

**Z81/55 I**

# **MITTEILUNGEN**

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**



Band 55

Heft I

1987

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

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

I N H A L T

BAND 55

HEFT I

ZUSAMMENFASSENDE BERICHTE AUS DEN KOMMISSIONEN

	Seite
VII SCHWERTMANN	
Fortschritte in der Bodenmineralogie	23
II WIECHMANN	
Stand und Entwicklung bodenchemischer Forschung	35
ÖFFENTLICHE VORTRAGSVERANSTALTUNG	
Minister G. WEISER	
<u>Zukunftsweisende Bodenschutzpolitik</u>	45
<u>in Baden-Württemberg</u>	
SCHLICHTING	
<u>Musterbildung in der Pedosphäre - Erkenntnis und Nutzung</u>	65

## KOMMISSION I

		91
ALTEMÜLLER, VORBACH:	Veränderung des Bodengefüges durch Wurzelwachstum von Maispflanzen	93
ANLAUF, RICHTER:	Monte-Carlo-Simulation des stationären Stofftransports	99
BACHMANN, HARTGE:	Messung des Benetzungswinkels in situ entstandener und aufgetrockneter Filme mittels eines Plattenkontakt- verfahrens	105
BAUMGARTL, HORN:	Bodenphysikalische Untersuchungen zur Aggregatstabilität in Hinblick auf die mechanische Belastbarkeit von Böden	111
BECHER:	Beeinflußt die Qualität der organischen Substanz den Eindringwiderstand von Bodenaggregaten ?	117
BÜTTCHER, STREBEL:	Deterministische und stochastische Ein- flüsse auf die Variabilität der Stoff- anlieferung an das Grundwasser bei Sand- böden	121
BOHNE:	Die Verteilung von Wurzeln in einer Para- braunerde aus Löß als Folge der Kombination von Aggregatgröße und Lagerungsdichte des Bodens	127
BRAUN:	Zusammenhänge zwischen Schneedecke, gefro- renem Boden und Güllenabschwemmung	133
BURGER, LEBERT, HORN:	Druckausbreitung unter fahrenden Traktoren im natürlich gelagerten Boden	135
DUYNISVELD, STREBEL:	Einfluß von Standorteigenschaften auf Nitratauswaschung und Nitratbestand im Wurzelraum bei Ackerböden während der Hauptauswaschungsperiode	141
FELLE, VAN DER PLOEG:	Prognose und Verifizierung der Folgen einer Grundwasserabsenkung auf die Leistung von Grünlandbeständen im Gerhäuser Ried	147
GERKE:	Zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald - Ökosystems	153
GERKE, OTHMER:	Bodenhydrologische Untersuchungen an einer ackerbaulich genutzten hydromorphen Para- braunerde aus Solifluktuions- und Schwemmlöß	159
HARTGE:	Compactation-, Infiltration- Erosion Ein bisher übersehender Gesichtspunkt	165



	Seite
HELFSRIEDER, BARTILLA, VAN DER PLOEG:	Die Variabilität von einigen bodenphysika- lischen und bodenchemischen Feldgrößen 169
HORN, BLACKWELL, WHITE:	Druckfortpflanzung in einem typic Paleustalf (Australien) unter verschieden schnell fahrenden Traktoren 175
HUWE, VAN DER PLOEG:	Erfahrungen und Probleme bei der Simulation des N - Haushalts verschieden genutzter Standorte Baden - Württembergs 181
LEBERT, BURGER, HORN:	Die Bedeutung des Bodengefüges und der Belastungsdauer für die Druckfortpflanzung 187
LEHLE, MEIER, VAN DER PLOEG:	Die Bestimmung von Transferfaktoren Boden - Pflanze für Tschernobyl - Aktivität in Baden - Württemberg 193
LESSING, HARTGE:	Hydrologische Aspekte der Tonverlagerung im Freiland 199
LOHMANN, KÖHLER, SCHMIDT:	Öko-Hydrologische Feldmeßsysteme 205
MANDERSCHIED, LOHMANN:	Standortbilanzierung, ein Instrument der Forstplanung, des Bodenschutzes, der Umwelt- kontrolle 209
MELCHIOR, MIEHLICH:	Untersuchungen zum Wasserhaushalt mehrschich- tiger Oberflächendichtsysteme auf der Deponie Georgswerder, Hamburg 213
MOSCHREFI:	Biomassebildung von Chile-Pfeffer ( <i>Capsicum- annuum</i> ) bei unterschiedlichen Wassergaben und Salzbelastungen 219
VAN DER PLOEG, WALCZAK, KIRKHAM:	Ein Algorithmus für die Berechnung der Drän- distanz von Grundwasserböden 221
RAGAB, BEESE, EHLERS:	Simulation of Soil Water Balance and Dry Matter Production of Oats 227
ROTH, FLÜHLER, GYSI:	Struktur der zweidimensionalen Strömung in einem mehrschichtigen Profil unter einem Gemüsefeld 229
RUCK, STAHR:	Wasser- und Salzhaushalt aus der Leitfähigkeit verschiedener Boden-zu-Wasser Extrakte 233
SCHREY:	Eine qualitativ-quantitative Darstellung der tiefenabhängigen Verteilung der Eindringwider- stände 239
STABERNACK, HUWE, VAN DER PLOEG:	Die modellmäßige Beschreibung des Wärmetrans- ports in porösen Medien unter Freilandbedin- gungen 245
TAUBNER, HORN:	Die Nährstofffreisetzung aus natürlichen Aggregaten 251

UTERMANN, RICHTER:	Die Verlagerung physikalisch wechselwirkender Ionen in Böden - Modellentwicklung und -kalibrierung. -	257
ZIEGLER, HUWE, VAN DER PLOEG:	Der Einfluß von Bodenfeuchte und Vegetationsstruktur auf die Verdunstungskomponenten eines Ackerstandorts	259
ZINGK, BLUME:	Zur nutzbaren Feldkapazität von Sandböden	265

## KOMMISSION II

		269
BAGHDADY:	Interrelationships between the soil characteristics and the total available contents of micropollutants (Cr, Ni, Cd, Pb and Hg).	271
BEUDERT, KÖGEL:	Dichtefraktionierung von Waldhumusprofilen	277
BLASER:	Die Bestimmung von pH-unabhängigen Bindungsgrößen organo-metallischer Verbindungen	283
BRAHMER, FEGER:	Auswirkungen unterschiedlicher Fließwege und biogeochemischer Prozesse auf die chemische Zusammensetzung der Hydrosphäre im Schwarzwald	289
EBERLE, ALDAG:	Die Auswirkung von Grünland-Umbruch auf die Fraktionen des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden	295
FEGER, ZEITVOGEL:	Zur Bedeutung von nutzungsbedingten Bodenveränderungen für die Versauerung von Gewässern im Schwarzwald	301
FILIPINSKI, PLUQUET, KUNTZE:	Lassen sich die unterschiedlichen Formen der Schwermetallanreicherung im Boden kennzeichnen ?	307
FLEIGE, HINDEL:	Auswirkungen pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil	313
FRANK:	Aluminiumformen in sauren Waldböden Nordwest-Deutschlands und Al- Anreicherung in den Fein- und Schwachwurzeln von Waldbäumen	321
GIANI, FINKE:	Verhalten einiger radioaktiver Isotope (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Böden Norddeutschlands	327
GRUPE, KUNTZE:	Zur Ni-Mobilität einer geogen belasteten Braunerde	333
GUGGENBERGER, KÖGEL:	Spektroskopische und chromatographische Kennzeichnung wasserlöslicher organischer Bodensubstanzen	339
HAUMEIER, FRANKE:	Gelchromatographie wasserlöslicher Substanzen aus Rohhumus an Fractogel TSK HW-40	345
HEYN, ZÖTTL, HÄDRICH, STAHR:	Steuerung des Nähr- und Spurenelement-Umsatzes an der Bärhalde (Südschwarzwald)	351
HORNBURG, BRÜMMER:	Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Cadmium in schleswig-holsteinischen Böden	357
JÖRGENSEN, MEYER:	Die organische Substanz einer Terra-Fusca-Rendsina und ihres Ausgangssubstrates Rotbuchenlaubstreu in einem mitteleuropäischen Waldökosystem auf Kalkgestein	363

	Seite
KÜGEL:	369
Streuabbau- und Humifizierungsprozesse in Waldhumusformen	
KUKOWSKI, BRÜMMER:	375
Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden	
MARSCHNER, FISCHER, STAHR:	381
Kurzfristige Auswirkungen einer Kalkung/ Düngung auf den Elementhaushalt einer Rost- braunerde unter Kiefer	
MESHREF, TANTAWY, FAWZI:	387
Distribution of trace elements in the grainsize fraction of soils under wastewater irrigation	
MUNN:	393
Der Beitrag des N-Umsatzes in Laub- und Nadelforsten zur Versauerung von Böden	
MÜLLER-WEGENER:	397
Schwefel in Huminstoffen	
NÄTSCHER, SÜSSER:	401
Protonenpufferkapazität und Puffersubstanzen in sauren Fichtelgebirgsböden	
NORDMEYER, PESTEMER:	403
Charakterisierung verschiedener Bodenhor- zonte im Hinblick auf das räumlich-zeitliche Ausbreitungsverhalten von Pflanzenschutz- mitteln	
PFIRRMANN, RUNKEL:	409
Auswaschung anorganischer Nährelemente aus den Nadeln unterschiedlich ernährter geklon- ter Jungfichten unter Belastung mit Ozon und saurem Nebel	
SCHIMMING, BLUME:	415
Anthropogene Bodenversauerung in Schleswig- Holstein	
SCHMIDT, STICHER:	421
Modelle für die Berechnung der Verlagerung von Schwermetallen in mehrhorizontigen Böden	
SCHULTZ, MAYER:	427
Schwermetall-Bilanzen von Blei und Cadmium auf Sand- und Lößböden nordwestdeutscher Waldstandorte	
STICHER, JUCHLER, GASSER:	433
Speciation von Chrom und Nickel in Serpentin- böden	
VOELKER, KUISCH, SCHRÖDER:	439
Huminstoffsysteme in konventionell und biolo- gisch-dynamisch bewirtschafteten Böden	
ZECH, ZIEGLER:	445
Zum Verhalten von Bodenlipiden während der Streuzersetzung in Waldhumus	
ZIEGLER:	451
Chemische und <sup>13</sup> C NMR spektroskopische Unter- suchungen zur stofflichen Zusammensetzung von Waldhumus	

		Seite
<b>KOMMISSION III</b>		469
BABEL, MEYER:	Humusformen im Schönbuch	471
BENCKISER, SYRING:	Effects of soil variables on N <sub>2</sub> O Release from an Alfisol and Inceptisol	477
BREIMER, VOGEL, OTTOW:	Fluorbelastung von Böden und Bodenfauna in Emittentennähe	481
GÖK, OTTOW:	Einfluß von Sauerstoff auf die Intensität und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in einem mit Stroh gedüngten Boden	487
KAUSS, SCHUSTER:	Die Auswirkungen einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Obstbau auf die bodenbiologische Aktivität - ein Freilandversuch	493
KOOP, AHRENS:	Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen	499
MUNCH, OTTOW:	Einfluß von Bodenfeuchte und Sauerstoff auf die Lachgasbildung denitrifizierender Bakterien	505
NIEDER, RICHTER:	Bilanzierung des Dünger- Stickstoffs <sup>15</sup> N während der Vegetationszeit des Winter - Weizens 1984/85 in einer Braunerde aus Löß	511
RICHTER, KOTTAS:	Der Einfluß der Substratkonzentration auf die Expression von Lebendkeimzahlen (MPN-Methode) bestimmter Bodenmikroorganismengruppen oder -arten in Mischkulturen	517
SUTTNER:	Mikrobielle Aktivität unterschiedlich genutzter Böden Bayerns	523
SCHUSTER, SCHRÖDER:	Die Auswirkung einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Ackerbau auf die Dehydrogenaseaktivität. Freiland und Laborversuche	529
TROLLDENIER:	Einfluß der Nitratkonzentration auf die Dynamik der Denitrifikation	535
WEIDEMANN, KOEHLER:	Untersuchungen zur Initialentwicklung der Mesofauna in Auftragsböden	541
WELP, BRÜMMER:	Schadstoffspezies von 2,4-D, 2,4,5-T, PCP und Cd in der Bodenlösung und ihre mikrobielle Toxizität	547
WESTERNACHER:	Regenwurmabundanz unter verschiedenen Pflanzenarten - Erhebungen in Fruchtfolgeversuchen	553



## KOMMISSION IV

		559
BACH:	Regional differenzierte Abschätzung des möglichen Beitrags der Landwirtschaft zur Nitrat-Belastung des Sickerwassers in der Bundesrepublik Deutschland	561
BECKER:	Ein Vergleich der Methoden zur Bestimmung von $\text{NH}_4^+$ und $\text{NO}_3^-$ an Bodenproben -- verschiedene Extraktionsmittel und Bestimmungsverfahren	567
BLUME, SCHIMMING, WIESE, ZINGK:	Wasser-, Luft- und Nährstoffdynamik einer Knickmarsch unter Weidenutzung	573
BROD, ELLWART, HARTGE:	Räumliche und zeitliche Änderung von Bodenparametern im Wurzelraum innerörtlicher Alleebäume	579
BRUMME, LOFTFIELD, BEESE:	N 0-Freisetzung aus einer sauren Braunerde	585
DIETZE, KÖNIG:	Metallspezifizierung in Bodenlösungen mittels Dialyse- und Ionenaustauscherverfahren	587
EHRIG, BODE-MEYER, STAHR:	Pflanzenaufnahme von Schwermetallen aus Abfallkomposten	589
HABERMANN:	Meliorationsdüngung straßennaher Baumstandorte	595
HANTSCHEL, KAUPENJOHANN, HORN, ZECH:	Standortvergleichende Ergebnisse einer zweijährigen Ökosystembilanz geschädigter Fichtenbestände im Fichtelgebirge	601
KAUPENJOHANN, HANTSCHEL, HORN, ZECH:	Bodenextrakte zur chemischen Kennzeichnung der Nährstoffversorgung unterschiedlich säurebelasteter Fichtenstandorte	607
KERSEBAUM, RICHTER, UTERMANN:	Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden unter Getreidevegetation	613
LAMERSDORF:	Spurenstoffe im Wurzelraum von Fichtenwald-Ökosystemen	619
MAIDL, FISCHBECK:	Auswirkungen unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung auf den Nitrateintrag in tiefere Bodenschichten	625
MEIWES, BEESE:	Ein experimenteller Ansatz zur Untersuchung der Ionendiffusion im Boden	631
MEUSER, WESSOLEK, RENGER:	Ein Verfahren zur Abschätzung der Wurzellängendichte von Getreide	637
MINDRUP, BEESE:	Lösungsverhalten oberflächlich ausgebrachter Kalke in sauren Waldböden	643
PRADE, OTTOW, JACQ:	Die Ursachen der Eisentoxizität bei Naßreis ( <i>O. sativa</i> L.) auf alluvialen Böden in der Republik Senegal	645

		Seite
RABEN:	Raumzeitliche Entwicklung boden- und wurzelchemischer Kenngrößen in der Podsolierten Braunerde eines Buchenaltbestandes (HILS)	651
REENTS:	Einfluß unterschiedlich gedüngter Böden auf die Luftstickstoffbindung von Luzerne	657
TRÜBY:	Zur Schwermetallverteilung in Waldbäumen	663
WILDHAGEN, LACHER, MEYER:	Modell-Versuch "Göttinger Komposttonne": N-, P- und K-Düngewirkung des Biomüll-Kompostes zu Getreide im Feldversuch	667
YOUSSEF:	Über den Einfluß von Dicyandiamid, mineralischer N-Düngung und Gülledüngung auf die N-Entzüge bei Sommergerste im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens	673



<b>KOMMISSION V</b>		679
ALAILY:	Wertung landwirtschaftlich nutzbarer Standorte SW-Ägyptens	681
BADURA, FINNERN:	Bodenprobenbank Schleswig-Holstein - Einrichtung und Aufgabe für den Bodenschutz	687
BAILLY, RENGER, LAMPE, WILKENS:	Bodenphysikalische Untersuchungen an Haftnässe-Pseudogleyen aus Löss im Raum Osnabrück	693
BENZLER:	Zur Nomenklatur der G-Horizonte und der Gleye	699
BERTRAM, JANUS:	Interpretation von $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Werten in Bodenkarbonaten	703
BLEICH:	Reliktische Pseudovertigung in Lössböden NO-Württemberg ?	709
BOJE-KLEIN:	Problembodengebiete als potentielle Anbauflächen für problembodentolerante Naßreisarten in Süd- und Südostasien	713
BOUMAN, LOHMANN:	Bodenchemische Bewertung von Forststandorten im Harz	719
BUCH:	Zur Datierung und Entwicklungsgeschichte der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse an der Donau - Diskussion von Befunden aus dem Raum Regensburg	723
CORDSEN, SIEM, FINNERN, BLUME:	Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel	729
DAHM-AHRENS:	Maßnahmen für den Funktionsschutz der Böden Nordrhein-Westfalens	735
ECKELMANN, RAISSI:	Bodenkundliche Auswertungskarten als Planungsgrundlage für das Flurbereinigungsverfahren	741
FINNERN, BRÜMMER:	Einflußfaktoren auf die Entkalkung schleswig-holsteinischer Marschböden	745
GÄTH, FREDE, MEYER:	Klassifikation eines PSEUDOGLEYS mit Hilfe bodenphysikalischer Kenndaten	751
HEINEKE:	Das Bodeninformationssystem Niedersachsen (NIBIS)	757
HEINEKE, OELKERS, VINKEN:	Vorstellungen zum Aufbau eines Bodeninformationssystems	765
HENZLER, SCHRÖDER:	Böden aus Pyroklastiten im Laacher See-Gebiet	771
JANUS, BERTRAM:	Anwendung feinstratigraphischer Isotopenuntersuchungen an einem Würmlößprofil mit fossilen Böden	777
KNEIB, SCHWARZE-RODRIAN:	Konzept des Bodenschutzes in der Stadt- und Landschaftsplanung	783

	Seite
KURTENACKER, SCHRÖDER:	Eigenschaften und Genese fossiler Lößböden unter Pyroklastika des Laacher See Gebietes 785
LASSONCZYK, WIECHMANN:	Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten löslicher organischer Substanzen in Podsolen 791
LOHMANN, BOUMAN:	Ein Konzept zur Forstlichen Standortkartierung unter Bedingungen depositionsbelasteter Standorte 797
MIEHLICH:	Substratgenese und Systematik von Böden der Hamburger Flußmarsch 801
MOLL, SPEETZEN:	Durchführung der Bodenkartierung in Hamburg (1:5000) 805
DERTLICH:	Kleinräumliche Unterschiede von Bodeneigenschaften und des Pflanzenbestandes auf Salzböden der ungarischen Pussta 807
PAPENFUSS, KUHN:	Paläoböden auf der Schwäbischen Alb-Hochfläche 813
PFANNSCHMIDT, JAHN, STAHR:	Bodenerosion und Wasserhaushalt in einem mediterranen Kalksteingebiet in Portugal (Zentralalgarve) 819
RENGER, WESSOLEK, LIST, SEYFERT:	Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt 821
RÜCKERT:	Naßbleichung und Tonzerstörung durch Ferrollysis ? 827
SIEM, CORDSEN, BLUME, FINNERN:	Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese - vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet Kiel - 831
SMETTAN, BLUME:	Verzählung von Böden in extrem ariden Gebieten und Wirkung der Salzverwitterung unter den aktuellen Klimabedingungen 837
SCHEMSCHAT, WOLFF:	Auswertungsmöglichkeiten einer Boden-ökologischen Basisdatei (1:20000) 843

## KOMMISSION VI.

		845
AHLSDDORF, STOCK, LITZ, MILDE, FRIESEL:	Methodik und exemplarische Ergebnisse zur Erfassung von Grundwasserkontaminationen durch landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittelanwendung	847
AUERSWALD:	Veränderung der Nutzung in Abhängigkeit von den erosionsbestimmenden Standortparametern in Bayern	853
DREESMANN, VORDERBRÜGGE, HARRACH:	Gefüge, Durchwurzelung und Ertrag roter Reliktböden aus Basalt im vorderen Vogelsberg	859
ERNSTBERGER:	Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration unterschiedlich genutzter Standorte mittels der Verfahren "HAUDE-" und "PENMAN-Bodenwasserhaushalt"	861
FREDE, MEYER, POIER, VOGELSANG:	Natürliche Kräfte als Teilkomponenten meliorativer Massnahmen	867
GÖLZ- HUWE, HUWE, VAN DER PLOEG:	Nitratausträge unterschiedlich meliorierter und gedüngter Ackerflächen	873
GÜDELHÖFER, KNEESCH, SCHRÖDER:	Veränderungen von Bodeneigenschaften und Erträgen durch Bodenabtrag bei verschiedenen Ausgangsgesteinen im Raume Trier	879
HENKE:	Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmmaktivität	885
KAINZ:	Die Modellierung der Infiltration bei künstlichem Starkregen	891
KEBEDE, STAHR:	Einfluß von Bewässerung auf die Eigenschaften von Böden des Algarve, Portugal	893
KRONEN:	Bodenerosion in Paraná	899
KUNZMANN, HARRACH, VOLLRATH:	Die Eignung vegetationskundlicher Methoden zur Bewertung von Grünlandstandorten für Landwirtschaft und Naturschutz	905
MARTIN:	K-Faktoren von 32 bayerischen Böden	911
MARTINS:	Die bodenphysikalischen Kenndaten des Drängrabens im Vergleich zum ungestörten Boden	913
MEUSER:	Ein einfacher Modellansatz zur Berechnung von Bestandesniederschlägen höherwüchsiger Vegetationsformen	919
MOLLENHAUER, RATHJEN, CHRISTIANSEN, ERPENBECK:	Zur Erosivität der Niederschläge in Hessen	925
PETER:	Zur Bedeutung des Zwischenabflusses aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten beim Stoffeintrag in Gewässer unter besonderer Berücksichtigung des Nitrats	931

		Seite
RAISSI, SPONAGEL:	Abschätzung der anteiligen Grundwasserabsenkungen und Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt durch Entwässerungsmaßnahmen im Rahmen der Flurbereinigung und Grundwasserentnahme durch Wasserwerke	937
ROTH, PAVAN, MEYER, FREDE:	Einfluss von Kalk- und Gipsgaben auf die Bildung von Oberflächenabfluss bei einem Oxisol aus Südbrasilien	943
RUPP, GÖTZ, VAN DER PLOEG:	Auswirkungen von Verfahren der Bodenlockerung (Rigolen) auf einige Bodeneigenschaften sowie den Wuchs von Reben in terrassierten Steillagen	949
SCHÄFER, KUNTZE, HELMING:	Lockerungswirkungen und Homogenisierungseffekte von Unterbodenmeliorationen	955
SCHAMP, WIECHMANN:	Einfluß von Wasserhaushalt und Gründigkeit in Böden aus permischen Vulkaniten auf die landwirtschaftliche Nutzbarkeit	961
SCHWERDTFEGER:	Bodenkarten zur Beurteilung von Berechnungsflächen im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich	967
STEINRÜCKEN, HARRACH:	Ackerunkrautgesellschaften als Indikatoren für Standortverhältnisse unter besonderer Berücksichtigung der Zeigerwerte von ELLENBERG	973
VOLLMER, BUCHNER:	Ansprüche an die Funktionsvielfalt von Böden auf intensiv genutzten Acker- und Grünlandstandorten	979
VORDERBRÜGGE, HARRACH:	Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Wintergerste - Ergebnisse aus einem Bodenbearbeitungsversuch	985

**KOMMISSION VII**

BRONGER, BRUHN, KALK:	Vererbte und pedogen gebildete Tonminerale in "Red Soils" im wechselfeucht-humiden und -semiariden Südindien	987
FELIX-HENNINGSSEN:	Zur Quantifizierung der Elementausträge aus kaolinitischen Saprolithorizonten ("Weissverwitterung") des Rheinischen Schiefergebirges	995
GEHARDT:	Mineralogie und Klassifizierung von Böden semiarider Gebiete Nordostbrasilien - Aridisole aus Gneiszersatz	1001
HILLER, BRÜMMER:	Titan - Eisenkonkretionen und deren Begleitelemente in Marschböden - Untersuchungen mit einer Mikrosonde	1007
HUTH, STAHR:	Verwitterung und Mineral- bzw. Bodenbildung in einem Gneisgebiet der Vollwüste Ägyptens	1013
STAHR, ZAREI, SCHÜLE, JAHN:	Bildungsphasen eines polygenetischen Paläobodens auf Lanzarote, Kanarische Inseln	1019
ZAREI, STAHR, JAHN:	Mikromorphologie der Verwitterung und Mineralneubildung aus jungen vulkanischen Aschen Lanzarotes	1025

**AK BODENSYSTEMATIK**

MÜCKENHAUSEN:	Entwicklung einer Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland	1033
---------------	---	------



MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT

Referate

Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

6. bis 12. September 1987

Stuttgart-Hohenheim





Zusammenfassende Berichte aus den Kommissionen

VII SCHWERTMANN

Fortschritte in der Bodenmineralogie

II WIECHMANN

Stand und Entwicklung bodenchemischer Forschung



## Fortschritte der Bodenmineralogie

von

Schwertmann, U.<sup>\*)</sup>

In diesem Übersichtsreferat wurden folgende Schwerpunkte der neueren Entwicklung bodenmineralogischer Forschung illustriert:

### 1) Grenzbereich amorph-kristallin

Die verbesserten Techniken, insbes. die Hochauflösungselektronenmikroskopie, haben neuerdings erkennen lassen, daß auch in sehr kleinen bisher als amorph angesehenen Mineralteilchen meist nicht nur Nahordnung sondern auch beginnende Fernordnung der Grundbausteine (meist Tetraeder und Oktaeder) vorliegt, die meist 2-dimensional beginnt und sich dann in der 3. Dimension fortsetzt. Diesen schlecht kristallinen Phasen mit reduzierter Fernordnung gehören vor allem die Allophane (Hohlkugeln mit 5 nm Durchmesser) und unter den Oxiden der Ferrihydrit (Fe), der Vernadit (Mn) und ein unbenanntes Al-hydroxid an, das vermutlich sulfathaltig ist. Diese Phasen sind thermodynamisch instabil und wandeln sich mit der Zeit in kristalline Formen um. Da dieser Vorgang in der Regel über die Lösung erfolgt, können dabei Lösungsbestandteile eingebaut werden.

---

<sup>\*)</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München,  
8050 Freising-Weihenstephan

## 2) Variation der Eigenschaften bei gleichem Mineral

Obwohl eindeutig strukturell definiert, können die Eigenschaften eines bestimmten Minerals sehr stark variieren. Dies schränkt ihre Identität mit den meist als Standard benutzten Vergleichsmineralen ein. Variable Eigenschaften sind die

Kristallinität (Kristallordnung, Kristallgröße)

Kristallchemie

Schichtladung

Größe der Einheitszelle.

Hierfür werden Beispiele aus dem Bereich der Oxide und Tonminerale vorgeführt. Die Kristallinität wird häufig aus der Verbreiterung der Röntgeninterferenzen abgeleitet. Kristalldefekte im atomaren Bereich lassen sich inzwischen aber auch direkt durch hochauflösende Elektronenmikroskopie sichtbar machen (s. z. B. Turner & Buseck (1983) bei Mn-oxiden). Die Kristallchemie variiert durch die Möglichkeit des isomorphen Ersatzes, die für die Tonminerale seit langem bekannt ist, bei den Fe-oxiden erst in den letzten Jahren eingehender untersucht wurde.

Mit der Kristallinität und der Kristallchemie kann auch die Größe der Einheitszelle sowie - bei Tonmineralen - die Schichtladung variieren, die durch die Aminmethode jetzt der genaueren Messung zugänglich und nicht mehr nur aus der Formel oder der Austauschkapazität erschlossen werden muß (Rühlicke & Kohler, 1981).

Die zunehmende Erkenntnis dieser Variationen eröffnet verstärkt die Möglichkeit, diese als Indikatoren für das Bildungsmilieu der Minerale und damit der Böden, in denen sie vorkommen, zu nutzen. Beispiele hierfür sind die Al-substitutionen in Fe-oxiden, aber

auch deren Kristallgröße (Schwertmann, 1987). Unter den Tonmineralen sind die Kaolinite der Böden häufig Fe-reicher als die reiner Lagerstätten, wodurch ihre Kristallinität sinkt, und die Smektitite der Böden sind vorwiegend ebenfalls Fe-reicher und mehr beidellitischer Natur (Wilson, 1987). Dies bedeutet, daß solche Minerale Informationen über ihr Bildungsmilieu speichern und bewahren können, Zusammenhänge, die erst am Anfang ihrer Aufklärung stehen. Dies gilt auch oder vielleicht gerade für metastabile Phasen (Lippmann, 1981), die im Boden verbreitet sind (s. 3).

### 3) Pedogenese von Mineralen

Die besonderen Bedingungen der Bodenbildung (geringer Energieinput durch tiefe Temperatur und tiefen Druck; Anwesenheit von kristallwachstumsbehindernden Substanzen) haben zwei Folgen: Zum einen bilden sich bevorzugt oder doch zumindest zunächst kinetisch begünstigte und damit instabile statt stabile Phasen; zum zweiten ist die Kristallinität der gebildeten Minerale häufig gering. Beispiele hierfür, in denen sich instabile Minerale insbesondere dadurch bevorzugt bilden, daß ihre Bausteine mit hoher Rate angeliefert werden, sind die Allophanbildung bei schneller Verwitterung vulkanischer Gläser und die Ferrihydrit- und Vernaditbildung bei schneller Oxidation  $Fe^{2+}$ - bzw.  $Mn^{2+}$ -haltiger Wässer.

Die Vorhersage der Mineralassoziation aus thermodynamischen Betrachtungen (Tardy & Nahon, 1985, Trolard & Tardy, 1987) ist daher begrenzt und bestenfalls in der Lage, das Ergebnis nach sehr langen Zeiträumen zu beschreiben. Statt dessen ist ein kinetischer Ansatz häufig fruchtbarer, der die Mechanismen der Mineralbildung und -umbildung aufzuklären versucht.

Auf diesem Sektor liegen zahlreiche Studien der letzten Jahre über die Bildung sekundärer Minerale aus primären vor. Dabei ist aus Hochauflösungs-EM-Aufnahmen geschlossen worden, daß sich z. B. Feldspäte und mafische Minerale unter Bodenbedingungen vollständig und orientiert auflösen und sich die sekundären Minerale dann aus der Lösung neu konstituieren. Hierbei entstehen vermutlich keine diffusionshemmenden Verwitterungsrinden als Ergebnis inkongruenter Auflösung (Correns, 1963). Neuere HRTEM-Aufnahmen von Eggleton (1984) an durch Ionenbombardement erzeugten dünnen Präparaten zeigen z. B., daß die geordnete Struktur eines Goethits, der durch Oxidation des  $Fe^{2+}$  und Desilifizierung aus Olivin entsteht, unmittelbar an die des Olivins anschließt. Ob hierbei Bruchstücke von Fe-Oktaeder-Strukturen des Olivins direkt übernommen werden, ist noch nicht sicher erwiesen. Aufwachsungen von Imogolit und Halloisit auf Feldspatoberflächen sprechen eher für eine Bildung über die Lösung. Die Aufnahme von isomorph eingebauten Fremdkationen in das neue Mineral, die nicht dem Muttermineral entstammen können (z. B. Al in Fe-oxide), könnten diese Über-die-Lösung-Synthese belegen.

Insgesamt zeigt sich, daß solche Untersuchungen nicht aus Makroprofilstudien kommen können, sondern mit möglichst hoher Auflösung im Mikrobereich erschlossen werden müssen. Dies wird dadurch plausibel, daß auch die Bedingungen der Mineralbildung die der Oberfläche eines verwitternden Minerals, des Zwischen-schichttraumes eines Tonmineralaggregates, der Eh-Bedingungen eines Wurzelganges etc., d. h. also eines Mikromillieus sind, dessen Zustandsgrößen nur schwer, durch Mikroelektrodensysteme (Fischer & Schaller, 1980) aber zunehmend besser erfaßt werden

können. Interessante Beispiele über die Deutung von Mineralassoziationen im Mikrobereich tropischer Böden stammen in neuerer Zeit von Amouric u. a. (1986), Muller & Bocquier (1986, 1987) und Nahon u. a. (1977). Es sind nicht selten die Fe-oxide, die hierbei auf geringe Unterschiede im Mikromilieu durch Variation von Mineraltyp, Kristallinität und Substitution reagieren.

Trotz der hohen Bedeutung des Mikromilieus lassen sich natürlich Mineralassoziationen auch mit größeren, ja sogar globalen Maßstäben verknüpfen, die häufig solche des Klimas sind. So fällt die Entscheidung Allophan versus Halloysit bei der Verwitterung vulkanischer Gläser mit der Niederschlagshöhe (Parfitt & Wilson, 1985, Jahn u. a., 1987). Das Hämatit/Goethit-Verhältnis ist ebenfalls eng an Niederschlag und Temperatur geknüpft, wobei deren Wirkung auf die Böden selbst entscheidend ist. So ist z. B. das Hämatit/Goethit-Verhältnis in zahlreichen Rot-Gelb-Topo(-Hydro-)sequenzen der Tropen offenbar eine Funktion der durch die Topographie bestimmten Variation der Aktivität des Wassers und/oder der Bodentemperatur (Schwertmann, 1987, 1987a). Leider liegen für solche Fälle bisher meist nur die Messungen der Bodenmineralogen oder der Bodenphysiker vor, kaum die beider am gleichen Objekt (Williams & Coventry, 1979).

#### 4) Pedogene Minerale und Bodeneigenschaften

Das Interesse der verschiedenen Kommissionen nationaler und internationaler Bodenkundlicher Gesellschaften an der Tätigkeit der Kommission Bodenmineralogie ist mäßig. Die Ursache ist z. T. die, daß den "Abnehmern" die Ergebnisse der Bodenmineralogie nicht ausreichend attraktiv erscheinen. M. a. W., obwohl die

meisten Böden fast vollständig aus Mineralen bestehen, haben die Bodenmineralogen nicht ausreichend zeigen können, daß erst die Kenntnis der Mineralogie Bodeneigenschaften und Bodengenese verstehen läßt. Hierum sollten wir uns daher in Zukunft mehr bemühen.

Es werden Beispiele aus jüngerer Zeit vorgeführt, in denen solche Zusammenhänge deutlich werden und die zeigen, daß die Mineralanalyse als Routine häufig nicht genügt, um das Verhalten der Minerale zu erklären. So ist z. B. für die P-Sorption durch Kaolinit in brasilianischen Böden nicht so sehr sein Vorhandensein allein, sondern seine vom Fe-Gehalt abhängige Kristallgröße wichtig, denn diese war umgekehrt proportional zur Oberfläche und damit zu P-Sorption (Palmieri, 1986). In gleicher Weise ist die P-Sorption durch Fe-oxide (Hämatit und Goethit) in Böden eine Funktion von deren Kristallgröße (Peña & Torrent, 1984). Im bodenphysikalischen Bereich erwiesen sich der Koeffizient der linearen Ausdehnung (COLE) tropischer Böden ebenfalls als abhängig von der Kristallgröße des Kaolinit (Palmieri, 1986) oder Größen wie Volumengewicht, PWP und Plastizitätsgrenzen von japanischen Andosolen als entscheidend bestimmt durch das Verhältnis von Allophanen zu 2 : 1-Mineralen in diesen Böden (Maeda & Somas, 1987).

Sehr offensichtlich sind Mineralbestand und Mineraleigenschaften - soweit pedogen - zur Deutung der Bodenbildung zu kennen. Je mehr es gelingt, die Beziehungen zwischen jenen und denjenigen Informationen aufzuklären, die die pedogenen Minerale während der Bodenbildung speichern, desto notwendiger und attraktiver sind ihre Untersuchungen. Beispiele hierfür sind wiederum die Fe-



oxide, deren Al-substitutionen Auskunft über gegenwärtige, aber auch vergangene Pedoenvirments zu geben vermag.

Aus diesen Zusammenhängen wird verständlich, daß die Mineralogie auch Eingang in die Klassifikation der Böden findet (s. SSSA Spec. Publ. No 16).

### 5) Methodische Fortschritte

Zweifelsohne sind Fortschritte der geschilderten Art unabdingbar gebunden an solche der Methodik, die, wie in anderen Kommissionen, z. T. außerhalb der Bodenkunde erzielt wurden.

Die klassische Methode der Röntgenbeugung ist in den letzten Jahren durch bessere Registrierung (Schrittzählen) und rechnergestützte Auswertung (Kurvenanpassung, -korrekturen, bes. im Kleinwinkelbereich, Stanjek & Friedrich, 1986) erheblich verbessert worden. Bei Mineralen, die nur in geringer Menge vorkommen und/oder schlecht kristallisiert sind und die differentiell herausgelöst werden können, hat die sog. Differentielle Röntgenbeugung (DXRD) (Schulze, 1981) gute Dienste geleistet. Außer einer sichereren Identifizierung und Quantifizierung lassen sich aus Linienlagen, -intensitäten und -breiten wesentliche Qualitätseigenschaften der Minerale gewinnen (Schichtladung, Größe der Elementarzelle, Substitutionen, Kristallinität). In dieser verbesserten Form wird die Röntgenbeugungsanalyse auch in Zukunft ein Kernverfahren für die Bodenmineralogie bleiben.

Darüber hinaus sind aber weitere, neuere Verfahren verwendet worden, von denen die Hochauflösungselektronenmikroskopie bereits erwähnt wurde. Die Mössbauerspektroskopie hat wegen ihrer

strikten Spezifität für Fe wertvolle Informationen über das Fe in Tonmineralen und Oxiden in Böden erarbeitet (Murad, 1987, 1987a). Als weitere Verfahren seien im Strukturaufklärungsbereich die Kernresonanzspektroskopie und die Röntgenabsorption (EXAFS = Extended X ray absorption fine structure) erwähnt. Im Bereich der chemischen Analyse im Mikrobereich ist die Mikrosonde zu einem unentbehrlichen Hilfsmittel geworden.

Die hohen Kosten für Anschaffung und Betreuung genannter Geräte erfordert mehr und mehr die Zusammenarbeit mehrerer Institute.

Literatur

Amouric, M., Baronnet, A., Nahon, D. & Didier, P. (1986): Clays  
Clay Min. 34: 45-52.

Correns, C.W. (1963): Clays Clay Min. Proc. 10. Nat. Conf. Clays  
Clay Min. 1961, 443.

Eggleton, R.A. (1984): Clays Clay Min. 32: 1-11.

Fischer, W.R. & Schaller, G. (1980): Z. Pflanzenernähr. Bodenk.  
143: 344-348.

Jahn, R., Zarei, M. & Stahr, K. (1987): Catena 14: 359-368.

Lippmann, F. (1981): Proc. 7th Internat. Clay Conf. 475-485.

Maeda, T. & Soma, K. (1987): Proc. Internat. Clay Conf., Denver,  
1985. The Clay Min. Soc., Bloomington, Indiana, 174-178.

Muller, J.-P. & Bocquier, G. (1986): Geoderma 37: 113-136.

Muller, J.-P. & Bocquier, G. (1987): In L.G. Schultz, H. van  
Olpen, F.A. Mumpton (Eds.). Proc. Internat. Clay Conf.,  
Denver, 1985. The Clay Min. Soc., Bloomington, Indiana,  
186-194.

Murad, E. (1987): In J. Stucki, B.A. Goodman & U. Schwertmann (Eds.). Iron in Soils and Clay Minerals. Reidel Publ. Comp. (im Druck).

Murad, E. (1987a): Adv. Soil Sci. (im Druck).

Nahon, D., Janot, C., Karpoff, A.M., Paquet, H. & Tardy, Y. (1977): Geoderma 19: 263-277.

Palmieri, F. (1986): Ph.D. Thesis, Purdue University.

Parfitt, R.L. & Wilson, A.D. (1985): Catena Supplement 7: 1-8.

Peña, F. & Torrent, J. (1984): Geoderma 33: 283-269.

Rühlicke, G. & Kohler, E.E. (1981): Clay Miner. 10: 305-307.

Schulze, D.G. (1981): Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 437-440.

Schwertmann, U. (1987): Adv. Soil Sci. 1: 171-200.

Schwertmann, U. (1987 a): In J. Stucki, B.A. Goodman & U. Schwertmann (Eds.). Iron in Soils and Clay Minerals. Reidel Publ. Comp. (im Druck).

Stanjek, H. & Friedrich, R. (1986): Clay Min. 21: 183-190.

Tardy, Y. & Nahon, D. (1985): Am. J. Sci. 285: 865-903.

Trolard, F. & Tardy, Y. (1987): *Geochim. et Cosmochim. Acta* 51:  
945-957.

Turner, S. & Buseck, P.R. (1983): *Nature* 304: 143-146.

Williams, J. & Coventry, R.J. (1979): *Proc. Symp. Canberra, Int.  
Assoc. Sci. Hydrol., Publ. 128: 385-395.*

Wilson, M.J. (1987): In L.G. Schultz, H. van Olpen, F.A. Mumpton  
(Eds.). *Proc. Internat. Clay Conf., Denver, 1985. The Clay  
Min. Soc., Bloomington, Indiana, 167-173.*



Stand und Entwicklung bodenchemischer  
Forschung

von

Wiechmann, H. +

Ein Überblick über Schwerpunkte und Tendenzen in der Entwicklung bodenchemischer Forschung kann sich nur auf die Auswertung der erreichten Informationen beziehen. Daraus ergeben sich zwei Einschränkungen. Erstens ist bei der Auswertung wissenschaftlicher Arbeiten eine subjektive Prägung nicht auszuschließen und mancher würde die Schwerpunkte und Wichtung anders vornehmen. Zweitens ist das Maß an Informationen für die meisten oder für alle in zunehmendem Maße eingeschränkt. Einer wachsenden Zahl von Periodica, Kongreß-, Symposiumsbänden und Monographien stehen laufende Mittelkürzungen im Bibliotheksetat gegenüber, es ist daher zunehmend unmöglich einen umfassenden Überblick zu geben. Zudem erscheinen in zunehmendem Maße Forschungsberichte von verschiedenen Organisationen, die einen allgemeinen Leserkreis nicht mehr erreichen, so daß von Veröffentlichung kaum noch gesprochen werden kann.

Hinsichtlich bodenchemischer Untersuchungen ergeben sich eindeutig Bereiche, zu denen schwerpunktartig veröffentlicht wird. Auffällig ist, daß in zunehmendem Maße auch in Zeitschriften mit weniger internationalem Zuschnitt von ausländischen Kollegen aus afrikanischen und asiatischen Ländern publiziert wird. Umgekehrt findet man vergleichsweise wenige Informationen über die sehr vielfältigen Aktivitäten deutscher Kollegen im Ausland.

Gliedert man die Arbeiten nach inhaltlichen Schwerpunkten, so zeichnen sich folgende Bereiche ab:

---

+) Institut f. Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende Platz 2,  
2000 Hamburg 13

Phosphat und Kalium

Stickstoff

Sorption / Desorption anderer Anionen und Kationen

Schwermetalle

org. Substanzen, Huminstoffsysteme

xenobiotische Substanzen

Sonstige

Phosphat und Kalium sind seit vielen Jahren Forschungsgegenstand, hinsichtlich der Untersuchungsansätze und Methodik zeichnet sich in den letzten vier Jahren nichts wesentlich Neues ab. Dies gilt in besonderem Maße für Kalium, aber auch für Phosphat. Es werden weiterhin Arbeiten über Sorptions- / Desorptionsverhältnisse in den verschiedensten Böden veröffentlicht, ohne daß daraus neue richtungsgebende Erkenntnisse abzuleiten sind. Unbefriedigend ist überall die standörtliche Bewertung der Phosphatfraktionen im Rahmen der Anbausysteme. Insbesondere gilt dies für sesquioxidreiche Böden der Tropen und Subtropen bei niedrigem Düngungs niveau.

Während der mikrobielle Aufschluß schwerer löslicher Phosphate keine neueren Erkenntnisse gebracht hat, versucht man jetzt die Rolle der Bodenenzyme etwas genauer zu erfassen. Das Interesse an zunehmender organischer Düngung auch in subtropischen und tropischen Gebieten förderte Untersuchungen zur Wirkung der Phosphatasen auf die Mobilisierung schwerer löslicher Phosphatfraktionen.

Aus einer größeren Anzahl von Arbeiten zum Hydrolyseverhalten von Meta- und Polyphosphaten kann geschlossen werden, daß diese in der Düngung im Ausland eine größere Rolle spielen. Trotz geringer Unterschiede je nach Reaktion und Salzgehalt der gedüngten Böden ist insgesamt eine schnelle Hydrolyse zu Orthophosphaten und ein diesen gleichwertiges Sorptions- / Desorptionsverhalten festzustellen.

Nach den Veröffentlichungen ist die Eutrophierung der Gewässer über P-Austräge aus dem und vom Boden kein Forschungsthema mehr.

Bezüglich der Messung von Enzymaktivitäten in Böden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung und unterschiedlichem organischen Stoffumsatz sind nicht nur die Phosphatasen von Interesse, sondern auch zahl-



reiche andere in Böden vorkommende Enzyme, die als Katalysatoren in viele Bereiche der Stoffkreisläufe eingreifen. Hier ist in Zukunft eine engere Zusammenarbeit mit den Mikrobiologen zu erwarten. Wichtig ist dabei die Erarbeitung eines quantitativen Maßstabs für die Enzymaktivitäten.

Was bedeutet z. B. die Erhöhung der Aktivität eines bestimmten Enzyms bei einem vorhandenen Niveau für einen bestimmten Produktionsstandort?

Eine unmittelbare Verbindung zwischen Bodenchemie und Bodenbiologie bedingen auch Forschungen auf dem Sektor Stickstoff. Vorgänge der Nitrifizierung und Denitrifizierung sowie der Verlagerung der N-Verbindungen im Boden sind das zentrale Thema in allen Gebieten mit hohen N-Gaben in der Agrarproduktion. Ungeachtet der noch nicht quantitativ zu prognostizierenden Denitrifikation, weisen fast alle Böden im humiden Klimabereich Nitratverlagerungen in das Grund- oder Dränwasser auf. Auch sehr mächtige Lößdecken von 10 - 20 m schützen nicht vor einer Kontamination des Grundwassers. Die sich bezüglich der Kontamination des Grundwassers mit Nitrat abzeichnenden Probleme, besonders in Ländern mit hoher Gülledüngung aus Massentierhaltung oder bei hoher N-Düngung im bewässerten und unbewässerten Gemüse- und Citrusanbau, haben zur Annäherung zwischen Bodenkundlern und Hydrogeologen geführt. Die Stoffumsetzungen und Stoffverlagerungen im Bereich der ungesättigten Zone in tieferen Bodenbereichen wurde als wichtige gemeinsame Aufgabe erkannt. Bezüglich der tatsächlich veröffentlichten wissenschaftlichen Arbeiten muß allerdings geschlossen werden, daß hier kein bodenchemisches Forschungsdefizit und eine Lösung mehr in der Steuerung und Verringerung der N-Düngung gesehen wird. Zumindest für die Gülle-Düngung fehlen aber anwendbare quantitative Steuerungskriterien für viele Standorte.

Im internationalen Schrifttum befaßt sich die Mehrzahl der Arbeiten mit dem Ausmaß von Nitrifikation und Denitrifikation unter dem Aspekt unzureichender N-Ernährung. Düngerform, Bodenbearbeitung und zum Teil auch Bewässerungstechniken stehen im Vordergrund der Untersuchungen zur Vermeidung unerwünschter N-Verluste.

Gesetzmäßigkeiten des Ionenaustausches sind nach wie vor Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Das Verhalten von Böden bei Zufuhr verschiedener Kombinationen von Kationen und Anionen interessiert be-

sonders im Hinblick auf die immer zahlreicher erkannten Selektivitäten und deren Modellierung bei bewässerten Standorten. In diesem Zusammenhang sind die Möglichkeiten zur Bestimmung von Risiken der Versalzung oder Alkalisierung durch Bewässerung bzw. der Prognose des Erfolges bei der Melioration versalzter und/oder verdichteter Böden mit hoher Na-Sättigung unbefriedigend. Deswegen stehen nach wie vor  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Na}^+$  sowie  $\text{SO}_4$  und  $\text{Cl}^-$  und als speziell pflanzentoxische Verbindungen auch Borat und Arsenat im Vordergrund. Wegen der Ausweitung der Bewässerung (+ Düngung) mit zum Teil wassersparenden Ausbringungsverfahren und wegen der zunehmenden Nutzung der nur noch bei diesen Bodengruppen vorhandenen Landreserven, ergeben sich in Ländern mit semiaridem bis aridem Klima hier umfangreiche Forschungsaktivitäten.

In den humiden industrialisierten Gebieten stehen Probleme der Bodenversauerung dagegen an erster Stelle. Nachdem annähernd 200 verschiedene Hypothesen und deren Variationen zum Mechanismus der Waldschädigung durch saure Niederschläge aufgestellt wurden, scheinen sich erste Ermüdungserscheinungen auf dem Gebiet der Forschung zu zeigen. Trotz umfangreicher Untersuchungen ist das ursprüngliche Ziel eindeutige Wirkungsmechanismen zu erkennen nicht erreicht worden.

Zahlreiche Arbeiten befassen sich mit der Kationen- und Anionensorption in stark versauerten Böden mit hoher Aluminium-Freisetzung. Nach den vorliegenden Ergebnissen muß zwar das Kapitel Versauerung und Pufferung im niedrigen pH-Bereich nicht neu geschrieben werden, die Verhältnisse sind aber in ihrer Vielschichtigkeit deutlicher aufgezeigt und bewußter diskutiert worden. Insbesondere die Sorptionseigenschaften der entstandenen Al-Polymere mit variabler Ladung für Kationen und Anionen sind noch nicht ausreichend bekannt.

Nach wie vor unzureichende Informationen bestehen über Pufferraten in unseren Böden und über das Ausmaß zeitweiliger pH-Absenkungen in einzelnen Bereichen des Wurzelraumes, da diese nur aufwendig am Standort selbst über längere Zeiträume gemessen werden können. Ich bezweifle, ob Simulationsversuche mit verdünnten Säuren bei vergleichsweise hohen Konzentrationen und hohen Niederschlagsintensitäten zeitabhängige Gleichgewichtseinstellungen klären helfen. Unbefriedigende Informationen liegen weiterhin darüber vor, in welchem Ausmaß in verschiedenen Böden und Horizonten bei Versauerung

freigesetztes Aluminium komplexiert wird, ob diese Bindungsformen phytotoxisch aktiv sind und ob eine Verlagerung gefördert oder gehemmt wird. Fest steht, daß die nach wie vor zunehmende Bodenversauerung bezüglich des Aluminiums und des Eisens weiterer Untersuchungen und vor allem einer standortabhängigen Einschätzung einer quantitativen Gefährdung bedarf.

Auch wenn viele von Schwermetallen in Böden und Pflanzen nichts mehr hören wollen, die Untersuchungen und Arbeiten auf diesem Sektor sind trotz nachlassender Tendenz immer noch zahlreich. Als wichtigstes Ergebnis zeichnet sich inzwischen eine Gruppierung von Extraktionsmitteln zur Kennzeichnung von Bindungsformen bei den wichtigsten Schwermetallen ab. Es liegen auch Vorschläge für durchgehende Extraktionsverfahren zur Ermittlung folgender Fraktionen vor:

- austauschbare SM
- an org. Substanz gebundene SM
- an amorphe Mn-/Fe-Oxide gebundene SM
- an Kristalline Mn-/Fe-Oxide gebundene SM
- residuale SM-Fraktionen

Man hat damit einen ähnlichen Stand erreicht, wie nach der Einführung der Phosphatfraktionierungsmethode nach Chang und Jackson. Zusammen mit unzähligen Sorptions- und Desorptionsversuchen läßt sich heute die Schwermetallverfügbarkeit abschätzen, eine differenzierte quantitative Prognose über die Pflanzenaufnahme auf einzelnen Standorten oder Standortgruppen ist aber nur in Ansätzen erkennbar. Für weite Gebiete bleiben weiter die Kloke-Zahlen die Beurteilungsgrundlage. Dies ist allerdings weniger ein reines Problem der Bodenchemie als mehr eine Frage der standörtlichen Eichung bodenchemischer Ergebnisse.

Wie schwierig dieses Problem ist, sei dadurch gekennzeichnet, daß Bodenversauerung keineswegs mobilitätssteigernd auf Schwermetalle wirken muß. Eine Al-Freisetzung und Umwandlung zu nicht austauschbaren Al-Hydroxy-Polymeren kann auch im sauren Bereich zu selektiver Schwermetallbindung führen und die sonst allgemein beobachtete Löslichkeitssteigerung überkompensieren.

Im Zusammenhang mit der chemischen Untersuchung organischer Sub-

stanzen in und auf dem Boden ist ein deutlicher neuer Schub festzustellen. Zwar gilt immer noch die Diskrepanz zwischen einem zunehmend detaillierteren Nachweis von spezifischen Verbindungen und Stoffgruppen und der Schwierigkeit isolierte Stoffe ohne weitgehende Veränderungen zu gewinnen. Letzteres ist aber eine unbedingte Voraussetzung für Versuche zur Klärung der Wechselwirkungen mit anorganischen Bodenkomponenten. Die Entwicklung solcher Trennverfahren ist sicherlich eine wesentliche Aufgabe bei der allerdings schnelle Lösungen noch nicht erkennbar sind.

Zahlreiche neue Varianten massenspektrometrischer Verfahren, auch an Feststoffen, gestatten über die Untersuchung der Abbau- und Umbauprozesse eine sehr spezifizierte Rekonstruktion der stofflichen Veränderung. Der nächste Schritt muß die Erkennung der pflanzenphysiologischen, mikrobiologischen und bodenchemischen Bedeutung dieser Stoffe sein, um daraus folgend Steuerungskriterien für den Abbau und die Umbildung organischer Substanzen im Boden abzuleiten. Sicherlich werden sich hier enge Verbindungen zur mikrobiologischen Forschung und zu den bereits erwähnten Arbeiten über die Enzymaktivitäten ergeben.

1985 fand in Bayreuth das erste Humuscolloquium der DBG mit dem Thema "Bodenhuminstoffe - ökologische Aspekte und aktuelle Forschungsansätze" statt. Die im Band 45 der Mitteilungen der DBG veröffentlichten Vorträge geben einen hervorragenden Überblick über den Stand und die Entwicklung der Humuschemie.

Mehr und mehr werden uns in den kommenden Jahren die organischen Chemikalien beschäftigen, die als Biozide in der Landwirtschaft angewandt und/oder als Abfallstoffe der Industrie in den Boden immittiert und unverändert oder als Abbauprodukte dort immobilisiert, mobilisiert und transportiert werden. Wegen der spezifischen beteiligten Reaktionen an geladenen und ungeladenen Oberflächen organischer und anorganischer Bodenbestandteile wird diese Forschung in zunehmendem Maße auch von bodenkundlichen Instituten aufgenommen, obwohl die sehr spezielle und aufwendige Analytik und instrumentative Ausstattung sicher dazu führen wird, daß wie bei der Humuschemie schon angedeutet, eine immer stärkere Spezialisierung der Labors erfolgen wird. Auf diesem Sektor ist eine Zusammenarbeit mit den Hydrologen und Bodenphysikern dringend erforderlich und gewünscht.

Unter dem Punkt sonstige Forschungsaktivitäten möchte ich nur zwei Arbeiten herausgreifen. Bodenchemie umfaßt zu einem großen Teil den Nachweis physikalischer Oberflächenreaktionen und weniger die von chemischen Gleichgewichtsreaktionen gelöster Stoffe. So wird auch für die Lösung von  $\text{CaCO}_3$  bei höheren  $\text{CO}_2$  - Partialdrücken nicht ein einfaches Lösungsgleichgewicht zugrundegelegt, denn die Bildung von  $\text{H}_2\text{CO}_3$  aus  $\text{CO}_2$  der Bodenluft ist eine viel zu langsame Reaktion, um die gemessenen hohen Kalklösungsraten zu erklären. Vielmehr wird wahrscheinlich  $\text{CO}_2$  an der Calcitoberfläche sorbiert und durch eine oberflächenkatalysierte Hydrolyse in  $\text{H}_2\text{CO}_3$  umgewandelt, das dann zur Hydrogencarbonatlösung führt.

Wir werden uns damit abfinden müssen, daß die ungenaue Erfassung der an Bodenkomponenten vorhandenen Oberflächen eine ausreichende Quantifizierung möglicher Oberflächenreaktionen und der vorkommenden Selektivitäten kaum gelingen wird.

Zum Schluß sei noch eine neue Carbonat-Bestimmungsmethode erwähnt, bei der die Kalkbedarfsbestimmung nach Schachtschabel Pate gestanden haben könnte.

2g Boden werden mit 25 ml 0.4 M Essigsäure versetzt und umgerührt. Nach kurzer Reaktionszeit wird das pH gemessen und aus einer Eichkurve werden die  $\text{CaCO}_3$  - Äquivalente abgelesen. Diese Methode eignet sich vor allem im niedrigen Gehaltsbereich unter 25 %  $\text{CaCO}_3$  für Routineuntersuchungen und ist schneller und genauer als die Scheibler-Methode (Loeppert, R.H.; Hallmark, C.T.; Koshy, M.M (1984) Soil Sci. Soc. Am. J. 48, 1030 - 1033)



Öffentliche Vortragsveranstaltung





Zukunftsweisende Bodenschutzpolitik  
in Baden-Württemberg

von  
Weiser, G.\*)

Böden sind neben Luft und Wasser die Lebensgrundlagen in unseren Ökosystemen. Ihre Gesellschaft befaßt sich in diesen Tagen sehr umfassend und detailliert mit der Vielfalt der Erscheinungsformen und mit den Funktionen der Böden. Diese Fragen müssen natürlich auch vor dem Hintergrund der Bodenschutzpolitik gesehen werden. In meinem Beitrag möchte ich deshalb einen Überblick über die Bodenschutzpolitik in Baden-Württemberg geben.

Bodenschutz ist zentrales Anliegen der Umweltschutzpolitik  
in Baden-Württemberg

Seit wir in Baden-Württemberg Umweltpolitik betreiben, befassen wir uns auch mit Fragen des Bodenschutzes, die mit den Problemen der Abfallbeseitigung, der Gewässer- und Luftreinhaltung in engem Zusammenhang stehen. Seit Beginn der programmatischen Umweltpolitik Anfang der 70er Jahre wurden große Anstrengungen, vor allem in den Bereichen Gewässerreinhaltung und Abfallbeseitigung, unternommen. Allein in Baden-Württemberg investierten öffentliche Hand und Betriebe des produzierenden Gewerbes in den Jahren 1975-1983 zusammen über 15 Mrd. DM für den Umweltschutz. Die von der öffentlichen Hand aufgebrauchten Mittel in Höhe von 12 Mrd. DM wurden im wesentlichen für Maßnahmen des Gewässerschutzes eingesetzt.

---

\*) Ministerium für Ländlichen Raum, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, 7000 Stuttgart 1, Marienstraße 41

## Bodenschutz und Gewässerreinigung

Die Qualität der öffentlichen Gewässer in Baden-Württemberg hat sich durch den systematischen Bau von Kläranlagen wesentlich verbessert. Der erzielte ökologische Fortschritt in der Gewässerreinigung läßt sich an der aktuellen Gewässergütekarte des Landes ablesen. Allein im Neckar sind heute wieder 35 verschiedene Fischarten zu finden. In Betrieb sind derzeit 1250 Kläranlagen, davon allein etwa die Hälfte im Neckareinzugsgebiet. Dank der hervorragenden Zusammenarbeit zwischen Städten, Gemeinden und dem Land sind in Baden-Württemberg bereits über 91 % der Bevölkerung an kommunale Kläranlagen angeschlossen, die mechanisch-biologisch arbeiten. Bei einer Einwohnerzahl von 9,3 Mio. entspricht die Ausbaugröße dieser Kläranlagen 22,4 Mio. Einwohnergleichwerten. Dennoch sind noch etwa 500 000 Einwohner an mechanisch-biologische Kläranlagen anzuschließen. Das gilt insbesondere für ländliche Räume, in denen jedoch mit extrem hohen Kosten pro Einwohner zu rechnen ist. Mit den vom Land auch in den kommenden Jahren bereitgestellten Mitteln wird deshalb für den Bau von Klär- und Regenwasserbehandlungsanlagen ein Investitionsvolumen von weit über 2 Mrd. DM auf den Weg gebracht.

Verstärkte Abwasserreinigung führt zu immer größeren Klärschlammengen. Ihre landbauliche Verwertung gilt nach wie vor als ökologisch und ökonomisch erstrebenswert. Hier besteht ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen Abwasserreinigung und Bodenschutz. Die Landesregierung hat schon frühzeitig Maßnahmen ergriffen, um eine nicht mehr tolerierbare Anreicherung von Böden mit Schwermetallen aus Siedlungsabfällen zu verhindern. So habe ich u.a. im März 1979 im Vorgriff auf die 1982 erlassene Klärschlammverordnung angeordnet, daß in Baden-Württemberg Klärschlamm nur nach ausreichender Untersuchung auf Schwermetalle auf landwirtschaftlich genutzte Böden aufgebracht werden darf.

Damals wurden im Lande etwa 40 % des anfallenden Klärschlammes landwirtschaftlich verwertet. Heute sind es nur noch etwa 20 %, obwohl sich die Qualität des Klärschlammes, was die Belastung mit Schwermetallen angeht, im gleichen Zeitraum deutlich verbessert hat. So hat z.B. die mittlere Belastung der bis 1977 untersuchten Klärschlämme mit Cadmium von 17 mg/kg auf 3 mg/kg Trockenmasse im vergangenen Jahr abgenommen. Damit beträgt der Eintrag von Cadmium über Klärschlamm bei Einhaltung der zulässigen Aufbringungsmengen nach der Klärschlammverordnung kaum mehr als über Phosphatdünger. Auch an die Aufbringung von Müllkomposten und Flußbaggergut werden strenge Maßstäbe angelegt. Die Verwendung von Neckarschlamm wurde 1978 eingestellt.

#### Bodenschutz und Abfallbeseitigung

Auch in der Abfallbeseitigung und Abfallwirtschaft haben wir große Fortschritte zu verzeichnen. Die wilden Müllkippen als Gefahr für Boden und Grundwasser sind verschwunden. Die Stadt- und Landkreise betreiben heute Abfallbeseitigungsanlagen, die nach dem Stand der Technik eingerichtet sind. Damit in Zukunft nicht "neue" Altlasten entstehen, hat die Landesregierung klare Zielvorgaben für eine gesicherte Abfallentsorgung entwickelt. Die Vermeidung von Abfällen hat für sie Priorität noch vor der Verwertung und der ordnungsgemäßen Beseitigung. Hinsichtlich der unvermeidbaren Abfälle geht die Landesregierung davon aus, innerhalb der nächsten zehn Jahre etwa die Hälfte der Abfälle modernen Verwertungsverfahren zuzuführen.

## Bodenschutz und Luftreinhaltung

Zu Anfang der 80er Jahre gewann mit den ins öffentliche Bewußtsein tretenden Walderkrankungen die Luftreinhaltung immer größere umweltpolitische Bedeutung. Im Bereich der Luftreinhaltung ließ sich die Landesregierung von dem Gedanken leiten, rasch und wenn möglich über die gesetzlichen Vorschriften hinaus die Emissionen aus den größten Quellen der Luftverschmutzung zu mindern. Diese Politik hat in relativ kurzer Zeit sichtbare Früchte getragen. Sie war nicht in Konfrontation, sondern nur in Kooperation mit den Verursachern möglich. So konnte beispielsweise aufgrund von zwei Vereinbarungen der Landesregierung mit den Energieversorgungsunternehmen des Landes erreicht werden:

- daß die Schwefeldioxidemissionen der Kohlekraftwerke des Landes von etwa 75 000 t im Jahr 1983 auf ca. 23 000 t Anfang der 90er Jahre vermindert werden,
- daß der jährliche Stickoxid-Ausstoß der Kraftwerke von 60 000 t im Jahr 1983 auf ca. 15 000 t Anfang der 90er Jahre gesenkt wird.

Insgesamt werden die Investitionskosten dieser Umweltschutzmaßnahmen ca. 1,7 Mrd. DM für die Energieversorgungsunternehmen betragen.

Mit der Verminderung der Schwefeldioxid- und Stickoxidemissionen wird ein wesentlicher Beitrag zum Schutz der Böden geleistet.

Darüber hinaus hat die Landesregierung weitere Initiativen ergriffen, um durch zusätzliche freiwillige Maßnahmen

- über die gesetzlichen Vorschriften hinaus - Fortschritte

bei der Luftreinhaltung zu erzielen. In zweijähriger Arbeit hat eine Arbeitsgruppe untersucht, wie sich die Emissionen aus industriellen Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg im Laufe der Jahre entwickeln und wie sie im einzelnen vermindert werden können. In einer für die Bundesrepublik bisher einmaligen und beispielhaften Arbeit hat diese Arbeitsgruppe Strategien zur Minderung der Schwefeldioxid- und Stickoxid-Emissionen entwickelt.

Danach werden unter Berücksichtigung erzielbarer Energieeinsparungen, der kontinuierlichen Substitution von schwefelreichen Brennstoffen und der Rauchgasentschwefelung bei einigen großen Industriebetrieben die Schwefeldioxidemissionen aus industriellen Feuerungsanlagen in Baden-Württemberg von rd. 87 000 t im Jahr 1983 auf rd. 57 000 t im Jahre 1995 zurückgehen. Im gleichen Zeitraum werden sich die Stickoxidemissionen um jährlich 8 000 t verringern.

Freiwillige Maßnahmen zur Emissionsminderung bei kleineren Industriefeuerungen waren bisher vor allem deshalb nicht möglich, weil gerade hierfür in vielen Fällen geeignete Emissionsminderungsverfahren noch nicht zur Verfügung standen. Die Landesregierung hat deshalb ein 30 Mio.DM-Förderungsprogramm verabschiedet, in dessen Rahmen bis 1988 jährlich 10 Mio. DM bereitgestellt werden. Weitere Maßnahmen im Rahmen der Luftreinhaltungspolitik in Baden-Württemberg sind die messtechnische Überwachung der wichtigsten Schadstoffkomponenten der Luft mit Hilfe eines landesweiten automatischen Vielkomponenten-Luftmeßnetzes sowie die Aufstellung von Emissionskatastern in industriellen Verdichtungsräumen. Diese Emissionskataster sind zusammen mit den Immissions- und Wirkungskatastern wesentlicher Bestandteil der Luftreinhaltungspläne, wie sie für die Verdichtungsräume Mannheim, Karlsruhe und Stuttgart erarbeitet werden.

Die wissenschaftliche Unterstützung der Luftreinhaltepolitik erfolgt durch das 1983 beim Kernforschungszentrum Karlsruhe eingerichtete Großforschungsprojekt "Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung", das mit 50 Mio. DM aus Landesmitteln ausgestattet wurde und über das Jahr 1988 hinaus fortgesetzt werden wird.

### Bodenschutzkonzept Baden-Württemberg

Seit Beginn der 80er Jahre hat sich in der Öffentlichkeit ein stärkeres Bewußtsein für die Notwendigkeit eines wirk-samen Bodenschutzes entwickelt. Ich erinnere an oft gehörte Schlagworte wie "nach dem Wald stirbt der Boden" oder "schleichende Vergiftung der Ackerböden durch den sauren Regen" und "landwirtschaftliche Bodennutzung verantwortlich für das Sterben der Böden".

Es wurde zunehmend erkannt, daß die Belastbarkeit von Böden begrenzt ist und - wenn überhaupt - nur in sehr langen Zeiträumen erfolgt. Die Landesregierung hat die Bedeutung dieses Problembereiches zum Anlaß genommen, 1984 im dama-ligen Umweltministerium ein neues Referat "Schutz des Bo-dens" einzurichten. Damit wurden die organisatorischen Vor-aussetzungen zum Schutz des Bodens als einer der elementa-ren Lebensgrundlagen wesentlich verbessert. Es war ein wichtiger Schritt im Rahmen einer effektiven und zukunfts-gerichteten Umweltpolitik mit dem Ziel, auch für die Zu-kunft den Menschen und der Tier- und Pflanzenwelt eine ge-sunde Umwelt mit dauerhaft fruchtbaren Böden zu sichern.

Bereits im Jahre 1985 hat die Landesregierung dann ein umfassendes Bodenschutzkonzept vorgelegt. Damit hat Baden-Württemberg als erstes Bundesland für alle Bereiche des Bodenschutzes langfristige politische Ziele formuliert und Lösungsansätze für die einzelnen Problembereiche aufgezeigt. Folgende Grundsätze stehen dabei im Vordergrund:

1. Der Land- und Landschaftsverbrauch ist auf das unumgänglich Notwendige zu beschränken.
2. Der Eintrag von problematischen Stoffen ist auf ein Minimum zu reduzieren.
3. Böden brauchen Dauerschutz. Die Irreversibilität mancher Schadeinflüsse erfordert, daß Bodenschutz zukunftsgerichtet und langfristig vorsorgeorientiert geplant und durchgesetzt werden muß.
4. Bodennutzungen sind den natürlichen Standortbedingungen besser anzupassen.
5. Der Schutz des Bodens ist zugleich der beste Grundwasserschutz.
6. Soweit menschliche Aktivitäten zu Belastungen der Nahrungskette mit Schadstoffen und zu nachhaltigen Störungen anderer vom Boden abhängiger Funktionen führen können, muß der nachhaltige Schutz des Bodens einer der unverzichtbaren Regelungsmaßstäbe sein.
7. Bodenschutz muß fachübergreifend verstanden und durchgesetzt werden.

8. Wo die vielfältigen Spezialvorschriften zum unmittelbaren oder mittelbaren Schutz des Bodens und zur Ahndung von Verstößen gegen den Bodenschutz nicht ausreichen, sind die Rechtsgrundlagen zu vervollständigen.
9. Jeder Einzelne ist auf die Nutzung des Bodens angewiesen, nicht nur der Land- und Forstwirt. Alle, auch Bauherren, Verkehrsteilnehmer, Sportler oder Erholungssuchende sind verantwortlich für die Erhaltung der Böden und ihrer Nutzbarkeit.

#### Bodenschutzprogramm für Baden-Württemberg

Der nächste bedeutende Schritt war dann die Verabschiedung des Bodenschutzprogramms '86 für Baden-Württemberg durch die Landesregierung am 1. Dezember 1986. Voraus ging eine umfangreiche Anhörung aller Verbände und Institutionen, die in irgendeiner Weise mit Bodennutzung im weitesten Sinne zu tun haben. Insgesamt 53 Verbände haben zum Entwurf des Bodenschutzprogramms ihre Stellungnahme abgegeben. Die Anhörung ergab eine breite Zustimmung, die zeigte, daß die Landesregierung mit ihrem Handlungskonzept zum Schutze der Böden den richtigen Weg beschritten hat.

Auf die Anhörung der Verbände wurde deshalb großer Wert gelegt, weil das Bodenschutzprogramm in seiner Grundkonzeption von der Mitarbeit aller, die mit dem Boden direkt oder indirekt zu tun haben, ausgeht. Ein möglichst breiter Konsens mußte schon durch die Beteiligung bei der Aufstellung des Bodenschutzprogramms erreicht werden.

Baden-Württemberg hat als erstes Bundesland ein umfassendes Bodenschutzprogramm in Kraft gesetzt und damit die große Bedeutung des Bodenschutzes als wesentliches Element der



Umweltpolitik des Landes unterstrichen. Der im Bodenschutzprogramm aufgezeigte und für alle öffentlichen Stellen als Handlungsanweisung verbindliche Maßnahmenkatalog wird, verbunden mit einer systematischen Erfassung und Überwachung der Böden in Baden-Württemberg, dazu beitragen, daß der Schutz des Bodens künftig in weitaus größerem Umfang betrieben wird und in der Öffentlichkeit ein weitaus stärkeres Bewußtsein über die lebenswichtige Bedeutung des Bodenschutzes entsteht.

Mit dem Bodenschutzprogramm'86 wurden die Grundlagen für eine Reihe zukunftsweisender Maßnahmen gelegt:

- Es findet eine umfangreiche Bestandsaufnahme der Böden und ihres jeweiligen Zustandes durch eine Bodeninventur und -kartierung statt,
- der Bodenzustand wird im Rahmen eines Bodenmeßnetzes landesweit langfristig überwacht,
- noch vorhandene Wissenslücken können durch eine intensive Bodenforschung schnell geschlossen werden,
- die Beratung, Information und Zusammenarbeit aller, die auf die Nutzung des Bodens angewiesen sind, wird intensiviert und
- die Gesetze und sonstigen öffentlichen Bestimmungen werden konsequent im Sinne eines vorbildlichen Bodenschutzes ausgeschöpft.

Das Bodenschutzprogramm liegt inzwischen in gedruckter Form mit zahlreichen Anlagen vor und wurde allen Behörden, Landkreisen und Gemeinden sowie den Verbänden zugestellt. Es steht auch allen sonstigen Interessenten zur Verfügung. Über die konsequente Umsetzung wird die Landesregierung im Rahmen ihrer Umweltberichte Auskunft geben.

## Bodeninventur und Bodenkartierung

Die Landesregierung hat mit Beschluß vom 3./4. September 1985 das Geologische Landesamt Baden-Württemberg beauftragt, eine systematische Bodenbestandsaufnahme für Baden-Württemberg durchzuführen. Der Landtag von Baden-Württemberg hat dafür im Nachtrag zum Haushaltsplan 1985/86 13 Stellen sowie 2,1 Mio.DM ausgebracht.

Mit der Kartierung wird in Schwerpunktbereichen, z.B. erosionsgefährdeten Gebieten oder Bereichen hoher Grundwasserempfindlichkeit, begonnen. Inzwischen hat das Geologische Landesamt 7 % der Landesfläche in dieser Form erfaßt.

Auf der Grundlage der flächendeckenden Bodenbestandsaufnahme wird eine Bodenkarte für das Land im Maßstab 1 : 25 000 als übersichtliche Dokumentation der Bodenbeschaffenheit in Baden-Württemberg erstellt.

Aus Bodenkarten können zusammen mit weiteren Standortmerkmalen, wie z.B. Klimadaten, wichtige Informationen abgeleitet und in Auswertekarten dargestellt werden. So können etwaige flächenhafte Gefährdungen des Bodens besser beurteilt, vorhandene Bodenschäden dargestellt sowie Vorschläge für deren Sanierung erarbeitet werden.

Neben der vorrangig betriebenen Kartierung im Maßstab 1 : 25 000 hat das Geologische Landesamt inzwischen eine Übersichtskarte im Maßstab 1 : 1 Mio. vorgelegt. Dazu hat auch das Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim wichtige Beiträge geliefert.

Als nächster Schritt soll eine Bodenkarte im Maßstab 1 : 200 000 erstellt werden, die schon in wenigen Jahren zur Verfügung stehen kann. Sie wird einen landesweiten Überblick über die Verbreitung der Bodengesellschaften liefern. Darüber hinaus wird sie als Grundlage für die verstärkte Berücksichtigung des Bodenschutzes dienen, sowohl in der Landes- und Regionalplanung als auch im Landschaftsrahmenprogramm und in den Landschaftsrahmenplänen.

#### Bodenmeßnetz

Mit Hilfe eines landesweiten Bodenmeßnetzes wird die Beschaffenheit der Böden im Zeitablauf erfaßt und laufend überwacht. Die erste Phase des Aufbaus des Meßstellennetzes wurde 1986 abgeschlossen. Es wurden 154 Meßstellen festgelegt und etwa 2850 Bodenproben entnommen. Sie werden in einem umfangreichen Untersuchungsprogramm auf physikalische und chemische Parameter analysiert. Die umfangreichen Untersuchungen werden von der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg und der Staatlichen Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg durchgeführt. Erste Ergebnisse liegen bereits vor. Die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg führt an Waldstandorten zusätzliche Untersuchungen durch. Für die Einrichtung des Bodenmeßnetzes und der damit zusammenhängenden Aufgaben, zur Erstellung der Bodendatenbank und zur Mitwirkung bei der Bodeninventur wurde Anfang 1986 bei der Landesanstalt für Umweltschutz eine "Arbeitsgruppe Bodenschutz" eingerichtet.

### Bodendatenbank

Als Teil des Umweltinformationssystems wird derzeit eine Bodendatenbank aufgebaut. In ihr werden Daten über den Zustand und die Belastung der Böden ortsbezogen gespeichert, mit anderen wesentlichen Daten und Erkenntnissen verknüpft und in aufbereiteter Form verfügbar gehalten. Dazu gehören auch die bereits erarbeiteten Daten von etwa 7 000 untersuchten Bodenproben auf Schwermetalle von ackerbaulich genutzten Böden, von Grünland, obst-, garten- und weinbaulich genutzten Böden, sowie von Überschwemmungsflächen einschließlich der Untersuchungsergebnisse über persistente organische Schadstoffe in Böden.

### Hohe Priorität für den Schutz des Grundwassers

In Baden-Württemberg werden 80 % des Trinkwasserbedarfs aus Grundwasser gedeckt. Wie im Bodenschutz läßt sich die Landesregierung auch beim Schutz des Grundwassers vom Vorsorgeprinzip leiten. Als vordringliche Aufgabe einer verantwortungsvollen Umweltpolitik muß alles Notwendige getan werden, um eine weitere Gefährdung des Grund- und Trinkwassers zu verhindern. Die Landesregierung hat deshalb ein Konzept für den vorbeugenden Grundwasserschutz entwickelt. Es wird derzeit konsequent umgesetzt. Bei diesem Konzept geht es vor allem um die Überwachung sowie um die Ausweisung neuer Wasserschutzgebiete, die Verbesserung beim Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, die Sanierung der Altlasten und den Aufbau eines landesweiten Grundwassergütemeßnetzes zur umfassenden Kontrolle der Grundwasserqualität. Dieses Meßnetz wird bis 1989 eingerichtet.

Beim vorbeugenden Schutz des Grundwassers kommt der Festsetzung von Wasserschutzgebieten besondere Bedeutung zu. 67 % der etwa 3 300 in Baden-Württemberg erforderlichen Wasserschutzgebiete sind bereits rechtskräftig festgesetzt. Nach Abschluß aller Verfahren werden 21 % der Landesfläche als Wasserschutzgebiete ausgewiesen sein. Davon werden etwa 400 000 ha landwirtschaftlich genutzt.

#### Entwicklung der Nitratbelastung im Grundwasser

Die Nitratbelastung im Grund- und Quellwasser zeigt weiter steigende Tendenz. Während 1977 nur 2,2 % des Grundwassers den seit 1. Oktober 1986 geltenden Grenzwert der Trinkwasserverordnung für Nitrat von 50 mg/l überschritten haben, waren es 1985 bereits 3,5 %.

Im Jahr 1977 war der Grenzwert bei 100 Wassergewinnungsanlagen überschritten, 1985 bereits bei 148 Anlagen. Mehr als verdoppelt hat sich in diesem Zeitraum auch der Anteil des Wassers mit Nitratgehalten von 40 - 50 mg/l. Er stieg von 2,5 % aus 117 Anlagen auf 5,1 % aus 188 Anlagen an.

Für eine zunehmende Zahl von Wasserversorgungsunternehmen stellt sich damit das Problem, den Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser einzuhalten. Es gibt zwar einige Möglichkeiten, diesen Grenzwert trotzdem zu erreichen, z.B. durch den Bezug von weniger belastetem Wasser. Ziel der Landesregierung ist es aber, alle örtlichen Wasservorkommen auch in Zukunft für unsere Trinkwasserversorgung nutzbar zu erhalten.

Im Übrigen wäre es gegen jede umwelt- und finanzpolitische Vernunft, die weitere Belastung des Grundwassers tatenlos hinzunehmen, um es danach mit einem immensen Kostenaufwand zu Trinkwasser aufzubereiten. Der Landtag von Baden-Württemberg und die Landesregierung sahen sich deshalb veranlaßt, unter anderem auch rechtliche Maßnahmen zu ergreifen, dieser kritischen Entwicklung wirksam entgegen zu treten. Der Trend zunehmender Belastung des Grundwassers mit Nitrat und anderen belastenden Stoffen muß zum Stillstand und zur Umkehr gebracht werden.

#### Ausgleichszahlungen für den Grundwasserschutz

Verstärkter Grundwasserschutz bedeutet jedoch Einschränkungen der Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, geringere Erträge und damit letztlich Einbußen beim Einkommen der Landwirte. Die Landesregierung ist jedoch der festen Überzeugung, daß die Verantwortung für den Schutz des Grundwassers nicht allein auf die Landwirtschaft abgewälzt werden darf. Wenn die Landwirte im Interesse der Allgemeinheit in Wasserschutzgebieten über eine ordnungsgemäße Landwirtschaft hinaus Nutzungsbeschränkungen hinnehmen müssen, haben sie Anspruch auf solidarische Maßnahmen der Gemeinschaft. Deshalb hat der Landtag von Baden-Württemberg auf Initiative der Landesregierung die Zahlung von Ausgleichszahlungen für Leistungen beschlossen, die Landwirte in Wasserschutzgebieten für die Allgemeinheit erbringen. Sie sind keine Subvention und kein Almosen. Um diese Ausgleichsleistung hat sich bundesweit eine kontroverse Diskussion entwickelt. Die Landesregierung läßt sich jedoch dadurch nicht beirren. Sie wird den eingeschlagenen Weg konsequent fortsetzen und ist der festen Überzeugung, damit bundes- und europaweit beispielhaft zu wirken.

### Ausgleich für Nutzungsbeschränkungen

Die Ausgleichszahlung - im Regelfall als Pauschale von jährlich 310,- DM/ha - wird auf Antrag gewährt, wenn die Schutzbestimmungen und die Bewirtschaftungsregeln in allen Schutzzonen eingehalten werden. Dazu gehört insbesondere ein Verbot

- des Umbruchs von Dauergrünland,
- des Aufbringens von Wirtschaftsdüngern und stickstoffhaltigen Handelsdüngern außerhalb der Vegetationszeit
- der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln nach Maßgabe des Positivkatalogs.

Bei der Bewirtschaftung der Grundstücke sind in allen Schutzzonen die Bewirtschaftungsregeln für die Einhaltung eines Nitratwertes im Boden von 45 kg Rein-Stickstoff je ha nach Vegetationsende einzuhalten. Die Stickstoffdüngung muß sich nach dem Entzug durch die Pflanzen und der Nachlieferung aus dem Boden richten. Die Nachlieferung ist jedoch nur bedingt vorhersehbar. Deshalb ist in Wasserschutzgebieten gegenüber einer ordnungsgemäßen und bedarfsgerechten Stickstoffdüngung ein Abzug von 20 % notwendig, um den Nitrat-Bodengrenzwert von 45 kg nach Vegetationszeit nicht zu überschreiten.

Von wasserwirtschaftlicher Seite wurde ermittelt, daß allenfalls 45 kg Reststickstoff als Nitrat je ha im Boden am Ende der Vegetationszeit toleriert werden können, um sicherzustellen, daß der von der EG festgesetzte Grenzwert von 50 mg Nitrat je Liter Wasser eingehalten werden kann. Diese Aussage stützt sich auf Kontrollmessungen in Wasserschutzgebieten und berücksichtigt sowohl die Nitratabbaufähigkeit der Böden als auch die Nitrifikation und die

mittlere Neubildung von Grundwasser, wobei gewisse Annahmen unterstellt sind. Von allen diskutierten Vorschlägen hat sich die Überprüfung des Stickstoffrestwertes im Herbst als am zweckmäßigsten erwiesen, weil Stickstoffreste im Herbst in besonderem Maße einer Auswaschung in das Grundwasser unterliegen und deshalb sehr problematisch sind, wogegen im Verlauf der Vegetationsperiode die Gefahr einer Auswaschung gering ist und Messungen deshalb wenig sachdienlich wären.

#### Bodenuntersuchungen als Kontrolle

Um die Einhaltung der Bewirtschaftungsregeln, vor allem im Hinblick auf die reduzierte Stickstoffdüngung zu kontrollieren, werden künftig im Herbst jeweils zwischen 1. November und 15. Dezember in den Wasserschutzgebieten Bodenuntersuchungen auf Stickstoff durchgeführt. 1987 ist an etwa 40 000 Standorten die Entnahme von ca. 120 000 Bodenproben vorgesehen. Die Zahl der Bodenuntersuchungen wird in den kommenden Jahren erheblich ausgeweitet. Die Wiederholung der Bodenuntersuchungen auf den gleichen Grundstücken über mehrere Jahre ermöglicht es, die Entwicklung der Nitratgehalte vergleichend zu verfolgen.

Wenn sich herausstellt, daß der Nitratgehalt im Boden unter den angestrebten Grenzwert von 45 kg Rein-Stickstoff abgesunken ist oder sich wenigstens deutlich darauf zubewegt, kann auf die Einhaltung der Düngebeschränkungen geschlossen werden. Wenn der Nitratgehalt im Boden nicht abnimmt oder gar ansteigt und sich herausstellt, daß die Schutzbestimmungen nicht eingehalten wurden, muß der Bewirtschafter des betreffenden Grundstücks die Ausgleichsleistung zurückerstatten. Außerdem hat er mit einem Bußgeld zu rechnen.



Die Landesregierung ist sich im klaren darüber, daß es vielerorts nicht möglich sein wird, den angestrebten Nitrat-Grenzwert kurzfristig zu erreichen. Deshalb wird dieser Grenzwert erst nach einer Übergangsfrist von drei Jahren überall erwartet, abgesehen von bestimmten Standorten, bei denen der natürliche Nitratgehalt über dem Grenzwert liegt. Die Landesregierung ist zuversichtlich, mit dem eingeschlagenen Weg den notwendigen Schutz des Grundwassers und das berechtigte Interesse der Landwirtschaft in Einklang zu bringen.

### Bodenschutz und Bodennutzung

Zwischen Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz bestehen Zielkonflikte. Darüber kann auch nicht hinwegtäuschen, daß Ackerbau seit jeher als Lehre vom planmäßigen Bodenaufbau verstanden wurde und dabei die Erhaltung und Förderung der Bodenfruchtbarkeit schon immer oberstes Ziel war. Die bisherige EG-Agrarpolitik drängt die Landwirtschaft zu ständig steigender Produktion und zur Rationalisierung. Diese Politik, die sich am "Wachsen oder Weichen" orientiert, hat zu stetig wachsenden Überschüssen, dramatisch steigenden Marktordnungskosten und dennoch zu einer Minderung der landwirtschaftlichen Einkommen geführt. Die Intensivierung der Bodennutzung erschwert eine nach ökologischen Gesichtspunkten orientierte Landbewirtschaftung. Die Landesregierung hat deshalb 1986 ein Ökologiekonzept beschlossen. Die Landesregierung fordert EG-weit Extensivierung zum Abbau der Überschüsse und zur Schonung der natürlichen Lebensgrundlagen.

Die verstärkte Berücksichtigung ökologischer Belange durch eine Extensivierung der Bewirtschaftung ist aus mehreren Gründen geboten und sinnvoll. Der Schutz des Bodens, des Grundwassers, der Biotope sowie seltener Tier- und Pflanzenarten muß in bestimmten Gebieten durch Einschränkung bzw. durch den Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmittel verstärkt werden. Durch diese ökologisch begründete Verminderung der Bewirtschaftungsintensität in Wasser-, Natur- und Landschaftsschutzgebieten darf sich jedoch die Einkommenslage der Landwirtschaft nicht verschlechtern. Aus diesem Grunde hat die Landesregierung als erstes Bundesland beschlossen, daß die Landwirte für die bereits erwähnten Nutzungsbeschränkungen in Wasserschutzgebieten eine Ausgleichsleistung erhalten. Baden-Württemberg hat mit dem Ökologieprogramm damit begonnen, die bestehenden Zielkonflikte abzubauen. Statt durch Konfrontation soll durch Kooperation erreicht werden, daß die landwirtschaftliche Bodennutzung im Rahmen der ökonomischen Zumutbarkeit verstärkt nach den Erfordernissen der Ökologie ausgerichtet wird und Belange des natur- und Bodenschutzes besser aufeinander abgestimmt werden.

#### Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung

Eine dem Vorsorgeprinzip verpflichtete Agrarpolitik muß den Schutz des landwirtschaftlich genutzten Bodens als eine wesentliche Aufgabe im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung einschließen. Dazu sind auf Bundesebene einheitliche Grundsätze aufzustellen. Sie sollen Aussagen enthalten zu

- einer standortgerechten Bodennutzung
- einer schonenden Bodenbearbeitung

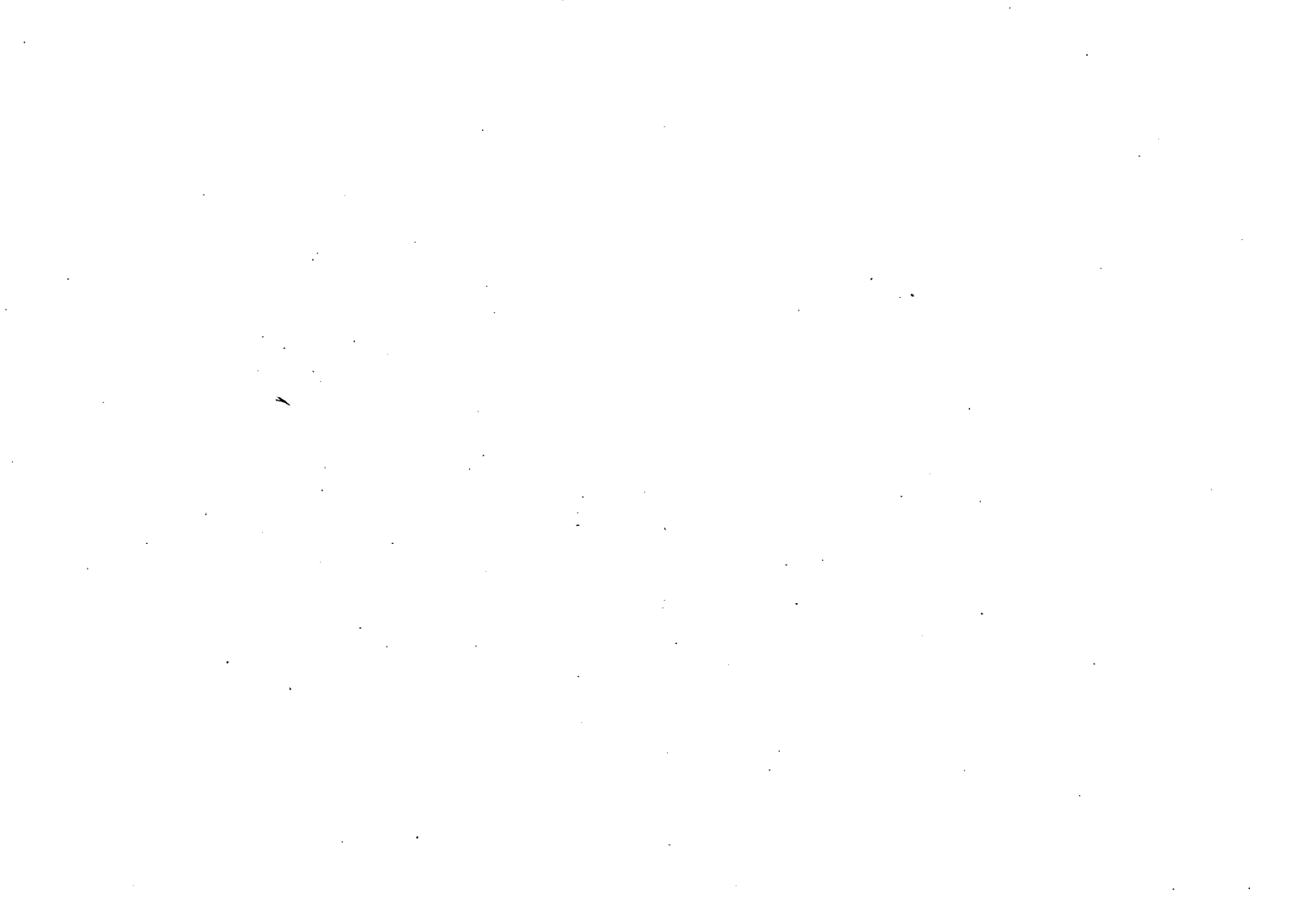
- einer an dem Nährstoffvorrat des Bodens und dem Nährstoffbedarf der Pflanzen orientierten Düngung
- einem auf das notwendige Maß reduzierten Pflanzenschutz.

Dabei ist auch auf die Notwendigkeit der Erhaltung und, soweit erforderlich, Neuschaffung von Landschaftselementen und Landschaftsstrukturen einzugehen.

Ordnungsgemäße Landwirtschaft hat in besonderer Weise auch den Schutz des Bodens vor Erosion durch Wasser zu berücksichtigen. Im Rahmen einer standortgerechten Bodennutzung kommt dabei der Erhaltung des Grünlandes auf erosionsgefährdeten Hanglagen, in Überschwemmungsgefährdeten Flußauen sowie einer zusätzlichen erosionsmindernden Bewirtschaftung auf gefährdeten Ackerstandorten zur Minderung ökologischer und ökonomischer Schäden besondere Bedeutung bei.

Der Durchsetzung des Bodenschutzes dient auch das im Dezember 1985 von der Landesregierung beschlossene "Domänenkonzept". Von den Domänenflächen (ca. 7000 ha) sollen zusätzlich zu den bereits jetzt ökologisch wirksamen Flächen etwa 10 % für die Biotopvernetzung verwendet werden. Darüber hinaus sollen wenigstens in Teilbereichen der Domänen die Methoden der integrierten Pflanzenproduktion eingeführt werden.

Die Landesregierung ist sich im klaren darüber, daß trotz großer Anstrengungen die anstehenden Probleme und Zielkonflikte nicht kurzfristig zu lösen sind. Sie ist aber auch zuversichtlich, daß wir mit Unterstützung durch die Wissenschaft und allen, die Böden in irgendeiner Weise nutzen, ein gutes Stück vorankommen und damit unserer Verantwortung für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen für kommende Generationen gerecht werden.



Musterbildung in der Pedosphäre - Erkenntnis und Nutzung

von

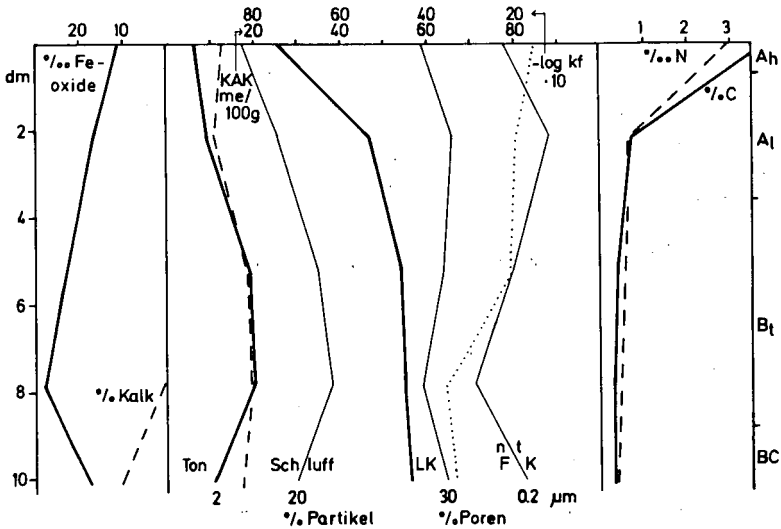
Schlichting, E.

Ziel der Ausführungen ist die Vermittlung der Einsicht, daß "Boden" nicht nur die humose oder bearbeitete obere Lage ist ("30 cm, von denen wir leben", nach Umweltschützerslogan) und daß es nicht den (also nur einen) Boden gibt, sondern ein Muster, dessen Verständnis Gewinn und dessen Kenntnis Nutzen bringt. Dabei wird als Pedosphäre (Bodenmantel) der Raum verstanden, in dem Material der Lithosphäre (Gesteinskruste) durch Atmosphärien und Organismen umgewandelt wurde und wird, und unter Musterbildung eine in Raum oder Zeit regelhaft wiederholte Art der Verteilung von Bodenbestandteilen. Sie fällt in einigen Regionen bereits Touristen auf (z.B. Thufur, Gilgai); hier ist von weniger offenkundigen zu berichten und in heimischen Gefilden zu beginnen, nämlich auf den Fildern als Beispiel einer

1. Musterbildung in Lößfluren unter gemäßigt-humidem Klima

Zumindest Landwirte wissen, daß hier die Bodenart "humoser Lehm" vorherrscht, und das Vokabular selbst mancher Bodenkundler läßt schließen, diese Böden seien durch einen Humus- oder Tongehalt zu charakterisieren, während doch bereits ein Schnitt bis zum Gestein (das Profil) eine ungleichmäßige Verteilung der Komponenten, gebündelt in Etagen (die Horizonte) erkennen läßt, hier den humosen A-, den kalkhaltigen C- und dazwischen den B-Horizont (s. Fig. 1). Sie ist auf den gerichteten Eingriff von Atmosphärien und Organismen in das Gestein, hier Löß, zurückzuführen (vgl. Schlichting, 1986, a).

Fig.1 Profilaufbau eines „humosen Lehmbodens“



### 1.1 Musterbildung in Horizonten

Bei näherer Betrachtung erweisen sich die Bodenkomponenten (Partikel und Poren) auch in Horizonten nicht als regellos verteilt, sondern in der mikroskopischen wie der submikroskopischen Dimension als zu Gefügeeinheiten unterschiedlicher Größe geordnet. Aus mikromorphologischen Untersuchungen der Humushorizonte - mit denen sich bes. unser Fachgebiet Bodenbiologie beschäftigt - ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß deren Gefüge durch die zerteilende und verbauende Wirkung von streu- und humusfressenden Bodentieren geprägt wird (s. Dünnschliffaufnahmen bei Babel, 1978). Entsprechend ist aus der Konzentrierung von Tonteilchen in Häuten auf Aggregatoberflächen der Unterböden auf ersterer Einwaschung aus den Oberböden zu schließen.

Nutzen aus solchen Erkenntnissen zogen zunächst Bodenkundler selbst, indem sie aus der Vielzahl von Merkmalen die die Boden-genese am besten reflektierenden und daher mit vielen anderen (akzessorischen) eng zu korrelierenden, mithin auch Prognosen über das weitere Verhalten gestattenden als "diagnostisch" für die Klassifikation von Horizonten auswählten (in den Beispielsfällen

der A<sub>h</sub>- und B<sub>t</sub>-Horizonte). Eine solche Klassifikation bedeutet Rationalisierung ohne wesentlichen Informationsverlust!

Nutzen aus dieser Aggregation bodenkundlichen Wissens könnten auch Pflanzenernährer ziehen, die sich seit einigen Jahren nicht mehr mit der Ermittlung des für eine Art Normpflanze "Verfügbaren" in der "Krume" begnügen, sondern die Aktivität der Wurzeln verschiedener Pflanzen in der kleinräumigen Erschöpfung und der kurzfristigen Regeneration dieser Nährstoffvorräte (oder Immobilisierung von Schadstoffen) untersuchen. Je dichter die Horizonte und je ungleichmäßiger in ihnen die Nährstoffe (umgekehrt die Schadstoffe) verteilt sind, desto wichtiger wäre die Anpassung (Adaptation) an diese Bedingungen durch die Wahl von Pflanzenarten und -sorten mit hoher Wurzelaktivität und Nährstoffeffizienz (Schadstofftoleranz) für die Erhöhung der Erträge und/oder die Senkung der Aufwendungen, mithin für die Optimierung des Verhältnisses zwischen Bedarfsdeckung und Ressourcenzehrung. Für eine solche gezielte Förderung erwünschter Transformationen bedarf es aber noch einer besseren Zusammenarbeit zwischen Pflanzenernährern und Bodenkundlern, die bisher vornehmlich Reaktionen in Modellsubstraten bzw. die Verteilung stabiler Merkmale untersuchten (und wohl auch einer weiteren Überwindung früheren Zeitgeistes, der aktive Melioration - z.B. durch Düngung - als "fortschrittlich" ansah gegenüber passiver Adaptation, die doch realiter ein Akt ökologischer und ökonomischer Vernunft ist).

## 1.2 Musterbildung in einem Hangschulter-Boden

### 1.2.1 Baumuster

Aus den in Fig. 1 dargestellten Tiefenfunktionen einiger Merkmale ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß der durch dieses Profil repräsentierte Bodenkörper (das Pedon) durch Humusakkumulation sowie Entkalkung des Lösses, danach Verbraunung und Verlehmung sowie Lessivierung (Bildung von Eisenoxiden bzw. Tonmineralen und Umlagerung beider) unter bleibender Lockerung im Ober- und Wiederverdichtung im Unterboden, also durch Transformations- und Translokationsprozesse geprägt wurde und dadurch den Pflanzen einen tiefen Wurzelraum mit guter Speicherung von Wasser (FK) und Luft (LK) sowie von Nähr-, ggf. aber auch von Schadstoffen (KAK) bietet.

Nutzen zogen wiederum die Bodenkundler selbst, die typische Kombinationen diagnostischer Horizonte (s.o.) für die Klassifikation von Profilen auswählten, im Beispielsfalle diejenige "A<sub>1</sub>+B<sub>t</sub>" für den Bodentyp Parabraunerde, bzw. - ergänzt um die gesteinsbürtigen (lithogenen) Merkmale - für die Bodenform Löß-Parabraunerde (vergleichbar der Charakterisierung einer Person als Säugetier, hinreichend informativ also erst bei Verwendung weiterer diagnostischer Merkmale auf Subtyp-, Varietäts- bis Subvarietäts-Niveau).

Nutzen aus einer solchen weitergehenden Aggregation bodenkundlicher Erkenntnisse ziehen die Pflanzenbauer, wenn sie im Anbauverhältnis jeweils Pflanzen mit infolge angebotsentsprechenden Bedarfes (über den man aber bei vielen Wildpflanzen besser informiert ist als bei manchen Kulturpflanzen) relativ hohem Ertragspotential bevorzugen und sich bei der Düngung nicht (nur) nach den von Agrikulturchemikern immer noch als zumindest für bestimmte "Bodenarten" BRD-normierbar angesehenen Sollwerten an "verfügbaren" Nährstoffen in der "Krume" richten, sondern (auch) das Ertragspotential, die mobilisierbaren Unterbodenvorräte sowie die bodenabhängige Mobilität des Zugeführten berücksichtigen (nötigenfalls in Feldversuchen an Typ-Standorten ermitteln).

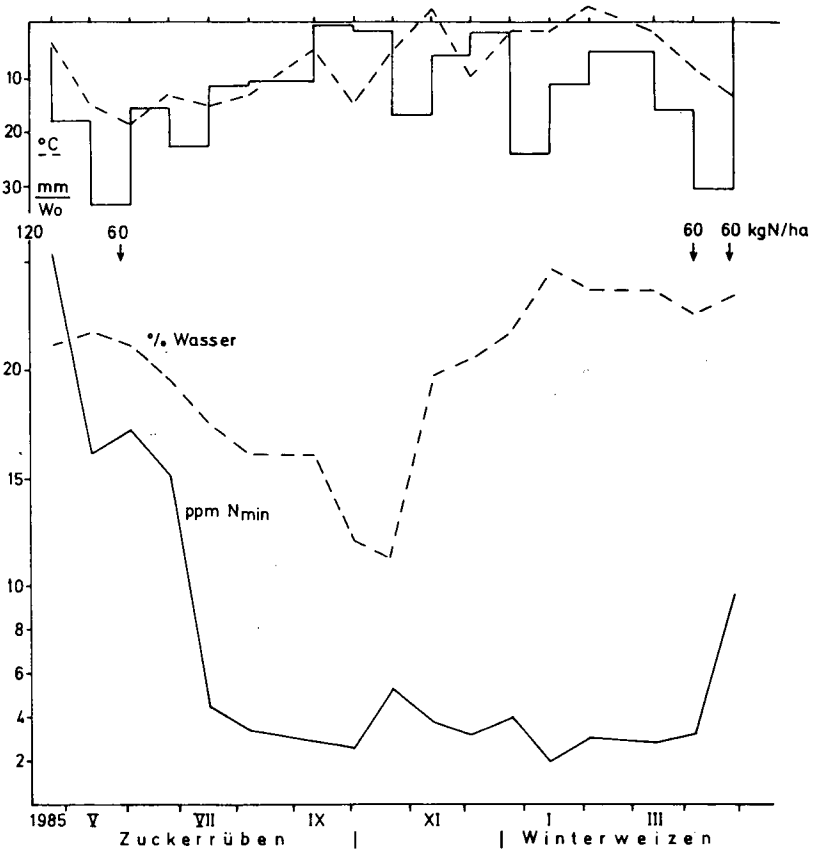
Entsprechendes gilt für den Bodenschutz gegen Überlastung durch Schadstoffe, z.B. Schwermetalle, in deren Höchstwerte überdies immer noch die geogenen Gesamtgehalte eingehen (was je nach deren Mobilität zu unverantwortbaren Risiken einer Nahrungs- oder Wasserkontamination oder zu unnötigen Restriktionen z.B. des Recycling von Siedlungsabfällen führt).

### 1.2.2 Verhaltensmuster

Da Atmosphärien- und Organismeneingriffe im Jahreslauf wechseln, ändern sich auch die Bodenmerkmale, bes. Porensystem und -füllung. Im Beispielsfalle offenkundig ist ein witterungsbedingter Wechsel von Verkrustung und Ver- oder gar Abschlämmung (Erosion) gepflügter A-Horizonte (A<sub>p</sub>), der Fig. 2 zu entnehmen ein jahreszeitlicher Wechsel von langsamer Austrocknung unter den die Bodenvorräte trotz derer Ergänzung verdunstenden Zuckerrüben und nach deren Ernte Wiederbefeuchtung nur etwa auf den Ausgangswert ( $\approx$ FK in Fig.1), also Versickerung der überschüssigen Niederschläge letzt-



Fig.2  $N_{\min}$ - und Wassergehalte des  $A_p$  einer Löß-Parabraunerde (n.E.Mayer,1987)



lich zum Grundwasser. Der  $N_{\min}$ -Vorrat wird offensichtlich noch stärker ausgebeutet und seine herbstlich überwiegende Ergänzung (über)kompensiert durch Auswaschung. Wesentliche Ursache dieses Verhaltens ist die Lessivierung, weil sie im Oberboden Mangel an "Gefüge-Kitt" bewirkt sowie kurzfristige Vernässung infolge Senkung der Durchlässigkeit im Unterboden (s. Fig.1,  $k_f$  in cm/s), die wohl für die Ableitung von Land-, aber nicht von Starkregen ausreicht. Daraus resultiert die allgemeine Erkenntnis, daß dem im Bodentyp (usw.) klassifizierten Bau- eine bestimmtes Verhaltensmuster entspricht, die Klassifikation also nur scheinbar rein morphologisch ist.

Nutzen daraus ziehen wiederum die Pflanzenbauer, wenn sie im Verhaltensmuster erkennbaren ungünstigen Bewirtschaftungseffekten durch die Gestaltung der Fruchtfolge begegnen (im Beispielsfalle auf ver- bzw. abschlämms- oder auswaschungsgefährdeten Standorten Pflanzen zeitlich nach ihrem Schirm- und Pumpeffekt durch Interzeption und Transpiration plazieren, ggf. weitere einschalten). Eine dem Wasserangebot angepaßte Intensivierung der Landnutzung (worunter seltsamerweise allgemein weniger die Verdichtung der Vegetationsdecke als die Verstärkung der Meliorationen verstanden wird) hat dann durch Senkung der Auswaschung (d.h. des Düngeraufwandes im Folgejahr) meliorativen Charakter, wenngleich zu Lasten der Grundwasserspense (noch stärker natürlich unter Grünland und - entgegen verbreiteter Meinung - unter Wald, s. Blume et al., 1966).

Andererseits bedeutet Bodenschutz gegen Auswaschung auch Grundwasserschutz gegen Kontamination. Da die Schutzmaßnahmen (z.B. Aussaat einer Zwischenfrucht) rechtzeitig vor Auftreten des Schutzbedarfes einzuleiten sind, ist die Kenntnis der jetzt (zumindest in Baden-Württemberg) von Agrikulturchemikern eifrig ermittelten herbstlichen  $N_{\min}$ -Vorräte allenfalls für administrative Sanktionen in Wasserschutzgebieten von Belang; für die Prävention kommt sie zu spät. Zu untersuchen wäre vielmehr das N-Verhaltensmuster typischer Böden mit dem Ziele, diese Vorräte spätsommers aus seitherigem Wuchs und Wetter sowie N-Umsatz-Kenngrößen ähnlich prognostizieren zu können wie die Speicherung künftiger Niederschläge aus bodenhydrologischen.

### 1.2.3 Musterbildung in Pedotopen

In den Gültigkeitsbereichen der diagnostischen Merkmale von Bodentypen usw., die die kleinsten Einheiten in Bodenkarten darstellen (Pedotope), können akzessorische Merkmale beträchtlich variieren (im Beispielsfalle im Areal der LÖB-Parabraunerde die  $N_t$ -Gehalte der  $A_p$ -Horizonte zwischen 1 und 1,4 % mit einer Periode von 40 m, vgl. Helfesrieder et al., 1987). Die geostatistische Auswertung solcher Befunde - mit der sich bes. unser Fachgebiet Bodenphysik beschäftigt - ist eine Grundlage für die kausale Deutung (anthropo-, bio-, atmo- oder lithogen?). Aber schon bevor entsprechende Erkenntnisse vorliegen, ziehen Bodenkundler praktischen Nutzen aus solchen Befunden, indem sie daraus die Mindestanforderungen an die

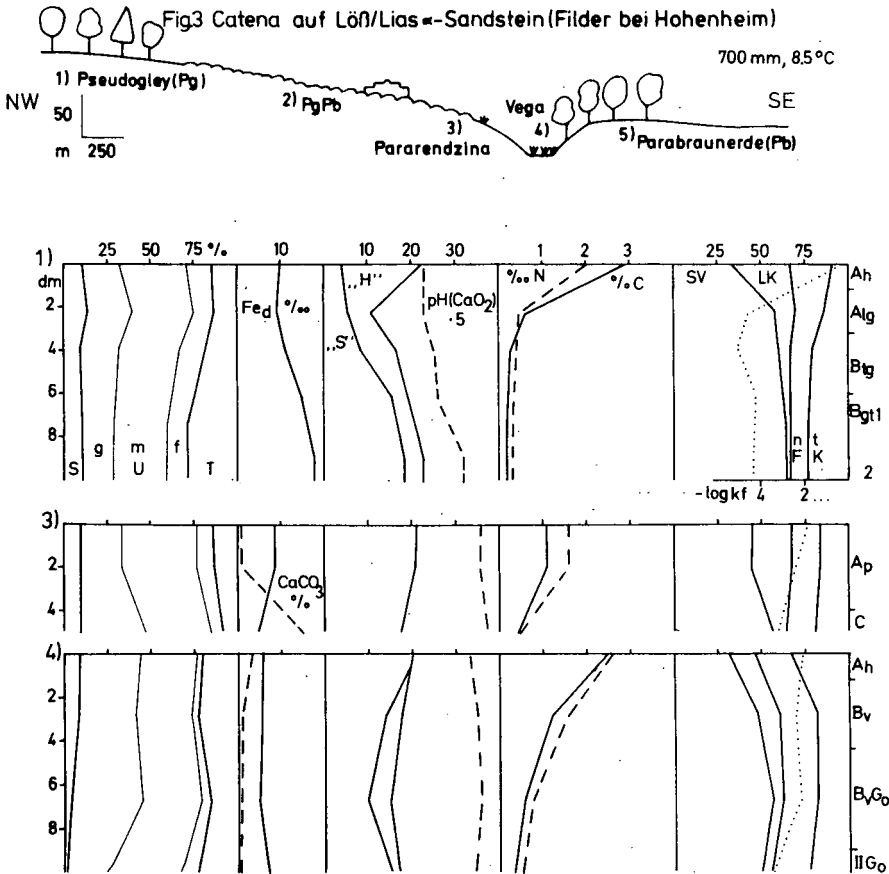
Stichproben zur Charakterisierung von Bodeneinheiten herleiten, was bes. bei labilen Merkmalen für die Unterscheidung von Bau- und Verhaltensmustern wichtig ist (s. 1.2.1 und 1.2.2). Inwieweit Pflanzenbauer innerhalb bisher einheitlich bewirtschafteter Flächen nicht nur auf Unterschiede zwischen, sondern auch in Pedotopen durch Adaptation und/oder Melioration reagieren werden bzw. können, bleibt abzuwarten.

### 1.3 Musterbildung in einem Plateau-Boden

Für diesen Boden ist eine konkretionäre "Marmorierung" im Ober- und eine fleckig-streifige im Unterboden charakteristisch. Im Zusammenhang mit den in Fig.3 (Profil 1) dargestellten Daten ist daraus zu schließen, daß in diesem Pedon - infolge geringeren Abflusses - die in 1.2.1 beschriebenen Prozesse verstärkt abliefen und daher die in 1.2.2 erläuterten Feuchteänderungen um so viel stärker waren, daß in Naßphasen Fe und Mn reduktiv mobilisiert, umgelagert und in Trockenphasen wieder oxydativ immobilisiert, also die Fe, Mn-Oxide lateral ungleichmäßig verteilt wurden und mit ihnen sorbierte Nährstoffe (z.B. P und Mo, Bedeutung s. 1.1). Daraus ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß in grundwasserfern vernäbten Böden Translokationen lateral in statt vertikal mit dem Bodenwasser erfolgen.

Nutzen daraus zogen zunächst wiederum Bodenkundler durch Wahl diagnostischer Horizonte für den Bodentyp Pseudogley (von dessen "Entdecker" G.A. Krauß mit "g" indiziert, als A<sub>g</sub> und B<sub>g</sub> auch international üblich, in der BRD-Bodenkartierung jedoch S<sub>w</sub> und S<sub>d</sub>). Dem Baumuster "Marmorierung" entspricht weitgehend das Verhaltensmuster "Wechselnässe" (vgl. Uzunoglu, 1973), also temporärer O<sub>2</sub>-Mangel, und dieser hemmt den Wurzelwuchs schon über dem dichten Unterboden und bewirkt nicht nur die Nutzung von Fe, Mn-Oxiden, sondern vorher schon von Nitrat als O-Quelle für die Umwandlung organischer Stoffe (also eine Denitrifikation), mit welchen Reaktionen sich bes. unser Fachgebiet Bodenchemie beschäftigt/e (vgl. Munch u. Ottow, 1987).

Nutzen ziehen sodann die Kulturtechniker, wenn sie bei Meliorationen auf Ursachen statt Symptome zielen, also das Wasservertei-



lungsmuster durch Tieflockern verbessern und nicht nur die - arbeitstechnisch hinderliche - Frühjahrsvernässung durch - das sommerliche Wasserangebot verknappende - Drainage mindern (kurz: Stauwasser- nicht wie Grundwasserböden behandeln), und/oder die Pflanzenbauer, wenn sie das Anbauverhältnis (bes. Winterung mit geringem O<sub>2</sub>-Bedarf und hoher Wurzelaktivität), im Extrem die Kulturartenverteilung (bes. ganzjährig transpirierende Weide oder Forst) der Wechsellasse anpassen.

Da die Sickerung (und mithin die Grundwasserspense, vgl. Blume et al., l.c.) unabhängig von der Kulturart gering ist, muß Bodenschutz hier mehr um die Akkumulation von Schadstoffen (z.B. von Pestiziden, deren Mineralisierung überdies verzögert wäre) besorgt sein als um die Auswaschung, könnten also die  $N_{\min}$ -Höchstmengen (vgl. 1.2.2) zumindest dann heraufgesetzt werden, wenn diese auf Frucht- statt auf Konzentrations-Begrenzung zielten (was jedoch den bisherigen Verlautbarungen des hier zuständigen Ministeriums nicht zu entnehmen ist). Inwieweit dies zu Lasten der Luftkontamination mit  $NO_x$  ginge, bleibt zu untersuchen.

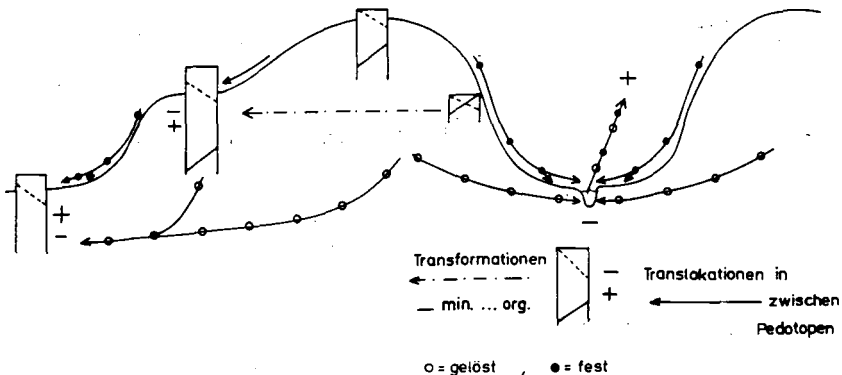
#### 1.4 Musterbildung in Pedochoren

Den bisher beschriebenen Pedotopen ist gemeinsam, daß sie aus einer durch Gesteinsinhalt und Form - mit dem Relief als Obergrenze - charakterisierten geomorphen Einheit (hier Lößdecke über dem zertalten Lias-Sandstein) hervorgingen. Die anderen zu einer Bodengruppe (Pedochore) gehörenden Pedotope sind großmaßstäbigen Bodenkarten zu entnehmen (s. Bodenkarte der Filder in Bleich et al., 1987, S. 233, auf der aber bereits nach profilsystematischen Kategorien gebündelt wurde, z.B. Subvarietäten zu Varietäten usw.). Wie Pedotope durch die Horizontfolge in einer Grube (dem Profil) sind Pedochoren durch die Profilfolge an einem Hang (der Catena) zu charakterisieren, wie in Fig.3 - unter weiterer Vereinfachung - für einen Ausschnitt aus der o.a. Karte geschehen. Aus den dargestellten Daten (sowie denen für Profil 5 in Fig.1) ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß die vom Hangschulter- zum Plateauboden verstärkten Effekte der in 1.2 und 1.3 beschriebenen Prozesse zum Hang-Boden (Profil 3) - infolge dort höheren Abflusses - vermindert sind, die Böden 3-5-1 also in eine Transformationsreihe gebracht werden können (wie Horizonte C-B-A). Im Senken-Boden (Profil 4) mit verbrauntem und verlehmttem Unterboden ( $B_v$ ) über dem Kapillarsaum des Grundwassers ( $G_0$ ) fehlen solche Effekte; sein Material entspricht - außer geringeren Gehalten an Eisenoxiden ( $Fe_d$ ) und etwas höheren an Kalk und Austausch-"Basen" ("S"-Wert) - etwa dem der Hügel-Oberböden. Er wurde offenbar dort mit festen Stoffen infolge Erosion (worauf auch die ihn säumenden, hier nicht dargestellten Kolluvien deuten) und weniger mit gelösten infolge Auswaschung beliefert, ist also mit den Hügelböden durch Translokationen verbunden (wie  $B_t$ - mit  $A_1$ -Horizonten),

gibt aber die Lösungsfracht z.T. an die Vorfluter weiter (wie B-Horizonte an das Grundwasser).

Nutzen aus einem einheitlichen Konzept der Musterbildung (s. Fig.4, vgl. Schlichting, 1986 c) könnten zunächst Bodenkundler ziehen, indem sie aus der Vielzahl von Profilen einer Pedochore diejenigen als "diagnostisch" auswählten, die letztere Genese am besten reflektieren (vgl. 1.1), nämlich die schwächst sowie die stärkst entwickelten Hügel- und die stärkst entwickelten Senkenböden (im Beispielsfalle also die in Fig. 3 dargestellten), und typische Kombinationen diagnostischer Profile für die Klassifikation von Catenen (vgl. 1.2.1). Daß die mit der Profilklassifikation befaßten Arbeitsgruppen diesen Schritt bisher nicht taten, ist um so erstaunlicher, als erstere primär der Erstellung von Bodenkarten dienen soll, in diesen aber fast immer Pedotope gebündelt werden müssen. Das geschieht nicht nur in profilsystematischen Kategorien, sondern auch durch Unterschlagen zugunsten der vorherrschenden (meist Hochflächen-)Böden, also unter beträchtlichem Informationsverlust (vgl. 1.1). Da in Baden- Württemberg die bodenkundliche Landesaufnahme noch im Initialstadium ist, könnten hier solche Fehler durch Orientierung an vorhandenen Pedochoren-Karten (s. Bleich u. Schlichting, 1979) vermieden werden.

Fig.4 Musterbildung in Profilen und Catenen



Nutzen aus einer stärkeren Hinwendung bodenkundlicher Forschung von Pedotopen (Standorten) zu Pedochoren (Landschaften) sowie letzterer Darstellung in Bodenkarten (mit aus Höhengschichtlinien ersichtlichen Transportscheiden) könnten außer Pflanzenbauern auch Landschaftspfleger und -planer ziehen, indem sie aus dem Bodenmuster auf die Notwendigkeit und Möglichkeiten der Minimierung ungünstiger Translokationen in und aus Pedochoren schließen. Diese könnte nicht nur durch eine Stabilisierung bzw. Immobilisierung der fraglichen Bodenstoffe, sondern auch durch Verschieben des Verhältnisses von Abfluß:Sickerung:Verdunstung zugunsten des jeweils folgenden geschehen, und das läßt sich außer über das Anbauverhältnis (s. 1.2.2 und 1.3) bes. wirksam über die Kulturartenverteilung erreichen (im Beispielsfalle außer Ersatz der Hackfrüchte durch andere Früchte auf den Hangschulter- auch der Äcker durch Grünland oder Forst auf den Hang- und Senkenböden). Dem Primat der Adaptation gegenüber der Melioration (wieder Geltung) zu verschaffen, kann den Meliorationsaufwand auch indirekt senken (wenn z.B. Zufluß O<sub>2</sub>-Mangel und damit einen Bedarf an Drainage bewirkte, die wiederum durch Nährstoffabfuhr den Düngbedarf erhöhte). Wo bzw. wenn der Bedarf gedeckt wird und die Ressourcen gefährdet sind, ist Umsteuern von Produktionsförderung auf Translokationshemmung auch durch Melioration i.w.S. geboten. Wenn die nötige und jetzt mögliche Revision der Flurbereinigung (die alte förderte auch im Beispielsgebiet - unter den Augen einer Agrarfakultät! - eher die Transporte) unter Flächenumwidmung sich aber nicht im Verteilen von "Biotop-Pflästerchen" erschöpfen, sondern den Landschafts-Stoff- und Energiehaushalt regulieren soll, muß sie sich auf Kenntnis und Verständnis der betreffenden Pedochoren gründen.

Entsprechendes gilt für den Bodenschutz; denn vor Zerstörung als Naturkörper durch Nutzung sind bes. die seltenen Pedotope zu bewahren (und für sie wären Rote Listen anzulegen, weil sie die Basis solcher für seltene Pflanzen sind) und als Produktionsstätten für Nahrung und Rohstoffe durch Umwandlung in Baugrund die produktiven (wofür es wiederum im Beispielsgebiet viele Negativbeispiele gibt, s. Neumann, 1978). Inwieweit Schutz von Böden vor Erosion oder Auswaschung nicht nur ihrer Produktionsfunktion wegen geboten ist, das hängt auch vom Verbleib der Frachten ab (im Beispielsgebiet ist die Aue nicht breit genug, als daß Sedimentation den Eintrag in den Bach verhindern könnte, und sind ihre Böden

wohl nicht "stickig" genug für eine effektive Denitrifikation, vgl. 1.3). Der Schutzbedarf eines gegebenen Bodens wird dann von seiner Vergesellschaftung mit anderen bestimmt, und die Belastungs-Höchstwerte müßten im Mittel für die Einzugsgebiete der eigentlich zu schützenden Produkte gelten (die aber bei Grundwasser viel einfacher abzugrenzen wären als bei Nahrung), in urbanisierten Gebieten allerdings auch durch andere Ver- und Entsorgungsfunktionen der Böden (da Sickerung bei hohem Grundwasserbedarf und Sorbenten-Eintrag bei starker Gewässerkontamination günstig sein kann, s. Peinemann, 1975).

## 2. Musterbildung in Pedochoren unterschiedlicher geomorpher Einheiten

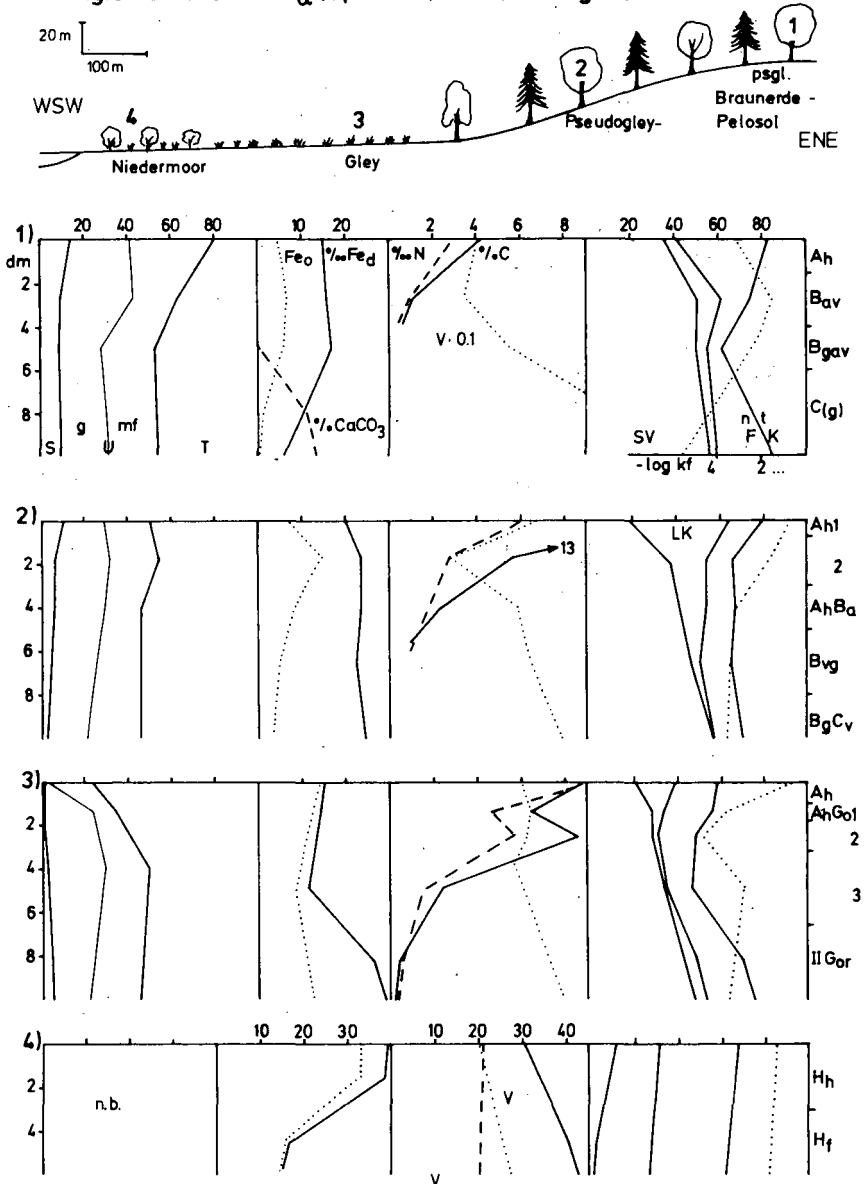
Da in der Öffentlichkeit der Eindruck verbreitet ist bzw. wird, nur die Lößfluren seien landschaftsökologische Problemgebiete, ist an zwei Beispielen bei anderen Gesteinen ( $\neq$  geolog. Formationen!) und Reliefbedingungen unter gemäßigt-humidem Klima die Variation der Musterbildung sowie der zweckmäßigen Reaktionen zu skizzieren.

### 2.1 Pedochore auf Tongestein im Albvorland

Die in Fig. 5 dargestellten Daten erlauben den Schluß, daß dieses dichte, in manchen Straten kalkfreie Gestein im Hügelbereich nur mäßig tief und intensiv durch Entkalkung im Vernaiming verändert wurde (keine Indizien für Verlehmung und Lessivierung) und dem Unterhang- bis Senkenbereich Stoffe mehr durch Ab- und Zuzug in oder Ab- und Zufluß auf den Böden zugeführt wurden (s. Gehalte an Fe, bes. dem "mobilen"  $Fe_0$  und Ton) als über Sickerung zum und Kapillarhub vom Grundwasser (s. fehlende Kalk-Gehalte und aus V ersichtliche geringe Basensättigung). Infolgedessen sind bereits die Hang-Oberböden "stickig" und daher humusreich, mehr noch die Senkenböden mit Torf-Horizonten (H). Verständlich wird diese oberflächige Umlagerung angesichts der geringen vertikalen Permeabilität der Unterböden (bes. der noch geschichteten mit geringem  $k_f$  trotz höheren Anteils an Poren  $> 30 \mu m$ ). Aber ohne zeitweiliges Austrocknen der Oberböden entstände im Senkenboden über dem Reduktions- ( $G_r$ ) kein Oxydationshorizont ( $G_0$ ), beide diagnostisch für den "Gley", und im Hügelbereich kein B-Horizont mit Absonde-



Fig.5 Catena auf  $b_{\alpha}$  (Opalinus)-Ton (Geisingen)

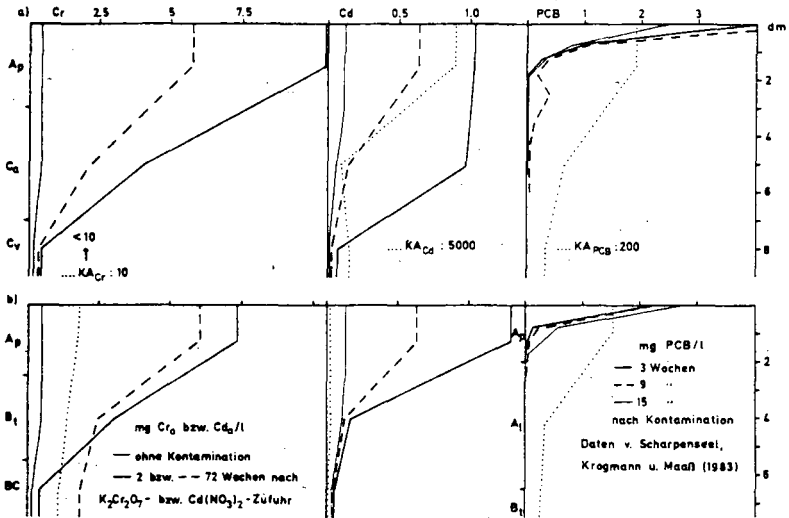


rungsgefüge (durch a indiziert), der diagnostisch ist für den Bodentyp "Pelosol" (in der BRD-Bodenkartierung jedoch P-Horizont, international nicht üblich). Wechsel von Vernässen und Austrocknen bedeutet hier also Quellen und Schrumpfen nicht nur durch Land-Heben und -Senken, sondern auch durch RiB-Schließen und -Öffnen, was den Mangel an Luft bzw. Wasser verstärkt (Haftnässe und RiB-dürre) und die Wasserleitfähigkeit senkt bzw. erhöht (vgl. Gaese, 1979). Das führt zu der Erkenntnis, daß hier der Wechsel nicht (nur) in der Bereitstellung von Transportgütern oder -mitteln, sondern (auch) in der Öffnung der Transportwege die Translokationen bestimmt.

Diese Beziehung zwischen Bau- und Verhaltensmuster würde in die Charakterisierung der Catena durch Braunerde- und Pseudogley-Pelosol sowie Niedermoor eingehen. Für die Anbauplanung kann der Schluß gezogen werden, daß Ackernutzung die Wechselfeuchte im Hügelbereich noch verstärkte (also schon der Bearbeitungsprobleme wegen unzweckmäßig wäre) und ebenso die Vernässung der Senke. Da selbst Forst diese nicht verhindern konnte, würde intensivere Weidenutzung Meliorationen durch direktes Ableiten des Hangzugwassers in den Weiher erfordern.

Für den Bodenschutz ist zu schließen, daß bei Ackernutzung das Risiko verstärkter Erosion größer wäre als das einer Grundwasserkontamination. Das gilt aber nicht für alle Pelosol-Landschaften: Je reicher die Böden an quell-/schrumpffähigem Ton und je wechselfeuchter das Klima, desto weniger werden Starkregen nach Dürre erosiv wirken, desto häufiger wird Wasser vielmehr bis zum schichtigen Unterboden sickern und auf diesem unter Mitnahme von Schadstoffen seitlich fließen. Die aus den Daten in Fig.6 ersichtliche größere Tiefenwirkung von Kontaminationen eines Pelosols ist nur bei Cr durch geringere Adsorption erklärbar, bei Cd und PCB nicht. Aus Sorptions- und den üblicherweise an gequollenen Proben ermittelten Porungs- und Wasserleitfähigkeits-Daten ist also nicht auf die Belastbarkeit solcher Böden zu schließen, auch nicht aus Säulen- oder Gewächshaus-Versuchen mit sorgsam feuchtgehaltenen Böden. Erforderlich sind vielmehr das Verhaltensmuster von Böden berücksichtigende Experimente bzw. dieses charakterisierende Meßgrößen und Modelle, die von Bodenphysikern bisher jedoch kaum entwickelt wurden.

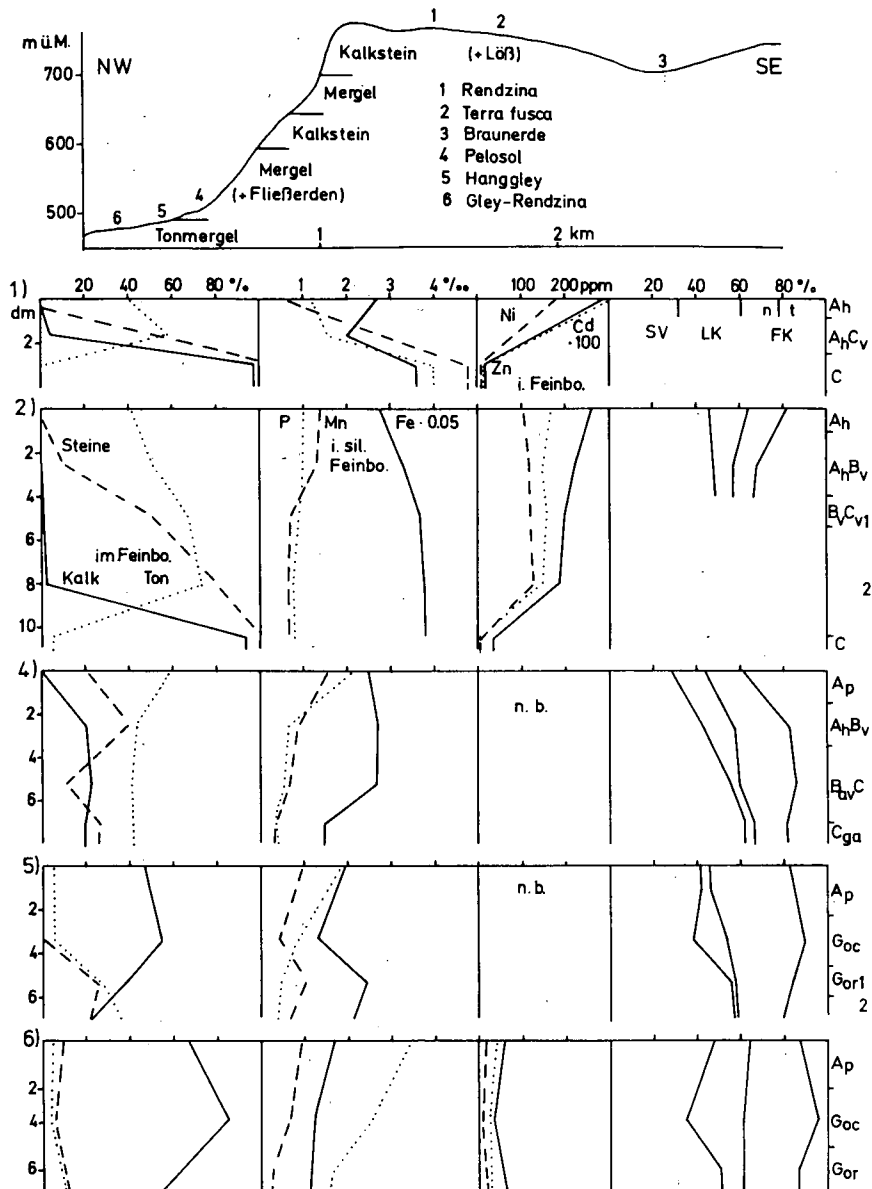
Fig.6 Schadstoffverteilung in a) Pelosol und b) Parabraunerde



## 2.2 Pedochoren auf Kalk- und Mergelgestein der Alb

Die Böden der Schichtfläche (s. Fig.7, Profile 1 und 2) wurden durch eine  $\pm$  weitgehende Entkalkung unter "Eindicken" (Residualakkumulation) von Ton geprägt und dieses durch eine Lößdecke überprägt. Letztere geriet dann z. gr. T. durch erosive Umlagerung in das Tal, dort aber nicht unter Grundwassereinfluß (wie aus der Bezeichnung "Braunerde" hervorgeht, Daten nicht dargestellt). Am Schichtstufenfuß (Profile 4-6) ist Gegenteiliges festzustellen: Aufkalkung (durch c indiziert) unter "Verdünnung" der (talwärts ohnehin abnehmenden) Tongehalte, Steingehalte ab- und Grundwassereinfluß zunehmend. Verbunden durch die Translokation mit dem Karstwasser (Trockentäler auf der Hochfläche, Überlaufquellen am Hang) überwog also von der Transformation  $\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$  auf der Alb die Hin- und am Trauf die Rückreaktion (auf ersterer keine aufgekalkten, an letzterem keine entkalkten Böden, s. Karten in Bleich et al., l.c., S. 213 und 222). Durch Kalkfällung bedingte Lockerheit des Gefüges und Gefälle bewirken

Fig.7 Catenen auf Albhochfläche und am Albtrauf (Lindenhöfe), 850-880mm, 8-67°C



einen schnellen Fluß des (daher O<sub>2</sub>-reichen) Wassers und eine gute Oberbodendurchlüftung, mithin einen zügigen Humus-Umsatz (s. dagegen 2.1). An der Umlagerung nahmen in geringem Maße P (sowie Mg), kaum Mn (sowie K) und nicht Fe teil (s. auf sil. Feinboden bezogene Daten). Letzteres sowie andere Schwermetalle werden vielmehr wie Ton auf der Alb an- und am Trauf abgereichert (s. auf Feinboden bezogene Daten). Aus diesem Sachverhalt ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß Pedochoren durch Translokationen miteinander verbunden sein können, hier von gelösten weit stärker als von festen Stoffen. Letztere waren unter Eisrand-(Periglazial-)Bedingungen stärker (s. Fließerden), als auch Kryoturbation und Kryoklastik die Böden von Alb bzw. Trauf prägten. Brodelböden und Frostschutt sind also Relikte (Terra fusca und Kalk-Hanggley dagegen nicht!).

