

Z81/27

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 27
1978

SN - 0343 - 107X

Schriftleitung: P. Hugenroth Göttingen

**DEUTSCHE BODENKUNDLICHE
GESELLSCHAFT**

und Kiel
34 GÖTTINGEN, den im Dezember 1978
Von-Siebold-Straße 4
Telefon 31992-31993
Bank: Commerzbank 25639/83
Postcheck-Konto d. Bank: Hannover 6000

An die
Mitglieder der Deutschen
Bodenkundlichen Gesellschaft

Liebe Kolleginnen und Kollegen!

Zum Jahreswechsel 1978/79 wollen wir wieder im Namen des Vorstandes allen Mitgliedern persönliche Grüße und einen Bericht über die Tätigkeit unserer Gesellschaft im ablaufenden Jahr übermitteln.

I. Tätigkeit der Kommissionen

Kommission I: Am 9. und 10. März 1978 in Hannover gemeinsame Tagung mit dem Arbeitskreis "Versickerung" des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft zum Thema "Lokaler und regionaler Bodenwasserhaushalt" mit 25 Referaten, deren Kurzfassungen mit dem Band 26 der "DBG-Mitteilungen" bereits versandt wurden.

Am 23. März 1979 ist eine gemeinsame Sitzung mit Kommission VII zum Thema "Mineralogische Aspekte bodenmechanischer Erscheinungen" vorgesehen (s.a. Komm. VII und beiliegende Einladung).

Kommission II: Am 4. und 5. Oktober 1978 in Braunschweig-Völkenrode Tagung zum Thema "Einfluß organischer Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkomponenten" mit 20 Referaten, die als Kurzfassungen im Band 27 der "DBG-Mitteilungen" dokumentiert werden. Im Anschluß an die Vorträge^b Diskussion mit Kurzbeiträgen über "Methoden zur qualitativen und quantitativen Kenn-

zeichnung organomineralischer Komplexe und verschiedener organischer Stoffgruppen im Boden". Zu diesem Thema ist eine weitere Sitzung im Frühjahr 1979 in Braunschweig-Völkenrode geplant.

Kommission III: Es wird ein Sonderheft "Bodenbiologie" der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde vorbereitet. Bisher sind 22 Manuskript-Anmeldungen eingegangen.

Kommission IV und VI: Am 2. und 3. Oktober 1978 in Gießen gemeinsame Tagung zum Thema "Bedeutung und Problematik von Siedlungsabfällen als Meliorations- und Düngemittel" mit 21 Referaten, deren Kurzfassungen mit dem Band 27 der "DBG-Mitteilungen" vorgelegt werden.

Kommission V: Gemeinsame Tagung mit dem Arbeitskreis für Geomorphologie vom 18. - 22. September 1978 in Andernach a. Rh. mit 35 Referaten und 3 bodenkundlich-geomorphologischen Exkursionen im Niederrhein- und Eifel-Gebiet. Kurzfassungen der Vorträge werden im Band 27 der "DBG-Mitteilungen" publiziert; ausführlichere Beiträge erscheinen in einem Sonderband der Zeitschrift GEOMORPHOLOGIE; Exkursionsführer haben die Tagungsteilnehmer erhalten.

Kommission VII: Mit Rücksicht auf die Termine nationaler und internationaler tonmineralogischer Tagungen (Juni 1977 in Oslo, Oktober 1977 in Kiel, Juli 1978 in Oxford), an denen sich auch Mitglieder der Komm. V mit Vorträgen beteiligten, fand 1978 keine besondere Kommissions-Tagung statt. Dafür wird am 23. März 1979 gemeinsam mit der Kommission I in Hannover eine Diskussionsveranstaltung zum Thema "Mineralogische Aspekte bodenmechanischer Erscheinungen" durchgeführt (s.a. beiliegende Einladung).

II. Tätigkeit der Arbeitskreise

Arbeitskreis Bodensystematik:

Die jährliche Konferenz des Arbeitskreises fand vom 28.2. bis 1.3.1978 in München statt. Über die Ergebnisse liegt ein Protokoll von 17 Schreibmaschinenseiten vor. In der Sitzung referierte Prof. Dr. W. Müller, Hannover, über den "Wasserhaushalt von Pseudogleyen und dessen Berücksichtigung in der Bodensystematik". Im übrigen wurde über Ergänzungen der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland diskutiert und wurden neue Subtypen in die bestehende Systematik aufgenommen.

Der neu begründete Arbeitskreis Paläopedologie nahm an der Andernacher Tagung (s. Komm. V) teil; er plant zunächst eine Inventur der Paläoböden der Bundesrepublik. Nach Abschluß der Bestandsaufnahme soll diese Inventur als Sonderband des Geologischen Jahrbuchs, Reihe B, erscheinen.

III. Tätigkeit des Vorstandes und des Präsidiums

Der Vorstand trat am 6. und 7. Januar 1978 in Göttingen zusammen, um vor allem die Arbeit der Kommissionen zu koordinieren und die DBG-Tagung 1979 in Freiburg vorzubereiten. Das Präsidium und der Geschäftsführer beschäftigten sich unter der Federführung von Herrn ROESCHMANN wiederholt mit dem Memorandum "Stand und Entwicklung bodenkundlicher Forschung". Infolge der Heterogenität der Kommissions-Beiträge und der Notwendigkeit, das Memorandum kommissionsübergreifend für das Gesamtgebiet der Bodenkunde zu erweitern sowie mit zweckmäßigen Anlagen zu versehen, konnte das Memorandum noch nicht abgeschlossen und mit diesem Rundschreiben versandt werden. Es steht auf der nächsten Vorstands-Sitzung am 5. und 6. Januar 1979 in Göttingen noch einmal abschließend zur Diskussion.

Der Vorstand beschäftigte sich wiederholt mit einem Konflikt zwischen Herrn GEBHARDT und Herrn MEYER, der dadurch entstanden war, daß zwei von drei Beiträgen, die Herr GEBHARDT für den Band 25 der "DBG-Mitteilungen" eingereicht hatte, von Herrn MEYER nicht angenommen worden waren. Herr GEBHARDT erwartete vom Vorstand, Herrn MEYER wegen dieser Eigenmächtigkeit eine scharfe Rüge zu erteilen.

Der Vorstand stellte fest, daß bei der Behandlung eingereichter Manuskripte ausnahmslos der Regel zu folgen sei, daß alle Manuskripte gedruckt werden sollten; sofern sie zeit- und formgerecht eingereicht werden. Herr MEYER wurde durch den Präsidenten ermahnt, sich an diesen Beschluß zu halten. Da Herr GEBHARDT diese Maßnahme nicht weitgehend genug empfand, legte er aus Protest gegen das Verhalten des Geschäftsführers sein Amt als Vertreter des Vorsitzenden der Kommission VII nieder. - Diese Mitteilung an alle DBG-Mitglieder erfolgt auf mehrfachen und ausdrücklichen Wunsch Herrn GEBHARDT's.

IV. IBG-Kongreß in Edmonton 1978

Der 11. Kongreß der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft fand vom 19. - 27. Juni 1978 statt und war von 16 zum Teil mehr als 1 Woche dauernden Vor- und Nachkongreß-Exkursionen begleitet. Von der DBG nahmen etwa 30 Kollegen teil. Die Gesellschaft wurde durch Vizepräsident SCHWERTMANN vertreten, der auch das Nominierungskomitee für die Wahl des neuen Generalsekretärs leitete. Gewählt wurde Herr SOMBROEK, Niederlande (Stellvertreter: Herr SCABOLCS, Ungarn). Der nächste Kongreß findet im Februar 1982 in New Delhi unter der Präsidentschaft von Dr. KANWAR statt.

Herr SCHLICHTING wurde zum Vorsitzenden der Kommission V, Herr SCHWERTMANN zum Vorsitzenden der Kommission VII der IBG gewählt. Herr SCHLICHTING ist weiterhin Vorsitzender der Arbeitsgruppe "Hydromorphe Böden".

Es wird auf die "Mitteilungen der IBG" Nr. 53 und 54 mit Angaben über die künftigen Aktivitäten der IBG hingewiesen.

V. DBG-Tagung 1979 in Freiburg

Wie bereits im Rundschreiben zum Jahreswechsel 1977/78 mitgeteilt, findet die nächste DBG-Tagung vom 9.-15. September 1979 in Freiburg statt. Als Generalthema für die öffentliche

Eröffnungssitzung wurde "Bodenentwicklung und Landnutzung in Mittelgebirge und Vorland" festgelegt. Für die Kommissions-Sitzungen besteht freie Themenwahl. Es werden Exkursionen in den Schwarzwald, in die Freiburger Bucht, zum Kaiserstuhl, in die Vogesen und in den Schweizer Jura vorbereitet.

Folgende Termine wurden verbindlich festgelegt:

1. April 1979: Anmeldeschluß für Vorträge, deren Kurzfassungen in doppelter Ausfertigung bis zu diesem Termin bei der Geschäftsstelle eingegangen sein müssen. Die zweite Ausfertigung wird von der Geschäftsstelle an die zuständigen Kommissions-Vorsitzenden gesandt, die gemeinsam mit der Geschäftsstelle das Vortragsprogramm zusammenstellen.

15. Mai 1979: Versand der Einladungen mit dem Vortragsprogramm und den Exkursionsführern.

VI. Dachverband "Agrarforschung"

Die DBG-Mitglieder haben das "agrarspectrum" vom 1. August 1978 unmittelbar vom Dachverband erhalten, durch das sie über die Aktivitäten des Verbandes orientiert worden sind. Hingewiesen wird besonders auf den Terminkalender.

VII. Mitgliederstand

Die Entwicklung des Mitgliederstandes ist weiterhin positiv. Wir haben zur Zeit 659 Mitglieder (im Vorjahr 644).

VIII. Verschiedenes

Im neuen Mitgliederverzeichnis der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft sind zahlreiche Fehler enthalten. Sehen Sie bitte Ihre Adresseneintragung nach, und teilen Sie bitte evtl. notwendig werdende Änderungen mit dem im Bulletin 53/78 liegenden Formblatt Herrn Dr. Sombroek, Wageningen, mit. Zukünftige Adressenänderungen sollten möglichst bald a) unserer Geschäftsstelle und b) der Geschäftsstelle der ISSSS in Wageningen mitgeteilt werden.

IX. Beilagen

- 1.) Einladung zur gemeinsamen Sitzung der Kommissionen
I und VII
- 2.) Merkblatt über Beitragszahlungen

Zum Schluß dieses Schreibens möchten wir allen Kolleginnen und Kollegen, die sich an den verschiedensten Stellen für unser Fach und unsere Gesellschaft tatkräftig eingesetzt haben, unseren aufrichtigsten Dank aussprechen.

Wir verbinden damit die besten Wünsche für ein frohes Weihnachtsfest und für Glück und Erfolg im Jahre 1979.

Mit den besten Wünschen
Ihre

gez. MEYER

gez. SCHROEDER

E I N L A D U N G

zur

GEMEINSAMEN SITZUNG DER KOMMISSION I UND VII

am 23. März 1979

in Hannover

Thema: "Mineralogische Aspekte bodenmechanischer Erscheinungen"

Nach einleitender Behandlung der Grundlagen in Vorträgen über

1. Verhalten der festen Phase des Bodens gegenüber Wasser
(F.F.R. Koenigs, Wageningen)

2. Verhalten des Bodens gegenüber festen Lasten
(M.Müller-Vonmoos u. Mitarbeiter, Zürich)

und nach einleitenden Kurzreferaten zu angewandten Fragen
(Befahrbarkeit, Bearbeitbarkeit, Meliorierbarkeit) durch einge-
ladene Referenten, soll die Sitzung vornehmlich der Diskussion
dienen.

Wir bitten, die Teilnahme bis zum 15. Februar 1979 durch Einsenden
des anhängenden Vordruckes anzumelden.

Für Kommission I
gez.M. Renger

Für Kommission VII
gez. H. Graf v. Reichenbach

(hier abtrennen!)

Herrn Prof. Dr. H. Graf v. Reichenbach
Institut für Bodenkunde der Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2
3000 Hannover 21

Ich beabsichtige, an der Sitzung der Kommission I und VII am
23. März 1979 in Hannover teilzunehmen und bitte um Zusendung
weiterer Unterlagen.

Name und Anschrift:

**DEUTSCHE BODENKUNDLICHE
GESELLSCHAFT**
- Geschäftsstelle -

3400 GÖTTINGEN, den Dez. 1978
Von-Siebold-Str. 4
Telefon: 0551 - 395502
Bank: Commerzbank 6 256 390/03
Postsch.Kto. der Bank: HAN 6000-304

An die
Mitglieder der DBG

Betr.: Wichtige Mitteilung über die Beitragszahlung ab Jan. 1979

Ab 1.1.79 zieht die DBG die Beiträge nicht mehr über Einzugs-
ermächtigung ein! Zu unserer Entlastung sandten wir den betroffe-
nen Mitgliedern der DBG die Ermächtigung zurück.

NEUREGELUNG ab 1.1.1979

Aus arbeitstechnischen Gründen (erhebliche Zeitersparnis) wird
jedem Mitglied mit dem Weihnachtsrundsreiben ein:

"vorgedruckter (3-teiliger) Überweisungsauftrag
der Commerzbank Göttingen"

zugesandt, der gleichzeitig als Spendennachweis des Betrages
für das Finanzamt gilt. Quittungskarten werden von der Geschäfts-
stelle daher nicht mehr verschickt (Porto-Ersparnis).

Auf der Überweisung sind nur noch einzusetzen: Mitgliedsnummer
(siehe Mitgliederverzeichnis), Jahr und Beitragssatz (die Höhe
hat sich nicht geändert - siehe Seite 2 des neuen Mitgliederverz.).

Da wir kein eigenes Postscheck-Konto haben, werden die Postscheck-
Konteninhaber gebeten, nach Möglichkeit die Beiträge nur auf
unser Bank-Konto 6 256 390 03 der Commerzbank Göttingen bei
einer Bank einzuzahlen (sonst Postsch.Kto. der Commerzbank
Göttingen HAN 6000-304 (BLZ 250 100 30) - dann schreiben betr.:
"DBG" Kto. 6 256 390 03 Commerzbank Göttingen - und Mitgl.Nr.
angeben).

Die Überweisung bitten wir jeweils im 1. Quartal vorzunehmen!
Säumige werden nicht mehr gemahnt! Nach 2-jährigem Beitrags-
rückstand erfolgt (lt. Satzung) automatische Streichung der
Mitgliedschaft.

Die Mitglieder im Ausland erhalten keine Vordrucke der Bank.
Sie müssen die Beiträge - wie bisher - anweisen. Da viele dieser
Mitglieder ihre jährliche Beitragszahlung vergessen, weisen wir
noch einmal auf die automatische Streichung hin!

Die korporativen Mitglieder (Institute, Landesämter usw.)
erhalten - wie bisher - Rechnungen.

Bruno Meyer

M I T T E I L U N G E N
der
D E U T S C H E N B O D E N K U N D L I C H E N
G E S E L L S C H A F T

Referate der Sitzung der
Kommissionen IV und VI
2. und 3. Oktober 1978

GIESSEN

Thema: Bedeutung und Problematik von Siedlungsabfällen
als Meliorations- und Düngemittel

Referate der Sitzung der
Kommission II
4. und 5. Oktober 1978

BRAUNSCHWEIG

Thema: Einfluß organischer Substanzen auf Löslichkeit,
Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkompo-
nenten

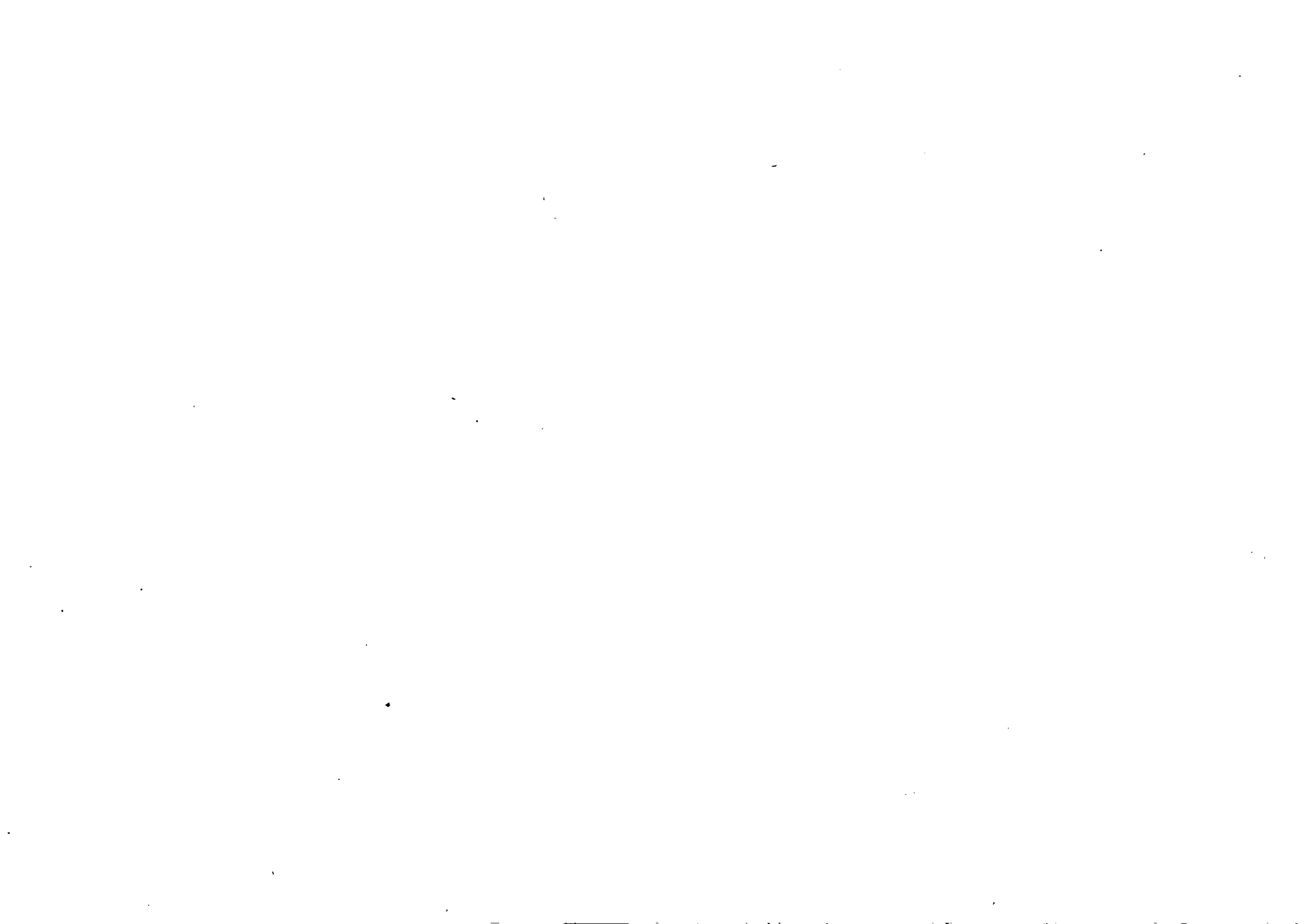
Kurzfassungen der Referate
der Tagung der Kommission V
zusammen mit dem
Arbeitskreis für Geomorphologie
18. bis 20. September 1978

ANDERNACH

N A C H R I C H T E N

Band 27

1978



MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate der Sitzung der
Kommissionen IV und VI
2. und 3. Oktober 1978
GIESSEN

Band 27

1978

I N H A L T

<u>HOFFMANN, Gg.</u> : Schwermetallstatus von Weinbergböden nach wiederholter Düngung mit Siedlungsabfallkomposten	7
<u>DIEZ, Th. u. A. ROSOPULO</u> : Schwermetallaufnahme von Mais nach Düngung mit Siedlungsabfällen in Abhängigkeit vom Standort	15
<u>HERMS, U. u. G. BRÜMMER</u> : Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert, Redoxbedingungen und Stoffbestand	23
<u>von BOGUSLAWSKI, E. u. J. DEBRUCK</u> : Nährstoffwirkung und Nährstoffbilanz bei Anwendung von Abwasser-Klärschlamm im Ackerbau	35
<u>AHRENS, E. u. G. FARKASDI</u> : Wirkung von Siedlungsabfallkomposten und Stalldung aus Umsetzungen und Keimzahlen im Boden	59
<u>ROCHUS, W.</u> : Die Ausbildung des Humuskomplexes im Verlauf der Verrottung von Siedlungsabfällen	79
<u>TEPE, W.</u> : Verwendung von aufbereiteter Schälrinde als Humusdünger	87
<u>ALAILY, F. u. R. HORN</u> : Die Entwicklung einer Braunerde aus Geschiebesand als Folge einer ~70jährigen Verrieselung von Siedlungsabfällen	93
<u>FASSBENDER, H.W., U. SOMMER u. B. STEINERT</u> : Abwasserzusammensetzung und Abwasserverregung im Wald	101
<u>KRETZSCHMAR, R.</u> : Verwertung der häuslichen Abwässer der Dörfer	111
<u>BORCHERT, H.</u> : Veränderung von Bodenkennwerten durch Klärschlamm	115
<u>MOLLENHAUER, K.</u> : Physikalische Eigenschaften mittelschwerer und schwerer Böden unter dem Einfluß von Abwasserschlamm	125
<u>TIETJEN, C. u. N. El-BASSAM</u> : Langfristige Wirkung großer Klärschlammgaben nach intermittierender Applikation	133

<u>RASP, H.:</u> Der Einfluß 3-jähriger Müll-Klärschlamm-Kompost-Gaben auf das Wasserhaltevermögen eines Sandbodens	143
<u>IMAMOGLU, A., J.-H. BENZLER u. W. MÖLLER:</u> Die neue Auswertungskarte "Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau" zur Bodenkarte von Niedersachsen im Maßstab 1 : 25 000.	157
<u>MOLLENHAUER, K.:</u> Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren	163

ISSN 0343-107X

Schwermetallstatus von Weinbergböden nach wiederholter
Düngung mit Siedlungsabfallkomposten

von
Gg. Hoffmann^{*)}

Im Weinbau mit seinem hohen Bedarf an organischer Ergänzungsdüngung zum Humusersatz und der Vorbeugung vor Oberflächenerosionen bieten sich Siedlungsabfallkomposte als Humusdünger an. Sollen sie aber gefahrlos über längere Zeit angewendet werden, dann müssen negative Nebenwirkungen auf die Böden, die Reben und den Wein ausgeschlossen sein, die von den oft nicht unerheblichen Gehalten dieser Komposte an Schwermetallen ausgehen können.

Im Einzugsgebiet der LUFÄ Augustenberg wurden daher 1974 vier Versuche mit steigenden Mengen an Siedlungskompost angelegt, in denen geprüft werden sollte, ob Müllklärschlamm (MKK) bzw. Müllkompost (MK)

1. im Weinbau als Humusersatz dienen können
2. durch ihre Schwermetallgehalte Schäden an Reben oder überhöhte Konzentrationen im Wein verursachen
3. sich auf sauren und alkalischen Böden im Hinblick auf Rebe und Wein und die Anreicherung schädlicher Inhaltsstoffe in den Böden verschieden verhalten.

Deshalb wurden je 2 der Versuche auf Urgesteinsverwitterungsböden (Ranker) im Schwarzwald, einer davon eine junge Waldrodung (Versuch 1 und 5), und auf Lösslehm im Rebumlegungsgelände des Kaiserstuhls angelegt (Versuch 2 und 4). Je 1 Versuch auf jedem der beiden unterschiedlichen Standorte ist ein Exaktversuch, der zweite ein Demonstrationsversuch mit sehr großen Parzellen.

*) Staatl. Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Augustenberg, Neßlerstr. 23, 7500 Karlsruhe 41

Für alle Versuche gilt das gleiche Schema. Alle Parzellen erhalten eine einheitliche mineralische Düngung. Jeder Versuch hat eine nur mineralgedüngte Kontrolle und 2 Steigerungsstufen, entsprechend 37,5 bzw. 75 t Frischkompost je ha und Jahr, der alle 2 Jahre in doppelter Höhe ausgebracht wird. Versuch 1 (auf Urgestein) enthält zusätzlich eine Parzelle mit 150 t Frischkompost und damit eine Gabe in Höhe einer Erosionsschutzmaßnahme. Als weitere organische Düngungen sind Dauerbegrünung bzw. Strohdüngung vorhanden.

Die Bemessung des Kompostes erfolgt derart, daß in der niedrigsten Stufe eine jährliche Zufuhr von rund 50 dt/ha an organischer Trockenmasse sichergestellt ist. Bislang wurden 2 Kompostgaben verabreicht (Herbst 1974 und Herbst 1976) und damit je ha 150, 300 bzw. in Versuch 1 noch 600 t Frischkompost innerhalb von 4 Jahren ausgebracht.

Die Versuche sind 1974 angelegt worden und für vorerst 6 Jahre geplant. Sie werden technisch und in bodenkundlicher Hinsicht von der LUFÄ-Augustenberg betreut, Reben und Wein vom Staatlichen Weinbauinstitut Freiburg untersucht.

PFULB (2) hat auf dem 90. Jahreskongreß des VDLUFA in Augsburg einen Zwischenbericht über alle wesentlichen Parameter, die in diesen Versuchen innerhalb der ersten 4 Jahre in Böden, Reben und Wein untersucht worden sind, referiert.

Hier wird nur über den Gang der Anreicherung von 2 nutritiven (Cu, Zn) und einem toxischen (Pb) Schwermetall in den Böden im Extrakt mit 2 N HCl berichtet. Die übrigen untersuchten Schwermetalle (Ni und Cr) verhalten sich auf sehr niedrigem Niveau ähnlich, Cd überschreitet ohne Bezug zur Höhe der Kompostgabe innerhalb der bisherigen Laufzeit der Versuche sogar in keinem Fall 1 ppm in den Böden.

Mit den Gehalten der Elemente im Extrakt mit 2 N HCl soll gleichzeitig der Versuch unternommen werden, über eine etwas leichter zugängliche Fraktion der Gesamtmengen zwischen verschiedenen Bodenherkünften zu differenzieren.

Abb.1: Kupfer-Gehalte in 2 Böden nach wiederholter Düngung mit Siedlungsabfallkomposten

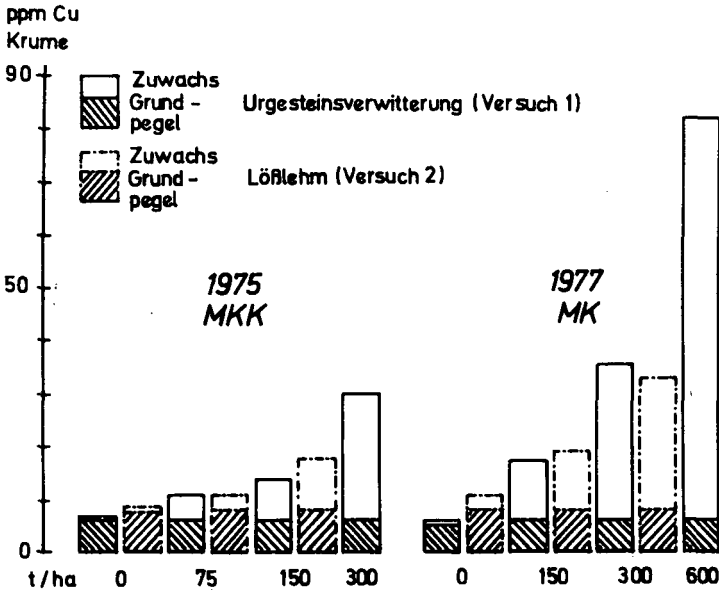


Abb.1 zeigt die Anreicherung beider Bodenarten an Kupfer mit steigenden Kompostgaben, jeweils in dem auf die Ausbringung folgenden Jahr. Die ausgezogenen Säulen sind der saure Urgesteinsverwitterungsboden mit einem Ausgangs-pH-Wert von 5,0, die strichpunktiierten der Lösslehm mit pH 7,7. Die schraffierten Anteile kennzeichnen den Grundpegel an Kupfer vor Versuchsbeginn. Die Cu-Anreicherung staffelt sich proportional zur Kompoststeigerung innerhalb eines jeden Jahres und erreicht nach dem zweiten Düngungstermin deutlich höhere Gehalte als nach dem ersten. Der Zuwachs 1977 ist aber größer als der durch die annähernd gleiche Kupfermenge verursachte Anstieg im Jahr 1975. Daraus könnte man folgern, daß der mit 2 N HCl erfaßbare Anteil der gesamten ausgebrachten Menge mit der Zeit größer, d.h. das zugeführte Kupfer nach und nach mobiler wird. Zwischen einem sauren und einem alkalischen Boden bestehen beim Kupfer kaum quantifizierbare Unterschiede.

Bezieht man die Ergebnisse des grafisch nicht dargestellten Versuches 5 auf dem gleichen Boden wie 1 mit ein, dann prägt sich eine schwache Tendenz zu etwas größerer Mobilität des Kupfers im 2 N HCl-Extrakt auf den sauren Böden.

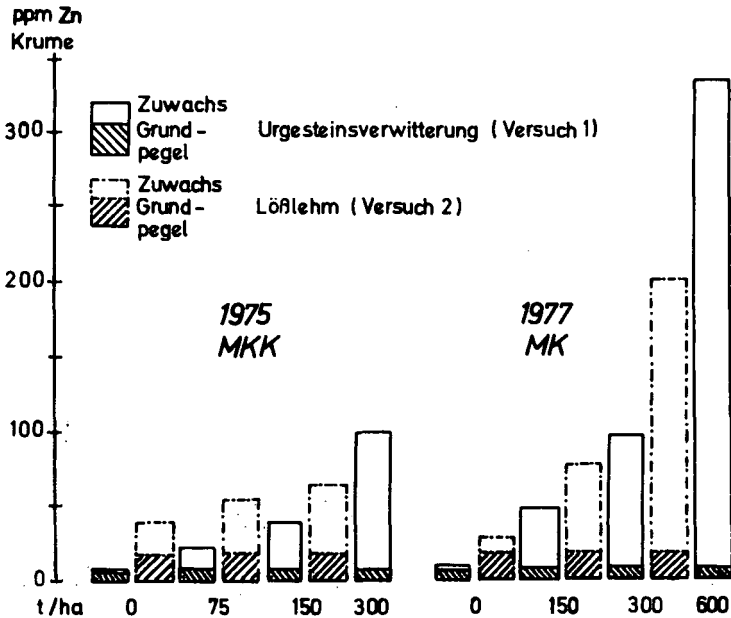
Allerdings sind die Böden mit zunehmender Kompostdüngung nicht sauer geblieben, sondern haben durch die beiden geringeren Gaben in den Jahren 1975/76 in der Krume Werte zwischen pH 6,0 - 6,5 und nach dem zweiten Düngungstermin im Jahre 1977 Werte bei knapp 7,0 erreicht. Die hohe Gabe von 300 t Kompost/ha hob die pH-Werte sofort bis an den Neutralpunkt und schwach darüber. Ein Übergreifen der Neutralisierung auf den Unterboden ließ sich von der höchsten Gabe sofort nach dem ersten Düngungstermin beobachten, bei den niedrigeren deutlich erst nach dem zweiten. Eine vorher ebenfalls erfolgende schwache pH-Anhebung ist als Folge der kalkhaltigen mineralischen Düngung zu deuten, da die kompostfreie Kontrollparzelle davon in gleichem Ausmaß betroffen wurde.

Die Kupfergehalte in den Unterböden (tiefe 30 cm) blieben auch nach dem zweiten Düngungstermin auf beiden Bodenarten von der Kompoststeigerung unbeeinflusst. Lediglich 600 t/ha ließen eine Tendenz zur Erhöhung erkennen. Alle anderen Schwermetalle verhielten sich im Unterboden genauso wie das Kupfer.

Tabelle 1: Bleigehalte in 2 Böden nach wiederholter Düngung mit Siedlungsabfallkomposten in ppm

Düngung t/ha	Urgesteinsverwitterung Grundpegel 19 ppm		Lößlehm Grundpegel 34 ppm	
	1975	1977	1975	1977
Kontrolle	16	15	40	78
75	24	50	50	151
150	33	78	65	118
300	68	178		

Abb.2: Zink-Gehalte in 2 Böden nach wiederholter Düngung mit Siedlungsabfallkomposten



Die beim Kupfer beobachtete Tendenz zur Anreicherung wiederholt sich beim Zink (Abb.2) und beim Blei (Tab.1) nur mit dem Unterschied, daß die Mobilität beider Elemente im 2 N HCl-Extrakt in den alkalischen Lössböden deutlich höher ist als in den sauren Böden. Es ist vorgesehen, diesem Problem während der Fortführung der Versuche nachzugehen, vor allen Dingen mit dem Ziel, zu überprüfen, ob sich damit nicht eine Frühdiagnose auf später einsetzende verstärkte Verfügbarkeit der Elemente geben ließe.

Während der bislang vierjährigen Laufzeit der Versuche ergab sich noch kein Anhaltspunkt auf eine größere Verfügbarkeit der mit steigenden Kompostgaben ausgebrachten Schwermetalle für die Pflanzen. Zwar erhöhte sich der Gehalt an allen untersuchten Schwermetallen in Rebblättern und Most auf beiden Böden gelegentlich schwach gegenüber der Kontrolle aber regellos und ohne Bezug zur Kompostgabe.

Offenbar bestimmt die Höhe des Grundpegels der Böden das Ausmaß des Übergangs der Elemente in die Pflanzen. Im Wein war vollends keine Beziehung zur Kompostgabe mehr herzustellen. Mit Ausnahme des Zinks werden die übrigen Schwermetalle im Laufe der Gärung schwer löslich und fallen mit dem Hefetrub aus. In keinem Falle verblieben mehr als Bruchteile der zulässigen Toleranzwerte für die Metalle im Wein. Tabelle 2 zeigt die Werte des Versuches † auf Urgesteinsverwitterungsboden aus dem Jahre 1977.

Tabelle 2: Schwermetallgehalte in Rebe, Most und Wein 1977
in ppm *)

Düngung t/ha	Kupfer			Zink			Blei			Vers.
	Blatt	Most	Wein	Blatt	Most	Wein	Blatt	Most	Wein	
Kontrolle	25	0,4	0,03	143	1,0	0,9	2,0	0,04	0,04	1
75	26	0,4	0,03	140	1,0	0,9	2,1	0,04	0,04	
150	26	0,4	0,03	147	1,0	0,9	2,1	0,05	0,04	
300	26	0,4	0,04	147	1,2	1,1	2,3	0,07	0,06	
Kontrolle	19	0,3	0,03	168	1,1	1,1	1,9	0,06	0,03	2
75	21	0,3	0,04	173	0,9	0,9	1,8	0,04	0,03	
150	21	0,3	0,11	179	1,0	1,0	1,9	0,06	0,05	
Toleranzwert im Wein	×	×	5	×	×	6	×	×	0,3	

*) Die Analysen wurden vom Staatlichen Weinbauinstitut Freiburg ausgeführt.

Tabelle 3: Wiederfindung des mit Siedlungsabfällen zugeführten Kupfers in der Krume der Versuchsböden

t/ha Sied- lungs- abfälle	theor. Anrei- che- rung ppm	Wiederfindung in ppm			
		saure Böden		alkalische Böden	
		Versuch 1	Versuch 5	Versuch 2	Versuch 4
Kontr.	-	± 0	- 1	± 0	4
150	13	11	20	11	15
300	26	30	44	26	18
600	54	76			

Mit 75 t Siedlungsabfallkompost wurden den Böden an 2 N HCl-löslichen Schwermetallen 10,5 kg Kupfer, 45,2 kg Zink und 36,8 kg Blei zugeführt. Die aus diesen Mengen errechenbare theoretische Anreicherung in ppm Feinboden < 2 mm (unter Berücksichtigung des Steinanteils der Krume der grusigen Urgesteinsverwitterungsböden) wird am Beispiel des Kupfers den nach dem zweiten Düngungstermin in den Böden wiedergefundenen Mengen nach Abzug des Grundpegels gegenübergestellt (Tab.3).

Über die Hälfte der wiedergefundenen Mengen deckt sich in der Zahl bzw. Größenordnung mit den theoretischen Anreicherungen. Für stärkere Abweichungen von der Theorie können Schwierigkeiten der homogenen Einbringung großer Kompostmengen in die Böden bzw. auch bei der nachherigen Probenahme verantwortlich sein. Der saure Boden Nr. 5, eine junge Waldrodung, läßt jedoch eine einheitliche Tendenz zur Erhöhung der Gehalte erkennen. Anscheinend wird ein Teil des nicht mit Salzsäure löslichen Gesamtkupfer (davon sind ca. 75 % in 2 N HCl-löslich) nach der zweiten Düngung mobiler, jedoch nicht für die Pflanze, da sich die Kupfergehalte von Rebe, Most und Wein in den Pflanzen beider Versuche auf dem Boden gleicher Herkunft nicht unterscheiden. Zink und Blei verhalten sich ähnlich wie Kupfer.

Zusammenfassung:

Die Gehalte an Cu, Zn und Pb in den Krümen saurer und alkalischer Böden werden durch Gaben von Siedlungsabfallkomposten bis zu 600 t/ha innerhalb von 4 Jahren auf das 2 1/2 bis 17-fache gegenüber der Kontrolle erhöht. Mit Ausnahme der höchsten Gabe beim Zink werden dadurch die Grenzwerte nach KLOKE (1) für absolute Unbedenklichkeit bei weitem nicht erreicht, aber auch beim Zink im erwähnten Fall nur knapp überschritten.

Daraus kann gefolgert werden, daß mittelfristig Gaben von Siedlungsabfallkomposten bis zu 600 t/ha für einen Zeitraum von einigen Jahren im Weinbau als Humusdünger eingesetzt werden können, ohne die Qualität des Weines zu beeinträchtigen.

Voraussetzung sind Schwermetallgehalte maximal in der Größenordnung der in den Merkblättern zur Anwendung von Siedlungsabfällen angegebenen tolerierbaren Grenzen. Für den Einsatz auf sauren Böden ist ein Gehalt nicht unter 6 - 8 % an basisch wirkenden Bestandteile (ber. als CaO) zu fordern; der Gehalt an organischer Substanz sollte nicht unter ca. 20 % besser > 30 % in der Komposttrockenmasse betragen.

Literatur:

1. KLOKE, A.: s. Referat A. Thormann und A. Kloke: "Einsatzmöglichkeiten und -grenzen für aufbereitete Siedlungsabfälle im Boden", gehalten auf der Tagung der Kommission IV und VI der DBG in Gießen 2./3.10.1978
2. PFULB, K. und Mitarb.: Einsatz von Müllkompost im Weinbau. Teilergebnisse nach 3 Versuchsjahren. Landw. Forschung, Kongreßband 1978 im Druck

Schwermetallaufnahme von Mais nach Düngung mit Siedlungs-
abfällen in Abhängigkeit vom Standort

von

Th. Diez und A. Rosopulo *

Auf der LUFA-Tagung 1976 in Oldenburg haben wir über Schwermetallgehalte in landwirtschaftlichen Kulturpflanzen berichtet, die auf extrem stark mit Klärschlamm beschickten Böden gewachsen sind (3).

Obwohl die Schwermetallanreicherung der Böden bei einzelnen Elementen weit, oft um ein Vielfaches, über den von KLOKE (9) vorgeschlagenen Grenzwerten lag, wurden weder Wachstumsstörungen noch - abgesehen von Cadmium - besorgniserregende Schwermetallgehalte in den Pflanzen festgestellt.

Bei den so stark beschlammten Flächen handelte es sich um neutrale Lehm Böden aus Kalkschotterverwitterung, d.h. es lagen besonders günstige Voraussetzungen für eine Schwermetall-Immobilisierung vor. In der Erwartung, daß sich auf sauren, sorptionsschwächeren Böden mögliche Schäden sehr viel früher zeigen, legten wir 1975 auf einem sauren Sandboden einen Versuch mit extrem hohen Mengen des gleichen Klärschlammes - maximal bis 350 t TS/ha - an.

Schließlich bezogen wir in unsere Untersuchungen noch einen langjährigen Klärschlammversuch auf einem sauren Niedermoorboden mit ein, der 1967 mit 225 bzw. 450 dt Klärschlamm-Trockensubstanz beaufschlagt wurde.

Das Ziel war, die Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetalle mit der eingebrachten Schwermetallmenge und den bodenkundlichen Parametern Tongehalt, Humusgehalt und pH zu korrelieren.

*) Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau
Menzinger Straße 54, 8000 München 19

Kennzeichnung der Böden

(Zustand vor der Beschlämmung; die angegebenen Eigenschaften beziehen sich auf die Krume)

Bezeichnung	Sand	Lehm	Moor
Bodentyp	Gley mit abge- senktem Grund- wasser	Braunlehm- Rendzina	Niedermoor
Ausgangsmaterial	fluviatiler Sand (Paar- Alluvium)	Kalkschotter (Münchner Ebene)	Niedermoor- torf (Donau- moos)
Bodenart	l'S	tL	stark zerset- ter Nieder- moortorf
Humusgehalt %	3,7	4,8	75
pH	4,5	6,9	4,6
AK, mval/100 g Boden	10,0	36,6	95,3

Da sich Schwermetalle in Pflanzenorganen nicht gleichmäßig anreichern, untersuchten wir Blätter, generative Organe und Speicherorgane getrennt. In unserem Referat beschränken wir uns auf den Mais als die einzige landwirtschaftliche Kulturpflanze, von der sowohl die Körner als auch die Blätter verfüttert werden.

Die Bodenprobenziehung erfolgte aus dem engeren Wurzelbereich durch Ausreißen der Untersuchungspflanzen und Abschütteln des am Wurzelstock haftenden Bodens.

Bestimmt wurden die Elemente Cu, Zn, Pb, Cd, Cr und Ni und zwar als Gesamtgehalte nach Naßveraschung unter Druck mittels Atomabsorption.

Ergebnisse

1. Die Schwermetallaufnahme von Mais ist auf Böden mit sehr unterschiedlichen Ton- und Humusgehalten sehr verschieden. Wie aus Abbildung 1 hervorgeht, liegen z. B. in den vegetativen Organen von Mais (Stengel, Blätter, Lieschen) die Kupfergehalte der Lehm Boden-Pflanzen um mehr als das Doppelte über denen der Sand- und um etwa das 5-fache über denen der Moorboden-Pflanzen.

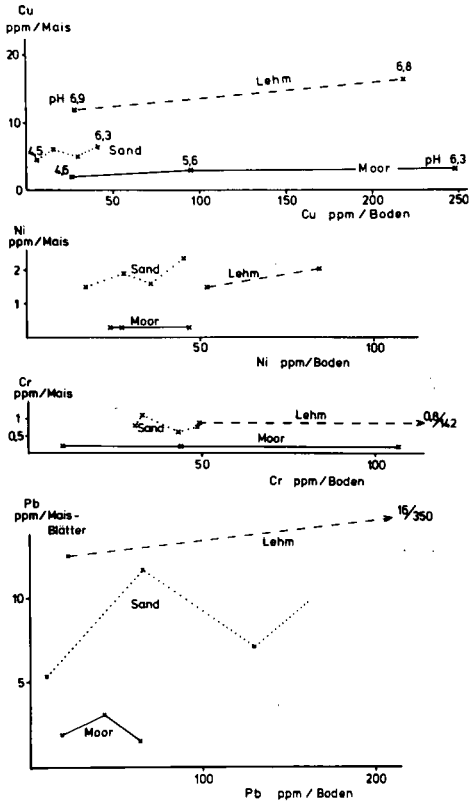


Abb. 1: Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten an Cu, Ni, Cr und Pb, dargestellt an drei verschiedenen Böden bei unterschiedlichen Belastungsstufen und pH-Werten (pH-Wertänderung durch die Schlammzugaben in der Darstellung für Cu angegeben)

Dagegen bringt auch eine extreme Kupferanreicherung im Boden keine oder nur eine geringe Anreicherung in den Pflanzen.

2. Ähnlich wie Kupfer verhalten sich die Elemente Nickel und Chrom: Steigende Bodengehalte verursachen nur geringfügige, in der Tendenz nicht ganz einheitliche oder überhaupt keine Anstiege in der Pflanze. Auf dem Moorboden sind die Pflanzengehalte wieder um ein Vielfaches geringer als auf dem Sand- oder Lehmboden.

Die starke Korrelation zwischen Boden- und Pflanzengehalten für Chrom und Nickel, über die wir in Oldenburg berichtet haben (3), scheint auf einem Aufbereitungsfehler zu beruhen. Wir vermuten heute, daß die hohen Cr- und Ni-Gehalte durch den Metallabrieb der Aufbereitungsmühle zustande kamen. Eine unterschiedliche Kontamination bei der Aufbereitung wäre denkbar, je nach dem, ob alte oder neue Siebe verwendet wurden, ob die Proben längere oder kürzere Zeit gemahlen wurden. Es mußte allerdings der unglückliche Zufall dazu kommen, daß die stärkere Kontamination gerade bei den auf stärker belasteten Böden gewachsenen Pflanzenproben erfolgte. Die hier gezeigten Ergebnisse, für die wir zur Pflanzenaufbereitung eine Mühle mit Leichtmetallsieben verwendeten, zeigen die oben genannte Korrelation jedenfalls nicht mehr.

3. Auch bei Blei zeigen sich in der Tendenz die gleichen Gehaltsunterschiede wie bei Kupfer: Aus dem Lehmböden nehmen die Pflanzen mehr Blei auf als aus dem Sandboden und aus diesem mehr als aus dem Moorboden. Für die Unstetigkeit des Kurvenverlaufs könnten Verunreinigungen aus der Luft eine Rolle spielen.

Ein pH-Einfluß des Bodens auf die Pflanzenverfügbarkeit der Elemente Cu, Ni, Cr und Pb ist aus Abbildung 1 nicht erkennbar.

4. Eine stärkere Anreicherung von Schwermetallen in der Pflanze in Abhängigkeit von den Bodengehalten ist besonders bei den Elementen Zn und Cd festzustellen. Die Anreicherung in den vegetativen Organen beträgt meist ein Mehrfaches der in den generativen Organen, für das Cd z.B. im Maisblatt das bis zu 44-fache der Gehalte im Korn, für das Zn das bis zu fünf-fache.

5. Die Zink- und Cadmiumanreicherung in der Pflanze wird von den Bodeneigenschaften stark beeinflusst. Abbildung 2 zeigt die Korrelation zwischen Zn-Boden- und Zn-Pflanzengehalten für die bereits erwähnten drei Versuchsböden unter Berücksichtigung der durch die Schlammzugaben erfolgten pH-Änderung. Auffallend stark ist der pH-Einfluß auf dem Sandboden: Die Aufnahmekurve steigt im stark sauren Bereich sehr steil, flacht im schwach sauren Bereich ab und beginnt mit Annäherung an den Neutralbereich wieder zu fallen.

Beim Lehm Boden stehen nur zwei Werte zur Verfügung, d.h. wir wissen nicht, wie die Kurve verläuft. Immerhin werden bei extremen Bodengehalten sehr viel höhere Werte erreicht als sie auf dem Sandboden nach dem Kurvenverlauf erreichbar erscheinen.

Beim Moorboden scheint der pH-Wert ohne Einfluß zu sein: Der Pflanzengehalt steigt linear mit dem Bodengehalt vom stark sauren bis zum neutralen Bereich und bleibt im übrigen auch bei sehr hohen Bodengehalten relativ gering.

Ganz ähnlich wie das Zn verhält sich das Cd auf den verschiedenen Böden. Man beachte die gleichgerichtete Tendenz der Kurven des Sandbodens in den verschiedenen pH-Bereichen. Auf dem Moorboden ist die Cd-Aufnahme praktisch völlig blockiert, unabhängig vom pH- und Cd-Gehalt des Bodens. Die Moorboden-Ergebnisse bestätigen die in der Literatur beschriebene Wirkung der organischen Substanz auf die Pflanzenverfügbarkeit von Zn und Cd (6, 8). Dagegen zeigen die Pflanzen auf Lehm Boden eine extrem starke Anreicherung, die sogar die der auf Sandboden gewachsenen noch übertrifft.

6. Die im Vergleich zum Sandboden stärkere Zn- und Cd-Aufnahme aus dem neutralen Lehm Boden scheint bisherigen Erkenntnissen über die negative Korrelation zwischen Tongehalt und pH-Wert und der Schwermetallverfügbarkeit zu widersprechen. Offenbar ist hier noch ein weiterer Parameter im Spiel, der diese Beziehung überlagert: Wir vermuten, daß es sich um den Faktor Zeit handelt, d.h. die Zeitspanne, die den Bodenmikroorganismen zur Anpassung an das Klärschlamm-Bodenmilieu zur

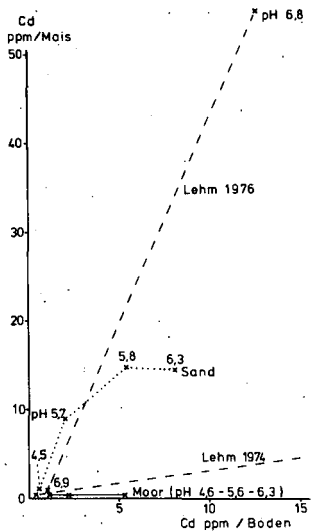
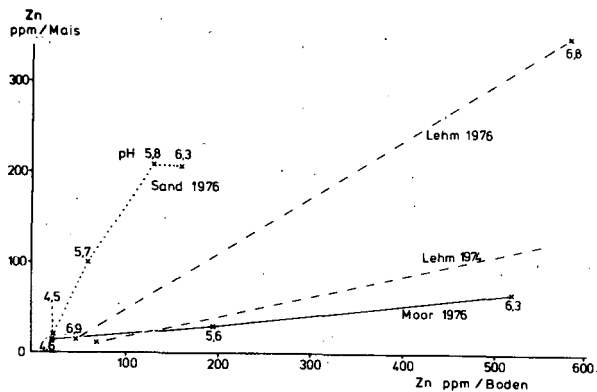


Abb. 2: Beziehungen zwischen Boden- und Pflanzengehalten an Zn und Cd, dargestellt an drei verschiedenen Böden bei unterschiedlichen Belastungsstufen und pH-Werten

Verfügung steht.

Im Fall des Sandbodens erfolgte die Beschlämmung in einer extrem hohen Gabe erstmalig im Frühjahr zu der Mais-Versuchsfurche. Dagegen wird der Lehm Boden seit mindestens 20 Jahren regelmäßig mit Klärschlamm beschickt, d.h. die Mikroorganismen hatten hier Zeit, sich auf das veränderte Milieu einzustellen und die im neutral-alkalischen Bereich festgelegten Schwermetalle zu mobilisieren. Trifft diese Erklärung zu, so müßten die Pflanzengehalte auf dem Sandboden mit den Jahren auch ohne eine pH-Änderung ansteigen.

7. Von dem Lehm Boden haben wir die Ergebnisse aus zwei verschiedenen Jahren vorliegen: aus dem relativ trockenen Jahr 1976 und dem normal feuchten Jahr 1974. Die Pflanzengehalte unterscheiden sich, wie man aus Abbildung 2 sieht, beträchtlich. Sie liegen im Trockenjahr 1976 bei Cd um etwa das 12-fache, bei Zn um etwa das 5-fache über den Werten des feuchten Jahres 1974.

Die Cd- und Zn-Gehalte liegen mit 56 bzw. 351 ppm im Blatt außerordentlich hoch, wenn auch noch im Rahmen bisher festgestellter Gehalte in Blättern (1, 2, 4, 7). Daß es sich um Bestimmungsfehler handeln könnte, erscheint uns unwahrscheinlich aufgrund mehrfach durchgeführter Kontrollen sowie der weitgehenden Parallelität zwischen Blatt- und Korngehalten (Korngehalte für Cd 1974 0,2, 1976 1,28 ppm, für Zn 1974 43, 1976 107 ppm) einerseits und den Cd- und Zn-Gehalten andererseits.

Die Ergebnisse deuten auf einen unerwartet starken Einfluß des Witterungsverlaufes auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen hin. Die kommenden Jahre werden zeigen, ob sich solche Schwankungen wiederholen.

Zusammenfassung

Ein starkes Ansteigen der Schwermetallgehalte in Mais parallel zu den Bodengehalten konnten wir nur für die Elemente Zn und Cd feststellen.

Unsere Feldversuche bestätigen den bekannten Einfluß des Humusgehaltes und des pH, wobei besonders dem Humusgehalt eine übertragende Bedeutung beizumessen ist. Sie bestätigen nicht die erwartete negative Korrelation zwischen Tongehalt und Schwermetallaufnahme. Dagegen scheinen Zeitpunkt und Zeitdauer der Klärschlamm-anwendung sowie Witterungseinflüsse von erheblichem Gewicht.

LITERATUR

1. Allaway, W.H.: Agronomic controls over the environmental cycling of trace elements.
Adv. in Agron. 20, 235, 1968
2. Bingham, F.T. et.al.: Growth and cadmium accumulation of plants grown on a soil treated with a cadmium-enriched sewage sludge.
J. Environ. Qual., Vol.4, No.2, 207, 1975
3. Diez, Th. und Rosopulo, A.: Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen nach extrem hohen Klärschlammgaben.
Landwirtsch. Forsch., Sonderheft 33/I, 236, 1976
4. Ernst, W.: Wieviel Schwermetall können Pflanzen vertragen?
Umschau 76 (11), 355-356, 1976
5. Gutser, R., Amberger, A. und Wunsch, A.: Schwermetallaufnahme verschiedener Pflanzen im Gefäßversuch aus Böden mit langjähriger bzw. einmaliger Anwendung von Siedlungsabfällen.
Vortrag LUFA-Kongreß, Augsburg, 1978
6. Haghiri F.: Plant uptake of cadmium as influenced by cation exchange capacity, organic matter, zinc, and soil temperature.
J. Environ. Quality 3, 180-183, 1974
7. John, M.K.: Cadmium uptake by eight food crops as influenced by various soil levels of cadmium.
Environ Pollut. 4, 7-15, 1973
8. John, M.K.: Soil characteristics on adsorption and desorption of cadmium.
Environmental Letters 2, (3), 1971
9. Kloke, A.: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.
Mitt. des VDLUFA, H.2, 1977

Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen
und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert, Redoxbedingungen
und Stoffbestand

von

U. HERMS und G. BRÜMMER⁺

Die ökologische Wirksamkeit der mit Siedlungsabfällen oder aus anderen Quellen in den Boden gelangenden Schwermetalle hängt in hohem Maße von der in der Bodenlösung auftretenden Schwermetallkonzentration ab. Schädwirkungen werden damit vor allem von den gelösten Anteilen der Schwermetalle hervorgerufen. Das Ziel unserer Untersuchungen ist deshalb, den löslichen und damit ökologisch wirksamen Anteil der Schwermetalle zu erfassen und den Einfluß des pH-Wertes, des Redoxpotentials und des Stoffbestandes auf die Schwermetalllöslichkeit in Böden und Siedlungsabfällen zu ermitteln.

Material und Methoden:

Dazu wurden Modellversuche mit drei verschiedenen Siedlungsabfällen (Müllkompost, Müll-Klärschlammkompost, Klärschlamm) und Proben aus den A_p-Horizonten von fünf verschiedenen, nicht mit Schwermetallen belasteten Böden (Kalkmarsch, Braunerde, Lessivé, Rosterde und Podsol) durchgeführt. Den Bodenproben wurden vor Versuchsbeginn jeweils 100 ppm Cu, Zn und Pb sowie 10 ppm Cd zugegeben, um in allen Proben einen annähernd gleichen Ausgangsgehalt an diesen Elementen herzustellen und damit einen direkten Vergleich der Schwermetalllöslichkeiten in den verschiedenen Bodenproben zu ermöglichen. Die Proben wurden im Verhältnis 1 : 3 (Siedlungsabfälle 1 : 6) mit Wasser aufgeschlämmt und mit HCl bzw. NaOH oder Ca(OH)₂ auf pH-Werte von 3 bis 8 mit Abständen von einer pH-Stufe eingestellt. Die pH-Werte wurden bei täglicher Kontrolle konstant gehalten.

Die Redoxpotentiale der Suspensionen wurden entweder durch ständiges Belüften im oxidierenden Bereich gehalten oder durch Sauerstoffabschluß auf stark reduzierende Bedingungen eingestellt.

⁺) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1.

Beliebige Zwischenwerte im Redoxpotential der Suspensionen konnten mit Hilfe einer automatischen Titriereinrichtung (vgl. PATRICK et.al., 1973) eingestellt und mit einer Schwankungsbreite von durchschnittlich 30 mV konstantgehalten werden.

Nach zweiwöchiger Konstanz der pH- und E_h -Werte wurden die Gleichgewichtslösungen der Suspensionen abgesaugt und in ihnen nach Aufschluß mit HNO_3 die Gehalte an Zn, Cu und Fe mit der AAS und an Cd und Pb mit Hilfe der Inversvoltammetrie bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion:

1. Einfluß von pH-Wert und Stoffbestand

In den Abb. 1 und 2 ist der Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit der vier Schwermetalle unter oxidierenden Bedingungen exemplarisch für einen Müll-Klärschlammkompost sowie die A_p -Horizonte einer tonreichen Kalkmarsch und einer Rosterde mit viel organischer Substanz dargestellt.

Die Elemente Zn und Cd zeigen in allen drei Substraten ein vergleichbares Löslichkeitsverhalten. Bei pH 7 und 8 sind beide Schwermetalle nur wenig löslich; die gelösten Anteile steigen dann zu pH 6 hin schon merklich, unterhalb von pH 6 jedoch sehr stark an.

Auch Pb und Cu zeigen ein vergleichbares Löslichkeitsverhalten. Im Kompost und in der Kalkmarsch findet ein deutliches Ansteigen der Lösungskonzentrationen erst unterhalb von pH 5 statt. Bei höheren pH-Werten treten nur vergleichsweise geringe Gehalte an diesen Elementen in der Lösung auf. In der Rosterde weisen Pb und Cu jedoch ein völlig anderes Löslichkeitsverhalten auf. Die Lösungskonzentrationen beider Elemente nehmen zwar von pH 3 bis 4 zunächst stark ab, zeigen jedoch zwischen pH 4 und 6 ein Minimum und steigen dann bei pH-Werten über 6 wieder an. Diese Mobilisierung ist bedingt durch die mit steigenden pH-Werten zunehmende Löslichkeit komplexierend wirkender organischer Substanzen, die vor allem eine zunehmende Löslichkeit der gut komplexierbaren Elemente Cu und Pb (STEVENSON, 1977; HERMS und BRÜMMER, 1978) bewirken. Bei tiefen pH-Werten sind dagegen die Löslichkeiten von

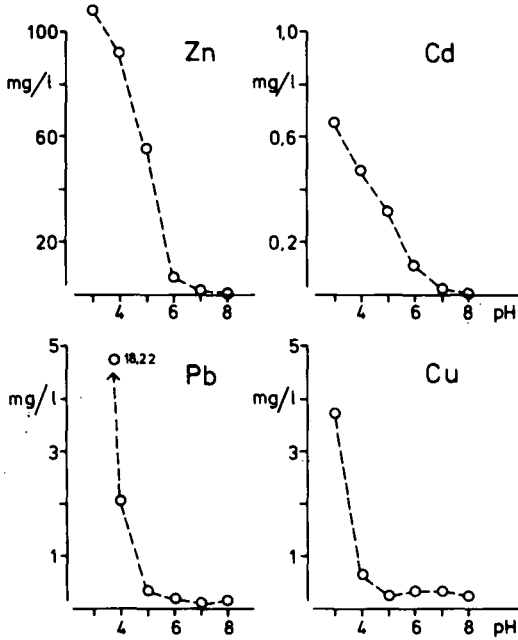


Abb. 1: Einfluß des pH-Wertes auf die Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Gehalte der Gleichgewichtslösungen von Proben eines Müll-Klärschlammkompostes unter oxidierenden Bedingungen

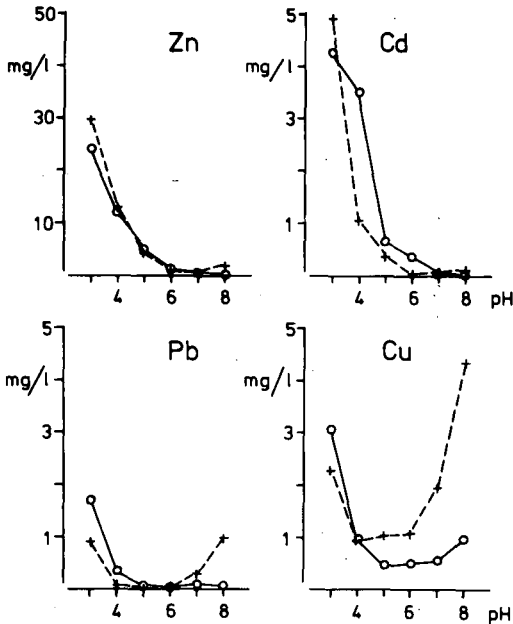


Abb. 2: Einfluß des pH-Wertes auf die Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Gehalte der Gleichgewichtslösungen von Proben aus den A_p-Horizonten einer Kalkmarsch und einer Rosterde unter oxidierenden Bedingungen

○—○ Kalkmarsch
+---+ Rosterde

Cu und Pb in der tonarmen, aber an organischer Substanz reichen Rosterde geringer als in der an organischer Substanz armen, aber tonreichen Kalkmarsch. Die organische Substanz besitzt damit im sauren Bereich eine Löslichkeitssenkende Wirkung.

In Abb. 3 sind die Beziehungen zwischen den Zn-, Cd- und Pb- und Cu-Konzentrationen (dargestellt als negative Logarithmen der gemessenen Metallkonzentrationen in Mol/l = pMe) und den pH-Werten der Gleichgewichtslösungen für alle untersuchten Bodenproben dargestellt. Sehr enge Beziehungen mit Korrelationskoeffizienten von 0,93 bzw. 0,92 zeigen sich dabei nur für Zn und Cd im Bereich von pH 3 bis 7. Der unterschiedliche Stoffbestand der untersuchten Böden - von der Kalkmarsch bis zum Podsol - hat nur eine untergeordnete Bedeutung. Bei pH 8 werden die Beziehungen durch eine zunehmende Löslichkeit organischer Zn- und Cd-Komplexe überlagert, wie vor allem die Lösungskonzentrationen im Podsol, aber auch in der Rosterde zeigen (Abb. 3).

Die überraschend gute Übereinstimmung der Regressionsgleichungen für Zn und Cd, die sich - parallel zu den unterschiedlichen Ausgangsgehalten beider Elemente (Metallzugabe: 100 ppm Zn, 10 ppm Cd) - praktisch nur um eine Zehnerpotenz unterscheiden, weist darauf hin, daß sich Zn und Cd in den untersuchten Bodensuspensionen sehr ähnlich verhalten.

Beim Cu weist die Beziehung zwischen pCu und pH eine Kurvenform auf (vgl. Abb. 3), die auf die gegenläufige Wirkung von zwei verschiedenen Lösungsmechanismen hinweist. Ausgehend von pH 3 nehmen die Cu-Gehalte der Bodenlösungen infolge sinkender Acidität zunächst ab. Je nach Stoffbestand der Böden zeigt sich dann ein Löslichkeitsminimum zwischen pH 4 (Podsol) und pH 5 (Kalkmarsch). Mit weiter steigendem pH-Wert findet eine mehr oder weniger starke Cu-Mobilisierung infolge zunehmender Löslichkeit organischer Komplexbildner statt. Den stärksten Anstieg zeigen die Cu-Gehalte in den Gleichgewichtslösungen des Podsols und der Rosterde, die beide viel gelöste organische Substanzen enthalten.

Ähnlich wie Cu verhält sich auch Pb, dessen Lösungskonzentrationen jedoch oberhalb von pH 5 in den verschiedenen Böden sehr unterschiedliche Werte aufweisen.

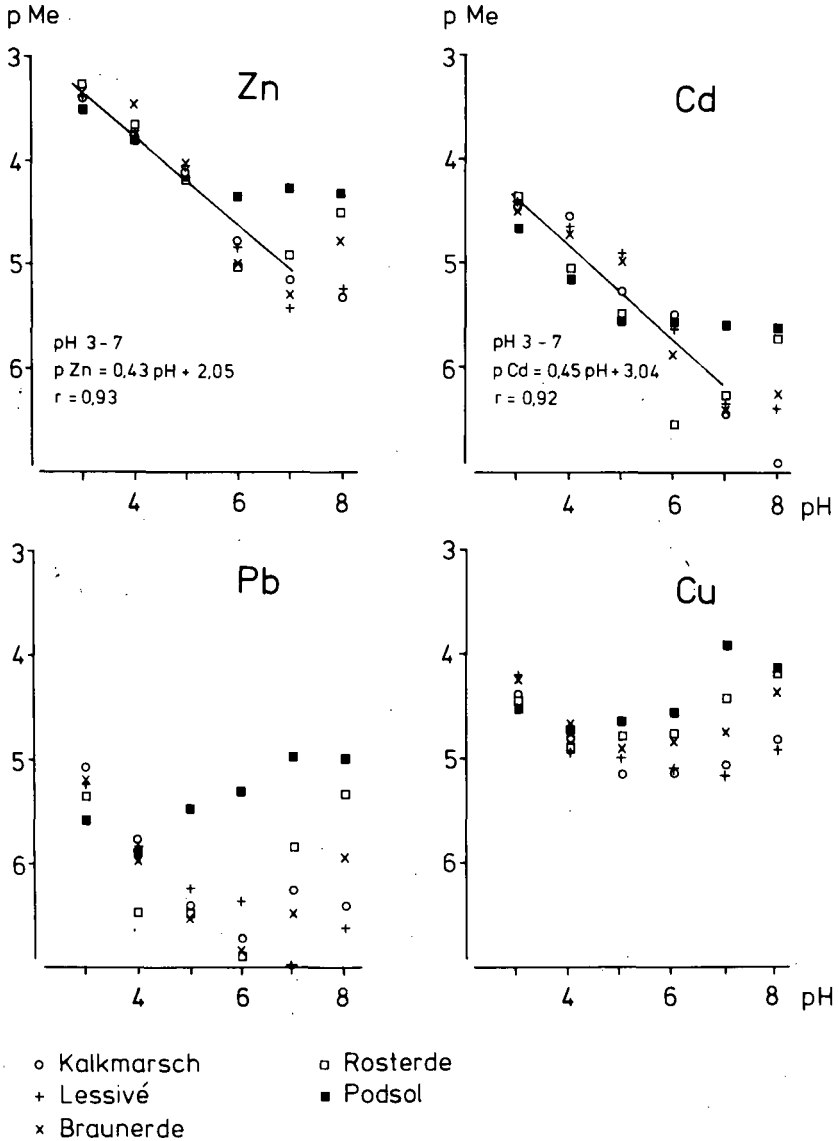


Abb. 3: Beziehungen zwischen den Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Konzentrationen (dargestellt als negative Logarithmen der gemessenen Metallkonzentrationen in Mol/l = pMe) und den pH-Werten der Gleichgewichtslösungen von Proben aus den A_p-Horizonten verschiedener Böden bei oxidierenden Bedingungen

Ein Vergleich der Lösungskonzentrationen der untersuchten Schwermetalle zeigt damit, daß die Löslichkeiten von Zn und Cd insgesamt höher sind und in deutlich stärkerem Maße von der Bodenreaktion beeinflusst werden als die Pb- und Cu-Gehalte der Bodenlösungen. Die größten Probleme bei der Anwendung von Siedlungsabfällen sind also von den Schwermetallen Zn und Cd zu erwarten (HERMS und BRÜMMER, 1977).

In Abb. 4 werden die gemessenen Lösungskonzentrationen von Zn mit berechneten Löslichkeiten definierter Zn-Verbindungen verglichen.

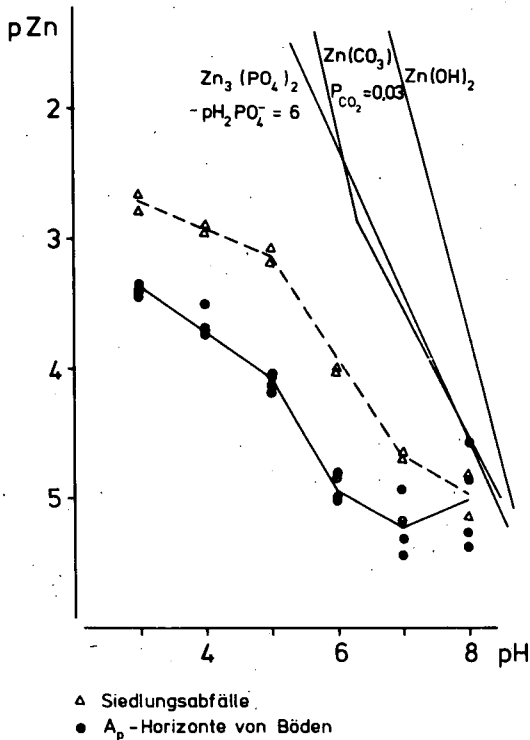


Abb. 4: Beziehungen zwischen pZn und pH in Gleichgewichtslösungen von Proben aus den A_p-Horizonten verschiedener Böden im Vergleich zur Löslichkeit definierter Zn-Verbindungen unter oxidierenden Bedingungen

Die gemessenen Konzentrationen bleiben im gesamten untersuchten pH-Bereich unter den berechneten Löslichkeiten definierter Salze. Trotz der errechneten hochsignifikanten Korrelation von pZn zu pH (vgl. Abb. 3) weisen die Kurven in Böden und Komposten unterschiedliche Steigungen auf, die auf Bereiche unspezifischer und spezifischer Ad- und Desorptionsvorgänge im stark sauren bzw. schwach sauren Bereich sowie auf Mobilisierungsvorgänge durch organische Komplexbildner im neutralen und alkalischen pH-Bereich hinweisen.

Die Zn-Löslichkeit wie auch die Löslichkeit anderer Schwermetalle (HERMS und BRÜMMER, 1978) in Böden und Siedlungsabfällen wird damit unter oxidierenden Bedingungen bei den in Böden auftretenden Reaktionsverhältnissen sehr wahrscheinlich nicht durch die Löslichkeit definierter Verbindungen, sondern durch Ad- und Desorptionsvorgänge sowie die Löslichkeit organischer Schwermetallkomplexe bestimmt.

Diese Ergebnisse zeigen damit, daß die Schwermetalllöslichkeit in Böden als sehr komplexen Systemen mit eigenen, die Schwermetallbindung und -löslichkeit steuernden Mechanismen mit einfachen thermodynamischen Rechnungen nicht hinreichend zu beschreiben ist.

2. Einfluß der Redoxbedingungen

Der Einfluß unterschiedlicher Redoxbedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen ist exemplarisch in Abb. 5 dargestellt. In dieser Abbildung sind die pH-abhängigen Schwermetallgehalte in den Gleichgewichtslösungen eines Müll-Klärschlammkompostes unter stark oxidierenden sowie stark reduzierenden Bedingungen einander gegenübergestellt. Die Löslichkeiten von Zn sind von pH 4 bis 6, die von Cd sogar von pH 3 bis 7 unter reduzierenden Bedingungen deutlich geringer als bei oxidierenden Verhältnissen. Auch Pb und Cu zeigen bei pH 3 und 4 deutlich verringerte Löslichkeiten; bei pH 5 bis 7 bestehen dagegen nur geringe Unterschiede. Alle vier Schwermetalle zeigen jedoch bei pH 8 unter reduzierenden Bedingungen trotz Sulfidbildung eine starke Zunahme der Lösungskonzentrationen gegenüber oxidierenden Verhältnissen.

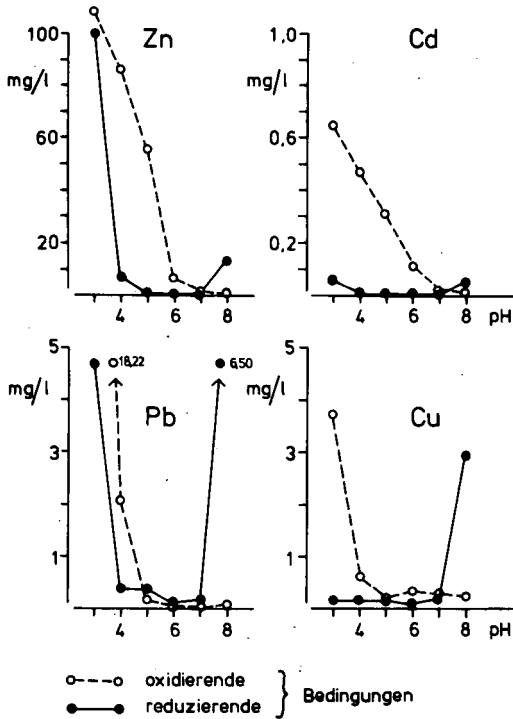


Abb. 5: Einfluß von pH-Wert und Redoxbedingungen auf die Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Gehalte der Gleichgewichtslösungen von Proben eines Müll-Klärschlammkompostes

Die bei pH 7 und 8. infolge Sulfidfällung erwartete Abnahme in der Löslichkeit ist damit also nicht festzustellen, während im sauren Bereich, in dem keine Sulfide gebildet werden, die Löslichkeiten unter reduzierenden Bedingungen wider Erwarten deutlich verringert sind. In den Gleichgewichtslösungen der Bodenproben sind z.T. nicht so deutliche Unterschiede in der Löslichkeit der Schwermetalle im Vergleich zwischen oxidierenden und reduzierenden Bedingungen festzustellen.

Die Mobilisierung der Schwermetalle im alkalischen Bereich unter reduzierenden Bedingungen ist durch eine unter Sauerstoffabschluß verstärkte mikrobielle Bildung komplexierend wirkender organischer Substanzen bedingt, die Schwermetalle in lösliche Chelate zu überführen vermögen. Auch SIMS und PATRICK (1978) berichten von einer verstärkten Komplexbildung zweiwertiger Kationen unter reduzierenden Verhältnissen. Diese löslichen Schwermetallchelate sind offenbar so stabil, daß die Schwermetalle nicht einmal durch Sulfide vollständig ausgefällt werden können (HERMS und BRÜMMER, 1978).

Die im sauren Bereich unter reduzierenden Bedingungen deutlich verringerte Schwermetalllöslichkeit ist offenbar mit der Reduktion von Eisenoxiden und -hydroxiden im Boden verknüpft. In Abb. 6 ist dieser Zusammenhang am Beispiel der Fe- und Cd-Gehalte in den Gleichgewichtslösungen eines Müllkompostes bei pH 5, 6 und 7 sowie verschiedenen Redoxstufen zwischen +500 und -200 mV exemplarisch dargestellt.

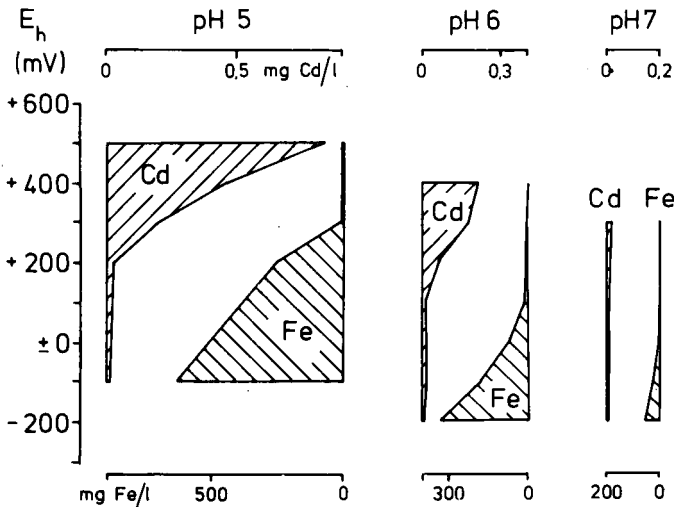


Abb. 6: Fe- und Cd-Gehalte in den Gleichgewichtslösungen von Proben eines Müllkompostes bei unterschiedlichen pH-Werten und Redoxstufen

Vor allem bei pH 5 und 6 wird deutlich, daß mit Beginn der Eisenreduktion die Cd-Gehalte der Lösungen abnehmen und hohe Fe-Gehalte der Lösungen stets mit geringen Cd-Gehalten einhergehen. Die mit zunehmender Reduktion abnehmende Löslichkeit von Cd sowie der anderen Schwermetalle könnte damit durch eine verstärkte Sorption an durch Reduktionsvorgänge aktivierte Oberflächen von Eisenoxiden oder -hydroxiden oder durch eine Co-Präzipitation von Eisen- und Schwermetallionen bedingt sein. Um genauere Anhaltspunkte über die Beziehungen zwischen der Eisen(III)-Oxid-Reduktion und der Schwermetalllöslichkeit zu bekommen, sind weitere Untersuchungen erforderlich.

Zusammenfassung:

Unter oxidierenden Bedingungen zeigen Zn und Cd in Böden und Siedlungsabfällen mit sinkenden pH-Werten sehr stark zunehmende Löslichkeiten, die eng mit dem pH-Wert korrelieren. Cu und Pb sind deutlich weniger löslich, können jedoch bei pH-Werten über 5 - insbesondere im alkalischen Bereich - als organische Metallkomplexe sehr stark in Lösung gehen.

Die in Bodensuspensionen gemessenen Zn-, Cd-, Cu- und Pb-Gehalte zeigen keine Beziehung zu berechneten Löslichkeiten definierter Schwermetallverbindungen.

Unter reduzierenden Verhältnissen können gegenüber oxidierenden Bedingungen alle vier Elemente bei neutraler bis alkalischer Reaktion durch mikrobiell produzierte Komplexbildner verstärkt als organische Metallkomplexe in die Lösungsphase überführt werden, während die Löslichkeiten im sauren Bereich - insbesondere für Cd - z.T. deutlich verringert sein können.

Literatur:

HERMS, U. und G. BRÜMMER: Der Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit von Schwermetallen in Böden und Komposten.

Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 25, 139-142, 1977.

HERMS, U. und G. BRÜMMER: Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen.

Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 1978, im Druck.

PATRICK, W.H.Jr, B.G. WILLIAMS und J.T. MORAGHAN: A simple system for controlling redox potential and pH in soil suspension.

Soil Sci. Soc. Am. Proc. 37, 331-332, 1973.

SIMS, J.L. und PATRICK, W.H.Jr.: The distribution of micro-nutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH.

Soil Sci. Soc. Am. Jour. 42, 258-262, 1978.

STEVENSON, F.J.: Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a modified potentiometric titration method.

Soil Sci. 123, 10-17, 1977.



Nährstoffwirkung und Nährstoffbilanz bei Anwendung von
Abwasser-Klärschlamm im Ackerbau

von

E. von Boguslawski[†] und J. Debruck

1. Einführung

Für die Verwertung von Abwasser-Klärschlamm im Ackerbau lautet unsere Fragestellung: "Möglichkeiten der Anwendung unter Berücksichtigung der optimalen Menge, der pflanzenphysiologischen Wirkung und der Frage nach einer Belastung von Pflanze, Bodenwasser und Boden".

Dem vorliegenden Bericht liegen Ergebnisse aus einer bisher 7 Jahre - seit 1970 - durchgeführten Versuchsreihe zugrunde. Teilergebnisse wurden in den Arbeiten von DEBRUCK und VÖMEL (1972), NURMOHAMMADIAN (1976) und ZIADLU (1978, im Druck) veröffentlicht. In diesen Veröffentlichungen wird auf die in der Literatur erschienenen Arbeiten verschiedener Autoren mit teilweise sehr hohen Gaben der Anwendung eingegangen, was an dieser Stelle nicht möglich ist.

2. Versuchsanstellung

Der Versuchsplan enthielt in den ersten 3 Jahren 9 Varianten (3 Schlammstufen x 3 N-Stufen) und seit 1973 27 Varianten (s. Abb. 1), nämlich 3 Kontrollvarianten + 6 Abwasser-Klärschlammvarianten x 3 N-Stufen mit Mineraldüngung. Alle Varianten^{wurden} in 4 Wiederholungen durchgeführt. Sowohl in der niedrigen als auch in der hohen Gabe mit Abwasser-Klärschlamm erfolgte einerseits eine Daueranwendung und andererseits eine Anwendung alle 2 Jahre, so daß jeweils die sogenannte "Hauptwirkung" und die "Nachwirkung" untersucht wurde (s. Schema Abb. 1). Die Ausbringung des AKS (Abwasser-Klärschlamm) des Klärwerkes Cappel (bei Marburg) erfolgte mittels Tankwagen mit "Pralldüse". Die Gehaltsdaten und die mit den Abwasser-Klärschlamm-Gaben zur Anwendung gekommenen Nährstoffmengen sind unter Berücksichtigung der erheblichen Schwankungen in Tabelle 1 wiedergegeben. Hervorzuheben sind der stark schwankende Trockensubstanzgehalt, welcher im Mittel 7,8 % betrug, die hohen Stickstoff- und Phosphormengen und die beachtlichen Gaben von Calcium und Magnesium sowie die sehr niedrigen Kalium-Werte!

[†]Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Giessen

3. Erträge

Die Zuckerrüben- und Wi-Weizen-sowie Wi-Gerstenenerträge der Jahre 1970, 1971 und 1972 sind in Abbildung 2 wiedergegeben. Die Wirkung der AKS-Gaben ist deutlich, die Höchsterträge werden bei Stroh und Rübenblatt aber auch bei Korn allgemein mit der höheren Gabe festgestellt. Allerdings ist bei Wi-Gerste das Maximum bereits "ohne N-Zudüngung" erreicht, so daß schwache Depressionen angedeutet sind. Dabei waren die AKS-Gaben in diesem 3. Versuchsjahr auch besonders hoch (100 und 200m³/ha) während sonst die angestrebten Mengen bei 60 und 120m³ waren.

Die Korn- und Rübenenerträge der Jahre 1973 bis 1976 sind in Abbildung 3 dargestellt. Gegenüber der Kontrolle werden in allen Jahren wieder erhebliche Mehrerträge durch AKS gefunden. Mit Ausnahme des schon wegen der niedrigen Erträge als begrenzt auswertbar zu bezeichnenden Mais wurden die Maxima der Erträge bereits mit der niedrigen AKS-Gabe erreicht! Dabei sind nur geringe N-Gaben als Zudüngung notwendig, so daß bei der höchsten N-Stufe oft schon Depressionen zu verzeichnen sind. Die Nachwirkung ist mit Ausnahme des letzten Jahres deutlich niedriger als die Direktwirkung (Hauptwirkung) und die Daueranwendung. Diese Differenzierung fällt bei der hohen AKS-Gabe weitgehend weg. Außerdem werden bei Rüben deutliche Mindererträge durch Daueranwendung und Stickstoff-Zudüngung gefunden. Bei Stroh und Blatt ist die hohe Gabe weitgehend gleich und teilweise günstiger zu bewerten (s. Abb.⁴). Außerdem treten seltener Depressionen auf. In der niedrigen AKS-Stufe schneidet die abwechselnd alle 2 Jahre erfolgte "kleine Gabe" in der "Nachwirkung" wieder etwas schlechter ab.

4. Nährstoffumsatz - Nährstoffbilanz - Nährstoffausnutzung

Aus Raumgründen wird auf die Wiedergabe der Daten der 7 Einzeljahre verzichtet. In den Tabellen 2 und 3 werden die außerdem eindeutigeren "Summenwerte" aller gemessenen Parameter für den Gesamtzeitraum wiedergegeben. Dabei werden die Daten der Variante "Daueranwendung" verwendet.

4.1. Faktor Stickstoff (s. Tabelle 2)

Bereits mit der Stickstoffzufuhr in der niedrigen AKS-Gabe (ohne mineralische N-Zudüngung) werden die Werte der N₂-Stufe der Kontrolle über-

schritten, so daß bei den Varianten mit mineralischer Zudüngung die N-Umsatzwerte mehr als verdoppelt werden. Bei der hohen AKS-Gabe werden im Extrem in 7 Jahren 2832kg N/ha zugeführt, welche Menge etwa 2/3 des Gesamt-N-Gehaltes des Ausgangsbodens entspricht. So werden mit der hohen AKS-Gabe erhebliche Plus-Bilanzen (s.auch Abb.6) errechnet, welche 1000kg überschreiten und im Extremfall 1558kg betragen. Dagegen sind die Plus-Bilanzen bei der niedrigen AKS-Gabe, welche zwischen 300 und 700kg N liegen, als weitgehend günstig zu bezeichnen. In der Kontrolle ergeben sich auch in den N-Varianten geringe Minus-Bilanzen.

Die über den 7-jährigen Zeitraum errechneten Werte für die Ausnutzung der mit der Mineraldüngung und den AKS-Gaben zugeführten N-Mengen zeigen den deutlichen Unterschied zwischen den zu erwartenden Werten der Kontrolle bzw. der Mineraldüngung und der begrenzten Ausnutzung aus dem Abwasser-Klärschlamm! Bei letzterem liegen die Ausnutzungswerte etwas unter den Erfahrungswerten bei Stallmist. Naturgemäß handelt es sich um Annäherungswerte, da sie nach der üblichen Differenzmethode errechnet wurden.

4.2. Faktor Kalium

Für Kalium ergibt sich in Tabelle 2 ein stark abweichendes Bild. Infolge des oben schon erwähnten geringen K-Gehaltes des Abwasser-Klärschlammes ergeben sich allgemein negative Bilanzen (s. Abb.), welche sich - infolge des hohen Umsatzes - nicht stark von denjenigen der Kontrolle unterscheiden. Die Ausnutzung der geringen zugeführten K-Mengen ist auf Grund des vorliegenden Sachverhaltes "größer als 100" (s. größer als 100 in Tabelle 2).

4.3. Faktor Phosphor

Infolge des günstigen P-Gehaltes werden bei der Anwendung von Abwasser-Klärschlamm erhebliche P-Mengen zugeführt und damit auch hohe "Umsatzwerte" erreicht. Diese betragen bei der hohen AKS-Gabe praktisch 1000kg/ha in 7 Jahren. Deshalb werden mit den AKS-Gaben erhebliche Anreicherungen bzw. positive Bilanzen errechnet. Bei der hohen Gabe AKS sind diese größer als es einem anzustrebenden vollen Potential entspricht (s. von BOGUSLAWSKI und LACH, 1973; v. BOGUSLAWSKI, 1978), während die Anreicherung mit der kleinen Gabe praktisch dem anzustrebenden Potential nahekommt.

Die Zahlen für die Ausnutzung entsprechen weitgehend denjenigen von Stickstoff und sind als günstig zu bezeichnen. Da eine Kontrollparzelle "ohne P" fehlte, liegen Vergleichswerte für die Kontrolle nicht vor.

4.4. Faktor Magnesium

Während infolge der geringen Zufuhr von Magnesium in der Kontrollparzelle Minus-Bilanzen errechnet werden, sind diese in der niedrigen AKS-Gabe (I) ausgeglichen. Bei der hohen AKS-Gabe werden beachtliche Anreicherungen errechnet. Auch die Ausnutzung ist als beachtlich zu bezeichnen!

5. Nachweis einer Verarmung oder Anreicherung der Nährstoffe im Boden

Den im Abschnitt 4 auf Grund von Zufuhr und Entzug errechneten Bilanzen werden nunmehr die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen gegenübergestellt, welche für ^{die} Hauptfaktoren regelmäßig zur Durchführung kamen und bis 1975/76 vorliegen. In Abbildung 6 sind die Daten für den Zeitraum 1969-1975 dargestellt. Generell sind die oben errechneten Anreicherungen zumindest qualitativ auch im Boden nachzuweisen. Dies gilt insbesondere für Stickstoff und Phosphor, wozu hier noch der Faktor C kommt. Beim Magnesium ist das Bild nicht eindeutig, ebenso gilt dies für die Veränderung der pH-Werte. Klar kann die K-Verarmung nachgewiesen werden. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchung nach der Ernte 1975 sind in Abbildung 7 dargestellt. Eindeutig werden die Verarmung bei Kalium und die Anreicherung von Phosphor bei Daueranwendung bestätigt. Die Ergebnisse für C und N sind nicht eindeutig, wobei die Unterschiede vorwiegend innerhalb der Fehler liegen dürften. Unklar ist das Bild wiederum bei Magnesium und bei den pH-Werten.

6. Schwermetalle in Boden und Pflanzen

Es liegen jeweils Daten aus zwei Jahren vor (s. Tabelle 4). Im Boden wird 1972 in der Variante "hohe AKS-Gabe" eine Anreicherung von Zink (Zn), Eisen (Fe) und Kupfer (Cu) festgestellt, ohne das die Werte als problematisch zu bezeichnen sind.

In der Pflanze liegen keine eindeutigen Veränderungen vor. Nur bei Zink werden bei Rüben durch die hohen AKS-Gaben Anreicherungen nachgewiesen.

Im Rübenblatt ist eine Anreicherung von Eisen und Mangan angedeutet.

7. Polyzyklen in Boden und Pflanzen

In Tabelle 5 sind die Meßergebnisse der Varianten "Daueranwendung" aus 4 Jahren (1973-1976) enthalten, welche im Boden ermittelt wurden. Bereits bei dem als "hygienisch gefährlich" zu bezeichnenden 3/4-Benzpyren ist in allen Jahren eine Zunahme durch Anwendung von Abwasser-Klärschlamm festzustellen, ohne das allerdings kritische Werte erreicht werden und eine Akkumulation im Verlaufe der Jahre zu beobachten ist. Grundsätzlich gelten die gleichen Feststellungen für die beiden weiteren Verbindungen 3/4-Benzfluoranten und Fluoranten.

Bei den in Tabelle 6 aus den gleichen Jahren vorliegenden Pflanzenuntersuchungen ist bemerkenswert, daß die Werte in den Kornernten durch die Anwendung von AKS praktisch nicht verändert werden. Ferner sind die Kornwerte wesentlich niedriger als die Werte im Stroh, wobei auch das Verhältnis der Werte von Korn zu Stroh nicht beeinflußt wird. Grundsätzlich besteht die gleiche Gesetzmäßigkeit von Rüben zu Blatt.

Bei dem damit angedeuteten Selektionsvermögen der Pflanze ist gleichzeitig der "Verdünnungsfaktor" bei steigenden Erträgen in Betracht zu ziehen.

8. Nitrat im Bodenwasser

Das "gebundene" Bodenwasser wurde mit einem möglichst ausgeglichenem Unterdruck von 0,6 atü mittels Saugkerzen (n. CZERATZKI) aus 50, 100 und 150cm Tiefe regelmäßig abgesaugt und auf NO_3 , NO_2 und NH_4 untersucht. Da die letztgenannten beiden Faktoren zu vernachlässigen waren, werden zunächst in Abbildung 8 die NO_3 -Werte in mg/l aus dem 5. Versuchsjahr als Beispiel wiedergegeben. Die Differenzierung ist beachtlich. Erwartungsgemäß sind die Winter- und Frühjahrswerte höher. Der Entzug durch die Zuckerrüben wirkt sich auf die NO_3 -Werte der hohen Schlammgabe nur wenig aus. Die relativ hohen Werte der 150cm-Probe bei den AKS-Gaben ist auf ein niederschlagsreiches Vorjahr zurückzuführen.

In Abhängigkeit vom Wasserhaushalt einschließlich der Evapotranspiration wechselt das Bild von Jahr zu Jahr, zumal Perioden zu verzeichnen waren,

in welchen kein Wasser abgesaugt werden konnte (s. Monate ohne Werte). So ergibt sich bei dem 2. Beispiel aus dem 7. Versuchsjahr unter Sommerweizen in Abbildung 9 ein abweichendes Bild. Es konnte nur in der Periode von Januar bis Mai Wasser abgesaugt werden. Dabei sind die Krume- und Unterbodenwerte (0-50cm) und teilweise die Werte bis 100cm zeitweise höher als diejenigen in 150cm Tiefe. In der Kontrolle ist das Bild umgekehrt.

9. Nährstoffauswaschung

Die geschilderten Probeentnahmen und die Untersuchung auf alle wesentlichen Nährstoffe bzw. Faktoren gestattet zugleich eine Schätzung der aus dem Wurzelhorizont von ca. 100cm ausgewaschenen Nährstoffe. Für diese Berechnung wurden gleichzeitig die vergleichbaren Sickerwasserwerte der Lysimeteranlage herangezogen. Für die Jahre 1973/74 und 1974/75 werden die so errechneten Werte für die Auswaschung in Abbildung 10 dargestellt. Außer Phosphor - in der Darstellung nicht aufgeführt - sind auch die K-Werte erwartungsgemäß zu vernachlässigen. Bei den übrigen Faktoren ist eine Abstufung in Abhängigkeit von der Höhe der Schlammgaben deutlich sichtbar. Indessen sind die absoluten Werte nicht nur in der Kontrolle sondern auch in der niedrigen AKS-Stufe auffallend gering. Die Calciumwerte bestätigen die in der Literatur bekannt gewordenen Zahlen (s. P. WAGNER, A. VÜMEL u.a.).

10. Schlußbetrachtung

Mit dieser Zwischenauswertung kann festgestellt werden, daß sich die gewählte Versuchsanstellung als aussagekräftig erwiesen hat. Dies gilt insbesondere für die im Vordergrund stehende Frage nach einer im Ackerbau bei wiederholter Anwendung vertretbaren bzw. optimalen Menge Abwasser-Klärschlamm je Anwendungstermin. Diese dürfte für die vorliegende Parabraunerde bei intensiver Ackernutzung zwischen 50-80 m³/ha² liegen. Schon für diese Feststellung unterstreichen die vorliegenden Ergebnisse die Notwendigkeit der langjährigen Versuchsanstellung. Auch ist im geprüften Zeitraum von 7 Jahren bereits eine Verschiebung von der "hohen Gabe" zur "niedrigen Gabe" zur Erzielung der Höchsterträge eingetreten. Dies gilt offenbar auch für die im Wechsel alle zwei Jahre erfolgte Anwendung. Bei größeren Zeitabständen der Anwendung kann die einmalige Gabe voraussichtlich auf ca. 100m³ erhöht werden, wobei die zusätzliche Düngung mit

Mineralstickstoff fraglos schwieriger zu handhaben sein wird. Bei der Kalium-Düngung ergibt sich infolge der K-Armut des AKS keine Schwierigkeit.

