgehalte in der Reihenfolge Brache < Kartoffeln < Getreide < verbesserte 3-Felderwirtschaft < Dauerwiese zu.

Zur ersten Charakterisierung qualitativer Veränderungen der organischen Substanz wurden die Spektren der Pyrophosphat-Natronlauge-Extrakte herangezogen. Die daraus errechneten Extinktionsquotienten (EQ-Werte) für die Versuche Bonn, Gembloux und NO-Polder (Abb. 1) zeigten wie in den Untersuchungen von SALFELD u. SÜCHTIG (1975, 1977), daß in den NPK-Varianten die geringsten EQ-Werte und damit geringere Steigungen der Spektrenabschnitte erhalten wurden, während vor allem nach organischer Düngung größere Anteile an wenig zersetzter organischer Substanz höhere EQ-Werte ergaben. Ein entsprechendes Ergebnis ergab sich auch bei den Messungen der Proben aus den Versuchen Puch und Rothamsted.

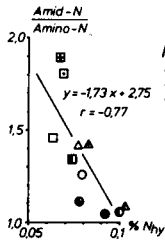
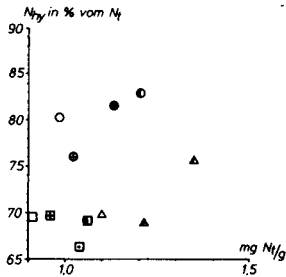
Abb. 1:

Extinktionsquotienten der Pyrophosphat-Natronlauge-Extrakte der Böden Bonn, Gembloux und NO-Polder



Die spezifische Extinktion als Maß für die Farbtiefe des Extraktes, das Huminsäuren-Fulvosäuren-Verhältnis und die Extrahierbarkeit von Kohlenstoff waren stärker vom Standort als von den Düngungsmaßnahmen abhängig. Auffallend war, daß die sehr hohen langjährigen Stallmistgaben im Versuch Rothamsted das Huminsäuren-Fulvosäuren-Verhältnis eindeutig zugunsten der Huminsäuren verschoben.

Deutlicher war dagegen der Einfluß pflanzenbaulicher Maßnahmen auf das Verhältnis der organischen Stickstoffformen, "Amid"-N und  $\alpha$ -Amino-N zueinander (Abb. 2). Dieses Verhältnis wurde nach langjähriger organischer Düngung zugunsten eines relativ höheren Anteils des hydrolysierbaren Bodenstickstoffs an  $\alpha$ -Amino-N verschoben. Die Ursache hierfür war möglicherweise eine Verbesserung der mikrobiellen Umsetzungsbedingungen im Boden und damit eine Zunahme an mikrobiellem Protein. Die prozentuale Abnahme des "Amid"-N nach organischer Düngung war nur gering.

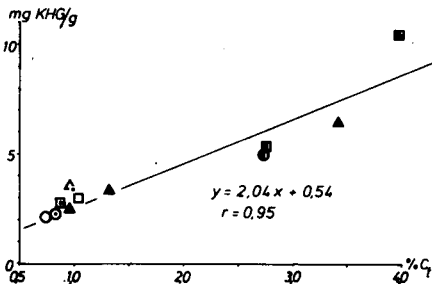


- BONN**  
 ○ NPK  
 ● Stallmist  
 ● Stroh  
 ● Faulschlamm, Stroh  
**GEMBLoux**  
 □ NPK  
 ■ Stallmist, Gründg.  
 ■ Stroh  
 □ Stroh, Rübenbl, Gründg.  
**NO-POLDER**  
 △ NPK  
 ▲ ley farming  
 ▲ Gründüngung

Abb. 2:

Hydrolysierbarkeit und organische Formen des Stickstoffs in den Böden Bonn, Gembloux und NO-Polder

Als Anhaltspunkt für den Gehalt an leichter abbaubarer organischer Substanz im Boden diente die nach Hydrolyse im Hydrolysat vorliegende Menge an Glucose. Danach ergab sich für die Versuche in Rothamsted (Abb. 3) wie auch für die anderen Versuche ein annähernd linearer Anstieg dieser Fraktion mit steigendem Gesamtkohlenstoffgehalt.



- ROTHAMSTED**  
**Barnfield**  
 ungedüngt  
 PK(Mg)  
 Stallmist  
**Hoosfield**  
 ungedüngt (N)  
 NPK (Mg)  
 Stallmist (1852-1871)  
 Stallmist  
**Broadbalk**  
 ungedüngt  
 NPK(Mg)  
 Stallmist  
 wilderness

Abb. 3:

Gehalte an leichter abbaubarer organischer Substanz (KHG) in den Böden Rothamsted

Während der prozentuale Anteil des "Kohlenhydrat"-C vom Gesamt-C keine eindeutige Tendenz erkennen ließ, zeigte der Gehalt an potentiell mineralisierbarem Stickstoff in Abhängigkeit vom Gesamt-N nicht nur einen absoluten, sondern auch einen relativen Anstieg (Abb. 4), d. h., daß z. B. im Versuch Puch bei humus-schonender Fruchtfolge und besonders unter Dauerwiese ein höherer prozentualer Anteil vom Gesamt-N potentiell mineralisierbar war. Entsprechende Ergebnisse konnten auch nach organischen Düngungsmaßnahmen gegenüber ungedüngt oder mineralisch gedüngt in den anderen Versuchen erhalten werden.

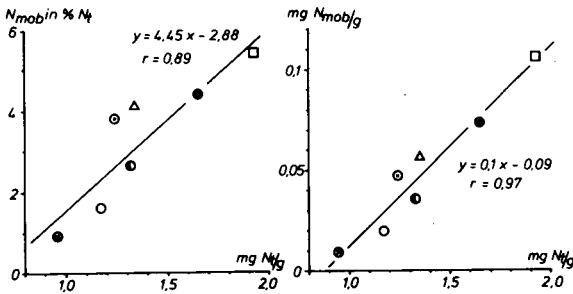


Abb. 4:

Durch anaerobe Inkubation mobilisierbarer Stickstoff in % des Gesamtstickstoffgehaltes bzw. in mg N/g Boden für Puch

- PUCH**  
 ● verb. 3-Felderwirtschaft  
 ○ Kartoffeln mit org. Düng.  
 ○ " " ohne " "  
 △ Getreidedaueranbau  
 □ Dauerwiese  
 ● Grünbrache  
 ● Schwarzbrache

Die Messungen der CO<sub>2</sub>-Freisetzung ergaben nach ca. 100tägiger Inkubation, daß aus den Varianten mit höheren Gehalten an organischer Substanz durch organische Düngung oder humusschonende Fruchtfolgen verstärkt CO<sub>2</sub> freigesetzt wurde. Exemplarisch sind hier die Ergebnisse für die Versuche Puch (Abb. 5) dargestellt. Die erhöhten Umsetzungen wurden auch nach Zugabe von Stroh festgestellt.

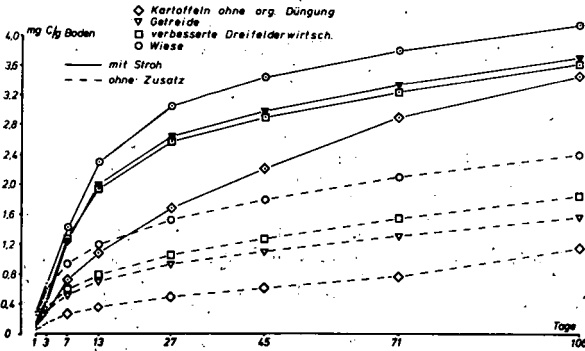


Abb. 5:

Freisetzung von CO<sub>2</sub> aus Böden ohne und mit Strohzusatz in Abhängigkeit von der Zeit (Versuch Puch)

Die Aussagekraft einiger der verwendeten Methoden konnte schließlich durch die engen Korrelationen zwischen dem Gehalt an leichter abbaubarer organischer Substanz vor der Bebrütung und der CO<sub>2</sub>-Freisetzung einerseits und durch den Gehalt an potentiell mineralisierbarem Stickstoff vor der Bebrütung und der CO<sub>2</sub>-Freisetzung andererseits bestätigt werden. (Abb. 6 u. 7). Dies legt den Schluß nahe, daß alle drei Verfahren einen Anhaltspunkt für die Gehalte an leicht umsetzbarer organischer Substanz im Boden geben.

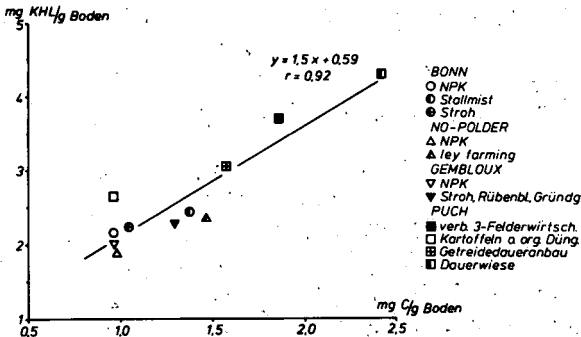


Abb. 6:

CO<sub>2</sub>-Freisetzung und Kohlenhydratgehalt (2 %ige HCl, KHL) der Böden vor der Bebrütung

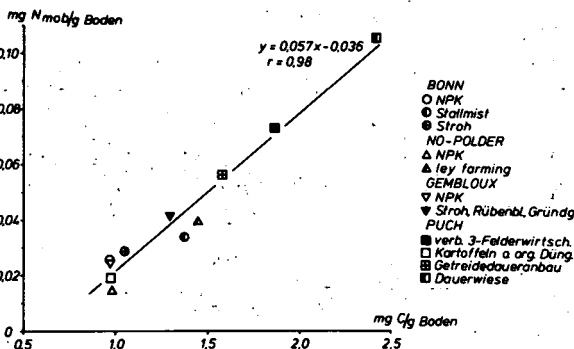


Abb. 7:

CO<sub>2</sub>-Freisetzung und mobilisierbarer Stickstoff (N<sub>mob</sub>) in den Böden vor der Bebrütung



### Zusammenfassung

Durch langjährig differenzierte pflanzenbauliche Maßnahmen (Düngung, Fruchtfolge) hervorgerufene charakteristische Unterschiede in der Art der organischen Bodensubstanz konnten mit einigen der angewandten humuschemischen und biologischen Methoden erfaßt werden. Organische Düngung und humusschonende Fruchtfolgen bewirkten hohe Extinktionsquotienten, ein weiter werdendes "Amid"-N/ $\alpha$ -Amino-N-Verhältnis, höhere Gehalte an leichter abbaubarer organischer Substanz, eine überproportionale Zunahme an mineralisierbarem Stickstoff und höhere CO<sub>2</sub>-Freisetzungsraten.

### Literatur

- AHL, Chr.: Veränderungen der Art und Menge der organischen Substanz in der Ackerkrume von Langzeit-Feldversuchen, gemessen an einigen physikalischen und chemischen Parametern. - Diss. Göttingen, 1984.
- AHL, Chr., H.-J. Altemüller u. H. SÜCHTIG: Einfluß von Bodentyp, Standort und pflanzenbaulichen Maßnahmen auf den Anteil organischer Substanz in verschiedenen Mikroaggregatgrößenklassen am Gesamtboden. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 38, 177 - 182, 1983.
- BARTHOLOMEW, W. V. and F. E. BROADBENT: Apparatus for control of moisture, temperature and air composition in microbiological respiration experiments. - Soil Sci. Soc. Am. Proc. 14, 156 - 160, 1949.
- BIRCH, H. F.: The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. - Plant and Soil 10, 9 - 31, 1958.
- BREMNER, J. M.: Organic forms of nitrogen. - In: Methods of soil analysis. 2. Chemical and microbiological properties. Ed. by C. A. Black et al. Agronomy 9, Am. Soc. of Agron., Madison, Wisc./USA, 1238 - 1255, 1965.
- HERSEMANN, H.: Diss. Göttingen, 1985 (in Vorbereitung).
- KEENEY, D. R.: Nitrogen-availability indices. - In: Methods of soil analysis. 2. Chemical and microbiological properties. 2nd ed. Ed. by A. L. Page et al. Agronomy 9, Am. Soc. of Agron., Madison, Wisc./USA, 711 - 733, 1982.
- SALFELD, J.-Chr. and H. SÜCHTIG: Proposals for the characterization of soil organic matter as an approach to understand its dynamics. - FAO-Soils Bulletin 27, 71 - 81, 1975.
- SALFELD, J.-Chr. and H. SÜCHTIG: Composition of the soil organic matter system depending on soil type and land use. - In: Soil organic matter studies 1, IAEA, Vienna, 227 - 235, 1977.
- SAUERBECK, D.: Über den Abbau <sup>14</sup>C-markierter Substanzen im Boden und ihren Einfluß auf den Humusgehalt. - Habil.-Schrift Bonn, 1966.



Ionengleichgewichte in Mineralböden von Fichtenstandorten mit  
nadelanalytisch festgestellten Ca-, Mg- und K-Mangelzuständen

von

Hildebrand, E. E.<sup>\*)</sup>

1. Einleitung

In der vorliegenden Arbeit werden die Austauscheroberflächen des Mineralbodens der Rhizosphäre charakterisiert durch Beziehungen zwischen Kapazitätsparametern (z.B. Menge und Zusammensetzung der effektiv austauschbaren Kationen) und Intensitätsparametern (z.B. relative Eintauschstärke). Durch Vergleich der Ergebnisse mit nadelanalytischen Befunden wird geprüft, ob mit diesem Vorgehen ernährungskundlich oder immissionsökologisch bedeutsame Standortseigenschaften erfaßt werden können.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungsstandorte sind bei HILDEBRAND, 1985 charakterisiert. Folgende Methoden wurden angewandt:

- effektiv austauschbare Kationen nach ULRICH, 1966
- wässriger 2 : 1-Extrakt nach MEIWES et al., 1984
- Berechnung von GAPON-Koeffizienten, vgl. SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1982, S.82 ff
- Nadelanalysen nach EVERS und BÜCKING, 1976

3. Ergebnisse

In Abbildung 1 ist die Abhängigkeit der Ca/Al- und Mg/Al-Koeffizienten von der Sättigung der Austauscher an dreiwertigen Kationensäuren (Al + Fe) am Beispiel von 57 Mineralbodenproben ( $\% C_t < 8$ ) dargestellt. Es wird deutlich, daß mit zunehmender (Al- + Fe-) Belegung der Austauscher Ca und Mg immer mobiler werden. Dieses Ergebnis stimmt überein mit älteren Befunden von SCHWERTMANN, 1962 und ULRICH, 1966.

Es werden auch große Unterschiede zwischen Ca und Mg deutlich: Bei geringerem Selektivitätsgradienten sind die Gleichgewichte bei Mg im Vergleich zu Ca stark

---

\* Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg,  
Fasanengarten, D-7000 Stuttgart-31 (Weilimdorf)

zugunsten der Lösungsphase verschoben. Dies verdeutlicht auch Erfahrungen der forstlichen Düngungspraxis, wonach die Neuschaffung eines mittelfristig verfügbaren Mg-Vorrats ohne Auswaschungsverluste bei versauerten Waldböden äußerst schwierig ist.

In dem Probenkollektiv der Abbildung 1 zeigen die nicht von ehemaligen Kalkungen beeinflussten Bodenproben Sättigungsgrade an dreiwertigen Kationensäuren (Al + Fe) von mehr als 85 %. Diese Proben sind in Abbildung 1 innerhalb des gestrichelten Vierecks dargestellt.

In der Abbildung 2 ist für dieses Probenkollektiv ( $\% C_t < 8$ ,  $\% (Al + Fe) > 85$ ) eine profilweise Darstellung der Ca/Al-Koeffizienten in Abhängigkeit von der Kationensäuresättigung (Al + Fe + H) wiedergegeben. Bei den Ca/Al-Regressionen der Abbildung 2 erkennt man eine Gruppierung der Standorte Baden-Baden, Rotenfels und Heidelberg, die sich deutlich von der Lage der Regression des Standortes Pfalzgrafenweiler absetzt. Bei gleicher Kationensäuresättigung (Al + Fe + H) ergeben sich beim Standort Pfalzgrafenweiler niedrigere Ca-Selektivitäten, d.h., eine größere Ca-Verfügbarkeit. Diesem Befund entsprechen auch nadelanalytische Ergebnisse, wonach die Ca-Versorgung der Bestände in Heidelberg, Baden-Baden und Rotenfels schwach bis mangelhaft ist (vgl. Tabelle 1). Man kann daher schließen, daß bei der äußerst geringen Ca-Sättigung der untersuchten Substrate (2 - 3 % Ca) die 5- bis 10-fach niedrigere mittlere Ca-Selektivität beim Standort Pfalzgrafenweiler einen nadelanalytisch erkennbaren Ca-Mangel bisher verhindert hat.

In Abbildung 3 ist eine mögliche bodenchemische Erklärung dieses Sachverhaltes dargestellt. Man sieht, daß mit zunehmendem Protonenanteil ein zunächst sehr starker Anstieg der Ca- und auch der Mg-Selektivitäten gegenüber Al konstatiert werden kann. Diese Beziehung gibt Anlaß zu vermuten, daß mit beginnender Protonisierung der Austauschere die versauerungsbedingte Verschiebung der ionären Ca- und Mg-Anteile in die Lösungsphase umgekehrt wird: Die relative Eintauschmöglichkeit der zweiwertigen Kationenbasen Ca und Mg steigt bei zunehmendem Anteil an einwertigen, sorbierten Protonen zunächst stark, dann abgeschwächt an. In diesem chemischen Bodenzustand, nämlich bei geringer Ca- und Mg-Sättigung und hohem Protonenanteil innerhalb der Kationensäurefraktion wurden bisher an drei Standorten (Baden-Baden, Heidelberg und Rotenfels) nadelanalytisch neben Mg-Mangel auch Ca-Mangel festgestellt (vgl. Tabelle 1).

In Abbildung 4 ist das Konkurrenzverhältnis für Kalium am Beispiel der K/Al-Quotienten dargestellt, und zwar in Abhängigkeit vom K-Sättigungsgrad. Sowohl die profilweise Darstellung dieser Beziehung als auch die Regression aller Proben zeigt, daß mit zunehmender Basensättigung - in Abbildung 4 repräsentiert durch den K-Anteil - die K-Selektivität ansteigt.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die Ionengleichgewichte für Ca/Al und Mg/Al zeigen eine mit zunehmender Versauerung stärker werdende Diskriminierung von Ca und Mg durch den Mineralboden (vgl. Abbildungen 1 und 2). In diesem Sachverhalt liegt ein Dilemma der praktischen Forstdüngung: je dringlicher durch bodenchemische Daten und nadelanalytische Befunde die Anreicherung von Kationenbasen im Standort ausgewiesen wird, desto schwerer wird es, diese Basen in stabile Gleichgewichte zum Mineralboden zu bringen. Erst wenn die Protonisierung der Austauscher einsetzt, werden Ca und Mg wieder relativ stärker gegenüber Al eingetauscht (vgl. Abbildung 3). Ob sich dieser Effekt bei der praktischen Forstdüngung in einer nachhaltigeren Erhöhung der Basenanteile am Austauscher äußert, muß noch offen bleiben, da über den Zustand der Austauscheroberflächen bei solch extremer Versauerung ( $\% H > 10$ ) wenig bekannt ist und praktische Versuche dazu fehlen.

Ein weiteres Indiz für sehr weitreichende, säurebedingte Veränderungen an den mineralischen Austauschersubstanzen selbst ist in Abbildung 4 enthalten. Normalerweise ist zu erwarten, daß bei Böden des gemäßigt-humiden Klimas die K-Selektivität bei abnehmender K-Sättigung aufgrund zunehmender K-Spezifität der Bindungspositionen stark zunimmt (SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1982, Abb. 47). Im vorliegenden Fall sind also die gitterspezifischen K-Bindungspositionen der Schichtsilikate nicht mehr wirksam. Dies stimmt mit dem von ULRICH (1981) betonten Zusammenhang überein, wonach bei zunehmender Versauerung im Mineralboden immer mehr permanente Schichtladung durch Al-Hydroxopolymere in variable Ladungen überführt wird.

#### Literatur

- EVERS, F.H. u. W. BÜCKING, 1976: Mineral analysis; in: Modern Methods in forest genetics. J.P. Micksche, Edit. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 165 - 188.
- EVERS, F.H., 1984: Läßt sich das Baumsterben durch Walddüngung oder Kalkung aufhalten? Der Forst- u. Holzwirt 39, 75-80.
- HILDEBRAND, E.E., 1985: Zustand und Entwicklung der Austauschereigenschaften von Mineralböden aus Standorten mit erkrankten Waldbeständen. Forstwiss.Cbl. 5, 1985, im Druck.

- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANNA, P.K., PRENZEL, J. u. B. ULRICH, 1984:  
 Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln  
 zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Berichte des  
 Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 7, 1-67.
- SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL, 1982: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Aufl., 442 S:  
 Ferd. Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHWERTMANN, U., 1962: Die selektive Kationensorption der Tonfraktion einiger  
 Böden aus Sediment. Z.Pflanzenernährung Bdkde. 97, 9-25.
- ULRICH, B., 1966: Kationenaustausch - Gleichgewichte in Böden. Z.Pflanzen-  
 ernährung Bdkde. 113, 141-159.
- ULRICH, B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Boden-  
 zustand. Z.Pflanzenernährung Bdkde. 144, 289-305.

Standort	Quirl	Alter der Nadel (Jahre).	mg / g					
			N	P	K	Ca	Mg	Mn
Heidelberg (1982) (HILDEBRAND,1985)	1	1	14,9	1,29	7,00	1,90	0,50	0,46
	7	1	15,2	1,23	7,50	2,70	0,52	0,70
	7	4	11,7	0,82	6,35	3,10	0,20	0,45
Pfalzgrafenweiler (1981) (HILDEBRAND,1985)	1	1	10,1	1,43	2,70	3,70	1,03	2,24
	7	1	12,5	1,39	3,50	3,85	0,88	2,30
	7	4	10,3	0,92	2,70	6,15	0,43	3,50
Rotenfels (1982) (EVERS, 1984)	1	1	12,1	1,69	4,65	1,50	0,84	0,21
	7	1	14,7	1,67	5,25	1,35	0,60	0,14
	7	4	10,3	1,22	5,75	1,85	0,29	0,08
Baden-Baden (1984)	1	1	12,2	1,41	5,75	1,20	0,47	0,36
	7	1	10,6	1,03	5,60	1,75	0,22	0,39
	7	4	9,7	0,84	7,10	1,90	0,15	0,39

Tabelle 1: Ausgewählte Nadelanalysen der Untersuchungsstandorte, Fichte

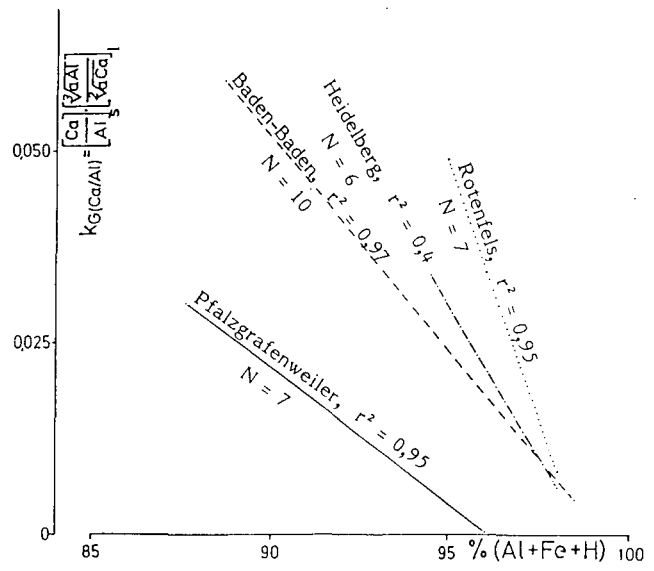
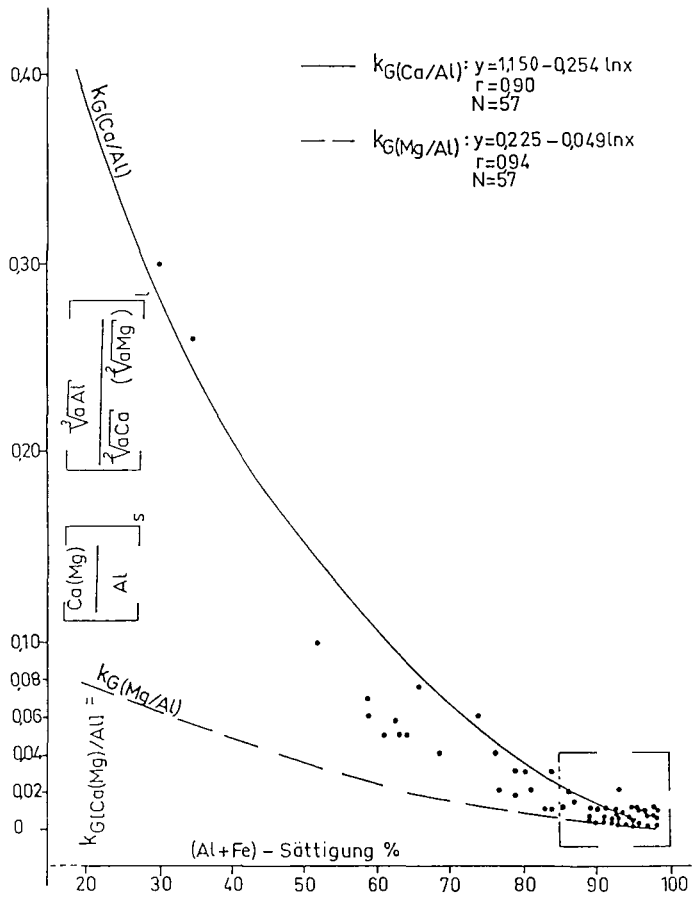


Abb. 2 (oben) : Profilspezifische Beziehungen zwischen der Sättigung an Kationensäuren und dem Ca/Al -Selektivitätskoeffizienten nach GAPON

Abb. 1 (links) : Beziehung zwischen der Sättigung an dreiwertigen Kationensäuren und dem Ca/Al- bzw. Mg/Al -GAPON -Koeffizienten. Die Punkte innerhalb des Vierecks ( Al + Fe ) > 85 % repräsentieren Proben ohne Einfluß älterer Kalkungsmaßnahmen. (= Standorte der Abb. 2)

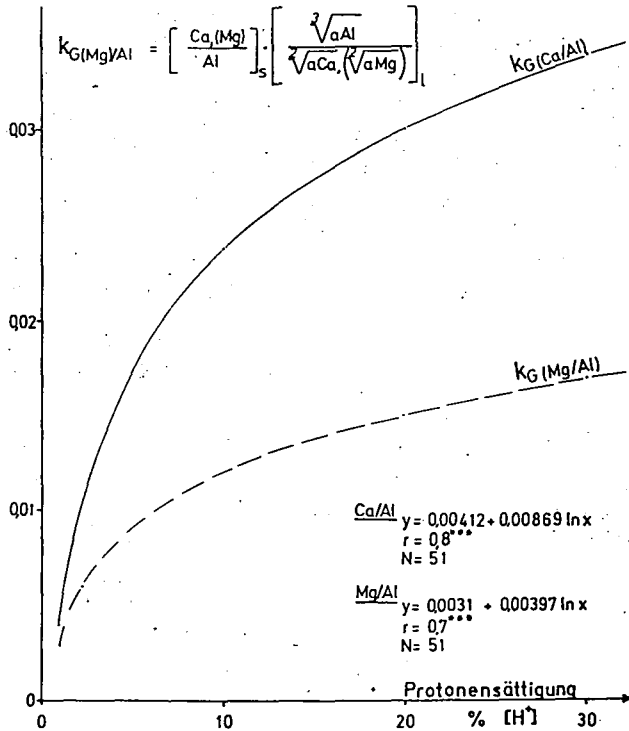
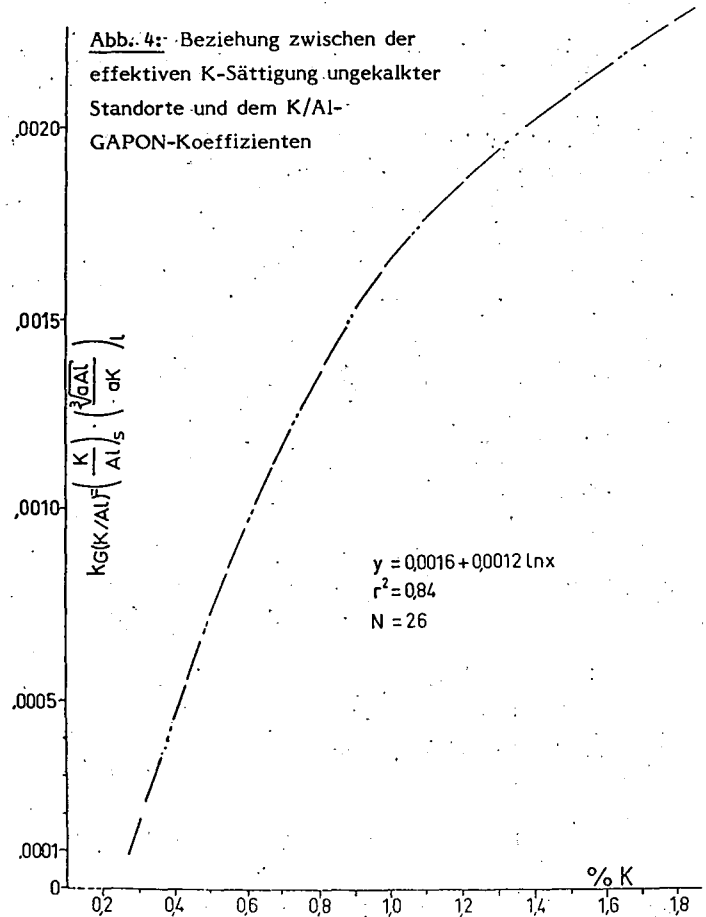


Abb. 3: Beziehung zwischen der Protonensättigung und dem Ca/Al- bzw. Mg/Al- GAPON-Koeffizienten





ERFASSUNG DER LIGNINKOMPONENTE IN WALDHUMUSFORMEN

von

Kögel, I.<sup>\*)</sup>

Lignin ist neben Cellulose ein Hauptbestandteil der Streu in Waldhumusformen. Die quantitative Bestimmung des Lignins bereitet Schwierigkeiten, da keine Methode existiert, die es erlaubt, Lignin vollständig und unverändert zu extrahieren. Dies ist bedingt durch die Heterogenität der Bindungen im Ligninmolekül und die Vernetzung im Lignin-Cellulose-Komplex. Lignin entsteht aus Phenylpropaneinheiten, die auf verschiedene Weise gebunden sind, wobei die  $\beta$ -Aryl-Ether-Bindung mit etwa 50 - 70 % überwiegt.

Eine bekannte Methode in der Holzchemie ist der milde, oxidative Abbau mit CuO. Er wurde auch häufig verwendet, um ligninverwandte Strukturen in Fulvo- und Huminsäuren nachzuweisen (FENGEL und WEGENER, 1984; SCHNITZER und KHAN, 1978). Die alkalische CuO-Oxidation setzt einfache, phenolische Ligninoxidationsprodukte frei, die geeignet sind zur Charakterisierung des Lignins in Pflanzen- und Sedimentproben. Zusätzlich geben Sie Hinweise auf die Veränderungen im Ligninmolekül während des Abbaus (HEDGES und MANN, 1979; ERTEL und HEDGES, 1984). Ziel unserer Untersuchungen war es, zu überprüfen, inwieweit diese Methode geeignet ist zur Charakterisierung des Lignins in Waldhumusformen und ob der Ligninabbau durch die Änderungen in den Oxidationsprodukten nachgewiesen werden kann.

---

\*) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth, Postfach 3008, D-8580 Bayreuth

MATERIAL UND METHODEN

Es wurden drei Humusprofile so ausgewählt, daß mit ihnen die Humusformen Mull, Moder und Rohhumus in ihrer typischen Ausprägung erfaßt sind. Die Horizontierung erfolgte nach BOCHTER (1984). Die alkalische CuO-Oxidation ist bei HEDGES und ERTEL (1982) beschrieben, Auftrennung und Bestimmung der Oxidationsprodukte bei KÖGEL und BOCHTER (1985). Abb. 1 zeigt die Ligninoxidationsprodukte.

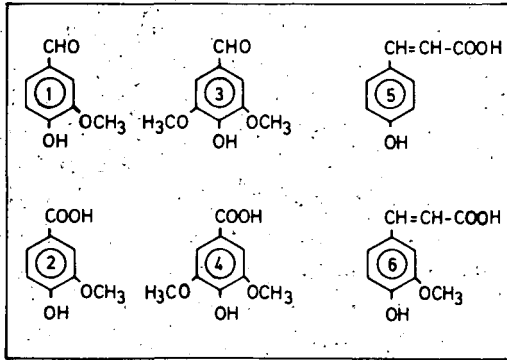


Abb. 1: Phenolische Ligninoxidationsprodukte nach Behandlung mit CuO/NaOH

- 1 = Vanillin, 2 = Vanillinsäure, 3 = Syringaldehyd,  
4 = Syringasäure, 5 = p-Cumarsäure, 6 = Ferulasäure

Aus den Oxidationsprodukten wurden folgende Ligninparameter berechnet (ERTEL und HEDGES, 1984):

V = Summe Vanillyleinheiten mg/g org. S.

S = Summe der Syringyleinheiten

C = Summe der Cinnamyleinheiten

$\Sigma$  = Summe der phenolischen Oxidationsprodukte (V + S + C)

(Ac/Al)<sub>v,s</sub> Verhältnis Säure/Aldehyd für Vanillyl und Syringyleinheiten

S/V Verhältnis Syringyl-/Vanillyleinheiten

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Beim Rohhumus aus Fichtenstreu zeigt sich ein kontinuierlicher Abbau des Lignins (Abb. 2). Im Bereich der Odhf und Odfh Horizonte ist ein leichter Anstieg festzustellen, bedingt durch den Einfluß der Wurzelstreu. Der überwiegende Anteil der Oxidationsprodukte wird durch die Vanillyleinheit gebildet.

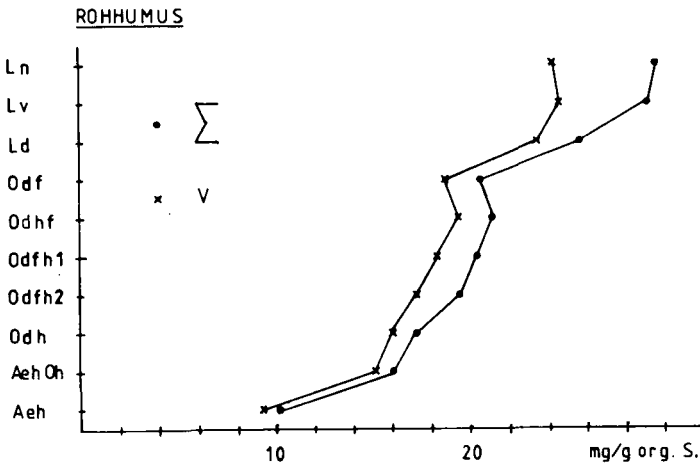
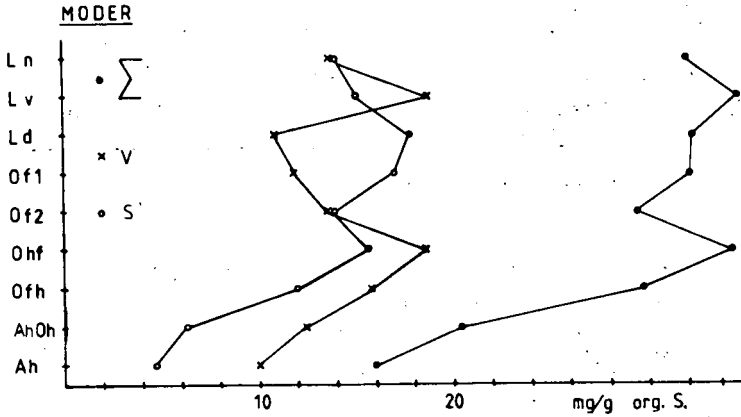


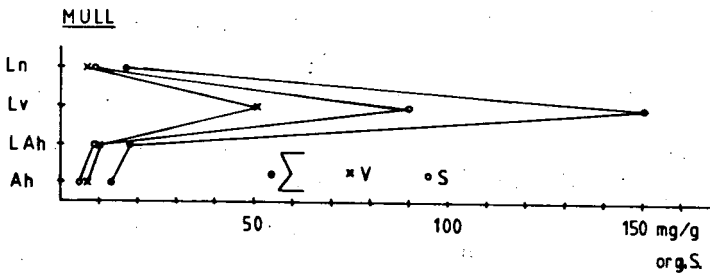
Abb. 2: Summe der Ligninoxidationsprodukte ( $\Sigma$ ) und Summe der Vanillyleinheiten (V) für den Rohhumus.

Auch die Tiefenfunktion der Abbauprodukte im Moderprofil aus Buchenstreu wird durch den Einfluß der Wurzelstreu bestimmt (Abb. 3). Während aber die Summe der Syringyleinheiten mit der Tiefe abnimmt, zeigen die Vanillyleinheiten ein ausgeprägtes Maximum (18,6 mg/g org. S.) im Bereich der stark durchwurzelten Ohf und Ofh Horizonte. Dies ist darauf zurückzuführen, daß das Lignin der Buchenwurzeln im Gegensatz zu Buchenlaub fast ausschließlich aus Vanillyleinheiten aufgebaut ist (ERICKSON et al., 1973).



**Abb. 3:** Summe der Ligninoxidationsprodukte ( $\Sigma$ ), Summe der Vanillyl-einheiten (V) und der Syringyleinheiten (S) für den Moder.

Im Mull finden wir eine starke Anreicherung des Lignins in der Lv-Lage, die vor allem aus Blattstielen und -mittelrippen besteht; danach eine rasche Abnahme im Ah-Horizont (Abb. 4). Dies gilt sowohl für die Vanillyl- als auch für die Syringylkomponente.



**Abb. 4:** Summe der Ligninoxidationsprodukte ( $\Sigma$ ), Summe der Vanillyl-einheiten (V) und der Syringyleinheiten (S) für den Mull

In-vitro Versuche zum Ligninabbau durch Weißfäulepilze zeigten, daß der Abbau des Lignins charakteristische Änderungen der CuO-Oxidationsprodukte bewirkt. Der Anteil der Säure nimmt zu gegen-

über dem Aldehyd bei Vanillyl- und Syringyleinheit, bedingt durch die Oxidation am  $\alpha$ -C im intakten Ligninmolekül. Im Angiospermenlignin wird die Syringyleinheit im Vergleich zur Vanillyleinheit verstärkt abgebaut. Dies bedeutet eine Anreicherung der Vanillyleinheit unter den Oxidationsprodukten (CRAWFORD, 1981). Am Beispiel des Moderprofils (Abb. 5) ist zu erkennen, daß die beschriebenen Änderungen - Anstieg von  $(Al/Ac)_{V,S}$  und Abnahme von  $S/V$  - auch in Waldhumusformen nachweisbar sind.

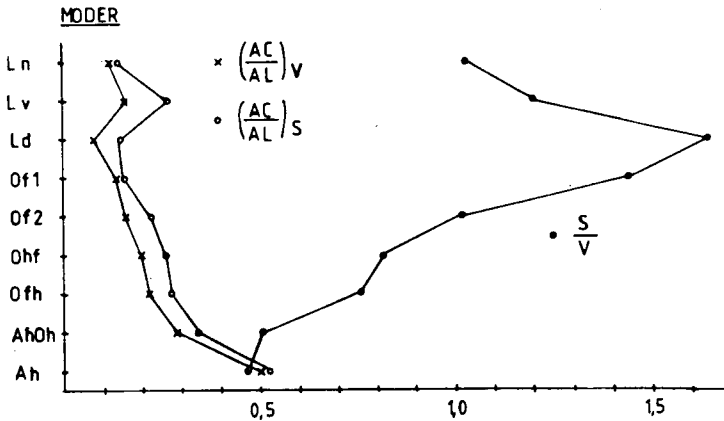


Abb. 5: Verhältnisse Säure/Aldehyd für Vanillyl- und Syringyleinheit  $(Ac/Al)_{V,S}$  und Verhältnis Syringyl-/Vanillyleinheit  $S/V$  für das Moderprofil.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die beschriebene CuO-Oxidation geeignet ist, sowohl zur Charakterisierung der Ligninkomponente in Waldhumusformen aus der Summe der Abbauprodukte als auch zur Bestimmung des Abbauzustandes des Lignins in diesen Humusformen.

Die Arbeiten wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SFB 137) gefördert.

LITERATUR

- BOCHTER, R. (1984): Vorschlag zur Gliederung von Humusprofilen auf Kalkfels in der Waldstufe der Alpen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 232-241
- CRAWFORD, R. L. (1981): Lignin biodegradation and transformation. Wiley-Interscience, New York
- ERICKSON, M., MIKSCH, G. E., SORAFALO, I. (1973): Charakterisierung der Lignine von Angiospermen durch oxydativen Abbau. Holzforschung 27, 113-117
- ERTEL, J. R., HEDGES, J. I. (1984): The lignin component of humic substances: Distribution among soil and sedimentary humic, fulvic and base-insoluble fractions. Geochim. Cosmochim. Acta 48, 2065-2074
- FENDEL, D., WEGENER, G. (1984): Wood: chemistry, ultrastructure, reactions. De Gruyter, Berlin
- HEDGES, J. I., MANN, D. C. (1979): The characterization of plant tissues by their lignin oxidation products. Geochim. Cosmochim. Acta 43, 1803-1807
- HEDGES, J. I., ERTEL, J. R. (1982): Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. Anal. Chem. 54, 174-178
- KÖGEL, I., BOCHTER, R. (1985): Characterization of lignin in forest humus layers by HPLC of cupric oxide oxidation products. Soil Biol. Biochem. 17, 637-640
- SCHNITZER, M., KHAN, S. U. (1978): Soil organic matter. Elsevier, Amsterdam.

Molekülgrößenverteilung, Komplexierungs- und  
Adsorptionsverhalten natürlicher organischer  
Substanzen eines sauren Waldbodens und ihr  
Einfluß auf die Schwermetallkonzentrationen  
in der Bodenlösung

von

König, N.<sup>+</sup>

Die natürlichen organischen Substanzen, die aus den Humusstoffen der L-, O- und A-Horizonte gebildet und im Boden durch Sickerwasser vertikal verlagert werden, beeinflussen durch Komplexbildungs- wie auch Ad- und Desorptionsreaktionen die Verteilung von Metallionen zwischen Boden und Bodenlösung.

In einer früheren Untersuchung (KÖNIG, BACCINI u. ULRICH, 1985) wurden Proben einer Braunerde aus lösbürtiger Aufschüttung mit Wasser, Salz- und Säure-Lösungen sowie Humusextrakten extrahiert, um die Mobilisierung verschiedener Metalle in Abhängigkeit von der Konzentration an Humusstoffen, der Elektrolyt- und der H<sup>+</sup>-Konzentration zu untersuchen. Aus den Untersuchungsergebnissen konnte indirekt geschlossen werden, daß gelöste Humusstoffe als Komplexbildner die Metalle Cu, Fe, Al und Pb zusätzlich zur pH-abhängigen Desorption oder Hydroxidauflösung mobilisieren und so die Lösungskonzentrationen der Metalle im pH-Bereich > 3,7 für Cu und Fe beziehungsweise > 4,2 für Al und Pb bestimmen. Al, Fe und Pb werden dabei bevorzugt von höhermolekularen Humusstoffen, die gut an mineralische Oberflächen adsorbiert werden, komplexiert, während Cu dagegen an niedermolekulare Humusstoffe, die schlecht adsorbiert werden, gebunden wird. Für Zn, Cd und Mn bestimmt in erster Linie die pH- und elektrolytkonzentrationsabhängige Sorption an den Partikeloberflächen die Lösungskonzentration der Metalle, da mögliche Humusstoffkomplexe nur eine geringe Stabilität besitzen oder gar nicht gebildet werden.