Nutzen daraus könnten Bodenkundler ziehen, indem sie Pedochoren nach ihrer Verknüpfung durch rezente und relikte Translokationen und nach ihrer Ähnlichkeit in relikten Merkmalen weiter zu solchen höherer Ordnung bündelten. Da beide das Baumuster bestimmen, aber nur aus rezenten auf das Verhaltensmuster zu schließen ist, sind letztere für die Anbauplanung belangreicher. Diese Translokationen sind aber auf der humiden und verkarsteten Alb mit oft flachgründigen Böden auch durch weitgehende Aufforstung kaum zu mindern. Auch im Gegensatz zu anderen Landschaften weist das Bodenmuster hier dem Ackerbau die Senken zu (wobei am Trauf Ca-Hydrogencarbonat-tolerante bzw. P- und Fe-effiziente Pflanzenarten bzw. -sorten zu wählen sind).

Für den Bodenschutz ist von Belang, daß hier das Risiko einer Erosion weit geringer ist als das einer Grundwasserkontamination (mit einer über die Abfluß- hinausgreifenden Sicker-Wasserscheide). Das gilt selbst für tiefgründige Terra fusca infolge stärker ausgeprägten Absonderungsgefüges in einem tonigen B<sub>av</sub>-Horizont (vgl. 2.1), andererseits aber um so weniger, je schwächer die Karstwasserleitung entwickelt oder je stärker sie durch Löß versiegelt wurde, also durchaus nicht gleichermaßen für alle "Kalk-Landschaften". Aus der Residualakkumulation von Schwermetallen (bes. Zn und Cd, deren Gehalte selbst in Wald- die Höchstwerte für Ackerböden erreichen) ist zu schließen, daß sie in seit Jahrtausenden stabilen Bindungen vorliegen. Daß diese geogenen und (z.B. durch Klärschlamm-Beseitigung) anthropogen erhöhten Gehalte ökologisch in-

kommensurable Größen sind, sollte leicht einsehbar sein (s. aber 1.2.1).

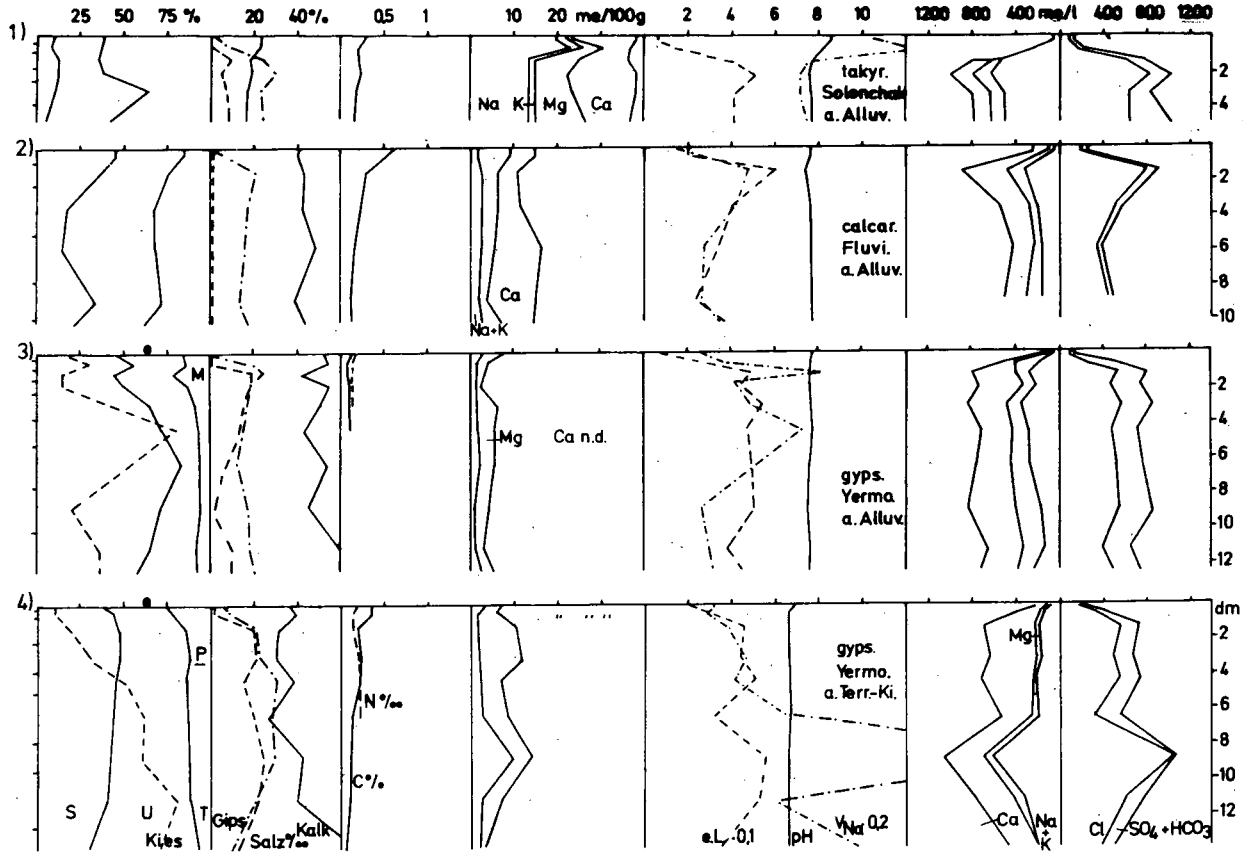
### 3. Musterbildung in Pedochoren unterschiedlicher Klimate

Da selbst unter Pflanzenkundlern und -bauern die Auffassung verbreitet ist, das jeweilige Klima prägte die Böden so stark, daß durch dessen Angabe alle Standorts- und Landschaftsmerkmale erfaßt und allenfalls durch "absonderliches" Gestein (z.B. vulkanische Aschen) etwas variiert würden (welcher Vorstellung allerdings die Lehre von den intra-, a- und klimazonalen Böden und nur letzterer Darstellung in generalisierten Bodenkarten Vorschub leistete), sind an je zwei Beispielen die Musterbildung unter recht verschiedenen Klimaten und ihre Variation zu skizzieren.

#### 3.1 Pedochoren unter subtropisch-aridem Klima

In einer Terrassenlandschaft in Israel wurden tertiär gefaltete Mergel quartär gehoben und zertalt, so daß die Wadis von tonig-lehmigen Überschwemmungsflächen und zur Höhe älteren lehmig-kiesigen Terrassen begleitet werden. Die für 4 Profile in dieser Reihe dargestellten Daten in Fig. 8 (s. Schlichting, 1987) erlauben folgende Aussagen: Mit zunehmendem Alter steigt die Verlehmung kaum und die Entkalkung nicht; vielmehr nehmen die Gehalte an Kalk, deutlicher noch an Gips sowie an Salzen zu (Ca+Mg rel. stärker als K+Na, daher die elektr. Leitf. weniger deutlich). In den Profilen ist Kalk rel. gleichmäßig verteilt, liegen aber die Salz- (bzw. K+Na-) eher unter als über den Gips-Maxima (im ältesten Profil zwei Gips- unter Kalk-Maxima). Wüstenlack-Steinflaster (• auf den Abszissen) tritt nur in den Profilen 3 und 4 und Palygorskit (P) statt Montmorillonit (M) nur im ältesten (salzreichsten) auf. - Daraus ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß die graue Farbe dieser Böden (bzw. die Humusarmut) weit weniger belangreich ist als die Tatsache, daß "Bodenalterung" hier Akkumulation luftbürtiger (atmogener) Salze und Stäube bedeutet, die derzeit nur flach eingewaschen werden (so daß das tiefere Maximum im Profil 4 als Reliktmerkmal aus einer feuchteren Phase anzusehen ist). Translokationen erfolgen in dieser Catena z. gr. T. äolisch (mit den Tälern als Transportscheiden, vgl. Dan u. Yaalon, 1968) und beschränken sich bei Wasser auf episodischen Abfluß mit rel. gerin-

Fig. 8 Böden der Negev-Wüste ( $50 \pm 30 - 30 \pm 20$  mm)



ger Erosion der durch das Wüstenpflaster anstelle einer Vegetationsdecke geschützten Böden bzw. entsalzend wirkenden Zufluß zu den lehmigen Böden mit rel. hoher nFK und entsprechend weniger lückiger Vegetation.

Adaptation bedeutet hier die "Kulturart" Hutung und Bodenschutz Vermeidung von Überweiden. Ackernutzung durch Wahl an Dürre- und Salzstreß noch besser adaptierter Pflanzen wäre kaum möglich, deren Unterstützung durch Melioration also nötig, wenn der Bevölkerungsdruck diese erzwänge. Das hohe Angebot an den in Jahrtausenden akkumulierten Salzen wäre in diesen permeablen Böden durch einmalig hohe Wasserzufuhr zu beseitigen, die Aufstockung des knappen Wasserangebotes erforderte aber permanent große Massentransporte. Um das Verhältnis Transpiration:Evaporation und damit die Biomasseproduktion zu maximieren, wäre hier also (im Gegensatz zur in 1.4 beschriebenen Landschaft) der Ab- bzw. Zufluß von großen Einzugsgebieten bzw. zu kleinen Speicherflächen zu fördern (wie in Inneren Deltas bzw. bei der davon abgeleiteten Sturzflutbewässerung).

In anderen Gebieten mit derzeit subtropisch-aridem Klima (z.B. in Zentral-Australien, auf Darstellung der Daten mußte verzichtet werden) sind Reliktmerkmale aus längeren Warmfeuchtphasen im Tertiär weit stärker ausgeprägt: Geringe K- und P-Reserven, LK und nFK sowie KAK infolge starker Verwitterung (hier allerdings von Silikatgestein) unter Schluffeliminierung und intensiver Verlehmung mit hohem Kaolinit-Anteil. - Diese Kombination mit den o.a. rezenten Merkmalen bedingt zusätzliche Probleme in der Versorgung der Pflanzen nicht (nur) mit Wasser, sondern (auch) mit N (Bindung limitiert durch P- und Mo-Mangel), P, K und einigen Spurenelementen. Das begrenzt das Produktionspotential solcher Gebiete noch mehr, erklärt deren auffällig geringe Bevölkerungsdichte und erfordert ggf. Berücksichtigung zusätzlicher Adaptationskriterien und Meliorationsmaßnahmen.

### 3.2 Pedochoren unter tropisch-humidem Klima

In einer Rumpftreppenlandschaft in Brasilien wurden Metamorphitmassen frühmesozoisch gehoben und peneplainiert, spätmesozoisch erneut gehoben und durch rückschreitende Erosion in ein System von

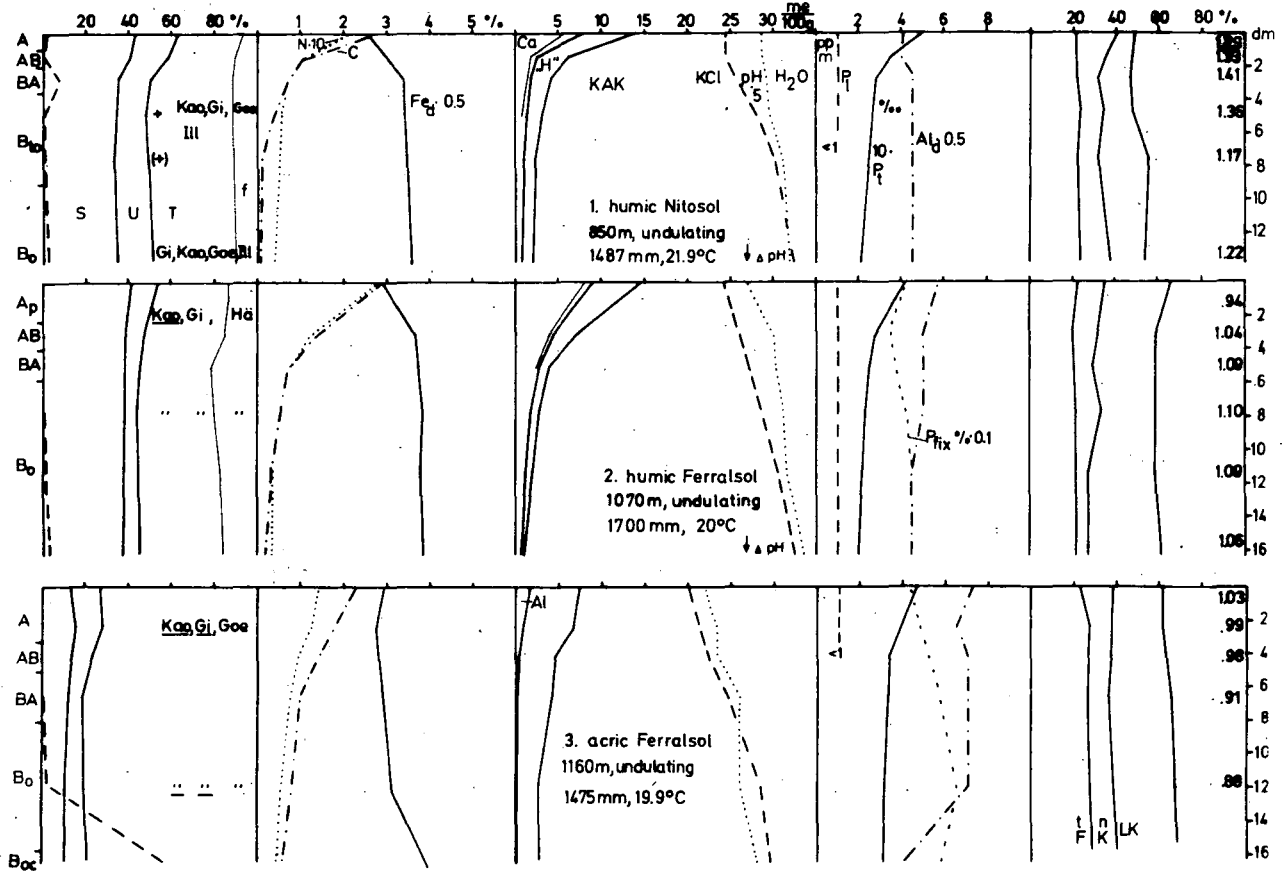


pleistozänen bis tertiären Rumpfflächen gegliedert. Die für drei Profile in dieser Reihe dargestellten Daten in Fig.9 (s. NN, 1986) erlauben folgende Aussagen: Mit zunehmendem Alter steigen Verwitterung unter Schluffeliminierung, Verbraunung bzw. Rubefizierung (Maximum schon früh erreicht, s.  $Fe_d$ -Gehalte) und Verlehmung (bei früher Kaolinit-Dominanz) unter Illit-Verlust und Gibbsite-Gewinn (s.  $Al_d$ -Gehalte) mit der Folge abnehmender Sorption von und Vorräten an "Basen" zugunsten von Austausch-Al sowie zunehmender Sorption von Anionen (bes. im humusarmen und oxidreichen  $B_0$ , s.  $\Delta pH$ ), die wohl auch die weitere P-Verarmung bremste. Im selben Maße nimmt die Tonverlagerung ab (+ = Tonhäute) und bildet sich ein lockeres, griesiges Gefüge. - Daraus ist die Erkenntnis zu gewinnen, daß die rote Farbe dieser Böden (bzw. der Hämatitgehalt) weit weniger belangreich ist als die Tatsache, daß "Bodenalterung" hier Verlust an lithogenen "Basen", z.T. auch an Si, aber weit weniger an Fe und Al (Ferrallitisierung genannte Residualakkumulation durch Desilifizierung), und nahezu vollständige Transformation lithogener in pedogene (bodenbürtige) Minerale bedeutet. Umgelagert wird auf den älteren Landoberflächen bes. durch Auswaschung, begünstigt durch das grobporige Gefüge und bei Kationen durch die geringe KAK (ob dies in tieferen Horizonten oder Profilen nur der Entbasung und Desilifizierung entgegenwirkt oder diese gar umkehrt, ist unklar), durch Abfluß mehr an Treppenstufen, und auf den jüngeren ist erstere Translokation schwächer und letztere stärker.

Auf die schon früh festgestellte Trophie-Überlegenheit der tiefer gegenüber den höher gelegenen Böden reagierten Pflanzenbauer durch die Kulturartenverteilung: Acker (unter Verstärkung der Erosion!) gegenüber Extensivweide bzw. Buschwald (Cerrado). Aus der Kenntnis des Merkmalsverteilungsmusters konnten sie Nutzen für die Melioration letzterer Böden durch eine - bei Kombination mit der Wahl Altoleranter und P-effizienter Pflanzen nur mäßige Massentransporte erfordernde (vgl. 3.1) - Kalkung und P-Düngung ziehen, so daß die Kulturartenverteilung nun den Gefüge-Unterschieden entsprechen kann und zur Umkehr tendiert (unter Verminderung des Erosionsrisikos!). Diese Entwicklung entsprach dem Bevölkerungsdruck, aber das Anbauverhältnis wird zunehmend ökonomisch bestimmt.

In anderen Gebieten unter tropisch-humidem Klima (z.B. in Ruanda,

Fig. 9 Böden im Cerrado-Gebiet, Brasilien



auf Darstellung der Daten mußte verzichtet werden; vgl. Schlichting, 1986 b) ist die beschriebene "Bodenalterung" dank stärkerer Relieferung durch tektonische Aktivität im Quartär weit weniger fortgeschritten, sei es nur infolge Begünstigung des Abflusses gegenüber der Sickerung, sei es auch infolge Bodenverjüngung durch Erosion. - Hier kann einer rel. großen Bevölkerungsdichte durch Kombination von  $\pm$  adaptierten Nahrungspflanzen mit Nährstoffe pumpenden Bäumen (früher in einer "Fruchtfolge" = shifting cultivation, zunehmend in einem besonderen Anbauverhältnis = alley cropping) entsprochen werden, sofern Bodenschutz gegen Verarmung erfolgt durch weitgehende Nährstoffrückfuhr und gegen Erosion durch teilweisen Verzicht auf Biomasseverzehr. Dieser muß bei zunehmendem Bevölkerungsdruck aber durch Ertragssteigerung, also durch Melioration ausgeglichen werden (s.o.).

#### 4. Fazit

##### 4.1 Im Speziellen

Die Pedosphäre ist heterogen, dies aber in Raum und Zeit regelhaft, da an gegebenen Orten bei bestimmten Konstellationen von Faktoren (Gestein, Relief, Klima, Zeit) bestimmte Prozesse (Transformationen und -lokationen) ablaufen, die bestimmte Merkmale (Stoffbestand, Gefüge) prägen, die einen bestimmten Organismenbesatz bewirken, der wiederum mit dem Wetter die Prozesse beeinflusst. Gerichteter und wechselnder Eingriff der Umweltkräfte verursacht bestimmte Bau- und Verhaltensmuster in Pedotopen, die deren Standortseigenschaften bestimmen (standortkundlicher Aspekt). Wie Gestein und Relief in geomorphen Einheiten, sind Pedotope in Pedochoren kombiniert, und diese Folge und Ursache des Landschafts-, Stoff- und Energiehaushaltes (landschaftsökologischer Aspekt). Da Klimate meist größerflächig einheitlich sind als der Gesteinsmantel der Erde, bestehen Gemeinsamkeiten in rezenten Merkmalen über solche Pedochoren hinaus. Da andererseits Klimate sich ändern, treten in Pedotopen (und -choren) auch relikte Merkmale aus vergangenen Umweltepochen auf. Wer die Regeln der Musterbildung und die Zeichen der Zeit versteht, kann über untersuchte Einzelfälle hinaus räumlich extrapolieren und aus dem Verständnis der Vergangenheit (also der Bodengese) die Zukunft (also die "Bodenökologie") vorhersagen - wie Janus, der mithin als "Gott der Bodenkunde" angesehen werden kann.

Diesem Dualismus entspricht das Wesen der Bodenkunde als ökologische Geowissenschaft, aber auch ihre Bedeutung für die Bodennutzung (vgl. Schlichting, 1962). Meliorationen verschiedener Art sind als Eingriffe in bodenbildende Prozesse Teil der Bodengenese, und Adaptation durch Kulturartenverteilung, Anbauverhältnis und Sortenwahl ist Anpassung an den Bodenstoffwechsel. Mithin erfordert auch der Schutz von Böden vor Nutzungsfehlern sowie (Zer-)Störung die Kenntnis des Bau- und Verhaltensmusters in Pedotopen und Pedochoren, in letzteren besonders, weil Bodennutzung mehr denn bisher als Teil der Landschaftsnutzung begriffen werden muß.

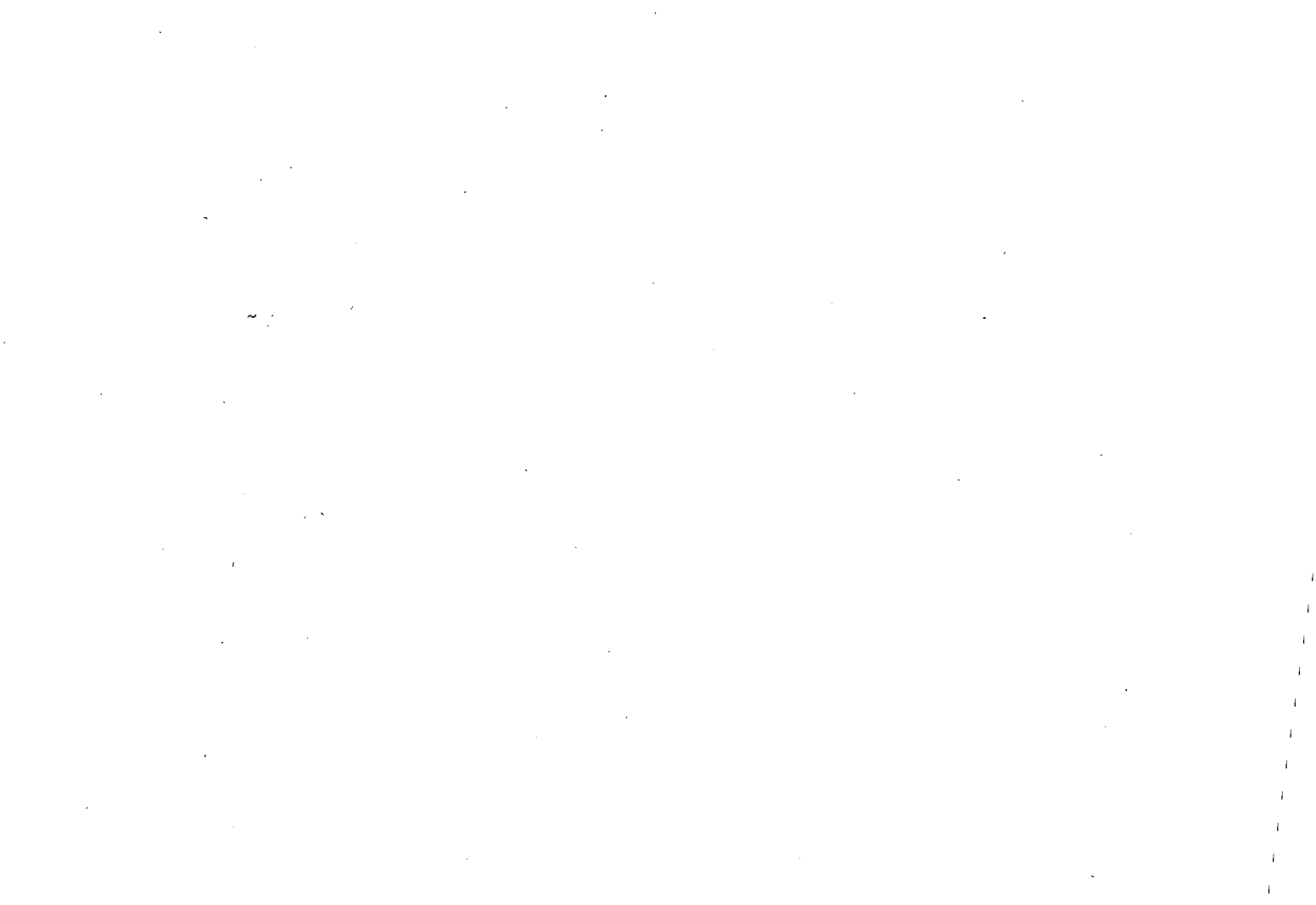
#### 4.2 Im Allgemeinen

In den Vortragstitel wurde - mit Bedacht - noch ein anderer Dualismus aufgenommen, nämlich der zwischen Erkenntnis und Nutzung, den man auch etwas provokativ als solchen zwischen Elfenbeinturm und Schlagzeilen formulieren kann. Als Staatsbürger dürfen und wollen wir nicht im Elfenbeinturm sitzen, als Wissenschaftler aber auch nicht in die Schlagzeilen kommen. Freuen wir uns über die Nutzung unserer Erkenntnisse, seien wir aber betrübt, wenn bzw. daß unsere Disziplin Publizität nur im Sinne von "publicity" wegen dieser Nutzung bekäme bzw. bekommt! Seien wir befriedigt und besorgt zugleich über die materielle Förderung der Bodenkunde durch Bewilligung neuer Stellen und Mittel für große Untersuchungsreihen, kommen sie doch einerseits unserer Disziplin insgesamt zugute, sind sie aber andererseits primär durch Tagesprobleme begründet. Eine solche Alimentierung beinhaltet nämlich das Risiko der Korrumpierung, wie Erwachsene nur nach dem Wieviel, anstatt wie Kinder zunächst nach dem Warum zu fragen! Überzeugen wir also unsere Sponsoren vom Rang der Warum-Fragen - und schließlich: Freuen wir uns - hoffentlich mit diesen - gelegentlich einfach über die Schönheit der Musterbildung in der Pedosphäre, sei sie im Kleinen oder im Großen, in der Ferne oder in der Nähe (aber diese war nur vorzeig- und ist nicht beschreibbar).

#### Quellenhinweise

1. Babel, U.: A graphic scheme for the demonstration of fabric levels in soil thin sections. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 141, 499-501 (1978).

2. Bleich, K.E. u. E. Schlichting: Gliederung und Gruppierung von Pedochoren, dargestellt für das Altvorland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 29, 783-786.
3. ders., K.H. Papenfuß, R.R. van der Ploeg u. E. Schlichting: Exkursionsführer zur Jahrestagung 1987 in Stuttgart-Hohenheim, 1.c. 2) 54 (1987).
4. Blume, H.P., K.O. Münnich u. U. Zimmermann: Das Verhalten des Wassers in einer Löß-Parabraunerde unter Laubwald. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd. 112, 156-168 (1966).
5. Dan, J. u. D.H. Yaalon: Pedomorphic forms and pedomorphic surfaces. Transact. 9th Int. Congr. Soil Sci. IV, 577-584 (1968).
6. Gaese, D.: Gefügedynamik und Wasserbewegung in Pelosolen. Diss. Univ. Hohenheim, 1979.
7. Helfesrieder, K., C. Bartilla u. R.R. van der Ploeg: Die Variabilität von bodenphysikalischen und bodenchemischen Feldgrößen. 1.c. 2. im Druck.
8. Mayer, E.: pers. Mittlg. 1987
9. Munch, J.Ch., u. J.C.G. Ottow: Einfluß von Bodenfeuchte und Sauerstoff auf die Lachgasbildung denitrifizierender Bakterien. 1.c. 2) im Druck
10. Neumann, H.: Bodenressourcen der Filder. Daten und Dokumente zum Umweltschutz. Sonderreihe Umwelttagung d. Univers. Hohenheim 22, 25-31.
11. NN: Tour guide for 8th Int. Soil Classif. Workshop, Brazil 1986.
12. Peinemann, N.: Phosphat-Verteilung in Landschaften Südwestdeutschlands. Diss. Univ. Hohenheim, 1975.
13. Schlichting, E.: Wesen und Bedeutung der Pedologie. Naturwiss. Rdsch. 15, 276-280, 1962.
14. ders.: Einführung in die Bodenkunde, 2. Aufl., Parey, Hamburg und Berlin 1986 (a).
15. ders.: Funktionen und Gefährdung von Böden in verschiedenen Ökosystemen. Schr.reihe Dtsch. Rat f. Landespflege 51, 26-34 (1986,b)
16. ders.: Diagnostic Properties, Horizons, Soils and Landscapes. 1.c. 1) 149, 492-499 (1986,c).
17. ders.: Anhydromorphic and hydromorphic saline soils. Catena 14/4, 325-331, 1987.
18. Uzunoglu, S.: Die Beziehung zwischen Staunässe und Marmorierung von Bodenprofilen. Diss. Univ. Hohenheim, 1973.



K O M M I S S I O N

I





Veränderung des Bodengefüges durch Wurzelwachstum  
von Maispflanzen\*)

von

Altemüller, H.-J. und Angelika Vorbach

Bei der Anzucht von Maiswurzeln zur mikroskopischen Untersuchung der Kontaktbereiche zum angrenzenden Boden wurden charakteristische Gefügeveränderungen festgestellt. Im Umfeld der mehr oder weniger senkrecht verlaufenden Adventivwurzeln ordnet sich dispergiertes Bodenmaterial zu einem geschlossenen "Bodenmantel" an. Diese Bildung wurde mit Hilfe von Dünnschliffen untersucht.

Methoden

In einer speziell entwickelten Einrichtung, über die an anderer Stelle berichtet wird, wurden Adventivwurzeln von Maispflanzen in Planküvetten eingeleitet (Größe 9 x 12 und 9 - 20 cm; Abstand der Glasplatten 0,5 cm). Die Bodenfüllung jeder Küvette bestand aus lufttrocken gesiebten Aggregatfraktionen einer Parabraunerde aus LÖB (Ap-Horizont), wahlweise von 1 - 2 mm oder von 0,5 - 1 mm Durchmesser. Die einzelnen Küvetten, die an ihrer Unterseite nur mit einer für Wurzeln durchlässigen Gaze verschlossen waren, wurden auf einer nahezu senkrechten Wand untereinander angeordnet, so daß Wurzellängen bis 80 cm in einer zusammenhängenden Folge gewonnen werden konnten.

Nach einer Wachstumszeit von etwa 8 Wochen wurden die durchwurzelteten Küvetten abgenommen, in Fixierlösung fixiert, durch schrittweise Überführung in Aceton steigender Konzentration entwässert und zuletzt in Polyesterharz VESTOPAL 160 eingebettet.

Die polymerisierten, ausgehärteten Küvetteninhalte ließen sich nach einigen am Rand geführten Sägeschnitten leicht zwischen den Glasplatten herauslösen. - Zur Herstellung von Dünnschliffen wurden geeignete Bereiche ausgewählt und auf ein Format von 4,5 x 4,5 cm zugeschnitten (Größe der Objektträger: 4,8 x 6 cm, sog. "Mittelformat").

Die fertig geschliffenen und polierten (!) Präparate (Schlifffdicke etwa 15 µm) wurden vor dem Abdecken fluorochromiert. Als Farbstoffe wurden Acridinorange und neuerdings bevorzugt Trypaflavin (Acriflavin) benutzt:

- Trypaflavin 1 : 10 000  
in 4%iger, wäßriger Formalinlösung  
Färbezeit 4 min.

---

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, FAL  
Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

\*) Mit Unterstützung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft

- Abspülen und Nachbehandlung  
mit 4%iger Formalinlösung, 2 min.
- Abspülen mit H<sub>2</sub>O dest.
- Trocknen im Preßluftstrahl

(Die Arbeiten sind unter einem Abzug auszuführen)

Zum Abdecken der Schriffe wurde wiederum VESTOPAL 160 verwendet. Es ist ratsam, die Deckgläser in einer Andruckvorrichtung über 24 Stunden gleichmäßig anzupressen.

Herstellung von Übersichtsbildern: direkt vom Dünnschliff in einem Vergrößerungsgerät für photographische Platten (vgl. Abb. 1).

Lichtmikroskop: LEITZ-Orthoplan mit Fluoreszenzilluminator nach PLOEM. Blaulicht-Anregung (Filterblock H2: 390 - 490 nm, Teilerplatte 510 nm, Sperrfilter 515 nm).

Bevorzugte Objektive für Mikrophotographie: Fluotar 40/1.30 Oel und Apochromat 63/1.40 Oel.

### Ergebnisse

Die Trocken-Raumgewichte der Küvettenfüllungen liegen je nach Aggregatfraktion zwischen 0,9 und 1,1. Bei den gröberen Aggregaten (1 - 2 mm Ø) ergibt sich eine gewisse Sperrigkeit, so daß die Raumgewichte mehr an der unteren Grenze liegen. Die feineren Aggregate (0,5 - 1 mm Ø) bringen etwas dichtere Packungen. Druck wurde nicht angewandt, um die Aggregate nicht zu verändern. Ein Raumgewicht von 1 entspricht etwa einem Gesamt-PV von 62 %. Dieses gliedert sich in einen Hohlraum zwischen den Aggregaten (in Abb. 1 schwarz dargestellt) und den Hohlraum innerhalb der Aggregate. Beim Sieben solcher Fraktionen werden im allgemeinen die Bodenteile mit fester Kornbindung und dichter Kornpackung angereichert. Hier können Raumgewichte von 1,8 angesetzt werden (entsprechend ca. 32 % PV in den Aggregaten). Aus dem Verhältnis vom Raumgewicht der Gesamtfüllung (RG<sub>G</sub>) zum Raumgewicht der Aggregate (RG<sub>A</sub>) errechnet sich das von den Aggregaten eingenommene Volumen (AV%):

$$AV\% = \frac{RG_G}{RG_A} \cdot 100$$

Mit den Raumgewichten 1 und 1,8 ergibt sich ein Aggregatvolumen von 55,55 %. Das ist etwas dichter als eine einfach kubische Packung. Die Hohlraumanteile zwischen den Aggregaten betragen dann 44,45 %.

Bei der Durchwurzelung wird dieses Gefüge besonders im Umfeld der (Adventiv-) Hauptwurzeln verändert. In den Dünnschliffen erscheinen je nach der Schnittlage mehr die Hauptwurzeln (Abb. 1 rechts) oder mehr die Seitenwurzeln (Abb. 1 links). Entsprechend wird der "Bodenmantel" um die Hauptwurzeln mehr median (rechts) oder tangential geschnitten (links). Bei schwacher Vergrößerung

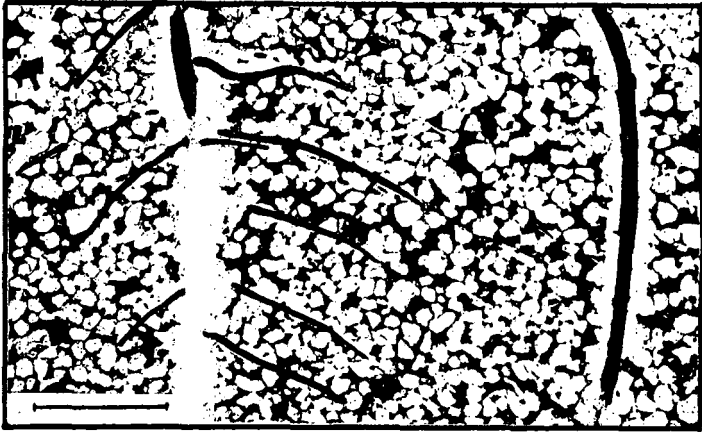


Abb. 1: Gefüge aus gesiebten Bodenaggregaten mit eingewachsenen Maiswurzeln. Bildung eines geschlossenen "Bodenmantels" vor allem um die senkrecht verlaufenden Hauptwurzeln. Dünnschliff; negative Bild Darstellung, Hohlräume und Wurzeln schwarz, Bodenteile weiß; Vergleichsmaß 5 mm.

ist eine ziemlich gleichmäßige Anordnung der vordem aggregierten Bodenbestandteile zu erkennen.

Durch die Fluorochromierung der Dünnschliff-Oberflächen heben sich nicht nur organische und anorganische Bestandteile deutlich voneinander ab, sondern es läßt sich auch die Anordnung der letzteren allein (Mineralkörner, tonige Anteile) mit hoher mikroskopischer Auflösung untersuchen, weil Störungen durch die Schliffdicke nahezu vollständig ausgeschaltet sind.

In den ungestörten Bodenaggregaten ist der Kornverband durch tonige Bestandteile mehr oder weniger regelmäßig verkittet. Kornhüllen, tonige "Brücken" oder Füllmassen zwischen den Körnern sind unverändert erhalten.

In gestörten Aggregaten (z. B. am Rand des "Bodenmantels") ist eine Auftrennung des Kornverbandes ohne wesentliche Verlagerung der Gefügeelemente erkennbar. Feine Rißsysteme durchziehen die tonigen "Brücken" oder Füllmassen. Kornhüllen bleiben meist noch erhalten.

Innerhalb des "Bodenmantels" dominiert ein mikroskopisches Trümmergefüge aus Bruchstücken der tonigen Anteile zwischen lose sperrig angeordneten Mineralkörnern. Die tonigen Bestandteile liegen hier in fragmentierter Form vor; es sind jedoch immer noch Aggregate. Eine Dispergierung in Einzelteilchen ist nicht eingetreten. Die Größen der Tonaggregate liegen im Bereich zwischen 6 und 0,6  $\mu\text{m}$ . In Abb. 2 ist dieses Gefüge dargestellt. Die Zeichnung

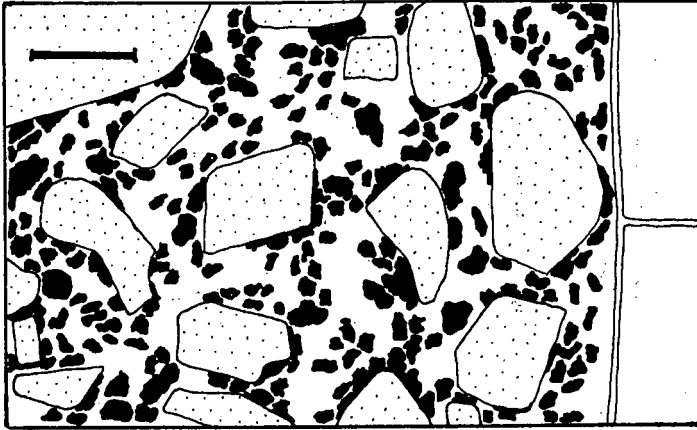


Abb. 2: Hohlraumreiches, loses Trümmergefüge aus fragmentierten Tonaggregaten und zwischengelagerten Mineralkörnern (hier vorwiegend Mittelschluff); rechts zwei Wurzelzellen. Vergleichsmaß 10 µm.

wurde durch Projektion einer fluoreszenzmikroskopischen Mikroaufnahme auf eine Zeichenfläche gewonnen. Tonaggregate schwarz, Zwischenräume weiß, Mineralkörner punktiert. - Unter dem Mikroskop sind innerhalb der hier schwarz dargestellten Tonaggregate noch Mineralkörner erkennbar (Feinschluff- u. Grobtonfraktion); sie sind zumeist von Ton umhüllt und wurden deshalb in der Zeichnung nicht mehr besonders hervorgehoben. Dieses lose angeordnete Trümmergefüge ist für den "Bodenmantel" um die Hauptwurzeln in fast allen Bereichen charakteristisch. Im Umfeld der Seitenwurzeln sind Tendenzen zu ähnlichen Gefügeveränderungen erkennbar.

### Diskussion

In den Planküvetten ist ein Bodengefüge, das einigermaßen den natürlichen Bedingungen im Feld entspricht, schwer einzurichten. Problematisch wäre auch die in der Natur stets größere Inhomogenität, weil irgendwelche Veränderungen durch Wurzeln dann weniger sicher zu erkennen wären. Die Auswahl enger Siebfractionen bringt immerhin einige Vorteile: Das Material ist einfach in der Handhabung (z. B. gutes Schüttvermögen); das Innengefüge der Aggregate ist unverändert erhalten; Zerteilungsvorgänge, Deformationen u. a. werden sofort deutlich. Die Wurzeln treffen, ähnlich wie in einem frisch bereitetem Saatbett, keine vorgezeichneten Wurzelbahnen an. Für die spätere Verarbeitung (Fixierung, Entwässerung, Einbettung u. a.) ist das Gefüge genügend durchlässig.

Auf früher gewonnene Erfahrungen konnte hier zurückgegriffen werden (1 u. 2). Die Tatsache, daß der neu gebildete "Bodenmantel" an keiner Stelle irgendwelche Anzeichen von Verdichtung oder einer plastischen Deformation zeigt, erscheint überraschend. Der wurzelnahe Boden ist fast überall auffallend locker angeordnet, oder die angrenzenden Zonen sind Aggregate, die im Innern deutlich fragmentiert sind (d. h. mit gestörter Bindung bei nur geringer Ortsveränderung der Gefügeelemente).

Da die eingefüllten Siebaggregate selbst schon eine hohe Packungsdichte haben, können diese wohl kaum weiter verdichtet werden. In zurückliegenden Verdichtungsversuchen mit SOMMER und STONEV (5) wurden schon Zerteilungsvorgänge an Aggregaten unter Druck beobachtet, die den hier beobachteten Fragmentierungen ähnlich sind. Angesichts der Versuchszeit über acht Wochen hätte man aber ein wieder irgendwie "verwachsenes" Gefüge oder auch Anzeichen plastischer Deformation erwarten können. Wurzelstücken von 1 - 2 mm benötigen schon ein gewisses Volumen, das nur durch Verdrängung freigemacht werden kann. Gegenüber den Verdichtungseffekten, die BLEVINS et al. (3) an Baumwurzeln gefunden haben, besteht allerdings ein erheblicher Unterschied.

Der wurzelnahe Bodenraum ist stark von Wurzelhaaren durchsetzt, so daß die Wasservorräte des Bodens dort besonders intensiv ausgeschöpft werden. Bei ansteigender Saugspannung beginnt die Wurzel im Rindenteil zu schrumpfen und löst sich vom "Bodenmantel" teilweise ab. Gießwasser dringt am Wurzelschaft entlang in die Tiefe und führt rasch zur Wiederbefeuchtung der vorher ange-trockneten Bodenzonen. Hierdurch kann "Luftsprengung" durch eingeschlossene Luft, die sich zu größeren Bläschen vereinigt, eintreten. Schließlich ist noch an eine Mitwirkung von Wurzelexsudaten bei der Zerteilung des Bodens zu denken. HELAL und SAUERBECK (4) fanden im wurzelnahen Boden zunächst eine Zunahme der Aggregatstabilität und erst nach der Ernte eine starke Abnahme. In unserem Falle tritt die Bodenzerteilung und Umlagerung schon während des Wachstums ein. Unsere Beobachtungen deuten darauf hin, daß die Exsudate an Wurzelspitzen das Eindringen in den Boden erleichtern.

Die Fluorochromierung sollte im Gegensatz zu den Vorschlägen von TIPPKÖTTER et al. (6) grundsätzlich an der Oberfläche der Schlicke vorgenommen werden (Deckglasseite, nicht Objektträgerseite). Überlagerung durch nicht gefärbte Präparatanteile würden das Bild wesentlich beeinträchtigen.

### Schlußbemerkung

Die Bildung geschlossener Bodenummantelung um (Adventiv-) Hauptwurzeln von Mais ist vor allem auf drei Faktoren zurückzuführen:

1. Verdrängung und Zerteilung von Bodenaggregaten durch Wurzelndruck
2. Luftsprengung bei rascher Wiederbefeuchtung
3. Mitwirkung von Wurzelexsudaten

Das Innengefüge im "Bodenmantel" bleibt auffallend locker. Eine gegenseitige Verkittung der Teile tritt innerhalb von acht Wochen nicht ein.

### Literatur

- 1) ALTEMÖLLER, H.-J.: Fluorescent light microscopy of soil/root interactions. - Transact. XIII Congr. ISSS, Hamburg; IV, 1546 - 47 (1986).
- 2) ALTEMÖLLER, H.-J. und HAAG, Th.: Mikroskopische Untersuchungen an Maiswurzeln im ungestörten Bodenverband. - KALI-BRIEFE (Büntehof) 16, 349 - 363 (1983).
- 3) BLEVINS, R. L.; HOLDWAYCHUK, N. and WILDING, L. P.: Micromorphology of soil fabric at tree root soil interface. - Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 460 - 465 (1970).
- 4) HELAL, H. M. and SAUERBECK, D. R.: Influence of plant roots on the stability of soil organic matter and of soil aggregates. - Transact. XIII Congr. ISSS, Hamburg; III, 776 - 777 (1986).
- 5) SOMMER, C.; STOINEV, K. und ALTEMÖLLER, H.-J.: Das Verhalten vier verschiedener Modellböden unter vertikaler Belastung. - Landbauforsch. Völkerröde, 22, H. 1, 45 - 56 (1972).
- 6) TIPPKÖTTER, R.; RITZ, K. and DARBYSHIRE, J. F.: The preparation of soil thin sections for biological studies. Journ. of Soil Sci., 37, 681 - 690 (1986).

## Monte-Carlo-Simulation des stationären Stofftransports

von

Anlauf, R. u. J. Richter

Der quasi-stationäre Stofftransport in einem Boden unter Oberstaubewässerung kann durch ein einfaches Modell auf der Grundlage der Diffusions-Konvektionsgleichung beschrieben werden. Es wird in der Literatur allerdings an verschiedenen Stellen darauf hingewiesen, daß ein solches Modell die Geschwindigkeit der Stoffverlagerung, und damit z. B. bei der Wiederinkulturnahme von Salzböden die Effizienz der Auswaschung, überschätzt. Einer der Gründe für das Abweichen dieser Modellrechnungen von den Ergebnissen von Feldversuchen wird in der räumlichen Variabilität der den Stofftransport bestimmenden Parameter gesehen. Mit Hilfe von Monte-Carlo-Simulationen soll gezeigt werden, welchen Einfluß diese räumliche Variabilität auf den stationären Stofftransport haben kann.

Die Differentialgleichung, die den stationären Stofftransport beschreibt, ist die bekannte Dispersions/Konvektion-Gleichung mit dem Dispersionskoeffizient  $D$  und der mittleren Porenwassergeschwindigkeit  $V_0$ . Verschiedene Angaben in der Literatur belegen, daß  $D$  und  $V_0$  (bzw. die damit zusammenhängenden Größen Infiltrationsraten und hydraulische Leitfähigkeit) relativ große Variabilität zeigen und lognormal verteilt sind. In einer Literaturzusammenstellung bei DAHIYA et al. (1984) werden von verschiedenen Autoren lognormale Verteilungen angegeben und Variationskoeffizienten für die hydraulische Leitfähigkeit von 85 - 400%, für Infiltrationsraten von 130%, und für den Dispersionskoeffizienten und die Porenwassergeschwindigkeit von mehreren Tausend Prozent.

Was bedeutet nun eine lognormale Verteilung für die einzelnen Werte? Abb. 1 zeigt die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion einer lognormalen Verteilung mit dem Mittelwert  $\mu=1$  und verschiedenen Variationskoeffizienten. Bei einem Variationskoeffizienten von 10% ist die lognormale Verteilung noch fast symmetrisch um den Mittelwert von 1. Bei einem Variationskoeffizienten von 50% liegen die meisten Werte unterhalb des Mittelwerts, dafür gibt es aber einige wenige Werte, die viel größer sind als der Mittelwert 1. Bei höheren Variationskoeffizienten wird die Verteilung immer schiefer; es gibt dann sehr viele kleine Werte und wenige, aber extreme große Werte. In jedem Fall aber haben diese Verteilungen einen Mittelwert von 1.

Übertragen auf ein Feld bedeutet dies: Bei ausschließlich vertikalem Transport kann man sich ein Feld aus vielen nebeneinandergesetzten Säulen bestehend vorstellen. Jede dieser gedachten Säulen habe nun einen anderen Dispersionskoeffizienten und eine andere Porenwassergeschwindigkeit. Wenn die  $V_0$  lognormal verteilt sind bedeutet das, daß die Mehrzahl dieser Säulen eine Porenwas-

erschwindigkeit haben, die geringer ist als der Mittelwert, wenige dagegen eine viel größere. Wenn der Transport in jeder Säule mit einem Modell simuliert wird und dann die sich ergebenden Nährstoffprofile zu einem Mittelwert zusammenfaßt werden, so erhält man ein Profil für das ganze Feld. Dies kann dann verglichen werden mit dem Profil, das sich bei Simulation mit konstantem  $V_0$  oder  $D$  ergäbe.

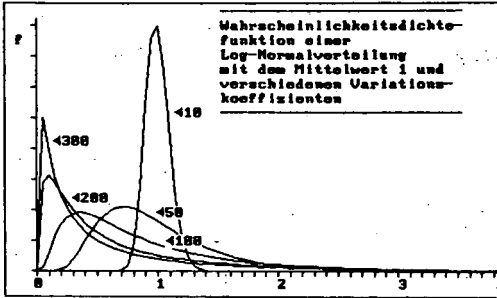


Abb. 1: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion einer lognormalen Verteilung

Ein solches Verfahren, bei dem ein Vorgang sehr oft mit verschiedenen Werten, die aus einer vorgegebenen Verteilung zufällig genommen werden, durchgerechnet wird, heißt Monte-Carlo-Simulation. Um eine solche vorgegebene Häufigkeitsverteilung korrekt zu simulieren, müssen mindestens einige Hundert Simulationsläufe gerechnet werden. Um die dann doch recht lange Rechenzeit zu vermindern, ist die die Monte-Carlo-Simulationen durch eine Näherungslösung ersetzt worden.

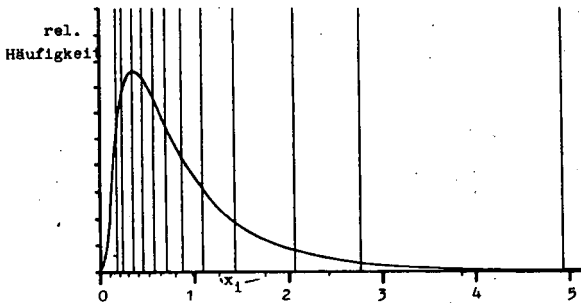


Abb. 2: Beispiel einer lognormalen Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion aufgeteilt in 12 Intervalle

Abb. 2 zeigt ein Beispiel einer lognormalen Verteilung mit einem Mittelwert und einer Varianz von 1. Für eine Monte-Carlo-Simulation wird eine große Anzahl Werte aus dieser Verteilung gezogen um damit den Mittelwert zu berechnen. Dabei würde z.B. der Wert 4 selten auftreten, während der Wert 0.5 relativ häufig vorkommen würde. Diese Kurve ist willkürlich in 12 Intervalle aufgeteilt worden mit den zentralen Punkten  $x_i$ . Es werden dann nur 12 Simulationen mit diesen Werten  $x_i$  gerechnet und die Ergebnisse zur



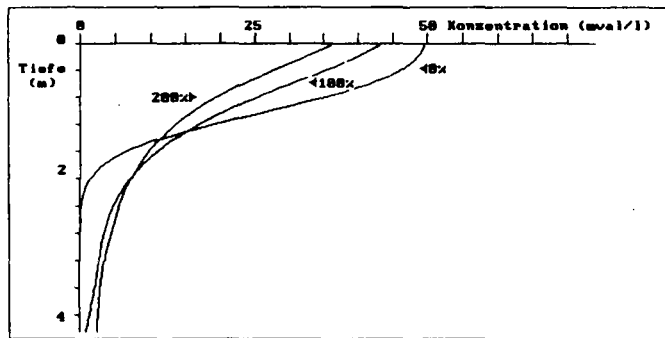


Abb. 3: Konzentrationsprofile bei Simulation mit konstantem D und den angegebenen VK% für  $V_0$

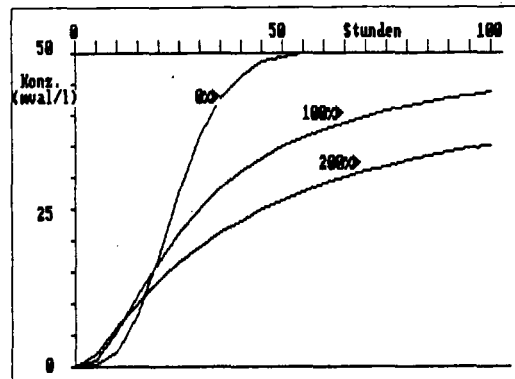


Abb. 4: Durchbruchkurven für 25 cm Tiefe bei Simulation mit konstantem D und den angegebenen VK% für  $V_0$

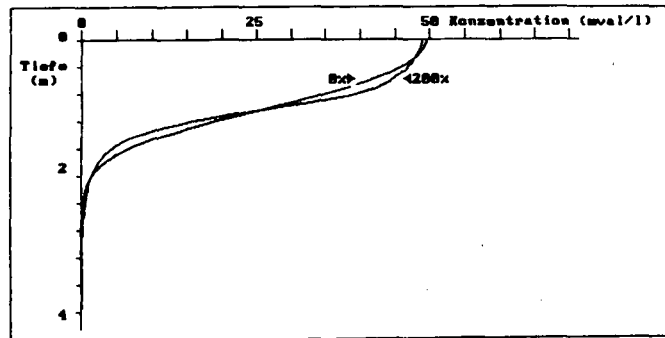


Abb. 5: Konzentrationsprofile bei Simulation mit konstanter  $V_0$  und den angegebenen VK% für D

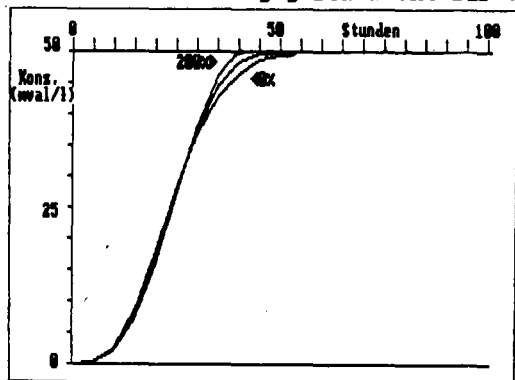


Abb. 6: Durchbruchkurven für 25 cm Tiefe bei Simulation mit konstanter  $V_0$  und den angegebenen VK% für D

Berechnung eines Mittelwerts gemäß der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion gewichtet. Der Mittelwert errechnet sich dann aus den mit den Werten  $x_i$  simulierten Ergebnissen multipliziert jeweils mit der Fläche unter der Kurve in dem entsprechendem Intervall. Ein Vergleich mit einer Monte-Carlo-Simulation mit 2000 Werten zeigte, daß diese Näherung praktisch identische Ergebnisse liefert bei natürlich sehr viel geringerer Rechenzeit.

Im Folgenden sollen 2 Beispielsrechnungen vorgestellt werden: Ein anfänglich leeres Profil wird kontinuierlich mit Wasser einer bestimmten Chlorid-Konzentration bewässert. Im ersten Fall ist der Dispersionskoeffizient  $D$  konstant und die Porenwassergeschwindigkeit variabel. Abb. 3 zeigt die Konzentrationsprofile nach 100 Stunden Simulationsdauer als Ergebnis dieser Simulationen. Die Zahlen geben die unterschiedlichen Variabilitätskoeffizienten für  $V_0$  an. Bei dem Profil berechnet mit einer konstanten Porenwassergeschwindigkeit ist an der Oberfläche die Eingangskonzentration von 50 mval/l erreicht, die dann kontinuierlich mit der Tiefe abnimmt. Die Chlorid-Front hat eine maximale Tiefe von etwas über 2 m erreicht. Je höher die Variabilität von  $V_0$  ist, desto geringer ist die Konzentration an der Oberfläche; statt dessen ist die Chlorid-Front an einigen Stellen mit sehr hoher Porenwassergeschwindigkeit sehr tief eingedrungen.

Abb. 4 zeigt für die gleiche Situation die Durchbruchskurven in 25 cm Tiefe. Bei Simulation mit konstanter Porenwassergeschwindigkeit ergibt sich die typische symmetrische Durchbruchskurve für nicht-wechselwirkende Ionen. Bei hohen Variationkoeffizienten erreichen geringe Chlorid-Mengen an Stellen mit hoher Porenwassergeschwindigkeit schnell 25 cm Tiefe, während die Eingangskonzentration selbst nach 100 Stunden noch nicht diese Tiefe erreicht hat. Die Durchbruchskurven zeigen also ein vermehrtes "Tailing" mit steigender Variabilität von  $V_0$ .

Im 2. Beispiel ist unter sonst gleichen Bedingungen die Porenwassergeschwindigkeit  $D$  konstant gehalten worden, während der Dispersionskoeffizient  $D$  variiert. Ein variabler Dispersionskoeffizient ergibt nur geringere Unterschiede zwischen den Konzentrationsprofile nach 100 Stunden (Abb. 5). Auch die Durchbruchskurven (Abb. 6) sind praktisch identisch. Das heißt, daß die Variabilität der Porenwassergeschwindigkeit  $V_0$  unter stationären Bedingungen einen großen Einfluß auf die sich ergebenden Konzentrationsprofile hat, während ein räumlich variabler Dispersionskoeffizient relativ unbedeutend ist.

Diese Methode ist nun angewandt worden, um Ergebnisse eines Feldversuchs auf einem stark versalztem Boden in Nordindien zu modellieren. Vor dem Versuch wurden an 50 Punkten die Infiltrationsraten gemessen mit einem einfachen Doppelringinfiltrometer mit 10 cm Innendurchmesser. Die Infiltrationsraten, und damit bei konstantem Wassergehalt auch die Porenwassergeschwindigkeit, waren lognormal verteilt mit einem Variationskoeffizienten von ca. 70%.

Abb. 7a zeigt das Ausgangsprofil der Chloridkonzentration mit der Tiefe, nachdem der Boden bis auf Feldkapazität aufgesättigt wurde und quasi stationäre Bedingungen erreicht worden sind, und die gemessenen Tiefenprofile nach 10 und 20 cm Infiltration (dicke Linien). Die beiden dünnen Linien zeigen die mit einer konstanten Porenwassergeschwindigkeit berechneten Profile nach 10 und 20 cm Infiltration. Eine bessere Anpassung kann auch mit veränderten Dispersionskoeffizienten nicht erreicht werden.

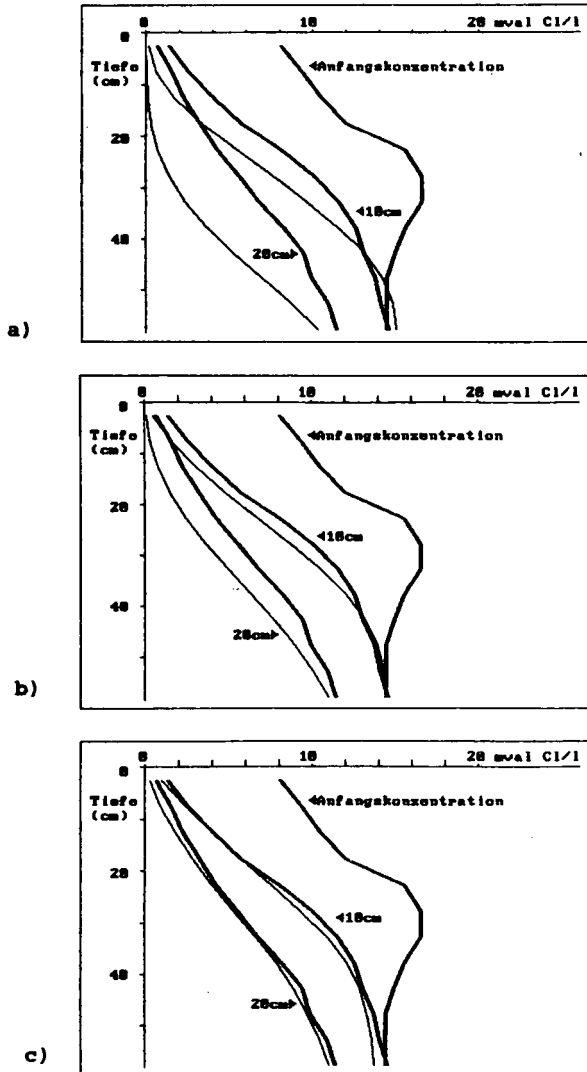


Abb. 7: Tiefenprofile nach 10 und 20 cm Bewässerung  
Dicke Linien - gemessen; dünne Linien - berechnet.  
a) Simulation mit einem konstanten Wert für  $V_o$   
b) Simulation mit einem VK% für  $V_o$  von 70%  
c) Simulation mit einem VK% für  $V_o$  von 180%.

Bei Simulation mit den gemessenen VK% für die Porenwassergeschwindigkeit von 70% ergeben sich Konzentrationsprofile gemäß Abb. 7b. Die gemessenen Tiefenprofile werden zwar besser wiedergegeben als bei Simulation mit konstanter  $V_0$ , aber es bleibt eine Differenz zwischen den gerechneten und gemessenen Werten.

Erst bei Annahme eines 2.5 mal höheren VK% für  $V_0$  von 180% werden die gemessenen Tiefenprofile sehr gut durch die berechneten Kurven wiedergegeben (Abb. 7c).

Der Unterschied zwischen diesem angenommenen Variationskoeffizienten von 180% und dem gemessenen Variationskoeffizienten für die Infiltrationsraten von 60% kann folgende Ursachen haben:

1. Die Infiltrationsraten die über wenige Stunden im Oberboden gemessen wurden repräsentieren nur unvollständig die Infiltrationsraten, die sich nach einige Tagen Bewässerung ergeben.
2. Die Infiltrimeter haben einen Durchmesser von 10 cm und geben damit einen Mittelwert der Infiltrationsraten für alle Poren unter dieser Fläche an. Die Variabilität in den einzelnen Poren muß um ein Vielfaches größer sein.
3. Auch die Wassergehalte bei Feldkapazität sind räumlich variabel. Falls sie unabhängig von den Infiltrationsraten sind, würde auch das eine höhere Variabilität der Porenwassergeschwindigkeit gegenüber den Infiltrationsraten erklären.

#### Zusammenfassung:

- 1.) Monte-Carlo-Simulationen bzw. die vorgestellte Näherung für dieses Verfahren können die Auswirkung räumlich variabler Transportparameter auf den stationären Stofftransport verdeutlichen.
- 2.) Die Variabilität der Porenwassergeschwindigkeit hat einen entscheidenden Einfluß auf die sich ergebenden Tiefenprofile, während der Einfluß eines variablen Dispersionskoeffizienten nur gering ist.
- 3.) Modellierung mit diesem Verfahren und der gemessenen Variabilität der Infiltrationsraten gibt die Ergebnisse des Feldversuchs besser wieder, als Modellierung mit konstanter Porenwassergeschwindigkeit.  
Bei Berechnung mit einem 2.5-fach höheren VK% der Porenwassergeschwindigkeit werden die Ergebnisse des Feldversuchs exakt wiedergegeben.

#### Literatur:

- Dahiya, I.S., J. Richter und R.S. Malik, 1984.  
Soil Spatial Variability: A Review.  
Intern. J. Trop. Agri., Vol. II, No.1, 1-102.

Messung des Benetzungswinkels in situ ent-  
standener und aufgetrockneter Filme mittels  
eines Plattenkontaktverfahrens

von

Bachmann, J., u. K. H. Hartge

1 Einleitung

Die in Böden vorhandenen Mineraloberflächen sind im allgemeinen durch Wasser gut benetzbar. Benetzungshemmungen, die in Torfen oder humosen Sanden auftreten, sind durch organische Substanzen bedingt. Die Benetzbarkeit der Bodenpartikel hat insbesondere auf die Aggregatstabilität entscheidenden Einfluß, da die Infiltrationsgeschwindigkeit von Wasser in die Aggregate maßgeblich beeinflußt wird. Beispielsweise sind alle industriell hergestellten Bodenstrukturverbesserungsmittel benetzungsverändernde Substanzen.

Im folgenden wird über Untersuchungen berichtet, deren Ziel es ist, Ursachen und Ausmaß der Benetzungshemmung zu erfassen. Hierzu wurden drei Ansätze aufgegriffen:

1. Die Benetzbarkeit von festen Bodenpartikeln
2. Die Benetzbarkeit von Filmen, die auf mineralischen Oberflächen, hier Glasoberflächen, entstehen
3. Die Benetzbarkeit von aufgetrockneten Bodenlösungs-extrakten

2 Theoretische Überlegungen

Der Benetzungswinkel  $\alpha$ , besser  $\cos \alpha$ , eines auf eine ebene Oberfläche aufgesetzten kleinen Tropfens ist das makroskopisch meßbare Ergebnis dreier konkurrierender Oberflächen- bzw. Grenzflächenspannungen (Abb. 1). Der Zusammenhang ist phänomenologisch durch die Young'sche Gleichung (1) beschrieben, die für nicht deformierbare Oberflächen im Kontakt mit zwei flüssigen oder einer flüssigen und einer festen Phase gilt. Im thermodynamischen Gleichgewicht befindet sich die Summe aller Grenzflächenspannungen im Minimum und es stellt sich ein definierter Randwinkel ein. Das Gleichgewicht wird allerdings häufig nur angenähert erreicht, da z. B. Oberflächenunebenheit die Annäherung an den Idealzustand verhindern.

Grenzflächenspannung zwischen

$$\gamma_{sv} - \gamma_{sl} = \gamma_{lv} \cos \alpha \quad (1)$$

fest/flüssiger Phase =  $\gamma_{sl}$   
 flüssig/gasförmiger Phase =  $\gamma_{lv}$   
 fest/gasförmiger Phase =  $\gamma_{sv}$

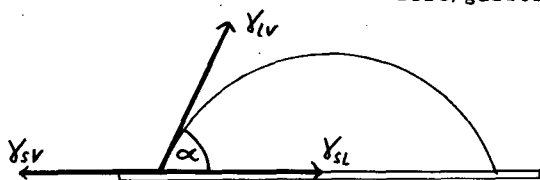


Abb. 1. Schematisch dargestellte Beziehung zwischen Tropfenrandwinkel und den Grenzflächenspannungen zwischen fest/flüssig  $\gamma_{sl}$ , fest/gasförmig  $\gamma_{sv}$ , flüssig/gasförmig  $\gamma_{lv}$

Der meßbare Randwinkel eines Tropfens ist nicht aus den einzelnen Oberflächenspannungen direkt zu berechnen. Die Gleichung von Gooch und Girifalco (2) beschreibt den Zusammenhang zwischen der Oberflächenspannung der einzelnen berührenden Komponenten und ihrer gemeinsamen Grenzflächenspannung, hier an der Grenze fest/flüssig.

$$\gamma_{sl} = \gamma_s + \gamma_l - \phi \sqrt{\gamma_s \gamma_l} \quad (2) \quad \begin{array}{l} \gamma_s = \text{Oberflächenspannung fest} \\ \gamma_l = \text{Oberflächenspannung flüssig} \end{array}$$

Der Faktor  $\phi$  beinhaltet die molekularen Eigenschaften der berührenden Phasen wie Dipolmoment, Polarisierbarkeit, Ionisierungsenergie und Molekülgröße. Somit treten Wechselwirkungseffekte auf, die durch isolierte Messung der einzelnen Oberflächenspannungen nicht direkt zu ermitteln sind, insbesondere, wenn es sich um Stoffgemische oder dünne Filme handelt. Mittels der Tropfenrandwinkelmessung wird dagegen direkt der Einfluß von physikalischen Parametern und weiteren Einflüssen, wie Oberflächengeometrie, integrativ gemessen. Der Einfluß der Oberflächenrauheit oder Heterogenität sollte möglichst minimiert werden.

### 3. Material und Methoden

Für die Messungen wurde Hochmoortorf, Podsol Ah-Horizontmaterial, Rohhumus und Quarzsand (Laborpackung) verwendet.

Es wurde das Verfahren der Messung des Tropfenrandwinkels gewählt, da hierbei bereits extrem dünne Filme benetzungshemmender Substanzen hinsichtlich ihrer physikalischen Wirkung bis hin zu einer molekularen Schicht differenziert werden können. Die möglichst ebenen Oberflächen wurden durch 3 Methoden hergestellt:

1. Pulver der Größenklasse 100- 63 u wurde auf eine selbstklebende Oberfläche gestreut, um eine im Idealfall 1 Korn dicke Schicht zu erhalten. Mit dieser Methode sollen die Benetzbarkeit fester Bodenpartikel unter standardisierten Bedingungen gemessen werden.

2. Glasobjektträger wurden als Träger für benetzungsverändernde Filme für 6, 12 und 24 Wochen in ca. 500 g Bodenmaterial eingebettet und im Labor 1x wöchentlich mit 80 ml entsalztem Wasser befeuchtet. Es fand ein steter Wechsel von feuchten und trockenen Perioden statt. Auf den Glasoberflächen sollten bodenspezifische Filme entstehen.

3. Auf Glasobjektträgeroberflächen wurden Bodenlösung (mit 0 bis -150 hPa abgesaugt) aufgetropft und getrocknet. Zur Gewinnung der Lösung wurde dem Boden entsalztes Wasser wie bei 2. zugegeben. Hier sollte der Einfluß von Bodenlösungsrückständen ermittelt werden.

Die Randwinkelmessung erfolgte mit einem Spezialmikroskop (beschrieben bei BURGHARD, 1985), bei dem die Randwinkel durch Anlegen einer im Okular sichtbaren Tangente an den Kontaktpunkt Tropfen/ Unterlage direkt abgelesen wurden. Die Messung erfolgte 45 s nach aufpipettieren mehrerer Tropfen ( $1.7 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3$ ).

Im Folgenden wird Variante 1 als "Partikel 100- 63 u", Variante 2 als "in situ" und Variante 3 als "Extrakt getrocknet" bezeichnet.

Der Zersetzungsgrad wurde zunächst bei Hochmoortorf durch die v. Post Skala bestimmt und die Ergebnisse durch Thermogramme nach SCHNITZER(1962) ergänzt.

Bei allen Messungen wurde entsalztes Wasser verwendet.

#### 4. Ergebnisse

Bei den Hochmoortorfpräparaten (Abb. 2) ist eine deutliche Differenzierung der Meßwerte bzgl. der Präparationsvarianten erkennbar. Die Winkelmeßwerte auf den Partikeln 100 -63 u liegen zwischen 140 und 110, die Winkel auf den "in situ" entstandenen Filmen dagegen nur bei ca. 25, die nach Entfernen der wasserlöslichen Anteile durch 24 h Wässern in entsalztem Wasser auf ca. 35 ansteigen.

Beim Podsol sind die Winkel bei den Partikeln 100 - 63 u wieder am größten, jedoch etwas kleiner als beim Torf mit seiner starken Benetzungshemmung. Die "in situ" Filme sind größer als beim Torf, aber durch Wässern nicht veränderbar. (Abb. 3).

Ein Vergleich der Randwinkel auf den verschiedenen Böden zeigt eine Abhängigkeit vom pH wie auch, wenn auch gering, vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz (Abb. 4).

Bei Abb. 4 sind ebenfalls die Ergebnisse von Randwinkelmessungen von Bodenmaterial aus dem oberen und dem unteren Horizont einer Schwarzerde mit hinzugenommen worden.

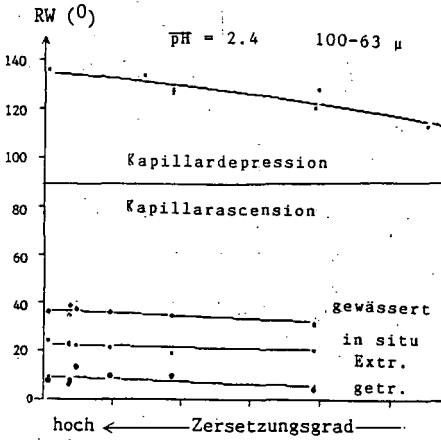


Abb. 2  
Abhängigkeit des Tropfenrandwinkels von der Präparationsmethode bei Hochmoortorf verschiedenen Zersetzungsgrades

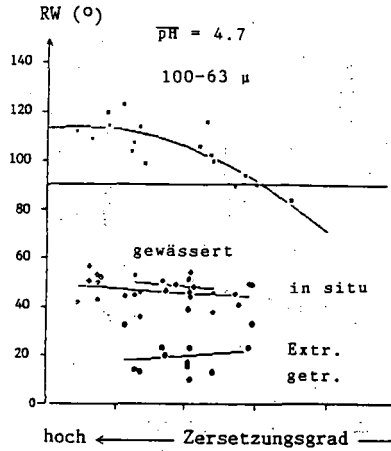


Abb. 3  
Abhängigkeit des Tropfenrandwinkels von der Präparationsmethode bei humosem Sand mit verschiedenem Zersetzungsgrad

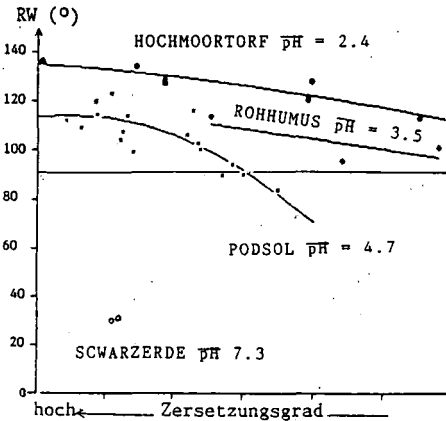


Abb. 4  
Randwinkel auf Körnern 100 - 63 μ aus verschiedenen Böden in Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad

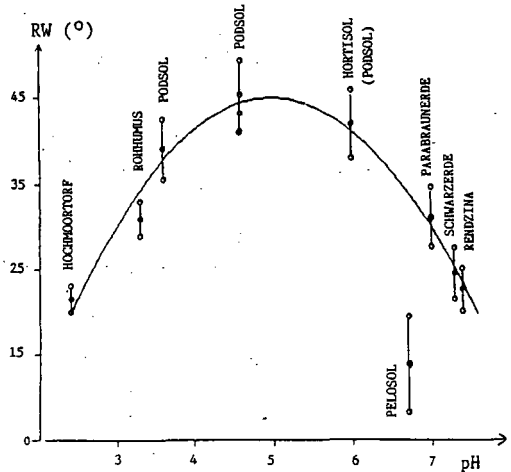


Abb. 5  
Randwinkel auf "in Situ" gebildeten Filmen in Abhängigkeit vom pH - Wert



Bei den Tropfenrandwinkeln auf den "in situ" gebildeten Filmen ist ein Maximum bei pH 5 zu erkennen (Abb. 5). Ein Polynom zweiten Grades beschreibt den dargestellten Graph mit einem Korrelationskoeffizient  $r = 0.98$ . In dieser Darstellung wurden zusätzlich die Daten von Randwinkelmessungen von den Bodentypen Parabraunerde, Pelosol, Schwarzerde und Rendzina (beschrieben bei HARTGE, KUNTZE, BACHMANN, 1986) hinzugenommen. Der Pelosol fällt vermutlich wegen des hohen Tongehaltes aus dieser Regression heraus.

Die aufgetrockneten Extrakte bewirken sogar teilweise ein verbessertes Benetzen der Glasoberflächen.

## 5. Diskussion

Hinsichtlich der Benetzbarkeit ist zum Teil ein stark hydrophobes Verhalten bei den Partikeln  $100 - 63 \mu$  erkennbar. Es wurden Randwinkel zwischen  $140$  und  $35$  Grad gemessen. Sie sind bei dieser Präparationsmethode in erster Linie vom pH - Wert beeinflusst, werden aber durch den jeweils unterschiedlichen Humifizierungsgrad weiter verändert.

Aus Vergleichsmessungen an Quarzsandkörnern und darin für 24 Wochen eingebetteten Glasobjektträgern geht hervor, daß der Einfluß der vergrößerten Oberfläche, bedingt durch die Kornform, nur eine geringe Winkelvergrößerung für diesen Randwinkelbereich nach sich zieht. Es wurden  $32^\circ$  für die Randwinkel auf den Körnern und  $28^\circ$  für die Glasobjektträgeroberflächen gemessen.

Weitere Oberflächenstrukturen im kolloidalen Bereich, bedingt durch die kolloidale Struktur der Huminstoffe, sind sehr schwer zu quantifizieren. Sie können aber auch wie die chemische Strukturveränderung beim Humifizierungsprozess als materialbedingte Veränderung aufgefaßt werden, die in gleicher Weise im Boden wirksam ist.

Bei dieser Variante wurde keine systematische Beziehung zwischen dem Anteil des organischen Materials im Pulver und dem Randwinkel gefunden werden. Anteile mineralischer Partikel bis zu einem Anteil von  $60 - 85$  Masse-% haben nicht zu einer deutlichen Reduzierung des Randwinkels geführt, so daß die stärker hydrophoben organischen Partikel offenbar auch bei unvollständigem Bedeckungsgrad wirksam sind. Dieser Zusammenhang ist hinsichtlich der Aggregatstabilität von Bedeutung. Bei den "in situ" gebildeten Filmen deutet das Maximum der Randwinkel bei pH 5 darauf hin, daß u.a. auch mehrere pH spezifische Ursachen einen Einfluß haben können. Die verstärkte mikrobielle Aktivität bei höheren pH Werten mit entsprechender Produktion hydrophober Substanzen biochemischen Ursprungs einerseits könnte durch die bessere Benetzbarkeit von Huminstoffen bei höheren pH Werten TSCHAPEK, (1972) andererseits kompensiert werden.

Der relative Winkelzuwachs bei Tropfen auf in situ entstandenen Filmen im Vergleich 6 zu 12 Wochen ist bei wenig zersetztem größer als bei stärker zersetztem Podsol-Material, bei dem bereits nach 6 Wochen fast kein Winkelzuwachs zu

beobachten ist.

Im Vergleich zu den unbehandelten Glasplatten wurden vielmehr Abnahmen der Randwinkel beobachtet.

#### Literatur

- Burghardt, W. Zs. Pflanzenern. und Bodenkde., 1985, 148, 66-72.  
Girifalco, L.A. J. Phys. Chem., 1957, 61, 904.  
Good, R.J.  
Hartge, K.H. Zs. Pflanzenern. und Bodenkde., 1986, 149, 332-339.  
Kuntze, H.  
Bachmann, J.  
Schnitzer, M. Soil Science, 1962, 93, 225-232.  
Turner, R.C.  
Tschapek, M. Zs Pflanzenern. und Bodenkde., 1972, 135, 16-31.

Bodenphysikalische Untersuchungen zur Aggregatstabilität

in Hinblick auf die mechanische Belastbarkeit von Böden

von

Baumgartl, Th.\*) u. Horn, R.\*)

Im Freiland kann man beobachten, und dies ist auch in der Literatur häufig beschrieben worden, daß Spurrillen bei Befahrung eines nassen Bodens nicht unterschiedlich tief sind verglichen mit jenen eines trockenen Bodens.

Zur Beschreibung der Spannungsverteilung in Substraten ist seit Jahren in der bodenkundlichen Literatur die Gleichung nach Terzaghi (in Terzaghi und Jelinek, 1954) bekannt:

$$\sigma = \sigma' + u \quad \text{[Gl. 1]}$$

wobei  $\sigma$  = Gesamtspannung,  $\sigma'$  = effektive Spannung,  $u$  = Neutralspannung entspricht.

Mit dieser Gleichung läßt sich für strukturlose Böden damit auch die Aufteilung der Gesamtspannung in die effektive Spannung, d.h. die zwischen den Kornpartikeln wirkende Spannung und die neutrale Spannung, d.h. die durch Wasser übertragene Kraft vornehmen. Die neutrale Spannung kann positiv oder negativ sein.

Wenn diese Gleichung für bodenkundliche Fragestellungen angewendet werden soll, dann muß gleichzeitig auch die Strukturgleichung

$$\sigma' = (\sigma - u_w) + X(u_w - u_a) \quad \text{[Gl. 2]}$$

erfüllt sein.  $X$  ist dabei ein Parameter, der substratspezifische Werte zwischen 0 (wasserfrei) und 1 (wassergesättigt) annehmen kann.

Diese Gleichung kann theoretisch sowohl im makroskopischen Bereich auf der Ebene Bodengefüge, als auch im mikroskopischen Bereich auf der Ebene Aggregat angewendet werden, wobei die Para-

---

\*) Lehrstuhl für Bodenkunde u. Bodengeographie, Abt. Bodenphysik, Universität Bayreuth, 8580 Bayreuth

meter unterschiedliche Werte erhalten.

Im folgenden soll versucht werden, die eingangs dargestellten Freilandbeobachtungen durch die in den beiden Gleichungen beschriebenen Prozesse zu erklären, die in Einzelaggregaten bzw. Gesamtboden während des Belastungsversuches ablaufen.

Im einzelnen wurden folgende Untersuchungen durchgeführt:

1) zur Bestimmung des Zeit- und Drucksetzungsverhaltens des Gesamtbodens wurden auf 3 bzw 6 kPa vorentwässerte Stechzylinderproben mit steigender Auflast bis zur Setzungskonstanz belastet und die Höhenänderung ermittelt.

2) im Triaxialversuch wurden die Änderungen der Porenwasserdrücke mit der Zeit, d.h. während der Auflast und Scherung bei unterschiedlicher Vorschubgeschwindigkeit der vorentwässerten Gesamtbodenproben erfaßt.

3) auf der Ebene der Einzelaggregate wurde die Änderung des Druck- und Matrixpotentials während der Verformung gemessen.

Die Untersuchungen wurden an Bodenproben eines P-Horizontes eines Pelosol-Gleys aus Amaltheenton und an Proben aus dem Bt-Horizont einer Parabraunerde aus Lößlehm vorgenommen.

Die Ergebnisse des Druck- und Zeitsetzungsverhaltens (Abb. 1) auf der Ebene des Gesambodengefüges zeigen, daß bei gleicher Auflast die Setzung mit der Zeit steigt, wobei je nach Auflast und Vorentwässerung durchaus zur gleichen Zeit höhere als auch geringere Setzungen ermittelt werden.

Betrachtet man exemplarisch den Verlauf der Wasserspannungen während der statischen Belastung der Gesamtbodenprobe (Abb. 2), so kann man ein Absinken der Wasserspannung bis hin zu positiven Porenwasserdrücken als auch eine mit der Zeit zunehmende Verringerung der Porenwasserdrücke feststellen. Ab dem Zeitpunkt, zu dem positive Porenwasserdrücke auftreten, kann nur in Abhängigkeit von der Wasserleitfähigkeit eine Verdichtung erfolgen, d.h. bei hoher Auflast kann die Verdichtung trotz kleinerer Scherwiderstände im weniger stark entwässerten Boden geringer sein.

Eine Verformung läuft jedoch nicht nur in der vertikalen, sondern auch in der horizontalen Richtung ab, d.h. stets in Verbindung mit einer räumlichen Scherdeformation.

Abb. 1: Zeitsetzung Bt-Horizont bei  $\sigma = 50$  kPa und  $\sigma = 400$  kPa bei Vorentwässerungen 3kPa und 6kPa

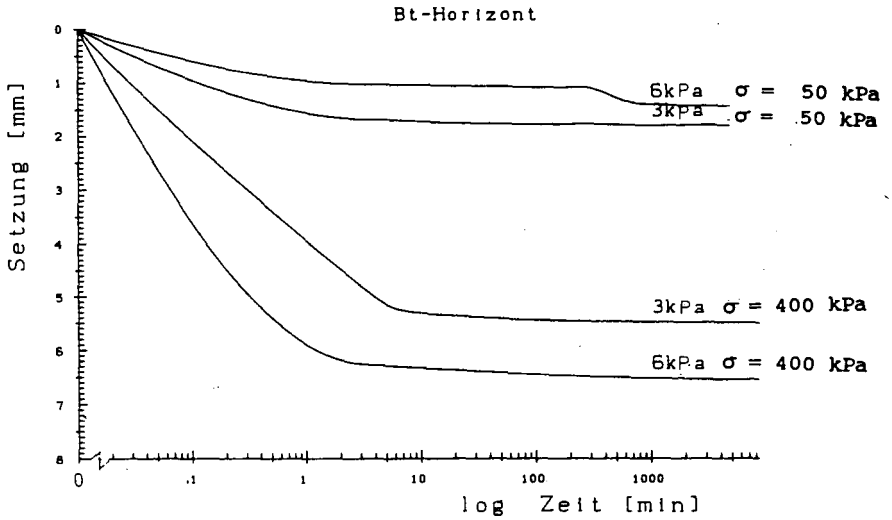
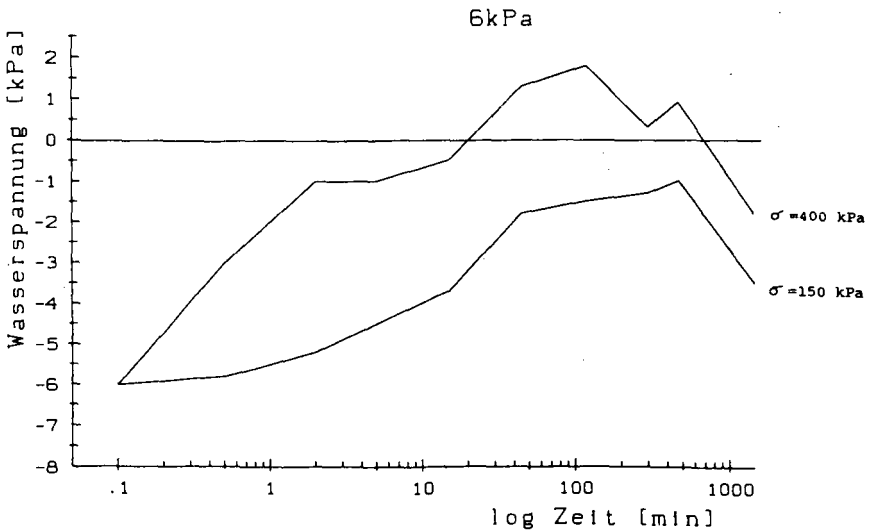


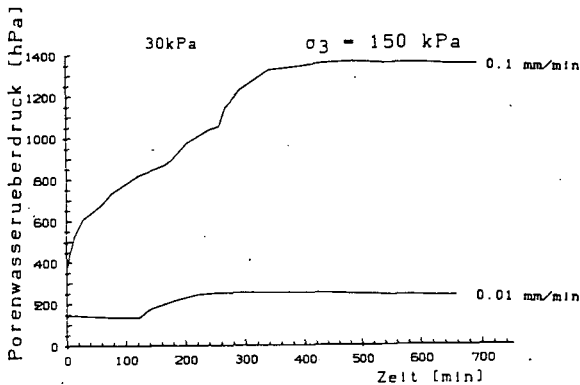
Abb. 2: Zeitliche Änderung der Wasserspannung während der Zeitsetzung im P-Horizont bei  $\sigma = 150$  kPa und  $\sigma = 400$  kPa Vorentwässerung 6kPa



Hierbei treten dynamischen Kräfte auf, durch die die Porenkontinuität sowohl auf der Ebene des Gesamtbodens als auch auf der Ebene der Aggregate zerstört werden kann.

Die Bedeutung der Porenkontinuität bzw der Wasserleitfähigkeit für den Aufbau setzungsbedingter Porenwasserdrücke kommt in Abbildung 3 zum Ausdruck. Bei geringerer Abschergeschwindigkeit und gleichem Seitendruck steigt der Porenwasserdruck wesentlich langsamer an und liegt z.T. erheblich unter dem der 10-fach höheren Abschergeschwindigkeit. Dies gilt sowohl für unterschiedliche Vorentwässerungen als auch für drainierte und undrainierte Bedingungen. Bei geringerer Abschergeschwindigkeit kann also das Wasser über längere Zeiträume abfließen, sodaß der Porenwasserdruck weniger stark ansteigt.

Abb. 3: Änderung des Porenwasserüberdruckes im Triaxialversuch bei Vorschubgeschwindigkeiten von 0.1 mm/min und 0.01 mm/min und Vorentwässerungen von 6kPa und 30 kPa bei  $\sigma = 150$  kPa

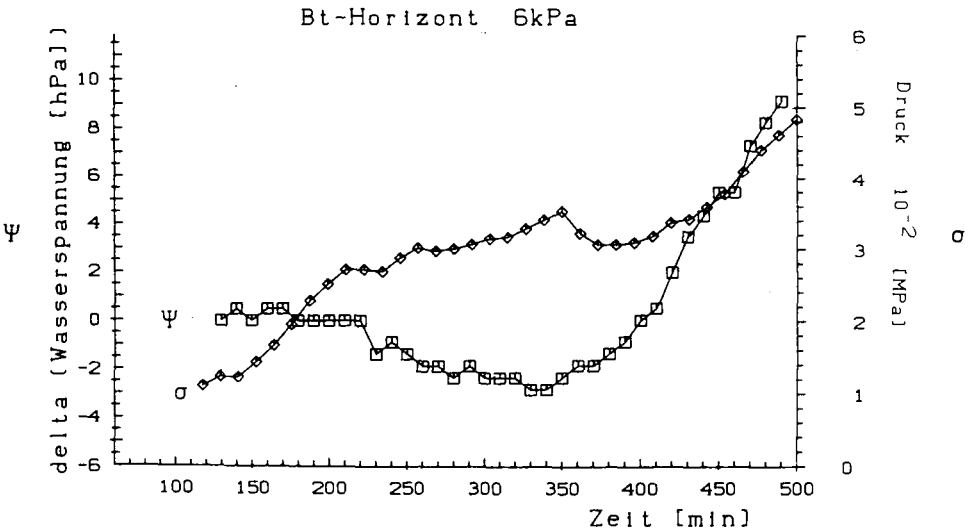


Diese Ergebnisse wurden aber bisher stets auf der Ebene des Gesamtbodens ermittelt. Da durch Aggregierung aber eine deutliche Stabilisierung des Bodens erzielbar ist, kommt in Abhängigkeit von der Textur dem Scherverhalten von Einzelaggregaten bei der Beschreibung der Gesamtbodendeformation eine zentrale Rolle zu.

Dieser Sachverhalt soll anhand von einaxialen Drucksetzungen mit gleichzeitiger Messung der Wasserspannung an Einzelaggregaten aufgezeigt werden.

Bei einaxialer Druckbelastung (Abb. 4) zeigen Aggregate des Bt-Horizontes der Parabraunerde mit Zunahme des Druckes eine Zunahme des Porenwasserdruckes bis zum Bruch des Aggregates, d.h. bei Belastung wird nicht nur das Porensystem des Gesamtgefügeverbandes zerstört, sondern auch bei Zerschern der Aggregate zusätzlich Wasser freigesetzt und damit die Neutralspannung als Summand der Spannungsgleichung erhöht.

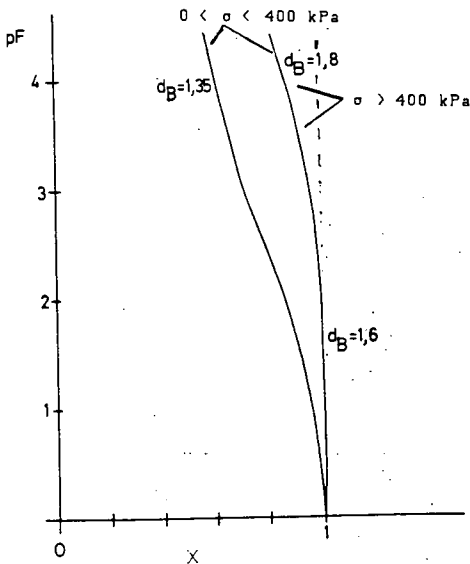
Abb. 4: Änderung der Wasserspannung und des Druckes bei uniaxialer Belastung eines Aggregates



Mit der Setzung und dem Zerschern des Gesamtbodens bzw. von Einzel-Aggregaten wird aber auch der X-Faktor der eingangs beschriebenen Spannungsgleichung verändert. In Abb. 5 ist dieser Verlauf als Funktion des Vorentwässerungsgrades für den unbelasteten Gesamtboden und dem Einzelaggregat dargestellt. Es wurden

dabei die jeweiligen Wassergehalte einer Entwässerungsstufe auf den Gesamtporenraum bezogen. Daraus ergibt sich die dargestellte  $pF/X$ -Beziehung. Im Einzelaggregat sind bei gleicher Entwässerung weniger luftführende Hohlräume vorhanden als im Gesamtboden. Damit erhalten die über Wasser übertragenen Spannungen im Einzelaggregat eine größere Bedeutung als im Gesamtboden. Außerdem läßt sich anhand der bekannten Setzungsdaten ableiten, daß im Gesamtboden bei Auflasten zwischen 0 und 400 kPa der luftführende Porenanteil zwischen dem des Gesamtbodens und dem des Aggregates liegt, bei Auflasten  $\geq 400$  kPa dieser Anteil kleiner ist als der des Aggregates. Mit zunehmender Auflast gewinnt damit die neutrale Spannung an Bedeutung.

Abb. 5: Vergleich der  $pF/X$ -Beziehung des Gesamtbodengefüges und von Aggregaten (P-Horizont)



Literatur:

TERZAHGI, K. u. JELINEK, P., 1954: Theoretische Bodenmechanik  
Springer-Verlag



Beeinflußt die Qualität der organischen Substanz den Eindringwiderstand von Bodenaggregaten?

von

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

Die Erhöhung der Festigkeit bzw. Widerstandsfähigkeit gegen Wasser von Bodenaggregaten einerseits und die Verminderung der Lagerungsdichte von Bodenhorizonten andererseits durch die organische Substanz ist hinlänglich bekannt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1982). Diese Befunde wurden in letzter Zeit wiederholt bestätigt (z. B. BECHER & KAINZ, 1983; BECHER & STROBL, 1986; BECHER & MARTIN, 1987). Jedoch zeigen genauere Analysen, daß nicht allein der Gehalt an organischer Substanz, sondern deren Qualität, also ihr Gehalt an Polysacchariden - schon lange bekannt (z. B. BECHER, 1967) -, Humin- und anderen organischen Säuren, ausschlaggebend ist (z. B. HUSSAIN et al., 1985; CHESHIRE & MUNDIE, 1986). Diese Qualitätsunterschiede, wie sie besonders in der Differenzierung zwischen Rohhumus, Moder und Mull zum Ausdruck kommen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1982), müßten auch durch einen unterschiedlichen Hydromorphiegrad bedingt werden, wie schon die visuellen Unterschiede zwischen z. B. Anmoor und Braunerde zeigen.

Um die Auswirkungen Hydromorphie-bedingter Unterschiede auf die Stabilität von Bodenaggregaten zu überprüfen, wurde der Einringwiderstand (als Maß der Stabilität) bei Wasserspannungen von 0 bis 60kPa mit einem Feinpenetrometer (BECHER, 1978) gemessen an 10-20mm Aggregaten aus insgesamt 17 Horizonten folgender Bodentypen: Niedermoor, Gley-Niedermoor, Auen-Gley, Schwarzerde-Gley, Schwarzerde-Pseudogley, Pseudogley-Pelosol, Kolluvium über Parabraunerde (alle Niederbayern), Pseudogley (Oberbayern). Als Stabilitätsmaß wurde der Regressionskoeffizient der Kraft-Reg-Beziehung  $\langle \text{kp} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{mm}^{-1} \rangle = \text{Eindringwiderstand EW}$  verwendet.

Diese Stabilität EW steigt mit zunehmender Wasserspannung überproportional an und zeigt z. T. zwischen 20 und 30kPa oder 30 und 40kPa eine auffällige, fast sprunghafte Zunahme, die jedoch nicht mit einem bestimmten Bodentyp oder Horizont korreliert. Trotz dieses noch nicht erklärbaren Verhaltens, das schon früher beobachtet wurde (BECHER, unveröffentlicht), beeinflußt die Wasserspannung U <kPa> die Stabilität EW  $\langle \text{kp} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{mm}^{-1} \rangle$  nach  $\lg(\text{EW}) = -a + b \cdot (U)$  mit  $0,793 \leq r \leq 0,968$  (s. auch BECHER & STROBL, 1986). Nur für den Ah<sub>1</sub> des Gley-Niedermoores gilt eine andere Beziehung:  $\text{EW} = a - b \cdot (U) + c \cdot (U)^2$  mit  $r = 0,852$ . Um den

---

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

Einfluß des Hydromorphiegrades - von 1 nach 8 abnehmend - auf die Qualität der organischen Substanz der Bodentypen feststellen zu können, wurde der Regressionskoeffizient 'b' in obiger Gleichung gegen den Hydromorphiegrad aufgetragen (Abb. 1). Die mit Pfeil (→) gekennzeichneten Werte gehören zu typischen Torf-, Niedermoor- oder Anmoorhorizonten. Trotz der sehr wenigen Werte, die kaum eine Verallgemeinerung zulassen, ist zu erkennen, daß hier die nur relativ wenig mineralische Bestandteile enthaltenden Horizonte besonders niedrige Werte (<0,035) aufweisen und daß mit abnehmender Hydromorphie eine stärkere Festigkeitszunahme auftritt als bei mineralischen Böden/Horizonten, die eine nur schwach ansteigende Tendenz zeigen. Mit dieser Feststellung kann jedoch nichts über die Qualität der organischen Substanz gesagt werden. Diese konnte relativ kurzfristig nicht bestimmt werden, weil die gängigen Analysenverfahren nicht ausreichend differenzieren und die in Erprobung befindlichen Analysenverfahren zu noch nicht befriedigenden Ergebnissen führen (W. R. FISCHER, pers. Mitteilung). Insbesondere fehlt ein Index-Wert - das C/N-Verhältnis ist ungeeignet - für die Gewichtung der Anteile von aktiven bzw. reagierenden organischen Verbindungen untereinander unter Berücksichtigung der Gesamtmenge an organischer Substanz, um deren Qualität, z. B. für physikochemische und bodenphysikalische Fragen, eindeutig zu kennzeichnen. Hier sind die Bodenchemiker und Humusforscher gefordert.

#### Literatur:

- BECHER, H. H. (1967): Neue Ergebnisse und Anschauungen zur Aggregat- und Strukturstabilität. Dipl.-Arb. Inst. f. Bodenkunde, TU Hannover.
- BECHER, H. H. (1978): Ein verbessertes Verfahren zur Messung des Eindringwiderstandes. Z. f. Kulturtech. u. Flurber. 19, 138-146.
- BECHER, H. H., und KAINZ, M. (1983): Auswirkungen einer langjährigen Stallmistdüngung auf das Bodengefüge im Lößgebiet bei Straubing. Z. Acker- u. Pfl.-bau 152, 152-158.
- BECHER, H. H., und MARTIN, W. (1987): Physikalische Eigenschaften von drei Bodentypen unter Acker und Grünland. Z. Pfl.-ern. u. Bodenkd. 150 (im Druck).
- BECHER, H. H., und STROBL, A. (1986): Einfluß verschiedener Substanzen auf den Eindringwiderstand von Bodenpasten. Z. Pfl.-ern. u. Bodenkd. 149, 19-27.
- CHESHIRE, M. V., und MUNDIE, C. M. (1986): The fractionation of soil polysaccharides by electrofocusing. J. Soil Sci. 37, 567-575.
- HUSSAIN, S. M., SMILLIE, G. W., und COLLINS, J. F. (1985): Laboratory studies of crust development in Irish and Iraqi soils. II. Effects of some physico-chemical constituents on crust strength and seedling emergence. Soil Till. Res. 6, 123-138.
- SCHAEFFER, F., und SCHACHTSCHABEL, P. (1982): Lehrbuch der Bodenkunde, 11. Aufl. Ferd. Enke Verlag, Stuttgart.

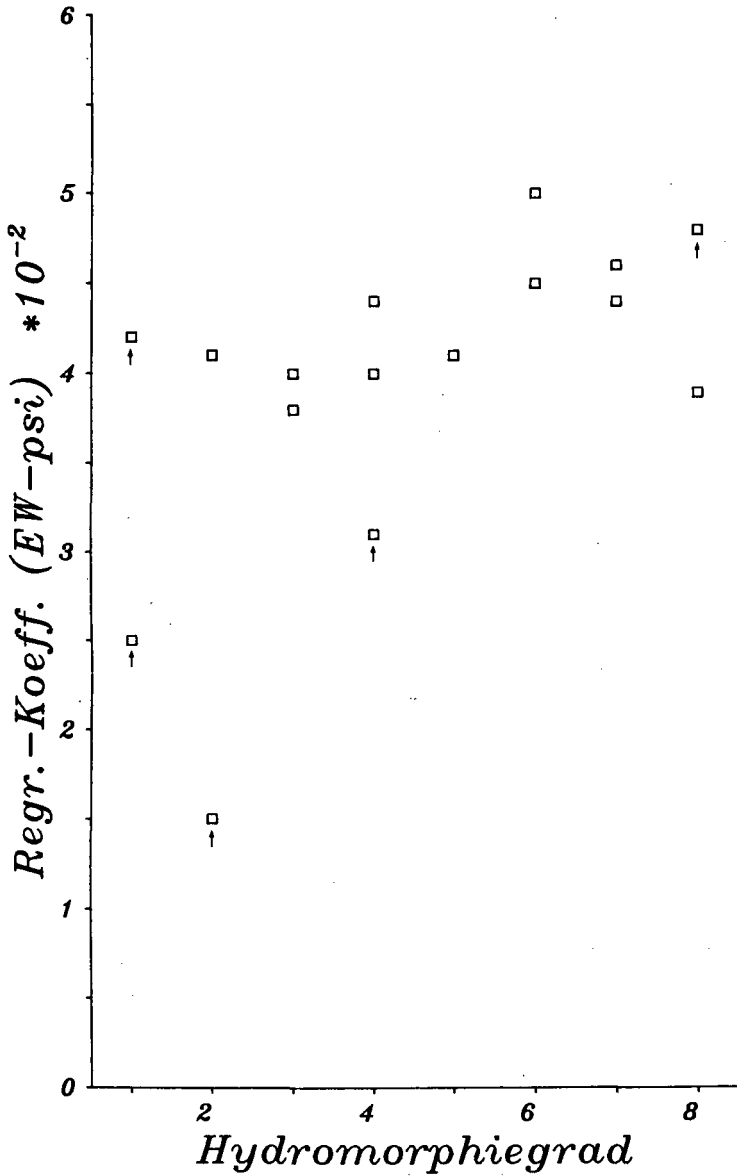


Abb. 1: Einfluß des Hydromorphiegrades (nach rechts abnehmend) auf den Regressionskoeffizienten der Beziehung zwischen EW und Wasserspannung (Pfeile markieren o. S.-reiche, hydromorph geprägte Horizonte)



Deterministische und stochastische Einflüsse auf die Variabilität der Stoffanlieferung an das Grundwasser bei Sandböden

von

Böttcher, J.\*) und O. Strebel \*\*)

Einleitung

Der Probenahmeaufwand bei Felduntersuchungen kann durch Berücksichtigung räumlicher Abhängigkeiten (Autokorrelation) der regionalisierten Variablen deutlich reduziert werden (z. B. Webster and Burgess 1983, Dahiya et al. 1985). Da Autokorrelationen vor einer Beprobung meist nicht bekannt sind, wären Anhaltspunkte zur verbesserten Abschätzung des Probenahmeaufwands hilfreich.

Als Maßstab für die Stoffanlieferung an das Grundwasser kann man die Stoffkonzentrationen im obersten Grundwasserbereich heranziehen. Untersuchungen über die räumliche Variabilität dieser Stoffkonzentrationen unter Sandböden ergaben, daß Intensität, Reichweite und Muster der räumlichen Autokorrelation je nach Stoff und Bodennutzung unterschiedlich sein können (Böttcher und Strebel 1988). Drei Variogramme in Abb. 1 sollen dies verdeutlichen. Für die Nitratkonzentration im oberflächennahen Grundwasser unter Acker bei Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung (März 1985) besteht eine starke räumliche Abhängigkeit bis etwa 6 m (Abb. 1 a), der danach erkennbare Hole Effect weist auf ein regelmäßiges Muster hin. Ursache dieser räumlichen Variabilität sind Überlappungsstreifen bei der Düngerausbringung. Bei Probenahme in Bearbeitungsrichtung (Okt. 1986) ist im Variogramm der Nitratkonzentration keinerlei Autokorrelation oder Muster zu erkennen (Abb. 1 b). Unter Nadelwald zeigt die Sulfatkonzentration räumliche Autokorrelation bis etwa 2.5 m, ein Hole Effect ist auch hier gegeben (Abb. 1 c). Verursacht wird dies durch die Stoffinter-

---

\*) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2,  
3000 Hannover 51

\*\*\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2  
3000 Hannover 51

zeption der Nadelbäume. Diese Beispiele zeigen, daß die Variabilität durch deterministische (nicht zufällige, sondern räumlich vorhersagbare) und stochastische (im statistischen Sinn zufällige, nicht vorhersagbare) Einflüsse verursacht sein kann.

Die Bedeutung dieser beiden Einflüsse auf die räumliche Variabilität der Stoffkonzentration im oberflächennahen Grundwasser bei Sandböden unter Acker und Nadelwald soll in diesem Beitrag analysiert und quantifiziert werden.

Besondere Fragen sind:

- Größe der deterministischen und stochastischen Variabilität bei unterschiedlicher Bodennutzung und Probenahmerichtung,
- Möglichkeiten zur Schätzung des Probenahmeaufwands anhand der stochastischen Variabilität bzw. der Kriging-Varianz.

#### Untersuchungsstandort und Probenahme

Im März 1985 und Oktober 1986 wurden Proben aus dem obersten Dezimeter des Grundwassers von Gley-Podsolböden aus Fein- bis Mittelsand unter Acker und Nadelwald entnommen und auf Na, K, Ca, Mg, Al,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$  und Cl untersucht. Die Probenahme erfolgte mit einer Handbohrer-Schlitzsondentechnik im Abstand von 0,5 m bzw. 1 m entlang von 30 m bzw. 60 m langen Transekten. Weitere Einzelheiten sind bei Böttcher und Strebel (1988) zu finden.

#### Mathematisch-statistisches Vorgehen

Die verwendeten mathematisch-statistischen Methoden (Zeitreihenanalyse, Geostatistik) sind bei Böttcher und Strebel (1988) beschrieben. Die Ermittlung der deterministischen und stochastischen Variabilität erfolgt in mehreren Teilschritten, die in Abb. 2 für einen intensiv gedüngten Stoff (Nitrat) und für einen wenig oder gar nicht gedüngten (Natrium) exemplarisch dargestellt sind.

Die Ausgangsdatenreihe A wird mit Hilfe der Spektralanalyse B auf periodische Wiederholungen bzw. Trend untersucht. Periodische Wiederholungen (Peak im Nitrat-Spektrum), denen erkennbare Ursachen zugrunde liegen (z. B. Düngerausbringung), werden mit Hilfe der Datenglättung durch FOURIER-Transformation in eine geglättete Darstellung C überführt, die dem deterministischen Einfluß auf die Ausgangsdatenreihe entspricht (Nitrat-Düngerstreifen). Dabei ist Sorgfalt sehr wichtig, damit keine zufälligen Zyklen, die ohne besondere

Ursache als stochastische Komponente auftreten können, weggeglättet werden. Ist der deterministische Einfluß ein Trend (spektrales Maximum bei Frequenz  $\approx 0$  im Natrium-Spektrum), so wird dieser regressionsanalytisch C als Gerade oder Kurve ermittelt. Die Differenz aus A - C ergibt die Datenreihe D (Residuals), die die stochastische Variabilität (Rest-Variabilität) der Ausgangsdatenreihe aufzeigt und auf den Mittelwert 0 zentriert ist.

### Ergebnisse und Diskussion

Für ausgewählte Stoffkonzentrationen (Ca, Mg,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ) ist der Anteil der deterministischen und stochastischen Variabilität in Prozent der Gesamt-Standardabweichung in Abb. 3 a dargestellt. Es ist zu erkennen, daß bei Acker die stochastische Variabilität in der Reihenfolge - quer März 85, - quer Okt. 86, - längs zunimmt. Das verdeutlicht, daß der Probenahmetermin (März oder Oktober) das Ausmaß der deterministischen Variabilität ebenso beeinflußt wie die Probenahmerichtung (quer oder längs). Im Spätwinter während der Hauptauswaschungsperiode machen sich düngungsbedingte, deterministische Einflüsse in der Variabilität der Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser bei Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung besonders bemerkbar (Böttcher und Strebel 1988). In Bearbeitungsrichtung ist die Düngerausbringung ziemlich homogen, die Variabilität der Stoffanlieferung daher weitgehend stochastisch. Unter Nadelwald fallen nur Unterschiede zwischen den Stoffen auf. Ursache der deterministischen Variabilität der Stoffanlieferung unter Nadelwald sind meist deutliche Muster im Stoffeintrag in den Boden durch Interzeptions-Deposition der Nadelbäume (Böttcher und Strebel 1988).

Abb. 3 b zeigt für Ca, Mg,  $\text{NO}_3$  und  $\text{SO}_4$  den Variationskoeffizienten (CV) aufgliedert in deterministischen und stochastischen Anteil. Unabhängig von Probenahmerichtung und -zeitpunkt beträgt der stochastisch bedingte CV für insgesamt 8 Stoffkonzentrationen im obersten Grundwasser bei Sandböden unter Acker etwa 12 %. Nur bei Nitrat ist eine deutliche Abweichung feststellbar, weil eine regelmäßige Wiederholung in der Datenreihe mit einer Periode von ca. 2 m wegen fehlender Ursachenerklärung als stochastisch betrachtet wurde. Ohne diesen Einfluß würde der stochastische CV auch für Nitrat unter Acker bei 12 % liegen (Pfeil in Abb. 3 b). Unter Nadelwald beträgt der stochastische CV für 8 Stoffkonzentrationen im obersten Grundwasser recht einheitlich ca. 21 % (Abb. 3 b).

Diese Analyse zeigt, daß es für die untersuchten Sandböden unter Acker und Nadelwald Nutzungstypische Niveaus der stochastischen Variabilität der Stoff-

konzentrationen gibt. Die stochastische Variabilität bei Acker entspricht der intrinsischen, bodenbedingten Variabilität und ist für Probenabstände  $> 0.5$  bzw.  $> 1$  m räumlich praktisch nicht korreliert. Durch Aufteilung in deterministische und stochastische Variabilität wird also bei Acker auch die räumliche autokorrelierte von der unkorrelierten Variabilität getrennt. Bei Nadelwald sind die Verhältnisse komplizierter und bleiben im weiteren unberücksichtigt. Die auf diese explizite Weise ermittelten Beiträge der räumlich autokorrelierten (deterministischen) und der unkorrelierten (stochastischen) Variabilität der Stoffkonzentrationen unter Acker kann man in Beziehung setzen zu der nach geostatistischen Verfahren (Kriging) berechneten räumlichen Variabilität. Bei der Bestimmung der Kriging-Varianz werden Autokorrelationen regionalisierter Variablen einbezogen. Für die Ca-, Mg-, NO<sub>3</sub>- und SO<sub>4</sub>-Konzentrationen des oberflächennahen Grundwassers unter Acker bei Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung wurde die Kriging-Varianz auf der Basis des Punkt-Kriging (Webster and Burgess 1983) berechnet, in Variationskoeffizienten (CV) umgesetzt und mit denen der stochastischen Variabilität verglichen. Die Übersicht zeigt die Variationskoeffizienten (in %), die trotz der

			Ca	Mg	NO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>
Acker, quer zur Bearbeitungsricht.	März 85	CV stochast.	6.8	7.8	25.0	7.3
		CV Kriging-V.	6.4	10.3	16.9	7.9
	Okt. 86	CV stochast.	12.1	9.0	11.0	11.0
		CV Kriging-V.	12.5	8.7	13.9	8.2

unterschiedlichen methodischen Ansätze sehr ähnlich sind; die Abweichung bei NO<sub>3</sub> hängt mit oben diskutierten Problemen zusammen. Durch einen Chi-Quadrat Test wird bestätigt, daß alle Variationskoeffizienten einer Grundgesamtheit angehören ( $p = 95\%$ ). Dieses Ergebnis läßt den Schluß zu, daß bei den vorliegenden Bedingungen unter Acker auch die stochastische Variabilität (ermittelt durch Probenahme in Bearbeitungsrichtung) als Maß für die Abschätzung des notwendigen Probenahmeaufwands zur Bestimmung eines zuverlässigen Mittelwertes einer Untersuchungsfläche dienen kann. Die Probenahmepunkte wären dann gleichmäßig über ein möglichst senkrecht zur Bearbeitungsrichtung verlaufendes Transekt (30 - 60 cm Länge) zu verteilen. Da jedoch nur geostatistische und zeitreihenanalytische Verfahren Informationen über Reichweite, Intensität und Muster räumlicher Abhängigkeiten liefern, ist deren Einbeziehung in Felduntersuchungen von großem Nutzen.



Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung. Eine ausführliche Darstellung aller Ergebnisse dieser Untersuchung ist an anderer Stelle vorgesehen.

### Literatur

Böttcher, J. und O. Strebel, 1988: Spatial variability of solute concentrations in uppermost groundwater under arable land and coniferous forest. Part 1, Part 2, Part 3. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (zur Veröffentlichung eingereicht).

Dahiya, J. 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. Pflanzenernähr. Bodenk., 148, 268 - 277, (1985).

Webster, R. and T. M. Burgess, 1983: Spatial variation in soil and the role of Kriging. Agricultural Water Management, 6, 111 - 122, (1983).

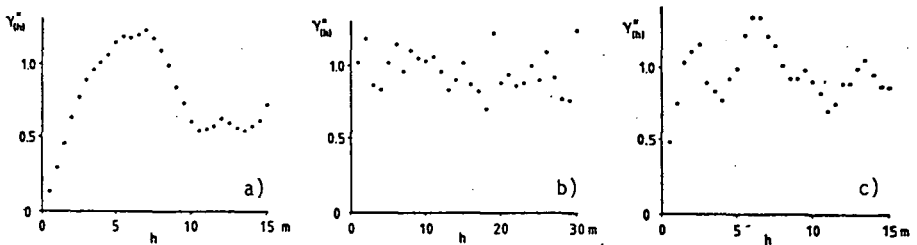


Abb. 1: Variogramme von Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser unter Gley-Podsolböden aus Fein- bis Mittelsand: Nitrat unter Acker bei Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung, März 85 (a) und in Bearbeitungsrichtung, Okt. 86 (b); Sulfat unter Nadelwald, März 85 (c).

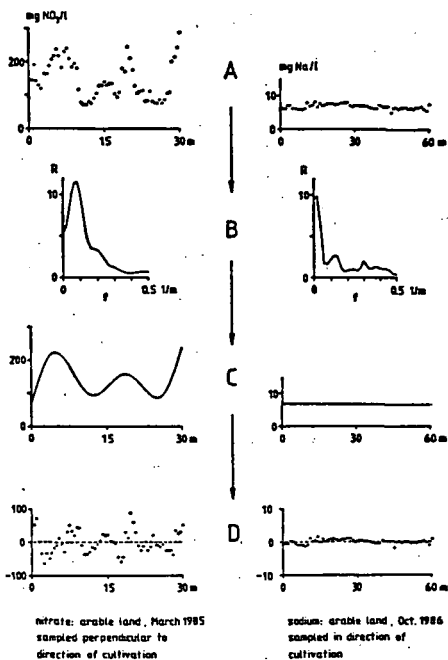


Abb. 2: Beispiele zur Ermittlung der deterministischen und stochastischen Variabilität linienhaft gemessener Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (Erläuterungen im Text)

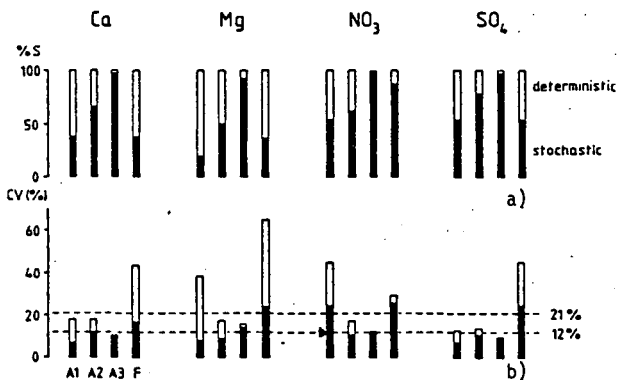


Abb. 3: Prozentualer Anteil der deterministischen und stochastischen Variabilität an der Standardabweichung der Ausgangsdaten (a), Aufgliederung des Variationskoeffizienten (CV) in deterministischen und stochastischen Anteil (b).

A1 : Acker, Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung, März 1985  
 A2 : Acker, Probenahme quer zur Bearbeitungsrichtung, Okt. 1986  
 A3 : Acker, Probenahme in Bearbeitungsrichtung, Okt. 1986  
 F : Nadelwald, März 1985

Die Verteilung von Wurzeln in einer Parabraunerde aus Löß als Folge der Kombination von Aggregatgröße und Lagerungsdichte des Bodens

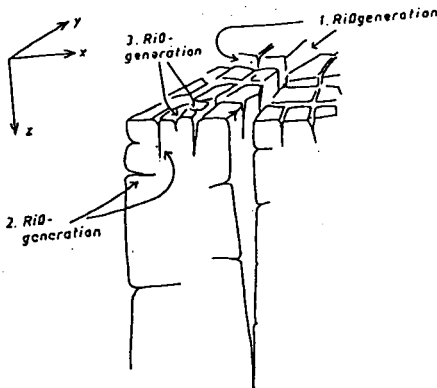
von  
Bohne, H. <sup>†)</sup>

Einleitung

Für die Ausnutzung von Wasser und Nährstoffen ist neben der Gesamtwurzeldichte auch die Verteilung der Wurzeln im Raum von Bedeutung. In der Regel wird davon ausgegangen, daß die Wurzeln gleichmäßig verteilt sind.

Betrachtet man aber die bei der Gefügebildung ablaufenden Prozesse, so wird deutlich, daß schon im Verlauf der Gefügeentwicklung für die Wurzeln eine Situation entsteht, bei der die Möglichkeiten der Erschließung eines gegebenen Bodenvolumens ungleichmäßig verteilt sind. Bei der Gefügebildung durch Schrumpfung entstehen als Resultat zeitlich aufeinanderfolgender Rißgenerationen immer kleinere Aggregate (Abb. 1). Poren für das Wurzelwachstum sind bevorzugt in den größeren Aggregaten vorhanden. Mit abnehmender Aggregatgröße nehmen Anzahl und Größe der Risse ab und die Dichte der Aggregate zu. Die Bedingungen für die Durchwurzelung dieser Aggregate verschlechtern sich daher.

Abb. 1: Schematische Darstellung der Gefügebildung durch Schrumpfung (nach Hartge und Horn, 1977)



<sup>†)</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2  
3000 Hannover 21

Vor diesem Hintergrund wurde die Frage untersucht, in welchem Ausmaß sich die Aggregierung bei unterschiedlicher Lagerungsdichte des Bodens auf die Verteilung von Wurzeln auf bzw. in Aggregaten auswirkt.

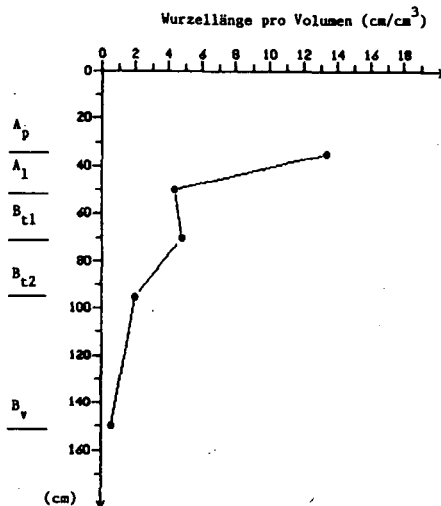
### Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden aus den Horizonten  $A_p$ ,  $A_1$  und  $B_{t1}$  jeweils drei Bodenklumpen von ca.  $3dm^3$  herausgelöst. Dieser Bodenverband wurde von Hand vorsichtig in Bodeneinheiten der Größe 10, 8, 6, 4, 3, 2 und 1cm zerteilt. Die als Folge dieses Vorgehens entstandenen Bodeneinheiten werden vor dem Hintergrund der beschriebenen Gefügeentwicklung als Aggregate angesprochen. Außerdem wurden in den Horizonten  $A_p$ ,  $A_1$ ,  $B_{t1}$ ,  $B_{t2}$  und  $B_v$  die Lagerungsdichte, der Eindringwiderstand und die Wurzelichte ermittelt. Die Wurzellänge wurde nach der Methode von Newman (1966) bestimmt.

### Ergebnisse

Abb. 2 und 3 beschreiben auf der Betrachtungsebene eines gesamten Horizontes den bekannten Zusammenhang zwischen der Durchwurzelbarkeit und der Lagerungsdichte des Bodens. Die starke Reduzierung der Wurzeln im  $A_1$ -Horizont wird hervorgerufen durch die hohe Lagerungsdichte und den großen Eindringwiderstand (hier nicht dargestellt) in dieser Tiefe.

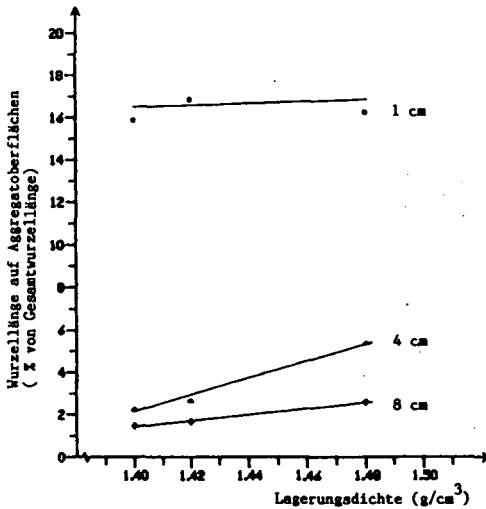
Abb. 2: Wurzelichte ( $cm/cm^3$ ) in den verschiedenen Horizonten einer Parabraunerde aus Löß



Mit abnehmender Aggregatgröße befindet sich ein höherer Anteil an Wurzeln, bezogen auf die Gesamtwurzellänge, auf Aggregatoberflächen (Abb. 4). Dieser Zusammenhang trifft für alle untersuchten Horizonte und somit für die dort auftretenden unterschiedlichen Lagerungsdichten zu. Unabhängig von der Aggregatgröße ist der Anteil oberflächlich wachsender Wurzeln im  $A_1$ -Horizont am größten. Wenn also aufgrund einer hohen Lagerungsdichte insgesamt wenig Wurzeln ausgebildet werden, wächst von diesen Wurzeln ein größerer Anteil auf Aggregatoberflächen.

Die Wechselwirkungen zwischen Lagerungsdichte, hier repräsentiert durch die verschiedenen Horizonte, und Aggregatgröße sind für die einzelnen Horizonte unterschiedlich stark ausgeprägt. Abb. 5 zeigt, daß sowohl bei ganz großen (8cm) als auch bei ganz kleinen (1cm) Aggregaten der Einfluß der Lagerungsdichte auf den Anteil oberflächlich wachsender Wurzeln gering ist. Bei einer mittleren Aggregatgröße (4cm) nimmt der Anteil oberflächlich wachsender Wurzeln mit zunehmender Lagerungsdichte dagegen stark zu.

Abb. 5: Anteil an Wurzeln auf Aggregatoberflächen (% von Gesamtwurzellänge) in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte des Bodens ( $\text{g/cm}^3$ ) bei unterschiedlichen Aggregatgrößen (8, 4 und 1cm)



Aufgrund der dargestellten Gefügeentwicklung (Abb.1) wurde deutlich, daß die kleinen Aggregate kaum noch Risse und Schwächezonen für das Wurzelwachstum enthalten. Unabhängig von der Lagerungsdichte des gesamten Horizontes wächst im Vergleich zu den anderen Aggregatgrößen stets ein hoher Anteil an Wurzeln auf Aggregatoberflächen. Hier wird die Verteilung der Wurzeln stärker von den aggregatgrößenspezifischen Eigenschaften (hier Mangel an Rissen) reguliert als von der Lagerungsdichte des gesamten Horizontes.

In den großen Aggregaten sind offensichtlich bei allen hier vorliegenden Lagerungsdichten genug Risse für das Wurzelwachstum enthalten. Nur ein kleiner Anteil an Wurzeln wächst daher auf Aggregatoberflächen. Die Verteilung der Wurzeln wird wieder stärker von den aggregatgrößenspezifischen Eigenschaften (hier Vorhandensein von Rissen) beeinflusst als von der Lagerungsdichte des Horizontes.

Es ist anzunehmen, daß die Aggregate der mittleren Größe hinsichtlich der Anzahl an Rissen auch eine mittlere Position zwischen den beiden beschriebenen Situationen einnehmen. Die Durchwurzelung der Aggregate ist aufgrund aggregatgrößenspezifischer Eigenschaften weder eindeutig begünstigt (wie bei den großen Aggregaten) noch behindert (wie bei den kleinen Aggregaten). In dieser Situation fällt die Wirkung der Lagerungsdichte stärker ins Gewicht. Eine hohe Lagerungsdichte des Horizontes und damit insgesamt ungünstige Bedingungen für das Wurzelwachstum führen zu einem Anstieg der oberflächlich wachsenden Wurzeln bei dieser Aggregatgröße.

#### Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Das Wachstum von Wurzeln auf bzw. in Aggregaten steht in Beziehung zu der Größe der Aggregate.
- Generell wachsen mit abnehmender Aggregatgröße mehr Wurzeln auf Aggregatoberflächen.
- Mit zunehmender Lagerungsdichte nimmt der Anteil auf Aggregatoberflächen wachsender Wurzeln zu. Dieser Effekt ist am stärksten bei einer mittleren Aggregatgröße ausgeprägt.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse hat eine hohe Lagerungsdichte nicht nur ein allgemein vermindertes Wurzelwachstum zur Folge. Darüberhinaus reduziert eine hohe Lagerungsdichte von einem schon verminderten Wurzelwachstum ausgehend den Anteil an Wurzeln, die in das Aggregat eindringen.

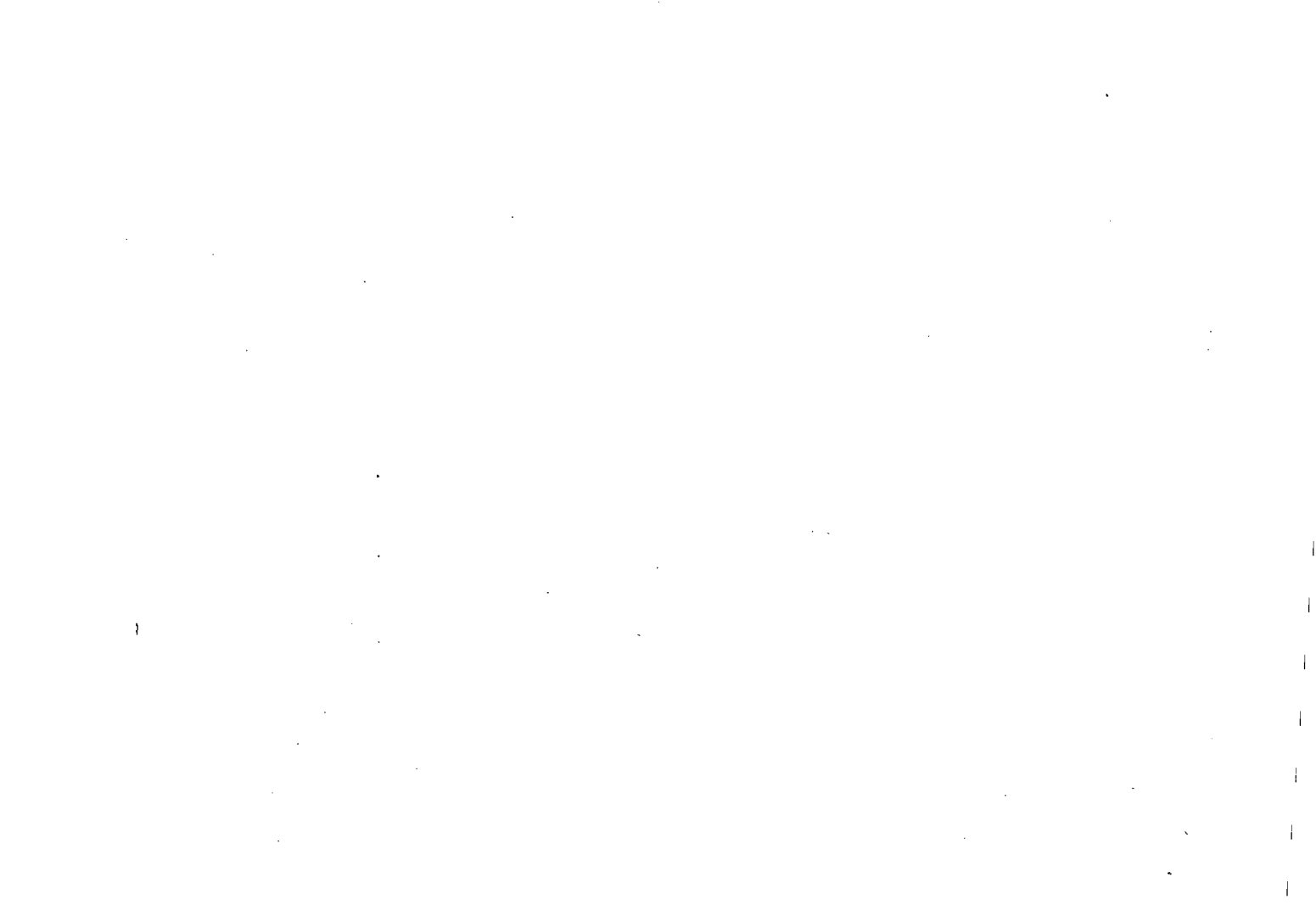
Bei den hier vorliegenden Relationen zwischen dem Wurzelwachstum auf und in den Aggregaten dürfte aber eine Beeinträchtigung der Nährstoff- und Wasserausnutzung ausgeschlossen sein.

Literatur

Hartge, K..H. und R. Horn: Spannungen und Spannungsverteilungen als Entstehungsbedingungen von Aggregaten.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Geselsch., 25, 23-33, 1977

Newman, E.I.: A method of estimating the total length of root in a sample. J. Appl. Ecol. 3, 139-145, 1966





ZUSAMMENHÄNGE ZWISCHEN SCHNEEDECKE, GEFRORENEM BODEN UND GÜLLENABSCHWEMMUNG

von

Braun, M.

Die Problematik

Im Winter verteilen viele Bauern Gülle auf Schnee und gefrorenen Boden. Die Gefahr ist gross, dass Nährstoffe zusammen mit dem Schneeschmelzwasser oberflächlich abgeschwemmt werden und die Gewässer belasten. Für das Zustandekommen von Oberflächenabfluss spielen der Zustand der Schneedecke und die Art und Weise, wie der Boden gefriert, eine entscheidende Rolle.

1. Die Schneedecke

Einfluss der Güllengabe

Bringt man Gülle über Schnee aus, greift man in den Wärme- und Wasserhaushalt der Schneedecke ein. Einerseits wird mit der Gülle eine beschränkte Wasser- und Energiemenge zugeführt ( $5 \text{ l/m}^2$  Gülle von ca.  $7^\circ\text{C}$ ). Andererseits wird durch die dunkle Farbe der Schneeoberfläche die Reflektion der einfallenden Sonnenstrahlung verringert. Diese Umstände führen zum Schmelzen des begüllten Schnees.

Zustand der Schneedecke

Die Wassermenge der Güllengabe und das an der Schneeoberfläche entstehende Schmelzwasser verursachen eine Nassfront, die durch die Schneedecke sickert. Dank der Farbe der Gülle ist das Fortschreiten dieser Nassfront sichtbar. Ihre Geschwindigkeit hängt vom Zustand der Schneedecke ab.

Bei einem **trockenen, unterkühlten Schnee** kann es je nach Schmelzrate und Schneehöhe längere Zeit dauern, bis die Gülle durch die Schneedecke gesickert ist. Ein Teil der Nährstoffe wird während dieser Zeit in der Schneedecke zurückgehalten. Hier liegt ein grosses Gefahrenpotential! Ändert sich in dieser Zeit der Witterungsverlauf (Regen), können die Nährstoffe, die noch in der Schneedecke gespeichert sind, mit dem Schmelz- und Regenwasser durch Oberflächenabfluss verloren gehen.

Bei einem **feuchten, isothermen Schnee** ( $0^\circ\text{C}$ ) sickert die Gülle sehr rasch durch die Schneedecke. Die Zeit, bis der Wasserfluss auf der Unterseite der Schneedecke feststellbar ist, ist viel kürzer als bei einem trockenen, kalten Schnee. Die Güllengabe und die dadurch beschleunigte Schmelze der schon reifen Schneedecke bedeuten (z.B. über einem noch gefrorenen Boden) eine grosse Gefahr einer unmittelbaren Gülleabschwemmung.

2. Der gefrorene Boden

Wassergehalt des Bodens

In einem gefrorenen Boden liegt das Wasser nicht nur als Eis, sondern auch als ungefrorenes Wasser vor. Im ungesättigten, gefrorenen Boden können die ungefrorenen Wasserfilme um die Bodenpartikel in ihrer Dicke wachsen, da sie nicht behindert werden durch Eis. Im gesättigten, eisreichen Boden können sie dies nicht. Verglichen mit dem ungefrorenen Boden ist bei einem trockenen, gefrorenen Boden eine geringe, hingegen bei einem nassen, gefrorenen Boden eine markante Abnahme der Infiltrationsrate feststellbar.

### Bodentemperatur

Das Wasseraufnahmevermögen hängt in zweierlei Hinsicht mit der Bodentemperatur zusammen. Einerseits wird die Wasserleitfähigkeit reduziert, wenn unter  $0^{\circ}\text{C}$  die Bodentemperatur weiter abnimmt. Andererseits beeinflusst die Temperatur den Verlauf der Infiltration. Beginnt die Infiltration in einen unterkühlten Boden, gefriert ein Teil des Wassers beim Einsickern und hemmt die Wasserbewegung.

### Infiltrationshemmende Eisschicht

Die Infiltration wird kontrolliert durch den Eisgehalt in den obersten Zentimetern des Bodens oder durch eine **Eisschicht auf der Bodenoberfläche**. An dieser Stelle muss betont werden, dass gefrorener Boden auch unter einer Schneedecke vorkommt. Die Schneedecke hat einen entscheidenden Effekt: durch die kühlende Wirkung der Schneedecke auf den Regen oder die Güllengabe und folglich der Abgabe von Schmelzwasser von  $0^{\circ}\text{C}$  an den Boden, tendiert die Schneedecke den Bodenfrost in seiner Originalform zu bewahren und sichtbar intakt zu halten, bis der Schnee völlig weggeschmolzen ist. Eine auch nur dünne Eisschicht kann in ihrer Infiltrationshemmung während einer Schneeschmelze sehr effektiv sein. Dies zieht erheblichen Oberflächenabfluss nach sich.

## 3. Der Feldversuch

Auf drei Parzellen (Getreide, Mais, Wiese) wird auf total neun Messstreifen nach dem Güllenausstrag das oberflächlich abfließende Wasser aufgefangen, gemessen und auf den Nährstoffgehalt untersucht.

Durch Messung wichtiger klimatologischer, schnee- und bodenphysikalischer Größen wird versucht, die Bedingungen zu verstehen, die zum Zeitpunkt des Güllenausstrages und des Oberflächenabflusses ereignisses vorliegen und zu Güllenabschwemmungen führen können.

## Schlussfolgerungen

Neben dem Witterungsverlauf bestimmt vorallem der Zustand der Schneedecke den Zeitpunkt und die zeitliche Verteilung der Freigabe des Güllen-Schneesmelz-Wassers. Die Schneedecke wirkt dosierend.