Die Forderung nach der Langjährigkeit der Versuchsanstellung ist in verstärktem Maße für die Beurteilung der mit der Anwendung eventuell verbundenen Belastung von Boden und Pflanze auszusprechen! Hierzu kann mit den vorliegenden Ergebnissen noch kein abschließendes Urteil ausgesprochen werden. Offenbar ist die Gefahr einer direkten Belastung der Pflanze durch die geprüften Polyzyklen gering. Hervorzuheben ist dabei das Phänomen der "selektiven Aufnahme" und "Filtrierung" der betreffenden Stoffe im System Pflanze, in dem das Stroh (ebenso Blatt) stärker angereichert werden als das Korn bzw. der Rübenkörper. Eine Anreicherung in Abhängigkeit von der Menge und der Häufigkeit des ausgebrachten AKS ist nicht nachweisbar. Im Boden ist dies der Fall, ohne daß von einer Akkumulation und Erreichen einer kritischen Grenze bisher gesprochen werden kann.

Bei den Schwermetallen ist das bisher gewonnene Bild abweichend. Die spezifische Aufnahme der einzelnen Elemente durch die Pflanze konnte auch hier deutlich nachgewiesen werden. Eine wesentliche Anreicherung durch hohe Gaben von AKS konnte indessen nur bei Zink beobachtet werden. Im Boden wirkt sich die Anreicherung zwar unregelmäßig, letztlich aber bei allen erfaßten Faktoren deutlicher aus. Dabei ist naturgemäß das Untersuchungsverfahren zu berücksichtigen.

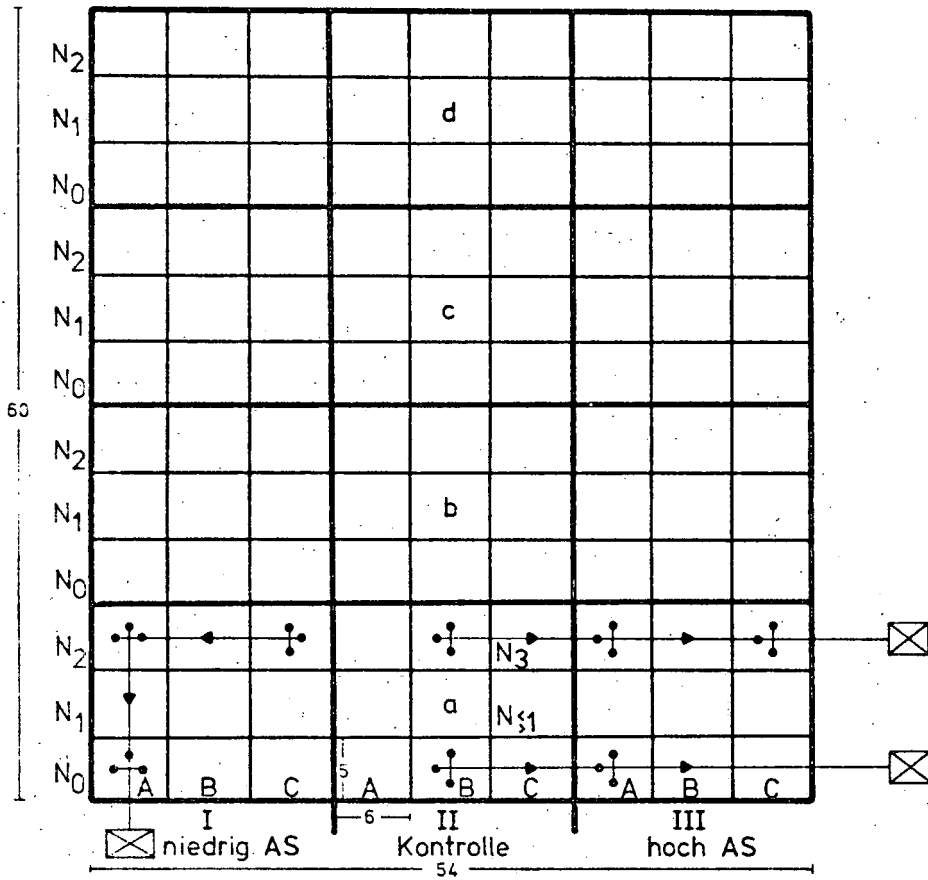
Die auf der Basis der vorliegenden Unterlagen errechnete Auswaschung von Nährstoffen läßt den Einfluß der hohen Gaben von AKS deutlich erkennen. Indessen bleibt das Ausmaß der Auswaschung recht begrenzt. Diese Feststellung steht in gewissem Gegensatz zu den insbesondere in den vegetationsfreien Zeiten stark erhöhten NO_3 -Werten im Bodenwasser.

Die Ausnutzung der Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Magnesium liegt bisher in ähnlicher Größenordnung (14-20%). In anbetracht der mit AKS ausgebrachten Mengen kommt es - abgesehen von Kalium - schon bei optimalen Gaben zu beachtlichen Anreicherungen im Boden, welche auch durch Bodenuntersuchungen bestätigt werden konnten. Hervorzuheben sind die Zunahmen von Stickstoff und Phosphor. Bei der Anwendung von hohen AKS-Gaben ($> 100 \text{m}^3/\text{ha}$) werden insbesondere bei Stickstoff Anreicherungen erzielt, welche eine Unterbrechung bzw. periodische Anwendung oder gar Herabsetzung solcher Gaben als zweckmäßig erscheinen lassen. Gleichzeitig würden damit auch mögliche Ertragsdepressionen bei der Anwendung hoher AKS-Gaben vermieden.

Abwasserschlammentwertung auf Ackerland
Rauisch-Holzhausen „Holzbach“

RBB.:1

Anlageplan

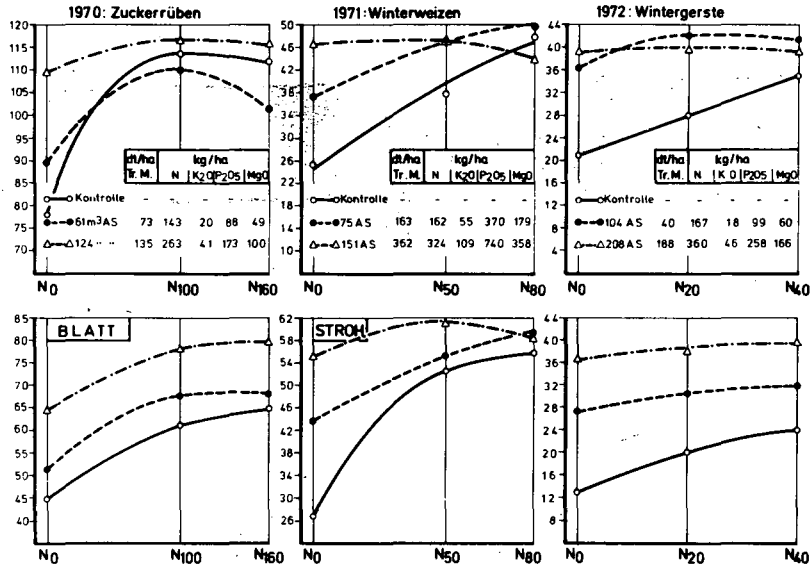


Var.	I/III (AS)=Abwasserschl.)	II Kontrolle
A	j. 2. Jahr	P aus I
B	j. 2. Jahr	P aus III
C	jährlich	P aus I

☒ Saugstation ✚ Saugkerzen + Saugleitung

Abb.: 2

Verwertung von Abwasserschläm auf Ackerland
Rausch - Holzhausen



TAB. 1

Nährstoffgehalte und Nährstoffmengen im Abwasserschamm (AS)

des Klärwerkes Cappel, Kreis Marburg/Lahn

Mittelwerte und durchschnittlicher Schwankungsbereich

1969 - 1975 (52 Proben)

TS % = 7,50 (4,84 - 8,02)

Angaben	Nährstoffgehalte in % der Trockenmasse	kg in 100cbm AS/ha
Trockenmasse		7500 (4840 - 8020)
org. Masse	43,4 (40,1 - 52,3)	3255 (3007 - 3922)
C	23,5 (21,7 - 26,0)	1762 (1628 - 1950)
Gesamt N	3,44 (2,61 - 4,28)	258 (198 - 321)
NH ₄	2,88 (2,03 - 3,63)	216 (152 - 272)
K	0,29 (0,23 - 0,32)	22 (17 - 24)
P	1,30 (1,13 - 1,38)	98 (85 - 105)
Mg	0,82 (0,69 - 0,86)	62 (52 - 65)
Ca	2,15 (1,82 - 2,32)	161 (137 - 174)
Na	0,20 (0,17 - 0,25)	15 (13 - 19)
pH (Wasser)	7,56 (6,74 - 7,18)	

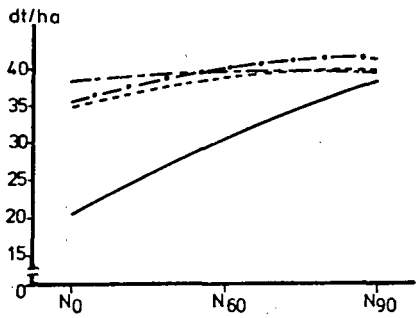
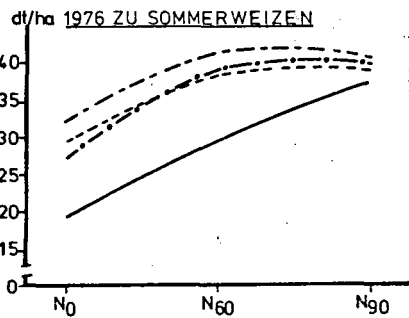
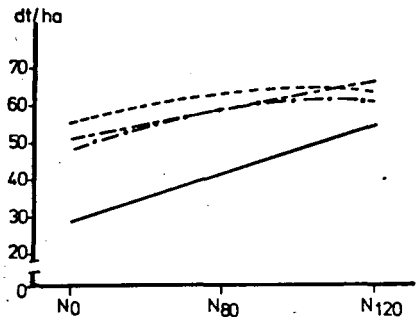
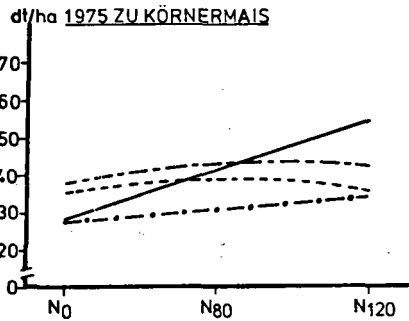
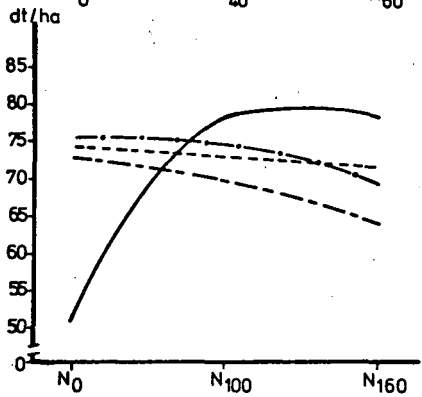
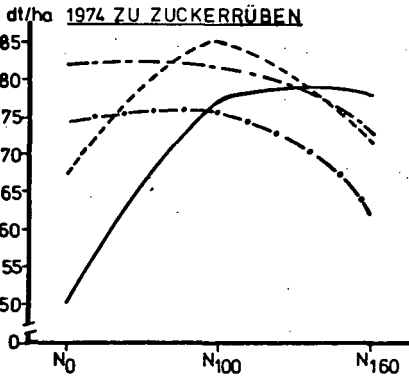
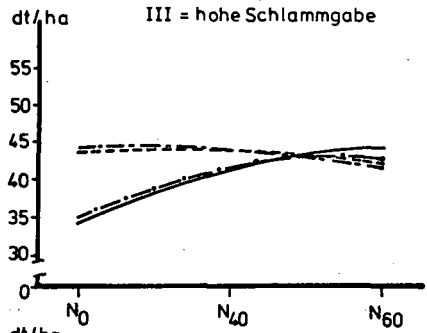
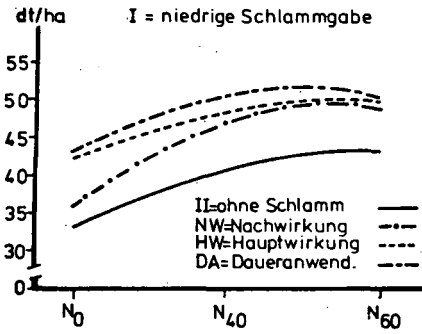
1973 und 1974: 10 Proben		
Mn	0,045 (0,031 - 0,054)	2,65 (1,80 - 3,18)
Zn	0,574 (0,511 - 0,706)	33,8 (30,1 - 41,6)
Pb	0,024 (0,017 - 0,031)	1,41 (1,00 - 1,80)
Cu	0,038 (0,028 - 0,043)	2,24 (1,65 - 2,54)
Co	<0,002	<0,12
Cr	0,058 (0,041 - 0,079)	3,42 (2,41 - 4,61)
Fe	3,742 (2,58 - 4,59)	220 (152 - 270)
Ni	0,021 (0,017 - 0,024)	1,26 (1,00 - 1,40)
Cd	0,002 (0,001 - 0,003)	0,100 (0,065 - 0,165)

bb.: 3. **ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND**

RAUISCH-HOLZ HAUSEN, Korn- u. Rübenerträge in dt/ha absol. Trockenm.

1973 ZU HAFER

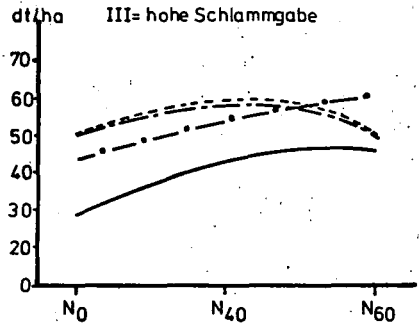
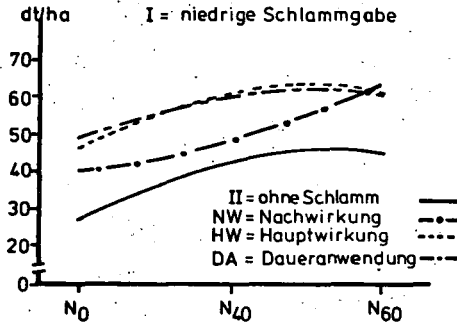
- 45 -



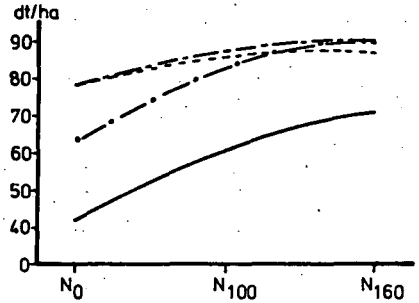
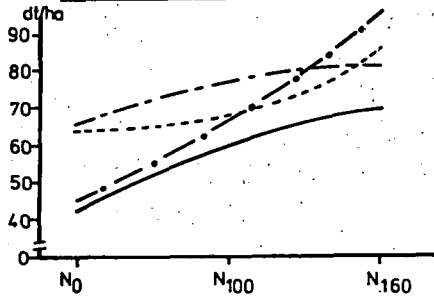
ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND

RAUISCH-HOLZHAUSEN, Stroh- u. Blätterträge in dt/ha absol. Trockenm.

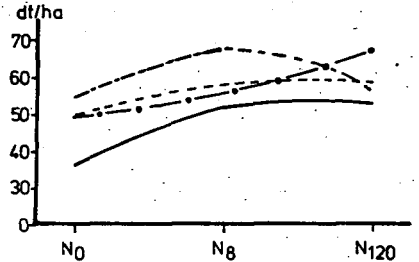
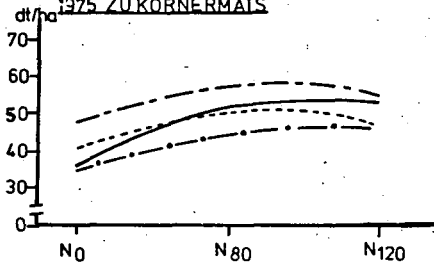
1973 ZU HAFER



1974 ZU ZUCKERRÜBEN



1975 ZU KÖRNERMAIS



1976 ZU SOMMERWEIZEN

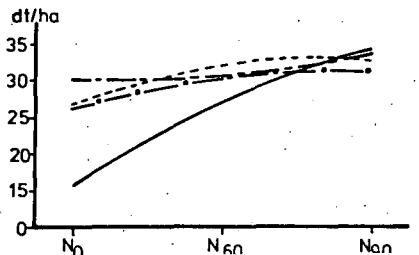
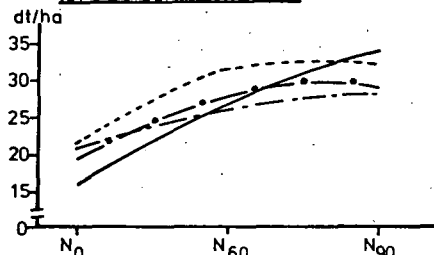
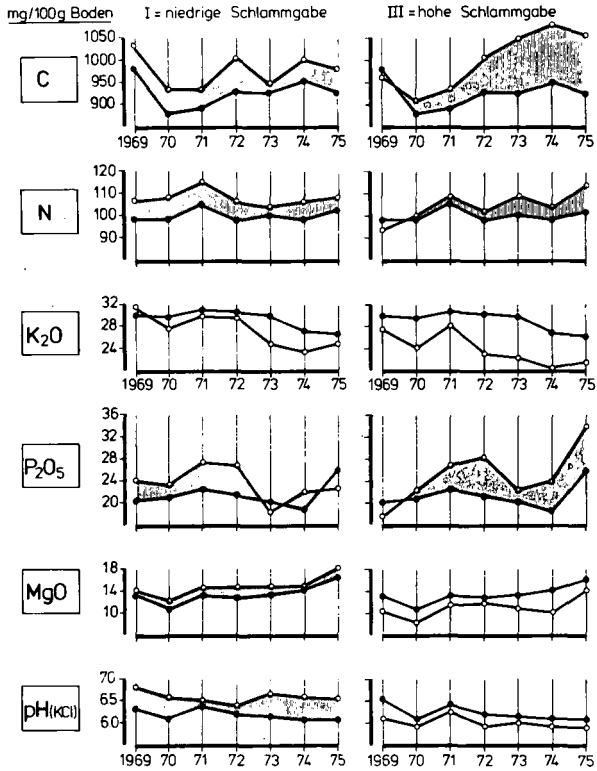


Abb.: 6

VERWERTUNG VON ABWASSERSCHLAMM AUF ACKERLAND
Reusch-Holzhausen

Veränderungen im Nährstoffgehalt des Bodens



TAB 2:

Rauisch-Holzhausen, Abwasserschlämmerverwertung auf Ackerland

Nährstoffbilanz 1970-1976 Daueranwendung

S T I C K S T O F F

	II (ohne AS)			I (niedr. AS-Gabe)			III (Hohe AS-Gabe)		
	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂
Min. Dgg.	---	450	710	---	450	710	---	450	710
AS-Dgg.	---	---	---	1043	1043	1043	2122	2122	2122
Summe	---	450	710	1043	1493	1753	2122	2572	2832
Entzug	463	743	876	734	993	1058	972	1161	1274
Bilanz	-436	-293	-166	+309	+500	+695	+1150	+1411	+1558
Ausnutzung Min. Dgg. %	---	<u>62</u>	<u>58</u>	---	---	---	---	---	---
Ausnutzung Ges. Dgg. %	---	---	---	70	67	60	54	54	51
Ausnutzung AS-Dgg. %	---	---	---	<u>26</u>	<u>24</u>	<u>17</u>	<u>24</u>	<u>20</u>	<u>19</u>

K A L I U M

	II (ohne AS)			I (niedr. AS-Gabe)			III (hohe AS-Gabe)		
	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂
Min. Dgg.	930	930	930	897	897	897	873	873	873
AS-Dgg.	---	---	---	118	118	118	244	244	244
Summe	930	930	930	1015	1015	1015	1117	1117	1117
Entzug	864	1302	1495	1201	1454	1529	1552	1735	1792
Bilanz	+66	-372	-565	-186	-439	-514	-445	-618	-675
Ausnutzung Min. Dgg. %	<u>93</u>	<u>>100</u>	<u>>100</u>	---	---	---	---	---	---
Ausnutzung Ges. Dgg. %	---	---	---	>100	>100	>100	>100	>100	>100
Ausnutzung AS-Dgg. %	---	---	---	<u>>100</u>	<u>>100</u>	<u>29</u>	<u>>100</u>	<u>>100</u>	<u>>100</u>

TAB.3:

Rauisch-Holzhausen, Abwasserschlämmerverwertung auf Ackerland

Nährstoffbilanz 1970-1976 Daueranwendung

P H O S P H O R

	II (ohne AS)			I (niedr.AS-Gabe)			III (hohe AS-Gabe)		
	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂
Min. Dgg.	205	205	205	64	64	64	64	64	64
AS-Dgg.	---	---	---	443	443	443	930	930	930
Summe	205	205	205	507	507	507	994	994	994
Entzug	116	160	184	156	181	187	193	204	203
Bilanz	+89	+45	+21	+351	+326	+320	+801	+790	+791
Ausnutzung Min.Dgg. %	<u>---</u>	<u>---</u>	<u>---</u>	---	---	---	---	---	---
Ausnutzung Ges.Dgg. %	---	---	---	31	36	37	19	21	20
Ausnutzung AS-Dgg. %	---	---	---	<u>21</u>	<u>26</u>	<u>28</u>	<u>13</u>	<u>14</u>	<u>14</u>

M A G N E S I U M

	II (ohne AS)			I (niedr.AS-Gabe)			III (hohe AS-Gabe)		
	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂	N ₀	N ₁	N ₂
Min. Dgg.	27	27	27	27	27	27	27	27	27
AS-Dgg.	---	---	---	183	183	183	420	420	420
Summe	27	27	27	210	210	210	447	447	447
Entzug	116	162	183	160	199	206	198	214	210
Bilanz	-89	-135	-156	+50	+11	+4	+249	+233	+237
Ausnutzung Min.Dgg. %	<u>---</u>	<u>---</u>	<u>---</u>	---	---	---	---	---	---
Ausnutzung Ges.Dgg. %	---	---	---	76	95	98	44	48	47
Ausnutzung AS-Dgg. %	---	---	---	<u>24</u>	<u>20</u>	<u>13</u>	<u>20</u>	<u>12</u>	<u>6</u>

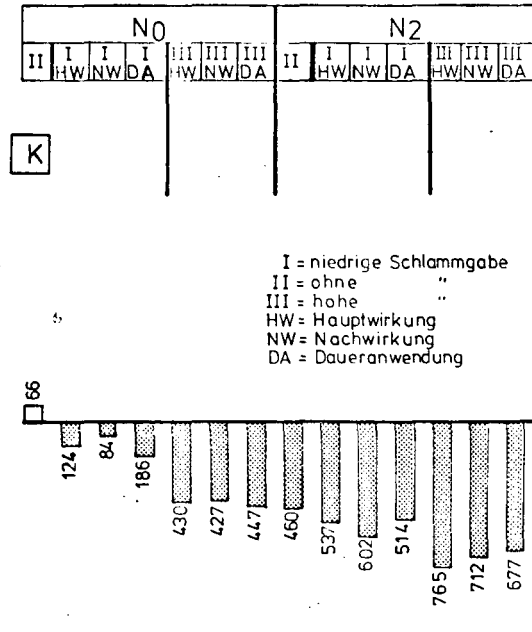
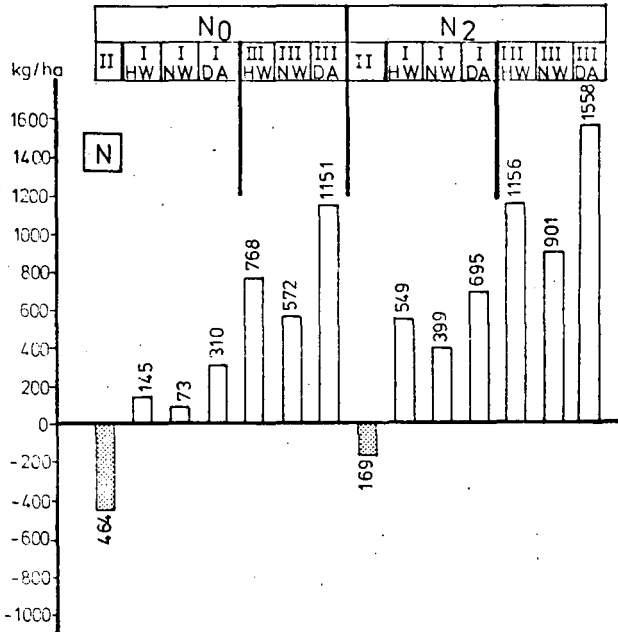
Rauisch-Holzhausen, Abwasserschlammsverwertung auf Ackerland
Schwermetallgehalte in der Bodentrockenmasse 1971/72 (2. und 3. Versuchsjahr) und
in der Pflanzentrockenmasse 1973/74 (4. und 5. Versuchsjahr)
Angaben in ppm

TAB. 4:

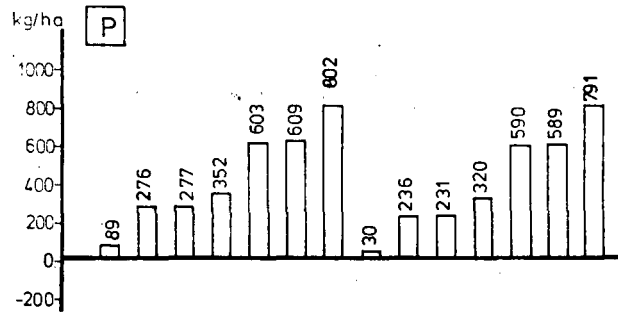
	Tiefe	Variante	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
<u>Bodentrockenmasse</u>										
1971	0-25	II N ₂	0,03	1,35	2,24	63,3	399	1,13	0,60	4,13
zu	cm	I N ₂	0,06	1,11	2,24	32,4	419	1,13	0,98	7,45
Wi.-Wei.		III N ₂	0,03	1,29	2,24	66,6	392	1,13	0,81	4,24
1972	0-25	II N ₂	0,04	1,86	2,01	63,8	284	1,69	0,84	4,01
zu	cm	I N ₂	0,08	2,25	2,24	29,0	365	1,69	0,71	8,94
Wi.-Ge.		III N ₂	0,11	3,25	4,25	106	494	2,26	1,63	16,5
<u>Pflanzentrockenmasse</u>										
1973		<u>Korn</u>								
zu		II N ₂			2,82	34,9	30,4	NWG		18,5
Hafer		I N ₂			2,54	32,3	34,5	"		18,5
		III N ₂			2,82	41,3	31,0	"		30,9
		<u>Stroh</u>								
		II N ₂			4,52	27,1	10,7	"		11,3
		I N ₂			3,95	15,5	14,3	"		71,6
		III N ₂			2,54	24,5	6,56	"		21,1
1974		<u>Rübe</u>								
zu		II N ₂			5,93	121	45,9	NWG		20,0
Zu.-Rüben		I N ₂			7,63	140	31,6	"		38,2
		III N ₂			6,78	128	46,5	"		55,3
		<u>Blatt</u>								
		II N ₂			10,6	395	126	5,91		50,9
		I N ₂			10,7	491	95,9	3,94		60,4
		III N ₂			14,4	475	147	7,88		110

ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND

RAUSCH-HOLZHAUSEN, NÄHRSTOFFBILANZ, 1970-1976 (7Jahre)

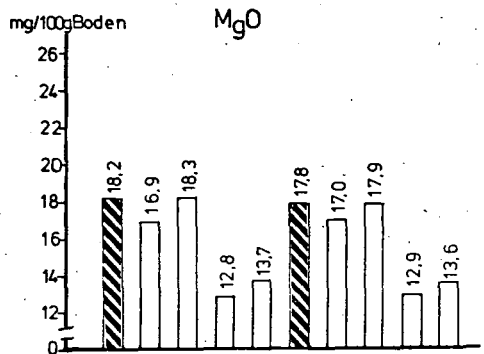
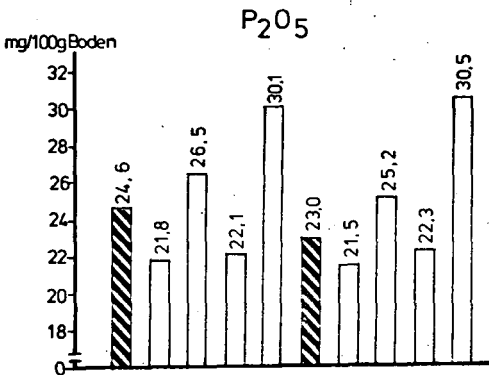
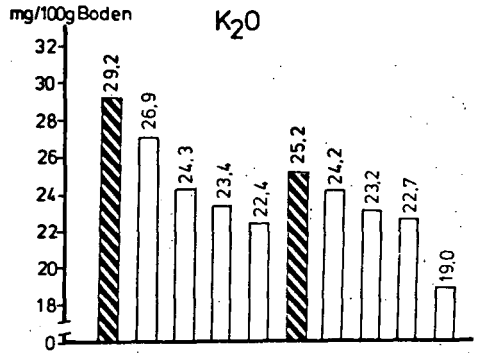
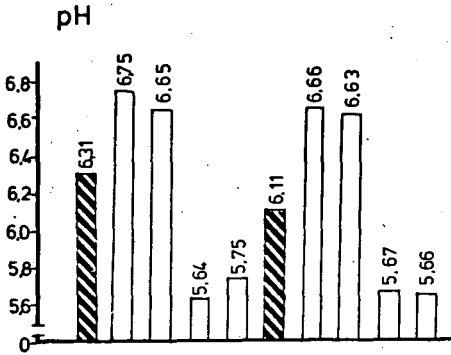
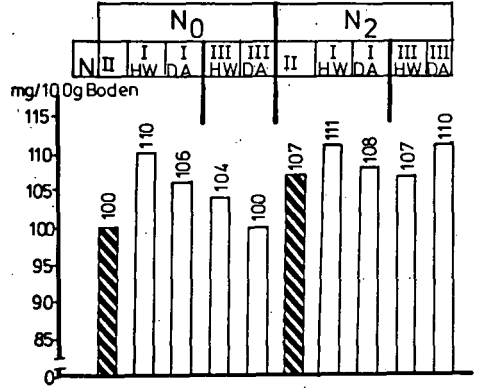
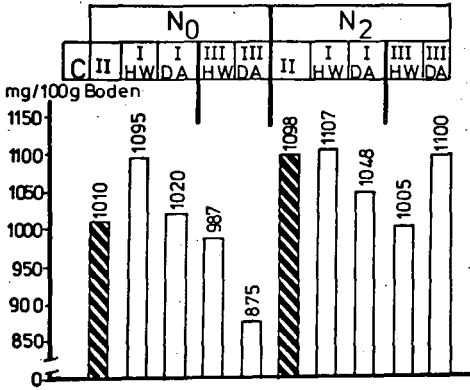


I = niedrige Schlammgabe
 II = ohne
 III = hohe
 HW = Hauptwirkung
 NW = Nachwirkung
 DA = Daueranwendung



RB. 5:

Abb. 7:
ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND
 RAUISCH-HOLZHAUSEN 1976, So-Weizen, 7. Versuchsj.
 NÄHRSTOFFE IM BODEN, in mg/100g Boden



ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND

RAUISCH-HOLZHAUSEN 1973-76

Polycyclen in der Boden-Trockenmasse

Daueranwendung (DA), Var. N₂, 0-25cm

Werte in ppb

TRB. 5:

Jahr	1973			1974			1975			1976		
Var.	3,4- BP	3,4- BFA	FA	3,4- BP	3,4- BFA	FA	3,4- BP	3,4- BFA	FA	3,4- BP	3,4- BFA	FA
II	1,19	15,8	40,3	1,09	13,9	49,5	1,20	16,8	72,3	1,36	12,8	54,8
I	3,27	24,0	55,5	1,23	27,3	99,5	3,27	25,0	98,3	3,40	20,7	93,8
III	3,87	30,6	67,8	2,18	31,5	109,0	5,95	47,1	153,2	4,08	29,7	112,3

II = ohne Schlamm (Kontrolle)

I = niedrige Schlammgabe

III = hohe Schlammgabe

TAB. 6: ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND
RAUISCH-HOLZHAUSEN 1973 - 1976

Polycyclen in der Pflanzen-Trockenmasse
Daueranwendung (DA), Variante N₂

Werte in ppb

	3,4-BP	3,4-BFA	FA
<u>1973 zu Hafer</u>			
<u>Korn</u>			
II	0,96	3,86	34,9
I	1,27	3,16	41,7
III	1,27	3,16	31,8
<u>Stroh</u>			
II	4,44	19,7	82,3
I	6,98	26,7	118,0
III	3,81	10,5	87,2
<u>1974 zu Zuckerrüben</u>			
<u>Rübe</u>			
II	1,28	3,79	51,7
I	1,43	3,95	61,7
III	1,47	3,96	64,3
<u>Blatt</u>			
II	4,00	8,22	88,3
I	2,86	9,28	78,2
III	3,62	10,10	92,0
<u>1975 zu Körnermais</u>			
<u>Korn</u>			
II	0,24	1,05	10,6
I	0,24	0,79	13,6
III	0,24	0,66	10,2
<u>Stroh</u>			
II	1,46	4,05	53,4
I	1,46	6,08	54,1
III	1,46	4,86	56,9
<u>1976 zu Sommerweizen</u>			
<u>Korn</u>			
II	0,17	0,74	8,14
I	0,17	0,42	10,20
III	0,13	0,42	11,50
<u>Stroh</u>			
II	0,73	3,65	49,8
I	0,73	5,67	45,5
III	1,09	4,46	70,4

II = ohne Schlammgabe (Kontrolle)
 I = niedrige Schlammgabe
 III = hohe Schlammgabe

Abb. 8: ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND

RAUISCH-HOLZHAUSEN 1974 ZUCKERRÜBEN, 5. VERSUCHSJAHR

Nitrat (NO₃) im Sickerwasser in mg/l

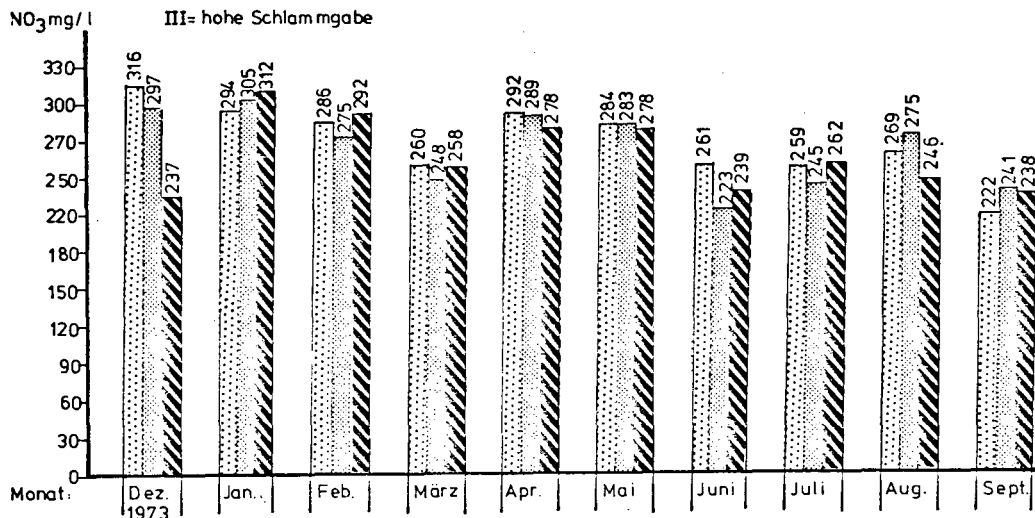
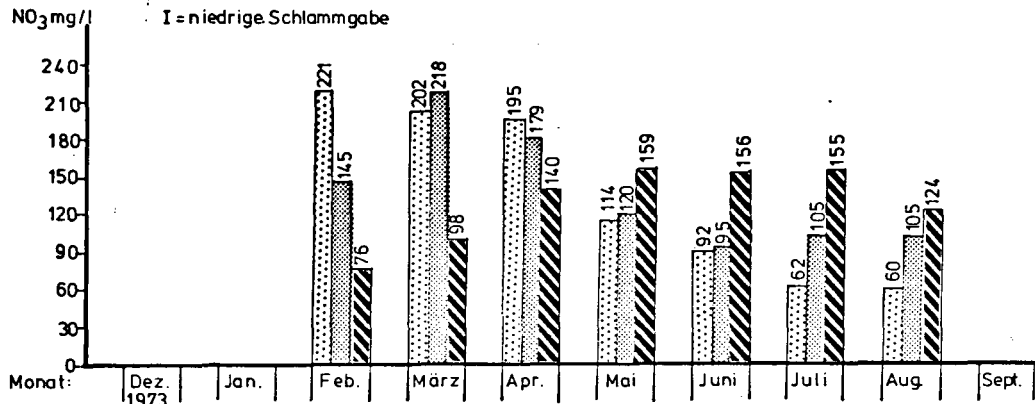
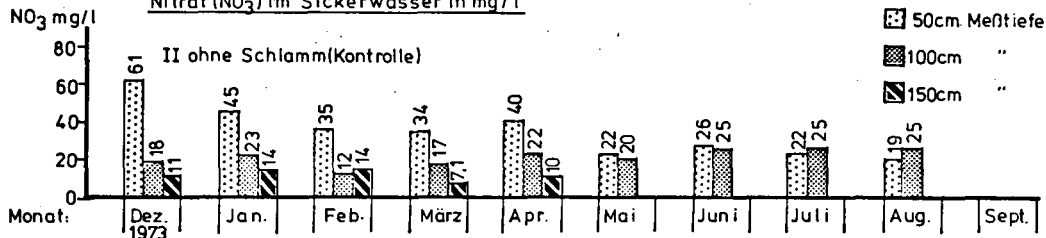
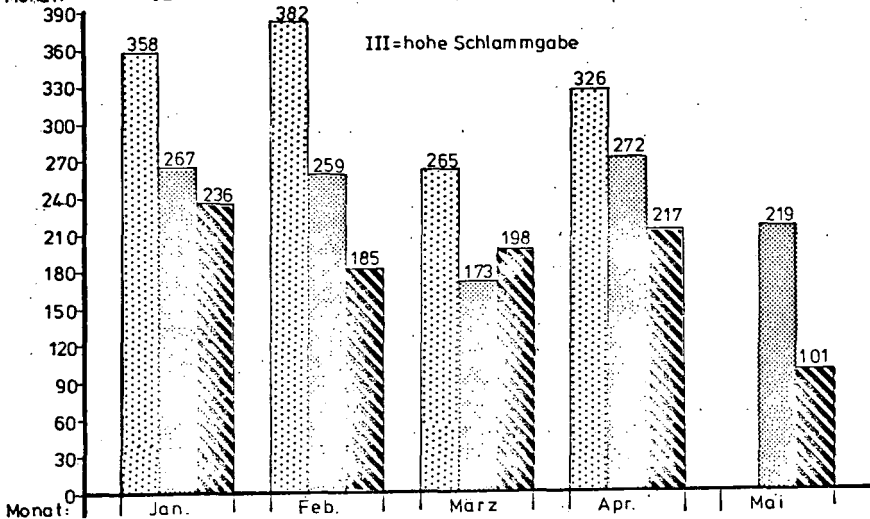
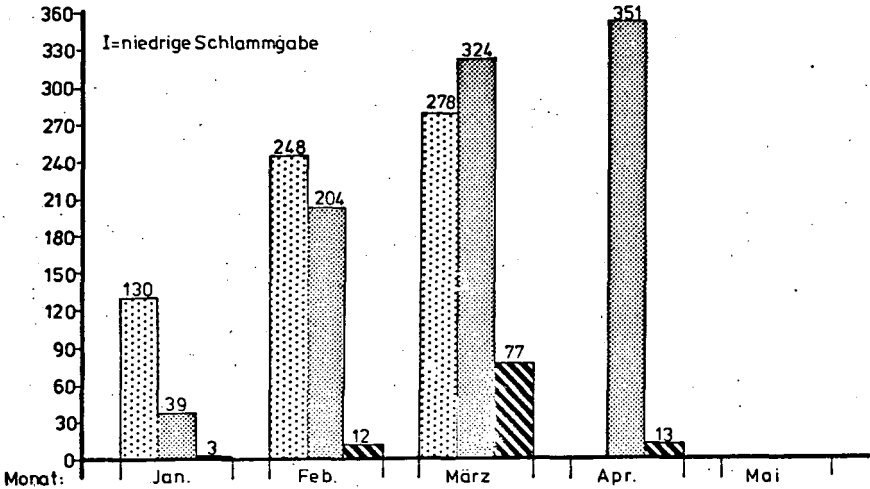
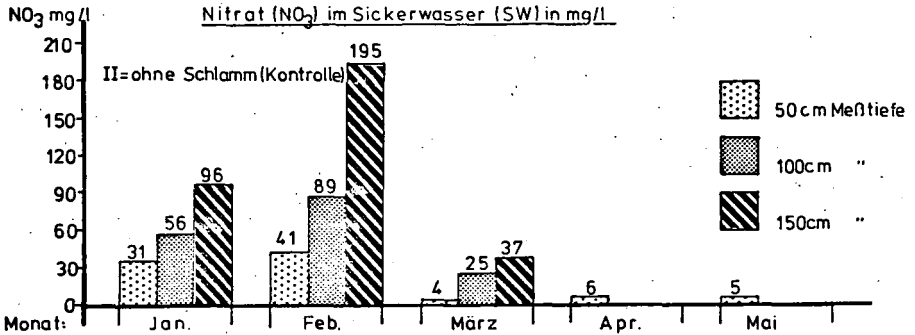


ABB. 9. ABWASSERSCHLAMMVERWERTUNG AUF ACKERLAND

RAUSCH-HOLZHAUSEN 1976 SOMMERWEIZEN, 7. VERSUCHSJ.

Variante Daueranwendung (DA), N₉₀

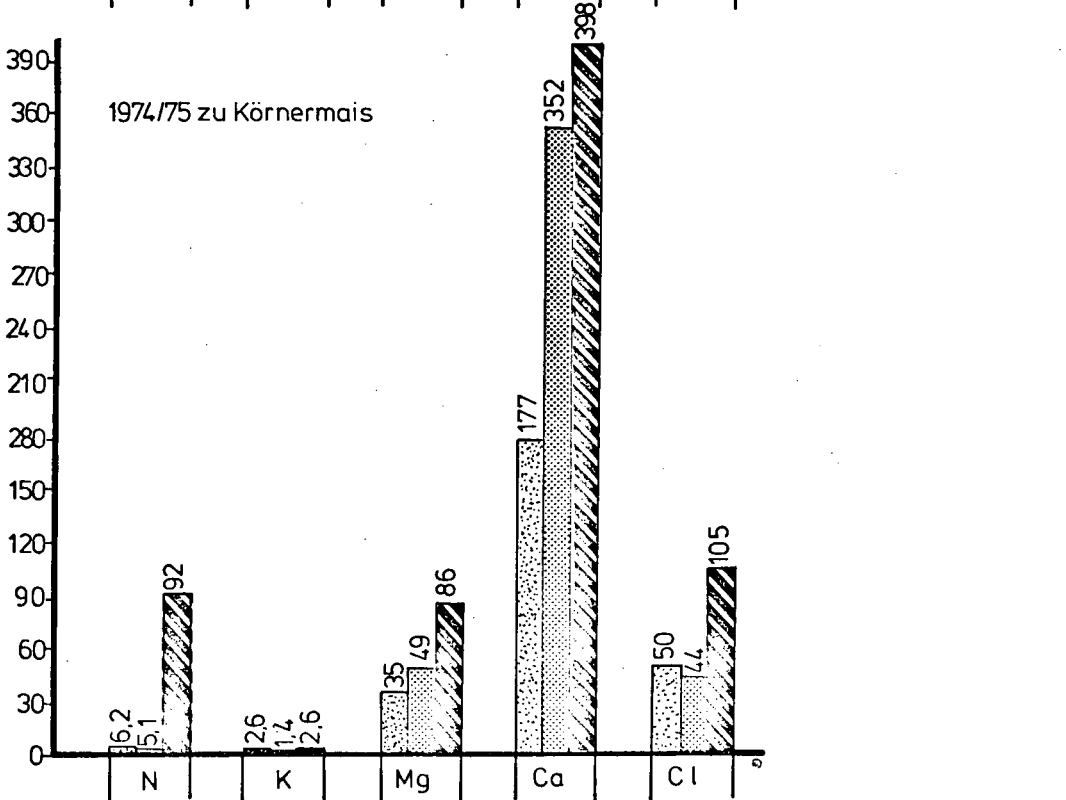
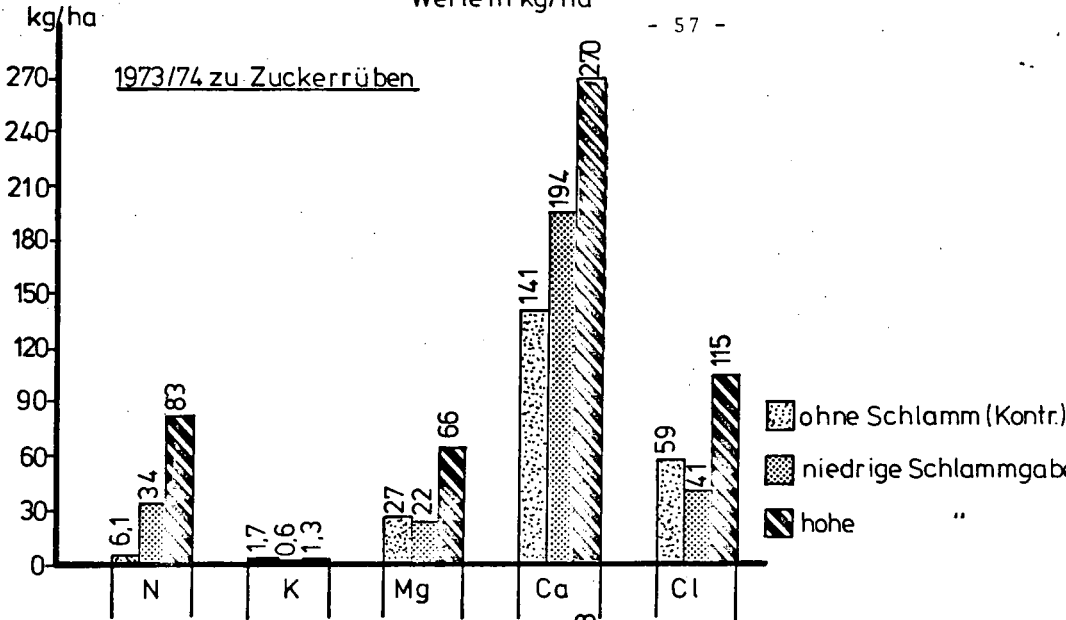
Nitrat (NO₃) im Sickerwasser (SW) in mg/l



NÄHRSTOFFFAUSWASCHUNG (>100cm)

Werte in kg/ha

- 57 -





Wirkung von Siedlungskomposten und Stalldung aus Umsetzungen
und Keimzahlen im Boden
von

E. Ahrens und G. Farkasdi

In den letzten zwanzig Jahren gewann die sinnvolle Verwertung der Siedlungsabfälle zunehmend an Bedeutung. Eine Möglichkeit hierzu bietet die Kompostierung, d.h. die aerobe biologisch-chemische Umwandlung dieser Abfälle in ein hygienisch einwandfreies Bodenverbesserungsmittel. Sie allein ermöglicht es, einen grossen Teil der Abfallstoffe wieder in den ökologischen Grundkreislauf der Natur einzufügen.

Da es über die Anwendung der sogenannten Stadtkomposte im Landbau bis vor kurzem fast keine praktischen Erfahrungen gab, wurden im In- und Ausland zahlreiche Versuche angesetzt. Diese Versuche mit Komposten bezogen sich vorwiegend auf die folgenden Punkte:

- a. Beeinflussung bodenphysikalischer Eigenschaften wie Porenvolumen, Aggregatstabilität, Wasserhaushalt, Austauschkapazität u.a. (BANSE 1961 und 1968; SAUERLANDT 1967; HOMRIGHAUSEN und HOCHMUTH 1970);
- b. Wirkung auf den Nährstoff- und Humushaushalt des Bodens (SAUERLANDT 1956; KICK et al. 1959; SEIBERT und KICK 1970; DANNEBERG und SISTANI 1978);
- c. auf den Schutz gegen Erosion (PEYER 1958; HOMRIGHAUSEN 1962);
- d. Einfluss auf Pflanzenwachstum, Ertrag und Qualität der Ernteprodukte (STEIGERWALD und SPRINGER 1953; TIETJEN und GIERKE 1961; HIRSCHHEYDT 1969 - 1977; KLENK 1956; ANDRES 1965; SCHRADER 1967; BUCHER 1973; HILKENBÄUMER und REINKEN 1964; SURBER 1964; CHROMETZKA 1966; PAIN 1962);
- e. Anreicherung des Bodens mit organischen und anorganischen Schadstoffen (BORNEFF et al. 1972 und 1973; KICK 1974).

Damit ist nur eine Auswahl und keineswegs eine erschöpfende Darstellung der auf diesem Sektor vorhandenen Literatur

*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur/Giessen
im Rahmen der ARBEITSGEMEINSCHAFT GIESSENER UNIVERSITÄTSINSTITUTE FÜR ABFALLWIRTSCHAFT.

gegeben. Bis zum Beginn des im folgenden zu besprechenden Versuches sind aber ausser sporadischen Untersuchungen (FARKASDI 1956; RUSCHMANN 1959) keine bekannt geworden, die sich mit der Wirkung von Komposten auf eine Anzahl verschiedener mikrobiologischer Merkmale des Bodens in Abhängigkeit von der Kompostart, dem Düngungszeitpunkt und der Zeit befasst haben. Es galt also auch, eine bestehende Lücke in der Forschung zu schliessen. Auch seit dem Abschluss dieser Arbeit haben ausser einem von der ARBEITSGEMEINSCHAFT GIESSENER UNIVERSITÄTSINSTITUTE FÜR ABFALLWIRTSCHAFT im Auftrage des BMI 1971 - 1973 durchgeführten Forschungsvorhaben "Versuche zur biologischen, bodenkundlichen und hygienischen Bewertung der Flächenkompostierung" unseres Wissens keine kontinuierlichen Untersuchungen ähnlicher Art stattgefunden.

Der zu besprechende Versuch wurde 1964 angelegt und 1969 abgeschlossen. Die technische Durchführung des Versuches lag in Händen des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung/Giessen. Untersucht wurden die Erträge und die Nährstoffbilanz (Inst.f.Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung), chemische sowie physikalische Bodenmerkmale (Inst.f.Bodenkunde und Bodenerhaltung), phytopathologische Fragen (Inst.f.Phytopathologie) und mikrobiologische Bodenmerkmale (Inst.f.Landwirtschaftliche Mikrobiologie). In diesem Bericht werden jedoch nur die mikrobiologischen Untersuchungsergebnisse wiedergegeben mit Ausnahme der N-Mineralisierung, da hierüber bereits eine Mitteilung vorliegt (AHRENS und FARKASDI 1969).

Aus mikrobiologischer Sicht standen folgende Fragen im Vordergrund:

1. Feststellung der Abbaufolge mit mikrobiologischen Methoden und
2. Wirkung der Siedlungskomposte auf verschiedene mikrobiologische Aktivitäten und Organismen-Gruppen im Boden.

Dabei wurden vergleichsweise Frisch- und Mietenkompost, ferner Stalldung sowie verschiedene Kombinationen mit Mineraldünger angewandt. Bei der Düngung wurde von praxisnahen Gaben (Tab. 1) ausgegangen, d.h. von den Komposten wurde im Schnitt die 8,5fache Menge des Stalldunges ausgebracht. Eine weitere wünschenswerte Mengendifferenzierung war aus technischen Gründen nicht möglich.

Material und Methoden

Versuchsordnung

Ort: Gelände des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung/
Giessen an der Krofdorfer Strasse.

Boden: Am Rande einer Niederungsebene aus alluvialem Material
mit Grauwacke, Basalt und Löss - schluffiger Lehm:
1,7 % C_t, 0,14 % N_t, 0 - 2 % Carbonate; Ph 5,90 - 6,30.*)

Anlage: Blockanlage mit vierfacher zufallsgemässer Wieder-
holung, je Teilstück 4 x 6 m.

Varianten:

- | | | | |
|-------------|-------|------------------|----------|
| 1. Multihum | 1) | 5. Mietenkompost | 2) |
| 2. " | + NPK | 6. " | + NPK |
| 3. " | + -PK | 7. Stalldung | 3) + NPK |
| 4. " | + -NK | 8. ----- | NPK 4) |
| | | 9. ungedüngt | |

1) = Frischkompost, der nach technischer Auf-
bereitung nur eine etwa 3tägige Vorrotte
im Multibacto-Rotteturm der Kompostanlage
Heidelberg durchlaufen hat.

2) = Mietenkompost, der nach der Vorrotte im
Rotteturm (wie Multihum) noch eine
5monatige Mietenrotte durchgemacht hat.

Beide Produkte wurden aus demselben Ausgangsmaterial gewonnen.
Dabei wurde während der Mietenrotte der Frischkompost in geschlos-
senen Plastiksäcken kühl, d.h. unter Dach einer offenen Halle
während der Monate Dezember bis Mai 1963/64, aufbewahrt.

3) = gut verrotteter Stapelmist von Rindern
und Schweinen.

4) = Je nach Frucht N = 60 - 80 kg/ha Schwefel-
saurer Ammoniak bzw.
Kalkammonsalpeter
P = 60 - 69 kg/ha Super-
phosphat
K = 120 - 192 kg/ha Patent-
kali bzw. Kalisalz
gekörnt

*) nach HOMRIGHAUSEN und HOCHMUTH, 1967.

Tab. 1

<u>Angewandte Mengen und Analysenwerte der organischen Dünger</u> *)										
		Fr.M.	Tr.M.	Org.M.	N	P	K	Ca	Mg	Na
		t/ha		%	kg/ha					
Multihum	1969	80	52,6	38,0	286	104	171	2677	493	125
	1966	80	40,5	54,0	377	135	128	1186	176	105
Mieten- kompost	1964	80	52,9	30,9	309	93	153	2470	423	119
	1966	80	58,7	30,3	532	267	238	2489	378	170
Stalldung	1964	30	6,2	67,7	143	54	75	100	35	16
	1966	30	7,7	67,7	136	37	81	197	36	19

*) Analysen des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Giessen.

Die Unterschiede im N-Gehalt der Siedlungsabfälle von 1964 und 1966 beruhen darauf, dass 1966 aus technisch bedingten Gründen dem Müll noch Klärschlamm zugemischt worden war. Absichtlich wurde einmal eine Frühjahrsdüngung (4.5.1964) und einmal eine Herbstdüngung (18.10.1966), jedesmal zu Kartoffeln, durchgeführt. Mineralische Dünger wurden in jedem Frühjahr, teils gestaffelt, verabreicht. Die organischen Dünger wurden mit dem Grubber flach in den Boden einge-
arbeitet.

Fruchtfolge: Kartoffeln - Winterweizen - Hafer.

Untersuchungsmethoden

Die Bodenproben wurden aus 0 - 15 cm Tiefe entnommen und von den 4 Wiederholungen (10 Einstiche je Parzelle) zu einer Mischprobe vereinigt. Ausser für die CO₂-Bestimmung wurden die Proben sofort im frischen Zustand untersucht. Für die CO₂-Bestimmung wurden sie zunächst an der Luft getrocknet, auf 2 mm gesiebt und dann auf 55 % der max. WK wiederbefeuchtet.

- CO₂-Bildung in Anlehnung an ISERMEYER (1952) mit 100 g Boden 7 Tage bei 25°C und 0,1 N KOH als Vorlage;
- Dehydrogenaseaktivität (DHA) nach THALMANN (1966)
- Keimzahlen nach 1/2ständiger Dispergierung des Bodens mit 0,13 %iger

Na-Pyrophosphatlösung (50 Upmin, 1 Teil Boden + 9 Teile Dispergierungslösung), dann Weiterverdünnung im Zehntelungsverfahren und Beimpfung folgender Nährmedien:

- a) Fleisch-Hefeextrakt-Agar für die Bakterien-Keimzahl (BKZ),
- b) Malzextrakt-Agar für die Pilz-Keimzahl (PiKZ),
- c) Hafer-Agar für die Streptomycceten-Keimzahl (StKZ),
- d) Omeliansky-Nährlösung und Cellulosestreifen für die Cellulosezer-setzer-Keimzahl und Auswertung nach der MPN-Methode (CeKZ),
- e) Mannit-Agar für die Azotobacter-Keimzahl (AzKZ).

Alle Nährmedien wurden bei 25°C bebrütet und zwar für Bakterien und Pilze 4, für Azotobacter 7, für Streptomycceten 14 und für Cellulosezer-setzer 20 Tage.

Zusätzlich zur Bestimmung der CO₂-Bildung unter Laboratoriumsbedingungen wurde im ersten Versuchsjahr noch eine Bestimmung unter Feldbedingungen vorgenommen. Dafür wurde auf einer geebneten Fläche und unter einem leicht in den Boden eingedrückten 5 l Plastikeimer (Grundfläche 350 cm²) 24 Stunden lang eine Abdampfschale mit 100 ml 0,1 N KOH exponiert.

Die Probeentnahme fand in jedem Jahr zwischen Frühjahr und Herbst statt und zwar im Jahr der Düngung 3 - 4 mal und zwischenzeitlich 2 mal.

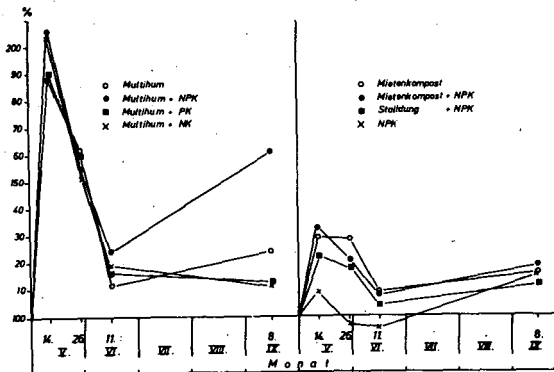
Auswertungen und Berechnungen:

Da es bei diesem Versuch in erster Linie auf die Wirkung der organischen Dünger ankommt und somit auf die Unterschiede zur ungedüngten Kontrolle, die absoluten Werte in Abhängigkeit vom Jahr und der Witterung aber erheblich schwankten, wurden die Ergebnisse der einzelnen Jahre im relativen Maßstab, also im Verhältnis zur Kontrolle (= 100), wiedergegeben. Um jedoch auch ein Bild von der Grössenordnung der absoluten Werte zu vermitteln, wurden am Schluss zusätzlich Tabellen der Extrem- und Mittelwerte angefügt. Mit Ausnahme der CO₂-Bildung unter Feldbedingungen wurden in den folgenden Graphiken nur die Mittelwerte pro Jahr eingetragen. Sie wurden errechnet aus den absoluten Jahresmittelwerten.

Ergebnisse und Diskussion

Zunächst sei auf die CO_2 -Bildung unter Feldbedingungen (nur 1. Düngungsjahr) hingewiesen (Abb. 1). Sie wurde zuerst 10 Tage nach der Düngung gemessen und erreichte in dieser Zeit in allen Fällen das Maximum. Danach kam es innerhalb von 5 Wochen zu einem relativ starken Abfall, im Herbst aber teilweise nochmals zu einem Anstieg. An der Spitze lagen die mit Multihum gedüngten Varianten (wie das in der Regel bei allen Merkmalen der Fall war). Die Mietenkompostvarianten zeigten dazu im Schnitt nur etwa $1/6$ so hohe Maximalwerte. Zusätzlich gegebene Mineraldüngung hatte bei beiden Kompostarten den Effekt meist noch gesteigert.

Abb. 1: CO_2 -Bildung unter Feldbedingungen im Jahr der ersten Düngung, 1964 (ungedüngt = 100)



Die Gründe für den nochmaligen Anstieg im Herbst sind vermutlich auf die kurz vorher durchgeführte Kartoffelernte und die damit verbunden gewesene Bodenlockerung zurückzuführen.

Die Ergebnisse aller übrigen Merkmale sind in ihrem relativen Verlauf über alle 6 Versuchsjahre in den Abb. 2 - 7 enthalten. Tendenziell sehr ähnlich verhielten sich CO_2 -Bildung, DHA und BKZ (Abb. 2 und 3). Dabei war folgendes charakteristisch:

Bei Multihum und Frühjahrsdüngung traten die Maxima im 1. Jahr, bei Mietenkompost und Stalldung sowie Herbstdüngung traten sie in der Regel im 2. Jahr der Düngung auf. Im allgemeinen waren sie bei der Frühjahrsdüngung höher als bei der Herbstdüngung. Beides gilt sinngemäss auch für alle übrigen Merkmale.

Von besonderem Interesse ist der Abbau organischer Substanz, der an den CO_2 -Werten abzulesen ist.

Tab. 2: Relativwerte der CO_2 -Bildung unter Laboratoriumsbedingungen (ungedüngt = 100)

	1964	1965	1966	1967	1968	1969
Multihum	186	170	125	122	156	113
" + NPK	236	165	120	108	148	111
" + PK	238	155	115	106	154	120
" + NK	203	164	115	101	128	104
Mietenkompost	130	154	114	104	120	123
" + NPK	131	157	119	91	129	110
Stalldung + NPK	108	118	92	95	104	97
-----NPK	87	100	101	102	108	123

Die zusätzliche Mineraldüngung hatte sich insbesondere bei den Multihumvarianten so ausgewirkt, dass im Jahr der Frühjahrsdüngung die Mineralisierung stärker, später aber schwächer war. Die Mineraldüngung hat also offenbar nur den anfänglichen Abbau beschleunigt. Die Erklärung ergibt sich aus dem grossen Bedarf der Mikroorganismen an Mineralstoffen besonders während der ersten stürmischen Umsetzungen. Dabei scheint die P-Bedürftigkeit grösser gewesen zu sein als die N-Bedürftigkeit. Bei der Herbstdüngung hatte sich die zusätzliche Mineralgabe nicht im gleichen Sinne ausgewirkt wie bei der Frühjahrsdüngung, eher

Abb. 2: CO₂-Bildung und Dehydrogenaseaktivität unter Laboratoriumsbedingungen (ungedüngt = 100)

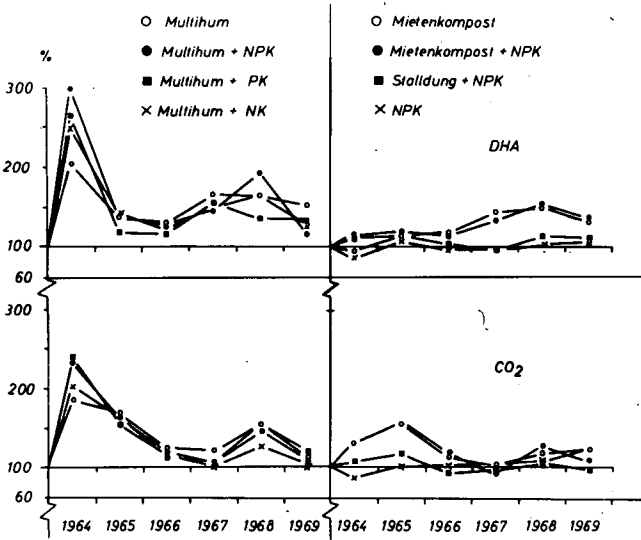


Abb. 3: Bakterien-Keimzahlen (ungedüngt = 100)

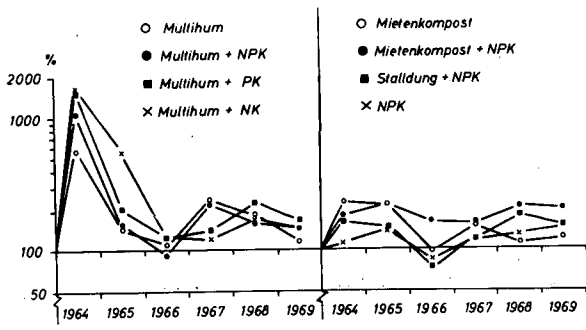


Abb. 4: Pilz-Keimzahlen (ungedüngt = 100)

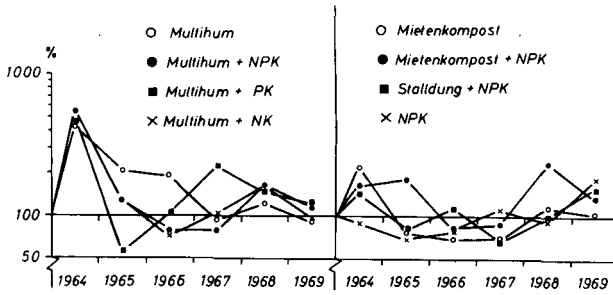
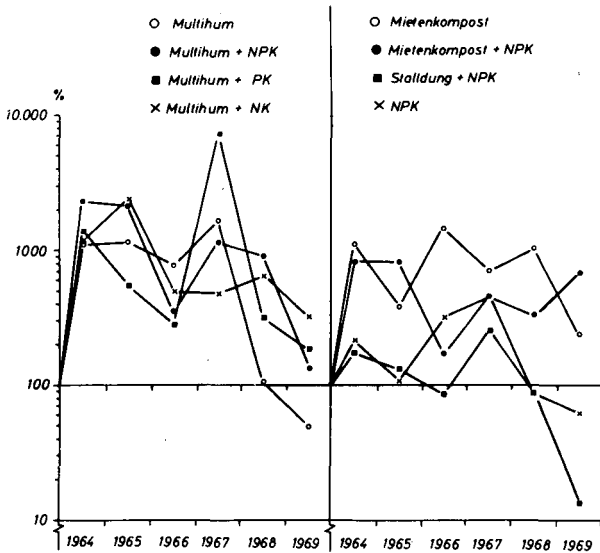


Abb. 5: Cellulosezer-setzer - Keimzahlen (ungedüngt = 100)



trat eine umgekehrte Tendenz auf. Stalldung bewirkte entsprechend der geringeren Gabe wesentlich schwächere Umsetzungen. Im dritten Jahr trat gegenüber der Kontrolle sogar eine Unterbilanz auf. Das wiederholte sich nochmals im dritten Jahr der zweiten Düngungsperiode. Die Gründe sind unklar. Da im C-Gehalt des Bodens eine schwache positive Bilanz zu verzeichnen war (1.2 : 1.1 %, s. Bericht 1969), ist an eine Überführung evtl. auch von Teilen des Bodenhumus in schwer zersetzbare Substanzen zu denken. Bei reiner Mineraldüngung war demgegenüber mit zunehmender Versuchszeit eine stete Steigerung der Umsetzungen festzustellen. Da hier der C-Gehalt des Bodens im Schnitt aber nicht höher lag als in der Stalldungparzelle, ist durch NPK-Düngung eine Überführung in leicht umsetzbare Substanzen anzunehmen. Wenn nun trotz höheren Abbaus der C-Gehalt gegenüber der Kontrolle eine positive Bilanz zeigte, so liegt die Ursache dazu wahrscheinlich in dem grösseren Anteil an Pflanzenrückständen aufgrund der Wachstumsförderung durch die NPK-Düngung.

Die Spitzenwerte der DHA (Abb. 2) lagen im Vergleich zur Kontrolle bei 300 % (gegenüber 238 % bei CO₂), die der BKZ (Abb. 3) aber bei fast 2000 %. Auf den untereinander zeitlich ähnlichen Verlauf wurde bereits hingewiesen.

Die PiKZ (Abb. 4) zeigten eine ähnliche Abfolge wie die BKZ, nur erreichten die Spitzenwerte nach der Frühjahrsdüngung lediglich ca. 550 %, und häufig sanken in den Jahren nach der Düngung die Werte sogar unter die der Kontrolle, insbesondere bei den Kompostvarianten.

Die CeKZ (Abb. 5) waren durch die organische Düngung z.T. noch stärker angestiegen (Spitzenwert 1967 = 7230 %) als die BKZ. Insgesamt hielten sie sich auch länger auf einem hohen Niveau, und die Unterschiede zwischen Multihum und Mietenkompost waren wesentlich geringer als bei allen bisher besprochenen Merkmalen.

Das Verhalten der StKZ (Abb. 6) war grösstenteils ein grundsätzlich anderes als das der bisher beschriebenen Keimgruppen bzw. Umsetzungen; denn die Maxima traten bei allen Düngerarten erst in der Mitte der zweiten Hälfte der Versuchszeit, also nach der Herbstdüngung 1966, auf, während in der ersten Zeit nach Beginn des Versuches die Werte sogar häufig unter den der Kontrolle lagen. Das war besonders bei Kompost und Stalldung der Fall.

Hier glichen sie den Ergebnissen bei Pilzen.

Die AzKZ (Abb. 7) zeigte zur Düngung keinerlei regelmässige Beziehungen. Nur einmal kam es zu einer stärkeren Vermehrung von mehr als dem Zehnfachen und zwar bei Multihum im Jahr nach der Herbstdüngung (1967). In zahlreichen Fällen wurde Azotobacter dagegen mehr gehemmt als gefördert, aber zu unterschiedlichen Zeiten, woraus sich der unregelmässige Verlauf der Keimzahlen ergibt.

Aufgrund des Verlaufs der einzelnen Merkmalswerte ist deutlich der Aktivitätsunterschied der zymogenen und der autochthonen Mikroflora zu erkennen: CO_2 , DHA, BKZ und mit Einschränkung noch die PiKZ erwiesen sich als Teile der zymogenen, CeKZ und noch mehr die StKZ schwerpunktmässig als Teile der autochthonen Mikroflora. Erstere reagierten vorwiegend auf die leicht abbaubaren, letztere mehr auf die schwer abbaubaren Substanzen. Da auch beim Kompostierungsvorgang zunächst die am leichtesten mineralisierbaren Substanzen angegriffen werden, ergibt sich im Mietenkompost eine relative Anreicherung der schwer abbaubaren Komponenten. Daraus ist der Befund zu erklären, dass CeKZ und StKZ, die vorwiegend am Abbau der schwer zersetzbaren Substanzen beteiligt sind, zwischen Multihum und Mietenkompost keine so grossen Unterschiede aufwiesen wie die übrigen Merkmale.

Wenn weiterhin in den Jahren nach der Herbstdüngung 1966 im allgemeinen keine so hohen Maximalwerte gemessen wurden wie nach der Frühjahrsdüngung 1964, so kann davon ausgegangen werden, dass während der Winterzeit 1966/67 teils schon ein gewisser Abbau, teils möglicherweise aber auch eine Stabilisierung der organischen Substanz stattgefunden hat. Dass auch der letzte Grund mit ausschlaggebend war, liegt deshalb nahe, weil sich Multihum nur nach Herbstdüngung so verhalten hat wie Mietenkompost und Stalldung nach beiden Düngungszeitpunkten: maximale Umsetzungen (CO_2 , DHA) meist in der zweiten auf die Düngung folgenden Vegetationsperiode.

Azotobacter ist in diesem Zusammenhang als Sonderfall zu betrachten. Einerseits zählt er zu den autochthonen Mikroorganismen, weil er nur in verhältnismässig geringen Zahlen vorkommt

und am Abbau komplexer organischer Naturstoffe normalerweise nicht unmittelbar beteiligt ist.

Nur auf leicht assimilierbare Stoffe wie Zucker, Mannit o.ä. reagiert er mit schneller Vermehrung und verhält sich dann wie ein zymogener Organismus. Die Ergebnisse verschiedener Autoren zeigten nun, dass *Azotobacter* auf komplexe organische Substanzen wie Stalldung (z.B. CURIE 1931, AHRENS 1963a), Grünsudung (AHRENS unveröffentlicht), Stadtmüll (RUSCHMANN 1959, AHRENS 1963b) sogar häufig negativ anspricht, aber durchaus nicht immer. Ähnliches war beim Feldversuch zu beobachten. Über die Gründe gibt es noch keine Klarheit. Nach eigenen Arbeiten (AHRENS 1963b) scheinen dabei mit grosser Sicherheit Herkunft bzw. Zusammensetzung (Stadt, Dungstätte) sowie der Rottegrad der organischen Stoffe eine Rolle zu spielen.

Von allen untersuchten Merkmalen geben CO_2 -Bildung und DHA wohl am deutlichsten die Abbaufolge der leicht mineralisierbaren Substanzen wieder. Aus den Ergebnissen ist nun zu schliessen, dass die Nachwirkungen dieser relativ grossen Mengen (80 t/ha Fr. M.) von aufbereiteten Siedlungsabfällen gut 3 - 4 Jahre anhalten. Stalldung bei wesentlich geringerer Menge (30 t/ha Fr. M.) zeigte dagegen im 3. Jahr z. T. schon eine Unterbilanz der Umsetzungen. Die Keimzahlen der Cellulosezerersetzer und die der Streptomyceten deuten andererseits auf ein längeres Verharren der schwerer abbaubaren Substanzen hin. Eine solche Interpretation ist allerdings mit der Unsicherheit verbunden, dass die Keime in ein Ruhestadium übergehen können, und die so ermittelten Keimzahlen nicht gleich Aktivität bedeuten müssen.

Zum Schluss sei noch auf 2 Tabellen hingewiesen. Tab. 2 zeigt die relativen Mittelwerte, Tab. 3 die absoluten Mittel- und Extremwerte aller Merkmale aus 15 Untersuchungen. Zusätzlich sind noch die Wassergehalte, die pH-Werte, die N_{\min} -Werte und die Erträge aufgenommen. Die N_{\min} -Werte wurden bereits beschrieben (AHRENS und FARKASDI 1969). Die Abweichungen, die sich hier gegenüber der früheren Veröffentlichung ergeben, resultieren daraus, dass damals das 6. Versuchsjahr noch nicht berücksichtigt werden konnte. Im Prinzip traten jedoch keine Änderungen mehr ein. Aus den Relativzahlen ist erkennbar,

dass die zusätzliche Mineraldüngung insbesondere die BKZ, die CeKZ und selbstverständlich den N_{\min} -Gehalt gefördert hat. Die übrigen Merkmale wurden im Durchschnitt kaum oder sogar negativ beeinflusst. Letzteres war insbesondere bei Azotobacter dann der Fall, wenn zusätzlich Mineral-N gegeben wurde. Eine Ausnahme macht lediglich die reine NPK-Variante. Die Schädigung von Azotobacter durch N-Düngung ist eine bekannte Tatsache (AHRENS 1963). Erstaunlich ist nur, dass sie hier schon nach so wenigen Versuchsjahren eintrat. Auf die Erträge soll hier nicht näher eingegangen werden. Es sei nur darauf hingewiesen, dass sie stark mit dem N_{\min} -Gehalt korrelieren. Die reine NPK-Düngung hatte im Mittel ebenfalls eine leichte Förderung aller mikrobiologischen Merkmale zur Folge. In den einzelnen Jahren war das insbesondere bei der CO_2 -Bildung, der DHA und der PiKZ nicht immer der Fall gewesen. Häufig trat unmittelbar nach der Düngung zunächst eine schwache Hemmung auf, die dann aber später meist in eine Förderung überging. Die angestiegenen pH-Werte in den mit Siedlungsabfällen gedüngten Varianten resultieren aus deren Carbonatgehalt, der zwischen 6 - 9 % lag. Ferner sei auf die gute Übereinstimmung zwischen der CO_2 -Bildung und der DHA hingewiesen. Sie ergibt sich aus dem Zitronensäure-Zyklus, in dem beide Prozesse wurzeln. Die absoluten Werte (Tab. 3) sollen lediglich die Größenordnung der einzelnen Merkmalswerte angeben. An den mittelhohen Werten der Kontrollparzelle ist erkennbar, dass es sich bei dem Versuchsfeld um einen relativ fruchtbaren Boden handelte. Ferner sei auf die starken Schwankungen, insbesondere der gedüngten Parzellen, hingewiesen

Zusammenfassung

1. Die Wirkung der einzelnen Düngerarten auf die mikrobiologischen Merkmale nahm in folgender Reihenfolge ab: Multihum > Mietenkompost > Stalldung > Mineraldünger.
2. Zusätzlich gegebene Mineralstoffe verstärkten die Wirkung vornehmlich am Anfang der Ausbringung organischer Dünger. Die durchschnittlich stärkste Förderung erfuhren die Cellulosezer-setzer. Demgegenüber wurde Azotobacter in Parzellen

Tab. 3: Absolute Werte von 15 Untersuchungen innerhalb 6 Jahren

Düngung		H ₂ O	pH	PKZ	StKZ	PiKZ	AzKZ	CeKZ	DHA	CO ₂	NH ₄	NO ₃
		%	0,1n KCl	10 ⁶ /g	10 ⁶ /g	10 ⁶ /g	10 ⁰ /g	10 ³ /g	TPF/5g	mg/100g	mg/100g	mg/100g
Multihum	H.	21,90	7,35	166,39	18,84	1,290	11900	800,0	1524	152	2,2	9,5
	Ø	16,98	6,86	41,51	10,65	0,393	1844	170,0	781	89	0,8	2,6
	N.	8,83	6,42	12,37	1,78	0,100	421	0,33	88	47	0,0	0,2
Multihum + NPK	H.	20,88	7,30	202,48	22,10	1,820	2565	1750,5	1583	206	7,4	12,4
	Ø	16,36	6,79	49,91	8,56	0,366	1028	261,5	762	91	1,9	5,5
	N.	9,27	6,35	7,34	0,88	0,095	341	5,42	148	47	0,0	0,4
Multihum +PK	H.	21,28	7,48	387,42	12,40	1,270	1877	1300,0	1411	204	1,8	8,9
	Ø	16,57	6,92	60,56	6,22	0,346	1158	233,2	703	91	0,7	2,4
	N.	8,72	6,55	8,57	0,75	0,096	353	10,61	57	51	0,0	0,2
Multihum + NK	H.	21,30	7,20	527,29	48,39	1,450	1696	800,0	1499	168	5,9	10,2
	Ø	16,31	6,76	66,17	8,95	0,362	779	200,7	737	85	1,6	5,2
	N.	8,86	6,35	10,96	0,58	0,094	270	8,32	107	48	0,0	0,5
Mieten- kompost	H.	21,08	7,20	66,09	13,02	1,040	3087	950,0	1526	150	1,9	8,6
	Ø	16,33	6,84	28,28	6,45	0,215	1143	336,6	683	76	0,5	4,5
	N.	7,11	6,42	12,34	0,17	0,091	414	10,60	62	46	0,0	0,3
Mieten- kompost + NPK	H.	21,40	7,08	155,63	23,29	0,658	2086	800,0	1445	150	5,5	11,4
	Ø	16,48	6,72	35,86	6,87	0,307	881	222,9	675	76	1,3	8,8
	N.	8,90	6,25	14,38	0,73	0,096	382	25,0	75	45	0,0	0,3
Stalldung + NPK	H.	20,64	6,23	110,58	27,05	0,392	1522	130,0	1383	102	5,5	9,7
	Ø	15,91	5,98	26,99	6,12	0,218	704	27,4	567	62	1,5	7,9
	N.	8,82	5,45	5,05	0,10	0,086	92	0,44	57	43	0,0	0,2
NPK	H.	20,64	6,40	53,24	26,05	0,397	3532	250,0	1282	92	4,3	10,2
	Ø	15,71	6,11	23,78	6,34	0,201	1081	46,4	534	61	1,1	6,6
	N.	8,82	5,95	7,25	0,53	0,072	171	1,10	42	37	0,0	0,2
ungedüngt	H.	20,70	6,28	33,82	26,88	0,454	2793	80,0	1218	99	1,9	8,9
	Ø	15,77	6,11	19,37	6,58	0,204	1080	22,2	529	60	0,5	3,1
	N.	8,43	5,90	5,77	0,70	0,077	236	0,5	49	29	0,0	0,5

H = Höchstwert

Ø = Mittelwert aus 15 Einzelwerten

N = Niedrigstwert

Tab. 4: Relativwerte im Mittel von 15 Untersuchungen innerhalb 6 Jahren
 (errechnet aus dem relativen Mittel der absoluten Jahresmittelwerte, ungedüngt = 100)

Düngung	H ₂ O	pH	DKZ	StKZ	PiKZ	AzKZ	CeKZ	DHA	CO ₂	NH ₄	NO ₃	Erträge
Multihum	108	112	232	172	180	169	812	152	145	198	125	114
Multihum + NPK	104	111	308	143	171	97	1098	148	148	963	304	142
Multihum + PK	105	113	398	119	168	108	3157	136	147	201	107	114
Multihum + NK	103	111	461	160	170	73	926	143	136	775	307	133
Mieten- kompost	104	112	157	145	104	107	833	133	125	88	140	111
Mieten- kompost + NPK	105	110	187	133	151	83	616	131	123	711	305	132
Stalldung + NPK	101	98	138	101	107	66	125	110	103	751	341	152
NPK	100	100	121	111	103	103	208	103	104	576	255	132
ungedüngt	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

mit N-Zudüngung häufig geschädigt.

3. Im Frühjahr verabfolgte organische Dünger bewirkten in der darauffolgenden Vegetationsperiode eine stärkere Steigerung der Mikroorganismen-tätigkeit als im Herbst verabfolgte.
4. Mietenkompost und Stalldung zeigten in der Regel das Maximum ihrer Wirkung erst in der zweiten auf die Düngung folgenden Vegetationsperiode, Frischkompost bei Frühjahrsdüngung dagegen in der ersten, bei Herbstdüngung jedoch ebenfalls in der zweiten.
5. Reine NPK-Düngung hatte an einzelnen Terminen eine Hemmung der Mikroorganismenaktivität zur Folge. Im Durchschnitt aller Jahre war jedoch eine leichte Förderung von 3 - 21 % eingetreten.
6. Eine in der Tendenz ähnliche Reaktion auf die organische Düngung zeigten CO_2 , Dehydrogenaseaktivität, Bakterien- und mit Einschränkung Pilz- sowie Cellulosezersetzer-Keimzahlen: Anstieg im 1. und 2. und Abfall im 3. Jahr der Düngung. Streptomyceten dagegen nahmen bis auf das letzte Jahr mit grösser werdendem Abstand zum Düngungszeitpunkt zu. Azotobacter zeigte im Gegensatz zu allen anderen geprüften Merkmalen keine regelmässige Beziehung zur Düngung und schien auch durch die organischen Dünger häufig geschädigt.
7. Im Mittel aller Untersuchungen wurden durch die organischen Dünger die einzelnen mikrobiologischen Merkmale in folgender Reihenfolge gefördert: Cellulosezersetzer > Bakterien > Pilze > Streptomyceten > Dehydrogenaseaktivität = CO_2 -Bildung > Azotobacter.
8. Multihum und Mietenkompost zeigten bei der gegebenen Menge von 80 t/ha Fr. M. meist deutlich sichtbare Nachwirkungen bis ins 3. Jahr. Stalldung mit einer gegebenen Menge von 30 t/ha Fr. M. liess dagegen im 3. Jahr häufig schon eine Unterbilanz erkennen.

Literaturverzeichnis

- Ahrens, E. (a): Der Einfluss organischer und mineralischer Dünger auf das Verhalten von Azotobacter und die Möglichkeit seines quantitativen Nachweises. Diss. Giessen 1961. Zbl. Bakt. II. 117, 255-282 (1963)
- Ahrens, E. (b): Die Wirkung von Siedlungskomposten auf die zahlenmässige Entwicklung von Azotobacter. Informationsblatt der I.A.M. 19, 13-16 (1963)
- Ahrens, E. u. G. Farkasdi: Untersuchungen über Stickstoff-Mineralisierung im Boden nach Düngung von verschiedenen stark gerotteten Siedlungsabfällen. Landw. Forsch. 23/II. Sonderheft, 17, 77-87 (1969)
- Andres, O.: Die Anwendung von Müll-Klärschlamm-Komposten im Weinbau. Handbuch Müll- u. Abfallbeseitigung. 3, KZ. 6740 (1965). Erich Schmidt Verlag Berlin
- Banse, H. J.: Beeinflussung der physikalischen Bodeneigenschaften durch Kompostgaben. Informationsblatt der IAM 13, 30-35 (1961).
- Banse, H. J.: Beeinflussung des Bodens in physikalischer Hinsicht. Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung 3, KZ. 6820 (1968). Erich Schmidt Verlag Berlin
- Bericht der Arbeitsgemeinschaft Giessener Universitätsinstitute an das Bundesministerium für Gesundheitswesen. Zusammengestellt von G. Farkasdi, 1969 (unveröffentlicht)
- Borneff, J., G. Farkasdi, H. Glathe u. H. Kunte: Über die Beziehungen zwischen Müllkompostdüngung und krebserregenden Stoffen im Boden und in Nahrungspflanzen. Giessener Berichte zum Umweltschutz. H. 2, Giessen 1972
- Borneff, J., G. Farkasdi, H. Glathe u. H. Kunte: Führt die Verwendung von Siedlungsabfallkomposten zu einer Gefährdung der menschlichen Gesundheit? Müll u. Abfall 5, 101-107 (1973)
- Bucher, R.: Probleme der Müllklärschlammkompostdüngung im fränkischen Weinbau. Bayer. Landw. Jahrbuch 2, 189-203 (1973)
- Curie, I. A.: A method for the study of Azotobacter and its application to fertility plot soils. Soil Sci. 32, 9-25 (1931)
- Chrometzka, P.: Humusprobleme im Hopfenbau - gelöst durch Müll-Klärschlammkompost. Organischer Landbau 4, 77 (1966)
- Danneberg, O. H. u. H. Sistani: Die Wirkung von Stroh- und Klärschlammdüngung auf das Huminstoffsystem einer Braun- und einer Schwarzerde. Z. Pflanzenern. Düng. Bodenkd. 141, 353-365 (1978)

- Farkasdi, G.: Untersuchungen über die Wirkung der granulierten Phosphordüngemittel auf die Mikroflora des Bodens.
Z.Pflanzenern.Düng.Bodenkd. 72, 248-254 (1956)
- Farkasdi, G., H. Holst, E. Homrighausen u. K. H. Knoll: Versuche zur biologischen, bodenkundlichen und hygienischen Bewertung der Flächenkompostierung. Bericht über das Forschungsvorhaben "Abfallbeseitigung Nr. 1-2-3-4/70 A" an das BMI, Giessen 1976 (unveröffentlicht).
- Hilkenbäumer, F., u. G. Reinken: Die Anwendung von Müll-Klärschlamm-Komposten im Obstbau.
Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung 3, KZ.6720 (1964), Erich Schmidt Verlag Berlin
- Hirschheydt, A. v.: Jahresberichte der Zentralstelle für Fragen der Beseitigung und Verwertung von Abfallstoffen im Pflanzenbau an der EAWAG.
Zürich-Dübendorf 1969-1977
- Homrighausen, E.: Ein Beitrag zur Kenntnis des Bodenabtrags in den Weinberglagen der Gemarkung Nackenheim.
Weinberg und Keller 2, 185 (1962)
- Homrighausen, E. u. U. Hochmuth in: Zwischenbericht der Arbeitsgemeinschaft Giessener Universitäts-Institute an das Bundesministerium für Gesundheitswesen.
Vorgelegt von H. Glathe, 1967 (unveröffentlicht).
- Homrighausen, E. u. U. Hochmuth: Untersuchungen über die Klärung bodenkundlich-technologischer Verfahren zur Verbesserung schwieriger Weinbergsböden.
Die Wein-Wissenschaft 25, 249-276 (1970)
- Isermeyer, H.: Eine einfache Methode zur Bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden.
Z.Pflanzenern.Düng.Bodenkd. 56, 26-38 (1952)
- Kick, H., N. Voss u. B. Sappok: Untersuchungen über die Verfügbarkeit der Pflanzennährstoffe N, P und K in Müll- und Müllklärschlammkomposten.
Landwirtsch.Forsch. 12, 97-110 (1959)
- Kick, H.: Die Problematik der anorganischen Schadstoffe bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen.
Giessener Berichte zum Umweltschutz H.4, 51-64.
Giessen 1974
- Klenk, E.: Zehnjährige Erfahrungen mit der Anwendung von Müllkompost im Weinbau. Vortrag Bad Kreuznach 1956
- Pain, A. K.: Effect of Compost on Nutrient Quality of Food.
Compost Science III, 40-42 (1962)
- Peyer, E.: Versuche zur Verhütung von Schwemmschäden im Reb-
bau und deren Messung.
Schweizerische Z.f.Obst-u.Weinbau 67, 597-608 (1958)
- Ruschmann, G.: Müll- und Unkrautbekämpfungsmittel als Boden-
gifte.
Organ.Landbau 2, 15-16 (1959)
- Sauerlandt, W.: Die Kompostierung städtischer Siedlungsabfälle zur Verringerung der Humuslücke. Vortrag anlässlich der Tagung "Kompostierung von Müll und Klärschlamm" 1956 in Bad Kreuznach.
Vortragsheft, 19-29 (1956)

- Sauerlandt, W.: Die Beurteilung verschieden aufbereiteter Müllkomposte mittels des Feldversuches.
Informationsblatt der IAM 13, 21-30 (1961)
- Schrader, Th.: Müllkompost und Rebenbau. Vortrag 13. Internat. Konvent für Vitalstoffe, Ernährung und Zivilisationskrankheiten, Luxemburg 1967
- Seibert, W. u. H. Kick: Ein zwölfjähriger Feldversuch zur Wirkung von Müll- und Müllklärschlammkomposten, Stallmist auf Ertrag, Nährstoff- und Humushaushalt des Bodens.
Landwirtsch. Forsch. 23, 13-22 (1970)
- Steigerwald, E. u. U. Springer: Weitere Versuche mit Müll, Müllkompost und Müllklärschlammkomposten 1950-1952.
Z. Pflanzenbau, Pflanzenschutz 4, 193-220 (1953)
- Surber, E.: Die Anwendung von Müll-Klärschlamm-Kompost in der Forstwirtschaft. Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung 2, KZ. 6750 (1964), Erich Schmidt Verlag Berlin
- Thalman, A.: Zur Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels TTC (Triphenyltetrazoliumchlorid)
Bodenbiologie, Int. Mitteilungsblatt Inst. Pasteur Paris 6, 46-47 (1966)
- Tietjen, C. u. K. Gierke: Erstwirkung und erste Nachwirkung von verschiedenen aufbereiteten Müllkomposten auf Ertrag und Nährstoffaufnahme.
Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkd. 23, 109-125 (1961)

Die Ausbildung des Humuskomplexes im Verlauf der
Verrottung von Siedlungsabfällen.

von

Rochus, W. +

Zur Beseitigung von Siedlungsabfällen wird heute -neben der Deponie und Verbrennung- in zunehmendem Maße die Kompostierung verwendet. Auf diese Weise können feste und flüssige Abfallstoffe, vorwiegend Hausmüll und Klärschlamm aus kommunalen Anlagen, durch biologische Prozesse unter starker Volumenreduktion zu Produkten verarbeitet werden, die hauptsächlich in der Landwirtschaft und in gärtnerischen Betrieben Verwendung finden oder auch ohne Bedenken deponiert werden können. Dabei wird die Herstellung eines hygienisch einwandfreien, pflanzenphysiologisch unschädlichen und äußerlich ansprechenden Materials von möglichst gleichbleibender Qualität, d.h. gleichbleibender Zusammensetzung, angestrebt.

Hierzu gibt es mehrere Verfahren, die auch eine Beeinflussung des Rotteprozesses durch Steuerung von einflussnehmenden Faktoren ermöglichen, wozu insbesondere Feuchtigkeit, Temperatur, Belüftung, Rottezeit und -verfahren gehören. So kann z.B. ein relativ wenig zersetztes organisches Material für die Verwendung in der Landwirtschaft und im Weinbau oder ein gut verrottetes, ausgereiftes Material für die Verwendung im Gartenbau hergestellt werden, welches als Bodenverbesserungsmittel bzw. als Kultursubstrat hervorragende Eigenschaften aufweist und gleichzeitig einen Teil des Nährstoffbedarfs der Pflanzen enthält.

Die industrielle Kompostierung erfolgt in der Regel in zwei Abschnitten,

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

- 1) als Schnellrotte in Rottezellen, -türmen oder -trommeln, wobei hauptsächlich durch bakterielle Tätigkeit leicht abbaubare organische Substanzen (Kohlenhydrate, Fette, Eiweiße u.dgl.) zersetzt werden und gleichzeitig auch eine Entseuchung und Entwässerung des Materials stattfindet, und
- 2) als langsamer verlaufende Nachrotte und -wesentlich mit durch pilzliche Mikroorganismen bewirkte- Reifung des Frischkompostes in Mieten, die durch deren Anordnung und eventuelle Umsetzung ebenfalls noch beeinflussbar ist. Hierbei wird auch Cellulose und Lignin in größerem Umfang mit in die Humufizierungsprozesse einbezogen, die während der Vorrotte nur wenig angegriffen werden.

Durch entsprechende Führung der Rotteprozesse lassen sich auch unerwünschte Verluste an wertvoller organischer Substanz im gewissen Umfang vermeiden.

Um ein den gestellten Anforderungen entsprechendes Material unter optimalen Bedingungen auch im großtechnischen Maßstab gewinnen zu können, sind möglichst umfassende Kenntnisse über die beteiligten biologischen, chemischen und physikalischen Prozesse in den einzelnen Rottephasen erforderlich, auf die aus dem Verlauf der Rotte und auch aus den jeweils gebildeten Abbau- und Umbauprodukten Rückschlüsse gezogen werden können. Hierzu gibt es eine ganze Reihe von Untersuchungen verschiedener Autoren, die sich aber vorwiegend mit dem Verlauf der Wärmetönung und Sauerstoffverbrauchsmessungen während der Rotte, mit Keimungstesten, Nährstoff-, Schwermetall- und Spurenelementbestimmungen, mit phytotoxischen, hygienischen und mikrobiologischen Kriterien des gesamten Kompostmaterials u.ä. Parametern befassen.