<sup>+</sup> Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, 3400 Göttingen, Grätzelstraße 2

In dieser Arbeit wurden die indirekt gewonnenen Aussagen durch direkte Untersuchungen der Molekülgrößenverteilung der natürlichen organischen Substanzen in der Bodenlösung, ihrer Komplexeierungseigenschaften und ihres Adsorptionsverhaltens am Mineralboden des untersuchten Profils überprüft.

### Material und Methoden

Untersucht wurden Humus- und Oberboden (0-10 cm) - Extrakte der oben erwähnten Braunerde vor und nach dem Schütteln mit Mineralboden aus 90-120 cm Tiefe des gleichen Profils. Die Gewinnung der Extraktionslösungen und die Bestimmung des organischen Kohlenstoffs in Lösung, des pH-Wertes und der Metallkonzentrationen sind ebenso wie die bodenchemische Charakterisierung der Braunerde in der Arbeit von KÖNIG, BACCINI u. ULRICH (1985) ausführlich beschrieben.

Die Molekülgrößenfraktionierung der organischen Substanzen erfolgte sowohl mittels Hochdruck-Flüssigkeits-Chromatographie über eine TSK-125 BioSil-Säule der Fa. Biorad (DIETZE, 1985) als auch durch Dialyse mit Dialysierschläuchen der Fa. Spectrapor (DIETZE, 1985).

Zur Bestimmung der Bindungsformen der Metalle bzw. der Komplexeierungseigenschaften der organischen Substanzen wurde eine Kationenaustausch-Methode verwendet, die auf DRISCOLL (1984) zurückgeht und in ähnlicher Form von DIETZE (1985) angewandt wurde. Dabei kann durch Perkolation der verschiedenen Extraktionslösungen durch Kationenaustauscher-Säulen mit Austauscher vom Typ Amberlite IR-120 in der  $\text{Na}^+$ - wie auch in der  $\text{H}^+$ -Form bei unterschiedlichen Durchlaufgeschwindigkeiten (40, 20, 4, 0,4 und 0 ml/min) und anschließender Bestimmung der nicht ausgetauschten Metallmengen mittels AAS (HEINRICHS et al., 1985) auf die Bindungsformen der Metalle geschlossen werden.

Die Bestimmung der Komplexbindung der Metalle an bestimmte Molekülgrößenfraktionen erfolgte durch Dialyse der Extraktionslösungen mit Dialyseschläuchen der Ausschlußgrenzen 3500 und 12.000 (mittleres Molekulargewicht) gegen Wasser, NaCl-Lösung und Säure (HCl, pH 3), wobei davon ausgegangen wird, daß bei Dialyse gegen Säure mit pH 3 nur noch mäßig bis sehr stabile und inerte Metallkomplexe im Dialyseschlauch zurückbleiben.



## Ergebnisse und Diskussion

Im folgenden werden nur die Ergebnisse der Untersuchungen des Humusextraktes (HE) und des durch Schütteln des HE mit Mineralboden gewonnenen Extraktes (HE+MB) dargestellt. Die Molekülgrößenuntersuchung der gelösten, natürlichen organischen Substanzen bestätigte die in der früheren Untersuchung postulierte Aussage, daß die höhermolekularen Substanzen des HE erheblich besser am Mineralboden adsorbiert werden als die niedermolekularen Substanzen (siehe Abb. 1 und Tab. 1). Während von den Fraktionen kleiner 3.500 und 3.500-12.000 nur ca. 1/3 am Mineralboden sorbiert wurden, betrug der Anteil der Fraktion größer 12.000 über 70 %.

Die Untersuchungsergebnisse bezüglich der Bindungsformen der Metalle und der Zuordnung der komplexierten Metalle zu bestimmten Molekülgrößenfraktionen sind in Tabelle 2 zusammengefaßt. In Anlehnung an DIETZE (1985) und DRISCOLL (1984) wurden als Ergebnis der Ionenaustauscher-Untersuchungen folgende Bindungsformen unterschieden: ionisch, monomer (I); kinetisch sehr labil, thermodynamisch instabil (II); kinetisch mäßig labil, thermodynamisch mäßig stabil bis stabil (III); inert, kinetisch nicht labil, thermodynamisch stabil (IV).

Aufgrund der Dialyse-Untersuchungen konnten folgende Zuordnungen getroffen werden: ionisch, monomer, extrem labil (Ia); thermodynamisch mäßig bis sehr stabil an organische Substanzen mit Molekülgröße unter 3.500 gebunden (Ib); thermodynamisch mäßig bis sehr stabil an organische Substanzen der Molekülgrößen zwischen 3.500 und 12.000 gebunden (II); thermodynamisch mäßig bis sehr stabil an organische Substanzen mit Molekülgrößen über 12.000 gebunden (III).

Die untersuchten Metalle lassen sich grob in 4 Gruppen mit unterschiedlichem Verhalten einteilen. Die Elemente der 1. Gruppe, Fe, Al und Pb, sind im Humus-Extrakt (HE) zu einem erheblichen Anteil oder gar vollständig komplexiert. Sie sind an organische Substanzen gebunden, die sehr gut an mineralischen Oberflächen adsorbiert werden, sodaß nach Schütteln des Extraktes mit Mineralboden die Metallkonzentrationen der genannten Metalle gegen Null gehen. Fe wird bevorzugt an die hochmolekulare Fraktion gebunden, Pb an die hochmolekulare und die mittlere Fraktion und Al ist über die 3 Fraktionen verteilt.

**Tabelle 1:** Molekülgrößenfraktionierung der organischen Inhaltsstoffe eines Humus-Extraktes vor und nach dem Schütteln mit Mineralböden (Dialyse)

	C <sub>org.</sub> -Gehalt (mg/l)	Molekülgrößenfraktionierung (%)			
		3500	3500-12000	12000	Summe
Humus-Extrakt	990	40 %	28 %	32 %	100 %
davon nach Schütteln mit Mineralböden am Boden adsorbiert:	510	38 %	34 %	72 %	52 %

**Abbildung 1:** Molekülgrößen-Spektren eines Humus-Extraktes vor und nach dem Schütteln mit Mineralböden (Sterische Ausschluß-Chromatographie mittels HPLC; Säule: TSK-125 BioSil)

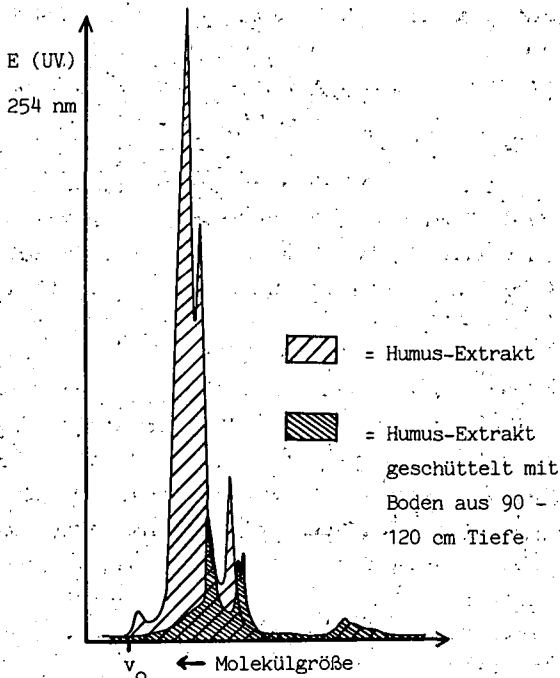


Tabelle 2: Bindungsformen der Metalle eines Humus-Extraktes vor und nach dem Schütteln mit Mineralboden (nähere Erklärungen siehe Text)

Element	Extrakt	Gesamt- gehalt (ug/l)	Bindungsformen(%) (Ionenaustauscher- Methode)				Bindung an Molekül- größenfraktionen (%) (Dialyse)		
			I	II	III	IV	Ia+Ib	II	III
Fe	HE	2400	5	46	24	25	21	19	60
	HE+MB	<100							
Al	HE	4500	0	58	22	20	37	25	38
	HE+MB	<250							
Pb	HE	207	38	24	36	2	29	41	30
	HE+MB	0							
Cr	HE	14	10	13	22	55	29	31	40
	HE+MB	6,4	20	38	11	31			
Cu	HE	42	2	75	18	5	15	60	25
	HE+MB	22	23	53	15	9			
Ni	HE	45	28	60	7	5	73	20	7
	HE+MB	51	90	10	0	0			
Co	HE	23	70	24	3	3	85	12	3
	HE+MB		98	0	0	2			
Cd	HE	5,0	72	26	2	0	89	5	6
	HE+MB	3,8	72	26	2	0			
Zn	HE	610	95	5	0	0	96	2	2
Ca		60000	98	2	0	0	100	0	0
Mg		7500	98	2	0	0	100	0	0
Mn		35000	98	2	0	0	100	0	0

Zur 2. Gruppe können die Elemente Cr und Cu gezählt werden. Auch diese Elemente sind im HE fast vollständig komplexiert, jedoch zu einem erheblichen Anteil an organische Substanzen, die an mineralische Oberflächen schlecht adsorbiert werden. Daher verbleiben nach dem Schütteln des Extraktes mit Mineralböden noch ca. 50 % dieser Metalle in der Lösungsphase. Cu ist dabei deutlich bevorzugt mit der mittleren Molekülgrößenfraktion komplexiert.

Die 3. Gruppe mit den Metallen Ni, Co und Cd bildet nur sehr schwache oder keine Komplexe. Hier ist der Einfluß des pH-Wertes und der verfügbaren Gesamtkonzentration des Metalls entscheidend für die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung. Gelöste organische Komplexbildner haben keinen mobilisierenden Einfluß, auch wenn ein geringer Anteil schwächer Komplexe vorliegen kann.

Die Elemente Zn, Mn, Ca und Mg bilden die 4. Gruppe. Komplexbildung mit den natürlichen organischen Substanzen kann bei diesen Elementen praktisch nicht nachgewiesen werden.

Aus den Untersuchungsergebnissen kann die nachfolgende Komplexstabilitätsreihe für die untersuchten Metalle aufgestellt werden:

Cr > Fe > Al > Pb > Cu > Ni > Co > Cd > Zn > Mn = Ca = Mg

Damit wurden im wesentlichen die Ergebnisse der anfangs zitierten, indirekten Untersuchung des Einflusses der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung bestätigt.

#### Literatur

- DIETZE, G. (1985): Bindungsformen und Gleichgewichte von Aluminium im Sickerwasser saurer Böden; Dissertation, Göttingen 1985
- DRISCOLL, C.T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acid waters; Int. J. Environ. Anal. Chem. 16, 267-283
- HEINRICH, H., N. KÖNIG, R. SCHULTZ (1985): Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probelösungen aus Waldökosystemuntersuchungen; Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Univ. Göttingen, Bd. 8
- KÖNIG, N., P. BACCINI, B. ÜLRICH (1985): Der Einfluß der natürlichen organischen Substanzen auf die Metallverteilung zwischen Boden und Bodenlösung in einem sauren Waldboden; Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 148, im Druck

Untersuchungen zur Messung der Ad- und Desorption von organischen Chemikalien  
am Beispiel von Atrazin, 2,4-D und Pentachlorphenol

von

Kukowski, H. u. G. Brümmer<sup>+</sup>)

Das am 1. Januar 1982 in Kraft getretene Chemikaliengesetz setzt bei der Anmeldung neuer Stoffe eine Reihe von Untersuchungen u.a. zur Ad- und Desorption der Stoffe in Böden voraus. Nach der OECD-Guideline 106 (1981) erfolgt bei der Messung der Adsorption die Chemikaliengabe zum Boden in 0.01 M  $\text{CaCl}_2$  bei einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:5. Für die Gleichgewichtseinstellung wird eine Schüttelzeit von 16 h vorgeschlagen. Die Desorption erfolgt ebenfalls in 0.01 M  $\text{CaCl}_2$ .

Die nach dieser Methode durchgeführte Sorptionsmessung beinhaltet noch eine Reihe von Problemen, die für die Durchführung der Messungen wie auch für die Interpretation der Meßergebnisse bzw. ihre Vergleichbarkeit mit anderen Literaturdaten von Bedeutung sind. Insbesondere erscheinen Untersuchungen zur Kinetik der Chemikalienadsorption sowie zum Einfluß unterschiedlicher Boden-Lösungsverhältnisse, Begleitelektrolyte und Temperaturen auf die Chemikalienad- und -desorption notwendig.

### **Material und Methoden**

Die Ad- und Desorptionsversuche wurden mit zwei schleswig-holsteinischen Bodenproben unterschiedlichen Stoffbestandes (Tab. 1), durchgeführt. Es werden jeweils 4 g bzw. 2 g Boden in 30 ml Zentrifugengläser eingewogen, mit  $\text{H}_2\text{O}$  dest. bzw. der jeweiligen Elektrolytlösung und der benötigten Chemikalienlösung ( $^{14}\text{C}$ -markiert) auf das vorgesehene Boden-Lösungsverhältnis aufgefüllt.

---

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

Nach unterschiedlichen Schüttelzeiten im Überkopfschüttler werden die Proben zentrifugiert und die Chemikalienkonzentration in der klaren überstehenden Gleichgewichtsbodenlösung in einem Flüssigkeitszintillationszähler (Fa. Packard) gemessen.

Für die Adsorptionsversuche, die bei dem Bodensättigungsextrakt entsprechenden Wassergehalten im Boden durchgeführt wurden (WSB-Methode), werden 20 g Boden in verschließbare 50 ml Glasgefäße eingewogen und mit  $H_2O$  dest. und der Testchemikalie im Verhältnis 1:0,4 - 0,5 versetzt. Die Gleichgewichtseinstellung erfolgt durch mehrmaliges Rühren der Bodensuspension im Abstand von mehreren Stunden. Die Bodenlösung wird durch Filtrieren der Proben mit Hilfe von Unterdruck durch Membranfilter ( $0,2 \mu m \varnothing$ ) gewonnen.

Tab. 1: Eigenschaften der Bodenproben

Bodentyp	Horizont	Corg (%)	pH ( $CaCl_2$ )	Ton (%)
Braunerde-Gley	Ah	3,82	5,19	4,9
Parabraunerde	Ap	1,62	6,81	21,7

## Ergebnisse und Diskussion

### Reaktionskinetik:

Für eine genaue Bestimmung der Adsorption einer Chemikalie ist es erforderlich, daß sich in der gewählten Schüttelzeit Gleichgewichtsbedingungen zwischen den gelösten und den adsorbierten Chemikalienanteilen einstellen. Diese Gleichgewichtszeit wird in starkem Maße von der Chemikalie bestimmt, kann aber auch durch den jeweiligen Boden oder das gewählte Boden-Lösungsverhältnis beeinflußt werden. Weiterhin können durch Versuche zur Kinetik der Adsorptionsvorgänge Hinweise über einen möglichen mikrobiellen und/oder chemischen Abbau der Chemikalie während der Gleichgewichtseinstellung erhalten werden. Für den Fall, daß sich keine Gleichgewichte einstellen bzw. diese nur für eine bestimmte Zeit vorliegen, kann auf einen möglichen Abbau der Chemikalie geschlossen werden.

Wie Abb. 1 zeigt, ist die Adsorptionskinetik für die untersuchten Substanzen durch eine anfangs schnell ablaufende Adsorption an die Bodenprobe gekennzeichnet. Bis zur Erreichung eines endgültigen Gleichgewichtes sind allerdings unterschiedliche Schüttelzeiten erforderlich. Bei p-Nitrophenol wird dieses Gleichgewicht schon nach etwa 3 h, bei PCP dagegen erst nach annähernd 72 h erreicht.

Mit Ausnahme des p-Nitrophenols, bei dem nach etwa 20 h ein Absinken der Lösungsgehalte auftritt, bleiben die im Gleichgewicht gemessenen Lösungskonzentration bei Atrazin, 2,4-D und PCP während der gesamten Versuchsdauer konstant. Da der für p-Nitrophenol erhaltene Kurvenverlauf als Umwandlung dieser Chemikalie in Metaboliten gedeutet werden muß, ist für p-Nitrophenol die Wahl einer Schüttelzeit zwischen 3 h und etwa 20 h erforderlich (vgl. Boyd, 1977). Eine längere Gleichgewichtszeit führt unter den gewählten Versuchsbedingungen zu Abbauverlusten.

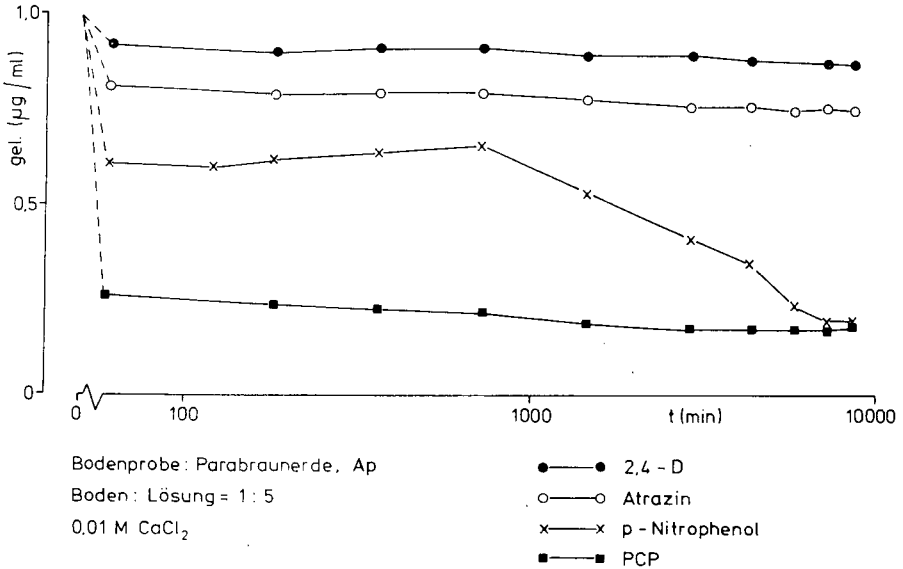


Abb. 1: Adsorptionskinetik von Atrazin, 2,4-D, PCP und p-Nitrophenol (Ap-Horizont einer Parabraunerde, Boden:Lösung = 1:5, Elektrolyt 0,01 M CaCl<sub>2</sub>)

Boden-Lösungsverhältnis, Begleitelektrolyt:

Zwei Versuchsparameter, die das Ausmaß der Adsorption eines Stoffes an Böden beeinflussen, sind das Boden-Lösungsverhältnis und die Art und Konzentration des Begleitelektrolyten. Um den Einfluß dieser Versuchsparameter besser beurteilen zu können, werden drei definierte Boden-Lösungsverhältnisse (1:1, 1:5, 1:10) und die Elektrolyte CaCl<sub>2</sub> und NaCl in jeweils unterschiedlichen Molartitäten untersucht.

Um die Ergebnisse der Versuche mit unterschiedlichem Boden-Lösungsverhältnis und Begleitelektrolyten im Hinblick auf naturnahe Verhältnisse besser einordnen zu können, wird die Chemikalienadsorption außerdem bei dem Bodensätti-

gungsextrakt entsprechenden Wassergehalten (WSB) im Boden bestimmt. Die nach diesem Verfahren erhaltenen Ergebnisse dienen als Referenzbasis, um die Ergebnisse mit weiterem Boden-Lösungsverhältnis besser einordnen und nach ihrer Übertragbarkeit auf naturnahe Verhältnisse auswählen zu können.

Die Ergebnisse in Tab. 2 zeigen, daß sowohl eine Erweiterung des Boden-Lösungsverhältnisses von 1:1 auf 1:10 wie auch der Zusatz eines Begleitelektrolyten ein Ansteigen der K-Werte der Freundlich-Adsorptionsisotherme ( $y/m = K \times C^{1/n}$ ) und damit eine erhöhte Adsorption zur Folge haben (vgl. Dao und Lavy, 1978; Grover und Hance, 1970). Die Auswirkungen der veränderten Versuchsparameter auf die Lage der Adsorptionsisothermen ist in Abb. 2 dargestellt. Dabei kommt es zu einer Parallelverschiebung der Adsorptionsisothermen. Das bedeutet, daß die Steigung (1/n) der Adsorptionsisothermen in etwa konstant bleibt, der K-Wert sich jedoch ändert. Demnach ist die 2,4-D Ad-

Tab. 2: Sorptionskonstante (K) sowie Steigung (1/n) der Freundlich-Adsorptionsisotherme ( $y/m = K \times C^{1/n}$ ) von 2,4-D

Boden- typ	Boden: Lösung	Elektrolyt						M NaCl					
		H <sub>2</sub> O		0,001		0,01		0,01		0,1			
		K	1/n	K	1/n	K	1/n	K	1/n	K	1/n		
Braunerde- Gley	1:0,5*	2,56	0,88										
	1:1	0,85	0,83	1,27	0,85	2,62	0,85	4,6	0,81	1,5	0,88	2,33	0,84
	1:5	0,88	0,93	1,64	0,89	3,02	0,88	5,66	0,87	1,5	0,92	2,17	0,92
	1:10	1,14	0,96	2,12	0,90	4,37	0,93	6,1	0,88	1,8	0,96	2,37	0,96
Parabraun- erde	1:0,4*	0,36	0,93										
	1:1	0,24	0,89	0,30	0,87	0,47	0,91	0,85	0,9	0,46	0,92	0,48	0,91
	1:5	0,34	0,80	0,50	0,98	0,78	0,92	1,31	0,92	0,67	0,99	0,62	0,95
	1:10	0,80	0,85	0,75	0,93	1,33	0,99	1,5	1,0	1,08	0,97	0,71	1,0

\*) Wassergesättigter Boden ohne Austritt freien Wassers

sorption des Braunerde-Gleys in Wasser gemessen am geringsten, in 0,1 M CaCl<sub>2</sub> dagegen am höchsten. Bei Betrachtung der Lage der Adsorptionsisothermen nach der WSB-Vergleichsmethode wird deutlich, daß die Ergebnisse mit 0,1 M NaCl und 0,01 M CaCl<sub>2</sub> dem Referenzwert am nächsten kommen.

Auch für die Chemikalien Atrazin und PCP ergeben sich mit zunehmendem Boden-Lösungsverhältnis von 1:1 auf 1:10 und steigenden Elektrolytkonzentrationen ansteigende K-Werte. Allerdings ist der Einfluß dieser Versuchsparameter auf



die K-Werte der verschiedenen Chemikalien unterschiedlich stark. Bei dem Braunerde-Gley schwanken die K-Werte für PCP zwischen 45 und 495, also um den Faktor 10, für Atrazin dagegen zwischen 7 und 11.

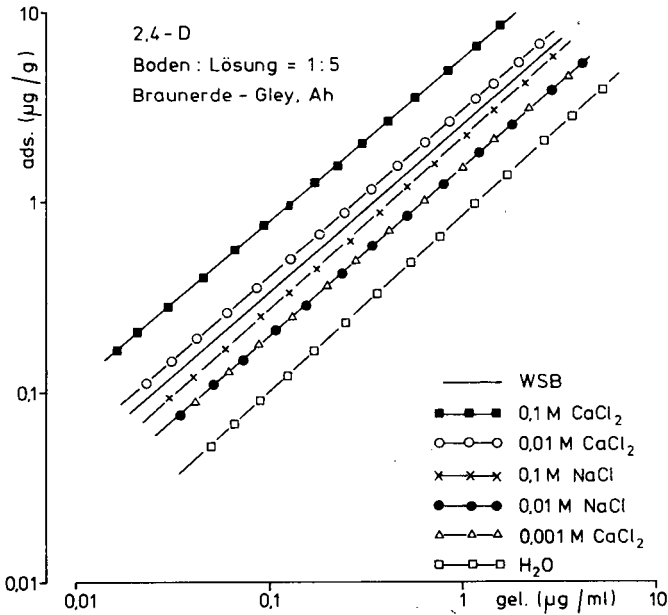


Abb. 2: 2,4-D Adsorptionsisothermen eines Braunerde-Gleys (Ah-Horizont) bei konstantem Boden-Lösungsverhältnis und unterschiedlichen Begleitelektrolyten

Temperatur:

Die Sorption verschiedener Chemikalien in Böden kann in Abhängigkeit von den Bindungsmechanismen in unterschiedlicher Weise von der Temperatur beeinflusst werden. In hierzu durchgeführten Versuchen ist die Temperatur in einem Bereich von 5° C bis 35° C variiert worden. Abb. 3 zeigt die Temperaturabhängigkeit der K-Werte der 2,4-D Ad- und Desorption einer Parabraunerde.

Eine Erhöhung der Temperatur von 5° auf 15° C führt zu einem deutlichen Ansteigen der K-Werte. Wird die Temperatur weiter erhöht, nehmen die K-Werte wieder ab und erreichen den niedrigsten Wert bei 35° C.

Durch Desorptionsversuche können Aussagen über die Mobilität einer Chemikalie bzw. über deren Bindungsfestigkeit erhalten werden. Gleiche K-Werte für Ad- und Desorption bedeuten, daß die Chemikalie ohne Hysterese-Effekte

desorbierbar ist. Die Bindung wäre dann vollständig reversibel. Ergeben sich für die Desorptionskonstanten höhere Werte als für die Adsorptionskonstanten, so weist die geringere Desorbierbarkeit der gebundenen Chemikalienanteile auf eine stärkere Bindung der Restmengen hin.

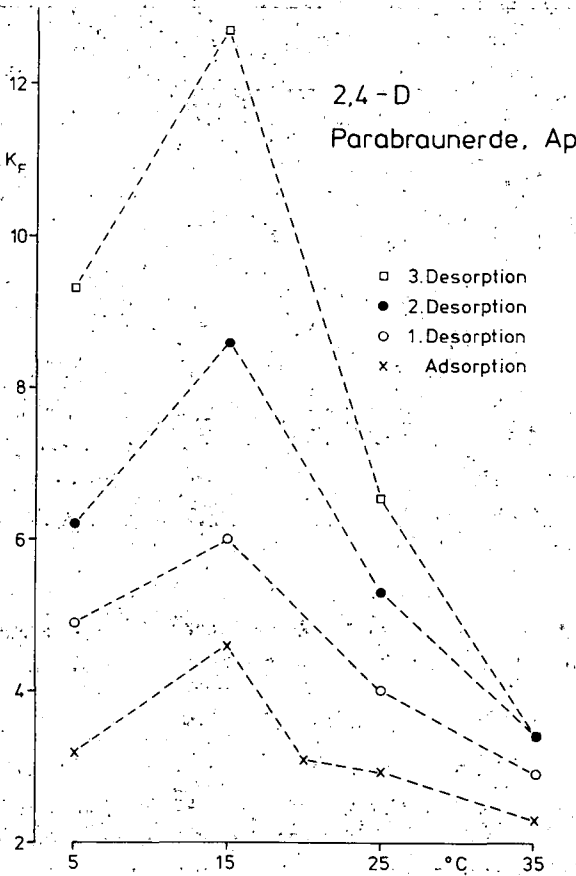


Abb. 3: Veränderungen der K-Werte der 2,4-D Ad- und Desorption einer Parabraunerde in Abhängigkeit von der Temperatur

Die Desorption ist bei den Versuchen in drei Schritten durchgeführt worden. Beim 1. Desorptionsschritt liegen die K-Werte der Desorption über den K-Werten der Adsorption. Die Bindung ist nicht vollständig reversibel. Die weiteren Desorptionsschritte ergeben weiterhin steigende Desorptionskonstanten, was für eine zunehmend festere Bindung des restlichen 2,4-D's spricht.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen damit, daß die Reaktionskinetik der verschiedenen Chemikalien, das gewählte Boden-Lösungsverhältnis, der jeweilige Begleitelektrolyt und die herrschenden Versuchstemperaturen einen erheblichen Einfluß auf die Ad- und Desorption der verschiedenen Chemikalien in Böden haben können. Deshalb macht eine Bewertung von Sorptionsergebnissen eine Berücksichtigung von Variationen dieser Versuchsparameter erforderlich.

## Literatur

- Boyd, S.A., 1982: Adsorption of substituted phenols by soil. *Soil Science* 134, 337-343
- Dao, T.H. und T.L. Lavy, 1978: Atrazine adsorption on soil as influenced by temperature, moisture content and electrolyte concentration. *Weed Science* 26, 303-308
- Grover, R. und R.J. Hance, 1970: Note: effect of ratio of soil to water on adsorption of linuron and atrazine. *Soil Science* 109, 136-138
- OECD, 1981: OECD-Guideline for testing of chemicals 106 "Adsorptions/Desorption", ISBN 92-64-12221-4



Neues Verfahren zur Gewinnung von niedermolekularen humusbegleitenden Inhaltstoffen (Nicht-Huminstoffe) aus Rottematerialien verschiedener Herkunft (org. Abfälle, landwirtsch. Komposte u.ä.)

von  
Kutsch, H. +)

Einleitung

**Ziel:**

Präparative Abtrennung humusbegleitender, definitionsgemäß ungefärbter Nicht-Huminstoffe von höhermolekularen Huminstoffen.

**Einschränkungen:**

Abtrennung nur dort möglich, wo Nicht-Huminstoffe frei vorliegen, weniger fest mit Huminstoffen assoziiert sind oder durch die Anwendung von Ultraschall dissoziieren und in Lösung gehen.

**Material:**

Bodenfreies Rottematerial, da hier keine Interaktionen mit Tonmineralien zu erwarten sind. Die Erweiterung des Verfahrens auf Mineralböden ist geplant.

**Charakteristische Verfahrensschritte:**

Verwendung von verschiedenen Absorber- und Affinitätsmedien auf Harz- und Kieselgelbasis.  
Fraktionierung in verschiedene Polaritäten und Löslichkeiten. Vorfractionierung durch Verteilung zwischen Essigsäureethylester beziehungsweise Butanol-(1) und wäßriger Phase von verschiedenem pH speziell für Phytohormone .

**Meist interessierende Substanzgruppen:**

- Phytohormone (vielfach diskutierte Wachsförderung),
- Pestizidrückstände (Umwelthygiene),
- niedermolekulare N-/P- oder S-haltige Organica („Nährhumus“),
- Phenole (vielfache Wirkungen).

---

+) FB III/Geowissenschaften, Univ. Trier, 5500 Trier

### Probenvorbereitung

Feinmahlen (+ 4° C) des Untersuchungsmaterials (luft-trocken) auf 25—50 mesh

Mit Wasser zu einem weich-pastösen Ansatz rühren (ca. 500—700 g Mahlgut pro 1000 mL H<sub>2</sub>O)

Ansatz auf ca. 0° C kühlen

Ultraschallung (35 kHz, 3—5 min.; N<sub>2</sub>-Atmosphäre)

- Aufschluß in wäßriger Phase zur Freisetzung von wasser-löslichen Substanzen, entsprechend den natürlichen Lö-sungsverhältnissen in der Rotte bzw. im Boden.
- Vorzug des weich-pastösen Ansatzes vor der Aufschläm-mung (keine Absetzerscheinungen), gleichmäßigere Ka-tilation über die gesamte zu beschallende Charge.
- Schonender Aufschluß durch Kombination von kurzzei-tiger Ultraschallung (35 kHz, 3—5 min.) und Schutzgas-atmosphäre (N<sub>2</sub>), vergl. H. KUTSCH, Landwirtsch. Forsch., 38 (1985), im Druck.

### Adsorption

Amberlite<sup>®</sup> XAD-4 (reinst) mit Methanol und Aceton mehr-mals waschen (p. a., A bei 260 nm < 0.2: weißes Harz)

XAD-4 mit Triäthylammonium-hydrogencarbonat (17 mL 0.05 M/L TEA-HCO<sub>3</sub> pro 1 g XAD-4) belegen, mehrmals mit H<sub>2</sub>O waschen (= XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub>)

Je 1000 g beschalltes weich-pastöses Material mit 1000—1500 mL Aqua dest. versetzen und gut rühren (+ 4° C); Zugabe von ca. 2 mL Formalin (1 %) pro 1000 mL H<sub>2</sub>O zur Sterilisierung

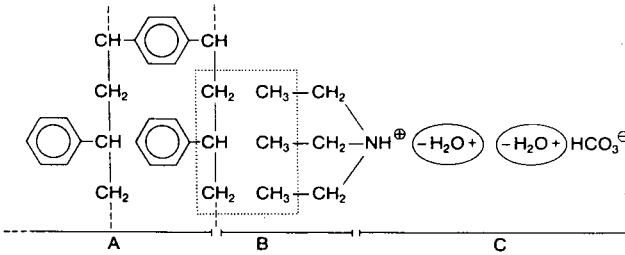
Adsorber I (XAD-4, 1.25 g pro 1000 mL H<sub>2</sub>O) darin „batch-wise“ ca. 24 h rühren (+ 4° C)

Danach aufschwimmendes Harz absaugen, filtrieren und Filtrerrückstand mit Aqua dest. waschen; in N<sub>2</sub> (+ 4° C) lagern (= Adsorber I beladen, Harz i. d. R. jetzt gelblich)

Adsorber-II (XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub>, 1.25 g pro 1000 mL H<sub>2</sub>O) wie im Falle (I) anwenden

Aufschwimmendes Harz ebenfalls absaugen und filtrieren; jedoch ungewaschen in N<sub>2</sub> (+ 4° C) lagern (= Adsorber II beladen, Harz bleibt i. d. R. weiß)

- Adsorber I (XAD-4) zur unspezifischen Adsorption von unpolaren bis schwach polaren Substanzen (z. B. Phenole, Lipide), vergl. M. D. GRIESER u. D. J. PIETRYZK, Anal. Chem., 45 (1973), 1348.
- Adsorber II (XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub>) zur unspezifischen Adsorption von polarerer sowie ionischen Substanzen, vergl. T. UEMATSU u. R. J. SUHADOLNIK, J. Chromatogr., 123 (1976), 347.
- Ausschlußgrenze von XAD-4 ( $M_r$ ):  $> 3000^1$   
(Ausschluß von höhermolekularen Huminstoffen bzw. schwer trennbaren Assoziationen aus Humin- und Nicht-huminstoffen sowie von anderen Biopolymeren)
- Spez. Oberfläche (m<sup>2</sup>/g): 750<sup>1</sup>
- Ø Porengröße (nm): 5<sup>1</sup>
- Dipolmomente ( $\mu$ ): XAD-4 = 0,3<sup>1</sup>  
TEA (C<sub>6</sub>H<sub>15</sub>N) = 0,76<sup>2</sup>
- Struktur des Adsorbers II:



A = Copolymer aus Vinylbenzol und p-Divinylbenzol<sup>1</sup>

B = Hydrophobe Wechselwirkung

C = Hydrophiler Rasen mit solvatisiertem (R)<sub>3</sub>NH<sup>+</sup>-Kation bzw. HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Anion zur Einlagerung bzw. Adsorption polarer Substanzen

### Elution

#### **Adsorber I (XAD-4)**

Eluent: Aceton p. A., 15–20 mL pro 1 g XAD-4, N<sub>2</sub> (99,99 %)-gesättigtes Elutionssystem

Säule (präp.): 4° C

Elutionsrate: 1 mL/min., ca. 0,3 MPa

Detektion: A (> 300 nm, EQ 400/600 i. d. R. > 9)

Eluat (a): stroh- bis honiggelb

#### **Adsorber II (XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub>)**

Eluent: 1/15 M/L Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> p. A. (Sörensen-Puffer), pH 8,9, 15–20 mL pro 1 g XAD-4-TEA-

1 Gem. Angaben des Herstellers (Rohm & Haas, Philadelphia, Pa., U. S. A. bzw. Fa. Serva, Heidelberg, p. A.-Ware).  
2 Gem. Landolt-Börnstein, Phys.-Chem. Tab., 2. Erg.Bd., 1. Teil, Berlin, 1931<sup>1</sup>, 77.

HCO<sub>3</sub>, N<sub>2</sub> (99.99 %)-gesättigtes Elutionssystem  
 Säule (präp.): 4° C  
 Elutionsrate: 1 mL/min., ca. 0.3 MPa  
 Detektion: A (200—400 nm, Max. i. d. R.: 220—250 nm)  
 Eluat (b): farblos

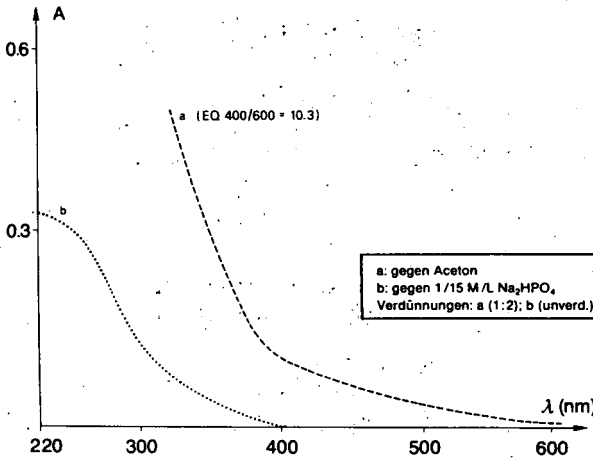
**Reinigung der Eluate (feinste Adsorberrückstände)**

Kühlfiltration (4° C), G4 (S & S Filter, 602h)

**Adsorptions (AR)- bzw. Wiederfindungsraten (WR) bei XAD-4 (I) bzw. XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub> (II)**

Substanz <sup>1</sup>	Adsorber <sup>2</sup>	AR (%) <sup>3</sup>	WR (%) <sup>4</sup>	Detektion
Menadion <sup>5</sup>	I	30		400 nm
p-Chloranil <sup>5</sup>	I	27		400 nm
Pyrogallol <sup>5</sup>	I	8		285 nm
β-Carotin <sup>5</sup>	I	57		400 nm
Nicotinsäureamid <sup>5</sup>	I	~ 0		260 nm
Adenin <sup>6</sup>	II		min. 87	259 nm
ATP-Na <sub>2</sub> -Salz <sup>6</sup>	II		67	259 nm
α-D-Glucose <sup>6</sup>	II		65	RI
L-Glutamin <sup>6</sup>	II		46	240 nm
Nicotinsäure <sup>6</sup>	II		69	260 nm
Nicotinsäureamid <sup>6</sup>	II		96	260 nm

**Gesamtspektrum der Eluate a (XAD-4) und b (XAD-4-TEA-HCO<sub>3</sub>) am Beispiel von Trauben-(Kamm, Schale, Kern) Reifkompost/Bioenergiekonverter Horitschon, Österreich**



- 1 Konz.: cMol — mMol/L; Appl.: je 10 mL
- 2 Je 1 g/Säule, dicht gepackt, 20° C
- 3 (100-AR) % verbleiben nach 48 h in DMSO gelöst
- 4 Nach Beladen mit Substanz Elution mit je 10 mL 1/15 M/L Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>, pH 8.9
- 5 In DMSO (> 99.9 %) gelöst
- 6 In H<sub>2</sub>O gelöst

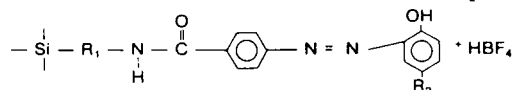
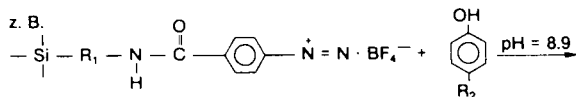
Lfd. Adsorptionsversuche:  
 XAD-4-DEA ·HCL  
 XAD-4-DMSO  
 XAD-4-1,2-Propylencarbonat  
 Butyl-Si60Polyol (Serva)



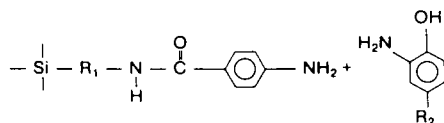
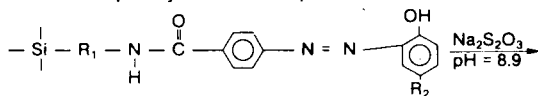
- Distinkte Spektrogramme der beiden Eluate.
- Keine Kontamination des Eluats b durch Belagsubstanz (TEA-HCO<sub>3</sub> im „leeren“ Eluat nicht nachweisbar: Besprühen entsprechender Flecke, aufgetragen auf Kieselgel, mit Rhodamin B, Betrachten bei 366 nm).
- Verhältnismäßig hoher Extinktionsquotient EQ 400/600 (zu diesem abgeleiteten Parameter vergl. Y. CHEN et al., Soil Sci.Soc.Am.J., 41,1977, 352) deutet auf niedermolekulare Huminstoff-Vorstufen (phenolisch) bzw. Fulvosäuren (FS).
- (a) steiles Huminstoff-Spektrum(HS-Vorstufen bzw. niedermolekulare FS); (b) HS-armes Spektrum.

**Eluat a: Auskoppelung von Phenolen und Vorfraktionierung<sup>2</sup> (gekürzte Fassung)**

- Diazoniumphenyl = SP 500 (Fa. Serva, Heidelberg) ist ein Kieselsäurederivat zur Kupplung mit Phenolen im alkalischen Milieu sowie mit Aminien im sauren Milieu<sup>1</sup>:



- Ablösung des gekoppelten Liganden durch 20 ml 0.1 M/L Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub> in 1/15 M/L Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> (pH 8.9) pro 1 g Diazoniumphenyl = SP 500<sup>1</sup>):

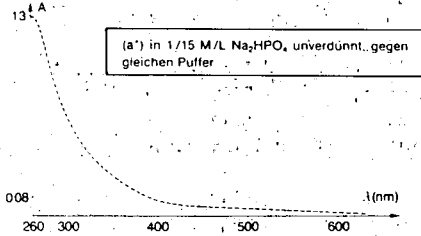


- Abscheidung restlicher Phenole durch irreversible Adsorption an Polyvinylpyrrolidon (PVP).
- pH-Abfall: z. B. Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> + 2 HBF<sub>4</sub> → 2 NaF + 2 BF<sub>3</sub> + H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>
- Auswaschen von H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> durch H<sub>2</sub>O von pH 3.0 notwendig, da Phosphorsäure beim Einengen möglicherweise vorhandene, saure Phytohormone zerstören würde (vergl. W. RADEMACHER, Diss. Univ. Göttingen, 1978).
- (a\*) durch Rest-Huminstoffe (HS-Vorstufen bzw. niedermolekulare FS) verunreinigtes Spektrum.

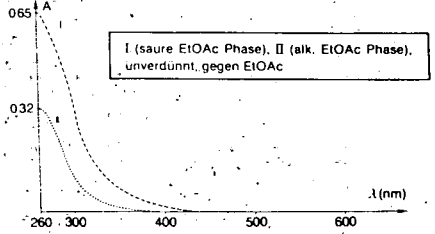
<sup>1</sup> Gem. Vorschrift des Herstellers (Fa. Serva, Heidelberg).

<sup>2</sup> Gem. W. RADEMACHER u. J. E. GRAEBE, Ber. Deutsch. Bot. Ges., 97 (1984), 75.

Gesamtspektrum von Eluat (a\*) nach Auskoppelung der Phenole, Trauben- (Kamm, Schale, Kern) Reifkompost/Bioenergiekonverter Horritschon, Österreich



Gesamtspektrum der Fraktionen I und II (EtOAc Phase), Trauben- (Kamm, Schale, Kern) Reifkompost/Bioenergiekonverter Horritschon, Österreich

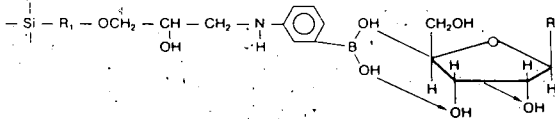


— Fortschreitende Reinigung: (I) bzw. (II) HS-armes Spektrum.