Der Zustand des gefrorenen Bodens und eine mögliche Eisschicht unter dem Schnee an der Bodenoberfläche bestimmen den zeitlichen Verlauf der Infiltration des anfallenden Wassers und damit des Oberflächenabflusses und der Höhe der Nährstoffverluste.

### Referenzen:

- T.P. Burt / P.J. Williams: Hydraulic conductivity in frozen soils, Earth Surface Proc., 1, 349-360, 1976
- S.C. Colbeck: An analysis of water flow in dry snow, Water Resources Res., 12/3, 523-527, 1976
- S.C. Colbeck / E.A. Anderson: The permeability of a melting snow cover, Water Resources Res., 18/4, 904-908, 1982
- T. Dunne / A.G. Price / S.C. Colbeck: The generation of runoff from-subarctic snowpacks, Water Resources Res., 12/4, 677-685, 1976
- R.L. Harlan: Analysis of coupled heat-fluid transport in partially frozen soil, Water Resources Res., 9/5, 1314-1323, 1973
- H.F. Haupt: Infiltration, overland flow and soil movement on frozen and snow-covered plots, Water Resources Res., 3/1, 145-161, 1967
- D.L. Kane / J. Stein: Water movement into seasonally frozen soils, Water Resources Res., 19/6, 1547-1557, 1983
- D.L. Kane / J. Stein: Physics of snowmelt infiltration into seasonally frozen soils, in 'Advances in infiltration', ASAE Publication 11-83
- A.G. Price / T. Dunne: Energy balance computations of snowmelt in a subarctic area, Water Resources Res., 12/4, 686-694, 1976

Druckausbreitung unter fahrenden Traktoren im  
natürlich gelagerten Boden

von  
Burger, N., M. Lebert u. R. Horn ++)

Einleitung: Die Diskussion der mechanischen Belastbarkeit von Böden als Pflanzenstandort gewinnt aufgrund des Einsatzes immer rationeller arbeitender, dafür meist aber auch schwererer landwirtschaftlicher Fahrzeuge zunehmend an Bedeutung.

Bei der Suche nach den Grenzwerten der bodeneigenen Stabilität ist es hilfreich, zunächst einmal die Tiefenverteilung von Spannungen im Boden zu ermitteln, wie sie in der landwirtschaftlichen Praxis unter fahrenden Traktoren etc. auftreten können.

Sowohl bodeninterne wie auch bodenexterne Parameter beeinflussen in unterschiedlicher Intensität die Druckfortpflanzung.

BODENINTERN

Textur  
Lagerungsdichte  
Aggregierung  
Porenkontinuität  
Org. Substanz  
Wassergehalt  
Wasserspannung

BODENEXTERN

Auflast  
Kontaktfläche  
Belastungsdauer  
Reifeninnendruck  
Reifengestaltung  
Wirkungsweise des Druckes

Ziel der im Folgenden beschriebenen Untersuchung ist es, die Einflußintensität einzelner Parameter auf die Druckfortpflanzung für den jeweiligen Standort zu bestimmen.

---

++) Abt. Bodenphysik, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Material und Methodik: In dem durchgeführten Forschungsvorhaben werden möglichst viele repräsentative in Bayern vorkommende Bodentypen aus unterschiedlichen Ausgangsmaterialien und bei verschiedenen Bearbeitungszuständen beprobt.

Neben den in situ Druckmessungen im Freiland werden auch Stechzylinder- und Monolithmessungen im Labor unter genau definierten Bedingungen durchgeführt, um weitere Erkenntnisse zu diesem Problemkreis zu erhalten (Lebert, Burger u. Horn 1987).

Zur Bestimmung der Druckfortpflanzung werden in Tiefenabständen von 10 cm selbstentwickelte Druckmeßdosen unter der Fahrspur eingebaut. Bei diesen Druckmeßdosen sind auf einer dünnen Aluminiummembrane Dehnungsmeßstreifen (DMS) in Halbbrückenschaltung appliziert (Horn 1980). Jede druckabhängige Verformung dieser DMS verursacht eine Änderung des elektrischen Widerstands im Meßsystem, was mit Hilfe eines mobilen Registrier- und Verstärkungsgerätes erfaßt werden kann.

Der Einbau der Meßdosen erfolgt nach Ausheben einer Grube seitlich unter die Fahrspur in Tiefenabständen von 10 cm. Nach Installation der Dosen wird die Grube vor der Befahrung wieder verfüllt.

Bei den bisher durchgeführten Versuchen wurden auch verschiedene Belastungsvarianten gewählt, wie z.B. Befahrungswiederholungen (Horn et al. 1987), unterschiedliche Überfahrgeschwindigkeiten und verschiedene Wirkungsweisen der Belastung, wie gleichmäßig langsame Befahrung als annähernd statische Variante und Brems- bzw. Anfahrvorgänge als ausgesprochen dynamische Belastung.

Ergebnisse: Bei den im Folgenden beschriebenen Ergebnissen wird nur die vertikale Druckfortpflanzung analysiert, gleichwohl ist es mit dem oben beschriebenen Verfahren möglich, die räumliche Druckausbreitung ( Druckzwiebeln ) unter Lastflächen zu ermitteln. In Abb.1 ist die vertikale Druckfortpflanzung unter den Rädern verschieden schwerer landwirtschaftlicher Fahrzeuge dargestellt. Mit diesem Beispiel läßt sich der Einfluß externer Faktoren verdeutlichen. Das Spektrum der hier eingesetzten Fahr-

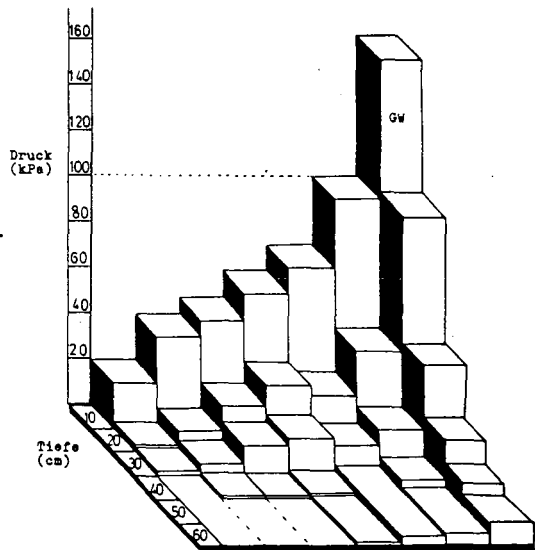
zeuge reicht von einem leichten 11kW bis zu einem 96kW starken Schlepper und einem Gülleanhänger mit einem vollen 6000 ltr Güllefaß.

Man erkennt, daß der Druck unter dem Vorderrad des 11 kW-Schleppers in einer Tiefe von 40 cm bereits völlig kompensiert wird, während die vertikale Druckfortpflanzung unter dem Hinterrad des 96 kW-Schleppers in 60 cm Tiefe noch 5 kPa beträgt. Unter dem vollen Gülleanhänger werden sogar noch 10 kPa gemessen.

Abb.1

Vertikale Druckfortpflanzung unter den Rädern (VR= Vorderrad, HR= Hinterrad) drei verschieden schwerer Schlepper und eines Güllewagens (GW)

Braunerde aus Lehrbergschichten  
(lehmiger Sand)



Radposition	VR	HR	VR	HR	VR	HR	HR
Kontaktflächendruck (kPa)	180	140	240	300	160	200	400
Radlast (kg)	200	300	410	615	1200	1800	2500
Fläche (cm <sup>2</sup> )	91	167	121	220	500	900	625
Leistung (kW)	11		37		96		

Das unterschiedliche Kompensationsverhalten unter den einzelnen Rädern kann nicht allein mit den Kontaktflächendrücken erklärt werden. Mehr Aufschluß bringt die zusätzliche Beachtung der Kontaktfläche, wobei sich zeigt, daß bei vergleichbarem Kontaktflächendruck eine Vergrößerung der Kontaktfläche eine intensivere Tiefenwirkung des Druckes mit sich bringt.

Für die Praxis bedeutet dies, daß bei steigenden Radlasten mit

zunehmender Reifenbreite, d.h. größerer Kontaktfläche, der Kontaktflächendruck zwischen Boden und Reifen zwar in Grenzen gehalten werden kann, eine tiefwirkende Bodenverdichtung dadurch jedoch nicht verhindert wird.

Schlupf, ebenso wie Bremsen und Anfahren verstärken die Verdichtungsintensität, wie Abb.2 verdeutlicht. Hier wird eine gleichmäßig langsame Überfahung mit den Auswirkungen eines Bremsvorganges verglichen. Die beim Bremsen auftretenden Kräfte verursachen in allen Meßtiefen eine deutliche Erhöhung der vertikalen Normalspannung und erfassen noch tiefere Bodenbereiche. Aufgrund der zusätzlichen tangentialen Kraftkomponente werden außerdem die Aequipotentialen im Boden verformt (Koolen u. Kuipers 1983).

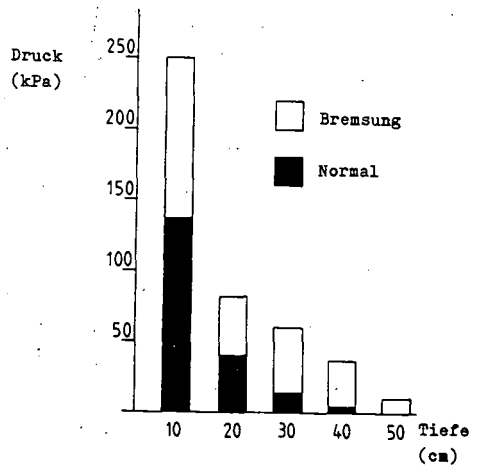
Abb.2

Vertikale Druckfortpflanzung bei gleichmäßig langsamer Überfahung (=Normal) und bei Bremsvorgang

Radlast: 2000 kg

Standort: Pseudogley aus Basisletten

WIRKUNGSWEISE DER BELASTUNG



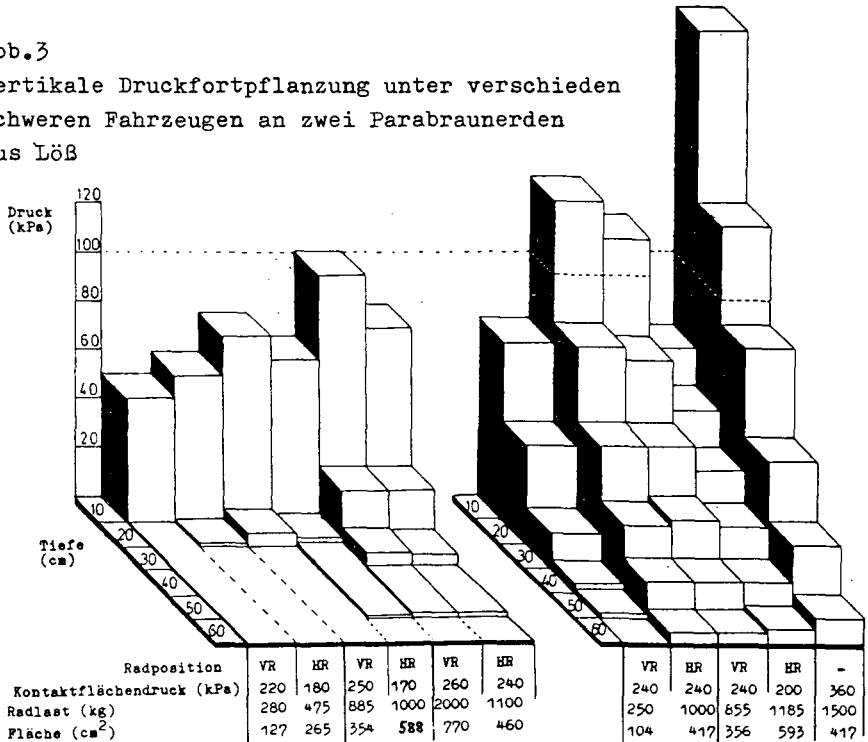
Der Einfluß bodeninterner Parameter auf das Druckfortpflanzungsverhalten wird in Abb.3 gezeigt, wo zwei Parabraunerden aus LÖB mit unterschiedlicher Textur und Struktur hinsichtlich ihres Druckkompensationsverhaltens verglichen werden.

Bei geringen Unterschieden in Lagerungsdichte und Wassergehalt zwischen den beiden Standorten sind die Ursachen für das abweichende Druckfortpflanzungsverhalten sowohl im Tongehalt als auch

in Gefügeunterschieden zu suchen. Aufgrund des höheren Tonanteils beim Profil Lenzenbrunn konzentriert sich hier die Druckfortpflanzung mehr um die Vertikalachse, so daß eine intensivere Tiefenwirkung zu verzeichnen ist. Als weiterer Einflußfaktor auf die Stabilität erweist sich der Gefügeunterschied zwischen den beiden Standorten. 'Frauental' zeigt bereits in einem Tiefenbereich von 20 cm eine deutlich plattige Struktur, die, wie aus Abb.3 ersichtlich, ein hohes Kompensationsvermögen besitzt. Die Gefügeabfolge bei Profil 'Lenzenbrunn' ist dagegen relativ homogen, was sich auch in einem gleichmäßigeren Druckkompensationsverlauf mit der Tiefe widerspiegelt.

Abb.3

Vertikale Druckfortpflanzung unter verschiedenen schweren Fahrzeugen an zwei Parabraunerden aus LÖB



Tiefe (cm)	Frauental				Lenzenbrunn			
	Ton (Gew.%)	d <sub>B</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	WG (Gew.%)	Gefüge	Ton (Gew.%)	d <sub>B</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	WG (Gew.%)	Gefüge
10	15	1,52	23	sub-pol	24	1,58	21	sub-pol
20	9	1,58	22	pla	40	1,56	21	pol
30	16	1,43	20	pol	40	1,56	22	pol
40	29	1,44	20	pol	29	1,46	21	pol

**Zusammenfassung:** In der vorliegenden Arbeit wird die vertikale Druckfortpflanzung unter landwirtschaftlichen Fahrzeugen am Beispiel von Freilanduntersuchungen beschrieben. Mit Hilfe von Dehnungsmeßstreifen, die auf kleinen Druckmeßdosen (Durchmesser= 30 mm, Höhe= 6 mm, Dicke der Meßmembrane= 0,1 mm) appliziert sind, lassen sich Drücke unter Fahrzeugrädern in verschiedenen Tiefen gleichzeitig ermitteln. Mit dem angewandten Verfahren können sowohl bodenexterne wie bodeninterne Einflußparameter auf das Druckkompensationsverhalten unterschieden werden. Bei ausreichend vorhandenen Bodenkenndaten sind durch vergleichende Analysen auch Aussagen über die Intensität des Einflusses einzelner Parameter auf die Bodenstabilität möglich.

**Danksagung:** Die Autoren danken dem "Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen" für die Förderung der Forschungen, Bewilligungsnr.: 6331-972-56650.

**Literatur:**

- Horn, R. (1980): Die Ermittlung der vertikalen Druckfortpflanzung im Boden mit Hilfe von Dehnungsmeßstreifen.- Z.Kulturtechnik u. Flurberein., 21, 343-349.
- Horn, R., N. Burger, M. Lebert, G. Badewitz (1987): Druckfortpflanzung in Böden unter langsam fahrenden Traktoren. Z. Kulturtechnik u. Flurberein., 28, 94-102.
- Koolen, A.J. u. H. Kuipers (1983): Agricultural Soil Mechanics.- Springer Verlag Berlin, Heidelberg.
- Lebert, M., N. Burger, R. Horn (1987): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 197-201.



Einfluß von Standorteigenschaften auf Nitratauswaschung und Nitratbestand  
im Wurzelraum bei Ackerböden während der Hauptauswaschungsperiode

von

Duynisveld, W.H.M.\*) und O. Strebel\*)

Einleitung

Die Minimierung der Nitratauswaschung aus Ackerböden ins Grundwasser erfordert eine umfassende Kenntnis über den Ablauf des Nitratauswaschungsprozesses in Abhängigkeit von den jeweiligen Standorteigenschaften. Neben Geländemessungen bilden validierte Stickstoff-Simulationsmodelle in diesem Zusammenhang ein wertvolles Hilfsmittel. Damit kann man die Nitratauswaschung für sehr verschiedene Standorte unter verschiedenen Bedingungen ermitteln (Fallstudien). Die Analyse solcher Ergebnisse ermöglicht gezielte und standortspezifische Maßnahmen zur Minimierung der Nitratauswaschung. Sie liefert aber auch Grundlagen für die Entwicklung sinnvoller und kontrollierbarer Auflagen für die landwirtschaftliche Praxis. In diesem Kurzbericht wollen wir diesen methodischen Ansatz am Beispiel von zwei Standorten unter Ackernutzung erläutern.

Simulationsmodell für die N-Dynamik im Boden

Die Simulation der N-Dynamik erfordert eine quantitative Beschreibung von N-Anlieferungs-, Umsetzungs-, Aufnahme- und Transportprozessen in wasserungesättigten Böden unter Geländebedingungen. Entsprechende Simulationsmodelle werden in zunehmendem Umfang herangezogen, um die komplexen Zusammenhänge der N-Dynamik zu verstehen und zu quantifizieren. Die Genauigkeit solcher Modelle ist z.T. noch begrenzt (z.B. bei N-Umsetzungen und -aufnahme). Das für diese Fallstudien benutzte Simulationsmodell ist an anderer Stelle ausführlich beschrieben (Duynisveld & Strebel 1986). Es wurde an Hand von umfangreichen mehrjährigen Geländemeßdaten kalibriert und validiert.

---

\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,  
Stilleweg 2, 3000 Hanover 51

### Nitrat auswaschung und Nitratbestand im Wurzelraum bei zwei verschiedenen Ackerböden

Als Beispiel benutzen wir die Nitratverlagerung bei zwei verschiedenen Ackerböden während der Hauptauswaschungsperiode im Raum Hannover. Der Simulationszeitraum reicht vom 1. September (nach Ernte von Wintergetreide) bis 1. Mai (Beginn der Hauptvegetationsperiode von Zuckerrüben als Folgefrucht). Es handelt sich um zwei grundwasserferne Standorte, einen Podsol aus feinsandigem Mittelsand und eine Parabraunerde aus LÖB über kiesigem Sand. Abb. 1 zeigt den Wassergehalt der beiden Bodenprofile bei Feldkapazität. Als Ausgangsnitratgehalt im Boden wurden 58 kg N/ha angenommen, Tiefenfunktion dieses Nitratbestandes und der zugehörigen Nitratkonzentrationen in den zwei Bodenprofilen sind ebenfalls aus Abb. 1 zu ersehen. Die vorgegebene Nitratmenge kann aus einem (wegen falscher Düngung) relativ hohen Nitratrestbestand zum Erntetermin oder (und) aus Mineralisation von Boden-N nach der Getreideernte stammen. Während des Simulationszeitraums vom 1.9.1981 bis 1.5.1982 erfolgte unter den Klimabedingungen von Hannover eine weitere N-Mineralisation, Verlauf und Menge in Abb. 2 geüben für beide Böden (um einen guten Vergleich zu ermöglichen).

Der Verlauf der Konzentrations-Isolinien ( $\text{mg NO}_3/\text{l}$ ) als Funktion der Zeit (Abb. 3) belegt die wesentlich raschere Tiefenverlagerung des Nitrats bei dem Sandboden (niedrige Wassergehalte) im Vergleich zum LÖBboden. Abb. 4 zeigt große Unterschiede zwischen den beiden Standorten im zeitlichen Verlauf des Nitratbestandes im Wurzelraum (0 - 90 cm bei Sandboden, 0 - 120 cm bei LÖBboden), trotz gleicher Daten für Ausgangsmenge (58 kg N/ha) und N-Mineralisation (47 kg N/ha). Bei dem Sandboden geht der Nitratbestand infolge Auswaschung von Mitte Oktober bis Ende Dezember stark zurück. Am Ende der Simulationsperiode beträgt er nur noch 13 kg N/ha (Abb. 5). Insgesamt haben 92 kg N/ha den Wurzelraum (90 cm) mit 294 mm Grundwasserneubildung verlassen, als mittlere Nitratkonzentration ergibt sich dabei 31 mg N/l. Bei dem LÖBboden dagegen nimmt der Nitratbestand erst ab Anfang Dezember allmählich und nur mäßig ab. Den Zuckerrüben als Folgefrucht stehen im Wurzelraum noch 72 kg N/ha zur Verfügung (Abb. 5). Insgesamt wurden mit 319 mm Grundwasserneubildung 34 kg N/ha aus dem Wurzelraum ausgewaschen (mittlere Nitratkonzentration 11 mg N/l).

Fallstudien mit Simulationsrechnungen können auch als Grundlage für die Entwicklung sinnvoller und kontrollierbarer Auflagen für die Landwirtschaft dienen. Zum Beispiel geht aus Abb. 4 hervor, daß im Zeitraum September bis Dezember 1981 erfolgende Kontrollbestimmungen des  $N_{\text{min}}$ -Bestands im Wurzelraum je nach Beprobungstermin und Standort sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern (Sandboden: Okt.

≈ 75 kg N/ha, Dez. ≈ 10 kg N/ha; Lössboden: Okt. - Dez. ≈ 80 kg N/ha). Weiterhin zeigt sich, daß im Oktober zwar ähnliche  $N_{min}$ -Werte im Wurzelraum (≈ 75 - 80 kg N/ha) vorliegen, die Nitratauswaschung während der Hauptauswaschungsperiode aus dem Wurzelraum des Sandbodens mit 92 kg N/ha aber den Wert von 34 kg N/ha bei dem Lössboden beträchtlich übersteigt. Dieses Beispiel macht deutlich, daß standort- und klimabedingte Aspekte bei Festlegung von Beprobungstermin und Bewertung von gemessenen  $N_{min}$ -Beständen einbezogen werden müssen, wenn falsche Schlußfolgerungen vermieden werden sollen. Berechnungen für repräsentative Bodenprofile in verschiedenen Klimagebieten über vieljährige Auswaschungsperioden können wichtige Beurteilungsgrundlagen dazu liefern.

Eine ausführliche Darstellung ist an anderer Stelle vorgesehen. Wir danken dem Umweltbundesamt für die finanzielle Unterstützung dieser Untersuchungen.

Literatur

Duynisveld, W.H.M. und O. Strebel, 1986: Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen. UBA Texte 8/86, 129 S.

Strebel, O., 1987: Nitratverlagerung in das Grundwasser in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Bodennutzung: Ursachen, Ausmaß, Minimierung. UBA-Fachgespräch "Grundwasserschutz und Stickstoffdüngung", im Druck.

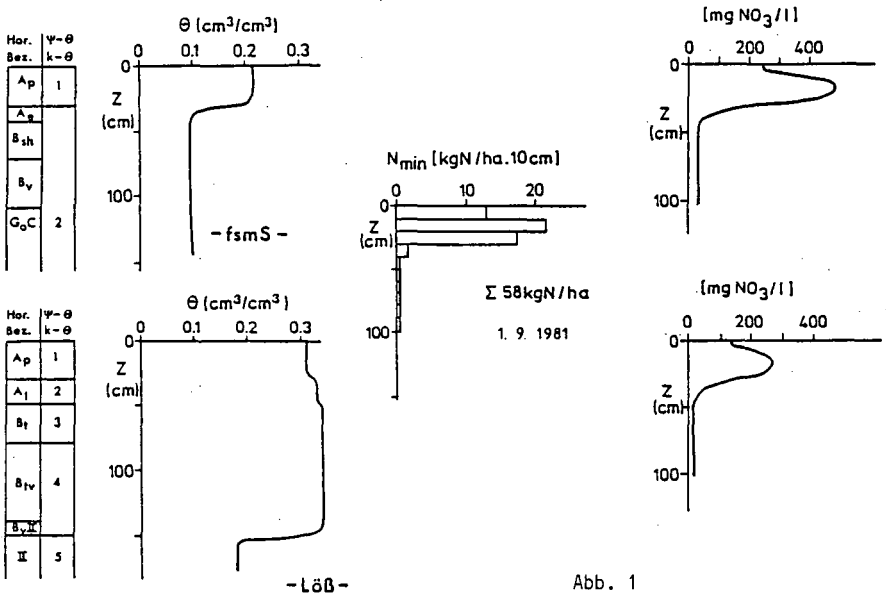


Abb. 1

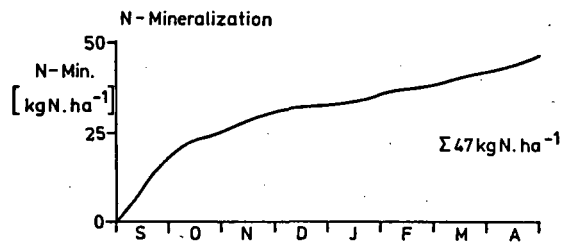
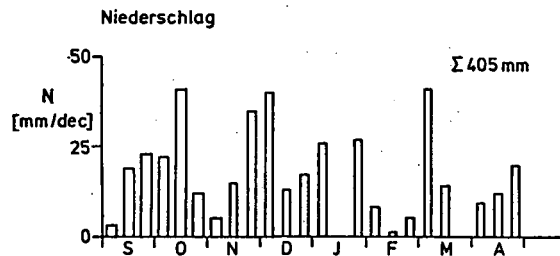
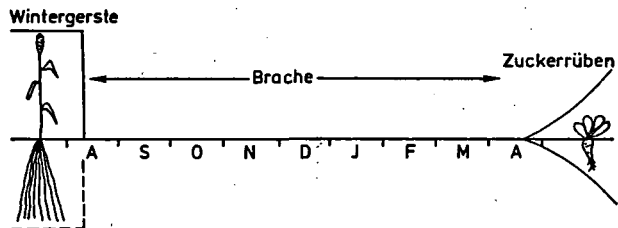


Abb. 2

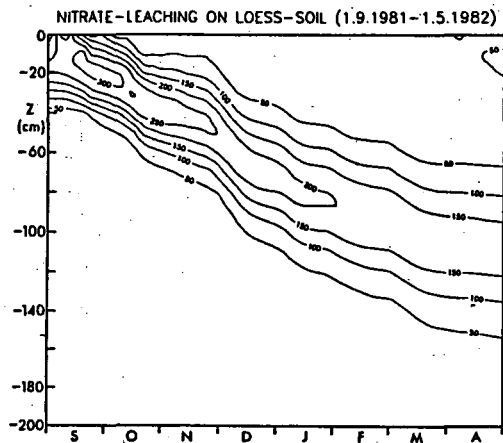
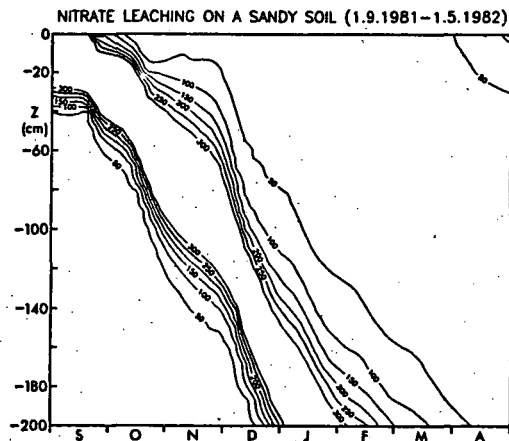


Abb. 3

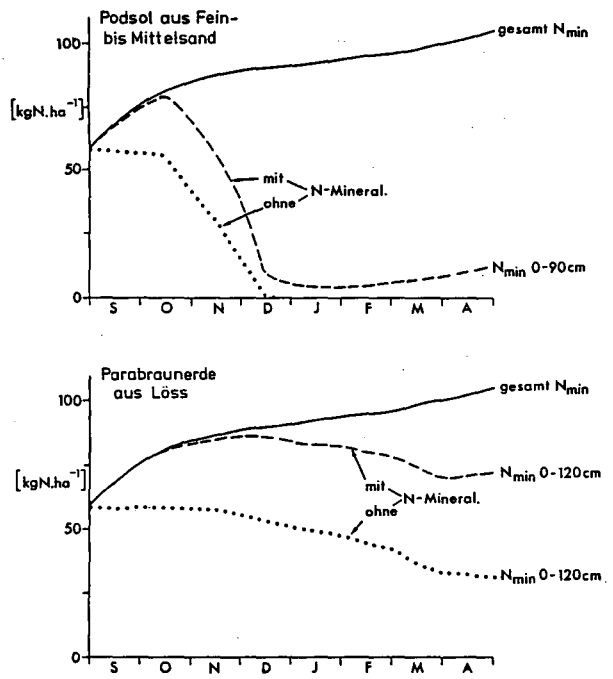


Abb. 4

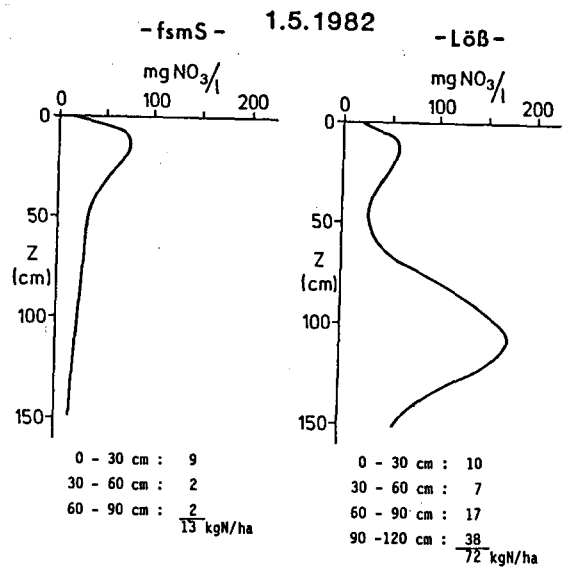
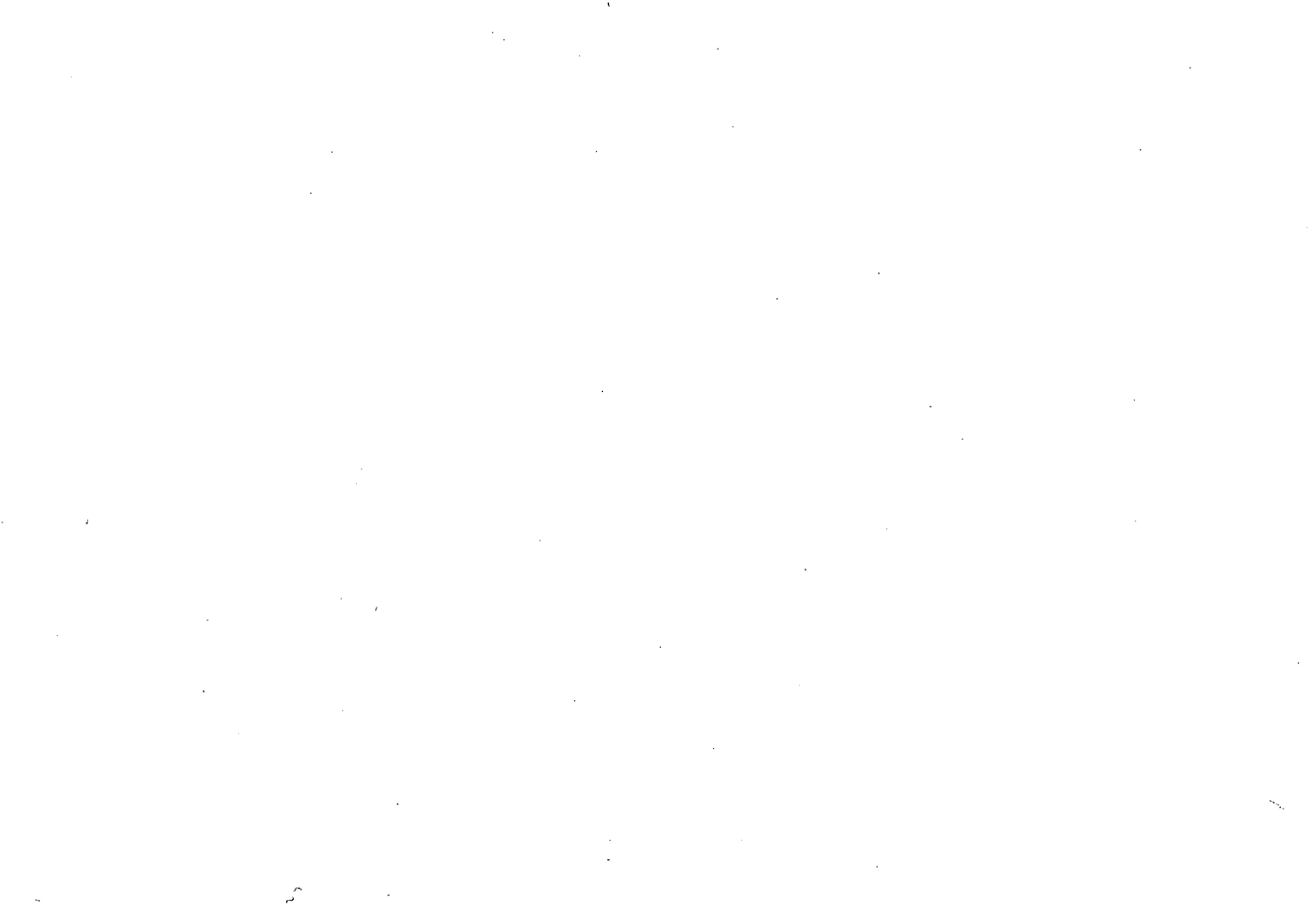


Abb. 5



Prognose und Verifizierung der Folgen einer Grundwasserabsenkung  
auf die Leistung von Grünlandbeständen im Gerhauser Ried

von

Felle, J. und R.R. van der Ploeg \*

1. Einleitung

Ein seit Jahren steigender Wasserverbrauch, zusammen mit einer zunehmenden Belastung von Wasservorkommen mit Schadstoffen, erfordern die Erschliessung ungenutzter, qualitativ hochwertiger Wasserreserven.

Bei der Erschliessung von Grundwasservorkommen kann es zu Interessenkonflikten zwischen Wasserwirtschaft, Landwirtschaft und Naturschutz kommen. Es ist deshalb nötig, Verfahren zu entwickeln, welche es erlauben, die Folgen von Grundwasserabsenkungen für Landwirtschaft und Umwelt abzuschätzen, insbesondere dann, wenn das Grundwasservorkommen oberflächennah ist.

Ein Verfahren, das dies bei grundwasserbeeinflussten Grünlandflächen ermöglicht und schon frühzeitig erste Einschätzungen zulässt, soll hier vorgestellt werden. Es wurde entwickelt für das Gerhauser Ried bei Blaubeuren am Rande der Schwäbischen Alb. Dort soll die jährliche Wasserentnahme aus einer Brunnenanlage von 5 Mio auf 10 Mio m<sup>3</sup> erhöht werden. Betroffen ist ein Gebiet von etwa 30 ha, vorwiegend als Grünland genutzt. Gleichzeitig soll gezeigt werden, wie Prognosen nachträglich überprüft werden können, beispielsweise im Rahmen von Verfahren der Beweissicherung und Beweisführung zur Klärung von Schadenersatzfragen.

2. Problemstellung

Vor der Genehmigung einer erhöhten Wasserentnahme fordert die zuständige Behörde ein Gutachten, das 2 Fragestellungen bearbeiten soll:

1. Muss mit einer Änderung des Naturhaushaltes aufgrund der geplanten Erhöhung der Grundwasserentnahme gerechnet werden? ( Prognose )
2. Was kann unternommen werden, um eventuelle Entschädigungsansprüche

der Landwirtschaft sachgerecht beurteilen zu können? ( Beweissicherung und Verifizierung bzw. Falsifizierung der Prognose )

### 3. Lösungsansatz

Zur Lösung der Problemstellung wurde ein Ansatz gewählt, der in Abb.1 schematisch dargestellt ist und hier kurz erläutert werden soll. Das entwickelte Verfahren wird ausführlich beschrieben von Felle ( unveröffentlichte Diplomarbeit, Universität Hohenheim 1987 ).

Im Gerhauser Ried hatten Pumpversuche bereits gezeigt, in welchem Umfang mit einer Grundwasserabsenkung zu rechnen ist.

Zur Datenerhebung wurde wegen der Zielkonflikte zwischen Genauigkeit der Daten auf der einen, Zeitaufwand und Kosten auf der anderen Seite eine Kombination von Schätz- und Mess- Methoden gewählt ( AG BODENKUNDE, 1982, und DVWK, 1985 )

Die Schätzungen ( Bodenkartierung, Vegetationsaufnahmen, Vegetationskartierung und Standortbewertung ) dienen zur Beweissicherung und unter Einbeziehung des Klimas zur raschen Erarbeitung qualitativer Voraussagen. Darunter sind relative Angaben ohne Quantifizierung der vermuteten Änderungen der Grünlanderträge zu verstehen. Die vegetationskundliche Arbeit und die Interpretation ihrer Ergebnisse ( KLAPP et al., 1953, und ELLENBERG, 1979 ) ergänzt und verfeinert die bodenkundliche Standortbeurteilung wesentlich.

Die Messungen ( Leitprofilbeprobung, vor allem hinsichtlich hydraulischer Parameter, Ertragsfeststellungen und Futteranalysen ) werden zur Beweissicherung ausgeführt. Durch die Leitprofilbeprobung sollen auch die bei der Bodenkartierung ermittelten Schätzgrößen kontrolliert werden. Neben den Größen pF- WV- Beziehung, Körnung, Humus- und Steingehalt, Trockenraumdichte und Wasserleitfähigkeit ist es aber auch sinnvoll, Gesamtstickstoffgehalt, pflanzenverfügbares und verwitterbares P und K, pH- Wert und KAK zu bestimmen; das Ertragspotential der Standorte lässt sich damit besser beurteilen. Sollten grosse Unterschiede zu den Schätzungen bestehen, können diese nachträglich an den Analyseergebnissen geeicht werden.

Möglichst kurz vor der Nutzung durch den Landwirt sind auf jeder Grünlandeinheit repräsentative Futterproben zu schneiden und auf Trockenmasseertrag, Verdaulichkeit und die Gehalte an Rohprotein, Rohfaser und Mineralstoffen zu untersuchen.

Computer- Simulationsrechnungen der Verdunstung und der Trockenmasse-



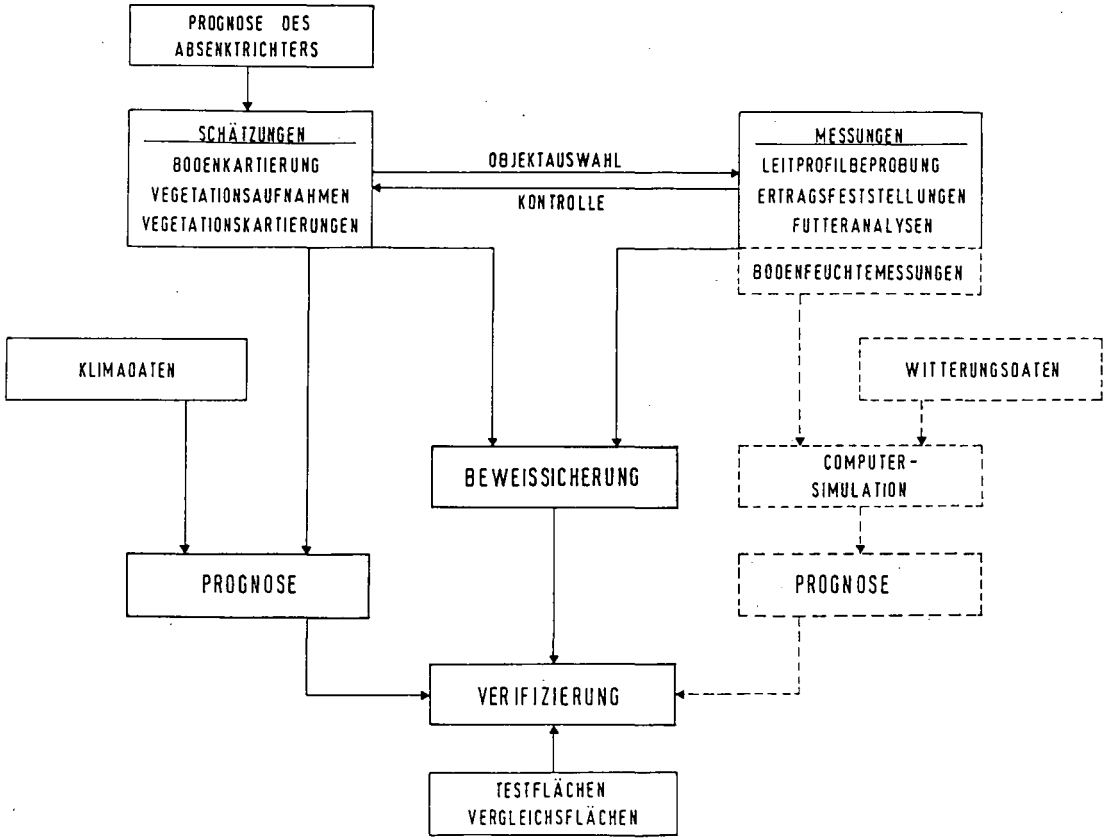


Abb.1: Schematische Darstellung des für das Gerhauser Ried entwickelten Verfahrens

bildung ergeben genauere, vor allem aber quantitative Prognosen. Grundlage dazu können Tageswetterdaten und Bodenfeuchtemessungen über eine oder mehrere Vegetationsperioden sein. Die Untersuchungsergebnisse des im linken Teil der Abb.1 beschriebenen Weges waren für das Gerhauser Ried jedoch so eindeutig, dass Modellrechnungen im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt werden mussten.

Beobachtung und Beprobung von ausgewählten Testflächen innerhalb und von Vergleichsflächen ausserhalb des Absenkungsgebiets über einen längeren Zeitraum ermöglichen die Verifizierung bzw. Falsifizierung der Prognosen.

#### 4. Verifizierungsverfahren

Das eingeleitete Verifizierungsverfahren berührt im Gerhauser Ried fast ausschliesslich Fragen der Grünlandlehre. Grünlanderträge hängen ab von Standortfaktoren, Bewirtschaftung und Nutzung. Bleiben diese Einflussgrössen über längere Zeit gleich, dann zeigt eine Grünlandfläche ein dieses entsprechendes Ertragsniveau und der Pflanzenbestand pendelt sich auf ein mehr oder weniger festes Artengefüge ein, das Rückschlüsse auf Standortfaktoren und Bewirtschaftung zulässt und durch Vegetationsaufnahmen erfasst werden kann.

Für eine Verifizierung bzw. Falsifizierung der Prognosen müssen daher nach erfolgter Grundwasserabsenkung erneut Daten erhoben werden. Ziel wird dabei sein, herauszufinden, ob ein von dem vorhergesagten eventuell abweichendes Ertragsniveau bedingt ist durch die Witterung eines Jahres, durch Änderung der Bewirtschaftung und Nutzung, oder durch eine Änderung der nicht witterungsabhängigen Standortfaktoren.

Um dies zu erreichen, sind Testflächen innerhalb und Vergleichsflächen ausserhalb des Absenkungsgebiets auszuweisen, die bei einer Dreischnittwiese über einen Zeitraum von 10 - 15 Jahren zum zweiten Schnitt beprobt werden können. Der zweite Schnitt eignet sich für diese Untersuchungen dadurch ganz besonders, dass nach einer Grundwasserabsenkung der Ertrag stärker als beim ersten Schnitt - der ja in hohem Masse aus der Winterfeuchte gebildet wird - von Niederschlägen abhängt, andererseits der Beitrag zum Gesamtertrag der Fläche beim zweiten Schnitt um einiges grösser ist als beim dritten. Anfangs können in 2-jährigem Abstand, später jährlich Ertrag und Qualität des Futters bestimmt werden.

An die Vergleichsflächen sind folgende Anforderungen zu stellen:

1. Sie sollten nah bei den Testflächen, aber ausserhalb des Absenkungs-

- gebiets liegen, um gleiche Witterungseinflüsse zu gewährleisten
2. Bewirtschaftung und Nutzung sollten schon länger und auch künftig derjenigen von Testflächen im Absenkungsgebiet gleich sein
  3. Bodentypen und Pflanzengesellschaften sollten auf Test- und Vergleichsflächen ähnliche sein

Abb.2 zeigt, wie sich der Witterungseinfluss auf den Ertrag eines Jahres quantifizieren lässt. Die dargestellten Daten sind fiktiv, da mit der Grundwasserabsenkung im Untersuchungsgebiet noch nicht begonnen wurde. Die gestrichelte Kurve zeigt eine mögliche, in der Darstellung idealisierte Veränderung des Ertragsniveaus einer Testfläche durch Grundwasserabsenkung. Zu ihrer Ermittlung werden gemessene Erträge der Testfläche in dem Maße erhöht oder erniedrigt, in dem die Erträge der zugehörigen Vergleichsfläche vom Durchschnitt über die Jahre abweichen. Dieser ist durch die waagrechte Linie bei 100 % dargestellt und zeigt gleichzeitig das Ertragsniveau der Testfläche vor der Grundwasserabsenkung an. Die Erträge werden gewissermaßen von dem Witterungseinfluss bereinigt. Nebenbei bemerkt lassen sich Witterungseinflüsse auf die Futterqualität prinzipiell auf die gleiche Art und Weise quantifizieren.

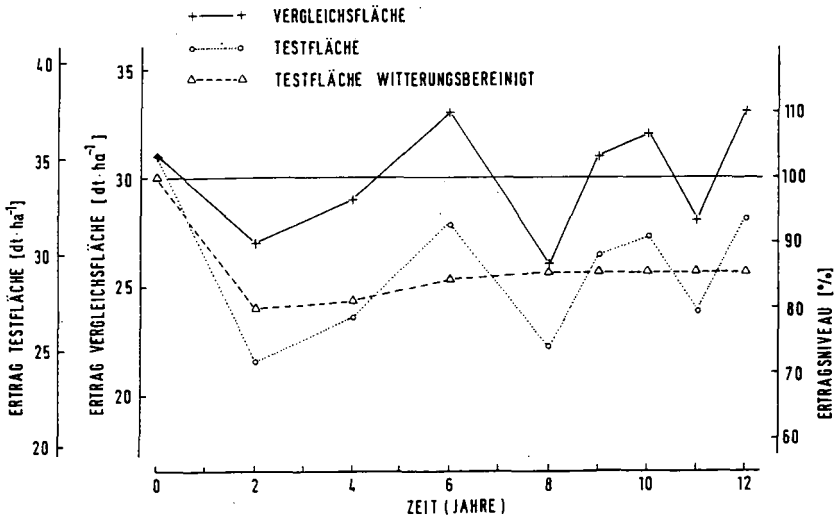


Abb.2: Änderung des Ertragsniveaus einer Testfläche nach erfolgter Grundwasserabsenkung, fiktiv

Das Ertragsniveau der Testfläche wird zunächst stärker absinken, weil sich das Artengefüge den veränderten Standortbedingungen noch nicht angepasst hat. Wenn diese Anpassung erfolgt ist, hat sich ein dem Standort und der Bewirtschaftung angepasstes neues Ertragsniveau eingestellt. Es ist in diesem Beispiel auf ca. 85 % gesunken, könnte aber auch über 100 % liegen; dann hätte die Grundwasserabsenkung meliorative Wirkung gezeigt.

Als letztes wäre noch die Frage zu klären, ob dieses neue Ertragsniveau nicht doch Folge einer geänderten Bewirtschaftung ist. Es gibt zwei Möglichkeiten, dies festzustellen:

1. ermöglichen bestimmte Inhaltsstoffe des Futters Rückschlüsse auf die Bewirtschaftung
2. zeigen abschliessende Ertragsanteilsschätzungen im Vergleich zu den anfangs ausgeführten, wie sich eine Pflanzengesellschaft verändert hat. Einige dieser Veränderungen im Artengefüge können auf Bewirtschaftungsmassnahmen zurückgeführt werden.

#### 5. Zusammenfassung

Die Wege, die zu qualitativen und quantitativen Prognosen und deren Verifizierung führen, wurden theoretisch beschrieben und wesentliche Punkte des Verfahrens beispielhaft erläutert. Das Verfahren ergab für das Gerhauser Ried, dass bei einer Grundwasserentnahme im geplanten Umfang mit Ertragsminderungen auf den betroffenen Grünlandflächen nicht zu rechnen ist, dass sich im Gegenteil Befahrbarkeit und Futterqualität auf einigen Flächen verbessern werden.

#### Literatur:

- AG BODENKUNDE, 1982. Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 331 S.
- DVWK ( Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V ), 1986. Beweissicherung bei Eingriffen in den Wasserhaushalt von Vegetationsstandorten. DVWK- Merkblätter zur Wasserwirtschaft, H. 208, Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 24 S.
- ELLENBERG, H., 1979. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Verlag Erich Goltze KG, Göttingen, 122 S.
- KLAPP, E., P. BOEKER, F. KÖNIG und A. STÄHLIN, 1953. Wertzahlen der Grünlandpflanzen. Grünland 2, 39-40

## Zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems

von  
Gerke, H.\*

### Einleitung

Untersuchungen zum bislang kaum erforschten Wasserhaushalt von Kalkbuchenwald-Ökosystemen wurden im Jahre 1981 im Zusammenhang mit bodenchemischen und anderen ökologischen Forschungsvorhaben im Rahmen des SFB "Terrestrische Ökosysteme" begonnen. Das mit 100 - 120-jährigen Buchen sowie Eschen und Ahornen bestandene Versuchsgelände befand sich auf dem Muschelkalkplateau des Göttinger Waldes in 400m über NN. Die standörtlichen Verhältnisse:

- ein heterogenes orographisches Umfeld,
- geringmächtige, stark aggregierte und skelettreiche Böden,
- unterlagert von einer Frostlagerschuttdecke wechselnder Mächtigkeit (bis 1m Tiefe),
- ein kleinräumiger Wechsel von Bodentypen der 'Muschelkalk-Bodengesellschaft' sowie
- die mehrere Meter tief ins anstehende klüftig-feinplattige Wellenkalkgestein hinabreichende Durchwurzelung

stellen äußerst ungünstige Bedingungen für hydrologische Untersuchungen dar. Da weder die Versickerung noch die Verdunstung unabhängig bestimmt werden konnten, war die Aussicht auf eine vollständige Bilanzierung oder Modellierung erheblich eingeschränkt.

Mit dem hier vorgestellten Modellansatz, in dessen Mittelpunkt die Simulation des Bodenwasserhaushalts steht, wurde versucht, auf der Basis stark vereinfachender Annahmen den Wasserhaushalt annäherungsweise zu quantifizieren. Darüber hinaus erfolgte eine genauere Analyse der hydrologischen Prozesse im Ökosystem sowie insbesondere des hydrologischen Verhaltens des Bodens, des Frostschuttes und des Wellenkalkes bis in 4m Tiefe, deren Ergebnisse als Grundlage zur weiteren Modellentwicklung dienen sollten.

---

\*Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", TU-Braunschweig, Langer Kamp 19c, D 3300 Braunschweig.

## Zentrale Modellannahmen

Der Stammabfluß versickert direkt unter Umgehung der porösen Matrix (eindimensionales Modell).

Der oberflächennahe durchwurzelte Bereich des Wellenkalkes (ab 1m Tiefe) wird als Fließregion nicht berücksichtigt.

Die Fließregion soll aus zwei Materialien bestehen; ein den Oberboden (0-50cm Tiefe) und ein den Frostschlutt repräsentierendes Material. Die Untergrenze wird zur Vereinfachung auf 500cm Tiefe festgesetzt.

Vorgabe einer geschätzten Jahresrate der Transpiration von 300 mm/Jahr durch Variation des Standard- Bestandeswiderstandswertes. Die Wahl dieses Wertes erfolgte in Anlehnung an die von BENECKE (1984) angegebenen Evapotranspirationsraten eines Buchenbestandes im Solling.

## Modellkonzept

### A) Interzeptionsverdunstung der Baumschicht:

Bilanzierung aus dem gemessenen Freiflächen- und Bestandesniederschlag (Kronendurchlaß und Stammabfluß).

### B) Infiltrations- Randbedingungen

im Sommer: gemessene Tagesraten des Kronendurchlasses

im Winter: Tagesraten der Infiltration in den Boden über ein Modell der Schneedeckenentwicklung nach ANDERSON (1973). Eichung des Modells an gemessenen Wasseräquivalenten der Schneedecke.

### C) Evapotranspiration

1. Evaporation: Sie wird als sehr gering geschätzt und vernachlässigt.

2. Transpiration: Sie umfaßt hier auch die Transpiration der Krautschicht sowie die Interzeptionsverdunstung der Kraut- und Streuschicht.

a) Transpirationsmodell (nach HAUHS, 1985) Die Transpiration bei nicht-limitierter Wasserversorgung im Wurzelraum wird mit der Penman-Monteith-Gleichung berechnet:

$$\lambda E = \frac{\Delta R_n + \rho c_p \frac{1}{r_a} dc(z)}{\Delta + \gamma \left( \frac{r_a + r_c}{r_a} \right)} \quad \begin{array}{l} \lambda E = \text{latenter Wärmestrom (J} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}) \\ \gamma = \text{Psychrometerkonstante (mbar} \cdot \text{K}^{-1}) \\ \rho = \text{Dichte der feuchten Luft (g} \cdot \text{cm}^{-3}) \end{array}$$

$\lambda$  = spezifische Verdunstungswärme von Wasser (J · g<sup>-1</sup>)

$\Delta$  = Gradient der Sättigungsdampfdruckkurve für Wasser (mbar · K<sup>-1</sup>)

$c_p$  = spezifische Wärme der feuchten Luft (J · g<sup>-1</sup> · K<sup>-1</sup>)

$de(z)$  = Sättigungsdefizit der Luft bezogen auf die Höhe z (mbar)

$r_a$  = aerodynamischer Widerstand bezogen auf die Höhe z (sec · m<sup>-1</sup>)

$r_c$  = Bestandeswiderstand (sec · m<sup>-1</sup>)

Dem aerodynamischen Widerstand  $r_a$  kommt bei der Transpiration von Waldbeständen eine untergeordnete Rolle zu, da  $r_a \ll r_c$ . Der Wert für  $r_a$  wurde auf 7 sec/m geschätzt.

Der Standardwert des Bestandeswiderstandes  $r_c$  betrug 150 sec/m für die Vegetationsperiode von Mitte Mai bis Mitte Oktober.

Die Darstellung des Bestandeswiderstandswertes ( $r_c$ ) erfolgte nach CALDER(1977), der für Fichtenbestände folgende Funktion vorschlug:

$$r_c = r_c^* \cdot \left[ 1 - 0.3 \cdot \cos \left( 2\pi \frac{D - 222}{365} \right) \right] \cdot \frac{1}{1 - 0.045 de}$$

für  $de < 22m \text{ bar}$

$$r_c = \infty \quad \text{für } de \geq 22m \text{ bar}$$

- $r_c^*$  = Standardwert des Bestandeswiderstandes
- $D$  = Tag des Jahres
- $de$  = Sättigungsdefizit der Luft

b) Modell der Wasseraufnahme (nach HAUHS, 1985)

- Makroskopisches Modell des Gesamtwurzelsystems.
- Die Wurzeln sind idealisiert und befinden sich im Mittelpunkt eines zylindrischen Bodenausschnittes.
- Die Wasseraufnahme erfolgt proportional dem Potentialgefälle zwischen Boden und Atmosphäre.
- Zwischengeschaltet sind Boden-, Pflanzen- und atmosphärische Widerstände.
- Entsprechend der pot. Evapotranspiration wird der Potentialwert in einer Referenzhöhe (Stammfuß) berechnet.
- Bei Überschreiten eines Grenzwertes (hier:  $-4 \cdot 10^5 \text{ Pa}$ ) wird nur die mit diesem Wert aus dem Boden aufnehmbare Wassermenge entzogen.

D) Bodenwassermodell

Mathematische Beschreibung der Wasserbewegung im Boden:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\text{div } \vec{q} + S$$

$$\vec{q} = -K \text{ grad } H$$

$$\text{grad } H = \left( \frac{\partial H}{\partial x}, \frac{\partial H}{\partial y}, \frac{\partial H}{\partial z} \right)$$

$$K = K(x, y, z, \theta) \quad H = \psi_m + \psi_g \quad K = \text{hydraulische Leitfähigkeit}$$

$\partial$  = partielles Differential

$\theta$  = volumetrischer Wassergehalt

$t$  = Zeit

$\vec{q}$  = Fluß (Vektor)

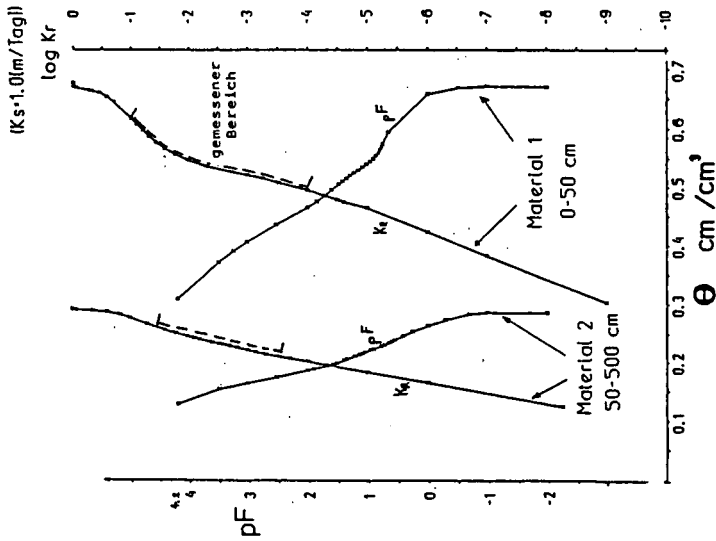
div = Divergenz des Strömungsfeldes

$S$  = Senkenterm

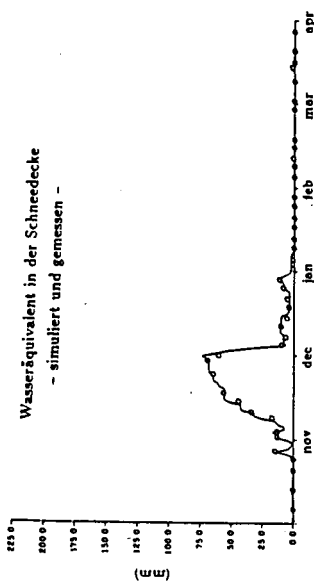
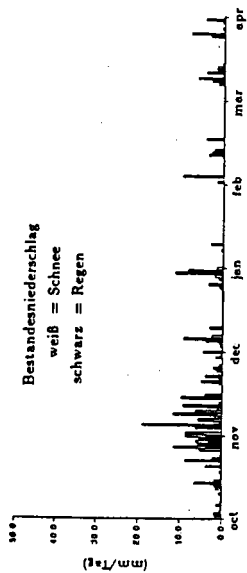
$\psi_g$  = Gravitationspotential

$\psi_m$  = Matrixpotential

Am oberen und unteren Rand wurden 'Neumann-Randbedingungen' definiert. Zur Berechnung wurde das Simulationsmodell von HAUHS (1985) verwendet, bei dem die Lösung der obigen Differentialgleichung mit einem Ansatz nach der Methode der 'Finiten Elemente' erfolgte.



Im Modell verwendete  
PF- und Leitfähigkeitsfunktionen



Simulation der Schneedeckenentwicklung für das  
Winterhalbjahr 1981/82.

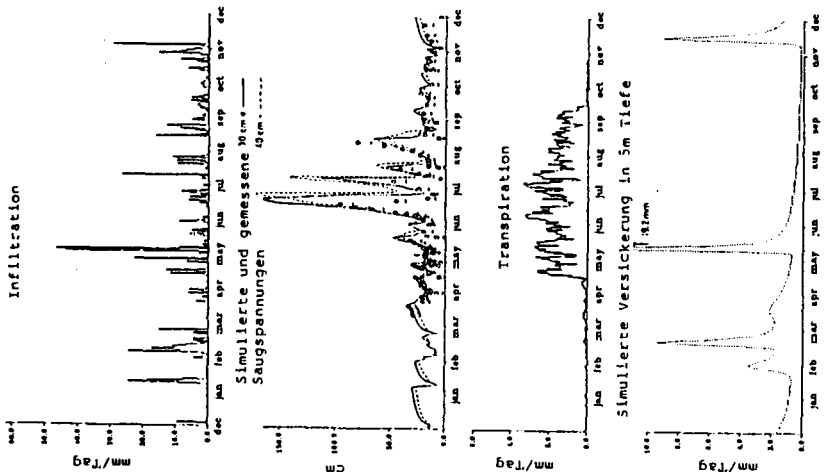


## Ergebnisse

- Im niederschlagsreichen Jahr 1981 konnte mit dem Modell eine relativ gute Übereinstimmung von simulierten zu gemessenen Saugspannungen im Boden erzielt werden.
- In den trockeneren Jahren 1982 und 1983 kommt es wahrscheinlich zu einer Unterschätzung der Jahresrate der Transpiration aufgrund der vereinfachenden Modellannahmen.
- Abschätzung des Beitrages des durchwurzelten Kalkgesteins zur Transpiration des Buchenbestandes: Unter der Annahme einer in unterschiedlichen Jahren relativ gleichbleibenden Transpirationsleistung des Bestandes, wie es von BENECKE (1984) im Solling festgestellt wurde, müßten - nach Abzug des Stammabflusses- (bei ca. 300 mm/Jahr ET) etwa 50 mm in den Jahren 1982 und 1983 dem Kalkgestein entzogen worden sein. Dieser Betrag stellt die Differenz zu dem durch die Simulation ermittelten Transpirationsentzug aus dem erstem Bodenmeter dar.

Jahr	FN	BN	ET	V(5m)	$\sum_{z=0}^{-5m} \Delta R_{(z)} \Delta S$	IB	IB	IET	IET	
	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[mm]	[% v. FN]	[% v. FN]	
1981	1252.1	1025.7	270.4	694.2	-12.9	+74.0	226.4	18.1	496.8	39.7
1982	550.3	455.1	236.0	372.0	-78.9	-74.0	95.2	17.3	331.2	60.2
1983	634.8	559.3	236.5	351.5	-28.7	0.	75.5	11.9	312.0	49.1

Jahresraten der Komponenten des Wasserhaushaltes des Buchenaltholzbestandes im Göttinger Wald für die Jahre 1981-83.



Ergebnis des Modells für das Jahr 1981

Durch experimentelle Untersuchungen ergaben sich bislang folgende Befunde, die die Verwendung von einigen der vereinfachenden Annahmen in Frage stellen:

- Systematische Unterschiede in der Kronendurchlaßmenge (Infiltration) in Abhängigkeit von der Position zum Baum.
- Abhängigkeit des Potentialfeldes von Stammabstand bei Bodenfrost, Evaporation und Wasseraufnahme.
- Wasseraufnahme aus dem Wellenkalk-Gestein.
- Hysterese der pF-Kurven.
- Große räumliche Variabilität des Potentialfeldes.

Die Ergebnisse können natürlich nur eine erste Näherung darstellen. Weitere Untersuchungen insbesondere zur Wasserbewegung im durchwurzelten Kalkgestein und dessen Modellierung wären erforderlich.

## Literatur

- ANDERSON, E.A., 1973: National Weather Service River Forecast System - Snow Accumulation and Ablation Model. NOAA Technical Memorandum NWS HYDRO-17, U.S. Department of Commerce.
- BENECKE, P., 1984: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling. Schriften aus Forstl. Fakultät der Univ. Göttingen und der Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Band 77. Frankfurt/Main (Sauerländer).
- CALDER, I.R., 1977: A model of transpiration and interception loss from a spruce forest of Pylimon, Central Wales. J. Hydrology 33, 247-265.
- GERKE, H., 1987: Untersuchungen zum Wasserhaushalt eines Kalkbuchenwald-Ökosystems und zur Wasserbewegung in flachgründigen Böden und im durchwurzelten Kalkgestein als Grundlage zur Modellentwicklung. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe A, Bd. 27.
- HAUHS, M., 1985: Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Langen Bramke (Harz). Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 17.

Bodenhydrologische Untersuchungen an einer ackerbaulich  
genutzten hydromorphen Parabraunerde aus Solifluktiions-  
und Schwemmlöß

von  
Gerke, H. und H. Othmer<sup>1</sup>

Einleitung

Die hier vorgestellten Untersuchungen werden im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen" (BORK & ROHDENBURG, 1986) im Untersuchungsgebiet bei Neuenkirchen, Kreis Goslar, durchgeführt. Ziel ist die Entwicklung und Validierung eines Bodenwassermodells als Teil eines 'integrierten Standortmodells' der Wasser- und Stoffflüsse. Auf einem für einen großen Teil der Flächen des Untersuchungsgebietes repräsentativen Standort sollten dazu eine Tensiometeranlage zur langfristigen kontinuierlichen Erfassung des Potentialfeldes im Boden sowie Pegel zur Messung des Grundwasserstandes installiert werden. Die gesamte Meßstation sollte auch bodenchemische und meteorologische Meßeinrichtungen umfassen, so daß alle wesentlichen Randbedingungen und Zustandsvariablen für ein Modell am gleichen Standort erhoben werden können. Bei der Anlage der Meßstation standen zunächst die folgenden methodischen Fragen im Vordergrund:

- 1) Wie läßt sich eine - über mindestens 10 Jahre zu betreibende- umfangreiche Meßstation auf einem intensiv ackerbaulich genutzten Feld angelegt, ohne die Bewirtschaftung, den Boden, das Pflanzenwachstum oder das Mikroklima durch die Meßeinstrumente und deren Betreuung nennenswert zu beeinflussen?
- 2) Wie lassen sich Meß- und Beprobungseinrichtungen (Tensiometer und Saugkerzen) im Boden installieren, so daß sie
  - a) ganzjährig arbeiten können, und daß
  - b) die Messungen in einem Boden durchgeführt werden, der sich hinsichtlich Bearbeitungs- und Pflegemaßnahmen sowie Pflanzenentwicklung nicht vom übrigen Feld unterscheidet?

Es folgt zunächst eine Beschreibung der bodenkundlichen und geologischen Besonderheiten des Standorts. Daran anschließend werden die hier entwickelte Meßstation sowie die ersten damit erzielten Ergebnisse vorgestellt. Eine Diskussion der Meßergebnisse wird im Zusammenhang mit Profilmerkmalen und Beobachtungen vorgenommen. Diese mündet abschließend in einer Beschreibung hydrologischer Verhaltensmuster sowie in einer Beurteilung der Eignung der Meßanlage.

---

<sup>1</sup> Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, D-3300 Braunschweig.

### Profilbeschreibung

Das Ausgangssubstrat bildet ein allochthoner Löß, in dem ein Parabraunerde-Pseudogley entwickelt ist. Das Profil ist mehrfach geschichtet. Bis zur Entkalkungsgrenze in 140cm Tiefe hinab reicht ein primär bereits dichtgelagertes Schwemmlößsubstrat, in dessen oberem Bereich eine 'Lamellenfleckenzone' (LIEBEROTH,1959) ausgebildet ist. Darunter folgt bis in 170cm Tiefe eine mit Plänerkalksteinen von 0.5 bis 2cm Durchmesser vermengte Solifluktionlöß-Schicht. Es folgt bis in 320cm Tiefe eine Lößschicht, in der bis zu 20cm starke Schotterlagen auftreten, die in Mächtigkeit, Tiefenlage und horizontaler Ausdehnung erheblich variieren und stellenweise von Sandlagen begleitet werden. Der Grundwasserschwankungsbereich mit starken Konkretionen erstreckt sich von 250 bis in etwa 450cm Tiefe. Von 320 bis in 650cm Tiefe liegen ausschließlich Plänerkalkschotter vor. Ab 650 bis 700cm Tiefe bildet der wasserundurchlässige Oberkreide-Tonmergel (Santon) die Profilbasis.

Der Ap-Horizont weist die infolge der Bewirtschaftung häufig auftretenden Merkmale wie Strohmatte und Pflugschollenverdichtungen auf. Unterhalb des Pflughorizontes steht ein gekappter B<sub>1</sub>-Horizont mit reliktscher Bioturbation an, der mit zunehmender Tiefe 'haftnaß' wird. Dies findet seine Ausprägung in einer diffusen Marmorierung und Mangankonkretionen, die in 75 bis 135cm Tiefe zu finden sind.

### Meßstation

Die Meßstation und die Lage der Meßfühler ist schematisch in Abb.1 dargestellt. Die oberirdischen Einrichtungen sind in Bearbeitungsrichtung, genau in der Mitte zwischen zwei Fahrgassen angelegt. Ihre seitliche Ausdehnung beträgt maximal nur einen Meter. Dadurch braucht bei Bodenbearbeitung, Einsaat oder bei Pflegemaßnahmen mit Ackergeräten nur geringfügig seitlich ausgewichen zu werden. Der nicht bewirtschaftete Flächenanteil bleibt äußerst begrenzt und kann leicht von Hand nachgearbeitet werden.

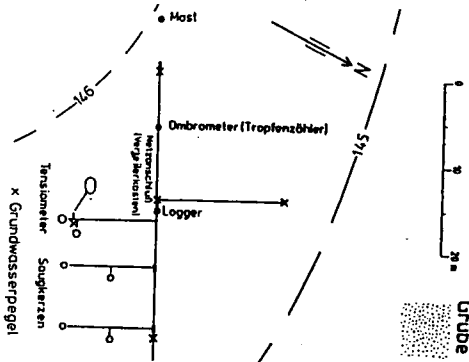


Abb.1: Lageskizze der fest installierten Sensoren und der Profilgrube.

Ausgehend von diesem mit den Datenerfassungsgeräten und Versorgungsleitungen bestückten Streifen sind nach Süden in 4.5 bis 9m Entfernung Tensiometer und Saugsonden installiert. Die Grundwasserpegel wurden in 4 Himmelsrichtungen in etwa 9m Entfernung um das Zentrum der Station herum angelegt, um auch ein horizontales Gefälle der Grundwasseroberfläche erfassen zu können.

### Tensiometeranlage

Um entsprechend der oben dargelegten Problematik in einem relativ ungestörten Standort Daten erheben zu können, wurden die Tensiometer (ab 60cm Meßtiefe) und auch die Grundwasserpegel unterhalb der Pflugsohle eingebaut (vgl. Abb.2). Verwendet wurden als Meßfühler die zur automatischen Registrierung geeigneten Druckaufnehmer (Fa. DRUCK Ltd., England). Die Zuleitungen (Kabel, Belüftungsschläuche) wurden in einem ebenfalls in 50-60cm Tiefe verlegten PVC-Rohr (KG-Rohr DN 125) zur Datenerfassungsanlage (Ökologger-System, vgl. MAX & ROHDENBURG, 1985) entlang geführt.

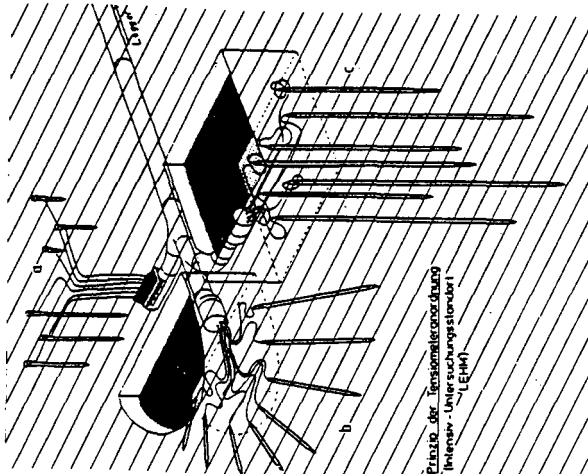


Abb.2: Tensiometeranlage

Alle Tensiometerbohrlöcher wurden verrohrt, um die Wartung zu vereinfachen und den Wiedereinbau an derselben Meßposition zu ermöglichen. Die Tensiometer sind in drei Gruppen eingeteilt, deren Zuleitungen aus jeweils einem der drei Enden des unterirdischen PVC-Rohrs (vgl. Abb.2) herausführen:

- a) Bei den Meßtiefen 5-50cm erfolgt der Einbau von der Bodenoberfläche her. Vor einer Bodenbearbeitung, der Ernte und im Winterhalbjahr werden diese Tensiometer entfernt.
- b) Bei den mittleren Meßtiefen (60-150cm) werden die Tensiometer schräg eingebracht, so daß die Meßfühler sich nur unterhalb von ungestörten Bodenbereichen befinden.
- c) Die Tensiometer der größeren Meßtiefen (180-400cm) sind wie üblich senkrecht eingebaut, da hier mit nur geringen Auswirkungen von oberflächennahen Störungen gerechnet wird.

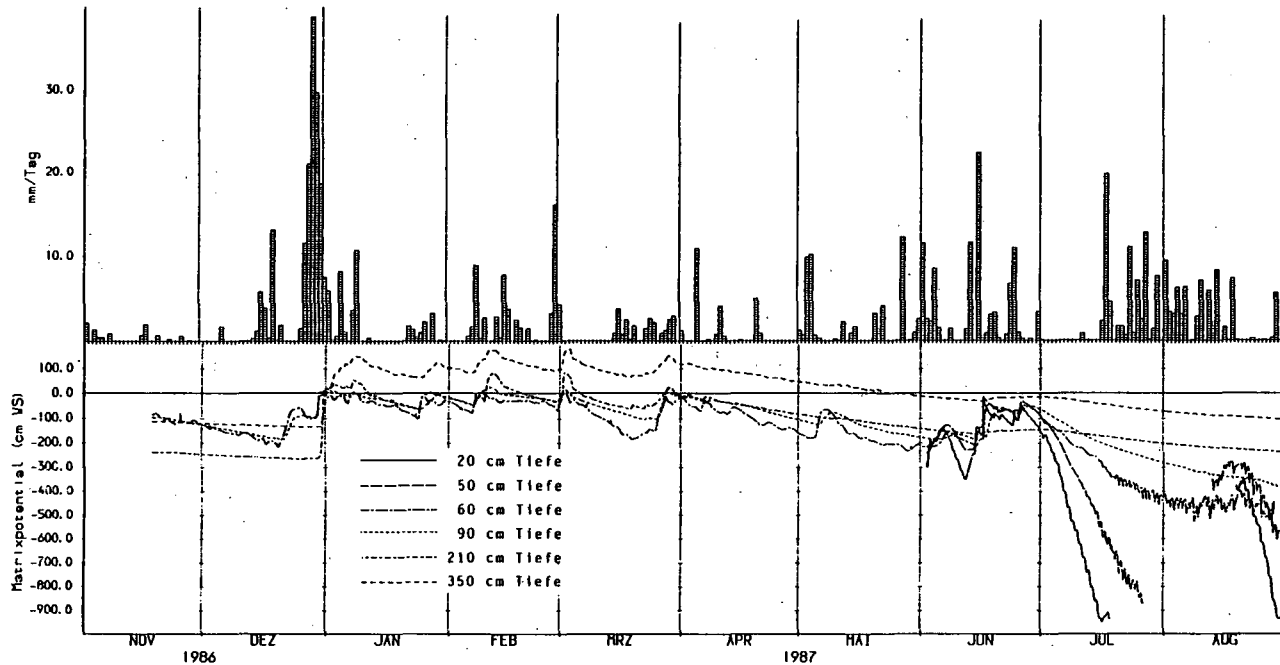


Abb.3: Niederschlagsraten (Tagessummen) und Tensiometer-Meßwerte als Funktionen der Zeit, am Intensiv-Untersuchungsstandort 'Lehm' in Neuenkirchen

### Erste Ergebnisse

Nach der nun etwa 10 Monate zurückliegenden Installation der Tensiometer im November 1986 läßt sich oberirdisch am Rübenbestand und an der Bodenoberfläche kein Unterschied zum übrigen Feld erkennen. Aufgrund dieses visuellen Eindrucks kann das methodische Vorgehen zur Erhaltung eines ungestörten Standortes positiv beurteilt werden.

In Abb.3 sind die gemessenen Matrixpotentialverläufe ausgewählter Tiefenstufen für den Zeitraum November 1986 bis August 1987 zusammen mit den Niederschlägen<sup>2</sup> dargestellt. (Die Schneedeckenentwicklung und deren Einfluß auf die Infiltration sind hierbei noch nicht berücksichtigt.) Die relativ konstanten Potentialverläufe zu Beginn (Nov. 1986) des Meßzeitraumes stellen sich nach einer längeren niederschlagsarmen Periode unter Brache nach Wintergerste ein. Das Matrixpotential-Tiefenprofil in Abb.4 vom 18.12.86 läßt einen nur noch schwach abwärtsgerichteten hydraulischen Gradienten (ab 150cm Tiefe) erkennen. Daran lassen sich die zu diesem Zeitpunkt geringen Versickerungsraten ablesen, was zu einem Grundwassertiefstand von 491cm unter Flur führte.

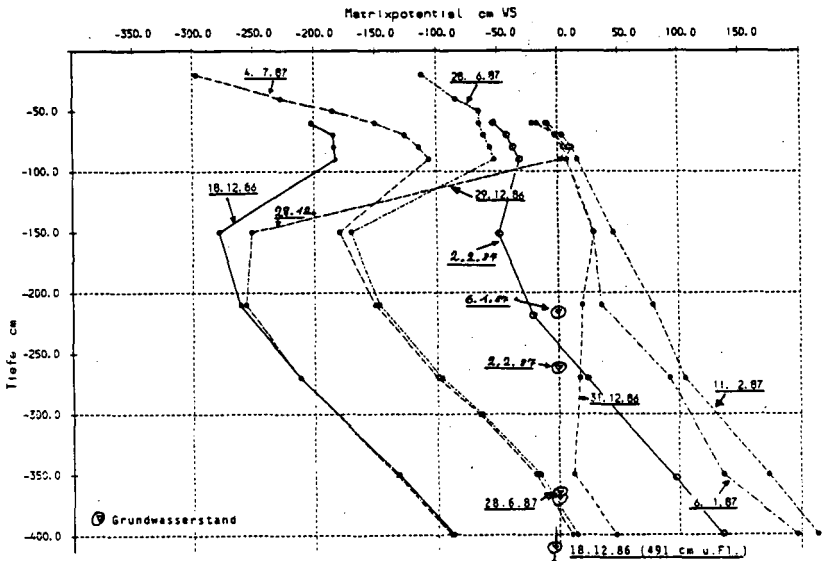


Abb.4: Matrixpotential als Funktion der Tiefe am Intensiv-Untersuchungsstandort 'Lehm' in Neuenkirchen.

<sup>2</sup>Die Niederschläge werden von der Zentralen Agrarmeteorologischen Forschungsstelle des Deutschen Wetterdienstes gemessen und freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

Während des Jahreswechsels 1986/87 führten starke Niederschläge (vgl. Abb.2) bei gleichzeitiger Schneeschmelze zu einem Umschwung in eine instationäre Phase mit rascher Versickerung und einem Grundwasseranstieg von mehr als drei Metern. An der Reaktion des Potentialfeldes während dieses Zeitraums läßt sich der aufs gesamte Profil auswirkende Infiltrationsverlauf erkennen.

Die Potentiale gehen zunächst in allen Tiefen relativ schnell und gleichmäßig in den Druckbereich über (vgl. Abb.4 am 29. und 31.12.86). Erst allmählich bildet sich von unten nach oben eine gleichmäßige Druck-Tiefenverteilung aus, die mit einem 'Ruhe-Grundwasserspiegel' in Einklang steht. Die Unterschiede des Potentials in der Bodenmatrix zu dem im Grundwasserpegel gemessenen hydrostatischen Druck sind besonders in dieser Phase sehr deutlich (vgl. Potential-Tiefenprofil und Grundwasserstand in Abb.4 am 6.1.87).

In Zeiten ohne stärkere Infiltration stimmt die mit Tensiometern gemessene Potentialverteilung mit der Tiefenlage der Grundwasser-oberfläche (Pegelmessung) gut überein (vgl. Abb.4 am 2.2.87). Bemerkenswert ist ferner das häufige Auftreten von Druckpotentialen (Wassersättigung) in fast dem gesamten Profil (ab 70cm Tiefe) während der Wintermonate bei Grundwasserständen um 2m unter Flur (vgl. Abb.3 und 4). Dieser Sachverhalt weist auf eine geringe hydraulische Leitfähigkeit des dichtgelagerten Schwemmlösses ( $B_1S_0$ - und  $S_0B_1$ -Horizont) hin.

Die Tiefenprofile vom 28.6. und 4.7.1987 zeigen schließlich einen typischen Austrocknungsverlauf (Desorptionsphase), bedingt durch Evaporation sowie Transpiration des Zuckerrübenbestandes.

Insgesamt scheint die hier vorgestellte Tensiometeranlage aufgrund der ersten Ergebnisse und ihrer Lage im ungestörten Pflanzenbestand bei minimaler Störung des Bodens geeignet, die zur Validierung eines Bodenwassermodells benötigten Daten in ausreichender Menge und guter Qualität zur Verfügung zu stellen.

#### Danksagung

Wir danken der Deutsche Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung dieser Arbeiten. Außerdem sind wir Frau Christiane Beer für die graphische Aufbereitung der Meßdaten zu besonderem Dank verpflichtet.

#### Literatur

- BORK, H.-R. & H.ROHDENBURG (1986): Der Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen" - Ziele, Methoden und Organisationsplan. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 2.1, 71-76.
- LIEBEROTH, J. (1959): Beobachtungen im nordsächsischen Lößgebiet. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 86, 141-155.
- MAX, W. & H.ROHDENBURG (1985): Das Ökologger-System, landschaftsökologisches Messen auch unter erschwerten Umweltbedingungen, Teil 1: Hardware. Landschaftsökologisches Messen und Auswerten 1.2/3, 199-207.



Compaction-, Infiltration- Erosion

Ein bisher übersehender Gesichtspunkt

von

Hartge, K.H. <sup>+)</sup>

Seit einigen Jahren wird der Erosion nach längerer Pause wieder verstärkt Aufmerksamkeit gewidmet. Das gilt sowohl für die Bundesrepublik als auch weltweit, besonders für die Gegenden großflächiger landwirtschaftlicher Nutzung (semihumid, semiarid bis arid) und für die perhumiden Gegenden in denen tropischer Regenwald gerodet und erstmalig Ackernutzung vorgenommen wird. Dies kann nun Mode und Coinzidenz sein oder es ist die Folge davon, daß sich wichtige Parameter, die den Bodenabtrag steuern in den letzten Jahren geändert haben.

Wenn man davon ausgeht, daß das letztere der Fall ist, dann kann man versuchen anhand der Faktoren in der USLE (Universal Soil Lost Equation) von Wischmeyer die Parameter zu finden, die die Erosion in den letzten Jahren so stark förderten, daß das Interesse weltweit anstieg. In der USLE wird die Abhängigkeit des Bodenabtrages (A in t/ha/Jahr) beschrieben:

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$

Hierbei ist R die Erosivität (abhängig von Intensität und Menge der Niederschläge), K die Erodierbarkeit (eine komplexe Bodeneigenschaft), L, S der Hangfaktor (Länge und Neigung). C gibt den Einfluß der Kultur wieder und P den spezieller Schutzmaßnahmen wie Terrassierung, Konturpflügen etc..

Nun kann man davon ausgehen, daß der Faktor R sich in der letzten Zeit nicht weltweit verändert hat. S und L können sich im Rahmen zunehmender Intensivierung und Rationalisierung verändert haben, aber nicht notwendigerweise weltweit und überall gleichsinnig. Das gleiche gilt für die Faktoren C und P.

---

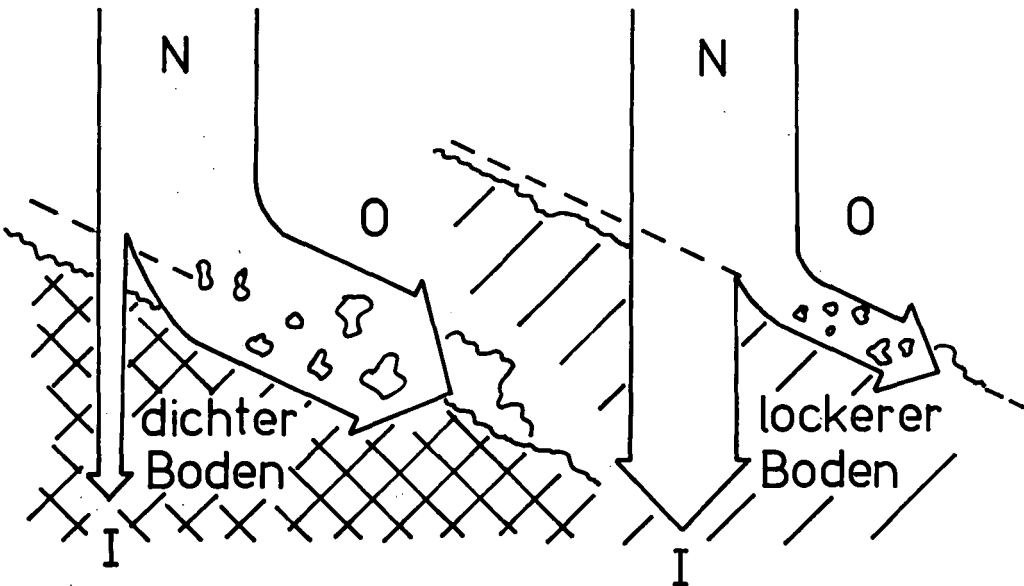
<sup>+)</sup> Institut f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Eine größere Gleichsinnigkeit der Veränderung läßt sich demgegenüber beim Erodierbarkeitsfaktor  $K$  postulieren. Sie besteht darin, daß ackerbauliche Nutzung den Oberboden verdichtet. Dies gilt generell, wenn die Ackerfläche mit einer benachbarter nicht genutzten, oder einer weniger intensiv genutzten Fläche verglichen wird. Unter den Bedingungen intensiver hochtechnisierter Landwirtschaft spielt dabei die Gewichtszunahme der Geräte die Hauptrolle. Die hervorgerufene Verdichtung erfaßt nicht nur die Bearbeitungszone selbst sondern vorallem auch den Unterboden.

Im Falle der Erstnutzung nach Rodung tropischen Urwalds ist der Verdichtungseffekt auch der schönsten ebenso wie der mit geringsten technischen Mitteln durchgeführten Bewirtschaftung deshalb so groß, weil diese Böden unter Wald eine besonders Pedoturbation und daher ein besonders lockeres Gefüge im Oberboden aufweisen (s. Zahlenmaterial bei Lundquist 1978).

Die USLE legt nahe, daß die Erodierbarkeit ( $K$ ) eines Bodens vom Verhältnis zwischen Infiltration ( $I$ ) und Oberflächenwasser ( $O$ ) abhängig ist

$$K = f \left( \frac{I}{O} \right)$$



Als wesentlichster Einzelfaktor für diesen Zusammenhang wird oft die Verschlämmung und darauf folgende Krustenbildung genannt. Nun ist aber die Krustenbildung kein ausschließliches Merkmal der Erosions- sondern auch eines der Akkumulationszone. Die Krusten, die die Infiltration am stärksten behindern, bestehen zudem nicht aus denjenigen Primärpartikeln bzw. Aggregatfraktionen, die am leichtesten erodiert werden.

Unbeschadet der starken Auswirkung von Krusten auf das Verhältnis I/O und damit auch K ist der folgende Sachverhalt leicht durch Beobachtungen zu überprüfen:

Auf einer Baustelle, in einer Fahrspur oder im Bereich des Vorgehendes eines Ackers, bildet sich bei gleichem Niederschlag auf ebener Oberfläche mehr freies Oberflächenwasser als auf der Kulturfläche daneben - und das trotz gleicher Schlagwirkung der Regentropfen.

Das dieser Sachverhalt bisher nicht stark ins Auge fiel, liegt daran, daß bei klassischen Regnerversuchen (Martin 1987) der Verdichtungszustand des Bodens nicht mit in das Untersuchungsergebnis eingeht.

Ein Vergleich der Erosionssituation in Abhängigkeit von Nutzung und Pflanzendecke zeigt jedoch, daß unter Wald überall wenig Erosion stattfindet obgleich Kronentraufe und Stammabfluß zu starker Einengung und damit lokaler Verstärkung der Wasseranlieferung führen können. In Waldböden ist jedoch in der Regel die Pedoturbation und damit die Lockerung im Oberboden am stärksten. In ariden Landschaften mit lückenhafter Vegetation ist die Erosion am stärksten. Dort ist auch die Lockerung des Bodenprofiles durch Pedoturbation gering.

Die Wirkung einer Kruste auf die Erosion ist im Prinzip die gleiche wie die einer allgemeinen Verdichtung - nämlich eine Verminderung der Infiltration. Selbst Böden, deren Körnung oder Mikroaggregatstabilität kaum Krustenbildung zuläßt, werden erodiert, wenn eine Verdichtung die Entstehung von Oberflächenwasser fördert. Wenn das nicht so wäre, dann würde z.B. nie in Fahrspuren verstärkte Erosion auftreten, dann müßte Oberflächenwasser auf einer Kruste diese erodieren und danach die

Erosion der Kruste zum Versickern der zeitlich nachfolgenden Wassermengen führen.

Wenn das nicht so wäre, dann müßten ferner Unterböden, denen dichte Lagerung mehr Festigkeit verleiht als die lockerere des Oberbodens, schwerer erodierbar sein als die letzteren.

Unterzieht man alle unter Freilandbedingungen erhältlichen Beobachtungen unter den Bewirtschaftungsbedingungen verschiedenster Klimabereiche einer gemeinsamen Auswertung, dann ist folgender Schluß unausweichlich:

- 1) Neben der Krustenbildung, die die Infiltration hemmt und daher die Rinnenbildung fördert, ist der andere Infiltrationshemmungsvorgang, nämlich die Verdichtung des gesamten Bodens ein wichtiger erosionsfördernder Faktor.
- 2) Dies ist eine Folge davon, daß Verdichtung gleichbedeutend ist mit Platzmangel für Niederschlagsmangel und somit mit Bildung von Oberflächenwasser.
- 3) Dies fördert die Erosion umso wirkungsvoller je weniger der betreffende Boden in Folge seiner Körnung bzw. Aggregation zur Krustenbildung, d.h. Verklebung von Feinteilchen, neigt.

#### Literatur

- Lundquist ,B.(1978): Soil Conditions and Nutrient Cycling under Natural and Plantation Forests in Tanzanian Highlands; Rep.Forest Ecol.+Forest Soil 31, Uppsala, Schweden
- Martin,W.(1987): K-Faktoren der ABAG, ermittelt an 32 bayerischen Böden; Mittl.Deutsche Bodenkl.Ges., dieses Heft
- Schrey,H.P.(1987): Verminderung der Oberflächenerosion durch Ausformung des Kleinreliefs, Dissertation Hannover

Die Variabilität von einigen bodenphysikalischen  
und bodenchemischen Feldgrößen

von

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

Zielsetzung

Die Auswaschung von Agrarchemikalien (Düngemittel, Pestizide etc.) aus Böden der landwirtschaftlichen Nutzfläche stellt für die Wasserwirtschaft in Deutschland zunehmend ein Problem dar. Zu dieser Problematik laufen an der Universität Hohenheim zahlreiche Forschungsprojekte, u.a. im Sonderforschungsbereich "Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften". Für eine genaue Abschätzung der Austräge aus Ackerflächen ist es wichtig, die räumliche Verteilung von Düngemitteln und Pestiziden, sowie von transportbestimmenden bodenphysikalischen Größen zu kennen. Im Rahmen des oben erwähnten Sonderforschungsbereiches wurden auf einem Versuchsgelände der Universität Hohenheim im Jahre 1986 Untersuchungen zur räumlichen Verteilung einiger bodenchemischer und bodenphysikalischer Feldgrößen durchgeführt. Ziel der Arbeit war es festzustellen, wie groß die Variabilität einiger für den Transport benötigter Parameter ist und ob ihre Verteilung und Variabilität bei der Berechnung von Austrägen berücksichtigt werden muß.

Methodik

Betrachtet man die Verteilung von Düngemitteln, Pestiziden und bodenphysikalischen Größen im Feld, so kann oft festgestellt werden, daß diese Werte nicht regellos streuen, sondern einem Muster folgen. Im Gegensatz zu Methoden der klassischen Statistik beschreibt die Geostatistik die räumliche Abhängigkeit von Feldgrößen. Sie basiert auf der hauptsächlich von Matheron und Krige entwickelten Theorie der Ortsabhängigen Variablen. Dabei wird von der Annahme ausgegangen, daß zwischen dem Wert einer Variablen an der Stelle  $x$  und an der Stelle  $x+h$  eine Beziehung besteht. Der Vektor  $h$  gibt die Distanz und die Richtung der Probenahmeplätze zueinander wieder. Als Maß für diese Beziehung dient die Semivarianz,  $\gamma(h)$ , welche definiert wird als

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N} \sum (z(x) - z(x+h))^2, \quad \text{mit}$$

$N$  = Anzahl der Meßpunktpaare

$z(x)$ ,  $z(x+h)$  = Wert der Zufallsvariablen  $z$  an den Stellen  $x$ , bzw.  $x+h$

$h$  = Vektor der Distanz und Richtung der Probenahmeplätze

Wird die Semivarianz gegen die Distanz  $h$  aufgetragen, entsteht ein sogenanntes Semivariogramm. Es offenbart die Struktur der räumlichen Variablen. In Abb.1 werden, anhand des Sphärischen Modells, kurz die wichtigsten Parameter eines Variogramms erläutert.

---

\* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim,  
Postfach 700 562, 7000 Stuttgart 70

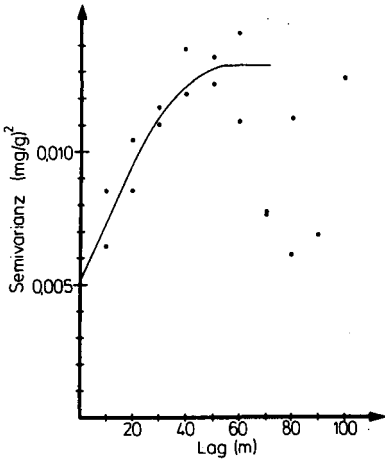


Abb. 2: Experimentelles Semivariogramm von Gesamt-N in 0-30 cm Tiefe

Sphärisches Modell

$$\gamma(h) = 0.0053 + 0.0079 \left[ \frac{3}{2} \cdot \frac{h}{54} - \frac{1}{2} \cdot \left( \frac{h}{54} \right)^3 \right]$$

für  $0 < h < 54$

$$\gamma(h) = 0.0053 + 0.0079$$

für  $h > 54$

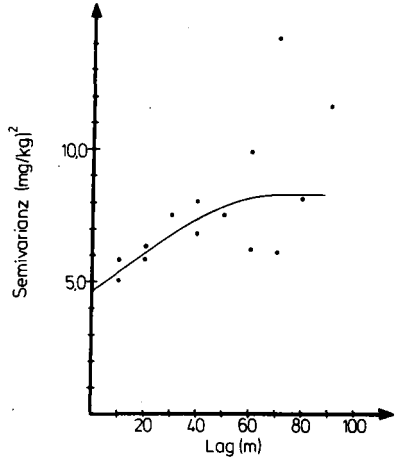


Abb. 3: Experimentelles Semivariogramm von Nitrat(N-rain) in 0-40 cm Tiefe

Sphärisches Modell

$$\gamma(h) = 4.7 + 36 \left[ \frac{3}{2} \cdot \frac{h}{76} - \frac{1}{2} \cdot \left( \frac{h}{76} \right)^3 \right]$$

für  $0 < h < 76$

$$\gamma(h) = 4.7 + 36$$

für  $h > 76$

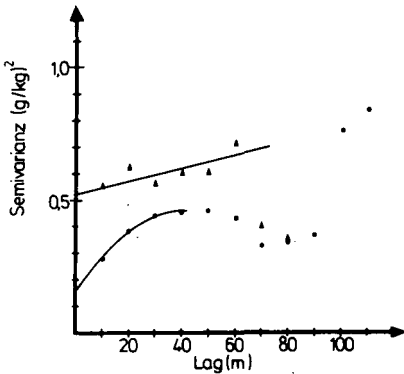


Abb. 4: Experimentelles Semivariogramm von Gesamt-C in 0-30 cm Tiefe

Lineares Modell in Süd-Nord-Richtung

$$\gamma(h) = 0.53 + 0.002h \quad r = 0.73$$

Sphärisches Modell in West-Ost-Richtung

$$\gamma(h) = 0.17 + 0.28 \left[ \frac{3}{2} \cdot \frac{h}{37} - \frac{1}{2} \cdot \left( \frac{h}{37} \right)^3 \right]$$

für  $0 < h < 37$

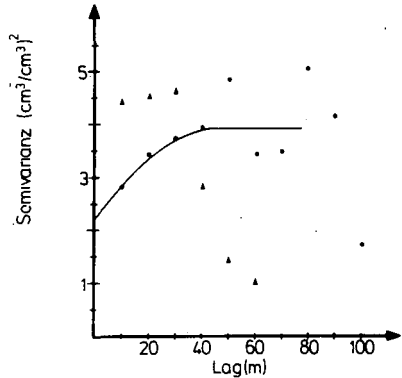


Abb. 5: Experimentelles Semivariogramm der Wassergehalte bei pF1 in 0-30 cm Tiefe

Sphärisches Modell in West-Ost-Richtung

$$\gamma(h) = 2.25 + 1.66 \left[ \frac{3}{2} \cdot \frac{h}{42} - \frac{1}{2} \cdot \left( \frac{h}{42} \right)^3 \right]$$

für  $0 < h < 42$

$$\gamma(h) = 2.25 + 1.66$$

für  $h > 42$

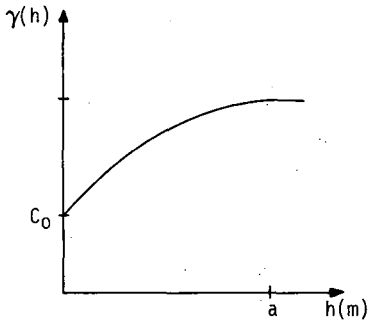


Abb.1: Modell eines Sphärischen Semivariogramms

Der Wert  $C_0$  wird Nugget-Varianz genannt und beruht auf einer Diskontinuität der Funktion im Ursprung, verursacht durch Mikrovariabilität und Probenahmefehler. Der Wert bei dem die Kurve abflacht wird Schwellenwert (engl. sill) genannt und entspricht der Varianz der Stichprobe. Der Abstand bei dem dieser Schwellenwert erreicht wird, wird Reichweite (engl. range) genannt und gibt die Distanz an, bis zu der zwei Meßwerte noch miteinander korrelieren.

### Durchführung

Die ca. 1 ha große Versuchsfläche liegt auf einem Feld des Meiereihofes der Universität Hohenheim. Der Bodentyp wurde als pseudovergleyte Parabraunerde aus LÖB angesprochen. Die Probenahme erfolgte an Knotenpunkten eines rechteckigen Gitters mit der Kantenlänge 10 m. Insgesamt wurde eine Fläche von 90 m x 120 m beprobt. Somit ergaben sich 108 Knoten- (=Probe-) punkte. Für die chemischen Analysen wurden Bohrstockproben in drei Tiefen entnommen. Sie wurden auf Nitrat, Gesamt-Stickstoff und Gesamt-Kohlenstoff analysiert. Außerdem wurde, ebenfalls in einem Raster, Porenwasser gewonnen und auf Nitrat analysiert. Die bodenphysikalischen Untersuchungen wurden an Stechzylinderproben durchgeführt. Es wurden die Trockenraumdichte, der Gravimetrische Wassergehalt sowie der Volumetrische Wassergehalt bei pF 1, 2 und 2,5 bestimmt. Exemplarisch sollen hier die Variogramme für Nitrat, Gesamt-Stickstoff, Gesamt-Kohlenstoff, Trockenraumdichte und Volumetrischen Wassergehalt in 0-30 cm Tiefe gezeigt werden. Die Semivarianzen wurden jeweils für zwei Richtungen (West-Ost und Süd-Nord) berechnet.

Für Gesamt-Stickstoff (Abb.2) und Nitrat (Abb.3) ergab sich ein Sphärisches Modell mit einem Range von 54 m bzw. 76m. Für beide Größen weisen die Variogramme einen deutlichen Nugget-Effekt auf. Bei Gesamt-Stickstoff wird dies zurückgeführt auf einen relativ großen Analysenfehler und bei Nitrat auf seine hohe Mikrovariabilität. Bei Gesamt-Kohlenstoff (Abb.4) weichen die experimentellen Variogramme für die zwei Richtungen voneinander ab. Der Grund dafür dürfte darin liegen, daß die Proben auf einem Mais-Stoppel Feld genommen wurden: in West-Ost-Richtung parallel zu den Stoppelreihen und in Süd-Nord-Richtung senkrecht dazu. Das Variogramm in Süd-Nord-Richtung weist ein lineares Verhalten mit hoher Nugget-Varianz auf. Die hohe Nugget-Varianz ist möglicherweise darauf zurückzuführen, daß die Probenahme einmal in und einmal zwischen die Reihen fiel. Das Variogramm in West-Ost-Richtung steigt zuerst an, fällt dann wieder ab, um gegen Ende erneut anzusteigen. Der Abfall des Graphen bei 60 m wird "Hole Effekt" genannt und deutet auf Periodizität hin, während der steile Anstieg am Ende auf einen Trend hinweist. Der Hole Effekt wird durch rhythmisches Ansteigen und Abfallen der Meßwerte verursacht. Wir gehen davon aus, daß der unterschiedliche Verlauf der Graphen in die zwei Richtungen durch die Art der Probenahme zumindest mitverursacht wird und somit keine reine Anisotropie darstellt.

Die Variogramme für den Volumetrischen Wassergehalt (Abb.5) und die Trockenraumdichte (Abb.6) zeigen anisotropes Verhalten. In West-Ost-Richtung kann eine räumliche Abhängigkeit von 42 m bzw. 54 m gefunden werden. In Süd-Nord-Richtung zeigen die Werte über die ersten 30 m keine Abhängigkeit.

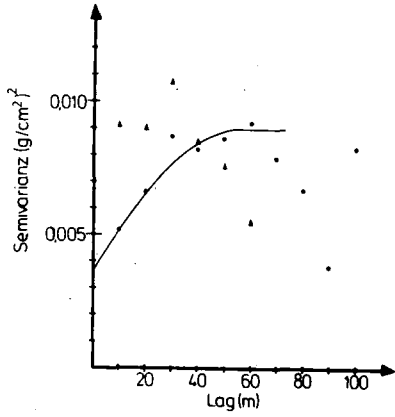


Abb. 6: Experimentelles Semivariogramm von Trockenraumdichte in 0-30 cm Tiefe

Sphärisches Modell in West-Ost-Richtung

$$\gamma(h) = 0.0037 + 0.0053 \left[ \frac{3}{2} \cdot \frac{h}{54} - \frac{1}{2} \left( \frac{h}{54} \right)^3 \right]$$

für  $0 < h < 54$

$$\gamma(h) = 0.0037 + 0.0053$$

für  $h > 54$

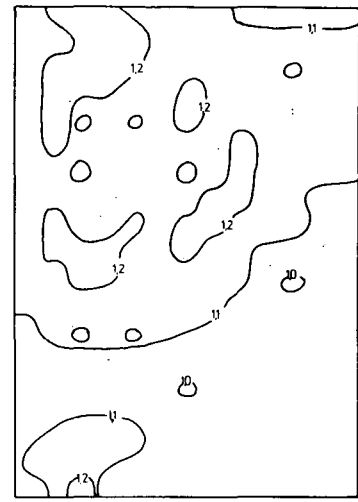


Abb. 7: Isolinienkarte der Gesamt-N Gehalte (mg/g Boden) in 0-30 cm Tiefe

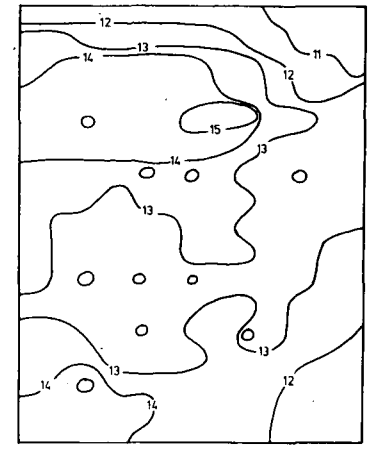


Abb. 8: Isolinienkarte der Nitratgehalte (mg/kg Boden) in 0-40 cm Tiefe





### Kriging

Das Erstellen eines Semivariogramms ist eine wichtige Voraussetzung für die Anwendung einer Interpolationsmethode, die Kriging genannt wird. Diese Methode erlaubt es, jeden beliebigen Punkt, im Umfeld der Meßpunkte, zu schätzen. Der Schätzwert stellt ein gewichtetes Mittel der umliegenden Meßwerte dar. Der Vorteil dieser Methode liegt darin, daß sie unverzerrte Schätzungen mit minimaler Varianz liefert. Darüber hinaus läßt sich diese Schätzvarianz ermitteln und somit kann ein Vertrauensintervall für den interpolierten Wert angegeben werden. Durch Interpolation eines engmaschigen Rasters (Punktkrigen) können Isolinienkarten für verschiedene Feldgrößen erstellt werden. Für Gesamt-Stickstoff und Nitrat werden solche Isolinienkarten gezeigt (Abb.7 und 8). Sie wurden aus 108 bekannten Meßpunkten und 264 geschätzten Punkten erstellt. Die Schätzvarianz für Gesamt-Stickstoff beträgt  $0,0074 \text{ (mg/g)}^2$  und für Nitrat  $5,7 \text{ (mg/kg)}^2$ . Unter Anwendung dieser Methode werden flächendeckende Angaben über Bodenparameter erhalten, ohne daß in der entsprechenden Intensität beprobt werden muß.

### Diskussion

Die in Abbildung 7 und 8 dargestellten Isolinienkarten zeigen die Verteilung von Gesamt-Stickstoff und Nitrat im Feld. Es wird deutlich, daß diese Größen nicht regellos streuen, sondern einem Muster folgen. Je nach dem Ort der Probe-nahme können sich Unterschiede in den Gehalten, für Gesamt-Stickstoff bis zu  $840 \text{ kg/ha}$  ( $\approx 18\%$ ) und für Nitrat bis zu  $22 \text{ kg/ha}$  ( $\approx 30\%$ ), ergeben. Diese Differenzen berechnen sich aus mittleren Gehalten einzelner Feldteile und nicht aus extremen Einzelmeßwerten. Dies zeigt, daß innerhalb eines relativ homogenen Feldes nicht unerhebliche Unterschiede in den Stoffgehalten auftreten. Es stellt sich somit die Frage, ob eine genaue Berechnung der Austräge von Agrarchemikalien ohne Berücksichtigung ihrer räumlichen Verteilung möglich ist. Inwieweit die Berücksichtigung der räumlichen Verteilung zu einer genaueren Abschätzung der Austräge führt ist Gegenstand weiterer Untersuchungen.

### LITERATUR

- Burgess, T.M. und R.Webster. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. I. The semi-variogram and punktual kriging. Journal of Soil Science 31:315-331.
- Journel, A.G. und Ch.J.Huijbregts. 1978. Mining geostatistics. Academic Press, London.
- Dahiya, I.S., R.Anlauf, K.C.Kersebaum und J.Richter. 1985. Spatial variability of some nutrient constituents of an Alfisol from loess. II. Geostatistical analysis. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 148: 268-277.
- Webster, R. 1985. Quantitative spatial analysis of soil in the field. Advances in Soil Science. Volume 3:2-66. Springer-Verlag, New-York.



Druckfortpflanzung in einem typic Paleustalf (Australien) unter verschieden schnell fahrenden Traktoren

von

Horn, R., P.S. Blackwell u. R. White

Drücke, die z.B. von landwirtschaftlichen Geräten auf den Boden übertragen werden, pflanzen sich stets dreidimensional im Boden fort und werden somit aufgrund der größer werdenden Partikelfläche im Boden zunehmend kompensiert. Im Vergleich mit einem starren Körper erfolgt im Boden diese Druckfortpflanzung stets sowohl über die flüssige, feste und theoretisch auch gasförmige Phase, so daß die Frage nach der Auswirkung der zeitlichen Dauer der Belastung in Hinblick auf die Druckfortpflanzung in solchem Systemen betrachtet werden muß. In starren Körpern kann nämlich Energie durch die elastische Deformation derselben gespeichert werden oder durch das Zerbrechen von Bindungen während der plastischen Deformation verbraucht werden. Daneben gibt es aber auch die durch die Viskosität der Flüssigkeit, hydraulische Leitfähigkeit und Porenkontinuität bedingte Zeitverzögerung in der Druckfortpflanzung über die flüssige Phase, wodurch die Form der Druckfortpflanzung zusätzlich beeinflußt wird.

Da in der Literatur bisher nur wenige Arbeiten beschrieben worden sind, die sich mit dem Einfluß der Belastungsdauer unter fahrenden Traktoren auf die Form der Druckfortpflanzung sowie die dadurch induzierten Änderungen bodenphysikalischer Kenngrößen befaßt haben, haben wir einige entsprechende Messungen auf einem gefrästen typic Paleustalf in Griffith/Australien durchgeführt, über deren Ergebnisse im folgenden berichtet wird.

Der mitteltexturierte und locker gelagerte A-Horizont des Bodens wurde durch Fräsung bis in eine Tiefe von 25 cm weitgehend homogenisiert, während der darunter folgende B-Horizont mit mehr als 60% Ton und einem ausgeprägten Prismen-Polyedergefüge nicht zusätzlich bearbeitet worden war. Durch Beregnung und anschließende Umverteilung des Wassers und Austrocknung wurde die vorher auf pF 4 ausgetrocknete Fläche auf eine Wasserspannung von 60-120 hPa eingestellt.

Anschließend wurden Drucksensoren in 20 bzw. 35 cm Tiefe von der Seite aus sowohl in vertikaler ( $\vec{z}$ ) als auch in horizontaler ( $= \vec{G}$ ) Richtung installiert. (Horn, 1986; Horn et al. 1987). Die Befahrung selbst bestand aus einer einzigen Überfahung, wobei nur das Hinterrad des Traktors den Boden belastete. Zur Simulation der Zeitsetzung wurden 3 unterschiedliche Fahrgeschwindigkeiten (d.h. 0.7,  $\sim 4$  und  $\sim 8$  km h<sup>-1</sup>) gewählt.

## Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind die in 2 verschiedenen Tiefen während der Befahrung auftretenden vertikalen Drücke sowie die entsprechenden Mittelwerte dargestellt.

Man erkennt, daß bei konstanter Fahrgeschwindigkeit 1) die in 20 cm Tiefe gemessenen Drücke größer sind als in dem ungestörten trockeneren B-Horizont in 35 cm, daß aber 2) eine sehr große Variation zwischen den gemessenen Werten aus derselben Tiefe vorliegt. Dies kann mit dem Stolleneffekt erklärt werden, so daß die theoretisch angenommene einheitliche Druckfortpflanzung tatsächlich im Boden garnicht auftritt. Da aber die Stollenfläche ca. die Hälfte der gesamten Reifenfläche ausmachte und dieses Druckmuster bei allen Versuchen mit gleicher Fahrgeschwindigkeit stets wieder so auftrat, werden im folgenden nicht Einzelwerte sondern nur Mittelwerte der entsprechenden Messungen präsentiert.

In Abb. 2 ist der Einfluß der zeitlichen Dauer der Belastung auf die in 20 cm Bodentiefe gemessenen vertikalen Spannungen dargestellt. Bei gleichen Bodenwassergehalten wird mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit die sinusförmige Druckkurve immer steiler, wobei aufgrund der vorgegebenen maximalen Auflösungs Genauigkeit von 0.1 sec bei einer Geschwindigkeit von 7.7 km h<sup>-1</sup> nur noch ein Peakwert ermittelt werden konnte.

Mit zunehmendem Wassergehalt werden nicht nur die Maximalwerte in der selben Bodentiefe kleiner, sondern die Druckfortpflanzung über die Tiefe wird beeinflußt. Bei gleichbleibendem Wassergehalt und kurzer Belastung reagiert der Boden wie ein starrer Körper und überträgt daher die Drücke gerichtet in größere Bodentiefe, während bei länger andauernder Belastung eine isotrope Druckfortpflanzung und somit geringere Werte in 35 cm Bodentiefe ermittelbar sind.

Faßt man sämtliche ermittelten Maximaldaten als Funktion der Geschwindigkeit zusammen (Abb. 3), so erkennt man, daß mit zunehmender Geschwindigkeit die Vertikalspannung in 20 cm je nach Wassergehalt eventuell leicht ansteigt, während tiefere Bodenschichten z.B. in 35 cm bei geringer Wassersättigung weniger belastet worden sind. Außerdem werden mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit die Drücke mehr vertikal ausgerichtet weitergeleitet, denn die Horizontalspannungen nehmen mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit in 20 cm Bodentiefe ab.

Errechnet man den Wert des Ruhedruckbeiwertes K d.h. das Verhältnis aus horizontaler zu vertikaler Spannung bei gleichem Wassergehalt; so erkennt man, daß zum Zeitpunkt der Überfahrung die horizontale Druckfortpflanzung minimal und die in vertikaler Richtung maximal war, während nach Druckentlastung die bleibende Verformung in horizontaler Richtung größer war als in vertikaler. Damit wird das Verhältnis aus horizontal zu vertikal ebenfalls größer.

## Schlußfolgerung

Die erzielten Ergebnisse zeigen sehr deutlich, daß in dem Dreiphasensystem Boden die Druckfortpflanzung sehr wesentlich von der zeitlichen Dauer der Belastung sowie dem Wassersättigungsgrad und Porenkontinuität des Bodens abhängt. Mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit sinkt zwar die Belastungsdauer, doch wurden vor allem bei höherem Wassergehalt die Bodendrucke gerichtet in größere Tiefe fortgepflanzt. Darüberhinaus ändert sich das Verhältnis aus horizontaler zu vertikaler Spannung nicht nur während der Befahrung sondern auch mit der Anzahl der Überfahrungen. Bereits nach der 1. Belastung weist der Ruhedruckbeiwert auf eine zunehmende Vorbelastung hin.

Literatur:

Horn, R. 1986: Auswirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf die mechanische Belastbarkeit von Ackerböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 9-18.

Horn, R., N. Burger, M. Lebert und G. Badewitz 1987: Druckfortpflanzung in Böden unter langsam fahrenden Traktoren. Z. f. Kulturt. u. Flurber. 28, 94-102.

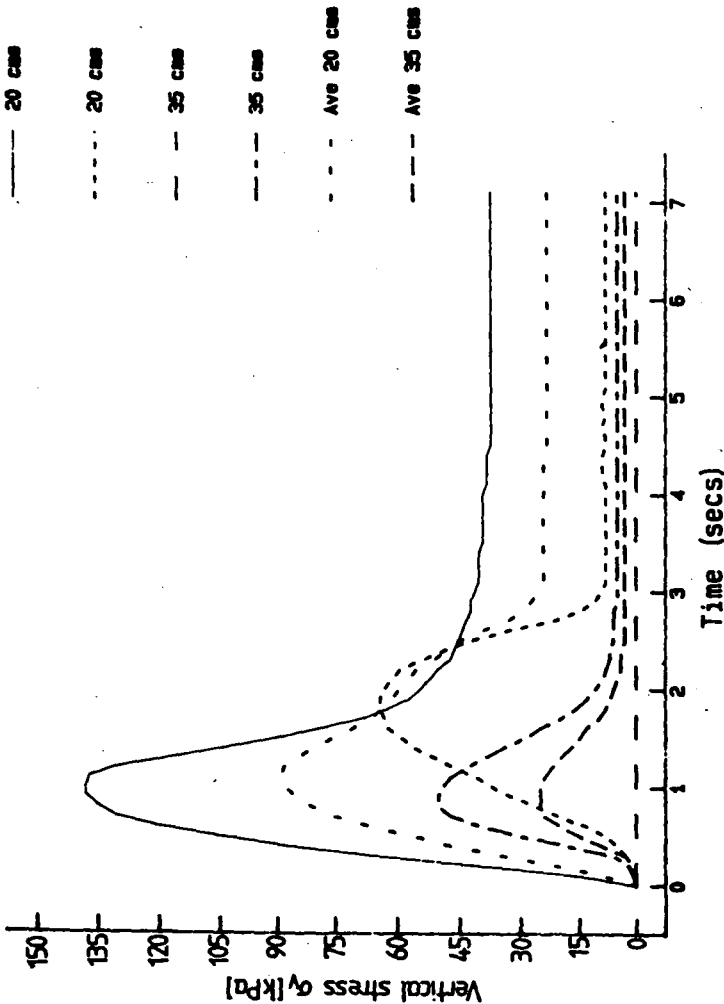


Abb. 1: Druckfortpflanzung unter einem fahrenden Traktor (4.5 kmh<sup>-1</sup>, 18% WG)

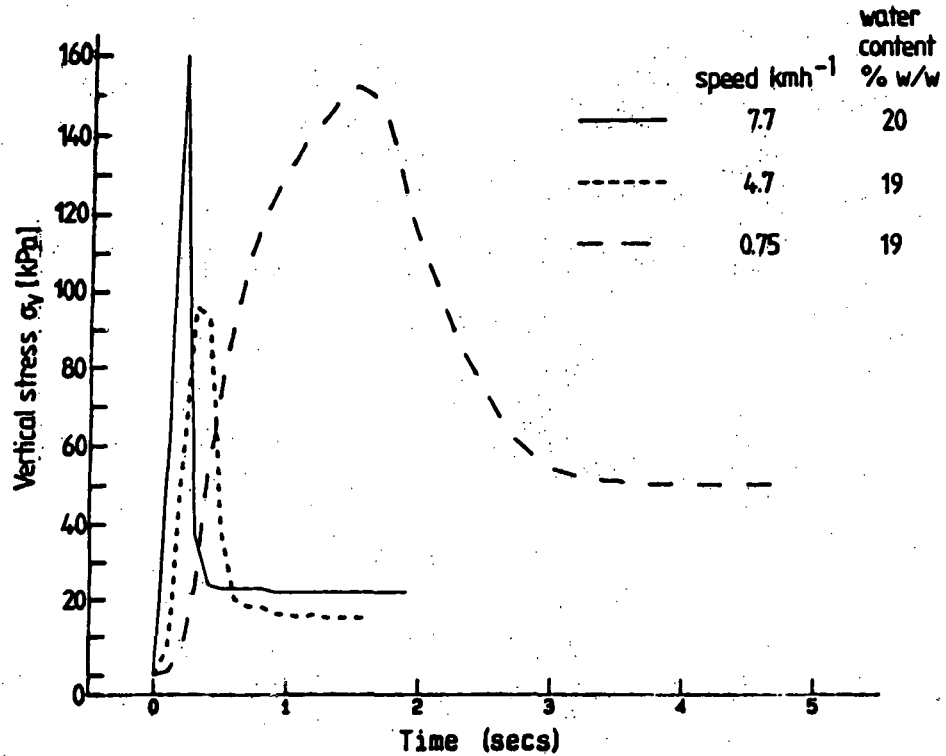
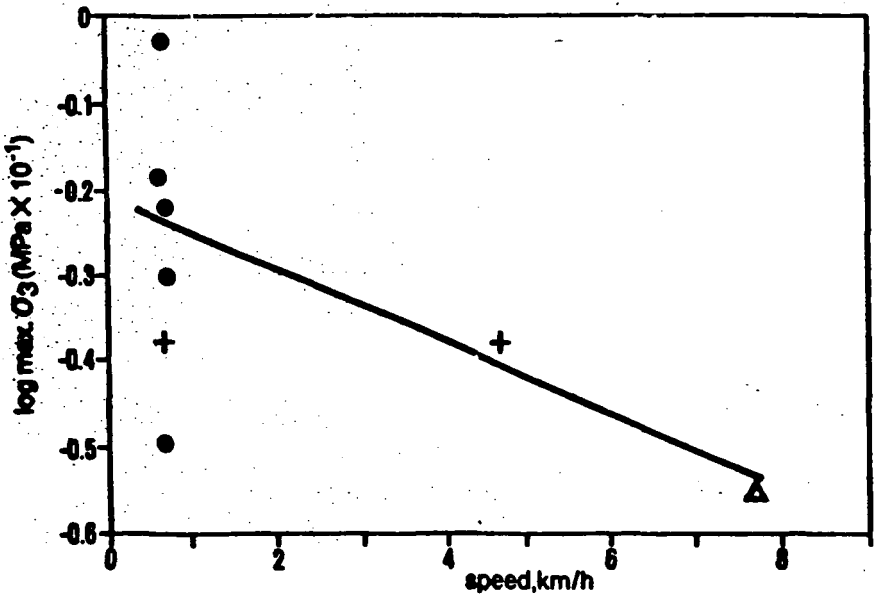
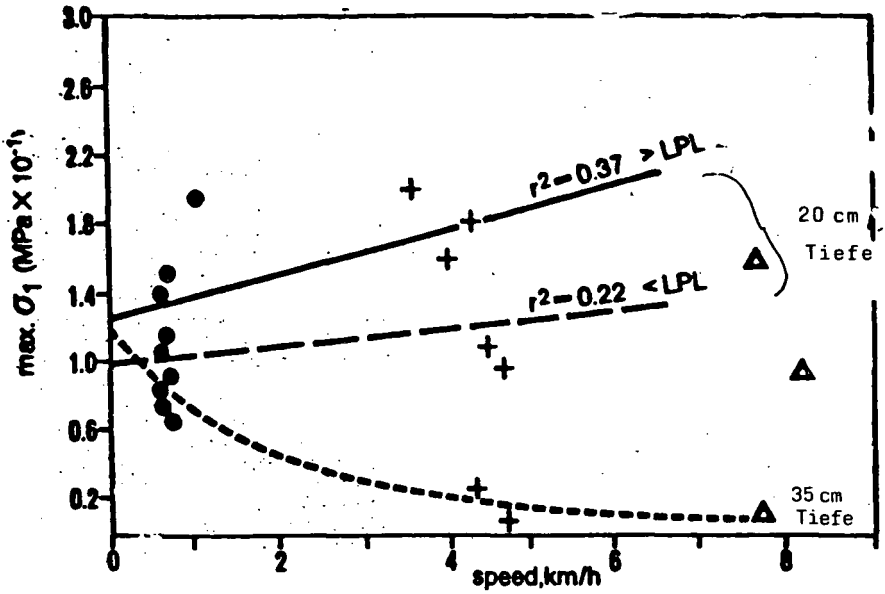


Abb. 2: Einfluß der Fahrgeschwindigkeit auf die mechanische Belastung des Bodens in 20 cm Tiefe



$\Delta$  v.fast    + fast    • slow

Abb. 3: Einfluß der Fahrgeschwindigkeit auf die vertikale ( $\sigma_1$ ) und horizontale ( $\sigma_3$ ) Hauptspannung (typic Paleustalf, Kontaktflächendruck des Traktors 140 kPa).





Erfahrungen und Probleme bei der Simulation des  
N - Haushalts verschieden genutzter Standorte  
Baden - Württembergs

von

Huwe, B. und R. R. van der Ploeg<sup>+</sup>)

1. Zielsetzung

Im Rahmen des DFG - Projekts "Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser" bearbeitet das Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim das Teilprojekt 4: " Entwicklung und Validierung von Stickstoffhaushaltsmodellen für Standorte unterschiedlicher Nutzung".

Ziel des Forschungsvorhabens ist die Entwicklung eines praktikablen Modellkonzepts zur Simulation des Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushalts bzw. -transports in der ungesättigten Zone, das flexibel ist bezüglich der Einsatzmöglichkeiten und das Entscheidungskriterien hinsichtlich der Reduzierung der Nitratauswaschung liefern kann.

2. Modellkonzept

Das Gesamtmodell setzt sich aus einer Reihe von Teilmodellen zusammen. Im Zentrum stehen die Transportprozesse zur Simulation des Was-

---

<sup>+</sup>) Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Fachgebiet Bodenphysik, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart-70 (Hohenheim).

ser-, Wärme- und Nitrattransports. Hinzu kommen Teilmodelle zur Ermittlung der Verdunstungskomponenten (Interzeptionsverdunstung, Evaporation und Transpiration), der Trockenmasseproduktion, der Bestandesstruktur, der Stickstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln, sowie der Stickstoffmineralisation und -Immobilisierung. Zur Berücksichtigung von Infiltrationsverzögerungen im Winter dient ein einfaches Schneedeckenteilmodell.

Die Transportprozesse werden durchweg durch nichtlineare, partielle Differentialgleichungen des parabolischen Typs beschrieben (Kirkham and Powers, 1972; Beese und Van der Ploeg, 1979, Taf. 1). Beim Wärme- und beim Nitrattransport wird jeweils ein Diffusions- und ein Konvektionsterm unterschieden. Analytische Lösungen dieser Gleichungen sind nur für einfache Rand- und Anfangsbedingungen verfügbar. Die Lösung erfolgt daher numerisch durch voll implizite Finite - Differenzenverfahren, so daß auch die Simulation von Stauwasser möglich ist.

Wassertransport:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div} (k(\theta) \cdot \text{grad } H) + S_1$$

$$\vec{q} = -k(\theta) \cdot \text{grad } H$$

Transport von gelösten Stoffen:

$$\frac{\partial (\theta \cdot C)}{\partial t} = \text{div} ((\theta \cdot D) \cdot \text{grad } C) + \text{div} (C \cdot k(\theta) \cdot \text{grad } H) + S_2$$

Wärmetransport:

$$\frac{\partial (c_v(\theta) \cdot T)}{\partial t} = \text{div} (\lambda(\theta) \cdot \text{grad } T) + c_w \cdot \text{div} (T \cdot k(\theta) \cdot \text{grad } H) + S_3$$

Taf.1: Transportgleichungen zur Beschreibung des Wasser-, Wärme- und Nitrattransports in porösen Medien.

Die Transportparameter sind durchweg Funktionen des Wassergehalts. Zu Ihrer Bestimmung werden Schätzverfahren verwendet, die lediglich einfach zu ermittelnde Meßgrößen benötigen.

Die Modellierung der Stickstoffaufnahme im Modell erfolgt in Abwandlung eines Ansatzes nach McIsaac et al. (1985) durch Konvektion und Diffusion, wobei die dort verwendete iterative Prozedur vermieden und unrealistische Annahmen über die Konzentration an der Wurzeloberfläche fallengelassen wurden. Die Gesamtaufnahme erfolgt in Abhängigkeit von der potentiellen Gesamtaufnahme, der Wurzelverteilung, den Diffusionskoeffizienten und der Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung. N-Mineralisation und Immobilisierung werden im Modell in Abhängigkeit von Vorräten, Wassergehalt und Temperatur unter Berücksichtigung von Ergebnissen von Richter et al. (1982), Syring und Sauerbeck, (1985) und Duynisveld und Strebel (1985) berechnet.

Zur besseren Anpassung an bestimmte Transport- und Standortbedingungen verfügt das Modell über eine Reihe von Optionen. So kann z.B. ein Newton-Raphson-Verfahren zur Gewährleistung einer exakten modellinternen Wasserbilanz kontinuierlich in den Simulationsprozeß einbezogen werden. Dränabfluß und Hangzugwasser können simuliert werden und in Bezug auf den Transport von gelösten Stoffen vermag das Modell die Existenz von immobilem Wasser sowie Anionenausschluß zu berücksichtigen.

### 3. Ergebnisse von Modellrechnungen

Das oben beschriebene Modell wurde an verschiedenen Standorten Baden - Württembergs anhand von Geländemeßdaten auf seine Tauglichkeit hin überprüft. Sowohl beim Wasserhaushalt als auch beim Wärme- und Stickstoffhaushalt ergaben sich gute Übereinstimmungen zwischen gemessenen und errechneten Werten. In Abb. 1 bis Abb. 3 sind einige Ergebnisse für den Versuchsstandort "Ithing Hof" dargestellt. Bodentyp ist hier eine pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß. Das Feld war 1985 mit Zuckerrüben bestanden.

### 4. Einsatzmöglichkeiten und Komplikationen

Anwendungsmöglichkeiten des Modells in seiner gegenwärtigen Form sind gegeben in der Analyse funktionaler Zusammenhänge, der Progno-

se des Nitrataustrags, der Erarbeitung optimaler Maßnahmenkombinationen zur Reduzierung des Nitrataustrags und in der standortsspezifischen Differenzierung gesetzgeberischer Maßnahmen. Probleme können bei der Simulation dann entstehen, wenn Modellannahmen gravierend verletzt sind oder wenn Unsicherheiten bestehen in Bezug auf Transportparameter und/oder gemessene Zielgrößen. Ersteres betrifft u.a. die Transportmechanismen. Der zweite Punkt betrifft z.B. die räumliche Variabilität im Gelände. Unsicherheiten bestehen weiterhin bei der Stickstoffdynamik z.B. bezüglich gasförmiger N-Verluste oder symbiontischer N-Bindung.

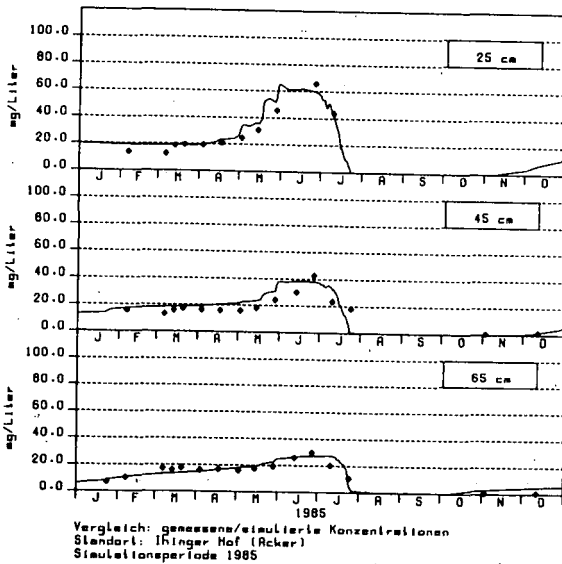
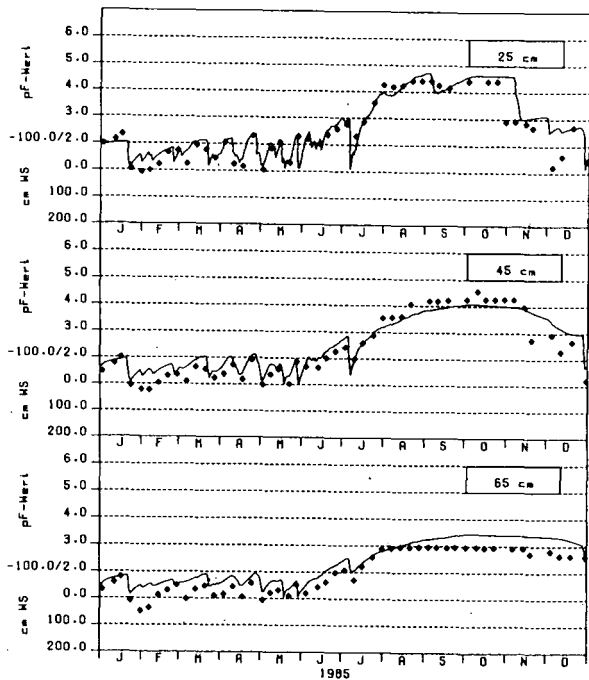
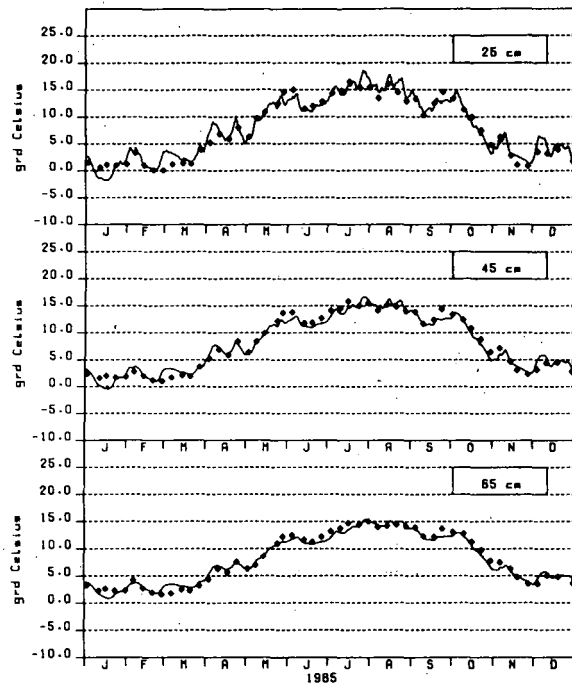


Abb. 1: Vergleich von gemessenen und mit dem Simulationsmodell errechneten Nitrat-N-Konzentrationen.



Vergleich: gemessene/simulierte Tensionen  
 Standort: Ihinger Hof (Acker)  
 Simulationsperiode 1985

Abb. 2: Vergleich von gemessenen und mit dem Simulationsmodell errechneten Matrixpotentialen.



Vergleich: gemessene/simulierte Temperaturen  
 Standort: Ihinger Hof (Acker)  
 Simulationsperiode 1985

Abb. 3: Vergleich von gemessenen und mit dem Simulationsmodell errechneten Temperaturen.

## 5. Symbolverzeichnis

C	:= Konzentration in der Bodenlösung	(mg/l)
D	:= scheinbarer Diffusionskoeffizient	(cm <sup>2</sup> /d)
H	:= Gesamtpotential	(cm)
S	:= Quell- bzw. Senkenterm	
T	:= Bodentemperatur	(°C)
k	:= hydraulische Leitfähigkeit	(cm/d)
$\vec{q}$	:= Flußdichte von Wasser	(cm <sup>3</sup> /(cm <sup>2</sup> ·d))
t	:= Zeit	(d)
c <sub>v</sub>	:= volumetrische Wärmekapazität	(cal/(cm <sup>3</sup> ·°C))
c <sub>w</sub>	:= volumetrische Wärmekapazität von Wasser	(cal/(cm <sup>3</sup> ·°C))
θ	:= volumetrischer Wassergehalt	(cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> )
λ	:= thermische Leitfähigkeit	(cal/(cm·°C·d))

## 6. Literatur

- Beese, F. und R.R. van der Ploeg, 1979. Simulation des Anionentransports in ungestörten Bodensäulen unter stationären Fließbedingungen. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 142: 69-85.
- Duynisveld, W.H.M. und O. Strebel, 1985. Ermittlung der Nitrat-N-Verlagerung aus wasserungesättigten Böden ins Grundwasser bei Ackernutzung unter verschiedenen Bedingungen mit Hilfe von Simulationsmodellen. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Forschungsbericht 102 04 329, Hannover.
- Kirkham, Don and W.L. Powers, 1972. Advanced soil physics. Wiley-Interscience, New York.
- McIsaac, G., D. Martin and D. Watts, 1985. Users guide to NITWAT - a nitrogen and water management model. Agricultural Engineering Department, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska.
- Richter, J., A. Nuske, W. Habenicht and J. Bauer, 1982. Optimized N-mineralisation parameters of Loess soils from incubation experiments. Plant and Soil 68: 379-388, Den Haag.
- Syring, K. M. und D. Sauerbeck. Ein Modell zur quantitativen Beschreibung des Stickstoffumsatzes im System Boden-Pflanze. Z. Dt. Geol. Ges. 136(2): 461-472.

Die Bedeutung des Bodengefüges und der Belastungsdauer  
für die Druckfortpflanzung

von

Lebert, M., N. Burger u. R. Horn ++)

Einleitung: Bei der Frage nach der Tragfähigkeit von Ackerböden, besonders im kritischen Feuchtebereich der Feldkapazität, spielt nicht nur die Gesamtlast eine Rolle, sondern auch die Fahrgeschwindigkeit (Horn et al. 1987 a), die Häufigkeit der Befahrungen (Horn et al. 1987 b) sowie die bodeneigene Stabilität (Horn 1981).

Im Folgenden wird anhand von Labormessergebnissen dargestellt, welchen Einfluß bodeninterne Faktoren wie Körnung, Aggregation und Wasserleitfähigkeit auf die zeitliche Übertragung von Spannungen ausüben.

Die Ergebnisse stellen einen Beitrag dar für die Erstellung eines Konzeptes für bodenschonendes Befahren.

Zusammenfassung: Ausgehend von der allgemeinen Spannungsgleichung nach Terzaghi wird anhand von Labormessergebnissen gezeigt, daß die Intensität der Druckfortpflanzung mit zunehmender Belastungsdauer umso mehr steigt, je geringer die hydraulischen Leitfähigkeiten eines Bodens sind. Diese hängen ab von der Korngröße, dem Aggregierungsgrad, der Vorbelastung und der Belastungsintensität.

An einem tonreichen Profil mit geringer Wasserleitfähigkeit wird gezeigt, daß bei Kurzzeitbelastung (30 sek) die Stabilität kurzfristig sehr stark erhöht ist gegenüber Langzeitbelastung (23 h).

Material und Methoden: Die für die bodenphysikalischen und bodenmechanischen Messungen angewendete Methodik ist beschrieben bei Hartge (1971) und Horn (1981). Für die mechanischen Messungen wurde nur ungestörtes Probenmaterial verwendet, die Belastung erfolgte statisch. Tabelle 1 beschreibt die untersuchten Böden.