In der vorliegenden Arbeit wird nun über Untersuchungen zur Klärung des Kompostierungsverlaufs berichtet, welche die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Humuskomplexe von frischen, reifenden und ausgereiften Müll-Klärschlamm-Komposten zum Gegenstand haben. Weiterhin werden Analysendaten mitgeteilt, die zur Charakterisierung der aus dem ursprünglichen organischen Material im Verlauf von vorwiegend mikrobiologischen, aber auch chemischen Abbau- und Umbau-

prozessen gebildeten Humuskomplexe auf Grund ihrer substanzuellen Zusammensetzung verwendet werden können.

Die erforderliche Aufgliederung der Humuskomplexe in einzelne Fraktionen und die Untersuchung ihrer Dynamik im Verlauf der Rotte und Reifung ist für die retrospektive Klärung des Verlaufs der Kompostierung sehr wesentlich. Die heute verwendeten Kenngrößen (z.B. Gesamt-organische Substanz, Wassergehalt, C- und N-Gehalt, C/N-Verhältnis) sind u.E. zu global und geben nur unzureichend Auskunft über die wechselnde Zusammensetzung des Humuskomplexes in den einzelnen Stadien der Kompostierung und damit über die Dynamik der organischen Substanz während der Rotteprozesse.

Material und Methoden

6 Proben zu jeweils 500 g eines homogenen Müll-Klärschlamm-Gemisches mit etwa 55 % Feuchtigkeitsgehalt werden unterschiedlich lange (3, 8, 15, 29, 64 und 106 Tage) in 1500 ml fassenden Dewar-Gefäßen, wie von NIESE (Habilitationsschrift 1969, Giessen) beschrieben, kompostiert. Das geschieht in Brutschränken mit Luftumwälzung und Temperatursteuerung. (Für die Präparation der Proben sei auch an dieser Stelle Herrn Prof.Dr.Niese herzlich gedankt)

Nach den angegebenen Rottezeiten werden die einzelnen Proben mit 2 N HCl angesäuert und in Extraktionssäulen langsam (2 l in 24 Std.) mit 0,1 N HCl erschöpfend extrahiert, wobei Mineralstoffe, organische Nichthuminstoffe und Fulvosäuren-Anteile entfernt werden. Der Extrakt wird im Rotationsverdampfer eingedampft und analysiert.

Nach Entfernung der HCl mit dest. Wasser werden die Proben mit 0,1 N KOH wiederum erschöpfend extrahiert. Der Extrakt enthält die Huminsäuren, Kieselsäure-Huminsäuren und alkalilöslichen Fulvosäuren. Er wird mit HCl neutralisiert (pH 6). Nach 48 Std. werden die abgeschiedenen Kieselsäure-Huminsäuren abzentrifugiert, gewaschen und analysiert.

Das Zentrifugat wird mit HCl angesäuert. Die danach ausgeflockten Huminsäuren werden abzentrifugiert, gewaschen und analysiert. Das Zentrifugat enthält die alkalilöslichen Fulvo-

säuren, es wird im Rotationsverdampfer eingedampft. Die gewonnenen Fulvosäuren werden zusammen mit den säurelöslichen Fulvosäuren analysiert.

Nach Verdrängung der KOH mit dest. Wasser geht bei weiterer Elution mit dest. Wasser eine an organischer Substanz reiche Tonfraktion, ein Ton-Humus-Komplex, in Suspension. Er wird abzentrifugiert, gewaschen und analysiert.

Abschließend wird der in der Extraktionssäule verbleibende, erschöpfend extrahierte Rückstand analysiert.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in den Tabellen 1-3 zusammengestellt.

Wie ersichtlich, nimmt die organische Substanz im Kompost während der Vorrotte und daran anschließend schnell, während der Reifung nur noch langsam ab.

Im Temperaturbereich der mesophilen Mikroorganismen, also etwa bis 55°C, wird der größte Teil der Kohlenhydrate schon während der Selbsterhitzung abgebaut, ebenso Eiweißsubstanzen, Fette u.ä. Ein weiterer Teil der Ausgangssubstanzen wird anschließend bei höheren Temperaturen, wo die thermophilen Mikroorganismen aktiv sind, zersetzt. Bei sinkender Temperatur kommt es dann zu einer Umorientierung der Mikroorganismenpopulation, die Mesophilen nehmen wieder zu und greifen die schwerer abbaubaren Substanzen, wie auch Lignin, Cellulose und inkludierte Verbindungen an, wobei während der Reifungsphase pilzliche Mikroorganismen wesentlich beteiligt sind.

Die neu gebildeten Huminstoffe und die postmortal humifizierten Mikroorganismenrückstände gehen mit in den Humuskomplex über und beeinflussen damit seine Zusammensetzung.

Dementsprechend steigt z.B. der C-Gehalt der organischen Substanz während der vor- und Nachrotte zunächst stärker, später langsamer an. Der N-Gehalt steigt insbesondere während der Vorrotte. Nach einer Stagnation während der Umorientierung der Mikroorganismenpopulation nimmt er dann wieder zu.

Das C/N-Verhältnis nimmt demzufolge anfangs ab, weist nach der thermophilen Bakterienphase ein Maximum auf und wird dann wieder enger.

Der erschöpfend extrahierte Rückstand nimmt anfangs stark ab, die Abnahme stagniert nach der Vorrotte und nimmt anschließend wieder zu. Sein Aschegehalt steigt mit zunehmender Rottedauer, entsprechend nimmt die organische Substanz ab. Der stärkere Abfall zum ausgereiften Kompost ist durch den zeitlichen Abstand von der vorletzten Probe (64 Tage) zu erklären.

Der im Verlauf der Kompostierung eingetretene Verlust an organischer Substanz ergibt sich aus der Differenz von ursprünglich vorhandener und letztlich wiedergefundener. Nach der Vorrotte wird dieser scheinbar geringer, bevor er während der Reifung wieder zunimmt. Berechnet man aber den absoluten Verlust, so nimmt er kontinuierlich ab. Zum Schluß ergibt sich ein höherer Wert, der durch den großen zeitlichen Abstand zur vorletzten Probe und dem während dieser Zeit erfolgter Abbau von organischer Substanz -insbesondere Cellulose und Lignin- durch pilzliche Mikroorganismen bedingt wird.

Es kann also festgestellt werden, daß die Huminstoffbildung bereits während der Vorrotte einsetzt. Wie aus der Tab. 2 ersichtlich, überwiegt zunächst die Bildung von Fulvosäuren (Maximum in der zweiten Rottephase, stärkere Abnahme zum Ende der Kompostierung). Während der Erhitzungsphase beginnt dann die Bildung der Huminsäuren im größeren Umfange (Maximum in der zweiten Rottephase und Abnahme gegen Ende der Kompostierung).

Die Bildung von Kieselsäure-Huminsäuren beginnt bereits sehr frühzeitig, wobei offenbar Huminsäuren in statu nascendi Si in die Moleküle einzubauen vermögen. (Maximum in der 2 und 3 Rottephase, dann wieder Abnahme). Diese Fraktion unterliegt, wie die anderen (s. Tab. 2), einem Aufbau, Abbau oder Umbau während der Rotte. Dieses kann im wesentlichen nur durch mikrobielle Tätigkeit bedingt sein.

Auch die Bildung von Ton-Humus-Komplexen beginnt schon während der Vorrotte. Von den hier zunächst fixierten Anteilen der organischen Substanz wird ein großer Teil durch die thermophilen Mikroorganismen wieder abgebaut. Später bilden sich neue Komplexe. Diese nehmen während der Reifezeit deutlich zu und bilden einen wesentlichen Bestandteil des ausge-

reiften Kompostes.

Aus der Tab. 3 ist der N-Gehalt der Fulvosäuren, Huminsäuren und Kieselsäure-Huminsäuren während der einzelnen Rottestadien zu entnehmen. Im Non-Humus-Komplex und im Rückstand ist er sehr gering und kann vernachlässigt werden. Die Hauptmenge des Stickstoffs wird, wie ersichtlich, in die Huminsäuren eingebaut, deren N-Gehalt ständig zunimmt. In der letzten Reifungsphase nimmt er allerdings ab, was im Zusammenhang mit dem hier erfolgenden Abbau schwerer zersetzlicher organischer Substanz stehen dürfte. (vgl. Tab. 1, Spalte 10 u. 11).

Der N-Gehalt der Fulvosäuren und Kieselsäure-Huminsäuren weist nach dem Abklingen der Aktivität von thermophilen Mikroorganismen ein Minimum in der 2. bzw. -bei den etwas stabileren, schwerer abbaubaren Kieselsäure-Huminsäuren- in der 3. Rottephase auf.

Das in der Tab. 3 aufgeführte C/N- und Fulvosäure/Huminsäure-Verhältnis sowie der steigende Aschegehalt der Huminsäuren (durch Einbau von anorganischen Komponenten) und Kieselsäure-Huminsäuren (durch Abbau von organischer Substanz) sind weitere Kriterien für den fortschreitenden Kompostierungsablauf.

Probe Nr.	Rottezeit (Tage)	Rotte-temp. (°C)	Org. Sub. id.TS (%)	C-Geh. i.d. OS (%)	N-Geh. d.OS (%)	C/N d.OS	eeR (% d. TS)	Asche i.eeR (%)	OS in eeR (%)	Verlust in % abs. d.OS (in%)	
I	3	73	58,8	25,3	0,64	39,5	48,4	53,7	46,3	53,1	31,2
II	8	73	50,9	32,0	0,88	36,4	40,5	56,6	43,4	49,8	25,3
III	15	70	44,6	36,5	0,82	44,5	35,6	58,0	42,0	51,2	22,8
IV	29	65	42,3	38,0	0,89	42,7	34,0	59,7	40,3	52,2	22,1
V	64	40	38,2	40,2	0,98	41,0	30,7	62,3	37,7	56,9	21,7
VI	106	25	37,7	40,8	1,06	38,4	31,2	67,3	32,7	60,5	22,8

Tabelle 1

Analytische Daten der Kompost-Proben

(OS = organische Substanz

(eeR = erschöpfend extrahierter Rückstand

Nr.	FS	HS	SiHS	THK	ee R
I	2,9	0,76	1,85	1,46	48,4
II	3,76	2,68	2,41	0,99	40,5
III	3,21	2,19	2,16	1,02	35,6
IV	3,03	2,34	1,31	1,24	34,0
V	1,98	1,92	1,09	1,10	30,7
VI	1,76	1,83	1,21	1,40	31,2

Tabelle 2. Huminstofffraktionen (in % vom Kompost)
 FS = Fulvosäuren; HS = Huminsäuren;
 SiHS = Kieselsäure-Huminsäuren; THK =
 Ton-Humus-Komplex; eeR = erschöpfend
 extrahierter Rückstand.

Probe Nr.	N-Gehalt (in %)			C/N d.HS	Aschegeh.		FS/ HS
	FS	HS	SiHS		d.HS	d.SiHS	
I	1,12	4,81	3,85	11,8	1,9	55,8	3,8
II	0,79	5,61	1,01	10,2	2,1	56,6	1,4
III	0,84	5,86	0,61	9,9	2,5	58,0	1,5
IV	0,87	6,01	0,93	9,7	2,9	59,7	1,3
V	1,23	6,18	1,32	9,5	3,1	62,3	1,0
VI	1,31	5,61	1,75	10,6	3,9	67,3	0,9

Tabelle 3. N-Gehalte (in %) der FS-, HS- und SiHS-
 Fraktion, sowie C/N-Verhältnis der HS,
 Aschegehalte und FS/HS-Verhältnis



Verwendung von aufbereiteter Schälrinde als Humus-
dünger
von
W. Tepe*

In der Bundesrepublik fallen jährlich 1,5 Mio. to = 3 Mio. cbm Schälrinde in Sägewerken, Papier- und Plattenfabriken an. Der größte Teil davon wandert auf die Deponie. Etwa 20 % werden genutzt zur Plattenherstellung, in Ziegelbrennereien, für die Verfeuerung in Spezialöfen und als Mulchmaterial in Weinbergen.

In allen walddreichen Ländern, die keine Torfvorkommen haben, ist die Kompostierung der Rinde unter Zusatz von Kalk und Stickstoff seit langem im Gebrauch. Die langfristige Kompostierung ist teuer (rd. 15,- DM/cbm) und die Anwendung des Kompostes als Humusdünger auf Grund der hohen Transportkosten auf Entfernungen bis 40 km beschränkt.

Die natürlichen Funktionen der Rinde für den Baum geben ihr als Humusdünger eine Reihe von negativen Eigenschaften:

1. Als Verdunstungsschutz des Baumes ist die Rinde schwer benetzbar.
2. Das weite C/N-Verhältnis der Rinde von 100-150/1 schützt den Baum vor Wildverbiß, ist aber als Humusdünger sehr ungünstig.
3. Der hohe Gerbstoff- und Bitterstoffgehalt wirken bakterizid und fungizid, verleihen der Rinde aber wuchshemmende Eigenschaften.

Für die Verwendung der Rinde als gärtnerisches Substrat kommen noch folgende Nachteile hinzu: die zu hohe Mn- und zu niedrige Cu-Aktivität (1) und die niedrige Kapillarität von 1 cm/5 Min.

Tabelle 1

Aschenanalyse von Kiefernrinde						
<u>K₂O</u>	<u>Na₂O</u>	<u>CaO</u>	<u>Mg</u>	<u>N</u>	<u>P₂O₅</u>	<u>H₂O-Gehalt</u>
g/100 g Trockensubstanz						
0,19	0,02	1,90	0,08	0,42	0,09	20 %
<u>Fe</u> <u>Mn</u> <u>Zn</u> <u>Cu</u>						
ppm						
		1000	1200	148	20	

* Institut für Bodenkunde u. Pflanzenernährung der FAG Geisenheim

Tabelle 2

Aktivität der Kiefernrinde in mg/1 Liter						
<u>K₂O</u>	<u>Na₂O</u>	<u>CaO</u>	<u>Mg</u>	<u>N</u>	<u>P₂O₅</u>	<u>SO₄</u>
196	10	60	18	7	34	40
<u>Fe</u>	<u>Mn</u>	<u>Zn</u>	<u>B</u>	<u>Cu</u>	<u>Mo</u>	
0,37	9,00	0,80	0,26	0,03	0,02	

Gesamtaktivität: 0,34 g/Liter
 pH(CaCl₂) = 4,5, pH(H₂O) = 5,2

Die Gehaltswerte der Rinde schwanken ähnlich wie beim Holz in nicht allzu weiten Grenzen, dabei ist festzustellen, daß die Baumart einen geringeren Einfluß ausübt als der Standort. Auffallend für alle Rinden sind die hohen K- und Mn-Aktivitäten, die Cu-Aktivität ist immer gering. Die Mn-Aktivität liegt für gärtnerische Substrate im toxischen Bereich.

Tabelle 3

Mineralisationsraten von Rinde, Sägemehl und Torf .
 Methode Isermeyer; Dauer vom 28.12.76 - 16.7.77:

<u>Substrat</u>	<u>Einwaage</u>	<u>Tr.-Gew.</u>	<u>veratmet</u>	<u>Zersetzungsrate</u>
	<u>ml</u>	<u>g</u>	<u>mg</u>	<u>in %</u>
Torf	50	4,9	39	0,015
TKS 1	50	5,0	48	0,018
Rinde ungedüngt	50	9,0	394	0,081
Rinde gedüngt	50	9,1	534	0,109
Sägemehl ungedüngt	50	7,8	229	0,054
Sägemehl gedüngt	50	8,4	274	0,060

Die Zersetzungsraten der Rinde sind zwar niedrig, aber doch rd. 10 mal höher als Torf, was ^{bei} dem schlechten C/N-Verhältnis zur N-Festlegung im Boden führen muß.

Die Frage ist nun, wie man die negativen Eigenschaften der Rinde beseitigen kann. Durch die langfristige Kompostierung bei pH-Werten zwischen 5,5 und 6,0 und Temperaturen von anfangs 70° C und später 40° C läuft eine langsame Oxidation ab, die bewirkt, daß die hydrolyisierbaren Gerbstoffe und die Catechine aufoxidiert und damit wasserunlöslich werden, gleichzeitig oxidiert das Mn II zu Mn IV. Die Oxidation beseitigt auch die Schwerbenetzbarkeit der Rinde weitestgehend, die Wasserkapazität steigt von 20 Vol. % nach der Kompostierung auf 40 - 45 Vol. %. Je nach N-Zugabe verengt sich das C/N-Verhältnis.

Ziel unserer Forschung war es, die Kompostierung zu umgehen, weil a) diese teuer ist und b) in der Regel bei Werken mit Anfallmengen von 25.000 - 100.000 cbm jährlich kein Platz für Komposthaufen vorhanden ist. Das ist uns gelungen. Wir benetzen die Rinde mit einer Lösung von Ca(OH)_2 , Kalksalpeter und Kupfersulfat.

Tabelle 4

Rindenaufbereitung je cbm geschnittener Rinde.

	120 - 160	Liter Wasser
+	2 - 3	kg CaO
+	2 - 4	kg $\text{Ca(NO}_3)_2$
+	0,05 - 0,1	kg $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$

Der pH-Wert steigt nach der Behandlung auf pH 10 - 11, geht aber nach einigen Tagen auf 5,8 zurück. Im stark alkalischen Bereich oxidieren die Gerbstoffe sofort, sowohl die hydrolyisierbaren als auch die Catechine. Die Mn-Aktivität geht von 9 - 11 mg Mn/Liter auf 3 - 4 mg zurück. Das verbesserte C/N-Verhältnis verhindert für 1 Jahr eine N-Festlegung im Boden und die Cu-Aktivität kommt aus dem Mangelbereich heraus.

Wir haben dann die Wirkung obiger Behandlung überprüft, einmal die aufbereitete Rinde als Substrat für gärtnerische Kulturen und andererseits als Torfersatz im Freiland.

Als Substrat in der Mischung 1:1 mit Weißtorf ergaben sich im Vergleich zu TKS 1 in 3 Jahren gleiche Kulturerfolge mit 45 Kulturen. Die Pflanzen in der Rindemischung waren gegenüber den TKS-Pflanzen kompakter und gedrungener im Wuchs, wie in Bildern gezeigt wurde. Die Grunddüngung des Rinden-Torfgemisches war dem TKS 1 angeglichen.

Als Torfersatz in der Freilanddüngung liegen mit der aufbereiteten Rinde zu Gemüse und Rasen zweijährige Versuche vor.

Tabelle 5

Rindendüngung zu Rasen 1977 und 1978

Liter je m²

	0	10R ₄	20R ₄	30R ₄	40R ₄	30R ₀	0	10T	20T	30T	30T
1977				8 Schnitte = kg Gras/m ²							
	3,2	3,3	4,1	5,0	5,1	3,9	3,4	3,7	4,1	4,1	4,0
1978				6 Schnitte = kg Gras/m ²							
	2,1	2,1	1,9	1,9	1,6	1,6	2,0	2,1	2,3	2,4	2,7

R₄ = Rinde + 4 kg Kalksalpeter, R₀ = Rinde ohne Kalksalpeter,
T = Torf (Weißtorf).

Es zeigte sich folgende Tendenz: Im ersten Jahr war die Rindendüngung dem Torf überlegen, der Mehrertrag gegenüber der 0-Parzelle betrug bei der Rinde 90 %, bei Torf 20 %, und im 2. Jahr ergab die N-Festlegung im Boden für die Rinde einen Minderertrag von 24 %, während Torf den Mehrertrag auf 35 % steigerte.

Die Aufbereitung der Rinde mit Schneiden und Benetzen (Lösung Tabelle 4) kostet rd. 5,- DM/cbm. Diese Rinde wird heute mit 25,- bis 35,- DM/cbm frei Baustelle oder Anbaufläche geliefert und ist damit billiger als Torf mit 35,- bis 45,- DM/cbm.

Die Anwendung ist gegenüber Torf wesentlich einfacher. Sie braucht nicht wie Torf angefeuchtet zu werden, Rinde ist windbeständig, kann also ausgebreitet lange Zeit liegen, und da die Rinde lose

angeliefert wird, ist sie diebessicher, was Ballentorf bekanntlich nicht ist. Im Hinblick auf die zukünftige Verknappung des Weißtorfes in der Bundesrepublik kann aufbereitete Rinde in vielen Fällen den Torf als Humusdünger ersetzen.

Schrifttum:

- 1) Tepe, W.: Die Bedeutung der Aktivität der Nährstoffe im Boden für die Ernährung der Reben.
Rebe und Wein 1/78, 20-22.



Die Entwicklung einer Braunerde aus Geschiebesand
als Folge einer ~ 70jährigen Verrieselung von
Siedlungsabfällen.

von

Alaily, F. und R. Horn*

In neuerer Zeit wird in verstärktem Maße nach Methoden und Wegen zur Beseitigung von u.a. Siedlungsabwässern gesucht. Als eine dabei häufig diskutierte und angewandte Methode wird die Verrieselung von Abwässern auf Acker- und Waldstandorten angesehen. Denn gleichzeitig neben der Ausnutzung der Filterfunktion vom Boden erhofft man sich bei dieser Verrieselung eine positive Wirkung für die Bodenfruchtbarkeit (BAUMANN und BRAMM 1976, HÜSER 1976).

Die jedoch ebenfalls unter Umständen auftretenden negativen Auswirkungen einer Verrieselung auf die Eigenschaften des Bodens als Pflanzenstandort sind dahingegen bisher wenig untersucht worden und sind daher Gegenstand unserer Betrachtungen.

Die Untersuchungen wurden an 2 Braunerden aus Geschiebesand durchgeführt, wobei der belastete Boden auf den Berliner Rieselfeldern seit ~ 70 Jahren mit jährlich durchschnittlich 3000 mm Abwasser überstaut wurde. Diese Gesamtwassermenge wird auf ~ 5-8 Berieselungsvorgänge verteilt.

Durchgeführte Untersuchungen

- 1) Bestimmung der Korngrößenverteilung zur Überprüfung der Vergleichbarkeit der beiden Standorte.

* Institut für Ökologie -Bodenkunde- der Technischen Universität, Englerallee 19/21, 1000 Berlin 33.

- 2) Kontinuierliche Messung der Wasserspannungen und Redoxpotentialwerte in verschiedenen Tiefen im Verlauf einer Vegetationsperiode (1977) sowie während der Berieselungsvorgänge.
- 3) Bestimmung der Gehalte an organischer Substanz und der pH-Werte in den Böden, da die organische Substanz die Redoxpotentiale der Böden beeinflusst und durch die pH-Werte die Reduzierbarkeit von u.a. Eisen und Mangan verändert wird.
- 4) Bestimmung der Gehalte an Fe und Mn im Boden als Maß für die im Laufe von 70 Jahren Berieselungen durch Redoxpotentialreaktionen auftretenden Veränderungen.

Ergebnisse

In Abb. 1 ist die Korngrößenverteilung der beiden Standorte dargestellt. Hieraus wird deutlich, daß beide Böden vorwiegend aus Mittel- und Feinsand bestehen und der Schluff- und Tongehalt mit der Tiefe abnimmt. Dies bedeutet, daß die Böden miteinander vergleichbar, in sich jedoch heterogen aufgebaut sind.

Der Verlauf der Wasserspannungskurven während der Vegetationsperiode 1977 in verschiedenen Tiefen sowie die Niederschlagsverteilung in demselben Zeitraum ist in Abb. 2 für die beiden Standorte dargestellt. Aus den Kurvenverläufen wird deutlich, daß die Braunerde unter Rieselfeldnutzung meist niedrigere Wasserspannungen und damit höhere Wassergehalte aufweist als der Waldstandort. Diese höheren Wassergehalte sind zum einen auf die zusätzlichen Rieselwassermengen (Ber.) sowie auf die durch Sackungsverdichtung (Abnahme des Grobporenvolumens und geringfügige Zunahme des Mittelporenanteils) veränderten Wasserleitfähigkeits- sowie Speicherverhältnisse zurückzuführen. Weiterhin lassen sich die Unterschiede in der Höhe der Wasserspannungen mit Vegetationseinflüssen sowie Unterschieden in der Niederschlagsverteilung erklären.

Der Jahresgang der Redoxpotentialwerte in verschiedenen Tiefen ist in Abb. 3 dargestellt. Während die Redoxpotentialwerte in der Braunerde unter Wald stets oberhalb 400 mV liegen, treten in der Braunerde unter Rieselfeldnutzung größere Unterschiede auf, wobei die Werte mit zunehmender Tiefe sinken.

Diese Unterschiede im Hinblick auf die Werte für die Wasserspannung als auch für die Redoxpotentiale werden während des Berieselungsvorganges noch verstärkt (s. Abb. 4).

Unmittelbar nach Beginn der Berieselung sinken synchron mit der Abnahme der Wasserspannung die Redoxpotentialwerte deutlich ab, wobei die intensivste Abnahme in einer Tiefe von 50 cm auftritt, wohingegen in einer Tiefe von 25 cm sowie in 100 cm geringere Werte gemessen wurden. Betrachtet man die zeitliche Dauer dieser niedrigen Werte, so zeigt sich, daß, obwohl die Werte für Wasserspannungen bereits 6 h nach Beendigung der Berieselung wieder ansteigen und damit das Luftvolumen im Boden wieder zunimmt, die Redoxpotentialwerte erst zeitlich verzögert reagieren. Hierbei tritt der langsamste Anstieg in einer Tiefe von 50 cm auf. Als Ursache für diese Unterschiede in der Geschwindigkeit des Anstieges ist für den Bereich um 100 cm Tiefe höchstwahrscheinlich das Fehlen organischer Reduktoren (vgl. C_{org} in Abb. 5) zu nennen, wohingegen der Anstieg im Oberboden auf die Möglichkeit eines direkten Sauerstoffaustausches mit der Atmosphäre zurückzuführen ist. In der Tiefe von 50 cm hingegen tritt dieser Austausch nur verzögert ein.

Die Gehalte an Eisen und Mangan nehmen in Abb. 5 mit Ausnahme des C_{gt} -Horizontes (Waldstandort) mit der Tiefe ab und zeigen damit eine ähnliche Tendenz wie die Tiefenfunktion von Schluff und Ton (Fe: $r = 0.695^{**}$; Mn: $r = 0.651^{**}$). Dies weist darauf hin, daß die genannten Elemente vorwiegend in Schluff- und Ton- und weniger in Sandfraktionen (\emptyset Fe: 0.06 % u. Mn: 25 ppm) vorhanden sind (vgl. auch BLUME et al. 1978, SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 1976).

Bezieht man daher die Gehalte von Fe und Mn auf die Gehalte an Schluff und Ton, so wird deutlich, daß der Fe + Mn-Gehalt in beiden Standorten mit der Tiefe abnimmt und in größeren Tiefen (>100 cm) wieder ansteigt. Die niedrigsten Werte an Fe und Mn treten in einer Tiefe um 50 cm im Rieselfeld auf (s. Abb. 6). Die relativ hohen Werte an Fe und Mn in dem Oberboden der beiden Standorte sind zum einen auf die Pumpwirkung der Vegetation und bei der Braunerde unter Rieselnutzung zum anderen auf die Zufuhr von Fe und Mn über das Rieselwasser zurückzuführen.

Die niedrigen Werte an Fe und Mn im Unterboden der Braunerde unter Wald sind auf die Verarmung infolge Versauerung des Bodens zurückzuführen (vgl. pH-Werte in Abb. 5).

Da aber der eine Mobilisierung induzierende Parameter pH-Wert als Ursache für die stärkere Verarmung im Rieselfeldstandort auszuschließen ist, muß diese Verarmung auf die Dauer und Intensität der niedrigen E_h -Werte zurückgeführt werden.

Schlußfolgerung

Der Vergleich der Braunerden unter Wald- und Rieselfeldnutzung macht deutlich, daß als Folge der Berieselung der pH-Wert erhöht, das Gesamtporenvolumen verringert und der Oberboden (0-50 cm) an Fe sowie Mn verarmt ist. Als Ursache für die Verarmung sind die während der Berieselung sehr stark erniedrigten Redoxpotentialwerte zu nennen. Eine erneute Ausfällung scheint für Eisen (siehe Abb. 6) in Tiefen >100 cm gegeben zu sein, wohingegen Mangan bis zum Ende der untersuchten Bodentiefe (2 m) nicht filtrierbar ist.

Literatur

- BAUMANN, H. und A. BRAMM, 1976: Einflüsse der Abwasserbehandlung auf oberflächennahes Grundwasser. - Mitt.Dtsch. Bdkd.Ges. 23, 191-199.
- BLUME, H.-P., M. HORBERT, R. HORN und H. SUKOPP, 1978: Zur Ökologie einer Großstadt (Berlin W). - Dtsch. Rat für Landespflege, im Druck.
- HÜSER, R., 1976: Transport von Bioelementen in einem mit Fichte bestockten Lößlehm nach Klärschlammapplikation. - Mitt.Dtsch. Bdkd.Ges. 23, 181-189.
- SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL, 1976: Lehrbuch der Bodenkunde. - Enke Verlag, Stuttgart.

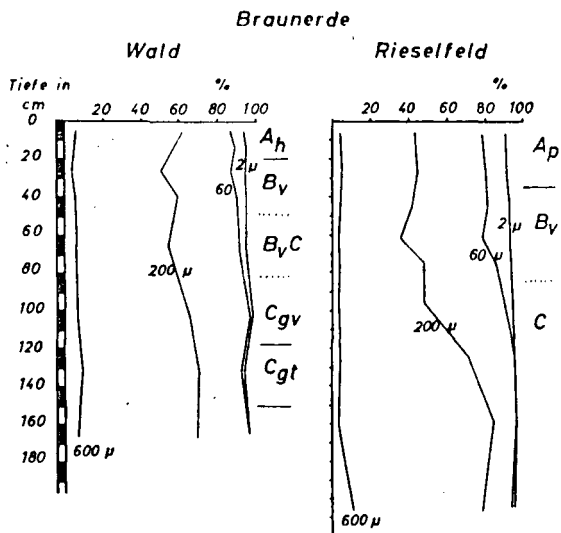
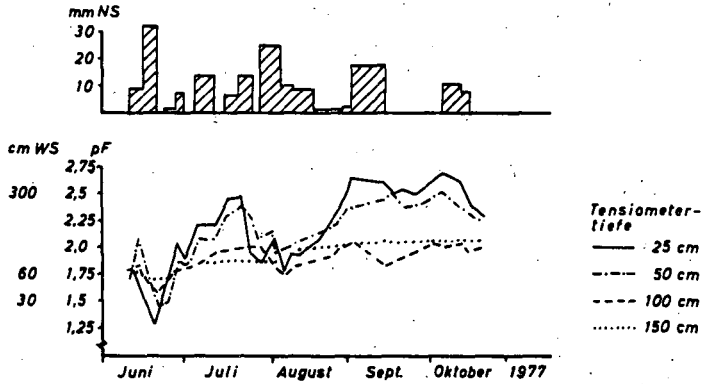


Abb. 1 Körnung in % der silikatischen Feinerde

Abb. 2. Jahrgang der Wasserspannungskurven in verschiedenen Tiefen. (Braunerde, Wald)



Jahrgang der Wasserspannungskurven in verschiedenen Tiefen. (Braunerde, Rieself.)

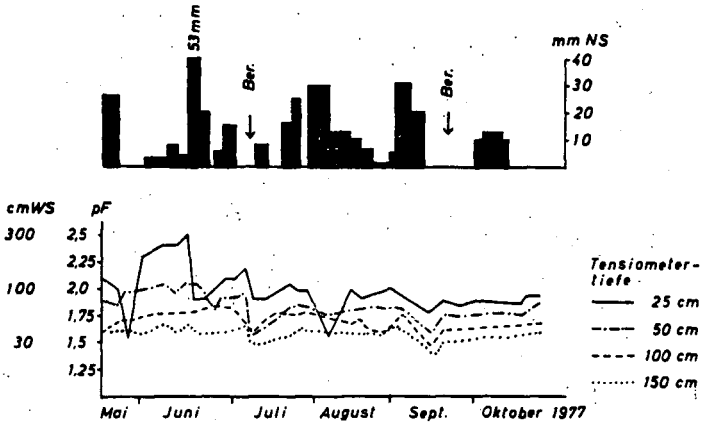


Abb. 3 Jahrgang der Redoxpotentiale in verschiedenen Tiefen (Braunerde, Rieselfeld)

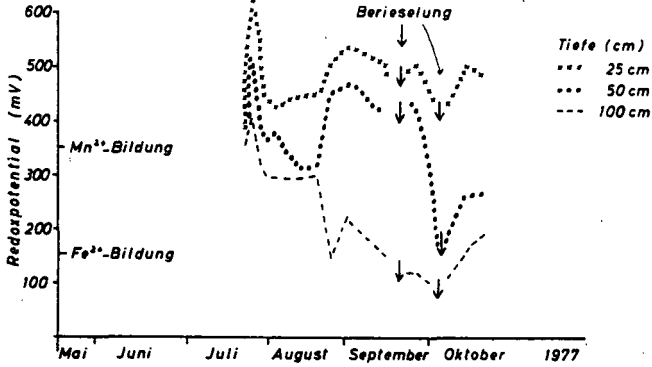
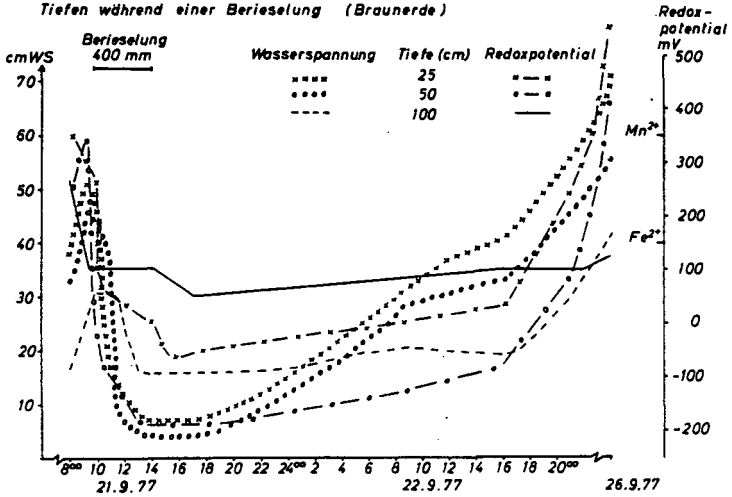


Abb. 4 Veränderung von Wasserspannung und Redoxpotential in verschiedenen Tiefen während einer Berieselung (Braunerde)



Braunerde

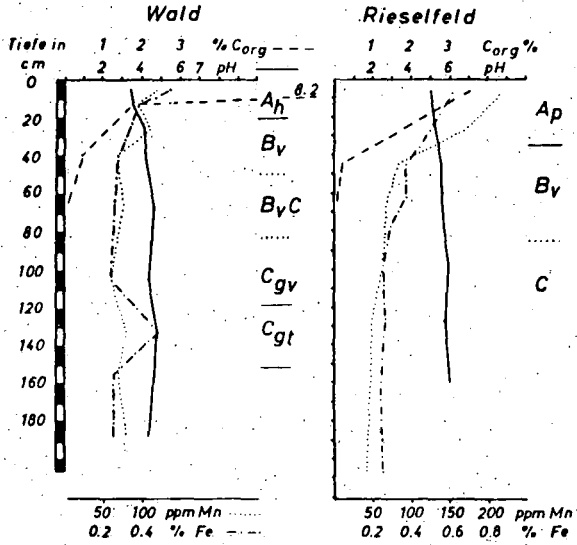


Abb. 5 Tiefenfunktion der Gehalte an: Corg, Fet, Mnt bezogen auf Fe/erde sowie der pH-Werte

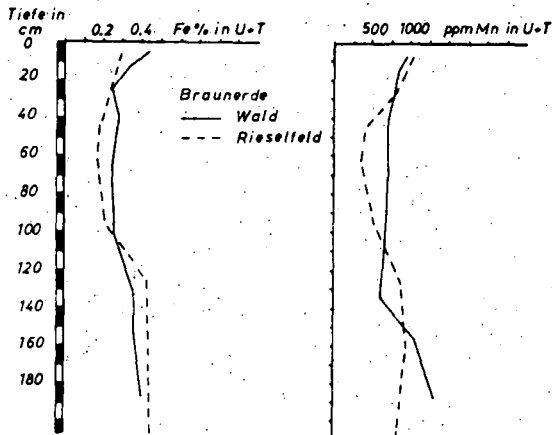


Abb. 6 Tiefenfunktion der Gehalte an: Fet und Mnt bezogen auf Schluff + Ton (U + T)

ISSN 0343-107X

Abwasserzusammensetzung und Abwasserverregnung im Wald

von

H.W. Fassbender¹, U. Sommer² und B. Steinert³

EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG

Die Ausbringung ungeklärter Abwässer in der Land- und Forstwirtschaft stellt nicht nur eine Möglichkeit der Abwasserreinigung dar, sondern auch eine Nutzung der Abwasserinhaltsstoffe und eine Verlängerung des Wasserkreislaufes. In den letzten Jahren werden in einigen Städten (Bielefeld, Braunschweig, Berlin, Schwerin, Wolfsburg) auf Verrieselungs- und Verregnungsflächen Abwässer ausgebracht. Der Abwasserverband Wolfsburg beregnet im Sommer landwirtschaftlich genutzte Flächen und verrieselt bei Frostlagen im Winter das Abwasser in Waldbeständen. Die Gesamtfläche des Abwasserverbandes beträgt 2.100 ha. Die Verregnungsfläche des Abwasserverbandes Braunschweig beträgt 2.700 ha (Tietjen, 1977).

Für die Behandlung des Abwassers in der Wiedergewinnung von Trinkwasser, Produktion von Klärschlamm und Klärschlammkompost und in der direkten Landverwertung ist die chemische Zusammensetzung von großer Bedeutung.

In kooperativer Arbeit mit den Abwasserverbänden von Wolfsburg und Braunschweig wurden am Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen Untersuchungen der Abwasserzusammensetzung und der Abwasserverregnung im Wald durchgeführt.

¹Fachbereich Forstwirtschaft der Fachhochschule Hildesheim/Holzminde, D-3400 Göttingen, Büsgenweg 4

²Bezirksregierung Koblenz, Forstdirektion, D-5400 Koblenz, Hohenzollernstr. 112 - 120

³D-4102 Homberg, Amselweg 9

ABWASSERZUSAMMENSETZUNG

In den Pumpwerken der Abwasserbeseitigung der Stadt Braunschweig wurde, in der Zeit von August 1974 bis Februar 1976 und in Wolfsburg von Januar bis Dezember 1975 jeden Monat eine Woche lang, vier mal täglich, eine Abwasserprobe entnommen. Aus diesen Einzelproben wurde eine repräsentative Monatsprobe gebildet und bis zur Analyse eingefroren.

Zum Trennen der im Abwasser enthaltenen Feststoffe von der flüssigen Phase sind die Proben nach Auftauen 15 min. bei ca. 9.000 Umdrehungen zentrifugiert und anschließend durch ein Schwarzbandfilter filtriert worden. Die flüssige Phase des Abwassers konnte ohne weitere Vorbehandlung für die Bestimmung der Elemente Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, P, Cl, S und des pH verwendet werden (Fassbender und Ahrens, 1977). Die in den Abwasserproben enthaltenen Feststoffe wurden mit einem Gemisch aus Salpetersäure und Ammoniumnitrat aufgeschlossen und die o.a. Elemente nach dem selben Verfahren untersucht. Für die Bestimmung des Gesamtstickstoffs wurde ein aliquoter Teil von 50 ml des Abwassers nach Kjeldahl aufgeschlossen und kolorimetrisch bestimmt (Fassbender und Ahrens, 1977).

Der Anteil an Feststoffen in den untersuchten Monatsproben schwankt in Wolfsburg bei einem Mittelwert von 223 mg/l zwischen 142 und 408 mg/l; der Variationskoeffizient beträgt 37 %. Für die Abwasserproben von Braunschweig ergibt sich einen Mittelwert von 308 mg/l bei Werten zwischen 91 und 588 mg/l. Es handelt sich dabei um Nahrungsreste, Fäkalien, Papierstücke, Zigarettenreste usw.

Der pH-Wert der Abwasserproben unterliegt keiner großen Schwankung (Tab. 1, Abb. 1); er ist dem neutralen bis schwach alkalischen Bereich zuzuordnen. Ein statistischer Vergleich der pH-Mittelwerte (t-Test) läßt keine Unterschiede zwischen Wolfsburg und Braunschweig erkennen.

Die Schwankungen der Konzentrationen an N und P sind relativ hoch (Abb. 2, Tab. 1); sie streuen um 30 bis 40 %. Die N-Konzentrationen erreichen einen Mittelwert von 68 und 55 mg/l für Braunschweig und Wolfsburg. Die Phosphatkonzentration (Mittelwert 15,8 für Wo und 18,6 mg/l für Br) ist bis zu 40 Prozent an die feste Phase des Abwassers gebunden; analytisch bedingt, muß man auch hier die Pyrophosphate zuordnen (Abb. 3).

Weitere Ergebnisse sind der Tabelle 1 zu entnehmen. Mit Ausnahme des Na sind beim t-Test keine statischen Unterschiede der Konzentrationen der Abwässer von Braunschweig und Wolfsburg festzustellen. Die Konzentrationen an S, Cl und Na sind relativ hoch und stellen die Elementgehalte von Hausputz- und Desinfektionsmitteln, Kochsalze und Streusalze dar. Die Konzentrationen der Nährelemente K, Ca und Mg sind relativ gering, Mn, Al und Fe sind nur in Spuren vorhanden. Die gefundenen Mittelwerte und ihre Schwankungen stehen im allgemeinen im Einklang mit denen der Literatur (Bucksteeg, 1969, Sopper und Kardos, 1973, Ditri, 1977, Tietjen, 1977).

Die mit dem Abwasser aus Braunschweig und Wolfsburg zugeführten Elementmengen bei einer für landwirtschaftliche Kulturen übliche Verregnungsmenge von 300 mm (Tietjen, 1977) sind in Tab. 2 dargestellt. Diese Behandlung entspricht einer relativ hohe N-Düngung mit einer mäßigen P und K Beimengung.

ABWASSERVERREGNUNG IM WALD

Im Bereich des Abwasserverbandes Wolfsburgs bei Jembke wurden zwei Beregnungsversuche auf einem 80-jährigen Kiefernbestand auf ^{einem} Braunerde-Podsol mit einem rohhumusartigen Moder als Humusaufgabe durchgeführt. Im ersten Versuch wurden vier Parzellen mit je 200 mm pro Tag, insgesamt 600 mm Abwasser behandelt. Im zweiten Versuch wurden ebenfalls vier Parzellen

wöchentlich mit je 100 mm Abwasser, insgesamt 1.000 mm verregnet. Eine Bodenprobenentnahme erfolgte vor Versuchsbeginn, nach jeder Abwasserzugabe und nach 7 bis 9 Monaten (Ver. I) bzw. 12 Monaten (Ver. II). Weitere Einzelheiten der Versuche sind in einer Arbeit von Sommer (1976) zu entnehmen. Trotz des hohen pH-Wertes von durchschnittlich 7,5 ist die Pufferwirkung des Abwassers gering und nicht ausreichend um die Bodenazidität wesentlich zu beeinflussen; es sind statistische nicht signifikante pH-Erhöhungen von 0,1 bis 0,2 pH-Einheiten im Mineralboden festzustellen (Abb. 4).

Die Varianzanalyse weist bei beiden Versuchen im Mineralboden keine Änderung der C- und N-Vorräte auf. Die N-Zugabe mit dem Abwasser von 700 kg/ha ist hoch im Vergleich zum Gesamtstickstoffvorrat (4.345 kg/ha, 0 bis 80 cm Tiefe); allerdings ist bei hohen Probeentnahmefehlern die Filterwirkung für N im Boden nur begrenzt abzusichern. Im Mineralboden erhöhte sich der austauschbare $\text{NH}_4\text{-N}$, dies dürfte eine bessere N-Versorgung für den Bestand als Folge haben. Die Grenzwerte des $\text{NO}_3\text{-N}$ für Trinkwasser (30 mg/l) wurden im Sickerwasser punktuell überschritten.

Die Ergebnisse zeigen eine P-Anreicherung in der Humusauf-
lage und im Mineralboden bis 40 cm Tiefe (Abb. 4). Das mit dem Abwasser zugeführte Phosphat ist bis zu 40 % an Feststoffe gebunden und wird in der Humusauf-
lage ausgefiltert. Die hohen pH-Werte und Phosphatkonzentrationen des Abwassers fördern die Sulfatdesorption im Mineralboden, sodaß die S-Konzentrationen und -Mengen im Sickerwasser (196 kg/ha bei 1.000 mm) über denen des Abwassers (471 kg/ha) liegen. Der hohe Cl-Zufuhr (924 kg/ha) steht einer großen Auswaschung (874 kg/ha) gegenüber; die Chloritionen bilden unmittelbar nach der Beregnung durch ihre geringe Pflanzenverträglichkeit eine erhebliche Belastung für den Waldbestand, welche durch die rasche Auswaschung allerdings nur kurzfristig ist.

Von dem hohen Na-Input werden ca. 60 % nach Verregnung relativ schnell im sandigen Boden ausgewaschen, 20 % befinden sich im Bodenwasser und werden später ebenfalls ausgewaschen und die restlichen 20 % reichern sich im Mineralboden an. Dabei kommt es zu Austauschprozessen, wobei eine Abnahme der Al-Belegung deutlich wird (Abb. 4). Die Nährelemente K, Ca und Mg werden insbesondere in der Humusaufgabe gespeichert; nach ihrem Austausch im Mineralboden kommt es zur Überführung in das Grundwasser.

Im Untersuchungsgebiet wurden ertragskundliche Messungen nicht durchgeführt. Auswirkungen der Abwasserbehandlung auf die Nährstoffversorgung des Kieferbestandes sind nur mit Nadelanalysen (Entnahme 1 Jahr nach Behandlung, Tab. 3) zu belegen. Demnach ist eine Verbesserung der Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere für N und P festzustellen. Die Abnahme der Mg-Werte ist mit der Abnahme der austauschbaren Vorräte im Mineralboden gekoppelt. Gegenüber der nicht behandelten Parzellen ist nach Abwasserbehandlung die Entwicklung einer sehr dichten nitrophilen Pflanzengesellschaft (Hulunder, Weide, Goldrute, Brennessel, Melden) zu beachten.

Die Auswirkungen einer Abwasserbehandlung hängen weitgehend von der Höhe der Ausbringung ab. In Abb. 4 sind die Austragungsbeträge mit dem Sickerwasser dargestellt; bei einer Behandlung von 1.000 mm Abwasser ergibt sich eine statistisch signifikante Konzentrationserhöhung aller untersuchten Elemente, jedoch liegen diese Konzentrationen innerhalb der Toleranzgrenzen des WHO für Trinkwasser.

LITERATUR

- Bucksteeg, W., 1969: Charakteristik und Behandlung des Abwassers
- In: Souci, G.W. und Quentin, K.E. Handbuch der Lebensmittelchemie Band I, Springer Verlag, Berlin
- D'Itri, Fr., 1977: Waterwaste renovation and use. Marcel Dekker Inc.
- Fassbender, H.W. und Ahrens, E., 1977: Laborvorschriften und Praktikumsanleitung Gött. Bodenk. Berichte 47, 1 - 98
- Sommer, U., 1976: Untersuchungen zur Ausbringung von Abwasser in Waldbeständen Gött. Bodenk. Berichte 45, 1 - 162
- Sepper, W.F. und Kardos, L.T., 1973: Recycling treatet municipal wastewater and slugge trough forest and cropland. The Pennsylvania State University Press, 470 s.

Tabelle 2

Elementzufuhr bei einer Abwasserbehandlung von 300 mm (kg/ha)

	N	P	S	Cl	Na	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Al
Br.	198	55	138	318	218	63	177	22	0,5	7,2	5,2
Wo.	165	48	138	426	324	69	153	27	0,3	9,0	4,2

Tabelle 3

Nährstoffgehalt nach Abwasserbehandlung (mg/g TM)

	Versuch I		Versuch II	
	0	600 mm nach 1 Jahr	0	1.000 mm nach 1 Jahr
N	15,4	17,9	14,5	21,8
P	1,49	1,33	1,19	1,50
K	6,39	6,79	6,35	6,88
Ca	4,0	3,64	4,48	3,76
Mg	0,75	0,62	0,69	0,64

Tabelle 1

pH und Elementkonzentrationen der Abwässer von Wolfsburg und Braunschweig (1975)

	Wolfsburg				Braunschweig			
	Ø mg/l	Minimum Maximum mg/l	VK %	davon gelöst %	Ø mg/l	Minimum Maximum mg/l	VK %	davon gelöst %
pH	7,6	7,2 8,0	4	-	7,5	6,9 8,1	5,3	-
N	54,8	28,0 94,3	43	-	66,1	39,0 98,9	30	-
P	15,8	10,0 27,5	31	62	18,3	9,7 26,9	33	43
S	45,8	21,7 82,6	43	94	46,1	37,0 59,7	13	92
Cl	141,8	69,1 358	70	-	106,0	65,6 148,9	24	-
Na	108,0	37,5 405	93	99	72,7	31,4 140,9	56	99
K	22,8	11,7 41,3	50	97	21,1	6,9 37,8	48	98
Ca	51,1	32,4 74,3	27	67	59,0	39,5 80,9	24	49
Mg	9,8	5,5 16,5	34	88	7,5	4,6 11,1	30	80
Mn	0,13	0,05 0,23	38	24	0,18	0,11 0,38	36	22
Fe	3,04	1,7 6,8	89	5	2,4	0,9 8,6	85	5
Al	1,4	0,8 3,4	43	21	1,75	0,8 5,2	71	17

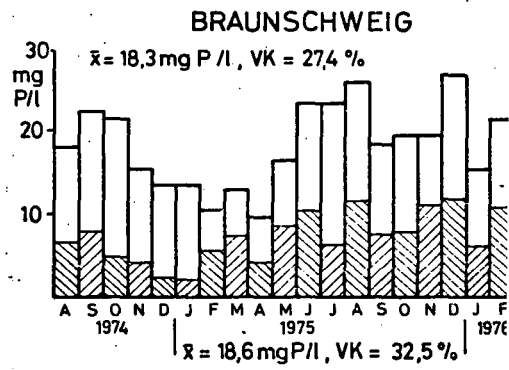
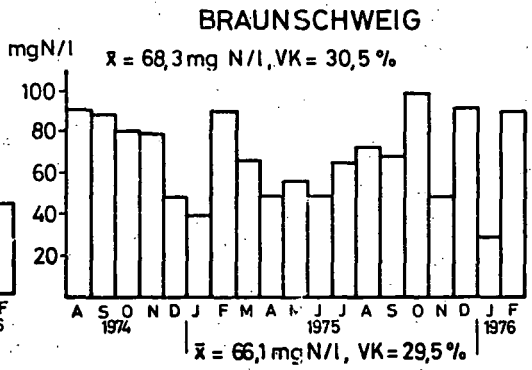
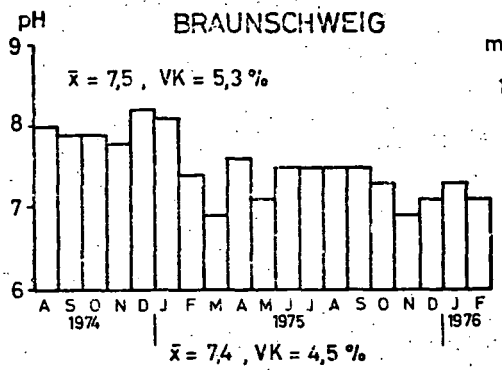
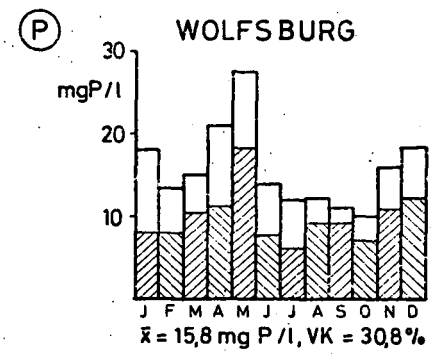
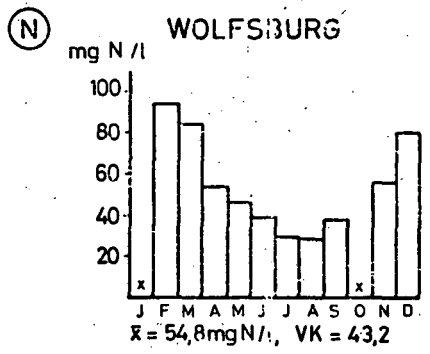
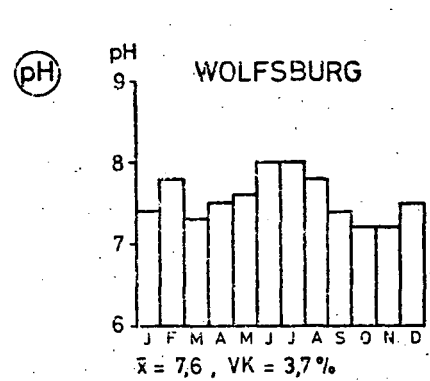


Abb. 1 : pH-Werte der Abwässer in Wolfsburg und Braunschweig

Abb. 2 : N- und P-Konzentrationen der Abwässer in Wolfsburg und Braunschweig, schaffiert = Feststoffe

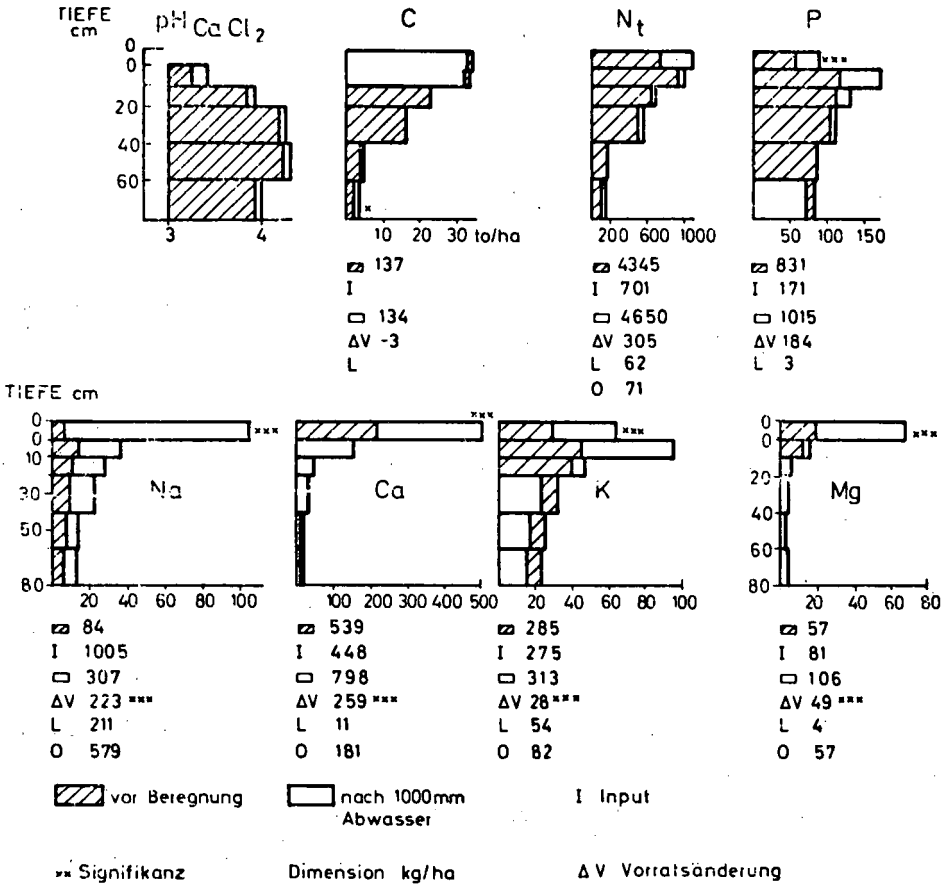
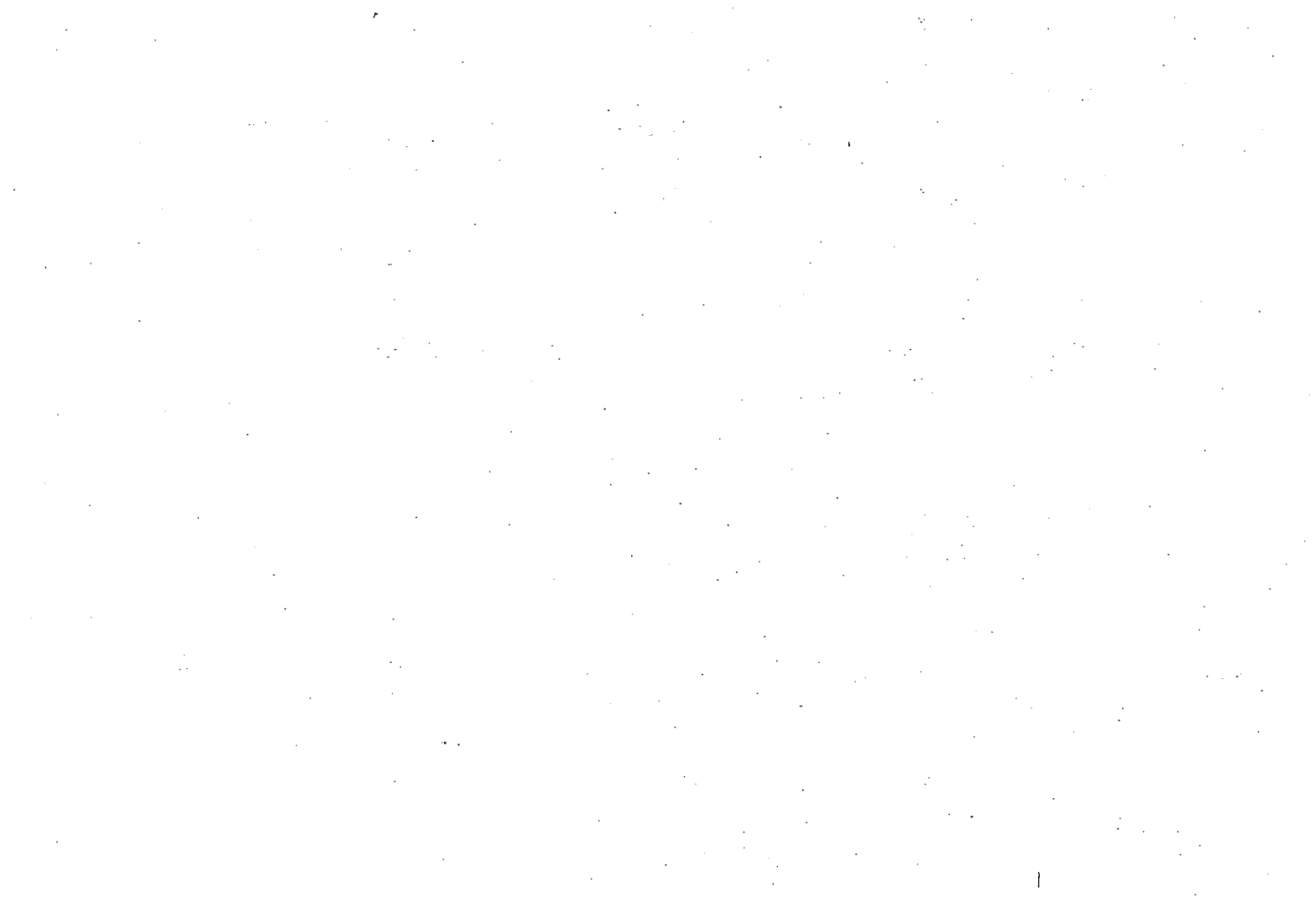


Abb. 3: Veränderung des pH-Wertes und Nährstoffvorräte im Boden nach Abwasserbehandlung



ISSN 0343-107X

Verwertung der häuslichen Abwässer der Dörfer

von
R. Kretzschmar*

1. Einleitung

Mit Verkündung des Abwasserabgabengesetzes am 13. September 1976 setzten verstärkt Bemühungen vieler kleiner Gemeinden ein, ihr Abwasserproblem zu lösen.

Es ist bekannt, daß Hauskläranlagen nicht befriedigend funktionieren, Untergrundverrieselungen nur auf sandigen Böden möglich sind, jedoch lt. Abwasserabgabengesetz § 2, Abs. 2, wie das Einleiten in ein Gewässer geahndet werden. Einige Gemeinden veranlassen ihre Bürger, zweimal jährlich die Hauskläranlagen entschlammen zu lassen. Dadurch würde sich der Schlammanfall auf den ausgewiesenen Deponien um etwa 1/3 erhöhen, wenn alle Gemeinden dem Beispiel folgten.

Lösungen für Entsorgungen von Abwässern und Abwasserschlamm bieten Teichsysteme und die Schlammverwertung auf Ackerflächen. Doch beide Möglichkeiten lassen sich nicht in jedem Ort aus den vielfältigsten, teilweise auch aus vordergründigen Gründen realisieren. Die Suche nach anderen Entsorgungswegen führte zu einem System, das in Deutschland noch nicht umfassend praktisch erprobt ist. Im Folgenden werden die Verfahrensvarianten entworfen.

2. Verwertungsverfahren

Grundlage des zu schildernden Verfahrens ist die Abwasserlandbehandlung, die den Besonderheiten kleiner Gemeinden zwischen 200 und 1000 Einwohnern angepaßt ist. Gemeinden dieser Größenordnung sind zumeist Bauerndörfer, die die Vorfluter im allgemeinen hoch, saisonal sogar überbelasten. Die kleinen Vorfluter (Gräben) vieler Dörfer werden mit Abwässern der in Tab. 1 angegebenen Abwasserqualität beschickt.

*) Institut für Wasserwirtschaft und Meliorationswesen
der Christian-Albrechts-Universität Kiel
Olshausenstr. 40-60, D-2300 Kiel 1

Tab. 1: Zusammensetzung ländlichen Rohabwassers, ländlichen Abwassers in Mischkanalisationen und ländlichen Abwassers aus 3-Kammergruben

Stoff	Roh-abwasser mg/l	Misch-wasser mg/l	Klärgruben-wasser mg/l
KMnO ₄ -Verbr.	1410	205	495
BSB ₅	895	50	360
E.C. μ S/cm	2815	895	2420
Tr. S.	2015	605	745
N _{min}	170	16	140
NH ₄	265	17	210
NO ₃	7	15	6
NO ₂	5	2	5
PO ₄ t	55	13	53
PO ₄ l	45	9	44
K	190	43	185

Quelle: Eigene Messungen im Raume Kiel

Den Gemeinden wird vorgeschlagen, sich in der Nähe jenes Vorfluterpunktes, der möglichst viele Abwässer erfaßt, eine Fläche zu pachten. Die Größe der Fläche muß in einer Versuchsanlage, die der Autor gern zur Ermittlung der Grundlagen betreiben möchte, ermittelt werden. Es ist mit einem Flächenbedarf zwischen 20-50 m² pro Einwohner zu rechnen.

Diese gepachtete Fläche ist aus der regulären landwirtschaftlichen Nutzung auszuschließen. Sie muß eingezäunt werden, da auf dieser Fläche auch hygienisch bedenkliches Rohabwasser und der Abwasserschlamm verwertet werden sollen. Fernziel ist es, die Hauskläranlagen stillzulegen und das Rohabwasser (samt suspendierten Stoffen) in einem Kanalisationsnetz an die Verwertungsfläche heranzuführen. Dort wird es in einem Pumpensumpf, der den Tagesanfall faßt, gelagert und während der Nachtstunden auf der Fläche verregnet.

Bei 100 l Abwasser/E.d und 20-50 m² Verwertungsfläche muß die Parzelle zusätzlich zu den Niederschlägen zwischen 2-5 mm Abwasser täglich aufnehmen. Damit liegt dieses Verfahren an der unteren Grenze der Abwasser-Beschickung nach amerikanischen Landbehandlungsverfahren, die beim sog. Slow-rate-System 13-102 mm/Woche angeben.

Der durch Nährstoffzufuhr, gekoppelt an erwärmtes Wasser, erwartete üppige Aufwuchs von Gräsern und Kräutern kann gemulcht, vertorft oder nach Trocknung, Brikettierung, Silierung, Kompostierung anderweitig genutzt werden. Hierüber muß eine Versuchsanlage ebenfalls erst geeignete Möglichkeiten aufzeigen. Eine andere Möglichkeit der Nutzung des Aufwuchses als ständig weiter wachsendes biologisches Filter für Abwasser und Schlamm kann sich ebenfalls als nützlich zur Abwasserreinigung herausstellen.

Strohverwertung auf dieser Fläche nach Art jahrzehntealter Kunstmistbereitung könnte für den Winter ebenso eine Alternative sein.

Einer Übernässung des Standortes kann dadurch entgegengewirkt werden, indem eine schwach geneigte Fläche ausgewählt wird. Nach amerikanischen Angaben besagt die Flächencharakteristik: Gefälle weniger als 20 %
Bodendurchlässigkeit gering bis gut
Grundwassertiefe mindestens 60 cm

Damit eröffnet sich diese Form der Abwasserlandbehandlung auch für Gemeinden der schleswig-holsteinischen Jungmoränenlandschaft und für schwere Böden ohne Dränung.

Oberflächen- und oberflächennaher Abfluß können, falls zu starke Eutrophierung des Vorfluters auftritt, durch einen Fanggraben gesammelt und wiederverwendet werden.

Es ergeben sich folglich eine Reihe von Möglichkeiten, die Abwässer kleiner Gemeinden sinnvoll zu nutzen und auf diese Weise der Gewässereutrophierung sowie Deponienüberbelastungen mit Klärschlamm entgegenzuwirken. Dem Abwasserabgabengesetz § 2, Abs. 2, in dem es heißt "... ausgenommen hiervon (es ist das Einleiten in ein Gewässer gemeint) ist das Verbringen im Rahmen landbaulicher Bodenbehandlung ..." wird mit diesem Verfahrensvorschlag entsprochen.

Literatur

- 1) Merkblatt Nr. 7: Die Behandlung und Beseitigung von Klärschlämmen unter besonderer Berücksichtigung ihrer seuchenhygienisch unbedenklichen Verwertung im Landbau.
"Bundesgesundheitsblatt" 15.1972, Nr. 15/16, S. 234-237
- 2) NN: Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.
Informationsschrift des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft u. Umwelt Baden-Württemberg, Febr. 1977
- 3) Bundesgesetzblatt: Teil I Z 1997 A Nr. 118 15.9.76
S. 2721-2726
- 4) Schärer, J.: Klärschlammdüngung nach Maß bei der Abwasserreinigungsanlage WORBLENTAL, Kanton Bern (Schweiz) - Wasser u. Boden, 28., H. 8, Aug. 1976, 211-213
- 5) Feige, W.; Maslankowska, L.: Filtereigenschaften von Torf für Abwasserfaulschlamm.
Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 25, 391-402, 1977
- 6) NN: Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater
U.S. Environmental Protection Agency (EPA)
Environmental Research Information Center
Technology Transfer - Office of Water Program Operations - U.S. Army Corps of Engineers
U.S. Department of Agriculture, Oct. 1977

Veränderung von Bodenkennwerten durch Klärschlamm

von +
Borchert, H.

Problemstellung

Vorliegende Untersuchungsergebnisse zeigen von einem noch laufenden jetzt 5-jährigen Klärschlamm-Versuch den Einfluß verschiedener Klärschlamm-Mengen und verschiedener Hygienisierungs-Vorbehandlung auf den Boden.⁺⁺ Die Mengen betragen 130 m³, 400 m³ und 800 m³ Schlamm pro Hektar. Die Untersuchungswerte von der Höchstgabe 800 m³/ha werden hier nur diskutiert, da die Werte der 130 er- und 400 er-Gabe zu sehr schwanken. Neben der "unbehandelten" Variante besteht eine Variante "pasteurisiert" (Hygienisierung mit einer halbstündigen 70°C-Temperatur-Behandlung) und eine Variante "bestrahlt" (Hygienisierung mit einer 300 krad-Bestrahlung durch eine Cobalt-60-Strahlenquelle, 1). Die 130 er-Gabe wurde jährlich im Herbst, die 400er- und 800er-Gabe wurden November 1973 und 1976 aufgebracht. Der Klärschlamm hatte etwa 4 % Trockensubstanz. Von den 4 zwischen den blockmäßig angelegten Gaben befindlichen Kontrollen wurde die zwischen der 130er- und 400er-Gabe gelegene zum Vergleich herangezogen, da hier die durch Bodenbearbeitung mögliche Beeinflussung durch benachbarte behandelte Flächen am geringsten sein dürfte.

Bodenstandorte

Auf vier bodentypologisch wie bodenartlich verschiedenen Böden wurde der Versuch angelegt (2). Der Standort Puch-Straßfeld liegt 550m ü.NN und hat 856 mm Jahresniederschlag. Der Boden ist typologisch eine pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß. Der hohe Schluffgehalt im Oberboden bewirkt ein labiles Bodengefüge.-Der zweite Standort Puch-Neuriß liegt auf Würmschotter 540m ü.NN und führt als flachgründiger Pflanzenstandort Steine bis in die Krume. Der Boden ist typologisch eine flachgründige Braunerde und locker gelagert.

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

++Forschungsprogramm mit Unterstützung des Bundesministers für
Forschung und Technologie Bonn.

Neuhof als dritter Standort liegt 518 m ü.NN und weist einen Jahresniederschlag von 764 mm auf. Der Boden ist ein Pseudogley aus lehmiger Albüberdeckung. Der bei 70 cm Bodentiefe stärker ansteigende Tongehalt wirkt stauend.- Als letzter Standort wurde ein Sandboden gewählt, Baumannshof, mit einer Höhenlage von 365 m ü.NN und einem Jahresniederschlag von 700 mm. Bodentypologisch ein Gley mit abgesenktem Grundwasser, entstand der Boden aus humosen bis reinen Sanden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Werte des Gesamtporenvolumens (Tab.1) in Straßfeld deuten auf eine Verdichtung (hoher Schluffgehalt) gleich nach der Beschlämmung. (Ende des Jahres 1973 und 1976) hin. Die dann eintretende Porenvolumenerhöhung läßt nach 2 Jahren wieder nach. Bei dem zweiten Lößstandort Neuhof kommt es nicht zu dieser Verdichtungserscheinung nach Beschlämmung. Der Sandboden Baumannshof reagiert mit einer Zunahme des Porenvolumens. Die zweimalige 800³-Gabe Klärschlamm ergibt hier eine gewisse Kumulationswirkung. Vergleicht man die Werte der Behandlungsvarianten miteinander, so liegen diese von "bestrahlt" gleich oder teils sogar höher als von "pasteurisiert" und "unbehandelt".

Porenbestimmungen vom Standort Neuriß konnten wegen des hohen Steinanteils nicht durchgeführt werden.

Die Abnahme des Luftgehaltes (Tab.2) in Straßfeld ist nach der Beschlämmung im ersten Versuchsabschnitt (1973- 1976) besonders auffallend. Die allgemein hohen Frühjahrswerte 1975, Jahreswerte 1977 und Frühjahrswerte 1978 dürften der Nachfruchtwirkung vom Mais, die hohen 1976-Werte dem Trockenjahr zugeschrieben werden. Der Einfluß der Vorfrucht auf die Grobporosität dürfte auch in Neuhof Frühjahr 1975 sich wie das Trockenjahr 1976 auf die Frühjahrswerte 1977 mit ausgewirkt haben, so daß geringe Klärschlammbedingte Unterschiede leicht überdeckt werden können. Bei dem Sandboden Baumannshof entspricht die fast immer vorhandene Abnahme des Luftgehaltes den Vorstellungen bei einer Zufuhr von Feinmaterial. Verglichen mit "pasteurisiert" und "unbehandelt", liegen die Werte von "bestrahlt" oft höher.

Die Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität (Tab.3) zeigte auf dem Standort Straßfeld kaum einen Einfluß durch die 800 m³-Schlammgabe. Auf dem zweiten Lößstandort Neuhof hingegen er-

höht diese Schlammgabe anfangs die nutzbare Feldkapazität. Nach zwei Jahren läßt die Wirkung nach. Die Werte des pflanzenverfg. Wassers liegen im Sandboden Baumannshof den Vorstellungen entsprechend immer höher beim beschlammten Boden. Die Untersuchungsergebnisse von der Variante "bestrahlt" gleichen weitgehend denen von "pasteurisiert" und "unbehandelt".

Die Veränderung der A g g r e g a t b i l d u n g durch die 800 m³-Schlammgabe gibt die Tabelle 4 wieder. Als Vergleichsmaßstab wurden die nach dem Tauchsiebverfahren ermittelten Aggregate von 6-2 mm Größe herangezogen. Oktober 1975, zwei Jahre (bzw. 1 Jahr bei der 130 er-Gabe) nach der Schlammzufuhr ist der Anteil dieser Aggregate bei Straßfeld der Kontrolle entsprechend, bei Neuriß (Braunerde aus Würmschotter) liegt er etwas niedriger als der Kontroll-Wert, bei NeuhoF und Baumannshof noch merklich höher. Der die Aggregatbildung fördernde Einfluß der Beschlammung Ende 1976 geht vom Frühjahr 1977 bis Herbst d.J. bei allen Standorten bereits zurück.

Da einmal der bestrahlte Schlamm bevorzugt von den Bauern abgenommen wurde, zum andern trotz hoher Menge die bestrahlte 800-er-Gabe viel eher auf dem Felde versickerte als alle übrigen Varianten, wurde dem Bodenwassergehalt insbesondere nachgegangen. Seit März 1977 wird monatlich der Wassergehalt im Feld in Neuriß und Straßfeld gemessen. Die Wassergehaltslinien von Straßfeld sind im Diagramm 1 den Niederschlägen gegenübergestellt. Besonders in der zweiten Krumentiefe divergieren die Werte stark. Die der 800 m³-Parzelle entnommenen Gehaltswerte liegen zumeist höher als die der Kontrolle, die Werte von "bestrahlt" ("pasteurisiert" unterscheidet sich nicht wesentlich von "bestrahlt") wiederum höher als bei der Variante "unbehandelt".

Eine in den Jahren 1974, 1976 und 1978 durchgeführte Messung der Austauschkapazität sowie der Kationenbelegung (Methode Mehlich) ergab auch bei der Höchstgabe von 800 m³ Klärschlamm beim T-Wert auf dem Standort NeuhoF fast keine Erhöhung, bei Neuriß nur 1974 eine Zunahme von 2 mval/100g Boden - sonst gleichbleibend, bei Straßfeld eine Erhöhung von 1-3 mval/100g Boden und auf dem Standort Baumannshof betrug die T-Wert-Zunahme 3-4 mval. Die Veränderung der Ca- und Mg-Belegung ist nur beim Standort Baumannshof erwähnenswert, Ca wurde um 3-5 mval/100g Boden, Mg um das dreifache des Ausgangswertes erhöht.

Die im März 1977 von 0-60 cm Bodentiefe in Baumannshof und NeuhoF erfolgte Bestimmung des Cl⁻-Ions (in wasser mit Quecksilber(II)-

nitrat) zeigte einen Abfall des Cl^- -Gehaltes bei Baumannshof von der 130er- zur 800er-Gabe von 300 mg $\text{Cl}^-/100$ g Boden bis 230 mg. Auf dem Standort Neuhof fiel entsprechend der Anteil Cl^- -Ionen von 300 auf 120 mg, was die schnelle Durchwaschung schon aufgrund der großen Wassermenge bei 800 m³ Klärschlamm verdeutlicht.

Weiterhin wurde die Leitfähigkeit ermittelt bei allen vier Standorten vom März 1977 bis Januar 1978. Gemessen wurde im Filtrat einer Bodensuspension mit dem Verhältnis 1:10. In Straßfeld war der Krumenwert vom März 1977 bei der 800er-Gabe von 294 μS gegen 80 μS der Kontrolle bereits im Dezember des Jahres auf die gleiche Höhe der Kontrolle zurückgefallen, im Juli 1977 war der Höchstwert von 138 μS in 60 cm Bodentiefe gegenüber 50 μS der Kontrolle gemessen. Diese Tendenz war in Neu-Neuriß die gleiche, während die Leitfähigkeitserhöhung in Neu-Neuhof und Baumannshof auf die Krumentiefe beschränkt blieb.

Zusammenfassen ist der Einfluß von Klärschlamm auf die Gefügebildung des Bodens erst recht bei praxisbezogenen Schlamm-Mengen gering zu nennen, bei sandigen Böden günstig, bei lößartigen Böden vorübergehend ungünstig wirkend. Die Nährstoffwirkung dürfte bei weitem den größeren Einfluß auf Boden und Pflanze ausmachen.

Der Vergleich der Hygienisierungs-Varianten läßt die Variante "bestrahlt" der Variante "pasteurisiert" gegenüber mindestens gleich, teils sogar besser erscheinen.

Literatur

- 1- Mötsch, H., A. Süß: Eine Versuchs-Bestrahlungsanlage zur Hygienisierung von Klärschlamm. Abwassertechnik, Folge 6, S. II (1973)
- 2- Süß, A. et al.: Ergebnisse 3-jähriger Feldversuche mit unbehandeltem, pasteurisiertem und bestrahltem Klärschlamm. Bayer. Landwirtschaftliches Jahrbuch, H.4, S. 481-505, (1978).

Tabelle 1: Veränderung des Gesamtporenvolumens nach 800 m³ Klärschlammgabe/ha

	Mais		W.Weizen		S.Gerste		Mais		W.Weizen	
	1974 Frühj.	Herbst	1975 Frühj.	Herbst	1976 Frühj.	Herbst	1977 Frühj.	Herbst	1978 Frühj.	Herbst
<u>Straßfeld</u>										
Kontrolle	47,7	48,1	48,3	40,5	-	50,3	46,2	42,1	44,2	43,9
unbehandelt	40,5	43,5	45,9	43,8	-	45,5	46,7	46,2	48,8	42,3
pasteurisiert	40,7	45,2	47,3	44,6	-	48,9	46,8	47,6	48,1	41,9
bestrahlt	43,3	46,1	49,0	43,6	-	47,0	47,0	44,6	44,7	44,2
<u>Neuhof</u>										
Kontrolle	-	38,2	49,8	43,0	-	40,5	44,4	40,6	40,8	41,9
unbehandelt	-	39,9	49,8	40,9	-	41,7	46,2	41,7	42,6	43,6
pasteurisiert	-	41,7	48,6	41,5	-	44,0	46,2	42,7	41,2	43,9
bestrahlt	-	40,9	53,9	42,1	-	45,4	45,8	38,9	43,6	42,8
<u>Baumannshof</u>										
Kontrolle	-	49,0	51,1	47,5	-	-	52,5	44,1	52,1	42,7
unbehandelt	-	47,9	51,0	48,2	-	-	56,3	46,5	50,3	45,5
pasteurisiert	-	54,7	50,0	46,3	-	-	54,8	49,3	49,5	47,1
bestrahlt	-	53,9	56,2	50,3	-	-	56,1	48,8	52,9	48,2

Tabelle 2: Veränderung des Luftgehaltes (Poren > 50 μ) nach 800 m³ Klärschlammgabe/ha

	Mais		W.Weizen		S.Gerste		Mais		W.Weizen	
	1974		1975		1976		1977		1978	
	Frühj.	Herbst	Frühj.	Herbst	Frühj.	Herbst	Frühj.	Herbst	Frühj.	Herbst
<u>Straßfeld</u>										
Kontrolle	13,5	13,2	13,5	3,4	-	18,0	12,6	5,6	8,4	6,5
unbehandelt	3,8	6,2	12,1	5,1	-	13,7	11,0	10,0	13,9	3,1
pasteurisiert	4,9	8,8	12,9	6,4	-	14,7	9,8	10,9	12,2	3,1
bestrahlt	7,3	9,4	14,7	4,1	-	14,3	11,9	6,7	7,4	6,3
<u>Neuhof</u>										
Kontrolle	-	5,7	3,6	8,2	-	4,4	9,6	5,8	7,1	5,7
unbehandelt	-	3,2	6,4	4,3	-	5,2	8,5	6,3	7,1	6,2
pasteurisiert	-	7,1	6,7	4,2	-	5,2	8,8	6,7	6,3	7,8
bestrahlt	-	4,6	11,0	6,2	-	5,8	9,0	4,3	9,6	7,2
<u>Baumannshof</u>										
Kontrolle	-	14,6	31,3	17,6	-	-	33,1	21,1	29,8	12,1
unbehandelt	-	14,0	19,0	15,0	-	-	31,1	19,1	23,3	9,2
pasteurisiert	-	24,8	16,2	11,2	-	-	27,9	22,2	20,6	6,9
bestrahlt	-	18,3	26,9	13,3	-	-	31,3	22,7	24,8	12,2

Tabelle 3: Veränderung der nutzbaren Feldkapazität nach 800 m³ Klärschlammgabe/ha

	Mais		W.Weizen		S.Gerste		Mais		W.Weizen	
	1974 Frühj.	Herbst	1975 Frühj.	Herbst	1976 Frühj.	Herbst	1977 Frühj.	Herbst	1978 Frühj.	Herbst
<u>Straßfeld</u>										
Kontrolle	18,6	20,3	22,0	21,1	-	19,9	18,0	16,4	19,7	19,6
unbehandelt	24,4	18,5	20,0	21,3	-	18,7	19,3	17,1	19,2	20,9
pasteurisiert	17,4	18,6	20,2	21,6	-	19,3	21,9	15,5	21,1	21,8
bestrahlt	15,1	20,7	21,6	22,4	-	18,8	18,5	16,4	20,3	18,6
<u>Neuhof</u>										
Kontrolle	-	19,2	16,4	18,1	-	20,6	17,6	15,7	16,6	17,0
unbehandelt	-	24,1	21,3	19,0	-	17,7	22,4	15,0	18,9	18,5
pasteurisiert	-	21,5	20,8	17,8	-	20,0	23,6	15,8	20,0	18,9
bestrahlt	-	23,2	21,1	18,8	-	19,4	22,3	15,1	19,4	19,2
<u>Baumannshof</u>										
Kontrolle	-	13,9	9,7	14,3	-	-	13,4	12,6	13,5	17,6
unbehandelt	-	14,7	15,5	16,0	-	-	16,2	15,8	15,5	19,4
pasteurisiert	-	13,5	11,5	16,1	-	-	18,7	13,3	14,7	21,8
bestrahlt	-	15,4	13,4	19,2	-	-	15,2	12,5	21,3	18,3

Tabelle 4:

Veränderung der Aggregate nach Klärschlammausbringung (% Aggregate 6-2 mm)

	Kontrolle	unbe- handelt	pasteu- riert	bestrahlt	unbe- handelt	pasteu- riert	bestrahlt	unbe- handelt	pasteu- riert	bestrahlt
	= 100	130 m ³			400 m ³			800 m ³		
<u>Straßfeld</u>										
Oktober 1975	95	-	-	-	98	102	100	101	101	100
März 1977	52	175	173	171	146	113	160	156	148	138
Oktober 1977	97	99	99	99	95	100	101	99	100	98
<u>Neuriß</u>										
Oktober 1975	93	100	98	98	98	98	93	92	87	100
März 1977	88	108	98	98	84	93	86	100	106	109
Oktober 1977	92	100	104	100	103	103	105	103	105	105
<u>Neuhof</u>										
Oktober 1975	80	111	110	75	118	116	118	119	119	119
März 1977	93	103	102	103	105	106	106	106	90	102
Oktober 1977	97	100	93	100	99	99	101	101	100	100
<u>Baumannshof</u>										
Oktober 1975	55	61	102	93	153	133	121	140	89	138
März 1977	61	131	123	113	118	118	100	123	133	121
Oktober 1977	86	106	101	103	101	102	97	106	107	102

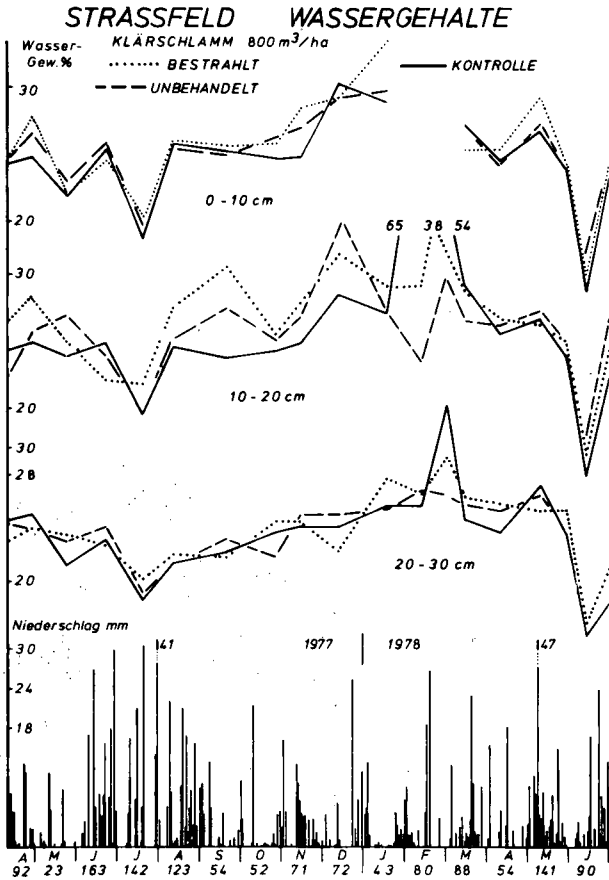
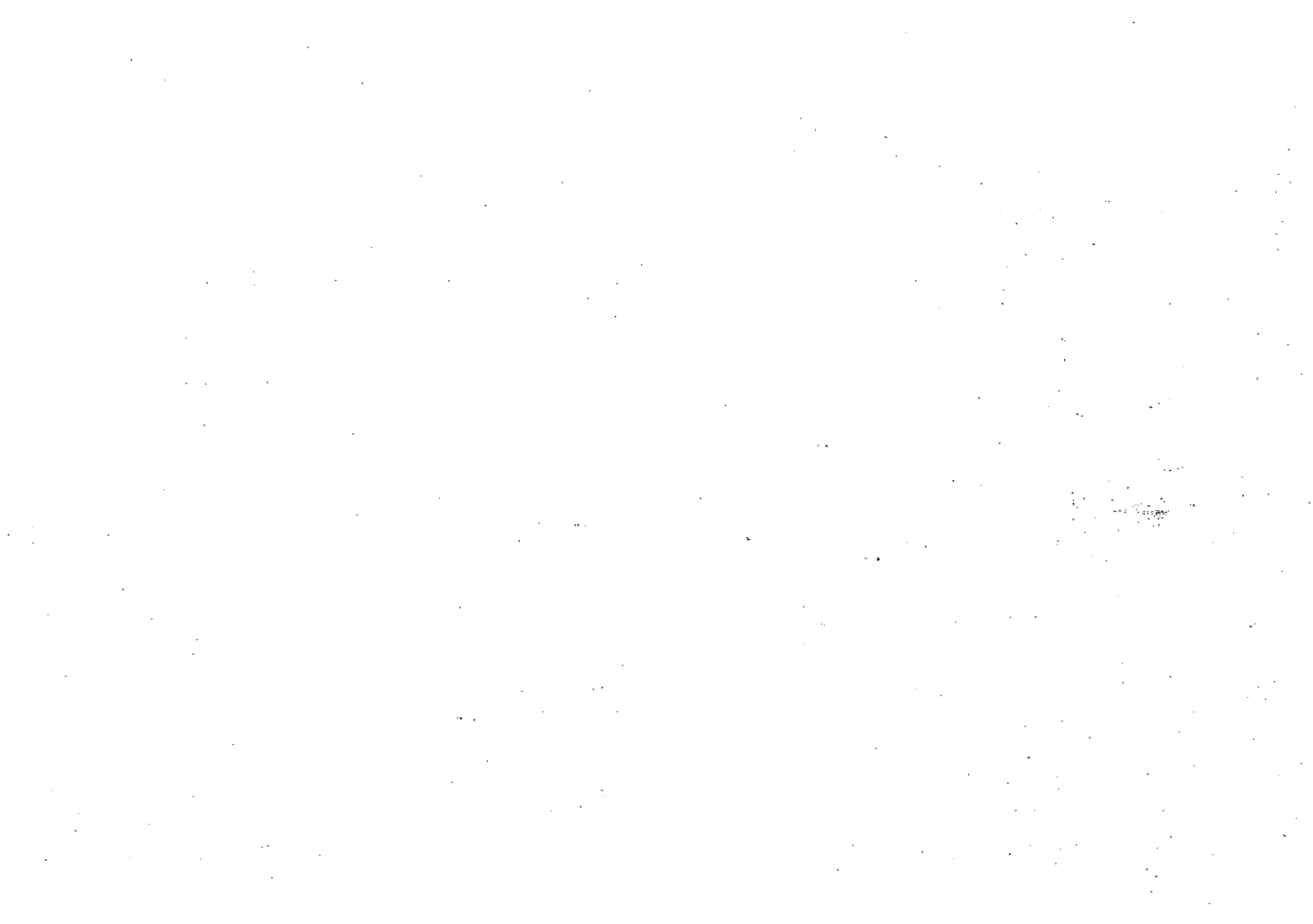


Abbildung 1



Physikalische Eigenschaften mittelschwerer und schwerer
Böden unter dem Einfluß von Abwasserschläm

von

K. Mollenhauer *

Im Institut für Landeskultur (jetzt: Institut für Mikrobiologie und Landeskultur) der Justus-Liebig-Universität Gießen werden seit 1971 Versuche mit Abwasserschläm auf mittelschweren und schweren Böden angestellt. Darunter befand sich ein Modellversuch (MOLLENHAUER, 1977), über den hier auszugsweise berichtet werden soll und bei dem es in erster Linie um bodenphysikalische Fragen ging.

Der Modellversuch wurde im Freiland mit kleinen Bodenmengen in einer Rahmenanlage (Teilstückgröße ca.: 40 cm lang, 40 cm breit, 30 cm mächtig) durchgeführt, die nach oben und unten offen und in den am Versuchsstandort anstehenden Boden eingelassen worden war.

Die dabei verwendeten Böden waren:

1. Krümmenmaterial (tL; Tongehalt: 42 %) eines Pelosols aus pleistozänem Solifluktuationsmaterial (nämlich aus tertiärem Ton und Basaltschutt; Lößdecke weitestgehend abgewaschen); in der Folge gekennzeichnet mit D
2. Krümmenmaterial (utL; Tongehalt: 33 %) eines schwach pseudovergleyten Allochthonen Braunen Auenboden, in der Folge gekennzeichnet mit A1
3. Krümmenmaterial (uL; Tongehalt: 24 %) eines Parabraunerde-Tschernosems aus Löß; in der Folge gekennzeichnet mit L0

Der verwendete Abwasserschläm war ein getrockneter Faulschläm von einem Trockenbeet der Kläranlage Gießen. Die Aussagekraft der im Versuch erstellten Ergebnisse dürfte jedoch nicht auf die Anwendung eines solchen getrockneten

* Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, D-6300 Lahn-Gießen; privat: Graveneggstraße 6, D-6400 Fulda.

Schlammes (Wassergehalt etwa 7,5 %) beschränkt sein. Es soll vielmehr davon ausgegangen werden, daß Schlämme mit höheren Wassergehalten, soweit sie feinkrümelig und streufähig sind, sich in bodenphysikalischer Hinsicht ähnlich auswirken können wie der hier verwendete trockene Schlamm. Die im Modellversuch angewandten Abwasserschlämngen betragen (in dz/ha ausgedrückt):

Beschlammungsstufe	0	-	0	dz TS pro ha
"	1	-	180	"
"	2	-	360	"
"	4	-	720	"
"	6	-	1080	"
"	8	-	1440	"
"	10	-	1800	"

Angesichts dieser hohen Schlämngen - anstelle von Anwendung muß man hier teilweise schon von Beseitigung des Abwasserschlammes sprechen - muß hier freilich in besonderem Maße unter anderem auf hygienische Fragen und auf die Problematik der Schwermetalle und anderer Schadstoffe hingewiesen werden, ebenso auf pflanzenbauliche Aspekte (Pflanzenverträglichkeit, Überdüngung, Qualität pflanzlicher Produkte, Kulturarten, Fruchtfolge etc.) und auf Fragen der Gewässerbelastung; all dies wurde in dem hier beschriebenen Versuch jedoch nicht berücksichtigt, bedarf aber sorgfältiger und strenger Beachtung.

Boden und Abwasserschlamm wurden gut zerkleinert, intensiv miteinander vermischt und in die Fächer der Rahmenanlage eingefüllt. Die Probeentnahmen (drei Hauptentnahmetermine, in der Folge gekennzeichnet mit I, II und III) fanden nach etwa 7 (Juni 1972) bzw. 12 (Nov./Dez. 1972) bzw. 21 (Aug. 1973) Monaten nach der Einlagerung statt; unmittelbar vor dem Entnahmetermine III wurden mechanische Widerstandsmessungen (Rammsonde) durchgeführt; zum Zwecke der Untersuchung der Aggregatgrößen erfolgte außerdem eine zusätzliche Probeentnahme etwa ein Jahr nach der Versuchsanlage aus dem bereits durch die Entnahme I gestörten Teil des Versuchs. Eine Untersuchung von Langzeitwirkungen der Beschlämmung erfolgte mithin nicht.

Ergebnisse

Porosität: Bei allen Böden und Entnahmezeiten stiegen mit ansteigender Beschlämmung die Gesamtporenvolumina mehr oder weniger deutlich und regelmäßig an. Ähnliches gilt in der Gesamttendenz auch für die prozentualen Anteile der Porengrößen 120-50 μ und 50-10 μ am gesamten Bodenvolumen, die der Poren größer als 120 μ tendierten dagegen mit steigender Beschlämmung bei L6 und bei den Proben des I. und III. Entnahmetermine des Bodens A1 (= A1 I und A1 III) zu niedrigeren Werten,

bei D II und A1 II fanden sich hier jedoch wieder ansteigende Tendenzen. Die prozentualen Anteile der Feinporen (kleiner als $0,2 \mu$) am gesamten Bodenvolumen blieben bei allen Böden mehr oder weniger unverändert. Wichtig ist auch, daß die Anteile der Mittelporen beim Boden LÖ überall einen ansteigenden Trend bei steigender Beschlämmung aufwiesen, was bei A1 nur noch bei den Entnahmezeiten I und III und auch nur in geringerem Ausmaß festzustellen war. Beim Boden D der Entnahmezeit I gab es dagegen einen teilweisen Abfall der Mittelporenanteile bei höheren Schlämmgaben.

