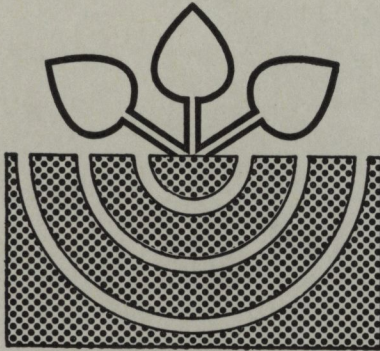


Z81/43 II

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 43

Heft II

1985

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

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

Band 43

Heft II

1985

INHALT

<u>BAND 43, HEFT II</u>		Seite
KOMMISSION III		511
ALDAG, MEYER, JANSSEN:	N ₂ -Fixierungsleistungen von Blaualgen auf Ackerböden aus Löß und deren Beeinflussung durch Herbizide	513
BAUMGÄRTNER, OTTOW:	Einfluß einer Fluor-Verbindung (NaF) auf die Nitrifikation im Boden	519
BECKER-HEIDMANN, MARTIN, SCHARPENSEEL:	Radio Kohlenstoffdatierung und Abbau von ¹⁴ C-markiertem Reisstroh zur Modellierung der Kohlenstoffdynamik eines Reisbodens	525
BERTRAM:	Verlauf der stabilen Kohlenstoffisotope in natürlich gewachsenen Profilen: Stratigraphisches Hilfsmittel und Modellgrundlage	531
BISCHOPINCK, OTTOW:	Einfluß der Temperatur auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in einem sandigen Lehm	537
BOSCH, GUTSER:	Wirkung einer Stickstoff- und Strohdüngung auf Ertrag und N-Entzug sowie chemische und biologische Bodeneigenschaften einer Lößbraunerde	543
ECKHARDT:	Über die Möglichkeit einer gezielten mikrobiologischen Kontrolle der Schwermetallbelastung von Abwässern und Klärschlamm	549
FISCHER, BARDTKE:	Bodenfilter zur Reinigung geruchsintensiver Abluft	557
FLECKENSTEIN, JÄGER:	Depositionsmessungen von Luftverunreinigungen in Grünlandökosystemen	563
HERLITZIUS:	Streuabbau als Indikator biotischer und abiotischer Faktoren	569
JAGNOW:	Populationen Stickstoff bindender Azospirillen und Enterobacteriaceae in der Rhizosphäre von Winterweizen und Wintergerste bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung im Freiland	575
JÖRGENSEN:	Umsatz der Laubstreu im Kalkbuchenwald	581
KRATZ, WEIGMANN:	Die Nutzung eines städtischen Ruderalökosystems für die Prüfung von Umweltchemikalien	587

		Seite
MARTIN, SCHARPENSEEL:	Mineralisation und Humifizierung von C14-markiertem Reisstroh in einem gefluteten Reisboden	593
RICHTER, SCHEFFER, KUNTZE:	Acetylen-Inhibierungs-Methode zur Bestimmung der Denitrifikations-Ka- pazität organischer und minerali- scher Böden	599
RISS, SCHWEISFURTH:	Laborversuche zur Verwertung von Nitrat beim unterirdischen Abbau organischer Substanzen	605
TROLLENIER, WOLLERSHEIM:	Einfluß von Lagerungsdichte und Wasserspannung auf die Denitrifi- kation	611
WESTERNACHER, GRAFF:	Orientierungsvermögen von Regenwür- mern	617
WILKE:	Wirkungen von Natriumfluorid auf die mikrobielle Aktivität verschie- dener Waldhumusformen und eines hu- mosen Lehms	621
KOMMISSION IV		623
BACH:	Stickstoffbilanzen der Kreise der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage einer Abschätzung der mög- lichen Nitratbelastung des Grundwas- sers durch die Landwirtschaft	625
BOGUSLAWSKI:	Die Komplexwirkung von organischer und mineralischer Düngung auf die Bodenfruchtbarkeit	631
FINCK:	Rohphosphat-Düngung: Reflexionen zur Bewertung und Anwendung	637
GEHLEN, SCHRÖDER:	Enzymtätigkeiten, mikrobielle Biomas- se und Regenwurmbesatz in "biologisch" und "konventionell" bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung	643
KERSEBAUM, RICHTER:	Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerstandorten unterschiedlicher Bo- denart und Bewirtschaftung	649
KNOOP, LAMP, SCHNUG:	Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit I. Modelle zur Erfassung und Darstel- lung	655
MEUSER, LITZ, RENGER, FLEIGE:	Untersuchungen zur Wurzellänge und -oberfläche von Winterweizen auf un- terschiedlichen Standorten	661

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

JAHN, STAHR:	Entwicklung der Standorteigenschaften einer Chronosequenz aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes - Kanarische Inseln	745
KLAMM, VIEBROCK:	Bödenkundliche Untersuchungen zur Herkunftsbeziehung des Baumaterials des skytischen Kurgans Certomlyk in der Schwarzmeer-Lößbodensteppe bei Nikopol	751
KNEIB:	Bodenvariabilität und regionale Ertrags-sicherheit in Schleswig-Holstein	757
KUES, VOIGT:	Bödenkundliche Standortaufnahme in städt. Parks	763
LAMP:	Bodeninformatik - ein neues Fachgebiet der Bodenkunde?	765
LASSONCZYK, WIECHMANN:	Untersuchungen zur Verlagerung und Immobilisierung löslicher organischer Stoffe in Sandböden	771
LIENEMANN, GEBHARDT:	Genese und Klassifizierung anthropogener Böden Nordwestdeutschlands	777
MÖLLER:	Zur regionalen Verbreitung der Bodentypen der Marsch und deren Deutung	783
SEMMELE:	Geomorphologie als Hilfsmittel der Bodenkartierung	789
STREMME:	Die Datierung der Pedostratigraphie	795
THÖLE:	Ein archäologischer Befund zur Genese und Altersstellung von Fe-Bändchen-Horizonten (thin-iron-pan)	803
TRIBUTH:	Ein Beitrag der Tonmineralogie und Granulometrie zur Bodengenetik	805
VOGG:	Aspekte zur rezenten und reliktschen Merkmalbildung von Wüstenböden der westlichen Zentral- und Südsahara	811
KOMMISSION VI		817
AUERSWALD:	Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen	819
BLUME, MOUIMOU:	Wasser- und Gasdynamik von Deponieböden	821
BURGHARDT:	Untersuchungen zu den Vorgängen der Korngrößenverteilung am und im Dränrohr	827

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

	Seite
KOMMISSION VII	909
FELIX-HENNINGSSEN, SPIES:	911
	Mineralogische und geochemische Untersuchungen an jungmesozoisch-tertiären Verwitterungsprofilen des Rheinischen Schiefergebirges
FRIEDRICH:	917
	Schichtladungsbestimmung und K-Freisetzung mit Alkylammonium an Tonfraktionen aus Lössen und Lössböden
GRAS, VON REICHENBACH:	923
	Kontrollierte Oxidation eines Biotit-Vermiculits und Formen des Ladungsausgleichs
OSTLÄNDER, THYES:	925
	Strukturuntersuchung und Identifizierung von Mineralien mit Hilfe elektronenoptischer Verfahren
SPIES, FELIX-HENNINGSSEN:	931
	Geologisch-mineralogische Untersuchungen der tiefgründig kaolinisierten Unterdevongesteine im Osthunsrück und der nordöstlichen Eifel
STANJEK:	937
	Kurvenfitten von Lorentz- und polarisationskorrigierten Röntgenbeugungsdiagrammen
ZAREI, JAHN, STAHR:	943
	Tonmineralneu- und -umbildung in einer Chronosequenz von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Spanien)
Gemeinsame Sitzung KOMMISSIONEN II UND IV	949
ANDRES, BECKER:	951
	CO ₂ -Konzentrationen in einem aufgelockerten Kalksteinverband unter Buchenwald und deren Bedeutung für die Carbonatabfuhr mit dem Sickerwasser
GEHRMANN:	957
	Chemischer Bodenzustand ausgewählter Waldstandorte am Beispiel einer Erhebungsuntersuchung in Nordrhein-Westfalen
HANTSCHEL, KAUPENJOHAN, SCHAAF, HORN, ZECH:	963
	Wasser- und Elementtransport in unterschiedlich gedüngten, geschädigten Waldökosystemen
KAUPENJOHAN, HANTSCHEL, HORN, ZECH:	969
	Nährstoffversorgung gedüngter, unterschiedlich geschädigter Fichten auf Immissionsbelasteten Standorten in NO-Bayern
LOHMANN:	975
	Strukturen der räumlichen Variation bodenkundlicher Größen in einem Feuchtschwarzerdegebiet

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



K O M M I S S I O N

III



"N₂-Fixierungsleistungen von Blaualgen auf Ackerböden aus Löß
und deren Beeinflussung durch Herbizode"

von

Aldag R.,⁺⁾ B. Meyer u. E. Janssen⁺⁺⁾

Einleitung:

Heute sind über 150 Blaualgenarten (Cyanobakterien) bekannt, die mit Hilfe der Lichtenergie die Luftgase N₂ und CO₂ zur Primärproduktion organischer Substanz nutzen können. Ihre relativ autarke Lebensweise erlaubt ihnen eine gute Anpassung an die extremsten Standorte (Antarktis, Salzböden, Wüstenklima). Sie kommen freilebend, in Symbiose mit Pilzen als Flechten, als Symbionten mit Pflanzen wie Farne und Leberblümchen, als Epiphyten mit Moosen und als Knöllchen in Wurzeln vor.

Material und Methoden:

Böden: Löß-Schwarzerde (Rosdorf)

Löß-Parabraunerde (Ziegeleigrube Meurer, Rosdorf)

Verwendet wurde sowohl frisch im Gelände entnommener Boden als auch luftgetrockneter Boden jeweils aus dem AP-Horizont.

Herbizide: Es wurden die Bodenherbizide Terbutryn (Terb) und Chloridazon (Chlo) sowie das Blattherbizid Dinosebacetat (Dino) verwendet, und zwar nur die formulierten Wirkstoffe.

Die Aufwandmengen an Herbiziden sind im Vergleich zu denen bei Wegener et al. (1985) wesentlich reduziert worden. Sie betragen jeweils 2, 7 und 15 ppm, was in der angegebenen Reihenfolge etwa 10%, 40% und 80% der vom Hersteller empfohlenen Aufwandmenge entspricht. Weitere Methoden sind bei Wegener et al. (1985) und bei Janssen (1984) angegeben.

Ergebnisse:

=====

Einfluß der Herbizide auf die Nitrogenaseaktivität

Tab. 1 zeigt als Beispiel den Einfluß der eingesetzten Herbizide bei Schwarzerde-Frischboden. Dort sind jeweils die Mittelwerte aller Varianten zusammengefaßt (Herbizidbehandlung: 4 Wiederholungen, Kontrollen: 8 Wiederholungen).

9 - 10 Tage nach der Herbizidaufgabe bilden sämtliche Kontrollen in einer Stunde

⁺⁾ Abteilung Agrarökologie, Universität Bayreuth, 8580 Bayreuth

⁺⁺⁾ Institut für Bodenwissenschaften, Abtlg. Bodenkunde,
Universität Göttingen, von Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

2,85 bis 4,66 n Mol Ethylen pro g Boden.

Alle mit Herbiziden behandelten Varianten vollbringen - unabhängig von Boden, Herbizid und Aufwandmenge - zu den ersten beiden Meßterminen Reduktionsleistungen, die hochsignifikant geringer sind als Leistungen der Kontrollproben.

Als Beispiel und der besseren Übersicht halber ist in der Abb. 1 nur der Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Schwarzerde-Frischboden graphisch dargestellt.

Die in Abb. 1 abgebildeten Kurven machen folgende 3 Auswirkungen der Unkrautbekämpfungsmittel deutlich:

- 1.) Je höher die Aufwandmenge und je stärker die Wirkung eines Herbizids, um so später setzt die Reduktionsleistung ein. Die erste meßbare Nitrogenaseaktivität tritt z.B. bei Dino 2 am 16. Tag, bei Dino 7 am 25. Tag und bei Dino 15 am 30. Tag auf.
- 2.) Mit zunehmender Herbizidmenge und -toxizität wird der Kurvenverlauf flacher. Der Anstieg der log-Phase verläuft weniger steil und es dauert wesentlich länger, bis die maximale Reduktionsleistung erreicht ist. Das Versuchsglied CHLO 2 erreicht beispielsweise 1 bis 2 Wochen nach Beginn der Aktivität seine Höchstleistung, bei CHLO 7 dauert es zwei Wochen und CHLO 15 hat nach 5 Wochen nach dem Einsetzen der N_2 -Fixierung seinen Höhepunkt offensichtlich noch nicht erreicht.
- 3.) Die Höhe des erreichten Maximalwertes einer Variante nimmt mit Zunahme der applizierten Pestizidmenge ab. Während die Kontrolle eine Höchstleistung von 24,09 nMol $C_2H_4 \cdot g^{-1}$ erzielt, liegt der entsprechende Wert für DINO 2 bei 20,37, für DINO 7 bei 8,97 und für DINO 15 bei 4,60. Der Kurvenverlauf von DINO 15 schließt zwar nicht aus, daß zu einem späteren Zeitpunkt noch ein höherer Wert erreicht wird, ein nennenswerter Anstieg ist allerdings nicht mehr zu erwarten, wie stichprobenhafte Messungen der Trockenbodenvarianten über den 51. Tag hinaus gezeigt haben.

N_2 -Fixierungsleistungen der Blaualgen:

Der N- und C-Gehalt der Böden wurde jeweils in 1,3 mm mächtigen Bodenschichten am Ende der Bebrütungsphase bestimmt.

Die Einzelanalysen haben ergeben, daß ausschließlich die oberste Bodenschicht eine Erhöhung der C- und N-Mengen durch Cyanobakterien erfahren hat.

In Tabelle 2 sind die durch Cyanobakterien gebundenen Kohlenstoff- und Stickstoffmengen sowie das Verhältnis dieser beiden Größen dargestellt.

Die Daten, die eine gesicherte Abweichung vom Kontrollwert zeigen, sind gekennzeichnet. Auch hier hat Terb die deutlichste Auswirkung der drei geprüften Herbizide. Außerdem hemmt DINO 2 die auf Parabraunerde fixierte N-Menge.

Tab. 1: Nitrogenaseaktivität und ihre Beeinflussung durch Herbizide auf Schwarzerde-Frischboden
 Angaben in $\text{nMol C}_2\text{H}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{Boden} \cdot \text{h}^{-1}$
 Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.

Variante	Bebrütungstag						
	9	16	25	30	37	43	50
Kontrolle	3,41	9,04	24,09	18,33	15,45	8,42	6,38
DINO 2	0,11 ⁻⁻	2,13 ⁻⁻	19,04 ⁻⁻	20,16 ⁻⁻	20,37 ⁺⁺	14,12 ⁺⁺	9,24 ⁺⁺
TERB 2	0,03 ⁻⁻	-0,05 ⁻⁻	0,02 ⁻⁻	0,55 ⁻⁻	4,14 ⁻⁻	7,31	12,52 ⁺⁺
CHLO 2	0,05 ⁻⁻	0,98 ⁻⁻	16,82 ⁻⁻	16,99	15,41	11,40	5,20
DINO 7	0,03 ⁻⁻	0,56 ⁻⁻	3,54 ⁻⁻	6,77 ⁻⁻	8,97 ⁻⁻	7,94 ⁻⁻	8,57 ⁻⁻
TERB 7	0,03 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	-0,02 ⁻⁻	0,07 ⁻⁻	-0,11 ⁻⁻	-0,02 ⁻⁻
CHLO 7	0,03 ⁻⁻	0,05 ⁻⁻	6,83 ⁻⁻	14,88 ⁻⁻	18,89	12,37 [*]	6,72
DINO 15	0,03 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	0,81 ⁻⁻	2,13 ⁻⁻	3,27 ⁻⁻	3,03 ⁻⁻	4,60 ⁻⁻
TERB 15	0,03 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	0,05 ⁻⁻	-0,10 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻
CHLO 15	0,03 ⁻⁻	0,00 ⁻⁻	1,33 ⁻⁻	2,58 ⁻⁻	5,15	7,02	9,86

Werte signifikant kleiner als der Kontrollwert: ⁻ (P=0,05); ⁻⁻ (P=0,01)
 Werte signifikant größer als der Kontrollwert: ⁺ (P=0,05); ⁺⁺ (P=0,01)

Tabelle 2: Durch Cyanobakterien fixierter Stickstoff und Kohlenstoff
 (Alle Angaben sind Mittelwerte aus 4 Wdh., Kontrolle 8 Wdh.)

Variante	Schwarzerde-Frischboden			Parabraunerde-Frischboden		
	fixierter N (mg/Gefäß)	fixierter C (mg/Gefäß)	C/N-Verhältnis (C_{fix}/N_{fix})	fixierter N (mg/Gefäß)	fixierter C (mg/Gefäß)	C/N-Verhältnis (C_{fix}/N_{fix})
Kontrolle	2,10	11,6	5,5	1,71	11,1	6,3
DINO 2	1,94 ⁻⁻	12,4 ⁻⁻	6,4	1,47 ⁻⁻	10,8 ⁻⁻	7,3
TERB 2	0,70 ⁻⁻	4,5 ⁻⁻	6,3	0,80 ⁻⁻	6,1 ⁻⁻	7,8
CHLO 2	1,72	10,4	6,1	1,51 ⁻⁻	10,5	6,9
DINO 7	0,89 ⁻⁻	6,4 ⁻⁻	7,1	1,10 ⁻⁻	7,3 ⁻⁻	6,7
TERB 7	0,03 ⁻⁻	0,5 ⁻⁻	15,7	0,25 ⁻⁻	2,1 ⁻⁻	8,8
CHLO 7	1,60 [*]	9,3	5,8	1,50 ⁻⁻	10,4	7,0
DINO 15	0,48 ⁻⁻	3,9 ⁻⁻	8,2	0,45 ⁻⁻	4,7 ⁻⁻	10,7
TERB 15	0,03 ⁻⁻	0,3 ⁻⁻	10,0	0,01 ⁻⁻	0,0 ⁻⁻	
CHLO 15	0,66 ⁻⁻	6,5 ⁻⁻	11,2	0,94 ⁻⁻	7,8 ⁻⁻	8,3

Werte signifikant kleiner als der jeweilige Kontrollwert: ⁻ (P = 0,05); ⁻⁻ (P = 0,01)

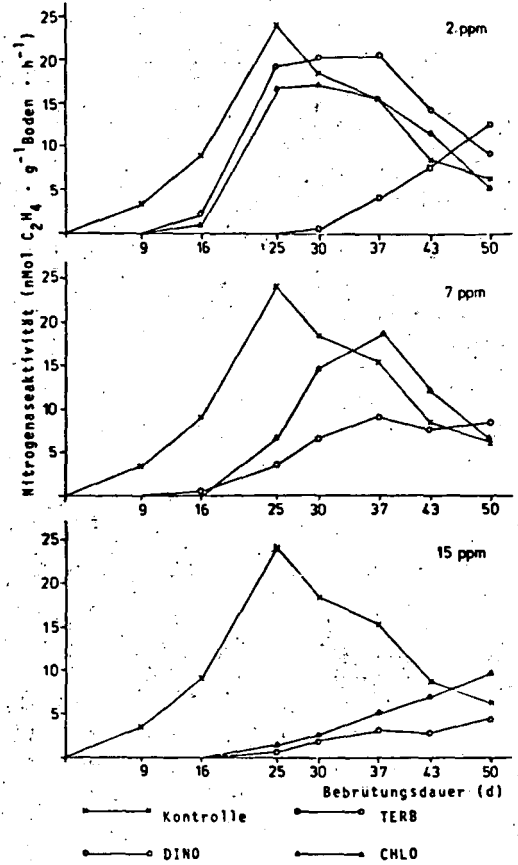


Abb. 4: Verlauf der Nitrogenaseaktivität auf Schwarzerde-Frischboden

CHLO 15 verringert die C- und N-Bindung, während das Mittel in den beiden geringeren Applikationsmengen nur den fixierten Stickstoff beeinflusst. Es wird also die Stickstoffbindung stärker beeinträchtigt als die Kohlenstoffbindung. Dies wird auch deutlich, wenn man die Werte, die das Verhältnis des fixierten C zum fixierten N angeben, miteinander vergleicht. Je stärker der Einfluß der Herbizidbehandlung auf die Cyanobakterien ist, desto weiter wird dieses C/N-Verhältnis.

Die Kontrollproben weisen ein $C_{\text{fix}}/N_{\text{fix}}$ -Verhältnis von 5,5 bzw. 6,3 auf. In dieser Größenordnung liegt auch das C/N-Verhältnis von Eiweiß. Die hier gewonnene Erkenntnis, daß die N_2 -Fixierung durch Herbizide in einem stärkeren Maße verringert wird als die C-Bindung, deckt sich mit unserem früheren Ergebnis (hier nicht mitgeteilt), nach dem die Nitrogenaseaktivität der Herbizidvarianten bei gleichem Algendeckungsgrad weit unter der Reduktionsleistung der unbehandelten Proben liegt. Die Cyanobakterien haben, besonders in den unbehandelten Gefäßen, das C/N-Verhältnis des Bodens verengt. Es betrug im Ausgangsboden bei der Schwarzerde (Werte für Parabraunerde in Klammern) 11,62 (9,15) und wurde durch Zellulosezugabe auf 13,47 (12,91) erweitert. Die Blaualgen verringerten in der obersten Bodenschicht das C/N-Verhältnis auf 9,55 (8,95).

Beziehung des C- und N-Gehaltes des Bodens zur Nitrogenaseaktivität

Vergleicht man die Mengen des fixierten C und N (Tab. 2) mit dem im gesamten Bebrütungszeitraum gebildeten Ethylen, so zeigt sich, daß alle Herbizidvarianten, die signifikant weniger C und N gebunden haben als die Kontrollproben, auch in der gemessenen Ethylenmenge eine statistisch gesicherte Abweichung aufweisen. Zur Ermittlung der qualitativen Beziehungen der für die einzelnen Bodenproben bestimmten C- und N-Mengen zu dem im gesamten Versuchszeitraum gebildeten Ethylen wurden die Korrelationskoeffizienten berechnet. Die Werte liegen alle im Bereich zwischen 0,93 und 0,99 und bestätigen eine besonders enge Beziehung der fixierten N-Menge zum insgesamt gebildeten Ethylen.

Während der gesamten Versuchsdauer wurden durch die Cyanobakterien der Kontrollproben auf Schwarzerde-Frischboden (Werte für Parabraunerde-Frischboden in Klammern) 306,8 (261,2) μMol Ethylen pro Versuchsgefäß gebildet.

Die gaschromatographische N_2 -Bestimmung ergab, daß diese Proben im Durchschnitt 2,10 (1,71) mg N pro Gefäß angereichert haben. Dies entspricht einer N_2 -Menge von 75 (61) μMol . So errechnet sich eine $C_2H_2:N_2$ -Rate von 4,09 (4,28), die mit der Rate von Hardy et al.(1973), die bei Versuchen mit Bodenproben einen Mittelwert von 4,3 angeben, sehr gut übereinstimmt.

Größenordnung des fixierten Stickstoffs

Da die photoautotrophen Blaualgen ihre aktiven Zellen ausschließlich an der Bodenoberfläche bilden, erfolgte die Berechnung der Herbizidgaben oberflächenbezogen. Aus dem gleichen Grund soll auch beim Umrechnen der N_2 -Fixierungsleistung die Oberfläche maßgebend sein.

Der Innendurchmesser der Versuchsgefäße beträgt 2,9 cm. Somit haben die Bodenproben eine Oberfläche von $6,605 \text{ cm}^2$. Eine Fixierungsleistung von 2,1 mg auf $6,605 \text{ cm}^2$ entspricht einem N-Gewinn auf der Schwarzerde von 31,79 kg pro Hektar. Auf der Parabraunerde wurden dementsprechend 25,89 kg Stickstoff pro ha durch Cyanobakterien fixiert.

Zusammenfassung:

Alle getesteten Herbizide beeinflussten auf allen Böden in jeder Aufwandmenge sowohl das Wachstum als auch die Nitrogenaseaktivität der Cyanobakterien negativ. Je höher die Applikationsmenge war, desto später setzte die Algenerwicklung ein und desto geringer war die erreichte Leistung.

Die Cyanobakterien fixierten auf den unbehandelten Kontrollböden in 50 Tagen auf Schwarzerde 11,6 mg Kohlenstoff und 2,1 mg Stickstoff pro Versuchsgefäß. Die entsprechenden Werte auf Parabraunerde liegen bei 11,1 und 1,71 mg.

Auf den Hektar umgerechnet entspricht das einem Stickstoffgewinn von 31,79 bzw. 25,89 kg.

Als Algengattungen traten Nostoc, Cylandrosperrum und vereinzelt Anabaena auf.

Literatur:

Hardy, R.W.F., Burns, R.C. & Holsten, R.D. (1973): Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation. Soil Biol. Biochem. 5, 47 - 81.

Janssen, E. (1984): Photoautotrophe N_2 -Fixierung auf Ackerböden aus Löss und ihre Beeinflussung durch Herbizide. Diplomarbeit, Ldw. Fakultät der Universität Göttingen.

Wegener, K.E., R. Aldag und B. Meyer (1985): Soil algae: Effects of herbicides on growth and C_2H_2 -reduction (Nitrogenase) activity. Soil Biol. Biochem. 17, 641-644.

Einfluß einer Fluor-Verbindung (NaF) auf die Nitrifikation
im Boden

von

Baumgärtner, M. u. J.C.G. Ottow⁺)

1. Einleitung

Da die Nitrifikation als chemolithoautotropher Prozeß keine alternative Energiekonservierung (ATP-Synthese) ermöglicht und die entscheidenden Redox-Systeme der Nitritation und Nitratation relativ leicht durch bestimmte anorganische Kat- und Anionen beeinträchtigt werden können (TYLER, 1981), liegt die Vermutung nahe, daß dieser Prozeß auch infolge einer langjährigen lokalen Belastung mit Fluoriden (vgl. OTTOW und KOTTAS, 1984) empfindlich gehemmt werden kann.

2. Material und Methoden

Um die Wirkung einer steigenden 'Fluoridkontamination' (0, 100, 1000 ppm F⁻ als NaF) auf die Nitrifikation zu erfassen, wurden 400 g TB eines sandigen Lehms (Tab. 1) in Erlenmeyerkolben (500 ml) abgefüllt, mit 20 bzw. 200 ppm Ammonium-N (als (NH₄)₂HPO₄) vermischt und bebrütet (80 % mWK, 30 °C). In regelmäßigen Abständen wurden Proben (10 g) entnommen und auf Ammonium, Nitrit und Nitrat untersucht (vgl. El DEMERDASH und OTTOW, 1983). In einem Parallelversuch wurden die o.g. Kolben in ein speziell entwickeltes Gefäß (El DEMERDASH und OTTOW, 1983; BECKER und OTTOW, 1985) unter definierter Atmosphäre (He/O₂ = 75/25) bebrütet (30 °C) und der NaF-Einfluß auf den Sauerstoffverbrauch, die Kohlendioxidfreisetzung und die Lachgasbildung gaschromatographisch (F 22 Perkin und Elmer, im WLD-Betrieb) verfolgt (FABIG et al., 1978). Die Gasphase wurde im Laufe der Bebrütung dreimal gegen He/O₂ = 75/25 ausgetauscht (Gasmischgerät 'Labomix', Drägerwerk AG, Lübeck), um aerobe Bedingungen zu erhalten. Die Ergebnisse der Gasanalysen wurden als Summenkurven dargestellt.

⁺) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, 7000 Stuttgart-70 (Hohenheim)

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluß steigender NaF-Gaben auf die Nitrifikation zeigt sich am Verlauf der Ammoniumoxidation (Abb. 1; links). Nach anfänglicher Ammoniumfreisetzung infolge der intensiven Mineralisation (bei relativ engem C_t/N_t -Verhältnis) zeigt sich mit steigenden NaF-Gaben eine zunehmende Verzögerung der Ammoniumoxidation. Der Einfluß steigender NaF-Konzentrationen auf die Nitrifikation läßt

Tab. 1: Übersicht der chemisch-physikalischen Eigenschaften des Versuchsbodens (sandiger Lehm = A_h, Paternia, Rastatt/Rhein)

Parameter		Parameter	
C _t % (nasse Veraschung)	4,8	KAK (meq/100 g TB)	23,6
N _t % (Kjeldahl)	0,27	AAK (meq/100 g TB)	5,2
C _t /N _t	17,8	CaCO ₃ %	19,4
pH (H ₂ O)	7,4	Gesamtfluorid (ppm)	479

sich am Verlauf der Nitritakkumulation (Abb. 1, Mitte) und der Nitratbildung (Abb. 1, rechts) ablesen. Die verstärkte Nitritanreicherung als Folge steigender NaF-Gaben deutet auf eine Hemmung der Nitrifikation hin. Dies wird auch durch die verzögerte Nitratbildung bestätigt. Wie ein Vergleich der Nitrifikationsraten (Tab. 2) erkennen läßt, wurde die Nitrifikation und die Nitratbildung gleichermaßen durch NaF gehemmt. Die Fluoridwirkung war in beiden

Tab. 2: Einfluß steigender NaF-Konzentrationen (0-1000 ppm F⁻) auf die maximalen Nitrifikations- und Nitrifikationsraten (k_{max}) eines sandigen Lehms

Behandlung		k_{max} 1)		Behandlung		k_{max} 1)	
ppm N	ppm F	Nitrifikation	Nitrifikation	ppm N	ppm F	Nitrifikation	Nitrifikation
0	0	16	20				
20	0	20	23	200	0	36	49
20	100	18	23	200	100	31	37
20	1000	15	21	200	1000	22	22

1) k_{max} in $\mu\text{g N g}^{-1} \text{ TB} \cdot \text{d}^{-1}$

Düngungsstufen (20, 200 ppm Ammonium-N) in der Tendenz ähnlich, bei der relativ hohen N-Düngung zeigte sich jedoch eine verstärkte Hemmung, was auf eine vermehrte Verdrängung von Fluoridionen durch die mit der N-Düngung (als $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$) zugegebenen Phosphationen in die Bodenlösung hindeutet (Ionenkonkurrenz).

Die Mineralisation wurde im Vergleich zur Nitrifikation durch Fluorid wesentlich geringer beeinflusst. Während eine verminderte Nitratbildung (infolge verringerter Ammoniumfreisetzung) bei 100 ppm F^- auf eine leichte Hemmung der Mineralisation im niedrigen Konzentrationsbereich hindeutet (Abb. 1, rechts), wurde bei hoher Fluoridbelastung eine deutliche Förderung nachgewiesen, ablesbar an dem erhöhten Sauerstoffverbrauch bei gleichzeitig erhöhter Kohlendioxidfreisetzung (Abb. 2). Ursache könnte die peptisierende Wirkung des Begleitions Na^+ sein, bei gleichzeitig weitgehender Immobilisierung des Fluorids an CaCO_3 (Fällung) und an Al- und Fe-Oxide (Komplexierung). Eine verbesserte Substratverfügbarkeit könnte somit den direkten schädigenden Fluorideinfluß auf die heterotrophe Mikroflora überlagert haben. Eine Trennung zwischen direkten und indirekten Effekten von NaF ist notwendig, zumal NaF die chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften verändern kann (POLOMSKI et al., 1979; POLOMSKI, 1985). Lachgas wurde nur in geringer Konzentration gebildet (Abb. 2), mit steigenden NaF-Gaben jedoch in verringertem Maße. Die N_2O -Bildung kann unter den gegebenen Versuchsbedingungen allerdings nicht eindeutig der Nitritation zugeordnet werden, da eine mögliche Denitrifikation von bereits akkumuliertem Nitrat ebenfalls Lachgas freigesetzt haben könnte.

Für die Beurteilung der vorliegenden Ergebnisse ist die physiologische Wirksamkeit der applizierten Fluoridbelastung von besonderer Bedeutung. Diese hängt in erster Linie ab vom Sorptions- und Fällungsvermögen des betreffenden Bodens unter den herrschenden Klimabedingungen. Der verwendete Versuchsboden (sandiger Lehm 19,4 % CaCO_3) dürfte eine gute "Entgiftungsfähigkeit" haben (CaF_2 -Fällung), wie die geringen Mengen an 0,01 M CaCl_2 -löslichem Fluorid schon kurz nach der NaF-Applikation (45-52 ppm F^- nach Zugabe von 1000 ppm F^- als NaF) beweisen. Umso größere Bedeutung müßte den genannten Reaktionen mit der Bodenmatrix beigemessen werden. Da eine deutliche Hemmung erst bei relativ hoher NaF-Belastung (1000 ppm F^-) nachge-

wiesen wurde, ist in vergleichbaren Böden selbst an stark belasteten Standorten (bis zu 2000 ppm Gesamtfluorid, 300 ppm wasserlösliches Fluorid; POLOMSKI et al., 1979) wohl kaum mit einer nennenswerten Verzögerung der Nitrifikation zu rechnen. Bei stoßartiger Ammonifikation wäre aber eine zeitweise verstärkte Nitritanreicherung infolge einer Nitrationshemmung nicht auszuschließen. In Böden mit geringerem Sorptions- und Fällungsvermögen - insbesondere in kalkfreien, sandigen Substraten - könnte es hingegen zumindest zeitweise zu einer fluoridbedingten Ammoniumanreicherung und infolgedessen zu einer verzögerten Nitratbildung kommen, besonders dann, wenn infolge eines niedrigen pH-Werts ohnehin mit einer verringerten Nitrifikationsleistung zu rechnen wäre.

Literatur

- BECKER, F., OTTOW, J.C.G. (1985): Einfluß von NaF auf die Denitrifikation und das Redoxniveau eines lehmigen Sandes. Landwirtsch. Forsch. 38, 8-20.
- EL-DEMERDASH, M.E. und OTTOW, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 146, 138-150.
- FABIG, W., OTTOW, J.C.G., Müller, F. (1978): Mineralisation von ¹⁴C-markiertem Benzoat mit Nitrat als Wasserstoff-Akzeptor unter vollständig anaeroben Bedingungen sowie bei vermindertem Sauerstoffpartialdruck. Landwirtsch. Forsch. SH 35, 441-453.
- OTTOW, J.C.G., KOTTAS, P.A. (1984): Einfluß anthropogener Fluorkontamination auf den Bodenmetabolismus. Daten Dokum. Umweltschutz (Umwelttagung) 36, 146-153.
- POLOMSKI, J., FLOHLER, H., BLASER, P. (1979): Fluorinduzierte Degradierung des Bodens. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 29, 525-532.
- POLOMSKI, J. (1985): Fluorinduzierte Veränderungen von chemischen und biologischen Gleichgewichten im Boden. Landwirtsch. Forsch. 38, 139-146.
- TYLER, G. (1981): Heavy metals in soil biology and biochemistry. In: Soil Biochemistry, Vol. 5. Paul, E.A., Ladd, J.N. (Eds.), Marcel Dekker, New York, Basel, S. 371-414.

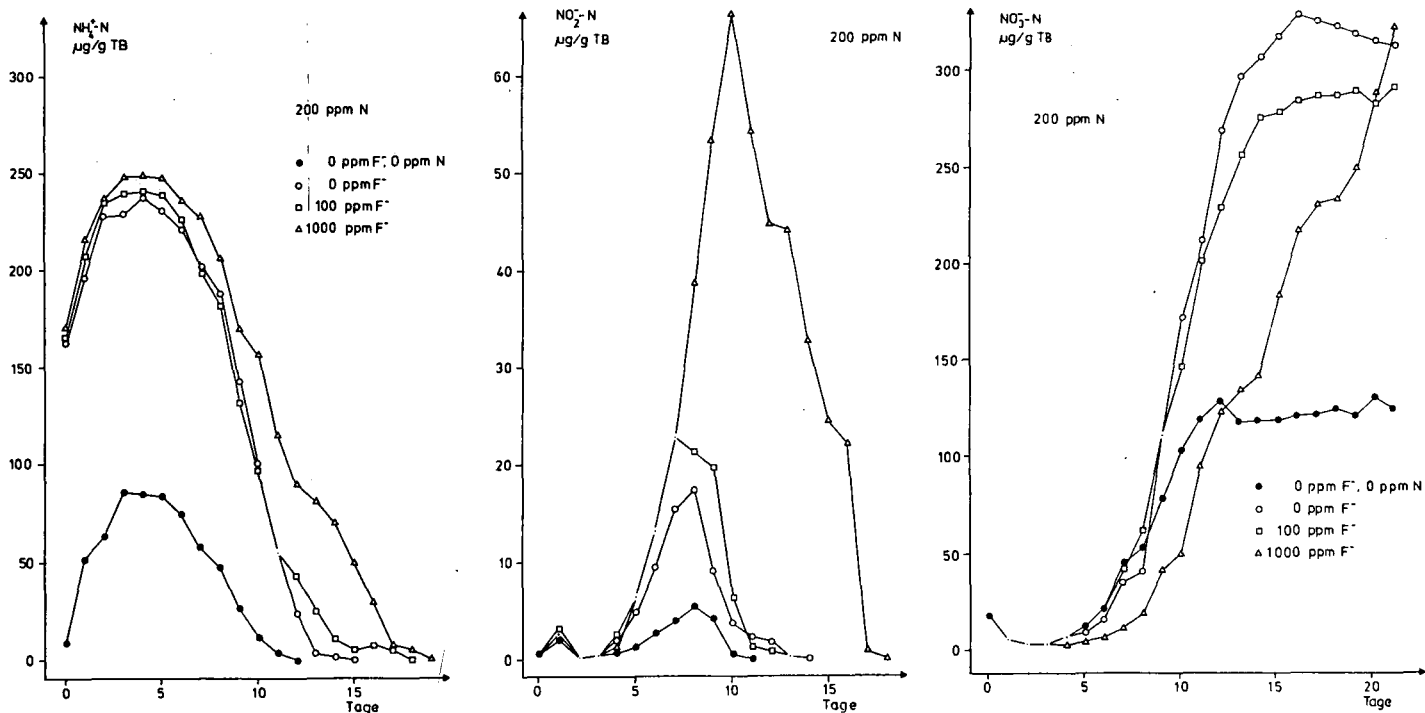


Abb. 1: Einfluß steigender NaF-Konzentrationen (0-1000 ppm F⁻) auf die Nitrifikation eines sandigen Lehms (8,5 % Humus, pH 7,4, 80 % mWK, 30°C) bei relativ hohem N-Angebot (200 ppm NH₄⁺-N)

Links: NH₄⁺-Verlauf Mitte: NO₂⁻-Akkumulation Rechts: NO₃⁻-Bildung

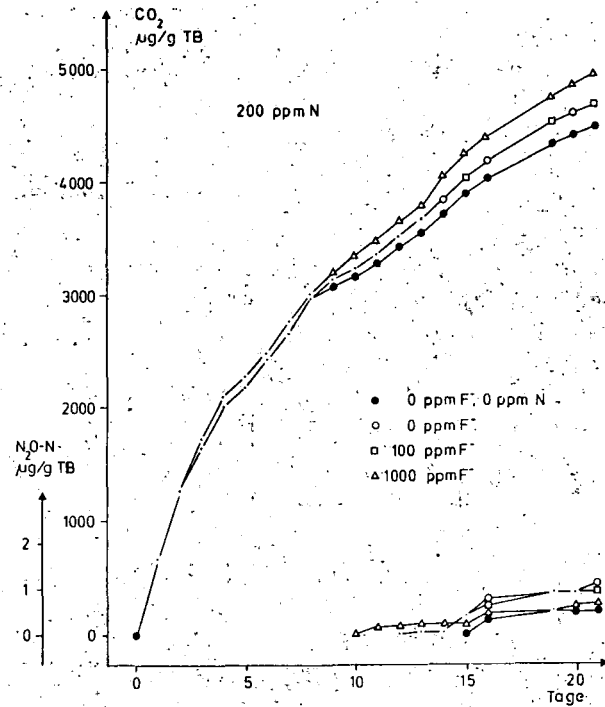
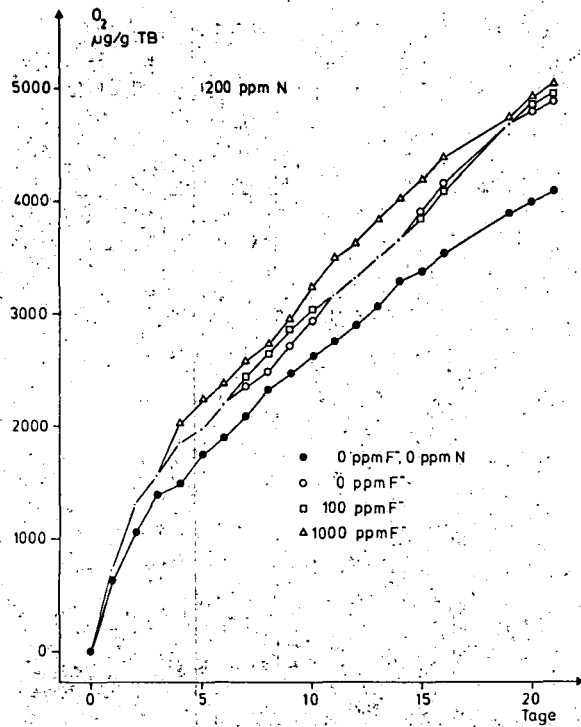


Abb. 2: Einfluß steigender NaF-Konzentrationen (0-1000 ppm F^-) auf den Sauerstoffverbrauch (links), die Kohlendioxidfreisetzung (rechts) und die Lachgasbildung (rechts unten) eines sandigen Lehms (8,5 % Humus, pH 7,4, 80 % mWK, 30°C) unter aeroben Bedingungen und bei relativ hohem N-Angebot (200 ppm NH_4^+-N), ($He/O_2 = 75/25$)

Radiokohlenstoffdatierung und Abbau von ^{14}C -markiertem Reisstroh zur
Modellierung der Kohlenstoffdynamik eines Reisbodens

von

Becker-Heidmann, P.M., U. Martin, H.W. Scharpenseel^{*)}

Einleitung:

Versuche zum Abbau ^{14}C -markierter organischer Substanz in überstauten tropischen und subtropischen Böden waren bisher nicht bekannt. Messungen der natürlichen ^{14}C -Gehalte zur Erfassung des steady state der Kohlenstoffdynamik in diesen Böden sind ebenfalls noch nicht durchgeführt worden. Hier wurde erstmals der Versuch unternommen, durch Anwendung beider Methoden ein integriertes Modell für die Dynamik der organischen Substanz in einem Reisboden zu erstellen.

Der untersuchte Boden gehört zur "great group" der Tropaquepts, welche die wichtigsten Reisböden der alluvialen Täler und der Küstenebenen Asiens südlich des 17. Breitengrades umfaßt (Moormann & van Bremen 1978).

Material und Methoden:

Der Abbauersuch mit ^{14}C -markiertem Reisstroh wurde am Internationalen Reisforschungsinstitut (IRRI) auf den Philippinen in einem Tropaquept durchgeführt. Bodeneigenschaften und Versuchsdurchführung wurden bereits beschrieben (Martin et al. 1983).

Für die Radiokohlenstoffdatierung wurde ein benachbartes Feld des gleichen Bodens (Maahas clay) ausgewählt. Der Standort war in der Vergangenheit jährlich zweimal mit Reis bepflanzt und das Stroh in einer Ecke des Feldes verbrannt worden. Die Probennahme erfolgte nach der Ernte im dränierten Feld in 2cm dünnen aufeinander folgenden Schichten. Die Probennahmefläche betrug etwa 1m^2 . Jede Probe wurde sorgfältig homogenisiert, danach der Kohlenstoffgehalt gemessen. Ein kleiner Teil der Probe wurde im Sauerstoffstrom verbrannt, das entstandene CO_2 in einer Hochvakuumlinie gereinigt und das Verhältnis der stabilen Isotope $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ mit dem Massenspektro-

^{*)} Ordinariat für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2,
2000 Hamburg 13

meter bestimmt. Der größere Teil der Probe wurde ebenfalls zu CO_2 verbrannt, welches zu Benzol synthetisiert wurde (Scharpenseel & Pietig 1968). Die natürliche ^{14}C -Aktivität wurde im Szintillationsspektrometer gemessen.

Ergebnisse und Diskussion:

Abb. 1 zeigt die Tiefenverteilung des Kohlenstoffgehalts. Deutlich sichtbar ist der Sprung bei 14 cm, der die verdichtete Sohle (traffic pan) der gepuddelten Zone (A_{pg}) anzeigt. Die Ergebnisse der ^{13}C -Messungen sind in Abb. 2 dargestellt. Der ^{13}C -Gehalt ist in ‰ -Abweichung vom internationalen PDB-Standard angegeben

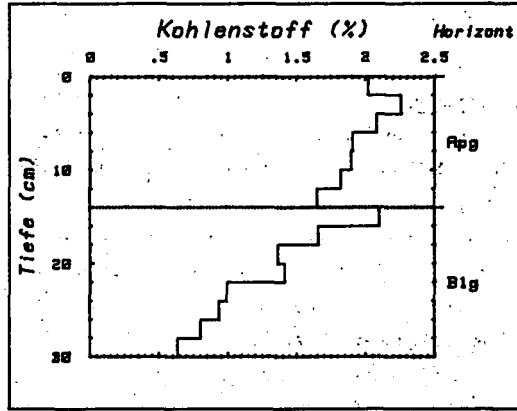


Abb. 1: Tiefenverteilung des Kohlenstoffgehalts

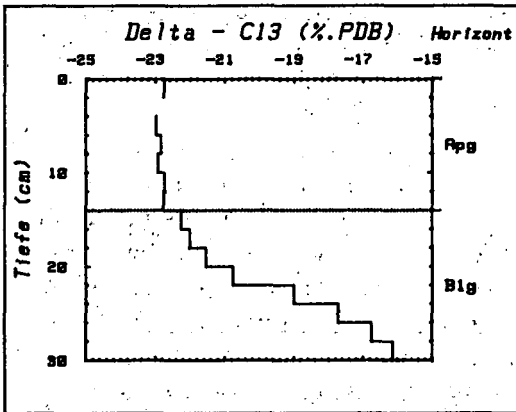


Abb. 2: Tiefenverteilung des ^{13}C -Gehalts in ‰ Abweichung vom PDB-Standard

(vgl. Kerpen & Schleser, 1983). Bei chemischen und bakteriellen Prozessen findet man in der Regel eine Anreicherung des Isotops ^{13}C im Rückstand (Rosenfeld & Silverman 1959), die darauf zurückzuführen ist, daß das schwerere Isotop reaktionsträger als das leichte ist. Ein höherer ^{13}C -Wert der organischen Substanz bedeutet somit weiter fortgeschrittener Abbau und höheres Alter. Die

Zunahme des ^{13}C -Gehalts mit der Tiefe zeigt jeweils fortgeschritteneres Abbaustadium im ungestörten B_{1g} an, während der konstante Wert im A_{pg} einen von der Tiefe unabhängigen Abbau in der gut durchmischten Zone widerspiegelt.

Der ^{14}C -Gehalt (Abb.3) ist als ‰-Abweichung vom Rezentstandard NBS der Radiokohlenstoffdatierung (^{14}C -Gehalt einer 1950 gewachsenen Holzprobe) angegeben. Die generelle Anreicherung gegenüber dem Rezentwert ist auf die Erhöhung des ^{14}C -Gehalts der Atmosphäre durch Atombombenversuche während der sechziger Jahre zurückzuführen. In Übereinstimmung mit den ^{13}C -Ergebnissen zeigt

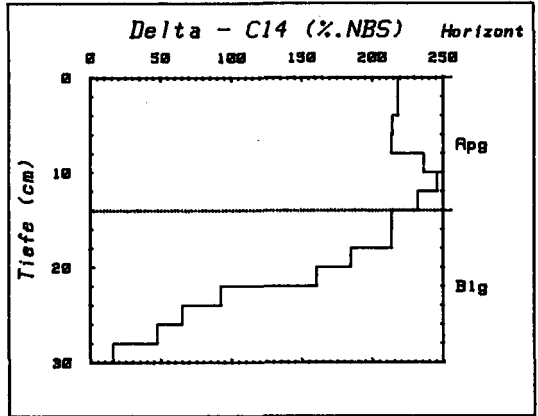


Abb. 3: Tiefenverteilung des Gehalts an natürlichen ^{14}C , in ‰ Abweichung vom NBS-Rezentstandard

die abnehmende Tendenz der ^{14}C -Konzentration im B_{1g} zunehmendes Alter an. Der Boden ist hier ungestört, so daß die Werte das Ergebnis der Kohlenstoffdynamik über einen längeren Zeitraum wiedergeben. Demgegenüber sind die Variationen im A_{pg} durch dessen vollständige Homogenisierung beim Puddeln, erkennbar an den ^{13}C -Werten, allein auf die während der vorangegangenen Saison stattgefundenen Prozesse zurückzuführen. Der ^{14}C -Gehalt wird nach dem Puddeln genau wie der ^{13}C -Gehalt im ganzen A_{pg} konstant sein. Wegen der stetigen Abnahme des ^{14}C -Gehaltes der Atmosphäre seit Einstellung der überirdischen Atomtests sollte der ^{14}C -Gehalt in der Schicht des Kohlenstoff-Eintrags durch die abgebauten Wurzelreste, in 10 bis 14cm Tiefe, niedriger als im übrigen A_{pg} sein. Die erwartete Anreicherung zeigt sich jedoch in den obersten 8 cm und deutet auf eine starke Verlagerung des jungen abgebauten Materials nach oben hin.

Modellansatz:

Für die Entwicklung des Modells wurden zunächst die Daten des Abbaueversuchs mit allseitig ^{14}C -markiertem Reisstroh ohne Einfluß der Bepflanzung herangezogen. Abb. 4 zeigt den Ansatz in graphischer Form. Er besteht aus

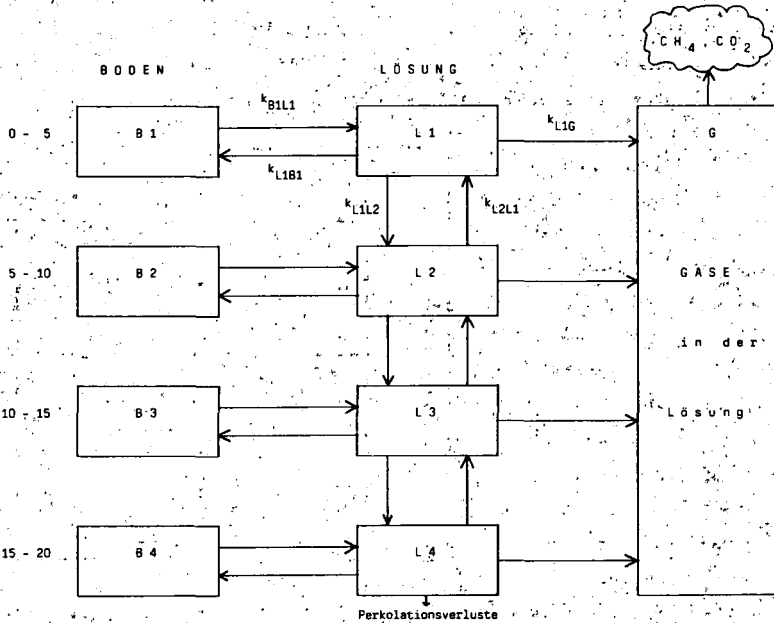


Abb. 4: Modellansatz zum Abbauersuch mit allseitig ^{14}C -markiertem Reisstroh im gefluteten Reisboden

je einem Boden- und einem Lösungskompartiment für die vier-Tiefenbereiche 0-5, 5-10, 10-15 und 15-20 cm. Für die Gase wurde eine schnelle Durchmischung im gesamten A_{pg} angenommen und deshalb nicht nach der Tiefe differenziert. Die Perkolationsverluste sind aufgrund der Undurchlässigkeit der Pflugsohle gering und wurden vernachlässigt. Für die Reaktionen bzw. Transporte zwischen den einzelnen Kompartimenten wurden generell Zeitgesetze 1. Ordnung angenommen. Eine Durchmischung des Bodens während der Versuchsdauer wurde ausgeschlossen; die Aktivität wird nur über die Lösung als Zwischenreservoir in die Bodenkompimente ober- und unterhalb der Einbringungstiefe des Strohs (5-10 cm) verlagert (Martin et al. 1983). Zur Abschätzung der Größenordnung der Geschwindigkeitskonstanten wurden die Verläufe der Aktivitäten des gesamten Bodens bzw. der gesamten Lösung betrachtet: Die Aktivität des Bodens nimmt innerhalb eines Jahres gemäß der Gleichung

$$B = B_0 \cdot (0,12 + 0,88 \cdot e^{-k_B \cdot t})$$

ab. Die Aktivität der Lösung erreicht innerhalb 14 Tagen ihr Maximum und nimmt danach langsam wieder ab (Abb. 5, gepunktete Linie). Sie lässt sich

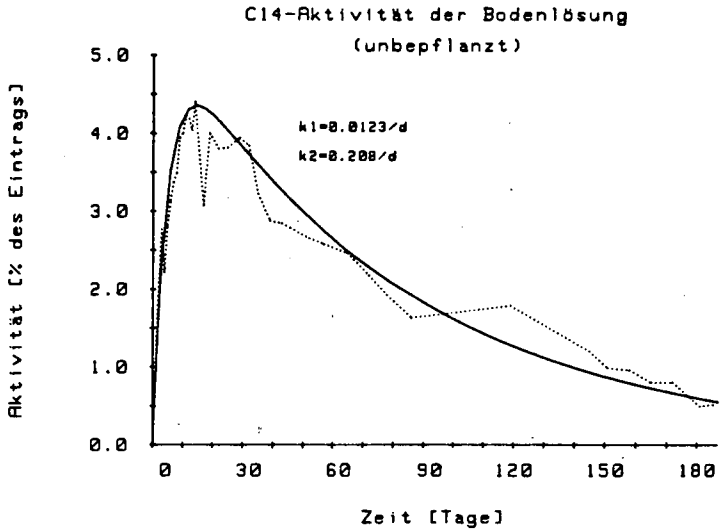


Abb. 5: Zeitlicher Verlauf der ^{14}C -Aktivität in der Bodenlösung
Erklärung im Text

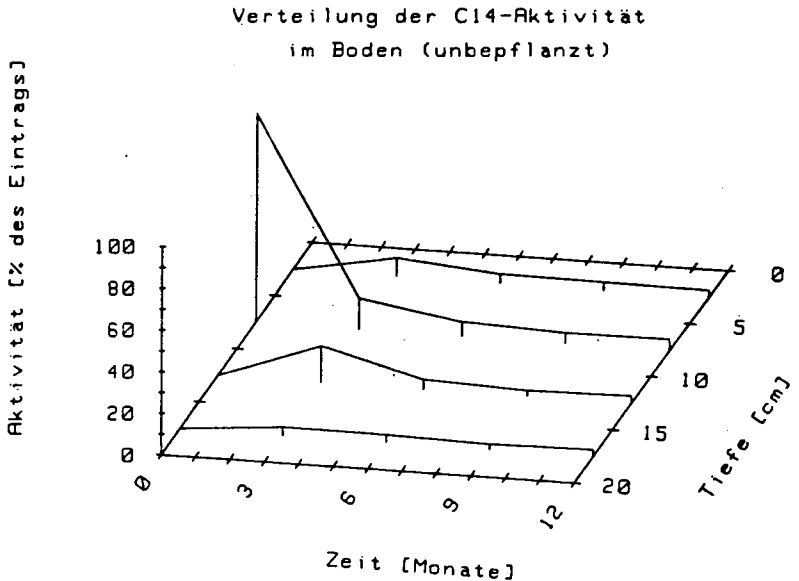


Abb. 6: Räumliche und zeitliche Verteilung der ^{14}C -Aktivität
im Boden

durch die Gleichung

$$L = B_0 * k_B / (k_L - k_B) * (e^{-k_B * t} - e^{-k_L * t})$$

beschreiben (Abb.5, durchgezogene Linie). Hierbei ist B_0 die Aktivität des eingebrachten Stroh's zu Beginn des Versuchs, B bzw. L die Aktivität des Bodens bzw. der Lösung zur Zeit t . Die Geschwindigkeitskonstanten errechneten sich zu $k_B = 0,0123/\text{Tag} = 4,44/\text{Jahr}$ und $k_L = 0,208/\text{Tag} = 75,75/\text{Jahr}$.

Abb. 6 zeigt die gemessene zeitliche und räumliche Verteilung der Aktivität des Bodens. Die Verteilung in der Lösung wurde bereits vorgestellt (Martin et al. 1983). Die Aktivität hat sich innerhalb der ersten drei Monate auf die verschiedenen Tiefenschichten verteilt, die Unterschiede zwischen den Schichten nehmen danach immer mehr ab.

Erste Ergebnisse der Modellrechnungen deuten darauf hin, daß die Verlagerung aus der Lösung zum Boden möglicherweise einem Zeitgesetz 2. Ordnung folgt.

Literatur:

- Kerpen, W., G.H. Schleser: Isotopenanalytische Methodik zum Einsatz für bodenkundliche Fragestellungen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 38 (1983) 507-512
- Martin, U., H.-U. Neue, H.W. Scharpenseel, P.M. Becker: Anaerobe Zersetzung von Reisstroh in einem gefluteten Reisboden auf den Philippinen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 38 (1983) 245-250
- Moormann, F.R., N. van Breemen: Rice: Soil, water, land. International Rice Research Institute, Los Banos, Philippines, 1978
- Scharpenseel, H.W., F. Pietig: Einfache Boden- und Wasserdatierung durch Messung der ^{14}C - oder Tritiumkonzentration. *Geoderma* 2 (1968) 273-289

Die Untersuchungen mit ^{14}C wurden vom Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) und von der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) gefördert. Für die $\delta^{13}\text{C}$ -Bestimmung standen Mittel der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) zur Verfügung.

Verlauf der stabilen Kohlenstoffisotope
in natürlich gewachsenen Profilen :
Stratigraphisches Hilfsmittel und Modellgrundlage

von

Bertram, H.G. +)

Bisherige Untersuchungen an dem Verlauf der $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnisse in natürlich gewachsenen, ungestörten Bodenprofilen an einem Pseudogley im Hambacher Forst (Schleser et al., 1981) und einem Podsol aus Norddeutschland (Bertram, Schleser, 1982) zeigten, daß sich bodendynamische Vorgänge, die den organischen Kohlenstoff im Boden betreffen, sehr gut an den Isotopenverhältnissen verifizieren lassen.

Diese Methodik hierzu wurde bereits von Kerpen und Schleser (1983) im einzelnen vorgestellt und ihre Anwendung von Kerpen et al. (1983) diskutiert. Der Grundgedanke dabei sei hier noch einmal kurz zusammengefaßt : Stabile Isotope unterscheiden sich nur durch ihre unterschiedliche Kernmasse. Ihre Elektronenkonfiguration ist gleich, und somit sind sie chemisch nicht zu unterscheiden. Im natürlichen Gleichgewicht haben sich bestimmte Häufigkeitsverhältnisse eingestellt, die bei stattfindenden Reaktionen oder anderen physikochemischen Prozessen durch unterschiedliche Kinetik verschoben werden. Diese Feinvariationen kann man massenspektrometrisch erfassen und daraus auf die vorhergehenden Fraktionierungsprozesse zurückschließen.

Die letzten Untersuchungen an skandinavischen Wald- und Moorböden führen aus dieser Sicht zu folgendem Ergebnis :

a) Bei allen untersuchten Profilen ist ein Zusammenhang zwischen mikrobiellem Abbau und einer ^{13}C -Zunahme bei zunehmender Tiefe im Oberboden festzustellen. Daraus läßt sich die belüftete, biologisch aktive Bodenzone stratigraphisch festlegen.

b) Aus der ^{13}C -Zunahme im belüfteten Oberboden kann der respirativ abgebaute Anteil der eingetragenen Biomasse modell-

+) Geologisches Institut der Universität zu Köln,
Zülpicher Str. 49, 5000 Köln 1

mäßig quantifiziert werden. Die C-Bilanzierung an einem untersuchten Standort bestätigt diese Modellrechnung zufriedenstellend.

Abb.1 zeigt den Verlauf von organischem Kohlenstoff (Gew.%) und $\delta^{13}\text{C}$ -Wert in einem Wiesenmoor aus dem arktischen Tundrabereich der Hardangervidda in Westnorwegen. Das Profil wurde an dem bei Hinneri, et al. (1975) beschriebenen IBP-Standort entnommen. Der organische Kohlenstoff nimmt zunächst durch die Polymerisation zu längererkettigen Huminstoffen zu. Unterhalb des Grundwasserpegels nimmt er wieder ab; möglicherweise spielen hierbei anaerobe Abbaumechanismen eine Rolle.

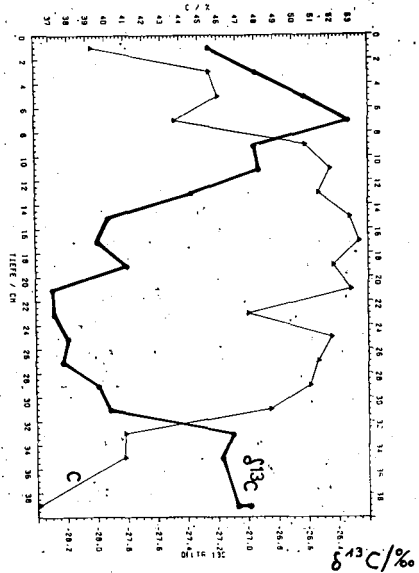


Abb.1: Verlauf des organischen Kohlenstoffs und der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in einem Wiesenmoor aus Stigstuv, Hardangervidda, Westnorwegen

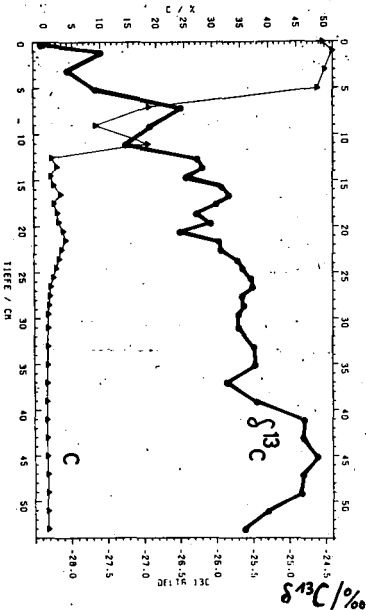


Abb.2: Organischer Kohlenstoff und $\delta^{13}\text{C}$ in einem Eisenhumuspodsol unter Fichtenwald, Jädråas, Mittelschweden

Die Analyse der stabilen Kohlenstoffverhältnisse zeigt im Oberboden bis zu einer bestimmten Tiefe eine Zunahme der schwereren ^{13}C -Isotope, bis dieser Trend dann abrupt seine Richtung umkehrt. Ein Vergleich mit der Struktur des Bodenprofils zeigt deutlich, daß hier die Eindringtiefe des Luftsauerstoffs erreicht ist. Von da ab ist keine aerobe Mikroorganismen-tätigkeit mehr möglich, und die Verschiebung der $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnisse in Richtung positiverer $\delta^{13}\text{C}$ -Werte findet nicht mehr statt. Auch an den anderen Podsolprofilen aus Mittelschweden ist dieser Effekt zu beobachten (Abb.2-5).

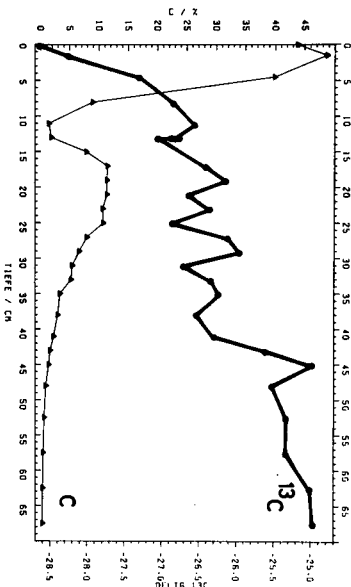


Abb. 3

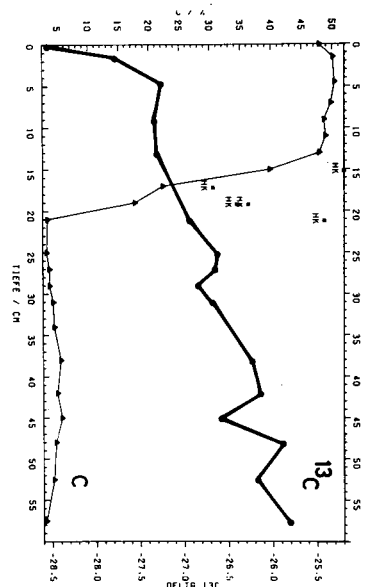


Abb. 4

Abb.3-5: Profile aus einer Catena an einem nach NNO orientierten Fichtenhang "Stygg Stenarna" auf einer Grundmoräne bei Jädråsa, Mittelschweden

Abb.3: ca. 8m unter dem Gipfel

Abb.4: Senke in der Hangmitte

Abb.5: unteres Hangende

Daraus kann man demnach ableiten, daß die Analyse der stabilen Kohlenstoffisotope zur stratigraphischen Kennzeichnung des biologisch aktiven Bereichs der aeroben Mikroorganismen mit

Erfolg einzusetzen ist. Dies trifft für natürlich gewachsene, ungestörte Bodenprofile zu. Die Effekte, die bei bearbeiteten Böden auftreten, werden noch untersucht und können zum Teil bei Becker-Heidmann et al. (1985) und Scharpenseel et al. (1985) für asiatische Reisböden und ägyptische Vertisole entnommen werden. (In diesem DBG-Band)

Bei den in dieser Arbeit vorgestellten skandinavischen Waldböden zeigt sich beim Vergleich der Profile aus der Hangmitte von Stygg Stenarna (Abb.4) und dem am unteren Ende des Hanges (Abb.5), wie die Charakterisierung des belüfteten Bodenbereichs zu einer Aussage führt, die sonst nur durch Messung von Porenvolumen, Bodenfeuchte und mikrobieller Aktivität möglich gewesen wäre:

Am ^{13}C -Verlauf in Abb.4 erkennt man, daß der mikrobiell aktive Bereich auf die oberen 5 cm der trockenen Auflage beschränkt bleibt. Der A_h -Horizont darunter ist offensichtlich schon so stark durchfeuchtet, daß aerobe Abbaumechanismen zum Erliegen kommen. Am unteren Hange dagegen zeigen die Isotopenmessungen, daß der gesamte A_h -Horizont durchlüftet und somit mikrobiologisch aktiv ist.

Neben diesen stratigraphischen Aussagen läßt die modellmäßige Erfassung der ^{13}C -Zunahme im belüfteten Bodenbereich auch eine Berechnung des respirativ abgebauten Anteils der angelieferten toten Biomasse zu. Die Bilanzierung der Kohlenstoffflüsse, die durch respirativen Abbau oder Transport in den Unterboden bzw. Humusakkumulation im Boden entstehen, kann mit den ^{13}C -Werten in folgender Weise korreliert werden (Bertram, 1985) :

$$R = \left(1 - \frac{\bar{\delta} - \delta_p + e}{\delta - \delta_n + e} \right) 100 \quad \text{mit} \quad \bar{\delta} = 5/8 \delta_p + 3/8 \delta_n .$$

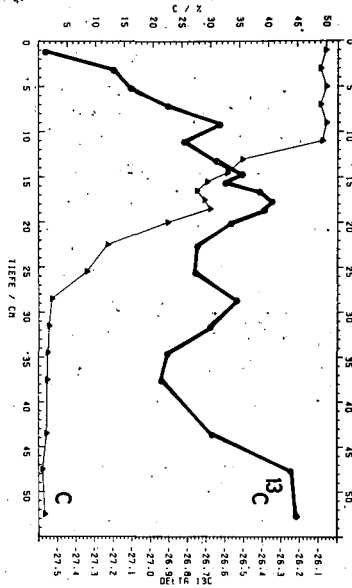


Abb.5

Der respirativ abgebaute Anteil R des Kohlenstoffeintrags kann danach aus dem $\delta^{13}\text{C}$ -Wert des angelieferten toten Pflanzenmaterials δ_p , der mit dem obersten Wert in der Spreu zusammenfällt, und dem Wert δ_n an der Unterkante der belüfteten Bodenzone berechnet werden. Die ebenfalls zu berücksichtigende konstante Fraktionierung e bei der Bodenatmung kann hierbei nach eigenen Messungen mit -3 ‰ eingesetzt werden.

Somit erhält man für die hier vorgestellten Profile folgende Ergebnisse:

Regression (x: Tiefe in cm)	r^2	δ_p ‰	δ_n ‰	respirierter Anteil 100 - L
Stygg Stenarna, Gipfel $\delta^{13}\text{C} = 0,19x - 28,51$	0,95	-28,51	-26,40	49 ‰
Stygg Stenarna, Hangmitte $\delta^{13}\text{C} = 0,27x - 28,43$	0,91	-28,43	-27,22	32 ‰
Stygg Stenarna, unteres Hangende $\delta^{13}\text{C} = 0,06x - 27,45$	0,90	-27,45	-26,36	30 ‰
Jädråas, Fichtenwald auf Sanderfläche $\delta^{13}\text{C} = 0,14x - 28,17$	0,83	-28,17	-25,92	51 ‰
Stigstuv, Hardangervidda, Wiesenmoor $\delta^{13}\text{C} = 0,15x - 27,41$	1,00	-27,41	-26,33	29 ‰

Man erkennt in der letzten Spalte, daß sich die Profile in zwei Gruppen sortieren lassen. In den gut durchlüfteten Böden der Abb.2 und 3 wird im Mittel die Hälfte des Kohlenstoffeintrags respirativ abgebaut. Die feuchteren Bedingungen in den drei übrigen Profilen lassen nur den Abbau von rund einem Drittel des Eintrags zu.

Diese relativen Unterschiede der respirativ abgebauten Anteile bestätigen den Modellansatz und seine Ergebnisse. Auf der anderen Seite erscheinen die abgebauten Anteile des Kohlenstoffeintrags sehr niedrig. Man muß sich fragen, was mit dem Rest des toten organischen Materials geschieht. Wird es aus dem Profil heraus verlagert, oder führt dieser Anteil zu einer hohen Akkumulationsrate im Boden? Diese Frage kann allein aus der bisherigen Betrachtungsweise nicht beantwortet werden.

Allerdings läßt sich durch die mehrjährige Bilanzierung der CO_2 -Freisetzung aus einem Pseudogley unter Wald (Bertram, 1985) für diesen Standort zeigen, daß nur 66 ‰ des C-Eintrags respi-

rativ abgebaut werden. Die an dem Bodenprofil durchgeführte Isotopenmessung liefert einen modellierten respirativen Anteil von 61 %. Diese weitgehende Übereinstimmung zeigt, daß die modellierten niedrigen Respirationsanteile durchaus realistisch sind. Eine weitergehende Untersuchung muß zeigen, wo der restliche Kohlenstoffanteil zu suchen ist. Möglicherweise ergibt sich hieraus die Funktion feuchter Bödenbereiche als bedeutende Senke für organischen Kohlenstoff innerhalb des biogenen Kohlenstoffkreislaufs, die in ihrem Ausmaß noch nicht erkannt wurde.

Zusammenfassend läßt sich somit feststellen, daß die Analyse der $\delta^{13}\text{C}_{\text{Org}}$ -Werte in Bodenprofilen neben ihrer stratigraphischen Bedeutung eine Bilanzierung der C-Verhältnisse ermöglicht. Was sonst nur durch langjährige Messungen am gesamten Ökosystem ermittelt werden kann, läßt sich durch eine einmalige Untersuchung der dem Bodenprofil aufgeprägten Isotopencharakteristik bestimmen.

L I T E R A T U R

Bertram, H.-G., 1985. Zur Rolle des Bodens im globalen Kohlenstoffkreislauf, Dissertation Osnabrück, FB Ökologie.

Bertram, H.-G., Schleser, G.H., 1982. The $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotope ratios in a North-German Podzol. In: Stable isotopes, Elsevier Sci. Publ. Comp., Amsterdam 1982 : 115-120.

Hinneri, S., Sonesson, M., Veum, A.K., 1975. Soils of Fenoscandian IBP Tundra Ecosystems. In: Wielgolaski, F.E. (ed.), Ecological studies. Analysis and synthesis, Vol. 17, Fenoscandian tundra ecosystems, Part 1, Springer 1975 : 31-40.

Kerpen, W., Schleser, G.H., 1983. Isotopenanalytische Methodik zum Einsatz für bodenkundliche Fragestellungen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 38, 507-512.

Kerpen, W., Schleser, G.H., Bertram, H.-G., 1983. Charakterisierung bodendynamischer Vorgänge mittels der stabilen Isotope $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ in verschiedenen Bodentypen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 38 : 513-518.

Schleser, G.H., Pohling, R., Kerpen, W., 1981. Die Verteilung der stabilen Kohlenstoffisotope $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ in einem Pseudogley unter Wald. Z. Pflanzenern. Bodenkunde 144 : 115-120.

Einfluß der Temperatur auf Kinetik und Gaszusammensetzung der
Denitrifikation in einem sandigen Lehm

von

von Bischofinck, K.U. u. J.C.G. Ottow^{†)}

1. Einleitung

Die Denitrifikation (= Nitratatmung) übernimmt im biogeochemischen Kreislauf des Stickstoffs die Rückführung des gebundenen oxidierten Stickstoffs (NO_3^-) in die ungebundene reduzierte Form. Die Fähigkeit zur Denitrifikation ist in Böden und Gewässern bei sehr verschiedenen Bakterien weit verbreitet (FOCHT u. VERSTRAETE, 1977; SCHMIDER u. OTTOW, 1984, 1985) und infolgedessen kann es in den unterschiedlichsten Standorten rasch zur Stickstoffentgasung kommen. Die Zusammensetzung der dabei entstehenden Produkte (überwiegend N_2 und N_2O , gelegentlich auch NO) variiert je nach Organismen und ökologischen Bedingungen (Art und Menge der organischen Substanz, Sauerstoffpartialdruck, Nitratkonzentration, pH und Temperatur (FOCHT, 1974; KNOWLES, 1982; EL-DEMERDASH u. OTTOW, 1983; BURTH u. OTTOW, 1983; OTTOW u. EL-DEMERDASH, 1983; MALINOWSKY u. OTTOW, 1985; OTTOW u. FABIG, 1985). Zum Einfluß der Temperatur liegen vergleichsweise wenig Arbeiten vor (NÜMMIK, 1956; SMID u. BEAUCHAMP, 1976), zumal die Frage nach der Intensität der Denitrifikation und der Produktzusammensetzung in Abhängigkeit von einem sehr breiten Temperaturbereich (10-60 °C) noch nicht geklärt wurde.

2. Material und Methoden

Die Modellversuche wurden mit dem Oberboden (10 cm) einer Paternia (sL) aus Au am Rhein durchgeführt (Tab. 1). Jeweils 400 g des luftgetrockneten, gemörserten und gesiebten (<2 mm) Bodens wurden in 500 ml Weithals-Erlenmeyerkolben eingewogen, mit einer wässrigen KNO_3 -Lösung (300 $\mu\text{g NO}_3^-$ -N/g TB) auf 80 % seiner maximalen Wasserkapazität angefeuchtet und sorgfältig homogenisiert. Die Bodenproben wurden anschließend in modifi-

^{†)} Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, 7000 Stuttgart-70

zierten Anaerobentöpfe (EL-DEMERDASH und OTTOW, 1983) gestellt, mehrmals evakuiert und mit Helium (99,996 %) begäst. Die Bebrütung (10-60 °C) der jeweils in 14 Parallelen angesetzten Töpfe erfolgte in einem Thermo-Kryostaten (Ehret GmbH, Emmendingen). In regelmäßigen Abständen wurden den Anaerobentöpfen nach sorgfältigem homogenisieren Proben mit einer gasdichten Hamilton-Spritze entnommen und gaschromatographisch (F 22 Perkin & Elmer, Oberlingen) auf O₂, CO₂, N₂, N₂O und NO analysiert (EL-DEMERDASH 1981). Zur Nitrat-, Nitrit- und Ammonium-Bestimmung wurden 20 g Boden mit 150 ml 0,02 N CaCl₂-Lösung versetzt, 60 min geschüttelt und die einzelnen Ionen im Filtrat photometrisch bestimmt (SCHMIDER und OTTOW, 1984).

Tab. 1: Übersicht der chemisch-physikalischen Eigenschaften des verwendeten sandigen Lehms (Ah; Paternia; Au/Rhein)

pH (KCl/H ₂ O)	7,1 / 7,3	N _t	0,26 %
C _t	4,6 %	NO ₃ ⁻ -N	15,0 µg/g TB
C _{H₂O} 1)	0,36 % von C _t	C/N-Verhältnis	17,7

1) nach BURFORD und BREMNER (1975), ansonsten nach SCHLICHTING und BLUME (1966).

3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt den Einfluß verschiedener Bebrütungstemperaturen (10-60 °C) auf die Intensitätssteigerung der Denitrifikationsrate (N₂-Freisetzung) des sandigen Lehms. Aus Abb. 1 ist folgendes ersichtlich. Erstens verringert sich die Lag-Phase bis zum Einsetzen der intensiven N₂-Bildung bei jeder untersuchten Temperatur. Zweitens zeigen die Kurven der N₂-Bildung bei jeder untersuchten Temperatur nach Beendigung der Lag-Phase eine lineare Steigerung (Reaktionskinetik 0. Ordnung), bis 90-95 % des ursprünglichen Nitrat-N-Gehalts als N₂ vorliegt. In Tab. 2 sind die Geradengleichungen zu diesen Kurvenabschnitten zusammengefaßt. Drittens nimmt die Steilheit der Geraden mit steigenden Temperaturen (10-60 °C) deutlich zu (= Steigung k_{N₂} in Tab. 2). Zur Beschreibung des Temperatureinflusses auf chemische und biochemische Reaktionen läßt sich die Arrhenius-Gleichung (MENZINGER und WOLFGANG, 1969) anwenden:

$$\lg k = A - \mu \frac{1}{RT} \quad (1)$$

In dieser Gleichung (1) ist T die absolute Temperatur, R die universelle Gaskonstante, A der Frequenzfaktor und μ die Aktivierungsenergie.

Tab. 2: Einfluß unterschiedlicher Bebrütungstemperaturen (10-60. °C) auf die Denitrifikationsrate k_{N_2} eines sandigen Lehmes (300 $\mu\text{g NO}_3^-$ -N/g TB, 80 % mWK) unter anaerober Bebrütung.

Temperatur °C	Y = k_{N_2}	X - b	Korr.koeffizient
10	Y = 1,24	X - 157	0,999 ** 2)
20	Y = 2,54	X - 72	0,999 **
30	Y = 4,93	X - 31	0,999 **
40	Y = 8,89	X - 86	0,982 *
50	Y = 15,05	X - 135	0,992 *
60	Y = 20,87	X - 214	0,994 *

1) $\mu\text{g N/g TB h}$; 2) Signifikanz: * P=0,95, ** P=0,99

In Abb. 2 ist der Logarithmus der Geschwindigkeitskonstanten für die N_2 -Bildung (k_{N_2}) gegen den Kehrwert der absoluten Temperatur aufgetragen (Arrhenius-Diagramm). Wie aus Abb. 2 ersichtlich, beträgt der Wert für die Aktivierungsenergie (= Steigung der Geraden im Arrhenius-Diagramm) der N_2 -Bildung 19,6 k J/mol. Er liegt damit in der Größenordnung (14,5-34,5) wie schon von anderen Autoren unter den verschiedensten Bedingungen ermittelt (vgl. VON BISCHOPINCK, 1985). Aber auch die Q_{10} -Werte für die N_2 - und N_2O -Bildung (Tab. 3) entsprechen den wenigen vorliegenden Ergebnissen (FOCHT, 1974; STANFORD et al., 1975; SMID und BEAUCHAMP, 1976). Für die Praxis bedeuten diese Ergebnisse, daß die gasförmigen Stickstoffverluste aus Böden als Folge von Denitrifikationsprozessen unter feuchthumiden tropischen Klimaverhältnissen bei sonst vergleichbaren Bedingungen größer sein dürften als im gemäßigten feuchten Klima. Da die Denitrifikation (a) unter anaeroben Bedingungen unabhängig von der Nitratkonzentration (= Funktion nullter Ordnung) aber abhängig von

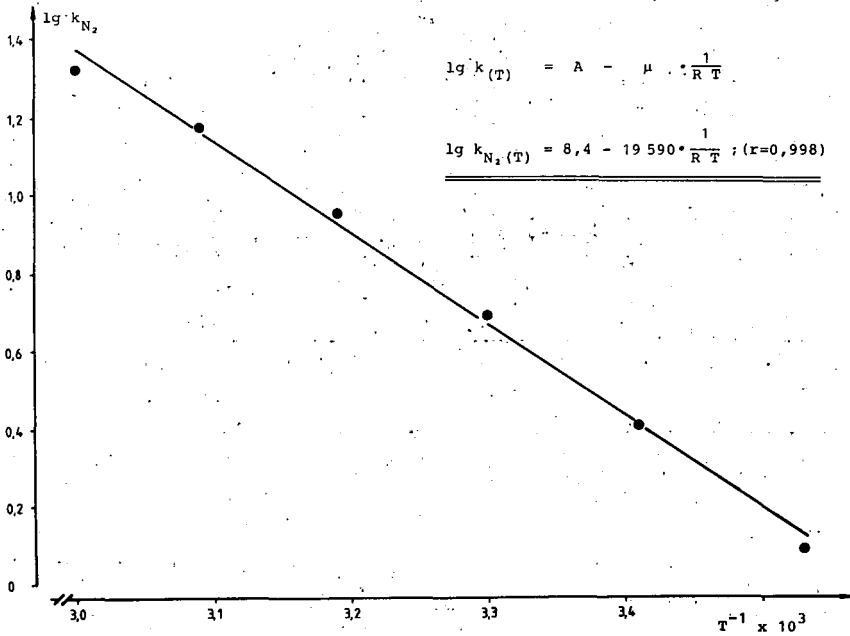


Abb. 2: Arrhenius-Diagramm der N₂-Bildung für den Temperaturbereich von 10°C bis 60°C. Der Logarithmus der N₂-Bildungsrate (lg k_N) ist als Funktion des Kehrwerts der absoluten Temperatur (T) aufgetragen.

Tab. 3: Temperaturkoeffizienten der N₂- und N₂O-Bildung eines sandigen Lehms (He-Atmosphäre, 300µg NO₂⁻ - N / g TB, 80% mWK)

T	T+10	Q ₁₀ N ₂	Q ₁₀ N ₂ O
°C		$\frac{k_{N_2}^* (T+10)}{k_{N_2}^* (T)}$	$\frac{k_{N_2O}^* (T+10)}{k_{N_2O}^* (T)}$
10	20	1,92	1,85
20	30	1,84	1,78
30	40	1,77	1,71
40	50	1,71	1,66
50	60	1,61	--

1) k* = Geschwindigkeitskonstante errechnet mit Hilfe der Arrhenius-Gleichung

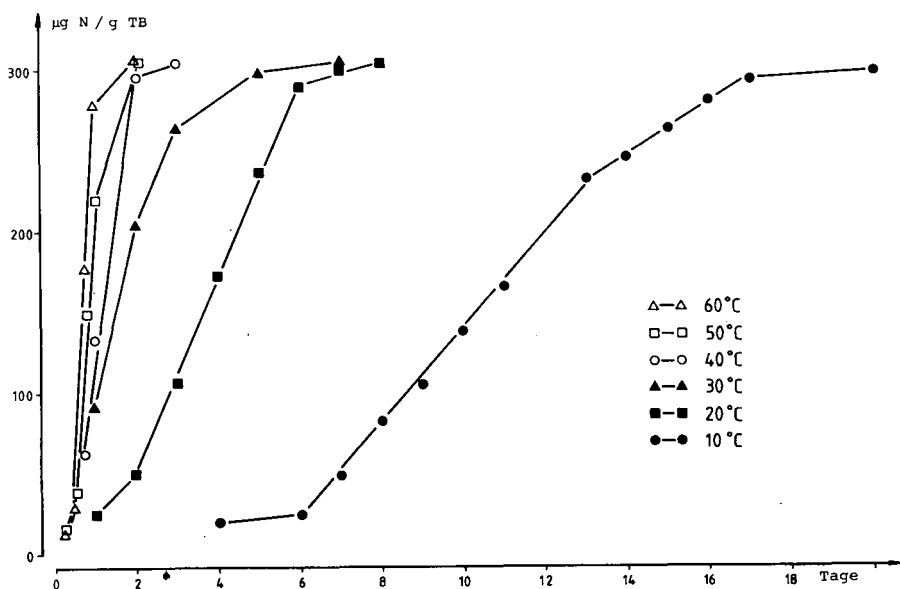


Abb. 1: Einfluß steigender Bebrütungstemperaturen (10-60 °C) auf die Denitrifikationsintensität (N_2 -Bildung) eines sandigen Lehms bei anaerober Bebrütung ($300 \mu\text{g NO}_3^-$ -N/g TB, 80 % mWK).

dem Gehalt an wasserlöslichem leichtmineralisierbarem Kohlenstoff verläuft (BURFORD und BREMNER, 1975 ; EL DEMERDASH und OTTOW, 1983) und (b) mit zunehmender Temperatur von 10 auf 60 °C signifikant ansteigt, darf angenommen werden, daß die Denitrifikationsverluste aus Böden dort am größten sind, wo ein relativ hoher Gehalt an leichtmineralisierbaren organischen Verbindungen bei relativ hohen Temperaturen und Nitratkonzentrationen einer raschen Zersetzung unterliegen. Bei dieser Konstellation von Faktoren kann molekularer Sauerstoff sogar fördernd auf die Nitratatmung wirken (OTTOW und FABIG, 1985).

Danksagung- Diese Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), Bonn finanziell unterstützt.

Zitierte Literatur

- BURFORD, J.R. u. BREMNER, J.M. (1975): Relationships between the denitrification capacities of soils and total water-soluble readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.* 7: 389-394.
- BÜRTH, I. u. OTTOW, J.C.G. (1983): Influence of pH on the production of N_2O and N_2 by different denitrifying bacteria and *Fusarium solani*. *Ecol. Bull. (Stockholm)* 35: 207-215.
- BISCHOPINCK, K.U. von (1985): Einfluß der Temperatur auf Intensität, Produktzusammensetzung und Mikroflora bei der Denitrifikation eines sandigen Lehms. Diplomarbeit. Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim.
- EL-DEMERDASH, M.E. (1981): Einfluß einiger chemisch-physikalischer Bodeneigenschaften auf die potentielle Denitrifikationskapazität verschiedener Böden Baden-Württembergs. Dissertation, Universität Hohenheim.
- EL-DEMERDASH, M.E. u. OTTOW, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Niträtrdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 145: 138-151.
- FOCHT, D.D. (1974): The effect of temperature, pH, and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen - A zero-order kinetic model. *Soil Sci.* 188: 173-179.
- FOCHT, D.D. u. VERSTRAETE, W. (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Microbiol. Ecol.* 1: 135-214.
- KNOWLES, R. (1982): Denitrification. *Microbiol. Rev.* 46: 43-70.
- MALINOWSKY, P. u. OTTOW, J.C.G. (1985): Ökologische Bedingungen der Denitrifikation bei Pilzen. *Landwirtsch. Forsch.* 38: 115-121.
- MENZINGER, A. u. WOLFGANG, R.L. (1969): Bedeutung und Anwendung der Arrhenius-Aktivierungsenergie. *Angew. Chem.* 81: 446-452.
- NUMMIK, H. (1956): Investigations on denitrification in soil. *Acta Agron. Scand.* 6: 195-228.
- OTTOW, J.C.G. u. EL-DEMERDASH, M.E. (1983): Einfluß der Wasserstoff-Ionenkonzentration (pH 4), des Sauerstoff-Partialdrucks und der N_2O -Spannung auf die Denitrifikationskapazität verschiedener Böden. *Landwirtsch. Forsch.* 36: 270-284.
- OTTOW, J.C.G. u. FABIG, W. (1985): Influence of oxygen aeration on denitrification and redox level in batch cultures of various bacteria. In: *Proc. 6th Intern. Symp. Environm. Biogeochem. Santa Fe (USA) 1983*, pp. 427-440.
- SCHLICHTING, E. u. BLUME, H.p. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Parey Verlag, Hamburg; Berlin.
- SCHMIDER, F. u. OTTOW, J.C.G. (1984): Die denitrifizierende Flora unterschiedlich belasteter Fließ- und Stillgewässer. *Landwirtsch. Forsch.* 37: 181-194.
- SCHMIDER, F. u. OTTOW, J.C.G. (1985): Charakterisierung der denitrifizierenden Mikroflora in den unterschiedlichen Reinigungsstufen einer biologischen Kläranlage. *Arch. Hydrobiol. (im Druck)*
- SMID, A.E. u. BEAUCHAMP, G. (1976): Effects of temperature and organic matter on denitrification in Soil. *Can. J. Soil. Sci.* 56: 385-391.
- STANFORD, G., DZIENIE, S. and VAN DER POL, R.A. (1975): Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 39: 867-870.

Wirkung einer Stickstoff- und Strohdüngung auf Ertrag und N-Entzug sowie chemische und biologische Bodeneigenschaften einer Lössbraunerde

von

Bosch, M. u. R. Gutser⁺)

1. Einleitung

In einem langjährigen Kalkstickstoffsteigerungsversuch ohne organische Düngung wurde 1968 eine Strohdüngung einbezogen. Dies bot sich vor allem wegen der günstigen Wirkung des Kalkstickstoffs auf die Strohrutte an. Mit besonderem Interesse wurde daher die Wirkung der organischen Düngung auf Humusgehalt, biologische Aktivität und N-Umsatz des Bodens verfolgt.

2. Standort und Versuchsaufbau

Standort

Niederschläge: 814 mm

Temperatur: 7,7° C

Boden: Acker-Braunerde, leicht pseudovergleyt aus Lösslehm (22% Ton, 60% Schluff)

nFK: 130 mm (bis 1 m Tiefe); pH: 5,9

KAK: 15 mval/100 g; Gesamt-C: 1,0 %; Gesamt-N: 0,1 %

Versuchsaufbau:

Versuchsbeginn: N-Steigerung: 1935 (keine organische Düngung!)

Strohdüngung: 1968

Blockanlage mit 2 Faktoren und 4 Wiederholungen:

I. Strohdüngung

1. ohne (Schlag 1,3)

2. mit (Schlag 2,4)

je Fruchtfolge 2 x Stroh

50 dt + 50 N als Kalkstickstoff

II. N-Düngung als Kalkstickstoff

$N_0/N_1/N_2$

N_2 = optimale N-Gabe

Fruchtfolge: Blattfrucht - Halmfrucht - Halmfrucht

* Lehrstuhl für Pflanzenernährung, TU München
8050 Freising - Weißenstephan

3. Ergebnisse

Der Kalkstickstoff bewirkt einen Anstieg des pH-Werts, die Strohdüngung bleibt dagegen ohne Einfluß (Tab. 1).

Der Humusgehalt steigt sowohl mit N-Düngung als auch mit Strohdüngung. Der Effekt der Strohdüngung ist umso größer je geringer das N-Niveau ist. Kalkstickstoff fördert etwas den Huminstoffgehalt. Der Fulvosäureanteil erhöht sich mit Strohdüngung leicht auf Kosten der übrigen Fraktionen. Insgesamt bleibt aber der Einfluß der Düngungsmaßnahmen auf die Humuszusammensetzung gering (Tab. 2).

Entsprechend dem C-Gehalt erhöht sich in der Regel auch der N-Gehalt. Der Anteil der einzelnen N-Fractionen bleibt von N- und Strohdüngung unbeeinflusst (Tab. 3).

Die Kalkstickstoffdüngung steigert die biologische Aktivität und die Biomasse (1), spezifisch gehemmt wird die Aktivität der Katalase (2). Durch Strohdüngung wird die Aktivität aller Enzyme erhöht, besonders aber die Biomasse (Abb. 1) 1).

Im Gegensatz zur N-Düngung wirkt sich die Strohdüngung nicht auf den Ertrag aus. Gelegentliche Mehrerträge (So-Gerste, Z-Rüben) sind auf die N-Wirkung der Ausgleichsdüngung zurückzuführen (Tab. 4).

Die Ausnutzung der fruchtspezifischen N-Düngung liegt mit 47-58% auf bekanntem Niveau. Die Ausgleichsdüngung wird nur in geringem Maß ausgenutzt (12-15%), noch niedriger liegt die Verwertung bei Einbeziehung des Stroh-N (8-9%).

Während der Strohrötte mikrobiell oder chemisch festgelegter mineralischer Stickstoff zeigt demnach nur eine unbedeutende N-Wirkung. Er verhält sich bezüglich Mineralisation wie organischer Boden-N. In einem 14-monatigen Gefäßversuch konnten etwa 2 - 3% des durch Strohdüngung im Boden angereicherten Stickstoffs freigesetzt werden (Tab. 5). Dieses Ergebnis deckt sich auch mit den in Modellversuchen erzielten Mineralisationsraten.

Die N-Bilanz ohne Strohdüngung ist in den Stufen N_0 und N_1 wie zu erwarten negativ, nur mit optimaler N-Düngung ist sie ausgeglichen. Alleinige Strohdüngung ohne N-Düngung erreicht bereits ein Gleichgewicht von In- und Output, auf den Stufen N_1 und insbesondere N_2 liegt eine positive N-Bilanz vor. Umgerechnet auf den Gehalt im Boden ergibt das positive Werte bis + 26 mg N/100 g Boden (Tab. 6). Die übliche N-Bestimmung im Boden bestätigt diese theoretische N-Bilanz nur annähernd (s.Tab.4), insbesondere dann, wenn auch noch der N-Gehalt des Unterbodens miteinbezogen wird (Tab. 7).

Interessant ist nämlich der Befund, daß die N-Gehalte des Unterbodens nach Strohdüngung gesichert niedriger liegen als ohne organische Düngung; Stroh vermindert demnach eine Verlagerung von N (NO_3) aus der Krume in den Unterboden, sodaß dieser offensichtlich von den Pflanzen weniger intensiv durchwurzelt wird (geringerer C-Gehalt). Aus den Ergebnissen der N-Untersuchung von Ober- und Unterboden zusammen kann keine positive N-Bilanz durch Strohdüngung abgeleitet werden.

1) Die Untersuchungen zur biologischen Aktivität konnten dankenswerterweise im Laboratorium von Herrn Dr.Th. Beck, Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München durchgeführt werden.

4. Schlußfolgerungen

Sowohl die fruchtspezifische N-Düngung (Kalkstickstoff) als auch die Strohdüngung mit N-Ausgleich fördern die Bodenfruchtbarkeit, gemessen an Humusgehalt und biologischer Aktivität des Bodens; die Pflanzenerträge werden durch die Strohdüngung hingegen kaum beeinflusst.

Der während der Strohhotte festgelegte N (Ausgleichs-N, Boden-N) war für die Pflanzen wenig verfügbar (Ausnutzung des Strohdüngungs- und Ausgleichs-N nur 8-9%); er unterliegt mit ca. 2-3% einer ähnlichen Mineralisationsrate wie Boden-N(3).

Neben der N-Immobilisation sind als Ursache für die geringe Wirkung der Strohdüngung (Ertrag, N-Entzug) auch höhere N-Verluste durch Denitrifikation denkbar (4,5). Zum einen konnte die rechnerische positive N-Bilanz der Strohdüngungsvarianten nicht durch N-Untersuchung des Bodens (0-50 cm) abgesichert werden, zum anderen lassen sich aus der durch Stroh gesteigerten biologischen Aktivität auch gute Voraussetzungen für die Denitrifikation ableiten (6).

Weitere Versuche zur Dynamik des fruchtspezifischen N bzw. des Ausgleichs-N mit und ohne Strohdüngung sind erforderlich (Verfügbarkeit von mikrobiell festgelegtem Stickstoff, Denitrifikation).

5 . Literatur

1. Bosch, M. u. Amberger, A.: Z. Pflanzenernähr. Bodenkd 146, 714-724 (1983)
2. Amberger, A.: Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd 95, 123-130 (1961)
3. Gutser, R. u. Vilsmeier, K.: Z. Pflanzenernähr. Bodenkd (1985) i. Druck
4. Scherer, H.W. u. Mengel, K.: Landw. Forsch. 34, 194-205 (1981)
5. Schmeer, H.: Diss. J.L.- Universität Gießen (1984)
6. Ottow, J.G.G.: Vortrag Jahrestagung des DBG, Göttingen (1985)

Tab. 1: pH-Wert (KCl) des Bodens (Krume 0-25 cm)

Strohdüng.	- Stroh			+ Stroh		
	0	1	2	0	1	2
pH ϕ	5,8	6,1	6,4	6,0	6,2	6,4

Tab. 2: C-Bilanz und Humusqualität (Krume 0-25 cm)

Teilschlag Strohdüng.	3			4		
	- Stroh			+ Stroh		
N-Stufe	0	1	2	0	1	2
C _t mg/100g	822	894	910	852	973	959
Zuwachs 1968-76	122	144	125	202	223	154
Anteil % v. C _t						
Fulvosäuren	24	26	26	31	30	29
Huminsäuren	39	38	36	35	36	33
Humine + Streust.	37	36	38	34	34	38

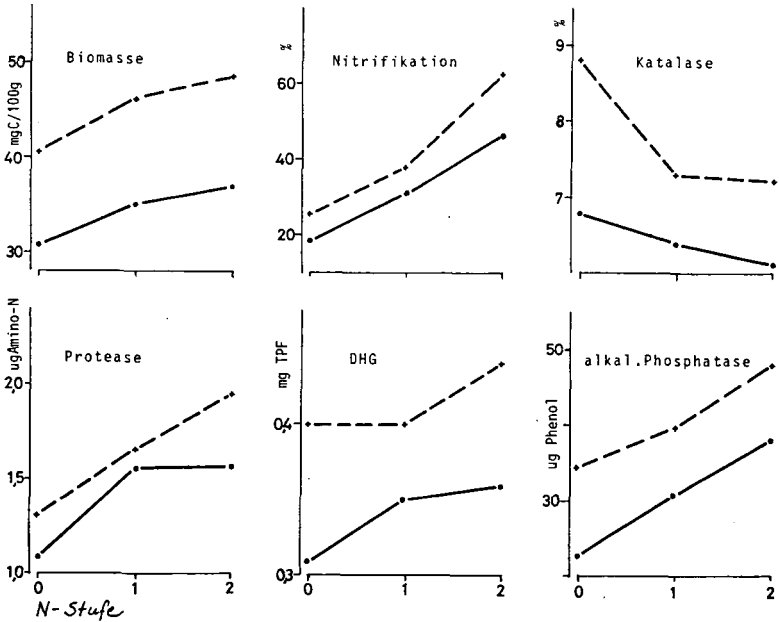
Tab. 3: N-Gehalt und N-Fractionen (Krume 0-25 cm)

Teilschlag Strohdüng.	3			4		
	- Stroh			+ Stroh		
N-Stufe	0	1	2	0	1	2
N _t mg/100g	96	107	106	105	111	111
Anteil % v. N _t						
NH ₄ -N	19	18	18	18	19	18
Aminos-N	34	34	34	33	34	34
nicht hydrolysierb. N	12	12	12	12	11	11

Abbildung 1:

Biologische Aktivität

--- + Stroh
 —•— - Stroh



Tab.4: Jährlicher Ertrag und N-Entzug
 1968 - 83 (Ø 2 Teilschläge)

N- Stufe	Ertrag dt TS/ha		N-Entzug kg/ha	
	- Stroh	+ Stroh	- Stroh	+ Stroh
0	49	51	50	54
1	77	77	80	85
2	100	96	113	117
Ø relativ (- Stroh = 100)		100		106

Tab. 5: Gefäßversuch zur N-Erschöpfung des Bodens aus dem Feldversuch
(2x Weidelgras / 5 Monate Bebrütung / 1x Weidelgras)

Teilschlag Strohdüng.		3 - Stroh			4 + Stroh		
		0	1	2	0	1	2
N-Stufe							
N-Entzug	mg/100g Boden	1,74	1,67	2,05	2,25	2,17	2,30
Mehrentzug Strohgedüng. Boden	mg/100g Boden				0,51	0,50	0,25
Mehrentzug in % v. Δ N-Bilanz					3	3	2

Tab. 6: N-Bilanz, 1968-83

Zufuhr (Düng. + Stroh + Ausgl.) - Entzug
bezogen auf Fläche in kg N/ha
bezogen auf Bodenmenge in mg N/100g Boden (ber. f. Krume 0-25 cm)

Teilschlag Strohdüngung	1 - Stroh			2 + Stroh			3 - Stroh			4 + Stroh		
	0	1	2	0	1	2	0	1	2	0	1	2
Bilanz kg N/ha	-948	-462	-37	-83	+339	+758	-664	-118	+222	+37	+524	+979
Bilanz mg N/100g	-25	-12	-1	-2	+9	+20	-18	-5	+6	+1	+14	+26

Tab. 7: C_t und N_t-Gehalt des Unterbodens (25-50 cm)
(Teilschlag 3/4)

N-Stufe	C _t %		N _t %	
	- Stroh	+ Stroh	- Stroh	+ Stroh
N ₀	0,45	0,35	0,055	0,045
N ₂	0,47	0,35	0,060	0,048

Über die Möglichkeit einer gezielten mikro-
biologischen Kontrolle der Schwermetallbelastung
von Abwässern und Klärschlamm

von

Eckhardt, F.E.W.⁺

Pro Jahr fallen in den kommunalen Kläranlagen der Bundesrepublik Deutschland rund 13 Mio m³ stabilisierter Klärschlamm mit einer Trockenmasse von etwa 1,5 Mio t an (Hangen, 1985). Aufgrund des hohen Mineral- und Nährstoffgehaltes dieser Schlämme wurden davon bisher durchschnittlich 40 % in der Landwirtschaft für die Bodenverbesserung und Düngung verwertet.

Die Qualität dieser Klärschlämme ist jedoch in Verruf geraten durch die relativ hohen Gehalte toxischer Schwermetalle. Dies führte u. a. 1983 zum Erlass der Klärschlammverordnung (AbfKlärV). Hiermit wurden Grenzkonzentrationen für verschiedene Metalle festgesetzt (Tab. 1), oberhalb derer eine Ausbringung auf landwirtschaftlich genutzte Flächen unzulässig ist. Als Folge davon wurden allerdings auch weniger stark belastete Klärschlämme nicht mehr als Dünger akzeptiert und müssen deponiert werden. Es entstehen so vermehrt Deponien mit erhöhten Schwermetallgehalten.

Die Errichtung gesonderter Klärschlammdeponien ist selten und auf die Dauer gesehen problematisch. Verbreitet ist darum das Einbringen von Klärschlamm in Deponien zusammen mit Haus- und Gewerbemüll. Dies bedeutet andererseits aber 1. einen erhöhten Bedarf an Deponieflächen und 2. den Verlust wertvoller Düngemittel für die Landwirtschaft. Eine Alternative hierzu sollte sein, den Schwermetallgehalt des Klärschlammes durch geeignete Maßnahmen verlässlich unter den Grenzwerten der Klärschlammverordnung zu halten und damit eine regelmäßige Verwendung als Dünger zu ermöglichen.

⁺ Institut für Allgemeine Mikrobiologie, Universität Kiel,
Olshausenstr. 40, D-2300 Kiel

Tab. 1: Schwermetallgehalte im Boden und im Klärschlamm kommunaler Kläranlagen
im Vergleich zu den Grenzwerten der Klärschlammverordnung (AbfKlärV.)

	kommunaler Klärschlamm				Boden	
	nicht gewerblich belastet		(9 Städte)	zulässig		
	m g / k g		T r o c k e n s u b s t a n z			
	Ø	max.	Ø		Ø	(Streuung)
Blei	150	(300)	290	1200	12	(2-200)
Cadmium	3	(10)	12	20	-	(0,01-1)
Chrom	55	(100)	215	1200	200	(5-1000)
Kupfer	250	(500)	610	1200	50	(2-100)
Nickel	30	(50)	200	200	50	(5-500)
Quecksilber	3	(6)	8,8	25	0,5	?
Zink	1500	(3000)	2100	3000	70	(10-300)
Ø = Durchschnitt (ATV,1983)			Herrmann et al., (1983)	(AbfKlärV)	(Tyler,1981)	

Schwermetalle gelangen über den Abwasser-Zulauf in die Kläranlagen. Dieses Abwasser setzt sich zusammen aus dem Schmutzwasser der Haushalte, Gewerbebetriebe und Industrie, dem Oberflächenwasser (Regen-, Spülwasser etc.) und evtl. eindringendem Grundwasser. Die Schmutzstoffe des Abwassers bestehen aus absetzbaren Stoffen wie Speiseresten, Papier, Toilettenabfällen etc. (Primärschlamm) und aus den gelösten Schmutzstoffen. In den biologischen Reinigungsstufen der Klärwerke werden die gelösten Schmutzstoffe weitgehend von Mikroorganismen ad- oder absorbiert bzw. in Biomasse umgewandelt und festgelegt (Sekundärschlamm). Die organischen Bestandteile des Primär- und des Sekundärschlammes (jeweils etwa 70 % der Trockenmasse) werden zum großen Teil im "Faulturn" bzw. "Oxidationsgraben" durch mikrobielle Prozesse abgebaut. Dadurch werden die mineralischen Anteile im Klärschlamm auf 40 - 55 % des Trockengewichtes angereichert (Schönborn, 1975).

Je nach dem Standort können auch in nicht von Industrie belasteten Kläranlagen von der Norm abweichende hohe Schwermetallgehalte im Klärschlamm auftreten. So zeichnen sich erfahrungsgemäß häusliche Abwässer aus Neubaugebieten durch erhöhte Zink- und Kupfergehalte aus und können zu Zink-Anteilen von über 3000 mg/kg im Klärschlamm und damit zur Überschreitung der zulässigen Grenzkonzentration führen (ATV; 1983). Eine Vermeidung solcher "vorhersehbaren" Schwermetallbelastungen wäre z. B. durch Erniedrigung der Metallfracht im Klärwerkszulauf zu erreichen.

Die regelmäßige und gezielte Abwasserkontrolle bei einschlägigen Industrie- und gewerblichen Betrieben hat erfolgreich zu einer Verringerung der Schwermetallfracht in diesen Abwässern geführt. Eine "Umstellung" häuslicher Abwässer ist aber offensichtlich schwieriger und wohl nur langfristig gesehen erreichbar. Entsprechende Untersuchungen zeigten relativ zahlreiche Überschreitungen der Grenzwerte einzelner oder aller betreffenden Schwermetalle im Klärschlamm (Tab. 2). Aus diesem Grunde sollten neue Technologien entwickelt und eingesetzt werden, um Klärschlämme zu entgiften oder - besser noch - gezielt Schwermetalle schon im Zulauf den Abwässern zu entziehen und ggf. sogar anzureichern und zu verwerten (recycling).

Tab. 2: Überschreitungen von Metall-Grenzwerten der Klärschlamm-Verordnung im Klärschlamm von 344 kommunalen Kläranlagen (Leger, Stammer, 1982)

Anteile der betroffenen Kläranlagen mit Überschreitungen			
bei	%	bei	%
Blei	4	Quecksilber	0
Cadmium	21	Zink	17
Chrom	12		
Kupfer	5	allen	
Nickel	13	Metallen	30

Allgemein wird bei der Erweiterung einer alten Kläranlage durch eine biologische Stufe deutlich die Senkung der Schwermetallkonzentration im Klärwerks-Auslauf beobachtet. Dabei ist mit einem Rückhaltegrad für Cadmium und Nickel von 30 - 50 %, für Blei, Kupfer, Chrom und Zink von 50 - 90 % zu rechnen (Bundesamt f. Umweltschutz, 1983). Diese Verringerung der Metallfracht ist auf eine Sorption durch Mikroorganismen zurückzuführen - welches andererseits über den "Sekundärschlamm" zu einer Anreicherung der Schwermetalle im Klärschlamm führt. Abwässer aus Erzminen werde z. T. (empirisch) durch Anlegen einer Folge von Algenteichen "geklärt" (Brierley, Brierley, 1983). Algen (u. a. Chara, Spirogyra) und Cyanobakterien ("Blaualgen", z. B. Oscillatoria) sorbieren aus dem Abwasser Blei, Zink, Kupfer, Cadmium, Chrom, Uran, Selen u. a. m., sind aber bei höheren Metallbelastungen offensichtlich ineffektiv. Untersuchungen mit Bakterien wie *Micrococcus luteus* oder *Azotobacter* sp. sorbierten an anderer Stelle erstaunliche Mengen von rund 500 mg bzw. 300 mg Blei pro Gramm Zelltrockengewicht (Tornabene, Edwards, 1972). *Bacillus cereus* lagerte Cadmium bis 8 %, *Aspergillus niger* bis 15 % des Zelltrockengewichtes an (Macaskie, Dean, 1984). *Rhizopus arrhizus* sorbierte 180 mg/g Trockenmasse von Uran bzw. Thorium und damit das 2,5-fache der Kapazität eines gebräuchlichen Ionenaustauschers; mit dem Minenbetriebe sonst Uran aus Abwasser anreichern (Tsezos, Volesky, 1981, 1982).

Derartige Metallanreicherungen erfolgen durch Bindung der Metallionen an Proteine und andere Homo- oder Heteropolymere der Zellwand bzw. Zelloberfläche (Beveridge, 1984). Im anaeroben, reduzierenden Milieu (Sediment) tritt eine Fällung von Metallsulfiden durch Sul-

fat-reduzierende Bakterien und damit eine weitere Abscheidung von Schwermetallen hinzu. Eine Kombination aerober und anaerober mikrobieller Prozesse erscheint daher als erfolgversprechender Weg zur Metallabscheidung belasteter Abwässer.

Wie für Makroorganismen sind auch für Mikroorganismen Schwermetalle in höheren Konzentrationen toxisch. Die Grenzkonzentrationen, die noch ertragen werden können, sind innerhalb der Arten und Gattungen häufig verschieden. Vorteilhaft wirkt sich für die Mikroorganismen deren kürzere Generationszeiten aus. So können in relativ kurzer Zeit durch Adaption und/oder Mutation Resistenzmechanismen entwickelt werden, die ein Überleben dieser Mikroorganismen unter belasteten Milieubedingungen ermöglicht und sogar den Umgang mit toxischen bzw. bakteriziden Stoffen bedeuten kann. Einige Bakterien vermögen z. B. mit Penicillin als alleiniger Kohlenstoff- und Stickstoffquelle zu wachsen (Johnsen, 1978).

Mikroorganismen haben verschiedene Wege entwickelt, sich gegen die toxischen Einwirkungen der Schwermetalle zu schützen. Verbreitet ist eine mikrobielle Oxidation oder Reduktion der Metallionen z. B. von Eisen, Mangan, Quecksilber, Kupfer, Arsen etc. zu weniger toxischen Ladungszuständen festgestellt worden (Silverman, Ehrlich, 1964; Ehrlich, 1981; Silver, 1983). Von einer zunehmenden Zahl von Metallen wird auch bekannt, daß sie mikrobiell methyliert bzw. alkyliert und so verflüchtigt werden können (Silver et al., 1984). Zu den Entgiftungsmechanismen gehört ebenfalls die schon erwähnte Festlegung (Adsorption) an der Zellwand sowie die Mobilisierung von Kationen durch Chelatbildung mit mikrobiellen Exkretionsprodukten (z. B. organische Säuren; Eckhardt, 1979, 1985). Hinzu kommt u. U. die Entwicklung eines hochwirksamen "Efflux-Systems", das toxische Ionen nach der Stoffaufnahme in die Zelle umgehend wieder aus der Zelle ausschleust (Silver, 1983).

Bei entsprechenden Untersuchungen Schwermetall-kontaminierter Standorte werden regelmäßig Mikroorganismen in mehr oder weniger großer Artenzahl und Menge gefunden, die einen oder mehrere dieser Resistenzmechanismen *à priori* enthielten oder erworben haben. Untersuchungen z. B. einer Klärschlamm-Deponie ergaben auf Anhiob die Isolierung von 3 *Bacillus*-Stämmen, die relativ hohe Toleranzgrenzen gegenüber toxischen Schwermetallen aufwiesen (Tab. 3). Zwei dieser Stämme entgifteten anorg. Quecksilber deutlich sichtbar durch Reduk-

tion zu elementarem Quecksilber, das sich im Sediment ansammelte.

Tab. 3: Toleranz-Grenzen gegenüber Schwermetallen der aus einer Klärschlamm-Deponie isolierten Bakterien in Flüssigkultur.

Schwermetall (Kation)	Stamm			im Abwasser zulässig
	I	II mg/L	III	
Cd	14	30	6	0,5
Cr	240	100	35	3,0
Cu	50	25	5	2,0
Ni	48	55	11	3,0
Hg _{Salz}	240	135	14	0,05
Hg _{org.}	1,0	0,5	1,0	?
Sr	235	175	175	?
Zn	23	13	10	5,0

Die mikrobiellen Resistenzmechanismen sind im genetischen Apparat der Zellen verankert. Während z.B. die Fähigkeit zur Methylierung von Metallen vom Chromosom kodiert wird, sind andere Resistenzmechanismen wie Redox-Vorgänge Plasmid-kodiert (Summers, 1984). Bekannt sind bisher derartige Resistenzen gegen Arsen, Antimon, Blei, Cadmium, Chrom, Quecksilber, Tellur und Wismut. Das bedeutet, die Fähigkeiten zur Schwermetallresistenz sind auf kleinen genetischen Einheiten der Zelle verankert, die gentechnologisch in andere Zellen bzw. Stämme übertragen werden können.

Um also eine effektive Verringerung der Schwermetallbelastung in Klärwerken zu erreichen, könnten evtl. schon im Zulauf, im Bereich der Verursacher, gezielt Mikroorganismen eingesetzt werden, die 1. eine hohe Aufnahme- oder Abscheidungskapazität für Metalle haben und 2. gegen eine Schädigung durch höhere Metallkonzentrationen - ggf. durch Übertragung von Resistenzfaktoren - geschützt sind. Ansätze für die Erprobung solcher Abwasser-Reinigungssysteme im Bereich von Erzminen und kommunalen Klärwerken (Brierley, Brierley, 1983) deuten an, daß Mikroorganismen geeignet sind, Schwermetalle dem Abwasser weitgehend zu entziehen und damit auch die Schwermetallbelastung des Klärschlammes zu senken.

- ATV : Schwermetalle im kommunalen Abwasser. - Informationsschrift der Abwassertechnischen Vereinigung (Publ.: Ges.z.Förderung d.Abwassertechnik, St. Augustin (1983))
- Beveridge, T.J.: Mechanisms of the binding of metallic ions to bacterial walls and the possible impact on microbial ecology. in: M.J.Klug, C.A.Reddy (eds.), Current perspectives in microbial ecology, p. 601-607. - Amer. Soc. Microbiol., Washington (1984).
- Brierley, J.A., C.L.Brierley: Biological accumulation of some heavy metals - biotechnological applications. in: P.Westbroek, E.W.de Jong (eds.), Biomineralisation and biological metal accumulation, p. 499-509. - D.Reidel Publ. Comp., Dordrecht (1983).
- Bundesamt f. Umweltschutz: Herkunft der Schwermetalle im Klärschlamm und im Kompost der MüraBiel; Teil II: Schwermetalle im Abwasser. - Schriftenreihe Umweltschutz Nr.), Bern (1983).
- Eckhardt, F.E.W.: Über die Einwirkung heterotropher Mikroorganismen auf die Zersetzung silikatischer Minerale. - Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 434-445 (1979).
- Eckhardt, F.E.W.: Solubilization, transport, and deposition of mineral cations by microorganisms - efficient rock weathering agents. in: J.I.Drever (ed.), The chemistry of weathering, p. 161-173. - D.Reidel Publ.Comp., Dordrecht (1985).
- Ehrlich, H.L.: "Geomicrobiology". - Marcel Dekker, Inc., New York (1981).
- Hangen, H.O.: 1 1/2 Jahre Klärschlammverordnung - was nun? - Müll u. ABFall 17, 186-188 (1985).
- Herrmann, G., H.J.Brumsack, H.Heinrichs: Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen der Untergrund-Deponie anthropogener Schadstoffe. - Naturwiss. 72, 408-418 (1985).
- Johnsen, J.: Investigations on bacteria which grow on benzylpenicillin as carbon and nitrogen source. - J.gen.appl.Microbiol. 24, 115-119 (1978).
- Leger, W., H.A.Stammer: Schwermetallkonzentration der Schlämme bayerischer Kläranlagen. - Münchener Beitr. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie, Bd. 34, Oldenbourg-Verlag, München (1982).
- Macaskie, L.E., A.C.R.Dean: Cadmium accumulation by a Citrobacter sp. - J. gen. Microbiol. 130, 53-62 (1984).
- Schönborn, W.: zit. in H.J.Rehm, Industrielle Mikrobiologie, p. 194. - Springer-Verlag, Berlin (1980).
- Silver, S.: BACTERIAL interactions with mineral cations and anions: Good ions and bad. in: P.Westbroek, E.W.de Jong (eds.), Biomineralisation and biological metal accumulation, p. 439-457. - D.Reidel Publ.Comp., Dordrecht (1983).
- Silver, S., T.K.Misra: Bacterial transformations of and resistances to heavy metals. in: G.S.Omenn, A.Hollaender (eds.), Genetic control of environmental pollutants; Basic life sciences 28, 23-46. - Plenum Press, New York (1984).
- Silverman, M.P., H.L.Ehrlich: Microbial formation and degradation of minerals. Adv. appl. Microbiol 6, 153-206 (1964).
- Summers, A.E.: Genetic adaptations involving heavy metals. in: M.J.Klug, C.A.Reddy (eds.), Current perspectives in microbial ecology, p. 94-104. - Amer. Soc. Microbiol., Washington (1984).
- Tornabene, T.G., H.W.Edwards: Microbial uptake of lead. - Science 176, 1334-1334 (1972).
- Tsezos, M., B.Volesky: Biosorption of Uranium and Thorium. - Biotechnol. Bioeng. 23, 583-604 (1981).
- Tsezos, B.Volesky: The mechanism of Uranium biosorption of Rhizopus arrhizus. - Biotechnol. Bioeng. 24, 385-401 (1982).
- Tyler, G.: Heavy metals in soil biology and biochemistry. in: E.A.Paul, J.N.Ladd (eds.), Soil Biochemistry 5 (371-414 (1981)).



Bodenfilter zur Reinigung geruchsintensiver Abluft

von

Fischer, K. u. D. Bardtke⁺)

Geruchsbelästigungen und zunehmende Immissionsschäden erfordern vielerorts die Einrichtung oder Verbesserung von Abluftreinigungsanlagen. Die beste Art der Abluftreinigung ist die Vermeidung der Abluft überhaupt. Das läßt sich manchmal durch Einsatz von emissionsarmen Rohstoffen oder durch Verfahrensumstellungen erreichen. In vielen Fällen führt diese Methode leider nicht zum Erfolg, so daß man auf Abluftreinigungsverfahren zurückgreifen muß. Hier gibt es eine ganze Reihe von Möglichkeiten, die hauptsächlich von der Abluftzusammensetzung und von der Abluftmenge abhängen. Partikelförmige Abluftbestandteile wie Rauch, Staub und Dampf können durch Trockenabscheider (also z.B. Elektrofilter, Gewebefilter) und durch Naßabscheider (wie z.B. Venturi-Wäscher oder Füllkörperkolonnen) entfernt werden.

Für gasförmige Abluftinhaltsstoffe, zu denen auch die Geruchsstoffe gehören, gibt es im wesentlichen 3 Behandlungsverfahren:

- 1.) Oxidation durch katalytische oder thermische Nachverbrennung
- 2.) Absorption in Wäschern
- 3.) Adsorption in Filtern

Diese physikalischen und chemischen Verfahren sind jedoch häufig mit Nachteilen verbunden: Entweder erfordern sie einen hohen Energieeinsatz oder es werden Abluftprobleme in die Bereiche Abwasserreinigung oder Abfallbeseitigung verlagert.

Mit Hilfe von biologischen Verfahren können diese Nachteile vermieden oder zumindest verringert werden. Derzeit gibt es zwei erprobte biologische Abluftreinigungsverfahren, nämlich das Biowäscher- und das Biofilterverfahren.

Beim Biowäscher werden die Abluftinhaltsstoffe zunächst mit Waschwasser ausgewaschen. Die im Wasser gelösten Substanzen werden dann durch Mikroorganismen abgebaut und das Waschwasser damit regeneriert. Es können also nur Stoffe ausgewaschen werden, die hydrophil

*

(also wasserlöslich) und mikrobiell abbaubar sind. Die Mikroorganismen können beim Biowäscher-Verfahren entweder auf einem Tropfkörper angesiedelt oder direkt mit dem Waschwasser umgepumpt werden.

Boden - oder Biofilter

Das erste Filter wurde 1964 in Genf-Villette zur Reinigung der Abluft der dortigen Müllkompostanlage erstellt. Als Filtermaterial diente Erde. Im Kompostwerk Duisburg verwendete man 1966 zum ersten Mal den selbst erzeugten Müllkompost als Filtermaterial. Inzwischen sind Biofilter zur Abluftreinigung in Kompostwerken vorgeschrieben. Neben Müllkompost wird in den etwa 100 Biofiltern in der Bundesrepublik hauptsächlich Torf bzw. Torf-Heide-Gemische, Rindenkompst und Klärschlammkompost eingesetzt. Erde wird praktisch nicht mehr verwendet. Die inzwischen verabschiedete VDI-Richtlinie 3477(1984) legt daher für dieses Abluftreinigungsverfahren den Begriff "Biofilter" fest.

Aufbau und Funktionsweise einer Biofilteranlage

In Abb. 1 ist das Schema eines Biofilters dargestellt. Die Abluft wird, sofern nötig, entstaubt und tritt dann von unten durch einen Gitterrost ins Filtermaterial ein. Die Filterschichthöhe beträgt üblicherweise 0,5 bis 1 m. Überschüssiges Wasser kann durch das Drainagesystem nach unten abfließen. Bei trockener Abluft trocknet das Filtermaterial schnell aus. Dadurch können Risse entstehen, durch die ein Teil der Abluft ungereinigt am Filtermaterial vorbeiströmt, so daß sich der Wirkungsgrad des Filters u.U. stark verschlechtert. Das Filter wird deshalb bei Bedarf beregnet oder als bessere Lösung die Abluft vor dem Filter angefeuchtet. Die Feuchtigkeit des Filtermaterials sollte mindestens 30% betragen, am günstigsten waren bei unseren Versuchen Wassergehalte um 50%, da hier für die abbauenden Mikroorganismen günstige Bedingungen vorherrschen. Bei höheren Wassergehalten nimmt das Hohlraumvolumen oder Porenvolumen u.U. ziemlich stark ab. Dadurch steigt der Filterwiderstand. Man muß also höhere Drücke und damit auch wesentlich mehr Energie aufwenden, um die Abluft durch das Filter zu drücken (Abb.2).

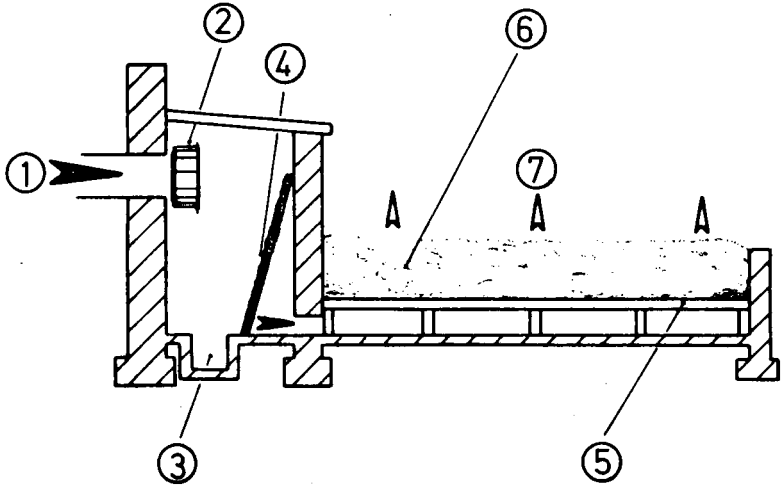


Abb.1: Schema einer Biofilteranlage (nach ZEISIG, 1981)

- 1 Rohgas, 2 Gebläse, 3 Pumpensumpf, 4 Staubfilter,
- 5 Lattenrost oder Lochplatten, 6 Filtermaterial,
- 7 Reingas.

Das Filtermaterial

Das Filtermaterial ist der wichtigste und gleichzeitig billigste Teil des Biofilters. Ein gutes Filtermaterial sollte mehrere Kriterien erfüllen, wie: gute Nährstoffversorgung (N,P,K und Spurenelemente), artenreiche Mikroorganismenbesiedlung, hohe Aufwuchsfläche für Mikroorganismen, gute sorptive Eigenschaften, geringer Eigengeruch, kleiner Filterwiderstand und niedriger Preis. Bisher ist kein Filtermaterial bekannt, das alle diese Eigenschaften aufweist.

Müllkompost weist zwar eine artenreiche Mikroorganismenbesiedlung auf und ist gut mit Nährstoffen versorgt. Nachteilig ist der oft ausgeprägte Eigengeruch und das mit zunehmender Filterfeuchte

schnell absinkende Porenvolumen. Der Filterwiderstand ist deshalb relativ hoch (6 - 14 mbar) (Abb.2).

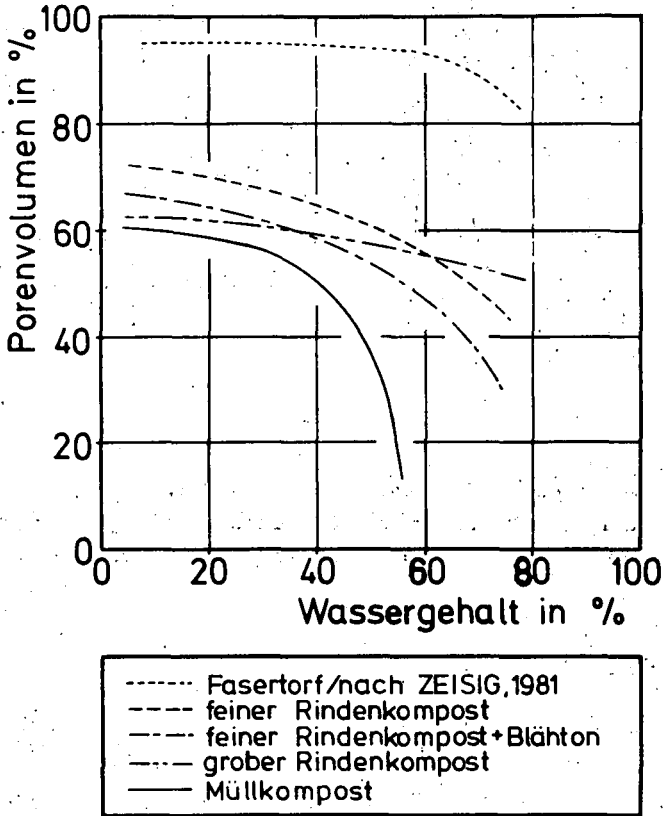


Abb.2: Die Abhängigkeit des Porenvolumens vom Wassergehalt bei verschiedenen Filtermaterialien.

Fasertorf bzw. Fasertorf-Reisig-Gemische besitzen ein sehr großes Porenvolumen (s.Abb.2). Biofilter mit Fasertorf weisen daher einen sehr kleinen Druckverlust auf, der auch über längere Zeiträume konstant bleibt. Ein gewisser Nachteil ist der niedrige pH-Wert des Torfs, der u.U. längere Einarbeitungs- (=Adaptations) Zeiten nötig macht. Um eine weitere Ausbeutung der Moore zu verhindern, sind wir der Meinung, daß man auf Torf als Filtermaterial möglichst verzichten sollte.

Als günstige Alternative hat sich bei unseren Versuchen Rindenkompost herausgestellt, der inzwischen in ausreichenden Mengen im gesamten Bundesgebiet erhältlich ist. In Form von Mischungen mit inerten Materialien (z.B. Blähton und Aktivkohle) kommt er den eingangs dargestellten Qualitätskriterien für ein optimales Filtermaterial schon recht nahe.

Voraussetzungen zur Anwendung des Biofilterverfahrens

Das Biofilterverfahren funktioniert nur unter zwei Grundbedingungen:

- 1.) die zu entfernenden Abluftinhaltsstoffe können vom Filtermaterial festgehalten werden,
- 2.) die Abluftinhaltsstoffe sind biologisch abbaubar.

Zu Punkt 1: Die Geruchsstoffe müssen also durch das Filtermaterial sorbiert werden. Hier wirken zwei Mechanismen zusammen: die Absorption im Flüssigkeitsfilm der Kompostpartikel und die Adsorption an der Oberfläche der Partikel selbst. Die Adsorptionskapazität ist zwar relativ klein (im Vergleich zu Aluminiumoxid oder Aktivkohle), spielt aber bei schlecht wasserlöslichen Abluftkomponenten wie z.B. aromatischen Kohlenwasserstoffen (Benzol, Xylol etc) eine große Rolle. Durch Zumischung von Adsorbentien zum Filtermaterial läßt sich die Adsorptionskapazität und damit auch die Eliminationsleistung des Filters deutlich erhöhen.

Zu Punkt 2: Die Abluftinhaltsstoffe müssen biologisch abbaubar sein. Das bedeutet, daß das Biofilterverfahren hauptsächlich zur Reinigung von organischen Komponenten geeignet ist, wie beispielsweise Alkohole, Ester, Ketone, Aldehyde und organische Säuren. Aber auch Lösungsmittel wie Xylol oder Methylenchlorid werden (bei etwas längeren Aufenthaltszeiten) abgebaut. In einigen Fällen können Biofilter auch zur Entfernung von anorganischen Stoffen eingesetzt werden. Ammoniak NH_3 beispielsweise wird durch nitrifizierende Bakterien zu Nitrat umgewandelt und verbleibt damit im Filter. Auch Schwefelwasserstoff H_2S wird sehr gut entfernt. Durch Thiobazillen oder anderen Schwefeloxidierer wird H_2S zu elementarem Schwefel bzw. zu Sulfat oxidiert. Abluftbestandteile wie SO_2 oder Stickstoff NO_x können mit Biofiltern allerdings nicht entfernt werden.

Der biologische Abbau der Abluftinhaltsstoffe erfordert je nach Zusammensetzung der Abluft eine Adaptationszeit von mehreren Stunden bis zu mehreren Wochen.

Am Beispiel von zwei Abluftmodellsubstanzen (Butanol, Xylol) und Müllkompost als Filtermaterial wurden die Adaptationsvorgänge genau verfolgt. Es zeigte sich, daß beim Abbau von Butanol hauptsächlich Pseudomonaden, Coryneforme und Mikrokokken beteiligt waren. Beim Xylol schien der partielle Abbau durch Co-Metabolismus eine große Rolle zu spielen (HIPPCHEN, 1985).

Neben diesen mikrobiologischen Grundlagenuntersuchungen beschäftigten wir uns seit einigen Jahren mit der Entwicklung von verbesserten Filtermaterialien, mit der Abbaubarkeit und der Abbaukinetik definierter Verbindungen aus dem gesamten Abluftbereich und der Verbesserung der Dimensionierungsparameter.

Hierzu noch ein Beispiel: Durch die von uns aufgestellte Dimensionierungsgleichung ist es möglich, aus den im Labor gemessenen Reaktionsgeschwindigkeitskonstanten ein Biofilter zu dimensionieren, sofern die Abluftzusammensetzung bekannt ist (FISCHER, BARDTKE, 1984).

Der Anwendungsbereich dieses biologischen Reinigungsverfahrens ist recht groß. Es steht unserer Meinung nach jedoch nicht in Konkurrenz zu den chemisch-physikalischen Reinigungsmethoden. Durch die unterschiedlichen Anwendungsbereiche erweitert es vielmehr das Spektrum der Abluftreinigungsverfahren ganz wesentlich.

Literatur:

- ZEISIG, H.D., HOLZER, A., KREITMEIER, J.: "Anwendung von biologischen Filtern zur Reduzierung von geruchsintensiven Emissionen aus Tierkörper-Verwertungsanstalten". Forschungsbericht 81-10403382 (UBA), Schriftenreihe der Landtechnik Weihenstephan (1981)
- HIPPCHEN, B.: "Untersuchungen über den Einfluß der Rohgaszusammensetzung auf das Artenspektrum und die Adaptationsfähigkeit der Mikroflora von Biofiltern". Dissertation Universität Stuttgart-Hohenheim (1985)
- FISCHER, K., BARDTKE, D.: "Biodeodorization: the Biofilter and its design" Vortrag auf dem internationalen Symposium "Characterization and control of odoriferous pollutants in process industries", Louvain-la-Neuve/Belgien 25. bis 27.4.1984

Depositionsmessungen von Luftverunreinigungen
in Grünlandökosystemen

von

Fleckenstein, J. u. H.J.Jäger⁺

Mit ca. 40 % der argrargenutzten Fläche bietet das Grünland eine erhebliche Absorptionsfläche für luftgetragene Fremdstoffe. Im Rahmen der Untersuchungen über mögliche Auswirkungen von sauren Luftverunreinigungen auf Grünlandökosysteme sind zur Klärung der Immissionsituation in ausgewählten Grünlandarealen Immissionsmessungen aufgenommen worden.

Der Großraum "Braunschweig" wird von mehreren Emissionsquellen (Kraftwerke Braunschweig-Mitte und -Nord, Braunkohlekraftwerke bei Helmstedt, Gemeinschaftskraftwerk Mehrum westlich von Braunschweig, die Hüttenwerke Salzgitter und im Nordosten das Kraftwerk für Wolfsburg) beeinflusst.

In unterschiedlicher Entfernung zu diesen Emittenten wurden an den drei Standorten "Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, FAL (Braunschweig)" "Ettenbüttel (Müden an der Aller)" und "Rotenkamp (Königsutter)" Dauerprobeflächen eingerichtet.

STANDORTE UND MESSMETHODEN

Standort "Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL)"

Bei dem innerhalb des Geländes der FAL eingerichteten Versuchsareal handelt es sich um eine Intensivweide, die regelmäßig mit Gülle gedüngt wurde. Das Gelände liegt am nordwestlichen Stadtrand von Braunschweig. Der Bodentyp ist als Braunerde auf schluffigem Sand über Sand zu kennzeichnen.

Standort "Ettenbüttel (ETT)"

Nördlich von Braunschweig wurde im Allertal ein als immissionsarm eingeschätztes Areal ausgewählt. Da dieses Areal im Rahmen der Grünlandkartierung 1951/53 pflanzensoziologisch untersucht wurde, soll hier geprüft werden, ob ein langfristiger, wenn auch geringer Immissionseinfluß eine Veränderung in der Vegetation bewirken kann. Als Bodentyp liegt ein Auengley über Sand vor.

Standort "Rotenkamp (ROT)"

Rotenkamp liegt zwischen Braunschweig und Helmstedt im Einzugsbereich mehrerer Emittenten (Kraftwerke Offleben I und II, Buschhaus, Harbke (DDR)). Der Boden ist ein Anmoorpseudogley aus Sand über Ton.

Kontinuierliche Messung der SO₂-Luftkonzentration

An den Standorten FAL und Ettenbüttel wird die SO₂-Luftkonzentration mit elektrochemischen Analysatoren kontinuierlich gemessen (Prototyp COSO 2 - SO₂-Gas-Analysator; Nachfolgegerät: LFE Laboratorium für Industrielle Forschung und Entwicklung, 6457 Maintal 1). Das Meßprinzip besteht in der

⁺ Institut für Produktions- und Ökotoxikologie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

konstanten Durchsaugung von Luft durch eine mit Jod gesättigte schwefelsaure Elektrolytlösung. In der Luft vorhandenes SO_2 reduziert das Jod zum Jodid, welches direkt an Platinelektroden elektrochemisch wieder oxidiert wird. Die Auflösung liegt bei $2 \mu\text{g SO}_2 \text{ m}^{-3}$ Luft. Der Meßbereich ist bis $200 \mu\text{g m}^{-3}$ linear. Die Querempfindlichkeit durch andere Gase, die im Jod/Jodid-System reduzierend oder oxidierend wirken können, ist zu beachten. Ozon, Stickoxide und H_2S werden durch vorgeschaltete Filterröhrchen absorbiert. Die Überprüfung des Meßsystems erfolgt zeitweilig mit dem TCM-Verfahren (VDI 1968 ; SCARIGNELLI et al. 1967). Am Standort "Rotenkamp" wird SO_2 nach dem gleichen Verfahren seit 1983 von Dämmgen gemessen. (DÄMMGEN 1984).

Depositionssammlung

Um die Depositionsmessungen vergleichbar mit anderen Meßnetzen (Umweltbundesamt (UBA), Lufthygienisches Überwachungsnetz Niedersachsen (LÜN) zu gestalten, wurden an jedem Standort drei Ständer zur Immissionsratenmessung (SAM = surface activity monitor, Spezifikation des UBA-Meßstellennetzes) (RUMPEL, o.J.) aufgestellt. Hierzu wurden mit Kaliumcarbonat getränkte Glasfaserfilter (Schleicher & Schüll GF92, Ø 5 cm), die in Petrischalen eingeklebt wurden, vierwöchentlich nach unten hin offen an der Luft in 150 cm Höhe exponiert. Gasförmig vorliegende saure Bestandteile der Luft werden gegen das Carbonat eingetauscht.

Im Meßkorb der Ständer wurde die Depositionssammlung nach BERGERHOFF (1.5 l Weckglas, Ø 8.9 cm) (VDI 1972) jeweils für vier Wochen vorgenommen. Zusätzlich wurde zur Gesamtdepositionserfassung ein modifiziertes BERGERHOFF-Verfahren angewendet, bei dem die Niederschläge in einer 3 l - Polyethylenflasche, deren Boden (Ø 11.9 cm) ausgeschnitten und auf den Kopf in den SAM-Ständer gestellt wurde, aufgefangen und durch eine Teflonleitung in eine im Boden versenkte Flasche abgeleitet (RUMPEL o.J.) werden.

Zur getrennten Erfassung von trockener und nasser Deposition wurde an jedem Standort ein automatischer Sammler nach Georgii (GEORGII et al. 1980) aufgestellt, bei dem ein Regensensor die Abdeckung des Trichters für die nasse (Ø 25 cm) bzw. des Behälters für die trockene Deposition (Ø 11.6 cm) steuert. Die Sammelflasche für die nasse Deposition wurde alle zwei Wochen, der Behälter für die trockene Deposition alle vier Wochen ausgetauscht.

Chemische Analytik

Die Depositionsproben wurden nach den VID-Richtlinien (VDI 1972) aufbereitet und die Schwefelgehalte nach Aufschluß als BaSO_4 turbidimetrisch bei 436 nm bestimmt. Die Schwermetalle Cd und Pb konnten mittels Zeeman-AAS (SM 1, Erdmann & Grün, Wetzlar) und inversvoltammetrisch (VA-Processor Metrohm) analysiert werden.

ERGEBNISSE MIT DISKUSSION

Im Gegensatz zu den integrierenden Depositionssammlern, die eine nachfolgende Analytik erfordern, ist die Messung der aktuellen Luftkonzentration an SO_2 von besonderem Vorteil, da hier der Schwankungsbereich erfaßt wird. In Abb. 1 finden sich die Verlaufskurven der Tagesmittel- und der maximalen Halbstundenmittelwerte im Monat Dezember 1984 am Standort FAL. Die Windrichtungsangaben verdeutlichen die starke Zunahme der SO_2 -Konzentration bei Ostsüdostwinden.

Abb. 1: Verlaufskurven der Tagesmittel- und maximalen Halbstundenmittelwerte der SO₂-Luftkonzentration mit den Hauptwindrichtungen

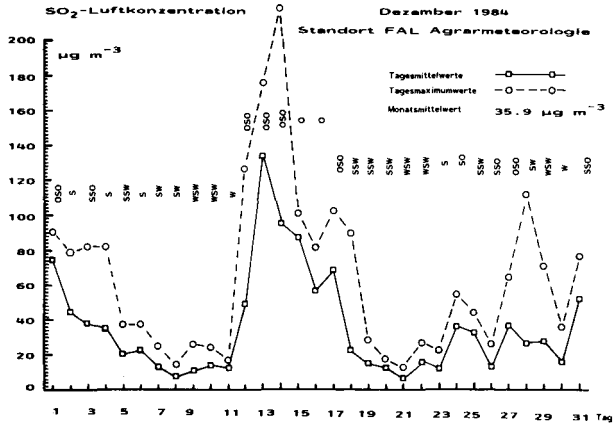
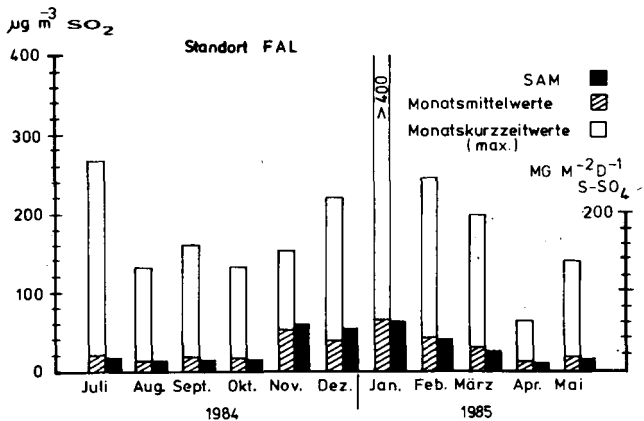


Abb. 2: Jahrgang der Monatsmittel - und maximalen Kurzzeitwerte der SO₂-Luftkonzentration und S-Deposition nach SAM (gemessen als S-SO₄)



In Abb. 2 sind die Monatsmittel- und die höchsten Monatskurzzeitwerte (Halbstundenwerte) für Juli 1984 bis Mai 1985 am Standort FAL aufgezeigt, wobei der Jahresgang der SO_2 -Luftkonzentration deutlich erkennbar wird (9 - 18 $\mu\text{g m}^{-3}$ in den Sommermonaten, 50 $\mu\text{g m}^{-3}$ ab November). Eingezeichnet ist die mit SAM-Filtern gemessene S-Deposition in $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$, wodurch eine gute Korrelation zwischen den SO_2 -Mittelwerten und den S-Werten (nach SAM gemessen als S-SO_4) deutlich wird, wie diese auch an den Meßstationen des UBA im Vergleich mit dem TCM-Verfahren gefunden wurde (RUMPEL, o.J.).

Tab. 1: Schwefeldepositionen ($\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$) im Standortvergleich

Monat	FAL			ETT			ROT		
	Bergerhoff	Berg. modif.	SAM	Bergerhoff	Berg. modif.	SAM	Bergerhoff	Berg. modif.	SAM
Juni '84	6.2	5.0	11.0	6.2	-	7.7	4.9	7.1	14.3
Juli	-	3.9	10.6	-	6.2	7.3	-	4.2	11.9
August	2.7	7.0	10.0	2.4	3.8	8.5	4.3	6.8	9.8
September	9.7	12.9	11.4	6.3	4.1	10.9	6.1	10.1	11.8
Oktober	16.5	14.2	11.1	14.9	19.4	10.8	18.6	14.2	13.2
November	11.6	22.6	55	9.2	34.5	48	13.7	29	56
Dezember	5.7	16.1	52	4.1	11.2	29	6.1	16.5	39
Januar 85	4.9	8.1	62	4.1	4.5	57	5.0	5.2	68
Februar	4.8	7.8	37	2.7	6.1	17.5	4.3	5.6	29
März	7.5	11.4	14.7	4.4	7.3	12.1	6.3	8.6	21
April	7.6	7.0	8.0	6.2	8.7	8.3	7.7	6.1	9.0
Mai	7.4	11.8	10.4	4.3	8.8	8.6	5.1	-	9.3
Durchschnitt	7.7	10.7	24.4	5.9	10.4	18.8	7.5	10.2	24.4
Umrechnung auf Jahresdeposition: $\text{kg ha}^{-1}\text{a}^{-1}$:	28	39	89	22	38	69	27	38	89

In Tab. 1 sind die Schwefeldepositionen wiedergegeben, die mit Bergerhoff- und modifizierten Bergerhoff-Sammlern sowie mit SAM-Filtern erfaßt wurden. Zur Interpretation der unterschiedlichen Ergebnisse muß die Sammelmethode berücksichtigt werden: Beim Bergerhoff-Verfahren wird eine Partikeldeposition mit Nassdeposition erfaßt, wobei immer eine gewisse Verdunstung des Wassers gegeben ist; die mit dem modifizierten Bergerhoff-Verfahren gefundenen höheren Gehalte können eventuell mit der günstigeren SO_2 -Fixierung im Sammelgefäß erklärt werden; das SAM-Verfahren, bei dem nur die gasförmige SO_2 -Deposition erfaßt wird und eine Verfälschung der Werte durch Partikel-S nur bei ungünstigen Anströmverhältnissen auftreten dürfte, zeigt wesentlich höhere Werte. Im Standortvergleich zeigt sich, daß die durchschnittliche S-Deposition nach Bergerhoff in der FAL und in Röttenkamp etwa gleich und in Ettenbüttel niedriger ist. Das gleiche Ergebnis ergibt sich bei der SAM-Methode, während das modifizierte Bergerhoff-Verfahren im Mittel eine Gleichbelastung aller drei Standorte aufzeigt.

Tab. 2.: Schwefeleinträge über zwei Meßzeiträume im Standortvergleich

Zeitraum	Standort	Schwefeldeposition $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$			
		Georgii-Sammler			Bergerhoff
		trocken	naß	Summe	
1.10.84 -	FAL	1.5	2.7	4.2	11.3
	ETT	1.2	1.7	2.9	
31.12.84	ROT	1.95	2.85	4.8	12.8

1.03.85 -	FAL	1.03	5.7	6.0	7.5
	ETT	0.57	4.5	5.1	
31.05.85	ROT	0.81	5.6	6.4	6.4

Mittlere Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland 1979 - 1981 (GEORGII et al. 1982); von Jahresmittel auf Tagesmittel umgerechnet:

S trocken 0.7 - 1.9 $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$
 S naß 2.7 - 5.5 $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$

Tab. 3: Cd- und Pb-Einträge über drei Meßzeiträume im Standortvergleich

Zeitraum	Standort	Cd-Deposition $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$				Pb-Deposition $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$			
		Georgii-Sammler			Bergerhoff	Georgii-Sammler			Bergerhoff
		trocken	nass	Summe		trocken	nass	Summe	
1.06.84 -	FAL	0.56	1.01	1.57	1.50	10	26	36	22
	ETT	0.50	1.51	2.01	0.84	11	37	48	36
12.10.84	ROT	0.24	0.78	1.02	1.50	8.4	33	41	25

12.10.84 -	FAL	0.28	0.87	1.15	0.54	9.6	18	28	34
	ETT	0.37	0.67	1.04	0.79	14	22	36	27
7.01.85	ROT	0.16	0.51	0.67	0.68	11	26	37	48

26.02.85 -	FAL	0.43	1.12	1.55	1.34	12	27	39	42
	ETT	0.27	1.39	1.66	0.63	9.6	22	32	28
7.05.85	ROT	0.45	1.84	2.29	0.85	10	34	44	40

Mittlere Depositionen in der Bundesrepublik Deutschland 1979 - 1981 (GEORGII et al. 1982):

Cd trocken 0.2 - 0.6 Pb trocken 3 - 60 $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$
 Cd nass 1 - 2 Pb nass bis 140 $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$

In Tab. 2 sind die Ergebnisse der trockenen und nassen S-Deposition an den Standorten in zwei Dreimonatsperioden (Spätherbst 84 und Frühjahr 85) zusammengefaßt, wobei der Standort "Ettenbüttel" wieder eine etwas geringere S-Deposition aufweist.

Das Verhältnis der nassen zur trockenen Deposition ist im Spätherbst wesentlich kleiner als im Frühjahr, wie dies auch von Georgii (GEORGII et al. 1982) gefunden wurde. Im Vergleich zur Bergerhoff-Messung beträgt die Summe im Georgii-Sammler etwa nur ein Drittel im Spätherbst, während eine gute Übereinstimmung beider Meßmethoden im Frühjahr besteht. Die Abweichung könnte mit der Beteiligung gasförmiger Deposition bei der Bergerhoff-Erfassung zusammenhängen, zumal im Spätherbst die SO_2 -Luftkonzentrationen im Mittel wesentlich höher sind.

In Tab. 3 sind die Cd- und Pb-Einträge über drei Meßzeiträume im Standortvergleich aufgeführt. Die Zahlen zeigen, daß an allen Standorten die Einträge - jeweils differenziert in trocken und naß - in gleicher Größenordnung liegen und mit den Erhebungen von Georgii übereinstimmen (GEORGII et al. 1982). Die nach Bergerhoff erfaßten Gesamtdositionen von Cd und Pb liegen im Bereich der Summen aus trockener und nasser Deposition.

SCHLUSS

Die hier bislang über einen kurzen Zeitraum durchgeführten Immissionsmessungen zeigen, daß im Untersuchungsgebiet die luftgetragenen Schadstoffe SO_2 , Cd und Pb über einen größeren Raum relativ gleich verteilt werden, so daß nur noch graduelle Differenzen aufzufinden sind. Die Schwermetalleinträge während der hier untersuchten Perioden können als gering eingestuft werden. Auffällig ist der hohe Anteil der Deposition von gasförmigem SO_2 an der Gesamtschwefeldeposition und deren Abhängigkeit von der Windrichtung. Somit dürfte die direkte Wirkung auf die Assimilationsorgane der Pflanzen - wobei auch Kombinationseffekte mit NO_x und Ozon annehmbar sind - eine entscheidende Rolle spielen.

LITERATUR

- DÄMMGEN, U. (1984): Feststellung von Schwefeldepositionen und Immissionen im Ost-Braunschweiger-Raum. - Braunschw. Naturk. Schr. 2, 237-252
- GEORGII, H.W., GRAVENHORST, G., PERSEKE, C. und ROHBOCK, E. (1980): Untersuchung über die trockene und feuchte Deposition von Luftverunreinigungen in der Bundesrepublik Deutschland. - Bericht erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes Berlin; Institut für Meteorologie und Geophysik, Frankfurt.
- GEORGII, H.W., PERSEKE, C. u. ROHBOCK, E. (1982): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. - 205 S. Berlin (Umweltbundesamt).
- RUMPEL, K.-J. (o.J.): Ein Verfahren zur Feststellung flächendeckender Immissionsraten mit dem Immissionsratenmeßgerät SAM nach Rumpel und Bergerhoff. - Typskript des Umweltbundesamtes, o.O.
- SCARINGELLI, F.P., SALTZMANN, B.E. u. FREY, S.A. (1967): Spectrophotometric Determination of Atmospheric Sulfur Dioxide. - Anal. Chem. 39, 1709-1719.
- VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (1968): Photometrisches Verfahren (TCM-Verfahren) zur Messung der Schwefeldioxid-Konzentration. - VDI 2451, Bl. 3.
- VDI-Kommission Reinhaltung der Luft (1972): Bestimmung des partikelförmigen Niederschlages mit dem Bergerhoff-Gerät (Standardverfahren). - VDI 2119, Bl. 2

Streuabbau als Indikator biotischer
und abiotischer Faktoren *)

von

Herlitzius, H. +)

Der Streuabbau im Sinne von "Blattschwund" wird im Raum Ulm in Laub- und Nadelwäldern untersucht. Die Abbaugeschwindigkeit des jährlichen Bestandesabfalls hängt im wesentlichen von der Bodenfauna ab. Ihre Tätigkeit, die Zerkleinerung und Einarbeitung der Streu in den Boden, ist eine wichtige Voraussetzung für die Mineralisierung. Diese Aufgabe der Bodenfauna läßt sich mit Hilfe des Streuabbaus gut darstellen. Vergleichende Untersuchungen mit Haselblättern (*Corylus avellana* L.) als Testsubstanz geben Hinweise auf die beteiligten Organismen und auf klimatische Einflüsse.

Die Untersuchungen wurden in folgenden Wäldern durchgeführt (s. Tab. 1a): Einem Ulmetum, einer Hartholzaue (AU); einem Luzulo-Fagetum, einem Eichen-Hasel-Mischwald (U_2); einem Melico-Fagetum, einem Buchenwald (EF) und einem ca. 90jährigen Fichtenforst (U_1).

Der Streuabbau wurde in Streubehältern aus PVC-Rohr (\varnothing 12 cm, s. Herlitzius 1983a) an Hasellaub untersucht (Herlitzius 1983b). Die dem Boden zugewandte Seite war mit grober Gaze (10 mm Maschenweite) bespannt, so daß die Streu allen Organismen zugänglich war. Die mit ca. 3,5 g lufttrockenen Haselblättern gefüllten Streubehälter wurden 12 Monate (z.B. von Dez. 1979 bis Dez. 1980) auf den Waldböden exponiert (Näheres s. Herlitzius 1983a). Die Lumbriciden wurden mit einer ca. 0,2 %igen Formaldehydlösung (Satchell 1969) auf je 5 Teilflächen mit je 0,25 m² aus dem Boden getrieben. Die Enchytraeiden wurden in je 5 Parallelen aus Stechrohrproben (\varnothing 5,5 cm) mit der Naß-Extraktion nach O'Connor

+) Abteilung Ökologie und Morphologie der Tiere der Universität Ulm, Oberer Eselsberg, 7900 Ulm/Donau

*) Die Untersuchungen zur Abundanz der Dipteren-Larven wurden von der DFG gefördert.

(1955) gewonnen. Die Dipteren-Larven wurden aus Bodenproben (625 cm²) mit Hilfe der Wasch- und Flotationsmethode nach Healey & Russell-Smith (1970), Altmüller (1979) sowie der Zusatzflotation nach Borin & Herlitzius (in Vorber.) extrahiert.

Wald	AU	U2	EF	U1
a) domin. Bäume u. Sträucher	Esche Ulme	Eiche Hasel	Buche	Fichte
domin. Krautschicht	Bär- lauch	Carex	Oxalis	-
Humusform	Mull	Mull	Moder	Moder
pH -KCl	7,2	3,8	4,7	3,1
b) Abbau von Haselblättern (12 Monate)	97 %	90 %	78 %	43 %
c) Lumbricidae Ind./m ²	206	94	89	1
% s	24 %	34 %	53 %	150 %
Frischgewicht g/m ²	97	58	46	0,1
% s	31 %	50 %	72 %	150 %
d) Enchytraeidae Ind./m ²	13300	18940	6650	21130
% s	29 %	107 %	61 %	23 %

Tabelle 1

Biotische und abiotische Parameter der untersuchten Wälder (Erklärungen siehe Text).

Korr.Koeff. = r	Lumbricidae	Enchytraeidae	pH-Wert
Best.Maß = %	Ind.	FG	
Streuabbau r	0,89	0,95	-0,43
%	80	90	18
Lumbr. Ind. r			-0,44
%			19
Enchytr. Ind r			-0,5
%			25

Tabelle 2

Korrelationskoeffizient (r) und Bestimmtheitsmaß (%) zur Erläuterung einiger Zusammenhänge.