Tab.1: Charakterisierung der untersuchten Böden

Profil-Nr	Horizont	Gefüge	Entn.-tiefe (cm)	pH (0,01M CaCl <sub>2</sub> )	org. Subst. (Gew.%)	dB (g/cm <sup>3</sup> )	dF (g/cm <sup>3</sup> )	Wassergeh. (Vol%) bei pF			Körnung (2mm) (Gew%)			Skel. (Gew%) >2mm	kF (cm/s)	
								-∞	1,8	2,5	4,2	T	U			S
1	Ap	sub	10 - 14	6.7	3.6	1.51	2.59	41.7	38.8	34.9	11.0	15.0	81.8	4.2	-	3.6x10 <sup>-6</sup> ± 1.0x10 <sup>-6</sup>
	Ap	pla	20 - 24	6.5	1.7	1.50	2.62	39.7	38.5	32.4	11.9	9.2	85.9	4.9	-	2.1x10 <sup>-5</sup> ± 0.7x10 <sup>-5</sup>
	A1	pol-koh	30 - 34	6.5	0.9	1.43	2.65	46.8	36.2	30.7	12.3	16.3	79.5	4.2	-	5.7x10 <sup>-5</sup> ± 2.5x10 <sup>-5</sup>
	Bt	pol	45 - 49	6.6	0.7	1.44	2.66	45.9	37.6	33.6	23.8	28.5	68.1	3.4	-	1.3x10 <sup>-4</sup> ± 0.5x10 <sup>-4</sup>
2	Ap	sub-pol	5 - 9	6.7	2.8	1.39	2.67	47.9	37.2	34.5	23.7	26.5	46.2	27.3	-	9.5x10 <sup>-4</sup> ± 1.5x10 <sup>-3</sup>
	Ap	pol	20 - 24	6.8	2.6	1.53	2.69	43.1	37.4	35.2	26.0	30.5	42.7	27.3	-	1.6x10 <sup>-4</sup> ± 7.5x10 <sup>-5</sup>
	P	pol	26 - 30	6.7	1.7	1.57	2.71	42.1	36.8	34.3	26.0	32.0	42.8	25.2	-	2.1x10 <sup>-5</sup> ± 1.9x10 <sup>-5</sup>
	P	pol-koh	35 - 39	6.7	1.6	1.60	2.70	40.7	37.9	35.2	26.3	40.8	40.7	18.5	-	1.2x10 <sup>-4</sup> ± 1.7x10 <sup>-4</sup>
3	Ap	Ek	10 - 14	4.6	1.6	1.41	2.55	44.7	22.4	17.1	6.1	6.0	9.1	84.9	1.5	1.6x10 <sup>-3</sup> ± 1.1x10 <sup>-3</sup>
	Ap	Ek	24 - 28	4.9	1.4	1.55	2.62	40.8	22.5	17.0	6.3	9.0	7.4	83.6	6.3	9.1x10 <sup>-4</sup> ± 1.2x10 <sup>-3</sup>
	Bv	Ek	30 - 34	5.3	0.5	1.62	2.65	38.9	22.4	15.0	7.8	6.5	9.5	84.0	1.5	4.6x10 <sup>-4</sup> ± 2.3x10 <sup>-4</sup>
	Bv	Ek	50 - 54	5.6	0.4	1.49	2.66	44.0	23.8	17.9	11.9	9.0	9.9	81.1	0.3	8.3x10 <sup>-4</sup> ± 4.7x10 <sup>-4</sup>
4	Ap	kru	6 - 10	5.9	1.6	1.42	2.57	44.7	23.1	18.4	7.5	6.5	22.0	71.5	1.6	3.6x10 <sup>-3</sup> ± 0.8x10 <sup>-3</sup>
	Ap	pol	24 - 28	5.7	1.2	1.53	2.59	40.9	23.9	19.9	8.3	11.0	17.6	71.5	3.2	2.5x10 <sup>-3</sup> ± 2.1x10 <sup>-3</sup>
	Bv	pol	30-34	4.9	0.4	1.69	2.62	35.5	24.3	20.1	8.6	11.3	23.9	64.8	2.3	4.9x10 <sup>-4</sup> ± 1.3x10 <sup>-4</sup>
	Bv	Ek	40 - 44	4.7	0.3	1.69	2.63	35.7	24.2	20.0	12.0	13.0	24.3	62.7	4.4	2.0x10 <sup>-3</sup> ± 1.5x10 <sup>-3</sup>
5	Ap	kru-sub	2 - 6	6.6	4.2	1.36	2.55	46.7	44.3	41.3	23.1	31.0	42.5	26.5	3.6	4.8x10 <sup>-4</sup> ± 9.8x10 <sup>-4</sup>
	Ap	pol	12 - 16	6.8	4.4	1.43	2.54	43.7	43.7	43.7	25.9	30.0	42.5	27.5	1.8	9.3x10 <sup>-6</sup> ± 5.1x10 <sup>-6</sup>
	BvCv	pla-pol	25 - 29	6.8	1.3	1.59	2.64	39.8	39.8	39.8	29.4	41.5	36.2	22.3	6.4	1.2x10 <sup>-7</sup> ± 9.7x10 <sup>-8</sup>
BvCv	pol-pri	40 - 44	6.9	0.7	1.44	2.68	46.3	44.0	42.1	26.2	44.5	38.2	17.3	1.4	3.5x10 <sup>-6</sup> ± 4.1x10 <sup>-6</sup>	

- 1) Parabraunerde aus LÖB, 2) Pelosol aus Opalinuston, 3) Braunerde aus Sand der OSM, 4) Braunerde aus Schilfsandstein, 5) Braunerde-Rendzina aus Würmmoräne

Theorie: Die Übertragung der Gesamtspannung  $\sigma$  als effektive Spannung  $\sigma'$  auf das Korngerüst erfolgt zeitabhängig nach der allgemeinen Spannungsgleichung nach Terzaghi:  $\sigma = \sigma' + \mu$ , wobei  $\mu$  die neutrale Spannung darstellt, die als Porenwasserdruck übertragen wird (Abb.1). Der Abbau des Porenwasserdrucks ist abhängig von der Wasserleitfähigkeit des Bodens. Entscheidend dabei sind Porendurchmesser und Porenkontinuität.

Abb.1 zeigt diesen Sachverhalt schematisch für 3 verschiedene Fälle. Zur quantitativen Ermittlung des Anteils von  $\mu$  sind Messungen des Porenwasserdrucks erforderlich (Baumgartl u. Horn 1987).



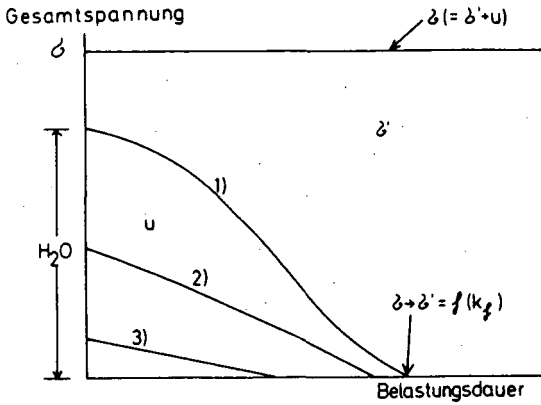
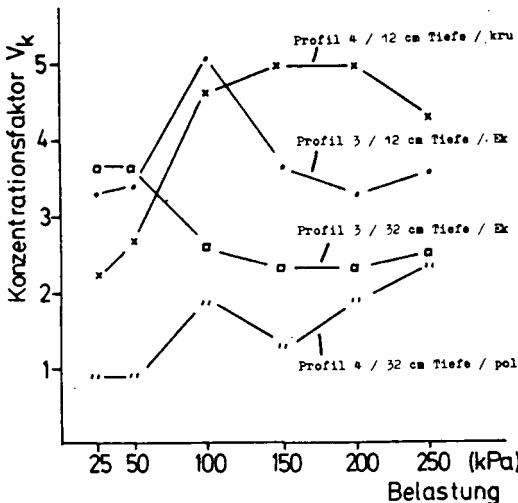


Abb.1: Übertragung der Gesamtspannung  $\sigma$  als effektive Spannung  $\sigma'$  auf das Korngerüst als Funktion der Zeit, für 3 verschiedene Fälle (schematisch)

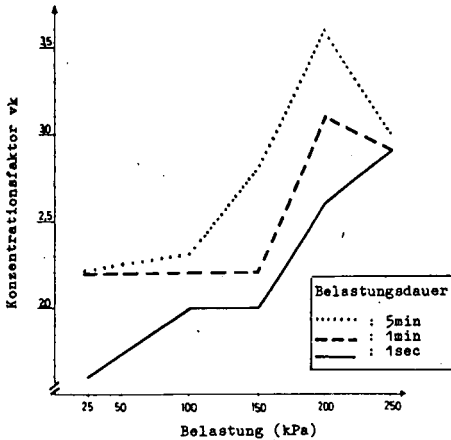
- 1) hohe Belastung ( $\sigma$ ), geringe Wasserleitfähigkeit  $K_f$ .  
( instabile Struktur;  $K_f = f$  (Primärporensystem))
- 2) hohe Belastung ( $\sigma$ ), höhere Wasserleitfähigkeit  $K_f$ .  
( stabilere Struktur, z.B. durch stärkere Aggregation oder höhere Vorbelastung,  $K_f = f$  (Primär- und Sekundärporensystem))
- 3) geringe Belastung ( $\sigma$ ), hohe Wasserleitfähigkeit  $K_f$ .  
( stabile Struktur,  $K_f = f$  (Sekundärporensystem))

Ergebnisse und Diskussion: Der Konzentrationsfaktor nach Newmark 1942 (s. Horn 1981) beschreibt die räumliche Druckfortpflanzung. Er ist jedoch keine Bodenkonstante, sondern abhängig vom Bodengefüge, der Belastung und



der Belastungsdauer. Abb. 2 zeigt den Einfluss des Bodengefüges anhand verschiedener Aggregierungsgrade. Durch Aggregation wird die Stabilität erhöht (Horn 1976).

Abb.2: Änderung des Konzentrationsfaktors  $V_k$  in Abh. von der Belastung, für 2 verschieden strukturierte Böden



**Abb. 3:** Verlauf des Konzentrationsfaktors  $V_k$  in Abh. von der Belastung, bei unterschiedlicher Belastungsdauer (Profil 1, Tiefe 12 cm)

Erst nach belastungs- und vorbelastungsabhängiger Zerstörung der Aggregate wird die Druckfortpflanzung körnungsabhängig und gleicht sich bei den beiden sandigen Profilen an.

Da während der Dauer der Belastung der Druck in Abhängigkeit von der Wasserleitfähigkeit immer stärker auf das Korngerüst übertragen wird (Abb. 1), werden die Konzentrationsfaktoren bei gleicher Belastung mit steigender Belastungsdauer größer, wie Abb. 3 zeigt. Dies bedeutet, daß bei längerer Belastung der Druck stärker in die Tiefe fortgepflanzt werden kann.

Kurzzeitbelastung kann also -wasserleitfähigkeitsabhängig- eine Erhöhung der Stabilität bedeuten. Diesen Sachverhalt zeigt auch Abb. 4. Hier wurde an einem tonigen Profil eine höhere Vorbelastung sowie insgesamt niedrigere Setzungswerte bei kurzfristiger Belastung (30 sek) ermittelt als bei einer Langzeitbelastung von 23 h.

In Abb. 5 ist am Beispiel der Luftleitfähigkeit die Auswirkung dieser bodenmechanischen Prozesse auf bodenphysikalische Eigenschaften an einem tonigen Profil dargestellt. Die Luftleitfähigkeit ist ein wichtiger pflanzenökologischer Parameter für die  $O_2$ -Versorgung der Wurzeln, und zeigt die Kontinuität des Porensystems an. Bei einer Belastung von 20 kPa, also unterhalb der Vorbelastung, bleibt das Gefüge stabil, das Porensystem und seine Kontinuität bleiben erhalten, unabhängig von der Belastungsdauer. Bei einer Belastung von 100 kPa, also deutlich über der Vorbelastung, kommt es in Folge von zeitabhängigen plastischen Setzungsprozessen (vergl. Abb. 4) zu einer deutlichen Abnahme der

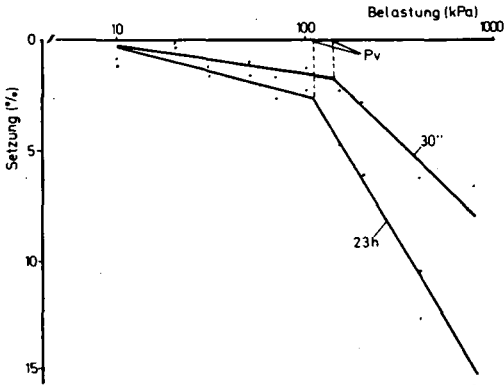


Abb.4: Einfluß der Belastungsdauer (30" u. 23h) auf den Verlauf der Drucksetzungskurve und auf die Vorbelastung (Profil 5, Tiefe 25-29 cm, Vorentwässerung 300 hPa)

Luftleitfähigkeit, die abhängig ist von der Belastungsdauer. Bei einer Belastung von 200 kPa wird die Struktur völlig zerstört, so daß die Luftleitfähigkeit nach 23h Belastung nicht mehr meßbar ist. Erkennbar ist jedoch ein sehr starker Einfluß der Belastungsdauer. Es zeigt sich, daß bei diesem Profil, aufgrund der geringen Vorbelastung und der niedrigen Wasserleitfähigkeit, der Belastungsdauer eine bedeutende Rolle bei der Tragfähigkeit zukommt. Denkt man sich die Kurven für die Luftleitfähigkeit verlängert für noch kürzere Belastungsdauer als 30 sek, wie es ja bei Feldbefahrungen der Fall ist, so würde der Unterschied in den Auswirkungen der 3 Belastungsstufen noch weiter verringert werden. Die Tragfähigkeit ist also in diesem Fall bei sehr kurzer Belastung deutlich erhöht.

Schlußfolgerungen: Für die Praxis ergibt sich aus diesen Ergebnis-

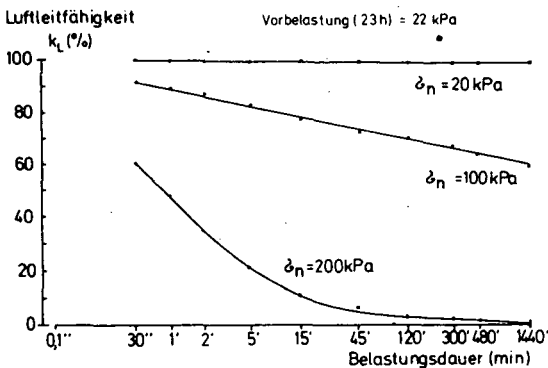


Abb.5: Änderung der Luftleitfähigkeit  $K_1$  in Abh. von der Belastungsdauer, bei verschieden starker Belastung  $\delta_n$  (Profil 5, Tiefe 12-16 cm, Vorentwäss. 60 hPa)

sen: Schnellerees Fahren kann Bodenschonung bedeuten, vorausgesetzt, der Belastungsdauer kommt unter den beschriebenen Bedingungen eine Bedeutung zu. Hierbei müssen jedoch Einschränkungen gemacht werden:

- Die Tragfähigkeit muß, ausgedrückt als Vorbelastung in Form eines Spannungswertes, mindestens einen Betrag aufweisen, der der effektiv übertragenen Spannung  $\sigma' = \sigma - \mu$  entspricht. Ist dies nicht der Fall, z.B. bei zu hohem Feuchtegehalt, kommt es auch bei schnellem Befahren zu Scherbrüchen und zum Einsinken.
- Die Ergebnisse stammen aus Messungen mit rein statischer Belastung. Diese können auf den direkten Kontaktbereich Reifen-Boden nicht uneingeschränkt übertragen werden. Hier kommt es zu einer dynamischen Belastung. Dabei kann es bei hohen Feuchtegehalten zu Schlupf und zu Zerknetungen kommen.

#### Literatur:

- Baumgartl, T. u. R. Horn (1987): Bodenphysikalische Untersuchungen zur Aggregatstabilität im Hinblick auf die mechanische Belastbarkeit von Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck
- Hartge, K.H. (1971): Bodenphysikalisches Praktikum. Encke Verlag Stuttgart
- Horn, R. (1976): Festigkeitsänderungen infolge von Aggregierungsprozessen eines mesozoischen Tones. Diss. TU Hannover
- Horn, R. (1981): Die Bedeutung der Aggregierung von Böden für die mechanische Belastbarkeit. Schriftenreihe TU Berlin, Fachber. Landschaftsentw., H. 10, ISBN/SN3-7983-0792-X
- Horn, R., P.S. Blackwell a. R. White (1987 a): The Effect of Speed of Wheeling on Soil Stresses, Rut Depth and physical Properties in an ameliorated Red-Brown Earth. Soil and Tillage Res. submitted
- Horn, R., N. Burger, M. Lebert u. G. Badewitz (1987b): Druckfortpflanzung in Böden unter fahrenden Traktoren. Z. f. Kulturtech. u. Flurbereinigung, 28, 94-102

Danksagung: Die Autoren danken dem "Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen" für die Förderung der Forschungen, Bewilligungsnr.: 6331-972-56650.

Die Bestimmung von Transferfaktoren Boden - Pflanze für  
Tschernobyl - Aktivität in Baden - Württemberg

von

Lehle, M., H. Meier und R.R. van der Ploeg\*

### 1. Einleitung

Kurz nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl, Ende April 1986, erreichte die radioaktive Wolke Baden-Württemberg. Die Deposition radioaktiver Stoffe erfolgte größtenteils mit dem Niederschlagswasser. Dabei war das Ausmaß der Kontamination des Bodens maßgeblich von der Niederschlagshöhe in der Zeit vom 30.4.-3.5.1986 abhängig. Die Halbwertszeiten der nachgewiesenen Nuklide schwanken zwischen wenigen Stunden (z.B. Jod-132) und mehr als 30 Jahren (Cs-137). Nuklide mit langer Halbwertszeit und darüber hinaus großen Anteilen am Nuklidgemisch sind maßgeblich Cs-134 und Cs-137. Für eine langfristige Belastung der Nahrungsmittel über einen Transfer Boden-Pflanze sind deshalb besonders diese beiden Nuklide von Bedeutung. Um abschätzen zu können, wie sich der Fall-out radioaktiver Stoffe von Tschernobyl auch zukünftig auf die Strahlenbelastung von landwirtschaftlichen Produkten auswirkt, wurden im Jahre 1986 auf vier Standorten Baden-Württembergs Transferfaktoren Boden-Pflanze für Cs-Aktivität bestimmt. Es stellte sich bei den Untersuchungen heraus, daß die Bestimmung von Transferfaktoren, aufgrund der Definition, nicht unproblematisch ist.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1 Transferfaktorberechnung

Der Transferfaktor eines Radionuklids vom Boden zur Pflanze kann durch die Aktivitätskonzentration im Pflanzenmaterial, in Bezug zur Aktivitätskonzentration im Boden auf dem die Pflanze gewachsen ist, wie folgt beschrieben werden (Bundesanstalt für Milchforschung, 1983):

$$\text{TrBP} = \frac{a_p}{a_B} \quad , \text{ mit}$$

TrBP = Faktor für den Transfer eines Radionuklids vom Boden in die Pflanze  
 $a_p$  = Aktivitätskonzentration in der Pflanze in Bq/kg Frischgewicht  
 $a_B$  = Aktivitätskonzentration im Boden, auf dem die Pflanze gewachsen ist, in Bq/kg Trockengewicht

Zur Berechnung der in dieser Arbeit vorgestellten Transferfaktoren wurde, in Anlehnung an das Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg, für Ackerkulturen von einer gleichmäßigen Wur-

\*Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

zelverteilung in der Hauptwurzelzone (0-20 cm Oberboden) ausgegangen. Die Größe  $a_B$  wurde dementsprechend an Bodenmaterial aus der Tiefe von 0-20 cm bestimmt, was gedanklich homogenisiert war. Für Grünland wurde der Transferfaktor auf die Bodenschicht 0-10 cm bezogen, wobei in Anlehnung an Klapp (1971) angenommen wurde, daß sich 45% der Wurzelmasse in der Schicht 0-2,5 cm, 55% in der Schicht 2,5-10 cm befinden. Dementsprechend wurde auch die Verteilung von Radioaktivität im Boden gewichtet.

### 2.2 Untersuchungsstandorte

Die Auswahl der Standorte erfolgte nach der Höhe der Belastung mit den Nukliden des Cs und nach der vorwiegenden Nutzung (Tab.1).

Tab. 1: Untersuchungsstandorte zur Bestimmung der Transferfaktoren und deren Belastung mit Cs-137 (Bq/kg)

Standort	Belastung Cs-137 (Bq/kg) 0-2,5cm	Nutzung
Leutkirch (Allgäu)	264 - 844	Grünland/Gemüse
Reichenau (Bodensee)	ca. 160	Gemüse
Ladenburg (Nordwürttemberg)	35 - 74	Äckerbau/Gemüse
Hohenheim (bei Stuttgart)	0 - 26	Äckerbau/Gemüse

### 2.3 Probenahme

Auf den o.a. Standorten wurden im Sommer und Herbst 1986 Pflanzen geerntet und gleichzeitig Bodenproben gezogen, aufbereitet und am Institut für Physik der Universität Hohenheim mittels eines Ge(Li)-Halbleiterdetektors gammaspektrometrisch auf Cs-134 und Cs-137 untersucht. Aus der Schicht 0-2,5 cm wurden mittels eines planen Spatens jeweils 2000 cm<sup>2</sup> Bodenmaterial, verteilt auf 4 Entnahmepunkte, entnommen. Für die Probenahme aus den Tiefen 2,5-10 cm auf Grünland und 2,5-20 cm auf Ackerland wurde ein Rohrbohrer mit entsprechenden Aufsätzen benutzt. Auf einer Fläche von 0,1 ha wurde eine Mischprobe aus 15-20 gleichmäßig verteilten Einschlägen gewonnen.

Für Forschungszwecke wurde zusätzlich die Radioaktivitätsverteilung im Bodenprofil bis 50 cm Tiefe bestimmt. Hierfür wurde jeweils ein Monolith mit einer Oberfläche von 400 cm<sup>2</sup> freigelegt. Ein senkrecht in den Boden getriebenes Winkeleisen (200x200x200 mm) verhinderte den Verlust von Bodenmaterial und gewährleistete in Verbindung mit dem planen Spaten eine exakte Entnahme der Schichten. Von 0-10 cm erfolgte die Entnahme in 2,5 cm-Tiefenabschnitten, von 10-50 cm in 5 cm-Abschnitten.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 2 zeigt die Verteilung der Aktivität des Cs-137 und -134 im Bodenprofil eines Ackerstandortes im gering belasteten Gebiet bei Hohenheim und eines Grünlandstandortes im hoch belasteten Gebiet bei Leutkirch. Der Hauptanteil konzentrierte sich in der Schicht von 0-2,5 cm. Nennenswerte Aktivitäten waren noch bis in 20 cm Tiefe nachweisbar. Da eine Verlagerung

von Cs im Profil kaum bzw. nur sehr langsam stattfindet, muß auch für die folgenden Jahre entsprechend der Zerfallszeit der einzelnen Cs-Isotope mit einer ähnlichen Belastungssituation im Boden gerechnet werden. Eine nennenswerte Verlagerung wird nur als Folge der Bodenbearbeitung in Bearbeitungstiefe stattfinden. Auch in einem kleinräumigen Gebiet trat eine stark schwankende Belastung der Böden auf. Auf den Flächen dreier Betriebe in Leutkirch wurden auf einer Entfernung von wenigen Kilometern Belastungen von 264-844 Bq/kg trockenen Bodens in der Schicht 0-2,5 cm festgestellt. Messungen der Aktivitätskonzentration der darunterliegenden Schichten ergaben, daß diese Differenzen nicht auf eine Einwaschung zurückzuführen war.

Tab. 2: Radioaktivität des Cs-137 und -134 im Bodenprofil zweier Standorte in Baden-Württemberg

Bodentiefe (cm)	Radioaktivität im Boden (Bq/kg)			
	Bohenheim		Leutkirch (Allgäu)	
	Cs-137	Cs-134	Cs-137	Cs-134
0 - 2,5	27	13	494	211
2,5- 5	13	6	177	70
5 - 7,5	10	3	77	31
7,5- 10	11	< 2	33	10
10 - 15	11	5	21	4
15 - 20	6	< 2	18	(9)
20 - 25	3	< 1	7	< 2
25 - 30	3	< 1	< 1	< 0,7
30 - 35	< 1	< 0,7	< 1	< 0,7
35 - 40	< 2	< 1	2	< 0,9
40 - 45	< 1	< 0,6	< 0,7	< 0,4
45 - 50	< 1	< 0,6	< 2	< 2

Für Ackerkulturen können lediglich Obergrenzen des Transferfaktors angegeben werden. Dies beruht auf einer meist relativ niedrigen Aktivität im Pflanzenmaterial, welche bis auf wenige Ausnahmen unter 10 Bq/kg Frischsubstanz betrug, sowie der relativ kurzen Meßzeit der Proben von 2000 sec.. Längere Meßzeiten hätten zu einer niedriger liegenden Nachweisgrenze geführt, was jedoch, angesichts der Überlastung des Instituts für Physik mit zu beprobendem Material im Sommer 1986 mit unverhältnismäßigem Mehraufwand verbunden gewesen wäre. Die Transferfaktoren bzw.

deren Obergrenzen für Ackerkulturen lagen meist unter 0,07. Für Grünland wurden jedoch Transferfaktoren von über 0,2 bestimmt, auch für Pflanzen des dritten Aufwuchses (z.B. Knaulgras, Wiesenkerbel und Goldhafer). Ursache könnte die intensive Durchwurzelung der obersten humosen Bodenschicht des Grünlandes sein. Eine Oberflächenkontamination durch den Fall-out kann jedoch auch nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Tabelle 3 stellt eine Auswahl von Transferfaktoren Boden-Pflanze des hochbelasteten Standortes bei Leutkirch im Allgäu vor, wie sie im Sommer 1986 bestimmt wurden.

Tab. 3: Transferfaktoren für Cs-137 in  
Baden-Württemberg 1986

Pflanzenarten	Bodentiefe (cm)	Ca-137-Aktivität		TrBP	Pflanzenprobenahmetermin
		im Boden Bq/kg	in der Pflanze Bq/kg		
Ensalgras <sup>1)</sup> ( <i>Dactylis glomerata</i> )	0 - 2,5	410	44,7	0,21 *	4.8.86
	2,5-10	53	41,0	0,19 *	26.8.86
Wiesenerbel <sup>1)</sup> ( <i>Anthriscus silves.</i> )	0 - 2,5	410	53,1	0,25 *	4.8.86
	2,5-10	53	32	0,15 *	26.8.86
Rotklee <sup>1)</sup> ( <i>Trifolium pratense</i> )	0 - 2,5	410	30	0,14 *	26.8.86
	2,5-10	53			
Goldhafer <sup>1)</sup> ( <i>Trisetum flavescens</i> )	0 - 2,5	410	43	0,20 *	26.8.86
	2,5-10	53			
Weidelgras <sup>1)</sup> ( <i>Lolium multiflorum</i> )	0 - 2,5	410	< 17,2	< 0,08 *	4.8.86
	2,5-10	53	< 9,8	< 0,05 *	26.8.86
Weißklee <sup>2)</sup> ( <i>Trifolium repens</i> )	0 - 2,5	944	18	0,04 *	4.8.86
	2,5-10	38			
Tomaten <sup>3)</sup>	0 - 2,5	437	< 2,7	< 0,03	26.8.86
	2,5-20	59			
Sommergerste <sup>4)</sup>	0 - 2,5	377	< 4,1	< 0,05	26.8.86
	2,5-20	46			
Möhren <sup>3)</sup>	0 - 2,5	437	< 3,7	< 0,04	4.8.86
	2,5-20	59			
Kopfsalat <sup>3)</sup>	0 - 2,5	437	< 5,9	< 0,06	4.8.86
	2,5-20	59			
Bohnen <sup>3)</sup>	0 - 2,5	437	< 2,5	< 0,02	4.8.86
	2,5-20	59			
Johanniskraut <sup>3)</sup>	0 - 2,5	437	7,8	0,07	4.8.86
	2,5-20	59			

\* TrBP berechnet in Anlehnung an Klapp (1971) für die Wurzelverteilung in Grünland (0 - 2,5 cm: 45 %, 0 - 10 cm: 55%)

Bodenart der Standorte: 1) sL, 2) stL, 3) lS, 4) L

Die hier vorgestellten Transferfaktoren bewegen sich jedoch innerhalb der weiten Spanne der in der Literatur dokumentierten Transferfaktoren für die einzelnen Pflanzenarten, wie Tabelle 4 zeigt.

Das Bundesministerium des Innern (1979) legt für Berechnungen der Strahlenexposition einen Transferfaktor von 0,05 zugrunde. Ng (1982) gibt die Spanne der mittleren Werte zwischen  $1,5 \times 10^{-3}$  und  $1,7 \times 10^{-1}$  an, worin die Transferfaktoren für sehr sandige Böden noch nicht erfaßt sind. Für Getreide werden Transferfaktoren zwischen  $6 \times 10^{-4}$  und  $1,85 \times 10^{-1}$  angegeben, wobei letzterer im Freiland ermittelt wurde und bei der Versuchsanstellung eine Kontamination aus der Luft durch Fall-out nicht auszuschließen war.

Im Besonderen soll hier noch auf die Problematik der inhomogenen Verteilung der Radioaktivität im Bodenprofil eingegangen werden. Je nachdem, welche Durchwurzelungstiefe bzw. Wurzelverteilung im Boden zugrundegelegt wird, ergeben sich große Unterschiede in der errechneten mittleren Cs-137-Aktivität je kg Boden und damit - auch bei gleichen Gehalten in den Pflanzen - unterschiedliche Transferfaktoren. Dies ist in Tabelle 5 am Beispiel des Goldhafers auf dem Grünlandstandort bei Leutkirch mit einer gemessenen Cs-137-Aktivität im Pflanzenmaterial von 43Bq/kg dargelegt. Grundlage für die errechnete mittlere Cs-137-Aktivität im Boden und die daraus errechneten Transferfaktoren ist die in Tabelle 2 aufgezeigte Aktivitätsverteilung des Cs-137 im Bodenprofil des Grünlandstandortes. Unterschiedliche Trockenraumdichten der Bodenhorizonte sind nicht berücksichtigt. Standortsspezifische Unterschiede der Wurzelverteilung der Kulturen lassen eine realistische Abschätzung derselben kaum zu.



Tab. 4: Spanne der in der Literatur dokumentierten Transferfaktoren (TrBP) für Cs-137 und Cs-134

	BMI 1979	Franke et al. 1980 <sup>1)</sup>	N g 1982 <sup>1)</sup>	Literatur- studie <sup>2)</sup>
Planken allg.	0,05		0,000027- 0,68+ 0,0015 - 0,17*	
<u>Futterpflanzen</u>				
Weidevegetation		0,00068- 14	0,14	0,0012 - 2,90
Futterleguminosen		0,004 - 33		
Rübenblatt				0,017 - 0,123
<u>Getreidekorn</u>			0,045	0,0006 - 0,185
<u>Wurzelfrüchte</u>		0,0025 - 0,15		
Rüben				0,002 - 0,028
Kartoffeln		0,023 - 0,16	0,02	0,00098- 0,097
<u>Blattgemüse</u>		0,0075 - 0,9		
Salat				0,00033- 0,29
<u>sonstiges Gemüse</u>				
Bohnen			0,005	0,00015- 0,026
Erbsen				0,0038 - 0,044

+ Spanne der Einzelwerte \* Spanne der Mittelwerte 1) Literaturstudien  
2) angefertigt am Institut für Bodenkunde u. Standortlehre, Uni. Hohenheim

Zur Berechnung der Transferfaktoren, welche in Tabelle 3 vorgestellt wurden, wurde deshalb die Wurzeltiefe und -verteilung, wie im Teil Material und Methoden beschrieben, zugrundegelegt.

#### 4. Zusammenfassung

Die in Baden-Württemberg ermittelten Transferfaktoren bewegen sich innerhalb der weiten Spanne von Transferfaktoren, wie sie in der Literatur dokumentiert ist. Auffallend sind die hohen Transferfaktoren für einige Pflanzenarten des Grünlandes. Ursachen hierfür können in der intensiven Durchwurzelung der obersten Bodenschicht im Grünland liegen;

Tab. 5: Transferfaktoren für Goldhafer bei Zugrundelegung unterschiedlicher Durchwurzelungstiefen bzw. daraus errechneter mittlerer Konzentrationen der Cs-137-Aktivität im Boden

Pflanzenart	angenommene Durchwurzelungstiefe (cm)	Errechnete mittlere Cs-137 - Aktivität (Bq/kg Boden)	TrBP
Goldhafer	0 - 2,5	494	0,087
(Trisetum flavescens)	0 - 5	336	0,128
	0 - 7,5	250	0,172
	0 - 10	196	0,219
	0 - 20	108	0,398
	bei Wurzelverteilung verändert nach Klapp (1971)*		

\* Wurzelverteilung von 0 - 2,5 cm: 45 %, 2,5 - 10 cm: 55 %

eine Oberflächenkontamination durch den Fall-out 1986 kann jedoch nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Auch die Art der Berechnung hat auf die Höhe des Transferfaktors einen Einfluß. Ackerfrüchte wiesen vergleichsweise geringere Transferfaktoren auf. Die Obergrenzen ihrer Transferfaktoren über-

schritten selten den Wert 0,07.

Schwierigkeiten bei der Transferfaktorermittlung im Freiland werden durch die ungleichmäßige Aktivitätsverteilung im Boden verursacht. Dies bedeutet, daß die Durchwurzelungstiefe und Wurzelverteilung zu Einflußgrößen bei der Berechnung der Transferfaktoren werden. Die große Spannweite an Transferfaktoren, wie sie in der Literatur zu finden ist, zeigt, daß eine allgemeine Transferfaktorermittlung für Cs äußerst problematisch ist. Zu viele Einzelfaktoren wie chemische und physikalische Bodeneigenschaften (Tongehalt, Art der Tonminerale, Gehalt an austauschbarem Kalium, Gehalt an organischer Substanz usw.), Wachstumsrate der Pflanze, Versorgung mit Wasser und Nährstoffen und die Art der Versuchsanstellung bei Modellversuchen wirken sich auf die Höhe des Transferfaktors aus. Dies läßt eine Zuordnung von Transferfaktoren für Cs, welche der Literatur entnommen und auf andere beliebige Standorte übertragen werden, als zumindest fraglich erscheinen. Es bietet sich deshalb die Fortführung der Bestimmung von Transferfaktoren auf Standorten in Baden-Württemberg an, um eine langfristige Belastung der Bevölkerung durch die Nuklide des Cs über die Nahrungskette besser abschätzen zu können. Entsprechende Versuche wurden vom Institut für Pflanzenbau auf Grünlandstandorten bereits angelegt und sollen weiterhin beobachtet werden. Auch auf Ackerland sind weitergehende Untersuchungen zu empfehlen. Weitere Einzelheiten über das diskutierte Forschungsvorhaben können dem Bericht von Buchloh et al. (1987) entnommen werden.

#### Literatur

Buchloh, G., H. Jakob, H. Marschner, H. Schenkel, H. Schreiber und R.R. van der Ploeg. 1987. Standortsspezifische Transferfaktoren von Tschernobyl - Radioaktivität für Milch und Gemüse in Baden-Württemberg. In: Agrar- und Milchwissenschaft, Herausgeber Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg. (im Druck)

Bundesanstalt für Milchwissenschaft. 1983. Untersuchungen zum Transfer von Strontium-, Cäsium- und relevanten Schwermetallradionukliden unter den radioökologischen Bedingungen der Umgebung von Gorleben. Abschlußbericht. Institut für Chemie und Physik der Bundesanstalt für Milchwissenschaft, Kiel.

Bundesministerium des Innern (BMI). 1979. Gemeinsames Ministerialblatt, 21, RdSchr. v. 15.8.79, Allgemeine Berechnungsgrundlage für die Strahlenexposition bei radioaktiven Ableitungen mit der Abluft oder in Oberflächengewässern. 371 ff. ISSN 0341-1435.

Ng, Y.C. 1982. A review of transfer factors for assessing the dose from radionuclides in agricultural products. Nuclear Safety, Vol. 23, No. 1: 57-71.

Klapp, E. 1971. Wiesen und Weiden. Paul Parey, Berlin.

**HYDROLOGISCHE ASPEKTE DER TONVERLAGERUNG**  
**im Freiland**

von

Lessing, R. u. K.H. Hartge <sup>+</sup>

**Einleitung**

Der Prozeß der Tonverlagerung ist von der mechanisch-hydrologischen Seite her wenig bekannt. In einem früheren Beitrag (Lessing u. Hartge, 1987) wurden die Ergebnisse aus Laborversuchen vorgestellt. Es konnte gezeigt werden, daß die Loslösung des Tones vom hydraulischen Gradienten abhängt. Da diese Versuche an homogenen Sandmaterial erfolgten und auch nur den Loslösungsprozeß der Tonverlagerung betrafen, wurde untersucht, wie in heterogenen Freilandproben die hydrologischen Verhältnisse erfaßt werden können und wie der Bezug zu der Höhe der Tonablagerung ist.

**Material und Methoden**

Aus einer Bänderparabraunerde aus glazifluviatilen Sand (Braunschweig, Völkenrode) wurden aus unterschiedlichen Tiefen Proben entnommen. Die Auswahl der Entnahmestellen wurde so vorgenommen, daß mit einer Entnahme möglichst viele unterschiedliche Schichten untersucht werden können. Daraus ergaben sich drei Stechzylinderproben aus 90 - 110 cm Tiefe, sowie drei aus 160 - 180 cm Tiefe. Parallel zu der Stechzylinderentnahme wurden auch einzelne Schichtabfolgen aus diesen beiden Bereichen entnommen. Die Stechzylinderproben wurden im Labor sukzessiv abgetragen. Nach jeder einzelnen Schicht wurde der neu entstandene Hohlraum durch Differenzmessung zur Stechzylinderoberkante bestimmt. Aus diesen Ergebnissen wurde für jede einzelne Schicht die mittlere Schichtdicke, das Volumen und die jeweilige Lager-

---

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

ungsdichte abgeleitet.

Von jeder einzelnen Schicht wurde eine Korngrößenanalyse durchgeführt. Auf eine vorangehende Zerstörung der organischen Substanz konnte verzichtet werden, da die Gehalte unter 0.5 % lagen. Die Dispergierung wurde nach DIN mit Natriumglyrophosphat durchgeführt.

Um eine Aussage über die Korngrößenbedingten und Lagerungsbedingten hydrologischen Verhältnisse vor der Toneinlagerung anstellen zu können, mußte die Kornsummenkurve und die Lagerungsdichte jeder einzelnen Schicht um den Tongehalt aus der Korngrößenanalyse bereinigt werden. Aus diesen Kornsummenkurven wurde der  $d_{10}$ - und der  $d_{60}$ -Wert abgelesen und der Ungleichförmigkeitskoeffizient  $U$  ( $U = d_{60}/d_{10}$ ) errechnet.

### Ergebnisse

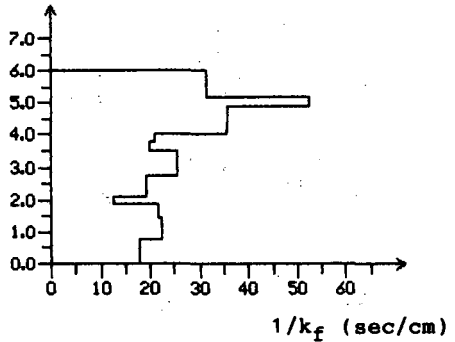
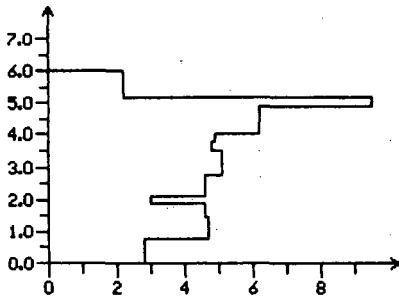
Auf eine Darstellung der Ergebnisse der Lagerungsdichten wurde hier verzichtet. Schichten mit geringer mittlerer Dicke (ca. 2 bis 5 mm) ergaben aufgrund der geringen Höhenunterschiede und dem daraus folgenden hohen relativen Fehler teilweise Lagerungsdichten, die oberhalb des denkbaren Bereiches lagen. Für diese Schichten wurde die mittlere Lagerungsdichte des Stechzylinders eingesetzt.

Die Verteilung der Tongehalte in den einzelnen Schichten ist beispielhaft für einen Stechzylinder aus dem tiefer liegenden Bereich in der Abbildung 1 a) dargestellt. In den anderen Stechzylindern sind ähnliche Wechsel in den Tongehalten zu finden. Man kann erkennen, daß selbst in der Schicht, die bei der visuellen Ansprache tonfrei beurteilt wurde (oberste Schicht), 2.5 % Ton zu finden sind.

Für jede einzelne Schicht wurden die körnungsspezifischen Kennwerte,  $d_{10}$ ,  $d_{60}$  sowie der Ungleichförmigkeitskoeffizient errechnet. Entscheidend für eine Beurteilung des Einflusses der Körnung auf die hydrologischen Verhältnisse ist zum einen die Höhe des Ungleichförmigkeitskoeffizienten sowie der  $d_{10}$ -Wert. Je höher der Ungleichförmigkeitskoeffizient ist, umso eher sind grobe Poren mit Feinmaterial ausgefüllt und umso mehr feine Poren liegen vor. Die Lage des  $d_{10}$ -wertes ist in gleicher Weise entscheidend. Beide Parameter sind somit Kenngrößen für Veränderungen im Porenspektrum.

Die Änderungen im Porenspektrum zeigen Wirkungen auf die Höhe des Fließwiderstandes, Aus diesem Grund kann dieser aus dem  $d_{10}$ -Wert und dem Ungleichförmigkeitsgrad abgeschätzt werden. Der Fließwiderstand ( $1/k_f$ ) wurde für jede einzelne Schicht be-

Stechzylinderhöhe (cm)



a)

b)

**Abb. 1:** a) Tongehalte (%) und b) Fließwiderstände (gesättigter Fluß in sec/cm) der einzelnen Schichten in einem Stechzylinder

rechnet. Dazu wurde die Formel von Hazen benutzt, mit der der Wert für die gesättigte Wasserleitfähigkeit ( $k_f = (d_{10})^2 * C$ ) aus den körnungsspezifischen Kenngrößen ermittelt werden kann. Der Wert für C ergibt sich aus dem Ungleichförmigkeitskoeffizient und der Lagerungsdichte. Die entsprechenden Werte wurden Ergebnissen von Vetterlein und Clausnitzer (1976) entnommen. Da mit der Formel von Hazen die gesättigte Wasserleitfähigkeit abgeschätzt wird, gilt der berechnete Fließwiderstand nur für die gesättigte Situation. Die Ergebnisse für den Beispielsstechzylinder sind in Abbildung 1 b) dargestellt.

Entsprechend der Vorgehensweise, wie sie an dem einen Stechzylinder beschrieben wurde, wurden alle Schichten verrechnet. In der Abbildung 2 sind die ermittelten Tongehalte gegenüber den Fließwiderständen aufgetragen. Man kann sehen, daß es keine deutliche Beziehung gibt, auch wenn man die beiden Tiefen voneinander getrennt betrachtet. Dies bedeutet, daß in der Höhe des Fließwiderstandes bei gesättigtem Fluß nicht allein der Grund für die Ablagerung des Tones zu sehen ist. Deshalb wurde für jede Schicht die Änderung im Fließwiderstand und die Änderung im Tongehalt ermittelt. Dazu wurde vom Wert jeder Schicht der vorangehenden abgezogen.

In der Abbildung 3 sind die Ergebnisse der Änderungen im Tongehalt gegenüber den Änderungen der Fließwiderstände aufgetragen. Es ist deutlich zu sehen, daß eine Zunahme im Fließwiderstand von einer Schicht zu der folgenden eine Erhöhung des Tongehaltes bedeutet und eine Erniedrigung des Fließwiderstandes auch

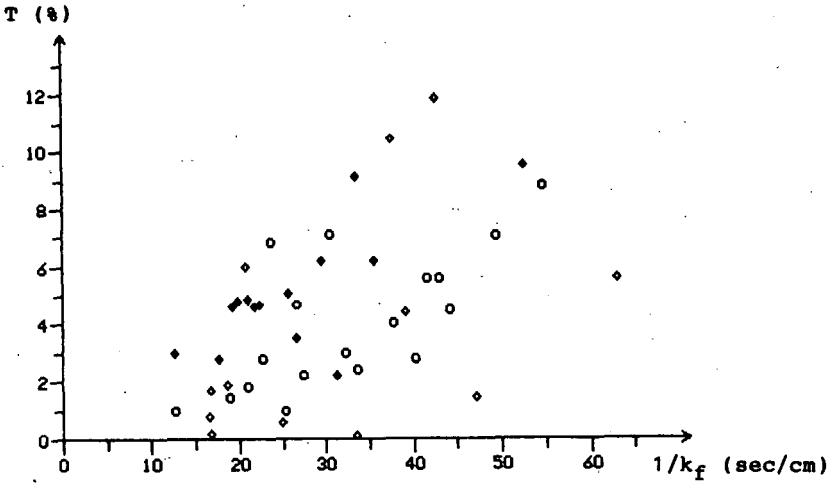


Abb. 2: Tongehalte der einzelnen Schichten gegenüber den Fließwiderständen (gesättigter Fluß) für die Proben aus beiden Entnahmbereichen (Symbol Kreis = 90 bis 110 und Raute = 160 bis 180 cm Tiefe, ausgefüllte Raute = Beispielsstechzylinder)

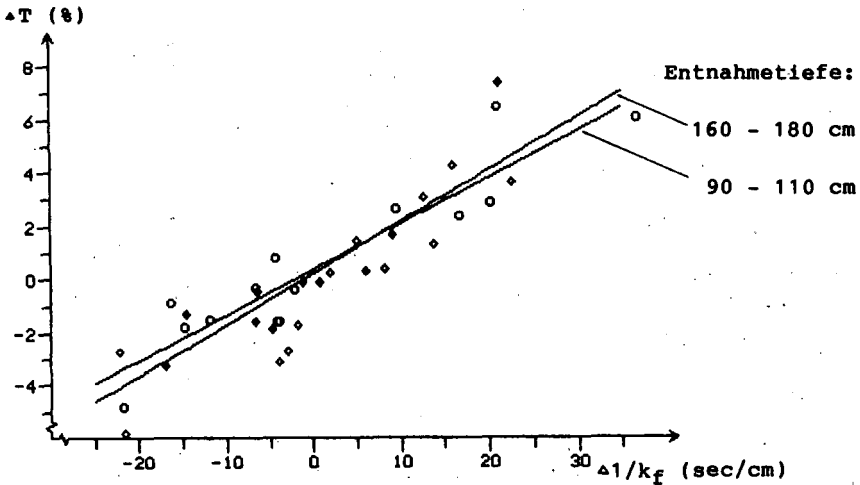


Abb. 3: Änderungen der Tongehalte gegenüber den Änderungen in den Fließwiderständen (gesättigter Fluß) beim Übergang von einer Schicht zu der darauffolgenden (Symbole siehe Abb. 2)

eine Erniedrigung des Tongehaltes. Für die beiden Entnahmebereiche lassen sich jeweils Geraden mit unterschiedlicher Steigung berechnen, für die Korrelationskoeffizienten von  $r=.89$  und  $r=.93$  ermittelt wurden. Der Unterschied zwischen den Steigungen der Geraden kann nicht statistisch abgesichert werden. Es scheint allerdings so, daß in dem dem Oberboden näheren Bereich höhere Fließwiderstände notwendig sind, um die gleiche Tongehaltserhöhung zu erreichen wie im tiefer liegenden Bereich.

### Diskussion

Die Berechnung des Fließwiderstandes war unter den hier vorliegenden Bedingungen die einzige Möglichkeit, um auf die hydraulischen Gradienten zurückzuschließen. Denn in einem geschlossenen System muß der Fließwiderstand proportional dem Gradienten sein. Wenn man unter diesem Aspekt Abbildung 1 a) mit 1 b) vergleicht, dann wird der Ton dort abgelagert, wo die höchsten Fließwiderstände auftreten, d.h. im Bereich der höchsten Gradienten. Ein gesättigtes Fließen kommt allerdings am Entnahmestort der Proben unter den topographischen Bedingungen so gut wie niemals vor. Im ungesättigten Bereich wirkt sich jedoch die Ungleichförmigkeit und die Körnung genau umgekehrt auf die Wasserleitfähigkeit aus wie im gesättigten. Je ungleichförmiger und damit feinporiger, desto öfter ist diese Zone wasserreicher als die Umgebung und hat damit einen größeren Fließquerschnitt, somit einen geringeren Fließwiderstand und damit einen geringeren Gradienten. Von diesem Hintergrund ausgehend kann der relativ enge Zusammenhang zwischen Tongehalt und der Ungleichförmigkeit dadurch erklärt werden, daß jede Ungleichförmigkeitszunahme in Fließrichtung (also von oben im Profil nach unten) im ungesättigten Zustand eine Verringerung des Gradienten hervorruft.

Somit zeigt sich wie bei den Laborversuchen die Abhängigkeit der Tonbewegung vom hydraulischen Gradienten: Je höher der Gradient, umso mehr Ton wird bewegt; erst wenn der Gradient abklingt, findet die Ablagerung statt.

Vor diesem Hintergrund ist auch der Unterschied zwischen den Proben aus dem Oberboden und dem Unterboden verständlich. Da im Oberboden öfter höhere hydraulische Gradienten auftreten als im Unterboden, ist ein Abklingen des Gradienten zu niedrigen Werten an der Schichtgrenze nicht so häufig wie im Unterboden und somit eine Toneinlagerung nicht so hoch.

Außerdem kann angenommen werden, daß durch eine beginnende Toneinlagerung die Unterschiede in den hydrologischen Verhältnissen noch ausgeprägter werden, sodaß eine weitere Einla-

gerung wahrscheinlich häufiger auftreten kann.

### Zusammenfassung

Zur Klärung der Frage, ob sich der Zusammenhang zwischen hydraulischen Gradienten und Tonbewegung, wie er in Laborversuchen gefunden wurde, in Freilandproben widerspiegelt, wurden Proben aus einer Bänderparabraunerde hinsichtlich ihrer Lagerung und Körnung untersucht. Aus diesen Daten wurde die hydraulische Größe "Fließwiderstand" nach Hazen abgeleitet und zu dem jeweiligen Tongehalt in Beziehung gesetzt. Unter der Berücksichtigung der Tatsache, daß der Rechenweg für den gesättigten Zustand gilt, die Ablagerung aber mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit im ungesättigten stattfindet, ergibt die Auswertung eine Bestätigung der Ergebnisse der Laborversuche. Demnach ist die Tonbewegung umso höher, je höher der Gradient ist.

### Literatur

Lessing, R. u. K.H. Hartge, 1987:

Die Verlagerung von Ton unter ungesättigten Bedingungen im Labor  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 433-439

Vetterlein, E. u. J. Clausnitzer, 1976:

Verfahren der Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes ( $k_f$ -Wert) in Sandböden  
Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 20, 747-757



## Öko-Hydrologische Feldmeßsysteme

von

Lohmann, H., K. Köhler, u. J. Schmidt<sup>1</sup>

### **Wasserhaushalt und Stofftransport in Ökosystemen**

In Ökosystemen findet der Stofftransport und die Nährstoff- wie Schadstoffaufnahme von Pflanzen weitgehend in Lösung statt. Deshalb ist die Messung von Flußgrößen des Wasserhaushalts für die stoffbilanzmäßige Beobachtung von forstlichen und landwirtschaftlichen Ökosystemen eine entscheidende Voraussetzung. Dazu gehören die Einträge durch Niederschlag, die Austräge ins Grundwasser, die internen Kreisläufe und die Verdunstung als Senke.

### **Langzeitmonitoring mit modularelem Feldmeßsystem**

Um ein systematisches Langzeitmonitoring des Wasserhaushalts zu ermöglichen, wurde vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung (Universität Göttingen) und der Firma IMKO GmbH (Ettlingen) ein modular aufgebautes Feldmeßsystem entwickelt, mit dem sehr flexibel anwendungsspezifische Konfigurationen für die Felddatenerfassung aufgebaut werden können. Das System besteht im Prinzip aus verschiedenen Meßstationen, einer Zentraleinheit, einer Rechereinheit mit Datenspeicher und einer Stromversorgung. Die Zentraleinheit stellt die Stromversorgung aller Systemkomponenten her und kontrolliert den digitalen Daten- und Befehlsaustausch zwischen Rechereinheit und Meßstationen. Als Rechereinheit dient ein handelsüblicher C/PM- oder MS-DOS-Rechner, der mit einer RS232C-Schnittstelle ausgerüstet sein muß. Die Stromversorgung erfolgt über eine 12V-Batterie oder eine Solarstation. Vom Rechner werden über ein Übertragungsprotokoll die Daten aus den Kanälen der Meßstationen in beliebig konfigurierbaren Zeitfolgen abgerufen. Dabei stehen nicht nur Meßstationen zur Verfügung, es können auch Steuerstationen in das System integriert werden.

### **Bisherige Installationen des Feldmeßsystems und verwendete Sensoren**

Für ökohydrologische Langzeituntersuchungen unter Wald wurden in diesem Jahr bereits 17 derartige Systeme zum Messen von jeweils etwa 60 Druckgebertensometern und zusätzlichen meteorologischen Daten installiert. Die Sensoren wurden mit einer Elektronik ausgestattet, um ihre Stromversorgung und die Digitalisierung ihrer Meßsignale zuverlässig zu gewährleisten. Die Tensiometer sind mit Drucksensoren der Firma Honeywell ausgerüstet. Die Elektronik wurde zum Teil in die Tensiometergehäuse integriert, um Meßwertverfälschungen bei der Analogübertragung zu den Meßstationen zu verhindern.

---

1

Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, D-3400 Göttingen, Büsgenweg 2

Zur Messung der meteorologischen Daten können handelsübliche Fühler eingesetzt werden. Das System ist so organisiert und geschaltet, daß selbst bei einer Anwendung mit sehr vielen Meßfühlern und bei Einsatz mit einem sehr leistungsfähigen MS-DOS-Rechner (Toshiba T1100) ein Langzeitbetrieb mit Batterieversorgung standardmäßig möglich ist.

### **Systemkonfigurierung und Integrierbarkeit**

Die Konfigurierung eines installierten Systems erfolgt über Software, ebenso die Überprüfung der Meßfühler und der Stromversorgung. Das System ist für anwenderspezifische Programmierung gut geeignet. Die Firma IMKO GmbH hat hier außerdem technisch eine Konzeption verfolgt, die sich in die Industrie-Normierungsbemühungen für Umwelt-Feldmeßsysteme einpaßt. Dadurch soll eine Aufwärtskompatibilität und Integrationsfähigkeit in zukünftige weiterentwickelte Feldmeßsysteme ermöglicht werden.

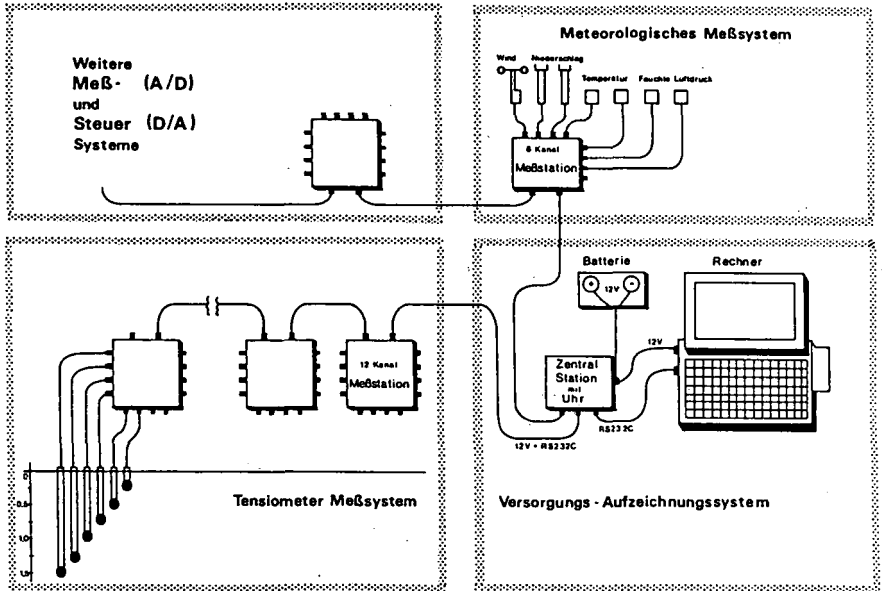
### **Weiterverarbeitung der Meßwerte über Programme**

Die von uns bisher realisierten forsthydrologischen Anwendungen umfassen zusätzlich die Aufbereitung und Weiterverarbeitung der Meßdaten als Basisdaten für Flußabschätzungen und als Eingangsgrößen und Vergleichszeitreihen für Wasserhaushaltssimulationen. Die gemessenen Zeitreihen und die Anwendungsergebnisse werden für Dokumentationszwecke und für die langfristige Datenarchivierung in eine Datenbank eingelagert. Realisierungen finden unter MS-DOS (IBM-PC), TOS (ATARI) und UNIX statt.

### **Weitere Anwendungen**

Über diese Installationen hinaus werden z. Z. weitere komplexe hydrologische Feldanwendung im landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Monitoring realisiert. Durch die Modularität des Systems lassen sich neue Anwendungen technisch schnell und zuverlässig realisieren und softwaremäßig individuell anpassen. Das gilt auch für den Aufbau verteilter Labormeß- und -steuersysteme auf der Grundlage einer 2- oder 4-Draht-Ringleitung, die ohne zusätzliche Übertragungseinrichtungen auf Entfernungen bis zu zwei Kilometern betrieben werden kann.

## ÖKO- HYDROLOGISCHES FELDMESSSYSTEM



### Merkmale des Feldmeßsystems:

- **dezentrale Erfassung**  
ökohydrologischer Meßdaten:
  - *Matrixpotential*
  - *Niederschlag*
  - *Temperatur*
  - *Feuchte*
  - *Luftdruck*
  - *Wind*
- **modularer Systemaufbau:**
  - *bis zu 30 Meßstationen*  
*à 12 Meßkanäle*
  - *verbunden über 2- oder 4-Drahtleitung bis zu 2 km Länge*
- **Ermittlung von Basisdaten:**
  - *für Abschätzung von Flüssen und Wasserhaushaltssimulation*
- **Anschluß des Meßsystems:**
  - *an jeden Rechner (z. B. IBM-PC) über eine RS232C-Schnittstelle*
  - *Datenspeicherung im Format des verwendeten Rechners*
- **Meßtaktesteuerung:**
  - *freiprogrammierbar*
- **geringer Stromverbrauch:**
  - *ermöglicht den Langzeitbetrieb mit Batterie oder Solarstation*
- **Systemkonfigurierung:**
  - *erfolgt über Software, ebenso die Überprüfung der Meßfühler und der Stromversorgung*
- **Datenverarbeitung:**
  - *Standardaufbereitungen*
  - *anwendungsspezifische Verarbeitungen*
  - *Langzeitarchivierung von Daten und Auswertungsergebnissen*
  - *graphische Darstellungen*



## Standortbilanzierung, ein Instrument der Forstplanung, des Bodenschutzes, der Umweltkontrolle

von

Manderscheid, B. u. H. Lohmann <sup>1</sup>

Forststandorte und Stoffhaushalt

Forstliche Standorte sind durch die Waldschadensdiskussion und die Diskussionen um den nachhaltigen Standort- und Bodenschutz in aktuelle Zusammenhänge gestellt worden. Sie haben für die forstliche Planung wie für den wirkungsvollen Umweltschutz eine herausragende Bedeutung erlangt. Dabei ist der Stoffhaushalt und der Wasserhaushalt des Standortes und des auf ihm stockenden Forstökosystems in den Mittelpunkt der Betrachtungen gerückt. In verschiedenen Bundesländern wurde mit dem Aufbau von Monitoringsystemen unter Wald begonnen, mit denen Stoff- und Wasserhaushalt quantitativ beobachtet und die Stoffbilanzierung, etwa auf Monatsbasis, ermöglicht wird. Vom Institut für Bodenkunde und Waldernährung wurden in diesem Jahr im Zusammenhang verschiedener wissenschaftlicher Projekt 17 derartige Monitoringsysteme eingerichtet (vergl. dazu auch LOHMANN, KÖHLER, SCHMIDT (1987)).

### Prinzipien der Bilanzierungsstation

Der prinzipielle Aufbau derartiger Bilanzierungsstationen ist verschiedentlich beschrieben worden, so daß hier nur kurz auf die wesentlichen Charakteristika eingegangen werden soll: Bezüglich des Wasserhaushalts werden in stündlich bis wöchentlicher Auflösung Größen gemessen wie Freilandniederschlag, Bestandesniederschlag, meteorologische Größen entsprechend der verwendeten Verdunstungsmodelle und Tensiometermessungen. In wöchentlicher bis vierteljähriger Auflösung werden Bodenlösungen mit Lysimetern in verschiedenen Bodentiefen gewonnen. In allen gewonnenen Lösungen, auch in den Niederschlägen, werden Stoffkonzentrationen bestimmt, die multipliziert mit den Lösungsmengen, Stoffmengen ergeben. Der standorttypische vertikale Bodenprofilaufbau wird in verschiedenen Tiefen durch Laboruntersuchungen bodenphysikalisch parametrisiert. Der Wasserhaushaltssenkenterm wird durch eine fiktive relative Durchwurzelung charakterisiert.

Auf der Grundlage eines physikalisch-mathematischen Bodenwasserbewegungsmodells und Bestandesverdunstungsmodells werden die Wasserflüsse im vertikalen Aufbau des Standorts zeitlich simuliert. Die errechneten und zu Monatswerten bis Jahreswerten aufintegrierten Flüsse multipliziert mit der jeweils geltenden Stoffkonzentration ergeben Stoffflüsse, u.a. auch die Austräge aus dem System.

---

1

Institut für Bodenkunde  
und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsgenweg 2, D-3400 Göttingen

Zusätzlich zu den Ein- und Austragsgrößen des Gesamtökosystems zu seiner Umwelt (Athmosphäre, Grundwasser) sind die Entwicklungen des inneren Systemzustandes durch die internen Stoffkriesläufe und spezifische Mechanismen der Akkumulation (Biomassewachstum, Humusauflage) und der Freisetzung akkumulierten Materials (Mineralisierung) zu erfassen. Akkumulationskompartimente führen zu räumlichen und zeitlichen Entkoppelungen der Ionenflüsse des Systems, die beispielsweise zu internen Versauerung oder zu plötzlichen Nährstoffverlusten beitragen können (bei starker Anregung der Mineralisierung). Die spezielle Eigenschaft der Verwitterung von Böden hat stoffhaushaltsmäßig und in Hinblick auf die Ökosystemversorgung die Bedeutung einer Quelle (oder eines Eintrages).

### **Forststandorte als komplexe dynamische Systeme**

In dieser prinzipiellen Sichtweise ist der Forststandort ein komplexes dynamisches System. Die bilanzmäßige Fortschreibung seines Stoffhaushaltes erfolgt über eine abgestimmte Kombination von mathematischer Modellierung und von Monitoring.

Die prinzipiellen Komponenten zum Stoffhaushalt sind bezüglich des Gesamtsystems Einträge und Austräge, und bezüglich Systemteilkompartimenten der Lösungstransport, die Akkumulation bzw. die Freisetzung von Stoffen, desweiteren Pufferungs- und Austauschereigenschaften von Boden- und Pflanzenoberflächen. Beim Wasserhaushalt steht der Wassertransport und die Verfügbarkeit von Wasser für die Transpiration im Mittelpunkt.

Grundlage eines Standortbilanzierungsansatzes ist eine angewandte Ökosystemtheorie, die etwa auf folgenden Begriffen und Größen aufbaut: auf einer Kompartimentierung des Gesamtsystems in räumlich getrennte Bodenkompimente und Biomassekompartimente; auf Zustandsgrößen (Stoffmengen) die Erhaltungssätzen unterliegen, also bilanzierungsfähig sind; auf Regelgrößen, hinter deren Begriffsbildung physikalische, chemische und biologische Gesetzmäßigkeiten stehen und die damit die mathematische Modellvorstellung bestimmen. Diese Regelgrößen werden zum Teil im konkreten Fall durch Standortcharakteristika (pF-, K-Funktionen, Verdunstungsparameter), also durch Parametergrößen ausgefüllt. Da die betrachteten realen Systeme sehr komplex sind, andererseits aber mathematische Modelle immer nur Teilbereiche und Teilprozesse beschreiben können und simulierbar machen, müssen notwendigerweise Zeitreihen von beobachteten Größen (Monitoringgrößen) hinzukommen, um die Übergänge, Randbedingungen und Kontrollgrößen zur Verfügung zu haben. Monitoringgrößen sind also Teil des theoretischen Ansatzes.

### **Beispielhafte Darstellungen von Ergebnissen**

Als Beispiel für die Anwendung dieser Konzeption sind einige Ergebnisgrößen zu Untersuchungen auf einem 60-jährigen Fichtenstandort in Elberndorf (NRW)

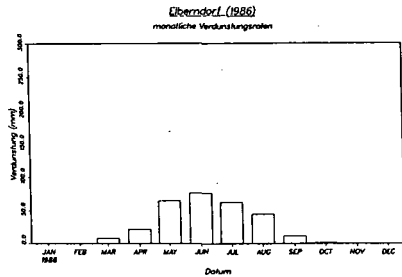
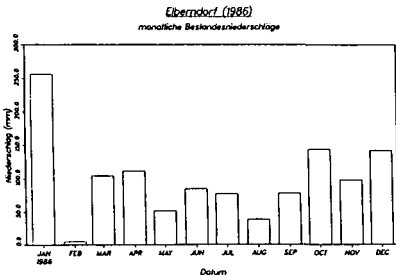
angefügt. Die Darstellungen erklären ihren Inhalt selbst. Aus der Sicht der Entstehung der jeweiligen Größen handelt es sich bei den Bestandesniederschlägen und den Tensiometerwerten um gemessene Zeitreihen, die Versickerungsraten und Verdunstungsraten wurden simuliert, die Austräge mit dem Sickerwasser (hier am Beispiel von Ca) wurden durch Multiplikation von simulierten und beobachteten Größen bestimmt.

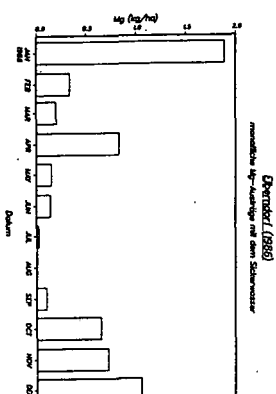
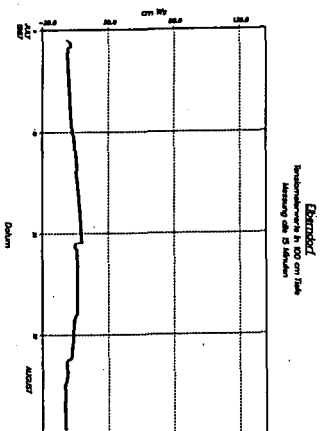
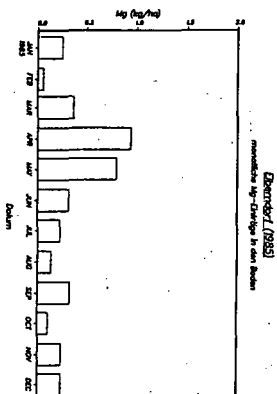
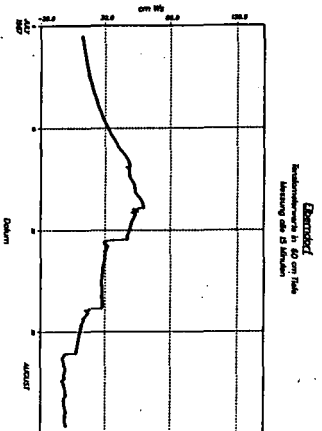
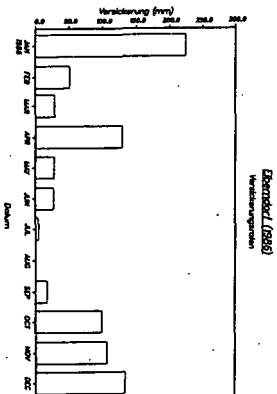
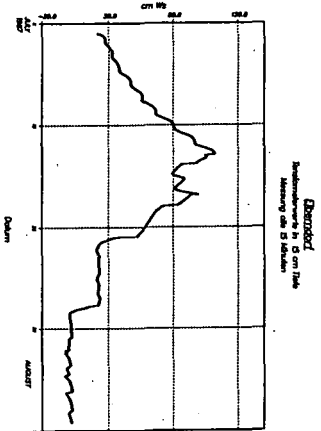
### Stoffbilanzen als Planungs- und Kontrollinstrumente

Stoffbilanzierungen von Ökosystemen haben primär langfristige Bedeutung. Mit ihnen kann man über Jahre hinweg quantitative Trends im Stoffhaushalt von Standort und Ökosystem aufzeigen. Dadurch ist die Beobachtung zeitlicher Veränderungen von Vorräten und vom vertikalen Kompartimentenaufbau möglich. Langfristig lassen sich aber auch Systemzusammenhänge analysieren, z.B. die Bedeutung von Säure- und Baseneinträge ins System oder die Systemreaktion auf forstliche Maßnahmen wie Kahlschlag, Aufforstung, Durchforstung oder Baumartenwahl. Stoffbilanzierungen ermöglichen auch eine Umweltkontrolle. Sie bieten die stoffhaushaltmäßigen Grundinformationen für einen langfristigen Boden- und Standortsschutz.

LOHMANN H., KÖHLER K., SCHMIDT J., 1987: Öko-Hydrologische Feldmeßsysteme. in diesem Tagungsband

LOHMANN H., MEIWES K.J., 1987: Anforderungen an ein Bodenkataster in Niedersachsen aus forstlicher Sicht. Der Forst- und Holzwirt: 139-141







Untersuchungen zum Wasserhaushalt mehrschichtiger Oberflächendichtsysteme auf der Deponie Georgswerder, Hamburg

von

Melchior, S. u. G. Miehlich ++)

1. Altlastensanierung durch Oberflächenabdichtung

Zentrales Anliegen bei der Deponierung von Abfällen und bei der Sanierung von Altlasten ist die wirkungsvolle Abkapselung der Schadstoffe vom Biozyklus. Wesentlicher Bestandteil und oft die derzeit einzig verbleibende Möglichkeit der Abkapselung ist die Oberflächenabdichtung. Ihr Ziel ist meist sowohl, die aus dem Deponiekörper austretenden Gase und Staufflüssigkeiten kontrolliert zu fassen, als auch die Sickerwasserbildung durch in die abgelagerten Stoffe eindringendes Niederschlagswasser so gering wie möglich zu halten.

Auch die dioxinhaltige Deponie Georgswerder in Hamburg wird derzeit an der Oberfläche abgedichtet. Die Abdeckung hat folgenden Aufbau: 75 cm Deckssubstrat als Pflanzenstandort über 25 cm Dränschicht über 60 cm mineralischer Dichtschicht aus Geschiebemergel. Auf der Dichtschicht liegt eine in Gefällrichtung überlappend verlegte Wurzel- und Nagetiersperre aus HDPE (Polyethylen hoher Dichte, 1,5 mm stark). Unter der Dichtschicht folgen eine Ausgleichsschicht, die gleichzeitig als Gasdrainage dient, die ehemalige Abdeckung und schließlich der Müllkörper.

In diese Deponieabdeckung sind insgesamt sechs Testfelder integriert, an denen der Wasserhaushalt des in Georgswerder installierten Abdecksystems sowie einiger anders aufgebauter Oberflächen dichtsysteme untersucht wird. Neben der vergleichenden

---

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

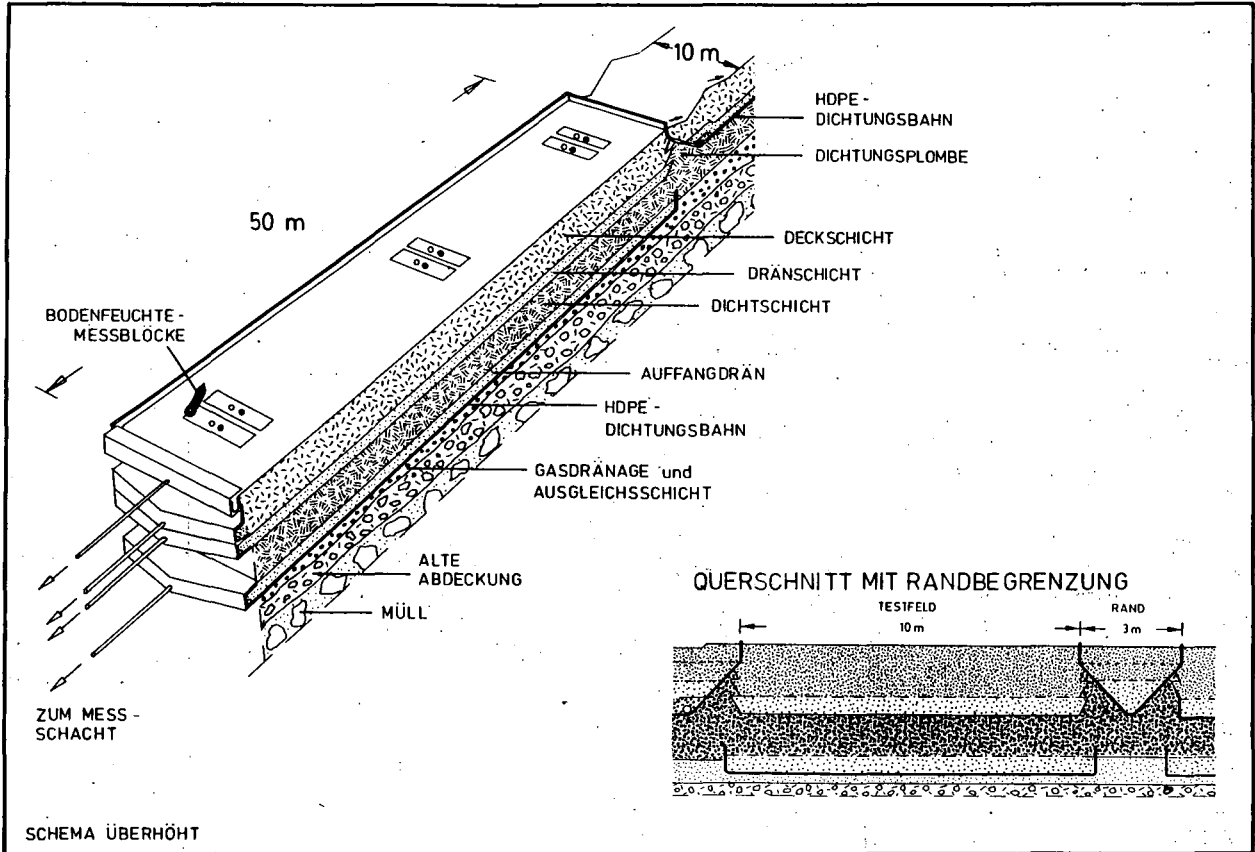


Abb. 1: Schematischer Aufbau des Testfelds S1

Bewertung der Wirksamkeit der verschiedenen Varianten ist es Ziel der Untersuchungen, durch die Bestimmung der physikalischen Fließbedingungen in diesen Abdecksystemen sowie durch den Einsatz von an den Meßergebnissen der Testfelder validierten Simulationsprogrammen verallgemeinerte Empfehlungen zum Aufbau und zur Dimensionierung von Oberflächendichtsystemen für Neudeponien und Sanierungsfälle abzuleiten.

## 2. Aufbau der Testfelder und Meßprogramm

Die Testfelder sind jeweils 10 m breit und in Gefällerrichtung 50 m lang (Abb. 1). Zuflüsse vom Oberhang und seitliche Zuflüsse in die Testfelder werden durch kombinierten Aufbau von HDPE-Dichtungsbahnen und mineralischen Dichtungsplomben unterbunden. Durch diese Anordnung werden Randumläufigkeiten vermieden, und es wird erreicht, daß die mineralische Dichtschicht unter deponietechnischen Bedingungen großflächig eingebaut werden kann. Unterhalb der Dichtschichten sind zur Fassung und direkten Messung der Dichtschichtdurchsickerung kiesgefüllte Auffangwannen aus verschweißten HDPE-Bahnen angeordnet.

Das Meßprogramm umfaßt folgende Bereiche:

- o Die Abflüsse (Oberflächenabfluß, laterale Abflüsse im Decksstrat und in der Dränschicht sowie Dichtschichtdurchsickerung) werden in Ablaufrinnen am Hangfuß (Abb. 1) getrennt gefaßt und in Meßschächten (Abb. 3) je nach Intensität unterschiedlich gemessen (Sammelbehälter mit Pumpen und Mehrstrahl-Flügelradzählern sowie Lysimeterwippen)
- o In einigen Feldern sind an drei Hangpositionen jeweils zwei bodenhydrologische Meßblöcke mit insgesamt 37 Neutronensondenrohren und 531 Druckaufnehmer-Tensiometern installiert (Verteilung der Meßblöcke siehe Abb. 1 und 3).
- o An einer Wetterstation (Abb. 3) werden Niederschlag, Lufttemperatur, relative Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Strahlungsbilanz und Bodentemperatur gemessen.

Die Datensammlung erfolgt rechnergesteuert im Meßcontainer (Abb. 3). Zusätzlich werden folgende bodenphysikalischen, -mechanischen

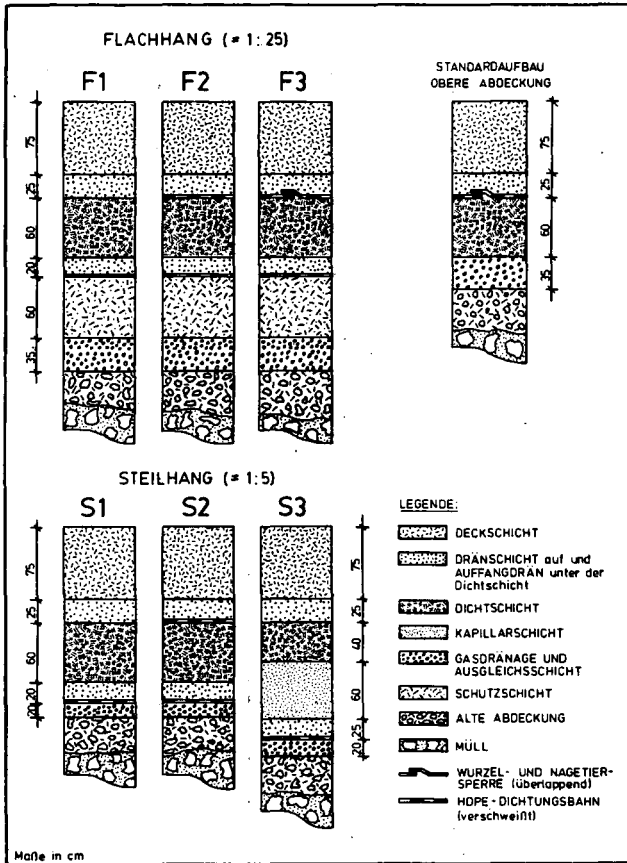


Abb. 2: Schichtaufbau der Testfelder

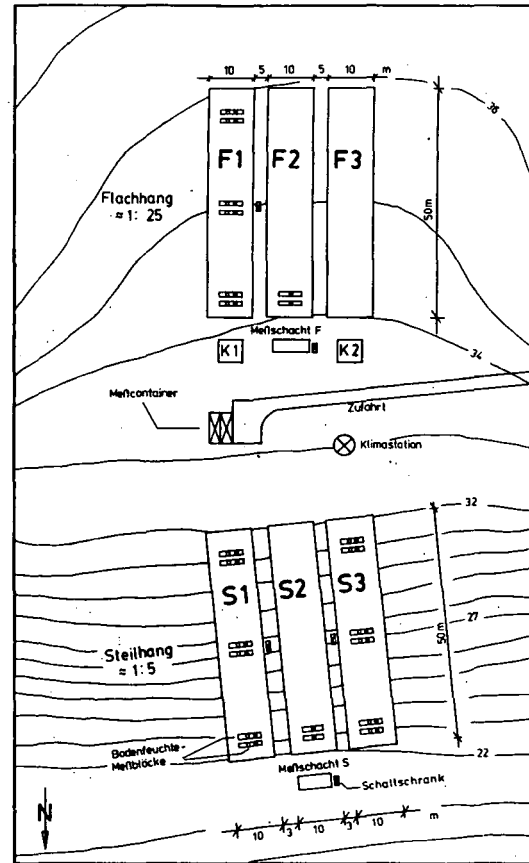


Abb. 3: Lage der Testfelder

und -chemischen Kennwerte im Labor bestimmt: Körnung, pf-Kurve, kf- und ku-Funktion, Raumgewichte, Einbauwassergehalte, Wasseraufnahmekapazität, Proctor-Dichte, Plastizität, Scherfestigkeit, Elementgesamtgehalte, Tonmineralzusammensetzung, Sickerwasserchemismus.

### 3. Untersuchungsvarianten

Die Felder liegen in zwei unterschiedlichen Hangbereichen (F-Felder mit 4 %, S-Felder mit 20 % Gefälle, Abb. 2 und 3). Die Faktoren Hangneigung und Aufbau des Dichtsystems werden jeweils so variiert, daß der Einfluß dieser Faktoren auf den Wasserhaushalt isoliert erfaßt werden kann (Abb. 2). So entsprechen sich die Varianten F1 und S1 in ihrem Aufbau (gleiches gilt für F2 und S2) und unterscheiden sich lediglich in der Hangneigung, während die Felder F1 bis F3 sowie S1 bis S3 voneinander bei gleicher Hangneigung nur durch den Aufbau des Dichtsystems abweichen. Die Varianten haben folgenden Aufbau:

- o einfache mineralische Dichtschicht (Geschiebemergel, 60 cm, F1 und S1)
- o Kombinationsdichtung aus verschweißter HDPE-Dichtungsbahn über mineralischer Dichtschicht (F2 und S2). Diese Varianten dienen hinsichtlich der Dichtschichtdurchsickerung über die Versuchsdauer als Null-Parzellen, so daß die Dichtschichtdurchsickerung an den übrigen Feldern nicht nur durch Messung der dort im Auffangdrän anfallenden Wassermengen, sondern unabhängig davon auch noch aus der Differenz zwischen den Dränschichtabflüssen in F2 und S2 und den Dränschichtabflüssen der übrigen Varianten in entsprechender Hangneigung ermittelt werden kann.
- o Regelaufbau Georgswerder aus überlappend verlegter HDPE-Bahn über mineralischer Dichtschicht (F3)
- o Kombinationsdichtung aus mineralischer Dichtschicht (40 cm) über einer Kapillarsperre aus 60 cm Feinsand über 25 cm Grobsand/Feinkies (S3). Das Prinzip der Kapillarsperre besteht darin, daß die Wassermengen, die die mineralische Dichtschicht noch durch-

sickern, durch die Ausbildung von hängenden Menisken an der Schichtgrenze vom Feinsand zum Kies im Feinsand zurückgehalten werden und in dieser Schicht hangparallel abfließen.

#### 4. Durchführung

Das vom BMFT und von der Freien und Hansestadt Hamburg geförderte Vorhaben läuft seit Anfang 1986 und hat eine Laufzeit von 4,5 Jahren (je ca. 1 Jahr Planung und Bau der Testfelder, 2 Jahre hydrologische Messungen und Wasserhaushaltssimulation, 0,5 Jahre Abschlussauswertung und Vorbereitung der Langzeitbeobachtung der Testfelder). Die Arbeiten verfolgen verschiedene methodische Schwerpunkte und inhaltliche Zielsetzungen:

Wasserhaushaltsbilanzierung der Testfelder:

- o vergleichende Bewertung der Testfeldvarianten hinsichtlich der Ziele Verhinderung des Sickerwassereintritts in die Deponie und Eignung der Abdeckung als Pflanzenstandort
- o langfristige Überwachung der Funktion von Deck-, Drän- und Dichtschichten bei Beanspruchungen durch Austrocknung, Erosion, Durchwurzelung und Durchwühlung, Verockerung und Verschlammung, Setzungen

Untersuchungen zur Physik der Wasserbewegung:

- o in mineralischen Dichtschichten mit und ohne Bedeckung durch Kunststoff-Dichtungsbahnen (Gültigkeit der Darcy-Gleichung, Wirksamkeit der hydraulischen Gradienten, Einfluss der Hangneigung)
- o an unterschiedlich geneigten Schichtgrenzen

Simulation des Wasserhaushalts:

- o Variation verschiedener Faktoren über die im Aufbau der Testfelder verwirklichten Faktorenkonstellationen hinaus und verallgemeinerte Darstellung des Einflusses von Hangneigung, Schichtmächtigkeit, bodenphysikalischen Eigenschaften der Materialien, Vegetationsbedeckung und -entwicklung, klimatischen Extremperioden
- o Entwicklung einfacher Schätzverfahren und Modelle zum Wasserhaushalt von Oberflächendichtsystemen.

Biomassebildung von Chile-  
Pfeffer (Capsicum-annuum)  
bei unterschiedlichen  
Wassergaben und Salzbelastungen  
von  
Moschrefi, N. \*

In einem Gewächshausversuch wurde der Einfluß von zwei verschiedenen Methoden der Defizit-Bewässerung (Tropf- und Oberflächenbewässerung) und drei unterschiedlichen Salzbelastungen (Ec des Wassers: 260, 862 und 3500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) auf die Biomassebildung von Capsicum-annuum untersucht.

Zur Untersuchung dienten 30, mit sandigem Boden aufgefüllte Container mit je 1 m<sup>3</sup> Rauminhalt. Die Bewässerung erfolgte in drei Stufen zur Kontrolle, 40, 70 und 110 % bei der Tropf-Bewässerung und 70, 110 und 140 % bei der Oberflächen-Bewässerung. Als Kontrolle diente die Verdunstung von der freien Wasseroberfläche (pan-evaporation).

Im Verlauf von zwei Vegetationsperioden (1984, 1985) wurden die Boden- und Pflanzenkenngrößen des Wasser- und Salzhaushalts messend verfolgt.

Am Ende der Vegetationsperioden wurde die Biomasse in Biomassefraktionen zerlegt und das Trockengewicht der einzelnen Fraktionen bestimmt.

Ergebnisse:

- Bei der Tropfbewässerung wurde pro Einheit applizierte Wassermenge eine höhere Biomasseproduktion erzielt.
- Zur Produktion gleicher Menge an Biomasse wurde bei der Oberflächenbewässerung ca. 30 % mehr Wasser verbraucht.
- Bei relativ geringer Salzkonzentration liefern die Salzvarianten (Ec: 862  $\mu\text{S}$ ) in Vergleich zur normal behandelten Variante (Ec: 260  $\mu\text{S}$ ) höhere Biomasseerträge.
- Bei den Varianten mit hoher Salzbelastung (3500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) fand nach Salzzuführen mit mehr als 200 mm Bewässerungswasser (Salzmengen: 422 g) praktisch kein Biomassezuwachs mehr statt. Allerdings lag das Ertagsniveau unter Tropfbewässerung nahezu dreimal so hoch wie unter Oberflächenbewässerung.
- Die Blattverluste der Tropfbewässerung betragen ca. 3 % der oberirdische Biomasse bei der salzarmen Variante (Ec: 260  $\mu\text{S}$ ) und ca. 11 % bei der Salzvariante. Der Anteil der Früchte war

bei der salzarmen Variante deutlich erhöht und lag bei ca. 38 %. Bei der Salzvariante gingen die Anteile der Früchte mit zunehmender Salzzufuhr mit der gesteigerten Menge des zugegebenen Wassers deutlich zurück.

- Bei der Oberflächenbewässerung waren die Blattverluste bei der salzarmen Variante mit 8 % deutlich höher als bei der Tropfbewässerung. Offenbar treten bei dieser Form der Ausbringung größere Streß-Situationen auf als bei der Tropfbewässerung. Auch die Anteile der Früchte lagen deutlich unter denen der Tropfbewässerung. Die Salzvariante bei dieser Bewässerungsart versagte völlig. Die Pflanzen blieben nur durch eine drastische Reduktion der Blattmasse am Leben. Zu einem Fruchtansatz kam es nur in einigen Ausnahmen.



Ein Algorithmus für die Berechnung  
der Drändistanz von Grundwasserböden

von

van der Ploeg, R.R., R.T. Walczak u. **Don Kirkham** \*

Für die Berechnung von Drändistanzen bei Grundwasserböden finden bevorzugt Dränformeln Verwendung, welche auf einer rationalen physikalischen Grundlage fußen. Zwar muß die physikalische Realität meistens vereinfacht werden, um das Dränproblem analysieren zu können, aber die entwickelten Formeln erweisen sich meistens als sehr nützlich. So wird beispielsweise oft angenommen, daß stationäre Fließbedingungen vorliegen und daß das Gelände eben ist. Für die Herleitung von Dränformeln finden weltweit zwei Ansätze am häufigsten Verwendung, nämlich den Dupuit-Forchheimer(DF)-Ansatz und das Potentialkonzept.

Beim DF-Ansatz wird angenommen, daß unter einem gekrümmten Wasserspiegel, zwischen zwei Dräns, die Wasserbewegung ausschließlich horizontal ist und daß in einer Vertikalen die Fließgeschwindigkeit überall gleich ist. Die Fließgeschwindigkeit in einer Vertikalen kann errechnet werden als das Produkt der Leitfähigkeit und der Krümmung des Wasserspiegels (Kirkham et al., 1974).

Beim Potentialkonzept wird von der Gültigkeit der Darcy-Gleichung in der Fließregion ausgegangen. Für stationäre Fließbedingungen und bei Wassersättigung entsteht aus der Bodenwassergleichung die für Dränzwecke häufig verwendete Laplace-Gleichung. Die Fließgeschwindigkeit unter dem Wasserspiegel kann bei diesem Ansatz auch eine vertikale Komponente haben.

Aus der Sicht der Physik ist für die Herleitung von Dränformeln die Laplace-Gleichung zu bevorzugen, weil sie auf besseren Grundlagen fußt. Daß dennoch vielfach DF-Formeln Anwendung finden, siehe Eggelsmann (1981), liegt darin begründet, daß DF-Lösungen meistens einfacher sind als Lösungen, welche mithilfe des Potentialkonzeptes hergeleitet wurden. Eine eventuelle Ungenauigkeit von DF-Lösungen wird von Praktikern in Kauf genommen.

---

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

TOKSÖZ and KIRKHAM (1971)

VAN BEERS (1976)

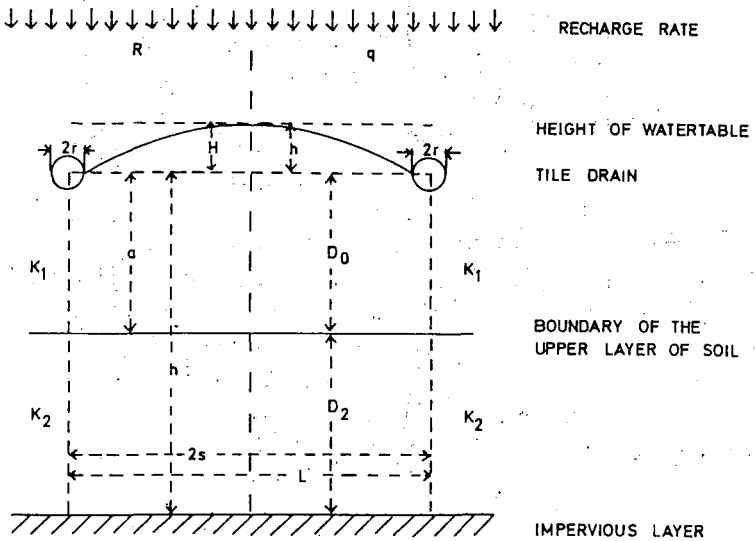


Abb. 1: Schematische Darstellung der Fließregion und die benutzten Symbole in der Hooghoudt-Ernst- und in der Toksöz-Kirkham-Gleichung.

Eine der ältesten Formeln für die Berechnung der Drändistanz bei einer Rohrdränung stammt von Hooghoudt (1940). Die Hooghoudt-Gleichung ist hergeleitet für einen homogenen Boden und fußt auf den Dupuit-Forchheimer-Annahmen. Fast zwanzig Jahre später entwickelte Kirkham (1958) für das gleiche Dränproblem eine Formel, die auf Potentialtheorie beruht. Die Kirkham-Formel ist wesentlich komplexer als die Hooghoudt-Formel und eignet sich schlecht für eine schnelle Berechnung der Drändistanz. Obwohl Toksöz und Kirkham (1961) Nomogramme herstellten, welche die Verwendung der Kirkham-Formel erleichterten, wurde trotzdem auch später noch vielfach auf Hooghoudt (1940) zurückgegriffen, speziell nachdem Wesseling (1964) gezeigt hatte, daß die Drändistanzen, berechnet mit der Hooghoudt-Formel, sich selten mehr als 5 % unterschieden von mit der Kirkham-Formel errechneten Werten.

Wegen der geringen Komplexität und der ausreichenden Genauigkeit wurde in den Niederlanden versucht, zunächst von Ernst (1965, 1962) und später von Van Beers (1965, 1976), die Theorie von Hooghoudt zu erweitern und für geschichtete Böden geeignet zu machen. Aus diesen Bemühungen entstand die sogenannte Hooghoudt-Ernst-Gleichung, welche bis heute auch in Deutschland Anwendung findet (DIN 1185). Unter Verweisung auf Abb. 1 (rechte Hälfte) kann die Hooghoudt-Ernst-Gleichung geschrieben werden als

$$h = \frac{qL^2}{8(K_1D_0 + K_2D_2)} + \frac{qL}{\pi K_1} \ln \frac{aD_0}{\pi r} \quad (1)$$

In Gl. 1 stellen  $K_1$  und  $K_2$  die Leitfähigkeit der ersten bzw. der zweiten Schicht dar. Die Größe  $a$  (nicht ersichtlich in der rechten Hälfte) ist ein Geometriefaktor (siehe Abb. 2). Mit einem bekannten Wert für  $a$  stellt Gl. 1 eine quadratische Gleichung dar, welche ohne großen Aufwand für die Drändistanz  $L$  gelöst werden kann.

Von Toksöz und Kirkham (1971 a, b) wurde das gleiche Problem (Abb. 1, linke Hälfte) mithilfe der Potentialtheorie ebenfalls gelöst. Die Toksöz-Kirkham-Gleichung lautet:

$$\frac{H}{a} \left[ \frac{K_1}{R} - 1 \right] = \frac{2s}{a} \left[ E + \Sigma F - \Sigma FG \right], \quad (2)$$

in welcher Gleichung die Symbole  $E$ ,  $F$  und  $G$  wie folgt definiert sind:

$$E = \frac{1}{\pi} \ln \frac{1}{\sin \left[ (\pi/2) (2r/a) (a/2s) \right]}, \quad (3)$$

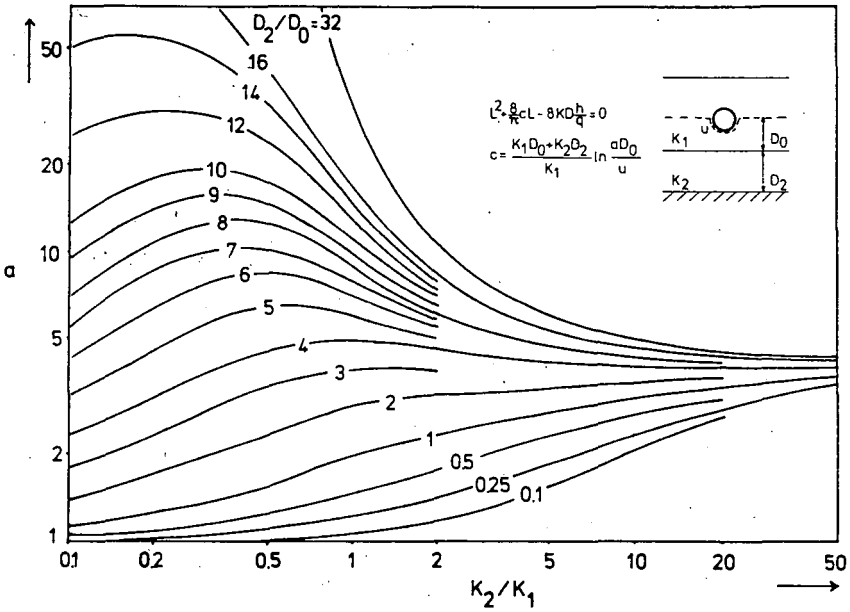


Abb. 2: Der Geometrie-Faktor  $a$  der Hooghoudt-Ernst-Methode, als Funktion von  $K_2/K_1$  und von  $D_2/D_0$  (nach Van Beers, 1976).

$$F = \frac{1}{\pi} \frac{1}{m} \left( -1 + \coth \frac{m\pi a}{s} \right) \left[ \cos \left( m\pi \frac{2r}{a} \cdot \frac{a}{2s} \right) - \cos m\pi \right], \quad (4)$$

und

$$G = \frac{\exp(2m\pi a/2s)}{\sinh(2m\pi a/2s)} \frac{1}{\frac{K_1}{K_2} \coth 2m\pi \left( \frac{h}{a} \cdot \frac{a}{2s} - \frac{a}{2s} \right) + \coth \frac{2m\pi a}{2s}} \quad (5)$$

Das Symbol  $\Sigma$  ist das Summierungszeichen für  $m$  ( $m = 1, 2, \dots, \infty$ ). Das Symbol  $a$  hat eine andere Bedeutung als bei Hooghoudt-Ernst.

Aus Gleichungen 2-5 wird ersichtlich, daß es nicht einfach ist, mithilfe von Gl. 2 die Drändistanz  $2s$  zu berechnen. Die Benutzung eines Computers scheint auf jeden Fall unentbehrlich. Da Anfang der Siebziger Jahre, als die Arbeiten von Toksöz und Kirkham (1971 a, b) erschienen, Computer noch relativ selten waren, wurden von Toksöz und Kirkham (1971 b) eine Reihe von Nomogrammen für den Gebrauch in der Praxis angefertigt. Ganz befriedigen können sie nicht, weil sie Anlaß zu Subjektivität bieten.

Inzwischen hat sich jedoch in der Computeranwendung eine Entwicklung vollzogen, welche es jedem Planungsbüro oder jeder Ingenieurfirma erlaubt, leistungsfähige Kleinrechner zu betreiben, um Aufgaben wie die Lösung von Gl. 2 durchzuführen. Es wurde außerdem gezeigt, daß die Genauigkeit des Hooghoudt-Ernst-Verfahrens gelegentlich zu wünschen übrig läßt. Abweichungen in Drändistanz berechnet nach dem Toksöz-Kirkham-Verfahren und nach dem Hooghoudt-Ernst-Verfahren von 20 % und mehr wurden festgestellt.

Aus diesem Grund erscheint es wünschenswert, einen Algorithmus für (Klein)rechner zu entwickeln, womit Dränpraktiker in die Lage versetzt werden, schnell und akkurat, mithilfe des Toksöz-Kirkham-Verfahrens, Drändistanzen auszurechnen. Von Walczak et al. (1987) wurde ein derartiges Verfahren entwickelt und veröffentlicht. Auf dieses Verfahren wird hier nicht eingegangen; auf die Originalveröffentlichung wird lediglich hingewiesen. Aufgrund dieses neuen Verfahrens und der Tatsache, daß die Hooghoudt-Ernst-Methode nicht unter allen Umständen zuverlässige Drändistanzen liefert, erscheint es jetzt angebracht, über eine Änderung von DIN 1185 nachzudenken.

Literatur

- Eggelsmann, R. 1981. Dränenleitung für Landbau, Ingenieurbau und Landschaftsbau. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Ernst, L.F. 1956. Calculation of the steady flow of ground water in vertical cross sections. Neth. J. Agr. Sci. 4: 126-131.
- Ernst, L.F. 1962. Grondwaterstromingen in de verzadigde zone en hun berekening bij aanwezigheid van horizontale evenwijdige open leidingen. Versl. Landbouwk. Onderz. Nr. 67.15, Wageningen (Netherlands).
- Hooghoudt, S.B. 1940. Bijdragen tot de kennis van enige natuurkundige grootheden van de grond. Versl. Landbouwk. Onderz. Nr. 46: 515-707.
- Kirkham, Don. 1958. Seepage of steady rainfall through soils into drains. Trans. Amer. Geophys. Union 39: 892-908.
- Kirkham, Don, S. Toksöz, and R.R. van der Ploeg. 1974. Steady flow to drains and wells. In: Drainage for Agriculture, ASA Monograph Nr. 17, Jan van Schilfgaarde, ed., Amer. Soc. Agron., Madison, Wisc., USA, pp. 203-244.
- Toksöz, S., and Don Kirkham. 1961. Graphical solution and interpretation of a new drain spacing formula. J. Geophys. Res. 60: 509-516.
- Toksöz, S., and Don Kirkham. 1971a. Steady drainage of layered soils: I. Theory. J. Irrig. Drain. Div.; Amer. Soc. Civ. Eng. Proc. 97 (IR1): 1-18.
- Toksöz, S., and Don Kirkham. 1971b. Steady drainage of layered soils: II. Nomographs. J. Irrig. Drain. Div.; Amer. Soc. Civ. Eng. Proc. 97 (IR1): 19-37.
- Van Beers, W.F. 1965. Some nomographs for the calculation of drainage spacings. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI) Wageningen (Netherlands), Bull. Nr. 8.
- Walczak, R.T., R.R. van der Ploeg, and Don Kirkham. 1987. An algorithm for the calculation of drain spacings for layered soils. Soil Sci. Soc. Amer. J. (angenommen zur Veröffentlichung).
- Wesseling, J. 1964. A comparison of the steady state drain spacing formulas of Hooghoudt and Kirkham in connection with design practice. J. Hydrol. 2: 25-32.

**Simulation of Soil Water Balance and Dry Matter Production of Oats**

von

Ragab, R.<sup>+</sup>, F. Beese<sup>++</sup>, and W. Ehlers<sup>+++</sup>

A simulation study of soil water balance and dry matter production of oats has been carried out. The oats was grown on grey-brown-podzolic soils (Parabraunerde) derived from loess, in two sites near Göttingen (F.R.G.). The field experiments were carried out for 4-years, namely: 1976, 1977, 1982, and 1983.

The model used in this study describes the plant water uptake rate through a sink term as a function of soil matric potential. Needed as input for the model are soil physical parameters and daily climatological and canopy data.

The results obtained indicate that the simulated water uptake rate, actual evapotranspiration rate, water storage in the soil profile, total dry matter (shoots + roots) and shoots dry matter compare favourably good with the measured ones.

The study reveals that the soil water balance and dry matter production of oats can be simulated fairly well, provided that the proper parameters are used.

---

+ Soil & Water Sciences Department, Faculty of Agriculture, Alexandria University, El-Chatby, Alexandria, Egypt.

++ Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Göttingen University, Göttingen, F.R.G.

+++ Institute of Agronomy and Plant Breeding, Göttingen University, Göttingen, F.R.G.





## **Struktur der zweidimensionalen Strömung in einem mehrschichtigen Profil unter einem Gemüsefeld**

von

Roth, K., H. Flühler, Ch. Gysi

### **Zusammenfassung**

*Im Rahmen eines Nitratprojektes wird die detaillierte Struktur der Strömung in einem mehrschichtigen Profil unter einem Gemüsefeld untersucht. Wir stellen die Messanlage vor, welche es erlaubt in einem zweidimensionalen vertikalen Transsekt räumlich und zeitlich gut aufgelöste Daten über die Energiedichte des Bodenwassers sowie über die Konzentrationen von Nitrat und Chlorid in der Bodenlösung zu erhalten. Aus der zeitlichen Änderung der Konzentrationen lässt sich qualitativ das Strömungsfeld ableiten.*

Der Fluss  $q$  des Bodenwassers wird üblicherweise als lineare Funktion des Gradienten der Energiedichte  $\Psi$  (hydraulisches Potential) geschrieben:

$$q = -[K] \nabla \Psi.$$

Hierbei ist die hydraulische Leitfähigkeit  $[K]$  ein Tensor zweiter Stufe, der abhängig ist vom Ort und von der Wassersättigung. Da der Gradient der Energiedichte verhältnismässig einfach messbar ist (Tensiometer), kann die Bewegung des Bodenwassers im Prinzip berechnet werden, wenn  $[K]$  bekannt ist. Es gibt zurzeit aber keine Möglichkeit um  $[K]$  im Feld hinreichend genau zu messen, weshalb wir den Fluss aus der zeitlichen Veränderung der Konzentrationen des als Tracer benutzten Chlorids bestimmen (Abb 3). Aus technischen Gründen beschränken wir uns auf Messungen in einem zweidimensionalen vertikalen Transsekt, wodurch nur zwei Komponenten des Flusses messbar sind.

Um Messungen in einem möglichst ungestörten Boden durchführen zu können, wurde unter dem Feld ein 12 Meter langer Tunnel gebaut (Abb 1). Von hier aus sind rund 200 keramische

Kerzen installiert, die zum einen Teil als Tensiometer und zum andern zur Entnahme von Proben der Bodenlösung dienen. Das Bodenprofil in der Umgebung des Tunnels besteht im wesentlichen aus drei Teilen: (i) einer Parabraunerde im obersten Meter, (ii) einer fossilen Parabraunerde (1..2m) und (iii) von Stauwasser beeinflussten und stauenden Horizonten ab etwa 2 Meter Tiefe.

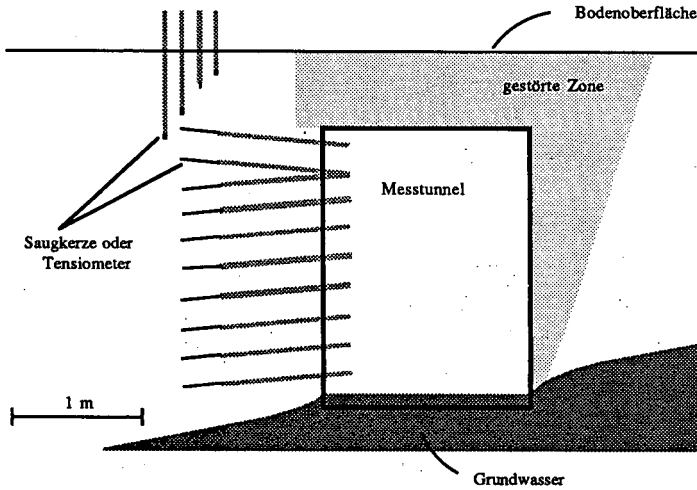
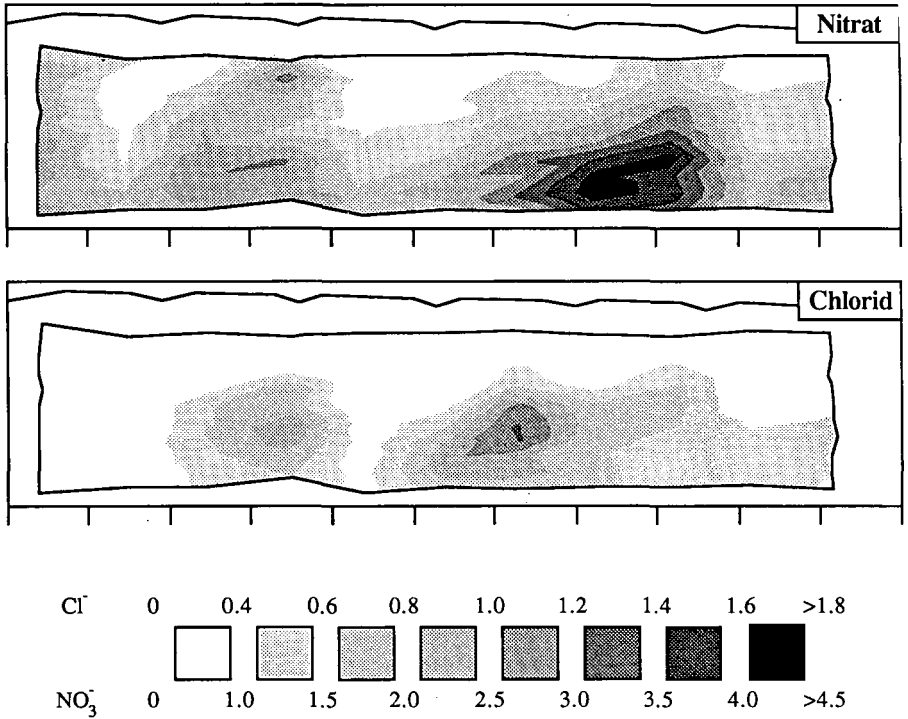


Abb 1: Der Messtunnel steht in einer Tiefe von drei Metern im Grundwasser und ist von etwa 60 cm Boden überdeckt. Die ungestörte Messzone liegt zwischen 70 und 100 cm von der Tunnelwand entfernt. Das hellgraue Gebiet zeigt den während des Baus des Tunnels gestörten Bereich.

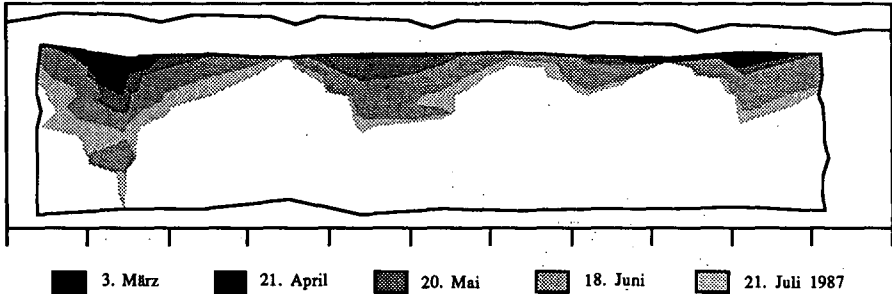
Einmal pro Woche werden Proben der Bodenlösung entnommen und die Konzentrationen von Nitrat und Chlorid gemessen. Während die zeitlichen Änderungen verhältnismässig langsam sind (Abb 3), weisen die Konzentrationsverteilungen eine grosse räumliche Variabilität auf (Abb 2). Dies zeigt unter anderem wie problematisch deterministische Untersuchungen des Transportes mobiler Stoffe mit Hilfe von Bodenproben sind: da an einer bestimmten Stelle nur eine Bodenprobe entnommen werden kann, überlagert sich der kleinen zeitlichen Änderung der Konzentration die wesentlich grössere räumliche Variabilität. Aus der zeitlichen Änderung der Konzentrationen ersieht man, dass die räumlich inhomogene Verteilung nicht auf eine unregelmässige Ausbringung des Düngers zurückzuführen ist, sondern auf die komplexen Strömungsverhältnisse. (Infolge Platzmangels können die entsprechenden Daten hier nicht gezeigt werden.)



**Abb 2:** Konzentrationen von Nitrat und Chlorid (mmol/l) in der Bodenlösung am 21. Juli 1987. Die Länge des sichtbaren Ausschnittes ist 11 Meter, die Höhe 2.8 Meter. Das durch die Messungen erfasste Gebiet ist umrandet. Ebenfalls eingezeichnet ist die Bodenoberfläche mit den deutlich sichtbaren Fahrspuren. Die Legende gibt die Zuordnungen der Stoffkonzentrationen zu den Graustufen. Die Saugkerzen sind auf einem quasiregelmässigen Gitter angeordnet; der horizontale Abstand beträgt 1 m, der vertikale 20 cm.

Die grosse räumliche Variabilität der hydraulischen Eigenschaften im Profil wird bei der Betrachtung der Infiltration chloridarmen Wassers (Regenwasser) besonders deutlich (Abb 3). Die unterschiedlichen Infiltrationsgeschwindigkeiten weisen keinen Zusammenhang mit den Fahrspuren auf und auch die Gradienten der Energiedichte sind überall praktisch gleich. Hieraus muss geschlossen werden, dass die hydraulische Leitfähigkeit auch in scheinbar homogenen Böden über verhältnismässig kurze Distanzen hinweg stark variiert. Diese Variabilität demon-

striert recht deutlich die enormen Schwierigkeiten, die bei einer deterministischen Modellierung von Transportprozessen zu erwarten sind.



**Abb 3:** Infiltration chloridarmen Wassers in der Zeit vom 3. März bis zum 21. Juli 1987. Im Gegensatz zu Abb 2 sind hier verschiedene Graustufen für verschiedene Zeitpunkte gewählt, während die Konzentrationen konstant sind (0.2 mmol/l).

Wasser- und Salzhaushalt aus der Leitfähigkeit  
verschiedener Boden-zu-Wasser Extrakte

von

Ruck, A. und K. Stahr +

**Einleitung**

Es wurden Ökotope der Extremwüste SW Ägyptens nach simuliertem Starkregen und unter Bewässerung untersucht. Ziel war die Rekonstruktion der Bodengenese für die Böden der Lithosol-Regosol-Yermosol Bodengesellschaft des Selima Sand Sheet, insbesondere der Einfluß von Starkregen auf die Salzverteilung. Die ägyptische Regierung plant die landwirtschaftliche Nutzung dieses Gebiets, da in 25m Tiefe fossile Grundwasservorkommen nachgewiesen sind. Deshalb wurde auch der Wasserhaushalt von bewässerten Böden untersucht.

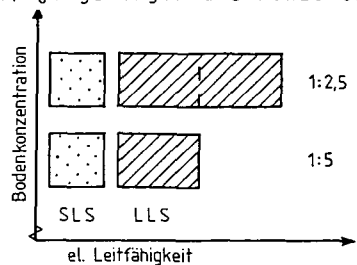
Die Böden sind durch Kartierungen von ALAILY & BLUME (1983) sowie SMETTAN (1987) bekannt. Die beiden von uns untersuchten Böden sind extrem trocken und sandig (95%) und zeigen ein Salzmaximum in ca. 60cm Tiefe. Der Eutric Regosol ist tiefgründig (120cm) aus schwach verfestigtem Flugsand hoher Dichte (1.8 kg/dm<sup>3</sup>). Der Calcic Yermosol aus zu Sand verwittertem mesozoischem Sandstein ist durch reliktsche sekundäre Karbonatanreicherung (evt.alter Grundwasserspiegel) ab 60cm zunehmend verfestigt.

Nach ersten Ergebnissen (RUCK et al.1987) folgt hier die Vorstellung von Methoden, die zur Ermittlung von Komponenten des Salz- und Wasserhaushalts in Feldversuchen entwickelt wurden. Diese Methoden setzen die Ermittlung der mobilen, leichtlöslichen Salze voraus.

**Salzhaushalt**

Die große Zahl der entnommenen Bodenproben (Bohrstock, 0-10-20-40-60-80 cm) und die geringe Menge (ca. 100 g) schloß die Anwendung klassischer Methoden (Auswiegen der gelösten Salze, Herstellen eines Sättigungsextraktes, Analyse einzelner oder aller Kationen/Anionen) aus. Für die Ermittlung des Salz- und Wasserhaushalts standen deshalb nur der gravimetrische Wassergehalt und die Leitfähigkeit im 1:5, 1:2.5 und 1:1 Boden-Wasser-Verhältnis zur Verfügung.

Der Salzhaushalt beschreibt die Bewegungen der leichtlöslichen Salze (LLS). Die Leitfähigkeit ist jedoch auch von den schwerlöslichen Salze (SLS) abhängig, wobei der Einfluß der schwerlöslichen Salze um so größer ist, je geringer die Konzentration an leicht-löslichen Salzen ist. Die Abb.1 macht den Anteil der verschiedenen Salze an der Leitfähigkeit einer Gleichgewichtsbodenlösung deutlich. Bei höherer Bodenkonzentration steigt nur die Leitfähigkeit durch die leichtlöslichen Salze (vollständig gelöst), während die Leitfähigkeit durch die schwerlöslichen Salze konstant bleibt (gesättigte Lösung).



+ Inst. f. Ökologie, Reg. Bodenkunde, TU Berlin, Salzuffer 12.1 Berlin 10

Diese Eigenschaft wird zur Ermittlung der leichtlöslichen Salze genutzt: Wie Abb.1 zeigt, ist die Leitfähigkeit durch die leichtlöslichen Salze im 1:5 Extrakt so groß, wie die Differenz zwischen der Leitfähigkeit des 1:5 Extrakts und der Leitfähigkeit des 1:2.5 Extrakts. Für die weiteren Rechnungen wird deshalb diese Differenz statt der Leitfähigkeit im 1:5 Extrakt weiter verrechnet.

Da nach RICHARDS (1954) die Salzkonzentration ( $mval/l$ ) =  $10 \cdot$  elektrische Leitfähigkeit ( $mS/cm$ ) ist, folgt für den Salzgehalt:

$$\text{salz.g}(mval/100g) = (lf.2.5 - lf.5)(mS/cm) * 0.5 l/100g * \\ * 10 (mval*cm/l*mS)$$

oder bezogen auf die Salzmenge in einen  $m^2$  pro dm Boden

$$\text{salz.m}(mval/m^2.dm) = \text{salz.g}(mval/100g) * \rho(g/ml) \\ * 1000 (100ml/m^2.dm)$$

(Erläuterung der Abkürzungen zwei Seiten weiter)

Zur Absicherung der Ergebnisse wurden entsprechende Berechnungen auch mit dem 1:1 Extrakt durchgeführt.

Wenn der Anteil der Leitfähigkeit der schwerlöslichen Salze sehr gering ist (bei gipsfreien Böden mit hoher Salzkonzentration), ist diese Reduktion nicht unbedingt notwendig. Bei einem Gipsgehalt unter 0.3% wird er mit diesem Verfahren zu den leichtlöslichen Salzen gezählt. Dies kann zu einer Überschätzung des Gehalts an leichtlöslichen Salzen bei sehr geringem Wassergehalt führen.

Wenn die Gipskonzentration im Boden in einem Bereich von 0,3-1,0% liegt, muß man weitere Boden-Wasser-Extrakte höherer Verdünnung herstellen, da der Gips zwar im 1:1 Extrakt als gesättigte Lösung vorliegt (2 mS/cm), nicht aber im 1:5 Extrakt. Höhere Verdünnungen können dann auch zur Ermittlung des Gipsgehalts verwendet werden (vgl. SCHLEIFF 1979).

Insgesamt kann man trotz der genannten Einschränkungen die leichtlöslichen Salze so besser und leichter quantifizieren als durch eine einzige Gleichgewichtsbodenlösung

Zur Überprüfung der Methoden wurde der Boden mit synthetischen Bodenlösungen (1:1 Ca-Na Val-Verhältnis) ins Gleichgewicht gebracht, abgenutscht, der Wassergehalt bestimmt und die Leitfähigkeit der Bodenlösung nach der o.g. Methode berechnet und verglichen.

Die Salzbilanz kann durch leicht verwitterbare Mineralien beeinflusst werden und durch Bewässerungswasser, das in starkem Maße zu einer Lösung oder Ausfällung von Salzen führt.

Zur Berechnung der Salzkonzentration wird auf den realen Bodenwassergehalt zurückgerechnet:

$$\text{salz.k}(mval/l) = \text{salz.g}(mval/100g) * 1000 (g/l) / \text{wg.g}(g/100g)$$

Die Leitfähigkeit der Bodenlösung (z.B. zur Bestimmung des osmotischen Potentials) errechnet man auf einfachem Wege aus:

$$lf.bl(mS/cm) = (lf.2.5 - lf.5)(mS/cm) * 500(\%) / \text{wg.g}(\text{Gew.}\%)$$

### Wasserhaushalt

Den Berechnungen zur Charakterisierung des Wasserhaushalts liegt die Überlegung zugrunde, die Veränderung des Salzgehalts als Indikator für Wasserbewegung zu benutzen; zum einen für die Wasserbewegung nach oben (Evaporation), bei der Wasserdampf den Boden verläßt und das Salz zurückbleibt, zum anderen die Wasserbewegung nach unten, wo das Perkolationswasser Salz aus dem betrachteten Bodenvolumen abführt.

Da die **Salzkonzentration = Salzmenge / Wassermenge** ist gilt als Grundlage für die folgenden Berechnungen **Wassermenge = Salzmenge / Salzkonzentration**. Je nach Zielgröße und Datenlage werden unterschiedliche Salzmenge und Salzkonzentrationen verwendet. Ihre Berechnung erfolgt jeweils nach o.g. Verfahren.

Bei der **Evaporation (aus Salzdaten)** gilt für den Fall, daß seit der letzten Messung keine Beregnung stattgefunden hat:

Die Salzmenge im obersten Horizont (hier 0 - 10 cm) steigt dadurch an, daß Bodenwasser aus dem darunterliegenden Horizont aufsteigt und unter Zurücklassung des Salzes verdunstet. Der Quotient aus der Veränderung des Salzgehalts und der Salzkonzentration in dem Bodenwasser unmittelbar unter diesem Horizont ergibt direkt die Wassermenge.

Wenn seit der letzten Messung bewässert wurde, sind die leichtlöslichen Salze (aus 0 - 10 cm Tiefe) in eine größere Tiefe gewaschen worden. Die Leitfähigkeit der Bodenlösung, die durch die Evaporation aufsteigt, entspricht dann - bei genügend hohen Niederschlägen - der Leitfähigkeit im Beregnungswasser.

Die Salze in 0-10 cm entstammen dem verbleibenden Bewässerungswasser und der aufsteigenden Bodenlösung.

Zu einer Überschätzung der Evaporation kann es kommen, wenn die Salze bei Bewässerung nicht vollständig ausgeschwemmt wurden oder eine wesentliche Wasseraufnahme durch Wurzeln in diesem Horizont erfolgte. Eine evt. Ausblasung von Salzen führt demgegenüber zu einer Unterschätzung der Evaporation.

Entscheidend für die **Perkolation (aus Salzdaten)** ist die Veränderung des Salzgehalts im gesamten betrachteten Boden (0 - 80 cm). Die Salzkonzentration der perkolierenden Bodenlösung wird unterhalb der aktiven Wurzelzone (hier: 60-80 cm) bestimmt. Aus beiden Größen kann nun die Wassermenge berechnet werden. Dabei ist ggf. der Salzeintrag durch das Bewässerungswasser zu berücksichtigen.

Der für den Bewässerungslandbau so wichtige Aufstieg von salzhaltigem Wasser (=negative Perkolation) kann mit dieser Methode gut erfaßt werden.

### Formeln

Falls seit der letzten Probenahme beregnet wurde:

$$E-s(1)(l/m^2) = \frac{(\text{salz.m}(0-10\text{cm}) - \text{salz.wg}) (m\text{val}/m^2)}{1f.\text{ber} (mS/cm) * 10 (m\text{val}*cm/l*mS)}$$

$$\text{salz.wg} - \text{Salz aus Wassergehalt} (m\text{val}/m^2) = \text{wg.v}(0-10\text{cm})(l/m^2) * 1f.\text{ber} (mS/cm) * 10 (m\text{val}*cm/l*mS)$$

Falls seit der letzten Probenahme nicht berechnet wurde:

$$E-s(2)(l/m^2) = \frac{(\text{salz.m}(0-10\text{cm}, t_2) - \text{salz.m}(0-10\text{cm}, t_1)) \cdot (\text{mval}/m^2)}{\text{salz.k}(10-20\text{cm}) \cdot (\text{mval}/l)}$$

$$P-s(l/m^2) = \frac{(\text{salz.m}(0-80\text{cm}, t_2) - \text{salz.m}(0-80\text{cm}, t_1) - \text{salz.ber}) \cdot (\text{mval}/m^2)}{\text{salz.k}(60-80\text{cm}) \cdot (\text{mval}/l)}$$

$$\text{salz.ber} \cdot (\text{mval}/m^2) - \text{Salzeintrag durch Beregnungswasser} = \text{ber} \cdot (l/m^2) \cdot \text{lf.ber} \cdot (\text{mS}/\text{cm}) \cdot 10 \cdot (\text{mval} \cdot \text{cm}/l \cdot \text{mS})$$

Die Formel zur Bestimmung der Leitfähigkeit der Bodenlösung (s.o.) ermöglichen nun auch die Berechnung der Leaching Fraction, der Perkolatation und der Evapotranspiration (aus der Bodenlösung) (P-bl und ET-bl).

$$\begin{aligned} \text{Leaching Fraction} &= \text{lf.ber} / \text{lf.bl}(60-80\text{cm}) \\ &= P-bl / \text{ber} \\ &= P-bl / (ET-bl + P-bl) \end{aligned}$$

Für die Versuche an den neugewonnenen Versuchsfeldern war diese Methode wenig geeignet, weil durch die residualen Salze die Leitfähigkeit im untersten Horizont noch sehr hoch ist.

Bei der Anwendung der Methoden muß geprüft werden, wie stark die genannten Einschränkungen das Ergebnis verfälschen.

Die Anwendung verschiedener Methoden vergrößert die Sicherheit der Berechnungen, da jeweils andere Eingangsdaten verrechnet werden.

#### Verzeichnis der Abkürzungen in den Formeln

E-s Evaporation aus Salzdaten  
P-s Perkolatation aus Salzdaten

#### Gemessene Variablen:

wg.g Wassergehalt (Gew%)  
lf.5 el. Leitfähigkeit im 1:5 Boden-Wasser-Extrakt (mS/cm)  
lf.2.5 el. Leitfähigkeit im 1:2.5 Boden-Wasser-Extrakt  
ber Beregnungsmenge (mm oder l/m<sup>2</sup>)  
lf.ber el. Leitfähigkeit des Beregnungswassers (mS/cm)

#### Berechnete Variablen:

wg.v Wassergehalt (Vol%)  
salz.k Konzentration an leichtlöslichen Salzen in der Bodenlösung (mval/l)  
salz.m Menge an leichtlöslichen Salzen (mval/m<sup>2</sup>.dm)  
salz.g Gehalt an leichtlöslichen Salzen im Boden (mval/100g)  
lf.bl el. Leitfähigkeit in der Bodenlösung (mS/cm)

Die Indices für eine spezifische Tiefe oder Zeit sind in Klammern gesetzt.

t1 - Die Werte der vorangehenden Probenahme

t2 - (oder kein Index) aktuelle Werte



### Ergebnisse und Diskussion

Die von uns untersuchten Böden eigneten sich gut für die Anwendung dieser Methoden, weil das Bewässerungswasser keinen  $\text{HCO}_3$  oder Ca -Überschuß aufwies und die Minerale relativ verwitterungsbeständig sind. Allerdings führen die residualen Salze bei Beginn der Bewässerung der jungfräulichen Böden zu einer wesentlichen Unterschätzung der Perkolations (aus der Bodenlösung).

Zum Vergleich wird auch die Evapotranspiration und Perkolations (aus Wasserdaten) mit Hilfe eines einfachen Wasserhaushaltsmodells (nur aus Wassergehalt im Boden und der Beregnungsmenge) berechnet.

Die folgende Abb.2 zeigt exemplarisch Ergebnisse unserer Bewässerungsversuche:

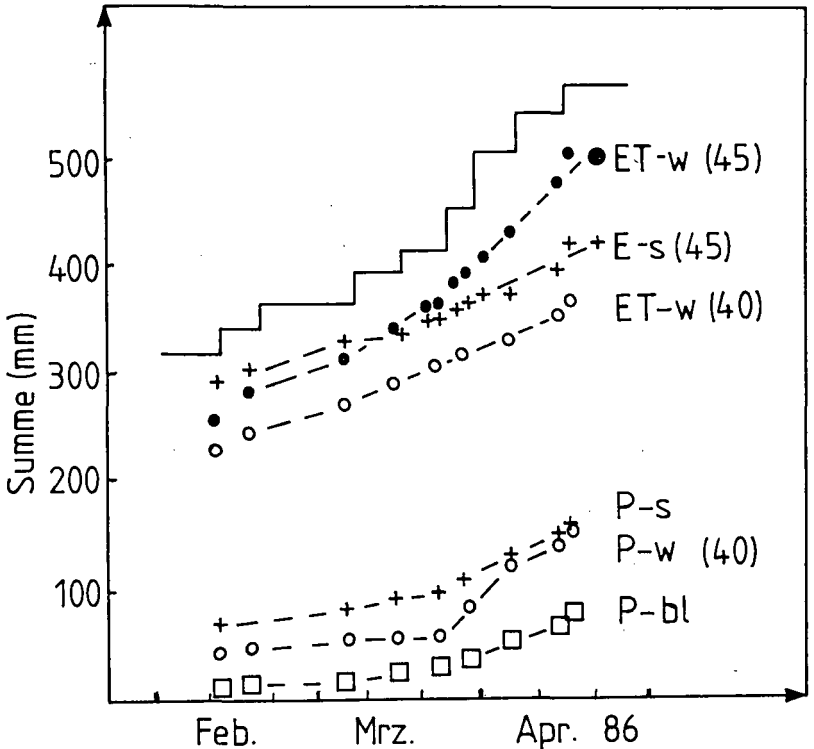


Abb. 2

Summenkurven von Wasserhaushaltskomponenten von einem Phragmites australis Feld (45) und einem unbewachsenen Nullfeld (40) auf Calcic Yermosol. Abkürzungen siehe Text/Tabelle.

Für die letzten 23 Tage der Versuche (25.3-18.4.87) ergeben sich folgende mittlere Raten (mm/d):

	Abk.	45	40
Evaporation (aus Salzdaten)	E-s	2.4	2.9
Evapotranspiration (aus Wasserdaten)	ET-w	5.1	2.0
Perkolatation (aus Salzdaten)	P-s	0.5	2.6
Perkolatation (aus der Bodenlösung)	P-b1	0.5	2.1
Perkolatation (aus Wasserdaten)	P-w	0.7	3.7

Durch Vergleich von bewachsenen und unbewachsenen Feldern bzw. Evaporation (Salz) und Evapotranspiration (Wasser) können Rückschlüsse auf die Transpiration gezogen werden:

$$\text{ET-w}(45) - \text{ET-w}(40) = 3.1 \text{ mm/d}$$

$$\text{oder } \text{ET-w}(45) - \text{E-s}(45) = 2.7 \text{ mm/d (s. Abb.2)}$$

Diese Werte korrespondieren gut mit Transpirationmessungen an den Pflanzen selbst: am 14.3.: 2.6 mm/d und am 14.4.: 3.0 bzw. 8.5 mm/d für schlecht bzw. gut versorgte Pflanzen.

Bei der Interpretation der Tabelle ist zu beachten daß :

1. Die Evaporation auf dem bewachsenen Feld durch Beschattung und Verringerung der Windgeschwindigkeit etwas vermindert ist und
2. Die Wasser - Methoden gegenüber den Salz - Methoden zu einer Überschätzung der Perkolatation im Vergleich zur Evapotranspiration führen (auch bei anderen Versuchsfeldern beobachtet). Die Ursache dafür kann in den Ungenauigkeiten des Wassermodells liegen und/oder in der nicht vollständigen Lösung und Abtransport der Salze aus 0-10cm.

#### Literatur

- ALAILY, F. & BLUME H.-P. (1983): Bodengesellschaften der Vollwüste Dakhla Becken - Ägypten.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Band 38: 443-450; Göttingen.
- RICHARDS, L.A. (ed.) (1954): Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils.- Washington.- (USDA Agriculture Handbook No.60)
- RUCK, A. & SCHNEIDER, U. & STAHR, K. (1987): Water balance of Soils of the Selima Sand Sheet, SW Egypt and Related Biomass Production.- Berliner Geowiss. Abh. (A), Vol.75.2 (545-574); Berlin.
- SCHLEIFF, U. (1979): Determination of Gypsum by Measurement of Electrical Conductivity in Water extracts of Soils in Saudi Arabia.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Vol.29:993-1000; Göttingen.
- SMETTAN, U. (1987): Typische Böden der Extremwüste Südwest-Ägyptens.- 190 S., 72 Abb., 39 Tab., Berliner Geowiss. Abh. (A), Vol.83; Reimer V., Berlin.

Eine qualitativ-quantitative Darstellung  
der tiefenabhängigen Verteilung der Eindringwiderstände

von

Schrey, Heinz Peter +)

**Grundlagen**

Felduntersuchungen zielen auf typische oder abweichende Bodeneigenschaften. Zur Erfassung relevanter Unterschiede eignet sich die Messung der Eindringwiderstände (EW) als zeit- und kostengünstige Prospektionsmethode.

Als physikalische Summengröße hängt der EW von der Körnung, Lagerungsdichte, Feuchte, Scherfestigkeit, Gehalt an org. C u. a. Faktoren ab. Demnach erscheint jede Änderung dieser Faktoren als abweichender EW der untersuchten Fläche, ohne jedoch als faktor-spezifisch identifiziert werden zu können (zit. LITERATUR).

Für die Abgrenzung bodenphysikalisch repräsentativer Abschnitte innerhalb einer Gesamtfläche stellt die EW-Messung aufgrund ihrer breiten Empfindlichkeit die Methode der Wahl dar.

**Fragestellung**

Das umfangreiche Datenmaterial größerer Felduntersuchungen erfordert eine generalisierende und flächenbezogene Auswertung, die nicht auf der klassischen Statistik oder Geostatistik aufbauen kann, weil EW weder normalverteilt sind, noch isotrop kontinuierlich streuen. Gesucht wird daher eine Darstellungsmethode, die mit geringst möglichem Informationsverlust und beibehaltenem Flächenbezug das Datenmaterial zusammenfaßt.

**Material**

Untersucht wurden zwei zusammenhängende mit Winterweizen und Roggen bestellte Ackerflächen auf einer Löß-Parabraunerde südlich von Hannover bei feldfeuchtem Boden. Die Meßfläche umfaßte 1 ha (als 100 x 100 m) der Ackerflächen, dabei lagen 70 % auf dem Winterweizen-, 30 % auf dem Roggenschlag.

Die Messungen erfolgten innerhalb von 2 auf der Fläche festgelegten Rastern:

- eine 20 x 100 m Fläche mit 105 Messungen in 5 x 5 m Abstand.
- eine 100 x 100 m Fläche mit 121 Punkten in 10 x 10 m Abstand.

**Meßmethode**

Gearbeitet wurde mit einem Handpenetrometer der Firma Eijkelkamp. Gemessen wurden die maximalen EW je Dezimeterschicht bis in 1 m Tiefe, also 10 Messungen je Meßpunkt. Der Meßbereich umfaßt 100 Einheiten, die in 10 Klassen mit je 10 Werten aufgeteilt wurden. Da EW-Messungen grundsätzlich nur zu Vergleichsuntersuchungen herangezogen werden sollen, werden die Meßeinheiten nicht in physikalische Einheiten umgerechnet. Dies entspricht auch dem Umstand, daß der Einfluß der oben aufgezählten Faktoren nur für

+) < Institut für Bodenkunde, Herrenhäuserstr. 2, 3000 Hannover-21 >  
Geologisches Landesamt, De-Greiffstr. 195, 4150 Krefeld

standardisierte Bedingungen quantifizierbar ist.

#### Darstellungsmethoden

Das vorliegende Datenmaterial ist dreidimensional strukturiert, insofern an jedem Punkt in den beiden horizontalen Rasterflächen 10 tiefenabhängige Messungen durchgeführt wurden. Daraus läßt sich für jede Tiefenschicht, hier also für alle 10 Dezimeterschichten ein Schraffurdiagramm der klassifizierten Meßwerte erstellen. Die Fülle der raumbezogenen und gleichwertigen Daten je Schicht erschwert bei dieser gängigen Darstellungsmethode eine flächencharakterisierende Bewertung.

Statt der bisherigen Darstellung sämtlicher Einzeldaten wird eine getrennte Erfassung des quantitativen und des qualitativen Aspektes der Meßwertverteilung über Fläche und Tiefe angestrebt.

Als quantitativer Parameter wird der Summenwert der EW aller Tiefen je Meßpunkt genommen. Er ermöglicht eine Differenzierung der Fläche in Bereiche mit mehr oder weniger großer Bodenfestigkeit, ohne die Tiefenfunktion zu berücksichtigen. Von einer ersatzweisen Mittelwertbildung über alle Tiefen je Meßpunkt, mit der Möglichkeit, bei gleicher Klasseneinteilung ähnliche Schraffurdiagramme wie für die Einzelwerte zu erstellen, wird abgesehen, weil EW sich der Beschreibung durch parameterabhängige statistische Methoden entziehen. Außerdem ist das Spektrum der Summenwerte breiter und damit differenzierungsfreundlicher als das Spektrum der Mittelwerte.