Eluat b: Auskoppelung von Substanzen mit cis-Diol-Konfiguration und Vorfraktionierung<sup>2</sup> (gekürzte Fassung)

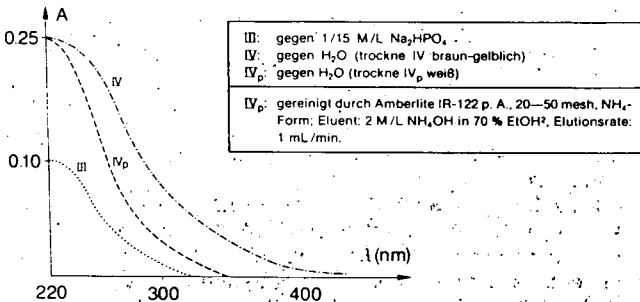
— Dihydroxyboryl=SP 500 (Fa. Serva, Heidelberg) ist ein Kieselsäurederivat zur Bindung von Substanzen mit cis-Diol-Konfiguration<sup>1</sup>:

z. B.



— Ablösung des Liganden (z. B. D-Riboside) durch Verschiebung des Eluenten ins Saure (pH 4.5)<sup>1</sup>.

Gesamtspektren der Fraktionen III und IV (wässrige Phase), Trauben- (Kamm, Schale, Kern) Reifkompost/Bioenergiekonverter Horritschon, Österreich



Diese Arbeit würde vom Österreichischen Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung gefördert.

<sup>1</sup> Gem. Vorschrift des Herstellers (Fa. Serva, Heidelberg).

<sup>2</sup> Gem. W. RADEMACHER u. J. E. GRAEBE, Ber. Deutsch. Bot. Ges., 97 (1984), 75.

Der Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf den Schwermetall-Output in 100 cm Bodentiefe und die Reaktion des pH-Wertes, des organischen C-Gehaltes und der Schwermetallkonzentration in wässrigen Bodenextrakten aus Bodenprofilen der Versuchsflächen auf die Düngungsmaßnahmen

von

Lamersdorf, N. u. N. König<sup>+</sup>)

Die vorgestellten Untersuchungen wurden in einem Fichten- und einem Buchen-Ökosystem des Sollings durchgeführt. Sie beruhen auf Untersuchungen über die Stoffbilanzierung, wie sie von URLICH (1979), für die Schwermetalle von MAYER (1981) angelegt und dargestellt wurden. Bei den untersuchten Waldbeständen handelt es sich um einen ca. 135-jährigen Buchenbestand (B<sub>1</sub>, FA Neuhaus, Abt. 51) und den angrenzenden ca. 100-jährigen Fichtenbestand (F<sub>1</sub>, FA Dassel, Abt. 28). Tab. 1 zeigt die auf den Unterflächen durchgeführten Düngungsmaßnahmen (FD = Fichte gedüngt, BD = Buche gedüngt). Die Auswirkungen der Düngungsmaßnahmen auf die Nicht-Spurenstoffe werden bei MATZNER (1983/1985) beschrieben. Die hier vorgestellte Untersuchung umfaßt die Elemente Zn, Cu, Cd, Pb, Cr, Co und Ni. Dabei liegen kontinuierlich gemessene Konzentrationen im Sickerwasser aus 100 cm Bodentiefe für die Elemente Pb, Cd, Zn und Cu seit 1980, für die Elemente Cr, Co und Ni seit 1983 vor.

Methode

Zur Gewinnung der Bodenlösung werden Unterdrucklysimeterplatten bzw. Lysimeterkerzen des Typs P80 verwendet (MEIWES et al., 1984). Die zu Quartalsproben zusammengestellten Mischproben werden mittels Atom-Absorptionsspektroskopie analysiert. Die hier ebenfalls vorgestellte Versickerungsrate der betrachteten Elemente wurde mit Hilfe der aus Simulationsmodellen abgeleiteten Sickerwassermenge berechnet (BENECKE, 1984 und SALIHI, 1984). Humuslysimeter sind bisher nur auf den O-Flächen installiert. Um die Aussagen über den Düngungseffekt insbesondere für den Oberboden zu differenzieren, wurden Bodenextrakte auf den hier beschriebenen Versuchsflächen über eine Profiltiefe von 60 cm gewonnen. Dafür wurde das getrocknete Bodenmaterial im Verhältnis 1:1 mit Wasser 24 h geschüttelt, zentrifugiert und membranfiltriert. In der so gewonnenen Bodenlösung wurde der Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff, der pH-Wert und die Schwermetallkonzentration der betrachteten Elemente bestimmt. Ebenso liegen Daten über den EDTA-extrahierbaren und den Gesamt-Schwermetallgehalt der Böden der Versuchsflächen vor.

Ergebnisse

Am Beispiel der Elemente Pb, Cd und Ni soll an dieser Stelle versucht werden, verschiedene Reaktionsabläufe zu beschreiben, die stellvertretend auch für andere Elemente beobachtet wurden. Die Abbildungen und Tabellen 1, 2 und 3 zeigen den Verlauf der Sickerwasserkonzentrationen und Austragsraten für diese Elemente auf der gedüngten und ungedüngten Fichten-(a,c) und Buchenfläche (b,d); die Abbildungen 1-3e geben die Metallkonzentrationen in den wässrigen Bodenextrakten wieder. Ebenso zeigen die Abb. 1-3e den Verlauf des pH-Wertes und des organischen C-Gehaltes im wässrigen Bodenextrakt über die Tiefenstufen auf den O-Flächen (F<sub>1</sub> und B<sub>1</sub>) und auf der gedüngten Fichten- und Buchenfläche (FD und BD). Sowohl der pH-Wert als auch der Gehalt an organischem C steigt danach auf der gedüngten Buchen- und Fichtenfläche im Oberboden deutlich an.

Blei (Abb. 1a,b): Auffällig erscheinen bei der Betrachtung der Kurvenverläufe zunächst die hohen Streuungen der Jahre 1980-81. Ebenso ist ein allgemein

<sup>+</sup>) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

höheres Konzentrationsniveau der Jahre 1980 und 1981 gegenüber den Jahren 1982 und 1983 festzustellen. Die großen Streuungen der Jahre 1980-81 sind auf einzelne, hohe Konzentrationen zurückzuführen, die in diesem Zeitraum auftraten. Die so erzeugte schiefe Verteilung der Meßwerte weist auf eine starke räumliche Inhomogenität der Bodenmatrix hin. Gleichzeitig treten überdurchschnittliche Versickerungsraten in diesen Jahren auf. Zudem ist zu vermuten, daß die Auswirkungen eines Versauerungsschubes (ULRICH, 1981a, 1983a; ULRICH u. MATZNER, 1983) der Jahre 1975-76 in 100 cm Bodentiefe in den Jahren 1980-81 zu einer erhöhten Sickerwasserkonzentration der Elemente beigetragen hat. Hohe Standardabweichungen wurden in den Jahren 1980-81 auch bei den Zn-Konzentrationen unter Fichte und Buche und bei den Cd-Konzentrationen unter Buche festgestellt. Ein Düngungseffekt in 100 cm Bodentiefe ist für das Pb unter Fichte nicht festzustellen. Betrachtet man die Austragsraten (Tab. 1c), so zeigt sich im Mittel der Jahre 1981-83 nur eine geringfügige Minderung der Pb-Austräge auf der gedüngten Fichtenfläche ( $22.4 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ) gegenüber der ungedüngten Fichtenfläche ( $17.8 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$ ). Ähnliches zeigt sich auch für die Pb-Konzentrationen und Austragsraten in 100 cm Bodentiefe unter den Buchenflächen (Abb. 1b und Tab. 1d). Die Ergebnisse sagen jedoch nichts aus über die im Oberboden nach Düngung ablaufenden Prozesse und ermöglichen somit keinen, aus ökophysiologischer Sicht wichtigen Einblick in den Konzentrationsbereich in der Rhizosphäre. Verfolgt man gleichzeitig den Pb-Gehalt (Abb. 1e, gepunktete Linie) im Bodenextrakt, so zeigt sich im Unterboden bei Buche und Fichte kein Unterschied zwischen der gedüngten und ungedüngten Variante. Dies entspricht den Ergebnissen der Lysimeterdaten (Die in Lysimeterproben aus 100 cm Bodentiefe festgestellten Elementkonzentrationen wurden jeweils mit einem Punkt gekennzeichnet auf den Abbildungen markiert). Im Sickerwasser 1982-83 und ab 30 cm Bodentiefe im wässrigen Extrakt liegen die Pb-Gehalte an der Nachweisgrenze. Deutlich reagiert das Pb jedoch im Oberboden. Es findet sowohl auf der gedüngten Buchen-, wie auch auf der gedüngten Fichtenfläche trotz pH-Anhebung von pH 3,5 auf ca. pH 4 eine Pb-Mobilisierung bis in 10 cm Bodentiefe statt. Die Mobilisierung folgt in etwa dem Kurvenverlauf des durch Düngung freigesetzten organischen C-Gehaltes. Pb-Konzentrationen im wässrigen Bodenextrakt aus der Bodentiefe bis 5 cm auf den gedüngten Unterflächen erreichen bei der Buche  $125 \text{ ug} \cdot \text{l}^{-1}$ , bei der Fichte  $111 \text{ ug} \cdot \text{l}^{-1}$ . Die im Freiland nur auf den ungedüngten O-Flächen ermittelten Sickerwasserkonzentrationen aus Humuslysimetern liegen für das Pb im Quartalsmittel bei dem derzeit geltenden Grenzwert von  $50 \text{ ug} \cdot \text{l}^{-1}$  (Verordnung über Trinkwasser, 1975). Die Konzentrationen im Oberboden der beiden gedüngten Unterflächen überschreiten diesen Wert um über 100 %. Eine der Pb-Mobilisierung im Oberboden vergleichbare Reaktion ist in den Bodenextrakt-Untersuchungen auch für das Cu und das Cr festgestellt worden. Beide Elemente folgen ebenfalls nach Düngung sowohl unter Buche als auch unter Fichte dem Kurvenverlauf des mobilisierten, organischen C-Gehaltes.

Cadmium (Abb. 2a,b): Für die Cd-Konzentration unter der Fichte ist zwischen den Jahren 1980-81 und 1982-83 der gleiche Niveauunterschied festzustellen, wie er bereits bei dem Pb beschrieben wurde. Die Konzentrationen liegen in dem Abschnitt 1980-81 über dem Abschnitt der Jahre 1982-83. Im Sickerwasser in 100 cm Bodentiefe ist für das Cd im Durchschnitt der Jahre 1981-83 eine ca. 4-fach geringere Versickerungsrate auf der gedüngten Fichtenfläche festzustellen (Abb. 2c). Unter der gedüngten Buchenfläche (Abb. 2b) zeigt sich dieser Effekt nicht. Die mittleren Austragsraten der Jahre 1981-83 betragen unter der gedüngten wie ungedüngten Buchenfläche ca.  $15 \text{ g} \cdot \text{ha}^{-1}$  (Tab. 2d). Die Cd-Konzentration im wässrigen Bodenextrakt (Abb. 2e) zeigt auf der gedüngten Fichtenfläche eine pH-Wert induzierte Konzentrationsminderung. Bei der Buche ist diese pH-abhängige Konzentrationsminderung in der Bodenlösung nur in der Tiefenstufe 5 - 30 cm festzustellen (Abb. 1e, BD). Eine durch pH-Erhöhung verminderte Konzentration im Oberboden der gedüngten Fichten- und Buchenfläche ist auch für das Zn festgestellt worden.

Nickel (Abb. 3a,b): Betrachtet man die Nickelkonzentration in der Lysimeterlösung aus 100 cm Bodentiefe, so ergibt sich für die Fichten- und Buchenfläche ein unterschiedliches Bild: ist bei der gedüngten Fichtenfläche im vorliegenden

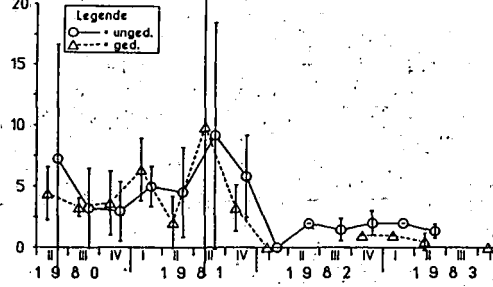
Meßzeitraum (1983) diese um ca. 30 % geringere Konzentration festzustellen (Abb. 3a), liegt diese unter der gedüngten Buchenfläche um ca. 50 % über der Buchen-O-Fläche (Abb. 3b). Die Ergebnisse aus dem Versuch mit wässrigen Bodenextrakten lassen für das Ni (Abb. 3e) unter der gedüngten Fichtenfläche (FD) in 0 - 5 cm Bodentiefe auf einen pH-Wert induzierte Konzentrationsminderung schließen. Zwischen 5 und 10 cm steigt dann, bei gleichbleibendem pH-Wert auf beiden Fichtenflächen, die Ni-Konzentration auf der FD-Fläche an. In 10-60 cm Bodentiefe liegt die Ni-Konzentration dann ca. 50 % unter der unbehandelten F<sub>1</sub>. Auf der gedüngten Buchenfläche (Abb. 3e, BD) reagiert die Ni-Konzentration in 0-10 cm Bodentiefe unwesentlich auf höhere pH-Werte und ansteigende Gehalte an organischem Kohlenstoff. Die Ni-Konzentration steigt ab 10 cm deutlich über die Gehalte der Buchen-O-Fläche. Deutlich erscheint eine Ni-Freisetzung in 5-10 cm und 50-60 cm Bodentiefe auf der BD-Fläche, ebenso wie in 5-10 cm auf der FD-Fläche. Für das Ni in der Bodenlösung zeigen die Ergebnisse, daß die durch Düngung hervorgerufene Änderung des pH-Wertes und des organischen C-Gehaltes offensichtlich in keinem eindeutig abzuleitendem Zusammenhang mit der festgestellten Konzentrationsänderung in der Boden- bzw. Lysimeterlösung stehen. Die EDTA-extrahierbaren Ni-Konzentrationen liegen auf der F<sub>1</sub>- und der BD-Fläche um ein Mehrfaches über den Konzentrationen der Vergleichsflächen. Die unterschiedlichen Austragsraten sind somit primär durch unterschiedliche Ni-Vorräte in der Bodenmatrix bedingt.

#### Zusammenfassung

Zusammenfassend läßt sich aus den vorgestellten Untersuchungsergebnissen folgendes feststellen: a) die in 1 m Bodentiefe durch Lysimeterproben festgestellten Konzentrationsbereiche der betrachteten Elemente sind auf allen Flächen vergleichbar mit den Konzentrationen, die in wässrigen Extrakten aus 60 cm Bodentiefe gewonnen wurden. Nur für das Cu konnte dies nicht festgestellt werden. Cu-Konzentrationen liegen im wässrigen Bodenextrakt bei der Buchen- und Fichtenfläche an der Nachweisgrenze. Die Lysimeterkonzentrationen liegen unter der Fichten-O-Fläche mehrfach über denen der Buchen-O-Fläche und werden um 2/3 durch die Düngungsmaßnahmen gemindert. Es muß folglich im Unterboden der Fichtenfläche eine Quelle geben, die nach Düngung einen starken Austragsrückgang erfährt. b) Ist bei den betrachteten Elementen eine Reaktion in Form einer Konzentrationsminderung festzustellen, so deckt sich die Reaktionsrichtung mit der, die auch in der Lösung aus wässrigen Extrakten festgestellt wurde. Cadmium und Aluminium zeigen eine um 30 % geringere Austragsrate in Lysimeterproben unter der gedüngten Fichte. Bei diesen Elementen konnte eine pH-abhängige Mobilitätsminderung nach Düngung im Oberboden mittels wässriger Bodenextrakte festgestellt werden. c) Zeigt sich auf Düngungsmaßnahmen keine Reaktion in den Lysimeterdaten, so ist, wie für das Pb gezeigt, die Frage des Düngungseffektes nur im Zusammenhang mit Untersuchungen des Oberbodens zu beantworten. d) Für das Nickel wurde aufgezeigt, daß sich zwar die Konzentrationsänderungen nach Düngung im wässrigen Bodenextrakt mit denen in der Lysimeterlösung decken, jedoch kein Bezug zu den Änderungen des pH-Wertes oder des Gehalts an organischem Kohlenstoff hergestellt werden kann. Reaktionsprozesse im Boden überlagern die Möglichkeit, die Dynamik der Konzentrationsänderung über die Anhebung des pH-Wertes oder die Mobilisierung von organischem C zu erklären. So wurde auch für das Co keine deutliche Abhängigkeit von dem pH-Wert oder dem organischen C-Gehalt im Oberboden der Düngungs-Flächen festgestellt. Lysimeterdaten, Wasserextraktionsversuche und die Bestimmung der mobilisierbaren Gesamtmetallgehalte mittels EDTA-Extrakt sprechen auch hier für eine Co-Quelle im unteren Mineralboden.

Literatur: Siehe Lamersdorf, N (1985): Der Einfluß von Düngungsmaßnahmen auf den Schwermetall-Output in einem Buchen- und einem Fichten-Ökosystem des Sollings. Allgem. Forstzeitschr., 43, "Zur Walddüngung 1985"

Pb (µg/l) Fichte

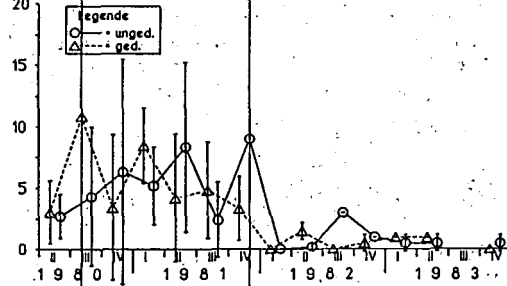


	H <sub>2</sub> O (mm)	Pb (g · ha <sup>-1</sup> )	
1980	331	○ △	16.2 13.0 (n = 47) (n = 20)
1981	945	○ △	59.3 50.3 (n = 23) (n = 17)
1982	266	○ △	3.6 0.9 (n = 12) (n = 3)
1983	371	○ △	5.4 2.2 (n = 9) (n = 5)
$\bar{x}$ 1981-83	527	○ △	22.4 17.8

Abb. 1a, Tab. 1c:

Pb-Konzentrationsverlauf und jährliche Austragsraten mit dem Sickerwasser (100 cm) Solling-Fichte (2. Quartal 1980 - 4. Quartal 1983 und  $\bar{x}$  1981-83)

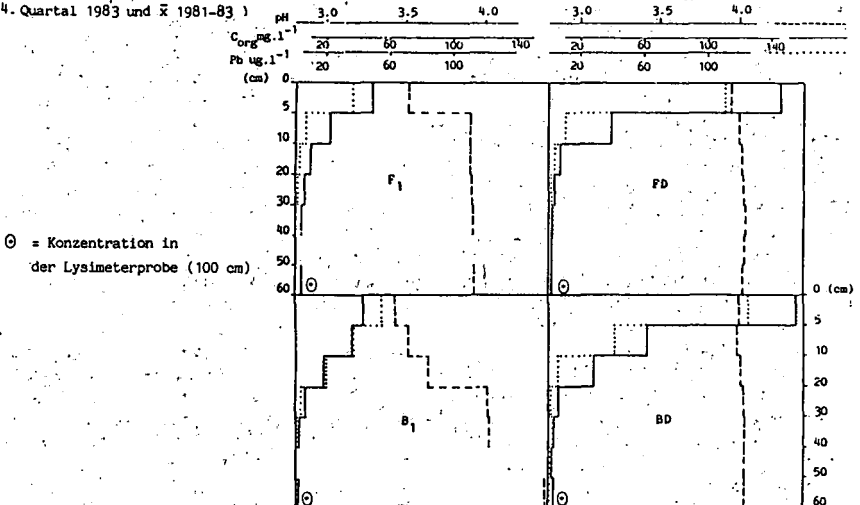
Pb (µg/l) Buche



	H <sub>2</sub> O (mm)	Pb (g · ha <sup>-1</sup> )	
1980	470	○ △	19.6 20.3 (n = 18) (n = 21)
1981	1153	○ △	71.1 59.9 (n = 23) (n = 24)
1982	432	○ △	3.3 2.5 (n = 7) (n = 7)
1983	587	○ △	2.9 3.4 (n = 6) (n = 7)
$\bar{x}$ 1981-83	724	○ △	25.8 21.9

Abb. 1b, Tab. 1d:

Pb-Konzentrationsverlauf und jährliche Austragsraten mit dem Sickerwasser (100 cm) Solling-Buche (2. Quartal 1980 - 4. Quartal 1983 und  $\bar{x}$  1981-83)



○ = Konzentration in der Lysimeterprobe (100 cm)

Abb. 1e:

Pb-, C<sub>org</sub>- und H-Ionenkonzentration in wässrigen Bodenextrakten (1:1) aus dem Solling: Fichte (F<sub>1</sub>), Fichte gedüngt (FD), Buche (B<sub>1</sub>) und Buche gedüngt (BD)

Cd [µg/l] Fichte

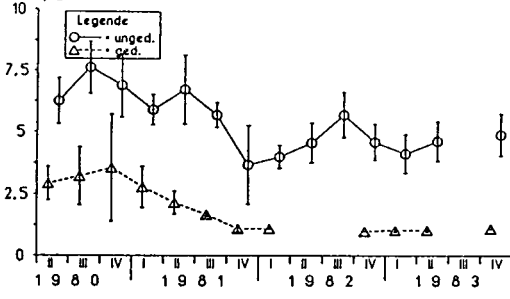


Abb. 2a, Tab. 2c:

	H <sub>2</sub> O (mm)	Cd (g · ha <sup>-1</sup> )	
		unged.	ged.
1980	331	○ 22.2 (n = 47)	△ 10.7 (n = 20)
		○ 51.8 (n = 23)	△ 17.6 (n = 17)
1981	945	○ 12.5 (n = 12)	△ 2.8 (n = 3)
		○ 16.9 (n = 9)	△ 3.9 (n = 5)
1982	266	○ 12.5 (n = 12)	△ 2.8 (n = 3)
1983	371	○ 16.9 (n = 9)	△ 3.9 (n = 5)
$\bar{x}$ 1981-83	527	○ 27.1	△ 8.1

Cd-Konzentrationsverlauf und jährliche Austragsraten mit dem Sickerwasser (100 cm) Solling-Fichte (2. Quartal 1980 - 4. Quartal 1983 und  $\bar{x}$  1981-83)

Cd [µg/l] Buche

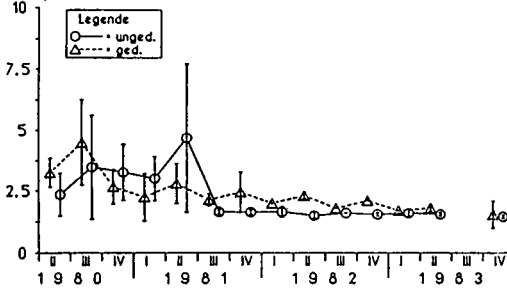


Abb. 2b, Tab. 2d

	H <sub>2</sub> O (mm)	Cd (g · ha <sup>-1</sup> )	
		unged.	ged.
1980	470	○ 13.4 (n = 18)	△ 15.0 (n = 21)
		○ 31.6 (n = 23)	△ 27.8 (n = 24)
1981	1153	○ 6.8 (n = 7)	△ 9.0 (n = 7)
		○ 9.0 (n = 6)	△ 9.7 (n = 7)
1982	432	○ 6.8 (n = 7)	△ 9.0 (n = 7)
1983	587	○ 9.0 (n = 6)	△ 9.7 (n = 7)
$\bar{x}$ 1981-83	724	○ 15.8	△ 15.5

Cd-Konzentrationsverlauf und jährliche Austragsraten mit dem Sickerwasser (100 cm) Solling-Buche (2. Quartal 1980 - 4. Quartal 1983 und  $\bar{x}$  1981-83)

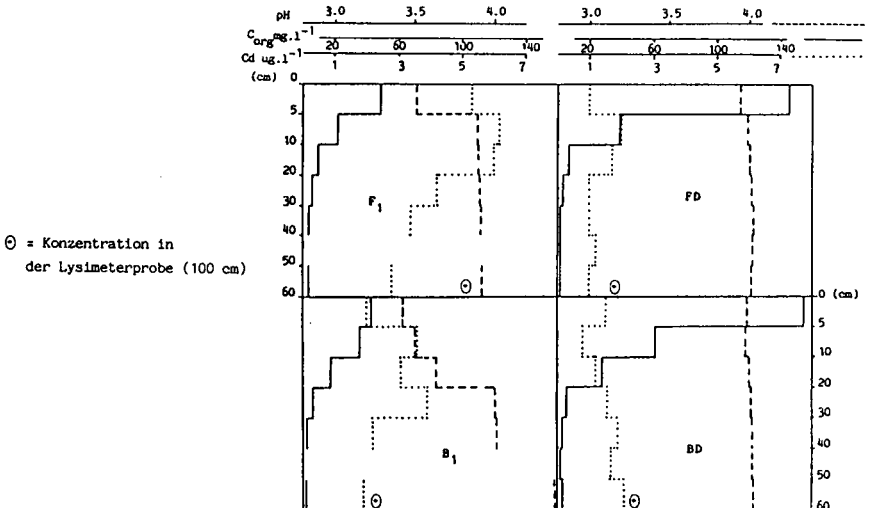


Abb. 2e:

Cd-, C<sub>org</sub>- und H-Ionenkonzentration in wässrigen Bodenextrakten (1:1) aus dem Solling: Fichte (F<sub>1</sub>), Fichte gedüngt (FD), Buche (B<sub>1</sub>) und Buche gedüngt (BD)

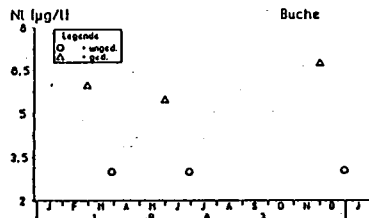
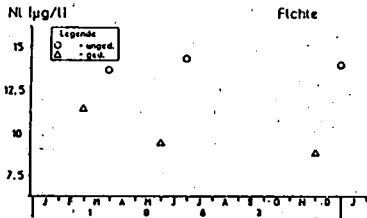


Abb. 3a, b u. Tab. 3c, d:

Ni-Konzentrationsverlauf und jährliche Austragsraten mit dem Sickerwasser (100cm) Solling-Fichte und -Buche 1983

Solling Fichte

Solling Buche

	H <sub>2</sub> O (mm)	Ni (g · ha <sup>-1</sup> )	
1983	371	○ 51.9 △ 37.8	(n = 9) (n = 5)
1983	587	○ 17.7 △ 36.3	(n = 6) (n = 7)

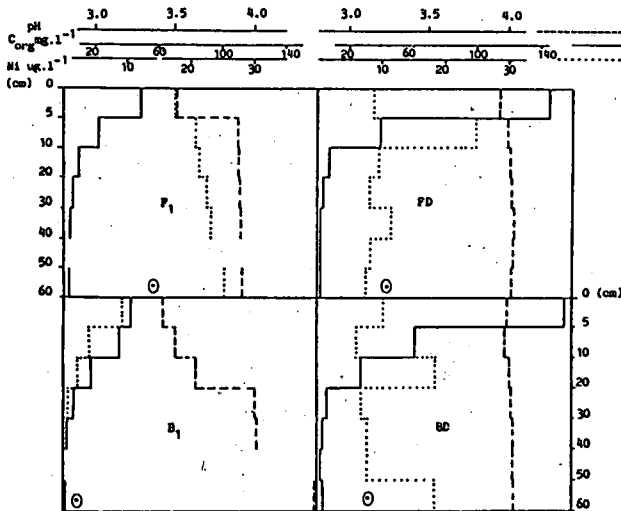


Abb. 3c:

Ni-, C<sub>org</sub>- und H-Ionenkonzentration in wässrigen Bodenextrakten (1:1) aus dem Solling: Fichte (F<sub>1</sub>), Fichte gedüngt (FD), Buche (B<sub>1</sub>) und Buche gedüngt (BD)

○ = Konzentration in der Lysimeterprobe (100 cm)

Zeitpunkt	Dünger	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N	Ca	K	Na	Mg	Mn	Cl
Juli 1973	Kalkammonsalpeter	116	150	115	170	24	4		186
Okt. 1975	Hütterkalk			1188	30	12	360	16	
Okt. 1980	dolom. Kalk			772	5	2	456	1	

Tab. 1:

Düngungsmaßnahmen auf den Unterflächen, Solling-Fichte (FD) und Solling-Buche (BD)



Korngrößenfraktionierung zur Bestimmung der minerogenen  
Spurenelementgehalte in Böden aus jungpleistozänem  
Geschiebemergel

von  
LICHTFUSS, R.\*)

Die Landschaften des nordischen Jungpleistozäns sind gekennzeichnet durch eine engräumige Vergesellschaftung verschiedener Varietäten von Braunerden, Parabraunerden, Pseudogleyen, Gleyen und Niedermooren (SCHLICHTING, 1960; MUTERT, 1978; LICHTFUSS und ANDRESEN, 1983). Diese vorwiegend durch das Relief bedingte Variabilität der Böden spiegelt sich in einer Vielzahl von Merkmalen, unter anderem auch in den Gehalten verschiedener Spurenelemente wider.

Die kleinräumige Variabilität der Spurenelementgehalte in den Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel ist zum Teil auf geogene Unterschiede in der Korngrößenverteilung zurückzuführen. Andererseits haben während der Bodenentwicklung stattgefundene Tonverlagerung, Erosion und andere physikalische Translokationsprozesse sowie vertikale und laterale Verlagerungen der Spurenelemente in gelöster Form zu An- und Abreicherungen dieser Elemente in verschiedenen Teilen der Bodenlandschaft geführt. Diese geo- und pedogenen Variabilitäten sind möglicherweise durch anthropogenen und atmogenen Eintrag dieser Elemente überlagert.

Aufgrund z.T. starker Korngrößeninhomogenitäten (s. fS/mS-Verhältnis, LICHTFUSS und ANDRESEN, 1983 a und b) ist eine herkömmliche Horizont- und Profilbilanzierung der Spurenelemente in Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel nur selten möglich (s. auch BLUME, 1981). Im allgemeinen bestehen in chemisch nicht veränderten Sedimenten jedoch enge Beziehungen zwischen den Schwermetallgehalten und der Korngrößenverteilung (LICHTFUSS und BRUMMER, 1981).

Im Rahmen der Untersuchung einer größeren Anzahl von Bodenprofilen einer nördlich des Selenter Sees gelegenen Kleinlandschaft des schleswig-holsteinischen Jungpleistozäns wurde ein Bilanzierungsverfahren angewendet, das auf den Spurenelementgehalten in den Korngrößenfraktionen von vier ausgewählten, pedogen weitgehend unveränderten Geschiebemergelproben basiert und für jeden Bodenhorizont

\*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel,  
Olshausenstraße 40, 2300 Kiel 1  
jetzt: Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthehof,  
Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

der Landschaft die Schätzung der korngößenabhängigen minerogenen Spurenelementgehalte ermöglicht. Voraussetzung für die Anwendbarkeit dieser Methode ist die Annahme, daß die Spurenelemente im Geschiebemergel nur in unbedeutenden Mengen als Carbonat vorliegen. Außerdem wird davon ausgegangen, daß die Fraktionen der einzelnen Körnungsklassen in den verschiedenen Horizonten und Böden der zu betrachtenden Landschaft mineralogisch jeweils einheitlich sind. D.h., daß z.B. die Tonfraktion des  $B_t$ -Horizontes einer Parabraunerde eine vergleichbare grundlegende Mineralzusammensetzung aufweist wie die Tonfraktion des  $A_h$ -Horizontes dieses Bodens oder auch der Horizonte eines Pseudogleys oder Gleys derselben Kleinlandschaft. Systematische Fehler bei diesem Verfahren infolge möglicher pedogener Veränderungen der Körnung z.B. durch Tonbildung oder -zerstörung sind vernachlässigbar klein (SCHLICHTING und BLUME, 1961).

Aus der Differenz zwischen den mit dieser Methode ermittelten minerogenen Soll-Gehalten und den Ist-Gehalten ergeben sich Gewinne bzw. Verluste, die auf atmosphärischen und anthropogenen Eintrag sowie auf Translokationen der Spurenelemente in gelöster Form zurückzuführen sind, einschließlich einer möglichen Verlagerung als dispersgelöste Schwermetallverbindung sowie durch die Vegetation und mit organischen Substanzen.

Für die Korngrößenfraktionierung wurden vier Geschiebemergelproben aus dem Kuppen- bis oberen Unterhangbereich ausgewählt, die anhand von Voruntersuchungen als pedogen möglichst unbeeinflusst anzusehen waren (s. Tab. 1).

Die folgende Übersicht zeigt den Ablauf der zerstörungsfreien Korngrößenfraktionierung von Geschiebemergelproben:

- Einwaage 600 g
- leichte Ultraschallbehandlung in dest. Wasser
- Absieben der Sandfraktionen in dest. Wasser (insgesamt max. 10 Liter)
- Zugabe einer kleinen Spatelspitze  $Na_2CO_3$  zur Dispergierung der Suspension
- Abschlämmen der Ton- und Schlufffraktionen in großen Standzylindern; zwischenzeitlich eventuell erneute Zugabe von  $Na_2CO_3$  (bis max. ca. 0,015 %)
- insgesamt jeweils mehr als 20 Abschlämmungen; nach jeder Abschlämmung Zentrifugieren der Suspension und Rückführung des überstehenden Wassers in die Standzylinder
- nach dem Abschlämmen Eindampfen des Wassers; Rückstand ist Bestandteil der Tonfraktion
- Korngrößenanalyse der gewonnenen Fraktionen

Die Fraktionierung erfolgte zerstörungsfrei, ohne chemische, lediglich mit leichter Ultraschallbehandlung sowie unter Zusatz geringer Mengen an  $Na_2CO_3$ . Da die Trennung wegen der Anwesenheit der Ca-Carbonate - trotz mehr als 20-facher Wiederholung der Abschlämmung - nicht ganz vollständig war, wurde an den gewonnenen Schluff- und Sandfraktionen nach Zerstörung der Carbonate eine Korngrößenanalyse durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Körnungsanalyse (z.B. Tab. 2)

Tab. 1: Humus- und Carbonatgehalte (% TS) sowie Korngrößenverteilung (% humus- und carbonatfreie TS) der für die Korngrößenfraktionierung verwendeten Geschiebemergelproben (W = Wald, A = Acker)

Profil	Humus	CaCO <sub>3</sub>	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS
W1 Kuppe	0,14	19,4	16,7	4,8	8,2	10,7	32,6	19,7	7,3
W2 Oberhang	0,11	18,1	16,4	5,4	7,3	12,5	29,5	19,5	6,8
W4 o.Unterhang	0,07	22,2	17,5	4,8	9,3	16,0	33,6	14,8	3,6
A3 Mittelhang	0,12	16,0	17,2	5,6	8,4	13,8	30,1	17,8	6,5

Tab. 2: Gewichtsanteile, Carbonatgehalte (% TS) und Korngrößenverteilung der Körnungsfraktionen der Geschiebemergelprobe W4 (% humus- und carbonatfreie TS)

	Gew.	CaCO <sub>3</sub>	Ton	fU	mU	gU	fS	mS	gS
Ton	17,0	30,1	100,0						100
Feinschluff	8,9	50,2	24,0	79,0					103
Mittel "	9,6	32,5	7,4	6,0	85,5				99
Grob "	15,0	18,1	3,2	0,6	6,5	86,5			97
Feinsand	31,0	10,3	2,0	0,0	0,0	5,6	88,7		96
Mittelsand	14,6	14,4	1,5	0,3	0,1	0,4	7,5	91,8	102
Grobsand	4,0	25,6	5,7	0,6	0,7	0,7	0,3	3,4	93,6

Tab. 3: Spurenelementgehalte in den gewonnenen Körnungsfraktionen (a) und den reinen Fraktionen (b) der Geschiebemergelprobe W2 (bezogen auf humus- und carbonatfreie TS; s. Text)

	Gew. %	Fe g/kg	Mn	Zn	Cu -----mg/kg-----	Pb	Cd
a) Ton	14,8	80	997	185	55	36	1,10
Feinschluff	9,4	47	1209	128	38	37	1,22
Mittel "	9,0	28	909	66	21	27	0,73
Grob "	10,8	13	509	36	9	32	0,37
Feinsand	30,2	6	235	10	6	14	0,28
Mittelsand	19,6	6	189	12	6	11	0,11
Grobsand	6,8	14	358	24	7	17	0,33
Gesamte Probe		20	454	46	16	18	0,44
Σ(X*Gew./100)		21	467	47	15	20	0,45
%		105	103	102	94	111	102
-----							
b) Ton		80	997	185	55	36	1,10
Feinschluff		32	1305	102	30	38	1,27
Mittel "		20	871	44	15	25	0,64
Grob "		9	444	27	6	32	0,30
Feinsand		5	198	5	5	13	0,25
Mittelsand		5	162	9	5	9	0,07
Grobsand		11	351	18	6	16	0,32

Tab. 4: Zink- und Cadmium-Gehalte (mg/kg) in den reinen Korngrößenfraktionen der Geschiebemergelproben W1, W2, W4 und A3 sowie Mittelwerte dieser Gehalte (bezogen auf humus- und carbonatfreie TS).

	Z i n k					C a d m i u m				
	W1	W2	W4	A3	$\bar{x}$	W1	W2	W4	A3	$\bar{x}$
Ton	177	185	190	200	188	1,02	1,10	1,20	1,16	1,12
Feinschluff	112	102	96	103	103	1,13	1,27	1,31	1,03	1,19
Mittel "	48	44	33	41	41	0,54	0,64	0,48	0,46	0,53
Grob "	16	27	9	17	17	0,34	0,30	0,39	0,28	0,33
Feinsand	10	5	7	5	7	0,28	0,25	0,22	0,15	0,22
Mittel "	7	9	7	5	7	0,12	0,07	0,26	0,13	0,15
Grob "	16	18	20	16	17	0,26	0,32	0,28	0,26	0,28
-----										
Gesamte Probe	47	46	47	48	47	0,40	0,44	0,48	0,40	0,43
$\Sigma(X \cdot \text{Gew.}\% / 100)$	49	47	47	46	47	0,44	0,45	0,50	0,39	0,44
%	104	102	100	97	100	110	102	104	98	103

Tab. 5: Mittlere Spurenelementgehalte in den Korngrößenfraktionen von jungpleistänem Geschiebemergel der kuppigen Grundmoräne nördlich des Selenter Sees, Ostholstein (Mittelwert aus den Gehalten in den Fraktionen der vier Geschiebemergelproben W1, W2, W4 und A3; bezogen auf humus- und carbonatfreie TS)

	Fe	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
	g/kg	-----mg/kg-----				
Ton	82,5	875	188	51,5	37,6	1,12
Feinschluff	33,4	1165	103	23,2	24,5	1,19
Mittel "	17,2	668	41	12,3	25,1	0,53
Grob "	8,7	414	17	5,5	20,1	0,33
Feinsand	4,1	226	5	4,9	13,8	0,22
Mittel "	3,7	185	5	4,7	13,6	0,15
Grob "	8,4	383	16	6,1	17,9	0,28

zeigen, daß in den Feinschlufffraktionen noch größere Mengen an Ton enthalten sind, daß aber auch die Sandfraktionen nicht unerhebliche Gehalte an feinkörnigen Fraktionen aufweisen, was vor allem auf feinkörniges Material in den Kalkpartikeln zurückzuführen ist.

Die gewonnenen Fraktionen wurden auf ihre Gehalte an Fe, Mn, Zn, Cu, Pb und Cd analysiert (z.B. Tab. 3a), aus denen wiederum zusammen mit den Daten der Körnungsanalyse der Fraktionen die Spurenelementgehalte der reinen Körnungsfraktionen errechnet werden konnten (Tab. 3b). Die Gehalte zeigen jeweils in der Ton- oder Feinschlufffraktion ihr Maximum und nehmen zu den größeren Fraktionen hin mehr oder weniger kontinuierlich ab; wobei der Grad der Abnahme unterschiedlich ist (vgl. Zn und Pb). Vom Fein- bzw. Mittelsand zum Grobsand steigt der Spurenelementgehalt infolge verstärkt auftretender Gesteinsbruchstücke wieder an.

Tab. 6: Tongehalte (%), Cd-Gesamtgehalte (Cdt) und auf der Basis von vier verschiedenen Geschiebemergelproben ermittelte minerogene Cd-Gehalte (Cdm<sub>i</sub>) sowie Mittelwerte und Konfidenzintervalle (95 %) dieser Gehalte (mg/kg TS) in den Böden W1 (Kuppe) und W8 (Senke) der untersuchten Kleinlandschaft in Ostholstein

Horizont	cm	Ton	Cdm <sub>i1</sub>	Cdm <sub>i2</sub>	Cdm <sub>i3</sub>	Cdm <sub>i4</sub>	Cdm <sub>i</sub>	±	Cdt
W1 Pseudogley-Parabraunerde									
Ah	10	11,7	0,36	0,36	0,40	0,32	0,36	0,03	0,22
AhBv	30	10,0	0,36	0,37	0,41	0,33	0,27	0,03	0,17
BvS	55	13,7	0,40	0,41	0,46	0,37	0,41	0,04	0,25
SBvt	80	16,7	0,41	0,43	0,48	0,39	0,43	0,03	0,41
SBt	130	19,4	0,44	0,45	0,50	0,42	0,45	0,04	0,34
e1C	160	12,9	0,33	0,34	0,37	0,30	0,33	0,03	0,39
W8 Humusgley									
MAh(o)	10	34,3	0,55	0,58	0,62	0,54	0,57	0,03	1,52
MAhGo	32	34,9	0,57	0,60	0,64	0,57	0,60	0,04	1,39
MGr	40	37,1	0,58	0,63	0,66	0,59	0,61	0,04	1,82
fF1	48	42,8	0,61	0,66	0,69	0,62	0,64	0,04	2,03
fF2	56	39,6	0,67	0,73	0,76	0,68	0,71	0,04	1,03
fF3	64	21,8	0,44	0,45	0,49	0,42	0,45	0,03	1,74
fFGr1	79	8,2	0,30	0,29	0,35	0,26	0,30	0,04	0,20
fFGr2	90	15,6	0,42	0,43	0,46	0,38	0,42	0,03	0,28
IIE1CGr	150	15,1	0,36	0,38	0,41	0,33	0,37	0,03	0,29
IIE1C	190	16,5	0,37	0,38	0,41	0,34	0,38	0,03	0,31

Die in Tab. 4 aufgeführten Zn- und Cd-Gehalte zeigen exemplarisch, daß zwischen den vier fraktionierten Geschiebemergelproben im allgemeinen keine sehr großen Unterschiede bestehen. In Tab. 5 sind für alle untersuchten Elemente die Gehalte in den Fraktionen der Geschiebemergelproben jeweils als Mittelwerte dargestellt. Für jeden Horizont der Bodenprofile der untersuchten Landschaft kann aus den Elementgehalten der Korngrößenfraktionen des Ausgangsmaterials (Tab. 5 und 4) und den Gehalten der verschiedenen Körnungsfractionen (Körnungsanalyse) der einzelnen Proben der sogenannte minerogene Soll-Gehalt der Spurenelemente errechnet werden.

$$z.B.: Zn_{mi,j} = (188 \cdot Ton_j + 103 \cdot fU_j + \dots + 16 \cdot gS_j) \cdot 100^{-1} \cdot (100 - Humus_j - CaCO_{3j}) \cdot 100^{-1}$$

mi = minerogener Soll-Gehalt in mg/kg TS (105°C)  
j = Gehalte eines Horizontes  
Ton, fU usw. in % der humus- und carbonatfreien Feinerde (105°C)  
Humus, CaCO<sub>3</sub> in % der TS (105°C)

Als praktisches Beispiel sind in Tab. 6 für zwei ausgewählte Böden der untersuchten Landschaft die minerogenen Cd-Gehalte den Cd-Gesamtgehalten gegenübergestellt. Der Kuppenboden ist demnach in den oberen Horizonten an Cd verarmt, während dem Senkenboden mit dem Hangzugwasser Cd zugeführt worden ist.