Oligochaeten

Die Haselblätter wurden von Dez. 1979 bis Dez. 1980 in den einzelnen Wäldern unterschiedlich stark "abgebaut" (Tab. 1b). Entsprechend der Höhe des Streuabbaus war auch die Anzahl der Lumbriciden (Tab. 1c). Die Abhängigkeit des Streuabbaus von den Lumbriciden korreliert mit r = 0,89 recht hoch (Tab. 2). Je mehr Lumbriciden im Boden vorhanden sind, umso mehr Blattsubstanz verschwindet aus den Streubeholdern. Das Bestimmtheitsmaß besagt, daß die unterschiedliche Höhe des Streuabbaus in den verschiedenen Wäldern zu 80 % von der Anzahl der Lumbriciden und sogar zu

90 % ($r = 0,95$) von ihrem Frischgewicht abhängt; d.h. je schwerer und somit größer die Lumbriciden sind, umso stärker ist der Blattschwund. Die hohe Korrelation des Streuabbaus zum pH-Wert ist bedingt durch die sehr hohe Korrelation der Lumbriciden zum pH-Wert (Tab. 2).

Die Abundanz der Enchytraeiden (Tab. 1d) ergibt kein einheitliches Bild. Ein Bezug zum Streuabbau ist nicht zu erkennen. Der negative Korrelationskoeffizient (Tab. 2) deutet auf einen geringeren Abbau bei höherer Enchytraeiden-Zahl hin. Ebenso sind schwach negative Korrelationen zur Abundanz der Lumbriciden als auch zum pH-Wert gegeben. Lumbriciden und Enchytraeiden sind z.T. Nahrungskonkurrenten; die Enchytraeiden beeinflussen als überwiegende Sekundärkonsumenten den hier gemessenen primären Streuabbau nicht oder nur unwesentlich.

Witterung

a) Der Verlauf des Streuabbaus von Dez. 1977 bis Dez. 1978 ergab im Buchenwald (EF) ein sigmoides Kurvenbild (Abb. 1, s. Herlitzius 1983a), das durch Zeiten der Progression (Februar, Mai, Juni, August) und der Stagnation (März, April, Juli, Oktober) geprägt ist. Ein direkter Einfluß der Temperatur auf den Streuabbau ist nicht erkennbar. Dagegen sind deutliche Parallelen des Blattschwundes zu den Schwankungen der durchschnittlichen monatlichen Niederschläge vorhanden: Zunehmende Niederschläge (Februar, Mai, Juni, August) bewirken eine Zunahme des Streuabbaus, geringere Niederschläge einen Stillstand (April, Juli, Oktober).

b) Im Auenwald (AU, Abb. 2) verläuft der Streuabbau ebenfalls sigmoid, allerdings ist bereits im August 97 % der eingewogenen Blattsubstanz verschwunden. Der Einfluß der Niederschläge auf den Verlauf des Streuabbaus läßt sich etwa bis Juni in ähnlicher Weise wie im Buchenwald (EF) verfolgen. Ab Juli ist eine Wirkung kaum noch erkennbar. Das liegt erstens daran, daß zu diesem Zeitpunkt der größte Teil der Blattsubstanz bereits abgebaut war und zweitens, daß der Boden dicht mit Blättern von *Allium ursinum* bedeckt war, so daß darunter eine hohe Bodenfeuchte erhalten blieb.

c) Im Fichtenforst (U_1 , Abb. 3) verläuft der Streuabbau insgesamt flacher als in den Laubwäldern. Erst ab ca. September ist eine deutliche Abnahme der Blattsubstanz (= Zunahme des Streuabbaus)

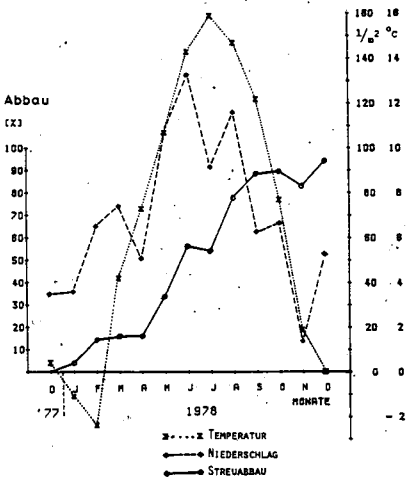


Abb. 1 Streuabbau und Klima 1977/78 im Buchenwald (EF)

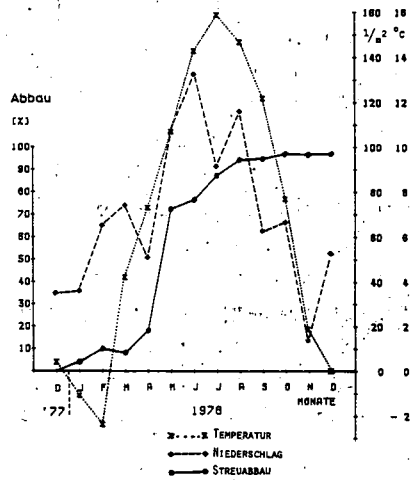


Abb. 2 Streuabbau und Klima 1977/78 im Auenwald (AU)

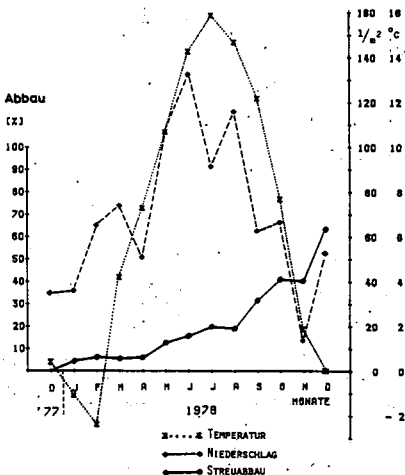


Abb. 3 Streuabbau und Klima 1977/78 im Fichtenforst (U₁)

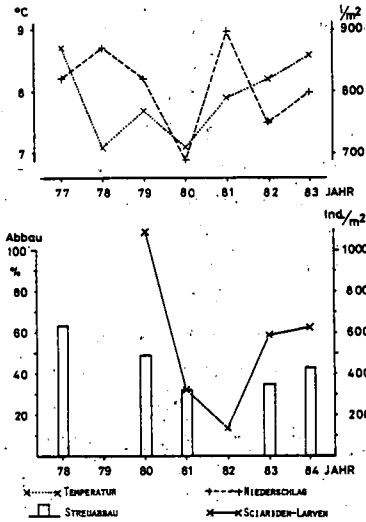


Abb. 4 Fichtenforst (U₁)
Streuabbau 1978 - 84
Sciariiden-L. 1980 - 84
Klima 1977 - 83

zu erkennen. Beziehungen zur Witterung, wie sie in den Laubwäldern deutlich wurden, fallen hier, außer evtl. im November und Dezember, nicht auf.

Die von Dez. 1979 bis Dez. 1980 wiederholten Untersuchungen zum Verlauf des Streuabbaus führten trotz anderer Witterungsbedingungen zu genau den gleichen Aussagen: In Wäldern mit reichem Lumbricidenbesatz wird die Abbaugeschwindigkeit in den einzelnen Monaten und damit auch der Gesamtabbau eines Jahres durch die relative Höhe der Niederschläge der einzelnen Monate geprägt. Die auf der Bodenoberfläche liegenden Blätter saugen sich bei hohen Niederschlägen mit Wasser voll. Sie werden weich und sowohl für Mikroorganismen als auch Lumbriciden attraktiv. In Zeiten geringerer Niederschläge trocknen die Blätter aus, werden hart und sind somit wenig zur Zerkleinerung geeignet. Die durch Regen bedingten Auswaschverluste betragen 10 bis max. 20 %. In den Abbaukurven wurden die durch die Methode bedingten Wasch- und Bröckelverluste bereits korrigiert (s. Herlitzius 1983a). Die Kurven geben also nicht die Auswaschung durch Niederschläge wieder, sondern zeigen die Aktivität der Lumbriciden in der Streuschicht an. Dagegen sind im Fichtenforst andere Organismen für den Substanzverlust verantwortlich, deren Aktivität im Jahreslauf aber keine direkten Beziehungen zur Witterung erkennen lassen.

Sciariden-Larven

Zur weiteren Analyse von Faktoren, die im Fichtenforst (U_1) den Streuabbau beeinflussen, wurde dieser in mehreren Jahren jeweils über 12 Monate (von Dez. bis Dez.) gemessen (Abb. 4). Der jährliche Streuabbau nimmt von 1978 (63 %) bis 1981 (30 %) ab und 1983 und 1984 wieder zu. Erst die um ein Jahr verschobenen Klimawerte (Abb. 4 oben) lassen Beziehungen insbesondere der Temperatur (Jahresmittel) erkennen. Das bedeutet aber, daß die Niederschläge und besonders die Temperatur des vorhergehenden Jahres (z.B. 1980) die Höhe des Streuabbaus des folgenden Jahres (z.B. 1981) beeinflusst.

Da im Fichtenforst fast keine Lumbriciden vorkommen (s. Tab. 1c), müssen andere Bodenorganismen den hier untersuchten primären Blattschwind verursacht haben. In erster Linie kommen hierfür Nematoceren-Larven in Betracht. Im untersuchten Fichtenforst (U_1) sind es vor allem die phytosaprophagen Sciariden-Larven, die mit

ihren kräftigen Mandibeln die Streu zerkleinern. Die Abundanz dieser Larven (Abb. 4) verläuft wie der Streuabbau und ist mit ihm mit $r = 0,95$ hoch korreliert. Nach dem Bestimmtheitsmaß wurde die unterschiedliche Höhe des Streuabbaus der einzelnen Jahre zu 90 % von der Abundanz der Sciariden-Larven verursacht.

Die Beziehungen des Streuabbaus zum Klima finden - ähnlich wie in den Laubwäldern über die Lumbriciden - über die Sciariden-Larven statt. Die Abundanz der Sciariden-Larven wird zu einem großen Teil vom Klima des Vorjahres beeinflusst. Die in Abb. 4 angegebenen Abundanz-Werte beziehen sich jeweils auf die Entwicklungsperiode der Larven, die für die meisten Sciariden-Arten etwa von Juli des einen bis Juni des nächsten Jahres verläuft (Herlitzius in Vorber.). Bedenkt man, daß Temperatur und Niederschläge das Schlüpfen der Imagines und deren Eiablage beeinflussen, daß das Schlüpfen der empfindlichen L_1 -Larven, sowie die gesamte Larvalentwicklung entscheidend vom Klima geprägt wird, so wird verständlich, daß sich der klimatische Einfluß des einen Jahres auf die Abundanz der Imagines und vor allem der Larven des nächsten, wenn nicht sogar des übernächsten Jahres auswirkt. Besonders deutlich wird das bei dem extrem kühlen und trockenen Jahr 1980, das den starken Zusammenbruch des Jahres 1981 und z.T. noch des Jahres 1982 zur Folge hatte. Dieses Phänomen wurde nicht nur bei Sciariden-Larven und -Imagines beobachtet, sondern z.B. auch bei Collembolen und Carabiden (Herlitzius et al. 1985 im Druck).

Literatur

- Altmüller R., 1979: Untersuchungen über den Energieumsatz von Dipterenpopulationen im Buchenwald. *Pedobiol.* 19, 245 - 278.
- Healey I.N. u. A. Russell-Smith, 1970: The extraction of fly larvae from woodland soils. *Soil Biol. Biochem.* 2, 119 - 129.
- Herlitzius H., 1983a: Biological decomposition efficiency in different woodland soils. *Oecologia* (Berlin) 57, 78 - 97.
- Herlitzius H., 1983b: Zur Phänologie des Streuabbaus in Wäldern. *Verh. der Ges. für Ökologie* (Mainz 1981) X, 27 - 34.
- Herlitzius H., M. Bernhard, W. Funke, H. Höfer, W. Jans, Th. Kampmann, M. Roth, 1985: Bodentiere im Fichtenforst - Fluktuationen von Populationsdichte u. Streuabbau. *Verhandl. der Deutsch. Zool. Ges.* (Wien 1985), im Druck.
- O'Connor F.B., 1955: Extraction of enchytraeid worms from a coniferous forest soil. *Nature* London 175, 815 - 816.
- Satchell J.E., 1969: Studies on methodical and taxonomical questions. *Pedobiologia* 9, 20 - 25.

Populationen Stickstoff bindender Azospirillen und Enterobacteriaceae in der Rhizosphäre von Winterweizen und Wintergerste bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung im Freiland

von

Jagnow, G[†]

1. Einleitung

In vorangegangenen Untersuchungen wurden an feldfrischen Weizen- und Gerstenwurzeln mit anhaftendem Rhizosphärenboden Nitrogenaseaktivitäten gemessen, die je nach Entwicklungsstadium und N-Düngung zwischen 0,1 und 9 nmol C₂H₄.g⁻¹TG. lagen. Populationen N₂-bindender Azospirillen und Enterobacteriaceae zeigten ähnliche Schwankungen, wobei letztere 10-100 mal zahlreicher sein konnten als Azospirillen (Jagnow, 1983). Da noch unklar war, ob Populationen dieser beiden Gruppen von N₂-Bindern auf Wachstumsstadien und N-Düngung immer gleichsinnig reagieren und wie sie sich zu den Zahlen aller Enterobacteriaceae und aller aeroben chemoorganotrophen Bakterien verhielten, wurden diese Populationen in einem Feld-Düngungsversuch ermittelt und verglichen.

2. Material und Methoden

Wurzelproben wurden der normal gepflügten Variante ohne Strohdüngung eines Bodenbearbeitungs- und N-Steigerungsversuches des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der FAL mit Winterweizen ("Okapi") und Wintergerste ("Sonja") auf Parabraunerde während der Bestockung (23. 5. 1984), des Schossens (20. 6.) und der Blüte (Weizen) bzw. Milchreife (Gerste, 11. 7.) entnommen. Die N-Düngung erfolgte zu einer PK-Grunddüngung in zeitlich gestaffelten Gaben von 0, 1, 2 und 3 mal 40 kg.ha⁻¹ Kalkammonsalpeter-N vor der Saat, zum Schossen und zur Blüte. Azospirillen und Enterobacteriaceae mit N₂-aseaktivität wurden in anhaftendem

[†] Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig, Institut f. Bodenbiologie

Wurzelboden und in gewaschenen, homogenisierten Wurzeln nach der M.P.N.-Methode bestimmt (Jagnow, 1983). Koloniezahlen von Enterobacteriaceae wurden selektiv auf Endo-Agar, die der gesamten Bakterien auf peptonized milk agar (Larkin, 1972) nach Ausspalteln von 0,1 ml der Dezimalverdünnungen bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Populationen von Azospirillum und N_2 -bindenden Enterobacteriaceae in Rhizosphäreboden und Wurzeln lagen zwischen 10^3 und 10^7 $.g^{-1}$ (Tab. 1), die der gesamten Enterobacteriaceae zwischen 10^6 und 10^8 und diejenige der gesamten Bakterien zwischen 10^7 und 10^9 $.g^{-1}$. Während des Schossens nahmen die Keimzahlen der Azospirillen in Weizen- und Gerstenwurzeln mit zunehmender N-Düngung zu und waren bei Gerste bis zu 10 mal höher. Ihre Zahlen waren im Rhizosphäreboden beider Arten von ähnlicher Grössenordnung, liessen aber keine deutliche Abhängigkeit von der N-Düngung erkennen. Dagegen nahmen zur Blüte im Juni die Azospirillum-Populationen beider Getreidearten in Wurzeln und Rhizosphäreboden bereits mit 40 kg N, besonders aber mit 120 kg $N.ha^{-1}$ ab. Während der Kornfüllung im Juli war diese Abnahme bei insgesamt stärkerer Besiedelung mit zunehmender N-Düngung noch stärker ausgeprägt. Die Populationen der N_2 -bindenden Enterobacteriaceae, überwiegend Enterobacter agglomerans, wurden weit weniger durch die N-Düngung beeinflusst, auffallend waren lediglich die mit 120 kg N starke Verringerung im Rhizosphäreboden der Gerste (20. 6.) und in Gerstenwurzeln (11. 7.) sowie ihre hohen Populationen in Wurzeln ungedüngten Weizens zur Milchreife.

Vergleicht man beide, die grosse Mehrzahl der N_2 -Binder umfassenden Gruppen, so fallen zur Zeit des Schossens die niedrigen Anteile der Azospirillen in den Wurzeln ungedüngter Pflanzen und ihre starke Zunahme zur Blütezeit auf über 90% auf (Tab. 2). Pflanzen mit 80 kg N hatten bereits beim Schossen deutlich erhöhte Anteile. Das Optimum für Azospirillen (99%) scheint zur Milchreife in Weizenwurzeln bei 80 kg N zu liegen und somit von einer knapp ausreichenden N-Versorgung abzuhängen, denn mit 120 kg N sank ihr Anteil wieder auf 35% ab.

Von Interesse ist der gemeinsame Anteil der Azospirillen und Enterobacteriaceae an der gesamten Bakterienpopulation bei zunehmen-

Tab. 1: Populationen N₂-bindender Bakterien (log MPN.g⁻¹ Boden- bzw. Wurzel-TG). A = Azospirillum, aerob in Malat-Weichagar, E = Enterobacteriaceae, anaerob in Glucose-Weichagar. W = Weizen, G = Gerste, 0, 1, 2, 3 = N-düngung mit 0, 40, 80, 120 kg.ha⁻¹, RB = Rhizosphäreboden, Wz = homogenisierte Wurzeln

A:	23. 5.		20. 6.		11. 7.
	RB	Wz	RB	Wz	Wz
W0	4,63 ⁺ _a	4,33 ⁺ _a	4,51 _b	4,89 ⁺ _b	6,26 _b
W1	5,51 ⁺ _b	4,65 ⁺ _a	3,43 ⁺ _a	3,93 _a	5,23 _a
W2	4,59 _a	5,42 _b	-	-	6,75 ⁺ _b
W3	-	-	3,72 ⁺ _a	4,10 _a	4,76 _a
G0	5,02 _{ab}	5,34 _b	3,84 _{ab}	6,01 ⁺ _c	6,99 _d
G1	5,06 _{ab}	5,64 ⁺ _b	4,16 ⁺ _{ab}	4,78 _b	6,41 _c
G2	5,23 ⁺ _b	6,26 ⁺ _c	-	-	5,74 _b
G3	-	-	3,72 _a	3,34 ⁺ _a	4,13 _a
E:	RB	Wz	RB	Wz	Wz
W0	5,00 _b	5,88 _a	4,30 _{ab}	3,64 _a	6,39 _b
W1	4,87 _b	5,70 _a	4,49 _{ab}	3,45 _a	5,07 _a
W2	4,83 _b	5,60 _a	-	-	4,78 _a
W3	-	-	4,83 _b	3,79 _{ab}	5,02 _a
G0	4,64 _{ab}	5,86 _a	4,51 _b	4,84 _b	6,22 _b
G1	4,71 _{ab}	5,65 _a	3,30 _a	4,27 _b	6,22 _b
G2	4,21 _a	5,63 _a	-	-	6,16 _b
G3	-	-	3,26 _a	4,73 _b	4,02 _a

MPN -Werte mit verschiedenen Index-Buchstaben sind ab P = 0,05 nach dem t-Test verschieden, + = signifikant von der dazugehörigen Enterobacteriaceen-Population verschieden

Tab. 2: Anteile von Azospirillum an den gesamten N_2 -Bindern (%) in Rhizosphäreboden (B) und Wurzeln (W)

kg N/ha	W.-Weizen				W.-Gerste			
	0	40	80	120	0	40	80	120
<u>23.5. B</u>	76	<u>81</u>	<u>36</u>	-	70	69	91	-
<u>W</u>	<u>2,7</u>	8,2	<u>39</u>	-	<u>23</u>	49	<u>81</u>	
<u>21.6. B</u>	76	<u>81</u>	-	<u>7,2</u>	18	<u>88</u>	-	74
<u>W</u>	<u>95</u>	75	-	<u>66</u>	<u>92</u>	76	-	<u>4,4</u>
<u>11.7. W</u>	<u>42</u>	59	<u>99</u>	<u>35</u>	<u>76</u>	60	27	<u>56</u>

Tab. 3: Anteile N_2 -bindender Stämme an den gesamten Bakterien (%) in Rhizosphäreboden (R) und Wurzeln (W)

kg N/ha	W.-Weizen				W.-Gerste			
	0	40	80	120	0	40	80	120
<u>23.5. B</u>	0,92	0,20	1,2	-	<u>0,032</u>	0,015	<u>0,009</u>	-
<u>W</u>	<u>4,2</u>	0,52	<u>0,11</u>	-	<u>0,15</u>	0,38	<u>0,064</u>	-
<u>21.6. B</u>	0,059	0,038	-	0,039	<u>0,022</u>	0,014	-	<u>0,003</u>
<u>W</u>	<u>0,12</u>	0,075	-	0,035	<u>1,2</u>	0,076	-	<u>0,044</u>

der N-Düngung zu den Terminen des Schossens und Blühens (Tab. 3). In den meisten Fällen ist dieser in den Wurzeln höher als im Rhizosphäreboden. Lediglich bei hohen N-Dosen können ähnliche oder sogar geringere Anteile auftreten. Dies erscheint verständlich wenn man bedenkt, dass der Strom von $N_{min.}$ vom Boden in die wachsende Pflanze, derjenige von N-armen C- und Energiequellen dagegen über Wurzelausscheidungen von den Pflanzen in den Boden geht. Solange der im Rhizosphäreboden durch Dünger und Mineralisation angelieferte $N_{min.}$ von den Wurzeln vollständig aufgenommen wird, liegt in diesen ein weiteres C/N-Verhältnis und somit eine bessere ökologische Nische für N_2 -Binder vor. Ihre höchsten Anteile traten in Wurzeln ungedüngten Weizens zum Schossen (4,2%)

Tab. 4: Anteile N_2 -bindender Stämme an den gesamten Enterobakterien (%) in Rhizosphäreboden (B) und Wurzeln (W)

kg N/ha	W.-Weizen				W.-Gerste			
	0	40	80	120	0	40	80	120
<u>23.5.</u> B	<u>4,4</u>	0,96	<u>0,75</u>	-	<u>0,12</u>	0,031	<u>0,007</u>	-
W	<u>14,8</u>	8,6	<u>0,55</u>	-	0,18	1,5	0,17	-
<u>21.6.</u> B	4,0	5,4	-	1,1	<u>0,68</u>	0,05	-	<u>0,02</u>
W	0,55	<u>1,3</u>	-	<u>0,01</u>	<u>6,1</u>	1,1	-	<u>0,87</u>

bzw. bei Gerstenwurzeln zur Blüte (1,2%) auf. Mit steigender N-Düngung fielen sie weit unter 1%. Auf insgesamt viel niedrigerem Niveau war diese Abnahme des Anteils N_2 -bindender Bakterien mit steigender N-Düngung auch bei Rhizosphäreboden der Gerste zu beobachten.

Ähnlich starken Schwankungen und Gesetzmässigkeiten war der Anteil der N_2 -bindenden an den gesamten, auf Endo-Agar ermittelten Enterobacteriaceae unterworfen (Tab. 4). Er lag ebenfalls bei ungedüngten Wurzeln von Weizen zum Schossen (14,8%) bzw. von Gerste zur Blüte (6,1%) am höchsten und fiel mit steigender N-Düngung meist stark ab. Bei Weizen lagen ihre Anteile im Rhizosphäreboden höher als bei Gerste.

Es ist damit zu rechnen, dass die hier sich zeigenden Gesetzmässigkeiten auch nach Beimpfung der Saat oder der Jungpflanzen mit N_2 -bindenden Bakterien in ähnlicher Weise wirken werden. Bemerkenswert ist, dass Azospirillen gegen hohe N-Gaben empfindlicher zu reagieren scheinen als N_2 -bindende Enterobacter spp.. Zur erfolgreichen Manipulation dieser Bakterien sind noch differenziertere ökologische Grundlagenuntersuchungen, auch hinsichtlich geeigneter Wirtspflanzen, notwendig.

Literatur:

Jagnow, G. 1983: Nitrogenase (C_2H_2) activity in roots of non-cultivated and cereal plants: influence of nitrogen fertilizer on populations and activity of nitrogen fixing bacteria.- Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 146, 217-227



Umsatz der Laubstreu im mitteleuropäischen Kalkbuchenwald
Beispiel: Plateau des unteren Muschelkalks bei Göttingen

von

Jörgensen, R.G. u. B. Meyer⁺)

1. Überblick und Problemstellung

Die Zersetzung der Streu und die dabei stattfindende Rückführung des durch Photosynthese organisch gebundenen C in CO₂ spielen eine bedeutende Rolle im Kohlenstoff-Kreislauf und der Gestaltung der Humusform in den Wald-Ökosystemen der gemäßigten Klimazone. Ein übermäßiges Anwachsen des Auflage-Humus kann zu mehreren ökologischen Problemen führen. Auflage-Humus bedingt als Rohhumus z. B. sehr niedrige pH-Werte. Die Natur-Verjüngung empfindlicher Baumarten wird be- wenn nicht sogar verhindert. Auch kommt es zu Störungen des Gas-, Wasser- und Wärmehaushaltes infolge Verschlechterung der hierfür maßgeblichen Leitfähigkeits-Charakteristiken. Zur Versorgung mit Nährstoffen sind zahlreiche Pflanzenarten auf den Kontakt mit dem Mineralboden angewiesen. Bei behinderter Zersetzung der Streu würden sie die Ökosysteme ähnlich den Mooren in Richtung auf versauerte artenärmere Standorte entwickeln.

Die Zersetzung der Streu mobilisiert die organisch gebundenen mineralischen Nährstoffe und führt sie in deren Kreisläufe zurück. Für die Entwicklung von Humus-Form und flächenbezogener Humus-Menge ist der Abbau der Streu insofern von Bedeutung, als sie die Haupt-C- und damit Humus-Quelle darstellt. Gerade im Kalkbuchenwald mit seiner starken Biomixion des Bodens durch eine an Regenwürmern reiche Bodenfauna spielt die Art des Laubzersatzes eine entscheidende Rolle für die Bildung der hier herrschenden Humusform Müll. Dabei ergibt sich in diesem Ökosystem der interessante Umstand, daß auch das Carbonat-C des Kalksteins am C-Kreislauf teilnimmt, wenn auch mit nur sehr geringer Umsatz-Rate.

Der Laubstreu-Umsatz wird anhand der Messung des jährlichen Streufalls, einer Reststreu-Inventur und eines Laubstreu-Schwund-Versuchsdargestellt. Dabei werden hier nur die Elemente Kohlenstoff und Stickstoff betrachtet. Die Streufall-Messungen wurden auf den Flächen des Laubstreu-Schwund-Versuchs durchgeführt. Es handelt sich um ein relativ ebenes Gelände mit einem 80 bis 120 Jahre alten Baumbestand. Das Bodenmosaik besteht überwiegend aus flachgründiger Mull-Rendsina.

2. Streufall-Messungen und Inventur der Reststreu

Die Streumenge wurde mit Hilfe von Vogelschutznetzen, die großflächig ausgebreitet worden waren, und quadratmeterweise mit unbenutzten Streukäfigen oder Streukäfig-Abdeckungen quantitativ bestimmt. Die Reststreu wurde vorsichtig mit einem Federrechen zusammengeharkt und im feuchten Zustand im Labor sortiert.

+) Institut für Bodenwissenschaften Abt. Bodenkunde
von-Siebold-Str. 4 3400 Göttingen

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse der Streufallmessungen der Jahre 1982-84. Im Durchschnitt der drei Jahre fallen 227 g C/m², davon 62,4 % oder 142 g/m² als Laubstreu. 5 % sind Nicht-Rotbuchen-Laubstreu, ohne daß eine andere Baumart in unmittelbarer Nähe der Laubentnahmeflächen steht.

	C g/m ²	N g/m ²	C/N	1.9. - 1.12. % Σ t	Σ -JAHR % Σ t
LAUBSTREU	140,3	3,18	44,1	60,2	62,4
KNOSPENSCHUPPEN	12,9	0,30	43,0		5,9
CUPULA	28,6	0,45	63,6	9,8	12,7
ZWEIGE	44,7	0,68	65,7	10,3	19,0
Σ t	226,5	4,61	49,1	80,3	100,0

In Tabelle 2 werden die Ergebnisse der Reststreu-Messungen dargestellt. Die Inventur der zum Zeitpunkt des herbstlichen Streufalls noch auf dem Boden verbliebenen Reststreu ist mit einigen Problemen behaftet, da bei den Rendsinen keine genaue Trennungslinie zwischen der Streuauflage und der obersten Bodenschicht gezogen werden kann aufgrund der lockeren Oberflächenstruktur, weiter Trockenrisse im Sommer, die Inkorporations-Möglichkeiten für Pflanzensubstanz bieten, und einer großen Menge an Regenwurm-Köttaggregaten, in die teilweise noch wenig zerkleinerte und zersetzte Streusubstanz mit eingearbeitet und verbacken ist.

	LAUBSTREU C g/m ²	REGENWURMKÖT C g/m ²	CUPULA C g/m ²	ZWEIGE C g/m ²	Σ C-RESTSTREU C g/m ²
RESTSTREU 1981	153	12	42	45	240
RESTSTREU 1982	149	165	60	79	287
RESTSTREU 1983	175	94	85	81	341
DURCHSCHNITT	159		62	68	289
% Σ C-RESTSTREU	55,0		21,5	23,5	100
RESTLAUBSTREU: 5 % ASCHE (TS) REGENWURMKÖT: 66,7 % ASCHE (TS)					

Der durchschnittliche Kohlenstoffvorrat der Reststreu auf den Entnahmeflächen der drei Jahre beträgt 289 g/m². Dies stellt den 1,27fachen Betrag des jährlichen Kohlenstoff-Eintrags von 227 g/m² durch den Streufall dar. Ein trotz der Schwierigkeit der genauen Inventur sehr realistischer Wert.

3. Laubstreu-Schwund-Versuch

Um die Verlustrate der frischen Laubstreu und der Restlaubstreu zu bestimmen, ist der Versuch zweischichtig aufgebaut. Die untere Schicht wird mit Restlaubstreu (Schicht RLS), die obere mit frischer Laubstreu (Schicht LS) beschickt. Der Laubstreu-Schwund-Versuch wird mit Käfigen aus kunststoff-ummantelten Maschengitter durchgeführt. Die Käfige besitzen die Maße 100 x 100 x 20 cm mit der Maschenweite 12 mm. Alle drei Varianten werden nach oben mit einer Nylongaze abgeschlossen. Zur Trennung der beiden Streuschichten erhalten alle Käfige einen Draht-Einlegeboden. Die Ausschlußvarianten (Variante II: Ausschluß der Makrofauna aus der Schicht LS; Variante III: Ausschluß der Makrofauna aus beiden Schichten) besitzen einen vollständig geschlossenen Nylongaze-Beutel. Die Nylongaze hat eine Maschenweite von 1mm. Die Käfige stehen einzeln mit mindestens 0,5 m Abstand voneinander, damit sich die Varianten gegenseitig nicht beeinflussen können. 1983 besaß der Versuch 3 Varianten, 3 Kontrolltermine mit 3 Parallelen, 1984 2 Varianten, 4 Kontrolltermine mit 3 Parallelen. Die Ergebnisse der Variante II werden hier aus Platzgründen nicht dargestellt.

Die Laubstremenge der Schicht LS in den Käfigen entspricht zu Beginn in etwa dem jährlichen Laubstreufall, die Menge Restlaubstreu (Schicht RLS) dem in einem Jahr ermittelten Durchschnittswert einer Fläche.

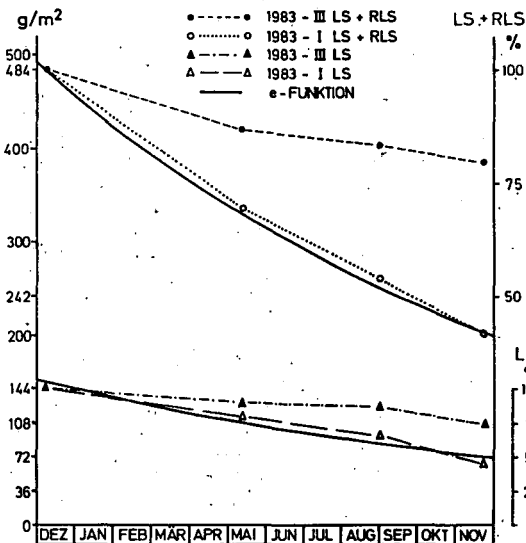
Die Abbildungen 1 und 2 zeigen den durch drei bzw. vier Kontrolltermine beobachteten Verlauf der C-Verluste der Versuche 1983 und 1984 für die Schicht LS und den gesamten Käfiginhalt (LS + RLS). Daneben wird für die Variante I noch die aus diesen Werten errechneten e-Funktionen dargestellt. Die Unterschiede zwischen den Varianten I und III sind für beide Schichten signifikant in beiden Jahren. Sonst haben sich keine signifikanten Differenzen gezeigt, weder zwischen den Schichten LS und RLS der gleichen Variante, noch zwischen den gleichen Varianten bei unterschiedlichen Jahren. Das sind beides Ergebnisse, die man in der Form nicht erwartet hatte. Die Witterungsunterschiede zwischen 1983 und 1984 hätten größer nicht sein können, so daß man erwarten konnte, daß sich dieser Unterschied auch in den Ergebnissen des Laubstreu-Schwund-Versuchs widerspiegelt. Ebenso hätte man nach einigen Angaben in der Literatur (G. MINDERMANN, 1968; K. SUBERKROPP et al., 1976) eine langsamere Schwundrate der Restlaubstreu erwartet, da sich die schwer abbaubaren Stoffe, wie das Lignin, anreichern sollen. Diese Erwartung hat sich nicht bestätigt.

Zum Verdeutlichen der Ergebnisse sind die gemessenen Werte in einer Weise umgerechnet worden, die auf JENNY et al. (1949) zurückgeht. In Tabelle 3 werden die Funktionsdaten der berechneten Regressionsgeraden dargestellt. Mit der Zunahme der Kontrolltermine werden die Abweichungen vom mathematischen Modell immer größer, besonders durch den langsamen Beginn der Streuverluste während des Winters. Bei einer zusammenfassenden Betrachtung der Jahre 1983 und 1984 sowie der beiden Schichten LS und RLS trifft die Anpassung an die e-Funktion sehr gut die realen Verlustraten beider Varianten. Die Abweichungen von dem Verlauf einer e-Funktion können also in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf in den einzelnen Jahren sehr stark sein.

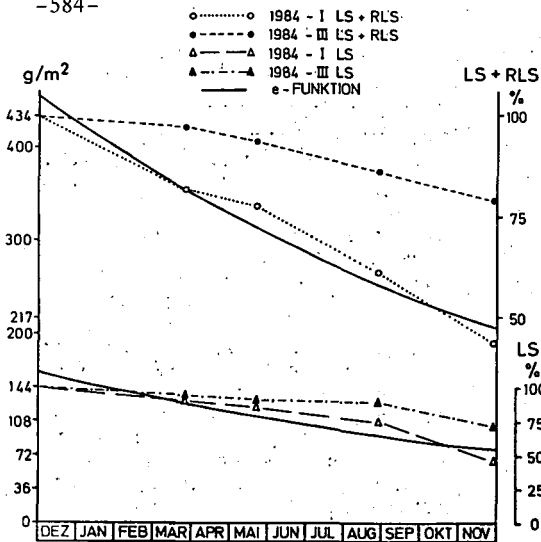
Abbildungen 1 und 2:

ABNAHME DER C-MENGE IN DEN STREU-KÄFIGN DER LAUBSTREU-SCHWUND-VERSUCHE 1983 (Abb. 1) UND 1984 (Abb. 2)

1



2



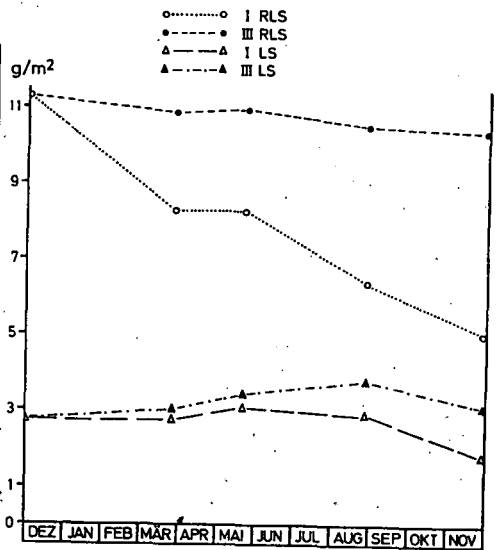
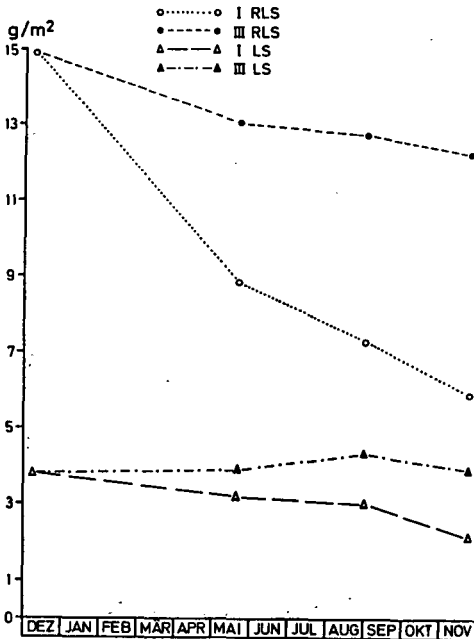
In der Variante I mit freiem Zutritt der Makrofauna sind, wenn man die Schichten LS und RLS zusammen betrachtet, nur noch 44 % der Ausgangsmenge Kohlenstoff nach einem Jahr vorhanden, im Durchschnitt beider Jahre. Das entspricht einer maximalen Akkumulation des 1,7fachen des jährlichen Streufalls zum Zeitpunkt des herbstlichen Laubfalls. Dies sind bei einer Grenze von 1 % Rest-Kohlenstoff eines Jahrgangs 5,0 Schichten. Der bei der Restlaubstreu-Inventur gefundene Akkumulations-Quotient von 2,1 entspricht etwa 8,0 Jahrgängen. Beim Ausschluß der Makrofauna erhöht sich dieser Quotient auf 5,0, entsprechend 19,8 Jahrgängen. Hier wird noch einmal der ungeheure Einfluß der Makrofauna und damit der Lumbriciden, ganz klar herausgestellt. Im Durchschnitt liegt der Anteil bei einer gemeinsamen Betrachtung der Schichten LS und RLS bei 73 % der Verlustzahl k der Funktion e^{-kt} .

Tabelle 3:
 ABNAHME DES KOHLENSTOFFS IN DEN STREU-KÄFIGEN DARGESTELLT DURCH
 REGRESSIONSGERADEN

$$\ln \frac{W_{lt}}{W_{t0}} = a - bt$$

JAHR-VARIANTE	a	a(%)	REGRESSIONS- KOEFFIZIENT b	KORRELATIONS- KOEFFIZIENT r	LINEARITÄT	n
1983-I LS	4,6605	105,7	-0,002142	-0,931	+	12
1983-III LS	4,6215	101,6	-0,000826	-0,959	-	12
1983-I LS+RLS	4,6219	101,7	-0,002487	-0,948	+	12
1983-III LS+RLS	4,5913	98,6	-0,000643	-0,933	+	12
1984-I LS	4,7102	111,1	-0,002030	-0,910	-	15
1984-III LS	4,6336	102,9	-0,000834	-0,898	-	15
1984-I LS+RLS	4,6582	105,4	-0,002213	-0,970	-	15
1984-III LS+RLS	4,6273	102,2	-0,000613	-0,957	-	15
1983/84-I LS+RLS	4,6451	104,1	-0,002355	-0,948	+	27
1983/84-III LS+RLS	4,6126	100,7	-0,000634	-0,919	+	27

Abbildungen 3 und 4:
 VERÄNDERUNG DER N-MENGE IN DEN STREU-KÄFIGEN DER LAUBSTREU-
 SCHWUND-VERSUCHE 1983 (Abb. 3) und 1984 (Abb. 4)



Die Abbildungen 3 und 4 zeigen die Entwicklung der Stickstoffmenge in den Streu-Käfigen in g/m². In der Schicht LS kommt es beim Ausschluß der Makrofauna bei einer ganzen Reihe von Kontrollterminen zu einer absoluten N-Anreicherung. 1984 z.B. steigt die Stickstoffmenge in der Schicht LS der Variante III um 1 g. Bei dem sehr geringen Ausgangsniveau von 2,75 gN/m² sinkt dieser Werte auch in der Variante 1984-I-LS erst Ende November unter die Ausgangsmenge.

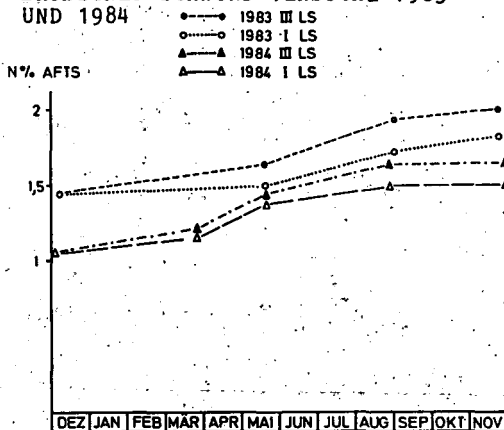
Der N-Gehalt der frisch-gefallenen Laubstreu in % der aschefreien Trockensubstanz (AFTS), dargestellt in Abbildung 5 steigt gegenüber dem Kohlenstoff-Gehalt stark an. Ursachen hierfür können sein, die Veratmung leicht abbaubarer N-freier Substanzen, die Einwaschung von N-haltigen Verbindungen aus dem Wipfeltropfwasser, N-Fixierung durch Algen und Bakterien auf der Streuoberfläche und Besiedlung der Streu vom Boden her durch Organismen mit stark N-haltiger Körpersubstanz. Da aus dem Laub stickstoffhaltige Substanzen ausgewaschen werden, muß es eine Zufuhr von beträchtlichen Ausmaßen geben. Wenn man bedenkt, daß der Bodenoberfläche durch die Laubstreu nur 28 bis 39 kg N/ha zugeführt werden, der jährliche Niederschlag aber schon 20 bis 30 kg N/ha enthält, sieht man wie begrenzt der ursprüngliche Eigenanteil des Streu-Stickstoffs am N-Umsatz eines Jahres in der Streuschicht ist. Dabei werden in dieser Betrachtung noch nicht einmal die gasförmigen Verluste berücksichtigt, die erhebliche Ausmaße erreichen können.

Sehr interessant sind die signifikanten Unterschiede der Varianten I LS und III LS in allen drei Jahren. Nicht nur die Stickstoff-Menge, auch der Stickstoff-Gehalt der aschefreien Trockensubstanz liegt in der Variante III LS um einiges höher. Da man in beiden Varianten von der gleichen N-Zufuhr von außen ausgehen kann, gibt es nur die Möglichkeit, daß die Regenwürmer die relativ stickstoffreichere Streu aus der oberen Streuschicht nach unten gezogen haben.

4. Zusammenfassung

Die jährliche Streufall-Menge beträgt 227 g C/m², die Reststreuemenge zum Zeitpunkt des herbstlichen Laubfalls liegt bei 289 g C/m². Nach 365 Tagen sind 56 % der Anfangs-C-Menge aus der Streuschicht verschwunden, wenn die Makrofauna nicht ausgeschlossen wurde. Bei Ausschluß beträgt der C-Verlust nur 20 %. Die Makrofauna besitzt einen Anteil an der Verlustrate von 73 %. Das C/N-Verhältnis verengt sich von 40-50 auf 20-30, durch Einwaschen von N und anschließender mikrobieller Bindung, aber auch durch mikrobielle N-Fixierung. Die Makrofauna bevorzugt die N-reichere Streu.

Abbildung 5:
VERÄNDERUNG DES N-GEHALTS IN %
DER ASCHEFREIEN TROCKENSUBSTANZ
(AFTS) IN DER SCHICHT LS DER
LAUBSTREU-SCHWUND-VERSUCHE 1983
UND 1984



5. Literatur

- JENNY, H.; GESSEL, S.P.; BINGHAM, F.T., 1949: Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. Soil Sci. 68, 419-432
- MINDERMAN, G., 1968: Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forests. J. Ecol. 56, 355-362
- SUBERKROPP, K.; GODSHALK, G.L.; KLUG, M.J., 1976: Changes in the chemical composition of leaves during processing in a woodland stream. Ecology 57, 720-727

Die Nutzung eines städtischen Ruderalökosystems für die
Prüfung von Umweltchemikalien.

von

Kratz, W. u. G. Weigmann⁺)

Einleitung

Die Umwelt wird bekanntlich durch eine Reihe von Chemikalien aus Industrie und anderen menschlichen Wirkungsfeldern absichtlich oder unabsichtlich angereichert und belastet, die als Umweltchemikalien bezeichnet werden (DFG 1979). Das Chemikaliengesetz von 1980 regelt für Umweltchemikalien die Inverkehrbringung und Handhabung. Es fordert neben Toxizitätsprüfungen an Einzelorganismen, Wirkungs- und Transferuntersuchungen auf ökosystemarer Ebene (Umweltbundesamt 1980). In Ermangelung von ökosystemaren Testverfahren im terrestrischen Bereich schrieb das Bundesministerium für Forschung u. Technologie Projekte aus, die anhand von Referenzchemikalien modellhaft zeigen sollten, ob unter deren Wirkung ökosystemare Effekte auftreten. Als Prüfindikator in terrestrischen Ökosystemen wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (1983) unter anderen die Messung von Substanz-Transfer (Streuabbau) und dessen Hemmung unter Chemikalieneinsatz anerkannt, da er einen essentiellen Prozeß im Ökosystem darstellt. Die Untersuchung wurde in einem stadttypischen ruderalen Ökosystem in Berlin-Spandau durchgeführt. Ruderalbiozöosen sind allgemein durch die Nähe verschiedenartiger Industrie und gelegentlich wilde Ablageplätze potentiell gefährdet. Ruderale Ökosysteme zeichnen sich durch eine hohe Primärproduktion aus, zeigen hohe Umsatzraten, sind artenreich und stehen großflächig zur Verfügung.

* Institut für Tierphysiologie u. Angewandte Zoologie der Freien Universität Berlin, Grunewaldstr. 34a, D-1000 Berlin 41

Material u. Methode

Das Untersuchungsgelände liegt seit über 30 Jahren brach und trägt heute eine üppige Hochstaudenflur mit Goldruten (*Solidago gigantea* u. *Solidago canadensis*). Pflanzensoziologisch läßt sich die Vegetation zu der Klasse der Artemisietea mit der Tendenz zur Molinio-Arrhenateretea einordnen. Der Boden kann als "Hortisol-Pararendzina auf Talsand" eingestuft werden. Die Sandfraktionen (GS,MS,FS) nehmen in allen Horizonten einen Anteil am Gesamtvolumen von grösser als 75% ein. Da der Schluffgehalt um 20% und der Tongehalt um 3,7% schwankt, kann man dem Boden die Bodenart lehmiger Sand zuordnen. Die geringe Nährstoffversorgung von Sandböden wird durch eine gute Humusversorgung im Oberboden (6-12,6%) kompensiert.

Auf dem Untersuchungsgelände wurden 5 Parzellen mit jeweils 20 m² aus Spanplatten errichtet. Im Juni 1982 wurden die Versuchsparzellen mit Cadmiumlösungen (1 g/m² u. 5 g/m²) kontaminiert. Im folgenden werden die unbehandelten Flächen als Kontrollen, die mit 1 g/m² Cadmiumnitrat behandelten Parzellen als Cd I und die mit 5 g/m² Cadmiumnitrat behandelten als Cd II Parzellen bezeichnet. Streubeutel unterschiedlicher Maschenweite (Grob gaze 6 mm, Mittel gaze 1 mm, Feingaze 0,05 mm), gefüllt mit *Solidago gigantea* Streu, wurden in Cadmiumnitratlösungen getaucht, die der Aufwandmenge der Flächenbesprühung entsprachen. Die Streubeutel wurden nach 31, 54 und 76 Tagen in Chargen eingeholt, das jeweilige Restgewicht, die Mesofauna-besiedlung und den Cadmiumgehalt bestimmt. Boden-, Streu- und Pflanzenproben wurden ebenfalls regelmäßig entnommen und der Cadmiumanalyse unterzogen. Die Cadmiumanalytik erfolgte an einem Atom-Absorptions-Spektrometer mit Graphitrohr und Untergrundkompensation (Perkin & Elmer 373). Der Aufschluß der Streu und Pflanzenmatrix wurde mittels konz. HNO₃ s.p. in Tölgbomben mit Tefloneinsätzen vorgenommen. Das potentiell pflanzenverfügbare Cadmium in den Bodenproben wurde mit einer 0,05m EDTA-Lösung extrahiert.

Ergebnisse

1. Streuabbau von unkontaminierter Solidagostreu in Streubeuteln.

In allen 3 Gazebeuteltypen mit Maschenweiten von 6,1 und 0,05mm wird in den ersten 31 Expositionstagen ca. 75% der Streu abgebaut (Abb. 1). Da dies auch in den Feingazebeuteln geschieht, kann man davon ausgehen, daß die Mikroorganismen neben den Auswaschungsprozessen für diese enorme Gewichtsreduktion verantwortlich zu machen sind. Bis zum Ende des Streuabbauversuches (76. Tag) wurde weitere Streu nur noch in den Mittel- und Grobgazebeuteln abgebaut, zu denen die Meso- u. Makrofauna Zutritt hatte.

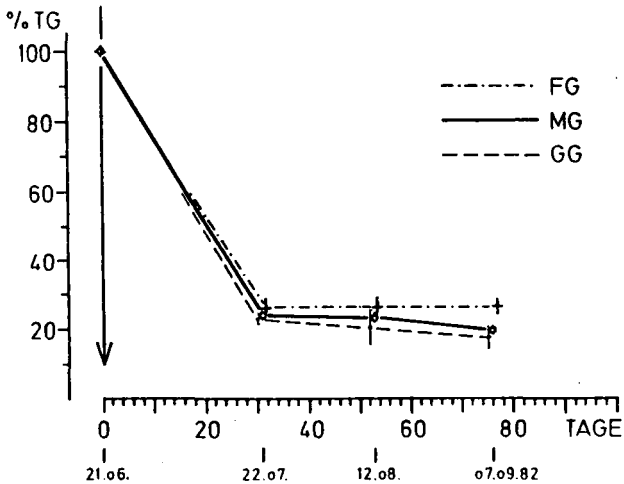


Abb. 1: Gewichtsreduktion (%) von Solidagostreu in Gazebeuteln mit verschiedenen Maschenweiten.
FG = Feingaze 0,05 mm, MG = Mittelgaze 1 mm,
GG = Grobgaze 6 mm

2. Streuabbau von cadmiumkontaminierter Solidagostreu in Streubeuteln.

Die Hemmwirkung des Cadmiums auf den Streuabbau in den Beuteln ist eindeutig und signifikant bei allen Beutelvarianten und für beide Cadmiumkonzentrationsstufen. In den Feingazebeuteln verbleiben bis zum 76. Tag 20,5% (Cd I) und 39% (Cd II) mehr Streu als in den Kontrollen. Die Grobgazebeutel zeigen in Cd II 96% mehr Reststreu bei Versuchsende als die unkontaminierten Beutel (Abb. 2).

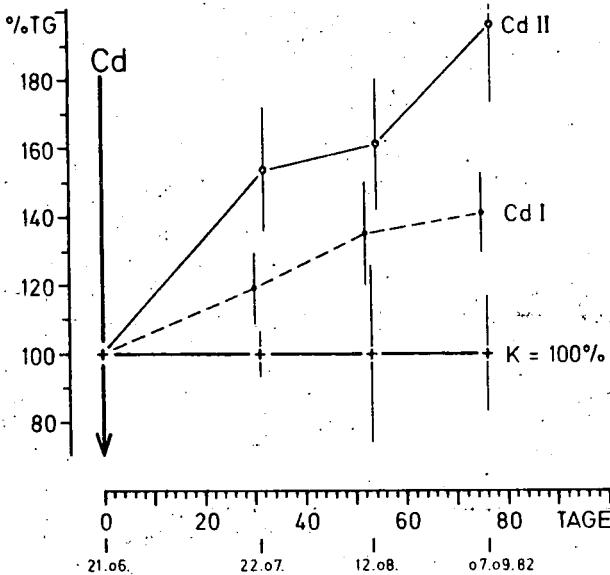


Abb. 2: Restmengen der Solidagostreu in Grobgazebeuteln (6 mm) nach Cadmiumkontamination relativ zur Kontrolle. Cd I = 1 g/m², Cd II = 5 g/m²

Die Abbauraten in den kontaminierten Mittelgazebeuteln verhielt sich intermediär. Cadmium behindert also die Streuabbauleistung von Mikroorganismen und Tieren bei den angewendeten Konzentrationen.

3. Auswirkung von Cadmium auf die Mesofaunabesiedlung der Streubeutel.

Die Besiedlung der Streubeutel durch die Kleinarthropoden war in den kontaminierten Beuteln stark vermindert (Abb. 3).

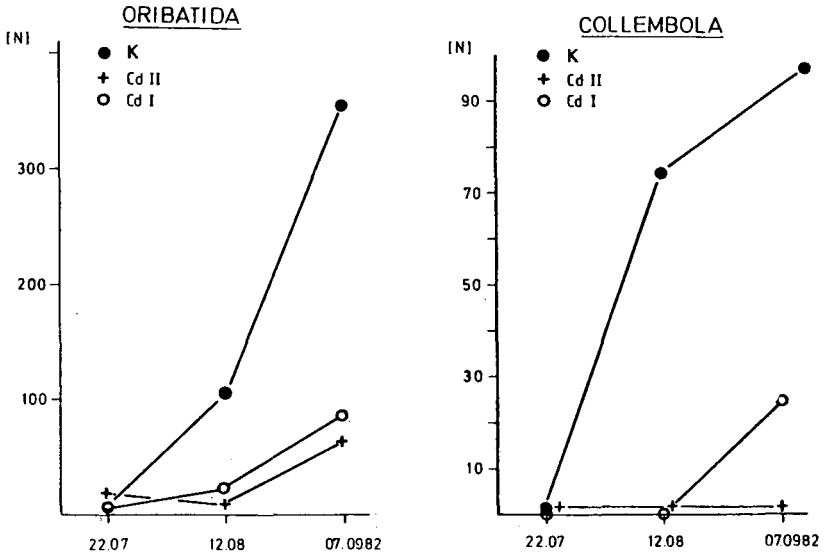


Abb. 3: Besiedlung der Grobgazestreubeutel durch Oribatiden (linke Abb.) und Collembolen (rechte Abb.) nach verschiedenen Expositionszeiten. Die angegebenen Abundanzen beziehen sich jeweils auf 10 Streubeutel.

4. Die zeitliche Dynamik der Cadmiumgehalte in kontaminierten Böden, Blätter von *Solidago gigantea*, Auflagestreu und Streubeutelstreu.

Die Bestimmung der Cadmiumrückstände im Parzellenboden macht deutlich, daß es direkt nach der Applikation zu einem starken Ansteigen der Cadmiumgehalte kommt. Im Oberboden der Cd II Parzellen von 0,5 auf 38,3 mg/kg TG. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode kommt es zu einer weiteren Zunahme der extrahierbaren Cadmiumgehalte. Dies kann mit dem Herunterwaschen großer

Cadmiummengen von den Blattoberflächen durch Regen erklärt werden. Ab Mitte Oktober 1982 kommt es dann zu einem erneuten Ansteigen der Cadmiumgehalte. Dies ist mit dem Einsetzen des Streufalles der Solidagoblätter zu erklären. Wie bei den Parzellenböden dargestellt, erfahren auch die Solidagoblätter eine enorme Cadmiumgehaltszunahme nach der Besprühung. In den Cd II Parzellen von 0,5 auf 4110 mg/kg TG. Die in den Cd II Flächen gefallene Streu ist mit 6193 mg/kg TG erheblich mit Cadmium belastet. Nach 50 Tagen Bodenkontakt reduziert sich der Gehalt um mehr als 60%.

Diskussion

In einem ruderalen Ökosystem kann mit ökotoxikologischen Testverfahren die umweltschädigende Eigenschaft des Cadmiums im Freilandversuch beschrieben werden. Die Chemikalie reichert sich in der Laubstreu stark an. In und unterhalb der Laubstreu ist die bodenbiologische Aktivität von Mikroorganismen und Bodentieren sehr hoch. Wie gezeigt werden konnte wirkt sich das Cadmium auf die Streudekomposition hemmend aus. Cadmium bewirkt auch in Laubwälder bei Langzeitimmission eine deutliche Streuabbauhemmung (Coughtrey et al. 1979). Nach den vorgestellten Versuchen sind mikrobielle und tierische Abbauleistungen an Solidagostreu schon bei Kurzzeitimmission beeinträchtigt.

Literatur

- COUGHTREY P.J., JONES C.H., MARTIN M.H., SHALES S.W. (1979): Litter accumulation in woodlands contaminated by Pb, Zn, Cd and Cu. Oecologia (Berl.) 39,51-60
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (1979): Beiträge zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit chemischer Stoffe. Boppard
- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (1983): Ökosystemforschung als Beitrag zur Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Chemikalien. Weinheim
- UMWELTBUNDESAMT (1980): Umweltchemikalien - Prüfung u. Bewertung von Stoffen auf ihre Umweltverträglichkeit im Sinne des neuen Chemikaliengesetzes. Berlin

Mineralisation und Humifizierung von C14-markiertem
Reisstroh in einem gefluteten Reisboden

von

Martin, U. und H.W. Scharpenseel⁺⁾

Einleitung:

Die Untersuchungen wurden im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes zwischen dem Ordinariat für Bodenkunde, Universität Hamburg, und dem Internationalen Reisforschungsinstitut, Los Baños, Philippinen, durchgeführt. Gleichmäßig C14-markiertes Reisstroh wurde in 5 -10 cm Tiefe in einem gefluteten Reisboden eingebracht und der Verlauf des Abbaus anhand von Radioaktivitätsmessungen von Bodenlösung, Gasen (CO₂, CH₄), Gesamtboden und Humusfraktionen verfolgt. Die Herstellung des C14-markierten Reisstrohs, der Versuchsaufbau und die analytischen Methoden wurden bereits beschrieben (MARTIN ET AL., 1983; MARTIN, 1985). Hier sollen vor allem die Unterschiede zwischen bepflanzt und unbepflanzten Parzellen dargestellt werden.

Ergebnisse und Diskussion:

Abb.1 zeigt den Verlauf des Gesamtabbaus während des ersten Jahres nach Einbringen des Strohs. Sowohl der Abbau in den unbepflanzten als auch in den bepflanzt Flächen weist den typischen Kurvenverlauf auf, wie er auch für Abbaubersuche in terrestrischen, gut durchlüfteten Böden in Ländern des gemäßigten Klimas beschrieben wird. Es gibt eine Anfangsphase, in der die Zersetzung sehr schnell voranschreitet; darnach wird der Abbau langsamer und scheint bei einem gewissen Prozentsatz nahezu zu einem Stillstand zu kommen. D.h. ein kleiner Teil der zugefügten organischen Substanz wird in einer Form im Boden stabilisiert, in der er nahezu resistent gegen mikrobielle Zersetzung ist. Der Verlauf des Abbaus in gemäßigten und tropischen Ländern ist also recht ähnlich; allerdings ist die Geschwindigkeit im tropischen Bereich

⁺⁾ Universität Hamburg, Ordinariat für Bodenkunde,
Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

aufgrund der hohen Temperaturen sehr viel höher. Während man im gemäßigten Klima mit einem Abbau um 65% nach einem Jahr rechnen kann, waren bei uns - in den unbepflanzten Flächen - bereits nach drei Monaten 55% des eingebrachten Stroh abgebaut, in den bepflanzten Flächen sogar 86%.

Der beschleunigte Abbau in den bepflanzten Parzellen ist auf die "Oxydationskraft" der Reispflanzen zurückzuführen. Durch die Überstauung von Reisböden entstehen anaerobe Bodenverhältnisse und neben CO_2 als Endprodukt des organischen Substanzabbaus werden beträchtliche Mengen an CH_4 und intermediären Gärungsprodukten wie kurzkettigen Fettsäuren und Alkoholen gebildet. Reispflanzen besitzen nun die Fähigkeit, Sauerstoff von den oberirdischen Pflanzenteilen in die Wurzeln zu transportieren und vermögen so organische Verbindungen in der Rhizosphäre zu oxydieren (YOSHIDA, 1975). Das gebildete CO_2 kann seinerseits von den Wurzeln absorbiert und in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert werden (HIGUCHI, 1982). Auch kurzkettige organische Säuren können von den Wurzeln absorbiert und über den Tricarbonsäure-zyklus oder den Glyoxylsäure-zyklus metabolisiert werden (TANAKA und NAVASERO, 1967).

Entsprechend weist die Bodenlösung in den bepflanzten Parzellen eine wesentlich niedrigere C_{14} -Aktivität auf als in den unbepflanzten. Die Abb. 2 und 3 zeigen die Aktivitäten der in der Bodenlösung gelösten Kohlenstoffverbindungen bis zu einer Tiefe von 20 cm. Da die Restaktivitäten im Boden zeigen, daß der Gesamtabbau in den bepflanzten Flächen sehr viel schneller abläuft als in den unbepflanzten, lassen sich die niedrigen Aktivitäten in der Bodenlösung nicht durch eine geringere Produktion von Stoffwechselprodukten erklären, sondern nur durch die oben erwähnten Eigenschaften der Reispflanzen.

Dies wird noch deutlicher, wenn man die C_{14} -Aktivität der Bodenlösung in den verschiedenen Tiefen betrachtet (Abb. 4 und 5). Sowohl in den bepflanzten als auch in den unbepflanzten Parzellen erfolgt eine schnelle Ausbreitung der wasserlöslichen Kohlenstoffverbindungen vom Einbringungshorizont von 5 - 10 cm aus über den gesamten Oberboden - mit Ausnahme der obersten Schicht in den bepflanzten Flächen. Hier haben wir nur ganz geringe Mengen an C_{14} gemessen, was wiederum nur mit einer Aufnahme durch die Reispflanzen erklärt werden kann. Ein Vergleich der beiden Abbildungen zeigt außerdem, wie der Einfluß der Pflanzen mit der Zeit - und also mit stärkerem Wurzelwachstum - in die Tiefe zunimmt.

Dieser Einfluß der Reispflanzen wirkt sich aber offensichtlich nur in der schnellen Anfangsphase des Abbaus aus. Die allgemeinen Abbaukurven des Bodens (Abb.1) zeigen, daß die nach einem Jahr verbliebenen Rückstände sehr ähnlich sind; sie betragen in beiden Fällen um 15%. Ergebnisse aus einem Vorversuch zeigten zudem, daß selbst nach drei Jahren immer noch 12.1 % des eingebrachten Stroh im Boden nachweisbar waren. Die hohe Resistenz dieser organischen Substanzen gegen die mikrobielle Zersetzung läßt vermuten, daß sie in die Humusfraktionen des Bodens eingebaut wurden. Um diesen Einbau zu verfolgen, wurden in Abständen von drei Monaten Humusfraktionierungen durchgeführt. Dabei folgten wir weitgehend der Methode von KONONOVA und BEL'CHIKOVA (1961), d.h. es wurde eine einmalige Extraktion mit einer Lösung aus 0.1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ und 0.1 N NaOH vorgenommen. Ein Nachteil dieser Fraktionierungsmethode ist allerdings, daß es letztendlich nicht möglich ist, zwischen frischem, nur leicht zersetztem Pflanzenmaterial und alten, stabilisierten organischen Bodensubstanzen zu unterscheiden.

Abb. 6 und 7 zeigen die C14-Gehalte von Fulvo - und Huminsäuren während des ersten Jahres. Die Fraktionierung ergab eine ziemlich gleichförmige Verteilung des C14 zwischen Fulvo - und Huminsäuren, wobei die Aktivität der Fulvosäuren geringfügig höher ist als die der Huminsäuren. Dabei fällt auf, daß die Aktivität beider Fraktionen ungefähr im gleichen Verhältnis abnimmt wie die des Gesamtkohlenstoffs, was darauf schließen läßt, daß - zumindest in den ersten sechs Monaten - die in den konventionell bestimmten Humusfraktionen enthaltene C14-Aktivität weniger von echt humifizierten C14-Verbindungen, sondern weitgehend von schwach zersetztem Pflanzenmaterial herrühren dürfte.

Die Bepflanzung scheint auf die Humifizierung keinen besonderen Einfluß auszuüben. Ein Einfluß von Reispflanzen auf den Abbau von organischen Substanzen ist damit hauptsächlich in der Anfangsphase gegeben, wo durch die oxydierende Fähigkeit der Reispflanzen die Zersetzung stark beschleunigt wird.

LITERATUR:

- HIGUCHI, T. (1982): Gaseous CO_2 transport through the aerenchyma and intercellular spaces in relation to the uptake of CO_2 by rice roots.
Soil Sci. Plant Nutr. 28:491
- KONONOVA, M.M. and BEL'CHIKOVA, N.P. (1961): Quick methods of determining the humus composition of mineral soils.
Sov. Soil Sci. 10:1112
- MARTIN, U. (1985): Decomposition of uniformly C^{14} -labelled rice straw in a continuously flooded soil in the Philippines.
Dissertation, Universität Hamburg
- MARTIN, U., NEUE, H.-U., SCHARPENSEEL, H.W. und BECKER, P.M. (1983): Anaerobe Zersetzung von Reisstroh in einem gefluteten Reisboden auf den Philippinen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38:245
- TANAKA, A. and NAVASERO, S.A. (1967): Carbon dioxide and organic acids in relation to the growth of rice.
Soil Sci. Plant Nutr. Vol.13, No 1:25
- YOSHIDA, T. (1975): Microbial metabolism of flooded soils.
In: Soils and Rice.
International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.

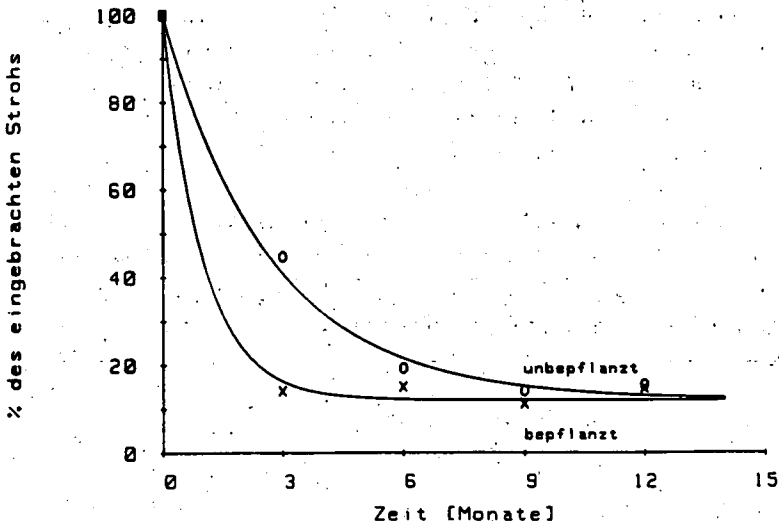


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der C^{14} -Aktivität im Boden

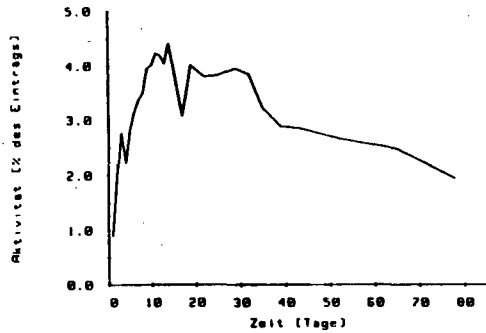


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der C14-Aktivität in der Bodenlösung (unbefpfl.)

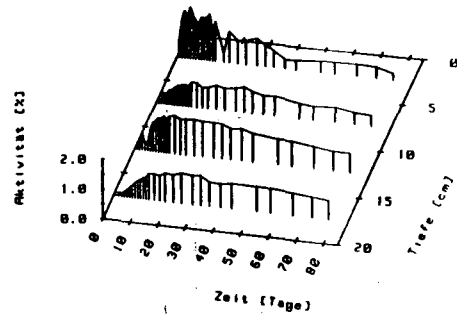


Abb. 4: C14-Aktivität der Bodenlösung in Abhängigkeit von Zeit und Tiefe (unbefpfl.)

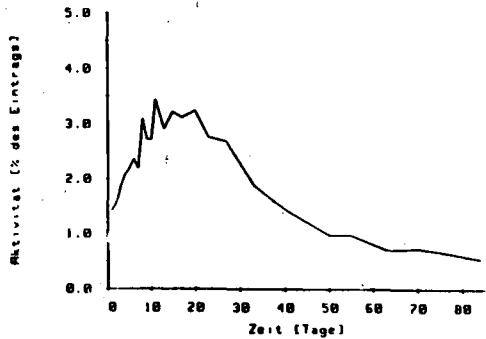


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der C14-Aktivität in der Bodenlösung (befpfl.)

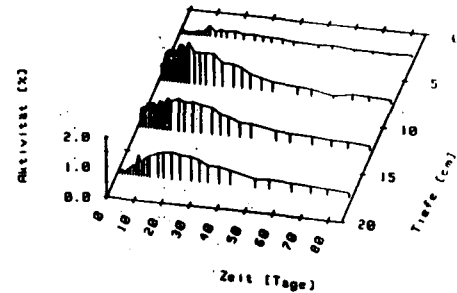


Abb. 5: C14-Aktivität der Bodenlösung in Abhängigkeit von Zeit und Tiefe (befpfl.)

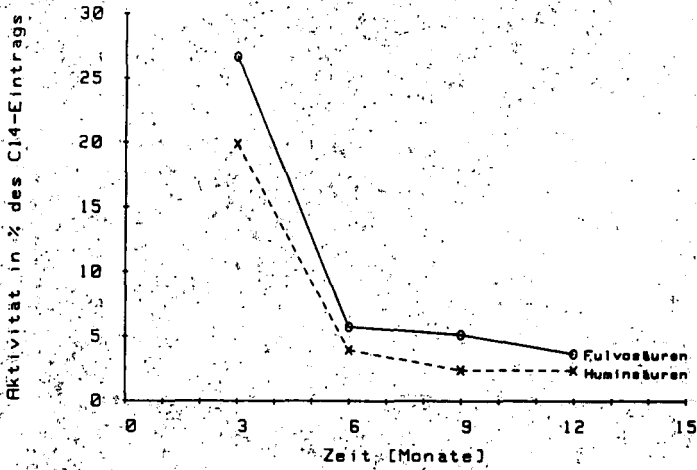


Abb. 6: Zeitlicher Verlauf der C14-Aktivität in den Humusfraktionen (unbepflanzt)

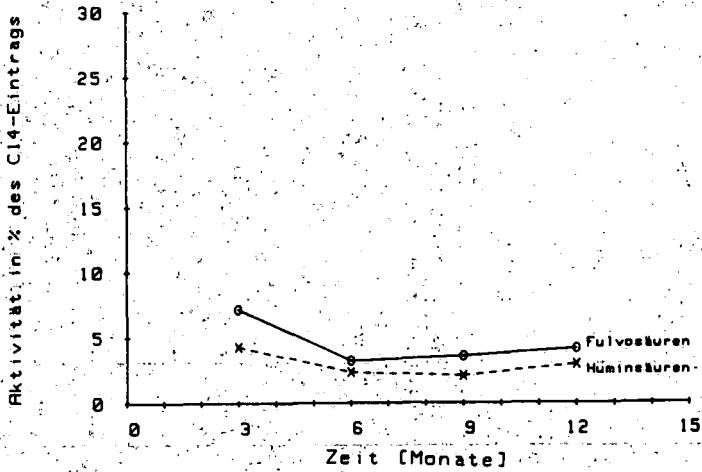


Abb. 7: Zeitlicher Verlauf der C14-Aktivität in den Humusfraktionen (bepflanzt)

Acetylen-Inhibierungs-Methode zur Bestimmung der
Denitrifikations-Kapazität organischer und minera-
lischer Böden.

von

Richter, G.M., B. Scheffer und H. Kuntze ⁺

1. Einleitung

Die Blockierung der N_2O -Reduktion durch Zugabe von Acetylen ist eine einfache und weitverbreitete Methode zur Bestimmung der Gesamt-Denitrifikation. Sie ist besonders geeignet zur Messung der Reduktion bodenbürtigen Nitrats.

Es werden ein Mineralboden- und ein Moorbodenprofil hinsichtlich der Denitrifikationskapazitäten vorgestellt. Potentielle Denitrifikationsraten und N_2O -Anteile werden ermittelt in einer Langzeitbebrütung (24h) und mit den mit den Ergebnissen einer Kurzzeitbebrütung (90 min), aktuellen NO_3^- -Reduktase-Aktivitäten, verglichen.

Anhand eines Feldversuchs wird auf Niedermoor für den Zeitraum April - Juni die Variabilität der Nitrat-/Nitrit-Reduktase, sowie der Düngungseinfluß auf die Höhe der Enzymaktivität diskutiert.

2. Material und Methoden

Beide Niedermoorböden (Stade, Mittelbauer) sind sauer (pH 5,2-5,6) und haben Gesamtstickstoffgehalte von 1,8-2 %, was bei einer Rohdichte von 450 g/l in der Krume ca. 800 kg N/ha je cm entspricht. Der Auengley (Sudweyhe) (suL - ulT) ist schwach sauer bis neutral (pH 6,2-7,0), die Stickstoffgehalte betragen ca. 250 kg/ha je cm Krume.

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

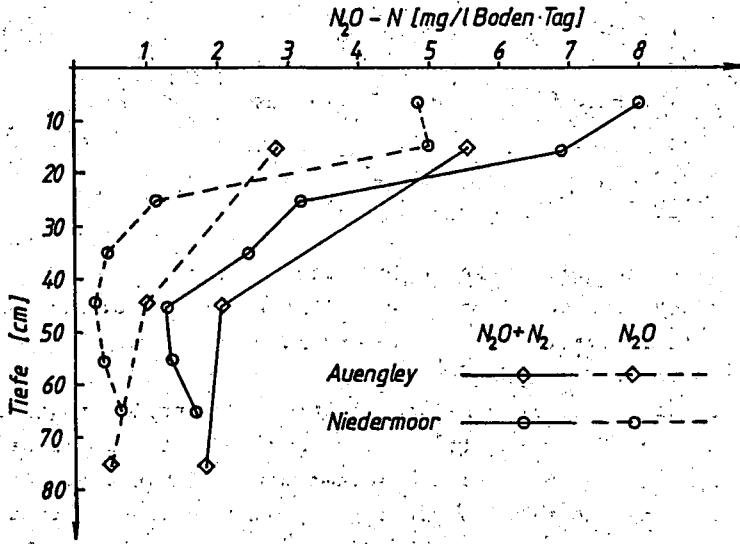


Abb. 1: Potentielle Denitrifikation und N₂O-Produktion mineralischer und organischer Böden.

Die Bodenproben für den 1. Versuch wurden Anfang August horizontweise entnommen, homogenisiert, luftdicht verpackt und bis zur Analyse im Labor kühl (4°C) gelagert.

In einem zweiten Versuchsansatz wurden wöchentlich bzw. 14tägig Proben aus einer gedüngten (250 kg N/ha) und ungedüngten Variante auf Niedermoor gezogen. Das frische Material wurde sofort auf N_{\min} untersucht und dann zur Bestimmung der Reduktase-Aktivität bebrütet.

Die Bestimmungsmethoden zur Denitrifikation sind Modifikationen der ASA-Standardmethoden (TIEDJE, 1982). 15-20 g Frischboden werden als Bodenwassersuspension (1:2) mit (Versuch I) bzw. ohne Nitratzugabe (Versuch II) anaerob bei 20-22°C bebrütet. Zugabe von 10 ml Acetylen (≈ 3 % vol) ermöglicht die Messung der Gesamt-Denitrifikation als N_2O-N , sowie eine Aussage über die N_2O -Reduktaseaktivität. 1 ml Gasaliquot wird gaschromatographisch getrennt, und mit einem ECD bei 300°C werden N_2O und CO_2 quantifiziert.

Die Denitrifikationskapazitäten wurden nach 24h Bebrütung gemessen. Die Reduktaseaktivitäten werden aus 6-8 Messungen während der ersten 90 min unmittelbar nach der letzten N_2 -Spülung bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Potentielle Denitrifikation - Langzeitbebrütung

In Abb. 1 werden die potentiellen gasförmigen Stickstoffverluste in mg N/l Boden und Tag für einen Auengley- und Niedermoorprofil gezeigt. Hinsichtlich der Gesamtdenitrifikation, (N_2O+N_2)-N, besteht für Mineral- und Moorboden eine prinzipielle Übereinstimmung. Im Oberboden beider Standorte ist eine starke Nitrat-Reduktion zu verzeichnen; mit zunehmender Tiefe reduziert sich das Denitrifikationspotential um 60-80 %. Diese Abnahme ist hochsignifikant mit der sinkenden biologischen Aktivität, gemessen an der CO_2 -Entwicklung, korreliert.

Die N_2O -Bildung stellt in der Tendenz ein ähnliches Bild dar, die Unterschiede zwischen den Böden sind aber deutlich. Im stark durchwurzelten Oberboden weist der organische Boden einen höheren Anteil N_2O-N an der Gesamtdenitrifikation auf (70 % gegenüber 50 %). Der stark sinkende absolute wie relative Anteil an N_2O mit zunehmender Tiefe, deutet auf eine steigende N_2O -Reduktase-

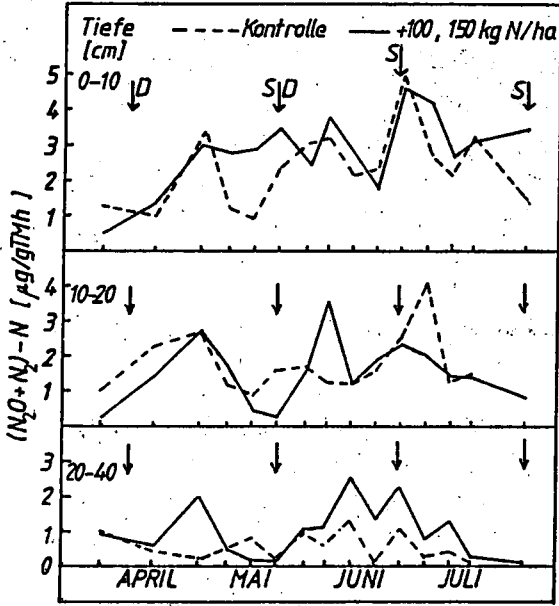


Abb. 2: Nitrat-Reduktase-Aktivität eines gedüngten u. ungedüngten Grünlandstandortes auf Niedermoor (D=Düngung; S=Schnitt).

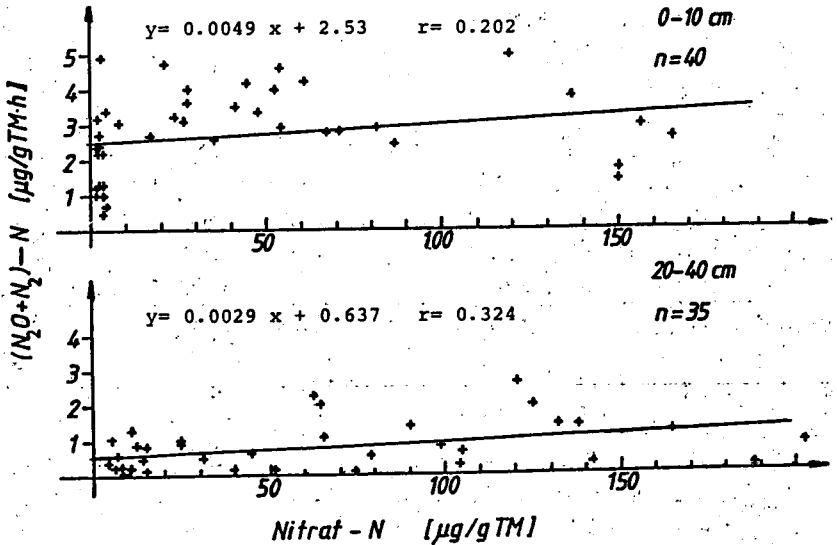


Abb. 3: NO_3 -Reduktase in Abhängigkeit von der Nitrat-Konzentration

Aktivität im Unterboden hin. Dieses Enzymsystem ist bekanntlich sehr sauerstoffempfindlich und deshalb besonders in wassergesättigten bzw. schlechter durchlüfteten Bodenhorizonten zu finden. Die sehr hohen Potentiale im Oberboden des Niedermoorstandortes müssen auch im Zusammenhang mit der hohen Durchwurzelungsdichte unter Gras interpretiert werden. Im Mineralboden unter Raps ist diese zum Erntezeitpunkt geringer.

3.2 Aktuelle Reduktase-Aktivität-Kurzzeitbebrütung

Vergleicht man die Enzymaktivitäten ausgewählter Profiltiefen, so zeigt sich auch in bezug auf die Nitratreduktion ein Unterschied zwischen Niedermoor- und Mineralboden. Bei nahezu gleichen Potentialen der Böden ist die Nitrat-Reduktaseaktivität in der Krume des Moorbodens fünfmal so groß wie in gleicher Tiefe im Mineralboden.

Der Vorteil der Kurzzeit-Messung ist, daß die linear ansteigenden N_2O -Konzentrationen die aktuellen Bodenverhältnisse widerspiegeln. Eine Vermehrung der Enzyme durch die totale Anaerobie kann für die erste Phase (90-100 min) vernachlässigt werden (SMITH u. TIEDJE, 1979; ERICH et al., 1984).

Die höhere NO_3 -Reduktaseaktivität, sowie der höhere Anteil von N_2O an der Gesamt-denitrifikation auf dem Niedermoor, stimmt in der Tendenz mit den Ergebnissen anderer überein. DUXBURY et al. (1982) fanden auf Niedermoor bis zu 50mal höhere N_2O -Entbindungsraten als auf vergleichbaren Mineralböden.

Abb. 2 spiegelt die Variabilität der Reduktase-Aktivität in einem sauren Niedermoor für die Hauptwachstumsphase des Grünlandes wider. Dabei ist auffällig, daß sich die Varianten (gedüngt, ungedüngt) trotz verschiedener Nitratgehalte im Boden nicht signifikant unterscheiden. Die Enzymaktivität im Unterboden ist wesentlich geringer, zumal noch die niedrigere Rohdichte berücksichtigt werden muß. Nach dem ersten Schnitt liegt die Aktivität des Unterbodens der gedüngten Parzelle über der der Kontrolle. Wie die Lage der Düngungszeitpunkte (D) andeutet, ist die Höhe der Enzymaktivität nicht unmittelbar von der Nitratkonzentration abhängig. Die Beziehung der NO_3 -Reduktaseaktivität zur gleichzeitig bestimmten NO_3 -Konzentration untermauert diese Tatsache (Abb.3). Schon bei geringen NO_3 -Gehalten im Oberboden werden hohe Aktivitäten gemessen. Die Zunahme der Reduktase-Aktivität je Nitrateinheit ist in beiden Horizonten gering und nur schwach gesichert ($r=0,202$, bzw. $r=$



Laborversuche zur Verwertung von Nitrat beim
unterirdischen Abbau organischer Substanzen

von

Riss, A. u. R. Schweisfurth^{†)}

1. EINLEITUNG

Der mikrobielle Abbau von mineralöiligen Schadstoffen im Boden und Grundwasser ist in erster Linie von der Konzentration an verfügbarem Sauerstoff abhängig. Die abbauenden Bakterien und Pilze sind in mehr oder minder großer Zahl in diesem Milieu anzutreffen. In strikt anaeroben Biotopen ist aber nur ein geringer bzw. kein Abbau mehr möglich. Wie Laboruntersuchungen an Aromaten bzw. deren Derivaten gezeigt haben (1, 2, 4, 5, 8, 13), ist bei Sauerstoffmangel ein mikrobieller Angriff dieser Substanzen mit Nitrat als terminalem alternativem Elektronenakzeptor möglich. Dennoch kommt dem Sauerstoff bei der Denitrifikation org. Schadstoffe eine große Bedeutung zu (8, 12). In jüngster Zeit gewinnt der mikrobielle Prozeß der Nitratreduktion beim Abbau org. Schadstoffe im Untergrund zunehmend an Bedeutung (3, 7, 9, 17). Da aber Nitratreduktionsvorgänge in situ nicht leicht verfolgbar, und zudem die Ergebnisse oft nicht eindeutig zu werten sind, wurde von uns zunächst mit Reinkulturen gearbeitet.

Diese Reinkulturversuche wurden mit einem *Pseudomonas aeruginosa* Stamm durchgeführt, da gerade Pseudomonaden als Kohlenwasserstoffverwerter bekannt sind, und zudem viele Vertreter dieser Gattung Nitrat denitrifizieren können.

2. MATERIAL UND METHODE

2.1. Versuche in kontinuierlicher Kultur mit Reinkulturen

Organismus: *P. aeruginosa* wurde in einer Mineralnährlösung mit Pyronaphtha als alleiniger C- und Energiequelle isoliert.

Kontinuierliche Kultur: die Chemostatenversuche wurden wie bereits bei Riss und Schweisfurth (13) beschrieben durchgeführt.

Medium: als Medium diente eine Mineralsalzlösung folgender Zusammensetzung: A. dest. 1000 ml, KNO_3 5.0 g, KH_2PO_4 0.6 g, NaCl 0.5 g, $\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$ 0.32 g, MgCl_2 0.06 g, $\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ 0.001 g, Spurenelementlsg. (11) 2 ml; diesem Medium wurden 5 g DL-Äpfelsäure /l zugesetzt und der pH-Wert wurde auf 7.0 eingestellt.

Vorkulturen: zum Animpfen dienten 3 Tage alte Vorkulturen (200 ml) in dem für den Versuch verwendeten Mediums. Die Anzucht erfolgte aerob bei 28°C auf einem Rotationsschüttler.

Wachstumskontrolle: das Wachstum der Bakterien wurde durch Messung der Trübung bei 623 nm im Photometer (Typ 1101 M, Eppendorf) verfolgt.

^{†)} Fachrichtung Medizinische Mikrobiologie u. Hygiene, Universitätskliniken im Landeskrankenhaus, Haus 43, Universität des Saarlandes, 6650 Homburg/Saar

2.2. Mikrobieller Pyronaphthaabbau durch Mischpopulationen unter nitratreduzierenden Bedingungen

In einem 2l-Fermenter (Biostat M, Braun Melsungen) befanden sich 1,3 l des beschriebenen Mineralmediums in abgewandelter Form (KNO_3 3 g/l, $(NH_4)_2SO_4$ 1 g/l), wobei die Äpfelsäure durch 10 ml Pyronaphtha, welches aus einem Schadensfall stammte, ersetzt wurde. Als Inokulum dienten Bakterien, die auf dem gleichen Medium aus Boden angezogen wurden. Die $He-O_2$ -Atmosphäre im Versuchsgefäß wurde auf ca. 1 Vol% O_2 eingeregelt und mittels Gaschromatographie genau bestimmt. Der pH-Wert der Kultur wurde automatisch auf 7.0 eingestellt.

2.3. Chemische Analytik

Es wurden die Verfahren wie bereits bei Riss und Schweisfurth (13) beschrieben angewendet. Zudem wurde zur Gasanalytik (O_2 , CO_2 , N_2 , N_2O) ein Sigma 300-Gaschromatograph (Perkin Elmer) mit WLD eingesetzt.

3. ERGEBNISSE

3.1. Versuche in kontinuierlicher Kultur

3.1.1. Einfluß des Gelöstsauerstoffs (O_{2d})

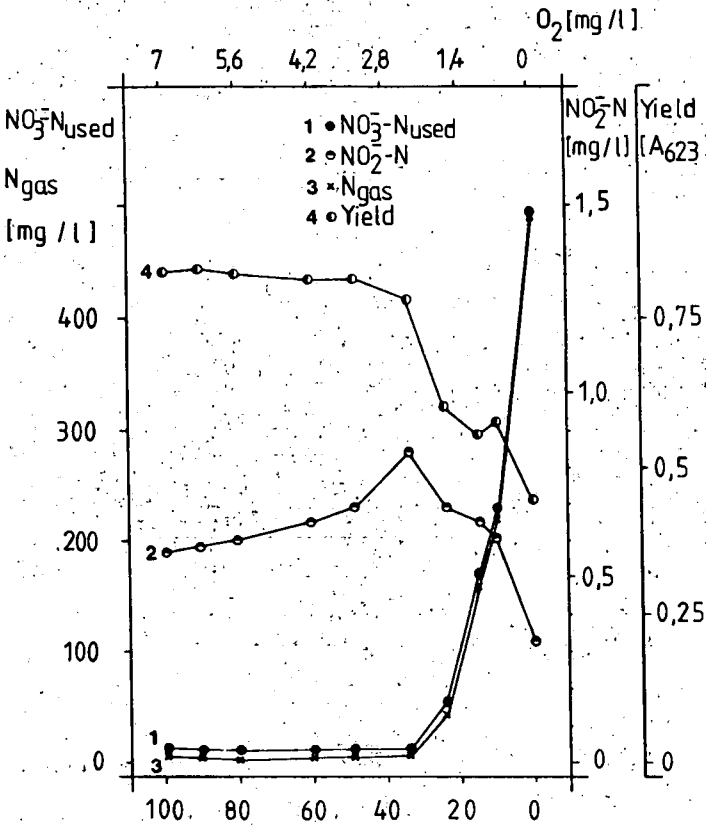


Abb.1
Einfluß des Gelöstsauerstoffs auf die Nitratreduktion durch *P. aeruginosa*
D= 0.1/h, pH 7.0
T= 35°C,
C/N-Verhältnis= 2.6

Bei einer Verringerung der O₂-Spannung im Fermenter wurde festgestellt, daß der Bakterienertrag bei Unterschreiten von 30 % Luft-sättigung erniedrigt wurde; gleichzeitig wurde eine merkliche Zunahme der Nitratumsetzung beobachtet, welche mit zunehmender O₂-Verringerung bis 0 mg O₂/l auf Werte über 500 mg Nitrat-N / l stieg (Abb.1). Nitrit wurde nur in geringen Konzentrationen unter 1 mg NO₂⁻-N/l nachgewiesen, wodurch sich dieser Stamm in seinem Verhalten eindeutig von dem ebenfalls untersuchten *Bacillus licheniformis* und *Enterobacter cloacae* unterschied. Unser Teststamm war von primär denitrifizierendem Charakter, denn Nitrat wurde nahezu quantitativ zu Stickgasen reduziert.

3.1.2. Einfluß des pH-Wertes

Wie Abb.2 erkennen läßt, war *P. aeruginosa* in einem weiten pH-Bereich von pH 6,5 bis 9,0 zu einer intensiven Nitratreduktion befähigt, mit einem Optimum bei pH 9,0

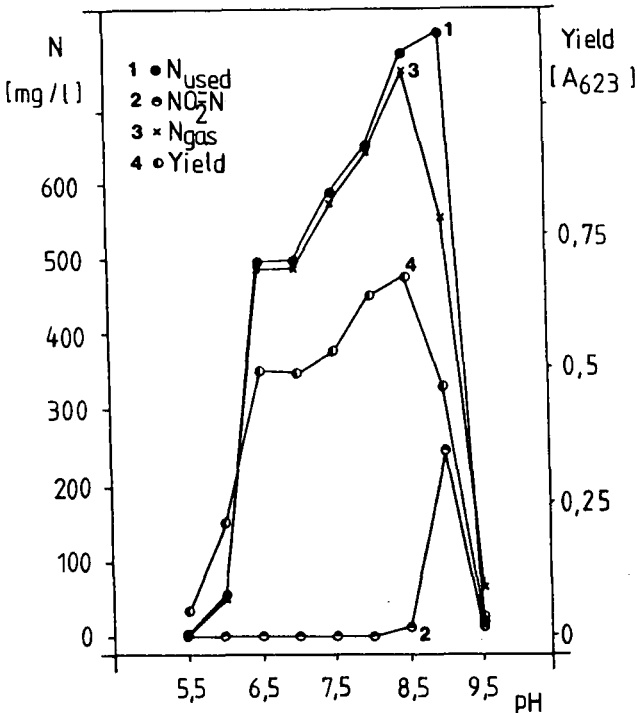


Abb.2 Einfluß des pH-Wertes auf die Nitratreduktion durch *P. aeruginosa*; D= 0.1/h, T= 35°C, O_{2d}= 0 mg/l, C/N-Verhältnis = 2.6

Auffallend ist, daß bei weiterem Überschreiten dieses optimalen pH-Wertes zu alkalischen Bedingungen eine spontane Abnahme der Nitratumsetzung schon bei pH 9,5 zu verzeichnen war. Zudem ist beachtenswert, daß bei pH 9,0, obwohl der Nitratverbrauch maximal war, der Bakterienertrag unter dem Wert von pH 8,5 lag und zudem im Vergleich mit pH 8,5 eine deutliche Verschiebung in der Zusammensetzung der

Reduktionsprodukte auftrat. Nitrit, welches über den Bereich von pH 5.5 bis 8.5 nur in Spuren nachweisbar war, wurde bei pH 9.0 mit annähernd 250 mg N/l gefunden, wogegen die Bildung gasförmiger N-Verbindungen rückläufig war. Die N-Gas-Emission war bei pH 8.5 maximal; hier hatte auch der Bakterienenertrag sein Optimum. Im Bereich von pH 6.5 bis 8.5 stieg die Nitratreduktion annähernd linear an, wobei Nitrat zu über 95 % zu Stickgasen reduziert wurde.

3.2. Mikrobieller Pyronaphtha-Abbau durch Mischpopulationen in statischer Kultur

Nach einer kurzen Anlaufphase von nur 2 Tagen wurde das eingesetzte Pyronaphtha von den bereits adaptierten Mikroorganismen verwertet (Abb.3). Die CO₂-Emission diente als Maß für die Stoffwechselleistung der Bakterien. Nitrat wurde über den gesamten Versuchszeitraum mit etwa gleicher Rate umgesetzt; die N₂-Bildung war in den ersten 18 Tagen verstärkt, erreichte dann ein Plateau ohne weitere nennenswerte Zunahme. Auffallend war, daß ab dem 18. Versuchstag die N₂O-Emission verstärkt einsetzte, wogegen die N₂O-Werte gerade in den ersten 18 Tagen unter 1 Vol% blieben.

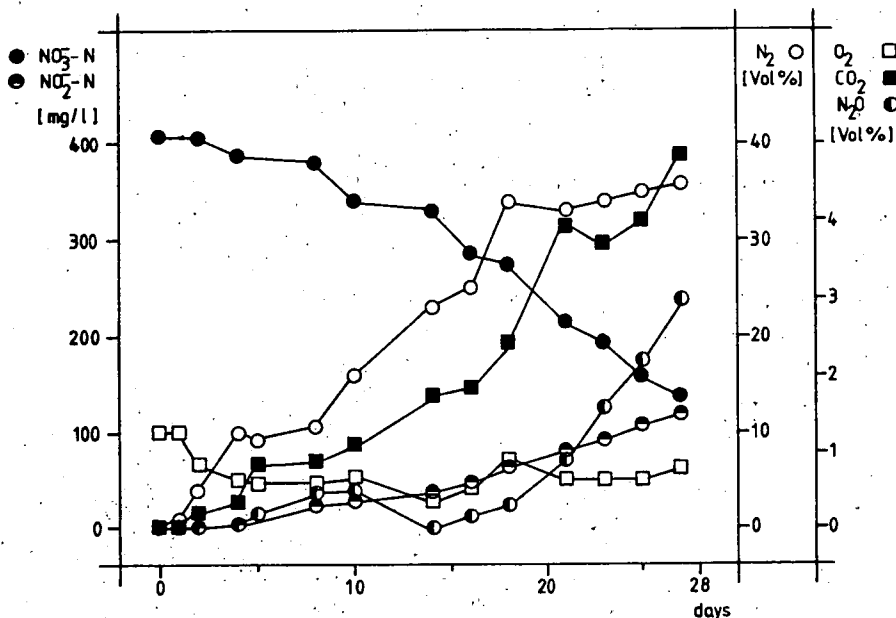


Abb.3 Verwertung von Pyronaphtha durch eine Mischpopulation unter nitratreduzierenden Bedingungen; pH 7.0, T=28°C, Anfangs-O₂-Konz.: 1.2 Vol%

Nitrit akkumulierte sich während des Versuchs mit etwa konstanter Bildungsrate und erreichte nach 27 Tagen einen Wert von über 100 mg N/l. Bei den gasförmigen N-Metaboliten überwog der molekulare Stickstoff das entstandene Lachgas; das Verhältnis war annähernd 11:1.

Aus dem Verlauf der CO₂-Bildung läßt sich unter den eingestellten Versuchsbedingungen eine rege Stoffwechselaktivität der Bakterien

ablesen, wobei das als alleinige C-Quelle eingesetzte Pyronaphtha mit Nitrat veratmet wurde.

Ein in gleicher Weise orientierter Versuch mit Pyrolysebenzin, das wir frisch von einer Raffinerie bezogen hatten, lieferte ein ganz anderes Bild. Ein Nitratumsatz in dem zuvor beschriebenen Ausmaß war nicht meßbar, da dieses Pyrolysebenzin starke bakterientoxische Effekte bedingte (Abb.4).

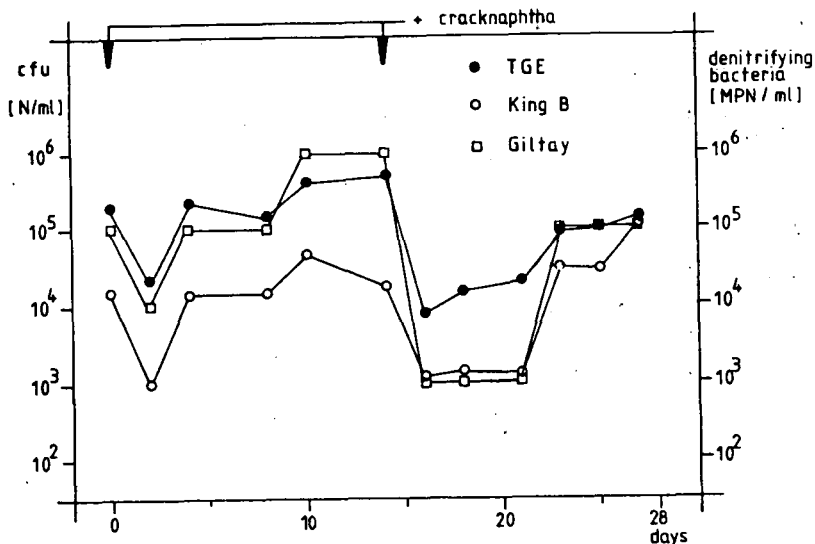


Abb. 4. Einfluß von Pyrolysebenzin auf das Wachstum von allgemeinen heterotrophen Bakterien (TGE), Pseudomonaden (King B) und Denitrifizierern (Giltay) unter nitratreduzierenden Bedingungen mit Pyrolysebenzin als alleiniger C- und Energiequelle; pH 7.0, T= 28°C

Gut zu erkennen ist, daß jeweils nach dem Zudosieren von Pyrolysebenzin zu Anfang und am 14. Versuchstag die Bakteriendichte deutlich abfiel.

4. DISKUSSION

Die Untersuchungen an *P. aeruginosa* verdeutlichen, daß zum Einsetzen einer Nitratreduktion strikt anaerobe Milieubedingungen nicht erforderlich sind, denn bereits ab einer Sauerstoffkonzentration unter 2 mg O₂/l war ein meßbarer Nitratumsatz feststellbar. Diese Tatsache ist aber gerade im Hinblick auf den Abbau von Kohlenwasserstoffen von Bedeutung, denn wie rezente Untersuchungen an Benzoesäure (8) und an Pyronaphtha (12) gezeigt haben, wurden diese Substanzen unter strikt anaeroben Milieubedingungen nicht verwertet, denn Mono- und Dioxygenasen, welche für die ersten Abbauschritte vieler Kohlenwasserstoffe verantwortlich sind, benötigen zum Funktionieren molekularen Sauerstoff. Auf der anderen Seite beeinflußt der Sauerstoff aber nicht nur den mikrobiellen Koh-

lenwasserstoffabbau, sondern beeinträchtigt zudem in starkem Maße die Nitratreduktion selbst (13). Wie Watahiki et al. (16) an *Pseudomonas* sp. 220A zeigten, hemmte Sauerstoff in Konzentrationen von 0.1 - 0.2 atm die Bildung von N₂ aus N₂O, wobei die Reduktion von Nitrit zu N₂O nicht beeinträchtigt wurde.

Neben der Sauerstoffkonzentration nimmt auch der pH-Wert des Mediums großen Einfluß auf die Nitratatmung. Allgemein wird ein leicht alkalisches Milieu als besonders denitrifikationsbegünstigend angesehen (6, 10, 13, 15). Dieses bestätigte sich auch bei dem von uns getesteten *Pseudomonas*-Stamm; jedoch hemmte bereits ein pH-Wert von 9.0 die Weiterreduktion des Nitrits zu gasförmigen N-Metaboliten. Vermutlich reagiert der Nitritreduktase-Enzymkomplex auf hohe pH-Werte empfindlicher, wohingegen die Nitratreduktase ungehemmt weiterarbeitet, was zu einer Akkumulation von Nitrit im Nährmedium führte.

Abschließend ist zu sagen, daß Pyronaphtha durch Mischpopulationen via Nitratreduktion abgebaut werden kann. Damit dieser Prozeß bei der Untergrundsanierung erfolgreich und optimal angewendet werden kann, müssen aber noch weiterführende Untersuchungen angestrebt werden.

5. ZUSAMMENFASSUNG

Der Abbau von Pyronaphtha (Pyrolysebenzin) durch Mischpopulationen mit Nitrat als alternativem Elektronenakzeptor wurde in Fermentern unter konstanten Rahmenbedingungen untersucht. Dabei auftretende grundsätzliche Probleme bei der Denitrifikation wurden an Reinkulturen von *Pseudomonas aeruginosa* in Chemostatenkultur mit einem Mineralbasalmedium und DL-Malat als H-Donor bearbeitet. Dabei kommt dem Sauerstoffpartialdruck und dem pH-Wert eine entscheidende Steuerfunktion zu. Pyronaphtha wurde in Gegenwart von geringen O₂-Konzentrationen durch denitrifizierende Mikroorganismen schnell verwertet.

6. DANKSAGUNG

Wir danken dem Bundesminister für Forschung und Technik sowie dem Projekträger, dem Kernforschungszentrum Karlsruhe, für die finanzielle Förderung eines Teiles der dargestellten Untersuchungen.

7. LITERATUR

- (1) Aftring, R.P.; Chalker, B.E.; Taylor, B.F.: Appl. Environm. Microbiol. 41, 1177-1183, 1981;
- (2) Aftring, R.P.; Taylor, B.F.: Arch. Microbiol. 130, 101-104, 1981;
- (3) Battermann, G.; Werner, P.: GWF-Wasser/Abwasser, 125, 366-373, 1984;
- (4) Benckiser, G.; Ottow, J.C.G.: Appl. Environm. Microbiol. 44, 576-578, 1982;
- (5) Braun, K.; Gibson, D.T.: Appl. Environm. Microbiol. 48, 102-107, 1984;
- (6) Delwiche, C.C.: in: (Mc Elroy, W.D.; Glass, B. eds.) The J. Hopkins Press, Baltimore, 233-255, 1956;
- (7) Dott, W.; Frank, Ch.; Werner, P.: Zbl. Bakt. Hyg. I. Abt. Orig. B. 180, 62-75, 1984;
- (8) Fabig, W.; Ottow, J.C.G.; Müller, F.: Eur. J. Appl. Microbiol. Biotechnol. 9, 133-135, 1980;
- (9) Gottfreund, J.; Schmitt, G.; Schweisfurth, R.: Forum Städte-Hygiene 36, 184-187, 1985;
- (10) Nommik, H.: Acta Agric. Scand. 6, 195-228, 1956;
- (11) Pfennig, N.; Lippert, K.O.: Arch. Mikrobiol. 55, 245-256, 1966;
- (12) Riss, A.; Schweisfurth, R.: Forum Städte Hygiene 36, 188-191, 1985;
- (13) Riss, A.; Schweisfurth, R.: Wat. Supply Vol. 3, Berlin 'B', 27-34, 1985;
- (14) Schwennen, U.; Braun, K.; Knackmuss, H.-J.: J. Bacteriol. 161, 321-325, 1985;
- (15) Van Cleemput, O.: Soil Biol. Biochem. 6, 85-88, 1974;
- (16) Watahiki, M.; Hata, S.; Aida, T.: Agric. Biol. Chem. 47, 1991-1996, 1983;
- (17) Werner, P.: Wat. Supply Vol. 3, Berlin 'B', 41-47, 1985

Einfluß von Lagerungsdichte und Wasserspannung
auf die Denitrifikation

von

Trolldenier, G. u. R. Wollersheim⁺)

Die Denitrifikation ist infolge der N-Verluste auf landwirtschaftlich genutzten Böden ein häufig unerwünschter Vorgang. Voraussetzung für die Denitrifikation ist u.a. ein verminderter Sauerstoffpartialdruck, der durch erhöhte Wasserzufuhr und/oder zunehmende Lagerungsdichte erreicht wird. Die hier dargestellten Untersuchungen zeigen den beiderseitigen Einfluß von Lagerungsdichte und Wasserspannung auf die Denitrifikation.

Methodik

In Versuchsgefäßen von 5 cm Höhe und 10 cm Durchmesser wurde ein auf 2 mm gesiebter B_t -Horizont einer Parabraunerde auf Löß mit Hilfe eines Proctorhammers verdichtet. Dem Boden wurden pro kg 100 mg N als NH_4NO_3 , 250 mg P als Na_2HPO_4 , 250 mg K als KCl, Mikronährelemente, sowie 5 g Glucose zugeführt. Die Einstellung der Wasserspannungen erfolgte mittels keramischer Platten ähnlich der Unterdruckanlage, die von Sommer (1978) beschrieben wird. Die Gefäße wurden einen Tag bei pF 2,4 gehalten, bevor die Wasserspannung auf die gewünschten Werte abgesenkt wurde. Waren diese konstant, wurde die Denitrifikation mit der Acetylen-Inhibierungsmethode (Yoshinari und Knowles 1976) in einem Zeitraum von 12 h ermittelt, wobei das in den durch aufgesetzte Zylinder luftdicht verschlossenen Gefäßen entstehende N_2O gaschromatographisch gemessen wurde.

* Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Bünteweg 8
3000 Hannover 71

Die Versuche fanden in der Klimakammer bei einer konstanten Temperatur von 23°C statt.

Wasserspannungskurven wurden mit Hilfe der Unterdruckmethode erstellt (Hartge 1971).

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist der Einfluß der Lagerungsdichte und der Wasserspannung auf die Denitrifikation dargestellt.

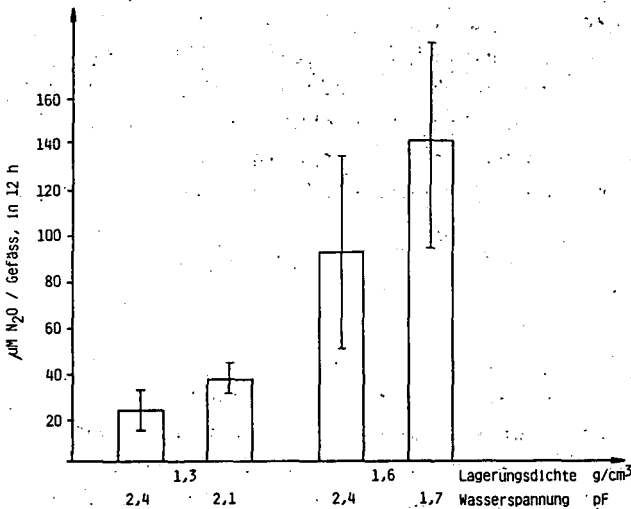


Abb. 1

Einfluß von Lagerungsdichte und Wasserspannung auf die Denitrifikation nach Glucosezusatz.

Mit zunehmender Lagerungsdichte von 1,3 auf 1,6 g/cm³ nimmt die Denitrifikation bei vergleichbarer Wasserspannung (pF 2,4) von 23 auf 92 µmol N₂O pro Gefäß zu. Ursache dafür sind die je nach Lagerungsdichte unterschiedlichen Porengrößenverteilungen, die aus den jeweiligen Wasserspannungskurven ermittelt werden können (Tab. 1).

Tab. 1

Porengrößenverteilung in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte

Lagerungsdichte (g/cm ³)	PV	WGP	EGP (%)	MP	FP
1,33	49,81	3,96	10,37	20,13	15,35
1,66	37,36	0,16	2,60	19,65	14,95

PV = Porenvolumen

WGP = Weite Grobporen

EGP = Enge Grobporen

MP = Mittelporen

FP = Feinporen

Während der für die Durchlüftung des Bodens wichtige Grobporenanteil bei d_B 1,33 14,3 % beträgt, sinkt dieser Anteil bei d_B 1,66 auf 2,76 %. Der durch den verminderten Grobporenanteil bedingte geringere Sauerstoffpartialdruck im Boden veranlaßt die Denitrifikanten anstelle von Sauerstoff Nitrat als Akzeptor für die beim Glucoseabbau entstehenden Elektronen zu nutzen.

Mit abnehmender Wasserspannung (Abb. 1) von pF 2,4 auf pF 2,1 bzw. pF 1,7 nimmt die Denitrifikation bei beiden Lagerungsdichten zu, was ebenfalls auf eine Verminderung des luftführenden Porenvolumens zurückzuführen ist. Dies stimmt mit Untersuchungen von Pilot und Patrick (1972) und von Rheinbaben und Trollenier (1984) überein.

Bezieht man die in Abb. 1 dargestellten N₂O-Mengen auf das luftführende Porenvolumen der jeweiligen Lagerungsdichte - und Wasserspannungsstufe, so erhält man eine negative Korrelation, die mit $r = 0,89^{***}$ hoch signifikant ist (Abb. 2). Der leichte Anstieg der Kurve bei 26 % luftführendem Porenvolumen ist rein rechnerisch bedingt.

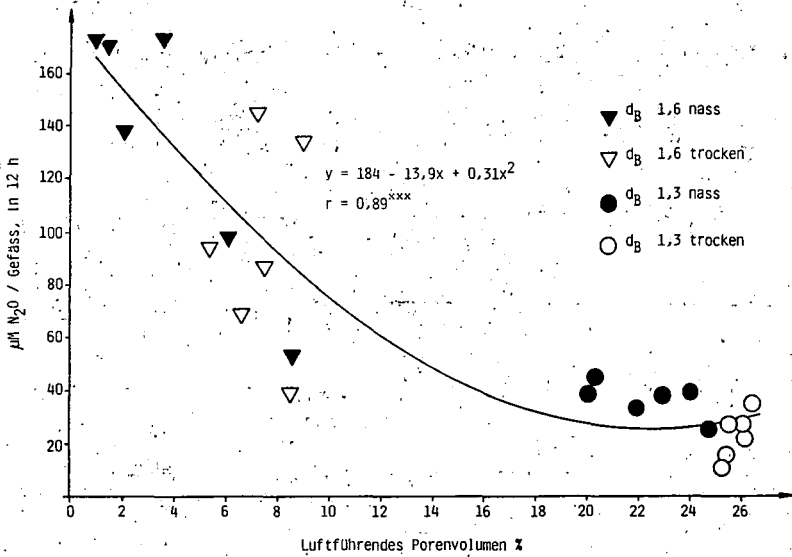


Abb. 2

Beziehung zwischen Denitrifikation und luftführendem Porenvolumen

Letley et. al. (1980) konnten ebenfalls zeigen, daß die Größe des luftführenden Porenvolumens entscheidend für die Denitrifikation ist. Abnehmende luftführende Porenvolumina wurden von den Autoren durch steigende Wasserzufuhr erstellt.

Die hier dargestellten Untersuchungen zeigen jedoch, daß Anaerobiose nicht nur durch abnehmende Wasserspannung wie z.B. nach starken Regenfällen im Boden erreicht wird, sondern ebenfalls durch Erhöhung der Lagerungsdichte. Die Denitrifikation ist daher nicht unbedingt an hohe Bodenwassergehalte (pF 1,7) gebunden, sondern kann bei entsprechender Lagerungsdichte (d_B 1,6) bereits bei höherer Wasserspannung (pF 2,4) zu N-Verlusten führen.

Literatur

HARTGE, K.H.: Die physikalische Untersuchung von Böden.
Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart (1971).

LETLEY, J.; N. VALORAS; AVIVA HADAS a. D.D. FOCHT: Effect of
Air-filled Porosity, Nitrate Concentration, and Time on
the Ratio of N_2O/N_2 Evolution During Denitrification.
J. Environ. Qual. 9 (2), 227-231 (1980).

PILOT, L. a. W.H. Jr. Patrick: Nitrate reduction in soils:
effect of soil moisture tension. Soil Sci. 114 (4), 312-316
(1972).

RHEINBABEN, W.von a. G. Trolldenier: Influence of plant growth
on denitrification in relation to soil moisture and potassium
nutrition. Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd. 147 (6), 730-738
(1984).

SOMMER, C.: Eine Methode zur kontinuierlichen Wasserversorgung
von Vegetationsgefäßen nach dem Bodenwasserpotential.
Landbauforschung Völkenrode 28 (1), 17-20 (1978).

YOSHINARI, T. a. R. KNOWLES: Acetylene inhibition of nitrous
oxide reduction by denitrifying bacteria. Biochem. Biophys.
Res. Comm. 69, 705-710 (1976).

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für finanzielle
Unterstützung.



Orientierungsvermögen von Regenwürmern

von

Westernacher, E. u. O. Graff⁺)

Einleitung

Im vorliegenden Versuch wurden mögliche Beeinflussungen der Regenwürmer durch Pflanzen getestet. Nachdem die positiven Auswirkungen von Regenwürmern auf den Boden und das Pflanzenwachstum bekannt sind, sollte untersucht werden, ob diese Tiere auf den Anbau bestimmter Pflanzen positiv oder negativ reagieren.

Dazu wurde ein Freilandversuch angelegt, bei dem den Regenwürmern verschiedene Pflanzen zur Wahl standen. Anlageart war das lateinische Quadrat, bei dem die einzelnen Pflanzenarten jeweils in $1/4\text{m}^2$ innerhalb eines m^2 angesät wurden. Bei dieser Anordnung entsteht zwischen den einzelnen Wuchsf lächen ein gewisser Abstand, der von Bewuchs freigehalten werden mußte; ansonsten blieben die Flächen völlig unberührt. Nachdem vor der Aussaat der Pflanzen die mittlere Regenwurmdichte der Versuchsfläche bestimmt worden war, wurde im Herbst die Verteilung der Tiere über die verschiedenen Angebote untersucht.

Ziel war, festzustellen, ob zwischen den Regenwurm-Verteilungen vor und nach der Wachstumsperiode signifikante Unterschiede auftreten.

Zur Untersuchung kamen in zwei nebeneinander liegenden Versuchsgliedern folgende Pflanzenarten:

A Grünbrache	B Hafer
Weizen	Lupine
Senf	Majoran
Bodenfr. Klee	Beinwell
Kap. Kresse	So-Blume
Dill	
Zwiebel	

Vergleichsfläche war in beiden Fällen die Schwarzbrache.

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

Bei der Auswahl der Pflanzen wurden vor allem gängige landwirtschaftliche bzw. gärtnerische Kulturpflanzen berücksichtigt, und außerdem nach Möglichkeit solche Pflanzenarten gewählt, die einen intensiven Geruch (Zwiebel, Kap. Kresse) oder bekannten Inhaltsstoff (Senf, Lupine) aufweisen.

Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt die Verteilung der erfaßten Regenwürmer in dem trockenen Jahr 1983 und dem sehr feuchten Jahr 1984.

Unter Klee befanden sich in beiden Extremjahren wesentlich mehr Tiere als unter den übrigen Pflanzen.

Generell hatten die Pflanzenarten, die eine hohe Bedeckung bzw. Beschattung des Bodens bewirkten (Klee, Grünbrache, Weizen und auch Kap. Kresse), einen erhöhten Tierbesatz gegenüber den Pflanzen, die durch etwaige Geruchsstoffe (wie Wurzelausscheidungen o.ä.) wirken könnten (Dill, Zwiebel, Senf). Die Standorte von Dill und Zwiebel waren allerdings 1983 zum Zeitpunkt der Erfassung stärker ausgetrocknet als die übrigen, so daß auch im Hinblick auf die Ergebnisse von 1984 hier die Trockenheit als Grund des Meidens zu sehen ist und nicht etwaige Ausscheidungen der Pflanzen. Senf jedoch beschattet auch recht gut, und trotzdem ergaben sich die niedrigeren Wurmzahlen. - Hier ist die Ursache eventuell in möglichen unattraktiven Ausscheidungen zu sehen.

Abb. 2 zeigt die Ergebnisse des Versuches B, der erst 1984 angelegt wurde.

Insgesamt fanden sich hier weniger Tiere, jedoch ist auch die Tendenz erkennbar, daß bei höherem Bedeckungsgrad der Pflanzen (Hafer, Majoran) mehr Würmer anzutreffen sind. Allerdings deckt auch Beinwell mit seinen großen Blättern den Boden sehr stark, und man findet nur wenige Tiere. Betrachtet man die in Abb. 3 dargestellte prozentuale Verteilung der Regenwurm-Abundanz, so findet man die gleiche Tendenz der Verteilung wie in den absoluten Mengen. Die

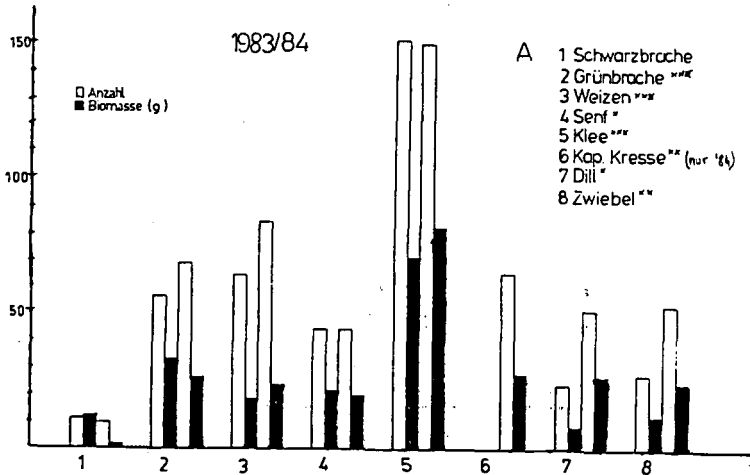


Abb.1 Verteilung der Regenwürmer unter verschiedenen Pflanzenarten

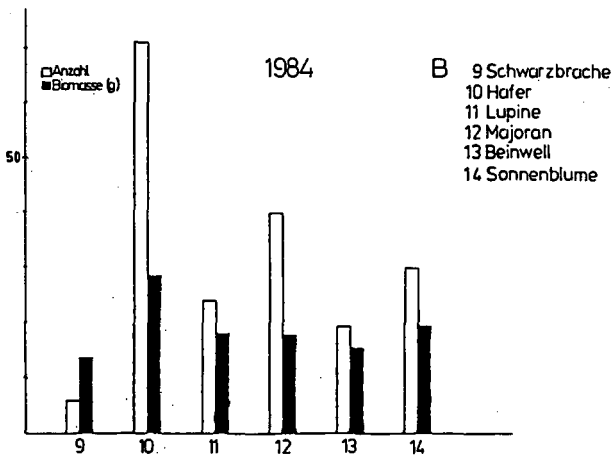


Abb.2 Verteilung unter verschiedenen Pflanzenarten

extremen Witterungsunterschiede der beiden Jahre haben scheinbar keine Auswirkungen.

Aus den Beobachtungen bzw. Ergebnissen kann daher zunächst geschlossen werden, daß die Regenwürmer eine "Wanderung" - sei sie nun zufällig oder gezielt - vollziehen. In jedem Fall meiden sie völlig unbedeckte Flächen ohne Nahrungsangebot und siedeln sich lieber unter Bewuchs an. Hier scheinen sich auch gewisse Vorlieben und auch Abneigungen zu zeigen; der Wirkungsmechanismus ist jedoch nicht greifbar, zumindest kann er durch die Freilandversuche nicht erklärt werden.

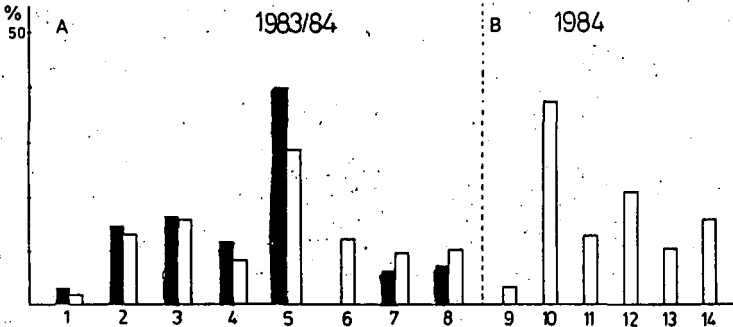


Abb. 3: Prozentuale Verteilung-Anzahl Regenwürmer

WIRKUNGEN VON NATRIUMFLUORID AUF DIE MIKROBIELLE
AKTIVITÄT VERSCHIEDENER WALDHUMUSFORMEN UND EI-
NES HUMOSEN LEHMS

von
Wilke, B.-M.*

Zusammenfassung

Die Wirkung von Fluor (NaF) auf die mikrobielle Aktivität der Humusformen Mull, Moder und Rohhumus wurde mit Kleinlysometern unter kontrollierten Bedingungen (+ 15° C, 510 ml H₂O/Lysimeter/Woche) in einem 12wöchigen Versuch geprüft. Fluoridgaben bis 3700 mg F/kg Boden beeinflussten die Kohlenstoffmineralisation der Humusformen nicht. Dagegen traten signifikante Hemmungen der Dehydrogenaseaktivität (DHA) und der Nitrifikation beim Moder und Rohhumus auf. Eine Ammonifikationshemmung konnte nur am Moder festgestellt werden.

Die fehlende Wirkung von NaF auf die mikrobielle Aktivität des Mulls muß wahrscheinlich auf die geringe Toxizität von F⁻-Ionen zurückgeführt werden. Berechnungen mit GEOCHEM hatten gezeigt, daß im Gegensatz zum Moder und Rohhumus, hier dominierten AlF_x-Komplexe (90 - 95 %), in der Bodenlösung des Mulls nur F⁻-Ionen vorlagen (99 %). Das Ausbleiben einer CO₂-Abgabehemmung nach NaF-Kontamination in den anderen Humusformen wurde mit "positiven Nebeneffekten" der NaF-Belastung wie pH-Erhöhung und verstärkte Freisetzung löslicher Humusstoffe erklärt.

Ein bereits vor neun Jahren mit 500 bzw. 2000 mg F/kg Boden als NaF kontaminierter humoser Lehm wies gegenüber dem unbelasteten Vergleichsboden reduzierte Enzymaktivitäten (DHA 66 %ige Hemmung),

*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 3008, D-8580 Bayreuth

geringere Nitrifikation (max. 47 %ige Hemmung) und signifikant niedrigere Gehalte an mikrobieller Biomasse auf. Die langfristige Hemmung mikrobieller Prozesse ließ sich hier mit anhaltenden hohen F-Konzentrationen in der Bodenlösung (max. 73 mg F/l) bzw. mit einer F-Desorption erklären.

K O M M I S S I O N

IV



STICKSTOFF-BILANZEN DER KREISE DER BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND
ALS GRUNDLAGE EINER ABSCHÄTZUNG DER MÖGLICHEN NITRAT-
BELASTUNG DES GRUNDWASSERS DURCH DIE LANDWIRTSCHAFT

von

Bach, M.⁺⁾

Einleitung

Die vorliegende Bilanz des Stickstoffs in den Kreisen der Bundesrepublik Deutschland kann nur die potentielle Gefährdung der Kontamination des Grundwassers mit Nitrat in einem größeren Wassereinzugsgebiet beschreiben. Eine spätere Untersuchung soll unter Verwendung der anfallenden Sickerwassermenge die potentielle Nitratkonzentration im Grundwasser erfassen. Die aktuelle Nitratkonzentration wird durch zahlreiche Faktoren bestimmt, von denen als wichtigster die Denitrifikation erwähnt sei.

Sollen Maßnahmen zur Verringerung des Nitrat-Austrags ergriffen oder sollen zur Prüfung funktionaler Zusammenhänge höher belastete Agrargebiete ausgewählt werden, so ist es in Anbetracht der vielfältigen möglichen Ursachenkombinationen unumgänglich, eine nach Belastungsgrößen klassierende, regionale Gliederung vorzunehmen. Diese Bewertung soll flächendeckend für das Bundesgebiet erfolgen. Durch die Zufuhr und den Entzug von Stickstoff sowie durch Bearbeitungsmaßnahmen beeinflusst die landwirtschaftliche Bodennutzung die N-Umsetzungen im System Boden/Pflanze und damit auch den Nitratgehalt im Wurzelraum. Da einfach zu handhabende, auf wenige Bestimmungsgrößen beschränkte Schätzverfahren über das Stickstoff-Mineralisations- und Denitrifikationsvermögen für größere Gebietseinheiten fehlen, ist man bei der Beurteilung des potentiellen Nitrataustrages aus der Wurzelzone auf eine vereinfachte N-Bilanz angewiesen.

Bilanz-Ansatz

Aus der Summierung der Zu- und Abgänge eines Stoffes in einem räumlich und zeitlich abgegrenzten System ergibt sich ein positiver oder negativer Differenzbetrag, der Bilanz-Saldo. Der durchwurzelte Bodenbereich und der Pflanzenbestand stellen den Bezugsraum dieser Bilanzierung dar, an dessen Grenzen die ein- und austretenden N-Flüsse saldiert werden. Folgende Stickstoff-Zufuhren und Entzüge wurden in die Bilanzierung einbezogen:

- N-Entzüge mit der Erntesubstanz
- N-Zufuhr mit Stickstoff-Handelsdüngemitteln
- N-Zufuhr mit wirtschaftseigenem Dünger aus der Viehhaltung, vermindert um Lagerungs- und Ausbringungsverluste
- N-Zufuhr im Niederschlag
- N-Verluste durch Auswaschung und Denitrifikation

Nicht berücksichtigt wurden die Einträge aus symbiontischer und asymbiontischer N-Fixierung und dem Saatgut sowie N-Verluste mit Bodenerosion. Ihre Größenordnungen sind bei Betrachtung größerer

⁺⁾ Institut für Bodenwissenschaften an der Universität Göttingen, Von-Siebold-Str. 4, D-3400 Göttingen

Gebietseinheiten vernachlässigbar im Vergleich zu den bilanzierten Gliedern. Wenn die Bilanz einen mehrjährigen Zeitabschnitt umfasst, so können zwei vereinfachende Annahmen gemacht werden:

a) Durch die nahezu vollständige Mineralisation der wirtschaftseigenen Düngemittel innerhalb weniger Jahre kann der gesamte darin enthaltene Stickstoff als verfügbar angesehen werden und als Zufuhrgröße in die Bilanz eingehen.

b) Die Änderung des N-Vorrats des Bodens kann längerfristig annähernd gleich Null gesetzt werden, sofern keine Änderung der Bewirtschaftung stattfindet. Diese Annahme lässt sich aus den Ergebnissen mehrerer europäischer Dauer-Anbauversuche (vgl. SCHÄFER, 1978) sowie verschiedener Untersuchungen zur Stickstoffdynamik des Bodens unter variierenden Düngungs- und Bewirtschaftungsbedingungen ableiten. Diese Voraussetzung gilt nicht für den Fall der Krumenvertiefung, die allerdings in den meisten Regionen weitgehend als abgeschlossen betrachtet werden kann.

Es ergibt sich der folgende Bilanz-Ansatz:

Tab. 1: Schema einer vereinfachten Stickstoff-Bilanz

N-Zufuhren:	Mineraldünger
	organische Dünger
	Niederschläge
- N-Entzüge :	Erntesubstanz
= N-Saldo :	Auswaschung
	Denitrifikation

Unter der Voraussetzung, daß die Änderung des Boden-N-Vorrats unbedeutend ist, handelt es sich bei dem (in der Regel positiven) Bilanzsaldo nach Tab. 1 um diejenige Stickstoffmenge, welche nach Deckung des Pflanzenbedarfs in der Wurzelzone verbleibt und aus der die Verlustgrößen Auswaschung und Denitrifikation bestritten werden. Bei der Beurteilung der Bilanzsalden ist unsicher, ob die Denitrifikationsverluste, jeweils über die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche eines Kreises betrachtet, innerhalb des Bundesgebietes in gleicher Größenordnung ablaufen. Zur Zeit gehen wir davon aus, daß eine möglicherweise regional unterschiedlich intensiv ablaufende Denitrifikation zu keiner wesentlichen Verschiebung in der Reihenfolge der Belastungspotentiale zwischen den Kreisen führt. Berücksichtigt man diese beiden Einschränkungen, so ermöglicht der beschriebene Ansatz eine Abschätzung der potentiellen Grundwasserbelastung durch Nitrat-Auswaschung aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung.

Als räumliche Einheiten der Bilanzierung wurden die Kreise und kreisfreien Städte der BRD gewählt und teilweise zu neuen Einheiten zusammengefasst. Der Bilanzzeitabschnitt umfasst mit den Jahren 1979 bis 1983 zwei Flächennutzungs-Vollerhebungen.

Die letztmalig im Wj. 1976/77 durchgeführte Erhebung über den kreisweisen Absatz von N-Handelsdüngern ist von WEINSCHENCK u. GEBHARD (1984) bis zum Jahr 1981/82 fortgeschrieben worden. Zur Korrektur statistisch bedingter Verzerrungen wurden die kreisfreien Städte i.A. mit den sie umgebenden Landkreisen zu einer Bilanzierungseinheit zusammengefasst. Die Zahl der Einheiten reduziert sich dadurch von 327 auf 258.

Die Stickstoff-Zufuhr aus wirtschaftseigenen Düngemitteln ergibt sich durch Multiplikation der Stückzahlen (Kreis-Ergebnisse der Dezember-Viehzählungen; STATIST. BUNDESAMT, a) mit den Werten für den mittleren N-Anfall nach Tab. 2.

Tab. 2: Stickstoff-Anfall (kg N) pro Tier und Jahr bzw. ganzjährig belegtem Stallplatz

Milchkühe, Erhaltungsbedarf	40	Pferde	30
pro 1000 kg Milchleistung	10	Schafe	8
übriges Rindvieh	40	Legehennen (> 1/2 J.)	0.8
Mastschweine (> 20 kg LG)	12	Junghennen (< 1/2 J.)	0.4
Zuchtsauen (> 50 kg LG)	27	übrige Hühner	0.27
übrige Schweine	1.5	sonst. Geflügel	0.4

Es wurden generell Lagerungs- und Ausbringungsverluste in Höhe von 20% angenommen, um die sich die N-Zufuhr aus organ. Düngern gegenüber dem Anfall vermindert.

Die N-Zufuhr mit den Niederschlägen wurde für alle Kreise mit 20 kg N pro Hektar und Jahr angesetzt.

Die N-Ernteentzüge lassen sich aus den Erntemengen und deren jeweiligen N-Gehalten berechnen. Kreisweise Angaben zu Anbauverhältnissen und Erträgen sind den entsprechenden statistischen Veröffentlichungen zu entnehmen (STATIST. BUNDESAMT, b). Die mittleren N-Gehalte der Tab. 4 gelten für ein Niveau der pflanzenverfügbaren Düngung entsprechend dem Bundesdurchschnitt (153 kg N/ha LF). Pro 10 kg N-Düngung mehr oder weniger wurde mit 0.5 v.H. (1.0 v.H. bei Winterweizen) höheren oder niedrigeren N-Gehalten in den Ernteentzügen gerechnet.

Salden der N-Bilanzen der Kreise in der Bundesrepublik

Abb. 1 zeigt die nach oben beschriebener Methode berechneten kreisweisen Salden der N-Bilanzen. Die großräumigen Unterschiede der Nutzungsformen bzw. Intensitäten zeichnen sich relativ deutlich ab, kleinräumige oder lokale Besonderheiten treten dagegen nicht hervor. Durch die Mittelwertbildung kann die Beurteilung von Kreisen, die sehr heterogene landwirtschaftliche Standorte oder Betriebstypen umfassen, verfälscht werden. Statistische Beziehungen zwischen der Höhe der Bilanzsalden und agrarstrukturellen Parametern sind nicht festzustellen.

Entwicklung der N-Bilanz für das Bundesgebiet

In Abb. 2 ist die Entwicklung der Stickstoff-Bilanz für die landwirtschaftlich genutzte Fläche des Bundesgebietes wiedergegeben. Durch den im Vergleich zu den Ernte-Entzügen wesentlich stärkeren Anstieg der N-Düngung ist der rechnerische Überschuss der bundesweiten N-Bilanz seit 1950 kontinuierlich angewachsen und liegt heute über 100 kg N/ha LF.

Betrachtet man die Entwicklung der Salden unter dem Aspekt der möglichen Nitratbelastung des Grundwassers, so ist dabei zu berücksichtigen, daß die heute geförderten Grundwässer in vielen Gebieten nicht die aktuelle Situation des Nitrat-Eintrags wiedergeben. Die teilweise mehrjährige Verweildauer im Aquifer sowie das möglicherweise erschöpfbare Denitrifikationspotential in

der ungesättigten Zone und im Grundwasserleiter lassen eine Verschärfung des Nitrat-Problems erwarten, wenn der Trend des Wachstums der N-Überschüsse unverändert anhält.

Literatur

- SCHÄFER, W.: N-Bilanzvergleich verschiedener europäischer Dauer-
versuche unter besonderer Berücksichtigung des "Göttinger
E-Feldes" unter Zuhilfenahme eigener ergänzender Unters-
suchungen.-Diplomarb., Inst. f. Bodenwiss., Göttingen (1978)
- STATISTISCHES BUNDESAMT: Viehbestand und tierische Erzeugung.-
Fachserie 3/4 (versch. Jg., a)
- STATISTISCHES BUNDESAMT: Bodennutzung und pflanzliche Erzeu-
gung.-Fachserie 3/3 (versch. Jg., b)
- WEINSCHENCK, G. u. GEBHARD, H.-J.: Möglichkeiten und Grenzen ei-
ner ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der
Agrarproduktion.-Gutachten für den Sachverständigenrat
für Umweltfragen; Stuttgart-Hohenheim (1984, unveröff.)

Tab. 3: Stickstoff-Gehalt (% N in FS) im Erntegut verschie-
dener feldfrüchte bei mittlerem Düngungsniveau

	Korn/ Heu	Stroh	Variations- Bereich(1)
Winter-Weizen	2.0	0.5	b
Sommer-Weizen	1.9	0.5	a
Winter-Gerste	1.64	0.5	a
Sommer-Gerste	1.64	0.5	-
Roggen	1.6	0.6	a
Hafer u. So-Menggetreide	1.7	0.4	a
Körnermais	1.5	-	a
Körnerraps	3.46	-	a
Kartoffeln (Knolle)	0.32	-	a
Zuckerrüben (Rübe)	0.21 (Bl.)	0.26	-
Futterrüben (ges. Pfl.)	0.28	-	a
Klee,-Gras,-Gemenge (2)	2.2	-	-
Luzerne (2)	2.5	-	-
Grasanbau (2)	1.7	-	a
Silomais (Grünmasse)	0.4	-	a
Wiesen, Mähweiden (2)	1.7	-	a
Hülsenfrüchte (3)	100	-	-
Gemüse u. Gartengew.(3)	150	-	a
Rebland (3)	50	-	a

(1): Abhängig vom Düngungs-Niveau wurden die N-Gehalte
um maximal (a): +/- 5% bzw. (b): +/- 10% variiert

(2): Ertrag als Heu berechnet (3): Angaben in kg N/ha

Abb. 1: Salden der Stickstoff-Bilanzen (Zufuhren minus Entzüge) der z.T. zusammengefassten Kreise und kreisfreien Städte der Bundesrepublik Deutschland (n=258), D 1979/83

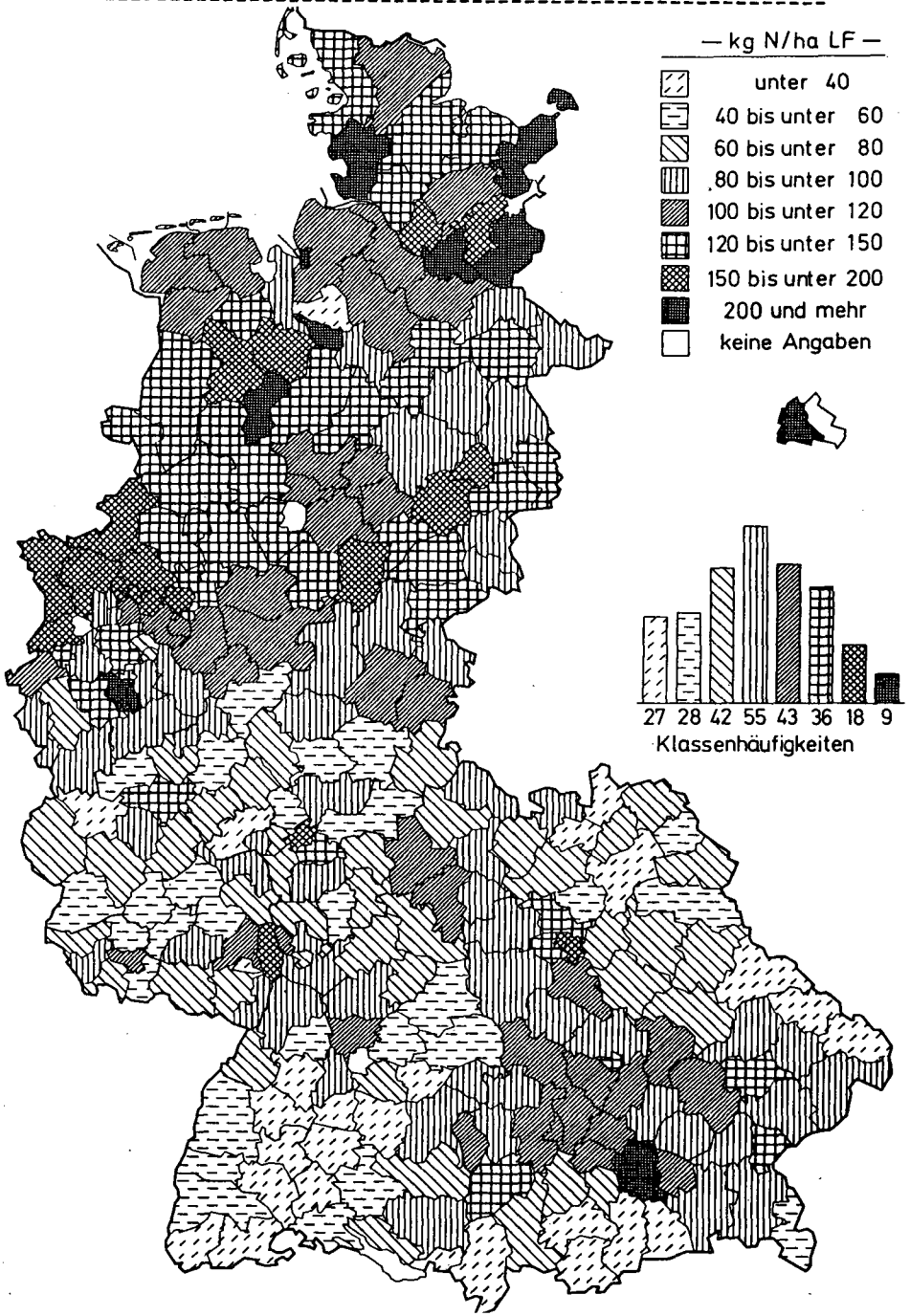
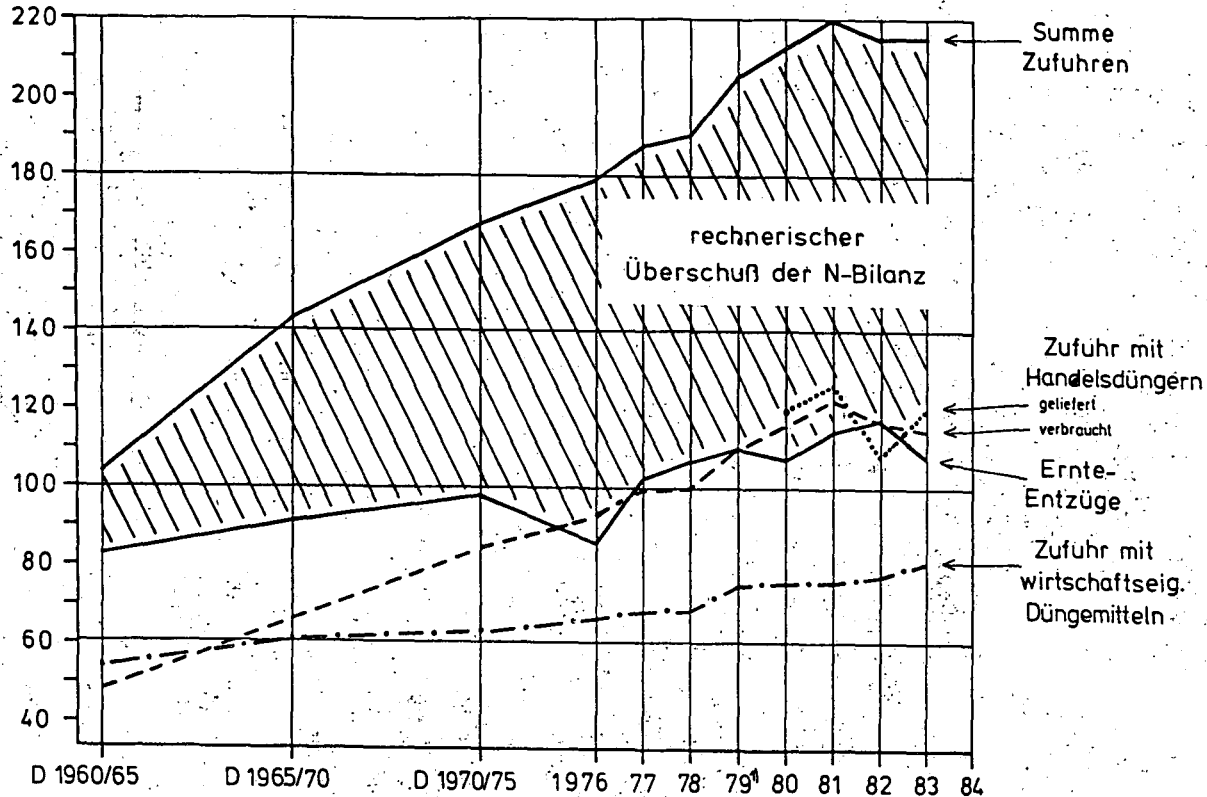


Abb. 2: Entwicklung der Stickstoff-Bilanz für die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Bundesrepublik Deutschland

kg N/ha LF



D 1960/65	D 1965/70	D 1970/75	1976	77	78	79 ⁽¹⁾	80	81	82	83	84
54.5	61.3	63.9	66.3	68.1	69.0	75.2	76.4	75.9	77.5	80.9	
48.9	66.7	84.4	92.3	99.7	100.2	110.0	116.3	123.3	117.6	114.6	
10.0	15.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	
113.4	143.0	168.3	178.6	187.8	189.2	205.2	212.7	219.2	215.1	215.5	
82.4	91.0	97.7	86.8	102.6	107.0	110.2	108.6	114.1	117.8	108.1	
31.0	52.0	70.6	91.8	85.2	82.2	95.0	104.1	105.1	97.3	107.4	

wirtschaftseig. Dünger
 Handelsdünger (2)
 Niederschlag
 Summe Zufuhren
 Ernteentzüge
 Saldo

(1): durch Änderung der Flächenerhebung ab 1979 mit den Vorjahren nur bedingt vergleichbar

Die Komplexwirkung von organischer und mineralischer Düngung auf die Bodenfruchtbarkeit

von

Boguslawski, E. von⁺

Zwischen den beiden Formen der Düngung bestehen spezifische Unterschiede in der Wirkung. Auch bei prinzipiell ähnlicher Wirkung - wie in der "Nährstoffwirkung" - ergeben sich Unterschiede in der Dynamik der Wirkung. Entscheidend ist die Tatsache, daß sich die beiden Formen der Düngung in ihrer Wirkung auf die Bodenfruchtbarkeit ergänzen. Das Maß für die Beurteilung des Zusammenwirkens verschiedener Parameter der Bodenfruchtbarkeit ist die "Produktivität" bzw. die Ertragsbildung.

An Ergebnissen langjähriger Feldversuche wird im Sinne der kausalen Betrachtung untersucht, daß bestimmte Parameter des Bodens nachweisbar verändert werden, welche die Bodenfruchtbarkeit beeinflussen. In einer 25-jährigen Versuchsreihe zur Stallmistwirkung bei verschiedener Verteilung wurden bei einem Nutzungssystem - Zuckerrüben, Winterweizen, Hafer - deutliche Unterschiede in der Ertragsbildung festgestellt, indem bei Zuckerrüben die Direktwirkung von 600 dt/ha Stallmist und bei Getreide die jährliche Gabe von 200 dt/ha Stallmist am besten abschnitten.

Aus Tabelle 1 ist zu ersehen, daß die Nährstoffbilanzen erwartungsgemäß starke Unterschiede zeigen, wobei die stark differenzierte Steigerung des K-Potentials ersichtlich ist. Die gleichfalls differenzierte Anreicherung von Kohlenstoff (C_t) und Stickstoff (N_t) zeigt Abbildung 1. Außerdem konnte nachgewiesen werden, daß durch die organische Düngung die Aggregatstabilität und ebenso der Bodenwiderstand günstig beeinflusst wurden.

In einer 15 Jahre durchgeführten Versuchsreihe wurden 4 Düngungssysteme (Stallmist + Gründüngung, Stroh ohne N-Ausgleich + Gründüngung, Stroh + N-Ausgleich + Gründüngung, Stroh + N-Ausgleich + Gründüngung + erhöhte Grunddüngung) auf Parabraunerde und ihre Auswirkung im Rahmen eines 5-gliedrigen Nutzungssystems untersucht. Durch die aufgrund früherer Untersuchungen gewählten Kombinationen der Düngung waren die Erträge der ersten 3 Glieder der Fruchtfolge weitgehend ausgeglichen. Bei den beiden letzten Gliedern (Winterweizen und Wintergerste) wirkte sich die Differenzierung zunehmend zu Gunsten der N-Ausgleichsdüngung zu Stroh und erhöhter Mineral-

*Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Justus Liebig-Universität, Ludwigstraße 23, 6300 Gießen

Dauerversuchsreihe "Stallmistmenge und Stallmistverteilung"

Rauischholzhausen 1958 - 1980

Nährstoffbilanzen in kg/ha

Variante	Mineralische N-Düngung	
	N 0	N 3
Stickstoff (N)		
VI : Kontrolle	-1238	- 144
I : 300 dt/ha STM, alle 3 Jahre	- 81	828
II : 100 dt/ha STM, jährlich	- 308	649
III : 600 dt/ha STM, alle 3 Jahre	863	1961
IV : 200 dt/ha STM, jährlich	616	1802
Kalium (K)		
VI : Kontrolle	-1828	638
I : 300 dt/ha STM, alle 3 Jahre	321	1870
II : 100 dt/ha STM, jährlich	- 98	1398
III : 600 dt/ha STM, alle 3 Jahre	2444	4133
IV : 200 dt/ha STM, jährlich	1798	3601
Phosphor (P)		
VI : Kontrolle	- 315	493
I : 300 dt/ha STM, alle 3 Jahre	56	742
II : 100 dt/ha STM, jährlich	2	689
III : 600 dt/ha STM, alle 3 Jahre	400	1134
IV : 200 dt/ha STM, jährlich	324	1097

Abb.: 1

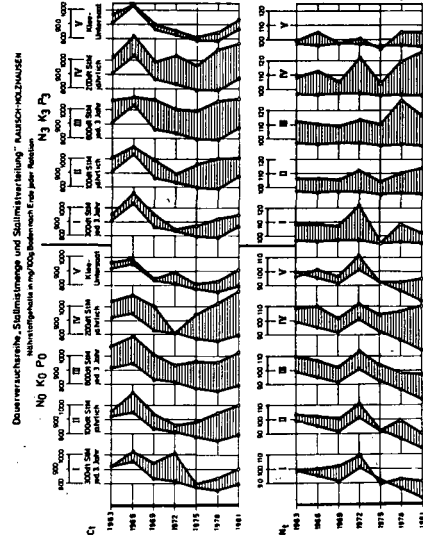


Abb.: 2

Abb. Eruchtfolge II
Nährstoffbilanzen in kg/ha R-H 1963-1982
Düngungsmodell I-IV



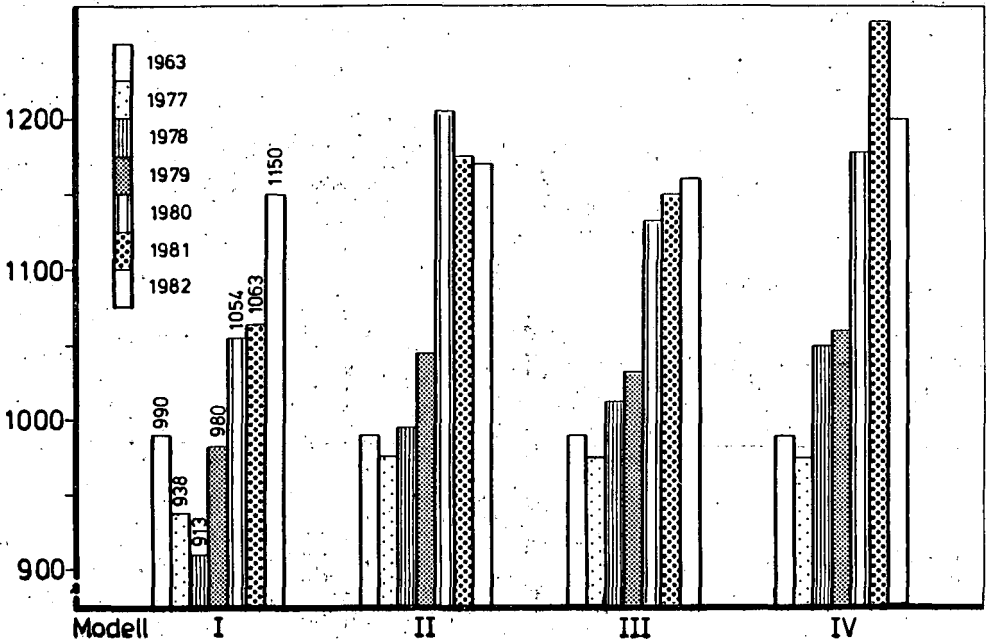
düngung aus. Durch die Varianten und insbesondere durch die Strohdüngung wurde eine erheblich positive Bilanz für Kalium und in geringerem Ausmaß für Stickstoff errechnet (s. Abb. 2). Erstmals in dieser Ausprägung ist in Abbildung 3 die in den 4 Varianten erfolgte sukzessive Anreicherung von C_t als Maß für die organische Substanz im Boden sichtbar. Infolge des stärkeren Umsatzes an organischer Substanz ist die Anreicherung erst nach 15 - 16 Jahren entsprechend 3 Rotationen deutlich nachweisbar. Beim Faktor Stickstoff (N_t) wurde in den beiden ersten Varianten zunächst eine geringere Abnahme festgestellt, während in den Varianten III und IV eine schwache Zunahme erfolgte. Damit ist das C/N-Verhältnis im Verlauf der Versuchsanstellung allgemein angestiegen. Auch bei dieser Versuchsreihe konnte ein Einfluß auf die Struktur und die Verringerung des Bodenwiderstandes nachgewiesen werden.

Abb.: 3

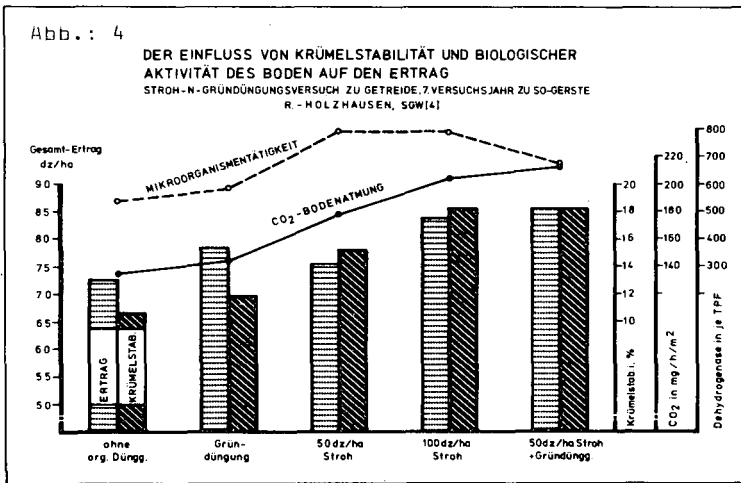
Fruchtfolgeversuch II, Rausch-Holzhausen 1963-1982 Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt im Boden

Angaben in mg/100g Boden

- C_t -



Die Wirkung der Strohdüngung als Variante der organischen Düngung ist von uns in langjährigen speziellen Versuchsreihen nachgewiesen worden. Voraussetzung ist die Berücksichtigung des C/N-Verhältnisses im Stroh und damit die "N-Ausgleichsdüngung" (1:100). Als Beispiel enthält Abbildung 4 Ergebnisse aus einer langjährigen Versuchsreihe. Die Abbildung zeigt den Einfluß auf die Ertragsbildung aufgrund der Beeinflussung der Krümelstabilität und der Steigerung der Bodenatmung. Als weiteres Maß der Mikrobentätigkeit im Boden wurde die Dehydrogenaseaktivität bestimmt.



Wenn aufgrund vielseitiger Untersuchungen davon ausgegangen werden kann, daß die einzelnen Faktoren auf die Ertragsbildung Einfluß haben können, so stellen die dargestellten Daten Ergebnisse des jeweiligen "Wirkungskomplexes" dar. Die Komplexwirkung ist dadurch gekennzeichnet, daß in der Regel das Ergebnis des Zusammenwirkens nicht der Summe der Wirkung der Einzelfaktoren bzw. der Komponenten entspricht. Abgesehen davon, daß das Gewicht der Einzelwirkungen sehr verschieden ist, kommt in der Komplexwirkung die Mitwirkung aller nicht erfaßten "Nebenbedingungen" - wie Klima, Genetik u. a. - zum Ausdruck. Die Ergebnisse der dargestellten Versuchsreihen stimmen grundsätzlich mit vielseitigen in der Literatur erschienenen Arbeiten überein, auf welche hier nicht näher eingegangen werden kann.

Zusammenfassung:

Die organische und die mineralische Düngung sind durch spezifische Wirkungskomponenten gekennzeichnet, welche sich im Zusammenwirken weitgehend ergänzen. Dies wurde an Ergebnissen der dargestellten langjährigen Versuchsreihen untersucht. Neben der direkten Nährstoffwirkung konnte gezeigt werden, daß sowohl das Nährstoffpotential des Bodens, der Gehalt bzw. der Umsatz an organischer Substanz, die Bodenstruktur bzw. die Stabilität der Aggregate und die biologische Aktivität des Bodens unterschiedlich beeinflußt werden. Die in den Erträgen zur Auswirkung kommende "Komplexwirkung" wird gleichzeitig in der Gesamtheit der ökologischen und genetischen Bedingungen bestimmt.