Luftdurchlässigkeit: Schon bei einer arithmetrischen Mittelung der gefundenen Durchlässigkeitsbeiwerte für Luft (k_{00}) wurde deutlich, daß bei D I (= Boden D, Entnahmeterrn I), A1 I, LÖ I, A1 III, LÖ III und teilweise auch noch schwach erkennbar bei D III die höher beschlämmten Varianten vielfach eine geringere Luftdurchlässigkeit hatten als die niedriger beschlämmten; bei den Ergebnissen des Entnahmeterrns II trat diese Erscheinung nicht auf. Angesichts der wegen der beträchtlichen Streuung der parallelen Einzelergebnisse problematischen arithmetrischen Mittelung wurden die Ergebnisse in Form von Häufigkeitsverteilungen dargestellt. Dabei wurden die Proben jeweils aller Entnahmezeiten zusammengefaßt (Gesamtzahl der Proben pro Beschlämmungsstufe und Boden zwischen 39 und 47). Abb. 1 zeigt - in Häufigkeitspolygonen als relative Häufigkeiten (%) wiedergegeben - die Ergebnisse für die Luftdurchlässigkeit beim Boden LÖ. Die Schlämmengen steigen auf der Abbildung von oben nach unten an (Beschlämmungsstufen 0 bis 10). Auf der waagrechten Achse sind die Klassen der Durchlässigkeitsbeiwerte für Luft (k_{00}) angegeben, sehr fein aufgeteilt in jeweils $10 \mu^2$. Es zeigt sich, daß mit steigenden Schlämmengen die Durchlässigkeit für Luft geringer wurde: Die Polygone verengen sich auf niedrigere Durchlässigkeitsbeiwerte; im Vergleich zu dem hier dargestellten Boden LÖ ist dies bei D weniger gut sichtbar; beim Boden A1 ist diese Tendenz nur noch schwach, aber erkennbar, zu bemerken. Legt man die Klassifikation für die Luftdurchlässigkeitsbeiwerte von KMOCH und HANUS (1965) als Maßstab zugrunde, die nur fünf Klassen kennt, war, pauschal betrachtet, der Boden LÖ im unbeschlämmten Zustand als mittel bis gut durchlässig anzusprechen, auf der Beschlämmungsstufe 10 konnte man nur noch mittlere, teilweise auch geringe Luftdurchlässigkeit feststellen; beim Boden D verschob sich das Gewicht von mittlerer bis guten Durchlässigkeiten bei der Beschlämmungsstufe 0 auf mehr mittlere bei der Stufe 10; die Luftdurchlässigkeit von A1 hat sich im wesentlichen von der Klassifikation „gut“ mit einem Anteil mittlerer Durchlässigkeiten im unbeschlämmten Zustand auf gute bis mittlere Durchlässigkeiten auf der Beschlämmungsstufe 10 verringert. Insgesamt ist zu bemerken, daß die Verringerung der Luftdurchlässigkeit zwischen den Beschlämmungsstufen 0 und 10 nicht kontinuier-

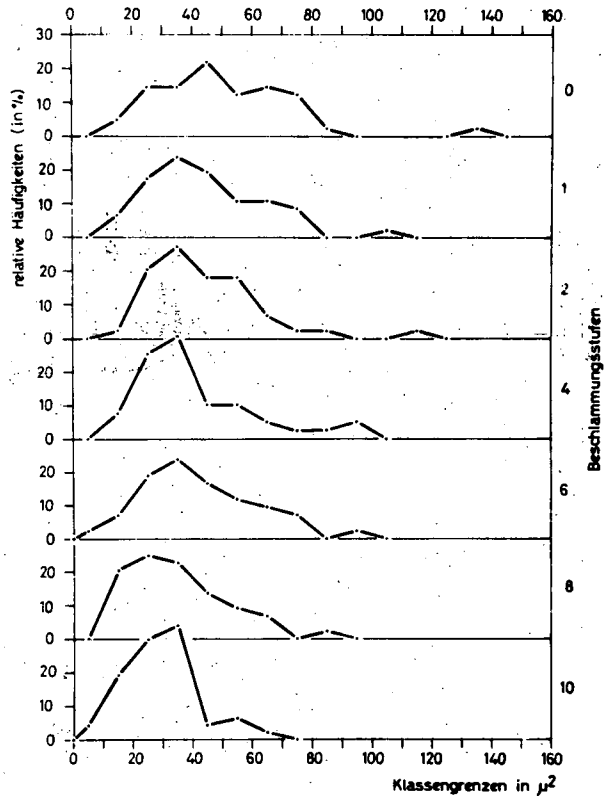


Abb. 1 : Luftdurchlässigkeit, Boden Lö

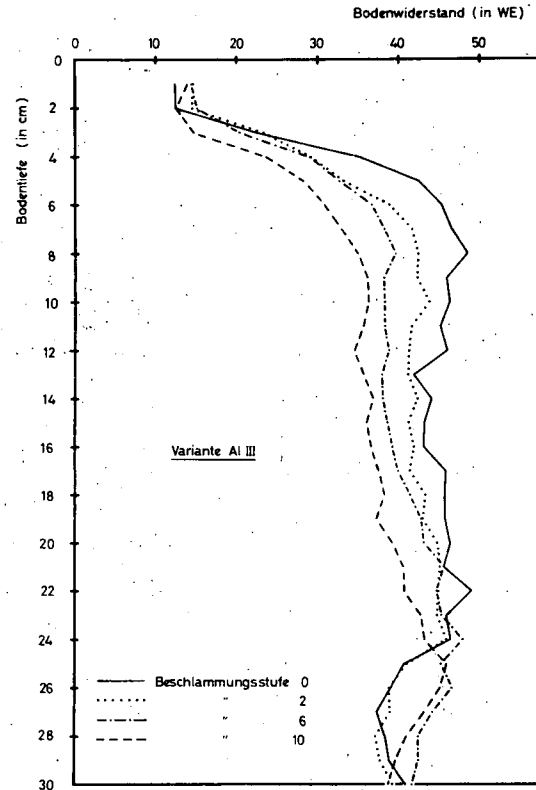


Abb. 2 : Mechanische Widerstandsmessungen (Ramsonde)

lich verläuft, sondern Unregelmäßigkeiten aufweist, als Gesamttendenz jedoch erkennbar ist, auch bei den hier weniger deutlich auf die Beschlämmung reagierenden Böden A1 und D.

Bodenwiderstand: Mit Hilfe der Rammsonde nach v. BOGUSLAWSKI und LENZ (1958 und 1959) wurden vor dem III. Entnahmeterrin an einem Teil der Versuchsvarianten mechanische Widerstandsmessungen zur Ermittlung des Bodenwiderstands vorgenommen, also die Veränderung der mechanischen Festigkeit und der Kohärenz der Versuchsböden infolge der Beschlämmung gemessen. Dabei ergab sich ein überwiegend auflockernder Effekt der Abwasserschlämngaben. Auf der Abb. 2, die die Ergebnisse beim Boden A1 wiedergibt, sind die Bodenwiderstände in Widerstandseinheiten (WE) für jeden cm Bodentiefe aufgetragen: Es zeigt sich, daß die unbeschlämmte Variante auf einer großen Strecke des Profils die höchsten Bodenwiderstände aufwies, die anderen Varianten folgten dort meist recht regelmäßig entsprechend ihren Schlammgehalten; lediglich im obersten und im unteren Bereich des Profils war die Reihenfolge der Beschlämmungsvarianten verändert. Beim Boden D war nur im oberen Profilbereich eine, wenn auch geringere, Auflockerung des Bodens durch die Beschlämmung nachzuweisen, unterhalb einer Bodentiefe von etwa 18 cm erschien die Wirkung der Beschlämmung dagegen umgekehrt: Die unbeschlämmte Variante wies dort die geringsten Widerstände auf, was vielleicht methodisch zu erklären ist. Besonders deutlich dagegen und auch stärker als bei A1 machte sich der auflockernde Effekt der Beschlämmung beim Boden L6 bemerkbar: Die unbeschlämmte Variante wies hier durchweg die höchsten Bodenwiderstände auf, die niedrigsten dagegen nicht die Beschlämmungsstufe 10, sondern die Stufe 6; besonders deutlich war die Auflockerung im Bereich von etwa 4 bis 9 cm Bodentiefe. Zu den Widerstandsmessungen muß jedoch insgesamt darauf hingewiesen werden, daß sie an vergleichsweise locker gelagerten Versuchsböden durchgeführt wurden. Jedoch dürfte eine Übertragung der Ergebnisse auf Substrate mit im ganzen höheren Bodenwiderständen, z. B. auf eine dichtere Ackerkrume, im Grundsatz zulässig sein.

Druckfestigkeit: Weitere Untersuchungen richteten sich auf die Bearbeitbarkeit mittelschwerer und schwerer Böden in Abhängigkeit von der Beschlämmung. Mit einer speziell hierfür erarbeiteten Untersuchungsmethode wurden dazu getrocknete Stechzylinderproben (100 cm³) auf Druckfestigkeit geprüft, wobei davon ausgegangen wurde, daß das Verhalten dieser Proben gegenüber Druck Auskunft geben dürfte über die Fähigkeit des Bodens, im trockenen oder ausgetrockneten Zustand zu bröckeln und zu zerfallen, und damit auch über sein Verhalten bei der Bearbeitung bei Trockenheit. Die Proben wurden bei diesem Versuch in einer Presse einer Belastung ausgesetzt. Dabei wurde die Druckkraft (in kp) gemessen, die notwendig war, um die

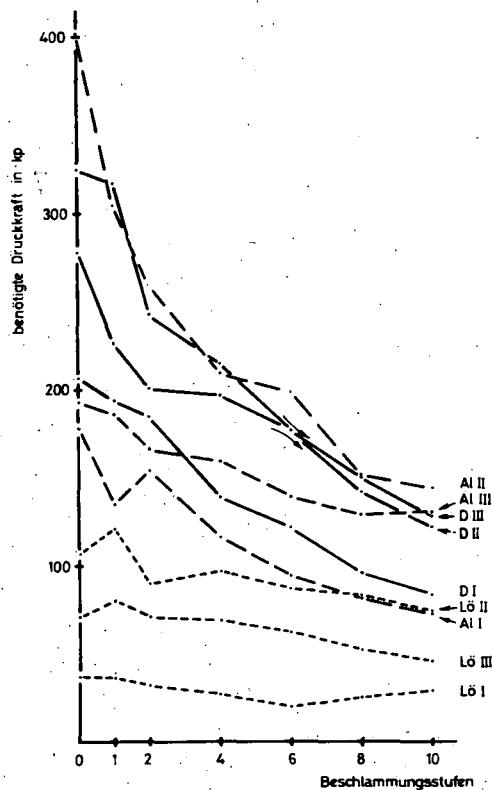


Abb. 3 : Druckfestigkeit von Stechzylinderproben

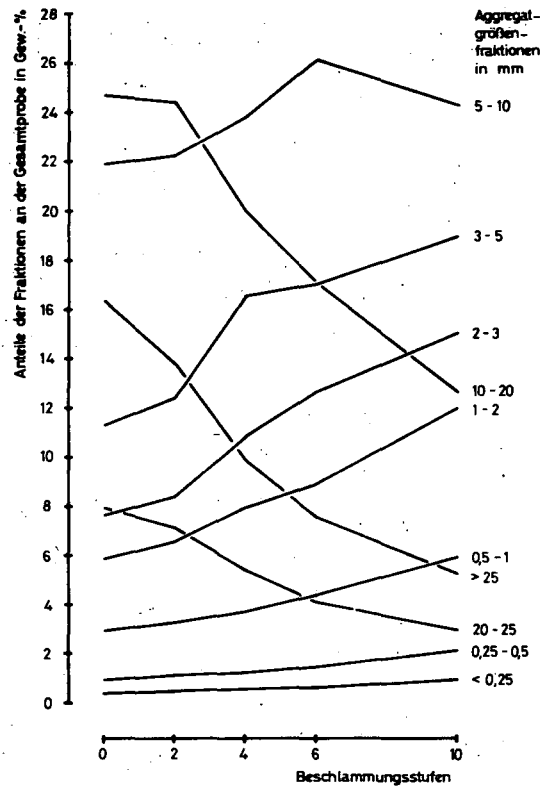


Abb. 4 : Fraktionierung des Bodens nach Aggregatgrößen, Boden D

Probe zu zertrümmern. Die Ergebnisse sind auf der Abb. 3 dargestellt: Auf der waagrechten Achse sind die Beschlämmungsstufen aufgetragen, auf der senkrechten die zur Zertrümmerung der Proben benötigte Druckkraft. Es wird deutlich, daß mit steigenden Schlämmgaben die zur Zertrümmerung benötigte Druckkraft immer geringer wurde, und zwar um so mehr, je höher die Festigkeit der Proben bzw. die benötigte Druckkraft bei der unbeschlämmten Variante 0 war. Dabei bewegten sich die drei Entnahmezeit-Varianten des Bodens Lö (Lö I, Lö II und Lö III), also des im Vergleich zu den Böden D und A1 ohnehin am wenigsten zur Verhärtung neigenden Bodens, in den unteren Druckkraft-Bereichen und nahmen auch nur gering hinsichtlich der zur Zertrümmerung benötigten Druckkraft ab. Am deutlichsten war der Effekt der Beschlämmung bei der Entnahmezeit-Variante II von A1: Hier nahm die benötigte Druckkraft von 402 kp bei der Beschlämmungsstufe 0 auf 144 kp bei der Beschlämmungsstufe 10 ab. Insgesamt zeigt die Darstellung eine deutliche Verbesserung der Böden D und A1, die darin bestand, daß mit ansteigenden Schlämmgaben die Bildung eines stark verfestigten Substrats in Zeiten starker Austrocknung in steigendem Maße verhindert wurde mit einer gleichzeitigen Erhöhung der Chancen für den Erfolg einer Bodenbearbeitung. Erwähnt werden muß allerdings noch, daß die zu den Ergebnissen ermittelten Standardabweichungen überwiegend sehr beträchtlich waren, was wohl in erster Linie aus der Methode zu erklären ist.

Aggregatgrößen: In einem weiteren Versuch sollte die Wirkung der Beschlämmung auf die Zusammensetzung der Aggregatgrößen dargestellt werden. Dazu wurde etwa ein Jahr altes Versuchsmaterial aus bereits bei der Probeentnahme I gestörten Fächern der Versuchsanlage entnommen, zum Trocknen an der Luft ausgebreitet und dann in Sieben mit unterschiedlichen Maschenweiten nach Aggregatgrößen fraktioniert. Dabei zeigte sich, daß die Mengenverhältnisse der einzelnen Aggregatfraktionen mit je nach Boden mehr oder minder großer Deutlichkeit und Regelmäßigkeit bei ansteigenden Schlämmgaben - es wurden nur die Beschlämmungsstufen 0, 2, 4, 6 und 10 untersucht - dahingehend verschoben wurden, daß die prozentualen Anteile der größeren Aggregate ab- und die der kleineren zunahmen. Am deutlichsten war dies beim schwersten der drei Versuchsböden, D (Abb. 4). Beim Boden A1 waren Anstieg und Abfall der Anteile der einzelnen Aggregatfraktionen mit steigenden Schlämmgaben nicht mehr so regelmäßig ausgeprägt. Bei Lö lagen die Ergebnisse der Beschlämmungsstufe 6 stark außerhalb des Gesamttrends, darüber hinaus waren die Verschiebungen der Anteile der einzelnen Aggregatgrößen - von unwesentlichen Ausnahmen abgesehen - schwächer als bei den anderen Böden. Allen drei Böden gemeinsam war jedoch - in allerdings unterschiedlicher Stärke - die Gesamttendenz, daß bei ansteigenden Schlämmgaben die Anteile der verschiedenen Aggregatgrößenfraktionen größer als 10 mm abnahmen, während gleichzeitig die Anteile der verschiedenen

Fraktionen zwischen 1 und 5 mm zunehmen; die dabei ebenfalls angestiegenen Anteile der Fraktion 5-10 mm und der verschiedenen Fraktionen kleiner als 1 mm fallen meist nur wenig ins Gewicht. Mithin hat eine Verschiebung zu Aggregatgrößen stattgefunden, die unter ackerbaulichen Gesichtspunkten besonders wichtig sind. Dies dürfte jedoch noch nicht dem Entstehen einer besseren Bodengare gleichzusetzen sein. Zu dieser gehört als biologische Komponente die Lebendverbauung durch Mikroorganismen, und dafür hätte es wohl einer längeren Lagerungsdauer der Versuchsböden bedurft. Die Wirkung der Beschlämmung auf die Aggregatgrößen lag wohl zumindest hauptsächlich darin, die Bodenteilchen daran zu hindern, sich aneinanderzulagern und infolge Kohäsion zu größeren Aggregaten zu verkleben, also eher in einer räumlichen Trennung der mineralischen Bodenbestandteile durch dazwischengelagerte Abwasserschlamnteilchen. Aber auch dadurch wird der Erfolg der Bodenbearbeitung, die Herstellung eines lockeren und genügend feinen Saatbetts, gefördert. Darüber hinaus können vermehrt vorhandenen kleinere Aggregate die Bedingungen für das Entstehen einer Bodengare verbessern.

Literatur

- BOGUSLAWSKI, E. v. und K. O. LENZ, 1958: Untersuchungen über mechanische Widerstandsmessungen mit einer Rammsonde auf Ackerböden. - 1. Mitteilung. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau, Band 106, Heft 3, S. 245-256. Verlag: Paul Parey in Berlin und Hamburg.
- BOGUSLAWSKI, E. v. und K. O. LENZ, 1959: Untersuchungen über mechanische Widerstandsmessungen mit einer Rammsonde auf Ackerböden. - 2. Mitteilung. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau, Band 109, Heft 1, S. 33-48. Verlag: Paul Parey in Berlin und Hamburg.
- KMOCH, H. G. und H. HANUS, 1965: Vereinfachte Methodik und Auswertung der Permeabilitätsmessung des Bodens für Luft. Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde, 111. Band, Heft 1, S. 1-10. Verlag Chemie G.m.b.H., Weinheim/Bergstr.
- MOLLENHAUER, K., 1977: Der Einfluß von Abwasserschläm auf physikalische und chemische Eigenschaften mittelschwerer und schwerer Böden. - Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, Lahn-Gießen.
-

Langfristige Wirkung großer Klärschlammgaben
nach intermittierender Applikation

von

C. Tietjen und N. El-Bassam[†]

Große Klärschlammgaben sind Mengen, die das übliche Maß und den Nährstoffbedarf einer oder mehrerer Ernten überschreiten. Die Frage ist auf die maximale Belastbarkeit des Bodens gerichtet. Dabei hat die Auswaschung von Schlamminhaltsstoffen aus dem Wurzelraum und eine unerwünschte Grundwasserkontamination bei einem Grundwasserstand von 15 m zunächst zweitrangige Bedeutung. Wichtiger ist, das Applikationsverfahren für verschiedene Schlammengen der Flächengestaltung und der Schlammbeschaffenheit so anzupassen, daß Ablauf am Hang und Zusammenlauf in Vertiefungen ebenso vermieden werden wie anhaltende Anaerobiose durch Flächenstau.

Bekanntlich gedeihen einige Pflanzen bei günstigem Luft/Wasser-verhältnis in 100 % Klärschlamm gut. KICK berichtete dies von Futterrüben. Es sei auch auf spezielle Pflanzengesellschaften hingewiesen, z. B. die Zwergpflanzenflur, die sich schnell auf schlammigem Grund abgelassener Teiche wie auch auf trocknenden Abwasserrieselflächen entwickelt. Bei weiterem Trocknen und besserer Luftversorgung folgen sich langsamer entwickelnde nitrophile Fluren wie Zweizahnflur, Flußmeldenfluren, anspruchsvollste Gänsefußarten, mastig-saftige Knöteriche, allgemein sommerannuelle nitrophile Fluren als Indikatoren für übernormal gute Ernährung.

[†] Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL)
Leiter: Prof. Dr. M. Dambroth
Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Bekannt sind aber auch Schäden und Ertragsausfall bei Kulturpflanzen, verursacht durch Überdüngung mit Klärschlamm, wobei die schädigende Komponente ein hoher Wasseranteil oder auch toxisch wirkende Mengen an Schlamminhaltsstoffen sein kann und die schädigende Wirkung bereits nach einer Ernte spurlos überwunden ist oder längerfristig mehrere aufeinanderfolgende Ernten betreffen kann, so daß von einer Standortdeteriorierung gesprochen werden muß.

Intermittierende Zufuhr

Wir haben in unseren Untersuchungen bei abgestufter Dosierung eine maximale Belastung der Versuchsflächen mit pumpfähigem Klärschlamm durch intermittierende Beschickung zwischen Herbst und Frühjahr zu erreichen versucht. Da der Wert der Nutzfläche durch die Schlammzufuhr nicht beeinträchtigt werden soll, sind alle Varianten der Schlammdeponie wegen der vorrangigen Erfordernisse des Pflanzenbaus ausgeschlossen (Abb. 1).

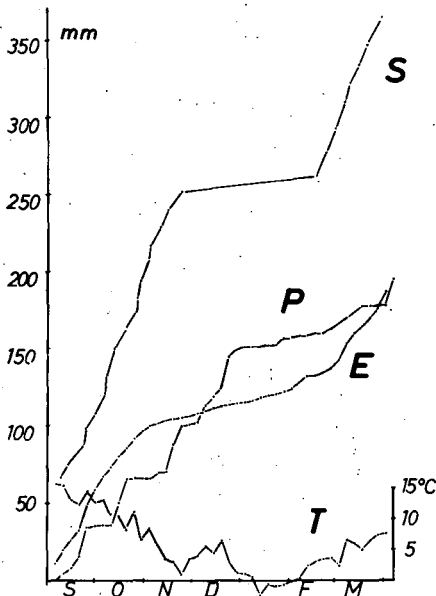


Abb. 1: Summendarstellung der Schlammzufuhr (S), Niederschläge (P) und Verdunstungsbeanspruchung (E) von September bis März. Bodentemperatur (T) in 20 cm

Die Häufigkeit der Schlammapplikation wird der Aufnahmefähigkeit des Bodens angepaßt; sie ist somit abhängig von der Bodenart und der Witterung. Luftzutritt und Feuchtegehalt sollen für den aeroben Prozeß der Stoffumwandlung förderlich sein. Die Höhe der einzelnen Applikationsrate wird auf das Maß begrenzt, das Flüssigkeitsansammlung oder Flächenstau ausschließt. Mit Maßnahmen der Bodenbearbeitung kann einer Feuchteakkumulation im Oberflächenbereich durch Mischen mit trocknerem Boden aus der darunterliegenden Schicht begegnet werden.

Dem Boden wird auf diese Weise eine große Schlammmenge in zahlreichen Einzelgaben zugeführt. Er wird mit Nährstoffen, auch mit Schadstoffen, die im Schlamm enthalten sind, angereichert. Das Verhalten dieser Stoffe im Bodenprofil, ihre Verlagerung mit dem Bodenwasser oder ihre Aufnahme durch die Pflanze, die Wirkung auf den Boden und die Pflanzenertragsbildung sind Untersuchungsziele.

Versuchsanlage

In Feldversuchen wurden bis zu 366 mm Klärschlamm mit einer Regenmaschine in 33 Einzelgaben von September bis März appliziert; Tab. 1 enthält Angaben über einige Inhaltsstoffe.

Tabelle 1: Klärschlammapplikation 1971 - 1972

kg/ha	Gesamtmenge mm		
	10	93	366
	Zahl der Einzelgaben		
	2	11	33
TS	4650	46640	139920
N	214	2083	7400
P	68	772	2277
K	17,6	130	439
Cu	1,20	14,4	47
Zn	5,78	59	198
Pb	0,10	1,14	4,51

Die Analysen der von jeder Einzelgabe gezogenen Schlammproben ließen große Schwankungen der Stoffgehalte erkennen, die stärker Stickstoff und Phosphor als den niedrigen Kaliumgehalt betrafen.

Der Schlamm sammelte sich als Decke auf der Bodenoberfläche und wurde zur Bestellung mit einer Kreiselegge gut zerkleinert. Die Reststücke erwiesen sich als ungewohnt "stabil"; sie traten teilweise noch nach mehreren Jahren bei der Bodenbearbeitung in Erscheinung.

Nach einem anderen Verfahren wurde der Schlamm nach jeder einzelnen Gabe mit einer Fräse derart in den Boden eingearbeitet, daß aus nassem Schlamm und trockenem Boden ein feuchtes Gemisch hergestellt wurde, und somit günstige Bedingungen für die Flächenkompostierung gegeben waren.

Erträge

Die kleine, praxisübliche Schlammmenge von 10 mm förderte die Ertragsbildung nur im ersten Jahr, während die beiden überhöhten Mengen von 93 und 366 mm auch noch eine lange Nachwirkung zeigten. Die im Frühjahr 1978 im siebten Versuchsjahr im schluffigen Sand des Bodenprofils von 0 - 90 cm festgestellten Mengen an N_{min} waren mit 80 - 90 kg/ha nicht sehr groß, ließen aber noch deutlich den Einfluß der Schlammzufuhr zu erkennen; Abb. 2.

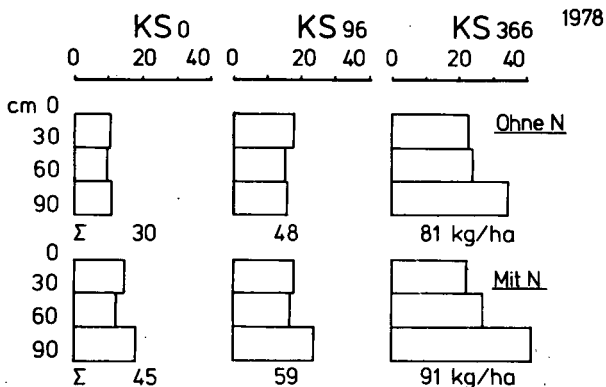


Abb. 2: N_{min} -Gehalt in 0 - 90 cm der Flächen ohne und mit N-Düngung

Die mineralische N-Düngung zu Winterweizen in diesem Frühjahr wurde den gefundenen N_{min} -Mengen so angepaßt, daß mit der ersten Gabe im März eine Gesamtmenge von 120 kg angeboten wurde. Die zwei weiteren N-Gaben steigerten die Menge im Mai und Juni bis auf 200 kg; Tab. 2.

Tabelle 2: N-Düngung zu Winterweizen 1978

N_{min} kg/ha	Klärschlammzufuhr 1971 - 1972			7. März
	0	93 mm	366 mm	
	45	59	91	
N-Düngung				
1. Gabe	75	61	29	21. März
2. Gabe	30	30	30	10. Mai
3. Gabe	50	50	50	6. Juni
Summe	200	200	200	

Tabelle 3: Erträge Weizenkorn dt/ha

	Klärschlammzufuhr 1971 - 1972		
	0	93 mm	366 mm
Ohne N-Düngung	21	35	43
Mit N-Düngung	51	63	57
Erträge Korn + Stroh dt/ha			
Ohne N-Düngung	43	67	78
Kornanteil %	49	52	55
Mit N-Düngung	104	119	108
Kornanteil %	49	53	53

Die Erträge ohne N-Düngung zeigen eine deutliche Nachwirkung der Klärschlammzufuhr vor sieben Jahren. Auch in der Reihe mit gestaffelter mineralischer N-Düngung liegen die Erträge der Schlammvarianten höher als Folge des höheren Nährstoffangebots durch weitere Mineralisierung; Tab. 3.

Entzüge

Die Bilanz zwischen der Klärschlammzufuhr und den Entzügen mit dem Erntegut in fünf Jahren ergibt ein Defizit für N, P, K bei der praxisüblichen Schlammgabe von 10 mm, für K auch bei überhöhter Schlammzufuhr. Deutlich zeigen die Schwermetallbeispiele, daß die Entzüge nur sehr gering sind und die Anreicherung des Bodens lange anhält; Tab. 4.

Tabelle 4: Zufuhr mit Klärschlamm 1971 - 1972
 ./ Entzüge mit dem Erntegut 1972 - 1976
 Differenz kg und %

		Klärschlammvarianten		
		10 mm	93 mm	366 mm
N	kg	-246	1332	6509
	%	115	64	88
P	kg	- 3	665	2148
	%	4,4	86	94
K	kg	-574	-695	-557
Cu	kg	0,95	14,0	46,5
	%	79	97	99
Zn	kg	4,88	57	195
	%	84	97	98
Pb	kg	0,05	1,07	4,41
	%	50	94	98

Parallel zur stetigen Verminderung des N-Gehaltes im Boden verläuft der Abbau des organisch gebundenen Kohlenstoffgehaltes, der durch die großen Klärschlammgaben zunächst eine starke Anreicherung erfahren hatte; Abb. 3 und 4.

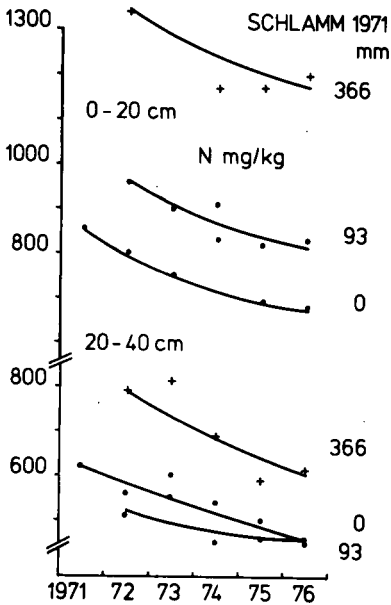


Abbildung 3: Abnahme des N-Gehaltes im Boden 0-20 cm und 20-40 cm

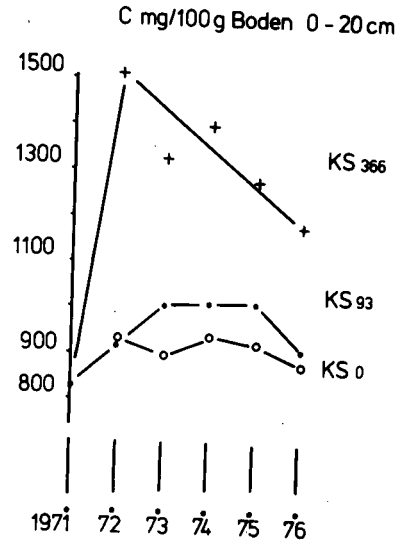


Abbildung 4: Abnahme des C-Gehaltes im Boden 0-20 cm

Sickerwasser

Langanhaltend ist der Einfluß der großen Schlammgaben auf Inhaltsstoffe des Sickerwassers. Zwei Beispiele für die Leitfähigkeit bzw. den Nitratgehalt sind in Abb. 5 und 6 dargestellt.

Diskussion

In der Praxis der Klärschlammanwendung wird die Grenze der Bodenbelastbarkeit aus verschiedenen Gründen erreicht oder überschritten, z. B.

- aus Unkenntnis der Eigenschaften und Wirkungen der wechselnden Anteile von Nutz- und Schadstoffen in Schlämmen aus unterschiedlichen Aufbereitungen,

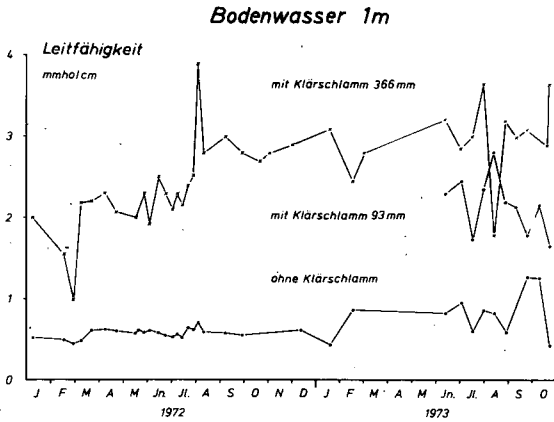


Abbildung 5: Anhaltender Einfluß hoher Schlammgaben auf die Leitfähigkeit des Bodenwassers.

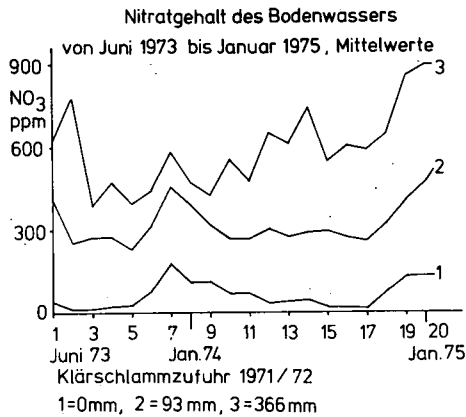


Abbildung 6: Anhaltender Einfluß hoher Schlammgaben auf den Nitratgehalt des Bodenwassers

- aus mangelhafter Handhabung oder Konstruktion von Werkzeugen und Geräten zur gleichmäßigen Verteilung von Klärschlämmen unterschiedlicher Konsistenz auf der Fläche,
- aus ökonomischem Bestreben zur Flächeneinschränkung bei der Schlammabeseitigung.

Untersuchungen zur maximalen Belastbarkeit des Bodens haben somit aus ökologischer Sicht Fragen der Zufuhr und des Verbleibs von Klärschlammstoffen zu beantworten.

Berechnungen zur Einfuhr-Ausfuhrbilanz lassen in der Regel nicht den aktiven Anteil des belebten Bodens an der Stofftransformation und Bilanzentwicklung erkennen. Der Vorgang ist stark von der Witterung abhängig, von Feuchte und Wärme. Maßnahmen der Bodenbearbeitung können fördern oder hemmen. Kennzeichnung und Wichtung dieser Parameter ist bedeutungsvoll, um ihren Anteil an der Verbesserung des Pflanzenstandortes, der Optimierung von Luft-, Wasser- und Nährstoffhaushalt im stabilen Gefüge zu erkennen.

In der Praxis sind Verfahren und Maßnahmen anzuwenden, die den Meliorationsprozeß fördern, indem Luftzutritt und Feuchtegehalt aufeinander abgestimmt werden und die Applikationsdosis des bodenfremden Düngers der Kapazität der autochtonen Mikroflora und Bodenfauna angepaßt wird. Für den pumpfähigen Klärschlamm ist somit die einzelne Dosis derart zu bemessen, daß

- kein Oberflächenablauf und kein Zusammenlauf in Vertiefungen und Gerätespuren eintritt,
- eine Bodenvernässung und damit Luftmangel vermieden wird,
- durch Bodenbearbeitung, z. B. mit einer Fräse, aus nassem Schlamm und trockenem Boden ein feuchtes, gut belüftetes Gemisch hergestellt wird.

Zusammenfassung

Sehr große Klärschlammmengen, die den Nährstoffbedarf der folgenden Nutzpflanze erheblich übersteigen, wurden in zwei bis 33 Raten von etwa 10 mm appliziert. Die Pflanzen wurden in ihrer Entwicklung und Bildung von Erntemasse weder durch den hohen Salzgehalt der Bodenlösung, noch durch die Überdüngung mit Nährstoffen beeinträchtigt.

tigt. Die Nachwirkung auf den Ertrag war auch in den Folgejahren signifikant. Die Nährstoffanreicherung des Bodens wird durch den Entzug mit den großen Erntemassen abgebaut. Aber der Entzug an Schwermetallen betrug in fünf Jahren nur wenige Prozent der Zufuhr; dies deutet auf eine geringe Beweglichkeit dieser Stoffe hin.

Die Verwertung großer Schlammengen kommunaler Herkunft bei intermittierender Applikation kleiner Raten ist aus pflanzenbaulicher Sicht ein unbedenkliches Verfahren. Regelmäßig mit Klärschlamm versorgte Bodenflächen sind durch regelmäßige Bodenuntersuchungen auf relevante Belastungstoffe zu überwachen, so daß tolerierbare Grenzwerte nicht überschritten werden.

Der Einfluß 3-jähriger Müll-Klärschlamm-Kompost-Gaben
auf das Wasserhaltevermögen eines Sandbodens

von
Rasp, H.[†]

Sieht man in Müllklärschlammkomposten Bodenverbesserungsmittel mit düngender Wirkung, dann zählt mit zu ihren Hauptaufgaben bei Verwendung auf leichteren Böden die Erhöhung der Wasserhaltefähigkeit und die Aktivierung des Bodenlebens. Im folgenden soll über den Teilbereich eines Müllklärschlammkompost-Steigerungsversuches berichtet werden, der über 3 Jahre mit 5 verschiedenen Gemüsefruchtfolgen auf dem Versuchsfeld der LUFA in Speyer durchgeführt worden war. Die Höhe der jährlich verabfolgten Müllklärschlammkompostgaben geht aus Tab. 1 hervor. In Tabelle 2 haben wir die Gemüsefruchtfolgen zusammengestellt. Tab. 3 gibt einen Überblick über die Gehalte der Müll-Klärschlammkompostgaben an Hauptnährstoffen in den 3 Versuchsjahren.

Anhand von entnommenen Bodenproben haben wir versucht, mit Hilfe der berechneten pF-Kurven Beziehungen aufzuzeigen, die sich aufgrund des Einflusses der unterschiedlich hohen Kompostgaben auf den Boden ergeben haben. In den Diagrammen der Darst. Fruchtfolge 1 - 5 haben wir die Mittelwerte aus 9 Einzelwerten der pF-Messungen für die 3 Versuchsglieder der jeweiligen Fruchtfolge aufgetragen. Diese Punkte tragen die Nummer der Variante. Durch die errechneten Mittelwerte wurde die pF-Kurve gezeichnet.

Fruchtfolge 1, Rotkohl, Tomaten, Ackerbohnen

Bei den hier gezeichneten Punkten zeigte sich, daß die aeroben Kompostvarianten eine größere Wasserhaltefähigkeit aufweisen als die anaeroben.

[†]Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt, Obere Langg. 40, 6720 Speyer/Rh.

Ebenfalls macht sich die Ausgleichskalkung im dritten Jahr der Versuchsdurchführung in Variante 5 gegenüber der Variante ohne Ausgleichskalkung positiv bemerkbar. Verständlicherweise nimmt die Streubreite der Einzelwerte mit zunehmendem pF-Wert ab und erreicht ein Minimum bei pF 4,2 bei einem Wassergehalt von 3 %. Die anaeroben, mit niedrigen Müllklärschlammkompost versorgten Versuchsglieder zeigten geringere Wasserhaltefähigkeit als die mit aerobem Kompost versorgten Varianten.

Fruchtfolge 2, Tomaten, Ackerbohnen, Rotkohl

Hier zeigt es sich, daß die höchste Gabe aerob bereitetes Kompostes in Variante 8 am deutlichsten die Wasserhaltefähigkeit des Bodens gefördert hat. Der mittlere pF-Wert für 4,2 liegt bei etwa 3,5 geringfügig höher als bei der letzten Fruchtfolge. Bei dieser Fruchtfolge bestätigt sich nicht in allen Fällen die letztgetroffene Feststellung, daß durch die zusätzliche Kalkung eine bessere Wasserkapazität erzielt werden konnte.

Fruchtfolge 3, Zwiebel, Karotten, Tomaten

In dieser Fruchtfolge ist der Gehalt an totem Bodenwasser - pF = 4,2 - bei knapp 6 % gefunden worden. Dies erklärt sich daraus, daß sich das Versuchsfeld der LUFA Speyer in der Rheinniederung auf der unteren Rheinterrasse befindet und deswegen bodennäßig relativ stark differenziert ist. Trotzdem scheint es gelungen zu sein, mit dem gesamten Versuch, in dem die Fruchtfolgen hintereinander lagen, die einzelnen Bodenarten in etwa geschlossen zu treffen. Bei dieser Fruchtfolge zeigt sich aufgrund des höheren toten Bodenwassers ein höherer Anteil Feinerde im Boden als bei den bereits besprochenen. Auch hat hier die höchste Müllkompostgabe aerob bereitetes Material nicht die höchste Wasserhaltefähigkeit gebracht. Man kann sagen, daß auf diesem etwas "lehmigeren" Sandboden die anaerob bereite höchste Kompostgabe die beste Wasserhaltefähigkeit zeigt. Die aerob bereiteten Komposte haben auf diesem Standort weniger dazu beigetragen, die Wasserhaltefähigkeit gerade im oberen pF-Bereich zu fördern.

Fruchtfolge 4, Karotten, Zwiebeln, Karotten

Hier findet man einen Gehalt an totem Bodenwasser pF 4,2 von etwa 3,5 %. Es zeigt sich die besonders positive Wirkung auf das Wasserhaltevermögen in allen Punkten der pF-Kurve bei der höchsten Gabe aerob bereiteter Kompostes. Die anaeroben Kompostglieder fallen demgegenüber ab, sind allerdings im niederen pF-Bereich immer noch in der oberen Region der Einzelwerte.

Fruchtfolge 5, Ackerbohnen, Rotkohl, Zwiebel

Im oberen Bereich der Kurve bei pF 4,2 findet man knapp 7 % totes Bodenwasser. Hier findet sich offensichtlich der schluffreichste Teil des gesamten Versuches. Im Gegensatz zur Fruchtfolge 3 wirkt sich der aerob bereitete Kompost in seiner höchsten Gabe positiv auf die Wasserhaltefähigkeit des Standortes aus. Bei diesem Versuchsteil fällt der anaerob bereitete Kompost mit zunehmendem pF-Wert gegenüber dem aeroben ab. Dagegen zieht im niederen pF-Bereich bei pF 1,22 und 1,77 der anaerobe Kompost durchaus in seiner Wirkung mit dem aeroben gleich.

In Tab. 4 wurden die Korrelationsfaktoren zusammengestellt, wie sie sich für die Beziehungen zwischen den Bodendaten und den pF-Werten 1,77 und 4,2 ergeben haben. In diese Tabelle gingen auch die Korrelationskoeffizienten für die Polycyclen 3,4 Benzpyren, 3,4 Benzfluoranthren und Fluoranthren ein.

Bezüglich des Kohlenstoffgehaltes im Boden ergab sich für den pF-Wert 1,77 dort eine sehr gute Korrelation, wo der mittlere pF-Wert für 4,2 in einer Größenordnung von 3,5 bzw. 3,8 lag. Dort, wo der Anteil an Feinerde größer war, also mehr totes Bodenwasser gefunden wurde, wurde die Korrelation schlechter. Ähnliche Beziehungen lassen sich auch für den Gesamtstickstoff feststellen. Berechnet man dagegen die Beziehungen zu pF 4,2, dann sind die Korrelationen sehr viel weniger deutlich.

Legt man der Berechnung der Korrelationskoeffizienten die gefundenen Wer-

te für die pflanzenverfügbaren Nährstoffe zugrunde, wie sie routinemäßig in der Bodenuntersuchung in Speyer erfaßt werden, dann zeigt sich eine sehr viel deutlichere Beziehung zwischen Phosphat, Kalium, Magnesium und Bor bei pF 1,77 als bei pF 4,2. Unterstellt man, daß die Feldkapazität pF 1,77 ein Ausdruck für das Wasserhaltevermögen der Humusbestandteile im Sandboden ist, dann ist die gute Korrelation zwischen pF 1,77 und den Nährstoffgehalten im Boden ein Zeichen der Bodenfruchtbarkeit bzw. der Pflanzenverfügbarkeit der einzelnen untersuchten Nährstoffe.

Für die Polycyclen ergeben sich die deutlichsten Korrelationskoeffizienten zwischen pF 1,77 und 3,4 Benzfluoranthen. Die schlechteste Beziehung unter diesen Werten hat Fruchtfolge 3 mit dem relativ hohen Schluffanteil und dem daraus folgenden hohen Wert bei pF 4,2 mit knapp 6 %.

Zusammenfassend läßt sich zu diesem Versuch folgendes bemerken:

1. In Abhängigkeit von dem Feinerdeanteil der einzelnen Fruchtfolgen schwankt der pF-Wert für den Welkepunkt-pF 4,2- zwischen 2,97 und 6,74.
2. Die aeroben und die anaeroben Kompostgaben haben dazu beigetragen, die Wasserhaltefähigkeit anzuheben, vor allen Dingen, wenn man den Welkepunkt ins Auge faßt. Fast immer war es die höchste Gabe aeroben Kompostes, die den höchsten pF-Wert brachte.
3. Die nur mineralisch gedüngte Variante lag in vielen Fällen an dem untersten Ende der Skala, während die im 3. Versuchsjahr durchgeführte Kalkung dazu beigetragen hat, die Wasserhaltefähigkeit zu halten und anzuheben.
4. Betrachtet man die Feldkapazität als Indikator für die Fruchtbarkeit eines leichten Sandbodens, dann ist die sehr gute Beziehung zwischen pF 1,77 und Ges.-C gerechtfertigt. Für Ges.-N gilt diese eindeutige Aussage nicht mehr.

5. Zu Phosphat und Kalium fehlen eindeutige Aussagen über den Korrelationskoeffizienten bei pF 1,77 und pF 4,2.
6. Wie für Ges.-C ergibt sich auch für Mg und Bor eine gute Korrelation bei pF 1,77. Die Beziehung gilt aber nicht für den Welkepunkt.
7. Unsere an früherer Stelle publizierte Ergebnisse haben sich hier bestätigt, daß durch die Siedlungsabfallkomposte gegenüber den unbehandelten Varianten auch der Anteil an totem Bodenwasser im Boden steigt (Landw. Forschung, Sonderheft 33/I, 1976).

Tab. 1 Versuchsglieder MKK-Versuch Speyer				
Variante	Komp. Bereitung	1972	73	74
1	ohne Kompost	0	0	0
2	anaerob	37.0	18.75	18.75
3	anaerob	75.0	37.50	37.50
4	anaerob	150.0	75.00	75.00
5	ohne Komp. + Ca	0	0	0
6	aerob	37.0	18.75	18.75
7	aerob	75.0	37.50	37.50
8	aerob	150.0	75.00	75.00

Tab. 2 Gemüsefruchtfolgen MKK-Versuch Speyer			
Fruchtfolge	1972	1973	1974
1	Rotkohl	Tomaten	Ackerbohnen
2	Tomaten	Ackerbohnen	Rotkohl
3	Zwiebel	Karotten	Tomaten
4	Karotten	Zwiebel	Karotten
5	Ackerbohnen	Rotkohl	Zwiebel

Mittlere Nährstoffgehalte vor Versuchsanlage:

pH - 6.1 (CaCl₂) P₂O₅ - 10 mg (CAL) K₂O - 21 mg (CAL) Mg - 5.0 (CaCl₂) B - 0.3 ppm.
 Ges.N 73 mg Ges.C. - 900 mg

Tab. 3

Gehalte der MKK-Gaben jährlich
(in % der Trockenmasse)

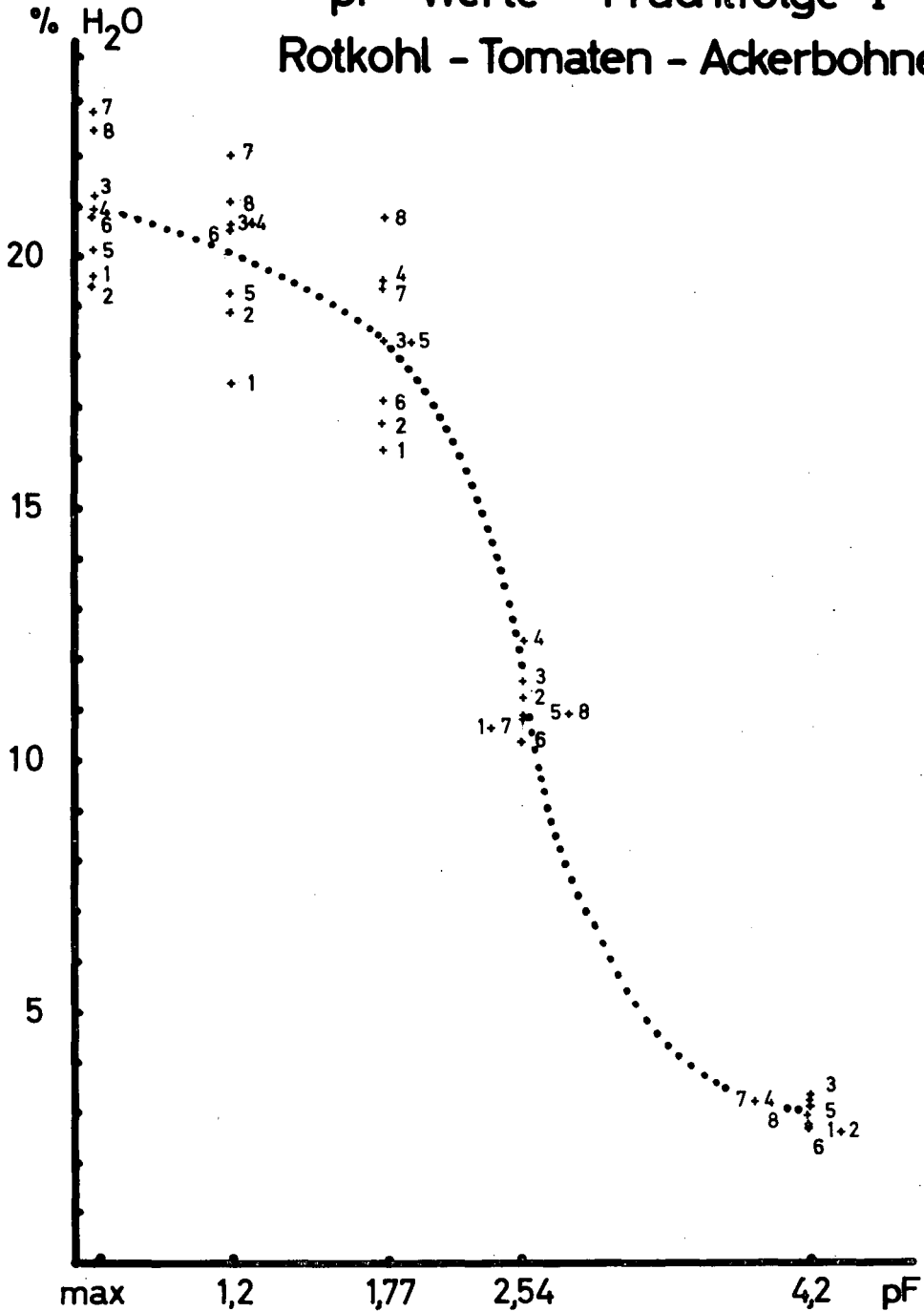
	Jahr	H ₂ O	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	C _t	B ppm
anaerob	1972	39.3	0.82	0.39	0.29	7.9	u.b.	u.b.	11.1
anaerob	1973	44.0	0.82	0.55	0.26	8.1	0.50	8.0	12.3
anaerob	1974	46.0	0.74	0.62	0.10	7.2	0.88	9.0	9.5
aerob	1972	30.7	1.12	0.72	0.36	7.5	u.b.	u.b.	11.6
	1973	35.0	1.03	0.66	0.32	8.6	0.40	7.7	13.2
	1974	34.0	0.83	0.53	0.10	7.3	0.95	8.0	10.2

Tab. 4 Korrelationskoeffizienten für
* pF 1,77 und 4,2 zu Bodendaten

Fruchtfolge:	1	2	3	4	5
P ₂ O ₅	0.79	0.68	-0.47	0.49	0.75
	0.68	0.56	0.15	0.66	0.60
K ₂ O	0.70	0.42	0.46	0.42	-0.07
	0.70	0.30	-0.02	0.79	0.68
MgO	0.88	0.73	0.70	0.83	0.93
	0.50	0.64	0.35	0.85	0.38
B	0.86	0.81	0.61	0.80	0.81
	0.49	0.62	-0.20	0.75	0.64
N	0.61	0.75	0.13	0.68	0.30
	0.57	0.42	0.23	0.19	-0.25
C	0.62	0.82	0.46	0.98	0.55
	0.63	0.64	0.17	0.75	-0.04
3,4 BP	0.73	0.51	0.42	0.80	0.91
	0.50	0.91	-0.19	0.87	0.39
3,4 BFA	0.88	0.79	0.48	0.75	0.90
	0.43	0.88	-0.43	0.92	0.44
FA.	0.86	0.86	0.49	0.72	0.93
	0.39	0.87	-0.46	0.92	0.37

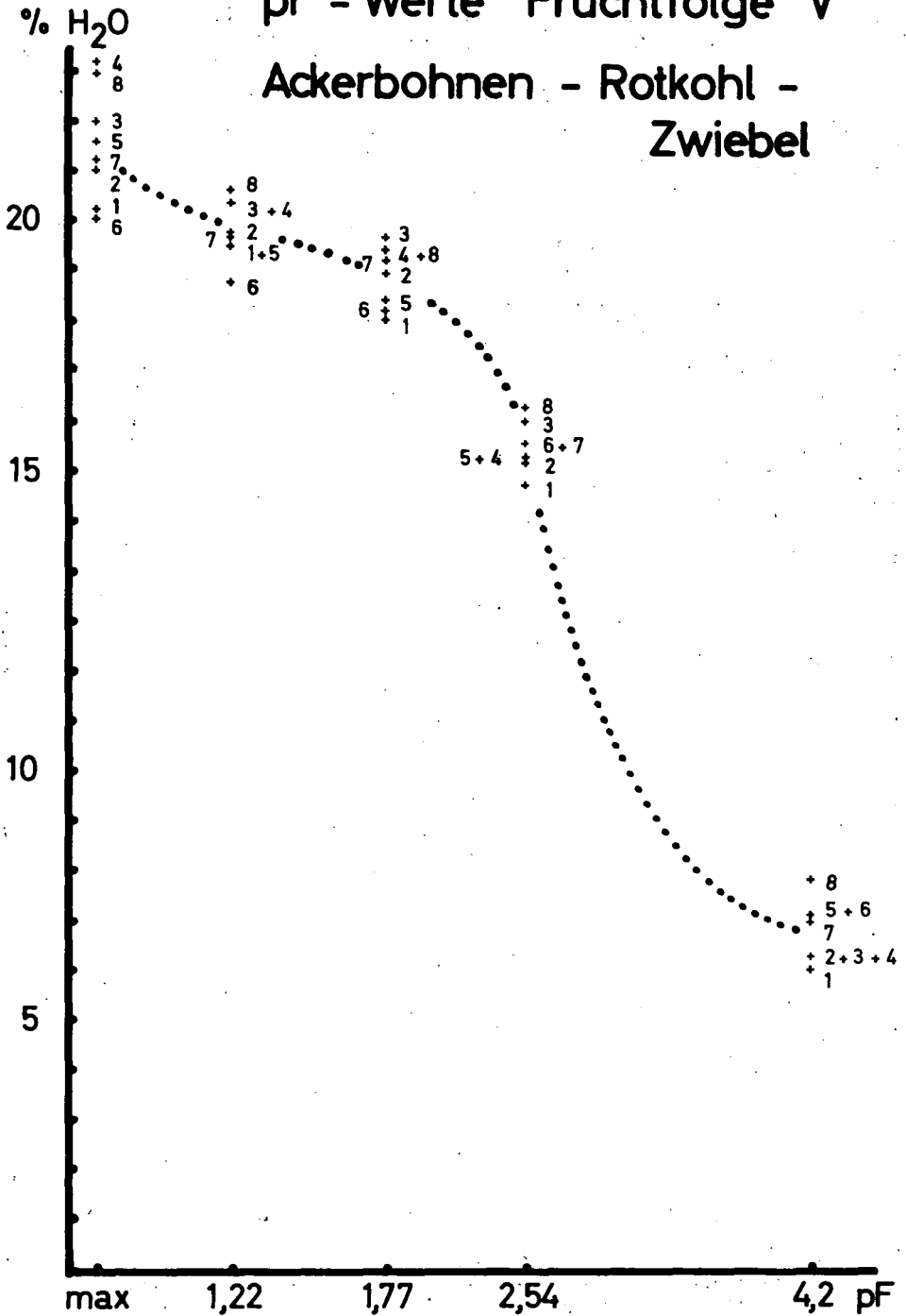
* pF 1,77 ist obere Reihe,
pF 4,2 ist untere Reihe

pF - Werte Fruchtfolge I Rotkohl - Tomaten - Ackerbohnen

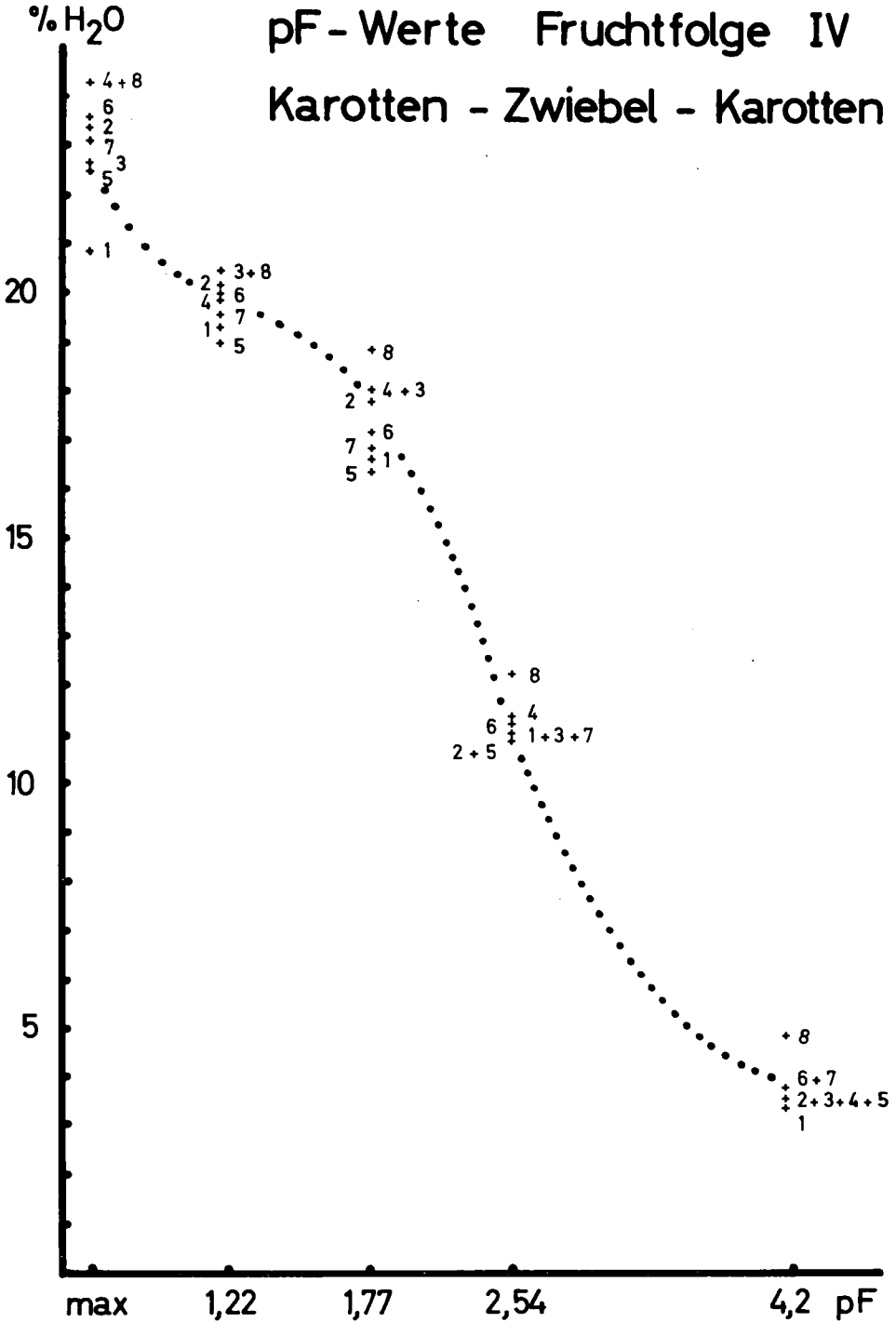


pF - Werte Fruchtfolge V

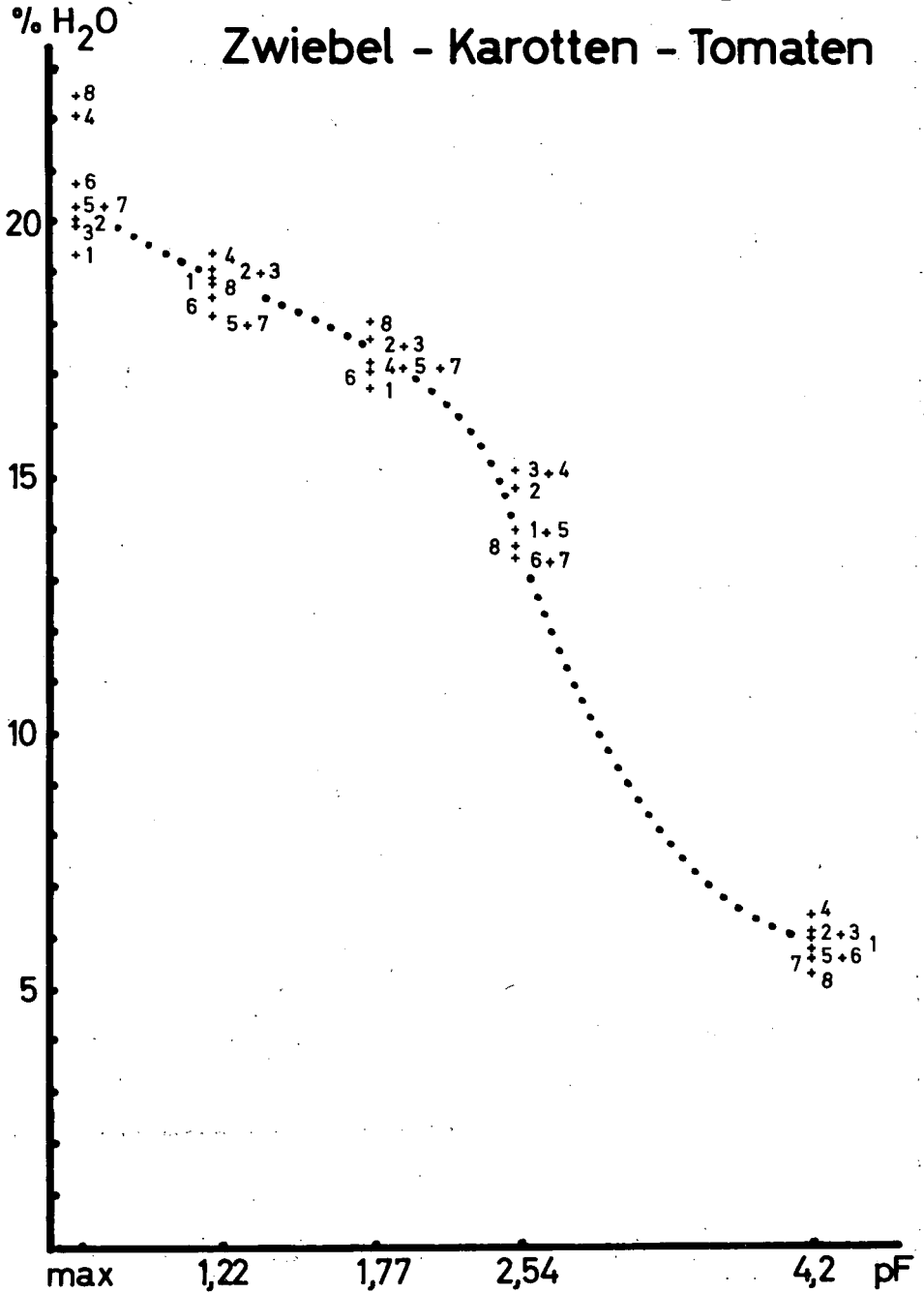
Ackerbohnen - Rotkohl - Zwiebel



pF - Werte Fruchtfolge IV Karotten - Zwiebel - Karotten

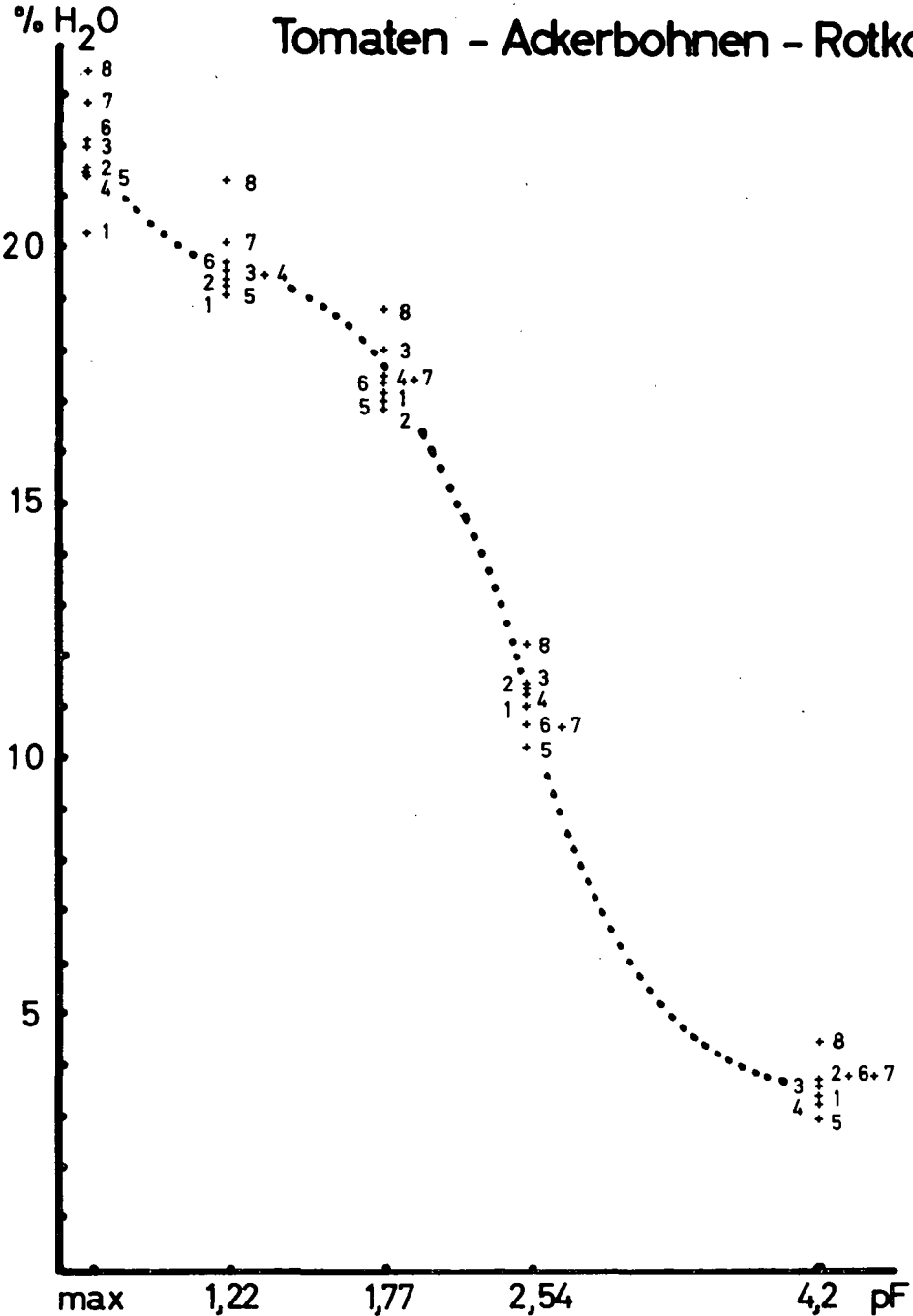


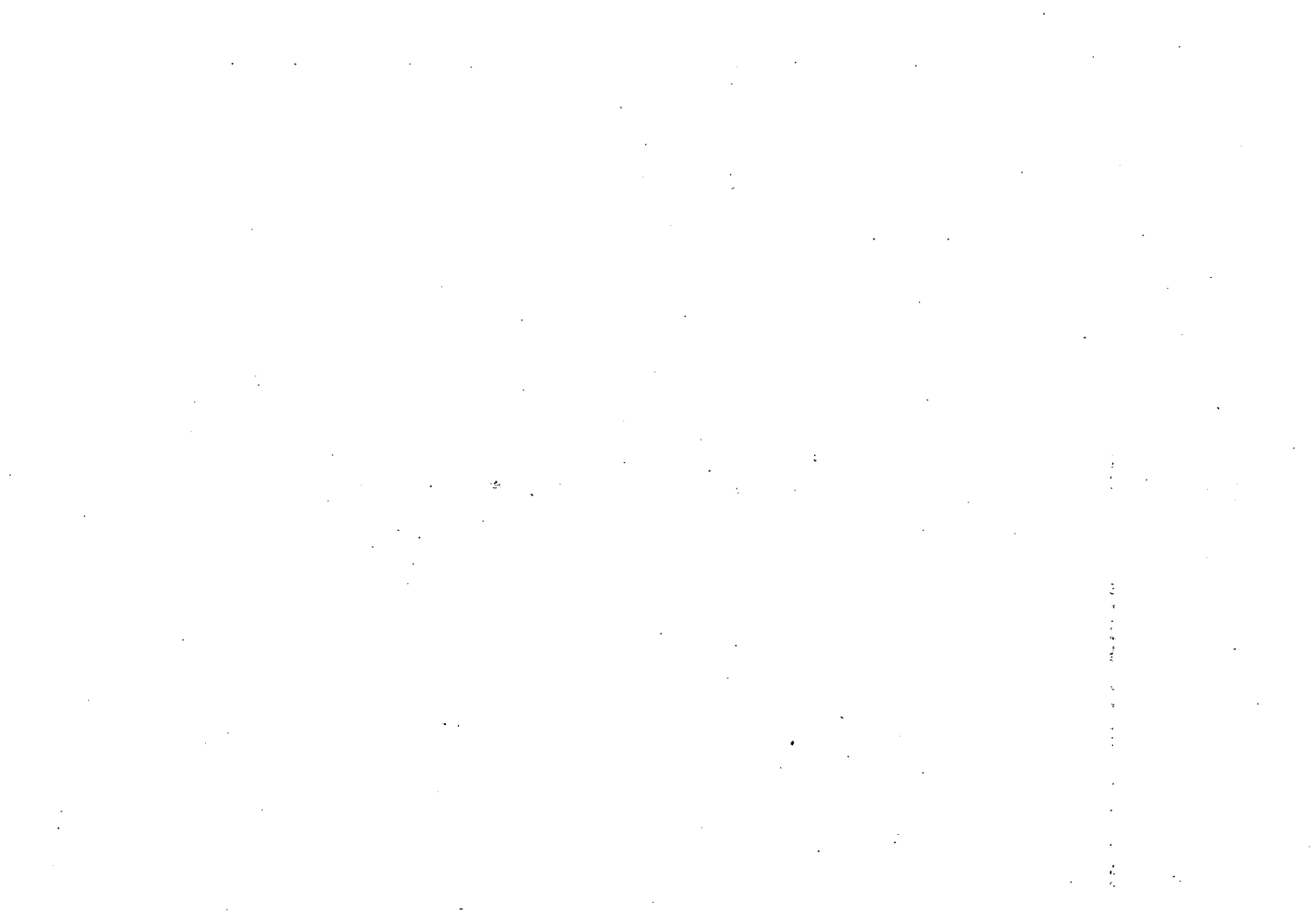
pF - Werte Fruchtfolge III Zwiebel - Karotten - Tomaten



pF-Werte Fruchtfolge II

Tomaten - Ackerbohnen - Rotkohl





Die neue Auswertungskarte "Verwendung von Siedlungsab-
fällen im Landbau" zur Bodenkarte von Niedersachsen
im Maßstab 1 : 25 000.

von

Imamoglu, A. ⁺, J.-H. Benzler und W. Müller

In der dicht besiedelten Bundesrepublik mit ihrer hochtechnisierten Zivilisation nimmt die Menge an festen und flüssigen Siedlungsabfällen ständig zu. Volkswirtschaftlich gesehen ist die Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau sinnvoll, da es für die Gemeinden und Entsorgungsverbände immer schwieriger und auch teurer wird, diese Siedlungsabfälle anderweitig unterzubringen.

Das Niedersächsische Landwirtschaftsministerium hat kürzlich in einem Runderlaß über die Möglichkeiten und Grenzen der Verwertung von Klärschlamm in der Landwirtschaft auf eine Informationsschrift der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) hingewiesen. Darin werden Orientierungsdaten über Eignung, Wirkung und Anwendung sowie zusätzliche Hinweise zu diesem Fragenkreis gegeben.

Die Landwirtschaft ist jedoch zur Zeit nur dann an einer Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau interessiert, wenn die für sie dabei entstehenden zusätzlichen Aufwendungen, insbesondere Erschwernisse bei der Bodenbearbeitung und beim Aufstellen der Fruchtfolge, sowie bei der Berücksichtigung der unterschiedlichen Düngerwirkung, durch entsprechende Unterstützung der öffentlichen Hand ausgeglichen werden.

Bei der Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau wird der Boden in unterschiedlicher Weise beansprucht, wobei Boden und Grundwasser belastet und damit auch gefährdet werden können.

Nur bei eingehender Kenntnis des Bodens läßt sich sagen, wie hoch eine solche Belastung sein darf, ohne daß es zu einer zeitweisen oder dauernden Schädigung von Boden und Grundwasser kommt.

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
3000 Hannover 51, Stilleweg 2

Die für die fachgerechte Beurteilung der Böden benötigten Angaben sind in der Grundlagenkarte der Bodenkarte von Niedersachsen 1 : 25 000 und der dazugehörigen umfangreichen Tabellenlegende enthalten. Für den Praktiker ist es allerdings oft schwierig, sich die für ihn wichtigen Punkte aus der Fülle der Angaben auszusuchen. Daher wurde vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung eine Auswertungskarte "Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau" entwickelt. Die wesentlichen Angaben werden hier flächenhaft dargestellt und mit kurzgefaßten Texten erläutert.

Diese Karte gehört zu der Reihe von Auswertungskarten, die aus der Grundlagenkarte mit Hilfe von bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennwerten abgeleitet sind.

Die wichtigsten Angaben auf der Karte sind in Flächenfarbe und Signaturen dargestellt (Abb. 1). Sie beziehen sich auf das Aufbringen von flüssigen organischen Stoffen auf landwirtschaftlich genutzten Böden. Zu diesen gehören Siedlungsabfälle wie Klärschlamm, Abwasser, Abwasserfaulschlamm und andere.

Diese Gesichtspunkte gelten auch genauso gut für das Aufbringen von Flüssigmist, Gülle und ähnliches. Dabei sind selbstverständlich die gesetzlichen Bestimmungen, z.B. die Rechtsverordnung zu § 15 des Abfallbeseitigungsgesetzes, über den Gehalt an Schadstoffen, die Hygiene-Vorschriften und auch die Richtlinien zum Trinkwasserschutz zu beachten.

Stoffe, die diesen Bestimmungen nicht entsprechen, z.B. Abfälle mit hohem Schwermetallgehalt, werden nicht berücksichtigt.

Zur Verwendung fester Stoffe, z.B. Müllkompost, Trockenschlamm, werden keine Angaben gemacht. Deren Aufbringung ist problemlos, wenn die Mengen einer üblichen Stallmist-Düngung entsprechen, und sie ansonsten den oben erwähnten gesetzlichen Bestimmungen genügen.

Für die Beurteilung der Böden in diesem Fragenkreis sind vor allem die Filtereigenschaften wichtig.

Wie man diese nach ihrem Wirkungsmechanismus einteilen kann, und in welcher Weise man sie aus den bei der Kartierung erfaßten und in der Bodenkarte wiedergegebenen Bodeneigenschaften ableitet, hat W.MOLLER in seinem Vortrag in Regensburg (1975) im einzelnen ausgeführt, so daß hier nicht darauf eingegangen zu werden braucht.

Das Umsetzungsvermögen für organische Abfallstoffe ist ein abgeleiteter Wert, der sich aus mehreren bodenkundlichen Grundwerten berechnen läßt.

Wir haben das Umsetzungsvermögen von sehr gering bis sehr hoch eingestuft (s. Abb. 1).

Als seine wichtigsten Wirkungen kann man ansehen:

1. Hohes Umsetzungsvermögen bedeutet geringere Nutzungsbeeinträchtigung, allerdings mit der Gefahr einer erhöhten Freisetzung von leicht beweglichen Stoffen, wie z.B. Nitraten, die durch den Boden in das Grundwasser verlagert werden können.
2. Geringes Umsetzungsvermögen bedeutet erhöhte Nutzungsbeeinträchtigung, da Anhäufung von Abfallstoffen auf dem Boden oder in der Krume erfolgen kann.

Neben dem Umsetzungsvermögen geben wir die Gefahr der Verlagerung von Stoffen durch den Boden in Vorfluter und Grundwasser an (a.Abb. 1). Diese ist reziprok zur Filterwirkung des Bodens, das heißt, bei Böden mit guter Filterwirkung ist sie gering. Die Angabe erfolgt in den 3 Stufen gering, mittel und hoch.

Dabei unterscheiden wir:

- a. Böden mit Grundwasser oberhalb 2 m u.GOF und
- b. Böden mit Grundwasser unterhalb 2 m u.GOF.

Im ersten Fall bezieht sich die Gefährdung vorwiegend auf Oberflächengewässer, in die die Stoffe über Entwässerungsanlagen wie Dräne und ähnliche gelangen können. Im zweiten Fall ist vor allem die Wassergewinnung aus dem Grundwasser betroffen.

Anhand der hier ausgewerteten Kriterien wurden die Böden, die die gleiche Eignung für die Verwendung von Siedlungsabfällen haben, zunächst grob in 3 Stufen als

- 1 - geeignet
- 2 - bedingt geeignet
- 3 - wenig geeignet

eingeteilt und Böden gleicher Eignung durch gleiche Flächenfarbe zusammengefaßt (s.Abb. 1).

Die Böden gleicher Eignung unterscheiden sich jedoch noch durch weitere Merkmale voneinander. Diese werden in der Legende auf der rechten Kartenseite im Klartext angeführt, soweit sie für unseren Problembereich von Bedeutung sind.

Abbildung 2 - Ausschnitt der rechten Legende von dem Blatt 2718 Osterholz-Scharmbeck.

Dabei werden ähnliche Böden zu Gruppen zusammengefaßt und mit ihren wichtigen Eigenschaften kurz beschrieben.

Für jede Gruppe werden Hinweise zur Ausbringung von Abfallstoffen nach bodenkundlichen Gesichtspunkten gebracht, deren Beachtung zur Vermeidung von Bodenschäden zu empfehlen ist.

1. Die Verschlammungsneigung begrenzt die Regen- bzw. Aufbringungsdichte.
2. Die Befahrbarkeit entscheidet über das Ausbringungssystem, ob Tankwagen, Regneranlage oder anderes.
3. Der Ausbringungszeitpunkt ergibt sich aus der unterschiedlichen Vernässung des Bodens im Laufe der Vegetationszeit.

Mögliche Überflutung, die die Ausbringung behindern kann, wird auch vermerkt.

Auf diese Weise ist es jederzeit möglich festzustellen, ob in einem bestimmten Gebiet geeignete Böden vorhanden sind, und welchen Grad der Eignung sie besitzen.

Die von uns entwickelte und hier beschriebene neue Auswertungskarte haben wir bisher für Bremen und dessen nördliches Randgebiet hergestellt. Außerdem bearbeiten wir sie zur Zeit im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme Niedersachsens im Landkreis Osnabrück.

Zusammenfassung:

Die für die fachgerechte Beurteilung der Böden benötigten Angaben sind in der Grundlagenkarte der Bodenkarte von Niedersachsen 1 : 25 000 und der dazugehörigen umfangreichen Tabellenlegende enthalten. Hiervor ausgehend wurde die Auswertungskarte "Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau" entwickelt.

Das Umsetzungsvermögen der Böden für organische Stoffe sowie die Gefahr der Verlagerung von Stoffen durch den Boden in das Grundwasser entsprechend den Filtereigenschaften des Bodens sind flächenhaft in Abstufungen eingetragen. Daraus erfolgt eine zusammenfassende Beurteilung der Bodeneignung in 3 Stufen. Böden mit gleicher Eignung werden durch gleiche Flächenfarbe zusammengefaßt.

In der Legende werden die Böden kurz beschrieben und Hinweise zur Ausbringung von Siedlungsabfällen nach bodenkundlichen Gesichtspunkten gegeben.

Literatur:

MOLLER, W. (1975): Filtereigenschaften der Böden und deren kartiertechnische Erfassbarkeit. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 22, 323-330.

Mitteilungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA): 1. Erich Schmidt Verlag 1978, Berlin.

Bodenkundliche Gesichtspunkte zum Aufbringen von flüssigen organischen Stoffen (Klärschlamm, Abwasser, Abwasserfaulschlamm u.a.) auf landwirtschaftlich genutzte Böden

Die angeführten Gesichtspunkte gelten auch für das Aufbringen von Flüssigmist, Gülle und ähnlichem. Das Aufbringen fester Stoffe (Müllkompost, Trockenschlamm u. a.) ist meist problemlos, wenn die Mengen einer üblichen Stallmistdüngung entsprechen.

Voraussetzungen: Begrenzter Gehalt an Schadstoffen und Beachtung hygienischer Gesichtspunkte (Rechtsverordnung zu § 15 Abfallbeseitigungsgesetz).

Zusammenfassende Beurteilung der Bodeneignung

geeignet	
bedingt geeignet	
wenig geeignet	
nicht beurteilt (Ortslagen, gewerblich genutzte Flächen, Naturschutzgebiete usw.)	

Umsetzungsvermögen der Böden für organische Stoffe

sehr gering	
gering	
mittel	
hoch	
sehr hoch	

Gefahr der Verlagerung von Stoffen durch den Boden in Vorfluter und Grundwasser

vorwiegend in Vorfluter oder Grundwasser oberhalb 2 m u. GOF

gering	
mittel	
hoch	

vorwiegend in Grundwasser tiefer als 2 m u. GOF

gering	
mittel	
hoch	

Abgrenzung innerhalb der Flächen gleicher Bodeneignung



Kurzbeschreibung der Böden und Hinweise zur Ausbringung nach bodenkundlichen Gesichtspunkten

- a) Verschlämmungsneigung
- b) Befahrbarkeit im Frühjahr und nach Niederschlägen
- c) Bodenbedingte Beschränkungen der Höhe der Einzelgaben und des Ausbringungszeitpunktes
Durch Kulturarten bedingte Beschränkungen werden nicht ausgewiesen.

Fläche

- 1** Nicht bindige grundwasserferne Böden, hohe Versickerung
 - a) nicht verschlämmd
 - b) gut befahrbar
 - c) kleine Gaben jederzeit, mittlere nur während der Vegetationszeit

- 2** Nicht bis schwach bindige, teilweise anmoorige Böden mit zeitweisem Grundwassereinfluß, hohe Versickerung
 - a) nicht verschlämmd
 - b) gut befahrbar
 - c) kleine Gaben jederzeit, mittlere nur während der Vegetationszeit

- 3** Schwach bindige grundwasserferne Böden, teilweise schwach staunass, mittlere bis geringe Versickerung
 - a) nicht verschlämmd
 - b) gut befahrbar
 - c) mittlere Gaben jederzeit, große nur während der Vegetationszeit

- 4** Schwach bindige, örtlich staunasse Böden; örtlich zeitweise Übernässung und Luftmangel
 - a) nicht verschlämmd
 - b) mäßig befahrbar
 - c) kleine Gaben jederzeit, mittlere nur in Trockenzeiten

- 5** Nicht bindige staunasse Böden, zum Teil anmoorig bzw. mit geringmächtiger Torfdecke, örtlich Hangwasserzufluß oder grundnaß; selten Übernässung und Luftmangel
 - a) nicht verschlämmd
 - b) mäßig befahrbar
 - c) kleine Gaben jederzeit, mittlere nur in Trockenzeiten

- 6** Nicht bindige grundnasse Böden, meist anmoorig; zeitweise Übernässung und Luftmangel; hohe Versickerung
 - a) nicht verschlämmd
 - b) mäßig befahrbar
 - c) kleine Gaben jederzeit, mittlere nur bei tiefem Grundwasserstand während der Vegetationszeit

Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung
in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren

Bericht über die sechste Sitzung des Arbeitskreises
„Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten“
der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft am 2. Oktober
1978 in Gießen

von

K. Mollenhauer *

Am 2. Oktober 1978 fand in Gießen die sechste Sitzung des Arbeitskreises „Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten“ der DBG statt. Dem Arbeitskreis war dazu der 2. Entwurf (August 1978) der „Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren“ zugegangen. Die Tagesordnung sah vor, insbesondere die Problematik und die Möglichkeiten einer geeigneten Kennzeichnung und Klassifizierung von Standorten nach Hangneigung, Hanglänge und Hangform zu diskutieren, außerdem auch die in dem Entwurf verwendeten Kriterien hinsichtlich Stratigraphie und Bodeneigenschaften; ein besonderer Punkt war die Erfassung und Bewertung der für Erosion und Abschwemmung bedeutsamen Niederschlagsverhältnisse. Schließlich sollten auch die in dem Entwurf vorgenommenen Empfehlungen zur Bodennutzung in den Schutz-zonen II und III von Trinkwassertalsperren erörtert werden.

Vorgeschlagen wurde bei der Diskussion der geomorphologischen Kriterien zunächst eine aufgrund von Erosionsuntersuchungen aus ackerbaulich-bearbeitungstechnischen Gründen als notwendig empfundene zusätzliche Ausgrenzung einer Hangneigungsstufe von 5° bis 7° (= 9% bis 12%) für Ackerflächen, die wahrscheinlich zu einer Unterstufe in der neu zu bearbeitenden Kartieranleitung werden werde. Diese zusätzliche Unterscheidung könne hier bei mittleren Standorten wichtig werden und solle daher als Korrekturkriterium unter Ziffer 2.4.1.1 des 2. Entwurfes verwendet werden. Die vorgesehenen Unterscheidungen

* Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, D-6300 Lahn-Gießen

bei den maximalen Hanglängen wurden im wesentlichen akzeptiert; ein einzelner schriftlicher Vorschlag, im Falle der mäßig bis stark geneigten Varianten von „ungünstig“ von einer geringeren Hanglänge (50 m statt 100 m) auszugehen, wurde mit dem Hinweis beantwortet, daß es sich bei den hier angesprochenen Standorten ohnehin meist um Wald handeln dürfte. Allerdings sieht der Entwurf hier auch noch Grünlandnutzung vor. Die im 2. Entwurf zur Veranschaulichung der Hangneigung noch vorhandenen graphischen Darstellungen sollen in der endgültigen Fassung der „Beurteilungskriterien und Empfehlungen...“ wegfallen.

Wichtig erscheint es, darauf aufmerksam zu machen, daß die Hanglänge kein reines, nämlich unveränderbares, Beurteilungskriterium ist. Vielmehr ist im Einzelfall auch daran zu denken - siehe Empfehlungen unter Ziffer 3.2.1 des 2. Entwurfes -, Änderungen in der Hanglänge vorzunehmen, gegebenenfalls dann sogar mit der Konsequenz einer Neu- und Besserklassifizierung des betreffenden Standortes.

Die Diskussion über die bei der Klassifizierung zu beachtenden Bodeneigenschaften befaßte sich mit folgenden einzelnen Punkten:

- Zur nFK wurde vorgeschlagen, anstelle der Angabe von mm eine Stufung in fünf oder sechs Klassen vorzunehmen und dann nur noch diese Stufen in der Übersicht zu verwenden.
- Im Zusammenhang mit dem Einwand, daß unter den Bodeneigenschaften die im Hinblick auf die Erodierbarkeit sehr bedeutsame Gefügestabilität nicht berücksichtigt sei, wurde darauf hingewiesen, daß diese Bodeneigenschaft bereits mehrfach indirekt bei anderen Kriterien erfaßt sei.
- Weiter erschien es erforderlich, die schluffigen Sande, da sie zu einem hohen Anteil Feinsand enthalten dürften, in die Bodenartengruppe A (stark erosionsgefährdet) einzuordnen (bisher B), wenn sie sich zu mehr als 30% aus Schluff zusammensetzen; höhere Gehalte an organischer Substanz - ein allerdings unsicheres Kriterium bei humuszehrender Nutzung - könne im Falle dieser Böden dann positiv über ein Korrekturkriterium berücksichtigt werden; hierzu sei es allerdings erforderlich, daß - gegebenenfalls als Ziffer 2.4.3 - positiv wirkende, also zu einer besseren Klassifikation führende Korrekturkriterien in die „Beurteilungskriterien und Empfehlungen...“ aufgenommen würden.
- Noch einer Verdeutlichung bedürfe die Bemerkung zum Sorptionsvermögen im Rah-

men der Korrekturkriterien (2.4.2.2): Hinsichtlich der Formulierung „vergleichsweise geringes Sorptionsvermögen“ unter Ziffer 2.4.2.2 sei in den Erläuterungen zum 2. Entwurf zwar orientierungshalber auf die „Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser“ (DBG/WOHLRAB, Zeitschr. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 17. Jahrg., 1976, S. 221-228) verwiesen worden, man könne jedoch auch daran denken, die dort verwendeten Daten in den hier zu erörternden 2. Entwurf zu übernehmen. Auch könne man eine Stufung des Sorptionsvermögens vornehmen. Für die Beurteilung des Sorptionsvermögens seien die AK und der pH-Wert ausreichend, die Basensättigung sei dann nicht erforderlich. Angeregt wurde hier auch eine Beurteilung anhand der effektiven Austauschkapazität.

- Gefragt wurde auch nach einer Möglichkeit, die Gesamtdurchlässigkeit der Deckschicht bzw. des Solums eines Standortes unter Berücksichtigung der am geringsten durchlässigen Schicht als Kriterium zu verwenden.
- Vermißt wurde unter den Beurteilungskriterien die Berücksichtigung von vorhandenen Dränungen; Hänge seien häufig teilgedrängt, und zwar oft flach, so daß sich die Frage nach einem Verbleib der Dränabflüsse stelle.
- Näher zu erläutern seien die Begriffe „starke Staunässe“ und „starke Hangnässe“. Wichtig sei dabei, daß die Bewertung dieser Kriterien einheitlich erfolgt. Hierzu wurde auf die neue, in Bearbeitung befindliche Kartieranleitung hingewiesen, für die eine Quantifizierung dieser Begriffe vorgesehen sei und auf die man sich dann in den Erläuterungen beziehen könne.

Als wesentliches Problem wurden die an der Erosivität orientierte Erstellung von Kriterien für die Niederschlagsverhältnisse und ihre Einordnung in das Beurteilungsschema hervorgehoben. Zum einen seien meist keine Messungen der für die Beschreibung der Erosivität geeigneten und notwendigen Parameter vorhanden, zum anderen sei es schwierig, bei den einzelnen Parametern Grenzen für Abstufungen festzusetzen. An der Berechnungspraxis (Beispiel: Annahme einer der Starkberechnung entsprechenden Niederschlagsmenge von mehr als 20 mm/h als ein Richtwert für Erosivität) solle man sich in diesem Zusammenhang nicht orientieren, zumal hier ein völlig anderer und isolierter Niederschlag vorliege. Ein schriftlicher Vorschlag ging dahin, nach VAN EIMERN (Bayer. Landwirtsch. Jahrbuch, 49, 1972, S. 918-926) Starkniederschläge von ≥ 10 mm/h als erosiv zu betrachten und dabei ihre Häufigkeit und mittlere Dauer zu berücksichtigen. Erwogen wurde

auch, sich an der Gewitterhäufigkeit zu orientieren. Zum Punkt „Niederschlag“ sind noch weitere Arbeiten und Informationen notwendig.

Zur Klassifikation der Standorte ist grundsätzlich noch zu bemerken, daß die Begriffe „sehr günstig“ bis „sehr ungünstig“ die Eignung eines Standortes für Ackernutzung ansprechen; so daß mit schlechter werdender Klassifizierung Ackernutzung mehr und mehr durch Grünland und letztlich Grünland durch Forst ersetzt werden muß, wobei stets noch unterschiedliche Intensitätsstufen berücksichtigt werden müssen.

Die Diskussion der „Empfehlungen“ - es ist nicht Aufgabe des Arbeitskreises, sondern der zuständigen Behörden, „Auflagen“ zu formulieren - befaßte sich unter den Ziffern 3 und 4 des 2. Entwurfes unter anderem mit folgendem:

- Für die Ziffern 3.3.1 und 4.3.1 (Empfehlungen zur Kulturart) wurde angeregt, Waldrodung und Grünlandumbruch generell nicht zuzulassen.
- Empfehlungen für den Wegebau erschienen erforderlich.
- Zum Begriff „Brachland“ wurde eine Klarstellung für notwendig gehalten dahingehend, daß es sich hierbei nicht um Schwarzbrache, sondern um aus der landwirtschaftlichen Nutzung entlassene Flächen handelt.
- Erörtert wurde auch, ob eine Mengenangabe zu den organischen Düngern zu machen sei. Dazu wurde auf die Vorarbeiten zur Verordnung gemäß § 15 Abfallbeseitigungsgesetz verwiesen, die genauere Zahlenangaben enthalten werde. Offen blieb, mit welcher N-Menge man bei der organischen Düngung eigentlich rechnen solle, da das in organischen Düngern enthaltene N erst nach und nach in lösliche und pflanzenverfügbare Form übergehe. Auch wurde angeregt, das Problem der Menge organischen Düngers vom Viehbesatz her anzugehen (DGV-Schlüssel). Bei der Anwendung organischer Dünger sei auch die Nähe offener Wasserläufe zu beachten. Zur Frage der Kontrolle von Düngungsauflagen und -beschränkungen wurde auf die Möglichkeit verwiesen, dies über Bodenverbände zu regeln.