Als qualitativer Parameter wird die Form der EW-Tiefenfunktion je Meßpunkt verwendet. Dazu wurde - aufbauend auf der Klassenbreite von 10 EW-Einheiten - die Veränderung der EW von einer Tiefe zur nächsten auf die Überschreitung der 10 EW-Einheiten-Grenze hin untersucht. Die dreistufige Bewertung:

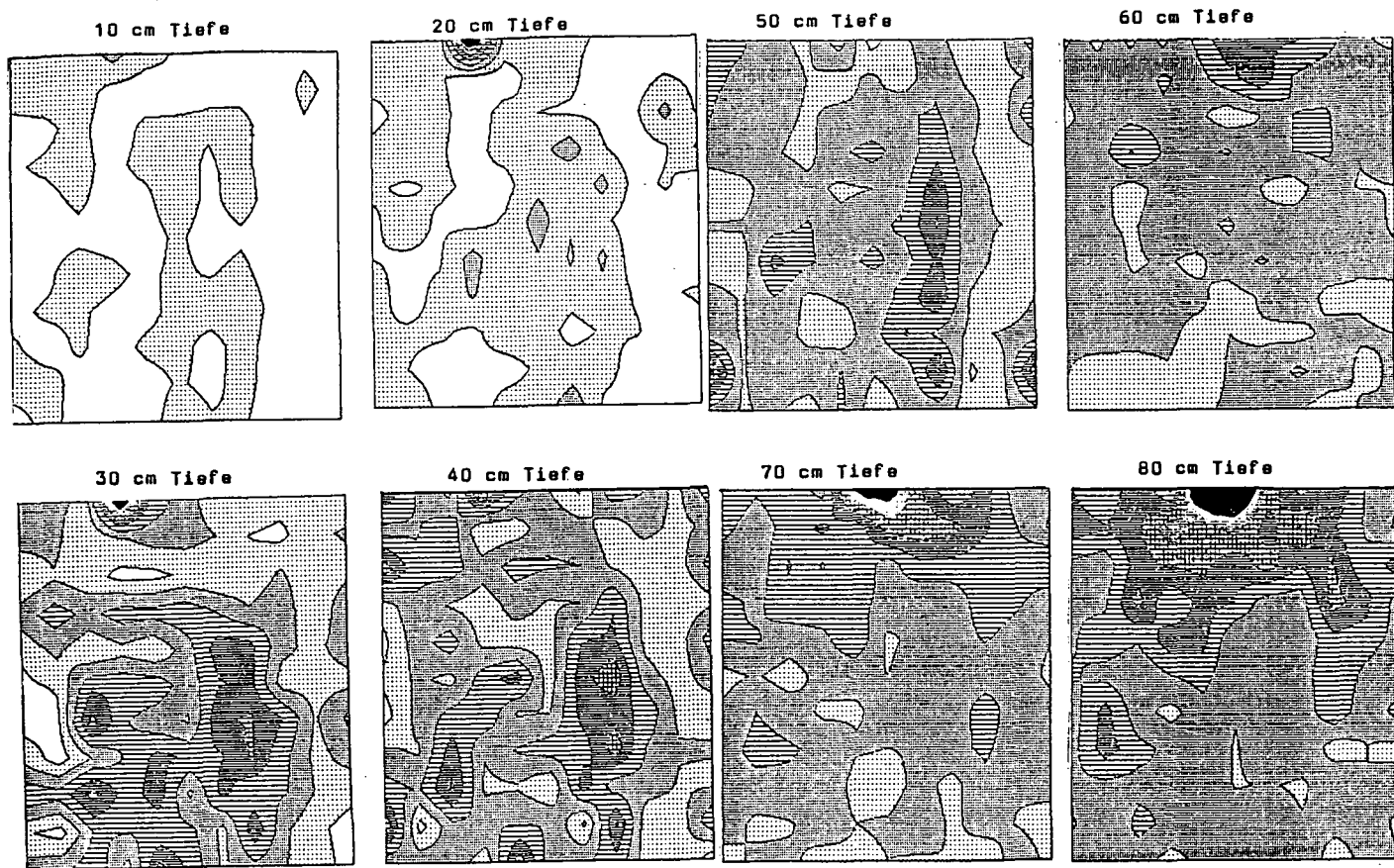
'+' : nach unten um mindestens 10 Einheiten größer

'o' : nach unten innerhalb der 10 Einheitengrenze unverändert

'-' : nach unten um mindestens 10 Einheiten kleiner

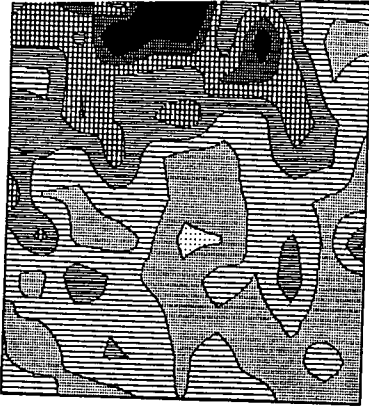
führt bei 10 Tiefenschichten, also 9 Intervallen, zu  $3^9 = 19683$  Kombinationen der Bewertungssignaturen, mithin zu fast 20 000 Tiefenfunktionsstypen. Diese Anzahl ist für eine auswertbare Zusammenfassung der Daten zu groß. Deshalb wurden jeweils zwei Schichten zusammengefaßt (1.+2., 3.+4., 5.+6. 7.+8. 9.+10.) und die gleiche Beschreibung der von 10 auf 5 "Mittelwerte" reduzierten Meßwerte vorgenommen. Nun sind noch  $3^4 = 81$  Tiefenfunktionsstypen denkbar. Vergleiche der aus 2 Dezimeterschichten quasi als "Mittelwerte" gewonnenen EW-Verteilungen über die Fläche mit den Verteilungen der Einzelwerte zeigten für weniger als 10 % der Fläche Abweichungen von mehr als 1 EW-(Schraffur)-Klasse. Unter dieser Voraussetzung gilt die folgende Auswertung zu typisierten Tiefenfunktionen als statthaft.

Die Tiefenfunktionen werden je Meßpunkt erstellt und - wie die Summenwerte - flächenbezogen notiert. Weil sie im Gegensatz zu den Summenwerten nicht interpolierbar sind, kommt es hier zu Nachbarschaften verschiedenster Funktionstypen, -schraffuren !



**Abb. 1:** Schraffurdiagramme der EW-Verteilungen in den 10 Dezimeterschichten des 10 x 10 m Rastere

90 cm Tiefe



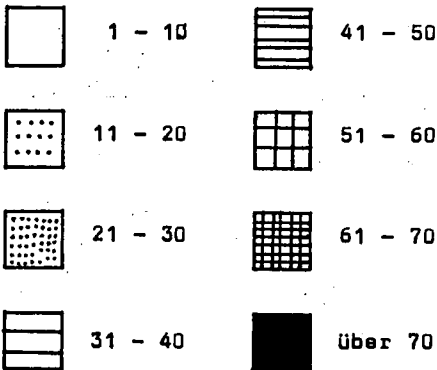
100 cm Tiefe

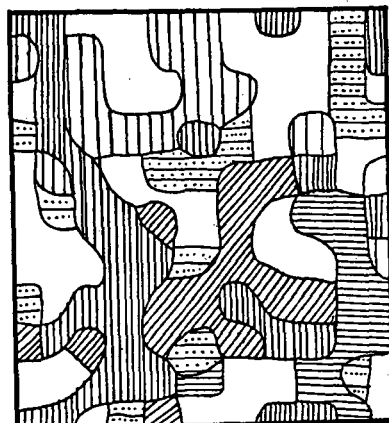


**Abb. 1:** (Fortsetzung) Schraffurdiagramme der EW-Verteilungen in den 10 Dezimeterschichten des 10 x 10 m Rasters

Legende der Schraffuren

Dargestellt werden EW-Meßwert-Klassen,  
keine physikalischen Einheiten !

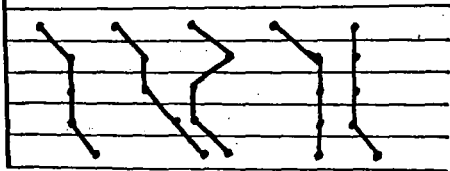




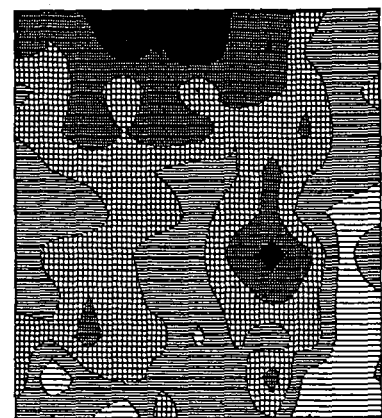
5 EW - Tiefenfunktionen



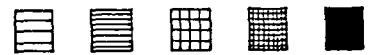
Tiefe in cm



10 - 20  
30 - 40  
50 - 60  
70 - 80  
90 - 100



EW - Summenwert - Klassen



151	201	251	301	größer
-	-	-	-	als
200	250	300	350	350

Abb. 2: Schraffurdiagramme der EW - Tiefenfunktionen (links)

und der EW - Summenwerte (rechts).

Die Legenden der EW - Tiefenfunktionen skizziert für 5 typische Beispiele die Veränderung des EW über die Tiefe (in Doppel-Dezimeter-Schritten).

### Ergebnisse

Um die Reduktion des Datenmaterials zu veranschaulichen werden für das 10 x 10 m Raster die 10 Dezimetertiefenschichten als Schraffurdiagramme in Abb. 1 (stark verkleinert) den auswertenden Darstellungen der Summenwerte und der Tiefenfunktionsstypen (aus graphischen Gründen 5 häufige Typen) in Abb. 2 gegenübergestellt. Man erkennt, daß gleiche Summenwertklassen durch verschiedene Tiefenfunktionen bedingt sein können bzw. daß unterschiedliche Tiefenverläufe der EW zu gleichen Gesamtwideständen führen können. Mithin ermöglicht die Zusammenschau dieser qualitativ-quantitativen Darstellungen Rückschlüsse auf Intensität und Art der Bodenfestigkeit in der untersuchten Fläche.

### Aussagequalitäten

Summenwerte und EW-Tiefenfunktionen verallgemeinern gleichermaßen punktuelle Informationen auf jeweils zugeordnete Flächen. Während Summenwerte in erster Näherung interpolierbar sind, gibt es zwischen den (hier 91) Typen der EW-Tiefenfunktionen nur diskrete Verwandtschaftsverhältnisse.

Summenwerte ermöglichen durch den Vergleich der Gesamtfestigkeit des Bodenpakets die Abgrenzung einzelner Flächenabschnitte gegeneinander. Für Meßpunkte mit Meßbereichsüberschreitung stellen sie Mindestwerte dar, die nicht nach oben korrigiert werden können. Summenwerte eignen sich zur Abschätzung eines Lockerungserfolges oder des Kraftaufwandes für Bearbeitungen.

EW-Tiefenfunktionen ermöglichen die Differenzierung innerhalb der Summenwertklassen und die Bewertung unterschiedlicher Summenwertklassen. Nur sie trennen:

- Krumenverdichtungen
- Bearbeitungssohlen
- dichte Untergründe.

Sie sind daher zum Nachweis vertikaler (In-) Homogenitäten unbedingt erforderlich.

### Literatur

- HARTGE, K.H. 1983 Gefügeänderungen im Verlaufe von 5 Jahren  
und H.P. SCHREY nach einem Tiefumbruch.  
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 38, 753-758.
- HARTGE, K.H., 1985 Penetrometer measurements for screening soil  
H. Bohne, physikal variability.  
H.P. SCHREY Soil & Till. Res., 5, 343-350.  
und M. EXTRA
- SCHREY, H.P. 1985 Die Veränderung des Gefüges in tiefgepflügten  
und U. BERGFELD Waldböden in den ersten fünf Jahren.  
Forst- und Holzwirt, 40, 327-331.



Die modellmäßige Beschreibung des Wärmetransports in porösen Medien unter Freilandbedingungen

Stabernack, C., B. Huwe und R.R. van der Ploeg<sup>\*)</sup>

In nahezu allen Bereichen der Bodenphysik spielt die Bodentemperatur eine Rolle. Sie beeinflusst eine Vielzahl chemischer, biochemischer und biologischer, bzw. mikrobiologischer Prozesse. Der Wärmehaushalt spielt insbesondere bei Stickstoff-Mineralisationsprozessen eine große Rolle.

Das Ziel dieser Arbeit war es, das Verfahren der Parameteridentifikation nach de Vries für die Wärmetransportparameter zu überprüfen. Weiter sollten zwei Modelle miteinander verglichen werden und die Brauchbarkeit verschiedener oberer Randbedingungen für die Simulation untersucht werden. Zuletzt sollten verschiedene Standorte anhand mehrerer Tages- bzw. Jahresgänge des Temperaturverlaufs charakterisiert werden.

Für den ersten Teil der Arbeit wurden genauere Untersuchungen auf der Versuchsfläche "Goldener Acker" in Stuttgart Hohenheim durchgeführt, da hier eine Vielzahl von Boden- und Wetterdaten zur Verfügung stand.

Für den räumlichen Vergleich wurden außer der Versuchsfläche "Goldener Acker" (Parabraunerde-Pseudogley aus LÖB) die Versuchsfläche "Kirrlay IV" auf dem Ihinger Hof bei Magstadt (pseudovergleyte Parabraunerde), die Versuchsfläche "Platzhof" bei Öhringen (Pseudogley) und die Versuchsflächen "Nußbaum" (Braunerde-Gley) und "Spargel" (Sandparabraunerde) bei Bruchsal ausgewählt. An diesen Standorten standen ebenfalls die wichtigsten Boden- und Wetterdaten zur Verfügung. Die Ergebnisse des Standortsvergleichs können hier jedoch nur zum Teil vorgestellt werden.

Der Modellierung des Wärmetransports lag folgende Gleichung zugrunde:

$$\frac{(c_v \cdot T)}{at} = \frac{\theta}{az} \left[ \lambda(\theta) \frac{\partial T}{\partial z} \right] - c_{vw} \frac{\partial(q \cdot T)}{\partial z} + S_2$$

wobei:

$\theta$	volumetrischer Wassergehalt
$z$	Tiefe (cm)
$t$	Zeit (h)
$S_2$	Quellen und Senken
$c_v(\theta)$	volumetrische Wärmekapazität (cal/(cm <sup>3</sup> *°C))
$c_{vw}$	volumetrische Wärmekapazität von Wasser (cal/(cm <sup>3</sup> *°C))
$T$	Temperatur (°C)
$\lambda(\theta)$	Wärmeleitfähigkeit (cal/(cm*h*°C))
$q$	Wasserfluß (cm/d)

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Fachbereich Bodenphysik, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70 (Hohenheim)

Die Wärmetransportparameter, also die Wärmeleitfähigkeit . und die Wärmekapazität  $c_v$ , sind beide Parameter des Wassergehalts. Sie wurden nach dem  $v$  Modell von de Vries bestimmt. De Vries nimmt dabei an, der Boden bestehe aus einem einbettenden Medium (außer bei Trockenheit ist das Wasser), in dem sich Bodenkörner und Lufttaschen befinden. Zur Berechnung der Wärmetransportparameter verwendet er folgende Gleichungen:

Wärmekapazität

$$c_v = x_s \cdot c_{v_s} + x_w \cdot c_{v_w} + x_a \cdot c_{v_a} + x_o \cdot c_{v_o}$$

Wärmeleitfähigkeit

$$\lambda = \frac{\sum_i K_i \cdot x_i \cdot \lambda_i}{\sum_i K_i \cdot x_i}$$

dabei gilt:

$$K_i = \frac{1}{3} \left[ \frac{1}{1 + \left(\frac{\lambda_i}{\lambda_0} - 1\right) \cdot g_a} + \frac{1}{1 + \left(\frac{\lambda_i}{\lambda_0} - 1\right) \cdot g_b} + \frac{1}{1 + \left(\frac{\lambda_i}{\lambda_0} - 1\right) \cdot g_c} \right]$$

$$g_a = g_b = n \cdot g_c$$

$$g_a + g_b + g_c = 1$$

wobei:

$x_i$  volumetrischer Gehalt der jeweiligen Bodenkomponente (Indizes: s = Bodensubstanz, w = Wasser, a = Luft, o = organische Substanz)

$c_{vi}$  volumetrische Wärmekapazität der jeweiligen Bodenkomponente (Indizes siehe oben) ( $\text{cal}/(\text{cm}^3 \cdot ^\circ\text{C})$ )

$K_i$  Temperaturgradient der Komponente i zum einbettenden Medium

$\lambda_0$  Wärmeleitfähigkeit des einbettenden Mediums ( $\text{cal}/(\text{cm} \cdot \text{h} \cdot ^\circ\text{C})$ )

$g_a, g_b, g_c$  Formfaktoren der Bodenteilchen in Richtung a, b oder c ganzzahliges Vielfaches

Zur Bestimmung der volumetrischen Wärmekapazität genügt es, die Festschubstanz lediglich in die organische und in die mineralische Bodenkomponente zu trennen. Bei der Bestimmung der Wärmeleitfähigkeit spielt auch der Quarzgehalt eine wichtige Rolle.

Für alle Standorte wurden im Labor der Gehalt an organischer Substanz mit Hilfe der nassen Veraschung und der Quarzgehalt durch Röntgenbeugungsanalyse bestimmt.

Die Wärmetransportgleichung wurde mit einem expliziten Finite-Differenzen Verfahren näherungsweise gelöst.

Dabei gehen als Eingabeparameter der volumetrische Wassergehalt, der Wasserfluß, die volumetrische Wärmekapazität und die Wärmeleitfähigkeit ein. Als Rand- bzw. Anfangsbedingungen werden benötigt:

- ein Temperaturprofil zu Beginn der Simulation,
- ein unterer Grenzwert; hier wurde die Temperatur einer Tiefe eingesetzt, die über den Simulationszeitraum konstant war,
- ein oberer Randwert; hier wurden 3 verschiedene Varianten untersucht: a) Bodentemperaturen in 2 cm Tiefe fortlaufend gemessen, b) fortlaufend gemessene Lufttemperaturen in 2 m Höhe und c) Lufttemperaturen in 2 m Höhe, die mit einer Sinusfunktion mit Hilfe von Durchschnittstemperaturen und der Amplitude der Temperaturschwankungen berechnet wurden.

Nachdem verschiedene Berechnungen gezeigt haben, daß die Konvektion unter südwestdeutschen Bedingungen eine geringe Rolle spielt, wurde der Konvektionsterm bei den weiteren Berechnungen vernachlässigt.

Das von Soer (1977) entwickelte Tergra-Modell verwendet eine Vielzahl von meteorologischen Eingabedaten - u.a auch die Nettostrahlung. Es berechnet Pflanzenwiderstände für den Wasser- und Wärmetransport um dann den Bodenwassergehalt, die aktuelle Evapotranspiration, die Temperatur im Pflanzenbestand und im Boden zu berechnen. Einige der Ergebnisse der Berechnungen werden in Abbildung 1 bis 5 dargestellt. Der Vergleich verschiedener Berechnungsmethoden wurde in Abbildung 1 - 3 nur in 5 cm Tiefe dargestellt, da in größerer Tiefe die Übereinstimmung mit den gemessenen Werten noch besser wurde.

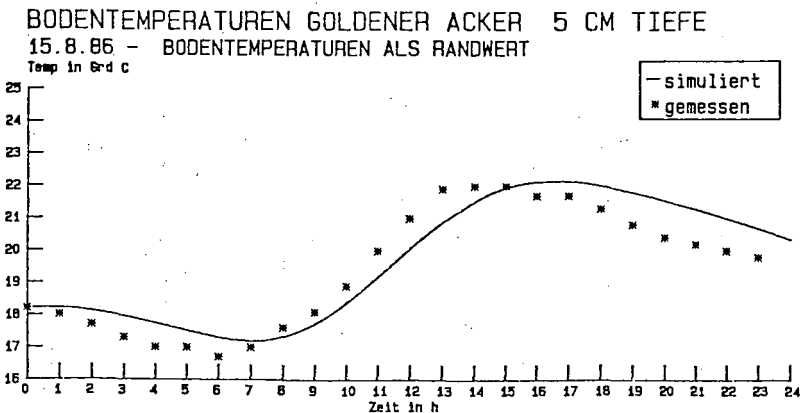


Abb. 1: Bodentemperaturen "Goldener Acker" - 15.08.86, 5 cm Tiefe; Bodentemp. in 2cm Tiefe als Randbedingung

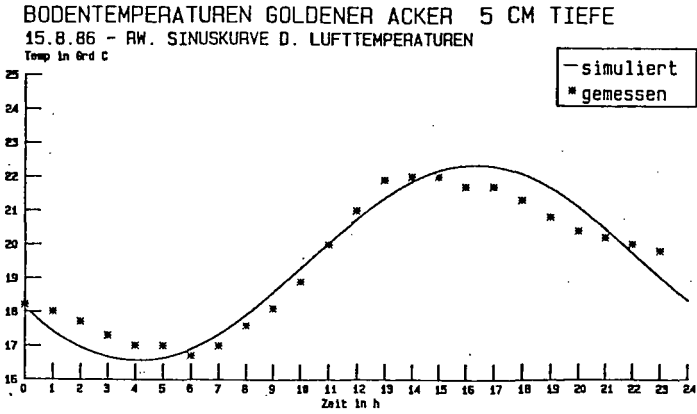


Abb. 2: Bodentemperaturen "Goldener Acker" - 15.08.86, 5 cm Tiefe; berechnete Lufttemperaturen als Randbedingung

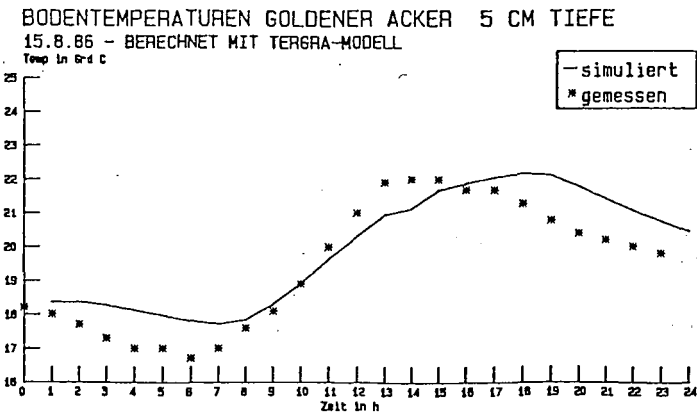


Abb. 3: Bodentemperaturen "Goldener Acker" - 15.08.86, 5 cm Tiefe; berechnet mit dem Tergra-Modell

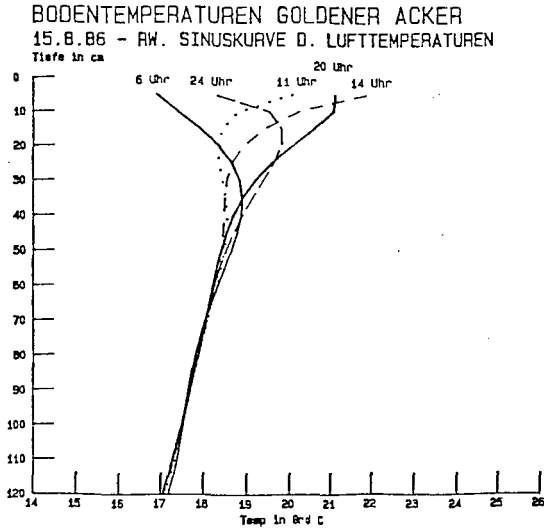


Abb. 4: Tagesgang der Bodentemperaturen "Goldener Acker" - 15.08.86

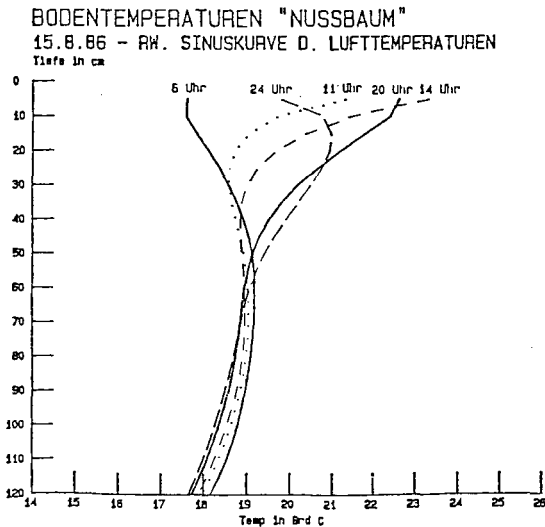


Abb. 5: Tagesgang der Bodentemperaturen Versuchsfläche "Nußbaum" - 15.08.86

Die Bestimmung der Wärmetransportparameter nach de Vries ergab recht gute Ergebnisse, die jedoch im Oberboden korrigiert werden mußten, da durch Oberbodenaggregationen und besonders starke Austrocknung die reale Wärmeleitfähigkeit niedriger ist, als sie mit diesem Verfahren bestimmt wird.

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß das explizite Finite-Differenzen-Verfahren zur Lösung der Wärmetransportgleichung sogar mit berechneten Lufttemperaturen gute Ergebnisse liefert. Berechnungen mit im Oberboden gemessenen Temperaturen als Randbedingungen können zwar extremen Temperaturverläufen besser gerecht werden, doch die Verwendung fortlaufend gemessener Lufttemperaturen bringt nur noch geringe Verbesserungen. Das Tergra-Modell ergab bei der Berechnung der Bodentemperaturen keine Verbesserung der Ergebnisse, obwohl eine Vielzahl von Eingabeparametern berücksichtigt wurden. Der Vorteil des Tergra-Modells liegt jedoch darin, daß neben den Bodentemperaturen eine Reihe von Verdunstungs- und Strahlungsgrößen berechnet werden.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden der Quarzgehalt und der Tensionsverlauf zwar genau bestimmt. Wird jedoch keine so große Genauigkeit der Ergebnisse benötigt, so kann der Wassergehalt auch anhand für die Witterung und für den Boden typischer Tensionsverläufe geschätzt werden. Ob auch der Quarzgehalt geschätzt werden kann oder durch Eichung anhand gemessener Bodentemperaturen bestimmt werden kann, muß Gegenstand weiterer Untersuchungen sein.

#### Literatur:

- Campbell, G.C.: Soil temperature and heat flow, in: Soil Physics with basic - transport models for soil-plant systems, Amsterdam 1985, S.26-39
- Soer, G.J.R.: Estimation of regional evapotranspiration and soil moisture conditions using remotely sensed crop surface temperatures, NIWARS publ. 45, Delft 1977 a, 30 S.
- Soer, G.J.R.: The tergra model - a mathematical model for the simulation of the daily behaviour of crop surface temperature and actual evapotranspiration, Inst. voor Cultuurtech. en Waterhuish., Wageningen 1977 b, 44 S.
- Vries, D.A. de: Thermal properties of soils, in: Physics of plant environment, Amsterdam 1963, S. 17-61
- Vries, D.A. de: Heat transfer in soils, in: Heat and mass transfer in the biosphere, Part 1, Washington D.C. 1975, S.5-28

### Die Nährstofffreisetzung aus natürlichen Aggregaten

von

Taubner, H. und R. Horn \*)

Der Transport von Stoffen im Boden erfolgt durch zwei Prozesse: Massenfluß und Diffusion. Die Diffusion ist in zweierlei Hinsicht von besonderer Bedeutung: Zum einen für die Versorgung der Pflanze mit adsorbierten, wenig gelösten Nährstoffen wie Kalium und Phosphat, zum anderen für den Austausch von Stoffen zwischen dem Inneraggregat- und dem Zwischenaggregatporensystem. Diese Differenzierung des Porensystems führt zur Modifizierung des Elementtransportes in einem strukturierten Boden gegenüber homogenem Material.

Um in einem ersten Ansatz den Austausch zwischen den Porensystemen abschätzen zu können, wurde die Nährstofffreisetzung durch Diffusion aus einzelnen, natürlichen Aggregaten in eine Extraktionslösung am Beispiel von Kalium gemessen. Im Mittelpunkt stand die Frage, ob und wie sich die Aggregatgröße auf die Kaliumfreisetzung auswirkt. Zum Vergleich wurde homogenisiertes Material auf gleiche Weise behandelt.

#### Material

Das Probenmaterial stammt aus dem P-Horizont eines Pelosol-Gleys aus Amaltheenton bei Bayreuth (Bodenart: T1; pol).

Am Standort wurden elf PVC-Zylinder von 12cm Höhe und 12cm Durchmesser mit ungestörtem Boden entnommen und im Labor beim aktuellen Feuchtezustand aufgetrennt. Der durch das Einschlagen gestörte Randbereich wurde vom Innenbereich abgetrennt. Letzterer wurde vorsichtig von Hand zerteilt, um die kleinsten einzelnen Aggregate zu erhalten. Diese wurden mit einem Siebsatz in vier Größenklassen unterteilt.

---

\*) Universität Bayreuth, Lehrstuhl für Bodenkunde/ Abt. Bodenphysik,  
Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Tabelle 1 zeigt die auf das Feuchtgewicht bezogene Größenklassenverteilung.

**Tabelle 1.** Aggregatgrößenklassenverteilung

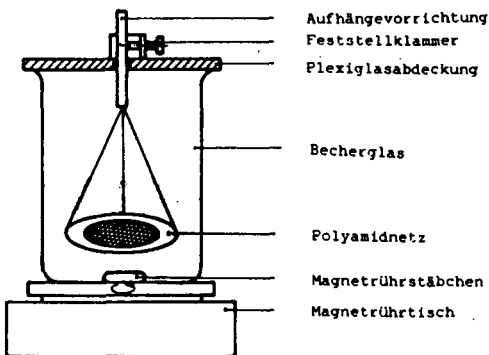
Aggregate >8mm	46 ± 12 %
5-8mm	31 ± 8 %
2-5mm	16 ± 4 %
<2mm	6 ± 2 %

Die Aggregate wurden bis zur chemischen Weiterbearbeitung bei dem aktuellen Wassergehalt aufbewahrt. Das gestörte Material wurde hingegen luftgetrocknet und auf < 2mm gesiebt.

### Methode

Einzelne Aggregate jeder Größenfraktion wurden zwei Tage lang mit Aqua dest. aufgesättigt und anschließend bei Raumtemperatur auf einem Polyamidnetz in ein Becherglas mit Extraktionslösung getaucht. Der Magnetrührer sorgt für eine gleichmäßige Konzentrationsverteilung in der Lösung. Die Lösung wurde zu verschiedenen Zeitpunkten gewonnen und ihr Kaliumgehalt wurde mit einem Atomabsorptionsspektrophotometer bestimmt. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 1 skizziert.

**Abbildung 1.** Versuchsaufbau zur Extraktionsgewinnung



Die Extraktion wurde auf drei Arten durchgeführt:

Bei Variante 1 ("CAL step") dient CAL (Calciumacetat-Calciumlactat) als Lösungsmittel. Dieses wirkt auf die pflanzen-



verfügbaren Anteile der Elemente, die vorwiegend durch Diffusion bewegt werden (Phosphat, Kalium). Die Lösung wurde nach sich verdoppelnden Zeitabständen, beginnend mit 30 min bis zu 128 h, erneuert.

Bei Variante 2 ("CAL kont.") wurde die Ausgangslösung CAL nicht ausgewechselt, sondern zu analogen Zeitpunkten wurde jeweils 1ml der Lösung entnommen.

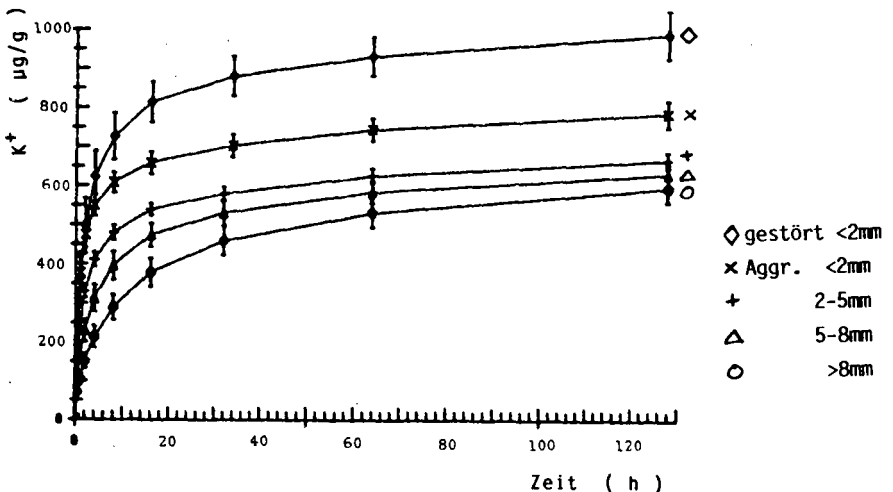
Bei Variante 3 (" $\text{NH}_4$ -Ac.") dient 1m Ammoniumacetat als Lösungsmittel. Dieses wird verwendet, um den adsorbierten Kaliumanteil zu ermitteln. Hier wurde analog zu Variante 1 die Lösung ausgetauscht.

### Ergebnisse und Diskussion

In den Abbildungen 2, 3 und 4 ist die summarische Kaliumfreisetzung als Funktion der Zeit aufgetragen. Die Symbole kennzeichnen gemessene Mittelwerte mit der Standardabweichung als Fehlerbalken.

Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Variante 1 für Einzelaggregate und homogenisiertes Material, wobei die Kaliummengen in Bezug zur Einwaage als  $\mu\text{g/g}$  eingetragen sind.

**Abbildung 2.** Summarische Kaliumfreisetzung aus Aggregaten in Bezug zur Einwaage: Variante 1 "CAL step"



Man erkennt deutlich den zweiteiligen Kurvenverlauf mit schnellerer Freisetzung zu Beginn, die in einen langsameren Prozeß übergeht. In direkter Abstufung nehmen die Kaliumwerte zu jedem Zeitpunkt von >8mm Aggregaten über <2mm Aggregaten zum gestörten Material hin zu. Bis 20h liegen deutliche Unterschiede vor, nach 64h zeigen die drei größten Fraktionen keine signifikant unterschiedlichen Werte mehr.

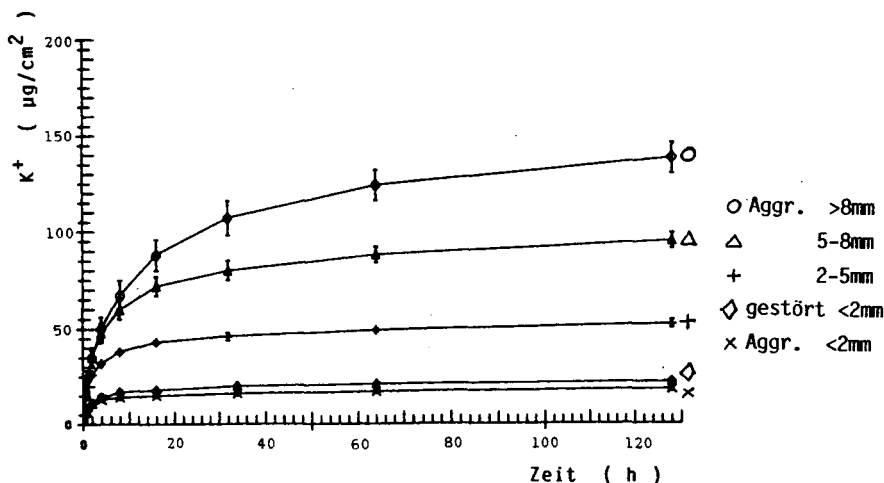
Das heißt: Das homogenisierte Material liefert Höchstwerte. Je größer die Aggregate werden, umso weniger Kalium wird pro Masseneinheit freigesetzt.

Daraus folgt: 1. Die Höchstwerte des gesiebten Bodens zeigen, daß durch Zerstörung der Struktur Nährstoffe freisetzbar werden, die sonst im Inneren der Aggregate schwerer erreichbar sind. 2. Wenn man berücksichtigt, daß bei dieser Extraktion die beiden Prozesse: 1. Transport durch Diffusion und 2. Nachlieferung des wegtransportierten Kaliums durch Austauschreaktionen wirken, dann liegt bei Annahme gleichen Austauschverhaltens jeder Fraktion die Ursache der Unterschiede in den physikalischen Eigenschaften. Je größer die Aggregate sind, umso weiter muß der Konzentrationsgradient weitergegeben werden, um das Innere zu erreichen, d.h. umso länger sind die Fließwege aus dem Aggregatinneren in die Lösung. Je kleiner hingegen die Aggregate sind, umso größer ist die Anzahl kleiner Aggregate im Vergleich mit großen Aggregaten bei gleicher Einwaage. Dies bedeutet, daß kleine Aggregate geringere Fließwege und mehr austauschende Oberflächen in Kontakt mit der Lösung aufweisen.

Bezieht man die freigesetzten Kaliummengen auf die äußere Oberfläche, die modellhaft für Kugel-Aggregate berechnet wurde, stellen sich die Ergebnisse wie in Abbildung 3 dar.

Der zweiteilige Kurvenverlauf bleibt erhalten (rascher Anstieg, Abflachung). Der Übergang zwischen den beiden Abschnitten erfolgt bei den kleinen Aggregaten zeitlich früher und schärfer ausgebildet als bei großen. Hier allerdings weisen die größten Aggregate die höchsten K-Gehalte auf, die, mit Ausnahme der 5-8 und <8mm Aggregate, dem Maximalwert entsprechen.

Abbildung 3. Summarische Kaliumfreisetzung in Bezug zur Oberfläche: Variante 1 "CAL step"

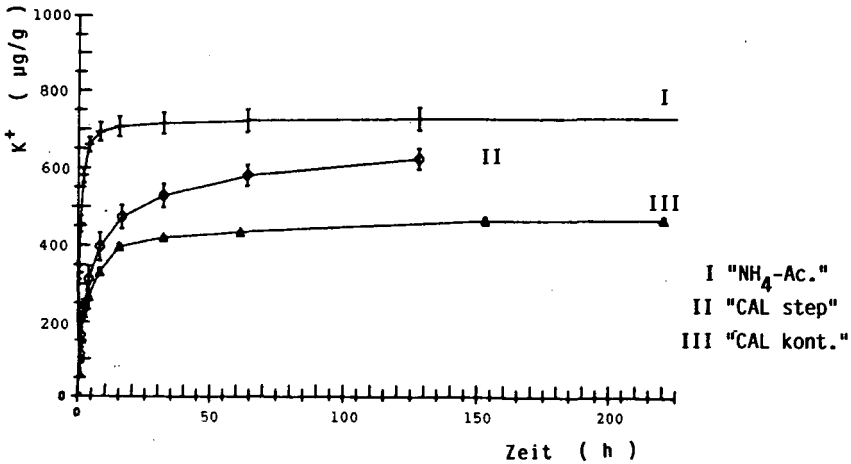


Daraus folgt, daß, je kleiner die Aggregate sind, umso eher der Hauptanteil des Vorrates abgegeben wird, wobei größere Aggregate größere Vorräte haben. Hinter einer Flächeneinheit verbirgt sich bei großen Aggregaten mehr Volumen und damit ein höherer Vorrat als bei kleinen.

Die Quantität der dargestellten Unterschiede ist abhängig vom Zeitpunkt des Lösungsaustausches und vom Extraktionsmittel selbst, wie Abbildung 4 exemplarisch für Aggregate 5-8mm zeigt. Dort sind die Freisetzungen der beschriebenen drei Varianten nebeneinander gestellt.

Die Unterschiede zwischen I und II werden durch die Eigenschaften der beiden Lösungen gesteuert. Für Unterschiede zwischen II und III ist die Konzentrationsgradientengestaltung die Ursache. In  $\text{NH}_4$ -Ac., das stärker konzentriert ist als CAL, erfolgt die Freisetzung des Hauptanteils am schnellsten. Die Extraktion strebt einem Endwert zu, dieser entspricht der höchsten Gesamtmenge zum letzten Meßzeitpunkt. Mit "CAL step" dauert die Freisetzung der gleichen Kaliummenge länger. Zum Extraktionsende ist keine Annäherung an einen Endwert erkennbar. Mit "CAL kont." gelangt die Freisetzung an einen Endwert, der aber unter den Endsummenwerten der beiden anderen Varianten liegt.

Abbildung 4. Summarische Kaliumfreisetzung aus Aggregaten 5-8mm durch drei Extraktionsvarianten



#### Zusammenfassung

1. Die Kaliumfreisetzung in eine Extraktionslösung aus natürlichen, isolierten Aggregaten verschiedener Größenklassen wurde gemessen.
2. Aggregate unterschiedlicher Größe zeigen unterschiedliches Freisetungsverhalten.
3. Bei gleicher Einwaage sind die freigesetzten Mengen umso größer, je kleiner die Aggregate sind (Fließwege, Oberflächen).
4. Bei gleicher Oberfläche setzen große Aggregate höhere Kaliummengen frei (mehr Volumen - mehr Vorrat).
5. Die Ergebnisse sind abhängig von der Wirkungsweise des Extraktionsmittels und von der Extraktionsdauer pro Lösungsgewinnung.

#### Literatur

Taubner, H. (1987): Untersuchungen zur Nährstofffreisetzung durch Diffusion aus einzelnen, natürlichen Bodenaggregaten. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Bodenkunde/Abt. Bodenphysik, Universität Bayreuth.

Die Verlagerung physikalisch wechselwirkender Ionen in Böden  
- Modellentwicklung und -kalibrierung -

von

Utermann, J. u.-J. Richter +)

Für den Fall der eindimensionalen und vertikalen Verlagerung wird ein einfacher deterministischer Modellansatz vorgestellt, der das Verlagerungsverhalten physikalisch wechselwirkender Kationen unterschiedlicher Austauschselektivität und Valenz darstellt. Berücksichtigt werden die in Ackerböden quantitativ bedeutsamen Kationen  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$ . Das Hauptaugenmerk liegt auf der  $K^+ - (Ca^{2+} + Mg^{2+})$ -Wechselwirkung, da dieser Austauschprozeß bislang infolge der nicht linearen Beziehung zwischen der  $K^+$ -Austauschersättigung und der Selektivität wenig behandelt wurde.

Die Verlagerung selbst wird mit der üblichen Konvektions - Dispersions - Gleichung beschrieben. Der homo- und heterovalente Kationenaustausch wird unter der Annahme eines lokal gültigen Gleichgewichtes durch die Gapon - Gleichung dargestellt. Die Aktivitätskoeffizienten werden dabei mithilfe der Debye - Hückel - Gleichung berechnet. Weitere Annahmen sind die zeitlich konstante  $KAR_{eff}$  sowie als Kationen und Anionen verbindendes Glied in der Bodenlösung die Bedingung der räumlich und zeitlich ausgeglichenen Ladungsbilanz. Die als Folge einer  $KCl$  - Düngung in jedem Fall auftretende  $K^+$  - Fixierung wird durch einen einfachen Diffusionsansatz unabhängig von den Wechselwirkungsprozessen an den Oberflächen dargestellt.

Zur Ermittlung der Gaponkoeffizienten werden Austauschisothermen vom Typ der Beckett - Kurven herangezogen. Unter einigen vereinfachenden Annahmen läßt sich der Gaponkoeffizient direkt aus der Steigung der Austauschisotherme ableiten. Dieses Verfahren macht deutlich, daß die Rechnung mit konstanten Koeffizienten nur im linearen Bereich (konstante Steigung) zulässig ist. Sofern das Austauschgleichgewicht  $AR_e$  im Falle der  $K^+ - Ca^{2+}$  - Wechselwirkung im nicht linearen Bereich der Isotherme liegt und durch Düngung oder Entzug durch die Pflanze eine stärkere Veränderung gegenüber der Ausgangssituation erfährt, ist die Verwendung zeitlich variabler Selektivitätskoeffizienten erforderlich.

Das Modell wurde anhand von Verlagerungsversuchen unter quasi - stationären Bedingungen mit ungestörten und gestörten Löß - Monolithen kalibriert. Gemessen wurden in unterschiedlichen Tiefen die Lösungskonzentrationen und bei den gestörten Säulen parallel dazu die Austauscherbelegung der relevanten Ionen nach einer  $KCl$  bzw.  $NaCl$  - Düngung (jeweils  $750 \text{ kg ha}^{-1}$  des betreffenden Kations).

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

Die Wiedergabe der gemessenen Verlagerungsprofile ist in allen Fällen befriedigend. Bei  $K^+$  läßt sich selektivitätsbedingt die Ausprägung von zwei Verlagerungspeaks (Retardationspeak, Anionen - gekoppelter Peak) nach einer KCL - Düngung nachweisen. Ein Vergleich gemessener und simulierter  $K^+$  - Elutionsverläufe verdeutlicht, daß nur unter Verwendung zeitlich variabler Gaponkoeffizienten eine befriedigende Wiedergabe gemessener  $K^+$  - Konzentrationen durch das Modell erzielt werden kann.

Bei einem der beiden vom gleichen Standort stammenden ungestörten Monolithen lassen sich die beobachteten Verlagerungsphänomene nur unter Berücksichtigung eines dualen Porensystems im Oberboden erklären und wiedergeben. Hierbei wurde Chlorid als Tracer - Element herangezogen. Auf die Verlagerung interaktiver Kationen wirkt sich der Fluß im dualen Porensystem in Form einer tieferen Verlagerung des insgesamt sehr wenig mobilen Kaliums sowie einer höheren  $K^+$  - Fixierung aus.

Eine ausführlichere Darstellung der im Rahmen des SFB 179 (Wasser- und Stoffdynamik in Agrar - Ökosystemen, TP A3) durchgeführten Modellentwicklungen und Untersuchungen zur Modellkalibrierung wird in Kürze an anderer Stelle erscheinen.

Der Einfluß von Bodenfeuchte und Vegetationsstruktur  
auf die Verdunstungskomponenten eines Ackerstandorts

von

Ziegler C., B. Huwe und R. R. van der Ploeg<sup>†</sup>)

1. Zielsetzung

Zur Bestimmung der Verdunstungskomponenten eines Ackerstandorts gibt es eine Reihe von Verfahren, die sich in Zielgrößen, Genauigkeit, zeitlichem Auflösungsvermögen, Zahl der erforderlichen Parameter und nicht zuletzt im Hinblick auf personellen und finanziellen Aufwand unterscheiden.

Meßverfahren sind in der Regel aufwendig und teuer. Rechnerische Verfahren sind zwar leichter zu handhaben, liefern jedoch im allgemeinen nicht die gesuchte reale Verdunstung, sondern die entsprechende potentielle Größe. Die Transformation in die reale Verdunstung ist dabei häufig mit einer beträchtlichen Unsicherheit verbunden.

Besondere Beachtung verdienen in diesem Zusammenhang Methoden, die außer Wetterdaten auch Pflanzen- und Bodenfaktoren berücksichtigen. Hierzu zählen das Verfahren nach Rijtema, aber auch Simulationsmodelle, die die reale Verdunstung ausgehend von der potentiellen Evapotranspiration unter Berücksichtigung von Vegetationsstruktur und Bodenfeuchteverteilung errechnen.

Die getrennte Ermittlung der einzelnen Verdunstungskomponenten ist u.a. bei der Simulation des Bodenwasserhaushalts von Bedeutung, da

---

<sup>†</sup>) Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Fachgebiet Bodenphysik, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70 (Hohenheim).

diese an verschiedenen Stellen des Modells in jeweils unterschiedlicher Art und Weise zu verarbeiten sind.

## 2. Datenerhebung im Gelände

Ausgehend von diesen Überlegungen wurde auf dem Versuchsgut "Ithinger Hof" der Universität Hohenheim bei Magstadt ein Meßplatz eingerichtet. Bodentyp ist hier eine pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß. Die Kulturart war 1984 Winterweizen, 1985 Zuckerrüben und 1986 wiederum Winterweizen.

Gemessen wurden außer den erforderlichen Wetterdaten: pF-Kurven, die Wasserleitfähigkeiten bei Sättigung und Tensionen in insgesamt 7 verschiedenen Tiefen, sowie Pflanzendaten wie Bestandeshöhe, Blattflächenindex und die Wurzelverteilung. Zur Messung der Evapotranspiration stand ein wägbarer Lysigraph zur Verfügung. Niederschläge wurden oberhalb der Vegetation und an der Vegetationsbasis gemessen. Der Stengelabfluß des Winterweizens wurde direkt an lebenden Halmen ermittelt. Zur Bestimmung der Evaporation wurden 2 verschiedene Verfahren miteinander verglichen: Bei dem ersten wurden relativ ungestörte Kleinlysimeter verwendet. Bei dem zweiten Verfahren kamen künstlich verfüllte Kunststofföpfe zur Anwendung, bei denen sowohl Sickerung als auch kapillarer Aufstieg unterbunden waren.

## 3. Rechnerische Ansätze

An rechnerischen Ansätzen wurde verwendet:

- das Verfahren nach Rijtema (1965) zur Berechnung der realen Evapotranspiration,
- die Verfahren nach Haude (1955) und Priestley und Taylor (1972) sowie  $E_{wet}$  nach Rijtema (1965) zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration
- ein Ansatz nach Ritchie, modifiziert nach Duynisveld (1984) zur Berechnung der potentiellen Evaporation.



#### 4. Ergebnisse

Beim Stengelabfluß ergab sich der in Abb. 1 dargestellte Zusammenhang zwischen Gesamtniederschlag und Stengelabfluß. Die gefundene Beziehung unterscheidet sich merklich, wenn auch nicht grundsätzlich, von Literaturangaben (z.B. Nasdalack und Hoyningen-Huene, 1978). Außer in der unterschiedlichen Methodik könnten diese Differenzen möglicherweise auch durch eine abweichende Orientierung der Weizenreihen in Relation zur Hauptwindrichtung erklärt werden.

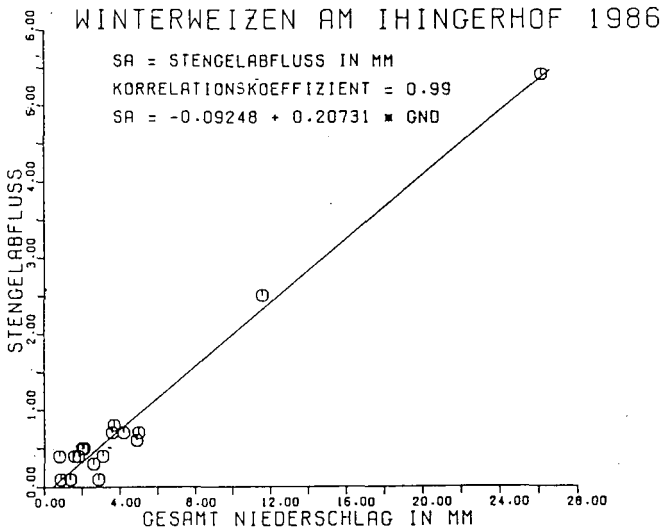


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Gesamtniederschlag und Stengelabfluß.

Auch bei der Interzeptionsverdunstung war ein deutlicher Zusammenhang zum Gesamtniederschlag festzustellen. Etwas bessere Ergebnisse erhielt man jedoch, wenn man das Verhältnis der Interzeptionsverdunstung zum Bedeckungsgrad in Beziehung zum Gesamtniederschlag setzte (Abb. 2). Auch diese Ergebnisse unterscheiden sich merklich von Literaturangaben (Nasdalack und Hoyningen-Huene, 1978). Wiederum könnte wie beim Stengelabfluß neben methodischen Differenzen die Orientierung der Reihen von Bedeutung sein.

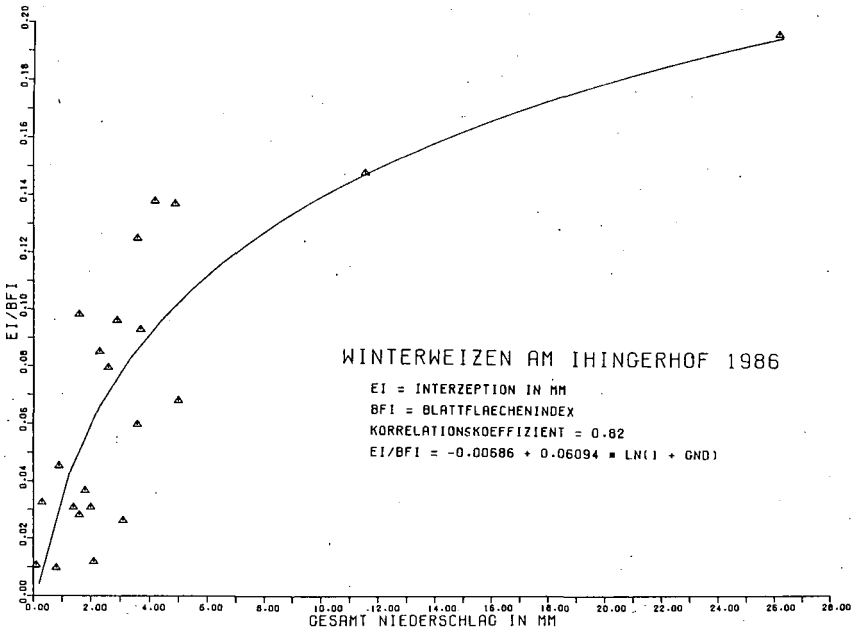


Abb. 2: Beziehung zwischen Interzeptionsverdunstung, Gesamtniederschlag und Bedeckungsgrad.

Die Evaporation zeigte erwartungsgemäß eine deutliche Beziehung zur Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe ( $= \psi(10\text{cm})$ ). Gleichung (1) ergab sich bei Verwendung der Kleinlysimeter ( $EP_{KL}$ ) und Gleichung (2) bei Verwendung der verfüllten Kunststofföpfe ( $EP_E$ ). Die Korrelationskoeffizienten sind mit  $r = -0.77$  und  $r = -0.81$  bei beiden Gleichungen ähnlich hoch:

$$EP_{KL} = [1.06 - 0.169 \cdot \lg(-\psi(10\text{cm}))] \cdot EP_p \quad (1)$$

$$EP_E = [1.22 - 0.236 \cdot \lg(-\psi(10\text{cm}))] \cdot EP_p \quad (2)$$

$$\alpha > 1.0 \rightarrow \alpha = 1.0$$

$$\alpha < 0.0 \rightarrow \alpha = 0.0$$

Erstaunlich ist hier auch, daß die beiden Verfahren recht ähnliche Ergebnisse liefern.

Eine zentrale Frage der Untersuchungen war die nach dem Zusammenhang zwischen dem Verhältnis von aktueller zu potentieller Evapotranspiration und der Bodenfeuchte. Da diese nicht über das gesamte Profil konstant ist, wurde ein gewichteter mittlerer pF-Wert verwendet. Wichtungsfaktoren waren die gemessenen Wurzellängendichten und die hydraulischen Leitfähigkeiten bei dem jeweiligen Wassergehalt. Die gefundenen Beziehungen entsprachen zwar grob den Erwartungen, waren jedoch in den einzelnen Jahren nicht einheitlich. Auch die Streuung der Einzelwerte war z.T. recht hoch. Da bei der Wasseraufnahme durch Pflanzenwurzeln im allgemeinen davon ausgegangen werden kann, daß sowohl im feuchten bzw. nassen Bereich als auch im trockenen Bereich eine Reduktion der Wurzelwasseraufnahme im Vergleich zur potentiell möglichen erfolgt, wurde der Versuch unternommen, aus der potentiell-

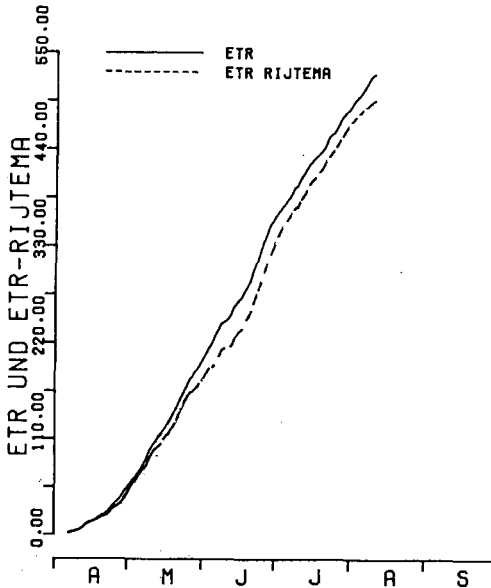


Abb. 3: Vergleich der realen Evapotranspiration nach Rijtema (1965) mit der aus  $E_{wet}$  nach Rijtema (1965) unter Verwendung von Reduktionsfunktionen errechneten (Winterweizen, 1986, kumulativ).

len Evapotranspiration unter Berücksichtigung der gemessenen Wurzel- und Bodenfeuchteverteilung bei Vorgabe einer solchen Reduktionsfunktion die reale Evapotranspiration zu berechnen. Die Resultate waren insgesamt durchaus ermutigend, v.a. wenn man 4-Tagesmittel miteinander vergleicht (Abb. 3). Bei Verwendung von  $E_{wet}$  und dem Ansatz nach Priestley und Taylor (1972) zur Abschätzung der potentiellen Evapotranspiration wurden hierbei deutlich bessere Ergebnisse erzielt als bei Verwendung des Haude-Verfahrens, v.a. wenn man zusätzlich die kumulativen Werte miteinander vergleicht.

## 5. Literatur

- Duynisveld, W.H.M., 1984. Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden - Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackernutzung. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- Haude, W., 1955. Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitteilungen des deutschen Wetterdienstes, Nr. 11, Band 2.
- Priestley, C.H.B. and R.J. Taylor, 1972. On the assessment of surface flux and evaporation using large-scale parameters. Month. Weath. Rev. 100: 81-92.
- Rijtema, P.E., 1965. An analysis of actual evapotranspiration. Agric. Res. Rep. 659: 1-107.
- Nasdalack, S. und J. v. Hoyningen-Huene, 1978. Interception von landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. Beiträge zu Agrarmeteorologie Nr. 60, Braunschweig.

Zur nutzbaren Feldkapazität  
von Sandböden

von

Zingk, M. u. H.-P. Blume \*

Die Feldkapazität kann als die Wassermenge definiert werden, die ein Boden gegen die Schwerkraft zu halten vermag. Unter der Voraussetzung tief liegenden Grundwassers gilt in der anglikanischen Literatur als Faustzahl für die dann herrschende Wasserspannung ein pF-Wert von 2,5 (330 mbar). In der Kartieranleitung (1982) wurde nach Auswertung von Feldmessungen in Norddeutschland (u.a. Renger, 1971) als Faustzahl der Wassergehalt bei pF 1,8 (60 mbar) festgelegt. Wird von der Feldkapazität der Totwasseranteil (konventioneller Grenzwert: pF 4,2) abgezogen, ergibt sich die nutzbare Feldkapazität (nFK); sie liegt folglich im Bereich zwischen pF 2,5 und 4,2 oder zwischen pF 1,8 und 4,2.

Während mehrjähriger Tensionsmessungen in Sandböden Schleswig-Holsteins und West-Berlins traten in humusarmen bis -freien Unterböden vor allem in den Wintermonaten (auch ohne Grundwasser einfluß und selbst nach längeren niederschlagsfreien Perioden) sehr häufig Werte auf, die deutlich unter pF 1,8 lagen. Nur in den humosen Oberböden konnte auch während der verdunstungsarmen Jahreszeiten im Mittel ein pF-Wert von 1,8 festgestellt werden. Andererseits stiegen selbst nach längerer sommerlicher Trockenheit die Wasserspannungen nie bis pF 4,2 an, auch nicht in den stärker durchwurzelten Horizonten.

Zwecks Verbesserung der Faustzahlen zur Schätzung der nutzbaren Feldkapazität von Sandböden wurden mehrjährige Tensionsmessungen von insgesamt 13 Standorten im Segeberger Forst und dem Berliner Grunewald ausgewertet. Es handelte sich um Braunerden und Podsole unter Laubwald, Nadelwald und Acker mit Bodenarten zwischen feinsandigem Mittelsand und kiesigem Grobsand sowie Grundwasserständen von 3 bis tiefer 10 m. Ausgewertet wurden die Tensionen bzw. Wassergehalte der Wintermonate (November bis April) aller Horizonte mit weniger als 1 % Humus und bis 2 m Bodentiefe, insgesamt 53 Horizonte.

---

\*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40,  
2300 Kiel

Der Zeitraum erstreckte sich zusammengenommen über 604 Monate. Bei 2 Ablesungen monatlich konnten also 1200 Einzelmessungen berücksichtigt werden, die sich wiederum aus jeweils 3 Wiederholungen zusammensetzten. Sämtliche Horizonte wiesen Lagerungsdichten zwischen 1,4 und 1,7 g/cm<sup>3</sup> auf.

Die Mittelsande wiesen im Durchschnitt ca.40 mbar (pF 1,6), die Grobsande hingegen ca. 30 mbar (pF 1,5) auf (Tab. 1). Sie liegen damit im unteren Bereich der von Czeratzki (1966) für Feldkapazitäten von Böden angegebenen Spanne.

Tab. 1: Arithmetrische Mittelwerte und Standardabweichungen von Tensionen des Winterhalbjahres, gemessen in humusarmen (< 1 %) Unterböden des Segeberger Forstes und des Berliner Grunewaldes in Abhängigkeit von der Körnung.

Körnung	Hori- zonte	Tensionen Nov.-April	Streuung S	pF-Wert
fsmS-gsmS	n = 39	$\bar{x}$ = 41 mbar	10,3	1,6
msgS-ki gS	n = 14	$\bar{x}$ = 29 mbar	4,0	1,5

Die Ursache für die deutlich unter 60 mbar (pF 1,8) liegenden Werte ist in den gegenüber humushaltigen Sanden geringeren ungesättigten Wasserleitfähigkeiten zu sehen.

Eigenen Untersuchungen zufolge können beispielsweise bei pF 1,8 die Ku-Werte eines feinsandigen Unterbodens um mehr als eine und bei grobsandigen Substraten um mehr als drei Zehnerpotenzen unter den Werten eines humosen Oberbodens (Bodenart msgS) liegen. Während transpirationsstarker Zeiten kam es, im Gegensatz zu ebenfalls untersuchten Lehm- und Tonböden, zudem nicht zu größerer Austrocknung. In den 13 Sandböden konnten selbst in den trockenen Sommern 1981 und 1983 zu keiner Zeit Tensionen beobachtet werden, die einen pF Wert von 3.0 überschritten; vielfach lagen die Meßwerte noch deutlich darunter.

Die Bewegung von Wasser zur Pflanzenwurzel wird folglich durch niedrige ku-Werte ebenfalls verzögert. Da auch der absolute Wassergehalt in Sandböden gering ist, kann es bereits bei noch verhältnismäßig geringen Wasserspannungen zu Wasserstreß für die Pflanzen kommen, was sich negativ auf die Durchwurzelungsintensität auswirkt, so daß ein Ausschöpfen des Wassers bis pF 4,2 zwei-

felhaft erscheint.

Wir meinen daher, daß

1. weniger ein Anstieg der Tensionen die Wasseraneignung durch Pflanzenwurzeln erschwert als vielmehr das Sinken der Ku-  
Werte, was bei Modellen zur Bilanzierung des Wasserhaus-  
haltes verstärkt berücksichtigt werden sollte, und daß
2. die Faustzahlen der nutzbaren Feldkapazität sandiger Böden  
optimiert werden sollten, für Mittelsande auf pF 1,6 und 3,0,  
für Grobsande auf pF 1,5 und 3,0.

Tab. 2 zeigt einen Vergleich von unterschiedlich berechneten nutzbaren Feldkapazitäten sandiger Böden, jeweils für realistische Wurzeltiefen bei Acker- und Forstnutzung. Die nFK wurde einmal aus Körnung, Lagerungsdichte und Humusgehalt gemäß der Kartieranleitung (1982) abgeleitet, außerdem den pF-Kurven der Laboranalysen entnommen, und zwar sowohl für die üblichen als auch für die von uns veränderten Bereiche.

Tab. 2: Durchschnittliche nutzbare Feldkapazitäten (in mm) von 13 Sandböden (podsoliierte Braunerden bis Podsole) für Wurzeltiefen von 6 und 13 dm, berechnet nach unterschiedlichen Quellen und Grenzwerten (Lagerungsdichten der Oberböden 1,0 bis 1,4 g/cm<sup>3</sup>, der Unterböden 1,4 bis 1,7 g/cm<sup>3</sup>).

nFKWe		nFKWe		nFKWe	
pF 1,8 - 4,2		pF 1,8 - 4,2		pF 1,8 - 4,2 (hum.Oberböden)	
nach		nach eigenen		pF 1,6 - 3,0 (fsmS - gsmS)	
Kartieranleitung		Laborwerten		pF 1,5 - 3,0 (msgS- ki gS)	
6 dm	13 dm	6 dm	13 dm	6 dm	13 dm
75	126	82	133	87	153 mm
100	100	109	105	116	121 %

Die im Labor für pF 1,8 - 4,2 ermittelten Werte lagen für 6 und 13 dm effektive Durchwurzelungstiefe um 9 bzw. 5 % über denen der Faustzahlen, die für pF-Spannen zwischen 1,6 bzw. 1,5 und 3,0 um 16 - 21 % höher.

Die nutzbare Feldkapazität der Sandböden sollte daher in den Faustzahlen entsprechend höher angesetzt werden. Lediglich in Perioden mit starken Hysteresiseffekten (Bewässerungsvorgänge) könnte die Verwendung der konventionellen Grenzwerte eine realistische Einschätzung des Wassergehaltes bei FK gestatten.

Wir möchten mit Tab. 3 neue Faustzahlen zur Schätzung von nFK, LK (Luftkapazität), FK und GPV (Gesamtporenvolumen) insbesondere für eine sandreiche Textur mit mittlerer Lagerungsdichte vorschlagen.

Tab. 3 :Vorschlag von Faustzahlen zur Schätzung nutzbarer Feldkapazität, Luftkapazität und Gesamtporenvolumen in Abhängigkeit von der Bodenart in Vol %, bezogen auf eine mittlere Lagerungsdichte (Ld3). Die Angaben in Klammern entsprechen denen der Kartieranleitung (1982).

Bodenart	nFK	LK	FK	GPV
	pF 1,6-3,0 bzw. 1,5-3,0	pF < 1,6 bzw. < 1,5	pF > 1,6 bzw. > 1,5	
ki gS-gsms	6 (6)	28 (29)	10 (9)	38 (38)
mS-fsMS	12 (9)	26 (24)	16 (12)	42 (36)

#### Literatur

- AG Bodenkunde, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart
- Czeratzki, W., 1966: Methoden zur Bestimmung von Bodenkennwerten und Einsatzzeitpunkten für die Beregnung. Wasser und Boden, 18, H.4, 95-98
- Renger, M., 1971: Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 130, 53-67
- Renger, M., O. Strebel, W. Giesel, 1974: Beurteilung bodenkundlicher kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 1. Bericht. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 15, 148-160



K O M M I S S I O N

II



Interrelationships between the soil characteristics and the total available contents of micropollutants (Cr, Ni, Cd, Pb and Hg).

Von  
Bøghdady N.H.\*)

Summary

Survey study was conducted on soil samples covering a wide range of variation in its properties and geological origins to evaluate the interrelationships between the total available elemental contents (Aqua Regia method) of Cr, Ni, Cd, Pb, Hg and soil characteristics.

The average contents of total available Cd, Cr, Hg, Ni and Pb extracted by Aqua Regia of soil studied were 0.22, 35.2, 0.066, 35.4 and 23.9 mg/Kg soil respectively. The higher soil pH, CaCO<sub>3</sub>, C.E.C. and clay content show an increase in total Cr and Ni contents in studied soils. While, the increasing of soil pH and CaCO<sub>3</sub> content gave a decrease in Cd-, Pb-, and Hg-content. On the other hand, the higher content of soil humus gave an increase in the total content of Cd, Pb and Hg.

All elements were closely correlated with soil pH ( $r = 0.58$  Cd,  $0.52$  Cr,  $0.74$  Ni,  $-0.46$  Pb,  $-0.39$  Hg), but only the total Cr and Ni content were significantly correlated with soil CaCO<sub>3</sub> ( $r = 0.32$ ),  $0.67$ , with humus ( $r = -0.33$ ,  $-0.35$ ) and with clay content ( $r = 0.71^{++}$ ,  $0.80^{++}$ ) respectively.

Introduction

In agriculture- in more recent years- The heavy metal and its accumulation in soils have become an object of ever increasing interest. Information on less essential and biologically important trace elements such as cadmium, chromium, nickel and lead are inadequate. Prolonged use of pesticides and sewage sludge has led to accumulation of Cd, Ni, Pb, As and Cu in agriculture soils (PATTERSON, 1971 and FRANK et al. 1976). In many respects, however a knowledge a total potential reserves of the soil content and of the factors affecting it, is of great importance. Several investigators (SWAINE and MITCHELL, 1960 and WELLS 1960) had reported that the trace element contents of mineral soils are primarily dependent on the parent material and minerals from which the soils have originated. Although the total content of heavy metals may have an essential influence on its soluble or plant available fraction, availability may be dominated by other factors such as pH, O.M., texture, clay minerals, redox potential, moisture and the interrelation between other elements. A chemical procedure to determine the total heavy metal content from the agricultural point of view is using Aqua Regia (AR) extractant (Kick et al. 1980, Cottonie et al. 1982 and Baghdady and Sippola 1983 a, 1983 b). The purpose of this work is to study the relationship between some of soil chemical and physical properties and the total AR-content of some pollution elements such as Cd, Cr, Ni, Hg and Pb.

Material and Methods

Thirty five soil sample groups covering a wide range of variations in its characteristics and geological origin were collected from the plough-layer (0-30 cm) of Ap-horizon from Egypt, Finland and West Germany.

\*|Soil and Water Science Dept., Faculty of Agric., Kafr El-Sheikh, Egypt.

The soil samples were air dried, crushed with a wooden rolling pin and was passed through a 2 mm steel sieve to avoid any contaminations from heavy metals. Representative subsamples were ground further using an agate mortar until all particles passed through a 0.1 mm plastic sieve. The physical and chemical properties of soil studied were conventionally determined as described before by Baghdady and Sippola 1983 a. The extraction with Aqua Regia method and determinations of Cd, Cr, Ni, Hg and Pb were conducted according the methods reported by Baghdady and Sippola 1983 a,b.

The statistical analysis were carried out using the standard method stated by Steel and Torrie 1960. The variation coefficient of the analysis methods are based on double determination for each element.

### Results and Discussions

The soil samples were classified into groups based on their chemical and physical properties (Fig. 1). The ranges and averages of soil characteristics are also illustrated in Fig. 1.

#### Soil pH

It is evident from Fig. 2 and Table 1 that the changes in total Cd-, Cr-, Hg-, Ni- and Pb- content are apparently accompanied by corresponding changes in pH-values of soil. Figure 2 and Table 1 illustrate the increasing of total Cr- and Ni-content with increasing the soil pH. On the other hand, a decrease in total Cd-, Pb- and Hg-content is accompanied by an increase in soil pH. This indicate a causative relationship between total Pb and Hg-content and pH. This confirms also the earlier findings by Filipovic et al., 1961. A strong positive correlation between total Cr- and Ni- content ( $r = 0.52^*$  and  $0.74^{**}$  respectively) and soil pH was obtained. On the contrary, a negative significance with total Cd-, Pb- and Hg- content were existed ( $r = -0.58^*$ ,  $-0.46^*$  and  $-0.39^*$  respectively).

#### Total soil calcium carbonate

It is apparent from Fig. 2 and Table 1, that the total Cr- and Ni-content increased, but the total Cd-, Pb- and Hg-content decreased with increasing  $\text{CaCO}_3$  in soil. This may be attributed to the Ni- and Cr- carbonates as precipitates more than Pb and Hg. A highly positive significant correlation were found between total Cr and Ni and soil carbonate ( $r = 0.32^*$  and  $0.67^{**}$  respectively). The total Cd and Pb is negatively correlated with  $\text{CaCO}_3$  ( $r = -0.49^*$  and  $-0.36^*$  respectively) but no significant correlation with total Hg were found. Elsokkary and Læg, 1980 found also no correlation between total Hg and soil carbonate.

#### Cation exchange capacity

The total Cr- and Ni- content extracted with AR-method increased with increasing the CEC of the soil. On the other hand, the maximum Cd-, Pb- and Hg-content were obtained as the CEC of the soil ranged from 30 to 50 me/100 g. (Fig. 2 and Table 1). No correlations between the CEC of all studied soils and the total Cd-, Cr-, Hg-, Ni- and Pb- content were observed (Fig. 2).

#### Humus content

The total Cr- and Ni- content extracted with AR-method increased with increasing the soil humus content until 10%, then decreased, when the humus content exceeds than 10% (Fig. 2 and Table 1). This results may be due to the decrease in the bulk density of the soil. Sillampaa 1962 stated that, in mineral soils, the contents of trace elements increased with increasing organic matter and the maximum

contents are likely to be found in soils containing from 5 to 15% organic matter. A further increase in O.M. than 15% tends to decrease the total contents of trace elements (Fig. 2 and Table 1). On the contrary, the total Cd-, Pb- and Hg- content increased as the soil humus increased. It is appeared probable from the accumulation of air or soil polluted plant residues, which have an amount from Pb and Hg.

The Cr- and Ni- content were correlated negatively with humus content of the soil ( $r = -0.33^*$ ,  $-0.35^*$ ), but positively for total Hg ( $r = 0.52^*$ ), and Cd ( $r = 0.49^*$ ) while the total Pb did not correlated (Fig. 2). These findings support that by Elsokkary and Læg 1980. This could be attributed to local contamination of soils rich in O.M. with Hg-compounds. Keresztény and Nagy (1960), Swaine and Mitchell (1960) and Wells (1960) reported that organic soils have often low in total trace elements, while relatively high concentration of some trace elements may occur in mineral top soils rich in organic matter.

### Clay content

With a wide variation in clay content of the soils, a clear tendency for total Cr and Ni were found. It increased with the increasing of clay content (Fig. 2 and Table 1). The reason is believed to be associated with the geological origin of the soil material and with the relative resistance to weathering of the minerals from which the trace elements are derived (Mitchell, 1960). Jensen and Lamm (1961) and Keresztény and Nagy (1960) stated that light textured mineral soils have often been found to be lower in various trace elements than heavier soils. On the other hand, the maximum total Cd-, Pb- and Hg-content were found as the clay content ranged between 30 and 50%. Positive significant correlation coefficients between total Cr and Ni and negatively by total Cd and clay content were obtained ( $r = 0.71^{**}$ ,  $0.80^{**}$  and  $-0.33^{**}$  respectively). Total Pb and Hg showed however no significance (Fig. 2). No significance (Fig. 2) No correlations also were founded by Elsokkary and Læg 1980. Fine textured soils are likely to have been derived from more easily weathered rocks and minerals than coarse soils, in which resistant minerals like Quartz are known to be the main constituents. From the scheme of Mitchell, (1959), most of minerals containing the trace elements concerned in the present study are among the most easily weathered ones; while quartz is very resistant to weathering and likely to contain none of these elements. Lead forms an exception to this general rule and can seldom be expected to be present in the most easily weathered minerals. This may explain the lack of correlation between total Pb-content and soil texture (Jensen and Lamm, 1961 and Keresztény and Nagy, 1960).

### Interaction effects of soil properties and elemental contents

To determine the best regression equation for predicting metal concentration, the regression data were put through a stepwise multiple regression with metal contents and soil properties as potential independent variables.

The interaction effect was studied using their regression coefficients. The obtained results are summarized in Table 2. It is clear that the relative importance of soil properties affecting the metal contents differs from one element to another according the differences of soil pollution with these elements.

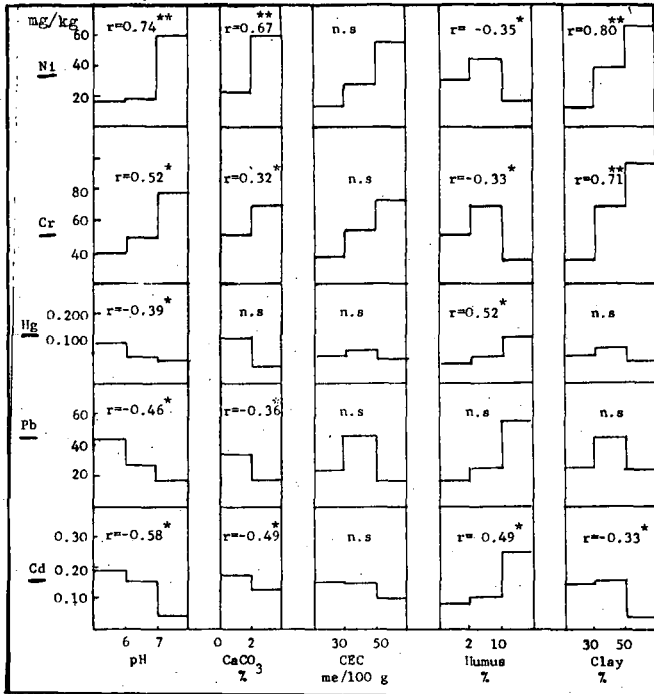
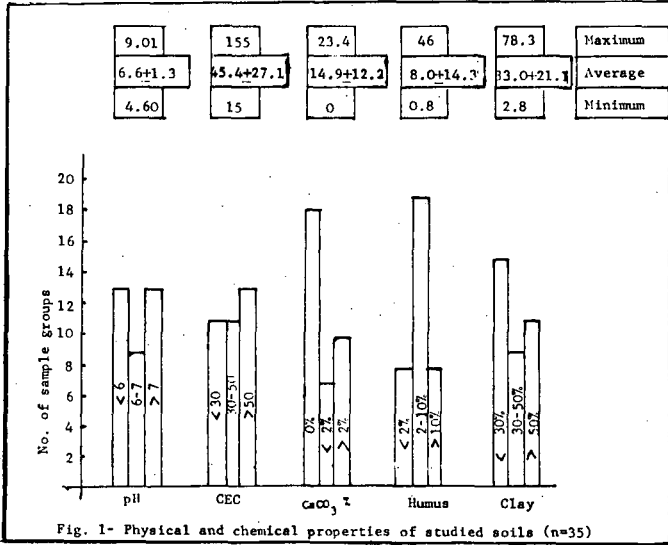
Statistical analysis shows a significant positive multiple regression for all studied elements (Table 2). The main effects of clay content of soils showed the best relationship with soil Co, Cu, Zn, Cr, Ni and Hg. The second important main effect was the soil electric conductivity with soil Cd, Cr, Pb and Hg. Soil pH, CEC and humus content followed the sequence.

Acknowledgement

The author wish to thank Dr. R.A. Ragab, for his help in statistical analysis of this data in Computer Center of Göttingen University, W. Germany.

References

- Baghdady, N.H. and Sippola, J. 1983 a: Total heavy metal recovery by Aqua Regia in soils having different origin. *Ann. Agr. Fenn.* 22, 175-185.
- Baghdady, N.H. and Sippola, J. 1983 b: Efficiency of Aqua Regia in extracting Cd, Cr, Hg, Ni and Pb from soils of different origins. *Ann. Agric. Fenn.* 22, 240-244.
- Cottenie, A.; Verloo, M., Kiekens, L., Velghe, G. and Camerlynck, R. 1982: Chemical analysis of plants and soils. Lab. of Analytical and Agrochemistry, State Univ. Ghent-Belgium.
- Elsokkary, I.H., and Lág, J. 1980: Status of some trace elements in Egyptian soils and in wheat grains. *Beitrag trop. Landw. Veterinärmed.* 18 Jg H.1: 35-47.
- Filipovic, Z., B-Stankovic and Z. Dusic, 1961: Distribution of Cu, Pb, Zn, Ni, Co in soil in relation to soil pH changes. *S.S.* 91, 147-150.
- Frank, R., Ishida, K. and Suda, P. 1976: Metals in Agricultural Soils of Ontario, *Canad. J. of Soil Sci.* 56, 181-196.
- Jensen, H.L. and Lamm, C.G. 1961: On the zinc content of Danish soils. *Acta Agric. Scand.* 11: 63-80.
- Keresztény, B. and Nagy, L.I. 1960: Nehánytalaj Szervesanyaghoz Kötött molibden tartalmának vizsgálata Agrokém. *Talajt* 9, 495-500.
- Kick, H., Bürger, H. and Sommer, K. 1980: Gesamtgehalte an Pb, Zn, Sn, As, Cd, Hg, Cu, Ni, Cr and Co. *Landw. Forsch.* 33, 1: 12-22.
- Mitchell, R.L. 1955: Trace elements; Bear: Chemistry of the soil 253-285, N.Y.
- Patterson, J.B.E. 1971: Metal toxicities arising from Industry. In trace elements in soils and crops, pp. 193-207 MAFF Technical Bulletin No. 21.
- Sillampää, M. 1962: Trace elements in Finnish soils as related to soil texture and organic matter content. *J. of Scientific Agri. Soc. Finland* 34, 34-40.
- Steel, R.G.D. and Torrie, J.H. 1960: Principles and procedures of statistics. Mc-Graw Hill, N.Y.
- Swaine, D.J. and Mitchell, R.L. 1960: Trace element distribution in soil profiles. *J. Soil Sci.* 11: 397-368.
- Wells, N. 1960: Total elements in top soils from igneous rocks: An extension of geochemistry. *J. Soil Sci.* 11, 409-424.



\*,\*\* Significant at 5% and 1% respectively.

**Fig. 2** - Mean values of total Aqua Regia content (mg/kg) and correlation coefficients (r) of Cd, Pb, Cr, Ni and Hg as affected by soil properties.

**Table 1:** Range, mean values (mg/Kg) and mean deviation (M.D.%) of double determination of total Aqua Regia Cr, Ni, Pb and Hg in investigated soils.

Soil properties		Cd	Cr	Ni	Pb	Hg
pH	< 6	0.19	37	17	40	0.103
	6-7	0.16	49	18	22	0.059
	> 7	0.04	77	60	14	0.045
CaCO <sub>3</sub> %	< 2	0.17	49	23	30	0.120
	> 2	0.03	70	60	14	0.026
CEC me/100 g soil	< 30	0.15	36	13	20	0.060
	30-50	0.15	53	28	42	0.079
	> 50	0.09	72	55	14	0.049
Humus %	< 2	0.08	50	30	13	0.031
	2-10	0.10	67	43	21	0.051
	> 10	0.25	34	16	52	0.118
Clay %	< 30	0.14	33	14	19	0.057
	30-50	0.15	67	39	40	0.086
	> 50	0.04	85	65	20	0.034
Total sampl.	Range	0.05-1.0	7-111	3-74	4-97	0.015-0.210
	Average	0.22	53.2	35.4	23.9	0.066
	M.D.%	5.3	5.0	5.2	4.6	0.100

**Table 2:** Multiple regression analysis of total available heavy metals content and soil properties.

Element	Main effects of soil properties affecting the heavy metal contents in the order:	Multiple regression coefficients (r) and its equations
Cd	Humus > Clay > pH	0.75 <sup>++</sup> $Y_{Cd} = 0.20 - 3.08Silt + 7.09Clay + 0.01Humus - 5.94CaCO_3 - 4.14CEC + 8.92pH$
Cr	Clay > CEC > pH	0.79 <sup>++</sup> $Y_{Cr} = 15.1 - 0.06Silt + 0.89Clay - 1.07Humus - 2.53CaCO_3 - 0.15CEC + 8.1pH$
Ni	Clay > CEC > pH > Silt	0.93 <sup>++</sup> $Y_{Ni} = -37.3 + 0.13Silt + 0.46Clay - 1.0Humus - 0.7CaCO_3 + 0.46CEC + 6.26pH$
Pb	Humus > pH	0.50 <sup>+</sup> $Y_{Pb} = -12.7 - 11.6Silt - 1.98Clay + 32.9Humus - 15.8CaCO_3 - 7.25CEC + 80.9pH$
Hg	Clay	0.58 <sup>+</sup> $Y_{Hg} = 0.28 - 2.4Silt + 5.5Clay + 3.1Humus + 2.2CaCO_3 - 3.1CEC - 0.03pH$

++ , + Significant at 5% and 1% respectively



## Dichtefraktionierung von Waldhumusprofilen

von

Beudert, G. und I. Kögel<sup>+</sup>

### 1. Problemstellung

Die morphologische Differenzierung von Waldhumusprofilen in Horizonte ermöglicht es, die Stadien der Humifizierung und des Streuabbaus zu verfolgen. Die Horizonte sind jedoch nicht homogen, sondern ein Gemisch von Material **unterschiedlicher Herkunft** (pflanzlich, mikrobiell, tierisch) und **verschiedenen Zersetzungsgrades**. Neben morphologisch erkennbaren Resten von Pflanzenorganen (Blätter, Äste, Wurzeln) gewinnt mit zunehmender Profiltiefe die organische Feinsubstanz an Bedeutung, die aus Gewebefragmenten und organo-mineralischen Komplexen besteht. Das Ziel der Untersuchungen ist eine weitere Auftrennung der Horizonte eines Moders unter Buche und eines Rohhumus unter Fichte, um sowohl die Pflanzenreste als auch die organische Feinsubstanz getrennt voneinander **morphologisch** (Binokular), **naßchemisch** (Lignin, Polysaccharide) und **Festkörper-13C-NMR-spektroskopisch** zu kennzeichnen. Als Methode bietet sich die Dichtefraktionierung an, da sie eine Trennung mit nur geringen und kalkulierbaren Veränderungen der organischen Substanz liefert. Im Mittelpunkt steht dabei die Frage, welche Veränderungen in den Fraktionen mit der Profiltiefe auftreten und ob sich daraus weiterführende Rückschlüsse auf Streuabbau und Humifizierung ziehen lassen.

### 2. Dichtefraktionierung

Die Dichtefraktionierung erfolgt in Anlehnung an GREENLAND und FORD (1964): Suspendieren der Proben in einem Bromtrichlor-

---

+ ) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Universitätsstraße 30, 8580 Bayreuth

methan/Bromoform-Ethanol-Gemisch bestimmter Dichte, Zentrifugieren und Dekantieren der aufschwimmenden leichten Fraktion, sukzessives Trennen der Proben in Trennmedien steigender Dichte. Aus den gewogenen Fraktionen und ihrem C-Gehalt errechnen sich die Anteile der Fraktionen am Gesamtkohlenstoff der Horizonte (Abb.1). Man erkennt, daß selbst in den Mineralbodenhorizonten noch ein beträchtlicher Anteil des Kohlenstoffs in der leichten Fraktion enthalten ist.

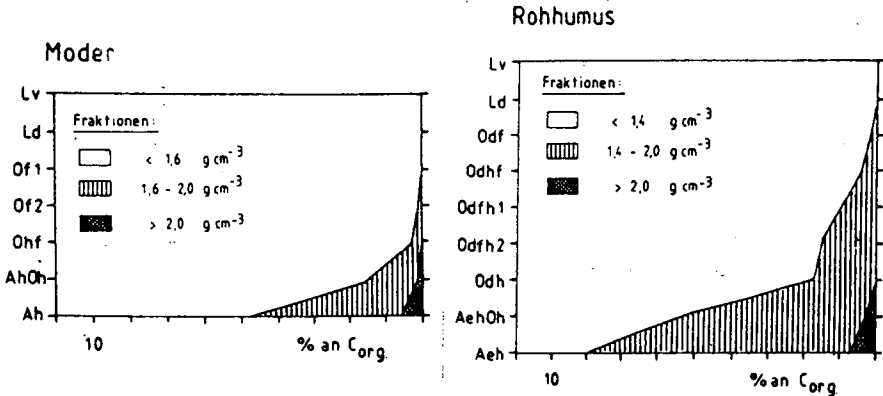


Abb.1: Anteil der Fraktionen am Gesamtkohlenstoff der Horizonte

### 3. Mikromorphologische Beschreibung

In der Fraktion  $< 1,4/1,6 \text{ g cm}^{-3}$  findet man in den Auflagehorizonten die Reste oberirdischer Pflanzenorgane. Erst im Mineralboden enthält die Fraktion in größerem Umfang Wurzelreste. Bei starker Vergrößerung sind diese als verkorkte Rindenzellenlagen identifizierbar, deren Zentralzylinder zersetzt ist. Die Fraktion  $1,4/1,6-2,0 \text{ g cm}^{-3}$  umfaßt die organische Feinsubstanz, die in den Auflagehorizonten aus Losungen von Bodentieren und im Mineralboden aus feinkörnigen organo-mineralischen Mikroaggregaten besteht. Beim Rohhumus lassen sich zusätzlich große Mengen schwarz gefärbter Gewebefragmente erkennen, die von DUCHAUFOR (1982) als "inherited humin" bezeichnet werden.

4. NABCHEMISCHE METHODEN

**Lignin:**

Zur Kennzeichnung der Ligninkomponente wurde die alkalische CuO-Oxidation durchgeführt (HEDGES und ERTEL, 1982). Das Lignin wird dabei in phenolische Oxidationsprodukte gespalten, die eine Charakterisierung der Veränderung des Lignins beim Streuabbau erlauben:

- Die **Summe der Ligninoxidationsprodukte V+S+C** (Abb.2) dient als Indikator für intakte Ligninstrukturen (Anteil unkondensierter Lignineinheiten).

- Die Zunahme des **Säure/Aldehyd-Verhältnisses** der Vanillyleinheiten (Ac/Al)V (Abb.2) ist ein Maß für die Veränderung des Lignins während des Streuabbaus (oxidativer Abbau der Seitenketten).

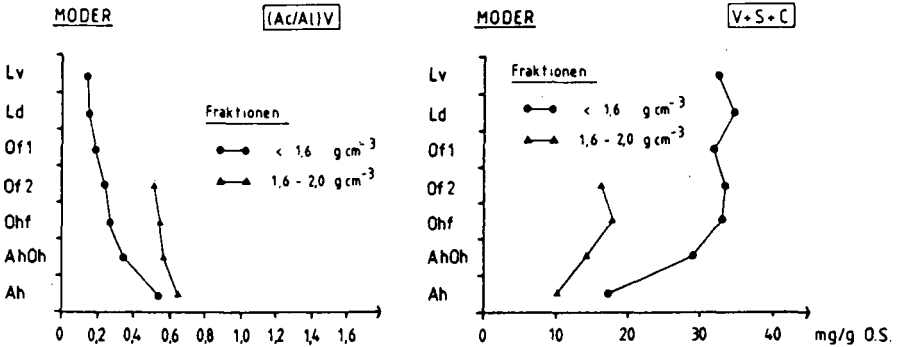


Abb.2: Summe der Ligninoxidationsprodukte und Säure/Aldehyd-Verhältnis der Vanillyleinheiten des Moderprofils.

Die Ligninkomponente ist mit **zunehmender Dichte** der Fraktionen durch eine stärkere **oxidative Veränderung** und die **Abnahme intakter Strukturen** gekennzeichnet.

**Gesamtzucker:**

Die Gesamtzuckergerhalte der Fraktionen (Tab.1) wurden colorimetrisch im Schwefelsäurehydrolysat bestimmt (nach JOHNSON und SIEBURTH, 1977). Hexosen, Pentosen, Uron- und Onsäuren ergeben äquimolare Farbtintensitäten, Deoxy-, O-methyl- und Aminozucker werden zu 50 % und mehr erfaßt.

Tab.1: Gesamtzuckergerhalte in mg/g O.S.

		< 1,4/1,6 g cm <sup>-3</sup>	1,4/1,6-2,0 g cm <sup>-3</sup>
MODER	Lv	369	
	Ld	375	
	Of1	364	
	Of2	307	281
	Ohf	293	261
	AhOh	259	271
	Ah	236	305
ROHHUMUS	Lv	452	
	Ld	421	
	Odf	383	458
	Odhf	315	339
	Odfh1	282	309
	Odfh2	251	270
	Odh	228	253
	AehOh	229	199
	Aeh	187	166

Während beim Rohhumus in allen Fraktionen mit zunehmender Profiltiefe die Polysaccharide abnehmen, wird in der schweren Fraktion des Moder Ah eine **Anreicherung von Zuckerderivaten** festgestellt.

### 5. FESTKÖRPER-13C-NMR-SPEKTROSKOPIE

Der Vorteil der Festkörper-13C-NMR-Spektroskopie liegt in der **direkten Strukturerrfassung** der organischen Substanz. Durch Integration der Flächen werden die relativen Anteile verschiedener Kohlenstofftypen am Gesamtkohlenstoff der Probe bestimmt (Abb.3).

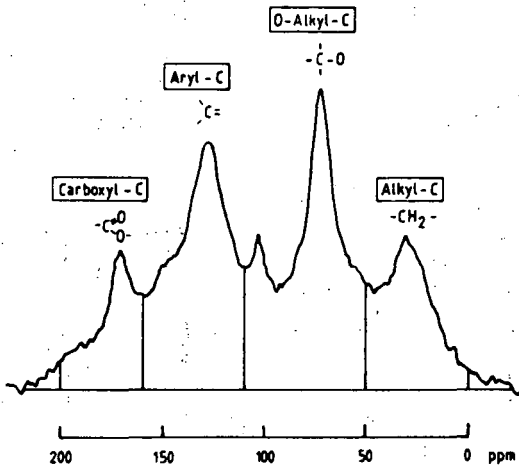


Abb.3: Festkörper-13C-NMR-Spektrum der Fraktion 1,4-2,0 g cm<sup>-3</sup> des Rohhumus Aeh und Auswertung der Spektren

Tab.2: Anteile des Kohlenstoffs an den Bereichen der <sup>13</sup>C-NMR-Spektren in %

		Carboxyl-C	Aryl-C	O-Alkyl-C	Alkyl-C
		200-160	160-110	110-50	50-0
		ppm			
MODER	Ln	7	21	56	16
	Of2	10	22	49	19
	Ohf < 1,6	12	22	44	22
	Ah < 1,6	12	21	38	29
	Ohf 1,6-2,0	16	21	36	27
	Ah 1,6-2,0	12	22	43	23
ROHHUMUS	Ln	5	21	54	18
	Odhf < 1,4	10	25	46	20
	Odh < 1,4	12	24	42	22
	Aeh < 1,4	12	30	40	18
	Odhf 1,4-2,0	12	24	38	27
	Odh 1,4-2,0	14	24	38	25
	Aeh 1,4-2,0	12	32	37	19

In der leichten Fraktion beider Profile (Tab.2) zeigt sich mit der Profiltiefe eine Abnahme der Polysaccharide und eine Zunahme des Alkyl-C-Anteils und der Carboxylgruppen. Der Anteil des Aromatenbereichs bleibt in etwa konstant (Ausnahme: Rohhumus Aeh). Die Fraktion 1,4/1,6-2,0 g cm<sup>-3</sup> weist in den Auflagehorizonten die gleichen Tendenzen wie die leichte Fraktion auf. In der Fraktion der Mineralbodenhorizonte nehmen die Alkyl-C-Anteile wieder ab, während beim Moder der Polysaccharid- und beim Rohhumus der Aromatenbereich an Bedeutung gewinnt. Die Aromatenzunahme ist auf **nichtphenolische** Aryl-Kohlenstoff-atome (Signal bei 130 ppm) oder Olefine zurückzuführen.

## 6. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die leichte Fraktion (Pflanzenreste) hat in beiden Profilen bis in den Mineralboden einen bedeutenden Anteil am Gesamtkohlenstoff. Sie unterliegt einem kontinuierlichen Abbau der Polysaccharide mit der Profiltiefe. Die Abnahme intakter Ligninstrukturen bei konstantem Aromatenanteil läßt sich mit der Veränderung des Substitutionsmusters der Ligninbausteine und der relativen Anreicherung kondensierter Strukturen im Makromolekül erklären. NMR-

Spektroskopisch wird vor allem beim Moder eine deutliche Zunahme der Aliphaten auf bis zu 29 % des Gesamtkohlenstoffs festgestellt. Da die Lipide bei der Dichtentrennung von den Lösungsmitteln extrahiert werden, muß es zu einer **Anreicherung aliphatischer Verbindungen** kommen, wie sie z.B. in der Cuticula der Pflanzen zu finden sind (NIP et al., 1986; BABEL, 1972).

Die schwere Fraktion  $1,4/1,6-2,0 \text{ g cm}^{-3}$  der Mineralbodenhorizonte enthält die am stärksten veränderte organische Substanz der Profile. Die Mikroaggregate in der Fraktion  $1,6-2,0 \text{ g cm}^{-3}$  des Moder Ah-Horizontes zeichnen sich durch höhere Polysaccharidgehalte als die leichte Fraktion und die Losungen der Auflagehorizonte aus. Da pflanzliche Zucker im Ah eine untergeordnete Rolle spielen (KÖGEL, 1987), muß auf eine **Anreicherung mikrobieller Zucker** geschlossen werden. Die schwere Fraktion des Rohhumus Aeh zeigt im Gegensatz zum Moder keine Anreicherung von Kohlenhydraten, sondern von **nichtphenolischen aromatischen oder olefinischen Verbindungen**, bei denen es sich möglicherweise um stark veränderte Abbaurückstände des Lignins handelt.

Die Arbeiten wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SFB 137) finanziell unterstützt.

#### LITERATUR:

BABEL, U. (1972): Hohenheimer Arbeiten 60, Ulmer Verlag, Stuttgart.

DUCHAUFOR, P. (1982): Pedology. Allan Unwin, London.

GREENLAND, D.J. und FORD, G.W. (1964): Trans. 8th Int. Congr. Soil Sci. 3, 137-148.

HEDGES, J.I. und ERTEL, J.R. (1982): Anal. Chem. 54, 174-178.

JOHNSON, K.M. und SIEBURTH, J.McN. (1977): Marine Chem. 5, 1-13.

KÖGEL, I. (1987): Bayreuther Bodenk. Ber., Band 1.

NIP, M., TEGELAAR, E.W., BRINKHUIS, H., DE LEEUW, J.W. SCHENK, P.A. und HOLLOWAY, P.J. (1986): Org. Geochem. 10, 769-778.

**Die Bestimmung von pH-unabhängigen Bindungsgrößen  
organo-metallischer Verbindungen**

von  
Blaser, P.

Metallbindungsstudien mit humusähnlichen Komplexbildnern wie Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS) oder wasserlöslichen Streusubstanzen (WS), werden durch mangelnde Kenntnisse des Chemismus der organischen Komplexbildner erheblich erschwert. Es gilt als mehr oder weniger gesichert, dass es sich bei dieser gelösten organischen Materie um Gemische polyfunktioneller Makromoleküle handelt deren funktionelle Gruppen in einem weiten pH-Bereich dissoziieren. Die Zuordnung von Säure-Base- sowie von Komplexbildungsreaktionen zu einzelnen Molekülen oder funktionellen Gruppen ist infolge dieser Unkenntnis auf molekularer Ebene nicht möglich. Protonierungs- und Komplexbildungsreaktionen werden deshalb rein mathematisch auf hypothetische Makromoleküle, sog. Quasipartikel, bezogen (Sposito, 1986).

**Ein Quasipartikel ist somit ein gedachtes Molekül, welchem eine oder mehrere, voneinander unabhängige Säuregruppen zugeordnet werden und das mit Metallen ausschliesslich 1:1 Komplexe bilden kann (Sposito, 1981).**

Auf molekularer Ebene repräsentiert eine Säuregruppe des Quasipartikels möglicherweise eine Vielzahl funktioneller Gruppen deren Dissoziationskonstanten so nahe beieinander liegen, dass sie bei der mathematischen Interpretation der Titrationskurve in die selbe Klasse fallen. Ähnlich repräsentieren die Metallkomplexe eines Quasipartikels nur das mittlere Komplexbildungsverhalten der unbekanntenen Komplexbildner.

Experimentell wird in Metallbindungsstudien meistens nur zwischen "gebundenen" und "freien" Metall- und Ligandspezies unterschieden. Die totale Ligandkonzentration wird dann üblicherweise in molaren Einheiten des komplexierten Metalles ausgedrückt und entweder auf eine Masseneinheit der organischen Substanz oder auf die maximale Bindungskapazität bezogen. Die Notation der Massenbilanzgleichungen für die totalen Metall- und Ligandkonzentrationen lautet dann:

$$M_T = M_f + M_b \quad 1$$

$$L_T = L_f + L_b \quad 2$$

wobei  $L_b = M_b$  sofern 1:1 Komplexe vorausgesetzt sind.

Die Gleichgewichtskonstante der Reaktion lautet:

$$K' = \frac{M_b}{M_f L_f} \quad 3$$

$K'$  ist eine pH-abhängige, konditionale Grösse, denn bei dieser Betrachtungsweise bleibt unbeachtet, dass  $M_f$  und  $L_f$  alle Metall- resp. Ligandspezies beinhalten, die nicht mit dem Metall reagiert haben. Wenn keine weiteren Metalle in der Lösung zugegen sind, betrifft dies in erster Linie die Metallhydroxykomplexe sowie die protonierten Ligandformen. In gleicher Weise steht  $M_b$  nicht nur für einen Komplex ML sondern für alle Komplexe, in denen M und L in einem 1:1 Verhältnis vorkommen.

$$M_f = M + M(OH) + M(OH)_2 + \dots = M + \sum_n M(OH)_n \quad 4$$

$$L_f = L_1 + HL_1 + L_2 + HL_2 + \dots = \sum_i x_i ([L_i] + [HL_i]) \quad 5$$

$$M_b = ML + M(OH)_n L + MH_x L + M(OH)_n H_x L = ML + \sum_n \sum_x (M(OH)_n H_x L) \quad 6$$

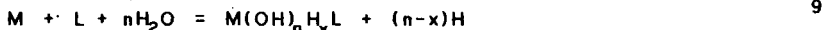
Mit dieser Erweiterung lauten die Massenbilanzgleichungen:

$$M_T = [M] + \sum_n [M(OH)_n] + [ML] + \sum_n \sum_x [M(OH)_n H_x L] \quad 7$$

$$L_T = \sum_i x_i ([L_i] + [HL_i]) + [ML] + \sum_n \sum_x [M(OH)_n H_x L] \quad 8$$

### Die Metallkomplexierung

Die Bildung eines 1:1 Komplexes zwischen einem Quasipartikel L und einem Metall M lässt sich allgemein wie folgt formulieren:



woraus sich die Komplexbildungskonstante  $\beta_{n,x}$  für den Komplex  $M(OH)_n H_x L$  ergibt:

$$\beta_{n,x} = \frac{[M(OH)_n H_x L] [H]^{(n-x)}}{[M] [L]} \quad 10$$

(Sposito, 1986).

### Die Protonierung des Liganden

Das Säure-Base- Verhalten des Liganden ist unbekannt und muss vorgängig mit einer Säure-Base Titration bestimmt werden. Für jeden Titrationspunkt gilt:

$$HL = C_A - C_B - [H] + [OH] \quad 11$$

HL : Mole gebundener Protonen  
 C<sub>A</sub> : totale Säurekonzentration  
 C<sub>B</sub> : Konzentration der zugeführten Base

Wird HL in Molen pro Masseneinheit gelöster organischer Substanz ausgedrückt ( $n_H$ ) und gegen das pH aufgetragen, so erhält man die Bildungsfunktion für die Protonierung des Liganden. Diese Funktion gibt an, wieviele Mole Protonen bei einem bestimmten pH pro Masseneinheit des Komplexbildners gebunden sind. Wird zur Interpretation dieser Bildungsfunktion ein quasipartikuläres Modell herangezogen, so werden die Säureeigenschaften hypothetischen funktionellen Gruppen zugeordnet, die voneinander vollständig unabhängig sind: Jede dieser i Säuregruppen bindet nur ein einziges Proton mit der Protonierungskonstanten  $K_{p_i}$ . Mit diesem Modell wird die Bildungsfunktion durch:



$$n_H \equiv HL = \sum_i \frac{[HL_i] K_{H_i} [H]}{1 + K_{H_i} [H]} \quad 12$$

beschrieben. In dieser Gleichung entspricht  $HL_i$  der Anzahl Mole Protonen, welche pro Masseneinheit organischer Substanz durch die  $i$ -te Klasse funktioneller Gruppen gebunden wird. Zur Interpretation der Protonierungs- und Metallbindungsreaktionen wird ein Mol des vollständig dissoziierten Quasipartikels, in welchem sämtliche  $i$  Klassen funktioneller Gruppen vollständig dissoziiert sind, mit  $L^-$  bezeichnet:

$$L_i = \sum_j (X_j \cdot L^-) \quad 13$$

wobei  $L_i$  die molare Konzentration der funktionellen Gruppe der  $i$ -ten Klasse darstellt und  $x_i$  einer Molfraktion der totalen Azidität entspricht. Durch Kurvenanpassung können die Parameter  $L_i$  und  $K_{H_i}$  in Gleichung 12 berechnet werden (Blaser et al.; 1984).

Die Massenbilanzgleichungen lassen sich formal vereinfachen, wenn die Verhältnisse  $M_f/M$ ,  $L_f/L$  sowie  $M_b/ML$  durch die Nebenreaktionskoeffizienten nach Ringbom (1963) dargestellt werden:

$$\alpha_M = \frac{M_f}{[M]} = \frac{M + \sum_n [M(OH)_n]}{[M]} = 1 + \sum_n \frac{\beta_n}{[H]^n} \quad 14$$

$$\alpha_L = \frac{L_f}{[L]} = \sum_i x_i \frac{([L_i] + [HL_i])}{[L_i]} = \sum x_i (1 + K_{H_i} [H]) \quad 15$$

$$\alpha_{ML} = \frac{M_b}{[ML]} = \frac{\sum_n \sum_x [M(OH)_n H_x L]}{[ML]} = 1 + \sum_n \sum_x K_{n,x} [H]^{(x-n)} \quad 16$$

Der Nebenreaktionskoeffizient  $\alpha_M$  wird mit den tabellierten Stabilitätskonstanten der verschiedenen Metallhydroxo-Komplexe berechnet. Zur Ermittlung von  $\alpha_L$  werden die Daten einer Säure-Base Titration benötigt, die mit dem quasipartikulären Modell interpretiert worden sind.  $x_i$  stellt dann eine Molfraktion der  $i$ -ten Klasse dissoziationsfähiger Gruppen mit der Formationskonstanten  $K_{H_i}$  dar. In Gleichung 16 sind die Stabilitätskonstanten der Quasipartikel-Metall Komplexe nicht bekannt. Diese lassen sich aber aus einem Datensatz pH-abhängiger Komplexbildungskonstanten berechnen. Unter Bezug der Nebenreaktionskoeffizienten lauten die Massenbilanzgleichungen:

$$M_T = M \alpha_M + ML \alpha_{ML} \quad 17$$

$$L_T = L \alpha_L + ML \alpha_{ML} \quad 18$$

und die experimentell ermittelte Komplexbildungskonstante erhält die Form:

$$K' = \frac{[ML]}{[M][L]} \frac{\alpha_{ML}}{\alpha_M \alpha_L} = \beta_{o,o} \frac{\alpha_{ML}}{\alpha_M \alpha_L} \quad 19$$

$\beta_{o,o}$  bezeichnet die pH-unabhängige Komplexbildungskonstante des Komplexes ML. Durch Umformung und Logarithmierung erhält man:

$$\log K' + \log \alpha_M + \log \alpha_L = \log \beta_{o,o} + \log \alpha_{ML} \quad 20$$

Wird zur Vereinfachung die linke Seite dieser Gleichung als Y bezeichnet

$$Y = \log K' + \log \alpha_M + \log \alpha_L = \log \beta_{o,o} + \log \alpha_{ML} \quad 21$$

so lässt sich aus der pH-abhängigkeit von Y auf mögliche Komplexspezies schließen. Bleibt Y im untersuchten pH-Bereich konstant, so bedeutet dies, dass das mittlere Komplexbildungsverhalten der unbekanntenen Liganden mit einem einzigen Quasipartikel-Metall Komplex [ML] hinreichend genau beschrieben werden kann. Der Wert von Y entspricht in diesem Fall  $\log \beta_{o,o}$ . Verändert sich Y in Abhängigkeit vom pH, so kann dies mit der Bildung von weiteren hydroxylierten oder protonierten Metall-Ligand Komplexen interpretiert werden. In diesem Fall ist K' eine Systemkonstante, die sich aus den Stabilitätskonstanten aller Metall-Ligand Komplexe zusammensetzt:

$$K' \alpha_M \alpha_L = \frac{M_b}{[M][L]} = \frac{[ML] + \sum_n \sum_x [M(OH)_n H_x L]}{[M][L]} \quad 22$$

Aus der Beziehung zwischen Y und pH können die Stabilitätskonstanten dieser zusätzlichen Komplexe berechnet werden.

### Beispiel

#### 1) Komplexierung von Al durch WS

In einer Bindungsstudie mit wasserlöslichen Komplexbildnern aus getrockneten Kastanienblättern wurde in einem ersten Schritt die Säure-Base Titrationskurve mit dem quasipartikelulären Modell beschrieben (Blaser et al.; 1984). Mit diesem Modell liess sich die Titrationskurve mit 3 Klassen funktioneller Gruppen charakterisieren (Abb.1). Die Metallbindungsparameter  $\log K'$  und  $L_{tot}$  wurden im pH-Bereich 4 bis 8 mit Hilfe von Fluoreszenzquenching ermittelt (Blaser und Sposito, 1987). In Tabelle 1 sind die logarithmierten Werte von  $\alpha_M$ ,  $\alpha_L$ ,  $K'$  sowie die Hilfsgrösse Y zusammengestellt. Aus Abb.2 geht hervor, dass Y für pH-Werte  $\leq 5$  konstant ist und bei höheren pH-Werten linear zunimmt. Dieser Kurvenverlauf lässt sich mit der Existenz von 2 Komplexen der Form [ML] und  $[M(OH)_n L]$  interpretieren. Aus Gleichung 21 errechnet sich für den Komplex ML die pH-unabhängige Stabilitätskonstante  $\log \beta_{o,o} = 8.55$ . Im pH-Bereich  $5 < \text{pH} \leq 8$  gilt:

$$K' \alpha_M \alpha_L = \frac{[ML] + [M(OH)_nL]}{[M][L]} = \beta_{0,0} + \beta_{n,0} [H]^{-n} \quad 23$$

Da in diesem pH-Bereich  $K' \alpha_M \alpha_L \gg \beta_{0,0}$  ist, gilt:

$$Y \approx \log \beta_{n,0} + n \text{ pH} \quad 24$$

woraus sich  $n = 2.0$  und  $\log \beta_{n,0} = -1.78$  ergeben.

Tabelle 1 Nebenreaktionskoeffizienten, konditionale Stabilitätskonstante und Hilfsgrösse Y (Gleichung 21) aus eine Al-Bindungsstudie (Blaser & Sposito, 1987).

pH	$\log \alpha_M$	$\log \alpha_L$	$\log K'$	Y
4.0	0.06	4.23	4.21	8.50
4.5	0.27	3.73	4.60	8.60
5.0	0.90	3.23	4.47	8.60
6.0	3.18	2.23	4.80	10.21
7.0	6.06	1.26	4.91	12.23
8.0	9.30	0.43	4.50	14.23

#### Literatur

Blaser, P., G. Sposito, and K.M. Holtzclaw. 1984.

Composition and acidic functional group chemistry of an aqueous chestnut leaf litter extract. Soil Sci. Soc. Am. J. 48: 278-283.

Blaser, P., and G. Sposito. 1987.

Spectrofluorometric investigation of trace metal complexation by an aqueous chestnut leaf litter extract.

Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 612-619.

Ringbom, A. 1963.

Complexation in analytical chemistry. Interscience, New York.

Sposito, G. 1981.

Trace metals in contaminated waters. Environment. Sci. & Techn. 15: 396-403.

Sposito G. 1986.

Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. Crit. Rev. Environ. Control 16: 193-229.

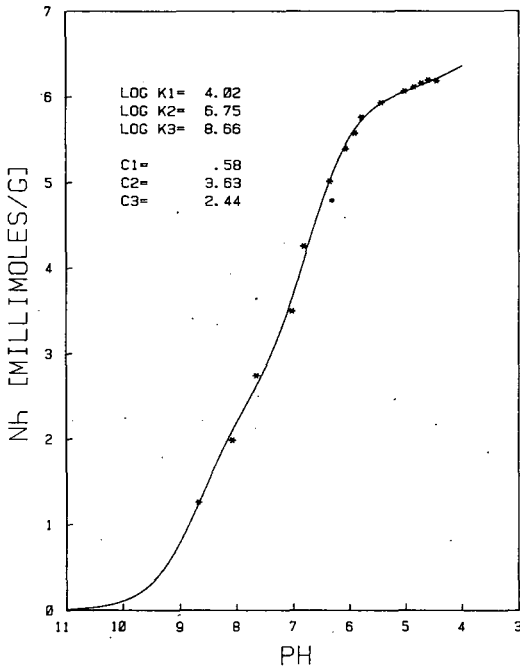


Abb. 1 Bildungsfunktion für die Protonierung des Liganden. (Blaser et al., 1984).

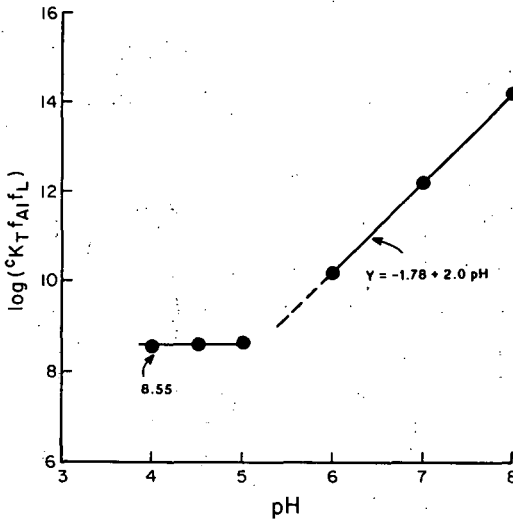


Abb. 2 Darstellung von Y (Gleichung 21) versus pH aus einer Aluminium-Bindungsstudie (Blaser & Sposito, 1987).

Auswirkungen unterschiedlicher Fließwege und  
biogeochemischer Prozesse auf die chemische Zusammensetzung  
der Hydrosphäre im Schwarzwald

von

Brahmer, G. und K.-H. Feger \*

### 1. Einleitung und Zielsetzung

Eine Reihe von Untersuchungen zur Gewässerversauerung in der Bundesrepublik haben versucht, direkte Zusammenhänge zwischen der Höhe atmosphärischer Stoffeinträge und der chemischen Zusammensetzung von Oberflächengewässern in Waldeinzugsgebieten abzuleiten (z.B. 1-3). Der Chemismus von Oberflächen- und Grundwasser ist jedoch das Ergebnis eines komplexen Wechselspiels zwischen Niederschlag, Vegetation, Boden und Grundwasserleiter. Unterschiedliche hydrologische Fließwege lassen unterschiedliche biogeochemische Prozesse wirksam werden. Diese Prozesse unterliegen großen zeitlichen und standortsbedingten Schwankungen. Ziel unserer Untersuchungen ist es deshalb, Faktoren und Prozesse zu identifizieren, die für die zeitliche und räumliche Differenzierung der Hydrochemie im Schwarzwald verantwortlich sind.

### 2. Material und Methoden

Während der Schneeschmelze 1984 wurden Wasserproben an 83 Fließgewässern aus bewaldeten Einzugsgebieten im gesamten Schwarzwald entnommen und analysiert. Während einer längeren Trockenperiode im Spätsommer 1985 wurde die Probenahme unter Basisabflußbedingungen wiederholt (vgl. 4-6). Von Juni 1984 bis Juni 1985 entnahmen wir an drei Seezflüssen in 14-tägigen Abständen Proben. Außerdem ermittelten wir an diesen Stellen den Eintrag mit dem Freilandniederschlag [7]. Im laufenden Forschungsprojekt ARINUS [8] wird in Modelleinzugsgebieten im Stadtwald von Villingen (Mittlerer/Oberer Buntsandstein) auch das Grundwasser untersucht.

Probenahme und Analysemethoden wurden bereits früher ausführlich beschrieben [7, 9]. Auf die verschiedenen Verfahren der multivariaten statistischen Analyse wird in [10] eingegangen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Zusammensetzung des Freilandniederschlags

Tabelle 1 zeigt die Jahresstoffeinträge an drei Schwarzwaldstandorten. Sowohl der Eintrag von Protonen als auch von N- und S-Verbindungen ist relativ gering im Vergleich zu anderen Gebieten in der Bundesrepublik. Mit Ausnahme einiger Standorte am Westabfall sind die atmosphärischen Einträge im Schwarzwald relativ einheitlich über die Fläche verteilt (vgl. 7, 11, 12). In Abb. 1 sind für zwei Standorte die Jahresmittelkonzentrationen des Freilandniederschlags als Ionenbilanzen dargestellt.

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

### 3.2. Einfluß des Fließwegs

Es ergeben sich deutliche Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der Bachwässer bei Schneeschmelze und sommerlichem Basisabfluß (Tab. II). Die zeitliche Schwankung der chemischen Parameter in den drei Seezuflüssen (Abb. 3) wird im wesentlichen durch die Abflußmenge gesteuert. Während Perioden mit starken Niederschlägen oder bei Schneeschmelze (vgl. Abb. 2b) gelangt ein Großteil des Wassers durch den gesättigten Oberboden in den Vorfluter. In vielen Teilen des Schwarzwalds bedingen Verdichtungs- und Stauhohizonte (etwa Eisenbändchen in Podsolen (vgl. [13, 14]) oder lithogene Tonlagen im Oberen Buntsandstein (vgl. [15]) einen ganzjährigen oberflächennahen lateralen Wasser- und Stofftransport. Nach Untersuchungen an einem Stagnogley im Südschwarzwald [16] kann das Verhältnis zwischen lateralem und vertikalem Wasser- und Stofftransport bis zu 200:1 betragen. Die Wasserbewegung findet überwiegend in den Auflage- und Eluvialhorizonten statt. Die Gewässer der Gruppe "Sauer" in Tab. II sowie die Zuflüsse von Herrenwieser See und Wildsee (Abb. 2) liegen in solchen Gebieten. Im Gegensatz dazu sind die Gewässer der Gruppe "Neutral" und der Feldseezufluß durch Einzugsgebiete mit vorherrschend vertikaler Infiltration gekennzeichnet.

Natürlich prägt die Zusammensetzung der Vegetation, der chemische Zustand und die Entwicklungstiefe der Böden sowie die Zusammensetzung des Gesteins den Wasserchemismus in starkem Maße. Doch bestimmen die unterschiedlichen Fließwege, durch welche biogeochemischen Prozesse und in welchem Ausmaß sich das Niederschlagswasser bei seiner Passage durch das terrestrische Ökosystem verändert. Bei Basisabfluß werden die Bäche vornehmlich durch Grundwasser gespeist (vgl. Abb. 2a). Die chemische Zusammensetzung dieses Wassers ist durch einen intensiveren Kontakt mit dem tieferen Mineralboden und dem Gestein gekennzeichnet.

Tabelle II Mittelwerte der Konzentrationen in allen Bächen und in 3 Teilgruppen. (Klassifizierung mittels Clusteranalyse) während der Schneeschmelze 1984 (WI) und längerem Trockenwetter im Sommer 1985 (SO). (n = Anzahl der Bäche; n.a. = nicht analysiert).

Variable	Einheit	Alle Bäche		Cluster 1 "NEUTRAL"		Cluster 2 "MITEL"		Cluster 3 "SAUER"	
		n = 83		n = 24		n = 39		n = 20	
		WI	SO	WI	SO	WI	SO	WI	SO
H <sup>+</sup> (pH-Wert)	µeq.L <sup>-1</sup>	16.6	3.2	0.3	0.04	2.8	0.2	63	13.0
DOC	mg.L <sup>-1</sup>	4.8	5.5	6.5	6.4	5.6	6.7	4.2	4.9
Farbe 436nm	E.m <sup>-1</sup>	2.7	1.5	1.7	1.1	1.6	1.5	6.2	2.0
Na <sup>+</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	0.6	0.4	0.3	0.2	0.4	0.4	1.2	0.5
K <sup>+</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	61	80	88	110	58	82	35	39
Ca <sup>2+</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	16	18	21	24	12	13	21	23
Mg <sup>2+</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	173	209	265	362	154	179	99	85
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	64	80	110	150	49	55	39	45
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	87	47	124	67	69	40	76	36
Cl <sup>-</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	129	100	151	140	104	78	152	94
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	µeq.L <sup>-1</sup>	44	43	59	69	35	29	46	40
		70	230	139	416	63	208	0	50
Al	µg.L <sup>-1</sup>	230	57	61	10	77	24	733	176
Mn	µg.L <sup>-1</sup>	28	15	8	2	11	5	85	47
Fe	µg.L <sup>-1</sup>	38	36	18	9	22	40	93	59
Zn	µg.L <sup>-1</sup>	7.6	n.a.	4.0	n.a.	3.8	n.a.	19.5	n.a.
Cu	µg.L <sup>-1</sup>	2.1	0.6	2.0	0.5	1.7	0.4	2.8	0.8
Cd	µg.L <sup>-1</sup>	0.14	0.04	0.08	0.02	0.09	0.03	0.29	0.07
Pb	µg.L <sup>-1</sup>	0.6	0.3	0.4	0.2	0.4	0.2	1.2	0.6

Tabelle I Jahresstoffeinträge [ $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ ] an drei Schwarzwaldstandorten (Freilandniederschlag Juni 1984 - Juni 1985). (In Klammern: die mit der Niederschlagsmenge gewichteten Konzentrationsmittelwerte; Hauptionen [ $\mu\text{eq}\cdot\text{L}^{-1}$ ]; Spurenelemente Al, Mn, Fe, Zn, Cu, Cd und Pb [ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ]).

Niederschlags- menge [mm]	Feldsee 1908	Wildsee 1908	Herrenwies 1707
H <sup>+</sup> (pH-Wert )	69 (36) 4.44	87 (46) 4.34	81 (48) 4.32
Na <sup>+</sup>	350 (8)	420 (10)	350 (9)
K <sup>+</sup>	175 (2)	280 (4)	140 (2)
Ca <sup>2+</sup>	265 (7)	275 (7)	270 (8)
Mg <sup>2+</sup>	50 (2)	70 (3)	60 (3)
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	700 (26)	1000 (38)	820 (34)
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	635 (24)	890 (33)	750 (32)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> -S	1200 (39)	1620 (53)	1410 (52)
Cl <sup>-</sup>	750 (11)	990 (15)	830 (14)
Al	29 (15)	28 (15)	32 (19)
Mn	5 (3)	6 (3)	5 (3)
Fe	27 (14)	30 (16)	27 (16)
Zn	22.1 (12)	31.7 (17)	23.4 (14)
Cu	3.7 (1.9)	3.7 (2.0)	2.8 (1.6)
Cd	0.29 (0.15)	0.31 (0.16)	0.29 (0.17)
Pb	11.2 (5.9)	15.9 (8.3)	14.8 (8.7)

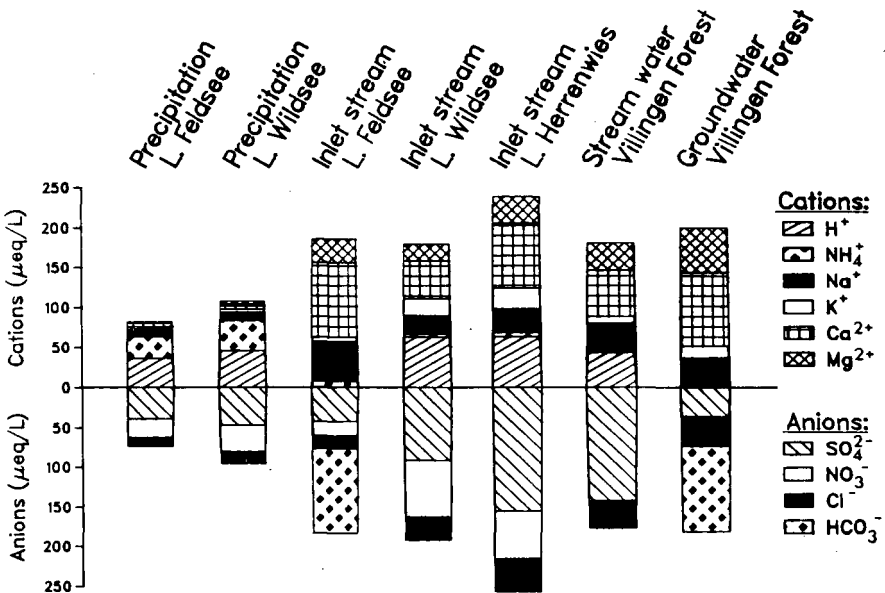


Abb. 1 Ionenbilanzen von Freilandniederschlag (gewichtetes Mittel Juni 1984 bis Juni 1985), Bachwasser und Grundwasser ausgewählter Schwarzwaldstandorte.

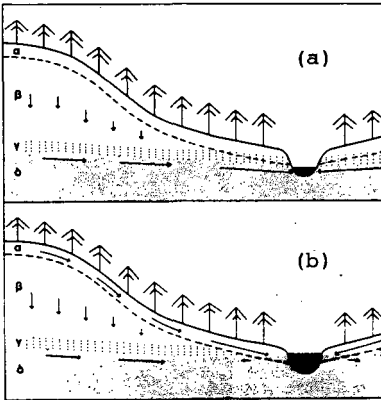


Abb. 2 Fließwege in hängigem Gelände während (a) Trockenperioden (Basisabfluß) und (b) starken Niederschlägen oder Schneeschmelze (Interflow)  
 $\alpha$ , Oberboden;  $\beta$  Unterboden und Gestein;  $\gamma$ , Kapillarsaum;  $\delta$ , Grundwasser (aus: [19].

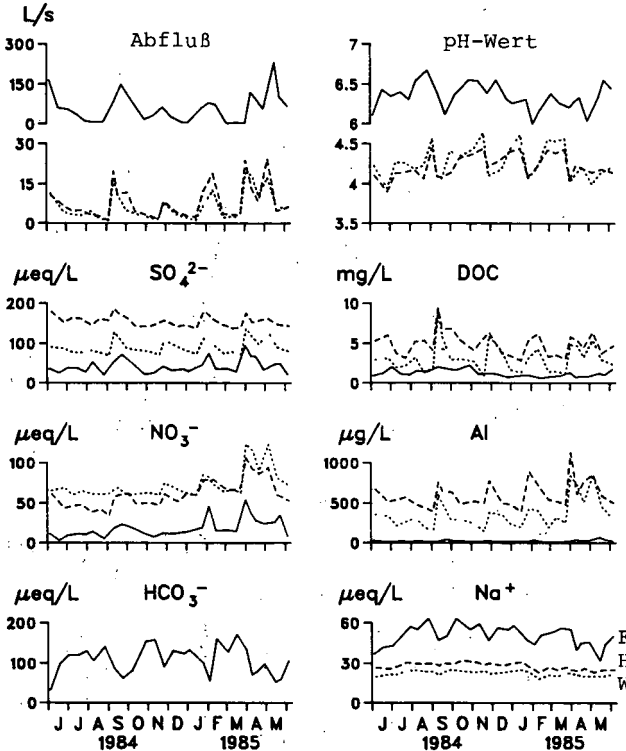


Abb. 3 Zeitliche Veränderung der Abflußmenge und ausgewählter chemischer Parameter von drei Fließgewässern im Schwarzwald (F = Zufluß Feldsee ———; W = Zufluß Wildsee/Ruhestein .....; H = Zufluß Herrenwieser See -----) im Zeitraum Juni 1984 bis Juni 1985.



### 3.3. Biogeochemische Prozesse

Die Bildung metallorganischer Komplexe liefert Protonen und mobilisiert potentiell toxische Metalle, insbesondere Aluminium:



Es ergeben sich hohe Korrelationen zwischen DOC und dem pH-Wert, sowie zwischen pH-Wert und Al. Fe, Mn, Zn, Cu und Pb verhalten sich ähnlich. Es wird angenommen, daß ein hoher Anteil dieser Metalle als metallorganische Komplexe im Gewässer vorliegt [7].

**Austausch basischer Kationen und Mineralverwitterung** vermögen ökosystemintern gebildete und mit dem Niederschlag eingetragene Säuren abzupuffern. Beide Prozesse führen zu einem Anstieg der pH-Werte und der Alkalinität im Wasser. Die relativ hohen Konzentrationen von  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  der Gruppe "NEUTRAL" werden deshalb von hohen pH-Werten und Alkalinitäten begleitet. Diese Bäche liegen vorwiegend in Einzugsgebieten mit tiefgründig verwitterten Böden mit Gneis als Muttergestein. Die Einzugsgebiete der Gruppe "MITTEL" sind aus Granit aufgebaut. Die Bäche der Gruppe "SAUER", fast ausschließlich im Buntsandstein gelegen, weisen die geringsten Konzentrationen an  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  auf. Die relativ hohen  $K^+$ -Werte in diesen Gewässern sind auf die Verwitterung von Glimmer und Illit in Buntsandsteinböden zurückzuführen. Gneis und Granit dagegen haben höhere Feldspatanteile. So liefert z.B. die Verwitterung von Natronfeldspäten beträchtliche  $HCO_3^-$ -Mengen. Dies wird deutlich im zeitlich parallelen Verlauf der  $Na^+$ - und  $HCO_3^-$ -Konzentrationen im Feldseezufluß (Abb. 3) und der Ionenbilanz (Abb. 1). Die Konzentration der basischen Kationen ist bei der Schneeschmelze niedriger als bei Basisabfluß (vgl. Tab. II). Eine Ausnahme stellt  $Ca^{2+}$  in den Buntsandsteinbächen dar, was mit lateraler Auswaschung aus den Auflagehorizonten zu erklären ist. Die Auflagen weisen in den extrem Ca-armen Sandsteinböden bioumsatzbedingt die höchsten Vorräte auf.

**Anionensorption** im Mineralboden beeinflusst die Mobilität von Sulfat. Die  $SO_4^{2-}$ -Konzentration im Grundwasser von Villingen ist um den Faktor 3 geringer als im zugehörigen Bachwasser und Niederschlag (Abb. 2). Bei vorwiegend vertikaler Versickerung können  $SO_4^{2-}$ -Ionen im tieferen Mineralboden an Austauschern mit variabler Ladung (Fe- und Al-Oxide/Hydroxide) adsorbiert werden. Im Oberboden werden die Austauscherplätze jedoch durch organische Substanz blockiert [17]. Deshalb zeigen die Bachwasser höhere  $SO_4^{2-}$ -Konzentrationen bei der Schneeschmelze als bei Basisabfluß (Tab. II).

**Mineralisierung und Pflanzenaufnahme** steuern die  $NO_3^-$ -Konzentrationen. Während sich alle anderen hydrochemischen Parameter in ihrer räumlichen Variabilität gut litho- und pedogen erklären lassen, zeigt Nitrat kein deutliches Verteilungsmuster. Der N-Austrag aus den Einzugsgebieten ist stark von biogenen Faktoren abhängig. In den Ionenbilanzen (Abb. 2) sind die  $NO_3^-$ -Konzentrationen in den Bächen am Feldsee und in Villingen sehr gering. Im Grundwasser liegen sie sogar unter der Nachweisgrenze. Offensichtlich wird N durch mikrobielle Immobilisierungsprozesse im Humus oder durch Pflanzenaufnahme stark zurückgehalten. In Gebieten mit hydromorphen Böden kann auch Denitrifikation die geringen N-Austräge erklären. Betrachtet man die Bäche am Wildsee und am Herrenwieser See (Abb. 3), so findet man dort wesentlich höhere  $NO_3^-$ -Konzentrationen. Diese Gewässer liegen in Gebieten, wo seit mehreren Jahrzehnten ein Abbau ehemals mächtiger NaBrohhumusdecken festgestellt wird [14, 17]. Ein beträchtlicher Teil des bei der Mineralisierung gebildeten Nitrats wird in diesen Böden offensichtlich lateral ausgewaschen, bevor es von der Vegetation aufgenommen werden kann. Dieser Vorgang ist besonders ausgeprägt bei hohen Wasserflüssen außerhalb der Vegetationsperiode (Abb. 3). So zeigen die Bäche bei Schneeschmelzwasser deutlich höhere  $NO_3^-$ -Konzentrationen als bei sommerlichem Basisabfluß.

**Oxidations- und Reduktionsprozesse** in staunassen Böden, besonders der Elemente S, Fe und Mn, beeinflussen die Gewässer-pH-Werte ebenfalls in hohem Maße. Sulfide oder labile, organische S-Verbindungen werden in Trockenphasen oxidiert und mit nachfolgenden Regenfällen in die Bäche ausgewaschen.

#### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die zeitliche und räumliche Differenzierung der chemischen Zusammensetzung von Schwarzwaldgewässern wird durch Wechselwirkungen zwischen hydrologischen und biogeochemischen Prozessen gesteuert. Den Böden kommt dabei eine überragende Bedeutung zu. Standortsspezifische Faktoren und Prozesse prägen den Wasserchemismus in einem wesentlich stärkeren Maße als Unterschiede in der atmogenen Deposition, die im Schwarzwald auf einem relativ niedrigen und einheitlichen Niveau liegt. Podsolierungsvorgänge in Verbindung mit lateralem oberflächennahen Wassertransport beeinflussen sowohl die Azidität als auch die Metallkonzentrationen in den Gewässern. Unterschiede im internen N- und S-Umsatz der Waldökosysteme bedingen unterschiedliche Austräge der Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  und damit auch von Kationen. Weitere Untersuchungen sollten zu einer quantifizierenden Unterscheidung zwischen externen (atmogenen) und internen Quellen dieser beiden Anionen führen.

#### 5. Danksagung

Das Forschungsprojekt "Versauerung und Schwermetalleintrag in Seen des Schwarzwalds" wurde gemeinsam von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften und dem Land Baden-Württemberg durch das "Europäische Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung (PEF)" am Kernforschungszentrum Karlsruhe gefördert.

#### Literatur

- [1] SCHOEN, R.; WRIGHT, R.F. und KRIETER, M.: 1984, *Naturwissenschaften* 71, 95-97.
- [2] PUHE, J. und ULRICH, B.: 1985, *Arch. Hydrobiol.* 102, 331-342.
- [3] EINSELE, G.; EHMANN, M.; IROUSCHEK, T. und SEGER, T.: 1987, *KfK-PEF-Berichte* 12(1), 257-267.
- [4] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H. und BRAHMER, G.: 1985, *Naturwissenschaften* 72, 268-270.
- [5] FEGER, K.H. und BRAHMER, G.: 1986, *Water, Air Soil Poll.* 31, 257-265.
- [6] BRAHMER, G. und FEGER, K.H.: 1986, in: D. Rentz und L. Zilliox (Hrsg.): *I. Gem. wiss. Koll. Oberrhein. Univ. "Umweltforschung in der Region", Straßburg*, 27.-28.6.1986, 641-653.
- [7] FEGER, K.H.: 1986, *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 17, 1-253.
- [8] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H. und Brahmer, G.: 1987, *KfK-PEF-Berichte* 12(1), 269-281.
- [9] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H. und Brahmer, G.: 1987, *KfK-PEF-Berichte* 2, 285-302.
- [10] BRAHMER, G.: 1985, Diplomarbeit (unveröffentlicht) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg i.Br., 1-118.
- [11] EVERS, F.H.: 1985, *Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 35, 31-36.
- [12] MIES, E.: 1987, *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 18, 1-247.
- [13] STAHR, K.: 1973, *Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart N.F.* 69, 85-183.
- [14] JAHN, R.: 1957, *Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 6, 39-55.
- [15] SCHWEIKLE, V.: 1971, Dissertation Universität Hohenheim, 1-103.
- [16] STAHR, K.; HÄDRICH, F. und GAUER, J.: 1983, *Z. Pflanzenernährung Bodenk.* 146, 23-37.
- [17] JAHN, R.: 1953, *Allg. Forstz.* 50, 554-557.
- [18] JOHNSON, D.W. und TODD, D.E.: 1983, *Soil Sci. Soc. America J.* 47, 792-800.
- [19] LEE, R.: 1982, *Forest Hydrology*, Columbia Press, New York, 1-349.

Die Auswirkung von Grünland-Umbruch auf die Fraktionen  
des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden.

von  
Eberle, M. und R. Aldag +)

1. EINLEITUNG

Landwirtschaftlich genutzte Grünland- und Ackerböden unterscheiden sich, den unterschiedlichen Eingriffen in den Standort entsprechend, u.a. deutlich im Humus- und Stickstoffgehalt. Wird nun ein bisheriger Grünlandboden zur Ackernutzung umgebrochen, setzt eine intensive Mineralisierung organisch gebundenen Stickstoffs ein; ändert sich außer der Menge auch die Qualität, d.h. die Zusammensetzung des Gesamt-N aus mehreren Fraktionen?

Aktuell wurde diese Frage Mitte der 70er Jahre im Trinkwasser-einzugsgebiet Fuhrberg (nordöstlich von Hannover), wo, ausgelöst durch Grundwasserabsenkung, in großem Umfang Grünland umgebrochen wurde. Zu den hydrologischen Folgen laufen seit mehreren Jahren Untersuchungen im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung unter Leitung von Dr. Strebel und Dr. Böttcher.

2. DIE UNTERGLIEDERUNG DES BODEN-STICKSTOFFS IN FRAKTIONEN

Der gesamte Stickstoff mitteleuropäischer Böden, häufig bei 0.1 bis 0.4 g N/100 g Boden, liegt zu über 90 % organisch gebunden vor. Unterschiede in der Art der N-Bindung in den meist hochmolekularen Humuskomponenten erlauben eine Untergliederung in mehrere Fraktionen; diese sind strukturell z.T. eindeutig gegeneinander abgrenzbar (Tab.1: AS, AZ), z.T. gehen Fraktionen ohne klar zu ziehende Grenzen ineinander über (AD+AM, RN(hy), N(nhy)). Die Abgrenzung der Fraktionen ist vorwiegend analytisch begründet; Grundlage für sie sind niedermolekulare Bausteine der organischen Substanz, die durch vorgeschaltete Hydrolyse aus den makromolekularen Strukturen des Humus freigelegt werden. Tabelle 1 zeigt die fünf üblicherweise ausgeschiedenen N-Fraktionen.