Rohphosphat-Düngung: Reflexionen zur Bewertung und Anwendung

von

Finck, A. *)

Einleitung

Rohphosphat-Düngung ist kein neues, aber ein neuerdings teilweise umstrittenes Thema. Rohphosphate mit bestimmten Mahlungs- und Löslichkeits-Eigenschaften sind als Düngemittel zugelassen und somit als wirksamer Dünger anerkannt. Diese Anerkennung gilt in allgemeiner Form für viele Anwendungszwecke, schließt aber nicht aus, daß auf manchen Standorten durchaus Grenzen der Rentabilität und Konkurrenzfähigkeit bestehen.

Eine Vielzahl von Feldversuchen mit weicherdigen Rohphosphaten zeigt eine weite Spannbreite der Wirksamkeit: von einer annähernden Gleichwertigkeit mit aufgeschlossenen Phosphaten bis zur sehr geringen Wirksamkeit. Beide Aussagen scheinen in einigen Fällen berechtigt zu sein, während in manchen anderen sowohl die positive als auch die negative Beurteilung durchaus zweifelhaft bleibt, weil bei weitem nicht alle P-Wirkungs- und Vergleichsversuche die für eine kausale Interpretation notwendigen Bedingungen erfüllen.

Abgesehen von der experimentell ermittelten Wirkung auf einzelnen Standorten interessiert jedoch theoretisch und praktisch eine allgemeine Bewertung, die eine gewisse Orientierung hinsichtlich der Zweckmäßigkeit des Rohphosphat-Einsatzes gibt.

Weitweit wird vor allem mit aufgeschlossenen Phosphaten gedüngt, aber immerhin nehmen die Rohphosphate in einigen europäischen Ländern doch einen Anteil von 2 - 5 % ein, was zumindest auf ihre Brauchbarkeit unter bestimmten Bedingungen hinweist.

Für die Bewertung interessiert

- der Vergleich von Rohphosphaten untereinander
- der Vergleich von Rohphosphaten mit (chemisch) aufgeschlossenen Phosphaten.

Für den Einsatz interessieren die Bedingungen für optimale Wirkung sowie die Rentabilität und Konkurrenzfähigkeit.

2. Wirksamkeitsvergleich der Rohphosphate untereinander

Rohphosphat-Herkünfte weisen in Zusammensetzung und Eigenschaften entsprechend ihrer geologischen Entstehung erhebliche Unterschiede auf (3). Bezüglich der Direktanwendung interessiert vor allem die 'Wirksamkeit' (Reaktivität) dieser Dünger, wofür neben ihren Eigenschaften (insbesondere der Korngröße) die Mobilisierungs-Geschwindigkeit im Boden maßge-

*) Institut f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, Universität, 23 Kiel

bend ist (Umwandlung von wasserunlöslichem Apatit durch Säuren und Komplexbildner der Pflanzenwurzeln bzw. Bodenlebewesen in wasserlösliche und damit direkt aufnehmbare Phosphat-Ionen). Meßgrößen dafür wären z.B. die Erhöhung der Phosphat-Ionen-Konzentration in der Bodenlösung, die P-Aufnahmerate, die P-Ausnutzung. Obwohl die Mobilisierungs-Geschwindigkeit jeweils recht unterschiedlich sein kann, ist die durchschnittliche Reaktivität der Rohphosphate ein entscheidendes Kriterium für die Brauchbarkeit als Dünger. Rohphosphat-Dünger lassen sich in eine Skala bzw. in Skalen der relativen Reaktivität einordnen.

Die Ermittlung der relativen Reaktivität erfolgt durch a) Messung der P-Aufnahme bzw. der daraus resultierenden Wachstumsverbesserung und Ertragssteigerung (Düngungsversuch im Feld oder Gefäß), b) Lösung in bestimmten Extraktionsmitteln (deren Brauchbarkeit für diesen Zweck an a) geeicht worden ist.

Für die chemische Reaktivitäts-Kennzeichnung eignen sich offenbar organische Säuren bzw. deren Salze am besten (2, 6, 9, 12, 14). Auf Grund ausführlicher Eichungs-Untersuchungen werden vor allem folgende Extraktionsmittel verwendet:

- Ameisensäure, 2 %-ig (HOFMANN und MAGER, 1951; BRD)
- neutrales Ammoncitrat (HILL, 1960; USA).

Die Resultate beider Methoden (sowie auch der Extraktion mit 2 %-iger Citronensäure) oder anderen Verfahren (8, 10) weisen gewisse Übereinstimmungen auf (2, 13), was eine internationale Vereinheitlichung zweckmäßig erscheinen läßt.

Maßgebend ist bei dieser Kennzeichnung der Löslichkeit allerdings nicht die übliche physiko-chemische Löslichkeit (z.B. Sättigungskonzentration im Gleichgewicht) oder gar die überhaupt mögliche Löslichkeit in großen Volumina und sehr langen Zeiträumen, sondern die Löslichkeit unter standardisierten Bedingungen, d.h. bei vorgegebenen Werten von Dünger/Lösungsmittelverhältnis, Zeitdauer, etc. (wobei dahingestellt sei, ob die konventionelle Standardprozedur die Reaktivität am besten widerspiegelt) (17).

Ziel der Reaktivitäts-Kennzeichnung sind

- Ausschluß ungeeigneter Dünger-Herkünfte für direkte Anwendung (Schutz des Anwenders vor unwirksamen oder wenig wirksamen Düngern)
- Einsatz als Instrument der Düngemittel-Verkehrskontrolle (einfache Nachprüfung der zugesicherten Reaktivitäts-Angaben)
- Differenzierung der Reaktivität bei den zugelassenen Düngern; dabei stellt diese Angabe kein absolut gültiges Maß dar, sondern einen Anhaltswert für 'Normalbedingungen' der Mobilisierung. Die Werte sind daher je nach den speziellen Mobilisierungsbedingungen der jeweiligen Böden vom Anwender 'interpretierbar'.

Für die Anwendung dieser Reaktivitäts-Kennzeichnung ergeben sich folgende Konsequenzen:

- für allgemeine Anwendung benutzt man zweckmäßigerweise weicherde Rohphosphate mit mindestens 55 % Ameisensäure-Löslichkeit (gesetzliche Regelung)
- Rohphosphate mit sehr hoher Reaktivität dürften solchen mit geringerer Reaktivität auf vielen Standorten in ihrer Düngerwirkung überlegen sein (was für bestimmte Ausnahme-Standorte natürlich nicht zutreffen muß).
- Für die generelle ökonomische Bewertung (ohne Berücksichtigung speziell-

ler Standorteigenschaften) folgt ferner, daß der Reaktivitätsgrad auch hinsichtlich der Preiswürdigkeit berücksichtigt werden kann sollte.
- Auf Standorten mit sehr hoher Aufschlußkraft kann der reaktive Anteil etwa mit dem Gesamtgehalt gleichgesetzt werden.

3. Vergleich der Wirksamkeit von Rohphosphaten mit chemisch aufgeschlossenen Phosphaten

Angesichts knapper werdender P-Rohstoffreserven, teurer werdender Aufschlußbedingungen, des Trends zur gezielteren P-Versorgung der Pflanzen, zum möglichst rentablen Einsatz von Düngemitteln sowie der Abnahme des Thomasphosphat-Anteils stellt sich in zunehmenden Maße die Frage nach der betriebs- und volkswirtschaftlich optimalen P-Düngung der Zukunft. Als Antwort auf die Alternative 'aufgeschlossenes bzw. wasserlösliches Phosphat vs. Rohphosphat' gibt es eine Vielzahl von Versuchen, deren Ergebnisse allerdings je nach Standortbedingungen) erheblich variieren und die daher schwer zusammenzufassen sind (1, 5, 15, 16 u.a.).

Viele dieser Ergebnisse müßten ohnehin für das relevante Problem erst kritisch interpretiert werden, da sie als P-Formen-Vergleich ausgewertet werden, obwohl sie als P-Dünger-Vergleich angelegt worden sind. Der exakte P-Formen-Vergleich (mit-optimaler Wirkungsentfaltung und unter Ausschluß der Nebenwirkungen) erfordert erheblichen experimentellen und interpretativen Aufwand, so daß sich im Grunde nur wenige Versuche hierfür als brauchbar erweisen (4).

Da aus den Feldversuchen (und noch weniger aus Gefäßversuchen) bisher keine allgemein gültige Antwort abzuleiten ist, bleibt vorläufig nur die Möglichkeit einer theoretischen Abschätzung als vorläufiger Beurteilungsbasis.

Für die Beurteilung des Ameisensäure-löslichen Anteils der Rohphosphate im Vergleich zu aufgeschlossenen Phosphaten (deren Löslichkeit in Wasser, neutralem oder alkalischem Ammoncitrat, Citronensäure angegeben wird) besteht die naheliegende Konsequenz in einer Gleichsetzung des als reaktiv gekennzeichneten Anteils des Rohphosphates mit den als wirksam betrachteten Anteilen der aufgeschlossenen Dünger (wobei diese Gruppe trotz aller Unterschiede für diesen allgemeinen Beurteilungszweck als annähernd gleichwertig angesehen werden kann). Es sei in diesem Zusammenhang daran erinnert, daß die Reaktivität der Rohphosphate z.B. in den USA ohnehin nach der (neutral) Ammoncitrat-Löslichkeit beurteilt wird. Solange man also für einen bestimmten Standort keine spezielle Information über die Rohphosphat-Wirkung besitzt, kann eine allgemein gültige Antwort praktisch nur in der Gleichstellung des (als) reaktiv gekennzeichneten Anteils des Rohphosphats mit wirksamem aufgeschlossenem Phosphat bestehen. Diese Annahme einer Wirkungs-Äquivalenz bedeutet andererseits natürlich keine völlige Gleichheit für alle Düngungs-Erfordernisse und sollte außerdem die pH-Obergrenze zweckmäßiger Rohphosphat-Anwendung (pH 6 - 6,5) berücksichtigen.

Die Frage nach der Beurteilung des 'Ameisensäure-unlöslichen' Anteils erweist sich als das Kernproblem. Diese Fraktion ist nämlich nicht einheitlich, sondern die 'Unlöslichkeit' kann in Anbetracht der konventionellen Lösungsbedingungen recht unterschiedliche Ursachen haben, z.B. bedingt sein durch mineralogische Härte oder hohe Kristallfestigkeit (was auf mögliche schlechte Düngerwirkung hinweist) bzw. ungeeignete Lösungsbedingungen (eine Differenzierung ergibt sich dann bei wiederholter Extraktion, wodurch bei einigen Produkten wenig, bei anderen nahezu alles

in Lösung geht).

Mangels klarer Beurteilungsmöglichkeit dieses 'Ameisensäure-unlöslichen' Restes bleiben dem Anwender zwei vereinfachende Konsequenzen (da der Gesamtgehalt kaum eine geeignete Basis darstellt):

- Nichtanrechnung des Restes, d.h. Einstufung als mehr oder weniger unwirksam im Anwendungsjahr oder den ersten Folgejahren
- Teilanrechnung unter Berücksichtigung etwaiger langfristiger Wirkung, wobei dann allerdings die Zeitspanne zwischen 'input' und 'return' ökonomisch berücksichtigt werden müßte.

4. Einsatz von Rohphosphaten in der Düngung

Die Beurteilung der Rohphosphat-Wirkung, insbesondere der eigentlichen P-Wirkung hängt weiter stärker als bei anderen Düngern von den Einsatzbedingungen ab, die daher entsprechend zu berücksichtigen sind (5, 12).

Bedingungen optimaler P-Wirkung feinvermahlener Rohphosphat-Dünger

1. Mäßig bis stark saure Böden: P-Wirkung darf jedoch nicht durch Minimum-Faktoren aus dem Säure-Syndrom begrenzt sein
2. Feuchte Böden: In Trockengebieten daher bessere Wirkung mit Bewässerung verglichen mit Regenfeldbau
3. Warme Böden: In tropischen Böden 3 - 6-fach höhere Mobilisierung verglichen mit Böden gemäßigten Klimas
4. Biotisch aktive Böden: Mobilisierungspotential steigt mit Aktivität der Mikroorganismen
5. P-arme Böden: a) Niedriger Gehalt an verfügbarem P (und Ca) für Mobilisierung förderlich
b) Bei P-fixierenden Böden relativer Vorteil des Rohphosphates vs. wasserlösl. Phosphat
6. Gute Verteilung im Boden: Dünger sollte in Hauptwurzelbereich eingearbeitet sein (für große Angriffsfläche)
7. Mittleres bis hohes Ertragsniveau: P-Wirkung ist bei höherem Bedarf deutlicher und leichter zu sichern.

Aus ökonomischer Sicht interessiert (wie bei andern Düngern) nicht nur, ob eine Ertragswirkung vorliegt, sondern ob die Anwendung

- rentabel ist (möglichst ein V/C-Verhältnis von 2 erreicht; d.h. der mit dem Dünger produzierte Geldwert (V) sollte mindestens doppelt so hoch wie seine Kosten (C) sein; dies gilt speziell für Entwicklungsländer
- konkurrenzfähig ist, d.h. die Rentabilität muß derjenigen von Konkurrenzprodukten entsprechen, natürlich unter Berücksichtigung sonstiger Vor- und Nachteile.

Das Ergebnis dieser Betrachtungen kann für Rohphosphate (weltweit betrachtet) durchaus unterschiedlich ausfallen, nämlich z.B.

- bei reichlichem Düngerangebot bzw. niedrigem Preis für konkurrierendes wasserlösl. Phosphat
- bei Dünger-Knappheit bzw. hohem Preis für wasserlösl. Phosphat
- bei Autarkie-Bestrebungen (Nutzung eigener Rohstoffe statt Devisenbenötigender oder in Krisenzeiten möglicherweise ausfallende Importe).

Als Beispiel für den Einsatz in einem Entwicklungsland sei der (dort erzeugte, härterdige) Dünger 'Volta-Phosphat' in Burkina Faso zitiert, dessen Ameisensäure-Löslichkeit etwa 20 % beträgt. Selbst unter teilweise suboptimalen Einsatzbedingungen (rel. trocken, niedriges Ertragsniveau der Subsistenz-Landwirtschaft) ist die ertragssteigernde Wirkung zu Hirse

und anderen Pflanzen gegeben, vor allem natürlich kombiniert mit N-Düngung.. Allerdings läßt die Rentabilität teilweise zu wünschen übrig, und die Konkurrenzfähigkeit ist unter den derzeitigen Preisbedingungen nicht gegeben (Tab. 1). Allerdings dürften mit diesem Dünger auf stärker sauren Böden bei Bewässerungskulturen deutlich bessere Ergebnisse zu erzielen sein.

Tab. 1: Sorghum-Ertrag und Rentabilität der Düngung mit Volta-Phosphat in B. Faso (auf Standort mit suboptimaler Rohphos.-Wirkung)

Dünger	Ertrag in kg/ha Sorghum pro kg P_2O_5	
	im 1. Jahr	im 1. + 2. Jahr
Volta-Phosphat	3 - 5 (V/C = 1,5-2,5)	4 - 8
Triplephosphat	20 (V/C = 5)	20 - 30

(Boden Gampela; lehmig, pH 5,5; V/C = Value/Cost-Ratio)
(FINCK, 1985; nach KANTOR bzw. METZGER, 1984)

Auch im europäischen Intensiv-Ackerbau mit hohem Ertragsniveau, wo vor allem aufgeschlossene Phosphate angewendet werden, sind weicherdeige Rohphosphat-Dünger unter bestimmten Bedingungen durchaus rentabel einsetzbar. Bei guter P-Versorgung mäßig und z.T. auch schwach saurer Böden dient die Düngung der Erhaltung dieses Zustandes, und die Wahl der P-Düngerform ist dafür ziemlich belanglos. Zwar dürfte die Mobilisierungsrate auf solchen Böden geringer als auf schlecht versorgten Böden sein, aber dennoch derjenigen anderer P-Dünger zur Ergänzung der Reserven nicht nachstehen. Wenn in solchen Fällen der billigste P-Dünger gewählt werden kann, so sollte dies im wesentlichen auf der Basis des wirksamen (reaktiven) Anteils geschehen.

Zusammenfassung

1. Eine allgemeine Aussage über die Bewertung der Rohphosphate für den Einsatz auf landwirtschaftlichen Böden ist schwierig, weil ihre Wirkung stark standortsabhängig und weil die Fülle der Feldversuche bisher nicht zusammenfassend kritisch ausgewertet ist.
2. Für die relative Bewertung der Rohphosphat-Dünger untereinander erscheint vorläufig die Orientierung an ihrer Reaktivität (gemessen z.B. an der konventionellen Ameisensäure-Löslichkeit) zweckmäßig.
3. Für den allgemeinen Vergleich von Rohphosphaten mit chemisch aufgeschlossenen Phosphaten wird vorgeschlagen, den durch Extraktionsmittel als 'reaktiv' ermittelten Anteil der Rohphosphate voll anzusetzen, dagegen den restlichen Anteil nicht oder nur teilweise (je nach Einschätzung der jeweiligen Mobilisierungsbedingungen).
4. Rohphosphate wirken am besten auf sauren, feuchten, P-armen Böden im warmen Klima bei hoher biotischer Aktivität (wobei dann sogar der Gesamt-P-Gehalt als Bewertungsmaß zugrunde gelegt werden kann). Jedoch unter suboptimalen Einsatzbedingungen erreichen manche Rohphosphate nicht immer die Grenze der Rentabilität oder gar Konkurrenzfähigkeit.

5. Auf Hochleistungsböden der Intensiv-Landwirtschaft sind weicherdige Rohphosphat-Dünger unter bestimmten Bedingungen rentabel einsetzbar, vor allem auf mäßig sauren Böden und wenn bei guter P-Versorgung die Wahl des P-Düngers belanglos wird, so daß der billigste (unter Berücksichtigung des Reaktivitätsgrades) gewählt werden kann.

Literatur

1. Amberger, A., Sommer, G., u. Gutser, R.: Zur P-Dynamik weicherdiger Rohphosphate. Landw. Forschung 24, 260-271, 1971.
2. Armiger, W.H., and Fried, M.: The plant availability of various sources of phosphate rock. Soil Sci. Soc. America Proc. 21, 183-188, 1957.
3. Bundesanstalt f. Geowiss. u. Rohstoffe: Untersuchungen über Angebot und Nachfrage mineralischer Rohstoffe. 18. Phosphat. Hannover 1983.
4. Finck, A.: Dünger und Düngung. Verlag Chemie, Weinheim 1979.
5. Gessel, v., T.B., u. Käetzke, J.L.: Ansichten, Forschung und Möglichkeiten von weicherdigen Rohphosphaten in der heutigen Düngungsempfehlung. Manuskript, Maastricht 1984.
6. Hill, W.L.: Phosphate rock: Reactivity scales for ground rock phosphate. In: Sauchelli, V.: Chemistry and Technology of Fertilizers. Reinhold Publ. Corp. New York, 116-128, 1960.
7. Hofmann, E., u. Mager, D.: Über Löslichkeit und Bewertung der Rohphosphate. Zeitschr. Pflanzenernähr., Düng., Bodenk. 52, 116-120, 1951.
8. Hugenroth, P., u. Meyer, B.: Zur Reaktivität von Rohphosphaten verschiedener Herkunft. Landw. Forschung 32, 224-231, 1979.
9. Jacob, K.D., and Hill, W.L.: Laboratory evaluation of phosphate fertilizers. In: Pierre, W.H., and Norman, A.G.: Soil and fertilizer phosphorus in crop nutrition. 299-345, 1953.
10. Judel, G.K., Gebauer, W.G., Mengel, K.: Einfluß der Löslichkeit verschiedener Phosphatdüngemittel auf die Phosphataufnahme und den Ertrag von Sommerweizen. Zeitschr. Pflanzenernähr. u. Bodenk. 145, 296-303, 1982.
11. Kantor, E., u. Müller, H.W.: Eignung von Rohphosphaten für Düngungszwecke in den Tropen und Subtropen. Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe. S. 94 f, Hannover 1984.
12. Khasawneh, F.E., and Doll, E.C.: The use of phosphate rock for direct application to soils. Advances in Agronomy 30, 159-206, 1978.
13. Lehr, J.R.: Phosphate raw materials and fertilizers. In: The role of phosphorus in agriculture. Proc. Symp. TVA, 1980.
14. Müller, H.: Feinvermahlener Rohphosphat. In: Handbuch der Pflanzenernähr. u. Düngg. III/2, 1129-1139, 1968.
15. Munk, H., u. Bärman, C.: Zur Nährstoffwirkung weicherdiger Rohphosphate auf Mineralböden unter dem Einfluß verschiedener Standortfaktoren. Phosphorsäure 28, 103-143, 1970.
16. Vetter, H., u. Früchtenicht, K.: Wirkung verschiedener Phosphatformen auf Acker und Grünland. In: Vetter, H., u.ä.: Wieviel düngen? S. 70 f, DLG-Verlag, Frankfurt 1977.
17. Wachtel, H.: Zur Frage der Bewertung der Düngewirkung weicherdiger Rohphosphate nach ihrer Löslichkeit in Ameisen- und Zitronensäure. Teil II. Landw. Forschung 27/II. Sonderh. 219-237, 1972.

Enzymtätigkeiten, mikrobielle Biomasse und Regenwurm��atz in "biologisch" und "konventionell" bewirtschafteter Böden unterschiedlicher Nutzung

von

Gehlen, P. u. D. Schröder*

1. Einleitung

Seitdem der biologische Landbau in der Forschung Beachtung findet, sind zum Vergleich von Bodeneigenschaften biologisch und konventionell bewirtschafteter Böden mehrere Arbeiten erschienen (ABELE 1973, SCHLICHTING 1975, SCHRÖDER 1980, DIEZ u. BECK 1985). Untersuchungen dieser Art stellen eine gute Möglichkeit dar, die Auswirkungen intensiver Nutzung auf Merkmale der Bodenfruchtbarkeit darzustellen. Unter intensiver Nutzung sind enge Fruchtfolgen, Verzicht auf Futterpflanzen, insbesondere der Leguminosen, teilweiser oder gänzlicher Ersatz des Stallmistes durch Stroh, Gründüngung und Rübenblatt, hoher Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Mineraldüngern zu verstehen.

In der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene bodenbiologische Eigenschaften (Dehydrogenase, Katalase), mikrobielle Biomasse und Regenwurm��atz bei 16 Vergleichspaaren im Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbau untersucht. Die nachfolgend aufgeführten Ergebnisse zeigen die Einflüsse der jeweiligen Nutzungsform deutlich an.

2. Standorte und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbau durchgeführt. Über Lage und Bodenverhältnisse gibt der Versuchsplan Aufschluß (Tab. 1). Je Kulturart wurden 4 benachbart gelegene Vergleichspaare mit jeweils gleichem Profilaufbau ausgewählt. Die Probenahme erfolgte im April und Oktober. 100 Einstiche pro Parzelle wurden zu einer Mischprobe zusammengefaßt. An diesem, auf 2 mm gesiebten, bodenfeuchten, im Kühlschrank gelagerten Material wurden die Enzymtests (DHG n. THALMANN 1967, Katalase n. BECK 1971) vorgenommen. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach der Methode Anderson u. Domsch (1978), abgewandelt n. BECK an bis zur Untersuchung tiefgefrorenen Pro-

* Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

benmaterial. Die Anzahl der Regenwürmer wurde nach einer von BAUCH-HENSS (1982) beschriebenen Methode (Formalin) bestimmt. Zusätzlich wurden einige für die mikrobielle Aktivität bedeutende chemische Parameter wie: pH in 0,01 m CaCl_2 , Gesamt N n. KJELDAHL, Gesamt C n. LICHTERFELDE, P_2O_5 und K_2O n. CAL Methode n. SCHÜLLER; MgO n. SCHACHTSCHABEL erhoben.

3. Ergebnisse

3.1 Bodenchemische Eigenschaften

Der C-Gehalt liegt in den meisten biologisch bewirtschafteten Parzellen zu beiden Terminen über dem der konventionell bewirtschafteten Parzellen (Tab. 2). Die Gehalte fallen vom Obstbau über den Weinbau zum Gemüsebau und Ackerbau ab. Ähnlich verhalten sich die N-Gehalte. pH-Werte und Nährstoffgehalte weisen dagegen keine tendenziellen Unterschiede zwischen den Nutzungssystemen auf. Hohe wie niedrige Werte kommen in biologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen vor.

3.2 Mikrobielle Biomasse

Abgesehen von einer Ausnahme im Weinbau ist die mikrobielle Biomasse in den biologisch bewirtschafteten Varianten größer als in den konventionell bewirtschafteten (Abb. 1).

In den Obst- und Weinbauparzellen ist sie i.d.R. größer als in den Gemüse- und Ackerparzellen.

3.3 Dehydrogenaseaktivität

Auch die Dehydrogenaseaktivität ist mit wenigen Ausnahmen in den biologisch bewirtschafteten Böden höher (Abb. 2).

Unter Obst und Wein sind die Aktivitäten höher als unter Gemüse und Getreide.

3.4 Katalase

Im Trend entsprechen die Ergebnisse denen der Dehydrogenaseaktivität (Abb. 3).

3.5 Regenwürmer

Die Zahl der Regenwürmer ist in Obst- und Weinbauflächen größer als in Gemüse- und Ackerbauflächen. Im Obst- und Weinbau haben die biologisch bewirtschafteten Varianten meistens, im Gemüse- und Ackerbau generell die höheren Wurmzahlen (Abb. 4).

4. Diskussion und Zusammenfassung

Die höhere mikrobielle Aktivität auf "biologisch" genutzten Böden ist zu einem guten Teil auf höhere Humusgehalte zurückzuführen.

Die höheren Aktivitäten der Obst- und Weinbauflächen gegenüber den Gemüsebau- und Ackerbauflächen sind ebenfalls mit höheren Humusgehalten zu erklären. Korrelationen haben diesen Zusammenhang bestätigt. Bei Korrektur auf 1% Humus nehmen die Differenzen deutlich ab.

Gründe für die höheren Humusgehalte und die höhere bodenbiologische Aktivität in biologisch bewirtschafteten Flächen sind vor allem die bessere Fruchtfolge und Humusversorgung (in Dauerkulturen).

Einen günstigen Effekt hat die Begrünung in Dauerkulturen. Mineraldüngung, Pflanzenschutz und Bodenbearbeitung haben beim vorliegenden Untersuchungsmaterial nur geringe Auswirkungen auf das Resultat gehabt. Die Untersuchungen werden für ein zweites Jahr fortgesetzt und danach statistisch ausgewertet und eingehender interpretiert. Der bisher zu erkennende Trend höherer bodenbiologischer Aktivität auf biologisch bewirtschafteten Varianten zeigte sich auch in Untersuchungen von ABELE (1973), SCHRÖDER (1980), RICHTER u. v. WISTINGHAUSEN (1981), DIEZ u. BECK (1985).

5. Literatur

- ABELE, K. (1973): Vergleichende Untersuchungen zum konventionellen u. biologisch-dyn. Pflanzenbau unter bes. Berücksichtigung v. Saatzeit u. Entitäten. - Diss. Gießen.
- ANDERSON, J.P.E. u. DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils - Soil Biol. Biochem. 10, 215-221.
- BAUCHHENB, J. (1982): Artenspektrum, Biomasse, Diversität u. Umsatzleistung v. Lumbriciden auf unterschiedl. bewirtsch. Grünlandflächen versch. Standorte Bayerns. - Bayer.Landwirschbl. Jb. 59.Jg., H. 1.
- BECK, Th. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. - Z. Pflanzenernähr., Düng. u. Boden, 130, 68-81.
- DIEZ, Th., BORCHERT, H. u. Th. BECK (1985): Bodenphys. -chem. und -biol. Vergl.untersuchungen auf konventionell und alternativ bewirtsch. Betriebsschlägen. - VDLUFA Schriftenreihe, Heft 14.
- RICHTER, M. u. v. WISTINGHAUSEN, E. (1981): Unterscheidbarkeit von Humusfraktion in Böden bei unterschiedlicher Bewirtschaftung. - Z. Pflanzenern. Bodenkd. 144, 395-406.
- SCHLICHTING, E. (1975): Standortskundl. Unters. an biol. u. konvent. genutzten Böden. - Landw. Forschung 32/I, 82-90.
- SCHRÖDER, D. (1980): Stroh u. Zelluloseabbau sowie Dehydrogenaseakt. in biol. und konv. bewirtsch. Böden. - Landw. Forsch., H 37, 169-175.
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität. Diss. Gießen

Tab. 1

Versuchsplan				
Kulturart	Probe- nummer	Bewirtschaftung	Bodentyp/ Ausgangsmaterial	Lokalität
Ackerbau	1	kon	Parabraunerde aus LÖB	Düren
	2	bio		
	3	kon	Parabraunerde aus LÖB	
	4	bio		
	5	kon	Pseudovergleyte Parabraunerde	Etzweiler bei Düren
	6	bio		
	7	kon	Pseudovergleyte Parabraunerde	
	8	bio		
Gemüsebau	9	kon	Pararendzina	Bornheim bei Bonn
	10	bio		
	11	kon	Pseudovergleyte Pararendzina	
	12	bio		
	13	kon	Parabraunerde aus Hochflutlehm	Auweiler bei Köln
	14	bio		
	15	kon	Parabraunerde aus Hochflutlehm	
	16	bio		
Obstbau	17	kon	Braunerde -Pseudogley	Remagen
	18	bio		
	19	kon	Braunerde -Pseudogley	
	20	bio		
	21	kon	Parabraunerde aus Hochflutlehm	Auweiler bei Köln
	22	bio		
	23	kon	Parabraunerde aus Hochflutlehm	
	24	bio		
Weinbau	25	kon	Pararendzina	Mettenheim bei Alzey
	26	bio	-Rigosol	
	27	kon	Alloctoner Auenboden	
	28	bio		
	29	kon	Ranker -Rigosol	Kinheim/Mosel
	30	bio		
	31	kon	Pseudogley aus Hochflutlehm	Minheim/Mosel
	32	bio		

Tab. 2

		Bodenchemische Eigenschaften							
Probe- nummer	Bewirt- schaftung	Frühj. 84	Frühj. 84	Herbst 84	Frühjahr 84				
		pH (CaCl ₂)	C %	C %	P ₂ O ₅ mg/100g	K ₂ O 100g	MgO Boden	N %	
Ackerbau	1	kon	5,8	0,73	0,87	7	16	6,8	0,10
	2	bio	5,8	0,81	0,86	4	7	6,8	0,11
	3	kon	5,7	0,73	0,81	7	18	5,0	0,07
	4	bio	5,9	0,94	0,91	4	7	7,0	0,11
	5	kon	6,2	0,99	0,93	20	31	6,0	0,14
	6	bio	7,7	1,06	1,02	37	15	2,6	0,11
	7	kon	5,7	0,90	0,87	15	16	5,4	0,11
	8	bio	7,2	1,11	1,09	30	12	2,6	0,11
Gemüsebau	9	kon	7,4	0,88	0,85	50	48	14,2	0,12
	10	bio	6,8	1,12	0,95	39	44	16,2	0,14
	11	kon	6,1	0,83	0,75	26	16	12,0	0,08
	12	bio	6,2	1,06	1,03	28	34	12,4	0,11
	13	kon	6,4	1,10	1,40	39	30	8,6	0,16
	14	bio	6,8	1,38	1,66	35	37	8,4	0,10
	15	kon	6,5	1,04	1,34	36	48	12,2	0,13
	16	bio	7,1	1,45	1,87	49	32	9,2	0,09
Obstbau	17	kon	5,7	2,28	2,95	14	39	14,4	0,18
	18	bio	6,7	2,45	2,80	100	50	20,6	0,28
	19	kon	7,1	2,22	2,37	34	45	14,0	0,20
	20	bio	6,6	2,75	2,99	45	44	32,4	0,26
	21	kon	6,9	1,08	1,27	33	37	24,0	0,07
	22	bio	6,9	1,55	1,63	38	36	12,8	0,10
	23	kon	6,6	1,17	1,16	29	33	22,4	0,11
	24	bio	6,6	1,29	1,26	35	37	20,4	0,08
Weinbau	25	kon	7,7	0,80	0,75	19	32	12,4	0,05
	26	bio	7,8	1,08	1,09	29	40	13,0	0,09
	27	kon	7,5	1,65	1,62	16	38	20,4	0,15
	28	bio	7,5	1,48	1,55	8	36	19,6	0,14
	29	kon	6,0	1,68	1,88	65	54	39,0	0,15
	30	bio	5,8	3,47	3,72	51	48	14,0	0,24
	31	kon	4,7	0,91	1,49	48	27	7,0	0,09
	32	bio	6,8	1,48	1,60	49	45	13,6	0,11

Abb. 1

Mikrobielle Biomasse

mg C / 100g / 4 h

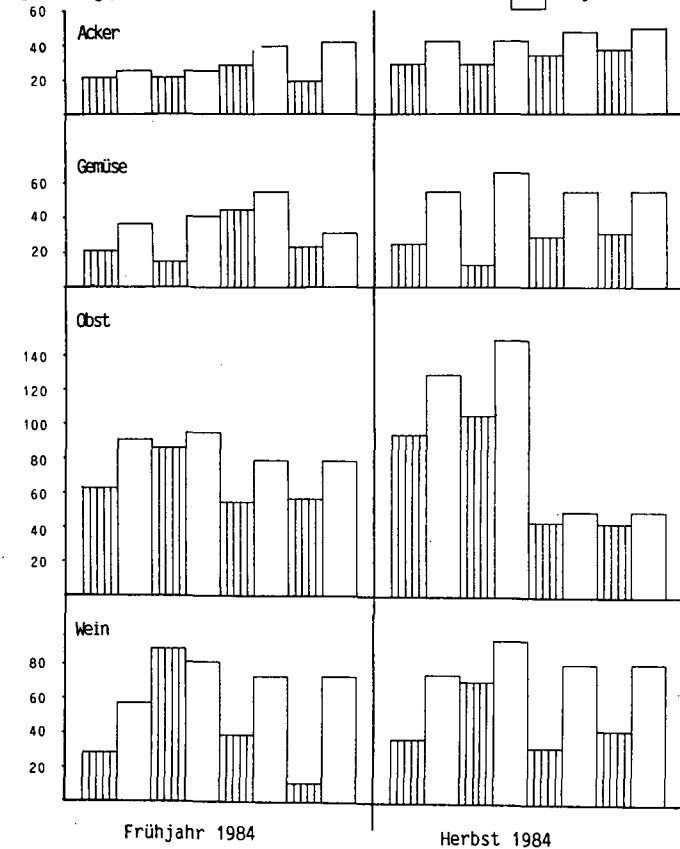


Abb. 2

Dehydrogenase

TPF / 5g

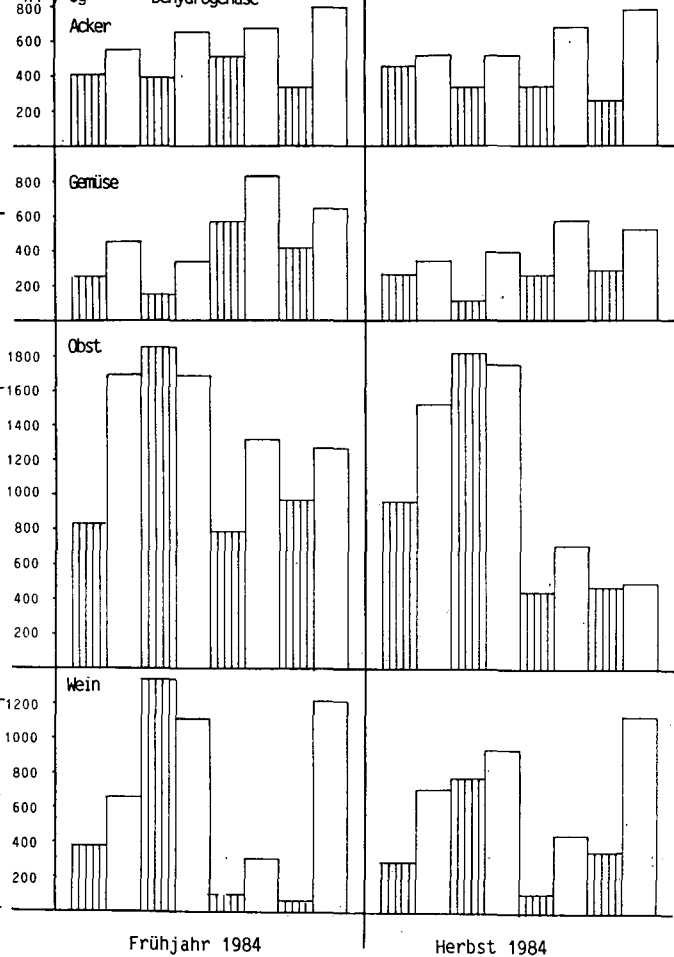


Abb. 3

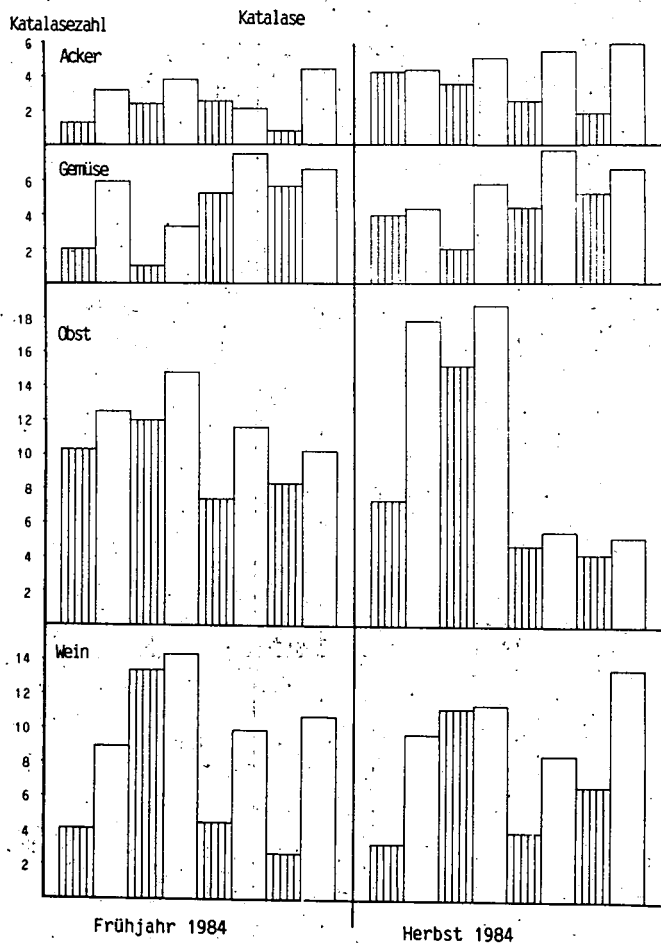
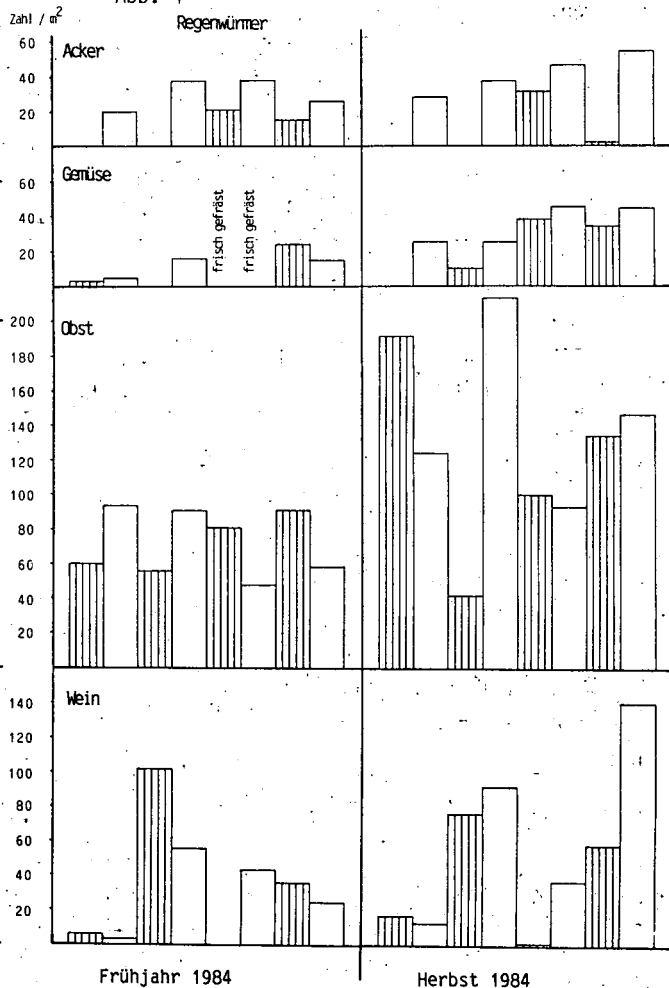


Abb. 4



**Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerstandorten
unterschiedlicher Bodenart und Bewirtschaftung**

von

Kersebaum, K. C. und J. Richter^{*)}

Einleitung

Bereits seit einigen Jahren wird ein einfaches Simulationsmodell zur Beschreibung der Stickstoffdynamik im Winterhalbjahr mit Erfolg getestet (RICHTER et al., 1985). War das Modell bislang in seiner Anwendbarkeit auf ackerbaulich genutzte Lößböden mit einfachen Getreide - Rüben -Rotationen beschränkt, so wird nun versucht das Simulationsverfahren auch auf andere Standorte (Bodenart, Bewirtschaftung) zu übertragen. Zunächst erfolgt die Erweiterung für die leichteren Böden, wobei die erheblich größere Variabilität in der Bewirtschaftung zu berücksichtigen ist. Insbesondere die Anwendung organischer Düngemittel in Form von Gülle, sowie der Zwischenfruchtanbau ist auf den leichteren Böden stärker vertreten als auf den meist viehlos wirtschaftenden Lößbetrieben.

Modellbeschreibung

Das vorliegende Rechenmodell berücksichtigt die Prozesse der N - Mineralisation, der N - Verlagerung sowie ggf. den Stickstoffentzug bis zum Frühjahr durch Zwischenfrüchte oder überwinternde Früchte.

^{*)} Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Der Transport des Nitrats mit dem Sickerwasser wird unter Annahme eines sich im Winter von oben her auf Feldkapazität auffüllenden Bodenprofils (quasistationäre Fließbedingung) mithilfe der Konvektions - Dispersions - Gleichung simuliert. Als Eingabedaten genügen die im Simulationszeitraum fallenden Niederschläge sowie das Profilmittel des Wassergehalts bei Feldkapazität.

Der Stickstoffentzug der Pflanzen wird in Abhängigkeit von der Temperatur und vom N - Angebot unter Berücksichtigung kulturspezifischer Besonderheiten kalkuliert.

Die Nettomineralisation im Modell basiert auf Reaktionen 1. Ordnung. Der mineralisierbare Stickstoff wird in 2 unterschiedlich schnell abbaubare Fraktionen unterteilt. Eine schwer abbaubare Fraktion aus bodeneigener organischer Substanz und eine leicht abbaubare Fraktion aus schnell mineralisierbaren Anteilen frischer Pflanzenresiduen (z. B. Rübenblatt, Gründüngung usw.).

Die Reaktionskoeffizienten werden als im wesentlichen temperaturabhängig angesehen. Sie werden auf der Basis einer von **NORDMEYER et al., 1985** ermittelten Temperaturfunktion aus den Temperaturdaten der Berechnungsperiode berechnet.

Bei Gründüngung wird die berechnete Aufnahmemenge nach Einarbeitung den Mineralisationspools in der Krume zugeschlagen.

Für Rinder- und Schweinegülle wird eine Nachlieferung aus organischer Substanz als vernachlässigbar klein angesehen. Eigene Untersuchungen anhand von Brutversuchen, sowie Ergebnisse von **AMBERGER et al., 1982**, zeigen, daß die organischen Bestandteile der Gülle nur in sehr geringem Maße mineralisieren. Eine Berücksichtigung der Gülle erfolgt im Modell über den Ammoniumgehalt der Gülle. Bei der Berechnung aufgrund von Erhebungsbögen ist eine vom Landwirt veranlasste Gülleuntersuchung Voraussetzung für eine erfolgversprechende Simulation. Eine Berechnung basierend auf mittleren Nährstoffgehalten erscheint

aufgrund der großen Schwankungen als zu unsicher.

Vergleichsmessungen

Folgende in den Abbildungen 2 - 4 dargestellten Fallbeispiele sollen die grundsätzliche Eignung des Modells auch für leichtere Böden veranschaulichen.

Alle hier gezeigten Beispiele stammen aus dem Winterhalbjahr 1984/85.

In Abb. 1 ist die Zeitsequenz der N_{\min} - Profile für eine Schwarzerde aus Löß dargestellt. Aufgrund des hochanstehenden Stauwasserkörpers ist das Profil bereits zum Zeitpunkt der Ernte bis annähernd Feldkapazität aufgesättigt, so daß die im September folgenden starken Niederschläge bereits zu einer Verlagerung des Nitrats bis in etwa 30 cm Tiefe (2. Termin) bewirken.

Obwohl die Verlagerung bei dem in Abb. 2 dargestellten Sandboden erst Anfang Oktober einsetzt, wird aufgrund der erheblich geringeren Speicherfähigkeit des Sandes (ca. 17 Vol% bei FK) das Nitrat bis zum 2. Meßtermin am 7.11. bereits genauso tief verlagert wie beim Löss. Durch die geringere Mineralisation aus dem humusärmeren Sandboden einerseits, aber auch durch den höheren Entzug der W. - Gerste gegenüber dem W. - Weizen liegt das Niveau des N_{\min} - Gehaltes beim Sandboden deutlich niedriger als bei der Schwarzerde.

Die in Abb. 3 dargestellte Zeitsequenz der N_{\min} - Profile für einen humosen Sandboden zeigt während des gesamten Winterhalbjahrs einen aufgrund der höheren N - Nachlieferung , einer Rindergüllegabe im Herbst und fehlenden Pflanzenentzugs deutlich höheren N_{\min} - Gehalt. Das zu Ende Januar berechnete Profil zeigt gegenüber dem gemessenen eine zu tiefreichende Verlagerung. Dies liegt daran, daß im Modell Niederschläge während Frostperioden aufsummiert und nur bei positiven Temperaturen für die Verlagerung berücksichtigt wurden. Da

zum Zeitpunkt der Messung zwar die Lufttemperaturen einige Tage bereits knapp über dem Gefrierpunkt lagen, der Boden aber noch gefroren war, wurde so eine Verlagerung simuliert, die jedoch im Freiland erst kurze Zeit später realisiert wurde.

In Abb. 4 nun ist ein Beispiel mit Gülleanwendung und Zwischenfruchtanbau dargestellt. Das sowohl durch die Ausbringung von Schweinegülle, sowie durch eine zusätzliche Mineraldüngergabe stark angehobene N - Angebot Anfang September wird vom angebauten Ölrettich zu einem großen Teil genutzt. Nach der Einarbeitung als Gründüngung wird der aufgenommene Stickstoff wieder mineralisiert. 6 Wochen nach der Einarbeitung ist der gemessene Anstieg des Mineralstickstoffgehalts im Boden etwas größer als berechnet. Die Verlagerung setzt bedingt durch den Wasserentzug des Ölrettichs leicht verzögert ein. Die Einberechnung einer zweiten Güllegabe mit bekannten Analysendaten führt auch hier zu einer guten Übereinstimmung der berechneten mit den gemessenen Werten für den Termin Anfang März.

Literatur

AMBERGER, A., K. VILSMEIER und R. GUTSER (1982): Stickstofffraktionen verschiedener Güllen und deren Wirkung im Pflanzenversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. **145**, 325 - 336

NORDMEYER, H. und J. RICHTER (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess and sandy soils.

Plant and soil **83**, 433 - 445

RICHTER, J., H. NORDMEYER and K. C. KERSEBAUM (1985): Simulation of nitrogen regime in loess soils in the winter half-year: comparison between field measurements and simulations.

Plant and soil **83**, 419 - 431

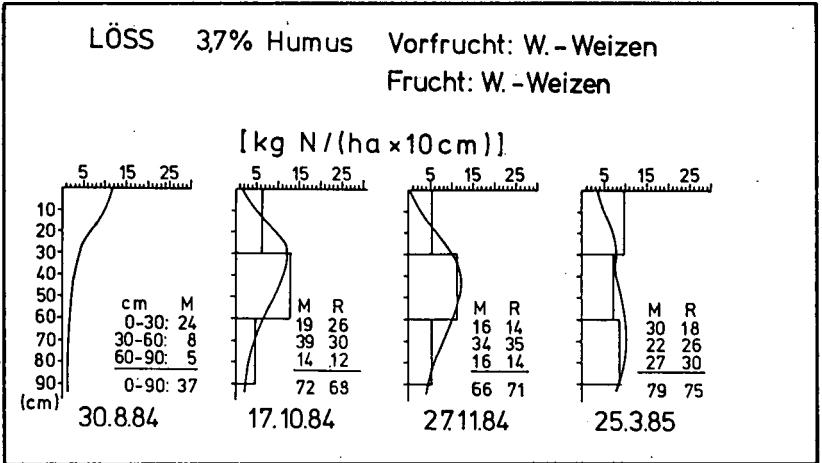


Abb. 1: Gemessene (Balken, M) und berechnete (Kurven, R) Mineralstickstoff-Verteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Winterhalbjahr 1984/85 in einem Lößboden.

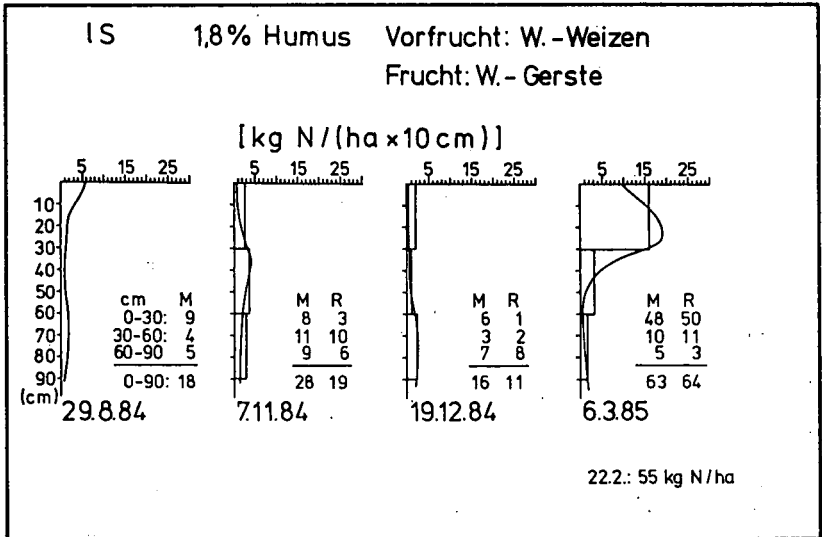


Abb. 2: Gemessene (Balken, M) und berechnete (Kurven, R) Mineralstickstoff-Verteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Winterhalbjahr 1984/85 in einem lehmigen Sand.

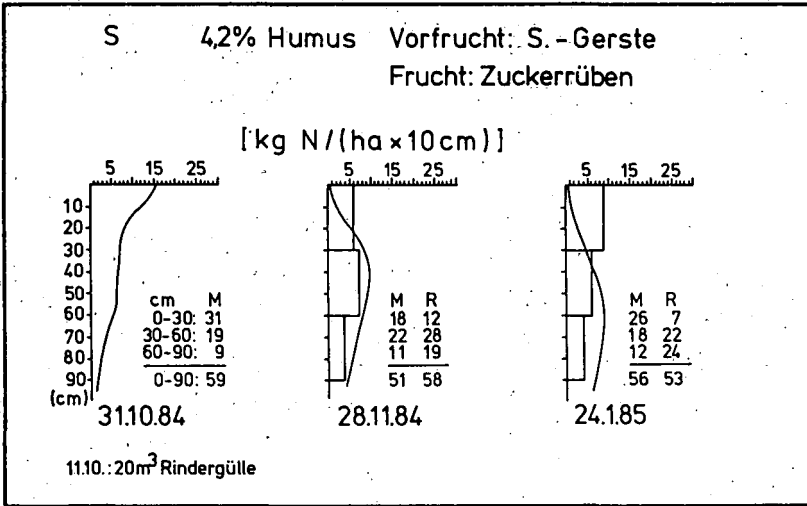


Abb. 3: Gemessene (Balken, M) und berechnete (Kurven, R) Mineralstickstoff-Verteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Winterhalbjahr 1984/85 in einem humosen Sand nach Gülleausbringung.

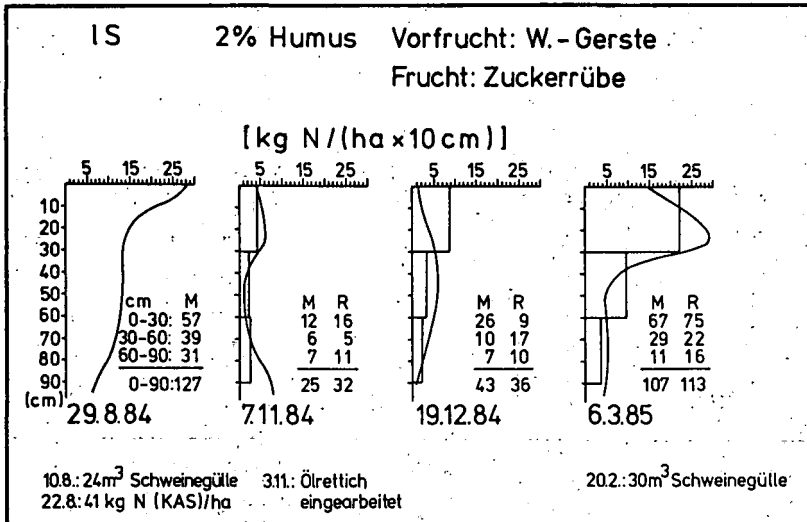


Abb. 4: Gemessene (Balken, M) und berechnete (Kurven, R) Mineralstickstoff-Verteilungen zu verschiedenen Zeitpunkten im Winterhalbjahr 1984/85 in einem lehmigen Sand mit Gülleausbringung und Zwischenfruchtanbau.

Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit
I. Modelle zur Erfassung und Darstellung

von

Knoop, F., J. Lamp u. E. Schnug^{†)}

Einleitung

Die Hauptfunktion des Bodens für die Land- und Forstwirtschaft ist es, Kulturpflanzen als Standort zu dienen und Pflanzenerträge zu produzieren. Die Menge, Beschaffenheit und Sicherheit der Erträge hängt in Wechselwirkung mit den anderen Standortfaktoren, wie z.B. Klima oder Bewirtschaftung, von der **Bodenfruchtbarkeit** ab. Diese ist nach FINCK (1979) definiert als Fähigkeit des Bodens Frucht zu tragen und basiert auf verschiedenen Bodeneigenschaften wie z.B. Körnung, Gefüge, Bodenreaktion und Humus sowie dem Gehalt und der Nachlieferung der Nährstoffe.

Aufgrund geo- und pedogenetisch bedingter Inhomogenitäten sowie menschlicher Einflüsse variiert der Boden und damit auch dessen Fruchtbarkeit beträchtlich im Raum, in Abhängigkeit von der Dimension der Betrachtung und den jeweiligen Bodenmerkmalen allerdings sehr unterschiedlich. Das Ausmaß der maßstabsabhängigen Variabilität soll im Folgenden mit Methoden der Geostatistik, die in der Bundesrepublik für die Bodenkunde erstmals von LAMP und KNOOP (1984) und DAHIYA et al. (1985) vorgestellt wurden, quantitativ erfaßt und graphisch dargestellt werden.

Verfahren zur Erfassung von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit

Der Boden ist ein Kontinuum in Zeit und Raum, dessen Merkmale nur stichprobenartig erfaßt werden können. Die zeitliche Dimension wird hier ausgeklammert; es geht nur um regionale Variabilität.

[†]Inst. f. Pflanzenern. u. Bodenkunde, Olshausenstr.40, 23 Kiel

Die Genauigkeit der Erhebung hängt erheblich von deren Intensität ab, d.h. vom Umfang der Stichprobe. Doch die Intensität ist aus Zeit- und Kostengründen im allgemeinen sehr beschränkt, und so gilt es, Art und Umfang der Erfassung bei gegebenem Aufwand, vorhandener Variabilität und gesetztem Fehler zu optimieren. Dies geschieht in erster Linie durch die Wahl eines effizienten Stichprobenverfahrens und der geeigneten Auswertung der Daten (SCHROEDER und LAMP, 1976).

Vor- und Nachteile der für die Bodenkunde relevanten Stichprobenverfahren, wie **reine Zufallsstichprobe**, **systematische Stichprobe**, **geschichtete Zufallsstichprobe** und **gezielte Stichprobe**, werden bei COCHRAN (1972) und WEBSTER (1977) beschrieben.

Andere Stichprobenverfahren wie **Diagonal-Transekte** oder die Auswahl einer **typischen Fläche** sind wegen ihrer sehr ungleichmäßigen Abdeckung für die Erfassung der räumlichen Variabilität von Bodenarealen ungeeignet.

Maße für die Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit

Wichtige Grundlage für die Erfassung der Variabilität der Bodenmerkmale im Raum ist einerseits die Erfassung der punktuellen Merkmalswerte, andererseits die Quantifizierung der flächenhaften Variabilität durch brauchbare Maße und Verfahren.

Traditionell wurden als Maße für die Variabilität die **Varianz**, die **Standardabweichung** und der **Variationskoeffizient** eines Merkmals innerhalb bestimmter Flächen verwendet. Diese Maße beschreiben nur die Streuung der Daten bezogen auf den Mittelwert. Die Tatsache, daß zwischen den Merkmalswerten eines Gebietes neben einer lokalen und zufälligen Komponente auch raumstrukturelle, also **ortsabhängige Beziehungen** bestehen, wird bei den Standardmethoden der Statistik nicht berücksichtigt. Dieses ist aber mit Hilfe der von MATHERON und KRIGE entwickelten Methoden der **Geostatistik** möglich (JOURNEL and HUIJBREGTS, 1978).

Ausgangspunkt ist die Beschreibung der regionalen Varianz zwischen zwei Merkmalswerten $z(x)$ und $z(x+h)$, wobei x die Lage im Raum und h ein Vektor bestimmter Richtung und Länge, also die gerichtete Entfernung des Punktepaares angibt. Sie wird durch die

Formel (1) beschrieben und als **Semivarianz** bezeichnet.

$$(1) s^2 = 1/2(z(x)-z(x+h))^2 \quad (2) \hat{\gamma}(h) = \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i) - z(x_i+h)]^2$$

Betrachtet man alle Beobachtungspaare gleichen Abstands h , so ist die Semivarianz nach Formel (2) eine Funktion von h (h = Abstands/Richtungsintervall, $n(h)$ = darin enthaltene Punktzahl).

Wird die Semivarianz gegen h aufgetragen, so bezeichnet man dies als experimentelles **Semivariogramm**. Die Semivarianz steigt im Normalfall von einem gewissen Anfangswert, dem sog. **Nugget-Effekt**, mit zunehmender Entfernung an, bis sie sich bei einer bestimmten Entfernung, der sog. **Reichweite**, der Gesamtvarianz aller Merkmalswerte annähert. Eine räumliche Beziehung zwischen Merkmalswerten von Punktepaaren besteht nur innerhalb der Reichweite (WEBSTER, 1985).

Die experimentellen Semivariogramme können nach ihrem Verhalten nahe dem Ursprung verschiedenen Modellen zugeordnet werden (z.B. sphärisch, linear, exponentiell oder gaussisch, s. LAMP und KNOOP, 1984). Mit ihrer Hilfe kann die Struktur bestimmter Bodenmerkmale erfaßt werden, z.B. die der Rubidium-Gehalte in Oberböden auf der Insel Nordstrand (Abb.1). Die Tatsache, daß die Semivarianz mit zunehmender Entfernung zunächst ansteigt und dann wieder abfällt, spiegelt die spezielle räumliche Struktur der Rubidium-Gehalte wider, die als Indikator der Tongehalte sedimentationsbedingt in der Mitte der Insel am höchsten sind (s. auch Abb.2 bis 4).

Darstellungsformen der Variabilität in der Fläche

Ziel fast aller Bodenuntersuchungen ist es, die Variation bestimmter Merkmale in der Fläche darzustellen. Die einfachste Methode ist, die Beobachtungspunkte mit den entsprechenden Merkmalswerten als Karte zu zeichnen, wie aus Abbildung 2 am Beispiel der Rubidium-Gehalte in Oberböden Nordstrands zu sehen ist.

Für eine flächenhafte Darstellung der Merkmalswerte müssen die Punktinformationen mit Hilfe eines geeigneten Verfahrens interpoliert werden (s. LAMP, 1983). Dazu wird ein ausreichend feines Raster auf die Fläche gelegt und für jeden Gitterpunkt aus den "nächsten" Punkten ein Wert geschätzt. Die Beobachtungspunkte

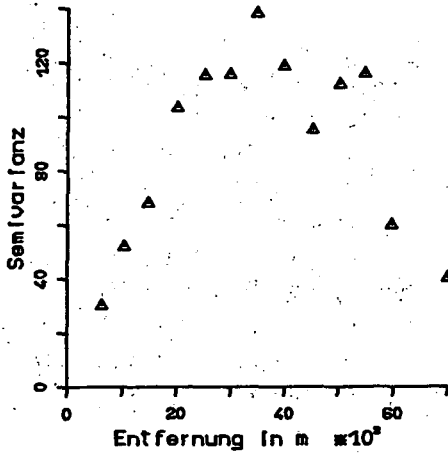


Abb. 1: Variogramm der Rubidium-Gehalte in landwirtschaftlich genutzten Oberböden der Insel Nordstrand

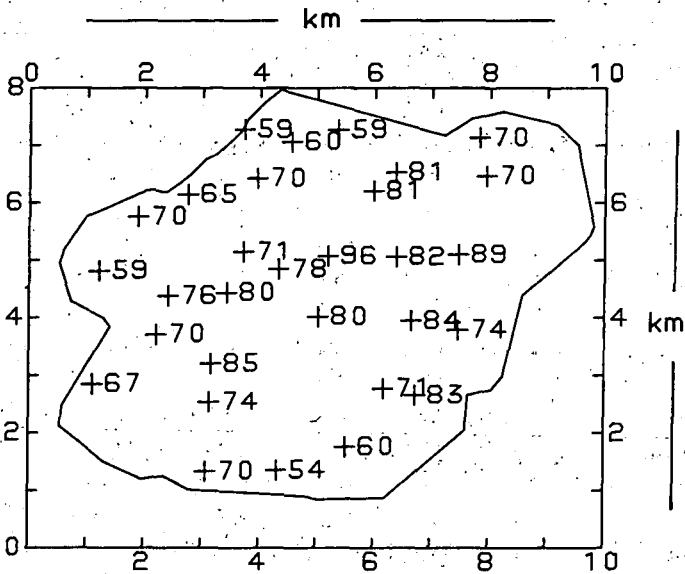


Abb. 2: Rb-Gehalte (ppm) in Oberböden Nordstrands (Merkmalswerte der Beobachtungspunkte)

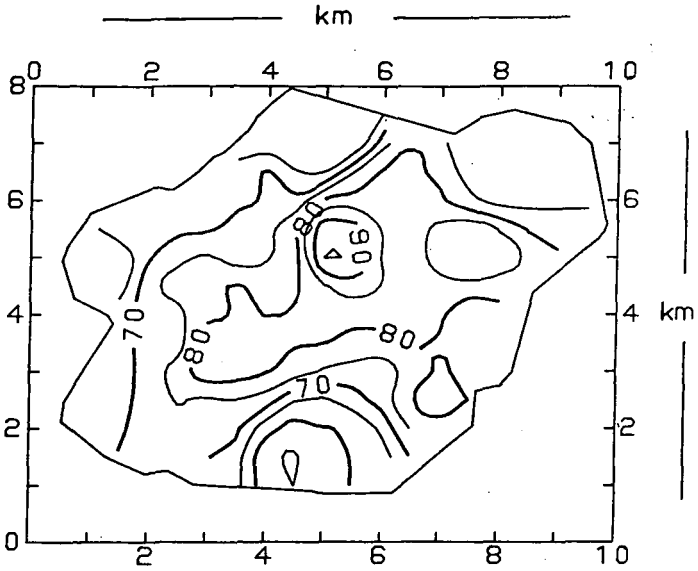


Abb. 3: Interpolierte und als Isolinienkarte dargestellte Rb-Gehalte Nordstrands.

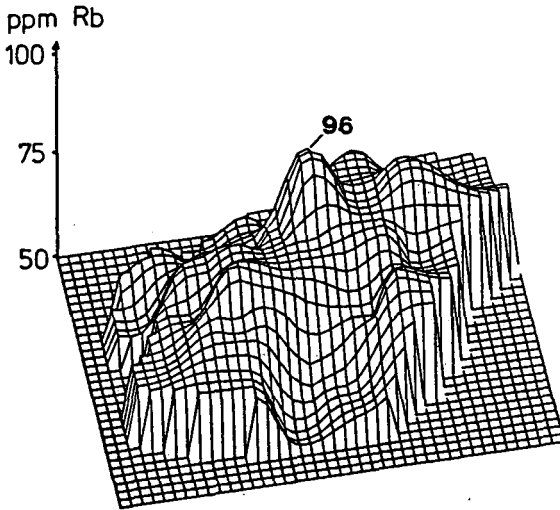


Abb. 4: Interpolierte und als 3D-Graphik (Pseudo-Gebirge) dargestellte Rb-Gehalte Nordstrands

gehen mit Gewichten in die Schätzung ein, die bei einfachen Interpolationsverfahren nur von der Entfernung abhängig sind. Bei dem auf der Variogrammanalyse basierenden geostatistischen Interpolationsverfahren, dem sog. **Kriging**, geht zusätzlich die räumliche Abhängigkeit, also die Semivarianz, in die Gewichtung ein.

Ist ein ausreichend enges Gitter von Merkmalswerten erzeugt worden, kann mit Hilfe entsprechender Graphik-Programme die Variation eines Merkmals im Raum als **Isolinienkarte** (analog zu Höhenlinien) dargestellt werden (Abb.3). Die Auftragung der z-Werte auf die Ordinate einer 3D - Graphik erzeugt "Pseudo - Gebirge", die die regionale Verteilung von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit sehr anschaulich darstellen (Abb.4). Die Abbildungen lassen deutlich die sedimentationsbedingten, aber nutzungsabhängige Strukturen im Rubidium-Gehalt Nordstrands erkennen.

Literatur

- Cochran, W.G.:** Stichprobenverfahren. De Gruyter, Berlin, 1972
- Dahiya, I.S., Anlauf, R., Kersebaum, K.C. und Richter, J.:** Spatial variability of some nutrient constituents of an alfisol from loess. II. Geostatistical analysis. Z. Pflanzenern. Bodenkd., **148**, 268-277, 1985
- Davis, J.C.:** Statistics and data analysis in geology. John Wiley & Sons, New York, 1973
- Finck, A.:** Dünger und Düngung. Verlag Chemie, Weinheim, 1979
- Journal, A.G., und Huijbregts, C.J.:** Mining geostatistics. Academic Press, London, 1978
- Lamp, J. und Knoop, F.:** Erfassung der regionalen Merkmalsvarianz von Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., **40**, 191-198, 1984
- Lamp, J.:** Informationssysteme und numerische Verfahren der Klassifizierung und Regionalisierung in der Bodenkunde. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **36**, 41-46, 1983
- Schroeder, D. und J.Lamp:** Prinzipien der Aufstellung von Bodenklassifikationssystemen. Z. Pflanzenern. Bodenkd. **139**, 617-630, 1976
- Webster, R.:** Quantitativ and numerical methods in soil classification and survey. Clarendon Press, Oxford, 1977
- Webster, R.:** Quantitative spatial analysis of soil in the field. Advances in Soil Science, **3**, 1-70, 1985

Untersuchungen zur Wurzellänge und -oberfläche von
Winterweizen auf unterschiedlichen Standorten

von

Meuser, H.⁺, N. Litz⁺, M. Renger⁺ und H. Fleige⁺⁺

1. Einleitung

Die Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel erfolgt überwiegend durch Massenfluß und Diffusion. Insbesondere bei P und K kommt dabei der Diffusion eine große Bedeutung zu (RENGER et al. 1981, FLEIGE et al. 1983). Inhalt der hier vorliegenden Untersuchungen waren die Berechnungen von Wurzellängen und -oberflächen von Winterweizen auf unterschiedlichen Standorten, die dazu dienen sollen, die P- und K-Anlieferung mittels eines Simulationsmodells zu errechnen. Im Rahmen weiterer Untersuchungen soll versucht werden, die Wurzellängen und -oberflächen anhand von bodenphysikalischen Eigenschaften abzuschätzen.

2. Untersuchungsstandorte und Methodik

Der Tabelle 1 sind die sechs Untersuchungsstandorte und die jeweils angebaute Winterweizensorte zu entnehmen.

Tab. 1: Bodentyp, Bodenart und Winterweizensorte der Versuchsstandorte

<u>Standort</u>	<u>Bodentyp</u>	<u>Bodenart</u>	<u>WW-Sorte</u>
A	Parabraunerde aus Geschiebemergel	1S	Diplomat
B	Parabraunerde aus Löß	1U	Isidor
C	Schwarzerde aus Löß	1U	Kanzler
D	Braunerde aus glazi-fluvialem Sand	S	Kanzler
E	tonige Seemarsch	utL	Okapi
F	schluffige Seemarsch	uL	Disponent

⁺ Institut für Ökologie - FG Bodenkunde -, Salzufer 11-12, 1 Berlin 10

⁺⁺ Nds. Landesamt für Bodenforschung, Postfach 51 01 53, 3.Hannover 51

Die Probennahme erfolgte zu drei Terminen während der Vegetationsperiode mit Hilfe 10 cm hoher Stechzylinder (Volumen 500 cm), die auf einer repräsentativen Fläche im Bestand schichtweise von oben nach unten entnommen und anschließend über einem Sieb der Maschenweite 0,6 mm mit Hilfe einer Brausevorrichtung ausgewaschen wurden. Die Längenmessungen erfolgten nach der Intersektionsmethode (TENNANT, zit. b. BÖHM 1979). Bei den Längenberechnungen stellte sich dabei heraus, daß die Anzahl der Wiederholungen von 5 bis 8 pro Tiefe ausreichten, um unter dem von SIMON und EICH (1956) für Wurzeluntersuchungen vorgeschlagenen maximalen Variationskoeffizienten von 25 % zu bleiben.

Die Durchmesserberechnungen erfolgten in Anlehnung an GLIEMEROTH (1952) mit Hilfe eines Stereomikroskops. Auf diese Weise wurde für jeden Standort ein eigener durchschnittlicher Wurzeldurchmesser ermittelt; unter ausschließlicher Berücksichtigung der Durchmesser $\leq 0,5$ mm lag dabei eine Normalverteilung vor. Aus den Wurzellängen und -durchmessern ließen sich dann auch die Wurzeloberflächen berechnen.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1a sind die zeitliche Entwicklung der Wurzellängendichten zweier Standorte (Braunerde, Schwarzerde) gegenübergestellt. Zur Zeit der maximalen Dichten erreichten sie in der Krume Werte über 6 cm/cm³. Der Zuwachs zwischen dem 2. und 3. Termin war dabei bei der Braunerde wesentlich höher als bei der Schwarzerde, d.h. der letztgenannte Standort hatte schon früher ein kräftigeres Wurzelsystem aufgebaut. Geht man davon aus, daß die Pflanze zunächst ein umfangreiches Wurzelsystem für die Wasser- und Nährstoffversorgung aufbaut um eine gute Ausbildung der Ertragsorgane garantieren zu können, stellt sich hier die Frage, ob nicht die geringe Ertragsleistung ungünstiger Standorte (z.B. Braunerde) darauf zurückzuführen ist, daß die Wurzeln einen zu langen Zeitraum für die Entwicklung einer optimalen Wurzellängendichte benötigen.

Im Unterboden nahm die Wurzellängendichte der Schwarzerde bis zum 3. Termin fortwährend zu, während sie bei der Braunerde nach dem 2. Termin weitgehend stagnierte. Letztgenannter Standort konzentrierte also sein Wurzelsystem in erster Linie auf die mit Nährstoffen und Wasser besser versorgte Krume. In Hinblick auf die Wasserversorgung muß die Braunerde deshalb zwangsläufig

Abb.1a:Wurzellängendichten der Braunerde

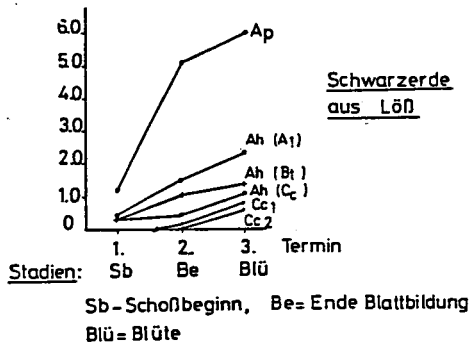
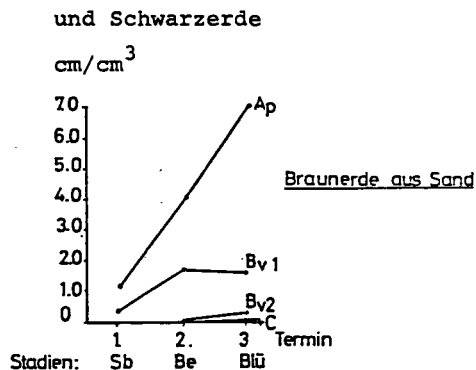
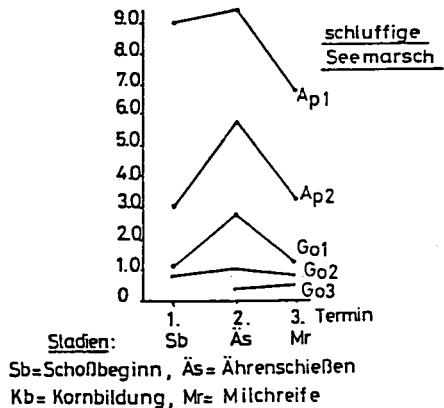
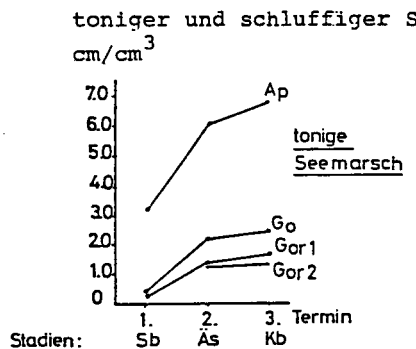


Abb.1b:Wurzellängendichten von



schlechter abschneiden als die Schwarzerde, wenn im Verlauf der Vegetationsperiode der Boden zunehmend von oben her austrocknet und der Bedarf durch die Wurzeln des Unterbodens gedeckt werden muß.

Hohe Wurzellängendichten wurden auch im Unterboden der beiden Marschstandorte gefunden (Abb. 16). Bei der schluffigen Marsch, die sich insgesamt als der am besten durchwurzelte Standort herausstellte und in der Krume Dichten um 9 cm/cm^3 erreichte, setzte bereits ab dem 2. Termin ein verstärkter Wurzelabbau ein. In diesem Falle war also der Zeitpunkt maximaler Wurzellängendichten früher erreicht als bei der tonigen Marsch, die aufgrund ihrer Eigenschaften als weniger günstig einzustufen ist.

Wie die Tabelle 2 verdeutlicht, wurde zwischen den Standorten erhebliche Unterschiede in der maximalen Gesamtwurzellänge in km/m^2 Bodenoberfläche festgestellt. Die Schwankungsbreite reichte von 17,6 bis 40,7 km/m^2 . Die Annahme von BÖHM (1978), daß die Gesamtwurzellänge des Pflanzenbestandes z.Z. maximaler Wurzellängen bei Getreide je nach Bodenbeschaffenheit und Bodentyp zwischen 10 und 20 km/m^2 beträgt, konnte so für weniger ertragsreiche Standorte weitgehend bestätigt werden, bedarf aber bei ertragsreicheren Standorten möglicherweise einer Korrektur nach oben.

Unterschiede zwischen den Standorten machten sich auch bei der prozentualen Verteilung im Profil bemerkbar. Die beiden Standorte A und D, welche die geringsten Gesamtwurzellängen aufwiesen, bildeten einen viel größeren Anteil im A_p -Horizont aus als die anderen Standorte. Entfielen bei diesen beiden Standorten weniger als 22 % auf den Unterboden, so zeigten die Standorte B mit 29 %, C mit 31 %, E mit 38 % und F mit 28 % eine wesentlich bessere Unterbodendurchwurzelung. Vermutlich war neben des größeren Nährstoffangebots bei dem Standort E die festgestellte hohe Anzahl von Regenwurmgängen, bei den Standorten B, C und F die hohe Porosität dafür verantwortlich.

Für die Berechnung der Nährstoffanlieferung an die Wurzel ist in erster Linie die aktive Wurzeloberfläche relevant. Die zu diesem Zweck ermittelten mittleren Wurzeldurchmesser der sechs Standorte berücksichtigen die Feinwurzeln $\leq 0,5 \text{ mm}$. Inwieweit aber diese für die Oberflächenberechnungen benutzten Durchmesser Beziehungen zur aktiven Wurzeloberfläche aufweisen, bleibt

Tab. 2: Maximale Gesamtwurzellänge, -verteilung und -oberfläche durchschnittlicher Wurzeldurchmesser der sechs Versuchsstandorte

Standort	Bodentyp	gesamt- länge km/m ²	Wurzel- vertei- lung 1)	ober- fläche m ² /m ² 2)	mittlerer Durchmesser mm
A	Parabraunerde	17,6	78 %	14,1	0,255
B	Parabraunerde	30,2	71 %	21,3	0,225
C	Schwarzerde	29,4	69 %	18,77	0,202
D	Braunerde	23,1	80 %	17,4	0,240
E	tonige Seemarsch	32,4	62 %	28,1	0,276
F	schluffige Seemarsch	40,7	72 %	30,6	0,239

1) = i.d. Regel dritter Termin, bei F 2. Termin

2) = Wurzellängenanteil des A_p-Horizonts an der Gesamtwurzellänge

(Die Untersuchungstiefe beträgt bei A und D 100 cm, bei B 90 cm, bei C, E und F 115 cm).

noch offen. Hierzu müßte auch die möglicherweise anhand der Wurzelfarbe und -haare ermittelbare Wurzelaktivität einbezogen werden, was Gegenstand weiterer noch laufender Untersuchungen ist. Wie Tabelle 2 zeigt, hatte der Wurzeldurchmesser auf die gesamte Wurzeloberfläche erheblichen Einfluß. So näherten sich beispielsweise die großen Unterschiede in der Wurzellänge zwischen den Standorten C und D bei den Oberflächen weitgehend an, was auf die höheren Durchmesser der Braunerde zurückgeführt werden konnte. Die gleiche Tendenz ließ sich auch bei den beiden Marschstandorten verfolgen. Grundsätzlich schienen die sandigeren bzw. der tonige Standort größere Wurzeldurchmesser auszubilden als die schluffigen Lößstandorte bzw. die schluffige Seemarsch.

Literatur:

- BÜHM, W. (1978): Untersuchungen zur Wurzelentwicklung bei Winterweizen. Z. Acker- und Pflanzenbau, Bd. 147, S. 264-269.
- BÜHM, W. (1979): Methods of Studyin Root Systems. Springer-Verlag, Berlin.
- FLEIGE, H., H. GRIMME, M. RENGER, O. STREBEL (1983): Zur Erfassung der Nährstoffanlieferung durch Diffusion im effektiven Wurzelraum. Mitt. Dtsch.Bodenkd1.Ges., Bd. 38, S. 381-386.

GLIEMEROTH, G. (1952): Wasserhaushalt des Bodens in Abhängigkeit von der Wurzel Ausbildung einiger Kulturpflanzen. Z. Acker- und Pflanzenbau, Bd. 95, S. 21-46.

RENGER, M., O. STREBEL, H. GRIMME, H. FLEIGE (1981): Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel durch Massenfluß. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 30, S. 63-70.

SIMON, W., D. EICH (1956): Probleme und Methoden der Wurzeluntersuchungen. Z. Acker- und Pflanzenbau, Bd. 100, S. 299-331.

Die Folgen der Bewirtschaftungsänderung in
Südniedersachsen für den C- und N- Haushalt
in den Ap- Horizonten von Löß- Ackerpara-
braunerden

von

Nieder, R. u. J. Richter⁺)

Einleitung

Mit der Einstellung der Tierhaltung in den ertragreichen Gebieten Südniedersachsens vollzog sich gleichzeitig ein Wandel in der Bodenbearbeitung. Seit den 60er Jahren werden die in den Getreide-Rüben- Rotationen der Löß- Ackerstandorte anfallenden Erntereste (Stroh, Rübenblatt) nicht mehr über den Stall recyclet, sondern unmittelbar nach der Ernte in den Boden eingearbeitet. Mit dem Aufkommen PS- starker Großschlepper besteht gleichzeitig die Neigung zu tieferer Bearbeitung. Während für die 50er und 60er Jahre noch weitgehend Pflugtiefen von kleiner als 25cm zutrafen, wird heute bereits vielfach die 40cm- Marke tangiert. Krumenvertiefung, Ertragssteigerung -auch bei den Ernteresten- sowie Direkteinarbeitung schaffen denkbar günstige Voraussetzungen für eine starke Zunahme der Humusmassen.

Material und Methoden

In den Sommermonaten 1983 wurden aus 22 über ganz Südniedersachsen verteilten, viehlos bewirtschafteten Betrieben (in der Mehrzahl Löß- Parabraunerde- Standorte) Bodenproben für die Humusbilanz gezogen. Aus der Bohrstockanalyse auf den insgesamt 145 untersuchten Schlägen wurden Daten zu aktuellen Krumentiefen sowie C- und N- Gehalten gewonnen. Als Referenzwerte wurden bis zu 17 Jahre alte Analysendaten eines kommerziellen Bodenuntersuchungsinstituts verwendet.

Im Frühjahr 1984 wurde daraufhin ein Inkubationsversuch zur Charakterisierung der N- Dynamik eines krumenvertieften Standortes angelegt. Hierzu wurden mit Hilfe von PVC- Röhren einer Löß- Parabraunerde- Krume eine größere Anzahl Klein- Monolithen entnommen (Durchmesser: 8cm; Länge: 30cm). Gleichzeitig wurden durch Stechzylinderbeprobung Bodenstrukturparameter bestimmt. In dem bei 35°C durchgeführten Brutversuch wurden 2 Bodenwassergehalte (65% der Feldkapazität; Feldkapazität) eingestellt.

*Institut für Bodenkunde, Hannover, Herrenhäuser Str. 2

Ergebnisse und Interpretation

Abb. 1 zeigt die mittlere C- und N- Bilanz von den Schlägen einiger Betriebe mit 10cm betragender Krumenvertiefung Anfang der 80er Jahre. Nur die Betriebe mit höchster bzw. niedrigster Änderung sind hier aufgeführt. Die Bilanzwerte für die restlichen untersuchten Betriebe mit gleicher Krumenvertiefungsgeschichte liegen nahe den Werten, die in der Abbildung unten aufgeführten Betriebes. Die Krumenvertiefung äußert sich in einer Ausdünnung der alten "Gleichgewichts- C- Gehalte" und gleichzeitig tiefer reichenden Verteilung der organischen Masse. Bei allen Betrieben weist die Bilanz einen Verlust für das Jahr 1983 im Vergleich zu den ersten Probenahmeterminen auf (bis zu 8t C/ha), wobei anaerober Abbau infolge Strukturlabilisierung unmittelbar nach tieferer Bearbeitung als eine mögliche Ursache angesehen werden kann.

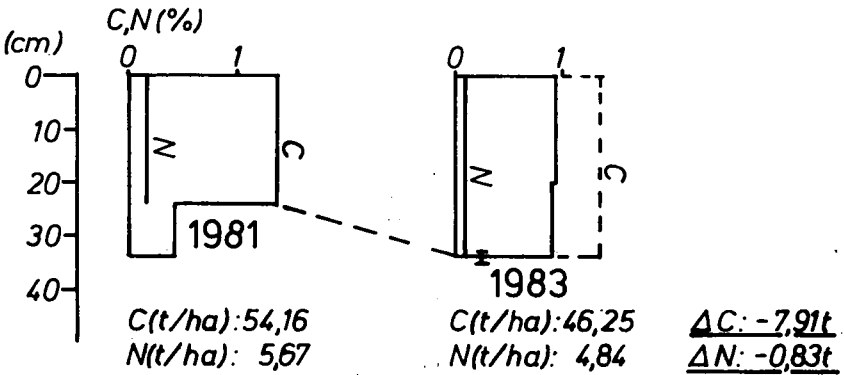
Die Situation etwa 10 Jahre nach einer Krumenvertiefung wird durch Abb. 2 dargestellt. Wiederum sind hier nur die beiden Extrema der C- und N- Massenänderung als Beispiele aufgeführt. Nun sind Zunahmen des Kohlenstoffs, zwischen 5 und 7t/ha bei 10cm Krumenvertiefung zu verzeichnen. Die gestrichelten Verläufe der C- Gehalte 1983, die dem angenommenen Fließgleichgewicht zur Zeit der ersten Probenahme entsprechen, weisen auf eine momentan noch anhaltende C- und N- Aufdüngung dieser Krumen hin.

Abb. 3 spiegelt die Bilanz ca. 15 Jahre nach der Tieferlegung der Krumen wider. Diesmal erfolgte die erste Probenahme unmittelbar nach Beendigung einer wiederum 10cm betragenden Krumenvertiefung. Die C- Zunahmen in den Betrieben liegen zwischen 8 und 15t/ha, was einer absoluten N- Zunahme von 800- 1500kg/ha entspricht. Die jährliche N- Festlegung beträgt demnach 60- 100 kg/ha. Für die hier angesprochenen Betriebe dürfte sich das "Fließgleichgewicht" der organischen Substanz wiedereingestellt haben, denn die aktuellen C- Gehalte entsprechen annähernd den "Gleichgewichts- C- Gehalten" (gestrichelte Verläufe) vor der Krumenvertiefung.

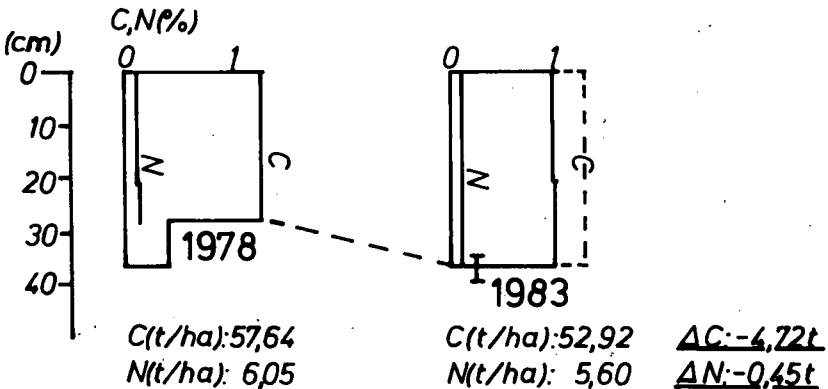
Das hohe Ausmaß der Anreicherung an organischer Substanz in tieferen Zonen wirft die Frage nach dem Nutzen für den N- Kreislauf von Ackerböden auf. Abb. 4 zeigt zunächst wichtige Bodenstrukturparameter eines typischen Löß- Parabraunerde- Standortes für Ober- und Unterkrume Anfang April 1984. Den Daten zur Lagerungsdichte und zur Porenverteilung ist zu entnehmen, daß bereits im zeitigen Frühjahr die tiefen Krumenbereiche durch eine starke natürliche Setzung gekennzeichnet sind. Der verminderte Anteil schnell dränender Grobporen dürfte Folge für hohe Wassergehalte und verminderten Gasaustausch sein. Die Auswirkungen für die N- Mineralisation seien anhand der N- Mineralisationsergebnisse aus dem Säulen- Brutversuch charakterisiert (s. Abb. 5)

Im Vergleich zur Variante mit einem Wassergehalt von 65% der Feldkapazität verläuft die Mineralisationskurve bei Feldkapazität wesentlich flacher, was Folge gehemmter Mineralisation und/ oder Denitrifikation sein kann. Die Verläufe zeigen auch, daß insbesondere der Unterkrumenbereich von der verminderten Netto- Mineralisation betroffen ist. Aus den Ergebnissen kann abgeleitet werden, daß in Phasen des höchsten N- Bedarfs der Kulturpflanzen besonders bei länger anhaltender Vernässung in tieferen Krumenbereichen keine nennenswerte Netto- Mineralisation stattfinden kann. Das Problem verschärft sich bei Anwesenheit noch unersetztter organischer Rückstände der Vorfrucht in diesen Zonen.

Abb.1: Änderungen der C- und N- Gehalte sowie -Massen bei Betrieben mit Krumenvertiefung Anfang der 80er Jahre (1. Probenahme kurz vor der Krumenvertiefung)

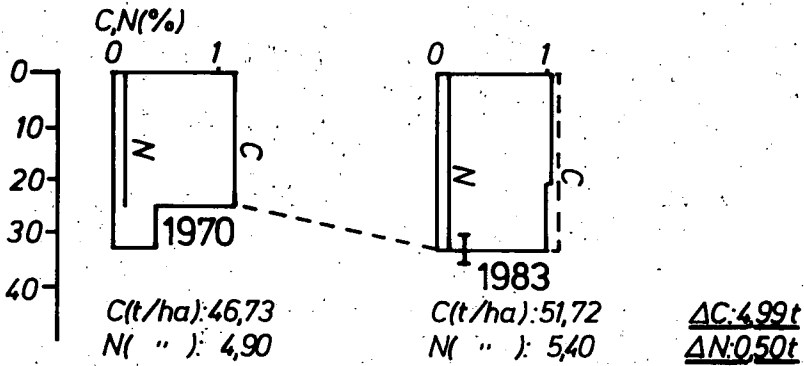


\bar{X} von 4 Löß-Parabraunerde-Schlägen

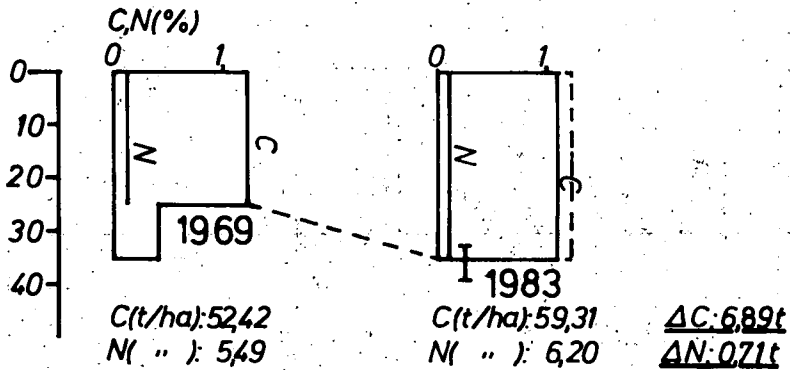


\bar{X} von 4 Löß-Parabraunerde-Schlägen

Abb. 2: C- und N-Anreicherung bei Betrieben mit Krümenvertiefung in der 1. Hälfte der 70er Jahre (1. Probenahme kurz vor der Krümenvertiefung)

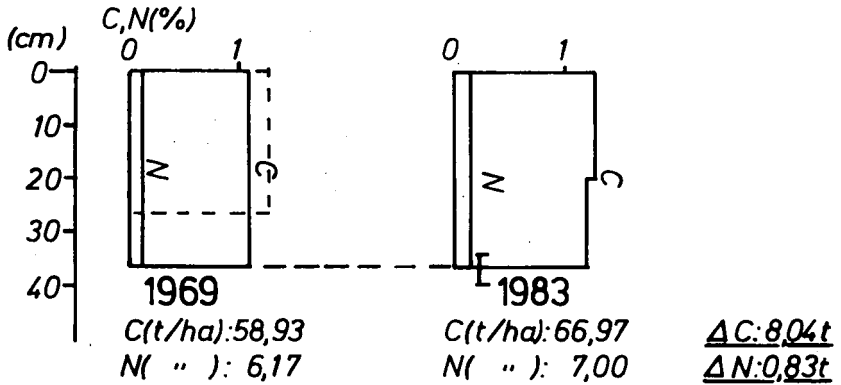


\bar{X} von 5 Löß-Parabraunerde-Schlägen

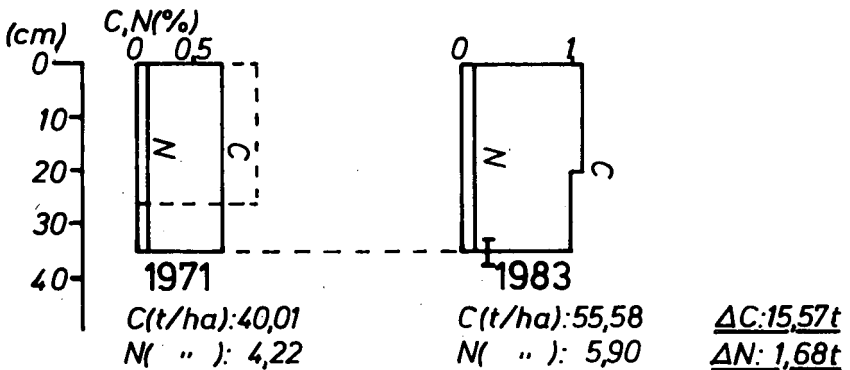


\bar{X} von 5 Löß-Parabraunerde-Schlägen

Abb. 3: C- und N-Anreicherung bei Betrieben mit
Krumenvertiefung Ende der 60er Jahre
(1. Probenahme unmittelbar nach der Krumenvertiefung)



\bar{X} von 5 Löß-Parabraunerde-Schlägen



\bar{X} von 9 Löß-Parabraunerde-Schlägen

Abb.4: Histogramm der Porenverteilung in Ober- und Unterkrume eines Löß-Parabraunerde- A_p -Horizontes im Frühjahr

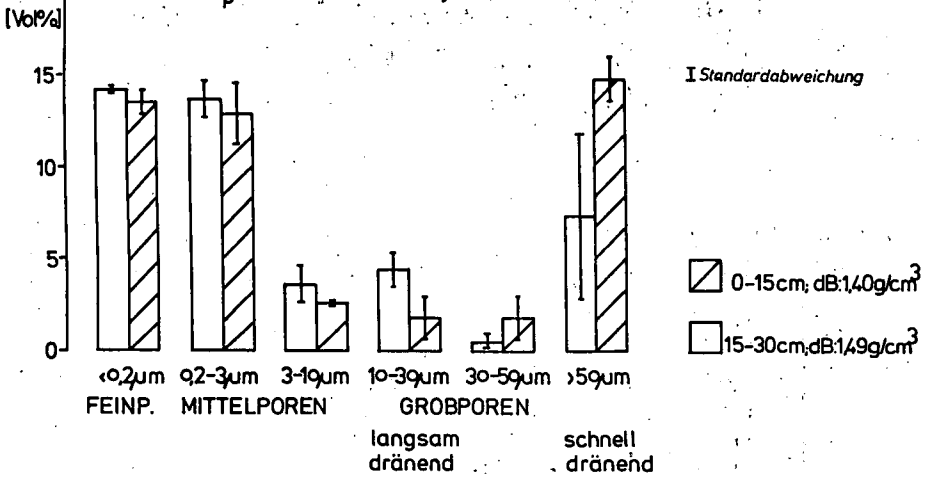
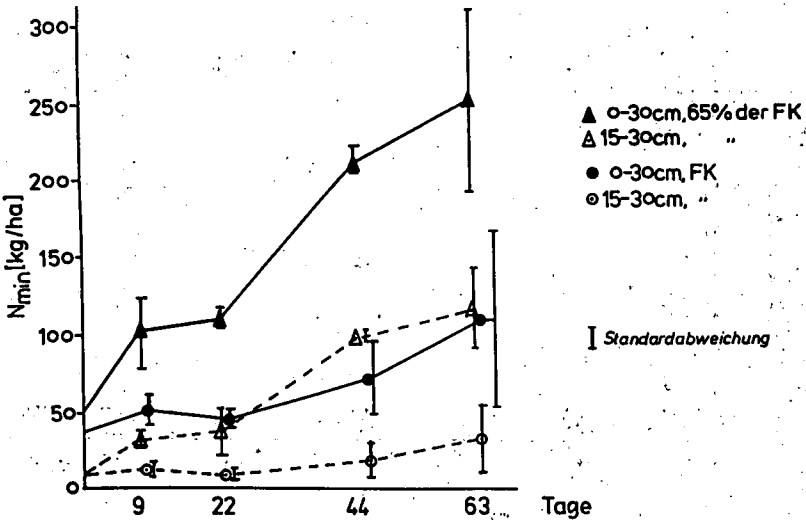


Abb.5: Gang der N-Mineralisation in einem Löß-Parabraunerde- A_p -Horizont bei unterschiedlichen Wassergehalten im Säulenbrutversuch (35°C)



Zum Abbauverhalten von Zuckerrübenblatt
im Boden

von
Nordmeyer, H. und J. Richter⁺

Einleitung

Auf den Lößböden Südniedersachsens werden seit etlichen Jahren die Ernterückstände wie Stroh und Zuckerrübenblatt auf den Schlägen belassen. Gleichzeitig sind die Erträge und damit auch die Menge der Residuen angestiegen. Diese Faktoren führen zu einer Veränderung des Stickstoffhaushaltes. Insbesondere Zuckerrübenblatt als N-reiches Substrat stellt eine N-Quelle dar, die bei den Düngungsmaßnahmen der Folgefrüchte nicht vernachlässigt werden darf. Die Wirkung des Rübenblattstickstoffes auf den Gehalt an mineralischen Stickstoff (N_{min}) der Böden im Frühjahr ist im Vergleich zur Vorfruchtwirkung Getreide jedoch gering (Beispiele bei Nordmeyer, 1985). Der Klärung der N-Verfügbarkeit und des Verbleibs des organischen Rübenblatt-N wurde anhand von Brutversuchen nachgegangen. Dazu wurde auch mit ^{15}N markiertem Rübenblatt gearbeitet.

Nach unseren Erfahrungen kann offenbar jeder Boden durch seine N-Mineralisations-Parameter charakterisiert werden. Diesen liegt ein einfaches kinetisches Modell zugrunde (Reaktion 1. Ordnung), das von der Beteiligung mindestens zweier organischer N-Fractionen bei der N-Mineralisierung ausgeht (Nordmeyer et al., 1982; Nordmeyer und Richter, 1985). Es ergaben sich eine leicht abbaubare N-Fraktion (Index LAS) und eine schwer abbaubare N-Fraktion (Index SAS). Die Kenntnis der N-Parameter ermöglicht so eine Beurteilung des N-Nachlieferungsvermögens der untersuchten Schläge.

Material und Methoden

Die Brutversuche wurden mit Böden aus dem Lößgebiet Südniedersachsens durchgeführt. Die Böden wiesen einen C-Gehalt von 1,06 % und ein C/N-Verhältnis von 10/1 auf, der pH-Wert lag bei 7,0.

⁺Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

Folgende Brutversuchstechniken wurden angewendet:

1. Methode Stanford und Smith (1972)

Die von uns vorgenommenen Modifikationen sind bereits in früheren Publikationen detailliert beschrieben (Nordmeyer et al., 1982; Nordmeyer und Richter, 1985)

2. Säulenbrutversuche

Die Bodenproben wurden in natürlicher Lagerung als Bodensäulen in PVC-Röhren (Länge 30 cm, Durchmesser 8 cm, Wandstärke 0,5 cm) aus den Ackerkrumen entnommen. Der Wassergehalt wurde in allen Bodensäulen auf nahe Feldkapazität eingestellt. Die Bodensäulen wurden bei $35 \pm 1^\circ\text{C}$ bebrütet. Zu den einzelnen Bestimmungsterminen wurden 3 bis 5 Säulen in 15 cm Bodeninkremente zerlegt und entsprechend den Richtlinien der N_{min} -Methode auf mineralischen Stickstoff untersucht (Scharpf, 1977).

Nitratbestimmung: UV-spektralphotometrisch

Ammoniumbestimmung: Ionenselektive Elektrode (Orion, Modell 95-12)

^{15}N -Messung: Emissionsspektrometrie (NOI 5, Statron VEB)
(Näheres: Faust, 1965; Lippold, 1984; Nordmeyer, 1985).

Ergebnisse

Eine Zerkleinerung von Pflanzenresiduen läßt eine Zunahme der Intensität des Abbaues im Boden erwarten, da die Angriffsfläche für Mikroorganismen am Substrat erhöht wird. Daher wurde das N-Mineralisationsverhalten von Zuckerrübenblatt und -Stengel nach Zugabe unterschiedlicher Mengen und Zerkleinerungen untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 1 dargestellt. Der Mineralisationsflush ist je nach Zerkleinerungsgrad des Blattes unterschiedlich stark ausgeprägt. Die Varianten mit feinerem Blattmaterial (Verlauf III und V) zeigen eine stärkere Anfangsmineralisation. Die mikrobielle Angriffsfläche ist größer, so daß es zu einer verstärkten Freisetzung von Stickstoff kommt. Der Abbau des gröbereren Materials setzt verlangsamt ein (Verlauf II und IV). Für den ersten Meßtermin (7. Tag) war ein signifikanter Unterschied in den mineralisierten N-Mengen der Zerkleinerungsvarianten feststellbar.

Nach 40 - 50 Bebrütungstagen ist die schnell mineralisationsfähige Substanz mineralisiert und der Verlauf der Mineralisationsäste aller Varianten ist nahezu parallel. D.h., es wird nur noch Stickstoff aus der schwer zersetzbaren Fraktion freigesetzt.

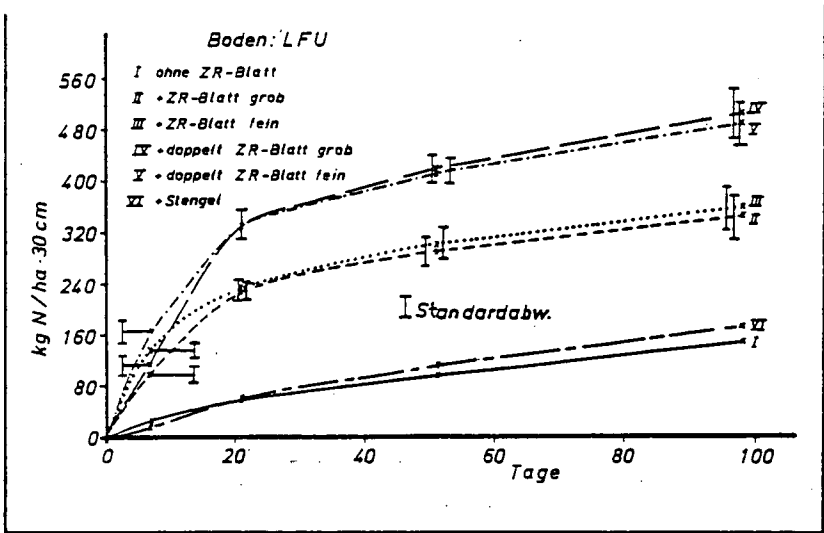


Abb. 1: N-Mineralisation bei 35°C nach Zugabe von Zuckerrübenblatt und -Stengel (Frischsubstanz) in Abhängigkeit vom Zerkleinerungsgrad und der Menge

- I = ohne Blatt
- II = 525 dt Blatt/ha, grob (10 mm)
- III = 525 dt Blatt/ha, fein (2 mm)
- IV = 1050 dt Blatt/ha, grob (10 mm)
- V = 1050 dt Blatt/ha, fein (2 mm)
- VI = 1050 dt Stengel/ha, fein (2 mm)

Der Parallelverlauf zur Kontrollvariante deutet an, daß zu diesem Zeitpunkt aus dem Rübenblatt kein Stickstoff mehr mineralisiert wird. Eine Verdoppelung der eingearbeiteten Blattmengen bewirkt etwa auch eine Verdoppelung der Mineral-N-Anhäufung im Vergleich zur Kontrollvariante.

Nach der Rübenblattstengelzugabe verändert sich die N-Mineralisation nur geringfügig. Nach 98 Bebrütungstagen ist die Nettomineralisation lediglich um 20 kg N/ha erhöht. Es scheint sich bei Stengelmaterial im wesentlichen um schwer abbaubare Substanzen zu handeln, die sich in ihrer Abbaugeschwindigkeit nur wenig von dem bodeneigenen mineralisationsfähigen N-Pool unterscheiden.

Tabelle 1 zeigt die optimierten N-Parameter für die Mineralisationsverläufe der Abbildung 1. Die Zugabe des Zuckerrübenblattes führt in erster Linie zu einer Veränderung der leicht zersetzbaren N_{LAS} -Fraktion. Die schwer zersetzbare N_{SAS} -Fraktion erhöht sich nur geringfügig.

1 Variante	2. N_{SAS} kg N/ha	3 k_{SAS} Tag ⁻¹	4 N_{LAS} kg N/ha	5 k_{LAS} Tag ⁻¹	6 Summe N_{SAS} und N_{LAS} minus Summe N_{SAS} und N_{LAS} der Kontrolle	7 Zugabe kg N/ha mit dem Blatt	8 N_{LAS} aus Rübenblatt in % vom Gesamtblatt-N
I	425	0,0032	30	0,121	-	-	-
II	463	0,0036	219	0,119	227	300	63
III	463	0,0036	202	0,089	210	300	57
IV	538	0,0036	331	0,089	414	600	50
V	534	0,0032	331	0,053	410	600	50
VI	494	0,0026	61	0,044	100	250	12

Tab. 1: Optimierte N-Parameter aus Brutversuchen (35°C) mit unterschiedlichen Zerkleinerungsgraden und Mengen des Rübenblattes. Varianten:

- I = ohne Blatt
- II = 525 dt Blatt/ha, grob (10 mm)
- III = 525 dt Blatt/ha, fein (2 mm)
- IV = 1050 dt Blatt/ha, grob (10 mm)
- V = 1050 dt Blatt/ha, fein (2 mm)
- VI = 1050 dt Stengel/ha, fein (2 mm)

Der Zusatz des Blattes führt zu keiner Veränderung der Abbaugeschwindigkeit der N_{SAS} -Fraktion (mittlere Halbwertszeit bei 35°C: 210 Tage). Die Abbaugeschwindigkeit von N_{LAS} ist bei größerem Material kleiner als bei feinerem. Dies war auch nach dem unterschiedlichen Mineralisationsflush zu erwarten (Abb. 1). Die Halbwertszeiten schwanken zwischen 6 (Variante I) und 13 Tagen (Variante V). Gesteigerte Blattmengen führen zu einer Verlangsamung der Mineralisation aus leicht zersetzbarer Substanz. Der Anteil an leicht mineralisierbarem Blattstickstoff (N_{LAS}) am Gesamtstickstoff des Rübenblattes liegt bei dem hier verwendeten Material zwischen 50 und 63 % (Tab. 1, Spalte 8). Im Stengel konnte nur ein leicht zersetzbarer Anteil von 12 % nachgewiesen werden. Die Resultate dieser Brutversuche verdeutlichen, daß nicht der gesamte in Form von Zuckerrübenblatt dem Boden zugeführte organische Stickstoff als leicht mineralisierbar zu definieren ist.

Alle bisherigen Ergebnisse wurden aus Brutversuchen nach Stanford und Smith abgeleitet. Um die Brutversuchsbedingungen den Freilandverhältnissen weiter anzunähern würde der Rübenblattabbau in

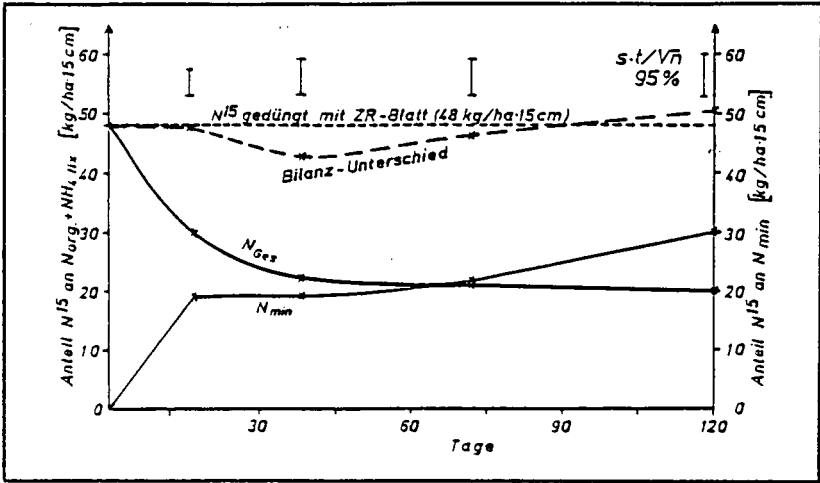


Abb. 2: ^{15}N -Bilanz des Rübenblatt-N in der Oberkrume (0 - 15 cm) im Säulenbrutversuch (35°C). Blattmenge: 500 dt FS/ha

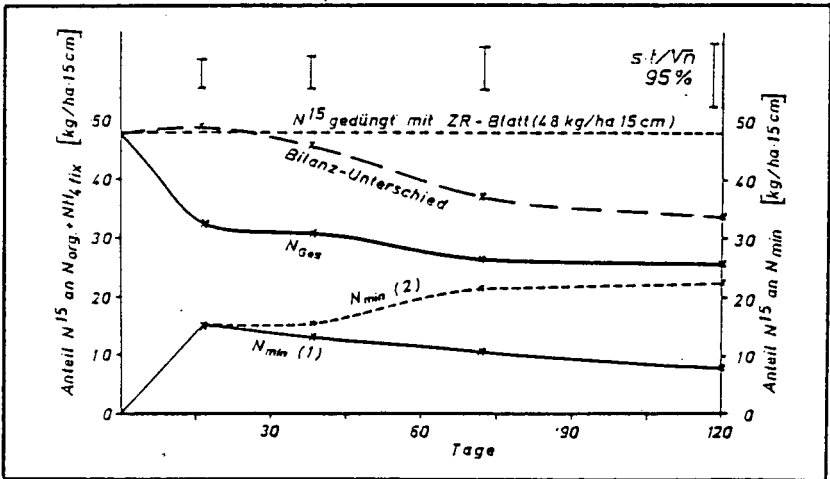


Abb. 3: ^{15}N -Bilanz des Rübenblatt-N in der Unterkrume (15 - 30 cm) im Säulenbrutversuch (35°C). Blattmenge: 500 dt FS/ha

Bodenmonolithen untersucht. Um priming Effekte zu erkennen, wurde mit ^{15}N markiertem Rübenblatt gearbeitet.

Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die N_{min} -Zunahme und die N_{Gesamt} -Abnahme für die Krumenbereiche 0 - 15 cm und 15 - 30 cm sowie

die sich daraus ergebene Bilanzierung des Rübenblattstickstoffes. N_{Gesamt} beinhaltet den organischen Bodenstickstoff und das an Tonmineralen fixierte Ammonium.

Die N_{min} -Werte und die N_{Gesamt} -Werte verhalten sich wie zu erwarten gegenläufig. In der Oberkrume ist der Rübenblattstickstoff bis auf Termin 2 über die N-Bilanzierung nachweisbar. In der Unterkrume treten nach dem 2. Bestimmungstermin deutliche N-Verluste auf. Zu Versuchsende sind 30 % des Rübenblatt-N nicht mehr nachweisbar.

Der Verlauf N_{min} (2) zeigt den Mineralisationsverlauf des Rübenblatt-N, wie er sich aus dem Bilanzunterschied errechnet. Dabei wird angenommen, daß der nicht mehr nachweisbare Stickstoff mineralisiert worden ist und als Ammonium und Nitrat im Boden vorgelegen hat. Aufgrund der Bedingungen in den untersten 15 cm der Bodensäulen mit hoher Bodenfeuchte und geringer Belüftung ist ein großer Anteil des mineralisierten Stickstoffes denitrifiziert worden.

Literatur

1. Faust, H. (1965): Zur Probenchemie von Stickstoffverbindungen für die emissionsspektrometrische Isotopenanalyse des Stickstoffes. Isotopenpraxis, 1. Jahrgang, Heft 2, 62 - 65
2. Lippold, H. (1984): ^{15}N Präzisionsanalyse mit dem Emissionsspektrometer NOI-5 zur Stickstoffbilanz im Feldversuch. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkd. 28, 6, 357 - 362
3. Nordmeyer, H. (1985): Die Stickstoffmineralisation von Zucker-rübenblatt im Boden. Dissertation Universität Hannover
4. Nordmeyer, H. und J. Richter (1985): Incubation experiments on nitrogen mineralization in loess- and sandy soils. Plant and Soil, 83, 433 - 445
5. Nordmeyer, H., Nuske, A. und J. Richter (1982): Stickstoffmineralisation in Lößböden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 34, 97 - 104
6. Scharpf, H.-Chr. (1977): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf. Dissertation Universität Hannover
7. Stanford, G. und S. J. Smith (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36, 465 - 472

Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit

II. Beispiele und praktische Bedeutung

VON

Schnug, E., J. Lamp u. F. Knoop[†]

Einleitung

Merkmale der Bodenfruchtbarkeit können mit konventionellen Maßen wie Standardabweichung, Varianz und Variationskoeffizient lediglich hinsichtlich ihrer Streuung bezogen auf den Mittelwert beschrieben werden. Geostatistische Semi-varianzfunktionen berücksichtigen demgegenüber ortsabhängige Beziehungen zwischen Merkmalswerten und bilden die Grundlage einer flächenhaften Darstellung der Merkmalsvariabilität mit Hilfe von Interpolationsverfahren (KNOOP et al., 1985).

Ziel dieses Beitrages soll es sein, an Beispielen aus dem Bereich der Pflanzenernährung und Bodenkunde Hinweise auf die praktische Bedeutung geostatistischer Verfahren zur Optimierung von Nährstoffdiagnose und Düngungsmaßnahmen zu geben.

Material und Methoden

Probennahme: Bei mittleren Probenabständen von mehr als 500 m entstammt eine Probe (Mischprobe aus 5 Einstichen bzw. 5 X 20g Pflanzensubstanz) einer Fläche von ca. 100 m², bei einem Abstand von 50 m einer Fläche von 20 m² und bei einem Abstand von 5 m einer von 0.25 m². Bodenproben wurden aus einer Tiefe von 20 cm entnommen; Pflanzenproben bestehen aus den gesamten oberirdischen Teilen von Winterweizen zu Schoßbeginn.

Analytische Verfahren: Pflanzenanalyse nach SCHNUG (1984); Bodenanalyse auf verfügbare Nährstoffe nach EGNER-RIEHM für P und K, nach LINDSAY und NORVELL (1978) für Fe.

[†] Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstraße 40, D-2300 Kiel 1

Ergebnisse

Beziehungen zwischen Distanz von Proben und Semivarianz von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit

Hinweise auf einen funktionalen Zusammenhang von Merkmalsvariabilität und räumlicher Distanz geben Semivarianzfunktionen, wie sie in Abb. 1 für DTPA-extrahierbares Eisen dargestellt sind. Solche Beziehungen ergeben sich nur dann, wenn die Varianz des Merkmales zwischen zwei Meßpunkten kleiner als die Gesamtvarianz im betrachteten Raum ist und konnten für Merkmale der Nährstoffversorgung nur bei Distanzen deutlich unter 500 m gefunden werden.

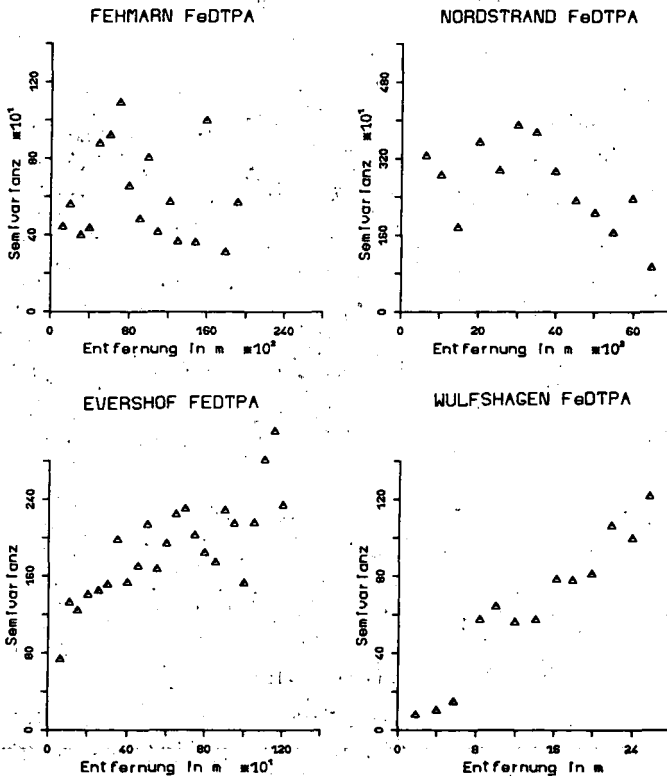


Abb. 1: Variogramme für DTPA-extrahierbares Eisen im Boden (mittlerer Probenabstand: Fehmarn: 1000 m; Nordstrand: 500 m; Evershof: 50 m; Versuchsfeld Wulfshagen: 5 m)

Bei Verwendung der Pflanzenanalyse als Diagnoseverfahren konnten im Vergleich zur Bodenanalyse beim gleichen Nährstoff über größere Distanzen Beziehungen

zur Semivarianz festgestellt werden (Abb. 2). Im Falle des in Abb. 2 dargestellten Beispielles würde dies bedeuten, daß bei Betrachtung der K-Versorgung mit der Bodenanalyse vier Proben je ha für eine zusammenhängende Beschreibung der räumlichen Variabilität nötig waren, wogegen bei Verwendung der Pflanzenanalyse hierfür rechnerisch eine Probe je 10 ha genügt hätte.

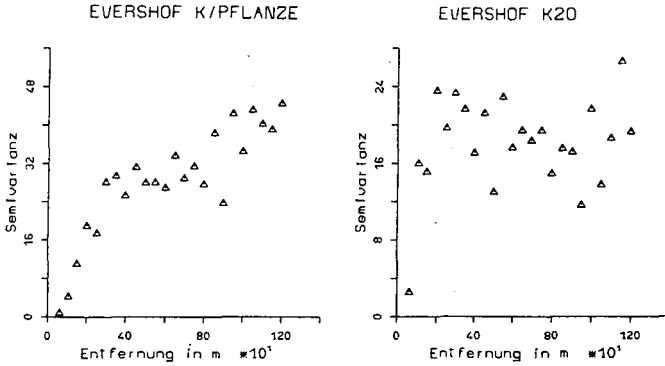


Abb. 2: Variogramme für die K-Versorgung nach Pflanzen- und Bodenanalyse (K20) für Getreidebestände eines landwirtschaftlichen Betriebes

Semivarianzfunktionen sind die Grundlage für Interpolationsverfahren wie dem "Kriging", die wiederum eine flächenhafte Darstellung der Merkmalsvariabilität wie in Abb. 3 am Beispiel der K-Versorgung nach Pflanzenanalyse für einen landwirtschaftlichen Betrieb vorgestellt, ermöglichen.

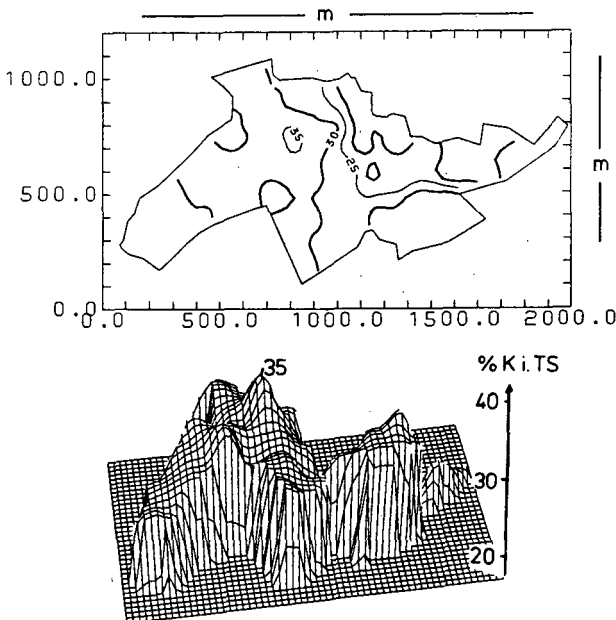


Abb. 3: Interpolierte K-Gehalte von Getreidepflanzen zu Schoßbeginn auf einem landwirtschaftlichen Betrieb (Evershof bei Travemünde)

Werden in solche Darstellungen Bewertungskriterien aufgenommen, wie in Abb. 4 die VDLUFA-Versorgungsklassen für verfügbares Phosphat, so kann diese Form der Aufbereitung und Darstellung von Analysendaten eine verbesserte Grundlage für produktionstechnische Entscheidungen sein.

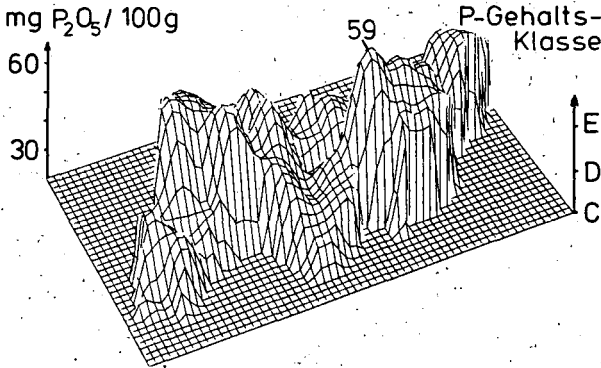


Abb. 4: Interpolierte verfügbare Phosphatgehalte in den Böden eines landwirtschaftlichen Betriebes (Evershof bei Travemünde).

Aggregierte Darstellung der räumlichen Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit

Bodenfruchtbarkeit ist eine komplexe Größe, so daß über die Analyse einzelner Variablen hinaus eine Aggregation mehrerer Merkmale nötig ist, um ihre Variabilität umfassender zu analysieren und als "Äquifertile" darzustellen (Bereiche gleicher Ausprägung in Bezug auf die betrachteten Merkmale der Bodenfruchtbarkeit)..

Als methodisches Hilfsmittel hierzu bietet sich die Faktorenanalyse an. Dieses multivariate statistische Verfahren hat zum Ziel, durch eine spezielle Analyse der Korrelationsmatrix einer Gruppe von Variablen möglichst viel der in Untersuchungsobjekten bestimmten Varianz durch eine minimale Anzahl unabhängiger "Faktoren" zu erklären (vergl. auch SCHNUG, 1985). Aufgrund ihrer Orthogonalität können diese Faktoren bildlich als Achsensysteme in einem Punkteschwarm von Meßdaten verstanden werden. Entsprechend ihrer Korrelation zu den Faktoren ordnen sich die Variablen in den von den Faktoren aufgespannten Räumen, wobei Anhäufungen von Variablen empirische Einheiten sichtbar machen. In Abb. 5 ist das Ergebnis der Faktorenanalyse für die Daten der Pflanzenanalyse von Getreideproben eines landwirtschaftlichen Betriebes dargestellt. Das Modell erklärt mit 2 Faktoren bereits 84% der in 12 Merkmalen beobachteten Varianz.

Der Faktor 1 aggregiert dabei Informationen hinsichtlich der Versorgung der Pflanzen mit den Elementen P, S, K, Ca, Mg, Cl, Zn und Si; der Faktor 2 mit den Elementen N, Fe, Mn und Cu.

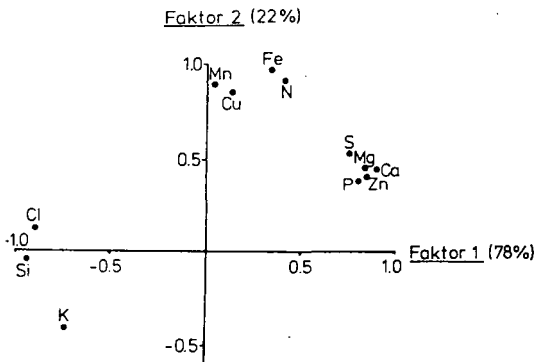


Abb. 5: Faktorendiagramm (Hauptkomponentenmodell, varimaxrotiert) der Hauptachsenanalyse für die Nährstoffgehalte von Getreidepflanzen zu Schoßbeginn auf einem landwirtschaftlichen Betrieb (Evershof)

Wie jeder Meßpunkt in jeder Variablen einen spezifischen Meßwert hat, so besitzt er auch in den neu berechneten Faktoren einen ihm eigenen "Meßwert", den sogen. "Faktorwert", der die Ausprägung des Faktors im Untersuchungsobjekt beschreibt. Für das hier gewählte Beispiel würde dies bedeuten, daß positive Faktorwerte im Faktor 1 eine bessere Versorgung mit P, S, Ca, Mg und Zn anzeigen (diese Merkmale sind mit dem Faktor 1 positiv korreliert (Abb. 5)), negative Faktorwerte im Faktor 1 dagegen bedeuten eine schlechtere Versorgung mit K, Cl und Si (diese Merkmale sind mit dem Faktor 1 negativ korreliert (Abb. 5) (für K vergl. Abb. 3 u. 6!)). Die Darstellung der interpolierten Faktorwerte (Abb. 6) kann dann Räume gleicher Ernährungsqualität nicht mehr

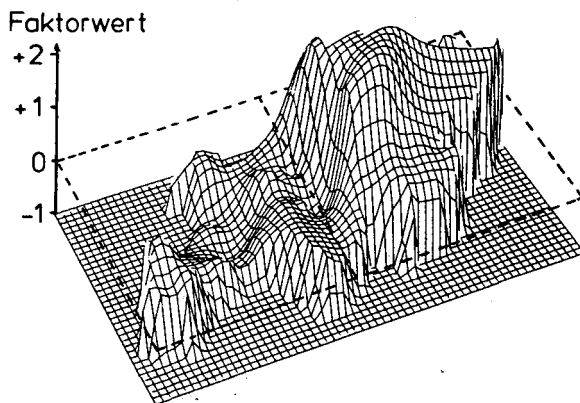


Abb. 6: Interpolierte Faktorwerte der Meßpunkte für die Faktorenanalyse von Getreidepflanzen zu Schoßbeginn (Faktorwerte im Faktor 1 der Abb. 5)

nur mit einem, sondern mit einer Vielzahl von Nährstoffen sichtbar machen. Der hier vorgestellte Betrieb zeigt dabei in Bezug auf die als Faktorwerte dargestellten Merkmale der Bodenfruchtbarkeit eine deutliche Zweiteilung der Fläche.

Die aggregierte Darstellung von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit als Ergebnis der Faktorenanalyse hat zunächst nur formal beschreibenden Charakter, die die Grundlage komplexerer Bewertungsmaßstäbe für die Beurteilung der Bodenfruchtbarkeit sein kann; eine kausale Interpretation der Faktorwerte setzt darüberhinaus jedoch weitergehende Untersuchungen, z.B. orientiert am Modell der Leitvariablen (SCHNUG, 1985), voraus.

Zur Erfassung der Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit sind geostatistische Methoden wie die Semivarianzfunktion konventionellen Methoden überlegen. Als eine mögliche Anwendung wurde ein Vergleich von Verfahren der Nährstoffdiagnose vorgestellt, wo Unterschiede hinsichtlich der zur Beschreibung der Merkmalsvariabilität notwendigen Stichprobenzahl bei Pflanzen- und Bodenanalyse auftraten (Optimierung der Diagnose).

Mit Hilfe geeigneter Interpolationsverfahren, wie z.B. dem Kriging, können aufbauend auf Semivarianzfunktionen Merkmalsvariabilitäten in Produktionseinheiten (Betrieben, Schlägen) dargestellt werden, wodurch die Möglichkeit gegeben ist, Düngungsmaßnahmen der regionalen Variabilität der Nährstoffversorgung anzupassen (Optimierung der Therapie).

Die Faktorenanalyse ist geeignet, die Information vieler Merkmale über die Variabilität der Bodenfruchtbarkeit zu aggregieren und Daten zur Darstellung der Bodenfruchtbarkeit als Äquifertile (Flächen gleicher Ernährungsqualität) zu liefern.

Literatur

Knoop, F., Lamp, J. und Schnug, E.: Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. I. Modelle zur Erfassung und Darstellung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., gleicher Band

Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron manganese and copper. Soil Sci. Soc. Amer. J. 42, 421-428, 1978

Schnug, E.: Bestimmung anorganischer Inhaltsstoffe. In: Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs- und Untersuchungsmethodik (VLUFU-Methodenbuch) Band IV: Chemische und biologische Qualitätsbestimmung von landwirtschaftlichen und gärtnerischen Erzeugnissen, Kap. 4; 3. Auflage (i.D.)

Schnug, E.: Multivariate statistische Verfahren als Hilfsmittel zur Auswertung mehrfaktorieller Düngungsversuche am Beispiel der Faktorenanalyse. Landwirtsch. Forsch. Kongreßband Gießen 1985 (im Druck)

Ausprägung von Parametern der Bodenfruchtbarkeit in viehhaltenden und viehlosen Betrieben

von

Schröder, D., G. Hoffmann u. N. Weritz⁺

1. Einleitung

Im Zuge der Mechanisierung, Intensivierung und Spezialisierung begann in den 50er Jahren die Entkoppelung von Ackerbau und Viehhaltung. Sie hat dazu geführt, daß in den Lößböden kaum mehr Vieh gehalten wird, in Grünlandbetrieben und marktgünstigen Ackerbaugebieten dagegen sehr viel. Dies brachte in viehschwachen Gebieten Probleme der Humusversorgung mit sich und in viehstarken Eutrophierung der Böden (Gülle-Nitratproblem), so daß mehr und mehr die Forderung erhoben wird, diese Spezialisierung im Interesse der Umwelt und der Bodenfruchtbarkeit nicht zu weit zu treiben.

Die Humusversorgung wurde in der Weise geändert, daß an Stelle des Stallmistes in vielen viehstarken Betrieben die Gülle und in vielen viehlosen Betrieben Stroh, Gründüngung und Rübenblatt traten.

Die Folgen einer solchen Umstellung für die Bodenfruchtbarkeit sind vielfach untersucht worden. KICK und DÖRR (1955) sehen ebenso wie KÖHNLEIN und VETTER (1963) in einer Strohdüngung eine gleichwertige Möglichkeit, den C-Gehalt des Bodens aufrechtzuerhalten. Auch wiederholte Düngung mit leicht zersetzlicher organischer Substanz führt nach SAUERBECK (1983) zu einer allmählichen Anhäufung stabilerer Humusbestandteile. Eine bei Strohdüngung gegenüber Stallmist um 30% herabgesetzte Humusbildung, die sowohl ASMUS und VÖLKER (1983) als auch CREMER (1970) feststellten, wird nach OBERLÄNDER und ROTH (1974) durch häufigere Anwendung ausgeglichen. In einer von KÄMPF (1980) aufgestellten Humusbilanz führt Strohdüngung in einer Hackfrucht-Getreide-Getreide Fruchtfolge zu einem größeren Input an organischer Substanz als Stallmistdüngung. Während DEBRUCK (1973) die Aufrecht-

* Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Abt. Bodenkunde
Postfach 3825, 5500 Trier

erhaltung des Humusgehaltes durch eine der Fruchtfolge angepaßte Stroh- und Gründüngung als gegeben ansieht, fanden BRONNER und JANIK (1974) in viehlosen Betrieben trotz quantitativem Stallmistersatz durch Stroh-, Grün- und Rübenblattdüngung um durchschnittlich 0,4% geringere Humusgehalte vor. Ein Ertragsrückgang wurde aber nicht festgestellt; u.a. wegen gestiegener Mineraldüngung.

Eine gute Relation zwischen Ertrag und Bodenaktivität sowie eine eindeutige Beziehung zwischen bodenbiologischer Aktivität und Humusgehalt sieht BECK (1974). Auch BOGUSLAWSKI, ZADRÄZIL und DEBRÜCK (1976) fanden zwischen Produktivität und Dehydrogenaseaktivität eine Übereinstimmung. JÄGGI (1974) sieht eine hohe mikrobielle Aktivität hingegen nicht generell als ein Zeichen für eine hohe Ertragsfähigkeit des Bodens an. Die Wechselbeziehungen zwischen organischer Düngung, Ertragsfähigkeit, Bodenfruchtbarkeit, insbesondere der biologischen Komponente der Bodenfruchtbarkeit, sind also nach wie vor nicht geklärt. Es fehlt vor allem an langjährigen Vergleichen unter praktischen Bedingungen.

Deshalb wurden in der Köln-Aachener Bucht 16 Böden, die mit Stallmist, Gülle oder Stroh/Gründüngung/Rübenblatt gedüngt werden auf ihre Humusbilanz, auf ihren Humusgehalt sowie auf bodenchemische, bodenphysikalische und bodenbiologische Eigenschaften untersucht.

2. Standorte

Die untersuchten Böden liegen im Raume Düren und Jülich. In Düren betragen die durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmengen ca. 580 mm (Regenschatten des Hohen Venns), so daß Stroh- und Gründüngung in einigen Jahren problematisch werden, in Jülich fallend ca. 620 mm. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt jeweils 10°C. In jedem dieser Räume wurden zwei Stallmist- und zwei Güllebetriebe sowie jeweils zwei benachbarte viehlose Betriebe ausgewählt. Die Böden sind jeweils basenreiche Parabraunerden aus LÖB.

Die Fruchtfolge, die ja einen großen Einfluß auf den Humusgehalt hat, ist ortsüblich und besteht i.d.R. aus den Gliedern Rüben-Weizen-Gerste oder Rüben-Weizen.

3. Methoden

Die angewendeten bodenchemischen Methoden entsprechen den Luft-Anweisungen; die bodenphysikalischen Methoden sind beschrieben bei SCHRÖDER und SCHULTE-KARRING (1984), die bodenbiologischen bei GEHLEN und SCHRÖDER (1985).

Die Probennahme erfolgte im April und Oktober. Es wurden 100 Einstiche je Fläche vorgenommen; Die Ergebnisse können aus Platzgründen nur als Mittelwerte dargestellt werden.

4. Ergebnisse

4.1 Humusbilanz und Humusgehalt

Der Humusbilanz liegen Annahmen über Humuszufuhr und Humuszehrung zugrunde, wie sie von ROEMER u. SCHEFFER (1959), FINCK (1976), BOGUSLAWSKI (1981) und KÖHNLEIN und VETTER (1983) angegeben werden.

Auf der Basis dieser Annahmen wurde für den Zeitraum der letzten 8-10 Jahre ein Index der Humusbilanz errechnet. Er ergibt sich aus Input (zugeführte organische Substanz) : Output (Umsetzung entsprechend der jeweiligen Fruchtfolge).

In Tab. 1 ist dieser Index für alle Betriebe dargestellt. Zusätzlich finden sich Angaben über Humusgehalte und Beginn der viehlosen Bewirtschaftung.

Tab. 1 Humusbilanz, Humusgehalt und Umstellungsjahr für die untersuchten Betriebe

Betrieb	Index	Stallmist C (%)		Betrieb	Index	C (%)	viehlos seit
(1)	0.5	0.96		(2)	1.1	0.91	(1964)
(4)	0.8	0.99		(3)	1.1	0.89	(1967)
(9)	0.9	1.04		(16)	1.3	0.77	(1965)
(13)	0.9	0.85		(11)	0.6	0.96	(1976)
	Index	Gülle C (%)	Gülle seit		Index	C (%)	viehlos seit
(7)	1.3	0.98	(1979)	(5)	1.0	1.0	(1965)
(8)	1.0	0.86	(1980)	(6)	1.2	0.71	(1977)
(12)	1.3	0.99	(1968)	(10)	1.0	0.73	(1974)
(14)	1.3	1.02	(1968)	(15)	1.4	0.95	(1954)

I > 1: Humusbilanz positiv; Eintrag > Humuszehrung

I < 1: Humusbilanz negativ; Eintrag < Humuszehrung

Es ist zu erkennen, daß der Index bei den Stallmistbetrieben unter 1 und bei den Gülle- und Strohbetrieben mit einer Ausnahme um oder über 1 liegt. Die Humusgehalte liegen bei den Stallmist- und Güllebetrieben über denen der anderen Betriebe. Dies Ergebnis muß -mit allen Unwägbarkeiten, die Felduntersuchungen aufweisen- so gedeutet werden, daß organische Masse, wenn sie den Viehmagen passiert, langsamer abgebaut wird, als wenn sie direkt in den Boden gelangt.

4.2 Bodenchemische Eigenschaften

Auf die Wiedergabe der bodenchemischen Daten muß an dieser Stelle verzichtet werden. Sie bewegen sich sämtlich im üblichen Bereich. Differenzierungen in Abhängigkeit von der Behandlung sind bei pH, P_2O_5 , K_2O , Mg und N nicht zu erkennen.

4.3 Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Porenvolumen zeigt insgesamt mittlere Werte an. Dort, wo das Gesamtporenvolumen unter 50% abfällt, nimmt meistens auch das Grobporenvolumen auf unter 10% ab und erreicht damit einen kritischen Bereich. Zugleich fallen hier Wasser- und Luftdurchlässigkeit und steigen die Eindringwiderstände (13, 7, 8, 12 und 10). Im Durchschnitt der Varianten sind keine bedeutenden Differenzen zu erkennen (Tab. 2). Aggregatstabilität und Fließgrenze lassen ebenfalls keine systematischen Unterschiede erkennen.

4.4 Bodenbiologische Eigenschaften

Die bodenbiologischen Eigenschaften Bodenatmung, mikrobielle Biomasse und Phosphate lassen keine Differenzierung zwischen den Varianten erkennen. Dehydrogenase- und Katalaseaktivität sind in den viehhaltenden Betrieben aber höher (Tab. 3).

Die Regenwurmakktivität ist in allen Varianten sehr gering.

Die bodenbiologischen Eigenschaften sind untereinander eng korreliert, korrelieren aber kaum mit dem C- und N-Gehalt und der Aggregatstabilität.

5. Diskussion und Zusammenfassung

Die Ergebnisse haben gezeigt, daß die bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften viehhaltender und viehloser Betriebe ähnlich sind. Einige bodenbiologische Eigenschaften sind hingegen auf den viehhaltenden Betrieben etwas besser, vor allem wohl wegen des höheren Humusgehaltes.

Das bedeutet, daß viehlose Betriebe der Menge nach wohl einen Ersatz für Stallmist und Gülle geschaffen haben, daß die Umsetzung dieser Ersatzstoffe aber so schnell verläuft, daß der Humusspiegel etwas abfallen kann. Der Humusspiegel liegt aber auch in den viehhaltenden Betrieben recht niedrig. Dies ist die Folge des hohen Hackfrucht- und fehlenden Futterbauanteiles, vielleicht auch der Krümenvertiefung. Hierdurch, eventuell auch durch intensive Bearbeitung und hohen Aufwand an Pflanzenschutzmitteln hat sich der Besatz an Regenwürmern stark vermindert.

Die bodenbiologischen Eigenschaften und die Aggregatsta-

bilität der untersuchten Betriebe sind ungünstiger als die der biologisch bewirtschafteten Betriebe (vgl. GEHLEN u. SCHÖRDER 1985). Der Umfang der Untersuchungen erlaubt bisher aber nur eine tendenzielle und noch keine abschließende Aussage. Aus beiden und weiteren Untersuchungen scheint sich aber anzudeuten, daß Parameter der Bodenfruchtbarkeit durch einen oder zwei ungünstige Faktoren (wenig Humus, ungünstige Fruchtfolge, hoher Pflanzenschutzaufwand, zu intensive Bodenbearbeitung) nur wenig, durch mehrere aber stärker beeinträchtigt werden.

6. Literatur

- ASMUS, F., VÖLKER, U. (1983): Einfluß von Strohdüngung auf Ertrag und Bodeneigenschaften in Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Getreideanteil. - Archiv f. Acker-, Pflanzenbau u. Bodenkd., Berlin 28, 1984, 411-417.
- BECK, Th. (1974): Der Einfluß langjähriger Monokultur auf die Bodenbelebung im Vergleich zur Fruchtfolge. - Landw. Forsch. 28, II, 268-276.
- BOGUSLAWSKI, E. v. (1981): Ackerbau. - Frankfurt a. M.
- BOGUSLAWSKI, E. v., ZADRAZIL, F., DEBRUCK, J. (1976): Der Einfluß langjähriger Stroh- und Gründüngung sowie N-Düngung auf Faktoren der Bodenfruchtbarkeit. I. Mitt.: Dehydrogenaseaktivität des Bodens. - Zeitsch. Acker u. Pflanzenbau 143, 249-258.
- BRONNER, H., JANIK, V. (1974): Bodenkundliche Untersuchungen bei rinderhaltenden und rinderlosen Zuckerrübenbaubetrieben in Oberösterreich. - Die Bodenkultur 25, 3, 223-250.
- CREMER, L.C.N. de la Lande (1970): Einige Versuchsergebnisse über das Einarbeiten von Stroh und anderen organischen Düngern auf Ton-, Sand- und ammoorigen Böden der Niederlande. - Landw. Forsch. 25, II.
- DEBRUCK, J. (1973): Die Veränderung von Faktoren der Bodenfruchtbarkeit durch langjährige Stroh-Gründüngung. - Landw. Forsch. 30, II, 167-177.
- FINCK, A. (1976): Pflanzenernährung in Stichworten. - Kiel.
- GEHLEN, P. u. D. SCHRÖDER (1985): Enzymaktivitäten, mikrobielle Biomasse und Regenwurmbesatz in "biologisch" und "konventionell" bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung. - in diesem Band.
- JÄGGI, W. (1974): Bodenmikrobiologische Untersuchungen in einem Düngungsversuch. - Schweizer Landw. Forsch. 13, 531-547.
- KÄMPF, R. (1980): Fruchtfolge aktuell. - Nürtingen, Weißenstephan.
- KICK, H., DÖRR, R. (1955): Untersuchungen zur Versorgung von Ackerböden mit organischer Masse durch Stroh- und Stallmist. - Zeitschr. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkde 70, 124-137.
- KÖHNLEIN, J., VETTER, H. (1963): Ergebnisse 10-jähriger Feldversuche mit Stroh- und Stallmistdüngung auf Parabraunerde und Heidepodsol. - Zeitschr. f. Acker- u. Pflanzenbau 117, 379-394.
- KÖHNLEIN, J., VETTER, H. (o.T.) (1983). - In: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 10. Aufl., Ruhr-Stickstoff AG, Bochum, S. 220.
- OBERLÄNDER, H.-E., ROTH, K. (1974): Ein Kleinfeldversuch über den Abbau und die Humifizierung von ¹⁴C-markiertem Stroh und Stallmist. - Die Bodenkultur 25, 111-129.
- ROEMER, Th., F. SCHEFFER (1959): Lehrbuch des Ackerbaus. - Hamburg, Berlin.
- SAUERBECK, D. (1983): Humuswirtschaft und Nährstoffhaushalt. - Vortrag Kolloquium DLG-Arbeitsgruppe, "Alternativer Landbau", Heidenheim.
- SCHRÖDER, D. u. H. SCHULTE-KARRING (1984): Nachweis 20-jähriger Wirksamkeit von Tieflockerungsmaßnahmen in lößbeeinflussten Graulehm-Pseudogleyen. - Zeitschrift f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde, 147, H. 5, 540-552.

Tab. 2 Bodenphysikalische Daten

Frühjahr 1985	Gesamt PV %	Poren >50µm %	Poren 50-10µm %	Poren 0,2-10µm %	Eindring- widerstand	Aggregatstabilität		Fließgrenze wf/%Wasser- gehalt
						Herbst 1984	Frühjahr 1985	
Stallmist	52,7 (4,6)	16,9 (3,7)	3,9 (1,0)	23,2 (2,5)	1,52 (0,40)	2,71 (0,49)	3,09 (0,56)	22,3 (0,5)
"Stroh"	53,7 (2,9)	19,0 (4,9)	3,3 (0,5)	21,0 (2,4)	1,41 (0,12)	2,91 (0,49)	2,87 (0,79)	23,0 (1,0)
Gülle	48,7 (3,6)	12,3 (6,7)	3,3 (1,6)	23,4 (4,2)	2,09 (0,45)	2,66 (0,58)	2,84 (0,71)	23,6 (0,59)
"Stroh"	50,7 (3,2)	16,8 (4,2)	3,0 (0,3)	21,1 (1,7)	1,61 (0,73)	3,17 (0,46)	2,61 (0,92)	23,0 (0,31)

Tab. 3 Bodenbiologische Daten

Herbst 1985	C %	Bodenatmung mgCO ₂ /50 gr	Biomasse mgCO ₂ /100 gr	Phosphatase µg Phenol	DHG µg TPF/5 gr	Katalase ohne Dim.	Zelluloseabbau in %
Stallmist	0,96 (0,10)	4,4 (1,1)	7,0 (1,6)	39 (18)	417 (139)	5,5 (2,4)	
"Stroh"	0,93 (0,11)	4,0 (0,9)	7,3 (1,4)	43 (9)	380 (86)	5,3 (1,7)	
Gülle	0,99 (0,06)	4,3 (0,3)	7,4 (1,0)	36 (15)	406 (81)	4,9 (0,6)	
"Stroh"	0,87 (0,14)	4,4 (1,1)	7,7 (1,2)	42 (8)	383 (38)	4,7 (0,8)	
Frühjahr 1985							
Stallmist	0,96 (0,08)	2,4 (0,4)	5,4 (1,0)	39 (11)	444 (223)	4,6 (2,1)	41,8 (15,2)
"Stroh"	0,88 (0,08)	2,5 (0,8)	4,0 (0,4)	42 (4)	320 (92)	3,6 (1,8)	52,6 (5,6)
Gülle	0,96 (0,07)	2,5 (4,8)	10,3 (7,5)	42 (9)	550 (336)	5,4 (2,6)	41,3 (9,5)
"Stroh"	0,86 (0,16)	3,0 (0,4)	6,2 (1,9)	40 (4)	366 (139)	4,8 (2,9)	42,1 (19,8)

Zahlen in Klammern = Standardabweichung

Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und
Nährstoffgehalten zweier Schläge auf Löss-Parabraunerden

von

Springob, G., R. Anlauf, K.C. Kersebaum u. J. Richter ^{*)}

Einleitung: Die Kennzeichnung von Bodeneigenschaften und Nährstoffgehalten sowie eine daraus resultierende Düngeempfehlung erfolgt meist durch Mittelwerte. Man beprobt charakteristische Teilstücke oder die gesamte Fläche in einem Netz von Einstichen, mischt die Einzelproben und analysiert die Mischprobe. Sofern räumliche Unabhängigkeit der Messpunkte besteht und die Streuung sowie die Art der statistischen Verteilung der Einzelwerte bekannt ist, lassen Verfahren der klassischen Statistik Aussagen über die Sicherheit des Mittelwertes zu. Die vorliegende Untersuchung sollte zur Klärung der Fragen beitragen, inwieweit auf äußerlich einheitlich erscheinenden Lössflächen bezüglich einiger Bodeneigenschaften und Nährstoffe räumliche Abhängigkeiten bestehen und wie groß die Variabilität der gemessenen Größen sein kann. Die Kenntnis dieser Verhältnisse ist wichtig für die exakte Beurteilung solcher Flächen insbesondere im Hinblick auf die Probenahme, für die Planung von Düngungsversuchen sowie für die Kalibrierung von Simulationsmodellen mit Hilfe vergleichender Feldmessungen. Die Ursachen der Variabilität waren nicht Gegenstand dieser Arbeit.

Das hier angewandte Konzept regionalisierter Variabler (Variogrammanalyse und Kriging-Interpolationsverfahren) wurde von MATHERON (1971) für den Erzbergbau entwickelt. Bodenkundliche Anwendungen beschreiben z.B. BURGESS u. WEBSTER (1981) und DAHIYA et al.(1984)

Die räumliche Abhängigkeit von Messpunkten - hier Einstiche bei der Bodenprobenahme - wird in Form von Variogrammen dargestellt. Die Variogramme können in der Kriging-Interpolationsmethode benutzt werden, um Verteilungskarten für die auf der Fläche untersuchten Merkmale zu zeichnen. Zu interpolierende Werte werden aus einer Reihe von Nachbarpunkten berechnet, die je nach ihrer Entfernung gemäß der Variogrammfunktion gewichtet werden. Gegenüber anderen Verfahren führt Kriging zu unverzerrten Schätzwerten und hat den Vorteil, daß die Schätzvarianz der interpolierten Werte bekannt ist und rechnerisch minimiert wird. Die durch

^{*)} Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Kriging berechnete Varianz ist bei räumlich abhängigen Größen kleiner als die klassische, weshalb weniger Messpunkte nötig sind, um ein Merkmal mit gleicher Sicherheit zu erfassen. (Einzelheiten bei ANLAUF u.a., 1985)

Material und Methoden: Bei den Versuchsflächen handelte es sich um einen fast ebenen, 36 ha großen und einen stark geneigten, 10 ha großen Schlag auf tiefgründigen Löss-Parabraunerden. Die Probenahme auf dem kleineren Schlag erfolgte im Februar vor der N-Düngung zu Zuckerrüben an allen 50 Knotenpunkten eines 30x30m Rasters. Auf dem größeren Schlag wurden die Proben an 72 zufallsgemäß ausgewählten (von 144 möglichen) Messpunkten eines 40x40 m Rasters entnommen, jedoch erst nach der N-Düngung zu Zuckerrüben im April. Je Messpunkt wurde eine Mischprobe aus drei Einstichen mit dem Nmin-Bohrer hergestellt (0-30, 30-60 und 60-90 cm). Die Proben wurden einzeln auf Nmin, K, Mg(CaCl₂), aust. K(NH₄acetat), Tongehalt und Gehalt an Corg. untersucht. Aus den Einzelwerten wurden mittels Kriging Verteilungskarten durch Interpolation von bis zu 3500 Schätzwerten im Abstand von 10m gezeichnet. Alle Berechnungen sowie das Zeichnen der Karten und der Variogramme erfolgten am MC Duet 16 (Intel 86/87 Prozessoren)

Auf dem 10ha-Schlag wurden zusätzlich Anfang Juli in den von der Karte ausgewiesenen Bereichen gleicher Nährstoffversorgung Blattproben von Zuckerrüben entnommen und auf K sowie Mg untersucht. Je Messpunkt wurden 20 gerade voll entwickelte Blattspalten im Umkreis von ca. 2 m entnommen und zu einer Mischprobe verarbeitet.

Ergebnisse: Die Kaliumgehalte variierten auf beiden Schlägen und in allen Tiefen stark, am stärksten jedoch in 30-60 cm Tiefe, wo nach klassischer Berechnung für den 36 ha-Schlag 167 (!) Einstiche erforderlich wären, um einen Wert zu erhalten, der mit einer Wahrscheinlichkeit von 90% innerhalb von $\pm 10\%$ vom echten Mittelwert liegt. Durch Kriging reduziert sich diese Anzahl bei gleicher Sicherheit auf 44 Einstiche. Letzteres liegt vor allem daran, daß die Varianz bei klassischer Berechnung stark überschätzt wird.

Der Unterboden zeigt eine ähnliche K-Verteilung wie der Oberboden (Abb. 1e,f), obwohl keine Korrelation zwischen den Einzelwerten bestand. Die räumliche Abhängigkeit (Abb. 1a,c) war beim 10ha-Schlag stärker ausgeprägt, jedoch war auch beim 36ha-Schlag ein Anstieg der Variogramm-funktion noch bis über 450 m Abstand zwischen zwei Messpunkten zu erkennen. In diesem Bereich sind die Voraussetzungen für die Anwendung klassischer statistischer Methoden nicht gegeben.

Die Mg(CaCl₂)-Werte zeigten beim 36ha-Schlag eine sehr geringe Streubreite und keine räumliche Abhängigkeit. Mit nur 5! Einstichen ist auf dieser immerhin 36ha großen Fläche der Mittelwert in einem Bereich von $\pm 10\%$ mit 90%iger Sicherheit zu erfassen. Beim 10ha-Schlag ist die Streubreite der Messwerte nur wenig größer, die räumliche Abhängigkeit aber sehr stark ausgeprägt (Abb. 2a). Ober- und Unterboden (Abb. 2c,d) zeigen ähnliche Muster, die Spannbreite der Werte ist im Unterboden jedoch wesentlich größer, das Verteilungsmuster in Abb. 2c erscheint daher differenzierter.

Die Mg-Verteilungskarte wurde mit sehr engen Abstufungen gezeichnet (1-mg-Schritte). Dennoch spiegelt sich die von der Karte ausgewiesene

Mg-Verteilung im Boden in den Mg-Gehalten von Zuckerrübenblättern wieder, die in den in Abb.2b dargestellten Bereichen gleicher Mg-Gehalte des Bodens entnommen wurden. Es bestand gleichzeitig eine enge Beziehung der Mg-Gehalte in der TS zu den Mg(CaCl₂)-Gehalten im Unterboden.

Die N-Werte, beim 10ha-Schlag vor der Düngung im Frühjahr bestimmt, zeigten dort keine räumliche Abhängigkeit, sondern waren zufallsgemäß verteilt. Beim 36ha-Schlag war vor der Probenahme nach routinemäßiger N_{min}-Untersuchung (56 kg/ha) auf einen Sollwert von 190kg N/ha aufgedüngt worden. Der aus 72 Messpunkten im 40x40 m-Raster berechnete, tatsächliche Mittelwert, lag bei 225 kg. Auf drei Vierteln der Fläche wurde der angestrebte Wert von 190kg/ha recht genau eingehalten, auf den übrigen 10 ha jedoch um mehr als 100kg überschritten (Abb.3b).

Die Streuung der N-Gehalte nimmt mit der Tiefe zu. Nach klassischer Berechnung wären in 0-30, 30-60 und 60-90cm Tiefe je 45, 51 und 55 Einstiche zur Ermittlung eines Mittelwertes mit o.a. Sicherheit erforderlich. Kriging vermindert die Anzahl auf 28, 35 und 45 Einstiche (Abb. 4).

Ein Mittelwert führt hier jedoch, auch wenn er mit großem Aufwand und hoher Präzision bestimmt wird, zu einer falschen Beurteilung der Nährstoffsituation dieser Fläche. Selbst bei exakter Einhaltung des Sollwertes von 190kg im Mittel der Fläche stünde der Pflanze an keiner Stelle wirklich diese Menge zur Verfügung. Vielmehr wäre ein Teil des Schlages unter-, ein anderer überversorgt. Bei Ertragsmessungen zur Eichung von Bodenuntersuchungsergebnissen ist zu bedenken, daß Flächen mit gleichem Mittelwert unterschiedliche Erträge alleine deshalb hervorbringen können, weil auf einer Fläche mit geringer Variabilität der Mittelwert dem entspricht, was der Pflanze an Nährstoffen zur Verfügung steht, bei großer Variabilität aber Bereiche der Unter- und Überversorgung den Eindruck erzeugen, als sei der Schlag gleich gut versorgt. Diese Aussage gilt analog auch für andere Nährstoffe, wenn eine ähnlich große Variabilität vorliegt. Für die Düngerberatung ergibt sich die Forderung nach differenzierter Betrachtung zumindest sehr großer Schläge, z.B. durch getrennte Beprobung von Teilflächen.

Literatur:

ANLAUF, R., I.S. DAHIYA und J. RICHTER, 1985: Geostatistische Untersuchung von Grundwasserdaten aus Nord-Indien. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenk. Gesellsch.*, dieser Band.