Grundsätzlich wurde noch auf die Notwendigkeit aufmerksam gemacht, die derzeit in einem (gemeinsam mit Vertretern des Arbeitskreises „Wald und Wasser“, der Länderforstverwaltungen, forstwissenschaftlicher Institute und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser gebildeten) Arbeitskreis des DVGW laufenden Arbeiten zu Fragen des Waldes in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren zu berücksichtigen und eine Abstimmung anzustreben.

Hinsichtlich der weiteren Tätigkeit des Arbeitskreises „Bodennutzung in Wasser-
schutz- und Wasserschongebieten" wurde ein 3. Entwurf der „Beurteilungskriterien
und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren"
für das Frühjahr 1979 angekündigt. Die dazu erforderlichen Stellungnahmen und
Vorschläge der Mitglieder des AK und von an der Arbeit des AK Interessierten
werden bis zum 31. Januar 1979 an das Institut für Mikrobiologie und Landeskul-
tur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, 6300 Lahn-Gießen
(Prof. Dr. B. Wohlrab) erbeten. Die nächste Sitzung des Arbeitskreises wird im
Herbst 1979 in Freiburg stattfinden.

M I T T E I L U N G E N
der
D E U T S C H E N B O D E N K U N D L I C H E N
G E S E L L S C H A F T

Referate der Sitzung der
Kommission II
4. und 5. Oktober 1978
BRAUNSCHWEIG - VÖLKENRODE

Band 27
1978



I N H A L T

<u>BRÜMMER, G.</u> : Einfluß organischer Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung mineralischer Bodenkomponenten	173
<u>HERMS, U. u. G. BRÜMMER</u> : Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen	181
<u>BLASER, P., H. FLÜHLER u. J. POLOMSKI</u> : Bestimmung der maximalen Eisenbindungskapazität von wasserlöslichen Streustoffen	193
<u>FLÜHLER, H., P. BLASER u. J. POLOMSKI</u> : Kinetik der Mobilisation von Eisen durch wasserlösliche Streusubstanzen	199
<u>SCHARPENSEEL, H.W.</u> : Organo - mineralische Zinkfixierung in einer Reisbodencatena	215
<u>EL-BASSAM, N. u. K. STÜHMEIER</u> : Immobilisierung einiger Spuren- und Schadelemente durch Zufuhr organischer Siedlungsabfälle	221
<u>LICHTFUSS, R. u. G. BRÜMMER</u> : Gehalte an organischem Kohlenstoff, Schwermetallen und Phosphor in verschiedenen Dichtefraktionen fluviabler Sedimente	231
<u>STICHER, H.</u> : Chrom- und Nickeldynamik in Serpentinböden	239
<u>FISCHER, W.R.</u> : Fällung von Fe (III)-oxiden in Gegenwart organischer Anionen	247
<u>LAGALY, G. u. M. MESROGLI</u> : Über die Wechselwirkung von Makromolekülen mit Smectiten	249
<u>ROCHUS, W.</u> : Organomineralische Komplexe in intakten und degradierten Schwarzerden	251
<u>MEIWES, K.-J. u. H. HEINRICHS</u> : Schwefelinventur zweier Waldökosysteme auf sauren Braunerden im Solling	263
<u>SCHEFFER, B. u. J. BLANKENBURG</u> : Löslichkeit und Wanderung von Phosphaten im sauren Hochmoorboden	271

- SCHRÖDER, D. u. H. ZAKOSEK: Austrag von Ton und Kationen aus drei gestörten Lössböden mit unterschiedlicher Humusqualität und -menge 281
- ALDAG, R.: Anteile des mineralisch fixierten Ammoniums am Amidstickstoff in Bodenhydrolysaten 293

Einfluß organischer Substanzen auf Löslich-
keit, Bindung und Umwandlung mineralischer
Bodenkomponenten

von

Brümmer, G.⁺

Im Unterschied zu unbelebten Lockersedimenten und Festgesteinen umfassen Böden den belebten Bereich an der Erdoberfläche, in dem organische Substanzen zusammen mit mineralischen Bodenkomponenten auftreten und eine Vielzahl von Wechselwirkungen zwischen beiden Stoffgruppen bestehen. Dabei werden sowohl durch organische Substanzen charakteristische Veränderungen an mineralischen Bodenkomponenten ausgelöst als auch durch letztere charakteristische Veränderungen organischer Stoffe bewirkt.

Auch in limnischen, fluvialen und marinen Sedimenten bestehen die für Böden charakteristischen Wechselwirkungen zwischen organischen und mineralischen Substanzen, so daß diese Substrate ebenfalls mit einem gewissen Recht als Böden (Unterwasserböden) bezeichnet werden.

Bei der Betrachtung des Einflusses von organischen Substanzen auf Löslichkeit, Bindung und Umwandlung wie auch auf Zersetzung und Neubildung von mineralischen Bodenkomponenten ist zwischen indirekten und direkten Einflüssen zu unterscheiden. Von einer mehr indirekten Bedeutung auf die in Böden und Sedimenten ablaufenden Prozesse ist der Einfluß der organischen Substanz auf das Bodenleben - insbesondere auf die Mikroorganismen-tätigkeit - sowie auf den Redox- und Aciditätszustand eines Bodens.

Mit steigenden Gehalten an zersetzbarer organischer Substanz nimmt in der Regel die Mikroorganismen-tätigkeit und damit der Sauerstoffverbrauch im Boden zu. Je nach Gehalt des Bodens an orga-

⁺Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität
Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1.

nischer Substanz, Art der Porengrößenverteilung und Grad der Wassersättigung können sich damit alle Übergänge von oxidierenden bis zu reduzierenden Bedingungen ausbilden mit den für den jeweiligen Redoxzustand charakteristischen Prozessen wie z.B. der Umwandlung von NH_4^+ zu NO_3^- , von NO_3^- zu N_2 oder von SO_4^{2-} zu H_2S .

Die Acidität des Bodens wird durch den mikrobiellen Abbau organischer Substanzen zu CO_2 sowie durch andere biogene CO_2 -Quellen beeinflusst. Daneben bestimmen organische Säuren der verschiedensten Art und Herkunft sowie mikrobiell aus organischen Substanzen freigesetzte anorganische Säuren die Bodenreaktion in hohem Maße. Mit dem Einfluß der organischen Substanz auf das gesamte Bodenleben und den Redox- und Aciditätszustand eines Bodens ist eine Vielzahl von indirekten Wechselwirkungen mit mineralischen Substanzen verbunden.

1. Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit mineralischer Bodenkomponenten

Die Löslichkeit mineralischer Bodenkomponenten wird direkt durch lösliche organische Säuren, Komplexbildner - insbesondere Chelatbildner - und reduzierend wirkende organische Substanzen beeinflusst. Alle drei Wirkungsweisen (Säurewirkung, Komplexbildung, Reduktionswirkung) können auch durch einzelne organische Stoffgruppen gleichzeitig ausgeübt werden (s.u.).

Modellversuche zu Verwitterungsvorgängen an verschiedenen Silicaten mit Fulvosäuren, Huminsäuren und anderen organischen Säuren sowie Lösungen gleichen pH-Wertes ohne organische Substanzen haben gezeigt, daß die verschiedenen organischen Substanzen die Freisetzung von Na, K, Mg, Ca, Fe und Al sowie einer Reihe von Schwermetallen und mit Einschränkungen auch von Si aus dem Silicatgitter in die Lösungsphase beträchtlich erhöhen.

Lösliche organische Substanzen, die von Pflanzenwurzeln ausgeschieden, bei der Streuzersetzung freigesetzt und vor allem bei mikrobiellen Ab- und Umbauvorgängen der verschiedensten Art gebildet werden, bewirken vor allem durch ihre Fähigkeit zur Komplexbildung - insbesondere auch zur Chelatbildung - eine erhöhte Löslichkeit von Al, Fe und verschiedenen Schwermetallen. Besonders stabile Komplexe können z.B. Polyhydroxy-

benzoesäuren und -benzole bilden. Diese und auch andere organische Substanzen mikrobieller Herkunft besitzen außerdem eine beträchtliche reduzierende Wirkung und können deshalb die Reduktion von in Oxiden und Hydroxiden gebundenem Fe(III) und Mn (III, IV) bedingen. Die Überführung von Fe^{2+} und Mn^{2+} in die Lösungsphase erfolgt dabei durch eine Kombination von Komplexbildung und Reduktionswirkung. Insbesondere unter reduzierenden Bedingungen erfolgt eine verstärkte mikrobielle Produktion von komplexierend wirkenden löslichen organischen Substanzen. Damit findet vor allem im anaeroben Milieu eine beträchtliche Mobilisierung von verschiedenen mineralischen Substanzen - insbesondere von Schwermetallen - statt.

Auch Fulvosäuren und höhermolekulare Huminstoffe besitzen zahlreiche funktionelle Gruppen (Carboxyl-, phenolische Hydroxyl-, Carbonyl-Gruppen u.a.), die sie zur Komplexbildung befähigen. Dabei entstehen im sauren pH-Bereich Fulvosäure-Metall-Komplexe, die bei einem molaren Verhältnis von Fulvosäure zu Metall von >1 löslich und bei einem Verhältnis von <1 unlöslich sind.

Die gelösten metallorganischen Verbindungen treten wahrscheinlich vorwiegend als negativ geladene Komplexe auf. Offenbar sind die Metallionen - je nach Koordination und sterischen Möglichkeiten - von komplexierend wirkenden organischen Anionen umgeben. Da diese vor allem bei saurer Reaktion ($\text{pH} < 5$) von positiv geladenen Bodenaustauschern gebunden werden, kann die Mobilisierung von Metallen vor allem im schwach sauren bis alkalischen Bereich ein größeres Ausmaß annehmen.

Ein weiterer Mechanismus der Mobilisierung mineralischer Bodenkomponten durch organische Substanzen besteht unter reduzierenden Bedingungen in der mikrobiellen Alkylierung und Arylierung von Schwermetallen. So sind z.B. Hg- und Pb-Alkyle in der Porenlösung von stark mit Schwermetallen belasteten Unterwasserböden nachgewiesen worden. Für weitere Schwermetalle ist eine Beeinflussung ihrer Löslichkeit durch Alkylierungs- und Arylierungsvorgänge sehr wahrscheinlich.

Durch die Bildung löslicher metallorganischer Komplexe - insbesondere von Al, Fe, Mn und verschiedenen Schwermetallen - werden diese Elemente in eine ökologisch wirksame und für die Bodenentwicklung bedeutsame Form überführt. Modelle zur Beschreibung des

Löslichkeitsverhaltens dieser Elemente müssen die engen Wechselwirkungen zwischen mineralischen und organischen Bodenkomponenten berücksichtigen. So ist z.B. die Einbeziehung von Komplexbildungskonstanten für metallorganische Verbindungen dieser Elemente bei Löslichkeitsberechnungen erforderlich. Auf diesem Gebiet liegen bisher jedoch nur sehr geringe Kenntnisse vor.

2. Bindung mineralischer Bodenkomponenten durch organische Substanzen

Bei der Betrachtung des Einflusses organischer Substanzen auf die Bindung mineralischer Bodenkomponenten ist vor allem die Bildung partikulärer organomineralischer Komplexe der verschiedensten Art (Komplexe von organischen Substanzen mit Tonmineralen oder Fe- und Al-Hydroxogruppen bzw. -Hydroxiden sowie unterschiedlichen Kombinationen verschiedener Substanzen) von Bedeutung. 52-98 % der organischen Substanz von Böden sind in Form solcher organomineralischer Komplexe gebunden. In humus- und tonreichen Unterwasserböden wie vermutlich auch in vergleichbar zusammengesetzten terrestrischen Böden können bis 50 % der Festsubstanz aus Komplexen dieser Art bestehen. Damit bilden organomineralische Komplexe eine der Hauptkomponenten in Böden, die für sämtliche Austausch-, Adsorptions- und Bindungsvorgänge sowie zahlreiche andere Bodeneigenschaften (Nährstoff-, Luft- und Wasserhaushalt) von außerordentlicher Bedeutung sind.

Durch eine Anlagerung von organischen Substanzen an mineralische Bodenkomponenten ändern sich die Oberflächeneigenschaften der mineralischen Substanzen beträchtlich. So kann dadurch beispielsweise die Zugänglichkeit der inneren und äußeren Oberflächen von Tonmineralen und damit deren Austauschkapazität beträchtlich herabgesetzt werden, obwohl die Oberfläche solcher Ton-Humus-Komplexe insgesamt größer sein kann als die Summe der Oberflächen der Einzelkomponenten. Es wird deshalb angenommen, daß die Struktur der Fulvosäuren und Huminsäuren nach Adsorption an Tonmineraloberflächen einer Veränderung - vor allem einer Expansion - unterliegt. Dadurch werden relativ offene, feinporenreiche und in gewisser Weise schwammähnliche Strukturen gebildet, in deren Hohlraumsystem mineralische Substanzen der verschiedensten Art - z.B. N ä h r s t o f f e - und auch organische Substanzen - z.B. Biozide - mit der Bodenlösung eingeschlossen und dann

z.T. erst nach starker Austrocknung des Bodens wieder freigesetzt werden können.

Neben der Bindung in Form eines vorwiegend mechanischen Einschusses von Substanzen in Feinporen können Humussubstanzen mineralische Bodenkomponenten - insbesondere S c h w e r m e - t a l l e - über verschiedene funktionelle Gruppen (-COOH, phenolische OH, -C=O, -NH₂ u.a.) und durch eine Reihe anderer Mechanismen binden. Über Metallbrücken können diese Komplexe dann wiederum an Tonminerale angelagert werden, so daß damit Ton-Metall-Humuskomplexe entstehen.

Auch die Bindung von P h o s p h a t e n über Metallbrücken an organische Substanzen ist möglich, wobei dann organische Metall-Phosphat-Komplexe oder auch organische Metallhydroxo- oder -hydroxid-Phosphat-Komplexe gebildet werden. Über die Existenz solcher Komplexe im Boden ist in den letzten Jahren mehrfach berichtet worden.

Bei Betrachtung der Variationsmöglichkeiten organomineralischer Bindungen ist zu erwarten, daß komplexe Verbindungen zwischen organischen Substanzen und den verschiedensten mineralischen Stoffen eher häufiger im Boden auftreten als eine Ausnahme bilden werden.

3. Einfluß organischer Substanzen auf Umwandlung und Neubildung mineralischer Bodenkomponenten

Die mobilisierende und die Löslichkeit mineralischer Bodenkomponenten erhöhende Wirkung organischer Substanzen (s. Abschnitt 1) führt zu einer beschleunigten Mineralumwandlung und -zersetzung. Innerhalb der Silicate sind vor allem Fe-reiche Minerale wie Biotite und Chlorite in starkem Maße von diesen Vorgängen betroffen. Das unter der Mitwirkung von organischen Substanzen aus diesen Mineralen freigesetzte Eisen und Aluminium stellt dann das Ausgangsmaterial für die Bildung von Fe- und Al-Oxiden und -Hydroxiden dar. Die Kristallisation dieser Neubildungsprodukte wird dabei in Anwesenheit von organischen Substanzen in der Regel stark behindert.

In der Literatur sind vielfältige Einflüsse von organischen Substanzen auf Vorgänge der Mineralum- und -neubildung beschrieben worden. So wird z.T. eine Mitwirkung von organischen Substanzen

bei der Umwandlung von aufgeweiteten Tonmineralen in sekundäre Chlorite durch Einlagerung von Eisen und Aluminium in Zwischenschichten angenommen. Auch bei der Neubildung von Glaukonit in marinen Sedimenten wird eine Beteiligung von organischen Substanzen vermutet. Eine Neubildung von Smectit und Kaolinit unter Mitwirkung von organischen Substanzen ist ebenfalls festgestellt worden.

Bei allen Vorgängen mit vermuteter und teilweise auch nachgewiesener Beteiligung organischer Substanzen bei der Neubildung silicatischer Minerale werden offenbar zunächst die Ausgangssubstanzen der Neubildungsprodukte - insbesondere Fe, Al und offenbar auch Si - durch organische Substanzen in eine mobile, reaktionsfähige Form überführt, in der dann die Bindung von Fe und Al über Sauerstoffbrücken an Si möglich ist. Über diese Vorgänge und Reaktionen liegen jedoch nur sehr wenige fundierte Untersuchungsergebnisse vor.

Insgesamt sind bisher auf dem Gebiet der Wechselwirkungen zwischen organischen und mineralischen Bodenkomponenten nur vergleichsweise geringe Kenntnisse vorhanden, obwohl gerade dieses Gebiet seiner Bedeutung entsprechend zu den zentralen Themen in der Bodenkunde gehört. Es wäre deshalb zu wünschen, daß die Forschungstätigkeit auf diesem Gebiet intensiviert werden kann.

Literatur

- BLOOMFIELD, C., KELSO, W.J. und PRUDEN, G.: Reactions between metals and humified organic matter. J. Soil Sci. 27, 16-31, 1976.
- DHILLON, K.S., SINHA, M.K. und RANDHAWA, N.S.: Organo-metallic phosphates. V. Complexation of zinc and phosphorus by humic compounds. Plant a. Soil 43, 317-326, 1975.
- VAN DIJK, H.: Cation binding of humic acids. Geoderma 5, 53-67, 1971.
- VAN FAASSEN, H.G.: Methylation of mercury compounds in soil, sediment and sewage-sludge samples. Plant a. Soil 44, 505-509, 1975.
- FLAIG, W., BEUTELSPACHER, H. und RIETZ, E.: Chemical composition and physical properties of humic substances. In J.E. Gieseking: Soil Components, Vol. 1, Organic Components, S. 1-211, 1975, Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York.

- GREENLAND, D.J.: Interaction between clays and organic compounds in soils. Part 1. Mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. Part 2. Adsorption of soil organic compounds and its effect on soil properties. Soils. Fert. 28, 415-426, 521-532, 1965.
- HARTER, R.D.: Reactions of minerals with organic compounds in the soil. In J.B. Dixon et. al.: Minerals in Soil Environments, S. 709-739, 1977; Soil Sci. Soc. America Madison, Wisconsin USA.
- HERMS, U. und BRÜMMER, G.: Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1978, in diesem Band.
- LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G.: Gehalte an organischem Kohlenstoff, Schwermetallen und Phosphor in verschiedenen Dichtefraktionen fluvialer Sedimente. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1978, in diesem Band.
- MORTLAND, M.M.: Clay-organic complexes and interactions. Adv. Agron. 22, 75-117, 1970.
- OLOMU, M.O., RACZ, G.J. und CHO, C.M.: Effect of flooding on the E_h , pH and concentration of Fe and Mn in several Manitoba soils. Soil Sci. Amer.J. 37, 220-224, 1973.
- SCHLICHTING, E.: Kupferbindung und -fixierung durch Humusstoffe. Acta Agriculturae Scandinavica 5, 313-356, 1955.
- SCHNITZER, M. und KHAN, S.U.: Soil organic matter. Developments in Soil Science 8, Elsevier Amsterdam 1978.
- SCHNITZER, M. und KODAMA, H.: Reactions of minerals with soil humic substances. In J.B. Dixon et.al.: Minerals in Soil Environments, S. 741-770, 1977; Soil Sci. Soc. America Madison, Wisconsin USA.
- SCHWERTMANN, U., FISCHER, W.R. und PAPENDORF, H.: The influence of organic compounds on the formation of iron oxides. Trans. 9th Int. Congr. Soil Sci., Adelaide, 1, 645-655, 1968.
- SIMS, J.L. und PATRICK, W.H.: The distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 258-262, 1978.
- TAKAMATSU, T. und YOSHIDA, T.: Determination of stability constants of metal-humic acid complexes by potentiometric titration and ion-selective electrodes. Soil Sci. 125, 377-386, 1978.



Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit
von Schwermetallen

von

U. HERMS und G. BRÜMMER⁺

Die organische Substanz des Bodens besteht aus einer Vielzahl sehr unterschiedlicher Stoffgruppen, die die Löslichkeit von Schwermetallen in verschiedener Weise beeinflussen. So können z.B. Huminstoffe aufgrund ihrer hohen Sorptionskapazität Schwermetalle im Boden festlegen und damit Löslichkeitserniedrigend wirken, während in der Bodenlösung auftretende organische Komplexbildner wiederum festgelegte Schwermetalle mobilisieren und in die Lösungsphase überführen können. Die organische Substanz beeinflusst damit in starkem Maße die Dynamik von Schwermetallen in Böden und Sedimenten. In unseren Untersuchungen soll deshalb der Einfluß organischer Substanzen unter variierten E_h - und pH-Bedingungen auf die Löslichkeit von Schwermetallen ermittelt werden.

Material und Methoden:

Es wurden dazu Modellversuche mit Proben aus den A_p -Horizonten von fünf verschiedenen, nicht mit Schwermetallen belasteten Böden (Kalkmarsch, Lessivé, Braunerde, Rosterde, Podsol) durchgeführt. Vor Versuchsbeginn wurden den Bodenproben jeweils 100 ppm Cu, Zn und Pb sowie 10 ppm Cd zugegeben, um in allen Proben einen annähernd vergleichbaren Ausgangsgehalt an diesen Elementen herzustellen. Außerdem wurden Proben von drei verschiedenen Siedlungsabfällen (Klärschlamm, Müll-Klärschlammkompost, Müllkompost) für die Modellversuche verwendet. Alle Proben wurden als wäßrige Suspensionen auf definierte pH-Werte von 3 bis 8 mit Abständen von einer pH-Stufe und auf oxidierende bzw. reduzierende Bedingungen eingestellt. Nach zweiwöchiger Konstanz der gewählten pH-Werte und Redoxbedingungen wurden die Gehalte an Cu, Zn, Cd und Pb in den Gleichgewichtslösungen ermittelt (Methoden siehe HERMS und BRÜMMER, 1978).

⁺Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1.

Ergebnisse und Diskussion:

1. Einfluß des pH-Wertes

In Abb. 1 sind die Beziehungen zwischen den Lösungskonzentrationen an Zn, Cd, Pb und Cu als pMe-Werte (= negative Logarithmen der Metallkonzentrationen in Mol/l) und dem pH-Wert der Bodensuspensionen unter oxidierenden Bedingungen dargestellt. Die Zn- und Cd-Löslichkeiten nehmen mit dem Ansteigen des pH-Wertes von 3 auf 7 sehr stark ab. Die engen Beziehungen zwischen pZn sowie pCd und dem pH-Wert ($r=0,93$ bzw. $0,92$) zeigen, daß die Löslichkeiten von Zn und Cd im Bereich von pH 3 bis 7 vor allem durch die Bodenreaktion und weniger durch den Stoffbestand der Böden beeinflußt werden. Bei pH 7 und 8 steigen die Lösungskonzentrationen beider Schwermetalle - vor allem in den Podsol- und Rosterdeproben - z.T. wieder an.

Die Cu-Gehalte der Bodenlösungen nehmen mit dem Ansteigen der pH-Werte von 3 auf 4 ab, erreichen zwischen pH 4 und 6 ein Minimum und nehmen mit weiter steigendem pH-Wert bei den verschiedenen Bodenproben in unterschiedlichem Maße wieder zu (Abb. 1). Ähnlich wie Cu verhält sich auch Pb. Für beide Elemente ergeben sich damit mehr oder weniger ausgeprägte, kurvenförmige Beziehungen zwischen den Metallkonzentrationen und den pH-Werten in der Bodenlösung. Auch Cu und Pb werden in den Proben von Podsol und Rosterde am stärksten mobilisiert.

Der zum neutralen bis alkalischen Reaktionsbereich hin auftretende Anstieg der Pb- und Cu- wie auch der Zn- und Cd-Konzentrationen der Lösungen ist auf eine Mobilisierung durch lösliche organische Komplexbildner zurückzuführen, die vor allem die gut komplexierbaren Elemente Pb und Cu betrifft. Der löslichkeitserhöhende Einfluß der organischen Substanz wird durch eine mit steigendem pH-Wert zunehmende Löslichkeit organischer Komplexbildner bei gleichzeitig steigender Stabilität der organischen Schwermetallkomplexe bedingt (MILLER und OHLROGGE, 1958; SCHNITZER, 1969). Insbesondere die Podsol- und Rosterdeproben weisen hohe Gehalte an löslichen organischen Substanzen und damit eine starke Schwermetallmobilisierung auf. Die Cu- und Pb-Löslichkeiten nehmen in diesen Proben z.T. bereits ab pH 5 zu, die Zn- und Cd-Gehalte der Lösungen dagegen erst bei pH 7 bis 8 (Abb. 1).

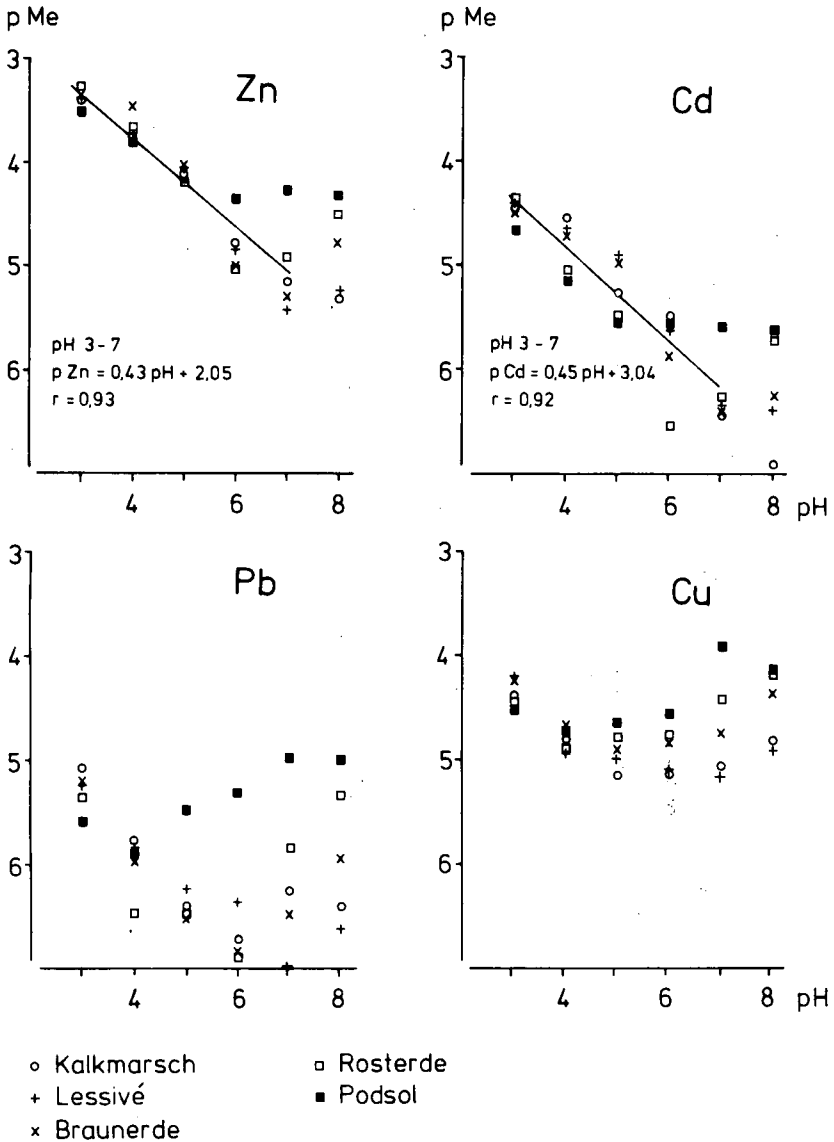


Abb. 1: Beziehungen zwischen den Zn-, Cd-, Pb- und Cu-Konzentrationen (dargestellt als negative Logarithmen der gemessenen Metallkonzentrationen in Mol/l = pMe) und den pH-Werten der Gleichgewichtslösungen von Proben aus den A_p -Horizonten verschiedener Böden bei oxidierenden Bedingungen

Bei sehr stark saurer Reaktion (pH 3) sind die Gehalte aller vier Schwermetalle in den Gleichgewichtslösungen der humusreichen Podsol- und z.T. auch der Rosterdeproben etwas geringer als in den humusärmeren, aber tonreicheren anderen Bodenproben. Der organischen Substanz kommt damit eine vom schwach sauren zum alkalischen pH-Bereich hin zunehmende, mobilisierende Wirkung, im sehr stark sauren Bereich dagegen eine Löslichkeitssenkende Funktion zu.

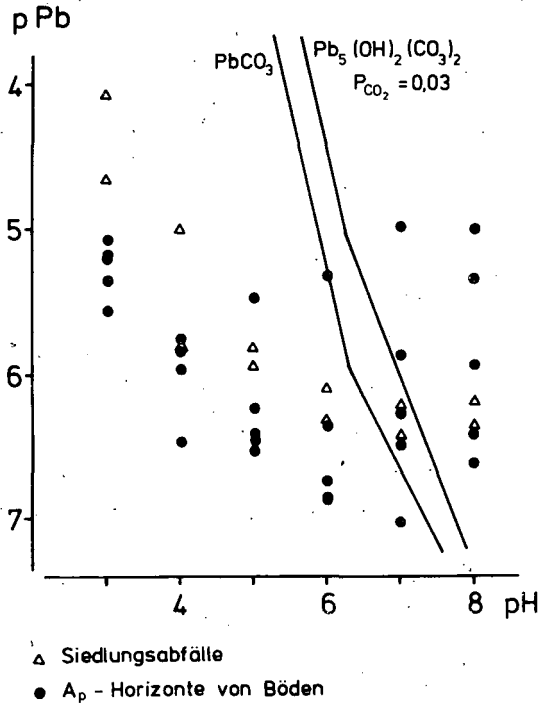


Abb. 2: Beziehungen zwischen pPb und pH in den Gleichgewichtslösungen von Proben aus den A_p -Horizonten verschiedener Böden im Vergleich zur Löslichkeit definierter Pb-Verbindungen; oxidierende Bedingungen

In Abb. 2 ist die Beziehung zwischen den pPb- und pH-Werten in den Gleichgewichtslösungen der untersuchten Bodenproben und Siedlungsabfälle unter oxidierenden Bedingungen zusammen mit der pH-abhängigen Löslichkeit von Pb-Carbonaten dargestellt. Aus der Abbildung ist ersichtlich, daß die Pb-Gehalte der Versuchslösungen

nicht mit der errechneten Löslichkeit von Pb-Carbonaten (wie auch von Pb-Hydroxiden, -Sulfaten und -Phosphaten) übereinstimmt. Auch die Zn-, Cd- und Cu-Konzentrationen der Lösungen lassen sich nicht mit der Löslichkeit von definierten Verbindungen dieser Elemente beschreiben (FASSBENDER und SEEKAMP, 1976; HERMS und BRÜMMER, 1978). Die Schwermetalllöslichkeit wird damit offenbar vorwiegend durch Ad- und Desorptionsvorgänge der verschiedensten Art an organische und mineralische Bodenkomponenten (vor allem bei saurer Reaktion) sowie durch Mobilisierungsvorgänge durch lösliche organische Komplexbildner (insbesondere im neutralen und alkalischen pH-Bereich) bestimmt. Diese Komplexe sind offensichtlich so stabil, daß eine Fällung der Schwermetalle nicht eintreten kann.

2. Einfluß der Redoxbedingungen

a. Einfluß mikrobiell gebildeter organischer Komplexbildner

In Böden mit viel organischer Substanz wie auch in Siedlungsabfällen treten bei pH-Werten über 7 unter reduzierenden Bedingungen teilweise sehr viel höhere Schwermetallgehalte in den Gleichgewichtslösungen auf als unter oxidierenden Bedingungen. In Abb. 3 sind exemplarisch die Schwermetallgehalte in den Gleichgewichtslösungen eines an zersetzbarer organischer Substanz reichen Müll-Klärschlammkompostes bei pH 3 bis 8 unter oxidierenden und reduzierenden Bedingungen dargestellt. Bei pH-Werten unter 7 sind die Löslichkeiten im anaeroben Milieu z.T. sehr stark verringert (vgl. HERMS und BRÜMMER, 1978). Bei pH-Werten über 7 findet dagegen eine starke Mobilisierung aller vier untersuchten Schwermetalle statt, obwohl in den reduzierten Proben Sulfide vorhanden waren und gerade Schwermetalle sehr schwerlösliche Sulfide bilden können. Die zunehmende Schwermetalllöslichkeit muß deshalb auf eine unter reduzierenden Bedingungen verstärkte Mobilisierung durch organische Komplexbildner zurückzuführen sein.

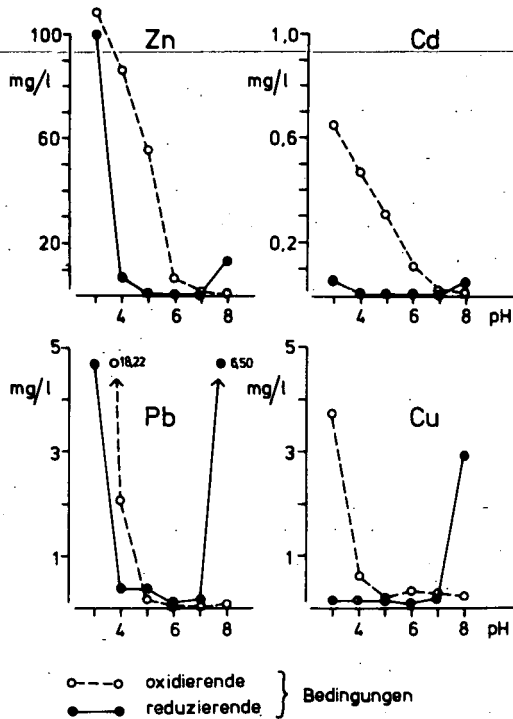


Abb. 3: Einfluß von pH-Wert und Redoxbedingungen auf die Schwermetallgehalte der Gleichgewichtslösungen von Proben eines Müll-Klärschlammkompostes

Unter anaeroben Bedingungen verläuft der mikrobielle Abbauprozess organischer Substanzen infolge O_2 -Mangels nicht so vollständig wie bei ausreichendem Sauerstoffangebot. Es werden verstärkt unvollständig abgebaute organische Stoffe mit z.T. stark komplexierender Wirkung gebildet. Aus Abb. 4 ist am Beispiel des Cu ersichtlich, daß Schwermetalle in den Gleichgewichtslösungen von Torfproben - als nahezu ausschließlich aus organischer Substanz bestehenden Substraten - unter reduzierenden Bedingungen z.T. bereits ab pH 5 (Cu und Pb ab pH 5, Zn und Cd ab pH 6) verstärkt in lösliche Komplexe überführt werden können. Bei pH 8 sind die Schwermetallgehalte in den Gleichgewichtslösungen der Torfproben unter reduzierenden Bedingungen um ein Vielfaches höher als bei oxidierenden Verhältnissen (Abb. 5). Auch SIMS und PATRICK (1978) berichten von

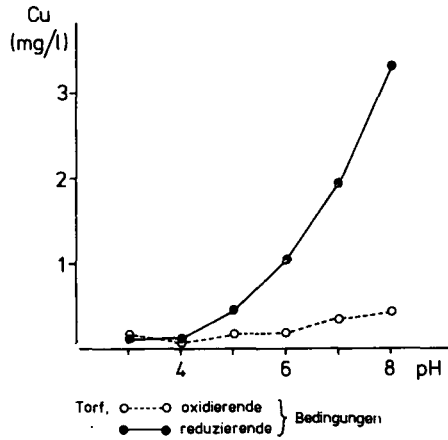


Abb. 4: Cu-Gehalte in Gleichgewichtslösungen von Torfsuspensionen unter oxidierenden und reduzierenden Bedingungen in Abhängigkeit vom pH

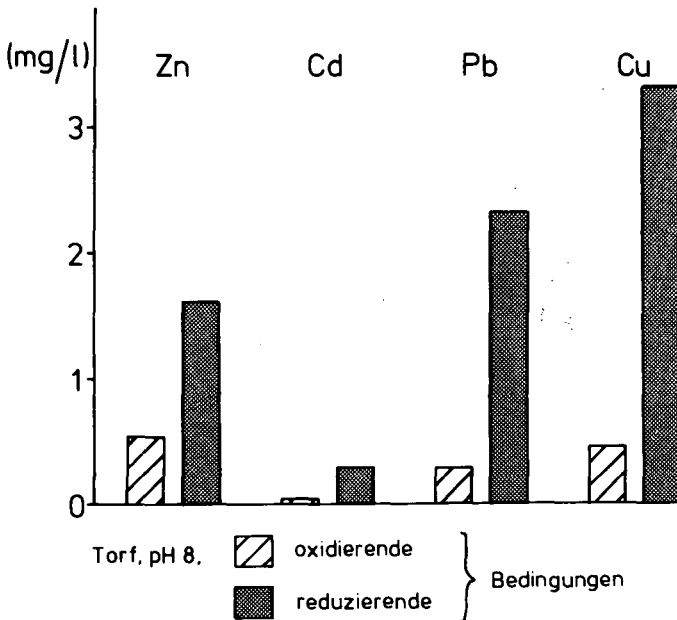


Abb. 5: Vergleich der Schwermetallgehalte in Gleichgewichtslösungen von Torfsuspensionen unter oxidierenden und reduzierenden Bedingungen bei pH 8

einer verstärkten Komplexierung zweiwertiger Kationen unter reduzierenden Bedingungen.

Relativ-quantitative Angaben über die Komplexierbarkeit der untersuchten Schwermetalle durch mikrobiell gebildete organische Komplexbildner können aus Abb. 6 gewonnen werden. In dieser Abbildung sind die Gehalte an Cu, Pb, Zn und Cd in auf pH 8 eingestellten Gleichgewichtslösungen von Bodenproben ohne organische Substanz sowie mit einem Zusatz an mikrobiell gebildeten Fermentationsprodukten frischer organischer Substanz gegenübergestellt.

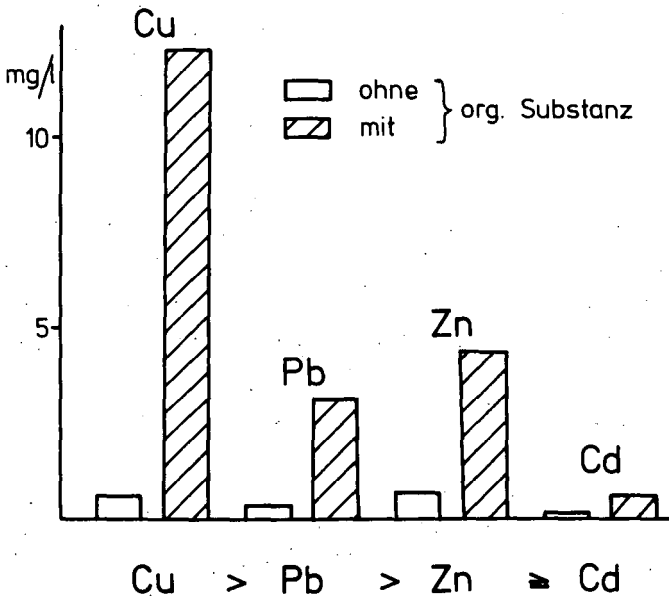


Abb. 6: Mobilisierung von Schwermetallen bei pH 8 durch mikrobiell gebildete Zersetzungsprodukte organischer Substanz

Der Quotient von gelösten Schwermetallen in den Gleichgewichtslösungen mit Zusatz löslicher organischer Substanz zu denen ohne Zusatz stellt ein relatives Maß für die Mobilisierbarkeit und damit Komplexierbarkeit der verschiedenen Schwermetalle dar. Dieser Quotient nimmt in der Reihe Cu (20,5) > Pb (9,7) > Zn (6,5) > Cd (5,7) ab (Abb. 6),

Diese Reihenfolge stimmt im wesentlichen mit der von STEVENSON (1977) gefundenen Reihe der Komplexstabilitäten von Schwermetallen mit wasserlöslichen Huminsäuren überein. Bei STEVENSON steht jedoch Cd in der Reihenfolge vor Zn. Auch in den vorliegenden Untersuchungen konnte z.T. eine deutlich erhöhte Komplexierbarkeit von Cd beobachtet werden.

b. Einfluß von Sulfiden:

In schwefelhaltigen Böden und Sedimenten ist unter reduzierenden Bedingungen eine Sulfidfällung von Schwermetallen zu erwarten, da gerade diese Elemente sehr schwerlösliche Sulfide bilden (vgl. Abb. 3). Die Fällbarkeit der gelösten Schwermetalle wird dabei u.a. von der Stabilität der organischen Schwermetallkomplexe und der Sulfid-Aktivität bestimmt.

Zur genaueren Erfassung dieser Beziehungen wurden die Zn-, Cd-, Cu- und Pb-Gehalte in den Gleichgewichtslösungen verschiedener Böden bei steigenden Sulfidgehalten untersucht (Abb. 7).

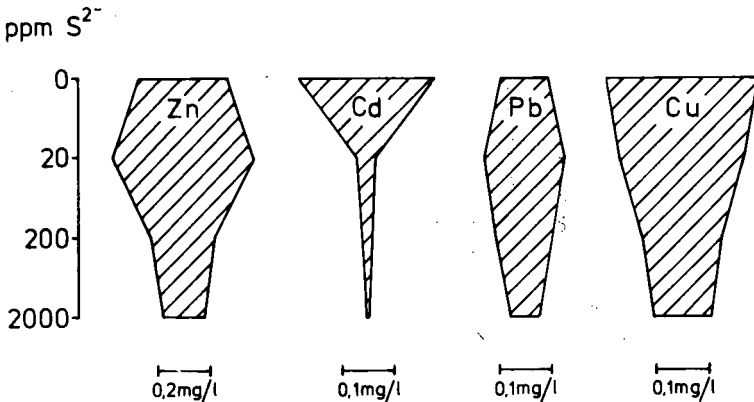


Abb. 7: Einfluß steigender Sulfidgehalte auf die Schwermetalllöslichkeit in Gleichgewichtslösungen reduzierter Proben aus dem Ap-Horizont einer Kalkmarsch bei pH 7

Von den vier Schwermetallen zeigt nur Cd die erwartete starke Abnahme der Lösungskonzentrationen und weist bereits bei 20 ppm Sulfid eine deutlich verringerte Löslichkeit auf. Die Zn- und Pb-Gehalte der Bodenlösungen steigen dagegen bei 20 ppm Sulfid noch an.

Diese Mobilisierung könnte durch Bindung der Schwermetalle an verstärkt gebildete Sulphydrylgruppen von löslichen organischen Substanzen bedingt sein. Bis 2000 ppm Sulfid nehmen die gelösten Mengen an Cu, Zn und Pb dann zwar ab, jedoch bei weitem nicht in dem erwarteten Maße. Die gebildeten organischen Schwermetallkomplexe sind offenbar so stabil, daß die Schwermetalle mit Ausnahme des Cd - zumindest während der Versuchszeit von über fünf Monaten - auch durch Sulfide nicht vollständig ausgefällt werden können.

Im Mittel der Versuchsreihen mit fünf verschiedenen Bodenproben waren die Lösungskonzentrationen bei der höchsten Sulfidstufe (2000 ppm) gegenüber den größten Löslichkeiten bei 0 bis 20 ppm Sulfid bei Pb um 57 %, Cu um 62 %, Zn um 70 % und Cd um 82 % verringert. Damit nimmt die Fällbarkeit der Schwermetalle aus organischen Komplexen durch Sulfide in der Reihe $Pb < Cu < Zn < Cd$ zu. Auch PAULI (1975) stellte fest, daß etwa 60 % des Gehaltes von Schwermetallhumaten an verschiedenen Schwermetallen durch Sulfide ausgefällt werden konnten. Die Reihenfolge in der Sulfidfällbarkeit der komplex gebundenen Schwermetalle wird durch die jeweilige Komplexierbarkeit der Elemente (siehe Abschnitt 2.a.) und die Löslichkeit der betreffenden Schwermetallsulfide bestimmt (pK von CuS -36,2; PbS -28,2; CdS -27,2; ZnS -22,1). So weist Cu zwar eine deutlich bessere Komplexierbarkeit auf als Pb, bildet aber gleichzeitig ein sehr viel schwerer lösliches Sulfid und wird deshalb zu höheren Anteilen als Pb durch Sulfide gefällt. Die ausgefällten Cd-Anteile erreichen mit Abstand den höchsten Wert, da Cd von den untersuchten Schwermetallen die geringste Komplexierbarkeit aufweist, aber gleichzeitig ein relativ schwerlösliches Sulfid bildet.

Damit wird die Löslichkeit der Schwermetalle in schwefelhaltigen Böden und Sedimenten unter reduzierenden Bedingungen durch Wechselbeziehungen zwischen - verstärkt gebildeten - mobilisierend wirkenden organischen Komplexbildnern und fällend wirkenden Sulfiden bestimmt.

Zusammenfassung:

Die gelösten Anteile von Cu, Zn, Cd und Pb werden bei hohen pH-Werten durch lösliche organische Komplexe in der Reihenfolge Cu > Pb > Zn > Cd teilweise stark erhöht. Unter anaeroben Bedingungen kann die Löslichkeit aller vier Schwermetalle oberhalb von pH 5 durch verstärkte mikrobielle Bildung von organischen Komplexbildnern deutlich erhöht werden. Organische Schwermetallkomplexe weisen z.T. eine so hohe Stabilität auf, daß die Schwermetalle durch Sulfide nicht vollständig aus ihnen ausgefällt werden können.

Literatur:

- FASSBENDER, H.W. und G. SEEKAMP: Fraktionen und Löslichkeit der Schwermetalle Cd, Co, Cr, Cu, Ni und Pb im Boden. Geoderma, 16, 55-69, 1976
- HERMS, U. und G. BRÜMMER: Löslichkeit von Schwermetallen in Siedlungsabfällen und Böden in Abhängigkeit von pH-Wert und Redoxpotential. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 1978, in diesem Band
- MILLER, M.H. und A.J. OHLROGGE: Water soluble chelating agents in organic materials: I. Characterization of chelating agents and their reactions with trace metals in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 22, 225-228, 1958
- PAULI, F.W.: Heavy metal humates and their behavior against hydrogen sulfide. Soil Sci. 119, 98-105, 1975
- SCHNITZER, M.: Reactions between fulvic acid, a soil humic compound and inorganic soil constituents. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 33, 75-81, 1969
- SIMS, J.L. und W.H. PATRICK Jr.: The distribution of micro-nutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. Soil Sci. Soc. Am. Jour. 42, 258-262, 1978
- STEVENSON, F.J.: Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a modified potentiometric titration method. Soil Sci. 123, 10-17, 1977



ISSN 0343-107X

Bestimmung der maximalen Eisenbindungskapazität von
wasserlöslichen Streustoffen

von

P. Blaser, H. Flühler und Janina Polomski⁺⁾

Zur Bestimmung der maximalen Bindungskapazität wurde die Methode der diskontinuierlichen spektrophotometrischen Titration gewählt. Damit spektrometrische Untersuchungen durchgeführt werden können, müssen folgende Voraussetzungen erfüllt sein:

1. Für monochromatisches Licht müssen die Lösungen dem Beer'schen Gesetz folgen, welches besagt, dass zwischen Konzentration und optischer Dichte Proportionalität herrscht.

$$\text{O.D.} = \log I_0/I_t = \epsilon \cdot c \cdot t$$

O.D. : optische Dichte
 ϵ : Konstante
c : Konzentration
t : Schichtdicke

2. Die optischen Eigenschaften von Titrand, Reaktand sowie des Reaktionsproduktes müssen voneinander verschieden sein.

Es konnte gezeigt werden, dass beide Voraussetzungen für die untersuchten Lösungen erfüllt sind. Es wird ferner vorausgesetzt, dass jede Bindung zwischen Titrand und Reaktand eine gleichgrosse Aenderung der optischen Dichte verursacht.

Methode

Streueextrakt: 2.5 %iger Kaltwasserauszug von getrockneter und gemahlener Kastanienstreu. Damit sich zwischen Titrand und Reaktand während mehrerer Stunden ein Gleichgewicht einstellen konnte, wurde die diskontinuierliche Batch-Methode gewählt. In jeder Gleichgewichtslösung betrug die Extraktmenge 1.0 ml (TS: 4.5 mg). Die Fe-Menge variierte zwischen 0 und 220 μg (in Form von FeCl_3); die Ionenaktivität wurde mit KCl auf 0.1 und das pH mit KOH auf den ursprünglichen Wert des Extraktes von 4.9 eingestellt. Totalvolumen der Gleichgewichtslösungen: 50 ml. Diese Gemische blieben bei Zimmertemperatur über Nacht stehen. Anschliessend wurde die optische Dichte bei $\lambda = 500 \text{ nm}$ gemessen.

Resultate

Die resultierende Titrationskurve (Abb. 1) ist nur im niedrigsten Konzentrationsbereich linear. Mit zunehmenden Eisenmengen in den Gleichgewichtslösungen wird $\Delta \text{O.D.}$ kleiner und strebt gegen Null. Wird die Fe-Konzentration weiter erhöht, so tritt Trübung und anschliessend Ausflockung auf.

^{+) Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Ch-8903 Birmensdorf/ZH}

Die letzte Erscheinung ist ein Hinweis auf den kolloidalen Charakter der gelösten organo-metallischen Verbindungen. Mit Hilfe der Dialyseation konnte gezeigt werden, dass ca. 40 % der organischen Substanz von wasserlöslichen Streustoffen nicht dialysierbar sind und somit von kolloidaler Grössenordnung sein müssen. Basierend auf dieser Feststellung wurde versucht, die Bildung von organo-metallischen Verbindungen als Anlagerung eines Metalles an die Oberfläche der relativ grossen, kolloidal gelösten organischen Molekülen des Streuextraktes zu verstehen und die Bindung als Adsorption (oder Chemisorption) zu behandeln.

Um diese Hypothese zu prüfen wurden die Resultate des Gleichgewichts-Experimentes in die Termen eines Adsorptionsversuches umgerechnet, d.h. für jede Gleichgewichtslösung wurde die gebundene und die freie Metallmenge bestimmt. Die Umrechnung von Δ O.D. in μg gebundenes Eisen ist möglich, weil bei sehr kleinen Fe-Konzentrationen in den Gleichgewichtslösungen die Beziehung zwischen Δ O.D. und Δ Fe praktisch linear ist.

Im linearen Bereich der Titrationskurve gilt mit hinreichender Genauigkeit:

$$f = \text{Fe}/\Delta\text{O.D.}$$

Ueber den ganzen Konzentrationsbereich gilt dann:

$$M_c = \text{O.D.} \cdot f$$

M_c : gebundene Fe-Menge in der Gleichgewichtslösung

$$M_f = M_{\text{tot}} - M_c$$

M_f : freie Fe-Menge in der Gleichgewichtslösung

M_{tot} : total vorgelegte Fe-Menge in der Gleichgewichtslösung

Mit Hilfe dieser Umrechnung konnte eine Adsorptionsisotherme berechnet werden (Abb. 2). Die Interpretation dieser Adsorptionsisotherme erfolgte anhand der linearen Form der Langmuir Gleichung:

$$M_f/M_c = 1/kb + 1/b M_f$$

b : Konstante welche der maximalen Fe-Bindung entspricht

k : Konstante welche die Affinität zwischen den beiden Komponenten charakterisiert

Die Untersuchung zeigt, dass die Fe-Bindung an die wasserlösliche Streusubstanz durch die Langmuir Adsorptionsisotherme ausgezeichnet charakterisiert wird und durch diese beschrieben werden kann. Ein Plot von M_f/M_c versus M_f ergibt eine Gerade, aus welcher die gesuchte maximale Bindungskapazität (MBK) berechnet werden kann (Abb. 3). Sie beträgt für unseren Fall $120,6 \mu\text{g}$ Fe/ml Extrakt was umgerechnet auf 100 g Trockensubstanz einer maximalen Bindung von 143 mg Fe entspricht.

Die "Bindungsstärke"

ZUNINO und MARTIN (1977) haben gezeigt, dass Adsorptionsresultate auch bezüglich der Gleichgewichtskonstanten interpretiert werden können. Bildet sich eine organo-metallische Verbindung vom Typ MaL (Anlagerung von u.U. mehreren Metallatomen an ein organisches Makromolekül) so lässt sich nach den beiden Autoren die scheinbare Gleichgewichtskonstante in folgender Form ausdrücken:

$$K = \frac{M_C}{M_f^a (MBK - M_C)}$$

K : konditionale Stabilitätskonstante

MBK: maximale Metallbindungskapazität der gelösten organischen Substanz

a : Anzahl Metallionen, welche durch ein organisches Molekül gebunden werden

Alle Werte in Mol/l

Durch Logarithmierung und Umgruppierung ergibt sich:

$$\log \frac{M_C}{MBK - M_C} = a \log M_f + \log K$$

Ein Plot von $\log [M_C / (MBK - M_C)]$ versus $\log M_f$ müsste somit eine Gerade mit Steigung a und einem Achsenabschnitt von $\log K$ ergeben.

Im untersuchten Fall wird $\log K = 5.4$ und $a = 0.99$ (Abb. 4).

Obwohl bei verschiedenen Bindungstypen die Grundbedingungen für eine Stabilitätsberechnung im klassischen Sinn nicht gegeben sind, kann eine solche Gleichgewichtskonstante dennoch brauchbar sein, wenn man anerkennt, dass es sich bestenfalls um eine konditionale Größe handelt die mit der Stabilitätskonstanten im thermodynamischen Sinn nichts zu tun hat.

Bemerkungen zur Methode

1. Die spektrometrische Titration ist durchführbar, obwohl ein kolloidales System vorliegt. Der Grund liegt wohl darin, dass die kolloidalen Teilchen kleiner sind als die Wellenlänge des monochromatischen Lichtes ($\lambda = 500 \text{ nm}$). Alle Extrakte wurden vorgängig mit einem Millipore-Filter 0.45μ filtriert.
2. Die Berechnung der MBK mit Hilfe der Adsorptionsgleichung ist auch dann möglich, wenn das "Titrationsplateau" nicht erreicht wird. Oft treten Trübung und Ausfällung bereits in tieferen Konzentrationsbereichen auf.

Literatur

ZUNINO, H. and MARTIN, J.P., 1977: Metal-binding organic macromolecules in soil: 2. Characterization of the maximum binding ability of the macromolecules. Soil Sci. 123: 188 - 202.

Abbildung 1
Spektrophotometrische Titrationskurve

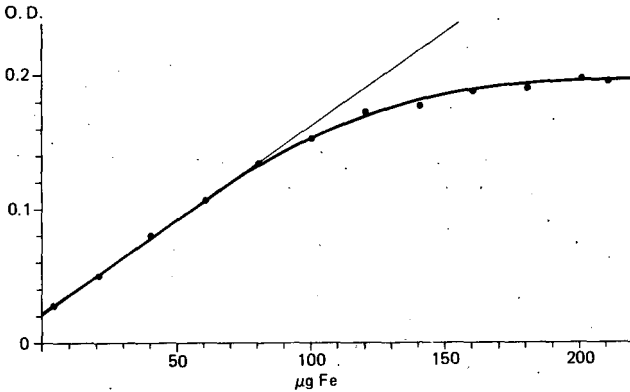


Abbildung 2

Langmuir-Adsorptionsisotherme

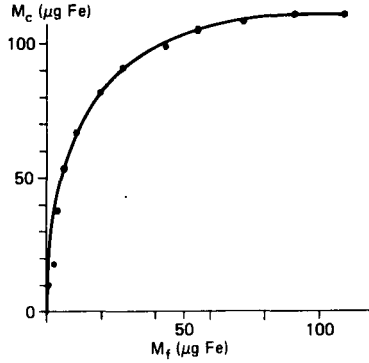


Abbildung 3

Lineare Form der Langmuir-Adsorptionsisotherme

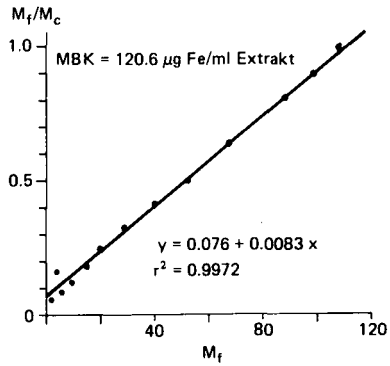
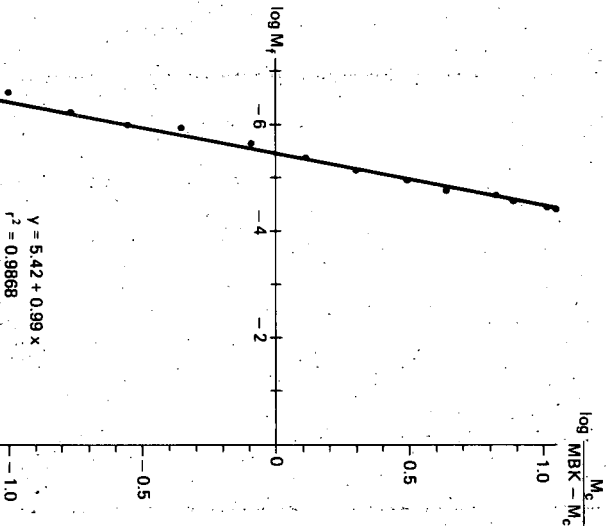


Abbildung 4



ISSN 0343-107X

Kinetik der Mobilisation von Eisen durch wasserlösliche Streusubstanzen

von

H. Flühler, P. Blaser und Janina Polomski^{*)}

1 Einfluss der wasserlöslichen Streusubstanzen auf die Eisenverlagerung

Die in vegetationsbedeckte Böden einsickernden Wässer enthalten Stoffe, welche Verlagerungsvorgänge im Boden entscheidend beeinflussen können. Die mit dem Infiltrationswasser in den Boden eingebrachte Stofffracht stammt zu einem Teil aus der Atmosphäre und zu einem anderen Teil aus der Pflanzendecke. Luftverunreinigungen können die Eigenschaften von Regenwasser drastisch verändern. Die sauren Niederschläge sind ein geläufiges Beispiel dafür. Regen reinigt nun aber nicht nur die Atmosphäre, sondern wäscht lebende und abgestorbene Pflanzenteile ab und aus. In dieser Arbeit betrachten wir jene Stoffkomponenten, die aus der Streu ausgewaschen werden. Wir versuchen die Wirkung von wässrigen Streuextrakten im Hinblick auf die Schwermetallverlagerung zu quantifizieren.

BLOOMFIELD hat vor mehr als zwanzig Jahren in einer Reihe von Arbeiten darauf hingewiesen, dass die aus der Laub- und Nadelstreu ausgewaschenen organischen Verbindungen Eisen und Aluminium (zit. in BLOOMFIELD 1964) und eine ganze Reihe anderer Schwermetalle (zit. in BLOOMFIELD et al. 1976) zu mobilisieren vermögen. HADIMANI et al. 1974 zeigten, dass wasserlösliche Streusubstanzen auch die Mobilität von Mangan entscheidend verändern. BOVARD et al. 1968 wiesen darauf hin, dass die Verlagerung von Radionukleiden durch natürliche Chelatbildner erheblich beschleunigt werden kann.

^{*)} Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, CH-8903 Birmensdorf

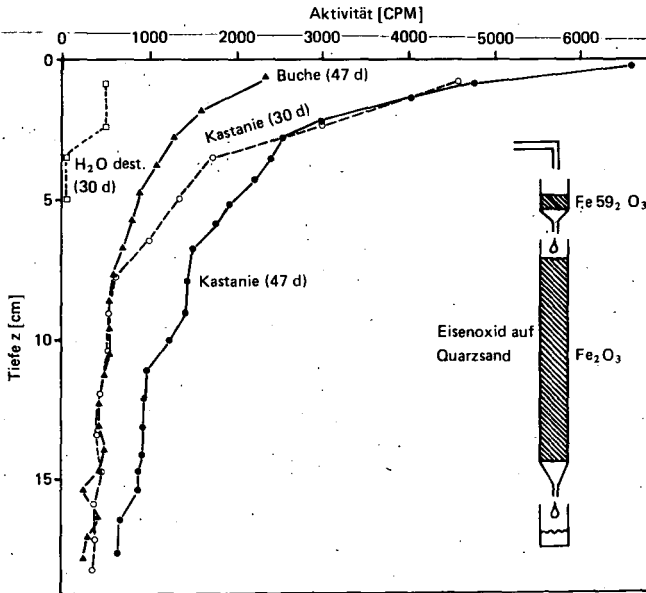


Abbildung 1 Mobilisation von Fe⁵⁹ und Verlagerung von organometallischen Fe⁵⁹-Komplexen in den Eisenoxidsandsäulen.

Abbildung 1 zeigt, dass reines Wasser, Buchen- und Kastanienstreuextrakte die Eisenverlagerung sehr verschieden stark beeinflussen. Diese Ergebnisse wurden unter folgenden experimentellen Bedingungen beobachtet:

Auf reinen, gewaschenen und geglähten Quarzsand der Fraktion 0.1 - 0.3 mm wurde Eisen aufoxydiert. Ein Gramm dieses in der Folge "Sand" genannten Eisenoxidquarzsandes enthält 3.09 mgFe/g Sand. Ein Teil dieses Sandes wurde im Reaktor des Eidg. Institutes für Reaktorforschung aktiviert.¹ Die Aktivität betrug bei Versuchsbeginn ca. 5 μ Ci/g Sand. Der grössere Teil der Gesamtaktivität entfällt auf Fe⁵⁹ (76 %). Ein Teil des Fe⁵⁹ führt zur Bildung von Mn⁵⁴ und möglicherweise auch von anderen Folgeprodukten. Die in dieser Arbeit angegebenen Aktivitätsmes-

¹ Wir danken den Herren H.U. AEBERSOLD und Dr. E. LOEPFE vom Eidg. Institut für Reaktorforschung, Würenlingen, für ihre aktive Hilfe und die wertvollen Ratschläge. Ihr Beitrag und ihre Hilfsbereitschaft war für diese Arbeit eine wesentliche Voraussetzung.

sungen schliessen den Beitrag anderer Gammastrahler mit ein. Die gemessenen Aktivitäten wurden anhand der experimentell bestimmten Halbwertszeit von 67.7 Tagen auf den Zeitpunkt des Versuchsbeginns zurückgerechnet.

Für die Herstellung der Streuextrakte wurden Buchen- und Kastanienblätter zur Zeit des Blattfalls gesammelt, anschliessend bei 105° C getrocknet und dann gemahlen. Diese Streupulver wurden in einem Verhältnis von 2.5 Gramm Trockensubstanz pro 100 ml destilliertem Wasser bei Zimmertemperatur über Nacht geschüttelt und anschliessend abfiltriert. Der Kastanienstreuextrakt enthielt 2.25 mg organischen Kohlenstoff (TOC) pro ml Extrakt, der Buchenstreuextrakt nur 0.80 mg·ml⁻¹. Das pH betrug 4.9 bzw. 5.6.

Der nichtradioaktive Sand wurde in vier 20 cm lange Säulen des Durchmessers 1.7 cm gefüllt. Darüber wurde je eine kleine Säule mit einem Gemisch von je 1 Gramm radioaktivem bzw. nichtaktivem Sand montiert (Abb. 1). Je eine dieser Doppelsäulen wurde während 30 Tagen mit destilliertem Wasser bzw. mit Kastanienstreuextrakt mit einer Flussrate von 0.4 cm³·h⁻¹ (= 0.2 cm h⁻¹) perkoliert. Je eine weitere Doppelsäule wurde während 47 Tagen mit Kastanien- bzw. Buchenstreuextrakt mit der gleichen Flussrate perkoliert. Nach den 30 bzw. 47 Tagen wurden die Säulen bei 105° C getrocknet und mit flüssigem Wachs imbibiert. Die abgekühlten verfestigten Säulen wurden anschliessend oberflächlich angewärmt, ausgestossen und in Segmente geschnitten. Die Aktivitäten dieser Segmente sind in der Abbildung 1 als Funktion der Tiefe aufgetragen.

Destilliertes Wasser hat nur eine sehr geringe Menge Fe⁵⁹ aus der markierten kleinen Säule mobilisiert. Diese wasserlösliche Komponente blieb in den obersten zwei Zentimetern der nichtradioaktiven Säule hängen. In der gleichen Periode hat der Kastanienstreuextrakt 21 mal mehr Fe⁵⁹ mobilisiert. Während der 47tägigen Perkolation hat der Buchenstreuextrakt nur etwa halb soviel Fe⁵⁹ mobilisiert wie der Kastanienstreuextrakt. Die durch die Säule hindurchgewaschenen Fe⁵⁹-Mengen sind in der Abbildung 2 als Funktion des Perkolationsvolumens aufgetragen. Nach der 47tägigen Perkolation betrug die gesamte Fe⁵⁹-Menge im Eluat 40 % (Kastanie) bzw. nur 24 % (Buche) der in der Säule zurückgehaltenen Mengen. Beziehen wir die in den beiden Experimenten gemessenen Fe⁵⁹-Mengen auf den organischen Kohlenstoff und bilden das Verhältnis Buche/Kastanie, dann stellen wir fest, dass die auf den organischen Kohlenstoff bezogene Effizienz der beiden Extrakte hinsichtlich Mobilisation und Mobilität verschieden ist. Der Buchenstreuextrakt hat

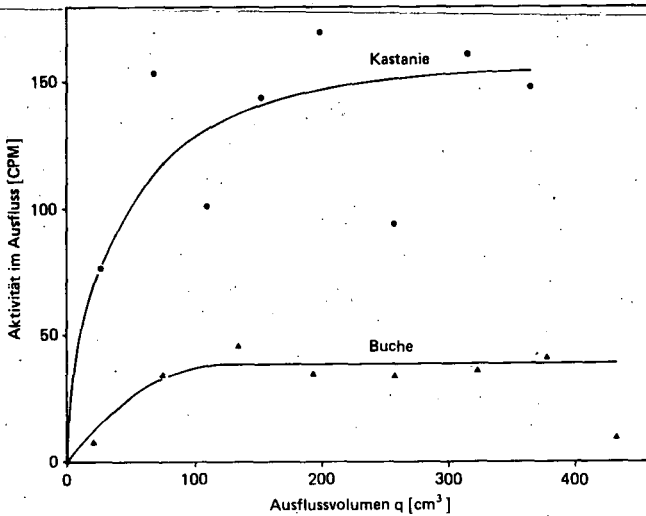


Abbildung 2 Fe⁵⁹ in den aus der Eisenoxidsand-säule ausgeflossenen Volumenfraktionen.

nämlich pro mg organischen Kohlenstoffs insgesamt 20 % mehr mobilisiert, in der Säule wurden 36 % mehr angelagert und 19 % wurden weniger ausgewaschen.

Dieses erste Experiment zeigt, dass die wasserlöslichen, streubürtigen Substanzen aus Buchen- und Kastanienblättern einerseits Eisen zu mobilisieren vermögen und andererseits aber zu einer erheblichen Anlagerung bzw. Ausfällung der organometallischen Verbindungen führen. Das scheinbar "adsorbierte Eisen" ist Bestandteil eines organischen Niederschlages, welcher die Sandkörner teilweise umhüllt. Dies wurde von BLASER (1974) anhand von Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen gezeigt.

Bei der Mobilisation und beim Transport von Eisen beeinflussen sich zwei einander entgegengesetzte Vorgänge wechselseitig, nämlich das Herauslösen des Eisens und die Wiederausfällung der organometallischen Verbindungen. Dies wurde von

BLOOMFIELD (1964) in verschiedenen experimentellen Anordnungen nachgewiesen. Die in Lösung gebrachte Eisenmenge ist also lediglich eine Nettogrösse, die durch eine Vorwärts- und eine Rückwärtsreaktion zustande kommt. In vergleichenden Säulenexperimenten können wir nur diese Nettogrösse, also die Wirkung beider Vorgänge zusammen zeigen. Unser Anliegen ist nun aber, die einzelnen, gleichzeitig ablaufenden Vorgänge experimentell zu trennen und formal zu beschreiben. Es soll also nicht nur die Nettowirkung gezeigt, sondern die Kinetik der Vorgänge verstanden werden. Ein solches Vorgehen zwingt uns, Variablen und Reaktionskonstanten zu definieren. Mobilisation und Wiederausfällung sollen mit einer möglichst kleinen Zahl wirkungsbezogener Variablen und Parametern beschrieben werden. Solche Kenngrössen werden uns erlauben, die Wirkung verschiedener Streuarten auf die Eisenverlagerung zu vergleichen.

2 Modellvorstellung, Vereinfachung und Annahmen

Das Schema in der Abbildung 3 charakterisiert die vereinfachte Modellvorstellung der beiden Vorgänge: Der Streuextrakt enthalte organische Verbindungen E ("Komplexbildner"), welche eine bestimmte Menge Eisen zu binden vermögen. Die Bestimmung dieser Variablen E ist Gegenstand des Beitrages BLASER et al. in dieser Mitteilung. Eisen werde durch die im Wasser gelösten organischen Verbindungen aus den Oxidoberflächen herausgelöst. Jede Streuart habe ein bestimmtes von E abhängiges "Mobilisationsvermögen" $f(E)$. Die Eisenmenge in den Oxidhüllen werde mit G, jene in Lösung mit C bezeichnet. Die Mobilisation von Eisen erhöhe die "Ausfällbereitschaft" $f(C)$ der organometallischen Verbindungen. Wenn diese ausgefällt werden, umhüllt der "organometallische Niederschlag" R die Eisenoxidoberflächen. Der "Umhüllungsgrad" $f(R)$ sei das Verhältnis der noch frei zugänglichen zur maximal umhüllten Eisenoxidoberfläche. Die vier Variablen E, G, C und R können als Eisenäquivalente aufgefasst werden und beziehen sich im Falle von E und C auf die Volumeneinheit der Lösung und im Falle von G und R auf die Massenein-

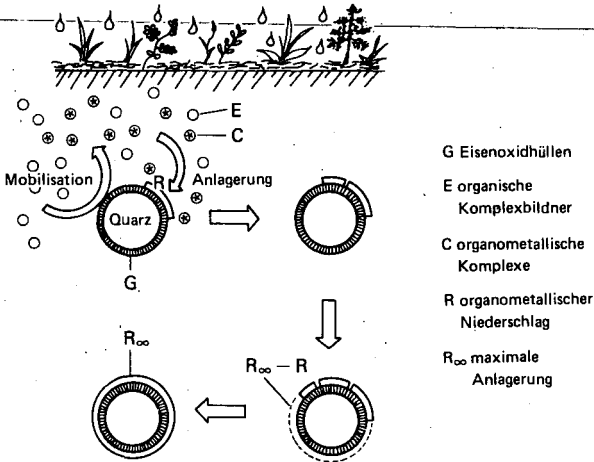


Abbildung 3 Konzept und Variablen des kinetischen Modells der Eisenmobilisation.

heit des Sandes. In dieser Modellvorstellung werden folgende Vorgänge vernachlässigt:

- Mobilisation durch reines Wasser, da die ionisch gelöste Eisenmenge wesentlich kleiner ist als die organisch gebundene oder bindbare Eisenmenge.
- Ausfällung von rein organischen Verbindungen, da die Extrakte erst nach Zugabe von Eisen ausflocken.
- Anlagerung auf schon umhüllten Stellen.
- Resolubilisierung des organometallischen Niederschlages bzw. Ausfällung von anorganischem Eisen.

Wir nehmen also an, dass die Vorgänge irreversibel ablaufen.

Diese Vereinfachungen sind Annahmen, die noch genauer geprüft werden müssen. Die Tatsache, dass die Ansätze für $f(E)$, $f(R)$ und $f(C)$ experimentell nachgewiesen werden können, macht diese Annahmen plausibel. Sie führen vermutlich zu einer brauchbaren Nahrung. Für die formale Beschreibung dieser Vorgänge definieren wir somit drei Funktionen:

- "Mobilisationsvermögen" $f(E)$ (Gleichung 1)
- "Umhüllungsgrad" $f(R)$ (Gleichung 2)
- "Ausfällbereitschaft" $f(C)$ (Gleichung 3)

3 Mobilisationsvermögen $f(E)$

Mit dem Begriff "Mobilisationsvermögen" $f(E)$ bezeichnen wir jene Eisenmenge, die von einem Streuextrakt der Konzentration E aus einem Gramm Sand pro Zeiteinheit herausgelöst wird, wenn die gesamten Eisenoxidoberflächen noch frei zugänglich sind, die Umhüllung den Vorgang also noch nicht bremst.

$$f(E) = \frac{k_o \cdot E}{E_{1/2} + E} \quad (\mu\text{gFe} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}) \quad (1)$$

Dieser Ansatz beschreibt die "Michaelis Menten Kinetik": Ist die Konzentration der organischen Verbindungen, also die Variable E wesentlich grösser als der Parameter $E_{1/2}$ ("Halbwertskonzentration"), dann strebt der Nenner gegen E , das Mobilisationsvermögen $f(E)$ somit gegen die maximale Mobilisationsrate k_E . In konzentrierten Extrakten, wenn $E \gg E_{1/2}$, ist der Mobilisationsvorgang angenähert konstant und von E unabhängig, also eine Reaktion nullter Ordnung. Ist E gleich der Halbwertskonzentration $E_{1/2}$, dann beträgt $f(E)$ die Hälfte der maximalen Mobilisationsrate k_E . Bei sehr grosser Verdünnung, wenn $E \ll E_{1/2}$, strebt der Nenner gegen den konstanten Wert $E_{1/2}$. Unter diesen Bedingungen ist das Mobilisationsvermögen $f(E)$ nahezu linear von E abhängig, also angenähert eine Reaktion erster Ordnung. Die Beziehung zwischen dem Mobilisationsvermögen $f(E)$ und der Extraktkonzentration E ist in der Abbildung 4 dargestellt. Diese Daten wurden in folgendem Experiment gemessen:

Aus einem 2.5 %igen Kastanienstreuextrakt wurde eine Verdünnungsreihe hergestellt. Je 10 ml der Lösungen mit variablem E wurde mit je 0.25 Gramm radioaktivem Sand versetzt. Nach 1, 3 und 15 Stunden wurde die Aktivität in den überstehenden Lösungen, also die mobilisierte Eisenmenge bestimmt. Diese initiale Mobilisationsrate wurde auf die initiale Mobilisations-

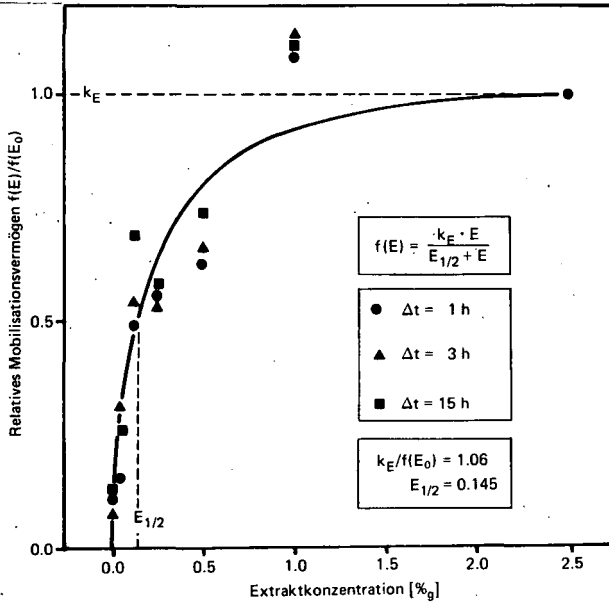


Abbildung 4 Relatives Mobilisationsvermögen $f(E)/f(E_0)$
($E_0 = 2.5\%$ Kastanienstreuextrakt).

rate des unverdünnten Extraktes bezogen. Diese Verhältniszahlen charakterisieren die Funktion $f(E)$, da die Ausfällung bei so kurzer Reaktionsdauer, wie noch gezeigt wird, nicht wesentlich oder mindestens in ähnlichem Ausmass ins Gewicht fällt.

4 Umhüllungsgrad $f(R)$

Der Umhüllungsgrad ist als lineare dimensionslose Grösse definierbar:

$$f(R) = \frac{R_{OO} - R}{R_{OO}} = 1 - R/R_{OO} \quad (2)$$

Die Umhüllung verkleinert die noch frei zugänglichen Eisenoxidoberflächen, bremst also den Mobilisationsvorgang. Die effektive Mobilisationsrate dG/dt ist somit kleiner als das Mobilisationsvermögen $f(E)$. Die Funktion wurde in folgendem Experiment dargestellt (Abb. 5a):

In Erlenmeyerkolben wurde ein Gemisch von je 0.5 Gramm radioaktivem und 1.5 Gramm nicht markiertem Sand mit drei verschiedenen Kastanienextraktkonzentrationen versetzt. Die Symbole in Abbildung 5b bedeuten: Rechtecke $E = 2.5 \text{ ‰g}$, Dreiecke $E = 0.62 \text{ ‰g}$, Kreise $E = 0.16 \text{ ‰g}$. Die Sterne beziehen sich auf einen Versuch, in welchem $E = 2.5 \text{ ‰g}$ war und eine Mischung von je 1 Gramm radioaktivem bzw. nicht markiertem Sand verwendet wurde. Zur Zeit t' ($\Delta t_1 = 1, 8, 15 \text{ h}$ bzw. $1, 5, 15, 63 \text{ d}$) wurde die Aktivität in der überstehenden Lösung gemessen und diese dekantiert. Der verbleibende Sand war je nach Reaktionsdauer verschieden stark vom organischen Niederschlag umhüllt. Diese Sandproben wurden mit dem entsprechenden frischen Extrakt erneut versetzt und die Mobilisationsrate nach $\Delta t_2 = 15 \text{ h}$ bestimmt. Die Mobilisationsrate zur Zeit t' wurde durch die bei Versuchsbeginn bestimmte initiale Mobilisationsrate dividiert. Die Abnahme dieser Verhältniszahl charakterisiert die Zunahme der Umhüllung (Abb. 5b). Das Mobilisationsvermögen $f(E)$ zur Zeit t' ist mit jenem bei Versuchsbeginn identisch, da in beiden Schritten frischer Extrakt verwendet wurde. Wir nehmen an, dass zur Zeit $t = 0$ und t' in den ersten 15 Stunden vergleichbare Eisenmengen ausgefällt werden. Verschiedene experimentelle Anfangsbedingungen (E variabel, verschiedene Mischungsverhältnisse) scheinen unbedeutend zu sein. Möglicherweise muss der Umhüllungsgrad in einem nächsten Schritt als Funktion einer zeitgesteuerten Variablen ausgedrückt werden.

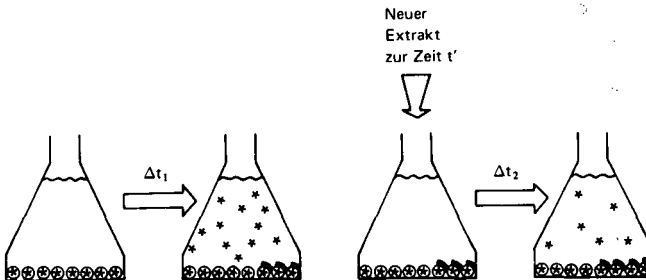


Abbildung 5a Experimentelle Anordnung für die Bestimmung des Umhüllungsgrades $f(R)$. (Δt_1 variabel von 1 h bis 63 d, $\Delta t_2 = 15 \text{ h}$)

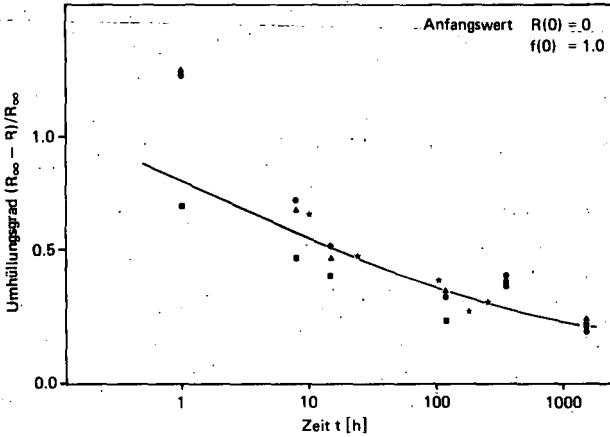


Abbildung 5b

Umhüllungsgrad $f(R) = \frac{R_{\infty} - R(t)}{R_{\infty}}$

5 Ausfällbereitschaft $f(C)$

Die Ausfällbereitschaft $f(C)$ hat wie das Mobilisationsvermögen $f(E)$ ebenfalls die Dimension einer Rate. Der Ansatz entspricht einer Reaktion erster Ordnung:

$$f(C) = k_C \cdot C \quad (\mu\text{gFe} \cdot \text{h}^{-1} \text{ ml}^{-1}) \quad (3)$$

Für den Nachweis der Linearität dieser Beziehung muss vorerst gezeigt werden, wie Mobilisation und Ausfällung gekoppelt sind.

6 Kinetisches Modell

Für den formalen Beschrieb der beiden Vorgänge im geschlossenen System des Erlenmeyerkolbens muss das Gesetz der Massenerhaltung gelten.

$$G \cdot M + C \cdot V + R \cdot M = \text{konstant} \quad (4)$$

wobei M die Masse des Sandes und V das Lösungsvolumen bezeichnet. Ist das Sand/Extraktverhältnis

$r = M/V$, dann folgt aus Gleichung 4

$$dC = -r(dG+dR) \quad (5)$$

Die Abnahme der noch nicht "verbrauchten" organischen Verbindungen, dE , im gesamten Lösungsvolumen ($V \cdot dE$) entspricht der aus den Oxidoberflächen herausgelösten Eisenmenge

$$V \cdot dE = M \cdot dG \quad dG = (1/r) \cdot dE \quad (6)$$

Die effektive Mobilisationsrate dG/dt hänge gleichzeitig vom Mobilisationsvermögen $f(E)$ und vom Anteil der noch freizugänglichen Oxidoberflächen, also vom Umhüllungsgrad ab:

$$dG/dt = f(E) \cdot f(R) \quad (7)$$

Die effektive Ausfällrate dR/dt andererseits werde durch die Ausfällbereitschaft $f(C)$ und die noch freizugänglichen Oxidoberflächen gesteuert:

$$dR/dt = f(C) \cdot f(R) \quad (8)$$

Um die Beziehung $f(C)$ darzustellen, versuchten wir die Ausfällrate dR/dt zu messen (Abb. 6a):

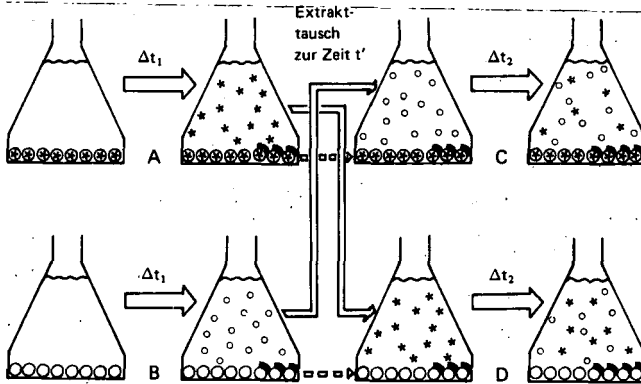


Abbildung 6a Experimentelle Anordnung für die Bestimmung der Ausfällrate dR/dt (Schritt D, Kurve D, Abbildung 6b)
(Δt_1 variabel von 1 h bis 63 d,
 $\Delta t_2 = 15$ h).

Je zwei Sandproben wurden mit 2.5 %igem Kastaniextrakt versetzt. Die eine Probe bestand aus 2 Gramm nicht markiertem Sand, die andere aus einem Gemisch von 0.5 Gramm radioaktivem und 1.5 Gramm nicht markiertem Sand. Je eine solche Doppelprobe wurde während $\Delta t_1 = 1, 8, 15$ h bzw. 1, 5, 6, 15, 63 d stehengelassen. Nach dieser variablen Reaktionsdauer wurde die überstehende Lösung vom teilweise umhüllten Sand getrennt (Abb. 6a). Der Extrakt mit radioaktiven Eisenverbindungen wurde danach auf den nicht markierten Sand gegeben und umgekehrt. Das Experiment wurde nach dem zur Zeit t' erfolgten Extrakttausch weitergeführt. Die Aktivität in der Lösung wurde nach $\Delta t_2 = 1, 15$ 24 h gemessen. In einem Vorversuch ($\Delta t_1 = 6$ d, Mischungsverhältnis radioaktiver/nicht markierter Sand eins zu eins) wurden die Beobachtungen im zweiten Versuchsschritt über mehrere Tage fortgesetzt ($\Delta t_2 = 1, 2, 3, 6, 7, 9, 10$ d) (Abb. 6b).

Dieses Experiment beruht auf der Annahme, dass sich der radioaktive und der nicht markierte Sand gleich verhalten, der Umhüllungsgrad, die Mobilisationrate dG/dt und die Ausfällrate dR/dt also nicht davon abhängen, welcher Sand verwendet werde. Die Änderung der Aktivität im Anschluss an diesen Extrakt-

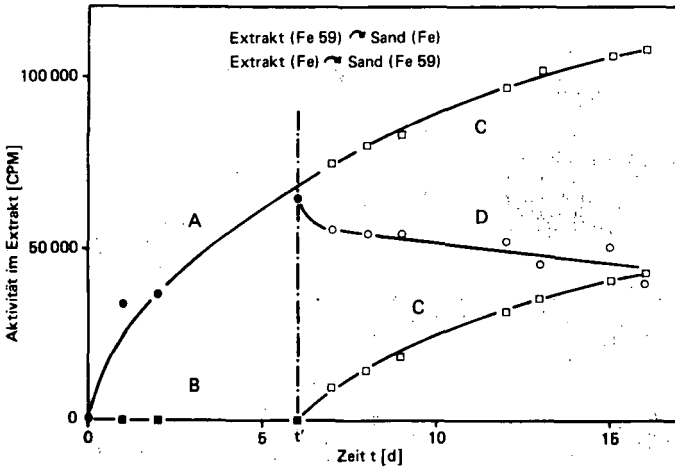


Abbildung 6b Bestimmung der Ausfällrate dR/dt zur Zeit t'

tausch ermöglicht, erstens die Bestimmung der Ausfällrate dR/dt zur Zeit t' (Kurve bzw. Schritt D, Abb. 6a und b) und zweitens die Ueberprüfung der obigen Annahme. Die Zunahme der Aktivität in jenem Reaktionsgefäß, in welchem der Extrakt mit den nicht markierten Eisenverbindungen auf den teilweise umhüllten radioaktiven Sand gegeben wurde (Schritt bzw. Kurve C, Abb. 6a und b), muss sich nach einer vertikalen Verschiebung nach oben an den Kurventeil A anschliessen. Der Kurvenverlauf A-C (Abb. 6b) deutet an, dass die obige Annahme korrekt ist. Im Versuch D nimmt die Aktivität in Lösung ab, da die radioaktiven Eisenverbindungen ausfallen. Die Steigung der Kurve D zur Zeit t' entspricht der momentanen Ausfällrate dR/dt .

7 Linearität der Ausfällbereitschaft $f(C)$

Dividieren wir die zu verschiedenen Zeiten t' gemessenen Ausfällraten dR/dt durch die unabhängig davon in einem anderen Experiment bestimmten Umhüllungsgrade $f(R)$, dann erhalten wir gemäss Gleichung 8 die Ausfällbereitschaft $f(C)$

$$(dR/dt) / ((R_{\infty} - R)/R_{\infty}) = k_C \cdot C \quad (\mu\text{gFe} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{g}^{-1}) \quad (9)$$

Die Abbildung 7 zeigt, dass die Werte von $f(C)$ wie angenommen, linear von C abhängen. Der von dieser linearen Beziehung völlig abweichende Wert wurde nach $\Delta t_1 = 63$ d gemessen, als auf der Oberfläche des Extraktes sich eine gallertartige Haut gebildet hatte. Die Extrakte waren für eine derart lange Reaktionsdauer offenbar nur ungenügend vergiftet. Die, abgesehen von diesem Ausreisser, auffallend lineare Beziehung ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Reaktion der Anlagerung von der Konzentration der organometallischen Verbindungen gesteuert wird, und somit als eine Reaktion erster Ordnung aufgefasst werden darf.

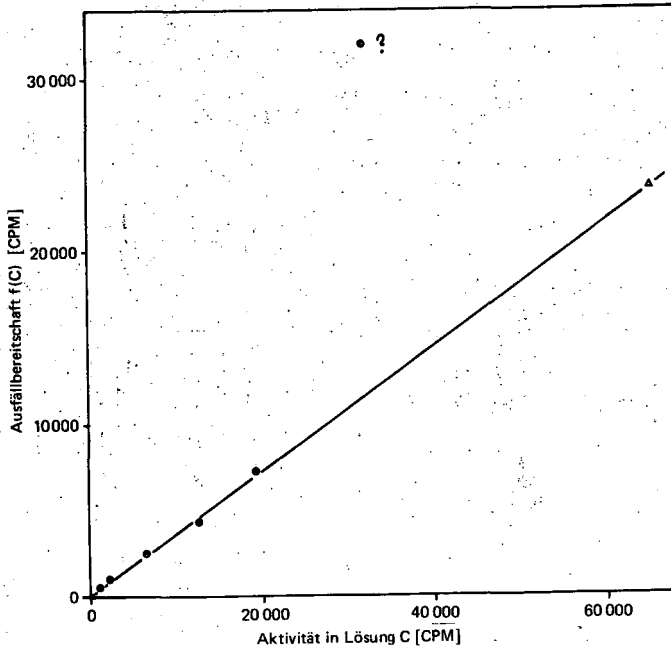


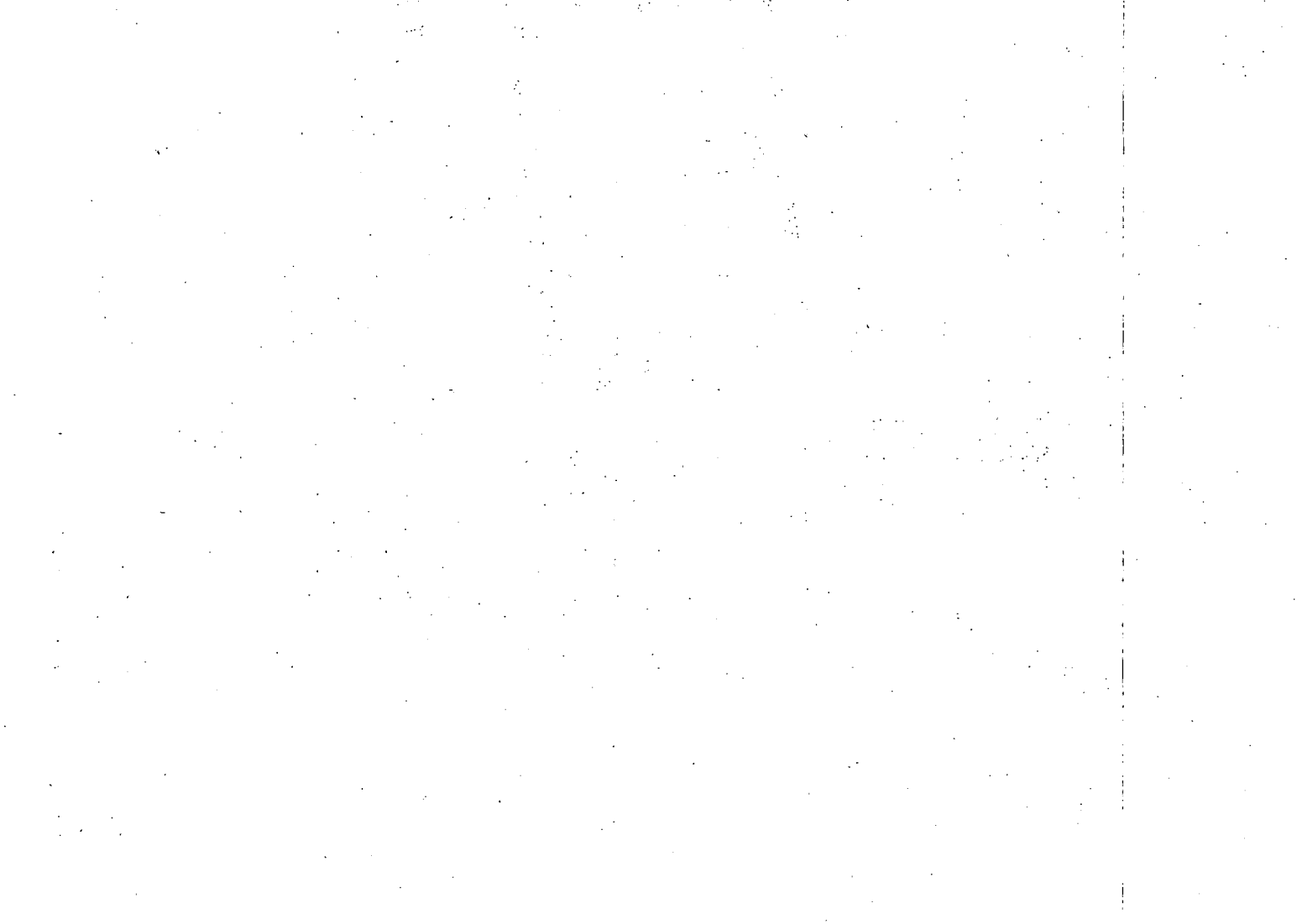
Abbildung 7 Ausfällbereitschaft $f(C)$ $f(C) = \frac{dR}{dt} \cdot \frac{R_{\infty}}{R_{\infty} - R} = k_C \cdot C$

8 Folgerungen

Die Bestandteile des impliziten Differentialgleichungssystems (Gleichungen 5 - 8), welches die gleichzeitige Mobilisation und Ausfällung beschreibt, sind experimentell nachweisbar. Dieses Modell enthält vier Variablen und deren Anfangswerte (E,G,C,R). Die Variable R bzw. die Annahme, dass nur organometallische Verbindungen zur Umhüllung beitragen, ist am schwächsten gestützt. Vier Parameter k_E , $E_{1/2}$, R_{00} und k_C charakterisieren die Wirkung der Streuextrakte. Für erheblich verdünntere Extrakte sind die beiden Parameter k_E und k_C möglicherweise hinreichend. In einem nächsten Schritt werden wir versuchen, diesen Modellansatz durch Integration des Differentialgleichungssystems zu verifizieren.