Tab. 7: Minerogene Spurenelementgehalte und Konfidenzintervalle (95 %) für typische Bodenarten jungpleistozäner und holozäner Sedimente (bezogen auf humus- und carbonatfreie TS)

	Eisen	+	Mangan	+	Zink	+	Kupfer	+	Blei	+	Cadmium	+
	g/kg						mg/kg					
T	68,8	2,3	810	74	158	7,4	43,3	2,9	34	3,9	0,99	0,06
IT	51,3	1,2	717	61	118	4,6	32,7	2,3	29	2,8	0,83	0,05
stL	36,8	0,2	647	53	86	2,6	24,0	1,9	26	2,2	0,69	0,04
sL	24,3	0,5	526	34	57	1,2	16,6	1,5	22	1,5	0,53	0,04
tS	20,9	0,7	410	23	47	1,1	14,5	1,4	20	1,8	0,42	0,03
IS	16,8	0,9	412	23	38	0,4	12,1	1,3	19	1,2	0,40	0,03
uS	12,0	1,2	430	25	29	1,6	9,2	1,2	18	0,9	0,38	0,04
S	7,5	1,4	297	32	16	1,0	6,5	1,2	16	1,5	0,25	0,03
fS	6,7	0,9	274	42	14	1,6	6,4	1,1	15	0,9	0,27	0,05
gS	9,4	2,0	366	73	20	1,1	7,1	1,9	17	1,8	0,29	0,03

Inwieweit die Spurenelementgehalte der Korngrößenfraktionen der vier Geschiebemergelproben (Tab. 4 und 5) auch für die Bestimmung der minerogenen Gehalte von Böden anderer Landschaften des Jungpleistozäns verwendet werden können, muß im Einzelfall geprüft werden; entscheidend sind hierfür die obengenannten Voraussetzungen. Da in der Literatur bisher keine Angaben über korngößenabhängige geogene oder minerogene Spurenelementgehalte in Böden aus Geschiebemergel vorliegen, sind in Tab. 7 die minerogenen Gehalte für typische Bodenarten (ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE, 1982) aufgeführt, die als grobe Richtwerte für jungpleistozäne und holozäne Sedimente gelten können.

### Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- BLUME, H.P. (1981): Schwermetallverteilung und -bilanz typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel. Z. Pflanzenern., Bodenk. 144, 156-163
- LICHTFUSS, R. und ANDRESEN, H.U. (1983a): Vertikale und laterale Variabilität der Eisen- und Manganhalte in Böden einer jungpleistozänen Kleinlandschaft Ostholsteins. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 36, 7-12
- LICHTFUSS, R. und ANDRESEN, H.U. (1983b): Spurenelementverteilung in jungpleistozänen Bodentoposequenzen Ostholsteins. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 227-232
- LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave und Schwentine. CATENA 8, 251-264
- MUTERT, E. (1978): Untersuchungen zur regionalen Gruppierung von Böden - durchgeführt an einer Kleinlandschaft im schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiet. Diss. Univ. Kiel 224 S.
- SCHLICHTING, E. (1960): Typische Böden Schleswig-Holsteins. Schriftenreihe Landw. Fak. Univ. Kiel, Heft 26
- SCHLICHTING, E. und BLUME, H.-P. (1961). Art und Ausmaß der Veränderung des Tonmineralbestandes typischer Böden aus jungpleistozänen Geschiebemergel und ihrer Horizonte. Z. Pflanzenern., Düng., Bodenk. 95, 227-239

WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN ATMOSPHERISCHEN SÄUREEINTRÄGEN  
UND WITTERUNGSBEDINGTEN VERSAUERUNGSSCHÜBEN IN WALD-  
BÖDEN

von

Matzner, E. +)

Zusammenfassung

Hohe Raten der Säuredeposition in Waldökosystemen führen zu verstärkter Bodenversauerung. Dieser anthropogen ausgelöste Prozeß wird von natürlichen säureproduzierenden und konsumierenden Vorgängen im Boden überlagert. Spitzenbelastungen von Säure (Versauerungsschübe) sind immer dann zu erwarten, wenn als Folge warm/trockener Jahre verstärkte Nitrifikation und Nitratanreicherung im Boden auftritt. An 4 Waldböden unterschiedlichen Versauerungsgrads wurde das Auftreten von Versauerungsschüben verfolgt. Die dabei in der Bodenlösung gemessenen Konzentrationsschwankungen verdeutlichen die ablaufenden Pufferreaktionen und variieren entsprechend dem chemischen Ausgangszustand der Böden auf den verschiedenen Standorten. Die ökotoxikologische Wirkung von Versauerungsschüben auf Feinwurzeln hängt wesentlich von der im Boden vorhandenen Basensättigung am Austausch ab. Saure Depositionen reduzieren die Basensättigung und erhöhen so das Risiko von Wurzelschädigung als Folge witterungsbedingter Versauerungsschübe.





Distribution of Trace and Rare Alkaline and Earth Elements  
in Egyptian Soils

by

Meshref, H.<sup>+</sup>)

The alluvial soils of Egypt reflect the sediments of the Blue Nile and of Atbara river. The valleys and delta sediments derived mostly from weathered granitic rocks of the Abyssinian highland (BALL, 1939). The heavy mineral content of the soils was given by KHADR (1961). These studies showed the abundance of pyroxenes and amphiboles over epidotes and garnet minerals, while the more resistant minerals (zircon, turmaline, rutile, kyanite, staurolite, etc.) were found as traces. Turmaline, ilmenite, rutile, barit, zircon and carnotite are important sources of Ti, Li, B, Ba, Zr and V respectively. These minerals are associated with feldspars, pyroxenes, amphiboles, fluorite, pyrite in granites, sands and sandstones. The objective of this work was to evaluate total trace elements (B, Fe, Ti, V and Zr) and rare alkaline and earth elements (Li and Ba) in representative Egyptian alluvial soils. Some of these elements have not yet been studied in detail because their importance was ignored or their analysis was difficult.

Materials and methods

Six soil profiles represent four soil types varying in their origin. 1.) The Fluvio-marine deposits are influenced by both the Nile and sea. This type is represented by profiles El-Manzala, Dikirnis and Beila. 2.) Recent Nile alluvium deposits are represented by the El-Tal El-Keber profile. 3.) Fluvial Nile sediments are represented by the Edfina profile. 4.) Pleistocene calcareous marine deposits are represented by the North El-Tahrer profile. The collected soil samples were air dried, crushed and finely ground by clean wood rod, then stored in plastic for analysis. The soils were chemically analyzed (E.C. in soil past, pH in water 1:2,5, organic matter (O.M.) and total carbonates according to the standard methods (HESSE, 1971). The particle size fractions were measured by pipette method (LOVEDAY, 1974). The total elements were dissolved by HF and HClO<sub>4</sub> acid mixture (JACKSON, 1960). The concentrations were measured by the atomic absorption and ICP-Emission (PERKIN-ELMER 5000).

Soil Science Dep., Faculty of Agriculture, Mansoura  
Universität Mansoura, Aegypten

## Soil characteristics (Tab. 1)

1. In soils from fluvio-marine deposits: (Profile 1, 2 and 3) the total soluble salts are generally high and their EC values vary between 5 and 46 mmhos/cm. The salinity increases generally with soil depth. This high salt content may be due to the relatively high water table (100-130 cm) which stimulates salt upward movement and to the high evaporation at the surface under arid climate. The pH values are mildly alkaline and vary from 7.3 to 8.5. The total carbonates in these soils vary from 1.8 to 17.5%. The organic matter is low and vary from 0.89 to 1.35%. The organic matter did not change with soil depth. The particle size distribution varies considerably between the soils. Profile Nr.3 contains relatively high amounts of clay (45 to 68). These soils are classified as Torrifluvents.

Table 1: Soluble salts, pH, CaCO<sub>3</sub>, organic matter and particle size distribution of the representative soil profiles.

Profile	depth cm	EC mmh/cm	pH	CaCO <sub>3</sub> %	O.M. %	sand %	silt %	clay %
1 El- Manzala	0- 20	20	7.9	9.5	1.0	45	33	22
	- 40	24	7.9	6.6	1.0	35	26	39
	- 60	33	7.9	7.5	1.4	39	36	25
	- 80	38	7.8	12.6	1.4	39	31	30
	-100	39	7.9	17.5	1.2	41	39	20
	-125	46	7.8	12.5	1.4	36	31	33
2 Dikirnis	0- 20	5.0	8.4	5.8	1.2	41	47	12
	- 40	5.5	8.5	4.8	1.1	44	34	22
	- 60	6.4	8.3	3.4	1.7	40	25	35
	- 80	6.7	8.5	5.1	0.9	53	26	21
	-100	8.1	8.4	4.6	0.9	52	28	19
	-125	9.5	8.2	4.6	1.2	50	23	27
3 Beila	0- 20	30	7.4	2.6	1.8	3	33	64
	- 40	22	7.3	1.9	1.3	4	29	68
	-110	15	7.3	2.6	1.2	6	27	67
	-200	22	7.3	1.8	1.1	10	26	64
	-240	18	7.4	2.9	1.0	18	37	45
4 El- Tal El-Keber	0- 20	4.3	9.5	14.1	1.0	40	22	38
	- 40	3.9	9.3	14.6	1.0	15	22	62
	- 60	2.4	9.3	15.6	1.0	21	20	59
	- 90	2.2	9.3	12.5	1.0	36	21	43
5 Edfina	0- 20	0.5	7.4	1.2	1.2	19	31	48
	- 40	0.4	7.3	4.0	2.9	10	40	50
	- 70	0.5	7.5	5.0	2.0	12	45	43
	-100	0.5	7.6	3.4	1.2	12	26	51
	-120	0.5	8.0	5.8	1.6	9	37	54
6 North El-Tahrer	- 20	0.8	7.6	17.0	1.9	52	31	15
	- 55	0.5	7.6	10.2	0.7	43	37	20
	- 87	2.6	7.5	21.6	0.7	53	36	13
	-110	2.4	7.5	11.9	0.7	52	34	13
	-130	2.2	7.5	9.6	0.7	54	33	13

- 2.) The soil from holocene Nile alluvium Nr.4 "El-Tal E Keber" is characterized by low salinity which decreases with soil depth and by high alkalinity (pH 9.2). This is considered as a typical alkaline soil. The soil contain high amounts of carbonates and also clay. It belongs to the typic Torriorthents.
- 3.) Fluvial Nile sediments are represented by profile Nr.5. This soil is non saline, containing low amounts of total carbonates and high amount of clay which increase with soil depth. This soil belongs to the Xerofluvents.
- 4.) The soil on Pleistocene calcareous marine deposits (Nr6) is a non saline soil, contains high amounts of carbonates, low amounts of organic matter and high amounts of sand. It belongs to the typic Calcorthids.

#### Behavior of elements (Tab. 2 and 3)

Boron: Boron occurs in the soil primarily as boric acid ( $H_3BO_3$ ) or borate. This may be present in solution or adsorbed. The most well known B containing mineral tourmaline is so resistant to weathering that it is of no significance on the soluble levels of B in the soil. The total B in our soil profiles vary from 10 to 260 ppm. The lowest amounts are found in "North El-Tahrer" (10 ppm) and the highest in "Dikirnis" (260 ppm). The soil of "El-Manzala" and "Dikirnis" from Fluvio-marine deposits contain relatively high amounts. These are considered to be high in comparison with soils having the same clay content and soil type. The average in the Vertisols of India is 25 to 50 ppm. In the UdSSR (Uzbekistan) saline alkaline soils on loess and marine clay contain 160 ppm and in Israel saline alluvial soils contain from 130 to 170 ppm (AUBERT, 1977). Boron toxicity can arise in the profiles Nr. 1, 2 and 3, where sodium and calcium borates occur in top soil.

Barium: In the soils Ba varies from 0,14 to 2,3%. Ba generally increases with soil depth in profiles 1, 2, 3,5 and 6. However, in Nr. 4 is a decrease with soil depth. Total Ba in "North El-Tahrer" is relatively low (0.1 to 0.3 %) compared with "Dikirnis" (1,9 to 3.4 %) and "Edfina" (1.8 to 3.5 %). Compared with SWAINE (1955) and AUBERT (1977) our soils contain the same concentrations of Ba. The results show a negative significant correlation between total Ba and carbonates ( $r = -0.43$ ).

Iron: The amount to total Fe in the different profiles vary from 1.6 to 8.1 %. Similar results have been reported by El-RASHIDI et al. (1978). The lowest amounts are found in "North Tahrer" (1.5 to 1.8%) and the highest in "Dikirnis" (6.7 to 8.1%) and "Beila" (6.6 to 8.1). The distribution of Fe varies with the profiles. It increases with soil depth in "El-Manzala" and "Dikirnis" and decreases in "Beila". The other soil profiles have no distinct depth function. The soils are almost homogenous with respect to iron content inspite of "El-Tahrer".

Table 2: Distribution of total trace and rare alkaline and earth elements with depth in the investigated soils.

Profile No. and location	depth cm	B ppm	Ba %	Fe %	Li ppm	Ti %	V ppm	Zr ppm
1 El-Manzala	0- 20	180	1.8	69	30	11.5	360	300
	- 40	160	1.6	63	20	11.7	300	300
	- 60	180	1.5	60	20	11.8	320	300
	- 80	140	1.8	69	20	16.2	360	360
	-100	160	2.1	72	20	17.7	400	380
	-125	200	2.0	74	20	16.7	400	360
2 Dikirnis	0- 20	240	1.9	67	20	17.5	400	400
	- 40	240	2.0	67	20	16.1	380	360
	- 60	240	1.9	76	20	16.3	360	360
	- 80	260	2.1	81	20	18.4	420	400
	-100	200	2.6	81	20	23.1	480	420
	-125	240	3.4	80	20	20.7	420	400
3 Beila	- 20	100	1.8	77	30	18.6	420	380
	- 40	100	1.7	81	30	18.3	400	400
	-110	80	2.0	79	20	18.0	380	380
	-200	80	2.0	74	20	16.0	360	320
	-240	60	2.1	66	20	16.2	340	280
4 El-Tal El-Keber	0- 20	240	1.5	57	20	9.8	360	260
	- 40	160	1.6	56	20	9.8	380	260
	- 60	80	1.2	57	20	9.3	340	240
	- 90	80	1.3	57	20	9.6	320	240
5 Edfina	0- 20	40	1.8	68	20	17.0	340	320
	- 40	80	1.8	72	20	17.5	380	340
	- 70	40	1.8	64	20	17.0	380	340
	-100	60	3.5	71	20	16.6	360	340
	-120	60	1.9	68	20	17.3	360	320
6 North El-Tahrer	0- 20	10	0.1	16	10	3.9	100	20
	- 55	10	0.2	15	10	2.6	140	40
	- 87	10	0.1	17	10	3.2	180	20
	-110	10	0.3	18	10	4.7	160	20
	-130	10	0.1	16	10	2.9	160	10

Correlations between total Fe and EC.-value ( $r = 0.39$ ), clay content ( $r = 0.49$ ), sand content ( $r = -0.45$ ) and carbonates ( $r = -0.60$ ) are significant.

Lithium: Total lithium varies from 10 to 30 ppm. Similar results have been reported by PIAS (1968) in clay and sandy sediments in Chad, and by VINOGRADOV (1959) in saline alkali soils and solonchaks of UdSSR. Table 2 shows no depth-function of Li in the soils. It is only slightly higher in the surface layers. The highest amounts were found in "Beila" and "El-Manzala" and lowest in "North Tahrer". There is a positive significant correlation between total Li and clay content ( $r = 0.54$ ) and EC value ( $r = 0.42$ ) and negative correlation with carbonates ( $r = -0.51$ ) and sand ( $r = -0.52$ ).

Table 3: Correlation coefficients for some characteristics and total element content of the studied soils ( $Y = a \pm bx$ )

( $r_{5\%} = 0.35$ ,  $r_{1\%} = 0.45$  and  $r_{0.1\%} = 0.56$ )

Element	EC		pH		carbonate	
	a $\pm$ bx	r	a $\pm$ bx	r	a $\pm$ bx	r
B	-	0.30	7.4+0.004	0.53	-	-0.14
Ba	-	0.05	-	-0.10	16.0-0.004	-0.43
Fe	-3.2+2.5	0.39	-	0.11	17.7-1.560	-0.60
Li	-9.6+1.11	0.42	-	0.10	16.7-0.450	-0.51
Ti	-	0.31	-	-0.04	17.2-0.001	-0.66
V	-	0.32	-	0.27	17.8-0.028	-0.48
Zr	0.16+0.04	0.38	-	0.13	15.3-0.020	-0.57
	Sand		Silt		Clay	
B	-	0.29	-	-0.22	-	-0.16
Ba	-	0.06	-	0.07	-	0.07
Fe	54.4-3.73	-0.45	-	-0.17	10.5+4.3	0.49
Li	66.1-1.77	-0.62	-	-0.13	-1.52+1.97	0.54
Ti	48.6-0.001	-0.39	-	0.22	20.4+0.001	0.36
V	56.4-0.073	-0.38	-	-0.13	-	0.18
Zr	47.5-0.055	-0.40	-	-0.075	19.3+0.058	0.40

Titanium: Titanium is often not a trace element. In most rocks it is found in higher concentrations. However, these vary with the type of rock. The soil titanium of different regions of the globe has been extensively studied. The Ti in our soils vary from 0.26 and 2.31%. The highest amount was found in "Dikirnis" and the lowest in "North Tahrer". AUBERT (1977) reported total titanium concentrations of arid and semiarid regions from 170 ppm to 2%. The data show that there are small changes with soil depth in "El-Keber, Edfina and North Tahrer". However, the amounts increase with soil depth in "El-Manzala and Dikirnis" and decrease in "Beila". The titanium in Egyptian soils may occur as fine crystals of rutile and anatase or ilmenite. The correlation coefficient for all soil samples shows significant correlations with clay content ( $r = 0.36$ ), sand content ( $r = -0.39$ ) and carbonates ( $r = -0.66$ ).

Vanadium: Although there is not yet evidence that V is essential for plants, beneficial effects of traces of V on plant growth have been reported (PRATT, 1966). The data show amounts of V varying from 100 to 480 ppm. The highest amounts were found in "Dikirnis" and the lowest in "North Tahrer". AUBERT (1977) reported that Mediterranean red soils are often rich in V (70 to 180 ppm).

V decreases with soil depth in "El-Tal El Keber, Beila, Edfina and North-Tahrer" but increases in "El-Manzala" and "Dikirnis". Significant correlation exist only to carbonates ( $r = -0.48$ ) and sand ( $r = -0.38$ ).

Zirconium: The amounts of Zr in the investigated profiles vary from 10 to 420 ppm. Zr. increases with depth in "El-Manzala" and "Dikirnis". The distribution of Zr in profiles Nr. 1 and 2 shows layers from 0 to 60 cm and deeper 60 cm. While the distribution of Zr varies within the other profiles without a definite trend. Zr correlates positively with clay content ( $r = 0.40$ ) and EC value ( $r = 0.39$ ) and negatively with carbonates ( $r = -0.57$ ) and sand ( $r = -0.40$ ).

The highest content of the investigated elements occur in the soils on fluvio-marine sediments the lowest on the calcareous marine deposits. The variations are highly related to the parent material of each profile. Generally the element content show negative correlations with the carbonates and sand content and a tendency to positive correlations with clay content:

#### Literature:

- AUBERT, H. and M. PINTA (1977): Trace elements in soils. Elsevier Sci. Publ. Comp.
- BALL, J. (1939): Contribution to the geography of Egypt. Surv. Dept. Ministry of Finance, Government press, Cairo.
- EL-NENNAH, M., A.S. Ismail and K. EL-HALAWANY (1980): Preliminary studies on some micronutrients in recently reclaimed soil in Egypt. *Egypt. J. Soil Sci* 20 (2): 145-149.
- EL-RAHIDI, M.A., A. SHEHATA and H. HAMDI (1978): Estimation of Fe and Mn solubility in saline alkaline soils by the use of some chemical solutions. *Egypt. J. Soil Sci.* 18 (2): 217-231.
- HESSE, P.R. (1971): A textbook of soil chemical analysis. John Murray, London, Great Britain.
- JACKSON, N.L. (196): Soil chemical analysis. Prentise Hall, INC., Englewood Cliffs.
- KHADR, M (1961): Heavy residues of some Egyptian soils. *Geologie en mijnbouw* 40.
- LOVEDAY, J. (1974): Method for analysis of irrigated soils. C.A.B.
- PIAS, J. (1968): Contributions a l'etude des formations sedimentaires tertiaires et quaternaires de la cuvette tchadienne et les soils qui en derivent. These, Paris p 425.
- PRATT, P.F. (1966): Vanadium pp. 508. In: Mengel, K. and E.A. Kirkby. Principles plant nutrition. Inter. Potash. Instit. Berne, Switzerland, 1978.
- SWAINE, D.J. (1955): The trace elements content of soil. *Commonw. Bur. Soil Sci. Tech. Commun* 48.
- VINOGRADOV, A.P. (1959): The geochemistry of rare and depressed chemical elements in soils (translated from Russian). Consultants Bureau, New York 209 pp.

Acknowledgements: The author thanks Prof. Dr. K. Stahr, Berlin, for his interest and the possibility to work in his laboratories.

Wirkung hoher Kalkgaben und verschiedener Kalkformen  
auf den Humusgehalt und die Kalkbilanz auf nord-  
deutschen Sandböden

von

Müller, R., H. Wildhagen u. B. Meyer<sup>+)</sup>

1. Einleitung

Hohe Kalkdüngungen führen nach landläufiger Meinung zu starkem Humusabbau . Dieser Sachverhalt wäre besonders auf Sandböden von besonderer Bedeutung, weil auf diesen Böden eine Verringerung des Humusgehaltes eine drastische Verschlechterung der Bodenfruchtbarkeit bedeuten würde, da auf leichten Böden der Humus der Hauptspeicher für Nährstoffe und Wasser ist .

Von SCHACHTSCHABEL (1953) und KICK (1956) wurde bei standortgemäßer Kalkung (Kalkmenge, die zum Erreichen des pH-Zieles notwendig ist) nur unbedeutende Veränderungen des Humusgehaltes gefunden .

Die vorliegende Arbeit untersucht zum einen den Einfluß langjähriger, hoher Kalkdüngung mit Kohlensaurem Kalk, Hüttenkalk und Konverterkalk (50 - 120 dt/ha CaO + MgO in 7 Jahren) auf den Humusgehalt in drei norddeutschen Sandböden .

Der zweite Schwerpunkt dieser Arbeit ist die Erstellung einer Kalkbilanz . Aus vielen Lysimeterversuchen ist bekannt, daß die jährliche Ca-Auswaschung 100 - 1000 kg/ha betragen kann (AMBERGER und SCHWEIGER, 1979) .

In den vorliegenden Feldversuchen wird der Auswaschungsverlust kalkuliert . Die Messung der Bodenvorratsveränderung geschieht anhand der Kalkbedarfsbestimmung und der Bestimmung der effektiven Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{eff}$ ) für den Bodenraum bis 90 cm Tiefe . Aufgrund des bekannten Kalkeintrages und des ebenfalls ermittelten Pflanzenentzuges kann somit auch für Feldversuche die Kalkauswaschung ermittelt werden .

2. Material und Methoden

Die untersuchten Versuche (Kenndaten s. Tab. 1) stammen aus dem Versuchsprogramm der Thomasphosphat- und Hüttenkalkindustrie<sup>1)</sup>. Es handelt sich um langjährige Kalkformenversuche mit Kohlensaurem Kalk ( $CaCO_3$ ), Hüttenkalk (HüKa) und Konverterkalk (KoKa).

---

<sup>+)</sup> Inst. für Bodenwissenschaften, Uni Göttingen, Von-Sieboldstr.4, 3400 Göttingen

Für die drei Kalkvarianten wurden pro Versuch äquivalente Mengen an CaO + MgO gedüngt (s.Tab. 2). Die Kalkwirkung der eingesetzten NPK-Dünger wurde bei der Berechnung der Kalkmenge berücksichtigt. Die Versuche wurden als Blockanlage mit vierfacher Wiederholung angelegt (Parzellengröße: 5x10 m). Die ausgebrachte Menge an MgO wurde zum CaO-Gehalt addiert und ebenso berechnet.

Der Humusgehalt wurde durch Verbrennen und anschließender gaschromatographischer C-Bestimmung ermittelt. (Verbrennen bei 1200°C; C-Gehalt x 1,724)

Der Kalkbedarf wurde nach der Methode von SCHACHTSCHABEL (1951) für das pH-Ziel 7,0 festgestellt.

Die effektive Kationenaustauschkapazität ( $KAK_{eff}$ ) wurde in Abwandlung nach Mehlich (THUN et al., 1955) mit ungepufferteter  $BaCl_2$ -Lösung bestimmt. Diese  $KAK_{eff}$  (mval Ba/100 g Boden) gibt die KAK beim natürlichen pH des Bodens an.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Auswirkungen der Kalkung auf den pH-Wert

Primär soll durch eine Kalkung die Bodenreaktion in einen für die Kulturpflanzen günstigen Bereich gebracht werden. Da zudem der pH-Wert ein charakteristischer Bodenkenwert ist, wird auch der Einfluß der Kalkung auf diese Größe gezeigt (Tab.3).

- Durch die eingesetzte Kalkdüngung steigt der pH-Wert  $\phi$  um 1. pH-Einheit.
- Zwischen den 3 Kalkvarianten ist hinsichtlich der pH-Wirkung kein signifikanter Unterschied festzustellen.
- Schon zwei Jahre nach der letzten Kalkung ist eine langsame pH-Wertabsenkung zu verzeichnen.

#### 3.2 Einfluß der Kalkung auf den Humusgehalt

Im Versuch Visselhövede war der Humusgehalt vor Versuchsbeginn auf einem relativ niedrigen Ausgangsniveau (1,93 %), welches auch durch die sehr hohe Kalkgabe nicht beeinflußt wurde. Möglicherweise ist der untere Humusgrenzwert, wie VÖLKER (1980) ihn vermutet, bereits erreicht (s.Abb. 1).

In den Versuchen Schneverdingen und Tensfeld ist tendenzmäßig eine unterschiedliche Wirkung der Kalkformen auf den Humusgehalt zu erkennen (s.Abb. 1).

Im Eisenhumuspodsol bei Schneverdingen zeigt die HüKa-Variante und in der Sauren Braunerde bei Tensfeld die  $CaCO_3$ -Variante eine schwache Humusgehaltserhöhung. Dieser Effekt kann unter Vorbehalt als standortspezifische Wirkung angesehen werden, die wohl hauptsächlich von der Humusform abhängt. Im Versuch Schneverdingen beträgt das C/N-Verhältnis 22-26/1, während im Versuch Visselhövede und Tensfeld ein C/N-Verhältnis von 12-14/1 gemessen wurde.

Im Versuchszeitraum ist im Versuch Schneverdingen der Humusgehalt der Krume von 3,84 % auf 3,00 % gefallen. Dieser relativ hohe Humusabbau kann jedoch nicht

<sup>1)</sup> Herrn Dr. Munk, Versuchsanstalt Kamperhof, danken wir für die gute Kooperation



durch die Kalkdüngung verursacht worden sein, da 1982 auch die 0-Variante einen gleichermaßen verringerten Humusgehalt aufweist, wie die gekalkten Varianten. Möglicherweise wurde die Humusgehaltsverringerung durch tieferes Pflügen (Krumenvertiefung) verursacht. Im Versuch Tensfeld wurde der Humusgehalt im Versuchszeitraum erhöht. Im Vergleich zum Ausgangswert (1974: 2,98 %) stieg der Gehalt auf  $\bar{\phi}$  3,40 % (1982) an. Als Hauptursache ist der ungewöhnlich hohe Einsatz an organischer Düngung (und nicht die Kalkung!) anzusehen.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß der Einfluß der Kalkdüngung auf den Humusgehalt der untersuchten Sandböden unbedeutend ist; andere Faktoren haben einen deutlich höheren Einfluß.

### 3.3 Kalkbilanz nach langjährig hoher Kalkdüngung

Zur Erstellung einer Bilanz benötigt man die Input- und Outputgrößen. Die Differenz dieser Parameter ist der Betrag, der im System noch vorhanden, also angereichert ist oder aus dem System entzogen wurde.

Da im Feldversuch die Ca- und Mg-Auswaschung nur aufwendig gemessen werden kann, wird in dieser Arbeit die im Boden angereicherte Menge dieser Elemente bestimmt. Zur Messung der "Kalkanreicherung" werden einerseits die Kalkbedarfsbestimmung (Methode A) und andererseits die effektive Kationenaustauschkapazität (Methode B) gewählt.

Die Veränderung der Kalkversorgung in den gekalkten Varianten wird aus der Differenz zwischen den Werten der Kalkvarianten und der 0-Variante berechnet (s.Tab. 4). Mit den beiden Methoden der Kalkanreicherungsberechnung werden auf den Standorten Schneverdingen und Tensfeld ca. 60 - 96 % der gedüngten Kalkmengen im Boden bis 90 cm Tiefe nachgewiesen, während im Versuch Visselhövede nur 41 - 53 % (Methode A) bzw. 32 - 39 % (Methode B) der gedüngten 120 dt/ha CaO + MgO festgestellt werden.

In der Regel liegen die Werte der Methode B unter den Werten der Methode A. Mit beiden Methoden wird jedoch ein gleiches Verhältnis der Kalkanreicherungen zwischen den Varianten und den Standorten erzielt. Auch die Größenordnung der vergleichbaren Werte ist übereinstimmend. Die höchste Kalkanreicherung im Boden wird durchschnittlich für die CaCO<sub>3</sub>-Variante ermittelt. Die mit beiden Methoden nachgewiesene geringere Kalkanreicherung bei Hüttenkalk und Konverterkalk führt zu der Annahme, daß die silikatischen Kalkdünger zum Teil dauerhafte, schwerlösliche Ca-Silikat-Verbindungen enthalten oder im Boden bilden, die mit den angewandten Methoden nicht erfaßt werden.

Anhand der Veränderung des Kalkvorrates im untersuchten Bodenraum kann nun eine Kalkbilanz (s.Tab.5) erstellt werden, mit der die Kalkauswaschung berechnet wird. Entsprechend den Schwankungen der Kalkanreicherungswerte werden für die Kalkvarianten unterschiedliche Auswaschungsmengen ausgewiesen. Die in einigen Varianten vorkommenden, negativen Werte können nur bedeuten, daß keine Auswaschung aus dem Boden bis 90 cm Tiefe erfolgte.

Niedrige Kalkauswaschungswerte ergeben sich für die Versuche Schneverdingen und Tensfeld (30-150 bzw. 0-230 kg/ha x a<sup>-1</sup> CaO + MgO); im Versuch Visselhövede werden hingegen hohe Auswaschungsverluste (ca. 800 kg/ha x a<sup>-1</sup> CaO + MgO) deutlich. Dies ist ein klarer Beweis dafür, daß Kalkgaben von 20 dt/ha jährlich zu hoch sind.

In der Kalkbilanz ergeben sich für die langsam löslichen, kieselsäurehaltigen Kalke höhere Auswaschungswerte, als für die CaCO<sub>3</sub>-Varianten. Dies Ergebnis ist allerdings zu bezweifeln, da sowohl KAPPEN (1950) als auch VETTER (1980) fanden, daß der Hüttenkalk langsamer als der CaCO<sub>3</sub> gelöst und ausgewaschen wird. Die silikatischen Ca-Verbindungen wurden bei den in dieser Arbeit gewählten Methoden der Kalkanreicherungsbestimmung anscheinend nicht vollständig erfaßt, worauf die in diesen Varianten festgestellten hohen Gehalte an wasserlöslicher Kieselsäure hindeuten.

Zur Kalkbilanz kann abschließend gesagt werden, daß anhand der Kalkbedarfsbestimmung und der KAK<sub>eff</sub>-Messung die Veränderung des Kalkhaushaltes im Boden gut charakterisiert werden kann.

#### 4. Literatur

AMBERGER, A. und P. Schweiger (1979) : Ca-Bilanz und Ca-Auswaschung in einem lang-jährigen Lysimeterversuch. - Z.f. Acker- und Pflanzenbau, 148, 393-402

KAPPEN, H. (1950) : Die Hochofenschlacke (HK) als Mittel zur Verbesserung des Bodens und zur Steigerung der Ernte. - Verl. Paul Parey, Berlin/Hamburg

KICK, H. (1956) : Beobachtungen über den Abbau organischer Masse im Boden unter dem Einfluß der Kalkung. - Z.f. Pfl.-ernährung, Düngung, Bodenk., 74, 1-10

SCHACHTSCHABEL, P. (1951) : Die Methoden zur Bestimmung des Kalkbedarfs im Boden. Z.f. Pfl.-ernährung, Düngung, Bodenkunde, 54, 134-145

SCHACHTSCHABEL, P. (1953) : Die Umsetzung der organischen Substanz des Bodens in Abhängigkeit von der Bodenreaktion und der Kalkform. Z.f. Pfl.-ernährung, Düngung, Bodenkunde, 61, 146-163

THUN, R., R. HERRMANN und E. KNICHMANN (1959) : Untersuchung von Böden (Methodenbuch). 3. Aufl., Neumann Verlag, Berlin

VETTER, H. und A. KLASING (1980) : Kalksteigerungsversuch Frisoyle. - Landwirtschaftsblatt-Weser-Ems, 127 (14), 77-80

VÖLKER, U., W. HEISIG und G. MÜLLER (1980) : Mehrjähriger Einfluß von Bearbeitungs- Düngungs- und Fruchtfolinemaßnahmen auf die Humusdynamik. Arch. Acker- u. Pfl.-bau u. Bodenkunde, Berlin, 24, 107-114

Tab. 3: Einfluß und Nachwirkung hoher Kalkdüngung auf den pH (CaCl<sub>2</sub>)-Wert in drei Sandböden

Standort	Schneverdingen			Visselhövede			Tensfeld		
	1975	1980	1982	1974	1980	1982	1974	1980	1982
Jahr									
Variante									
ohne Kalk	4,8	4,5	4,6	5,4	5,2	5,2	5,2	4,9	4,9
CaCO <sub>3</sub>		5,8	5,4	5,7	6,2	6,0	5,2	5,8	5,8
HÜKa		5,6	5,3	5,3	6,1	6,1	5,3	5,7	5,6
KoKa		5,7	5,2	5,3	6,4	6,3	5,4	5,7	5,5

Tab. 1: Charakteristik der Versuchsstandorte

Standort	Schneverdingen	Visselhövede	Tensfeld
geogr. Lage	Kr. Soltau/Fallingbostel	Kr. Rotenburg/Wümmel	Kr. Bad Segeberg
geol. Herkunft	Flugsande über Geschiebe u. Kies	Geschiebe u. Decksand über glazifluvialen Kies, Sand	Geschiebemergel der Weichselzeit
Bodentyp:	Eisenhumuspodsol	Bänderparabraunerde	Saure Braunerde
Bodenart:	Sand (S)	schluffiger Sand	lehmgiger Sand
Korngrößenverteilung: (mm)			
<0,002	2,2	4	8,4
0,002-0,02	3,3	2	9,9
0,02-0,06	5,2	15	18,3
Ackerzahl:	21	30	30
Niederschlag: (mm)	791	691	776
Bodenanalyse zu Versuchsbeginn:	1975	1974	1974
pH (CaCl <sub>2</sub> )	4,5	5,4	5,3
org. Subst. (%)	3,84	1,94	2,98
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (CAL) (mg/100g)	13	9	13
K <sub>2</sub> O (CAL) (mg/100g)	9	13	17

0,77

0,21

0,39 60 5%

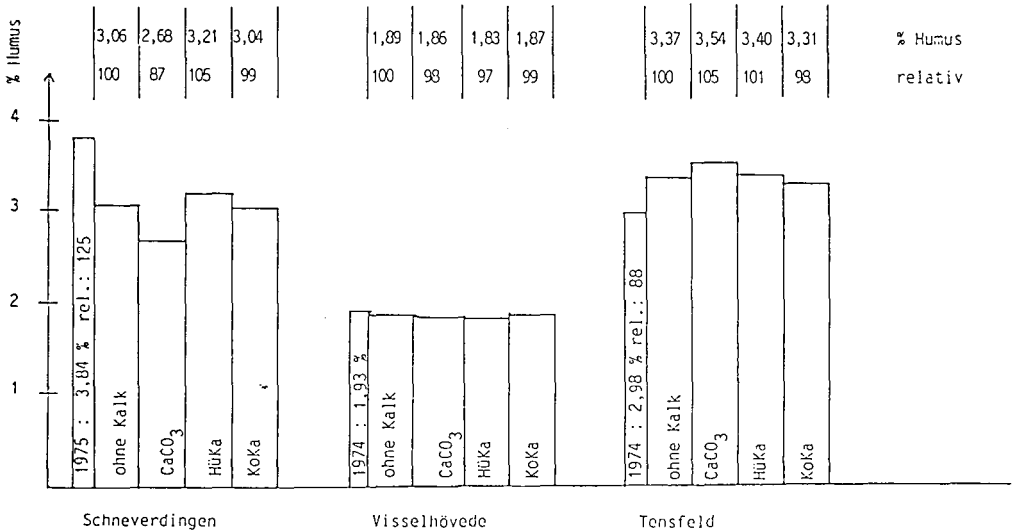


Abb. 1: Humusgehalte im Oberboden von drei Sandböden nach langjähriger, hoher Kalkung mit verschiedenen Kalkformen, 1982

Tab. 2: Im Versuchszeitraum gedüngte Kalkmengen und organische Düngung

Standort	Schneverdingen	Visselhövede	Tensfeld
Kalk-Düngung (CaO+MgO)	dt/ha	dt/ha	dt/ha
1974/75-1980 jährlich	50 10	120 20	62 5-16
organ. Düngung (1975-1982)	422	15	1252

Tab. 4: Kalkanreicherung in den Kalkvarianten, 1975-1982

Berechn.-grundl.		Methode A <sup>1)</sup>			Methode B <sup>2)</sup>		
Varianten		CaCO <sub>3</sub>	HüKa	KoKa	CaCO <sub>3</sub>	HüKa	KoKa
Ort	Tiefe (cm)	(dtCaO+MgO / ha)					
Schneverdingen	0-25	24,0	25,0	19,0	22,9	19,1	17,5
	25-55	15,0	8,0	15,0	13,8	8,7	5,7
	55-90	9,0	2,0	12,0	8,3	2,0	8,5
		48,0	35,0	46,0	45,0	29,8	31,7
Visselhövede	0-30	31,0	30,0	34,0	27,1	25,9	30,2
	30-60	18,0	17,0	22,0	16,8	13,5	13,4
	60-90	3,0	2,0	6,0	2,8	1,6	4,4
		52,0	49,0	62,0	46,7	41,0	48,0
Tensfeld	0-30	31,0	19,0	14,0	35,1	26,3	18,8
	30-60	14,0	12,0	9,0	12,8	8,1	5,5
	60-90	11,0	17,0	14,0	7,1	11,5	9,0
		56,0	48,0	37,0	55,0	45,8	33,3

1) Methode A :

Differenzwerte zwischen den Werten der Kalk- und O-Varianten bei der Kalkbedarfsbestimmung nach Schachtschabel (=verminderter Kalkbedarf) (pH-Ziel : 7,0 )

2) Methode B :

Differenzwerte zwischen den Werten der Kalk- und O-Varianten bei der Ca- und Mg-Gehaltsbestimmung der KAK<sub>eff</sub> - Messung (=erhöhter Kalkgehalt an den Austauschern)

Tab. 5: Kalkbilanz des Bodenraumes bis 90 cm Tiefe ; (dt/ha CaO + MgO), 1975-1982

Ort	Schneverdingen			Visselhövede			Tensfeld		
	CaCO <sub>3</sub>	HüKa	KoKa	CaCO <sub>3</sub>	HüKa	KoKa	CaCO <sub>3</sub>	HüKa	KoKa
CaO-,MgO-Zufuhr	50,0	50,0	50,0	120,0	120,0	120,0	62,0	62,0	62,0
CaO-,MgO-Anreicherung :									
Methode A <sup>1)</sup>	48,0	35,0	46,0	52,0	49,0	62,0	56,0	48,0	37,0
Methode B <sup>2)</sup>	45,0	29,8	31,7	46,7	41,0	48,0	55,0	45,8	33,3
CaO-,MgO-Verlust :									
CaO-,MgO-Entzug	6,9	7,5	7,0	10,3	10,4	11,3	11,9	13,3	12,7
CaO-,MgO-Auswaschung :									
Methode A	- 4,9	7,5	- 3,0	57,7	60,6	46,7	- 5,9	0,7	12,3
Methode B	1,9	11,0	10,4	63,0	68,6	70,7	- 4,9	2,9	16,0

1) A = Differenzen der Kalk- und O-Varianten bei der Kalkbedarfsbestimmung

2) B = Differenzen der Kalk- und O-Varianten bei der KAK<sub>eff</sub>-Bestimmung

Der Einfluß chemischer Eigenschaften von Huminstoffen  
auf die Bindung substituierter s-Triazine

von  
Müller-Wegener, U.\*

Die als Herbizide u.a. im Reis- und Gemüsebau eingesetzten s-Triazine werden durch Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexe (EDA-Komplexe) an die Huminstoffe des Bodens gebunden (Müller-Wegener, 1977). Es konnte gezeigt werden, daß die molekularen Eigenschaften der Triazine auf die Bindung einen entscheidenden Einfluß haben (Müller-Wegener, 1983). Zu klären verbleibt, und dies ist Gegenstand der folgenden Darstellung, in wie weit auch der zweite Bindungspartner, die Huminstoffe, mit seinen physikalisch-chemischen Eigenschaften auf Umfang und Qualität der Komplexbildung Einfluß nimmt.

Für eine Reihe unterschiedlicher Azine wurde die Reaktion ausgesprochenen Elektronenakzeptoren gegenüber geprüft, wofür als Modellverbindungen Chinone mit unterschiedlichen Substituenten Verwendung fanden. In den Differenzspektren im sichtbaren und ultravioletten Bereich, jeweils die Reaktionslösung gemessen gegen die Summe der Einzelproben, ergaben sich neue konzentrationsabhängige Absorptionen, die als die Elektronenüberförungsbanden der gebildeten Komplexe zu interpretieren waren (Briegleb, 1961). Ein Beispiel ist in der Abb. 1 dargestellt.