BURGESS, T.M. and R.WEBSTER, 1980: Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties. IV: Sampling strategy. *J. Soil Sc.* 32, 643-59.

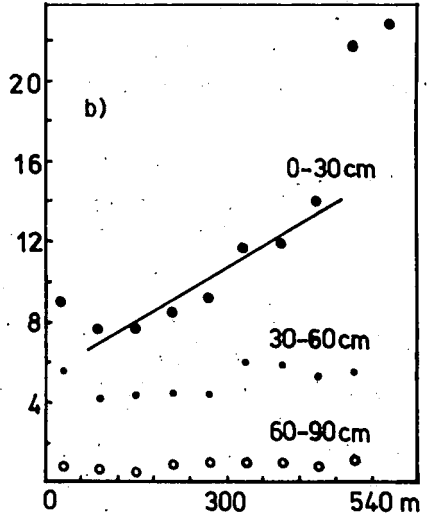
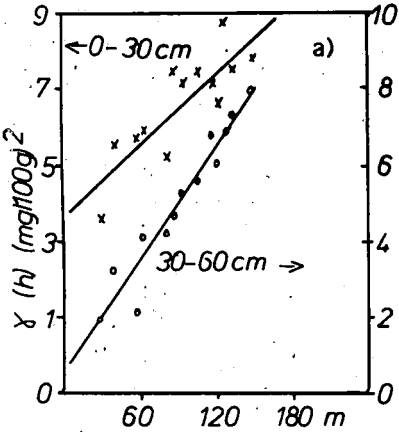
DAHIYA, I.S., J. RICHTER and R.S. MALIK, 1984: Soil Spatial Variability: A Review. *J.Trop. Agri.*, II, 1, 1-102

MATHERON, G., 1971: The Theory of Regionalized Variables and its Applications. Les Chiers du centre de Morphologie Mathématique. Fas. 5, G.G. Fontainebleau, Ecole Nationale Supérieure des Mines, Paris.

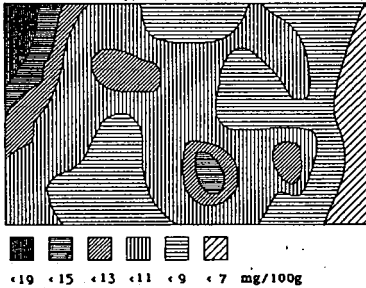
Abb. 1 a-f: Kalium

a) Variogramme, 10ha-Schlag
 b) Variogramme, 36ha-Schlag

c,e) K-Verteilung, 10ha-Schlag
 d,f) K-Verteilung, 36ha-Schlag



c) **K (0-30 cm)** $\bar{x}=11.9 \text{ mg}/100\text{g}$, $s=2.7$, $VC=22.7$



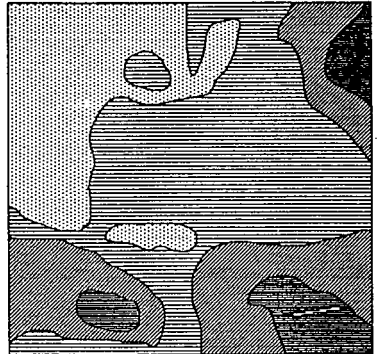
<19 <15 <13 <11 <9 $<7 \text{ mg}/100\text{g}$

e) **K (30-60 cm)** $\bar{x}=5.8 \text{ mg}/100\text{g}$, $s=2.7$, $VC=43.8$



<15 <13 <11 <9 <7 <5 $<3 \text{ mg}/100 \text{ g}$

d)

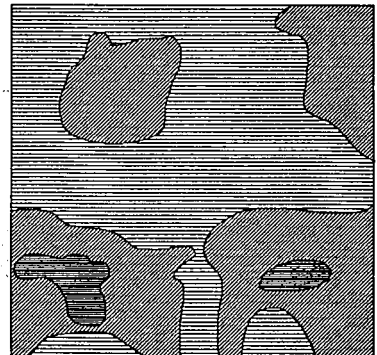


K (0-30cm):

 $\bar{x}=9.3 \text{ mg}/100\text{g}$ <14 <12 <10 $<8 \text{ mg}/100\text{g}$

 $s=3.1$, $VC=33.5 \%$

f)



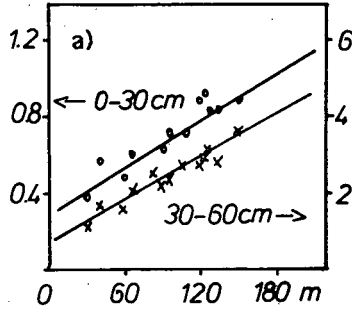
K (30-60cm):

 $\bar{x}=2.8 \text{ mg}/100\text{g}$ <6 <4 $<2 \text{ mg}/100\text{g}$

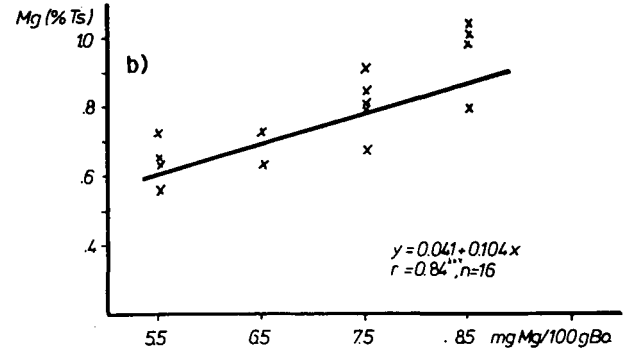
 $s=2.2$, $VC=78.5 \%$

Abb. 2 a-c: Magnesium

a) Variogramme,
10ha-Schlag

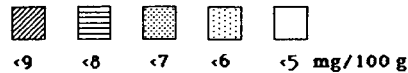
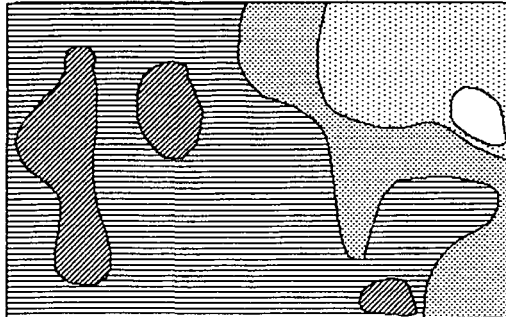


b) Beziehung zwischen
den Mg-Gehalten in
der Trockensubstanz
von Zuckerrübenblät-
tern und den von der
Karte (Abb. c) ausge-
wiesenen Mg-Gehalten
des Bodens.



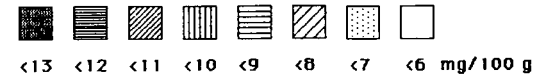
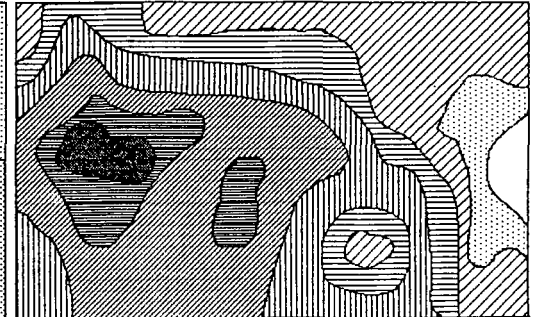
c)

Mg (0-30 cm) $\bar{x}=7.3$ mg/100g, $s=0.97$ VC=13.4%



d)

Mg (30-60 cm) $\bar{x}=9.2$ mg/100g, $s=1.93$, VC=21.1%



c,d) Mg-Verteilungsmuster

Abb. 3: Variogramme und Verteilungsmuster für N_{min} auf dem 36ha-Schlag.

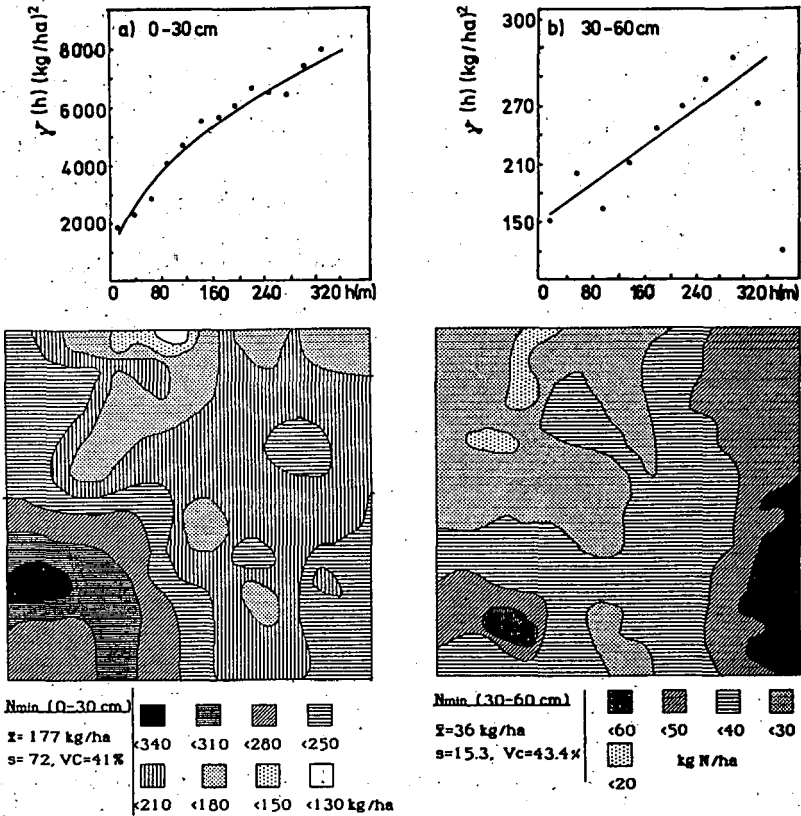
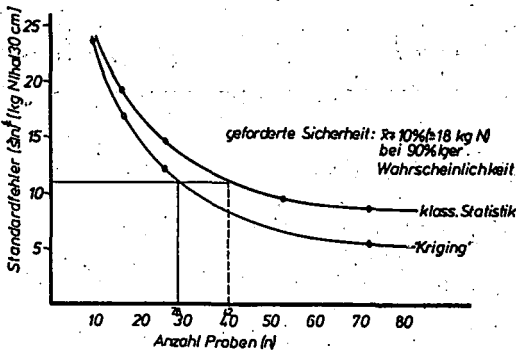


Abb. 4: Abhängigkeit des Standardfehlers des Mittelwertes von der Probenzahl bei klassischer Berechnung und bei Anwendung von Kriging: (36ha-Schlag, 0-30cm).



Bestimmung der Wurzel-dichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe
unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben

von

Westing, A. u. H. Söchtig*)

1. Einleitung

Die Bestimmung der Wurzel-dichte im Boden bzw. der Wurzel-Längen-Dichte ist ein viel diskutiertes Problem (BÜHM 1979, 1984). Die Entnahme von Bodenmonolithen und die Auswaschung der Wurzeln daraus ist zeit- und personalaufwendig. Die Profilwandmethode, die eine Bestimmung der Wurzellängen am Bodenprofil zuläßt (KÜPKE 1979), erfordert einen Korrekturfaktor, um die tatsächlich meßbare Wurzellänge im Boden zu ermitteln. Die hier vorgestellte Bohrkernmethode ist vom Prinzip her zwar nicht neu (WELBANK et al. 1974), jedoch sind verschiedene Veränderungen eingearbeitet, wodurch sich die Methode auch für umfangreiche Untersuchungen eignet.

2. Methode

Vor der Entnahme der Bodenproben zur Bestimmung der Wurzel-dichte wird bei Getreide eine Probestreife von 0,5 m² abgeerntet, bei Zuckerrüben werden Einzelpflanzen entnommen. Die Pflanzen der Ernteproben sollen dem mittleren Bestand des jeweiligen Standortes entsprechen. In den Boden der abgeernteten Getreideparzelle wird die Rammsonde (Abbildung 1), gefertigt aus einem Hochdruck-Heißdampf-Rohr, mittels "Wacker-Hammer" (Bohr- und Aufbruchhammer BHF 30 S, Wacker-Werke, Preussenstraße 41, D-8000 München 40; Rammhaube und Zubehör auf Anfrage) getrieben. Dabei erfolgen die Bohrungen jeweils nur in der Reihe auf gesund entwickelten Einzelpflanzen. Dadurch wird einerseits der unwillkürlichen Bevorzugung eines bestimmten Teiles der Parzelle vorgebeugt, andererseits werden lokale Einflüsse wie mangelhafter Feldaufgang oder Schädlingsbefall ausgeschlossen. Die Bohrungen werden bei Getreide in mindestens 3facher Wiederholung durchgeführt, bei Zuckerrüben in 6facher Wiederholung: 3 Bohrungen in unmittelbarer Nähe von je 3 Rüben und 3 Bohrungen in größtmöglichem Abstand von 3 Rüben zwischen den 2 Rübenreihen (Abbildung 2).

Die Rammsonde wird 1 m tief in den Boden getrieben und mit Hilfe einer Kettenwinde (Kettenwinde Yale, Laufkette 1 x 1,2; Hubhöhe 135 cm, 3 t, Eaton GmbH, D-5620 Velbert 1), die in einem Dreibeck (WELBANK et al. 1974, ELLIS and BARNES o. J.) hängt, aus dem Boden gezogen. Durch Verwendung mehrerer Rammsonden läßt sich das Verfahren beschleunigen.

An der Rammsonde kann seitlich ein Deckel abgehoben werden (Abbildung 1). Durch diese Öffnung kann die darin befindliche Bodensäule in Abschnitte zerlegt werden. In unseren Untersuchungen wurde eine 10 cm-Einteilung gewählt. Die Auflösung der Tiefenverteilung der Wurzeln ist genügend groß bei gleichzeitig vertretbarem Aufwand für die Aufarbeitung der Proben.

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

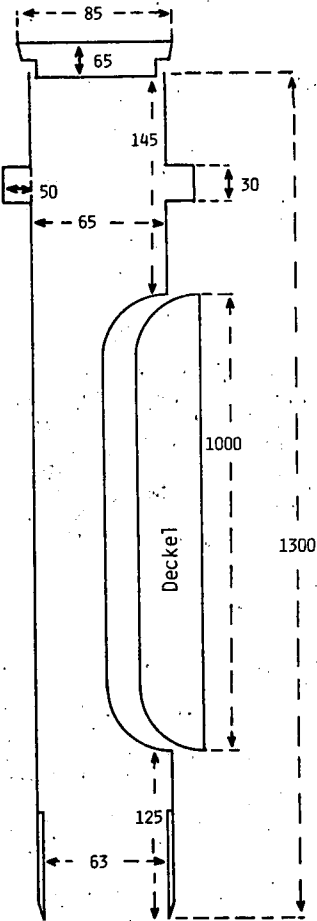


Abb. 1: Konstruktion der Rammsonde, Maße in mm, Material: Hochdruck-Heißdampf-Rohr, Stahl 37-2

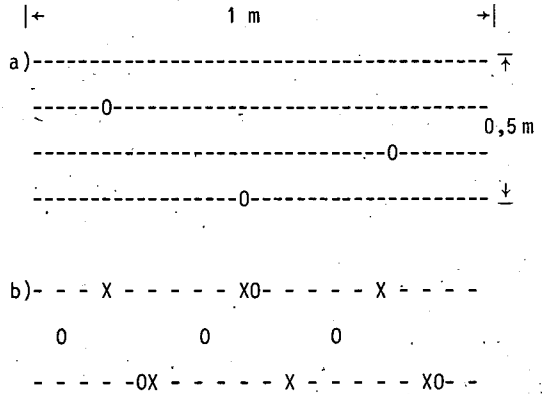


Abb. 2: Lage der Bohrungen in einem Getreidebestand (a) und in einem Zuckerrübenbestand (b); 0 = Bohrungen; X = Zuckerrübenpflanzen

Die Bodenabschnitte haben einen Durchmesser von 63 mm. Nach dem Eintüten in handelsübliche Gefrierbeutel werden die Proben tiefgefroren und können so unabhängig vom Entnahmeterrin aufgearbeitet werden.

Zur Trennung der Wurzeln vom Boden werden die Proben in ca. 60 °C warmes Wasser gelegt. Selbst tonreiche Böden suspendieren in relativ kurzer Zeit. Dabei tritt nur eine geringe mechanische Beeinflussung der Proben auf, und eine schonende Trennung des Bodens von den Wurzeln ist damit gewährleistet. Nach etwa 30 min wird die gesamte Bodensuspension mit den Wurzeln in ein Analysensieb mit einer Maschenweite von 0,63 mm überspült. Mit einem feinen Wasserstrahl wird der Boden durch das Sieb gewaschen. Es bleiben die Wurzeln und - wenn es sich um eine Bodenprobe aus den oberen 30 cm handelt - auch Reste wenig zersetzer organischer Substanz zurück. Die Wurzeln werden mit einer Pinzette aus dem Sieb gelesen und in ein mit Wasser gefülltes Probenschälchen über-

führt. Kann die Länge der Wurzeln nicht sofort nach dem Auswaschen bestimmt werden, müssen die Wurzeln durch einen Zusatz von 10 % Isopropanol konserviert werden.

Die Wurzeln werden zur Bestimmung ihrer Länge in eine Plexiglasschale von der Größe 30 x 40 cm gegeben und zufällig verteilt (BÜHM 1979). Die Plexiglasschale wurde vorher mit einem Raster von 1 cm Kantenlänge unterlegt, bei einer sehr hohen Dichte wird ein Raster von 2 cm Kantenlänge verwendet. Zur Bestimmung der Länge der Wurzeln werden nun alle Schnittpunkte der waagerechten und senkrechten Linien gezählt und addiert. Durch Multiplikation mit 0,786 bzw. 1,57 (das entspricht $\pi/4$ bzw. $\pi/2$ bei 1 cm bzw. 2 cm Kantenlänge) erhält man die Länge der

Wurzeln in cm (TENNANT 1975). Dieser Wert muß durch das Volumen der Probe (312 cm^3) dividiert werden, um die Gesamtwurzellänge in der Probe auf die Wurzelichte zu errechnen.

3. Diskussion der Methode und Ergebnisse von Wurzelichtmessungen

Die Methode hat gegenüber anderen zur Bestimmung der Wurzelichte im Boden angewendeten verschiedene Vorteile: Der Zeitbedarf für die Probenahmen ist relativ gering. Es können an verschiedenen Standorten von 2 Personen insgesamt 18 Bohrungen bis 1 m Tiefe pro Tag vorgenommen werden. Lediglich auf stark schotterhaltigen Böden und Böden mit hoher Wassersättigung kann mit der verwendeten Einrichtung nicht gebohrt werden.

Gemessen an anderen Methoden (Profilwand (KÜPKE 1979)) ist das Ausmaß der Zerstörung des Bestandes gering. Die Bohrlöcher sind leicht wieder zu verfüllen. Ein ganz wesentlicher Vorteil besteht in der Probenahme aus ungestörten Profilen.

Durch die "Auftau-Suspendierung" der Wurzeln ist eine schonende Trennung von Boden und Wurzeln gewährleistet. Bei allen mechanischen, hydromechanischen oder hydraulischen Methoden werden die Wurzeln aus dem Boden herausgeschwemmt (WELBANK et al. 1974). Dabei reiben Bodenteilchen und Sand ständig an den Wurzeln, was zu Zerstörungen des Wurzelmaterials und Verlusten beim Auswaschen führt. Darüber hinaus hat das Auswaschen von Hand den Vorteil, daß dem Bodentyp bzw. den Eigenheiten der Probe die Auswaschungszeit individuell angepaßt werden kann.

Die Automatisierung des Auszählens der Wurzeln wurde erwogen. Da bei den automatischen Systemen für eine Probe relativ viel Zeit benötigt und die Vorbereitung zur Messung sehr langwierig ist, wurde diese nicht realisiert.

Als Beispiel für die Standortuntersuchung werden Ergebnisse aus dem Jahre 1983 von 3 Standorten vorgestellt. Diese unterscheiden sich im Profilaufbau und in der Horizontierung erheblich. Während "Hang oben" nur eine Profilmächtigkeit von 60 cm vorgefunden wird, nimmt die Profiltiefe "Hang unten" bis auf 3 m zu. Bei der gesamten Meßfläche liegt unter umgelagertem degradierten Löß Emscher Mergel mit einem Tongehalt von ca. 35 %. Die Abbildung 3 zeigt keine Unterschiede in der Wurzelichte des Bodens zwischen den Hangpositionen. Die Wurzelichte nahm zwar erwartungsgemäß mit zunehmender Bodentiefe ab, jedoch blieben die großen Profilunterschiede ohne jeden Einfluß. Offensichtlich wurden alle Profile, gleich welcher Struktur oder Textur, gleich gut durchwurzelt. Auch im Jahre 1984, in dem die Messungen auf ein Einzugsgebiet ausgedehnt wurden, zeigte sich kein Einfluß des Profilaufbaues, wobei allerdings in staunassen Böden die Wurzelichte noch nicht gemessen wurde (Abbildung 4).

Deutlich konnte der Unterschied zwischen den Pflanzenarten erfaßt werden (Abbildung 4). Während die Zuckerrüben eine Wurzelichte von $2 - 5 \text{ cm/cm}^3$ in 0 - 10 cm Bodentiefe aufwiesen, konnte bei Getreide in dieser Bodenschicht eine Wurzelichte von $8 - 13 \text{ cm/cm}^3$ gemessen werden. Mit zunehmender Bodentiefe nahm die Wurzelichte auf weniger als $0,1 \text{ cm/cm}^3$ in der Bodenschicht 90 - 100 cm ab. Damit liegen die gemessenen Längen der Wurzeln und die daraus errechneten Wurzelichten z. T. erheblich höher als in der Literatur angegeben wird (SCHMIDT 1979, DUMBECK und HARRACH 1985).

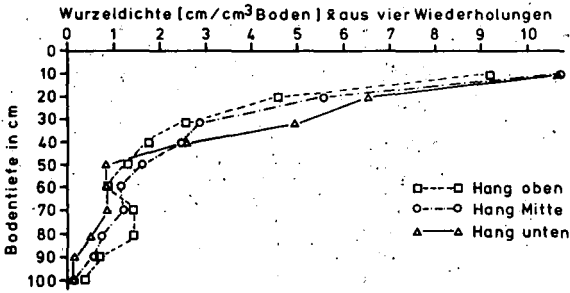


Abb. 3: Wurzeldichte in Abhängigkeit von der Bodentiefe und der Hangposition, Meßhang, 1983

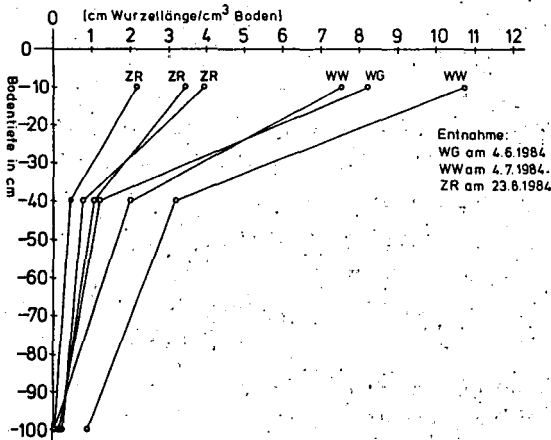


Abb. 4: Wurzeldichte bei Getreide und Zuckerrüben an 6 Standorten, 1984

4. Zusammenfassung

Die Konstruktion einer Rammsonde für die Entnahme von Bodenproben zur Bestimmung der Wurzeldichte im Boden wird vorgestellt. Damit wurde die Wurzeldichte unter Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrüben bis zu einer Profiltiefe von 1 m bestimmt. Die Wurzeldichte (Wurzellänge in cm/cm^3 Boden) beträgt zur Zeit der Blüte bei Getreide 8 - 13 cm/cm^3 in 0 - 10 cm Bodentiefe und nimmt auf etwa 0,1 cm/cm^3 in 90 - 100 cm ab. Bei Zuckerrüben beträgt die Wurzeldichte zur Zeit der Hauptwachstumsphase (August) 2 - 5 cm/cm^3 in 0 - 10 cm Bodentiefe und nimmt in 90 - 100 cm auf 0,01 - 0,2 cm/cm^3 ab. Der Einfluß der Horizontierung und Schichtung der Böden auf die Wurzeldichte war unerwartet gering.

5. Literatur

- BÜHM, W. (1979): Methods of studying root systems. - Springer-Verlag Berlin.
- BÜHM, W. (1984): Die Entwicklung der Feldmethoden zum Studium der Pflanzenwurzeln seit der Mitte des 19. Jahrhunderts. - Sudhoffs Archiv 68, Heft 2, Franz Steiner Verlag Wiesbaden GmbH, Stuttgart.
- KÖPKE, U. (1979): Ein Vergleich von Feldmethoden zur Bestimmung des Wurzelwachstums bei landwirtschaftlichen Kulturpflanzen.-Diss. Göttingen.
- WELBANK, P. J., GIBB, M. J., TAYLOR, P. J. WILLIAMS, E. D. (1974): Root growth of cereal crops. - Rothamsted Exp. Stat. Report 1973, part 2, p. 26 - 66.
- ELLIS, F. B. and BARNES, B. T. (o. J.): A rapid method for estimating the amount and distribution of crop roots in the field. - Agric. Research. Council, Letcombe Lab., Wantage, OX12 9JT, England.
- TENNANT, D. (1975): A test of a modified line intersect method of estimating root length. - J. Ecology 63, 995 - 1001.
- SCHMIDT, H. (1979): Ertragsbildung von Zuckerrüben in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der N-Düngung. - Dipl.-Arbeit Göttingen, unveröff.
- DUMBECK, G. und HARRACH, T. (1985): Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungsverfahren auf das Bodengefüge und die Durchwurzelung. - Ber. über die Tagung der Bodenspezialisten der Länder, 12./13.06.1985, Rauischholzhausen, "Bodenbearbeitungssysteme und Bodenstruktur", Hess. Ldw. Versuchsanstalt.



K O M M I S S I O N

V



NICHT-HYDROGENE UND HYDROGENE BODENMERKMALE
IN DER ZENTRAL-SAHARA

von

Alaily, F. ⁺)

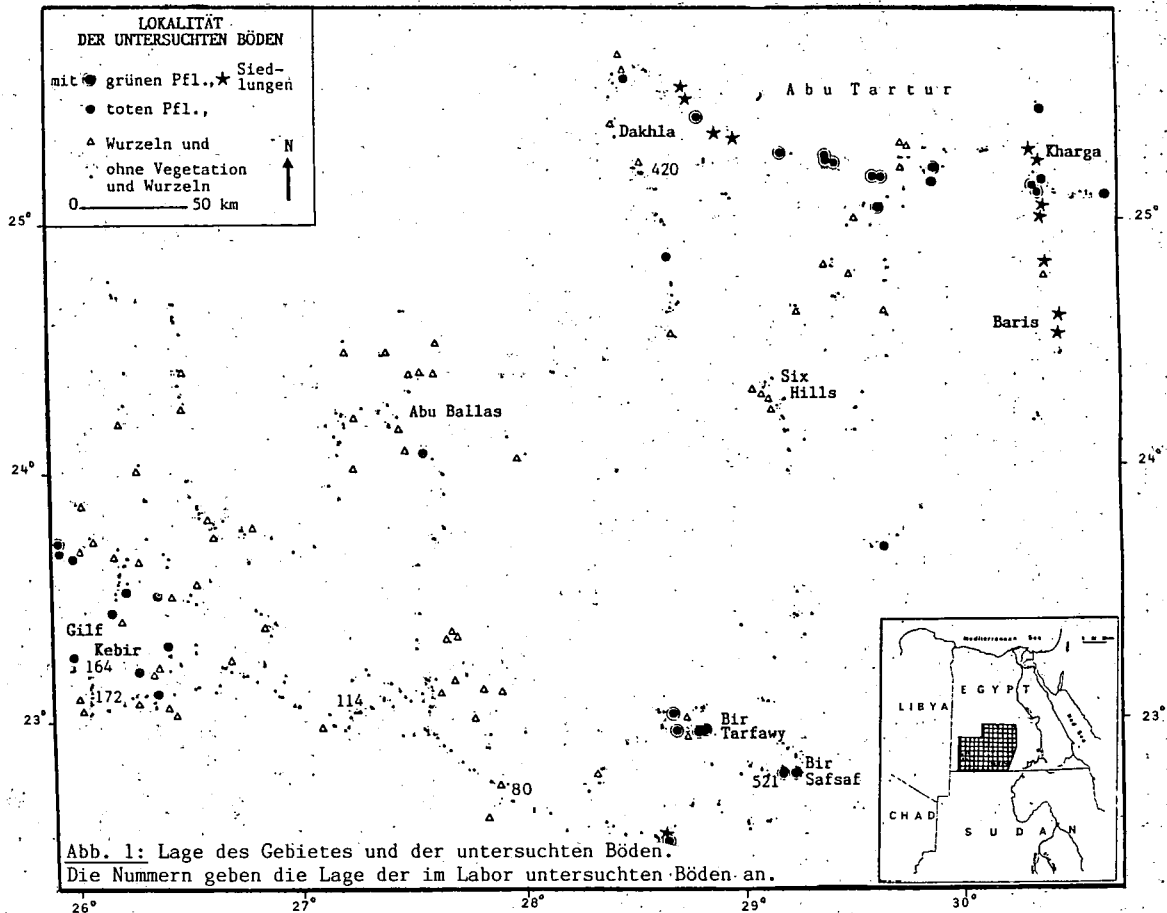
Im Rahmen eines DFG-Sonderforschungsbereiches sollte für den trockensten Bereich der Sahara in SW-Ägypten (Abb. 1) eine Boden- (ALAILY, 1983 und BLUME et al., 1984) und Landnutzungskarte erstellt werden. Dafür wurden 4 Expeditionen durchgeführt und mehr als 800 Bodenprofile im Gelände untersucht. Die Böden zeigten sowohl Merkmale, die ohne Wassereinfluß (nicht-hydrogen), als auch Merkmale, die mit Hilfe von Wasser (hydrogen) entstehen. Aus der regionalen Verteilung der hydrogenen sowie nicht-hydrogenen Merkmale und ihrer Ausprägung sowie Stabilität können die Klima- und Grundwasserverhältnisse im Untersuchungsgebiet abgeschätzt werden.

1. KLIMA

Nach den Daten der meteorologischen Stationen von Dakhla und Kharga (nicht für das gesamte Gebiet repräsentativ) liegen die durchschnittlichen Jahresniederschläge bei 0,5 bzw. 0,8 mm. Die maximalen Niederschlagsmengen von einem Tag, die im Laufe von 44 Jahren (1931-1975) auftraten, sind 8,0 bzw. 7,5 mm. Diese Wassermengen können den Boden maximal bis 10 cm Tiefe befeuchten. Außerdem deuten die Zahlen darauf hin, daß die Niederschlagsereignisse nach mehreren trockenen Jahren innerhalb von wenigen Tagen stattfinden.

Während unseres Aufenthaltes in dem Gebiet von Dezember und Januar bildete sich an ca. 6 Tagen in den frühen Morgenstunden Tauwasser. Es befeuchtete allerdings nur die obersten 5 mm des Bodens und verdunstete innerhalb einer Stunde nach Sonnenaufgang.

* Institut für Ökologie der TU-Berlin, Salzuffer 11-12,
1000 Berlin 10.



Die relative Luftfeuchte im Jahresdurchschnitt beträgt 29%. Bei Bir Tarfawie wurden im August 1982 an vier nacheinander folgenden Tagen eine relative Luftfeuchte von weniger als 7% (während des Tages) gemessen. Die täglichen und jährlichen Bodentemperaturschwankungen sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Tägliche und jährliche Bodentemperaturschwankungen.

Tiefe in cm	Temperaturschwankungen in °C	
	tägliche	jährliche
5*	11,4	39,2
10*	6,2	28,8
20*	2,1	25,0
50*	0,5	18,6
100**	0	8,2

2. NICHT-HYDROGENE BODENMERKMALE

Wegen der genannten Klimaverhältnisse enthielten die terrestrischen Böden zur Zeit der Probenahme (Winter 1981, 1982, 1983 und 1984) weniger als 0,5% Wasser. Außerdem sind die Böden extrem humusarm und haben (sogar sandige Böden auf Kuppenlage) eine relative hohe Lagerungsdichte von durchschnittlich 1,72 g/cm³, ein plattiges Oberbodengefüge sowie sandgefüllte polygonale Spalten (ALAILY und BLUME, 1983).

Abgesehen von den Spalten der Vertisole ist (insb. bei sandigen Böden) ihre Entstehung sowie die hohe Lagerungsdichte der Böden und das plattige Oberbodengefüge ohne Wassereinwirkung erklärbar: Durch die täglichen und jährlichen Bodentemperaturschwankungen dehnen und schrumpfen die Bodenminerale, dabei werden sie ungeordnet, was zu einer höheren Lagerungsdichte führt. Bei weiterer Dehnung der Minerale werden sie durch Kohäsionskräfte zu einer kohärenten Bodenmasse zusammengedrückt und zusammengehalten. Durch Schrumpfung kann die kohärente Bodenmasse in Spalten zerreißen. Schließlich werden die Spalten mit Flugsand gefüllt und konserviert. Bei wiederholter Schrumpfung der Bodenmasse können die Spalten erweitert werden.

Für die Entstehung des plattigen Oberbodengefüges können hohe Temperaturschwankungen der Bodenoberfläche und die geringe Wärmeleitfähigkeit des Bodens verantwortlich gemacht werden. Die Dehnungs- und Schrumpfungsbeträge von der Bodenoberfläche in Richtung Unterboden müssen rasch

* Aus den täglichen Temperaturdaten (1982) der meteorologischen Station East-Oweinat ermittelt.

** Aus den durchschnittlichen Monatstemperaturdaten der meteorologischen Station Dakhla (1964-1975) ermittelt.

abnehmen. Dies kann horizontale Spannungen im Oberboden verursachen, die zur horizontalen Spaltung und somit zur plattigen Gefügebildung führt.

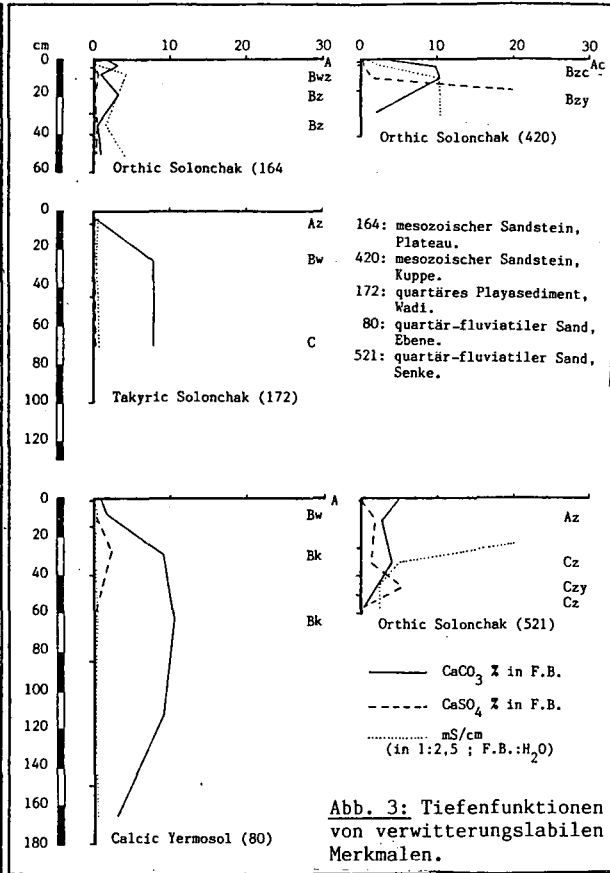
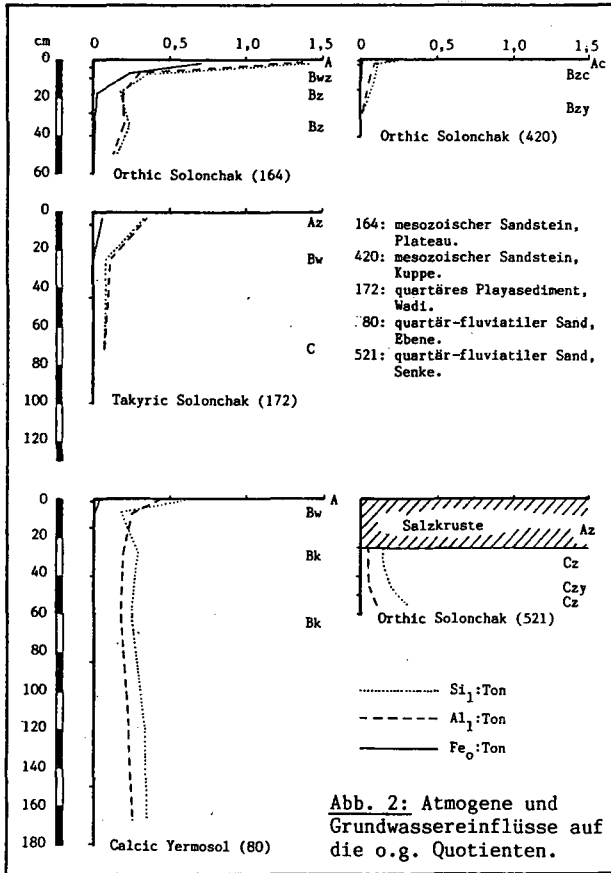
2. HYDROGENE BODENMERKMALE

Neben den genannten nicht-hydrogenen Merkmalen besitzen fast alle Böden auch hydrogene Merkmale. Mit wenigen Ausnahmen sind die Böden (in unterschiedlicher Intensität) verbraunt. Einige tonreiche Böden in den Niederungen von Dakhla-Kharga-Baris sowie bei Abu Ballas weisen Slikensides auf. Lehmige Böden der Senken des Gifl Kebirs sowie zwischen Dakhla und Kharga besitzen zum Teil ein takyrisches Gefüge. Alle diese Eigenschaften deuten daraufhin, daß die Böden gelegentlich vom atmogenen Wasser beeinflusst werden oder beeinflusst wurden.

In den Niederungen von Tarfawie und denen der Oasen Dakhla, Kharga und Baris sind die Böden stark mit Karbonaten und/oder Gips und/oder Salz angereichert. Sie sind extrem trocken und besitzen einen schwach verrosten Unterboden, was auf früheres hoch anstehendes Grundwasser hindeutet. Nur in kleinen Flächen und z.T. unter Acker sind die Böden durch den heutigen hohen Grundwasserstand geprägt. Auf solchen Flächen mit hohen Grundwasserständen kommen grüne Pflanzen vor. Im terrestrischen Bereich wurden Pflanzen bzw. ihre Reste nur in Wadis oder Senken von Hügellandschaften beobachtet (Abb. 1). Das Verteilungsmuster der grünen sowie toten Pflanzen und Wurzeln dieser Bereiche deutet daraufhin, daß die Niederschläge im zentralen und südöstlichen Bereich extrem selten, im Bereich der Oasen weniger selten und im Bereich des Gifl Kebirs selten aber intensiver sein können.

Neben den Pflanzen und ihren Resten kann das takyrische Gefüge als Indikator für rezente atmogene Wassereinflüsse auf Senkenböden gelten. Im Bereich des Gifl Kebirs ist es zum großen Teil durch Wind und Sand zerstört worden. Dagegen ist es zwischen den Oasen Dakhla und Kharga besser erhalten.

Unter dem heutigen Klima reichen die Häufigkeit der episodischen Niederschläge und die gesammelten atmogenen Wassermengen in den Senken von Hügellandschaften und Wadis nicht aus, um Vertisole zu bilden: Insbesondere bei Abu Ballas sind Slikensides oft an der Bodenoberfläche zu sehen. Außerdem sind die Spalten der Vertisole mit fast reinem Flugsand gefüllt. Daher muß angenommen werden, daß die Vertisole Relikte aus feuchteren



Klimaphasen sind.

Die unterschiedlichen Niederschlagsverhältnisse sowie die Grundwasser-einflüsse auf die Böden können auch mit Hilfe der Quotienten Fe_0 zu Ton, Si_1 zu Ton und Al_1 zu Ton (Abb. 2), sowie aus der Reihenfolge und Tiefe der Karbonat-, Gips- und Salz-Anreicherungs-horizonte (Abb. 3) gewonnen werden. In Abb. 2 deuten die Tiefenfunktionen der o.g. Quotienten daraufhin, daß die Niederschläge im Gilf Kebir höher sein können als in SW-Dakhla oder bei Tarfawie (vgl. Profil 164 und 172 mit 420 und 80). Außerdem zeigen sie, daß der Plateauboden des Gilf Kebir (Nr. 164) älter sein kann als der Wadiboden (Nr. 172). Darüber hinaus unterscheiden sich die grundwasserbeeinflußten (Nr. 80 und 521) von den terrestrischen Böden (Nr. 164, 420 und 172) durch den Anstieg der Si_1 - und Al_1 -Quotientenwerte in den Unterböden sowie durch Anreicherung von Karbonat, Gips und Salz in der genannten Reihenfolge von unten nach oben. In den terrestrischen Böden liegt der Karbonatanreicherungs-horizont über dem des Gipses und/oder Salzes.

DANKSAGUNG

Für die Finanzierung des Forschungsvorhabens durch die DFG sowie die Unterstützung bei den Geländearbeiten durch die "General Petroleum Company" soll an dieser Stelle gedankt werden.

LITERATUR

- ALAILY, F. und H.-P. BLUME (1983): Bodengesellschaften der Vollwüste (Dakhla Becken-Ägypten).- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 443-450, Göttingen.
- ALAILY, F. und J. POHLMANN (1983): Eine flächenhafte Erfassung von Bodengesellschaften arider Gebiete mit Hilfe von LANDSAT-Multispektral-aufnahmen.- Berliner Geowiss. Abh. (A), 47, 49-61, Berlin.
- BLUME, H.-P.; F. ALAILY, U. SMETTAN and J. ZIELINSKI (1984): Soil types and associations of southwest Egypt.- Berliner Geowiss. Abh. (A), 50, 293-302, Berlin.

DV-gestützte bodenkundliche Landesaufnahme

von

Benne, J., W. Eckelmann, H.-J. Heineke, *
K.-H. Oelkers

Nour el Din, Nabil **

In der Ausstellung wurde der gesamte Arbeitsflußplan der DV-gestützten bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen dargestellt. Diese Arbeitsweise gewährleistet, daß alle für die Erstellung der Grundlagen- und Auswertungskarten notwendigen Daten in normierter und maßstabsunabhängiger Form in einer Datenbank vorgehalten, auf deren Basis ausgewertet und abgerufen werden kann.

Der Flußplan gliedert sich in seiner Grobstruktur in drei Arbeitsschritte:

1. Sichtung und Auswertung vorhandener Unterlagen

Dabei werden die Profilbeschreibungen der Bodenschätzung zunächst manuell homogenisiert, digital erfaßt und mit Hilfe eines Programmes in den heutigen bodenkundlichen Sprachgebrauch übersetzt. Die so ausgewerteten Schätzungsdaten werden dann manuell mit den übrigen Archivunterlagen zu einem vollständigen Grenzentwurf (Konzeptkarte) verknüpft.

2. Überprüfung und Ergänzung der ausgewerteten Unterlagen

In diesem zweiten Arbeitsschritt werden durch zusätzliche Erhebungen im Gelände und Labor die Archivunterlagen überprüft, ergänzt und als abschließendes Arbeitsergebnis in der Feldreinkarte zusammengefügt. Die digital erfaßten und automatisch übersetzten Profilbeschreibungen der Bodenschätzung werden anhand der Feldreinkarte auf ihre fachliche

Richtigkeit überprüft und ggf. korrigiert. Die Feldreinkarte bzw. die fachlich überarbeitete digitale Dabei der Schätzungsprofile sind die Ausgangsbasis für weitere Auswertungen.

3. Auswertung der geschaffenen Basisdateien

Dieser Schritt dient zur Publizierung der Grundlagenkarten 'Bodenkarte von Niedersachsen i. M. 1 : 25.000' (BK 25) und der 'Bodenkarte von Niedersachsen i. M. 1 : 5.000 auf der Grundlage der Bodenschätzung im Maßstab 1 : 5.000' (DGK5B) sowie der Ableitung von Auswertungskarten aus den Basisdateien.

Die DGK5B wird dabei DV-gestützt hergestellt (Generalisierung und Klassifizierung der Basisdatei, Darstellung der Profile als Profilsäulenleiste), die wahlweise Auswertung der Basisdatei angeboten.

Die BK 25 wird dagegen noch auf manuellen Wegen abgeleitet.

Am Beispiel der BK 25 des Blattes der TK 25 Nr. 3422 (Neustadt a. Rbge.), die bereits versuchsweise digital erfaßt wurde, konnten die vielfältigen Auswertungsmöglichkeiten demonstriert werden.

Die von Eckelmann und Nour el Din vorgeführte BK 25 des gesamten Landkreises Osnabrück mit jeweils vier Auswertungskarten (manuell) zeigte die vielfältigen Auswertungsmöglichkeiten eines geschlossenen bodenkundlichen Kartenwerkes.

BODENKUNDLICHE STANDORTKARTE von NIEDERSACHSEN
und BREMEN 1 : 200.000

von
Benzler, J.-H. und W. Eckelmann ⁺

Die Bodenkundliche Standortkarte 1 : 200.000 (BSK 200) erschien im Rahmen der "Karten des Naturraumpotentials von Niedersachsen und Bremen" in den Jahren 1974 bis 1980 als Inselkarte, die in 7 Blättern nur das Gebiet von Niedersachsen und Bremen darstellt. Jedes Blatt besitzt eine eigene Legende.

Für Lehr- und Unterrichtszwecke lassen sich die 7 Blätter zusammenkleben zu einer Bodenkarte von Niedersachsen und mit einer gemeinsamen Generallegende versehen. Die dafür erforderlichen Blätterüberschriften und Legenden-Ergänzungen werden vom NLFB Hannover, Unterabteilung Bodenkartierung, kostenlos abgegeben.

Der Inhalt der Bodenkundlichen Standortkarte 1 : 200.000 wird nach folgendem Schema gegliedert:

1. STANDORTKENNZEICHNUNG

- 1.1 Standortbeschreibung
 - 1.1.1 Klima- und Landschafts-Region
 - 1.1.2 Geomorphe Grundeinheit
 - 1.1.3 Bodenkundliche Standorteinheit
- 1.2 Bodenkundliche Kennzeichnung
 - 1.2.1 Vergesellschaftung der Bodentypen
 - 1.2.2 Ausgangsmaterial der Bodenbildung

2. WICHTIGE BODENEIGENSCHAFTEN

- 2.1 Gründigkeit, Durchwurzelbarkeit
- 2.2 Wasser- und Lufthaushalt
 - 2.2.1 Lagerungsdichte
 - 2.2.2 Speicherkapazität für pflanzenverfügbares Wasser
 - 2.2.3 Luftkapazität bzw. Speicherkapazität für freibewegliches Bodenwasser
 - 2.2.4 Wasserdurchlässigkeit ^{oberhalb} _{unterhalb} Dräntiefe
 - 2.2.5 Grundwasser
 - 2.2.6 Staunässe
- 2.3 Nährstoffhaushalt
- 2.4 Bodenerosion
- 2.5 Befahrbarkeit, Trittfestigkeit
- 2.6 Filtereigenschaften, Umsetzungsvermögen

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

3. ANGABEN zur NUTZUNGSEIGNUNG

- 3.1 Derzeitig vorherrschende Nutzung (mit Bewertung)
- 3.2 Angaben zu möglichen Nutzungsalternativen
 - 3.2.1 Sozialbrache, wasserwirtschaftliche Grundaufwendungen zur Erhaltung der Zugänglichkeit und Betretbarkeit
 - 3.2.2 Landschaftspflegende, extensive, landwirtschaftliche Nutzung
 - a) Art und Bewertung der mit geringstem Aufwand möglichen landwirtschaftlichen Nutzung,
 - b) Art unumgänglicher Aufwendungen
 - 3.2.3 Landwirtschaftliche flächenintensive Nutzung
 - a) Ertragspotential bei Acker / Grünland-Nutzung
 - b) Art besonderer Aufwendungen
 - 3.2.4 Forstwirtschaftliche Nutzung
 - a) Standorttypen (Ökologische Kennziffern)
 - b) Betriebszieltypen Ökologisch / Ökonomisch
 - c) nicht anzubauende Holzarten
 - 3.2.5 Belastbarkeit landwirtschaftlicher Nutzflächen mit Siedlungsabfällen
- 3.3 Hinweise auf mögliche Nutzungsbeschränkungen
 - 3.3.1 Beschränkungen zur Bodenerhaltung
 - 3.3.2 Beschränkungen wegen Schadstoffanreicherungen
 - 3.3.3 Beschränkungen zum Grundwasserschutz
 - 3.3.4 Sonstiges

Die Standortkennzeichnung ergibt den Rahmen für die Kartenlegende auf den einzelnen Blättern. Die wichtigen Bodeneigenschaften und die Angaben zur Nutzungseignung sind in dem vorgesehenen Beiheft enthalten.

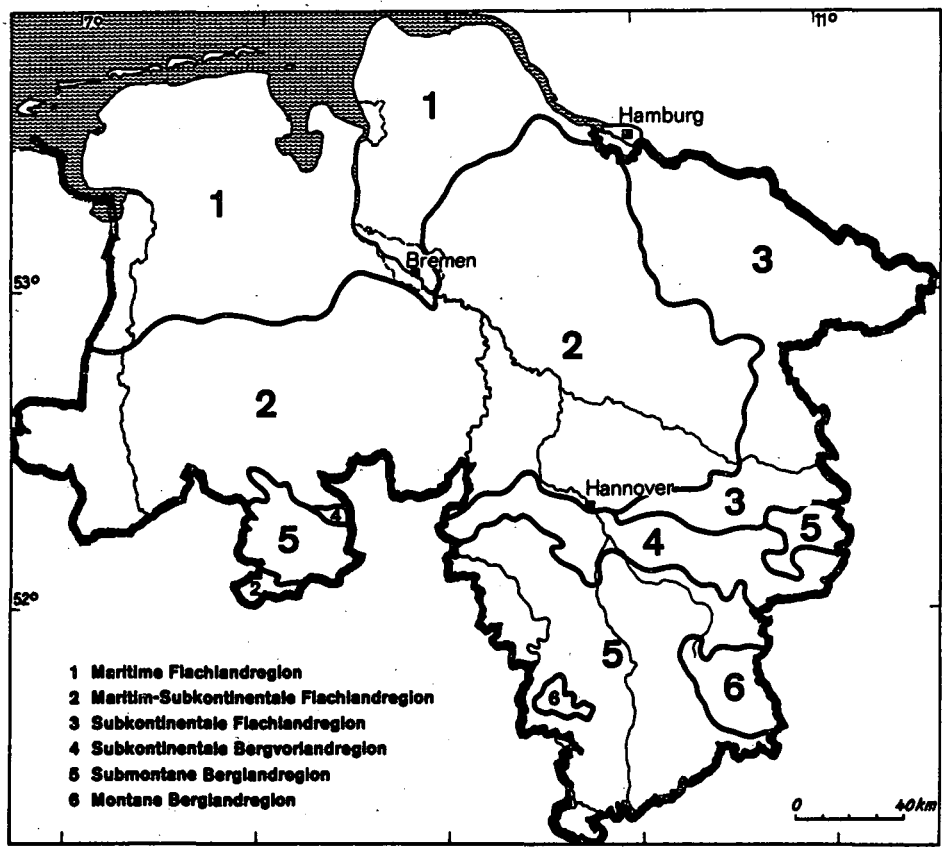
Zur BSK 200 wurden im Rahmen der "Geowissenschaftlichen Karte des Naturraumpotentials von Niedersachsen und Bremen 1 : 200.000" - Bodenkundliche Standortkarte - in Zusammenarbeit mit den Dienststellen der Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems zwei Auswertungskarten entwickelt:

- Landwirtschaftliches Ertragspotential
- Trockengefährdung

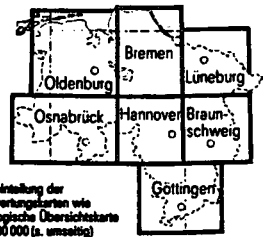
Die Kartenlegenden sind nachfolgend abgedruckt. Die Blätter entsprechen im Schnitt der TK 200.

Weitere Auswertungskarten lassen sich jederzeit aus der BSK 200 heraus entwickeln, z. B. Erosionsgefährdung, Mittlere Beregnungsmenge in mm/Jahr bei Getreide u. a.

GLIEDERUNG DER KLIMA-LANDSCHAFTS-REGIONEN



Blatteinteilung der Bodenkundlichen Standortkarte 1 : 200 000 (BSK 200)

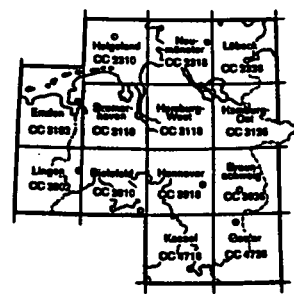


Blatteinteilung der Auswertungskarten wie Geologische Übersichtskarte 1 : 200 000 (s. umseitig)

Vergleichen aus der BSK 200 können als Bodenübersichtskarten 1 : 25 000 (Lichtpausen) bezogen werden

Mülders, Landesamt f. Bodenforschung (MLB), Söllweg 2, 3000 Hannover 51, Tel.: 0511/8483-1 Postfach 51 01 53

Blattschnitt der geowissenschaftlichen Karte des Naturraumpotentials.



1. Standortkennzeichnung











Maritime Flachlandregion = Klima - und Landschafts - Region

Klima: mittelfeucht; Jahresniederschläge mittel bis hoch (650–900 mm), rel. Luftfeuchte hoch (Jahresdurchschnitt 83%), Lufttemperatur mittel bis hoch (Jahresdurchschnitt 10,6 °C), Jahrestemperaturschwankungen gering (18,0°C), starke Winde, zum Binnenland abnehmend; Klimatische Wasserbilanz mit hohem Wasserüberschuß (300–400 mm/Jahr) bei geringem bis sehr geringem Defizit im Sommerhalbjahr (<30 mm); Vegetationszeit lang (≅ 225 Tage/Jahr).

Relief: im Küstenbereich und im Mündungsgebiet der Flüsse eben und niedriger als 2 m über NN, sonst eben bis flachwellig und bis etwa 20 m über NN ansteigend.

Böden: im Marschengebiet bedeckte Schluff- und Tonböden mit Grundwasser- und Staunässeeinfluß, sonst vorwiegend Sandböden in grundwassernaher Lage, bei lehmigen und tonigem Untergrund mit Staunässe.

Landschaft: einförmige Marsch- und Geestlandschaft mit überwiegender Grünlandnutzung und zahlreichen Entwässerungsgräben, wenig Wald.

	Standortbeschreibung		Bodenkundliche Kennzeichnung	
	Geomorphe Grundeinheit	Bodenkundliche Grundeinheit	Vergesellschaftung der Bodentypen	Ausgangsmaterial der Bodenbildung
Nordseehaas		Trockene und feuchte, z.T. grund- oder meerwasserbeeinflusste, wellig-hügelige und ebene Sandböden	Ranker und Gleye	Marine Sande und Dünen sande
		Feuchte bis nasse, meerwasserbeeinflusste, lehmige Schluff- und Tonböden mit Seizwasser im Untergrund	Seemarschen	Marine Sedimente
Marschen		Feuchte und nasse, meist eckzeitige, häufig überflutete, tonige Schluff- und schluffige Tonböden im Außendeichland	Uhrförmige See-, Brack- und Flußmarschen	Sedimente im Außendeichland
		Feuchte, meist gut wasserdurchlässige, grundwasserbeeinflusste, fruchtbare, tonige Schluff- und schluffige Tonböden, verbreitet mit Seizwasser im Untergrund	Seemarschen	Bracksch-marine Sedimente
		Feuchte, grundwasserbeeinflusste, staunasse, schluffige Tonböden	Übergangs- und Kolk-Brackmarschen	Brackische Sedimente
		Feuchte bis nasse, stark staunasse, schluffige Tonböden mit geringer Gefügestabilität	Knickige und Knick-Brackmarschen	Mittelbrackische Sedimente
		Feuchte, stellenweise nasse, grundwasserbeeinflusste, verbreitet schwach staunasse, schluffige Tonböden	Flußmarschen	Fluviale Sedimente im Tidebereich (perimarine Ablagerungen)
		Nasse, z.T. extrem saure, gut wasserdurchlässige Tonböden und Moorböden mit tonigem Oberboden	Organomarschen und Moormarschen	Sedimente, reich an organischer Substanz, und Hoch- und Niedermoor torfe mit Kleidecke
Spüflächen für Hafenan- und Industrieanlagen		Feuchte, aufgespülte Sand-, Lehm- und Tonböden	Künstliche Aufspülung	Spülgut
Grundwasserhaas, ebene Geest		Frische, stellenweise mäßig trockene, grundwasserbeeinflusste Sandböden	Gley-Podsols, in höheren Lagen Podsols und Pflagenesche, in tieferen Lagen Gleye	Fluviatiler Sand, z.T. Flugsand

Durchschnittliches landwirtschaftliches Ertragspotential der Böden (ermittelt unter Verwendung von Ertragsangaben der Außenstellen der Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems)

Das angegebene Ertragspotential bezieht sich auf den vorherrschenden Bodentyp der in der Bodenkundlichen Standortkarte 1:200.000 beschriebenen Standorteinheit. Es entspricht dem - bei Ackernutzung auf dt/ha Wintergerste bezogenen - Ertrag, der von einem durchschnittlich gut bewirtschafteten Betrieb bei ortsüblicher Entwässerung ohne Beregnung erzielbar ist.

Ackerland/Grünland (in der Karte)	Ackerland	Grünland
	5 sehr hoch	5 sehr hoch
	4 hoch	5 sehr hoch
	4 hoch	4 hoch
	4 hoch	3 mittel
	3 mittel	4 hoch
	3 mittel	3 mittel
	2 gering	3 mittel
	2 gering	2 gering
	2 gering	1 sehr gering
	1 sehr gering	1 sehr gering
	-	4 hoch
	-	3 mittel

*Keine Angabe zum landwirtschaftlichen Ertragspotential

Aufwendungen und Erschwernisse bei ortsüblicher Bewirtschaftung

	Stark grundwasserbeeinflusste Böden mit erhöhten Aufwendungen zur Erhaltung oder Verbesserung der Entwässerung
	Überflutungsgefahr bei fehlender Gewässerregulierung (Eindeichung, Rückhaltebecken usw.), hauptsächlich in tiefergelegenen Talauenbereichen
	Erhöhte Erosionsgefahr durch Wasser
	Erhöhte Erosionsgefahr durch Wind
	Dicht gelagerte Böden mit eingeschränkter Dränwirkung (verbreitet hohe Tongehalte)
	Hohe Steingehalte in der Ackerkrume
	Schwermetallanreicherungen im Boden

Farben- und Zeichenerklärung

Abstufung der Trockengefährdung (die Angaben gelten für landwirtschaftliche Nutzpflanzen)

1	Sehr hoch
2	Hoch
3	Mittel
4	Gering
5	Sehr gering
6	Extrem gering
7	Keine

Nicht beurteilte Flächen



Beispiele: Tagebaue, Spüfläichen, Halden

Die Angaben zur Trockengefährdung beziehen sich auf die in der Bodenkundlichen Standortkarte beschriebenen Standorte. Durch Meliorationsmaßnahmen (Umbruch, Grundwasserabsenkung usw.) können Veränderungen eingetreten sein oder noch eintreten.

Berechnungsgrundlagen

1. Klimatische Wasserbilanz (Niederschlag (mm) minus potentielle Evapotranspiration (mm) nach Haude), Zeitraum Mai - Oktober
2. Nutzbare Feldkapazität (mm/effektiver Wurzelraum)
3. Kapillare Nachlieferung aus dem Grundwasser (mm) während der Hauptvegetationsperiode

Quellen

1. BÄTJER, D.: Der Wasserhaushalt Nordwestdeutschlands. Agrar-meteorologische Untersuchungen des Wachstumsfaktors Wasser. - Hamburg, Berlin (Parey) 1968
2. DAMMANN, W.: Meteorologische Verdunstungsmessungen, Nährungsformeln und die Verdunstung in Deutschland. - Die Wasserwirtschaft, 65, 10:315-321; Stuttgart 1965
3. Deutscher Wetterdienst - Zentralamt - Offenbach (Main). Bearb. H. SCHIRMER: Mittlere Niederschlagshöhen (mm), Mai-Oktober, Periode 1931-1960, Offenbach. - [Unveröff.]
4. ECKELMANN, W. und RINGER, M.: Erassung und Darstellung der Trockengefährdung landwirtschaftlich genutzter Standorte am Beispiel der Bodenkundlichen Standortkarte i.M. 1 : 200 000. - Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 4 Hamburg, Berlin (Parey) 1981.

Die Karte ist - entsprechend ihrem Maßstab - als Übersichtskarte entworfen. Sie soll im wesentlichen großräumigen planerischen Belangen dienen. Örtliche Planungen setzen Spezialuntersuchungen voraus.

Tonverlagerung in Lössböden mit einem 'xeric' Bodenwasserhaushalt?

von

Bronger, A. u. Th. Heinkele⁺

In früheren mikromorphologischen Untersuchungen an zahlreichen Lössböden (stets in Plakorlage) der Waldsteppen- und Steppengebiete Ostmittel- und Osteuropas sowie der nördlichen und mittleren Great Plains der USA mit einem 'ustic' Bodenwasserhaushalt wurde immer wieder festgestellt, daß der Prozeß der Tonverlagerung nur unter Wald, dagegen nicht mehr unter Steppe (Prärie) abläuft (zusfass. 2). Tonmaxima im jeweiligen Unterboden sogar in der Kurzgrasprärie der Great Plains konnten nach zusätzlichen Untersuchungen zum Primär- und Tonmineralbestand auf sedimentäre Inhomogenität, z.T. auf Polygenese zurückgeführt werden: die Unterböden sind höchstwahrscheinlich als Reliktböden vor allem das Resultat wesentlich älterer bodenbildender Prozesse (erste Ergebnisse in 4).

Seit 1982 werden in Zusammenarbeit mit Kollegen des 'Physical Research Laboratory', Ahmedabad, Indien mehrere größere Lössprofile im Kashmir Valley, einem intramontanen Hochbecken zwischen dem Pir Panjal und dem nordwestlichen Himalaya untersucht. Um von der Genese der Paläoböden - Abfolgen Rückschlüsse auf eine pleistozäne Klimageschichte dieses Raumes ziehen zu können, war es notwendig, rezente Lössböden in die vergleichenden Untersuchungen mit einzu beziehen. Hierfür wurden neun rezente Lössböden eines ausgedehnten Lössplateaus ausgewählt. Das Lössplateau beginnt gut 15 km südlich von Srinagar mit einer durch fluviale Erosion entstandenen markanten Steilstufe in 1700 m ü.NN und steigt allmählich - unterbrochen von tief eingeschnittenen Tälern - in südlicher Richtung auf ca. 2200 m an, um in die Vorberge des Pir Panjal überzugehen. - Die Korngrößenzusammensetzung sowie einige bodenchemische Kenndaten von drei der neun Lössböden - jeweils in ebener Lage - sind in den Abb. 2-4 dargestellt.

Die für den Bodenwasserhaushalt relevanten Klimadaten sind dem Klimadiagramm von Srinagar (Abb. 1) zu entnehmen, wie es in vereinfachter Form auch in der 'Soil Taxonomy' Verwendung findet. Danach liegt Srinagar (34° n.Br.) schon im gemäßigten ('mesic') Klimabereich bei geringerem Jahresniederschlag als der potentiellen Evapotranspiration (berechnet nach THORNTHWAITTE), jedoch einem 'xeric' Bodenwasserhaushalt: das Niederschlagsminimum vom späten Frühjahr bis zur Herbstmitte verursacht (trotz einer bei THORNTHWAITTE generell angenommenen

+ Geographisches Institut der Universität Kiel, Olshausenstr. 40
2300 Kiel.

Die Untersuchungen wurden dankenswerterweise von der DFG (Br 303/19-1) unterstützt.

sehr hohen Nutzwasserkapazität von 300 mm) ein beträchtliches W_{as} s e r d e f i z i t im Boden. Dieser wird aber beginnend im Spätherbst bis zum Februar bereits wieder aufgefüllt, sodaß es im März und April, bedingt durch das Niederschlagsmaximum, sogar zu einem W_{as} s e r ü b e r s c h u ß im Boden kommt. - Da die 600 mm Isohyete eine Fläche südlich von Srinagar einschließt, dürften die Klimadaten von Srinagar nicht wesentlich von denen des unteren Teiles des Lößplateaus abweichen, wo zwei der drei ausgewählten Bodenprofile (Abb. 2 und 3) liegen.

Dieser untere Teil des Lößplateaus wird seit historischer Zeit ackerbaulich (seit einiger Zeit als Obstplantagen) genutzt: durch die ca. alle 20 Jahre erfolgenden Terrassierungsarbeiten sind die Böden durch einen 10-25 cm mächtigen, gelbbraunen Y-Horizont überlagert. - Unter einem 30 bis über 50 cm mächtigen (sehr) dunkelgraubraunen A-Horizont mit weniger stabilem Krümelgefüge folgt ein - wenn auch besonders bei Profil II (Abb. 2) mit allmählichem Übergang - farblich deutlich abgesetzter (dunkel)brauner B-Horizont mit Subpolyedergefüge. Die Entkalkungsgrenze liegt bei dem tiefer liegenden Profil (Abb. 3) bei 105 cm, bei dem etwas höher liegenden Profil (Abb. 2) bei 135 cm.

Bei dem o.g. Niederschlagsregime, das zu dem ausgeprägten, etwa zweimonatigen Wasserüberschuß im Boden führt (s. Abb. 1), ferner bei pH-Werten um 5 (s. Abb. 2 und 3) konnte eine stärkere Tonverlagerung erwartet werden, wie sie in den Tongehaltskurven scheinbar auch sehr deutlich zum Ausdruck kommt. Makroskopisch waren Tonbeläge aber bereits nicht (Profil I) oder kaum (Profil II) zu erkennen. Mikromorphologisch fand sich Feintonplasma als Nachweis für eine Tonverlagerung in recht geringen Anteilen bereits im jeweiligen A-Horizont, z.T. in dünnen Säumen an Hohlraumwänden, z.T. bereits in das hohlraum- und aggregatreiche Feinschwammgefüge eingemischt. Deshalb wurde der A-Horizont der beiden Profile genetisch näher als $A_{h(t)}$ -Horizont bezeichnet. - Der Anteil des Feintonplasmas in den jeweiligen B-Horizonten - in dünnen Säumen an Hohlräumen, höchstens in Spuren in den wenigen Leitbahnen, z.T. ebenfalls durch die Bodenfauna bereits in das in Teilen aggregatreiche Gefüge eingemischt - ist aber kaum höher als in den A-Horizonten. Deshalb sind die jeweiligen Unterböden genetisch höchstens als B_{vt} -Horizonte (s. Abb. 2 und 3) oder als $B_{v(t)}$ -Horizonte anzusprechen. Die Zunahme der Tongehalte vom A- zum B-Horizont von 28 auf 35% im Profil II (Abb. 2) bzw. von 31,5 auf gut 38% im Profil I (Abb. 3) - die formal das oft allein verwendete Kriterium des 'argillic horizons' erfüllen würden, s.u. - sind nur zum weitaus kleineren Teil auf den Prozeß der Tonverlagerung zurückzuführen. Vielmehr dürften die höheren Tongehalte - ursprüngliche sedimentäre Homogenität vorausgesetzt - in erster Linie auf ein Maximum der Verwitterung damit Tonbildung in den B-Horizonten zurückzuführen sein, wahrscheinlich dadurch bedingt, daß die Oberböden im Sommer rascher austrocknen, die Unterböden dagegen längere Zeit feucht bleiben. Das konnte an petrographisch homogenen Braunerden aus LÖB in Ungarn, wo die sommerliche potentielle Evapotranspiration die Niederschläge ebenfalls beträchtlich übersteigt, somit ein Wasserdefizit auftritt, durch Mineralverwitterungsbilanz belegt werden (vgl. 1, S. 11 ff, S. 61 ff; 3). - Wie in den ungarischen Braunerden kommt die höhere Verwitterungsintensität auch in den höheren F_e -Werten - im Profil I (Abb. 2) sehr ausgeprägt, im Profil II (Abb. 1) weniger deutlich - zum Ausdruck.

Zusammengefaßt können diese beiden Böden - infolge ihrer Basensättigung $< 75\%$ - genetisch eher als **U l t i c H a p l o x e r o l l s** (denn als **Ultic Argixerolls**) in der 'Soil Taxonomy', in der FAO-Bodenklassifikation eher als **H a p l i c P h a e o z e m s** (denn als **Luvic Phaeozems**) angesprochen werden.

Das Profil III (s. Abb. 4), 10-15 km südlich der Profile I und II, bereits in 2100 m ü.NN, liegt in einem Forst mit reinem *Pinus wallichiana*-Bestand und dichter Krautschicht aus Gräsern und kleinschwüchsigen Kräutern. Infolge der höheren Lage und geringeren Entfernung zum überwiegend in Luv liegenden Pir Panjal dürfte der Ort etwas kühler, andererseits niederschlagsreicher mithin die Durchfeuchtung größer sein; dennoch dürfte es sich hier aller Wahrscheinlichkeit nach noch um einen 'xeric' Bodenwasserhaushalt handeln. - Der A_{h1} -Horizont hat ein weniger stabiles Krümelgefüge, der A_{h2} - und der B_{t1} -Horizont ein Subpolyedergefüge, letzterer bereits mit wenigen schwach ausgeprägten Tonüberzügen, daneben rostbraunen Fe- und braunschwarzen Fe-Mn-Flecken. Der mächtige B_{t2} -Horizont hat dagegen ein Grobpyeder- bis Prismengefüge mit zahlreichen gut ausgebildeten Tonüberzügen; der Anteil der o.g. Fe-Mn-Flecken hat noch etwas zugenommen. Unterhalb 100 cm wird der Boden deutliche dichter, möglicherweise z.T. wegen geringerer Durchfeuchtung.

Der makromorphologische Unterschied in der Profilausprägung zu den beiden tiefer liegenden Lössböden kommt in der Mikromorphologie noch wesentlich deutlicher zum Ausdruck. Der A_{h1} -Horizont weist in den meisten Teilen ein gut ausgebildetes, hohlraum- und aggregatreiches Feinschwammgefüge auf, was auch noch in vielen Teilen des A_{h2} -Horizontes vorhanden ist; auch hier sind - im Gegensatz zum jeweiligen A-Horizont der tiefer liegenden Lössböden - nirgends auch nur Spuren von Feintonplasma sichtbar. Der B_{t1} -Horizont enthält im Ganzen wenig Feintonplasma, das z.T. bereits durch die Bodenfauna in das Grundgefüge eingemischt wurde. Dagegen ist der Anteil an Feintonplasma, das sich in Farbe und Doppelbrechung sehr vom Grundgefüge absetzt, im B_{t2} -Horizont ganz außerordentlich hoch. Besonders im oberen und mittleren Teil findet es sich nicht nur in dicken Säumen wandständig in Leitbahnen sondern ist auch bereits in größeren Mengen in das Gefüge eingemischt, im unteren sehr dichten B_{t2} -Horizont findet es sich fastausschließlich in Leitbahnen und füllt diese gelegentlich völlig aus. Diese sehr starke Tonverlagerung kommt aber andererseits in der Tongehaltskurve (Abb. 4) kaum zum Ausdruck. Eine mögliche Ursache hierfür könnte in einer ursprünglichen sedimentären Inhomogenität liegen. - Genetisch kann dieser Boden als **U l t i c A r g i x e r o l l s** bzw. als **L u v i c P h a e o z e m** angesprochen werden.

Der bei dieser bodentypologischen Ansprache implizierte 'a r g i l l i c h o r i z o n' soll, wie die diagnostischen Horizonte allgemein, das Ergebnis bestimmter bodengenetischer Prozesse sein (bes. 5; 9 (Preface) und vor allem 7: 42 ff). Der 'argillic horizon' wird genetisch als Illuvialhorizont angesehen, "in welchem Tone aus Schicht- und Gittersilikaten durch Illuviation in einem bestimmten Ausmaß angereichert sind" (Soil Survey Staff 1975: 19). Das wichtigste notwendige Kriterium, das offensichtlich sehr häufig auch als hinreichend angesehen wird, ist die Zunahme des Tongehalts um $\geq 20\%$. Die hier genannten Beispiele zeigen einmal mehr (wie auch zahlreiche Beispiele von Böden mit einem 'ustic' Bodenwasserhaushalt aus Ostmittel- und Osteuropa sowie den USA, vgl. 1,2), daß

die Bestimmung eines um $\geq 20\%$ höheren Tongehaltes allein für eine genetische Ansprache als Tonanreicherungshorizont nicht ausreichend ist, ja sogar in die Irre führen kann. Die Mikromorphologie bietet dagegen die Möglichkeit, den Prozeß der Tonverlagerung bzw. Tonanreicherung besonders in Lößböden eindeutig nachzuweisen.

Literatur:

1. BRONGER, A. (1976), Kieler Geogr. Schriften Bd. 45: 1-268, Kiel.
2. BRONGER, A. (1978), Catena 5: 33-51.
3. BRONGER, A., E. KALK u. D. SCHROEDER (1976), Geoderma 16: 21-54.
4. BRONGER, A. u. R. GIESE (1983), Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38: 717-722.
5. CLINE, A.J. and JOHNSON, D.D. (1963), Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27: 220-222.
6. DAS GUPTA (Ed.) (1982). National Atlas of India, Vol. II, Calcutta.
7. SMITH, G.D. (1983), In WILDING, L.P., N.E. SMECK and G.F. HALL (s.u.): 23-49.
8. SOIL SURVEY STAFF (1975). Soil Taxonomy. - Agriculture Handbook No. 436, Washington D.C.
9. WILDING, L.P., N.E. SMECK and G.F. HALL (Ed.) (1983), Pedogenesis and Soil Taxonomy, Vol. I, II. Amsterdam (Elsevier).

Abb. 1

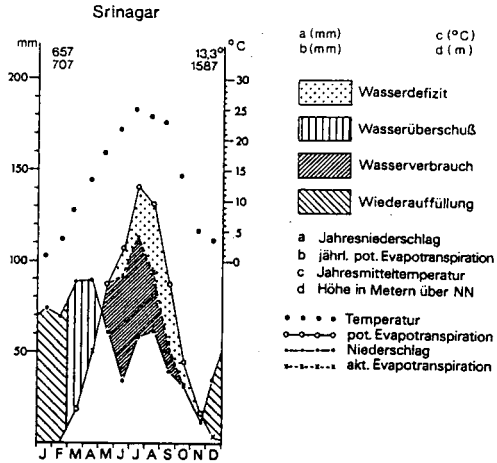


Abb. 2

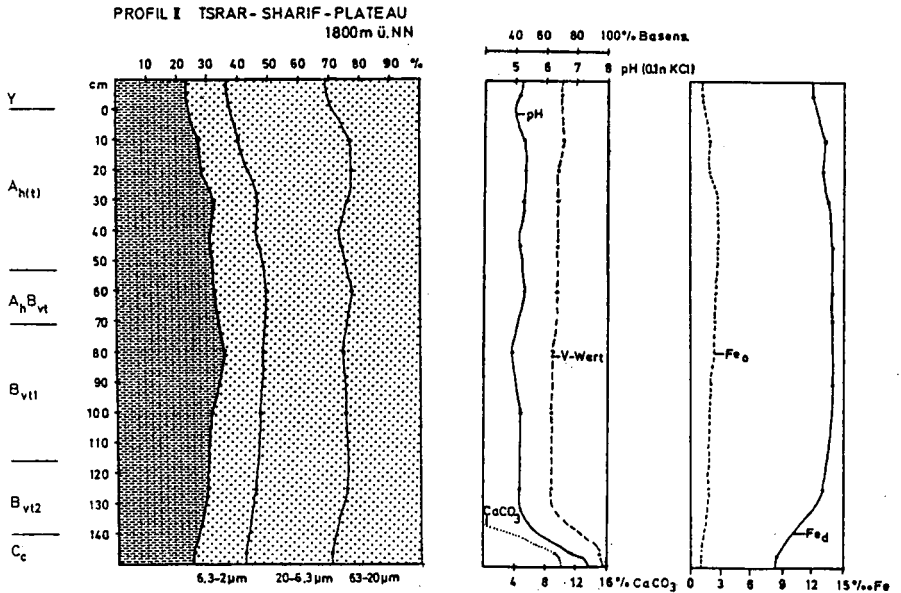


Abb. 3

PROFIL QASBA NAGUM 1700mü. NN

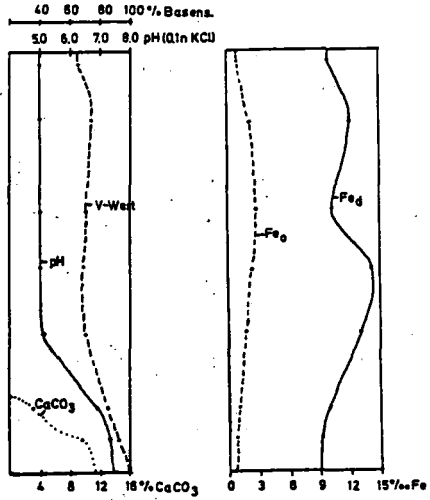
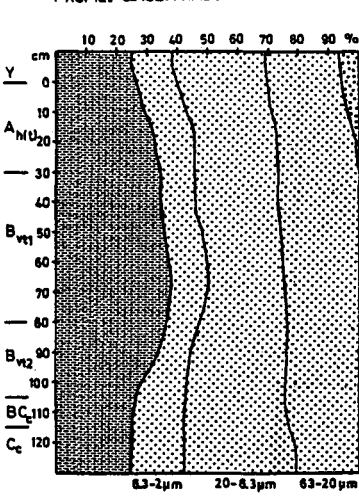
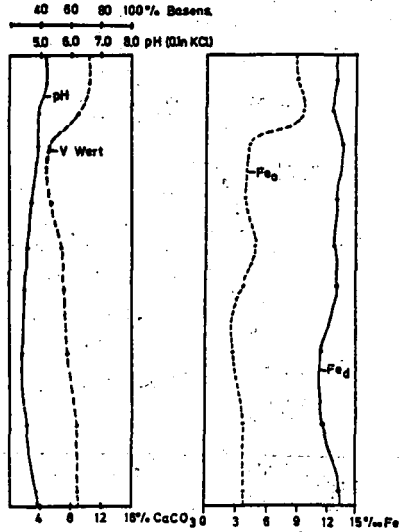
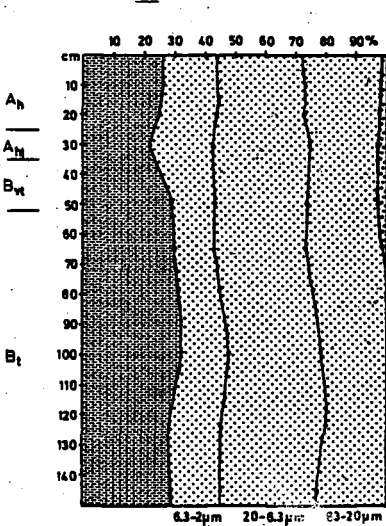


Abb. 4

PROFIL III KANIDAJAN (WALD) 2100mü. NN



DIE BODENKUNDLICHE PLANUNGSKARTE für die Flurbereinigung

von

Capelle, A.⁺⁾

Die Bodenkundliche Planungskarte 1 : 5.000 für Flurbereinigungsgebiete ist als Entscheidungshilfe für die Planungsarbeiten zur Durchführung von Flurbereinigungsverfahren konzipiert (Wertermittlung, Ausbau von Wegen und Gewässern, Meliorationsmaßnahmen). Die Karte wird vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung auf der Grundlage der Bodenschätzung (Bodenklassen, bestimmende Grablöcher) erstellt. Unter Verwendung von geologischen Karten, älteren Bodenkarten, topographischen Karten und eigenen Geländeuntersuchungen mit gezielten Bohrungen bis 2 m Tiefe und oberflächennahen Schürfen entsteht ein modernes Kartenwerk, in dem im allgemeinen die durch die Bodenschätzung vorgegebenen Grenzen beibehalten werden.

Entsprechend der Zielsetzung enthält die Bodenkundliche Planungskarte Angaben zum Bodentyp, zur Bodenart und Bodenartenschichtung, zur Lagerungsdichte und Durchwurzelbarkeit des Bodens, zum Wasserhaushalt (Stau- bzw. Grundwasserstände im Jahresverlauf, nutzbare Feldkapazität, Grenzflurabstand, erforderlicher Grundwasserflurabstand, kapillare Aufstiegsrate, Wasserdurchlässigkeit), zur Hangneigung, zur potentiellen Erosionsgefährdung des Bodens durch Wind und Wasser, zu Meliorationsmaßnahmen (Dränung, Grundwasserregulierung, Tieflockerung, Tiefumbruch, Beregnungsbedürftigkeit, Erosionsschutz) und zur Nutzungseignung der Böden.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
Stilleweg 2, D-3000 Hannover



Die Bodenbildungen aus den Gesteinen
des Zechsteins am Ostrand der
Rheinischen Masse

von

Dahm-Arens, H. +)

Mit scharfer Diskordanz liegt über dem devonisch-karbonischen Faltenrumpf des Rechtsrheinischen Schiefergebirges an seinem Ostrand der Zechstein. Vorkommen und Verbreitung sind in der Geologischen Karte von Nordrhein-Westfalen 1 : 500 000 (1976) und in der Geologischen Übersichtskarte 1 : 200 000, Blatt CC 4718 Kassel (1979), dargestellt.

Bei der Ingression des Zechsteinmeeres lag das Gebiet im unmittelbaren, durch Inseln und Halbinseln stark gegliederten Küstenbereich. Das Bild der Zechstein-Transgression (Abb. 1, nach ROSENFELD 1978) von N her in die Hessische Senke, vermittelt einen Einblick in die damaligen Gegebenheiten. Aus diesen paläogeographischen Verhältnissen ist zu folgern, daß der Zechstein im Randgebiet eine sehr wechselvolle petrographische Ausbildung zeigt, und daß seine einzelnen Horizonte ungleichmäßig mächtig entwickelt sind. So sind die Sedimente des Zechsteins am Gebirgsrand stark durch die örtlichen Gesteine des gefalteten Untergrundes und ihre tiefgründigen Verwitterungsprodukte aus präpermischer Zeit beeinflusst. Die Gesteinsausbildung weicht daher von den weiter östlich, beckenwärts gelegenen Zechsteinvorkommen ab, z.B. im Werra- und Leinetal südlich und nördlich Göttingen. Es überwiegen aber auch hier kalkige Sedimente, die z.T. dolomitisiert sind. Stellenweise sind heterogene Tonsteinserien als ruhige lagunäre Pelitsedimentation eingeschaltet, z.T.

*) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Str. 195, 4150 Krefeld

sich im wesentlichen nur durch die Gehalte an organischer Substanz, die bei den Mullrendzinen 3 - 15 %, bei den mullartigen bis zu 20 % betragen. Die letzteren haben vielfach eine unvollständige Ton-Humus-Komplex-Bildung, worauf v. ZEZSCHWITZ (1964) bereits hingewiesen hat, sowie ein typisches Aggregatgefüge.

Bei etwas größerer Profilmächtigkeit gehen die Rendzinen in Braunerden über und passieren die entsprechenden Subtypen: zunächst die Braunerde-Rendzina und schließlich die Rendzina-Braunerde. Das tonreiche, fast stets sattfarbene kräftig braune Solum aus Residuallehm mit Gehalten an abschlämmbaren Bestandteilen bis zu 50 % ist zwar kalkfrei, es hat aber noch hohe Basensättigung und ist biologisch äußerst aktiv. In Unterhanglagen sind tiefgründige Braunerden entwickelt, stellenweise auch Kalkbraunerden, die Erosionsmaterial der angrenzenden Rendzinen aufgenommen haben oder davon überkleidet sind. Diese Braunerden sind meist tief humos. Unter Wald kommen eutrophe Humusformen mit C/N-Quotienten von 11 und 12 vor. Gelegentliche Hangfeuchte führt ihnen Calziumbicarbonat zu, das als Carbonat ausfällt. Wegen ihrer großen Profiltiefe, ihrer guten Struktur und der hohen Wasserkapazität repräsentieren sie die besten Böden aus Zechsteinkalken des Gebietes.

Aus den silikatischen Gesteinen haben sich ebenfalls Braunerden unterschiedlicher Profiltiefe gebildet. Sie sind reich an abschlämmbaren Bestandteilen - meist mehr als 50 % -, so daß Übergänge zu Pelosolen gegeben sind. Da sie i.a. stark steinig sind, wird jedoch die Feinerdesubstanz aufgelockert und für Wasser, Nährstoffe und Wurzeln entsprechend durchlässiger. Diese Braunerden verfügen nicht, auch nicht in tieferen Horizontbereichen, über freies CaCO_3 . Das Ausgangsgestein, die Ton- und Schluffsteine, enthält aber örtlich hauchdünne Zwischenlagen mit Kalk- oder Mergelbändern, aus denen durch Verwitterung und Bodenbildung Kationen frei werden. Auch hier sind tiefreichende Humosität und C/N-Werte um 20 sowie eine ausgezeichnete Struktur im B_v -Horizont typisch.

Leichtere und basenärmere Braunerden haben sich aus Sandstein und Schluffstein im Bereich der Grenzsande, bzw. des Bröckelschiefers gebildet. Es sind vorwiegend rote, tonige, mürbe Sandsteine und

Schluffsteine im Übergangsbereich zum Buntsandstein (KÄDING 1978), die als Randfazies durch das nahe Schüttungsgebiet des Rheinischen Schiefergebirges geprägt sind. Die Karbonatsedimentation war bereits beendet. Die Böden haben Farbe, Korngröße und Basenarmut vom Substrat übernommen. Sie sind i.a. mittel- bis tiefgründig. Unter Wald sind mesotrophe Humusformen, meist mullartiger Moder, mit C/N-Werten um 22 vorherrschend.

Fossile Böden aus Zechsteinsedimenten, deren Entstehungszeit am Ende des Tertiärs abgeschlossen war, sind weitgehend abgetragen worden, da der Ostrand der Rheinischen Masse in den Kaltzeiten des Pleistozäns im Periglazialbereich lag. Nur in Eintiefungen des Kalksteins und Dolomitsteins, die das Ergebnis der Verkarstung und Salzlösung sind, haben sich Reste fossiler Terrae erhalten. Sie gehören überwiegend zum Typ der Terra rossa, untergeordnet zum Typ der Terra fusca. Das Korngrößenmaximum liegt im Ton- und Feinschluffbereich, wobei die Tongehalte mehr als 50 %, z.T. bis 70 % betragen. Stellenweise ist fossiles Terrae-Material in die durch die Kalklösung entstandenen Hohlräume verfrachtet worden. Anreicherung von Roteisen und Brauneisen sowie Auskleidung mit Kalzitkristallen, denen vereinzelt Malachit und Azurit sekundär aufgewachsen sind, kommen ebenfalls vor. Gebietsweise sind dünne Überzüge von rotbraunen Terrae-Resten auf den Kluft- und Schichtflächen bis in größere Tiefen festzustellen. Die "Rötung" der Gesteinsoberflächen ist heute typisch für den Bereich des Zechsteins.

Rotfärbung ist auch im Bereich der alten Erzbergbau-Halden, die im Raum Marsberg große Flächen einnehmen, zu finden. Das sulfidische Kupfererz in den Kupferletten des unteren Zechsteins hat seit mehr als 1000 Jahren bergbauliches Interesse gefunden. Zur Genese der Metallanreicherung wird "Zufluß von metallhaltigen Verwitterungslösungen durch Abtragung von Erzlagerstätten auf dem Festland während der Kupferschieferbildung" (KULICK et al. 1984) als wahrscheinlich angegeben. Die Erzgehalte sind jedoch so gering (1,5-1,6 % Cu-Gehalt), daß die Bergbautätigkeit auf diese Vorkommen schon seit langer Zeit eingestellt worden ist. Wirtschaftlich bedeutendere Vererzungen sind an weitreichende Störungszonen innerhalb der im Liegenden anstehenden Kulm-Kieselschiefer gebunden. Die Erzbildung erfolgte hier epigenetisch, d.h. Lösungen aus dem überlagernden

Zechstein sind auf Störungsbahnen in den Kiesel-schiefer eingedrungen und dort angereichert worden (STADLER 1969). Der Abbau auf diese oxydischen Erze ist seit 1947 ebenfalls zum Erliegen gekommen. Der Hauptstollen ist inzwischen als Besucherbergwerk ausgebaut worden.

Die Nutzung der Böden aus Zechstein ist von einer Reihe Faktoren abhängig, bei denen der Bodentyp und die Bodenart eine wichtige Funktion ausüben. Nicht zu unterschätzen ist jedoch die Morphologie. Seit dem Mesozoikum haben die Sedimente des Zechsteins am Ostrand der Rheinischen Masse der Verwitterung und Bodenbildung offen gelegen. Die dabei wirksame Einebnung hat zu einer Hochfläche in der heutigen Höhenlage von 350 - 400 m geführt. Diese Fastebene, die nur stellenweise von der jungen holozänzeitlichen Erosion aufgeritzt worden ist, wird fast ausnahmslos ackerbaulich genutzt. Der Schwerpunkt liegt im Getreideanbau. Für Hackfrüchte reicht vielfach das Wasserdargebot nicht aus, zumal die Böden vorherrschend mittelgründig und sehr bindig sind. In den letzten Jahren ist der Maisanbau auch hier mit Erfolg eingeführt worden. Die Gefahr der Erosion auf den tonreichen Böden ist jedoch - trotz geringer Neigung - bei dem im Frühjahr lange fehlenden Bodenschluß sehr groß. Auch während der Wintermonate sind die Felder meist ohne Vegetation und somit besonders erosionsanfällig. Zwischenfruchtanbau ist auf Grund der Höhenlage und der dieser entsprechend späten Getreideernte kaum möglich.

Die wenigen Waldareale im Bereich des Zechsteins sind gekennzeichnet durch ertragsstarke Buchenbestände. Es ist der Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*), der die naturnahe Charaktergesellschaft dieser Böden repräsentiert. Stets sind Edellaubhölzer, wie Kirsche und Bergahorn, beigemischt. Die Bodenvegetation wird bestimmt durch beträchtlichen Artenreichtum, darunter anspruchsvolle und seltene Pflanzen, z.B. Waldmeister (*Galium odoratum*), Gelbe Taubnessel (*Lamium galeobdolon*) und Pfaffenhütchen (*Euonymus europaea*).

Die flächenhafte Verbreitung der Böden aus Zechstein am Ostrand der Rheinischen Masse wird in der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000 dargestellt, zum überwiegenden Teil in dem Blatt L 4518 Marsberg, das von der Autorin zur Zeit bodenkundlich aufgenommen und voraussichtlich in zwei Jahren im Druck erscheinen wird.

Literatur

Schriften:

KÄDING, K.-C. (1978): Die Grenze Zechstein/Buntsandstein in Hessen, Nordbayern und Baden-Württemberg. - Jber. Mitt. oberrh. geol. Ver., N.F., 60: 232-252, 8 Abb.; Wiesbaden.

KULICK, J. (1968), mit Beitr. von KÜTHE, H., & KUTSCHER, F., & MATTHES, G., & MEISL, S., & NIESCHALK, A., & NIESCHALK, C., & RABIEN, A., & SEMMEL, A., & WENDLER, R.: Erläuterungen zu Blatt 4719 Korbach. - Geol. Kt. Hessen 1 : 25 000, Blatt 4719 Korbach; Wiesbaden.

- & LEIFELD, D., & MEISL, S., & PÖSCHL, W., & STELLMACHER, R., & STRECKER, G., & THEUERFAHR, A.-K., & WOLF, M. (1984: Petrofazielle und chemische Erkundung des Kupferschiefers der Hessischen Senke und des Harz-Westrandes. - Geol. Jb., D=68: 3-223, 37 Abb., 15 Tab., 34 Taf.; Hannover.

ROSENFELD, U. (1978): Beitrag zur Paläogeographie des Mesozoikums in Westfalen. - N. Jb. Geol. Paläont. Abh., 156, 1: 132-155, 9 Abb.; Münster.

STADLER, G. (1969): Stellungnahme des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen zur Möglichkeit einer Wiederaufnahme des Kupferbergbaues im Bereich von Niedermarsberg (Blatt 4519, Marsberg). - Archiv Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf.; Krefeld. - [Unveröff.]

ZEZSCHWITZ, v.E. (1964): Erläuterungen zur Bodenkarte 1 : 5 000 des Staatlichen Forstamtes Bredelar, TK 4518 Madfeld. - Archiv Geol. L.-Amt Nordrhein.-Westf.; Krefeld. - [Unveröff.]

Karten:

Geologische Übersichtskarte 1 : 500 000 Nordrhein-Westfalen (1976): Deutscher Planungsatlas, Bd. 1, Nordrh.-Westf., Lfg. 8; Hannover.

Geologische Übersichtskarte 1 : 200 000, Blatt CC.4718 Kassel (1979); Hannover.

Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000, Blatt L 4518 Marsberg; Krefeld. - [in Vorbereitung].

**Bedeutung der Methanproduktion für die geogene Phase der
Marschenentwicklung**

von

Giani, L.⁺) u. D. Giani⁺⁺)

Für die Pedogenese der Marschen sind Prozesse des Watt- und Salzmarschenstadiums präformierend. Unter reduzierenden Bedingungen erfolgen anaerobe Stoffwechsellvorgänge und eine Akkumulation reduzierter Verbindungen. Kennzeichnend und von besonderer Bedeutung ist der Schwefelmetabolismus, da reduzierte Schwefelverbindungen in der terrestrischen Phase der Marschengenese zu Schwefelsäure oxidiert werden (Brümmer, 1978).

In den letzten Jahren hat sich herausgestellt, daß auch in sulfatreichen, reduzierten Sedimenten und Salzmarschen gleichzeitig mit der Sulfatreduktion Methanbildung möglich ist (Oremland et al., 1982; King, 1984; Giani et al., 1984). Auch für ein Vorkommen von Methanogenese im Watt gibt es bereits erste Anhaltspunkte. (Zaiß, 1984; Giani & Gebhardt, 1984).

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen, daß die Methanogenese während der reduzierten Phase der Marschenentwicklung an der Nordseeküste eine Rolle spielt und dabei insbesondere für den N-Kreislauf von Bedeutung sein könnte.

Untersucht wurden Sediment- und Bodenproben aus dem Bereich der deutschen Nordseeküste zwischen Weser und Ems (Abb. 1) im Sommer 1984 und im Frühjahr 1985. 25 - 40 cm Kerne wurden mit Stahl- oder PVC-Rohren (6 cm ϕ) aus den Watt- und Salzwiesenbereichen entnommen. Die Kerne wurden in 3 oder 4 cm dicke Scheiben zerlegt, aus denen mithilfe eines Korkbohrers 1 cm³ Proben für Bestimmungen und Versuche entnommen wurden.

*Abt. Bodenkunde und ** Abt. Geomikrobiologie der
Universität Oldenburg, Postfach 2503, D-2900 Oldenburg

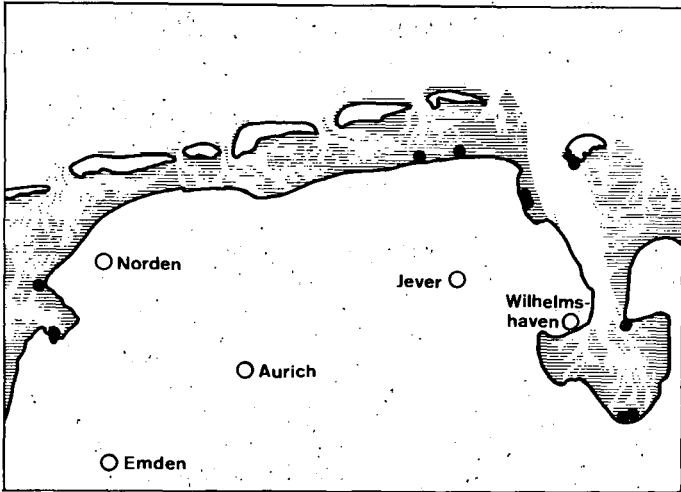


Abb. 1. Probenahmestellen

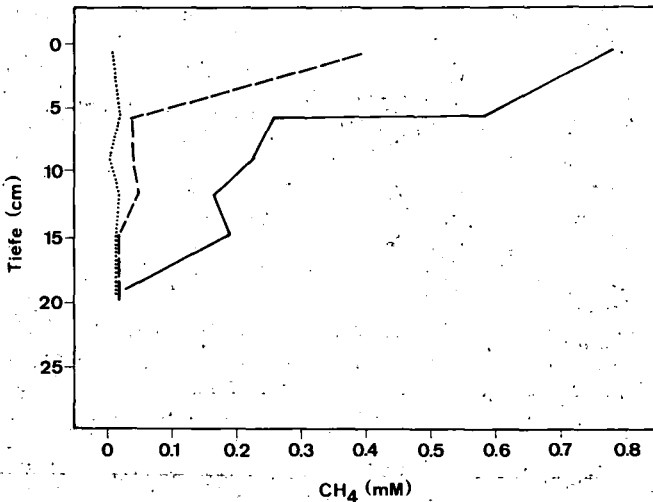


Abb. 2. Methankonzentrationsprofile. Salzmarsh, Schweiburg; — Sandwatt, Norden. 1 cm³-Proben wurden in 25 ml Hungate-Röhrchen, gefüllt mit 5 ml 1,5 N NaOH, überführt. Die Röhrchen wurden sofort luftdicht verschlossen und das Sediment suspendiert. Die Methankonzentration in der Gasphase wurde innerhalb von 24 h gaschromatographisch bestimmt (Varian 3700, Glassäule 3 mm ø - 1,5 m, gefüllt mit Supelco CarboSive S II, 60 ml/min N₂ als Trägergas, 150 °C Ofentemperatur, Flammenionisationsdetektor) und auf das Probenvolumen bezogen (Baresi et al., 1983).

In allen untersuchten Profilen des Salzmarsch- und Wattenbereichs der Nordseeküste (s. Abb. 1) war Methan nachzuweisen. Das Spektrum unterschiedlicher Methanprofile ist in Abb. 2 dargestellt. Dabei waren Methankonzentrationen bis 0,05 mM und geringer Schwankungsbreite im vertikalen Verlauf vorherrschend. Teilweise wurden aber auch Methankonzentrationen bis zu 0,8 mM ermittelt. Diese hohen Konzentrationen befanden sich stets im oberflächennahen Bereich und wurden nur in Profilen des Wattbereichs ohne höhere Vegetation und in der Spartina-Zone gefunden.

Auch in anderen Untersuchungen wurden in den oberflächennahen Bereichen mariner Sedimente im allgemeinen geringe Methankonzentrationen bis 0,05mM festgestellt. Unterhalb 20 bis 100 cm kann die Methankonzentration dagegen bis zu 15 mM ansteigen (Reeburgh, 1977). Einen Profilverlauf mit einer solchen charakteristischen Methan-Sulfat-Transition konnten wir in ersten 2 m Bohrungen im Watt der Nordseeküste (Schweiburg) nicht nachweisen.

Geringe Methankonzentrationen gelten als Indikator für eine geringe Intensität der Methanogenese (Rudd, 1980). Um Vorstellungen zumindest über den potentiellen Umfang der Methanogenese im Watt zu gewinnen, wurden Versuche zur Stimulation der Methanogenese mit verschiedenen Substraten durchgeführt (Abb. 3a u. 3b). Dabei zeigte sich, daß die klassischen methanogenen Substrate H_2/CO_2 und Acetat nur langsam und selbst in 21 Tagen nur zum geringen Teil, die "nicht kompetitiven" (von den Sulfatreduzierern nicht nutzbaren) Substrate Mono- und Trimethylamin dagegen innerhalb von 4-6 Tagen weitgehend zu Methan umgesetzt wurden. Diese Ergebnisse deuten für das Watt ähnliche Verhältnisse an wie für andere marine Sedimente und Salzmarschen an der Bretagneküste (Winfrey & Ward, 1983) oder in St. Francisco Bay (Oremland et al., 1982). Die Methanogenese ist offenbar weitgehend von nicht kompetitiven Substraten wie Methylaminen oder Methanol bzw. ihrer Vorstufen wie Glycin-Betain und Cholin oder Lignin und Pektin abhängig. Dabei könnte insbesondere Glycin-Betain von besonderer Bedeutung sein, da es verbreitet zur Osmoregulation verwendet wird und in marinen Organismen oft den Hauptanteil des Zellstickstoffs ausmacht (vergl. King, 1984).

Eine - wenn auch vorläufige und grobe - Zuordnung der Methanbildung zu unterschiedlichen Vegetationszonen und beginnender Bodenentwicklung zeigt Tab. 1. Aus methodischen Gründen (vergl. Gianì et al., 1984) dürften die tatsächlichen Werte für die trimethylaminverwertende methanogene Biomasse weit höher sein als die hier ermittelten. Im Vergleich untereinander deuten die Werte auf eine Abnahme der Methanogenese von der Spartina- zur Puccinellazone hin. Dies hängt vermutlich mit den zunehmend oxidierten Verhältnissen zusammen, die die Methanogenese auf reduzierte Mikromilieus und sporadisch reduzierte Bedingungen beschränken dürften.

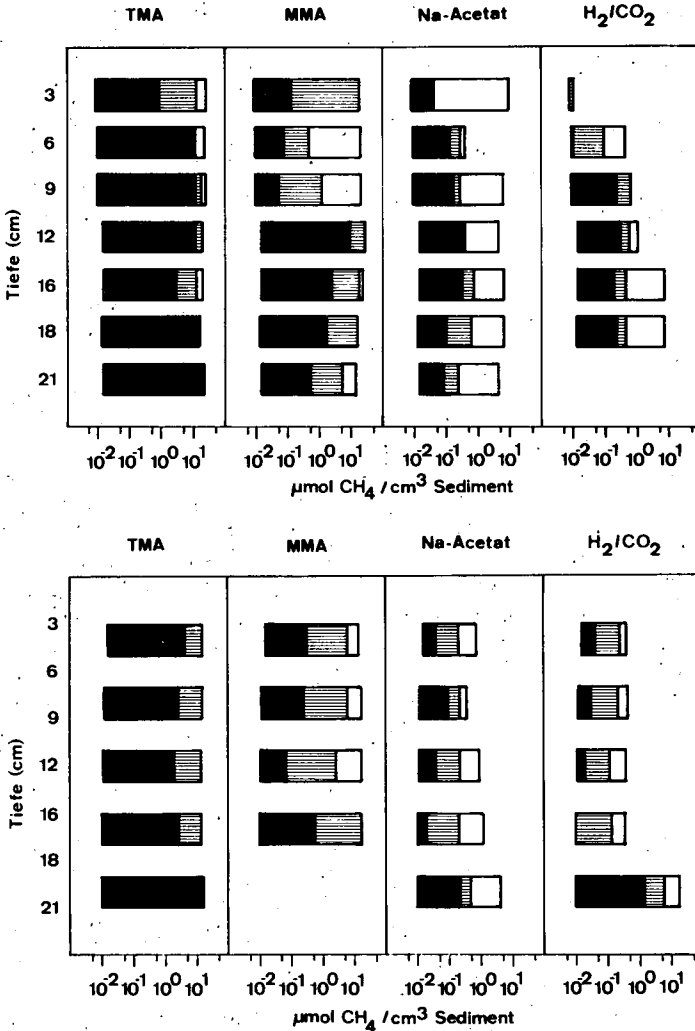


Abb. 3. Stimulation der Methanogenese durch unterschiedliche Substrate (Watt ohne höhere Vegetation, Eckwaderhörn). TMA - Trimethylamin; MMA - Monomethylamin (Methylammoniumchlorid). ■ Methanentwicklung / Probenvolumen nach 4 Tagen, ▨ nach 6 Tagen, □ nach 21 Tagen. 1 cm³-Proben wurden in 25 ml Hungate-Röhrchen, gefüllt mit 5 ml Wasser vom Standort, überführt. Die Röhrchen wurden luftdicht verschlossen und die Substrate injiziert (TMA 0,01%, MMA und Na-Acetat 0,1% Endkonzentration, H₂/CO₂ 80/20 Vol.-% durch Druckerhöhung auf 200 kPa). Die Zunahme der Gaskonzentration wurde gaschromatographisch (s. Legende zu Abb. 2) verfolgt (Giani et al., 1984).

Tab. 1. Methanogene Biomasse im Watt- und Salzwiesenbereich

Tiefe	pg methanogene Biotrockenmasse* / cm ³ Boden bzw. Sediment in Bereich von				
	Puccinella	Triglochin	Salicornia	Spartina	ohne Veget.
3	< 10 ¹	1 · 10 ³	1 · 10 ³	5 · 10 ³	< 10 ¹
6	< 10 ¹	1 · 10 ³	1 · 10 ²	4 · 10 ³	1 · 10 ²
9	< 10 ¹	< 10 ¹	5 · 10 ²	5 · 10 ³	1 · 10 ²
12	< 10 ¹	< 10 ¹	5 · 10 ²	1 · 10 ³	1 · 10 ²
15	< 10 ¹	10 ¹	1 · 10 ³	1 · 10 ³	1 · 10 ²
18	n.b.	7 · 10 ¹	5 · 10 ²	9 · 10 ³	3 · 10 ¹
21	n.b.	2 · 10 ¹	n.b.	2 · 10 ²	4 · 10 ^{3**}
24	n.b.	n.b.	n.b.	3 · 10 ²	4 · 10 ^{3**}

* Errechnet als Anfangswert aus der exponentiellen Zunahme von Methan in Trimethylamin-Anreicherungen (Methodik wie in der Legende zu Abb. 3 beschrieben) mittels Regressionsanalyse (Giani et al., 1984). Dabei wurde zugrunde gelegt, daß der Bildung von 1 g methanogener Biotrockenmasse die Bildung von 8 l Methan entsprechen (Zender, 1976). 1 pg Bakterientrockenmasse entspricht grob einer Zellzahl von 1.

** 3 Messungen an aufeinanderfolgenden Tagen wurden für die Regressionsanalyse verwendet. In den übrigen Fällen waren es vier Messungen, beginnend mit dem 2. Tag nach Versuchsbeginn. Der Korrelationskoeffizient war in allen Fällen besser als 0,99.

Insgesamt weisen unsere Ergebnisse darauf hin, daß während der reduzierten Phase der Marschenentwicklung an der deutschen Nordseeküste außer der Sulfatreduktion auch die Methanogenese eine Rolle spielt. Dabei zeichnen sich Einwirkungen auf C- und S- und N-Kreislauf ab.

Innerhalb des C-Kreislaufs kann es durch Produktion und Entweichen von Methan zu Kohlenstoffverlusten kommen; zudem beeinflusst die Methanogenese den CO₂-Gehalt und damit den Kalkhaushalt der Sedimente und Böden.

Nicht auszuschließen ist die Möglichkeit einer anaeroben Methanoxidation durch Sulfatreduzierer (Reeburgh, 1980). Dies würde innerhalb des S-Kreislaufs auf eine Intensivierung der Akkumulation reduzierter

Schwefelverbindungen hinauslaufen.

Die wahrscheinlich bedeutsamere Rolle spielt die Methanogenese in marinen Ökosystemen jedoch für den N-Kreislauf, da bei der Methanogenese mit Methylaminen als vorherrschendem Substrat für diesen Prozeß N mineralisiert wird (King, 1984).

- Baresi, L., Alperin, M., Bullister, J., Giani, D., Harvey, H.R., Kuivila, K. and Slock, J. (1983): Ecology of Methanogenesis, 73 - 116. In: Planetary Biology and Microbial Ecology (Margulis, L., Nealson, K.H. and Taylor, I., Eds.), NASA Technical Memorandum, Washington, DC
- Brümmer, G. (1968): Untersuchungen zur Genese der Marschen. Dissertation, Universität Kiel
- Giani, D., Giani, L., Cohen, Y. and Krumbein, W.E. (1984): Methanogenesis in the hypersaline Solar Lake (Sinai). FEMS Microbiology Letters, 25, 219-224
- Giani, L. und Gebhardt, H. (1984): Zur Pedogenese und Klassifikation von Marschböden des Unterweserraumes. II. Die Bedeutung von Schwefelmetabolismus, Methanproduktion und Ca/Mg-Verhältnis für die Marschen-Klassifikation. Z. Pflanzenernähr. und Bodenkunde, 147, 704-715
- King, G.M. (1984): Utilisation of Hydrogen, Acetate, and "Noncompetitive" Substrates by Methanogenic Bacteria in Marine Sediments. Geomicrobiology Journal, 3, 275-306
- Oremland, R.S., Marsh, L.M. and Polcin, S. (1982): Marine production and simultaneous sulfate reduction in anoxic, salt marsh sediments. Nature, 296, 143-145
- Reeburgh, W.S. and Heggie, D.T. (1977): Microbial Methane Consumption Reactions and their Effect on Methane Distribution in Freshwater and Marine Environments. Limnology and Oceanography, 22, 1-9
- Reeburgh, W.S. (1980): Anaerobic Methane Oxidation: Rate Depth Distributions in Skan Bay Sediments. Earth and Planetary Science Letters, 47, 345-352
- Rudd, J.W.M. and Taylor, C.D. (1980): Methane Cycling in Aquatic Environments. Advances in Aquatic Microbiology, 2, 77-150
- Winfrey, M.R. and Ward, D.M. (1983): Substrates for Sulfate Reduction and Methane Production in Intertidal Sediments. Applied and Environmental Microbiology, 45, 193-199
- Zaib, U.: Schwefelwasserstoff- und Methanproduktion in den Watten vor Hooksiel (Innenjade). Verh. Ges. Ökol., 12
- Zender, A.J.B. (1976) Dissertation ETH 5716, Zürich

Die Ökochorenkarte 1 : 50 000 von Berlin(West),
ihr bodenkundlicher Inhalt

von
Grenzius, R.^{†)}

Ziel des interdisziplinären Forschungsprojektes an der TU Berlin "Ökologische Karten von Berlin(West) als Grundlage künftiger Landschaftsplanung" ist die Erstellung von Klimakarten, einer Boden- und Vegetationskarte sowie aus diesen abgeleitet eine synthetische Ökochorenkarte Berlins im Maßstab 1 : 50 000. Dabei sollen mit Hilfe von Landschaftsschnitten die ökologischen Standorteigenschaften von Wirkungsgefüge bildenden Ökotope dargestellt werden.

Erste Karten über Klima und Böden sind im Umweltatlas der Stadt veröffentlicht, andere befinden sich im Druck. Für die Ökochorenkarte liegt der Entwurf vor.

Die Klimakarte, die für die Ökochoren verwandt wird, ist die der "Zonen stadtklimatischer Veränderungen". Eine Zonierung wird hierbei anhand der Jahresmittel- und Jahresminimumtemperatur sowie der Tagesamplitude vorgenommen (BÖCKER u. SUKOPP 1985). Die Bodenkarte stellt im Außenbereich eine flächenhafte Abbildung von Bodengesellschaften, Pedochoren, dar (GRENZIUS u. BLUME 1983). In der Innenstadt, wo anthropogene Böden dominieren, sind Boden- gruppen ausgewiesen. Hier sind Bodenaufbau und Böden nicht vom Relief und im Falle Berlins selten vom Grundwasser bestimmt, sondern durch die Nutzungsart, vom Auftreten und der Zusammensetzung von Aufschüttungen. Hierbei wurde der Versiegelungsgrad als wesentliches Kriterium herangezogen; dieser ist ebenfalls in einer Karte erfaßt.

Die Vegetationskarte gibt die flächige Ausdehnung unterschiedlicher Vegetationstypen wieder, die eine große Zahl unterschiedlicher Pflanzengesellschaften in sich vereinen.

†) Institut für Ökologie - FG Bodenkunde -, Salzuffer 12,
1000 Berlin 10

Die Informationen der vorhergehenden Karten vereinigt die Ökocho-renkarte. Ökochohren bestehen aus mehreren Ökotoxen, die sich in ihren Standorteigenschaften unterscheiden, jedoch miteinander ein Wirkungsgefüge bilden. Für die Abgrenzung der Einheiten auf der Karte werden vorwiegend die Grenzen der Pedochoren, nutzungsbeding-t auch die Grenzen der Vegetationskarte, verwendet.

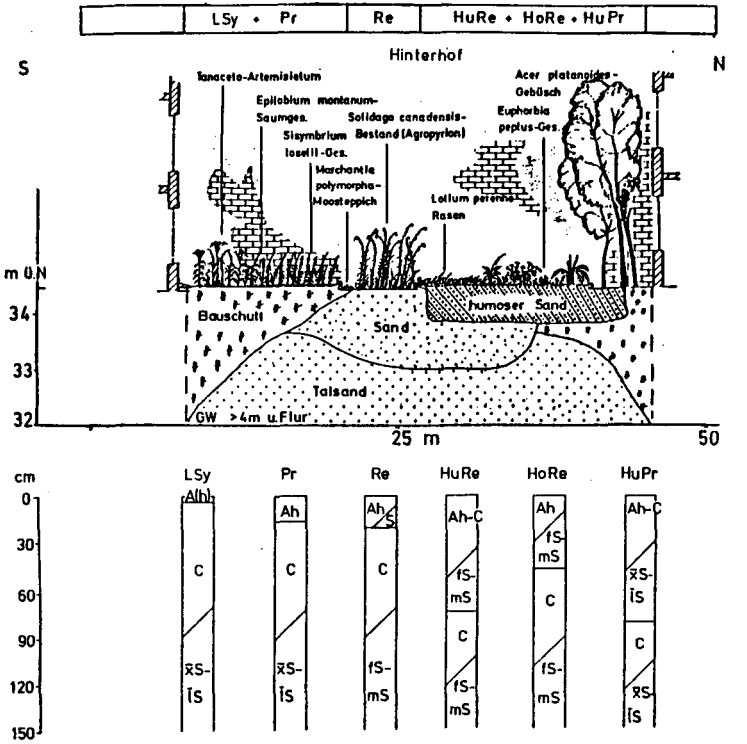
Landschaftsschnitte im Maßstab 1 : 200 bis 1 : 2 000 bilden die Grundlage (s.u.) für die Legende der Karte und stellen deren Er-weiterung in einem Erläuterungsband dar. Aus ihnen sind, darge-stellt am Beispiel eines Schnittes aus der Innenstadt (Abb.1), die Lage über NN, der Sedimentaufbau der Landschaft, der ehemali-ge und heutige Grundwasserstand sowie die Böden und Pflanzenge-sellschaften zu entnehmen.

Weiterhin sind in den Schnitten wichtige ökologische Eigenschaften der Böden und der Pflanzengesellschaften aufgeführt. Der Ableitung ökologischer Eigenschaften eines Standortes aus der Pflanzenge-sellschaft wird diejenige aus den Bodeneigenschaften gegenüberge-stellt. Im einzelnen sind für die Pflanzengesellschaften Werte nach ELLENBERG (1974) über Temperatur, Feuchte, Reaktion und über verfügbaren Stickstoff angegeben. Für den Boden werden Angaben über das nutzbare Wasser-, Luft- und Nährstoffangebot sowie über pH-Werte und Nährstoffreserven gemacht (Abb. 1).

Ergeben sich Differenzen zwischen den aus den Pflanzengesell-schaften abgeleiteten Angaben und lassen sie sich nach der Überprü-fung des Datenmaterials und der Rechnungen nicht ausräumen, so werden sie auch dargestellt. Diese Differenzen stellen die Grund-lage weiterer Untersuchungen am Institut zu deren Aufklärung dar. Die Darstellung der erweiterten Legende in Form von Landschafts-schnitten wird dem Kartenbenutzer grundsätzlich gestatten, für einen Kartenpunkt unter Hinzuziehen einer topografischen Karte und der Kenntnis des Grundwasserstandes den Ökotox und seine re-levanten Eigenschaften (auf einer Karte z.B. im Maßstab 1 : 5000 o. 10 000) zu bestimmen.

Für die Legende der Ökochohrenkarte werden aus den Landschafts-schnitten Schwankungsbreiten zwischen den Standorteigenschaften des dominierenden Landbodens und tiefsten Senkenbodens einer Cho-re abgeleitet. Entsprechende Aussagen lassen sich zum Klima und zu den Zeigerwerten der Vegetation machen.

Anhand eines Ausschnittes der Legende, der 7 von 72 Choren er-faßt, wird deren Inhalt dargelegt (Abb. 3). Der Ausschnitt ist



VERHALTEN	Temperatur	Mäßig-wärmezeiger	-	Wärmezeiger	Wärmezeiger			
	Feuchte	frisch	-	frisch	frisch - feucht	frisch-feucht		
	Reaktion	Schwachsaure-Schwachbasen-zeiger	Säure-Mäßigsaurezeiger	Basenzeiger	Mäßigsaurezeiger	Schwach-basenzeiger		
	Stickstoff	mäßig N-N-reich	mäß. N-reich	mäßig N-N-reich	N-reich	mäßig N-reich		
BODEN	Feuchte	0,3m	sehr trocken-trocken	sehr trocken-frisch	sehr trocken-trocken	sehr trocken-frisch	sehr trocken-frisch	
		1,5m	frisch - feucht	sehr trocken-feucht	trocken-frisch	trocken-frisch	sehr trocken-feucht	
	Durchlüftung	0 - 30 cm	gut	gut	gut	gut	gut	
		30 - 100 cm	gut	gut	gut	gut	gut	
	S-Wert	0,3m	gering - erhöht	gering - erhöht	mäßig	mittel	mittel - erhöht	mäßig - erhöht
		1,5m	mäßig - hoch	mäßig - hoch	mäßig	mittel - erhöht	mittel - erhöht	mittel - hoch
	Nährstoff-reserven		gering - hoch	gering - hoch	gering - hoch	gering - hoch	gering - hoch	gering - hoch
pH(CaCl ₂)	0 - 10 cm	7 - 8	7 - 8	6	6,5 - 7,5	6 - 7,5	7 - 8	
	90 - 100 cm	7 - 8	7 - 8	6,5	7 - 7,5	6,5 - 7,5	7 - 8	

Abb. 1: 50 Spitzhorn-Blockbebauung
 Böden und Pflanzengesellschaften der Innen-
 stadt, im Krieg nicht zerstört

in Form eines Landschaftsschnittes durch Choren des Stadtteils Berlin-Tegel (Abb. 2) vom bewaldeten Ortsrand bis zum dicht bebauten Zentrum erstellt worden. Deutlich werden dabei die Schwankungsbreiten der Angaben innerhalb und zwischen den Choren. Aus dem Ausschnitt geht beispielsweise hervor, daß die im Zentrum dominierenden Pararendzinen aus Bau- oder Trümmerschutt ein weit höheres Nährstoffangebot für die Vegetation aufweisen als die am Ortsrand unter Forst auftretenden Podsolbraun- und Kolluviumrostbraunerden. Somit macht die Ökochorenkarte die im Rahmen des Forschungsprojektes gewonnenen Erkenntnisse für die Belange der Landschafts- und Stadtplanung, wie z.B. bei Maßnahmen zum Bodenschutz, nutzbar.

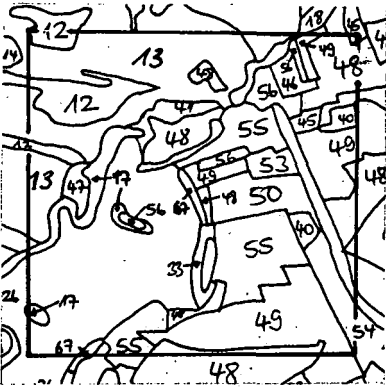


Abb. 2a: Ökochoren Tegels

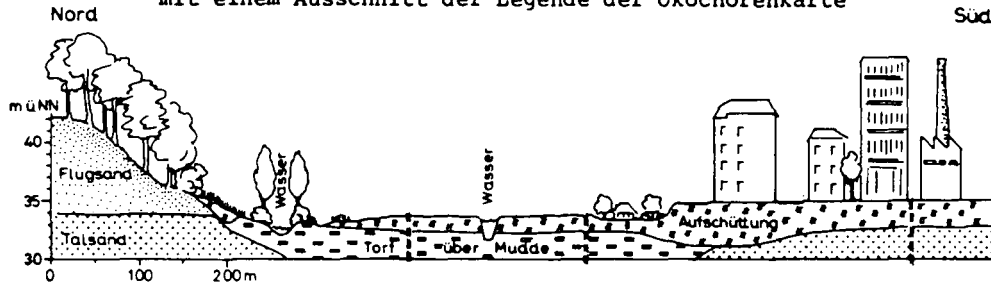


Abb. 2b: Lage eines Schnittes durch sieben Ökochoren Tegels

Bezeichnungen für Ökochoren in Berlin - Tegel:

- | | |
|---------------------------------|----------------------------------|
| 12 Kiefern-Eichen-Düne | 48 Gartensiedlung auf Sand |
| 13 Kiefern-Buchen-Flugsandebene | 49 Zierrasen-Zeilenbebauung |
| 17 Traubenkirschen-Eschen-Aue | 50 Spitzahorn-Blockbebauung |
| 33 Robinien-Ahorn-Trümmerhalde | 53 Vegetationsfreie City |
| 40 Sportfläche | 54 Vegetationsarme Gewerbefläche |
| 41 Tal- und Moränensand-Park | 55 Goldruten-Gewerbefläche |
| 45 Parkfriedhof | 56 Kleingarten auf Sand |
| 46 Zierfriedhof, Neuanlage | 67 Uferaufschüttung |
| 47 Waldsiedlung auf Sand | |

Abb. 3: Schnitt durch sieben Ökochoren in Berlin-Tegel
mit einem Ausschnitt der Legende der Ökochorenkarte



ÖKOCHOREN		Kiefern-Eichen-Düne	Feuchtwiesen	Industrie- u. Gewerbeflächen mäßig u. stark versiegelt	Obst- Kaugärten	Spitzahorn- Blockbebauung	Zen- trum	Industrie Gewerbe mäßig vers.	
KLIMA	Stadt Klimazonen	5	5	4	3	3	2	2	
	Temperaturmittel (°C)								
	1961 - 80	8,1 - 8,3	7,9 - 8,4		8,4 - 8,2	9,1 - 8,3	9,3 - 9,4	9,3 - 8,4	9,8 - 8,8
	1982	9,1 - 9,3	8,9 - 8,4		9,3 - 10,4	10,3 - 10,5	10,4 - 10,8	10,8 - 11,0	11,1 - 11,4
	auswärmende Strahlungs-nächte 1980	11,7 - 11,9	11,6 - 11,9		11,8 - 12,8	12,7 - 13,2	13,2 - 14,5	13,6 - 14,6	15,1 - 15,4
	Frosttage / Jahr 1961 - 80	100 - 96	10,4 - 9,4		9,4 - 7,9	81 - 77	77 - 75	77 - 75	72 - 67
	Blühverfrühung der Linde in Tagen (bez. auf Freiland)	-1 - 0	-2 - 0		0 - 3	2 - 3	3 - 5	4 - 6	3 - 6
	Rel. Luftfeuchte (%) Strahlungsnächte 1980	88 - 91	90 - 92		84 - 90	82 - 85	78 - 82	77 - 78	72 - 78
	Dampfdruck (mbar) Strahlungsnächte 1980	13,3 - 13,5	13,5 - 13,8		13,2 - 13,6	12,8 - 13,3	12,6 - 12,8	12,6 - 12,8	12,4 - 12,7
	Windschwindigkeit 1980								
Tag	0,4 - 0,6	0,6 - 0,7		1,1 - 1,7	1,1 - 1,7	0,6 - 1,6	0,8 - 1,4	0,6 - 1,4	
Nacht	0,3 - 0,4	0,3 - 0,4		0,6 - 1,0	0,8 - 1,0	0,5 - 1,0	0,5 - 0,8	0,5 - 0,8	
VEGETATION	Vegetationsanheit	Pino - Quercetum	Arrhenatheretum / Glycerietum	Solidago canadensis - Staudenflur	Euphorbia pep- lus - Geselech.	Acer platanoides	vegeta- tionsfrei	Solidago canadensis - Staudenflur	
	Feuchte	frisch	frisch nass	frisch		frisch - feucht	-	frisch	
	Stickstoff	stickstoffarm	mäßig stickstoffreich - stickstoffreich	mäßig stickstoffreich	stickstoffreich	mäßig stickstoffreich	-	mäßig stickstoffreich	
BODEN	Nutzung	Wald	Wiese	Gewerbe	Kolonie	Wohnbebauung	Zentrum	Industrie	
	Boden	PodBe KoB	GlRe eHn	Re	vgHoBe	HuRe	Pr	Pr	
	Wasserangebot	frisch	frisch	zehrweise überflutet	frisch	feucht	frisch	trucken - feucht	trucken - feucht
Nährstoffangebot	gering	mittel	hoch	mittel	mittel	mittel	mittel - hoch	mittel - hoch	

Erläuterungen zu Kurzzeichen der Böden:

PodBe = Podsolbraunerde

KoRo = Kolluviumrostbraunerde

GlRe = Gleyregosol

eHn = eutrophes Niedermoor

Re = Regosol

vgHoBe = vergleyte Hortisolbraunerde

HuRe = Humusregosol

Pr = Pararendzina

Literatur:

- BÖCKER, R. u. H. SUKOPP (1985): Berlin-Tegel, Ausschnitt aus den "Ökologischen Karte Berlin", Wissenschaftsmagazin der TU Berlin, H.8, 99-103
- ELLENBERG, H. (1974): Zeigerwerk der Gefäßpflanzen Mitteleuropas, Scripta Geo bot., 9
- GRENZIUS, R. u. H.-P. BLUME (1983): Aufbau und ökologische Auswertung der Bodengesellschaftskarte Berlins, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 36, 57-62

Entwicklung der Standorteigenschaften einer Chronosequenz aus
Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes - Kanarische Inseln

von

JAHN, R. und K. STAHR⁺)

1. Einführung

Die Kanarischen Inseln bieten durch Ihre Vielfalt an altersmäßig klar abgegrenzten Landschaften eine gute Möglichkeit zur Untersuchung von Chronosequenzen von Böden aus Vulkaniten. Das Alter der Gesteine erstreckt sich in Lanzarote von einer erst 250 Jahre alten Basaltserie (IV_B) über eine ca. 6000 Jahre alte Serie (IV_A), einer jungpleistozänen (III) und einer jung-bis mittelpleistozänen Serie (II) bis zu einer 5 Millionen Jahre alten Serie (I) (vgl. INSTITUTO GEOLOGICO 1967, 1968). Alle hier vorgestellten Böden haben sich aus basischen bis ultrabasischen basaltischem Locker- und Festgestein entwickelt (Gesteinschemismus siehe FUSTER et al. 1968).

2. Die Böden Lanzarotes

Auf der jüngsten Fläche IV_B haben sich schwach entwickelte Eutric Regosole gebildet (kartiert nach FAO, 1974). Die Profildifferenzierung des wenig veränderten Ausgangsmaterial hat durch Einwaschung von braunem Insel- und Fernstaub (1-10 cm) und Bildung feiner Kalkhäutchen unterhalb 10 cm begonnen.

Auf Fläche IV_A sind vor allem Mollic Andosole entwickelt, deren Textur sich bereits vom grobsandigen/feinkiesigen Ausgangsmaterial zum sandigen Lehm hin verändert hat. Die Humus-Gehalte sind mit bis zu 8% in Profilen dieser Altersklasse am größten. Im Unterboden haben sich in feinkörnigen Lagen mehrere Kalkanreicherungsprofile gebildet.

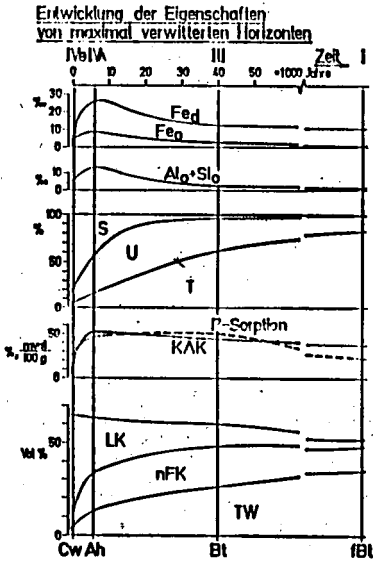
Auf Fläche III haben sich vor allem Calcic und Luvic Xerosole entwickelt. Die Bodenart ist im Bt als Lehm oder Ton ausgeprägt. Charakteristisch für dieses Stadium ist eine massive Kalkkruste, die B- und C-Horizont voneinander trennt. Auf den älteren Flächen sind als älteste Bodenbildungen kleinflächig fossile Vertisole vertreten, die durch mächtige Kalkanreicherungen versiegelt sind (vgl. hierzu JAHN et al., 1981, STAHR et al., 1984).

3. Entwicklungsdynamik bodenkundl. Parameter

In Fig. 1 ist die Entwicklungsdynamik der Böden mit einigen Parametern anhand

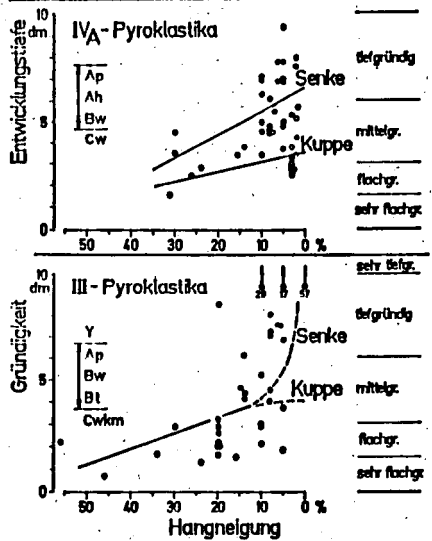
⁺) Institut für Ökologie - Reg. Bodenkunde - Technische Universität Berlin
Salzufer 12, 1000 Berlin 10

Figur 1:



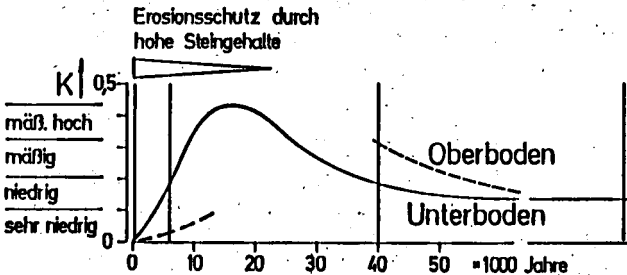
Figur 2:

Reliefabhängige Entwicklungstiefe u. Gründigkeit



Figur 3:

Entwicklungsabhängige Erodierbarkeit



von Horizonten dargestellt, die das maximale Verwitterungsstadium in den jeweiligen Böden aufweisen.

Al_o und Si_o beschreiben in etwa den Gehalt nichtkristalliner Mineralgruppen, wie Allophan und Imogilit, die mit ihrem raschen Anstieg auch die rasch ansteigende Kationenaustauschkapazität und P-Sorption erklärt. Der etwas schnellere Anstieg des Totwasseranteils gegenüber dem Anstieg des Tongehaltes erklärt sich ebenfalls aus dieser stark oxidisch geprägten Phase der Bodenentwicklung.

Die spätere Abnahme der Kationenaustauschkapazität bei ansteigenden Tongehalten führen wir auf den Abbau amorpher Tone, bzw. Umbau zu Kaolonit, sowie auf eine mit dem Alter zunehmende Illitisierung des primär gebildeten Smectits zurück. (vgl. ZAREI et al., 1985).

Die Entwicklung der Porenvolumina spiegelt in etwa die Körnungsentwicklung und, hier nicht dargestellt, die zunehmende Dichtlagerung der Böden wieder.

4. Entwicklung der ökologischen Standorteigenschaften

4.1. Gründigkeit

Fig. 2 zeigt die Reliefabhängigkeit des Wurzelraumes. Im grobklastischen Ausgangsmaterial der Serie IV_A ist dieser durch die Entwicklungstiefe begrenzt, während in den Böden von Serie III mehrere dm-mächtige Kalkkrusten den Wurzelraum begrenzen. Unterschiede hinsichtlich der Hangposition sind bereits bei den Böden aus Pyroklastika von IV_A feststellbar, wobei allerdings eine zunehmende Entwicklungstiefe im Senkenbereich weniger mit Erosion und Akkumulation von Bodenmaterial im Zusammenhang steht, sondern vielmehr mit einem günstigeren Wasserhaushalt.

Von ungestörten Böden auf Fläche III in ebener Lage aus Basaltverwitterung wissen wir, daß auf dieser Fläche die Gründigkeit bis über 1,5 m reichen kann, wobei allerdings unterhalb 1 m ein Blockanteil von über 70% vorliegt. Wie aus Fig. 2 ersichtlich, ist eine derartige Bodentiefe bei Böden aus Pyroklastika nur noch im Akkumulationsbereich an den Unterhängen zu finden. In den Senken liegen Bodensedimente mit bis zu 6 m Mächtigkeit vor, während am Hang der Wurzelraum meist auf weniger als 4 dm beschränkt ist.

4.2. Standortstabilität

Wie bereits dargestellt, unterliegt die Textur einer gesetzmäßigen Entwicklung. Dementsprechend wird auch die Erodierbarkeit zu- und abnehmen; sie wird allerdings noch durch wechselnde Humusgehalte und sich ändernder Permeabilität und Aggregation beeinflusst. In Fig. 3 ist mit der durchgezogenen Kurve die Entwicklung des Unterbodens dargestellt, wobei als Maßstab der Erodierbarkeit der K-Faktor nach WISCHMEIER und SMITH (1978) herangezogen wurde. Das Maximum in der Erodierbarkeit liegt zwischen Phase IV und III, das in etwa deckungsgleich ist mit dem Maximum des Schluffgehaltes.

Im ariden Klima weisen die Oberböden gegenüber den Unterböden ein Verwitterungsdefizit auf, so daß hier die Erodierbarkeit zeitlich nachhinkt. Da die heutigen Oberböden von Serie III durch Mulch einer zum Verdunstungsschutz dienenden Feingrus-Auflage größtenteils gestört sind, läßt sich die Entwicklungslinie nicht mehr vollständig rekonstruieren. Heute weisen die Oberböden von III unter der künstlichen Auflage einen mäßig bis mäßighohen K-Wert auf, der bei ungestörter Entwicklung abnehmen wird. Die künstlichen Lapilliaufgaben sind nach dem Maßstab des K-Faktors als nicht erodierbar einzustufen.

4.3. Nährstoffhaushalt

In Fig. 4 sind die Profilgehalte sowohl nach der zeitlichen Entwicklung, als auch für 3 typische Reliefpositionen wiedergegeben.

Bei Serie IV_B ist die sehr geringe Austauschkapazität praktisch nicht von der Reliefposition abhängig. Die Variabilität dieser Regosole ist vielmehr durch ihre primäre Konstitution gegeben.

Die mäßig hohen bis hohen Austauschkapazitäten in Serie IV_A sind bereits durch die Hangposition in Form flach- bis mittelgründiger Böden beeinflusst.

Am stärksten beeinflusst die Hangposition die Profilgehalte der Xerosole von Serie III. Den mäßig hohen bis hohen austauschbaren Kationenmengen am Hang stehen hier sehr hohe Mengen (bis über 500 val/m²) im Akkumulationsbereich gegenüber.

Dominiert wird der Austauschkörper bei pH 7-8 (KCl) in allen Böden von Ca und Mg. Austauschbares K ist in den Böden ab IV_A in sehr hohen Mengen vorhanden. Das verwitterbare K wird noch durch Einträge aus der Luft ergänzt, so daß auch bei hohen Illitgehalten der Böden kein K-Mangel zu befürchten ist.

Auf sehr hohem Niveau befinden sich in allen Böden die Ammoniumlaktat-löslichen P-Gehalte. Unterschiedlich sind jedoch die Verhältnisse zu den Gesamt-P-Gehalten. Während in den jüngsten Böden das laktatlösliche-P 20-30% das Gesamt-P ausmacht, steigt dieser Anteil in Serie IV_A auf 50-60% und kann in älteren B_t-Horizonten 100% betragen. Ältere Böden sind nahe der Oberfläche durch jüngere Aschelagen bzw. künstliche Lapilliaufgaben hinsichtlich der P-Gehalte verjüngt.

Einen gänzlich anderen Verlauf in der zeitlichen Entwicklungstendenz zeigen die Stickstoffmengen. Hier macht sich die andische Phase in Serie IV_A mit der Bildung stabiler Ton-Humuskomplexe bemerkbar, so daß hier auch die höchsten Stickstoffmengen zu verzeichnen sind.

4.4. Wasserhaushalt

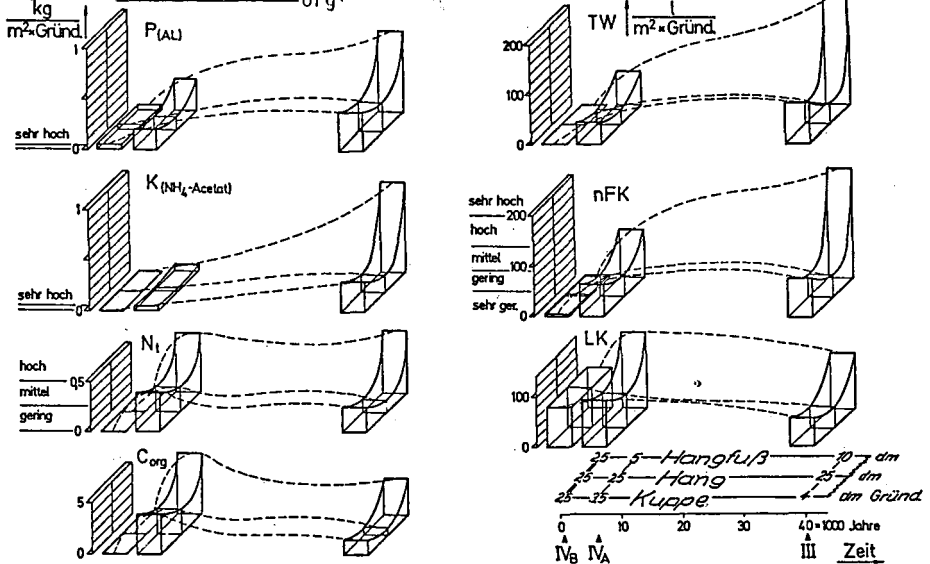
Wie bereits bei den Nährstoffen finden wir auch bezüglich des Wasserhaushalts in Serie IV_B sehr ungünstige ökologische Verhältnisse.

Bei der nFK macht sich in Serie IV_A die positive Eigenschaft der andischen Phase in Form hoher Schluffgehalte bemerkbar. Die Flachgründigkeit führt allerdings dazu, die Profilmengen als gering einzustufen. In Serie IV_A und III reichen im allgemeinen Gründigkeiten von 3-4 dm aus, die winterlichen Niederschläge von durchschnittlich 150 mm abzuspeichern, sofern diese nicht innerhalb kürzester Zeit fallen.

4.5. Lufthaushalt

Hinsichtlich des Lufthaushaltes sind alle jüngeren Standorte sehr begünstigt. In der zeitlichen Entwicklung werden erst mit den B_t-Horizonten von Serie III geringere Grobporenvolumina von unter 10% erreicht. Angesichts der stark negativen Wasserbilanz spielt Luftmangel nur in extremen Ausnahmefällen eine Rolle, sofern, wie derzeit der Fall, keine Bewässerungslandwirtschaft betrieben wird.

Figur 4a: Nährstoffe und C_{org} (Profilm), Figur 4b: Porenvolumina (Profilmengen)



4.6. Wärmehaushalt

Hinsichtlich des Wärmehaushaltes stehen nur sehr wenige Daten zur Verfügung. Nach unseren punktuellen und sporadischen Messungen rechnen wir mit einer Jahresmitteltemperatur in 50 cm Bodentiefe mit etwa $22^{\circ}C$ im unteren Inselbereich und etwa $19^{\circ}C$ im mittleren Höhenbereich, wobei die jährliche Schwankungsbreite ca. $10^{\circ}C$ umfaßt. Damit wären für subtropische Kulturen günstige Voraussetzungen vorhanden.

5. Zusammenfassung

Von der untersuchten Chronosequenz weisen die Regosole der jüngsten Fläche IV_B die schlechtesten ökologischen Eigenschaften auf. Geringe Mengen verfügbarer Nährstoffe, sowie der sehr ungünstige Wasserhaushalt erlauben keine sinnvolle landwirtschaftliche Nutzung dieser Böden. Wesentlich günstiger sind die Böden der Serien IV_A und III zu beurteilen. Die Nährstoffverfügbarkeit ist bei Böden beider Serien als gut zu bewerten, wobei die Andosole von Serie IV_A über höhere Stickstoffmengen verfügen und insgesamt die längerfristig zu nutzenden Vorräte größer sind. Die nutzbare Feldkapazität dieser Böden ist zwar grundsätzlich als günstig zu beurteilen, die Profilmengen sind jedoch aufgrund geringer Entwicklungstiefe bzw. verkürzter Profile an Hängen und auf Kuppen gering. Bewässerungslandwirtschaft ist auf den Böden beider Altersgruppen nur mit großer

Vorsicht zu betreiben. Die Böden von Serie IV_A weisen eine sehr hohe Wasserleitfähigkeit auf, so daß Bewässerungsmengen hinsichtlich einer geringen Nährstoffauswaschung und einem sparsamen Verbrauch vom knappen Bewässerungswasser zu optimieren sind. In den Böden von Serie III führen Ton- und Kalkanreicherungs-horizonte zu einer geringen Wasserleitfähigkeit, so daß hier bei lehmiger bis toniger Textur auf die Gefahr von Wasserstau und Salzanreicherung zu achten ist. Ferner unterliegen die Böden der Serie III eher der Erosion als die jüngeren Böden, so daß erosionsschützende Maßnahmen zu ergreifen sind.

	IV _B			IV _A			III		
	Kuppe	Hang	Hangfuß	Kuppe	Hang	Hangfuß	Kuppe	Hang	Hangfuß
Gründigkeit	--	--	--	0	-	0	0	-	++
Erodierbarkeit	--	--	--	--	--	--	+	+	+
Austauschb. Kationen	--	--	--	0	0	+	+	+	++
Verfügbares K	--	--	--	+	0	++	++	++	++
Verfügbares P	+	+	+	++	++	++	++	++	++
Vorrätiges N	--	--	--	0	0	++	0	-	+
Versalzungseigung	--	--	--	-	-	-	+	+	+
Nutzbare Feldkapazität	--	--	--	-	--	0	-	--	++
Wasserdurchlässigkeit	++	++	++	++	++	++	-	0	+
Luftkapazität	++	++	++	++	++	++	0	+	+

sehr gering gering mittel hoch sehr hoch
 -- - 0 + ++

6. Literatur

FAO-UNESCO (1974): Soil map of the world - Vol. 1 - Legend.

FUSTER, J.M., S.FERNANDES SANTIN & J.SAGREDO (1968): Geologia y Volcanologia de las Islas Canarias, Lanzarote. - Inst.f. "Lucas Mallada", C.S.I.C. Madrid.

INSTITUTO GEOLOGICO Y MINERO DE ESPANA (1967-1968) (Edit.): Mapa Escala 1:50.000 (8 hojas con memorias). Inst. "Lucas Mallada", I.S.I.C.Madrid.

JAHN, R., K.STAHR and Th.GUDMUNDSSON (1983): Bodenentwicklung aus tertiären bis holozänen Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Z.Geomorph. N.F., Suppl.-Bd.48, 117-129.

STAHR, K., J.GAUER und R.JAHN (1984): Bodenvergesellschaftung vom Mediterranraum in die Vollwüste. Mitteil. Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 40, 223-230.

WISCHMEIER, W.H., and D.D.SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses. Agric.Handbook No. 537, USDA, Washington D.C. (Supersedes Agriculture Handbook No. 282).

ZAREI, M., R.JAHN und K.STAHR (1985): Tonneu- und Umbildung in einer Chronosequenz von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes. Mitteil.Dtsch.Bödenkundl.Gesellsch. (in diesem Band)

Bodenkundliche Untersuchungen zur Herkunfts-
beziehung des Baumaterials des skythischen
Kurgans Certomlyk in der Schwarzmeer-Löß-
bodensteppe bei Nikopol*

von

Klamm, M.++) u. H. Viebrock+++)

Der in der Mitte des 4. Jh. v. Chr. erbaute skythische Kurgan Certomlyk liegt in der Lößboden-Steppenzone der Ukraine am nördlichen Ufer des Kachowka-Stausees nahe der Stadt Nikopol, 175 km nördlich der Krim.

Der Kurgan befindet sich in dieser Region in einer Übergangszone des mittleren, gewöhnlichen Tschernosems zum südlichen, asowschen Tschernosem. Die zugänglichen Bodenkarten lassen leider eine genauere regionale Zuordnung nicht zu.

Der gewöhnliche oder mittlere Tschernosem besitzt einen 50 bis 60 cm mächtigen Ah-Horizont und einen Ah-C-Übergangshorizont, der bis in eine Tiefe von bis zu 80 cm reicht. Die Entkalkungsgrenze liegt bei -55 bis -60 cm. Der südliche oder asowsche Tschernosem besitzt dagegen einen höchstens 40 cm mächtigen Ah-Horizont, und der Ah-C-Übergangshorizont reicht bis in eine Tiefe von -60 cm. Die Entkalkungsgrenze schwankt zwischen -30 und -45 cm. (Berg 1958, Walter 1977, Bronger 1977, Krupskogo/Polupana 1979)

Durch den in der Nähe befindlichen, weiter vorrückenden Manganabbau ist der Kurgan in seinem Bestand gefährdet und wird deshalb seit 1981 in einem gemeinsamen deutsch-russischen Forschungsprogramm untersucht. Schon 1862-64 stießen russische Archäologen bis zur Grabkammer des Kurgans vor. Sie ist, wie es bei Kurganen in der Lößregion üblich ist, als Katakombe in den anstehenden Löß eingetieft. Man barg reiche Goldschätze, so daß der Kurgan heute aufgrund der wertvollen Grabausstattung und wegen seiner imposanten Größe - der Kurgan gehört zu den größten skythischen Grabhügeln überhaupt - als der Bestattungsort eines Herrschers, als "Königskurgan" angesprochen wird. (Rolle 1979)

Durch die modernen Untersuchungen sollen vor allem der Aufbau des Kurgans und die Nebenbestattungen (Pferdegräber) erforscht werden.

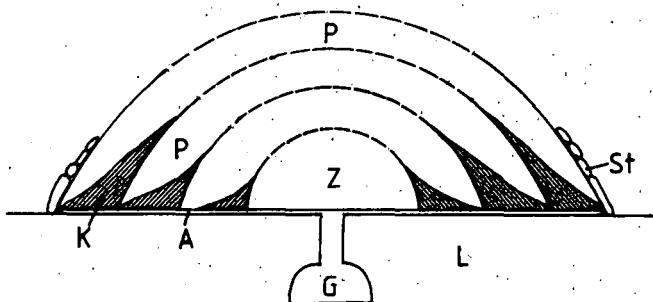
*) Die Untersuchungen wurden mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Certomlyk-Projektes durchgeführt.

**) Seminar für Ur- und Frühgeschichte der Universität Göttingen, Nikolausberger Weg 15, 3400 Göttingen

***) Institut für Agrilkulturchemie der Universität Göttingen, von-Sieboldstr. 6, 3400 Göttingen

Aufbau des Kurgans

Bei den Ausgrabungen wurde folgender Aufbau des ehemals etwa 19 m hohen und im Durchmesser 115 m messenden Kurgans festgestellt: Über einem begrabenen Tschernosem befindet sich eine horizontale, mit Holzkohle und gelbem C-Horizont-Material durchsetzte Schicht, die die Archäologen als Arbeitshorizont deuten, der aufgeschüttet wurde, um eine ebene Fläche zum Kurganbau zu erhalten. Die Hügelaufschüttung, die aus dunklem Bodenmaterial besteht, weist verschiedene Strukturen auf. Um eine Zentralaufschüttung, die aus Grasplaggen besteht, sind unterschiedlich wirkende Schichten angeschüttet worden. Zum einen sind dies dunkle, homogene "Erdkrepis"-Keile, die zum Teil geschichtet sind, zum anderen Plaggenschichten, die strukturiert wirken und in ihrem Aussehen der Zentralaufschüttung entsprechen. Folgende, unmaßstäbliche Skizze soll schematisch den Aufbau des Grabhügels veranschaulichen:



- L = anstehender Löss
- G = Grabkammer
- A = Arbeitshorizont
- Z = Zentralaufschüttung
- K = Erdkrepiskeile
- P = Plaggenschichten
- St = Steinummantelung des unteren Hügelteiles
- = bei der Ausgrabung 1862-64 abgegraben; rekonstruiert

Der Hügel Fuß ist mit großen, bis zu 2,80 m hohen Kalkstein- und Granitbrocken umkleidet und der Hügel selbst ist zumindest bis zur Hälfte seiner Höhe mit Kalksteinplatten belegt gewesen. Die Grabkammer ist als Katakomben in den anstehenden Löss eingetieft worden.

1981 und 1983 wurden Bodenproben für bodenkundliche Untersuchungen aus den Erdkrepis- und Plaggenschichten der Hügelaufschüttung, aus dem Tschernosem unter dem Kurgan und aus einem Tschernosem, der ca. 300 m vom Kurgan entfernt liegt, genommen. Durch die Untersuchungen sollte das Zustandekommen der unterschiedlichen Hügelschichtung, die Beschaffenheit des Arbeitshorizontes und, wenn möglich, die Herkunft des Baumaterials geklärt werden.

Vergleich der Böden unterhalb (Abb.1) und außerhalb (Abb. 2) des Kurgans

Von allen durchgeführten Analysen werden hier in Auswahl die der Kalk-, der Humus- und der Phytolithengehalte beschrieben. Sie sind in den Abbildungen in ihrer Tiefen-Verteilung dargestellt.

Aufgrund der Farbwerte und ihrer Sprünge wurde in beiden Abbildungen die Grenze zwischen Ah- und Ahc-Horizont bei 40 bzw. 37,5 cm und zwischen Ahc- und Cc-Horizont bei 67,5 bzw. 52,5 cm gezogen. Hierbei fällt schon auf, daß der A-Horizont des Schwarzerdeprofils außerhalb des Kurgans geringmächtiger ist als der A-Horizont des Profils unter dem Kurgan, obwohl dessen Weiterentwicklung durch den Bodenauftrag des Grabhügels schon vor ca. 2500 Jahren beendet wurde. Dies zeigt, daß das Bodenprofil außerhalb des Kurgans nicht vollständig ist, daß ein Teil des A-Horizontes entfernt worden ist. Die Abgrabung muß schon vor langer Zeit geschehen sein und mag durchaus im Zusammenhang mit dem Kurganbau vor 2500 Jahren stehen, da die Humusmenge im Tschernosem außerhalb des Kurgans voll restauriert und höher als im Profil unterhalb des Kurgans ist, auch wenn unzersetzte Pflanzenrückstände mit einbezogen sind, und unterhalb des Kurgans mit einer Reduktion leicht zersetzbarer organischer Substanz zu rechnen ist. Nach Zolothun (1974) vertieft sich der Ahc-Horizont durch biogene Tiefen-Anreicherung mit Humus um 2,7 bis 4,7 mm je Jahrhundert, d.h. um 7 bis 12 cm seit Errichtung des Kurgans. Dies bedeutet, daß die Tiefe der Untergrenze des Ahc-Horizontes zur Zeit der Abtragung des Bodens außerhalb des Kurgans vor etwa 2500 Jahren bei -40 bis -45 cm gelegen hat, d.h. daß 23 bis 28 cm des A-Horizontes abgetragen worden sind.

Bis zur Errichtung des Kurgans, d.h. bis zur Unterbrechung der Bodenbildungsprozesse in dem begrabenen Boden hatte dessen Entkalkungstiefe bei einem Ausgangs-CaCO₃-Gehalt des Lösses von etwa 12% in ungefähr 7500 Jahren, seit dem Beginn des Holozäns, ca. 40 cm, d.h. die Untergrenze des A-Horizontes erreicht. Der Boden außerhalb des Kurgans hat heute eine Entkalkungsgrenze von ca. 10 cm. Geht man von einer seit der Abtragung um diesen Betrag fortgeschrittenen Kalkabfuhr aus, so würde dies bedeuten, daß seinerzeit fast der gesamte A-Horizont abgetragen worden ist, worauf auch die Differenz von 35 cm zwischen den Maxima der Kalkanreicherung in beiden Profilen hindeutet.

Die Menge an Phytolithen im Tschernosem unter dem Kurgan, die eine durch nach unten abnehmende Biomixion bedingte Tiefenfunktion zeigt und sich bis in den Ahc-Horizont verteilt, ist höher als in dem Tschernosem außerhalb des Kurgans. Eine nach der Abgrabung erneut einsetzende Boden- und Vegetationsentwicklung hat in 2500 Jahren zu keiner wesentlichen Zunahme der Phytolithengehalte - im Gegensatz zur Humusmenge - beigetragen. Die Phytolithen werden vorwiegend von Gräsern gebildet, wo sie als Kieselsäureeinlagerungen zur Stabilisation der Halme und Blätter beitragen. Es scheint, daß eine durch die Abtragung und/oder Überweidung geprägte Degradationsform der natürlichen Vegetation eine verringerte Produktion an Phytolithen bewirkt hat.

Zusammenfassend kann damit gerechnet werden, daß der außerhalb des Kurgans gelegene Boden um ca. 30 cm gekappt worden ist, was etwa drei Vierteln des damaligen A-Horizontes entspricht.

Bodenmaterial des Kurgans

Der Kurgan ist aus dunklem Schwarzerde -A-Horizont-Material aufgeschüttet worden, das im Durchschnitt etwa 1,85 % Humus und 30 % Ton enthält und in der Regel kalkfrei ist.

Die Analyseergebnisse der Plaggenschichten und der homogenisierten Erdkrepisschichten lassen keine Unterschiede erkennen, obwohl diese Schichten bei der Ausgrabung deutlich voneinander zu trennen waren.

Doch zeigten sich im Gefüge der Plaggen- und der Erdkrepisschichten wesentliche Unterschiede. Die Erdkrepisschichten besitzen weder Polyeder- noch Wurmlösungsaggregate, so wie sie in den Plaggenschichten vorhanden sind. Sie weisen vielmehr eine sogenannte "Schaum-Struktur" mit vielen kleinen kugelförmigen Poren auf. Dies läßt vermuten, daß in den Erdkrepisschichten feuchtes Bodenmaterial aufgepackt worden ist, dessen Aggregate durch mechanische Einwirkung (Stampfen u.ä.) zerstört worden sind. Mögliches Ziel solcher Behandlung mag die Verfestigung der Erdkrepisschichten gewesen sein. Eine höhere Dichte ist jedenfalls nicht erreicht worden; sie entspricht der Dichte der Plaggenschichten. Bei einem im Labor durchgeführten Versuch, bei dem ein wassergesättigter Plaggenblock zerstampft wurde, bis alle Aggregate zerfallen waren, und der dann getrocknet wurde, zeigte das Bodenmaterial die gleiche Struktur wie das Material aus den Krepisschichten.