Die Untersuchungen dieser Arbeit erfolgten an zur Zeit der Probennahme noch bestehenden und an ehemaligen, nun ackerbau-lich genutzten Böden (G = Grünland; A2 = 2-jähriger Acker; A10 = 10-jähr. Acker, usw.; in Tab.2,3 gruppiert nach Nachbarschaft ).

+|LS Biogeographie, Abt. Agrarökologie, Universität Bayreuth; Postfach 101251, 8580 Bayreuth.

Tab. 1: Die fünf organischen N-Fractionen

Fraktion	Zusammensetzung	Anteil am N(t)
1) Aminosäure-N AS	$\alpha$ -Amino-N, v.a. in Proteinen	30...45 %
2) Aminozyucker-N AZ	Glucosamin, Galaktosamin	5...10 %
3) Amid- und Ammonium-N AD+AM	Säureamide u.a. säurelabile N-Verbindungen; Ammonium	20...35 %
4) Rest-N im Hydrolysat RN(hy)	N-Verbindungen mit Lignin, Polymerisationsprodukte, Tryptophan-Abbauprodukte, u.a.	10...20 %
5) nicht-hydrolysierbarer N N(nhy)	heterozyclisch gebundener N, u.a.	20...35 %

### 3. AUSWIRKUNGEN AUF DEN GESAMT-STICKSTOFF IM BODEN

Der Gesamt-N-Gehalt (g N/100 g Boden) geht durch Grünlandumbruch um über 60 %, von etwa 0.5 g N/100 g Grünlandboden auf durchschnittlich 0.17 g N/100 g im Ackerboden zurück. Weniger drastisch verläuft die Vorratsänderung (t/ha) von 10 auf ca. 5 t N/ha, da Krumentiefe und Lagerungsdichte nun zunehmen.

Literaturwerte berichten von nur 30 bis 50 % N(t)-Rückgang; sie deuten an, daß die leichten Sandböden des Fuhrberger Feldes die Effekte des Eingriffs in sie offenbar akzentuieren.

Bodenbearbeitung ist allerdings nicht der einzige Faktor, der bedeutenden Einfluß auf den N-Gehalt hat. FLEIGE und BAEUMER (1974) zeigen, daß Minimalbodenbearbeitung eines bisherigen Ackers dessen N-Gehalt zwar deutlich erhöht, doch ohne einen ständigen Bewuchs mit lebenden Pflanzen kann das N-Niveau eines Grünlandbodens nicht aufgebaut werden (keine Brachezeiten: kontinuierlicher Entzug wie auch Wurzelausscheidungen integrieren N in Biomasse, bzw. legen ihn organisch fest, und vermindern dadurch Austrag aus dem System Boden - Pflanze).

### 4. AUSWIRKUNGEN AUF DEN ORGANISCH GEBUNDENEN STICKSTOFF

Welchen Einfluß hat Grünlandumbruch auf die prozentuale Verteilung der fünf N-Fractionen des Boden-Stickstoffs? In einem ersten Ansatz zur Beantwortung dieser Frage werden die Grünlandböden direkt mit den Ackerböden verglichen (Tab.2)

Tab. 2: %-Anteile der N-Fractionen am N(t)

	N <sub>nhy</sub>	N <sub>hy</sub>	AD+AM	AZ	AS	RN <sub>hy</sub>	AD	%
G	24	76	18	5.2	29	24	18	
A2	31	69	18	4.1	28	20	18	
A10	25	75	18	4.1	27	26	18	
G	33	67	16	3.7	28	19	15	
A1	40	60	14	3.5	25	18	14	
A1	32	68	17	3.7	26	21	17	
A2	36	64	16	3.5	25	19	16	
A3	36	64	15	3.9	26	19	15	

Keine der Fraktionen zeigt eine einheitliche Veränderung ihres Anteils am N(t) vom Grünland zum Ackerboden hin - allein bei der Fraktion AS zeichnet sich vage der Trend eines Anteilrückganges ab.

Einem zweiten Auswertungsansatz diene die 14-tägige Bebrütung sämtlicher Bodenproben, um die durch Umbruch ausgelöste verstärkte Mineralisierung organischer Substanz zu simulieren und möglicherweise zu schwach ausgeprägte Effekte herauszuarbeiten (Tab.3).

Tab. 3: Veränderungen der prozentualen Fraktionsanteile am N(t) durch Bebrütung

	N <sub>nhy</sub>	N <sub>hy</sub>	AD+AM	AZ	AS	RN <sub>hy</sub>	AD	%
G	+12	- 4	+12	-13	- 9	- 7	- 2	
A2	-10	+ 4	+15	-36	-11	+25	+ 5	
A10	+ 6	- 2	+ 9	-23	- 3	- 5	+ 2	
G	- 5	+ 3	+10	- 7	- 3	+ 8	+ 2	
A1	- 6	+ 4	+22	-36	- 4	+ 9	+16	
A1	- 4	+22	+16	-17	- 4	0	+ 9	
A2	- 3	+ 2	+ 9	-17	- 5	+ 9	+ 8	
A3	+11	- 6	+11	-33	- 9	-10	+ 3	
	+/-	+/-	+	-	-	+/-	+ / (-)	

Bebrütung führt bei drei der Fraktionen zu einer einheitlichen Veränderung ihres Anteils am  $N(t)$ : Statistisch hoch signifikant ( $t$ -Test gepaarter Beobachtungen) verlieren AS und AZ Anteile am  $N(t)$ ; umgekehrt nimmt die AD+AM-Fraktion, offenbar Auffangpool, anteilmäßig zu. Keine der anderen Fraktionen läßt eine derartige Absicherung zu.

Ein ähnliches Bild zeichnet die Auswertung eines Literaturvergleichs: da die AZ oftmals nicht als eigene Fraktion ausgeschieden werden, bleibt AS die einzige Fraktion, die durch Bearbeitung bisher ruhenden Bodens sichtbar Anteile am  $N(t)$  verliert. Bei keiner der anderen organischen Fraktionen läßt sich eine einheitliche Veränderung beobachten; die Zunahme des AD+AM ist auf freigesetztes Ammonium zurückzuführen.

In der Bewertung ihrer Beobachtungen - führt Grünlandumbruch bzw. Bearbeitung bisher ruhenden Bodens zu absicherbaren Änderungen der prozentualen Anteile der Fraktionen am  $N(t)$ ? - kommen die Autoren allerdings zu gegensätzlichen Ergebnissen.

Das Ausmaß der Änderung der Fraktionsanteile bleibt gering: nur etwa 10 % des AS-N verläßt diese Fraktion, so daß deren Anteil am  $N(t)$  um nur 2 % sinkt. Die AZ sind bereits ursprünglich in nur kleiner Menge vorhanden, wodurch ihr Rückgang nicht ins Gewicht fällt, zumal ihnen, anders als beispielsweise Enzymen, keine in bereits kleinen Mengen bedeutende Funktion zukommt.

Grünlandumbruch hat demnach, trotz der beobachteten Tendenzen, wegen des geringen Ausmaßes von Änderungen praktisch keinen Einfluß auf die Mengenanteile der fünf N-Fractionen im Humus.

Dies erlaubt jedoch keinen Rückschluß auf die Dynamik der verschieden gebundenen N-Atome. Markierungsversuche mit  $N^{15}$  belegen, daß N aus AS und AZ besonders aktiv am Stickstoffumsatz im Boden beteiligt ist,  $N(nhy)$  dagegen kaum (FLEIGE et al., 1971 b; MAIBAUM/GARZ, 1978).

## 5. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Aus den Untersuchungen an den Fuhrberger Sandböden geht, ähnlich wie aus Literatur-Arbeiten, folgendes Ergebnis hervor:

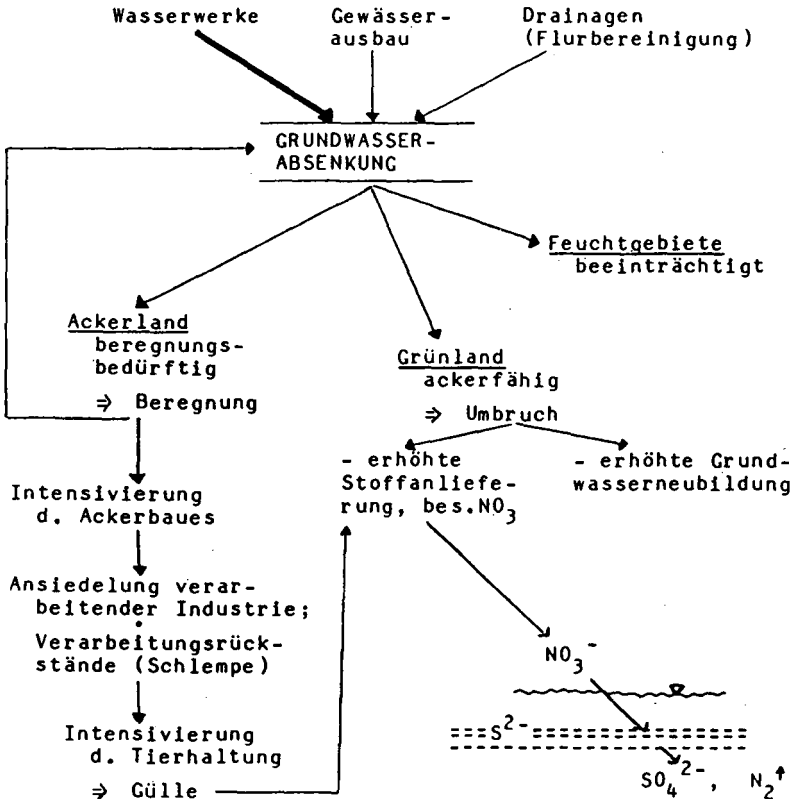
Die Zusammensetzung des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden bleibt, soweit die Methoden Einblick geben, im Wesentlichen unverändert. Eine Einteilung der organischen Substanz im Boden in leicht abbaubaren Nährhumus und schwer zugänglichen Dauerhumus läßt sich - auf der Grundlage der untersuchten Anteilsveränderungen der N-Fractionen - nicht vornehmen. **Grünlandumbruch verändert praktisch nichts an der Qualität des organisch gebundenen N im Humus.** Dagegen geht im Boden der Gesamt-N-Gehalt um mehr als die Hälfte zurück.

Den Wurzelraum verläßt der ehemals organisch gebundene N meist als Nitrat. Im Grundwasser des Fuhrberger Feldes kam es jedoch bisher noch nicht zu einer Nitrat-Anreicherung; sulfidhaltige

Schichten im geologischen Unterbau führen zu Redoxprozessen, bei denen unter Sulfatbildung Nitrat zu  $N_2O$  und  $N_2$  reduziert wird.

Weitere Folgen, die die Grundwasserabsenkung über Grünlandumbruch hinaus im Fuhrberger Feld hatte und hat, skizziert abschließend Abb.1.

Abb. 1: Vernetzung von Ursache und Wirkung im Fuhrberger Feld (zusammengestellt nach STREBEL/BÖTTCHER, 1985).



Literatur:

FLEIGE, H., BAEUMER, K. (1974): Effect of Zero-Tillage on Organic Carbon and Total Nitrogen Content, and their Distribution in Different Nitrogen Fractions in Loessial Soils. -in: Agro-Ecosystems, 1, 19-29.

FLEIGE, H., et al. (1971 a): Fraktionierung des Bodenstickstoffs für Stickstoff-Haushaltsbilanzen. -in: Göttinger Bodenkundl. Berichte, 18, 1-37.

FLEIGE, H., et al. (1971 b): Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Düngerstickstoff (N 15) in einer Acker-Parabraunerde aus LÖB. -in: Göttinger Bodenkundl. Berichte, 18, 39-86.

MAIBAUM, W., GARZ, J. (1978): Ergebnisse eines mehrjährigen Modellversuchs zum Umsatz der organischen Stickstoff-Verbindungen des Bodens. -in: Archiv für Acker und Pflanzenbau, 22, 299-308.

STREBEL, O., BÖTTCHER, J. (1985): Exkursionsbeschreibung Mai 85; zugesandte Exkursionsunterlage, unveröffentlicht.



Zur Bedeutung von nutzungsbedingten Bodenveränderungen  
für die Versauerung von Gewässern im Schwarzwald

von

Feger, K.-H. und W. Zeitvogel \*

### 1. Problemstellung und Zielsetzung

Die zahlreichen Berichte über einen drastischen pH-Rückgang in Gewässern Skandinaviens und Nordostamerikas haben in jüngster Vergangenheit auch in der Bundesrepublik zu entsprechenden Untersuchungen Anlaß gegeben [1]. Mittlerweile liegt ein umfangreiches hydrochemisches Datenmaterial aus bewaldeten Einzugsgebieten mit sauren Böden und basenarmen Ausgangsgesteinen vor. Es zeigt sich jedoch, daß die chemische Zusammensetzung solcher Oberflächengewässer ohne die Kenntnis der biogeochemischen und hydrologischen Faktoren und Prozesse in den jeweiligen Einzugsgebieten kaum sinnvoll zu interpretieren ist. Der chemische Gewässerzustand ist das Ergebnis eines räumlich und zeitlich variierenden Wechselspiels zwischen Niederschlag, Vegetation, organischen und mineralischen Bodenhorizonten sowie Gesteinskörper. Direkte atmogene Beeinflussungen von Oberflächengewässern, etwa durch Oberflächenabfluß, sind selbst bei hydrologischen Situationen wie Schneeschmelze unter mitteleuropäischen Verhältnissen unbedeutend [2 - 5].

Deshalb üben die Zusammensetzung der Vegetation sowie der physikalische und chemische Bodenzustand zusammen mit unterschiedlichen Fließwegen einen entscheidenden Einfluß auf die Qualität des Abfließwassers aus. Veränderungen der terrestrischen Systeme wirken sich somit auch auf die chemische Zusammensetzung der Hydrosphäre aus. über die Rolle gestiegener atmogener Stoffeinträge hinsichtlich einer Versauerung von Boden und Wasser liegen eine Reihe von Untersuchungen vor [z.B. 6 - 8]. Hingegen fanden nutzungsbedingte Veränderungen in diesem Zusammenhang bislang nur wenig Beachtung. Am Beispiel von zwei Schwarzwaldseen soll rekonstruiert werden, wie sich die Nutzung über die Veränderung der Böden auf den Gewässerchemismus auswirkte und heute noch auswirkt.

### 2. Material und Methoden

Ungestörte Sedimentkerne wurden aus zwei Seen im Schwarzwald mittels eines BORG-Gravitationslots [9] entnommen. Um ungestörte Einzelproben auch aus den obersten, wenig verfestigten Sedimentbereichen zu gewinnen, erfolgte die Unterteilung der Kerne in 1-cm-Abständen sofort nach Kernentnahme am Ufer. Teilproben wurden der Pollenanalyse, der radiometrischen Datierung sowie der chemischen Analyse zugeführt. Eine detaillierte Darstellung der Methodik erfolgt in [4, 10]. Die Kerne wurden mit  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{210}\text{Pb}$  und im Falle des Herrenwieser Sees auch mit  $^{14}\text{C}$  datiert. Mit Hilfe der Pollenanalyse und archivalischer Belege wurde die lokale Waldgeschichte rekonstruiert (vgl. [10]).

Tab. 1 gibt einen Überblick über die aktuelle chemische Zusammensetzung beider Gewässer. Beim Feldsee handelt es sich demnach um einen fast neutralen, oligotrophen Klarwassersee. Für die von uns gemessenen hydrochemischen Kennwerte ergeben sich, soweit analytisch überhaupt vergleichbar, keine Veränderungen gegenüber den Untersuchungen von ELSTER [11] zu Beginn der fünfziger Jahre. Der Herrenwieser See dagegen ist ein stark saurer, braungefärbter dystropher See. Für diesen See sind keine älteren hydrochemischen Daten vorhanden.

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

Tabelle I Vergleich der aktuellen chemischen Zusammensetzung des Feldsees im Südschwarzwald (Gneis-Anatexit, Braunerden) und des Herrenwieser Sees, Nordschwarzwald (Mittlerer Buntsandstein, Podsole, Stagnogleye). Mittelwerte aus 28 Probenahmen an den Zuflüssen der Seen im Zeitraum Juni 1984 bis Juni 1985.

Parameter	Einheit	Feldsee	Herrenwieser See
pH-Wert		6.3	4.2
Leitfähigkeit (20° C)	$\mu\text{S. cm}^{-1}$	18.7	48.0
UV-Extinktion $\lambda = 254 \text{ nm}$	$\text{E. m}^{-1}$	1.4	7.6
Färbung $\lambda = 436 \text{ nm}$	$\text{E. m}^{-1}$	0.3	1.1
DOC	$\text{mg. L}^{-1}$	1.2	5.0
$\text{Na}^+$	$\text{meq. L}^{-1}$	50	28
$\text{K}^+$	"	5	27
$\text{Ca}^{2+}$	"	94	82
$\text{Mg}^{2+}$	"	30	33
$\text{HCO}_3^-$	"	107	0
$\text{SO}_4^{2-}$	"	42	156
$\text{Cl}^-$	"	17	39
$\text{NO}_3^-$	"	18	62
Al	$\mu\text{g. L}^{-1}$	21	610

Für beide Schwarzwaldseen liegen jedoch Rekonstruktionen der pH-Wertgeschichte aus der Analyse fossiler Diatomeen und anderer Bioindikatoren in den Seesedimenten vor [12, 13]. Nach diesen Ergebnissen fiel der pH-Wert im Herrenwieser See deutlich, während der pH-Wert im Feldsee über lange Zeit unverändert blieb (Abb. 1b). Für eine Interpretation dieser Befunde erscheint es deshalb von Interesse, diese mit den Ergebnissen unserer palynologischen Befunde in Beziehung zu setzen. Von zentraler Bedeutung ist dabei die zeitliche Einordnung der Versauerung des Herrenwieser Sees.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Herrenwieser See

In Abb. 1a ist die stratigraphische Gliederung, Datierung und Pollenverteilung im Sediment des Herrenwieser Sees dargestellt. Das Sediment besteht aus einem sehr homogenen Material von gallertartiger Konsistenz, das sich nach [14] als "Limus humosus" oder nach [15] als "Lebermudde" klassifizieren läßt. Die Ergebnisse der  $^{210}\text{Pb}$ -Datierung zeigen eine sehr geringe jährliche Sedimentakkumulation und einen gleichmäßigen Sedimentationsverlauf. Die Sedimentationsrate beträgt in der Schicht 1-2 cm  $1.2 \text{ mm. a}^{-1}$ , nimmt mit der Tiefe verdichtungsbedingt jedoch stark ab. In der Schicht 6-7 cm beträgt die Sedimentationsrate nur noch  $0.4 \text{ mm. a}^{-1}$ . Die  $^{137}\text{Cs}$ -Messung ergibt ein Maximum bei 2-3 cm und dürfte damit die Jahreszahl 1963 als Maximum der Freisetzung dieses Radionuklids aus den oberirdischen Atombombenversuchen markieren, was sich auch mit der  $^{210}\text{Pb}$ -Datierung deckt. Die  $^{137}\text{Cs}$ -Verteilung stimmt recht gut mit der von STEINBERG et al. [12, 13, vgl. Abb. 1b] gefundenen überein. Allerdings dürfen die Sedimentationsraten der obersten Schichten nicht auf tiefere Sedimentbereiche extrapoliert werden, was zu einer starken Unterschätzung des Sedimentalters führen würde. Die Tiefenstufe 6-7 cm entspricht nach dem  $^{210}\text{Pb}$ -Alter bereits dem Jahr 1880. Somit dürften die obersten ca. 8 cm den Zeitraum der Industrialisierung und der gesamte Kern die letzten 1000 bis 1500 Jahre entsprechen. Ersteres wird durch eine Zeitmarke in 5-6 cm Tiefe (ca. 1910) bestätigt. Leicht erhöhte Werte für Trockendichte, Al, K und Mg sprechen für eine kurzzeitig erhöhte Zufuhr von mineralischem Detritus [4]. Für diese Zeit ist der Bau des Forstwegs am Westufer des Sees belegt. Ortorientierende  $^{14}\text{C}$ -Messungen stellen die Schichten um 30 cm etwa in das Jahr 1600, während die Schichten um 65 cm wahrscheinlich bereits um die Zeitwende abgelagert wurden.

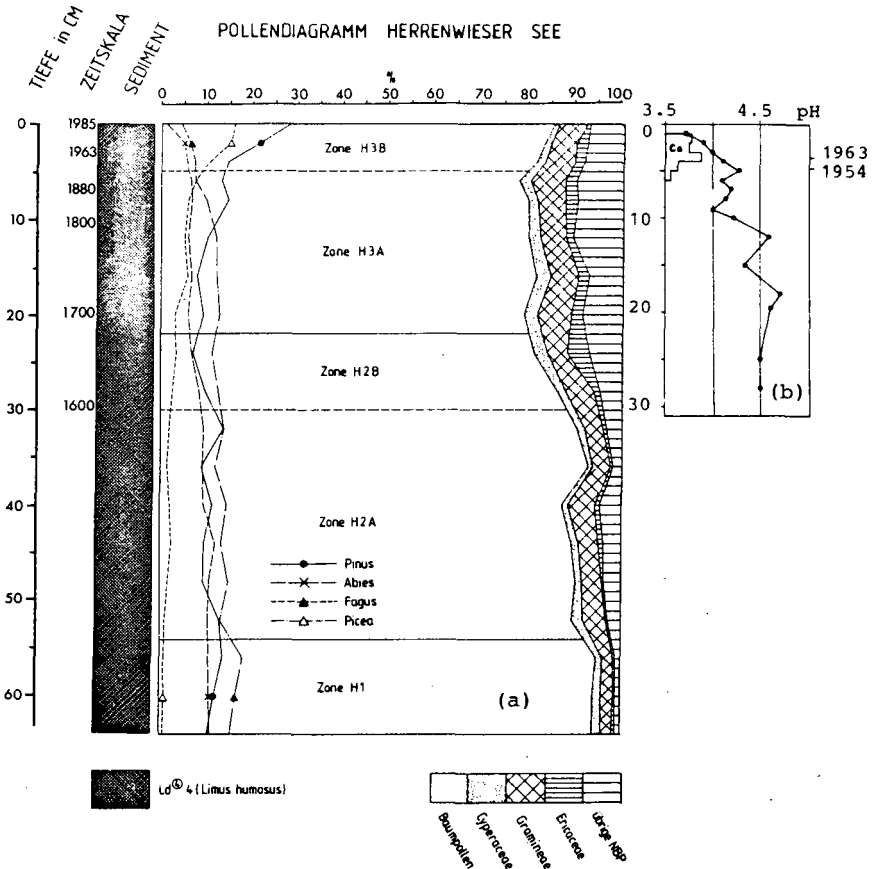


Abb. 1a Stratigraphische Gliederung, Datierung und Pollenverteilung im Sediment des Herrenwieser Sees (Summenkurven der relativen Pollenhäufigkeiten von Baumpollen, Sauer- und Süßgräsern, Ericaceen und der übrigen Nichtbaumpollen; innerhalb der Baumpollen die Hauptbaumarten Kiefer, Tanne, Buche und Fichte in Einzelkurven, keine Summenkurven!).

Abb. 1b Rekonstruierter Verlauf der pH-Werte im Herrenwieser See aus der Analyse der fossilen Diatomeen im Sediment nach [12].

Das Pollendiagramm verdeutlicht die starken Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung innerhalb der letzten 300 Jahre, was die Waldnutzungsgeschichte des Gebiets um Herrenwies [16] widerspiegelt. Intensive Nutzungen der Wälder führten zur Umwandlung des natürlichen Tannen-Buchenwalds (Pollenzonen H1 und H2A) in die heutigen durch Fichte beherrschten Forste (Zone H3B). Dies kommt in den Tiefenverläufen der Hauptbaumarten Tanne, Buche, Kiefer und Fichte deutlich zum Ausdruck. Der Wandel in der Baumartenzusammensetzung war hauptsächlich eine Folge der "Holländerhiebe" der großen Schwarzwälder Holzhandelskompanien in der 2. Hälfte des 18. Jahrhunderts. Die stark devastierten Kahlhiebsflächen wurden anschließend längere Zeit beweidet. Frost, Verunkrautung, Verdichtung sowie der selektive Viehverbiß ließen hier die Schattbaumarten Buche und Tanne kaum aufkommen, während die

Fichte mit diesen ungünstigen Standortbedingungen besser zurecht kam. Bereits vor den Holländerhieben waren die Wälder durch die zahlreichen "Waldgewerbe" (Köhlerei, Pottaschesiederei, Harzerei, Glashütten) in zunehmendem Maße genutzt worden, was bereits zu lokalen Waldverwüstungen und zu einem ersten Zurückdrängen von Buche und Tanne zugunsten von Fichte und Kiefer führte.

Auch der Einfluß der Weidewirtschaft kommt im Pollendiagramm durch den Rückgang der Baumpollen und den Anstieg der Nichtbaumpollen gut zum Ausdruck. Beweidet wurden besonders die kahlschlagene Hochflächen. Das weit verbreitete Weidbrennen verhinderte das Wiedervordringen des Waldes. Aber auch die Waldweide war weit verbreitet. Die starke Zunahme der Ericaceen im 17. und 18. Jahrhundert spiegelt die zunehmende Auflichtung und Verheidung der Landschaft wider.

Die nutzungsbedingte Veränderung der Vegetationszusammensetzung, die im Nord-schwarzwald besonders stark war, hatte aufgrund der dortigen, von Natur aus basenarmen Böden und Gesteine weitreichende ökologische Konsequenzen. Sie stand in enger Wechselbeziehung mit Veränderungen des chemischen und physikalischen Bodenzustandes. Die Umwandlung des einstigen Tannen-Buchen-Mischwalds in zwergrastrauereiche Fichtenforste sowie der nutzungsbedingte Nährstoffentzug, besonders durch die weit verbreitete Streunutzung, resultierten in einer starken Bodenversauerung (Podsolierung) und Ortsteinbildung [18, 19]. Diese Zusammenhänge wurden sehr bald erkannt und so schreibt MÜNST [18]:

*"... (es) ist der Schluß berechtigt, daß der größte Teil der Ortstein- und Missebildungen des oberen Murgtales auf die großen Waldverwüstungen zurückzuführen sind, welche im frühen Mittelalter begannen und im Jahre 1800 mit dem Waldbrand im Freudenstädter Forst ihr Ende gefunden haben, und daß nur ein Teil als die natürliche Folge klimatischer Einwirkungen sich darstellt. Bei der allgemeinen Kalkarmut der Schwarzwaldböden hat sich die Raubwirtschaft bitter gerächt. Waren ehemals die Laubhölzer durchweg den Nadelhölzern reichlich beigemischt, so schlugen die Wiederanbauversuche nach dem Brande völlig fehl infolge der Rohhumusbildung und der Versauerung des Bodens. Die ungünstigen Folgen reiner Nadelholzbestände dauern bis heute an. Fichte, Forche und Tanne vermögen der Versauerung des Bodens keinen Einhalt zu tun und die Ortsteinbildung nimmt auch jetzt noch ihren Fortgang."*

Die Nutzungen beeinflussten auch den Wasserhaushalt dieser Standorte. So beklagte v. SPOHNECK [20] zu Beginn des vorigen Jahrhunderts die zunehmende "Versumpfung" der Schwarzwalddhöhen. Kahlschläge und starkes Verlichten der Wälder durch Waldweide oder Streunutzung begünstigen die primär topo- und lithogen angelegte Tendenz zur Stagnovergleyung. Als Ursache dafür kann der verringerte Wasserverbrauch der Bestockung gelten. Möglicherweise förderte die Beweidung durch Gefügerstörung und mechanische Verdichtung die Vernässung ebenfalls (vgl. 21). Die Vernässung hatte sicherlich eine Verschlechterung des Humuszustands zur Folge.

Diese Entwicklungen haben offensichtlich auch zu einer allmählichen Versauerung der Oberflächengewässer geführt. Pedogene oder lithogene Stauhohizonte (z.B. Eisenbändchen, vgl. [22, 24] bzw. Tonlinsen im Oberen Buntsandstein, vgl. [21]) dürften in entsprechenden Gebieten schon immer eine oberflächennahe laterale Entwässerung bedingt haben. Allerdings können nutzungsbedingte Bodenverdichtung und Vernässung zu einer Zunahme der lateralen Entwässerung geführt haben. Überwiegendes Fließen in den degradierten sauren Oberböden wirkt sich aber stark auf die chemische Zusammensetzung des Abfließwassers aus. Der Chemismus vieler Gewässer im Nordschwarzwald wird heute deutlich durch Ionenaustausch- und Komplexierungsprozesse in den stark sauren Oberböden in Verbindung mit lateralem oberflächennahen Abfluß bestimmt [2 - 5]. So treten tiefe pH-Werte und hohe Al-Konzentrationen immer mit erhöhten Werten für DOC und Färbung auf (vgl. Tab. 1). Der pH-Wert im Herrenwieser See muß nach der Diatomeen-Rekonstruktion [12, 13] mit Werten um pH 5 auch von Natur aus bereits sehr tief gewesen sein. Stellt man die pH-Wert-Geschichte (Abb. 1b) dem Pollendiagramm (Abb. 1a) gegenüber, so zeigt sich, daß der ab ca. 12 cm Tiefe deutlich erkennbare pH-Rückgang bereits über 100 Jahre vor der Industrialisierung begann. Diese frühe Versauerung des Herrenwieser Sees ist somit auf nutzungsbedingte Veränderungen im Einzugsgebiet und nicht auf den Eintrag anthropogener Luftschadstoffe zurückzuführen.

Eine weitere pedogene Beeinflussung der chemischen Zusammensetzung von Oberflächengewässern dürfte sich aus dem verstärkten Abbau der mächtigen Naßhumusdecken im Nordschwarzwald ergeben. JAHN [22, 25] stellte diesen "Humusschwund" bereits zu Beginn der fünfziger Jahre fest und führte ihn auf klimatische Ursachen (extreme Trockenjahre) zurück. Auch ein Zusammenwachsen der Wälder und ein damit erhöhter Wasserverbrauch oder Meliorationsmaßnahmen mögen dafür verantwortlich sein (vgl. 23). Der Rückgang der Staunässe und die damit einsetzende bessere Bodendurchlüftung hat die Mineralisierung und die Nitrifikation in diesen Böden angekurbelt. Dort, wo JAHN den verstärkten Humusabbau beschrieb, finden sich höhere  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen im Oberflächenwasser als in anderen Teilen des Schwarzwalds. Dies wird auch aus einem Vergleich von Feldsee und Herrenwieser See (Tab. I) deutlich. Da bei der Nitrifikation Protonen gebildet werden, die in den stark sauren, sandigen Buntsandstein-Böden kaum abgepuffert werden, sind Mineralisierungsprozesse sicherlich auch an der jüngsten Gewässerversauerung mitbeteiligt.

### 3.2. Feldsee

Der Anteil an mineralischem Detritus im Feldseesediment ist wesentlich höher als im Sediment des Herrenwieser Sees. Das Sediment läßt sich als "Feindetritusmudde" klassifizieren und ist durch mehrere Fazieswechsel gekennzeichnet. Für den Feldsee ergibt sich eine deutlich höhere Sedimentakkumulation, weshalb der Kern auch nur die letzten ca. 400 Jahre umfaßt. Als durchschnittliche Sedimentationrate der obersten 20 cm lassen sich  $1.9 \text{ mm.a}^{-1}$  angeben.

Das Pollendiagramm (vgl. [10], hier aus Platzgründen hier nicht wiedergegeben) spiegelt eine im Vergleich zum Herrenwieser See wesentlich geringere Veränderung in der Vegetationszusammensetzung wider. Die Fichte war aufgrund ihres östlich des Feldbergs natürlichen Vorkommens bereits schon früher in höheren Anteilen vertreten. Im Gegensatz zum Nordschwarzwald ist im Südschwarzwald der Anteil an Laubwald auch heute wesentlich höher. So finden wir im Einzugsgebiet des Feldsees einen naturnahen Bergahorn-Buchen-Mischwald. Im Einzugsgebiet des Feldsees war die Waldnutzung in den vergangenen Jahrhunderten weit weniger intensiv als im Einzugsgebiet des Herrenwieser Sees (vgl. [26]). Aufgrund der basenreicheren, lehmig verwitternden Böden aus Gneis-Fließerden haben sich auch kaum Podsole ausgebildet. Diese naturräumlichen und nutzungsgeschichtlichen Unterschiede dürften den Grund darstellen, warum sich der pH-Wert im Feldsee im Gegensatz zum Herrenwieser See in den letzten Jahrhunderten nicht geändert hat.

### 4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

Die aktuellen tiefen pH-Werte vieler Gewässer im Nordschwarzwald können nicht das Ergebnis der atmosphärischen Säureinträge der letzten wenigen Jahrzehnte sein. Nach der Rekonstruktion der Versauerungsgeschichte des Herrenwieser Sees war der See mit pH-Werten um 5 bereits vor mehreren Jahrhunderten natürlicherweise sauer. Die dokumentierte Versauerung begann bereits 1-2 Jahrhunderte vor Beginn der Industrialisierung infolge der damaligen, tiefgreifenden anthropogenen Eingriffe in die Waldökosysteme, die zu großflächigen Waldverwüstungen, Fichtenaufforstungen und starken Bodendegradierungen (Versauerung, Rohhumusbildung, Vernässung) führten. Höhere  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen können auf einen seit Jahrzehnten beobachteten, verstärkten Abbau von Naßhumus zurückgeführt werden. Da dieser Vorgang mit Nitrifikation verbunden ist, dürfte er auch Auswirkungen auf die pH-Werte der Oberflächengewässer haben. Diese nutzungsbedingten Bodenveränderungen werden durch die in den letzten Jahrzehnten gestiegenen atmosphärischen Stoffeinträge überlagert. Daß der Feldsee im Vergleich zum Herrenwieser See nicht versauert ist, kann nicht mit unterschiedlichen, aktuellen atmosphärischen Einträgen erklärt werden. Der Stoffeintrag mit dem Niederschlag ist in beiden Gebieten annähernd gleich und verglichen mit anderen Gebieten in Mitteleuropa eher gering [4]. Vielmehr müssen hierzu Unterschiede in den Gewässereinzugsgebieten (Böden und ihre Ausgangsgesteine, Vegetationszusammensetzung, hydrologische Fließwege) und besonders Unterschiede in der Nutzungsgeschichte herangezogen werden.

## 5. Danksagung

Das Forschungsprojekt "Versauerung und Schwermetalleintrag in Seen des Schwarzwalds" wurde gemeinsam von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften und dem Land Baden-Württemberg durch das "Europäische Forschungszentrum für Maßnahmen der Luftreinhaltung (PEF)" am Kernforschungszentrum Karlsruhe gefördert. Besonders danken wir Herrn Prof. Dr. G. Lang (Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern) für die Betreuung der Pollenanalyse, Herrn G. Brahmer für die Mithilfe bei den oft schwierigen Geländearbeiten, sowie Herrn Dr. A. Mangini (Institut für Umweltphysik der Universität Heidelberg) für die Durchführung der radiometrischen Datierungen.

## Literatur

- [1] Umweltbundesamt: 1984, *Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland*, UBA-Materialien 1/84, 1-462.
- [2] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H. und BRAHMER, G.: 1985, *Naturwissenschaften* 72, 268-270.
- [3] FEGER, K.H. und BRAHMER, G.: 1986, *Water, Air Soil Poll.* 31, 257-265.
- [4] FEGER, K.H.: 1986, *Freiburger Bodenkundl. Abh.* 17, 1-253.
- [5] FEGER, K.H. und Brahmer, G.: 1987, *International Symposium on Acidification an Water Pathways, Bolkesjø/Norwegen*, 4.-8.5.1987, Bd II 23-32.
- [6] ULRICH, B. und MATZNER, E.: 1983, *Abiotische Folgewirkungen der weiträumigen Ausbreitung der Luftverunreinigungen*, Umweltforschungsplan des Bundesministers des Innern, 1-221.
- [7] SCHOEN, R.; WRIGHT, R.F. und KRIETER, M.: 1984, *Naturwissenschaften* 71, 95-97.
- [8] HAUHS, M.: 1985, *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 41, 485-597.
- [9] AXELSON, V. und HAKANSON, L.: 1978, *J. Sediment. Petrol.* 48, 630-633.
- [10] ZEITVOGEL, W.: 1985, Diplomarbeit (unveröffentlicht) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg i.Br.
- [11] ELSTER, H.J.: 1955-1962, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 22, 24, 25.
- [12] STEINBERG, C.; ARZET, K. und KRAUSE-DELLIN, D.: 1984, *Naturwissenschaften* 71, 631-634.
- [13] STEINBERG, C. und ARZET, K.: 1984, *UBA Materialien* 1/84, 136-147.
- [14] TROELS-SMITH, J.: 1955, *Danmarks Geologiske Undersøgelse* IV/3, 10, 41-73.
- [15] MERKT, J.; LÜTTIG, G. und SCHWEEKLOTH, H.: 1971, *Geol. Jb.* 89, 607-623.
- [16] HASEL, K.: 1944, *Forschungen zur dt. Landeskunde* 45, Leipzig.
- [17] HAUSBURG, H.: 1967, *Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 17, 3-22.
- [18] MÜNST, M.: 1910, *Mitt. d. Geol. Abt. d. Königl. Statist. Landesamtes* 8, Stuttgart.
- [19] RIEK, G.: 1953, *Neues Jb. Geol. Paläontol. Abh.* 97, 402-462.
- [20] SPOHNECK, C.F., Reichsgraf v.: 1807, *Neues Forst-Archiv (Ulm)* 13, 118-132.
- [21] SCHWEIKLE, V.: 1971, *Dissertation Universität Hohenheim*, 1-103.
- [22] JAHN, R.: 1957, *Mitt. Ver. Forstl. Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 6, 39-55.
- [23] REHFUESS, K.E.: 1981, *Waldböden*, Pareys Studentexte 29, 1-192.
- [24] STAHR, K.: 1973, *Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart N.F.* 69, 85-183.
- [25] JAHN, R.: 1953, *Allg. Forstz.* 50, 554-557.
- [26] BRÜCKNER, J.: 1970, *Dissertation Universität Freiburg i.Br.*, 1-174.

Löslichkeit anthropogen, pedogen und geogen angereicherter Schwermetalle.

Lassen sich die unterschiedlichen Formen der Schwermetallanreicherung im Boden kennzeichnen ?

von

Filipinski, M., Pluquet, E. und Kuntze, H.<sup>+</sup>

1. Einleitung

Die häufigsten Ursachen der Schwermetallanreicherung im Boden sind auf menschliche Aktivitäten zurückzuführen. Dazu zählen folgende Immissionen: Klärschlammausbringung, Verkehr, Abwasserverrieselung usw.

Durch pedogene und geologisch bedingte Prozesse wie z.B. Stofftransport und Vererzung können Schwermetalle in die Böden gelangen und dort in einer Höhe angereichert werden, die weit über den kritischen Gehalten liegt. Im Zuge des Erzabbaus und der damit verbundenen Emmissionen werden diese Schwermetallverbindungen oft umgewandelt und weiträumig verteilt.

Somit werden neben den anthropogenen auch geogene (lithogen und pedogen) Formen der Schwermetallakkumulation im Boden vorgefunden.

Im Rahmen eines vom UBA (Berlin) finanzierten Gemeinschaftsprojektes der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik soll unter anderem versucht werden, die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen unterschiedlicher Herkunft und Anreicherungsart zu beschreiben.

2. Material und Methoden

Es wurden Böden aus Gefäßversuchen mit verschiedenen Extraktionsmethoden auf lösliche Schwermetallfraktionen untersucht. Im ersten Gefäßversuch wurden 6 überdurchschnittlich geogen mit Schwermetallen angereicherte Böden, die aus verschiedenem Ausgangsgestein hervorgegangen sind, horizontweise (A, Bv und Cv) mit je einem Schwermetalloxid - als typische Bindungsform anthropogen angereicherter Schwermetalle - zusätzlich belastet (s.Tab.1.).

Die horizontweise Versuchsanlage diente der Differenzierung der Belastungsart von Schwermetallen; denn in den A - Horizonten

---

<sup>+</sup> Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46/50,  
2800 Bremen

(Oberböden) ist zusätzlich zur lithogenen Anreicherung mit einer anthropogenen Schwermetallmischbelastung aufgrund der Emissionen und Immissionen zu rechnen; dagegen herrschen im Bv pedogene und Cv lithogene Schwermetallanreicherung vor.

Im zweiten Gefäßversuch wurde ein unbelastetes Substrat ( Löß) mit Cd in vier verschiedenen Bindungsformen angereichert: eine in Immissionen vorherrschende, anthropogene als Cadmiumoxid, zwei pedogene (Cd aus dem Ah und Bv einer Braunerde aus devonischen Kalken) und eine lithogene (Gesteinsmehl aus Dev. Kalken).

Es wurden mit 0,1m  $\text{CaCl}_2$  - (MERKEL & KÖSTER 1976 ), DTPA - (NORVELL & LINDSAY 1978) und - Doppelsäure (Gemisch aus 0,05m HCl und 0,125m  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ; PERKINS 1970 ) - Extraktionen lösliche Schwermetallanteile bestimmt und ins Verhältnis zu den Gehalten aus dem Königswasserauszug gesetzt.

Der königswasserlösliche Schwermetallanteil dieser Böden entsprach den Totalgehalten, da in den carbonatischen Ausgangsgesteinen der Böden kaum Unterschiede zwischen den Gehalten im Königswasserauszug und denen im Druckaufschluß mit Flußsäure nach JACKSON ( 1958; zit. in PAGE, 1982) zu verzeichnen waren.

### 3. Ergebnisse

Die Extraktionsversuche ergaben, daß der lösliche Anteil der als Oxide zugeführten Schwermetalle mit Ausnahme des Chrom deutlich höher war als bei den aus der geogenen Ausgangsbelastung. Es traten erhebliche Unterschiede zwischen den Extraktionsmethoden auf.

Die Doppelsäure - und  $\text{CaCl}_2$  - Methode waren zur Kennzeichnung dieser Löslichkeitsunterschiede nur bedingt geeignet.

In Bodenhorizonten mit pH - Werten  $> 7$  war die Doppelsäure - Methode wegen der Lösungsungleichgewichte nicht geeignet.

Die oxidisch gebundenen (anthropogen angereicherten ) Schwermetalle liessen sich mit der  $\text{CaCl}_2$  - Methode zu einem höheren Anteil mobilisieren.

Jedoch waren in Böden mit pH - Werten über 7 die Löslichkeitsunterschiede so gering, daß Differenzierungen hinsichtlich der Anreicherungsform nur unter Vorbehalten möglich waren. Die in der Flamme ( AAS ) gemessenen Schwermetallgehalte bewegten sich an der Nachweisgrenze.

Mit der DTPA - Lösung war eine Abgrenzung zwischen den anthropogen und den geogen angereicherten Schwermetallen am deutlichsten



erreichbar.

Der Anteil der ersteren Fraktionen lag in der Regel bei über 50 % des Königswasserauszuges und der letzteren um den Faktor 2 bis 3 niedriger. Elementspezifische Unterschiede konnten deutlich hervorgehoben werden.

Der lösliche Zn - Anteil betrug bei den geogen angereicherten Bindungsformen maximal 10 % des KW - Auszuges und nahm in der Regel von den A - zu den C - Horizonten ab.

Dagegen lag er beim zugeführten Zn (oxidisch gebunden) bei über 50 %.

Der DTPA - lösliche Cu -Anteil lag bei lithogener Anreicherung bei ca. 20 % der Königswasserauszuges. Es war ebenfalls eine Abnahme der Löslichkeit von den oberen zu den unteren Bodenhorizonten zu beobachten.

Das oxidisch gebundene Cu war um den Faktor 2 besser löslich. Das geogen angereicherte Blei ließen sich zu ca.30 % des KW - Auszuges lösen.

In einem Fall - dem Ah der Braunerde aus Tonschiefer - fiel der DTPA - lösliche Anteil relativ hoch aus, s. Abb.1.

In anderen Bodenhorizonten mit pH - Werten unter 7 bewegte sich der DTPA - Anteil um 30 % des Königswasserauszuges. Eine anthropogene Zusatzbelastung aufgrund früherer Bergbautätigkeit wird hierbei nicht ausgeschlossen.

Wie das Blei so war auch das Cd zu ca. 30% der KW - Extraktion löslich.

KHAN & FRANKLAND ( 1984) wiesen nach, daß als Oxid und Sulfat zugeführtes Pb und Cd sich mit EDTA - Lösung zu wesentlich höheren Anteilen der Gesamtgehalte als in den Böden aus ehemaligen Erzabaugebieten in England bestimmen liessen.

Bei geringen Cd - Gehalten im Boden war dieses Differenzieren nicht mehr so deutlich möglich, da auf Grund der Inhomogenität des Bodenmaterials sich 50 % und mehr des Cd mit der DTPA - Methode lösen liessen, s. Tab. 2.

Große Streubreite der Gehalte, insbesondere bei geringer Anreicherung, war allgemein zu beobachten.

#### Zusammenfassung:

Die oxidisch gebundenen Schwermetalle wiesen höhere Löslichkeit als die aus der Grundbelastung (pedogen und lithogen) auf. Mit DTPA - Lösung konnten diese Unterschiede am deutlichsten hervorgehoben werden.

Beim Element Chrom war die vorgestellte Unterscheidung hinsichtlich der Löslichkeit nicht möglich.

Literatur

KHAN, D. H. und FRANKLAND, B. (1983): Chemical Forms of Cd and Pb in some contaminated soils. - Environ. Pollut. (Ser. B) 6, 15 - 31

LINDSAY, W. L. und NORVELL, W. A. (1978): Development of a DTPA soil test for Zn, Fe, Mn and Cu. - Soil Sci.Soc.,Am.J. 42, 421 - 428

MERKEL, D. und KÖSTER, W. (1976): Der Nachweis einer Zinktoxizität bei Kulturpflanzen durch die Bodenuntersuchung mit Hilfe der  $\text{CaCl}_2$  - Methode. - Landwirtsch.Forsch. Sh. 33/I, 274 - 281

PAGE, A. L. (HRSG.) (1982): Methods of soil Analysis. Part 2 - Chemical and microbiological properties. - 2. Edition. Madison, Wisconsin USA

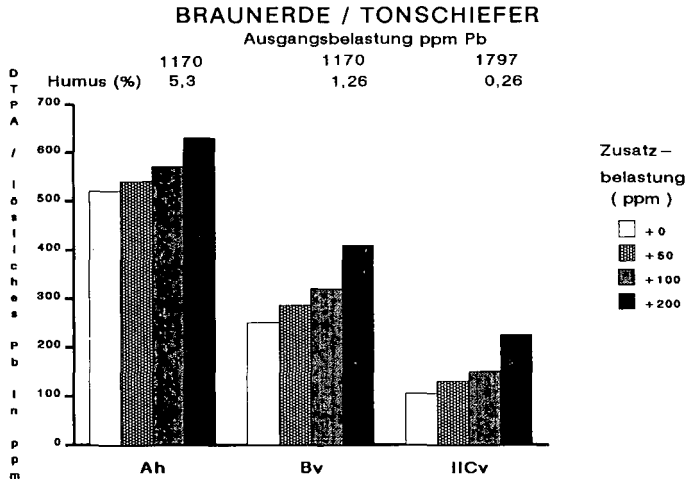
PERKINS, H. F. (1970): A rapid method for evaluating the zinc status of Coastal Plain soils. - Soil Sci. Plant Anal. 1, 35 - 42

Tab. 1: Charakterisierung der Böden des Gefäßversuches

Ausgangsgestein	Bodenhorizont	KAK*	pH**	Schwermetalle ppm***
Kupferschiefer	Ah	20,7	5,6	543
	Bv	13,6	5,1	635 (Kupfer)
	IICv	5,7	6,1	398
Zechstein	Ap	18,8	7,4	580
	Bcv	16,0	7,5	489 (Zink)
	IICv	7,2	7,9	593
Oberer Muschelkalk	Ap	30,5	7,2	10,8
	Bv	28,7	7,3	14,8 (Cadmium)
	Cv	24,7	7,4	12,8
Devonischer Kalk (Oberdevon)	Ah	25,3	7,1	7552
	Bv	21,2	7,2	6445 (Blei)
	Cv	9,8	7,8	3112
Lias	Ah	32,5	5,5	277
	Bv	27,7	4,9	328 (Chrom)
	Cv	11,6	7,6	274
Tonschiefer (Devon)	Ah	25,6	5,6	1170
	Bv	14,9	7,3	1170 (Blei)
	IICv	7,6	7,6	1797

Grenzwerte für Böden der KSVO Cd 3 Cr 100 Cu 100 Pb 100 Zn 300 (ppm)

\* meq/100g Boden  
 \*\* 0,01M  $\text{CaCl}_2$   
 \*\*\* Königswasserauszug



**Abb. 1:** Löslichkeit des Bleis aus der Ausgangs- und Zusatzbelastung ( geogene und anthropogene Anreicherung)

**Tab. 2:** Extraktionsmethoden zur Bestimmung der Löslichkeit unterschiedlicher Bindungsformen des Cadmiums

Cd-Gehalte <sup>1</sup> (Kontrolle)	Bindungsform	DTPA ppm	löslich % KW	CaCl <sub>2</sub> ppm	löslich % KW
Cd 0,25 <sup>1</sup>	pedogen	0,17	85	0,01	4
-----					
Cd 1,6		0,73	45	0,06	5
Cd 2,9	pedogen	1,37	47	0,14	5
Cd 5,7	Ah-Material	2,65	46	0,30	5
-----					
Cd 1,5		0,52	34	0,03	2
Cd 2,6	pedogen	0,82	31	0,06	2
Cd 5,0	Bv-Material	1,69	33	0,13	2
-----					
Cd 1,43		0,39	27	0,03	2
Cd 2,82	lithogen	0,72	25	0,04	2
Cd 5,2	Gesteinsmehl	1,17	22	0,09	1
-----					
Cd 1,42		0,95	67	0,07	5
Cd 2,6	anthropogen	1,67	64	0,13	5
Cd 5,7	Oxid	3,46	60	0,32	5

<sup>1</sup> KW - Königswasserauszug  
<sup>2</sup> Löß



Auswirkungen pedogenetischer Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil

von

Fleige und R. Hindel \*)

Einleitung

Im Rahmen eines z.Z. laufenden Forschungsprojektes über die Empfindlichkeit der Böden gegenüber Schwermetallen ist ein Teilaspekt die Klärung der Frage, wie sich pedogenetische Prozesse auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil auswirken. Erste Ergebnisse über den Einfluß der Entkalkung, Lessivierung und Podsolierung werden vorgestellt. Untersucht wurden Böden aus Löß (Entkalkung, Lessivierung), Kalksteinverwitterung (Entkalkung) und Sand (Podsolierung). Die Bestimmung der Gesamtgehalte erfolgte im Druckaufschluß mit einem Gemisch aus HF/HClO<sub>4</sub>.

Entkalkung, Lessivierung (Löß)

Die Auswirkungen der pedogenetischen Prozesse Entkalkung und Lessivierung auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil wurden an Feuchtschwarzerden und Schwarzerde-Parabraunerden der Hildesheimer Börde untersucht. Die Feuchtschwarzerde (T) besitzt folgenden Profilaufbau: Ap 0 - 30 cm, Ah 30 - 65 cm, AhC 65 - 80 cm, lCn  $\frac{1}{2}$  80 cm. Die Tongehalte betragen im Ap und Ah ca. 23, im AhC ca. 18 und im lCn ca. 13 Gew.-%. Die Carbonatgrenze liegt bei ca. 65 cm. Die Schwarzerde-Parabraunerde (T-L) besitzt folgenden Profilaufbau: Ap 0 - 30 cm, Ah1 30 - 60 cm, Bht 60 - 90 cm, Bv 90 - 130 cm, lCn  $\frac{1}{2}$  130 cm. Die Tongehalte betragen im Ap, Ah1, Bv und lCn ca. 13 und im Bht ca. 25 Gew.-%. Die Carbonatgrenze liegt bei ca. 130 cm.

Abb. 1 enthält neben Angaben zum Profilaufbau die Zn- und Cu-Verteilung. Die T enthält die höchsten Zn-Gehalte im Ap. Sie nehmen über den Ah zum AhC zum lCn ab. Die Cu-Gehalte nehmen ebenfalls horizontbezogen mit zunehmender Bodentiefe ab. Zwischen Ap und Ah besteht kein Unterschied. Die Cu-Gehalte sind jedoch niedriger als die Zn-Gehalte. Bei der T-L wirkt sich die starke Profildifferenzierung, verursacht durch Entkalkung und Lessivierung, deutlich auf die Zn- und Cu-Gehalte in den einzelnen Horizonten aus. Im Ap sind erwartungsgemäß die höchsten Werte anzutreffen. Sie nehmen im Ah1 deutlich ab. Im Bht kommt es zu einer Zunahme gegenüber dem Ah1. Im Bv sind die Werte wiederum geringer als im Bht und entsprechen denen des

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

Abb.1: Zn- und Cu-Verteilung im Bodenprofil einer Feuchtschwarzerde (T) und einer Schwarzerde-Parabraunerde (T-L)

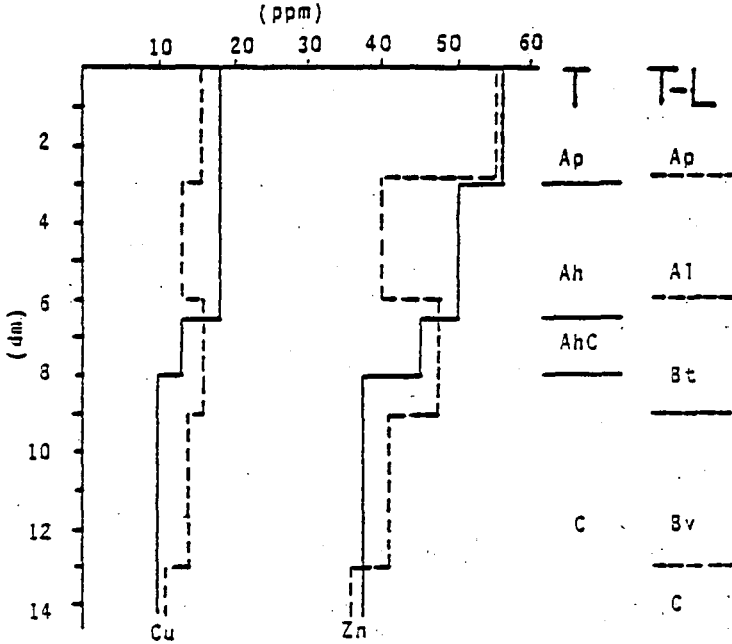
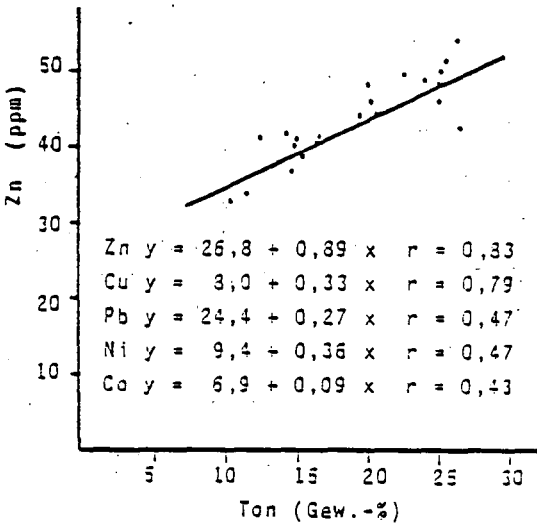


Abb.2: Beziehung zwischen Ton- und Schwermetallgehalten in Al-, Bv- und Bt-Horizonten von Parabraunerden



Ahl. Ein Vergleich der Zn- und Cu-Gehalte der Bodenprofile macht deutlich, daß der Ah der T höhere und die sich anschließenden Horizonte in der Regel geringere Gehalte aufweisen als die T-L.

Die Ergebnisse haben gezeigt, daß es im Tonverarmungshorizont der T-L gegenüber dem Ah der T zu einer Zn- und Cu-Abnahme, im Tonanreicherungshorizont zu einer Zunahme kommt. Daraus kann abgeleitet werden, daß Zn- und Cu mit dem Ton verlagert werden. Die berechneten linearen Regressionen (Abb. 2) untermauern diesen Sachverhalt mit Korrelationskoeffizienten von 0,8, d.h. daß ca. 65 % der Gesamtvarianz der Schwermetallverlagerung mit der Tonverlagerung erklärt werden kann. Es müssen demnach aber auch noch andere Faktoren für die Schwermetallverlagerung bzw. Anreicherung in Betracht gezogen werden. Die nicht tonbedingte Schwermetallanreicherung kann wie folgt erklärt werden:

1. Entkalkung des primär carbonathaltigen Lösses führt zu einer relativen Zunahme aufgrund von Substanzverlust, wie dies deutlich zwischen 1Cn und Bv der T-L zur erkennen ist.
2. Transport mit der Bodenlösung von z.B. anorganischen Schwermetallen und Zurückhaltung im Bht. Daß eine anthropogene Belastung vorliegt, zeigen die höheren Gehalte im Ap, Ah und AhC gegenüber dem carbonathaltigen 1Cn der T.

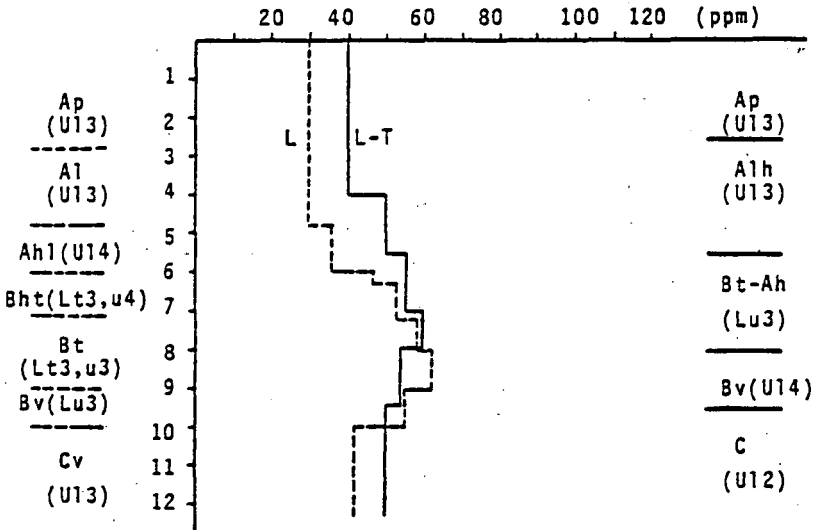
Eine endgültige Klärung, welcher Anteil pedogen oder anthropogen ist, läßt sich durch Profilbilanzen ermitteln (BLUME, 1981, BOR und KRZYŻANOWSKI 1987).

Pb und Ni zeigen nur eine schwache, Co praktisch keine Beziehung zum Ton und somit auch nicht zur Verlagerung mit dem Ton (vgl. Abb. 2). Zur Klärung der Frage, ob die Beziehung Ton - Tonverlagerung zu den verschiedenen Schwermetallen, wie bei den Hildesheimer Böden aus Löß ermittelt, generell ist, wurden eine Parabraunerde (L) und eine Parabraunerde - Schwarzerde (L-T) aus Löß aus Bayern und Hessen ausgewertet.

Die ausgewählten Bodentypen besitzen folgenden Profilaufbau: L-T: Ap, Alh, Bt-Ah, Bv, C; L: Ap, Al, Ahl, Bht, Bt, Bv, Cv. Exemplarisch wird die Ni-Verteilung im Bodenprofil dargestellt (Abb. 3). Die Ni-Gehalte sind im Ap und Al der L am niedrigsten. Mit Übergang zum Bht steigen sie kontinuierlich an und erreichen im unteren Bereich des Bt die höchsten Werte; im Bv nehmen sie zum Cv hin wieder ab. Die L-T zeigt folgende Verteilung: Die niedrigsten Gehalte sind im Ap und im oberen Bereich des Alh. Im unteren Abschnitt des Alh steigen sie kontinuierlich an bis zum unteren Bereich des Bt-Ah und nehmen dann über den Bv zum C ab. Ein ähnliches Verteilungsmuster wurde auch bei den nicht dargestellten Elementen Zn, Cu, Pb und Co ermittelt.

Ein Vergleich der beiden Bodentypen zeigt deutliche Unterschiede der Ni-Gehalte in den Horizonten. Generell besitzt die L-T bis ca. 80 cm Bodentiefe höhere, darunter (80 - 95 cm) teilweise geringere Gehalte. Im Gegensatz zu den Ergebnissen in Abb. 2 wird in diesen beiden Profilen der Einfluß der

Abb.3: Ni-Verteilung im Bodenprofil einer Parabraunerde und Parabraunerde-Schwarzerde aus Löß



Tonverlagerung auf die Ni-Verlagerung deutlich sichtbar, der bei der L im A1 bzw. Bt wesentlich stärker ausgeprägt ist als bei der L-T, wo nur eine Tonverlagerung im Ap/Ah stattgefunden hat. Aber auch der nur schwach ausgeprägte Bt-Ah der L-T weist bereits eine geringe Ni-Anreicherung auf.

Welche Ursachen begründen die ermittelten Befunde? Folgende Aufstellung enthält die Schwermetallgehalte der Löße unterschiedlicher Herkunft:

Herkunft	Horizont	Gehalte (ppm)				
		Zn	Pb	Cu	Ni	Co
Niedersachsen	lCn	37	35	11	13	7
Hessen	C	50	41	19	42	19
Bayern	Cv	62	41	19	42	15

Aus der Übersicht ist zu erkennen, daß die Löße aus Hessen und Bayern mit Ausnahme des Pb beträchtlich höhere Gehalte besitzen als die aus Niedersachsen. Dies mag eine der Ursachen sein, warum auch bei Ni und Co eine Beziehung zur Tonverlagerung gefunden wurde. Warum dies beim Pb bei Böden aus Hildesheimer Löß nicht der Fall ist, bedarf einer weiteren Prüfung.



### Entkalkung (Kalkstein)

Verwitterung und Lösung des Kalksteins führen gegenüber dem primär carbonathaltigen LÖB zu wesentlich höheren Substanzverlusten an Carbonat. Dementsprechend müssen auch die Differenzen der Schwermetallgehalte zwischen Festgestein und Lösungsrückstand Boden wesentlich größer sein.

Abb. 4 enthält die Zn-, Pb-, Cu-, Ni- und Co-Verteilung einer Braunerde aus unterem Muschelkalk mit folgendem Profilaufbau: Ah, Ah-Bv, Bv, Cn. Gegenüber dem Ausgangsgestein besitzt der steinfreie Lösungsrückstand im Bv beträchtlich höhere Gehalte als Folge der relativen Anreicherung. Beim Zn erhöhen sich die Gehalte im Bv gegenüber dem Ausgangsgestein um ca. das 6fache, beim Pb dagegen nur um ca. das 3fache, obwohl im Cn die Pb-höher als die Zn-Gehalte sind. Vermutlich handelt es sich um unterschiedliche Bindungsformen (carbonatisch, silikatisch) im Ausgangsgestein. Dieser Sachverhalt muß noch überprüft werden. Die höchsten Gehalte sind erwartungsgemäß auf Grund anthropogener Belastungen mit Ausnahme des Ni im Ah zu finden. Pb und Zn zeigen bereits erhöhte Gehalte im Ah-Bv. Sie sind beim Pb stärker ausgeprägt.

### Podsolierung (Sand)

Abb. 5 enthält die Fe-, Zn- und Pb-Verteilung eines Podsols mit folgendem Profilaufbau: Aeh, Ahe, Ae, Bsh Bs, Bvs, Cn. Die Schwermetallgehalte der Auflage-Horizonte sind nicht dargestellt. Die Podsolierung bewirkt, wie nicht anders zu erwarten, beim Fe eine deutliche Abnahme der Gesamtgehalte im Aeh, Ahe und Ae und eine deutliche Anreicherung im Bsh und Bs sowie eine verminderte Zunahme im Bvs gegenüber dem Ausgangsmaterial. Zn und Pb zeigen, wenn auch in weit abgeschwächter Form, eine ähnliche Tiefenverteilung. Jedoch müssen die Werte äußerst kritisch betrachtet werden aufgrund der geringen Gehalte im Ausgangssubstrat und der geringen Differenzen zwischen den Horizonten. Ebenso wie beim LÖB kann der pedogenetische Prozeß durch anthropogene Belastung überprägt sein, z.B. bestehen keine Unterschiede im Pb-Gehalt der Ahe, Aeh, Ae verglichen mit Bsv und Cn.

Abb.4: Schwermetall-Verteilung im Bodenprofil einer Braunerde aus unterem Muschelkalk

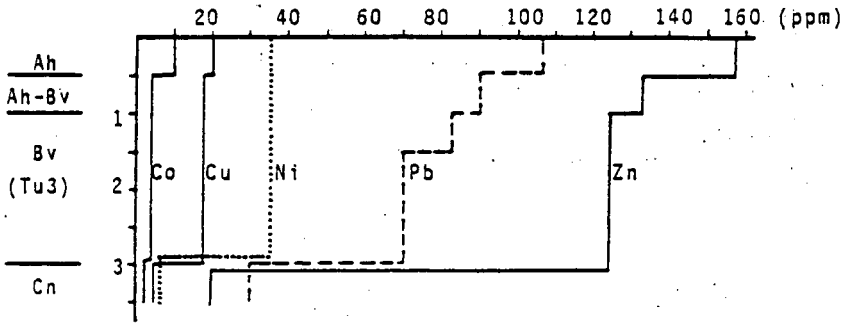
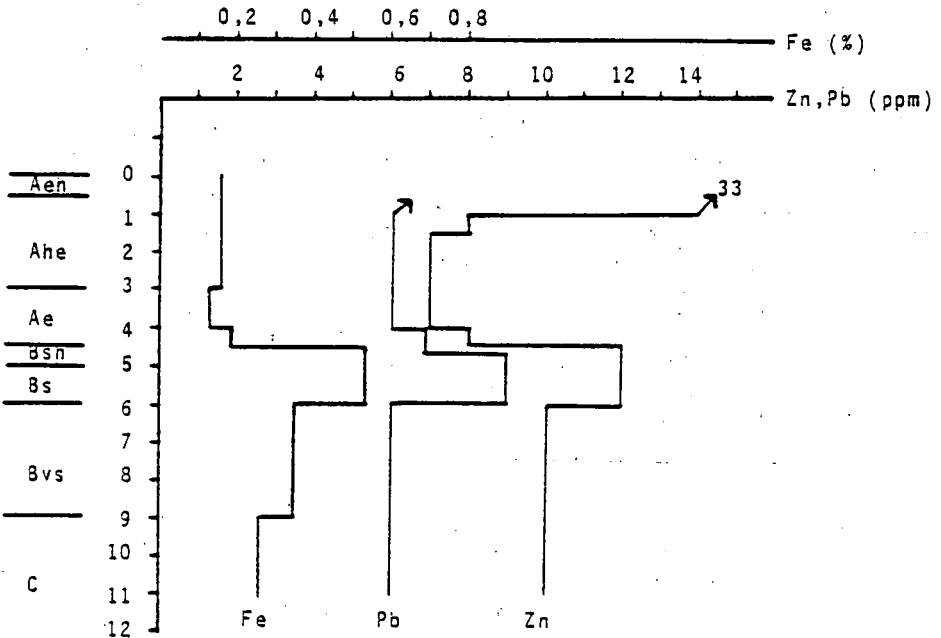


Abb.5: Fe-,Zn- und Pb-Verteilung im Bodenprofil eines Podsoles



### Zusammenfassung

An Böden aus Löß, Kalkstein und Sand wurden erste Ergebnisse über das Ausmaß der pedogenetischen Prozesse Entkalkung, Lessivierung und Podsolierung auf die Schwermetallverteilung im Bodenprofil dargestellt und erörtert. Entkalkung von primär carbonathaltigem Löß führt zu einer relativen Schwermetallanreicherung. Die Gehalte erhöhen sich auf Grund des geringen Substanzverlustes nur geringfügig. Verwitterung und Lösung von Kalksteinen führt gegenüber carbonathaltigem Löß zu beträchtlichen Substanzverlusten. Im Lösungsrückstand Boden kommt es gegenüber dem Ausgangsgestein zu einer starken Erhöhung der Schwermetallgehalte. Lessivierung bedeutet Abreicherung bzw. Anreicherung von Ton und der am Ton gebundenen Schwermetalle. Die untersuchten Löße besitzen unterschiedliche geogene Grundgehalte, was sich auf die Verteilung auswirkt. Podsolierung zeigt nur in der Tendenz eine Schwermetallverlagerung (Zn, Pb).

### Literatur

- Blume, H.-P., 1981: Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus nordischem Geschiebemergel, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 156-163.
- Bor, J. und Krzyzanowski, J., 1987: Rechenmodelle zur Schwermetallbilanzierung in Böden. Mainzer geowiss. Mitt. 16, 307-326.

---

Wir danken dem Umweltbundesamt für die finanzielle Unterstützung.



Aluminiumformen in sauren Waldböden Nordwest-Deutschlands und  
Al-Anreicherung in den Fein- und Schwachwurzeln von Waldbäumen

von

Frank, U. \*)

Einleitung

Sinkt der pH-Wert der Bodenlösung unter 5, so werden aus Tonmineralen und Restgittern primärer Silikate Al-Ionen freigesetzt (ULRICH, 1981). Diese verdrängen Alkali- und Erdalkali-Ionen von den organischen und mineralischen Austauschern oder werden von der organischen Festsubstanz in nicht austauschbarer Form gebunden (NÄTSCHER und SCHWERTMANN, 1985). Nur ein verhältnismäßig geringer Anteil der durch Pufferreaktionen freigesetzten Al-Ionen verbleibt in der Bodenlösung und wird dort bei Anwesenheit von gelösten organischen Substanzen zum Teil in sehr großem Umfang von diesen komplexiert (DAVID und DRISCOLL, 1984; KÖNIG, 1985). Durch die Bindung in metallorganische Komplexe werden die Al-Ionen maskiert und dadurch ihre seit langem bekannte schädigende Wirkung auf Pflanzen und Edaphon stark vermindert (BARTLETT und RIEGO, 1972).

Die Verfügbarkeit des Al für die Wurzeln wird durch dessen lösliche und austauschbar gebundene Anteile bestimmt; ökotoxikologisch bedeutsam sind jedoch nur die in Lösung befindlichen ionaren Al-Spezies. Somit muß der komplexierenden Eigenschaft der organischen Fest- und Lösungsphase eine Schlüsselrolle für das Auftreten von toxischen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung beigegeben werden.

Material und Methoden

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um einen aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm gebildeten Gley-Podsol der Oldenburger Geest, einer aus fluvio-glazialen Sanden entwickelten Podsol-Braunerde der Wesermünder Geest und einer sauren Parabraunerde des Lübecker Lößlandes. Die Bodenproben wurden nach pedogenetischen Gesichtspunkten aus den einzelnen Horizonten entnommen und im Perkolationsverfahren mit 1 mol/l  $\text{NH}_4\text{Cl}$ - und 0,33 mol/l  $\text{CuCl}_2$ -Lösung einem Kat-

---

\*) Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

ionenaustausch unterzogen.  $\text{NH}_4$ -Ionen verdrängen Al und andere Kationen von den Oberflächen der Austauscher, während Cu-Ionen, die stark komplexiert werden, zusätzlich die nicht austauschbar gebundenen, organisch komplexierten Al-Ionen freisetzen (NÄTSCHER und SCHWERTMANN, 1985). Die Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) wurde in der von MEIWES et al. (1984) beschriebenen Weise gewonnen, und das in der GBL gelöste Al nach der DRISCOLLSchen Kationenaustauschermethode (1984) in labile und nicht labile Spezies, d.h. in schnell reagierende, überwiegend anorganische ( $\text{Al}_{\text{anorg}}$ ) und langsam reagierende, überwiegend organische ( $\text{Al}_{\text{k}}$ ) Bindungsformen getrennt.

Neben den Bodenproben wurden horizontweise Fein- und Schwachwurzelpfenproben entnommen und mit einem Gemisch aus Salpeter- und Perchlorsäure (7:1) in einem Thermoblock feucht verascht.

Der Kohlenstoffgehalt in der Bodenfest- und Bodenlösungsphase wurde mit einem C/N-Analyser gemessen. Die Kationen-Bestimmung erfolgte mittels Atomabsorptionsspektrometrie (Flammentchnik).

### Ergebnisse und Diskussion

Die bodenchemischen Daten in Tabelle 1 und 2 zeigen, daß die Zusammensetzung des Kationenbelags und der gelösten Kationen in den untersuchten Böden bereits stark von Pufferreaktionen mit Al-Verbindungen beeinflusst wird. In allen drei Böden werden Al-Sättigungen von ca. 80% erreicht (s. Tab. 1), in denen sich die hohen Al-Anteile an der Äquivalentsumme der Kationen in der GBL mit ca. 60% widerspiegeln (s. Tab. 2). Entsprechend sind die Äquivalentanteile der basischen Kationen an den Austauschern und in der Bodenlösung zurückgegangen.

Tab. 1: Kationenäquivalentanteile an der Summe der austauschbar gebundenen Kationen (Kationensättigung) in den Horizonten eines Gley-Podsols, einer Podsol-Braunerde und einer Para-brauerde

Bodentyp	Horiz.	Tiefe cm	Kationen $\sum$ $\mu\text{mol l\AA/g TB}$	Kationensättigung								Humusgehalt Z d. TB	pH(GBL)	pH( $\text{CaCl}_2$ )
				$\chi_{\text{Ca}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{Mg}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{K}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{Na}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{Al}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{Fe}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{Mn}}^{\text{S}}$	$\chi_{\text{H}}^{\text{S}}$			
Gley-Podsol	O <sub>gh</sub>	0-5	152,4	71	16	4	2	5	1	1	37,7	4,1	3,1	
	A <sub>h</sub>	5-18	57,3	59	14	5	2	18	1	1	26,2	3,6	2,8	
	A <sub>e</sub>	18-33	10,6	18	15	8	12	42	5	0	0,3	4,1	3,3	
	B <sub>h</sub>	33-45	33,9	12	8	3	2	69	6	0	1,1	4,1	3,4	
	B <sub>a</sub>	45-60	45,7	9	7	2	2	75	4	0	0,9	4,4	3,7	
	C <sub>o</sub>	60-80	81,0	76	17	2	2	0	1	2	0,4	5,0	4,1	
	C <sub>or</sub>	80-	103,5	81	14	2	3	0	0	0	0,3	6,3	5,6	
Podsol-Braunerde	O <sub>gh</sub>	0-10	70,7	26	26	10	3	32	3	0	79,2	4,0	2,9	
	A <sub>he</sub>	10-30	42,9	4	5	2	2	83	4	0	2,8	4,2	3,0	
	B <sub>v</sub>	30-55	45,5	5	5	2	2	83	3	0	2,7	4,5	3,5	
	C <sub>v</sub>	55-74	12,1	21	17	7	6	44	5	0	0,3	4,7	4,3	
	C	74-	8,3	17	14	7	8	47	6	0	0,2	4,7	4,3	
	Para-brauerde	O <sub>gh</sub>	0-5	192,4	68	9	3	2	13	2	3	47,9	3,8	3,1
A <sub>h</sub>		5-10	98,4	20	6	3	2	66	2	1	13,7	3,9	3,1	
A <sub>h</sub> /A <sub>1</sub>		10-15	79,9	9	5	3	2	79	3	0	4,8	4,1	3,3	
A <sub>1</sub>		15-35	42,8	7	7	4	3	78	1	0	1,0	4,3	3,9	
B <sub>t</sub>		35-60	71,9	6	4	3	2	84	1	0	0,5	4,0	3,7	
B <sub>v</sub> /S <sub>w</sub>		60-	76,3	4	4	2	1	88	1	0	0,2	4,1	3,7	

Tab. 2: Kationäquivalentanteile in den Gleichgewichtsbodenlösungen (GBL) der Horizonte eines Gley-Podsols, einer Podsol-Braunerde und einer Parabraunerde

Bodentyp	Horiz.	Tiefe cm	Kationen $\sum$ $\mu\text{mol IA/l}$	Äquivalentanteile in der GBL								Ca/Al <sub>t</sub> (G3L) mol/mol	Humusgehalt % d. TB	pH(GBL)
				$x_{Ca}^L$	$x_{Mg}^L$	$x_{K}^L$	$x_{Na}^L$	$x_{Al}^L$	$x_{Fe}^L$	$x_{Mn}^L$				
Gley-Podsol	O <sub>fh</sub>	0-5	5192	35	14	30	14	5	1	1	9,92	37,7	4,1	
	A <sub>h</sub>	5-18	3236	41	14	22	9	11	2	1	5,29	26,2	3,6	
	A <sub>e</sub>	18-33	460	23	14	15	14	30	3	1	1,14	0,3	4,1	
	B <sub>h</sub>	33-45	988	12	8	10	6	63	1	0	0,30	1,1	4,1	
	B <sub>h</sub>	45-60	660	25	16	17	8	31	2	1	1,20	0,9	4,4	
	C <sub>o</sub>	60-80	1085	53	22	1	19	0	1	4	-	0,4	5,0	
	C <sub>or</sub>	80-	2324	65	29	1	5	0	0	0	-	0,3	6,3	
Podsol-	O <sub>fh</sub>	0-10	6200	32	15	28	16	5	4	0	8,80	79,2	4,0	
	A <sub>he</sub>	10-30	516	16	8	6	8	58	4	0	0,41	2,8	4,2	
	B <sub>v</sub>	30-55	352	25	14	3	11	43	5	0	0,69	2,7	4,5	
	C <sub>v</sub>	55-74	131	37	25	0	21	17	0	0	3,30	0,3	4,7	
	C	74-	104	41	32	0	27	0	0	0	-	0,2	4,7	
Para-	O <sub>fh</sub>	0-5	6946	41	13	33	1	5	4	3	11,59	47,9	3,8	
	A <sub>h</sub>	5-10	1964	10	8	12	4	39	16	11	0,69	13,7	3,9	
	A <sub>h</sub> /A <sub>1</sub>	10-15	1543	18	8	17	4	31	13	9	0,69	4,8	4,1	
	A <sub>1</sub>	15-35	770	18	14	9	5	55	0	0	0,48	1,0	4,3	
	B <sub>t</sub>	35-60	661	34	19	2	7	38	0	0	1,36	0,5	4,0	
	B <sub>v</sub> /S <sub>w</sub>	60-	649	31	18	2	7	42	0	0	1,08	0,2	4,1	

Die Höhe der austauschbar gebundenen und gelösten Al-Anteile lassen neben der bekannten Abhängigkeit vom pH-Wert eine deutliche Beziehung zum Humusgehalt der Horizonte erkennen. So sind in den organischen Auflagen aller Böden und in dem sehr humusreichen A<sub>h</sub>-Horizont des Gley-Podsols die Anteile an austauschbar gebundenem Al mit 5 bis 32% und an gelöstem Al mit 5 bis 11% trotz der sehr niedrigen pH(GBL)-Werte von 3,6 bis 4,1 relativ gering, während sie in den tieferen, humusärmeren Horizonten bei ähnlich niedrigen pH-Werten stark ansteigen (s. Tab. 1 und 2).

Die vergleichsweise niedrigen Al-Anteile in den humusreichen Horizonten können einerseits auf den geringen Gehalt an silikatischen Al-Verbindungen und der erhöhten Freisetzung von Kationenbasen durch die Mineralisierung der organischen Substanz in diesen Böden zurückgeführt werden. Andererseits haben an den Böden mit CuCl<sub>2</sub> durchgeführte Extraktionen ergeben, daß in den organischen Auflagen und den humusreichen A<sub>h</sub>-Horizonten mindestens die gleiche Menge an Aluminium von der organischen Festsubstanz in nicht austauschbarer Form gebunden wird, wie an austauschbarem Al vorhanden ist. Aufgrund dieser ökologisch bedeutsamen Ergebnisse, die auch in den hohen Ca/Al<sub>t</sub>-Mol-Verhältnissen von 5,3 bis 11,6 in den Gleichgewichtsbodenlösungen aller O<sub>fh</sub>-Horizonte und des A<sub>h</sub>-Horizonts des Gley-Podsols zum Ausdruck kommen, muß der organischen Festphase eine wichtige Rolle beim Schutz vor toxischen Al-Ionen zugesprochen werden.

Die Fraktionierung des gelösten Aluminiums (Al<sub>t</sub>) in ionare (Al<sub>anorg</sub>) und organisch komplexierte (Al<sub>k</sub>) Al-Formen zeigt, daß der Anteil des durch organische Komplexbildner maskierten Al in der Bodenlösung beträchtlich ist und daher auch der organischen Lösungsphase in den untersuchten Böden eine stark schützende Funktion beizumessen ist. So liegen in den organischen Auflagen die Anteile des





Der Vergleich der  $\text{Ca}/\text{Al}_k$ - und  $\text{Ca}/\text{Al}_{\text{anorg}}$ -Mol-Verhältnisse der Bodenlösung mit den Al-Konzentrationen in den Feinwurzeln zeigt, daß in beiden Fällen eine signifikante Korrelation besteht (s. Abb. 1 und 2). Sie ist zum  $\text{Ca}/\text{Al}_k$ -Mol-Verhältnis mit einem R-Wert von  $-0,74$  jedoch deutlicher ausgeprägt als zum  $\text{Ca}/\text{Al}_{\text{anorg}}$ -Mol-Verhältnis, zu dem sie nur einen R-Wert von  $-0,54$  erreicht.

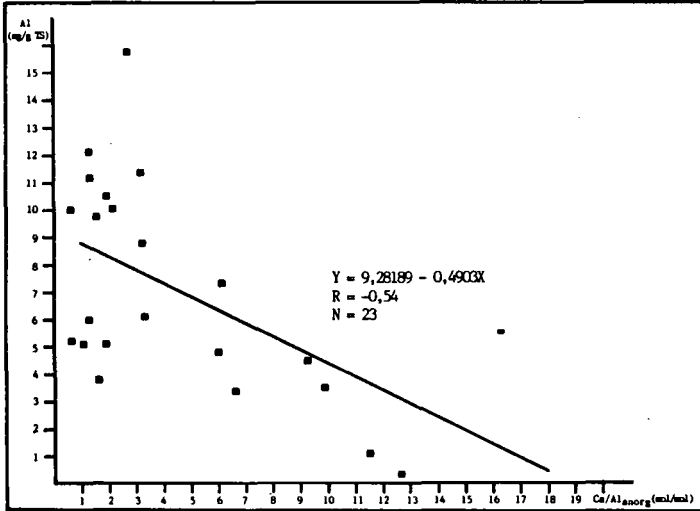


Abb. 1: Beziehung zwischen dem  $\text{Ca}/\text{Al}_{\text{anorg}}$ -Mol-Verhältnis in der Gleichgewichtsbodenlösung und der Al-Konzentration in den Feinwurzeln

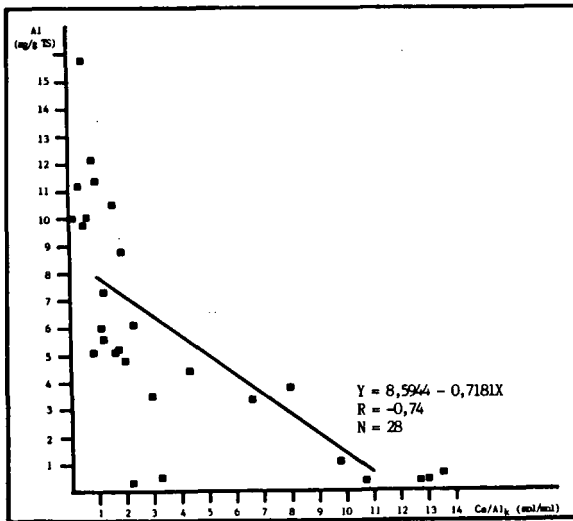


Abb. 2: Beziehung zwischen dem  $\text{Ca}/\text{Al}_k$ -Mol-Verhältnis in der Gleichgewichtsbodenlösung und der Al-Konzentration in den Feinwurzeln

Die Korrelationskoeffizienten deuten darauf hin, daß das organisch komplexierte Al von den Feinwurzeln bevorzugter aufgenommen wird, als das ionare Al. Sollte sich dieses in weiteren Versuchen bestätigen, dann verliert das Verhältnis des Calciums zum ionaren Al, das bei Anwesenheit von organischen Komplexbildnern statt des Ca/Al -Mol-Verhältnisses zur Beurteilung der Gefahr durch Al-Toxizität herangezogen wird, deutlich an Aussagekraft.

### Zusammenfassung

In den untersuchten, stark versauerten Böden (Gley-Podsol, Podsol-Braunerde und saure Parabraunerde) kommt sowohl der organischen Festphase als auch der organischen Lösungsphase eine wichtige Funktion beim Schutz vor toxischen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung zu. Anhand der Ergebnisse kann gezeigt werden, daß in humusreichen Horizonten die Al-Anteile an den Austauschern und in der Bodenlösung bei gleichstarker Versauerung bedeutend niedriger sind als in humusärmeren Horizonten. Es konnte nachgewiesen werden, daß dieses unter anderem auf die nicht austauschbare Bindung des Al durch die organische Festsubstanz zurückzuführen ist.

Die gelösten Al-Ionen werden in Abhängigkeit von der Konzentration an gelöstem organischen Kohlenstoff zum Teil in sehr großem Umfang komplexiert und damit entgiftet.

Desweiteren konnte zwischen der Al-Konzentration in den Feinwurzeln der Bäume und dem Ca/Al<sub>t</sub>-Mol-Verhältnis in der Bodenlösung eine enge Korrelation festgestellt werden, die für das Ca/Al<sub>k</sub>-Mol-Verhältnis signifikanter als für das Ca/Al<sub>anorg</sub>-Mol-Verhältnis ist.

### Literatur

- BARTLETT, R.J. and RIEGO, D.C., 1972: Toxicity of hydroxo-aluminum in relation to pH and phosphorus. Soil Sci., 114: 194-200
- DAVID, M.D. and Driscoll, C.T., 1984: Aluminum speciation and equilibria in soil solutions of a haplorthod in the Adirondack Mountains. Geoderma, 33: 297-318
- DRISCOLL, C.T., 1984: A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. Int. J. Environ. Anal. Chem., 16: 267-283
- KÖNIG, N., 1985: Molekülgrößenverteilung, Komplexierungs- und Adsorptionsverhalten natürlicher organischer Substanzen eines sauren Waldbodens und ihr Einfluß auf die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung. Mittlgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch., 43/I: 383-388
- MEIWES, K.-J., KÖNIG, N., KHANA, P.K., PRENZEL, J. und ULRICH, B., 1984: Chemische Untersuchungsverfahren für Mineralböden, Auflagehumus und Wurzeln zur Charakterisierung und Bewertung der Versauerung in Waldböden. Ber. des Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, 7: 1-67
- NÄTSCHER, L. und SCHWERTMANN, U., 1985: Aluminiumformen in Auflagehorizonten saurer Waldböden. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/I: 435-439
- ULRICH, B., 1981: Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Bodenk. u. Pflanzern., 144: 289-305

Verhalten einiger radioaktiver Isotope (freigesetzt  
durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen  
Böden Norddeutschlands

von

Giani, L. und Finke, M.\*

Während des Reaktorunfalls in Tschernobyl (UDSSR) am 26. 4. 1986 wurde eine Vielzahl von Radionukliden freigesetzt, die auch in Norddeutschland meßbar waren.

Das Verlagerungsverhalten von radioaktiven Elementen im Boden und ihre Sorptionseigenschaften sind bereits gut untersucht (vergl. Knoop & Schroeder, 1958; Schulz et al., 1960; Schröder & v. dem Busche, 1962; Schulz, 1965). Sie betreffen jedoch meist Bodeneigenschaften nach Atomwaffentests (Walton, 1963), Modellversuche (Boikat, 1982; Steffens et al., 1986) mit z.T. hohen Konzentrationen (Barber, 1964; Gebhard & Rosemann, 1984), Lagerstättentone (Tamura & Jakobs, 1960) sowie Böden anderer Klimazonen (Cline & Rickarad, 1972) und sind deshalb nicht ohne weiteres auf die Situation nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl übertragbar.

Erste Ergebnisse zum Verlagerungsverhalten der freigesetzten radioaktiven Nuklide in typischen Böden Norddeutschlands wurden bereits veröffentlicht (Giani et al., 1987). Diese Untersuchungen wurden inzwischen fortgeführt und ausgedehnt.

---

\*FB Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

Untersucht wurden je ein Marschboden, Pseudogley, Podsol und - nach Abtorfungs und Meliorationsmaßnahmen - humusreicher Podsol unter Weide, daneben auch Proben entsprechender bodentypologischer Kennzeichnung von Wald- und Ackerstandorten. Die Ermittlung ausgewählter Bodenkenwerte erfolgte mit Standardverfahren. Zur Bestimmung der Radioaktivität wurden Stechringproben in Scheiben (Subproben) geschnitten und luftgetrocknet. Zur Einhaltung der Probengeometrie für die  $\gamma$ -spektrometrischen Messungen wurden die luftgetrockneten Proben auf gleiche Höhe und Gewicht in Plastikdosen gefüllt und verschlossen. Die  $\delta$ -spektrometrischen Messungen erfolgten mit einem Reinst-Germanium-Detektor in eigenstrahlungsarmer Bleiabschirmung.

Die untersuchten Böden unterscheiden sich hinsichtlich allgemein bodenkundlicher Kennwerte insbesondere in der Korngrößenverteilung und im Humusgehalt (Tab. 1).

Die Anfangsaktivitäten, d.h. die Aktivitäten zurückgerechnet auf den Zeitpunkt ihrer Deposition, betragen im Durchschnitt  $1700 \text{ Bq/m}^2$  Cs-134,  $4300 \text{ Bq/m}^2$  Cs-137,  $8100 \text{ Bq/m}^2$  Ru-103 und  $1600 \text{ Bq/m}^2$  Ru-106. Die relativ hohen Cs-137-Aktivitäten im Boden - in der Luft war das Verhältnis von Cs-137 zu Cs-134 nach dem Reaktorunfall nur etwa 2:1 (Helmerts, 1986; Nds. Landesregierung, 1987) - deuten auf Altlasten aus Atomwaffentests früherer Jahre hin.

In den ersten drei Monaten nach dem Reaktorunfall war keine Veränderung der prozentualen Anteile der Radionuklide im Profilverlauf festzustellen (Abb. 1). Die Werte deuten darauf hin, daß die Tiefenverteilung innerhalb der ersten zwei Wochen nach dem Fallout, und damit vor der ersten Probenahme, stattgefunden hat und es anschließend zu keiner weiteren Verlagerung gekommen ist. Weiterhin zeigt Abb. 1, daß Ru im humusarmen Podsol und im Marschboden in tieferen Bodenschichten vorlag, während Cs - mit einer Ausnahme - immer zu über 90% in der obersten Subprobe anzutreffen war. Dieses Verhalten des Ru ist möglicherweise mit den besonderen perkolierenden reduzierenden Verhältnissen des Marschbodens zu erklären. Im weiteren Jahresverlauf machten die prozentualen Cs-Anteile in der obersten Subprobe des Pseudogleys unverändert über 90% aus, während bei den beiden Podsolen eine Abnahme festzustellen war. Diese leichte Abnahme läßt eine beginnende Wanderung von Cs aus dem obersten Bodenbereich vermuten.

Tab. 1. Ausgewählte Kennwerte der untersuchten Böden (A<sub>h</sub>-Horizonte)

Bodentyp	Korngrößen						Poren- volumen (%)	pH		Humus (%)	aK (mmolIÄ/100g)	KAK
	gS	mS	fs	gU (%)	mfU	T		H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>			
Podsol (humus- reich)	6	45	44	1	1	3	64	5,1	4,9	28	24	63
Podsol (humus arm)	3	40	30	17	7	6	53	5,1	4,7	2	12	31
Pseudo- gley	2	16	19	32	21	10	48	5,5	5,3	10	12	31
Marsch	-	2	8	22	46	22	67	5,8	5,7	9	27	60

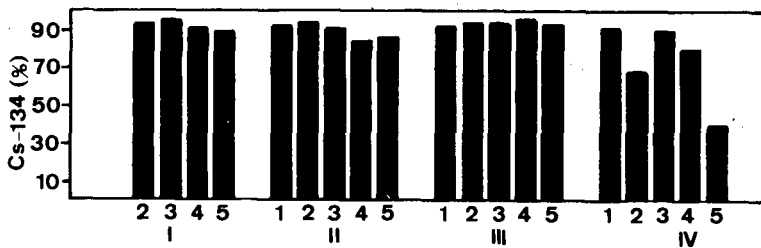


Abb. 1. Prozentuale Anteile von Cs-134 in den obersten Subproben der untersuchten Böden im Verlauf des ersten Jahres nach dem Reaktorunfall. I - humusreicher Podsol, II - humusarmer Podsol, III - Pseudogley, IV - Marsch; 1 - Mai, 2 - Juni, 3 - Juli, 4 - Oktober, 5 - April.

Der Marschboden war durch stark wechselnde Prozentanteile gekennzeichnet. Dies ist jedoch nicht durch Verlagerung, sondern eher mit Stoffumlagerung durch Viehtritt oder Turbationsvorgänge zu erklären. Die allgemein geringe Verlagerungstendenz des Cs zeigte sich auch in anderen Untersuchungen (Squire & Middelton, 1966; Cline & Rickard, 1982), wengleich sie wesentlich höhere Aktivitäten betrafen. Cs-Verlagerungen in der Größenordnung von 50 cm/Jahr (Boikat, 1982) bzw. von bis zu 50% aus dem Bereich 0-1 cm in den Bereich 1-5 cm innerhalb weniger Monate (Steffens et al., 1986) wurden in unseren Untersuchungen nicht festgestellt.

In der GBL aller untersuchten Böden konnte keine nennenswerte Aktivität gemessen werden. In über 90% der Fälle war überhaupt keine Aktivität nachweisbar.

Austauschbares Ru konnte weder mit KCl noch mit  $\text{CaCl}_2$  als Austauscherlösung nachgewiesen werden. Dies steht im Einklang mit der chemischen Verwandtschaft von Ru und Fe (Schulz, 1965). Für Cs ergibt sich erwartungsgemäß eine höhere Austauschrate mit KCl als mit  $\text{CaCl}_2$  (Tab. 2). Im bodentypologischen Vergleich der Weidestandorte zeichnen sich die Podsolstandorte - insbesondere der humusarme Podsol - durch höhere austauschbare Cs-Aktivitäten als der Pseudogley und der Marschboden aus. Die geringe Austauschrate des Cs im Marschboden stimmt mit Ergebnissen anderer Untersuchungen überein, in denen eine starke Sorption des Cs im Boden (Schulz et al., 1960; Schulz, 1965; Tamura & Jacobs, 1960) und besonders im Marschboden (Gebhard & Rosemann, 1984) festgestellt wurde.

Durch  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Behandlung wurden zusätzlich zur austauschbaren Radionuklidfraktion weitere Aktivitäten freigesetzt (Tab. 2). Diese Ergebnisse geben einen Hinweis darauf, daß die organische Substanz Cs in nicht  $\text{CaCl}_2$ - und KCl-austauschbarer Form bindet bzw. inkorporiert enthält. In weit stärkerem Maß gilt dies für Ru, das nach  $\text{H}_2\text{O}_2$ -Behandlung in relativ hohen Aktivitäten gemessen wurde, was wiederum auf der chemischen Verwandtschaft von Ru und Fe (Schulz, 1965) beruhen könnte.

Die Cs-Aktivitäten in Weidegrasproben der untersuchten Standorte ein Jahr nach dem Reaktorunfall nehmen in der Reihenfolge - humusreicher Podsol - humusarmer Podsol - Pseudogley - Marsch - ab (Tab. 3). Auffällig, und aufgrund der Ergebnisse der Bodenun-

Tab. 2. Cs-134-, Cs-137-, Ru-103- und Ru-106-Aktivitäten nach CaCl<sub>2</sub>- und KCl-Austausch und zusätzlicher H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-Behandlung

Bodentyp	Dat. d. Messung	Behandlung	Aktivität (Bq/l)			
			Cs-134	Cs-137	Ru-103	Ru-106
Podsol (humusreich)	10.02.87	CaCl <sub>2</sub>	-	3	-	-
	15.02.87	KCl	-	7	-	-
	28.01.87	KCl+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	2	14	-	-
Podsol (humusarm)	15.12.86	CaCl <sub>2</sub>	-	-	-	-
	14.12.87	KCl	10	23	-	-
	12.12.87	KCl+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	12	31	2	24
Podsol (Wald, A <sub>2</sub> -Horizont)	18.01.87	CaCl <sub>2</sub>	1	6	-	-
	17.01.87	KCl	9	27	-	-
	19.01.87	KCl+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	10	33	-	6
Pseudogley	06.02.87	CaCl <sub>2</sub>	-	-	-	-
	04.02.87	KCl	1	5	-	-
	06.02.87	KCl+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	-	7	1	20
Marsch	19.12.86	CaCl <sub>2</sub>	-	-	-	-
	16.12.86	KCl	-	1	1	-
	19.12.86	KCl+H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	-	2	-	13

Tab. 3. Cs-Aktivitäten in Weidegras - ein Jahr nach dem Reaktorunfall

Bodentyp	Cs-Aktivität (Bq/kg)		Transferfaktor
	Weidegras	Boden	
Podsol (humusreich)	34; 53	528	0,064; 0,1
Podsol (humusarm)	4; 6	197; 201	0,02; 0,03
Pseudogley	6; 13	335	0,018; 0,039
Marsch	1; 2	732	0,001; 0,003

tersuchungen nicht unmittelbar zu erwarten, sind die hohen Aktivitäten in Pflanzenproben des humusreichen Podsol, die ebenfalls mit relativ hohen Aktivitäten in der Milch der dort weidenden Kühe korrelieren (Radioaktivitätsmeßstelle Universität Oldenburg, pers. Mitt.). Möglicherweise steht dies in Zusammenhang mit der Beschaffenheit der und/oder dem hohen Anteil an organischer Substanz, die bezüglich Cs besondere Bindungsmechanismen besitzen könnte.

- Barber, D.A. (1964): Influence of soil organic matter on the entry of Cesium-137 into plants. *Nature* **204**, 1326-1327
- Boikat, U. (1982): Transfer von Cäsium vom Boden zur Vegetation auf Dauerweiden im Marschengebiet der Wesermündungsregion. Diss. Universität Bremen
- Cline, J.F. & W.H. Rickard (1972): Radioactive Strontium and Cesium in cultivated and abandoned field plots. *Health Physics Pergamon Press* **23**, 317-324
- Gebhardt, H. & V. Rosemann (1984): Cesium- und Strontiumaustauscheigenschaften von Marschböden. *Z. Pflanzenernähr. und Bodenk.* **147**, 592-603
- Giani, L., Gebhardt, H., Gusy, W. & H. Helmers (1987): Verhalten einiger radioaktiver Nuklide (freigesetzt durch den Reaktorunfall in Tschernobyl) in typischen Böden Norddeutschlands. *Z. Pflanzenernähr. und Bodenk.* **150**, 103-107
- Helmers, H. (1986): Die Wolke von Tschernobyl. Wechselwirkung **30**, 6-11
- Knoop, E. & D. Schroeder (1958): Der Sr-90-Gehalt einiger Böden Schleswig-Holsteins. *Naturwissenschaften* **45**, 436
- Niedersächsische Landesregierung (Hrsg.) (1987): Bericht der Nieders. Landesregierung über die Auswirkungen von Tschernobyl in Niedersachsen
- Schroeder, D & G. von dem Busche (1962): Die Konkurrenz von Ca-, H- und Sr-Jonen bei der Sorption von aktivem und inaktivem Strontium im Boden. *Landw. Forschung* **15**, 190
- Schulz, R.K., R. Overstreet & I Barshad (1960): On the soil chemistry of Cesium 137. *Soil Science* **89**, 16-27
- Schulz, R.K. (1965): Soil chemistry of radionuclides. *Health Physics Pergamon Press* **11**, 1317-1324
- Squire, H.M. & L.J. Middleton (1966): Behaviour of Cs<sup>137</sup> in soils and pastures a long term experiment. *Radiation Botany* **6**, 413-423
- Steffens, W., W. Mittelstaedt, F. Führ, H. Förstel & J. Klaes (1986): Abschätzung der Aufnahme des abgelagerten Cs-137 und Sr-90 über die Wurzel. *Atomwirtschaft Juli 1986*, 389-392
- Tamura, T. & D.G. Jacobs (1960): Structural implications in cesium sorption. *Health Physics Pergamon Press* **2**, 391-398
- Walton, A. (1963): The distribution in soils of radioactivity from weapons tests. *J. Geophys. Research* **68**, 1485-1496



ZUR NI-MOBILITÄT EINER GEOGEN BELASTETEN BRAUNERDE

von

Grupe M. und H. Kuntze\*

1. EINLEITUNG

Im Rahmen eines UBA-Forschungsprojektes soll die Mobilität der pedogen/lithogen auftretenden Schwermetalle gegen anthropogen in Böden eingebrachte Schwermetalle abgegrenzt werden. Zur geogenen Grundbelastung wurde daher eine Zusatzbelastung ("anthropogen") vorgenommen. Als Indikatoren für die Schwermetallmobilität sollten die pflanzliche Aufnahme und die Löslichkeit der Schwermetalle in DTPA- und  $\text{CaCl}_2$ -Extrakten dienen.

2. BESCHREIBUNG DER VERSUCHSANLAGE

Auf einem geogen mit Nickel angereicherten Standort wurde 1986 ein Feldversuch angelegt. Das Ausgangsmaterial ist lößlehmhaltiger Deckschutt über Basisschutt aus vorwiegend Rotlehmmaterial über mürbem Basalt im Liegenden. Die Bodenkenndaten sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Bodenkenndaten und Schwermetallgehalte

Bodenkenndaten:	pH-Werte	Tongehalte (%)	org. C (%)
Ø	5,5	18,7	1,87

Schwermetallgehalte in ppm:

Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Fe (%)
0,9-1,7	210-271	32-47	297-610	29-44	99-123	6,1-8,4

Aufgrund einer Rasterkartierung (Grupe, 1987) wurden 4 Bereiche

---

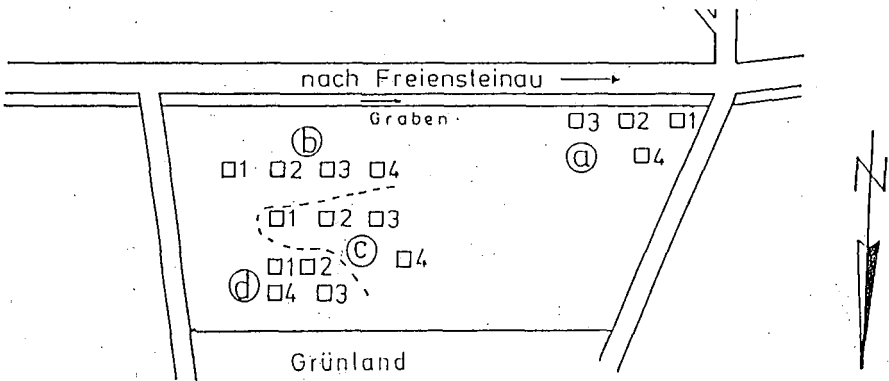
\* Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen 1

(a-d) mit unterschiedlicher geogener Schwermetallbelastung ausgewählt (Tab. 2).

Tab. 2: Geogene Schwermetallgehalte

Gehaltsklasse	ppm Ni
a:	= 290 - 395
b:	= 430 - 465
c:	= 490 - 600
d:	= 560 - 640

Zur Prüfung, wie sich eine anthropogene Zusatzbelastung auf die Pflanzenaufnahme auswirkt, wurden je 4 Varianten mit steigender Ni-Applikation (Ni-Oxid) angelegt (Abb. 1).



- 1 Nullvarianten
- 2 Zusatzbelastung 25 ppm Ni
- 3 " 50 ppm Ni
- 4 " 100 ppm Ni

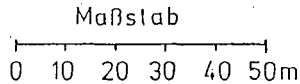


Abb. 1: Feldversuchsanlage Freiensteinau

Die Fruchtfolge brachte 1986 Hafer als Versuchsfrucht. Hafer gehört zu den Ni-akkumulierenden Pflanzen und ist daher als Testpflanze auf diesem Standort gut geeignet.

### 3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Ni-Gehalte im Korn liegen zwischen 7,0 und 30,1 ppm, im Durchschnitt bei 18,9 ppm (Tab. 3), also wesentlich höher, als bei "normal" anzusehenden Gehalten in Pflanzen (0,1 - 5 ppm).

Tab. 3: Problemelement Ni, Freiensteinau

Ni-Gehalte im Korn in ppm

geogene Gehaltsklassen	a)	b)	c)	d)	/	$\bar{x}$
anthropogene					/	
Zusatzbelastung					/	
0	7,0	10,5	10,4	7,7	/	8,9
25 ppm Ni	16,8	19,2	25,5	15,7	/	19,3
50 ppm Ni	20,0	22,1	30,1	19,1	/	22,8
100 ppm Ni	26,7	26,4	24,7	21,1	/	24,7
$\bar{x}$	17,6	19,5	22,7	15,9	/	18,9

Die Ni-Aufnahme zeigt eine starke Abhängigkeit zur anthropogenen Zusatzbelastung. So ist die Steigerung der Ni-Gehalte im Korn von 8,9 in den 0-Varianten bis auf 24,7 ppm in den Parzellen mit 100 ppm Ni-Zusatzbelastung sehr groß und statistisch hoch signifikant. Eine Erhöhung der Gehalte im Korn durch die Zunahme der geogenen Grundbelastung ist dagegen nicht durchgängig festzustellen.

Die Ni-Gehalte im Stroh zeigen die gleiche Reaktion, allerdings auf einem wesentlich niedrigeren Niveau (HALSTEAD et al., 1969). Auch hier steigen die Nickelgehalte von den 0-Parzellen mit 1,6 ppm bis auf 6,3 ppm in den Parzellen mit 100 ppm Ni-Anreicherung an. Dieser Anstieg ist hoch signifikant. Die geogene Komponente wirkt sich hingegen auf den Gehalt im Stroh nicht aus (Tab. 4).

Tab. 4: Problemelement Ni, Freiensteinau  
Ni-Gehalte im Stroh in ppm

geogene Gehaltsklassen	a)	b)	c)	d)	/	$\bar{x}$
anthropogene Zusatzbelastung					/	
0	3,0	1,7	0,8	0,7	/	1,6
25 ppm Ni	4,3	2,6	3,6	2,0	/	3,1
50 ppm Ni	4,6	3,9	5,7	3,2	/	4,4
100 ppm Ni	5,2	5,6	8,9	5,4	/	6,3
$\bar{x}$	4,3	3,5	4,8	2,8	/	3,85

Die mehrfache lineare Regression zeigt eine starke Steigung der Geraden für die anthropogene Komponente besonders beim Haferkorn, aber auch beim Stroh (Abb. 2). Demgegenüber wirkt sich der geogene Anteil kaum aus. Er zeigt sogar eine schwach negative Steigung, die aus der Abnahme der Pflanzenaufnahme von Gehaltsbereich a) nach d) zu erklären ist (Abb. 2).

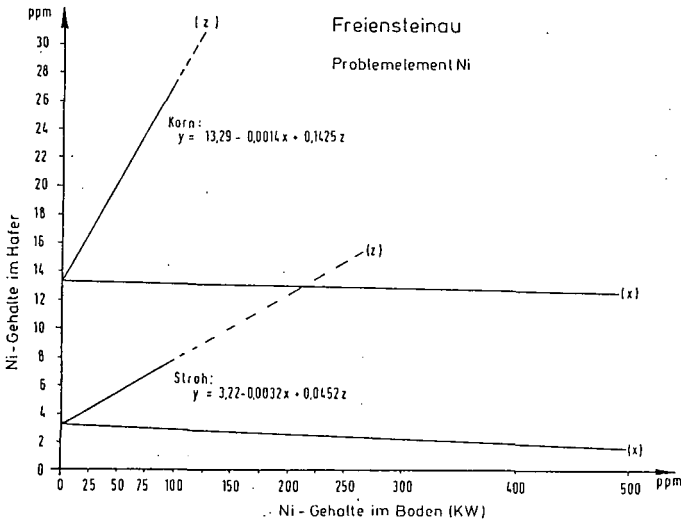


Abb. 2: Multiple lineare Regression zwischen der Ni-Aufnahme durch die Pflanzen (y) und den Ni-Gehalten im Boden (Königswasserauszug KW) aus der geogenen Grundbelastung (x) und der anthropogenen Zusatzbelastung (z).

Berechnet man die Verhältnisse zwischen der Schwermetallaufnahme aus anthropogener und geogener Belastung, so zeigt sich eine bevorzugte Aufnahme aus der anthropogenen Zusatzbelastung (Tab. 5), sowohl im Korn, wie auch im Stroh, die mit zunehmenden Gehalten ansteigt.

Tab. 5: Verhältnis zwischen der Ni-Aufnahme von Hafer aus anthropogener und geogener Belastung (bei unterschiedlichen anthropogenen Belastungsstufen)

Zusatzbelastung		25 ppm	50 ppm	100 ppm
Freien-	Korn	1,3 : 1	1,5 : 1	2,1 : 1
steinau	Stroh	1,4 : 1	1,8 : 1	2,7 : 1

Beim Standort Freiensteinau mit dem Problemelement Ni ist der Königswasserauszug für die Einschätzung der Pflanzenverfügbarkeit nicht geeignet.

Die  $\text{CaCl}_2$ - und DTPA-Extraktionen zeigen hier bessere - fast ähnliche - Beziehungen zu Korn und Stroh (Abb. 3 und Abb. 4). Die beiden Extraktionsmittel geben die Aufnahme durch das Stroh besser wieder als durch das Korn.

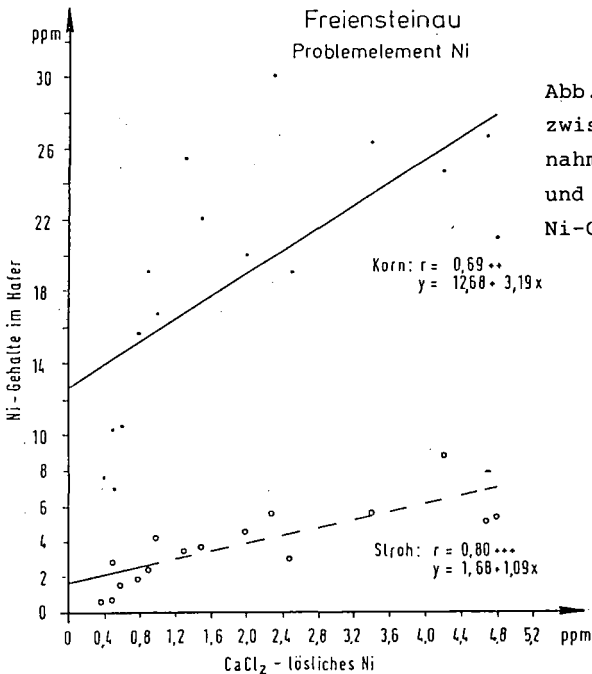


Abb. 3: Lineare Regression zwischen der Pflanzenaufnahme (Korn—, Stroh---) und den  $\text{CaCl}_2$ -löslichen Ni-Gehalten im Boden.

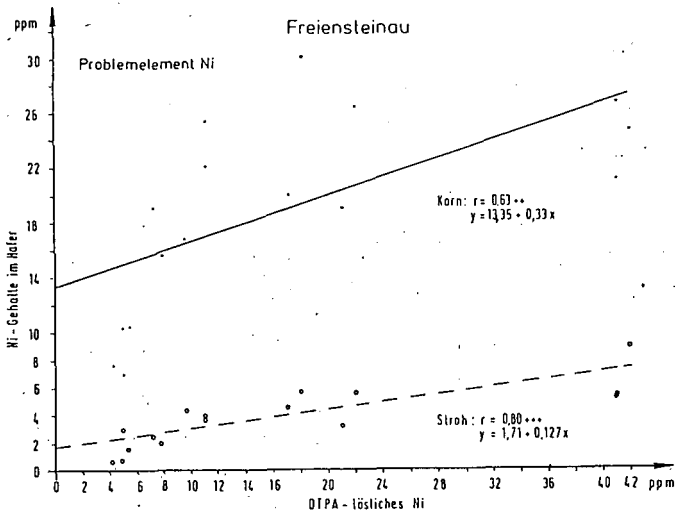


Abb. 4: Lineare Regression zwischen der Pflanzenaufnahme (Korn —, Stroh ---) und den DTPA-löslichen Ni-Gehalten im Boden.

#### 4. ZUSAMMENFASSUNG

Bei dem Schwermetall Nickel hat die anthropogene Zusatzbelastung eine stärkere Auswirkung auf die Schwermetallaufnahme als die geogene Grundbelastung.

Ni wird vom Hafer bevorzugt im Korn akkumuliert.

Die DTPA- und die  $\text{CaCl}_2$ -Extraktionen geben den pflanzenverfügbaren Anteil des Ni nur für Stroh zufriedenstellend wieder.

Die Korrelationskoeffizienten

Ni-Gehalten im Korn : DTPA-löslichem Ni =  $0,63^{**}$

Ni-Gehalten im Korn :  $\text{CaCl}_2$ -löslichem Ni =  $0,69^{**}$

weisen darauf hin, daß der mobile Anteil und damit der pflanzenverfügbare ungenügend wiedergegeben wird.

#### 5. LITERATUR

GRUPE, M.: Der Einfluß der Flächenvariabilität von Schwermetallgehalten auf Durchschnittswerte und Beprobung. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 53, 167-172, 1987.

HALSTEAD, B.L., B.J. FINN u. A.J. MACLEAN: Extractability of Nickel added to soils and its concentration in plants. *Can. J. Soil Sci.*, 49, 335-342, 1969.

Spektroskopische und chromatographische Kennzeichnung  
wasserlöslicher organischer Bodensubstanzen

von

Guggenberger, G. und I. Kögel<sup>1</sup>

**Problemstellung**

Wasserlösliche organische Bodensubstanzen (WOBS) sind für den Bodenkundler von vielfachem Interesse. Durch Chelatisierung von Metallen erhöhen sie deren Pflanzenverfügbarkeit. Negativ wirken sich dagegen allelopathische Bestandteile aus. Bodengenetisch spielen die WOBS, z.B. für die Podsolierung, eine wesentliche Rolle. Französische Autoren (z.B. SCHVARTZ, 1975) schreiben ihnen einen großen Einfluß auf die Ausbildung verschiedener Humusformen zu.

Um die Eigenschaften der WOBS näher zu charakterisieren, ist die Kenntnis ihrer chemischen Strukturen bedeutsam. Aufgrund der großen Heterogenität der WOBS ist auch bei Verwendung moderner spektroskopischer Methoden zur Strukturaufklärung eine Vorfraktionierung vorteilhaft. Hierbei bietet sich besonders die Gelpermeationschromatographie (GPC) an, da während der Trennung die Struktur der Verbindungen nur wenig verändert wird.

Durch die Verwendung von Fractogel TSK HW-40(F) sollte im Rahmen dieser Arbeit eine schärfere Fraktionierung als mit dem bekannten Sephadex-Material erreicht werden (s. HAUMAIER und FRANKE, 1987). Die erhaltenen Fraktionen wurden mittels 13C-NMR- und IR-Spektroskopie sowie Hochdruckflüssigkeitschromatographie (RP-HPLC) im Hinblick auf ihre Zusammensetzung untersucht.

**Material und Methoden**

Untersucht wurde der Wasserextrakt eines Mull (Auwald bei Allersdorf). Die Extraktion der Probe im Schüttler dauerte 2 h bei einem Boden-Wasser-Verhältnis von 1:10. GPC wurde an Fractogel TSK HW-40(F) (H<sup>+</sup>-Form) durchgeführt. Einzelheiten hierzu sind HAUMAIER und FRANKE (1987) zu entnehmen. Der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) der erhaltenen Fraktionen wurde an einem TOC-Analysengerät bestimmt. Die 13C-NMR-Spektren wurden in Lösung an einem Jeol GX 400 bei 100,4 MHz für 13C gemessen. Die Zahl der Einzelmessungen betrug dabei bei einem Impulsintervall von 1s 5.000-112.000. Die Zuordnung der Signale geschah nach PERLIN und HAMER (1979) sowie STEELINK und PETSOM (1987). Zur Aufzeichnung

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie  
Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

der IR-Spektren wurden KBr-Preßlinge der gefriergetrockneten Probe verwendet (1-2 mg Probe, 200 mg KBr). Die Bedingungen der RP-HPLC richteten sich nach GÖTTLEIN et al. (1986).

### Kennzeichnung des Wasserextrakts aus Mull L

Aufgrund der großen Heterogenität lassen sich durch die IR-Spektroskopie (Abb. 1a) keine besonderen Strukturmerkmale erkennen.

Im 13C-NMR-Spektrum (Abb. 1b) ist die Dominanz des O-Alkyl-Bereichs (v.a. Kohlenhydrate) erkennbar, wobei das weite Verhältnis von Acetal-C (92-105 ppm) zu sonstigem O-Alkyl-C auffällig ist (1:12; normal wäre für Hexosen 1:5). Die Verschiebung im Acetal-Bereich ist dabei typisch für Monosaccharide (PERLIN und HAMER, 1979). Aromatenstrukturen sind im 13C-NMR-Spektrum nicht erkennbar.

Das RP-HPLC-Chromatogramm (Abb. 1c) gibt Auskunft über die Polarität, den polyelektrolytischen Charakter und die UV-Absorptivität der Probe. Es läßt sich in zwei Bereiche gliedern, einen polaren Bereich mit scharfen Peaks und einen weniger polaren Bereich mit kaum aufgelösten Signalen. Diese schlechte Auftrennung spiegelt den polyelektrolytischen Charakter der WOBS wider.

### GPC-Fraktionierung

Die Fractogel-Fraktionierung (Abb. 2) liefert 4-6 scharfe Fraktionen, sowie einige breitere Banden. Es lassen sich bereits am GPC-Chromatogramm Unterschiede der WOBS verschiedener Horizonte feststellen. So nimmt im Mull Ah der Anteil der mit dem Ausschlußvolumen eluierenden Fraktion 1 gegenüber dem Mull L ab.

### Kennzeichnung der erhaltenen Fraktionen

Von den 7 erhaltenen Fraktionen werden 3 exemplarisch vorgestellt, die Fraktionen 1, 5 und 6.

#### a) 13C-NMR-Spektroskopie

Fraktion 1 setzt sich nur aus Polysacchariden (Acetal-C bei 99-105 ppm; PERLIN und HAMER, 1979) und komplexen Alkylverbindungen zusammen (Abb. 3). Fraktion 5 besitzt keine Verschiebung im Bereich von 92-105 ppm, während der Anteil des Carboxylgruppenbereichs am Gesamt-C sehr groß ist (ca. 17%). Die Zucker sind wahrscheinlich am C-1 oxidiert und liegen als Onsäure vor. Glucose, Galaktose, Mannose, Arabinose und Xylose (naßchemisch bestimmt) repräsentieren nur 8% der WOBS. In Fraktion 5 sind außerdem Amino-N-Strukturen (40 und 44 ppm) und in Fraktion 6 Aromaten-C oder aliphatisches ungesättigtes C identifizierbar.

#### b) IR-Spektroskopie

Durch die Fraktionierung lassen sich nun auch mittels IR-Spektroskopie detailliertere Strukturen erkennen (ohne Abb.). Die IR-spektroskopisch ermittelte Zusammensetzung der WOBS der einzelnen Fraktionen deckt sich dabei im Wesentlichen mit den Ergebnissen der 13C-NMR-Spektroskopie.



### c) RP-HPLC

Die geringe UV-Absorption in Fraktion 1 schließt Aromaten und ungesättigte Aliphaten aus (Abb. 4). In den Fraktionen 5 und 6 ist die Zahl chromophorer Verbindungen dagegen recht hoch. Alle Fraktionen beinhalten Verbindungen über das ganze Polaritätsspektrum hinweg und weisen auch nach der GPC-Fraktionierung noch einen hohen polyelektrolytischen Charakter auf.

### Zusammensetzung der WOBS

Die Fraktionierung mit Fractogel ermöglicht es, Fraktionen mit relativ einheitlicher Zusammensetzung zu untersuchen.

- 1) Kohlenhydrate repräsentieren ca. 64% der WOBS des Mull L, wobei ein Großteil in monomerer Form vorliegt (vermutlich überwiegend Onsäuren).
- 2) ca. 28% des Gesamt-C gehören in den Alkylbereich. Neben gesättigten Aliphaten spielen auch Fettsäuren und/oder sonstige aliphatische ungesättigte Verbindungen eine Rolle.
- 3) Aromatische Bestandteile sind dagegen nur von untergeordneter Bedeutung.
- 4) Nur ein geringer Anteil der WOBS besitzen ein relativ hohes Molekulargewicht (Fraktion 1 repräsentiert ca. 7% des DOC bei einer Ausschlußgrenze für Dextran von 3.000 Dalton).

### Literatur

- 1) GÖTTLEIN, A., K. KREUTZER und R. SCHIERL (1986). Untersuchungen über die Auftrennung wasserlöslicher Stoffe in Waldböden mittels HPLC. Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 45: 53-59
- 2) HAUMAIER, L. und G. FRANKE (1987). Gelchromatographie wasserlöslicher Substanzen aus Rohhumus an Fractogel. Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., in dieser Mitteilung.
- 3) PERLIN, A.S. und G.K. HAMER (1979). Characterization of carbohydrate polymers by Carbon 13 NMR Spectroscopy. ACS Symp. Series 103: 123-141.
- 4) SCHVARTZ, CH. (1975). Evolution des hydrosolubles de litières de callune et de hêtre au cours du processus d'humification. Dissertation. Université de Nancy.
- 5) STEELINK, C. und A. PETSOM (1987). Structural features of lignins and humic substances as revealed by spin-echo and broadband decoupled C-13 NMR spectroscopy. The Science of the Total Environment 62: 165-174.

### Danksagung

Herrn Ishiwada (Fa. Kontron) möchten wir für die Aufnahme der <sup>13</sup>C-NMR-Spektren danken. Herrn Göttlein (Lehrstuhl für Bodenkunde der Universität München) danken wir für methodische Hinweise bei der RP-HPLC. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SFB 137) danken wir für die finanzielle Unterstützung.

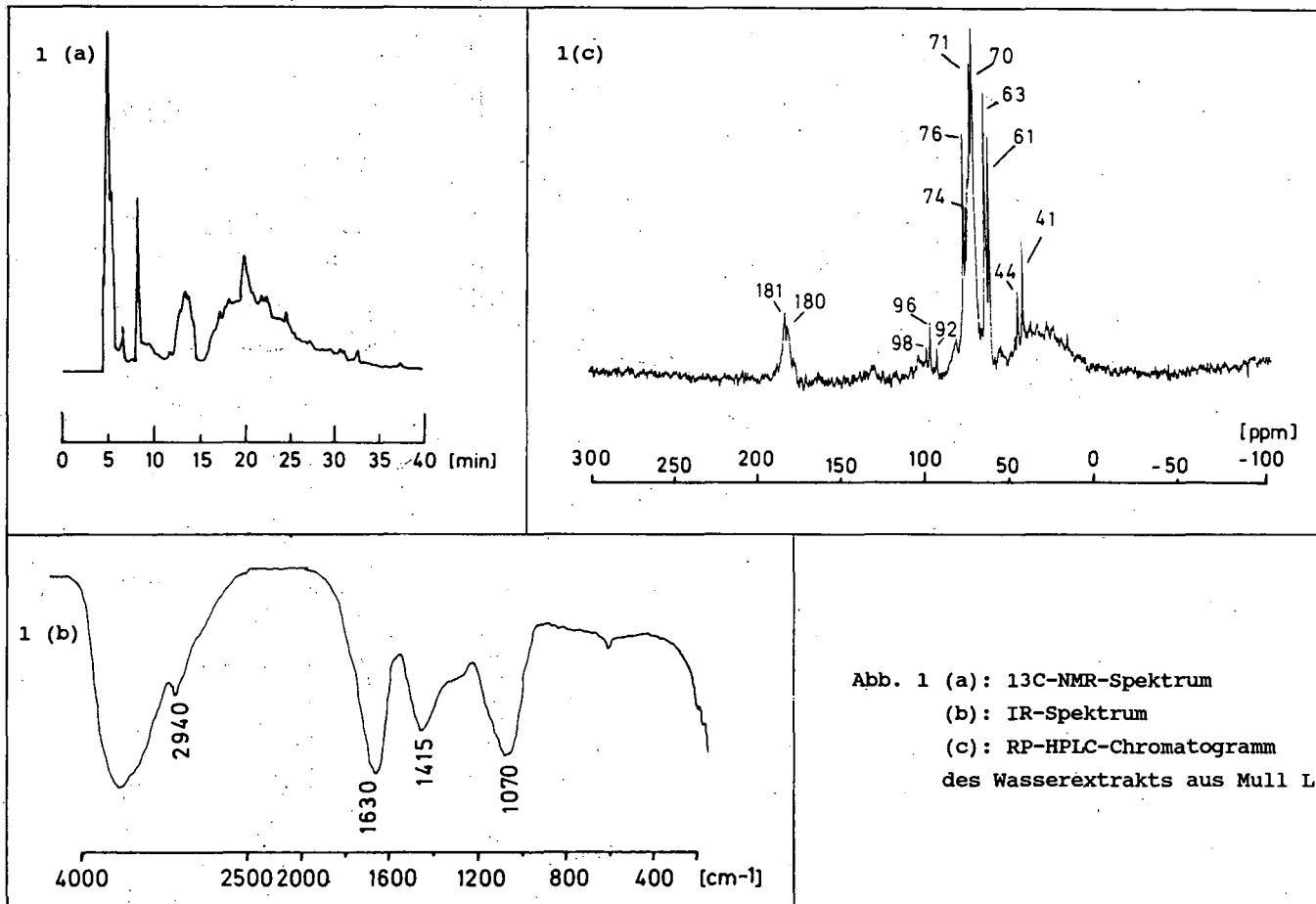
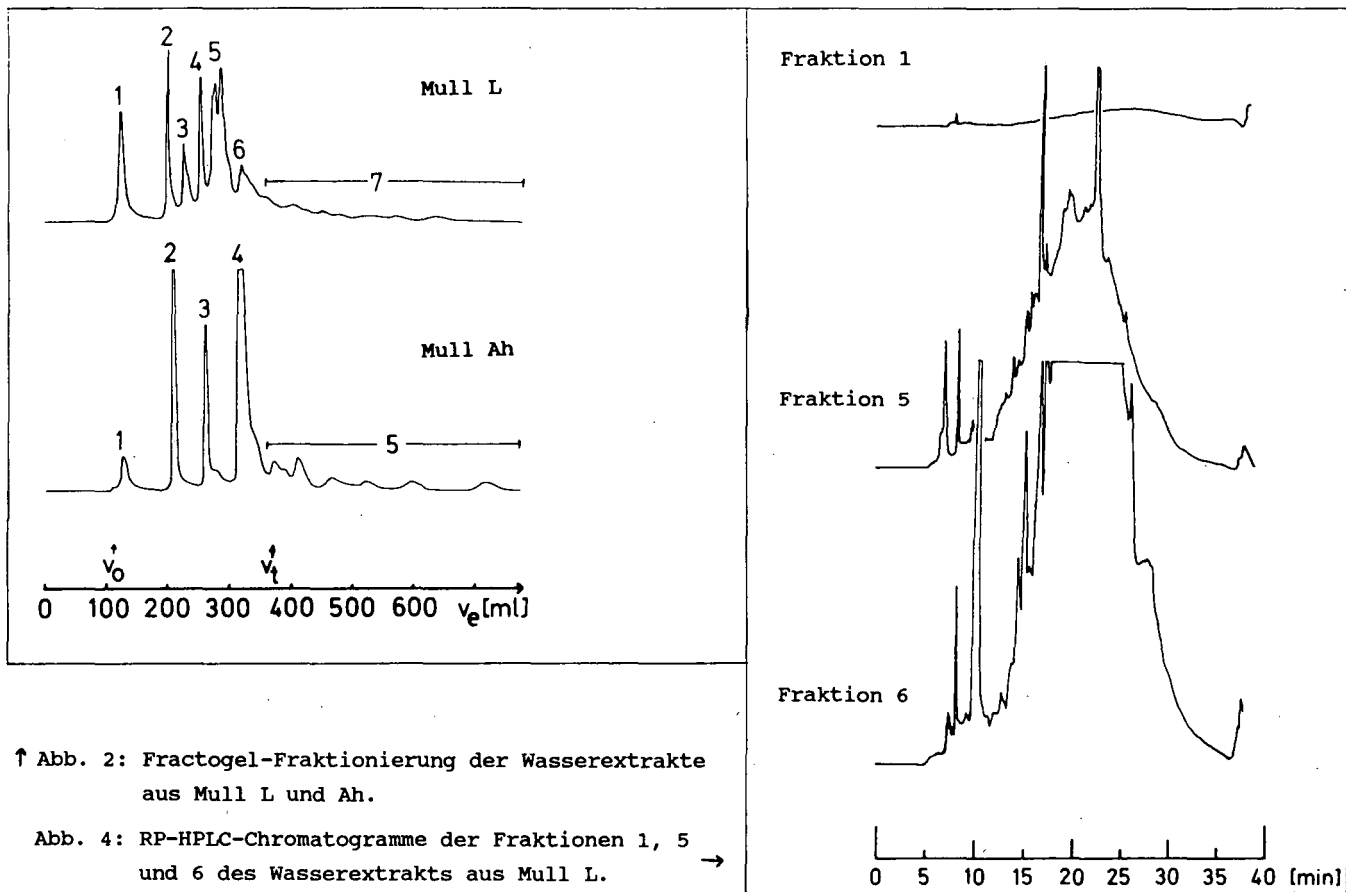


Abb. 1 (a):  $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektrum  
 (b): IR-Spektrum  
 (c): RP-HPLC-Chromatogramm  
 des Wasserextrakts aus Mull L



↑ Abb. 2: Fractogel-Fraktionierung der Wasserextrakte aus Mull L und Ah.

Abb. 4: RP-HPLC-Chromatogramme der Fraktionen 1, 5 und 6 des Wasserextrakts aus Mull L. →

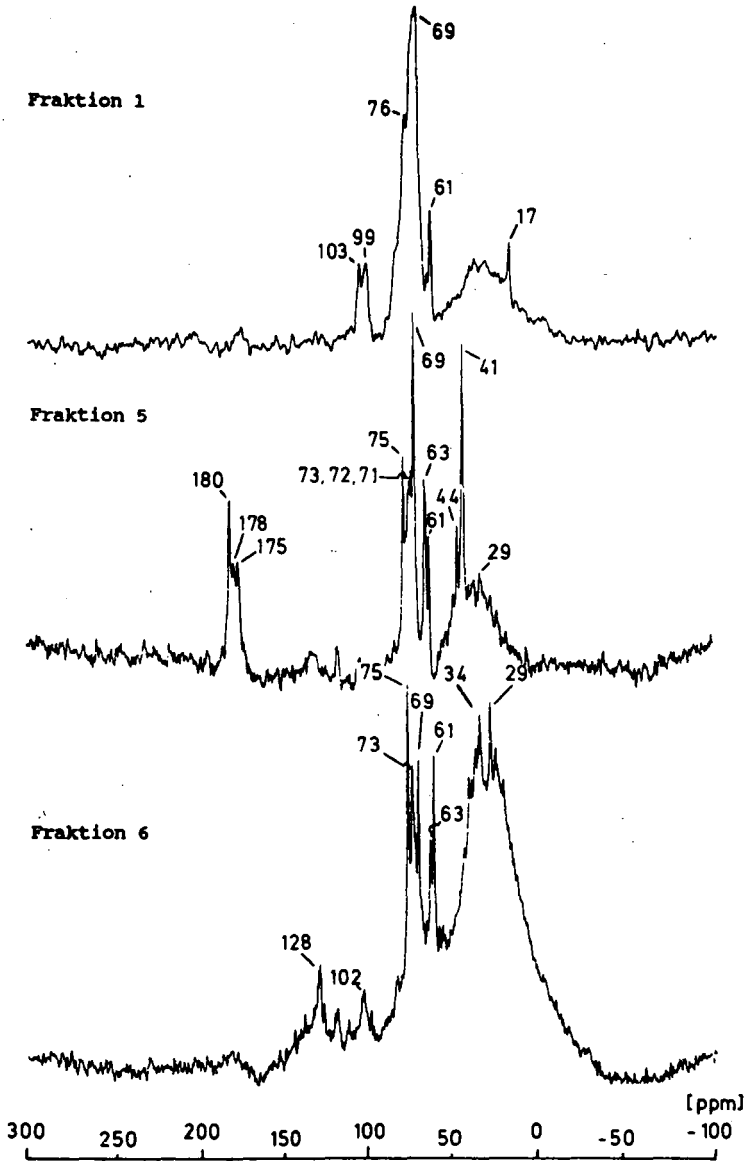


Abb. 3: <sup>13</sup>C-NMR-Spektren der Fraktionen 1, 5 und 6 des Wasserextrakts aus Mull L.

Gelchromatographie wasserlöslicher Substanzen  
aus Rohhumus an Fractogel TSK HW-40

von

Haumaier, L. und G. Franke<sup>+)</sup>

Für die spektroskopische Charakterisierung wasserlöslicher organischer Substanzen aus Böden ist eine vorhergehende Auftrennung in verschiedene Fraktionen von Vorteil.

Die am häufigsten benutzte Methode zur Fraktionierung wasserlöslicher Huminstoffe ist die Gelchromatographie, die im Prinzip eine Trennung nach Molekülgrößen liefern kann. Eine solche Trennung wird allerdings nur durch Verwendung einer geeigneten Pufferlösung als Eluent erreicht, da Elution mit destilliertem Wasser zu starken Wechselwirkungen zwischen Gel und gelösten Stoffen führt (Swift und Posner, 1971). Pufferlösungen erschweren aber wiederum die spektroskopische Charakterisierung der einzelnen Fraktionen durch die großen Mengen an Salzen, die in die Proben eingebracht werden. Die Gel-Substanz-Wechselwirkungen bei Elution mit destilliertem Wasser ermöglichen andererseits eine Trennung nach den chemischen Eigenschaften der gelösten Moleküle (Gardner und Landrum, 1983), die im Hinblick auf die spektroskopische Untersuchung der Fraktionen vielleicht sogar sinnvoller ist als die Fraktionierung nach Molekülgrößen.

Auf der Suche nach einer geeigneten Fraktionierungsmethode für Wasser-Extrakte haben wir deshalb geprüft, wie verschiedene Randbedingungen das Elutionsverhalten wasserlöslicher organischer Substanzen bei der Gelchromatographie mit destilliertem Wasser als Eluent beeinflussen.

---

+) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, D-8580 Bayreuth

### Methode

Gelchromatographie an Fractogel TSK HW-40 (F)

Gelbett:  $l = 70$  cm,  $d = 26$  mm

Probe: Wasser-Extrakt aus einer Fichtenrohhumusauflage (L+Of+Oh)

Probenvolumen: 5 ml

Elution: destilliertes Wasser, 1 ml/min

Detektion: 280 nm

Vorbehandlung des Gels:

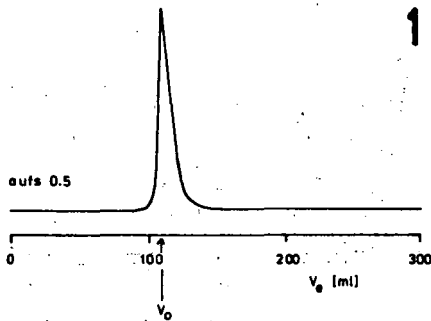
0.1 M KCl = K-Form

0.1 M CaCl<sub>2</sub> = Ca-Form

0.01 M HCl = H-Form

### Ergebnisse

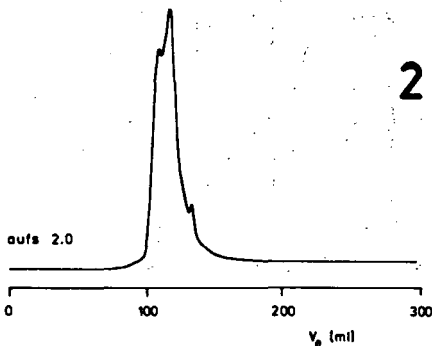
Die Abbildungen 1-10 zeigen Chromatogramme, die von der gleichen Probe unter verschiedenen Bedingungen erhalten wurden.



1

Gel in K-Form, Originalprobe

Die gesamte bei 280 nm detektierbare organische Substanz wird mit dem Ausschlußvolumen ( $V_0$ ) eluiert - es erfolgt keine Fraktionierung. Dieser Effekt ist aus der Gelchromatographie von Elektrolyten an Sephadex-Gelen bekannt und kann auf die elektrostatische Abstoßung zwischen Ladungen des Gels und der gelösten Moleküle bei niedriger Ionenstärke der Probenlösung zurückgeführt werden (Kadokura et al., 1982).