9 Literatur

- BLASER, P., 1974: Mechanismen der Eisenaufnahme und -verlagerung durch wasserlösliche Streusubstanzen in podsoligen Böden. Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges. 20 : 447-457.
- BLOOMFIELD, C., 1964: Organic matter and soil dynamics. In: Experimental Pedology Proc. Univ. Nottingham, Easter School of Agric. Sci. 11 : 257-266.
- BLOOMFIELD, C., KELSO, W.I. and PRUDEN, G., 1976: Reactions between metals and humified organic matter. J. Soil Sci. 27 (1) : 16-31.
- BOVARD, P., GRAUBY, A. et SAAS, A., 1968: Effet chélatant de la matière organique et son influence dans la migration des produits de fission dans les sols. In: Isotopes and radiation in soil organic matter studies, p. 471-495, Vienna.
- HADIMANI, A.S., SURYA RAO, P., PARVATHAPPA, H.C. and RAGHAVENDRA RAO, K., 1974: Effect of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter on the downward movement of manganese in sandy soil. Plant and Soil 40 : 365-372.



Organo - mineralische Zinkfixierung in einer Reisboden catena.

von

Scharpenseel, H.W.[†]

Wenngleich die Notwendigkeit des Elements Zn für die Pflanze als Gewebebestandteil, Coenzym oder Reaktionskettenglied der Hormonproduktion bereits mehr oder weniger seit 5 Jahrzehnten bekannt ist (Sommer und Lipman, 1926 ; Sommer, 1928 ; Raulin, 1969 ; Vallee, 1968), wurde die besondere Bedeutung für die Reiskultur erst im Jahr 1966 durch Nene herausgestellt. Zusammenfassende Berichte über die Zn - Wirkung im Reisanbau gehen auf Mikkelsen und Kuo (1976) sowie Castro (1977) zurück.

Zinkmangel in der Reiskultur, unterhalb 1,5 ppm bei Extraktion mit 0,05 n HCl, führt zum völligen Absterben der Pflanzen. Verantwortlich ist Zinkfixierung über verschiedene Mechanismen, insbesondere :

- 1 als ZnS
- 2 als $ZnCO_3$
- 3 als $Zn(OH)_2$
- 4 als $Zn_3(PO_4)_2$
- 5 durch Zn - organische Bindungen
- 6 durch isomorphen Eintausch des Zn gegen Mg in trioktaedrische Smectite .

Eine typische Zn-Mangellandschaft ist in Abb. 1 skizziert mit den folgenden Determinanten: basisches Gestein flankierender Höhenzüge, deren basenreiches hangzuges Stauwasser die zwischenliegende Talebene ganzjährig verflutet bis hin zu artesischem Druckwasser und totaler Reduktion der Böden als Hydraquents mit unreifem Ton (nach Pons und Zonfeld $n = > 0,7$) im C-Horizont. Auch potentielle noch nicht saure Sulfatböden, vor Oxidation des Pyrits und Mackinawits zu Jarosit und Schwefelsäure, Sulfaquents, können Zn als ZnS fixieren.

Zinkmangel in Reisböden erweist sich als weit verbreitet, in einem pH-Bereich zwischen pH 5,0 und $> 8,0$.

Abb. 2 zeigt eine Reisboden catena mit Zn-Mangel aus Tiaong, Provinz Quezon in den Philippinen ; Ausgangsmaterial ältere basische Vulkanaschen im Bereich des Mt. Banahaw (2300 m).

Während das obere Catenaglied (O) noch normale Reispflanzen hervorbringt (Tropaquent) , werden die Pflanzen im unteren Catenabereich (U) (Hydraquent), nur 200 m ent-

[†] Ordinariat für Bodenkunde, Universität Hamburg, 2057 Reinbek, Ladestraße 2

fernt und nur ca. 2 m tiefer gelegen, durch Zn-Mangel völlig zerstört.

Versuche mit $^{65}\text{ZnSO}_4$ in Plastikringen (35 cm ϕ), welche in Versuchspartellen im Bereich des oberen und unteren Catenagliedes (O und U) bis auf die Pflugschleife eingearbeitet wurden sowie Adsorptions- und Desorptionsisothermen, welche aus $^{65}\text{ZnSO}_4$ -Lösung-Desorption durch 0,05 m DTPA - und nachfolgend 0,1 n HCl - Lösung - für Bodenproben aller Horizonte beider Bereiche angefertigt wurden, brachten folgende Ergebnisse:

- 1 U (Hydraquant) = starker Zinkmangel, Absterben der Pflanzen.
O (Tropaquant) = bestenfalls schwacher Zinkmangel, normale Pflanzenentwicklung.
- 2 ^{65}Zn -Diffusion im Boden -gemessen in Plastikringen- sehr gering in U, ausgeprägt in O, jeweils lateral und vertikal (bestimmt durch Aktivitätsmessungen in Bohrkernen und Autoradiographie).
- 3 In Adsorptionsversuchen verbleibt in Bodensuspension von O etwa 50 % mehr Zn gelöst als bei U. Die Adsorption ist am stärksten im oberen Horizont, abnehmend nach unten bis zum tL als Ausgangsmaterial.
- 4 Durch 0,05 m DTPA werden > 90 % des sorbierten Zn desorbiert, durch 0,1 n HCl daran anschließend ca. 1 %; etwa 8 % bleiben adsorbiert (9,7 % bei O, 6,2 % bei U). Wahrscheinlich hat in O stärkerer isomorpher Eintausch des Zn gegen Mg in trioktaedrische Smectite stattgefunden.
- 5 Analysen: Tongehalt oberer Profilteil O \gg U
unterer Profilteil O \cong U

Humusgehalt U \gg O

Elemente Si, Al, K, Na, Zr, Rb, Zn, Cu, Ni, Co, Cr, Ba, Ti,
—> O > U

Ca, Mn, Mg, P —> U > O.

Schlußfolgerungen bezüglich des dominierenden Mechanismus der Zinkfestlegung durch Ausschlußverfahren:

- Zn-Fixierung durch Tonminerale undenkbar, da Tongehalt in O \gg U
- Zn-Fixierung als ZnS unwahrscheinlich, da Zn-Fixierung am stärksten im oberen humosen Horizont, der vorübergehend trockenfällt und keinen H_2S - Geruch erkennen läßt (H_2S im tieferen Profilbereich)
- Zn-Fixierung als ZnCO_3 trotz hohen Ca-Gehalts in U nicht zu erwarten, da >90 % des Zn durch 0,05 m DTPA im neutralen bis sehr schwach sauren Bereich desorbiert werden und nur etwa 1 % mehr des sorbierten Zn durch nachfolgende 0,1 n HCl-Behandlung freigesetzt wird
- Zn-Fixierung als $\text{Zn}(\text{OH})_2$ durch gleichmäßigen pH-Wert von 7,8 in O und U, aber sehr ungleichmäßige Fixierung in O und U widersprüchlich

- + Zn-Fixierung durch Metall-organische Bindung ist einzige logische Konsequenz, da U (starke Fixierung) doppelten C-Gehalt wie O hat (U : O = 7,5 : 3,5); da ferner >90% Zn-Desorption erfolgt durch 0,05 m DTPA-Elution. DTPA löst bekanntlich auch weitgehend die organischen Liganden.

Literatur :

- Castro, R.U., 1977. Zinc deficiency in rice: A review of research at the International Rice Research Institute, IRRI Publ.
- Mikkelsen, D.S. and S. Kuo, 1976. Zinc fertilization and behaviour in flooded soils. Proc. Seminar on Nutrients in Rice Culture, Taipei.
- Nene, Y.L., 1966. Symptoms, cause and control of Khaira disease of paddy. Bull. Ind. Phytopathol. Soc. No. 3: 97-101.
- Raulin, J., 1969. Ann. Sci. Nat. Bot. et Biol. Vegetale. 11: 93.
- Sommer, A.L. and C.B. Lipman, 1926. Evidence of the indispensable nature of zinc and boron for higher green plants. Plant Physiol. 1:231.
- Sommer, A.L., 1928. Further evidence of the indispensable nature of zinc for higher plants. Plant Physiol. 3:217.
- Vallee, B.L., 1968. Zinc Biochemistry, Physiology, Toxicology and Pathology, International Lead Zinc Research Organisation, N.Y.

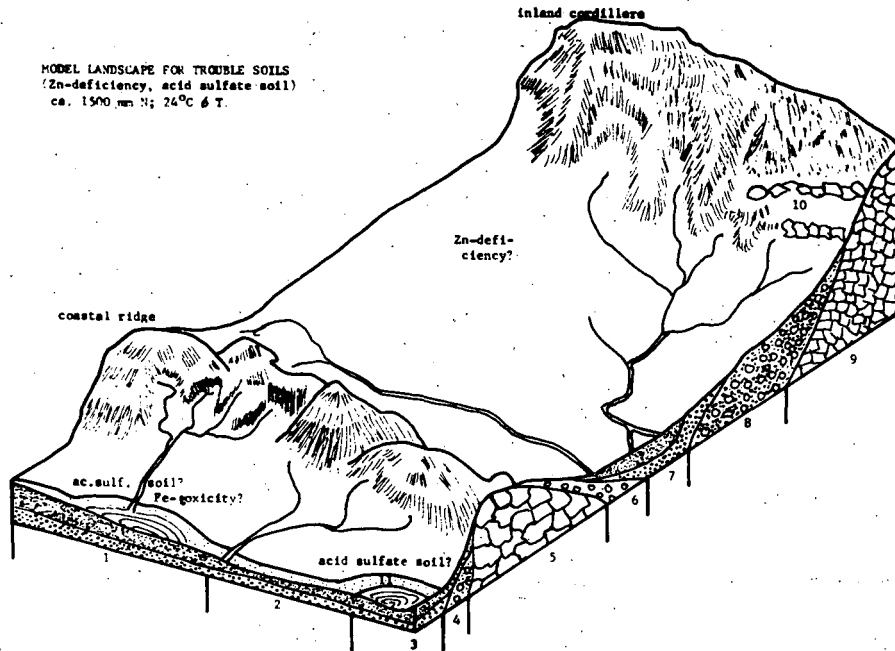


Fig. 1. Modell-Landschaft für Problemböden des Reisanbaus, insbesondere für Zn-Mangel

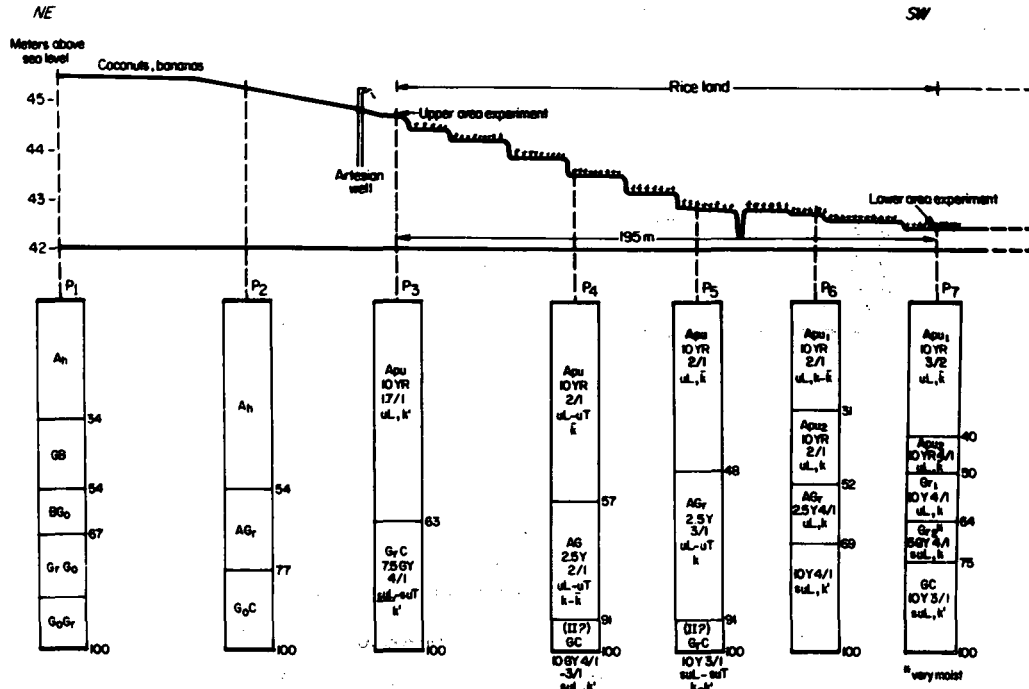


FIG. 2. NE-SW cross section and soil profiles of the Tiaong toposequence. NO-SW-Schnitt durch die Tiaong-Catena

Legende Abb. 1

- | | | |
|--|--|--|
| <p>1 veil of dune sand (Sulfaquent)
peat (Sulfibemist)
young alluvium (Trop/Hydraquent)
old alluvium</p> | <p>4 debris of coastal (Dystropepts)
sierra
transition to ma-
rine sediments</p> | <p>7 young alluvium (Tropaquents)
old alluvium
marine sediment</p> |
| <p>2 peat (Sulfibemist)
young alluvium (Hydr/Sulfaquent)
old alluvium</p> | <p>5 coastal sierra, (Udorthepts)
metamorphic rocks (Dystropepts)</p> | <p>8 debris of chain (Tropaquents, Udalfa,
of mountains Vertisols)
transition to ma-
rine sediment</p> |
| <p>3 dune sand (Pasmment)
peat (Sulfibemist)
young alluvium (Hydr/Sulfaquent)
old alluvium</p> | <p>6 debris of coastal (Dystropepts)
sierra</p> | <p>9 Andesite, surface- (Eutrochrepts, Udalfa,
near coral lime (10) rendollic Eutrochrepts
Randolle)</p> |
| | | <p>11 sea, lithoral area
occasional floods</p> |

Legende Abb. 2

LEGEND

A_h : A-Horizon with high content of organic matter
A_{pu} : A-Horizon, puddled
B : Mineral weathering horizon
C : Gley-horizon
C_o : Gley-horizon, oxidized
C_r : Gley-horizon, reduced

C_oG_r : Gley-horizon, preferentially reduced
C_rG_o : Gley-horizon, preferentially oxidized
C : parent material
GB, BG, etc.: transition horizons
k : content of free carbonates, high
k : content of free carbonates, medium
k' : content of free carbonates, low

ul : silty loam
sud : sandy silty loam
uf : silty clay
suf : sandy silty clay

Immobilisierung einiger Spuren- und Schadelemente
durch Zufuhr organischer Siedlungsabfälle

von

N. El-Bassam⁺ und K. Stühmeier⁺⁺

Der lösliche Anteil der Elemente im Boden wird vorwiegend von zwei Prozessen beeinflusst:

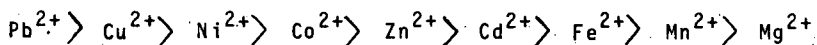
1. Von der Adsorption: Maßgebend ist die Größe und Ladung der Ionen sowie die Austauschkapazität des Bodens (Bodenart), die adsorptive Bindung an Tonminerale und organische Substanzen
2. Von der Ausfällung: Maßgebend ist der pH-Wert und die anwesenden Anionen in der Bodenlösung, die Mitfällung in Fe- und Mn-Oxiden und organokomplexen Verbindungen.

Die Verschiebung der Konzentration der Metalle im Boden beeinflusst beide Prozesse. Durch die Konzentration und die Konzentrationsgradienten wird der Diffusionsvorgang gesteuert, der neben dem Massenfluß den Transport der Ionen im Boden bestimmt.

Die Stabilität der mit Humussubstanzen gebildeten Komplexe verläuft etwa nach der von IRVING-WILLIAMS angegebenen Reihenfolge (SCHNITZER und KAHN, 1978).

⁺ Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL)
Leiter: Prof. Dr. M. Dambroth
Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

⁺⁺ Isotopenlaboratorium der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode (FAL), Bundesallee 50, 3300 Braunschweig



Von BUNZL (1978) wird eine Adsorptionsreihenfolge für die organische Substanz aufgestellt, die wie folgt angegeben wird:



Nach MUNTAU (1978) werden Cd, Zn und Cu in den Sedimenten wesentlich schwächer fixiert als Pb, Cr und Ni. Der größte Anteil der Schwermetalle werde von der organischen Substanz gebunden, ihre Löslichkeit sei eng mit der Summe aus organischer Substanz und Al_2O_3 (als Maß für den Ton) korreliert:



Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit dem Verhalten einiger Elemente in Abhängigkeit vom Tongehalt, von der Konzentration und von der Zufuhr organischer Siedlungsabfälle.

In diesem Zusammenhang wurden ungestörte Bodensäulen aus landwirtschaftlichen Flächen entnommen, die entweder langfristige Beschickung mit Abwasser erfahren haben oder aus den FAL-Versuchsfeldern mit Klärschlamm und Müllkompost stammten. Diese Böden wiesen einen Kohlenstoffgehalt auf, der um etwa 2 % höher lag als in unbehandelten Böden. Diese Untersuchungen wurden mit Hilfe der Markierungstechnik (EL-BASSAM, 1975) mit Radionukliden vorgenommen.

Mathematischer Ansatz über die Schadstoffverlagerung in Böden

Die Versuchsergebnisse zeigten für die Tiefenverlagerung der metallischen Schadstoffe eine im wesentlichen für alle untersuchten Stoffe übereinstimmende Gesetzmäßigkeit in Abhängigkeit vom Tongehalt der Böden. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Elementen liegen jedoch in dem quantitativ differenzierten Verhalten der Ionen im Boden, bedingt u. a. durch ihre spezifischen elektrostatischen Eigenschaften. Für den sich ergebenden Zusammenhang läßt sich eine Differentialgleichung wie folgt ansetzen:

$$\frac{-dT}{dx} = \beta T$$

Darin ist die Proportionalitätskonstante mit β bezeichnet. Integration dieser Gleichung führt zu dem folgenden mathematischen Ausdruck:

$$T = T_0 \exp\left(-\frac{x}{b}\right)$$

wobei

T = Verlagerungstiefe, cm

T_0 = elementspezifische Kenngröße, konzentrations- und behandlungsabhängig, cm

x = Tongehalt des Bodens %

$b = \frac{1}{\beta}$ = Dämmungskoeffizient des Tonanteils %

Ergebnisse

Aufgrund dieses Ausdrucks lassen sich nun die experimentell ermittelten Kausalzusammenhänge interpretieren und graphisch darstellen.

Abbildung 1 zeigt deutlich die Abhängigkeit der Verlagerung und damit auch der Mobilität des Cd vom Tongehalt des Bodens.

Bei 700 mm Beregnung mit einer 1000 ppm Lösung beträgt die Verlagerungstiefe in einem Boden mit 20 %igem Tongehalt etwa 8 cm.

Bei 5 %igem Tongehalt erreicht das Cd bereits eine Tiefe von 28 cm.

Wie die Kurve II zeigt, übte die Zufuhr organischer Substanzen in Form von Siedlungsabfällen eine Retention auf die Cd-Verlagerung im Boden aus, und zwar umso mehr, je kleiner der Tonanteil ist.

Die nächste Abbildung stellt den Verlauf der Hg-Verlagerung dar (Abb. 2). Es ist erkennbar, daß der Tongehalt hierbei einen größeren Einfluß ausübte als beim Cd. Dagegen führten die organischen Siedlungsabfälle zu einer geringeren Verzögerung (Abb. 2). Die Verlagerungskurven von Zn sind in den nächsten 2 Abbildungen aufgezeichnet. Daraus ist ersichtlich, daß die organische Substanz eine größere Verzögerungsrate bei 100 ppm Zn in der Lösung aufweist als bei 1000 ppm (Abb. 3 und 4).

Ergänzend sei erwähnt, daß parallel dazu auch der organische Kohlenstoff im Eluat bestimmt wird. Der Probenaufschluß erfolgt durch photochemische Reaktion bei Anwesenheit von Sauerstoff. Die gesamte

organische Substanz wird durch UV-Licht aus einer Niederdruck-Quecksilber-Lampe bei 40 °C zu CO₂ oxidiert, das aus der Lösung ausgetrieben und durch einen IR-Analysator-Integrator gemessen und angezeigt wird (Abb. 5).

Die Beregnung einer Bodensäule aus Steinhof bei Braunschweig mit einer 100 ppm Zn-Lösung führte zu einer viel höheren Auswaschung von organischem Kohlenstoff als mit einer 1000 ppm Zn-Lösung. Der Anteil an leichtflüchtigem Kohlenstoff ist absolut und relativ geringer (s. Tab. 1).

Zusammenfassung

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß der Immobilisierungsgrad elementspezifisch ist. Durch die zugeführten organischen Substanzen beträgt er im Mittel 30 %, und je nach Element, Konzentration und Tongehalt liegen die meisten Werte in einem Bereich von 10 bis 60 %. Eine höhere Zn-Konzentration in der Beregnungslösung führte zu einer geringeren Auswaschung an organischem Kohlenstoff.

Literatur

- BUNZL K.: Sorptionskinetik von Schwermetallen an organischen Substanzen. Frühjahrssitzung der Fachgruppen II und XI, LUFA, Neuherberg, 1978
- EL-BASSAM, N.: Versuch zur Feststellung der Stoffbelastung im Boden und zur Ermittlung der Spätzeitwirkung von Abfallstoffen auf das Grundwasser. Landw. Förschg. 28, 175 - 182, 1975
- MUNTAU, H.: Remobilisierbarkeit von Schwermetallen. Frühjahrssitzung der Fachgruppen II und XI, LUFA, Neuherberg, 1978
- SCHNITZER, M. und KAHN, S. U. (Edts.): Soil Organic Matter. Elsevier Scientific Publishing Co. Amsterdam 1978.

Tabelle 1: Kohlenstoffgehalt im Eluat in der Zeit vom 2. 8. 77 - 9. 5. 78

	Berechnungslösung	Sickerwasser- menge, ml	C org.ges. mg/l	C leichtflüchtig mg/l	rel.
Säule-Nr. 77	100 ppm Zn	11430	195,79	117,25	59,9 %
Säule-Nr. 78	1000 ppm Zn	12250	79,64	33,46	44,5 %

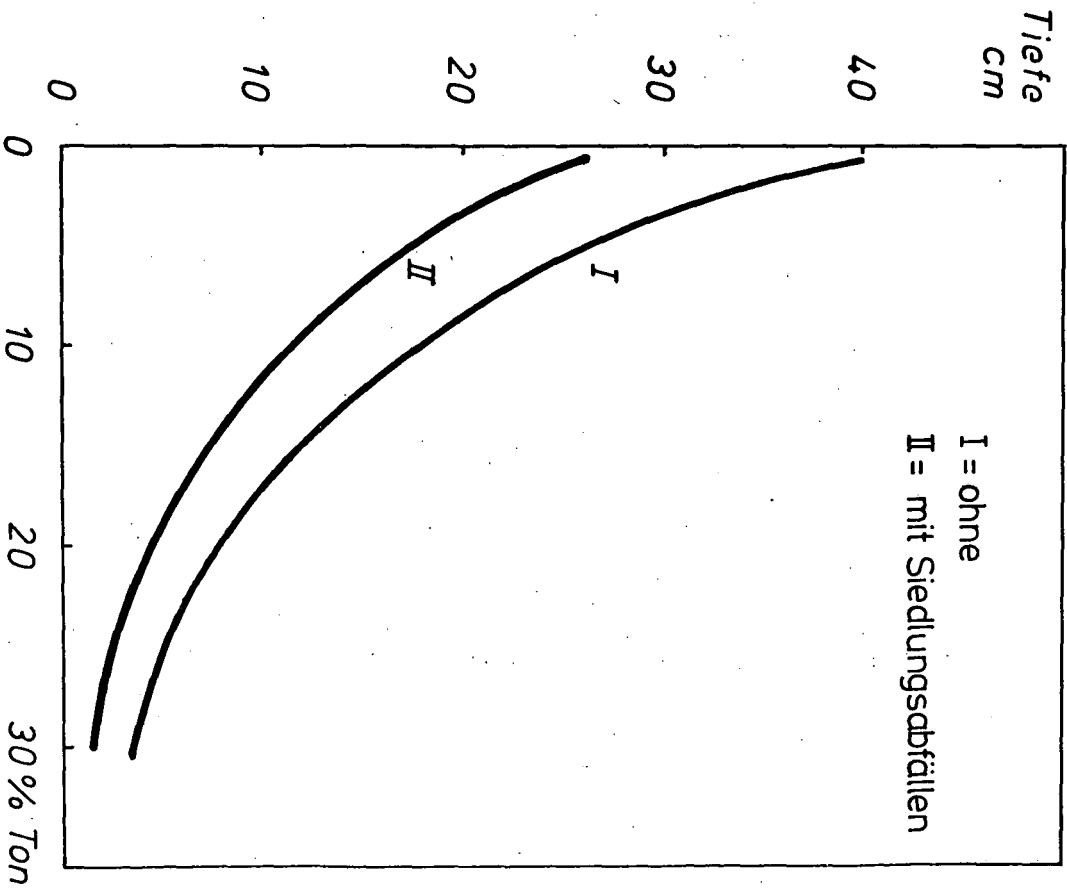


Abb. 1: Verlagerung von Cadmium bei 700 mm Beregnung mit einer 1000 ppm Cd-Lösung

I= ohne

II= mit Siedlungsabfällen

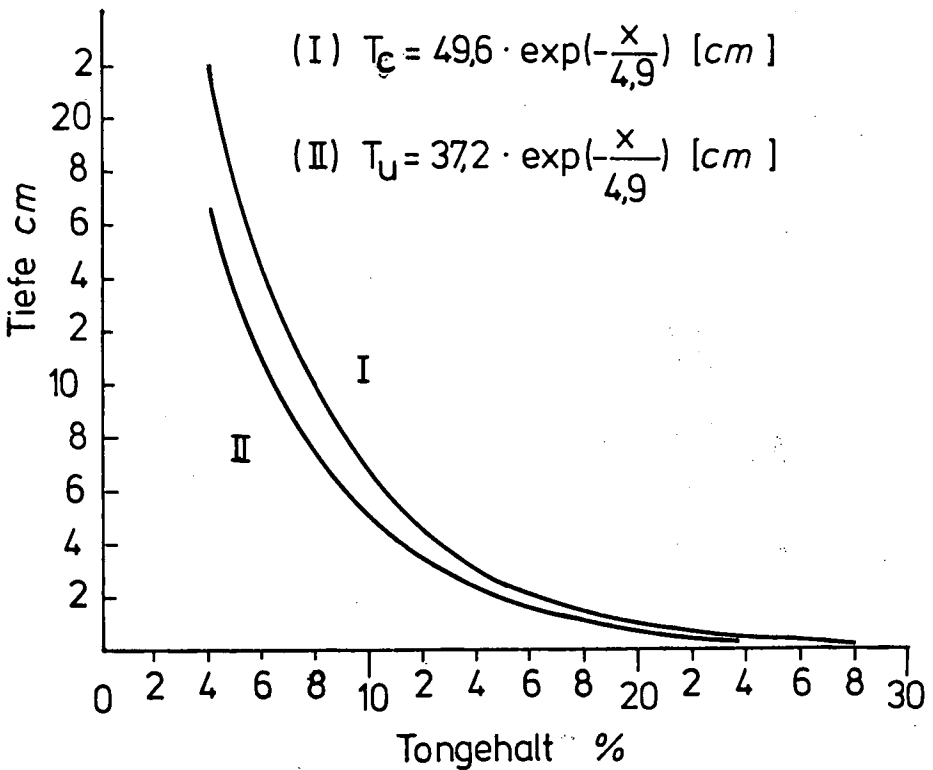


Abb. 2: Verlagerung von Quecksilber bei 800 mm Beregnung mit einer 1000 ppm Hg-Lösung

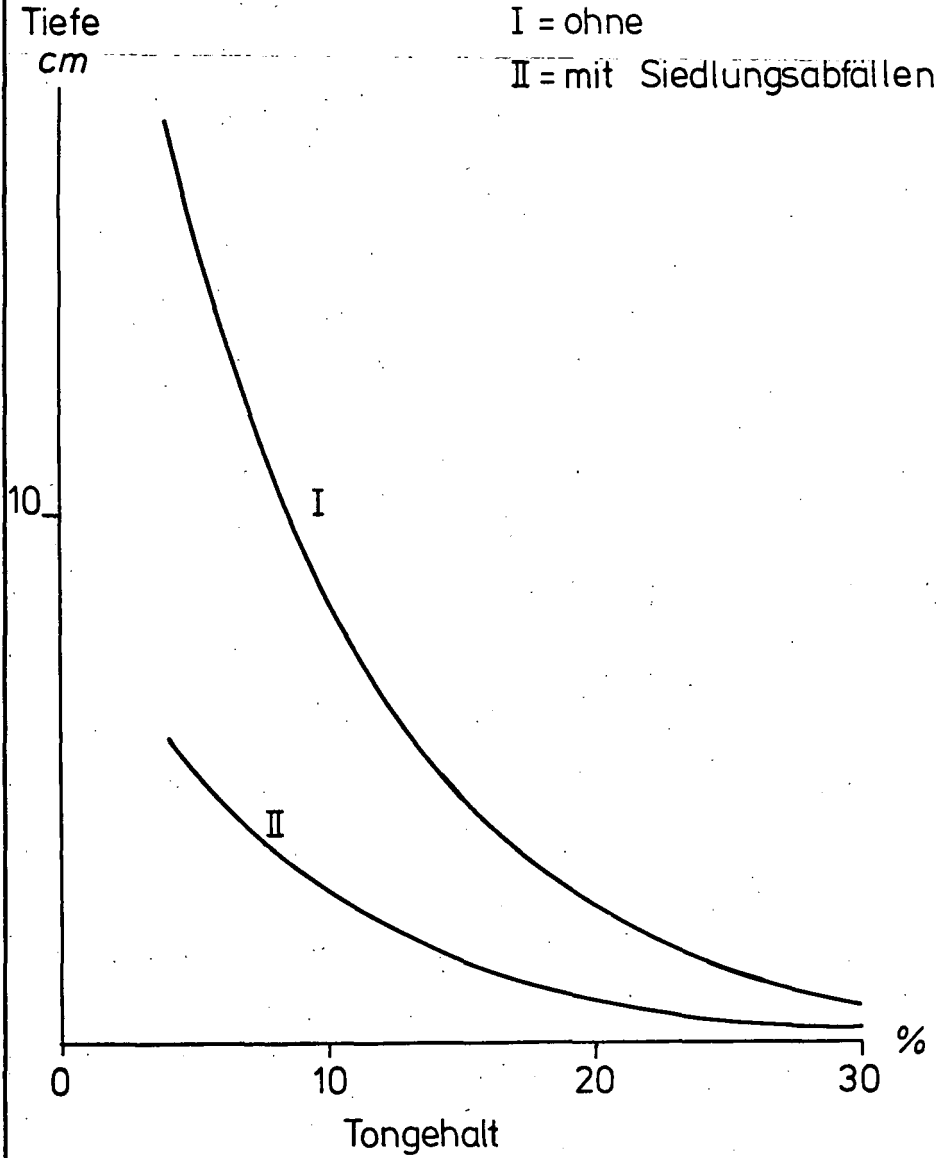


Abb. 3: Verlagerung von Zink bei einer 350 mm Beregnung mit einer 100 ppm Zn-Lösung

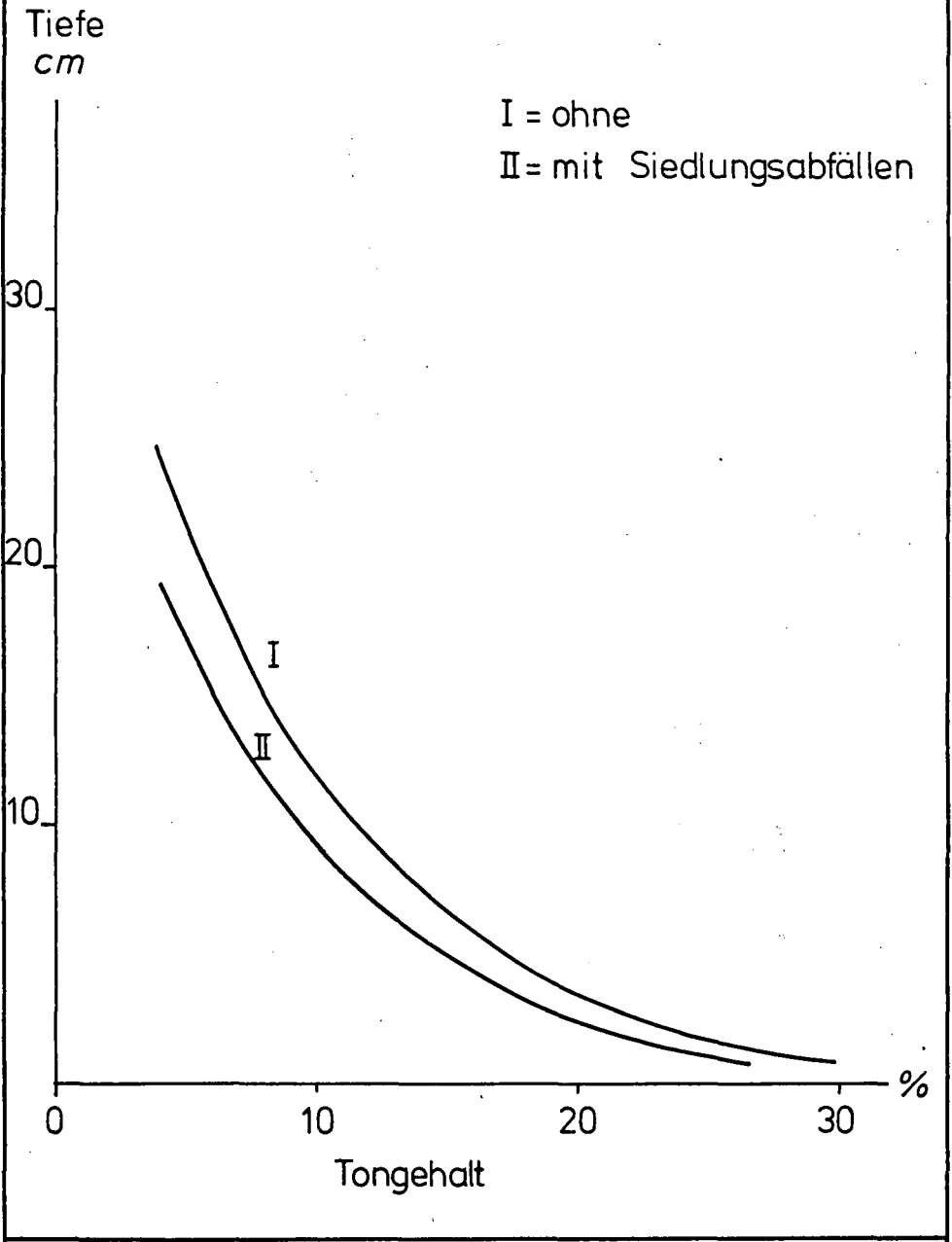


Abb. 4: Verlagerung von Zink bei einer 350 mm Beregnung mit einer 1000 ppm Zn-Lösung

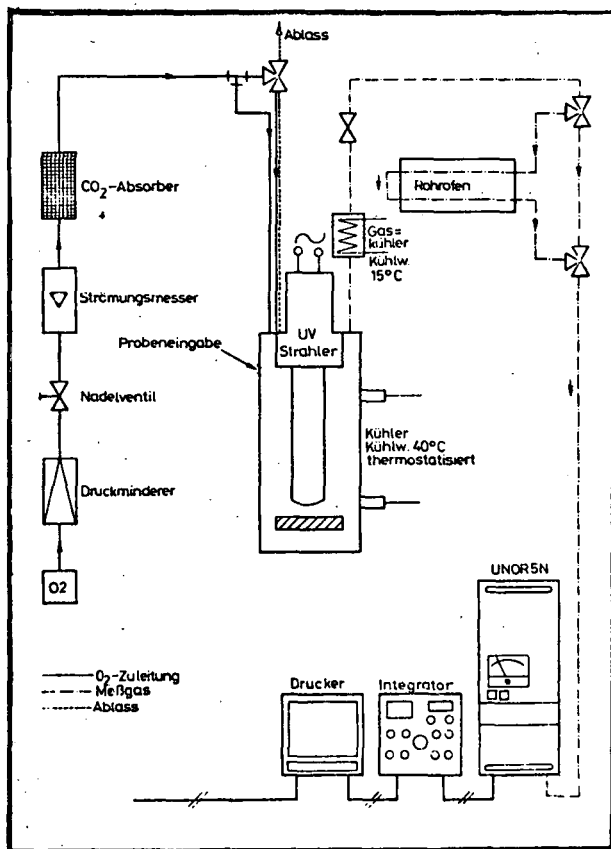


Abb. 5: Schematische Darstellung des Analysenvorgangs zur Bestimmung des organischen Kohlenstoffs in Lösungen

Gehalte an organischem Kohlenstoff, Schwer-
metallen und Phosphor in verschiedenen Dichte-
fraktionen fluvialer Sedimente

von

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G.[†]

Fluviale Sedimente von Fließgewässern im Einzugsbereich von Ballungszentren und Industrieansiedlungen weisen in der Regel hohe Schwermetall- und Phosphorgehalte auf (DE GROOT et al., 1973; FÖRSTNER und MÜLLER, 1974; LICHTFUSS, 1977; LICHTFUSS und BRÜMMER, 1977a; BRÜMMER und LICHTFUSS, 1978). Untersuchungen an Sedimenten aus der Elbe (LICHTFUSS und BRÜMMER, 1977b) zeigten, daß vor allem die Ablagerungen aus dem Elbe-Mittellauf im Bereich zwischen Geesthacht und dem Hamburger Hafen stark mit diesen Elementen kontaminiert sind, während die anthropogene Schwermetall- und Phosphorbelastung mariner Sedimente aus dem Elbe-Mündungsgebiet nur geringfügig ist.

Um Hinweise auf die Bindungsform der Schwermetalle und des Phosphors in fluvialen Sedimenten zu erhalten, wurden zwei Sedimentproben aus dem fluvialen Bereich der Elbe bei Geesthacht (Gee) und aus dem Hamburger Hafen (Ham) sowie zum Vergleich eine Probe aus dem marinen Bereich der Elbemündung bei Neufeld (Neu) mit Schwereflüssigkeiten (Mischungen aus Tetrabromäthan und Alkohol) in mehrere Dichtefractionen zerlegt (vgl. BAAS BECKING und MOORE, 1959). Die Dichtefractionen wurden röntgenfluoreszenzanalytisch auf ihre Gehalte an Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Hg und Pb (LICHTFUSS und BRÜMMER, 1978) sowie an organischem Kohlenstoff und bei der Probe aus Geesthacht auch an P, Fe_t und Fe_d untersucht. In Tab. 1 sind die Analysenergebnisse der untersuchten Fraktionen aufgeführt. Die Gehalte einzelner charakteristischer Elemente sind in Abb. 1 und 2 graphisch dargestellt, während Tab. 2 und Abb. 3 statistische Auswertungsergebnisse für die fluviale Probe aus Geesthacht enthalten.

[†]Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel 1

Tab. 1: (Text siehe nächste Seite unten)

Dichte	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Hg	Pb	Fe _t	C _{org}	Gew.-%	Fe _d	P
<u>Geesthacht</u>															
	258	1085	19.4	77	295	1913	112	150	12.7	228	35.7	8.0	100.00	26.0	5272
< 1.6	297	826	24.6	158	318	1999	152	84	44.0	291	37.4	40.5	0.74	n.b.	4132
1.6-1.8	368	1043	20.7	139	421	2635	302	105	26.6	172	41.5	26.8	6.62	37.6	5268
1.8-2.0	530	1241	25.7	138	691	3614	291	172	26.4	387	54.0	17.0	16.38	35.6	6922
2.0-2.2	496	1333	32.0	134	584	3410	232	211	19.2	411	61.3	12.8	10.67	39.0	7551
2.2-2.4	276	2355	30.0	97	265	1691	124	187	8.5	250	71.6	4.0	4.20	53.3	12409
2.4-2.6	60	1139	8.1	26	66	466	36	120	1.6	69	31.3	1.7	30.10	26.9	7706
2.6-2.7	33	171	3.9	11	31	186	11	53	n.n.	49	7.4	0.8	28.67	3.4	979
2.7-2.8	412	2472	53.0	147	407	1303	119	428	7.2	257	106.0	0.0	1.00	43.0	7069
> 2.8	1713	3756	84.0	228	776	1167	256	807	10.3	782	194.5	0.0	1.89	91.0	11166
Σ %	93.7	92.8	83.0	88.4	89.6	75.5	106.0	91.3	75.5	80.4	105.6	90.4	100.0	n.b.	108.5
<u>Hamburger Hafen</u>															
	248	1362	25.0	90	728	2409	151	181	11.3	385	37.0	9.7	100.00		
< 1.8	321	1040	26.9	135	668	2452	280	130	37.1	543	37.0	26.1	8.29		
1.8-2.0	406	1213	27.1	125	685	2272	279	171	18.6	538	47.6	13.6	16.23		
2.0-2.2	367	1507	31.7	127	700	2276	266	214	15.4	518	55.4	11.6	24.95	n.b.	n.b.
2.2-2.4	242	2077	29.6	107	401	1621	179	219	5.2	390	61.5	4.7	4.95		
2.4-2.6	59	1250	9.4	23	116	524	39	133	2.2	101	26.3	1.7	27.97		
2.6-2.7	40	312	5.1	8	96	187	14	74	1.3	65	8.1	0.8	14.73		
2.7-2.8	287	3324	40.2	106	773	587	116	486	n.n.	302	94.1	n.b.	0.91		
> 2.8	823	3446	87.0	209	11300	2683	369	695	11.3	1875	233.2	n.b.	1.97		
Σ %	95.7	92.1	85.8	90.2	87.5	60.3	109.2	93.3	99.4	93.0	112.6	83.4	100.0		
<u>Neufeld</u>															
	61	1360	8.1	25	24	156	22	177	0.7	45	22.4	2.4	100.00		
< 1.8	139	2708	19.6	109	161	637	62	191	5.8	124	33.6	26.7	1.37		
1.8-2.0	115	2728	15.9	52	74	399	59	148	0.5	100	40.5	10.4	2.40		
2.0-2.2	145	3860	21.9	54	56	422	62	220	n.n.	134	54.8	6.4	12.93		
2.2-2.4	78	2604	13.7	32	26	210	32	242	n.n.	70	32.4	2.6	15.60	n.b.	n.b.
2.4-2.6	18	362	5.2	6.3	5.2	40	5.2	101	n.n.	13	6.6	0.7	56.30		
2.6-2.7	42	949	7.6	19	6.0	79	3.6	443	n.n.	20	19.6	0.8	7.60		
2.7-2.8	112	2077	7.8	42	16	143	22	251	n.n.	25	53.2	n.b.	2.15		
> 2.8	787	3066	24.5	54	62	262	95	480	n.n.	60	138.8	n.b.	1.63		
Σ %	105.1	101.3	119.6	85.9	83.4	90.7	93.1	99.5	n.b.	94.9	99.0	96.0	100.0		

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff in den verschiedenen Dichtefraktionen (Tab. 1, Abb. 1) zeigen bei allen untersuchten Proben eine kontinuierliche Abnahme mit zunehmender Dichte. In der Fraktion $>2,7 \text{ g/cm}^3$ ist kein organischer Kohlenstoff mehr vorhanden. Die Fraktion $<1,6$ der Probe Geesthacht besteht bei einem C_{org} -Gehalt von 40,5 % zu mehr als 80 % aus organischer Substanz. Da diese Fraktion einen Gewichtsanteil von 0,7 % an der gesamten Probe ausmacht, liegen damit nur 3,5 % des organischen Kohlenstoffs in Form isolierter organischer Substanz vor. Mehr als 96 % sind als organomineralische Komplexe und Aggregate in den Sedimenten gebunden.

Die in Abb. 1 und 2 sowie Tab. 1 dargestellten Gehalte der untersuchten Schwermetalle zeigen unterschiedliche Dichteverteilungsmuster. So liegt Quecksilber, dessen Konzentrationsverlauf nahezu identisch ist mit dem des organischen Kohlenstoffs, offenbar vorwiegend in organischer Bindungsform vor. Im Gegensatz zum C_{org} -Gehalt steigt allerdings der Hg-Gehalt in den schwersten Fraktionen der fluvialen Proben wieder an. In diesen Fraktionen ist Quecksilber damit in mineralischer Bindungsform - möglicherweise als Sulfid oder Carbonat - vorhanden.

Die Elemente Zn und As sind im Dichteverteilungsbild ebenfalls eng an die Gehalte der organischen Substanz gebunden (Abb. 1).

Die Gehalte an Fe und Mn (Abb. 2, Tab. 1) verlaufen in den kohlenstoffreichen Fraktionen ($D < 2,2 \text{ g/cm}^3$) entgegengesetzt dem C_{org} -Gehalt. Beide Elemente besitzen ihr Gehaltsmaximum in den an organischer Substanz freien schweren Fraktionen ($D > 2,7 \text{ g/cm}^3$). Damit treten Fe und Mn offenbar vorwiegend in mineralischer Bindung auf. In ähnlicher Weise liegen vermutlich auch die Metalle Pb, Cr, Co und Sr sowie das Nichtmetall Phosphor in anorganischer Bindungsform vor (vgl. Abb. 1, 2 und Tab. 1).

Tab. 1: Gehalte an Schwermetallen, Strontium (ppm), Eisen (%), organischem Kohlenstoff (%), dithionitlöslichem Eisen (%) und Phosphor (ppm) in verschiedenen Dichtefraktionen der Proben Gee, Ham und Neu sowie Gehalte dieser Elemente in den nicht fraktionierten Proben (jeweils 1. Zeile), Gewichtsanteile (Gew.-%) der einzelnen Fraktionen und Summe der Mengen der einzelnen Elemente in den Fraktionen in Prozent der Gesamtmenge (Σ %)

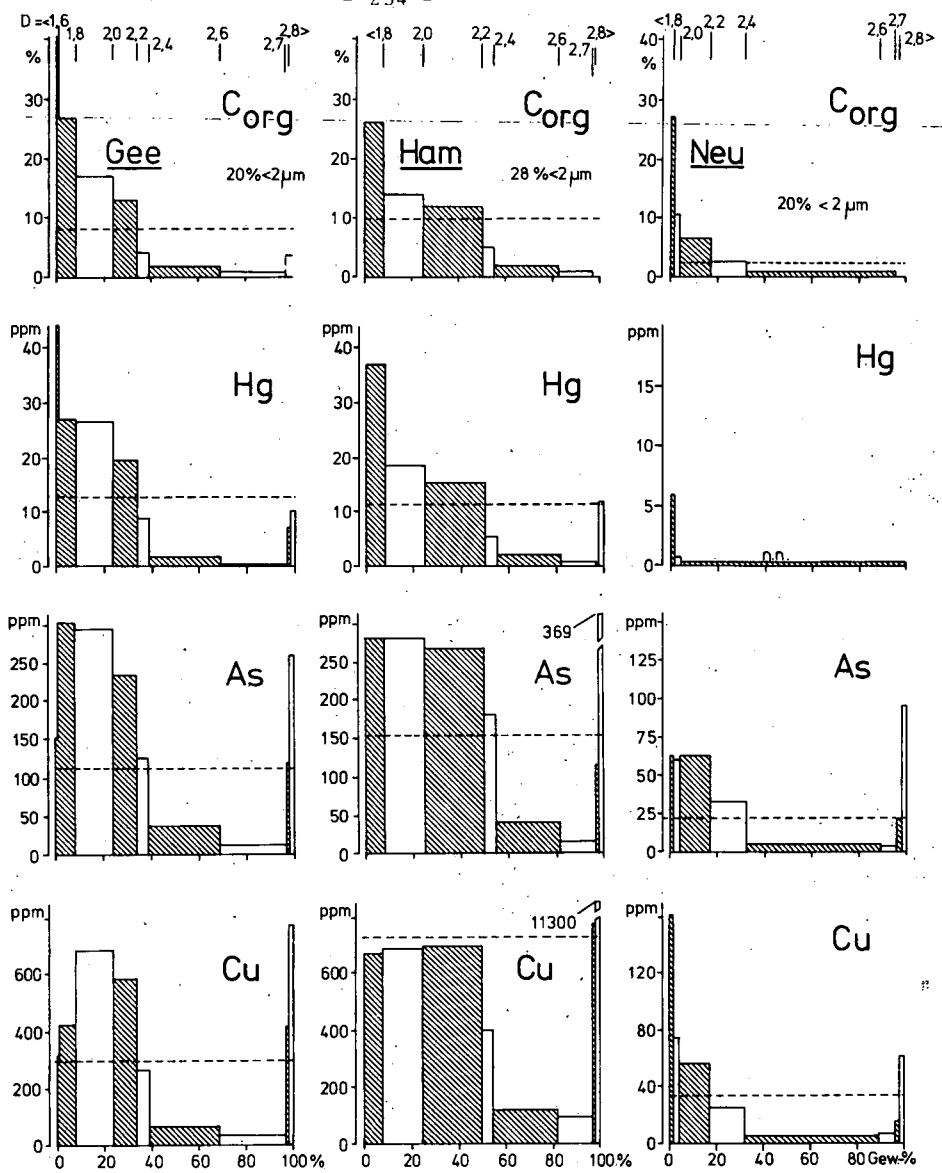


Abb. 1 und 2. Gehalte an organischem Kohlenstoff, Quecksilber, Arsen, Kupfer, Blei, Chrom, Kobalt und Eisen in den verschiedenen Dichtefractionen der Sedimentproben Geesthacht; Hamburger Hafen und Neufeld (Fortsetzung nächste Seite)

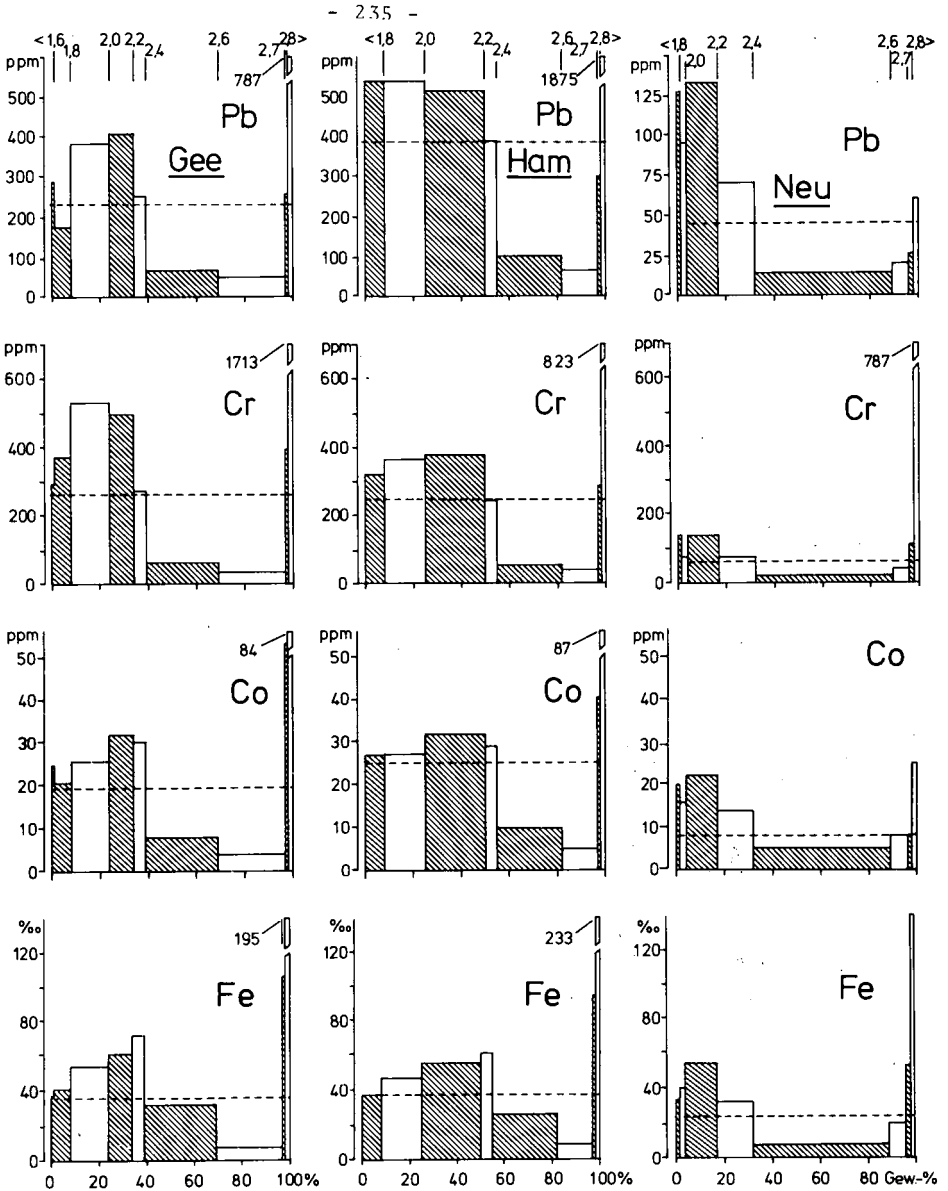


Abb. 1 und 2 (Fortsetzung). Abszisse oben: Dichtegrenzen (g/cm^3);
 Abszisse unten: Anteile der Dichtefractionen an der gesamten Probe;
 gestrichelte Linien = Gesamtgehalte in der unveränderten Probe

Tab. 2: PEARSON-Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den Gehalten an Schwermetallen, P , Fe_t , Fe_d , Fe_{t-d} und C_{org} von 9 verschiedenen Dichtefraktionen der Sedimentprobe Geesthacht

	Fe_t	Fe_d ¹⁾	Fe_{t-d} ¹⁾	C_{org}
Cr	0.92 ⁺⁺	0.89 ⁺	0.88 ⁺	-0.17
Mn	0.96 ⁺⁺	0.95 ⁺⁺	0.90 ⁺	-0.44
Co	0.98 ⁺⁺	0.91 ⁺⁺	0.97 ⁺⁺	-0.26
Ni	0.77 ⁺	0.86 ⁺	0.78	0.29
Cu	0.69	0.71	0.62	0.12
Zn	-0.03	0.13	-0.13	0.54
As	0.39	0.52	0.26	0.42
Sr	0.98 ⁺⁺	0.88 ⁺	0.99 ⁺⁺	-0.44
Hg	-0.14	0.17	-0.10	0.96 ⁺⁺
Pb	0.87 ⁺	0.88 ⁺	0.83 ⁺	-0.05
P	0.67	0.82 ⁺	0.49	-0.36
Fe_t	-	0.94 ⁺⁺	0.97 ⁺⁺	-0.36
Fe_d	0.94 ⁺⁺	-	0.83 ⁺	-0.14
C_{org}	-0.36	-0.14	-0.44	-

⁺⁺Sign.-Grenze 0.001 ⁺Sign.-Grenze 0.01 ¹⁾N=8

Die Verteilung der Cu⁺- und Ni-Gehalte auf die verschiedenen Dichtefraktionen deutet darauf hin, daß beide Elemente in den fluvialen Proben offenbar eine Mittelstellung zwischen organisch und mineralisch gebundenen Elementen einnehmen. In der marinen Probe sind dagegen die Cu- und Ni-Gehalte und ebenso die Gehalte an Zn und Pb vorwiegend mit den an organischer Substanz reichen Fraktionen ($D < 2,2 \text{ g/cm}^3$) assoziiert. Dieser Befund läßt vermuten, daß die Schwermetalle vor allem zusammen mit der organischen Substanz von den Emissionsquellen im Elbe-Mittellauf flußabwärts bis in den marinen Bereich transportiert werden.

Die bisherige mengenmäßige Betrachtung der Schwermetallgehalte in Dichtefraktionen von Flußsedimenten kann durch statistische Methoden untermauert werden. Hierzu sind exemplarisch für die Probe Geesthacht in Tab. 2 die Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den Elementgehalten und den Gehalten an Fe_t , Fe_d , Fe_{t-d} und C_{org} in den Fraktionen aufgeführt.

⁺Der extrem hohe Cu-Gehalt der Fraktion Ham $> 2,8 \text{ g/cm}^3$ von 11300 ppm ist auf eine Ablagerung von Kupfererzstaub einer Kupferhütte im Hamburger Hafen zurückzuführen.

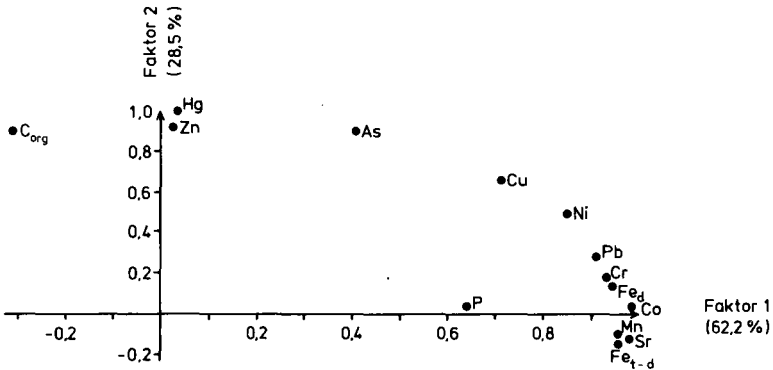


Abb. 3. Diagramm der Faktorenanalyse (Varimax rotiert, 2 Faktoren) aller Merkmale von neun Dichtefractionen der Sedimentprobe G e e s t h a c h t (Erklärung der Gesamtvarianz: 90,7 %)

In Abb. 3 sind die Ergebnisse einer Faktorenanalyse der Elementgehalte in den Dichtefractionen der Probe Gee dargestellt. Zusammenfassend bestätigen diese Ergebnisse die bereits gemachte Feststellung, daß Hg und Zn aber auch As vor allem mit der organischen Substanz assoziiert sind, während Cu und Ni eine Mittelstellung einnehmen und die übrigen Elemente offenbar vorwiegend in anorganischer Bindungsform vorliegen. Pb, Cr und P sind dabei eng mit dem Fe_d verknüpft und könnten damit durch Fe-Oxide gebunden sein. Die Elemente Co, Mn und Sr, die größere Gemeinsamkeit mit dem Rest- bzw. Silikateisen (Fe_{t-d}) aufweisen, sind dagegen vermutlich vorwiegend Gitterbausteine von Mineralen.

Literatur

- BAAS BECKING, L.G.M. und MOORE, D. (1959): Density distribution in sediments. *J. Sedim. Petrol.* 29, 47-55
- FÖRSTNER, U. und MÜLLER, G. (1974): *Schwermetalle in Flüssen und Seen*. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 225 S.
- GROOT, A.J. DE, ALLERSMA, J.E. und DRIEL, W. van (1973): Zware metalen in fluviatiele en marine ecosystemen. *Sympos. Waterloopkunde in dienst van industrie en milieu*, 24.-25. Mai 1973; Publikatie no. 110 N, Sekt. 5, 27 S.

LICHTFUSS, R. (1977): Schwermetalle in den Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer - Untersuchungen zu Gesamtgehalten und Bindungsformen. Diss. Kiel, 133 S.

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1977a): Schwermetallgehalte von Sedimenten schleswig-holsteinischer Fließgewässer (Elbe, Trave, Eider, Schwentine). Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 25, 209-216

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1977b): Schwermetallbelastung von Elbe-Sedimenten. Naturwiss. 64, 122-125

LICHTFUSS, R. und BRÜMMER, G. (1978): Röntgenfluoreszenzanalyse von umweltrelevanten Spurenelementen in Sedimenten und Böden. Chemical Geology 21, 51-61

BRÜMMER, G. und LICHTFUSS, R. (1978): Phosphorgehalte und -bindungsformen in den Sedimenten von Elbe, Trave, Eider und Schwentine. Naturwiss. 65, 527-531.

Chrom- und Nickeldynamik in Serpentinböden

von
H. Sticher ⁺)

1. Einleitung

Für die auffallende Unfruchtbarkeit und Artenarmut von Serpentinböden werden verschiedene Faktoren genannt, so das hohe Mg/Ca-Verhältnis, der Mangel an Kalium und Phosphat sowie der hohe Nickel- und Chromgehalt (vgl. Tabelle 1).

Im Rahmen einer Studie über die Serpentinböden in der subalpinen und alpinen Stufe bei Davos/Schweiz (Sticher 1978) haben wir daher auch die Verteilung der beiden Schwermetalle in den Profilen untersucht.

Der (Augit-)Serpentin zwischen Davos und Weissfluhjoch ist durch Kontaktmetamorphose aus Lherzololith entstanden. Er ist nicht vollständig serpentinisiert. Neben den Serpentinmineralien Chrysotil und Lizardit enthält er noch eine beträchtliche Menge Augit (Diallag) und Enstatit sowie eine Reihe von Nebengemengeteilen wie Granat (Andradit), Picotit, Pentlandit, Magnetit, Titanit, Tremolit. Der Nickel- und Chromgehalt ist,

verglichen mit anderen Serpentinvorkommen, relativ niedrig. Er variiert innerhalb des Gebietes stark, liegt jedoch je im Bereich zwischen 500 und 1300 ppm (Peters 1963).

Für die folgende Diskussion wurde ein Profil unter Föhrenwald auf 1600 m u.M. ausgewählt.

Tabelle 1:

Zusammensetzung von Augitserpentin (nach Peters)

SiO ₂	38,4 - 39,6
Al ₂ O ₃	3,1 - 3,9
Fe ₂ O ₃	6,9 - 8,5
MgO	33,4 - 37,8
CaO	0,2 - 3,2
Na ₂ O	0,2 - 0,4
K ₂ O	0,03 - 0,13
H ₂ O (+)	10,4 - 12,1
H ₂ O (-)	0,3 - 1,4
Ni (ppm)	600 - 1300
Cr (ppm)	550 - 1250

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

2. Methoden

Die nach Mehra und Jackson vom freien Eisen befreite Feinerde wurde im Bereich 0,06 mm bis 2 mm durch Nasssiebung und im Bereich < 0,06 mm mit einer Schlämmapparatur nach Kopecki in die einzelnen Standardkornfraktionen aufgetrennt. Von jeder Kornfraktion wurden die Röntgendiffraktogramme aufgenommen und semiquantitativ ausgewertet. Einzelne Körner aus der Fraktion 20-63 µm sowie Anschliffe von grösseren Steinen wurden unter dem Raster-Elektronenmikroskop mit einem energiedispersiven Röntgenspektrometer EDAX neben den Hauptelementen auch auf Ni und Cr untersucht. Alle Kornfraktionen wurden im Doppel mit HF/HClO₄ aufgeschlossen, und in der Lösung wurden mit Atomabsorption Ni, Cr, Mg, Ca und Fe bestimmt.

Die Feinerde der verschiedenen Horizonte wurde in dreifacher Ausführung mit den in Tabelle 5 angegebenen Lösungsmitteln extrahiert. Nach dem Zentrifugieren wurde der Rückstand noch zweimal mit frischem Extraktionsmittel behandelt. Die Extrakte wurden mit Atomabsorption auf Ni, Cr, Fe und zum Teil auf Mn analysiert.

Pflanzen wurden im Doppel bei 480° verascht. Die Asche wurde mit HF/HClO₄ abgeraucht und die Lösung mit Atomabsorption auf Cr und Ni analysiert.

Tabelle 2: Merkmale des Serpentinprofils Davos-Wolfgang

	O _h 0-16 cm	B _{v(fe)} 16-24 cm	BC 24-40 cm	C ab 40 cm
pH (H ₂ O)	4,2	5,8	6,4	6,7
% Feinerde	-	50	30	15
davon % Ton	-	38	21	3
% Schluff	-	42	44	13
% Sand	-	20	34	84
% Fe ₂ O ₃ (d)	0,4	3,5	1,3	n.b.
Mg/ca-Verhältnis	0,45	4,0	5,9	n.b.

3. Resultate und Diskussion

3.1 Chrom- und Nickelverteilung im Serpentin

Wie die EDAX-Aufnahmen von angeschliffenen Steinen zeigen, kommen Chrom und Nickel nicht gleich und nicht gleichmässig auf das Gestein verteilt vor. Während sich Nickel vorwiegend in der kompakten dunklen, Ca-freien Grundmasse findet (mit dem Hauptmineral Chrysotil zusammen), tritt Chrom eher in den grobkörnigeren und deshalb poröseren, Ca-haltigen Zonen mit Augit zusammen auf. Dieser Befund deckt sich mit Beobachtungen von Suzuki et al. (1971).

Bei der Verwitterung zerfällt der Serpentin allmählich in seine Einzelminerale. Chrysotil spaltet sich in Einzelfasern und Faserbündel von höchstens 1 µm Länge auf und findet sich im Boden deshalb vorwiegend in der Tonfraktion, die der chemischen Verwitterung wegen

der hohen spezifischen Oberfläche am stärksten ausgesetzt ist. Der Augit, dessen Kristallitgröße im festen Gestein um 100 bis 200 µm beträgt, findet sich im verwitterten Boden zusammen mit den Cr-haltigen Mineralien im Grobschluff und Feinsand wieder. Wegen der kleineren spezifischen Oberfläche und der teilweise höheren Verwitterungsstabilität kommt es zu einer starken relativen Anreicherung dieser Mineralien gegenüber Chrysotil. Ebenso wird der Granat angereichert, der zwar bis in die Tonfraktion hinein vorkommt, jedoch sehr verwitterungsresistent ist.

Die Folge dieser Verwitterungsvorgänge ist ein relativer Verlust von Nickel und eine relative Anreicherung von Chrom im Mineralbestand des Verwitterungshorizonts gegenüber dem BC-Horizont (Tab. 3) und gegenüber dem Ausgangsgestein, und damit eine Anreicherung von Chrom gegenüber von Nickel, vor allem in jenen Kornfraktionen, wo Augit und die Chrommineralien vorherrschen (Tab. 4).

Tabelle 3: Verhältnis der Chrom- und Nickelgehalte in den Kornfraktionen der Horizonte B und BC

Kornfraktion	Cr B/BC	Ni B/BC
< 2 µm	2,1	0,7
2 - 5	2,3	0,8
5 - 10	2,8	0,8
10 - 20	2,6	0,7
20 - 63	3,6	0,6
63 - 125	2,9	0,9
125 - 250	3,0	1,0

Tabelle 4: Cr/Ni-Atomverhältnis in den Kornfraktionen der Horizonte B und BC

Kornfraktion	B Cr/Ni	BC Cr/Ni
< 2 µm	2,0	0,7
2 - 5	1,9	0,6
5 - 10	1,9	0,6
10 - 20	2,9	0,8
20 - 63	9,7	1,5
63 - 125	3,0	1,0
125 - 250	2,3	0,8
250 - 500	-	0,8

3.2. Extraktion der Feinerde

Um über das Verhalten der bei der Verwitterung freigesetzten Schwermetalle Aufschluss zu erhalten, wurde die Feinerde der Horizonte B und BC mit einer Reihe von Lösungsmitteln extrahiert. Leider sagen die Resultate (Tab.5) direkt nicht viel aus, da es kein Lösungsmittel gibt, das spezifisch eine Bindungsform eines Metalls extrahiert und dabei die Primärmineralien nicht angreift. In der Tat haben Versuche mit frischem gemahlenem Serpentin und auch mit kanadischem Chrysotil gezeigt, dass nicht nur die sauren Extraktionsmittel, sondern auch EDTA erhebliche Mengen von Nickel freizusetzen vermögen. Dagegen greifen Dithionit/Citrat (nach Mehra und Jackson) und Pyrophosphat Serpentin nur geringfügig an.

Da Dithionit/Citrat andererseits sowohl organisch gebundene Metalle als auch, mit dem freien Eisen zusammen, die darin adsorbierten bzw. okkludierten Metalle extrahiert, wurden für die Verteilungsanalysen hauptsächlich diese Extrakte herangezogen (Tab. 6 und 7).

Tabelle 5: Extraktion von Ni und Cr mit verschiedenen Lösungsmitteln aus der Feinerde der Horizonte B und BC (in ppm der Feinerde)

Extraktions- mittel	B - Horizont		BC - Horizont	
	Ni	Cr	Ni	Cr
Dest. H ₂ O	26	8		
0,1 N HCl	225	110	300	37
0,5 N AcOH	39	13	132	13
0,05 M EDTA	146	39	137	20
Dith./ Citrat	200	327	228	111

Tabelle 6: Schwermetallgehalte in den Dithionit/Citrat-Extrakten der Feinerde aus den Horizonten B und BC (in ppm der Feinerde)

Metall	Horizont		Verhältnis B/BC
	B	BC	
Ni	200	228	0,87
Cr	327	111	2,95
Mn	487	290	1,68
Fe %	3,5	1,3	2,70

Tabelle 7: Atomverhältnisse in den Dithionit/Citrat-Extrakten der Feinerde aus den Horizonten B und BC

Metalle	B - Horizont	BC - Horizont
Ni/Cr	0,54	1,82
Ni/Fe	$5,4 \times 10^{-3}$	$16,7 \times 10^{-3}$
Cr/Fe	$10,0 \times 10^{-3}$	$9,2 \times 10^{-3}$
Mn/Fe	$14,2 \times 10^{-3}$	$22,6 \times 10^{-3}$

Aus den Tabellen gehen zwei Tatsachen klar hervor:

1. Im B-Horizont ist Chrom gegenüber Ni stark angereichert, obschon Chrom weniger leicht verwittert (vgl. oben). Nickel muss daher aus dem Verwitterungshorizont verlagert

worden sein, sei es durch Auswaschung nach unten oder durch Aufnahme in die Pflanzenwurzeln.

2. Im BC-Horizont ist Nickel angereichert, sowohl gegenüber Chrom als auch gegenüber Fe und Mn. Diese Anreicherung deutet auf eine Wiederausfällung bzw. Readsorption im weniger sauren Unterboden hin.

Um pH 5,8 (pH-Wert des B-Horizontes) ist Nickel im reinen System Wasser/ Ni^{++} als Aquo-komplex löslich. Nach viertägigem Schütteln der Feinerde des B-Horizontes in destilliertem Wasser betrug die Konzentration in der Gleichgewichtslösung jedoch nur 3,7 ppm (63 $\mu\text{mol/l}$). Da sich mit Wasser somit nur ein Bruchteil des "freien" Nickels extrahieren lässt, müssen andere Gleichgewichte als das Löslichkeitsprodukt von $\text{Ni}(\text{OH})_2$ die Nickelaktivität bestimmen. In Frage kommen in erster Linie Bindung an die organische Substanz sowie Adsorption an und Okkludierung in Eisenoxiden. Die Komplexbildung von Nickel mit Humin- und Fulvostäuren wurde verschiedentlich untersucht (Khan 1968, van Dijk, 1971, Lakatos 1977). Die Stabilität der Nickelkomplexe steht mit den Co- und Mn-Komplexen zusammen gegen das Ende der Skala ($\text{Fe} > \text{Al} > \text{Cu} > \text{Pb} \gg \text{Zn} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Mn}$). Wenn man ausserdem berücksichtigt, dass im Boden die chelataktiven Zentren der organischen Substanz weitgehend mit Fe abgesättigt sind, dürfte im Falle des Nickels eher die Adsorption an Eisenoxide die aktivitätsbestimmende Reaktion sein. Ueber eine starke Adsorption und Okkludierung von Nickel an und in Eisenoxiden und Manganoxid wurde in der Literatur verschiedentlich berichtet (Jenne 1968, Suarez und Langmuir 1976). Die Aktivität von Nickel bleibt aber in jedem Falle genügend hoch, dass erhebliche Mengen pflanzenverfügbar bleiben oder in die Tiefe verlagert werden können.

Im Gegensatz zum Nickel ist das Cr^{3+} bei pH 5,8 schwer löslich. Nach viertägigem Schütteln der Feinerde des B-Horizontes in dest. Wasser betrug die Konzentration in der Gleichgewichtslösung 1,1 ppm. Dieser Wert ist etwas höher als die Löslichkeit von gealtertem $\text{Cr}(\text{OH})_3$ und auch von $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Er dürfte durch die Anwesenheit von löslichen organischen Komplexen bestimmt sein (vgl. Bartlett und Kimble 1976). Ueber die Stabilität von Cr-Humatkomplexen ist allerdings nichts bekannt. Von EPR-Messungen weiss man, dass Cr^{III} mit Huminsäuren lediglich Aussenkomplexe bildet (Lakatos et al. 1977).

Mit EDTA und Pyrophosphat werden aus B-Horizonten beträchtliche Anteile der organischen Substanz und die darin komplexierten Metalle extrahiert (Schnitzer et al. 1958). Da jedoch im Verhältnis zum Dithionit/Citrat mit diesen Extraktionsmitteln nur wenig Chrom gelöst wurde, muss angenommen werden, dass dieses vorwiegend im "freien" Eisen sorbiert oder okkludiert ist.

Vergleicht man die Cr/Fe-Verhältnisse im B- und BC-Horizont, so darf man annehmen, dass Cr nichtmerklich verlagert wird.

3.3 Aufnahme von Chrom und Nickel durch die Pflanzen

Ein besserer Indikator für die Pflanzenverfügbarkeit als chemische Extraktionsmittel sind bekanntlich Pflanzenanalysen. Wenn auch bei den einzelnen untersuchten Arten (Tab. 8) grosse Unterschiede im Verhältnis der beiden Metalle bestehen, so wird doch im Mittel wesentlich mehr Nickel als Chrom aufgenommen.

Der hohe Chromgehalt der lebenden Wurzeln aus dem Rohhumus zeigt allerdings, dass das Chrom zwar bis in die Wurzeln gelangt, dort aber im Gegensatz zum Nickel ausgefällt und daher nur in Bruchteilen weitertransportiert wird. Da der Rohhumus mindestens teilweise durch abgestorbene Wurzeln gebildet wird, ist sein extremer Chromgehalt trotz des geringen Anteils in den oberirdischen Pflanzenteilen verständlich.

Tabelle 8: Ni- und Cr-Gehalt in verschiedenen Pflanzen, in Wurzeln und im Rohhumus (in ppm)

	in der Tr. S.		in der Asche		Ni / Cr
	Ni	Cr	Ni	Cr	
Calamagrostis	15,2	1,4	132,0	12,4	9,4
Luzula	5,5	3,0	47,8	26,0	1,6
Deschampsia	11,2	1,1	143,6	14,1	9,0
Heidelbeere (Blätter)	23,4	1,9	275,3	22,4	10,9
Erica	14,5	0,9	196,2	10,9	15,9
Wacholder (Nadeln)	32,1	3,3	297,2	30,8	8,5
Lärche (Nadeln)	20,4	0,6	297,9	8,4	31,4
Fichte (Nadeln)	6,6	1,0	102,6	16,2	5,6
Föhre (Nadeln)	15,5	0,5	485,0	16,2	26,5
Wurzeln aus Rohhumus	18,5	13,7	332	245	1,2
Rohhumus (< 2 mm)	114	428	420	1577	0,23

Literatur

Bartlett, R.J. and Kimble, J.M.: Behavior of chromium in soils: I. Trivalent forms. J. Environ. Quality 5, 379-383 (1976).

Jenne, E.A.: Controls of Mn, Fe, Co, Ni, Cu and Zn concentrations in soils and water. Adv. Chem. Series 73, 337-387 (1968).

Khan, S.U.: Interaction between the humic acid fraction of soils and certain metallic cations. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33, 851-854 (1968).

Lakatos, B., Tibai, T., und Meisel, J.: EPR spectra of humic acids and their metal complexes. Geoderma 19, 319-338 (1977).

Peters, Tj.: Mineralogie und Petrographie des Totalserpentins bei Davos. Schweiz. Mineralog. Petrograph. Mitt. 43, 531-685 (1963).

Proctor, J. and Woodall, S.R.J.: The ecology of serpentine soils. Adv. Ecol. Res. 9, 255-366 (1975).

Schnitzer, M., Wright, J.R., and Desjardins, J.G.: A comparison of the effectiveness of various extractants for organic matter from two horizons of a podzol profile. Can. J. Soil Sci. 38, 49-53 (1958).

Shewry, P.R. and Peterson, P.J.: Distribution of chromium and nickel in plants and soils from serpentine and other sites. J. Ecol. 64, 195-212 (1976).

Suarez, D.L. and Langmuir, D.: Heavy metal relationships in a Pennsylvania soil. Geochim. Cosmochim. Acta 40, 589-598 (1976).

Suzuki, S., Mizumo, N., und Kimura, K.: Distribution of heavy metals in serpentine soils. Soil Sci. Plant Nutr. 17, 195-198 (1971).

Van Dijk, A.: Cation binding of humic acids. Geoderma 5, 53-67 (1971).

Fällung von Fe(III)-oxiden in Gegenwart organischer Anionen

von
Fischer, W.R. +)

Zusammenfassung

Die Geschwindigkeit der Oxidation wäßriger Eisen(II)-Sulfatlösungen mit Sauerstoff bei pH-Werten zwischen 4 und 5 wird in der Anfangsphase der Reaktion weitgehend durch die Keimbildungsrate der ausfallenden Fe(III)-oxide bestimmt, so daß die Oxidationsgeschwindigkeit durch Impfung mit einer Goethitsuspension stark erhöht wird. Dieser Mechanismus bewirkt einen S-förmigen Verlauf der Umsatz-/Zeit-Kurve. Mit Hilfe eines Iterationsverfahrens lassen sich diese Kurven sehr gut durch eine Formel annähern, bei der für eine autokatalytische Reaktion die Initialkonzentration des Katalysators nicht konstant ist sondern nach einer Reaktion 1. Ordnung zunimmt.

Zusätze von organischen Anionen beeinflussen Höhe und Verlauf der Reaktionsgeschwindigkeit in unterschiedlicher Weise. Während Acetat z.B. nur bei relativ hohen Konzentrationen (Fe: Acetat = 0.5) einen verzögernden Einfluß auf die Initialphase besitzt, wirken starke Komplexbildner wie Citrat oder Sulfosalicylat schon bei zehnfach kleineren Molverhältnissen hemmend auf Keimbildung, wie auch auf die anschließende Hauptphase der Oxidation. Oxalat schließlich nimmt wie auch bei der Kristallisation von frisch gefälltem Ferrihydrit eine Sonderstellung ein und verändert die Form der Umsatzkurven grundlegend. Vermutlich wirken hier schnell ausfallende Fe(II)-oxalat-Verbindungen zunächst als Kristallkeime die weitere Fe(III)-oxid-Abscheidung.

+)
Lehrstuhl für Bodenkunde der T.U. München
8050 Freising 12

Im Gegensatz zu diesen Anionen wird durch Fulvosäure-Zusatz die Reaktionsgeschwindigkeit erhöht, was möglicherweise durch Koagulation und damit Ausfällung der entstehenden Fe(III)-hydroxidpolymeren zu erklären ist.

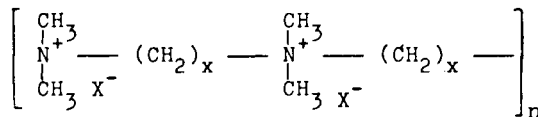
In Übereinstimmung mit seinem Verhalten gegenüber Ferrihydrit bewirkt Citrat die Abscheidung röntgenamorpher Oxidationsprodukte, während bei den anderen Anionen meist mehr oder weniger gut kristallisierter Goethit auftritt.

Über die Wechselwirkung von
Makromolekülen mit Smectiten

von
Lagaly, G.[†] und Mesroglı, M.

Die Wechselwirkung von Makromolekülen mit Smectiten wird sowohl durch van-der-Waals- wie durch elektrostatische Kräfte bestimmt. Dabei können bei starker elektrostatischer Wechselwirkung geringere Mengen an Makromolekülen gebunden werden als bei schwacher oder fehlender elektrostatischer Wechselwirkung. Dieser etwas ungewöhnlich erscheinende Effekt wird durch die Anpassung des geladenen Makromoleküls an das Ladungsmuster der Festkörperoberfläche hervorgerufen. Andererseits kann die van-der-Waals-Adsorptionsenergie elektrostatische Wechselwirkungen im gewissen Umfang überspielen, so daß bei genügend hohen Adsorptionsenergien negativ geladene Makromoleküle von negativ geladenen Oberflächen gebunden werden können. Dies dürfte von Bedeutung für die Bindung von Huminstoffen an Smectite sein.

Lineare Makromoleküle der Art der Ionene



(x = 2 - 12)

sind besonders gut geeignet, die bei der Bindung geladener Makromoleküle auftretenden Phänomene zu studieren. Die im Sättigungsbereich der Isothermen gebundene Menge entspricht der Hälfte der für eine vollständige Abdeckung der Oberfläche notwendigen Menge. Darin äußert sich der von den Ladungen un-

Institut für anorganische Chemie der Universität Kiel,
Olshausenstraße 40/60, 23 Kiel

abhängige "geometrische Effekt". Die Ionene werden vollständig als "Züge" ("trains") an der Oberfläche gebunden. Dicht auf der Oberfläche der Silicatschicht liegende Ionenketten können nicht dicht gepackt nebeneinander liegen, sondern sind so weit voneinander entfernt, daß nur die Hälfte der Menge gebunden werden kann, die eine völlig glatte Oberfläche adsorbieren würde.

Die $-N^{+}$ -Gruppen können durch Ionenaustausch gebunden werden, doch verdrängen nicht alle $-N^{+}$ -Gruppen der adsorbierten Ionene Zwischenschichtkationen, sondern je nach x 50 - 80%. Das Zwischenschichtkation wird nur dann verdrängt, wenn die $-N^{+}$ -Gruppe auf eine negative Ladung der Silicatschicht trifft.

Ähnliche Verhältnisse treten auch mit anderen Makromolekülen auf, z.B. mit Proteinen, wenn diese sich weitgehend entfalten können. Salmin beispielsweise dringt in ähnlicher Weise zwischen die Schichten ein. Komplexere Makromoleküle wie Albumin oder Lysozym werden bevorzugt an den Kristallaußenflächen der Smectite gebunden und am Rande der Schichtzwischenräume verankert (Näheres s. Perez-Rodriguez, A. Weiss und G. Lagaly, 1977). Bei Gegenwart von Natriumionen oder bei Anwesenheit mehrerer Proteine oder deren Abbauprodukte können die Schichtzwischenräume unregelmäßig auf große Abstände aufgeweitet werden. Da im Röntgendiagramm die (001)-Interferenzen verschwinden, wird unter Umständen die Anwesenheit des Smectits übersehen oder seine Menge merklich unterschätzt. Langkettige Alkylammoniumionen sind in der Lage, solche teilkristallinen Strukturen zu ordnen und ermöglichen die sichere Erkennung der Smectite und eine Abschätzung ihrer Ladungsdicht bzw. geben Hinweise auf die Art der Bindung der Makromoleküle.

LITERATUR

J. L. Perez-Rodriguez, A. Weiss and G. Lagaly, Clays Clay Min. 25, 243 - 251 (1977)

Organomineralische Komplexe in intakten und
degradierten Schwarzerden

von

Rochus, W. +

Wesentliche Eigenschaften des Bodens, wie Bindungsvermögen für Nährstoffe und Wasser, seine Struktur und Porosität, biologische Aktivität u.a. Parameter, werden von Art und Menge seiner organischen Komponente (Humusgehalt) in großem Umfang mitbestimmt.

Die Untersuchung der Humusdynamik, d.h. der Humusbildung und Anreicherung sowie des Abbaus und Umbaus von Humusstoffen im Boden, wie beispielsweise bei der Degradation von Schwarzerden, ist auch aus diesem Grunde von allgemeinem Interesse.

Die typischen Schwarzerden zeichnen sich durch einen bis etwa 60 cm mächtigen, humusreichen A-Horizont aus. Sie entstanden unter dem Einfluß eines kontinentalen Klimas auf Lössböden unter einer baumarmen Steppenvegetation, wo sich während der Hauptvegetationszeit große Massen organischer Substanzen bildeten, die durch Steppentiere und Rodenwäuler zum großen Teil in den Boden eingearbeitet wurden. Sie bildeten ein inniges Gemisch mit der mineralischen Komponente, wobei durch Reaktionen zwischen organischen und mineralischen Stoffen im Verlauf von Humifizierungsprozessen sowohl salzartige u.ä. Verbindungen mit geringerer Stabilität als auch stabile organomineralische Komplexe (OMK) entstanden, die zusammen ca. 80-85 % des Humuskomplexes ausmachen.

Diese bedingen im wesentlichen seine Stabilität, unterliegen aber auch einer Dynamik, die von standortgegebenen Umweltfaktoren beeinflusst wird.

Dies führte im Laufe der Zeit zu einer Degradation des überwiegenden Teils der in Deutschland ursprünglich einmal verbreiteten Schwarzerden, die hier heute nur noch als Relikt-

+ Interfakultatives Lehrgebiet Chemie, 3400 Göttingen
von Sieboldstr. 2

böden anzusehen sind.

Der Mechanismus dieser Degradierung und die Abfolge der verschiedenen Prozesse ist noch weitgehend unerforscht. Die Degradation erstreckt sich über lange Zeiträume, ihr Fortschreiten und die Auswirkung auf die Zusammensetzung des Mineralkörpers und seiner organischen Substanz kann aber anhand vorhandener Böden mit unterschiedlichen Degradationsstufen sinnvoll und hinreichend aussagekräftig untersucht werden. Auf Grund der stofflichen Zusammensetzung der organischen Substanz von Proben aus Bodenprofilen einer Schwarzerde-Griserde Morphosequenz wird in der vorliegenden Untersuchung insbesondere ein Vergleich der organomineralischen Komplexe in Schwarzerden und deren Degradationsstufen durchgeführt.

Das besondere Interesse an den Komplexen im weitesten Sinne ergibt sich aus der Tatsache, daß der allergrößte Teil der organischen Substanz nicht in freier Form sondern in Form verschiedener Komplexe an mineralische Komponenten des Bodens gebunden ist.

Um die erforderlichen Untersuchungen durchführen zu können, ist zunächst eine differenzierte Auftrennung der Humuskomplexe im präparativen Maßstab unter definierten Bedingungen in einzelne Fraktionen erforderlich.

Vorerst haben wir uns auf die folgenden 5 Fraktionen beschränkt: Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren (THK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierter Rückstand (eeR).

Eine noch weitergehende Differenzierung wäre zwar möglich, aber aufwendig und für diese Untersuchungen zunächst nicht erforderlich.

Andererseits reicht es aber auch nicht aus, nur eine Bestimmung der Menge der organischen Substanz oder des C-Gehalts in der Bodenprobe durchzuführen. Diese Charakterisierungsdaten können nur Anhaltspunkte geben, zur differenzierten Beschreibung der jeweils vorhandenen Humuskomplexe in den einzelnen Böden sind sie zu global. Die organische Substanz im Boden -oder der Humuskomplex- setzt sich ja aus einer Fülle von verschiedenen Stoffen zusammen, die zumeist durch

Bindung an die mineralische Komponente stabilisiert sind. Aus den verschiedenen Bindungsformen lassen sie sich -mehr oder weniger leicht- wieder mobilisieren, z.B. durch fraktionierte Extraktion mit wässrigen Lösungsmitteln bei unterschiedlichen pH-Werten und Elektrolytgehalten.

Bei der vorliegenden Untersuchung wurden 6 verschiedene Entwicklungsstufen von der intakten Schwarzerde bis zur Griserde sowie eine Parabraunerde auf Löß unter Wald aus dem Hildesheimer Raum auf ihren Gehalt an organischer Substanz und auf die Zusammensetzung des Humuskomplexes hin untersucht. Dabei wurden insbesondere die fester gebundenen Huminstofffraktionen (Kieselsäure-Huminsäuren und Ton-Humus-Komplex) isoliert und analysiert. Die ebenfalls zu den organomineralischen Komplexen zu zählenden Huminsäure-Metall-Komplexe werden in anderem Zusammenhang behandelt werden.

Untersuchte Böden und Profilabschnitte:

Profil	Bodentyp	Proben- Entnahmetiefe
I	Feuchtschwarzerde	5-25 cm (I,1-2)
		50 cm (I,3)
II	schwach degradierte Feuchtschwarzerde	5-25 cm (II,1-2)
		50 cm (II,3)
IV	stark degradierte Schwarzerde	25 cm (IV,2)
		50 cm (IV,3)
V	degradierte Schwarzerde, Pseudovergleyung	10-25 cm (V,1-2)
		50 cm (V,3)
VI	stark tondurchschlammte degradierte Schwarzerde	5-10 cm (VI,1)
		25 cm (VI,2-3)
		50 cm (VI,4)
VII	Griserde (Parabraunerde mit Schwarzerdevergangenheit)	5-10 cm (VII,1)
		15-30 cm (VII,2-3)
		55 cm (VII,4)
VIII	Parabraunerde aus Löß ohne Schwarzerdevergangenheit	5-10 cm (VIII,2-3)
		20-30 cm (VIII,4)

Methodik:

Von den genommenen Bodenproben werden jeweils 1,5 kg fein gesiebtes Material (200 μ m) in 1 N HCl eingerührt und stehen gelassen, bis vorhandenes Carbonat zersetzt ist. Die Masse wird dann in Glassäulen eingeschlämmt und aufsteigend unter Verwendung einer Schlauchpumpe mit 0,1 N HCl durchsickert, bis das am Kopf der Extraktionssäule ausfließende Eluat (Strömungsgeschwindigkeit ca. 60 ml/Std.) keine Bodeneinhaltsstoffe mehr enthält. Die so gewonnene saure Fraktion (a) enthält Mineralstoffe, organische Nichthuminstoffe und die Fulvosäuren I.

Nach Durchwaschen mit dest. Wasser zur Entfernung der HCl wird in gleicher Weise mit 0,1 N KOH extrahiert, bis das abfließende Eluat farblos ist. Die so gewonnene Fraktion (b) enthält die fester gebundenen Fulvosäuren II, Huminsäuren und Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente.

Der Rückstand wird anschließend mit dest. Wasser, wie bisher, extrahiert. Nach Entfernung der KOH geht ein Ton-Humus-Komplex in Suspension. Er ist bei dieser Strömungsgeschwindigkeit vom übrigen, unter diesen Bedingungen nicht suspendierbarem Tonmineral abtrennbar. Dieses verbleibt in der Säule und kann durch Schlämmanalyse anschließend bestimmt werden.

Der Ton-Humus-Komplex wird aus seiner Suspension durch Ansäuern mit verd. HCl ausgeflockt, abzentrifugiert, gewaschen, gravimetrisch bestimmt und anschließend analysiert.

Im erschöpfend extrahierten Rückstand wird die restliche organische Substanz über eine C-Bestimmung ermittelt.

Das Eluat der Fraktion (b) wird mit verd. HCl neutralisiert (pH ca. 6). Nach einiger Zeit scheidet sich die Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente gelförmig ab. Sie wird nach 72 Std. abfiltriert und gewaschen. Das Filtrat und Waschwasser enthalten die Huminsäuren, die durch Ansäuern mit verd. HCl ausgeflockt werden. Sie werden abfiltriert und gewaschen. Dieses Filtrat und Waschwasser enthält die Fulvosäuren II, die erst im alkalischen Milieu löslich wurden.

Die Fulvosäuren I und II werden zunächst konzentriert durch Bindung an ausflockendes Aluminiumhydroxidgel und daraus als

Konzentrat gewonnen. Sie werden vorerst nur tabellarisch als C-Gehalt zusammen mit den organischen Nichthuminstoffen summarisch erfasst. Für eine detailliertere Betrachtung werden sie jedoch weiter aufgetrennt, die einzelnen Komponenten werden gesondert bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion:

Die Ergebnisse aus der fraktionierten Extraktion und den Analysen sind in den Tabellen 1-3 zusammengestellt. Aus der Tab. 1 ist der Gesamt-C-Gehalt (C_t), aus der Tab. 2 der Gesamt-N-Gehalt (N_t) der einzelnen Proben aus den A-Horizont-Bereichen der verschiedenen Bodenprofile zu entnehmen. Weiterhin ist die prozentuale Verteilung des C_t - bzw. N_t -Gehalts auf die gewonnenen 5 Fraktionen des Humuskomplexes angegeben.

Aus diesen Tabellen ist zu entnehmen, daß ein großer Teil des C-Gehalts in den Profilen als Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente vorliegt. Auch der Ton-Humus-Komplex enthält vor allem bei den degradierten Schwarzerden noch einen wesentlichen Anteil des C-Gehalts im Boden.

Der in der Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK) gebundene Anteil des C_t -Gehalts der intakten Schwarzerde (SE) liegt zum weitaus größten Teil im unteren Bereich des A-Horizonts. Bei der schwach degradierten SE ist in dieser Fraktion etwas weniger vom C_t -Gehalt gebunden als bei der intakten SE. Die KHK-Fraktion ist aber gleichmäßiger im A-Horizont verteilt, sie überwiegt nur leicht im unteren Teil.

Gent man davon aus, daß die Bildung der KHK hauptsächlich in der biologisch aktiven oberen Zone des Profils erfolgt ist, so muß bei der intakten SE ihre Bildung und Abwanderung in die tieferen Regionen viel stärker ausgeprägt sein als bei den degradierten SE. Das hängt offenbar auch mit dem hohen Huminsäuregehalt im oberen SE-Profil zusammen, wo die Huminsäuren (HS) teilweise schon in statu nascendi mobile KHK bilden können. Eine zusätzliche Bildung von KHK bei dem relativ hohem pH-Wert (7,1) im unteren Teil des A-Horizonts trägt möglicherweise zu der hier erfolgten Anreicherung bei, worauf auch der geringere Huminsäuregehalt hindeutet.

Die stark degradierte SE enthält einen noch höheren Anteil vom C_t in der KHK-Fraktion gebunden als die schwach degradierte, wovon der größte Teil im unteren Bereich des A-Horizonts zu finden ist.

Pseudovergleyte und tondurchschlammte SE sowie Parabraunerde enthalten $\%ual$ ähnlich viel vom Gesamt-C-Gehalt in der KHK-Fraktion gebunden, wovon der größte Teil aber im oberen Abschnitt des Profils fixiert ist. Das gilt auch für die Griserde, jedoch ist hier der Anteil besonders hoch. Das könnte mit dem hier relativ hohen pH-Wert (6,9) zusammenhängen, bei dem eine recente Bildung der KHK erleichtert ist.