Möglicherweise ist in den Krepisschichten jedoch nur trockenes, lockeres, zu kleinen Polyeder-Aggregaten oder zu Staub zerfallenes Bodenmaterial aufgepackt worden. Denn ein weiterer Laborversuch, bei dem ein größeres Aggregat aus der Plaggenschicht in trockenem Zustand unter geringer mechanischer Einwirkung zerdrückt wurde, bis es teils zu Staub, teils in einzelne Polyeder- oder Wurmlösungsaggregate zerfallen war und dann befeuchtet wurde, zeigte, daß locker geschüttetes Material bei Befeuchtung und daran anschließender Austrocknung zur Aggregatbildung neigt, die den Aggregaten der Erdkrepisschichten gleichen. Es bedarf noch weiterer Untersuchungen, um das Entstehen der Erdkrepisschichten endgültig zu klären.

Ein Vergleich der Analyseergebnisse der Kurganaufschüttung mit denen der Schwarzerdeprofile zeigt, daß der Kurgan aus dem A-Horizont-Material, und zwar aus den oberen 30 cm einer Schwarzerde aufgeschüttet worden sein muß. Geringe Anteile von gelbem Lößmaterial aus dem C-Horizont in der Kurganaufschüttung lassen darauf schließen, daß die Abgrabung teilweise noch tiefer gewesen sein muß.

In einigen Probenreihen aus Kurganschnitten lagen die Gehalte an Phytolithen und Humus höher als in den oberen Abschnitten des A-Horizontes der begrabenen Schwarzerde. Es ist möglich, daß die obersten Zentimeter der Schwarzerde in den Arbeitshorizont, der aus miteinander vermischtem A- und C-Horizont-Material besteht, eingearbeitet worden sind. Der Arbeitshorizont selbst könnte bei der Ausschachtung der Grabkammer,

die in den anstehenden Löß eingetieft worden ist, entstanden sein. Hinweise gibt das Vorkommen von gelbem C-Horizont-Material. An vielen Stellen konnte jedoch während der Ausgrabung die alte Oberfläche mit Resten des ehemaligen Bewuchses beobachtet werden. Deshalb ist zu vermuten, daß zumindest ein Teil des Baumaterials aus Gebieten mit höherem Humusgehalt geholt worden ist.

Etliche Probenserien aus dem Kurgan weisen niedrigere Gehalte an Phytolithen und Humus als die oberen Abschnitte des begrabenen Schwarzerde-A-Horizontes auf. Das Material dieser Probenserien mag aus den tieferen Schichten des A-Horizontes entstammen. Andererseits ist es jedoch auch möglich, daß man vor der Entnahme des Bodens für Bauzwecke die obersten Zentimeter, also die Grasnarbe mit dem anhängenden Bodenmaterial entfernt hat. Da sich der Kurganbau sicherlich über eine längere Zeit erstreckt hat, ist möglicherweise in Zeiten geringerer Vegetationstätigkeit das gesamte Bodenmaterial zum Bau genommen worden, während in Zeiten starker Vegetationstätigkeit vor der Entnahme von Bodenmaterial der störende Bewuchs entfernt worden ist.

Zur Zeit ist die Frage nach dem Entnahmegebiet des Baumaterials noch ungeklärt. Das gekappte Bodenprofil außerhalb des Kurgans legt die Annahme nahe, daß die Hauptmenge des Baumaterials aus der unmittelbaren Umgebung des Kurgans stammt. Nach Meinung der Archäologen kann die Abgrabung jedoch auch im Zusammenhang mit der Anlage bronzezeitlicher Grabhügel stehen, die sich in der Nähe des Kurgans befinden und 500 bis 1000 Jahre älter sind. Ein geringerer Teil des Baumaterials scheint aus Gebieten mit stärkerer Vegetationstätigkeit geholt worden zu sein, worauf die Proben mit hohem Humus- und Phytolithengehalt hinweisen.

Eventuell könnten die recht beträchtlichen Entnahmegebiete durch Satellitenaufnahmen festgestellt werden.

Es ist beabsichtigt, an den Bodenproben typisierende Phytolithenuntersuchungen durchzuführen, um aufgrund der Phytolithenformen Hinweise auf die Entnahmegebiete des Baumaterials zu erlangen.

Literatur

- Berg, L.S., Die geographischen Zonen der Sowjetunion, Bd. I und II, Leipzig 1958/59
- Bronger, A., Klimasequenzen von Steppenböden aus Osteuropa und den USA unter besonderer Berücksichtigung der Genese des "argillic horizon"
Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 25, 1977, H. II, 559-569
- Krupskogo, N.K., Polupana, N.N., Atlas Počv ukraïnskoji sssr
Kiev 1979 (Atlas der Böden der ukrainischen SSR)
- Rolle, R., Totenkult der Skythen, Teil I: Das Steppengebiet
T. I.1 Text und Tafeln, T. I.2 Katalog, Berlin 1979
(Vorgeschichtliche Forschungen 18, T. I,1 u. 2)
- Walter, H., Vegetationszonen und Klima, Stuttgart 3. Aufl. 1977
- Zolothun, V.P., The origin of loessial deposits in the southern part of the Ukraine.
Soviet Soil Science 6, 1974, 1-12

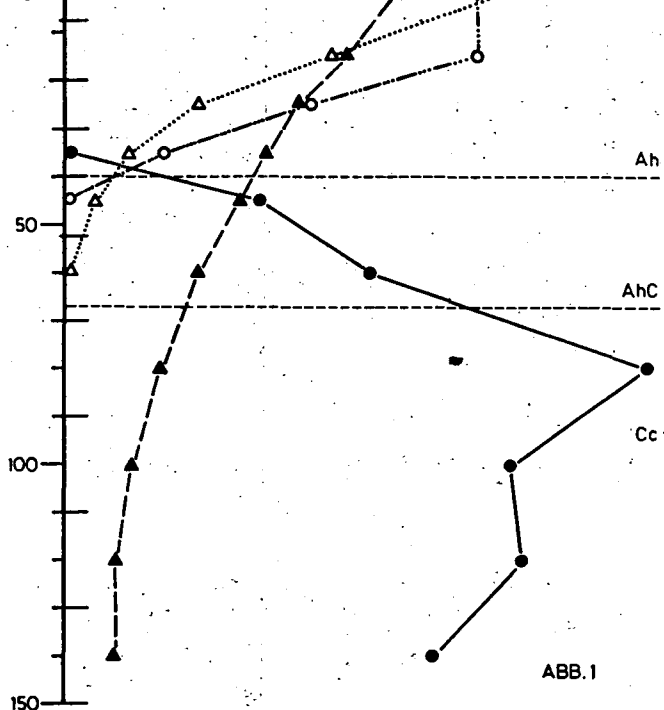
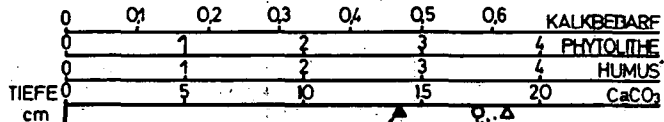


ABB. 1

SCHWARZERDE UNTER DEM KURGAN

MENGENANGABEN IN KG/M² IN ABHÄNGIGKEIT VON DER TROCKENDICHTE

*C_{org} = 1,724

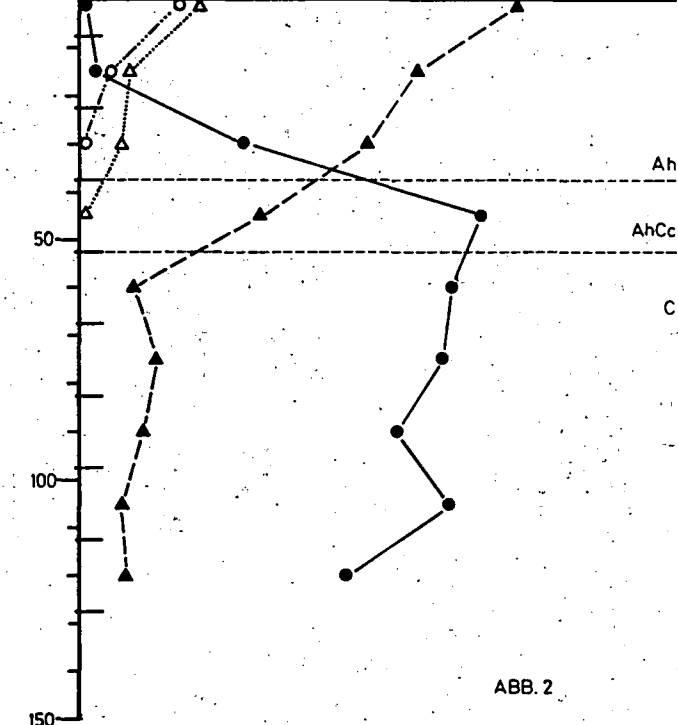
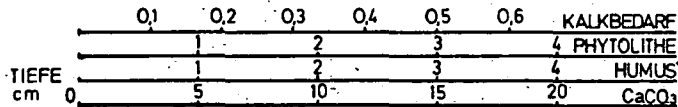


ABB. 2

SCHWARZERDE AUSSERHALB DES KURGANS

MENGENANGABEN IN KG/M² IN ABHÄNGIGKEIT VON DER TROCKENDICHTE

*C_{org} = 1,724

Bodenvariabilität und regionale Ertragssicherheit
in Schleswig-Holstein

von
Kneib, W.D.⁺⁾

Die bisherigen Forschungen zur kleinräumigen Variabilität der Böden haben in vielen Ländern zur weitergehenden Behandlung der Frage geführt, welche Auswirkung diese Befunde auf die Kartier- und Regionalisierungsverfahren (KNEIB, 1984) haben und welche Konsequenzen sie in Richtung einer funktionalen boden-ökologischen Bewertung verlangen, die im Rahmen der anlaufenden Bodenschutzprogramme von großer Wichtigkeit ist.

Im Pflanzenbau versteht man unter Ertragssicherheit die zeitlich stabile Produktion von Erträgen, der Bodenkundler sollte dieser zeitlichen Betrachtung eine regionale hinzufügen und versuchen, die Frage zu beantworten, wie es mit der regionalen Ertragssicherheit von Standorten bestellt ist. Dies ist im wesentlichen die Frage nach dem Einfluß der Bodenvariabilität auf den Ertrag.

Zu dieser Frage eigene Untersuchungsprogramme durchzuführen, ist sehr aufwendig. Es ist deshalb notwendig, bestehende Ertragsstatistiken zu überprüfen, ob sie einer Beantwortung dieser Frage dienen können.

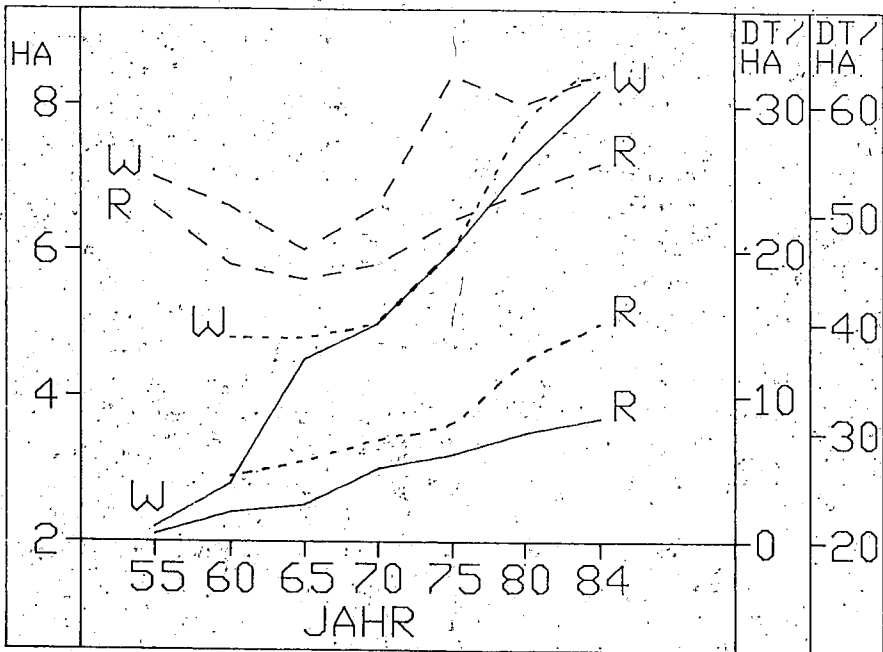
In Schleswig-Holstein bietet sich die Besondere Ernteterminierung an. Sie wird zur Eineichung der jährlichen Ertragsschätzung des Statistischen Landesamtes durchgeführt. Zur Erstellung eines Korrekturfaktors werden in einer repräsentativen Stichprobe der Ertrag von 5 Probeschnitten (5 getrennte, zufällig bestimmte Quadratmeter auf der Diagonalen eines Feldes) und der jeweilige Volldrusch derselben Fläche bestimmt. Dieses Verfahren wird in Schleswig-Holstein für Winterweizen und Winterroggen

⁺⁾ Inst. für Pflanzenern. u. Bodenkunde der C.A.Universität
Olshausenstr. 40 - 60 2300 Kiel 1

bereits seit 1950 durchgeführt.

Die Spannweite der Differenzen beider Messungen eines jeden Jahres für jeweils die gleiche Anbauart geben einen Hinweis auf die feldbedingte Streuung der gemessenen Schläge.

Die Ergebnisse einer solchen Auswertung werden zusammen mit dem Verlauf der Ertragshöhe und den mittleren Schlaggrößen in Darstellung 1 wiedergegeben.



Darstellung 1: Ertragsverlauf (fein gestrichelte Linie, Skala rechts außen), Spannweiten der Differenz aus Probeschnitt und Volldrusch (grob gestrichelte Linie, Skala rechts innen) und Schlaggröße (durchgezogene Linie, Skala links) in fünfjährigen Durchschnitten für Winterweizen (W) und Winterroggen (R).

Die Spannweiten der Differenz aus Probeschnitt und Volldrusch liegen 1955 für Winterweizen bei 25 und für Winterroggen bei 23 dt/ha und fallen gleichsinnig bis 1965

ab. Dann folgt bei Weizen ein steiler Anstieg bis auf 32 dt/ha (1975), der Wert schwankt seitdem zwischen 30 und 32 dt/ha. Winterroggen hat dagegen seit 1965 einen gleichmäßigen Anstieg bis auf 26 dt/ha zu verzeichnen, d.h. in einem Feld kann der Ertrag abschnittsweise um ± 13 dt/ha schwanken.

Zur erklärenden Interpretation der Ergebnisse lassen sich mehrere Hypothesen bilden.

Den Grund für diesen Verlauf wird man zunächst in der Landtechnik suchen. Sie ist allerdings seit 1950 mit zunehmender Intensivierung und Mechanisierung der Landwirtschaft im wesentlichen auf zwei Ziele gerichtet: Erhöhung der Schlagkraft und Gleichbehandlung von Flächen bei der Ausbringung von Saatgut, Dünger und Pflanzenbehandlungsmitteln. Bis 1965 bestätigen die absteigenden Spannweiten die Erfolge dieser Ziele, danach steigen die Streuungen jedoch trotz weiterer Verbesserungen in der Landtechnik wieder an.

Ein weiterer Grund könnte im Ertragsniveau liegen. Tatsächlich laufen die Kurven des Ertragszuwachses teilweise parallel mit denen der Spannweite. Allerdings ist nicht zu erklären, inwieweit die erheblichen Ertragszuwächse bei Winterweizen (seit 1975) nicht zu einer weiteren Erhöhung der feldbedingten Streuung beigetragen haben.

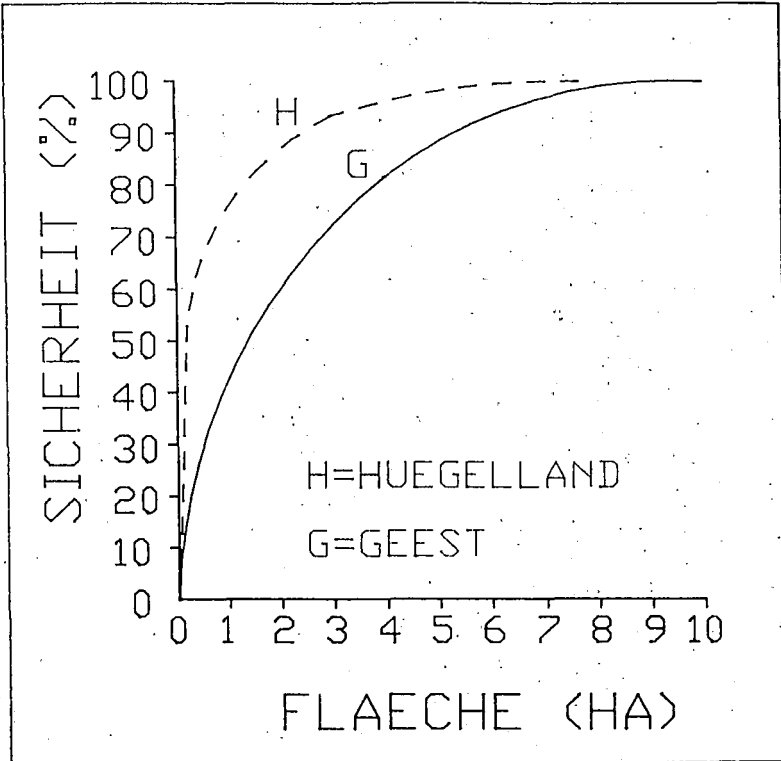
Eine weitere Möglichkeit der Erklärung liegt in der Entwicklung der Schlaggrößen. Diese haben sich tatsächlich seit 1950 für Weizen vervierfacht und für Roggen fast verdoppelt. Auch hier ist nicht erklärlich, wieso trotz weiterer Schlagvergrößerungen bei Winterweizen die Streuung nicht ebenso ansteigt.

Alle drei Gründe sind demnach nur begrenzt zur Erklärung der feldbedingten Streuung geeignet.

Die Anbauarten verteilen sich unterschiedlich auf die Naturräume Schleswig-Holsteins. Winterweizen wird zu etwa zwei Drittel im Hügelland und Winterroggen zu zwei Drittel auf der Geest angebaut.

Vergleicht man die Bodenvariabilität beider Naturräume (siehe Darstellung 2), dann kann man feststellen, daß bei

gleicher statistischer Sicherheit von 70. % die Flächengrößen mit einheitlichen Böden (auf Subtypen-Niveau) im Hügelland nur 0.7 ha und in der Geest 2.5 ha betragen.



Darstellung 2: Bodenvariabilität auf Subtyp-Niveau der Landschaftsräume Hügelland und Geest in Schleswig-Holstein.
(Weitere Erklärung im Text)

Dieser grundsätzliche Unterschied zwischen den Landschaftsräumen und die deutlich stärkere Zunahme der Größe der Weizenschläge können die Entwicklung der Spannweiten zweifelsfrei erklären.

Trotz gleicher Schlaggröße besteht bereits 1955 ein deutlicher Unterschied zwischen Winterweizen und Winterroggen.

Bis 1965 hat die Verbesserung der Landtechnik die beginnende Vergrößerung der Feldflächen kompensiert. Von da ab laufen Schlaggröße und feldbedingte Streuung nahezu parallel. Auch die Konstanz der Werte bei Weizen - ab ca. 6 ha Schlaggröße - ist aus der Bodenvariabilität erklärbar. Es ist anzunehmen, daß ab einer bestimmten Größe die maximale Variabilität erreicht ist und eine weitere Flächenausdehnung zu keiner Erhöhung der Varianz führt, d.h. die Spannweiten bleiben gleich. Dieser Tatbestand gilt bei Winterweizen bereits seit 1975, bei Winterroggen steigt die feldbedingte Streuung weiterhin, da die maximale Variabilität erst bei sehr viel größeren Schlägen erreicht wird als bei knapp 4 ha, die jetzt bewirtschaftet werden.

Die Tatsache, daß die Streuungszunahme bei Winterweizen besonders in der Zeit erfolgt, in der die Erträge und die Schlaggrößen gleichermaßen steigen, deutet auf eine Kombinationswirkung hin.

Die Ergebnisse legen den Schluß nahe, daß die Entwicklung der regionalen Ertragssicherheit in Schleswig-Holstein von der Bodenvariabilität und vom Ertragsniveau abhängt. Je höher das Ertragsniveau desto stärker kommt die unterschiedliche Ausstattung der Böden zur Wirkung.

Bezogen auf die eingangs erwähnte Bodenschutzproblematik stellt sich die Frage, inwieweit es vernünftig ist, Schlaggrößen und Ertragsniveau weiter zu steigern, obwohl man dabei offensichtlich immer unspezifischer auf die Ausstattung der Böden reagieren kann.

Literatur:

KNEIB, W.D. (1984): Konzepte der Flächeninhaltsbeschreibung in Bodenkarten. MDBG 40, 183 - 190



BODENKUNDLICHE STANDORTAUFNAHME in städt. Parks

von

Kues, J. u. H. Voigt⁺)

Die in den letzten Jahren vermehrt auch in städt. Parks beobachteten Wald- und Baumschäden machen es mehr denn je erforderlich, über eine gezielte Bodenbewirtschaftung (Düngung, Kalkung, Melioration) den Standortfaktor Boden zu verbessern und so eine Vitalitätsstärkung der Vegetation zu erreichen.

Voraussetzung hierfür ist eine Differenzierung der Untersuchungsgebiete in Bodeneinheiten, die sowohl in bodenphysikalischer als auch in -chemischer Hinsicht in sich konsistent sind.

Hierbei ist es in der Regel erforderlich, die nach petrographischen und bodenphysikalischen Kriterien ausgeschiedenen Bodeneinheiten in Anlehnung an die aufstockende Vegetation, die Bewirtschaftungsgeschichte und das Relief, weiter zu untergliedern, um Flächen mit einheitlichen bodenchemischen Verhältnissen auszugrenzen.

Die ausgeschiedenen Untereinheiten können hinsichtlich ihres Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalts, ihrer Schadstoffbelastung und im Hinblick auf die zu ergreifenden bodenverbessernden Maßnahmen beschrieben werden.

Die Ergebnisse der Standortaufnahme (Zustandserfassung, Maßnahme) werden u. a. kartographisch dargestellt, um sie für den Wirtschaftler vor Ort umsetzbar zu machen.

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



Bodeninformatik - ein neues Fachgebiet der Bodenkunde?

von

Lamp, J.⁺)

1. Fragestellungen

In seinem 1982 erschienenen Lehrbuch stellte LIEBEROTH erstmals die Bodeninformatik als ein neues Fachgebiet der Bodenkunde heraus. Dieser Vorschlag, der vor dem Hintergrund der Anstrengungen und Fortschritte der DDR beim Aufbau von Boden-Informationssystemen zu sehen ist, soll inhaltlich und formal hinterfragt werden:

- Welche Bedeutung hat die Informatik für die Bodenkunde, speziell für die Bodeninventur und den Aufbau von Bodenkatastern?
- Welche besonderen Fragestellungen, Methoden und Ergebnisse sind für die Bodeninformatik kennzeichnend?
- Wie ist ihre Stellung zu anderen Fachgebieten der Bodenkunde?

2. Entwicklungsstadien der Angewandten Informatik

Information ist nach WIENER weder Materie noch Energie, sondern eine weitere Grundgröße der Welt und kann als 'Beseitigung von Ungewißheit' verstanden werden. Sie entsteht beim Übertragen von Signalen vom 'Sender' zum 'Empfänger' nur aufgrund eines gemeinsamen Zeichenvorrats.

Die Technik (Geräte,hardware) und Methoden (Programme,software) der Angewandten Informatik hat sich während der letzten Jahrzehnte in rascher Folge entwickelt (z.Z. fünfte Rechnergeneration). Die Informatik ist in eine Reihe von wissenschaftlichen Fächern aufgenommen worden und hat zu eigenen Fachgebieten insbesondere dort geführt, wo große Datenmengen nach bestimmten Regeln (Algorithmen) erfaßt, ausgewertet und an Endnutzer weitergeleitet werden (z.B. Wirtschafts-, Medizinische, Technische Informatik).

⁺ Institut für Pflanzenernähr. u. Bodenkunde, C. A. Universität, Olshausenstr.40, 2300 Kiel

3. Aufgaben der Informatik in der Bodeninventur (Boden-Kataster)

Die rasche und noch anhaltende Entwicklung der Informatik hat auch zum Einsatz ihrer Techniken und Methoden in der Bodenkunde und hier speziell in der Bödensystematik und Bodenkartierung geführt. Diesen Fachgebieten obliegt traditionell die Aufarbeitung der (theoretisch) unendlich großen Datenmenge, die aus der Pedospäre stammt und durch die Bodeninventur erfaßt und verarbeitet wird. In einer Reihe von Ländern werden Boden-Informationssysteme aufgebaut, über deren Probleme und Fortschritte auf Treffen der Arbeitsgruppe "Informationssysteme in der Bodenkunde" berichtet wurde (BIE 1975, MOORE and BIE 1977, SADOVSKI and BIE 1978, MOORE and LYNCH 1981, GIRARD 1981/2, BURROUGH and BIE 1984). Auch in der Bundesrepublik ist eine entsprechende Arbeitsgruppe aktiv geworden (DGB-Mitteilungen Band 36 und hier).

Die generelle Aufgabe der Bodeninformatik kann darin gesehen werden, die aus der Pedosphäre durch Feld- und Laboruntersuchungen gewonnenen **Basisdaten** für die standortgerechte Nutzung und den Schutz der Böden **ort-, zeit-, und formgerecht** (unter Kosten-/Nutzenberechnungen) zur Verfügung zu stellen (s. Abb.1). Dazu sind (interne und z.T. externe) **Pedofunktionen** zu lösen (LAMP/KNEIB 1981) und z.B. die Filter- und Puffereigenschaften für Nähr- und Schadstoffe, physikalisch-biologische Degradationen und Ertragspotentiale der Böden zu schätzen. Dies läßt sich auf zwei Wegen erreichen (s. Abb.1, durchgezogene bzw. gestrichelte Pfeile),

--**taxonomische Funktionen**: Die punktuellen oder flächenhaften Bodeneinheiten werden Klassen des Systems (Bodentypen/-formen) zugeordnet, für die ökologische Auswertungen zusammengestellt werden (z.B. enthält der US-amerikanische 'Soil Interpretation File' die Bonituren einer Reihe von Pedofunktionen für über 12000 'Soil Series' in digitaler Form). Dies entspricht der von WITTMANN (in diesem Band) geforderten 'Boden (formen)-Grundinventur', allerdings fehlen für die Bundesrepublik sowohl die Zusammenstellung und taxonomische Einordnung aller Bodenformen, als auch ökologische Bonituren dafür.

--**spezielle Pedofunktionen**: Hier werden aus den Basisdaten (z.B. Bodenart, Humusmenge und -form) über Auswertungstabellen oder -gleichungen die Pedofunktionen ermittelt (z.B. nutzbare Feldkapazität, Erodierbarkeit).

Der Vorteil taxonomischer Pedofunktionen liegt in der einfachen und allgemeinen Anwendbarkeit (falls entsprechende Karten vorliegen). Spezielle Funktionen führen häufig zu geringeren Informationsverlusten, besonders dann, wenn statt globaler Funktionen, wie in der Bodenkundlichen Kartieranleitung zusammengestellt, lokale Nacheichnungen vorgenommen werden (Beispiele für Verluste bzw. rel. Gewinne: LAMP/KNEIB 1981, LAMP 1983).

Weitere Aufgaben der Bodeninformatik, die hier nur zitiert werden können, liegen z.B. in der Bereitstellung von Techniken und Methoden der

- quantitativen Diagnose in der Bodensystematik,
- der Interpolation und Flächenfindung/beschreibung (Übersicht: LAMP 1983a; neue Berichte: NIELSEN and BOUMA 1985) und der
- quantitativen Boden- und Landbewertung durch Überlagerung verschiedener Informationsquellen (OELKERS et al. 1983) und Simulation ökologischer Prozesse (auch in der Fläche).

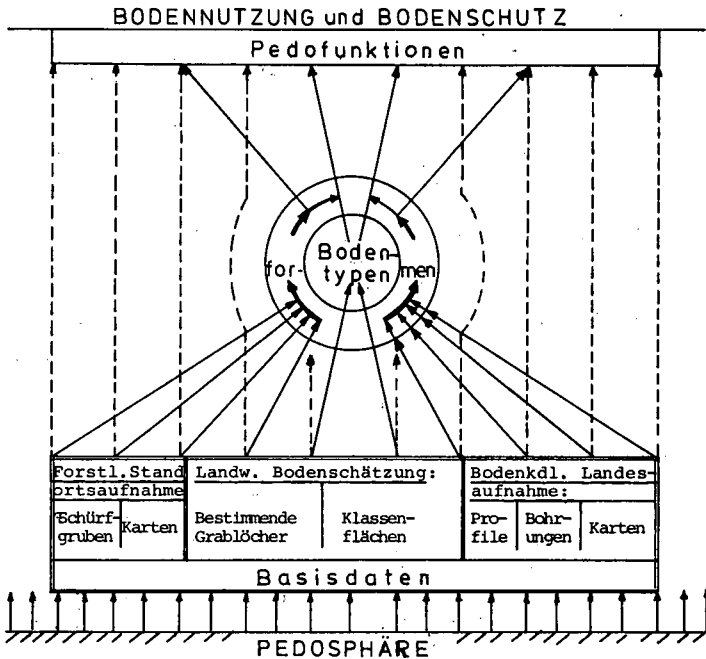


Abb.1: Informationsmengen, -flüsse und -verluste bei der Verarbeitung bodenkundlicher Daten (Anzahl der Pfeile spiegelt Verluste bzw. rel. Gewinne wider; ---: direkte Auswertung der Basisdaten, —: taxonomischer Weg)

4. Die Stellung der Bodeninformatik in der Bodenkunde

Geeignete Werkzeuge haben das Denken und die Erkenntnisse von Menschen, speziell von Wissenschaftlern, stets sehr beeinflußt und bereichert. Dies zeigt sich deutlich an Beispielen der Bodenphysik, -chemie, -biologie und -mineralogie, die durch Spektral- und Röntgenanalyse, Mikroskope, Elektroden und andere Geräte in der letzten Zeit sehr befruchtet wurden. Diese methodischen Basis-Disziplinen der Bodenkunde haben damit die Voraussetzungen für reichhaltige Anwendungen in der Bodenökologie und -technologie geschaffen sowie die Erkenntnisse in den 'reinen' Kernfächern der Bodenkunde, der Bodengenetik und -systematik, ebenso erweitert wie die der Bodenkartierung und -regionalisierung.

Es wird die Prognose gestellt, daß das 'Denkzeug' Computer noch stärkere Impulse besonders auf die zuletzt genannten Fachgebiete ausüben wird, als die analytischen Werkzeuge. Der Aufbau von Bodenkatastern ist zukunftsorientiert ohne Nutzung der technischen und methodischen Entwicklungen der Informatik nicht erfolgreich durchzuführen. Die Möglichkeiten sind zu nutzen und mit bodenkundlichen Inhalten zu füllen.

Da sich die Gliederung der Bodenkunde nach wissenschaftlichen Kriterien (Bodeninventur, -systematik, -genetik, -metabolik etc., s. SCHEFFER 1962, SCHROEDER 1962) in der Praxis der Bodenkundlichen Gesellschaften nicht durchgesetzt hat, gebührt der Bodeninformatik eine gleichberechtigte Stellung neben anderen Hilfs- bzw. Übergangswissenschaften (Bodenphysik, -chemie, -biologie, -mineralogie). Wegen der logischen Nähe zur Bodensystematik (der Wissenschaft vom Ordnen von Böden bzw. deren Daten in Klassen eines Systems) und der besonderen Bedeutung für die Bodenkartierung, kann die Bodeninformatik organisatorisch in Kommission V der Bodenkundlichen Gesellschaft untergebracht werden (s. Abb.2).

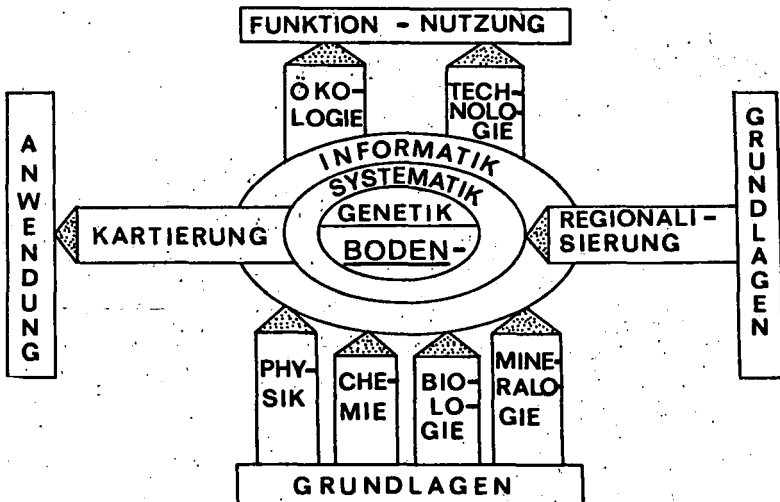


Abb. 2: Die Stellung der Bodeninformatik im Rahmen bodenkundlicher Fachgebiete

5. Literatur

- BIE, S.W. (Eds.): Soil Information Systems. Proc. 1st Meet. ISSS Working Group SIS, Pudoc-Verlag, Wageningen 1975
- BURROUGH, P.A. and BIE, S.W. (Eds.): Soil Information Systems Technology. Proc. 6th Meet. ISSS Working Group SIS, Pudoc-Verlag, Wageningen 1984
- GIRARD, M.C. (Ed.): Traitement Informatique Des Donnees De Sol. Proc. 3rd Meet. ISSS Working Group SIS, Department des Sols No. 4-6, Paris-Grignon 1981/2
- LAMP, J. und KNEIB, W.: Zur quantitativen Erfassung und Bewertung von Pedofunktionen, I und II. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 32, 695-711, 1981
- LAMP, J.: Zwölf Thesen zur Bodensystematik - gestützt auf morphometrische Auswertungen von Horizontklassifikationen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 519-524, 1983
- LAMP, J.: Informationssysteme und numerische Verfahren der Klassifizierung und Regionalisierung in der Bodenkunde - ein Überblick. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 36, 41-46, 1983a
- LIEBEROTH, I.: Bodenkunde. Dt. Landwirtsch. Verlag, Berlin 1982
- MOORE, A.W. and BIE, S.W. (Eds.): Uses of soil information systems. Proc. 1st Austr. Meet. ISSS Working Group SIS, Pudoc-Verlag, Wageningen 1977
- MOORE, A.W. and LYNCH, L.G. (Eds.): Information systems for soil and related data. Proc. 2nd Austr. Meet. ISSS Working Group SIS, Pudoc-Verlag, Wageningen 1981
- NIELSEN, D.R. and BOUMA, J. (Eds.): Soil spatial variability. Proc. Workshop ISSS and SSSA, Pudoc-Verlag, Wageningen 1985
- OELKERS, K.H., SCHIMPF, U. und LÜDERS, R.: Analyse eines Arbeitsflusses zur DVtechnisch gestützten Herstellung von Bodenkarten. Geol. Jb. A70, 87101, 1983
- SADOVSKI, A.N. and BIE, S.W. (Eds.): Developments in soil information systems. Proc 2nd Meet. Working Group SIS, Pudoc-Verlag, Wageningen 1978
- SCHEFFER, F.: Die bodenkundliche Forschung und ihre Aufgaben im Rahmen der Schwesterdisziplinen. Z. Pflanzenernaehr., Dueng. u. Bodenk. 98, 18-29, 1962
- SCHROEDER, D.: Die Bodenkunde als reine und angewandte Wissenschaft. Veröff. Schlesw.-Holst. Univers. gesellsch., Neue Folge 31, 1962



Untersuchungen zur Verlagerung und Immobilisierung
löslicher organischer Stoffe in Sandböden

von
Lassonczyk, B. und H. Wiechmann⁺)

1. Einleitung

Anlaß für die folgenden Untersuchungen gab die Beobachtung, daß sich auf Fe-armem Ausgangssubstrat verstärkt Humuspodsole mit einem mächtigen Bh-Horizont und Humusbändern ausbilden, während auf Fe-oxidreichen Sanden hauptsächlich Eisen- oder Humuseisenpodsole entstehen, die als Illuvialhorizont lediglich Bsh- oder Bs-Horizonte aufweisen. Die unterschiedliche Ausprägung der Humusilluvialhorizonte läßt darauf schließen, daß auch die Mechanismen, die zur Humusakkumulation führen, verschieden sein können. Auf sesquioxidreichem Substrat können Sorptionsprozesse an den Oberflächen von Oxiden zu einer Immobilisierung der verlagerten organischen Substanz führen (Friesel, 1984). Dies stimmt mit den Beobachtungen überein, daß das Ausmaß der Humusinfiltration mit zunehmendem Sesquioxidgehalt des Substrates abnimmt. Gleichzeitig ist anzunehmen, daß die Sorption als Oberflächenreaktion um so stärker ist, je besser der Kontakt der verlagerten Stoffe mit der Bodenmatrix ist. Dies ist in Böden der Fall, in denen sich das Sickerwasser langsam in kleineren Kornzwischenräumen bewegt. In sesquioxidfreiem Ausgangsmaterial können kaum Sorptionsprozesse zu einer Humusakkumulation führen. Da sich die Bh-Horizonte häufig über Schichtgrenzen ausbilden und die Humusbänder Feinschichtungen nachzeichnen oder über Bt-Bändern entstehen, liegt die Vermutung nahe, daß die Humusakkumulation durch mechanische Ausfilterung von koagulierten Humusstoffen erfolgt. Veränderungen im Porensystem können eine Abnahme der Sickerwassergeschwindigkeit und damit seiner Transportkraft bewirken, so daß polymere Humusstoffe physikalisch ausgefällt werden (Wiechmann, 1978).

2. Aufbau der Säulenversuche

Um 1) den Einfluß der mechanischen Ausfilterung und 2) den Einfluß von Sorp-

⁺) Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-5300 Bonn 1

tionsmechanismen auf die Immobilisierung verlagert organischer Stoffe zu prüfen, wurden Modellversuche an Bodensäulen durchgeführt. Dazu wurden 1 m lange Glas- bzw. Plexiglassäulen mit einem Durchmesser von 11,5 cm mit gestörtem Bodenmaterial gefüllt. Die pH-Werte der verwendeten Sande lagen zwischen 5 und 6 und wurden vor Versuchsbeginn durch Beregnung mit salzsäurehaltigem Wasser von pH 3 aneinander angeglichen. Anschließend wurden die Bodensäulen mit einem 15-20 cm mächtigen Auflagehorizont aus natürlichen Streusubstanzen bedeckt, aus denen nach Beregnung niedermolekulare organische Säuren freigesetzt und zusammen mit dem Sickerwasser in die Bodensäulen infiltriert wurden. Als Streustoffe dienten Fichten, Eichen und Heidestreu. Die Beregnung der Säulen fand alle drei Tage mit 10 mm Wasser statt. Bei einer Versuchsdauer von 8 Wochen entspricht dies einer Beregnungsmenge von 190 mm. Alle Versuche wurden mit je einer Wiederholung durchgeführt.

2.1 Humusakkumulation durch mechanische Ausfilterung

Zur Prüfung der Frage, ob eine Abnahme der Transportkraft des Sickerwassers eine mechanische Ausfilterung der Huminstoffe und damit eine Immobilisierung bewirkt, wurde in den Bodensäulen die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers durch Einbau dichter Schichten in unterschiedlichen Tiefen als Staukörper variiert. Um alle anderen Einflußfaktoren auszuschalten, wurde für die Versuche ein sesquioxidfreier Quarzsand ausgewählt. Als Varianten wurden in 10, 30 und 50 cm Tiefe ein 2 cm breites Band aus einem Sand feinerer Körnung eingezogen. Bei der Säulenfüllung (Sand 1) handelt es sich um einen Sand mit einem Korngrößenmaximum in der Mittelsandfraktion und einem sehr geringen Schluff- und Tonanteil. Der Sand, der als Staukörper verwendet wurde, hat sein Korngrößenmaximum in der Feinsandfraktion und besitzt etwas höhere Schluff- und Tonanteile (Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der in den Bodensäulen verwendeten Sande

	gS %	mS %	fS %	gU %	mU %	fU %	T %
dichtere Schicht Säulenfüllung	0,1	16,3	59,3	14,7	4,5	2,2	2,9
Sand 1	19,0	68,5	10,2	1,7	0,1	0,2	0,3
Sand 2	100,0	-	-	-	-	-	-
Sand 3	-	100,0	-	-	-	-	-

Fortsetzung Tab. 1

	kf cm/sec	Fe _d ppm	Al _d ppm	Mn _d ppm	Fe _o ppm	Al _o ppm	Mn _o ppm
dichtere Schicht Säulenfüllung	$5,8 \times 10^{-4}$	56	62	6	-	-	-
Sand 1	$3,2 \times 10^{-2}$	100	265	25	8	-	-
Sand 2	$9,6 \times 10^{-2}$	700	110	-	37	63	-
Sand 3	$4,5 \times 10^{-2}$	700	130	-	77	63	-

Nach einer 8-wöchigen Berechnungszeit wurden die Säulen engräumig beprobt und analysiert. Bestimmt wurden die Gesamt-C-Gehalte, die Gehalte an NaOH-löslichem Kohlenstoff, sowie die lauglöslichen säurefällbaren und nicht säurefällbaren Anteile (Huminsäuren, Fulvosäuren).

Weil sich die drei Streuarten in Bezug auf die Fragestellung ähnlich verhielten, soll hier nur die C-Verteilung der Varianten mit Heidestreu (*Calluna vulgaris*) gezeigt werden.

In der Säule, in der kein Staukörper eingebaut war (Abb. 1), hat eine gleichmäßige Infiltration mit organischer Substanz in die Tiefe stattgefunden. Bei den Huminstofffraktionen überwiegen niedermolekulare Fulvosäuren. Ihr Anteil nimmt zur Tiefe hin zu, was sich deutlich zeigt, wenn man die Quotienten Fs/Hs berechnet. Im Gegensatz dazu weist die Säule mit einer dichteren Schicht eine Anreicherung von organischer Substanz direkt über und in dem Band auf. Diese Humusakkumulation wurde zum Teil schon während der Berechnungszeit als Humusband über der dichteren Schicht sichtbar. Der Quotient Fs/Hs zeigt wie der der O-Variante einen Anstieg zur Tiefe hin. Auffällig ist, daß in dem Humusband eine Zunahme des Huminsäureanteils stattgefunden hat, was sich in einer Abnahme des Fs/Hs Quotienten ausdrückt.

Hier wird deutlich, daß eine Akkumulation verlagelter organischer Substanz durch mechanische Ausfilterung möglich ist. Die Beobachtung, daß in den Humusbändern bevorzugt höher polymere Humusstoffe ausgefiltert werden, stimmt mit eigenen Ergebnissen aus Untersuchungen von Humusbändern in Podsolen überein, bei denen in der NaOH-löslichen Fraktion auch der Anteil an polymeren Huminsäuren erhöht ist.

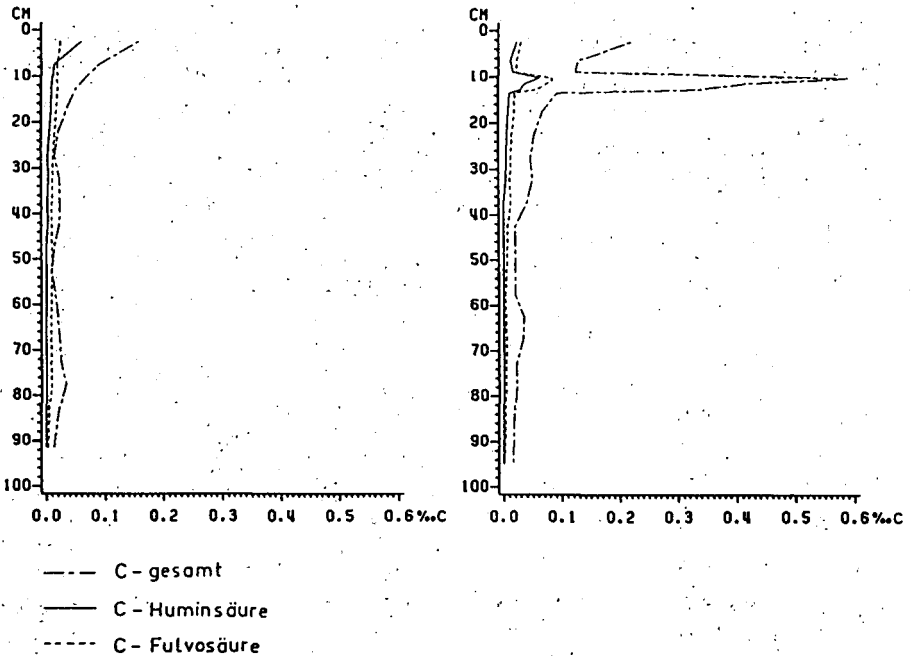


Abb. 1: C-Gehalte der Varianten mit Heidestreu (*Calluna vulg.*)
 links: ohne dichtere Schicht
 rechts: dichtere Schicht in 10 cm Tiefe

Auch bei den Varianten mit einer dichteren Schicht in 30 und 50 cm Tiefe hat eine verstärkte Humusakkumulation direkt über und in der dichteren Schicht stattgefunden. Allerdings ist dort der Anteil an akkumulierten Huminsäuren zum Teil sehr gering. Eine Abnahme des Fs/Hs Quotienten im Humusband tritt bei der Variante -dichtere Schicht in 30 cm- nur bei einer Wiederholung, bei der Variante -dichtere Schicht in 50 cm- überhaupt nicht auf. Dies mag daran liegen, daß die polymeren Humusstoffe während der Verlagerung schon in oberen Profilbereichen akkumuliert werden und deshalb für eine Ausfilterung in tieferen Bereichen nicht mehr zur Verfügung stehen.

3.2 Humusakkumulation durch Sorption

Um den Einfluß der Sorption auf die Humusakkumulation zu prüfen, wurde ein zweiter Säulenversuch mit 3 Varianten angelegt. Die Varianten unterschieden

sich in ihrem Sesquioxidgehalt und in ihrer Wasserleitfähigkeit (Tab. 1). Sand 1 ist der gleiche Quarzsand, der bei der vorherigen Versuchsreihe als Säulenfüllung verwendet wurde. Bei Sand 2 handelt es sich um einen ausgesiebten Sand der Grobsandfraktion mit 700 ppm Fe_d , bei Sand 3 um einen ausgesiebten Sand der Mittelsandfraktion mit ebenfalls 700 ppm Fe_d . Der Quarzsand und der mS haben ähnlich hohe Wasserleitfähigkeiten und unterscheiden sich hauptsächlich durch ihren Sesquioxidgehalt. Der gS, der den gleichen Sesquioxidgehalt wie der mS aufweist, unterscheidet sich von ihm durch eine höhere Wasserleitfähigkeit. Die Säulen wurden wie in der ersten Versuchsreihe mit einer Streuauflage versehen und 8 Wochen lang alle 3 Tage mit 10 mm Wasser beregnet.

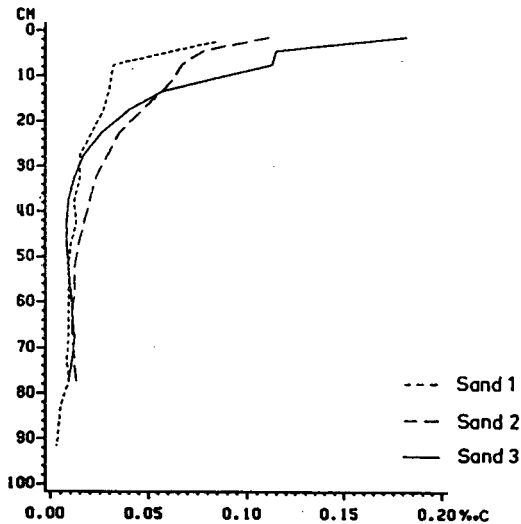


Abb. 2: Gehalte an NaOH-lösl. Kohlenstoff der Varianten mit Heidestreu (*Calluna vulg.*)

Ein Vergleich zwischen den NaOH-löslichen C-Gehalten der 3 Varianten mit Heidestreu zeigt Abb. 2. Man erkennt, daß in den Varianten mit Quarzsand eine nach unten hin gleichmäßige Humusinfiltation stattgefunden hat, während sie in den Varianten mit sesquioxidhaltigem Sand in dem oberen Bereich der Säule erhöht ist. Dabei zeigt die Säule mit dem Mittelsand eine relativ starke Akkumulation in den oberen 20 cm, die dann nach unten hin schnell abnimmt. Bei

dem Grobsand ist die Akkumulation im oberen Bereich etwas schwächer aber nach unten hin tieferreichender.

Daraus läßt sich erkennen, daß eine Immobilisierung verlagerter organischer Säuren durch Sorption möglich ist. Sie ist um so stärker, je höher der Gehalt an pedogenen Oxiden des Ausgangssubstrates ist und erhöht sich mit abnehmender Perkolationsgeschwindigkeit des Sickerwassers.

4. Zusammenfassung

Es läßt sich feststellen, daß in sesquioxidhaltigem Ausgangsmaterial Sorptionsprozesse eine Humusakkumulation wie in Illuvialhorizonten von Podsolen bewirken können. Dieser Mechanismus ist um so stärker, je höher der Gehalt an pedogenen Oxiden im Boden und je geringer die Sickerwassergeschwindigkeit ist. Stärkere Podsolierung wird es demnach in sesquioxidreichem Substrat bei entsprechender Anlieferung von niedermolekularen Säuren und niedrigem pH nicht geben, solange die aus der Streu freigesetzten Säuren sofort durch Sorption immobilisiert werden können. Auf sesquioxidarmem Substrat ist dagegen eine tieferreichende Humusilluviation möglich. Akkumulationsprozesse können hier durch eine mechanische Ausfilterung von Humuskoagulaten bei abnehmender Transportkraft des Sickerwassers bewirkt werden.

Literatur:

- Friesel, P.: Untersuchungen zu Teilprozessen der Podsolierung, Diss. Kiel, 1984.
- Wiechmann, H.: Stoffverlagerung in Podsolen, Hohenheimer Arbeiten 94, Ulmer, Stuttgart, 1978.

Genese und Klassifizierung anthropogener Böden
Nordwestdeutschlands

von

Lienemann, J. u. Gebhardt, H. ⁺

E i n l e i t u n g

Bekanntestes Beispiel anthropogener Böden Nordwestdeutschlands bzw. Nordwesteuropas sind die Plaggenesche (s. BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 1982), die historische Auftragsböden darstellen und deren Entstehung auf den Beginn der Plaggenwirtschaft im 11. Jahrhundert zurückzuführen ist (BEHRE, 1976). Weniger bekannt sind ältere oder anders als durch Plaggenauftrag entstandene Kultosoile, die entweder nicht als anthropogen erkannt oder in ihrer Gesamtheit mit zu den Plaggeneschen gezählt werden (ECKELMANN, 1980). Ziel der vorliegenden Untersuchungen ist es, die unterschiedliche Entstehungsweise (Genese) anthropogener Böden Nordwestdeutschlands in Zusammenhang mit archäologischen Befunden (zeitliche Einordnung) aufzuzeigen und Vorschläge für eine genauere Klassifizierung zu machen.

E r g e b n i s s e

Urgeschichtliche Kultosoile

Die ältesten anthropogen überprägten Böden Nordwesteuropas sind in eisenzeitlichen Ackerfluren vom Typ "Celtic Field" entstanden, die etwa in der Zeit von 300 v. Chr. bis 400 n. Chr. existierten (ZIMMERMANN, 1976). Entscheidend dabei ist, daß sowohl Auftragshorizonte ähnlich den E-Horizonten der Plaggenesche (unter den Wällen), als auch gekappte Profile mit Durchmischungshorizonten ähnlich den R-Horizonten von Rigosolen (zwischen den Wällen) entstanden sind. Durch spätere Bodenbearbeitung sind die ohnehin flachen Wälle wieder eingeebnet worden, so daß Auftrags- und Durchmischungshorizonte heute nur noch in Ausnahmefällen voneinander zu unterscheiden sind. In der Regel ist ein tiefgründiger bis 80 cm mächtiger humoser Mineralbodenhorizont vorhanden, der den Eigenschaften eines E-Horizontes entspricht (s. BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 1982), der aber auf völlig andere Art und Weise entstanden ist. Wegen seiner "urgeschichtlichen" Herkunft wurde er von GEBHARDT (1976) als "U-Horizont" bezeichnet. Die eisenzeitlichen Kultosoile sind demnach durch ein UA_h- (bzw. UA_p-)U-IIf-Profil gekennzeichnet.

Frühmittelalterliche Kultosoile

In nordwestdeutschen Geestgebieten, insbesondere in denen des Großkreises Cuxhaven, sind ferner verbreitet Relikte historischer Ackerfluren nachgewiesen, die in die Zeit zwischen 700 und 1000 n. Chr. (frühes Mittelalter) zu datieren

+

Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

sind (ZIMMERMANN, 1976). Die aus dieser Zeitperiode stammenden Kultosole zeichnen sich ebenfalls durch einen bis zu 1 m mächtigen humosen Mineralbodenhorizont aus, der einem E-Horizont der Plaggenesche sehr ähnlich ist. Die Horizontierung des ursprünglichen Bodentyps (meist saure Braunerde bzw. Parabraunerde, Pseudogley oder Podsol) wurde jedoch weitgehend durch tiefgründige Bodenbearbeitung zerstört. Im Gegensatz zu den eisenzeitlichen Ackerfluren vom Typ Celtic Field (streifenförmige Bodenbearbeitung) erfolgten Bodenbearbeitung und gegebenenfalls Auftrag flächenhaft, wobei qualitativ schlechte Böden (z.B. Podsole mit stark verfestigten B-Horizonten) ausgespart wurden.

Art und Umfang der frühmittelalterlichen anthropogenen Überprägung von Bänderparabraunerden und Pseudogley-Podsolen der Geestinsel Flügeln wurden bereits von GEBHARDT (1982) beschrieben. Da die humosen Oberbodenhorizonte auch hier sowohl durch tiefgehende Bodenbearbeitung (R-Horizont) als auch durch Bodenauftrag (E-Horizont) in einer Zeit vor Beginn der Eschwirtschaft entstanden sind, wurden sie ebenfalls als "U-Horizonte" bezeichnet (GEBHARDT, 1982).

In Tabelle 1 sind die analytischen Daten eines frühmittelalterlichen Kultosols nahe Debstedterbüttel, Krs. Cuxhaven, exemplarisch für zwei weitere untersuchte Ackerflächen dargestellt (vergl. LIENEMANN, 1985). Aus Urkunden geht hervor, daß die heute bewaldete Ackerflur etwa Mitte des 14. Jahrhunderts wüstgefallen ist.

Der U-Horizont (C-Gehalt 0,4-0,8 %) ist 65 cm mächtig. Darunter ist der IIBtb-Horizont einer Parabraunerde erkennbar. Die natürliche Horizontierung ist somit fast völlig zerstört worden. Während der geogene P-Gehalt der Böden der Umgebung bei höchstens 150 mg P/kg Boden liegt, steigen die P-Werte in dieser alten Ackerflur bis nahe 1000 mg/kg an (U/Ah = 628 mg P/kg). Auch unterhalb 35 cm Tiefe (U-Horizont) liegt der P-Gehalt noch bei 426 mg P/kg Boden. Die mächtigsten U-Horizonte haben nicht immer den höchsten P-Gehalt, was auf unterschiedliche Bewirtschaftungsintensität innerhalb der ehemaligen Ackerflur hinweist (LIENEMANN, 1985). In ihrer flächenhaften Ausdehnung lassen sich die frühmittelalterlichen Ackerfluren aber stets durch die erhöhten P-Gehalte der U-Horizonte nachweisen (s.a. Phosphatkartierung bei GEBHARDT, 1982).

Von den übrigen analytischen Daten ist besonders ein gegenüber dem IIBb-Horizont erhöhter Schluff- und Tongehalt bei sonst homogener Korngrößenzusammensetzung auffällig, was auf die Aufarbeitung der gesamten Geschiebedecksandschicht ohne Auftrag von Bodenmaterial anderer Korngrößenzusammensetzung hindeutet. Phytopale treten nicht - wie bei Eschauflagen häufig der Fall - bis an die Grenze des IIBtb-Horizontes, sondern nur im Oberboden (UAh) in verstärktem Maße auf. Ein Auftrag von an Pflanzenresten reichem Plaggenmaterial kann deshalb weitgehend ausgeschlossen werden. Möglicherweise wurde allochthones Bodenmaterial aus Lehm- oder Mergelgruben aufgetragen, wie in der Umgebung vorhandene alte Gruben und Kuhlöcher vermuten lassen.

Die frühmittelalterlichen Kultosole sind demnach auf andere Art und Weise als die hochmittelalterlichen Plaggenesche entstanden. Sie zeichnen sich durch die hier beschriebenen U-Horizonte bzw. durch ein UAh-(bzw. UAp)-Btb-Ctb (bzw. Bs- oder Sd-) -Profil aus.

Plaggenesche und andere hochmittelalterliche Kultosole

Wie eingangs bereits erwähnt, sind die Plaggenesche die bekanntesten anthropogenen Böden Nordwestdeutschlands. In Tab. 1 sind die analytischen Daten eines Eschs bei Druchhorn nahe Bersenbrück im Landkreis Osnabrück dargestellt. Unter dem ca. 60 cm mächtigen E-Horizont ist der begrabene fAh-, fAe- und fBsv-Horizont noch zu erkennen. Typisch für den grauen Esch ist der hohe Sandanteil, der niedrige pH-Wert und der hohe C-Gehalt bis in größere Tiefen, was auf die Beschaffenheit des verwendeten Plaggenmaterials (oft sandige Heideplaggen) zurückzuführen ist. Die E-Horizonte zeichnen sich ferner durch einen hohen P-Gehalt aus, ein Merkmal, das auch die braunen Esche auszeichnet,

die aus qualitativ höherwertigem Material aufgebaut wurden (z.B. Braunerden, Flußsedimente, Ablagerungen in Senken und Gräben usw. ECKELMANN, 1980). Phytoopale kommen bei den grauen Eschen im gesamten E-Horizont in verstärktem Maße vor.

Neben den bekannten grauen und braunen Plaggeneschen aus sandigem Material sind neuerdings von ECKELMANN (1980) auch Plaggenesche aus Geschiebelehm, Auenlehm, Sandlöß und Löß beschrieben worden. Im folgenden soll am Beispiel eines Kultosols aus Löß gezeigt werden, daß es sich hierbei wahrscheinlich nicht in allen Fällen um Plaggenesche handelt. Die untersuchten Profile befinden sich am nördlichen Rand des Wiehengebirges bei Wehrendorf, Kreis Osna-brück. In der Bodenkarte von Niedersachsen 1:25000 (Blatt 3615) sind sie als "mittlere braune Plaggenesche aus Lößplaggen über Löß bzw. Sand" ausgewiesen.

In Tabelle 1 sind die analytischen Daten einer Parabraunerde unter Wald und eines Kultosols ("Plaggenesch") untereinander dargestellt. Die Parabraunerde ist durch einen deutlichen A1 und 20 cm mächtigen Bt-Horizont gekennzeichnet. Im Bt-Horizont steigt der Tongehalt auf 19 % an (Bv/S = 12 %). Infolge der Tonanreicherung steigt auch der Gesamt-P-Gehalt leicht auf 138 mg P/kg Boden an. Wie für natürliche Bodenprofile typisch, hat aber nur der Ah-Horizont einen erhöhten P-Gehalt.

Der darunter dargestellte Kultosol (Plaggenesch) hat einen 27 cm mächtigen rezenten Ap-Horizont. Darunter folgt aber - wie auch bei den anderen untersuchten Profilen - kein homogener E-Horizont, sondern es zeigt sich vielmehr noch die Horizontierung einer Parabraunerde. So lassen insbesondere die Tongehalte den A1- und Bt-Horizont deutlich hervortreten, obwohl sie in den Unterbodenhorizonten relativ hoch sind (evtl. Einfluß einer Fließerde). Der Bt ist ferner im Vergleich zur Parabraunerde unter Wald von 20 auf 10 cm Mächtigkeit verkürzt. Ein Teil des Bt ist offenbar - neben Ah- und A1-Horizont - mit aufgearbeitet worden. Der so entstandene anthropogene Durchmischungshorizont zeichnet sich durch einen erhöhten P-Gehalt aus (bis 270 mg P/kg Boden). Ein für Plaggenesche typischer P-Tiefengradient mit sehr hohen P-Gehalten im E-Horizont und abruptem Absinken zum natürlichen Unterboden hin kann jedoch nicht festgestellt werden. Auch ein verstärktes Grasopalvorkommen bis zur Grenze des anthropogenen Horizontes läßt sich ebenfalls nicht beobachten.

Vergleicht man die Parabraunerde mit dem Kultosol, so ergeben sich außer der Verkürzung des Bt-Horizontes, der Verschiebung dieses Horizontes in eine größere Tiefe (50 - 60 cm), der P-Anreicherung und der Aufarbeitung der oberen Horizonte keine wesentlichen Unterschiede. Unter Berücksichtigung der Verkürzung des Bt-Horizontes unterscheidet sich die Mächtigkeit der mineralischen Horizonte oberhalb des Bt in beiden Profilen nur um 8 cm. In den untersuchten Profilen weiter hangabwärts (stärkere Akkumulationslage) vergrößert sich die Differenz etwas. Es ist daher anzunehmen, daß die geringfügig größere Mächtigkeit der anthropogenen Horizonte nicht durch Plaggenauftrag, sondern durch Aufarbeitung kolluvialer Anteile zu erklären ist.

Insgesamt ähneln diese Böden in ihrer Entstehung mehr den frühmittelalterlichen Kultosolen als den Plaggeneschen, wobei hier neben der Aufarbeitung (Durchmischung) der vorhandenen Oberbodenhorizonte kolluviale Anteile hinzukommen. Die Böden sind demnach durch ein (M) Ap-R-Bt-Bv-Cv (oder Bt-S)-Profil gekennzeichnet. Sie sollten als "historische Rigosole" bezeichnet werden.

Weitere überwiegend im Hochmittelalter entstandene Kultosole sind auf die Anlage von Wölbäckern zurückzuführen. Wölbäcker wurden aus verschiedenen Gründen angelegt und sind auch für Nordwestdeutschland beschrieben worden (NIEMEIER, 1967).

Im Elbe-Weser-Dreieck sind Wölbäcker häufig auf staunassen Standorten angelegt worden, so daß die Entwässerung im Vordergrund stand. Aber auch auf sandigen Böden findet man Wölbäcker, wie das in Tabelle 1 dargestellte Beispiel im Forst Zuschlag nahe Lamstedt im Landkreis Cuxhaven zeigt. Wie aus der Darstellung hervorgeht, beträgt die Mächtigkeit des Ap- bzw. U-Horizontes auf dem Beet etwa 30 cm, zwischen den Beeten (Furche) nur ca. 15-20 cm, wobei der ehemalige A1-Horizont völlig verschwunden ist. Die Bezeichnung U-Horizont wurde beibehalten, weil auch hier sowohl mit Durchmischung als auch mit Auftrag (z.B. Mergelung) zu rechnen ist. Andere Beispiele aus dem Elbe-Weser-Dreieck zeigen eindeutigere Spuren von Auftrag. Im geringmächtigen Ap-Horizont der Furche findet sich bereits aufgearbeitetes Bv-Horizont-Material. Typisch ist eine nur geringfügige Erhöhung des Gesamt-P-Gehaltes. In den Furchen sinkt der P-Gehalt unterhalb des rezenten Ah-Horizontes sofort stark ab, während auf den Beeten auch der darunterliegende Bereich noch einen erhöhten P-Gehalt aufweist. Phytoopale sind wenig vorhanden, allenfalls ist eine leichte Anreicherung im Ap des Beetes nachweisbar.

Neben dem hier gezeigten Beispiel gibt es im o.g. Untersuchungsgebiet noch eine Vielzahl andere Wölbäckerkomplexe, die eine große Varietät hinsichtlich des Ausgangsmaterials und der Art und Intensität der Bearbeitung aufweisen. Unterliegen Wölbäcker den Bearbeitungsmethoden der modernen Landwirtschaft, sind sie nach kurzer Zeit oberflächlich nicht mehr erkennbar. Nur im Profil läßt sich je nach Umfang eines eventuellen Auftrags eine Verdickung der humosen Mineralbodenhorizonte feststellen. Vorgeschlagen wird daher, solche Böden als "Wölbäcker-Kultosole" zu bezeichnen.

Zusammenfassung

Neben den bekannten Plaggeneschen werden weitere in ihrer Entstehung (Genese) und historischen Einordnung unterschiedliche anthropogene Böden Nordwestdeutschlands beschrieben. Anhand von Gelände- und Laboruntersuchungen sowie von archäologischen Befunden werden unterschieden:

1. Eisenzeitliche (urgeschichtliche) Kultosole
2. Frühmittelalterliche Kultosole
3. Plaggenesche und andere hochmittelalterliche Kultosole

Insbesondere bei den frühmittelalterlichen Kultosolen und den bisher als Plaggenesch aus schluff- bzw. tonreicherem Material (z.B. Geschiebe- und Auenlehm, Sandtöb u. Löß) bezeichneten Böden muß angenommen werden, daß sie in erster Linie durch tiefgehende Bodenbearbeitung und weniger durch Plaggenauftrag entstanden sind. Es werden deshalb die Bezeichnungen "urgeschichtlicher Kultosol" (mit U- statt E-Horizont) bzw. "historischer Rigosol" (mit dominierendem R-Horizont) vorgeschlagen. Eine Besonderheit bilden die aus ehemaligen Wölbäckerfluren hervorgegangenen anthropogen überprägten Böden, die als "Wölbäcker Kultosole" bezeichnet werden könnten.

Tabelle 1: Profilaufbau und analytische Daten

Horizont bez.	Tiefe cm	pH CaCl ₂	C %	Pges. mg/kg	Phytoopale ¹⁾	Korngrößenverteilung		
						S %	U %	T %
————— Kultosol Debstetterbüttel —————								
U/Ah	- 35	3,2	0,8	628	+++	76	19	5
U	- 65	3,9	0,4	426	++	77	17	7
IIB+b	> 65	4,1	0,2	84	+	95	3	2
————— Plaggenesch Druchhorn —————								
E/Ap	- 25	5,2	1,4	572	+++	82	12	6
E	- 60	3,6	2,4	328	+++	79	13	8
fAh	- 75	3,7	2,4	308	+++	77	16	7
FAe	- 85	3,6	0,4	196	+++	83	12	5
fBsv	-110	4,2	0,4	142	++	86	10	4
fCv	>110	4,3	0,4	60	-	97	2	1
————— Parabraunerde Wehrendorf —————								
Ah	- 10	3,0	8,8	300	++	22 ²⁾	67	11
Al	- 35	3,9	1,2	86	+	17	73	10
Bt	- 55	3,9	0,4	138	+	15	66	19
Bv/s	- 90	3,8	0,2	113	+	18	70	12
Cv/s	> 90	3,9	0,2	93	-	15	71	14
————— Kultosol (Plaggenesch) Wehrendorf —————								
(M)Ap	- 27	5,2	1,2	560	++	35 ²⁾	53	12
R/Al	- 50	5,1	0,6	270	+	34	43	23
Bt	- 60	5,0	0,4	248	+	33	28	39
Bv	- 90	4,7	0,2	208	+	36	36	28
Cv	> 90	4,9	0,2	148	+	42	37	21
————— Wölbäcker-Kultosol Zuschlag (Beet) —————								
U/Ah	- 35	3,5	1,6	116	++	71	17	6
Al/Bv	- 70	4,0	0,8	140	+	81	19	7
IICv	> 70	4,5	0,2	45	-	96	10	5
————— Wölbäcker-Kultosol Zuschlag (Furche) —————								
Ah	- 20	3,3	1,6	168	+	74	17	6
Bv	- 45	4,1	0,8	72	+	74	19	7
IICv	> 45	4,4	0,2	48	-	85	10	5

¹⁾ Phytoopale: +++ sehr zahlreich, ++ häufig, + wenig, - keine

²⁾ Diese Profile enthalten fast ausschließlich Feinsand (mS+gS < 1%)

Literatur

Behre, K.E., 1976, Beginn und Form der Plaggenwirtschaft in Nordwestdeutschland nach pollenanalytischen Untersuchungen in Ostfriesland, Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen 10, 197-224.

Bödenkundliche Kartieranleitung, 1982, 3. verbesserte und erweiterte Auflage, Herausgeber: Bundesanstalt für Geowiss. u. Rohstoffe u. Geolog. Landesämter der Bundesrep. Deutschland, Hannover.

Eckelmann, E., 1980, Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderungen als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkreises Osnabrück, Geol. Jahrbuch F10, 3-93.

Gebhardt, H., 1976, Bodenkundliche Untersuchung der eisenzeitlichen Ackerfluren von Flögel-Haselhorn, Kreis Cuxhaven, Probleme der Küstenforschung im südl. Nordseegebiet 11, 91-100.

Gebhardt, H., 1982, Phosphatkartierung und bodenkundliche Geländeuntersuchungen zur Eingrenzung historischer Siedlungs- und Wirtschaftsflächen der Geestinsel Flögel, Kreis Cuxhaven, Probleme der Küstenforschung im südl. Nordseegebiet 14, 1-10.

Lienemann, J., 1985, Anthropogene Böden Nordwestdeutschlands in ihrer Beziehung zu historischen Bodennutzungssystemen, Diss. Fachbereich Biologie der Universität Oldenburg.

Niemeier, G., 1967, Bodenkundliche Differenzierungen in Flurwüstungen, Erdkunde 21, 278-286.

Zimmermann, W.H., 1976, Die eisenzeitlichen Ackerfluren vom Typ Celtic Field in Flögel-Haselhorn, Kreis Cuxhaven, Probleme der Küstenforschung im südl. Nordseegebiet 11, 79-90.

Zimmermann, W.H., 1976, Archäologische Untersuchungen zur früh- bis hochmittelalterlichen Besiedlung im Elbe-Weser-Dreieck, In: Führer zu vor- und frühgeschichtl. Denkmälern 30, 46 ff.

Zur regionalen Verbreitung der Bodentypen
der Marsch und deren Deutung

von

Müller, W.⁺)

Die Kartierung der gesamten niedersächsischen Marschen (62 Blätter, 1:25000, 139 Spezialkarten mit Deckblättern 1:5000, ca 600 Bodenkarten auf der Grundlage der Bodenschätzung 1:5000, Sonderkarten in verschiedenen Maßstäben) ist seit Jahren abgeschlossen. Im Rahmen dieser Arbeiten wurden umfangreiche bodenchemische, bodenphysikalische und Sonderuntersuchungen der verschiedensten Art durchgeführt. Die Auswertung dieses Materials sowie entsprechender Arbeiten aus den Marschgebieten Schleswig-Holstein (s. Karteiranleitung 1982) und den Niederlanden (s. de Baaker 1979) erlaubt einen relativ sicheren Überblick über die Verbreitung und die Eigenschaften der Marschböden an der südlichen Nordseeküste auf Subtypenniveau.

Da die Marsch nur bei ständiger künstlicher Entwässerung nutzbar und bewohnbar ist, wird der Wasserdurchlässigkeit bei der Klassifikation eine besondere Bedeutung beigemessen. (Müller 1958) Da diese Böden praktisch keine Kornfraktionen über 100 μ m enthalten, ist für diese Eigenschaft die Gefügeentwicklung und -stabilität entscheidend. Die hier verwendete Klassifikation geht davon aus, daß die Gefügeeigenschaften sedimentationsbedingt sind. (s. Müller 1958, 1985) Die wichtigsten Zusammenhänge und die für das Bodengefüge relevanten Kennwerte der Normaltypen zeigt die Tabelle. (Kennzeichnung der Übergangstypen und der Abweichungen von den Normaltypen s. Kartieranleitung 1982).

⁺ Zum Großen Freien 91, 3160 Lehrte-Ahlten

Mit der Klassifikation der Kartierung in Schleswig-Holstein ist eine Parallelsierung möglich (s. Kartieranleitung 1982):

typische Seemarsch
Kalk oberhalb 3 dm = Kalkmarsch
Kalk unterhalb 3 dm = Kleimarsch
Knick-Brackmarsch mit solonetzähnlichen
Sq-Horizont = Knickmarsch
typische Flußmarsch ohne Dwog-Horizont
= Kleimarsch
Dwog-Flußmarsch = Dwogmarsch
Organomarsch = Humusmarsch

Mit der Klassifikation von Schroeder/Brümmer (1969) ist keine Parallelsierung möglich mit Ausnahme der stark versauerten "Knickmarsch" mit engem Ca/Mg-Verhältnis, die der Organomarsch aus brackischen Sedimenten zu entsprechen scheint.

Das Verbreitungsmuster der unterschiedlichen Marschböden weist in verschiedenen geographischen Räumen charakteristische Unterschiede im Hinblick auf Ausprägung wie auf Flächenanteile auf.

Generell ist im Übergang zu den Marschrandmooren ORGANOMARSCH aus brackischen und fluviatilen Sedimenten verbreitet.

Im flußmündungsfernen Küstenbereich zwischen KRUMMHÖRN und JADEBUSEN nimmt die SEEMARSCH über die Hälfte der typischen Marschfläche ein. Am Geestrand tritt BRACKMARSCH auf, in der Krummhörn etwas stärker als im übrigen Gebiet. Der Subtyp KNICK-BRACKMARSCH ist weit verbreitet.

Die Emsmarsch wird völlig von BRACKMARSCH beherrscht, wobei sich die weit verbreitete KNICK-BRACKMARSCH durch besonders mächtige und ausgeprägte Knickschichten auszeichnet. SEEMARSCH tritt garnicht, FLUSSMARSCH nur ganz untergeordnet am äußersten Südrand der Marsch auf.

In der Elbmarsch ist gar keine KNICK-BRACKMARSCH vorhanden! Lediglich am Elbknie, etwa zwischen Glückstadt/Wischhafen und der Ostemündung, treten BRACKMARSCH-ÜBERGANGSBÖDEN mit knapp 20% Anteil an der niedersächsischen Elbmarschfläche auf, denen sich an der Außenelbe bis Höhe Cuxhaven SEEMARSCH mit rund 20% Flächenanteil anschließt. Der weitaus größte Teil der Elbmarsch, der sich noch weit südlich Hamburg bis in die Lüneburger Elbmarsch erstreckt, besteht aus FLUSSMARSCH, wobei DWOG-FLUSSMARSCH relativ weit verbreitet ist.

Die an Niedersachsen angrenzenden Marschgebiete in Schleswig-Holstein, sowie in Groningen und Westfriesland, stimmen mit den Verhältnissen im flußmündungsfernen Küstenbereich, sowohl hinsichtlich der Verteilung von SEE- und BRACKMARSCH, wie in Hinblick auf Siedlungsstruktur und Flurgestaltung weitgehend überein.

Die unterschiedlichen Verbreitungsmuster können nicht vom Substrat verursacht sein; es ist einheitlich marinen und weist keine wesentliche mineralogischen Unterschiede auf. Betrachtet man die genannten geographischen Räume als Ganzheit, so ist auch keine unterschiedliche Altersstruktur der Sedimentation und der Bodenbildung zu erkennen, da die Auswirkungen der holozänen Meerestransgression die gesamte Küstenregion gleichmäßig betroffen hat. (s. Müller 1962)

Deutliche Unterschiede zeigen sich jedoch im Umfang des SÜSSWASSERZUFLUSSES in die genannten Gebiete durch die unterschiedlich großen Flüsse EMS, WESER und ELBE sowie, in den flußmündungsfernen Gebieten, durch die Zuflüsse von GRUND- und OBERFLÄCHENWASSER. Infolge des unterschiedlichen Salzgehaltes weisen See- und Süßwasser eine sehr unterschiedliche Dichte auf. Daher vermischen sich beide Wasserformen beim Zusammentreffen nicht so ohne weiteres. Das "leichtere" Süßwasser neigt dazu, das "schwerere" Seewasser zu überschichten.

In den Unterläufen der Flüsse dringt das "schwerere" Seewasser bei Flut sözusagen keilförmig auf der Flußsohle ein und hebt den Süßwasserspiegel an. da das Seewasser durch die Einwirkung von Wind und Wellen relativ turbulent ist, bildet sich an der Grenze beider Wasserformen eine Mischwasserzone aus. Wenn die Süßwasserschicht nur relativ geringmächtig ist, wie bei dem relativ kleinen Emsfluß, wird sie von dem darunter andringendem Seewasser praktisch vollständig durchmischt, es entsteht eine ausgedehnte Mischzone mit Brackwasser. Ist die Süßwasserschicht dagegen mächtig, wie bei dem großen Elbstrom, bildet sie weithin die oberflächliche Wasserschicht.

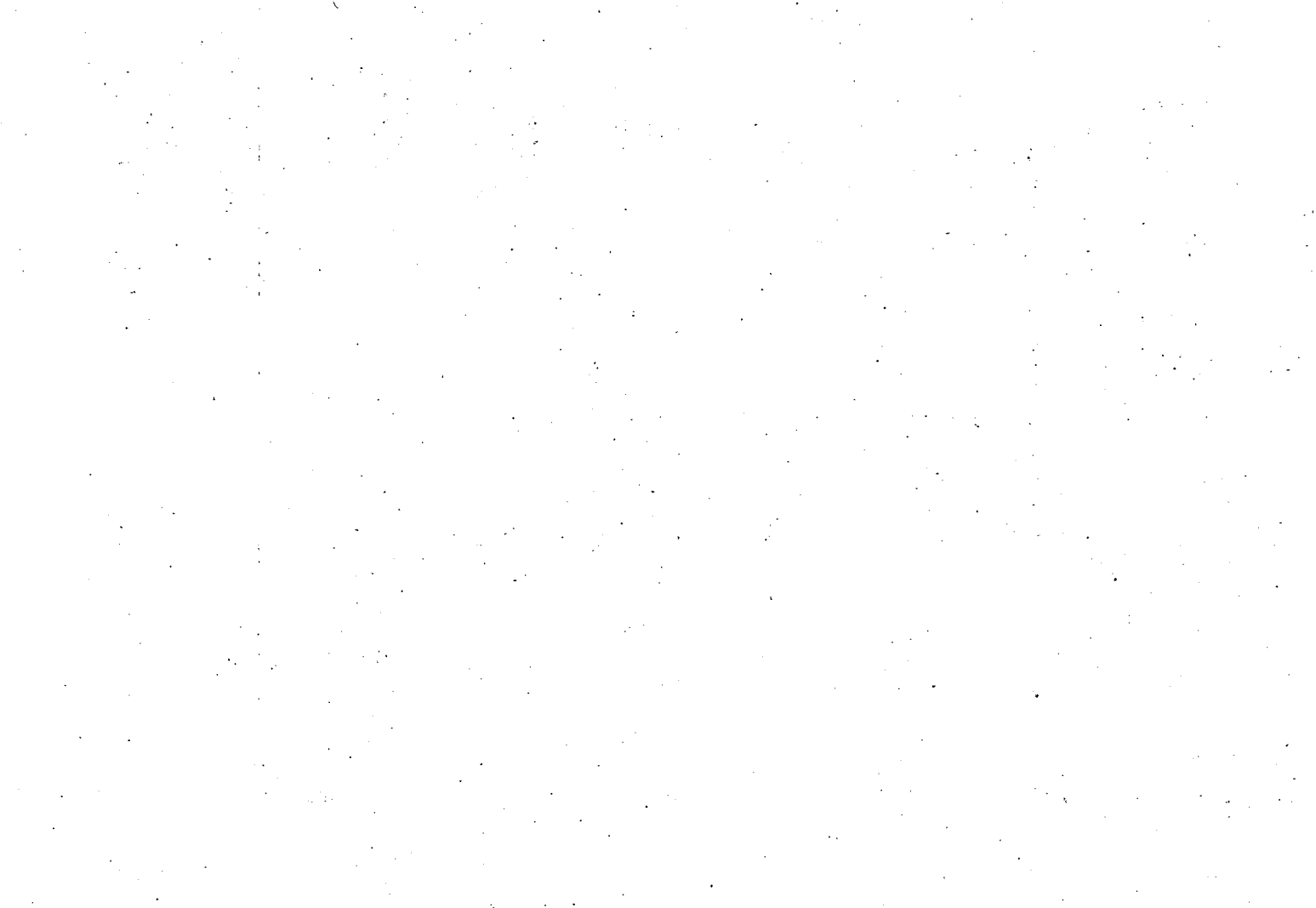
Da bei Flut nur die oberen Wasserschichten über die Ufer treten und zur Sedimentation außerhalb der Flußrinnen führen, wird verständlich, daß das Überflutungswasser in der Emsmarsch zum größten Teil aus Brackwasser und in der Elbmarsch zum größten Teil aus Süßwasser besteht. Dies konnte übrigens durch Untersuchung des Überflutungswassers der Sturmflutkatastrophe von 1962 bestätigt werden.

Die erwähnten Unterschiede im Salzgehalt der oberen Wasserschichten im tidebeeinflussten Unterlauf der Flüsse können die vorhandenen unterschiedlichen Verbreitungsmuster der Böden erklären: An der kleinen Ems herrscht BRACKMARSCH vor, am großen Elbestrom überwiegt die FLUSSMARSCH, während BRACKMARSCH nur in Übergangstypen auftritt, die mittelgroße Weser nimmt eine Mittelstellung mit etwa gleich großen Anteilen von FLUSS-, BRACK- und SEEMARSCH ein. (s. Müller 1985)

L i t e r a t u r

- AG Bodenkunde (1982) Bodenkundliche Kartieranleitung,
Hannover
- MÜLLER, W, (1958) Grundsätzliche Betrachtungen zur
systematischen Gliederung der Marsch-
böden, Geol.Jahrb. 76, 11-24 Hannover.
- (1962) Der Ablauf der holozänen Meerestrans-
gression an der südlichen Nordseeküste
und Folgerungen in bezug auf eine geo-
chronologische Holozängliederung - Eis-
zeitalter und Gegenwart 13, 197-226,
Öhringen/Württ.
- (1985) Zur Genese der Verbreitungsmuster der
Marschböden und Diskussion verschiedener
Entstehungstheorien. Geol.Jahrb. Reihe F,
H 19 (in Druckbearbeitung).
- SCHROEDER, D. u. G. BRÜMMER (1969) Beiträge zur Genese
und Klassifizierung der Marschen,
I. Problematik der Marschengenese und
- Klassifizierung und Untersuchungen
zum Ca/Mg-Verhältnis - Z. Pflanzener-
nährung und Bodenkunde 122, (3)
228-249 Weinheim.

(Weitere Literaturangaben können den aufgeführten
Arbeiten entnommen werden.)



Geomorphologie als Hilfsmittel der Bodenkartierung

von
Sammel, A.⁺⁾

1. Anmerkungen zur derzeitigen Situation der bodenkundlichen
Landesaufnahme in der Bundesrepublik Deutschland

In den meisten Ländern der Bundesrepublik Deutschland ist in der Regel nur ein kleiner Teil der Fläche durch die bodenkundliche Landesaufnahme 1:25 000 der geologischen Landesämter erfaßt. Im Augenblick stagniert vielerorts die Kartierung, weil das bodenkundliche Personal mit anderen Aufgaben überlastet ist. Hierzu gehören vor allem Arbeiten, die im Rahmen des zur Zeit besonders aktuellen Bodenschutzes den Landesämtern übertragen werden. Bekanntlich haben Bund und Länder umfangreiche Konzeptionen zum Bodenschutz entwickelt, die praktisch sämtliche Fragen, die den Boden betreffen, aufzugreifen und zu reglementieren versuchen. Indessen taucht die Frage nach dem Stand der Bodenkartierung gar nicht oder nur total randlich auf (vgl. Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 07.03.1985 und Abschlußbericht der Bund-/Länder-Arbeitsgruppe "Bodenschutzprogramm" der Umweltministerkonferenz vom 26.02.1985).

Entweder benötigen Bodenschützer keine genauen Kenntnisse über Verbreitung und Eigenschaften der verschiedenen Böden in der Bundesrepublik oder aber hierzu gibt es bereits ausreichende Grundlagen, etwa die forstliche Standortkartierung oder die Ergebnisse der Reichsbodenschätzung. Jedoch können die angeführten Unterlagen m. E. keineswegs als Grundlage für umfassende Maßnahmen zum Bodenschutz angesehen werden. Nach meiner Erfahrung kommen auch immer mehr Landschaftsplaner, Landschaftsschützer, Ökologen etc. zu dieser Einschätzung. Erstes Ziel eines sinnvollen Bodenschutzes sollte es deshalb sein, dem Mangel an guten Bodenkarten abzuhelfen oder zumindest die Einsicht zu wecken, daß hier ein Mißstand vorliegt, der schnellstens behoben werden muß.

+) Institut für Physische Geographie der J. W. Goethe Universität
Senckenberganlage 36, D-6000 Frankfurt a. M.

Eine wesentliche Ursache für das weitgehende Fehlen moderner Bodenkarten ist ohne Zweifel der hohe Kosten- und Zeitaufwand, den die Herstellung einer solchen Karte erfordert. Hier müssen zukünftig wahrscheinlich intensiver als bisher Möglichkeiten genutzt werden, schneller und billiger zu arbeiten, ohne daß unakzeptable Qualitätseinbußen auftreten. Ein Schritt auf diesem Wege ist die stärkere Heranziehung geomorphologischer Erkenntnisse bei der bodenkundlichen Landesaufnahme. Dagegen ließe sich einwenden, daß solche Erkenntnisse seit langem berücksichtigt werden, jedoch beschränkt sich die Verknüpfung Relief und Boden meistens auf die Faktoren Hangneigung und -exposition.

Entscheidend für die Bodenentwicklung und Bodenverbreitung ist aber die Reliefgenese. Jeder Bodenkartierer hat deshalb großen Gewinn, wenn er sich geomorphologische Erkenntnisse zu eigen macht, die für das Verständnis der Reliefentwicklung und damit der Bodenverbreitung unerläßlich sind.

Geomorphologische Kenntnisse geben bereits bei bodenkundlichen Übersichtsaufnahmen wesentliche Hilfen. Wenn versucht wird, anhand eines Längsprofils in einem Landschaftsausschnitt die typische Bodenfolge zu erfassen, so kann das nur befriedigend gelingen, wenn alle wichtigen Reliefeinheiten des betreffenden Gebietes von diesem Profil geschnitten werden. An Beispielen aus dem Grund- und Deckgebirge unserer Mittelgebirge wird im folgenden darzulegen versucht, wie bei Übersichts- und Spezialkartierungen die Reliefgenese wesentliche Hinweise auf die räumliche Differenzierung der Böden gibt. Die Mittelgebirge werden hier herangezogen, weil meine persönliche Kartierenerfahrung überwiegend in diesen Gebieten gewonnen wurde. Beispiele aus anderen Gebieten sind an anderer Stelle dargestellt worden (SEMMELE 1983).

2. Reliefentwicklung und Bodenverbreitung im Taunus

Im Taunus wird wie in vielen Teilen des Rheinischen Schiefergebirges das Relief nicht nur durch das Nebeneinander von morphologisch hartem Quarzit oder Sandstein und morphologisch weichem Schiefer oder durch tektonisch bedingte Höhenunterschiede bestimmt, sondern weit verbreitet sind sogenannte Rumpfstufen, die Reste verschieden alter tertiärer Abtragungsverebnungen trennen. Bekanntlich tragen solche Verflachungen sehr oft Reste kaolini-

tischer Verwitterungsdecken, die die Ursache kräftiger Pseudovergleyung sind.

Diese fehlt natürlich wegen der stärkeren Neigung häufig an den Rumpfstufen, vor allen Dingen aber auch dort, wo die pleistozäne Reliefformung die alten Böden beseitigt und andere Gesteine für die Bodenentwicklung bereitgestellt hat. Ein Übersichtsprofil wird deshalb die wesentlichsten tertiären Niveaureste und Rumpfstufen, aber auch die typisch pleistozänen Formen schneiden müssen. Zu den letzteren gehören vor allem die asymmetrischen Periglazialtäler, die während der Kaltzeiten von West nach Ost wanderten und deshalb flache lößbedeckte West- und steile lößfreie oder lößarme Osthänge haben. Auf den Lößhängen sind bekanntlich Parabraunerden bester Qualität zu finden, auf den Gehängen dominieren flachgründige Braunerden aus Schutt, die infolge der Beackerung oft der Bodenerosion zum Opfer gefallen sind. Auch deshalb werden diese Hänge heute häufig nicht mehr ackerbaulich genutzt. Ausnahmen bilden Dellen, in denen mächtiger Solifluktionsschutt liegt. Dieser ist in der Regel mehrgliedrig und bestimmt den Bodenaufbau.

Randlich liegt meist, sieht man von Unterhängen ab, nur der Deckschutt auf dem Schiefer (Abb. 1), zum Dellenzentrum hin ist unter dem Deckschutt noch Basisschutt erhalten geblieben, der auch unter dem Mittelschutt liegt, der zwischen Deck- und Basischutt im Dellenzentrum anzutreffen ist. Die Bodenabfolge entspricht dieser Schuttdeckenabfolge mit flach- bis mittelgründiger Braunerde, tiefgründiger Braunerde und Parabraunerde. Letztere besitzt häufig wegen des hohen Lößgehaltes und der spezifischen Reliefposition Staunässemerkmale. Periglazial bedingte Asymmetrie hat meist eine Ausweitung des Mittelschuttes nach Norden oder Süden auf dem dann flacheren Westhang zur Folge.

Bei der Einschätzung der Bodenverbreitung auf den Hochflächenresten müssen Abweichungen berücksichtigt werden, wie sie z. B. FICKEL (1970, Kartenblatt) darstellt. Auf den älteren Flächenresten (bei ca. 400 m NN) sind kaum Pseudogleye ausgebildet, auf den jüngeren (bei ca. 300 m NN) dagegen besitzen typische Pseudogleye weite Verbreitung. Spezielle Untersuchungen ergaben, daß im letzteren Fall fossile Buntlehme sehr gut erhalten sind. Solche Böden kommen auf den höheren Flächen nur noch sporadisch vor.

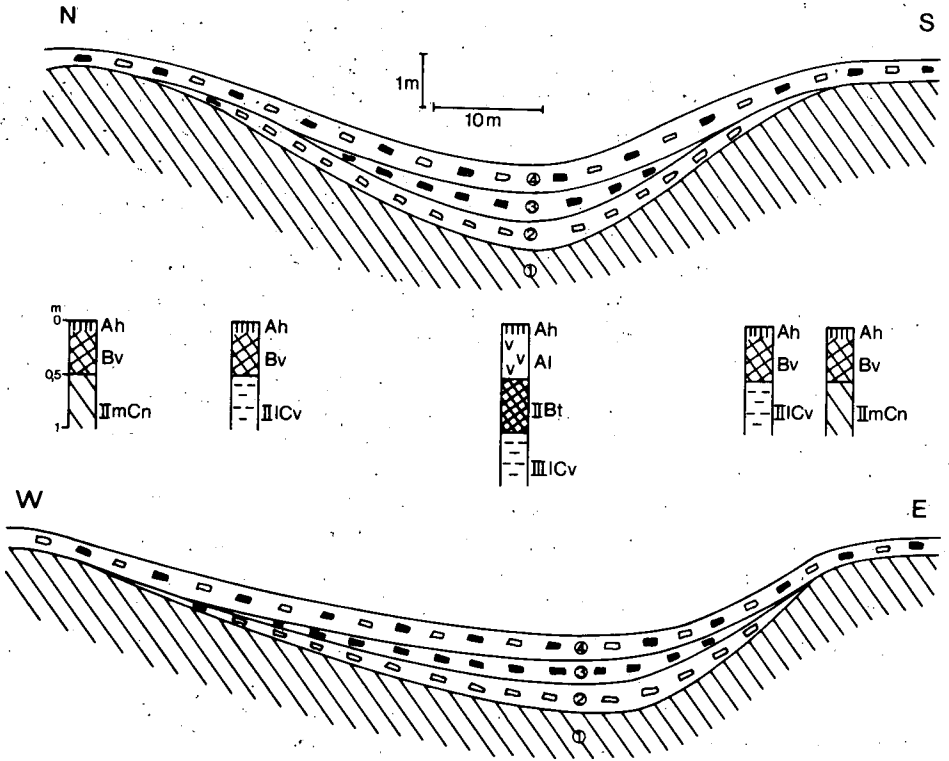


Abb. 1 Schuttdeckengliederung und Bodenentwicklung in symmetrischer (oben) und asymmetrischer (unten) Delle
1=Schiefer, 2=Basisschutt, 3=Mittelschutt, 4=Deckschutt
(Bezeichnung nach SEMMEL 1966: 10 f.)

Dieser Unterschied kann dadurch bedingt sein, daß die älteren Flächen postgenetisch länger der Abtragung ausgesetzt waren. Hieran hat möglicherweise vor allem das Oligozän mit seinen kräftigen klimatischen und tektonischen Veränderungen großen Anteil gehabt. Zweifelsohne ist aber auch in den pleistozänen Kaltzeiten zeitweise im höheren Bereich (Frostschüttzone) stärkere periglaziale Überformung erfolgt als im tieferen (Tundrenzzone). An einigen Stellen muß außerdem damit gerechnet werden, daß hydrother-

maler Zersatz flächenhaft solifluidal verlagert wurde und damit exogene Verwitterung nur vorgetäuscht wird. Der hydrothermale Einfluß ist oft am Vorkommen von Montmorillonit zu erkennen.

3. Reliefentwicklung und Bodenverbreitung im Fulda-Werra-Bergland

Das Fulda-Werra-Bergland wird zum größten Teil aus Buntsandstein aufgebaut, der überwiegend schwach nach Osten einfällt. Die vorherrschenden Talzüge laufen senkrecht dazu. Ein Übersichtsprofil muß deshalb von Westen nach Osten gelegt werden. Die steileren Osthänge der Täler tragen überwiegend Parabraunerden (Phäno-Parabraunerden) aus Deckschutt über Basisschutt. Die vom Gestein her zu erwartende Differenzierung in sandige (Sandstein-Folgen) und tonige (Wechsel-Folgen) Böden liegt nicht vor, weil wegen der starken Neigung das besonders fließfähige Substrat aus den Wechselfolgen den gesamten Hang überwanderte (vgl. bereits BIEBELRIETHER & SPERBER 1958). Bei flacherer Hangneigung sind dagegen die Sandsteinfohlen als Kanten herauspräpariert, die nicht mehr von den tonigen Fließerden überzogen werden konnten. Von den Sandsteinkanten aus ist das sandige Material weit hangabwärts gewandert. Die sandigen Böden besitzen also in diesem Fall eine um ein Vielfaches größere Verbreitung als die ausstreichende Sandsteinfohle. Im Falle der steileren Hangneigung gilt das selbstverständlich auch für die tonigen Böden im Vergleich zur Wechselfolge.

Besonders exponierte Kanten, an die sich Hochflächen anschließen, bildet der morphologisch sehr harte Solling-Sandstein. Da an diesen Stellen in Luvlage kaum Lößlehm im Solifluktionsschutt eingemischt ist, sind häufig kräftige Podsole entwickelt (SEMMELE 1966: Kartenblatt). Die nach Osten anschließende Hochfläche fällt tendenziell mit den Sandsteinschichten flach nach Osten. Der ursprünglich hier auflagernde Röt-Tonstein wurde unter pleistozänen periglazialen Bedingungen weitgehend abgetragen (SEMMELE 1966 a). Im Jungpleistozän bildete sich in dieser Leelage eine dichtgelagerte Lößlehmdecke aus. Dichter Untergrund, wenig Gefälle und hohe Niederschläge führten zur Pseudogleyentwicklung in diesem Bereich, die in Dellentälchen das Stagnogleystadium erreicht. Dort, wo der Röt-Tonstein noch größere Mächtigkeit besitzt, läßt die Pseudovergleyung nach. Hier erfolgte im Pleistozän eine intensive

Zertalung und Zerdellung, die fast überall gute Drainage ermöglicht. Der vorherrschende Boden ist nunmehr ein pseudovergleyter Braunerde-Pelosol. Nur in sehr ebenen Lagen, die wegen ihrer häufigen Leeposition auch eine Lößlehmdecke tragen, sind typische Pseudogleye entwickelt.

Damit ist die typische Bodengesellschaft des Buntsandsteins im Fulda-Werra-Bergland und ihre reliefabhängige räumliche Differenzierung im wesentlichen beschrieben. Die Auswirkung der Dellen oder ähnlicher Formen auf die Bodenverbreitung ist ähnlich wie im Grundgebirge einzuschätzen. Entscheidend sind auch hier die durch die verschiedenen Solifluktuionsdecken vorgegebenen Differenzierungen im Bodenprofil.

Literatur:

- BIEBELRIETHER, H. & SPERBER, G. S. (1958): Diluviale Bodenbildung im Spessart. - Allgem. Forstz., 13: 412-424, München.
- SEMME, A. (1966): Erl. Bodenkte. Hessen 1:25 000 Bl. 5224 Eiterfeld.- 89 S., Wiesbaden.
- SEMME, A. (1966a): Zur Entstehung von Flächen und Schichtstufen im nördlichen Rhönvorland. - Tagber. u. wiss. Abh. deutsch. Geographen Tag Bochum 1965: 340-350, Wiesbaden.
- SEMME, A. (1983): Grundzüge der Bodengeographie. - 2. Aufl.: 123 S., Stuttgart.
- FICKEL, W. (1970): Bodenkarte von Hessen 1:25 000 Bl. 5715 Idstein.- Wiesbaden.

Die Datierung der Pedostratigraphie

von

Stremme, H.E. +

Einleitung

Die Gliederung quartärer Ablagerungen mit Paläoböden führt in vielen Gebieten zu vollständigen stratigraphischen Systemen mit Zyklen von Sedimentation und Verwitterung. Die Korrelation der Pedostratigraphie der verschiedenen Gebiete läßt erkennen, daß sich mit der Pedostratigraphie die quartären Klimazyklen gut erfassen lassen. Die Korrelation mit den aus Tiefsee- Bohrkernen erschlossenen Klimazyklen zeigt eine gute Übereinstimmung.

Im Folgenden wird auf die absolute Datierung der Pedostratigraphie eingegangen und auf die davon für die Quartärstratigraphie zu erwartenden wesentlichen Fortschritte hingewiesen.

Die Methoden der absoluten Datierung

Mit Paläoböden können sowohl Klimazyklen mit interglazialen Warmzeiten und Kaltzeiten als auch die von kurzfristigen Interstadialen und Stadialen aufgezeigt werden. Die folgenden Ausführungen beschäftigen sich mit den interglazialen Paläoböden.

Da das Eem- Interglazial bereits über 100 000 Jahre zurück liegt, braucht auf ^{14}C - Datierungen nicht eingegangen zu werden. Zur Datierung von Mittel- und Jung- Pleistozän sind etwa 500 000 Jahre zu verfolgen. Die Möglichkeit dafür bieten K/Ar- , $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$, ESR- und TL- (Thermolumineszenz) Altersbestimmungen.

Die K/Ar- (Kalium/Argon) Datierungen sind auf Gebiete mit Vulkan- gesteinen beschränkt. Zahlreiche Altersbestimmungen verdanken wir vor allem Lippolt (in Frechen und Lippolt, 1965). Die Th/U- und ESR- Datierungen lassen sich bei Kalkausscheidungen, Schalen von Mollusken oder Travertin, anwenden.

Th/U- (Thorium/Uran) und ESR- (Elektronen-Spin-Resonanz) Datierungen

Zur Datierung des Holstein- Interglazials habe ich Th/U- und ESR- Altersbestimmungen an Muschel- und Schneckenschalen aus marinen Sedimenten durch A. Mangini am Institut für Umweltp Physik (Heidelberg) ausführen lassen. Danach ist für das Holstein mit einem Alter von über 350 000 (370 000) Jahren zu rechnen. Dieses Alter ist in den Tabellen 1 und 2 für die Paläoböden des Holstein- Interglazials angesetzt.

KORRELATION QUARTÄRER PALÄOBÖDEN VON NORDWEST-DEUTSCHLAND

(H.E. Stremme, Kiel, 28.5.85)

Warmzeit	Kaltzeit	Schleswig-Holst. H.E. Stremme, 1980	SW-Harzvorland W. Ricken, 1983	Niederrhein W. Paas, 1982	Mittelrhein, K. Brunnacker, 1983	Rhein-Main-Geb. A. Semmel, 1974
	WEICHSEL					
100 000 J EEM		Parabraunerde Pseudogley, Gley Podsol (B _s rost- rot)	Parabraunerde	ERKELENZER BODEN Parabraunerde	Parabraunerde	BAD-SODEN 1 Parabraunerde
	WARTHE					
200 000 TREENE		WENNINGSTEDTER BODEN Pseudogley (naßgebleicht) Podsol	HÖRDENER BODEN- KOMPLEX Pseudogley (naßgebleicht)	RHEINDAHLENER BODEN Parabraunerde	KÄRLICHER IGL. Parabraunerde	BAD-SODEN 2 Parabraunerde
	SAALE					
300 000 WACKEN		Podsol		WEGBERGER BODEN Parabraunerde	Podsol	Humushorizonte
350 000 HOLSTEIN		Pseudogley (naßgebleicht)	Parabraunerde ?	Braunlehm- Pseudogley	ARIENDORFER IGL. Pseudogley (-Braunlehm)	BAD-SODEN 3 Parabraunerde
	ELSTER					

CHRONO- STRATIGRAPHIE	SCHLESWIG- HOLSTEIN	MITTELREIN	OBERRHEIN	NECKARLAND	BAYERN/ PERI- GLAZIALBEREICH	ILLER-LECH- PLATTE	TRAUN-ENNS- PLATTE
	H.E. Stremme 1980	K. Brunnacker 1983	(E. Guenther) A. Bronger 1966	K. Bleich 1983	K. Brunnacker 1982	H. Jerz (M. Léger) 1982	H. Kohl 1978
WEICHSEL/WÜRM							
100 000 J <u>EEM</u>	Parabraunerde Pseudogley Gley Podsol (B _g rostrot)	Parabraunerde	OBERER HEITERSHEIMER BODEN Parabraunerde	OBERER STEINHEIMER BODEN Parabraunerde	REGENSBURG 1. FOSS. BODEN Parabraunerde (Pseudogley)	OFFINGEN II Parabraunerde (Pseudogley)	RI / WÜ INTERGLAZIAL Parabraunerde
WARTHE/ RISS (EIDER)							
200 000 J <u>TREENE</u>	WENNINGSTED- TER BODEN Pseudogley, naßgebleicht Podsol	KÄRLICHER INTERGLAZIAL Parabraunerde	RIEGELER (D) BODEN Parabraunerde	UNTERER STEINHEIMER BODEN Pseudogley (Parabraun- erde) Gley	REGENSBURG 2. FOSS. BODEN Parabraunerde (Pseudogley)	ROSSHAUPTEN III Pseudogley- Parabraunerde	MI / RI INTERGLAZIAL Pseudogley- Parabraunerde Gley
SAALE/ MINDEL S.S.							
300 000 J <u>WACKEN/DÖMN.</u>	Podsol	Podsol					
350 000 J <u>HOLSTEIN</u>	Pseudogley, naßgebleicht	ARIENDORFER INTERGLAZIAL Pseudogley (-Braunlehm)	UNTERER HEITERSHEIMER BODEN Parabraunerde	BÜCKINGER BASIS-BODEN Parabraunerde	REGENSBURG 3. FOSS. BODEN Parabraunerde (Pseudogley)	ROSSHAUPTEN IV Pseudogley- Parabraunerde	GÜ / MI INTERGLAZIAL PECHSCHOTTER* Parabraunerde (B _t br.-rötl.)
ELSTER/ GÜNZ							

Zahlreiche Th/U- und ESR- Datierungen sind von Brunnacker veranlaßt worden (Hennig, Grün, Brunnacker & Pécsi, 1983). Für das vorletzte Interglazial ergaben die Th/U- und ESR- Datierungen für Ungarn ebenso wie für den Raum Stuttgart (Brunnacker et al., 1983) Alter zwischen 250 000 und 200 000 Jahren. Ein Alter von 200 000 Jahren ist in die Tabellen als Ende des Treene- Interglazials aufgenommen worden. In beiden Tabellen ist bei der Korrelation die Ansicht der einzelnen Autoren berücksichtigt worden. Der Überprüfung der gegebenen Korrelationen durch absolute Datierungen sollte künftig besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Einen wesentlichen Pfeiler für die Datierung und die Korrelation der Paläoböden stellt das Gebiet des Mittelrheins dar (Brunnacker in Bosinski et al., 1983). Für die Paläoböden des Aufschlusses bei Ariendorf hat Brunnacker eine Zeitskala gegeben. Danach endete die viertletzte Eiszeit vor 400 000 Jahren. Es folgte der Paläoboden des Ariendorfer Interglazials (vgl. Tab. 1 u. 2). Vor 300 000 Jahren setzte die drittletzte Eiszeit ein, deren Ablagerungen vom Paläoboden des Kärlicher Interglazials verwittert sind. Darauf folgte vor 200 000 Jahren der Löß der Riß- Eiszeit. Neue K/Ar-Daten (Fuhrmann, 1983) haben die Zeitskala von Brunnacker voll bestätigt. Unmittelbar unterhalb von Brunnackers Zeitmarke für 400 000 Jahre wurde ein Selbergit- Tuff mit 420 000 Jahren datiert.

TL- (Thermolumineszenz) Datierungen

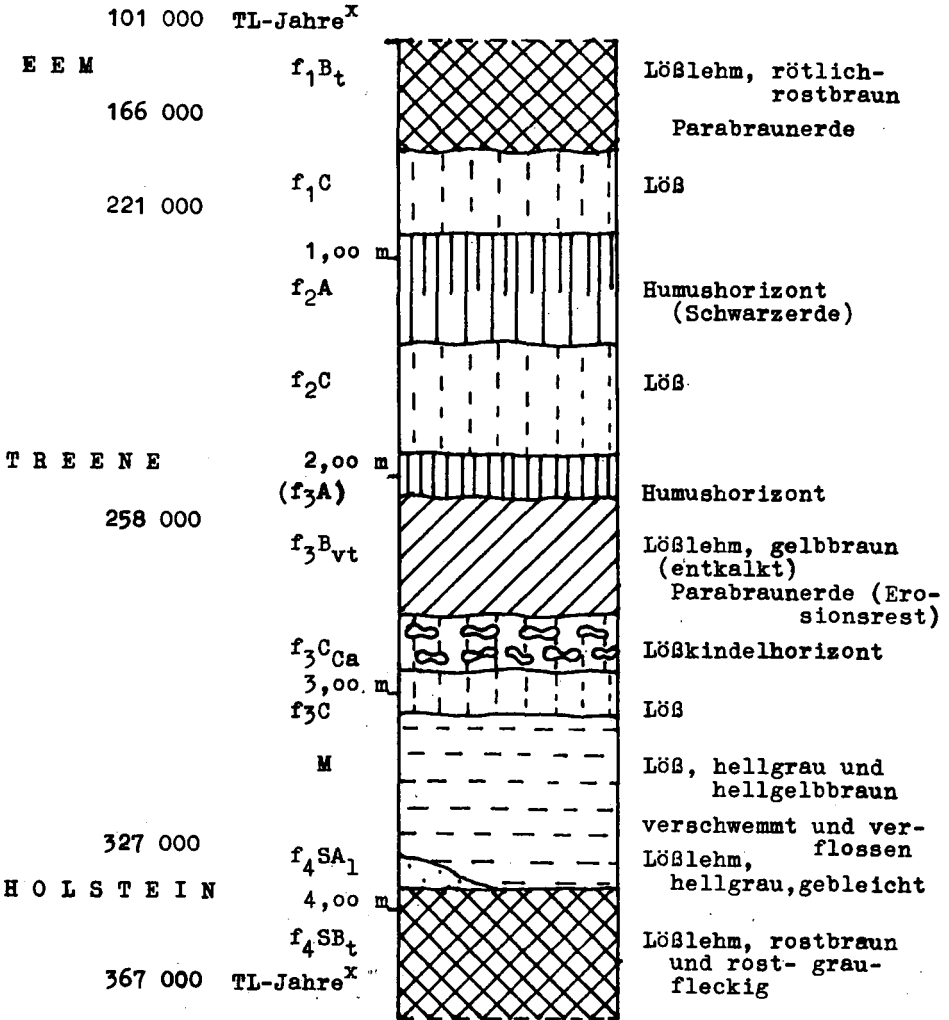
Zur Datierung der Pedostrotigraphie unmittelbar an Böden und Sedimenten ist die TL- (Thermolumineszenz) Altersbestimmung geeignet, die an Feldspäten (oder Quarzen) vorgenommen werden kann. Auch mit dieser Methode hat Brunnacker (Wintle u. Brunnacker, 1982) erste Versuche vornehmen lassen mit der Datierung des Eltviller Tuffs bei Wallertheim. Das TL- Alter von $19\ 000 \pm 1,9\ 000$ Jahren stimmt gut mit den an Mollusken gewonnenen ^{14}C - Altern von $21\ 100 \pm 950$ und $18\ 500 \pm 950$ Jahren überein.

Lautridou (Wintle, Shackleton u. Lautridou, 1984) verdanken wir für die Normandie die TL- Datierung des Eem- Paläobodens mit 110 000 - 120 000 Jahren und des darunter anstehenden Lösses mit 139 000 Jahren. Für das Ende des Eems gibt es von der Oberfläche des Eembodens zwei TL- Daten mit 101 000 / 102 000 Jahren aus Dänemark (Kronborg, 1982). TL- Daten aus Dänemark haben auch ältere Sedimente mit Altern von 325 000 und 500 000 Jahren erfaßt.

Abb. 1

Bodenbildung zwischen Holstein- und Eem- Interglazial
in LÖB bei N I E L E D E W (SO Polen)

H.E.Stremme, Kiel, 29.9.83/24.7.85



^xThermolumineszenz-Altersbestimmung, J. Butrym & H. Maruszczak,
Lublin, 1982

Der Schwankungsbereich der o.a. TL- Jahre wird mit ± 12 %
angegeben.

In Osteuropa werden TL- Datierungen an Paläoböden und Sedimenten seit vielen Jahren vorgenommen. Die Sedimente der älteren Saale- (=Dnjepr) Eiszeit zwischen Holstein- und Treene- (=Odznowo) Interglazial wurde mit 286 000 - 250 000 Jahren datiert (Grubrin, 1982). Vom TL- Labor in Lublin (Maruszczak et al., 1983) sind Daten für mehrere interglaziale Paläoböden vom Fundort Nieledeu (SO Polen) und einigen anderen Aufschlüssen vorgestellt worden (vgl. Abb. 1). Die Sedimentation über dem Holstein- Boden ist mit 327 000 TL- Jahren datiert. Die Bildung des Treene- Paläobodens begann vor etwa 250 000 Jahren auf Material, das 258 000 \pm 31 000 Jahre alt ist. Die Sedimentation über dem Eem- Paläoboden hat ein Alter von 101 000 \pm 12 000 Jahren.

Zusammenfassung und Schlußbemerkung

Zur Datierung der Pedostratigraphie gibt es erste Ansätze mit K/Ar-, Th/U-, ESR- und TL- Altersbestimmungen. Mit der TL- Datierung kann das Alter der Paläoböden unmittelbar oder das der Sedimente darunter und darüber bestimmt werden. Die DFG finanziert ein Forschungsvorhaben zur Paläoböden-Datierung mit Thermolumineszenz (TL). Damit wird es möglich sein, die Quartärstratigraphie über die von Paläoböden angezeigten Klimazyklen zu datieren. Die Korrelation der Pedostratigraphie verschiedener Gebiete und vor allem auch die Korrelation vom nördlichen Vereisungsgebiet zum Alpenvorland werden abgesichert werden können.

Literatur

- leich, K.E. (1983): Geschichte der eiszeitlichen Böden.- In: Müller-Beck, H. Urgeschichte in Baden-Württemberg, S.65-89, Konrad Theiss Verlag, Stuttgart
- osinski, G.; Brunnacker, K.; Turner, E. (1983): Ein Siedlungsbefund des frühen Mittelpaläolithikums von Ariendorf, Kr. Neuwied.- Archäologisches Korrespondenzblatt 13/2, S.157-169.
- runnacker, K.; Jäger, K.-D.; Hennig, G.J.; Preuß, J. (1983): Radiometrische Untersuchungen zur Datierung mitteleuropäischer Travertinvorkommen.- EAZ Ethnogr.-Archäol. Z. 24, 217-266
- ronger, A. (1966): Löss, ihre Verbraunungszonen und fossilen Böden.- Schr. Geogr. Inst. Univ. Kiel 14(2) 104 S.
- rechen, J.; Lippolt, H.J. (1965): Kalium-Argon-Daten zum Alter des Laacher Vulkanismus, der Rheinterrassen und der Eiszeiten.- Eiszeitalter und Gegenwart 16, 5-30.
- hrmann, U. (1983): Kalium-Argon-Untersuchungen an neogenen Vulkaniten des Rheinischen Schildes.- 157 S., 50 Abb., 17 Tab., 15 Anl., Diss. Heidelberg.

- Grubrin, Yu.A.; Savron, E.B.; Sokolovsky, I.L. (1982): Kiev and its surroundings.- INQUA XI Congress Moscow, Guideb.f.Exc. C-6, 3-9, 1 tab.
- Henning, G.J.; Grün, R.; Brunacker, K.; Pécsi, M. (1983): Th-230/U-234- sowie ESR- Altersbestimmungen einiger Travertine in Ungarn.- Eiszeitalter und Gegenwart 23, 9-19.
- Jerz, H. (1982): Paläoböden in Südbayern.- Geol.Jb. F 14, 27-43.
- Kohl, H.; Koci, A.; Kukla, G.; Pevzner, M.A. (1978): Ergänzende Angaben zu den Lössprofilen Ziegelei Fabinger und Feichtinger/Linz, Grabnerst. und Ziegelei Würzburger/Wels.- Mitt.d.Komm.f.Quartärforsch.d.Österr.Akad. d.Wiss., Ergänz.zu Bd. 1, 13-18.
- Kronborg, Ch. (1982/1983): Preliminary results of age determination by TL of interglacial and interstadial sediments.- Proceed.of the 3rd Specialist Seminar on TL and ESR dating, Helsingør, 7 S., 10 fig., 1 tab.
- Maruszczak, H.; Košťalik, J.; Butrym, J. (1983): Chronostratigraphy of the Vistulian and Saalian loesses in East Central-Europe.- Különyomat a Földrajzi Értesítő XXXII, 365-377 (ungar.Sprache mit engl.summary).
- Paas, W. (1982): Fossile Böden auf den Rhein-Terrassen und deren Deckschichten in der Niederrheinischen Bucht.- Geol.Jb. F 14, 228-239.
- Ricken, W. (1983): Mittel- und jungpleistozäne Lössdecken im südwestlichen Harzvorland.- Catena Supplem. 3, 95-138.
- Semmel, A. (1974): Der Stand der Eiszeit-Forschung im Rhein-Main- Gebiet.- Rhein-Mainische Forschungen 78, 9-56.
- Stremme, H.E.; Menke, B. (1980): Quartär-Exkursionen in Schleswig-Holstein.- IGCP, Proj. 73/1/24, 7th Sess., 102 S, 39 Fig. 5 Tab., 4 Anl., Geol.Landesamt Schlesw.-Holstein, Kiel.
- Wintle, A.G.; Brunacker, K. (1982): Ages of Volcanic Tuff in Rheinhessen Obtained by Thermoluminescence Dating of Loess.- Naturwissenschaften 69, 181-182.
- Wintle, A.G.; Shackleton, N.J.; Lautridou, J.P. (1984): Thermoluminescence dating of periods of loess deposition and soil formation in Normandy.- Nature 310/5977, 491-493.



Ein archäologischer Befund zur Genese und Altersstellung
von Fe-Bändchen-Horizonten (thin-iron-pan)

von

Thöle, R.⁺

Im Rahmen der Grabungslampagne 1984 des Kulturhistorischen Museums Osnabrück wurden von uns (Grabungsleitung A.Lindhorst) auf dem Roten Berg bei Hasbergen (R 342750, H 578880; TK 50: L 3712 Tecklenburg) mehrere bronzezeitliche Hügelgräber untersucht. Die Hügelgräber befinden sich auf der Kuppe eines exponierten Hügels aus Kalken des Unteren Zechsteins, die z.T. metasomatisch in Spateisenstein umgewandelt sind (THIERMANN 1970).

Der Aufbau des hier vorzustellenden Hügels läßt sich in drei Phasen gliedern. Die Basis bildet der eingeebnete Rest der saalezeitlichen Grundmoräne. Der innere Grabhügel ist aus allochthonem Material aus der weiteren Umgebung der Anlage aufgeschüttet, im unteren Teil aus tiefschwarzem, hydromorph überprägtem und im oberen aus Verwitterungsmaterial mit hohen Anteilen von Spateisenstein. Er ist während des Aufbaus stark verdichtet und oberflächlich geglättet worden (K_s -Werte $\ll 1$ cm/d). Die Grenze zum äußeren Grabhügel wird durch einen Horizont mit Trockenrissen, die mit einem lehmigen Flugsand verfüllt sind, gekennzeichnet. Das Material dieses äußeren Grabhügels stammt aus der näheren Umgebung des Hügels, z.T. wahrscheinlich aus dem Ringgraben.

An der Basis des stark verdichteten, kreisförmigen inneren Grabhügels, an dem Übergang vom tiefschwarzen, humosen, hydromorphen Horizont zur liegenden Grabbasis hat sich nun ein Fe-Bändchen-Horizont gebildet. Es handelt sich um ein 2-4 mm starkes braun-schwarzes Bändchen. Die Grenzen zum hangenden bzw. liegenden Horizont sind scharf ausgeprägt. Ober dem Fe-Bändchen-Horizont finden sich geringmächtige Ockerausscheidungen.

⁺ Institut für Geographie, Lehrstuhl Landschaftsökologie, Robert-Koch-Strasse 26, 4400 Münster/Westf.

Die Fundumstände legen also nahe, daß es sich bei diesem Bändchen um rezente bis subrezente Eisenausfällungen an der Untergrenze eines Staukörpers handelt (Stagnogley-Dynamik mit Förderung der Eisenmobilität durch die Anwesenheit von organischer Substanz). Aufgrund der Porendiskontinuität an diesem Grenzübergang nimmt die schon äußerst geringe Wasserbewegung weiter ab, und, da die Durchlüftung gleichzeitig besser wird, wird das Eisen oxidiert und ausgefällt (vergl. STAHR 1973).

Aufgrund der Bindung des Eisenbändchens an die Aufschüttung des Grabhügels läßt sich auch das maximale Alter dieser pedogenetischen Bildung festlegen. Die Fundumstände, es handelt sich um eine Körperbestattung in einem Baumsarg, und die Grabbeigaben ermöglichen eine Einstufung in die frühe Bronzezeit, eventuell auch in das ausgehende Neolithikum (ca. 2000-1500 v.Chr.).

Inwieweit diese zeitlichen Vorstellungen auf andere Profile mit der Möglichkeit des Fe-Bändchen-Bildung übertragen werden können, muß hier offenbleiben, da das Material der Grabaufschüttung durch einen außergewöhnlich hohen Fe-Gehalt gekennzeichnet ist (ϕ Fe_d -Gehalt $\sim 10\%$, ϕ Fe_o -Gehalt $\sim 1,5\%$, ϕ Fe_d -Gehalt im Bändchen $\sim 85\%$).

Literatur:

- STAHR, K., 1973: Die Stellung der Böden mit Fe-Bändchen-Horizont (thin-iron-pan) in der Bodengesellschaft der nördlichen Schwarzwaldberge. - Arb. Inst. Geol. Paläont. Univ. Stuttgart, N.F. 69, S. 85-183, Stuttgart
- THIERMANN, A., 1970: Geologische Karte Nordrhein-Westfalen 1:25000, Erl. Blatt 3712 Tecklenburg. - 243 S., Krefeld

Ein Beitrag der Tonmineralogie und Granulometrie
zur Bodengenetik

von
H. Tributh *

Nach langjährigen Untersuchungen an Tonsubfraktionen von Böden, die besonders röntgenographisch und granulometrisch analysiert wurden, zeigt sich, daß diese Ergebnisse auch als diagnostische Kriterien für die Klärung pedogenetischer Prozesse große Bedeutung haben.

Im Rahmen dieser Kurzfassung ist es nicht möglich, alle in dem Posterbeitrag vorgestellten 14 Abbildungen wiederzugeben. Es soll vielmehr versucht werden, deren Aussageabsicht zu bestimmten Problemen zusammengefaßt zu erläutern.

Bei den ausgestellten Postern 1-5 handelte es sich um Röntgendiagramme folgender Bodentypen: Tschernosem, Parabraunerde, Saure Braunerde, Latosol und Podsol. Aus den Diagrammen ist ein Zusammenhang zwischen Basenverarmung und Tonzerstörung zu erkennen. Damit werden Entwicklungsreihen sichtbar, die vom jeweiligen Boden-Milieu geprägt werden (TRIBUTH 1976). Die irreversiblen Veränderungen der Minerale und des Mineralbestandes ermöglichen es uns, die früher abgelaufenen Phasen der Bodenbildung zu ermitteln, auch wenn heute durch anthropogene Einflüsse (Veränderung der Vegetation, sekundäre Aufkalkung und ackerbauliche Nutzung) andere morphologische Merkmale vorhanden sind.

Mit den Postern 6-10 wurde die Bedeutung der erweiterten Korngrößenanalyse für die quantitative Erfassung der verwitterungsbedingten Veränderungen der Korngrößenzusammensetzung aufgezeigt, die nachfolgend an einigen Beispielen näher erläutert werden soll.

* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität, Wiesenstraße 3-5, 6300 Gießen

Tonbilanzierung

Da man davon ausgehen kann, daß die Tonbildung im wesentlichen aus der Glimmerverwitterung in den Schluff- und Sandfraktionen resultiert (FÖLSTER, MEYER u. KALK, 1963), kann mit Hilfe des Indexes der Glimmerverwitterung der Umfang der Tonbildung aus den gröberen Fraktionen und der Anteil der Verlagerung je Horizont ermittelt werden.

Das Prinzip der Bilanzierung der Tonverlagerung beruht auf der rechnerischen Rückverteilung des "Zugangs zur Tonfraktion". Dazu wird der Anteil der verwitterten Glimmer durch Auszählung (Abb. 1) bestimmt und in Spalte 1 (obere Zahl) von Tabelle 1 eingesetzt. Die untere Zahl ist die Verhältniszahl, die für die rechnerische Rückverteilung der vorhandenen Tonmenge benötigt wird.

Die Summe der ursprünglich im Löß vorhandenen Tonmenge wird von Istgehalt abgezogen, und man erhält damit die Summe "Zugang aus gröberen Fraktionen". Dies wird mit der jeweiligen Verhältniszahl (Spalte 1, untere Zahl) der Horizonte multipliziert und man erhält so den Zugang aus gröberen Fraktionen der einzelnen Horizonte. Nun addiert man für jeden Horizont den ursprünglichen Anteil (Spalte 3) und den "Zugang aus gröberen Fraktionen" (Spalte 4). Das Ergebnis entspricht dem Tongehalt vor der Verlagerung (Spalte 5). Die Differenz zwischen Tongehalt vor der Verlagerung und dem Istgehalt an Ton $< 2 \mu\text{m}$ ergibt den Anteil des verlagerten Tons (Spalte 6).

Tonbildung

Die Kornverteilungsdiagramme des Braunen Rheintal-Tschernosems (Abb. 2a) läßt den Zusammenhang von Schluffverwitterung und Tonzunahme klar erkennen. Die im Profil von oben nach unten abnehmende Verwitterungsintensität wird an der Grobschluff-Subfraktion $20-36 \mu\text{m}$ besonders deutlich. Der Ap-Horizont, der den stärksten Substanzverlust in dieser Fraktion erkennen läßt, hat andererseits die stärkste Tonbildung mit einem Maximum in der Mittelton-Subfraktion $0,06 - 0,2 \mu\text{m}$.

Tonverlagerung

Von der Tonverlagerung, die zur Bildung der Parabraunerden (Abb. 2b) geführt hat, sind nicht etwa die kleinsten Tonteilchen betroffen, sondern fast ausschließlich die Mittelton-Subfraktion $0,06 - 0,2 \mu\text{m}$. Da dies nicht nur in Böden aus Löß, sondern auch in sandigen Substraten der Fall ist, kann nicht eine bestimmte Filterfunktion des Bodens dafür verantwortlich gemacht werden.

Tabelle 1 Veränderungen des Tongehalts durch Verwitterung und Verlagerung (Profil D III < 2 µm)

Horizont	1	2	3	4	5	6
	Anteil d. verwitterten Glimmer	Istgehalt Ton < 2 µm	ursprüngl. Anteil < 2 µm	Zugang aus größeren Fraktionen	Tongehalt vor der Verlagerung	Anteil des verlagerten Tons < 2 µm
	%	%	%	%	%	%
A _p	$\frac{80}{50}$	19,5	11,7	18,9	30,6	11,1
A _l	$\frac{60}{37,5}$	20,3	11,7	14,2	25,9	5,6
B _t	$\frac{20}{12,5}$	33,1	11,7	4,7	16,4	16,7
C	$\frac{0}{0}$	11,7	11,7	-	11,7	-
Summe:		84,6	46,1	= 37,8	84,6	

PROFIL D III: GLIMMERGEHALT IN %

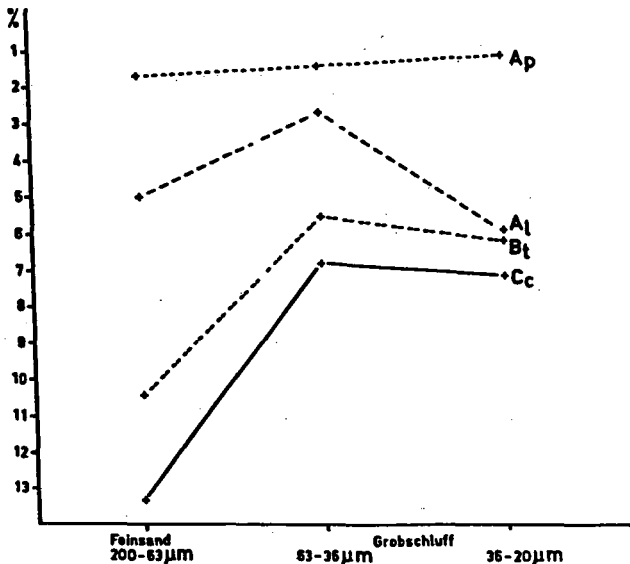


Abb. 1: Einfluß der Verwitterung auf den Glimmergehalt in den Horizonten der Parabraunerde von Freimersheim (D III).

Abb. 2: Kornverteilungsdiagramme von Lössböden des Vorderpfälzer Tieflandes

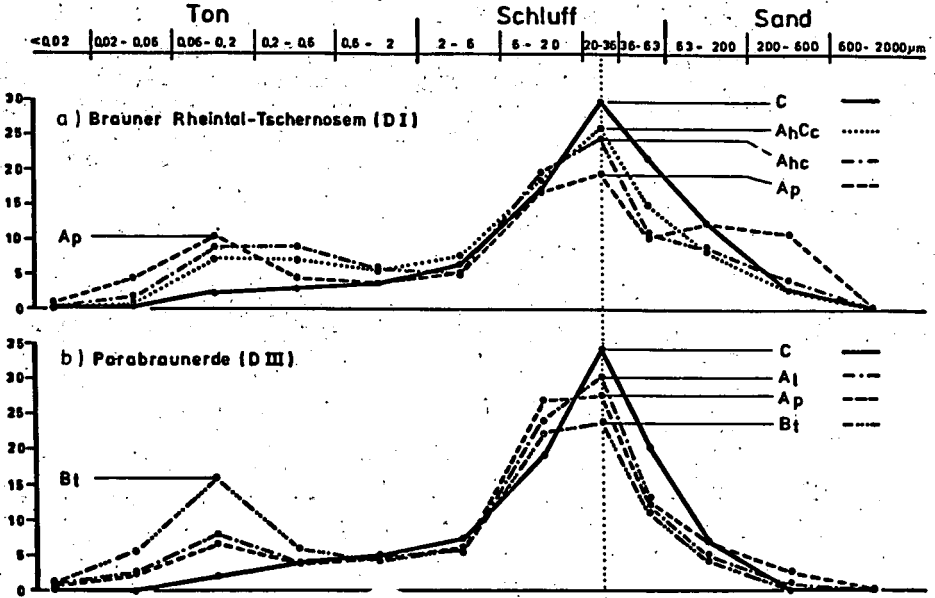
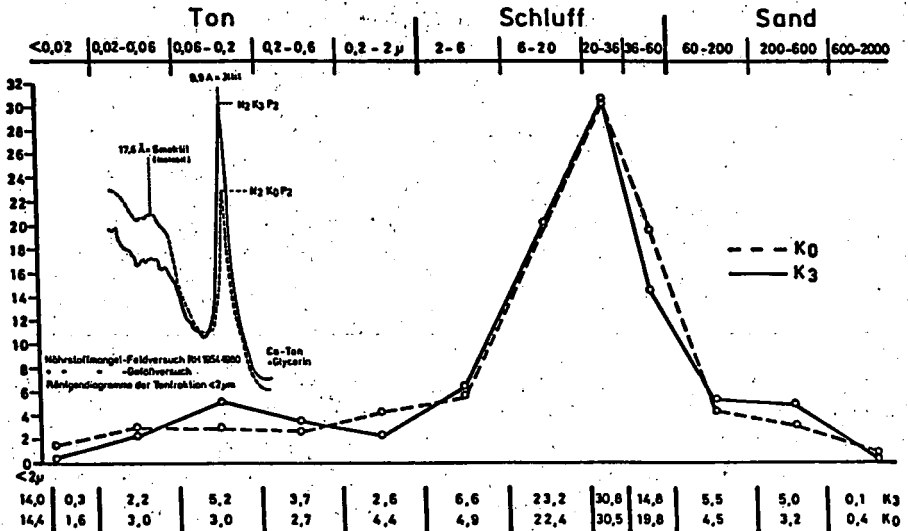


Abb. 3: Korngrößenendiagramme K-Mangelversuch (26 J) Rauisch-Holzhausen



Erweiterte Korngrößenbestimmungen an Kalimangel-Parzellen, (Abb. 3) die eine deutliche Reduzierung der Illite durch Umwandlung in Smectite erkennen lassen, zeigen in der Fraktion 0,06 - 0,2 die größten Verluste. Daraus ist zu ersehen, daß die Illite in dieser Fraktion dominieren.

Die in den B_t -Horizonten der Parabraunerden D II u. D III (Abb. 4) erkennbaren deutlich stärkeren Röntgeninterferenzen der Illite stehen im Gegensatz zu den durch Auszählung ermittelten geringen Glimmerabnahmen im Feinsand und in der Grobschlufffraktion (Abb. 1). Daraus kann geschlossen werden, daß die Tonverlagerung nicht Korngrößen-selektiv, sondern MINERALSPEZIFISCH als eine bevorzugte Illitverlagerung erfolgt.

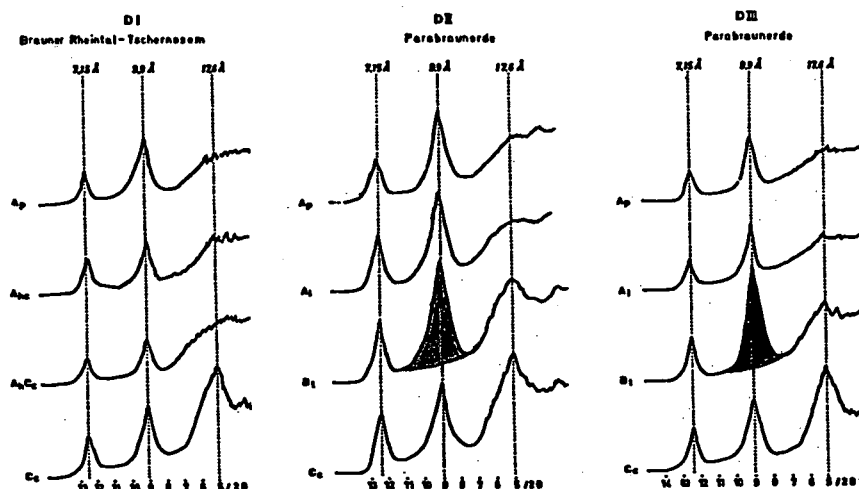


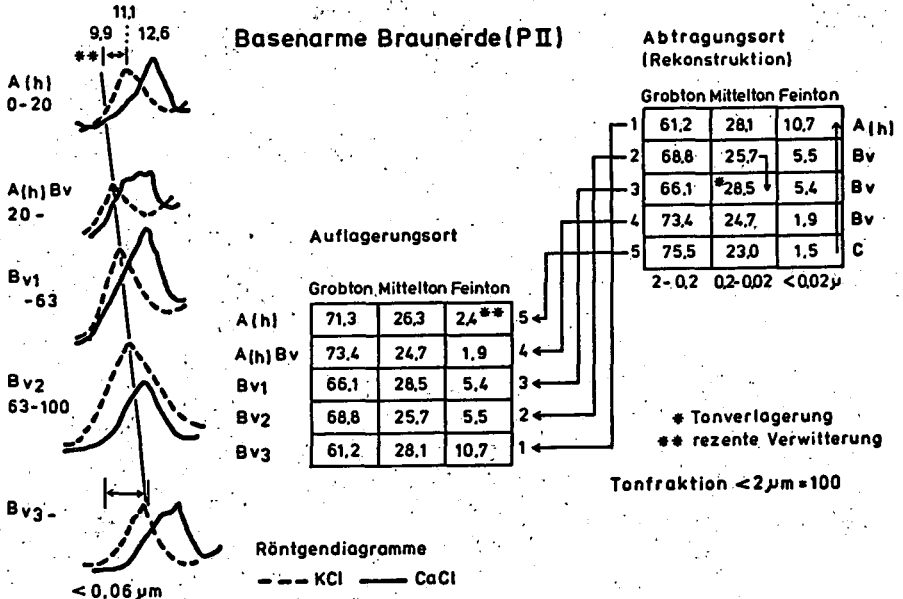
Abb. 4: Röntgendiagramme der Tonfraktion $< 2 \mu\text{m}$ der Profile D I, D II u. D III

Mit dem Poster Nr. 11, auf dem ein geomorphologisches Schema von Böden aus Nordost-Brasilien vorgestellt wurde, wird der Zusammenhang von Geländeform, Verwitterungsintensität, V-Wert und Mineralbestand deutlich gemacht.

Es zeigt aber auch, daß sich zwar mit steigender Verwitterungsintensität der Tongehalt $< 2 \mu\text{m}$ erhöht, der Anteil der feineren Tonfraktionen ($< 0,06 \mu\text{m}$) aber durch Zerstörung der Smectite und Illite drastisch zurückgeht (TRIBUTH, 1983).

Die Poster Nr. 12-14 zeigten Untersuchungsergebnisse einer Bodenabfolge der "Obcinele der Bukovina"/Rumänien, die zur Ergänzung der nur schwach ausgeprägten morphologischen Kriterien durchgeführt wurden. Durch detaillierte mineralogische und granulometrischen Untersuchungen ließen sich Überlagerungen und Schichtgrenzen sehr gut erkennen. Eine Umkehr der Horizontfolge konnte bei Profil II (Abb. 5) sowohl durch eine gestörte Körnungsabfolge der Ton-Subfraktionen als auch an dem Kontraktionsverhalten der aufweitbaren Dreischichtminerale der Fraktion <0,06 µm nachgewiesen werden.

Abb. 5 : Darstellung der durch Umlagerung veränderten Kontraktions- und Körnungsabfolge der Basenarmen Braunerde (PII), "Obcina Mare" Rumänien



Literatur

FÖLSTER, H.: MEYER, B. und KALK, E.: Parabraunerden aus primär carbonathaltigen Würm-LÖß in Niedersachsen. Z. Pflanzen-ernähr., Düngung, Bodenkunde 100, 1-12 (1963)

TRIBUTH, H.: Die Umwandlung der glimmerartigen Schichtsilikate zu aufweitbaren Dreischicht-Tonmineralen. Z. Pflanzenern. Bodenk. H 1, 7-25 (1976)

TRIBUTH, H.: Der Einfluß des Verwitterungsmilieus auf Korngröße und Tonmineralbestand tropischer Böden. - Gießener Beiträge zur Entwicklungsforschung R.I Band 9, S. 87-98 (1983).

Aspekte zur rezenten und relikthischen Merkmalbildung
von Wüstenböden der westlichen Zentral- und Südsahara

von

Vogg, R.*)

Das Arbeitsgebiet liegt zum einen in der extrem ariden westlichen Zentralsahara S-Algeriens im Bereich der Tanezrouft, zum anderen in der subariden Region der südwestlichen Ausläufer des Berglandes von Timetrine und der Dünenlandschaft des östlichen Azaouads im Nordosten der Republik Mali (vgl. Abb.1).

1. Pedogene Merkmale der Bodendecke in der extrem ariden Tanezrouft

Die Tanezrouft ist mit langjährigen mittleren Niederschlagsmengen von weniger als 10 mm/a und sehr hohen Evaporationswerten von 6000 mm/a (Dubief 1950) durch extrem aride bioklimatische Verhältnisse geprägt und gehört nach Meckelein (1984) zu den hyperariden Teilräumen der Sahara. Morphologisch gesehen handelt es sich um eine weit gespannte, fast ebene Fläche, die zum einen in sehr flache "Rücken" und in wenig eingetiefte, mehr oder weniger breite ehemalige Fließrinnen gliedert ist, zum anderen erweist sie sich auf Grund einer engen Verzahnung von Akkumulations- und Denudationsflächen als eine polygenetische Fläche und muß überwiegend als riesiger Schwemmfächer des Hoggar-Gebirges angesehen werden (Meckelein 1980, 1984). Entsprechend ihres polygenetischen Charakters und der rezent dominierenden morphodynamisch aktiven Phase wird die Oberfläche der Tanezrouft aus desert pavements unterschiedlicher Ausprägung wie Hamada, Serir, Dünen, kleine Ergs gebildet (Besler 1984). Weite Bereiche der Tanezrouft sind als völlig abiotisch einzustufen; jedoch konnten von Schmid (1984) entlang einer beschriebenen Route immer wieder Vegetationsinseln ausgemacht werden, die sich aus insgesamt acht verschiedenen, z.T. mehrjährigen Pflanzenarten zusammensetzten.

Die Bodendecke zeigt in ihrem Aufbau infolge eines Wechsels zwischen morphodynamisch stabilen Bodenbildungsphasen und instabilen Phasen mit Dominanz eines arid-morphodynamischen Systems des öfteren deutliche Diskontinuitäten, was am Profil SGS P 5a (vgl. Abb. 2) exemplarisch dargestellt werden soll:

Unter einem kiesigen desert pavement zeichnen sich polygonale Strukturen ab, die das Makrogefüge (Rißgefüge) des direkt darunterliegenden Substrates andeuten. Unmittelbar unter einer nur wenige Millimeter mächtigen Tonhaut schließt sich ein plattiger, etwa 10-15 cm mächtiger Schaumboden an, dessen Substrat (stark sandiger Lehm) quasi kalk- (1-2,5 %) und salzfrei ($EC < 200 \mu S/cm$ bei $25^\circ C$) ist. Für den Schaumboden ist ein hoher Schluffgehalt (35-40 %) charakteristisch, wobei allerdings für die Entstehung der Vesikularstruktur nicht unbedingt der Gesamtschluffgehalt von entscheidender Bedeutung sein dürfte, sondern vielmehr die Tatsache, daß dieser in mehreren Bändern angereichert ist und

*) Geograph. Institut der Universität Stuttgart, Silcherstr. 9, 7000 Stuttgart

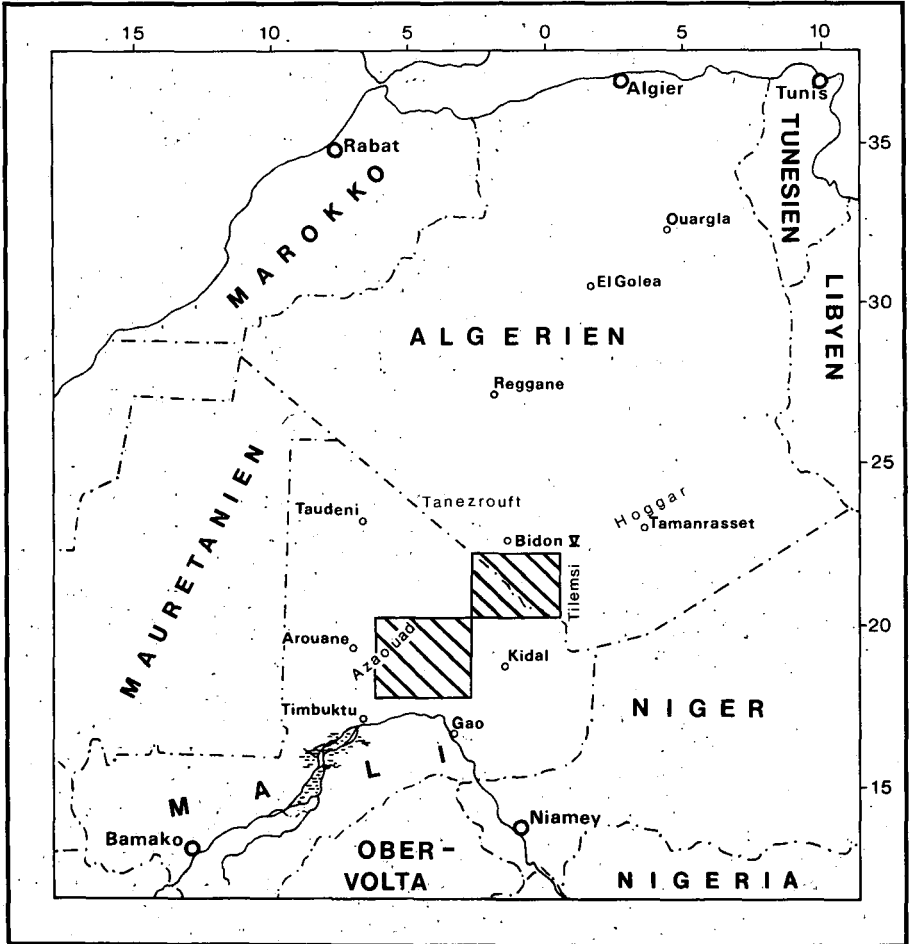


Abb. 1: Lageskizze des Arbeitsgebietes Tanezrouft (S-Algerien) und Azaouad/Timetrine (NE-Mali)

sich die Vesikel auch auf diese Ton- und Schluffbänder konzentrieren. Mikromorphologische Untersuchungen haben außerdem gezeigt, daß diese Bänder zum einen durch völlig schluff- und tonfreie, vesikkelose Partien voneinander getrennt sind, daß die Vesikel unterschiedliche Formen aufweisen können (rund, oval, ausgebuchtet) und oftmals über Risse miteinander verbunden sind. Die unterschiedlichen Formen der Vesikel können durch wiederholtes Hindurchdiffundieren von Luft durch bereits bestehende Vesikel erklärt werden, die ihre ursprünglich runde Form verloren haben. Durch episodische Starkregen wird in den oberen Zentimetern dieses Substrates der wassergesättigte Zustand innerhalb kürzester

Zeit erreicht und die abdichtende "Tonhaut" gebildet. Diese verhindert, daß die aus den Poren verdrängte Bodenluft nicht auf dem kürzesten Weg nach oben entweichen kann, sondern zwangsläufig seitlich durch das Substrat hindurchdiffundieren muß und damit die markante Vesikularstruktur entsteht. Durch eine mehrmalige Wiederholung dieser Vorgänge kann die Ausbildung der Schluff- und Tonbänder ebenfalls erklärt werden. Die Entstehung des Schaumbodens, der Tonhaut sowie des Platten- und Rißgefüges in den oberen 15 cm könnten als rezente hydrogene Merkmale der extrem ariden bioklimatischen Verhältnisse verstanden werden. Unter diesem Schaumboden ist ein fossiler Boden auszumachen, der makroskopisch zunächst durch ein ausgeprägtes Säulengefüge charakterisiert ist. Das Substrat reagiert stark alkalisch, der Anteil des austauschbaren Na an der Kationenaustauschkapazität beträgt fast 18 %. Obwohl der Tonanteil stark zunimmt (> 20 %) konnte jedoch eine Tonverlagerung mikromorphologisch nicht nachgewiesen werden; lediglich Toncutane um die einzelnen Mineralkörner konnten festgestellt werden. Die Aggregate sind allerdings schlecht gepackt, so daß der Schluß nahe liegt, daß diese nicht "in situ" gebildet, sondern hierher verfrachtet wurden. Nach unten wird das Gefüge immer dichter, lediglich einige Risse durchziehen das Substrat, wobei es sich auf Grund des Vorhandenseins zahlreicher calcifizierter Wurzelreste überwiegend um ehemalige Wurzelgänge handeln dürfte.

Die pedogenen Merkmale dieses fossilen Bodens (hohe Alkalität, Toncutane, hydromorphe Rostflecken und Säulenbildung in tieferen Bereichen) können mit dem rezenten extrem ariden Bodenfeuchtereime nicht erklärt werden, zumal bei geringer Eindringtiefe des Sickerwassers eine Bodendynamik solchen Ausmaßes nur sehr schwer vorstellbar sein dürfte; sie müssen sich daher während einer länger andauernden morphodynamisch stabilen Phase mit gemäßigteren bioklimatischen Verhältnissen ("xeric" Bodenfeuchtereime) entwickelt haben.

2. Pedogene Merkmale der Bodendecke in der subariden westlichen Südsahara
Dieser südsaharische Raum wird zum einen dadurch geprägt, daß die südwestlichen Ausläufer der Tafelberglandschaft von Timetrine zunächst übergehen in Sandebenen, die hin und wieder von Fließbrinnen durchzogen werden, und ihrerseits dann in die Dünenregion des östlichen Azaouads übergehen, zum anderen herrschen hier aride bis subaride bioklimatische Verhältnisse vor. Zwar sind die mittleren Maxima/Minima des wärmsten/kältesten Monats mit etwa 43°/ 11° C vergleichbar mit denen in der Tanezrouft, doch liegen die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen mit Werten zwischen 50-100 mm/a bedeutend höher. Was die Niederschlagsverteilung anbelangt, so kann von einer zunehmenden Tendenz von Westen (Arouane 60 mm/a) nach Osten zum Bergland von Timetrine mit 80-100 mm (Tessalit 80 mm/a) ausgegangen werden. Die Vegetation konzentriert sich zunächst noch auf Niederungen und Abflußrinnen, die jedoch einerseits einen dichteren Bestand an überwiegend annualen Gräsern, andererseits eine größere Wuchshöhe der Trockengehölze aufweist. Allmählich geht die noch kontrahierte Verteilung des Pflanzenbestandes in Gräser (*Panicum turgidum*, *Fagonia* sp.) über, die zwar weitständig, jedoch schon diffuser verteilt in den Sandtannen auftreten. Im Bereich der bewachsenen Dünen bilden vor allem Gehölze wie *Merua crassifolia*, *Aegyptiaca balanites* und *Acacia raddiana* den Vegetationsbestand. Was die Böden dieser Region anbelangt, so handelt es sich überwiegend um Lithosols (Hochfläche des Berglandes von Timetrine), um Regosols und cambic Arenosols (Sandebenen und Dünengebiete des östlichen Azaouads). Die Bodendecke zeigt auch in dieser subariden Region in ihrem Aufbau markante Diskontinuitäten: junge äolische oder fluviale Sanddecken bedecken intensiv braun gefärbte Böden. Daß dieser Raum gegenwärtig

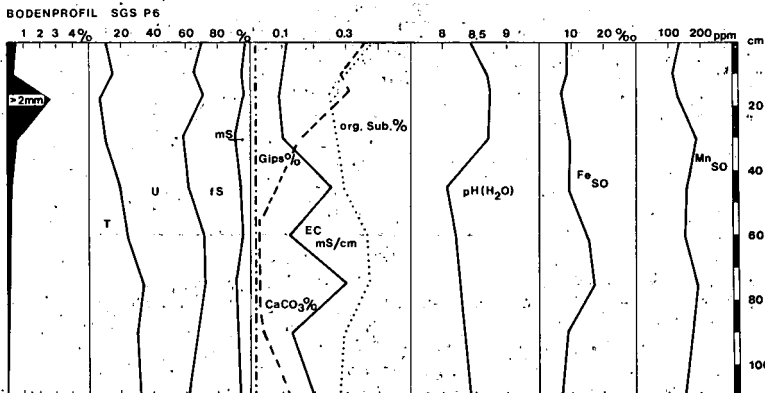
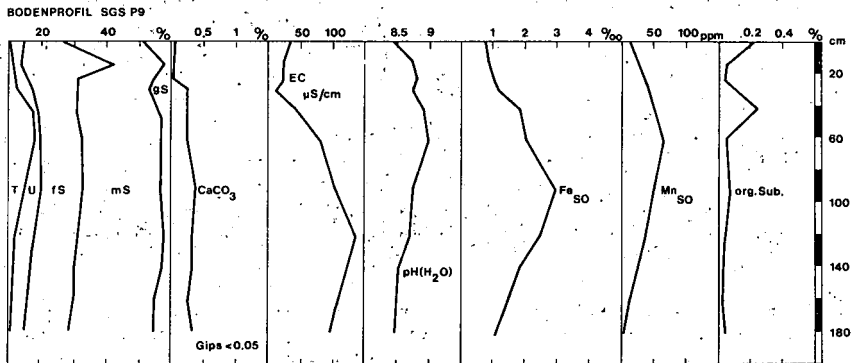
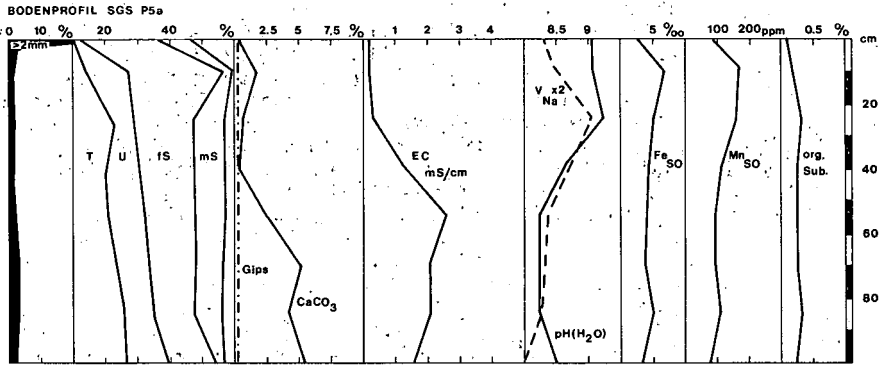


Abb. 2: Physiko-chemische Eigenschaften einiger typischer Böden im Untersuchungsgebiet

durch eine morphodynamisch aktive Phase geprägt wird, spiegelt sich zum einen in der oft zu beobachtenden Freilegung von Wurzeln der o.g. Trockengehölze, zum anderen aber auch in der schwankenden Mächtigkeit der Sanddecke - je nach Reliefposition - wider. Vor allem in der westlichen Hälfte des Untersuchungsgebietes zeigen die äolischen Sanddecken keine bzw. nur äußerst schwach in Erscheinung tretende Anzeichen einer Bodenbildung; sie sind deshalb als Regosole einzustufen (vgl. SGS P 9). Nach Osten - in Richtung des Berglandes von Timetrine - zeigen die jungen Sanddecken jedoch deutliche Merkmale einer rezenten Bodenbildung: Auflösung der Schichtungsmerkmale infolge intensiver Durchwurzelung und Verbraunung der Sande lassen sich bis in etwa 10-15 cm Tiefe verfolgen: aus dem ursprünglich fluvialen Sediment entwickelt sich in den oberen Zentimeterbereichen rezent ein haplic Yermosol (vgl. SGS P 6). Zwischen 15-30 cm Tiefe ist der ursprüngliche Sedimentcharakter mit Schräg- und Kreuzschichtungen noch ungestört erhalten. In etwa 30 cm Tiefe trennt dann eine markant ausgeprägte Diskontinuität diesen oberen Bereich der Bodendecke von einem intensiv verbräunten, stark bioturbat geprägten Boden. Mikromorphologische Untersuchungen haben gezeigt, daß bis in eine Tiefe von 80-100 cm zahlreiche, unregelmäßig verteilte Hohlräume mit gerundeten Oberflächen und warziger Begrenzung auftreten, die damit ein typisches Schwammgefüge bilden, das zweifelsohne auf lebhaft Aktivität von Bodentieren schließen läßt. Diese intensiv bioturbate Prägung des Bodens, die mit der eines cambic Bv einer Braunerde unserer gemäßigten Breiten vergleichbar ist (freundl. Mitteilung von Herrn Prof. Babel, Universität Hohenheim) und auch dessen intensive Verbraunung (vgl. Abb. 2) müssen während einer morphodynamisch stabilen Phase mit entsprechenden bioklimatischen Verhältnissen erfolgt sein, die zumindest ein semihumides Bodenfeuchteregime bewirkte und damit die Bildung dieser Merkmale ermöglichte. Die unter Regosols und haplic Yermosols der jungen Sanddecken begrabenen Böden sind alle durch eine ausgeprägte Grenzfläche voneinander getrennt. Diese in der Bodendecke oft markant auftretenden Grenzflächen - auch in den fossilen Dünen - können als alte Landoberflächen aufgefaßt werden, wobei deren ehemals voll entwickelte Böden infolge Änderung des Klimas und des morphodynamischen Systems degradiert (Abtragung zumindest des A-Horizontes) wurden.

Literatur:

- Barth, H.K. (1977): Der Geokomplex Sahel. Tübinger Geogr. Stud. 71 (Sonderband 12): 234 S.
- Besler, H. (1984): Verschiedene Typen von Reg, Dünen und kleinen Ergs in der algerischen Sahara. Die Erde 115: 47-79
- Blume et al. (1984): Soil types and Associations of Southwest Egypt. Berliner Geowiss. Abh. (A) 50: 293-302
- Dubief, J. (1950): Evaporation et coefficients climatiques au Sahara. Trav. de l' Inst. Rech. Sahar. 6: 13-44
- Gabriel, B. (1984): Zur vorzeitlichen Besiedlung Südalgeriens (Tanezrouft, Tidikelt, Touat, Gourara). Die Erde 115: 93-109
- Meckelein, W. (1980): Polygenetische Flächenbildung in der Tanezrouft (algerische Sahara). Verh. 42. Dt. Geographentag Göttingen 1979, 238-240

- Meckelein, W. (1984): Zur physischen Geographie der Tanezrouft (Algerische Sahara). Die Erde 115: 19-46
- Michel, P. (1977): Geomorphologische Forschungen in Süd- und Zentral-Mauretanien. Mitt. Basler Afrika Bibliographien 19: 81-108
- Petit-Maire, N. & J. Riser (ed., 1983): Sahara ou Sahel? Quaternaire récent du Bassin de Taoudenni (Mali). Marseille, 473 S.
- Schmid, M. (1984): Beitrag zur Vegetationsgeographie der Tanezrouft. Die Erde 115: 81-91
- Stahr, K. et al. (1985): Veränderung von Böden und Vegetation am Übergang von Halbwüste zur Vollwüste zwischen Mittelmeer und Quattara Depression in Ägypten. Geökodynamik 6 (1/2): 99-120
- Vogg, R. (1984): Paläo-ökologische Aspekte bodengeographischer Untersuchungen in der Vollwüste. Stuttgarter Geogr. Stud. 100 (im Druck)

Die Untersuchungen in diesem Raum wurden während der interdisziplinären "Stuttgarter Geowissenschaftlichen Sahara-Expedition" (7.2.-23.4.84), die unter der Gesamtleitung von Prof. Dr. W. Meckelein stand, durchgeführt. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft wird für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen gedankt.