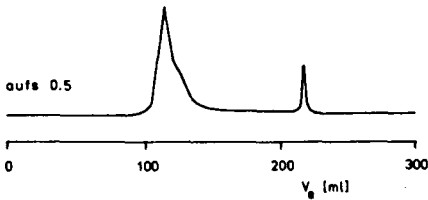


2

Gel in K-Form, 10-fach konzentrierte Probe

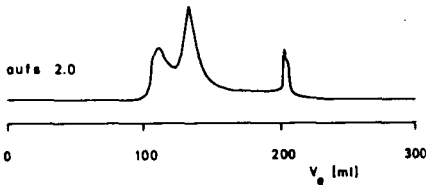
Eine geringfügige Aufspaltung in drei Fraktionen ist erkennbar.

**3** Gel in K-Form, Originalprobe mit 0.5 mmol KCl versetzt



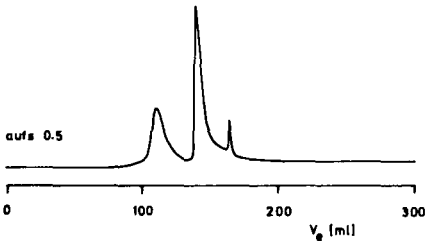
Die Erhöhung der Ionenstärke bewirkt eine Aufspaltung in zwei deutlich voneinander getrennte Fraktionen - ein Effekt, wie er auch für Sephadex-Gele bekannt ist (Swift und Posner, 1971; Hine und Bursill, 1984).

**4** Gel in K-Form, 10-fach konzentrierte Probe mit 0.5 mmol KCl versetzt.



Nicht nur die Ionenstärke, sondern auch die Konzentration der Probenmoleküle selbst beeinflusst die Fraktionierung und führt hier zu einer zusätzlichen Aufspaltung.

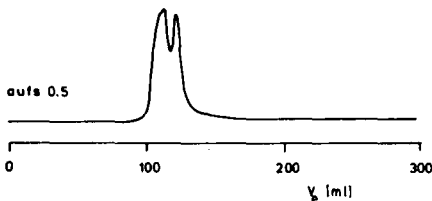
**5** Gel in K-Form, Originalprobe mit 25  $\mu\text{mol}$   $\text{CaCl}_2$  versetzt



Die Trennung ist auch von der Art des zugesetzten Elektrolyten abhängig. Bereits eine geringe Menge an  $\text{CaCl}_2$  bewirkt eine starke Verschiebung zu längeren Retentionszeiten. Komplexbildung könnte die Ursache sein.

Weniger als 1% des zugesetzten  $\text{Ca}^{2+}$  läßt sich mit dem dreifachen Gelbettvolumen wieder eluieren.

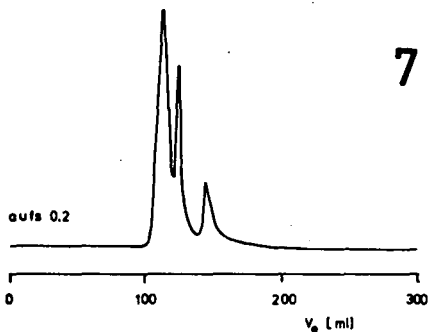
**6** Gel in K-Form, Originalprobe nach der Probe mit  $\text{CaCl}_2$ -Zusatz chromatographiert



Die vom Gel zurückgehaltenen Ca-Ionen verändern die Trenneigenschaften des Gels. Statt nur eines Peaks beim Ausschlußvolumen (vgl.1) erscheinen nun zwei Peaks. Ligandenaustauschprozesse könnten für diese Aufspaltung verantwortlich sein.

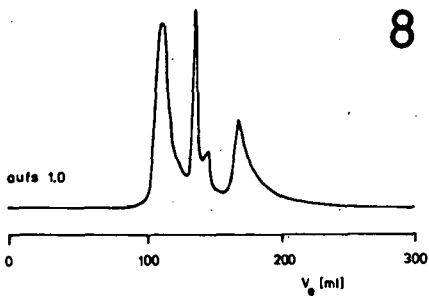
**7** Gel in Ca-Form, Originalprobe

Die vollständige Belegung der Austauschplätze des Gels mit Ca-Ionen bewirkt eine Auftrennung in drei Fraktionen. Die Retardierung ist allerdings nicht so stark wie beim Zusatz von  $\text{CaCl}_2$  zur Probenlösung (vgl. 5).



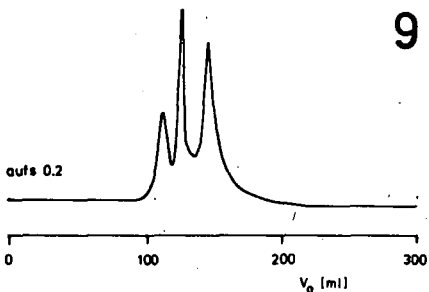
**8** Gel in Ca-Form, 10-fach konzentrierte Probe

Auch hier verursacht die höhere Probenkonzentration zusätzliche Aufspaltung und längere Retentionszeiten.



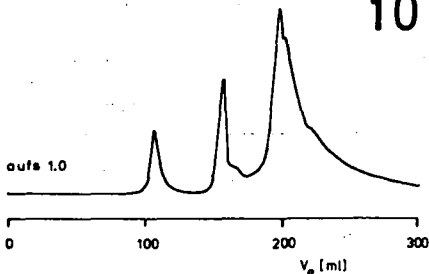
**9** Gel in H-Form, Originalprobe

Wie beim Gel in Ca-Form erfolgt eine Auftrennung in drei Fraktionen. Die Intensitäten der Peaks sind aber in Richtung längerer Retentionszeiten verschoben.



**10** Gel in H-Form, 10-fach konzentrierte Probe

Hier läßt sich die stärkste Retention beobachten. Nur noch ein geringer Anteil wird mit dem Ausschlußvolumen eluiert. Eine Aufspaltung in weitere Fraktionen ist an den Schultern der Peaks andeutungsweise erkennbar.





## Diskussion

Die Gelchromatographie wasserlöslicher organischer Substanzen an Fractogel TSK HW-40 mit destilliertem Wasser als Eluent liefert in Abhängigkeit von den angewandten Bedingungen **äußerst unterschiedliche Ergebnisse**.

**Konzentration und Salzgehalt der Probe** haben einen starken Einfluß auf die Fraktionierung. **Mehrwertige Kationen** (z.B. Ca-, Al-Ionen) werden vom Gel relativ fest gebunden und **verändern** seine **Trenneigenschaften** nachhaltig. Davon sind insbesondere **natürliche Lösungen** (wie z.B. **Bodenlösungen**) bzw. deren Konzentrate betroffen, da sie neben den organischen Bestandteilen immer mehr oder weniger große Mengen an anorganischen Salzen enthalten. Nach jeder Fraktionierung einer solchen Probe muß deshalb das Gel wieder in einen **definierten Ausgangszustand** zurückversetzt werden, damit die Trennungen reproduzierbar sind. Je nach **Konditionierung des Gels** können verschiedene Mechanismen für die Auftrennung ausschlaggebend sein. Neben sterischem Ausschluß und den bereits früher für Sephadex - Gele beschriebenen **elektrostatischen** und **Adsorptionseffekten** (s.z.B. Swift und Posner, 1971) kommen vor allem **Ionen- und Ligandenaustauschprozesse** in Frage.

Am **Gel in H-Form** werden die organischen Substanzen **am stärksten retardiert**. Eine Verlängerung der Retentionszeiten mit abnehmendem pH des Eluenten wurde bei der Gelchromatographie an Sephadex festgestellt und als Einfluß des pH auf die Molekülgrößen interpretiert (Ghassemi und Christman, 1968; De Haan et al., 1983). Unsere Ergebnisse deuten aber darauf hin, daß die Veränderung der Trenneigenschaften des Gels für den Retardierungseffekt bei niedrigem pH verantwortlich ist.

Fraktionen, die bei der Chromatographie am Gel in H-Form erhalten werden, **unterscheiden sich deutlich in ihrer chemischen Zusammensetzung** (Guggenberger, 1987). Vor allem Adsorptionseffekte sind für die Trennung ausschlaggebend. Ob Ligand - Metall - Wechselwirkungen die Fraktionierung an der Ca - Form des Gels bestimmen, muß erst noch geklärt werden.

Literatur

DE HAAN, H., WERLEMARK, G. und DE BOER, T. (1983): Effect of pH on molecular weight and size of fulvic acids in drainage water from peaty grassland in NW Netherlands. *Plant Soil* 75, 63 - 73.

GÄRDNER, W.S. und LANDRUM, P.F. (1983): Characterization of ambient levels of ultraviolet-absorbing dissolved humic materials in neutral waters by aqueous liquid chromatography. In: Christman, R.F. und Gjessing, E.T. (Hrsg.), *Aquatic and terrestrial humic materials*, Ann Arbor Science, Ann Arbor, 203 - 217.

GHASSEMI, M. und CHRISTMAN, R.F. (1968): Properties of the yellow organic acids of natural waters. *Limnol. Oceanogr.* 13, 583 - 597.

GUGGENBERGER, G. (1987): Chromatographische (GPC,RP-HPLC) und spektroskopische (IR, <sup>13</sup>C-NMR) Kennzeichnung wasserlöslicher organischer Bodensubstanzen aus Waldhumus. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.

HINE, P.T. und BURSILL, D.B. (1984): Gel permeation chromatography of humic acid. Problems associated with Sephadex gel. *Water Res.* 18, 1461 - 1465.

KADOKURA, S., MIYAMOTO, T. und INAGAKI, H. (1982): Aqueous Gel-Permeation Chromatography of Electrolytes and Polyelectrolytes I. Effect of Electrolytic Nature of Gel. *Polym. J.* 14, 993 - 998.

SWIFT, R.S. und POSNER, A.M. (1971): Gelchromatography of humic acid. *J. Soil Sci.* 22, 237 - 249.

**Steuerung des Nähr- und Spurenelement-Umsatzes an  
der Bärhalde (Südschwarzwald)**

von

Heyn, B. <sup>1</sup>, H.W. Zöttl <sup>2</sup>, Fr. Hädrich <sup>2</sup> u. K. Stahr <sup>1</sup>

**A. Gebietsbeschreibung und Einleitung**

Die hier untersuchte Ökochoxe im Südschwarzwald ist die Talanfängsmulde des Bärhalde-Granit-Gebietes. In der Bodengesellschaft sind Podsole, Braunerden, Stagnogleye, Ockererden, Ranker und Moore vertreten. Der forstwirtschaftlich genutzte Fichtenaufwuchs hat Alter bis 130 Jahre und steht in der 1. bis 3. Generation. Restflächen sind noch unter Weidfeldnutzung.

Die ausgewählten Untersuchungs-Standorte sind für das Gebiet repräsentativ. Untersucht wurden zwei Podsole in ca 1260 Höhenmeter, zwei Braunerden in ca 1180 Höhenmeter und am Unterhang ein Stagnogley und eine Ockererde ca 1150 Höhenmeter. Vier dieser Standorte unterscheiden sich im Baumbestand (Alter von 25, 50, 75 und 130 Jahre). Der Podsol (Zweiseenblick) ist eine Kahl-schlagfläche und ein Braunerdestandort ist unter Weide-Nutzung.

Aus dem Meßzeitraum Mai 1977 bis Mai 1979 sind 16 Haupt- und Spurenelemente untersucht worden. Analysiert wurde der Freilandniederschlag, der Kronentraufenablauf, der Streufall, die Sickerwässer aus 30 und 100 (80) cm Bodentiefe und der Gebietsabfluß. Die Probenahme erfolgte wöchentlich. Der Wasserhaushalt ist anhand gemessener Klimawerte und Wasserspannungsdaten berechnet worden.

Die Verlagerung der Hauptelemente P, K, Ca, Mg, Si, Na, Al, Fe und der Spurenelemente Mn, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Co, Be im Boden und in der Vegetation sind in Arbeiten von KEILEN(1978) und RAISCH(1983) beschrieben. Element-Bilanzen des Freiland-Niederschlags (Input) und des Gebietsaustrags (Output) sind in Arbeiten von STAHR, et. al. (1983) und ZÖTTL(1985), aufgestellt worden.

In dieser Arbeit sollen die Elementflüsse und ihre Beziehungen zwischen den Kompartimenten und Standorten untersucht werden. Ziel ist es, für die Kompartimente, Elementgruppen mit ähnlichem Verhalten abzugrenzen.

Korrelations- und Regressionsrechnungen geben die einzelnen Beziehungen an den Standorten gut wieder. Multivariate Analyseverfahren (Cluster-, Faktorenanalyse) konnten bei der statistischen Verteilung (links schief) nur begrenzt zur Gruppenerkennung eingesetzt werden. Sehr gute Verhaltensunterschiede lassen sich durch die berechneten Fluss-Bilanzen erkennen.

**B. Der Bilanzierungsansatz**

Die Elementbilanzen sind für alle Standorte getrennt aufgestellt worden. Die transportierten Elementmengen unterscheiden sich in den verschiedenen Kompartimenten und unterschiedlichen Standorten bei einigen Elementen deutlich. Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen eine gemittelte Elementbilanz für das Gesamtgebiet. Die Angaben über die Elementmengen erfolgen in Milligramm pro Quadratmeter und sind auf den Jahresdurchschnitt bezogen.

1) Institut f. Ökologie, Regionale Bodenkunde, Technische Universität Berlin, Salzufer 11 - 12, 1000 Berlin 10

2) Institut f. Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br., Bertholdstr. 17, 7800 Freiburg i. Br.

**1. Bilanzergebnis Freiland-Niederschlag zu Gebietsabfluß**

Tabelle 1 zeigt die Gebietsbilanz zwischen Input und Output.

Tab. 1 : Freiland-Niederschlag zu Gebietsabfluß

	Input(mg/m <sup>2</sup> ·a) Freiland	Bilanz Relation	Output(mg/m <sup>2</sup> ·a) Abfluß
Beryllium	.03	- 22.7	.68
Cadmium	.46	+ 3.1	.15
Cobalt	.98	+ 1.4	.72
Kupfer	2.6	+ 3.0	.88
Nickel	4.7	+ 2.0	2.4
Mangan	8.9	- 4.8	42.6
Blei	14.9	+ 19.8	.75
Zink	22.2	+ 2.7	8.3
Eisen	46.1	- 4.8	222.
Aluminium	60.9	- 3.7	228.
Phosphor	77.5	+ 6.7	11.5
Silizium	78.7	- 45.7	3598.
Magnesium	101.	- 3.6	368.
Kalium	283.	- 2.3	648.
Natrium	410.	- 4.9	2026.
Calcium	446.	- 4.7	2078.

Der Eintrag mit dem Freiland-Niederschlag schwankt zwischen 0,03 mg/m<sup>2</sup>·a bei Beryllium und steigt auf 446 mg/m<sup>2</sup>·a beim Calcium. Die meisten Spurenelemente werden mit weniger als 10 mg/m<sup>2</sup>·a eingetragen. Blei, Zink und Eisen erreichen bereits deutlich höhere Einträge (15 bis 46 mg/m<sup>2</sup>·a). Die Hauptnährelemente der Alkali/Erdalkali-Gruppe werden mit 10 fach höheren Mengen eingetragen.

Die Elementreihe des Niederschlag-Input

Be << Co,Cd << Cu,Ni,Mn < Pb,Zn < Fe,Al,P,Si << Mg,K,Ca,Na

unterscheidet sich von der Elementreihe des Gebiet-Output wenig

Cd < Be,Co,Pb,Cu << Ni,Zn < P,Mn << Fe,Al,Mg,K << Na,Ca,Si

Die Elemente Beryllium, Mangan und Silizium steigen mit ihren Positionen auf, Cadmium, Blei und Phosphor fallen. Die absoluten Elementmengen erhöhen sich für die meisten Haupt- und Nährelemente im Output deutlich. Die Gruppen der niedrigsten und höchsten Elementgehalte liegen um eine 10 er Potenz höher als im Input (Tab. 1).

Nach Bilanzverlust (negative Relation) oder Bilanzgewinn (positive Relation) zwischen der Eintrags- und der Austragsmenge lassen sich 4 Element-Gruppen unterscheiden.

1. Input << Output            Be, Si
2. Input < Output            Mn, Fe, Al, Na, Ca, Mg, K
3. Output < Input            Zn, Cu, Ni, Co, P, Cd
4. Output << Input            Pb

Beryllium und Silizium sind im Output besonders stark erhöht. Umgekehrt dazu verhält sich Blei und auch Phosphor. Bei den meisten Spuren bzw. auch den Schadstoffen sind die Eintragsmengen größer als der Austrag. Diese positive Bilanz läßt sich durch Pflanzenentzug, geringe Bodengehalte und Festlegung in einigen Kompartimenten erklären. Die Elementflüsse werden hier also maßgeblich durch den Freilandniederschlag gesteuert. Die Elemente die im Stoffhaushalt der Pflanze in größerer Menge benötigt werden, zeigen dagegen eine deutlich negative Bilanz. Für die Elementmengen Zunahme im Output müssen außer dem Niederschlag noch andere Kompartimente als Quellen fungieren.

## 2. Bilanzergebnis von Kronentraufe und Streu zum Gebietsabfluß

Die Eintragsmengen unter Wald verändern sich für die meisten der untersuchten Elemente. Trockene Deposition und Leachingprozesse im Kronendach sind dabei Einflußgrößen.

Die Gehalte der meisten Spurenstoffe sind im Freilandeintrag größer. Dagegen werden die Hauptnährelemente ebenso wie Zink und Cadmium mit der Kronentraufe angereichert.

Freiland - NS	>	Kronentraufe	Pb, Co, Cu, Ni, Fe
Kronentraufe	>	Freiland-NS	Cd, Zn, Mn, Mg, Ca, Na, K, Si,
Freiland - NS	=	Kronentraufe	P, Al, Be

Eine weitere Eintragsquelle für die Elemente ist durch die abgestorbenen Pflanzenteile (Streu, etc) gegeben. Eisen, Phosphor und Aluminium werden in erheblichen Mengen mit der Streu eingebracht. Die Eintragungshöhen sind stark von der Pflanzenmasse bzw. dem Alter abhängig. Da dies aber auch für den Pflanzenentzug anzunehmen ist, wird auch diese Eintragsmenge für die Bilanz voll berücksichtigt.

Unterschiede im Elementeintrag (Input) von Freiland-Niederschlag und dem Bodeneintrag durch Kronentraufe und Streufall lassen sich für die Elemente Blei, Nickel und Cobalt nicht deutlich nachweisen. Die Einträge von Mangan steigen unter Wald um das 17 fache, bei Kalium um das 7 fache, bei Cadmium und Calcium um das 4 fache und bei Phosphor, Eisen, Magnesium, Aluminium, und Silizium um das 3 fache. Der Bilanz-Unterschied zwischen Input Wald und Abfluß wird für fast alle Elemente enger.

## 3. Die Gebietsbilanz Input/Output

Für die Ermittlung der Gebietsbilanz ist ein Mittelwert zwischen Input Freiland und Input "unter Wald" gebildet worden. Das Verhältnis von 1 : 5 entspricht dem Nutzflächenverhältnis im Untersuchungsgebiet.

Tab. 2: Bodeneintrag (gewichtet aus Streu, Kronentraufe und Freilandniederschlag) zum Gebietsabfluß

	Input(mg/m <sup>2</sup> · a) Bodeneintrag	Bilanz Relation	Output(mg/m <sup>2</sup> · a) Abfluß
Beryllium	.06	- 11.3	.68
Cobalt	.90	+ 1.3	.72
Cadmium	1.7	+ 11.0	.15
Kupfer	3.5	+ 3.9	.88
Nickel	4.4	+ 1.8	2.4
Blei	15.2	+ 20.3	.75
Zink	33.8	+ 4.1	8.3
Eisen	127.	- 1.7	222.
Mangan	128.	+ 3.0	42.6
Aluminium	155.	- 1.5	228.
Silizium	192.	- 18.7	3599.
Phosphor	214.	+ 18.7	11.5
Magnesium	294.	- 1.2	368.
Natrium	585.	- 3.5	2026.
Kalium	1645.	+ 2.5	648.
Calcium	1742.	- 1.2	2078.

Diese Input-Output-Bilanz (Tab. 2) mit den gewichteten Eintragungswerten (Anteil Freiland und unter Wald) bedeutet für die meisten Elemente eine Bilanzverschiebung. Bei Mangan und Kalium wird die vorher stark negative Bilanz nun doch deutlich positiv. Die hohen Output-Überschüsse (neg. Bilanz) bei Calcium, Magnesium, Aluminium und Eisen reduzieren sich merklich, bei Beryllium und Silizium werden sie sogar um die Hälfte reduziert. Beryllium und Silizium behalten aber mit den 11 bzw. 20 fachen Outputmengen ihre extrem negative Bilanz.

**C. Boden-Einfluss auf die Bilanz**

Sehen wir von den absoluten Elementmengen ab, sind die Elemente in Gruppen mit negativen und positiven Bilanzen zu gliedern. Die Elementabnahme zwischen Input und Output ist bei Blei, Cadmium, Zink, Kupfer, Nickel (Abb. 1) auch in den Sickerwässern der Bodenkompimente zu erkennen. Der gegenläufige Input-Output-Trend ist bei Beryllium, Natrium, Silizium (Abb. 3) mit Elementmengen auch in den Sickerwässern erkennbar. Die Elementgehalte von Calcium, Magnesium und Eisen sind in den Sickerwässern der Bodenkompimente deutlich geringer als im Eintrag oder dem Gebietsabfluß (Abb. 4). Bei Phosphor, Mangan und Kalium sind die Sickerwassergehalte ebenfalls niedriger, allerdings ist der Wiederanstieg im Abfluß sehr gering (Abb. 2). Gegen den Trend zwischen Input und Output werden die Elemente Cobalt und Aluminium in den Sickerwässern in größeren Mengen transportiert (Abb. 5).

Die Spurenelement-Gehalte von Blei, Cadmium, Nickel, Zink und Kupfer sind im Input höher als im Output, die Abnahme zwischen den einzelnen Kompimenten ist jedoch unterschiedlich.

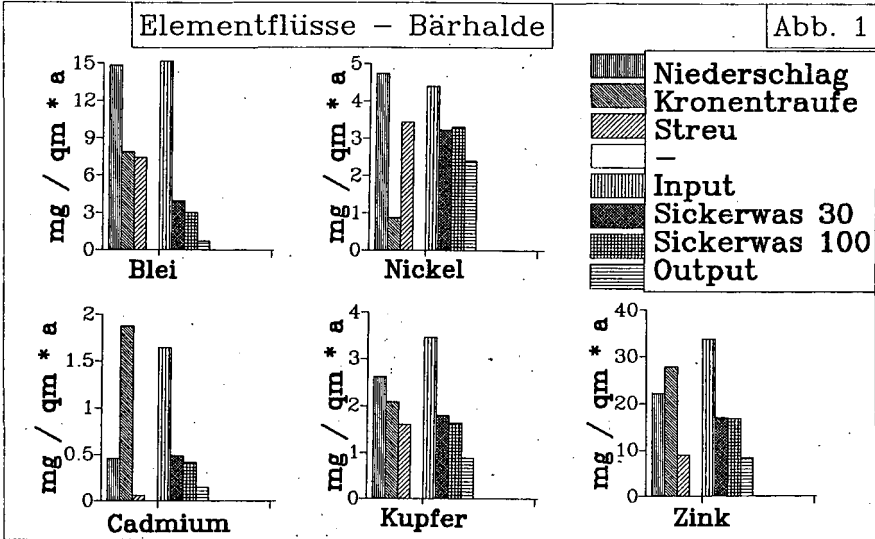


Abb. 1: Elementmengen der Eintrags-Kompimente und des Elementflusses Input/Sickerwasser/Output (Gebietsmittel)

Die Bleigehalte sinken vom Eintrag zum Sickerwasser 30 cm Bodentiefe um 75 %. Die Differenz zwischen Ober- und Unterboden ist dagegen gering. Der Oberboden ist damit für Blei als Senke zu erkennen. Die Bleigehalte verringern sich im Vorfluter(Output) nochmals merklich. Spezielle Einflüsse können hier ebenso wie bei den Einzelstandorten die Veränderung bedingen.

Die absoluten Bleigehalte der Sickerwässer sind in den beiden Podsol-Standorten und dem Stagnogley deutlich über dem Gebietsmittel. Es ist anzunehmen, daß diese Standorte die Gebiets-Bilanz stärker beeinflussen, als die angewendete Bilanzierungsmethode zum Ausdruck bringt. Außerdem wird in dem Sickerwasser 80 cm des Stagnogley ein Wiederanstieg des Bleigehalts festgestellt. Cadmium verhält sich in den Kompimenten ähnlich dem Blei.

Bei den beiden Pflanzennährstoffen Kupfer und Zink sind die Gehalte im Sickerwasser 30 cm um 50 % niedriger als der Bodeneintrag. Die Gehalte im Unterboden nehmen weiter ab, die Differenz ist jedoch nicht sehr groß. Zwischen dem Sickerwasser des Unterbodens und dem Gebietsabfluß verringern sich die Elementgehalte nochmals überproportional. Eine Feststellung die auch für Nickel gilt. Die hohe Mobilität von Kupfer und Zink in den beiden Podsol-Standorten und der Braunerde "Erstaufforstung" beeinflusst die Gebietsbilanz negativ.

Für die Pflanzennährstoffe Phosphor, Kalium und Mangan ist eine höhere Eintrags- als Austragsmenge nachweisbar. Bei Kalium und Mangan sind die Einträge mit der Kronentraufe dominant, mit der Streu wird die Hauptmenge an Phosphor eingetragen (Abb. 2). Die Gehalte im Sickerwasser 30 cm liegen um 60 % (K), 75 % (Mn) und 95 % (P) unter denen des Eintrags. Die Gehalte zwischen Oberboden und Unterboden sowie dem Gebietsabfluß unterscheiden sich kaum. Der interne Kreislauf von Pflanzenentzug und Eintrag aus der Vegetation steuert die Bilanz maßgeblich.

Bei den Elementen Natrium und Beryllium ist der Output größer als der Input (Abb. 3). Die Elementmenge im Sickerwasser 30 cm ist bereits wesentlich höher als durch den Eintrag bedingt. Gleiches gilt auch für Silizium. Verwitterungs- und Lösungsvorgänge im Boden bewirken die negative Gebietsbilanz dieser Elemente.

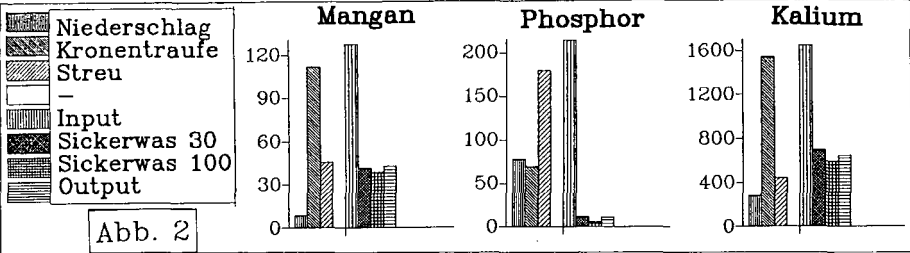


Abb. 2

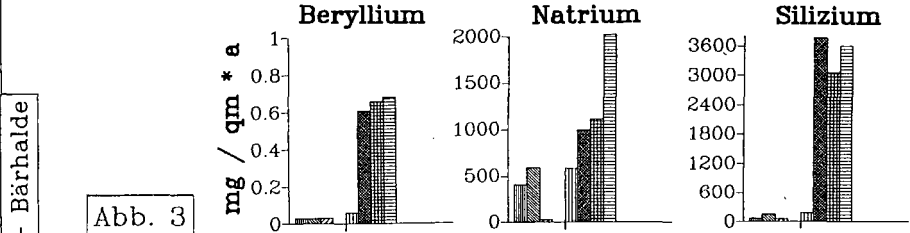


Abb. 3

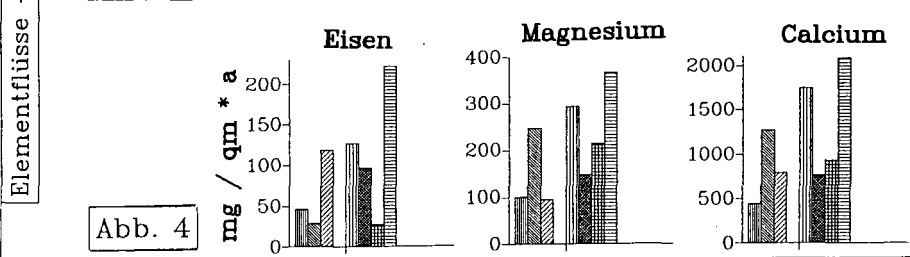


Abb. 4

Abb.2-4: Elementmengen der Eintragskompartimente und des Elementflusses Input/Sickerwasser/Output (Gebietsmittel)

Die Elemente Magnesium, Calcium, und Eisen zeigen eine positive Bilanz zwischen Eintrag und Sickerwässern (Input > Sickerwasser, Abb.4). Der interne Kreislauf über die Pflanze ist auch hier erkennbar. Insgesamt besteht für diese 3 Elemente eine negative Gebietsbilanz. Die ungewöhnlich hohen Austragsmengen bei Calcium und Magnesium sind durch die bisher vorliegenden Ergebnisse nicht erklärbar. Das granitische Ausgangsgestein des Bärhaldegebietes ist sehr arm an Ca und Mg. Die Eisengehalte im Oberboden verringern sich gegenüber dem Eintrag kaum, erst im Sickerwasser des Unterbodens sind die Gehalte auf 20 % erniedrigt. Die Fe-Gehalte im Gebietsabfluß sind 7 mal höher als im Unterboden-Sickerwasser.

Elementflüsse - Bärhalde

Für die beiden Elemente Aluminium und Cobalt sind die Konzentrationen im Sickerwasser höher als im Input oder Output (Abb. 5).

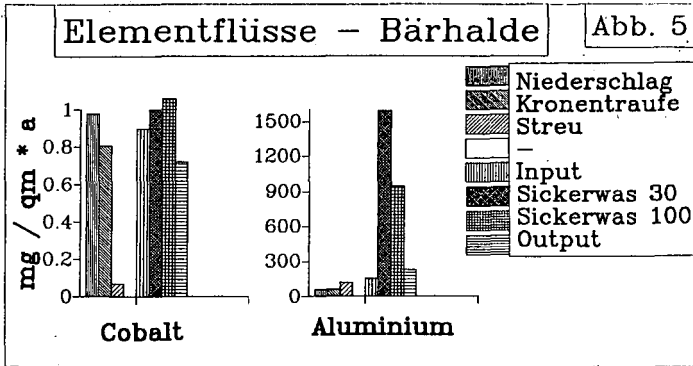


Abb. 5: Elementmengen der Eintragskompartimente und des Elementflusses Input/Sickerwasser/Output (Gebietsmittel)

Die Gehalte im Ausgangsgestein werden bei Cobalt mit 5ppm als sehr hoch angegeben. Durch die Verwitterung werden die Co-Gehalte in de Bodenlösung erhöht. Die deutliche Gehaltsverringderung im Gebietsabfluß läßt Schlüsse auf eine verstärkte Pflanzenaufnahme zu. Aluminium zeigt eine enorme Mobilität im Sickerwasser 30 cm. Die Eintragsmengen betragen nur 10 % der hier gemessenen Gehalte. Die Elementkonzentrationen sinken vom Oberboden bis zum Gebietsabfluß wieder auf 15 % ab.

#### D. Abschließende Betrachtung

Am Ergebnis der Gebietsbilanz sind die Standorte und Kompartimente unterschiedlich beteiligt.

Die Sickerwässer 30 cm zeigen im Stagnogley überhöhte Gehalte für Natrium, Blei, Silizium, Aluminium, Eisen und Beryllium. Diese Elemente werden in den Podsolen ebenfalls in höheren Mengen transportiert, im Sickerwasser des Unterbodens steigen die Gehalte teilweise noch an.

Bei dem Podsol-Standort mit 130 jährigem Fichtenbestand sind die Gehalte für Zink, Kupfer und Mangan in den Sickerwässern deutlich über dem Mittelwert der Gebietsbilanz. Der stark überhöhte Input durch Kronentraufe und Streu kann Ursache dafür sein.

Bei den Braunerden sind nur die Natrium- und Magnesium-Gehalte etwas auffällig erhöht.

Die Acidität der Böden und die Mengen, bzw. die Alter der oberirdischen Vegetationsmassen haben deutliche Einflüsse auf das Bilanzergebnis.

#### E. Weiterführende Literatur

- KEILEN, K. : Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranitgebiet. Freib.Bodenkundl. Abh., 8, 278 S, Freiburg, 1978
- KEILEN, K., STAHR, K., ZÖTTL, H.W. : Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden auf dem Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. Z. Pflanzenern. Bodenk., 139, 565 - 579, Weinheim, 1976
- RAISCH, W. : Bioelementverteilung im Fichtenökosystem der Bärhalde. Freib. Bodenkdl. Abh., 11, 239 S, Freiburg, 1983
- STAHR, K., HÄDRICH, F., GAUER, J. : Wasser- und Elementtransport in einem Stagnogley am Hang der Bärhalde. Z. Pflanzenern. Bodenk., 146, 23 - 37, 1983
- ZÖTTL, H.W. : Heavy metal levels and cycling in forest ecosystems. Experientia, 41, 1104 - 1113, Basel, 1985



Untersuchungen zur Verfügbarkeit von Cadmium in schleswig-holsteini-  
schen Böden

von

Hornburg, V. und G.W. Brümmer \*)

Die ökologische Wirksamkeit von Schwermetallen in Böden wird weniger durch deren Gesamtgehalt als vielmehr durch mobile Fraktionen bestimmt. Hierbei ist vor allem die Erfassung der gelösten und leicht in die Lösungsphase überführbaren Schwermetallanteile von Bedeutung. Ihre Verlagerbarkeit und Verfügbarkeit wird dabei von verschiedenen, in komplexer Weise zusammenwirkenden Faktoren bestimmt.

Zur Ermittlung der Verfügbarkeit bedarf es dabei auf Pflanzengehalte geeichter Analysenverfahren, die möglichst einfach und schnell die für Pflanzen verfügbaren Schwermetallanteile kennzeichnen. Von allen Schwermetallen hat sich vor allem Cadmium infolge seiner relativ guten Verfügbarkeit als Problemelement erwiesen.

**Material und Methoden**

Insgesamt wurden 158 Oberböden- und 150 Pflanzenproben von schwermetallbelasteten und unbelasteten Standorten auf ihre Gesamtgehalte an Cd, Pb, Cu, Zn und Mn untersucht. Zur Erfassung eines möglichst weiten pH-Spektrums wurden Acker-, Grünland- und Waldstandorte in der Marsch, der Geest und dem Östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins beprobt. In den untersuchten Böden umfassen die pH-Werte einen Bereich von pH (CaCl<sub>2</sub>) 2.6 auf Wald- bis pH 7.6 auf Ackerstandorten.

Neben den Gesamtgehalten der verschiedenen Schwermetalle (HNO<sub>3</sub>-/  
HClO<sub>4</sub>-Aufschluß) wurden die "verfügbaren" Anteile durch Na<sub>4</sub>-EDTA-  
(Boden : Lösung = 1 : 10; 90 min. Schüttelzeit) und DTPA- (LINDSAY  
und NORVELL, 1978), die leicht löslichen Anteile durch CaCl<sub>2</sub>-Extrak-  
tion (KÖSTER und MERKEL, 1983) in allen Bodenproben ermittelt.  
Ferner wurden an 36 Bodenproben die wasserlöslichen Schwermetall-  
anteile im Bodensättigungsextrakt (BSE) bestimmt. Im folgenden werden  
die Ergebnisse für Cd dargelegt.

---

\*) Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

## Ergebnisse

Beziehungen zwischen den Gesamt-Cadmiumgehalten der Böden und den verschiedenen Cadmiumfraktionen (Cd-EDTA, Cd-DTPA, Cd-CaCl<sub>2</sub>)

Die zwischen dem Cd-EDTA-Anteil und dem Cd-Gesamtgehalt der Böden bestehende Beziehung kann durch eine hochsignifikante lineare Regression beschrieben werden:

$$(1) \log \text{Cd-EDTA (mg/kg)} = - 0.167 + 1.053 \log \text{Cd-Gesamt (mg/kg)}$$
$$r = 0.98*** \quad N = 158$$

Daraus können für verschiedene Cd-Gesamtgehalte in Böden die EDTA-extrahierbaren Cd-Anteile errechnet werden. Diese steigen in Abhängigkeit vom Cd-Gesamtgehalt (0.5 - 5.0 mg Cd/kg Boden) von 70% auf 85% an und betragen im Mittel 76%.

Auch die DTPA-extrahierbaren Anteile sind eng mit den Cd-Gesamtgehalten korreliert:

$$(2) \log \text{Cd-DTPA (mg/kg)} = - 0.407 + 1.010 \log \text{Cd-Gesamt (mg/kg)}$$
$$r = 0.96*** \quad N = 158$$

Bei den sehr stark versauerten Waldproben sowie den mäßig versauerten Grünlandproben wird jedoch im Vergleich zu den schwach sauren Ackerstandorten ein höherer Cd-Anteil mit DTPA extrahiert. Diese Anteile betragen in Abhängigkeit vom pH-Wert für Ackerstandorte ( $\overline{\text{pH}} = 6.2$ ) 40%, für Grünlandstandorte ( $\overline{\text{pH}} = 5.3$ ) 49% und für Waldstandorte ( $\overline{\text{pH}} = 3.1$ ) 69%.

Wie die engen Korrelationen zwischen EDTA- (Gleichung 1) sowie DTPA-extrahierbaren Gehalten (Gleichung 2) und den Cd-Gesamtgehalten zeigen, kennzeichnen alle drei Fraktionen nahezu gleich gut den Gesamtgehalt an potentiell verfügbarem Cd. Damit könnte die analytisch einfach durchzuführende EDTA-Extraktion verwendet werden, um den zeitlich aufwendigen Gesamtaufschluß zu ersetzen.

Die durch 0.1 molare CaCl<sub>2</sub>-Extraktion bestimmte Cd-Fraktion zeigt dagegen keine Beziehung zum Cd-Gesamtgehalt. Sie unterscheidet sich daher deutlich von den EDTA- und DTPA-extrahierbaren Fraktionen und wird in starkem Maße von der Bodenreaktion beeinflusst. Die CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Cd-Anteile am Cd-Gesamtgehalt betragen in Abhängigkeit von der Bodenreaktion für Ackerstandorte ( $\overline{\text{pH}} = 6.2$ ) 7% und für

Waldstandorte ( $\bar{pH} = 3.1$ ) 64%.

Mit Hilfe multipler Korrelationsrechnung läßt sich der Cd-CaCl<sub>2</sub>-Gehalt der Bodenproben aus dem Cd-Gesamtgehalt und der Bodenreaktion errechnen (Abb. 1).

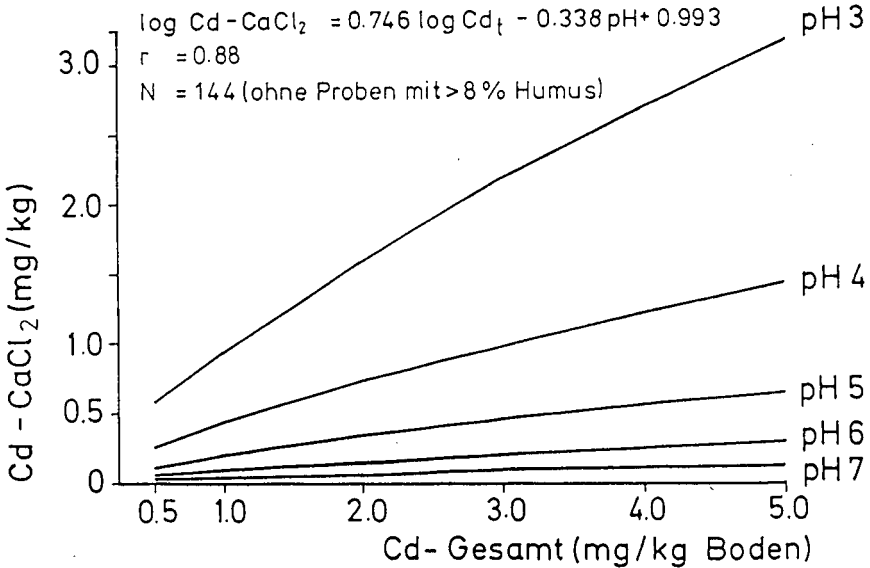


Abb. 1: Cd-CaCl<sub>2</sub> in Abhängigkeit vom Cd-Gesamtgehalt der untersuchten Böden und der Bodenreaktion

Wie die Abbildung zeigt, steht der Anteil der CaCl<sub>2</sub>-extrahierbaren Fraktion am Cd-Gesamtgehalt in enger Beziehung zum pH-Wert der Böden.

Ähnlich enge Korrelationen ergeben sich zwischen Cd-CaCl<sub>2</sub> und Cd-EDTA sowie Cd-DTPA in Abhängigkeit von der Bodenreaktion.

$$(3) \log \text{Cd-CaCl}_2 = 0.709 \log \text{Cd-EDTA} - 0.352 \text{ pH} + 1.198$$

$$r^2 = 0.90^{***} \text{ N}=144 \text{ (ohne Bodenproben mit } >8\% \text{ Humus)}$$

$$(4) \log \text{Cd-CaCl}_2 = 0.683 \log \text{Cd-DTPA} - 0.305 \text{ pH} + 1.062$$

$$r^2 = 0.90^{***} \text{ N}=144 \text{ (ohne Bodenproben mit } >8\% \text{ Humus)}$$

Damit kann auch für verschiedene Cd-EDTA- (Gleichung 3) und Cd-DTPA-Gehalte (Gleichung 4) in Böden die CaCl<sub>2</sub>-extrahierbare Cd-Fraktion der Böden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion ermittelt und nomographisch dargestellt werden.

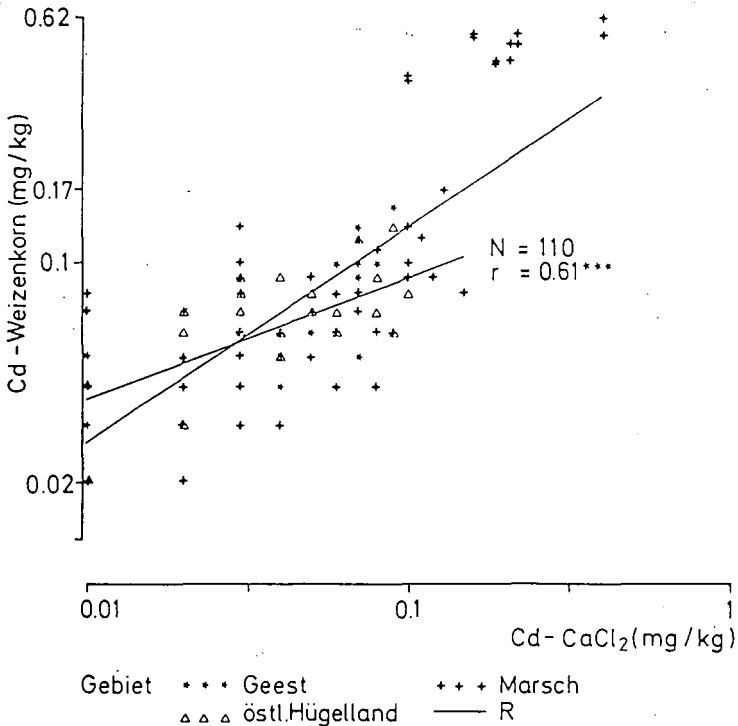
**Beziehungen zwischen den Cd-Gehalten im Boden (Cd-Gesamt, Cd-CaCl<sub>2</sub>, Cd-Bodenlösung) und den Cd-Gehalten im Weizenkorn**

Die Cd-Gehalte im Weizenkorn (0.02 - 0.62 mg/kg) nehmen in der Tendenz mit steigendem Gesamtgehalt an Cd im Boden (0.07 - 6.2 mg/kg) zu. Allerdings ist die statistische Auswertung infolge schiefer Verteilung mit Problemen behaftet. Bei Cd-Gesamtgehalten zwischen 0.1 - 1.0 mg Cd/kg Boden besteht keine Beziehung zum Cd-Gehalt im Weizenkorn.

Ähnliche Beziehungen ergeben sich zwischen den Cd-Gehalten im Weizenkorn und den EDTA- sowie DTPA-extrahierbaren Cd-Gehalten der Böden.

$$\log(\text{Cd-Wk.mg/kg}) = -0.198 + 0.691 \log(\text{Cd-CaCl}_2 \text{ mg/kg})$$

N = 122  
r = 0.76\*\*\*  
Wk. = Weizenkorn



**Abb. 2:** Cd-Gehalte im Weizenkorn (mg/kg) in Abhängigkeit vom Gehalt an CaCl<sub>2</sub>-extrahierbarem Cd

Die  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare und im Boden als leicht verfügbar angesehene Cd-Fraktion weist eine nicht sehr enge jedoch signifikante Beziehung zum Cd-Gehalt im Weizenkorn auf (Abb. 2). Für das gesamte Probenmaterial ergibt sich ein Korrelationskoeffizient von  $r = 0.76$ . Im Gegensatz zu den Cd-EDTA- und Cd-DTPA-Gehalten besteht jedoch auch im unteren Konzentrationsbereich (0.02 - 0.17 mg Cd/kg Weizenkorn) eine signifikante Beziehung zwischen der  $\text{Cd-CaCl}_2$ -Fraktion und den Cd-Gehalten im Weizenkorn ( $r = 0.61$ ).

Die im Bodensättigungsextrakt vorliegenden Cd-Anteile ( $\mu\text{g/l}$ ) stehen mit  $r = 0.86$  in enger Beziehung zum Cd-Gehalt im Weizenkorn (mg/kg) und stellen offenbar die ökologisch wirksamste Cd-Fraktion in Böden dar.

$$(5) \log \text{Cd-Wk. (mg/kg)} = - 0.997 + 0.696 \log \text{Cd-Bodenlösung } (\mu\text{g/l})$$
$$r = 0.86^{***} \quad N = 36 \quad (\text{Wk.} = \text{Weizenkorn})$$

ii) Damit weisen nur die wasserlösliche und in ähnlicher Weise die  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare Cd-Fraktion in nicht und wenig belasteten Böden eine Beziehung zu den Cd-Gehalten im Weizenkorn auf.

Tab. 1:

Cd-Gehalte im Sättigungsextrakt sowie Gehalte an  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbarem Cd für die dem einfachen und doppelten Richtwert entsprechenden Cd-Gehalte im Weizenkorn

Cd-Weizenkorn mg/kg	Cd-Sättigungsextrakt $\mu\text{g/l}$	Cd- $\text{CaCl}_2$ mg/kg Boden
0.1	1.0	0.1
0.2	2.5	0.2

Aus diesen Beziehungen können Schwellenwerte für die Cd-Gehalte im Sättigungsextrakt sowie die  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare Cd-Fraktion in Bezug auf den einfachen und doppelten Cd-Richtwert für Getreidekorn (0.1 bzw. 0.2 mg/kg) errechnet werden (Tab. 1).

Da die  $\text{CaCl}_2$ -extrahierbare Cd-Fraktion wie auch die Cd-Gehalte im Sättigungsextrakt zu über 80 % aus dem Gesamt- (bzw. EDTA- oder DTPA-extrahierbarem) Gehalt an Cd im Boden und der Bodenreaktion

erklärt werden können, beeinflussen letztere Größen auch die Cd-Verfügbarkeit. Die Beziehungen zwischen den Cd-Weizenkorn- und Cd-Gesamt- bzw. auch Cd-EDTA-Gehalten der Böden lassen sich im wesentlichen durch Berücksichtigung der Bodenreaktion verbessern (Gleichung 6 und 7).

$$(6) \text{ Cd-Wk. (mg/kg) = 0.091 Cd-Gesamt (mg/kg) - 0.035 pH + 0.242}$$

$$r = 0.96^{***} \quad N = 122 \quad (\text{Wk.} = \text{Weizenkorn})$$

$$(7) \text{ Cd-Wk. (mg/kg) = 0.102 Cd-EDTA (mg/kg) - 0.030 pH + 0.221}$$

$$r = 0.96^{***} \quad N = 122 \quad (\text{Wk.} = \text{Weizenkorn})$$

Mit  $r = 0.96$  steht der Cd-Gehalt im Weizenkorn in enger Beziehung zum Cd-Gesamtgehalt bzw. Cd-EDTA-Gehalt der Böden und der Bodenreaktion.

Tab. 2:

Cd-Gesamtgehalte der Böden (mg/kg) bei unterschiedlicher Bodenreaktion (pH 4.5 - 7.5) für die dem einfachen und doppelten Richtwert entsprechenden Cd-Gehalte im Weizenkorn

Cd-Weizenkorn mg/kg	pH (CaCl <sub>2</sub> )				
	4.5	5.0	6.0	7.0	7.5
	Cd-Gesamtgehalte (mg/kg)				
0.1	0.2	0.4	0.7	1.1	1.3
0.2	1.3	1.5	1.8	2.2	2.4

Die für den einfachen und doppelten Cd-Richtwert im Weizenkorn bei pH-Werten von 4.5 bis 7.5 berechneten Cd-Schwellenwerte in Böden liegen zwischen 0.2 und 1.3 sowie zwischen 1.3 und 2.4 mg Cd/kg Boden (Tab. 2) und weisen damit beträchtlich unter dem derzeit gültigen Grenzwert von 3 mg Cd/kg Boden liegende Werte auf.

#### Literatur

- Köster, W. und Merkel, D.: Landw. Forsch. 39 (Sh.), 245 - 254, 1983.
- Lindsay, W.L. und Norvell, W.A.: Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 421 - 428, 1978.

DIE ORGANISCHE SUBSTANZ EINER TERRA-FUSCA-REDSINA UND IHRES  
AUSGANGSSUBSTRATES ROTBUCHENLAUBSTREU IN EINEM MITTELEURÖPÄISCHEN  
WALDÖKOSYSTEM AUF KALKGESTEIN

von

JÖRGENSEN, R.G. u.B. MEYER +)

ZUSAMMENFASSUNG

In einem Buchenwaldökosystem auf Muschelkalk wird die postmortale organische Substanz zweier Laubstreulagen, der frischen Herbstlaubstreu (LS = Ol) und der zum Zeitpunkt des Laubfalls noch vorhandenen, überwinterten Restlaubstreu (RLS = Of) mit der organischen Substanz im mineralischen Bodenkörper einer Terra-fusca-Rendsina anhand humuschemischer Parameter verglichen. Die Veränderung der Anteile von N- und C-Fractionen sowie die Umverteilung der einzelnen Zuckermonomeren-Anteile geben Aufschluß über einige humusdynamische Prozesse. Der relative Anteil heißwasserlöslicher C-Verbindungen verdoppelt sich im Mineralboden gegenüber der Streu, der Anteil nicht hydrolysierbarer Verbindungen halbiert sich. Dieses Ergebnis läßt sich folgendermaßen erklären: Die festen Zellwandbestandteile der Rotbuchenstreu werden mikrobiell vollständig umgesetzt (Parameter: ASC/AZC) und zum großen Teil in bakterielle Schleimstoffe umgewandelt (Parameter: glcN/galN). Diese werden durch Ca an die große Oberfläche der Tonminerale gebunden und stabilisiert.

PROBLEMSTELLUNG

Die postmortale organische Substanz eines Waldökosystems unterliegt einerseits dem Abbau innerhalb der Streudecke auf der Bodenoberfläche, andererseits der Inkorporation in den mineralischen Bodenkörper und dem Abbau im Boden. Beim Abbau (alle Schwundprozesse), der Zersetzung (Mineralisation zu CO<sub>2</sub>) und der Humifizierung (abiotische Einflüsse des Bodens) kommt es in der organischen Substanz der Streu zu systemcharakteristischen Veränderungen: Die morphologische Beschaffenheit der Streu geht vollkommen verloren, und auch die chemischen Strukturen werden verändert. Oligomer- und Monomerbruchstücke können in der Bodenlösung zufällig miteinander reagieren. Sie bilden dabei neue Polymere, die Huminstoffe. Bei deren Bildung spielt die Abbauresistenz eine große Rolle, charakterisiert z.B. durch ihre Hydrolysebeständigkeit. In zu geringem Maße beachtet wird bei diesen Prozessen der Einfluß der Mikroflora auf die stoffchemische Umwandlung.

Ein Vergleich der chemischen Zusammensetzung der frischen Laubstreu, der teilzersetzten überwinterten Laubstreu und den Bodenhorizonten einer Terra-fusca-Rendsina soll zeigen, ob und worin sich charakteristische Veränderungen im Verlauf der Umsetzungsprozesse erkennen lassen. Die chemische Auftrennung erfolgt mit einer extraktiv-hydrolytischen Fraktionierung und einer anschließenden flüssigkeits-chromatographischen Trennung der Aminosäuren und der Zuckermonomere. So können Streubestandteile und or-

+ ) Inst. f. Bodenwissenschaften, v.-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

ganische Substanz im Mineralboden anhand von definierten und gleichen Fraktionen miteinander verglichen werden.

#### STANDORT

Rotbuchenlaubstreu und Bodenmaterial entstammen der Versuchsfläche zur Erforschung eines "Ökosystems auf Kalkgestein" im Göttinger Wald. Bei dem Standort handelt es sich um einen 100 bis 115 Jahre alten subozeanischen, submontanen Buchenhochwald auf unterem Muschelkalk mit einer artenreichen Krautschicht (*Melico fagetum* *hordelyetosum*). Dieses Ökosystem gilt als stabil und ist als Gegensatz zum Ökosystem des sauren Buchenwalds (*Luzulo fagetum*) im Solling zu sehen. Der Streuabbau wie der Boden werden durch sehr aktive Lumbricidenpopulationen geprägt. Der Boden dieses Untersuchungsgebiets ist gekennzeichnet durch eine extrem kleinräumige Variabilität der Bodentypen. Mit einem Anteil von über 50 % an der Gesamtfläche ist der dominierende Bodentyp die *Terra-fusca-Rendsina*.

#### METHODEN

An einem Teil einer lufttrockenen Probe werden Fette, Wachse und Harze mit Ether und Benzol-Ethanol (Streu) oder nur mit Benzol-Ethanol (Boden) extrahiert. Es folgen Heißwasserextraktion sowie Hydrolysen mit 24 n  $H_2SO_4$  und 6 n  $HCl$ . Im Heißwasserextrakt und im  $H_2SO_4$ -Hydrolysat werden Neutralzucker und Uronsäuren flüssigkeitschromatographisch bestimmt (Anionen-Austausch). Ein anderer Teil der lufttrockenen Probe wird nur mit 6 n  $HCl$  hydrolysiert. In diesem Hydrolysat werden Aminosäuren und Aminosucker flüssigkeitschromatographisch bestimmt (Kationenaustausch). Alle Hydrolyse- und Extraktionsrückstände werden quantitativ erfaßt. An ihnen werden C und N gaschromatographisch nach Verbrennung ermittelt. Die genauen hydrolytischen und chromatographischen Bedingungen sind bei JÖRGENSEN (1987) beschrieben.

#### ERGEBNISSE

Mit 13.7  $kg/m^2$  Corg oder 27.4  $kg/m^2$  organischer Substanz weist die in Tabelle 1 dargestellte *Terra-fusca-Rendsina* die maximale Menge an organischem Kohlenstoff einer *Rendsina*-Bodengesellschaft auf. Die *Terra-fusca-Rendsina* weist einerseits eine gewisse Mächtigkeit auf und andererseits haben sich die Konservierungs-Gleichgewichtsbedingungen noch nicht entscheidend verschlechtert. Aufgrund der inhomogenen Verteilung, der Größe und der relativ geringen Reaktivität des Kalksteins kann das pH trotz eines Kalksteingehalts von fast 1 % auf pH 6.2 absinken.

Bei den Abbauprozessen in der Streuschicht zeigt die FHWC-Fraktion am deutlichsten eine Veränderung in Tabelle 2. Ihr Anteil sinkt um fast 7 %-Punkte. Das ist um mehr als die Hälfte weniger, als in der frischen Streu vorhanden waren. Die Anteile der Fraktionen ASC und vor allem AZC steigen während der Abbauprozesse zwar erheblich durch die überproportionale Zunahme N-haltiger Verbindungen an, etwa um das 1,3 bzw. das 12fache, aber ihr Anteil am Gesamt-C ist verhältnismäßig gering. Die Anteile der Fraktionen NZC, ZSC und HWEC sinken relativ wenig, die Anteile von RHWEC, RHYC und Rest-C nehmen nur sehr geringfügig zu.

Auffällig ist der niedrige Gehalt an NZC in der Laubstreu. Die dargestellten Werte stimmen zwar gut mit der Literatur überein



(z.B. SPITELLER, 1980), nicht aber mit der zu erwartenden Menge an cellulosebürtiger Glucose, die dreimal so hoch sein müßte. Ursache ist eine nicht ausreichende Trennung der Lignin-Cellulose-Strukturen sein. Es wäre zu prüfen, ob ein zusätzlicher Extraktionsgang mit Lauge dieses Ergebnis verbessert.

In der Streuschicht führen die Abbauprozesse zu keiner großen Umverteilung in den untersuchten C-Fractionen. Nach der Inkorporation in den mineralischen Bodenkörper zeigen sich jedoch einige bemerkenswerte Unterschiede zum Ausgangssubstrat Streu: Der HWEC-Anteil steigt von 13 auf 25 % im Ah-Horizont, verdoppelt sich also fast. Der Anteil der Fraktion RHWC ist sogar um das Dreifache angestiegen. Dagegen sinkt der REST-C-Anteil von 48 % in der Streuschicht auf 40 % im Ah-Horizont und auf ungefähr 25 % im Bv- und 1C-Horizont. In den unteren beiden Horizonten steigt der RHYC-Anteil auf Werte um 25 %.

Tabelle 1

Gesamtmengen an Corg, Norg und KST (Kalkstein) in kg/m<sup>2</sup> und Gesamtgehalte an Corg und Norg in mg/g Trockensubstanz (TS) sowie das pH

		GESAMT- GEWICHT	Corg		Norg		KST	
		kg/m <sup>2</sup>	kg/m <sup>2</sup>	mg/g TS	kg/m <sup>2</sup>	mg/g TS	kg/m <sup>2</sup>	pH
LS	+2--+1	0.3	0.14	526.4	0.004	11.9	0	5.2
RLS	+1- 0	0.8	0.27	347.1	0.011	13.9	0	6.0
Ah	0-15	126.0	6.57	52.2	0.466	3.7	1	6.2
Bv	15-32	200.6	5.18	25.8	0.393	2.0	6	6.8
1C	32-46	224.0	1.53	6.8	0.155	0.7	138	7.8
SUMME			13.69		1.029			

Tabelle 2

C-Fractionen der organischen Substanz in % Corg

FHWC: C in Fetten, Harzen und Wachsen, ASC: Aminosäuren-C, AZC: Aminozyucker-C, NZC: Neutralzucker-C, ZSC: Zuckersäuren-C, RHWC: nicht identifizierbares Rest-C im Heißwasserextrakt, RHYC: nicht identifizierbares Rest-C im Hydrolysat, R-C: nicht hydrolysierbares Rest-C, HWEC: heißwasserextrahierbares C

		TIEFE in cm	FHWC	ASC	AZC	NZC	ZSC	RHWC	RHYC	R-C	HWEC
LS	+2--+1	11.4	4.5	0.1	12.5	1.0	6.2	17.4	46.9	13.6	
RLS	+1- 0	4.7	6.7	1.2	11.4	0.8	7.0	19.8	48.4	13.1	
Ah	0-15	2.2	10.4	3.3	15.3	0.3	13.9	15.0	39.6	25.3	
Bv	15-32	2.1	10.3	3.4	12.4	0.3	13.0	27.8	25.1	21.9	
1C	32-46	3.2	12.6	2.9	10.6	0.3	18.2	25.1	27.1	26.6	

Tabelle 3 zeigt verschiedene Quotienten als Parameter eines zunehmenden Umsetzungs- und Humifizierungsgrades:

Der C/N-Quotient ist der am einfachsten zu bestimmende Parameter. In der Streuschicht sinkt er von 40 bis 50 auf Werte um 25. Abbaueversuche mit  $^{15}\text{N}$ -markierter Laubstreu haben anhand der Isotopenverdünnung gezeigt, daß in diesem ersten Abschnitt der Zersetzungsprozesse die Abnahme des C/N-Quotienten in erster Linie auf  $\text{N}_2$ -Fixierung zurückzuführen ist (ALDAG et al., 1987). Erst nach der Passage des Pflanzengewebes durch den Darm, z.B. der Lumbriciden, sinkt das C/N-Verhältnis auf Werte unter 15 aufgrund einer relativen Anreicherung N-haltiger Verbindungen.

Der Aminosäuren-C/Aminozucker-C-Quotient ist ein Parameter für den Einfluß der mikrobiellen Tätigkeit auf die stoffliche Zusammensetzung postmortaler organischer Substanz. Je kleiner er ist, desto stärker ist das Substrat mikrobiell umgesetzt. Pilze haben einen ASC/AZC-Quotienten von 3.5 (JÖRGENSEN, 1987). Sicher ist dann nicht nur das Protein, sondern ein großer Teil der gesamten organischen Substanz der Streu in die Umsetzungsprozesse miteinbezogen worden.

Tabelle 3

Quotienten: C/N, Aminosäuren-C/Aminozucker-C (ASC/AZC), Glucosamin/Galactosamin (glcN/galN), Hexose/Pentose (H/P), Glucose/Mannose (glc/man), Glucuronsäure/Galacturonsäure (glc-u/gal-u)

	TIEFE in cm	C/N	ASC/ AZC	glcN/ galN	HEX/ PEN	glc/ man	glc-u/ gal-u
LS	+2-+1	44.0	45.0		2.2	7.8	0.1
RLS	+1- 0	25.0	5.6	1.0	2.2	4.4	0.2
Ah	0-15	14.1	3.2	1.7	2.7	2.3	2.8
Bv	15-32	13.1	3.0	1.9	2.6	1.9	4.0
1C	32-46	10.0	4.3	2.5	2.4	1.6	4.8

Der Glucosamin/Galactosamin-Quotient kann als Parameter der bakteriellen Beeinflussung der postmortalen organischen Substanz angesehen werden. Er ist aber kein Maß für die bakterielle Abbauproduktivität ( $\text{CO}_2$ -Produktion). Galactosamin wird in der Streu und in der organischen Substanz des Mineralbodens fast ausschließlich von Bakterien gebildet. Glucosamin dagegen ist Bestandteil der Zellwände von allen Mikroorganismen und dem chitinierten Stützskelett der Invertebraten.

Während die frische Herbstlaubstreu (LS) frei von Galactosamin ist, sinkt der glcN/galN-Quotient in der Restlaubstreu auf 1. Im Humuskörper des Mineralbodens steigt er wieder auf 1,7 bis 2,5. Das zeigt, daß die Einflußnahme der Bakterien auf die stoffliche Gestaltung des Humuskörpers zwar wieder etwas abnimmt, aber immer noch sehr viel größer ist, als man es aufgrund des bakteriellen Anteils an der Atmungsrate der Mikroflora erwarten könnte. Denn es ist bekannt, daß die Pilze im Mittel einen Anteil von 75 % an dieser Atmungsrate aufweisen und die Bakterien nur einen von 25 %.

Beim Hexose/Pentose-Quotient geht man davon aus, daß vor allem die Hexosen Mannose und Rhamnose charakteristische Zuckermomere in den mikrobiell umgesetzten Polysacchariden sind. Die beiden Pentosen Xylose und Arabinose werden dagegen als kennzeichnende Monosaccharide pflanzlicher Rückstände angesehen (CHESHIRE et al., 1983). Je größer der Hexose/Pentose-Quotient ist, desto stärker ist das Substrat mikrobiell beeinflusst. Die Untersuchung der Laubstreu zeigt jedoch, daß diese Pflanzensubstanz das gesamte Monomerenpektrum einschließlich der Mannose aufweist. Aus Abbaueversuchen mit  $^{14}\text{C}$ -markierter Glucose ist bekannt, daß die Mikroorganismen in der Lage sind, alle aufgeführten Zuckermomere zu synthetisieren, auch die Pentosen (OADES, 1974).

Der Glucose/Mannose-Quotient folgt dagegen immer den Umsetzungsprozessen: Der Anteil der Mannose als Leitzucker der bakteriellen Schleimstoffe nimmt zu, der der Glucose als wichtigstem Monomer der stabilen Zellwandkomponenten nimmt ab.

Glucuronsäure/Galacturonsäure-Quotient: Galacturonsäure ist der Hauptbestandteil des Pectins, das sich als stützende Mittellamelle vor allem in jungem Pflanzengewebe anstelle des Lignins zwischen den Zellen befindet. In der Streuschicht dominiert die Galacturonsäure mit 90 bis 80 % an der Summe der Uronsäuren. Im Humuskörper des Mineralbodens kehrt sich die Relation um: Glucuronsäure wird zur beherrschenden Uronsäure. Die Verteilung der Uronsäurenanteile im mineralischen Bodenkörper wird somit ebenfalls durch die schleimstoffbürtigen Verbindungen geprägt.

#### Die Akkumulation von leicht abbaubaren Verbindungen im Boden

In der organischen Substanz des Mineralbodens von Terra-fusca-Rendsinen des Göttinger Waldes reichern sich, verglichen mit dem Ausgangssubstrat Rotbuchenlaubstreu, die leichter löslichen und damit auch die potentiell leichter abbaubaren C-Verbindungen an. Dieses Ergebnis muß als große Überraschung gelten, da generell die Ansicht vertreten wird, daß sich im Boden die schwer extrahierbaren, schwer abbaubaren Substanzen anreichern.

Pilze und Bakterien können alle Naturstoffe unter aeroben Bedingungen abbauen. Auch Lignin kann, wenn auch nur sehr langsam, mikrobiell zersetzt werden. Mikroorganismen selbst können mit Ausnahme der pilzlichen Melanine keine so schwer zersetzbaren Zellwandbestandteile synthetisieren, wie es die holzreichen Makrophyten tun, und die vor allem nicht in den Mengen.

Mikroorganismen, insbesondere Bakterien, können sehr viel mehr Enzyme bilden, als sie für ihren eigenen Stoffwechsel benötigen. Die Folge ist ein übermäßiger Stoffumsatz, an dem der Wachstums- und Erhaltungsstoffwechsel in Abhängigkeit von Substrat und Wachstumsphase nur zu 5 bis 30 % beteiligt ist (ROSE, 1968). Bakterien zerlegen die Kohlenhydrate der pflanzlichen Polysaccharide und führen diese in isomere Formen über. Die so gebildeten Schleimstoffe verbessern durch ihr Wasserbindungsvermögen die Lebensmöglichkeiten der Bakterien, die in der wäßrigen Phase des Bodens leben.

Zur Stabilisierung der leicht abbaubaren Verbindungen im Boden gibt es verschiedene Möglichkeiten: Durch die Reaktion mit phenolischen Gruppen kann der Abbau gehemmt werden. Durch Komplexbildung mit Metallionen wie Eisen, Aluminium, Zink und Kupfer kann zum einen der enzymatische Angriff inhibiert und zum anderen die Löslichkeit z.B. von Kohlenhydratkomplexen verändert werden (MARTIN et al., 1972). Vor allem aber das Calcium festigt die Sorption an die große Oberfläche der Tonminerale.

Allein mit dem Ca-Versorgungsgrad kann die Stabilisierung von größeren Mengen an leicht abbaubaren C-Verbindungen im Ah-Horizont der untersuchten Terra-fusca-Rendsina nicht geklärt werden, da das pH in diesem Horizont schon deutlich abgesenkt ist. Eine große Rolle dürfte hier die Okklusion von organischer Substanz in Kotaggregaten bzw. anderen Bodenaggregaten spielen (GROSSBARD, 1969; FOSTER, 1981). Die Aggregatoberfläche der Lumbricidenfaeces wird durch die Ausscheidung von Ca-haltigen Schleimstoffen verklebt. Inwieweit dadurch die abbaufördernde O<sub>2</sub>-Diffusion gehemmt wird, ist unbekannt. Durch die Okklusion wird anscheinend aber zum einen der räumliche Zugang der Mikroorganismen zu den Kohlenhydraten und zum anderen die Beseitigung von hemmenden Stoffwechselprodukten lebender oder auch abgestorbener Mikroorganismen durch die abweidende Bodenfauna behindert.

Die Akkumulation von leicht abbaubaren Verbindungen im mineralischen Bodenkörper wird auch durch das Gleichgewicht von Bakterien und Pilzen beeinflusst. Durch natürliche Antibiotika verschiedener Herkunft, z.B. oxiphenolische Substanzen, baut sich ein Gleichgewicht zwischen abbau-hemmenden und abbau-fördernden Effekten auf. Wenn dieses Gleichgewicht gestört wird, kann es zu einem sehr schnellen Abbau einer großen Menge der labilen organischen Substanz des Bodens kommen. In Zeiten mit Stressituationen kann es zu einer übermäßigen Infektion mit weißfäuleerregenden Pilzen kommen, z.B. bei Versauerungsschüben nach starkem Austrocknen. Ein Abbau von großen Mengen an organischer Substanz kann innerhalb kürzester Zeit erfolgen. Darin kann eine der Ursachen für die starke räumliche Variabilität im Humusgehalt bzw. in der kleinmoosartigen Ausprägung der Bodentypen auf der Versuchsfläche liegen.

#### LITERATUR

- ALDAG, R., JÖRGENSEN, R.G. & KLAGES, F.-W., 1987: Breakdown of beech (*Fagus silvatica* L.) leaves, especially <sup>15</sup>N-labelled leaves in bioturbation receptacles. (in print)
- CHESHIRE, M.V., SPARLING, G.P. & MUNDIE, C.M., 1983: Effect of periodate treatment of soil carbohydrate constituents and soil aggregation. *J. Soil Science* 34, 105-112
- FOSTER, R.C., 1981: Polysaccharides in soil fabrics. *Science* 214, 665-667
- GROSSBARD, E., 1969: A visual record of the decomposition of <sup>14</sup>C-labelled fragments of grasses and rye added to soil. *J. Soil Science* 20, 38-51
- JÖRGENSEN, R.G., 1987: Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 91, 1-407
- MARTIN, J.P., ERVIN, J.O. & RICHARDS, S.J., 1972: Decomposition and binding action in soil of some mannose-containing microbial polysaccharides and their Fe, Al, Zn, and Cu complexes. *Soil Science* 113, 322-327
- OADES, J.M. 1974: Synthesis of polysaccharides in soil by microorganisms. *Trans. 10th Int. Congr. Soil Science* 3, 93-99
- ROSE, A.H., 1968: *Chemical microbiology*. Plenum Press, New York
- SPIELLER, M., 1980: Kapillargaschromatographische Bestimmung von Zuckern unterschiedlicher Böden. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 143, 720-729

**Streuabbau- und Humifizierungsprozesse**  
**in Waldhumusformen**

von

Kögel, Ingrid (1)

Will man die Veränderungen der stofflichen Zusammensetzung der organischen Substanz von Waldböden während der Streuzersetzung und Humifizierung untersuchen, so werden häufig zwei Vorgehensweisen angewendet, nämlich die **Streustoffgruppenanalyse** (Proteine, Lipide, Polysaccharide, Lignin) und die **Humusfraktionierung** (Fulvosäuren, Huminsäuren, Humine). Mit einer Kombination beider Methoden versuchte schon Blume (1965), den Stoffbestand von Humuskörpern zu deuten. Dieses Vorgehen geht von der Vorstellung aus, daß eine Unterscheidung von Streustoffgruppen und Huminstoffen möglich ist, und daß alle wesentlichen Stoffgruppen der Pflanzenstreu bekannt sind. Aufgrund der chemischen Eigenschaften verschiedener Streustoffgruppen ist jedoch anzunehmen, daß eine Trennung von Streustoffen und Huminstoffen durch Extraktion mit Lauge nicht möglich ist. In den meisten humuschemischen Untersuchungen fehlen **quantitative** Angaben zur Verteilung der einzelnen Fraktionen. Im folgenden werden deshalb sowohl die Gesamtprobe als auch die Huminstofffraktionen mit naßchemischen und <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopischen Methoden untersucht und in quantitativen Bezug zur Gesamtprobe gesetzt.

**Material und Methoden**

Untersucht wurden drei Humusprofile, und zwar Mull, Moder und Rohhumus in charakteristischer Ausprägung. Beschreibung und chemische Kennzeichnung der Profile sind Kögel (1987) zu entnehmen. Gefriergetrocknete Proben wurden zur Huminstoffextraktion mit 0,5 N NaOH behandelt. Die Analyse der Gesamtzuckerhalte erfolgte nach Beudert (1987), die Bestimmung der Lignin-Abbauprodukte nach

---

1) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth.

CuO-Oxidation wie bei Kögel (1987) beschrieben.

Die Aufnahme-Bedingungen der Festkörper-13C-NMR-Spektren sowie die Zuordnung der Streustoffgruppen sind bei Kögel et al. (1988) beschrieben. Die semiquantitative Auswertung der Spektren erfolgt durch Integration der Flächen in den Bereichen Alkyl-C (0-50 ppm), O-Alkyl-C (50-110 ppm, überwiegend Polysaccharide), Aromaten-C (110-160 ppm, überwiegend Lignin) und Carboxyl-C (160-200 ppm).

### Ergebnisse und Diskussion

Die Festkörper-13C-NMR-Spektren aller Humusprofile (Tab.1) zeigen eine Zunahme von Alkyl-C und Carboxylgruppen, sowie eine Abnahme der Polysaccharide. Die organische Substanz von Waldböden enthält etwa 20-25 % Aryl-C. Mit zunehmender Humifizierung nimmt die Aromatizität nicht zu.

Tab. 1: Anteile des Kohlenstoffs (%) an den vier Bereichen der 13C-NMR-Spektren (Summe = 100 %)

Humusform/ Horizont		200-160	160-110	110-50	50-0 ppm
		%			
Mull	Ln	10	15	52	23
	LAh	13	21	39	27
Moder	Ln	7	21	56	16
	Of2	10	22	49	19
	Ofh	9	23	45	23
	Ah	13	24	38	25
Rohhumus	Ln	5	23	54	18
	Odhf	11	22	39	28
	Odh	11	21	44	24
	Aeh	11	25	39	25

Führt man an diesen Humusprofilen die konventionelle Fraktionierung in Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS) und Humin durch (Tab.2), so ist festzustellen, daß die Anteile von FS und HS mit der Tiefe im Humusprofil zunehmen, der Anteil der Huminfraction aber besonders im Auflagehumus (über 50 %) beträchtlich hoch ist.

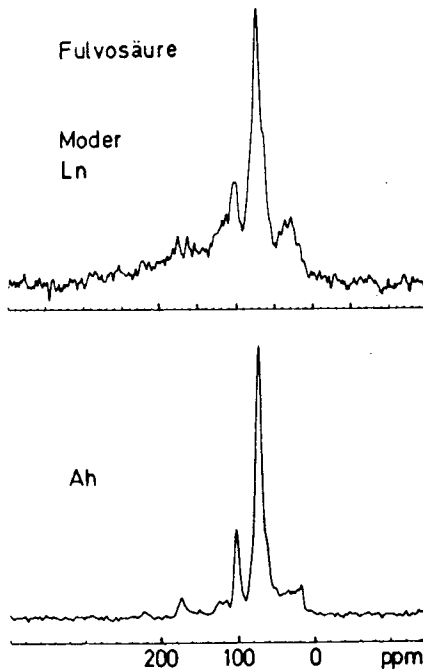
Tab.2: Anteile des Kohlenstoffs (%) in Fulvosäure, Huminsäure und Humin (Summe = 100 %)

		Fulvosäure	Huminsäure	Humin
Mull	Ln	4	27	69
	LAh	13	23	64
	Ah	17	26	57
Moder	Ln	4	25	71
	Of2	7	21	72
	Ofh	7	20	73
	Ah	12	50	37
Rohhumus	Ln	8	29	63
	Odhf	9	37	54
	Odh	6	54	39
	Aeh	11	62	27

(Verluste durchschnittlich 25 % der org. S)

Es ist bekannt, daß nichtkristalline Zucker pflanzlichen und mikrobiellen Ursprungs in NaOH löslich sind (Cheshire, 1979). Unabhängig von der Humusform und vom Horizont ist festzustellen, daß FS zum größten Teil aus Zuckern bestehen (Abb.1)

Abb. 1: CPMAS-13C-NMR-Spektren der Fulvosäure aus Moder Ln und Ah



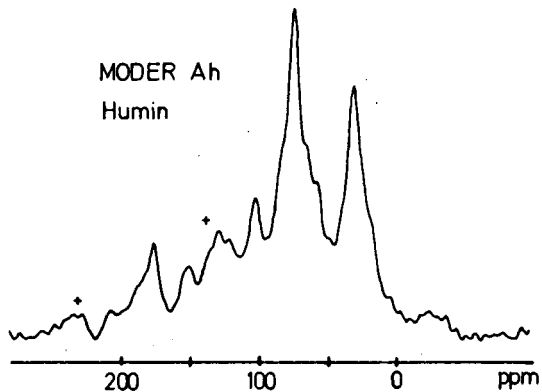
Dies wird neben den NMR-spektroskopischen Untersuchungen auch durch naßchemische Methoden (Tab.3), sowie durch Pyrolyse-FIMS (Hempfling, 1987) nachgewiesen. Aromatische Strukturen und Alkyl-C sind in FS nur zu sehr geringen Anteilen nachzuweisen.

Tab. 3: Gesamtzuckergehalte von Fulvosäure, Huminsäure und Humin als % Glucose-C des Gesamtkohlenstoffs der Fraktion

Horizont		Fulvosäure	Huminsäure	Humin
Mull	Ln	36	9	36
	LAh	35	12	24
	Ah	30	13	15
Moder	Ln	39	17	46
	Of2	44	12	32
	Ofh	31	9	26
	Ah	47	10	23
Rohhumus	Ln	61	6	42
	Odhf	48	5	24
	Odh	39	6	28
	Aeh	37	5	13

Auch die Huminfraction (Abb.2) ist in allen Horizonten etwa gleich aufgebaut und besteht aus wenig modifizierten Pflanzenresten (=inherited humin, Duchaufour, 1976).

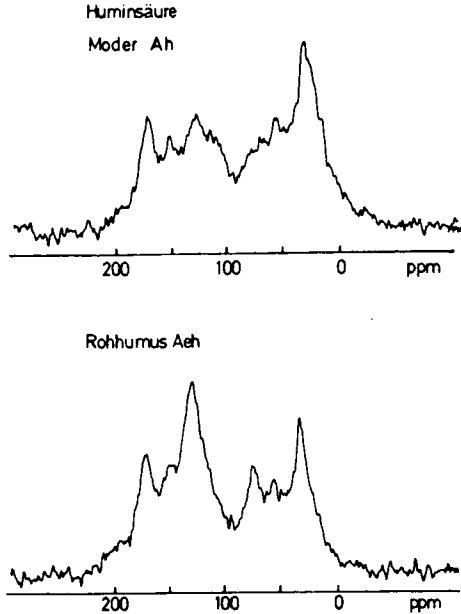
Abb. 2: CPMAS-13C-NMR-Spektrum der Huminfraction aus dem Moder Ah.



Im Gegensatz dazu zeigen die Huminsäuren große Unterschiede in ihrer strukturellen Zusammensetzung (Abb. 3).

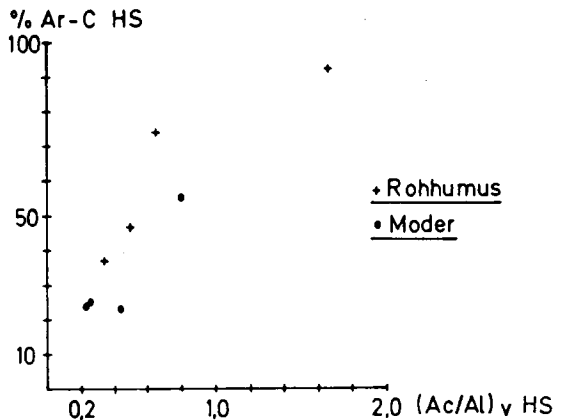


Abb.3: CPMAS-13C-NMR-Spektren der Huminsäure aus Moder Ah und Rohhumus Aeh



Der Ligninabbau führt zu einer oxidativen Veränderung der Seitenketten und Ringe innerhalb des Ligninmakromoleküls. Dadurch erhöht sich die Löslichkeit des abgebauten Lignins in NaOH (Haider, 1987). Als Maß für den Abbauzustand des Lignins in Waldböden benutzen wir das Verhältnis von Säure zu Aldehyd innerhalb der Vanillyleinheiten (Ac/Al)V aus der CuO-Oxidation. Abb. 3 zeigt, daß der Anteil des Aromaten-C, der in die HS extrahierbar ist, vom Abbauzustand des Lignins abhängig ist.

Abb. 4: Anteil des Aromaten-C der Huminsäuren (in % des insgesamt in der Probe vorhandenen Aromaten-C) in Abhängigkeit vom Abbauzustand des Lignins (Verhältnis Säure/Aldehyd).



### Schlußfolgerungen

Der Aromatengehalt von Huminsäuren aus Waldböden ist abhängig vom Ligningehalt des Ausgangsmaterials einerseits und dem Abbauzustand des Lignins andererseits. Da der Ligningehalt von Streu oder Boden je nach Ausgangsmaterial starke Unterschiede aufweist, sind Aussagen über den Aromatengehalt von Huminsäuren ohne Angaben zum Aromatengehalt der Ausgangsprobe nicht sinnvoll. Diskussionen über die Zusammensetzung von Huminstoffen sind nur sinnvoll, wenn Angaben gemacht werden über die Anteile verschiedener Huminstoffgruppen und ihrer strukturellen Komponenten an der Gesamtprobe.

Dank: Ich danke Dr. P. G. Hatcher, US Geol. Survey, Reston, für die Erstellung der <sup>13</sup>C-NMR-Spektren. Die Arbeiten wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SFB 137) finanziell unterstützt.

### Literatur

- Beudert G. (1987): Mikromorphologische, naßchemische und <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz dichtefraktionierter Waldhumusprofile. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.
- Blume H.-P. (1965): Die Charakterisierung von Humuskörpern durch Streu- und Humus-Stoffgruppenanalysen unter Berücksichtigung ihrer morphologischen Eigenschaften. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 111, 95-113.
- Cheshire M.V. (1979): Nature and origin of carbohydrates in soils. Academic Press, London.
- Duchaufour P. (1976): Dynamics of organic matter in soils of temperate regions: its action on pedogenesis. Geoderma 15, 31-40.
- Haider K. (1987): The synthesis and degradation of humic substances in soil. Trans. XIII. Congress ISSS, Vol. VI, 644-656.
- Hempfling R. (1987): Charakterisierung organischer Waldhumusbestandteile und ihrer Dynamik mit Pyrolyse-Massenspektrometrie. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., dieser Band.
- Kögel I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuther Bodenk. Ber. 1.
- Kögel I., Hempfling R., Zech W., Hatcher P.G. und H.-R. Schulten (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. I. Forest litter: Soil Science, im Druck.

Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden

von

Kukowski, H.\* und G. Brümmner\*\*

Die organische Substanz der Böden wird im allgemeinen als ein sehr wirksamer Adsorbent für viele Chemikalien betrachtet (KHAN, 1978). Sie stellt auf Grund ihrer vielfältigen Struktur, großen Oberfläche und hohen Anzahl von funktionellen Gruppen eine Vielzahl von Bindungsplätzen für die Chemikalienadsorption. Die Bindungskapazität der organischen Substanz wird von der Bodenreaktion beeinflusst.

Da ein erheblicher Anteil der in die Böden gelangenden organischen Chemikalien von ihrem chemischen Charakter her schwache Säuren oder Basen darstellen, liegen diese Verbindungen, je nach ihrem pKa-Wert und dem pH der Bodenlösung, in dissoziierter oder undissoziierter Form vor. Die Adsorption dieser Chemikalien wird damit zum einen vom Einfluß des pH-Wertes auf die Ladung der organischen Substanz, zum anderen von den vom pH beeinflussbaren Chemikalieneigenschaften mit bestimmt.

#### Material und Methoden

Die durchgeführten Untersuchungen hatten zum Ziel, das pH-abhängige Adsorptionsverhalten von vier Chemikalien unterschiedlicher pKa-Werte (2,4-D (pKa 2,7); PCP (pKa 4,7); 2,4,6-Trichlorphenol (pKa 6,2) und 4-Nitrophenol (pKa 7,2)) durch zwei organische Adsorbenten zu ermitteln. Als Versuchsmaterial für die Adsorptionsversuche wurden eine Torfprobe ohne weitere chemische Vorbehandlung aus dem uH-Horizont eines Übergangsmoores (pH 3) sowie eine aus dem Ah-Horizont eines Anmoorgleys extrahierte Huminsäure verwendet (Tab.1). Das niedrige pH der Huminsäure (pH 2,2) ist durch die Extraktion und Säurefällung bei der Gewinnung des Materials bedingt. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff beträgt bei der Torfprobe 45% und bei der Huminsäure 51,5%. Beide Adsorbenten weisen ein C/N-Verhältnis von etwa 25 auf. Die Gehalte an funktionellen Gruppen - phenolischen OH- und COOH-Gruppen - der Huminsäure entsprechen in etwa denen einer Modellhuminsäure (SCHNITZER, 1977).

Die Adsorptionsuntersuchungen wurden mit  $^{14}\text{C}$ -markierten Chemikalien bei verschiedenen pH-Werten durchgeführt. Die Einstellung unterschiedlicher pH-Werte erfolgte mit  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ . Die Messung der Chemikalienkonzentration in der Bodenlösung wurde in einem Flüs-

---

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 2300 Kiel

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

sigkeitsscintillationsspektrometer (Tricarb 460 C, Fa. Packard) vorgenommen.

Tab. 1: Kenndaten der verwendeten organischen Adsorbenten

Probe	pH CaCl <sub>2</sub>	C <sub>org</sub> %	N <sub>t</sub> o/oo	C/N	Fe <sub>o</sub> o/oo	Fe <sub>d</sub> o/oo	OH <sub>phenol</sub> ---	* COOH* meq/g ---
Torf	3.02	45.3	18.6	24.4	1.39	2.87	7.1	1.61
Huminsäure	2.20	51.5	20.0	25.8	2.33	3.65	3.87	3.32

### Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Adsorptionsuntersuchungen wurden als Freundlich-Adsorptionsisothermen ausgewertet:

$$y/m = K_F c^{1/n}$$

oder in der linearen Form

$$\lg y/m = \lg K_F + 1/n \lg c$$

In diesen Gleichungen steht y/m für die pro Gewichtseinheit adsorbierte Stoffmenge; c stellt die Gleichgewichtskonzentration in der Lösung dar; K<sub>F</sub> und 1/n sind Konstanten. Für eine definierte Gleichgewichtskonzentration von c = 1, z.B. 1 mg/l wird die adsorbierte Stoffmenge durch den K<sub>F</sub>-Wert beschrieben.

#### 2,4-D

Abb. 1 zeigt Freundlich-Adsorptionsisothermen von 2,4-D bei 4 eingestellten pH-Werten für Torfproben aus dem Übergangsmoor. Mit sinkendem pH verschiebt sich die Adsorptionsisotherme zu niedrigeren Lösungskonzentrationen hin. Für eine konstante Lösungskonzentration von z.B. 1 mg/l steigt damit die adsorbierte 2,4-D Menge (K<sub>F</sub>-Wert) beträchtlich an, während die Steigung der Adsorptionsisothermen gleich bleibt. Bei pH 5 werden 17 mg/kg adsorbiert, bei pH 3 dagegen 100 mg/kg. Auch Abb. 2 - in der jeder Meßpunkt eine vollständige Adsorptionsisotherme repräsentiert - zeigt, daß die 2,4-D Adsorption durch die Torf- und Huminsäureproben vom pH bestimmt wird (vergl. CORBIN et al., 1971). So ist der pH-Bereich < 5 durch einen steilen Anstieg der Adsorption mit abnehmendem pH gekennzeichnet. In dem pH-Bereich > 5 verändern sich die lgK<sub>F</sub>-Werte in Abhängigkeit vom pH nur unwesentlich. Der Verlauf der Kurven ist für beide Adsorbenten sehr ähnlich. Ein pH-Einfluß auf die Adsorption ist sowohl bei der Torfprobe wie auch bei der Huminsäure in diesem pH-Bereich nicht gesichert. Allerdings wird durch die Proben der Huminsäure mehr 2,4-D gebunden als durch die Torfprobe

\*analysiert von Herrn Dr. J. Niemeyer,  
Inst. f. Bodenwissenschaften der Universität Göttingen

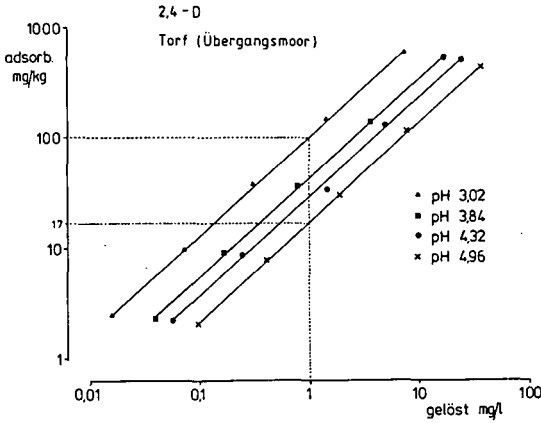


Abb. 1: Freundlich-Adsorptionsisothermen von 2,4-D bei 4 eingestellten pH-Werten für Torfproben aus einem Übergangsmoor

Somit läßt sich für jeden Adsorbenten die pH-abhängige 2,4-D-Adsorption in zwei Bereiche unterschiedlicher Steigung, d.h. unterschiedlichen pH-Einflusses, einteilen. Für jeden der vier Abschnitte wurde eine lineare Regressionsrechnung, deren Ergebnisse in Abb.2 dargestellt sind, durchgeführt. Die Gleichungen A

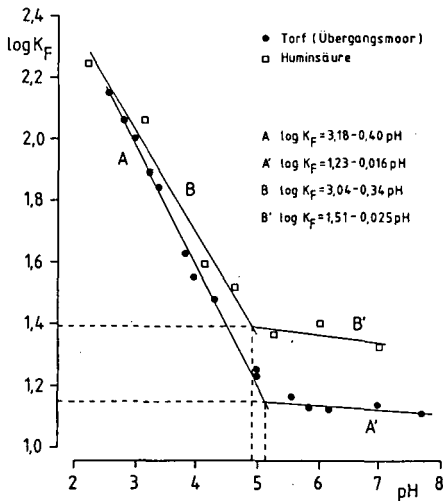


Abb. 2: pH-Einfluß auf die 2,4-D Adsorption, dargestellt als  $\log K_F$ -Wert der Freundlich-Adsorptionsisothermen, von Torf- und Huminstäureproben

und A' beschreiben die Verhältnisse für die Torfprobe; während B und B' die pH-abhängige Adsorption durch die Huminstäure kennzeichnen.

In dem pH-Bereich  $> 5$ , in dem keine pH-Abhängigkeit der 2,4-D-Adsorption feststellbar ist, bildet sich ein unteres Adsorptionsplateau aus. Bei diesen pH-Werten liegt 2,4-D, das einen pKa-Wert von 2.7 besitzt als wenig adsorbiertes Anion vor. Auch zwischen pH 4 und 5 sind die 2,4-D-Moleküle in der Lösungsphase noch vollständig dissoziiert; trotzdem beginnt ab pH 5 eine starke Zunahme der Adsorption.

Wesentlich stärker als das Anion wird die undissoziierte Säure adsorbiert, die offensichtlich bei pH  $< 5$  zunehmend die Adsorption bestimmt. Folglich kann der Dissoziationsgrad der Chemikalie in der Bodenlösung allein die pH-Abhängigkeit der Adsorption nicht vollständig erklären. Da aber das pH der Kolloidoberfläche niedriger ist als das der Bodenlösung (Goring und Hamaker, 1972), liegen an der Kolloidoberfläche mehr undissoziierte 2,4-D-Moleküle als in der Lösung vor. Für die Adsorption ist damit nicht das pH der Lösung, sondern das pH in unmittelbarer Umgebung der Kolloide ausschlaggebend. Die vermehrte Adsorption von 2,4-D ab pH 5 macht wahrscheinlich, daß der pH-Wert an der Oberfläche der Adsorbenten etwa 1-2 pH-Einheiten tiefer liegt als in der Bodenlösung. Damit kann bereits ab pH 5 eine verstärkte Adsorption von 2,4-D in der nicht dissoziierten Form stattfinden.

Die unterschiedlichen Adsorptionsebenen der Torfprobe und der Huminsäure in dem nicht vom pH beeinflussten Bereich (pH  $> 5$ ) zeigen, daß die verschiedenen organischen Substanzen der Böden in unterschiedlichem Ausmaß 2,4-D adsorbieren. Der besser humifizierte Adsorbent (Huminsäure) bindet mehr Chemikalienanteile als die weniger stark umgewandelten Torfproben des Übergangsmoors (KHAN, 1972). In der Abb. 2 weisen beide Beziehungen A und B bis zu einem pH von 2.2, das 0.5 pH-Einheiten unter dem pKa von 2,4-D liegt, noch kein Adsorptionsmaximum auf. Weitere Ergebnisse machen wahrscheinlich, daß dieses bei pH-Werten  $< 2$  entsteht.

#### PCP

Auch für PCP ergibt sich eine starke Abhängigkeit der Adsorption vom pH (CHOI und AOMINE, 1974), die bei der Torfprobe über den gesamten dargestellten pH-Bereich von pH 3.7 bis 8.2 deutlich ist (Abb. 3). Ein Bereich, in dem die Adsorption von PCP unbeeinflusst vom pH der Bodenlösung ist, konnte nicht festgestellt werden. Es ist anzunehmen, daß PCP, dessen pKa mit ca. 4,7-5,0 angegeben wird, ähnlich wie 2,4-D im stärker alkalischen wie auch im stark sauren pH-Bereich ein vom pH unabhängiges unteres bzw. oberes Adsorptionsplateau ausbildet. Diese Plateaubildungen werden für die folgenden Chemikalien näher belegt.

#### 2,4,6-TCP

Der untersuchte pH-Bereich von 3 bis 8 kann wiederum in zwei Bereiche unterschiedlichen pH-Einflusses eingeteilt werden (Abb. 4). Für den pH-Bereich  $> 5$  ist ein starker Einfluß des pH-Wertes auf die 2,4,6-TCP-Adsorption erkennbar. In diesem Bereich nimmt die Anionenbildung von 2,4,6-TCP, dessen pKa mit 6,2 angegeben wird, mit steigendem pH zu und die Adsorption entsprechend ab. Dagegen tritt bei pH 5.2 ein Maximum in der Adsorption auf. Eine weitere pH-Abenkung bis auf pH 3.0 führt zu einer sehr geringen Adsorptionsabnahme. In der Tendenz bildet sich etwa eine pH-Einheit unter dem pKa ein vom pH weitgehend unabhängiges oberes Adsorptionsplateau. In diesem pH-Bereich liegt 2,4,6-TCP fast ausschließlich als undissoziiertes Molekül vor.

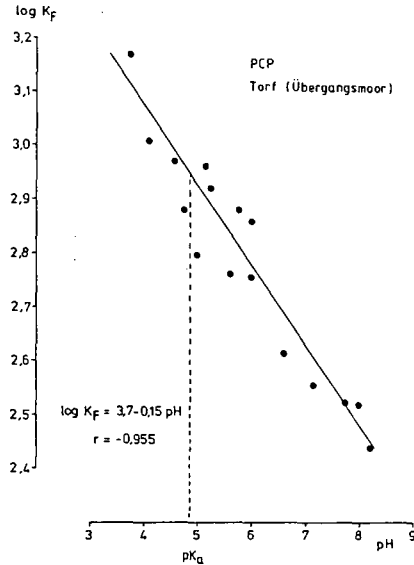


Abb. 3: pH-Einfluß auf die PCP Adsorption, dargestellt als  $\log K_F$ -Werte der Freundlich-Adsorptionsisothermen für Torfproben des Übergangsmoores

#### 4-Nitrophenol

Die für 4-Nitrophenol ermittelten Ergebnisse zur pH-abhängigen Adsorption ähneln denen der 2,4,6-TCP-Adsorption. Wiederum kann die Adsorption bezüglich der Bodenreaktion in zwei Bereiche eingeteilt werden (Abb.5). Der Bereich einer starken Adsorptionzunahme mit sinkendem pH ist zwischen pH 7.6 und 6.6 erkennbar (A). In diesem pH-Bereich wird 4-Nitrophenol, für das ein  $pK_a$  von 7.17 angegeben wird, zunehmend von der Anionenform in die undissoziierte Form umgewandelt. Bei pH-Werten < 6.6 ist ähnlich wie bei 2,4,6-TCP ein vom pH-unabhängiges Adsorptionsmaximum zu beobachten. Aufgrund der pH-Unterschiede zwischen Lösung und Kolloidoberfläche liegt 4-Nitrophenol bei pH 6.6 hauptsächlich als undissoziiertes Molekül vor. Ist 4-Nitrophenol vollständig in der nicht dissoziierten Form vorhanden, dann ist mit sinkendem pH keine Adsorptionzunahme mehr möglich.

#### Schlußfolgerung

Für alle untersuchten Chemikalien konnte ein pH-Bereich ermittelt werden, in dem ein deutlicher pH-Einfluß auf die Chemikalienadsorption vorliegt. Dieser pH-Bereich, der etwa 2-4 pH-Einheiten umfaßt, wird offenbar durch den  $pK_a$ -Wert der Chemikalie bestimmt. Er wird durch ein Adsorptionsmaximum bzw. oberes Adsorptionsplateau und ein Adsorptionsminimum bzw. unteres Adsorptionsplateau begrenzt. Das obere Adsorptionsplateau beginnt etwa 0.5 bis 1.5 pH-Einheiten unterhalb des  $pK_a$ -Wertes der jeweiligen Chemikalie. Das untere Adsorptionsplateau liegt dagegen etwa 2 bis 3 pH-Einheiten über dem jeweiligen  $pK_a$ . Die Ergebnisse machen wahrscheinlich, daß die Chemikalien im pH-Bereich des oberen Adsorptionsplateaus in undissoziierter Form und im pH-Bereich des unteren Adsorptionsplateaus als Anionen

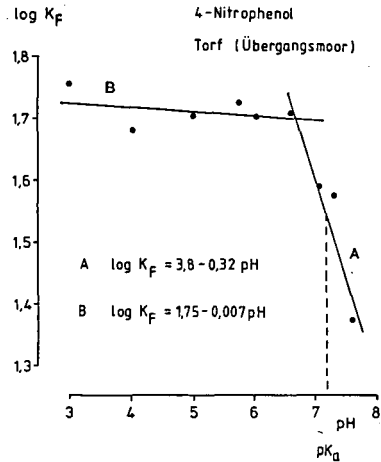
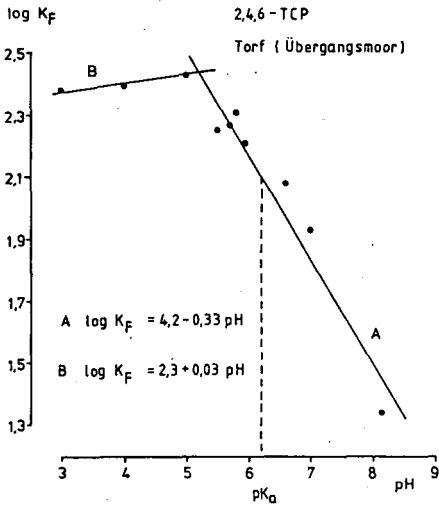


Abb.4: Einfluß des pH auf die  $\log K_F$ -Werte der 2,4,6-TCP Adsorption durch die Torfproben

Abb.5: Einfluß des pH auf die  $\log K_F$ -Werte der 4-Nitrophenol Adsorption durch die Torfproben

adsorbiert sind. Der Bereich stark ansteigender Adsorption bei abnehmendem pH kennzeichnet die zunehmende Umwandlung der Anionen auf den Kolloidoberflächen in die undissoziierte Säureform der Chemikalien.

Für die finanzielle Unterstützung danken wir dem Umweltbundesamt Berlin.

#### Literatur

- Choi, I. und S. Aomine (1974): Mechanismen of pentachlorophenol adsorption by soils. Soil Sci. Plant Nutr. 20, 371-379
- Corbin, F.T.; R.P. Upchurch und E.L. Selman (1971): Influence of pH on the phytotoxicity of herbicides in soil. Weed Sci. 19, 233-239
- Goring, C.A.I. und I.W. Hamaker (Eds.) (1980): Organic chemicals in the soil environment, Vol.1, Mercel Dekker, Inc., New York
- Khan, S.U. (1978): The interaction of organic matter with pesticides. In: Schnitzer, M. und S.U. Khan (Eds.): Soil organic matter, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam - Oxford - New York
- Khan, S.U. (1972): Adsorption of pesticide by humic substances. A review. Environmental Letters 3, 1-12
- Schnitzer, M. (1977): Recent findings on the characterization of humic substances extracted from soils from widely differing climatic zones. In: Soil organic matter studies. Proceedings of a Symposium, Braunschweig, 10 Sept., 1976, IAEA, Vienna, 117-132
- Ward, T.M. und F.W. Getzen (1970): Influence of pH on the adsorption of aromatic acids on activated carbon. Envir. Sci. Tech. 4, 64-67



Kurzfristige Auswirkungen einer Kalkung/Düngung  
auf den Elementhaushalt einer Rostbraunerde unter

Kiefer<sup>1</sup>

von

Marschner, B.<sup>2</sup>, E. Fischer<sup>2</sup> u. K. Stahr<sup>2</sup>

Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes werden seit Juni 1986 im Berliner Grunewald kontinuierliche Untersuchungen durchgeführt. Ziele des Gesamtprojektes sind die Erfassung von Kenngrößen und Prozessen der untersuchten Ökosysteme, und die Ermittlung von Faktoren die im Zusammenhang mit den an über 90% der Kiefern zu beobachtenden Schäden stehen. Ausgehend von den Überlegungen von ULRICH (1981) und MATZNER et al. (1983) wurde auf einer Parzelle eine Kompensationskalkung (inkl. K- und Mg-Düngung) durchgeführt und deren Auswirkungen auf den Bioelementhaushalt untersucht. Hierbei sind Veränderungen im N-Haushalt von besonderem Interesse, da eine erhöhte Stickstoffmobilisierung zum einen die Qualität des Sickerwassers beeinflussen, zum anderen Hinweise für einen einsetzenden Humusabbau geben kann. Dies könnte langfristig zu einer drastischen Verschlechterung der Wasser- und Nährstoffspeicherung führen (EVERS, 1983).

Die Untersuchungsfläche liegt in einem 35-jährigen Kiefernforst etwa 10 km südwestlich des Berliner Stadtzentrums auf einer grundwasserfernen stark sauren Rostbraunerde aus Geschiebesand. Die Bodenart ist feinsandiger Mittelsand, mit dünnen Tonbändern unterhalb von 90 cm und schwacher Podsolierung unter der rohhumusartigen Moderauflage. Aus den chemischen Kenndaten (Tab.1) ist zu erkennen, daß der Boden über eine geringe Austauschkapazität und Basensättigung verfügt, was insbesondere bei Mg und K im Nährstoffangebot kritisch sein könnte. Trotz der hohen Al-Sättigung in allen Horizonten, treten nur im Bs Ca/Al-Verhältnisse unter 1.0 auf. Die Hauptwurzelzone reicht bis in 40cm Tiefe, mit der höchsten Feinwurzelldichte in der Auflage. Mit einer nFK von 12-14% ist der Standort bei 500-600mm Jahresniederschlag trocken.

Bezüglich der Eintragssituation zeigt sich auf der Basis eines Meßjahres eine hohe Belastung durch Stickstoff (>25 kg NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-N /ha a in der Kronentraufe) und durch Sulfat (50 kg S/ha a). Der Protoneneintrag ist mit knapp 1 kg/ha a nicht sehr hoch, was eine Folge der Pufferung durch basische Stäube (Ca: 30 kg/ha a) sein dürfte.

<sup>1</sup> Publ. Nr. 6 aus dem Projekt Ballungsraumnahe Waldökosysteme, gefördert vom Umweltbundesamt und dem Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz, Berlin (West).

<sup>2</sup> TU Berlin, Inst. f. Ökologie, Regionale Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

**Tab. 1:** Chemische Kenndaten der Rostbraunerde im Grunewald.  
Ausgangsgestein: Geschiebesand  
Humusform: Rohhumusartiger Moder

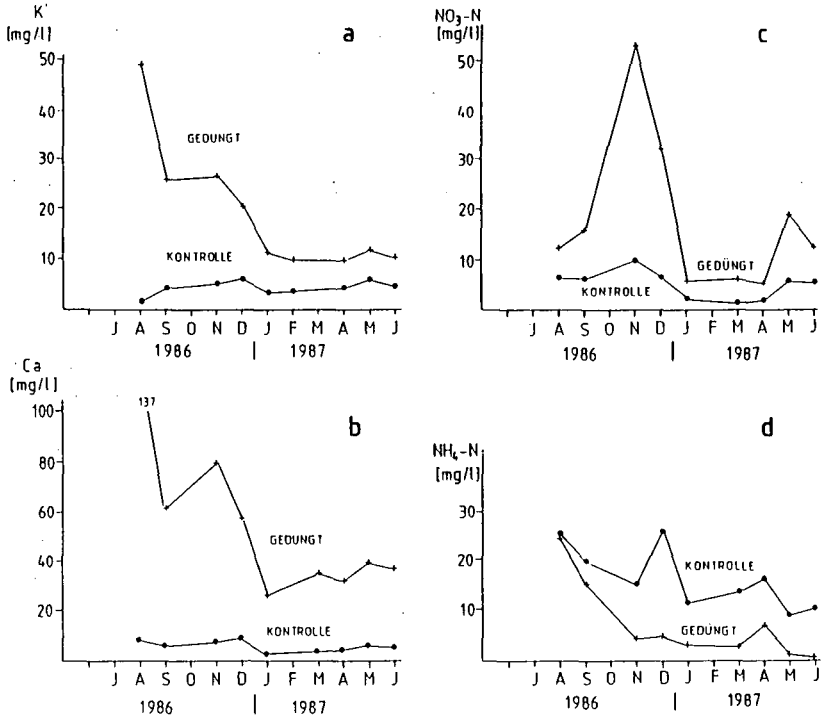
HORIZONT	TIEFE cm	PH		AK <sub>e</sub> meq/kg	CA	MG	K	AL	CA/AL in GBL
		H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>		--- % d. AK <sub>e</sub> ----				
A <sub>eh</sub>	0-11	4.3	3.4	40.3	22	2	2	58	1.4
B <sub>s</sub>	12-30	4.3	4.0	16.5	7	1	1	79	0.8
B <sub>v</sub>	31-58	4.4	4.3	11.9	13	2	2	72	1.4
C	59-90	4.7	4.4	5.7	14	6	2	72	1.2

Auf einer Teilparzelle wurden im April 1986 6.1 t/ha Mg-haltiger Kalk in pelletierter Form sowie 145 kg/ha K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> ausgebracht. Seit Juni 86 wird mit je 12 Saugkerzen Bodenlösung aus 50 und 200 cm Tiefe gewonnen, im Juli wurden je Fläche 4 Lysimeter mit ausgetochnener Humusaufgabe sowie 4 Saugplatten unterhalb des ungestörten Oh installiert. Probenahme erfolgt wöchentlich, Analyse monatlich an Mischproben.

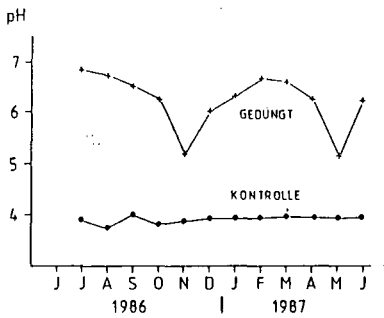
Im April 87 wurde Ofh-Material von der Kontroll- und der Düngeparzelle sowie eine entsprechend der Bestandeskalkung aufgekalkte Probe aus der Kontrollparzelle ("Laborkalkung") 8 Wochen bei 20°C inkubiert (nach ZÖTTL, 1958) und alle 2 Wochen NO<sub>3</sub> und NH<sub>4</sub> extrahiert und photometrisch bestimmt.

Erwartungsgemäß hatte die Kalkung/Düngung im Sickerwasser der Humuslysimeter unmittelbar nach Ausbringung deutlich erhöhte Ca- und K-Konzentrationen zur Folge (Abb. 1a u. b), die danach allerdings rasch wieder abnahmen. Bis zum Jan. 87 war das ausgebrachte K quantitativ aus den gedüngten Humuslysimetern ausgewaschen, von dem Kalk erst 5%. Die auch danach noch anhaltend höheren K-Konzentrationen sind ein Hinweis auf Humusabbau, da die Einträge nicht höher als in der Kontrollparzelle waren.

In Abb. 2 ist die anhaltende Pufferwirkung des Kalks zu erkennen, so daß die pH-Werte im Sickerwasser der Humuslysimeter der gedüngten Parzelle immer deutlich über denen der Kontrollparzelle lagen. Auffallend sind zwei Minima im Nov. 86 und Mai 87 in den gedüngten Lysimetern. Diese Versauerungsschübe wurden offensichtlich durch die stimulierte Nitrifizierung ausgelöst, die ihre Maxima in denselben Monaten hatte (Abb. 1c). Auf der Kontrollfläche kommt es hingegen zu keiner nennenswerten NO<sub>3</sub>-Bildung und damit auch zu keiner Protonenfreisetzung. Hier ist NH<sub>4</sub> die dominierende N-Form (Abb. 1d), was auf der Düngeparzelle fast vollständig

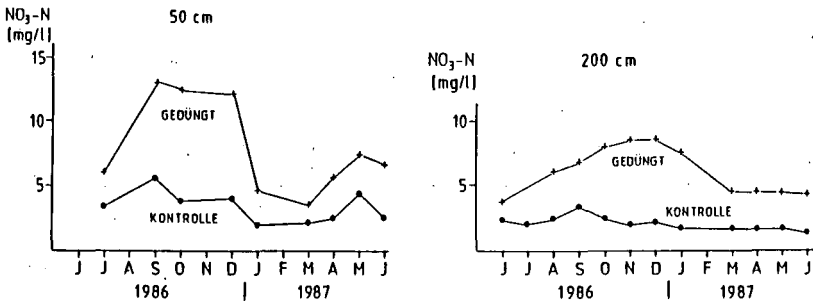


**Abb. 1:** Verlauf der Ca- (a), K- (b), NO<sub>3</sub>-N- (c) und NH<sub>4</sub>-N- (d) Konzentrationen in den Humuslysimetern auf der Düng- und Kontrollfläche.



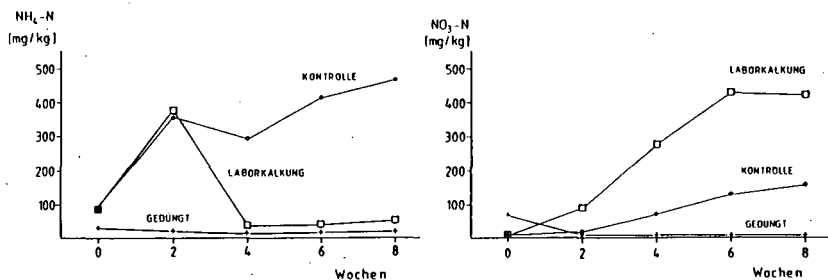
**Abb. 2:** Verlauf der pH-Werte im Sickerwasser der Humuslysimetern auf der Düng- und der Kontrollfläche.

nitrifiziert wird. Die relativ spät auftretenden Mineralisierungsmaxima auf beiden Parzellen dürfte eine Folge des sehr trockenen Sommers und Herbstes sein, so daß trotz relativ niedrigen Temperaturen im Nov. und Dez. (2-12°C Tagesmaxima) die N-Mineralisierung durch die ergiebigen Niederschläge stimuliert wurde. Nach einer winterlichen Pause kommt es im Frühjahr dann wieder zu einem Anstieg der N-Mineralisierung, wobei auf beiden Parzellen die Ammonifizierung der Nitrifikation vorausläuft. Dies könnte ein Hinweis auf eine langsamere Populationsentwicklung bzw. höhere Temperaturansprüche der Nitrifikanten sein. Im Gegensatz zu dem ersten Mineralisierungsschub ist im Frühjahr die Netto-N-Mineralisation in den Humuslysimetern der Düngeparelle nicht mehr signifikant höher als in der Kontrollparzelle. Im Gegensatz zu den erst im Juli installierten Humuslysimetern zeigen die mit den Saugkerzen gewonnenen Bodenlösungen in Abb. 3 einen unmittelbar nach der Düngung erfolgten Nitrifikationsschub im Frühjahr 86 an. Infolge der hohen Niederschläge im Mai und Juni wurde das Nitrat innerhalb weniger Monate nicht nur bis 50 sondern sogar bis 200 cm verlagert, um auch nach dem Peak auf einem mehr als doppelt so hohen Niveau zu bleiben. Im Solling wurde ein Nachlassen der erhöhten Nitrifikation erst nach 4 Jahren beobachtet (MATZNER, 1985). In 50 cm Tiefe zeigt sich im Frühjahr 87 wieder ein (kleineres)  $\text{NO}_3$ -Maximum, was mit dem Verlauf in den Humuslysimetern (Abb. 1c) korrespondiert und wiederum die rasche Verlagerung anzeigt.



**Abb. 3:** Verlauf der Nitratkonzentrationen in 50 und 200 cm Tiefe in der Dünge- und Kontrollfläche.

Im Gegensatz zu den Freilandmessungen wurde beim Brutversuch im  $\text{O}_{1b}$ -Material der Düngeparelle keine Netto-N-Mineralisierung festgestellt (Abb. 4). Hingegen fand sowohl in den Kontrollproben als auch in der Laborkalkung eine durch die verbesserten Feuchte- und Wärmeverhältnisse stimulierte Mineralisierungsaktivität statt. Dies ist bis zur 2. Woche bei beiden Proben fast ausschließlich eine Ammonifizierung, erst danach setzt in der Laborkalkung die Nitrifizierung in dem Maße ein, daß ab der 4. Woche kaum noch  $\text{NH}_4$  nachzuweisen war.



**Abb. 4:** Kumulative Netto-Ammonifizierung und -Nitrifizierung im 8-wöchigen Brutversuch.

Nach der 8. Woche lag die Gesamtmenge an extrahierbarem N bei den Kontrollproben höher als bei der Laborkalkung. Die Kalkzugabe bewirkte also keine Zunahme der Netto-Mineralisation, sondern lediglich eine deutliche Verschiebung des mineralisierten N zum  $\text{NO}_3$  hin, was eine Folge der pH-Wert-Erhöhung über den Neutralpunkt ist (ZÖTTL, 1960, LANG u. BEESE, 1985). Die der Nitrifikation zeitlich vorauslaufende Ammonifizierung stimmt gut mit den Feldbeobachtungen überein. Eine Stimulierung der Nitrifikation läßt sich trotz gleichem pH-Wert in den Proben der einjährigen Kalkparzelle nicht mehr nachweisen. Stattdessen kommt es hier offensichtlich zu einer N-Immobilisation durch Mikroorganismen, die aufgrund der verbesserten pH-Bedingungen einen erhöhten N-Bedarf für den Aufbau eigener Körpersubstanz haben (ZÖTTL, 1960). Auch bei der Laborkalkung findet offensichtlich ab der 2. Woche eine gewisse Immobilisation statt, da die  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Abnahme größer als die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Zunahme ist. Dies wird von HAYNES (1986) besonders für Böden mit C/N-Verhältnisses über 25 beschrieben, wo N ein Mangelfaktor ist. Jedenfalls konnte von uns eine erhöhte Mikroorganismenaktivität durch  $\text{CO}_2$ -Bestimmung nach einem 24-stündigen Inkubationsversuch nachgewiesen werden (9 mg  $\text{CO}_2$ /100 g TS·h in der Kalkparzelle gegenüber 7.5 mg in der Kontrolle). Es findet also verstärkter Humusabbau bei verringerter N-Freisetzung statt. Dies muß langfristig zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses führen, wie es auch LANG und BEESE (1985) aus einem sechsjährigen Kalkungsversuch berichten. Im Feld kommt es wie bei der Laborkalkung im ersten Jahr nicht zu einer erkennbaren N-Immobilisation sondern zu einer verstärkten Auswaschung des nur schwach sorbierten  $\text{NO}_3$  aus der gedüngten Auflage. Die im zweiten Jahr beobachtete verringerte  $\text{NO}_3$  Freisetzung deutet allerdings auch hier auf ein verändertes Gleichgewicht mit gewachsener Mikroorganismenpopulation hin.

Es lassen sich somit folgende Schlußfolgerungen über die Auswirkungen der Kalkung/Düngung an diesem Standort ziehen:

1. Es kommt zu einer raschen, deutlichen Änderung im Humus- und Nährstoffhaushalt, die eine schnelle Anpassung der Bäume, insbesondere bzgl. der N-Ernährung erfordert.

2. Verstärkter Humusabbau kann die Speicherkapazität dieses Sandbodens verringern und insbesondere in Kombination mit Nährstoffauswaschung (K) eine Verschlechterung der ökologischen Eigenschaften bewirken. Dies könnte höchstens durch langfristig erhöhte Produktivität und Stoffumsätze ausgeglichen werden, die sich bisher noch nicht andeuten.

3. Erhöhte Atmung und zunehmende N-Immobilisation führen zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses und N-Akkumulation in der Auflage. Bei N-Einträgen von über 30 kg/ha·h wird dies zwar nicht zu von HAYNES (1986) für möglich gehaltenem N-Mangel der Bäume führen, allerdings ist ab einem bestimmten C/N-Verhältnis wieder eine vermehrte Nitrat- auswaschung vorstellbar.

#### Literatur

- EVERS, F.H. 1983 Möglichkeiten und Grenzen der Bodenmelioration. II. Forstwiss.Forsch. 38, 41-43
- HAYNES, R.R. 1986 Mineral Nitrogen In The Plant-Soil System. Physiological ecology series, Academic Press, London, 387pp
- LANG, E. u. F. BEESE 1985 Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. Allg.Forst Z. 41, 1166-69
- MATZNER, E., P.K. KHANNA, K.J. MEIWES u. B. ULRICH 1983 Effects of fertilization on the fluxes of chemical elements through different forest ecosystems. Pl.Soil 74, 343-58
- MATZNER, E. 1985 Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. Allg.Forst Z. 43, 1143-48
- ULRICH, B. 1981 Theoretische Betrachtungen des Ionenkreislaufs in Waldökosystemen. Z.Pflanzenernähr.Bodenk. 144, 647-59
- ZÖTTL, H. 1958 Die Bestimmung der N-Mineralisation in Waldhumus durch den Brutversuch. Z.Pflanzenernähr.Düng.Bodenk. 81, 35-50
- ZÖTTL, H. 1960 Dynamik der Stickstoffmineralisierung in Waldböden: III. pH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung. Pl.Soil 13, 207-23

Distribution of trace elements in the grain size fraction of soils under  
wastewater irrigation

by

Meshref, H.\*, I. Tantawy and I. Fawzi

Introduction

Separation of various forms of elements in soils has been useful in predicting the retention and release of elements by the soil, especially in relation to plant availability. Trace elements change from one chemical form to another in response to changing soil conditions. This can be studied using fractionation techniques (SHUMAN 1979, 1985). This study is a preliminary research on the effect of soil properties and soil management practices on changes in distribution of the trace elements among the various soil fractions. The objective was to determine the amount of these trace elements in various fractions of El-Gabal El-Asfar area. The results are obtained from a loamy sandy soil irrigated with wastewater since 1911, in comparison to similar soils supplied with Nile water and a virgin desert soil.

Material and methods

The area of El Gabal El-Asfar is about 3000 (1200 ha) fadden and is situated in the Eastern Desert, 25 km northeast of Cairo. Surface and subsurface soil samples used for fractionation procedures are listed in Table 1. The soil samples were chosen to be representative for the soil under wastewater irrigation (6 soil samples), Nile water irrigation (4 soil samples) and virgin soil of El-Gabal El-Asfar area (2 soil samples). The soil properties were determined according to common methods. (LOVEDAY 1974). A 20 g soil sample was dried at 105°C and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> was used to remove organic matter. The soil samples were dispersed by adding 10 ml of 5 % sodium hexametaphosphate solution before separating the grain size fractions (> 63, 63-6,3 and < 6,3µm) (SHUMAN 1985). The total amount of trace elements was determined by digesting 0,5 g soil with HF/ HClO<sub>4</sub> acids (JACKSON 1969). The elements were measured by atomic absorption spectrophotometry.

---

\*

University Mansoura, Mansoura, Egypt

### Results and discussion

The data presented in Table 1 shows that the particle size distribution data are consistent with field observations and reflect coarse textured soils. It is interesting to note that the particle size percentage shows differences between surface and subsurface samples. Using the sewage water on irrigation land led to an increase of organic matter, iron and manganese oxides (Table 2), decreased  $\text{CaCO}_3$  contents and a lower pH in the surface soil. On other land, the application of sewage water to the soil did not show any salt accumulation due to the leaching of initial salt content.

The amounts of total trace elements, i.e. Fe, Cu, Cd, Mn, Ni, Pb and Zn in El-Gabal El-Asfar area are shown in Table 3. Using the wastewater for irrigation land led to an increase of trace element compared to soils under Nile water irrigation and virgin soil.

Data for the trace element contents in soil fractions is given in Table 4. Using liquid sewage sludge for irrigation tends to increase trace elements in all grain size fractions compared to soils under Nile water irrigation and virgin soil. However, almost all data shows that the amount of trace elements except Fe in the fine fraction ( $<6.3 \mu\text{m}$ ) is nearly similar to that of the coarse and medium silt fractions ( $.63-6.3 \mu\text{m}$ ). The soil may contain fragments of rock which are undergoing primary weathering and still contain heavy minerals rich in trace elements. In addition, free oxides (Table 2) which are important in occluding various trace elements can be found precipitated as surface coatings in channels and fractures. When the samples are ground, these crusts may be disintegrated into fragments of the same size as coarse grain fraction (ANDERSSON, 1979).

Increasing Mn contents in coarse and medium sized silt is probably due to the formation of hydrated oxides of approximately the same type as Fe (TAYLOR et al. 1964). The Mn-compounds however, are much more sensitive to decrease in pH and redox-potential than corresponding Fe-compounds. This could presently be precipitating ions on usually moist and acid surfaces of finer grain fractions. Moreover, precipitations on particle surfaces of coarse fractions might be more persistent or there may be some fractioning and/or growth of nodules or concretions (TAYLOR 1964 and CHILDS 1975). SHUMAN (1985) reported, that the finer textured soils in general are higher in Mn in most fractions than the coarser textured soils.



The amount of Cu, Ni Pb and Zn is high in coarse and medium silt fractions and fine fractions ( $< 6.3 \mu\text{m}$ ) in soil under wastewater irrigation. This indicates that wastewater content of trace elements and organic matter has an effect on the distribution of these elements.

It is interesting to notice that Cd and Ni contents show only small variation between the soils irrigated with wastewater, Nile water and virgin desert soil (Table 4). This is due to the amounts of Cd and Ni added from the sewage sludge which are insufficient to increase Cd and Ni levels in the soil. On the other hand Table 4 shows that all the different grain size fractions in soil under Nile water irrigation have a higher Pb content than the virgin soil. The relative enrichment of Pb in the finer fraction is 4 times that of the coarse fractions. Therefore, soil texture, land use and free oxides all play a role in the distribution of trace elements among the grain size fractions.

#### Summary

This study is a preliminary research on the effect of soil properties and soil management practices on changes in distribution of the trace elements among the various soil fractions. The results are obtained from a loamy sandy soil irrigated with wastewater since 1911 in comparison to several soils supplied with Nile water and virgin desert soil. All data show that the amount of trace elements except Fe in the fine fraction ( $< 6.3 \mu\text{m}$ ) is nearly similar to that of the coarse and medium silt fractions (63 - 6.3  $\mu\text{m}$ ). It is interesting to notice that Cd and Ni contents show only small variation between the soils irrigated with wastewater, Nile water and virgin desert soil. Therefore, soil texture, land use and free oxides all play a role in the distribution of trace elements among the grain size fraction.

#### Literature

- ANDERSSON, A. (1977): Heavy metals in Swedish soils on their retention, distribution and amounts. Swedish J. agric. Rec. 7, 7-20
- CHILDS, C.W. (1975): Composition of iron-manganese concretions from some New Zealand soils. Geoderma, 13, 141-152
- JACKSON, M.L. (1969): Soil chemical analysis. Prentice Hall of India, Private, LTD New Dehli
- LOVEDAY, J. (1974): Method analysis of irrigated soils. C.A.G. Fornaham Royal Rucks, England

- LERICHE, H.H. and A.H. WEIR (1963): A method of studying trace elements in soil fractions. I. Soil Sci. 14, 225-235
- SHUMAN, L.M. (1979): Zinc, Manganese and copper in soil fractions. Soil Sci. 127, 10-17
- SHUMAN, L.M. (1985): Fractionation method for soil microelements. Soil Sci. 140, 11-22.
- SWAINE, D.J. and MITCHELL, R.L. (1960): Trace elements distribution in soil profiles. J. Soil Sci. II, 347-368
- TAYLOR, R.M., R.M. MEKENZIE and K. NORRISH (1964): The mineralogy and chemistry of manganese in some Australian soils. Aust. J. Soil Res. 2, 235-248

Table 1: Soluble salts, pH, CaCO<sub>3</sub>, organic matter and particle size distribution of the representative soil samples

Sample	depth cm	EC mmh/cm	pH	CaCO <sub>3</sub> %	O.M. %	sand		c+m silt		f.silt + clay %
						63 μ	%	63-6.3 μ	%	6.3 μ
under waste water	1	0- 20	0.67	6.25	0.11	6.17	75.6	2.15	16.10	
		50-100	0.19	6.93	0.08	0.07	86.4	3.95	10.10	
	2	0- 20	1.20	6.37	0.33	9.88	59.7	8.60	21.55	
		75-100	0.29	7.28	0.21	0.07	75.7	9.00	15.30	
under Nile water	3	0- 15	0.81	6.42	0.25	5.71	77.2	3.72	13.25	
		45- 90	0.14	7.24	0.12	0.03	95.5	1.55	6.00	
	4	0- 20	0.48	7.69	4.59	0.31	78.1	3.90	19.20	
		35- 80	0.33	7.91	1.64	0.05	86.6	4.30	7.50	
Virgin	5	0- 20	0.40	7.60	2.28	0.54	77.4	1.65	20.90	
		40- 80	0.18	7.58	0.16	0.07	81.7	4.15	14.15	
	6	0- 30	7.90	7.68	3.40	0.07	78.0	7.30	14.70	
	75-100	2.64	7.74	0.21	0.03	89.9	0.16	9.90		

Table 2: Average content of iron and manganese oxides(Thih.-DTPA) in the studied soil (ppm)

Soil Sample	Fe-oxide		Mn-oxid	
	surface	subsurface	surface	subsurface
soil under waste water irrigation	6300	780	220	23
soil under Nile water irrigation	1800	780	110	15
virgin soil	900	540	45	20

Table 3: Average trace element contents of soils waste water and Nile water  
El-Gabal - El-Asfar area (ppm).

Sample	Fe	Cu	Cd	Mn	Ni	Pb	Zn
waste water area							
soil	7400	106	1.23	222	33	102	408
water	0.760	0.420	0.011	0.340	0.92	0.210	2.310
Nile water area							
soil	8100	21	0.95	150	27	32	85
water	0.270	0.22	0.008	0.05	0.01	0.05	0.090
virgin area							
soil	5300	14	0.77	100	20	22	65

Table 4: Average values of trace element contents in grain size fractions,  
of the studied soils(mg/kg fraction)

Fraction	Fe %	Cu	Cd	Mn mg/kg	Ni	Pb	Zn
Fraction under waste water irrigation							
f.silt + clay	4.90	350	3.4	742	103	433	1499
c * m silt	4.30	289	2.5	756	100	388	1126
sand	0.70	13	0.7	40	9	34	90
Fraction under Nile water irrigation							
f.silt + clay	4.90	114	2.8	741	88	100	353
c + m silt	3.57	110	3.6	810	92	107	210
sand	0.16	4	0.5	25	12	20	36
Fraction in virgin soil							
f.silt + clay	5.15	89	2.7	474	94	54	274
c + m silt	4.83	74	2.7	500	96	63	210
sand	0.20	4	0.3	20	8	14	10

Der Beitrag des N-Umsatzes in Laub- und  
Nadelforsten zur Versauerung von Böden.

von

Monn, L. \*

An je zwei Standortspaaen unter Fichte und Buche auf ähnlichen Böden (Pseudogley = Pg - pseudovergleyte Braunerde = pgBe) in LÖB/Mergel = L/Me- und Sand-/Tonstein = STst- Kleinlandschaften des Schönbuchs bei Tübingen mit unter Fichte höheren Einträgen an  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{H}^+$ , aber auch höherem Nitrifikationsgrad und größerem  $\text{NO}_3^-$ -Ausstrag mit dem Sickerwasser (s. Tab.) in bzw. aus den Böden wurde untersucht, ob der atmosphärische Säureeintrag alleine oder nur zusammen mit dem vom N-Umsatz abhängigen Anteil der systeminternen Säureproduktion eine aus früheren (1979, Bücking et al. 1986) und heutigen (1986) Boden-pH-Messungen (zu vergleichen wären eigentlich die H-Werte) berechnete Versauerung der Oberböden (0-40 cm) erklärt.

Dazu wurden Freiland- und Bestandesniederschläge und Bodensickerwasser (P80-Plattenlysimeter in 60-105 cm) regelmäßig beprobt und im Hauptwurzelraum (0-40 cm) der Böden die Netto-N-Mineralisation (Runge, 1970) gemessen.  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{NO}_3^-$  wurden mittels HPLC (geolog. Institut d. Univ. Tübingen) bzw. photometrisch, teilweise mit Auto-Analyzer,  $\text{H}^+$  mittels Glaselektrode bestimmt.

Die wirksamen Säuremengen (s. Tab.) waren zu berechnen als Summen der Einträge an  $\text{H}^+$  und  $\text{NH}_4^+$ , da letzteres zur Produktion oder Abgabe von  $\text{H}^+$  in äquivalenter Menge führt, wenn es direkt oder nach Nitrifikation von Pflanzen aufgenommen, in doppelter, wenn es nitrifiziert und anschließend ausgewaschen wird. Diese Summe ist zu vermindern um die Differenz aus eingetragenen  $\text{NO}_3^-$ , das bei Aufnahme durch Pflanzen bzw. Denitrifikation äquivalente Mengen an  $\text{H}^+$  verbraucht, und per Sickerung ausgetragenen  $\text{NO}_3^-$ , das bei Herkunft aus dem Eintrag keine Protonen verbrauchte bzw. aus der Nitrifikation solche produzierte. Die so aus dem N-Umsatz berechneten wirksamen Säureäquivalente sind hoch signifikant mit der für 7 Jahre bestimmten durchschnittlichen jährlichen Bodenversauerung korrelierbar, nämlich:  $n = 4$ ;  $r = 1,000$ ;

$$\text{Bodenversauerung} = 0,2253 \times \Sigma \text{ Säure} - 26,8 \text{ Mol IA} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$$

\* Inst. f. Bodenkunde, PF 700562, 7000 Stuttgart-70 (Hohenheim)

Der Einfluß systeminterner Säureproduktion ist bei 1.L/Me-Pg (Fichte) zu unterstellen, da selbst wenn trotz  $\text{NH}_4$ -Präferenz der Fichten alles eingetragene  $\text{NH}_4$  nitrifiziert und mit dem  $\text{NO}_3$ -Eintrag ausgewaschen sein sollte, immer noch die Herkunft von  $313 \text{ Mol NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$  zu erklären bliebe. Plausibelste Quelle wäre die Mineralisation, deren Mengen in 1,5 Jahren in den  $\text{A}_h$ -Horizonten gemessen wurden (s. Tab.). Daß an den Buchenstandorten nur geringfügig nitrifiziert wird, könnte an dem von Boquel et al. (1970) beschriebenen Phänomen liegen, daß für chemoautotrophe Nitrifikanten, deren Vorhandensein bis  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  4,0 beispielsweise von Smith et al. (1968) gezeigt wird, wäßrige Extrakte von Buchenlaub hemmend wirken. Diese Wirkung wird durch niedrige  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  (4,9-5,1) und zeitweilige Wassersättigung (PgPb - pgBe!) gefördert. Nitrifikation in Buchenbeständen mit weitaus niedrigerem Boden-pH (gemessen in  $\text{CaCl}_2$  z.B. Runge 1974 bei pH 2,4 zu 100 % und Lang 1986 bei pH 3,5 zu 78 % und bei 3,4 zu 90 %) wird von Lang l.c. mit der Tätigkeit heterotropher Organismen erklärt, was auch die Vermutung von Runge l.c. bestätigte.

#### Literatur:

- Boquel, G., S. Bruckert u. L. Suavin, 1970. Inhibition of nitrification by aqueous extracts of *Fagus silvatica* litter. Rev. Ecol. Biol. Sol 7(3), 357-366.
- Bücking, W., F.-H. Evers und A. Krebs, 1986. Stoffdeposition in Fichten- und Buchenbeständen des Schönbuchs und ihre Auswirkungen auf Boden- und Sickerwasser verschiedener Standorte. S. 271-324. Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch. Hrsg. G. Einsele, Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beech.
- Lang, E., 1986. Heterotrophe und autotrophe Nitrifikation untersucht an Bodenproben von drei Buchenstandorten. Göttinger Bodenkundl. Berichte, 89, 199 S.
- Runge, M., 1970. Untersuchung und Bestimmung der Stickstoff-Nachlieferung am Standort. Flora 159, 233-257.
- Runge, M., 1974. Die Stickstoffmineralisation im Boden eines Sauerhumus-Buchenwaldes, Teil II: Die Nitratproduktion. Oecol. Plant. 9, 219-230.
- Smith, H.W., F.H. Bormann and G.E. Likens, 1968. Response of chemoautotrophic nitrifiers to forest cutting. Soil Sci. 106(6), 471-473.

Tabelle: Netto-N-Mineralisierung in den A<sub>h</sub>-Horizonten sowie Nitrifikationsgrad ( $= 100 \times \frac{\text{NO}_3\text{-N}}{\text{N}_{\text{min}}}$ ), die durchschnittliche jährliche Versauerung der Oberböden (1979-1986) und die Einträge an H<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sowie die NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Ein- und Austräge (1985/86).

Standort	Mineralisierung		Nitrifikationsgrad %	Versauerung d. Oberböden (0-40 cm)	Ein- und Austrag				
	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N			Σ Säure*)	H <sub>E</sub> <sup>+</sup>	NH <sub>4E</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3E</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3A</sub> <sup>-</sup>
	Mol IÄ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>					Mol IÄ·ha <sup>-1</sup> ·a <sup>-1</sup>			
1. L/Me-Pg Fichte	5857	429	93	514,8	2399	1052	517	566	1386
2. L/Me-PgPb Buche	357	3929	8	34,0	271	225	324	342	64
3. STst-BePb Fichte	3857	1286	75	340,3	1638	1206	1011	979	400
4. STst-pgBe Buche	429	4286	9	12,1	169	63	441	456	121

\*)  $\Sigma \text{ Säure} = \text{H}_E^+ + \text{NH}_{4E}^- - (\text{NO}_{3E}^- - \text{NO}_{3A}^-)$

E = Eintrag, A = Austrag





Schwefel in Huminstoffen

von

Müller - Wegener, U. \*)

Die Beteiligung des Elementes Schwefel am Aufbau der Huminstoffe ist auch in neueren Arbeiten noch weitgehend ungeklärt. Selbst Angaben über die quantitative Beteiligung dieses Elementes sind selten und dann wegen stark abweichender Methoden nur sehr eingeschränkt vergleichbar. Wird die elementare Zusammensetzung der Huminstoffe betrachtet, so zeigt sich, daß der Schwefel nach den Elementen Kohlenstoff, Wasserstoff, Sauerstoff und Stickstoff, die fünfte Stelle der am Aufbau der Huminstoffe beteiligten Elemente einnimmt (Tab. 1).

Tabelle 1: Durchschnittliche elementare Zusammensetzung von Huminstoffen (Steelink, 1985)

---

Element	Huminsäure (%)	Fulvosäure (%)
C	53,8 - 58,7	40,7 - 50,6
H	3,2 - 6,2	3,8 - 7,0
O	32,8 - 38,3	39,7 - 49,8
N	0,8 - 4,3	0,9 - 3,3
S	0,1 - 1,5	0,1 - 3,6

---

Für den gesamten Boden ergibt sich aus der Aufteilung des Schwefels in die anorganische und die organisch gebundene Fraktion in der Regel etwa ein Verhältnis von 5 : 95. Werden isolierte Huminsäuren betrachtet, so ist davon auszugehen, daß, von Ausnahmen abgesehen, der gesamte nachweisbare Schwefel in organischer Bin-

---

\*) Abt. Chemie und Biochemie im System Boden, Institut für Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

dung vorliegt. Dies ist besonders deshalb anzunehmen, da als anorganische Form der Schwefel als hochoxydiertes Sulfat die Hauptmenge ausmacht und dieses bei den meisten Extraktionsverfahren in Lösung geht.