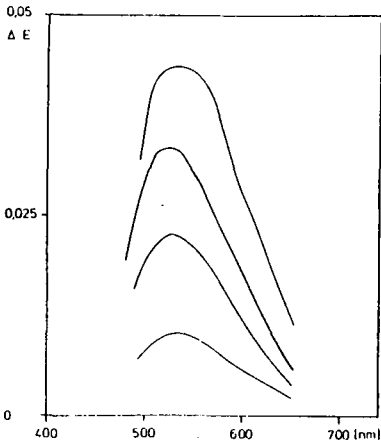


Abb. 1: Differenzspektren der gebildeten Komplexe aus p-Chloranil und 2-Aminopyridin

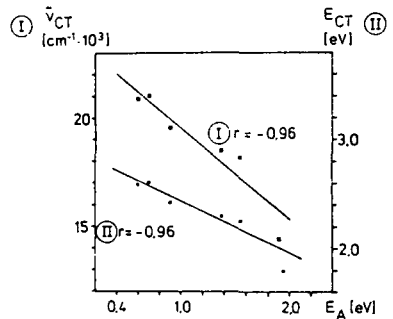


Abb. 2: Lage (I) und Energie (II) der Elektronenüberförungsbanden als Funktion der Elektronenaffinität für die Reaktion von 2-Aminopyridin mit chinoiden Akzeptoren

\*Inst. f. Bodenkundl. u. Biochemie im System Boden, von-Siebold-Str. 2, D-3400 Göttingen

Aus diesen konnten für die EDA-Komplexe aus den Triazinen und den Chinonmodellverbindungen neben der Absorptionsstelle ( $\lambda_{\max}$ ) des Komplexes auch dessen Extinktionskoeffizient und die Bildungskonstante errechnet werden (Müller-Wegener, 1983).

In der Abb. 2 zeigt die Lage der Elektronenüberförungsbanden, ausgedrückt in Wellenzahlen ( $\tilde{\nu}$ ) eine deutliche Abhängigkeit von der Elektronenaffinität der eingesetzten Akzeptormoleküle. Daß sich damit auch eine gleichgerichtete Abhängigkeit für die Energie der Elektronenüberförungsbande ( $E_{CT}$ ) ergibt, ist nicht verwunderlich, da Energie und Wellenzahl einander proportional sind ( $E = h \cdot c \cdot \tilde{\nu}$ ). Nun ist einerseits die Elektronenaffinität nur für eine relativ geringe Anzahl von Akzeptoren bekannt, andererseits aber auch eine Größe, die nicht allen molekularen Gegebenheiten Rechnung trägt (Briegleb, 1964). Es scheint daher geeigneter für die Beschreibung der Akzeptoreigenschaften der verwendeten Moleküle, das rein experimentell bestimmte Redoxpotential z. B. in Form des Halbwellenpotentials heranzuziehen. Für die Auftragung der Wellenzahl der Elektronenüberförungsbande gegen das Redoxpotential der eingesetzten Akzeptormoleküle ergibt

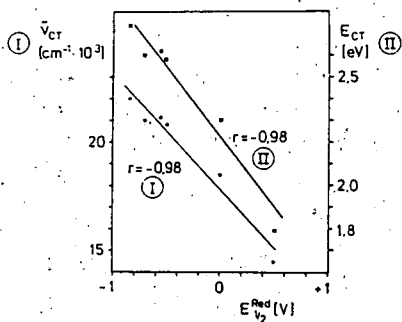


Abb. 3: Lage (I) und Energie (II) der Elektronenüberförungsbanden als Funktion des Halbwellenpotentials der Akzeptoren für die Reaktion von 2-Aminopyridin mit chinoiden Akzeptoren

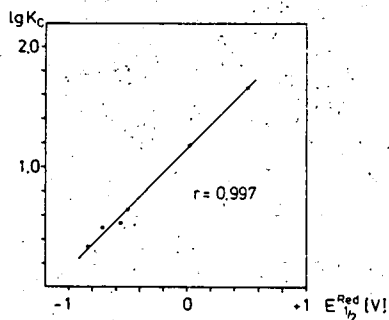


Abb. 4: Komplexbildungskonstante ( $K_C$ ) als Funktion des Halbwellenpotentials der Akzeptoren für die Reaktion des 2-Aminopyridins mit chinoiden Akzeptoren

sich eine lineare Abhängigkeit (Abb. 3): Steigendes Halbwellenpotential, entsprechend auch steigender Akzeptorqualität ist mit sinkender Energie und abnehmender Wellenzahl der Elektronenüberförungsbande verbunden.

Daß auch der quantitative Aspekt der Komplexbildung ähnlichen Abhängigkeiten unterliegt, kann der Abb. 4 entnommen werden. Hier ist die Komplexbildungskonstante als  $\lg K_C$  aufgetragen gegen das Halbwellenpotential der unterschiedlichen Akzeptoren für den Donator 2-Aminopyridin. Steigendes Halbwellenpotential ist hier verbunden mit einer Intensivierung der Komplexbildung.

Werden nun an Stelle der definierten Elektronenakzeptoren Huminsäuren mit den Heterocyclen zur Reaktion gebracht, so ist die Auswertung der Ergebnisse einigen Problemen unterworfen, denn die Huminsäuren weisen ja keine definierte Struktur auf, somit auch kein einheitliches Teilchengewicht. Die Ermittlung molekularer Daten, etwa der Elektronenaffinität ist damit natürlich nicht möglich. Um dennoch verallgemeinernde Aussagen über den Einfluß der Qualität der eingesetzten Huminstoffe treffen zu können, wurde über ein Redoxsystem, das 3-Ethyl-benzthiazulon-2-azin eine relative Klassifizierung der Huminsäuren bezüglich ihrer reduktiven Eigenschaften vorgenommen (Ziechmann, 1980). Da die eingesetzten Huminstoffe sich diesem Azin gegenüber als Elektronendonatoren zeigten, weisen sich die Akzeptoreigenschaften als reziprok zu den Redoxeigenschaften aus. Wird nun das Redoxverhalten in der Form der durch Huminstoffe reduzierten Menge Azins in Beziehung gesetzt zu der an die Huminstoffe gebundenen Menge Triazin, so ergibt sich ein linearer Zusammenhang (Abb. 5). Hohe reduktive, also niedrige Elektronenakzeptoreigenschaften stehen einer geringen Bindung des Triazins gegenüber. Die Fähigkeit als Elektronenakzeptor bzw. -donator aufzutreten, ist auf strukturelle Eigenschaften der Moleküle zurückzuführen. Bei der Suche nach solchen ergab sich, daß zwischen der Menge reduzierten Azins und dem Gehalt an phenolischem OH der untersuchten Huminstoffe eine Korrelation vorliegt. Hohe Gehalte an phenolischen Strukturen weisen damit eine reduziertere Huminsäure aus, die dann auch verstärkt als Elektronendonator fungiert (Müller-Wegener, 1977). Bei einem geringem Gehalt treten die chinoiden Gruppen mit ihren Akzeptoreigenschaften in den Huminsäuren stärker in den Vordergrund. Die Menge an phenolischen Hydroxygruppen ist mithin geeignet, für den Huminstoff einen Anhalt über seine Elektronen-Donator-Akzeptor-Qualität zu geben. Die Abb. 6 zeigt die Auftragung des Gehalts an

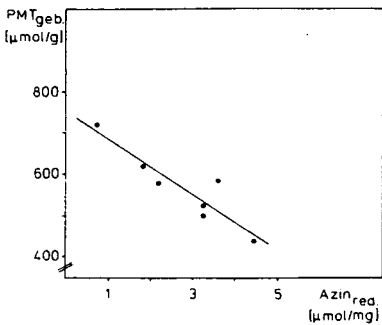


Abb. 5: Menge des an Huminstoff gebundenen Prometryns als Funktion des relativen Redoxpotentials der jeweiligen Huminstoffe ausgedrückt als Menge reduzierten Azins

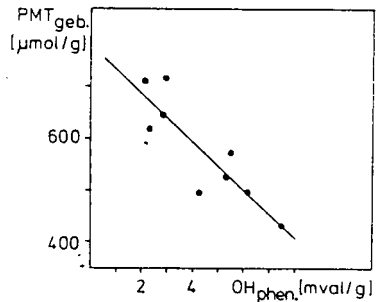


Abb. 6: Menge des an Huminstoffe gebundenen Prometryns als Funktion des Gehaltes an phenolischen Hydroxygruppen der eingesetzten Huminstoffe

phenolischen OH gegen die durch Huminstoffe gebundene Menge Prometryns. Für steigende Gehalte der funktionellen Gruppe in den Huminstoffen wird eine Verringerung der Menge gebundenen Prometryns offensichtlich. Für die natürlichen Huminstoffe können also, wenn auch nur über die Hilfskonstruktion des relativen Redoxpotentials gegenüber dem Azinsystem, die bei definierten Elektronenakzeptoren erarbeiteten Befunde verifiziert werden.

Neben der Spektroskopie im ultravioletten und sichtbaren Bereich liegt mit der IR-Spektroskopie eine weitere Methode vor, die zur Auffindung und Charakteri-

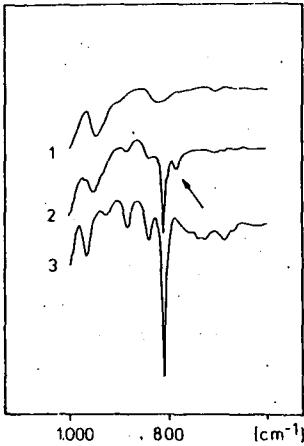


Abb. 7: Ausschnitte der IR-Spektren von Huminsäuren (1), des Ametryns (3) und der Reaktionslösung beider Komponenten mit Ametryn im Überschuß

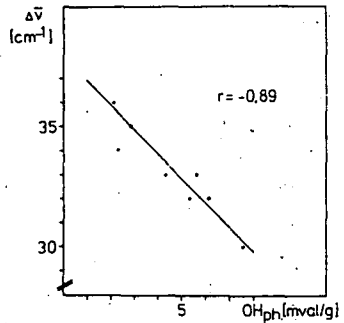


Abb. 8: Verschiebung der Lage der  $\gamma$ -Ringbande des Desmetryns durch die Komplexbildung mit Huminstoffen als Funktion deren Gehaltes an phenolischen Hydroxygruppen

sierung geeignet ist (Müller-Wegener, Ziechmann, 1980). Aus den sehr differenzierten Spektrum der s-Triazine läßt sich besonders eine Bande um  $800\text{ cm}^{-1}$  zur Beobachtung von Änderungen in dem Reaktionsprodukten heranziehen. Die Abb. 7 zeigt die Verhältnisse für das Ametryn (3), den Huminstoff (1) und das Reaktionsprodukt (2) mit einem Überschuß an Triazin. Eine neue Bande tritt auf, deren genaue Lage durch Spreizung der Spektren zu ermitteln ist.

Bei dieser Bande handelt es sich um die out-of-plane-Deformationsschwingung des Triazinrings (Goubeau et al., 1954). Sie ist umso kurzwelliger bei den reinen Triazinen zu finden, je höher die Elektronendichte im aromatischen Ring durch die Substituenten wird (Heckle et al., 1961). Die Ausbildung von EDA-Komplexen mit Huminstoffen bedingt nun, daß diese scharfe, sehr charakteristische Bande in den energieärmeren also langwelligen Bereich verschoben wird. Diese Veränderung ist nur mit einer Verminderung der Elektronendichte im Ring zu erklären,



die durch die Interaktion des Elektronenakzeptors Huminsäure mit dem Elektronendonator Triazin hervorgerufen wird.

Da nun bei der Verwendung eines Triazins aber unterschiedlichen Huminstoffen die betrachtete Bande in den Komplexen auch um unterschiedliche Beträge verschoben wird, ist die Begründung für diese Differenzierung auch in den Huminstoffen zu suchen. Als diese Verbindungsklasse beschreibende Größe bietet sich, wie oben schon dargestellt, wieder der Gehalt an phenolischen Hydroxygruppen an. Da er direkt mit dem relativen Redoxpotential der Stoffgruppe verknüpft ist, kann auch der folgende lineare Zusammenhang interpretiert werden (Abb. 8): Ein hoher Gehalt phenolischer Hydroxygruppen, der ja eine geringere Elektronenakzeptoreigenschaft der Huminstoffe dokumentiert, bedingt auch folgerichtig eine geringere Verschiebung der  $\gamma$ -Ringbande, übt also auch nur einen geringeren Einfluß auf die Elektronendichte im Triazinring aus.

Dieses Verhalten zeigt aber nun nichts Anderes, und hier schließt sich der Ring der diskutierten Experimente, als daß neben dem rein quantitativen Aspekt auch ein deutlicher qualitativer Einfluß der Huminstoffe auf die Triazine besteht. Bei einer eingehenden Beurteilung von Sorptionsphänomenen in Böden müssen also, neben der Menge organischer Substanz, hier besonders der Huminstoffe, da sie im Gegensatz zu anderen organischen Verbindungen des Bodens einem nur geringen Ab- und Umbau unterliegen, auch deren Qualität in Form ihrer chemischen Eigenschaften in die Beurteilung mit einbezogen werden.

### Literatur

- Briegleb, G.                    Elektronen-Donator-Acceptor-Komplexe. Berlin, Göttingen, Heidelberg, 1961
- Briegleb, G.                    Angew. Chem. 76, 326-341, 1964
- Goubeau, J.,  
Jahn, E.L.,  
Kreutzberger, A.,  
Grundmann, C.                J. Phys. Chem. 58, 1078-1081, 1954
- Heckle, W.A.,  
Ory, H.A.,  
Talbert, J.M.                Spectrochim. Acta 17, 600-606, 1961
- Müller-Wegener, U.            Geoderma 19, 227-235, 1977
- Müller-Wegener, U.            Neue Erkenntnisse zur Wechselwirkung zwischen s-Triazinen und organischen Stoffen in Böden. Habilitationsarbeit Göttingen, 1983
- Ziechmann, W.                Huminstoffe. Weinheim, 1980



Aluminiumformen in Auflagehorizonten saurer Waldböden

von

Nätscher, L. und U. Schwertmann \*

Untersucht wurden Auflagehorizonte saurer Waldböden aus dem Fichtelgebirge. Drei Standorte sind Podsole bzw. Podsol-Braunerden aus Phyllit- und Granitschutt; sie lassen sich in eine Gruppe stark saurer Böden einordnen mit pH-Werten (Auflage) zwischen 3.0 und 3.8 und der Humusform Rohhumus. Ein vierter Standort ist eine Braunerde aus Basaltschutt mit pH-Werten zwischen 4.1 und 4.2. Die Auflage besteht aus mullartigem Moder. Ziel der Untersuchung war es, die in diesen Horizonten dominierenden Al-Formen - sowohl an der Festsubstanz als auch in der Bodenlösung - zu bestimmen. Es wurde versucht, das an der Festsubstanz gebundene Al in eine organische und anorganische Fraktion zu trennen. In der Bodenlösung wurde unterschieden zwischen  $Al^{3+}$ , labilen und komplexierten Al.

Al-Formen an der Festsubstanz

Das in den Auflagehorizonten gebundene Al wurde mit den Extraktionsmitteln  $NH_4Cl$  (1M),  $CuCl_2$  (0.33 M) und EDTA (0.05 M) extrahiert.  $CuCl_2$  hatte die gleiche Ionenstärke wie  $NH_4Cl$ . Cu extrahiert wie das  $NH_4$ -Ion austauschbar gebundene Ionen und kann darüberhinaus, da es selbst stark komplexiert wird, andere Ionen aus Komplexbindungen verdrängen. Die Differenz zwischen  $CuCl_2$ -Al und  $NH_4Cl$ -Al ist der Anteil an komplexierten Al.

---

\* Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 8050 Freising-Weihenstephan

EDTA ist ein Komplexbildner, der mit der organischen Substanz um Al konkurriert und ähnlich wie  $\text{CuCl}_2$  das komplexierte Al zusätzlich zum anorganisch gebundenen Al erfaßt. In L-Horizonten mit C-Gehalten von 35 - 40 % extrahieren  $\text{CuCl}_2$  und EDTA bis zu dreimal mehr Al als  $\text{NH}_4\text{Cl}$ , während in  $\text{A}_h$ -Horizonten mit C-Gehalten < 10 % alle drei Extraktionsmittel etwa gleichviel Al freisetzen. Die Extraktionsstärke von  $\text{CuCl}_2$  ist im Vergleich zu  $\text{NH}_4\text{Cl}$  umso größer, je C-reicher der Boden ist, d. h. je mehr komplexiertes Al vorhanden ist (Abb. 1 a).  $\text{CuCl}_2$  und EDTA extrahieren etwa gleichviel Al; bei hohen C-Gehalten ist  $\text{CuCl}_2$  etwas extraktionsstärker als EDTA (Abb. 1 b).  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Al ist ein Maß für anorganisch gebundenes, die Differenz von  $\text{CuCl}_2$  - (bzw. EDTA-) zu  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -Al für organisch gebundenes Al.

#### Al-Formen in der Bodenlösung

Die Gleichgewichtsbodenlösungen waren deutlich gelb bis braun gefärbt und enthielten 25-65 mmol C/l. Die komplexierte Al-Menge wurde ermittelt aus der Differenz von Gesamt-Al und labilen Al. Als labil gilt das Al, das sich durch 8-Hydroxychinolin innerhalb von 15 sec. anfärben läßt. Diese Methode nach James und Riha (1983) gibt eine sehr kurze Reaktionszeit vor, um zwischen schnell reagierenden Al-Formen (labiles Al) und langsam reagierendem (komplexiertes Al) zu unterscheiden. Etwa 50 - 80 % des gesamten Al liegen in der Gleichgewichtsbodenlösung in nicht labiler Form vor. Mit abnehmendem pH steigt die Konzentration an labilen Al in der Gleichgewichtsbodenlösung an, jedoch mit größerer Steigung bei den Auflagenhorizonten des Basaltbodens als bei den stark sauren Standorten (Abb. 2). Für alle Bodenlösungen gilt, daß sie in Bezug auf Gibbsit untersättigt sind; bei einem gegebenen pH liegt hier weniger labiles Al vor, als dies in Gegenwart von Gibbsit der Fall wäre.

$\text{Al}^{3+}$  kann polarographisch nachgewiesen werden (Ritchie und Posner, 1983): Die  $\text{Al}^{3+}$ -Konzentration ist proportional der gemessenen Peakhöhe. Mit dem für die polarographische Messung erforderlichen Grundelektrolyt ( $\text{KNO}_3$ , 7,5 mmol/l) wurden Extrakte gewonnen, die in ihrer Ionenstärke etwa der Gleichgewichtsbodenlösung entsprechen. Trotz hoher Konzentrationen an Gesamt-Al (2 - 8 mg/l) konnte kein  $\text{Al}^{3+}$  in den Extrakten nachgewiesen

werden. Zu den Extrakten wurden steigende Al-Mengen hinzugegeben, um festzustellen, ob und in welchem Maße noch Al komplexiert werden konnte. Erst wenn die Komplexierungskapazität überschritten ist, erscheint  $Al^{3+}$  in der Lösung. Mit weiterer Al-Zugabe steigt die  $Al^{3+}$ -Konzentration und damit die Peakhöhe entsprechend der Eichgerade an. In Abb. 3 sind nur diejenigen Al-Zugaben eingetragen, die zu freiem  $Al^{3+}$  und damit zu einem auswertbaren Peak führen. Bei der extrapolierten Peakhöhe von 0 mm läßt sich die Al-Zugabe ermitteln, bei der die Komplexierungskapazität erschöpft ist. Aus der polarographischen Al-Messung und der Al-Addition lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- 1).  $Al^{3+}$  kommt in den Extrakten nur in sehr kleinen Konzentrationen vor, die unterhalb der Nachweisgrenze (0.06 mg/l) liegen.
- 2). Das durch 8-Hydroxychinolin bestimmte "labile Al" enthält hauptsächlich schnell reagierende Al-Komplexe, nicht jedoch  $Al^{3+}$ . Schnell reagierende Al-Komplexe sind wahrscheinlich organische als auch Hydroxokomplexe.
- 3). In den Extrakten ist annähernd das gesamte Al komplexiert: darüberhinaus haben sie noch freie Komplexierungskapazität.

#### Literatur:

- James, B.R., C.J. Clark & S.J. Riha (1983):  
An 8-Hydroxyquinoline method for labile and total aluminum in soil extracts  
Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 893-897
- Ritchie, G.P.S. & A.M. Posner (1980)  
The determination of trace levels of aluminium by differential pulse polarography  
Analytica Chimica Acta 117, 233-239

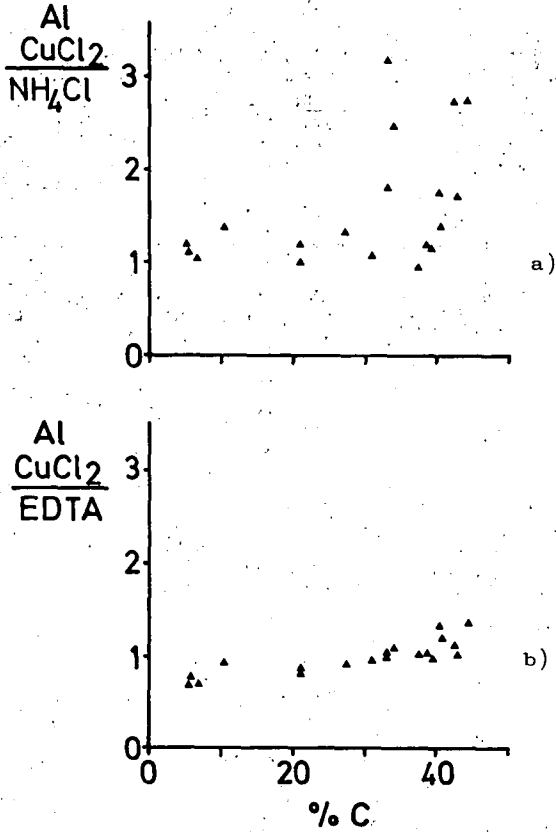


Abb. 1a und 1b

Relative Extraktionsstärke von  $\text{CuCl}_2$  gegenüber  $\text{NH}_4\text{Cl}$  (a) bzw gegenüber EDTA (b) in Abhängigkeit des C-Gehältes

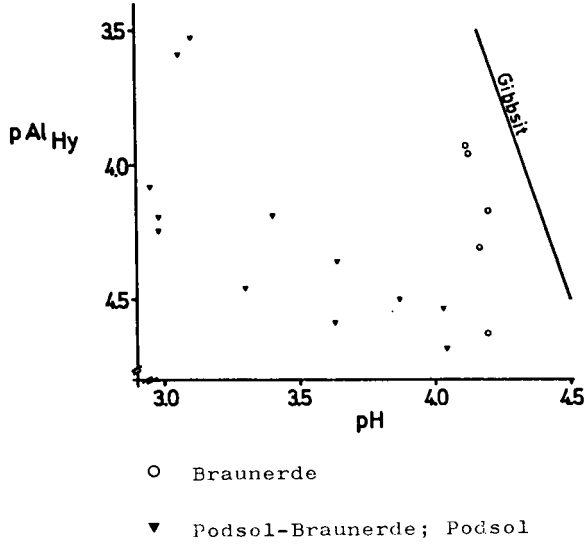


Abb.2

Labiles Al (Hydroxychinolin-Al) in  
Abhängigkeit des pH

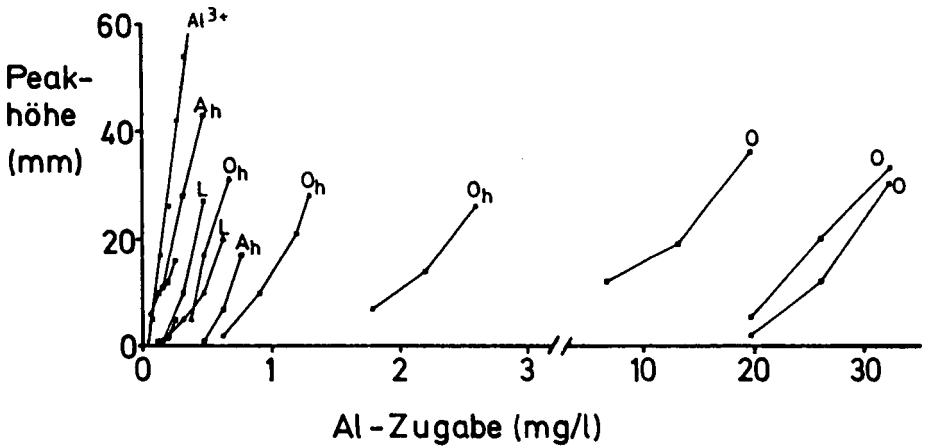


Abb.3

Polarographische Al-Bestimmung:  
Peakhöhen in Abhängigkeit der Al-Zugabe zu  
O- und A<sub>h</sub>-Horizonten





Untersuchungen zum Einbau des  
Stickstoffes in Huminstoffe

von

Niemeyer, J. +)

Ungefähr 80% des Stickstoffes in der Biomasse des Bodens kommt in Aminosäureform vor (1), wogegen nur etwa 30-40% des Stickstoffes der Huminstoffe in Aminosäureform zu finden ist. Es müssen also Umbaureaktionen stattfinden, die die Stickstoff-Bindungsform ändern. Als Modellreaktionssystem zur Aufklärung der Umsetzungen bieten sich die Reaktionen zwischen oxydierenden Phenolen (2) und Aminosäuren an, da hier alle Parameter bestimmbar und gleichzeitig deutliche Effekte zu erwarten sind. Bei Reaktionen von natürlichen Huminsäurevorstufen mit Aminosäuren lassen sich Umsetzungen, analog denen des Modellsystems, beobachten; eine Veröffentlichung dieser Ergebnisse ist in Vorbereitung (3).

---

+) Institut für Bodenwissenschaften  
Lehrgebiet Chemie / Chemie und Biochemie im System Boden,  
Von-Sieboldt-Str. 2, 3400 Göttingen

Abb. 1 zeigt den Chemismus der Einbaureaktion, wie er sich aus den Modellreaktionen ergibt (4).

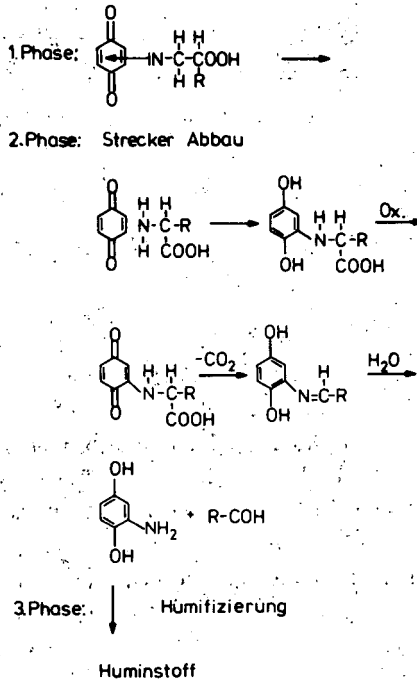


Abb. 1: Chemismus der Einbaureaktion des Stickstoffes

Als erster Umsetzungsschritt konnte ein Elektronen-Donator-Acceptor-Komplex aus p-Benzochinon und Aminosäure nachgewiesen werden (1. Phase). Diesem schließt sich eine Reaktionssequenz analog dem Streckerschen Abbau an (5).

Am Ende dieses Reaktionspfades steht neben anderen Verbindungen ein Amino-phenol, welches in die Humifizierungsreaktionen einfließt.

Durch die der eigentlichen Humifizierung vorgeschalteten Reaktionen wird der zeitliche Verlauf der Huminstoffbildung verändert.

Abb. 2 zeigt die gebildete Huminstoffmenge in Abhängigkeit von der Reaktionszeit.

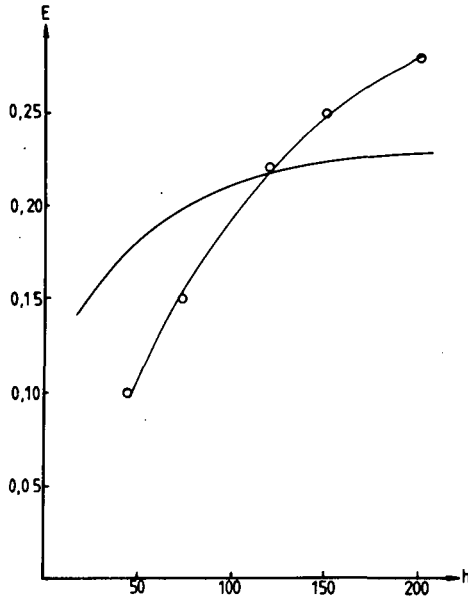


Abb. 2: Verlauf der Extinktion mit der Reaktionszeit;  
c: 0,05 molar ; pH: 8,5 ;  
Molverhältnis: 1:1

Der Ansatz mit Aminosäurezusatz (durch Kreise markiert) zeigt in den ersten 145 Stunden Reaktionszeit eine niedrigere Huminstoffbildung als der Vergleichsansatz; danach jedoch entsteht mehr Huminstoff als in der Vergleichsreaktion ohne Aminosäurezugabe. Diese anfängliche Hemmung erklärt sich aus dem Reaktionsablauf (Abb. 1).

Mit Aminosäure im Reaktionsansatz müssen Phase I und Phase II durchlaufen werden, bevor die eigentliche Humifizierung beginnen kann, die dann durch zusätzliche Reaktionsmöglichkeiten der beteiligten Stoffe zu einer höheren Ausbeute führt.

Die veränderten Ausgangsbedingungen finden ihren Niederschlag auch in der Molekülgrößenverteilung der Huminstoffe. Die Teilchengröße ist durch die Gelpermeations-Chromatographie einer einfachen Meßung zugänglich.

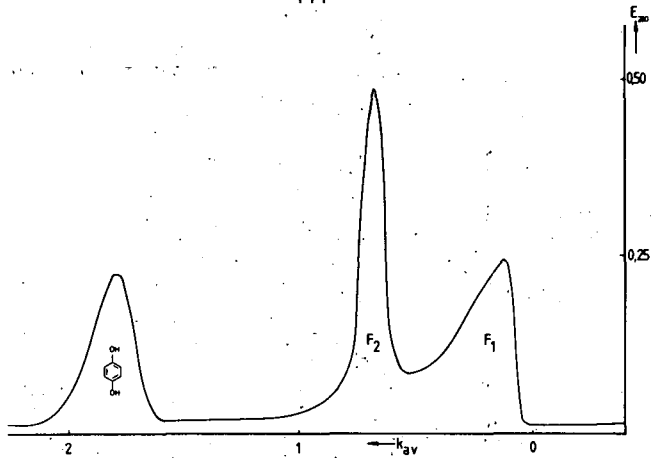


Abb. 3: Gel-Chromatographische Auftrennung eines Huminsäuresynthesegemisches

Der Quotient  $F_1 / F_2$  gibt das Verhältnis der Mengen ( $F_1$  bzw.  $F_2$ ) an Teilchen mit der Teilchengröße 1 bzw. der Teilchen mit der Größe 2 an.

Abb. 4a zeigt den Verlauf dieser Größe mit dem pH-Wert bei stickstofffreiem Huminstoff, Abb. 4b stellt diese Abhängigkeit bei einem stickstoffhaltigem Huminstoff dar.

Abb. 4a:

Verhältnis der Teilchengrößen als  $F_1 / F_2$  der Huminsäuren aus Hydrochinon für verschiedene SynthesepH-Werte

c: 0,05 molar

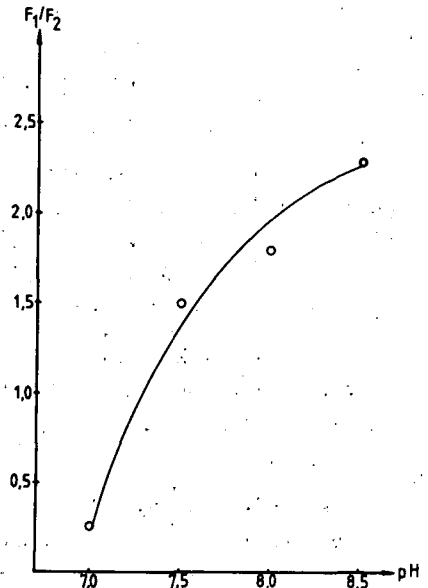


Abb. 4b:

Verhältnis der Teilchengrößen  
der Huminsäure aus Hydrochinon  
und Alanin für unterschiedliche  
Synthese-pH-Werte

c: 0,05 molar

Molverhältnis 1:1



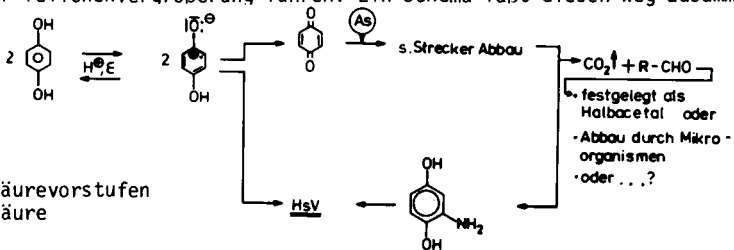
Beim pH-Wert 7 werden viermal so viele kleine wie große stickstofffreie Huminstoffe gebildet; bei pH 8,5 ist der Gehalt an großen Teilchen doppelt so groß wie der an kleinen.

Bei den stickstoffhaltigen Huminstoffen werden beim niedrigsten pH-Wert doppelt soviel kleine wie große Teilchen gebildet; beim höchsten pH-Wert hat sich das Verhältnis auf 4:1 umgekehrt.

Diese Zunahme an großen Teilchen ist auf die zusätzlichen Reaktionsmöglichkeiten der Huminsäurevorstufen zurückzuführen, wobei besonders die Synthese von stickstoffhaltigen Heterozyklen wahrscheinlich ist (6,7).

Ein eingesetztes Phenolmolekül muß, wenn es im Verlauf der Humifizierung auf ein Aminosäuremolekül trifft, einen Reaktionsweg zusammen mit diesem durchlaufen, der zu einem Abbau der Aminosäure führt.

Das hierbei entstandene Aminophenol eröffnet dem System neue Reaktionswege, die zu einer Teilchenvergrößerung führen. Ein Schema faßt diesen Weg zusammen:



Literatur

1. Stevenson, F.J.  
Agronomy 22  
Madison 1982
2. Ziechmann, W.  
Huminstoffe  
Weinheim 1980
3. Naschinski, D.  
Diplomarbeit  
Göttingen 1985
4. Niemeier, J.  
Dissertation  
Göttingen 1984
5. Wieland, T.  
in: Houben Weyl  
Methoden der organischen Chemie  
Stuttgart 1958
6. Ziechmann, W.  
Brennstoffchemie 44 52 (1963)
7. Preston, C.  
Soil Science 134 277 (1982)

H- und Al-Ionen-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen.

von  
Rost-Siebert, K. +

1. Einleitung, Methodik.

Sinkt im Verlauf der Bodenversauerung der pH-Wert der Bodenlösung unter 5.0 ab, beginnt in tonhaltigen Böden die Pufferung von H-Ionen durch Reaktion mit Aluminium-Verbindungen. Infolge dieser Prozesse kann sich ein bodenchemisches Milieu einstellen, daß der Literatur zur Pflanzenernährung, -physiologie und -ökologie zufolge für viele Pflanzenarten eine Minderung ihrer Vitalität und schließlich ihr Verschwinden durch "Säuretoxizität" bedeutet:

1. H-Ionen treten in Konzentrationen auf ( $\geq 10^{-4}$  Mol/l), die eine wirksame Konkurrenz mit essentiellen Kationen erlauben und wurzelschädigend wirken können.
2. Al-Ionen können physiologisch relevante Konzentrationen erreichen und ebenfalls die Entwicklung oder Aufrechterhaltung eines effektiven Wurzelsystems und die Kationenaufnahme beeinträchtigen.
3. Die Böden sind an Basen verarmt. Der letzte Punkt ist insofern wichtig, als z.B. der unter günstigen Bedingungen sehr geringe Ca-Bedarf vieler Arten mit abnehmendem pH und zunehmender Al-Al-Konzentration steil ansteigt.

In der vorgestellten Untersuchung wurde mit einem Laboransatz geprüft, inwieweit für Fichten- und Buchensämlinge eine Gefährdung durch "Säuretoxizität" (H- und Al-Ionen) gegeben ist. Die Versuche wurden am Institut f. Bodenkunde u. Waldernährung der Universität Göttingen durchgeführt. Um den pH-Wert, über den die Verteilung der Al-Ionen-spezies gesteuert wird, möglichst konstant halten zu können, wurde eine Lösungskultur mit kontinuierlichem Lösungsdurchfluß eingesetzt. Die Zu-

---

+ Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährung d. Univ. Göttingen,  
Büsgenweg 2, 3400 Göttingen

sammensetzung der Basis-Nährlösung war an Lysimeterdaten aus dem Solling orientiert (MATZNER et al. 1982). Da potentiell toxische Al-Ionen erst bei pH-Werten in Lösung gehen, die per se wurzelschädigend wirken können, wurde sowohl mit Al-freien Lösungen abgestufter Azidität als auch mit stark sauren Al-Lösungen gearbeitet. Neben dem pH und der Al-Konzentration wurde u.a. die Ca-Konzentration als weitere, Behandlungsvariable eingeführt. Die Versuchsdauer war mit 14 (Fichte) bzw. 20 Tagen (Buche) relativ kurz angesetzt. Als Beobachtungsvariablen dienten:

- Das Wurzellängenwachstum,
- Schadssymptome im Bereich der Wurzelspitzen, klassifiziert nach Schädigungsgraden (SG). (0 = symptomfrei, 1 = regeneriert, 2 = mittlere Schädigung, 3 = schwer geschädigt, z.T. abgestorben).
- Die Mineralstoffgehalte und
- (Die Trockensubstanzproduktion).

Als "toxisch" wurden Behandlungsvarianten bewertet, in denen das Wurzellängenwachstum im Vergleich zur Kontrolle um  $\geq 50$  % reduziert war und/oder weniger als 50 % der Primärwurzelspitzen gesund oder regeneriert waren.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 H<sup>+</sup>-Toxizität an Fichten- und Buchenkeimpflanzen.

\* Bei pH-Werten  $\leq 4.0$  hing die H<sup>+</sup>-Toleranz beider Arten von der Ca<sup>2+</sup>-Konzentration bzw. vom Ca<sup>2+</sup>/H<sup>+</sup>-Molverhältnis der Kulturlösungen ab. Für Fichtenkeimpflanzen trat eine kritische Situation ein, wenn der Quotient Werte  $< 0.1$  annahm. Unterhalb dieser Schwelle kam das Wurzellängenwachstum zum Erliegen, es traten schwere Wurzelschäden auf. Wird die zur Kompensation von H<sup>+</sup>-Effekten benötigte Ca<sup>2+</sup>-Konzentration als Maß der H<sup>+</sup>-Toleranz genommen, müssen Buchen- im Vergleich zu Fichtenkeimlingen als wesentlich H<sup>+</sup>-empfindlicher eingestuft werden. Der kritische Bereich begann bereits bei Ca<sup>2+</sup>/H<sup>+</sup>  $< 1.0$  und damit um eine Zehnerpotenz früher. Zusätzlich traten in wurzeltoxischen Behandlungen Schäden am Sproß auf.

\* An Buchenkeimpflanzen bewirkte eine Abnahme des Ca<sup>2+</sup>/H<sup>+</sup>-Verhältnis in den Nährlösungen von 31.6 auf 0.1 außerdem einen deutlichen Rückgang der Ca- und Mg-Gehalte in den Pflanzenaschen.



## 2.2 Al-Toxizität an Fichtenkeimlingen.

\* Bei pH 3.8 wurde der Behandlungseffekt steigender Al-Konzentrationen (das Gesamt-Al lag zu etwa 90 % als  $Al^{3+}$  vor) ebenfalls entscheidend von der  $Ca^{2+}$ -Konzentration bzw. dem  $Ca^{2+}/Al^{3+}$ -Molverhältnis der Behandlungslösungen beeinflusst (Abb. 1).

Mit abnehmenden Ca/Al-Quotienten wurde das Wurzellängenwachstum zunehmend gehemmt, es traten verstärkt Wurzelschäden auf. Die Toxizitätsschwelle lag bei Ca/Al 1.0 - 0.5 (Wurzellänge) bzw. 0.5 - 0.2 (Wurzelschäden).

Lag das Gesamt-Al bei pH 5.0 überwiegend in hydroxidischen Formen oder bei pH 3.8 als Al-EDTA-Komplex vor, wurden auch in Behandlungs-

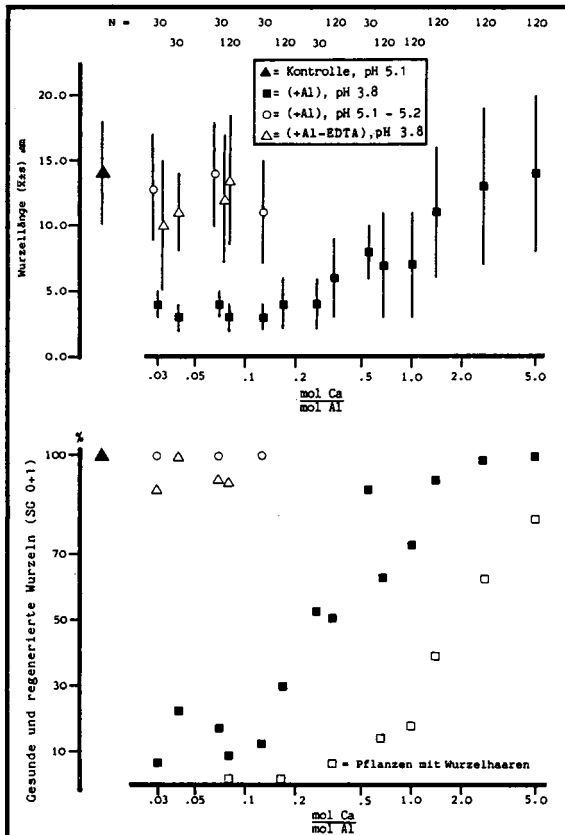


Abb. 1: Fichte. Mittlere Wurzellängen (oben) und prozentualer Anteil gesunder oder regenerierter Wurzeln (unten) in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösungen.

varianten mit sehr niedrigen Ca/Al-Molverhältnissen keine negativen Effekte beobachtet.

2.3 Al-Toxizität an Buchenkeimpflanzen.

\* Bezogen auf das Ca/Al-Molverhältnis der Kulturlösungen zeigten Buchenkeimpflanzen eine wesentlich höhere Al-Toleranz als Fichtenkeimlinge. Die kritischen Bereiche lagen bei 0.02 - 0.03 (Wurzellängenwachstum) bzw. 0.2 - 0.1 (Wurzelschäden) (Abb. 2). Die auffällige

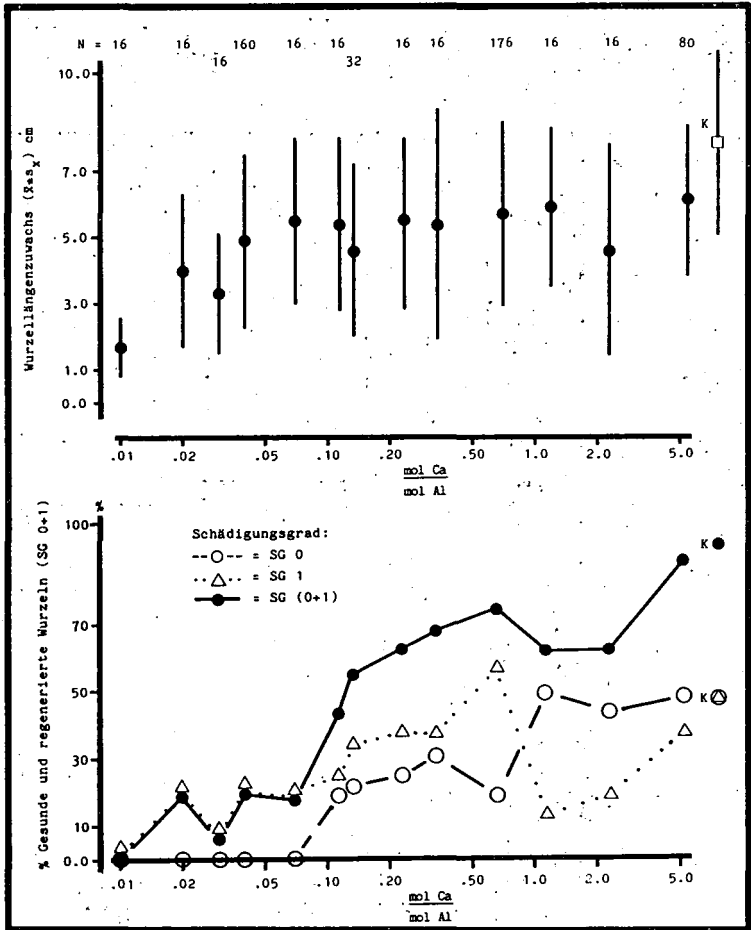


Abb. 2: Buche. Mittlerer Wurzellängenzuwachs (oben) und prozentualer Anteil gesunder oder regenerierter Wurzeln (unten) in Abhängigkeit vom Ca/Al-Molverhältnis der Nährlösungen.  
 K = Kontrolle.