K O M M I S S I O N

VI



Eignung der Hangneigungsfaktoren verschiedener
Erosionsmodelle unter bayerischen Anbauverhältnissen

von
K. Auerswald⁺

Es wurden 17 in der Literatur zu findende Modelle verglichen, die den Einfluß der Hangneigung auf den Bodenabtrag vorherzusagen lassen. An Hand der Ergebnisse von 130 Berechnungsversuchen (Auerswald, 1984) auf verschiedenen LÖBstandorten im Raum Freising mit Hangneigungen zwischen 5 und 16% wurde geprüft, welches Modell am besten geeignet ist, den Hangneigungseinfluß unter bayerischen Boden- und Anbaubedingungen zu beschreiben. Wechselwirkungen mit den in Bayern auftretenden natürlichen Regenstrukturen konnten dabei nicht geprüft werden.

Die beiden von Wischmeier & Smith (1965 und 1978) angegebenen Gleichungen und auch das Feldmodell von Zingg (1940) waren sehr gut geeignet. Zunächst konnte zwischen dem Bodenabtrag und der Hangneigung bzw. dem Quadrat der Hangneigung ein Bestimmtheitsmaß von 15 bzw. 20% festgestellt werden. Die 3 Modelle beschrieben diesen Zusammenhang praktisch vollständig. Alle anderen Modelle waren weniger geeignet, den Einfluß der Hangneigung vorherzusagen. Am stärksten wurde der Einfluß der Hangneigung durch die Modelle von Neal (1938), Gabriels et al. (1975) und Höltl et al. (1976) unterschätzt.

Literatur:

Auerswald K., 1984: "Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung mit künstlichen Starkregen", Diss. Weihenstephan

Gabriels D., J. Pauwels, M. DeBoodt, 1975: "The slope gradient as it affects the amount and size distribution of soil loss material from runoff on silt loam aggregates", Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Ghent 40, 1333-1338

⁺ Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 8000 München

Hölbl W., J. Karl, M. Porzelt, 1976: "Maisanbau und Bodenabtrag", Z. f. Kulturtechnik & Flurberein. 17, 25-38

Wischmeier W., D. Smith, 1965: "Predicting soil erosion losses east of the Rocky Mountains - Guide for selection of practices for soil and water conservation", USDA, Agric. Handbook No. 282

Wischmeier W., D. Smith, 1978: "Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning", USDA, Agric. Handbook No. 537

Zingg A., 1940: "Degree and length of land slope as it affects soil loss in runoff", Agr. Eng. 21, 59-64

Die vollständige Arbeit erscheint 1986 in der Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung

Wasser- und Gasdynamik von Deponieböden

von

Blume, H.P.⁺⁾ u. D. Mouimou⁺⁺⁾

Zwecks Ermittlung der ökologischen Standortverhältnisse einer Mülldeponie wurden die Wasser- und Gasdynamik im begrünten nicht abgedeckten und abgedeckten Bereich der Mülldeponie Wannsee vergleichend untersucht. Die Mülldeponie Wannsee wurde seit 1954 in einer aufgelassenen Sandgrube des Düppeler Forstes (580 mm N, 8.8⁰ C O) als geordnete Deponie für Haus- und Industriemüll auf 53 ha Betriebsfläche mit 9 Mill m³ bis zu einer Höhe von 85 m geschüttet.

Näher untersucht wurden je ein Boden aus (nicht abgedeckten) Bauschutt-Müll-Gemisch 3 Jahre nach Abschluß der Schüttung, und aus lehmig-sandiger, kalkhaltiger Abdeckung über Müll 19 Jahre nach Schüttung. Beim ersten handelte es sich um eine methanhaltige Lockersyrosem-Pararendzina (Blume u.a. 1983) mit Wildpflanzen (90 % Deckung) und Baumreisern, die z.T. abgestorben waren, an 6⁰ SW-Mittelhang; Aoh (- 20 cm) und Co (- 38 cm) waren braun und zeigten rotbraune Wurzelhöfe und Aggregatoberflächen, der Cor (- 52 cm) war grauoliv mit schwarzen Flecken, der Cr (- 100 cm) braunschwarz mit blauschwarzen Flecken. Der zweite Boden war eine Pararendzina unter 15-jähr. Pappeln und dichter Grasvegetation in ebener Lage. Ah (- 7 cm) war grauschwarz und krümelig, Cv (- 70 cm) gelbbraun und schwach rostfleckig, Co (- 130 cm) fahl gelborange, weißgrau und entlang Wurzeln schwarz gefleckt, Cor (- 180 cm) hellgelbbraun/hellgrau (nach unten zunehmend schwarz) gefleckt; ab 180 cm folgte schwarzer Müll mit starkem H₂S-Geruch. Weitere Eigenschaften sind Tabelle 1 und Mouimou (1983) zu entnehmen.

<sup>+) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40,
2300 Kiel</sup>

^{++) Fachgebiet Bodenkunde, Salzufer 10, 1000 Berlin (W) 11}

Tabelle 1: Eigenschaften typischer Standorte einer Mülldeponie

Hor.	Tiefe cm	Kör- nung	Corg. %	Kalk %	pH CaCl ₂	GPV ----	LK Vol. %	nFK -----	kf cm/d
1. Methanhalt. Lockersyrosem-Pararendzina aus Bauschutt-Müll-Gemisch									
Aoh	0- 20	x1'S	1.0	2.2	7.0	44	18	21	350
Co	- 38	x11'S	1.0	3.0	7.0	40	14	19	220
Cor	- 52	x11'S	0.6	2.7	7.3	50	16	27	1100
Cr	-100	x1'S	0.6	0.9	7.2	35	9	15	700
2. Pararendzina aus Bodenaufschüttung über Müll									
Ah	0- 7	x11'S	1.9	2.3	7.0	53	24	15	190
Cv	- 70	x1'S	0.2	1.1	7.2	36	13	11	60
Cov	-130	x1'S	0.2	3.6	7.1	34	9	11	9
Cor	-180	x11'S	0.3	4.5	7.0	29	8	9	7

Die Wasserspannungen wurden wöchentlich mit Hg-Tensiometern ermittelt und daraus über pF-Wg-Kurven die Luftgehalte abgeleitet. Die Redoxpotentiale wurden mit fest installierten (mehrfach gewechselten und gereinigten) Pt-Elektroden gegen Kalomelektroden gemessen und die Ergebnisse auf Normalwasserstoffelektroden bezogen. Die Methangehalte wurden wöchentlich in fest installierten Plastikrohren über die Wärmeleitfähigkeit (Firma Auer) gemessen.

Abb. 1 zeigt die Wasser- und Gasdynamik des Müllstandortes ohne Abdeckung. Von Dez. 1981 bis Nov. 1982 fielen nur 440 mm Niederschlag gegenüber 580 im langjährigen Mittel. Der Oberboden trocknete demzufolge bis auf pF 2.9 aus. Das gesamte Profil war ganzjährig zumindest mittel belüftet. Infolge starker Methanbildung im Müllkörper lagen die Methangehalte der Bodenluft ab 30 cm ganzjährig über 20 %, während die oberen 20 cm zeitweilig methanfrei waren. Die Redoxpotentiale lagen im Winter im Oberboden unter 400 mV, im Unterboden unter 50 mV, im Sommer oben zeitweilig über 600 mV. Wuchsbegrenzender Faktor ist daher das Sauerstoffangebot, da O₂ der Bodenluft teils vom Methan verdrängt, teils wohl von CH₄-abbauenden Bakterien verbraucht wurde. Immerhin reichte das O₂-Angebot im Oberboden zur Entwicklung einer flachwurzelnden Krautvegetation aus (während die tiefer wurzelnden, gepflanzten Bäume teilweise abgestorben waren). Bei einem benachbarten Standort ohne jegliche Vegetationsentwicklung wurden hingegen lediglich in den oberen 10 cm

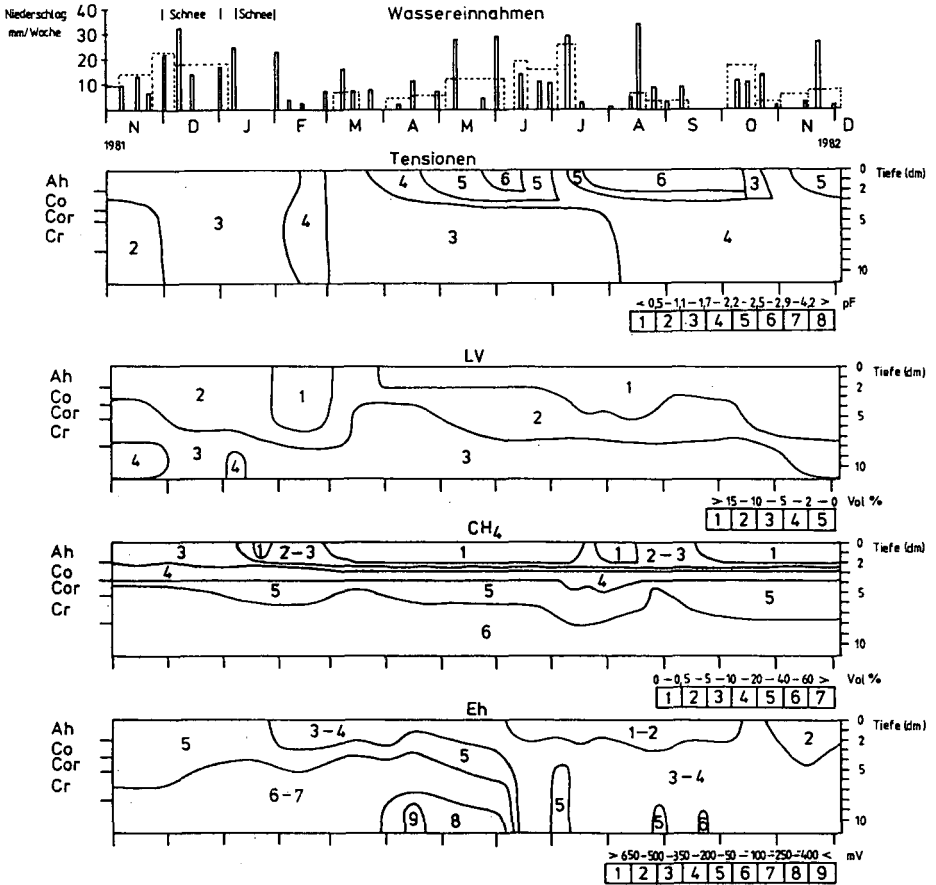


Abb. 1: Jahresgänge der Niederschläge (ausgezogen Dahlem, gestrichelt Deponie), der Wasserspannungen, Luftvolumina, Methangehalte der Bodenluft und Redoxpotentiale einer Methanhaltigen Lockersyrosem-Pararendzina aus Müll/Bauschutt-Gemisch, Deponie Berlin-Wannsee

kurzfristig unter 0.5 % Methan gemessen (Mouimou 1983). Wasser stand trotz des Trockenjahres stets ausreichend zu Verfügung.

Die lehmig-sandige Abdeckung unter Pappeln (Standort 2) besaß eine mittlere nutzbare Wasserkapazität und der Unterboden war stark verdichtet, mithin luftarm (s. nFK und LK in Tab. 1). Während der Sommermonate trocknete der Boden infolge starker Transpiration der Vegetation bis 1.5 m Tiefe stark aus

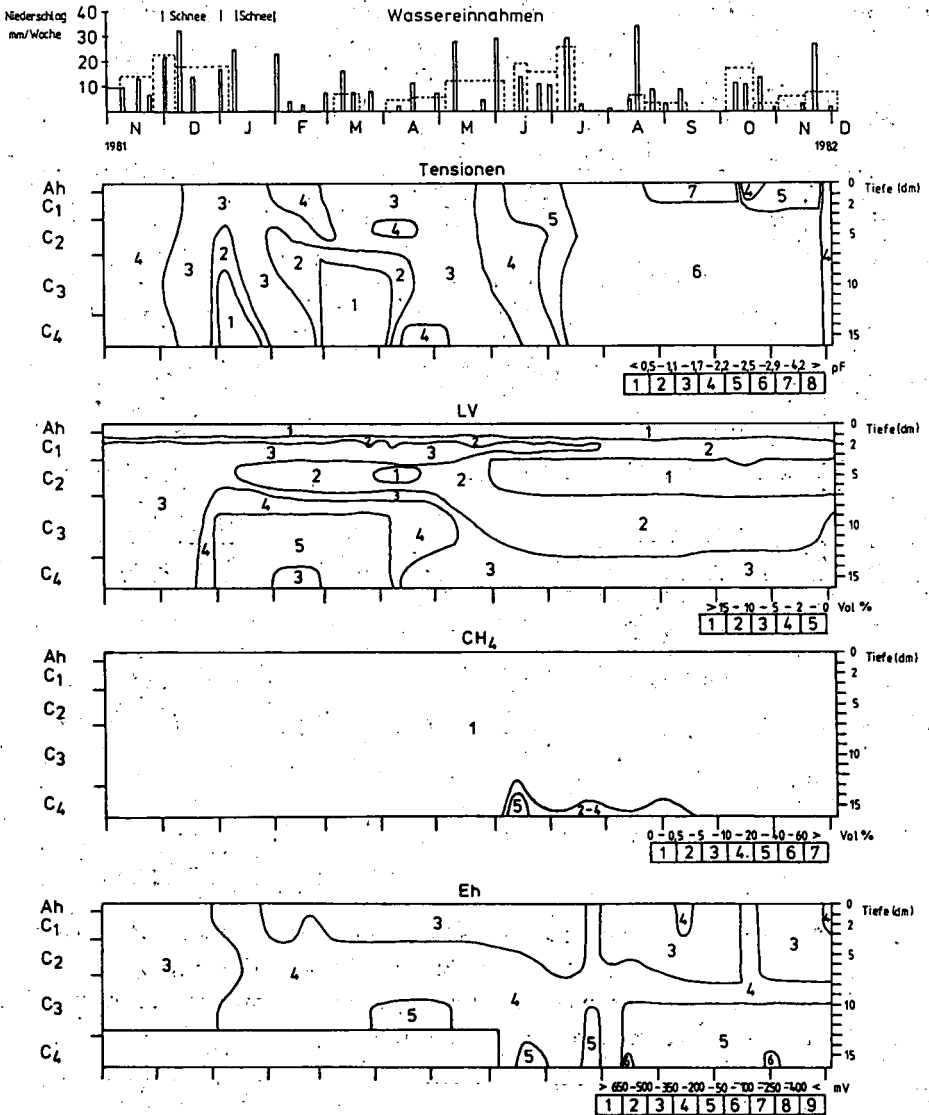


Abb. 2: Jahresgänge der Niederschläge (ausgezogen Dahlem, gestrichelt Deponie), der Wasserspannungen, Luftvolumina, Methangehalte der Bodenluft und Redoxpotentiale einer Pararendzina aus lehmig-sandiger Aufschüttung über Müll, Deponie Berlin-Wannsee

(Abb. 3). Methan trat nur unmittelbar über dem Müllkörper auf und auch nur in Zeiten starker Austrocknung. Im Winter lagen die Luftvolumina im verdichteten Unterboden unter 2 Vol. %, sodaß offenbar kein Methan aufsteigen konnte. Benachbarte Standorte, bei denen die Abdeckung unter 1.5 m betrug, wiesen demgegenüber selbst im Oberboden reduktomorphe Merkmale auf und die gepflanzten Pappeln waren teils abgestorben, teils wurzel- und kronengeschädigt.

Aufgrund dieser Befunde halten wir eine Aufforstung nicht abgedeckter Deponien nicht für sinnvoll. Optimal wäre die Abdeckung mit einer Folie und mindestens 1.5 m Bodenaushub. Die Körnung des Abdeckmaterials sollte sich nach dem Klima richten. Je kühlfeuchter das Klima, desto sandiger, je warmtrockener desto lehmiger sollte die Abdeckung sein.

Bei Verzicht auf Folie sollte mit 2 m abgedeckt werden, wobei der unterste halbe Meter lehmig sein und stark verdichtet werden sollte, um die Intensität des Gasaustausches zu vermindern. Das Deponiegas sollte gleichzeitig über in regelmäßigen Abständen gesetzte Entlüftungsrohre abgeführt werden. Die oberen 1.5 m sollten locker lagern, um den Gasaustausch zu erleichtern. Organische Düngung ist zu vermeiden, da das die O_2 -Konkurrenz der Bodenorganismen und Pflanzenwurzeln erhöhen würde. Ebene Bereiche der Deponie sind im feuchteren Klima ggfs. in 0.8 m Tiefe zu drainieren, um Überschußwasser abzuführen. Da dennoch O_2 -Mangel auftreten kann, sollten bei der Begrünung Pflanzen eingesetzt werden, die relativ tolerant gegenüber O_2 -Mangel sind, wie Pappeln oder Erlen. Da diese jedoch feuchteliebend sind, müßte während der ersten Jahre bei trockenem Klima zusätzlich bewässert werden.

Bei Verzicht auf jegliche Abdeckung läßt man den Standort am besten sich selbst begrünen (Kunick und Sukopp 1975, Neumann 1976). Um das zu fördern, sollte der vorletzte Meter des Müllberges stark verdichtet werden. Der obere Meter sollte hingegen locker sein und möglichst viel Bauschutt hingegen wenig organischen Müll enthalten.

Literatur

- Blume, H.-P., Hofmann, I., Mouimou, D. und Zingk, M. (1983): Bodengesellschaft auf und neben einer Mülldeponie. Z. Pflanzenernähr., Bodenkde. 146, 62-71.
- Kunick, W. und Sukopp, H. (1975): Vegetationsentwicklung auf Mülldeponien Berlins. Berliner Naturschutzblätter 56, 141-145.
- Mouimou, D. (1983): Genese, Dynamik und Ökologie der Böden auf und neben einer Mülldeponie. Diss. Inst. für Ökologie, Techn. Universität Berlin.
- Neumann, U. (1976): Untersuchungen über die Begrünung und Entwicklung von Vegetationsdecken auf Müllablagerungen. Diss. Inst. f. Landschaftsbau, Techn. Universität Berlin



Untersuchungen zu den Vorgängen der Korngrößenverteilung
am und im Dränrohr

von
Burghardt, W.^{†)}

Schröder (1974) und Kuntze (1965, 1969) stellten teilweise Anreicherungen feiner Korngrößenfraktionen wie T, m, f u im Dränschlamm fest. Um diese Befunde zu klären, wurde das bei einer Dränaufgrabung in der Marsch (Burghardt, Förster, Scheffer 1978, Burghardt 1983) gewonnene Material im Hinblick auf eine Tonanreicherung und die dabei möglichen Vorgänge einer Korngrößensortierung untersucht.

Von 1-4 Jahre alten mit Kokosvollfilter ummantelten Dränen waren Bodenproben in unmittelbarer seitlicher Nachbarschaft zum Drän, aus dem Abdruck der Kokosvollfilter der Dräne (Bodenfilter) und aus dem Dränrohr entnommen worden. Deren Korngrößenverteilung wurde festgestellt. Ebenso wurde die eingeschlammte Bodenmenge zum Zeitpunkt der Ausgrabung wie auch das Porenvolumen der Dränfilter (Kokosvollfilter) ermittelt.

Ergebnisse

Die untersuchten Dräne gruppieren sich in 16 ohne und 38 mit Tongehaltszunahme im Dränschlamm. Es zeigen sich in Abbildung 1a für beide Gruppen deutliche Tongehaltsunterschiede. Kein Tongehaltsanstieg im Dränschlamm ist bei Bodentongehalten über 30-35% feststellbar. Hingegen Böden mit geringen Tongehalten wiesen einen Anstieg im Dränschlamm auf. Auch bei erhöhten Mittel- und Feinschluffgehalten des Bodens kommt es zu keiner Tonanreicherung. Es zeichnet sich ein Grenzwert von 20-25% ab.

Die Tongehaltszunahme im Drän weist eine steigende Tendenz mit dem Alter auf (Abb. 2). Mit dem Alter nimmt auch die Menge an Dränschlamm zu. In Abbildung 2 wurde daher auch die Beziehung Tongehaltszunahme zu Dränschlammmenge dargestellt, die auf eine verstärkte Tonanreicherung mit höheren Dränschlammengen hinweist.

* Angewandte Bodenkunde, Universität-
GHS-Essen, Universitätsstr., 4300 Essen

Dränverschlämmung anzunehmen. Die starken Tongehaltsabnahmen im Drän der Gruppe tonreicher Böden bei gleichzeitiger Feinstsandanreicherung deutet darauf hin (Abb. 5). Somit muß angenommen werden, daß der Austrag im Rohr nur in der Anfangsphase der Bodeneinschlammung eine wesentliche Rolle spielt.

Mit der Dränschlammmenge wächst die zusätzlich über die Bodengehalte hinaus eingeschlammte Tonmenge (Abb. 2): Wird nun diese Differenz Tongehalt im Boden - Tongehalt im Drän mit dem Tongehalt im Drän korreliert, dann zeigt sich, daß der Tongehalt ebenso wie die Dränschlammmenge auf den Anstieg der eingeschlammten Tonmenge einen Einfluß hat (Abb. 5). Daraus kann man eine Art Filterwirkung des Dränschlammes bzw. des Tons ableiten. Mit steigenden Gehalten im Drän weist der Ton eine geringere Mobilität auf und verbleibt daher im Drän. Die feineren Tonpartikel bewirken dabei einen zumindestens teilweisen Ausschluß größerer Korngrößen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, daß bereits in einem frühen Stadium der Dränverschlämmung diese Korngrößensortierung am und im Drän auftritt. Dies betrifft auch leichtere Böden, wie die ausgeführten Beispiele zeigen.

Abnahme des Porenvolumens des Kokosvollfilters führte zu erhöhtem Bodeneintrag in den Drän. Auswirkungen auf die Sortierung einzelner Korngrößen sind nur geringfügig festzustellen.

Dankagung: Dem Bodentechnologischen Institut Bremen, des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung danke ich für die Möglichkeit der Durchführung dieser Arbeit.

Literatur:

- Burghardt, W., Foerster, P. u. Scheffer, B., 1978: Die Bedeutung einiger Bodeneigenschaften für den Abbau von Dränfiltern aus Kokosfasern. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 19, 363-370
- Burghardt, W., 1983: Untersuchungen zum Abbau von Kokosfiltern in Marschböden. Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 24, 43-49
- Kuntze, H., 1965: Untersuchungen über die Eignung von Torfmatten als Dränfilter. Wasser und Boden 17, 15-18
- Kuntze, H., 1969: Der Einfluß des Gefälles auf die Versandung und Verockerung der Sauger. Wasser und Boden 21, 335-335
- Schröder, D., 1974: Die Zusammensetzung von Dränschlamm in einer knickigen Brackmarsch. Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 15, 236-244

Die Veränderung der Tongehaltszunahme im Dränschlamm in Abhängigkeit vom Bodentongehalt wurde ebenfalls verrechnet. Die Mengen- wie auch die Altersbeziehungen weisen somit auf einen dem Bodentongehalt entgegengesetzten Einfluß hin. Damit ist es nicht ausgeschlossen, daß es auch bei höheren Tongehalten in alten Dränen zu überhöhten Tongehalten im Dränschlamm kommt.

Abbildung 1 b zeigt nun die Grobschluff- und Feinstsandgehalte. Für Grobschluff läßt sich nur ein sehr undeutlicher Trennstrich zwischen den Gruppen bei 30-35% ziehen. Eher ist dies mit 10% bei Feinstsand möglich. Tonericherungen im Dränschlamm treten bei erhöhten Feinstsand- und Grobschluffgehalten des Bodens auf.

Korngrößensortierung ist möglich im Bodenfilter, Dränfilter und Dränrohr. Erhöhte gU-Gehalte bzw. ffS-Gehalte im Boden verringern die Grobschluff- und Feinstsandanreicherung im Drän (Abb. 3). Hin- gegen kommt Grobschluff und Feinstsand im Drän zur Anreicherung bei steigendem Tongehalt im Boden (Abb. 3). Jedoch nimmt auch die Nei- gung aus ffS einen Bodenfilter aufzubauen mit steigendem Bodentonge- halt zu. Dies zeigt die Beziehung der Feinstsandanreicherung im Bo- denfilter zum Tongehalt des Bodens (Abb. 4). Dazu muß aus dem Boden Ton ausgetragen werden. Wie Abbildung 2 zeigt, war der ausgetragene Ton im Dränschlamm nicht wiederzufinden. Er ist entweder im Drän- filter abgelagert oder aus dem Dränrohr ausgespült worden. Eine Be- ziehung zwischen Porenvolumen des Dränfilters und der Tonericherung im Dränschlamm war nicht feststellbar. Daher muß eine verstärkte Ton- ausspülung aus dem Drän bei hohen Bodentongehalten angenommen werden.

Bei zunehmendem Bodeneintrag in den Drän könnte eine Verringerung der Bodentongehalte in Drännähe, aber auch von m,fU angenommen wer- den. Damit wäre eine Feinstsandanreicherung im Bodenfilter verbunden. Um dies zu überprüfen, wurde die Differenz zwischen Feinstsand im Boden und Bodenfilter mit der Dränschlammmenge korreliert. Diese Be- ziehung war jedoch nicht sicherbar. Der Aufbau eines Bodenfilters und die damit verbundene Feinstsandanreicherung wird somit nicht durch den Bodenaustrag gefördert.

Mit obigen Ergebnissen läßt sich zwar über die Feinstsand- und Ton- gehalte das Mobilitätsverhalten von Ton beschreiben, jedoch nicht dessen weitere Entwicklung während steigender Verschlämmung. Daher soll auf die möglichen Vorgänge im Dränrohr eingegangen werden.

In das Dränrohr eingetragener Ton, wie auch m,fU kann mit dem Drän- wasser ausgespült werden. Dies ist zunächst für den Anfang einer

Abbildung 1a: Ton- und Mittel-/Feinschluffgehalte im Boden (a), Bodenfilter (b) und Dränschlamm (c) verschieden alter Dräne, ohne und mit Tonanreicherung im Dränschlamm

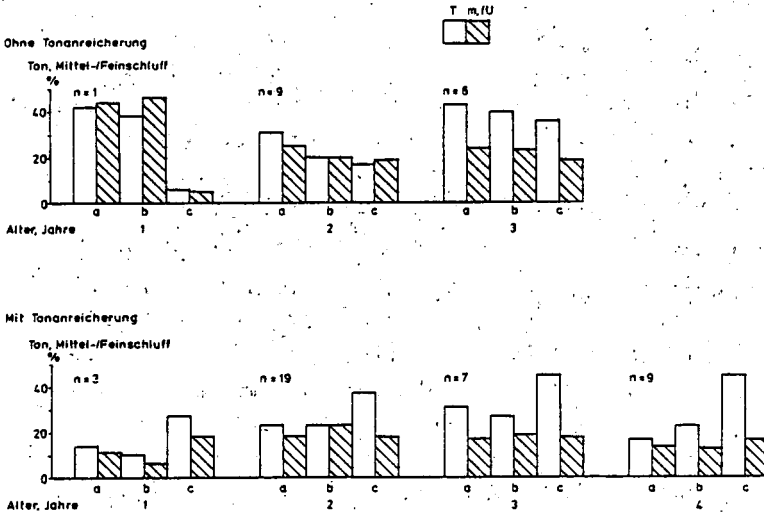


Abbildung 1b: Grabschluff- und Feinsandgehalt im Boden (a), Bodenfilter (b) und Dränschlamm (c) verschieden alter Dräne, ohne und mit Tonanreicherung im Dränschlamm

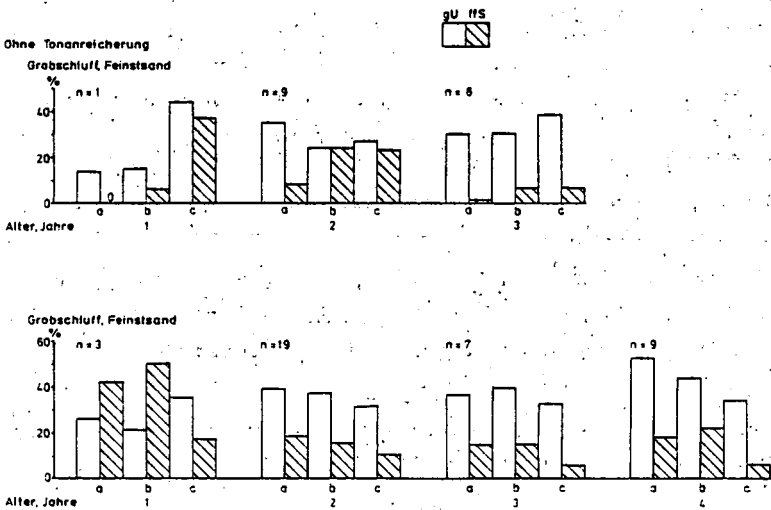


Abbildung 2: Entwicklung der erhöhten Toneinschlammung in Abhängigkeit von Alter Dränschlammmenge und Bodentongehalt

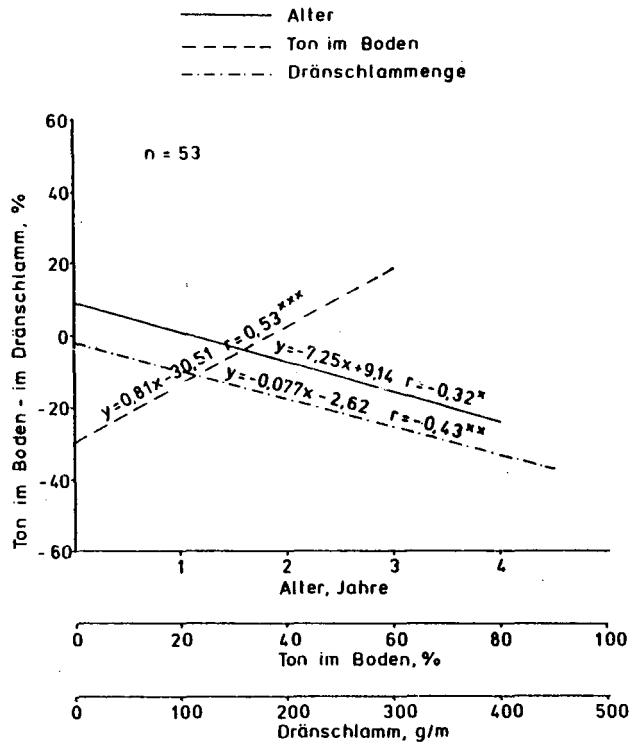


Abbildung 3: Veränderung der Grobschluff- und Feinstsandgehalte im Dränschlamm in Abhängigkeit vom Ton- Grobschluff- und Feinstsandgehalt des Bodens

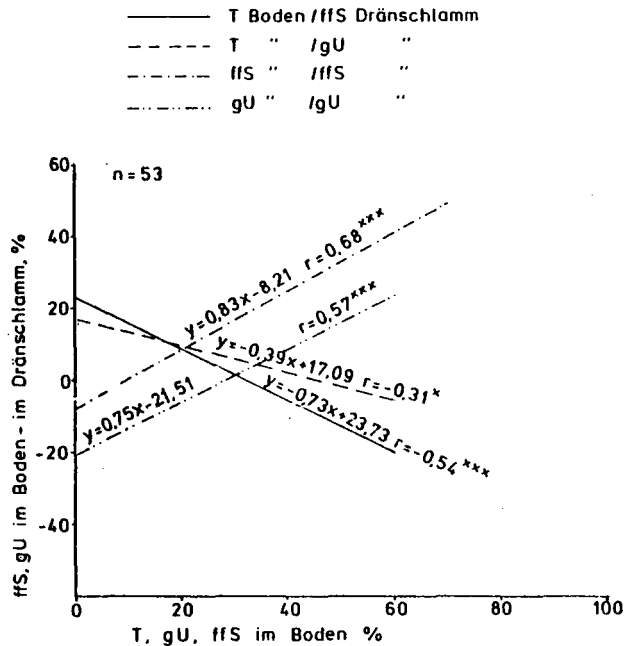


Abbildung 4: (A) Aufbau eines Bodenfilters durch Feinstsand-anreicherung bei abnehmenden Tongehalt im Boden und (B) Förderung der Tonanreicherung im Dränschlamm durch steigende Feinstsand-gehalte im Boden

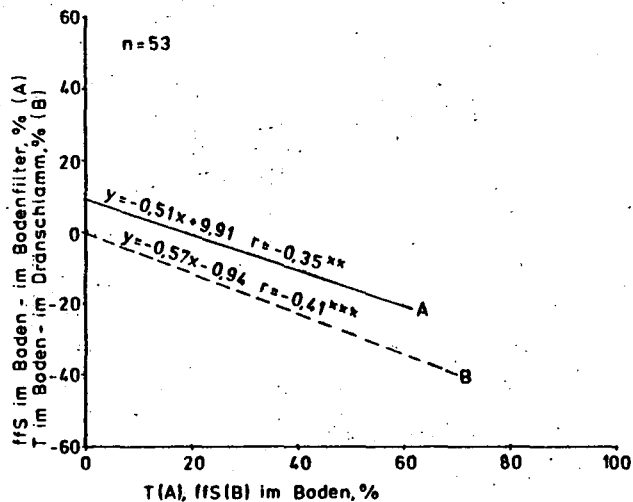
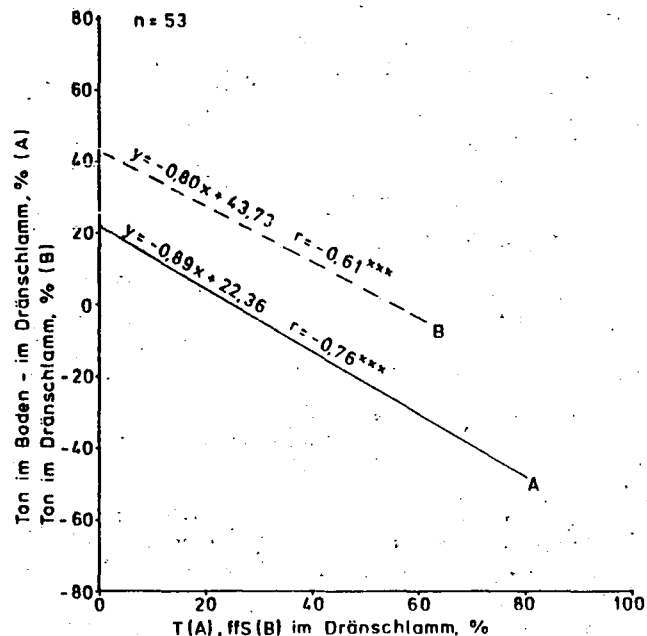


Abbildung 5: Beziehung A) der Tongehaltdifferenz Boden - Dränschlamm zum Tongehalt im Dränschlamm B) des Tongehaltes im Dränschlamm zum Feinstsandgehalt im Dränschlamm.



Grundlagen und Entwurf einer Erosionsgefähr-
dungskarte von Bayern

von
Diez, Th. *

Einleitung

Die Zunahme der Bodenerosion in den letzten Jahrzehnten als Folge der mannigfachen Änderungen der Bodennutzung fordert Strategien, dieser Gefahr wirksam zu begegnen. Eine der wesentlichen Grundlagen für die Einleitung erosionsschützender Maßnahmen ist die Darstellung der Erosionsgefährdung in Karten. Bisher gibt es dafür nur wenig Beispiele. Für die Bundesrepublik liegt eine Karte der Erosionsgefährdung i. M. 1:1000000 vor (Richter, 1965). In verschiedenen modernen Bodenkarten wird auf die Erosionsgefährdung hingewiesen, so z. B. in der "Standortkundlichen Bodenkarte von Bayern, 1 : 25 000, Hallertau" (Wittmann und Hofmann, 1981). Um den erosionsbedrohten Betriebsschlag ausfindig zu machen und geeignete Schutzmaßnahmen einleiten zu können, bedarf es größermaßstäblicher Karten.

Ein unmittelbarer Bedarf für großmaßstäbliche Erosionsgefährdungskarten besteht derzeit in der Flubereinigung erosionsgefährdeter Gebiete, besonders, seit sich die Erkenntnis durchgesetzt hat, daß durch die Art der Schlageinteilung und die Führung des Wegenetzes die Bodenerosionsgefährdung erheblich beeinflußt wird (Krinner, 1982). Wir sind deshalb in Bayern seit etwa zwei Jahren bemüht, ein Konzept für die Erstellung solcher Karten zu erarbeiten. Als Maßstab kommt dafür nur der Planungsmaßstab 1 : 5 000 in Frage. Die Dringlichkeit des Bedarfs gebietet dabei den Rückgriff auf bereits vorhandene Kartenunterlagen und die Verwendung des Computers.

*) Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau
Menzinger Straße 54, D-8000 München 19

Mathematisch-empirische Grundlagen

Die mathematische Grundlage bildet die Allgemeine Bodenabtragungsgleichung nach Wischmeier und Smith (1978)

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

nach der sich der Bodenabtrag aus dem Regenintensitätsfaktor R, dem Erodibilitätsfaktor K, dem Hanglängenfaktor L, dem Hangneigungsfaktor S, dem Bewirtschaftungsfaktor C und dem Erosionsschutzfaktor P errechnen läßt.

Die einzelnen Faktorwerte wurden in den USA an einer großen Zahl von Meßparzellen ermittelt. Ihre Übernahme in andere Regionen ist nicht ohne weiteres möglich. Aus diesem Grund wurden von Schwertmann und Mitarbeitern (1981) die regionsspezifischen Faktorwerte R, K und C neu errechnet, K und C werden durch Messungen im Feld überprüft. Diese Arbeiten sind noch im Gang. Die derzeit verwendeten Daten werden nach Vorliegen besserer, in Bayern ermittelter Faktorwerte durch diese ersetzt.

Da im Rahmen der Flurbereinigung nur auf die erosionswirksame Hanglänge L Einfluß genommen werden kann, entschieden wir uns, die Erosionsgefährdung in Form der maximalen Hanglänge (L_{\max}) darzustellen:

$$L_{\max} = \frac{A}{R \cdot K \cdot S \cdot C \cdot P}$$

Die maximale Hanglänge, stets gemessen in Richtung des Gefälles, ist die Hanglänge, die gerade noch toleriert werden kann, ohne daß bei einer bestimmten Fruchtfolge der tolerierbare Bodenabtrag überschritten wird. Die Erosionsgefährdung ist um so größer, je kürzer die maximale Hanglänge ausfällt.

In der Gleichung sind A, R, C und P vorab festzulegende Konstante.

Als A wird der Bodenabtrag eingesetzt, der unter Berücksichtigung der vorherrschenden Bodenverhältnisse als noch tolerierbar angesehen wird (z. B. $A = 10 \text{ t/ha} \cdot \text{a}$).

R kann aus der für Bayern errechneten Isoerodentkarte (Rogler und Schwertmann, 1981) entnommen werden.

Für C wird eine ortsübliche Fruchtfolge mit gerade noch vertretbaren Anteilen erosionsfördernder Früchte zugrunde gelegt (z. B. 1/3 Mais neben 2/3 Getreide).

Für die Darstellung der Erosionsgefährdung wird die ungünstigste Form der Schlagbewirtschaftung - die in Richtung des Gefälles - unterstellt, für die der P-Faktor den Wert 1,0 erhält.

Es verbleiben die mehr oder weniger engräumig wechselnden Variablen K und S.

Kartographische Grundlagen

K-Faktorwertkarte

Da der K-Faktor im wesentlichen von der Bodenart bestimmt wird, liegt es nahe, die vorhandenen Bodenschätzungskarten im Maßstab 1 : 5 000 heranzuziehen. Die Übersetzung der Bodenart nach der Bodenschätzung in einen entsprechenden K-Wert erfolgt nach einem vom Bayerischen Geologischen Landesamt entworfenen Schlüssel (siehe Darstellung 1).

Wir sind uns bewußt, daß diese Art der K-Wert-Ermittlung mit erheblichen Fehlern belastet sein kann und versuchen, diese durch Modifizierung des Übersetzungsschlüssels zu minimieren, wo immer genauere Kenntnisse über die Bodenart vorliegen (z.B. bei Vorhandensein moderner Bodenkarten).

Nach dem oben genannten Schlüssel wird aus der Bodenschätzungskarte (Darstellung 2) eine K-Wert-Karte gefertigt (Darstellung 3). Die Grenzlinien werden digitalisiert.

Gefällstufenkarte

Die kartographische Darstellung der Hangneigung erfolgt aus Geländehöhendaten, die im Zug der Orthofotoherstellung aus einem Stereomodell gewonnen werden (Degenhart, 1984).

Orthofotos mit digitaler Höhenkodierung gibt es in Bayern für alle nach 1980 angeordneten Flurbereinigungsverfahren. Aus diesen läßt sich mit Hilfe z. B. des Programmpakets HIFI ein digitales Höhenmodell und daraus wiederum eine Gefällstufenkarte ableiten, wie sie in Darstellung 4 gezeigt wird. Dabei wurden folgende Abstufungen für das Gefälle und die zugehörigen S-Faktorwerte gewählt:

Gefälle %	S-Faktorwert
- 2	0,2
3 - 5	0,5
6 - 7	0,7
8 - 9	1,0
10 - 11	1,3
12 - 14	2,0
15 - 17	2,6
18 - 22	4,1
> 22	5,4

Eine engere Abstufung (bis zu 1 % Hangneigung) wäre technisch möglich, ginge jedoch auf Kosten der Übersichtlichkeit und Lesbarkeit ("Verschmieren" des Kartenbildes). Sie kann jedoch für weniger stark reliefierte Gebiete in Frage kommen.

Da Orthofotos mit digitaler Höhenkodierung nur in sehr beschränktem Maß zur Verfügung stehen, wird derzeit versucht, die Hangneigung aus der Höhenflurkarte abzuleiten und die Gefällstufenkarte auf dieser Grundlage zu erstellen. Das Verfahren ist noch im Entwicklungsstadium.

Entwurf einer Erosionsgefährdungskarte

Aus der digitalisierten K-Faktorwert- und Gefällstufenkarte fertigt der Computer über ein Programm der Firma ESRI (Environmental System Research Institute) durch "Verschneiden" die Erosionsgefährdungskarte (Darstellung 5). Ihr liegen folgende Hanglängenabstufungen zugrunde:

bis 6, 12, 25, 50, 75, 100, 150, 200, 300 und über 300 m. Hanglängen von 6 oder 12 m, wie sie in dem Kartenausschnitt vorkommen, sind natürlich nicht realisierbar. Sie besagen jedoch, daß Ackerbau hier grundsätzlich höchst problematisch ist, und daß hier keinesfalls in Gefällrichtung gearbeitet werden darf. Entsprechend können bei der Neuverteilung solche Lagen aus der Ackernutzung genommen werden oder es kann durch die Anlage des Wegenetzes die Querbewirtschaftung erzwungen werden. Wie lang die Hänge in diesem Fall sein dürften, ist durch Multiplikation mit dem entsprechenden P-Faktor schnell zu errechnen.

Entsprechendes gilt für den C-Faktor: Die dargestellte maximale Hanglänge gilt nur für die vorab gewählte Fruchtfolge. Werden für die stark erosionsgefährdeten Hänge weniger erosionsgefährdete Fruchtfolgen gewählt, so erniedrigt sich der C-Faktor und die tolerierbaren Hanglängen erhöhen sich entsprechend.

Ausblick

Die auf diesem Weg erstellte Erosionsgefährdungskarte soll künftig bei allen Flurbereinigungsverfahren rechtzeitig vorliegen, das heißt bereits bei der Aufstellung der Neugestaltungsgrundsätze zum Termin nach § 38 des Flurbereinigungsgesetzes verwendet werden.

Ein weitergestecktes Ziel ist die Erstellung einer flächendeckenden Karte gleichen Maßstabs, zunächst für die stärker erosionsgefährdeten Gebiete, für Zwecke der Beratung.

Literatur

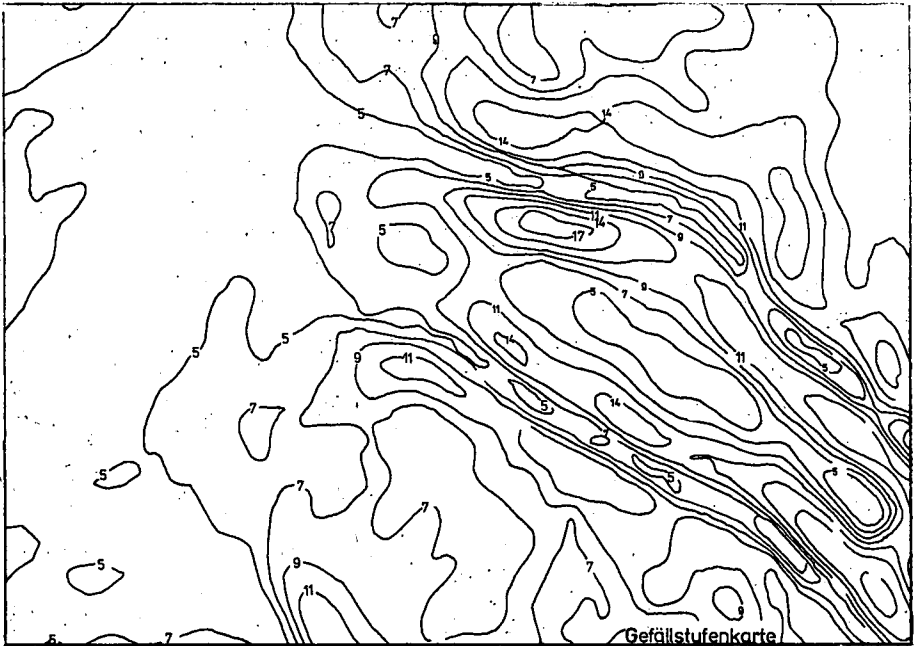
- Degenhart, H. (1984): Das Luftbild in der Flurbereinigung. - Mitblatt DVW-Bayern, 36.Jg., H.4, 387-411
- Krinner, H. (1982): Flurbereinigung in erosionsanfälligen Gebieten. - in: Bodenerosion - Ursachen des Bodenabtrags und Gegenmaßnahmen. - Arbeiten der DLG, 174, 57-68
- Richter, G. (1965): Bodenerosion, Schäden und gefährdete Gebiete in der BRD. - Bundesanst. f. Landeskunde u. Raumforsch. Bad Godesberg
- Rogler, H. und U. Schwertmann (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte von Bayern. - Z. f. Kulturtechnik u. Flurber., 22, 99-112
- Schwertmann, U. u.a. (1981): Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern. - Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München
- Wischmeier, W.H. und D.D. Smith (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. - USDA handbook No. 282
- Wittmann, O. und B. Hofmann (1981): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1: 25 000, Hallertau. - BGLA München

Darstellung 1: Vorläufige Einstufung der Bodenerodibilität
 (K-Faktorwert) aufgrund der Bodenansprache
der Bodenschätzung
 (Bayer. Geologisches Landesamt, 1985)

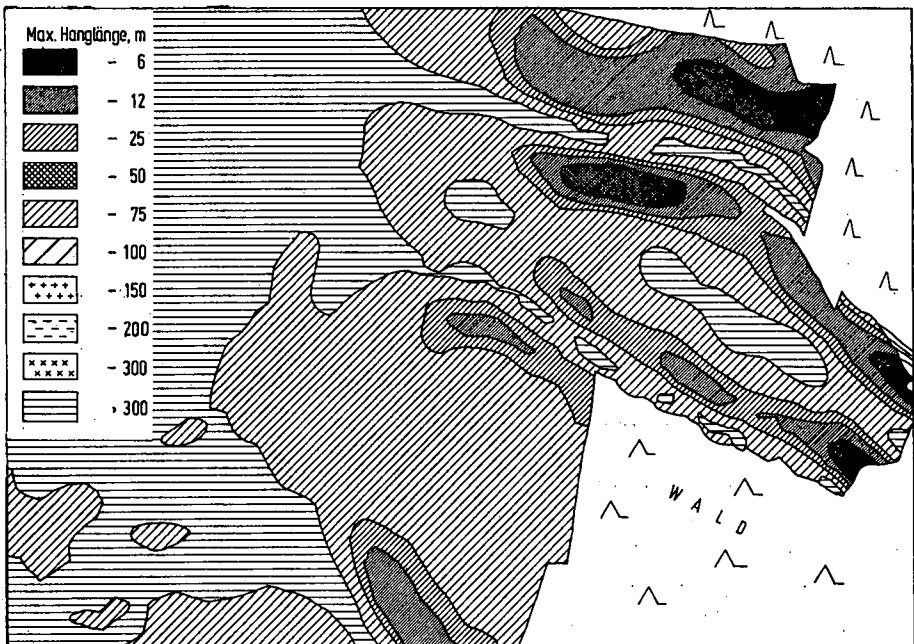
Bodenart	Entstehung	Acker		Grünland	Böden aus Oberem u. Unterem Buntsandstein, Schilf- und Eisensandstein, Süßbrackwassermolasse
		Entwicklungsstufe 1-4	5-7		
S	D, Al, V	0.10		0.20	0.20
Sl	D, Al, V	0.15		-	0.20
IS	D, Al, V	0.20		0.30	0.25
	Lö	0.25		0.30	
	Vg	0.10		0.20	
SL	D, Al, V	0.30	0.25	-	0.35
	Lö	0.35			
	Vg	0.15			
sL	D, Al	0.40		-	0.55
	Lö	0.50			0.55
	V	0.30			
	Vg	0.20			
L	D, Al	0.50		0.35	0.55
	Lö	0.55			0.55
	V	0.45	0.40		
	Vg	0.25	0.20		
LT	D, Al	0.40		-	
	V	0.30	0.25		
	Vg	0.20	0.20		
T	D, Al	0.30		0.35	
	V	0.25		0.25	
	Vg	0.15		0.20	

Hinweis:

Die K-Faktoren einzelner Flurstücke weichen häufig um mehrere Stufen von den hier wiedergegebenen Mittelwerten ab. Diese Werte sollten daher nicht zur Erosionsbeurteilung von Einzelflächen verwendet werden, sondern nur bei Betrachtung größerer Gebiete



Darst. 4: Ausschnitt aus der Gefällstufenkarte NO 1346, bereitgestellt von der Flurbereinigungsdirektion München, Abt. Luftbildwesen



Darst. 5: Erosionsgefährdungskarte

Zur Qualität von Sicker- und Dränwässern aus unterschiedlich
genutzten landwirtschaftlichen Flächen und deren Bedeutung
für die Belastung von Gewässern

von

Erpenbeck, C.⁺⁾

Wie beeinflußt die Art und die Intensität der landwirtschaftlichen Bodennutzung die Gewässergüte? Mögliche Wege dieser Belastung stellen der Oberflächenabfluß, der oberflächennahe Abfluß, im Folgenden als Interflow bezeichnet, und der Grundwasserabfluß dar. Am Gesamtabfluß besitzt gerade im Mittelgebirge der Interflow einen beträchtlichen Anteil und zur Klärung dessen Qualität wurden Wassergüteuntersuchungen an Dränausläufen und Quellen mit stark alternierender, oder nur zeitweiliger Schüttung durchgeführt. Die Art und die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet der Quellen und Dräns war Kriterium für deren Auswahl.

Die Untersuchungen fanden im Bereich der Wahnbachtalsperre statt. Dieses Gebiet liegt im niederschlagsreichen Westanstieg des Rheinischen Schiefergebirges. Geologisches Ausgangsmaterial sind Ton-, Schluff- und z.T. auch Sandstein aus dem Unterdevon, welche von Löß, größtenteils von Eößlehm überdeckt sind, es herrschen Braunerden und Parabraunerden, z.T. pseudovergleyt, vor. Bei einer Höhenlage von 125 - 380 m üNN fallen im langjährigen Durchschnitt 850 - 1150 mm Niederschlag.

Die untersuchten zehn Quellen und vier Dräns, es handelt sich hierbei um drei Systemdränungen und einen Hangwasser abführenden Drän, liegen unter Lößlehm bzw. Hangflächenlehm. Die Quellen treten in unterschiedlicher Tiefe, teilweise an Geländeabbrüchen, aus und besitzen topographische Einzugsgebiete von einer Größe zwischen 0,3 und 4,3 ha (Tab. 1). Ein zumindest zeitweiliger Grundwasserzufluß zu manchen Quellen ist nicht ganz auszuschließen. Zwei Quellen mit einem reinen Waldeinzugsgebiet dienen als Vergleichsmeßstellen zu den übrigen mit einem Ackeranteil im Einzugsgebiet zwischen 0 und 100 %.

Der Mineraldüngeraufwand im Untersuchungsgebiet beträgt zu Getreide

+) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur -
der Justus Liebig Universität, Senckenbergstr.3, D-6300 Gießen

Tab. 1: Angaben zu den Einzugsgebieten und Mittelwerte von Nitrat- und Ammoniumstickstoff, Chlorid und Orthophosphat-Phosphor

Probestelle Nr.	Form	EZG ¹⁾ ha	Bodennutzung			NO ₃ -N	NH ₄ -N	Cl	ortho-P
			Anteile in %						
			Wald	Grünland	Acker	mg/l			
1	Quelle	0,6	100	-	-	0,8	0,03	5,8	0,002
2	Quelle	2,5	100	-	-	2,1	0,03	5,6	0,003
3	Quelle	1,5	-	85	15	5,5	0,03	10,1	0,016
4	Quelle	1,7	-	75	25	6,9	0,03	8,9	0,025
5	Quelle	4,3	-	70	30	10,1	0,03	15,2	0,014
6	Quelle	1,3	-	50	50	13,7	0,06	18,8	0,007
7	Quelle	0,3	10	10	80	7,6	0,03	13,9	0,013
8	Quelle	2,1	-	20	80	6,5	0,03	15,5	0,013
9	Quelle	2,7	-	15	85	20,3	0,03	48,9	0,056
10	Quelle	0,4	-	-	100	25,8	0,05	35,6	0,019
11	Drän	0,5	-	100	-	13,5	0,05	10,1	0,194
12	Drän	0,6	-	90	10	13,9	0,14	27,4	0,125
13	Drän	1,2	-	-	100	25,2	0,10	83,2	0,063
14	Drän	0,4	-	-	100	29,4	0,04	46,9	0,433

1) EZG: Einzugsgebiet

ca. 80 - 100 kgN/ha und Jahr, zu Mais ca. 160 - 200 kg und auf Grünland ca. 130 kg, zusätzlich bringen die Milchviehbetriebe vor allem im zeitigen Frühjahr 20 - 25 m³ Gülle pro ha vornehmlich auf Grünland und den Maisflächen aus.

Die Wasserprobenentnahme erfolgte vom Frühjahr 1983 bis zum Sommer 1985 im monatlichem Abstand, während einiger langanhaltender Niederschlagsperioden wurden darüberhinaus zusätzliche Dränwasserproben gezogen.

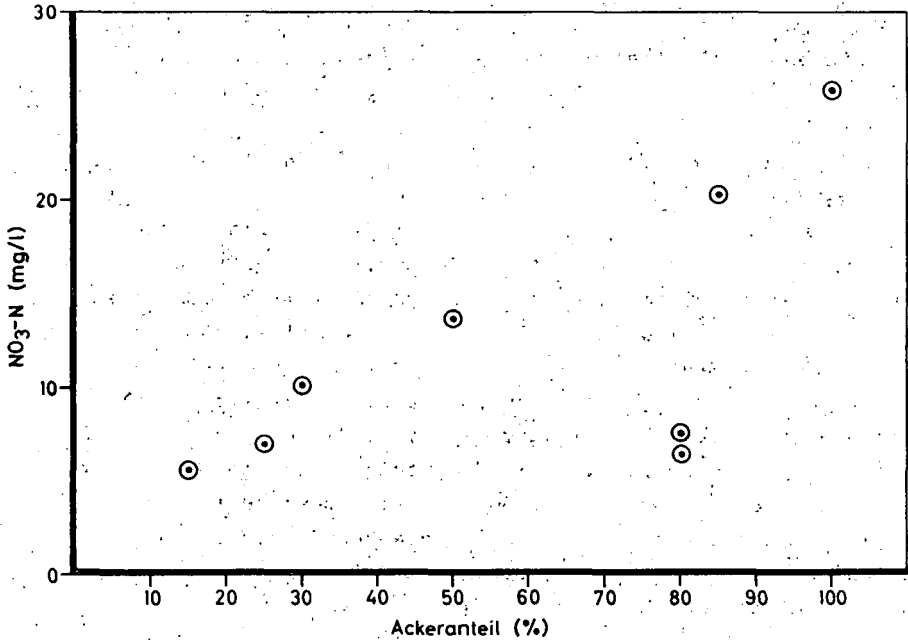
Zur allgemeinen Charakterisierung der untersuchten Wässer sei folgendes genannt: der pH Wert der einzelnen Quell- und Dränwässer liegt zwischen pH 4,5 und pH 7,0, wobei die niedrigen Werte in den Waldquellen vorgefunden wurden, die Mittelwerte der elektrischen Leitfähigkeit als Summenparameter der gelösten Ionen schwanken zwischen 55 uS/cm im Wald und 700 uS/cm unter einem Ackerstandort und die der Gesamthärte zwischen 1 und 25 °dH. In Tabelle 1 ist ein Teil der Untersuchungsergebnisse zusammengestellt. Die Nährstoffgehalte der beiden Waldquellgässer (1,2) spiegeln in etwa die Wasserqualität anthropogen mehr oder weniger unbeeinflusster Einzugsgebiete wider, jede Zunahme landwirtschaftlicher Aktivität im Einzugsgebiet erhöht hier die Nährstoffbelastung. Zusätzlich ist die Art der landwirtschaftlichen Nutzung für die Wassergüte des Interflows wesentlich von Bedeutung.

Die Spanne der Nitrat-N Gehalte im Quellwasser reicht von 5,5 mg N/l bei geringem Ackeranteil im Einzugsgebiet bis zu 25,8 mg N/l bei dem reinen Ackereinzugsgebiet. Anhand der untersuchten Quellen läßt sich ein Zusammenhang zwischen dem Ackeranteil im Einzugsgebiet und dem arithmetischen Mittel der Nitrat- N Konzentrationen herstellen (Abb. 1), Dieser ist allerdings differenziert zu betrachten, da zusätzlich die Bewirtschaftungsintensität oder ein Waldanteil v.a. im unteren Teil eines Einzugsgebietes u.a.m. von Bedeutung sein können.

Das Verhalten der NO₃-N Konzentrationen in den Quell- und den Dränwässern ist unterschiedlich, so ist die Belastung der Dränproben unter Grünland höher als die der vergleichbaren Quellproben, unter Acker ist dieser Unterschied im Mittel nicht gegeben, hohe Spitzenwerte bis zu 76,8 mg N/l und eine wesentlich größere Streuung treten allerdings an den Dränen auf.

An einzelnen Quellen liegen ausgeprägte jahreszeitliche Einflüsse auf den NO₃-N Gehalt im Wasser vor, dort lassen sich jeweils im Winter die höchsten Werte nachweisen, so vor allem im Winter 83/84

Abb. 1: Beziehung zwischen dem Ackeranteil im Einzugsgebiet und dem Nitratkonzentrationsniveau der Quellen



nach vorausgegangenem trockenem und warmen Sommer und anschließendem Mineralisationsschub bis in den Spätherbst hinein.

Die Ammoniumstickstoffkonzentrationen in den untersuchten Wässern liegen zwischen 0,03 und 0,14 mg/l, die höheren Werte werden im Dränwasser nachgewiesen. Die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet auch im Vergleich zum Wald beeinflusst den $\text{NH}_4\text{-N}$ Gehalt im hier untersuchten Interflow nur wenig, allerdings können sich organische Düngungsmaßnahmen kurzzeitig erhöhend auf den Ammoniumgehalt der Dränwässer auswirken, so ist z.B. eine Jaucheausbringung Ursache für die hohe mittlere $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration am Drän Nr. 12, es stieg zu diesem Zeitpunkt der $\text{NH}_4\text{-N}$ Wert am Dränauslauf auf 1,8 mg/l, ohne diesen Extremwert in die Mittelwertsberechnung einzubeziehen fällt dieser auf 0,08 mg N/l ab. An den untersuchten Quellen kommt dieser Düngungseinfluß nicht zum tragen. Als Anhaltspunkt für den Einfluß der landwirtschaftlichen Bodennutzung in siedlungsfreien Gebieten auf die Gewässerqualität kann der Chloridgehalt im Wasser gelten (KLETT 1965). Die Chloridionen

in der Bodenlösung stammen entweder aus der Mineralverwitterung, dem Niederschlag oder der Mineraldüngung, hier vor allem KCl-haltiger Düngemittel. Die vorgefundenen Cl-Konzentrationen in den Waldquellen von 5,6 bzw. 5,8 mg/l im Mittel geben die Größenordnung an für die in diesem Gebiet aus dem geologischen Ausgangsmaterial und dem Niederschlag stammende Chloridgrundbelastung. An allen anderen untersuchten Probestellen treten höhere mittlere Cl-Gehalte auf, von 8,9 - 48,9 mg/l in den Quellwässern bzw. bis zu 83,2 mg/l an den Dränausläufen. Auch beim Cl läßt sich wie beim Nitrat ein Bezug zwischen dem Ackeranteil in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten und dem jeweils vorgefundenem Cl-Wert im Interflow herstellen.

Das Phosphat spielt für die Eutrophierung von Gewässern eine herausragende Rolle, in der Diskussion sind vor allem mit dem Oberflächenabfluß eingetragene P-Belastungen. Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß auch der Interflow zu kritischem P-Eintrag in Gewässer beitragen kann, denn es liegen bereits die mittleren Orthophosphat-P Konzentrationen zweier Quellen und aller vier Dräns oberhalb der Eutrophierungsschwelle für stehende Gewässer von $0,02 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$ (BERNHARDT 1978). Bei Zugrundelegung der strengeren Grenze von $0,01 \text{ mg P}_{\text{tot}}/\text{l}$, die für die Zuflüsse dieser Talsperre gefordert wurde (BERNHARDT und CLASEN 1979) weisen nur noch drei Quellen niedrigere Werte auf, weiterhin ist zu bedenken, daß sich die genannten Grenzwerte auf Gesamtphosphor beziehen, hier aber lediglich Orthophosphat-P untersucht wurde.

Die geringste P-Belastung weisen die beiden Waldquellen auf. Die Konzentration in den übrigen untersuchten Wässern sind zwar durchweg höher, aber ein Einfluß der unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzung im jeweiligen Einzugsgebiet läßt sich nicht feststellen. Die Dränwässer weisen im Mittel eine höhere P-Belastung auf als die Quellwässer und die Einzelwerte streuen wesentlich stärker. Dieses erhöhte P-Niveau dürfte mit der nur kurzen Bodenpassage des am Drän austretenden Wassers zusammenhängen, gegenüber des wesentlich längeren Sickerweges bis hin zu den Quellen.

In der vorläufigen Bewertung dieser Ergebnisse erscheint die Landwirtschaft als ein Verursacher für eine mögliche Gewässerbelastung mit für die Trinkwasserversorgung relevanter Nähr- bzw. Schadstoffe. Der Interflow erweist sich mit steigender Intensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung als zunehmend mit Nitrat befrachtet,

eine bedenkliche Phosphatbelastung dieses Interflows scheint dagegen unter anderem davon abzuhängen, ob überhaupt Landwirtschaft im Einzugsgebiet betrieben wird. Die Befruchtung von Oberflächengewässern mit Ammonium über den Interflow ist nach dieser Untersuchung unabhängig von der Bodennutzung und nur sehr gering. Mögliche Ammoniumkonzentrationsspitzen, hervorgerufen durch eine Gülle- bzw. Jauchedüngung, sind nur von kurzer zeitlicher Dauer.

LITERATUR

- BERNHÄRD, H. (Hrsg.), 1978: Phosphor. Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Hauptausschuß "Phosphate und Wasser" der Fachgruppe deutscher Chemiker. Verlag Chemie, Weinheim.
- BERNHARDT, H. und J. CLASEN, 1979: Anforderungen an die Qualität der Zuflüsse von Trinkwassertalsperren. DVGW Schriftenreihe Nr. 22
- KLETT, M., 1965: Die boden- und gesteinsbürtige Stofffracht von Oberflächengewässern. Verlag Ulmer, Stuttgart.

Effect of Bitumen Emulsions Application on Moisture and
Temperature Properties of Sandy Soil

by
Genead, Ali Y. +)

Two-dimensional agricultural expansion is necessary for improving the economical status and life conditions of the people in developing countries. Among the means for the lateral dimension is the use of soil conditioners. Many investigators reported that the application of soil conditioners reduced water losses from soils by means of evaporation (HARTMANN et al., 1976).

Minor attention was paid to the effect of conditioners on plant nutrient uptake. ABED et al. (1982) reported that the uptake of N by barley plants from sandy soil decreased at low application rate of bitumen, but increased at high rates probably due to conserving water in the sub-soil.

Soil temperature is a determining factor for plant growth, microbial activity, chemical reaction rates in the soil, and consequently the availability of plant nutrients. CALLEBAUT and De BOODT (1982) studied the effect of adding 50 g/m² bitumen on sand loam soil as a surface mulch. They observed fast warming up of the surface soil.

Recently, many types of soil conditioners are produced. However, the techniques of applying such conditioners should be carefully evaluated. The purpose of this study was to determine the effect of 2 concentrations for 3 types of bitumen used as mulches on sandy soil irrigated by 3 levels of water on soil-moisture, soil-temperature and yield of green peas.

M A T E R I A L S A N D M E T H O D

El Shabab agricultural project was chosen for the current investigation. It is located 85 km north east of Cairo. It represents the newly re-claimed sandy soils in Egypt. The total area of the experimental plots, 945 m², was marked under one center pivot. It was planted by peas, pisium sativum, on 19 October. It was divided into 54 plots, 17,5 m² each, specialized for irrigation levels; namely 100, 80 and 60 % of the potential evapo-transpiration calculated according to the modified method of BLANEY and CRIDDLE as reported by the FAO (1977).

+) Suez Canal University, Ismaelia, Egypt

The 3 main treatments were separated from each other by two buffer zones, each 40 meters in width. The levels of irrigation were adjusted using the pendulum method of pivot movement. Each level of irrigation included the spray of 50 % diluted bituminous emulsions on the soil surface by one of two concentrations, 1500 l/ha and 3 000 l/ha. Consequently bitumen concentrations were 75 and 150 g/m². Every concentration was made from one of 3 bituminous types Bit (1), Bit (2) and Bit (3). They are produced in Egypt by CHEMICALS FOR MODERN BUILDING COMPANY⁺ in cooperation with SHELL AUSTRIA.

On one side of the forementioned treatments, 17,5 m² were used as control treatment, replicated 3 times. Irrigation of this treatment was similar to that used in the project which was approximately 120 % of the potential evapo-transpiration.

Needle type tensiometers were placed during the development stage of plant growth in one plot of each irrigation level, treatments which received both concentrations of the first bitumen emulsion (Bit 1). The depths of the tensiometer cups were 5, 10, 20, 40, 60 and 80 cm from the soil surface. Daily soil-moisture tensions were recorded. Mercury soil thermometers were placed at 5 and 20 cm from the soil surface in one plot of both concentrations of the first bitumen emulsion treatment and in the control treatment as well as in the 3 000 l/ha of the second emulsion treatment (Bit 2). Green peas were picked twice on 16 and 28 February. After the latter date all plants were plowed under.

RESULTS AND DISCUSSIONS

The data obtained for the analysis of the soil sample indicated that it is sandy in texture with mechanical composition: 96,31 % sand ($> 0,002$ mm), 2,39 % silt (0,02-0,002 mm) and 1,30 % clay ($< 0,002$ mm). It contains 0,76 % CaCO₃ and 0,38 % organic matter. The results of the soil-moisture characteristics show that the soil is very poor in its retention capacity, the volumetric water holding capacity in the field is 12,10 %, whereas moisture content at 15 atm is 4,2 %. Thus, the maximum available soil moisture range is 7,90 %. Approximately 80 % of the available range is easily released below 1,0 atm. This result agrees with that reported by SHAW (1952).

+) Name of company is included for the benefit of the reader and does not imply advertisement of the product

A derived formula was obtained for the volumetric soil moisture content versus the applied tensions in cm H₂O. The formula is expressed as power function ($r = 0,9709$, $n = 6$) as follows:

$$\theta_{vol} = 14,2535 \psi^{-0,1342}$$

Hence, the calculated values are very close to the determined ones. The data obtained for the daily tensiometer readings over 4 months were used in the derived formula to calculate the volumetric soil moisture content. It is clearly found that all soil layer throughout the experiment lies in the wet range as the moisture potential is always lower than 100 cm H₂O. Therefore soil water must be easily available to the growing plants. The reason for this response may be related to the high dose of irrigation used at the planting before spraying the bitumen. The volumetric surface soil moisture content was 8,64 %, thus representing approximately 75 % of the available range which is sufficient for optimum distribution of bitumen emulsion, as reported by EDWARDS and BREMNER (1967). This irrigation was followed by the bi-daily application of pre-determined percentages from the potential evapo-transpiration, particularly for the 100 % treatment. It was interestingly noticed that the upper 5 and sometimes 10 cm of the soil were slightly wetter than the soil underneath. It was expected, particularly for the 60 % level of irrigation, that soil moisture potential will exceed the 3 bar, however it was as wet as the 100 % treatment. These results indicate that the application of bituminous emulsion on the surface of the soil did not only maintain soil moisture almost constant, but also slightly increased it in the top layer. This response is probably due to vaporization from the sub-surface and condensation in the upper layer. Generally, slight differences are detected in the response soil moisture contents to the two concentrations of (Bit 1) being higher under the high concentration treatment. Soil temperature was recorded 4 times per day at 10, 13, 16, 10 o'clock for 2 months. The data are given in Table 1. From the data it is clear that daily average temperature was higher under all studied bituminous emulsion treatments compared with the control. Similar conclusion was reported by JORDAN and SAMPSON (1967). The result is related to the fact that bitumen absorbs heat as a black body more than the bare soil. Under the high concentration treatments, particular for Bit 1, the values were generally lower than the low concentration treatment, probably due to the fact that wetter soil is a cold one.

It is also found that diurnal heat waves at 5 and 20 cm soil depths were higher in magnitude under all bitumen treatments, particularly for (Bit 1) 3 000 l/ha compared with the control. This result is confirmed by the data given in rows 9 and 10 in table 1. This result should affect water movement not only in the liquid phase, but may also affect it in the vapour phase. The total amount of heat stored in the soil per 24 hours was determined from the total area under the curves for the studied period divided by the number of days. The data given in table 1 show that the control is the coldest treatment, may be due to its irrigation level and the absence of bitumen. Similar conclusion was reported by CALLEBAUT and De BOODT (1982).

Among the bitumen treatments, it is found that the least amount of soil heat was observed for the 3 000 l/ha (Bit 1) high concentration treatment. This result is justified by its higher temperature gradient.

The data obtained for the yield are listed in table 2. It is found for the first harvest that the highest yield is generally obtained for the Bit 1 treatment, particularly for its high concentration. The average yield for both concentrations of the 3 types of used bitumen is in favour of decreasing the level of irrigation to 60 % of the potential evapo-transpiration. Furthermore, these results are confirmed by the calculated values of water use efficiency. Comparing the values for the first harvest and those obtained for the total yield under each irrigation level clearly indicate that the total yield was almost doubled for the control as well as for all bituminous treatments under various irrigation levels. Moreover, the water use efficiency was improved. It can be concluded that the application of bitumen emulsions particularly at low level of irrigation is very beneficial.

ACKNOWLEDGEMENT

We wish to express our deepest thanks to Prof. Samir Ali Mohamed (University of Suez Canal), Prof. Neururer (University of Wien) and Dr.habil. Hans-Georg Frede (University of Göttingen) for their valuable cooperation and assistance.

REFERENCES

- ABED, F.A., TAVEL, M.Y. and EL-HADY, O.A. (1982): The influence of soil conditioners on nutrient uptake. *Egypt J. Soil Sci.*, sp Issue,
- CALLEBAUT, F. and De BOODT, M. (1982): Effect of various soil conditioners used as mulches on soil temperature: Laboratory Experiment. *Egypt J. soil Sci.*, special issue, 13 - 20.
- EDWARDS, A.P. and BREMNER, J.M. (1967): Micro aggregates in soils. *J. soil Sci.* 18, 47
- FAO: Crop water requirement, J. Dooren bos and W.O. Pruitt (1977): Irrigation and drainage paper No. 24. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- HARTMANN, R., VERPLANKE, H. and De BOODT, M. (1976): Effect of surface mulching on evaporation of water from bare soil. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 41/1, 219-231
- JORDAN, D. and SAMPSON, A.J. (1967): Effect of bitumen mulching on soil conditions. *J. Sci. Fd. Agric.* 18, 486
- SHAW, B.T. (1952): Soil physical conditions and plant growth. *Agronomy*, a series of monographs, Volume II, Academic Press Inc. Publishers, New York

Table 1: The effect of Bituminous Emulsions on soil heat

Seria No.	Item	Bituminous Treatments			Control
		Bit 1 1500 l/ha	Bit f 3000 l/ha	Bit 2 3000 l/ha	
1	Daily $t_{5\text{ cm}}$, °C	19,40	18,36	18,61	17,65
2	Daily $t_{20\text{ cm}}$, °C	17,62	16,11	17,66	16,62
3	t_{min} , 5 cm, °C	17,73	16,44	17,09	16,46
4	t_{max} , 5 cm, °C	21,06	20,28	20,13	18,84
5	t_{min} , 20 cm, °C	16,20	14,60	16,31	15,44
6	t_{max} , 20 cm, °C	19,03	17,62	19,00	17,80
7	Total soil heat, 5 cm/day, cal.	431,13	403,13	411,80	387,66
8	Total soil heat, 20 cm/day, cal.	392,93	348,07	397,00	365,33
9	(4 - 3), °C	3,33	3,84	3,04	2,38
10	(6 - 5), °C	2,83	3,02	2,69	2,36
11	t_{max} , °C/L, 15 cm	0,135	0,177	0,087	0,069
12	t_{min} , °C/L, 15 cm	0,102	0,123	0,049	0,680

Table 2: Effect of bituminous emulsions, types and concentrations under different levels of irrigation on the yield of fresh peas

Level of irrigation	100 % of ET ₀			80 % of ET ₀			60 % of ET ₀			Control
Irrigation-depth for first harvest (mm)	352.6			282.1			211.7			375.2
	B ₁	B ₂	B ₃	B ₁	B ₂	B ₃	B ₁	B ₂	B ₃	
Yield (kg/ha)	Concentration 1500 liter/hectar									
	2067	1952	2019	2248	1867	1829	2257	1905	1933	
Water use efficiency (m ³ /kg)	1.7059	1.8063	1.7464	1.2549	1.5110	1.5424	0.9380	1.1113	1.0952	
Yield (kg/ha)	Concentration 3000 liter/hectar									
	2476	2267	2133	2723	2305	2229	2819	2476	2448	
Water use efficiency (m ³ /kg)	1.4241	1.5553	1.6531	1.0360	1.2239	1.2656	0.7510	0.8556	0.8648	
Average yield for both concentrations of B ₁ , 2 and 3 (kg/ha)	2152			2200			2306			2109
Average water use efficiency	1.6385			1.2823			0.9074			1.7792
Irrigation depth for first and second harvest (mm)	393.4			314.7			236.1			424.2
Average yield for both concentrations of B ₁ , 2 and 3 (kg/ha)	4430			4548			4639			4047
Average water use efficiency (m ³ /kg)	0.8880			0.6919			0.5089			1.0481

Die Auswirkungen des herbstlichen Laubfalls
der Ufergehölze auf Fließgewässer

von
Gramatte, A.+)

1. Gewässerschutz und Uferbewuchs

Erosion bedingt Nährstoffabtrag. Diese Nährstoffe gelangen im ungünstigsten Fall direkt in das nächste Gewässer. Dies ist für alle Gewässer eine Belastung, vor allem jedoch für stehende Gewässer (z.B. Trinkwassertalsperren) eine wichtige Eutrophierungsursache. Beim Versuch dies zu verhindern ist man bisher nur auf flächenbezogene Maßnahmen eingegangen (Fruchtfolge, Bearbeitungsmaßnahmen). Sind deren Möglichkeiten erschöpft und aus finanziellen Gründen weitere Nutzungsbeschränkungen nicht möglich, so muß man ein an den Belangen des direkten Gewässerschutzes orientiertes Schutzkonzept entwickeln. Grundlage hiervon ist ein System von Schutzstreifen entlang der Fließgewässer. Im besonderen Maß gilt dies für die Zuflüsse zu Trinkwassertalsperren, aber auch naturgemäß für alle anderen Fließgewässer für die Nährstoffarmut aus Naturschutzgründen unerlässlich ist. Für den Aufbau derartiger Schutzstreifen wird man die potentielle natürliche Vegetation dieser Standorte, wegen ihrer vielfältigen positiven Wirkungen verwenden. Allerdings hat sich in der Vergangenheit grade bei den Trinkwassertalsperren die Frage gestellt, ob nicht das Laub der Gehölze vor allem im Herbst zu einer zusätzlichen Belastung beiträgt (DVGW, 1981).

Der Uferbewuchs bzw. seine Bestandesabfälle sind die Hauptenergiequelle für Organismen in kleinen Fließgewässern. Diese sind zu ca 80% auf den Eintrag von allochthonem Material angewiesen (EGGLISHAW, 1968), da die autochthone Produktion bei stark beschatteten Gewässern nur sehr gering ist. Die Einflußnahme auf die Gewässergüte erfolgt durch Eintrag von organischen und anorganischen Substanzen in gelöster und partikulärer Form aus der Laubstreu. Einerseits werden diese Stoffe bzw. ihre Umsetzungsprodukte exportiert, andererseits bleiben sie dem System durch Inkorporierung in die Biomasse, Adsorption an die mineralischen und organischen Bestandteile des Sediments oder in Form von Anhäufungen organischer Substanz in strömungsberuhigten Bereichen, erhalten. Für Trinkwassertalsperren ist vor allem die leicht exportierbare Komponente von Bedeutung. Allerdings läßt sich im allgemeinen am Fließgewässern im Herbst keine Veränderung von Gewässergüteparametern wie ortho-P, Nitrat oder DOC, die sich zeitlich direkt auf den Laubfall zurückführen lassen, messen.

2. Untersuchungsmethode

Um über die Beeinflussung eines Fließgewässers während des herbstlichen Laubfalls Aussagen machen zu können, wurde der Verlust an wichtigen Pflanzennährstoffen während der ersten Zeit des Laubabbaus in einem Gewässer untersucht. Verwendet wurden die Blätter von Buche, Bruchweide, Eiche, Erle, Hainbuche und Grauweide.

+) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur -
der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

Die Blätter wurden direkt vom Baum, bei trockenem Wetter und innerhalb einer kurzen Zeitspanne (in der Regel zwei Wochen) von jeweils demselben Exemplar einer Art gesammelt. Nach der Trocknung bei 50°C bis zur Gewichtskonstanz wurden jeweils 10g in Säckchen aus Nylongaze eingebunden. Sie wurden in den Oberlauf eines kleinen Fließgewässers im Rheinischen Schiefergebirge eingebracht. Das Gewässer war an dieser Stelle verbreitert und ausgehoben worden, um an allen Stellen eine annähernd gleiche Durchströmung zu gewährleisten. Jeweils ein Säckchen jeder Art wurde zu unterschiedlichen Zeiten von einer Stunde bis zu 126 Tagen wieder entnommen. Die sorgfältig ausgewaschenen Säckchen wurden bei 50°C getrocknet, gewogen und ihr Phosphor-, Kalium-, Calcium- und Stickstoffgehalt sowie der Glühverlust bestimmt.

3. Ergebnisse

Im folgenden soll nur auf die Veränderung des Gewichts und die des Phosphoranteils eingegangen werden, da sie zur Beurteilung eines Eutrophierungsrisikos am wichtigsten sind. Die Gewichtsveränderung bei den einzelnen Laubarten ist in Bild 1 dargestellt.

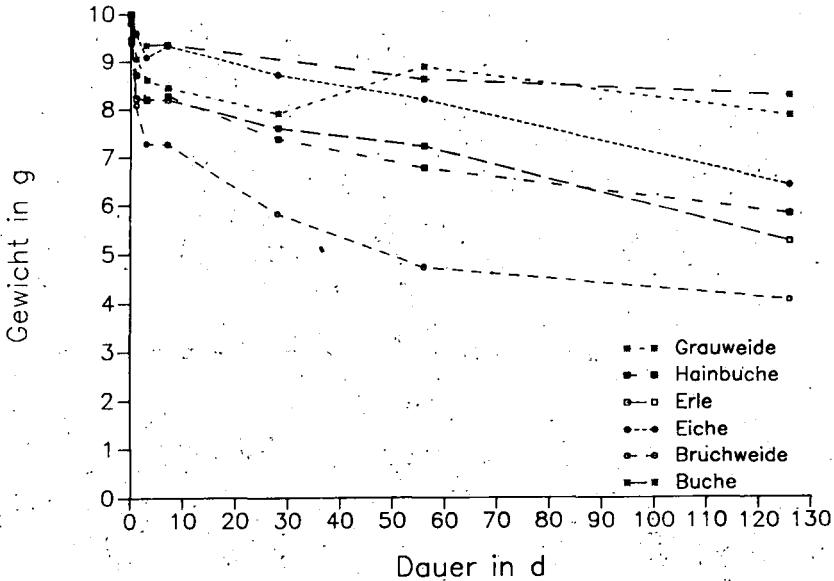


Bild 1: Gewichtsveränderung von 6 Laubarten während des Abbaus in einem Fließgewässer

Zu Beginn der Abbauvorgänge ist in allen Fällen ein starker Gewichtsverlust festzustellen. Dies in besonders starkem Maß während der ersten 24 Stunden. Die Gewichtsverluste sind in folgender Tafel 1 zusammengestellt. Es zeigen sich artspezifische Unterschiede von 4% bei Buche und 19,1% bei Bruchweide.

Der starke Gewichtsverlust setzt sich jedoch nicht fort, sodaß man einen nicht linearen Kurvenverlauf annehmen kann. Das gleiche Verhalten würde auch in amerikanischen Untersuchungen beobachtet, die in ähnlicher Form durchgeführt wurden jedoch nicht mit Laubarten von Ufergehölzen.

PETERSEN und CUMMINS (1974) gehen davon aus, daß zu jedem Zeitpunkt des Abbauprozesses ein konstanter Anteil der jeweils noch vorhandenen Laubsubstanz abgebaut wird, und kommen so zu einer Exponentialgleichung der folgenden Form:

$$(1) \cdot W_t = W_0 \cdot e^{-kt}$$

(W_t ist der prozentuale Anteil des Anfangsgewichts nach der Zeit t , W_0 ist 100%, k ist die Abbaurrate)

Der Faktor k dient als Maß für die Abbaugeschwindigkeit und ist die Steigung des natürlichen Logarithmus des Gewichts(%) abgetragen gegen die Zeit. Die im Versuch ermittelten Abbauraten für die einzelnen Laubarten sind in Tafel 1 wiedergegeben.

Tafel 1: Kennwerte der Gewichtsveränderung von Laubpäckchen (10g) während des Abbauvorgangs

Laubart	Gewichtsverlust nach 24 h	k	B	Rest nach 1 Jahr
Buche	4,0%	0,0013	0,815 **	59,9%
Bruchweide	19,1%	0,0065	0,779 **	7,6%
Eiche	3,9%	0,0032	0,961 **	29,9%
Erle	17,3%	0,0041	0,876 **	19,8%
Hainbuche	12,8%	0,0037	0,833 **	22,9%
Grauweide	9,5%	-	-	-

p 0,05=** nicht signifikant=

Die Werte für k liegen in den meisten Fällen unter k -Werten wie sie in den USA festgestellt wurden. PETERSEN und CUMMINS (1974) bezeichnen Laub mit Werten größer als 0,01 als schnell, zwischen 0,005 als mittel und kleiner als 0,005 als langsam abbaubar. Somit kann keine der verwendeten Laubarten als schnell abbaubar bezeichnet werden. Mithilfe der k -Werte kann eine Abschätzung der Reste nach einem Jahr vorgenommen werden. Dabei fällt vor allem der besonders hohe Anteil (60%) bei Buchenlaub auf, während bei allen anderen Laubarten weniger als ein Drittel zurückbleibt.

Zu den wichtigsten an das Wasser abgegebenen Substanzen zählt der Phosphor. Bild 2 gibt einen Überblick über die Veränderung der Phosphorgehalte bei den einzelnen Laubarten während der Versuchsdauer.

Dies ermöglicht eine Aussage über den artspezifischen Umfang der Austauschprozesse zwischen dem Blattmaterial und dem umgebenden Wasser. Bereits nach einer Stunde und vor allem nach einem Tag ist eine beträchtliche Verringerung der P_2O_5 -Anteile feststellbar, die sich in abgeschwächter Form bis zum dritten Tag fortsetzt. Danach verringert sich der P_2O_5 -Anteil nicht mehr in diesem Umfang und steigt gegen Ende des Untersuchungszeitraums in einigen Fällen wieder leicht an (Buche, Eiche, Erle).

MEYER (1980) beobachtete, daß sich dieser Anstieg bis zum Ende des ersten Jahres fortsetzt und erst im zweiten Jahr abklingt. Die P_2O_5 -Anteile erlauben nur eine Aussage über Veränderungen in der jeweils noch verbleibenden Substanz, ein Verlust bzw. eine Akkumulation kann nur mit Hilfe der tatsächlichen P-Gehalte der einzelnen Laubpäckchen beurteilt werden.

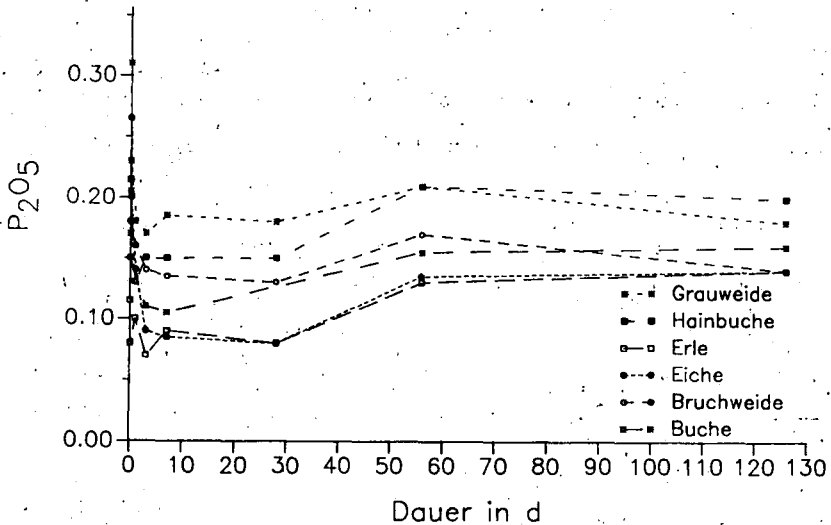


Bild 2: Veränderungen des P₂O₅-Anteils von 6 Laubarten während des Abbaus in einem Fließgewässer

Einen Überblick hierüber vermittelt Tafel 2. Bereits nach drei Tagen ist der größte Teil des Phosphors aus den Blättern ausgelöst worden. Je nach Art sind das 42% bei Hainbuche und 69,1% bei Eiche. Ein weiterer Verbleib im Wasser bringt offensichtlich kaum zusätzliche Austräge. Vergleicht man die Menge des maximalen P-Verlusts mit der am Ende des Untersuchungszeitraums, so stellt man bei Buche, Erle und Hainbuche wieder eine relative Zunahme des Phosphors in den Blättern fest. Die dadurch bedingte Akkumulation liegt zwischen 5% (Hainbuche) und 28% (Buche, Erle).

Tafel 2: Kennwerte der Veränderung des P₂O₅-Anteils in Blättern während des Abbaus in einem Fließgewässer

Laubart	P-Verlust nach 3d in % der Ausgangsm.	max. P-Verlust je Laubpack in mg	P-Austrag am Ende in mg
Buche	49,8	10,2 (49,8%)	> 7,3
Bruchweide	43,4	12,3 (68,3%)	12,3
Eiche	69,1	19,5 (73,6%)	> 18,1
Erle	49,6	5,7 (49,6%)	> 4,1
Hainbuche	42,8	10,4 (48,4%)	> 9,9
Grauweide	52,8	16,8 (54,3%)	16,8

4. Schlußfolgerung

Das Verhalten der Blätter in Fließgewässern während des Herbstes wird von zwei Hauptprozessen bestimmt. Die Auslaugungsphase mit einer starken Verringerung des Gewichts und des Phosphorgehaltes setzt schon kurze Zeit nach dem Einbringen ins Gewässer ein. Gefolgt wird sie von der Besiedlung und dem Abbau durch Mikroorganismen. Hier ist der Gewichtsverlust verringert und der P-Anteil steigt in einigen Fällen wieder an.

Man kann die während der ersten drei Tage abgegebene leicht lösliche Substanzmenge annäherungsweise abschätzen.

Nach eigenen Untersuchungen fallen im Herbst 8-10g Laub je Tag auf einen m² Gewässeroberfläche. Der durchschnittliche P-Gehalt der in der Untersuchung verwendeten Blattarten beträgt 0,1%. Während der ersten drei Tage werden annähernd 50% des gesamten Phosphors gelöst, somit sind 5mg P/m² je Tag in leicht löslicher Form in das Gewässer abgegeben worden. Weitere 5mg P/m² und Tag verbleiben im Gewässer an Ort und Stelle und werden im weiteren genauso abgebaut wie die verbleibende Blattrestsubstanz. Dies zeigt die nur geringfügige Änderung des prozentualen P₂O₅-Anteils. Je m² Gewässeroberfläche akkumulieren in der Laubfallperiode (Dauer:75Tage) 375mg P/m² in Form von grober organischer Substanz. Wie die Untersuchung gezeigt hat ist vor allen Dingen Buchenlaub besonders schlecht abbaubar, und verbleibt besonders lange im Gewässer. Schneller abbaubare Laubarten werden auch zuerst von der Gewässerfauna gefressen und dadurch dem System ersteinmal entzogen. Buchenblätter stellen somit lange Zeit nach dem eigentlichen Laubfall eine besondere Belastung für die Gewässer dar, da sie eine nur schlecht abbaubare potentielle P-Quelle sind.

Von den anderen Laubarten sind in erster Linie Eiche und Grauweide wegen ihrer besonders hohen Anfangsgehalte an Phosphor (0,27% bzw. 0,31% P₂O₅), die recht schnell an das Gewässer abgegeben werden, als negativ zu beurteilen. Die gemachten Aussagen gelten insbesondere, wenn es sich um Fließgewässer handelt, die Trinkwassersperrenzuflüsse sind.

Von den untersuchten Laubarten eignen sich hierzu Erle und Bruchweide wegen ihrer geringen P-Gehalte (Erle 0,11% P₂O₅) bzw. ihrer besseren Abbaubarkeit (Erle:k=0,0041, Bruchweide:k=0,0065) am ehesten.

Um die Größenordnung der P- Belastung durch den herbstlichen Laubfall darzustellen sollen im folgenden die flächenbezogenen P-Austragsraten durch Laub und durch landwirtschaftliche Nutzung miteinander verglichen werden.

Bei einer jährlichen Blattmenge von 750g/m² im Herbst und einer durchschnittlichen Fließgewässerdichte von 2km/km² (Gewässerbreite mit maximal 2m geschätzt) ergibt sich eine flächenbezogene P-Austragsrate von 3kg/km² u. Jahr.

Laut HAMM(1976) betragen die flächenbezogenen P-Austragsraten für landwirtschaftlich genutzte Flächen 40-50kg/km² u. Jahr.

Im Vergleich zu der Belastung durch landwirtschaftliche Nutzung ist die Bedeutung der Blätter als P-Quelle als gering einzustufen. Allerdings können in Einzelfällen, z.B. längere Fließstrecken durch reine Buchen- und Eichenbestände, Belastungen nicht ausgeschlossen werden.

Es wird daher davon ausgegangen, daß die Vorteile der Gehölze an Fließgewässern als Schutzstreifen gegen Nährstoffeintrag, von der Nährstoffbelastung die von ihnen selbst ausgeht nicht aufgehoben wird.

Literatur

- EGGLISHAW, H.J., 1968: The quantitative relationship between bottom fauna and plant detritus in streams of different calcium concentrations. *Journal of applied ecology*, Vol.5.
- DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.), 1981: Technische Mitteilung: Behandlung des Waldes in Schutzgebieten für Trinkwassertalpäperrn. ZfGW-Verlag, Frankfurt.
- HAMM, A., 1976: Zur Nährstoffbelastung von Gewässern aus diffusen Quellen. *Zeitschr. f. Wasser- u. Abwasserforschung* 9. Jg., Nr. 1, S. 4-10, Weinheim.
- MEYER, J.L., 1980: Dynamics of phosphorus and organic matter during leaf decomposition in a forest stream. *OIKOS* 34: 44-53, Copenhagen.
- PETERSEN, R.C. and CUMMINS, W.C., 1974: Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biol.*, Volume 4, page 343-368.

Bodenschutz durch Umweltverträglichkeitsprüfung
von Abgrabungen

von

Günnewig, D.+)

Dieser Vortrag ist Teil einer Untersuchung zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Abgrabungsprojekten der Steine- und Erden-Industrie. Sie setzt sich mit den Umweltwirkungen von Abbauvorhaben auseinander, um hieraus Grundlagen für eine mögliche UVP nach Maßgabe der kürzlich diesbezüglich verabschiedeten EG-Richtlinie zu erarbeiten.

Die UVP, wie sie von der EG vorgeschrieben ist, ist Vorhaben- bzw. projektbezogen. Sie hat einen wichtigen Platz im Konzept des Bodenschutzes, da dieser insbesondere auch dadurch anzugehen ist, daß "Eingriffe in den Boden hinsichtlich aller Auswirkungen eingehend und umfassend geprüft werden." Weiter heißt Bodenschutz, daß "die Inanspruchnahme natürlicher, naturnah bewirtschafteter und land- und forstwirtschaftlicher Bodenflächen ... spürbar eingeschränkt wird." (Bundesregierung 1984:4)

Mit den genannten zwei Aufgaben des Bodenschutzes sind wesentliche, mit dem Komplex Abgrabung verbundene Wirkungen angesprochen. Flächenbeanspruchung, Bodenverlust und Bodenqualitätsveränderungen sind hierbei Beanspruchungen, die den intakten Boden als ökologisch wirksamen Umweltfaktor betreffen (s. Abb.1). Sie sind hinsichtlich ihrer möglichen Vermeidbarkeit, ihrer Verminderung und den Möglichkeiten ihrer Ausgleichbarkeit im Vorfeld einer Maßnahme zu untersuchen. Dies beinhaltet Aufgaben und Entscheidungen, die nicht nur im Stadium des Projektgenehmigungsverfahrens wahrgenommen werden können, sondern bereits im Rahmen raumordnerischer und regionalplanerischer Entscheidungen einbezogen werden müssen.

An dieser Stelle möchte ich festhalten, daß auch der Rohstoffsicherung der ihr angemessene Platz eingeräumt werden muß. Die Aufgabe der langfristigen Nutzungssicherung von Bodenschätzen ist ebenfalls mit dem Bodenschutz zu verwirklichen.

+) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - LANDESKULTUR -, Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen

Flächenwirksame Maßnahmen zur Reduzierung der Raumbeanspruchung sind auf verschiedenen Ebenen anzusetzen. Dies gilt vor allem für Regionen, die überdurchschnittlich stark durch Abbautätigkeit belastet sind. Fortschritte sind in folgenden Bereichen zu erzielen:

- Regionalplanung: Ordnung des Abbaus durch Negativplanung (=Ausschluss von Abgrabungen durch Ausweisung von Schutz- und Schongebieten, z.B. Regionale Grundwasserschonbereiche) oder durch Positivplanung (Ausweisung von Abbauschwerpunkten)
- Flächenreduzierung während des Abbaus:
 - a) allgemeine Verringerung der Flächenbeanspruchung (z.B. Vollständige Ausbeutung der Lagerstätte, Abbaugemeinschaften, Vermeidung von Aufhaldungen)
 - b) Minimierung der aktuellen Betriebsfläche (z.B. entsprechende Gewinnungsmethoden und Abbauplanung; umgehende Rekultivierung)
- Rohstoffverwendung (unter dem Grundsatz der Sparsamkeit):
Qualitätsentsprechende Verwendung des Rohstoffes, Substitution; Gewinnungsverlagerung in Konfliktgebieten (Festgesteinssplitt statt Kies als Grundwasserschutz)

Von Bodenverlust ist dort zu sprechen, wo als Pflanzenstandort nutzbarer Oberboden sowie entsprechend geeignete Deckschichten mit sonstigem Abraum vermischt und durch Verkippung unwiederbringlich verlorengehen. Für den zu beurteilenden Standort ist ebenfalls als Bodenverlust anzusehen, wenn der abgetragene Boden anderweitig verwendet wird, bspw. bei der Entstehung einer Wasserfläche. Durch den

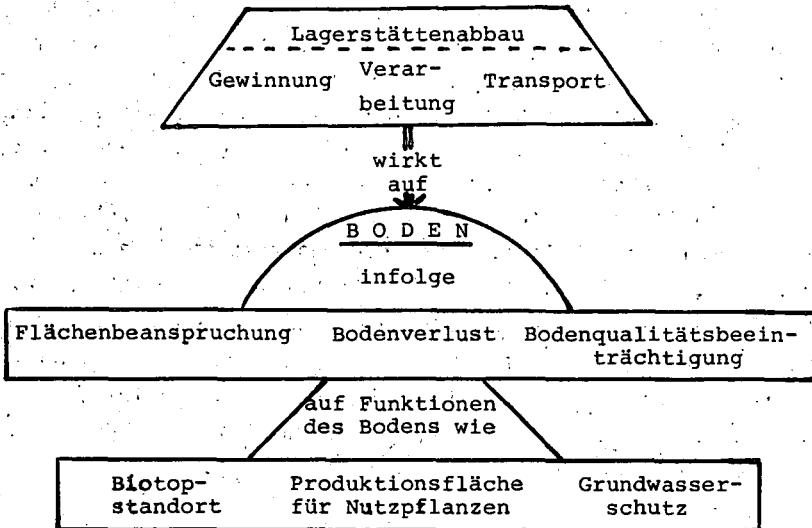


Abb.1: Wirkungsmodell Abgrabung - Boden

Verkauf von Boden wird möglicherweise eine unzureichende Rekultivierung vorbestimmt.

Andererseits wird der Verkauf von Oberboden beim Ausbau von Baggerseen im Einzelfall angeordnet, um eine Eutrophierung des Gewässers möglichst lang hinauszuzögern. Ist vorgesehen, eine Abgrabung für den Naturschutz als Feucht- oder Trockenbiotop zu entwickeln, ist bekanntlich in vielen Fällen die Erhaltung oligotropher Zustände von besonderer Wichtigkeit. Auch in solchen Fällen ist die Verwendung von Oberboden an anderer Stelle sinnvoll.

Grundsätzlich muß sichergestellt sein, daß ein absoluter Bodenverlust ausgeschlossen ist. Inwieweit ein Bodenverlust für den betroffenen Standort akzeptiert werden kann, muß im Einzelfall eine Bewertung der standörtlichen Gegebenheiten zeigen.

Bodenstrukturveränderungen und Bodenqualitätsminderungen sind im Laufe der Umlagerungsprozesse unvermeidbar. Hieraus ergeben sich für die Bewirtschaftung rekultivierter Böden Probleme (Gefügelabilität, Verdichtungsneigung u.a.). Sie werden noch verstärkt durch

- häufig unsachgemäße Anlage von Bodendeponien,
- Einsatz von zu schwerem Gerät,
- Durchführung von Bodenarbeiten bei ungeeigneter Witterung,
- nur in ganz wenigen Fällen durchgeführte sofortige Wiederverwendung des abgehobenen Materials (s. HOFMANN 1981).

Für den Ablauf der Prüfung eines Eingriffsvorhabens auf seine Umweltverträglichkeit ist es nun - bei Betrachtung des Eingriffs in den Boden als solchen - von besonderem Interesse, folgenden Fragen nachzugehen:

- 1) Inwieweit ist ein Boden als Standortfaktor im Bereich des geplanten Eingriffes aufgrund seiner ganz bestimmten Nutzungseignung bzw. Funktion erhaltenswürdig ?
- 2) Inwieweit besteht für die betroffene Bodennutzung eine Nachfrage? Die relative Bedeutung eines Nutzungsanspruches ist also abzuschätzen.
- 3) Inwieweit kann die jeweilige Funktion des Standortes durch Wiederherrichtung, Rekultivierung oder Renaturierung wiederhergestellt und auch im naturwissenschaftlichen Sinne ausgeglichen werden?

Eine funktional orientierte Betrachtungsweise des Bodens kann hierauf Antworten liefern. Als drei wesentliche Funktionen sind dabei

zugrunde zu legen a) Grundlage für agrarische und forstliche Produktion, b) ökologischer Bestandteil von natürlichen Biotopen und c) Filter und Puffer im Dienste des Grundwasserschutzes (s. Abb. 1).

Ist ein Eingriff in Kulturböden geplant, ist die Frage der Leistungsfähigkeit des betreffenden Bodens und deren Beeinflussung durch die geplante Maßnahme zu untersuchen. Zu den zu erhebenden und in die Entscheidungsfindung einfließenden Informationen muß daher eine Bodeninventur gehören, die Auskunft gibt über die Bodeneinheiten, deren Eigenschaften und Leistungsfähigkeit, die Anteile der unterschiedlichen Böden an der beeinflussten Fläche sowie deren Rekultivierungseignung. Hierbei ist von besonderer Relevanz die Beziehung von aktueller Leistungsfähigkeit und Rekultivierungseignung (zur Beurteilung letzterer siehe z.B. WOHLRAB 1984). Neben konkreten Bodendaten sind Informationen zur aktuellen Bedeutung der betroffenen Flächen für die örtliche Landwirtschaft sowie zu deren regionalen Entwicklungstendenzen von Relevanz.

In der Regel lassen sich land- und forstwirtschaftlich genutzte Flächen in einer der ursprünglichen Leistungsfähigkeit (!) entsprechenden Qualität wiederherrichten. Dies ist allerdings nur unter besonderer Berücksichtigung einer bodenerhaltenden Oberboden- und Abraumwirtschaft sowie Folgebewirtschaftung möglich. Eine Kompensation der Eingriffsfolgen, rechtlich als Ausgleich bezeichnet, ist also für den Bereich der Bewirtschaftung von Kulturböden häufig möglich.

Die Bewertung eines Bodens als Standort für natürliche und naturnahe Vegetationsbestände und als Lebensraum für Tiere korreliert mit der Bewertung des jeweiligen Biotopes. Daher umfaßt die notwendige bodenbezogene Standortbewertung die Ergebnisse einer Biotopkartierung und -bewertung. Besonderes Augenmerk ist dabei auf die Bedeutung der pedogenetischen Entwicklung für die Biotopentwicklung zu richten, die aufgrund ihrer Langfristigkeit eine Neuentwicklung durch Renaturierung häufig ausschließen. Die Bewertung muß auch die Biotopfunktion über den Bereich des direkten Eingriffes hinaus berücksichtigen, so z.B. die Funktion innerhalb einer Biotopvernetzung, die jeweilige regionale Bedeutung und die Beeinflussungen durch Nachbarschaftswirkungen der Abgrabung über die Veränderung von Wasserhaushalt, Klima usw.

Inwieweit eine Renaturierung für die Beseitigung eines gewachsenen Biotopes Ersatz bieten kann, ist im Einzelfall zu überprüfen. Es handelt sich bei Abgrabungsbiotopen in der Regel um eine Art von Le-

bensräumen, die sich durch ihre Dynamik und das Vorhandensein von Sonderstandorten und deren Vielfalt auszeichnen. Sie stellen damit eine andersartige Biotopqualität dar als fortgeschrittene oder im Klimax befindliche natürliche Sukzessionsentwicklungen. Von entscheidender Bedeutung bei der Gestaltung von Abgrabungsbiotopen ist die Vorbereitung von Einzelstandorten, auf denen sich dann natürliche Sukzessionen einstellen können (s. GÜNNEWIG 1984).

Als Grundsatz zur Funktion des Bodens beim Grundwasserschutz ist voranzuschicken, daß das Filtersystem Boden weder regenerierbar noch vermehrbar ist. Da aber Eingriffe häufig unvermeidbar sind, ist eine Bewertung von Standorten bzgl. ihrer Grundwasserschutzfunktion sowie auch ihrer Bedeutung bei der Grundwasserneubildung notwendig. Als Bewertungsgrundlagen sind dabei zu erheben:

- 1) Lage im Einzugsbereich einer Trinkwassergewinnung bzw. in bestehenden oder geplanten Schutzgebietszonen;
- 2) grundsätzlich Erkenntnisse zur gegenwärtigen und zukünftigen wasserwirtschaftlichen Bedeutung des Einflußbereiches des Abgrabungseingriffes;
- 3) in stark durch Abbautätigkeit beanspruchten Regionen bei gleichzeitigem Konflikt mit Trinkwassergewinnung: Untersuchung der Tragbarkeit einer zusätzlichen Belastung durch Deckschichtenbeseitigung und Grundwasserfreilegung. Bisher wurden von BAGNER (1978) und KÖNIG (1979) zwar Belastungsstufen durch Abgrabungen ermittelt, die jedoch nicht auf dem Kriterium "Grundwasserschutz" beruhen. Die Ausweisung von Grundwasserschonbereichen zur Deckschichtenerhaltung gerade in Konfliktbereichen zur Ordnung der hier betroffenen Kiesgewinnung ist anzustreben (Ansätze hierzu in den Regionen des Oberrheins, s. WIEDERHOLT 1984);
- 4) die betreffenden Deckschichten hinsichtlich ihrer Filterfunktion, vor allem in genannten Konfliktzonen (Mächtigkeit und Bodenart der Schichten, Flurabstände des Grundwassers) (vgl. DBG/WOHLRAB 1976).

Ob die grundwasserschützende Funktion ausgleichbar ist oder aber auf sie möglicherweise verzichtet werden kann, hängt entscheidend vom betroffenen Standort und auch von der Art der Wiederherrichtung und Folgenutzung ab. Die Freilegung von Grundwasser im Bereich des Einzugsgebietes einer Trinkwassergewinnungsanlage jedenfalls ist aufgrund der weiterbestehenden Gefährdung durch fehlende Deckschichten sowie durch i.d.R. erhöhte Verdunstungsverluste nicht ausgleichbar. Auch eine vorgesehene Folgenutzung Naturschutz schließt - vor allem im Bereich von Ballungsgebieten - eine Gefährdung nicht aus. Die negativen Einflüsse sind hier - im Vergleich zu anderen Folgefunktionen:

nen - allerdings am relativ geringsten. Ebenso kann die Verfüllung nicht als dem ursprünglichen Zustand gleichwertig angesehen werden, da vom Verfüllungsmaterial Grundwasserbelastungen ausgehen können.

Abgrabungen hinterlassen in den meisten Fällen auch nach ihrer Wiederherrichtung Beeinträchtigungen, vielfach auch durch die Art und Weise ihrer Folgenutzung. Zum anderen eröffnen sich trotzdem auch Möglichkeiten zur ökologischen Bereicherung einer Region. Eine objektive, nachvollziehbare und durch eine gewisse Einheitlichkeit vergleichbare Prüfung der möglichen Auswirkungen solcher Eingriffe ist daher erforderlich. Insbesondere die Frage des Ausgleichs von Abgrabungseingriffen durch Wiederherrichtung benötigt wissenschaftliche Beurteilungskriterien, die eine Verknüpfung mit der vorherigen Standortqualität und deren Leistungspotential ermöglichen. Eine funktional orientierte Betrachtungsweise, wie am Beispiel Boden angerissen, soll es ermöglichen, hier Fortschritte zu erzielen.

Literaturhinweise:

- BAGNER, J., 1978: Der Abbau von Steinen und Erden in Nordrhein-Westfalen. Schr.-reihe der LÖLF, Düsseldorf
- Bundesregierung, 1984: Schutz des Bodens, Antwort der Bundesregierung, BT-Drucksache 10/949 v. 1.2.1984
- GÜNNIEWIG, D., 1984: Stellenwert von planerischen und technischen Maßnahmen bei der Renaturierung von Abgrabungen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 40, 81-86
- HOFMANN, M., 1981: Belastung der Landschaft durch Sand- und Kiesabgrabungen, dargestellt am Niederrheinischen Tiefland. Forschungen zur Dt. Landeskunde, Bd.219, Trier
- KÖNIG, W., 1980: Entwicklung eines Erfassungssystems für Abgrabungen von Steinen und Erden sowie deren Folgewirkungen. Mitt. der LÖLF, Sonderheft Landestagungen 1980, 6-11, Recklinghausen
- WIEDERHOLT, L., 1984: Vorsorge "Wasser" in der Regionalplanung. In: Großräumige wasserwirtschaftliche Planung in der Bundesrepublik Deutschland, DVWK-Schriften H.64, S.163-173
- WOHLRAB, B., 1984: Bodenschutz im Rahmen des Abbaus oberflächennaher mineralischer Rohstoffe, Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 25, 256-261
- DBG / WOHLRAB, B., 1976: Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 17, 221-228

Verlauf des Relativen Bodenabtrags unter Mais

von
Kainz, M. †

In den Jahren 1984 und 1985 wurden mittels eines Starkregensimulators (Modell SWANSON 1965, AUERSWALD 1985) die Relativen Bodenabträge (RBA, WISCHMEIER u. SMITH 1978) unter Mais gemessen. Der RBA im Schnitt einer langjährigen Schwarzbrache ist gleich 100. Entgegen amerikanischen Veröffentlichungen (WISCHMEIER u. SMITH 1978, MCGREGOR u. MUTCHLER 1982) steigt der RBA nach der Saatbettbearbeitung an, erreicht nach 4 Wochen ein Maximum und fällt dann stetig ab (Abb. 1). Der Rückgang ist auf die Zunahme der Maisbedeckung zurückzuführen (Abb. 2), wodurch die Aufprallenergie der Tropfen vermindert, weniger Bodenmaterial losgeschlagen und dadurch der Sedimentgehalt im Abfluß stark verringert wird (Korrelation Bedeckung gegen Sedimentgehalt $r=0.94$, $n=9$), während sich die relative Abflußmenge (Regenmenge=100) kaum verändert.

Vor Auflaufen des Maises bestimmt dagegen überwiegend die Abflußmenge den RBA ($r=0.98$, $n=12$). Der Abfluß hängt vom Lagerungszustand und der Verschlämmung der Bodenoberfläche ab. Bei der Saat ist die obere Bodenschicht locker und nicht verschlämmt, der Regen wird vom Boden aufgenommen und der Abfluß ist gering. Das locker liegende Bodenmaterial kann wegen zu geringer Schleppkräfte nur zum Teil abgeführt werden. Im Laufe der nächsten Wochen wird der Boden durch Regenfälle "eingeregelt", Lagerungsdichte und Verschlämmung steigen und der relative Abfluß nimmt zu. Die ungehindert auf den Boden treffende Kraft des Regens kann viel Material losschlagen (noch keine Bedeckung durch Mais), zumal der Jahresgang der Aggregatstabilität im Mai-Juni das Minimum aufweist (KAINZ, in Vorber.). Das Maximum des RBA liegt kurz nach Auflaufen des Maises. Weil die Dichtlagerung und Verschlämmung das vorhergegangene Regengeschehen widerspiegelt, gibt es eine Beziehung zwischen aufsummierter klimatischer Wasserbilanz seit Maissaat und Oberflächenabfluß ($r=0.99$, $n=12$) und Wasserbilanz und RBA ($r=0.94$, $n=12$).

AUERSWALD, K., 1985: Beurteilung der Erosionsanfälligkeit von Mais bei unterschiedlichen Anbauverfahren. Z. Acker- und Pflanzenbau, 154, 45-55

MCGREGOR, K.; and C. MUTCHLER, 1982: C-factors for no-till and reduced till corn. Papers ASAE 82-2024.

SWANSON, N., 1965: Rotating - boom rainfall simulator. Transact. ASAE 8, 71-72.

WISCHMEIER, W.; and D. SMITH, 1978: Prediction rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. USDA, Agric. Handbook No.537.

† Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, 8050 Freising

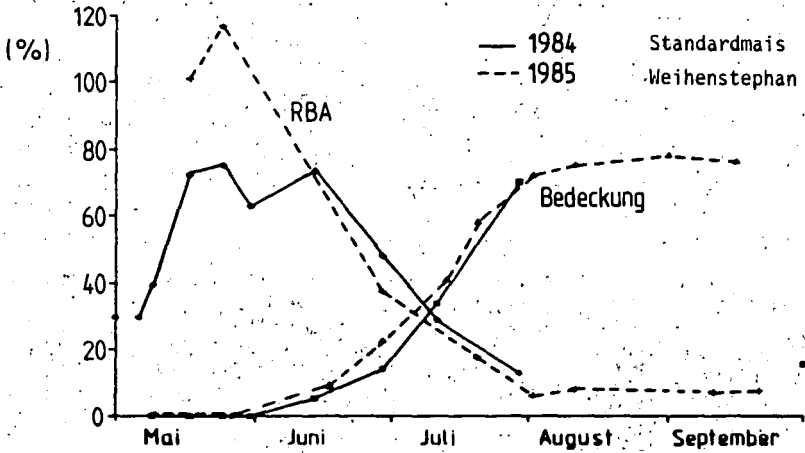


Abb. 1: Zeitverlauf von Maisbedeckung und Relativem Bodenabtrag (RBA)

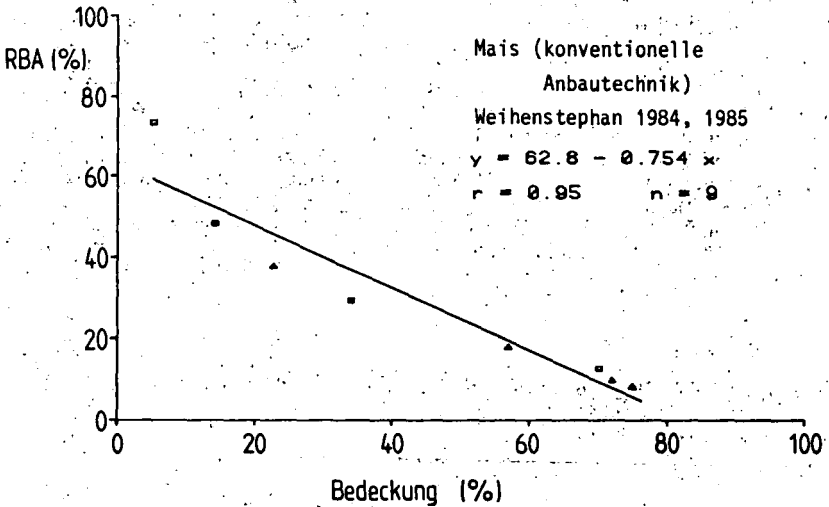


Abb. 2: Abhängigkeit des Relativen Bodenabtrags (RBA) nach Auflaufen des Mais von der Maisbedeckung

LUFTBILDINTERPRETATION, EINE MÖGLICHKEIT ZUR EIN -
SCHÄTZUNG VON BODENEROSION UND KONSERVIERUNGSMASS-
NAHMEN AM BEISPIEL UMUARAMAS (PARANÁ, SÜDBRASILIEN)

von

Kronen, M. +)

1. Einleitung

Zur Einschätzung von Bodenerosion und Konservierungsmaßnahmen in größeren Untersuchungsgebieten erweist sich die Luftbildinterpretation als zeitsparende Methode. Bei dem in dieser Arbeit verwandten Beispiel handelt es sich um das 87.069 ha umfassende Untersuchungsgebiet Umuarama im Staat Paraná Südbraziens, wo Befliegungen ab 1952 in etwa zehnjährigem Abstand stattfanden. Dadurch ergibt sich ebenfalls die Möglichkeit Entwicklung und Ursachen der Bodenerosionsschäden sowie die Maßnahmen zur Bodenkonservierung zu verfolgen.

Neben der Interpretation von aktuellen Bodenerosionsschäden zum jeweiligen Aufnahmezeitpunkt lassen sich aufgrund verschiedener interpretierbarer Faktoren die potentiellen Erosionsschäden prognostizieren.

2. Material und Methoden

Interpretiert wurden Stereoaufnahmen auf panchromatischem schwarzweiß Film vierer Befliegungen aus den Jahren 1952, 1963, 1970 und 1980 des Untersuchungsgebietes Umuarama (24°00'S und 53°00'W). Die vorliegenden Befliegungen wurden 1952, 1963 und 1980 vom ITC (Instituto das Terras e Cartografia) und 1970 vom IBC (Instituto Brasileiro do Café) durchgeführt. Die Befliegungen von 1952, 1970 und 1980 liegen im Maßstab 1:25.000 vor, die 1963er Aufnahmen wurden im Maßstab 1:70.000 aufgenommen.

Die hier vorgestellte, vorläufige Interpretation nach Stereoeffekt, Muster und Grauton, erfolgte im Hinblick auf:

1. Bodenerosionsschäden
2. Bodenkonservierungsmaßnahmen
3. Landnutzung

+) Universität Trier, Geographie/Geowissenschaften, 5500 Trier

Die Bodenerosionsschäden sind zu differenzieren in:

- a) Rillenerosion ("sulcos rasos") bis im Breite im A-Horizont, die beim Einsatz von Bodenbearbeitungsmaschinen eingeebnet werden kann
- b) Rinnenerosion ("sulcos profundos") von 1-3m Breite im oberen B-Horizont, die von Bodenbearbeitungsmaschinen nicht eingeebnet werden kann
- c) Gullyerosion ("voçorocas") > 3m Breite, bis zum C-Horizont reichend, die den Einsatz von landwirtschaftlichen Maschinen stark behindert
- d) Viehtritt ("caminho de gado") bis im Breite im A-Horizont (Lepsch, I.F., 1983, S. 92-93; Richter, G., 1965, S.34-35).

Nur bedingt ist im vorliegenden Maßstab Flächenspülung festzustellen und wird daher bei dieser Auswertung nicht mit einbezogen.

Die Bodenkonservierungsmaßnahmen unterscheiden sich in:

- a) Konturpflügen mit "broadbase" Terrassen (Schwab et.al., 1966, S. 246) (bras. "curva de nivel") und
- b) Hangparallel angebaute Kaffeekulturen mit z.T. "broadbase" Terrassen.

Ausgewertet wurden sowohl Bodenerosionsschäden als auch Konservierungsmaßnahmen in Prozent der Gesamtfläche des Untersuchungsgebietes und in Relation zur Landnutzung. Bodenerosionsschäden wurden darüberhinaus nach ihrer Häufigkeit pro Landnutzungstyp ausgezählt.

Das Untersuchungsgebiet ist wie folgt zu charakterisieren:

Das Gebiet von Umuarama liegt auf dem 3. Planalto des Paraná-Bekens (400m ü.NN) auf der äolischen Sandsteinformation "Arenito Caiuá", das eine geringe Reliefenergie aufweist. Die dominierenden Böden sind sandige Oxisols und Alfisols (bras. Klassifikation: Latossolo Vermelho Escuro, Podzólico Vermelho Amarelo und -abruptico). Nach Koeppen handelt es sich um ein Cfa Klima, die natürliche Vegetation ist subtropischer, nicht laubwerfender Wald.

3. Ergebnisse

3.1 Bodenerosionsschäden

Die Befliegung von 1952 zeigt keine Bodenerosionsschäden, da zu diesem Aufnahmezeitpunkt noch 99,6% des Untersuchungsgebietes von Urwald bedeckt waren. Danach setzte ein langsamer Kolonialisierungsprozeß ein, so daß 1963 zum zweiten Aufnahmezeitpunkt ~ 40% der Fläche mit Kaffee kultiviert und ~14% unter Weidenutzung genommen

waren. Ebenfalls können in diesen Luftbildern von 1963 keine Bodenerosionsschäden interpretiert werden, zusätzlich erweist sich der Maßstab 1:70.000 dieser Befliegung zur Detailkartierung als ungeeignet.

In den beiden neueren Befliegungen von 1970 und 1980 zeigen sich jedoch deutliche Erosionsschäden in Form von Rillen-, Rinnen- und Gullyerosion (Abb. 1).

Abb.1: Bodenerosionsschäden in % der Gesamtfläche (100% = 87.069 ha) und Häufigkeit (F) in Relation zur Landnutzung 1970 und 1980.

Landnutzung	1970						1980					
	a	F	b	F	c	F	a	F	b	F	c	F
Sekundärwald u. Aufforstung	0,01	7	0,03	15	0,02	6	0,01	14	0,01	4	-	-
Weide	0,26	145	1,10	269	0,87	115	2,70	936	1,68	384	0,53	69
Anuelle Kulturen	0,02	12	0,07	16	-	-	0,29	136	0,71	177	0,03	5
Kaffee	0,09	43	0,23	50	0,14	7	-	-	0,01	5	-	-
Total	0,38	207	1,43	350	1,03	128	3,00	1086	2,41	570	0,56	74

* Schäden durch Viehtritt eingeschlossen

a = Rillenerosion ("sulcos rasos") bis 1m Breite im A-Horizont

b = Rinnenerosion ("sulcos profundos") 1-3m Breite, im oberen B-Horizont

c = Gullyerosion ("voçorocas") > 3m Breite, bis zum C-Horizont reichend

Mit der Rodung des Urwaldes auf 6% der Untersuchungsfläche im Jahr 1970, als Weidegebiete bereits 50% der Region einnahmen gegenüber 26% Kaffeeanbau und 10% anueller Kulturen, wurden 2,84% der Gesamtfläche als schwerwiegend erodiert festgestellt. Dabei handelte es sich vor allem um stark erodierte Weidegebiete. 1980 existierte nur noch 0,19% Urwald neben 75% Weide, 17% Kaffeeanbau und 3,5% anuellen Kulturen, wobei starke Bodenerosionsschäden 5,97% der Gesamtfläche - besonders in Weidegebieten neben Anbauflächen anueller Kulturen - einnahmen.

3.2 Bodenkonservierung

Maßnahmen zur Bodenkonservierung konnten im Untersuchungsgebiet erstmals 1963 in Form von Konturpflügen mit "broadbase" Terrassen auf 0,15% der Gesamtfläche beim Anbau anueller Kulturen festgestellt werden (Abb. 2).

Abb.2: Anteil in % der Nutzungsfläche (87.069 ha= 100%) mit Konturpflügen und "broadbase" Terrassen

	1963	1970	1980
Landnutzung			
Weide		0,08	
Kaffee		0,36	5,57
anuelle Kulturen	0,15	5,06	
Brachflächen			1,56
Total	0,15	5,50	7,13

1970 hatte die so konservierte Fläche, hauptsächlich bei anuellen Kulturen, auf 5,5% zugenommen. 1980 stieg der flächenmäßige Anteil dieser Bodenschutzmaßnahmen auf 7,13% an, jedoch zeigte er sich vorwiegend im hangparallelen Kaffeeanbau.

Aufgrund dieser Luftbildinterpretation über einen Zeitraum von 30 Jahren zeigt sich deutlich, daß die Bodenerosionsprobleme zwischen 1960 und 1970 durch die starke Inlandnahme der ehemals mit Urwald bedeckten Region ausgelöst wurden. Die zunächst angebauten Kaffeekulturen, die den Bodenbedeckungsgrad des Urwaldes noch ausreichend substituieren konnten, zeigten Bodenerosionsprobleme vorwiegend ausgelöst durch hangauf und hangab angelegte Nutzungswege. Daher nahmen sie mit der Zunahme des hangparallelen Anbaues (zwischen 1970 und 1980) sowohl der Kaffeebäume als auch der Wirtschaftswege von 0,46% der Fläche (1970) auf 0,01% der Fläche (1980) ab.

Dahingegen erwies sich die Weidewirtschaft und der Anbau anueller Kulturen für diese sandigen Oxisols und Alfisols als nicht geeignet, die aufgrund ihrer geringen Gefügestabilität als stark erodierbar angesehen werden müssen. Während es sich bei den anuellen Kulturen meist um kleine, in Subsistenzwirtschaft angebaute Flächen handelt, findet Weidenutzung im Latifundianwesen statt ($\phi > 400$ ha). Die Bodenerosionsinterpretation der Befliegungen von 1970 und 1980 hat die dringende Notwendigkeit von Bodenkonservierungsmaßnahmen bei dieser Nutzung verdeutlicht.

Zu bedenken ist bei dieser Luftbildinterpretation allerdings, daß sie nur eine Momentaufnahme darstellt, die meist in der trockeneren Periode des Jahres vorgenommen wurde (Mai-Juli), um eine möglichst vollständige Wiedergabe zu garantieren. Denn auf Flächen der anuellen Kulturen können durch Bearbeitungsvorgänge kurz vor diesem Aufnahmezeitpunkt Erosionsschäden bereits wieder zugepflügt worden sein.

Da es sich beim Vergleich der beiden Erosionsinterpretationen von 1970 und 1980 nicht um die gleichen Schadensereignisse handelt, muß die wirkliche Schädigung des Untersuchungsgebietes während diesem zehnjährigen Zeitraum als sehr viel höher eingeschätzt werden.

4. Diskussion

Die vorgestellten Interpretationen verdeutlichten bereits die Schwierigkeiten bei unterschiedlichen Aufnahmemaßstäben der Luftbilder.

Hassenpflug und Richter (1972, S. 16) erstellten zur besseren Identifizierung von Kleinformen Schrägaufnahmen aus Höhen von 100-500m. Während Bergsma (1980, S. 27) den Maßstab 1:10.000 für den geeignetsten zur Erosionskartierung hält, sieht Keech (1980, S. 423) den Maßstab 1:25.000 für den effektivsten an. Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Maßstab 1:25.000 insoweit gut geeignet ist, da er im Vergleich zu kleineren Maßstäben eine detaillierte Interpretation zuläßt und im Vergleich zu größeren Maßstäben die synoptische Übersicht wahrt. Hingegen bietet der Maßstab 1:10.000 mit deutlicheren Tonabstufungen bessere Möglichkeiten bei der Erkennung von z.B. Flächenspülung. Weitere Vergrößerungen auf 1:5.000 oder 1:3.000 eignen sich zur Aufnahme einzelner Erosionsschäden, insbesondere für die Ausmessung von Gullies, wodurch eine Berechnung von Bodenverlusten möglich wäre.

Weiterhin soll betont werden, daß die Luftbildinterpretation, die nur eine Momentaufnahme darstellt, nicht die gesamte Geländearbeit erübrigt (vgl. Kemper, 1979, S. 301). Abb. 3 soll die Grenzen der Luftbildinterpretation im Maßstab 1:25.000 zur direkten und indirekten Bestimmung von Bodenerosion, Bodenkonservierung und potentieller Schädigung verdeutlichen.

Somit müssen Erkenntnisse über Flächenspülung, Kleinformen der Erosion, Bodenbearbeitungssysteme, Erosivität, Ausgangsmaterial und vor allem über den Bodenprofilaufbau in Feldarbeit gesammelt werden.

Letztendlich stellt die Luftbildinterpretation die zeitsparendste Methode dar in größeren Untersuchungsgebieten

- a) eine detaillierte Bodenerosions- und Konservierungskartierung durchzuführen und
- b) an die Basis zur potentiellen Erosionseinschätzung
und zur Planung von Bodenkonservierungsmaßnahmen zu gelangen.

Abb.3: Direkte und indirekte Möglichkeiten der Luftbildinterpretation 1:25,000 zur Bodenerosion und Bodenkonservierung

Direkt	Luftbild	Feldarbeit
Flächenspülung	bedingt	Bodenprofilaufnahme
Viehtritt	< 0,50m Breite bedingt	ggf. Kartierung
Rillenerosion	< 0,50m Breite bedingt	ggf. Kartierung
Rinnenerosion	gut	
Gullyerosion	gut	
Bodenkonservierung Terrassen, Konturpflügen, etc. Bodenbearbeitungssysteme	gut ggf. Hinweise	Befragung
<u>Indirekt</u>		
Klima, Erosivität	-	Statistiken, meteorologische Stationen
Vegetation/Bodenbedeckung	gut	
Topographie/Hangneigung	gut	
Ausgangsmaterial	bedingt	Kartierung
Boden/Bodenprofil	bedingt	Kartierung
Entwässerung/Einzugsgebiete	gut	

Literatur

BERGSMÄ, E., 1980: Aerial photo-interpretation for soil erosion and conservation surveys. Part I: Soil erosion features, ITC, Enschede.

HASSENPFUG, W. u. G. RICHTER, 1972: Formen und Wirkungen der Bodenabspülung und -verwehung im Luftbild, Bundesforschungsanstalt f. Landeskunde u. Raumordnung, Bonn-Bad Godesberg.

KEECH, M.A., 1980: Remote sensing in planning the control of erosion, in: DE BOODT, M. u. D. GABRIELS (Ed.) Assessment of erosion, Chichester/New York, S. 419-425, 1980.

KEMPER, B., 1979: Examples of aerial photo-interpretation in surveys for an agricultural land development project in North-East-Brazil, ITC Journal, 2, S. 292-301, 1979.

LEPSCH, I.F. (Ed.), 1983: Manual para levantamento utilitário do meio físico e classificação de terras no sistema de capacidade de uso, Campinas (S.P.).

RICHTER, G., 1965: Bodenerosion, Bundesanstalt f. Landeskunde u. Raumforschung, Selbstverlag, Bad Godesberg.

SCHWAB, G.O.; FREVERT, R.K.; EDMINSTER, T.W. u. K.K. BARNES, 1966: Soil and water conservation engineering, John Wiley.

Mehrjährige Untersuchungen zum Verhalten von Oberflächenabfluß
und Stoffabtrag landwirtschaftlicher Nutzflächen

von

Mollenhauer, K. *)

1. Einleitung

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsbereich der Trinkwassertalsperre werden seit 1981 Untersuchungen durchgeführt, bei denen infolge natürlicher Niederschläge auftretender Oberflächenabfluß (Q_0) und mit diesem verfrachtete Stoffe erfaßt werden. Ziel dieser Untersuchungen ist es, aus einer längerfristigen Bilanzierung von Oberflächenabflüssen und Stoffabträgen Aussagen darüber herzuleiten, mit welcher Häufigkeit und in welchen Größenordnungen diese auf den untersuchten Standorten auftreten können. Wichtig ist dabei außerdem, zu erfahren, unter welchen Bedingungen Oberflächenabflüsse so hoch werden, daß sie den Rand einer Nutzfläche überschreiten und über Gräben und Wege in Wasserläufe (im konkreten Fall: Zuflüsse einer Trinkwassertalsperre) gelangen können. Daraus ergeben sich dann Grundsätze für notwendige Schutz- und Sanierungsmaßnahmen.

2. Untersuchungsstandorte, Methodik

Die Untersuchungen werden an zwei Acker- (AI und AII) und zwei Grünlandstandorten (GI und GII) vorgenommen. Die zur Erfassung der Oberflächenabflüsse installierten Auffanganlagen befinden sich - außer im Falle des Ackerstandorts AII - in leichten Geländemußen, in denen mit einem Konvergieren von Oberflächenabflüssen gerechnet werden kann. Die topographische Hanglänge der vier Versuchsfelder oberhalb der Anlagen ist unterschiedlich (max. bis etwa 200 m, bei GII etwa 80 m). Die Hangneigung beträgt bei AI 20 %, bei AII 11 % (nach oben geringer werdend), bei GI 15 % (nach oben geringer werdend) und bei GII in der Nähe der Auffanganlage 20 %, weiter oben 25 %. Auf den Ackerflächen wird eine dreifeldrige Fruchtfolge eingehalten (Mais-Winterweizen-Wintergerste, mit Raps als Zwischenfrucht nach der Wintergerste), allerdings nicht zeitgleich auf beiden auf beiden Ackerflächen. Beim Grünland GI handelt es sich um eine Umtriebsweide,

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

bei GII um eine Mähweide. GII zeichnet sich zudem durch ein tiefgründiges, relativ lockeres Kolluvium und durch sehr lockeren Oberboden im unteren Hangbereich aus. AII fällt durch einen sehr dichten Oberboden auf, außerdem erfolgte die Bodenbearbeitung hangabwärts (die Bestellung seit 1983 zeitweise bzw. partiell quer zum Hang). AI wurde hangparallel bewirtschaftet. Die Untersuchungen begannen auf AI und GI Ende Juni 1981, auf GII Anfang Juli 1981 und auf AII Ende Januar 1982.

Das Prinzip der zur Erfassung der Oberflächenabflüsse installierten Auffanganlagen ist in Abb. 1 skizziert wiedergegeben. Mit Hilfe von in den Boden eingeschlagenen Leitblechen werden auf einer Breite von 10 m die Oberflächenabflüsse aufgefangen und zu der tiefsten Stelle des durch die Leitbleche gebildeten

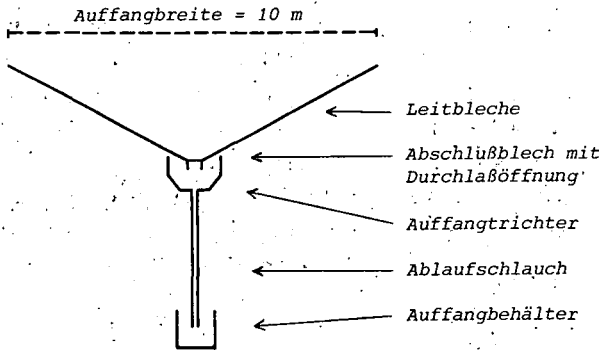


Abb. 1: Prinzipskizze einer Auffanganlage

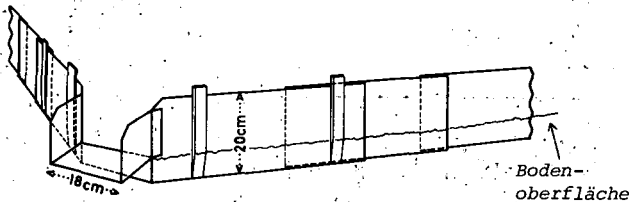


Abb. 2: Auffanganlage (Detail): Abschlußblech mit Durchlaßöffnung, Ansatz der Leitbleche

Winkels geführt. Durch die Durchlaßöffnung des dort am Scheitel des Auffangwinkels befindlichen Abschlußbleches tritt der Oberflächenabfluß zunächst in einen kastenförmigen Auffangtrichter ein und von dort über einen Ablaufschlauch in Auffangbehälter am Feldrand, wo die Menge des Q_0 gemessen und Proben gezogen werden.

Abb. 2 gibt das Abschlußblech mit der Durchlaßöffnung und einige an das Abschlußblech anschließende Leitbleche wieder. Das Abschlußblech wird bis zur Unterkante der Durchlaßöffnung in den Boden geschlagen. Dabei entstehen, wie sich gezeigt hat, nur geringfügige Beschädigungen der Versuchsfläche (der Grasnarbe bzw. der Ackerkrume). Die in Abb. 2 angegebenen Maße sind nur als Beispiele zu betrachten. Die Höhe des Abschlußbleches unterhalb der Durchlaßöffnung, also die Höhe desjenigen Teils des Bleches, der in den Boden eingetrieben wird und dort gut abdichten muß, richtet sich nach der Lockerheit bzw. Durchlässigkeit des Oberbodens. Die in Abb. 2 wiedergegebene Vorrichtung eignet sich nicht nur für ortsfeste Anlagen. Sie kann auch zum Auffangen von Oberflächenabfluß bei Beregnungsversuchen auf wechselnden Versuchsflächen eingesetzt werden.

Abweichend von der hier dargestellten Methodik mußte bei AII verfahren werden: Wegen der hohen und anders nicht faßbaren Abflüsse betrug die Auffangbreite nahezu während der ganzen Untersuchungszeit statt 10 Metern nur 3 Meter; die Abfluß- und Abtragsergebnisse wurden jedoch auf eine Auffangbreite von 10 Metern hochgerechnet.

Weitere Einzelheiten zu Standorten und Untersuchungsmethodik sind aus MOLLENHAUER (1984) zu entnehmen, wo bereits über einen Teil dieser Untersuchungen berichtet wurde (bei der dort auf S. 124, Zeile 31 gemachten Angabe zur Hanglänge muß es jedoch richtig „GII: 80 m“ heißen anstelle von fälschlicherweise „AII: 80 m“).

3. Ergebnisse

3.1 Höhe und Anzahl der Oberflächenabflüsse

Die bis Ende Juni 1985 gemessenen Oberflächenabflüsse sind in Tab. 1 wiedergegeben (AII erst ab Ende Januar 1982 in Funktion).

Standort	Summe (1)	Anzahl der Ereignisse	\bar{x} (1)	Min. (1)	Max. (1)
AI	11034	124	89	1	1049
AII	52827	116	455	3	2083
GI	4537	120	38	1	656
GII	1602	104	15	1	329

Tab. 1: Oberflächenabflüsse: Gesamtsumme bis Ende Juni 1985, Anzahl der einzelnen Abflußereignisse, mittlerer Einzel-Abfluß (arithm. Mittel), niedrigster und höchster Einzel-Abfluß

Es zeigt sich, daß die Häufigkeit des Auftretens von Oberflächenabfluß von Standort zu Standort nur mäßig schwankt (AII: geschätzt etwa 130 - 135 Ereignisse, wenn Anlage bereits ab Mitte 1981 in Betrieb gewesen wäre); dagegen ergeben sich erhebliche Unterschiede bei den Gesamtsummen der Abflüsse. Wichtig für die Planung von Schutzmaßnahmen ist allerdings besonders die Anzahl derjenigen Einzelereignisse, deren Oberflächenabflüsse so hoch sind, daß sie den Rand einer Nutzfläche überschreiten und über Gräben und Wege Stofffrachten in einen Wasserlauf befördern können. Eine Untersuchung des Datenmaterials auf Median- und Modalwerte sowie auf Schiefe und Exzeß der Verteilungen zeigen deutlich, daß bei AI, GI und GII der weitaus größere Teil der Einzelereignisse Abflußwerte ergab, die zum Teil sehr erheblich unter den in Tab. 1 angegebenen arithmetischen Mitteln lagen. Bei AII ergab sich jedoch eine wesentlich gleichmäßigere Verteilung und zahlreiche gravierend hohe Einzelabflüsse. Hier traten die häufigsten Einzelabflüsse auf, die hoch genug waren, um einen Flächenrand zu überschreiten und zumindest schrittweise Frachten zu einem Wasserlauf zu befördern. Bei AI waren solche Ereignisse schon wesentlich weniger häufig, noch weniger bei GI und nur als Ausnahmefälle bei GII.

Die statistischen Zusammenhänge zwischen Niederschlagshöhe und Abflußmenge sind, wie die Korrelationskoeffizienten der Tab. 2 ergeben, recht gering.

	r	r ²
AI	0,16	0,03
AII	0,32 **	0,10
GI	0,47 ***	0,22
GII	0,47 ***	0,22

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten und Bestimmtheitsmaße für die Beziehung zwischen Niederschlagshöhe - unter Einbeziehung derjenigen Niederschläge, die die Erhöhung der Vorfeuchte im Boden bewirkten - und Abflußmenge bei Einzelereignissen für den gesamten Untersuchungszeitraum bis Ende März 1985 (Einzelwerte von Nied. und Q_z wegen deren schiefer Verteilung in den natürlichen Logarithmus transformiert).

Immerhin sind sie bei den Grünlandstandorten deutlich enger als bei den Ackerstandorten, möglicherweise weil die Struktur und die Durchlässigkeit der Bodenoberfläche auf Grünland weniger wechselt als auf Ackerflächen (Bewirtschaftung). Verschiedentlich engere, z.T. wesentlich engere statistische Beziehungen zwischen Niederschlagshöhe und Abflußmenge ergeben sich, wenn man die Korrelationskoeffizienten für kürzere Zeiträume, etwa für Kalenderquartale, berechnet; jedoch sind diese häufig angesichts der dann geringen Anzahl der Ereignisse nicht statistisch gesichert.

3.2 Stoffabtrag

Aus den im Q_0 untersuchten chemischen Parametern sollen hier nur Phosphor und mineralischer Stickstoff (Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N) behandelt werden (hinsichtlich des organisch gebundenen Stickstoffs, dessen Abtrag mit dem Q_0 sehr beträchtlich sein kann, vgl. SCHMIDT in: KRETZSCHMAR et al., 1985, S. 88 ff.). Für die Befrachtung von Gewässern interessieren u. a. die jeweiligen Konzentrationen bzw. Frachten der einzelnen Abflußereignisse; diese können von Fall zu Fall erheblich schwanken, wobei neben nutzungsbedingten Ursachen (Düngung, Bodenbearbeitung etc.) auch Verdünnungseffekte oder aber erhöhte Schleppkraft bei höheren Abflüssen eine Rolle spielen können. Zum Zwecke eines pauschalen Überblicks über die festgestellten Abträge an P und mineral. N sind auf Tab. 3 deren mittlere Konzentrationen im gesamten Untersuchungszeitraum bis Ende März 1985 und die Schwankungsbreiten angegeben. Wenn man diese mittleren Konzentrationen nach Eliminierung einiger weniger Ereignisse mit besonderen Spitzenfrachten errechnet - dies sind bei AII/mineral. N drei kurz aufeinander folgende Ereignisse, bei AI/Gesamt-P ein Ereignis, bei GII/Gesamt-P zwei kurz aufeinander folgende Ereignisse - so erhält man in diesen Fällen deutlich niedrigere mittlere Konzentrationen (Zahlen in Klammern)

Standort	mineral. N (mg/l)			Gesamt-P (mg/l)		
	\bar{x}	Min.	Max.	\bar{x}	Min.	Max.
AI	2,1	1,16	107	10,2 (3,8)	0,06	133
AII	7,3 (2,6)	0,13	82	2,3	0,09	12
GI	2,8	0,25	90	1,1	0,02	9
GII	2,0	0,31	25	3,0 (1,7)	0,004	6

Tab. 3: Mittlere Konzentrationen (\bar{x} = hier: gewogene arithm. Mittel) von mineralischen Stickstoff (= Nitrat-N + Nitrit-N + Ammonium-N) und Gesamt-Phosphor (= Orthophosphat-P + organisch gebundenes P + partikulär gebundenes P) im gesamten Untersuchungszeitraum bis Ende März 1985; Zahlen in Klammern: ohne Spitzenfrachten. - Niedrigste und höchste Durchschnittskonzentrationen einzelner Abflußereignisse (= Min., Max.)

mern), die nun je nach Standort bei mineral. N zwischen 2,0 und 2,8 mg/l und bei Gesamt-P zwischen 1,7 und 3,8 mg/l liegen. Inwieweit solche mittleren Konzentrationen als „typisch“ für landwirtschaftliche Nutzflächen des Einzugsgebiets angesehen werden können, welchen Einfluß seltene extreme Stoffabtragsereignisse bei der Bemessung von Schutzmaßnahmen haben, ob und wie mit Hilfe solcher Daten auf den Beitrag des von landwirtschaftlichen Nutzflächen abfließenden Oberflächenabflusses des ganzen Einzugsgebiets (soweit dieser Gesamt- Q_0 ermittelt oder geschätzt werden kann) zur Stofffracht im Vorfluter dieses Einzugsgebiets geschlossen werden kann, kann an dieser Stelle nicht erörtert werden.

3.3 Einflüsse des Stickstoff- und Phosphoreintrags durch Immissionen

Da aus dem Untersuchungsgebiet Ergebnisse über einige chemische Parameter des Niederschlagswassers vorlagen - diese Analyseergebnisse wurden dem Autor dankenswerterweise vom Wahnbachtalsperrenverband Siegburg (A. WILHELMS) zur Verfügung gestellt - , konnte geprüft werden, in welcher Weise auch aus Immissionen Einflüsse auf die chemische Zusammensetzung des Oberflächenabflusses ausgingen. Bei den Untersuchungen des Niederschlagswassers wurde, was zu berücksichtigen ist, der Stoffeintrag aus der nassen und aus der trockenen Deposition gemeinsam erfaßt, da ein getrenntes Auffangen nicht möglich war. Im langfristigen Mittel (gesamter Untersuchungszeitraum bis Ende März 1985) lag der Gehalt an mineralischem Stickstoff dieser Immissionen mit 2,0 mg N je l Niederschlagswasser in dem Bereich, in dem sich z. T. auch die mittleren Konzentrationen des mineral. N im Oberflächenabfluß der vier Standorte bewegten (vgl. Tab. 3). Für eine langfristige Bilanzierung erscheint dies von Bedeutung. Die Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den Gehalten an mineral. N in den Niederschlägen (incl. trockener Deposition) und denjenigen in den Abflüssen (jeweils mittl. Konz. der einzelnen Monate) zeigen allerdings nur bei AI ($r=0,64^{**}$) und GII ($r=0,55^{**}$) teilweise Abhängigkeiten, nicht jedoch bei GI ($r=0,13$) und AII ($r=-0,02$). Auch ist zu bemerken, daß im Q_0 nach Düngungsmaßnahmen erheblich höhere Gehalte an mineral. N auftraten als im Niederschlag (incl. trockener Deposition). Dies wird bereits dann deutlich, wenn man die Schwankungsbreite der mittleren Konzentrationen der einzelnen Monate miteinander vergleicht: Diese bewegen sich beim Q_0 von AI zwischen 0,20 und 48,1 mg mineral. N/l, beim Q_0 von AII zwischen 0,13 und 49,3 mg mineral. N/l, beim Q_0 von GI zwischen 0,40 und 27,7 mg mineral. N/l und beim Q_0 von GII zwischen 0,35 und 12,8 mg mineral. N/l. Dem stehen beim Niederschlag (incl. trockener Deposition) mittlere Monatskonzentrationen zwischen 0,52 und 4,28 mg mineral. N/l gegenüber.

Der Eintrag von Phosphor mit den Immissionen war im Vergleich zum Austrag mit dem Q_0 (vgl. Tab. 3) sehr gering. Im langfristigen Mittel betrug die Gesamt-P-Konzentration im Niederschlagswasser (incl. trockener Deposition) 0,035 mg P/l; die Einzelprobe mit der höchsten Konzentration ergab 0,3 mg P/l, die mit der niedrigsten 0,005 mg P/l.

Literatur

MOLLENHAUER, K., 1984: Oberflächenabfluß und Nährstoffabschwemmung auf ausgewählten Acker- und Grünlandstandorten im Einzugsgebiet einer Trinkwassertalsperre. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 39, S. 123-128, Göttingen.

KRETZSCHMAR, R., et al., 1985: Bodennutzung und Nitrataustrag. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DWWK), Heft 73, Hamburg und Berlin.

Infiltrations-Abfluss-Messungen mit einem beweglichen
Regensimulator zur Frage der Erosionsminderung durch
Mulch-Direktsaat auf Latosols in Paraná/Brasilien

von

Roth, C.H., B.Meyer u. H.-G.Frede ⁺⁾

Einleitung

Mit der Einführung des intensiven, mechanisierten Sojabohnenanbaus in Paraná nahmen die Bodenverluste durch Erosion stark zu. MONDARDO und BISCAIA (1981) zeigten, daß die Direktsaat diese Verluste erheblich zu verringern vermag. ROTH und MEYER (1983) wiesen in Vergleichsmessungen nach, daß die höhere Infiltrabilität unter Direktsaat im Vergleich zu anderen Bodenbearbeitungsverfahren die Ursache für die geringeren Bodenverluste war. Dabei wurde vermutet, daß das Infiltrationsverhalten im wesentlichen durch die unterschiedliche Bodenbedeckung beeinflusst wurde.

Die Beziehung zwischen Bodenbedeckung und Infiltrabilität sollte deshalb im Rahmen dieser Arbeit für drei Bodenbearbeitungsverfahren näher untersucht werden.

Versuchsaufbau und Untersuchungsmethoden

Die Untersuchungen wurden in einem seit 1977 bestehenden Bearbeitungsversuch auf einem für weite Teile Paraná repräsentativen Latossolo Roxo distrófico (Typic Haplorthox) durchgeführt. Dieser Versuch, der im Versuchsgelände des Instituto Agronômico do Paraná bei Londrina (610 m ü.NN, 23°3'S und 51°11'W) eingerichtet worden war, umfasste folgende Bearbeitungsvarianten:

- Direktsaat (DS), keine Bodenbearbeitung, Aussaat mit einer Howard-Rotacaster, nach Ausbringen von Grammozone + 2,4-D
- Minimalbodenbearbeitung (MB), 1 x Schwergrubber (18-20 cm), gefolgt von 2 x leichter Scheibenege
- konventionelle Bearbeitung (KB), 1 x Scheibenplug (8-20 cm), gefolgt von 2 x leichter Scheibenege.

Weitere Einzelheiten zu diesem Versuch werden z.B. von SIDIRAS et al. (1982) angegeben.

⁺⁾ Inst.f. Bodenwissenschaften, Von-Siebold-Str.4, 3400 Göttingen

Die Infiltration wurde als Differenz zwischen dem mit einem beweglichen Regensimulator applizierten Niederschlag und dem an Mini-Parzellen (50 mal 50cm) aufgefangenen Oberflächenabfluß bestimmt, wie dies von ROTH et al. (1985) beschrieben wird. Die Mini-Parzellen wurden in den 11 mal 32m großen Langparzellen der drei Bearbeitungsvarianten eingerichtet. Bei jeder Messung wurden 60mm Niederschlag während einer Stunde appliziert.

Die Messungen zum Einfluß kontrollierter Mulchgaben auf die Infiltration wurden in insgesamt vier Meßreihen mit unterschiedlicher Behandlung der Bodenoberfläche durchgeführt, um den Verschlammungseffekt besser herauszuarbeiten. Die Behandlungen sowie die verwendeten Mulchmengen sind in Tab.1 aufgeführt. In allen Meßreihen wurden, mit den höchsten Mulchgaben beginnend, jeweils drei Wiederho-

Tab.1: Behandlungen und angewendete Mulchmengen (t/ha)

	Mit Aufkratzen ⁺)		Ohne Aufkratzen	
	Ohne Wechsel der Meßparzelle	Mit Wechsel der Meßparzelle	Ohne Wechsel der Meßparzelle	Mit Wechsel der Meßparzelle
	A	B	C	D
Direkt-saat	8, 6, 4, 2, 0 t/ha	8, 6, 4, 3, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 0 t/ha
Minimal-bearbeit.	6, 4, 3, 2, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 0 t/ha
Konv. Bearbeitung	6, 4, 3, 2, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 1, 0 t/ha	6, 4, 3, 2, 0 t/ha

+): 0-10mm Tiefe, zur Beseitigung der Oberflächenverschlammung

lungen bei annähernd gleicher Bodenfeuchte (22-30 Vol.%) durchgeführt. Beim Mulchmaterial handelte es sich um bei 70° C getrocknetes und manuell zerkleinertes Sojastroh, das jeweils vor Meßbeginn auf die unbedeckten Meßparzellen verteilt wurde. In sämtlichen Meßreihen wurden die Meßparzellen durch Abdecken des Bodens vor der Aufprallenergie der natürlichen Niederschläge geschützt, um bei Beginn der Messungen von möglichst unverschlammten Flächen ausgehen zu können. Bei jeder Messung wurde der Bedeckungsgrad geschätzt, um die Beziehung zwischen Mulchmenge und dem Bedeckungsgrad zu erfassen.

Ergebnisse und Diskussion

Als wichtigstes Ergebnis ist aus den Abb.1 und 2 zu entnehmen, daß es in allen Behandlungen für alle drei Bodenbearbeitungsvarianten eine sehr enge Beziehung zwischen Bodenbedeckung und Infil-

tration gibt, ohne daß dabei signifikante Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten bestehen, bis auf die Ausnahme der DS in Behandlung A. Dabei ist diese Beziehung in den Behandlungen stärker ausgeprägt, in denen unabhängig von den Mulchgaben immer auf der gleichen Stelle beregnet wurde (A und C). Somit kann das unterschiedliche Porenvolumen infolge der Bodenbearbeitung (Groporen: DS = 18,1 Vol.%, MB = 26,7 Vol.%, KB = 32,4 Vol.%, 3-10 cm Tiefe, SIDIRAS et al., 1982) die Infiltrabilität nur unwesentlich beeinflusst haben, denn sonst hätte bei vergleichbaren Bodenbedeckungsgraden ein unterschiedliches Infiltrationsverhalten beobachtet werden müssen. Vielmehr muß die Infiltration durch den Grad der Oberflächenverschlämmung in Abhängigkeit von der Bedeckung mit Mulch beeinflusst worden sein. Dabei zeigte sich, daß in den Behandlungen B und D die Bodenbedeckung, für sich genommen, einen geringeren Effekt hatte als in den Behandlungen A und C. Der Unterschied ist offensichtlich auf eine Akkumulation des Verschlammungseffektes zurückzuführen, weil in den letzteren Behandlungen jedesmal auf der gleichen Stelle beregnet wurde. Mit anderen Worten, ist der Boden anfangs unverschlämmt (Beh. B und D), so vermag dieser selbst ohne Bedeckung noch etwa 80% des Niederschlages aufzunehmen, wobei die 20% Oberflächenabfluß auf die während der Messung gebildete Verschlammung zurückzuführen sind. Jedoch dürfte Beh. C die natürlichen Verhältnisse am ehesten widerspiegeln. Der Zusammenhang zwischen Oberflächenverschlämmung und Infiltration ist schon vielfach beschrieben worden (z.B. MOORE, 1981; TARCHITZKY et al., 1984).