Zunächst wurde eine Methode vorgestellt, die sich zur Bestimmung des Schwefels in den Huminstoffen eignet. Sie besteht aus drei prinzipiellen Schritten: Zunächst wird sämtlicher in organisch gebundener Form vorliegender Schwefel in einem Aufschluß zu Sulfat oxidiert. Anschließend erfolgt die vollständige Reduktion in einem zweiten Schritt, die nun die Abtrennung des Schwefels von der übrigen Matrix durch Destillation in Form von  $H_2S$  möglich macht. Der eigentliche Nachweis kann dann ungestört durch die Methylenblaubildung vollzogen werden und der Farbstoff spektroskopisch bei 670 nm quantitativ vermessen werden.

Um die Anwendbarkeit dieser Methode für die unterschiedlichen Strukturen organisch gebundenen Schwefels zu überprüfen, wurden eine Reihe von Modellverbindungen untersucht. Es zeigte sich in fast allen Fällen eine gute Übereinstimmung der Analysenwerte mit den errechneten Schwefelgehalten. Selbst, wenn der Schwefel in Metallbindung in den organischen Verbindungen auftritt, es ist dabei z.B. an die Inkorporation von Quecksilber-organischen Verbindungen in die Struktur der Huminstoffe zu denken, ist er mit der hier vorgestellten Methode quantitativ zu erfassen. Abweichungen ergaben sich nur bei sehr leicht flüchtigen Verbindungen, die aber auch in dieser Form in Huminstoffen nicht zu erwarten sind.

An einer Reihe sehr unterschiedlicher Huminstoffe, gewonnen aus unterschiedlichsten Böden, wurde die Bestimmung des Schwefels mit der hier vorgestellten Methode vorgenommen. Anhand der Standardabweichungen war zu erkennen, daß auch für die Huminstoffe gut reproduzierbare Ergebnisse erhalten wurden (Tab.: 2).

Tabelle 2: Gehalte organisch gebundenen Schwefels in einigen Huminsäuren

Herkunft der Huminsäure	S (%)	s
Modell aus Hydrochinon	0,018	0,0009
Braunkohle	0,67	0,011
Niedermoor H 3	0,83	0,067
Niedermoor H 8	5,29	0,153
Schwarztorf H 8	0,17	0,014
Anmoor	2,66	0,396
Callunapodsol	0,43	0,051
Weißtorf H 2	1,16	0,127
Schwarztorf H 3	0,23	0,014
Ericapodsol	0,17	0,011
Anmoorgley 10 - 20 cm	0,59	0,035
Anmoorgley 20 - 30 cm	0,72	0,031

Mit dieser Grundvoraussetzung für die Bemühung um das Element Schwefel in den Huminstoffen, nämlich dem exakten Nachweis, kann nun an die Betrachtung der Frage herangegangen werden, wie dieses Element in die Huminsäuren eingebaut wird. Das Element Schwefel als Mitglied der 6. Hauptgruppe verfügt über zwei freie Elektronenpaare. Es ist damit potentiell als Elektronendonator geeignet. In Analogie zum Element Stickstoff (Müller-Wegener, 1982, 1984) muß somit geprüft werden, ob die S-Verbindungen mit geeigneten Elektronenakzeptoren Komplexe bilden.

Als Akzeptorstruktur in den Huminsäuren ist besonders den chinoiden Anteilen eine große Bedeutung beizumessen. Es ist daher sinnvoll, zunächst an dem sehr viel überschaubareren Modell des p-Benzochinons die prinzipiellen Bindungsmöglichkeiten zu überprüfen.

In der Tat zeigt sich, daß zwischen einer Reihe organischer Schwefelverbindungen und chinoiden Strukturen die Ausbildung von -DAK möglich ist. Diese sind durch den Aufbau einer solchen Bande im UV- bzw. sichtbaren Bereich des Spektrums zu erkennen, die bei den beiden Einzelverbindungen nicht vorliegen. In der Tabelle 3

ist für einige Schwefelverbindungen die Lage dieser Banden angegeben, bei denen das Element in Form der SH-funktionellen Gruppe vorliegt.

Tabelle 3: Bandenlage der Absorption einiger Komplexe mit p-Benzochinon

Verbindung	Bandenlage (nm)
Pentylmercaptan	468
Heptylmercaptan	460
Nonylmercaptan	434
Decylmercaptan	434
Thioglycolsäure	460
2-Mercaptopropionsäure	447
3-Methyl-butylmercaptan	431
2-Methyl-2-propylmercaptan	435

Es wird nun an weiteren Modellverbindungen zu prüfen sein, ob auch für andere als die SH-Gruppe ein solcher Mechanismus vorliegt und dann natürlich der Nachweis zu führen sein, ob diese Mechanismen auch auf die Huminstoffe zu übertragen sind.

#### Literatur

Müller-Wegener, U., Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Aminosäuren. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 145, 411, 1982

Müller-Wegener, U., Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Peptiden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 147, 110, 1984

Steelink, C., Implication of elemental characteristics of humic substances. In: Aiken, G.R., McNight, D.M., Wershaw, R.L., McCarthy, P., Humic substances in soil, sediment and water. John Wiley & Sons, new York 1985, 457

Protonenpufferkapazität und Puffersubstanzen in sauren Fichtelgebirgsböden

von  
Nätscher, L. \* und P. Süsser \*

Untersucht wurden Böden aus Phyllit, Granit und Basalt von vier Standorten im Fichtelgebirge, deren Fichtenbestände unterschiedlich stark von Waldschäden betroffen sind. Da der Protoneneintrag auf allen Standorten ähnlich hoch ist, könnte der Grad der Schädigung von unterschiedlichen Puffereigenschaften der Böden bestimmt sein. Es wurden deshalb die Kapazitäten und die Kinetik der Protonenpufferung bestimmt und die Pufferreaktionen und Puffersubstanzen identifiziert. Die Ergebnisse können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

a) Auflagehorizonte

- \* Der Auflagehumus puffert mit gleichbleibender Intensität über einen weiten pH-Bereich (3-7).
- \* Bei Säurezugabe bis pH 3.0 neutralisieren auch saure Auflagen (pH 4.2- 3.3) noch zwischen 7 und 164 mmol H<sup>+</sup>/kg Boden.
- \* Die Protonenpufferung setzt sich aus zwei bis drei Reaktionen 1. Ordnung zusammen und kommt sehr schnell, nämlich innerhalb von Stunden zum Abschluß.
- \* Der Puffermechanismus ist ein Kationenaustausch an negativen variablen Ladungen.
- \* Hauptsächlich werden bei der Pufferung Ca, Al und Mg freigesetzt.
- \* Hierbei verarmt der Austauscher an Ca und Mg und nimmt zu an Al und H. Die Austauschkapazität wird durch die Protonierung funktioneller Gruppen kleiner.

---

\* Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München-Weihenstephan,  
8050 Freising 12

b) Mineralbodenhorizonte

- \* pH-Stat Titrationsen von Bodensuspensionen zeigen, daß Säuren in den untersuchten Böden schnell neutralisiert werden können. Die Böden müssen über ein sehr reaktives Puffersystem verfügen.
- \* Die Kapazität der Protonenpufferung ist in allen Böden deutlich größer als der jährliche Säureeintrag.
- \* Der größte Teil der Protonen wird an Al freisetzenden Verbindungen neutralisiert.
- \* Mit Thermogravimetrie lassen sich amorphe Al-Hydroxide oder Al-Hydroxo Verbindungen als die reaktiven Al freisetzenden Puffer-substanzen identifizieren.
- \* Die Sulfatdynamik in Abhängigkeit vom pH-Wert zeigt, daß diese Al-Hydroxo Verbindungen Sulfat enthalten können.
- \* Die oxalatlösliche Aluminiumfraktion erfaßt größtenteils die puffernden Al-Hydroxo Verbindungen. In Säureperkolationsversuchen läßt sich deren Bildung und Verbrauch simulieren.

Charakterisierung verschiedener Bodenhorizonte  
im Hinblick auf das räumlich-zeitliche Ausbrei-  
tungsverhalten von Pflanzenschutzmitteln

von  
Nordmeyer, H. und W. Pestemer<sup>+</sup>

In den letzten Jahren ist in zunehmendem Maße über Grundwasserkontaminationen mit Pflanzenschutzmitteln (PSM) berichtet worden (MILDE und FRIESEL, 1987; GIEBL und HURLE, 1984). Es stellt sich nun die Frage, welches die Ursachen für eine derartige Belastung des Grundwassers sind, unter welchen Bedingungen eine Belastung auftreten kann und wie eventuell eine Sanierung möglich ist. Grundsätzlich müssen alle derartigen Kontaminationen auf anthropogene Einflüsse zurückgeführt werden. Dabei können die Eintragsquellen sehr unterschiedlicher Natur sein (z.B. Mülldeponien, Unfälle, landwirtschaftliche Anwendung, Anwendung auf Nichtkulturland). Gelangt ein PSM in den Boden, so unterliegt es vielfältigen Einflüssen. Die Ausbreitung von PSM im Boden und Grundwasser ist von den physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften des Wirkstoffes sowie von den physikalischen, geochemischen und biologischen Eigenschaften des Bodenmaterials bzw. des Grundwasserleiters abhängig.

Durch die am 1. Oktober 1986 in Kraft getretene Trinkwasserverordnung wird für alle PSM ab 1. Oktober 1989 ein zulässiger Höchstwert im Trinkwasser von 0,1 µg/l für den Einzelwirkstoff bzw. 0,5 µg/l für die Summe aller auftretenden Wirkstoffe vorgeschrieben. Dieser Grenzwert wurde nach dem Vorsorgeprinzip festgelegt und orientiert sich nicht nach toxikologischen Kriterien - die WHO-Kommission empfiehlt z.B. für Atrazin 2 µg/l -.

---

<sup>+</sup> Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12, D-3300 Braunschweig

Da zur Zeit auf den chemischen Pflanzenschutz nicht verzichtet werden kann und damit unter bestimmten Voraussetzungen eine Verlagerung von PSM in tiefere Bodenschichten bzw. ins Grundwasser nicht auszuschließen ist, bleibt zu klären, wie solche Austräge vermieden bzw. minimiert werden können. Weiterhin ist eine mögliche Selbstreinigungskraft der ungesättigten und gesättigten Zone von besonderer Bedeutung für die Kontaminationsdauer. Diesen Fragen wurde in Labormodellversuchen nachgegangen. Ziel der Untersuchungen war es, das räumlich-zeitliche Ausbreitungsverhalten der PSM in Abhängigkeit von den jeweiligen Bodeneigenschaften zu beschreiben, um möglicherweise Aussagen zu einer Selbstreinigungskraft im gesättigten Bereich machen zu können.

### Material und Methoden

#### 1. Versuchsaufbau

Abbildung 1 stellt den Aufbau der verwendeten Versuchsanlage dar. Ab der PSM-Dosierstelle besteht die Perkolationsapparatur aus Quarzglas, so daß unerwünschte Sorption (z.B. an Kunststoffen) ausgeschlossen wird.

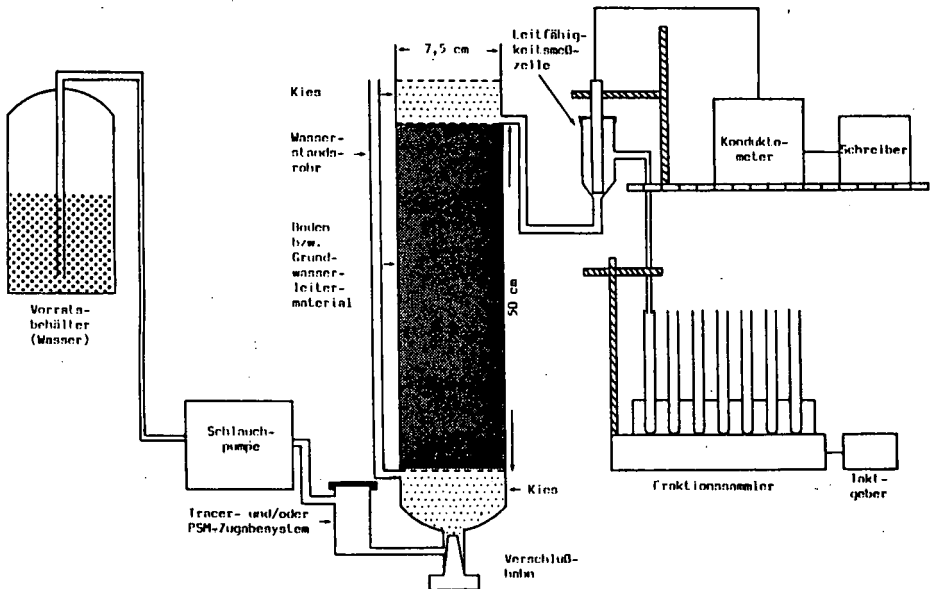


Abb. 1: Versuchsanlage für Untersuchungen zum Transportverhalten von Pflanzenschutzmitteln im gesättigten Bereich



## 2. Bodenproben

Es wurde Bodenmaterial aus verschiedenen Horizonten eines Podsols getestet. Die Bodeneigenschaften sind bei MATTHES et al. (1985) beschrieben.

## 3. Analysenverfahren

Es wurden Wasser- und Bodenproben auf Lindan (Nachweisgrenze 0,2 µg/l bzw. kg) und Atrazin (Nachweisgrenze 0,5 µg/l bzw. kg) untersucht. Die Extraktion der PSM aus den Wasserproben der Sorptions- und Perkulationsversuche erfolgte mit Hilfe eines BAKER-10 Extraktionssystems unter Verwendung von Octadecyl-Säulen. Die Bodenproben wurden nach der Methode von STALDER und PESTEMER (1980) untersucht. Die Bestimmung des in Aceton (Wasserproben) bzw. in Toluol (Bodenproben) vorliegenden Rückstandes erfolgte mit Gaschromatographen der Firma HEWLETT PACKARD. Säulen- und Geräteparameter wurden nach PESTEMER (1984) gewählt.

## **Ergebnisse und Diskussion**

In den Säulen wurde Bodenmaterial aus verschiedenen Horizonten eines Podsols hinsichtlich des Rückhaltevermögens für ausgewählte PSM getestet. Die Höhe und Geschwindigkeit einer PSM-Ausbreitung im ungesättigten und gesättigten Bereich ist von einer Vielzahl chemischer, mikrobieller und physikalischer Prozesse abhängig. Dazu gehören z.B. Lösung, Fällung, Komplexbildung, Abbau, Sorption, Dispersion und Diffusion.

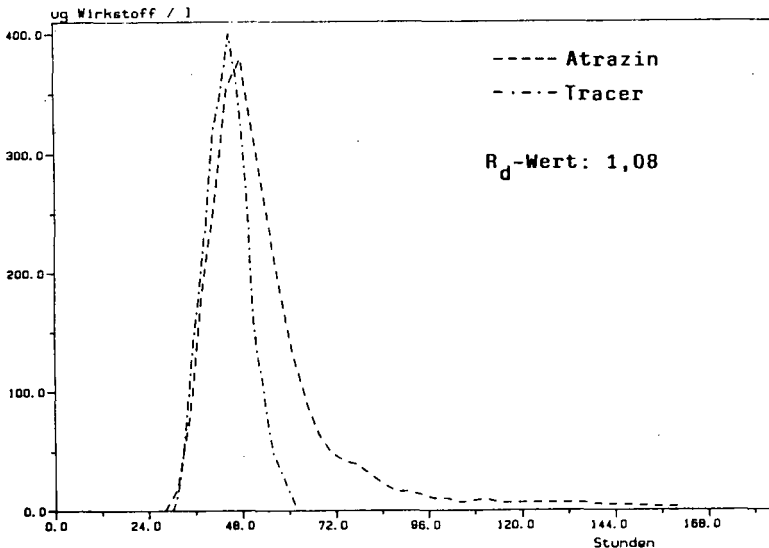


Abb. 2: Konzentrationsverlauf von Atrazin und Tracer (KCl) im Perkulationsversuch

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen zwei Beispiele für die unterschiedliche Ausbreitung zweier PSM in einem wenig sorptiven Untergrundmaterial. Der Humusgehalt liegt bei kleiner 0,1 %. Abbildung 2 zeigt die Ausbreitung von Atrazin im Vergleich zu einem Tracer. Als Tracer wurde KCl verwendet. Der Tracer wurde als sorptionsinert betrachtet. Er bewegt sich damit nahezu mit der Wasserfront. Die mittlere Abstandsgeschwindigkeit des Tracers lag bei 0,27 m/d. Sie war identisch mit der mittleren Abstandsgeschwindigkeit des Wassers, die über die Durchflußmenge und der effektiven Porosität berechnet wurde. Man erkennt, daß das erste Auftreten von Tracer und PSM zeitlich parallel verläuft. Aus den mittleren Abstandsgeschwindigkeiten von Tracer und PSM wurde dann das Rückhaltevermögen des Bodens für diesen Wirkstoff berechnet. Dieser Retardierungsfaktor lag in diesem Fall bei 1,08. Atrazin breitet sich somit etwa mit der Wasserfront in diesem Untergrundmaterial aus. Das Bodenmaterial besitzt nur eine geringe Puffer- und Speicherkapazität. Die Atrazin -Ausbreitung zeigt gegenüber dem Tracer ab der 60. Versuchsstunde einen schwach ausgeprägten "Desorptionsast". Das bedeutet, daß es trotz des geringen Rückhaltevermögens zu einer Ausdehnung der Kontaminationswolke kommt.

Ein etwas anderes Bild zeigt sich bei dem Insektizid Lindan (Abb. 2). Obwohl das erste Auftreten von Lindan mit dem Auftreten des Tracers identisch ist, wird die

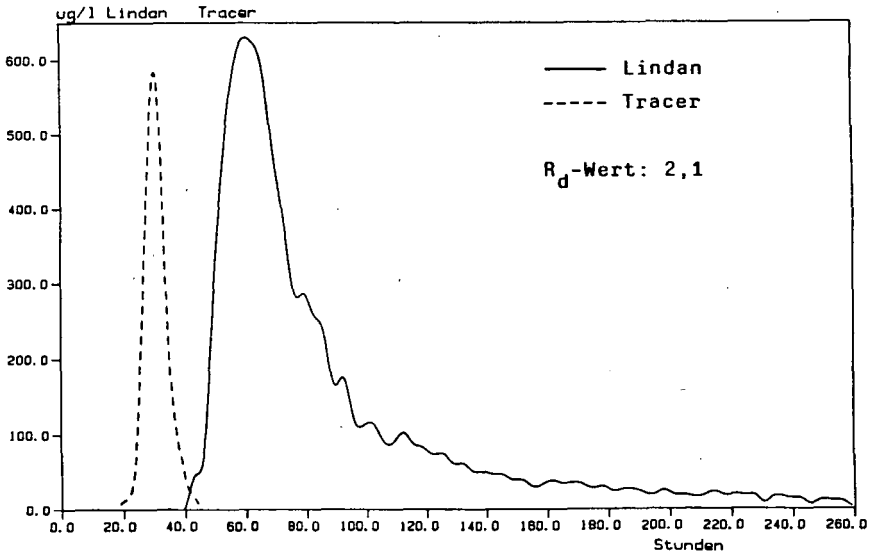


Abb. 3: Konzentrationsverlauf von Lindan und Tracer (KCl) im Perkolationsversuch

Ausbreitungsfront deutlich gegenüber der Wasserfront verzögert. Aufgrund seiner chemisch-physikalischen Eigenschaften wird Lindan stärker an den vorhandenen Austauschplätzen gebunden. Die stärkere Adsorption wird auch an dem ausgeprägten "Desorptionsast" deutlich und ab der 90. Versuchsstunde feststellbar. Der Wirkstoff Lindan wird durch ständige Desorption wieder freigesetzt. Es entsteht somit eine langsam fließende Lindan-Quelle. Im Gegensatz zum Atrazin kommt es zu einer erheblichen Verdünnung des Wirkstoffes im Wasser. Bei ausreichend langer Fließstrecke kann es dann z.B. zu einer Verdünnung unterhalb des Grenzwertes von 0,1 µg/l kommen. Die aus diesem Beispiel berechneten Retardierungsfaktoren zeigen, daß sich Lindan im Vergleich zum Wasser etwa halb so schnell ausbreitet ( $R_d$ -Wert: 2,08).

Die bisher vorgestellten Ergebnisse erlauben noch keine Aussagen zur Selbstreinigungskraft des untersuchten Bodenmaterials. Um erste Hinweise auf mögliche Abbaumechanismen zu erhalten, wurde zunächst versucht, über eine Bilanzierung die zugegebenen PSM-Mengen zu erfassen.

Die Tabelle 1 zeigt die Bilanzierung von Lindan für zwei Versuchsdurchläufe eines Bodens. Das Perkolat, das Feststoffwasser sowie der Feststoff wurden auf PSM-Rückstände analysiert. Die am Feststoff befindlichen Lindan-Mengen sind sehr

Tab. 1: Bilanzierung der Lindan-Gehalte von zwei Versuchsdurchläufen

		Säule S1	Säule S2
Wasser:	µg AS/Perkolat	58,45	65,68
	µg AS Feststoff	0,49	n.n.
Feststoff:	µg AS/kg		
	o von 5 Schichten	1,56+0,45	n.n.
	µg AS im System	6,09	n.n.
Summe:	µg AS	65,03	65,68
Zugabe:	µg AS	100,00	100,00
Verlust:	µg AS	34,97	34,32
Boden :	Wasser/Verhältnis	1:0,1	1:0,1
n.n.: nicht nachweisbar			

gering. Eine Aufsummierung aller Teilfraktionen zeigt deutliche Verluste. Es konnten über 34 % des zudotierten Wirkstoffes nicht mehr nachgewiesen werden. Die beiden Wiederholungen zeigen eine recht gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse.

Es soll nun in weiteren Untersuchungen geprüft werden, ob dieser Verlust einer irreversiblen Adsorption, einem Abbau oder anderen Prozessen zuzuschreiben ist. Für einen Abbau können biotische (mikrobiologische) Prozesse, aber auch abiotische Vorgänge (Hydrolyse) verantwortlich sein. Um einen Abbau nachweisen zu können, sollen Untersuchungen auf Hauptmetaboliten mittels GC-MS Kopplung durchgeführt werden. Die Überprüfungen werden in allen Fällen durchgeführt, in denen keine vollständige Bilanzierung möglich ist.

### **Zusammenfassung**

Je nach den Eigenschaften des Bodens und des Untergrundes ist mit unterschiedlichen Ausbreitungsgeschwindigkeiten und Abbauvorgängen der PSM zu rechnen.

### **Literatur**

GIEBL H., HURLE K., 1984. Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Agrar- und Umweltforschung Baden-Württemberg, Band 8, Verlag Eugen Ullmer

MATTHESS G., DAHMKE A., FIC M., KÖLLING A., PEKDEGER A., SCHRÖTER J., TAYLOR T., 1985. Forschungsvorhaben zur Gruppierung und Definierung von Stoffen hinsichtlich ihres Transportes im Untergrund. Wasser 102-02-203/02; Teil A: Methodenkatalog

MILDE G., FRIESEL P., (Hrsg.) 1987. Grundwasserbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden und Lufthygiene, Band 68

PESTEMER W., 1984. Untersuchungen zum Verhalten und zu Nebenwirkungen von Herbiziden im Boden. Habilitationsschrift, Fachbereich Gartenbau der Universität Hannover

STALDER L., PESTEMER W., 1980. Availability of herbicide residues in soil. Part 1. A rapid method for estimating potentially available residues of herbicides. Weed Research 20, 341-347

Auswaschung anorganischer Nährelemente aus den Nadeln  
unterschiedlich ernährter geklonter Jungfichten unter  
Belastung mit Ozon und saurem Nebel

von

Pfarrmann, T.<sup>1)</sup> und K.H. Runkel<sup>2)</sup>

**Einführung:** Die hier vorgestellten vorläufigen Ergebnisse entstammen einem Langzeitexperiment zur Frage der Wirkung von Ozon und sauren Nebeln auf geklonte, unterschiedlich ernährte Fichtenjüngpflanzen (Alter 4 Jahre). Der Versuch wurde von Juni 1986 bis September 1987 in der Umweltsimulationsanlage (1;2) der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München durchgeführt. Es handelt sich um ein von der Münchner Arbeitsgemeinschaft Luftschadstoffe (MAGL) koordiniertes interdisziplinäres Forschungsprojekt, das von den Central Electricity Research Laboratories (CERL) in Leatherhead (Großbritannien) und dem Institut für Biochemische Pflanzenpathologie der GSF (BIOP) unter der Leitung von L.W. Blank (CERL), H.-D. Payer und T. Pfarrmann (BIOP) durchgeführt wurde.

**Material und Methoden:** Das im Jahresverlauf simulierte Klima (Temperatur, Feuchte, Tageslänge, Lichtintensität) entsprach einem gemittelten "Normalklima" höherer Lagen des Bayerischen Waldes. Alle Kammern erhielten eine Hintergrundbelastung mit ca. 10 ppb SO<sub>2</sub> und ca. 15 ppb NO<sub>x</sub>. Je zwei der insgesamt vier klimasynchron betriebenen Expositionskammern wurden mit einer Kombination aus Ozon (im Mittel 40 ppb, Sommerepisoden bis 120 ppb, Durchschnittskonzentration im Versuch ca. 55-60 ppb und sauren Nebeln (pH 3.0, 19 Nebelereignisse von 8 bzw. 10 Stunden Dauer) belastet. In die Kontrollkammern wurden 20 ppb Ozon dosiert und parallel zu den beiden "Schadkammern" Nebel mit pH 5.6 appliziert. Interaktion und Einzelwirkung der Komponenten O<sub>3</sub> und Nebel-pH waren in einem vorausgegangenen Experiment ermittelt worden (3).

1) Institut für Biochemische Pflanzenpathologie der GSF

2) Institut für Toxikologie der GSF

Ingolstädter Landstr. 1, D-8042 Neuherberg

Abb.1: Insgesamt ausgewaschene Ca-Menge in mg

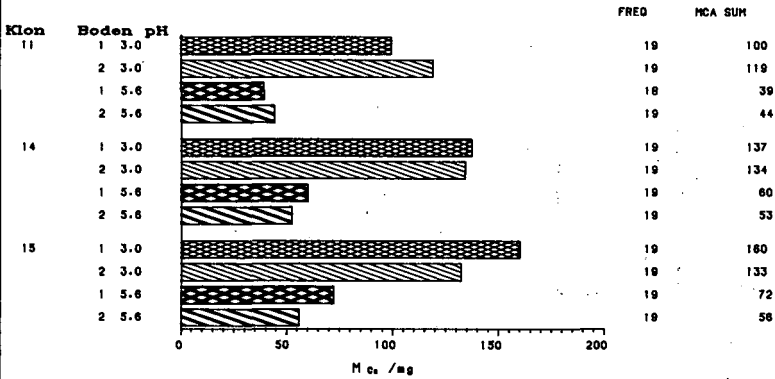


Abb.2: Insgesamt ausgewaschene Mg-Menge in mg

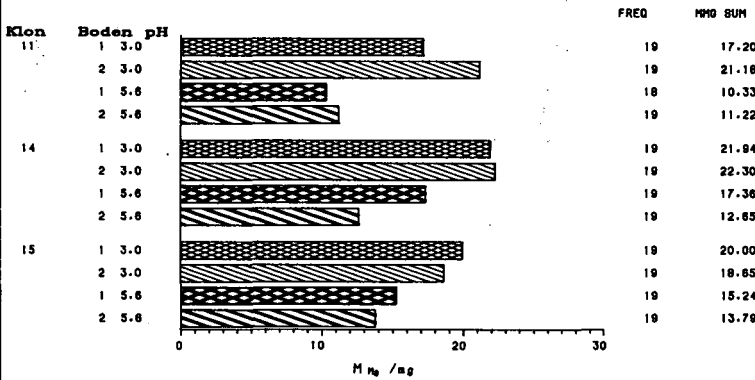


Abb.3: Insgesamt ausgewaschene K-Menge in mg

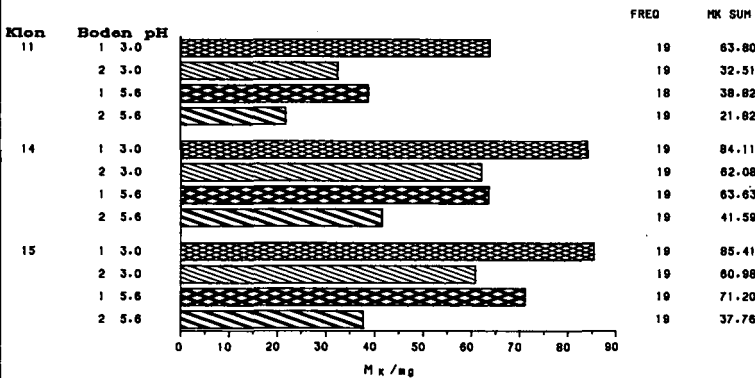


Abb.4: Insgesamt ausgewaschene Mn-Menge in mg

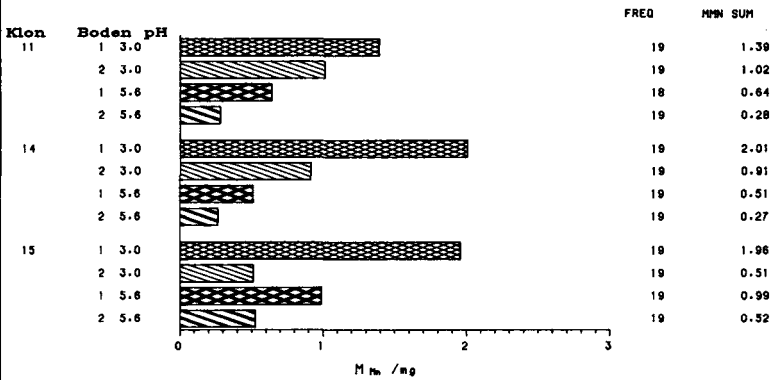


Abb.5: Insgesamt ausgewaschene Fe-Menge in mg

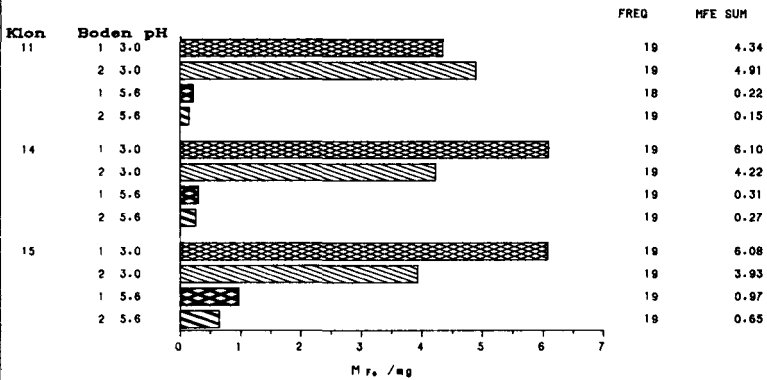
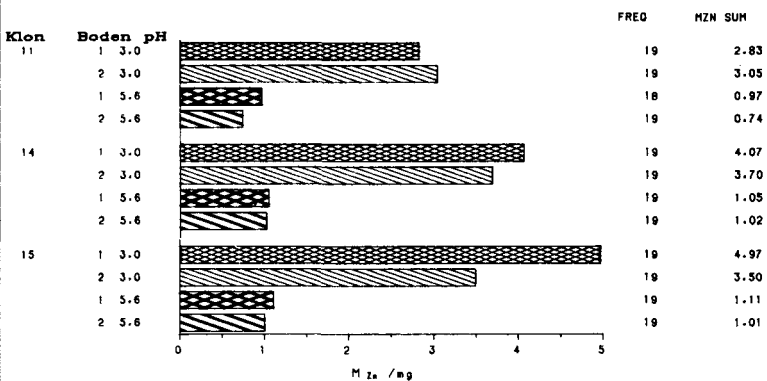
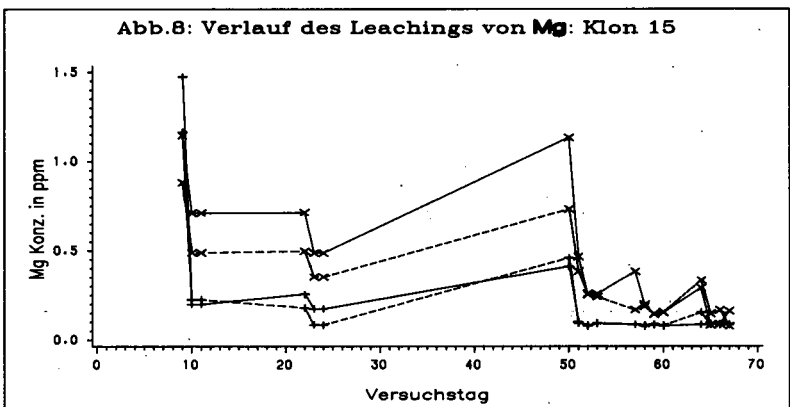
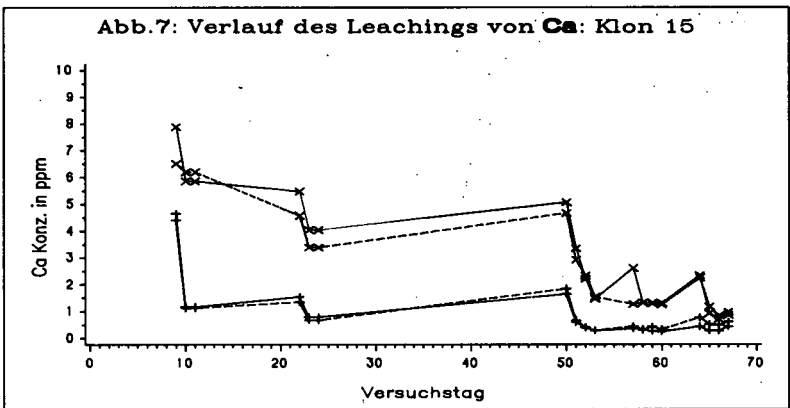


Abb.6: Insgesamt ausgewaschene Zn-Menge in mg



Die exponierten Fichten, insgesamt ca. 400 Pflanzen sechs verschiedener Klone aus Herkünften um 900 m NN waren 1.5 Jahre vor Versuchsbeginn in unterschiedliche Böden eingetopft worden (Boden 1: B<sub>V</sub>-Horizont einer podsoligen Braunerde aus Granit; Boden 2: A- und C-Material einer Rendzina aus Dolomit). Die Adaptation an das jeweilige Substrat ist nadelanalytisch gut belegt. Während des Versuchs befanden sich je 6 Bäume eines Klons und Bodens in einem zum Wurzelraum abgedichteten Plexiglastablett, über welches die Kronentraufe quantitativ aufgefangen wurde. Die Bestimmung der Elemente erfolgte mittels AAS. Alle Werte sind durch Na-Analysen um den Abtrocknungsfaktor korrigiert.



--x--: Boden 1 pH 3.0,    —x—: Boden 2 pH 3.0  
--+: Boden 1 pH 5.6,    —+—: Boden 2 pH 5.6



Ergebnisse: Auszugsweise werden die Ergebnisse der Herbstbenebelung 1986 für drei Klone vorgestellt. Abb. 1 bis 6 zeigen die Gesamtmenge der ausgewaschenen Elemente von 12 Bäumen je Klon, Boden und Behandlung (FREQ: Anzahl der ausgewerteten Nebelereignisse; SUM: ausgewaschene Menge in mg).

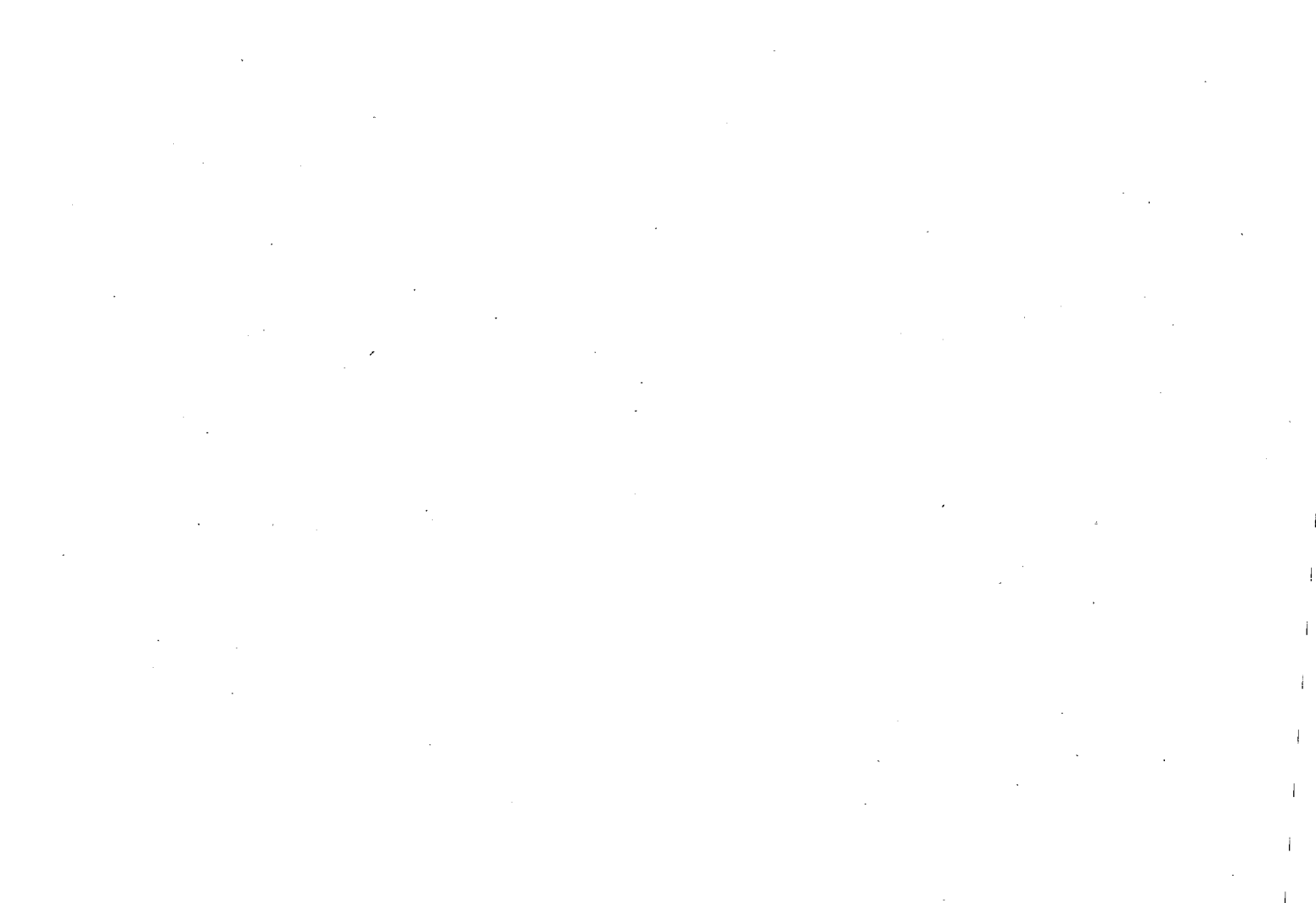
Abb. 7 und 8 zeigen typische zeitliche Verläufe des Leachings während dieser Nebelperiode.

Diskussion: Höhere Protonenkonzentrationen im Nebel führen zu erhöhten Auswaschungsraten bei allen analysierten Elementen. Bei Kalium und Magnesium findet bereits bei schwach saurer Benebelung eine erhebliche Auswaschung statt. Eine Verrechnung mit den Biomassen kann erst nach Aufarbeitung des Pflanzenmaterials durchgeführt werden. Die unterschiedlichen Auswaschungsraten verschiedener Klone können aber nicht allein auf die unterschiedliche Biomasse zurückgeführt werden.

Die zeitlichen Verläufe des Leaching zeigen eine zunehmende Erschöpfung der oberirdischen Puffer. In nebefreien Perioden findet in der Regel eine teilweise Regenerierung statt. Aus einem vorangegangenen Experiment ist bekannt, daß Ozoneinwirkung die Auswaschung der Elemente nur unwesentlich beeinflusst (3).

#### Literatur:

1. H.-D. Payer, C. Bosch, L.W. Blank, T. Eisenmann und K.H. Runkel; Forstw. Cbl. 105, 207-218 (1986)
2. H.-D. Payer, L.W. Blank, C. Bosch, G. Gnatz, W. Schmolke und P. Schramel; Water, Air and Soil Poll. 31, 485-491 (1986)
3. C. Bosch, E. Pfannkuch, K.E. Rehfuess, K.H. Runkel, P. Schramel und M. Senser; Forstw. Cbl. 105, 218-229 (1986)

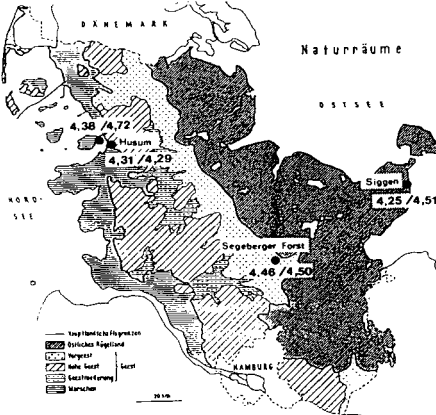


## Anthropogene Bodenversauerung in Schleswig-Holstein

von  
Schimming, C.-G. u. H.-P. Blume ++)

Schleswig-Holstein ist von urban-industriellen Immissionen vergleichsweise gering beeinflusst. Zum Beispiel sind die Schwermetalleinträge als niedrig einzustufen. Dennoch sind Schwefel- und Salpetersäure auch in Schleswig-Holstein Ursache des "Sauren Regens".

Außerdem wurden hohe Ammoniumkonzentrationen in den Niederschlagswässern und Kronentraufen festgestellt. Das durch die Landwirtschaft emittierte Ammoniak neutralisiert einen Teil der atmosphärischen Säuren. Aufgrund von Stickstoffumsetzungen in Böden - der Pflanzenaufnahme und Nitrifizierung - wird es aber als indirekter Saureintrag wirksam.



Die mittleren pH-Werte in den Freilandniederschlägen unserer Standorte liegen mit pH 4.2 - pH 4.5 über denen anderer Landschaften der Bundesrepublik, für die Werte um etwa 4.1 gelten. (GEORGI et al. 1983).

Abb.1 gibt gleichzeitig einen Überblick über die mittleren pH-Werte der Meßjahre 83/84 und 84/85 - für Sommer- und Winterhalbjahre - in den von uns untersuchten Gebieten Schleswig-Holsteins, sowie deren Lage. Der mittlere pH-Wert wurde dabei aus der mit der Niederschlagshöhe gewogenen mittleren potentiometrisch ermittelten Protonenaktivität berechnet.

**Abb.1:** Mittlere pH-Werte der Freilandniederschläge (WH/SH), sowie Lage der Untersuchungsgebiete.

Um die Schwankungsbreite und Unterschiede zwischen unseren drei Untersuchungsgebieten - Ostholstein, der Geest bei Bad Segeberg und der Marsch im Raum Husum - näher zu

charakterisieren, sind in Abb.2 die gemessenen pH-Werte als Summenhäufigkeitsverteilungen dargestellt.

Dabei zeigt sich, daß in Ostholstein 50% der Werte unter pH 4.3 liegen, während die Medianwerte der Geest und der Marschgebiete um eine halbe pH-Stufe höher liegen. In den Winterhalbjahren lagen die pH-Werte niedriger als während der Vegetationsperiode.

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

Der rechte Teil der Abb.2 zeigt dies exemplarisch für Ostholstein. pH-Werte über pH 5,6, die auf das Überwiegen basischer Komponenten hinweisen sind vergleichsweise selten und fast ausnahmslos auf das Sommerhalbjahr beschränkt.

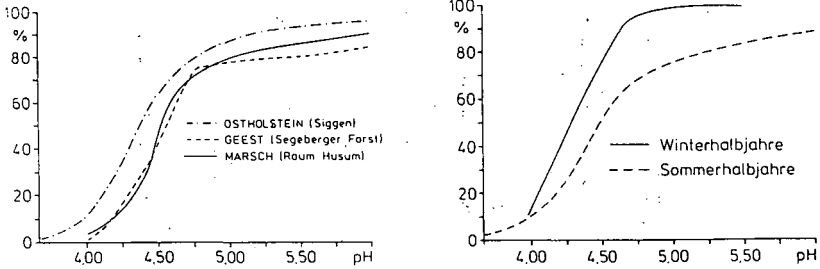
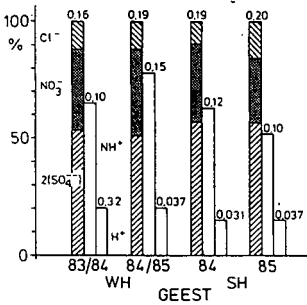


Abb.2: Summenhäufigkeitsverteilung der pH-Werte im Freilandniederschlag (rechts: differenziert für Sommer- (SH) und Winterhalbjahre (WH) am Standort Siggen, Ostholstein)



Wie Abb. 3 für den Geest-Standort zeigt, ergab sich ein recht einheitlicher Beitrag von Nitrat, sowie Sulfat und Chlorid anthropogenen Ursprungs: ca. 50 - 60% Sulfat, 25 - 35% Nitrat und 5 - 15% Chlorid. Lediglich im unmittelbaren Westküstenbereich war der Chloridanteil zeitweise etwas höher.

Der Betrachtung liegt die Annahme zugrunde, daß Natrium ausschließlich mariner Herkunft und die betrachteten Komponenten in denselben Mengenverhältnissen in die Atmosphäre gelangen, in denen sie im Meerwasser vorliegen. Auf diese Weise läßt sich zum Beispiel aus dem Na/SO<sub>4</sub>-Verhältnis im Niederschlagswasser der anthropogene, auch als Überschußsulfat bezeichnete, Anteil berechnen.

Abb.3: Mittlere Zusammensetzung der Freilandniederschläge an aciditätsbestimmenden Komponenten anthropogenen Ursprungs und mittlere Protonenkonzentrationen (mmol/l).

Die in den Niederschlägen ermittelten Protonenaktivitäten stellten im höchsten Falle 30% der Summe anthropogener Säureäquivalente von Nitrat, Sulfat und Chlorid.

Dies ist ein Hinweis auf eine teilweise Neutralisation durch Ammonium und alkalische Stäube. Wahrscheinlich ist diese aufgrund hoher Ammoniumkonzentrationen in den Niederschlägen höher als in anderen Untersuchungsgebieten. ULRICH et al. (1979) berichten von etwa 40% für das Gebiet des Sollings.

Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Tierhaltung insbesondere im Gebiet der Geest und Marsch - weniger in Ostholstein - sind in Schleswig-

Holstein hohe Ammoniakemission ermittelt worden, die sich in hohen Ammoniumkonzentrationen der Niederschlagswasser widerspiegeln (vgl. BUIJSMAN et al. 1985).

Tab.1: Elementkonzentrationen und -einträge von Freilandniederschlägen

		NO <sub>3</sub> -N NH <sub>4</sub> -N SO <sub>4</sub> Cl				Nieder- NO <sub>3</sub> -N NH <sub>4</sub> -N SO <sub>4</sub> Cl schlag				
		----- mmol/l -----				----- mmol/m <sup>2</sup> -----				
Ostholstein (Siggen)	84	0.057	0.095	0.054	0.110	537	30.7	51.4	29.1	59.1
	85	0.064	0.123	0.067	0.112	467	30.0	66.3	36.3	60.1
Geest (Segeberger Forst)	84	0.056	0.115	0.055	0.093	845	47.7	97.8	46.6	78.7
	85	0.062	0.114	0.050	0.124	685	43.1	72.1	34.2	85.0
Marschgebiete (Deichvorland)	84	0.065	0.184	0.071	0.287	460	30.2	84.4	32.6	132.4
	85	0.081	0.173	0.091	0.739	531	42.9	92.1	48.1	392.1
(Hinterland)	84	0.057	0.091	0.054	0.231	677	39.1	61.4	36.6	156.5
	85	0.060	0.130	0.086	0.172	760	45.6	88.1	58.5	117.1
Westerland <sup>1)</sup>	84	0.060	0.050	0.060	0.341	666	39.9	33.3	40.2	227.3
Solling <sup>2)</sup>	70/71 - 74	0.064	0.092	0.087	0.053	780	50.1	72.4	58.2	184.9
Ruhrgebiet <sup>3)</sup>	82/83	0.060	0.103	0.073	0.093	855	51.4	88.5	27.5	80.1
Niederlande <sup>4)</sup>	81	0.050	0.110	0.26	-	945	50.0	104.0	246.0	-

Quellen: <sup>1)</sup>UBA (1985) <sup>2)</sup>ULRICH et al. (1979) <sup>3)</sup>BLOCK (1985)  
<sup>4)</sup>v. BREEMEN et al. (1982)

Tab.1 zeigt im Vergleich, daß dabei besonders im Gebiet der Geest und der Marsch Konzentrationen in der Höhe auftreten, die aus den Niederlanden berichtet werden (van BREEMEN et al., 1982). Für Schleswig-Holstein kann angenommen werden, daß Ammonium ausschließlich landwirtschaftlichen Emissionen entstammt, da entsprechende andere Emmissionsquellen nicht auszumachen sind.

Die Acidität der Freilandniederschläge wird mithin maßgeblich durch die Protonenaquivalente der anthropogenen Sulfat-, Nitrat- und Chloridanteile sowie der Neutralisationskapazität gelöster Stäube und in erheblichem Ausmaß durch Ammoniak bestimmt. Die in den Niederschlägen gefundenen äquivalenten Mengen gelösten Ammoniums machen einen Großteil der Protonenaquivalente aus.

Abb.4 zeigt die Zuordnung der aus der Zusammensetzung der Niederschlagswasser berechneten Acidität zu pH-Klassen. Dabei sind die hypothetischen Annahmen von GRANAT (1972) zugrunde gelegt. Er nimmt an, daß sich die Acidität aus den anthropogenen Protonenaquivalenten alkalisch wirkender Ammoniakemissionen sowie der Konzentration gelöster Alkali- und Erdalkalimetalle unter dem Einfluß des atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Gleichgewichtes ergibt. Dabei wird angenommen, daß die terrestrischen Anteile gelösten Calciums, Magnesiums sowie Kaliums aus carbonatischer Bindung stammen.

Der gestrichelte theoretische Kurvenverlauf zeigt über weite Bereiche eine gute Übereinstimmung mit titrimetrischen Alkalinitätsbestimmungen.

Die Lage der von uns aus der Zusammensetzung der Freilandniederschläge berechneten Acidität zeigt gute Übereinstimmung mit den von GRANAT (1972) gefundenen Beziehungen.

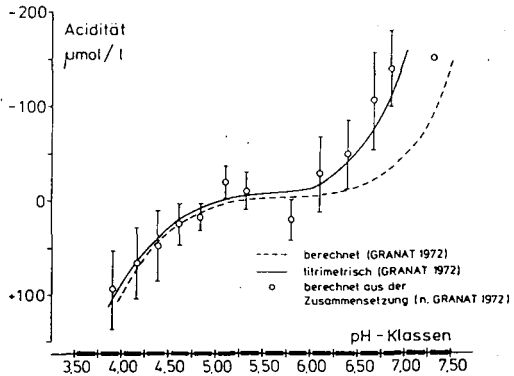


Abb.4: Beziehung zwischen Acidität und pH-Wert in Freilandniederschlägen

Daraus läßt sich ableiten, daß ohne die Ammoniakemissionen der Landwirtschaft mit bedeutend höherer freier Acidität der Niederschläge gerechnet werden müßte.

Die Emission von Ammoniak in die Atmosphäre führt zwar zu einer Neutralisation der aus anthropogenen Quellen stammenden starken Mineralsäuren. Das durch die Niederschläge und Kronentraufen in die Böden gelangte Ammonium ist aber zusätzlich als indirekter Säureeintrag zu bewerten.

Wenn auch hohe Ammoniumkonzentrationen in den Niederschlagswässern auf die Abpufferung ursprünglich vorhandener Acidität hinweisen, so bedeutet dies keinesfalls eine Reduzierung der Säureinträge in die Böden.

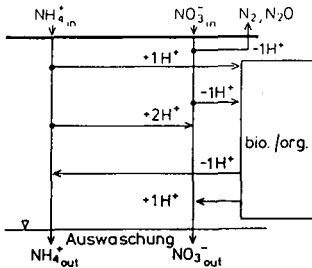


Abb.5: Protonenproduktion durch Stickstoffumsetzungen:

$$(\text{NH}_4^+_{\text{in}} - \text{NH}_4^+_{\text{out}}) + (\text{NO}_3^-_{\text{out}} - \text{NO}_3^-_{\text{in}})$$

dar. Der jeweilig obere Teil der Abbildung gibt die Konzentrationsverhältnisse in Kronentraufen sowie Freilandniederschlag wieder.

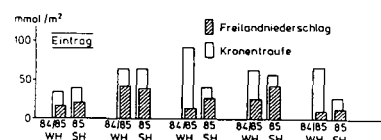
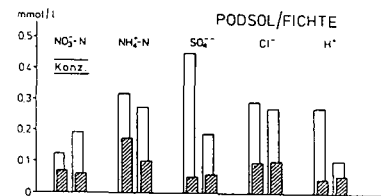
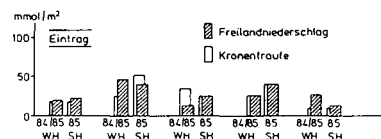
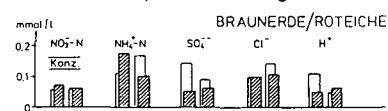
Die hohen Ammoniumkonzentrationen in der Kronentraufe des Fichtenbestandes lassen sich auf Prozesse trockener Deposition von Ammoniak eingehend mit der teilweisen Neutralisation saurer Depositionen auf der Vegetations-

Insbesondere in der Rhizosphäre eines Bodens entstehen nämlich Protonen durch Nitrifizierung (Abb.5). Bevorzugte Nitrataufnahme sowie Denitrifizierung bedeuten hingegen Protonenverbrauch.

Im folgenden sollen die Verhältnisse anhand zweier gegenüber Säurebelastungen empfindlicher Waldböden dargestellt werden.

Abb.6 stellt die Eintragungssituation eines Podsoles unter Fichtenaltbestand sowie einer Braunerde unter einem Roteichenbestand vergleichend mit den Verhältnissen an einem Freilandstandort der näheren Umgebung

oberfläche, zurückführen (vgl. van BREEMEN et al. 1983). Dabei sind die Ammoniumkonzentrationen gegenüber dem Freilandniederschlag oft um das zwei bis dreifache, die Einträge bis zum zweieinhalbfachen und auch mehr erhöht.



Demgegenüber sind die Ammoniumkonzentrationen in der Kronentraufe der Roteiche bis auf das Sommerhalbjahr gegenüber dem Freilandniederschlag stets niedriger.

Neben dem Protoneneintrag und dem hier nicht näher quantifizierten Säureeintrag organischer Säuren sowie den Protonen-äquivalenten weiterer sauerwirkender Komponenten, ist der in die Böden eingetragene Ammonium-Stickstoff in dem Maße als indirekter Säurebeitrag zu werten, in dem er von Pflanzen aufgenommen wird oder in nitrifizierter Form ausgewaschen wird.

Aus der Abb.5 ist zu entnehmen, das sich die aufgrund der Umsetzungen im Boden wirksame Protonenmenge als Summe aus den Differenzen von  $\text{NH}_4$ -Input und  $\text{NH}_4$ -Output sowie  $\text{NO}_3$ -Output und  $\text{NO}_3$ -Input aus dem Wurzelraum ergibt.

Aufgrund der im Projekt vorgenommenen Bilanzierung des Elementinputs sowie des -outputs ist es möglich, diesen indirekten Beitrag zur Bodenversauerung zu quantifizieren.

**Abb.6:** Konzentrationen- u. Eintragsverhältnisse im Segeberger Forst im Vergleich mit einem nahegelegenen Freilandstandort.

Tab.2 stellt die Verhältnisse des untersuchten extrem sauren sandigen Podsoles (pH<3.0 in der mächtigen Auflage, pH 3.0-4.0 im Mineralboden) dar.

Der gegenüber dem Input höhere Nitrat-Output zeigt, daß selbst unter diesen ungünstigen Bedingungen Nitrifizierung stattfindet.

**Tab.2:** Berechnung den Stickstoffumsetzungen im Boden entsprechenden Protonenäquivalenten (Alle Angaben in  $\text{mmol/m}^2$ , WH : Winterhalbjahr, SH : Sommerhalbjahr)

Podsol unter Fichte

	WH 83/84	SH 84	WH 84/85	SH 85
$\text{NH}_4\text{-N}$ -Eintrag	43.30	101.00	66.30	56.60
$\text{NH}_4\text{-N}$ -Austrag	0.90	1.36	0.07	-1.11
Diff.	42.4	99.64	66.23	57.71
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag	41.43	57.90	41.47	-24.40
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Eintrag	25.30	39.90	35.30	40.00
Diff.	16.13	18.00	6.17	-64.40
Protonen-äquivalente	58.53	117.64	72.39	-6.68

Braunerde unter Roteiche

	WH 83/84	SH 84	WH 84/85	SH 85
$\text{NH}_4\text{-N}$ -Eintrag	18.60	43.40	26.60	51.50
$\text{NH}_4\text{-N}$ -Austrag	5.14	4.86	5.50	3.83
Diff.	13.46	38.54	21.10	47.67
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Austrag	24.21	65.67	69.65	47.18
$\text{NO}_3\text{-N}$ -Eintrag	20.20	28.60	15.60	17.30
Diff.	4.01	37.07	54.04	29.88
Protonen-äquivalente	17.47	75.61	75.14	77.55

Durch die Bilanzierung ergibt sich für den Wurzelraum eine Protonenproduktion, die die Protoneneinträge der Kronentraufe oft beträchtlich übersteigt. Die Nitrifizierung des ursprünglich aus anthropogenen Quellen stammenden Ammoniums stellt somit den Großteil der Protonenbelastung der Waldstandorte dar.

Da die Nitrifizierung hauptsächlich auf den Bereich der gegenüber dem Mineralboden nährstoffreicheren Auflage - der Hauptnährstoffquelle des Standortes - beschränkt sein dürfte, kommt es dadurch zu einer weiteren Verarmung an verfügbaren Nährstoffen im Wurzelraum. Nadelanalyse hingegen zeigten eine gute Stickstoffversorgung dieses Standortes (KAUPENJOHANN 1986).

Der Eintrag von Ammonium in die Braunerde unter Roteiche ist durch eine negative Kronendachdifferenz gekennzeichnet. Die Nitrifizierung führt aber zu ähnlichen Verhältnissen.

Es kann angenommen werden, daß der indirekte Beitrag der Ammoniumeinträge zur Bodenversauerung einen erheblichen Anteil an den Nährstoffverlusten aus dem Wurzelraum insbesondere des Fichtenstandorts hat.

#### LITERATUR:

BLOCK, J. (1985): Ergebnisse der Schadstoffdepositionsmengen in Waldökosystemen in den Meßjahren 1981/82 und 1982/83. Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup.

BREEMEN, N. van; BURROUGH, P.A.; VELTHORST, E.J.; DOBBEN, H.F. van; TOKE DE WIT; RIDDER, T.B. and REYNDERS, H.F.R. (1983): Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. *Nature* 299, 548-550.

BUIJSMAN, E; MAAS, H. and ASMAN, W.A.H. (1985): Ammonia emission in Europe. IMOU-report R-85-1. Institute for Meteorology and Oceanography, State University Utrecht, The Netherlands.

GEORGII H.-W.; PERSEKE, C. und ROHBOCK, E. (1983): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. UBA-Forschungsbericht, Erich Schmidt Verlag Berlin.

GRANAT, L. (1972): On the relation between pH and the chemical composition in atmospheric precipitation. *Tellus* 24, 550-560.

KAUPENJOHANN, M. (1986): Persönliche Mitteilung.

ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.-K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen des Sollings. Sauerländer Verlag Frankfurt.

UMWELTBUNDESAMT (1985): Monatsberichte aus dem Meßnetz, 1/85. Berlin.



**Modelle für die Berechnung der Verlagerung von Schwermetallen  
in mehrhorizontigen Böden**

von

Schmitt, H.W. und H. Sticher \*)

1. Einleitung

Mit der Ausbringung von Klärschlamm werden auch Schwermetalle in den Boden eingetragen. Die Verlagerung der Metalle als Folge einer solchen Düngung über viele Jahre wird im folgenden mit 2 Modellen untersucht. Der betrachtete Boden, der eingehend untersucht worden ist (Richard et al., 1978) ist eine Parabraunerde (Standort Buchberg, Gemeinde CH-Marthalen) mit der Horizontfolge

Ah	0 - 15 cm	(Dichte: 1.06	Wassergehalt: 0.37)
Al	15 - 60 cm	(Dichte: 1.27	Wassergehalt: 0.32)
Bvt	60 - 120 cm	(Dichte: 1.50	Wassergehalt: 0.33)

Die Adsorptionsisothermen von Cu, Pb und Cd wurden einzeln und in kompetitiven Verhältnissen an allen drei Horizonten bestimmt und an Langmuir-Funktionen angepasst (Schmitt und Sticher, 1986). Speziell interessierten das molare Verhältnis Cu:Pb:Cd = 59:18:1, das der schweizerischen Klärschlammverordnung entspricht. Für die Modellrechnungen wird über einen Zeitraum von 45 Jahren der maximale jährliche Eintrag angenommen, den die erwähnte Verordnung zulässt. Für eine Bodenoberfläche von 100 cm<sup>2</sup> lauten die Werte (in Mikromolen):

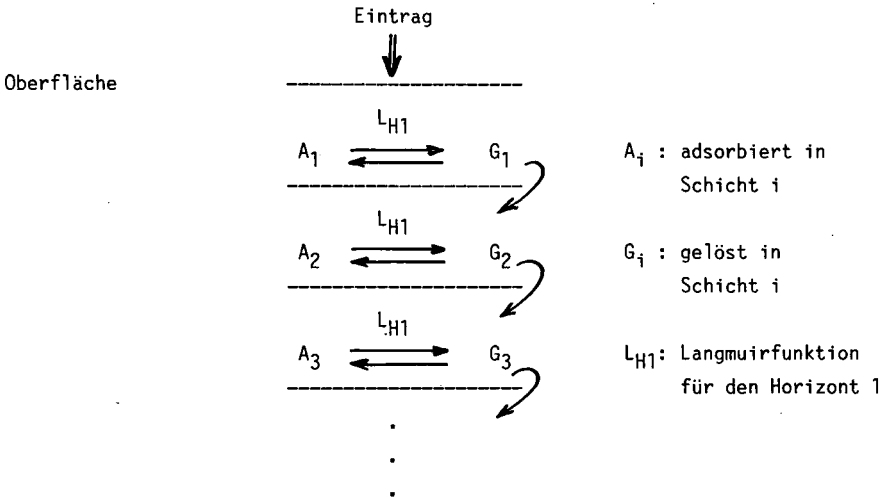
Blei:	12.07
Kupfer:	39.34
Cadmium:	0.6673

---

\*) Labor für Bodenchemie, Institut für Lebensmittelwissenschaft,  
ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

2. Equilibrationsmodell (Piston Flow Modell)

Jeder Horizont wird in Schichten von 1 cm Dicke aufgeteilt, mit einer Flächen-Dimension von  $10 \times 10 \text{ cm}^2$ . In jeder Schicht wird mit der Langmuirfunktion das Gleichgewicht adsorbiert/gelöst gerechnet. Der gelöste Anteil wird in die nächste Schicht verlagert und stellt dort den Eintrag dar.



Nach der 15. Schicht, die den 1. Horizont beendet, folgt der Uebergang in den 2. Horizont mit den entsprechenden Parametern  $\rho_{H2}$  (Dichte),  $\theta_{H2}$  (Wassergehalt),  $L_{H2}$  (Langmuirfunktion). Ein Gleiches gilt für den Uebergang der Schicht 60 in die Schicht 61, der ersten des 3. Horizontes.

Im Modell wird nun der gesamte jährliche Niederschlag (935 mm) durch alle Schichten durchströmen gelassen. Dabei wird ein gewisser Teil des adsorbierten Metalls wieder gelöst und in die tiefer liegende Schicht verlagert, wo es mit in den Equilibrierungsprozess einbezogen wird, der nun dort stattfindet.

Die Metallmenge, die in der Schicht 120 gelöst bleibt, wird dem System entzogen.

### 3. Dispersions-Konvektions-Modell

Die Langmuirfunktion  $L$  geht als erste Ableitung  $L'$  in die bekannte Dispersions-Konvektions-Gleichung ein:

$$(1 + L' \rho / \theta) \frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v / \theta \frac{\partial C}{\partial x}$$

Im Unterschied zum Equilibrationsmodell wird die jährliche Niederschlagsmenge als ein Fluss von 40 Tagen dargestellt ( $v = 2.34$  cm/d). Der Schwermetalleintrag erfolgt als Puls am ersten Tag. Der Dispersions-Koeffizient  $D$  wird auf  $2.50$  cm<sup>2</sup>/d geschätzt. Die Parameter  $\rho$ ,  $\theta$ ,  $L$  werden bei Horizontübergängen linear korrigiert. Der Eintrag wird auf eine  $1 \times 1$  cm<sup>2</sup> grosse Fläche normiert. Die Gleichung wird mit dem Crank-Nicholson-Ansatz numerisch gelöst.

### 4. Ergebnisse der Modellrechnung

#### 4.1. Kupfer

Die Figuren 1 und 2 zeigen die Adsorption (pro Schicht resp. pro g, je nach Modell) von Kupfer unter den kompetitiven Verhältnissen über die gesamte Bodentiefe von 120 cm. Dargestellt sind die Verhältnisse für die Jahre 1, 4, 10, 20, 30, 45. Beide Modelle zeigen im wesentlichen gleiche Resultate, speziell für grössere Zeiträume.

#### 4.2. Blei

Da Blei noch stärker als Kupfer im Horizont 1 bindet, wird beinahe nichts in Horizont 2 (ab 15 cm) verlagert. Für die Darstellung in Figur 3 und 4 genügen deshalb die ersten zwanzig Zentimeter des Bodens, um die grosse Aehnlichkeit beider Modellrechnungen sichtbar zu machen.

#### 4.3. Cadmium

Beide Modelle zeigen eine ähnliche Voraussage (Figuren 5, 6). Dieses Modell ist jedoch gegenüber den beiden anderen Metallen das schwächste in der Kompe-

KUPFER (Cu:Pb:Cd = 59:18:1)

Piston Flow Modell

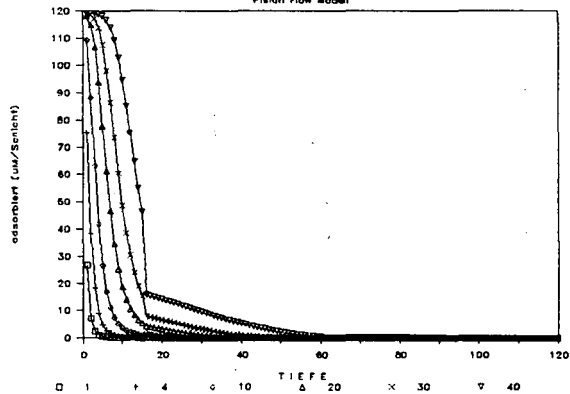


Abb. 1: Cu-Verlagerung Piston Flow Modell

BLEI (Cu:Pb:Cd = 59:18:1)

Piston Flow Modell

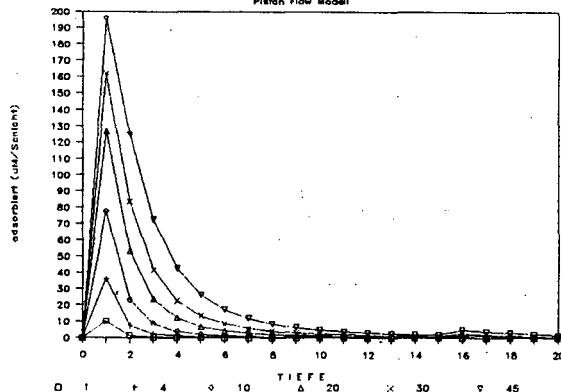


Abb. 3: Pb-Verlagerung (20 cm) Piston Flow Modell

KUPFER (Cu:Pb:Cd = 59:18:1)

Dispersion und Konvektion

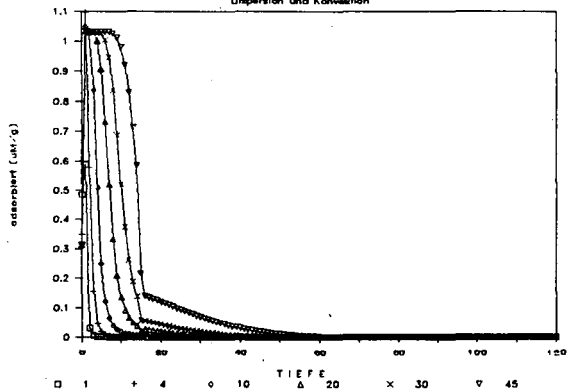


Abb. 2: Cu-Verlagerung Disp./Konv. Modell

BLEI (Cu:Pb:Cd = 59:18:1)

Dispersion und Konvektion

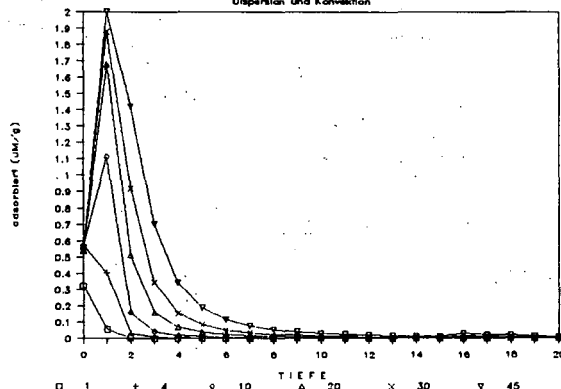


Abb. 4: Pb-Verlagerung (20 cm) Disp./Konv. Modell

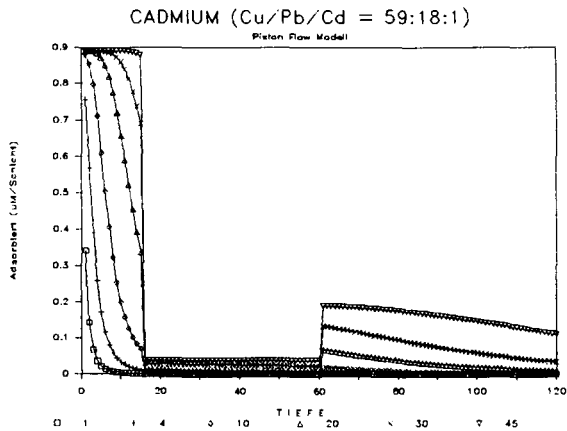


Abb. 5: Cd-Verlagerung Piston Flow Modell

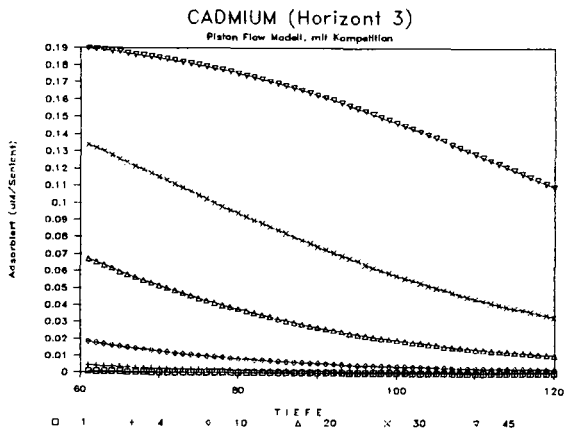


Abb. 7: Cd-Verlagerung, Horizont 3, mit Konkurrenz

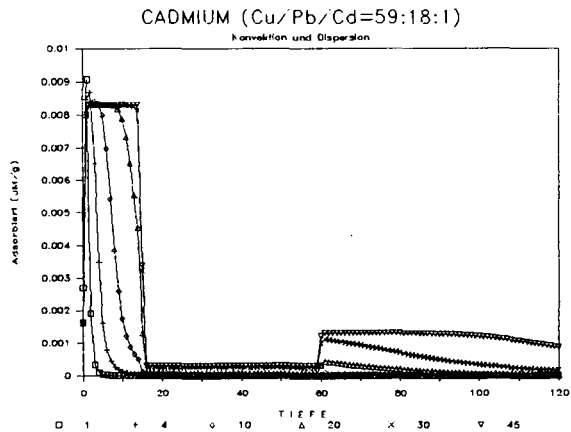


Abb. 6: Cd-Verlagerung Disp./Konv. Modell

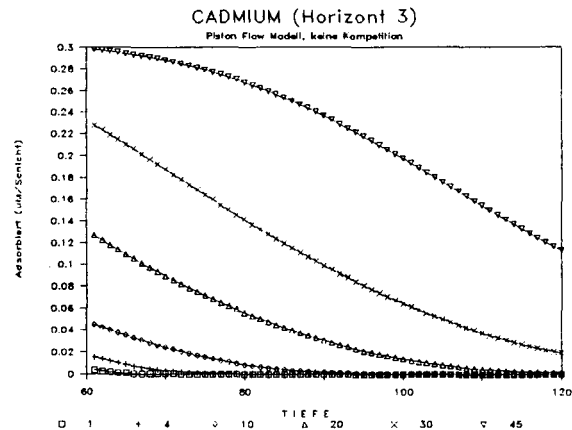


Abb. 8: Cd-Verlagerung, Horizont 3, keine Konkurrenz

tion. Aus den Daten für Kupfer und Blei geht hervor, dass diese im beobachteten Zeitraum praktisch ausschliesslich im 1. Horizont adsorbieren. Cadmium ist im 2. und 3. Horizont eigentlich ohne Konkurrenz. Mit dem Equilibrationsmodell wurde das Verhalten für diese beiden Horizonte unter diesem Aspekt simuliert. Da im zweiten Horizont wenig Veränderungen sichtbar sind, zeigen die Figuren 7 und 8 die Unterschiede im dritten Horizont, wenn für Cadmium keine Konkurrenz auftritt.

### 5. Zusammenfassung und Ausblick

Beide Modelle erbringen im wesentlichen gleiche Aussagen. Der Rechenaufwand ist aber für das Dispersions/Konvektions-Modell erheblich grösser. Wichtig bleibt für beide Modelle, dass die Ortsabhängigkeit wichtiger Parameter ( $p$ ,  $\theta$ ,  $s = s(c)$ , Konkurrenz) möglichst genau berücksichtigt werden muss.

Als Erweiterung des Modells bieten sich echt kompetitive Langmuirfunktionen an, sowie der Einbezug von Speziations-Rechnungen (GEOCHEM, MICROQL) und kinetische Gesichtspunkte. Schwer lösbar bleibt das Problem der Boden-Inhomogenität und der Konstanz pedologischer Parameter über lange Zeiträume.

### 6. Literatur

- Richard F., Lüscher P., Strobel T., 1978: Physikalische Eigenschaften von Böden der Schweiz. Band 1, Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf
- Schmitt H.W., Sticher H., 1986: Prediction of heavy metal contents and displacement in soils. Z.Pflanzenernaehr.Bodenk. 149, 157-171

Schwermetall-Bilanzen von Blei und Cadmium  
auf Sand- und Lößböden nordwestdeutscher Waldstandorte

Schultz, R. und R. Mayer \*

1. Zusammenfassung

In verschiedenen Waldökosystemen Norddeutschlands wurden Schwermetall-Flußraten ermittelt aus denen sich die jährlichen Element-Bilanzen für den jeweiligen Baumbestand sowie für den Boden berechnen ließen. In dieser Arbeit werden die Ergebnisse für die Schwermetalle Blei und Cadmium vorgestellt.

Blei weist in allen Waldökosystemen eine Anreicherung sowohl in der Biomasse der Bestände als auch im Boden auf. Das überwiegend aus der Atmosphäre eingetragene Blei wird in den Waldökosystemen langfristig akkumuliert. Cadmium weist in der Biomasse der Bestände ebenfalls eine Anreicherung auf, in den Böden ist jedoch eine deutliche Mobilisierung von Cadmium erkennbar. Das ebenfalls aus anthropogenen Emissionen in die Waldökosysteme eingetragene und dort akkumulierte Cadmium wird aufgrund der zunehmenden Bodenversauerung mobilisiert und verläßt mit dem Sickerwasser das Ökosystem. Langfristig kann es in die Oberflächenwässer wie auch in das Grundwasser gelangen.

2. Untersuchungsbestände

Die Untersuchungen wurden an acht Waldbeständen in Norddeutschland durchgeführt (SCHULTZ und MAYER 1985). Ausgesucht wurden vier Standorte mit Lößböden im Mittelgebirge (Solling, Harste und Spanbeck) und vier Sandstandorte im norddeutschen Tiefland (Lüneburger Heide, Wingst). Als Laubbaumarten wurden Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Eiche (*Quercus robur* L.), als Nadelbaumarten Fichte (*Picea abies* KARST.) und Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) untersucht. Die Bestände auf dem Sollingplateau sowie in der Wingst sind exponiert gelegen. Dagegen befinden sich die Bestände in Spanbeck und Harste in einer Schutzlage im Leinegraben. Die Bodenkenndaten der untersuchten Bestände sind in Tabelle 1 aufgeführt.

---

\* Gesamthochschule Kassel, FB 13, Landschaftsökologie  
Postfach 10 13 80, D-3500 Kassel

Tabelle 1: Bodenkenndaten der untersuchten Waldökosysteme

Standort	Baumart	Bodentyp	Bodenart	Ausgangsgestein
Solling, B1	Buche	saure Braunerde	tU - uL	Lößfließerde über Buntsandstein
Solling, F1	Fichte	saure Braunerde	tU - uL	Lößfließerde über Buntsandstein
Harste	Buche	Parabraunerde	IT	lößüberlagertes Kalksteinverwitterungsmaterial
Spanbeck	Fichte	saure Braunerde	IU - IT	Lößfließerde über Buntsandstein
Lüneburger Heide	Eiche	podsolige Braunerde	IS	Geschiebesand über Sandermaterial
Lüneburger Heide	Kiefer	Podsol-Braunerde	S - IS	flugsandüberdeckter Geschiebesand
Wingst Abt. 221	Fichte	podsolige Braunerde	S - uS	Schmelzwassersand
Westerberg Abt. 28	Fichte	Podsol	S	Flugsand über Steinsohle über Schmelzwassersand

### 3. Elementfluß-Schema

Das dieser Untersuchung zugrunde liegende Elementfluß-Schema ist in Abbildung 1 dargestellt. Die atmosphärisch über die Niederschlagsdeposition (FN) und über die Interceptionsdeposition (ID) eingetragenen Schwermetalle kommen mit den Blatt- und Zweigoberflächen des Kronenraumes in Kontakt. Die hier auftretenden Austauschprozesse (AS, AD) lassen sich nicht im einzelnen quantifizieren und werden im folgenden als Summenfluß betrachtet. Hierin sind auch die Elementfrachten enthalten, die durch die bauminterne Translokation (PA) in die Kronen gelangen und anschließend wieder ausgewaschen werden (L). Unterhalb des Kronenraumes bilden der Bestandesniederschlag (BN) und der Streufall (SF) den Bodeneintrag (SI). Im Boden (Humusaufgabe und Mineralboden) werden die Elementflüsse über die Wurzelaufnahme (WA) und die Versickerung unterhalb der Wurzelzone (MLK), die dem Ökosystemaustrag entspricht, betrachtet.

Von den beschriebenen Schwermetall-Flußraten sind der Freiflächenniederschlag (FN), der Bodeneintrag (SI) und der Ökosystemaustrag (MLK) direkt flächenrepräsentativ erfaßbar. Die



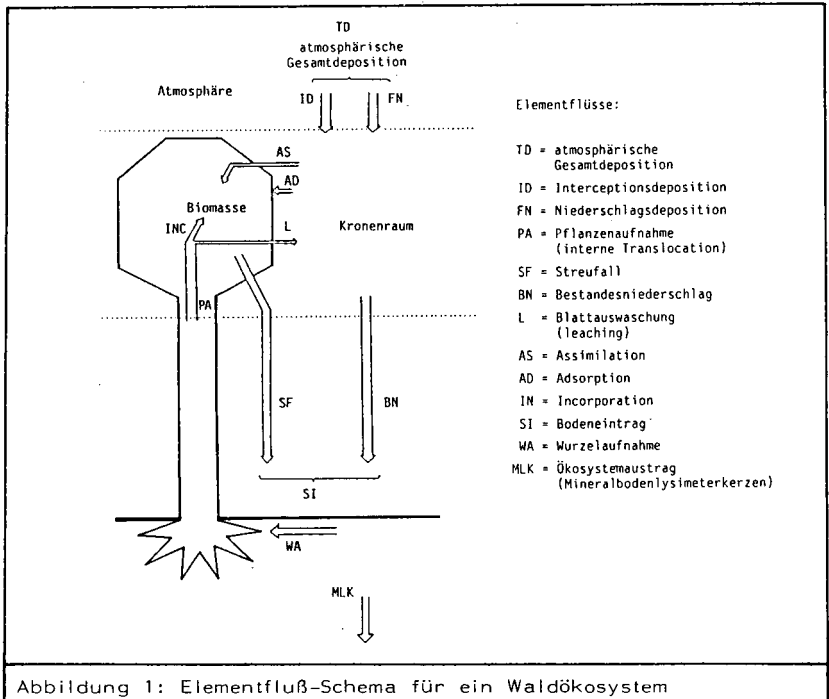
Interceptionsdeposition sowie die interne Translokation in die Baumkrone könnte in den beiden Sollingbeständen (B1 und F1) aus Küvettenexperimenten im Kronenraum berechnet werden (SCHMIDT 1987). Unter der Annahme, daß das Verhältnis von atmosphärischem Gesamteintrag (TD) zum Bodeneintrag (SI) für die Laubbaum- sowie für die Nadelbaumbestände jeweils gleich ist, wurde über diesen Quotienten auch für die übrigen Bestände die Interceptionsdeposition berechnet (SCHULTZ 1987).

Aus den Schwermetall-Flußraten ergeben sich folgende Bilanzgleichungen:

a. Biomassezuwachs  $\Delta C$

(= jährliche Änderung des Biomassevorrates in den Baumbeständen innerhalb des Untersuchungszeitraumes)

$$\Delta C = FN + ID + WA - SI \quad (Gl. 1)$$



b. Bodenbilanz  $\Delta B$

(= jährliche Vorratsänderung im Boden [ Humusaufgabe und Mineralboden ] innerhalb des Untersuchungszeitraumes)

$$\Delta B = SI - MLK - WA \quad (Gl. 2)$$

Die Schwermetallanreicherungen in der Biomasse lassen sich aus dem Zuwachs und den jeweiligen Schwermetallgehalten errechnen (SCHULTZ et al. 1987). Aus Gleichung 1 ergibt sich dann die Wurzel Aufnahme (WA).

#### 4. Ergebnisse

Die Bestandes- und Bodenbilanzen der acht Waldstandorte sind für Blei und Cadmium in Abbildung 2 dargestellt. Im Bestand wie auch im Boden aller Standorte zeigt sich eine deutliche Zunahme der Bleivorräte. Die Anreicherung in der Bestandesbiomasse ist in den Sollingbeständen besonders hoch. Hier werden mit 335 g/ha (B1) bzw. 408 g/ha (F1) auch die höchsten jährlichen Depositionsraten gemessen (SCHULTZ 1987). Der größere Anteil des akkumulierten Bleis verbleibt im Boden. Auch hier weisen die Sollingbestände besonders hohe Anreicherungsraten auf. Eine ebenfalls hohe Akkumulation von Blei zeigt sich im Boden der beiden Fichtenbestände in der Wingst (Abb. 2). Die exponierte Lage dieses Geestrückens führt hier zu ebenfalls hohen jährlichen Bleieinträgen (330-340 g/ha). Beide Bestände (Wingst Abt. 221 und Westerberg Abt. 28) weisen deutliche, wenn auch unterschiedlich stark ausgeprägte Schadbilder auf (BÜTTNER et al. 1986). Die hohen Bleigehalte, die in der organischen Auflage und in den Feinwurzeln dieser Bestände zu finden sind lassen eine Feinwurzelschädigung durch Blei nicht ausschließen (BÜTTNER et al. 1986, SCHULTZ 1987).

Cadmium wird in der Biomasse der Waldbestände ebenfalls angereichert. Dagegen findet im Boden aller untersuchten Waldbestände eine Mobilisierung von Cadmium statt. Eine besonders starke Mobilisierung läßt sich in den Böden unter den Fichtenbeständen erkennen. In den Lößböden der Buchenbestände wird Cadmium in geringerem Ausmaß mobilisiert. Es kann angenommen werden, daß ein Großteil des jetzt mobilisierten Cadmiums im Boden aus anthro-

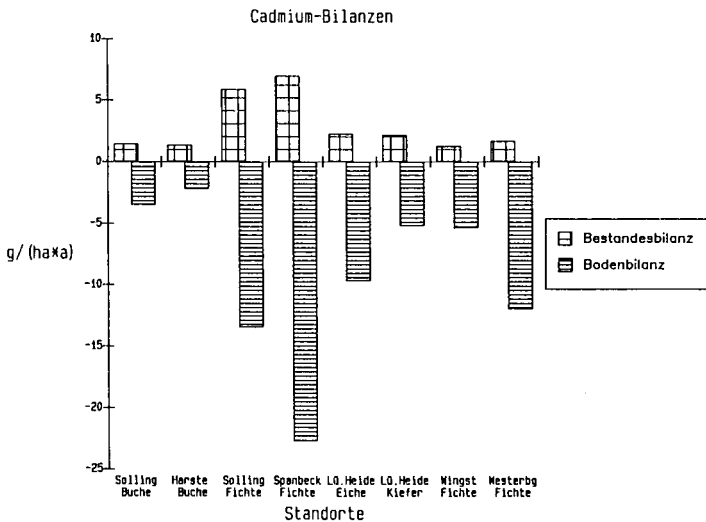
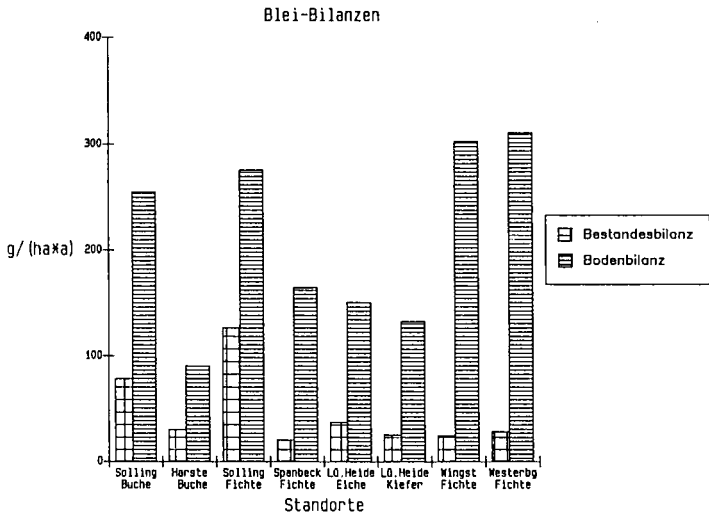


Abbildung 2: Bilanzen von Blei und Cadmium in der Biomasse und im Boden der untersuchten Waldbestände. Angaben in  $g \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$ .

pogenen Emissionen stammt und sich in den Ökosystemen akkumuliert hat. Die Mobilisierung von Cadmium in den Waldböden wird in erster Linie durch den pH-Wert und durch die Elektrolytkonzentration beeinflusst (KÖNIG et al. 1986). Die Ursachen der jetzt zu beobachtenden Mobilisierung ist in der zunehmenden Bodenversauerung zu sehen. Diese ist unter den Fichtenbeständen aufgrund der dort höheren Säuredeposition und aufgrund dort höherer ökosysteminternen Versauerungsprozesse (BREDEMEIER 1987) besonders ausgeprägt.

Im geochemischen Kreislauf stellt der Oberboden demnach für Cadmium keinen Senke mehr dar, in dem es zurückgehalten wird. Bei fortschreitender Bodenversauerung muß davon ausgegangen werden, daß die Versauerungsfront (ULRICH 1985) die tieferen Bodenschichten erreicht, so daß die Schwermetalle auch hier mobilisiert werden können und in die Oberflächenwässer oder in das Grundwasser gelangen.

## 5. Literatur

- Bredemeier, M., 1987, Dissertation Forstl. Fak. Univ. Göttingen.
- Büttner, G., N. Lamersdorf, R. Schultz und B. Ulrich, 1986, Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/ Waldsterben, Reihe B, Bd. 1, Universität Göttingen.
- König, N., P. Baccini und B. Ulrich, 1986, Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme/ Waldsterben, Reihe B, Bd. 3, Univ. Göttingen.
- Schmidt, M., 1987, Dissertation FB 13, Gesamthochschule Kassel.
- Schultz, R., 1987, Dissertation, FB 13, Gesamthochschule Kassel.
- Schultz, R., N. Lamersdorf, H. Heinrichs und B. Ulrich, 1987, Ber. d. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B., in Druck.
- Schultz, R. und R. Mayer, 1985, Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/1, 471-476.
- Ulrich, B., 1985, Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/1, 159-187.

## Speciation von Chrom und Nickel in Serpentinböden

von

Sticher, H., S. Juchler und U. Gasser\*

### Einleitung

Ueber das Langzeitverhalten von Schwermetallen in der Umwelt ist nur wenig bekannt. Solche Kenntnisse sind aber für die Risikoabschätzung kontaminierter Böden von grosser Bedeutung. Für das Studium der langfristigen natürlichen Dynamik der Schwermetalle in Ökosystemen eignen sich vor allem Böden auf ultrabasischen Gesteinen, welche zuweilen beträchtliche Gehalte an Schwermetallen aufweisen. Im vorliegenden Beitrag wird die Chrom- und Nickelverteilung in den Bodenhorizonten, in den Verwitterungskrusten und im Gravitationswasser von Serpentinböden vorgestellt. Besonderes Gewicht wird auf die Speciation der beiden Metalle gelegt.

### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet umfasst den Bergsturz Hügel östlich der Station Wolfgang-Davos (Kanton Graubünden, Schweiz) mit (höchstens) 14000-jährigen Böden und die Schuttfächer des Totalp- und Stützbaches westlich der Station mit jüngeren Böden. Das Muttergestein an beiden Standorten ist nahezu reiner Augit-Serpentin. Beim vorherrschenden Bodentyp handelt es sich um saure Serpentinbraunerden. Als Leitprofile dienten das Profil **Budlerboden**, ein alter Boden auf grobblockigem Bergsturzmaterial mit lockerem Fichten-Lärchenwald und **Wolfgang**, ein Boden aus Bergsturz- und Bachschutt, welcher mit frischem Serpentinitschluff überschüttet ist; Bergföhrenwald.

---

\* Labor für Bodenchemie, Institut für Lebensmittelwissenschaft,  
ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich

## Methoden

Die Probenahme erfolgte horizontweise. Der Totalgehalt an Chrom und Nickel wurde mittels Röntgenfluoreszenz bestimmt. In den Bodenextrakten und in den Wasserproben wurden die Kationen mit AAS und DCP gemessen, die Anionen mit HPLC. Zur horizontweisen Gewinnung von Gravitationswasser wurden quarzsandgefüllte Trichterlysimeter in die Profilwand eingebaut. Der Kontakt der Lysimeter mit dem darüberliegenden ungestörten Boden wurde durch Spiralfedern (Bettfedern) garantiert. Die Speciation wurde mit GEOCHEM (Sposito & Mattigod 1980) berechnet. Folgende Annahmen wurden getroffen:  $p\text{CO}_2 = 3.5$ ,  $p\text{Fulvosäure}$  ca. 5 je nach TOC-Gehalt, Komplexbildungskonstanten von Chrom und Nickel mit Fulvosäure  $10^{7.5}$  resp.  $10^{4.2}$ . In die Berechnung einbezogen wurden die Totalgehalte von Ca, Mg, K, Al, Si, Fe, Cr, Ni,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{SO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{CO}_3$  und Cl.

## Resultate und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Totalgehalte an Chrom und Nickel im Profil **Budlerboden**. Die höchsten Chromgehalte mit knapp 3 Promille findet man im Verwitterungshorizont Bv, 10 bis 20 cm unter Flur. Nickel hingegen hat seinen höchsten Gehalt im Muttergestein (ab etwa 40 cm) und nimmt nach oben kontinuierlich ab. Die Chrom- und Nickelgehalte betragen im Muttergestein etwa 2 Promille. Chrom wird also im Verlaufe der Zeit im Oberboden angereichert, während Nickel ausgewaschen wird. Das Profil **Wolfgang** verhält sich analog. Allerdings führt hier der frisch zugeschwemmte Bachschluff zu einem erhöhten Nickelgehalt im Oberboden (Abb. 2).

Die Schwermetallgehalte wurden durch sequentielle Extraktion fraktioniert. In den Abb. 3 und 4 ist die prozentuale Verteilung der einzelnen Fraktionen bezogen auf den Totalgehalt dargestellt.

Chrom liegt im Serpentinitt vor allem als Chromit (Picotit) vor (Dietrich & Skinner 1984), welcher selbst bei tropischer Verwitterung nicht aufgelöst wird (Schwertmann & Latham 1986). Der Hauptanteil des Chroms liegt daher im Oberboden noch in den primären Mineralien vor. Da die Serpentinminerale im sauren Milieu relativ leicht löslich sind, erfolgt damit im Verwitterungshorizont eine starke Anreicherung an Chrom. Das wenige Chrom, das durch die Verwitterung freigesetzt wird, wird in der Verwitterungskruste zusammen mit dem freigesetzten Eisen fixiert (hoher DCB-Anteil im Bv, vgl. dazu auch Sticher 1978).

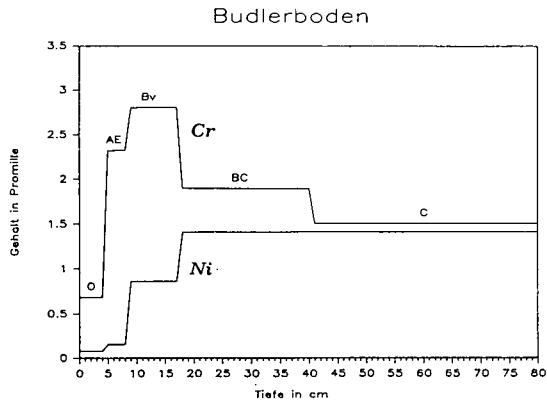


Abb. 1: Totalgehalte von Ni und Cr in der Feinerde des Profils Budlerboden

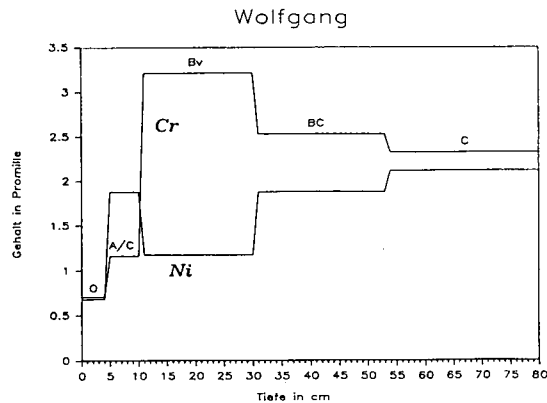


Abb. 2: Totalgehalte von Ni und Cr in der Feinerde des Profils Wolfgang

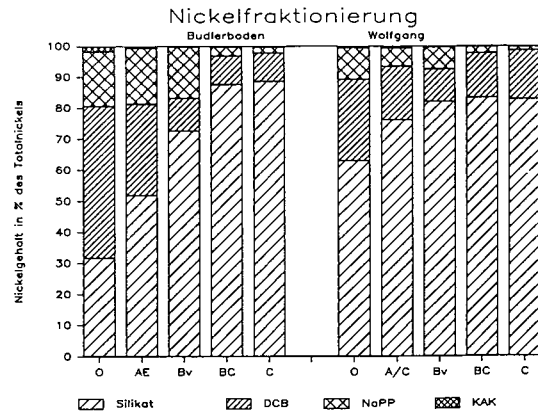


Abb. 3: Ni-Fraktionierung in der Feinerde der Profile Budlerboden und Wolfgang

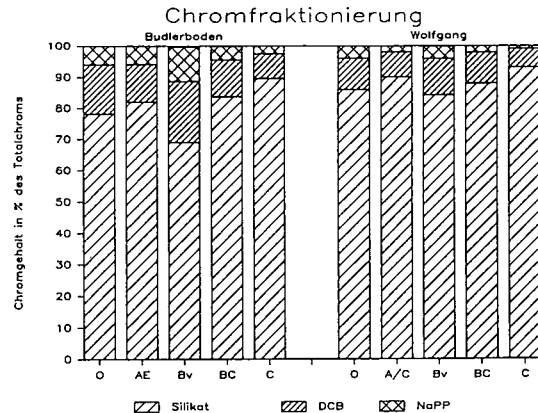


Abb. 4: Cr-Fraktionierung in der Feinerde der Profile Budlerboden und Wolfgang

Nickel liegt im Serpentinitt vor allem in den Serpentinmineralien als isomorpher Ersatz von Magnesium vor (Manceau & Calas 1986). Da diese leicht verwittern, ist Nickel im Oberboden zu einem grossen Teil ausgewaschen. Der verbleibende Rest liegt (im Profil Budlerboden) zu über 50% in org. bzw. adsorbierter/okkludierter Bindungsform vor.

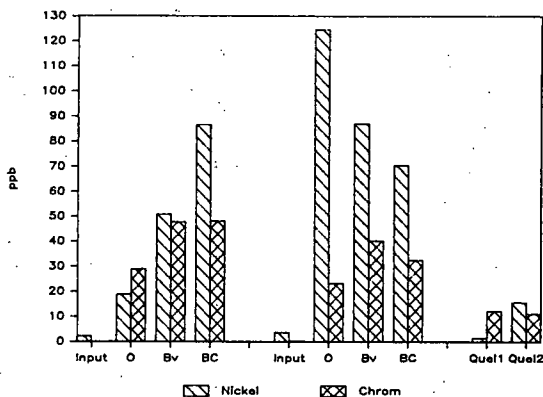


Abb. 5: Cr- und Ni-Gehalte in Gravitations- und Quellwasser

Die Abb. 5 zeigt die Chrom- und Nickelgehalte von Gravitationswasser aus verschiedenen Horizonten und zum Vergleich Wasser von zwei Quellen. Mit "Input" ist das Niederschlags- und Kronentraufwasser bezeichnet. Im Bodeninput konnte praktisch kein Chrom festgestellt werden. Der Chromgehalt im Gravitationswasser nimmt bei beiden Profilen vom O- zum Bv-Horizont zu und bleibt konstant, um dann im Quellwasser wieder auf etwas mehr als 10 ppb abzusinken.

Bezüglich der Nickelgehalte unterscheiden sich die beiden Profile deutlich. Bei beiden Profilen ist ein leichter Nickelinput in den Boden feststellbar. Im alten ausgelaugten Boden nimmt der Nickelgehalt im Sickerwasser von oben nach unten kontinuierlich zu, entsprechend der Auflösung von noch unverwittertem Serpentinitt gegen den Unterboden hin. Im Profil **Wolfgang**, welches im O-Horizont eine frische Serpentinitschluffschicht (Bachschüttung) enthält, äussert sich die Auflösung dieses frischen Materials in einem erhöhten Nickelgehalt im Sickerwasser des Oberbodens. Die Abnahme der Konzentration nach unten ist auf eine Fixierung im Unterboden zurückzuführen. Im Quellwasser erreicht Nickel dann etwa die



Konzentration von Chrom. Als Mechanismus der Nickelfixation kann Adsorption und/oder Okklusion von Nickel an Eisenoxyhydroxiden angenommen werden. So steigt die Nickeladsorption bei einem pH-Wert oberhalb 5 exponentiell an, wie Gerth & Brümmer (1983) und eigene Adsorptionsexperimente zeigen. Tatsächlich steigen auch in den Profilen die pH-Werte von etwa 5 im Bv auf 6 im BC an.

Berücksichtigt muss ferner werden, dass ein grosser Teil der beiden Schwermetalle im Boden-Gravitationswasser in partikulärer Form verlagert wird (Dialyseversuche ergaben einen Anteil von etwa 70% partikulär). Die Analyse der Trübstoffe einer grossen Zahl von Wasserproben zeigte, dass die verlagerten Partikel eine recht konstante Zusammensetzung aufwiesen. Das auf Eisen bezogene Atomverhältnis betrug im Mittel  $\text{FeSi}_{1,9}\text{Al}_{0,5}\text{Mg}_{1,3}\text{Cr}_{0,017}\text{Ni}_{0,012}$ , was auf Verwitterungsmaterial hindeutet (Serpentin ca.  $\text{FeSi}_6\text{Mg}_8\text{Al}_{0,6}\text{Cr}_{0,03}\text{Ni}_{0,03}$ ).

Tabelle 1: Speciation von Chrom und Nickel im Gravitationswasser und Quellwasser (Angaben in %; Entnahme des Gravitationswassers jeweils unterhalb des betreffenden Horizontes. Fulv = org. Komplexbildner)

pCO <sub>2</sub> = 3.5 pFulv ca.5 pH	Budlerboden			Quelle
	0	Bv	BC	Lar
	5.4	6.6	7.2	8.1
CrCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	29.0			
Cr(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup>	24.1	66.6	11.2	
Cr(CO <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> <sup>3-</sup>		33.3	88.8	100.0
CrOH <sup>2+</sup>	2.0			
Cr(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>	1.0			
CrFulv	43.8			
Summe	99.9	99.9	100.0	100.0
Ni <sup>2+</sup>	78.2	80.8	77.5	31.5
NiHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>		1.7	5.6	16.5
NiCO <sub>3</sub> <sup>0</sup>			2.2	51.2
NiSO <sub>4</sub> <sup>0</sup>	0.2	0.2	0.3	0.1
NiOH <sup>+</sup>			0.2	0.5
NiFulv	21.5	17.3	14.2	0.2
Summe	99.9	100.0	100.0	100.0

In der Tabelle 1 ist die Spezisierung der gelösten Anteile von Chrom und Nickel für das Profil Budlerboden wiedergegeben. Die Resultate sind mit einiger Vorsicht zu betrachten, doch dürften sie tendenzmässig das Verhalten der beiden Metalle richtig darstellen. Die Unsicherheit ist im wesentlichen bestimmt durch drei schlecht definierte Grössen, nämlich Partialdruck des  $\text{CO}_2$  in der Bodenluft, Konzentration der org. Komplexbildner ("Fulvosäuren") und Stabilitätskonstanten der "Fulvosäure"-Metall-Komplexe. Immerhin geben die Resultate eine einleuchtende Erklärung für die relativ hohe Konzentration an schwerlöslichem Chrom und die verhältnismässig geringe Konzentration an Nickel im Quellwasser.

### Schlussfolgerung

Chrom liegt im Serpentin in schwerverwitterbaren Mineralien vor. Durch Coprecipitation mit Eisen und Aluminium wird es im Verwitterungshorizont angereichert. Der geringe Anteil an gelöstem Chrom wird vorwiegend als negativ geladener Karbonatkomplex verlagert, und deshalb bei höherem pH nur schwach adsorbiert. Nickel ist in relativ leichtverwitterbaren Mineralien vorhanden und wird aus dem Oberboden im Laufe der Zeit ausgewaschen. Da es vor allem als zweifach geladenes Aqua-Ion verlagert wird, wird es bei höherem pH im Unterboden stark adsorbiert.

### Literatur

- GERTH J. und BRUEMMER G., 1983: Adsorption und Festlegung von Nickel, Zink und Cadmium durch Goethit ( $\alpha\text{-FeOOH}$ ). Fresenius Z. Anal. chem. **316**, 616-620.
- DIETRICH R.V. und SKINNER B.J., 1984: Die Gesteine und ihre Mineralien: ein Einführungs- und Bestimmungsbuch. Ott, Thun, 357 S.
- MANCEAU A. und CALAS G., 1986: Nickel-Bearing Clay Minerals: II. Intracrystalline Distribution of Nickel: An X-Ray Absorption Study. Clay Minerals **21**, 341-360.
- SCHWERTMANN . und LATHAM M., 1986: Properties of Iron Oxides in some New Caledonian Oxisols. Geoderma **39**, 105-123.
- SPOSITO G. und MATTIGOD S.V., 1980: Geochem: A Computer Program for the Calculation on Chemical Equilibria in Soil Solutions and other Natural Water Systems. Kearny Foundation of Soil Science, University of California, Riverside.
- STICHER H., 1978: Chrom- und Nickeldynamik in Serpentinböden. Mitt. deutsch. bodenk. Ges. **27**, 239-246.

Huminstoffsysteme in konventionell und biologisch-dynamisch bewirtschafteten Böden

VON

Voelker, H., H. Kutsch, D. Schröder \*

1. Einleitung

Die unterschiedliche Humusversorgung in konventionell und biologisch-dynamisch bewirtschafteten Böden könnte Menge und Qualität der Huminstoffe beeinflussen. Mit Hilfe einer Näherungsmethode zur Qualifizierung und Quantifizierung des organischen Kohlenstoffes in Mineralböden wurde diese Annahme am Beispiel konventionell bzw. biologisch-dynamisch bewirtschafteter Ackerstandorte der Börde-landschaft bei Düren überprüft.

2. Bodenökologische Klassifizierung des organischen Kohlenstoffes

Ausgangspunkt für die vorliegende Untersuchung ist die Erkenntnis, daß der organische Kohlenstoff im Boden nach bodenökologischen Gesichtspunkten in einige wenige Hauptfraktionen gegliedert werden kann, die jeweils untereinander in dynamischen Beziehungen stehen. Die hier angewandte Methode soll zumindest näherungsweise den organischen Kohlenstoff des Bodens nach stabilen und labilen Zustandsformen unterscheiden. Nach KUTSCH und DANNEBERG (1985) wurde folgende Klassifizierung vorgenommen:

- Light Fraction - nicht humifizierte organische Substanz
- Nichthuminstoffe - schwach gefärbte organische Substanz des Bodens, die die Huminstoffe begleiten
- Huminstoffe - Pigmentkohlenstoff der Humin- und Fulvosäuren

Diese bodenökologische Klassifizierung scheint gerechtfertigt, da eher der labile Pool des Gesamtkohlenstoffes einen steuernden Einfluß auf den Zyklus der organischen Substanzen und Pflanzennährstoffen im Boden hat als die stabilen Formen (SAUERBECK 1982).

---

\*Universität Trier, FB III Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

### 3. Quantifizierung der Huminstofffraktionen

Grundlage für die Quantifizierung des organischen Kohlenstoffes im Boden ist die von DANNEBERG (1978, 1982) entwickelte Gel-Niederdruck Chromatographie von Huminstoffen mit Doppeldetektion von Lichtabsorption und Kohlenstoff im jeweiligen partiellen Elutionsvolumen.

Die Extraktion der Huminstoffe und die Gewinnung der 'Light Fraction' wurde nach der von KUTSCH und DANNEBERG (1985) vorgeschlagenen Methode durchgeführt.

An Hand der spektroskopischen und chromatographischen Daten für die Parabraunerden auf Löß der Bördelandschaft bei Düren wurde die Formel von BOLDYREV und ALESHIN (1963) von KUTSCH (mündliche Mitteilung) modifiziert:

$$c(\text{HS}) = A_{4/1\text{cm}} / 0.0019 \text{ (mgC/l)}$$

$$c(\text{FS}) = A_{4/1\text{cm}} / 0.004 \text{ (mgC/l)}$$

Die Hochrechnung der mgC/l Angaben in mgC/kg Boden erfolgt über die Gleichungen:

$$C(\text{HS}) \text{ (mgC/ kg Boden)} = c(\text{HS}) \text{ (mgC/l)} * k * f$$

$$C(\text{FS}) \text{ (mgC/ kg Boden)} = c(\text{FS}) \text{ (mgC/l)} * k * f$$

$k = 100/\text{ER}$       ER - errechnete Extraktionsrate durch  
Regression zwischen  $c$  (mgC/l) und  
gemessener Extraktion der Proben

$f = x/y$       x - ml Stammlösung zur Spektroskopie  
y - g Bodeneinwaage

Der  $k$ -Faktor ist auf Grund der geringen Ausbeute bei der Extraktion zur Extrapolation der geschätzten C-Gehalte des Pigmentkörpers nötig, während  $f$  als Umrechnungsfaktor der mgC/l Angaben in mgC/ kg Boden dient.

Aus den  $C(\text{HS})$  und  $C(\text{FS})$  (mgC/ kg Boden) Angaben wird durch Addition der Kohlenstoffpigmentkörper der alkalilöslichen Huminstoffe ( $C_t$  rein) berechnet:

$$C_t \text{ rein} = c(\text{HS}) + c(\text{FS}) \text{ (mgC/kg Boden)}$$

Der Kohlenstoffanteil der Nichthuminstoffe (NHSt) ergibt sich aus der Differenz von  $C_{t\text{-LF}}$  und  $C_t$ -rein :

$$C_{\text{NHSt}} = C_{t\text{-LF}} - C_t \text{ rein} \text{ (mgC/kg Boden)}$$

Den Wert  $C_{t\text{-LF}}$  erhält man durch die C-Bestimmung nach der durch Dichtefraktionierung entfernten 'Light Fraction'.

Der Anteil der 'Light Fraction' ergibt sich schließlich aus der Differenz von  $C_t$  und  $C_{t\text{-LF}}$  :

$$C_{LF} = C_t - C_{t-LF} \quad (\text{mg C/kg Boden})$$

Als Gegenüberstellung wurde mit dem gleichen Material der Spektrenvergleich nach SÖCHTIG und SALFELD (1971) durchgeführt. Schließlich wurden aus den Spektren abgeleitete Parameter die konzentrationsabhängige optische Dichte (OD) bei einer definierten Wellenlänge und der EQ4/6-Wert zur Beschreibung der Teilchengröße bestimmt (CHEN et.al. 1977).

#### 4. Material

Die untersuchten Proben wurden  $A_p$  Horizonten schwach humoser Parabraunerden aus Löß mit pH-Werten zwischen 7,2 und 6,5 entnommen. Jeweils vier der Böden wurden konventionell bzw. biologisch-dynamisch bewirtschaftet.

Bei der Auswahl der Standorte wurde darauf geachtet, daß diese durch räumliche Nähe und gleiche Vorfrucht (Wintergetreide) untereinander vergleichbar waren.

#### 5. Ergebnisse und deren Diskussion

Die in Tab.1 mitgeteilten Daten erlauben einen Einblick in den Kohlenstoffhaushalt zur Zeit der Probennahme.

Die Anteile von C(HS) und C(FS) am Gesamtpigmentkohlenstoff ( $C_t$  rein) sind relativ konstant. Folglich ergeben sich die unterschiedlichen  $C_t$ -Werte der Standorte alleine aus den Schwankungen innerhalb des labilen Kohlenstoffpools ( $C_{NHSt}$  und  $C_{LF}$ ). Dieser Sachverhalt stimmt mit den Angaben in der Literatur überein.

Wieweit die Schwankungen des labilen Kohlenstoffpools auf die Art der Bewirtschaftung (konventionell bzw. biologisch-dynamisch) zurückzuführen ist, läßt sich innerhalb des Fallbeispiels nicht beantworten. Nicht nur die geringe Anzahl von untersuchten Böden erlaubt keine statistische Absicherung, auch sind die Variationskoeffizienten (Tab.2) der konventionell bzw. biologisch-dynamisch bewirtschafteten Standorte innerhalb des labilen Kohlenstoffpools zu groß. Schließlich handelt es sich bei den vorgelegten Daten um eine Momentaufnahme innerhalb der Umsatzvorgänge eines Jahres, die erhebliche Kohlenstoffschwankungen mit sich bringen.

Die Auswertung der Spektrenvergleiche (Abb.1,2) unter Hinzuziehung der abgeleiteten Parameter 'Optische Dichte' und 'Teilchengröße' (Tab.3) erbrachte keine deutliche Differenzierung zwischen den unterschiedlichen Bewirtschaftungsarten, da die erkennbaren Ähnlichkeitsgruppen keinen Bezug zu der Bewirtschaftung

tungsart haben.

Tab.1 Quantifizierung der Kohlenstofffraktionen von konventionell (k) (1,2,5,6) bzw biologisch-dynamisch (b) (3,4,7,8) bewirtschafteten Ackerstandorten in mgC/kg Boden

	C <sub>t</sub>	C <sub>t</sub> rein	C <sub>FS</sub>	C <sub>HS</sub>	C <sub>NHst</sub>	C <sub>LF</sub>
k 1	10250	5671	4394	1277	3429	1150
k 2	13850	5757	4488	1269	5043	3050
k 5	9450	5790	4507	1289	3228	450
k 6	10800	5791	4508	1283	3659	1350
b 3	9400	5748	4476	1272	2852	800
b 4	11100	5755	4476	1279	3745	1600
b 7	12760	5782	4504	1278	6878	100
b 8	15640	5781	4503	1277	9259	600

$$C_t \text{ rein} = C_{FS} + C_{HS}$$

$$C_{NHst} = C_t - (C_{LF}) - C_t \text{ rein}$$

$$C_{LF} = C_t - (C_t - C_{LF})$$

Tab.2: Mittelwerte (x), Standartabweichung (s) und Variationskoeffizient (v) der Kohlenstofffraktionen von konventionell (k) bzw. biologisch-dynamisch bewirtschafteten Ackerstandorten

	x	s	v	x	s	v
C <sub>t</sub>						
k	11088	1923	17,3	11656	2232	19,1
b	12225	2658	21,7			
C <sub>t</sub> rein						
k	5752	56	0,97	5760	11	0,19
b	5767	17	0,29			
C <sub>NHst</sub>						
k	3840	821	21,4	4762	2230	46,8
b	5684	2943	51,8			
C <sub>LF</sub>						
k	1500	1103	73,5	1198	2232	186,3
b	775	624	80,5			

Tab.3: A<sub>4/6</sub>- und OD-Werte der im Boratpuffer kolloidal gelösten Humin- und Fulvosäuren konventionell (1,2,5,6) bzw. biologisch-dynamisch (3,4,7,8) bewirtschafteter Ackerstandorte

	Huminsäure		Fulvosäure	
	A <sub>4/6</sub>	OD	A <sub>4/6</sub>	OD
k 1	6,4	5,5	6,9	2,0
k 2	5,5	5,7	7,1	3,5
k 5	5,7	6,4	6,6	4,6
k 6	5,5	6,5	6,3	4,5
b 3	6,5	6,1	8,6	3,2
b 4	5,6	5,5	7,4	3,2
b 7	5,5	4,9	7,0	4,4
b 8	6,8	5,1	6,9	4,4

## 6. Zusammenfassung

Die vorgestellte Methode gestattet einen guten Einblick in den Kohlenstoffhaushalt zu einem bestimmten Augenblick. Es wird deutlich, daß die Schwankungen der  $C_t$ -Werte ausschließlich auf die labilen Kohlenstofffraktionen zurückzuführen sind.

Der Vergleich der Ergebnisse unter den Standorten läßt nicht erkennen, daß die Bewirtschaftungsart die organische Substanz des Bodens beeinflusst. Die Unterschiede innerhalb der untersuchten Flächen derselben Bewirtschaftungsart waren zu groß, als daß die Abweichungen zwischen ihnen eindeutig auf die Bewirtschaftung zurückgeführt werden können.

Im Gegensatz zu den vorliegenden Befunden fand GEHLEN (1987) in den biologisch-dynamisch bewirtschafteten Böden zu mehreren Terminen deutlich höhere bodenbiologische Aktivitäten, die auf einen größeren Vorrat an umsetzbarer organischer Substanz hindeuten könnten.

## Literatur

- Boldyrev, H.I.; Aleshin, S.N. (1963): Extinktionskoeffizienten und die spektrophotometrische Bestimmung von Huminverbindungen im Boden (russ.) Dokl. Tscha. 89
- Chen, Y.; Senesi, N.; Schnitzer, M. (1977): Information provided on humic substances by E4/6 ratios. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol 41:352-358
- Danneberg, O.H.; Schmidt, J. (1978): Die Charakterisierung von Huminstoffsystemen durch Chromatographie an porenkontrolliertem Glas. Bodenkultur 29:1-11
- Danneberg, O.H.; Ullah, S.M. (1982): Chromatographische Unterscheidung von Huminstoffen und Nichthuminstoffen aus Schwarzerdehumus. Z.f.Pflanzenernährung u. Bodenk. 145:526-538
- Danneberg, O.H.; Schaffer, K.; Mohamed, S. (1983): Separation of humic and nonhumic substances extracted from a town refuse compost. Internat. Symp. Humus et Planta VIII, Prag
- Gehlen, P. (1987): Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologische bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst-, und Weinbauflächen. Dissertation Universität Bonn
- Kutsch, H.; Danneberg, O.H. (1985): Ein Vergleich der Huminstoffsysteme einer Parabraunerde aus der Kölner Bucht und einer österreicherischen Schwarzerde. Z.f. Pflanzenernähr. u. Bodenkunde 148:489-499
- Kutsch, H. (1986): Mündliche Mitteilung
- Sauerbeck, D.R.; Johnen, B. (1974): Radiometrische Untersuchungen zur Humusbilanz. Landwirt. Forschung Sonderheft 30 III 137ff.
- Sauerbeck, D.R. (1982): Influence of crops rotation, manurial treatment and soil tillage on the organic matter content of German soils. In: Soil Degradation, Edited by Boels, D. et. al. Wageningen:163-179
- Söchtig, H.; Salfeld, J.Ch. (1971): Charakterization of humic system in a black earth -Griserde- morphosequence in the area of Hildesheim. Studies about humus Trans. Inter. Symp. 'Humus et Planta' Prag:247-256
- Söchtig, H. (1980): Huminstoffsysteme der Schwarzerde im Raum Braunschweig-Hildesheim. Landwirt. Forschung, Sonderheft 37, Kongreßband 1980:603-613





Zum Verhalten von Bodenlipiden während der Streuzersetzung  
in Waldhumus

von

Zech, W. und F. Ziegler <sup>1)</sup>

1 Einleitung

Bodenlipide gelten als wichtige Einflußgröße auf physikalische Bodeneigenschaften, insbesondere durch Erhöhung der Aggregatstabilität, aber auch durch Verringerung von Benetzbarkeit und Wasserspeicherleistung. Weiterhin gibt es Hinweise auf phytotoxische Effekte (Jambu et al., 1978). Dennoch ist nur sehr wenig über das Verhalten dieser hydrophoben Substanzen in Böden bekannt. Die vorliegende Untersuchung gibt nun Aufschluß über die Verteilung von fünf Neutrallipid-Klassen (Tri- und Diglyceride, Sterolester, freie Sterole und freie Fettsäuren) in den Humusformen Mull, Moder und Rohhumus.

---

<sup>1)</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth, FRG.

## 2 Material und Methoden

Gefriergetrocknete Humuslagen ( $< 0.5$  mm) der untersuchten Humusformen Mull, Moder und Rohhumus (Profilbeschreibungen in Tabelle 1) wurden mit Chloroform/Methanol unter  $N_2$  extrahiert, der aufgereinigte Lipid-Extrakt (Folch et al., 1957) anschließend über Silica Gel Einweg-Säulen vorfraktioniert, und die mit Chloroform eluierten Neutrallipide über HPTLC aufgetrennt (Pernes et al., 1980). Die Quantifizierung von Tri- und Diglyceriden, Sterolestern, freien Sterolen und freien Fettsäuren erfolgte direkt auf der TLC-Platte nach Behandlung mit 2',7'-dichlorfluorescein mit einer Kombination HPTLC-Scanner und Integrator. Tri- und Dipalmitin, Cholesterylpalmitat, Cholesterin und Palmitinsäure dienten als Standardsubstanzen. Die maximale Standardabweichung für  $n=5$  war  $\pm 14\%$ .

Tabelle 1: Kurzbeschreibung der untersuchten Mull-, Moder- und Rohhumusprofile im Raum Fichtelgebirge (nach Kögel, 1987).

Vegetation	Humusform	Horizont	Mächt. (cm)	pH (H <sub>2</sub> O)	Corg. (%)	Nt (%)	C/N
Fraxinus excelsior, Alnus glutinosa.	Mull	L	5	6.1	38	1.4	27
		LAh	1	7.4	10	0.8	13
		Ah	20	7.7	6	0.6	10
Fagus sylvatica, Quercus robur.	Moder	L	5.5	5.3	43	1.1	39
		Of	6	5.5	41	1.4	29
		Oh	1	4.5	40	1.5	27
		AhOh	1	4.0	24	1.0	24
		Ah	4	4.3	7	0.3	23
Picea abies.	Rohhumus	L	2.5	3.7	46	1.5	31
		Of	3	3.9	43	1.7	25
		Oh	7	3.6	43	1.3	33
		AhOh	1	3.5	24	0.8	30
		Aeh	4	4.2	3	0.1	25

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Nach Tabelle 2 sind die Triglyceride (TG, 6.2 - 52.2 mg · g OS<sup>-1</sup>) die wichtigste Neutrallipid-Klasse im Humuskörper der untersuchten Profile, gefolgt von der Diglycerid- (DG, 3.5 - 27.1 mg) und Sterolester- (SE, 2.3 - 20.7 mg) Fraktion. Freie Sterole (ST, 1.0 - 5.8 mg) und freie Fettsäuren (FFA, 0.6 - 3.3 mg) sind weniger bedeutende Komponenten in Mull, Moder und Rohhumus. TG sind bekannt als wichtige Speicherfette in Pflanzen- und Pilzzellen; DG schreibt man eine große Bedeutung als Zwischenprodukte der Biosynthese von TG und komplexen Lipiden (Glycolipiden, Phospholipiden) zu (Christie, 1973). SE, ST und FFA sind einfache Zellmembranlipide in pflanzlichem und mikrobiellem Gewebe.

Tabelle 2: Verteilung der 5 identifizierten Neutrallipid-Klassen in Mull, Moder und Rohhumus (Angaben in mg · g OS<sup>-1</sup>).

		TG	DG	SE	ST	FFA	Summe
Mull	L	14.0	10.5	11.5	5.3	2.3	43.6
	LAh	6.4	7.0	2.3	5.2	0.6	21.5
	Ah	7.7	7.7	3.7	6.8	1.0	26.9
Moder	L	18.6	8.5	10.1	2.3	2.0	41.5
	Of	18.1	10.2	10.9	5.2	2.4	46.8
	Oh	6.2	3.5	4.6	2.0	1.0	17.3
	AhOh	9.7	3.9	8.2	3.4	1.2	26.4
	Ah	24.0	13.3	20.7	5.8	3.3	67.1
Rohhumus	L	23.8	20.3	9.3	3.9	2.3	59.6
	Of	25.1	21.3	8.9	5.4	2.4	63.1
	Oh	18.6	13.6	6.5	3.6	2.2	44.5
	AehOh	8.9	6.0	2.7	1.0	0	18.6
	Aeh	52.2	27.1	15.5	0	0	94.8

Abkürzungen: TG, Triglyceride; DG, Diglyceride;  
SE, Sterolester; ST, freie Sterole;  
FFA, freie Fettsäuren; OS, organische Substanz.

Betrachtet man die Verteilung mit der Profiltiefe, so fällt auf, daß der Mull mit hohem pH und engem C/N-Verhältnis die höchsten Lipidkonzentrationen in der frischen Streu aufweist. In Moder und Rohhumus dagegen finden sich deutliche Maxima im A-Horizont, die sich durch einen beträchtlichen Beitrag von lipidreicher mikrobieller Biomasse im Oberboden und durch partikuläre Einwaschung aus der Auflage erklären lassen. Im Vergleich mit der Streu sind noch relativ hohe Gehalte in der stark von Pilzmyzel durchzogenen Of-Lage erkennbar. In allen drei Profilen entwickelt sich ein Minimum im Oh bzw. im geringmächtigen Übergangshorizont zwischen Auflage und Mineralboden.

Generell besteht ein ansteigender Trend im Lipidgehalt (Summe der identifizierten Neutrallipide) von Mull (21.5 - 43.6 mg · g OS<sup>-1</sup>) über Moder (17.3 - 67.1 mg) nach Rohhumus (18.6 - 94.8 mg). Verglichen mit dem Mullprofil ist in Moder und Rohhumus aufgrund ungünstigerer Bedingungen (niedriges pH, weites C/N-Verhältnis, evtl. Wasserüberschuß und folglich Luftmangel) der Lipidabbau verzögert. Des weiteren ist die Nadelstreu des Rohhumus von vornherein lipidreicher als die Laubstreu von Moder und Mull.

#### 4 Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des SFB 137 von der DFG finanziell unterstützt.

5 Literatur

Christie, W.W. (1973): Lipid analysis. Pergamon Press, Oxford.

Folch, J., M. Lees und G.H. Sloane Stanley (1957): A simple method for the isolation and purification of total lipides from animal tissues. J. Biol. Chem. 226, 497-509.

Jambu, P., E. Fustec und R. Jacquesy (1978): Les lipides des sols: nature, origine, évolution, propriétés. Sci. Sol 4, 229-240.

Kögel, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 1.

Pernes, J.-F., Y. Nurit und M. DeHeaulme (1980): Lipids: Thin-layer chromatographic separation in twelve fractions by three successive unidirectional developments on the same plate. J. Chromatogr. 181, 254-258.



Chemische und  $^{13}\text{C}$  NMR spektroskopische Untersuchungen zur  
stofflichen Zusammensetzung von Waldhumus

von

Ziegler, F. <sup>1)</sup>

1 Einleitung

Um über wichtige Streuzersetzungs- und Humifizierungsprozesse in nordostbayerischen Waldböden Aufschluß zu erhalten, wurde eine Reihe von Waldhumusprofilen im Raum Bayreuth/Fichtelgebirge eingehend mit Hilfe von naßchemischen Analysenverfahren und CPMAS  $^{13}\text{C}$  NMR Spektroskopie studiert (Hempfling et al., 1987; Kögel, 1987; Ziegler, 1987). Ein ausgewählter Rohhumus aus Fichtenstreu, der als repräsentativ für die Nadelwälder der Fichtelgebirgs-Hochlagen gelten kann, soll im folgenden dazu dienen, aktuelle Ergebnisse im Bezug auf die stoffliche Zusammensetzung von Waldhumus darzustellen. Eine kurze Profilbeschreibung findet sich in Tabelle 1.

---

<sup>1)</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth, FRG.

Tabelle 1: Kurzbeschreibung des Rohhumusprofils aus Fichtenstreu (*Picea abies* (L.) Karst.).

Horizont	Mächt. (cm)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Corg (%)	Nt (%)	C/N
L	2	3.2	50.4	1.2	42
Of	4	3.0	50.2	1.5	34
Oh	4	2.7	47.8	1.3	37
Aeh	11	2.8	5.6	0.2	28

## 2 Ergebnisse und Diskussion

Für eine grobe Untergliederung der gesamten organischen Substanz eines Humuskörpers hat sich die Feststoff <sup>13</sup>C NMR Spektroskopie als äußerst hilfreich erwiesen, nachdem dieses Verfahren den gesamten organischen Kohlenstoff erfaßt und eine Abschätzung verschiedener struktureller C-Typen erlaubt. Die frische Streu des untersuchten Humusprofils (Tabelle 2) enthält 6% Carboxyl-C (incl. Amid- und Ester-C), 16% Aryl-C (Aromaten-C), 56% O-Alkyl-C (v.a. Polysaccharid-C) und 22% Alkyl-C (Aliphaten-C, v.a. in Polymethylen-Strukturen). Mit der Profiltiefe zeigen Carboxyl- und Aryl-C kaum eine Veränderung, O-Alkyl-C dagegen geht deutlich auf 42% im Aeh-Horizont zurück; gleichzeitig steigt der Anteil an aliphatischem C auf 36% an.

Tabelle 2: Prozentualer Anteil verschiedener Kohlenstoff-Typen am gesamten organischen Kohlenstoff nach Integration der <sup>13</sup>C NMR Spektren.

Horizont	Carboxyl-C	Aryl-C	O-Alkyl-C	Alkyl-C
L	6 %	16 %	56 %	22 %
Of	6 %	17 %	53 %	24 %
Oh	7 %	16 %	48 %	29 %
Aeh	7 %	15 %	42 %	36 %



Während die Hauptkomponenten der Waldstreu, Polysaccharide und Lignin, die überwiegend im O-Alkyl- und Aromaten-Bereich Resonanzen zeigen, relativ gut untersucht sind, ist über die Aliphaten vergleichsweise wenig bekannt. Aufgrund seines auffällig hohen Anteils in der frischen Streu und der weiteren Zunahme im Laufe der Streuzersetzung erscheint jedoch eine nähere Charakterisierung des Alkyl-C sinnvoll. Zu diesem Zweck wurden Lösungsmittlextraktionen durchgeführt, um die aliphatische Komponente im Waldhumus auch chemisch zu erfassen. Petrolether-Behandlung der Humuslagen (Heng und Goh, 1981) ergab einen extrahierbaren C-Anteil von nur 4.1% des gesamten C<sub>org</sub> in der Streu (Tabelle 3) mit deutlich abnehmender Tendenz zum Mineralboden hin (Aeh, 1.0%). Die Diskrepanz zwischen Petrolether-Extraktion und <sup>13</sup>C NMR ist offensichtlich. Zwar geht man davon aus, daß nur ein bestimmter Teil der Aliphaten lösliche Lipide sind und der unbekannte Rest von nicht extrahierbaren Lipid-Polymeren gebildet wird, doch erweist sich die Petrolether-Behandlung als sehr selektiv und somit ungeeignet für den naßchemischen Nachweis eines größeren Anteils von Alkyl-C in Waldhumus. Bessere Extraktionsmethoden und effektivere Lösungsmittel waren also gefragt.

Tabelle 3: Gehalte der Humuslagen an Petrolether-extrahierbarem Kohlenstoff und Alkyl-Kohlenstoff (% von C<sub>org</sub>).

Horizont	Petrolether-löslicher C	Alkyl-C ( <sup>13</sup> C NMR)
L	4.1 %	22 %
Of	1.8 %	24 %
Oh	1.9 %	29 %
Aeh	1.0 %	36 %

Aus diesem Grund wurde ein erweitertes Extraktionsschema zur Fraktionierung der Humuslagen entworfen (Ziegler, 1987). Es beinhaltet die Extraktion (Chloroform/Methanol, 1/2) einer freien (=ungebundenen) Lipidfraktion, saure Hydrolyse (6N HCl) der lösungsmittelunlöslichen organischen Substanz und anschließende Extraktion (Chloroform/Methanol, 1/2) einer freigesetzten (=gebundenen) Lipidfraktion aus dem säurelöslichen Rückstand. Auf diese Weise ergibt sich für die Rohhumus-Horizonte ein Anteil von 8.1 - 10.7 % ungebundenem und 3.3 - 4.4 % gebundenem Lipid-C bezogen auf den gesamten C<sub>org</sub> (Tabelle 4). Faßt man beide Fraktionen zusammen, so erhält man den Gesamt-Lipid-C. Dieser beträgt in der Fichtenstreu 14.8% und zeigt zum Oh hin eine Abnahme auf 11.4%; im Aeh ist wieder ein Anstieg (auf 13.6%) zu verzeichnen. Beim Vergleich dieser Angaben zur Gesamtlipidfraktion mit den NMR-Daten zeigt sich, daß in der frischen Streu etwa  $\frac{2}{3}$  des gesamten Alkyl-C mit dem verwendeten Extraktionsschema nachgewiesen werden kann; mit der Profiltiefe wird der naßchemisch erklärbare Aliphaten-Anteil aber zunehmend geringer. Inzwischen gibt es Hinweise, daß der noch unbekannte Rest an Alkyl-C zum großen Teil auf pflanzliches Cutin und/oder ähnliche Strukturen zurückzuführen ist (Kögel und Ziegler, unveröffentlichte Ergebnisse).

Tabelle 4: Gehalte der Humuslagen an Chloroform/Methanol-extrahierbarem Kohlenstoff und Alkyl-Kohlenstoff (% von C<sub>org</sub>).

Horizont	Ungebundener Lipid-C	Gebundener Lipid-C	Gesamt Lipid-C	Alkyl-C ( <sup>13</sup> C NMR)
L	10.7 %	4.1 %	14.8 %	22 %
Of	8.3 %	3.3 %	11.6 %	24 %
Oh	8.1 %	3.3 %	11.4 %	29 %
Aeh	9.2 %	4.4 %	13.6 %	36 %

### 3 Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Ergebnisse der CPMAS  $^{13}\text{C}$  NMR Spektroskopie von Waldhumuslagen weisen darauf hin, daß Alkyl-C zu 22% am  $\text{C}_{\text{org}}$  der frischen Fichtenstreu beteiligt ist und mit zunehmender Profiltiefe stark ansteigt. Eine zweifache Lösungsmittel-Extraktion in Kombination mit Säurehydrolyse vermag in der Streu 15% Gesamt-Lipid-C nachzuweisen und somit gut  $\frac{2}{3}$  des Alkyl-C zu erklären. In den stark humifizierten Oh- und Aeh-Horizonten ist der chemisch nachweisbare Aliphaten-Anteil aber deutlich geringer. Zur Identifizierung des noch "unbekannten" Alkyl-C ist deshalb eine nähere Betrachtung der bisher analytisch vernachlässigten Lipid-Polymere (Cutin, Suberin) notwendig.

### 4 Dank

Die DFG förderte die Untersuchungen im Rahmen des SFB 137.

### 5 Literatur

- Hempfling, R., F. Ziegler, W. Zech und H.-R. Schulten (1987): Litter decomposition and humification in acidic forest soils studied by chemical degradation, IR and NMR spectroscopy, and pyrolysis field ionisation mass spectrometry. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 150, 179-186.
- Heng, S. und K.M. Goh (1981): A rapid method for extracting lipid components from forest litter especially adapted for ecological studies. Comm. Soil Sci. Plant An. 12, 1283-1292.
- Kögel, I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuther Bodenkundliche Berichte, Band 1.
- Ziegler, F. (1987): Changes of lipid content and lipid composition in forest humus layers derived from Norway spruce. Soil Biol. Biochem., eingereicht.

## Hinweise für Autoren

1. Manuskripte für ein Heft der Mitteilungen der DBG werden nur bis zu dem vom Präsidenten, einem Kommissions- oder Arbeitskreis-Vorsitzenden jeweils angegebenen Termin bei der Schriftleitung angenommen.
2. Der Umfang des Manuskriptes für die einzelne Ausgabe incl. aller Textzeilen, Darstellungen, Photos und Literaturzitate wird vom Vorstand der Gesellschaft jeweils vor einer Jahrestagung oder Kommissions-Sitzung festgelegt und ist unbedingt einzuhalten.
3. Beim Schreiben des Manuskriptes ist ein umlaufender Rand von 2,0 cm auf jeder Manuskriptseite freizulassen!
4. Darstellungen und Photos sind - wenn sie nicht eine ganze Seite füllen - in den Text einzukleben.
5. Photos und photographierte Strichzeichnungen sind in der Qualität schwarz/weiß-hochglanz für die Manuskripte zu verwenden.
6. Die Manuskript-Seiten dürfen nicht mit Seitenzahlen versehen werden (Bleistift erlaubt).
7. Computer-Ausdrucke können nur gedruckt werden, wenn die DIN A 4 Maße mit 2,0 cm umlaufendem Rand eingehalten wurden und auf weißem, linienfreiem Papier mit Schönschriftschreiben gearbeitet wurde.
8. Für die Anfertigung der Manuskripte sind weißes Papier, eine gut lesbare Schrifttype und ein schwarzes Carbon-Band zu verwenden.
9. Sonderdrucke werden nicht mehr zur Verfügung gestellt!

↑  
2 cm umlaufend  
↓

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.,

Hier jetzt Thema der Arbeit. Dieses wird etwas  
eingerückt, dann fortlaufend geschrieben und  
insgesamt unterstrichen

von

Amann, B. +)

oder:

Amann, B., C Bemann u. D. Comann<sup>++)</sup>

Textbeginn .....

Achtung: Diese Vorlage ist bereits von DIN A 4 auf DIN A 5 verkleinert. Berücksichtigen Sie bitte diese Verkleinerung bei der Gestaltung Ihres Manuskriptes.

+ ) Geologisches Landesamt, Ypsilonweg 33, 7700 Xstadt  
++) Inst.f.Bodenkunde, Zettstr. 1, 6633 Udorf

↑  
2 cm  
↓

↑  
2, cm

↑  
2 cm  
↓