Diskrepanz zwischen den Reaktionen der beiden Merkmale hängt mit dem erheblichen Regenerationsvermögen von Buchenkeimwurzeln zusammen. Vereinzelt traten Sproßschäden auf, die auf Ca-Mangel hindeuteten. Al-EDTA bewirkte an Buchenkeimpflanzen im Vergleich zu ionarem Al eher eine Abnahme der Wurzelschäden und nur bei sehr niedrigem Ca/Al-Verhältnis der Nährlösung auch einen höheren Wurzellängenzuwachs. \* Bei konstanter externer  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentration war der auffälligste Effekt steigender Al-Konzentrationen (abnehmender Ca/Al-Quotienten) auf die Mineralstoffgehalte eine Reduzierung der Ca- und Mg-Gehalte in Sprossen und Wurzeln. In Wurzelproben war die Mg- noch stärker als die Ca-Konzentration vermindert. Die K- und P-Gehalte wurden wenig beeinflußt oder nahmen leicht zu. In den Wurzeln nahm die Al-Konzentration stark zu, in geringem Umfang waren Al-Ionen in die Blätter eintransportiert worden.

Auffällig war, daß die Ca- und Mg-Konzentrationen in den Sprossen und Wurzeln sowie die Mg-Gehalte in Wurzelproben stärker durch eine pH-Ab-senkung von 5.5 auf 3.8 in (-Al)-Lösungen als durch die Steigerung der Al-Konzentration von 0.0 auf 16.0 mg/l (pH 3.8) reduziert wurde. Dies ist ein weiterer Hinweis, daß Buchenkeimpflanzen, zumindest in kurzfri-stigen Versuchen, empfindlicher auf  $\text{H}^+$  als auf Al-Ionen reagieren.

### 3. Folgerungen.

Die Ergebnisse zeigen, daß  $\text{H}^+$ - und Al-Ionen in Konzentrationen wie sie häufig in Bodenlösungen aus stark versauerten Böden gemessen werden (Solling, Hils)

- (1) das Wurzellängenwachstum hemmen
- (2) gravierende Wurzelschäden auslösen und
- (3) die Aufnahme von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  aus dem Substrat stören können.

Mit diesen Experimenten unter stark vereinfachten Bedingungen ist nicht bewiesen, daß derartige Effekte auch im Freiland eintreten. Sie bieten aber Anhaltspunkte zur Abschätzung des Risikos von Wurzel-schäden anhand bodenchemischer Daten. Neben  $\text{H}^+$ ,  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Ca}^{2+}$  müssen dabei weitere Kationsäuren und Basen sowie organische Komplexe berücksichtigt werden. Vorschläge zur Methodik sind von ULRICH et al. (1984) unterbreitet worden.

Daten aus Freilanduntersuchungen belegen, daß

- \*) im Prozess der Bodenversauerung Faktorenkonstellationen auftreten, die im Laborversuch Wurzelschäden auslösen können (MATZNER et al. 1982, MATZNER u. THOMA 1983, MATZNER et al. 1984, MURACH 1984, ULRICH et al. 1979, ULRICH u. MATZNER 1983, ULRICH et al. 1984b),
- \*) an Wurzelproben aus stark versauerten Böden ähnliche Veränderungen chemischer und morphologischer Eigenschaften nachweisbar sind, die in Laborexperimenten als Folgen von  $H^+$ - und Al-Ionen-Toxizität auftreten (BAUCH u. SCHRÖDER 1982, GEHRMANN 1984, HÜTTERMANN 1982, 1983, HÜTTERMANN u. GEHRMANN 1982, MURACH 1984, SCHÜTT et al. 1983, TISCHNER et al. 1983).

Die Ergebnisse machen deutlich, daß die in den letzten Jahren häufig festgestellten z.T. sehr niedrigen Ca- und Mg-Gehalte in Nadeln und Blättern (s. REHFUESS 1983) auch als Konsequenzen von Säuretoxizität im Wurzelraum erklärt werden können (EVERS 1983, JUNGA 1984, NEITZKE 1984).

(Literaturangaben aus: ROST-SIEBERT, K. Untersuchungen zur H- und Al-Ionen-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* KARST) und Buche (*Fagus silvatica* L.) in Lösungskultur.

Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd. 12, 1985. 219 S.).

Zum Einfluß der Temperatur auf die Löslichkeit  
der Bodenphosphate (Modellversuche)

von

Scheffer, B.\* , H. Kuntze\* und W. Dreyer

1. Einleitung

Bei Auswertung mehrjähriger Phosphat-Düngungsversuche mit Winterweizen konnte WINKELMANN (1979) zeigen, daß relativ hohe Bodentemperaturen zu Vegetationsbeginn (April) zu hohen Erträgen auf den P- O- Parzellen führten, während die relative P- Düngewirkung niedrig war. Dagegen war in einem Jahr mit niedrigen April-Temperaturen der Ertrag auf P- O- Parzellen gering, während die relative P-Düngewirkung hoch war.

Ziel dieser Untersuchungen war, zu prüfen, welchen Einfluß die Bodentemperatur auf die Löslichkeit der Bodenphosphate hat, meßbar als CAL-P, DL-P und H<sub>2</sub>O-P. Das Phosphat-Nachlieferungsvermögen der Böden kann durch mehrmalige Extraktion mit Calciumacetatlactatlösung (CAL) ermittelt werden; auch hier interessierte, ob Unterschiede bei verschiedenen Temperaturen festzustellen sind.

---

\*

Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen 1

## 2. Beschreibung der Böden und Versuche

10 verschiedene Mineral- und Moorböden wurden aus Düngungsversuchen ausgewählt, die im Frühjahr als warme und kalte Standorte gelten. Zu den "warmen" Böden zählen 2 Parabraunerden aus LÖB (Immenhausen und Mönchshof), sowie der Podsol (Königsmoor); die beiden Marschböden (Haseldorfer Marsch und Rade) sowie der Auenlehm (Sudweyhe) sind hydromorphe Böden. Die drei Moorböden (Hochmoor, Niedermoor und Moormarsch) gelten als im Frühjahr besonders "kalte" Böden. Der Sandmischkulturboden erwärmt sich nach BADEN und EGGELSMANN (1958) schneller als der Hochmoorböden. Die 10 Versuchsböden wurden mit Wasser auf 70% WK max. angefeuchtet und dann 14 Tage bei 3°, 10°, 20°, 30° und 43°C bebrütet. (Nähere Versuchsbeschreibung bei DREYER (1985).)

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Einfluß der Bodentemperatur auf die Höhe der extrahierten Phosphatmengen

In Abb. 1 sind die CAL-Phosphatgehalte der 10 Versuchsböden dargestellt, die bei 3°, 10°, 20°, 30° und 43°C 14 Tage aufbewahrt wurden. Es sind Mittelwerte aus 3 Wiederholungen. Die Grenzdifferenzen (GD 5%) sind mit aufgeführt.

Der Einfluß der Bebrütungstemperatur auf die Höhe der extrahierten Phosphatmengen ist deutlich erkennbar. Bei 20°C wurden stets die höchsten CAL- P- Gehalte ermittelt, mit steigender, aber auch sinkender Temperatur sind diese Werte signifikant niedriger. Die geringsten Differenzen treten beim Marschboden (Haseldorfer Marsch), der bei 20°C 8,3 mg CAL-P/100 g Boden enthält, bei der sauren Parabraunerde (CAL-P bei 20°: 6,1) und dem Auenlehm auf (CAL-P bei 20°: 7,6).

Die größten Schwankungen gegenüber den bei 20°C extrahierten CAL- P- Werten zeigen die Versuche mit der kalkreichen Parabraunerde (CAL- P bei 20°: 30,5 mg P/100 g Boden). Auch die drei organischen Böden weisen besonders deutliche Unterschiede in den CAL- P- Gehalten bei verschiedenen Temperaturen auf, wobei wiederum bei 20°C die höchsten CAL- P-Gehalte (hier in mg P/100 ml Boden) ermittelt wurden (Abb. 2).

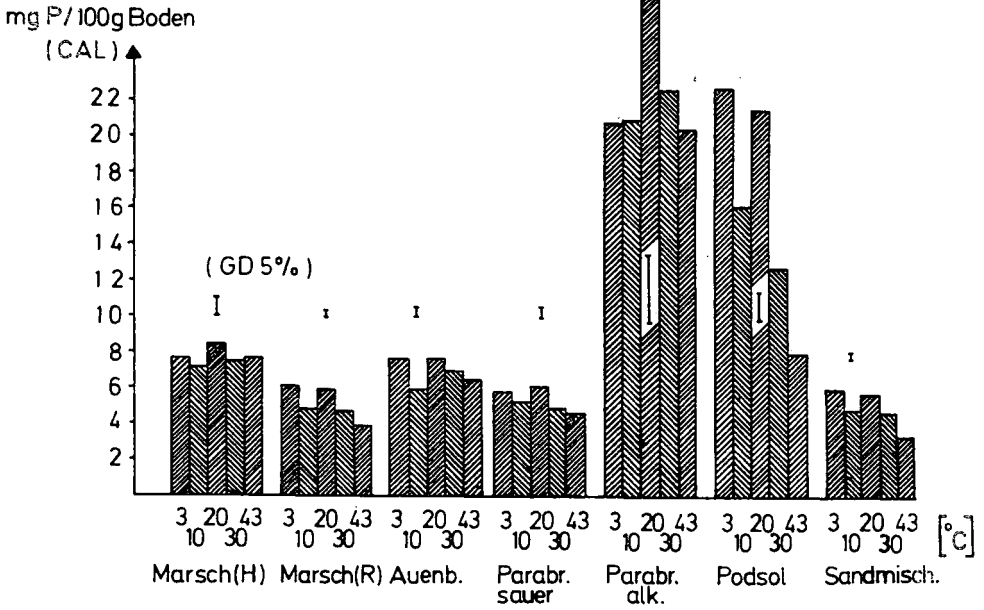


Abb.1: CAL-P-Gehalte bei verschiedenen Temperaturen (Mineralböden)

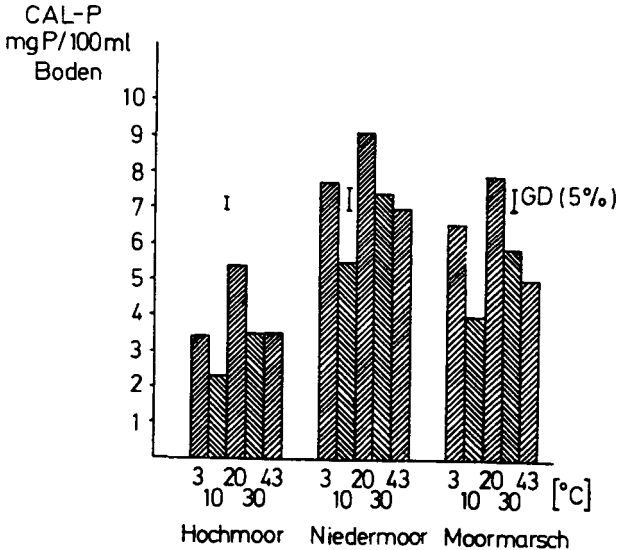


Abb.2: CAL-P-Gehalte bei verschiedenen Temperaturen (Moorböden)

Böden, deren pH-Werte im schwach sauren bzw. neutralen Bereich liegen, zeigen die geringsten Unterschiede in der CAL-, DL- und H<sub>2</sub>O- P- Löslichkeit bei verschiedenen Temperaturen. Der Effekt ist also bei den sauren Böden deutlicher; Ausnahme ist die alkalische Parabraunerde (Mönchshof), die sehr hohe CAL-P, DL-P und H<sub>2</sub>O-P-Gehalte hat:

### 3.2 Erschöpfende Extraktion

Tabelle 1 enthält die bei vierfacher erschöpfender Extraktion mit CAL-Schüttellösung insgesamt extrahierbaren Phosphatmengen der 10 Versuchsböden, die bei 3°, 20° und 43°C bebrütet worden waren. Mit diesem Verfahren wird relativ viel Phosphat aus dem Podsolboden (100%) und der kalkreichen Parabraunerde (40%) gelöst, wobei jeweils mit dem ersten Extraktionsschritt am meisten Phosphat freigesetzt wird. Insgesamt bestätigen auch diese Untersuchungen, daß bei 20°C die höchsten löslichen Phosphatgehalte ermittelt werden und deutliche Abnahmen bei höheren und niedrigeren Temperaturen festzustellen sind.

Tab. 1: CAL-P-Werte bei verschiedenen Temperaturen

Summenwerte der vierfachen Extraktion

Böden	P <sub>t</sub> (mg/100gBd.)	3° (mg P/100 g Bd.)	20° (mg P/100 g Bd.)	43° (mg P/100 g Bd.)	GD (5%)
Marsch (Haseld.)	93	16,5	19,2	16,2	0,5
Marsch (Rade)	92	15,3	16,2	11,8	1,2
Auenboden	101	18,2	18,9	16,4	1,4
Parabraunerde (sauer)	81	14,0	16,3	12,9	1,1
" (alk.)	101	33,9	45,4	35,6	1,7
Podsol	43	40,0	45,2	30,3	1,7
Sandmisch	30	11,3	13,5	8,4	0,5
		mg P/100 ml Boden			
Hochmoor	40	9,8	12,6	9,7	0,9
Niedermoor	163	32,1	39,0	32,1	1,8
Moormarsch	98	24,2	29,1	22,9	1,4



#### 4. Diskussion

Unsere Modellversuche haben ergeben, daß die Löslichkeit der Bodenphosphate von der Temperatur abhängig ist; demnach entsprechen die im Labor unter optimalen Temperaturbedingungen (20°C) ermittelten P-Gehalte und damit Versorgungsstufen oft nicht den tatsächlich im kalten Boden im Frühjahr angetroffenen Werten, wenn die Pflanzen den höchsten Phosphatbedarf haben. Besonders deutlich zeigen organische Böden und der Podsol eine Abnahme der Phosphatverfügbarkeit mit abnehmender Temperatur. Somit dürfte hier die Aussage der Bodenuntersuchung (zur Düngungsberatung) besonders schwierig sein.

Der Rückgang der extrahierbaren Phosphatmengen bei 30° und 43°C gegenüber den 20°C-Werten spielt in unserem gemäßigten Klima für die aktuelle Pflanzenaufnahme keine Rolle. Es ist aber zu überlegen, ob nicht hohe Bodentemperaturen im Sommer auf unbedecktem Boden zur dauerhaften irreversiblen Festlegung von Düngerphosphaten führen können. BARROW (1974) fand z.B. daß der Mehrertrag von Pflanzen, die auf Böden, die vor der Aussaat bei 18°C bebrütet worden waren, höher war, als bei Pflanzen, deren Böden vorher bei 30°C bebrütet worden waren.

Wieweit tatsächlich das Pflanzenwachstum von der Temperatur abhängigen Phosphatverfügbarkeit beeinflusst wird, wird in einem Klimakammerversuch überprüft. Darüber wird später berichtet.

#### 5. Zusammenfassung

10 Böden unterschiedlicher Herkunft wurden 14 Tage bei 3°, 10°, 20°, 30° und 43°C bebrütet (70% WK max.).

Die Bestimmungen der CAL-, DL- und H<sub>2</sub>O-löslichen Phosphatgehalte zeigten, daß die Löslichkeit sowohl mit steigender als auch niedriger Temperatur abnimmt. Die höchste Löslichkeit wurde in den bei 20°C bebrüteten Proben ermittelt. Besonders deutlich tritt die Abnahme der Phosphatlöslichkeit in organischen Böden (Hochmoor, Niedermoor, Moormarsch) auf. Demnach stünde dann den Pflanzen im kalten Frühjahr weniger Phosphat zur Verfügung als die im optimalen Laborklimabereich ermittelten Werte anzeigen.

6. Literaturverzeichnis

- BADEN, W. u. R. EGGEISMANN, 1958: Über das Bodenklima verschiedener Hochmoorkulturen und sein Einfluß auf den Pflanzenwuchs.- Z. Acker- u. Pflanzenbau, 106, 127-152.
- BARROW, N.J., 1974: The slow reactions between soil and anions: 1. Effects of time, temperature and water content of a soil on the decrease in effectiveness of phosphate for plant growth.- Soil sci., 118, 380-386.
- DREYER, W., 1985: Modellversuche zur Frage Bodentemperatur und Phosphatmobilität.- Diplomarbeit Uni. Göttingen.
- WINKELMANN, H.H., 1979: Temperatur und Niederschläge in ihrem Einfluß auf die Ausnutzung von Boden- und Düngerphosphat durch Winterweizen und Winterroggen - untersucht an Witterungsdaten und Ertragsergebnissen mehrjähriger Feldversuche.- Diss. Uni. Göttingen.

**Wasser- und Stickstoffdynamik charakteristischer Böden Schleswig-Holsteins**

von

SCHIMMING, C.-G., D. WIESE, M. ZINGK, H.-P. BLUME und J. LAMP<sup>†</sup>)

1. Zielsetzung und Untersuchungsgebiete

Seit 1983 wird in Schleswig-Holstein die Wasser- und Stoffdynamik charakteristischer Böden (lehmmige Parabraunerden und Pseudogleye, sandige Braunerden und Podsole, Marschen) unterschiedlicher Nutzung (Forst und Acker bzw. Grünland) vergleichend untersucht (Standorte s. Abb. 1).

Dabei werden der Niederschlag, die Grundwasserstände sowie in fünf Tiefen 14-tägig Wasserspannungen, zum Teil auch die Redoxpotentiale, im Wurzelraum ermittelt. Die chemische Zusammensetzung der Niederschläge und der Bodenlösung in 3 verschiedenen Tiefen wird sechswöchentlich untersucht und dafür die Bodenlösung durch Zentrifugation gewonnen.

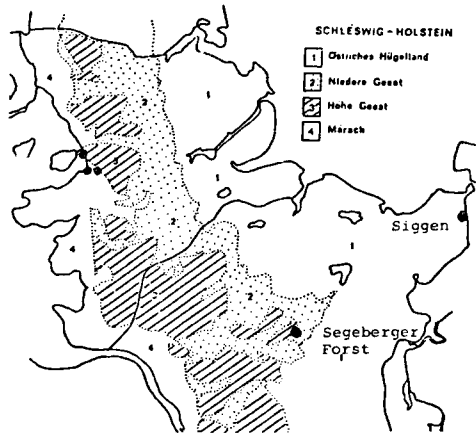


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete

2. Chemisch-physikalische Grunddaten und Wasserhaushalt

Im folgenden sollen erste Ergebnisse auszugsweise mitgeteilt werden und zwar die Wasser- und Stickstoffdynamik einer Parabraunerde aus Geschiebemergel unter 100-jährigem Buchen/Eichenbestand und unter Acker (Fruchtfolge: Raps, Weizen, Gerste) in Siggen Ostholstein, sowie eines Podsoles aus pleistozänem Schwemmsand unter Fichten-Altbestand und unter Acker (Mais) im Segeberger Forst (Horizontierung, Körnung, Porung und weitere Eigenschaften zeigt Tab. 1).

-----  
<sup>†</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, C.A. Universität, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

Tab. 1: Chemisch-physikalische Grunddaten von ausgewählten Bodenprofilen

Hor.	Tiefe	pH- CaCl <sub>2</sub>	C-org %	KAK meq/kg	Boden- art	Vol.% 1,8	Wassergehalt bei pF -4,2	-7,0
<u>Parabraunerde aus Geschiebemergel unter Buche</u>								
Ah	0- 14	3,7	2,1		x'IS	22,0	25,9	9,5
Bvt	47- 91	3,8	1,0		x'stL	6,0	12,6	18,4
BtCv	91-107	6,7	0,6		x'stL	3,0	12,6	19,9
Ccv	117-187	6,8	0,5		x'sL	4,2	11,1	19,0

<u>Parabraunerde aus Geschiebemergel unter Acker</u>								
Ap	0- 24	6,9	0,9		x'sL	12,3	14,2	14,6
Bvt1+2	24- 70	6,1	0,3		x'stL	3,1	12,5	19,3
BtC	70- 86	7,5			x'stL	2,7	12,8	17,9
Cc	86-140	7,7			x'sL	3,2	12,6	16,7

<u>Eisen-Humus-Podsol aus Schwemm- über Moränensand unter Fichte</u>								
Ahe	10-25	2,9	4,6	43,0	x'fsmS	9,9	33,4	17,2
Bhs	29- 52	3,6	2,6	20,6	x'fsmS	17,5	19,7	10,9
Bsv	52- 95	4,5	0,3	5,1	x'mS	30,2	9,6	2,0
BvC	90-180	5,0	0,2	5,3	fsmS	23,0	13,9	1,5

<u>Eisen-Humus-Podsol aus Schmelzwassersand unter Acker</u>								
Ap	0- 33	4,6	3,0	165	fsmS	18,5	18,5	9,1
Bh+Bhs	38- 47	4,9	2,7	254	fsmS	27,5	11,7	10,3
BvC	64-127	5,1	0,1	23	fsmS	29,6	10,1	1,9
IIC	160-180	5,0	0,5	7	fsmS	14,0	18,9	1,4

Der Jahresgang der Tensionen (Abb. 2) zeigt für die lehmige Parabraunerde unter Wald ausgeprägte Feuchtunterschiede (Tensionen von 0 bis -600 cm WS) über das Jahr. Unter Ackernutzung sind diese weniger ausgeprägt. Auch die Richtung der Wasserbewegung unterscheidet beide Nutzungsarten: unter Wald ist sie nahezu das ganze Jahr aufwärts gerichtet, dagegen findet der Wassertransport unter Ackernutzung in Richtung auf das Grundwasser statt.

Die Podsole aus pleistozänem Sand zeigen ab einem Meter Tiefe einen ausgeglichenen Verlauf der Tensionen im Bereich zwischen 0 und -75 cm WS. Einflüsse durch die Art der Nutzung treten erst darüber auf. Im Oberboden des Ackerstandortes finden sich, anders als beim vergleichbaren Waldstandort, deutliche Schwankungen der Wassergehalte. In Trockenphasen kommt es hier dann zu einer aufwärtsgerichteten Wasserbewegung.

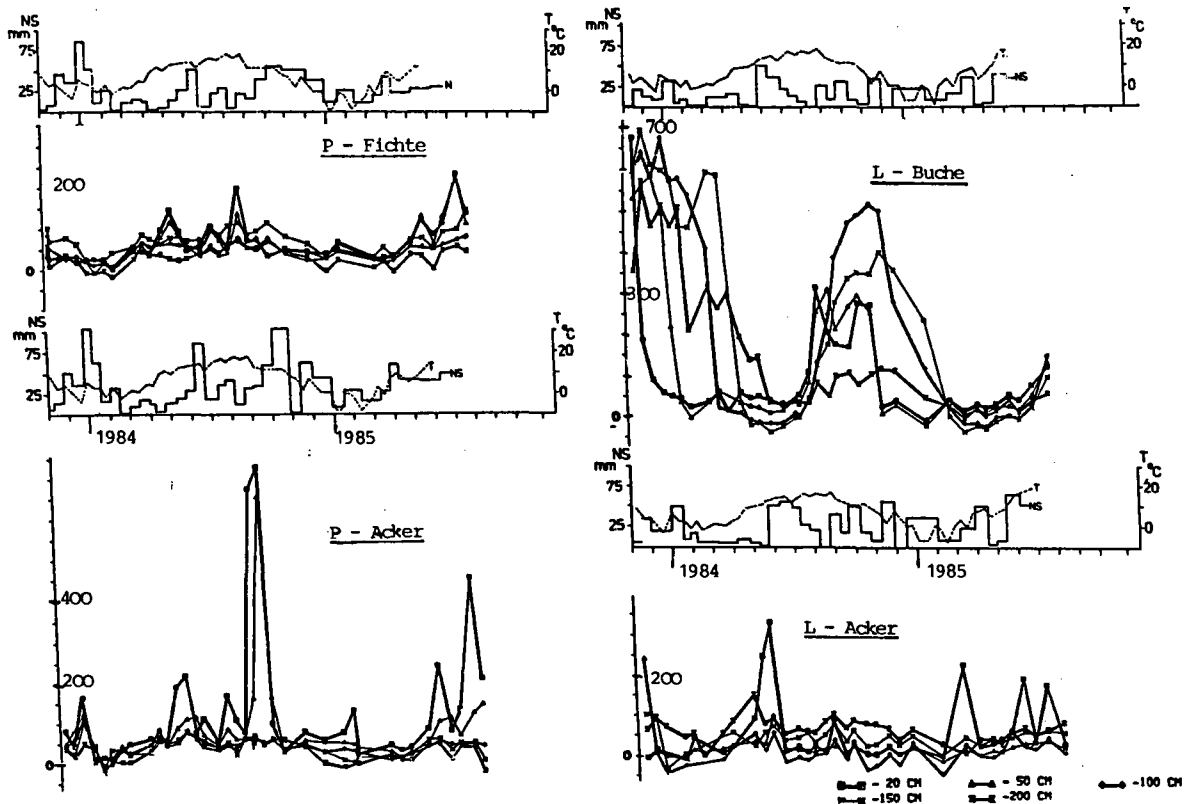


Abb. 2: Jahresgänge der Niederschläge(mm), Temperaturen(°C.) und Tensionen verschiedener Bodentiefe(cmWS) einer Parabraunerde (L) und eines Podsols (P) unter Acker, Buche und Fichte

### 3. Stickstoffdynamik

Die Stickstoffkonzentration in den Niederschlägen (Abb.3/4) liegt für beide Untersuchungsgebiete bei 1 - 10 mg N/l, wobei der Eintrag durch Ammoniumstickstoff den durch Nitrat übertrifft. Dabei besteht oft ein reziproker Zusammenhang zwischen Niederschlagsmenge und Konzentration. Die Stickstoffkonzentration ist vermutlich aufgrund von Interzeption, Ausfilterung oder Auswaschung aus den Blättern in den Bestandesniederschlägen stets höher (vgl. ULRICH, 1979). Durch die Niederschläge ist in Schleswig-Holstein mit einem Stickstoffeintrag von ca. 20 kg N/ha zu rechnen.

Die Konzentration des Ammoniumstickstoffes ist in den Niederschlägen deutlich höher als in den Bodenlösungen, dagegen ist die Nitratstickstoffkonzentration in den Niederschlägen niedriger als in der Bodenlösung.

Sowohl die Konzentrationsveränderungen von Ammonium- als auch von Nitratstickstoff über das Jahr spiegeln deutlich den Einfluß der Düngung wider. Im Wurzelraum der Ackerparabraunerde liegen die Konzentrationen zwischen 20 und 200 mg N/l. Unterhalb des Wurzelraumes werden im Mittel 25 mg/l erreicht, bei Spitzenwerten von 50 mg/l. Pflanzenverfügbar sind im Wurzelraum der Parabraunerde zwischen 50 und 400 kg N/ha entsprechend der Stickstoffdüngung auf dem Schlag.

Schwankungen der Stickstoffkonzentration von 15 bis 300 mg N/l kennzeichnen den Acker-Podsol, wobei auch hier unterhalb des Wurzelraumes 50 mg/l erreicht werden. Pflanzenverfügbar sind hier im Wurzelraum 45 - 160 kg N/ha.

Unter Wald liegen die Konzentrationen in der Bodenlösung bei der Parabraunerde im Mittel bei 30 mg N/l und bei 2 - 20 mg N/l beim Podsol. Aufgrund der schlechten Nitrifikationsverhältnisse erreicht die Ammoniumstickstoffkonzentration hier fast die Höhe der Nitratstickstoffkonzentration. Bei der Parabraunerde ist deren Anteil am gelösten Stickstoff sehr gering.

### 5. Literatur

ULRICH, B., R. MAYER und P.K. KHANNA: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften Forstl. Fak. der Univ. Göttingen, Band 58, Sauerländers Verlag, Frankfurt/M. 1979

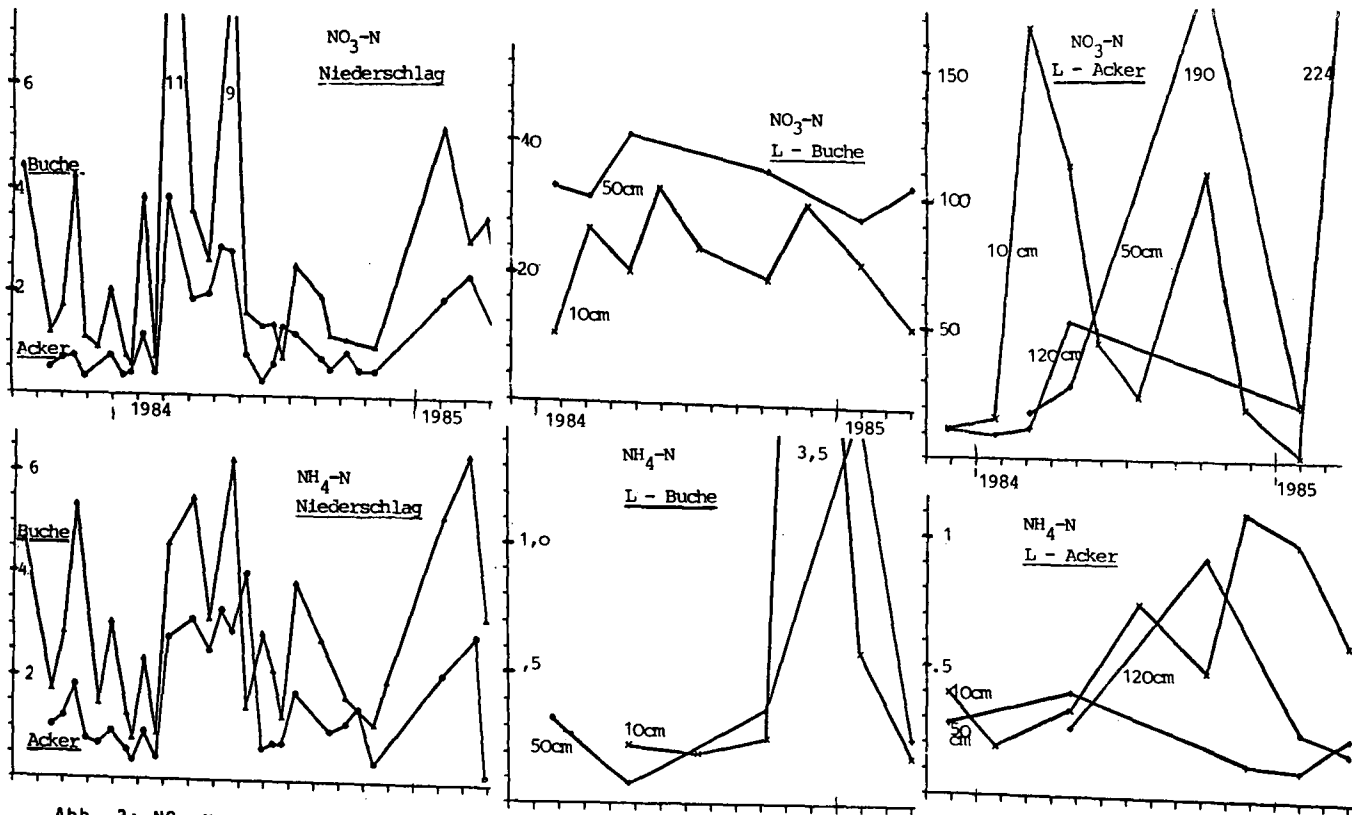


Abb. 3:  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentrationen (mg/l) in Niederschlägen und Bodenlösungen (10 u. 50 cm Tiefe) einer Parabraunerde/Siggen unter Acker und Buche

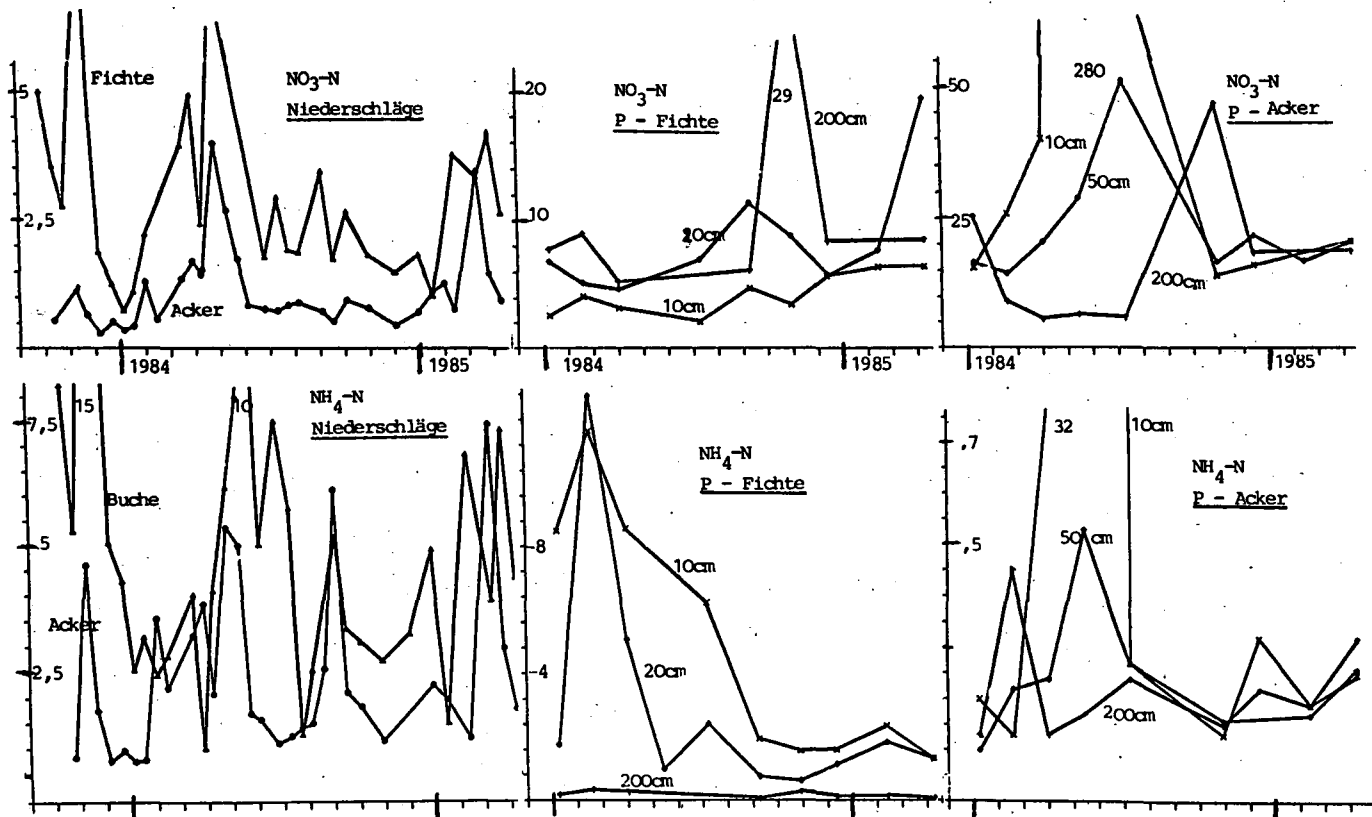


Abb. 4:  $\text{NO}_3\text{-N}$ - und  $\text{NH}_4\text{-N}$ - Konzentrationen (mg/l) in Niederschlägen und Bodenlösungen (10, 20, 50, 200 cm Tiefe) eines Podsols/Segeberger Forst unter Acker und Fichte



Auswirkung der Ionenkonkurrenz im ternären System  
Blei/Cadmium/Kupfer bei der Adsorption im Boden

Schmitt, H.W. und H. Sticher +)

1. Einleitung

Bei der Verwendung von Klärschlamm werden in den Boden auch verschiedene Schwermetallionen eingetragen, die zueinander in Konkurrenz treten. Anhand des Systems Blei/Cadmium/Kupfer soll die Konkurrenz und die Verfügbarkeit in einer sauren Parabraunerde untersucht werden. Zugrunde gelegt werden die maximal erlaubten Mengen gemäss der schweizerischen Klärschlammverordnung. Die molaren Verhältnisse betragen für das Blei/Cadmium/Kupfer System 18:1:59.

2. Adsorptionsexperimente

Mit Experimenten im Batch-Verfahren wurden im 10 cm tiefen Ah Horizont einer Parabraunerde die Adsorptionswerte bestimmt und an eine modifizierte Langmuir-Isotherme angepasst (Schmitt und Sticher, 1985):

$$S = \frac{b_1 K_1 C}{1 + K_1 C + R_1 (1/C)} + \frac{b_2 K_2 C}{1 + K_2 C + R_2 (1/C)} \quad (1)$$

Dabei bedeuten

- S = Menge des an die Bodenmatrix Adsorbierten (mg/g)
- C = Konzentration des Gelösten in der Bodenlösung (mg/cm<sup>3</sup>)
- b<sub>1</sub> = Langmuir-Parameter (mg/g)
- K<sub>1</sub> = Langmuir-Parameter (cm<sup>3</sup>/g)
- R<sub>1</sub> = Sigmoidizität-Parameter (mg/cm<sup>3</sup>)

Die Modifikation mit dem Sigmoidizitätsfaktor beschreibt das sigmoide Verhalten, das oft für kleine Konzentrationen von Metallionen beobachtet wurde.

Alle Daten wurden mit 10 mM NaNO<sub>3</sub> als Grundelektrolyt gewonnen. Die berechneten Werte für die maximale Sättigung sind in der Tabelle 1 zusammengefasst und zeigen, dass unter den gegebenen Verhältnissen Kupfer und Blei um Faktor zwei bis vier variieren, die Kadmiumsättigung jedoch bis um das Hundertfache erniedrigt wird. Festzuhalten ist allerdings, dass vor allem Kupfer, aber auch Blei, immer in höheren Konzentrationen vorhanden sind und auch aus diesem Grund weniger beeinträchtigt werden.

+ ) Laboratorium für Bodenkunde, Institut für Lebensmittelwissenschaften, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich

Tabelle 1 Sättigungswerte für Cd, Pb, Cu

Cd	3.055 mg/g
Cd (Cd/Pb = 1:1)	1.127 mg/g
Cd (Cd/Pb = 1:18)	0.086 mg/g
Cd (Cd/Cu = 1:59)	0.033 mg/g
Cd (Cd/Pb/Cu = 1:18:59)	0.026 mg/g
Pb	6.33 mg/g
Pb (Pb/Cd = 1:18)	6.21 mg/g
Pb (Pb/Cd = 1:1)	4.68 mg/g
Pb (Pb/Cu/Cd = 18:59:1)	1.72 mg/g
Cu	2.46 mg/g
Cu (Cu/Cd = 59:1)	2.26 mg/g
Cu (Cu/Cd = 5:1)	1.77 mg/g
Cu (Cu/Pb/Cd = 59:18:1)	1.55 mg/g

### 3. Modelle zur Trendanalyse des Schwermetallgehaltes

#### 3.1 Chemisches Gleichgewichtsmodell

Die genauen Einzelheiten über ein chemisches Gleichgewichtsmodell, das eine jährlich wiederkehrende Ausbringung von Schwermetallen und die jährliche Niederschlagsmenge berücksichtigt, finden sich in Schmitt und Sticher, 1985. Der untersuchte Boden ist der Ah Horizont einer stark sauren Parabraunerde (Standort Buchberg, Gemeinde CH-Marthalen). Die wichtigsten Parameter sind in der Tabelle 2 zusammengefasst.

Tabelle 2 Bodenparameter für die Modellrechnungen

Dimension des Kompartimentes	10x10x10	cm <sup>3</sup>
Bodenmasse	1130	g
Bodenlösung	260	ml
Niederschlagsmenge pro Jahr	935	mm
Cadmium-Eintrag	0.075	mg/Jahr
Blei-Eintrag	2.5	mg/Jahr
Kupfer-Eintrag	2.5	mg/Jahr

Die Vorhersagen für Cadmium für 35 Jahre sind in der Abbildung 1 dargestellt. Die Beladungsmengen entsprechen der schweizerischen Klärschlammverordnung. Der Horizont ist in zehn Schichten zu 1 cm Dicke unterteilt worden. Der erste Zentimeter (die Kurve ganz links) ist unter den Wettbewerbsverhältnissen (Cu/Pb/Cd = 59:18:1) bereits nach 10 Jahren voll gesättigt. Für die weiteren Schichten verschiebt sich diese Sättigung nach längeren Zeiten, doch nach etwa 30 Jahren ist der gesamte Horizont gesättigt (Kurve ganz rechts: der zehnte, letzte Zentimeter). Das bedeutet, dass jede eingebrachte Cadmiummenge durch diesen Horizont durchsickert.

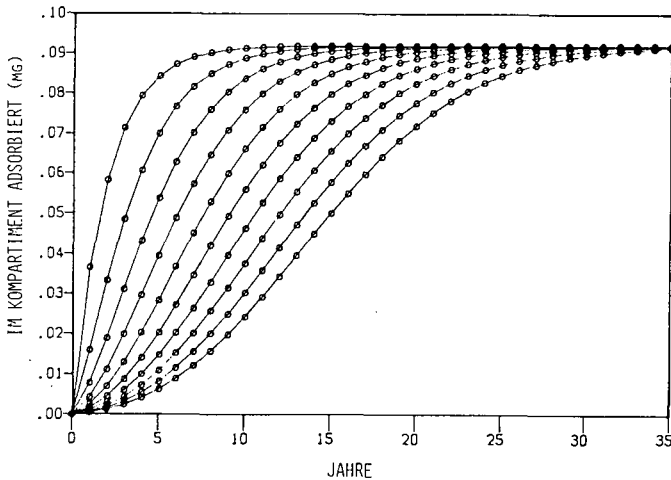


Abbildung 1. Vorhersage der adsorbierten Menge Cadmium (Cd/Pb/Cu = 1:18:59) in den zehn Schichten. Schicht 1: erste Kurve links. Schicht zehn: Kurve ganz rechts.