Auch Behandlung A hätte sich theoretisch ähnlich wie die Behandlungen B und D verhalten müssen, weil jeweils die bestehende Verschlammung zuvor aufgekratzt worden war. Jedoch muß hier die verstärkte mechanische Beanspruchung der Bodenoberfläche durch das Aufkratzen bei feuchtem Boden sowie die wiederholte Beregnung zur Homogenisierung oder gar Zerstörung der Aggregate geführt haben, so daß eine Wiederverschlammung immer schneller eintrat. Dieser Tatbestand unterstreicht die Bedeutung der Aggregatstabilität bei Verschlammungsvorgängen, wie dies von den Autoren anhand anderer Untersuchungen bestätigt werden konnte (unveröff.). Abschließend sollte noch auf die niedrigere Infiltrabilität der DS in Behandlung A eingegangen werden. Ein ähnlicher Effekt

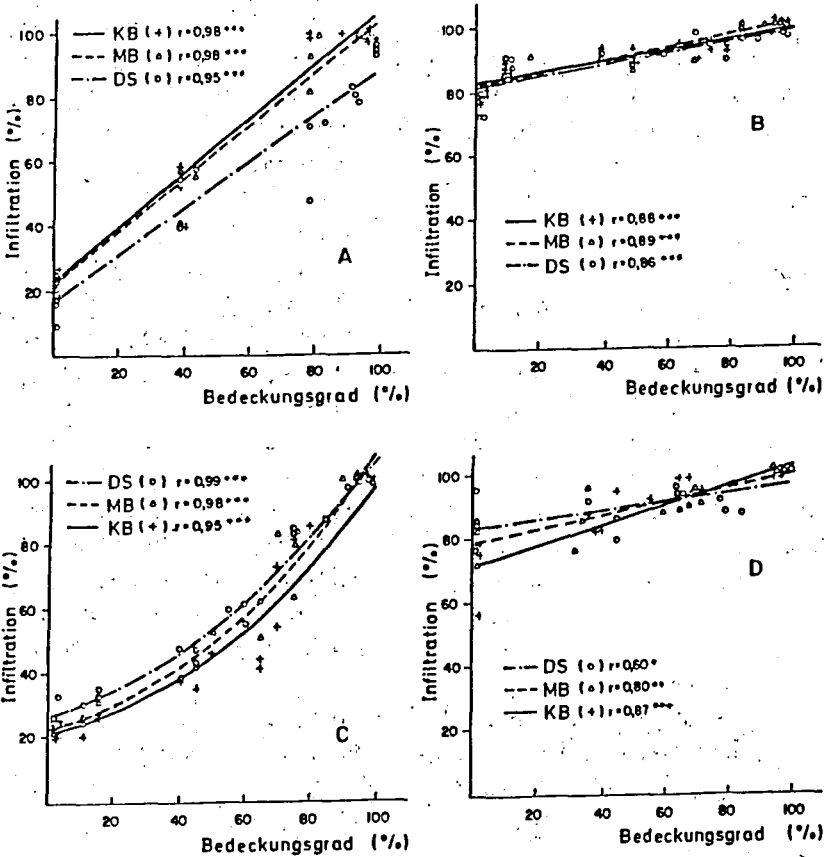


Abb.1: Beziehung zwischen Bedeckungsgrad und der kumulierten Infiltration (% des Niederschlages) für Direktsaat (DS), Minimalbearbeitung (MB) und konventionelle Bearbeitung (KB) in Abhängigkeit von der Oberflächenbehandlung:

- A: alle Berechnungen auf den gleichen Meßparzellen bei gleichzeitigem Aufkratzen der Oberfläche vor dem Meßbeginn
- B: alle Berechnungen auf neuen Meßparzellen bei gleichzeitigem Aufkratzen der Oberfläche vor Meßbeginn
- C: wie A, jedoch ohne Aufkratzen der Bodenoberfläche
- D: wie B, jedoch ohne Aufkratzen der Bodenoberfläche

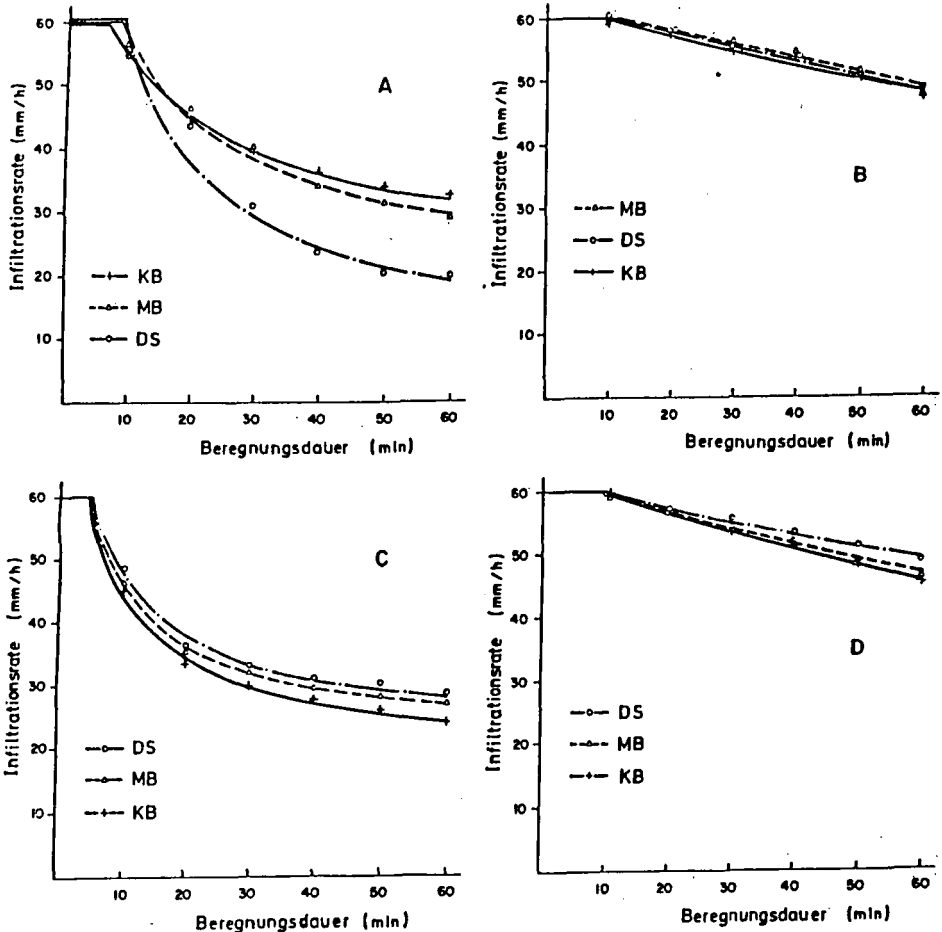


Abb.2: Mittlere Infiltrabilität eines Latossolo Roxo distrófico unter Direktsaat (DS), Minimalbearbeitung (MB) und konventioneller Bearbeitung (KB) in Abhängigkeit von der Behandlung der Bodenoberfläche:

- A: alle Beregnungen auf den gleichen Meßparzellen bei gleichzeitigem Aufkratzen der Oberfläche vor Meßbeginn. Mittel aus den Mulchraten 6, 4, 2 und 0 t/ha
- B: alle Beregnungen auf neuen Meßparzellen bei gleichzeitigem Aufkratzen der Oberfläche vor Meßbeginn. Mittel aus den Mulchraten 6, 4, 3, 2, 1 und 0 t/ha
- C: wie A, jedoch ohne Aufkratzen. Mittel aus den Mulchraten 6, 4, 3, 2, 1 und 0 t/ha
- D: wie B, jedoch ohne Aufkratzen. Mittel aus den Mulchraten 6, 4, 3, 2 und 0 t/ha.

wurde schon früher in Zusammenhang mit anderen Messungen beobachtet (SIDIRAS et al., 1984) und ist vermutlich auf eine Unterbrechung der Porenkontinuität zurückzuführen. Aufgrund des geringeren Anteils an Grobporen bei DS sind die bestehenden Wurzelbahnen und Gänge der Mikrofauna unter diesen Umständen für die Infiltration von großer Bedeutung (EHLERS, 1975).

Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse dieser Arbeit bestätigen die Annahme, daß für den untersuchten Standort die Infiltration und damit die Erosion im wesentlichen durch die Art der Bodenbedeckung beeinflusst wird. Zur Verhinderung von Erosion muß deshalb der Boden möglichst vollständig bedeckt bleiben mit Pflanzen und Pflanzenresten, wobei die dafür nötige Menge an Mulch etwa 4-6 t/ha und Jahr beträgt. Dies kann für die Verhältnisse in Paraná nur unter Anwendung der Direktsaat und unter Berücksichtigung geeigneter Fruchtfolgen erreicht werden.

Literaturverzeichnis

- EHLERS, W., 1975: Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess soil, *Soil Sci.*, **119**, 242-249
- MONDARDO, A. und R.C.M.BISCAIA, 1981: Controle da erosão, in: IAPAR (Hrsg.), 1981: Plantio direto no Estado do Paraná, IAPAR, Londrina, Circular Nr.23, 33-42
- MOORE, I.D., 1981: Effect of surface sealing on infiltration, *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.*, **24**, 1546-1552, 1561
- ROTH, C.H. und B.MEYER, 1983: Infiltrabilidade de um Latossolo Roxo distrófico durante o período vegetativo da soja sob preparo convencional, escarificação e plantio direto, *Anais do XIX Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, Curitiba*, 17-24.7.83, 108
- ROTH, C.H., B.MEYER und H.-G.FREDE, 1985: A portable rainfall simulator for studying factors affecting runoff, infiltration and soil loss, *Catena*, **12**, 79-85
- SIDIRAS, N., J.C.HENKLAIN und R.DERPSCH, 1982: Vergleich von drei Bodenbearbeitungsverfahren in bezug auf einige physikalische Eigenschaften, Boden- und Wasserkonservierung und Erträge von Soja und Weizen auf einem Oxisol, *Z.f. Acker- und Pflanzenbau*, **151**, 137-148
- SIDIRAS, N., C.H.ROTH und G.S.de FARIAS, 1984: Efeito da intensidade da chuva na desagregação por impacto de gotas em três sistemas de preparo, *Rev. bras. Ci. Solo*, **8**, 251-254
- TARCHITZKY, J., A.BANIN, J.MORIN und Y.CHEN, 1984: Nature, formation and effects of soil crusts formed by water drop impact, *Geoderma*, **33**, 135-155

Zur Abgrenzung von Bodenreifungsstadien
von Spülgut durch physikalische Parameter

von

Schäfer, W. u. H. Kuntze *

1. EINLEITUNG

Zur landschaftsgerechten Wiederherstellung, also Rekultivierung von Spülflächen, sind detaillierte Kenntnisse über die bei der Umwandlung eines unbelebten Sedimentes in einen belebten Boden ablaufenden Prozesse notwendig (SCHÄFER, 1985).

Der gesamte, als Bodenreifung bezeichnete Prozeß stellt die Summe von vielfältigen, sich gegenseitig beeinflussenden physikalischen, chemischen und biologischen Vorgängen dar (Tab. 1).

Tab.1: Bodenreifungsprozesse

<u>Physikalisch</u>	<u>Chemisch</u>	<u>Biologisch</u>
Entwässerung	Oxidation	Förderung von Aerobiern
Konsolidierung	Entsalzung	Durchwurzelung
Schrumpfung mit Makrogrub - Makrofein - Gefügebildung	Kationenumbelegung	Bioturbation

Im folgenden soll versucht werden, mit Hilfe

- des Scherwiderstandes
- der gesättigten Wasserdurchlässigkeit (k_f)
- des physikalischen Reifungsgrades (n-Wert)

die mit der Entwässerung des Mischspülgutes ablaufenden physikalischen Bodenreifungsprozesse (vgl. Tab.1) zu erfassen, zu beschreiben und gegeneinander abzugrenzen.

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

2. Messung der physikalischen Bodenreifungsprozesse

2.1 Scherwiderstandsmessungen

In Abb. 1 sind zwei unterschiedlich stark entwässerte Profile aus Spülmateriale dargestellt. Die Scherwiderstandsmessungen (nach SCHAFFER, 1960) wurden ein Jahr nach Anlage der Grabendrainage (B) vorgenommen. In den beiden in Abb. 1 dargestellten Scherwiderstandsdiagrammen kommt somit die Wirkung einer einjährigen, primären Grabenentwässerung zum Ausdruck.

2.2 Messung der gesättigten Wasserdurchlässigkeit (k_f)

Die Durchlässigkeitsmessungen (Abb. 2) wurden mit der Stechzylinder-Methode nach HARTGE (1961) vorgenommen. Die Ergebnisse sollen als Indikator für die Gefügebildung während der Bodenreifung dienen (HARTGE, 1961; BENECKE, 1963). Die Stechzylinder wurden in vertikaler Richtung aus verschiedenen Tiefen bzw. aus unterschiedlich stark gereiften Schichten entnommen.

2.3 Bestimmung des physikalischen Reifungsgrades (n-Wert)

Die physikalische Reife kann nach PONS u. ZONNEVELD (1965) an dem Wassergehalt der kolloidalen mineralischen Bodenbestandteile, also des Tongehaltes gemessen werden.

Sie führten den Wasserfaktor n (= n-Wert) als Standardwert für den physikalischen Reifungsgrad ein. Darunter versteht man die Wassermenge in Gramm, die von 1 g Ton absorbiert wird.

Der Wasserfaktor n stellt die Grundlage der Klassifikation des Bodens in Reifungsklassen dar (vgl. Abb. 3).

Unter der Voraussetzung geringer Sandanteile ($\leq 10 - 15 \% S$) und geringer Torf Beimengungen ($\leq 15 \% T$) erhält man eine recht enge Beziehung zwischen dem physikalischen Reifungsgrad und dem Abscherwiderstand (Abb. 3).

3. Abgrenzung von Bodenreifungsstadien

3.1 Konsolidierung

Der Bodenreifungsprozeß der Konsolidierung beginnt sofort nach Beendigung der Spülmaßnahmen bzw. mit der Sedimentation des Spülmateriale.

Betrachtet man die Scherwiderstandsdiagramme in Abb. 1, so kann man zwei charakteristische Bereiche unterscheiden:

1. Einen Bereich mit nahezu konstantem Scherwiderstand unterhalb des Grundwasserspiegels
2. Einen Bereich mit ansteigendem Scherwiderstand oberhalb der Grundwasserspiegels.

Die Grundwasserabsenkung durch Dränung hat eine Spannungsnahme infolge einer Verminderung des Auftriebes um den Betrag der Grundwasserabsenkung zur Folge (vgl. Abb.1). Dies führt zu einer verstärkten Konsolidierung und damit zu einem größeren Scherwiderstand des Spülgutes unterhalb des Grundwasserspiegels.

Innerhalb des Beobachtungszeitraumes hat sich der Scherwiderstand des unreifen Spülmaterials infolge Konsolidierung unterhalb des Grundwasserspiegels von $0,3 \text{ N/cm}^2$ auf $0,8 \text{ N/cm}^2$ erhöht. Der Scherwiderstand kann damit als Maß für den Konsolidierungsgrad eingesetzt werden, allerdings unter der Voraussetzung einer vergleichbaren Spülgutzusammensetzung. Während der gesamten Konsolidierungsphase bleibt das Spülmateriale wassergesättigt, der Volumenverlust durch Konsolidierung entspricht dem Wasserverlust.

Während dieser Konsolidierungsphase ist die Wasserdurchlässigkeit des Spülgutes als sehr gering (nach Kartieranleitung 1982) zu bezeichnen, wie die Häufigkeitsverteilung der Wasserdurchlässigkeitsklassen zeigt. Im "unreifen" Unterboden findet man eine eingipflige Verteilungsform mit einem ausgeprägten Maximum im sehr geringen Durchlässigkeitsbereich. Eine solche Verteilungsform kennzeichnet das vollkommen kohärente, weiche bis weichplastische, unreife Spülmateriale. Die gesättigte Wasserdurchlässigkeit wird in diesem Stadium allein durch die Textur bestimmt.

3.2 Schrumpfrißbildung

Oberhalb des GW-Spiegels kommt es infolge Evapotranspiration zu einem Wasserentzug aus dem Spülgut. Dabei entstehen Spannungen, die größer sind als die Zugfestigkeit des Spülmaterials. Es kommt daher zur Ausbildung von Schrumpfrissen (HARTGE u. HORN, 1977; HARTGE, 1978). Im Scherwiderstandsdiagramm (Abb.1) äußert sich die beginnende Schrumpfrißbildung in einer plötzlichen Zunahme des im unreifen Profilbereich (unterhalb GW) konstanten Scherwiderstandes. Mit der Schrumpfrißbildung ist die Initialphase der reifungsbedingten Gefügebildung des Bodens erreicht.

Die zweigipflige Verteilungsform der Wasserdurchlässigkeitsklassen (Abb. 2) macht deutlich, daß jetzt zwei Hohlraumsysteme nebeneinander vorliegen. Das Maximum im sehr geringen Durchlässigkeitsbereich kennzeichnet das oben beschriebene primäre Hohlraumsystem des unreifen Bodens.

Der zweite Gipfel bei sehr hoher Durchlässigkeit zeigt an, daß mit der stärkeren Entwässerung und Schrumpfung ein zweites, grobes, vertikales, sekundäres Hohlraumsystem entstanden ist (HARTGE, 1963). Eine solche Verteilungsform zeigt aber auch, daß beide Hohlraumsysteme sich noch sehr wenig gegenseitig durchdringen.

Nach dem Klassifikationssystem von PONS u. ZONNEVELD (1965), ist das Spülmateriale in diesem Reifungsstadium als "halb reif" einzustufen.

3.3. Grobpolyeder-Gefügebildung

Der Beginn der Grobpolyeder-Gefügebildung läßt sich ebenfalls sehr gut an einem weiteren sprunghaften Anstieg des Scherwiderstandes erkennen. Mit dieser Gefügebildung ist der Scherwiderstand nicht mehr allein von den Materialeigenschaften des Spülgutes abhängig. Durch diese Gefügebildung wird ein zusätzlicher Stabilitätsgewinn erzielt (HORN u. HARTGE, 1981). Dieser Stabilitätsgewinn macht ein Befahren der Spülflächen zum ersten Mal möglich.

Während der vorangegangenen Phase der Schrumpfrißbildung kommt es zwar zu einer sehr hohen Schwundriß-Durchlässigkeit (vgl. Abb. 2), im Innern der groben Prismen ist das Spülgut jedoch weiterhin kohärent, mit einer sehr geringen Wasserdurchlässigkeit. Erst mit der Grobpolyeder-Gefügebildung kommt es zu einer verbesserten, gesättigten Wasserdurchlässigkeit der Bodenmatrix. Nach dem physikalischen Reifungsgrad ist das Spülgut in dieser Phase als "fast reif" einzustufen.

3.4. Feinpolyeder-Gefügebildung

Im Gegensatz zum Grobpolyeder-Gefüge ist das Feinpolyeder-Gefüge nicht allein durch Schrumpfung entstanden. Quellung, Frost- bzw. Luftporensprengung dürften ebenfalls eine große Rolle spielen (KUNTZE, 1963, KOEPF, 1960).

Auch die Feinpolyeder-Gefügebildung ist an einem weiteren Anstieg der Scherwiderstände zu erkennen, was zusätzlichen Stabilitätsgewinn bedeutet. Eine weiter verbesserte Befahrbarkeit und Konsistenz des Bodens machen eine Bodenbearbeitung möglich.

In dieser Endphase der physikalischen Bodenreifung ist die gesamte Bodenmatrix schon von dem sekundären, groben Hohlräumssystem durchdrungen. Es hat sich eine eingipflige Verteilungsform mit einem Maximum im sehr hohen Durchlässigkeitsbereich eingestellt. Mit einem Scherwiderstand von über 2,0 N/cm² ist das Spülgut in dieser Reifungsphase als "reif" zu bezeichnen.

Literatur:

- BENECKE, P. (1963): Bodenphysikalische Kennwerte mit besonderer Berücksichtigung der Durchlässigkeit. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1, 275-284
- BENECKE, P. (1963): Gefügeabstufungen und ihre Beziehung zur Durchlässigkeit. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1, 253-266
- HARTGE, K. H. (1961): Die Messung der Wasserpermeabilität an Stechzylinderproben. - Z. f. Kulturtechnik 2, 103-114
- HARTGE, K. H. (1963): Die Beurteilung der Permeabilitätsbestimmungen an Stechzylinderproben. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1, 267-273
- HARTGE, K. H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. - Enke, Stuttgart.
- HARTGE, K. H. und R. HORN (1977): Spannungen und Spannungsverteilungen als Entstehungsbedingungen von Aggregaten. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 25, 23-33
- HORN, R. und K. H. HARTGE (1981): Die Bedeutung der Aggregation für die mechanische Belastbarkeit des Bodens. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 32, 43-50
- KARTIERANLEITUNG (1982): Herausg. Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde. - 3. Auflage, Hannover.
- KOEPF, H. (1960): Zur Strukturbildung verschiedener Böden durch Schrumpfung. Z. Pflanzenern. Düng. Bodenkunde, 134, 159-169.
- KUNTZE, H. (1963): Quellung und Schrumpfung und ihre zentrale Bedeutung bei wechselnder Ausprägung wichtiger Struktureigenschaften. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1, 185-194
- PONS, J. und J. S. ZONNEVELD (1965): Soil ripening and soil classification. - Bull. Int. Inst. Land Reclamation and Improvement 13, 1-128, Wageningen
- SCHÄFER, W. (1985): Bodenphysikalische Untersuchungen zur Reifung von Spülgut. Göttinger Bodenkundl. Berichte. Bd. 82, 1985
- SCHAFFER, G. (1960): Eine Methode der Abscherwiderstandsmessung bei Ackerböden zur Beurteilung ihrer Strukturfestigkeit im Felde. - Landw. Forschung 13, 24-33

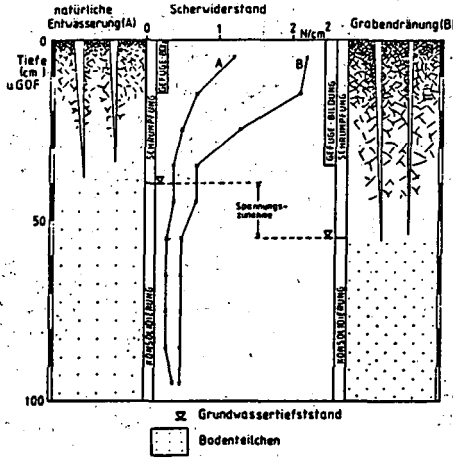


Abb. 1 : Scherwiderstand und Gefügebildung

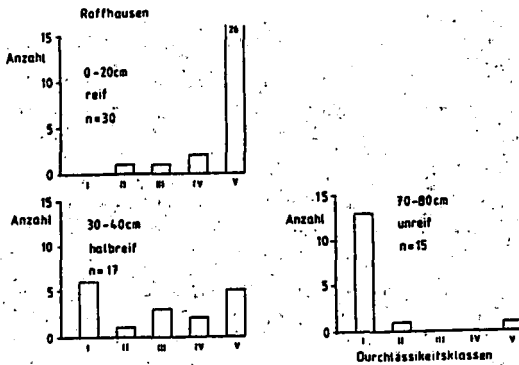


Abb. 2 : HMüfigkeitsverteilung der Wasserdurchlässigkeitsklassen (kf) von Spülmateriale unterschiedlichen Reifungsgrades (Durchlässigkeitsklassen nach KARTIERANLEITUNG, 1982)

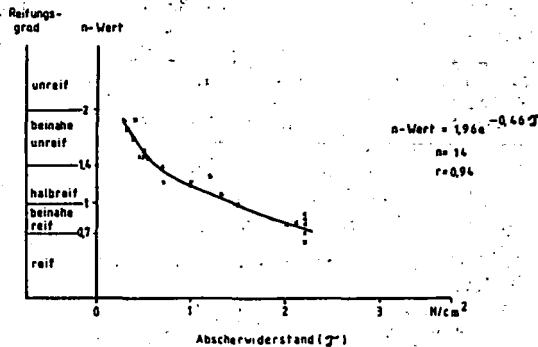


Abb. 3 : Beziehung zwischen Scherwiderstand und n - Wert (Reifungsgrad) nach PONS u. ZONNEVELD (1965)

Der Einfluß von Kleinreliefformen
auf Erosion und Infiltration lößbürtiger Ackerflächen

von

Schrey, H. P. und K. H. Hartge*)

Einleitung und Problemstellung

Viele Versuche zur Erosionsbekämpfung arbeiten auf eine Verhinderung der Ablösung hin. Ein Schutz der Oberfläche vor dem Aufprall der Regentropfen kann aber nur partiell erfolgen und den erosiven Oberflächenabfluß nicht ausschließen. Da eine Ablösung von Bodenteilchen nur bei anschließendem Transport zu Bodenverlusten führt, wird hier dieser Teilprozeß untersucht. Vom Erscheinungsbild her ist beim Transport zwischen einem auf Rinnen konzentrierten Abfluß mit hohem Austrag aus der Kulturfläche und einer durch dünn-schichtigen Flächenabfluß gekennzeichneten Umlagerung zu unterscheiden. Abbildung 1 zeigt den Unterschied, wobei beide Seiten die gleiche Fließstreckenlänge (Pfeillänge) haben.

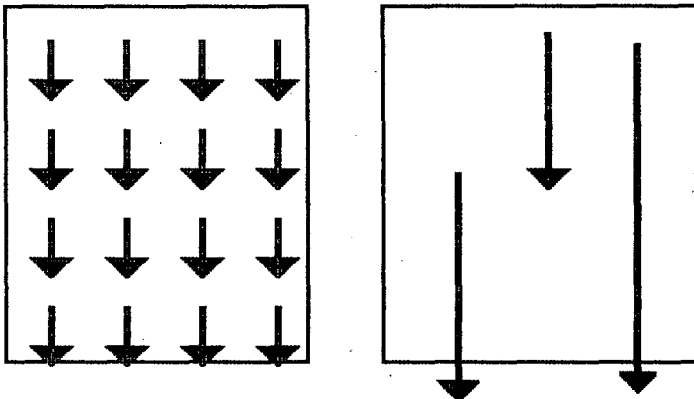


Abbildung 1: Vergleich zweier Erosionsformen bei gleichen Fließstrecken: links Dünnschichtabfluß, rechts Rinnenbildung.

*) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover - 21

Durch eine Verkürzung der Fließstrecke wird auch die potentielle Transportstrecke abgelöster Bodenpartikel verkürzt und die Sedimentation als abschließender Teilprozeß der Erosion früher eingeleitet. Dies kann erreicht werden durch:

- eine Verringerung des Oberflächenabflusses bei verstärkter Infiltration
- das Erzwingen kurzer Fließstrecken infolge eines Barrierenbaus
- die Senkung der Fließgeschwindigkeit infolge einer Fließquerschnittsvergrößerung für die gleiche Wassermenge; im Grenzfall durch Anstau (MUSGRAVE 1935).

Dabei deckt der Aufbau von Fließbarrieren mit der Fließstreckenverkürzung auch die Fließgeschwindigkeitssenkung durch Anstau ab. Zudem wird die Infiltration gefördert, da die längere Verweilzeit des Wassers die kumulative Infiltration erhöht und das Potential des Stauwassers die Infiltrationsrate vergrößern kann.

Versuchsordnung

Im Labor wurden in Plexiglasrinnen 1 x 10 x 100 cm große Packungen eines humosen Sandes ($d_B = 1,4 \text{ g cm}^{-3}$) mit unterschiedlichen Oberflächenausformungen hinsichtlich ihres Infiltrationsverhaltens, der Minderung der Abflußgeschwindigkeit und der Stabilität der Staukörper verglichen. Im Freiland wurden auf einer Löß-Parabraunerde fünf 20 m lange Versuchsbeete mit Kleindämmen in Abständen von 1,5 und 3 m sowie Beete ohne Ausformungen (Kontrolle) angelegt.

Ergebnisse und Diskussion

Der Einfluß der Ausformung auf das Vorrücken einer Befeuchtungsfront innerhalb des Bodenpakets wird aus den Infiltrationsisochronen der Abbildung 2 deutlich. Während der Abfluß nach 15 Minuten bei ebener Oberfläche die vorgegebene Fließstrecke von 1 m überschritten hat, halten beide Ausformungen mit Dämmen ihn auf. Obwohl die Ausformung mit Rille und Damm an der Oberfläche ein höheres Stauvolumen besitzt, verkleinert der luftgefüllte Bodenabschnitt am Anfang der Rinne (schwarz) den Bodenspeicherraum und führt zu einem weiteren Voreilen der Infiltrationsfront bis zur 15. Minute. Vergleichbare Auswirkungen von Luftkissen im Freiland beschreiben WILSON und LUTHIN (1963).

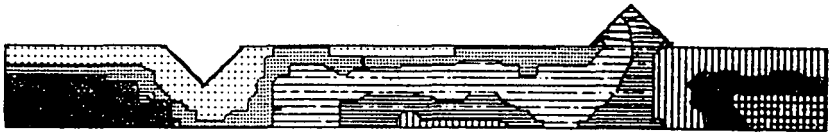
Die Auswirkung des Dammes ist im Vergleich der Isochronen der 10. und 15. Minute zu erkennen. Das Vorrücken der Wasserfront wird gehemmt, das Wasser vor dem Damm angestaut. Das hat zur Folge, daß die Versickerung zunimmt, wie der senkrechte Verlauf der Isochrone nach 15 Minuten zeigt. Die Unterschiede innerhalb der ersten 3 Minuten bei den beiden oberen Beispielen der Abbildung 2 sind durch minimale Unebenheiten der Bodenoberfläche bedingt (dazu: JOHNSON u. a. 1979 sowie DIXON und PETERSON 1971).



Ebene Bodenoberfläche (Kontrolle)



Ausformung mit einem Damm (5 cm hoch)



Kombination von Rille und Damm

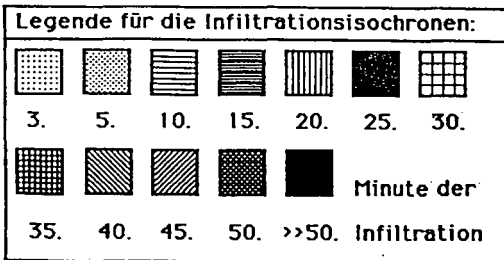


Abbildung 2: Infiltrationsisochronen bei verschiedenen Ausformungen in humosem Sand bei einer Anfangsfeuchte von 4 Gew-%.

In den Laborversuchen wurde die gesamte Wassermenge an einem Ende der Rinne appliziert und der Fließvorgang beobachtet. Auf den Freilandparzellen wurden natürliche Niederschlagsereignisse abgewartet und die Substanzverlagerung verfolgt.

Die Länge der Wassereinzugsgebiete entspricht dem Abstand der Dämme von 1,5 bis 3 m. Kleinreliefmessungen ergaben, daß das vom Oberende des Einzugsgebietes erodierte Material nicht bis zum Dammfuß transportiert wurde, sondern zum Teil schon vorher akkumulierte, Abbildung 3. Dies erfolgte dort, wo die strömende Suspension beim Einmünden in das ruhige Stauwasser zum Stillstand kam und aussedimentierte.

Durch den Zustrom steigt der Flächenanteil, der vor dem direkten Aufprall der Regentropfen geschützt ist (MOSS und GREEN 1983).

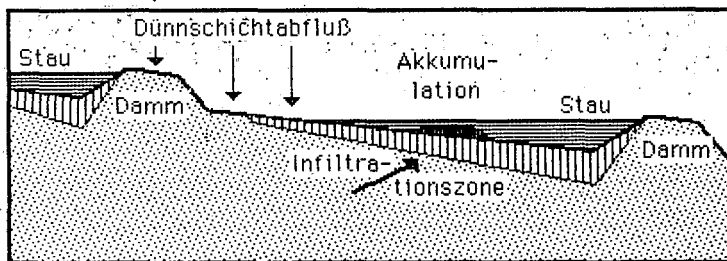


Abbildung 3: Schema zu den Auswirkungen eines Dammbaus auf den Transportweg und die Infiltration

Vergleichende Körnungsanalysen von Proben aus dem Übergangsbereich zwischen Dünnschichtabfluß und Staupfläcbe legen die Wirkung des Stauwassers als Sedimentfalle.

28 Proben von Sedimentkrusten eines 3 m langen Einzugsgebietes wurden optisch in 4 Tiefenschichten unterteilt. Die dabei ermittelte Verteilung der Sandgehalte gibt Tabelle 1:

Tabelle 1: Verteilung der Sandgehalte vor einem Damm im Freiland

Tiefe mm	Mittelwert Sand in %	Werte unter / über dem Schichtmittel im Staubereich	im Abflußbereich
0 - 2	10,0	12 / 2	2 / 12
2 - 4	9,2	12 / 2	3 / 11
6 - 12	10,0	9 / 3	6 / 8
> 15	10,5	8 / 6	9 / 5

Der Vergleich der Mittelwerte zeigt, daß die sortierende Umlagerung parallel zur Bodenoberfläche erfolgte. Dies bestätigte auch der Richtungsvergleich von Sandgehaltsabnahme und größter Höhenänderung im Kleinrelief: in 11 von 28 Vergleichen stimmten diese Richtungen überein.

Dieser verminderte, aber nicht zu verhindernde Abtrag und Transport kann durch eine ihm entgegengesetzte Bearbeitungsrichtung bei der Ausformung kompensiert werden. Die Anordnung der Dämme auf dem Feld richtet sich nach der Erosionsgefährdung der Fläche. Sie orientiert sich hinsichtlich ihres Verlaufs und der seitlichen Ausdehnung an den (gegebenenfalls aufzuhäufelnden) Saat-/Pflanzreihen.

Das verbleibende Erosionsrisiko hängt von der beim Aufbau zu wählenden Größe des Stauvolumens ab. Je nach der Bedeutung, die dem Erosionsschutz beigemessen wird, kann es bei bekannter Wahrscheinlichkeit für das Auftreten von Extremniederschlägen so gewählt werden, daß beispielsweise erst Niederschläge, die einmal in 10 oder 20 Jahren auftreten, zum Überfließen der Barrieren führen (MUSGRAVE 1935).

Zusammenfassung

Laborversuche zeigen eine verstärkte Infiltration vor Erdaufbauten. Beim Anstau erweisen sich im Querschnitt trapezförmige Dämme verglichen mit dreiecksförmigen als stabiler.

Die im Freiland 15 - 20 cm hohen Dämme bringen das Oberflächenwasser nach kurzen Fließ- und Transportstrecken zur Infiltration. Der kurzstreckige Transport läßt sich aus der Korngrößensortierung der obersten Schicht und der Veränderung des Kleinreliefs ablesen.

Bei hangaufgerichtetem, kulturbegleitendem Aufbau der Dämme in ca. 1.5 m Abstand und mit 1 - 3 m Breite (seitlich durch pflanzreihenparallele Aufschüttungen begrenzt) wird die natürliche, gefällefolgende Verlagerung durch die Ausformung kompensiert.

Das verbleibende Erosionsrisiko hängt bei gegebener Niederschlagsverteilung von der Größe des für die Ausformung frei gewählten Stauvolumens ab.

Literatur

- Dixon, R. M. und A. E. Peterson 1971: Water infiltration control: a channel system concept. Soil Sci. Soc. Am. J., 35, 968 - 973.
- Johnson, C. B. u. a. 1979: Influence of surface roughness and clod size and stability on soil and water losses. Soil Sci. Soc. Am. J., 43, 772 - 777.
- Moss, A.J. und P. Green 1983: Movement of solids in air and water by raindrop impact: Effects of drop-size and water-depth variations. Austr. J. Soil Res., 21, 257 - 269.
- Musgrave, G. W. 1935: The infiltration capacity in relation to the control of surface runoff und erosion. J. Am. Soc. Agron., 37, 336 - 345.
- Wilson, L. G. und J. N. Luthin 1963: Effekt of air flow ahead of the wetting front on infiltration. Soil Sci., 96, 136 - 143.



Verwitterungsprozesse und Verwitterungsprognostik
in Bergbau-Halden für die Rekultivierung

von

Strzyszcz, Z⁺)

Einleitung

Nach langjährigen Forschungen wurde bekannt, daß die Bergehalden biologisch zu rekultivieren sind. Die Aussaat eines Grasmisches auf die Oberfläche und Bermen ist im Grunde genommen möglich, weil ja die obere Schicht der Halde besonders schnell verwittert. Außerdem werden durch die Niederschläge einige toxische Substanzen (Cl^- , H_2SO_4 , B, Überschuß von Salzen) sehr schnell ausgewaschen, was eine Voraussetzung für die Entwicklung der Wurzel ist.

Für die forstliche Rekultivierung braucht man aber andere Voraussetzungen. Es muß angenommen werden, daß die Wurzeln der Baumarten tiefer in die Berge eindringen. Es sollte hinzugefügt werden, daß neben der physikalischen auch die chemische (biochemische) Verwitterung stattfindet.

Sulfidgehalte und Sulfidverwitterung

Die Mehrzahl der zu Halden aufgeschütteten Berge zeichnet sich durch eine neutrale oder alkalische Reaktion aus. Während der Verwitterung ergibt sich allmählich eine saure Reaktion mit pH-Werten oft unter 2,5 in 1 N KCl, das heißt mit solchen Werten, welche nicht anzutreffen sind in land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden. Nur ausnahmsweise kommt es zu ähnlicher Reaktion in Polder- und Marschböden durch die Einwirkung von Mono-, Di- oder Polysulfiden (1). Im Falle von Halden des Steinkohlenbergbaues werden die markantesten Bodenversauerungserscheinungen durch die Verwitterung

+) Polish Academy of Sciences Institute, of Environmental Engineerin, 41-800 ZABRZE, Curie-Sklodowskiej 34

der Eisensulfide, hauptsächlich durch Pyrit aber auch Markasit verursacht, wobei im Gestein wesentliche Mengen nicht anzutreffen sind, wohl aber in Böden (Tab. 1). Pyritgehalte von bis zu 10 % konnten in den Halden festgestellt werden. Der größte Anteil von Sulfiden wurde im kohlehaltigen Argillit gefunden, der kleinste im Sandstein. Hohe Sulfidgehalte wurden in einigen Arten von Halden festgestellt. Entscheidend sind in solchen Fällen die technologischen Vorgänge. Die mechanische Aufbereitung hat eine Zerkleinerung zur Folge. Der Pyritanteil ist in den am meisten zerkleinerten Teilchen der Halden zu finden, ebenso in den kohlehaltigsten. In den Flotationsabfällen wurden extrem hohe Schwefelgehalte festgestellt (21,60 %), verursacht durch organischen und Pyritschwefel. Die Oxydierungsfähigkeit des Pyrit wird bestimmt durch die Größe und Form des Kernes, den Kristalldurchmesser und den Ursprung des Kernes. Wenn wir von der Kerngröße ausgehen, so ist die größte Empfindlichkeit auf sekundäre Umwandlungen bei submikroskopischen Pyritausscheidungen zu finden (romboidaler Pyrit), wobei aber ihr quantitativer Anteil relativ gering ist, ihre Anwesenheit jedoch in allen Arten von Halden festgestellt wurde. Mit ähnlicher Geschwindigkeit erfolgt die Oxydation der metakolloidalen Ausscheidungen, die durch geringe Festigkeit gekennzeichnet sind und durch eine ausgebautte Fläche.

Verallgemeinernd dürfte festzustellen sein, daß die höchste Verwitterungsfähigkeit Pyrite aufweisen, die im leicht desintegrierenden Gestein enthalten sind und kleindispersive Pyritausscheidungen enthalten.

Während der Pyritoxydierung dürfte die Anwesenheit von anderen Sulfiden (Chalkopyrit, Sphalerit, Gelenit) eine wesentliche Rolle spielen, da diese als verwitterungsfähiger gelten und dadurch als Katalysatoren in der Anfangsphase der Pyritoxydierung angesehen werden können.

Folgen der Sulfidverwitterung für die Rekultivierung

Der Pyrit mit seinen verschiedenen Formen bewirkt die Versauerung und den Ausfall von verschiedenen Baumarten ab dem dritten Jahr nach der Rekultivierung. Als Beispiel dienen die Resultate der Baumhöhe der Esche abhängig vom pH-Wert in der Rhizosphäre im sechsten Jahr nach der Rekultivierung auf der Zentralhalde Smolnica (Tab. 2).

Weil die Verwitterung der Sulfide erst später eintritt (im zweiten bis sechsten Jahr nach der forstlichen Rekultivierung) besteht die Notwendigkeit der Vorbereitung einer Verwitterungsprognostik des Pyrit. Weil die Halden eine unterschiedliche Pufferkapazität haben, muß diese in Betrachtung gezogen werden. Ihre Größe, wie auch der Sulfidgehalt, sein Verwitterungsverlauf und seine Oxydierbarkeit haben einen wesentlichen Einfluß auf die End-pH-Werte der Halden. Es muß auch berücksichtigt werden, daß verschiedene Sedimente (Halden) des Karbons neben den unterschiedlichen Pufferkapazitäten auch verschiedene Pufferbereiche aufweisen. Eine Prognose über das Verhalten der Halden während ihrer Lagerung an Hand der Pufferkapazität ist nicht möglich, weil bei den angewandten Methoden die Sulfide nicht erfaßt werden (2).

Wichtig wäre ein praxisbezogener Hinweis. Eine Vorprognose sollte ohne allzu viele Bestimmungen machbar sein. Dieses ist möglich geworden durch die Bestimmung des pH-Wertes der Halden in H_2O und H_2O_2 (1). Nach diesem Verfahren wurden fast 200 Halden des ober-schlesischen Karbons untersucht (Tab. 3).

Die Resultate zeigen, daß der H_2O_2 -Test der Halden ähnliche pH-Werte ergibt wie die, welche in der Rhizosphäre der abgestorbenen Baumarten vorkommen (Tab. 2, 3) und auch derjenigen, welche man im Sickerwasser des Haldenmaterials festgestellt hat (3). Die niedrigsten Werte finden wir bei den Gesteinen in welchen Markasit und fromboidaler Pyrit vorkommen (Tab. 4).

An Hand der erzielten Resultate ergab sich, daß nur einige Sedimente eine größere Pufferkapazität aufweisen. Ihr überwiegend niedriges Niveau bedeutet eine reale Gefahr für die biologische - insbesondere aber forstliche - Rekultivierung der Bergehalden

Literatur:

1. Brinkmann, R., Pons, L. J.: Recognition and Precipitation of acid Sulphate Soil Conditions - Acid Sulphate Soil. Vol. I. Wageningen, 1972
2. Fassbender, H. W., Ahrens, E.: Laborvorschriften und Praktikumsanleitung - G.B.B. 47, 1977
3. Strzyszczyk, Zygmunt: Changes in the chemistry of Carboniferous formations from the aspect of biological rekultivation and utilisation of central waste dumps (in polnisch) Prace i Studia Nr. 19. "Ossolineum", Wroclaw, 1978

Tab. 1 Chemische Charakteristik von bergbaulichen
Abraumstoffen der Halde "Smolnica"
(in %)

	Proben							
	Argillit 1-5 + 7-8				Aleurolit 6			
	1	2	3	4	5	7	8	6
Higros-Wasser	1,52	1,75	1,76	1,43	1,20	1,20	1,79	1,23
Glühverlust	20,81	37,06	51,83	14,42	14,15	9,02	37,48	13,37
CO ₂	1,36	0,60	0,47	0,0	0,0	0,31	0,97	0,41
S	0,27	0,34	0,64	0,30	0,29	0,12	1,01	1,01
SO ₃	0,12	0,12	0,12	0,0	0,0	0,12	0,36	0,15
FeO	2,69	1,07	0,80	1,52	1,23	1,34	2,51	1,34
Fe ₂ O ₃	1,16	0,41	0,77	0,45	0,51	0,99	0,69	0,52
SiO ₂	44,87	34,60	26,13	50,23	50,48	55,80	33,87	52,34
Al ₂ O ₃	23,49	21,59	15,77	26,07	26,96	23,76	17,81	26,22
TiO ₂	0,70	0,41	0,17	0,95	1,03	0,60	0,65	0,62
P ₂ O ₅	0,59	0,14	0,05	0,11	0,10	0,10	0,11	0,12
MnO	0,03	0,0	0,0	0,03	0,02	0,03	0,04	0,02
CaO	0,05	0,03	0,05	0,06	0,0	0,03	0,48	0,04
MgO	1,06	0,65	0,54	1,04	0,97	1,20	1,24	0,92
Na ₂ O	0,77	0,62	0,52	0,73	0,55	0,60	0,30	0,39
K ₂ O	2,35	1,85	1,28	3,17	3,21	4,01	2,22	2,97
C	10,36	24,64	39,56	5,74	10,87	1,75	20,64	4,41
N	0,08	0,67	0,72	0,19	0,20	0,07	0,42	0,30

Tab. 2 Höhe der Eschen u. pH-Werte in der Rhizosphäre
im sechsten Jahr nach der Rekultivierung

Höhe cm	pH		El. Leitfähigkeit
	1 n KCl	H ₂ O	µS cm ⁻¹
31,0	<u>2,75-2,90</u> 2,80	<u>3,05-3,10</u> 3,09	<u>171,5-224,0</u> 194,3
71,5	<u>2,95-3,50</u> 3,09	<u>3,20-3,35</u> 3,26	<u>147,0-168,0</u> 163,6
158,5	<u>3,10-3,20</u> 3,14	<u>3,35-3,55</u> 3,44	<u>70,0-115,5</u> 91,9
198,0	<u>3,00-3,20</u> 3,10	<u>3,50-3,60</u> 3,53	<u>73,5-91,0</u> 84,0
310,0	<u>3,45-4,10</u> 3,80	<u>3,60-4,20</u> 3,83	<u>91,0-108,5</u> 102,7

Tab. 3 pH-Werte der karbonischen Gesteine nach dem H₂O₂-Test

	Sandstein		Aleurolite		Argillite		Kohlehaltige Argillite		Siderit	
	pH		pH		pH		pH		pH	
	H ₂ O	H ₂ O ₂	H ₂ O	H ₂ O ₂	H ₂ O	H ₂ O ₂	H ₂ O	H ₂ O ₂	H ₂ O	H ₂ O ₂
min	4,6	1,9	3,8	1,9	4,1	1,8	4,1	1,8	5,9	2,6
max	9,1	6,9	9,2	8,3	9,2	7,4	8,3	4,4	8,4	4,8
\bar{x}	7,5	3,8	7,5	4,1	7,7	4,2	6,6	2,6	7,3	3,8
n	24		63		86		14		5	

Tab. 4 pH-Werte nach der Oxydierung verschiedener Sulfide der karbonischen Gesteine

Sulfid	Probe Nr.	Gestein	Gehalt %		pH		
			S ₂	C	m 30 % H ₂ O ₂		
					H ₂ O	1 Tag	7 Tage
Markasit	11	Kohlehalt	0,14	21,85	7,80	3,40	2,25
	43	Argillite	0,11	51,27	7,90	2,25	1,65
Chalkopyrit	30	Sandstein	0,01	4,80	7,50	4,05	4,10
	31	Argillit	0,01	31,80	7,60	3,15	2,15
Pyrit 1-20 µm	12	Aleurolit	0,13	4,75	8,60	2,75	2,45
	16	"	0,13	5,40	8,70	2,70	2,50
	24	Argillit	0,02	21,68	6,55	2,20	1,80
	13	"	0,16	32,04	7,30	2,10	2,00
<1,0 µm (förmlich)	26	Kohlehalt	0,70	31,62	7,20	1,85	1,85
		Argillit					
Pyrit im Siderit	49	Siderit	0,01	7,99	8,70	5,90	6,10
	34	"	0,09	3,93	9,10	6,70	6,65
	32	"	0,13	2,66	9,05	3,85	4,20



REKULTIVIERUNG GROSSFLÄCHIGER ABRAUMHALDEN MIT ANSCHLIESSENDER
LANDWIRTSCHAFTLICHER NUTZUNG.

von

Weinzierl, W., R. Moritz u. F. Zwölfer ⁺)

Einleitung:

In der Bundesrepublik Deutschland werden täglich 114 ha Land verbaut. Bei gleichbleibendem Landverbrauch wären spätestens im Jahre 2518 keine land- und forstwirtschaftlich genutzten Flächen mehr vorhanden. Vor diesem Hintergrund sind die derzeit größten Einzelbaumaßnahmen in der Bundesrepublik, die Neubaustrecken der Deutschen Bundesbahn von Hannover nach Würzburg und von Mannheim nach Stuttgart, zu sehen.

Infolge der nahezu geländeunabhängigen Trassenführung fallen zwischen Mannheim und Stuttgart aus Tunnel- und Einschnittsbereichen mehr als 8 Mio. m³ überschüssige Gesteins- und Bodenmassen als Abraum an. Diese werden auf mehreren Seitenablagerungen deponiert, wozu insgesamt etwa 130 ha land- und forstwirtschaftliche Flächen beansprucht werden. Eine abschließende Rekultivierung hat zum Ziel, diese Flächen ohne längerfristige Ertrags- einbußen wieder in ihre ursprüngliche Nutzungsform zurückzuführen.

Aufbau der rekultivierten Flächen:

Im o. g. Gebiet stehen für die Rekultivierung größtenteils stein- und sandfreie lößbürtige Böden mit durchschnittlich 10 - 20 % Tonanteil und bis zu 30 % Carbonat zur Verfügung.

Ziel der Rekultivierung ist, aus dem vorhandenen Bodenmaterial einen 2 m mächtigen zweischichtigen Auftragsboden mit 1,70 m Unterboden und 0,30 m Krume aufzubauen (Abb. 1).

Für die Durchführung dieses Rekultivierungsschemas müssen ins-

⁺) Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstr. 5,
7800 Freiburg i. Br.

gesamt etwa 350 000 m³ Krume und 2 Mio. m³ Unterboden bereitgestellt werden.

Zwischenlagerung des Kulturbodens:

Der Bauablauf erfordert meistens eine Zwischenlagerung der für die Rekultivierung vorgesehenen Bodenmaterialien, solange bis die Abraummassen in die Seitenablagerungen eingebaut sind.

Die Krume wird in dieser Zeit in Endlosmieten von 0,8 - 1 m Höhe gelagert und teilweise landwirtschaftlich genutzt. Die Lagerungshöhe und der Wasserentzug durch den pflanzlichen Aufwuchs tragen zur ausreichenden Sauerstoffversorgung der mikrobiell sehr aktiven Krume bei.

Der für die Rekultivierung vorgesehene Unterboden, eine Materialvermischung des Bodens der B- und C-Horizonte, ist weitestgehend frei von organischer Substanz und kann daher in 6 - 8 m hohen Zwischenlagern deponiert werden. Hier begrenzt lediglich das Eigengewicht und die damit verbundene Selbstverdichtung des Bodens die Lagerhöhe.

Untersuchungsergebnisse:

Da im Sommer 1985 die ersten Rekultivierungsflächen fertiggestellt wurden, soll hier die Veränderung der Bodenmaterialien im Zwischenlager gegenüber der ungestörten ursprünglichen Lagerung anhand bodenphysikalischer Parameter dargestellt werden.

Abbildung 2 zeigt, daß die Krume in natürlicher Lagerung eine mittlere Dichte von 1,33 g/cm³ aufweist, in einem Zwischenlager nach mehr als 60 Tagen hingegen 1,45 g/cm³. Ebenso steigt die Dichte des Unterbodens von ursprünglich 1,45 g/cm³ im Zwischenlager nach mehr als 30 Tagen auf 1,61 g/cm³.

Der Anstieg der Dichte hat eine Verringerung des Porenvolumens zur Folge. Abbildung 3 zeigt, daß bereits im Zwischenlager der Krume die für den Gasaustausch des Bodens wichtigen Grobporen von 17,1 Vol.% am ungestörten Profil auf 11,2 Vol.% im Zwischenlager zurückgehen.

Der in Abbildung 4 dargestellte Unterboden hat in seiner natürlichen Lagerung 10,0 Vol.% Grobporen. Hier bewirkt die Verdichtung weniger einen Rückgang der Grobporen, als vielmehr eine Verringerung des Anteils der für die pflanzliche Wasserversorgung wichtigen Mittelporen.

Die Abbildungen zeigen, daß bereits zwischengelagertes Boden-

material Verdichtungen mit einer nicht unbedeutenden Abnahme des Porenvolumens aufweist.

Diskussion:

Die hier vorgestellte Rekultivierungsmethode verspricht insbesondere bei anschließender landwirtschaftlicher Nutzung eine baldige Rückkehr zum ursprünglichen Ertragsniveau.

Durch die selektive Behandlung von Krume und Unterboden werden die in der Krume gespeicherten Nährstoffe und der Humusgehalt in ihrer ursprünglichen Konzentration im Oberboden erhalten.

Die Auffassung von WOHLRAB (1970), eine gesonderte Behandlung der Krume sei nicht zu empfehlen, kann hier nicht geteilt werden. Das dort genannte Rekultivierungsschema der Vermischung von Krume und Unterboden zu einem einschichtigen Auftragsboden bedarf einer langfristigen Zufuhr von Nährstoffen und organischer Substanz, um die Ausgangswerte des ungestörten Bodens wieder zu erreichen (SCHULZE u. ENGELS, 1962; WEINZIERL, 1984). Während dieser Zeit zeigen solche einschichtigen Auftragsböden eine erhöhte Erosionsanfälligkeit und neigen zur Nährstoffixierung (MATENA, 1958).

Bezüglich des Wasserhaushalts sind auf den rekultivierten Flächen keine Beeinträchtigungen zu erwarten. Der 2 m mächtige Wurzelraum bietet eine NFK von mindestens 400 mm.

Wie die bereits durchgeführten Untersuchungen gezeigt haben, bringt jede Umlagerung eines natürlich gelagerten Lößbodens eine Veränderung des Bodengefüges mit sich. An den hier vorgestellten Untersuchungen im Zwischenlager konnte gezeigt werden, daß sich die Bodendichte erhöht und das Porenvolumen abnimmt. Eine abschließende Bewertung der Rekultivierungsarbeiten hinsichtlich dieser Veränderungen kann beim gegenwärtigen Stand der Bauarbeiten noch nicht erfolgen.

Das optimale Porenvolumen lehmiger Ackerböden wird bei CERATZKI (1972) mit 45 Vol.% bei 10 % Grobporen ($> 30 \mu\text{m}$) angegeben. Im o. g. Rekultivierungsgebiet weisen die Böden in ungestörter Lagerung diese Werte annähernd auf. In der Tendenz ist jedoch bereits zu erkennen, daß sich diese Werte nach Erdbauarbeiten im Zwischenlager verschlechtert haben. Daher sind bei allen Rekultivierungsarbeiten möglichst druckfrei arbeitende Maschinen einzusetzen, die ausschließlich bei trockener Witterung zum Einsatz kommen dürfen (MASTER, 1961).

Literaturverzeichnis:

1. CERATZKI, W., 1972: Die Ansprüche der Pflanzen an den physikalischen Bodenzustand, Landbauforschung Völkenrode 22, 29 - 36
2. MASTER, I., 1961: Bodenverdichtungen auf angeschütteten Lößböden nach verschiedenartiger Rekultivierung (im Rheinischen Braunkohlegebiet), Diss. Bonn
3. gt. MATENA, Hans Engels, 1958: Physikalisch-chemische Bodenverhältnisse und Erträge rekultivierter Lößböden und ihre Beeinflussung durch ackerbauliche Maßnahmen, Diss. Bonn
4. SCHULZE, E. und H. ENGELS, 1962: Rekultivierung von Lößböden im Rheinischen Braunkohlegebiet, Z. Acker- u. Pflanzenbau 115, 115 - 143
5. WEINZIERL, W., 1984: Wasserhaushalt und Ertrag landwirtschaftlicher Kulturpflanzen ausgewählter Löß-Standorte im Raum Göttingen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 81
6. WOHLRAB, B., 1970: Die Rekultivierung von Tagebauen aus bodenkundlich-kulturtechnischer Sicht, Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 11, 129 - 139

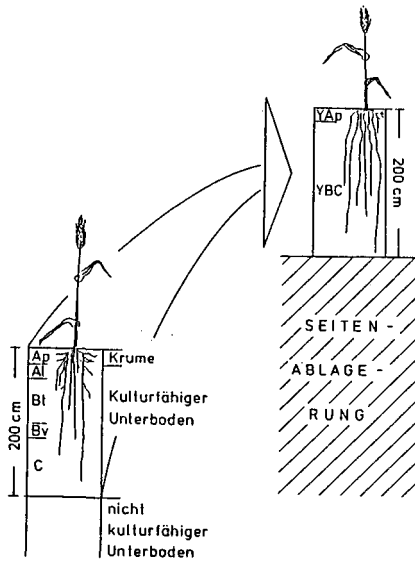


Abb. 1: Parabraunerde vor und nach einer Rekultivierungsmaßnahme

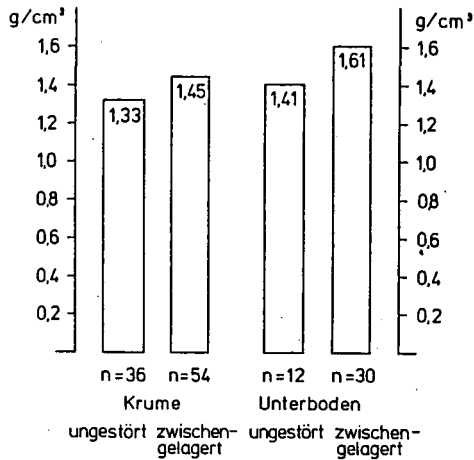


Abb. 2: Trockenraumgewicht ungestörter und zwischengelagerter Böden (Bauerbach, "Mittlerer Buckel", 1981 u. 1984)

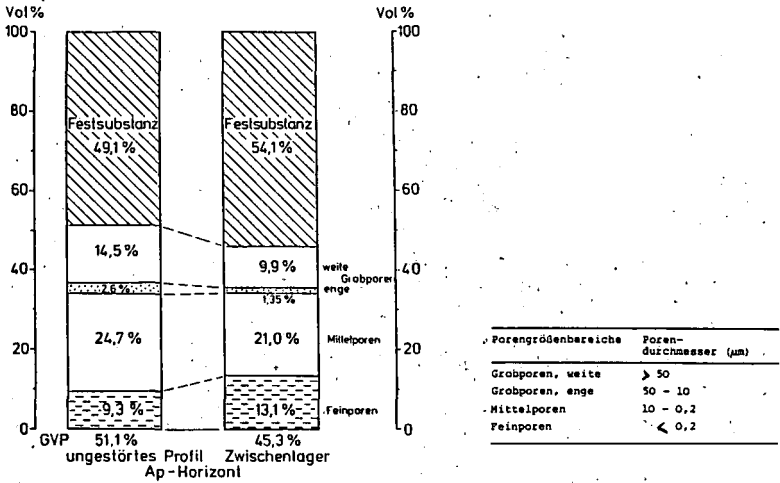


Abb. 3: Porenverteilung in der Krume, ungestörtes Profil und Zwischenlager (Bauerbach, "Mittlerer Buckel", 1981 u. 1984)

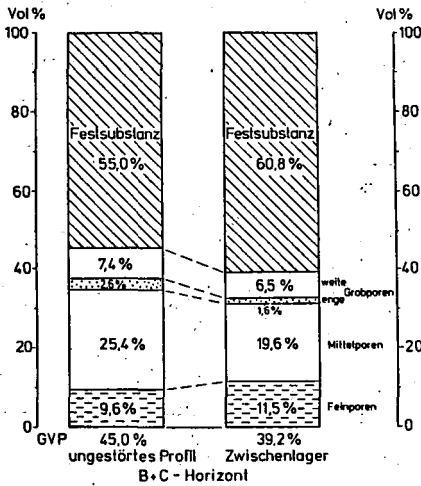


Abb. 4: Porenverteilung im Unterboden, ungestörtes Profil und Zwischenlager (Bauerbach, "Mittlerer Buckel", 1981 u. 1984)

K O M M I S S I O N

VII



Mineralogische und geochemische Untersuchungen an jungmesozoisch-tertiären Verwitterungsprofilen des Rheinischen Schiefergebirges

von

Felix-Henningsen, P. u. E.-D. Spies⁺)

Unter tropisch-subtropischem Klima entstand während des Mesozoikums und Tertiärs im Bereich des Rheinischen Schiefergebirges eine Peneplain mit sehr mächtiger kaolinitischer Verwitterungsdecke. Trotz der intensiven Abtragung im Pleistozän beeinflussen diese Verwitterungsbildungen und ihre Umlagerungsprodukte Substrat und Eigenschaften der rezenten Böden in weiten Bereichen der alten Rumpffläche. In zwei Untersuchungsgebieten des Rheinischen Schiefergebirges - dem Osthunsrück und der nordöstlichen Eifel - werden an Bohrkernen und Aufschlüssen Untersuchungen zur Genese und Verbreitung der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke vorgenommen.

Die Ausgangsgesteine sind unterdevonische Ton- und Schluffschiefer mit Einschaltungen von Grauwacken, Sandsteinen und Quarziten. Durch fein verteilte kohlig-bituminöse organische Substanz (ca. 1 Gew.-%) sind die Sedimentgesteine im unverwitterten Zustand dunkelgrau bis schwarzgrau gefärbt. Typische unterdevonische Tonschiefer bestehen nach MOSEBACH (1954) aus ca. 30 Gew.-% Quarz, 40-45 Gew.-% Muskowit-Serizit und ca. 25 Gew.-% Chlorit. Daneben treten geringe Feldspatgehalte (ca. 2-3 Gew.-%) und weniger als 0,5 Gew.-% Pyrit und Apatit auf.

Bei der intensiven subtropischen Verwitterung solcher karbonatfreien quarzreichen Silikatgesteine in einer Peneplain-Landschaft übersteigt die Tiefenwirkung der chemischen Verwitterung die der übrigen Verwitterungsformen um ein Vielfaches, so daß eine mächtige Zone mit chemisch und mineralogisch veränderten Gesteinen entsteht, die ihre ursprüngliche Struktur und Lagerung beibehalten haben. Dieser Bereich der Verwitterungsdecke wird Saprolit genannt. Erst über dieser oft mehrere 10-er m mächtigen Saprolit-Zone folgt die eigentliche Bodenzone mit Zerstörung der Gesteinsstruktur, pedogenen Neubildungsgefügen und erkennbaren Bodenhorizonten.

Der Übergangsbereich vom frischen devonischen Schiefer zum unteren Teil der Saprolit-Zone soll am Beispiel des Aufschlusses Wahlbach im Osthunsrück dargestellt werden (Abb. 1a). Die dunkelgrauen Tonschiefer an der Streinbruchsohle gehen nach oben in einem 3-4 m mächtigen Übergangsbereich zunächst in einen grauolivnen, dann in olivgrünen Saprolit über (Abb. 1b). In der Tonfraktion des frischen Ausgangsgesteins liegen Muskowit-Serizit und primärer Chlorit etwa im Verhältnis 3 : 2 vor (Abb. 1b). Daneben finden sich Spuren von Quarz und Feldspäten. Die wichtigsten chemischen Inhaltsstoffe der Tonfraktion sind für SiO₂ und Al₂O₃ als Mol-Verhältnis (Abb. 1b) (2,58 beim frischen Gestein) und für Fe, K und Mg in Gew.-% dargestellt (Abb. 1d).

Im untersten, grauolivnen Teil des Saprolit läßt sich zunächst nur Smectit

⁺ Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, D-5300 Bonn 1

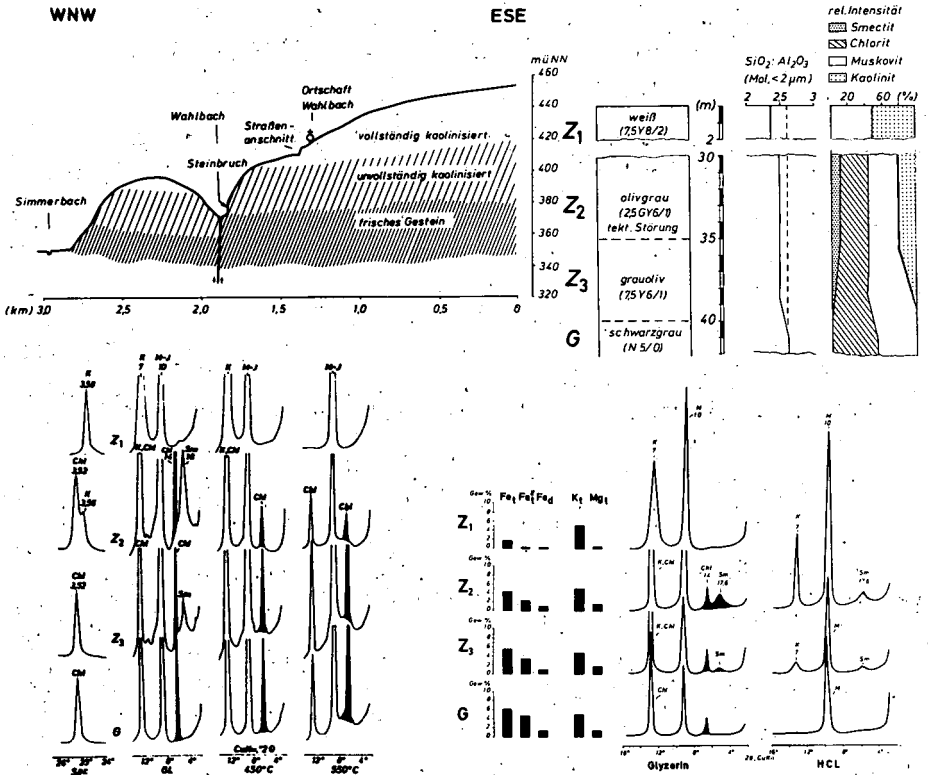


Abb. 1: Aufschluß Wahlbach (Osthunsrück)
 a) geologischer Profilschnitt Wahlbachtal
 b) Profilsäule der Basis des Saprolits im Steinbruch Wahlbach;
 SiO₂ : Al₂O₃-Verhältnis und Tonminerale
 c) RDA-Diagramme der Tonfraktion
 d) Fe-, K- und Mg-Gehalte der Tonfraktion; RDA-Diagramme mit
 Glycerin- und HCl-Behandlung

als Neubildung erkennen (Abb. 1c: Z₃). Erst die HCl-Behandlung, bei der der Chlorit vollständig gelöst wird, zeigt, daß bereits eine geringe Menge Kaolinit vorhanden ist (Abb. 1d: Z₃). An chemischen Veränderungen zeigt sich eine schwache Desilifizierung (SiO₂/Al₂O₃ = 2,48) und eine schwache Fe-Abfuhr (Abb. 1d: Z₃). Der Mg-Gehalt steigt dagegen sogar geringfügig an (Abb. 1d: Z₃). Das bei der Auflösung der Brucit-Schichten des Chlorit frei gewordene Mg wird demnach im Smectit wieder eingebaut. Die schwache Erhöhung des Mg-Gehaltes spricht für eine zusätzliche Mg-Zufuhr aus höheren Bereichen der Verwitterungsdecke.

In der höheren, olivgrauen Zone liegt bereits ein deutlich erhöhter Kaolinitanteil vor, Smectit ist ebenfalls stärker vertreten und Chlorit nimmt deut-

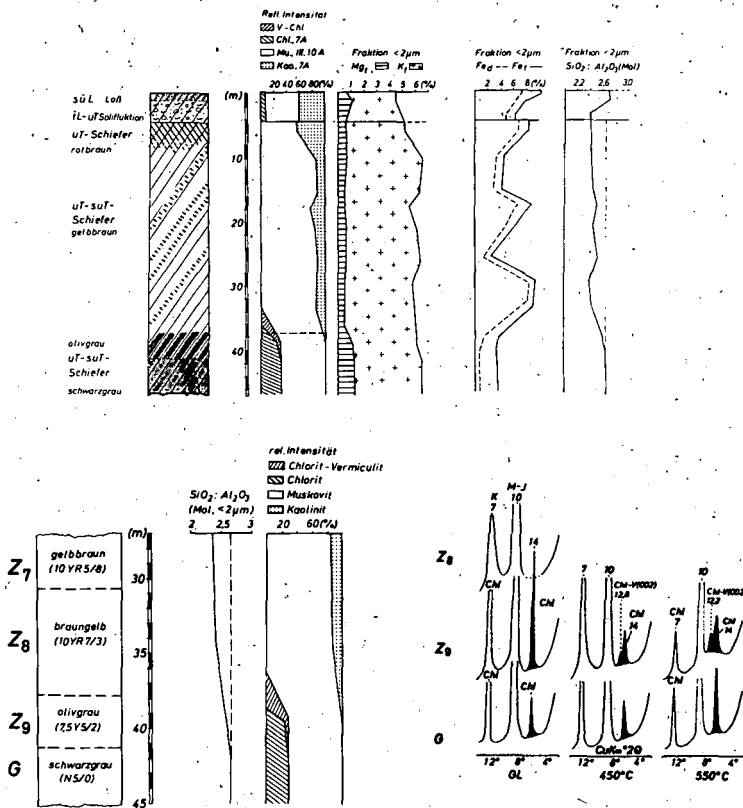


Abb. 3: Bohrung Horn (Osthunsrück)

- vollständige Profilsäule der Bohrung; Tonminerale und Mg-, K- und Fe-Gehalte sowie $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ -Verhältnis der Tonfraktion
- Ausschnitt aus dem unteren Bereich der Bohrung
- RDA-Diagramme der Tonfraktion

Chlorit tritt nur Kaolinit als Neubildung auf, Smectit fehlt hier bereits (Abb. 2b: Z₁₀ u. Z₁₁). Er ist auf die unteren 10-25 m der Saproлит-Zone beschränkt (ECKHARDT, 1960). Ober dem schwarzgrauen Saproлит folgt eine olivgraue (Abb. 2a: Z₉) bis gelbbraune (Abb. 2a: Z₈) Übergangszone von 2-3 m Mächtigkeit, die zur oberen Saproлит-Zone mit vollständig kaolinisiertem Chlorit überleitet (Abb. 2a: Z₇).

Der untere Teil der Übergangszone (Abb. 2b: Z₉) zeigt neben Kaolinit und Chlorit die Spur eines irregulären Chlorit-Vermiculit-Wechselagerungsminerals, daß erst bei Erhitzen auf 550 °C auf 12,6 Å kontrahiert. Im oberen Teil der Übergangszone (Abb. 2b: Z₈) ist kein Chlorit mehr vorhanden, der

14 Å-peak kontrahiert bei 450^o C vollständig auf 12,6 Å und bei 550^o C auf 12,1 Å. Hier liegt ein 1 : 1 - Chlorit-Vermiculit-Wechselagerungsmineral vor (vgl. MASSONNE & RIEDEL, 1983). Wie sich bei K-Behandlung und Temperung auf 450^o C zeigt, ist neben diesem Wechselagerungsmineral auch ein geringer Anteil reinen Vermiculits entstanden. Der 10 Å-peak verstärkt sich nach K-Behandlung, da der Vermiculit auf 10 Å kontrahiert. Der Wechselagerungsanteil des 14 Å-peak kontrahiert dagegen auf 12,6 Å (Abb. 2c).

Die chemischen Veränderungen vom frischen Gestein zum Saproilit mit Vermiculit-Mineralen sind eine schwache Desilifizierung (Abb. 2a), Mg-Abfuhr (Abb. 2c) und starker Rückgang des Fe²⁺-Gehaltes, wobei der Gesamt-Fe-Gehalt und der Fe_d-Gehalt konstant bleiben (Abb. 2c). Fe²⁺ wird größtenteils oxidiert und in dreiwertiger Form in den neugebildeten Vermiculit eingebaut. Diese Mineralumwandlung läuft im Gegensatz zur Smectitbildung unter oxidierenden Bedingungen ab.

Wie die Bohrung Horn (Abb. 3a) zeigt, kann der Übergang von Chlorit zu Chlorit-Vermiculit auch an der Basis des Saproilits stattfinden, wenn die primäre Oxidation bis in diese Tiefe reicht. Das dunkelgraue Ausgangsgestein (Abb. 3b/3c: G) zeigt nur Chlorit und Muskowit-Serizit in der Tonfraktion. Die 3-4 m mächtige Übergangszone aus olivgrauem Saproilit (Abb. 3b/3c: Z₉) zeigt neben primärem Chlorit Chlorit-Vermiculit-Wechselagerungsminerale. Kaolinit tritt noch nicht auf. In dem darüberfolgenden braungelben Saproilit (Abb. 3b/3c: Z₈) ist der Chlorit bereits vollständig in Kaolinit umgewandelt.

Der obere bis zu 50 m mächtige Teil des Saproilits mit vollständiger Kaolinisierung des Chlorits zeigt keine weiteren Mineralumwandlungen (Abb. 3a). Neben Kaolinit liegt reliktitischer Muskowit-Serizit vor, der bis in die höchsten Bereiche der Saproilit-Zone stabil bleibt, wie sich auch an den gleichbleibenden K-Gehalten (Abb. 3a) ablesen läßt. Schwankungen der K-Gehalte innerhalb des Profils sind auf Gesteinsinhomogenitäten zurückzuführen. Weiterhin läßt sich eine schwache Zunahme der Desilifizierung und eine starke Abfuhr von Mg und Ca vermerken (Abb. 3a). Die Fe²⁺-Gehalte werden ebenfalls stark dezimiert. Teilweise findet Fe-Abfuhr, z.T. aber auch Anreicherung von Fe³⁺ in Form freier Sesquioxide statt. In ersterem Fall entstehen die "gebleichten", weißlichgrauen Saproilite ("Weißverwitterung"), in letzterem Fall gelbliche, braune, rotbraune und rote Varietäten des Saproilits.

Der Übergang von der Saproilit-Zone zur Bodenzone wird am Beispiel des Aufschlusses Ringen dargestellt. Auf einem über 30 m mächtigen gelblichweißen bis bräunlichgelben vollständig kaolinisierten Saproilit liegt ein 6-8 m mächtiger Rotplastosol, der von oligozänen Sedimenten abgedeckt wird (Abb. 4a) (FELIX-HENNINGSSEN & WIECHMANN, 1985). Es handelt sich um eine früh- oder präoligozäne Bodenbildung. Wie Abb. 4a zeigt, folgt über dem Saproilit die eigentliche Bodenzone mit Auflösung der Gesteinsstruktur und drei erhaltenen Horizonten: Bleichzone, Fleckenzone und Konkretionszone. Letztere ist durch die oligozäne Bedeckung gekappt.

Die Minerale der Tonfraktion zeigen, daß im höchsten Teil der Saproilit-Zone neben neugebildetem Kaolinit der stabil gebliebene Muskowit-Serizit vorliegt (Abb. 4b). Der K-Gehalt von ca. 5 Gew.-% entspricht etwa dem eines frischen Schiefers. Bereits in der Bleichzone zeigt sich eine Dezimierung von 10 Å-peaks, die mit einer Abnahme des K-Gehaltes parallel läuft (Abb. 4b/4c). Gleichzeitig ist an der Verbreiterung und der Asymmetrie des 10 Å-peak eine Illitifizierung des Muskowit-Serizit zu erkennen. In der Konkretionszone tritt der Å-Anteil immer stärker zugunsten von Kaolinit zurück, entsprechend sinken die K-Gehalte weiter ab (Abb 4c). Darüberhinaus ist eine gegenüber dem Saproilit deutlich erhöhte Desilifizierung in der Tonfraktion zu erkennen.

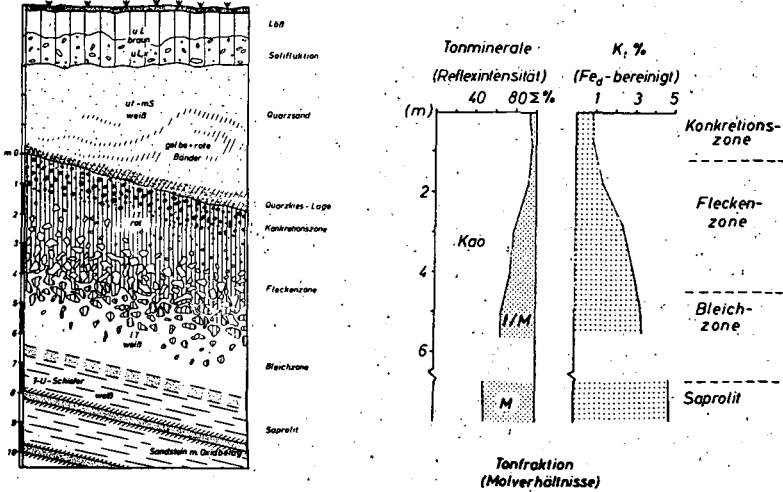


Abb. 4: Rotplastosol Ringen (NO-Eifel)
 a) Profilskizze
 b) Tonminerale und K-Gehalte
 c) $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ - und $\text{SiO}_2/\text{R}_2\text{O}_3$ -Verhältnisse der Tonfraktion

Literatur

Eckhardt, F.-J. (1960): Die Veränderung eines devonischen Tonschiefers durch die Mineralumwandlung infolge der tertiären Zersetzung. Z. dt. geol. Ges., 112: 188-196, 4 Abb., 5 Tab., Hannover

Felix-Henningsen, P. & Wiechmann, H (1985): Ein mächtiges autochthones Bodenprofil präoligozänen Alters aus unterdevonischen Schiefen der nordöstlichen Eifel. Z. Pflanzenern. Bodenk., 148: 147-158

Massonne, H.J. & Riedel, D. (1983): 1:1 Chlorit/Vermiculit-Wechselagerungsminerale aus verwitterten Siltsteinen des Rheinischen Schiefergebirges. Z. dt. geol. Ges., 134: 363-385

Mosebach, H. (1954): Zur petrographischen Kenntnis devonischer Dachschiefer. Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforschung., 82: 234-246, 2 Abb., 6 Tab., Taf. 8, Wiesbaden

Schichtladungsbestimmung und K-Freisetzung mit Alkylammonium

an Tonfraktionen aus Lössen und Lössböden

von

Friedrich, R.*)

Die Methode zur Bestimmung der Zwischenschichtladung aufweitbarer Dreischichttonminerale mittels n-Alkylammonium (LAGALY & WEISS, 1969; LAGALY et al., 1976; RÜHLICKE & NIEDERBUDE, 1981, 1985) wurde auf Tonfraktionen aus Löss und Lösslehmböden angewandt.

Da die Schichtladung XI aus dem Regressionskoeffizienten der linearen Abhängigkeit (Aufweitungskurve) der mittels Röntgenbeugung bestimmten Basisabstände (d-Werte) von der Länge der Alkylammoniumionen (Anzahl der Kohlenstoffatome, Nc) ermittelt wird, wurde versucht, die Genauigkeit der d-Wert-Bestimmung zu erhöhen, indem die Röntgenbeugungsdiagramme

a) zunächst im stepscan-Verfahren aufgenommen wurden, wobei die in Abhängigkeit vom Winkel 2θ gemessenen Beugungsintensitäten digital erfaßt werden,

b) anschließend hinsichtlich des Einflusses des physikalisch bedingten kombinierten Lorentz-Polarisations Faktors mittels eines Rechnerprogramms korrigiert wurden (genauere Angaben zur Methodik siehe STANJEK, 1985).

Tonfraktionen aus Böden stellen häufig Gemenge von Dreischichtsilikaten hoher (0,6, Vermikulit) und niedriger (0,2-0,5, Smektit) Ladung dar. Nach Einlagerung von n-Alkylammoniumionen in die Zwischenschichten liegen die beiden entsprechenden Beugungsmaxima im Winkelbereich zwischen 7 und 3 Grad 2θ , und überlappen sich gleichzeitig mehr oder weniger ausgeprägt (vgl. FRIEDRICH & NIEDERBUDE, 1983). Nach der unter b) genannten Lp-Korrektur verläuft der im Kleinwinkelbereich (<10 Grad 2θ , $\text{CoK}\alpha$) sonst stets stark geneigte Untergrund weitgehend horizontal, womit die dadurch verursachte Verschiebung der Peakpositionen zu einem großen Teil ausgeschaltet werden kann. Insbesondere bei Korngrößen kleiner als $0,1\mu\text{m}$ wird erst hierdurch eine sinnvolle Ermittlung der Ladungsdichte möglich; in anderen Fällen ergibt sich zum Teil eine Änderung der Werte für XI, die jedoch dann statistisch besser gesichert sind. Zudem wird oft erst durch die Lp-Korrektur in der auf der Seite größerer Winkel gelegenen Flanke eines starken Vermikulitpeaks zusätzlich ein schwacher Smektitpeak sichtbar (vgl. STANJEK, 1985).

* Inst. f. Bodenkunde, TU München, 8050 Freising-Weihenstephan

Eine möglichst genaue Bestimmung der d-Werte ist auch deshalb wichtig, weil sich die Ladungsdichte XI im Bereich über 0.80 überproportional in Abhängigkeit vom Einlagerungswinkel ALPHA ändert (s. LAGALY & WEISS, 1969). Vor allem in Feintonfraktionen, in denen der d001-Reflex des Vermikulits meist erst ab $N_c=12$ erkennbar ist, liegt XI häufig zwischen -0.9 und -1.0, einem Wert, der für ein Glimmermineral kennzeichnend ist, aber nicht für ein vermikulitisches Schichtsilikat (AIPEA Nomenclature Committee, 1980). Möglicherweise ist die Steigung der Regressionsgerade in diesen Fällen deshalb so hoch, weil die Lage des Vermikulitpeaks bei kleinerem N_c aufgrund der hierbei stärkeren Überlappung mit dem Smektitpeak in Richtung größerer Winkel verschoben wird. Mit wachsendem N_c vermindert sich diese Abweichung vom tatsächlichen d-Wert ständig, woraus insgesamt eine zu große Steigung resultiert, die dann einen nicht realistischen hohen Wert für XI ergibt. Die so errechnete Ladungsdichte ist deshalb wesentlich durch die physikalischen Gegebenheiten der Methode bedingt und stellt keine Eigenschaft des untersuchten Minerals dar. Möglicherweise kann damit der Anstieg der Ladungsdichte mit abnehmender Korngröße in dem in Abbildung 2 dargestellten Beispiel teilweise erklärt werden.

Bei der Einlagerung von n-Alkylammoniumionen in die Zwischenschichten aufweitbarer, zuvor homoionisch mit Natrium belegter Tonminerale, werden die dort sorbierten Na-Ionen ausgetauscht. Die Freisetzung anderer Zwischenschichtkationen, insbesondere von Kalium, soll hingegen nach Literaturangaben (LAGALY & WEISS, 1971; LAGALY, 1979) keine Rolle spielen. Eigene Messungen in den Austauschlösungen von einheitlich 7 Tage behandelter Tonfraktionen aus Böden verschiedener Substrate (Obere Süßwassermolasse, Löß- und Lößlehm aus Süd- und Mitteleuropa) zeigten demgegenüber eine teilweise beträchtliche, korngrößenspezifische Freisetzung von Kalium. Am Beispiel von drei Korngrößenfraktionen eines Bvg-Horizontes aus Lößlehm ist dieser Zusammenhang in Abbildung 1 dargestellt.

Ab einer "kritischen" Kettenlänge ($N_c=9$) steigt die freigesetzte K-Menge mit wachsendem N_c an, wobei die Steigung der resultierenden Kurven mit der Korngröße deutlich zunimmt. Dabei entsprechen die absoluten Werte bei $N_c=16$ in der Reihenfolge abnehmender Korngröße 44, 23 bzw. 12 % des Gesamt-K-Gehaltes.

An äußeren und peripheren Oberflächen von aufweitbaren Schichtsilikaten sorbierte Kaliumionen werden durch die Vorbehandlung mit Na- und Ca-haltigen Lösungen umgetauscht. Infolgedessen kommt als K-Quelle nur der in allen Fraktionen in unterschiedlichen Anteilen enthaltene Illit in Betracht. An zwei aus Gesteinen isolierten und nach ihren Röntgenbeugungsdiagrammen hinreichend reinen Glimmern (Biotit Öztal und Muskowit Comer See), zeigte sich nach Belegung mit $N_c=14$, daß nur aus den trioktädrischen Formen beträchtliche Mengen an K freigesetzt wurden, die auch hier eine Abhängigkeit von der Korngröße aufwiesen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 zusammengefaßt und deuten an, daß die Einlagerung von Alkylammoniumionen nicht auf die Zwischenschichten von aufweitbaren Schichtsilikaten beschränkt ist, sondern auch primär K-haltige Schichten (Illit/Biotit) innerhalb relativ kurzer Zeitspannen erfaßt. Kalkuliert man die aus einer solchen Neubildung K-entleerter Schichten mit hoher Ladung folgende zusätzliche Unsicherheit bei der Ladungsdichtebestimmung des Vermikulits, so ergibt sich für die Fraktion 2-0.2 μm ein Fehler von etwa 10%, der sich für kleinere Korngrößen ungefähr halbiert.

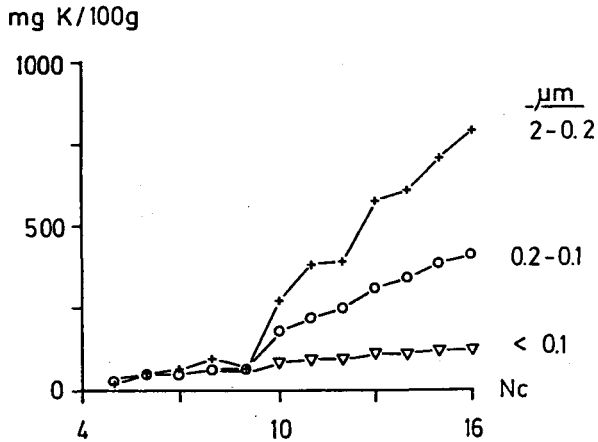


Abb. 1: K-Freisetzung in der Grob-, Mittel- und Feintonfraktion einer pseudovergleyten Schwarzerde-Braunerde (Bvg-Horizont) aus Lößlehm in Abhängigkeit von der Belegung mit n-Alkylammonium unterschiedlicher Kettenlänge (Nc) in 7 Tagen.

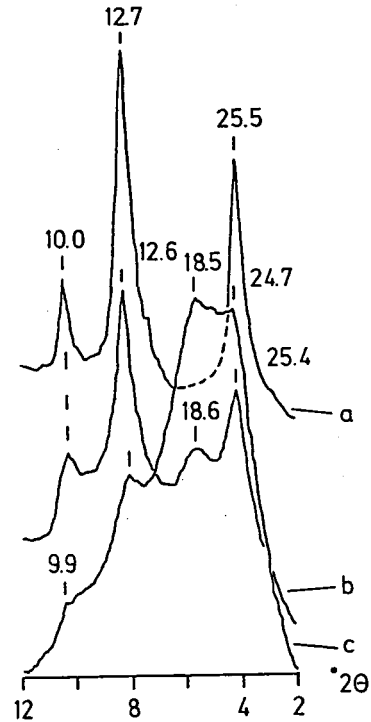


Abb. 2: Röntgenbeugungsdiagramme (Lp-korrigiert) der Fraktion 2-0.2 μm (a), 0.2-0.1 μm (b) und <0.1 μm (c) einer pseudovergleyten Schwarzerde-Braunerde aus Lößlehm nach Belegung mit Nc=14 (7 Tage). d-Werte in Å.

Tabelle 1: K-Freisetzung mit $N_c=14$ in 7 Tagen aus Biotit und Muskowit verschiedener Korngrößen. Werte in Klammern gelten für Muskowit.

Korngröße (μm)	% von Gesamt-K freigesetzt	
	Biotit	Muskowit
500(630)-63	82	0.4
63-2 (<63)	93	0.9
2-0.2	76	---
0.2-0.1	69	---
< 0.1	26	---

Ein Beispiel zur Differenzierung von Vermikulit und Smektit mit der Korngröße nach Belegung mit $N_c=14$ zeigt Abbildung 2 für einen Bvg-Horizont aus Lößlehm. Die Ladungsdichte XI des hochgeladenen Minerals beträgt in der Reihenfolge abnehmender Korngröße -0.65, -0.70 und -0.77; damit handelt es sich um einen Vermikulit mit niedriger bzw. mittlerer Schichtladung (AIPEA Nomenclature Committee, 1980). Während in der Grobtonfraktion nur die Beugungsmaxima von Vermikulit ($25.5\text{\AA} = d_{001}$, $12.7\text{\AA} = d_{002}$) und Illit (10.0\AA) zu erkennen sind, wird in der Mitteltonfraktion zusätzlich der Smektitpeak bei 18.6\AA sichtbar, dessen Ladungsdichte -0.44 beträgt. In der Feintonfraktion (XI = -0.40) ist dieser ($d_{001} = 18.5\text{\AA}$) noch einmal deutlich verstärkt, sodaß Smektit und Vermikulit etwa gleiche Intensitätshöhen aufweisen. Daraus läßt sich ableiten, daß mit abnehmender Korngröße eine Zunahme der niedriggeladenen Schichtsilikate verbunden ist.

Anhand erster vorläufiger Ergebnisse aus einer Mischungsreihe zwischen einem Vermikulit (C-Horizont Löß) und einem Smektit (tropischer Vertisol) läßt sich für die beiden Minerale in der Mitteltonfraktion ein Mengenverhältnis von etwa 80 zu 20% abschätzen, in der Feintonfraktion ein solches von etwa 40 zu 60%. Ähnliche Verhältnisse findet man auch in Parabraunerden aus Löß. Diese Zahlen sind allerdings nur eingeschränkt aussagefähig, da die deutliche Überlappung der beiden Peaks - insbesondere in der Feintonfraktion - die Lage und vor allem die Intensität der Beugungsmaxima auch nach L_p -Korrektur noch beeinflußt. Dabei wirkt der Smektitpeak wegen seiner größeren Halbwertsbreite auf den an seiner Kleinwinkelseite gelegenen Vermikulitpeak wie ein physikalisch bedingter steil steigender Untergrund, wodurch für den zweiten höhere Intensitäten vorgetäuscht werden, was auch eine Vermessung der Peakflächen mit großen Fehlern belastet. Diese gegenseitige Überlappung läßt sich nur mittels eines Kurvenfits ausschalten, der aus der additiv aus Untergrund und mineralspezifischer Beugung zusammengesetzten Summenkurve die Lage und Form der Einzelpeaks berechnet (vgl. STANJER, 1985).

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die in Tonfraktionen aus Böden enthaltenen aufweitbaren Dreischichtsilikate mittels Belegung mit n-Alkylammoniumionen direkt nach ihrer Ladungsdichte XI differenziert werden können. Da jedoch bereits kleine Änderungen des aus der Aufweitungskurve ermittelten Regressionskoeffizienten deutliche Unterschiede im Wert von XI bedeuten, ist eine möglichst genaue Bestimmung der d-Werte der jeweiligen Beugungsmaxima nötig.

Dies wird mittels schrittweisen Zählens der Röntgendiagramme und anschließender Korrektur der Intensitäten hinsichtlich des durch den Lorentz- und Polarisationsfaktor bedingten Anteils erreicht. Damit kann der Einfluß eines nichtlinearen Untergrunds auf die Lage der Peakmaxima ausgeschaltet werden. Die zusätzliche, durch die Überlappung zweier Peaks verursachte Verschiebung der Peakpositionen, läßt sich nur mittels eines Kurvenfits beseitigen. Beide Verfahren verbessern die statistische Sicherheit der Ergebnisse.

Des weiteren konnte nachgewiesen werden, daß Alkylammoniumionen nicht nur austauschbare Kationen, sondern auch fest gebundenes Kalium aus den Zwischenschichten trioktaedrischer Glimmer freisetzen, wobei die Freisetzungsrates bei einheitlicher Reaktionszeit deutlich mit der Korngröße abnimmt. Daraus läßt sich ableiten, daß die K-Versorgung in Böden aus glimmerhaltigen Gesteinen und Sedimenten zu einem großen Teil durch die Freisetzung aus der Feinschluff- bis Grobtonfraktion erfolgt, wo die Anteile von Biotit und/oder Illit meist ein Maximum aufweisen. Damit stellen diese Minerale eine bedeutende, in die K-Dynamik des Bodens eingeschlossene Reserve dieses Nährstoffs dar.

Die Vermikulite in den Tonfraktionen aus Lössen und Lössböden haben im Mittel eine Ladungsdichte XI von etwa -0.70 , wobei die höheren Werte kleinerer Korngrößen teilweise aus der Verschiebung der Beugungsmaxima zu größeren Winkeln (kleineren d -Werten) aufgrund der Überlappung benachbarter Peaks resultieren. Innerhalb der Tonfraktion verstärkt sich mit abnehmender Korngröße die Intensität der Smektitreflexe, was auf einen in gleicher Richtung steigenden Mengenanteil schließen läßt, der allerdings nur mit einer Genauigkeit von maximal 20% abgeschätzt werden kann. Mit einer mittleren Ladungsdichte von -0.40 bis -0.45 unterscheiden sich die Smekтите in Lössen und Lössböden deutlich von solchen in Sedimenten der Oberen Süßwassermolasse, deren Ladungsdichte im Mittel -0.30 bis -0.35 beträgt.

Literaturverzeichnis:

AIPEA Nomenclature Committee (1980). Clays Clay Miner. 28: 73-78

FRIEDRICH, R., E. A. NIEDERBUDE (1983). Ladungsbestimmungen an aufgeweiteten Dreischichtmineralen unterschiedlicher Korngröße mit n -Alkylammonium. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 38: 725-728

LAGALY, G., A. WEISS (1969). Determination of Layer Charge in Mica-Type Layer Silicates. Proc. Int. Clay Conf., Tokyo 1969, 1: 61-68

LAGALY, G., A. WEISS (1971). Anordnung und Orientierung kationischer Tenside auf ebenen Silicatoberflächen. Teil I: Darstellung der n -Alkylammoniumderivate von glimmerartigen Schichtsilicaten. Kolloid Z. Z. Polymere 237: 266-273

LAGALY, G., M. FERNANDEZ-GONZALEZ, A. WEISS. (1976). Problems in Layer Charge Determinations of Montmorillonites. Clay Minerals 11: 173-187

LAGALY, G. (1979). The "Layer Charge" of Regular Interstratified 2:1 Clay Minerals. Clays Clay Miner. 27: 1-10

RÜHLICKE, G., E. A. NIEDERBUDE (1981). Bestimmung der Ladungseigenschaften von Tonmineralen aus Böden mit unterschiedlichem K-Fixierungsvermögen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 32: 807-810

RÜHLICKE, G., E. A. NIEDERBUDE (1985). Determination of Layer-Charge Density of Expandable 2:1 Clay Minerals in Soils and Loess Sediments Using the Alkylammonium Method. *Clay Minerals* 20: 291-300

STANJEK, H. (1985). Kurvenfitten von Lorentz- und polarisationskorrigierten Röntgenbeugungsdiagrammen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* im Druck.

Kontrollierte Oxidation eines Biotit-Vermiculits
und Formen des Ladungsausgleichs.

von
Gras, B. und H. Graf von Reichenbach⁺

Durch die Oxidation von Eisen in trioktaedrischen Schichtsilikaten wird in den Oktaederschichten positive Ladung erzeugt, die zu einer Verringerung der Schichtladung führt. Gleichzeitig werden Prozesse ausgelöst, die der Verringerung der Schichtladung entgegenwirken: die Deprotonierung von Gitter-OH-Gruppen und die Abgabe von Oktaederkationen. In der Literatur findet man sehr unterschiedliche Angaben über das Ausmaß dieser Sekundärreaktionen.

Ein aus Biotit hergestellter Barium-Vermiculit wurde unter Konstanthaltung des pH-Wertes der Reaktionslösung auf 6.0 mit AgNO_3 oxidiert. Nach 14 h Behandlungszeit waren 76% des zweiwertigen Eisens umgesetzt. Die erzeugte Ladung wurde zum größten Teil durch Deprotonierung (66%), zu 25% durch Verringerung der Schichtladung und nur zu 9% durch Oktaederkationenfreisetzung kompensiert.

Röntgenographische, IR- und mößbauerspektroskopische Untersuchungen zeigten, daß deutliche Veränderungen in der Mineralstruktur auftraten. Die Ausbildung von Leerstellen, vor allem aber die durch Oxidation und Deprotonierung bedingte Änderung in der Ladungsverteilung führten zur Verringerung der b-Achsenlänge und zu einer Verzerrung der Sauerstoffoktaeder.

Die Oxidation bei pH 3, 4, 5 und 7 ergab, daß die H^+ -Konzentration keinen Einfluß auf die Form des Ladungsausgleichs hatte. Bereits bei pH-Werten von 5 wurden Wasserstoffionen durch Pro-

+ Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

tolyse des Silikats verbraucht. Bei pH 4 überstieg dieser Verbrauch bereits nach kurzer Reaktionszeit die H^+ -Freisetzung durch Deprotonierung.

Die Versuchsergebnisse machen deutlich, daß die Abgabe von Oktaederkationen zum Ausgleich der bei der Silikatoxidation erzeugten Ladung eine vergleichsweise geringe Rolle spielt. Demgegenüber dürfte die Deprotonierung durch lokale pH-Absenkung und somit durch das Auslösen von Protolysereaktionen für das Auftreten oxidischer Eisenabscheidungen der Vermiculite in der Natur verantwortlich sein.

Strukturuntersuchung und Identifizierung von
Mineralien mit Hilfe elektronenoptischer Verfahren

von

Ostlender, H. und L. Thytes*

Zusammenfassung

Zur Erweiterung bodenmikromorphologischer Auswerteverfahren werden Anschliffe eines Terra fusca-Kolluviums einer rasterelektronenmikroskopischen Untersuchung zugeführt. Die Kombination von Raster-Elektronenmikroskop (REM) mit energiedispersiver Röntgenmikroanalyse (EDX) ermöglicht eine schnelle Struktur- und Elementanalyse der Proben. Beispiele einer Fe/Mn-Konkretion und zweier Schwerminerale erläutern die Anwendung dieser Vorgehensweise in der Bodenkunde.

Material und Methoden

Die untersuchten Bodenproben wurden im Rahmen eines Programms des Baden-Württembergischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten unter Leitung von Prof. Dr. K.-F. SCHREIBER (Münster) zur Offenhaltung brachgefallenen Kulturlandes durch extensive Pflegemaßnahmen in regelmäßigen Zeitabständen entnommen und anschließend mit VESTOPAL-Kunstharz imprägniert (SCHREIBER 1980a,b). Verwendet wurden Proben eines Terra fusca-Kolluviums auf Muschelkalk (SCHIEFER 1981). Nach der Herstellung von Anschliffen geeigneter Größe (ca. 2-3 cm²) erfolgten spezielle Präparationsschritte, um eine ausreichende elektrische Leitfähigkeit der Proben im REM zu gewährleisten (vgl. THYTES et al. 1984). Die elektronenoptische Untersuchung erfolgte im PHILIPS SEM 505 in Verbindung mit EDX. Zu Signalentstehung und -verarbeitung in REM und EDX vgl. REIMER und PFEFFERKORN 1977 sowie HANTSCHKE 1974.

*Lehrstuhl Landschaftsökologie, Institut für Geographie, Universität Münster, Robert-Koch-Str. 26-28, 4400 Münster/Westf.

Ergebnisse

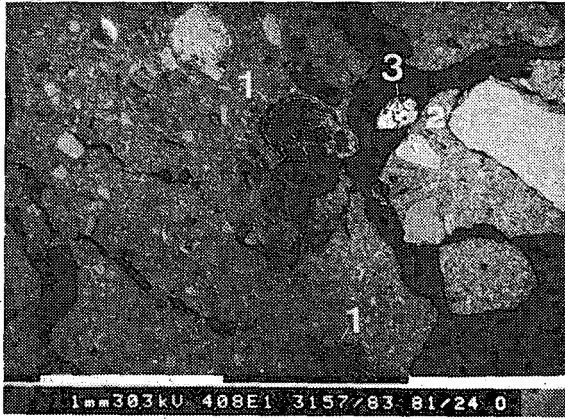


Abb. 1: Übersichtsbild

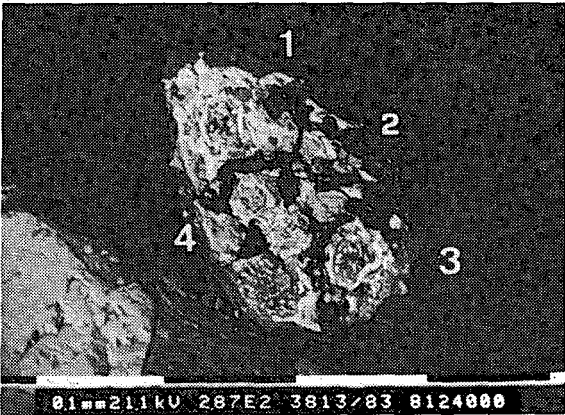


Abb. 2: Rückstreuelektronenbild

Im Oberboden (0-3 cm) einer Terra fusca ist eine sehr feinkörnige Matrix erkennbar (Abb.1). Eingelagert sind einige Humuspartikel (Markierung 1), Mineralkörner (2) und ein besonders hervortretendes Objekt (3), welches im Folgenden näher untersucht werden soll.

Die Heterogenität des Korns wird im Rückstreuelektronenbild (Abb. 2) besonders deutlich. Es zerfällt in mehrere kleinere Teile (1; 2, 3, 4), die im Kern dunkel erscheinen und durch eine helle Substanz eingefasst werden. Die einzelnen Körner werden durch eine Kittsubstanz zusammengehalten.

Das Spektrum der Elementanalyse (Abb. 3) des gesamten Bildausschnittes zeigt, daß in der Probe überwiegend Silizium, Mangan und Eisen vorhanden sind. In geringeren Anteilen kommen noch weitere Elemente vor. Die relativen Atom-Häufigkeiten sind aus der Tabelle ersichtlich.

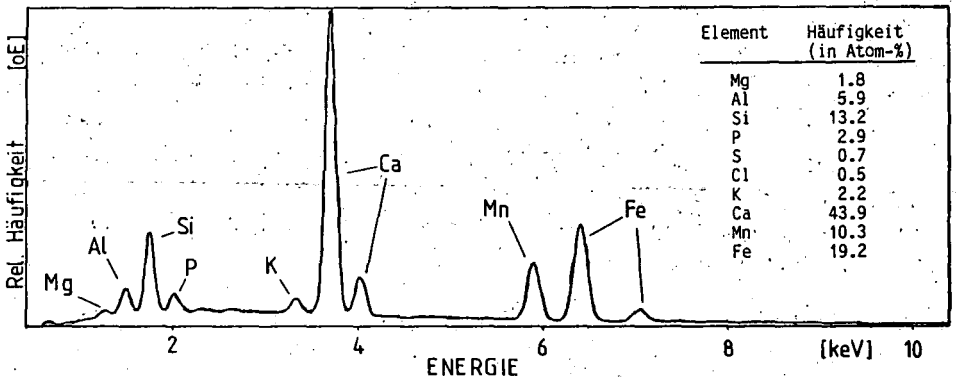


Abb. 3: Elementanalyse von Abb. 2

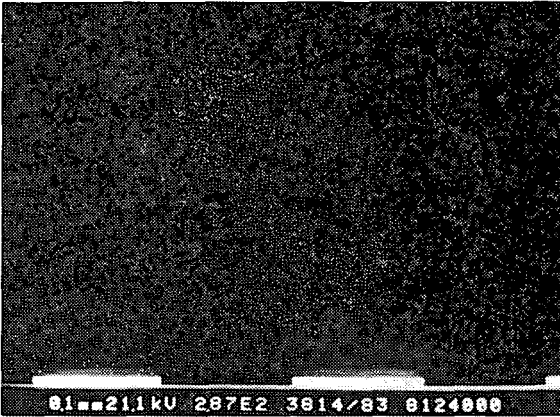


Abb. 4: Elementverteilungsbild des Eisen

Durch on line-Verarbeitung der Analysedaten ist es möglich, die räumliche Verteilung einzelner Elemente darzustellen. In diesem Bild (Abb. 4) ist die Fe-Verteilung wiedergegeben. Ein Vergleich mit dem Rückstreuelektronenbild ergibt eine Anhäufung des Fe in den sehr hell erscheinenden schalenförmigen Bereichen. Außerhalb der Körner ist keine Fe-Anreicherung festzustellen.



Abb. 5: Elementverteilungsbild des Calcium

Das Ca ist überwiegend in einem Kalkkorn (Markierung 2 in Abb. 1) angereichert. In der betrachteten Konkretion häufte es sich in den Zwischenräumen an und bildet die Kittsubstanz (als CaCO_3) für die Konkretion.

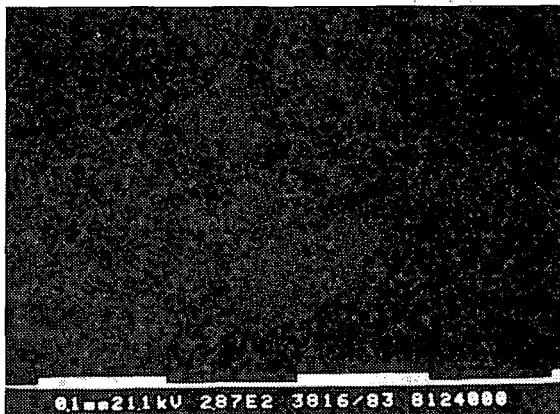


Abb. 6: Elementverteilungsbild des Mangan

Das Mangan verteilt sich auf nur vier Gebiete innerhalb der Konkretion. Es ist in den zentralen Bereichen der kleineren Körner konzentriert. Diese werden durch die schalenförmig angeordneten Fe-Verbindungen ummantelt.

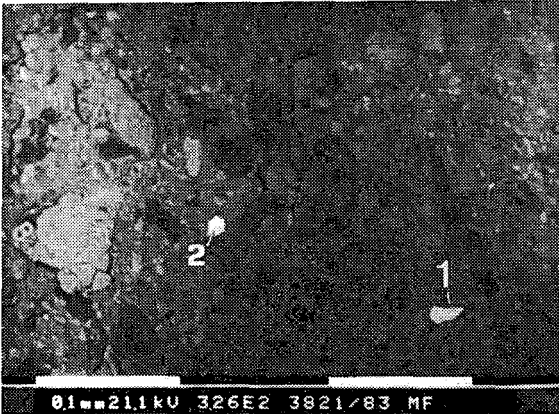


Abb. 7: Übersichtsbild

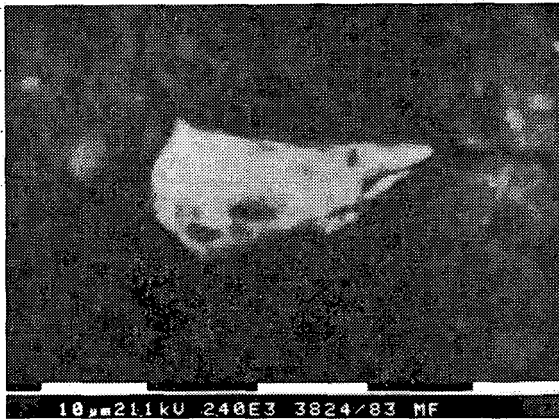


Abb. 8: Keilförmiges Schwermineral



Abb. 9: Elementverteilungsbild des Zirkon

Im Boden sind häufig Schwerminerale zu finden, die im Rückstreuелеlektronenbild sehr hell erscheinen. Im folgenden werden zwei Mineralkörner (1, 2) analysiert und identifiziert. Das Bild zeigt ein keilförmiges und ein rundliches Korn.

Eine Elementanalyse des gesamten Bildausschnittes (Abb. 13) zeigt, daß Al, Si und Ca als häufigste Elemente vorkommen. Aber es wird auch P, S, Cl, Ti, K und Fe angezeigt. In der Tabelle sind die oben aufgeführten Elemente in relativen Häufigkeit aufgelistet.

Das keilförmige Mineral ist ca. 25 µm lang und nicht weiter strukturiert (Abb. 8).

Bei der Elementanalyse von Abb. 8 werden nur Si und Zr zu etwa gleichen Teilen nachgewiesen.

Das Elementverteilungsbild (Abb. 9) zeigt, daß Zr nur in dem Mineralkorn angereichert ist. Da keine weiteren Elemente außer Si nachgewiesen wurden, handelt es sich um das Mineral Zirkon ($ZrSiO_4$).

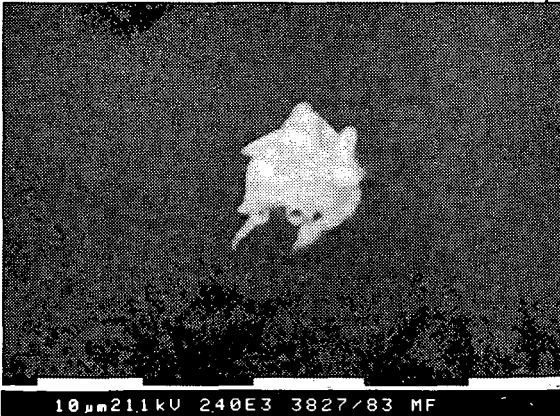


Abb. 10: Rundliches Schwermineral

Das zweite Mineralkorn (Abb. 10) ist von rundlicher Gestalt mit einem Durchmesser von ca. 15 µm.

Durch die Elementanalyse (Abb. 14) des gesamten Bildausschnittes werden Si, P und Elemente der 'Seltene Erden' nachgewiesen. Si und P sind die weitaus häufigsten Elemente, gefolgt von Ce und La. In geringen Mengen ist auch Th vorhanden.



Abb. 11: Elementverteilungsbild des Cer

Cer (Abb. 11) und Phosphor (Abb. 12) sind nur im Mineralkorn nachweisbar. Die Elementverteilungen von La und Th sind ähnlich. Das Mengenverhältniss von P zu den Lanthanoiden und Actinoiden deuten auf das Mineral Monazit ($CePO_4$) hin. Im Kristallverband kann Cer durch andere Lanthanoide und Actinoide ersetzt sein.

Diese Fotoserie zeigt, daß es mit EDX sehr leicht möglich ist, auch exotische Elemente (Cer, Lanthan, Thorium) nachzuweisen.

Durch Vergleich mit anderen Elementhäufigkeiten kann die Art des vorliegenden Minerals problemlos bestimmt werden.

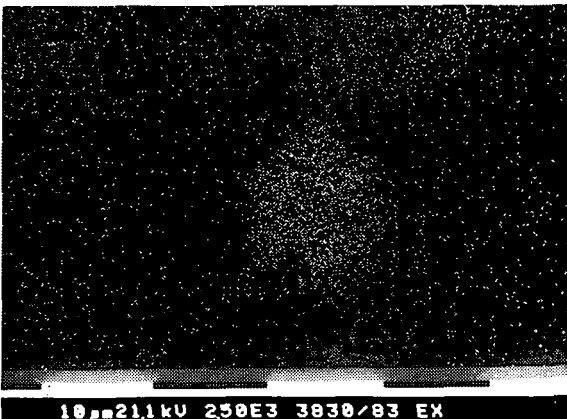


Abb. 12: Elementverteilungsbild des Phosphor

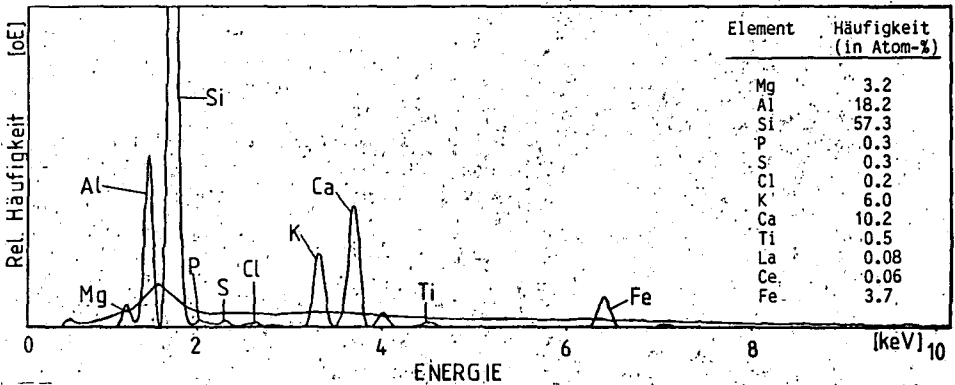


Abb. 13: Elementanalyse von Abb. 7

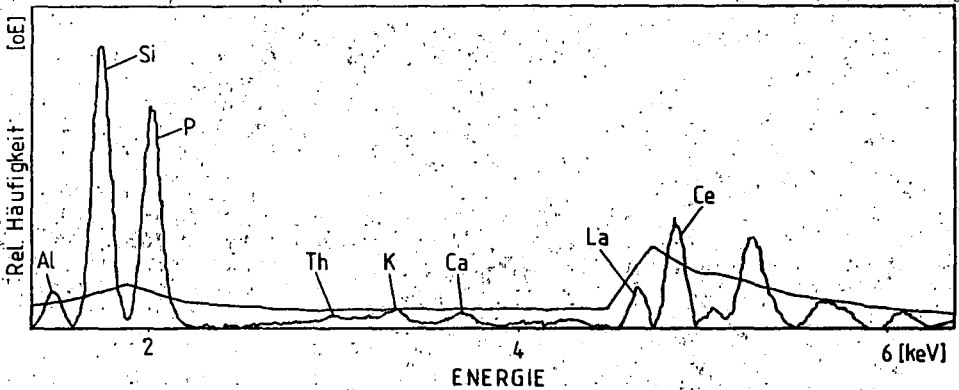


Abb. 14: Elementanalyse von Abb. 10

Literatur:

HANTSCHÉ H., 1974: Die energiedispersive Röntgenmikroanalyse am Rasterelektronenmikroskop. - Anwendung für Biologie und Medizin - Teil I: Microscopica Acta, Bd. 75/5, Stuttgart, 409-418
 Teil II: Microscopica Acta, Bd. 76/1, Stuttgart, 11-27

REIMER L., PFEFFERKORN G., 1977: Rasterelektronenmikroskopie. 2. Aufl., Berlin 282 S.

SCHIEFER J., 1981: Bracheversuche in Baden-Württemberg. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landespflege in Baden-Württemberg, Bd. 22, Karlsruhe, 328 S.

SCHREIBER K.-F., 1980a: Entwicklung von Brachflächen in Baden-Württemberg. Verh. Ges. Ökol., Bd. 8, Göttingen, 185-203

SCHREIBER K.-F. 1980b: Brachflächen in der Kulturlandschaft: Ökologische Probleme in Agrarlandschaften. Dat. Dok. Umweltschutz, Sonderr. Umwelttagung, Nr. 30, Stuttgart, 61-93

THYES L., OSTLENDER H., SCHREIBER K.-F., THÖLE R., 1984: Zur Präparation von in VESTOPAL konservierten Bodenproben für das Raster-Elektronenmikroskop (REM). Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 39, Göttingen, 91-96

Geologisch-mineralogische Untersuchungen der tiefgründig
kaolinisierten Unterdevongesteine im Osthunsrück und der
nordöstlichen Eifel

von

Spies, E.-D. u. P. Felix-Henningsen⁺)

Verbreitung und Lagerungsverhältnisse von kaolinisierten Unterdevongesteinen werden anhand einer mineralogisch gestützten Kartierung in zwei ausgewählten Regionen des Rheinischen Schiefergebirges untersucht.

Das erste Untersuchungsgebiet liegt im Osthunsrück im südlichen Rheinischen Schiefergebirge. Im Süden grenzt er an den unterdevonischen Quarzitzug des Soonwaldes, im Norden schließt sich die Moselmulde an. Von Osten her zieht die Maisborn-Gründelbacher Mulde mit quarzitischen Schiefern und vereinzelt Quarziten des Unterems in den überwiegend aus Hunsrückschiefern aufgebauten Osthunsrück hinein.

Die Verbreitung der präpleistozänen Verwitterungsdecke ist im Osthunsrück, wenn gleich wenig differenziert, aus unveröffentlichten Manuskriptblättern der geologischen Karten und aus Bodenkarten recht gut bekannt. Weitere Hinweise sind der Lagerstättenkarte von VIERSCHILLING (1910) zu entnehmen, da die dargestellten Brauneisenerzlager an die kaolinisierten Gesteine gebunden sind. Zudem wurden die Bohrprotokolle von ca. 200 Trinkwasserbohrungen ausgewertet. Die Verbreitung der oligozänen Sedimentbedeckung wurde im wesentlichen von KUTSCHER (1954) übernommen. Das so entstandene Bild der Verbreitung und der Lagerungsverhältnisse der Verwitterungsdecke wurde durch eigene Untersuchungen überprüft und eine Untergliederung der Verwitterungsdecke vorgenommen.

Es wurden folgende Kartiereinheiten ausgehalten:

1. frisches Ausgangsgestein
2. untere Saprolitzone mit unvollständig kaolinisiertem Chlorit
3. obere Saprolitzone mit vollständig kaolinisiertem Chlorit
4. präpleistozäne Bodenzone mit Auflösung der Gesteinsstruktur und Illitierung bzw. Kaolinisierung des Muskowit-Serizit
5. oligozäne Sedimentbedeckung

Mineralogische Untersuchungen, die die Kartierarbeiten begleiteten, erlauben es, jeden Aufschlußpunkt in das Niveau der Verwitterungsdecke einzuordnen. Die Untersuchungen zeigen, daß eine Zuordnung zur unteren oder oberen Saprolit-Zone meist schon anhand der Gesteinsfarbe vorgenommen werden kann. So besitzen die

⁺ Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13,
D-5300 Bonn 1

unvollständig kaolinisierten Gesteine im oxidierten Zustand einen deutlichen graulivigen bis olivgrauen Farbton, die vollständig kaolinisierten Gesteine dagegen weißliche bis gelbliche, bräunliche oder rötliche Farben. Da das Saprolitmaterial an der Geländeoberfläche fast immer in oxidiertem Form vorliegt, kann meist schon im Gelände eine Zuordnung zur unteren oder oberen Saprolit-Zone erfolgen. In der unteren Saprolit-Zone nimmt der Kaolinitanteil in Richtung auf das frische Gestein allmählich ab. Anhand des Kaolinit/Chlorit-Verhältnisses läßt sich so die Lage der Verwitterungsbasis näherungsweise auch dort bestimmen, wo der Übergang zum frischen Gestein nicht abgeschlossen ist.

Die Übersichtskarte (Abb. 1) zeigt, daß frisches Gestein in allen tieferen Taleinschnitten zutage tritt. Unvollständig kaolinisierter Saprolit erscheint in den Talflanken und in Bereichen der Hochfläche, die der Abtragung am stärksten ausgesetzt waren. Vollständig kaolinisierter Saprolit tritt in den weniger stark denudierten Arealen der Hochflächen und auf vereinzelt Kuppen in Hochflächenbereichen mit stärkerer Abtragung auf. Die präpleistozäne Bodenzone konnte an keiner Stelle mit Sicherheit nachgewiesen werden. Selbst in Bereichen mit erhaltener oligozäner Sedimentbedeckung konnten keine Relikte der präoligozänen Bodenzone gefunden werden. Die oligozänen Sedimente, die aus Tonen, Sanden und Kiesen bestehen und aufgearbeitetes Material der Verwitterungsdecke darstellen, treten als kleinflächige Erosionsreste in tektonisch abgesenkten Bereichen der Hochfläche auf. Die Karte zeigt das Bild einer ehemals zusammenhängenden, großflächig verbreiteten eben gelagerten Verwitterungsdecke, von der nur mehr oder weniger mächtige Abschnitte der Saprolitzone erhalten sind. Sie wurde durch plio-pleistozäne Abtragung stark dezimiert und in den tieferen Tälern unterschritten. Die größten erhaltenen Mächtigkeiten der Verwitterungsdecke wurden mit ca. 80-100 m ermittelt. Die größte Mächtigkeit der oberen Saprolit-Zone beträgt ca. 60 m, die der unteren Saprolit-Zone schwankt zwischen 30 und 60 m. Die oligozäne Sedimentbedeckung ist mit bis zu 25 m Mächtigkeit erhalten. Die Verwitterungsdecke wurde durch schwache postoligozäne tektonische Bewegungen im zentralen Bereich des Osthunsrück aufgewölbt, wobei flexurartige Verbiegungen und kleinere Brüche entstanden. Diese sind nur anhand der Lagerungsverhältnisse der Verwitterungsdecke zu erkennen. Die Lagerungsverhältnisse lassen sich in der Karte an den Isolinien der Höhenlage der Verwitterungsbasis (in m üNN) und im Profilschnitt (Abb. 2) ablesen. Der Profilschnitt zeigt die aus den Bohrprotokollen rekonstruierte weite Verbreitung der nicht oxidierten Saprolit-Zone. Diese ist in tektonisch abgesenkten Bereichen in größter Mächtigkeit erhalten und damit ein Beleg für eine posttektonische Überprägung der Verwitterungsdecke durch tiefgreifende Oxidation. Primäre Oxidation bis zum frischen Gestein findet sich im Bereich des Quarzitzuges des Soonwaldes, im Bereich der Maisborn-Gründelbacher Mulde, die z.T. ebenfalls als Härtlingsrücken ausgebildet ist sowie gebietsweise auf den Emsquarzitügen der Moselmulde. Diese Bereiche traten demnach schon im Tertiär als exponierte Höhenrücken in Erscheinung.

Neben der Kaolinisierung durch präpleistozäne Verwitterung ist auch Gesteinszersetzung und Kaolinisierung durch ascendente Wässer möglich. Für die unterdevonischen Gesteine des Rheinischen Schiefergebirges sind aggressive Hydrogenkarbonatwässer, die auf postvulkanische Aktivitäten des tertiären und quartären Vulkanismus zurückzuführen sind, am ehesten von Belang.

Abb. 3 zeigt die Verbreitung des tertiären und quartären Vulkanismus und der postvulkanischen Hydrogenkarbonatwässer im mittleren Rheinischen Schiefergebirge. Der Osthunsrück ist frei von jungem Vulkanismus, und Hydrogenkarbonatwässer fehlen bis auf den Bereich von Emmelshausen ebenfalls. Eine Kaolinisierung durch ascendente Wässer war für die Hochfläche des Osthunsrück demnach

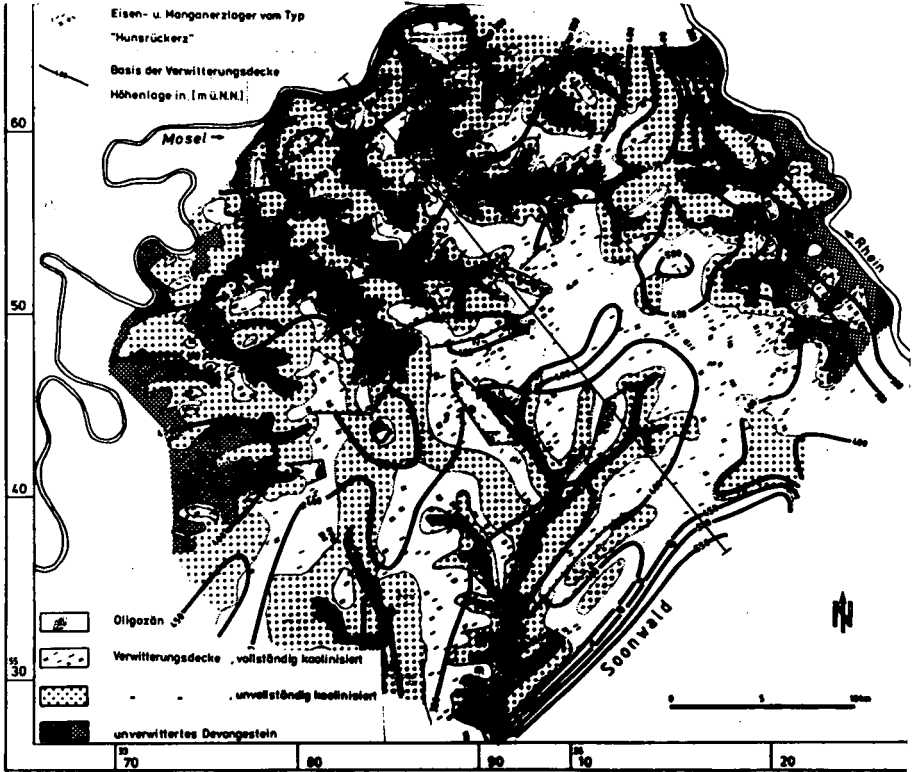


Abb. 1: Übersichtskarte der präpleistozänen Verwitterungsdecke, Ostunsrück

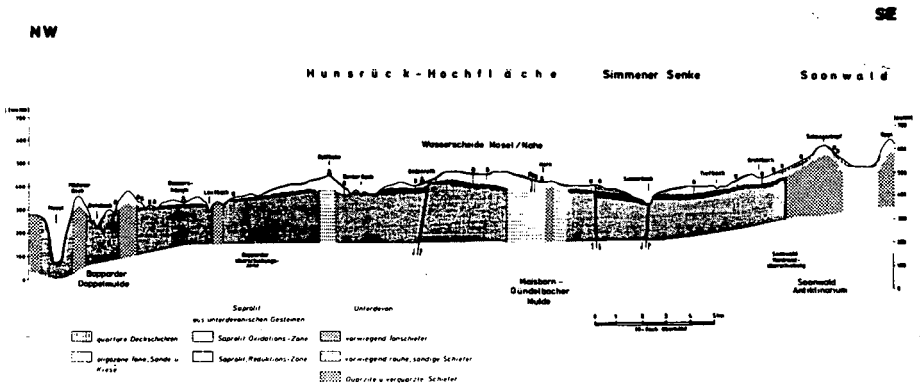


Abb. 2: Profilschnitt Ostunsrück

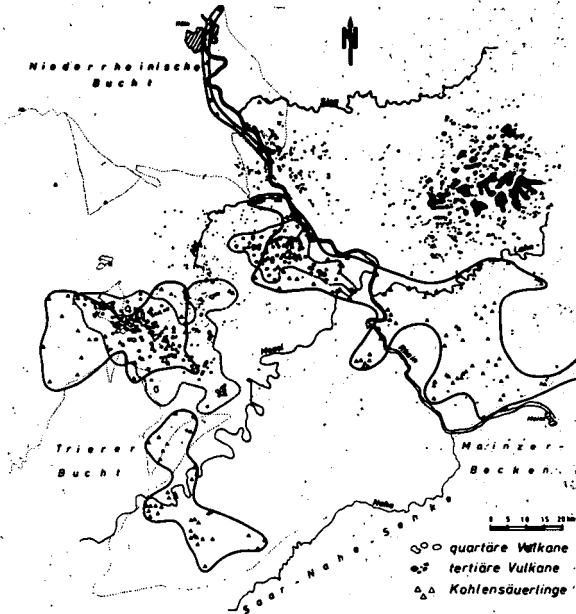


Abb. 3: Junger Vulkanismus und Kohlensäuerlinge im Rheinischen Schiefergebirge nach KNETSCH (1939) und CARLE (1975); durchgezogene Linien = Hauptverbreitung der Kohlensäuerlinge; gestrichelte Linien = Hauptverbreitung des quartären Vulkanismus

von vornherein unwahrscheinlich.

Die Verhältnisse in einer Region, in der in großem Umfang mit solchen aszendenten Einflüssen gerechnet werden muß, wurde in der nordöstlichen Eifel und ihrem Übergang zur Niederrheinischen Bucht im Bereich des Nordflügels des Ahrtalsattels untersucht. Sie liegt im Einflußbereich des tertiären Siebengebirgsvulkanismus sowie des quartären Osteifelvulkanismus und ist durch tertiäre und pleistozäne Tektonik in ein engräumiges Bruchschollenmosaik zerlegt. Zudem treten zahlreich z.T. thermale Hydrogenkarbonatwässer auf.

Entsprechend den Untersuchungen im Osthunsrück wurde hier eine Kartierung der Unterdevongesteine nach dem Kaolinisierungsgrad durchgeführt. Die Ausgangsgesteine bilden wiederum Schiefer und Grauwacken der unterdevonischen Siegen-schichten.

Frische unverwitterte Gesteine treten nur an wenigen Stellen zutage (Abb. 4). Unvollständig kaolinisiertes Gestein wurde in diesem Untersuchungsgebiet in zwei Zonen untergliedert, die untere mit einem Kaolinit/Chlorit-Verhältnis von <1 , die obere mit >1 . Größte Verbreitung besitzen die vollständig kaolinisierten Gesteine; kleinere Vorkommen der präpleistozänen Bodenzone wurden an mehreren Stellen in Form von Rotplastosolen und z.T. auch Grauplastosolen stets unter der konservierenden Bedeckung von oligozänen "Vallendar-Schottern" vor-gefunden.

Die Verbreitung der kaolinisierten Gesteine zeigt, daß ihre Lagerungsverhältnisse häufig von der horizontalen Lagerung abweichen. Teilweise ist dies auf Versatz an Störungen und Kippschollenbewegungen zurückzuführen, anderenorts reichen aber vollständig kaolinisierte Gesteine bis zu den Talsohlen hinab oder treten isoliert innerhalb schwach kaolinisierter Bereiche auf, ohne daß dies

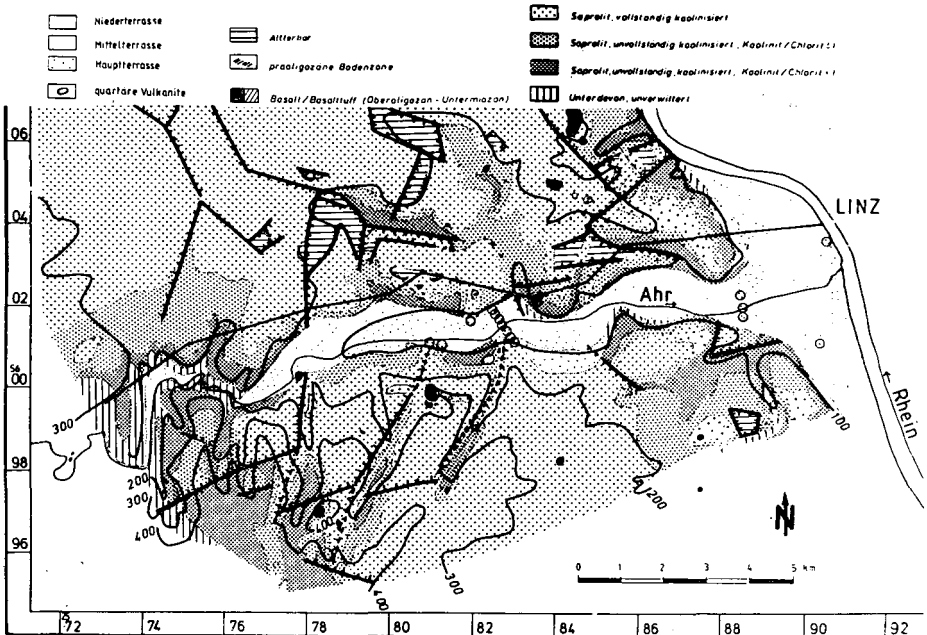


Abb. 4: Übersichtskarte der kaolinisierten Devongesteine im unteren Ahrtal (Nordoststeifel)

durch tektonische Bewegungen einer vormals horizontal gelagerten Verwitterungsdecke erklärt werden könnte.

Bohrungen im Ahrtal zeigen, daß hier unter der Niederterrasse, ca. 100-200 m unterhalb der Tertiärbasis häufig noch vollständig kaolinisiertes Gestein ansteht und sich bis mindestens 350 m unterhalb der Talsohle fortsetzt, ohne daß frisches Gestein erreicht wird.

Die Bohrung Bad Neuenahr (FRICKE, 1977), die zur Erschließung eines thermalen "Kohlensäuerlings" diente, wurde mineralogisch untersucht. Die zersetzten Unterdevongesteine sind im ganzen Profil in ihrer ursprünglichen dunkelgrauen Farbe anzutreffen. Eine Oxidation hat hier nicht stattgefunden. Die oberen 120 m sind vollständig kaolinisiert, im weiteren Verlauf findet bis zur Endteufe von 358 m ein stetiger Wechsel von vollständig und unvollständig kaolinisiertem Gestein statt. Frisches Gestein tritt nicht auf. Neben Kaolinit findet sich in den unvollständig kaolinisierten Bereichen auch Smectit als Tonmineralneubildung. Muskowit-Serizit bleibt im gesamten Profil stabil. Neben den Tonmineralneubildungen, die denen der Saprolit-Zone der Verwitterungsdecke entsprechen, werden im gesamten Profil neugebildete Karbonate (durchschnittlich ca. 5 Gew.-%) angetroffen. Es handelt sich überwiegend um Siderit, gelegentlich treten auch Spuren von Magnesit, Dolomit und Ankerit auf.

Die Mineralneubildungen von Saproplitmaterial der Verwitterungsdecke und dem CO₂-Zersatz von Bad Neuenahr zeigen eine Übereinstimmung bei den Tonmineralen. Lediglich bei den Karbonatneubildungen ergeben sich deutliche Unterschiede. Da diese Karbonate aber an der Geländeoberfläche rasch gelöst und durch Oxidation zu "Brauneisen" umgewandelt werden, lassen sich in Oberflächenaufschlüssen weder optisch noch mineralogisch Unterschiede zwischen Saproplit- und CO₂-Zersatzmaterial erkennen. Lediglich die Lagerungsverhältnisse deuten hier auf die Genese hin. Erst speziellere mineralogische und chemische Untersuchungen werden eindeutige Kriterien zur analytischen Unterscheidung von azendentem Zersatz und Verwitterung unter tropisch-subtropischem Klima liefern können.

Carlé, W. (1975): Die Mineral- und Thermalwässer von Mitteleuropa. Geologie, Chemismus, Genese.- 643 S., 14 Abb., 1402 Tabellen, 15 Karten, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft Stuttgart

Fricke, K. (1977): Zur Hydrogeologie, Hydrochemie und Geothermik der neuen Thermalbohrung in Bad Neuenahr 1975/76 - unter besonderer Berücksichtigung des angetroffenen Basaltganges.- Heilbad und Kurort, H. 1/77: 8-19, 10 Abb., 1 Tab., Gütersloh 1977

Knetsch, K. (1939): Kohlensäure, Vulkane, Erzlagerstätten des Rheinischen Schiefergebirges.- Geol. Rdsch., 30: 777-789, 1 Taf., Stuttgart

Kutscher, F. (1954): Die Verwitterungsrinde der voroligozänen Landoberfläche und tertiäre Ablagerungen im östlichen Hunsrück (Rheinisches Schiefergebirge).- Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 82: 202-212, 1 Abb., Wiesbaden

Spies, E.-D. (1985): Vergleichende Untersuchungen der präpleistozänen Verwitterungsdecke und Gesteinszersatzzonen azidenter (Thermal-) Wässer im Osthunsrück und in der Nordostifel (Rheinisches Schiefergebirge).- Diss. Bonn (in Vorb.)

Vierschilling, A. (1910): Die Eisen- und Manganerzlagerstätte im Hunsrück und Soonwald.- Z. prakt. Geol., 18: 393-431, 13 Abb., 2 Taf., Berlin

Kurvenfitten von Lorentz- und polarisationskorrigierten
Röntgenbeugungsdiagrammen

von

Stanjek, H. +)

Die Identifizierung und Quantifizierung von Tonmineralen mit der Röntgenbeugungsanalyse erfordert die Messung von Peakpositionen und Intensitäten bei kleinen Winkeln ($<15^\circ 2\Theta$). Aufgrund des stark ansteigenden Untergrunds zu kleineren Winkeln hin werden Peakmaxima zu kleineren Winkeln, also größeren d-Werten, verschoben, außerdem erhalten die Peaks eine asymmetrische Form. Überlappungen von (breiten) Peaks führen zu weiteren physikalischen Verschiebungen, die eine genaue Auswertung der Diagramme erschwert. Es soll kurz erläutert werden, wie mit Hilfe einer einfachen Korrektur sowie mit Kurvenfitten die Genauigkeit der Auswertung gesteigert werden kann.

Der Intensitätsanstieg zu kleineren Winkeln hin läßt sich im wesentlichen durch die zwei Faktoren Lorentz und Polarisation erklären. Der Lorentzfaktor für statistisch verteilte Kristallite in einem Pulverpräparat lautet:

$$L = 1 / (2 \sin^2 \theta * \cos \theta)$$

Für Texturpräparate gilt streng genommen eine modifizierte Formel, da keine statistische Verteilung der reflektierenden Kristallite vorliegt, der Fehler kann jedoch vernachlässigt werden (REYNOLDS, 1976). Der Polarisationsfaktor lautet für eine Diffraktometeranordnung mit Monochromatorkristall im gebeugten Strahl:

$$P = \frac{(1 + \cos^2 2\theta_1 * \cos^2 \theta_2)}{(1 + \cos^2 2\theta_1)}$$

Θ_1 ist der Beugungswinkel des Monochromatorkristalls, Θ_2 der gemessene Winkel. Beide Faktoren werden meistens zusammengefaßt zu einem Faktor L_p (s. KLUG & ALEXANDER, 1973).

*) Institut für Bodenkunde der TU München, 8050 Freising-Weihenstephan

Das Röntgendiagramm wird schrittweise (z.B. $0.02^\circ \cdot 2\theta$ Inkrement und 10 Sekunden Zählzeit pro Schritt) gezählt und digital an einen Rechner weitergeleitet, der die Datenaufnahme und die Korrektur übernimmt. Für jeden Winkel wird der Faktor L_p berechnet und die zugehörige Impulszahl durch ihn dividiert. Nach einer Ausgabe auf einen Plotter ermittelt man aus dem korrigierten Diagramm visuell die Peaklagen, Intensitäten und Halbwertsbreiten, die dann als Eingangsparameter für das Kurvenfitprogramm dienen. Das verwendete Programm wurde von JANIK & RAUPACH (1977) für IR-Diagramme konzipiert und dann für Röntgendiagramme angepaßt (SCHULZE, 1982). Es optimiert iterativ die Lagen, Intensitäten, Halbwertsbreiten, die Basislinie sowie das Verhältnis der Kurvenformen Gauss zu Cauchy nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate. Um zu verhindern, daß der Algorithmus bei der Optimierung zu physikalisch nicht möglichen Werten konvergiert (z.B. negative Halbwertsbreiten, wenn eingegebene und tatsächliche Lage eines Peaks zu stark differieren), können einzelne Parameter wahlweise konstant gehalten werden. Unterschreitet ein bestimmter für die Optimierung wichtiger Rechenparameter eine vorgegebene Grenze, unterhalb derer keine statistisch signifikanten Änderungen aller Parameter mehr auftreten, beendet das Programm die Iterationen. Die Qualität des Fits drückt sich dabei in dem Variationskoeffizienten aus, der vom Programm mit ausgegeben wird.

Die Probe, die nur zur Demonstration dienen soll, entstammt aus dem C-Horizont einer Parabraunerde. Die Fraktion $<0.1\mu\text{m}$ wurde zur Bestimmung der Schichtladung mit n-Alkylammonium ($\text{nc}=16$) belegt (LAGALY & WEISS, 1971, vgl. auch FRIEDRICH, 1985) und als Texturpräparat auf einem Glasträger mit einem Philips Diffraktometer PW 1050/70 mit Graphitmonochromator und Cobaltstrahlung schrittweise geröntgt (0.02° Inkrement, 4 Sekunden).

Abbildung 1 zeigt sowohl das unkorrigierte Diagramm (oben) als auch das korrigierte (unten). Die visuelle Auswertung des unkorrigierten Diagramms (siehe Tabelle I) ergab eine Phase bei 3.6° ($\approx 28.7 \text{ \AA}$), deren 2. Ordnung bei $7.3^\circ \cdot 2\theta$ ($\approx 14.1 \text{ \AA}$) sowie eine zweite Phase bei 10.1° ($\approx 10.1 \text{ \AA}$). Es handelt sich um Vermiculit bzw. Illit. Deutlich erkennbar ist der nichtlineare Anstieg der Basislinie, der eine Messung der Peakhöhe nur ungenau zuläßt.

Die Korrektur mit dem L_p -Faktor linearisierte die Basislinie (Abb. 1b). Die Lagen der Peaks bei 7.3° und $10.1^\circ \cdot 2\theta$ änderten sich zwar nicht, es wurde jedoch erkennbar, daß der erste Peak bei ursprünglich $3.6^\circ \cdot 2\theta$ nicht einer einzigen Phase allein zugeordnet werden kann. Die Probe enthielt offenbar neben Vermiculit auch geringe Anteile an Smectit, der im unkorrigierten Diagramm nicht zu erkennen gewesen war.

Abbildung 1b zeigt die vier gefitteten Peaks zusammen mit der Summe aller Peaks (gestrichelte Linie). Der niedrige Variationskoeffizient von 1.7% wird hier graphisch sichtbar an der guten Übereinstimmung zwischen der Originalkurve und den summierten Einzelpeaks. Die Asymmetrie des ersten Peaks läßt sich sehr gut auf die Überlappung zweier breiter, unterschiedlich hoher Einzelpeaks zurückführen, es war daher nicht notwendig, weitere Peaks zur Verbesserung der Fit-Qualität einzuführen. Dabei ist zu bedenken, daß jeder Peak mineralogisch begründet werden muß, da das Programm selbst kein Kriterium für die Plausibilität eines Peaks aufweist. Gut erkennbar ist ferner, wie die linke Flanke des Smectitpeaks bei 5.3° die Schulter bei 7.5° zu kleineren Winkeln verschiebt, da sie analog zum Lp-Faktor ebenfalls als steigender Untergrund auf den kleineren Peak wirkt.

Tabelle 1

	unkorr.	korr.	korr./gefit.	Phase
1	3.6/28.7	?? ??	3.86/26.6 5.31/19.3	Vermiculit 1. Ordnung Smectit
2	7.3/14.1	7.3/14.1	7.53/13.6	Vermiculit 2. Ordnung
3	10.1/10.1	10.1/10.1	10.07/10.12	Illit

erster Wert: Winkel in Grad 2 θ zweiter Wert: d-Wert in Å

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die Lorentz- und Polarisationskorrektur schrittgezahlter Röntgendiagramme bereits eine Steigerung der Genauigkeit erbringt, da physikalische Peakverschiebungen, verursacht durch den (nichtlinearen) Anstieg der Basislinie, eliminiert werden. Weitere Beeinflussungen der Peaks untereinander (Überlappung) lassen sich durch Kurvenfitten ausschalten. Beide Methoden zusammen erlauben daher gerade bei Mineralen aus Böden, die meist kleine Teilchengrößen aufweisen und deshalb verbreiterte Peaks ergeben, eine erheblich genauere Aussage über die d-Werte (vgl. FRIEDRICH, 1985).

FRIEDRICH, R. (1985). Schichtladungsbestimmung und K-Freisetzung mit Alkylammonium an Tonfraktionen aus Lössen und Lössböden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. im Druck.

JANIK, L.M. & RAUPACH, M. (1977). An iterative, least-squares program to separate infrared absorption spectra into their component bands.

CSIRO Div. of soils Techn. Paper No. 35, 1-37.

KLUG, H.P. & ALEXANDER, L.E. (1973). X-ray diffraction procedures for polycrystalline and amorphous materials. John Wiley & Sons, New York.

LAGALY, G. & WEISS, A. (1971). Neue Methoden zur Charakterisierung und Identifizierung quellungsfähiger Dreischichttonminerale. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 130, 9-24.

REYNOLDS, R.C. (1976). The Lorentz factor for basal reflections from micaceous minerals in oriented powder aggregates. Am.Min. 61, 484-491.

SCHULZE, D.G. (1982). The identification of iron oxides by differential X-ray diffraction and the influence of aluminum substitution on the structure of goethite. Ph.D. Thesis, Technical University of Munich, 167pp.

Abb. 1a

Nicht korrigiertes Diagramm

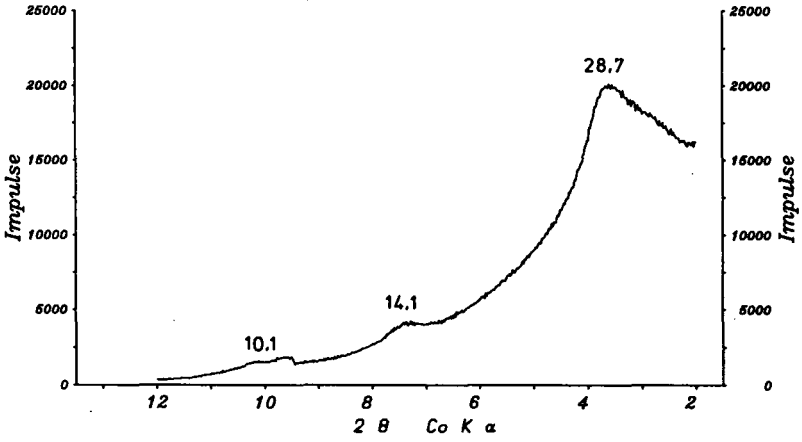
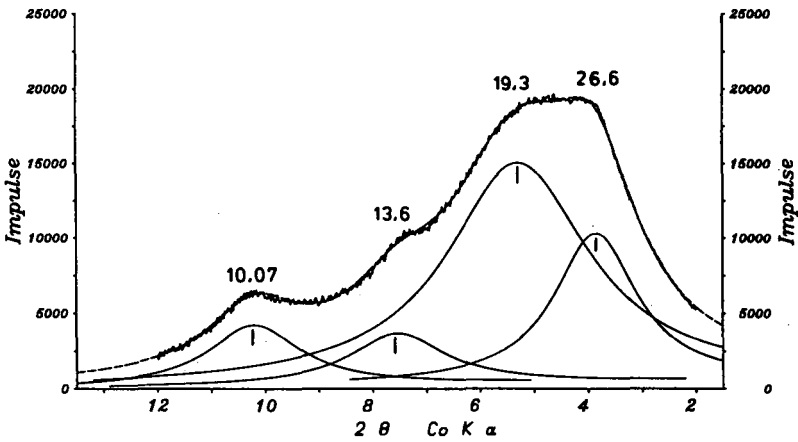


Abb. 1b

Lp-korrigiertes Diagramm





Tonmineralneu- und umbildung in einer Chronosequenz von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Spanien).

von

ZAREI, M., R. JAHN und K. STAHR⁺

In Lanzarote sind vom Tertiär bis ins Holozän 6 Landoberflächen aus vulkanischen Eruptiva entstanden (JAHN et al., 1983). Die Gesteine sind Alkali-Olivin Basalte und Tholeitische Basalte mit einer geringen Streuung der chemischen Zusammensetzung (FUSTER et al., 1968). Auf der jüngsten 250 Jahre alten Fläche IV_B sind aus lockeren Aschen Eutric Regosole gebildet. Die etwa 6000 Jahre alte Fläche IV_A trägt auf Lockersedimenten Andosole. Den größten Teil der Insel nimmt die jungpleistozäne Fläche III mit Luvic und Calcic Xerosolen ein. Kleinere Teile der Insel werden von den ebenfalls pleistozänen Flächen II_B und II_A eingenommen, die auch Luvic und Calcic Xerosole tragen. Die älteste miozäne Fläche ragt im Norden und Süden aus den jüngeren Basalten der Insel hervor. Sie trägt heute ebenfalls Xerosole. Unter mächtigen Kalkkrusten blieben aber fossile Böden erhalten, die wir als Vertisole auffassen. Zur Vergesellschaftung der Böden vergleiche auch FERNANDEZ CALDAS et al. 1983).

Abb. 1a zeigt die Ergebnisse der Tonmineraluntersuchung der jüngsten Fläche IV_B. Wegen der geringen Gehalte konnte nur aus den tonreicheren Horizonten (4-6%) Ton gewonnen werden. Mit Röntgendiffraktion werden Smectit und Illit, Wechselagerungen beider, sowie Kaolinit gefunden. Illit und Kaolinit sind nahe der Oberfläche erhöht, was mit Zufuhr von Inselstaub begründet wird. Durch Oxalat- und Dithionitextraktion wurde versucht, vorhandene amorphe Neubildungen zu quantifizieren. Bei Silicium und Aluminium liegen die Oxalat-Dithionitquotienten bei zwei, was das Vorhandensein von Allophan und/oder Imogolit nahelegt. Im Oxalatextrakt ist der Siliciumanteil viel zu hoch für Allophan. Man kann deshalb zur rechnerischen Ermittlung der röntgenamorphen Minerale nur das oxalatlösliche Aluminium heranziehen. Nach bekannten Strukturformeln (z.B. PARFITT u. HENMI, 1982) lassen sich hiermit Allophananteile von weniger als 1% der Feinerde ermitteln. Eindeutig ließ sich weder Allophan noch Imogolit bisher in diesen Profilen nachweisen. Es ist aber sicher, daß beide mengenmäßig unbedeutend sind.

⁺Institut für Ökologie, Regionale Bodenkunde, Techn. Universität Berlin
Salzufer 10, 1000 Berlin 12

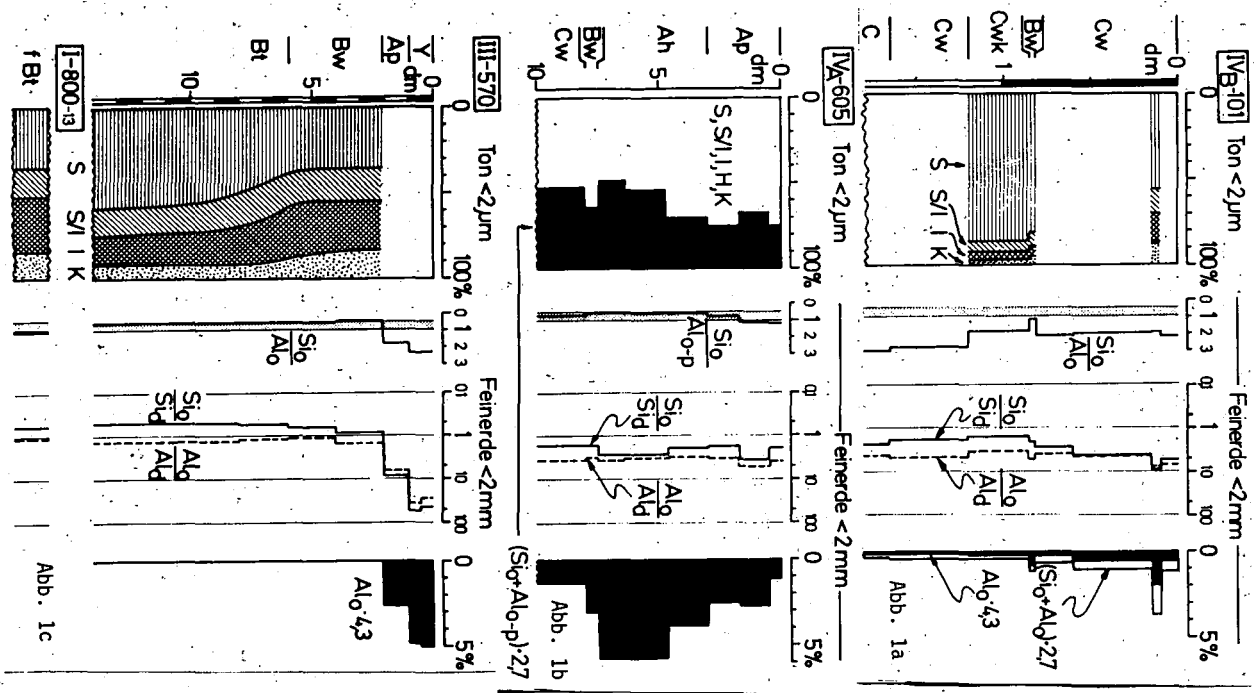


Abb. 1a-c Tiefenfunktion der Tonmineralanteile, Quotienten löslicher Al und Si-Anteile, sowie errechnete Allotphangehalte (rechts) für eine Regosol (IV₆-101=1a), eine Andosol (IV₆-605=1b) und einen Xerosol (III-570=1c) und einen fossilen Vertisol A-Horizont. (S=Smectit, I=Illit, K=Kaolinit, S/I=Smectit/Illit Wechsellagerung)

und erreichen erst in 50-100 cm Tiefe bei großem und über 3m bei geringerem Verwitterungsfortschritt ein Maximum von etwa 5% der Feinerde. Höhere Kalkgehalte hemmen offensichtlich die Bildung. Wie rasch die andische Phase überschritten wird, zeigt der Anteil gebundenen Wassers an der Tonfraktion (Abb.3). Die abnehmende Sorptionsfähigkeit des Tons für Phosphat dokumentieren die zunehmenden Al/P-Quotienten (Abb. 4). Hieraus wird deutlich, daß die Vorstufen des Kaolinitis im semiariden Klima Lanzarotes in den Böden nur kurze Zeit und in beschränktem Maße auftreten. Dies bestätigen die mäßigen Kaolinitgehalte älteren Böden. Das Zwischenprodukt Halloysit wurde nur elektronenmikroskopisch nachgewiesen.

Quantitativ spielen die Dreischichtminerale Smectit und Illit eine größere Rolle. Sie sind bereits in den jüngsten Böden IV_A vorhanden. Hier dürfte nur ein geringer Teil dem Profil entstammen, die Hälfte des Tons führen wir auf Zufuhr von Inselstaub zurück. Diese jüngsten Böden enthalten aber in der Tonfraktion hohe Smectitgehalte, so daß wir hier bereits von Smectit-Neubildung ausgehen müssen (vgl. DIXON u. WEED, 1977, S. 305). In den Böden der Flächen III, II und I findet sich ebenfalls nahe der Front der Tiefenverwitterung überwiegend oder ausschließlich Smectit. Diese Mineralbildung stellt somit in dem betrachteten Klima die wichtigste Form dar. Der abnehmende Illit mit der Bodentiefe geht mit entsprechenden Kaliumfunktionen in der Tonfraktion einher. Die Zunahme des K-Gehaltes mit zunehmendem Alter der Böden zeigt Abb.5. Aus beiden Funktionen leiten wir die Umformung von Smectit zu Illit durch K-Aufnahme in die Zwischenschichten ab. Als K-Quelle reicht relative Anreicherung nicht aus, sondern sie kann nur durch Zufuhr von Meeresschlamm erklärt werden. Hiermit läßt sich die absolute K-Zunahme älterer Böden erklären. Von 1% in den Basalten steigt der Gehalt in den ältesten Böden auf über 3% an. Im Profil III 570 (Abb. 1c) wurde z.B. ca. 7 kg/m² Zunahme errechnet, die einer jährlichen Zufuhr rate von etwa 1/2 l Meeresschlamm pro m² entspricht.

Schlußfolgerungen

- Im semiariden Klima Lanzarotes werden Zwei- und Dreischichttonminerale nebeneinander gebildet, wobei die Dreischichtminerale stark überwiegen.
- Röntgenamorphe Neubildungen wie Allophan und Imogolit treten in Lanzarote in einer frühen Phase der Bodenbildung auf.
- Die röntgenamorphen Neubildungen setzen eine minimale Feuchte innerhalb der Chronosequenz und innerhalb der Profile voraus. In den Oberböden von IV_A ist diese Feuchte nach fortgeschrittener Verwitterung gegeben, wenn texturbedingt die Wasserkapazität ansteigt.

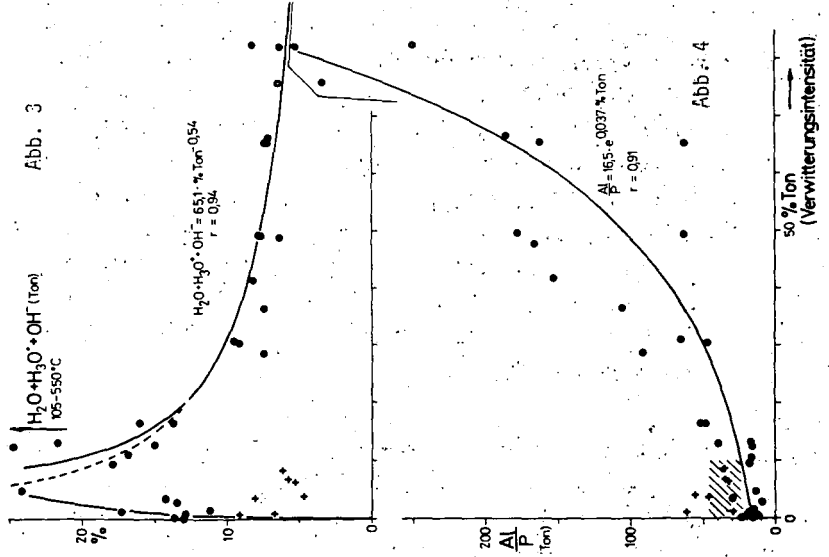
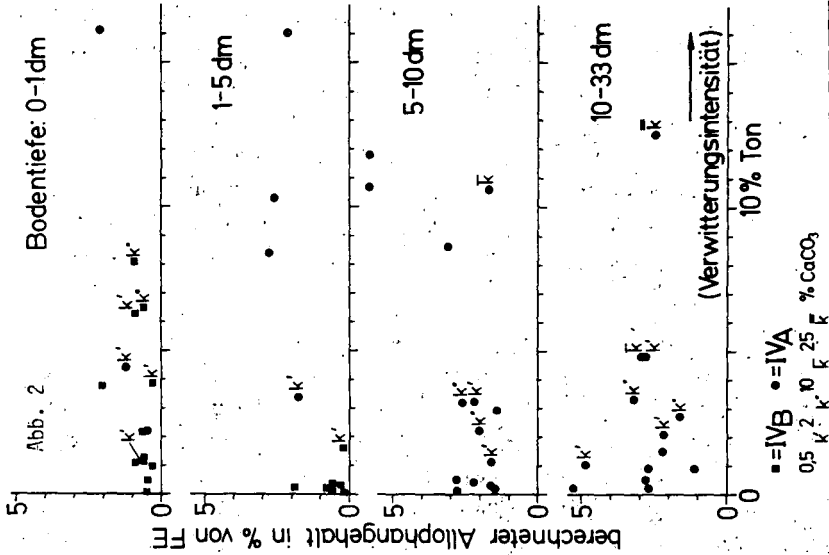


Abb. 2 Allohphangehalte verschiedener Bodenhorizonte in Abhängigkeit von der Bodentiefe, der Verwitterungsintensität und dem Kalkgehalt

Abb. 3 Anteile des in der Tonfraktion gebundenen Wassers in Abhängigkeit vom Verwitterungsfortschritt

Abb. 4 Al/P Quotienten der Tonfraktion in Abhängigkeit vom Verwitterungsfortschritt

In den Andosolen der Fläche IV_A (Abb. 1b) nehmen die röntgenamorphen Neubildungen eine dominante Stellung ein. Die Si/Al-Quotienten im Oxalatextrakt liegen zwischen 0,5 u. 1, die Oxalat/Dithionitquotienten für Si und Al zwischen 2 und 5. Auch wenn die absoluten Anteile oxalatlöslichen Aluminiums im Vergleich mit Andosolen feuchterer Klimate noch relativ niedrig sind, so können hier doch 5% Allophan und Imogolit errechnet werden, was ein Drittel der Tonfraktion ausmacht. Bestätigt wurde die Annahme des hohen Allophan-Anteils bereits dadurch, daß bei der röntgenographischen Analyse große Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Schichtsilikate auftraten. Nach H₂O-, Dithionit- und Oxalatbehandlung wiesen die Tonfraktionen wie in den anderen Profilen Smectit, Illit und Kaolinit auf. Aufnahmen am Elektronenmikroskop (100.000fache Vergrößerung) bestätigten den Allophanverdacht eindeutig. Imogolit wurde nicht gefunden, dagegen ließen sich zahlreiche Halloysitrohre erkennen.