Der im THK gebundene Anteil vom C_t liegt im allgemeinen unter dem in der KHK-Fraktion.

Bei intakter SE ist er nur wenig mobil und bleibt im oberen Profilbereich. In der untersuchten schwach degradierten SE ist der Anteil wesentlich größer, die Hauptmenge ist zudem in den unteren A-Horizont eingewandert. Bei der stark degradierten SE ist ebenfalls ein erheblicher Teil des C_t im THK gebunden, von dem der größte Teil jedoch im oberen Horizontabschnitt zu finden ist. Das gilt auch für die pseudovergleyte SE mit einem noch höheren Anteil der organischen Substanz im THK, der hier durch recente Bildung, möglicherweise noch vermehrt wurde.

Anders ist es bei der tondurchschlammten SE. Diese enthält im oberen Abschnitt nur wenig, im unteren aber relativ viel vom C_t in der THK-Fraktion. Bei der Tondurchschlammung ist ein großer Teil der Huminstoffe als Ton-Humus-Komplex mit in den unteren Bereich des Horizonts gewandert. Ähnliche Verhältnisse finden sich bei der Griserde und der Parabraunerde, wo allerdings die Hauptmenge des THK im mittleren Teil des Horizonts gefunden wurden.

Der erschöpfend extrahierte Rückstand (eeR) enthält bei den intakten SE und den schwach degradierten unter 10 % des C_t . Auch in den oberen Abschnitten der anderen degradierten SE und der Griserde ist nur wenig C enthalten, in den tieferen dagegen relativ viel. Dieses läßt auf eine recht stabile Bindung der organischen Substanz an den Mineralkörper schließen,

die während der Humifizierung erfolgte. Im oberen, biologisch aktiven Teil des Profils ist diese Bindung zum Teil wieder gespalten, der C mineralisiert oder in anderer Form im Profil zu finden, z.B. in der THK oder KHK-Fraktion.

Der in der KHK-Fraktion fixierte Anteil vom N_t ist bei der intakten SE im unteren Teil des A-Horizonts insbesondere angereichert, wo auch der hohe Anteil vom C_t gefunden wurde. Hier besteht offenbar ein direkter Zusammenhang.

Der N-Anteil in der schwach degradierten SE korreliert in ähnlicher Weise wie bei der intakten SE mit dem C-Gehalt, er verteilt sich wie dieser im Horizont gleichmäßig mit leichter Bevorzugung des unteren Abschnitts. Stark degradierte SE, pseudovergleyte und auch die stark tondurchschlammte, degradierte SE zeigen im oberen Bereich des Profils einen auffällig geringen Anteil des N_t , in den unteren Abschnitten einen höheren. Dieser ist aber nicht so hoch wie er sein müßte, wenn größere Mengen aus dem oberen Bereich hier eingewaschen wären. Das deutet darauf hin, daß in dem biologisch aktiven Teil des oberen Profils ein großer Teil des N mineralisiert und nicht durch entsprechende Neubildung in der KHK-Fraktion kompensiert wird. Die KHK ist hier relativ stickstoffarm.

Bei der Griserde ist auffällig, daß ein sehr hoher Anteil des N_t (fast 1/3) im oberen Horizontbereich in der KHK-Fraktion zu finden ist, was wiederum mit dem hohen Anteil vom C_t an dieser Stelle korreliert. Die Parabraunerde weist dagegen einen hohen Anteil des N_t im unteren Teil des A-Horizonts auf, wo der relativ geringe Gehalt an KHK-organischer Substanz besonders N-haltig sein muß.

Der im Ton-Humus-Komplex enthaltene Anteil vom N_t ist relativ gering.

In der intakten SE und auch in der schwach degradierten ist er im oberen Bereich des Profils, bei der stark degradierten und pseudovergleyten im unteren Bereich angereichert, ähnlich wie bei der Parabraunerde, wo der Anteil jedoch höher ist. Bei der tondurchschlammten SE ist der im THK gebundene Anteil vom N_t im mittleren Abschnitt des A-Horizonts zu finden, das gilt auch für die Griserde, wo die Werte jedoch wesentlich

höher liegen. Das korreliert auch mit dem hohen C-Anteil in dieser Fraktion.

Die Relation des in der Fulvosauren- und Huminsäurenfraktion gebundenen C- und N-Anteils vom Gesamt-C (C_t) zu dem in den untersuchten organomineralischen Komplexen gebundenen ist in der Tab. 3 zusammengestellt. Die Abschnitte im A-Horizont mit den höchsten Gehalten an OMK im Profil sind markiert. Auch die steigende oder fallende Tendenz des in den Huminstofffraktionen gebundenen Anteils vom C_t , ausgedrückt als das Verhältnis von dem in freier oder lockerer Bindung an mineralische Substanzen vorliegenden zu dem in OMK gebundenen ($C_{FS+HS} : C_{OMK}$), ist nach Intensität (stark durch ausgefüllte, schwach durch leere Pfeile) gekennzeichnet. Das gleiche gilt für die in den zusammengefaßten Huminstofffraktionen enthaltenen Anteile des N vom Gesamt-N.

Eine weitere Diskussion der zur besseren Lesbarkeit in dieser Form zusammengestellten Befunde erfolgt an anderer Stelle zusammen mit den Befunden für die freien bzw. locker gebundenen Huminstofffraktionen der verschiedenen Böden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß der in den OMK fester gebundene Anteil der organischen Substanz in der intakten, schwach und stark degradierten sowie in der tondurchschlammten Schwarzerde im unteren Teil des A-Horizonts überwiegt, in der pseudovergleyten SE, der Griserde und der Parabraunerde dagegen im obersten Abschnitt.

Der in den OMK gebundene N-Anteil überwiegt ebenfalls im unteren, lediglich bei der Griserde im oberen Teil des A-Horizonts.

Vergleicht man die sich daraus ergebenden $C_{FS+HS} : C_{OMK}$ - Quotienten für die einzelnen Degradationsstufen, so ist deutlich ersichtlich, daß diese in den oberen Abschnitten der intakten, schwach- und stark degradierten SE-Profilen über 1, in den unteren unter 1 liegen. Das gilt in ähnlicher Weise auch für die tondurchschlammte SE, bei welcher der Quotient allerdings nicht unter 1 sinkt. Dieses wird wesentlich mit durch die größeren Huminsäureanteile im unteren Profilabschnitt bedingt, die auch bedingen, daß bei der schwach degradierten SE

der Quotient nur knapp unter 1 sinkt.

Der $\% \text{ual}$ vom N_t in den OMK gebundene Anteil überwiegt, wie auch der C-Anteil, im unteren Abschnitt der A-Horizonte, und zwar besonders deutlich bei der intakten SE und der Parabraunerde. Vergleicht man hier die $N_{FS+HS} : N_{OMK}$ -Quotienten für die Schwarzerde-Griserde Sequenz, so fällt auf, daß bei der stark degradierten, der pseudovergleyten und der tondurchschlammten SE die Abnahme von oben nach unten besonders deutlich ist, sich aber auch für die anderen Profile darstellt. Nur bei der Griserde ist eine leichte Zunahme von oben nach unten zu erkennen.

Abschließend ist zu bemerken, daß bei Verwendung der für die intakte Schwarzerde ermittelten Daten als Bezugsgrößen eine differenzierte Betrachtung von Degradationsprozessen anhand der einzelnen Befunde möglich ist. Sowohl Hinweise auf den biologischen Abbau und die Bildung von Huminstoffen bzw. deren Komplexe mit mineralischen Substanzen als auch auf die Verlagerung und Umverteilung von Huminstofffraktionen lassen sich aus den aufgeschlüsselten Daten für die einzelnen Komponenten der verschiedenen Humuskomplexe ableiten. Hierzu werden noch die Ergebnisse aus der Festimmung der N-Formen in den verschiedenen Huminstofffraktionen abgewartet, die zur Zeit noch ermittelt werden.

(Diese Untersuchungen wurden gefördert mit Hilfe von Forschungsmitteln des Landes Niedersachsen)

Boden- profil	C-Geh. im Boden in %	davon entfallen auf die Komponenten vom Gesamtkohlenstoff (in %)				
		FS ges.	HS ges.	KHK	THK	eeR
I, 1-2	2,98	23,5	39,1	15,3	14,2	7,9
I, 3	2,41	14,6	23,5	47,2	5,0	9,7
II, 1-2	2,66	32,1	22,7	21,6	16,9	6,7
II, 3	2,13	14,1	35,5	23,7	21,1	5,6
IV, 2	1,65	48,5	9,9	16,3	18,0	7,3
IV, 3	1,18	21,4	13,7	33,0	16,5	15,4
V, 1-2	2,63	41,7	6,7	25,2	21,8	4,5
V, 3	1,34	14,7	37,7	20,6	13,7	13,2
VI, 1	2,36	53,0	10,4	23,3	8,3	4,9
VI, 2-3	1,27	43,0	11,0	22,7	12,2	11,0
VI, 4	1,59	15,6	38,2	15,1	19,5	11,5
VII, 1	2,03	24,9	10,5	43,6	9,4	11,6
VII, 2-3	0,99	20,3	25,7	18,9	23,0	12,2
VII, 4	1,01	14,9	36,5	19,9	16,6	12,2
VIII, 2-3	1,72	26,0	22,0	25,6	20,3	6,0
VIII, 4	0,88	17,0	36,6	17,7	17,1	11,6

Tabelle 1

Gehalt (in %) vom organisch gebundenen C in den Horizonten einer Schwarzerde-Griserde-Morphosequenz unter Wald und dessen Verteilung (in %) auf die Fraktionen: Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierten Rückstand (eeR)

Boden = profil	N - Geh. im Boden in %	davon entfallen auf die Kompo- nenten (in % vom Gesamt-N)			
		FS ges.	HS ges.	KHK	THK
I 1-2	0,25	59,7	26,1	10,7	3,5
I 3	0,17	58,4	14,1	25,9	1,6
II 1-2	0,24	73,0	15,0	10,0	2,0
II 3	0,16	65,0	21,2	13,0	0,8
IV 2	0,16	91,0	5,0	3,0	1,0
IV 3	0,11	79,0	7,0	11,0	3,0
V 1-2	0,24	91,0	3,0	5,0	1,0
V 3	0,09	48,9	29,2	14,6	7,3
VI 1	0,20	88,1	6,8	3,4	1,7
VI 2-3	0,10	81,5	8,1	6,7	3,7
VI 4	0,12	57,3	27,3	13,3	2,0
VII 1	0,16	59,1	4,2	31,7	4,9
VII 2-3	0,08	58,9	17,8	13,3	10,0
VII 4	0,07	76,6	2,9	15,8	4,7
VIII 1-2	0,14	81,0	2,4	13,4	3,2
VIII 3	0,06	57,4	3,5	30,2	8,9

Tabelle 2

Gehalt (in %) vom organisch gebundenen N in den Horizonten einer Schwarzerde-Griserde-Morphosequenz unter Wald und dessen Verteilung (in %) auf die Fraktionen:

Fulvosäuren (FS), Huminsäuren (HS), Kieselsäure-Huminsäuren-Komponente (KHK), Ton-Humus-Komplex (THK) und erschöpfend extrahierten Rückstand (eeR)

	C %		FS+HS	N %		FS+HS
	FS+HS	OMK	OMK	FS+HS	OMK	OMK
I 1/2	62,6	37,4	1,66	85,8	14,2	6,04
I 3	38,1	61,9	0,62	72,5	27,5	2,64
II 1/2	54,8	45,2	1,21	88,0	12,0	7,33
II 3	49,6	50,4	0,98	87,0	13,8	6,25
IV 2	58,4	41,6	1,40	96,0	4,0	24,0
IV 3	35,1	64,9	0,54	86,0	14,0	6,14
V 1/2	48,4	51,6	0,94	94,0	6,0	15,67
V 3	52,4	47,6	1,10	78,1	21,9	3,57
VI 1	63,4	36,6	1,73	94,9	5,1	18,60
VI 2/3	54,0	46,0	1,17	89,6	10,4	8,61
VI 4	53,8	46,2	1,16	84,6	15,4	5,49
VII 1	35,4	64,6	0,55	63,3	36,6	1,73
VII 2/3	46,0	54,0	0,85	76,7	23,3	3,29
VII 4	51,4	48,6	1,06	79,5	20,5	3,88
VIII 2/3	48,0	52,0	0,92	83,4	16,6	5,02
VIII 4	53,6	46,4	1,15	60,9	39,1	1,56

Tabelle 3 : Verteilung (in %) des organisch gebundenen C und N auf die zusammengefaßten Huminstofffraktionen (a) mit Fulvosäuren (FS) und Huminsäuren (HS) und (b) mit den organomineralischen Komplexen (OMK) sowie deren Verteilungsquotienten in den Horizonten einer Schwarzerde-Gründerde Morphosequenz, wobei die organische Substanz (ausgedrückt als C- und N-Gehalte) in der Fraktion (a) frei oder in relativ lockerer Bindung an die mineralische Substanz des Bodens vorliegt, während sie in den in der Fraktion (b) zusammengefaßten Humusanteilen als relativ stabile organomineralische Komplexe fixiert ist.

Schwefelinventur zweier Waldökosysteme
auf sauren Braunerden im Solling

von

Meiwes, K.-J.⁺ und H. Heinrichs⁺⁺

Das Interesse am Schwefelhaushalt von Waldökosystemen ist eng verknüpft mit der SO₂-Belastung der Luft. Das in die Luft emittierte SO₂ wird teilweise zu SO₄⁼ oxidiert, was die Ursache für die sauren Niederschläge ist. Knapp die Hälfte der begleitenden Kationen des Sulfats besteht aus Wasserstoffionen, die andere Hälfte besteht beispielsweise aus Ca²⁺, K⁺, die sich ebenfalls als Verunreinigungen in den Niederschlägen befinden. Die Schwefelmission in der Form des Sulfats ist also mit einem beträchtlichen Input an Wasserstoffionen in die Ökosysteme verbunden, der zu einer beschleunigten Bodenversauerung führt, deren Folgen ein verstärkter Tonmineralabbau und eine zunehmende Auswaschung von Mangan und Aluminium sind. Im Solling, einem sogenannten Reinluftgebiet, beträgt der jährliche Schwefelinput durch Zufuhr mit dem Niederschlag und durch Ausfilterung aus der Luft in einem Buchenbestand 53 kg S/ha·Jahr und in einem Fichtenbestand 75 kg S/ha·Jahr; jährlich werden im Boden unter Buche 15 kg S/ha·Jahr und unter Fichte 30 kg S/ha·Jahr akkumuliert (Ulrich et al., 1978; Mayer et al. 1977). Die Beschreibung des Schwefelhaushaltes umfaßt die Vorräte und die Transportprozesse innerhalb des Ökosystems und zwischen dem Ökosystem und seiner Umgebung. In dieser Arbeit wird die S-Inventur von einem Buchenwald- und einem Fichtenwaldökosystem im Solling vorgestellt.

⁺ Institut für Bodenkunde u. Waldernährung, Büsingenweg 2
3400 Göttingen

⁺⁺ Geochemisches Institut, Goldschmidtstr. 1
3400 Göttingen

Material und Methoden

Bei der Bestimmung der S-Vorräte handelt es sich nicht um die Inventur eines Buchen- bzw. Fichtenbestandes; die untersuchten Proben wurden von mehreren Flächen des Internationalen Biologischen Projektes im Solling zusammengestellt. Die Flächen sind nach den Kriterien gleiches Ausgangsmaterial des Bodens und gleicher Bodentyp ausgesucht worden. Die Vegetationsproben stammen von je drei Bäumen aus dem Buchen- bzw. Fichtenbestand. Die Auswahl der Bäume richtete sich nach der Verteilung der Stammzahl in den einzelnen Klassen des Stammdurchmessers in Brusthöhe. Der Buchenbestand, dem die drei Probebäume entnommen sind, ist 120 - 125 Jahre alt; von den drei untersuchten Fichten stammt eine aus einem 90-jährigen und zwei aus einem 40-jährigen Bestand. Die Biomassedaten basieren ebenfalls auf den nach dem erwähnten Verfahren ausgewählten repräsentativen Bäumen. Für die Berechnung des S-Vorrats im Fichtenbestand wurden die Biomassedaten des 90-jährigen Bestandes zugrundegelegt.

Vom Auflagehumus, der als Moder anzusprechen ist, wurden pro Horizont drei Proben analysiert. Bei jeder Probe handelt es sich um eine Mischprobe aus vier Einzelproben. Die Proben des Mineralbodens, bei denen es sich um Mischproben aus sechs Einzelproben handelt, wurden bis zu einer Tiefe von 50 cm in 10 cm Intervallen entnommen. In der Tiefe 0 - 20 cm wurden pro Bestand zwei Proben und in der Tiefe 20 - 50 cm vier Proben pro Bestand analysiert. Die Proben des Auflagehumus und des Mineralbodens wurden jeweils systematisch über die gesamte Fläche verteilt entnommen. Bei den Böden handelt es sich um saure Braunerden aus Löß über Verwitterungsmaterial des Mittleren Buntsandstein.

Der Gesamt-Schwefel wurde coulometrisch bestimmt (Lange und Brum-sack, 1977). Das Prinzip dieser Methode besteht darin, daß das durch Verbrennen der Probe freigesetzte SO_2 in einer Na_2SO_4 -Lösung absorbiert wird. Nach der Oxidation des SO_2 zu Sulfat wird der pH-Wert der Na_2SO_4 -Lösung abgesenkt und anschließend rücktitriert. Das sorbierte Sulfat im Boden wurde in Anlehnung an Kilmer und Nearpass (1960) mit NaHCO_3 extrahiert. Dabei wurden 25 g Boden mit 100 ml einer 0,3 M NaHCO_3 -Lösung unter Zusatz von Aktivkohle 18 Stunden geschüttelt. Die Sulfatbestimmung erfolgte indirekt nach der Ausfällung als BaSO_4 mittels potentiometrischer Titration. Die Differenz von Gesamt-Schwefel minus NaHCO_3 -extra-

hierbares Sulfat wird als Nicht-Sulfat-Schwefel bezeichnet; er besteht hauptsächlich aus organisch gebundenem Schwefel.

Ergebnisse und Diskussion

S-Gehalte und S-Vorräte in der Biomasse

Da der organisch gebundene Schwefel hauptsächlich in Proteinen vorkommt, sind in den Pflanzenteilen mit intensivem Stoffwechsel die höchsten S-Gehalte zu erwarten, während sie in anderen Pflanzenteilen vergleichsweise niedrig sind. So sind im Stammholz die S-Gehalte am niedrigsten (Tabelle 1). Das Astholz weist bereits höhere S-Gehalte auf. Die Gehalte der Rinde liegen bei 500 µg S/g OTM. In den Früchten, Blättern und Nadeln liegen die S-Gehalte weit darüber. Der S-Gehalt der Blätter und Nadeln liegt im Durchschnitt über 2000 µg S/g OTM. Verglichen mit Untersuchungen in Skandinavien sind die S-Gehalte in den Blättern und Nadeln sehr hoch. Bei in Schweden und Dänemark untersuchten Buchen- und Fichtenbeständen lagen die S-Gehalte zwischen 800 und 1000 µg S/g OTM (Thamdrup, 1974; Lindgren und Nihlgard, 1974; Nihlgard, 1974). Möglicherweise sind die höheren S-Gehalte in den Blättern und Nadeln im Solling auf die dortige höhere SO₂-Belastung der Luft zurückzuführen.

Der Schwefelvorrat in der Vegetation wird aus der Biomasse und dem Schwefelgehalt berechnet. Der Schwefelvorrat beträgt in dem Buchenbestand 68 kg S/ha und in dem Fichtenbestand 99 kg S/ha. Der Unterschied zwischen den beiden Ökosystemen liegt im Schwefelvorrat in den Blättern bzw. Nadeln; subtrahiert man vom gesamten Schwefel in beiden Beständen den Teil, der sich in den Blättern bzw. Nadeln befindet, so kommt man in beiden Beständen auf 60 kg S/ha. Der S-Vorrat in der Biomasse von drei in Skandinavien untersuchten Buchenwaldökosystemen betrug im Durchschnitt 50 kg S/ha (Thamdrup, 1974; Lindgren und Nihlgard, 1974; Nihlgard, 1974).

S-Gehalte und S-Vorrat im Auflagehumus

Bei der Untersuchung der S-Gehalte im Auflagehumus wurden drei Proben pro Horizont und Bestand analysiert. Der Vergleich der S-Gehalte in den einzelnen Horizonten innerhalb der Flächen wie auch zwischen den Flächen ergab, daß diese nicht signifikant

Tabelle 1: S-Gehalte und S-Vorräte in der Biomasse

Bestand		S-Gehalt	S-Vorrat
		$\mu\text{g S/g OTM}$	kg S/ha
Buche	Stammholz	152	33,9
	Stammholzrinde	519	8,0
	Astholz	218	5,7
	Astholzrinde	578	3,8
	Blätter	2590	8,0
	Früchte	1760	0,6
	Wurzeln + Stöcke	n.b.	6,9 §
	Feinwurzeln	n.b.	1,2 &
Summe			68,1
Fichte	Stammholz	115	21,0
	Stammholzrinde	522	8,2
	Astholz mit Rinde	498	14,1
	Nadeln	2260	40,4
	Wurzeln + Stöcke	n.b.	13,9 §
	Feinwurzeln	n.b.	1,0 &
	Summe		

§ angenommener S-Gehalt: 200 $\mu\text{g S/g OTM}$

& angenommener S-Gehalt: 500 $\mu\text{g S/g OTM}$

unterschiedlich sind. Die S-Gehalte liegen im Durchschnitt bei 2100 µg S/g OTM. Der S-Vorrat im Auflagehumus beträgt unter Buche 120 kg S/ha und unter Fichte 150 kg S/ha (Tabelle 2).

Tabelle 2: S-Gehalte und S-Vorräte im Auflagehumus

		S-Gehalt	S-Vorrat
		µg S/g OTM	kg S/ha
Buche	L - Hor.	2100	25,4
	F+H-Hor.	2320	96,4
	Summe		121,8
Fichte	L - Hor.	1970	31,0
	F - Hor.	2020	40,9
	H - Hor.	2150	75,0
	Summe		146,9

S-Gehalte und S-Vorräte im Mineralboden

Im Mineralboden sind in der Tiefe 10 - 50 cm die Gesamt-Schwefelgehalte des Mineralbodens auf der Fichtenfläche höher als auf der Buchenfläche. Lediglich in der Tiefe 0 - 10 cm sind sie nicht signifikant unterschiedlich. Die Menge an Nicht-Sulfat-Schwefel, der hauptsächlich aus organisch gebundenem Schwefel besteht, nimmt mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab, während die Menge an Sulfat mit der Tiefe ansteigt (Tabelle 3). Die Vorräte an Nicht-Sulfat-Schwefel in der gesamten Bodenschicht sind auf beiden Flächen nicht sehr unterschiedlich. Die wesentlichen Unterschiede zwischen den beiden Beständen liegen in den Vorräten an Sulfat, die unter Fichte etwa dreimal so hoch sind wie unter Buche. Daß an anderen Standorten ebenfalls die Sulfatvorräte unter Fichte höher sind als unter Buche, ist wahrscheinlich. Die S-Gehalte im Boden eines anderen Buchenbestandes im Solling, der mit dem Fichtenbestand vergleichbar ist, liegen unter denen des Fichtenbestandes (Heinrichs und Mayer, 1977). Darüber hinaus konnten an einem anderen Standort mit sauren Braunerden aus Verwitterungsmaterial des Mittleren Buntsandstein größere Sulfatvorräte im Boden unter Fichte als im Boden unter Buche festgestellt werden.

Tabelle 3: Vorräte an Sulfat und Nicht-SO₄-Schwefel im Boden unter Buche und Fichte

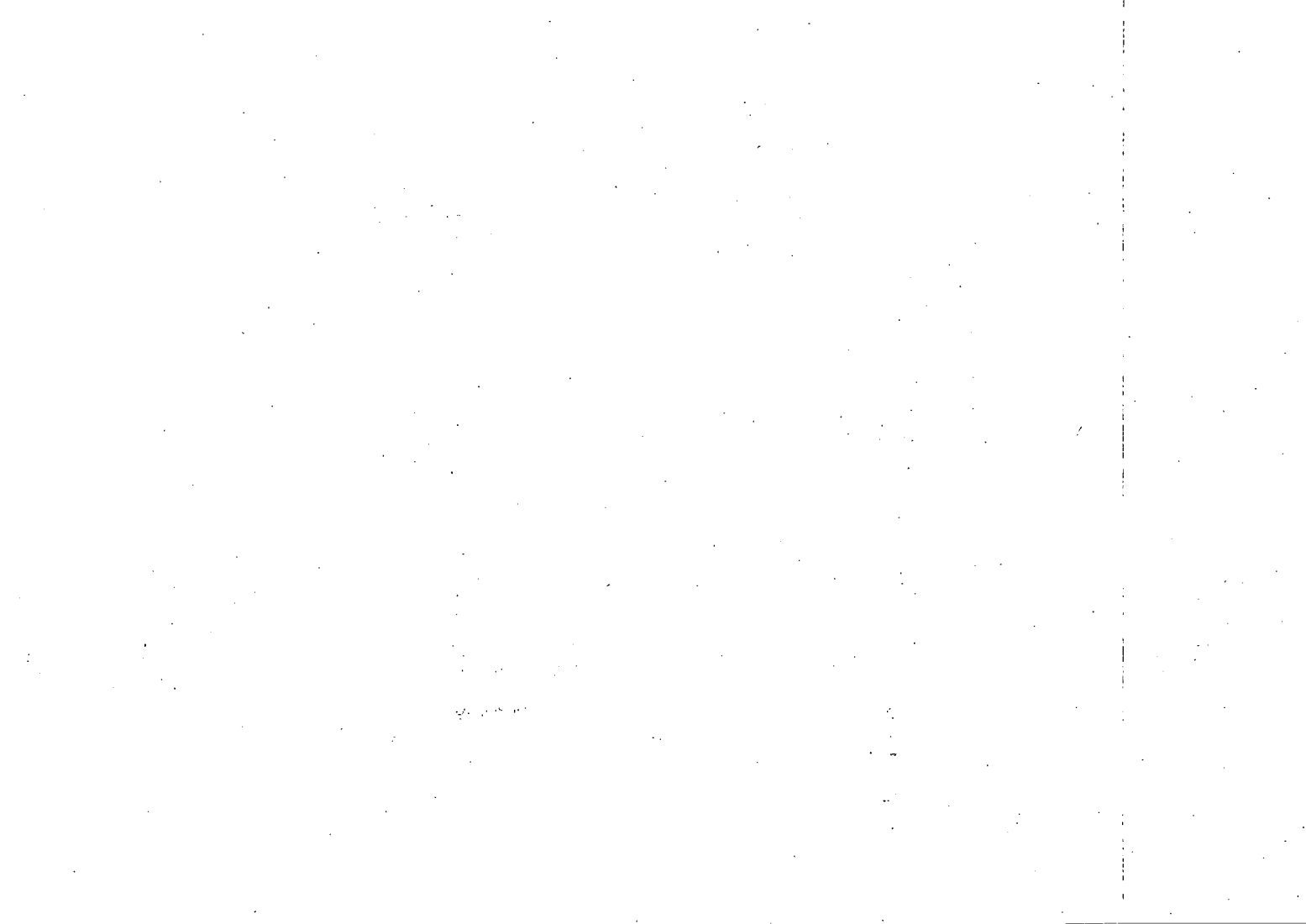
Tiefe	Buchenbestand			Fichtenbestand		
	TRD	Nicht-SO ₄ -S	SO ₄	TRD	Nicht-SO ₄ -S	SO ₄
	cm	t/m ³	kg S/ha	t/m ³	kg S/ha	
0-10	1,15	255	29	0,93	227	61
10-20	1,20	115	35	1,14	145	123
20-30	1,30	104	61	1,14	68	243
30-40	1,50	77	88	1,14	52	248
40-50	1,50	43	108	1,48	9	277
		594	321		501	952
Summe		915			1453	

Die gesamten Bodenvorräte an Schwefel betragen unter Buche 915 kg S/ha und unter Fichte 1450 kg S/ha. Damit verglichen ist der in der Biomasse enthaltene S-Vorrat sehr gering; er beträgt 6 - 7 % des Bodenvorrats.

Die Unterschiede zwischen dem Buchenwald- und dem Fichtenwald-Ökosystem sind möglicherweise durch den unterschiedlichen Schwefelinput mit dem Niederschlag und der Ausfilterung aus der Luft bedingt. Die höhere Ausfilterung von SO₂ und von SO₄-haltigen Aerosolen durch die Fichte ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß die Fichte ein ganzjähriges Nadelkleid trägt und nach Niederschlägen die Benetzungsdauer der Nadeln größer ist als bei den Buchenblättern.

Literatur

- Heinrichs, H. and Mayer, R. 1977. Distribution and cycling of major and trace elements in two Central European forest ecosystems. *J. Environm. Quality* 6: 402-407
- Kilmer, V.J. and Nearpass, D.C. 1960. The determination of available sulphur in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 24: 337-340
- Lange, J. and Brumsack, H.-J. 1977. Total sulphur analysis in geological and biological materials by coulometric titration following combustion. *Z. Anal. Chem.* 286: 361-366
- Lindgren and Nihlgard, 1974 in: Ulrich, B.; Mayer, R and Heller, H. (Ed.) 1974. Data analysis and data synthesis of forest ecosystems. *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 30. 267 ff
- Mayer, R. and Ulrich B. 1977. Acidity of precipitation as influenced by the filtering of atmospheric sulphur and nitrogen compounds - its role in the element balance and effect on soil. *Water, Air and Soil Pollution* 7: 409-416
- Nihlgard, 1974 in: Ulrich, B.; Mayer, R. and Heller, H. (Ed.) 1974. Data analysis and data synthesis of forest ecosystems. *Göttinger Bodenkund. Ber.* 30: 268 ff
- Thandrup, 1974 in: Ulrich, B.; Mayer, R. and Heller, H. (Ed.) 1974. Data analysis and data synthesis of forest ecosystems. *Göttinger Bodenkund. Ber.* 30: 259 ff
- Ulrich, B.; Mayer, R.; Khanna, P.K. und Prenzel, J. 1978. Ausfilterung aus der Luft durch einen Buchenbestand. *Zeitschrift Pflanzenern. Bodenk.* 141: 319-325



Löslichkeit und Wanderung von Phosphaten im sauren
Hochmoorboden

von

Scheffer, B. und J. Blankenburg *

Die Phosphordynamik saurer Hochmoorböden ist vornehmlich durch das Fehlen von freien Eisen- und Aluminiumionen in der Bodenlösung oder an den Austauschplätze zur Fällung bzw. Festlegung der Phosphate gekennzeichnet. Die im Boden vorhandenen Calciumionen vermögen im sauren Bereich (pH 4,0 bis 4,5) keine Phosphate zu binden. Die dadurch bedingte hohe Mobilität der Phosphorverbindungen führt zwar zu einer höheren unmittelbaren Ausnutzung durch die Pflanzen (ca. 70% gegenüber 30% in Mineralböden) aber auch zu hohen Phosphorverlagerungen und -austrägen (SCHEFFER 1977).

So messen wir im Dränwasser aus einem als Acker genutzten saurem Hochmoorboden in Königsmoor je nach Düngungsaufwand (Thomasphosphatdüngung) im Mittel 5 - 14,5 mg P/l Dränwasser, das entspricht einem jährlichen Phosphorausstrag von bis zu 15 - 20 kg P/ha.

Auch in Norwegen werden im Dränwasser aus als Acker genutztem saurem Hochmoorboden o-Phosphatgehalte von 4 - 9 mg P/l gemessen (SORTEBERG 1976) und STEENVOORDEN 1976) fand in den Niederlanden im Grundwasser von Moorböden maximal 8 mg P/l, bei einem Durchschnittswert von 1 mg P/l. Bei Grünlandnutzung ist der Phosphorausstrag um den Faktor 2 - 3 geringer, aber immer noch ca. 10 mal höher als in Mineralböden (SCHEFFER 1977).

Ziel unserer Arbeiten ist es, diesen Phosphorausstrag durch entsprechende bodentechnologische Maßnahmen wie Düngung, Nutzung

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46/48, 2800 Bremen 1

und Melioration zu senken. Zunächst galt es, in Modellversuchen die Löslichkeit und damit die Mobilität verschiedener wasserlöslicher und wasserunlöslicher Phosphordüngemittel im sauren und phosphorarmen Hochmoorboden zu prüfen (BLANKENBURG 1978).

1. Beschreibung der Versuche

Roher Weißtorf (Zersetzungsgrad H 3, pH-Wert 2,8 in CaCl_2 -Lösung) wurde nach Absieben 40 bis 50 cm hoch in PVC-Lysimeter (Durchmesser 23,7 cm) eingefüllt und mit 20 cm auf pH 4,0 (Ackervariante) bzw. 10 cm auf pH 4,5 (Grünlandvariante) aufgekalkten Weißtorfen überschichtet. Folgende Varianten wurden in dreifacher Wiederholung angelegt:

- 1.) ohne P-Düngung
- 2.) 300 kg P/ha als Tripelphosphat
- 3.) 300 kg P/ha als Novaphos,
- 4.) 300 kg P/ha als Hyperphos
- 5.) 300 kg P/ha als Thomasphosphat.

In die oberen 15 cm der Ackervarianten wurden neben der P-Düngung auch 200 kg N und 160 kg K/ha eingearbeitet; bei den Grünlandvarianten erfolgte die Einarbeitung der N,P,K-Düngung nur in die oberen 3 cm.

Die Perkolation (insgesamt 2 000 mm, das entspricht bei einer positiven klimatischen Wasserbilanz von 200 mm einem Versuchszeitraum von 10 Jahren) erfolgte mit dest. Wasser, das mit Natrium-, Kalium-, Calcium-, Magnesium-, Ammoniumsalzen und Nitrat angereichert war, entsprechend einer Konzentration, wie wir sie in einem Feldversuch in Königsmoor gemessen haben.

2. Ergebnisse

2.1. Sickerwasseruntersuchungen

In der Abb. 1 sind die Gesamtphosphorauswaschungsmengen in Prozent des gedüngten Phosphors dargestellt. Im Durchschnitt sind 90,7% des Gesamtphosphors des Sickerwassers o-Phosphat, organisch gebundener Phosphor wurde nur in Spuren analysiert. Wasserlösliche Phosphordünger (Tripelphosphat) und der wasserlösliche Phosphoranteil des Novaphos sind schon nach 1 000 mm Sickerwasser quantitativ in beiden Varianten ausgewaschen, während die wasserunlöslichen Phosphordünger erheblich langsamer ausgetragen wer-

Abb.1: P_t -Ausrag aus saurem Hh
(Lys.-Versuch)
1977

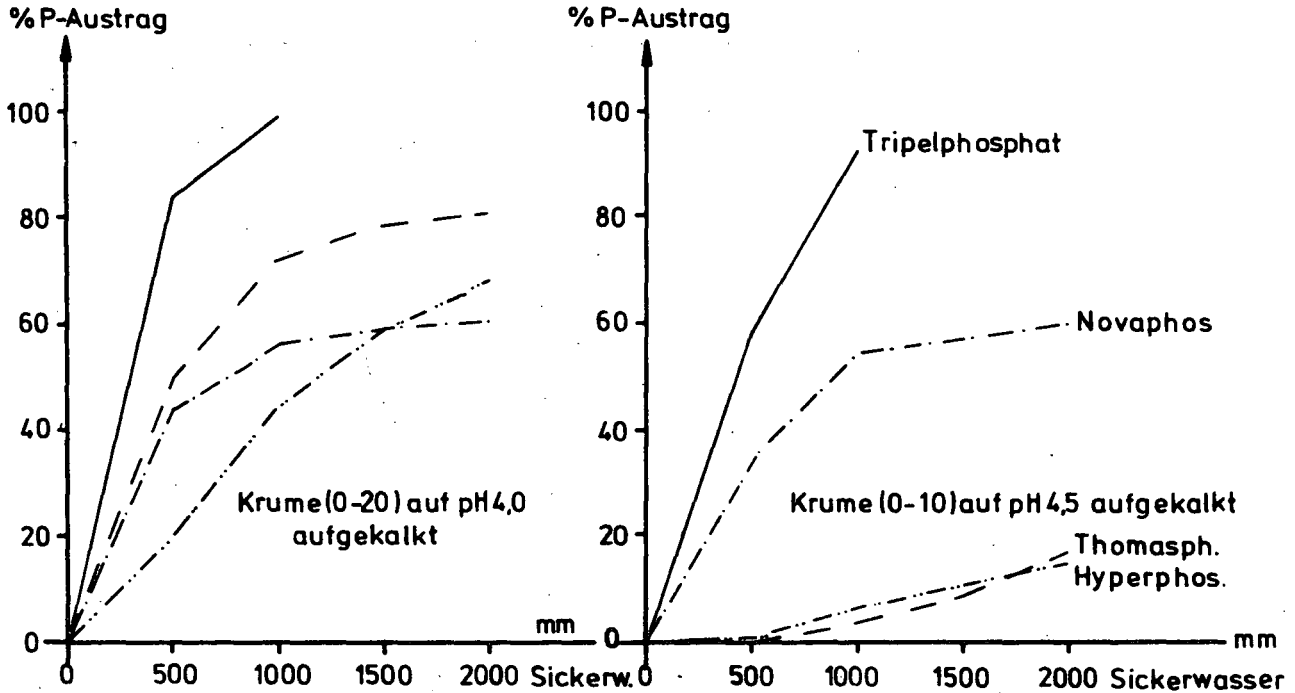
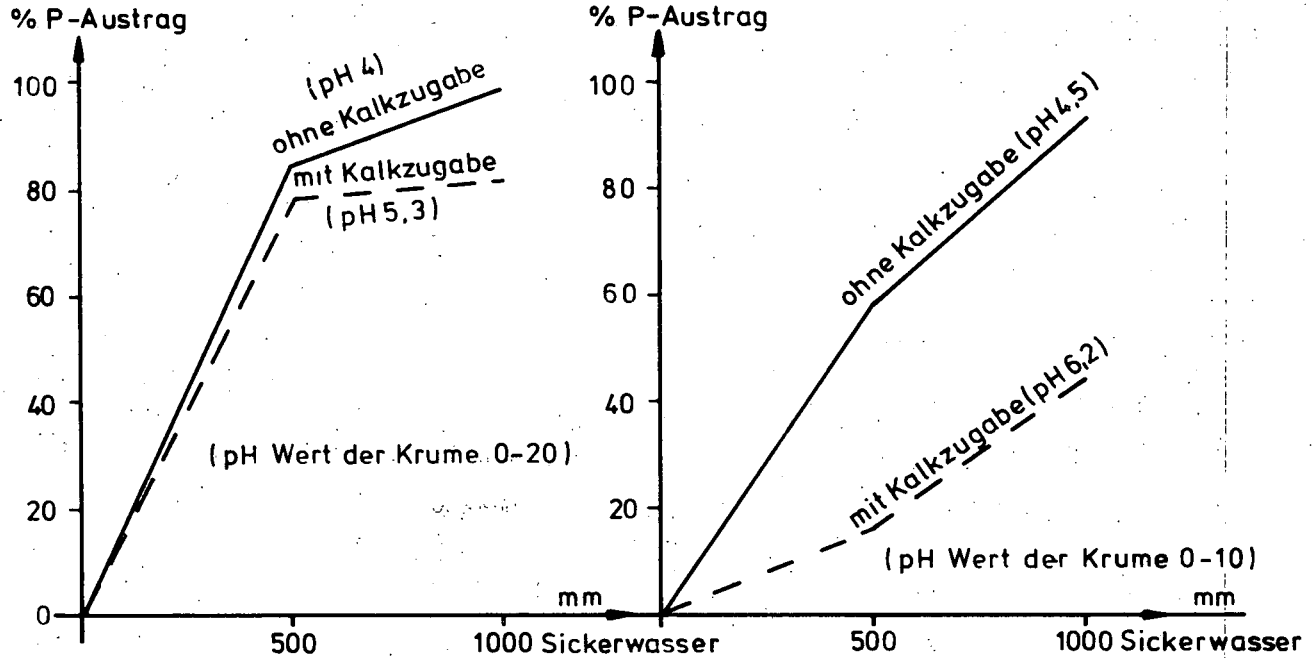


Abb. 2: P_t -Austrag aus saurem Hh
 (Lys. Versuch 1977)
 Tripelphosphatdüngung



den. Der Austrag an Phosphor aus Thomasphosphat beträgt bei pH-Wert der Krume von 4,0 nach 2 000 mm Sickerwasser 81,3 % und bei pH 4,5 dagegen nur 17,0%; die entsprechenden Zahlen für Hyperphos lauten 68,8% und 15,3%. Die in diesen Düngemitteln enthaltenen Kalke erhöhen die pH-Werte der Krume auf 5,3 (Thomasphosphat) bzw. 4,6 (Hyperphos) und erschweren dadurch den Phosphataufschluß.

Da nach 1 000 mm Sickerwasser der Phosphor des Tripelphosphates bereits quantitativ ausgewaschen war, wurden diese Versuchsglieder erneut mit 100 kg P/ha gedüngt und erhielten gleichzeitig eine Kalkgabe entsprechend dem Kalkgehalt des Thomasphosphates bei einer Düngung von 300 kg P/ha. Die mit 1 000 mm Sickerwasser ausgewaschenen Gesamtphosphormengen sind in der Abb. 2 dargestellt. Eine Aufkalkung der Krume auf pH 5,3 (Ackervariante) kann den Phosphorausstrag dann nur um knapp 20% drosseln; dagegen eine Aufkalkung auf pH 6,2 (Grünlandvariante) um ca. 50%. Trotzdem ist auch dieser Phosphorausstrag noch dreimal größer als bei Hyperphos- und Thomasphosphatdüngung mit pH-Werten der Krume von 4,6 bzw. 5,3 nach 2 000 mm Sickerwasser.

2.2. Bodenuntersuchungen

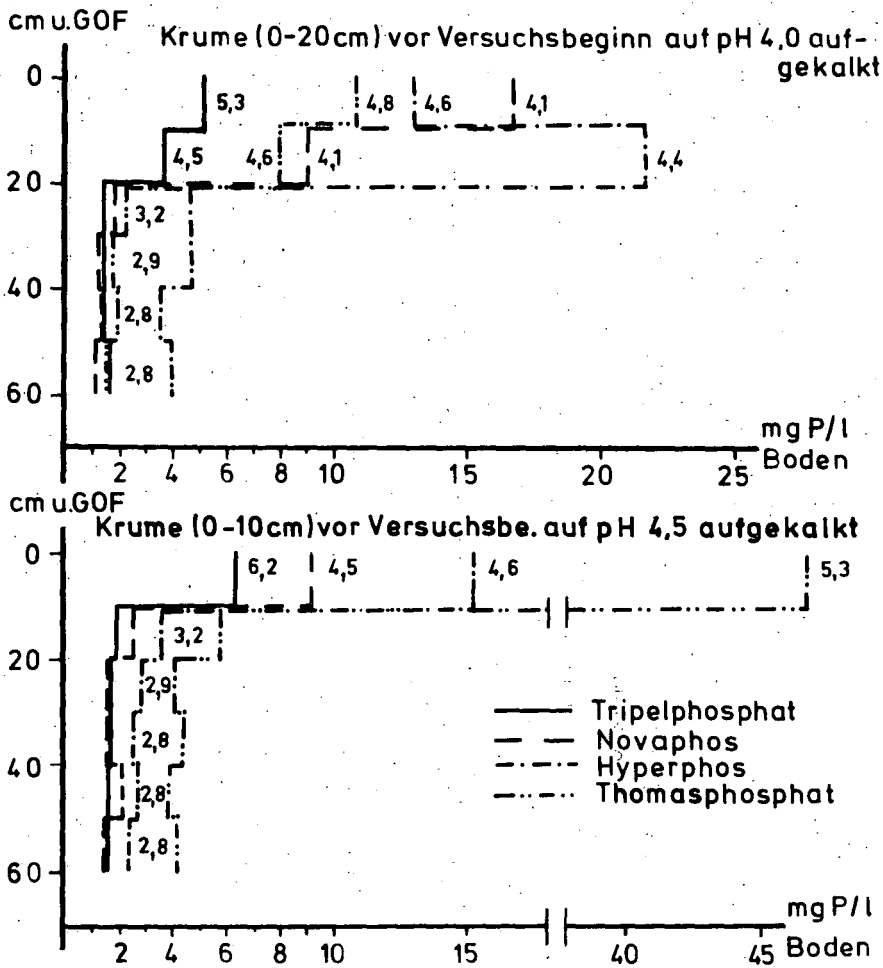
Über den Verbleib des nicht ausgewaschenen Phosphors im Boden gibt die nächste Abb. (3) Auskunft. Hier ist der wasserlösliche Phosphorgehalt im Boden dargestellt (in mg P/l Boden). Die im Boden verbliebenen Phosphormengen sind noch stets in der Einarbeitungstiefe bei Ackernutzung in 0 - 20 cm und bei Grünlandnutzung in 0 - 10 cm vorhanden. Der H_2O -P-Gehalt des Ausgangsbodens beträgt 1,5 mg P/l Boden. Wasserlöslicher Phosphor wandert schnell durch das Bodenprofil, da zwischen 20 bzw. 10 und 60 cm aufgrund des niedrigen pH-Wertes keine Phosphorbindung oder -adsorption möglich ist. Der wasserlösliche Phosphoranteil ist im sauren Hochmoorboden stets relativ hoch (hier 1/3 bis 1/2 der DL-Werte).

Bei der Grünlandvarianten sind die hohen H_2O -P-Werte der Thomasphosphat- und Hyperphosversuchsglieder in 0 - 10 cm auffallend hoch, obwohl nur 17 bzw. 15,3% des gedüngten Phosphors ausgewaschen wurden. Dieser Phosphor wird hier durch die Gegen-

Abb.3: H₂O-P im sauren Hh

(Lys.-Versuch 1977)

(Zahlen : pH-Werte im Boden nach
Versuchsende)



wart von größeren Anteilen an Eisen und Calcium zunächst an der Wanderung gehindert.

3. Diskussion der Ergebnisse

Bei Ackernutzung saurer Hochmoorböden sollte der pH-Wert der Krume 4,0 und bei Grünlandnutzung 4,5 nicht überschreiten, da durch eine überhöhte Zufuhr basisch wirksamer Bestandteile die Zersetzung der organischen Substanz gefördert wird (BADEN 1965). Mit steigendem Zersetzungsgrad verschlechtern sich die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Moorböden erheblich. Diese niedrigen pH-Werte fördern aber zwangsweise die Phosphormobilität, zumal in diesen Böden auch kaum Eisen- und Aluminiumionen vorhanden sind, die im sauren Bereich Phosphate zu binden vermögen. Wie das Beispiel Tripelphosphat und Kalk zeigt, hemmen Calciumionen den Phosphorausstrag in diesen Böden erst bei einem pH-Wert der Krume über 6.

Laut Dränwasseruntersuchungen ist der Phosphorausstrag aus als Grünland genutzten Hochmoorböden gegenüber Ackernutzung um den Faktor 3 vermindert. Diese geringeren Phosphorverluste sind zum einen auf den höheren pH-Wert der Krume und zum anderen auf eine asche-, kalk- und eisenreiche Sperrschicht von wenigen Zentimetern zurückzuführen, entstanden dadurch, daß beim Grünland die Nährstoffe stets auf die Grasnarbe gegeben werden. Durch Umbruch wird diese Sperrschicht zerstört; Bei Ackernutzung kann sich durch ständiges Mischen bei der Bodenbearbeitung eine solche Sperrschicht nicht ausbilden.

Wasserlösliche Phosphordünger sind auch aufgrund dieser Modellversuche für saure Hochmoorböden ungeeignet; auch der wasserlösliche Anteil teilaufgeschlossener Phosphate kann schnell aus dem Wurzelraum der Pflanzen verlagert werden. Dagegen haben wasserunlösliche Phosphordünger eine erheblich längere Verweilzeit in diesen Böden. Ihr Aufschluß erfolgt einmal durch den niedrigen pH-Wert, zum anderen aber durch die chelatisierende Wirkung der organischen Substanz: in Lösung gehende Eisen- und Calciumionen werden sofort als Chelate gebunden und damit aus der Bodenlösung entfernt. Saure, eisenarme Moorböden besitzen daher ein hohes Lösungsvermögen für unlösliche Phosphate, so-

wohl für Hyperphos als auch Thomasphosphat.

Für den Aufschluß ist der Kontakt des Phosphates mit dem Boden von großer Bedeutung. Auf dem Ackerstandort stand die fünffache Bodenmenge gegenüber dem Grünlandstandort zur Verfügung. Daraus dürfte sich erklären, daß bei Hyperphosdüngung aus der Ackervarianten ca. 4 mal mehr Phosphor ausgewaschen wurde als aus der Grünlandvarianten, obwohl die pH-Werte der Krume während des Versuches gleich waren. Auch der Vermahlungsgrad der Düngemittel spielt eine entscheidende Rolle (BLANKENBURG 1978).

Diese geschilderten Versuche besitzen nur Modellcharakter, da unter diesen Bedingungen der Einfluß der Pflanze nicht mitgeprüft werden konnte. Hierzu sind weitere Versuche geplant.

Zur Immobilisierung des Phosphors im sauren Hochmoorboden muß der schnelle Lösungsprozeß und die damit verbundene Gewässerbelastung entscheidend gedrosselt werden. Eine Möglichkeit besteht z.B. darin, den sauren Hochmoorboden mit Eisen als Phosphatfällner anzureichern. Diese Eisenzufuhr kann durch einmalige Zufuhr eisenhaltiger Industrieabfälle wie Rotschlamm, Grünsalz, Industriestäube erfolgen. Dazu liegen erste Gefäßversuchsergebnisse vor, die zusammen mit weiteren Feldversuchen ausgewertet werden sollen.

4. Zusammenfassung

In Modellversuchen wurde der Phosphorausstrag aus saurem Hochmoorboden bei Anwendung verschiedener Phosphordüngemittel ermittelt. Im Gegensatz zu Mineralböden traten düngungsspezifische Phosphorausträge auf. Mit 2 000 mm Sickerwasser wurden folgende Phosphormengen in Prozent des gedüngten Phosphors ausgetragen:

Ackerstandort: Tripelphosphat (100% bereits nach 1 000 mm),
Novaphos (61,1%), Hyperphos (68,3%), Thomasphosphat (81,1%)

Grünlandstandort: Tripelphosphat (100% bereits nach 1 000 mm),
Novaphos (61,1%), Hyperphos (15,3%), Thomasphosphat (17,0%).

Der im Boden verbliebene Phosphor war noch in der aufgekalkten Krume. Eine Phosphorbindung im Hochmoorbodenprofil ist

wegen des Fehlens von Eisen- und Aluminiumionen nicht möglich. Erst Aufkalkung über pH 6 drosselte bei Tripelphosphatdüngung den Phosphoraustrag um 50%.

5. Literatur

- BADEN, W.: Die Kalkung und Düngung von Moor und Anmoor.- In: Handbuch der Pflanzenernährung und Düngung Bd. 3, 1445 - 1516; Springer-Verlag, Berlin, Wien, New York (1965).
- BLANKENBURG, J.: Modellversuche zum Phosphataustrag aus saurem Hochmoorboden.- Diplomarbeit Universität Göttingen (1978).
- SCHEFFER, B.: Stickstoff- und Phosphorverlagerung in nordwestdeutschen Niederungsböden und Gewässerbelastung.- Geol. Jb., Reihe F4, 203 - 221 (1977).
- SORTEBERG, A.: Yield and Phosphorus uptake of oats grown in peat rich in sphagnum mosses and leaching of phosphorus from sphagnum peat soil.- Proc. of the 5 th International Peat Congress, Vol III, 7 - 14; Poland (1976).
- STEENVOORDEN, J.H.A.M.: Nitrogen, phosphate and biocides in groundwater as influenced by soil factors and agriculture.- Technical Bulletin 97, 52 - 69 (1976).



Austrag von Ton und Kationen aus drei gestörten Löß-
böden mit unterschiedlicher Humusqualität und -menge

von

Schröder, D. und Zakosek, H. ⁺

In hallstattzeitlichen Hügelgräbern aus Lößlehm wurde von FICKEL et al (1977 und 1978) Tondurchschlammung nachgewiesen. MÜLLER (1970) und HEIDE (1964) beobachteten an ähnlichen Objekten die gleiche Erscheinung. SCHULZE (1975) und MERBITZ (1975) fanden Tonanreicherungen auf der Sohle von Tieflockerungsfurchen in Lößböden, und ZAKOSEK beobachtete Tonverlagerungen in rigolten Weinbergsböden aus Löß und im Limes. SCHRÖDER (1974) stellte eine Tonanreicherung im Dränschlamm einer knickigen Brackmarsch fest. Nach BANSE und GRAFF (1968) findet auch in Regenwurmröhren eine Tonverlagerung statt. Aus all diesen Beobachtungen ist der Schluß zu ziehen, daß in umlagertem Bodenmaterial auch unter aktuellen Klimabedingungen Tonverlagerung in kurzen Zeiträumen möglich ist. Da hiervon Drän-, Tiefpflug-, Tieflockerungs-, Rigol- und Rekultivierungsmaßnahmen betroffen sein können, sollte das Ausmaß der Ton- und Kationenverlagerung in Abhängigkeit von Boden, Niederschlag und Zeit in einem Modellversuch ermittelt werden. Zu diesem Zweck wurden die von KERPEN und SCHARPENSEEL (1971) verwendeten und beschriebenen Säulenextraktoren mit gestörtem Bodenmaterial dreier Lößböden gefüllt und die mit dem Perkulationswasser ausgetragenen Ton- und Kationenmengen bestimmt. Im vorliegenden Bericht werden erste Ergebnisse aus den Jahren 1976 und 1977 mitgeteilt.

⁺) Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Material

Für die Untersuchungen wurden drei Subtypen der Parabraunerde aus jungem Würmlöß mit Tonverlagerung aus dem Raum Wiesbaden ausgewählt; und zwar je eine Tschernosem-Parabraunerde, Parabraunerde und Pseudogley-Parabraunerde. Näher gekennzeichnet sind die Profile in Tab. 1 und 2.

Methoden

Die Entnahme und Analyse des Bodens erfolgte 10 cm-weise bis in 1 m Tiefe nach folgenden Methoden:

Körnung: Pipettmethode nach KÖHN

pH: Elektrometrisch in $n/100 \text{ CaCl}_2$

Carbonat: Nach SCHEIBLER

Austauschbare Kationen: Nach MEHLICH vorbereitet, mit Atomabsorptionsspektrometer

Org. Substanz: Nach RAUTERBERG und KREMKUS

Gesamt-N: Aufschluß nach KJELDAHL, Destillation nach PARNASS und WAGNER

Nach Abtrocknen des Bodens auf Ausrollgrenze wurden die groben Aggregate schonend zerkleinert und Teile über 12 mm Maschenweite abgesiebt. Danach wurde das Material der einzelnen Horizonte entsprechend ihrem Anteil im natürlichen Profil miteinander vermischt, in die zweifach wiederholten Säulen eingefüllt und durch Stauchung auf ein Trockenraumgewicht von 1 g/cm^3 gebracht.

Die Glassäulen haben eine lichte Weite von 10 cm und eine Höhe von 120 cm. Im Auslauf deckt eine mit feinem Quarzsand überschichtete Glasfritte die gesamte Grundfläche ab und verhindert damit den Austrag größerer Partikel, ohne die Perkolation der Eluate zu beeinträchtigen. Sie stehen in einem klimatisierten Raum. Bewässert wurden sie in Anlehnung an die Niederschlagsverhältnisse von Bonn. Im ersten Jahresdrittel wurden monatlich 40 mm, im zweiten 80 mm und im dritten 50 mm, verteilt auf vier Einzelgaben, mit einer Niederschlagsintensität von 10 mm/h über Tropfflaschen ausgebracht, was einer Jahresgabe von 680 mm entspricht. Eine zweite Variante erhielt die dreifache Niederschlagsmenge. Die Raumtemperatur entsprach ungefähr den Monatsmittelwerten (1, 2, 6, 9, 13, 16, 18, 18, 15, 8, 6, 3°C) von Bonn. Die Bodenoberfläche schützte eine Quarzsandschicht vor Verschlammung. Um Verdunstung der Eluate aus den Auffanggefäßen zu vermeiden, wurde der Übergangsbereich Säule/Gefäß mit Plastikfolie abgedichtet. Am Ende eines jeden Jahresdrittels, also einer einheitlichen Niederschlagsperiode, untersuchten wir die Eluate auf

ihren Gehalt an Ton und Kationen, den Ton ermitteln wir durch Dekantieren und Zentrifugieren der Trübe, die Kationen Ca, Mg, K und Na mittels Atomabsorptionsspektrometer. Mengenangaben beziehen sich auf kg/ha.

Ergebnisse

1. Tonmengen

Die ausgetragenen Tonmengen stehen in enger Beziehung zum Eluatvolumen und beide lassen eine unmittelbare Abhängigkeit von den Niederschlagsmengen erkennen. Allerdings ist aus der gesicherten Wechselwirkung Bodentyp x Niederschlagsmenge abzuleiten, daß die einzelnen Böden unterschiedlich reagierten. Während die Tschernosem-Parabraunerde sowohl bei einfacher als auch bei dreifacher Bewässerung nur geringe Tonverluste erleidet, unterliegen die Parabraunerde und vor allem die Pseudogley-Parabraunerde in der höheren Bewässerungsstufe einem überproportional ansteigenden Tonaustrag (Tab. 3). Aus der ebenfalls gesicherten Wechselwirkung Bodentyp x Jahr sowie den Daten der Tab. 3 ist zuerkennen, daß die Tschernosem-Parabraunerde auch im Vergleich der Jahre ein von den beiden anderen Bodentypen abweichendes Verhalten zeigt. Ihre Tonverluste nehmen vom ersten zum zweiten Untersuchungsjahr ab, während die der Parabraunerde schwach und die der Pseudogley-Parabraunerde stark ansteigen.

Die Tonverluste in den einzelnen Jahresdritteln spiegeln ebenfalls bei allen drei Böden die jeweilige Niederschlagsituation wider. Sie erreichen ihr Maximum im niederschlagsreichen zweiten Jahresdrittel. Bei einer Betrachtung der absoluten Werte ist zu berücksichtigen, daß schon bei der einfachen Bewässerungsstufe Sickerraten auftreten, die denen bei 800-900 mm Jahresniederschlag im Freiland entsprechen, da in den Säulen zwar eine Evaporation von ungefähr 200 mm/Jahr, aber keine Transpiration stattfand. Gemessen an diesen Bedingungen sind die Verlustmengen insbesondere bei der Tschernosem-Parabraunerde als außerordentlich gering anzusprechen. Sie liegen hier weit unter den ausgetragenen Ca- und Na-Mengen, über die an anderer Stelle berichtet wird (SCHRÖDER und ZAKOSEK 1978). Allerdings sollten die aus Gründen der Anschaulichkeit in kg/ha umgerechneten Werte nicht vorbehaltlos auf Freilandverhältnisse oder gar ungestörte Bodenverhältnisse übertragen werden. Eine relative Abstufung der Prädisposition der geprüften Bodentypen zur Tonverlagerung scheint aber über die Versuchsbedingungen hinaus statthaft zu sein. Wenn weitere Jahresergebnisse von einem noch größeren Prüfmaterial vorliegen,

so daß über partielle Korrelationen Beziehungen zwischen Bodenmerkmalen (Carbonatgehalt, Humusform und -menge, Bodengenese) und Tonverlagerung ermittelt werden können, ist wahrscheinlich auch eine Prognose über erneute Tonverlagerung in tiefgepflügten, tiefgelockerten und tiefrigolten Parabraunerden aus Löß möglich. Mit einer gewissen Berechtigung lassen sich dann auch Schlüsse auf Tonverlagerungstendenzen bei fluviatilen Sedimenten ziehen, da diese ebenfalls vorverwittert und umlagert sind.

2. Beziehungen zwischen Eluatmengen und ausgetragenen Ton- bzw. Kationenmengen

Die Korrelation der Eluatmenge mit dem Tonverlust ist bei allen Bodentypen signifikant (Abb. 1). Größere Tonmengen werden aber lediglich bei der Pseudogley-Parabraunerde durch die höheren Eluatmengen ausgetragen.

Die ausgetragenen Kationenmengen korrelieren ebenfalls eng mit den jeweiligen Eluatmengen, das heißt, daß der Kationenverlust um so größer ist, je höher die Eluatmenge ist (Tab. 4). Lediglich die Pseudogley-Parabraunerde macht hiervon eine Ausnahme. Ihre löslichen

Kationenmengen - insbesondere Ca-Mengen - sind offenbar so gering, daß sie auch schon durch kleinere Eluatmengen verfrachtet werden können. Die Konzentration der Kationen im Eluat nimmt hingegen mit der Eluatmenge ab. Eine Ausnahme hiervon bildet das Kalium, dessen Konzentration im ganzen gering und unabhängig von der Eluatmenge ist.

Diskussion

Nach SCHEFFER (1965) und HOFMANN und BLUME (1977) laufen die Vorgänge der Tonverlagerung auf labil gewordenen Böden auch heute noch ab. Daß dabei an Bodentypen gebundene Merkmalsunterschiede eine Rolle spielen, konnten die vorliegenden Untersuchungen belegen. Insbesondere die stark saure, humusarme Pseudogley-Parabraunerde erleidet erhebliche Tonverluste mit dem Perkolationswasser. Ob die Ursache hierfür primär in dem geringen Humusgehalt und seiner schlechten Qualität oder der Basenarmut liegt, kann nicht entschieden werden. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang jedoch die Tatsache, daß trotz des sauren Milieus Fe- und Al-Ionen offenbar keine Stabilisierung der Tonsubstanz herbeizuführen vermögen. Der höhere Tonaustrag der Parabraunerde gegenüber dem der Tschernosem-Parabraunerde läßt sich ebenfalls nicht eindeutig einem Merkmalsunterschied zuordnen. Zwar könnte die höhere Aggregatstabilität der

Tschernosem-Parabraunerde, die sich in der geringeren Sackung und im geringeren Tonaustrag dokumentiert, auf deren Carbonatgehalt zurückgeführt werden; es ist jedoch nicht auszuschließen, daß die Tschernosem-Parabraunerde sich diese höhere Stabilität als Folge ihrer Steppenbodengenese bewahrt hat. Auffällig ist auch, daß bei ihr im zweiten Jahr geringere Tonmengen als im ersten verloren gehen, während die beiden übrigen Böden einen Anstieg des Tonaustrages vom ersten zum zweiten Jahr erkennen lassen. Möglicherweise verliert die Tschernosem-Parabraunerde lediglich ein wenig Feinmaterial von Oberflächen oder Bruchstellen der Aggregate, die beiden übrigen aber durch teilweisen Zerfall der Aggregate zusätzlich Feinmaterial aus dem Aggregatinnern. In jedem Falle ist in bezug auf die Niederschlagsmenge ein überproportionaler Tonverlust zu verzeichnen. Für die ausgetragenen Kationenmengen in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe ist dagegen ein asymptotischer Kurvenverlauf typisch. Diese Mengen stehen zu den Gehalten im Boden in positiver Beziehung. Die Untersuchungen werden weitergeführt und auf Humus- sowie Tonfraktionierung ausgedehnt.

Zusammenfassung

An drei lösbürtigen Bodentypen wurde der Ton- und Kationenaustrag 1976 und 1977 in Abhängigkeit von der Niederschlagshöhe in einem Modellversuch mit gestörtem homogenisiertem Bodenmaterial ermittelt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Der Verlust an Ton steigt von der Tschernosem-Parabraunerde über die Parabraunerde zur Pseudogley-Parabraunerde stark an.
2. Mit der Niederschlagszunahme findet ein überproportionaler Tonaustrag statt.
3. Bei der Tschernosem-Parabraunerde ist der Tonaustrag im zweiten Untersuchungsjahr gegenüber dem ersten rückläufig, bei den beiden übrigen ansteigend.
4. Die absolute Höhe der Tonverluste ist i.d.R. bei normaler Niederschlagshöhe kleiner als die der Calciumverluste, übersteigt diese bei der Pseudogley-Parabraunerde und dreifacher Niederschlagsmenge aber beträchtlich.
5. Die ausgetragenen Kationenmengen steigen mit der Niederschlagshöhe degressiv an. Sie weisen eine positive Beziehung zu den Bodengehalten auf.

6. Die Tschernosem-Parabraunerde, die der Tonverlagerung weitgehend zu widerstehen vermag, erleidet große Calciumverluste.

7. Eine Weiterführung der Untersuchungen ist vorgesehen.

L i t e r a t u r

- Banse, H. J. und Graff, O. (1968): Tonverlagerung in den Unterboden entlang von Regenwurmrohren.- Mitt.d.Dtsch.Bodenkundl. Gesell., Bd. 8, S. 223-225.
- Fickel, W., Beckmann, H., Plass, W., Schrader, L., Stephan, S., Wiechmann, H. und Zakosek, H. (1978 im Druck): Aufbau und jungholozäne Tonverlagerung in Hügelgräbern im Taunus.
- Fickel, W., Beckmann, H., Plass, W., Schrader, L., Stephan, S., Wiechmann, H. und Zakosek, H. (1977): Über Bodenentwicklungen in Hügelgräbern im Taunus.- Mitt.d.Dtsch.Bodenkundl.Gesell., 25, 639-644.
- Heide, G. (1964): Kulturböden aus künstlich umlagertem Bodenmaterial.- 8. th Internat. Congr. Soil Science, Bucharest, Romania.
- Höffmann, R. und Blume, H.-P. (1977): Holozäne Tonverlagerung als profilprägender Prozeß lehmiger Landböden norddeutscher Jungmoränenlandschaften ?- Catena, Vol 4, 359-368; Giessen.
- Kerpen, W. und Scharpenseel, H. W. (1971): Gesteinsverwitterung im Lichte bodengenetischer Initialprozesse in Modellversuchen.- Kernforschungsanlage Jülich GmbH, Nr. 761; Jülich.
- Merbitz, J. (1975): Streifzüge durch die Geschichte der Bodenbearbeitung.- Selbstverlag, 131 S.; Bonn.
- Müller, S. (1970): Historisch datierbare Parabraunerden im Neckarland.- Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesell., 10, 327-331.
- Scheffer, F. (1965): Zur Themastellung "Böden mit Tonverlagerung".- Mitt.d.Dtsch.Bodenkundl.Gesell., Bd. 4, S 1-8.
- Schröder, D. (1974): Die Zusammensetzung von Dränschlamm in einer knickigen Brackmarsch.- Z.f.Kulturtechnik u.Flurbereinigung 15, 236-244.

Schröder, D. und Zakosek, H. (1978): In Vorbereitung
Schulze, E. (1975) : Mündliche Mitteilung.
Zakosek, H. (1978) : Mündliche Mitteilung.

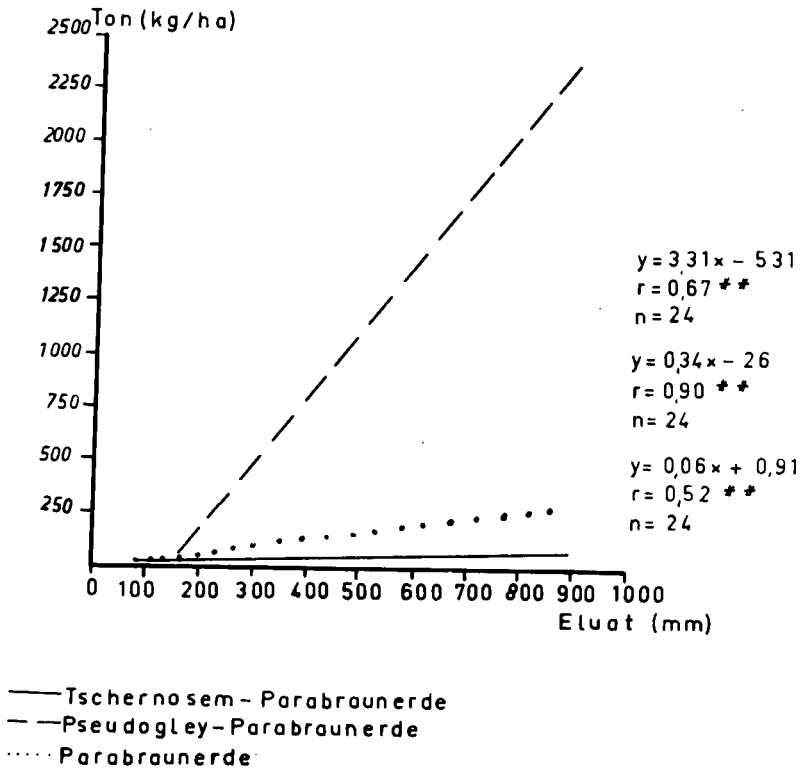


Abb.1 Beziehung zwischen Ton und Eluat

TAB. 1 PROFILBESCHREIBUNGEN

HORI- ZONT	TIEFF (cm)	BODEN- FARBE	BODEN- ART	HUMUS- GEHALT	BODEN- GEFÜGE	DURCHWIR- ZELUNG	WURMRÖHREN	ÜBERGANG	BESONDERHEITEN
Tschernosem-Parabraunerde aus jungem Würmlöss, 5914 Eltville, R 34 38 74, H 55 44 42; 106 m ü. NN, 9°C mittl. Temp., 570 mm mittl. Niederschl., Ackernutzung									
Ap	0- 28	DUNKELBRAUN 10 YR 4/3	U L	H	KROMELIG	STARK	EINZELNE	DEUTLICH	
AL	28- 56	BRAUN 7,5 YR 4/4	U L		POLYEDR.	STARK	ZAHLREICHE	UNDEUTLICH	HOLZKOHLE UND ZIEGELRESTE
Bt	56-100	BRAUNSCHW. 7,5 YR 3/2	U T L		POLYEDR.- KOHÄRENT	MASSIG	ZAHLREICHE	UNDEUTLICH	DUNKLE TAPETEN BIS IN Cc
Schwach erodierte Pseudogley-Parabraunerde aus jungem Würmlöss, Messtischbl. 5915 Wiesbaden R 34 41 10, H 55 48 78; 252 m ü. NN, 8°C mittl. Temp., 670 mm mittl. Niederschl., Waldnutzung									
Ah	0- 20	GELBBRAUN 10 YR 5/4	U L	H'	KROMELIG- SUBPOLYEDR.	STARK	VEREINZELT	DEUTLICH	EINIGE KL. Fe Mn- KONKRETIONEN
SwALBt	20- 60	GELBBRAUN 10 YR 5/4	U L		POLYEDR.	SCHWACH	EINIGE	UNDEUTLICH	EINIGE Fe Mn- KONKRETIONEN
SdBt	60-100	GELBBRAUN 10 YR 5/6	U T L		POLYEDR.	SCHWACH	KEINE	UNDEUTLICH	BRAUNE TAPETEN AUF KLÜFTFLÄCHEN
Parabraunerden aus jungem Würmlöss, Meßtischbl. 5915 Wiesbaden, R 34 42 64, H 55 51 52; 212 m ü. NN, 8°C mittl. Temp., 650mm mittl. Niederschl., Ackernutzung									
Ap	0- 30	BRAUN 10 YR 4/3	U L	H'	KROMELIG- SUBPOLY- EDR.	STARK	EINIGE	DEUTLICH	
AL	30- 48	GELBBRAUN 10 YR 5/4	U L		SUBPOLY- EDR.	STARK	ZAHLREICHE	UNDEUTLICH	
Bt	48-100	BRAUN 7,5 YR 4/4	U L		POLYEDR.	MASSIG	ZAHLREICHE	UNDEUTLICH	WENIGE Fe Mn- KONKRETIONEN

Tab. 2 ANALYTISCHE ANGABEN

Tiefe (cm)	T U S			pH in n/100 CaCl ₂	CaCO ₃ (%)	mgC 100 g	mgN 100 g	org. Subst. (%)	C/N	mval/100 g Boden			Mg
	<2 μ	2-60 μ	>60 μ							Na	K	Ca	
Tschernosem-Parabraunerde													
0-30	20,6	65,2	14,2	7,0	3,0	1328	140	2,3	9,5	0,14	0,68	17,2	0,75
30-60	23,3	50,1	6,6	7,1	0,5	428	56	0,7	7,6	0,20	0,06	19,2	1,08
60-100	30,0	63,4	6,6	7,1	0,5	288	43	0,5	6,7	0,09	0,08	17,4	0,88
Pseudogley-Parabraunerde													
0-20	21,2	60,7	18,1	3,8	-	613	41	1,1	14,9	0	0,08	1,18	0,25
20-60	26,3	61,8	11,9	3,5	-	325	50	0,6	6,5	0,13	0,33	7,45	2,71
60-100	30,2	54,3	15,5	3,7	-	138	34	0,2	4,1	0,26	0,18	11,70	3,33
Parabraunerde													
0-30	20,4	70,6	9,0	6,4	-	1275	139	2,2	9,2	0,07	0,31	11,33	1,67
30-50	28,4	68,4	3,2	5,6	-	263	49	0,5	5,4	0,10	0,10	12,08	1,17
50-100	31,7	66,2	2,1	4,8	-	150	34	0,3	4,4	0,09	0,26	13,70	3,54

TAB. 3 TONVERLUST(kg / ha) BEI DREI GESTÖRTEN LÖSSBÖDEN

ZEITRAUM	TSCHERNOSEM- PARABRAUNERDE		PSEUDOGLEY- PARABRAUNERDE		PARABRAUNERDE		\bar{x}
	1 x NIEDER- SCHLAG	3 x NIEDER- SCHLAG	1 x NIEDER- SCHLAG	3 x NIEDER- SCHLAG	1 x NIEDER- SCHLAG	3 x NIEDER- SCHLAG	
1976							
1. DRITTEL	10,9	62,0	2,5	142,8	3,1	100,4	53,6
2. DRITTEL	20,9	116,7	4,8	284,3	5,9	269,4	117,0
3. DRITTEL	14,1	57,8	1,5	187,8	3,3	100,3	60,8
1977							
1. DRITTEL	3,4	3,8	32,9	1675,2	28,0	136,4	313,3
2. DRITTEL	6,7	5,6	43,8	4336,7	57,5	257,9	784,7
3. DRITTEL	4,0	3,2	30,3	2126,0	28,1	174,7	394,4
\bar{x}	9,9	41,5	19,3	1458,0	20,9	173,2	GD 5 % 314,6

TAB. 4 KORRELATIONSKOEFFIZIENTEN (r) FÜR DIE BEZIEHUNGEN ZWISCHEN
ELUATMENGEN (y) UND MEHREREN MERKMALEN (x)

MERKMAL	TSCHERNOSEM- PARABRAUNERDE	PSEUDOGLEY- PARABRAUNERDE	PARABRAUNERDE
TONMENGE	0,52 xx	0,67 xx	0,90 xx
Ca-KONZENTRATION	- 0,48 x	- 0,61 xx	- 0,50 x
Ca-MENGE	0,92 xx	0,14	0,71 xx
Mg-KONZENTRATION	- 0,56 xx	- 0,59 xx	- 0,49 x
Mg-MENGE	0,67 xx	0,11	0,50 x
K-KONZENTRATION	- 0,15	- 0,01	0,04
K-MENGE	0,78 xx	0,88 xx	0,81 xx
Na-KONZENTRATION	- 0,60 xx	- 0,53 xx	- 0,44 x
Na-MENGE	0,40 x	0,18	0,53 xx

01-25-2017

Wenn bei der Bilanzierung nach Abzug der Anteile des AMA, des AMft, und des ADe noch Ammonium-Stickstoff im Hydrolysat übrig bleibt, dann nennen wir diesen Stickstoff pseudo Amid- N (ADp).

In der folgenden Tabelle (1) ist das methodische Vorgehen zur Ermittlung der einzelnen N-Fractionen noch einmal kurz zusammengestellt.

Unsere bisherigen Berechnungen zur Ermittlung des Amidstickstoffs waren von der Voraussetzung ausgegangen, daß bei der salzsauren Hydrolyse des Bodens (6 N HCl, 6-12 Stunden kochen unter Rückfluß) nahezu sämtliches mineralisch fixierte Ammonium freigesetzt wird. Darüber ist auch in der Literatur kaum gegensätzliches bekannt geworden.

Neuere Untersuchungen in unserem Labor haben jedoch gezeigt, daß diese Voraussetzung bei einer Hydrolysendauer von 6 Stunden keine Gültigkeit hat.

Um zu überprüfen, wie groß der Anteil des mineralisch fixierten Ammoniums ist, der tatsächlich durch die salzsaure Hydrolyse freigesetzt wird, haben wir diesen Anteil gesondert bestimmt.

Methoden:

Die Methodik der Stickstoff-Fraktionierung erfolgte in Anlehnung an die Angaben bei ALDAG (1977) und ALDAG, IBRAHIM und MEYER (1977).

Das fixierte Ammonium insgesamt (AM ft) wurde nach der Methode von SILVA und BREMNER (1966) bestimmt, wobei der letzte Säureaufschluß nicht mit einem HF/HCl-Gemisch sondern mit konzentrierter Schwefelsäure durchgeführt wird.

Das hydrolysierbare fixierte Ammonium (AMf hy) wird folgendermaßen bestimmt:

Zunächst 1 g Boden, wie bei SILVA und BREMNER (1966) angegeben, mit KOBr vorbehandeln, organische Substanz aufoxidieren und organisch gebundenen Stickstoff wie auch austauschbares Ammonium (AMA) als N₂ austreiben. Nach dem Abdekantieren der überstehenden Lösung Bodenrückstand mit wenig H₂O dest. in einen 50 ml Hydrolyse-Kolben überführen. Überstehende Lösung mit ca. 1 ml gesättigter Ca (OH)₂ - Lösung versetzen und über Nacht stehen lassen. Anschließend klare Lösung abdekantieren oder absaugen. Boden mit 15 ml 6N HCl versetzen und 6 Stunden am Rückflußkühler wie üblich hydrolysieren. Hydrolysat mit Blaubandfilter filtrieren und das hydrolysierbare fixierte Ammonium (AMf hy) mit dem automatischen Aminosäure-Analysator (AAA) bestimmen.

Anteile des mineralisch fixierten Ammoniums am Amid-
stickstoff in Bodenhydrolysaten

von

R. Aldag[†]

Einleitung und Problemstellung:

In jedem Bodenhydrolysat sind erhebliche Mengen an Ammonium-Stickstoff enthalten, die je nach Bodentyp oder - Horizont etwa zwischen 10 bis 30 % des Nt ausmachen können. Sowohl der Boden-genetiker wie auch der Chemiker ist daran interessiert, die ursprüngliche Herkunft und Bindungsform dieses Ammonium-N genau zuzuordnen zu können.

Es ist bekannt, daß der Ammonium-Stickstoff in Bodenhydrolysaten sich sowohl aus mineralischen wie aus organischen Bindungsformen rekrutiert.

Zu den mineralischen Bindungsformen zählen wir das austauschbare Ammonium (AMa) und das mineralisch fixierte Ammonium (AMft).

Zu den organischen Bindungsformen des Stickstoffs im Boden, aus denen durch Hydrolyse Ammonium-N freigesetzt wird, zählen wir die Säureamide Asparagin und Glutamin, unabhängig davon, ob diese in freier Form im Boden vorliegen oder ob sie in Peptiden oder Proteinen gebunden sind.

Ferner zählen dazu eine ganze Reihe anderer organischer Verbindungen, wie Threonin, Serin, Tryptophan und einige Aminozucker, die bei der salzsauren Hydrolyse nicht stabil sind und teilweise Ammonium-Stickstoff liefern.

Darüber hinaus werden offensichtlich eine größere Anzahl unbekannter organischer Verbindungen des Bodens bei der Hydrolyse angegriffen, so daß Ammonium-Ionen freigesetzt werden.

Dazu zählen wir z.B. Aminophenole, Additionsprodukte aus Phenol-derivaten und aminofunktionellen Verbindungen sowie Fulvosäuren und andere Vorstufen von Huminsäuren.

Den Stickstoff, der eindeutig den vor der Hydrolyse im Boden vorliegenden Saureamiden Asparagin und Glutamin zugeordnet werden kann, bezeichnen wir als echten Amidstickstoff (ADE).

†) Institut für Bodenkunde, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Tabelle 1: Aufstellung und Benennung der N- Fraktionen, die zur Bestimmung und Fraktionierung von mineralisch und organisch gebundenem Ammonium-Stickstoff in Böden herangezogen werden.

Zeile	← N-Fraktionen → Beschreibung, Benennung	benutzte Abkürzung	Bestimmung und Berech- nung
a	austauschbares Ammonium	AMa	Einzelbest., Extr., 2 N KCl
b	fixiertes Ammonium, total	AMft	Einzelbest., KOBr- Behandlg.
c	fixiertes Ammonium, hydrolysierbar	AMf hy	Einzelbest.
d	fixiertes Ammonium, nicht hydrolysierbar	AMf nh y	Berechnung, AMft - AMf hy
e	Ammonium -N insges. im Bodenhydrolysat	Σ AM HY	Einzelbest. (AAA)*
f	Summe an Ammonium -N im Hydrolysat, das aus org. Bindung stammt	Σ AM org HY	Berechnung AMHY - (AMa+AMf hy)
g	echtes Amid - N im Hydrolysat	ADe	Berechnung (Asp-N + Glu-N) X 0,5
h	pseudo - Amid -N im Hydrolysat	ADp	Berechnung AMorg HY - ADe

* = Automatischer Aminosäure-Analysator

Das nicht hydrolysierbare fixierte Ammonium (AMf n hy) läßt sich nun durch Differenzrechnung ermitteln, indem vom AMft die Menge an AMf hy subtrahiert wird.

Ergebnisse und Diskussion

Zu dieser methodischen Frage sollen einige Ergebnisse vorgestellt werden, die an verschiedenen Böden gewonnen wurden.

Es ist allgemein bekannt, daß der Anteil des mineralisch fixierten Ammoniums in Böden sehr eng mit dem Tongehalt insbesondere aber mit dem Gehalt an Vermikulit und Illit korreliert ist. Bei unseren Untersuchungen zur N-Fraktionierung an zahlreichen tunesischen Böden, die in der Regel einen Tongehalt von 30 - 40 % aufweisen, stellten wir fest, daß nach der herkömmlichen Berechnung des Amidstickstoffs (siehe Tabelle 1) in allen Fällen kein ADe und ADp in diesen Böden nachzuweisen war (siehe Tabelle 2). Wenn man nämlich die Mengen an hydrolysierbarem Ammonium-N (Σ AM HY; Spalte 4, Tabelle 2) mit den AMft-Mengen (Spalte 3, Tabelle 2) vergleicht, stellt man fest, daß erstere in allen untersuchten Proben geringer sind, als die Summe von AMA und AMft.

Es zeigt sich, daß offensichtlich bei weitem nicht sämtliches fixiertes Ammonium durch die salzsaure Hydrolyse freigesetzt wird.

Aus diesem Grunde sind die Anteile des hydrolysierbaren fixierten Ammoniums in einer gesonderten Analyse bestimmt worden. Die entsprechenden Werte der betreffenden N-Fractionen AMf hy, AMf nhy und AM'org HY sind in den Spalten (5a), (6) und (7) der Tab. 2 aufgeführt.

Um eine bessere Vorstellung darüber zu erhalten, wie groß der Anteil des hydrolysierbaren fixierten Ammoniums an der Gesamtmenge des AMft ist, sind in der Spalte (5b) der Tab. 2 die entsprechenden Prozentzahlen angegeben. Es wird daraus ersichtlich, daß in diesen Böden etwa im Durchschnitt 48 % des insgesamt mineralisch fixiert vorliegenden Ammoniums hydrolysierbar ist.

Aus der Literatur liegen dazu nur wenige Angaben vor. Während SPITZL und GARZ (1974) angeben, daß etwa nur 30 % des AMft hydrolysierbar sind, fanden CHENG und KURTZ (1963) 60 - 70 % des AMft im sauren Hydrolysat wieder. Ferner muß bei solchen Vergleichen sicherlich berücksichtigt werden, daß insbesondere der Anteil

Tabelle 2: N-Mengen in den mineralischen N-Fractionen der Böden aus Ghardimaou, Nordtunesien,
(alle Angaben in $\mu\text{g N/ 1 g Boden}$)

Standorte (Horizonte)	AMa	AMft	Σ AM HY	AMf hy (5a) in % von (3)		AMf nhy	AM org. HY =(ADe+ADp)
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)	(5a)	(5b)	(6)	(7)
A (1)	10	315	290	126	40,0	189	154
(2)	13	291	301	141	48,5	150	147
(3)	-	224	175	127	56,7	97	48
B (1)	10	361	287	164	45,4	197	113
(2)	22	322	309	157	48,8	165	130
(3)	15	284	282	157	55,3	127	110
C (1)	8	375	273	177	47,2	198	88
(2)	9	364	239	140	38,5	224	90
D (1)	6	368	289	188	51,5	180	95
(2)	12	368	358	187	50,8	181	159
E (1)	28	305	317	145	47,5	160	144
(2)	12	385	333	172	44,7	213	149
F (1)	15	301	305	152	50,5	149	138
(2)	12	361	266	147	40,7	214	107
(3)	11	315	249	163	51,7	152	75
G (1)	7	350	284	158	45,1	192	119
(2)	14	364	314	177	48,6	187	123
(3)	23	389	396	218	56,0	171	155

der Dreischicht-Tonminerale Illit und Vermikulit innerhalb der Ton-Fraktion verschiedener Böden stark schwanken kann.

Um zu überprüfen, ob die Hydrolysierbarkeit des mineralisch fixierten Ammoniums in verschiedenen Böden sich ähnlich verhält, haben wir zahlreiche andere Böden in dieser Hinsicht untersucht. Das Ergebnis dieser Untersuchungen ist in der Tab. 3 zusammengestellt.

Daraus ist zu entnehmen, daß in allen Böden nur ein bestimmter Anteil des AMft hydrolysierbar ist. Der prozentuale Anteil des hydrolysierbaren fixierten Ammoniums am AMft schwankt zwischen 40 und 64 % (siehe Tabelle 3, Sp. (6)).

In den Spalten (7a) und (7b) der Tabelle 3 sind noch einmal die NH_4 -Mengen, die aus organischer Bindung stammen, gegenüber gestellt, wie sie nach dem "alten" Verfahren (Sp.7a) und nach dem "neuen" Verfahren (Sp.7b) berechnet werden. Daraus ist eindeutig abzuleiten, daß zur exakten Bestimmung des Amidstickstoffs im Bodenhydrolysaten eine Analyse zur Bestimmung des hydrolysierbaren fixierten Ammoniums durchgeführt werden muß. Bei 6 von insgesamt 8 Böden wäre nach dem "alten" Verfahren überhaupt kein Amidstickstoff nachweisbar, was nach unseren Erfahrungen nicht stimmen kann.

Inwieweit bei Reihenuntersuchungen, die sich ausschließlich mit einem Boden befassen, auf die wiederholte Bestimmung des hydrolysierbaren fixierten Ammoniums verzichtet werden kann, muß weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben. Eigene Voruntersuchungen in dieser Richtung bestätigen, daß in solchen Fällen bei Arbeiten mit einheitlichem Bodenmaterial entsprechende Arbeit eingespart werden kann.

Schließlich ist in einer jüngeren Arbeit von OSBORNE (1976) ebenfalls darauf hingewiesen worden, daß eine salzsaure Hydrolyse erhebliche Mengen des AMft in Böden freizusetzen vermag. Diese Untersuchungen wurden an 6 verschiedenen australischen Böden mit unterschiedlichem Tongehalt durchgeführt. Sie ergaben für tonreiche Böden, daß nach der salzsauren hydrolytischen Vorbehandlung etwa 30 - 40 % weniger AMft nachgewiesen werden konnten, als wenn das AMft mit der KBr -Vorbehandlung nach SILVA und BREMNER (1966) bestimmt wurde.

Tabelle 3: Mengen an hydrolysiertem fixierten Ammonium in verschiedenen Böden
(Angaben in $\mu\text{g N/1 g Boden}$)

Böden	Beschreibung des Bodens, Tongehalt Tonminerale	AMa	AMft	AMHY	AMfhy	(6a) in % von (4)	AM org HY = (ADe + ADp) "alte" Verf.	"neue" Verf.	Anzahl der Unters. (n)
Spalte (1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6a)	(6b)	(7a)	(7b)	(8)
Lehmboden Tunesien	Ap-Horizont und Unterböden bis 60 cm Tiefe; 30-40 % Ton davon ca: 0,33 Kaolinit; 0,33 Illit; Vermikulit; 0,33 Smectite	12.6	335.6	292.6	160.9	47.9	-	119.1	36.
Parabraunerde, Rosdorf bei Göttingen	Ap-Horizont, Proben aus verschiedenen Fruchtfolgen und Düngungsstufen. 15,2 % Ton, 75 % Schluff	5.4	118.8	216.2	59.7	50.3	92	151.1	60
Rendsina, Drakenberg bei Göttingen	Ah-Horizont, 0-15cm Grasland; 20-30 % Ton	10.1	194.8	271.1	119	61.0	66.2	142.	6
Auenlehm Leinetal, Angerstein, nördl. Göttingen	Ap, 0-30 cm (nach 1400) 30 % Ton	3	245	203	140	57.1	-	60	2
Pelosol, Reinhausen bei Göttingen	Ap, 0-25 cm, so (Röt) 43 % Ton	3	298	182	137	46.0	-	42	2
Schwarzerde, Asel, Hildesheim	Ap, 0-30 cm, würmztl. 21.5 % Ton Löß	2	199	155	127	63.8	-	26	2
Podsol, Kibitzkrug bei Hannover	Ap, Drenthezeitl. Sander, 2 % Ton	2	101	86	40.	39.6	-	44	2
Lehmboden Hoetmar, NRW	Ap, 30 % Ton, davon 75-90 % Smectite	-	284.	228.	129.	45.4	-	99	15

Zusammenfassung:

Die Untersuchungen haben ergeben, daß der Anteil des hydrolysierbaren mineralisch fixierten Ammoniums (AMf hy) in Böden in relativ großen Grenzen - was seine Hydrolysierbarkeit innerhalb von 6 Stunden anbetrifft - schwanken kann. (40 - 60 % des AMft waren hydrolysierbar).

Zur exakten Ermittlung des Amidstickstoffs in Bodenhydrolysaten ist eine Bestimmung des mineralisch fixierten hydrolysierbaren Ammoniums Voraussetzung.

Der Amidstickstoff in Bodenhydrolysaten, der allein aus organischen Bindungsformen freigesetzt wird, errechnet sich demzufolge aus der Summe an Ammonium im Hydrolysat insgesamt vermindert um den Anteil des austauschbaren Ammoniums und des hydrolysierbaren mineralisch fixierten Ammoniums. $\text{AM org. HY} = \text{ZAM HY} - (\text{AMa} + \text{AMf hy})$.

Literatur

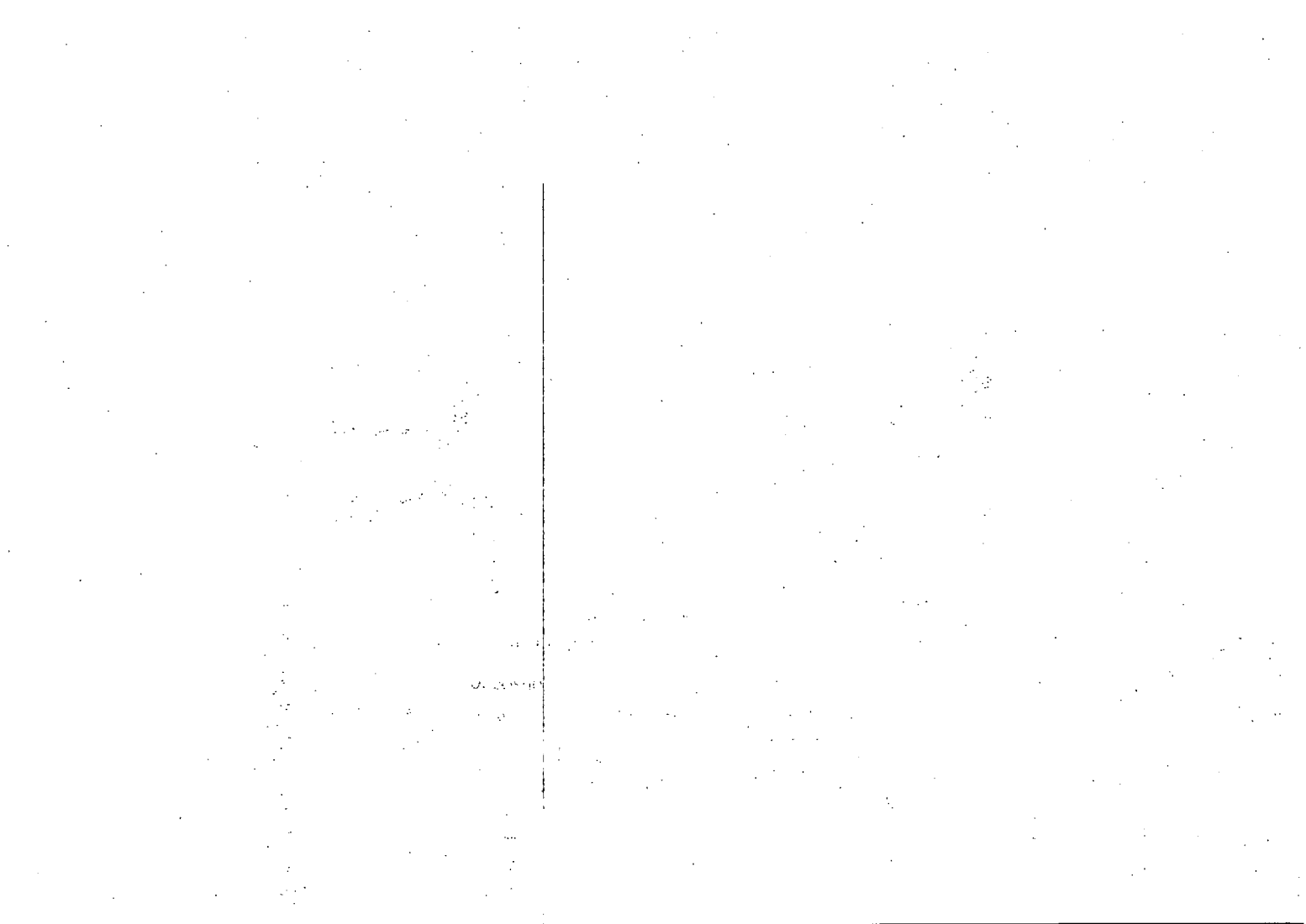
- ALDAG, R.: Relations between pseudo-amide nitrogen and humic acid nitrogen released under different hydrolytic conditions. In: Soil Organic Matter Studies, Vol. I p 293-299, International Atomic Energy Agency, Vienna, (1977)
- ALDAG, R., S. IBRAHIM und B. MEYER: Vorausdüngung von Sommerweizen durch N-Gaben zur Vor- Zwischenfrucht Raps. Mitteilung II: Mengen-Zeitgang der N-Fractionen im Boden (Vergleich: Bewuchs --- Brache) Göttinger Bodenkundl. Ber. 48, 77-235 (1977)
- ALDAG, R. und B. MEYER: Boden-Stickstoff-Gehalte und N-Fractionen der Schwemmlandböden im oberen Medjerda-Tal, Nordtunesien, im Bereich der INRAT-Station Ghardimaou. -Zur Dynamik des Produktionsfaktors Boden-Stickstoff und seiner Fractionen bei intensivem Beregnungsfeldbau-Schriftenreihe der Deutschen Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ), zur Veröffentlichung vorgesehen 1978
- CHENG, H.H. and KURTZ, L.T.: Chemical distribution of added nitrogen in soils. Soil Sc. Soc. Am. Proceed. 27, 312-316 (1963)
- OSBORNE, G.J.: The extraction and definition of non exchangeable or fixed ammonium in some soils from Southern New South Wales. Austr. J. Soil Res. 14, 373-380 (1976)

SILVA, J.A. and BREMNER, J.M.: Determination and isotope ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: V. Fixed ammonium.