### 3.2 Konvektions-Dispersions-Modell

In diesem bodenphysikalischen Modell werden zusätzlich Konvektion und Dispersion berücksichtigt. Die Veränderung des gelösten Cadmiums bezüglich Zeit und Ort für den eindimensionalen, senkrechten Wasserfluss kann mit der folgenden Gleichung beschrieben werden (Selim und Mansell, 1976) :

$$\rho \frac{\partial S}{\partial t} + \theta \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial D}{\partial x} \frac{\partial C}{\partial x} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (2)$$

Dabei bedeuten

- C = Konzentration des Gelösten in der Bodenlösung (mg/cm<sup>3</sup>)
- S = Menge des an die Bodenmatrix Adsorbierten (mg/g)
- $\rho$  = Bodendichte (g/cm<sup>3</sup>)
- $\theta$  = volumetrischer Bodenwassergehalt (cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup>)
- D = Dispersionskoeffizient (cm<sup>2</sup>/Tag)
- v = Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers (cm/Tag)
- x = Distanz von der Bodenoberfläche (cm)
- t = Zeit (Tage)

Da nicht S sondern C zeitabhängig ist und S mit der Gleichung (1) als Funktion von C ausgedrückt werden kann, ergibt sich nach den Umformungen die folgende Gleichung (3).

$$(1 + L'\rho/\theta) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v/\theta \frac{\partial C}{\partial x} \quad (3)$$

L' ist die Ableitung der modifizierten Langmuir-Funktion (1)

Diese Differentialgleichung wurde nach der Explizit-Implizit Methode (Hanks und Bowers, 1962) für Cadmium (Cd/Pb/Cu = 1:18:59) gelöst. Die gleichen Bedingungen wie für das erste Modell wurden dabei angenommen. Ein Cadmium-Puls (ein Tag lang) von 0.00075 mg/cm<sup>2</sup> wurde auf den Ah Horizont (10 cm tief) appliziert, der von einer 40 Tage lange Periode gefolgt wurde, die den jährlichen Niederschlag simuliert. Der ganze Zyklus wurde für 30 Jahre wiederholt analog dem Gleichgewichtsmodell. Die Parameter-Werte sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3 Parameter für das Konvektions-Dispersions-Modell

---

$\rho = 1.13 \text{ g/cm}^3$   
 $\theta = 0.26 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$   
 $D = 2.50 \text{ cm}^2/\text{Tag}$   
 $v = 2.34 \text{ cm}/\text{Tag}$

---

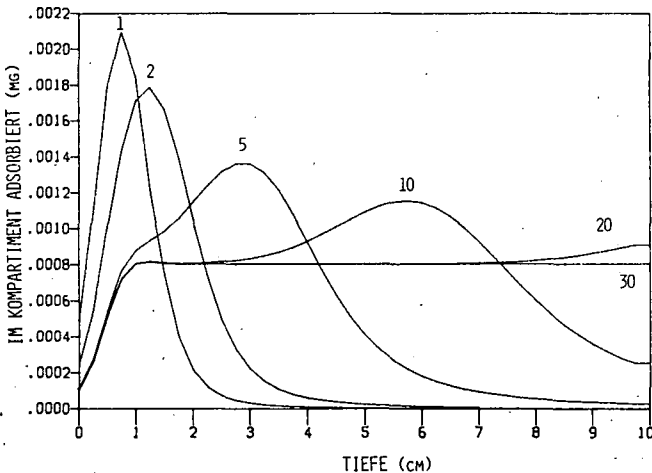


Abbildung 2. Voraussage für die Cadmium-Adsorption (Cd/Pb/Cu = 1:18:59) nach 1,2,5,10,20,30 Jahren

Die Verteilungsprofile für Cadmium in Abhängigkeit der Tiefe für die Jahre 1,2,5,10,20,30 sind in der Abbildung 2 dargestellt. Die Resultate zeigen deutlich, wie die Kompetition im Verlauf der Zeit die Verteilungskurven nach unten schiebt. Nach etwa 25 Jahren verändert sich der Cadmium-Gehalt nicht mehr; die jährlich eingebrachte Menge versickert vollständig in tiefere Schichten. Beide Modelle liefern im wesentlichen die gleichen Ergebnisse.

4. Pflanzenversuche mit Klärschlamm

Um die Auswirkungen der Konkurrenz auf das Wachstum und die Aufnahme bei Pflanzen abzuklären, wurde Klärschlamm mit Blei und Cadmium in verschiedenen Konzentrationen und Verhältnissen beladen. In Topfversuchen wurde Quarzsand mit unterschiedlichen Mengen von so angereichertem Klärschlamm durchmischt und mit Spinatsamen bepflanzt. Pro Topf betrug die gesamte Cadmium-Menge entweder 0.5 oder 1 ppm, wobei der betreffende Klärschlamm das Cadmium in den Konzentrationen 120 resp. 240 ppm enthalten hatte und die Blei/Cadmium Konkurrenz in den Verhältnissen 6:1, 18:1, 60:1 eingestellt worden war. Jeder Topf erhielt eine definierte Düngergabe, die zu 2/3 bei der Saat, der Rest nach 24 Tagen, zugesetzt wurde. Jede Versuchskombination wurde dreifach durchgeführt. Nach 48 Tagen Vegetationsdauer unter konstanten Bedingungen (21 Grad C, 60% rel. Luftfeuchte, 13000 Lux Beleuchtungsstärke, 14 h tägl. Beleuchtungsdauer) wurden die oberirdischen Teile des Spinates geerntet und in der Trockensubstanz Blei und Cadmium bestimmt.

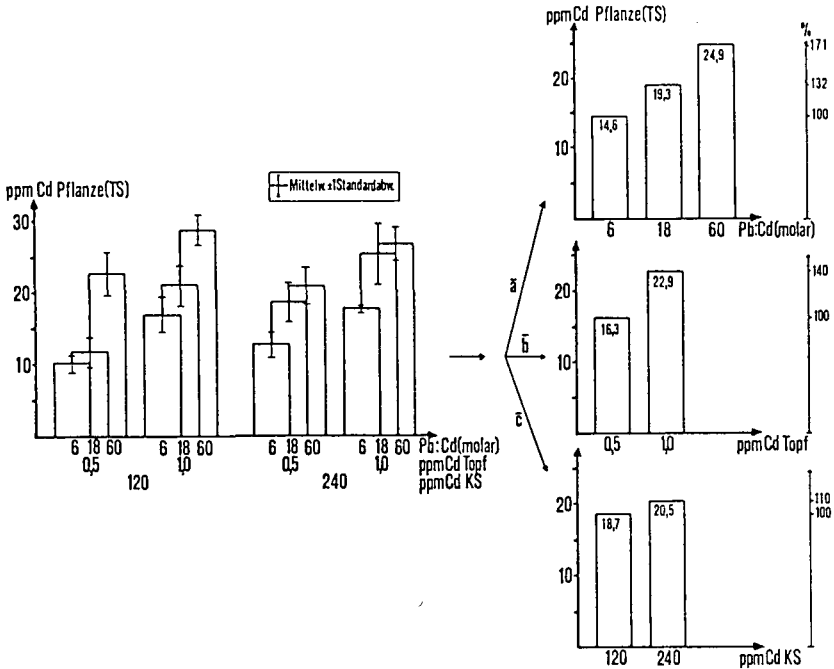


Abbildung 3. Cadmiumgehalte der Spinatpflanzen (ppm von TS) in Abhängigkeit von Cadmiumgehalten im Bodensubstrat, Cadmiumanreicherungsstufen und molarer Pb/Cd Konkurrenz im Klärschlamm. Die Teilgraphiken a,b,c zeigen die Wirkung der einzelnen Verfahrensstufen der drei Faktoren für sich allein betrachtet.

In Abbildung 3 sind die Ergebnisse der Versuche gezeigt. Während der doppelte Cadmiumgehalt des Klärschlammes nur eine geringe Zunahme des Cadmiums in der TS zeigt (100:110), ist der Einfluss der Gesamtmenge Cadmium pro Topf schon erheblich (100:140). Am ausgeprägtesten ist jedoch die Wirkung des konkurrierenden Bleis. Fast doppelt soviel Cadmium wird gefunden, wenn die Pb/Cd-Kompetition um Faktor zehn steigt. Offensichtlich ist die Verfügbarkeit des Cadmiums im Boden entsprechend erhöht worden.

## 5. Diskussion

Die Grundlagen der Modelle werden von Langmuir-Funktionen gebildet, die aus Daten von kompetitiven Adsorptionsexperimenten berechnet werden. Wenn auch hydrodynamische Aspekte im Gleichgewichtsmodell ausgeschlossen bleiben, so sind die Aussagen beider Modelle im wesentlichen gleich. Nach etwa 30 Jahren kann unter den gegebenen Bedingungen der Cadmium-Eintrag im Ah-Horizont der Parabraunerde überhaupt nicht mehr zurückgehalten werden und sickert in tiefere Bodenschichten.

Gewisse Grenzen sind in beiden Modellen vorhanden. Dass etwa die Bodeneigenschaften über so lange Zeiträume hinweg konstant bleiben, kann sicherlich in Frage gestellt werden. Weil nur drei ausgewählte Ionen Cd, Pb und Cu berücksichtigt worden sind, sind auch die Wettbewerbsverhältnisse in situ um einiges komplizierter.

Aus den Klärschlammversuchen geht hervor, dass die Folgen der Konkurrenz sich auch auf die Aufnahme durch Pflanzen auswirken. Dieses Eindringen in die Nahrungskette speziell von Cadmium ist eine gefährliche Konsequenz dieser Ionenkonkurrenz.

## 6. Literatur

- Hanks R.J., Bowers S.A. 1962. Numerical solution of the moisture flow equation for infiltration into layered soils. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 26: 530-534
- Schmitt H.W., Sticher H. 1985. Prediction of heavy metal contents and displacement in soils. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., im Druck
- Selim H.M., Mansell R.S. 1976. Analytical solution of the equation for transport of reactive solutes through soils. Water Resour. Res. 12: 528-532

Schwermetalleinträge in Böden verschiedener industrieferner  
Waldstandorte

von

Schultz, R. u. R. Mayer<sup>+</sup>)

1. Einleitung

Die Rolle von Schwermetallen in Böden gewinnt zunehmend an Bedeutung. Neben emittentennahen Standorten und Flußsedimenten, die zum Teil extrem hohe lokale Schwermetallbelastungen aufweisen, zeigen auch Waldstandorte, die nicht in unmittelbarer Emittentennähe gelegen sind, in den letzten Jahrzehnten eine zunehmende Akkumulation. So werden die Schwermetalle zu den möglichen Mitverursachern von Waldschäden gerechnet.

Über die Einträge von Schwermetallen in industrieferne Wälder liegen kaum Daten vor. Untersuchungen im Solling zeigen eine deutliche Anreicherung nicht bodenbürtiger Schwermetalle vor allem im Auflagehumus dieser Wälder (MAYER 1981).

2. Methoden

Die Eintragsuntersuchungen werden in Norddeutschland an acht Waldstandorten in Beständen vergleichbaren Alters durchgeführt (Abb. 1).

Vier der Standorte befinden sich in der Mittelgebirgsregion (Leinebergland, Nr.1,2; Solling, Nr.3,4), vier in der Norddeutschen Tiefebene (Lüneburger Heide, Nr.5,6; Wingst, Nr.7,8). Untersucht werden Bestände mit Buche (*Fagus sylvatica* L.), Stieleiche (*Quercus robur* L.), Fichte (*Picea abies*, KARST.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.). Für die intensiv untersuchten Sollingbestände liegen mehrjährige Messungen vor.

Auf diesen Standorten werden seit Mai 1983 kontinuierliche Messungen der Schwermetalleinträge durchgeführt. Dabei werden der Freilandniederschlag, die Kronentraufe, der Stammablauf sowie der Streufall flächenrepräsentativ gesammelt. Die Schwermetallanalyse erfolgt über flammenlose AAS und ist bei HEINRICHS et al. (1985) ausführlich beschrieben.

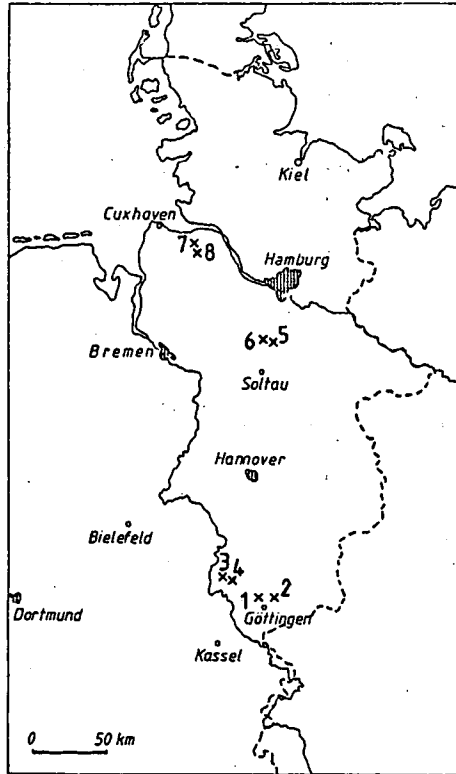


Abbildung 2: Lage der untersuchten Waldstandorte.  
Siehe Text.

### 3. Ergebnisse

Für die Elemente Pb, Cd, Cu, Cr und Zn weisen die Standorte im Leinebergland die niedrigsten Einträge mit dem Freilandniederschlag auf, der Solling die höchsten. Die Standorte Lüneburger Heide und Wingst zeigen mittlere Depositionsraten. Mit Ausnahme von Zn spiegelt sich diese Reihenfolge nicht in der mittleren Jahreskonzentration des Niederschlages wieder. Der Freilandeintrag dieser Elemente ist also überwiegend durch die Niederschlagshöhe bestimmt. Die höheren Niederschläge der



Tab.1: Einträge von Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Co und Ni im Freilandniederschlag verschiedener Waldökosysteme Norddeutschlands (Mai 1983 - April 1984)  
In Klammer: Minimal- und Maximalwerte der räumlichen Parallelen.

a) Deutscher Wetterdienst  
b) MAYER (1981) für 1974-79  
c) NÜRNBERG et al. (1982)  
Werte für 1981

	Leinebergland		Lüneburger	Wingst		Solling	Solling	ländliche Gebiete in der BRD c
	Harste	Spanbeck	Heide	Wingst	Westerberg	IBP-Fläche	b)	
Pb-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	7,4 (7,3-7,4)	7,3 (7,1-7,5)	10,4 (10,2-10,6)	10,0 (9,9-10,2)	10,0 (9,9-10,1)	13,1 (13,1-13,1)	28,5	7,0 - 14,0
Cd-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	0,16 (0,15-0,16)	0,18 (0,16-0,19)	0,19 (0,18-0,19)	0,22 (0,22-0,23)	0,20 (0,20-0,21)	0,24 (0,22-0,26)	1,60	0,2 - 0,4
Cu-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	1,5 (1,4-1,7)	1,9 (1,8-1,9)	3,0 (2,7-3,2)	2,0 (1,9-2,2)	2,4 (2,2-2,6)	2,4 (2,3-2,5)	23,6	1,0 - 5,0
Zn-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	9 (9-10)	9 (9-9)	22 (22-23)	18 (18-19)	20 (19-21)	41 (41-42)	113	7 - 26
Cr-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	0,22 (0,21-0,22)	0,23 (0,23-0,24)	0,35 (0,34-0,37)	0,32 (0,28-0,37)	0,33 (0,32-0,34)	0,44 (0,40-0,48)	1,4	
Co-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	0,06 (0,06-0,06)	0,06 (0,05-0,07)	0,09 (0,08-0,09)	0,06 (0,04-0,07)	0,07 (0,05-0,08)	0,05 (0,04-0,06)	1,4	
Ni-Eintrag (mg/m <sup>2</sup> a)	0,47 (0,43-0,50)	0,47 (0,45-0,48)	1,23 (1,06-1,30)	0,59 (0,45-0,72)	0,57 (0,52-0,63)	0,86 (0,85-0,87)	2,7	
Niederschläge (mm)	519 <sup>a)</sup>		711 <sup>a)</sup>	859 <sup>a)</sup>		1038 <sup>a)</sup>		

Plateaulage im Solling führen zu einer erhöhten Auswaschung aus der Atmosphäre.

Für die Freilandeinträge von Cr und Ni ergeben sich keine standörtlichen Unterschiede.

Verglichen mit den 1974-79 gemessenen Freilandeinträgen (SEEKAMP 1977, MAYER 1981) liegen die Depositionsraten heute niedriger. Diese Abnahme hat für die einzelnen Elemente sicherlich unterschiedliche Ursachen. Während die hohen Kupferwerte damals anscheinend durch einen Nahemittelen - ein Kabelwerk - verursacht wurden, kann die Abnahme des Bleieintrages durch das Inkrafttreten der zweiten Stufe des Benzinbleigesetzes Anfang 1976 bedingt sein.

Die Schwermetalle, die im Kronenraum deponiert werden, gelangen in überwiegend gelöster Form über den Bestandesniederschlag beziehungsweise ungelöst mit dem Streufall zu Boden. Tabelle 2 gibt den Bodeneintrag der Bestände wieder.

Der Bodeneintrag ist für alle Elemente bedeutend höher als der Freilandeintrag. So macht der Freilandeintrag von Pb und Cd etwa 50%, von Cu und Zn etwa 30-50 % und von Cr sogar nur 10-30 % des gesamten Bodeneintrages der Waldökosysteme aus.

Bei den Elementen Pb und Cr kann davon ausgegangen werden, daß der gesamte Bodeneintrag aus der Atmosphäre stammt (SCHULTZ 1985). Die Differenz zum Freilandniederschlag ergibt sich aus der Interceptionsdeposition, das heißt aus dem Herausfiltern von Aerosolen aus der Atmosphäre durch die Kronenoberfläche.

Die Elemente Cu, Zn und Cd gelangen teilweise über die Wurzelaufnahme in die Krone. Aus Küvettenversuchen im Kronenraum des Buchenbestandes ergibt sich, daß dieser Anteil bei Cd etwa 10 %, bei Cu etwa 20 % des Eintrages in den Kronenraum ausmacht (SCHMIDT und SCHULTZ 1985).

Die Unterschiede im Bodeneintrag der untersuchten Standorte sind größer als die Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten eines Standortes.

Tabelle 2: Bodeneinträge der Schwermetalle (g/ha\*a) sowie die Deposition von Schwermetallen über den Freilandniederschlag, den Bestandesniederschlag und den Streufall in Prozent des Bodeneintrages.

	LEINEGRABEN		WINGST		SOLLING	
	HARSTE	SPANBEK	WINGST	WESTBG	B1	F1
	Buche	Fichte	Fichte	Fichte	Buche	Fichte
<u>BLEI:</u>						
Bodeneintrag (g/ha*a)	131	177	211	232	256	323
Freilandeintrag (%)	56	41	47	43	51	41
Bestandesniederschlag(%)	74	75	73	69	76	64
Streufall (%)	26	25	27	31	24	36
<u>CADMIUM:</u>						
Bodeneintrag (g/ha*a)	3,5	4,2	4,0	3,5	5,4	5,1
Freilandeintrag (%)	46	43	55	57	44	47
Bestandesniederschlag(%)	77	80	88	86	76	78
Streufall (%)	23	20	12	14	24	22
<u>KUPFER:</u>						
Bodeneintrag (g/ha*a)	50	48	57	49	95	69
Freilandeintrag (%)	30	40	35	49	25	35
Bestandesniederschlag(%)	74	77	82	76	65	68
Streufall (%)	26	23	18	34	35	32
<u>ZINK:</u>						
Bodeneintrag (g/ha*a)	310	300	470	440	850	680
Freilandeintrag (%)	30	27	40	46	49	60
Bestandesniederschlag(%)	75	75	75	74	80	84
Streufall (%)	25	25	25	26	20	16
<u>CHROM:</u>						
Bodeneintrag (g/ha*a)	19	17	7	7	15	22
Freilandeintrag (%)	11	14	48	48	29	20
Bestandesniederschlag(%)	21	25	58	57	41	30
Streufall (%)	79	75	42	43	59	70

Die Fichtenbestände weisen einen jeweils höheren Bleieintrag auf als die Buchenbestände, d. h. die Filterwirkung ist bei der Fichte größer. Bei den Elementen Cd, Cu und Zn, die auch verstärkt über die Wurzel aufgenommen werden, tritt der Unterschied zwischen den Buchen- und Fichtenbeständen nicht so deutlich hervor.

Während der Bodeneintrag der Elemente Pb, Cd wie auch Cu und Zn etwa 25 % (15-35 %) über den Streufall zu Boden gelangen, macht beim Cr dieser Fluß etwa 60-80 % des Bodeneintrages aus. Chrom scheint somit stärker an die Blattoberfläche gebunden zu sein, ohne daß es durch Regen abgewaschen würde. Dieses steht in Einklang mit Impaktormessungen, die zeigen, daß Chrom im Gegensatz zu den anderen untersuchten Elementen überwiegend in ungelöster Form in der Baumkrone deponiert wird (SCHMIDT et al. 1985).

#### 4.Literatur

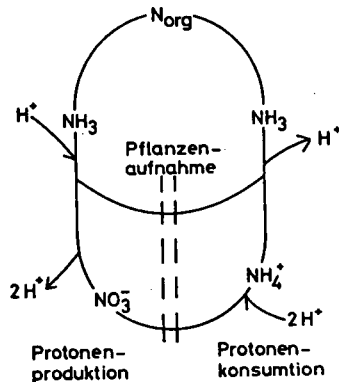
- HEINRICHS,H.,KÖNIG,N.,SCHULTZ,R., 1985: Atom-Absorptions- und Emissionsspektroskopische Bestimmungsmethoden für Haupt- und Spurenelemente in Probenlösungen aus Wald-ökosystem- Untersuchungen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd.8., Göttingen.
- MAYER,R., 1981: Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen. Göttinger Bodenkundl.Ber.,Bd.70., Göttingen.
- NÜRNBERG,H.W.,VALENTA,P.,NGUYEN,V.D., 1982: Wet deposition of toxic metals from the atmosphere in the F.R.G. In: H.W.GEORGII und J.PANKRATH (eds.), Deposition of Atmospheric Pollutants, 143-157.; G.Reidel Publ.Comp.
- SCHMIDT,M., GEORGI.B., MAYER,R., 1985: Beeinflussung der Interceptionsdeposition durch die Aerosolkonzentration und -verteilung in einem Buchenbestand (Solling). VDI-Bericht 506 "Waldschäden - Einflußfaktoren und ihre Bedeutung". In Druck.
- SCHMIDT,M.,SCHULTZ,R., 1985: Dry deposition in a beech stand Proc.Int.Conf.Heavy Metals in the Environment, Athens Sept.1985, Vol.1:506-508.
- SCHULTZ,R., 1985: Unterschiede der Schwermetalleinträge in Buchen- und Fichtenwälder exponierter und geschützter Lagen. VDI-Bericht 560 "Waldschäden - Einflußfaktoren und ihre Bewertung". In Druck.
- SEEKAMP,G.,1977:Umsatz von Schwermetallen in Waldökosystemen Göttinger Bodenkundliche Berichte, Bd 46:1 - 129.

Untersuchungen zum Stickstoff-Vorratsabbau  
zweier Waldökosysteme im Harz und Mont-  
Morency-Forest, Kanada.

von  
Spiteller, M.<sup>+</sup>)

Wegen der starken Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation können Versauerungsschübe als Folge warmtrockener Jahre beobachtet werden. Kurzfristig auftretende Versauerungsphasen im Frühjahr durch erhöhte Nitrat-Bildung im sich schnell erwärmenden Boden bei gleichzeitig geringem N-Bedarf der Pflanzen werden meist in der sich anschließenden Entsauerungsphase mit hoher N-Aufnahme wieder ausgeglichen (Abb.1).

Abbildung 1: Protonenumsetzungen bei der Stickstoff-Mineralisation und Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen.



Im Gegensatz zu saisonalen Versauerungsschüben verursachen Klima-bedingte Versauerungen einen nachhaltigen Abbau der Stickstoff-Vorräte des Bodens, da der Stickstoff im Boden größtenteils in organischer Bindung vorliegt. Ulrich (1981) prägte in diesem Zusammenhang den Begriff der Humusdisintegration. Meist technisch lässt sich dieser Zustand durch Gegenüberstellung von Nitrateintrag und -austrag im mehrjährigen Mittel verfolgen. In diesem Zusammenhang wurden eine Braunerde (Harz 31) im Forstamt Clausthal, Bez. Hahnenklee, Abt. 669 und eine Braunerde im Forstamt Walkenried, Abt. 86 untersucht.

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 3400 Göttingen

In Tabelle 1 sind einige bodenchemische Parameter zusammengefaßt.

Tabelle 1: Bödenchemische Charakteristika der Profile Harz 3 und Harz 31 (Ulrich 1980)

Harz 3: Braunerde aus Diabas, Buche mit Bergahorn

Humusform: mullartiger Moder

Horizont	Tiefe cm	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C %	N %	C/N	A <sub>ke</sub> µval/g	Ca·Mg % von A <sub>ke</sub>	Al	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg/l GBL
A <sub>(e)h</sub>	0-3	5,0	3,5	12,4	0,59	21	246	34	48	1,8
A <sub>h</sub>	3-15	5,2	4,0	4,0	0,21	19	126	18	72	1,1
A <sub>h</sub> B <sub>v</sub>	15-40	5,4	4,4	1,7	0,09	19	108	46	49	0,5
B <sub>v</sub>	40-70	5,5	4,4	1,4	0,08	18	92	47	48	-

Harz 31: schwach podsolige Humusbraunerde, Buche mit Bergahorn und Esche

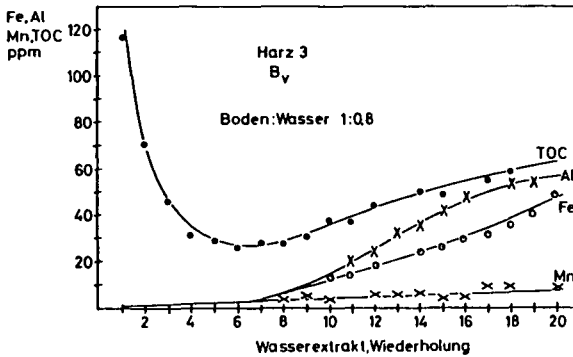
Humusform: typischer Moder

Horizont	Tiefe cm	pH (H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C %	N %	C/N	A <sub>ke</sub> µval/g	Ca·Mg % von A <sub>ke</sub>	Al	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N mg/l GBL
A <sub>eh</sub>	0-2	3,70	3,11	6,9	0,36	19	118	10	59	9,7
A <sub>h</sub>	2-25	4,10	3,79	2,7	0,18	15	61	10	73	8,6
A <sub>h</sub> B <sub>v</sub>	25-65	4,23	4,10	1,4	0,11	13	35	12	83	3,6

Beim Harz-3-Profil entsprechen die pH-Werte des Mineralbodens durchwegs dem Silikatpufferbereich. Dennoch zeigen die A<sub>ke</sub>-Werte mit z.T. mehr als 50% Al am Austauscher, daß auch dieser Boden schon eine Versauerungsphase durchlaufen hat. Das Harz-3-Profil unterscheidet sich in einem wesentlichen Punkt von anderen bisher untersuchten Braunerden: In der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) des A<sub>h</sub>-Horizonts befinden sich extrem hohe Mengen organischen Kohlenstoffs, im B<sub>v</sub> sind es immerhin noch 118 mg/l. Dies weist auf eine strukturelle Veränderung der organischen Substanz hin. Wiederholt man mit der gleichen Bodenprobe den GBL-Versuch mehrmals, so stellt man fest, daß der Anteil des wasserlöslichen Kohlenstoffs zunächst abnimmt und ab der siebten Extraktion wieder ansteigt. Ebenso zeigen die komplexbildenden Kationen Fe, Al und Mn nach wiederholter Wasserzugabe eine zunehmende Löslichkeit (Abb.2).

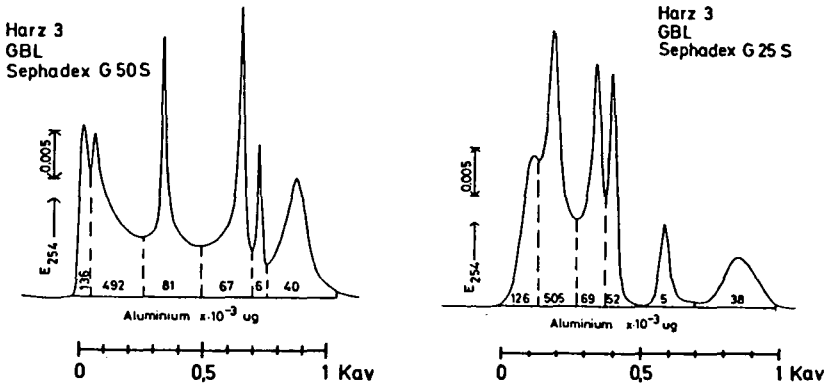
Durch Komplexbildung des Aluminiums an der löslichen organischen Substanz kann dieses Ion zwar toxisch nicht mehr wirksam werden, aber Ulrich (1981) vermutet, daß die Neubildung stabiler hochpolymerer Huminstoffe durch die starke Komplexbildung erschwert wird. Die gelösten organischen Stoffe des untersuchten Harz-3-Profiles wurden daher gelchromatographisch in Molekülgrößenfraktionen aufgetrennt.

**Abbildung 2:** Bestimmung von Fe, Al, Mn und TOC in der GBL vom B<sub>V</sub>-Horizont des Harz-3-Profiles mit 20-facher Wiederholung



Der Verlauf der UV-Absorption der organischen Moleküle ist bei der gelchromatographischen Trennung des GBL-Extrakts Harz 3, B<sub>V</sub>, in Abb. 3 wiedergegeben. Da die UV-Absorption der Moleküle jedoch stark von der Molekülgröße abhängt; stellt die Kurve nicht den tatsächlichen Verlauf des TOCs dar.

**Abbildung 3:** Gelchromatographische Trennung der GBL Harz 3, B<sub>V</sub>, an Sephadex G-50 und G-25



Ein besonderes Merkmal des Harz-3-Chromatogramms ist die scharfe Trennung in sechs Peaks, die sich über die ganze Breite der Elutionskurve verteilen. Neben der Aufzeichnung der UV-Absorption interessierte der Aluminiumgehalt in den einzelnen Fraktionen. Die Al-Werte der getrennten Fraktionen sind in Abbildung 3 (bezogen auf das Injektionsvolumen von 500  $\mu$ l) für die Trennung an Sephadex G-50 und G-25 angegeben. Der Großteil des Aluminiums befindet sich in der hochmolekularen Fraktion K<sub>av</sub>-Werte < 0,3, aber auch in den niedermolekularen Fraktionen ist noch soviel Al nachweisbar, wie zum

vollständigen Belegen freier Carboxylgruppen notwendig wäre. Im Profil Harz 31 (siehe Tab. 1) ist die Versauerung wesentlich weiter fortgeschritten, der Boden befindet sich bereits im Aluminium- bzw. Eisenpufferbereich. Besonders auffallend sind die hohen Nitratwerte in der GBL. Die gelchromatographische Analyse der Harz-31-Proben ergab das gleiche Bild wie Harz 3, auch hier ist eine Depolymerisierung stabiler Huminstoffe nachweisbar.

Beim Betrachten dieser Ergebnisse ist aber zu berücksichtigen, daß die hier untersuchten Böden im Laufe ihrer Entwicklung wiederholt wechselnden standörtlichen und anthropogenen Bedingungen ausgesetzt waren. Daher wurde nach einem Ökosystem in der Phase der Humusdisintegration gesucht, wo sich der anthropogene Einfluß nur geringfügig bemerkbar macht. Besonders interessant schien ein Waldökosystem im Osten Kanadas zu sein (Robitaille 1983). Wie aus Tabelle 2 hervorgeht, steigt die Nitratkonzentration von 7,3  $\mu\text{val/l}$  im Freilandniederschlag auf 171  $\mu\text{val/l}$  in der aus 1m Tiefe entnommenen Lysimeterlösung. Dem 23-fachen Anstieg der Nitratkonzentration steht ein nur 1,6-facher Anstieg an Chlorid - einem bodenchemisch indifferenten Ion gegenüber. Als einzige Nitratquelle kommt der im Boden gebundene Stickstoff in Frage, d.h. es läuft ein starker Humusvorratsabbau ab.

Tabelle 2: Konzentration einiger Ionen im Wasserkreislauf des Mont-Morency-Forest ( $\mu\text{val/l}$ )

Ion	Gesamt- Desposition	Kronen- traufe	Stamm- abfluß	Lysimeter Im Tiefe	See	See Auslaß
$\text{NO}_3^-$	7,3	0,2	1,5	171,2	10,0	10,0
$\text{PO}_4^{---}$	1,0	7,8	113,5	0,1	0,01	0,01
$\text{SO}_4^{--}$	52,2	73,6	198,4	111,3	77,0	79,0
$\text{Cl}^-$	13,5	17,4	24,6	21,3	11,3	14,1
$\text{H}^+$	39,8	39,8	72,4	13,5	0,6	0,8
$\text{Ca}^{**}$	6,9	24,9	113,8	122,4	12,9	119,8

Alle Böden sind mit einer mächtigen Rohhumusaufgabe bedeckt, deren Aufbau durch viele umgefallene und im Profil vermodernde Baumstämme erheblich gestört ist. Die wichtigsten bodenchemischen Kenndaten zweier typischer Profile (Nr. 1 und Nr. 6) sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Der Boden des Profils Nr. 6 befindet sich durchwegs im Aluminiumpufferbereich, während der Boden des Profils Nr. 1 mit zunehmender Tiefe den Bereich vom Aluminium-Eisen-Puffer bis zum Austauscherpuffer überstreicht. Die Tonmineralausaustauscherplätze sind zu mehr



als 80% mit Al belegt. Sowohl das Verhalten bei der wiederholten GBL-Extraktion als auch die im Gelchromatogramm nachweisbare Depolymerisierung konnten auch hier wieder festgestellt werden.

**Tabelle 3:** Chemische Kennzeichnung der Profile Nr. 1 und Nr. 6 und Stickstoff-Fraktionierung

Profil Nr.1		feinhumusreicher Rohhumus O <sub>1</sub> 2cm O <sub>1</sub> 3cm O <sub>1</sub> 9cm							Verschiedene Stickstoff-Fractionen (µgN/g Boden und % von N Ges.)											
Horiz.	cm	BA/BF*	pH H <sub>2</sub> O/KCl	%C	%N	C/N	A <sub>ke</sub> mval/ 100g	S % Ca	S % Fe	S % Al	N hydrat. %	N nicht hydrat. %	Aminosäuren µgN/g	Aminosäuren %	Aminozucker µgN/g	Aminozucker %	NH <sub>4</sub> -N µgN/g	NH <sub>4</sub> -N %	nicht identif. %	
A <sub>he</sub>	10-14	US <sup>10</sup> YR <sup>5/1</sup>	3,68	3,11	19	0,08	24	2,85	0,03	0,08	0,90	77	23	-	-	-	-	-	-	
B <sub>sh</sub>	3	sL <sup>7,5</sup> YR <sup>2/3</sup>	3,88	3,42	12,3	0,54	23	22,50	0,04	0,06	0,86	73	27	1973	36	145	3	763	14	47
B <sub>hs</sub>	5	IS <sup>5</sup> YR <sup>3/3</sup>	4,17	3,85	7,26	0,28	26	9,40	0,04	0,04	0,85	61	39	757	27	67	2	358	13	58
B <sub>v</sub>	15	IS <sup>5</sup> YR <sup>4/6</sup>	4,40	4,13	3,72	0,14	23	3,48	0,05	0,02	0,91	60	40	327	23	45	3	201	14	60

Profil Nr.6		feinhumusreicher Rohhumus O <sub>1</sub> 0,5cm O <sub>1</sub> 1cm O <sub>1</sub> 8cm							Verschiedene Stickstoff-Fractionen (µgN/g Boden und % von N Ges.)											
Horiz.	cm	BA/BF*	pH H <sub>2</sub> O/KCl	%C	%N	C/N	A <sub>ke</sub> mval/ 100g	S % Ca	S % Fe	S % Al	N hydrat. %	N nicht hydrat. %	Aminosäuren µgN/g	Aminosäuren %	Aminozucker µgN/g	Aminozucker %	NH <sub>4</sub> -N µgN/g	NH <sub>4</sub> -N %	nicht identif. %	
A <sub>he</sub>	6	US <sup>10</sup> YR <sup>4/1</sup>	4,00	3,36	2,8	0,11	25	4,30	0,06	0,07	0,82	-	-	-	-	-	-	-	-	
B <sub>sh</sub>	3	IS <sup>5</sup> YR <sup>3/2</sup>	4,01	3,42	3,0	0,12	25	7,05	0,06	0,06	0,82	91	9	525	44	78	7	279	23	26
B <sub>hs</sub>	10	IS <sup>5</sup> YR <sup>3/2</sup>	4,10	3,50	2,6	0,10	26	7,55	0,05	0,05	0,85	85	15	400	40	50	5	220	22	33
B <sub>v</sub>	15	IS <sup>5</sup> YR <sup>4/4</sup>	4,20	3,58	3,98	0,14	28	6,18	0,06	0,03	0,87	82	18	497	36	37	3	279	20	41

BA\*-Bodenart BF\*-Bodenfarbe

Weiterhin wurde untersucht, ob die im langjährigen Mittel verstärkt ablaufende Mineralisierung die Zusammensetzung der Stickstoff-Formen beeinflusst; außerdem wurde die potentielle Stickstoff-Nachlieferung im Laborversuch nach Waring und Bremner (1966) analysiert. Die Ergebnisse für die Profile Nr. 1 und Nr. 6 sind in Tabelle 4 festgehalten. Abgesehen vom A<sub>he</sub>-Horizont (Profil Nr. 6) liegt die Mineralisierungsrate für die Proben aus Profil Nr. 6 doppelt bis fast dreifach so hoch wie bei Profil Nr. 1. Das hohe relative Mineralisierungsvermögen aus Profil Nr. 6 korreliert mit den Analysedaten der Stickstoff-Fractionen (siehe Tab. 3). Profil 6 zeigt einen für Mineralböden sehr hohen Anteil an mit 6n HCl hydrolysierbarem Stickstoff. Noch deutlicher wird dies, wenn man die prozentualen Anteile des nicht-identifizierten Stickstoffs, der als schwer mineralisierbar gilt, betrachtet: Während in Profil Nr. 1 die Gehalte mit zunehmender Tiefe von 47% auf 60% steigen, betragen sie in Profil Nr. 6 zwischen 26% und 41%.

Ausgehend von einem Stickstoff-Vorrat von 8000 kg/ha errechnet sich bei einer Verlustrate durch Auswaschung von Nitrat (1,7 kmol ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>)

für die Böden des Mont-Morency-Forest ein jährlicher Stickstoffverlust von 24kg/ha. Somit könnte dieser Prozeß mehrere Jahrhunderte laufen.

Tabelle 4: Raten der Stickstoff-Mineralisierung unter anaeroben Bedingungen

Profil Nr.1		Stickstoff Mineralisation (nach Waring und Bremner 1964)							
Horiz	0 Probe			1. Woche		2. Woche		3. Woche	
	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ppm NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>
A <sub>(h)e</sub>	0.77	0.38	0.38	4.76	2.4	9.9	4.9	13.3	6.6
B <sub>sh</sub>	0.98	0.93	0.07	9.56	0.7	21.1	1.6	23.2	1.7
B <sub>hs</sub>	0.70	0.65	0.10	5.16	0.7	11.6	1.6	17.0	2.4
B <sub>v</sub>	0.45	0.67	0.12	2.06	0.6	4.3	1.2	5.3	1.5

Profil Nr.6		Stickstoff Mineralisation (nach Waring und Bremner 1964)							
Horiz	0 Probe			1. Woche		2. Woche		3. Woche	
	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ppm NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>	ppm NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	% N <sub>M</sub>
A <sub>he</sub>	0.96	0.64	0.3	6.56	1.9	12.9	3.7	15.0	4.2
B <sub>sh</sub>	1.17	0.55	0.4	6.4	2.1	12.7	4.2	15.0	5.0
B <sub>hs</sub>	1.05	0.50	0.6	5.1	2.0	10.2	4.1	12.0	4.8
B <sub>v</sub>	1.03	0.68	0.3	4.8	1.4	9.7	2.8	13.2	3.8

Es stellt sich die Frage, welche Faktoren die Humusdisintegration bzw. die Entkopplung des Ionenkreislaufes auslösen. Klimatische Veränderungen, Streu- und Biomassenutzung können im vorliegenden Fall ausgeschlossen werden. Das chemische Klima hat sich aber durch die zunehmende Luftverschmutzung deutlich geändert. Das Gebiet des Mont-Morency-Forest wird durch den Ferntransport jährlich mit einer Schadstoffmenge von 0,55 kg H<sup>+</sup>/ha und 70 kg SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/ha belastet. Zwar liegen für das Untersuchungsgebiet noch keine Langzeitmessungen vor, aber die saure Deposition als langfristig wirkender Streßfaktor hat natürlich auch einen Einfluß auf die Vitalität des Bestandes. 1984 fiel dort die besonders hohe Zahl abgeknickter und z.T. sogar entwurzelter Bäume auf. Wurzelschäden sind hier sehr deutlich ausgeprägt, die Verteilung der Feinwurzeln läßt eine deutliche Reduzierung der Wurzelmasse erkennen. Auch wenn Bäume in der Lage sind, ihr Feinwurzelsystem jährlich zu erneuern, wird dabei doch ihre Vitalität geschwächt und die jährliche Zuwachsrates, die in diesem Klimabereich ohnehin nur ein bescheidenes Ausmaß erreicht, geht wegen des Assimilatmangels noch weiter zurück. Derart geschädigte Bestände können daher in kurzer Zeit flächenhaft absterben, wenn auf das Ökosystem noch zusätzliche Streßfaktoren einwirken.

Säurepufferung von Waldböden aus dem Fichtelgebirge

von  
Süsser, P. +)

Zusammenfassung:

Anhand von pH-Stat Titrationen, die über einen Zeitraum von 80 Stunden durchgeführt werden, wird die Kinetik und die Chemie von schnellen Pufferreaktionen in sauren Waldböden beschrieben. Der Protonenverbrauch einer sauren Braunerde mit noch 90% Basensättigung bewirkt die Freisetzung sowohl basischer Kationen als auch von Aluminiumionen. Die Al-Ionen werden zum großen Teil am Austauscher sorbiert, und verdrängen von dort basische Kationen in die Lösung. Die Konzentration basischer Kationen in der Lösung nimmt stark zu.

Die stark sauren Standorte mit bereits sehr hoher Al-Sättigung (>95%) setzen fast ausschließlich Al frei, das wegen der hohen Al-Sättigung der Austauscher in der Lösung erscheint.

Ein Protonenverbrauch von weniger als 3 Mol Protonen pro Mol Al sowie das Verhalten der  $SO_4$ -Konzentration bei der Titration bestätigen die Vermutung, daß es durch den  $H_2SO_4$ -Eintrag zur Bildung von Al-hydroxo-sulfaten kommen kann.

Die Kinetik dieser schnellen Pufferreaktionen läßt sich gut beschreiben, wenn man sie als Summe zweier Reaktionen 1.Ordnung betrachtet. Allerdings gelingt die Zuordnung von analytisch bestimmten Reaktionen zur kinetischen Beschreibung nur unvollständig, da die einzelnen Reaktionen der Ionenfreisetzung analytisch noch kaum getrennt werden können.

Einleitung:

Um die Bedeutung von Pufferreaktionen für den Protonenverbrauch bewerten zu können, muß sowohl die Rate des Protonenverbrauchs, als auch die Pufferkapazität der Reaktion bekannt sein. Es wird deshalb versucht mit pH-Stat Titrationen von Proben saurer Waldstandorte schnelle Pufferreaktionen zu beschreiben, da diese wegen ihrer hohen Pufferrate möglicherweise den Großteil des Protonenverbrauchs solcher Standorte bewirken.

Material und Methode:

In einem thermostatisierten Titriergefäß (20°C) wird eine Bodensuspension über eine Titriereinrichtung 80 Stunden bei einem pH-Wert, meist pH 3, konstant gehalten. Die Summenkurve des Protonenverbrauchs wird aufgezeichnet und dient zur Beschreibung der Kinetik der Pufferung. Die Zusammensetzung der Lösung und der Probe vor und nach der Titration beschreibt die Chemie der Pufferung.