Die Xerosole der Fläche III enthalten Smectite, Illite und wenig Kaolinit neben Illit-Smectit Wechsellagerung. In der Tonfraktion nimmt der Smectit mit der Tiefe zu, der Illit dagegen ab (Abb. 1c). Die Quotienten des oxalat- zum dithionitlöslichen Si und Al sprechen nicht für eine Beteiligung von Allophan und Imogolit an der Tonfraktion. Im Oxalatextrakt liegen die Si/Al-Quotienten an der Untergrenze des für Allophan möglichen Bereiches. Lediglich in den aus jüngeren Aschen aufgeschütteten Lapilliauflagen kann ein höherer Allophangehalt auf Basis des oxalatlöslichen Aluminiums errechnet werden. Im übrigen sind höchstens Spuren vorhanden. Die Verwitterung führt in diesen Profilen bereits zu Tongehalten bis zu 65% der Feinerde. In fossilen Böden der Fläche I werden Tongehalte bis um 80% erreicht, wobei als Tonminerale ebenfalls Smectit, Illit/Smectit, Illit und Kaolinit auftreten. Kaolinit ist gegenüber jüngeren Böden erhöht, bleibt aber unter 20%, Smectit nimmt dagegen ab. Auch in den altersmäßig dazwischenliegenden Flächen II_B und II_A wurde ein ähnlicher Tonmineralbestand gefunden.

In den Böden Lanzarotes lassen sich zwei Entwicklungsreihen von Tonmineralen erkennen:

- Zur Zweischichtreihe gehören Allophan, Imogolit, Halloysit und Kaolinit.
- Zur Dreischichtreihe dagegen Smectit, Illit und Wechsellagerungen.

Die amorphen Anfangsglieder der kaolinitischen Entwicklungsreihe sind erst in Profil IV_A erkennbar. Der Gehalt an amorphen Verwitterungsneubildungen ist nicht nur vom Fortschritt der Verwitterung selbst (Tongehalt), sondern auch von der Lage im Profil und damit vom Feuchteregime abhängig (Abb. 2). Die errechneten Allophangehalte bleiben mit den Oberböden in allen Fällen gering

- Der Kaolinit älterer Böden läßt sich aus amorphen Neubildungen ableiten.
- In allen Gliedern der Chronosequenz ist Smectit das dominante Tonmineral.
- Aufgrund von Kaliumzufuhr mit Meeresgischit wird Smectit zu Illit umgewandelt.

Literatur

- DIXON, J.B. & S.B.WEED eds. (1977): Minerals in Soil Environments.- Soil Sci. Soc.America, 943 S., Madison USA.
- FERNANDEZ CALDAS, E., M.L. TEJEDOR SALGUERO & P.QUANTIN (1983): Suelos de regiones volcanicas Tenerife. Coleccion viera y Clavijo IV.- 250 S., La Laguna, Tenerife.
- FUSTER, J.M., S.FERNANDEZ SANTIN & J. SAGREDO (1968): Geologia y Volcanologia de las Islas Canarias, Lanzarote.- Inst. "Lucas Mallada", C.S.I.C., Madrid.
- JAHN, R., K.STAHR & Th. GUDMUNDSSON (1983): Bodenentwicklung aus tertiären bis holozänen Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Z.Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 48, 117-129.
- PARFITT, R.L. & T.HENMI (1982): Comparison of an oxalate-extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophane in soil clays.- Soil Sci.Plant Nutr. 28, 183-190

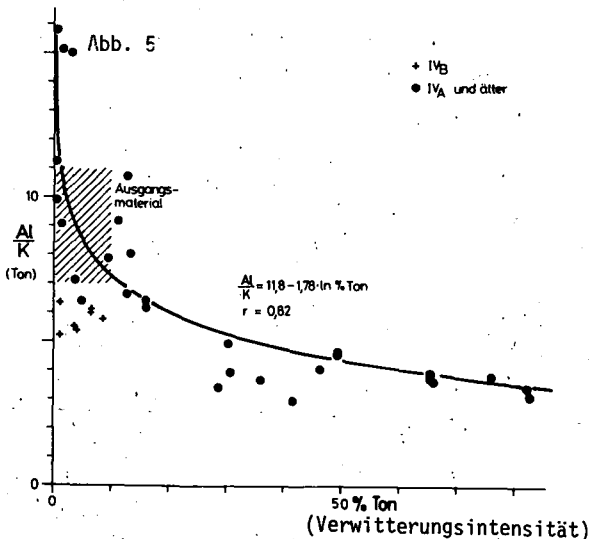


Abb. 5 Al/K Quotienten der Tonfraktion in Abhängigkeit vom Verwitterungsfortschritt

Gemeinsame Sitzung

KOMMISSIONEN II UND IV



CO₂-Konzentrationen in einem aufgelockerten Kalksteinverband unter Buchenwald und deren Bedeutung für die Carbonatabfuhr mit dem Sickerwasser

von

Andres, E.,^{+) K.-W. Becker u. B. Meyer⁺⁺⁾}

Im Rahmen von Untersuchungen über Umfang und Intensität des Umsatzes der organischen Substanz im Boden eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein wurden in 1982 und 1983 auch die CO₂-Konzentrationen im Porenraum des Solums bestimmt (ANDRES et al., 1983; ANDRES, 1984). Dabei traten selbst in 30 cm Bodentiefe kaum CO₂-Konzentrationen über 0,6 Vol % auf.

Quellwässer, die an der Schichtgrenze zwischen dem Unteren Muschelkalk und dem Oberen Buntsandstein (Rötton) austreten, weisen Ca⁺⁺-Gehalte bis zu 120 mg/l auf, wobei HCO₃⁻ das dominierende Begleitanyon darstellt. Wie Abb. 1 zeigt, erfordern derart hohe Ca (HCO₃)₂-Konzentrationen wesentlich höhere CO₂-Partialdrücke als sie im Solum gemessen wurden. Folglich mußten im Porenraum des in 30 cm Tiefe anstehenden Kalkgesteins wesentlich höhere CO₂-Konzentrationen erwartet werden.

Ziel der Untersuchungen war es, diese CO₂-Konzentrationen mit einer zu entwickelnden Meßtechnik zu bestimmen und im Hinblick auf die Ionen-Zusammensetzung des Sickerwassers zu interpretieren. Gleichzeitig bot sich die Möglichkeit, mit Hilfe des CO₂-Konzentrationsprofils Aussagen über die Funktion des Gesteins-Porenraumes für den CO₂-Haushalt des Standortes zu gewinnen.

Standort

Der untersuchte Standort liegt etwa 7 km östlich Göttingens auf der Muschelkalk-Hochfläche des Göttinger Waldes. Ausgangssubstrat der Bodenbildung ist der Wellenkalk 2 des Unteren Muschelkalkes. Unterhalb der 30 cm mächtigen Bodenauflage (Bodentyp Terra fusca-Rendzina) ist der Kalkstein stark aufgelockert und liegt in bis zu 5 cm langen plattigen Kalksteinbrocken vor, deren Zwischenräume mit lehmig-tonigem Lösungsrückstand ausgefüllt sind (Physikal. Kenndaten s. ANDRES, 1984). Unterhalb der Tiefe von 80 cm tritt der Wellenkalk bankig in Erscheinung. Bei genauer Betrachtung zeigt sich jedoch, daß das Gestein stark frakturiert ist und relativ leicht entlang vorgeprägter Bruchzonen in zentimetergroße Stücke zerbröckelt.

Die Vegetation wird durch einen 100 - 115 Jahre alten Kalkbuchenwald (*Melico fagetum hordeleyetosum*) gebildet, unter dem besonders im Frühjahr eine dichte, oft artenreiche Krautschicht ausgeprägt ist.

* Landwirtschaftl. Beratung d. Kali u. Salz AG, PF 10 20 29, 3500 Kassel

** Inst. f. Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Messmethodik

Zur Gewinnung von Luftproben aus dem Bereich des aufgelockerten und plattigen Gesteinsverbandes wurden mit einem Bohrhämmer Löcher mit einem Durchmesser von 30 mm gebohrt. In das Bohrloch wurde sodann eine Sonde eingesetzt, deren Bauprinzip aus Abb. 2 hervorgeht. Die Probenahme erfolgte mit Einwegspritzen über die Silikonsepten der Probenahmeventile. Die CO₂-Konzentrationen wurden direkt am Standort gaschromatographisch bestimmt.

In Tiefen von 50-100-150-200-250 cm waren jeweils 4 Sonden installiert.

Ergebnisse

Die von 1982 bis 1985 zwischen 50 und 250 cm Tiefe im Porenraum des Kalksteins bestimmten CO₂-Konzentrationen gehen aus Abb. 3 hervor.

Unmittelbar nach der Installation der Sonden traten extrem hohe CO₂-Konzentrationen auf, die möglicherweise auf einem Belüftungseffekt (Anregung der mikrobiellen Aktivität?) beruhen. Da die Tiefe von 250 cm erst im Frühjahr 1983 erschlossen wurde, verzögert sich hier dieser Effekt entsprechend.

Jahreszeitliche Schwankungen der CO₂-Konzentrationen sind besonders in 50 und 100 cm Tiefe deutlich ausgeprägt. Während in 50 cm Tiefe - in der Übergangszone Solum-Kalkstein - zwischen 0.3 und 0.9 Vol % CO₂ bestimmt wurden, werden in den Sommermonaten in 100 cm Tiefe bis zu 2 Vol % CO₂ erreicht. Die auftretenden Konzentrationsgradienten sind ganzjährig zur Bodenoberflächen gerichtet und bis in 150 cm Tiefe deutlich erkennbar.

Unterhalb 1 m Tiefe ist ein jahreszeitlicher Rhythmus nur noch schwach ausgeprägt. Die CO₂-Konzentrationen pendeln hier zeitparallel zwischen 1.5 und 2 Vol %.

Für den CO₂-Haushalt des Standortes bedeutet dies, daß der Gesteinsporenraum bis in eine Tiefe von etwa 150 cm als Speicher für Kohlendioxid fungiert. Dieser Speicher wird in Phasen intensiver CO₂-Produktion durch die Atmungstätigkeit von Mikroorganismen und Baumwurzeln aufgefüllt und während des Winters entleert. Die Kapazität dieses Speichers ist mit 750 cm³ CO₂/m³ Bodenvolumen (Annahme: 5 % PV, 1.5 Vol % CO₂) äußerst begrenzt. Seine Entleerung hat nur eine unbedeutende Beeinflussung des aktuellen CO₂-Oberflächenflusses zur Folge.

Unvergleichlich bedeutender sind die im Kalkstein gemessenen CO₂-Konzentrationen für die Carbonatabfuhr mit dem Sickerwasser.

Im System $\text{CO}_2\text{-CaCO}_3\text{-H}_2\text{O}$ errechnen sich zu CO_2 -Konzentrationen der Gasphase von 2 Vol % Gleichgewichts- Ca^{++} -Konzentrationen von etwa 100 mg/l, wie sie in den eingangs erwähnten Quellwässern vorliegen.

Sickerwasserproben, die am gleichen Standort mit Tensionslysometern aus 100 cm Bodentiefe gewonnen wurden (Inst. f. Bodenkde. u. Waldernähr. d. Univ. Göttingen) bestätigen hinsichtlich ihrer Ca^{++} -Gehalte ebenfalls die gemessenen CO_2 -Konzentrationen (Tab. 1), wenn man etwa 20 mg Ca^{++} für die Kompensation der 'Fremdanionen' (SO_4^{--} , Cl^- , NO_3^-) in Abzug bringt.

Daß sich aus der Ionenzusammensetzung der Lösung dennoch derart niedrige Gleichgewichts- CO_2 -Konzentrationen der überstehenden Gasphase errechnen, hat seine Ursache in der Teilentgasung der Sickerwasserproben, die während der Probenahme und Analyse erfolgte. Indikatoren sind der überhöhte pH-Wert und die mehrfache Übersättigung mit Calcit (Berechnungsverfahren s. USDOWSKI, 1982 und ANDRES, 1984).

Berechnet man für die in Tab. 1 aufgeführten Sickerwasserproben den CO_2 -Partialdruck der überstehenden Gasphase zu einer Calcit-Sättigung von 1 - wie sie im Gestein vorliegen dürfte - so ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung mit den direkt im Kalkgestein gemessenen CO_2 -Partialdrücken (s. Tab. 2).

Aus dem Jahresgang der CO_2 -Konzentrationen im Kalkgestein wird deutlich, daß sich die Lösungszone im Kalkstein im Jahresverlauf verschiebt. In den Sommermonaten kann das Sickerwasser schon in 100 cm Tiefe seinen endgültigen Carbonatgehalt erreichen. Da in den Wintermonaten die CO_2 -Konzentrationen des Porenraumes in 100 cm Tiefe fallen, kann eine Kalkauflösung bis in 150 cm Tiefe stattfinden. Diese Tiefe darf somit als Untergrenze für mögliche Veränderungen in der Sickerwasser-Zusammensetzung angesehen werden.

Zusammenfassung

CO_2 -Konzentrationen von max. 0.6 Vol %, wie sie im Porenraum des Solums eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein bestimmt wurden, können die hohen Ca^{++} -Gehalte (ca. 120 mg/l) in den Quellwässern aus dem Unteren Muschelkalk nicht erklären.

Mit einer eigens entwickelten Sondentechnik waren daher die CO_2 -Konzentrationen in der Gasphase des in 30 cm Tiefe anstehenden, aufgelockerten Kalksteinverbandes bis in 250 cm Tiefe bestimmt.

Bis in 100 cm Tiefe ist ein deutlicher Jahresgang der CO_2 -Konzentrationen erkennbar. Unterhalb 1 m Tiefe pendeln die CO_2 -Konzentrationen zeitparallel zwischen 1.5 und 2.0 Vol %.

Die gemessenen CO_2 -Konzentrationen werden durch die in Quell- und Sickerwässern vorliegenden Ca^{++} -Gehalte bestätigt.

Die im Porenraum des Kalksteins gemessenen CO_2 -Konzentrationen dürften nur eine geringe Bedeutung für den CO_2 -Haushalt des Standortes aufweisen, um so wichtiger sind sie allerdings für die Carbonatabfuhr mit dem Sickerwasser. So verschiebt sich die Zone der Kalklösung von 100 cm Tiefe im Sommer auf 150 cm Tiefe im Winter. Letztere darf gleichzeitig als Untergrenze der Kalklösung angesehen werden.

Literatur

- ANDRES, E., K.W. BECKER und B. MEYER, 1983: CO_2 -Freisetzung aus dem Boden als Maß für den C-Umsatz einer Braunlehm-Rendzina unter Buchenwald. - Vergleich von Glöckenmethode und Partialdruck-Gradienten-Rechenansatz. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 38, 189-194
- ANDRES, E., 1984: Kohlenstoff-Umsatz und -Bilanz des Bodens eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. Göttinger Bodenkundl. Ber. 80, 1-174
- JÜRGENSEN, R., 1984: Schriftl. Mitteilung. Inst. f. Bodenwissenschaften d. Georg-August- Univ. Göttingen
- MEIWES, K.J., 1983: Schriftl. Mitteilung. Inst. f. Bodenkunde und Waldernährung d. Georg-August- Univ. Göttingen
- MICHAELIS, J., 1985: Schriftl. Mitteilung. Sedimentpetrographisches Inst. d. Georg-August- Univ. Göttingen
- USDOWSKI, E., 1982: Reactions and equilibria in the systems CO_2 - H_2O and CaCO_3 - CO_2 - H_2O (0-50°C). A Review. N. Jb. Mineral. Abh. 144, 148-171

Für die Möglichkeit der Messung, Rechnung und Diskussion danke ich dem Inst. für Bodenwissenschaften und dem Sedimentpetrographischen Institut d. Univ. Göttingen. Mein besonderer Dank gilt Frau H. Gerbig und Herrn J. Michaelis.

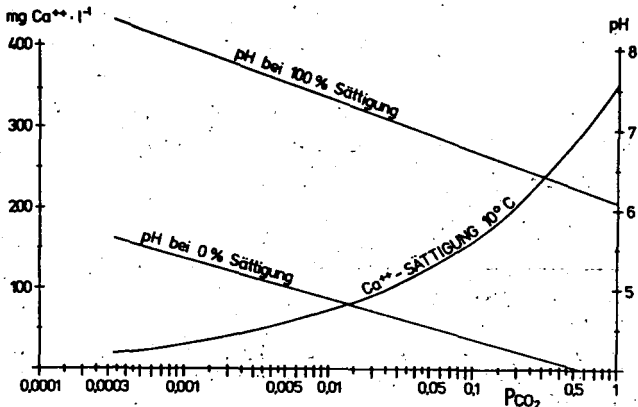


Abb. 1: Ca^{++} -Konzentrationen und Gleichgewichts-pH-Werte im System $\text{CaCO}_3 - \text{CO}_2 - \text{H}_2\text{O}$ ($T = 10^\circ\text{C}$).

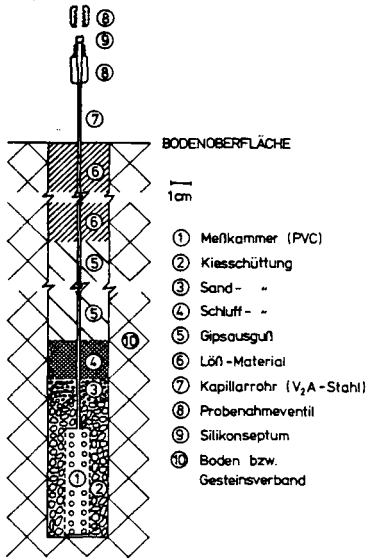


Abb. 2: Bauprinzip der Sonde zur Messung der CO₂-Konzentration in der Gasphase des klüftigen Kalksteins

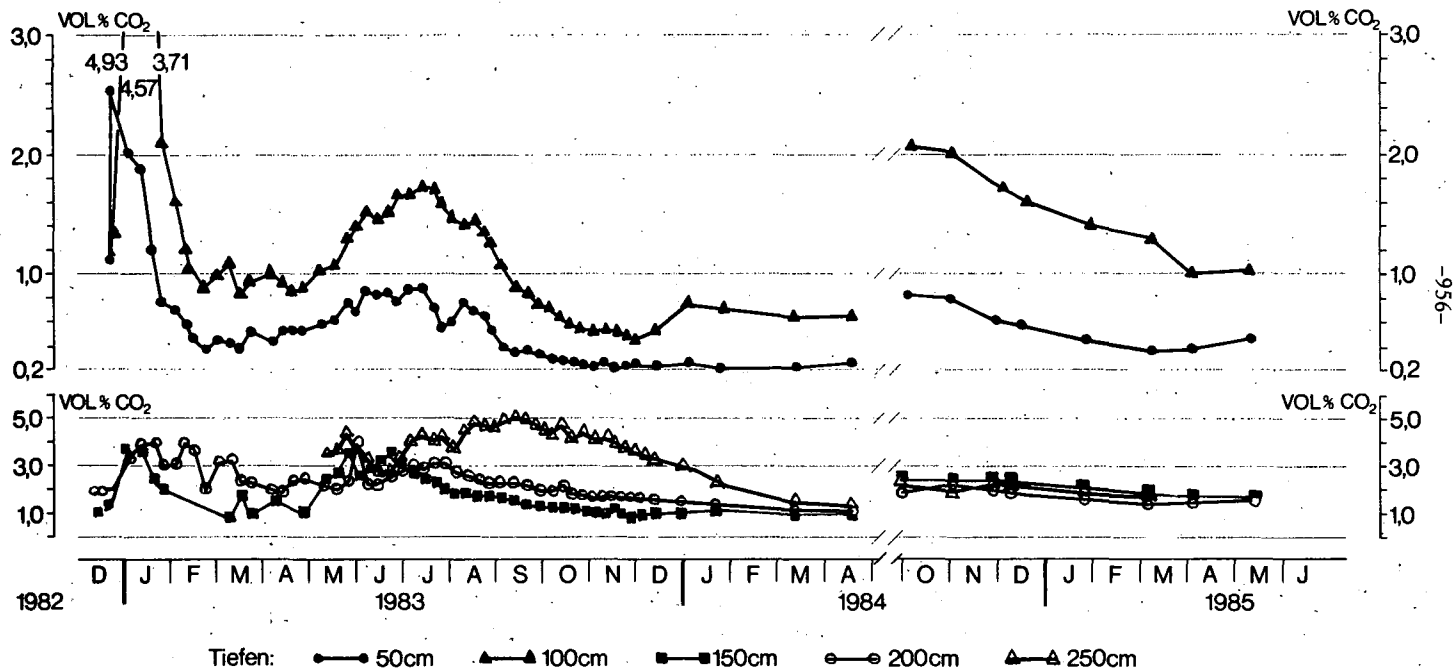
Tab. 1: Ionenkonzentration in Sickerwasserproben aus 100 cm Tiefe und errechnete Calcit-Sättigung (S_c) bzw. Gleichgewichts-CO₂-Konzentrationen der überstehenden Gasphase
(¹) MEIWES, 1983; (²) MICHAELIS, 1985)

DATUM	MESSWERTE								RECHENWERTE		
	KATIONEN (mg/l)				ANIONEN (mg/l)				pH	S _c	VOL % CO ₂
	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	Na ⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻			
12/81 ¹⁾	150	2.5	2.8	1.8	5.1	24.9	38.5	354.6	7.35	2.02	1.2
03/82 ¹⁾	114	1.9	2.7	0.9	3.5	23.3	27.2	298.5	7.52	2.01	0.7
05/82 ¹⁾	99	2.1	3.1	1.2	3.8	21.5	35.4	294.6	7.24	0.92	1.3
03/84 ²⁾	101	1.2	3.2	0.3	n.b.	40.0	n.b.	223.3	7.81	2.81	0.3
06/84 ²⁾	100	2.2	1.8	0.4	n.b.	41.5	n.b.	254.0	7.70	2.46	0.4
09/84 ²⁾	129	3.7	2.0	0.9	n.b.	52.7	n.b.	321.7	7.75	4.26	0.5
12/84 ²⁾	111	1.5	3.8	-	5.3	40.9	n.n.	291.6	7.62	2.55	0.6

Tab. 2: Für einen Calcitsättigungsgrad (S_c) von 1 berechnete Gleichgewichts-CO₂-Konz. der Gasphase im Vergleich zu den tatsächl. Meßwerten in 100 cm Tiefe

DATUM	MESSWERTE		BERECHNET F. S _c = 1		KONZ. IM KALKSTEIN VOL% CO ₂
	Ca ⁺⁺ -Konz. (mg/l)	pH	pH	VOL% CO ₂	
10/84	119	7.57	7.17	1.65	2.01
11/84	90	7.84	7.28	1.23	1.84
12/84	111	7.62	7.22	1.41	1.54
03/85	96	7.58	7.36	0.85	1.26
04/85	91	7.78	7.44	0.62	0.96
05/85	107	7.68	7.28	1.10	0.98

ABB. 3: CO₂-Konzentration im aufgelockerten Kalksteinverband 1982-85



Chemischer Bodenzustand ausgewählter Waldstandorte am Beispiel einer Erhebungs-
untersuchung in Nordrhein-Westfalen.

von
Gehrmann, J.

In den letzten Jahren ließ sich die Ausbreitung der Waldschäden auf den unterschiedlichsten Standorten Nordrhein-Westfalens beobachten. Über die Bedeutung des chemischen Bodenzustandes in diesem Zusammenhang herrschte aufgrund des fehlenden Datenmaterials noch weitgehend Unkenntnis. Ziel dieser Untersuchung war es daher, anhand einer landesweiten Auswahl von Böden wichtiger Waldstandorte einen Überblick über den gegenwärtigen Stand der Bodenversauerung und die Gefährdung der Bestände durch Säuretoxizität zu erhalten.

Vom getrockneten Mineralboden wurde ein wässriger Extrakt hergestellt und in der abfiltrierten Lösung wurden der pH, Ca und Al bestimmt. Die Säuremenge des Bodens wurde durch die Basenneutralisierungs-Kapazität (BNK) quantifiziert. Die effektive Austausch-Kapazität (AK_e) gab Auskunft über die anteilmäßige Belegung der Bodenmatrix mit mobilisierbaren Kationen. Im einzelnen sind die Methoden bei MEIWES et al. (1984) beschrieben.

Die Auswahl der insgesamt 135 Bodenprofile richtete sich nach dem ungefähren Waldanteil der 7 Wuchsgebiete Nordrhein-Westfalens und berücksichtigte weitgehend die flächenmäßig für die Bodenbildung bedeutsamsten geologischen Substrate bzw. Substratschichtungen. Die Proben wurden aus jeweils 3 Tiefenstufen entnommen.

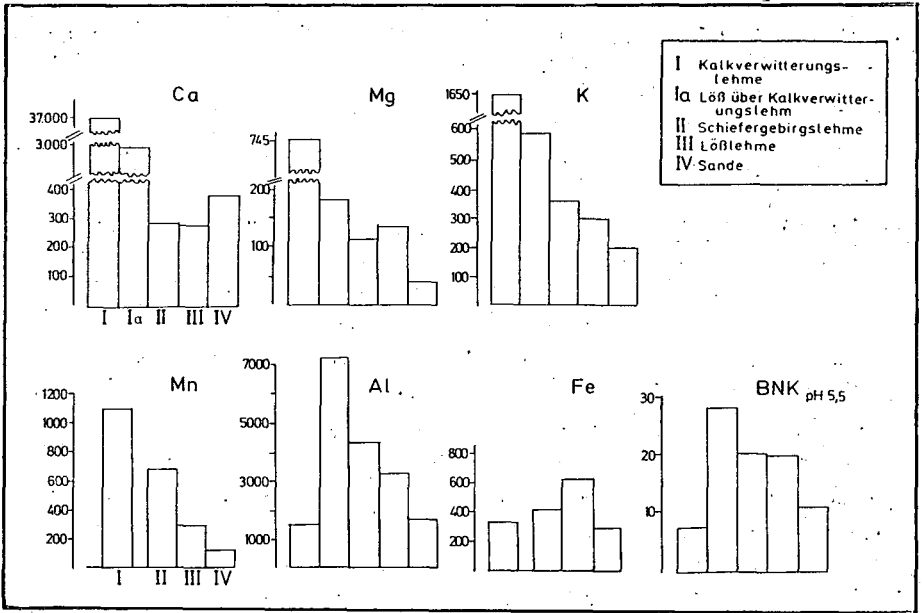
Um eine Übersicht der Untersuchungsergebnisse zu bringen, bot es sich an, die Gesamtheit der Böden nach den 4 bedeutendsten Substratgruppen zu gliedern und für diese die Einzelbefunde zusammenfassend darzustellen, nämlich für:

- | | |
|---------------------------|---------------|
| I: Kalkverwitterungslehme | III: Lößlehme |
| II: Schiefergebirgslehme | IV: Sande |

In der Abb. 1 sind die austauschbar gebundenen Elementvorräte als Funktion der Substratgruppen dargestellt. In der Substratgruppe I zeichnen sich mit Ausnahme von Fe und Mn derart deutliche Unterschiede zwischen den reinen Kalkverwitterungslehmen und den lößüberdeckten Kalkverwitterungslehmen ab, so daß im folgenden für die übrigen Elemente bei Kalkverwitterungslehmen entsprechend eine getrennte Darstellung erfolgt.

K liegt im Mineralboden hauptsächlich an Tonmineralen gebunden vor. Daraus erklären sich die hohen Vorräte dieses Kations in den Kalkverwitterungslehmen,

Abb. 1: Mittl. Elementvorräte (kg/ha) und Säuremenge (t CaCO₃/ha) berechnet auf maximal 80 cm Bodentiefe.



die stufenweise bis zu den Sanden abnehmen. In ähnlicher Weise wiederholt sich dieses Bild beim Al und Mn als Ausdruck für die unterschiedliche Kapazität der Böden, infolge von Versauerungsschüben starke Säuren in schwächere kationsäuren zu überführen und sie in austauschbaren Bindungsformen zu speichern. Um den Faktor 10 unterscheiden sich die Ca-Vorräte zwischen den Kalkverwitterungslehmen und den lößüberdeckten Kalkverwitterungslehmen. Ähnlich liegen die Verhältnisse beim Mg. Da nun hierzu sowohl die Al-Vorräte als auch die Säuremenge im Mineralboden (BNK) in umgekehrten Verhältnissen auftreten, lassen sich geringere Ca- bzw. Mg-Vorräte zum Teil durch niedrigere Austauschkapazitäten der Böden, aber auch als versauerungsbedingte Basenverluste deuten.

Abb. 2 informiert über einzelne Intensitätsparameter der Lösungs- und Festphase des Bodens tiefenabhängig für die jeweiligen Substratgruppen.

Schon bemerkenswert weit ist die Versauerung der Oberboden-Horizonte in den Kalkverwitterungslehmen im Vergleich zu den carbonätfreien Böden der Substratgruppen II, III und IV fortgeschritten. Der Anteil von Al an der AK_e beträgt dort im Mittel bereits 37 % und senkt das Ca/Al-Verhältnis in der Bodenlösung nicht selten unter 1. Mit zunehmendem Lößeinfluß geht das Ca/Al-Verhältnis allerdings auf Werte um 0.5 zurück. Es fällt weiter auf, daß die Versauerung der Oberböden durchgängig von den Kalkverwitterungslehmen bis hin zu den Sanden zunimmt. Dies läßt sich verfolgen an den ansteigenden Anteilen von Fe und aus-

tauschbare Wasserstoff an der AK_e , den Übergängen vom Silikat/Austauscher-Pufferbereich bei den Kalkverwitterungslehmen zum Aluminium-Pufferbereich bei den Schiefergebirgslehmen bis zum Eisen-Pufferbereich bei den Lößlehmen anhand der pH(GBL)-Werte und der hiermit einhergehenden Einengung der mol-Verhältnisse in der Bodenlösung.

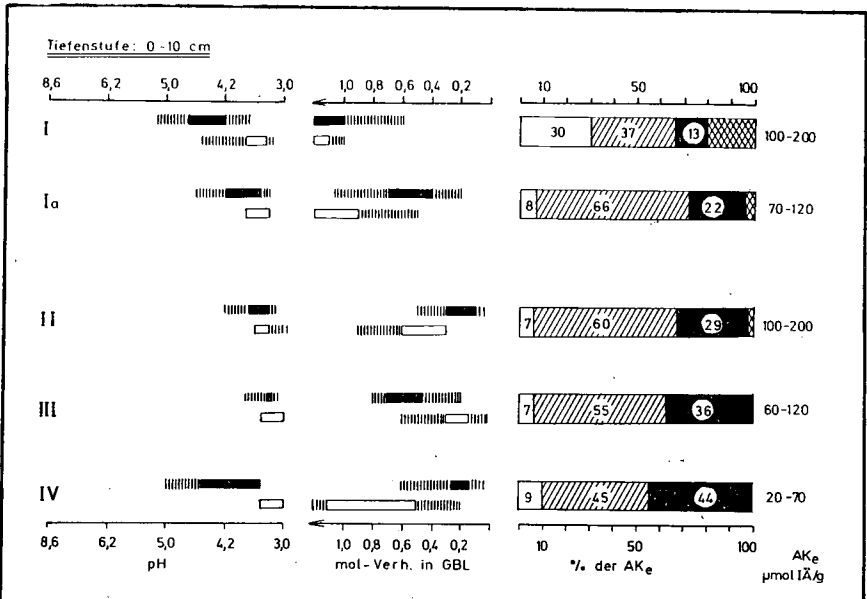
Diese Befunde lassen darauf schließen, daß in den Oberboden-Horizonten wiederholt starke und akute Versauerungsvorgänge ablaufen, die die Rate der Al-Pufferung übersteigen und zur Mobilisierung des Eisens geführt haben.

Im mittleren Tiefenbereich (40 - 80 cm) der Kalkverwitterungslehme beherrscht zunehmend Carbonateinfluß das bodenchemische Bild. Der Ca-Anteil steigt in der Substratgruppe I von 30 auf 56 % der AK_e an und in der Substratgruppe Ia wird das Ca zum dominierenden Kation in der Bodenlösung: Das Ca/Al- und das Ca/H-mol-Verhältnis liegt nun bei den meisten Böden über 1.

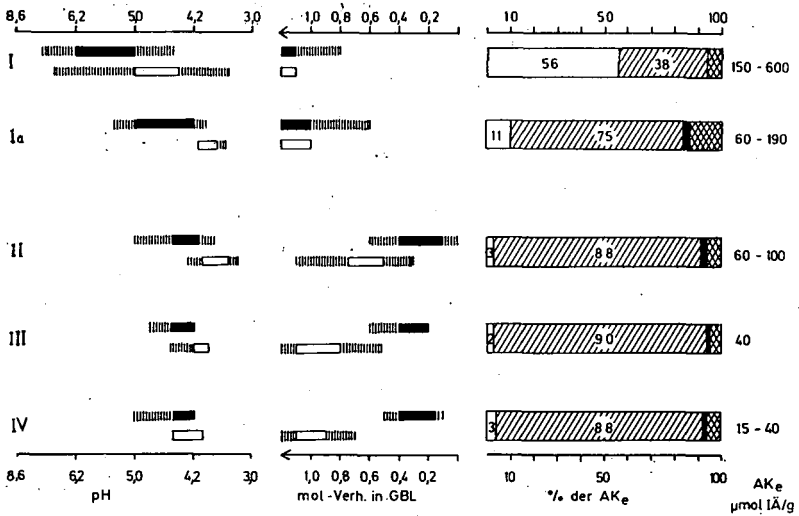
Die Böden in den übrigen Substraten befinden sich bereits im Pufferbereich des Aluminiums, das im Mittel 75 bis 90 % der AK_e belegt. Bei einem Basenanteil, der unter 15 % liegt, werden Versauerungsvorgänge immer seltener ökophysiologisch unschädlich über den reversiblen Austausch von Ca und Mg abgepuffert.

Auch in der Bodenlösung des Hauptwurzelraumes dominiert das Al mengenmäßig über das Ca, wobei sich das Ca/Al-Verhältnis auf Werte unter 0.5 einengt. Da-

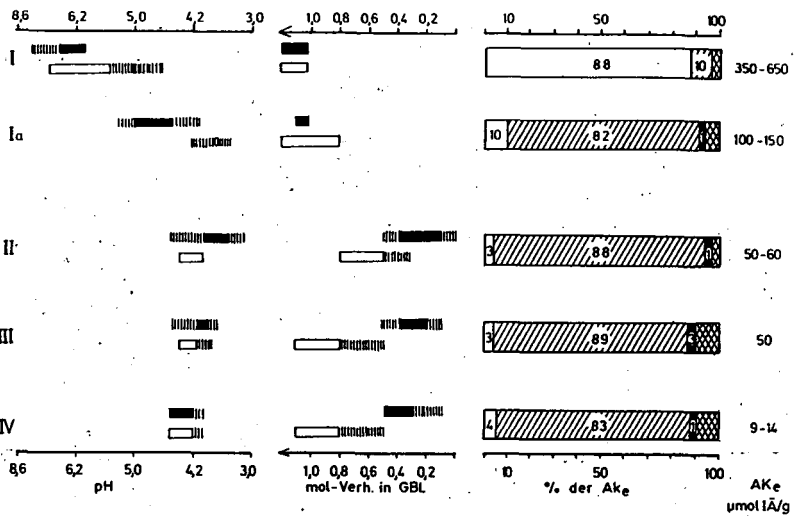
Abb. 2: Chemische Kurzcharakteristik der Bodenlösung und des Austauschkomplexes jeweils nach Substratgruppen (siehe Abb. 1) und Tiefenstufen.



Tiefenstufe: 10 - 40 cm



Tiefenstufe: 40 - 80 cm



in GBL:

Ca/Al:

Ca+Mg:

Rest:

in CaCl₂:

Ca/H:

Al:

Fe+H:

mit erhöht sich vornehmlich für die Fichte die Gefahr von Säuretoxizität erheblich.

Die Böden der Schiefergebirgslehme, in denen größere Mengen des Aluminiums in leicht mobilisierbaren Bindungsformen vorliegen, zeichnen sich außerdem durch sehr niedrige Ca/H-Verhältnisse in der Bodenlösung aus. Offensichtlich reichen die Al-Vorräte, daß bei Pufferungsvorgängen genügend Al in die Lösung übergeht, dann hydrolysiert und den pH der Lösung absenkt. Gerade Ca/Al-Verhältnisse unter 1 vermögen besonders bei der Buche Wurzelschäden auszulösen. Die bodenchemischen Voraussetzungen hierfür scheinen in den Böden der Schiefergebirgslehme wesentlich häufiger gegeben zu sein als bei den Lößlehmen oder Sanden.

Unterhalb von 40 cm Tiefe bestätigen sich in der Tendenz bei den hier untersuchten Böden die Ergebnisse aus dem mittleren Tiefenbereich.

Nun sollte man annehmen, daß mit der Tiefe im allgemeinen der Einfluß der sauren Deposition auf den aktuellen chemischen Bodenzustand zurückgeht und für die Gruppierung der Böden mehr und mehr die Silikatverwitterung differenzierend hervortritt. Hinsichtlich der Zusammensetzung der Bodenlösung und des Austausch-Komplexes prägt in diesem Sinne jedoch nur das Carbonatgestein bei den Kalkverwitterungslehmen den Bodenchemismus, in der Substratgruppe I die Lösungs- und Festphase, in der Substratgruppe Ia vornehmlich die Lösungsphase. Dieser Befund trifft für nur etwa 20 % der insgesamt untersuchten Profile zu. Für typische Profile der Schiefergebirgslehme, Lößlehme und Sande, die hier besprochen wurden, zeigen die Daten, daß das ganze Solum über den Hauptwurzelraum hinaus schon bis an den Grundwasserleiter versauert ist.

Die Schlußfolgerung aus dieser Untersuchung müßte daher die folgenden Forderungen enthalten:

- Reduktion der Emission von Luftverunreinigungen.
- Schutz der Böden vor anhaltender Säurebelastung durch oberflächliche Ausbringung Mg-haltiger Kalke (Kompensationskalkung).

Die Maßnahme erhöht relativ schnell die Ca- und Mg-Konzentrationen in der Bodenlösung und vermindert die Gefahr von Säuretoxizität im Wurzelraum. Durch angemessene Wiederholungen der Bestandeskalkung läßt sich die langfristige Erholung der Böden durch Auffüllung des Basen- und Nährstoff-Vorrates aus der Silikatverwitterung einleiten und unterstützen.

- Korrektur der versauerungsbedingten Nährstoffverluste durch gezielte Zufuhr von Basizität und Einmischung von Nährstoffen in den Wurzelraum (Meliorationsdüngung).

Diese Maßnahme ist besonders bei den Böden auf Sand angezeigt, die über die geringste Elastizität hinsichtlich der Austausch-Kapazität von Alkali- und Erdalkali-Kationen verfügen.



WASSER- UND ELEMENTTRANSPORT IN UNTERSCHIEDLICH
GEDÜNGTEN, GESCHÄDIGTEN WALDÖKOSYSTEMEN

von

Hantschel, R., M. Kaupenjohann, W. Schaaf, R. Horn u. W. Zech ^{*)}

1. Projekt- und Versuchsflächenbeschreibung

Im Rahmen des vom BMFT geförderten Forschungsprogramms werden die Wasser- und Stoffdynamik zweier belasteter Fichtenstandorte im Fichtelgebirge vergleichend untersucht und Beziehungen zwischen der Bodendynamik, dem Stoffein- und -austrag sowie der Schadensintensität der Fichte hergestellt. Dabei wurden im Mai 1983 auf beiden Standorten jeweils 5 Düngerparzellen (I. Nullparzelle, II: 1 to/ha $MgSO_4 \times H_2O$; III: 1 to/ha $MgSO_4 \times H_2O$ + 500 kg/ha KNO_3 ; IV: 1 to/ha $MgSO_4 \times H_2O$ + 500 kg/ha KNO_3 + 90 kg/ha P_2O_5 ; V: 10 to/ha $CaCO_3 \times MgO$) angelegt, um zusätzlich die Dynamik der verschiedenen Dünger im Boden sowie deren Auswirkungen auf den Ernährungszustand der Pflanzen verfolgen zu können.

Die Versuchsfläche Oberwarmersteinach befindet sich 760 m ü. NN in SE-Exposition direkt hinter einem Kamm und hat eine Steigung von 6,5°. Bei dem untersuchten Bestand handelt es sich um 20-40-jährige Fichten, die auf Podsolen aus Phyllit stocken und starke Gelbspitzigkeit zeigen. In Wilfersreuth befindet sich der Versuchsbestand auf einem Mittelhang mit 2,5° Neigung in SW-Exposition auf 680 m ü. NN. Der etwa 40-jährige Fichtenbestand stockt auf podsolierten, stellenweise leicht pseudovergleyten Braunerden aus Phyllit. Der Bestand ist dichter als in Oberwarmersteinach und zeigt nur eine ganz leichte Gelbspitzigkeit.

Im folgenden werden erste Ergebnisse zum Wasserhaushalt und der Input- und Output-situation für Zn und Cd dargestellt.

2. Wasserhaushalt

Die Daten beziehen sich auf den Zeitraum vom 2.7.84 bis zum 3.6.85. Die Niederschlagssumme in Oberwarmersteinach liegt mit 1424 mm deutlich über dem lang-

^{*)} Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 3008, 8580 Bayreuth

jährigen Mittel von 1072 mm für die nahegelegene Station Fichtelberg. Abb. 1 zeigt im oberen Teil die Ganglinien des Freiland- und des Bestandesniederschlags in wöchentlicher Auflösung. Die zu 3 Terminen im Vergleich mit dem Freilandniederschlag höheren Bestandesniederschlagswerte (s. Pfeil) können mit dem Windeinfluß (WEIHE, 1982), verstärktem Abtropfen an bestimmten Aststellen bei hohen Niederschlagsereignissen bzw. Schneefall von den Ästen in die Regenmesser erklärt werden. Die Bestandesniederschlagssumme beträgt 1208,3 mm und die Bestandesinterception in Oberwarnesteinach 15 %. Für Wülfersreuth liegen die Gesamtniederschläge im Freiland mit 1106 mm knapp über dem langjährigen Mittel. Die Bestandesniederschlagssumme beträgt 864 mm; somit ist die Bestandesinterception aufgrund des besseren Kronenschlusses als in Oberwarnesteinach mit 22 % höher als in Oberwarnesteinach.

Der untere Teil der Abbildung zeigt den Verlauf der Saugspannungen in 2 Tiefen für den Standort Oberwarnesteinach: 10 cm und 75-95 cm Tiefe der Parzellen I, II und V.

In dem sehr feuchten Jahr sind die Wasserspannungen in allen Parzellen sehr niedrig; kurzfristiges Austrocknen führt zu einem raschen Anstieg der Tensionen. Hierbei liegen die Werte auf der Parzelle II stets über denjenigen der Parzelle I und V. Als Ursache kann u.a. das Verhältnis von lebender zu toter Wurzelmasse in der Auflage mit 60-70 % der Gesamtwurzelmasse angesehen werden, das mit 6,7 in II doppelt so hoch liegt wie auf den anderen Parzellen. Dies deutet auf eine höhere physiologische Aktivität des Bestandes hin. Auf Parzelle V liegen die Tensionen trotz höherer Lebendwurzelmasse und besseren Verhältnisses Lebendmasse : Totmasse als auf der Nullparzelle niedriger als auf letzterer. Zu erklären wäre dies mit einer niedrigeren physiologischen Aktivität der Bäume, was mit dem hohen Schädigungsgrad durch Mg-Mangel in Einklang stünde.

Die unterste Tiefe (75 cm für I und V, 95 cm für II) zeichnet bis zum Einsetzen des Frostes Ende November 84 ohne Zeitverzögerung die Tensionen des Oberbodens in abgeschwächtem Maße nach. Mit Einsetzen des starken Frostes Ende Dezember sind für die Parzellen I und V zwei Austrocknungszyklen zu erkennen, die mit Eindringen von Eislinsen in den Boden - der Boden war im Winter 84/85 bis maximal 50 cm Tiefe gefroren - und der damit bedingten Austrocknung der tieferliegenden Horizonte zu erklären sind (HARTGE, 1978). Im Frühjahr ist die unterste Tiefe nach dem Abtauen wassergesättigt. Die extrem negativen Tensionen, die auf Parzelle II auftreten, sind meßtechnische Artefakte, die auf das Gefrieren des Restwassers unter der Dekalinschicht im Tensiometer zurückzuführen sind, da während des gesamten Winters die Neutronensondenmessungen keine Wassersättigung anzeigten. Am Standort Wülfersreuth lassen sich ähnliche Tensionsverläufe beobachten, die auftretenden Unterschiede lassen sich mit standortsspezifischen Gegebenheiten erklären. Tab. 1 zeigt eine erste Flußbilanz für die Parzellen I,

II und V am Standort Oberwarmersteinach, die mit Hilfe eines Kompartimentmodells (BENECKE, 1982) errechnet wurde. Das negative Vorzeichen bedeutet Evapotranspiration, das positive Versickerung. Die Flußraten im Oberboden bekräftigen die Argumentation der unterschiedlichen Wurzelaktivitäten auf den einzelnen Parzellen. Die Ausflußmengen, die jeweils für die Obergrenze zum C_v angegeben sind, bestätigen die Tensiometerwerte.

3. Schwermetalle

Die Zn-Konzentrationen in den Kompartimenten Freiland- und Bestandesniederschlag, Streulysimeter und Saugkerzen sind exemplarisch für das zweite Halbjahr 84 in Abbildung 2 dargestellt. Da zwischen den Düngervarianten und der Nullparzelle keine signifikanten Unterschiede auftreten, wurde beispielhaft die Parzelle II ausgewertet. Mit Ausnahme der Woche um den 30.7.84 (die wahrscheinlich wegen Gewitter für alle Elementkonzentrationen eine Besonderheit darstellt), folgen die Konzentrationen der Gesetzmäßigkeit, daß mit abnehmender Niederschlagsmenge die Gehalte an Zink im Freilandniederschlag ansteigen (HANTSCHEL et al., 1985). Die Zn-Konzentrationen im Bestandesniederschlag folgen in der Ganglinie denen des Freilands, sind jedoch bei zunehmender Trockenheit höher als im Freilandniederschlag, was den Einfluß von trockener Zn-Deposition und Auswaschung aus dem Bestand nahelegt. Die Konzentrationen im Streulysimeter folgen generell ohne oder nur mit geringer Zeitverzögerung den Ganglinien der Niederschläge. Die Zn-Konzentrationen im Bodenwasser, das aus 80 cm Tiefe mittels Saugkerzen genommen wurde, liegen meist über den Konzentrationen im Eintrag.

Tabelle 2 zeigt die Gesamtflüsse und die Halbjahresmittelwerte von Zn und Cd im zweiten Halbjahr 1984. Vergleicht man die Ein- und Austräge an Schwermetallen in Oberwarmersteinach mit den von MAYER (1981) im Solling gemessenen Werten, so liegen die Eintragsraten in gleichen Größenordnungen wie im Solling, die Austragsraten dagegen niedriger. Der Zn-Eintrag erhöht sich im Bestandesniederschlag gegenüber dem Freiland, sinkt aber in der Streu ab, was mit Komplexierung oder Zn-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln erklärt wurde. Der Austrag aus dem C_v entspricht teilweise den Inputwerten und weist damit auf die Zn-Verarmung des Mineralbodens hin. Die Cd-Frachten zeigen keine großen Änderungen während der Passage durch Kronenraum und Boden, was die Sorptionsschwäche im Boden unterstreicht. Der Schadstoff Cadmium scheint somit in ähnlichen Mengen die Pedosphäre zu verlassen, wie er in den Wald eingetragen wird.

4. Zusammenfassung

Der Wasserhaushalt vom 2.7.84 - 3.6.85 zeigt für die Fichtelgebirgsstandorte Oberwarmersteinach und Wülfersreuth überdurchschnittliche Niederschlagseinträge und damit verbundene niedrige Saugspannungswerte und hohe Ausflußmengen. Auch die relativ hohen Inputwerte im zweiten Halbjahr 84 für die Schwermetalle Zn

und Cd werden teilweise durch die hohen Niederschläge verursacht. Für Zn zeigt die Streu eine Senkenfunktion; aus dem Mineralboden wird Zn aber ausgewaschen, während Cd mehr oder weniger unbeeinflusst durchfließt. Signifikante Einwirkungen der verschiedenen Dünger auf den Wasserhaushalt und die Schwermetallflüsse sind bisher nicht feststellbar.

5. Danksagung

Die Untersuchung wurde im Rahmen des vom BMFT geförderten Forschungsprogramms "Saurer Regen KFA 03 7334 6" durchgeführt, wofür an dieser Stelle recht herzlich gedankt sei.

6. Literaturverzeichnis

BENECKE, P. (1982): Modellierung des Wasserhaushaltes von Ökosystemen. In: Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 4, S. 235 - 266

HANTSCH, R.; M. KAUPENJOHANN; R. HORN und W. ZECH (1985): Wasser- und Elementtransport in unterschiedlich gedüngten Waldökosystemen. Z. Dtsch. Geol. Gesellsch., im Druck

KARTGE, K. H. (1978): Einführung in die Bodenphysik, Enke Verlag, Stuttgart

MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushaltes von Waldökosystemen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 70,

WEIHE, J. (1982): Die Ermittlung des Regenverlustes durch die Interzeption des Waldes. In: Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 4, S. 49 - 59

OBERWARMENSTEINACH: ZN - KONZENTRATION
◆ - FREILAND ◇ - LYSIMETER II
■ - PARZELLE II (BESTAND) * - SAUGKERZEN II (80 cm TIEFE)

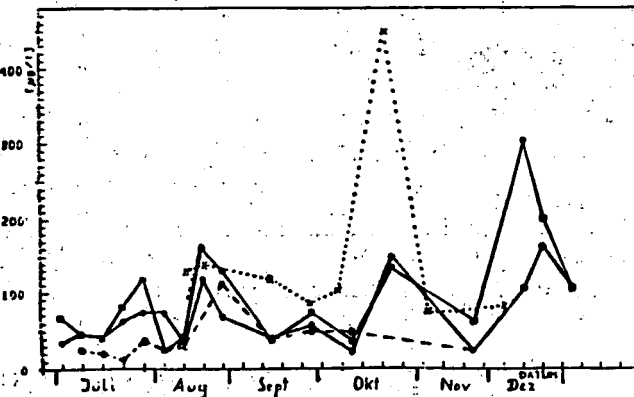


Abb. 2: Zn-Konzentrationen in den einzelnen Kompartimenten Oberwarmensteinsachs für das 2. Halbjahr 1984

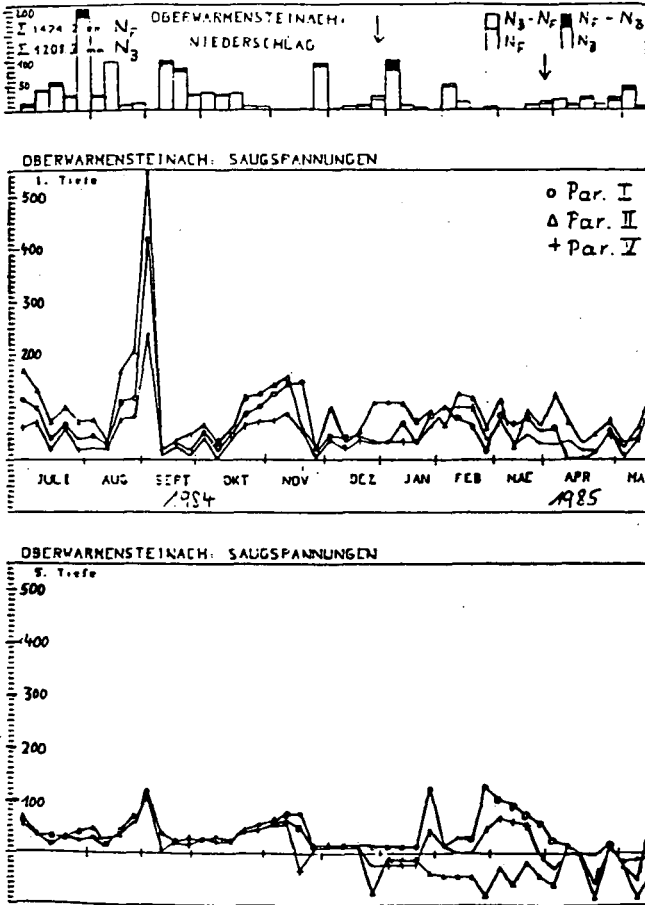


Abb. 1: Freilandniederschlag N_F , Bestandesniederschlag N_B und die Tensionen dreier Parzellen in 2 Tiefen in Oberwarmersteinach

TAB. 1: WASSERBILANZ FÜR DIE PARZELLEN I, II, V VOM 2.7.84 - 3.6.85
IN OBERHARMENSTEINACH (FLÜSSE IN MM)

	I		II		V	
INPUT (MIT BESTANDES- NIEDERSCHLAG)	1163 MM		1203 MM		1244 MM	
	HORIZONT- GRENZE	MENGE MM	HORIZONT- GRENZE	MENGE MM	HORIZONT- GRENZE	MENGE MM
SUMMENABFLUSS	- 18 CM	124	- 15 CM	- 54	- 15 CM	853
	- 35 CM	- 54	- 30 CM	- 79	- 25 CM	51
	- 50 CM	392	- 55 CM	(187)	- 37 CM	1043
OUTPUT	- 65 CM	677	- 80 CM	1226	- 50 CM	491

TAB. 2: HALBJAHRESMITTELWERTE UND GESAMTFLÜSSE FÜR DEN ZEITRAUM
2.7.84 - 31.12.84 DER PARZELLEN I, II UND V IN OBERHARMENSTEINACH

	HALBJAHRESMITTELWERT [µG/L]						GESAMTFLUSS [G/HA/0,5 A]					
	Zn			Cd			Zn			Cd		
	I	II	V	I	II	V	I	II	V	I	II	V
N _F		72.6			0.96			606.2			8.0	
N _B	102.3	101.9	97.5	1.05	1.23	0.91	854.2	844.8	829.7	8.8	10.2	7.7
STREULY- SIMETER	37.9	44.2	24.1	1.8	3.0	2.1	84.8	92.9	57.5	4.0	6.3	5.0
OUTPUT (60-80 CM)	148.7	151.2	252.9	1.7	2.4	5.1	243.9	609.2	414.8	2.7	9.7	8.4

NÄHRSTOFFVERSORGUNG GEDÜNGTER, UNTERSCHIEDLICH
GESCHÄDIGTER FICHTEN AUF IMMISSIONSBELASTETEN
STANDORTEN IN NO-BAYERN

von

Kaupenjohann, M., R. Hantschel, R. Horn u.
W. Zech*

1. EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Seit etwa 1980 treten in den Hochlagen der NO-Bayerischen Mittelgebirge zunehmend flächenhaft chlorotische Fichten (*Picea abies* KARST.) auf. Betroffen sind bevorzugt ältere Nadeln. Sie zeigen typische Gelbspitzigkeit. ZECH und POPP (1983) wiesen nach, daß die Symptome mit Magnesiummangel, schlechter Ca-, jedoch üppiger P-Versorgung einhergehen. Teilweise liegen auch die Zn-Spiegelwerte sehr niedrig. Die Autoren vermuten aufgrund hoher Schwefelgehalte der Nadeln immissionsbedingte Schäden (ZECH et al., 1983). Mittels diagnostischer Düngungsversuche und durch Quantifizierung der Stoffdynamik ausgewählter Fichtenökosysteme prüfen wir derzeit, ob direkte Schädigung der Assimilationsorgane vorliegt, was mit Auswaschungsverlusten aus den Nadeln einhergehen dürfte. ZÖTTL (1985) vermutet, daß diese Nährstoffverluste nur bei guter Versorgung der Böden ausgleichbar sind. Düngung müßte dann zu einer Revitalisierung der Bestände führen.

2. MATERIAL UND METHODEN

Untersucht werden etwa 40jährige Fichten nahe Oberwarmensteinach (760 m NN; SE-Exposition; Bestände stark geschädigt), Wülfersreuth (680 m NN; NW-Exposition; Bestände nicht sichtbar geschädigt) und

*) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 3008, D-8580 Bayreuth

Selb (600 m NN; NE-Exposition; nicht sichtbar geschädigte Bestände). Die Probefläche Oberwarsteinach zeigt Podsole aus Phyllit mit pH (KCl)-Werten von 2,9 im Oberboden bis 4,4 im Cv-Horizont. Die Mg-Gehalte liegen mit ca. 2 ‰ in der Feinerde niedrig. Auch die podsoligen Braunerden aus Phyllit in Wülfersreuth weisen mit 2,8 (Ah) bis 4,4 (Cv) niedrige pH-Werte auf. Aber die Mg-Konzentrationen steigen von 2 ‰ im Oberboden auf etwa 5 ‰ im Cv-Horizont an. Trotz einer Basensättigung von 90 ‰ sind auch die eutrophen Braunerden aus Basalt in Selb sauer (3,4 pH (KCl) im Ah- und 4,0 im Bv-Horizont). Die Mg-Gehalte liegen aber hoch (von 7 bis 11 ‰), jene des K mit etwa 7 ‰ vergleichsweise niedrig (30 - 50 ‰ in Oberwarsteinach; 20 - 40 ‰ in Wülfersreuth).

In der Gleichgewichtsbodenlösung (GBL) der Mineralbodenlage 0 - 10 cm betragen die Mg-Werte 0,4 (Oberwarsteinach), 0,920 (Wülfersreuth) und 4,20 mg/l (Selb). Die unterschiedliche Magnesiumversorgung der Böden wird noch deutlicher, wenn man die Perkolationsbodenlösung (PBL) (Methode s. HANTSCHERL et al., 1985 a) untersucht (0,09 in Oberwarsteinach, 0,40 in Wülfersreuth und 4,0 mg Mg/l in Selb). In Tab. 1 werden Depositionsraten von Oberwarsteinach und Wülfersreuth mit Daten aus dem Solling verglichen (MATZNER et al., 1984). Während die Freiland-Schwefeldeposition mit ca. 27 kg/ha in der Zeit vom 1.7.84 bis 30.6.85 auf unseren Versuchsflächen um 20 ‰ über dem langjährigen Solling-Mittelwert von 23,4 kg/ha liegt, sind die Bestandesdepositionsraten der Fichtelgebirgsstandorte deutlich niedriger (Oberwarsteinach 46 kg/ha, Wülfersreuth 29 kg/ha) als im Solling (85,2 kg/ha). Dies könnte vom Alter der Fichten abhängen oder durch die Einbettung der jungen Versuchsbestände in etwa 80 m breite Altholzschneisen bedingt sein. Für den Standort Selb liegen bisher keine Daten der Jahresfrachten vor. Im Zeitraum vom 1.4.85 bis 15.6.85 wurden dort 13,8 kg Schwefel und 0,56 kg H/ha eingetragen, gegenüber 9,9 kg S und 0,36 kg H/ha in Oberwarsteinach und 6,7 kg S und 0,24 kg H/ha in Wülfersreuth.

Auf den Probeflächen legten wir im Mai 1983 Düngungsversuche an. Die Versuchsglieder lauten: Kontrolle; 1000 kg $MgSO_4 \cdot H_2O$ /ha; 10.000 kg $CaCO_3 \cdot MgO$ /ha. Die Parzellengröße beträgt 10 x 30 m (vgl. HANTSCHERL et al., 1985 b).

Die Ernte von Nadelproben erfolgte im Winter 1983/84 bzw. 1984/85. Von 10 herrschenden Fichten wurden jeweils rezente, 1,7 und 2,7jährige Nadeln des 3. Wirtels zu einer Mischprobe vereinigt. Nach Trocknen (65 ° C) und Veraschen von 2 g gemahlener Materials wurde der Rückstand in 50 ml 10%iger HCl aufgenommen, auf 100 ml aufgefüllt und K, Ca und Mg direkt am AAS gemessen (Perkin Elmer 420). P bestimmten wir colorimetrisch im HCl-Aufschluß bei 882 nm (Molybdän-blau), N nach Kjeldahl mit der Büchi-Apparatur (Büchi Nr. 320). Die Berechnung der Leaching-Raten erfolgte nach ULRICH (1984) auf der Grundlage der Chloridinterzeption.

3. ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Analyse rezenter Nadeln ein halbes Jahr nach Düngung sind in Abb. 1 zusammengefaßt. Die N-, P- und K-Versorgung der Bestände ist ausreichend bis gut, die Ca- und Mg-Spiegelwerte zeigen mit 1,7 ‰ Ca und 0,64 ‰ Mg in Oberwarmensteinach Mangel an, reichen in Wülfersreuth aus (2,6 ‰ Ca, 0,9 ‰ Mg) und sind in Selb hoch (6,4 ‰ Ca, 2,0 ‰ Mg). Kieserit-Düngung führt auf allen Versuchsstandorten zu deutlichem Anstieg der Mg-, aber auch Ca-Nadelgehalte um bis zu 60 ‰ (Mg in Oberwarmensteinach).

Die K-Versorgung der Bestände in Selb verschlechtert sich von 4,9 auf 4,1 ‰. Die $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$ -Düngung wirkt aufgrund der geringeren Löslichkeit des Magnesiums noch nicht so deutlich. Einen Einfluß der Düngung auf das Nadelgewicht konnten wir nicht feststellen.

Auch im Winter 1984/85 zeigen die Ergebnisse der Nadelanalyse für N, P und K auf allen Standorten und für Mg in Wülfersreuth und Selb ausreichende bis gute Versorgung an. In Oberwarmensteinach herrscht dagegen Magnesiummangel (Spiegelwerte 0,23 - 0,46 ‰ Mg je nach Nadelalter). Abb. 2 informiert über den Einfluß der Düngung im zweiten Jahr auf die Magnesiumgehalte 0,7, 1,7 und 2,7jähriger Nadeln.

Trotz niedriger Gehalte in rezenten Nadeln (0,46 ‰ Mg) fallen die Werte der ungedüngten Fichten in Oberwarmensteinach auf 0,23 ‰ in 2,7jährigen Nadeln ab. Auch in Wülfersreuth findet sich ein deutlicher Abfall der Mg-Spiegelwerte mit dem Nadelalter (von 0,95 auf 0,57 ‰). Auf dem Mg-reichen Standort Selb dagegen halten auch die älteren Nadeln das Niveau rezenter, nämlich 1,1 ‰. Kieseritdüngung

bewirkt in Oberwarmensteinach eine deutliche Verbesserung der Gehalte aller untersuchten Nadelaltersklassen. In Wülfersreuth erhöht sich das Mg-Niveau der älteren Organe von 0,57 auf 0,87 ‰. Die Selber Fichten reagieren nicht. Die verspätet einsetzende Mg-Wirkung der Dolomitdüngung führt zwar auch in Oberwarmensteinach zu guter Versorgung der rezenten Nadeln (0,9 ‰ Mg), aber die Auffüllung der älteren Organe bleibt gegenüber der Kieseritdüngung noch zurück (0,39 anstelle von 0,57 ‰).

Tab. 2 zeigt den Einfluß der Düngung auf die Mg-, Ca- und K-Nadelverluste durch Leaching. Selbst bei sehr niedrigen Nadelkonzentrationen werden in Oberwarmensteinach 0,9 kg Mg/ha · a und 6,9 kg Ca/ha · a aus dem Kronenraum ausgewaschen. Sehr hoch ist dort das K-Leaching (32,5 kg K/ha · a gegenüber 14,8 kg K/ha · a im Solling, 1983) (MATZNER et al., 1984). Die Auswaschungsverluste in Wülfersreuth für K (5,7 kg/ha · a) und Ca (2,6 kg/ha · a) liegen deutlich niedriger und sind für Mg nicht nachweisbar. Kieseritdüngung induziert in Oberwarmensteinach einen deutlichen Anstieg der Mg-Auswaschung von 0,9 kg auf 2,4 kg/ha · a zugunsten geringerer K-Verluste (20,9 anstelle von 32,5 kg/ha · a). In Wülfersreuth ist der Düngungseinfluß gering.

4. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Auf dem Mg-Mangelstandort Oberwarmensteinach verbessert Kieseritdüngung rasch die Magnesiumversorgung der Fichten. $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$ -Düngung wirkt langsamer. Dieses Ergebnis unterstreicht die Bedeutung ausreichender Mg-Gehalte im Boden für die Mg-Versorgung der Waldbestände. Gleichzeitig konnten wir in Oberwarmensteinach unter den geschädigten Fichten höhere Ca-, Mg- und K-Nadelauswaschungsraten wahrscheinlich machen als unter den gesunden Bäumen in Wülfersreuth. Düngung verstärkt in Oberwarmensteinach das Leaching. Dies deutet auf direkte Schädigung der Nadeln hin. Die Ergebnisse belegen die Vorstellung, daß die Symptome des Mg-Mangels in Zusammenhang mit dem Waldsterben durch ungenügende Mg-Nachlieferung aus dem Boden und Schädigung der Nadeln bedingt sind. Eine Revitalisierung sämtlicher Fichten durch Mg-Düngung ist bis jetzt noch nicht feststellbar.

Der methodische Ansatz zur Quantifizierung der Nadelauswaschung bedarf weiterer Verbesserung.

5. DANKSAGUNG

Die Arbeiten konnten im Rahmen des vom BMFT geförderten Forschungsvorhabens "Wasser-, Nähr- und Schadstoffdynamik stark belasteter Hochlagenstandorte aus Granit, Phyllit, Schiefer und Basalt in NO-Bayern" durchgeführt werden.

Herrn Dr. Schwaiger, Kali-Beratung Nürnberg, danken wir verbindlichst für großzügige Hilfestellung.

LITERATUR

- BERGMANN, W., 1983: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen: Entstehung und Diagnose. Fischer Verlag, Jena
- HANTSCHHEL, R., M. KAUPENJOHANN, R. HORN und W. ZECH, 1985 a: Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL) - Ein Methodenvergleich. Z. Pflanzenern. und Bodenk. (im Druck)
- HANTSCHHEL, R., M. KAUPENJOHANN, R. HORN und W. ZECH, 1985 b: Wasser- und Elementtransport in unterschiedlich gedüngten, geschädigten Waldökosystemen. Z. dt. geol. Ges., Band 136, Teil 2, Seite 1 - 8
- MATZNER, E., P. K. KHANNA, K. J. MEIWES, E. CASSENS-SASSE, M. BREDEMEIER und B. ULRICH: Ergebnisse der Flüßmessungen in Waldökosystemen. Ber. d. Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Bd. 2, 29 - 49
- ULRICH, B., 1984: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents. In: J. Rankrath and B. Ulrich (eds): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company
- ZECH, W. und E. POPP, 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102, 50 - 55
- ZECH, W., Th. SUTTNER und R. KOTSCHENREUTHER, 1983: Mineralstoffversorgung vermutlich immissionsgeschädigter Bäume in NO-Bayern. Kali-Briefe (Büntehof) 16 (9), 565 - 571
- ZECH, W., Th. SUTTNER und E. POPP, 1985: Elemental analyses and physiological responses of forest trees in SO₂-polluted areas of NE-Bavaria
- ZÖTL, H. W., 1985: Waldschäden und Nährelementversorgung. Düsseldorfer Geobot. Kolloq., Heft 2, Seite 31 - 41.

Tab. 1: Stoffdeposition (kg/ha in der Zeit vom 01.07.84 bis 30.06.85) auf den Standorten Oberwarmersteinach (O), Wulfersreuth (W) und im Solling (So) (langjähriges Mittel) (aus MATZNER et al., 1984)

	Standort	H	SO ₄ -S	Mg	Ca	K
Freilanddeposition	O	.66	26.2	2.8	8.6	9.6
	W	.57	27.4	2.1	8.9	7.7
	So	.79	23.4	1.8	10.0	3.7
Bestandesdeposition	O	1.24	46.2	4.6	18.1	45.1
	W	.75	28.7	2.5	13.5	15.4
	So	3.81	85.2	4.9	32.5	28.6

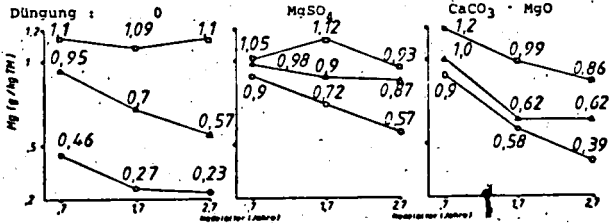
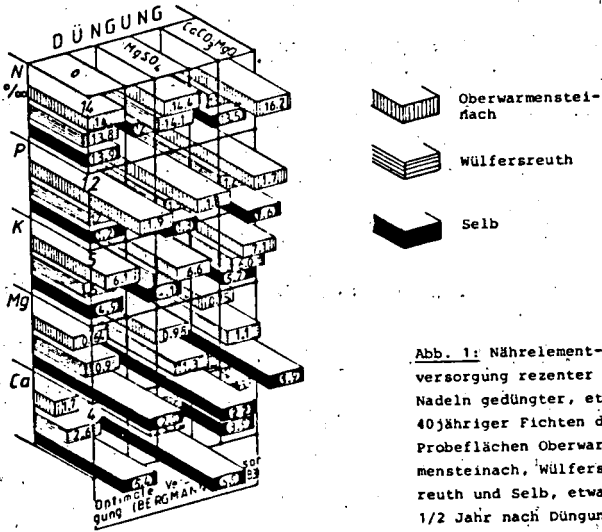


Abb. 2: Mg-Versorgung 0, 7, 1, 7 und 2, 7jähriger Nadeln unterschiedlich gedüngter Fichten auf den Standorten Oberwarmersteinach (O), Wulfersreuth (A) und Selb (□).

Tab. 2: Düngungseinfluß auf die Auswaschung von Mg, Ca und K aus dem Kronenraum 40jähriger Fichten in Oberwarmersteinach und Wulfersreuth (kg/ha · a).

Düngung	Standort	Mg	Ca	K
0	Oberwarmersteinach	0.9	6.9	32.5
	Wulfersreuth	n.n.	2.6	5.7
Kieserit	Oberwarmersteinach	2.4	7.5	20.9
	Wulfersreuth	0.3	n.n.	4.5

Strukturen der räumlichen Variation bodenkundlicher
Größen in einem Feuchtschwarzerdegebiet

von
Lohmann, H.

1. Einführung

Das Vorkommen von Schwarzerden unter den klimatischen Bedingungen Norddeutschlands muß im engen Zusammenhang mit den hydrologischen Gegebenheiten der Landschaft gesehen werden (BEESE 1972, BAILLY 1971, ROESCHMANN 1963). Nach heutigem Kenntnisstand kann davon ausgegangen werden, daß die Bildung von Schwarzerden in dem genannten Raum im Boreal stattfand. Große Flächen der zu dieser Zeit oberflächlich noch nicht vollständig entkalkten Lößfluren wurden in die Schwarzerdebildung einbezogen. Dabei ist es für die gegenwärtige Betrachtung ohne Belang, ob die Bildung unter einer reinen Steppenvegetation oder unter einer Waldsteppe erfolgte.

In den nachfolgenden humiden Epochen des Holozän unterlagen die für die Schwarzerde typischen ca. 60cm mächtigen humusreichen A-Horizonte einer fortschreitenden Degradation. Eingeleitet wurde diese Prozeßkette von der Abfuhr von CaCO_3 mit nachfolgender pH-Absenkung. Letztere induzierte eine höhere Mobilität des humusreichen Tons und eine vertikale Mineralisation der organischen Substanz. Dort wo diese Prozesse ungehindert ablaufen konnten, führte die Entwicklung zur Bildung von Grieserden (Parabraunerden mit Schwarzerdevergangenheit). Aufgrund geologischer und hydrologischer Gegebenheiten konnte der Prozeß der Entkalkung aber auch stark verzögert verlaufen. Derartige Situationen treten auf, wenn die Lößdecke nur geringmächtig war (bis 150cm) und einem undurchlässigem Staukörper auflag, oder wenn dem Oberboden kalkhaltiges Grundwasser zugeführt wurde. In solchen Fällen konnten sich Schwarzerderelikte erhalten, die aufgrund ihrer Hydromorphie auch als Feuchtschwarzerden bezeichnet werden.

Diese Thesen über die Entwicklung von Grieserden und Feuchtschwarzerden lassen vermuten, daß solche Bodengesellschaften bereits in schwach hügeligen Landschaften starke räumliche Variationen bzgl. ihres Nährstoffgehaltes und ihres Gefüges aufweisen. Diese Variationen sind bis in die Pflughorizont hinein deutlich nachweisbar. Für eine Untersuchung über Möglichkeiten zur mathematischen und statistischen Analyse und Beschreibung der räumlichen Heterogenitäten von bodenkundlichen und bodenhydrologischen Eigenschaften in der Landschaft wurde deshalb eine derartige Schwarzerde-Grieserde Catena bei Rosdorf (Göttingen, Südniedersachsen) ausgewählt.

In diesem Beitrag werden zunächst die Planung der Datenerhebung und die gewonnenen Daten beschrieben. Danach werden diese Daten in ihrer räumlichen Variation deskriptiv dargestellt und diskutiert. Auf Ansätze zur formalen mathematischen und statistisch Vorgehensweise bei der quantitativen Datenanalyse und Landschaftsbeschreibung wird zum Schluß eingegangen. Als mögliche statistische Verfahren kommen multivariate Verfahren und die in neuerer Zeit in der bodenkundlichen Literatur häufig zitierten Autokorrelationsverfahren wie das Kriging in Frage.

2. Konzept der Datenerfassung

Die Datenerfassung wurde durch zwei sich ergänzende Überlegungen bestimmt:

a) Sie hat sich als erstes an der Fragestellung der Untersuchungen zu orientieren, die in der Beurteilung möglicher mathematischer statistischer Verfahren zur Erfassung und Analyse räumlicher Strukturen der Landschaft besteht. Dabei kann man zunächst an die Nutzung von räumlichen Auto- und Interkorrelationen der an den verschiedenen Beobachtungspunkten zu erhebenden Bodenproben und ihrer Meßwerte denken. Da hierbei der Ort der Probenahme und der Abstand zwischen den Proben zu einer wichtigen Bezugsgröße wird, entschied man sich für die Probenahme in regelmäßigen räumlichen Abständen.

b) Um den Aufwand bei der Probenahme praktikabel zu halten, andererseits aber eine genügend feine räumliche Auflösung bei der angestrebten Strukturanalyse zur Verfügung zu haben, erfolgte die Probenahme in einem Teilbereich der Landschaft nicht innerhalb eines regelmäßigen flächenhaften Gitters (zweidimensional), sondern in regelmäßigen Abständen entlang Linien (eindimensional) maximaler Höhengradienten. Wegen des starken Zusammenhangs der Bodenentwicklung mit dem Grundwasserspiegel war daraus auch ein starker Gradient in den Bodenanalysedaten zu erwarten. Man konnte also davon ausgehen, daß etwaige räumliche Strukturen entlang solcher Probenahmelinien deutlich erfaßbar sind (2).

3. Probenahme und ermittelte Daten

Die Datenerfassung erfolgte im Juli 1983 nach einer mehrwöchigen Trockenperiode. Die Proben, die innerhalb einer Woche genommen wurden, waren also bezüglich ihres Wassergehaltes vergleichbar. Es wurden Proben in regelmäßigen Abständen entlang 3 paralleler Linien genommen (siehe Karte):

a) entlang 3 Bahnen vom Bach bis zur höchsten Anhöhe, je 73 Proben im Abstand von 10m, also je 720m lang, Höhendifferenz etwa 11 m, die Bahnen verliefen parallel in 15m Abstand, der Bewuchs war unterschiedlich (Weizen, Rüben, Bohnen),

b) Der Höhenverlauf des Hanges wurde terrestrisch vermessen.

Die Bodenproben wurden nach Beseitigung der lockeren Bodenkrume volumengerecht aus dem Bereich 5 bis 10 cm mit einem 250 ccm-Stechzylinder entnommen. Der Boden wurde in einem kochfesten Gefrierbeutel verpackt. Danach wurden die Proben naß gewogen, bei

2) Es ist anzumerken, daß der Probenahmeaufwand räumlich mindestens etwa doppelt so hoch auflösen muß, wie die feinste zu analysierende räumliche Struktur.

105° C zwei Tage lang getrocknet und dann erneut gewogen. Etwa 100g pro Probe wurden gemahlen und so für weitere chemische Analysen vorbereitet. Insgesamt wurden direkt gemessen:

- Naßgewicht von 250 ccm
- Trockengewicht (nach 105 C Trocknung)
- N-Gehalt
- C-Gehalt (gesamt)
- C-Gehalt (anorganisch aus CaCO₃)

Berechnen lassen sich daraus Größen wie:

- Wassergehalt
- Trockendichte
- N Gewichtsprozent
- C-org Gewichtsprozent
- CaCO₃ Gewichtsprozent
- C/N Verhältnis

4. Datenbeschreibung und räumliche Strukturen

In den Abb. 1 und 2 sind die gemessenen und berechneten Größen als Funktionen des Ortes (Abstand vom Bach) dargestellt. Dabei ist zunächst auffallend, daß bei allen Datentypen räumliche Strukturen zu sehen sind. Die Variation in den Daten ist also nicht zufällig, sondern hat Ursachen, die sich in Trends entlang der Beobachtungslinien niederschlagen.

Besonders ausgeprägt zeigt sich das bei den CaCO₃-Werten. Hier wird deutlich, daß nicht nur die Hanghöhe allein die Werte kontrolliert, sondern daß auch eine Variation in Abhängigkeit von anderen Landschaftsgrößen vermutet werden kann. Besonders in dem unteren ebenen Teil der Landschaft scheinen geringe Veränderungen im Höhenverlauf deutliche Auswirkungen auf die Beobachtungsgrößen zu haben. Es läßt sich die These formulieren, daß die schwach wellenartige Oberflächenform der Landschaft in "reziproker" Weise Bedeutung für die CaCO₃-Werte hat (siehe Abschnitt 5). Dabei sind Schwankungen der CaCO₃-Werte in bis zu 10facher Größenordnung zu erkennen. Hiefür könnten besondere Entwässerungsstrukturen in der Landschaft verantwortlich sein, besonders dichte C-Horizonte, die zu Stauäße führen, oder Schotterablagerungen die einen stärkeren Wasserabfluß implizieren. Untersuchungen bzgl. der Ursachen wurden von uns bisher nicht angestellt.

Bzgl. der organischen Anteile im Boden (Abb. 1a und 1b) zeigt sich sowohl für Stickstoff als auch für den organisch gebundenen Kohlenstoff, daß im Bereich des Oberhangs nur halb so hohe Werte anzutreffen sind, wie in dem flachen unteren Bereich. Das stützt die zu Beginn angeführten Thesen über die Bodenentwicklung dieser Feuchtschwarzerdelandschaft: Am Oberhang werden die organischen Substanzen anders zersetzt als in den grundwassernäheren Bereichen (C wird zu CO₂ veratmet und N als Nitrat stärker ausgewaschen). Das C/N-Verhältnis (Abb. 1c) ist dabei räumlich ebenfalls strukturiert. Da die biotische Zersetzung in beiden Bereichen vollständig ist, zeigen sich hier eventuell unterschiedliche Zersetzungsabfolgen an. Zusätzlich zu dieser Abhängigkeit vom Höhenverlauf des Hanges zeigt sich - wenn auch weniger deutlich - bei den C- und N-Werten eine ähnliche zweite Struktur wie bei den CaCO₃-gehalten. Die Trockenraumdichten des Bodens sind am Oberhang

räumlich einheitlicher strukturiert als in den übrigen Bereichen. Hier ist anzumerken, daß besonders in den unteren Hangteilen bei der Probenahme als Folge von Schlepperbefahrung sehr unterschiedliche Verhältnisse vorlagen.

5. Hinweise zur quantitativen Strukturanalyse

Im vorstehenden Abschnitt wurden visuell sichtbare räumliche Strukturen diskutiert. Ergänzend soll jetzt kurz auf Überlegungen eingegangen werden, die für die mathematische quantitative Behandlung der Daten und ihrer räumlichen Strukturanalyse geeignet sind. Als Beispiel dienen die CaCO₃-Werte, die besonders deutliche räumliche Strukturen aufweisen.

Die CaCO₃-Werte sind zunächst durch die absolute Höhe des Hanges geprägt. Außerdem tritt eine weitere überlagernde Struktur auf, die sich in Form einer wellenartigen Veränderung zeigt und deren Verlauf ebenfalls mit dem Höhenverlauf (nämlich der leichten Wellenform der Landschaftsoberfläche) in Verbindung gesehen werden kann.

In Abb. 2c ist der CaCO₃-Werte Verlauf für die drei Beobachtungsreihen aufgetragen. Die gestrichelte dicke Linie in der Graphik gibt den Trend an, der durch die Wirkung der Höhendifferenz zum Bach erklärt werden kann. Sie ist also eine Funktion der Höhe, und wurde einfach als lineare Beziehung

$$y = a + b \cdot H \quad (H \text{ ist Höhe über NN})$$

formuliert. Die benutzten Werte wurden durch Regression geschätzt (siehe Abb. 3). Man erhält für a und b die Werte

$$a = 1860.0 \quad \text{und} \quad b = 10.9$$

In Höhen über Bachniveau von über 7m ist kein Ca mehr vorhanden. Dieser Bereich kann also gleich Null gesetzt werden und wird deshalb bei den folgenden Betrachtungen ausgelassen.

Bildet man die Differenz zwischen der Trendkurve und den gemessenen Daten, so erhält man einen CaCO₃-Restverlauf, der in Abb. 2d aufgetragen ist. Dieser Verlauf hat den Charakter einer "eckigen" Schwingung mit einer "Wellenlänge" von etwa 250 Metern. Vergleicht man diesen Restverlauf mit dem Hangsteigungsverlauf in Abb. 2b, so zeigt sich Übereinstimmung der "Täler" der CaCO₃-Werte mit den Nullwerten der Hangsteigung. Für unsere Diskussion soll es ausreichen, die lokalen Minima und Maxima der CaCO₃-Restwerte mit den lokalen Minima und Maxima des Höhenverlaufes zu verknüpfen. Die in Abb. 2d eingezeichnete gestrichelte dicke "sägezahnartige" Linie ist als Verbindung dieser lokalen Extrempunkte der Restwerte entstanden.

Von den zwei gestrichelten Modellverläufen in Abb. 2c und 2d ausgehend läßt sich dann die glatte dicke Kurve in Abb. 2c als Modellverlauf für die beobachteten CaCO₃-Werte durch Summierung berechnen. Das Beispiel verwendet also zwei Teilmodelle räumlicher Struktur die sich überlagern lassen.

6. Bisherige Ergebnisse

Zusammenfassend läßt sich bisher sagen,

- daß entlang aller Meßlinien deutliche räumliche Strukturen zu erkennen sind, die auf einen kausalen Hintergrund hinweisen, also nicht zufällig sind,

- daß diese Strukturen zwar bei verschiedenen Größen auf verschiedene Weise und unterschiedlich stark ausgeprägt sind, aber untereinander in Beziehung,

- daß diese Strukturen hierarchisch gegliedert sind (z.B. gibt es deutliche Trends entlang des Höhenverlaufs, die aber von weiteren Strukturen überlagert werden),

- daß sich diese Strukturen in den parallelen Meßlinien in gleicher Weise zeigen und sich Unterschiede z.B. durch unterschiedlichen Bewuchs erklären lassen,

- daß bereits der Höhenverlauf des Hanges einen deutlichen Hinweis auf den räumlichen Strukturverlauf der beobachteten Bodengrößen liefert, d.h. daß die Höhenverläufe und ihre räumlichen Strukturen (Steigung etc.) nicht nur Hinweise für eine günstige Anordnung der Probenahme liefern, sondern umgekehrt auch zur kleinräumig orientierten Übertragung ("Regionalisierung") der Bodengrößenstrukturen auf die Gesamtfläche (z.B. zu Kartierungszwecken etc.) genutzt werden können.

Die bisherige Interpretation der räumlichen Strukturen haben wir an kausalen Zusammenhängen und deren Quantifizierung orientiert. Eine andere Möglichkeit bietet sich mit Hilfe eines sog. "stationären räumlichen Prozesses" an. Derartige stochastische Verfahren verwenden zur Beschreibung ihrer räumlichen Struktur die Autokorrelationsfunktion oder aus ihr ableitbare Funktionen (z.B. das Variogramm beim Kriging). Die formalen statistischen Grundlagen sind der Zeitreihenanalyse entlehnt. Wir können hier nicht ausführlicher auf diese Verfahren eingehen. Es soll aber angemerkt werden, daß bei so regelmäßigen sich wiederholenden Strukturen wie den CaCO₂-Werten im Bereich 0-550m vom Bach diese statistischen Verfahren eine Alternative zu einer kausalen räumlichen Modellierung bilden können. Deshalb ist in der folgenden Tabelle die Autokorrelationsfunktion angewendet auf den stationären Restprozeß in Abb.2d angegeben.

Correlationswert	.48	.44	.31	.22	.10	.03
Abstand (in m)	10	30	50	70	90	110

Mittelwert des Rest-Prozesses: 0.0
Standartabweichung des Restprozesses: 26.3

Literaturverzeichnis

BAILLY F. (1971):

Zum Problem der Schwarzerde-Bildung in Norddeutschland.

Vortrag bei der DBG in Hohenheim.

BESE F. (1972):

Der Wasserhaushalt von Feuchtschwarzerde- und Griserde-Landschaften im Niedersächsischen Lössvorland der Mitteldeutschen Schwelle. Dissertation, Universität Göttingen.

HASE D., MEYER B. (1969):

Feuchtejahresgang, Wasserbewegung und Bilanzen in dicken WÜm-LÖB-Becken und ihren holozänen Böden. Göttinger Bodenkundl. Ber., 11., S. 85-183.

MOBRATNEY A.B., WEBSTER R. (1981):

The design of optimal sampling schemes for loess estimation and mapping of regionalized variables.

Comput.Geosci., 7., S. 335-365.

MEYER B., KALK E., FÜLSTER H. (1962):

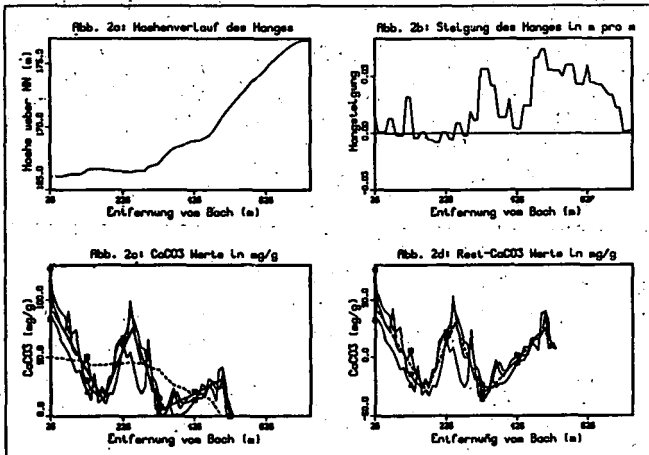
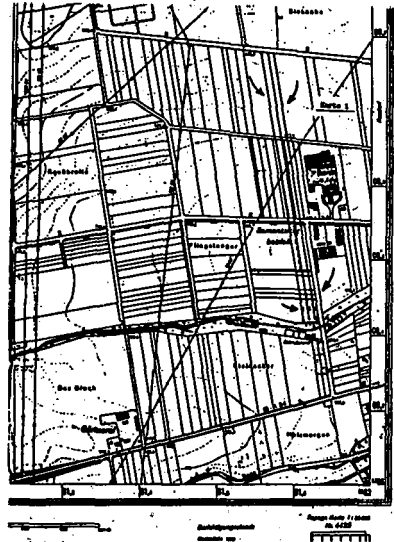
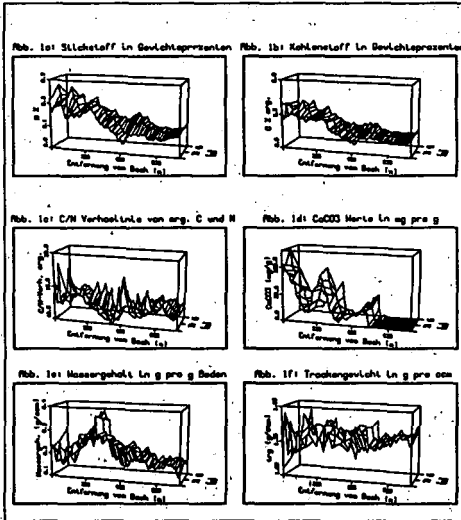
Parabraunerden aus primär carbonhaltigem WÜm-LÖB in Niedersachsen.

Z. Pflanzenernährg., Düng., Bodenkunde 99, S. 37-54.

ROESCHMANN G. (1963):

Zur Entstehungsgeschichte von Parabraunerden und Pseudogleyen aus Sandlöss südlich von Bremen.

N.Jb.Geol.Paläont.Abh., 117., S. 286-302.



Bioelementbilanz eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein

von
Meiwes, K.-J.[†]

Einleitung

Ein Waldökosystem ist ein offenes System; das bedeutet, daß zwischen dem System und seiner Umwelt ein Energie- und Stoffaustausch stattfindet. Ein solches System befindet sich im Hinblick auf chemische Elemente in einem quasi-stationären Zustand, wenn sich die Menge sowie die Form der chemischen Elemente in Zeit und Raum nicht verändern. Durch die Einwirkung von Streßfaktoren kann sich das System vom stationären, stabilen Zustand wegbewegen. Ob das System nach einer solchen Störung wieder in seinen alten stationären Zustand zurückkehrt oder sich auf einen anderen zubewegt, hängt von seiner Elastizität ab (ULRICH, 1981). Eine Möglichkeit, diese Zusammenhänge für ein Ökosystem aufzuzeigen, ist die Untersuchung der Stoffein- und -austräge. Dies wird im folgenden für ein Buchenwaldökosystem auf Kalkgestein im Göttinger Wald dargestellt.

Material und Methoden

Es handelt sich um einen subozeanisch-submontanen frischen Kalkbuchenwald (Alter: 100-115 Jahre), der pflanzensoziologisch als Melicofagetum Hordelymetosum bezeichnet wird (DIERSCHKE und SONG, 1982). Der Boden besteht aus dem Lösungsrückstand des Muschelkalkes mit geringen Lössbeimengungen. Häufigster Bodentyp ist die Terra fusca-Rendzina (MEIWES et al., 1981). Der chemische Bodenzustand ist dadurch charakterisiert, daß der Feinboden weitgehend CaCO_3 -frei ist. Im Bereich von eingemischten Kalksteinen befindet sich der Boden im CaCO_3 -Pufferbereich, ansonsten im Silikat-

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

Pufferbereich; vereinzelt gibt es auch Partien im Austauscherpufferbereich; wenn man von dem Stammfußbereich der Buchen absieht, der noch stärker versauert ist (MEIWES, 1983).

Die Stoffein- und -austragsmessungen wurden nach dem bei MEIWES et al. (1984) beschriebenen Verfahren durchgeführt. Der Stoffeintrag wurde durch die Untersuchung des Niederschlages ober- und unterhalb des Kronendaches erfaßt. Zur quantitativen Abschätzung der Interzeptionsdeposition und Pflanzenauswaschung wurde das Modell von ULRICH (1983) zugrunde gelegt, bei dessen Anwendung zwischen Sommer- und Winterhalbjahr unterschieden wurde. Die für die Untersuchung notwendige Wasserbilanz wurde von GERKE (1985) aufgestellt.

Ergebnisse

Von besonderem Interesse beim Stoffeintrag sind die Depositionsraten von Säuren und Basen; zu den Säuren zählen H-Ionen, die Kationsäuren Mn, Al, Fe - sie spielen im vorliegenden Fall eine quantitativ vernachlässigbare Rolle - und NH_4 ; als wichtigste Base ist das NO_3 zu nennen. NH_4 und NO_3 wirken im Ökosystem dann als Säure bzw. Base, wenn sie Umsetzungen mit H-Produktion oder H-Konsumption beteiligt sind. Der Eintrag an H-Ionen liegt bei $1.3 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tab. 1). Da NH_4 mit dem Sickerwasser nicht ausgewaschen wird, trägt der NH_4 -Eintrag mit $0.8 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zur Säureproduktion bei. Eine weitere Belastung mit starken Säuren läßt sich bilanzmäßig aus dem Nettoaustrag von NO_3 , der aus der Mineralisierung stammt, ableiten; er beträgt $0.5 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Somit beläuft sich die Gesamtbelastung des Systems mit starken Säuren auf $2.5 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Neben diesen starken Säuren wird in dem System eine große Menge Kohlensäure erzeugt, die eine schwache Säure ist und aus der CO_2 -Atmung im Boden stammt. Sie reagiert mit dem Karbonat des Kalksteins zu Bicarbonat. Der Sickerwasseraustrag an HCO_3^- beträgt $12 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wenn man vereinfachend die Differenz von den gemessenen Kationen und Anionen gleich der Menge HCO_3^- setzt. Dementsprechend beträgt die aus der Bodenatmung stammende Kohlensäurebildung $6 \text{ kmol IA ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Bilanzen von K, SO_4 und Cl sind ausgeglichen. Der über den Mg-Eintrag hinausgehende Sickerwasseraustrag stammt wahrscheinlich aus der Auflösung des Kalksteins.

Tabelle 1: Mittlere Raten des Stoffeintrags (1981-1983) und des Austrags mit dem Sickerwasser (Okt. 1981 - 1983) eines Buchenwaldökosystems auf Kalkgestein im Göttinger Wald \bar{x} , (s), n = 3 Jahre

	H	Na	K	Ca	Mg	SO ₄ -S	Cl	NH ₄ -N ¹⁾	NO ₃ -N ¹⁾
	kmol IÄ ha ⁻¹ a ⁻¹								
Bestandes- niederschlag	0.55 (0.28)	0.42 (0.13)	0.65 (0.16)	1.37 (0.26)	0.32 (0.05)	2.42 (0.64)	0.70 (0.20)	0.94 (0.27)	0.85 (0.10)
Niederschlags- deposition	0.35 (0.17)	0.28 (0.09)	0.11 (0.07)	0.62 (0.31)	0.12 (0.05)	1.11 (0.43)	0.34 (0.14)	0.58 (0.16)	0.52 (0.12)
Interzeptions- deposition	0.96 (0.27)	0.14 (0.05)	0.05 (0.03)	0.27 (0.11)	0.06 (0.01)	1.31 (0.30)	0.36 (0.17)	0.36 (0.14)	0.33 (0.03)
Gesamt- deposition	1.31 (0.35)	0.42 (0.13)	0.16 (0.10)	0.89 (0.42)	0.18 (0.06)	2.42 (0.64)	0.70 (0.20)	0.94 (0.27)	0.85 (0.10)
Sickerwasser- austrag	0	0.8	0.3	15.0	0.5	2.5	0.9	0.07	1.4

1) Es wird vereinfachend angenommen, daß die Differenz aus Bestandesniederschlag und Niederschlagsdeposition die Interzeptionsdeposition darstellt.

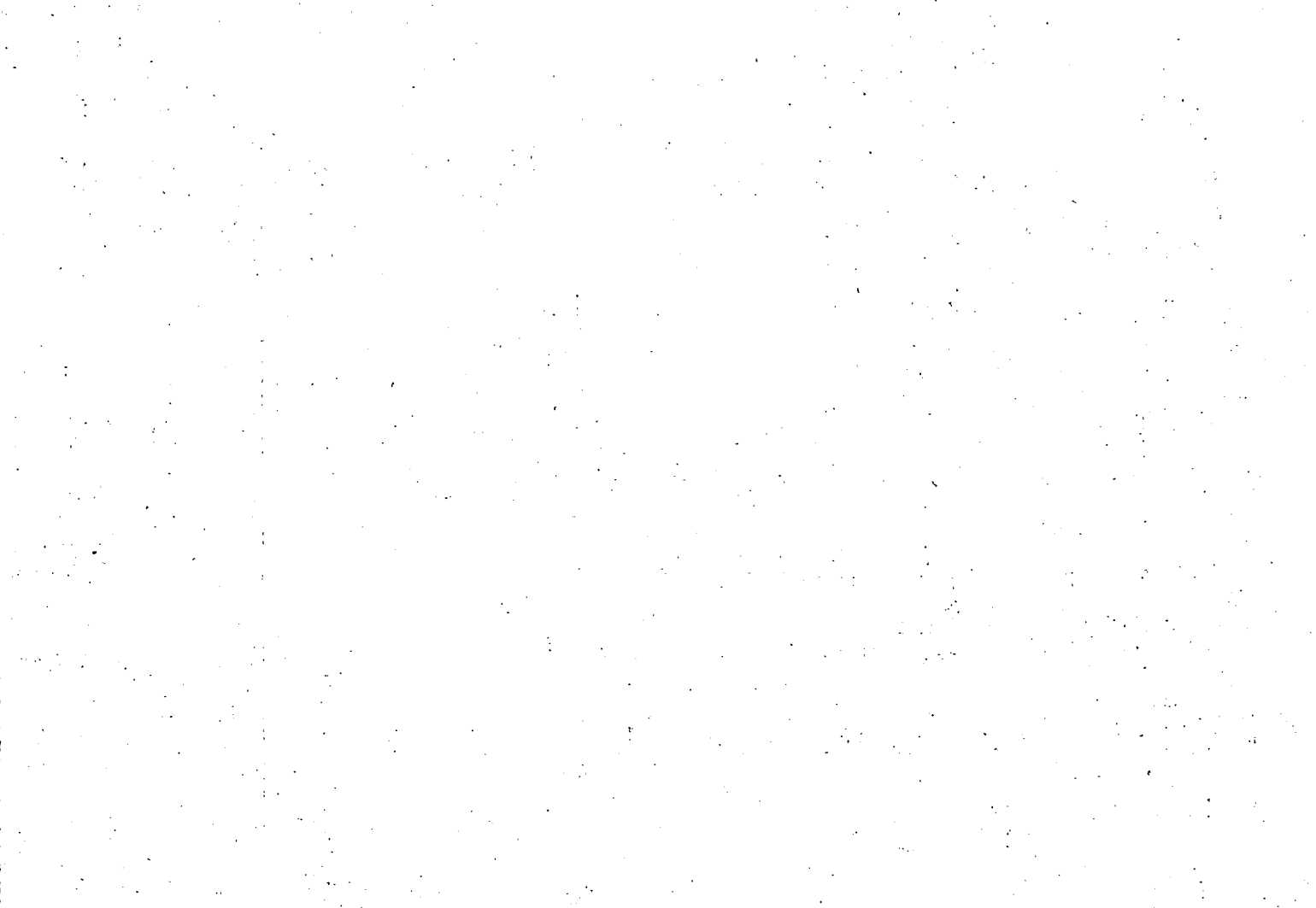
Diskussion

Bei der Beurteilung der vorliegenden Daten muß man berücksichtigen, daß sie einen kurzen Zeitraum mit extremen Witterungsbedingungen umfassen und von daher nicht unbedingt das langjährige Mittel darstellen müssen. Ein Vergleich dieser Untersuchung mit den Ergebnissen aus dem Buchenwaldökosystem im Solling ist angebracht, da es sich etwa um gleich alte Bestände in ähnlicher geographischer Lage handelt. Die Säuredepositionsraten in dem Buchenbestand im Solling sind im selben Zeitraum etwa 20 % höher (MATZNER et al., 1984). Dies mag mit den feuchteren Witterungsbedingungen im Solling (500 m ü. NN) zusammenhängen; er liegt 100 m höher als der Göttinger Wald. Die Prozesse im Boden der beiden Systeme sind grundsätzlich verschieden. Während im Solling mit den sauren Braunerden der Säureeintrag und die systeminterne Versauerung die Pufferraten durch Silikatverwitterung weit übersteigen und deshalb die mit dem Sickerwasser transportierten Kationsäuren die Versauerungsfront in das Gestein hineinragen, bildet im Göttinger Wald der Kalkstein einen Puffer mit unbegrenzter Kapazität und hoher Pufferrate, durch den die Säure letztlich abgepuffert wird. Auch der, wie bereits erwähnt, weitgehend CaCO_3 -freie Feinboden verfügt über eine ausreichende Pufferkapazität. Dem Säureeintrag von etwa $2,5 \text{ kmol I\ddot{A} ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ steht in 0-20 cm Tiefe ein Vorrat von $600 - 700 \text{ kmol I\ddot{A} ha}^{-1}$ austauschbares Ca gegenüber, das kurzfristig gegen H-Ionen eingetauscht werden kann; diese Reaktion stellt den ersten Schritt bei der Pufferung im Austauscherpufferbereich dar. Bei dieser Gegenüberstellung von Säurebelastung und Pufferraten und -kapazitäten wird deutlich, daß es sich um ein gegenüber Säurebelastung sehr elastisches Ökosystem handelt, dessen Stoffbilanz als ausgeglichen betrachtet werden kann, wenn man den Kalkstein als sich außerhalb des Ökosystems befindlich definiert. Allerdings ist anzumerken, daß der Boden im Bereich des Stammfußes der Buchen wegen der hohen Infiltrationsraten sauren Stammabflußwassers (pH 3.5 - 4.0) erheblich versauert ist (siehe ULRICH, 1983). Diese Versauerung spiegelt sich zum Teil im Wachstum der Krautvegetation im Stammfußbereich wider. Ob diese Versauerung im Stammfußbereich das

Wachstum und die Gesundheit der Bäume beeinflusst, ist fraglich, da wahrscheinlich das Wurzelsystem jedes Baumes groß genug ist, um aus nicht stark versauertem Boden und dem Kalkgestein eine ausreichende Basenversorgung zu gewährleisten.

Literatur

- Dierschke, H. und Y. Song. 1982. Kurzmitteilungen aus dem Sonderforschungsbereich 135 - Ökosysteme auf Kalkgestein, Göttingen 1, 3-8
- Gerke 1985. Dissertation Univ. Göttingen, in Vorbereitung
- Matzner, E., P.K. Khanna, K.-J. Meiwes, E. Cassens-Sasse, M. Bredemeyer und B. Ulrich. 1984. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme-Waldsterben, Göttingen, Bd. 2, 29-49
- Meiwes, K.-J. 1983. Mittteilgn. Dtsch. Bodenkl. Gesellsch. 38, 257-262
- Meiwes, K.-J., F. Beese und J. Prenzel. 1981. Mittteilgn. Dtsch. Bodenkl. Gesellsch. 32, 609-622
- Meiwes, K.-J., M. Hauhs, H. Gerke, N. Asche, E. Matzner und N. Lamersdorf. 1984. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme-Waldsterben, Göttingen, Bd. 7, 70-142
- Ulrich, B. 1981. Forstarchiv 52, 165-170
- Ulrich, B. 1983. in: B. Ulrich und J. Pankrath (Hrg.) D. Reidel Publ. Co. Dordrecht, S. 127-144



Untersuchung von Waldböden unterschiedlicher Trophiestufen
mit Elektro-Ultrafiltration (EUF)

von

Németh, K. *, T. Harrach ** und G. Kunzmann **

1. Einleitung

In der Geobotanik und in der forstlichen Standortkartierung wird der Nährstoffversorgungsgrad von Böden nach Trophiestufen (eutroph, mesotroph, oligotroph) beurteilt (Forstliche Standortaufnahme, 1980). Die Abgrenzung erfolgt hauptsächlich nach vegetationskundlichen Kriterien. Da die Trophie einen erheblichen Einfluß auf die Leistung von Waldbäumen hat (Weimann, 1983), kommt ihr bei der forstlichen Planung (z. B. bei der Baumartenwahl) eine große Bedeutung zu.

Mit Hilfe chemischer Bodenuntersuchungsmethoden konnte die Trophie bisher allerdings noch nicht befriedigend charakterisiert werden, und zwar wahrscheinlich deswegen, weil im Nährstoffhaushalt von Waldböden die Aktivität der mikrobiellen Biomasse eine entscheidende Rolle spielt. Da die mittels EUF extrahierten N-Fractionen ($\text{NO}_3\text{-N}$ -, $\text{NH}_4\text{-N}$ - und leichtmineralisierbare organische N-Fractionen) die Aktivität der mikrobiellen Biomasse kennzeichnen können (Németh, 1981, 1985), sind wir der Frage nachgegangen, ob zwischen den EUF-N- und den anderen EUF-Fractionen einerseits und den Trophiestufen andererseits Beziehungen bestehen. Die Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde der Justus-Liebig-Universität Gießen, der Landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Büntehof, Hannover, und der Hessischen Forsteinrichtungsanstalt, Gießen, sowie der EUF-Arbeitsgemeinschaft zur Förderung der Bodenfruchtbarkeit und -gesundheit, Rain am Lech, durchgeführt.

2. Material und Methoden

Auf 16 Standorten unterschiedlicher Trophie (von eutroph: 1,0 bis oligo-dystroph: 4,0) wurden Bodenprofile aufgegraben, wobei folgende Böden vorkamen: Braunerden auf Tonschiefer (z. T. pseudovergleyt), auf Flugsand und Basalt, podsolige Braunerden bis Podsole auf Buntsandstein. Auch der Baumbestand

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

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

änderte sich entsprechend den Trophiestufen von Laubmischwald (Eiche, Buche) mit und ohne Edellaubbölzer bis Nadelwald (Fichte, Kiefer). Die Bodenproben wurden entsprechend den genetischen Horizonten entnommen, und zwar teils im Oktober/November 1984 und teils im Frühjahr 1985, und mit EUF untersucht (Németh, 1985). Folgende EUF-Fractionen wurden extrahiert: Al, Al_{org}, Ca, Mg, K, NO₃-N, NH₄-N, N_{org}, PO₄-P und P_{org}.

3. Ergebnisse

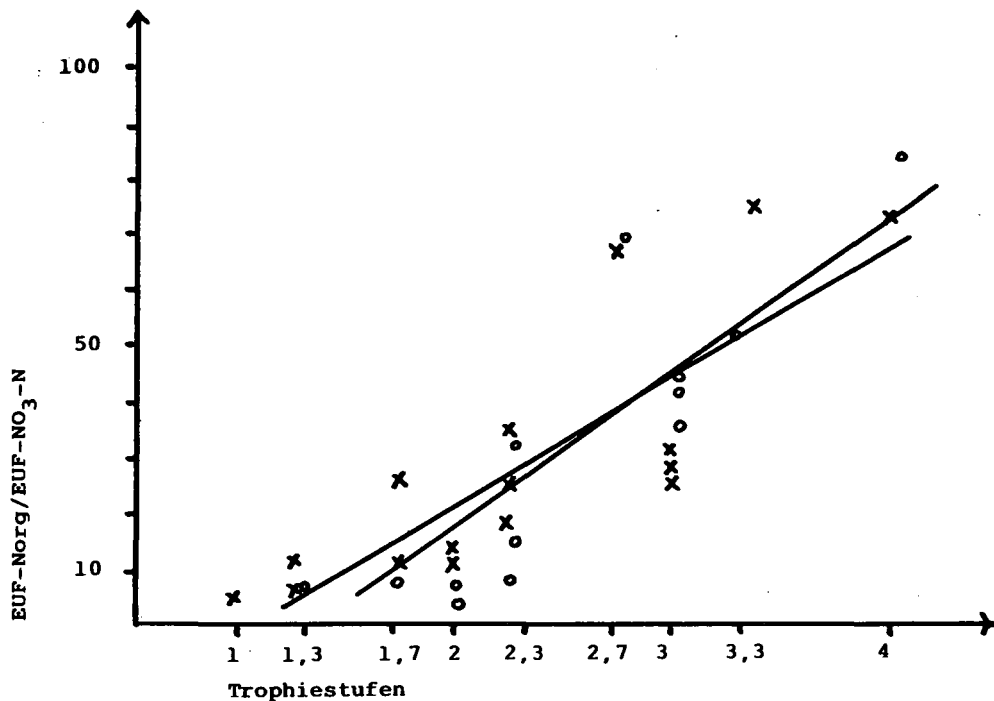
a) EUF-N-Fractionen der untersuchten Waldböden

Mittels EUF werden sowohl NO₃- und NH₄-Stickstoff als auch eine leichtmineralisierbare organische Stickstoff-Fraktion (EUF-N_{org}) extrahiert. In ackerbauulich genutzten Böden liegen die EUF-N_{org}-Gehalte je nach der N-Zufuhr im Schnitt zwischen 1,5 und 5,5 mg/100 g Boden, während sie in Grünlandstandorten bis auf 20 mg ansteigen können. In den O_f-Horizonten der untersuchten Waldböden lagen die EUF-N_{org}-Gehalte zwischen 10 - 40 mg, wobei zu den Trophiestufen keine Beziehung festgestellt werden konnte. In den A_h-Horizonten nahmen die Gehalte bis auf Werte von 3 - 12 mg ab, und zwar unabhängig von den Trophiestufen. In den B-Horizonten wurden nur noch EUF-N_{org}-Gehalte von 0,4 bis 4,0 mg gemessen, wobei die höheren Werte allerdings eindeutig in den Trophiestufen zwischen 1,0 - 2,3 auftraten. Bei höheren Trophiestufen als 2,7 lagen die EUF-N_{org}-Gehalte nur um 0,4 mg.

Die EUF-NO₃-N-Gehalte der untersuchten Böden waren zwar recht unterschiedlich, es zeichnete sich jedoch eine eindeutige Abnahme der NO₃-Gehalte mit schlechter werdender Trophie ab. Dadurch ergaben sich je nach Trophiestufen charakteristische EUF-N_{org}/EUF-NO₃-N-Quotienten, die Abb. 1 zu entnehmen sind. Abb. 1 zeigt deutlich, daß die EUF-N-Quotienten, die die Aktivität der mikrobiellen Biomasse kennzeichnen können (Németh, 1981, 1985), mit schlechter werdender Trophie (von eutroph bis oligotroph) sowohl in den O_f- als auch in den O_f+A_h-Horizonten beachtlich ansteigen. Somit konnte die Trophie der untersuchten Standorte mit Hilfe dieser EUF-N-Quotienten recht gut charakterisiert werden.

b) EUF-P-Fractionen der untersuchten Waldböden

Die EUF-extrahierbaren anorganischen P-Verbindungen (EUF-PO₄-P) waren je nach Trophiestufen außerordentlich unterschiedlich. Tabelle 1 zeigt deutlich, daß in dem eutrophen Standort (1,0) die EUF-PO₄-P-Gehalte viel höher lagen als in dem schwach mesotrophen Standort (2,3), besonders im B_v-Horizont. Die EUF-extrahierbaren organischen P-Verbindungen (EUF-P_{org}) dagegen waren bei den einzelnen Trophiestufen recht einheitlich. Dadurch ergaben sich bei höheren Trophiestufen



a) $y = -37,8 + 28,2x$ (Symbol x)
 $r = 0,82^{xxx}$

b) $y = -24,4 + 23,2x$ (Symbol o)
 $r = 0,80^{xx}$

Abb. 1 Beziehungen zwischen den Trophiestufen von Waldböden und den EUF-N-Quotienten in den O_f-Horizonten (a) und in den O_f- und A_h-Horizonten (b)

**EUF-P-Fractionen von Waldböden
unterschiedlicher Trophiestufen**

Trophie: 1,0				Trophie: 2,3			
	EUF-P _{org} (mg/100 g)	EUF-PO ₄ -P	$\frac{\text{EUF-P}_{\text{org}}}{\text{EUF-PO}_4\text{-P}}$		EUF-P _{org} (mg/100 g)	EUF-PO ₄ -P	$\frac{\text{EUF-P}_{\text{org}}}{\text{EUF-PO}_4\text{-P}}$
A _h	2,8	3,4	0,82	A _h	2,1	0,8	2,62
B _v	2,7	2,3	1,17	B _v	4,0	0,1	40,00
				B _{v1}	2,2	0,3	7,30
				B _{vS_w}	2,2	0,1	22,00
				C _{vS_d}	3,8	0,1	38,00

höhere EUF-P_{org}/EUF-PO₄-P-Quotienten, was Tabelle 1 zu entnehmen ist. Sie zeigt deutlich, daß die EUF-P-Quotienten auf dem schwach mesotrophen Standort (2,3) beachtlich höher sind als auf dem eutrophen (1,0), besonders aber im Unterboden.

c) EUF-Ca, -Mg- und -K-Gehalte der untersuchten Waldböden

Zwischen den EUF-Ca, -Mg- und -K-Gehalten in den O_f- und A_h-Horizonten und den Trophiestufen der untersuchten Böden konnten keine Beziehungen ermittelt werden. In den B_v-Horizonten dagegen zeichneten sich statistisch gesicherte Beziehungen ab. Abb. 2 ist zu entnehmen, daß mit schlechter werdender Trophie die Ca-, Mg- und K-Gehalte deutlich abnehmen.

d) EUF-extrahierbares Aluminium

Bei der EUF-Extraktion bleiben die Al-Ionen der Bodenlösung hauptsächlich im Kathodenfilter zurück, während die organisch gebundenen Al-Verbindungen durch die EUF-Filter hindurchfließen und im EUF-Filtrat zu finden sind.

In den O_f-, O_h- und A_h-Horizonten wurden in den EUF-Filtraten höhere Al-Gehalte gefunden als im Kathodenfilter. Demnach dominierten in diesen Horizonten die organisch gebundenen Al-Verbindungen. In den B_v-Horizonten dagegen lagen die

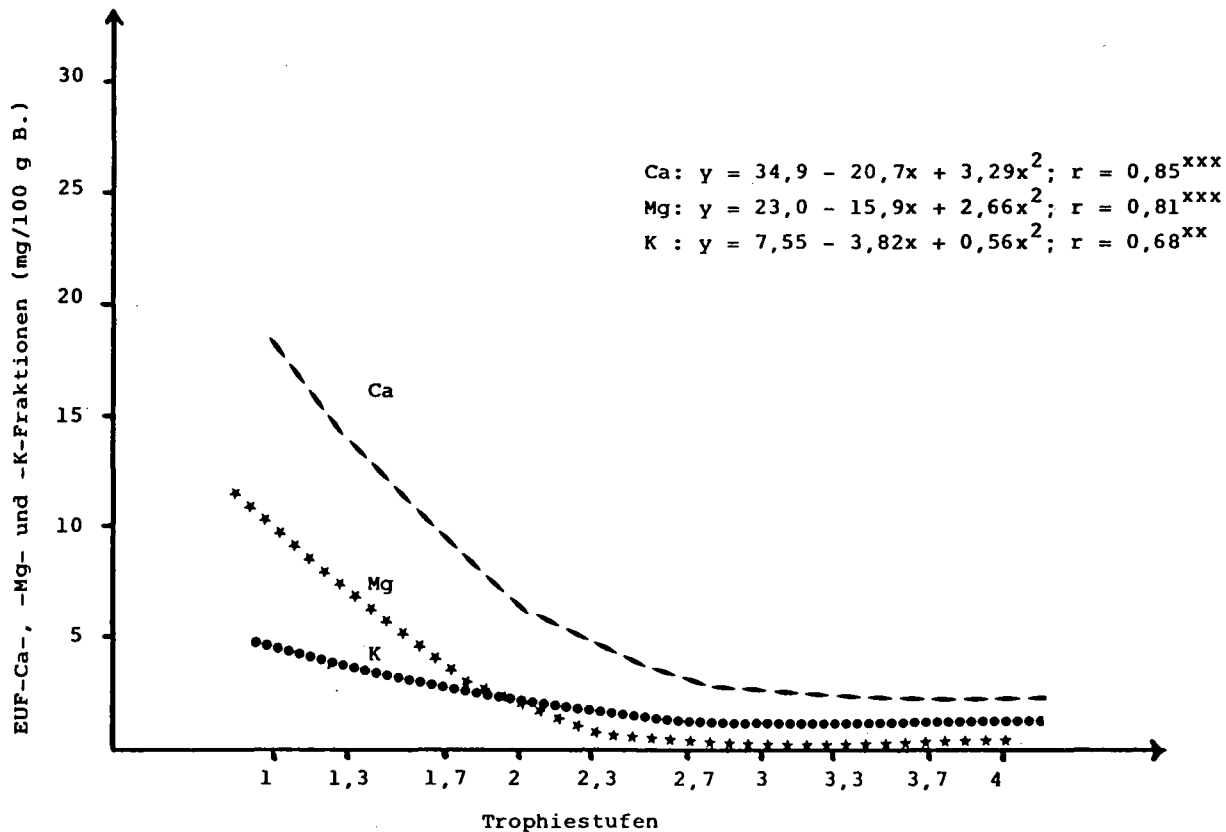


Abb. 2 Beziehungen zwischen den Trophiestufen von Waldböden und den EUF-Ca-, EUF-Mg- und EUF-K-Fraaktionen in den $B_v(A_h B_v)$ -Horizonten

Al-Gehalte im Kathodenfilter höher als in den Filtraten. Mit schlechter werdender Trophie stiegen die Al-Gehalte sowohl im Kathodenfilter als auch in den EUF-Filtraten an.

4. Zusammenfassung

Die Trophie von 16 Waldstandorten konnte mit Hilfe der EUF-N-Quotienten ($\text{EUF-N}_{\text{org}}/\text{EUF-NO}_3\text{-N}$) recht gut beurteilt werden, und zwar allein durch die Untersuchung von Bodenproben aus O_f - und A_h -Horizonten. Mit der Änderung der Trophie von eutroph bis oligo-dystroph stiegen die EUF-N-Quotienten beachtlich an (Abb. 1). Will man die Trophie anhand der EUF-Ca-, -Mg- und -K-Gehalte charakterisieren, so müssen Bodenproben aus B-Horizonten untersucht werden. Mit schlechter werdender Trophie fielen diese Nährstoffgehalte rapide ab (Abb. 2). Die EUF-P-Fractionen waren je nach Trophiestufen ebenfalls unterschiedlich (Tabelle). Bei der P-Ernährung der Waldbäume kann die organische P-Fraktion ($\text{EUF-P}_{\text{org}}$) eine wichtige Rolle spielen, besonders bei der P-Aufnahme aus dem Unterboden. Auch die EUF-extrahierbaren anorganischen und organischen Aluminiumgehalte lieferten brauchbare Informationen zur Beurteilung der Trophie. Nach diesen Ergebnissen erscheint es zweckmäßig, die Waldböden mit EUF zu untersuchen.

5. Literatur

- Forstliche Standortsaufnahme, Hrg. Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung. Münster-Hiltrup, 4. Auflage, 1980.
- Németh, K., 1981: Nutrient dynamics in some humid tropical soils as determined by electro-ultrafiltration (EUF). Proc. Int. Conf. "Phosphotrops", Kuala Lumpur, 1 - 14.
- Németh, K., 1985: Recent advances in EUF research (1980 - 1983). Plant and Soil 83, 1 - 19.
- Weimann, H.-J., 1983: Waldbodenzahlen. Habilitationsschrift, Justus-Liebig-Universität Gießen.

SONDERBEREICHE



BODENKUNDE IM UNTERRICHT DES BERUFSGRUNDBILDUNGSJAHRES

von

Benne, L. *

Bei der Tagung der DBG 1968 berichtete SCHWERTFEGER über Bodenkunde als Unterrichtsfach in der damaligen Ingenieurschule. Der zunehmende Stellenwert der Bodenkunde bei der Ausbildung in den Agrarberufen legt eine weitere Beschäftigung mit diesem Thema nahe. Im folgenden soll an einem Beispiel skizziert werden, was ein Berufsanfänger in einer ersten Begegnung mit der Bodenkunde lernen muß. Damit soll er "Qualifikationen" erwerben, um "Lebenssituationen bewältigen zu können" (PETERSEN 1982, S. 310), d.h. er soll verantwortungsvoll mit dem Boden als einer Grundlage seiner Berufstätigkeit umgehen können.

Diesen Überlegungen liegt eine zweifache Problemstellung zugrunde:

- für die Wissenschaft: ihre Ergebnisse müssen so aufbereitet und verbreitet werden, daß sie für den Anwender zugänglich und nutzbar sind (SKOWRONEK 1974, S. 143);
- für die Schulpraxis: der Lehrer muß sich laufend über neue Forschungsergebnisse informieren und geeignete für die Schüler aufbereiten.

1. Institutioneller Rahmen

1.1 Bodenkunde im Ausbildungsgang der Agrarberufe

Bodenkunde hatte schon immer in der theoretischen Ausbildung der Berufe des Berufsfeldes XIII (gem. Berufsbildungsgesetz v. 1969) großes Gewicht. Die Einführung des Berufsgrundbildungsjahres (BGJ) in Niedersachsen 1977 bzw. gleicher Bildungsgänge in anderen Bundesländern ermöglichte eine deutliche Verbreiterung der theoretischen Grundlagen gerade auch im Fach Bodenkunde / Pflanzenernährung. Damit konnten für die zweijährige praktische Ausbildung wesentliche Verbesserungen erreicht werden:

* Berufsbildende Schulen VI "Agrarwirtschaft", Hochstr. 17/18,
3300 Braunschweig

- für die Lösung theoretischer Probleme hat der Schüler ein breiteres Fundament;
- Leiter von Ausbildungsbetrieben berichten von größerem Verständnis für und verbesserter Einsicht in praktische Maßnahmen.

1.2. Inhalte des Faches Bodenkunde / Pflanzenernährung im BGJ

Der Stoff des Faches Bodenkunde / Pflanzenernährung ist nach den Richtlinien (NDS. KULTUSMINISTER 1978) in fünf Kurse eingeteilt:

- (1) Wettergeschehen;
- (2) Boden, Erden, Substrate;
- (3) Bodenbearbeitungs- und Bodenverbesserungsmaßnahmen;
- (4) Zusammenhang zwischen Standort und Pflanzenwachstum;
- (5) Pflanzenernährung und Düngung.

Kurs 2 "Boden, Erden, Substrate" weist die engste Beziehung zur Bodenkunde auf und umfaßt folgende Schwerpunkte:

- mineralische Bodenbestandteile,
- organische Bodenbestandteile,
- Bodenarten, Erden, Substrate,
- Wasser-, Luft-, Wärmehaushalt,
- Bodenkolloide und Bodenreaktion,
- Bodenprofile.

Bei der Gliederung der Inhalte muß der Lehrer gezielt auswählen. Eine Möglichkeit für das Thema "Bodenwasser", die sich ähnlich in den Lehrbüchern für das BGJ findet (FRAHM 1980; KEITEL und MEYER-ÖTTING 1980), ist:

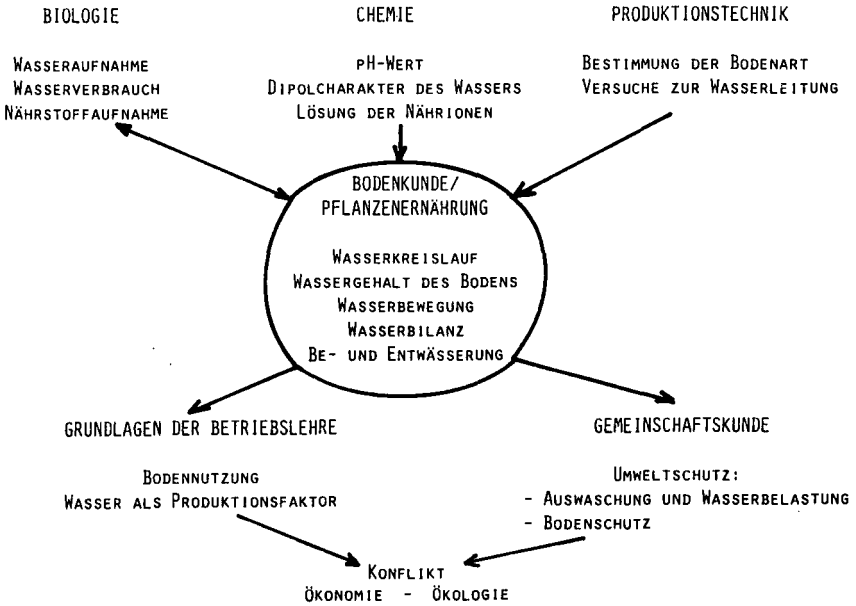
- | | | |
|----------------------------|--|-------------------------|
| - Wasserkreislauf, | | - Wasserbewegung, |
| - Wassergehalt des Bodens, | | - Wasserbilanz, |
| - pF-Kurven, | | - Be- und Entwässerung. |

Zum Verständnis von Phänomenen dieser Bereiche gehört Wissen aus den vorangegangenen Gebieten, z.B. Körnung und Horizontierung. Andererseits muß der Schüler sein Wissen vom Bodenwasser für größere Zusammenhänge anwenden wie Bodenbildung, Bodenentwicklung, Pflanzenernährung, ggf. Waldschäden.

1.3 Fächerübergreifende Bezüge

Diese (unvollständigen) Aufzählungen deuten an, daß enge Beziehungen zu anderen Fächern bestehen, die eine Absprache der beteiligten Lehrer erfordern (Abb. 1).

Abb. 1: FÄCHERÜBERGREIFENDE BEZÜGE BODENKUNDLICHER INHALTE
AM BEISPIEL "BODENWASSER"

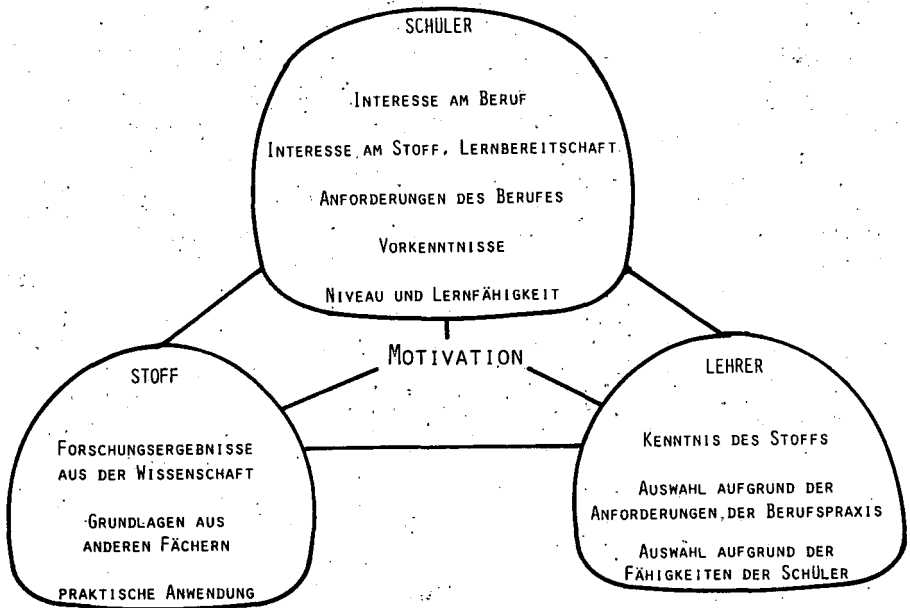


2. Didaktische Problemstellung

2.1 Stoff - Lehrer - Schüler

Die vollständige wissenschaftliche Aussage eignet sich nicht für den Unterricht. Das entscheidende didaktische Problem für den Lehrer besteht darin, aus der Fülle des Stoffes diejenigen Inhalte auszuwählen, die für den Schüler in der jeweiligen Phase der Ausbildung wichtig sind. Diese sind so aufzubereiten, daß sie für den Schüler verständlich sind (SKOWRONEK 1974) und ihn motivieren (Abb. 2). Damit soll das Niveau des Unterrichts dem Entwicklungsstand der Lernenden angemessen werden (GRÜNER in KAHLKE und KATH 1984, S. 70), um "dem jungen Menschen in seiner gegenwärtigen Lebensphase Verstehens-, Urteils- und Handlungsmöglichkeiten (zu) eröffnen, die ihm zugleich zu entsprechenden Entwicklungsmöglichkeiten auf seine Zukunft hin verhelfen" (KLAFFKI 1985, S. 214f).

Abb. 2: DIE BEZIEHUNGEN ZWISCHEN SCHÜLER, STOFF UND LEHRER



2.2 Didaktische Reduktion :

Ein einfaches Beispiel soll die didaktische Reduktion erläutern: Die elektrische Ladung der Tonminerale beruht auf dem isomorphen Ersatz. Diese grundlegende Feststellung ist für die Schüler ohne Vorkenntnisse aus der Chemie nicht erklärbar. Für das BGJ hätte aber Kristallchemie einen viel zu hohen Abstraktionsgrad. Der Lehrer muß sich also mit der Aussage begnügen: "Tonminerale tragen überwiegend negative Ladungen."

Auf dieser Basis können anhand des Dipolcharakters des Wassers einfache Zusammenhänge begründet werden, z.B.

- Tonböden enthalten mehr Wasser als andere;
- Tonböden leiten Wasser schlechter als andere.

Im Sinne KLAFFKIS (1964) haben wir den Schülern mit diesen Ergebnissen Elementaria unserer Wissenschaft nahegebracht. Diese enthalten (1) Besonderes (Wissen über das Verhalten des Wassers in Tonböden) und (2) Allgemeines (Wissen über das Verhalten des Wassers in Bodenporen). Wenn der Schüler das verstanden hat, soll er neue Sachverhalte (wie ackerbauliche Maßnahmen oder Vorgänge der Bodenentwicklung) immer selbständiger erschließen können.

Die Einbeziehung einzelner Forschungsergebnisse, auch wenn der Lehrer sie gut kennt (BENNE 1977), ist nach den dargelegten didaktischen Überlegungen jedoch nicht möglich.

Verfügt der Schüler über Kenntnisse zur Wasserbewegung, kann er einen Zugang finden zu Problemen

- der Nährstoffauswaschung,
- der Beurteilung eines Standortes auf seine Dränfähigkeit / Dränwürdigkeit und damit verbundenen Überlegungen, ob landwirtschaftliche Produktion überhaupt lohnend ist,
- der Bedeutung des Waldbodens für die Grundwasserneubildung.

Wenn bereits im BGJ aus naheliegenden Gründen Bodenkunde als Umweltwissenschaft aufgefaßt wird, läßt die aktuelle Diskussion über Umweltprobleme eine deutliche Motivation der Schüler erwarten.

3. Folgerungen für den Lehrer

(1) Eine Wissenschaft darf in der Schule nicht isoliert unterrichtet werden. In einer ersten Begegnung mit der Bodenkunde muß der Berufsanfänger den Boden als Pflanzenstandort und als zunehmend wichtiges Element seiner Um- oder besser Mitwelt kennenlernen.

(2) Vertiefte Kenntnisse in einer Wissenschaft sind nützlich, wenn sie zur Erläuterung einzelner Sachverhalte verwendet werden; reitet der Lehrer "Hobbies", werden die Schüler überfordert und verlieren dabei das natürliche Interesse an einer auch für die Allgemeinbildung wichtigen Wissenschaft.

(3) Ein Lehrer, der nicht ständig um die Erweiterung seines Wissens bemüht ist, verliert den Anschluß an die Entwicklung von Wissenschaft und Praxis [vgl. 4.(3)]. Die aktuelle Diskussion um die pedogenen Ursachen des Waldsterbens (z.B. ULRICH 1984) zeigen das mit aller Deutlichkeit. Um dieses Thema für den Unterricht aufzubereiten, muß der Lehrer den Zusammenhang von Schadstoffentstehung, -verlagerung und -eintrag kennen und in die Dynamik des Systems Boden - Wasser - Wurzel einbeziehen.

4. Folgerungen für die Wissenschaft

Folgerungen für - zugleich Wünsche an - die Wissenschaft ergeben sich aus dem Gesagten:

(1) Zu begrüßen ist, daß praxisnahe Forschungsergebnisse in entsprechenden Fachzeitschriften veröffentlicht werden; Voraussetzung ist eine für den Nichtwissenschaftler verständliche Sprache.

(2) Breitenwirkung mit positivem Einfluß auf den Wissensstand vor Beginn der Berufsausbildung können Berichte in den Medien haben.

Hier hat aber erst die Diskussion um Schäden an den Böden eine breitere Information über die Bodenkunde gebracht.

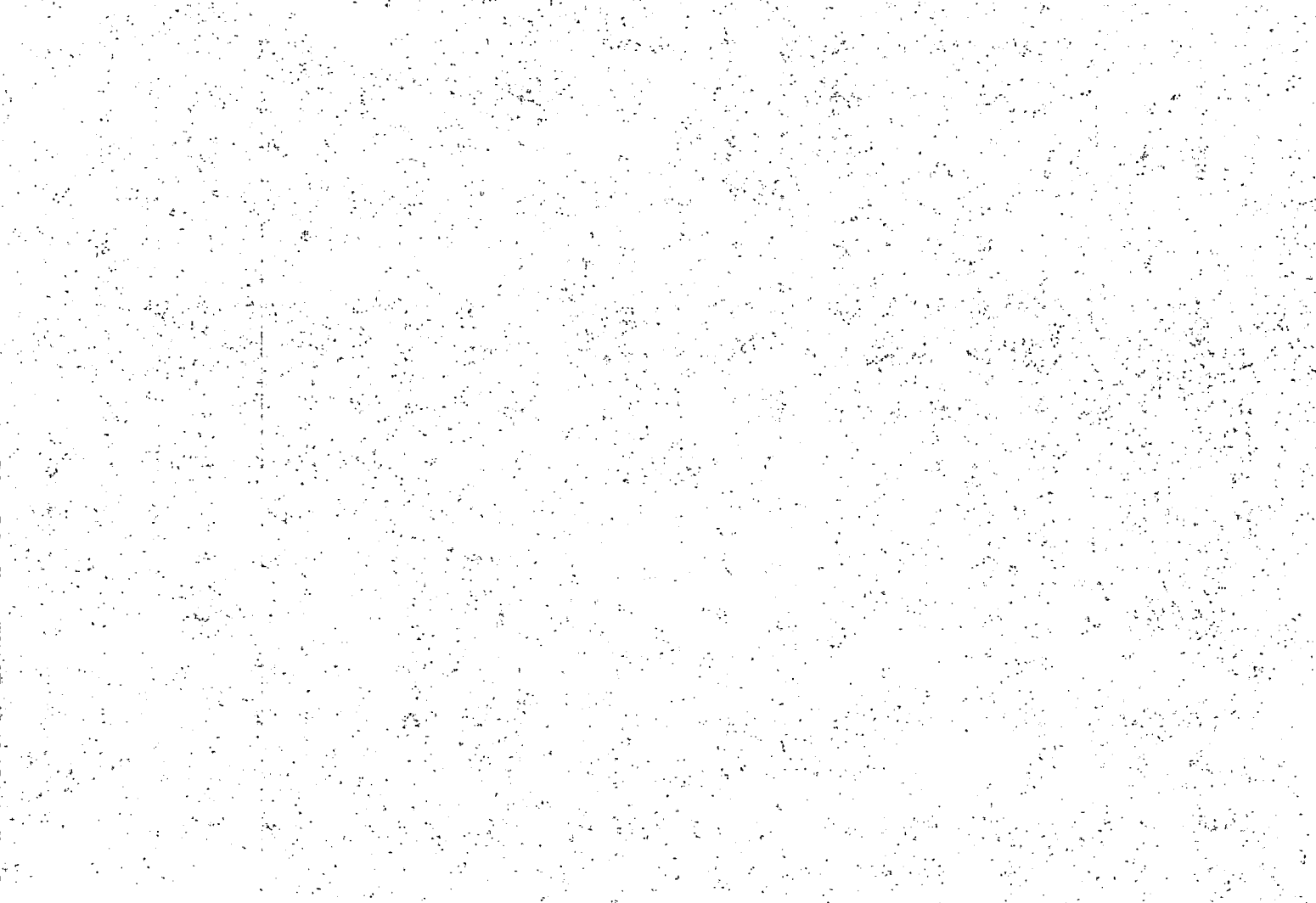
(3) Lohnend wäre demzufolge:

- Informations- und Erfahrungsaustausch zwischen Hochschule und Berufsschule (ähnlich den Hochschultagungen der Landwirtschaftskammern; wie z.B. beim VDI üblich);
- Bildung von Arbeitsgemeinschaften zwischen Wissenschaft und Schulpraxis; Einrichtung von Kontaktstudiengängen für Lehrer zur Aktualisierung des Wissens (eine schon länger erhobene Forderung),
- eine breitere Einbeziehung der Wissenschaft in die Lehrerfortbildung als bisher; Exkursionen wie bei dieser Tagung können auch für den Bedarf von Lehrern zugerichtet werden.

Literatur

- AHRENS, K. (1982): Didaktische Überlegungen zum Einsatz lernaktiver Methoden im Unterricht, dargestellt an der Unterrichtseinheit "Bodenbearbeitung". Unveröffentlichte Examensarbeit am Studienseminar (landw. Fachrichtung) Hildesheim (ausleihbar)
- BENNE, L. (1977): Hydrologisches Verhalten und Entstehungsbedingungen eines Sattelmoores im Hochsolling. Diss. Forstl. Fak. Göttingen, in Gött. Bodenkundl. Ber. 49, 1-134
- (1979): Das Lehrprogramm "Bodenstruktur" - didaktisch-methodische Untersuchung und Einsatz in der landwirtschaftlichen Berufsschule, Staatsex. Hildesheim
- FRAHM, B. (Hrsg., 1980): BGJ Agrarwirtschaft, Stuttgart (Ulmer)
- KAHLKE, J. und KATH, F.M. (Hrsg., 1984): Didaktische Reduktion und methodische Transformation, Alsbach (Leuchtturm)
- KEITEL, E. und Meyer-Ötting, U. (Hrsg., 1980) Agrarwirtschaft Stufe 1, München und Münster (BLV/LV)
- KLAFKI, W. (1964): Didaktische Analyse als Kern der Unterrichtsvorbereitung, in: ders., Studien zur Bildungstheorie und Didaktik, Weinheim
- (1985): Neue Studien zur Bildungstheorie und Didaktik, Weinheim
- NDS. KULTUSMINISTER (1978): Vorläufige Richtlinien für den berufsfeldbezogenen Lernbereich im Berufsgrundbildungsjahr Agrarwirtschaft
- PETERSSEN, W.H. (1982): Handbuch Unterrichtsplanung, München
- SCHWERDTFEGER, G. (1968): Bodenkunde an Ingenieurschulen, in: Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 8, S. 311 - 315
- SKOWRONEK, H. (1974): Lernen und Lernfähigkeit, München
- ULRICH, B. (1984): Langzeitwirkung von Luftverunreinigungen auf Waldökosysteme, in Düsseldorfer Geobot. Kolloq. 1, S. 11 - 23

BODENKATASTER-COLLOQUIUM



Bemerkungen zum Bodenschutz

von

Stahr, K. +)

Es muß dringend angeraten werden, daß die wissenschaftliche wie angewandte Bodenkunde sich stärker an der Zieldiskussion des Bodenschutzes beteiligt. Es muß unser Interesse sein, daß beim Bodenschutz wirklich Böden geschützt werden und nicht vordergründige Interessen irgendwelcher Nutzergruppen. Schon bei der Diskussion um die Ziele ist es notwendig, daß unser Wissen von Wirkungsweisen von Böden, ihrer Dynamik, ihrer Belastbarkeit, mit eingehen, damit nicht falsche Grundvoraussetzungen geschaffen werden. Gleichermaßen muß von Anfang an die Voraussetzung geschaffen werden, daß nicht nur leistungsbezogene Gründe für Bodenschutz akzeptiert werden, sondern daß auch bodeneigene Momente akzeptiert werden. Ein solcher Ansatz ist in den bisherigen amtlichen Konzeptionen nicht erkennbar. In gleicher Weise ist es notwendig, daß bodenkundliches Wissen, auch bei der Diskussion um gesetzliche oder praktische Bodenschutzmaßnahmen, verwertet wird. Wenn es nicht zu einem Dialog zwischen Bodenkunde und Legislative kommt, so wird der Erfolg weit hinter dem Stand des Wissens zurückbleiben müssen.

Die überall einsetzenden Aktivitäten und Untersuchungen zum Bodenschutz sollten so durchgeführt werden, daß sie effektiv sind und nicht später dem Vorwurf eines bloßen Aktionismus ausgesetzt sein werden. Insbesondere ist es bei allen Bodeninventuren und Archivierungen wesentlich, daß zuvor oder begleitend die Ziele und Möglichkeiten möglichst eindeutig definiert werden. Im Prinzip sollte vor jeder Probenahme klar sein, welche Parameter an dieser Probe analysiert werden sollen und zu welchem Zwecke die Daten verwendet werden können. Wie bei jeder konventionellen Untersuchung sind entsprechend den angestrebten Untersuchungen und Aussagen Probenahme (nach Menge und Spezifität, Probenvorbehandlung (Homogenisierung und Kontamination) sowie Lagerung nach (Haltbarkeit und Abschirmung) einzeln zu prüfen. Für die Aussagemöglichkeit sollte im voraus eine Matrix er-

+) Institut für Ökologie - Regionale Bodenkunde -, TU Berlin,
Salzufer 12, 1000 Berlin 10

stellt werden mit der ausgewiesen wird, welche Analysenwerte für welche Bodenpotentiale relevant sind und bei welchen Grenzen prinzipiell oder konkret die Ansprüche bestimmter Nutzungen beeinträchtigt sind. Es läßt sich erkennen, daß bisher hier keine abschließenden Zuordnungen möglich sein werden, es ist aber dringend erforderlich, daß hierfür Grundlagen erarbeitet werden.

In der Diskussion um den Bodenschutz werden in zunehmender Zahl Leistungen von Böden herausgestellt, die es zu schützen gilt. Es ist bei den verschiedenen Versuchen aber bisher weder in der Begrifflichkeit noch in der Systematik ein einheitliches Vorgehen erkennbar. Als Versuch hierbei zu einem Konsens zu kommen, wird folgendes vorgeschlagen: Als Bodenpotentiale sind alle Möglichkeiten zu betrachten, die Böden innewohnen und Leistungen für Mensch oder Naturhaushalt darstellen können. Von Bodenfunktionen ist zu sprechen, wenn Bodenpotentiale in Anspruch genommen sind oder aktuell wirken. Im Hinblick auf die Zahl der Bodenpotentiale wird empfohlen, von den drei Grundpotentialen, einer größeren Zahl von Potentialgruppen und denen untergeordneten Einzelpotiale zu sprechen (vgl. Tab.) Bei der Entwicklung von Schutzvorstellungen wäre im Sinne dieser Gliederung die erste Priorität die Erhaltung biotischer Potentiale, die zweite Priorität die Erhaltung abiotischer Potentiale, während die Erhaltung von Flächenpotential im allgemeinen als wenig gefährdet und leichter regenerierbar anzusehen ist und deshalb lediglich in dritter Priorität berücksichtigt werden braucht.

Es ist einleuchtend, daß Bodenschutz isoliert ohne gleichzeitigen Wasser-, Luft- und Naturschutz wenig sinnvoll ist. Trotzdem wird es notwendig sein, daß für Bodenschutz konkrete Schutzobjekte bzw. Schutzmaßnahmen ausgewiesen werden. Da dieser Schutz in keinem Falle alle Flächen und alle Böden umfassen kann, wird es notwendig werden, unterschiedliche Schutzintensitäten auszuweisen. Dies könnte im Prinzip in drei Zonen geschehen. Die erste Zone käme dem konservierenden Bodenschutz zu. Hier wäre nach den Gesichtspunkten der Natürlichkeit, Seltenheit, der Gefährdung, der Funktion im Landschaftshaushalt, der Funktion als erdgeschichtliche Urkunde, Böden an sich zu schützen. In diesen Bereichen sollten Eingriffe in die Böden fast vollständig unterbleiben, sie werden aber, ähnlich wie Naturschutzgebiete, nur äußerst kleine Flächen einnehmen können. Den größten Bereich der Landschaft wird der Bereich der Zone 2, in der Bodenschutz- und Nutzung gleichzeitig ablaufen, zufallen. Hier ist es wesentlich, daß in jedem Falle die biotischen Potentiale so weit wie möglich erhalten bleiben und nachhaltig genutzt werden können. Erst in der 3. Zone ist Bodenveränderung und Bodenzerstörung in größerem Maße erlaubt, und hier findet die überwiegende Inanspruchnahme der Flächenpotentiale statt. Es ist wesentlich, daß in diesem Bereich die Schäden für

den Landschaftshaushalt minimiert werden und ganz besonders bei jeder Inanspruchnahme die Möglichkeit der Regradierung bzw. des Rückbaus so weit wie möglich offengehalten wird. Die Schädigung biotischer und abiotischer Potentiale insbesondere in den Nachbarräumen muß minimiert werden.

Literatur

- HOBLER, K.H. Hrsgb.(1985): Bodenschutz als Gegenstand der Umweltpolitik,-Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin, Nr. 27, 232 S., TU Berlin.
- STAHR, K. 1985: Bodenschutz aus ökologischer Sicht. Vortrag beim Symposium "Berliner Bodenschutzkonzeption,(11./12. Juni 1985) beim Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (im Druck).

Tab. Vorschlag zur Gliederung von Bodenpotentialen

Grundpotentiale	Potential- gruppe	Einzelpotentiale
Biotisches Potential	Nahrung	z.B. für Getreide
	Werkstoff	z.B. für Hanf
	Energie	z.B. für Buchenholz
	Arterhaltung	z.B. für Orchideen
Abiotisches Potential	Wasser	z.B. für Grundwasserneubildung
	Rohstoffe	z.B. als Ziegellehm
	Luft	z.B. für Staubfilterung
Flächenpotential	Standplatz	z.B. als Baugrund
	Verkehrsfläche	z.B. als Radweg
	Entsorgungsfläche	z.B. als Bauschuttdeponie
	Erholung	z.B. als Tennisplatz



Sitzung des Arbeitskreises

BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND WASSERSCHONGEBIETEN



Auswertung von Bodenkarten bezüglich
der Nitrataustragsgefährdung von Böden

von
Warstat, M. *)

Auswertungen von Bodenkarten lassen für die Belange des Grundwasserschutzes in Trinkwasserschutz- und -schongebieten ebenso wie für die Fragen der Ausnahmeregelungen im Rahmen des Vollzugs der Gülleverordnung wichtige Aussagen für die Einschätzung des Nitratrückhaltevermögens des Bodens und entsprechende Nutzungsempfehlungen zu.

Für die Höhe des Nitrataustrages sind neben der landwirtschaftlichen Bodennutzung klimatische, pedologische wie hydrologische Einflußgrößen verantwortlich.

Da NO_3^- als Anion durch die Sorptionskomplexe des Bodens nicht sorbiert werden kann, wird es - im Bodenwasser gelöst - mit dem Sickerwasser ins Grundwasser transportiert. Für die Höhe der Sickertrate, die durch die Berechnung der klimatischen Wasserbilanz zu bestimmen ist, ist in erster Linie der Witterungsverlauf verantwortlich, d.h. Gesamtniederschlagsmenge und -verteilung sowie die Wasserbewegung im Boden bestimmen die Höhe des Nitrataustrages, wobei während der Vegetationszeit überwiegend ein Aufwärtsstrom, außerhalb der Vegetationszeit in den Wintermonaten eine Abwärtsbewegung des Wassers vorherrscht.

*) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Str. 195
4150 Krefeld

Für das Nitratrückhaltevermögen eines Bodens ist die Wasserspeicherkapazität (Feldkapazität) von größter Bedeutung. Die Feldkapazität wiederum hängt entscheidend von der Korngrößenzusammensetzung (Bodenart) und die durch sie bedingte Porengrößenverteilung ab.

Der Grundwasserflurabstand entscheidet weiterhin über das Speichervermögen für nitratbelastetes Sickerwasser in der ungesättigten Bodenzone. Je größer also die Deckschicht, d.h. die Filterstrecke bis zum Grundwasser, desto größer ist die Möglichkeit des Nitratentzuges durch die Pflanzenwurzeln sowie des reduktiven Abbaues von Nitrat im tieferen Untergrund. Hoch anstehendes Grundwasser bedeutet frühzeitigen Austritt von Nitrat aus der grundwasserfreien Bodenzone und dessen Abfuhr mit dem Grundwasserstrom.

Eine differenziertere Betrachtung ist möglicherweise bei Böden mit nennenswertem kapillarem Grundwasseraufstieg angebracht. Hier könnte bei großem Evapotranspirationsüberschuß über kapillar aufsteigendes Bodenwasser ein Teil der Nitrate in für die Pflanzenwurzeln erreichbare Höhen zurückgebracht bzw. gehalten werden.

Ein dritter, den Nitrataustrag indirekt bestimmender Faktor ist die Wasserdurchlässigkeit des Bodens (k_f -Wert). Je geringer die Sickergeschwindigkeit des nitratbeladenen Wassers, desto länger sind die Pflanzenwurzeln in der Lage, der Bodenlösung NO_3^- zu entziehen, um so mehr Zeit bleibt für biologische Um- und Abbauvorgänge des Nitrats.

Aus der Sicht der Bodenkunde sind die zuvor genannten bodenphysikalischen Parameter von großer Bedeutung für die Bewegung des mit Nitrat befruchteten Sickerwassers im Boden, d.h. also entscheidend für die Einschätzung der Nitrataustragungsgefährdung verschiedener Böden.

Durch das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen wurde für das Kreisgebiet Viersen (Niederrheinische Bucht), von dem Bodenkarten in den Maßstäben 1 : 25 000 und 1 : 50 000 flächendeckend vorliegen, eine Auswertungskarte bezüglich des Nitratrückhaltevermögens der ungesättigten Bodenzone nach den zuvor genannten, die Höhe des Nitrataustrages bestimmenden bodenphysikalischen bzw. hydrologischen Einflußgrößen erstellt.

Die Auswertung der Bodenkarte des Kreises Viersen erfolgte in einer fünffachen Abstufung für das Nitratrückhaltevermögen von sehr gering über gering - mittel - hoch und sehr hoch. Alle vorkommenden Bodeneinheiten wurden nach den Parametern Feldkapazität, gesättigte Wasserleitfähigkeit sowie Grundwasserflurabstand bezüglich ihres Nitratrückhaltevermögens eingestuft. Für die einzelnen Bodenparameter wurden statistische Durchschnittswerte in Anlehnung an die Kartieranleitung der GLÄ (1982) zu Grunde gelegt.

In jüngeren Bodenkartenauswertungen wurde von einer 5-stufigen zugunsten einer 3-stufigen Auswertung Abstand genommen.

Außerdem wurde die klimatische Wasserbilanz der Böden berücksichtigt.

Anhand der Tabelle 1 zur Eingruppierung des Nitratrückhaltevermögens und einiger Beispiele wird die Vorgehensweise der Auswertung der Bodenkarte erläutert.

Kategorie 1: Eingruppierung des Nitratrückhaltevermögens von Böden

Kriterien	absolute Werte	Kategorie "günstig"	absolute Werte	Kategorie "mittel"	absolute Werte	Kategorie "ungünstig"
FK (mm/dm) bis 2 m bzw. bis MHGW	> 40 ≧ 800 mm	1	40 - 25 ≧ 800 - 500 mm	2	< 25 ≧ < 500 mm	3
Grundwasser- flurabstand (m unter GOF)	> 2	1	2 - 1,3	2	1,3 - 0	3
k _f -Wert (cm/Tag)	< 40	1	40 - 100	2	> 100	3
KWBa (mm)	< 200	1	200 - 300	2	> 300	3

Erläuterungen: FK: Feldkapazität; MHGW: mittlerer Grundwasserhochstand;
 (s. Bodenkundl. Kartieranl. Hann. 1982) k_f: Wasserleitfähigkeit im wassergesättigten Boden;
 KWBa: mittlere jährliche klimatische Wasserbilanz (= Grundwasserneubildung).

Zur Einschätzung der Nitrataustragsgefährdung wurden die den Eigenschaften des Bodens jeweils entsprechenden Kategorieziffern für jeden Parameter (nach Tab. 1) summiert. Die Summe klassifiziert den Boden bezüglich seines Nitratrückhaltevermögens in 3 Abstufungen von hoch über mittel bis gering nach Tabelle 2.

Tabelle 2: Eingruppierung des Nitratrückhaltevermögens

Standortgruppe	Sa.d. Kateg. ziffern	Nitratrückhaltevermögen	Vorherrschende Bodentypen (nur zur allg. Vororientierung)
a	4- 6 ^{*)}	hoch	Parabraunerden, Braunerden, Pelosole, Pseudogleye
b	7- 9	mittel	Parabraunerden, Braunerden Auenböden
c	10-12	gering	Podsole, Rendzinen semiterrestrische Böden

*) Bei der Zuordnung zur Standortgruppe a (Sa.d.Kategorieziffern) darf keines der Kriterien mit "ungünstig" beurteilt sein. Außerdem muß der Grundwasserflurabstand > 2 m betragen.

Berechnungsbeispiel 1:

Bodentyp geol. Ausgangs- material	Parameter	Kategorie	Standort- gruppe
B8 ₅	FK	3	
Braunerde. aus Flugsand (S) >20 dm mächtig	Grundwasser- flurabstand	1	c
	k _f -Wert	3	geringes Nitratrück- haltever- mögen
	KWBa	Summe d. Kate- gorieziff.	3
			<u>10</u> <u>=</u>

Berechnungsbeispiel 2:

Bodentyp geol. Ausgangs- material	Parameter	Kategorie	Standort- gruppe
L3 ₅	FK	1	
Parabraunerde aus Löß (uL) >20 dm mächtig	Grundwasser- flurabstand	1	a
	k _f -Wert	2 (1)	hohes Nitratrück- haltever- mögen
	KWBa	Summe d. Kate- gorieziff.	2
			<u>6</u> <u>=</u>

Nach diesen und analogen Berechnungsbeispielen ist es möglich, die unterschiedlichen Böden ohne und mit Grundwassereinfluß in die 3 vorgesehenen Standortgruppen einzustufen und dementsprechend auf einer Auswertungskarte farbig darzustellen.