Soil Sc. Soc. Am. Proc. 30, 587-594 (1966)

SPITZL, M. und J. GARZ: Quantitative Veränderungen von organisch gebundenem Stickstoff in Abhängigkeit von Düngung und Bodentiefe.

Archiv Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde 18, 691-698 (1974)



MITTEILUGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Kurzfassungen der
Referate der Tagung der
Kommission V
gemeinsam mit dem
Arbeitskreis für Geomorphologie
18.-22. September 1978
ANDERNACH

(Die Originalarbeiten erscheinen in einem Sonderheft der
Zeitschrift für Geomorphologie)

Band 27

1978

02 05 2016

I N H A L T

<u>MÜCKENHAUSEN, E.</u> : Die Paläoböden der Eifel in Abhängigkeit von der Geomorphologie	307
<u>FÖLSTER, H.</u> : Holozäne Umlagerung pedogenen Materials und ihre Bedeutung für fersiallitische Bodendecken	309
<u>HETSCH, W. u. H. Fölster</u> : Klimazonale Bodenbildung und Paläobodenreste in den venezolanischen und kolumbianischen Anden	310
<u>BRUNNACKER, K.</u> : Ausgewählte Kapitel der Bodengeschichte und -genese im mediterranen Raum	311
<u>SCHARPENSEEL, H.W. u. H. ZAKOSEK</u> : Phasen der Bodenbildung in Tunesien	313
<u>RIEDEL, W.</u> : Zur Klimamorphogenese extremer Verwitterung und Bodenbildung in Iberien	315
<u>SKOWRONEK, A.</u> : Die Terra rossa und ihre Bedeutung für klimageomorphologische Fragestellungen in Spanien	317
<u>PAUL, W.</u> : Zur Deutung und Datierung der Vorderpfälzer oberpliozänen Glacisbildung	319
<u>BLEICH, K.E. u. E. SCHLICHTING</u> : Nachweis und Vorkommen von Paläoböden in SW-Deutschland	321
<u>WITTMANN, O.</u> : Böden, Relief und Landschaftsgeschichte in Bayern	323
<u>ZECH, W. u. B.-M. WILKE</u> : Analytische Kennzeichnung von Karstschlottenfüllungen der Alb	325
<u>DAHM-ARENS, H.</u> : Pedogenese und Morphogenese im südöstlichen Westfalen	327
<u>TIPPKÖTTER, R.</u> : Geographische Methoden als Hilfsmittel in der Bodenkunde.- Nachweis und Verbreitung fossiler A_{hl} -Horizonte in der Hildesheimer Börde	329
<u>POETSCH, T.</u> : Mikromorphologische Untersuchungen zum Problem der Basaltverwitterung	331

<u>STÄBLEIN, G.</u> : Arktische Bodencatena am Beispiel Westgrönlands	333
<u>STREMME, H.E.</u> : Böden, Relief und Landschaftsgeschichte im Nordwestdeutschen Raum	335
<u>P. FELIX-HENNINGSSEN</u> : Genese und Stratigraphie mächtiger Paläoböden in der Drenthe-Moräne des Roten Kliffs auf Sylt	336
<u>LAMP, J. u. K. SIEM</u> : Bodengesellschaften der Moränen und Sander Mittelholsteins	337
<u>WILKE, B.-M. u. W. ZECH</u> : Analytische Daten zum Profil Hörmating	341
<u>HAAG, T.</u> : Durch Oberflächeneinflüsse bedingte Entwicklung eines fossilen Bodens	343
<u>BLUME, H.-P., R. HOFFMANN u. H.-J. PACHUR</u> : Periglaziäre Steinring- und Frostkeilbildungen norddeutscher Parabraunerden	345
<u>SEMMEI, A.</u> : Relief, Böden und Sedimente am oberen Mittelrhein	347

Die Paläoböden der Eifel in Abhängigkeit von der
Geomorphologie

von
E. Mückenhausen

Nachdem das variszische Gebirge Mitteleuropas weitgehend zu einer Rumpffläche eingeebnet war, konnte in einer langen Periode etwa vom Jura bis Ende Tertiär in einem meist feuchten tropischen oder subtropischen Klima eine intensive Verwitterung stattfinden. Aus den weitverbreiteten meist devonischen und karbonischen Schiefern und Grauwacken der Eifel entstand die "Weißverwitterung" der Geologen, im Kubiena'schen Sinne "Lehm" oder Plastosole, neuerdings auch Ferriallite genannt, die hier Paläoböden sind. In feuchten, ebenen und muldigen Lagen entstand der Graulehm, in höheren, trockeneren Lagen der Rotlehm, im Übergangsbereich zwischen diesen der Buntlehm. Im oberen Profilbereich waren diese Lehme kaolinitreich, im unteren illitreich. Es ist auch denkbar, daß der Illitreichtum des "tieferen Verwitterungsbereiches" im weniger warmen Klima des Miozäns und Pliozäns entstand, als bereits ein Großteil der mächtigen Verwitterungsdecke abgetragen war. Eine örtliche Zusetzung der Gesteine durch aufsteigende hydrothermale Lösungen ist auch möglich. Die genannten "Lehme" sind gekennzeichnet durch Basen- und Nährstoffarmut, dichte Lagerung und Staunäsebildung. Zur Zeit der Entstehung der "Lehme" wurden aus den Carbonatgesteinen der Eifel Terra fusca und Terra rossa gebildet, die ebenfalls viel Kaolinit enthalten. Die Sandsteine des Buntsandsteins und des Juras unterlagen der alten, starken Verwitterung ebenfalls; Vergrusung, örtlich auch Bleichung und Krustenbildung, sind hier kennzeichnend. Auch die Tonmergel des Muschelkalkes und Keupers verwitterten tief.

Bei der Alpenfaltung im Tertiär wurde die Eifel mit dem ganzen Rheinischen Schiefergebirge durch tektonische Schübe von Süden her angehoben, wobei die Rumpffläche in Schollen zerbrach. Diese Schollen erfuhren eine verschieden starke Anhebung, so daß die entfachte Erosion die Paläoböden der stärker angehobenen Schollen ganz beseitigte,

auf weniger angehobenen Schollen blieben sie teilweise erhalten. Im Pleistozän wurden diese "Reste" der Paläoböden solifluktiv umlagert. Die am weitesten verbreiteten solifluktiven "Lehme" bilden im heutigen Klima einen nährstoffarmen, dichten, staunassen Boden, meistens einen Graulehm-Pseudogley.

Holozäne Umlagerung pedogenen Materials und
ihre Bedeutung für fersiallitische Bodendecken

von
H. Fölster

Böden mit tonverarmtem Oberboden und tonangereichertem B-Horizont sind in der gemässigten, mediterranen und mässig feuchten, tropischen Klimazone vertreten. Ihre Oberböden zeigen eine geringe, die B-Horizonte eine grössere Abtragungsresistenz. Dieser Unterschied scheint während der die Pflugkultur begleitenden Erosion nur bedingt zum Tragen zu kommen, da er durch die mechanische Aufbereitung des Bodens während der Bearbeitung verringert wird. Ohne diesen Kultureinfluß dagegen wird der tonverarmte Oberboden bevorzugt mobilisiert und umgelagert, soweit durch anthropogene oder klimatisch bedingte Auflichtung der Vegetationsdecke der Oberflächenabfluß intensiviert wird. In der Nach-Pleniglazialen Feuchtphase (Holozän) hat es in den Subtropen und Tropen mehrere solcher Abtragungsphasen gegeben, welche das Bild der heutigen Bodendecke maßgeblich mitbestimmen.

Für drei Beispielsgebiete (Iberien, Nord- und Südnigeria) wird der Einfluß dieser bevorzugten Oberbodenabtragung aufgezeigt, die zeitliche Stellung der Abtragungsphasen sowie der Prozess diskutiert, und - wo vorhanden (Iberien) - der Unterschied zur jüngeren pflugbedingten Abtragung demonstriert.

In beiden Fällen handelt es sich, jedenfalls über weite Hangbereiche hinweg, um flächenhafte Abspülung. Die Abtragungsfläche der Pflugerrosion schneidet Schichten und Horizonte am Hang, aus deren Mischung sich dann zwangsweise das Material der kolluvialen Durchgangssedimente zusammensetzt. Während der intra-holozänen Abtragung bildeten sich dagegen Durchgangssedimente, z. T. in Dellen und am Hangfuß akkumuliert, aus dem Material der tonärmeren Oberböden. Die tonreichen, kohärenteren Unterböden wurden, soweit sie nicht großflächig erhalten blieben, vorwiegend durch Eintiefung von Konzentrationsgerinnen und Stufenrückverlegung ausgeräumt.

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2,
3400 Göttingen

Klimazonale Bodenbildung und Paleobodenreste in den
venezolanischen und kolumbianischen Anden

von

W.Hetsch und H.Fölster ⁺

Das zentrale Längstal der venezolanischen Anden ist das Chamatal. Hier findet man in 500-1200 m Höhe ein Trockengebiet mit Niederschlägen von 500 bis 800 mm/Jahr. In 1800 bis etwa 3200 m Höhe folgt eine typische Nebelwaldstufe mit Niederschlägen bis um 2000 mm/Jahr.

Parallel mit dieser Klimasequenz vom warmen Trockengebiet über einen Übergangsbereich zur kühlhumiden montanen Stufe geht ein Wandel der Bodenformen. Im Trockengebiet ist mit höchstens episodischer Versickerung zu rechnen, die Humusgehalte der Böden sind gering, die Böden liegen im Karbonatpufferbereich mit Calcium als dominierendem Kation am Austausch. Die Tonmobilität ist mäßig. Im Übergangsbereich mit periodischem Sickerwasser während der Regenzeit beginnt der Eintausch von Al- und H-Ionen gegen Ca-Ionen. Der pH-Wert sinkt ab, die Böden zeigen ausgeprägte Tonverlagerung. In der kühlhumiden Stufe mit einem permanenten Sickerwasserfluß sind die Böden sehr sauer. Der Austauscher ist mit Al belegt, das bei den niedrigen pH-Werten im Boden nach unten verlagert wird und z.T. im unteren B-Hor. wieder ausfällt.

Abweichungen von diesem Schema sind durch ältere andersartige Bodenbildungsbedingungen verständlich. An Paläobodenresten der leichter datierbaren Aschenböden in der Nebelwaldstufe der geographisch benachbarten kolumbianischen Zentral- und Ostkordillere lassen grauweiße Naßböden mit Eisenbändern auf ein kaltfeuchtes Klima vor etwa 30000 B.P. schließen, graue und stärker humose Naßböden von 30000 - 20000 B.P. auf ein kalttrockenes waldfeindliches Klima. Danach herrschte bis etwa 10000 B.P. ein kalttrockenes Klima mit stärkerem Bodenabtrag.

Die venezolanischen Bodenrelikte sind vor diesem Hintergrund zu interpretieren.

⁺Inst. f. Bodenk. u. Waldernährung, Büsgenweg 2, D 34 Göttingen

Ausgewählte Kapitel der Bodengeschichte und -genese
im mediterranen Raum

von
Brunnacker, K. *)

Ein Vergleich der Böden des jüngeren Quartärs in Mitteleuropa mit den mediterranen Böden zeigt neben gemeinsamen Zügen Unterschiede grundsätzlicher Art.

Der Löß als eiszeitlicher Rohboden ist in Mitteleuropa als typischer äolischer Löß vertreten. In feuchteren Gebieten ist er hier als Staublehm entwickelt. Im mediterranen Raum ist er in relativ feuchteren Bereichen als noch typischer Löß ausgebildet. Gegen aridere Räume hin wird er zunehmend durch Deluviallöß abgelöst. Auch verändert sich im Lößkalk das Verhältnis der stabilen O- und C-Isotope.

In den Interstadialböden, soweit kalkhaltig, sind grundsätzliche Unterschiede hinsichtlich der Isotopenverhältnisse vorhanden. Die mediterranen Interstadialböden zeigen außerdem eine abweichende Variationsbreite gegenüber Mitteleuropa.

Weniger groß sind die Verschiebungen der Isotopenverteilung bei mediterranen Krustenkalken als Cc-Horizonten und mitteleuropäischen interglazialen Cc-Horizonten. Daneben lassen sich aber auch Kalkkrusten als Folge azsenderer Wässer unterscheiden.

Die warmklimatische Pedogenese der quartären Klimazyklen setzt im mediterranen Raum früher ein und endet später als in Mitteleuropa. Dies läßt sich über den Verband mit paläolithischen Kulturen beweisen. So hat sich im Spätglazial in geeigneten Geländepositionen bereits ein Bodenkomplex mit sehr ausgeprägten roten und braunen Horizonten sowie Tirs gebildet,

*) Geologisches Inst., Lehrstuhl für Eiszeitenforschung,
Zülpicher Str. 49, 5 000 Köln 1

als in Mitteleuropa noch ausgesprochen kaltklimatische Tundra vertreten war. Ferner sind zu Beginn der Letzten Eiszeit braunlehmartige Böden entstanden, die aus der Sicht Mitteleuropas noch als Interglazial-Böden angesprochen werden müßten.

Demgegenüber zeigt sich als gemeinsamer Zug, daß die Böden vielfach aus Deckschichten hervorgegangen sind, die nachfolgend durch die Pedogenese völlig überprägt wurden. Liefergebiete und damit verantwortlich für den Materialwechsel war z.B. in der Küstenebene von Israel im wesentlichen der eiszeitlich trockengelegte Schelf mit Sanden und Tonen bzw. im Hinterland Reliktböden verschiedenster Art.

Bei den quartären Mediterran-Böden, unabhängig von ihrer Klima-Stellung, läßt sich eine Entwicklungsreihe im Sinne von KUBIENA nicht erkennen. Vielmehr ist in erster Linie das Wechselspiel von Übernässung und Austrocknung im Jahresablauf maßgebend. Dabei wurde der Kalk umgesetzt. Ob er abgeführt wurde oder im Boden ausgeschieden wurde, ist hierbei von sekundärer Bedeutung.

Phasen der Bodenbildung in Tunesien

von

H. W. SCHARPENSEEL und H. ZAKOSEK

Als erste Mitteilung im Rahmen einer größeren Projektplanung zum Studium der fossilen Böden Tunesiens bis in den Grenzbereich zur Wüste werden Ergebnisse von ^{14}C -Messungen dargestellt. Durch Korrelation von Probepunkten auf dem Cap Bon, im Medjerdah-Tal und im Vertisolbereich um Enfida ergibt sich eine Phase intensiver Bodenbildung um = 5000 Jahre, d.h. etwa parallel zum nord- und mitteleuropäischen Klimaoptimum. Eine altholozäne Bodenbildungsphase manifestiert sich durch Daten von 8500-9000 B.P. im Medjerdah-Tal, im Bereich der Hochsteppe S Le Kef und im Wadi des Oued Lakarit ca. 20 km N Gabès. Es bleibt offen, ob ein fossiler B_t -Horizont im Dünengebiet kurz vor der algerischen Grenze, nahe der Straße von Nefta mit 22.730 Jahren in Altersrelation zu den S Le Kef, im Medjerdah-Tal und in den Höhlenwohnungen von Matmata erkennbaren, noch nicht geprobten, älteren Bodenbildungen steht.

Weitere Daten beziehen sich auf fossile Gytjavorkommen im Schott el Rharsa und oberflächlich aufgehellte, tiefgründige Steppenbodenvorkommen im Raum Ksour Essaf.

Literatur:

- K. BELKHODJA, L. BORTOLI, J. P. COINTEPAS, P. DIMANCHE, A. FOURNET, J. C. JACQUINET, A. MORI (1973): Les sols de la Tunisie septentrionale, Sols de Tunisie, No. 5, S. 10 u.24. Republique Tunesienne, Ministère de l'Agriculture, Division des Sols, Tunis.
- K. BRUNNACKER (1973): Einiges über Löss-Vorkommen in Tunesien. Eiszeitalter und Gegenwart 23/24, S. 89-99.
- P.E.DAMON, J.C. LERMAN, A.LONG (1978): Temporal Fluctuations of atmospheric ^{14}C : Causal Factors and Implications. Ann.Rev.

Earth Planet. Sci. 6, 457-494.

H. W. SCHARPENSEEL (1972): Messungen der natürlichen C-14 Konzentration in der organischen Substanz von rezenten Böden. Eine Zwischenbilanz. Z. Pflanzenernährung Bodenkunde, 133,3,241-263.

I.J. SMALLEY, D.M. KRINSLEY (1978): Loess deposits associated with deserts. Catena, 5,S.53.

D.H.YAALON (1969): Origin of Desert Loess. INQUA Congress Paris, 1969 Proc.

Zur Klimamorphogenese extremer Verwitterung
und Bodenbildung in Iberien

von
W. Riedel

Die klimamorphogenetische Einordnung tiefgründiger Profile ungewöhnlich hohen Verwitterungsgrades auf der Iberischen Halbinsel wird weiter diskutiert. Der Verfasser stellt Beispiele aus verschiedenen Teilen der Halbinsel vor, u.a. rube-fiziertes und plinthitisiertes Bodenmaterial.

Aufgrund makromorphologischer und mikromorphologischer Vergleiche mit (sub-) rezenten Böden aus den heutigen Tropen werden extrem entwickelte Bildungen auf der Iberischen Halbinsel - im Gegensatz zu anderen Autoren - klimamorphogenetisch feucht-tropischen Bedingungen des Praequartär zugeordnet.

Literaturhinweis:

RIEDEL, W. (1973): Bodengeographie des kastilischen und portugiesischen Hauptscheidegebirges. Mitteilungen der Geographischen Gesellschaft in Hamburg. Band 62. 162 S.

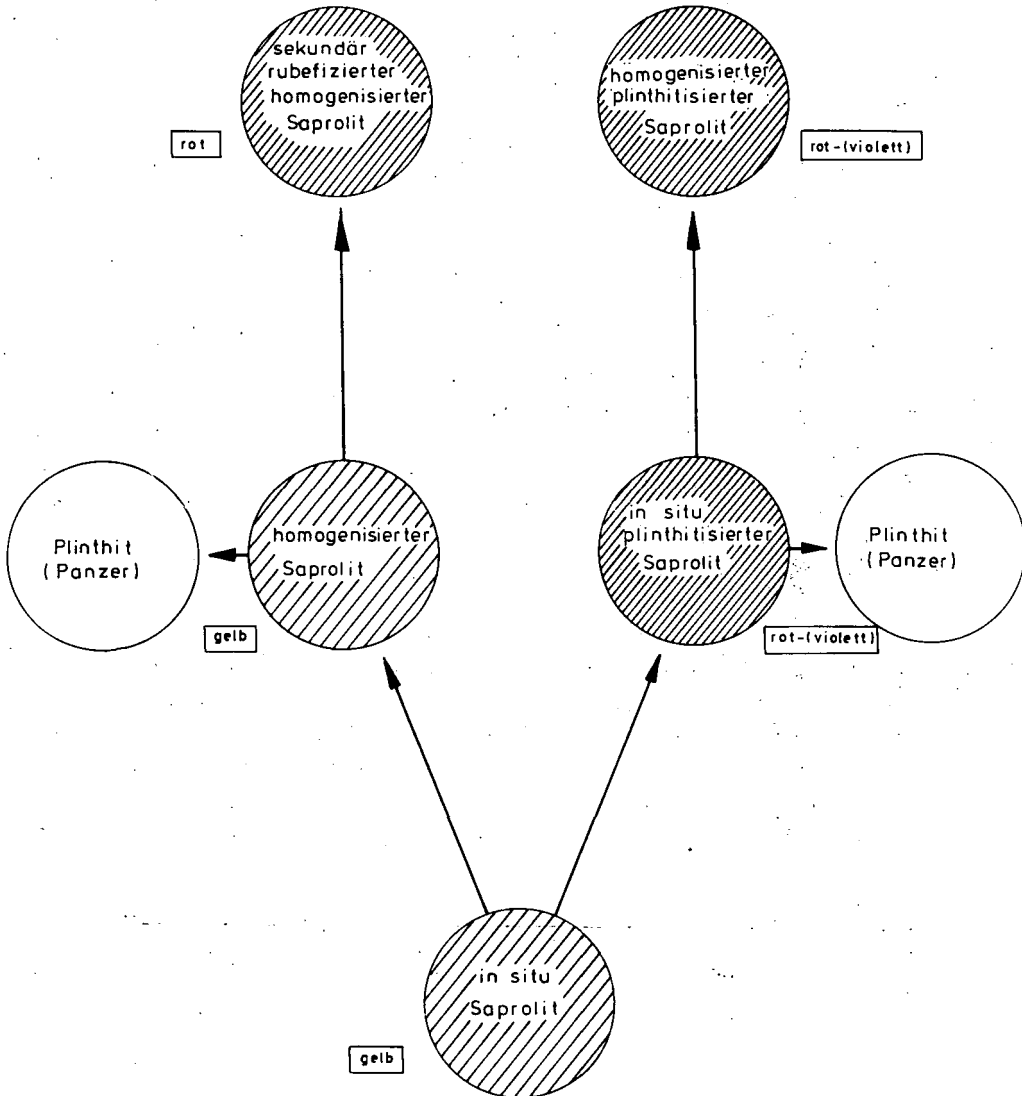
RIEDEL, W. und SCHMIDT-LORENZ, R. (1977) im Druck): Micromorphological investigations of relic soils of the Cordillera Central (Spain). Vortrag auf dem V. International Working Meeting on Soil Micromorphology, Granada/Spain.

SCHMIDT-LORENZ, R. (1974): Nachweis von Laterit-Spuren in paläopedogenem Material, aufgezeigt an Beispielen aus Mitteleuropa. Mitt. d. Dtsch. Bodenkundlichen Ges., 20, S. 114 - 122.

SCHMIDT-LORENZ, R (1977, im Druck): Soil reddening through hematite from plinthitized saprolite. Vortrag auf dem Treffen der Kommissionen IV und V der Internat. Bodenkundlichen Ges. über "Classification and Management of Tropical Soils" (CLAMATROPS) in Kuala Lumpur/ Malaysia.

Diese tropischen Saprolite lassen sich aufgrund der bisherigen Aufnahmen und unter Zuhilfenahme der Ableitungen von SCHMIDT-LORENZ wie folgt gliedern:

Tropische Saprolite und ihre Derivate



Die Terra rossa und ihre Bedeutung für klima-
geomorphologische Fragestellungen in Spanien

von

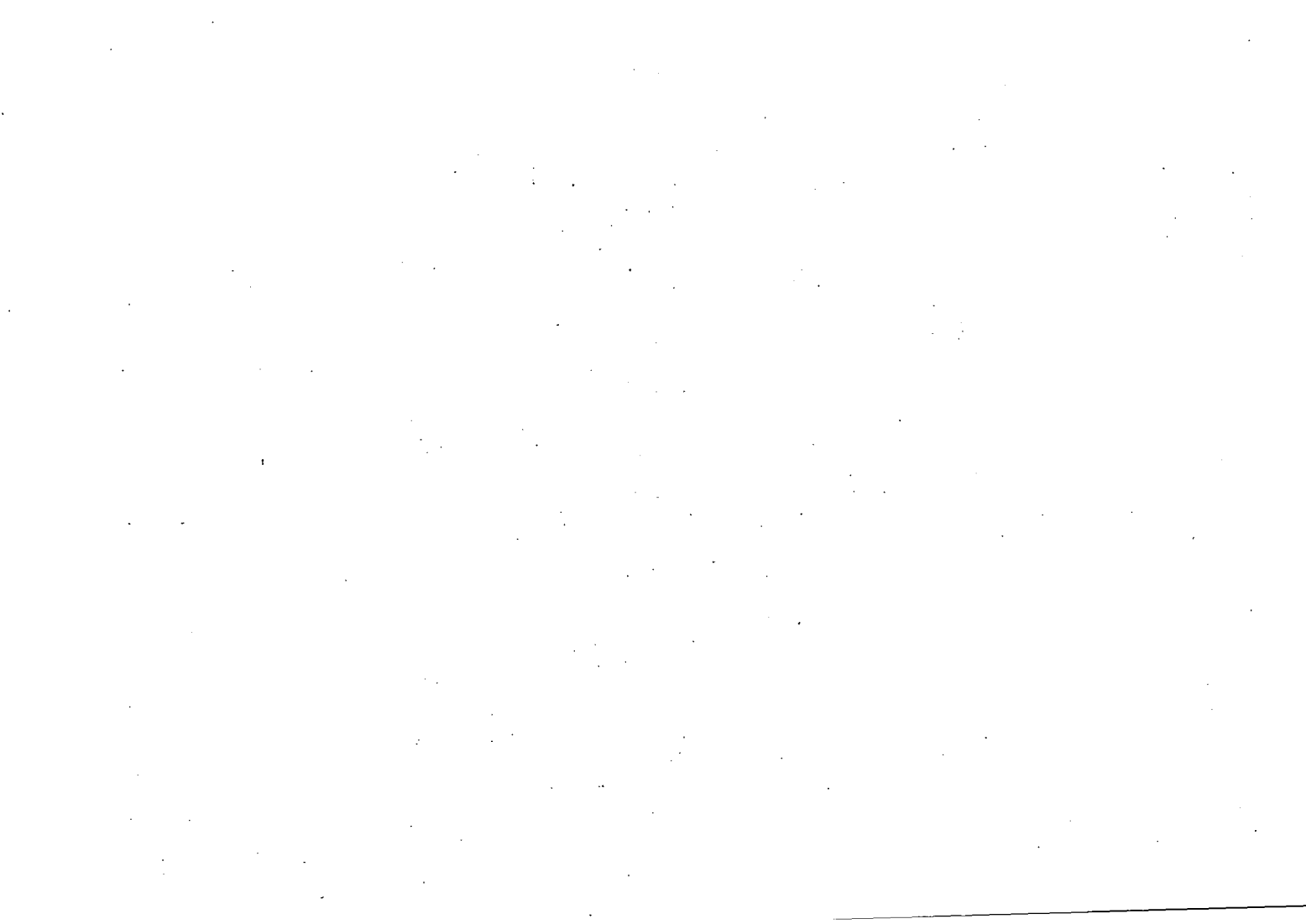
A. Skowronek⁺

Die Auffassungen über das "Terra rossa-Problem", d.h. über die Bildungsbedingungen, die Altersstellung und damit über die klima-ökologische Einstufung der Mediterran-Roterde in die Zeitabschnitte des Tertiärs und Quartärs sind auch heute noch sehr kontrovers. Im Mittelmeergebiet gilt sie meistens als ein Relikt des jüngeren Tertiärs oder des älteren bis mittleren Pleistozäns. In Teilen Ost- und Südspaniens ist aber ein spätglazial-holozänes Alter sehr wahrscheinlich, denn die Terra rossa ist dem unter pleistozänen Bedingungen gebildeten und heute noch aktiven Täler-Steilrelief konform verbreitet und mit Kalksteinböden mehrerer typologischer Varianten assoziiert.

Die Untersuchungen der bodenbildenden Faktoren und bodeneigener Merkmale an Standorten von Oberflächen-Terra rossa über die ganze mediterrane Klimazone hinweg erbrachten den Nachweis einer höheren potentiellen Kraft der Verwitterung und Bodenbildung als in Mitteleuropa. Besonders fehlende makro- und mikromorphologische Veränderungen in autochthonen Terra-Profilen stützen die Ansicht, daß die Terra rossa in Ost- und Südspanien ein Klimaxboden ist. Anthropogen induzierte und verstärkte Hangabtragung erschwert dagegen Neu- und Weiterbildung. Die Übereinstimmungen pedogener Merkmale mit bekannten Bodenbildungsfaktoren machen die Terra rossa im westlichen Mittelmeergebiet zum holozän-rezenten Verwitterungsäquivalent der heutigen Abtragung.

Darüber hinaus könnten relikte bzw. fossile solche Kalkstein-Rotlehme in Mitteleuropa auch unter diesem Aspekt gesehen werden.

⁺ Institut für Geographie, Am Hubland, 8700 Würzburg



Zur Deutung und Datierung der vorderpfälzer ober-
pliozänen Glacisbildung

von

W. Paul

Der Referent akzeptiert den von G. STÄBLEIN (1972) für dessen augenscheinlich oberpliozäne "Glacis-Sedimente" postulierten mehr oder minder ariden Charakter, denkt indessen nicht an warm-aride, sondern an ausgesprochen kalt-aride Bildungsbedingungen, m.a.W. an solche einer ersten, das kontinentale Pleistozän ankündigenden oder einleitenden und sogleich recht kräftigen Kaltzeit. Es dürfte schwer fallen, für das allerjüngste Pliozän für unsere Breiten eine warm-aride Klimaperiode zu belegen oder oder auch nur wahrscheinlich zu machen. Dagegen fehlt es nicht an Indizien (cf. H. HOINKES zuletzt 1968) für eine frühe und maximale Kaltzeit vor etwa 3 Millionen Jahren, d.h. um die Wende Pliozän/Pleistozän nach der gegenwärtigen kontinentalen Grenzlegung. Auf die zu diesem Zeitpunkt in Mitteleuropa allerorten vorhandenen überaus mächtigen Böden und Zersatzzonen müssen sich die überhaupt erstmals einwirkenden periglaziären Abtragungsfaktoren extrem verheerend ausgewirkt haben. Der Pfälzer Buntsandsteindetritus, in ungeheuren, allen Aktualismus weit hinter sich lassenden Mengen mobilisiert, wurde zum geradezu idealen Transportmittel selbst der größten, bis dahin als Zersatzresidua in den alten Böden steckenden Buntsandsteinblöcke. Bemerkenswerterweise kehrt deren Kaliber in allen späteren kaltzeitlichen Bildungen nicht mehr wieder - der Frostwechsel hinterläßt allen folgenden Warmzeiten nur noch kleinere Kaliber zum Zersatz.

Es ist nun nicht ohne Interesse, daß sich am Ost-Schwarzwald über einstigen (jungpliozänen!) endogenen oder exogenen Depressionen im Bereich des Schichtstufenlandes entsprechende Bildungen - Schwemmlehme, total zersetzte (verlehnte) Grundgebirgs-Schotter und riesige, darin steckende Buntsandsteinblöcke mit verhältnismäßig guter Zurundung - finden. Sie sind schon seit langem unter Bezeichnung "Höhenschotter" oder "Wanderblöcke" bekannt. Der Referent hat diese Bildungen schon früh

aufgrund morphogenetischer Ableitungen als jungpliozän angesprochen, 1969 einer frühesten, oberpliozänen Kaltzeit zugeordnet und 1970 paläontologisch als jüngstpliozän datieren können.

So ließe sich denn vielleicht zum einen die Grenze Pliozän-Pleistozän (freilich nur die kontinentale, behelfsmäßige) näherungsweise über eine größere Distanz hinweg und auf völlig voneinander unabhängigen Wegen festlegen und zum andern die in der marinen Stratigraphie des Jungpliozäns verzeichnete früheste und gleichwohl ausgeprägte Kaltzeit mittels festländischer Indizien verifizieren. Doch möge dies alles nur erst einmal als bloß gedacht betrachtet werden.

Schriftenverzeichnis

- H. HOINKES, Wir leben in einer Eiszeit. - Umschau in Wissenschaft und Technik, 68, 26, 810 - 815. Frankfurt 1968
- W. PAUL, Die plio- und pleistozänen Schotter der Wutach-Donau am Ost-Schwarzwald. Eiszeitalter und Gegenwart, 20, 232 - 242. Öhringen 1969.
- , In: Die Wutach. Naturkundliche Monographie einer Flußlandschaft: Erd- und Landschaftsgeschichte des Wutachgebietes. Von der spätjurassischen (frühkretazischen ?) Landwerdung bis zur Gegenwart - Portlandium (Valendis?) bis Holozän. Freiburg 1971, 135-189.
- G. STÄBLEIN, Zur Frage geomorphologischer Spuren arider Klimaphasen im Oberrheingebiet. - Z. Geomorph. N.F., Suppl. Bd. 15, 66 - 86, Berlin · Stuttgart 1972.

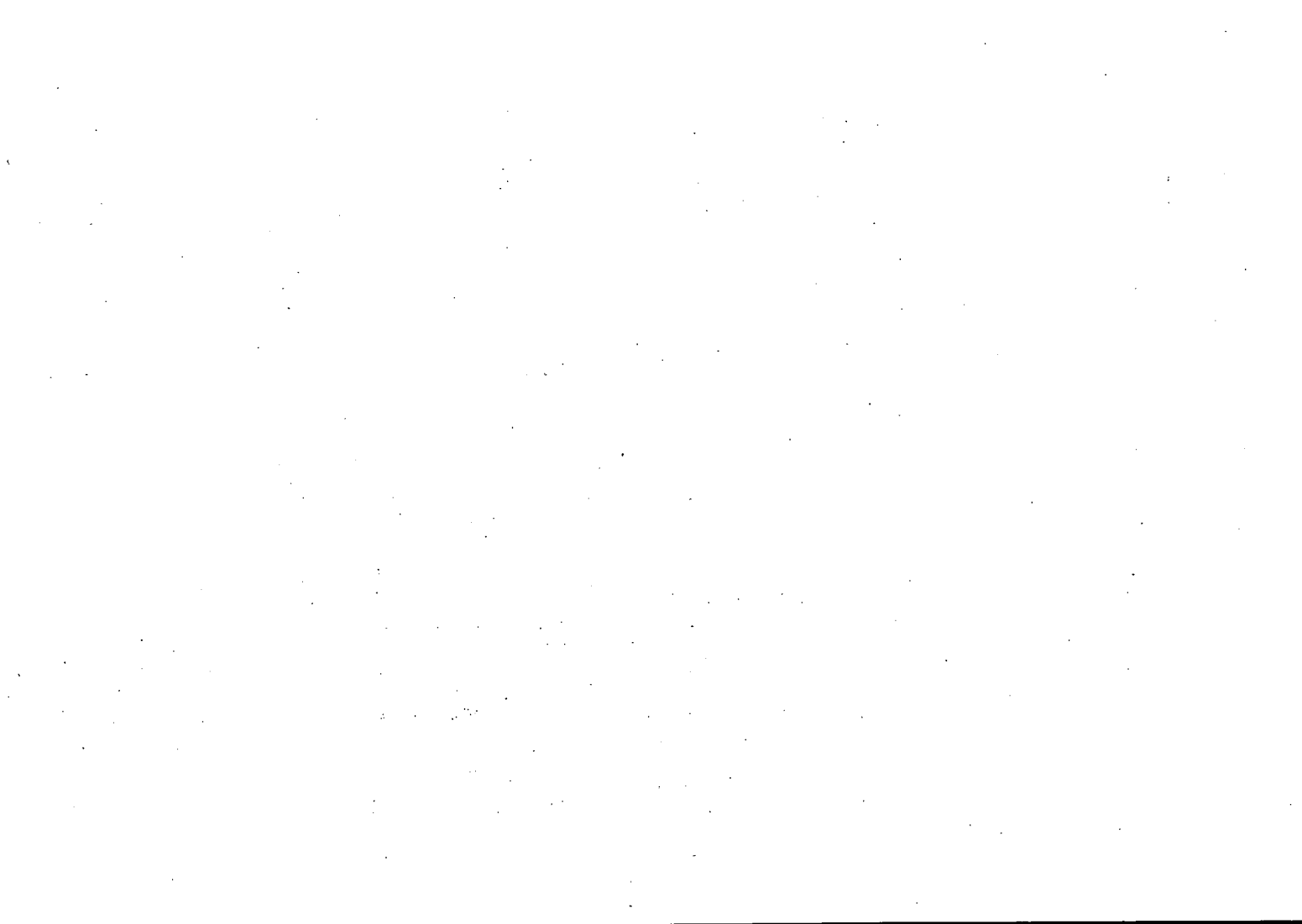
Nachweis und Vorkommen von Paläoböden in SW-Deutschland

von

K.E. Bleich und E. Schlichting

Für viele landschaftsökologische Aussagen muß die Konformität der Böden mit ihrer jetzigen Umwelt sichergestellt sein und für viele landschaftsgeschichtliche das Gegenteil. Nötig dafür ist mehr Unterscheidung von Vermutetem und Bewiesenem als bisher. Bei Definitionen erweist sich als problematisch, ob Paläoböden nur durch ihre Nonkonformität oder auch durch ein Mindestalter ($\frac{1}{4}$ Bodenalterung!) definiert werden sollten, ob relik als unter den jetzigen Bedingungen nicht entstanden oder nicht entstehbar interpretiert werden und welchen Grad der Independenz von der jetzigen Umwelt man von fossilen Böden verlangen sollte.- Die Nutzung des Informationsgehaltes von Paläoböden setzt deren Klassifikation nach einem global angelegten System für rezente Böden mit Grenzdefinitionen und Analyse zumindest der diagnostischen Merkmale, möglichst des Ausmaßes der Pedogenese, voraus. Die zeitliche Einordnung ist nur bei Angabe des nachgewiesenen Höchst- und/oder Mindestalters mit anderen Arbeiten korrelierbar. Vor (Übernahme der) Bezeichnung bestimmter Merkmale als relik oder Böden als fossil müssen bestimmte Mindestnachweise geführt sein.

Die typischen Paläoböden Südwestdeutschlands liegen nicht in den Zentren, sondern in den Randbereichen der Sedimentation. Die erhaltenen triadischen Landoberflächen zeigen nur wenig wirklich pedogene Prägung und sind deshalb keine verlässlichen Umweltzeugen. Sichere Bodenreste stammen aus dem Tertiär, sie sind jedoch in zwei von drei erwähnten Fällen das Produkt einer viel zu langen (und entsprechend heterogenen) Klimaentwicklung, als daß sie als Umweltzeugen interpretierbar wären. Das einzige brauchbare Beispiel ist nicht ausreichend untersucht. Eine klare Trennung zwischen tertiären und quartären Böden aus Kalkstein ist bisher nicht möglich, doch fällt auf, daß die Terra fusca sich durch ihre viel weitere Verbreitung (auch im Gäu) von den sicher tertiären Bodenresten (Bohnerzlehm, Rotlehm und -erde) unterscheidet. Von den pleistozänen Böden sind jene im LÖB nicht mit Böden unter Geschiebemergel parallelisierbar (die gut relativ datiert sind), da diese schlechter erhalten sind und längere Entwicklungszeiten hatten. Das Hengelo-Denekamp ist als Bodenbildungsphase nachweisbar. Ein gealterter Dauerfrostboden existierte im jüngeren Pleistozän Südwestdeutschlands nicht. Die holozänen Paläoböden stammen meist aus einem wärmer-trockeneren Zeitabschnitt vor dem Subatlantikum.



Böden, Relief und Landschaftsgeschichte in Bayern

von

O. Wittmann

Die in Bayern außerordentlich vielfältigen Beziehungen zwischen Boden, Relief und Landschaftsgeschichte werden an vier Beispielen aufgezeigt:

1. Fränkisches Schichtstufenland

Es wird geprägt von den verbreiteten Resten alter Rumpfflächen und den pleistozän eingetieften Tälern. Wenngleich sich die heutigen Böden der Altflächen meist in jüngeren Deckschichten entwickelt haben, bestehen enge Abhängigkeitsbeziehungen zu den Eigenschaften, hauptsächlich zur Durchlässigkeit der Boden- und Verwitterungsrelikte im Liegenden. Diese wiederum werden wesentlich vom Ausgangsgestein bestimmt.

An talbegleitenden Hängen und Schichtstufen liefern Solifluktions- und Hangschuttdecken auf mehr als 95 % der Fläche das Ausgangsmaterial für die dort im wesentlichen rezente Böden.

2. Tertiäres Hügelland

Das Tertiäre Hügelland wird fast nur von Lockersedimenten (Sande, Schotter, Tonmergel) aufgebaut. Sie begünstigten im Pleistozän die Entstehung eines ausgeprägten Reliefs mit markanten asymmetrischen Talformen. Altflächenreste sind nur noch vereinzelt vorhanden. Anhydromorphe rezente Böden aus äolischen oder Solifluktionsdecken überwiegen weitaus.

3. Schwäbische Riedel- und Terrassenlandschaft

Talschotter des älteren und mittleren Pleistozäns sind über tertiärem Untergrund als verfestigte Schotterplatten erhalten. Jüngere pleistozäne und holozäne Terrassenablagerungen nehmen die zunehmend tieferen Talpartien ein. Nieder- und Hochterrasse sind lößbedeckt; Böden: Parabraunerden. Die älteren Terrassen tragen Decklehme, die sich nach H. JERZ im Fall der mindelzeitlichen Terrasse durch einen, im Fall der günzeitlichen Terrasse durch zwei fossile Interglazialböden aus Lößlehm gliedern lassen und jeweils einem fossilen Schotterboden aufliegen.

*) Bayerisches Geologisches Landesamt, Prinzregentenstr. 28,
8000 München 22

4. Jungmoränenlandschaft des Alpenvorlandes

Das ursprüngliche Relief der glazialen Ablagerungen hat im Spät- und Postglazial wahrscheinlich nur geringe Veränderungen erfahren. Die Grundformen werden von den hoch durchlässigen, sandig-kiesigen Endmoränen über die zentripetal gerichteten, weniger durchlässigen, kiesig-schluffigen Moränen bis zu den dichten, schluffig-tonigen Grundmoränen zunehmend ausgeglichener. Das Zusammenwirken dieser Relief- und Materialunterschiede führt in Verbindung mit Niederschlägen von über 1000 mm pro Jahr zu ein-drucksvollen Unterschieden in der Verteilung des oberflächennahen Wassers in der Jungmoränenlandschaft.

Analytische Kennzeichnung von Karstschlottenfüllungen
der Alb

von

W. Zech und B.-M. Wilke¹⁾

An zehn Paläobodenresten aus paläontologisch datierten Karstschlottenfüllungen (Alter Mitteloligozän bis Altquartär) der südlichen Frankenalb und der Schwäbischen Alb wurden bodenchemische, tonmineralogische und mikromorphologische Untersuchungen durchgeführt. Nach Aussagen der Paläontologen²⁾ gehören die Fossilinhalte der Schlotten einem kurzen geologischen Zeitabschnitt an, d.h. die Füllung der Schlotten erfolgte relativ rasch. Wir prüften, ob die analytischen Kenndaten Aussagen über die Bodenbildungsbedingungen in den jeweiligen Zeitabschnitten erlauben. Fe_L^- , Fe_d -Gehalte, Fe_d/Fe_L , SiO_2/Al_2O_3 , SiO_2/R_2O_3 , $Zr_{Boden}/Zr_{Gestein}$, $Ti_{Boden}/Ti_{Gestein}$, $Sr_{Boden}/Sr_{Gestein}$ der ober- und mittelmiozänen sowie mitteloligozänen Bodenreste deuten auf eine intensive Verwitterung in diesen Zeitabschnitten hin. Dagegen machen die entsprechenden Gehalte und Koeffizienten der untermiozänen und altpleistozänen Schlottenfüllungen eine verminderte chemische Verwitterung wahrscheinlich. Auf intensive warmklimatische Verwitterung im Mittelmiozän und Mitteloligozän weisen auch tonmineralogische Untersuchungen hin. Die Tonfraktionen dieser Schlottenfüllungen wiesen Kaolinitgehalte von 90 % auf. Die geringsten Kaolinitgehalte wurden mit 5 % im Ton der untermiozänen Bodenreste und mit 20 % im Ton des altquartären Bodenrestes gefunden.

1) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth

2) Herrn Professor Dr. Dehm und Herrn Dozent Dr. Heißig, Paläontologisches Institut der Universität München, danken wir für die Überlassung der Proben und für die Information über das Alter der Fossilien.

Mikromorphologische Untersuchungen lassen erkennen, daß die Paläobodenreste nach ihrer Einfüllung in die Schlotten kaum verändert wurden. In fast allen Proben fanden wir sekundäre Carbonatausscheidungen.

Die Befunde der bodenkundlichen Untersuchungen decken sich gut mit denen der Paläontologen. Auf Grund von Tierfunden in den Schlotten hat im Untermiozän tatsächlich eine trockenere Phase geherrscht, während im Ober- bis Mittelmiozän und im Mitteloligozän warm- und feuchtklimatische Bedingungen herrschten.

Pedogenese und Morphogenese im südöstlichen Westfalen

von

H. Dahm-Arens

Westfalen wird in seinem Südostteil im wesentlichen von den Ablagerungen der Trias eingenommen. Erst im Eggegebirge, im Randbereich zur Münsterschen Bucht, sind diese Schichten von kretazischen Sedimenten überdeckt. Im Tertiär war das Gebiet Festland, so daß sich in diesem sehr lange währenden Zeitabschnitt und unter den vorherrschenden tropisch-subtropischen Klimabedingungen mächtige Verwitterungs- und Lösungsrückstandsdecken entwickelten. Im Pleistozän wurde das Gebiet vom nördlichen Eis nicht mehr erreicht. Es gehörte zum Periglazialbereich. So sind jüngere Sedimente - außer Löß - kaum hinzugekommen. Die Wirksamkeit des Periglazialklimas erfaßte sowohl den Löß als auch die durch tiefreichende Verwitterung entstandenen feinerdereichen Decken. Nur in erosionsgeschützten Lagen sind Reste, z. T. in Form vollständiger Böden, erhalten geblieben. Die Hochflächen - dabei handelt es sich meist um Relikte tertiärzeitlicher Kappungsflächen - sind jedoch weitgehend entblößt und die Gesteine herauspräpariert worden. Sie stehen in diesen Positionen heute fast überall bis zur Oberfläche an. In den Tälern und an den unteren, flach auslaufenden Berghängen sind dagegen Schuttströme und schluffreiche Fließerden von z. T. erheblicher Mächtigkeit angereichert worden. Hier entwickeln sich heute vorwiegend tiefgründige Böden - mit hohem Feinkornanteil -, wogegen die exponierten Lagen, vor allem die steileren Hänge und herausragenden Rücken und Kuppen, nur flach- bis mittelgründige Bodenbildungen - mit hohem Skelettanteil - zulassen.

Bodenentwicklung und Landschaftsformung stehen damit in unmittelbarem Zusammenhang und diese wieder in deutlicher Abhängigkeit vom Gestein, das durch seine wechselnde petrographische Zusammensetzung die Bildung unterschiedlicher Böden und differenzierter Geländegestalten entscheidend bestimmt.



Geographische Methoden als Hilfsmittel in der Bodenkunde.-
Nachweis und Verbreitung fossiler A_{h1}-Horizonte in der
Hildesheimer Börde

von
R.Tippkötter

Das Vorkommen der mit jungen Kolluvien bedeckten "subfossilen" Hildesheimer Schwarzerden wird meist unterschätzt. Die kolluvialen Deckschichten wurden in den norddeutschen Lößböden fast ausschließlich an den Hangfüßen vermutet. Wenig Beachtung fanden dagegen Kolluvien im mittleren und oberen Hangbereich. Die Vernachlässigung dieser Kolluvien hat vor allem zwei Gründe:

1. Viele isohypsenparallele Barrieren, vor denen sich Kolluvien ablagern könnten, sind wegen vorausgegangener Zusammenlegungen nicht mehr ohne weiteres erkennbar. Räumlich eng begrenzte Kolluvien werden deshalb leicht übersehen.
2. Die überlagernden Kolluvien entstammen den gleichen, oder doch sehr ähnlichen Substraten wie die "subfossilen" Schwarzerden. Der erosive Vorgang führt zudem zu ähnlichen profilprägenden Merkmalen wie die Degradierung und Lessivierung. Eine bodengenetische Ansprache aufgrund der Profilmorphologie wird dadurch erschwert.

Zur Ausgliederung der Kolluvien und der durch sie bedeckten Schwarzerden im Hildesheimer Raum werden folgende Methoden vorgeschlagen:

Geographische Methoden

- a. Rekonstruktion der mittelalterlichen Fluren mit den Verkoppelungskarten und den dazugehörigen Rezessen, da ein enger Zusammenhang zwischen Parzellengefüge, Einrichtung der Gewanne und Bodenerosion besteht.

Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str.2, 3000 Hannover

- b. Geomorphographische Detailkartierung in Anlehnung an die Methode KUGLER (1964) mit den Kartierinhalten Neigung und Wölbung. Mit diesen beiden wesentlichen Reliefeigenschaften lassen sich junge Akkumulationsräume mit ausreichender Sicherheit abgrenzen, ohne daß ein engeres Bohrnetz als das bei der Kartierung 1:5000 übliche angelegt wird.

Bodenkundliche Methoden

- a. Der Verlust an Feinmaterial während der Erosion wird in den Kolluvien u.a. anhand des Ton/Grobschluffverhältnisses und des relativ erhöhten Anteils der organischen Substanz in den $f_{A_{hl}}$ -Horizonten nachgewiesen.
- b. Veränderte Gefügemerkmale in den Kolluvien gegenüber den A- und fA -Horizonten bilden das sicherste Indiz zur Identifikation der M-Horizonte (TIPPKÖTTER u. REICHENBACH, 1977). Dazu zählen: Anzahl der Poren, Verteilung der Porengrößen, Porenform und Grad der biogenen Durchmischung. In den Kolluvien werden häufig Mikroschichtungen, tropfenförmige Schwermineralanreicherungen und weitgehendes Fehlen von Schluffcutanen festgestellt.

Literatur:

- KUGLER, H. Die geomorphographische Reliefanalyse als Grundlage großmaßstäbiger geomorphologischer Kartierung.- Wiss.Veröffentl.Dt.Inst.f.Länderkd., NF 21/22, 541-655, 1964
- TIPPKÖTTER, R. u. REICHENBACH, H. Graf v. Einige Ergebnisse der Gefügeuntersuchung mit Hilfe der quantitativen elektronischen Bildanalyse an Böden der Hildesheimer Börde., Mitt.Dtsch.Bodenkundl. Gesellsch., 25, 767-772, 1977

Mikromorphologische Untersuchungen zum Problem der
Basaltverwitterung

von

T. Poetsch

Die Beurteilung der Verwitterungsstabilität von Basalt wird i.A. von der Vorstellung einer mehr oder weniger mineralogisch-petrographisch einheitlich zusammengesetzten Basalt-Gesteinsgruppe geleitet. Daraus ergibt sich die Annahme, daß sich die einzelnen Gesteine dieser Gruppe gegenüber den Verwitterungskräften ebenfalls einheitlich verhalten. Es zeigt sich jedoch, daß der in der Praxis normalerweise weit gefasste Begriff Basalt in Wirklichkeit sehr verschiedene Basaltvarietäten, vor allem solche mit fließenden Übergängen zu anderen Gesteinsgruppen, umfaßt.

Gerade in Vogelsberg und in der Hohen Rhön als zwei bekannten großen Basaltgebieten, sind solche Übergangsvarietäten sehr weit verbreitet, so vor allem die im Gegensatz zu den "normalen" Feldspatbasalten foidführenden Alkali-Olivinbasalte bis Basanite. Solche foidführenden Basalte und ihre verschiedenen Zersatzzonen sind in dem bekannten Steinbruch in Dreihausen (südöstlich Marburg) aufgeschlossen, die Ergebnisse ihrer mineralogisch-mikromorphologischen Untersuchungen laßen sich wie folgt zusammenfassen:

a) Basaltverwitterung zum montmorillonitischen Zersatz

- 1.) Nephelin als charakteristischer Feldspatvertreter und Minerale der Zeolith-Gruppe sind - von Akzessorien abgesehen - die am wenigsten verwitterungsresistenten Bestandteile.
- 2.) Die Pyroxene sind dagegen deutlich stabiler als die erstgenannten Minerale. Daher sind die einzelnen pyroxenreichen Basaltströme deutlich verwitterungsresistenter als die pyroxenärmeren.
- 3.) Charakteristische Neubildungen dieser Zersatzzonen sind montmorillonitische Tonminerale.

*) Institut für Geographie und Wirtschaftsgeographie der
Universität Hamburg, Bundesstr. 55, 2 Hamburg 13

b) Basaltverwitterung zum metahalloysitischen Zersatz

- 1.) Sowohl die dunklen als auch die hellen primären Silikate sind fast zu 100 % verwittert.
- 2.) Charakteristische Neubildungen dieser Zersatzzonen sind metahalloysitische Tonminerale, Gibbsit und Eisenoxide.

Nach der Geländesituation repräsentieren die beiden unterschiedlich ausgebildeten Zersatzzonen nachweislich verschieden-altrige Bildungen, denn es wurde in beiden Profilen der Grenz-bereich frischer Basalt - angrenzende Zersatzzone untersucht und verglichen.

Arktische Bodencatena am Beispiel Westgrönlands

von

G. Stäblein

Die arktische Braunerde ist als Klimaxboden über kristallinem Gestein im periglazialen Tundrenbereich Westgrönlands die zonale klimaphytomorphe Bodenbildung. Wegen der durch Permafrost bedingten unterschiedlichen Bodendrainage und wegen des Gebirgsreliefs sind jedoch hydromorphe Tundrenböden als intrazonale hydromorphe Bodenbildungen, sowie Gesteinsrohböden als azonale lithomorphe Bodenbildungen weit verbreitet.

Die kleinräumig wechselnden geoökologischen Standortbedingungen sind entscheidend für die Pedovarianz. Der planetarische und hypsographische, pedologische Wandel tritt zurück, so daß die unterschiedlichen Bodentypen in einer allgemein für Grönland charakteristischen Catena erfaßt werden können (Fig.). Die Böden können zusammenfassend als "kryomorph" bezeichnet werden. Die Reliefverhältnisse erweisen sich als dominanter Faktor für die Bodendifferenzierung.

Aus dem Verhältnis zwischen der Ausbildung bzw. Störung der verschiedenen kryomorphen Bodentypen und den aktual-geomorphologischen Prozessen läßt sich die Bilanz der rezenten periglazialen Geomorphodynamik als "partielle Transformanz" bestimmen, wodurch die glazialen Vorzeitformen des heute periglazialen Gebirgsreliefs Westgrönlands überprägt wird.

Fig.: Böden und Relief in Westgrönland.

BÖDEN und RELIEF in Westgrönland

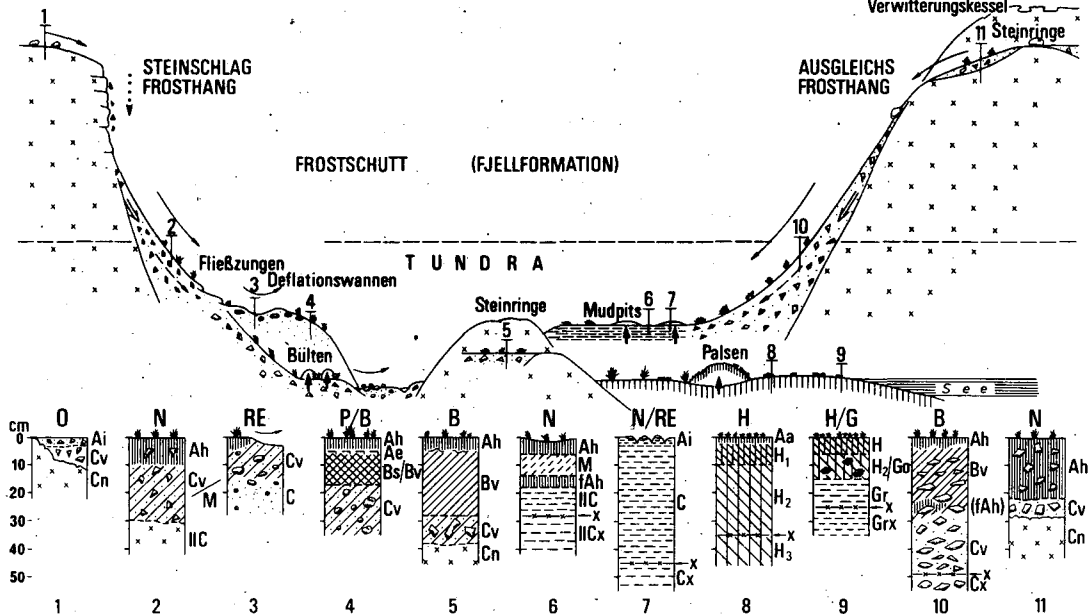
- x x kristallines Untergrundgestein
- o Moränenblöcke
- o Verwitterungsschutt
- schluffige marine Terrasse
- sandig-kiesige Terrasse
- ▨ Torf
- Permafrosttafel

Morph. Prozesse:

- Abspülung
- Deflation
- ∨ Steinschlag
- Kryosolifluktion
- ↓ Kryoturbation u. Frosthebung
- ⇌ Schuttwandern

C A T E N A

- O RAMARK
- N TUNDRENKRANKER
- RE REGOSOL
- P POOSOL
- B ARKT. BRAUNERDE
- H TUNDRATORFMOOR
- G TUNDRAGLEY



Böden, Relief und Landschaftsgeschichte im Nordwestdeutschen

Raum

von

H.E. Stremme

Ein Vergleich von Bodenkarten mit der Quartärkarte des Norddeutschen Vereisungsgebietes zeigt deutlich die engen Beziehungen der Böden zur Quartärstratigraphie. Auf der Bodenkarte von Schleswig-Holstein kommen Parabraunerden nur auf Geschiebemergel der Weichseleiszeit vor und nicht auf älteren Moränen. Parabraunerden und Pseudogleye sind die kennzeichnenden Böden auf dem Geschiebemergel der Weichseleiszeit.

Auf den Moränen der Wartheeiszeit sind dagegen Podsole (Rosterden bzw. Braunerdepodsole) und podsolierte Pseudogleye verbreitet, deren obere Horizonte in 50 - 100 cm mächtigen von Kryoturbation oder Solifluktion betroffenen Deckschichten ausgebildet sind. Darunter folgen reliktsche B_t -Horizonte von Parabraunerden der Eemwarmzeit, in denen Eiskeile der Weichseleiszeit zu finden sind.

In Mulden und an Hängen sind auf der Geest gelegentlich Podsole, Parabraunerden, Pseudogleye oder Gleye als fossile Böden der Eemwarmzeit anzutreffen. - Sie sind dort von periglazialen Ablagerungen bedeckt, in denen mehrere interstadiale Böden der Weichseleiszeit vorkommen können.

Eine besondere Art der Bodenbildung ist auf den drenthezeitlichen Moränen ausgeprägt. Charakteristisch dafür sind weit verbreitete sehr mächtige Bleichlehmhorizonte über braunen Anreicherungshorizonten und große Entkalkungs- und Verwitterungstiefen, von teilweise mehr als zehn Meter, die in der Treene-Warmzeit zwischen Drenthe- und Wartheeiszeit entstanden sind.

Die Böden erweisen sich als unentbehrlich zur Deutung der Landschaftsgeschichte des Norddeutschen Vereisungsgebietes. Sie eignen sich dank weiter Verbreitung einzelner Horizonte oder charakteristischer Verwitterungsbildungen außerdem gut zur Gliederung der pleistozänen Ablagerungen, insbesondere zur Abtrennung einer Warthe- von der älteren Drentheeiszeit. In Schleswig-Holstein werden die Bodenbildungen zur geologischen Kartierung seit über 20 Jahren mit gutem Erfolg als stratigraphische Horizonte herangezogen. Dafür sollten sie in Zukunft in Norddeutschland allgemein Verwendung finden.

Genese und Stratigraphie mächtiger Paläoböden in der
Drenthe-Moräne des Roten Kliffs auf Sylt

von

P. Felix-Henningsen

Im Rahmen geologischer Kartierungen im saalezeitlichen Altmoränengebiet Schleswig-Holsteins werden in ebenen Lagen hellgraue, an Oxiden verarmte, mehrere Meter mächtige Bleichhorizonte in Drenthe-Geschiebelehmen flächenhaft angetroffen, die sich außerhalb von aktueller Grund- oder Stauwasserbeeinflussung befinden und z.T. von warthezeitlichen Sedimenten überlagert werden. STREME (1960) sah in ihnen eine mächtige fossile Bodenbildung, die er stratigraphisch in die "Treene-Warmzeit" innerhalb der Saaleeiszeit stellte. Entlang der Steilküste des Roten Kliffs auf Sylt, das den Ausschnitt einer dem Drenthe-Hauptvorstoß zuzuordnenden Grundmoräne darstellt, die heute meist über 10 m tief entkalkt ist, tritt der 2 - 4 m mächtige, hellgraue Bleichhorizont (E-Horizont) etwa 2 km weit ohne Unterbrechung auf, wobei er von einem ebenfalls mehrere Meter mächtigen, rostbraunen Anreicherungshorizont (B-Horizont) unterlagert wird.

Analysendaten zeigen, daß der E-Horizont an pedogenen Fe- und Mn-Oxiden weitgehend verarmt ist, die im rostbraunen B-Horizont angereichert sind, wobei das Mn-Maximum stets in größerer Tiefe als das Fe-Maximum liegt. Bei Röntgenanalysen wurde festgestellt, daß ein Teil der angereicherten Fe-Oxide aus Lepidokrokit besteht. Diese und andere Merkmale erfüllen die Kriterien einer Bodenbildung und lassen auf eine Lösung und Verlagerung der Oxide unter reduzierenden Bedingungen schließen bei zeitweiliger Wassersättigung des Oberbodens (E-Horizont) infolge des geringen Gesamtporenvolumens (\emptyset 30 %) und der hohen Lagerungsdichte des Geschiebelehms (\emptyset 1,95 g/cm³). Die petrographischen und physikalischen Substrateigenschaften ändern sich im B-Horizont nicht. Infolge eingeschlossener Bodenluft fand hier bei nachlassender Wasserzufuhr (Niederschläge) eine oxidative Fällung der Fe- und Mn-Verbindungen statt.

Die Überlagerung dieser Bodenbildung mit einem z.T. 6 m mächtigen braunen (ungebleichten) Geschiebelehme eines jüngeren Saale-Stadiums erlaubt ihre stratigraphische Einstufung in eine Verwitterungsperiode vor dem Eem-Interglazial, innerhalb der Saaleeiszeit, die in dieser Hinsicht der "Treene-Warmzeit" nach PICARD (1959) und STREME (1960) entspricht. Die Bodenbildung weist auf eine warme Periode ohne Dauerfrostboden mit einem wechselfeuchten Klima interstadialen oder interglazialen Charakters hin. Sie übertrifft in ihrer Mächtigkeit ($>$ 10 m) die bisher bekannten interglazialen Verwitterungsbildungen.

Bodengesellschaften der Moränen und Sander
Mittelholsteins

von

LAMP, J. und SIEM, K. ⁺

1. Einleitung

Während des Baus der Erdgasleitung Wrist-Rendsburg im Jahr 1975 wurden an einem Abschnitt von insgesamt 46 km Länge detaillierte geomorphologische und bodenkundliche Erhebungen vorgenommen. An diesem etwa 2 m tiefen Transekt durch Flußablagerungen, Dünen und Moore des Holozäns, durch weichselzeitliche Sander sowie saalezeitliche Moränen und Sander (siehe Abb. 1) wurden die im Feld beobachtbaren Bodenmerkmale, einschließlich Bodentyp und -form, kontinuierlich erfaßt und die Daten auf Längsprofil-Bauplänen im Maßstab 1 : 1000 eingetragen (freundlicherweise von der 'SCHLESWAG' zur Verfügung gestellt). Zusätzlich wurden die Aufschlüsse durch Farbdia in großer Anzahl dokumentiert und an ausgewählten Stellen Bodenproben für Laboranalysen entnommen. Im Vergleich zu konventionellen geologischen und pedologischen Kartierungen in diesem Gebiet mit punktuell-flächiger Erhebungsweise (PICARD, 1961/62; STREMMER, 1966; SCHARAFAT, 1976) erfolgte eine - allerdings nur linienhafte - Bodenaufnahme sehr hoher Erfassungsintensität.

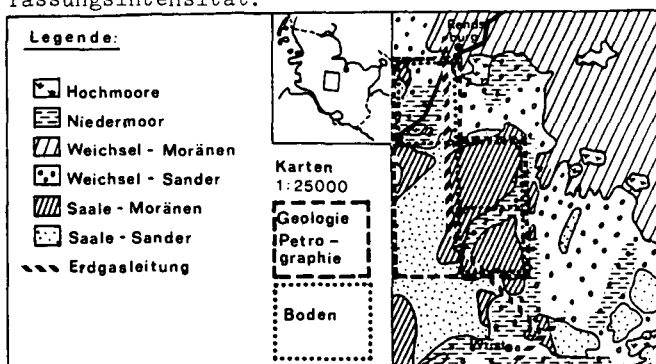


Abb. 1: Verlauf der Erdgasleitung durch Mittelholstein

⁺Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60, 23 Kiel 1.

2. Bodengesellschaften der Niederen Geest (I)

In der Niederen Geest (Vorgeest) mit ausgeglichenem Relief und meistens (fein-) sandigem, z.T. auch kiesigem und schluffigem Ausgangsmaterial fluvioglazialer, fluviatiler oder äolischer Entstehung zeigen sehr geringe Höhenunterschiede (oft nur 1-2 m) einen vergleichsweise großen, auf vorwiegend hydrologische Unterschiede zurückzuführenden Bodentypenwandel an (siehe Abb. 2, Abschnitt I). In häufiger Wiederholung tritt die folgende T o p o - H y d r o s e q u e n z in vollständiger Abfolge oder mit fehlenden Endgliedern (Braunerde; Aue, Niedermoor) auf (%-Anteile in Klammern):

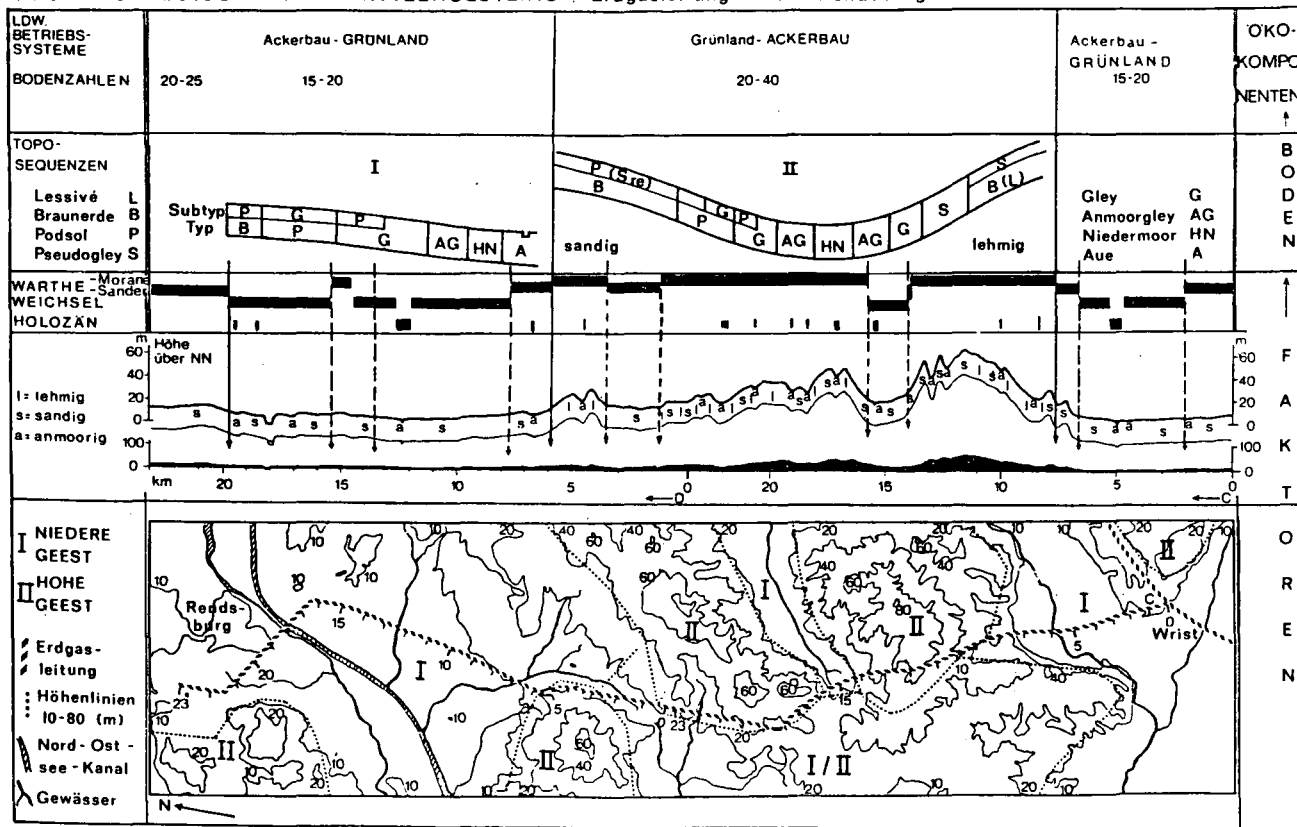
Gley-BRAUNERDE (0-5) / Gley-PODSOL (35) / Podsol-GLEY (30) / typ. GLEY (5) / ANMOORGLEY (15) / NIEDERMOOR (10) / AUE (0-5).

Höhenunterschiede von oft nur 20 cm weisen bereits auf einen Wechsel des Bodentyps hin, so daß selbst die Höhenlinien-Stufung der Grundkarten für Vorhersagezwecke zu grob ist. Vegetation, Nutzung und Petrographie führen zu einer weiteren Differenzierung der Bodenausprägungen, die auf den Ebenen der Bodenvarietät (Mächtigkeit und Lage der Horizonte) und der Bodenform systematisch erfaßt und regional durch Ausscheidung kleinräumiger Bodeneinheiten (Pedotope) kartiert werden können. Die Durchschnittslänge der im Transekt auftretenden Bodeneinheiten von etwa 300 m auf der Typenebene und weniger als 100 m für die Bodenformen weist auf eine überraschend hohe, auch durch andere Detailkartierungen belegte Bodenvariabilität der Niederen Geest hin (RIEDEL, 1974; KNEIB in Vorbereitung). Die Darstellbarkeit auf Bodenkarten 1 : 25 000 ist allerdings für mehr als 90 Prozent des Transektes gegeben.

3. Bodengesellschaften der Hohen Geest (II)

In der Hohen Geest führen warthestadiale Geschiebemergel und -lehme bzw. von den Moränen überwiegend als gefrorene Pakete aufgenommene, zum Teil nur über kurze Strecken transportierte und unvermengte Substrate (Störmeer-Tone, Drenthe- und Warthesande und -schluffe, s. PICARD, 1970) zu einer hohen P e t r o v a r i a b i l i t ä t der Bodenbildung. Diese wurde durch Periglazialvorgänge (Kryotur-bationen und -planationen während der Weichselvereisung) noch verstärkt und ist durch das Relief jedoch oft nicht angezeigt. Nur für einheitliches Ausgangsmaterial lassen sich T o p o - H y d r o s e q u e n z e n ausgliedern und zwar für (s. Abb.2, Abschn.II)

Abb. 2: **BODENGESELLSCHAFTEN MITTELHOLSTEINS (Erdgasleitung Wrist - Rendsburg)**



a) sandige Substrate:

Podsol-BRAUNERDE (4o) / PODSOL (1o) / (Pseudo-)Gley-PODSOL (1o) / (Podsol-)GLEY (15) / ANMOORGLEY (15) / NIEDERMOOR (1o),

b) lehmige Substrate:

Pseudogley-BRAUNERDE (z.T. LESSIVE) (35) / PSEUDOGLEY (25) / GLEY (15) / ANMOORGLEY (15) / NIEDERMOOR (1o).

Die mittlere Länge der Bodeneinheiten im Transekt variierte je nach Kategorie der Klassifizierung zwischen 200 (Bodentyp) und 50 m (Bodenform). Insbesondere bei Überlagerungen von Petro- und Topo-(Hydro-)variationen auf engem Raum lassen sich die resultierenden Bodeneinheiten nur noch auf sehr großmaßstäbigen Karten (ca. 1 : 5 000) darstellen. Diese extrem hohen Bodenvariabilitäten in der Hohen Geest treten allerdings nur stellenweise auf (etwa an 10-20 Prozent des Transektes) und rufen dann sogar Bodeneinheiten mit weniger als 10 m² Fläche hervor (LAMP, 1972).

Literatur:

- LAMP, J.: Untersuchungen zur Numerischen Taxonomie von Böden - durchgeführt an einem Bodenareal der Hohen Geest Schleswig-Holsteins. Dissertation Kiel 1972.
- PICARD, K.: Erläuterungen zur Geologischen Karte von Schleswig-Holstein 1 : 25 000, Kartenblätter 1823, 1824, 1923, 1924. Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel 1970.
- PICARD, K.: Geologische Landesaufnahme von Schleswig-Holstein, Geologie und Petrographie der Blätter 1723, 1823, 1923, 1824, 1924. Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel, 1961/62.
- RIEDEL, W.: Bodentypologischer Formenwandel im Landesteil Schleswig und Möglichkeiten seiner Darstellung. Mitt. Geograph. Ges. in Hamburg Bd. 63, 197-204, 1974.
- SCHARAFAT, S.: Bodenkarte von Schleswig-Holstein 1 : 25 000, Blatt 1723. Geolog. Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel, 1976.
- STREMMER, H.-E.: Bodenkarte von Schleswig-Holstein 1 : 25 000, Blätter 1824 und 1924. Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel, 1966.

Analytische Daten zum Profil Hörmating

von

B.-M. Wilke und W. Zech¹⁾

Anhand mikromorphologischer, tonmineralogischer und chemischer Untersuchungen wurde geprüft, ob die im Nord-Aufschluß des Drumlins von Hörmating gefundenen Verwitterungstaschen als postglazialer Durchgriff gedeutet werden können und ob sich diese von den R/W-Verwitterungszapfen des Mittel- und Südaufschlusses (vgl. Zech und Grottenthaler, 1975) unterscheiden. Folgende Ergebnisse wurden erzielt:

1. Die Verwitterungstaschen unterscheiden sich mikromorphologisch deutlich von den R/W-Verwitterungszapfen. Letztere sind wesentlich dichter gelagert - vermutlich durch Eisüberlagerung - und weisen fast ausschließlich verstreßte Illuvationscutane auf. Die Verwitterungstaschen des Nord-Aufschlusses sind dagegen gekennzeichnet durch ein lockeres Gefüge und ein in situ kaum verändertes Braunlehmteilplasma. Weite (\emptyset bis 3 mm) und z. T. mit Illuvationscutana gefüllte Poren in der sonst dichten und in den unteren 20 cm noch carbonathaltigen Grundmoräne über den Verwitterungstaschen des Nord-Aufschlusses machen deren Entstehung infolge eines postglazialen Durchgriffs wahrscheinlich.
2. Der Tonmineralbestand der Verwitterungstaschen im Nord-Aufschluß unterscheidet sich kaum von dem des darüberliegenden Würmmoränenbodens (B_c -Horizont), d.h. die Ta-

1) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie der Universität Bayreuth

schen sind nicht stärker verwittert als der rezente darüberliegende Boden.

3. Die $P_{Al, Fe}/P_{Ca}$ -Verhältnisse der R/W-Verwitterungszapfen sind mit 0,9 bzw. 1,2 deutlich höher als die der postglazial entstandenen Verwitterungstaschen, die ein Verhältnis von 0,2 aufweisen.

Literatur: Zech, W. und Grottenthaler, W.: Die Paläoböden von Hörmating. Mitt. d. Geogr. Ges. München, 60, S. 155-170 (1975).

Durch Oberflächeneinflüsse bedingte Entwicklung
eines 'fossilen Bodens'.

von

Haag, T. ⁺

In der Sitzung der Kommission V in Andernach wurden die Ergebnisse von Felduntersuchungen vorgestellt, die auf die teilweise komplizierten Wasserbewegungen im ungesättigten Bereich hinwiesen. Weiter gab das nachstehend gekürzt dargestellte Untersuchungsergebnis Anlaß, die stratigraphische Gliederung der quartären Sedimente mit Hilfe von Paläoböden allein sehr kritisch durchzuführen, insbesondere sofern der Paläoboden nur noch in Resten vorliegt. Weitere Fakten, wie Biostratigraphie, Lithostratigraphie etc sind hinzuzuziehen. Das angesprochene Problem des Einwirkens von Oberflächeneinflüssen wie Niederschlag und Temperatur auf die Bildung und Entwicklung von Verwitterungserscheinungen innerhalb des Sedimentes soll anhand der Lokalität der Forstkiesgrube Ochsenhausen/Oberschwaben dargestellt werden.

Während WEIDENBACH (1935) noch Rißmoräne über Rißschotter kartierte, gibt GRAUL (1968) Mindelmoräne über Mindelschotter, darunter Günzschotter mit einem fossilen Boden zwischen beiden Ablagerungen an. Eine chemo-physikalische Bearbeitung der Verwitterungszone erfolgte durch FRITZ (1968).

Als verwittert galten für die Felduntersuchung jene entkalkten Partien, die mit 10% HCl keine Reaktion zeigten, ferner Toneinschlammung und Verbraunung aufwiesen.

Einen ersten Hinweis auf Verbindungen der Verwitterungszone zur Oberfläche erhielt ich bei einer gemeinsamen Aufschlußbesichtigung durch Herrn Dr. SCHREINER. Durch umfangreiche Aufgrabungen und Sedimentanalysen konnte eine veränderte Deutung der Verwitterungszone bewiesen werden. Folgende Fakten sollten hervorgehoben werden:

⁺ Geogr. Institut der JLU, 6300 Gießen, Senckenbergstr.1

1. Die Grenze der petrographischen Zusammensetzung des Schotterkörpers bzgl. der im Rheingletschergebiet als Leitgruppe zu verwendenden Kristallingerölle liegt 5 m unter der V-Zone.

2. Die Oberkante der V-Zone schwankt in Beträgen bis zu 2 m und tritt jeweils an der Grenze von dichtem (Geschiebemergel, etc) zu lockerem Material (Schotter) auf.

3. Es bestehen 10 bis 30 cm breite Verbindungen von der V-Zone zur Oberfläche. Wurzelreste konnten nicht gefunden werden.

4. Die Verwitterungserscheinungen sind oft schichtig ausgebildet, d.h. entkalkte Horizonte wechseln mit kalkhaltigen. Ferner weisen die Verwitterungstaschen noch stellenweise kalkhaltige Gerölle auf. Die Grenze entkalktes/kalkhaltiges Material ist nicht scharf ausgebildet, was bei ähnlichen Sedimenten der Fall ist.

5. Auf der SW-Seite des Aufschlusses ist eine Vorstufe der V-Zone sichtbar. Deutlich ist der Durchgriff zur Oberfläche auszumachen. In etwa 1 m Tiefe erstreckt sich auf 2 m Breite eine deutlich verbrauchte Zone (Kalklösung im Feinmaterial, Toneinschlammung). Die Oberfläche der größeren Gerölle ist korrosiv angegriffen.

Im dichten Material entstehen Klüfte, die eine lineare Wasserbewegung ermöglichen, darunter folgt das lockere Sediment, hier erfolgt eine diffuse Wasserbewegung.

All diese Fakten bedingen eine Umdeutung der von GRAUL 1968 aufgestellten Stratigraphie. Eine solche Gliederung konnte auch in den letzten Jahren mit Hilfe der Schotterfüllungen im württ. Rottal nachgewiesen werden. GRAUL (1952, 1962) nahm hier ein Nebeneinander der quartären Akkumulationen, Haslacher und Tannheimer Schotterzug, an. In meinen Untersuchungen ergab sich hier aber ein Übereinander der Schotterzüge.

Literatur

- FRITZ, W. (1968): Bodenkundliche Untersuchungen im Iller-Riß-Gebiet und im Riedlinger Becken anhand physikalisch-chemischer Methoden. - masch. Magisterarb., Geogr. Inst.; Heidelberg.
- GRAUL, H. (1952): Zur Gliederung der mittelpleistozänen Ablagerungen in Oberschwaben. - Eiszeitalter u. Gegenwart, Bd. 2, S. 133; Öhringen.
- (1962): Eine Revision der pleistozänen Stratigraphie des schwäbischen Alpenvorlandes. - Pet. geogr. Mitt., 106, S. 253.
- (1968): Führer zur zweitägigen Exkursion im nördlichen Rheingletschergebiet. - Heidelberger Geogr. Arb., Bd. 20.
- WEIDENBACH, F. (1935): Geol. Spez. Karte v. Württ. Bl. Ochsenhausen. - Geol. Abt. des Stat. Landesamtes; Stuttgart.

Periglaziäre Steinring- und Frostkeilbildungen
norddeutscher Parabraunerden.

von

Blume, H.-P.⁺, R. Hoffmann⁺⁺ und H.-J. Pachur⁺⁺⁺

Parabraunerde-Landschaften der jungpleistozänen Moränenplatten Berlins sind von einem Frostkeilnetz durchzogen. Die Frostkeile werden als Flugsandfüllungen hochglaziärer Kältespalten gedeutet. Das Spaltennetz wurde durch Frosthebung und Bodenfließen plombiert und dabei teilweise von Steinwällen überlagert. Im Spätglazial sedimentierten Flugsande, die mit dem Liegenden Geschiebemergel bei Mächtigkeiten unter 60 cm durch Kryoturbation zum Geschiebedecksand gemischt wurden. Mächtigere Flugsanddecken (>60 cm) wurden nicht mit dem liegenden Geschiebemergel gemischt.

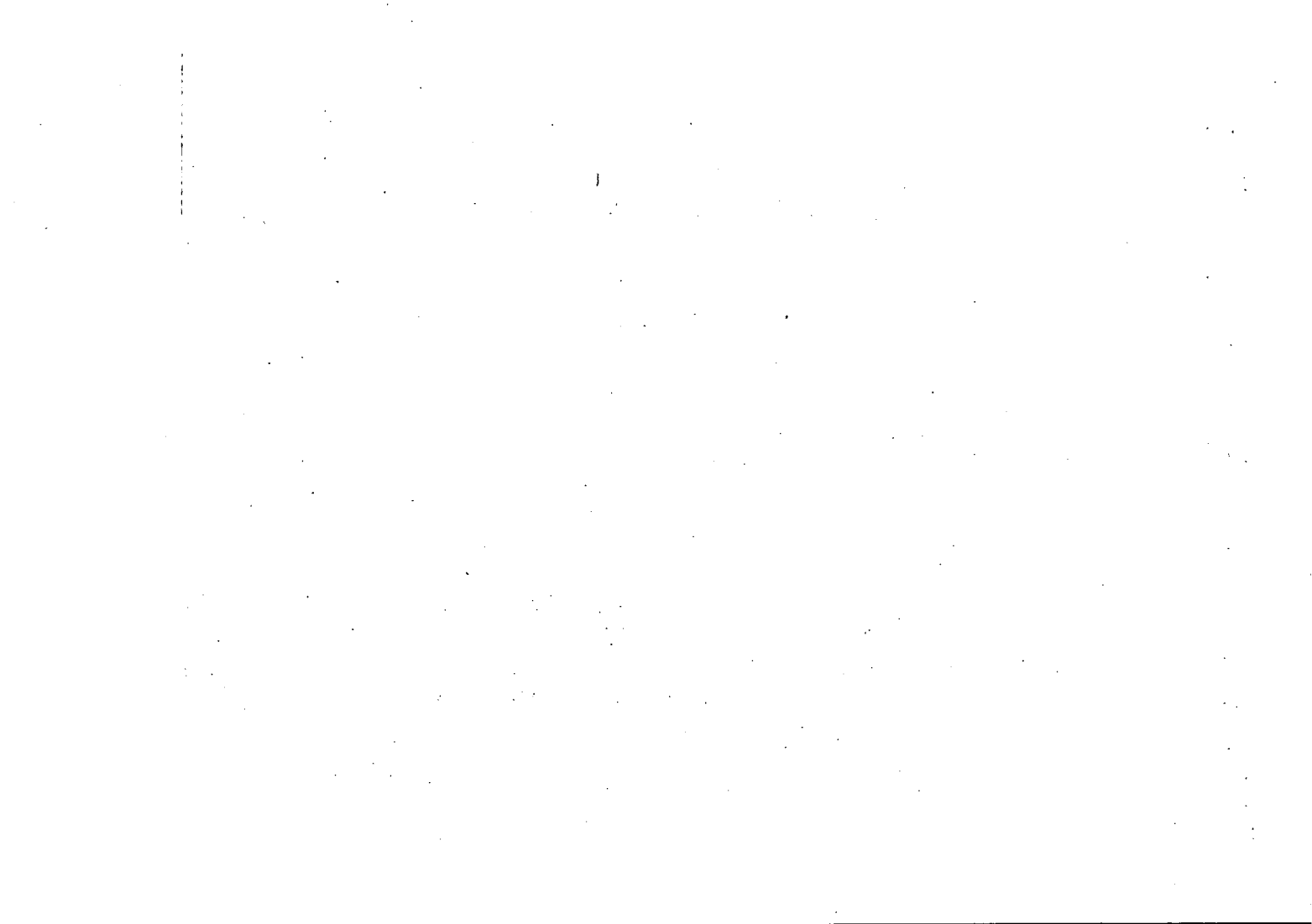
Im Spätglazial und Holozän haben dann Entkalkung, Humusakkumulation und Lessivierung Parabraunerden entstehen lassen. Die Tongehaltsunterschiede zwischen Ober- und Unterboden der Parabraunerden beruhen also auf einer Flugsandbeimengung und auf einer Tonverlagerung. Der verlagerte Ton bildet im Geschiebelehm Tonbeläge an Aggregatoberflächen, während die Sandfrostspalten von Tonbändern durchsetzt sind.

Parabraunerden mit Sandfrostkeilen sind nicht auf die älteren Moränenplatten der Weichselvereisung Norddeutschlands beschränkt, sondern können auch auf denen älterer Vereisungen beobachtet werden. Sie fehlen hingegen weitgehend den Platten nördlich der pommerschen Eisrandlage, das heißt in Ostholstein oder Nordmecklenburg.

⁺ Institut für Ökologie der Technischen Universität Berlin, Englerallee 19/21, 1000 Berlin 33.

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

⁺⁺⁺ Institut für Physische Geographie der Freien Universität Berlin, Grunewaldstr. 35, 1000 Berlin 41.



Relief, Böden und Sedimente am oberen Mittelrhein

von

A. Semmel

Das obere Mittelrhein-Tal zeigt auf weite Erstreckung das Bild, das als typisch für das gesamte Mittelrhein-Tal gilt: In alt- und mitteltertiäre Hochflächen ist das Trogflächensystem zwischen ca. 420 und 300 m NN eingeschnitten, dem sich bis ca. 200 m NN breite Terrassenreste anschließen, die man z.T. als pliozän, z.T. als pleistozän einstuft und die partiell als "altpleistozäne Hauptterrassen" bezeichnet werden. Unterhalb von 200 m NN schließt sich das steilwandig eingetieftete Engtal des Rheins an, in dem relativ selten Reste von mittel- und jungpleistozänen Terrassen erhalten sind. Der markante Sprung in der Entwicklung der Talform liegt also bei 200 m NN. Innerhalb der Boden- und Sediment-Entwicklung treten dagegen die deutlichsten Umschläge früher, d.h. auf höher gelegenen Terrassen auf.

Hinsichtlich der Böden ist bemerkenswert, daß die mächtigen grauen Zersatzzonen der älteren Hochflächen unterhalb von ca. 400 m NN nicht mehr so stark ausgebildet sind. Hier finden sich vielmehr häufig Reste von rötlichen Böden (5YR 5/8), deren gelbliche und graue Zersatzzonen selten mehr als 1 m mächtig werden. Sie sind sowohl auf devonischen Schiefen als auch auf den Rheinkiesen oberhalb 240 m NN ausgebildet. Charakteristisch für die rötlichen Böden sind hoher Tongehalt (40 - 50%), fast völliges Fehlen von Plagioklasen, etwa gleicher Anteil von Kaolinit, Illit und mixed layer - Mineralen, im Schwermineralbestand kommen nur stabile und metastabile (Epidot - Zoisit) Komponenten vor, im Dünnschliff dominiert orientierte Tonsubstanz. Insgesamt sind diese Böden den neuerdings aus Rheinhessen beschriebenen altpleistozänen roten Böden sehr ähnlich. Sie entstanden im Mittelrhein-Tal auf pedimentähnlichen Formen unter offenbar noch recht warmem Klima, das zumindest während der Ablagerungen der Terrassenkiese unterhalb von ca. 300 m NN von Perioden kaltzeitlich-periglazialen Charakters unterbrochen

wurde.

Als Beleg für ein kälteres Klima werden Sedimentfazies und Geröllbestand dieser Kiese gedeutet, die sich von den jüngeren periglazialen Rheinsedimenten nur durch den fehlenden Kalkgehalt und das Nichtvorhandensein instabiler Schwerminerale unterscheiden. Im Gegensatz dazu besitzen die eindeutig tertiären Sedimente oberhalb von 300 m NN andere Fazies und Geröllbestand. Es fehlt der Schiefer und bei den Schwermineralen der Epidot-Zoisit.

Kalkhaltige Kiese und die komplette "rheinische" Schwermineralgesellschaft mit vielen instabilen Mineralen (Granat, Hornblende, Augit) sind erst unterhalb von 240 m NN anzutreffen. Hier fehlen auch die rötlichen Böden. Stattdessen finden sich die typischen Reste von fossilen Parabraunerden, wie sie auch die jüngeren Terrassen im Engtal tragen. Es zeichnen sich also deutliche klimabedingte Parallelen zwischen Boden- und Sedimententwicklung ab. Da die Bildung des Engtals erst erkennbar später einsetzte als der Umschlag in der Boden- und Sedimententwicklung, liegt die Vermutung nahe, daß die Verstärkung der Tiefenerosion nicht so sehr klimatisch bedingt war, sondern durch andere Ursachen ausgelöst wurde. Dazu könnte eine verstärkte Heraushebung des Rheinischen Schiefergebirges und/oder eine kräftigere Absenkung der Niederrheinischen Bucht gehören. Spekulieren ließe sich allenfalls noch über die Auswirkung klimatisch bedingter Meeresspiegelschwankungen.

Hinweise auf Literatur bei

BIBUS, E. & SEMMEL, A. (1977): Über die Auswirkung quartärer Tektonik auf die altpleistozänen Mittelrhein-Terrassen. - Catena 4:385 - 408, Gießen.

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

NACHRICHTEN

KWK - DVWW Regeln zur Wasserwirtschaft

Aufforderung zur Stellungnahme:

BODENKUNDLICHE GRUNDUNTERSUCHUNGEN IM FELDE ZUR ERMITTLUNG
VON KENNWERTEN MELIORATIONSBEDÜRFTIGER STANDORTE :

- Teil I : Grundansprache der Böden (Heft 115)
Teil II : Ermittlung von Standortkennwerten (Heft 116)
Teil III: Kennwerte und Hinweise zur Meliorationsdurchführung (Heft 117) - (Teil II und III in Vorbereitung)

Das Manuskript Teil I (18 Seiten) kann von der KWK-Geschäftsstelle, Gluckstr. 2, D-5300 Bonn 1, angefordert werden. Anregungen und Einsprüche, die bis zum 31.1.1979 beim KWK eingehen, werden in der abschließenden Beratung des KWK-Ausschusses 2.2 "Bodenuntersuchungen" behandelt.

Maßnahmen zur Verbesserung des Bodens erfordern eine genaue Erfassung der jeweils wichtigsten Bodeneigenschaften durch Kennwerte, die nicht nur durch punktförmig und oft nur mit hohen Kosten zu gewinnenden Laboranalysen, sondern auch durch einfachere und in größerer Zahl ansetzbare Untersuchungen im Felde zu ermitteln sind. Voraussetzung ist jedoch, daß sich die Ergebnisse beider Untersuchungsverfahren in reproduzierbarer Weise und mit ausreichender Genauigkeit entsprechen.

Der jetzt vorliegende erste Teil beschreibt die Grundansprache der Böden als Grundlage für die Ermittlung von Standortkennwerten im Felde. Diese werden im Teil II beschrieben. Ein später erscheinender Teil III soll dann die Anwendung dieser Kennwerte für die Meliorationspraxis erläutern.