) Lehrstuhl f. Bodenkunde, 8050 Freising-Weihenstephan

Verwendet werden Proben von Waldstandorten aus dem Fichtelgebirge, mit deutlich bis kaum geschädigten Waldbeständen. Das sind im einzelnen:

Podsol aus Phyllit	deutlich geschädigt
Podsol-Braunerde aus Phyllit	geschädigt
Podsol aus Granit	geschädigt
Braunerde aus Basalt	kaum geschädigt

#### Ergebnisse:

Durch die Titration nimmt die Basensättigung der sauren aber noch basenreichen Braunerde deutlich ab, von etwa 95% auf 59 - 31%, je nach Horizont. Die Aluminiumsättigung nimmt im gleichen Maß zu. Die gesamte  $\text{NH}_4\text{Cl}$ -austauschbare Azidität entspricht im wesentlichen dem austauschbaren Al. Die Ionenbilanz in diesem geschlossenen System geht für die Braunerde auf, der Protonenverbrauch entspricht dort nahezu der Summe an Kationen die in die Lösung freigesetzt werden. Es zeigt sich weiterhin, daß der Protonenverbrauch der Braunerde sowohl die Freisetzung von Aluminium als auch in etwa gleichem Maß die Freisetzung von basischen Kationen bewirkt.

Die sauren Standorte haben dagegen bereits vor der Titration eine Al-Sättigung von ca. 95%. Dieser Zustand ändert sich durch die Titration kaum. Wie Abb. 1 zeigt, bewirkt der Protonenverbrauch in den sauren Standorten fast ausschließlich die Freisetzung von Al-Ionen. In einigen Fällen wird sogar deutlich mehr Al freigesetzt, als dem Protonenverbrauch entspricht. Als Quelle für dieses "extra" Al kommt bisher nur ein basisches Aluminiumsulfat in Betracht (Nordstrom 1981, Prenzel 1982), das zur Protolyse nur 1 Mol  $\text{H}^+$  pro Mol  $\text{Al}^{3+}$  verbrauchen kann, entsprechend seiner Strukturformel  $\text{AlOHSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ .

Die Voraussetzung dafür ist, daß so ein Al-hydroxo-sulfat beim Boden pH-Wert in den Proben gefällt werden kann. Abb. 2 zeigt mit einem Löslichkeitsdiagramm, daß die Konzentrationen der beteiligten Ionen Al,  $\text{SO}_4$  und OH in der Gleichgewichtsbodenlösung dieser Proben durchaus so sind, daß ein Al-hydroxo-sulfat wie der Jurbanit in diesen Böden vorhanden sein kann.

Sollte das "extra" Al aus der Auflösung einer Jurbanit ähnlichen Phase kommen, dann müsste entsprechend der Strukturformel 1 Mol  $\text{SO}_4$  mit 1 Mol "extra" Al in der Lösung erscheinen. Abb. 3 zeigt, daß dies ebenfalls annähernd der Fall ist, auch wenn andere Ziel-pH-Werte als pH 3 bei der Titration verwendet werden.

Einen weiteren Hinweis auf eine Jurbanit ähnliche Phase erhält man, wenn man das Verhalten der Sulfatkonzentration bei unterschiedlichem Ziel-pH-Wert der pH-Stat Titration betrachtet (Abb. 4a, 4b).

Bei Horizonten die kein "extra" Al freisetzen nimmt die  $\text{SO}_4$ -Konzentration mit sinkendem pH-Wert ab, was sich durch verstärkte  $\text{SO}_4$ -Sorption bei sinkendem pH-Wert erklären läßt (Singh 1984).

In Proben, die "extra" Al freisetzen nimmt die  $\text{SO}_4$ -Konzentration dagegen zunächst ab, durchläuft ein Minimum, um dann unter pH 4 wieder deutlich anzusteigen. Dies ist sehr typisch für das Lösungsverhalten eines Al-hydroxo-sulfates, das seinen größten Stabilitätsbereich im Bereich zwischen pH 4 bis pH 5 haben

sollte.

Es gibt also mehrere deutliche Hinweise, daß es zwischenzeitlich durch den Protonen- und Sulfateintrag und durch die daraus resultierende Al-Freisetzung zur Fällung und später wieder zum Auflösen eines basischen Al-sulfats kommen kann.

Die Kinetik von Pufferreaktionen läßt sich in der Regel am besten als eine Reaktion 1.Ordnung darstellen, bei der die Pufferrate eine Funktion der noch vorhandenen Pufferkapazität ist (Bailly 1962). Die Protonenverbrauchskurven (pH-Stat Kurven) lassen sich damit jedoch nur ungenügend beschreiben, so daß angenommen wird, daß die Kinetik von mehreren gleichzeitig ablaufenden Pufferreaktionen bestimmt wird.

Die Pufferkurven lassen sich dann gut beschreiben, wenn man sie als Summe von zwei Reaktionen 1.Ordnung betrachtet; nach folgender Gleichung:

$$H^+ \text{ Verbrauch} = \sum PK_i - PK_1 * e^{-k_1 * t} + PK_2 - PK_2 * e^{-k_2 * t}$$

$PK_i$  = Pufferkapazität der i-ten Reaktion

$k_i$  = Pufferrate der i-ten Reaktion

$t$  = Zeit in Stunden

Abb. 5 zeigt, daß die empirische Kurve (Kreuz) durch die kinetische Gleichung (1+2) gut beschrieben wird. Die Reaktion entspricht der Summe der Einzelreaktionen 1 und 2, in welche die Gesamtreaktion wieder zerlegt werden kann. Für die Einzelreaktionen lassen sich die Pufferkapazitäten und die Raten der Reaktionen berechnen.

Um nun der theoretischen Beschreibung der Kinetik des Protonenverbrauchs auch analytisch bestimmte Reaktionen zuordnen zu können, müssten die Einzelreaktionen der Ionenfreisetzung aufgegliedert werden. Dies gelingt zum Teil in den Proben der basenreichen Braunerde, es gelingt jedoch noch nicht für die sauren Standorte, da dort jeder Protonenverbrauch eine Al-Freisetzung bewirkt, ohne daß man nach den unterschiedlichen Al-Quellen unterscheiden kann.

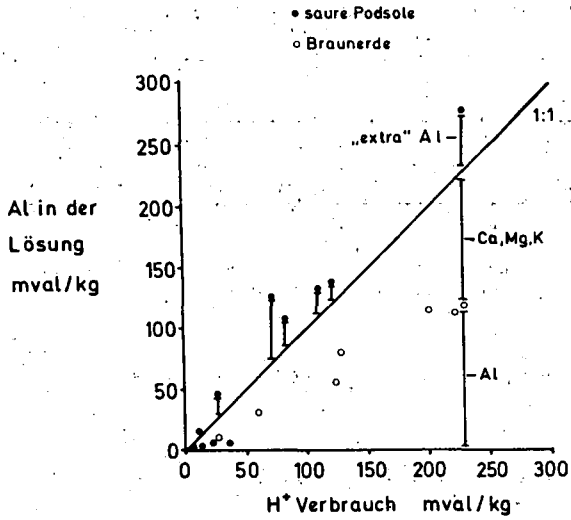


Abb 1: Die Freisetzung von Aluminium in Abhängigkeit vom Protonenverbrauch der pH-Stat Titration

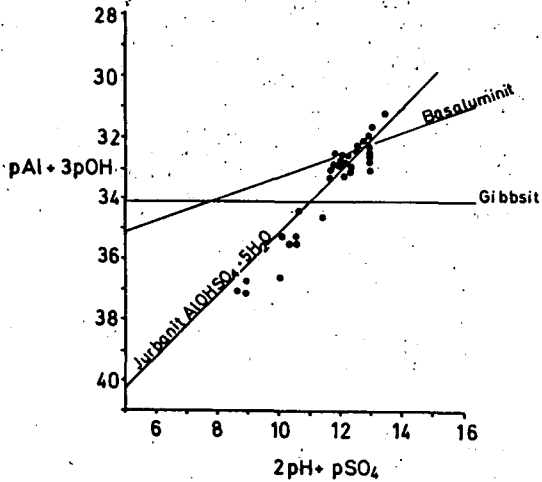


Abb 2: Die Konzentration an Al, SO<sub>4</sub> und der pH-Wert in der Gleichgewichtsbodenlösung in einem Löslichkeitsdiagramm

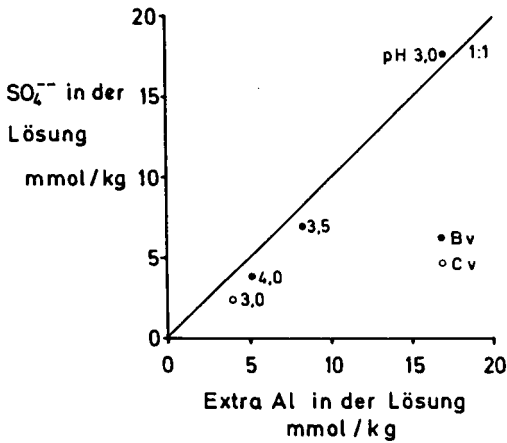


Abb 3: Die Beziehung der  $\text{SO}_4$ -Freisetzung zur Al-Freisetzung bei unterschiedlichem Ziel-pH-Wert der pH-Stat Titration

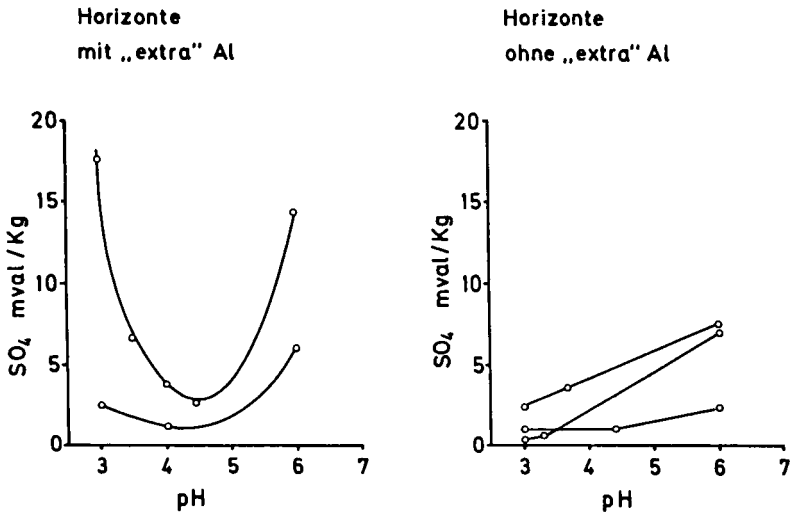


Abb 4a, 4b: Die Sulfatfreisetzung in Horizonten mit und ohne "extra" Al-Freisetzung bei unterschiedlichen pH-Werten

Wülfersreuth Bv1b  $pH_{tit} = 3.0$

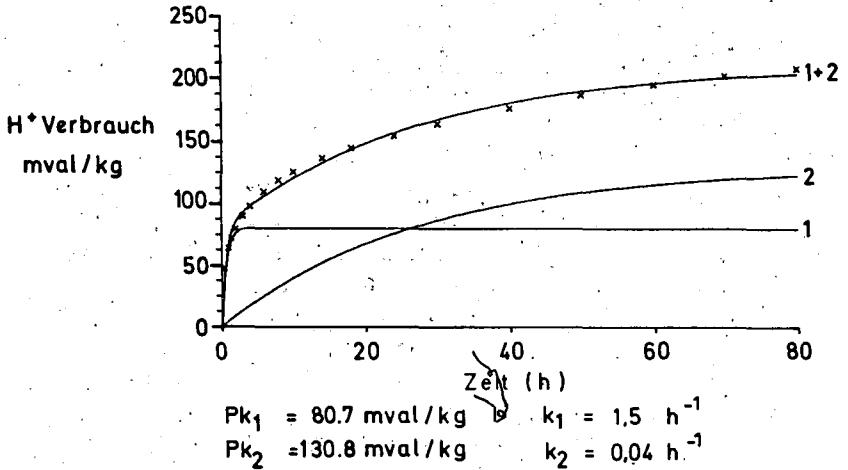


Abb 5: Die Beschreibung einer Protonenverbrauchskurve als Summe zweier Reaktionen 1. Ordnung

LITERATUR:

Bailly F. (1962) Methodische Untersuchungen zur Freisetzung von nicht austauschbarem Kalium aus Mineralen und Böden. Diss. TH.Hannover

Nordstrom D.K. (1981) The effect of aluminium concentrations in natural waters: some stability relations in the system  $Al_2O_3-SO_4-H_2O$  at 298 K. *Geochimica et Cosmochimica Acta* Vol. 46, 681-692.

Prenzel J. (1982) Ein Bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxosulfat. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 72, 1-113.

Singh B.R. (1984) Sulfate sorption by acid forest soils: 3. Desorption of Sulfate from adsorbed surfaces as a function of time, desorbing ion, pH and amount of adsorption. *Soil Science* Vol.138, No 5, 346-352.



Pufferverhalten und Ionenstatus von Waldbäumen  
auf unterschiedlich belasteten Böden

von

Waraghai, A. und Beese, F.<sup>+</sup>)

Einleitung

Bei der Diskussion über die Belastbarkeit von Bäumen durch saure Depositionen wird zunehmend deutlicher, daß der Ernährungszustand der Bäume und damit der Ionenstatus der Blätter und Nadeln nicht außer Acht gelassen werden darf.

Untersuchungen haben gezeigt, daß mit einer Verschlechterung der Nährstoffversorgung, eine reduzierte Belastbarkeit der Bäume durch Gase einhergeht. In Umkehr könnten waldbauliche Maßnahmen, die zu einer Verbesserung des Ionenstatus führen würden, auch eine höhere Vitalität der Bäume hervorrufen. Damit ergäbe sich eine Möglichkeit, gefährdete Bestände in eine schadstoffärmere Zeit zu überführen. Sollen derartige Maßnahmen ergriffen werden, so sind vorab zwei Fragen zu klären.

- 1) Welchen Einfluß hat der chemische Zustand der Böden auf den Ionenstatus von Blättern und Nadeln?
- 2) Wie reagieren unterschiedlich ernährte Bäume auf gasförmige Luftschadstoffe?

Ziel dieser Arbeit ist es, mittels leicht ermittelbarer Kenngrößen, den Gesamtionenzustand der Photosyntheseorgane zu charakterisieren und einen Bezug dieser Größen zum chemischen Zustand des Bodens herzustellen. Bei den ausgewählten Größen handelt es sich um den Kationenüberschuß bzw. die Alkalinität der Blätter und Nadeln und das Säureneutralisationsverhalten der Zell-extrakte.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden während der Vegetationsperiode 1983 durchgeführt. Ausgewählt wurden drei Buchenstandorte mit Böden unterschiedlicher Acidität, sowie ein Fichtenstandort mit saurem Boden:

- GW: Göttinger Wald; Buche, 120-140 Jahre; Terra-Fusca Rendzina; Muschelkalk; Silikat-Carbonatpufferbereich.
- B<sub>1</sub>: IBP-Fläche Solling; Buche, 135 Jahre; podsolige Braunerde, Löß über Buntsandstein; Al-Pufferbereich
- BK: wie B<sub>1</sub>; im Frühjahr 1982 mit 30 t/ha feingemahlenem, dolomitischem Kalk gedüngt (6090 kg/ ha; 3570 kg Mg/ha)
- F<sub>1</sub>: IBP-Fläche Solling; Fichte, 110 Jahre; podsolige Braunerde, Löß über Buntsandstein, Al-Pufferbereich

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

An sechs verschiedenen Terminen wurden aus verschiedenen Positionen der Kronen, Knospen-, Blatt- und Nadelproben entnommen. Ein Teil der Proben wurde bei 60 °C getrocknet, verascht und analysiert. Die Analyse diente der Bestimmung des Kationenüberschusses. Dieser wurde wie folgt definiert:

$$\text{Kationenüberschuß} = \text{Kationen} - \text{Anionen}$$

$$\text{Kationen} = \text{K}^+ + \text{Na}^+ + \text{Ca}^+ + \text{Mg}^{++} + \text{Mn}^{++} + \text{Al}^{+++}$$

$$\text{Anionen} = \text{Cl}^- + \text{SO}_4^{--} + \text{H}_2\text{PO}_4^-$$

So definiert entspricht die Ionenbilanz der Summe der Carboxylate der Blätter und Nadeln.

An einer anderen Teilprobe wurde die Alkalinität der Asche nach der Methode von JUNGK, 1968 titrimetrisch gemessen. Dabei wurden auch  $\text{Cl}^-$  und  $\text{SO}_4^{--}$  bestimmt. Von einer Teilprobe der frischen Substanz wurde ein wässriger Extrakt gewonnen, dazu wurden 10 g Blätter in 200 ml Wasser homogenisiert. Durch Säurezugabe zum Filtrat des Extraktes wurde eine pH-Absenkung bis pH 3 vorgenommen. Die dazu benötigte Säuremenge, bezogen auf 1 kg Trockensubstanz, wurde als die Säureneutralisationskapazität bezeichnet.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Abb. 1 zeigt die Relation zwischen der Alkalinität und dem Kationenüberschuß, der sich aus der Gesamtanalyse der Proben ergab. Es zeigte sich, daß die Alkalinität auch für Blätter und

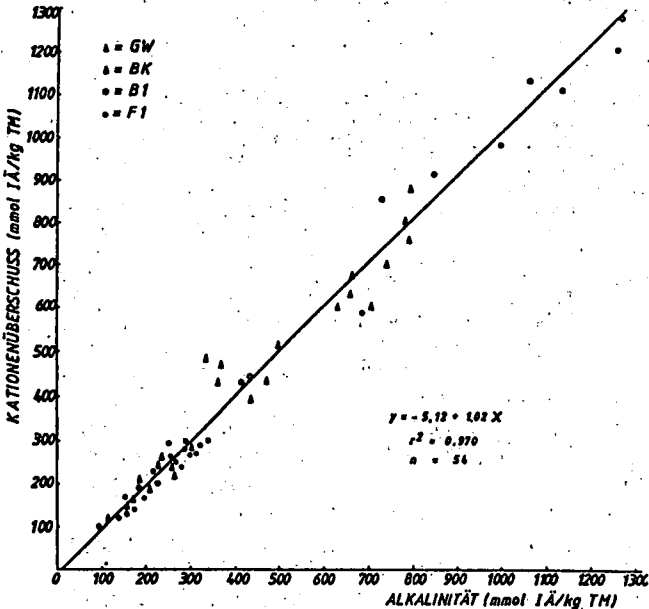


Abb. 1: Beziehung zwischen dem Kationenüberschuß und der Alkalinität von Pflanzenaschen

Nadeln ein geeignetes Maß für die Erfassung des Kationenüberschusses darstellt. Mittels der erhaltenen Beziehung ( $C - A = - 5,12 \cdot 1,02$  Alkalinität) ließ sich die Kationen/Anionenbilanz ( $C - A$ ) der Pflanzenproben rasch und einfach ermitteln. Im Mittel aller Messungen lagen die Werte der Alkalinität um nur 2 % unter denen des Kationenüberschusses.

Der zeitliche Verlauf der Alkalinität, der in der Abb. 2 dargestellt ist, gibt einen deutlichen Einblick in das unterschiedliche Verhalten der untersuchten Standorte. Die Alkalinität der Blätter und Nadeln auf den stark versauerten Standorten war sehr gering. Es gab nur geringe Unterschiede zwischen Buche und Fichte, derart, daß die Buchenblätter im Mittel einen permanent höheren Kationenüberschuß aufwiesen, wenn auch bei den einzelnen Probeterminen nicht immer signifikante Unterschiede auftraten. Beim Kalkstandort und bei der gekalkten Variante ist in der ersten Phase ein synchroner Verlauf zu erkennen, wobei im Vergleich zu der Variante B<sub>1</sub> mehr als eine Verdoppelung von ( $C - A$ ) auftrat. Während bei GW ein ständiger weiterer Anstieg stattfand, bildete sich bei BK ein Plateau aus. Ursache mag die verminderte Ca- und Mg-Aufnahme im trockenen Sommer 83 gewesen sein, da die Verteilung des Kalkes sich im wesentlichen auf den Auflagehumus beschränkte und somit nicht aus größeren Tiefen aufgenommen werden konnte.

Die Daten der Abb. 2 verdeutlichen, welchen entscheidenden Einfluß der Zustand des Bodens auf den Ionenstatus von Blättern und Nadeln hat. Bei annähernd gleichem Boden (B<sub>1</sub>, F<sub>1</sub>) - der Boden unter Fichte ist stärker versauert - weisen Buche und Fichte ähnliche Verläufe des Kationenüberschusses auf. Bei Zufuhr von Kalk bzw. auf einem Kalkstandort verdoppelt und verdreifacht

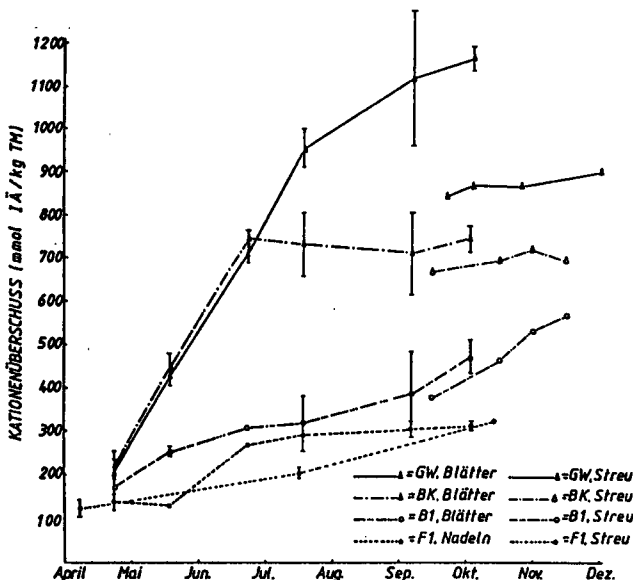
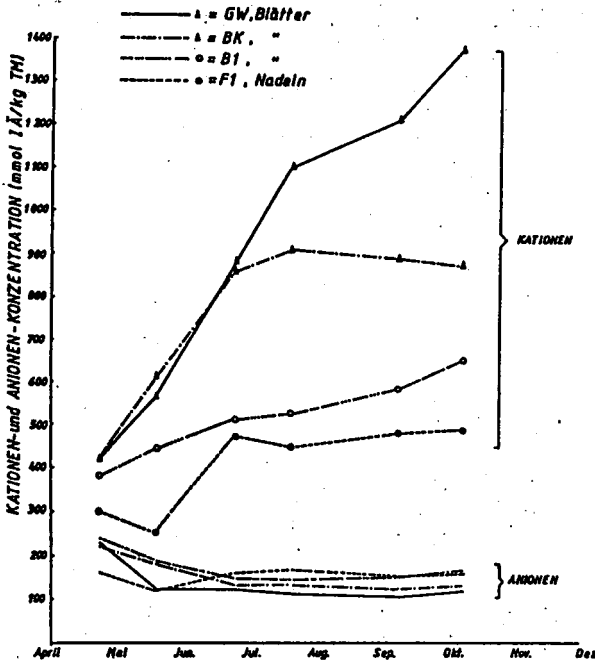


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf des Kationenüberschusses ( $C - A$ ) im Sommer 1983

sich der Wert für (C - A) in den Blättern. Aufgrund der guten Kationenversorgung und des Vorhandenseins org. Anionen besteht potentiell die Möglichkeit, daß derartig ausgestattete Organe eingetragene Protonen besser puffern können.

In der Abb. 3 ist der Jahresgang der Kationen- und Anionen-konzentration in den Blättern und Nadeln dargestellt. Es ist deutlich, daß die Anionen nur eine geringe Dynamik aufweisen. Vom Knospenstadium fällt bei den Buchen die Konzentration geringfügig ab, um dann auf etwa gleichem Niveau zu verharren. Dabei wies der saure Standort die höchsten, der Kalkstandort die niedrigsten Konzentrationen auf. Bei der Fichte erfolgte ein leichter Anstieg im Verlauf der Vegetationsperiode. Aus dem Verhalten der Anionen wird deutlich, daß die beim Kationenüberschuß bereits beschriebene Dynamik ganz auf die Kationenaufnahme zurückgeht. Kationenüberschuß und Kationenkonzentration haben quasi einen gleichen Verlauf, der sich nur durch das Niveau unterscheidet. Ein derartiges Verhalten läßt sich mit einer verstärkten  $\text{NO}_3^-$ -Aufnahme erklären. Eigene Untersuchungen haben gezeigt, daß der Anteil des  $\text{NO}_3^-$  an der Netto-N-Mineralisation in der Reihenfolge  $\text{B}_1 \rightarrow \text{BK} \rightarrow \text{GW}$  anstieg (LANG und BEESE, 1985).

In der Abb. 4 ist der zeitliche Verlauf der Säureneutralisationskapazität für die Buchen dargestellt. Es wird deutlich, daß die Blätter auf dem Kalkstandort im Vergleich zu den Buchen auf saurer Braunerde über ein deutlich verbessertes Vermögen verfügen, Säure zu neutralisieren. Auch auf der gekalkten Parzelle ist



bereits ein Jahr nach der Ausbringung des Kalkes ein beträchtlicher Anstieg dieser Kenngröße zu verzeichnen. Anders ist die Situation bei der Fichte (Abb. 5). Hier liegt die Säureneutralisationskapazität erheblich unter der der Buchenblätter auf gleichem Standort. Darüberhinaus tritt eine starke Differenzierung zwischen den verschiedenen Nadeljahrgängen auf. Erst die dreijährigen Nadeln weisen ähnliche Eigenschaften wie die Buchenblätter auf. Dagegen geht die Kapazität der jungen Nadeln gegen Null.

Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Kat- und Anionen im Sommer 1983

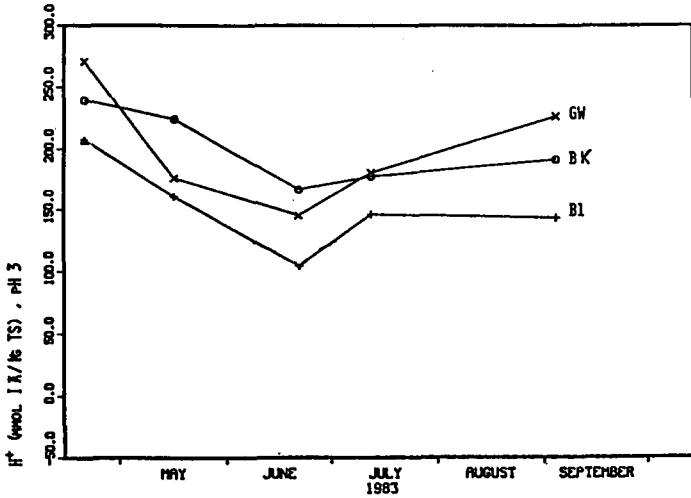


Abb. 4:  
Zeitlicher Verlauf der Säureneutralisationskapazität von Buchenblatt-Extrakten

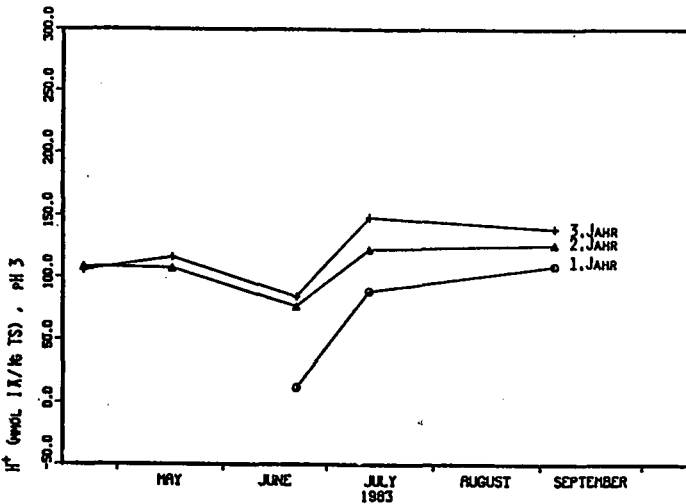


Abb. 5:  
Zeitlicher Verlauf der Säureneutralisationskapazität von Fichtennadel-Extrakten

In der letzten Abb. (6) ist die Säureneutralisationskapazität als Funktion des Kationenüberschusses dargestellt. Dabei wurde von der Überlegung ausgegangen, daß die Salze org. Säuren das Neutralisationsvermögen beeinflussen. Das Bestimmtheitsmaß der gefundenen Relation betrug 0,87, d.h. zu ca. 90 % kann die Säureneutralisationskapazität mit dem Kationenüberschuß erklärt werden. Ungefähr 1/3 des Kationenüberschusses wird für die Neutralisation in den Blattextrakten wirksam.

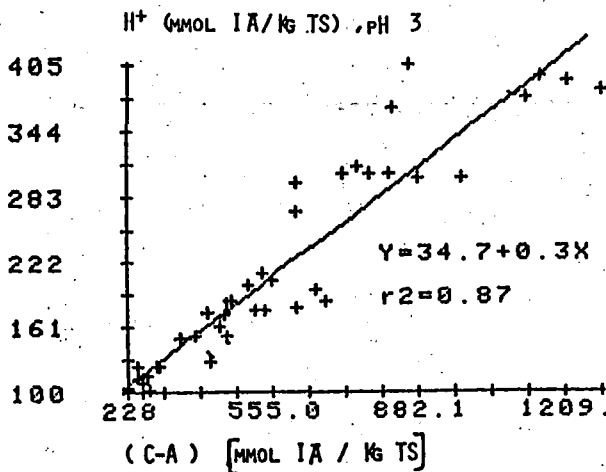


Abb. 6:  
Beziehung zwischen dem Kationenüberschuß (C-A) und der Säureneutralisationskapazität von Buchenblättern

Zusammenfassung  
Der Kationenüberschuß und die Säureneutralisationskapazität sind zwei integrale Größen von Blättern und Nadeln, deren Bestimmung zur Charakterisierung des Ionenstatus besondere Bedeutung zukommt.

Es konnte gezeigt werden, daß sich der

Kationenüberschuß mit hinreichender Genauigkeit aus der Alkalinität der Pflanzenasche ermitteln läßt. Untersuchungen des zeitlichen Verhaltens des Kationenüberschusses erbrachten große Unterschiede, die in Relation zum Säurestatus des Bodens stehen. Blätter und Nadeln von Standorten mit sauren Böden zeigten geringe Kationenüberschüsse, solche von kalkhaltigen bzw. aufgekalkten Böden wiesen 2-3 fach höhere Überschüsse auf. Die Ursache hierfür wird in einer Verschiebung der N-Ernährung in Richtung Nitrat gesehen.

Weiter konnte gezeigt werden, daß zwischen dem Kationenüberschuß und der Säureneutralisationskapazität der Blattextrakte eine enge Beziehung besteht. Dies deutet darauf hin, daß Photosyntheseorgane, die einen hohen Kationenüberschuß aufweisen, auch über ein höheres Potential verfügen, eingetragene Säuren zu neutralisieren.

Inwieweit sich diese Eigenschaft im Hinblick auf eine höhere Belastbarkeit durch gasförmige Luftverunreinigungen auswirkt, bedarf weiterer Untersuchungen. Die gefundenen Ergebnisse weisen allerdings darauf hin, daß durch Verbesserung des bodenchemischen Milieus eine erhöhte Vitalität der Bäume erreicht werden kann.

#### Literatur

- Jungk, A., 1968, Die Alkalinität der Pflanzenasche als Maß für den Kationenüberschuß in der Pflanze.  
Z. Pflanzenernaehr. u. Bodenkunde, 120, 99-105.  
Lang, E. und F. Beese, 1985, Die Reaktion der mikrobiellen Population eines Buchenwaldökosystems auf Kalkungsmaßnahmen.  
AFZ, im Druck.

Reaktionen zwischen Ligninen und Dungerbestand-  
teilen (Depotdungereffekt)

von

Weichelt, Th. und M. Ferrog<sup>+</sup>)

Einleitung und Problemstellung: Die organische Naturstoffgruppe der Lignine fällt vornehmlich durch die Ernterückstände der Halmfrüchte in großen Mengen an. Diese sind mit denen von Zellulose und Hemizellulosen vergleichbar. Eine durchschnittliche Weizenernte läst ca. 30 dt/ha Lignin auf und in den Boden langen, wobei zu beachten ist, daß Lignine auch in den Wurzeln von Gramineen vorkommen (Weichelt, 1981 a). Außer der Menge ist auch der langsame Abbau und die schlechte Löslichkeit der Lignine in Wasser (unverändertes Lignin ist praktisch nur suspendierbar) für Boden und Pflanze bedeutungsvoll. Nicht zuletzt ist die Reaktivität der Lignine, bedingt durch deren zahlreiche funktionellen Gruppen und Sonderstrukturen, maßgeblich.

Chemische Bindungen der Lignine mit Dünger oder deren Bestandteilen haben einen Depotdungereffekt zur Folge, denn die gebundenen Nährstoffe können erst durch Abbau der Lignine wieder für die Pflanzen freigesetzt werden. Bis dahin werden irreversible Festlegungen und Verluste durch Gasentwicklung sowie Auswaschung verhindert oder zumindest vermindert.

Da aber die Lignine, zumindest nach der Halmfruchternte längere Zeit nicht frei, sondern stets verbunden mit Kohlenhydraten (Zellulose, Hemizellulosen) vorkommen, wurden die Untersuchungen an Stroh als Matrix vorgenommen. Zusätzlich sind die Reaktionen, aber auch an "reinem, unverändertem" Lignin sowie an einigen Phenolen überprüft worden. Dazu kam aus W-Weizenstroh und Fichtenholz (*Picea abies*) isoliertes Lignin zur Anwendung (Weichelt, 1977; Ziechmann u. Weichelt, 1977).

Material und Methoden: Auf 1 m<sup>2</sup> großen Rosten wurde W-Weizenstroh in einer Menge von umgerechnet 50 dt/ha verteilt und die Dünger gelöst in Wasser auf Stroh gespruit. Nach 4 1/2 Tagen Einwirkungszeit wurde mit dest. H<sub>2</sub>O "beregnet" und das Sickerwasser aufgefangen, um es quantitativ zu analysieren. Dazu sind Eichkurven erstellt worden.

Das Dicyandiamid (DCD) konnte direkt durch sein Absorptionsmaximum um 210 nm erfaßt werden. Kupfer, aufgebracht als  $\text{CuSO}_4 \times 5 \text{H}_2\text{O}$  und Zink als  $\text{ZnSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$  wurde mit Natriumdiäthylthiocarbaminat (Diäthylthiocarbonsäure) angefärbt. Eisen ist mit 5-Sulfosalicylsäure erfaßt worden (J. Fries u. H. Getrost, 1977). Blindproben berücksichtigten Störungen durch Fremdionen und Eigenextinktion des Sicker- (Stroh) wassers. Die Wasserproben wurden entweder gleich zur Analyse verwendet oder vorher bei  $4^\circ \text{C}$  aufbewahrt.

Resultate: Abb. 1 zeigt Analytik und die Meßergebnisse mit Dicyandiamid (DCD). Selbst nach 300 mm "Niederschlag", die ungefähre Gesamt-Sickerwasserrate eines Jahres, befinden sich noch über ca. 10 % DCD am Stroh. Eine Bindung des DCD's direkt am Lignin könnte bereits durch UV- und IR-Spektroskopie, vergleichende pH-Wert-Messungen, Entfassung der Sauerstoffabsorption in einer Warburg-Apparatur sowie durch C- und N-Bestimmungen nachgewiesen werden (Weichelt, 1983).

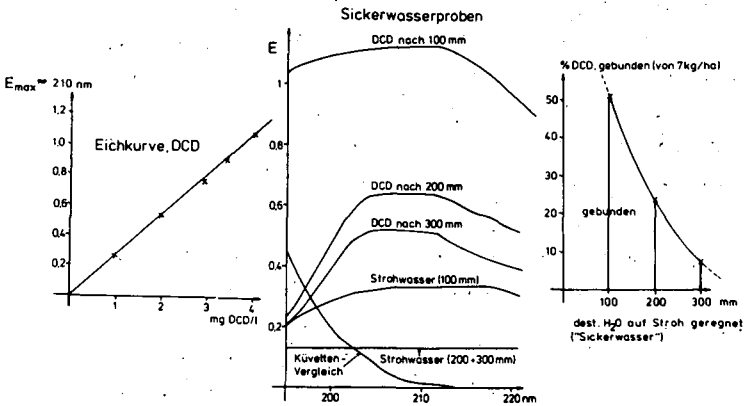


Abb. 1 Bindung von Dicyandiamid (DCD) an W-Weizenstroh

Kupfer bindet sich in höheren Mengen als DCD ans Stroh. Nach 300 mm "Niederschlag" waren ca. 84 % von der Ausgangsmenge noch nicht abgetrennt.



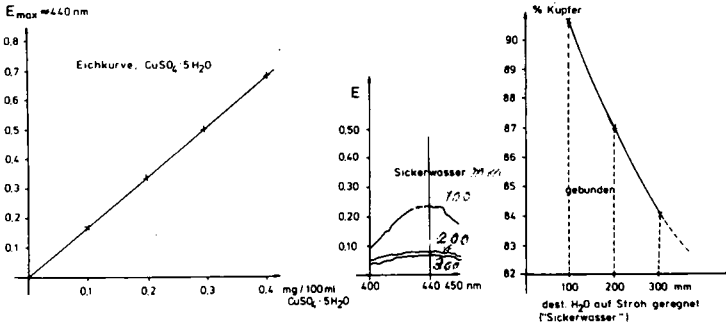


Abb. 2 Bindung von Kupfer (als  $\text{CuSO}_4 \times 5 \text{H}_2\text{O} = 1,5 \text{ kg/ha}$ ) an W-Weizenstroh

Zink wird zwar etwas weniger als Cu vom Stroh gebunden, aber mit ca. 60 % ist die reagierte Menge immerhin recht beachtlich.

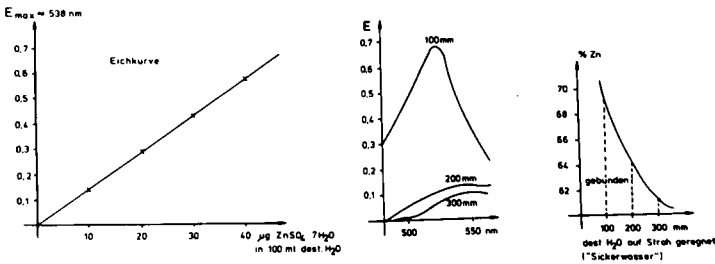


Abb. 3 Bindung von Zink (als  $\text{ZnSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O} = 1,5 \text{ kg/ha}$ ) an W-Weizenstroh

Da Lignine phenolische Hydroxygruppen besitzen (etwa 0,2 pro Phenylpropaneinheit) wurden die Reaktionen von Cu, Zn und Fe auch mit Phenol selbst, Phloroglucin und Pyrogallol überprüft. Die genannten Metalle sind Komplexbildner, was sich besonders an den Umsetzungen mit Phenol und Phloroglucin feststellen ließ, da diese nur sehr langsam humifi-

zieren.

Die Reaktion von Cu mit Lignin konnte zudem durch Entfärben einer (blauen) Kupfersulfatlösung und der grünlichen Färbung des Lignins nach einigen Stunden Reaktionszeit aufgezeigt werden.

Die Untersuchungsergebnisse mit Fe (Abb. 4) zeigen, daß auch recht erhebliche Eisenmengen vom Stroh festgehalten werden.

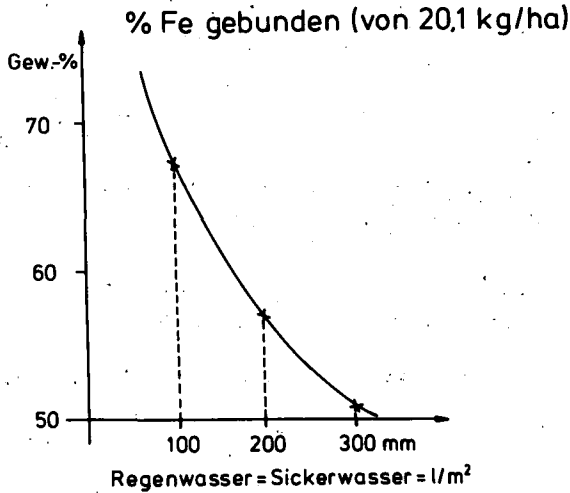


Abb. 4 Bindung von Fe (als  $\text{FeSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O} = 100 \text{ kg/ha}$ ) an W-Weizenstroh

Diskussion: Obwohl im Stroh auch noch einige andere Stoffgruppen (N-haltige, p-Benzoesäure-sowie p-Zimtsäurederivate, etc.) für eine Bindung der untersuchten Dünger (DCD, Cu-, Zn- und Fe-Sulfate) infrage kommen, sind doch die Lignine dafür mengenmäßig am bedeutungsvollsten. Zudem sind p-Zimtsäurederivate i.d.R. mit Ligninen verestert und dadurch betreffs der untersuchten Düngerbestandteile weniger reaktionsfähig (Sarkanen u. Ludwig, 1971).

Die Lignine binden Dicyandiamid zumindest teilweise über Wasserstoffbrücken und Van-der-Waal'sche Kräfte sowie nucleophile Addition

(Weichelt, 1983). Beim Eisen ist der Sachverhalt unübersichtlicher, weil es sich schnell zu  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{FeOOH}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  etc. umwandelt. Wie hoch der komplexgebundene Anteil am Stroh ist, wurde nicht getrennt erfaßt.

Die festen Bindungen von DCD, Cu, Zn und Fe bedeutet die Bildung eines Depotdüngers, der erst im Zuge der Zersetzung der Lignine (Verrottung des Strohes) die gebundenen Bestandteile sukzessiv wieder frei gibt. Dabei ist vorteilhaft, daß der Abbau der Lignine und der Pflanzenwuchs, bedingt durch die Wachstumsfaktoren, weitgehend konform verlaufen.

Die nachgewiesenen Bindungen, aber auch dort, wo es sich ggf. teilweise um bloßes physikalisches Festhalten am (im) Stroh handeln sollte, haben auf jeden Fall eine verminderte Auswaschung zur Konsequenz.

Reaktionen zwischen Ligninen und N-haltigen Stoffen sind, außer am DCD, mit Ammoniumsalzen (Weichelt, 1981 b), Ammoniak und Aminen (Weichelt u. Khairy, 1981) sowie dem Harnstoffderivat Arginin (Weichelt u. Ferogh, 1983) und der heterocyclischen Aminosäure Prolin (Weichelt u. Khairy, 1983) nachgewiesen worden.

#### Literatur:

Fries, J. u. H. Getrost: Organische Reagenzien für Spurenanalyse. E. Merck Darmstadt, 1977

Sarkanen, K. u. C.H. Ludwig: Lignins, Wiley-Interscience, New York, 1971

Weichelt, Th. (1977): Zur Bedeutung der Lignine im Boden sowie deren qualitative und quantitative Erfassung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 25, 245-258

Weichelt, Th. (1981 a): Lignin in Wurzeln von Triticum. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 145, 10.16

Weichelt, Th. (1981 b): Reaktionsprodukt aus Stickstoff und Lignin sowie dessen oxidativer Abbau. Z. Acker- u. Pflanzenbau, 150, 480-488

Weichelt, Th. u. Ah. Khairy (1981): Chemische Bindungen des Lignins mit Ammoniak und Aminen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 101-111

Weichelt, Th. (1983): Chemische Untersuchungen an Verbindungen aus Lignin mit Cyanamid, Kalkstickstoff sowie Dicyandiamid. z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 188-198

Weichelt, Th. u. M. Ferogh (1983): Chemische Bindung zwischen Lignin und Arginin. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 295-300

Weichelt, Th. u. Ah. Khairy (1983): Bindung zwischen Lignin und Prolin. Agrochimica, XXVII, 4, 348-353

Ziechmann, W. u. Th. Weichelt (1977): Chemische Veränderungen am Lignin bei dessen Isolierung. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 140, 645-655