

Z 81/20

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 20

1974

Schriftleitung : P. Hugenroth Göttingen

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

Berichte, Übersichten, Zusammenfassungen

Referate der

Sitzung der Kommissionen IV und V in Mainz
(2./4.10.1974) "Tropentagung"

Sitzung der Kommission II in Göttingen
(10.10./11.10.1974)

Nachrichten, Mitteilungen

Bd. 20

1974

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

Berichte, Übersichten, Zusammenfassungen

Inhaltsverzeichnis

		<u>Seite</u>
Hartge, K. H.:	Symposium des Committees für Boden- stabilisierung, Las Vegas, November 1973	4
Kuntze, H.:	Schlußwort zur 18. Landeskulturtagung Würzburg mit dem Thema "Sozialbrache"	9
Kuntze, H.:	Tagungsbericht	13
Jagnow, G.:	Eine Zusammenstellung neuerer Buchpublika- tionen auf dem Gebiet der Bodenbiologie seit 1960	17
Breburda, J.:	Übersetzung der Bodentypennamen aus dem "Atlas počv SSSR"	27
Wohlrab, B.:	10. Internationaler bodenkundlicher Kongreß	39

Symposium des Committees für Bodenstabilisierung

Las Vegas, November 1973

von

K.-H. Hartge, Hannover

1.) Allgemeines

Im Frühjahr 1972 wurde in Gent/Belgien im Rahmen der Kommission I der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft (IBG=ISSS) ein Komitee für Bodenstabilisierung gegründet. Dieses Komitee veranstaltete am 15. und 16. November 1973 in Las Vegas, Nevada, USA, ein Symposium. Das Symposium stand unter der Schirmherrschaft der Amerikanischen Landwirtschaftsgesellschaft (ASA) und war organisatorisch in die Jahrestagung eingebaut, die diese Gesellschaft gemeinsam mit der Amerikanischen Bodenkundlichen Gesellschaft (SSSA) abhält. Wegen dieser Gemeinsamkeit in der Organisation mit den beiden vorhin genannten sowie der Amerikanischen Pflanzenbau-Gesellschaft ist es nicht möglich, eine separate Teilnehmerzahl des Symposiums festzustellen. Es gab 19 Einzelvorträge sowie eine abschließende Podiumsdiskussion.

2.) Zu den Vorträgen

2.1. Der Problembereich der Stabilisierung von Aggregaten gegen den Angriff des Regenschlages sowie gegen die Fortführung durch Wind ist das klassische Ziel der Aggregatstabilisierung. Dieses Thema wurde in 5 Einzelarbeiten unter sehr verschiedenen Bedingungen angesprochen. Die verwendeten organischen Polymere waren sehr verschiedenartig. Am häufigsten kamen Polyacrylamide, Polyvinylalkohole, Polyvinylacetate und verschiedene Asphaltemulsionen vor. Einige Untersuchungen befaßten sich mit der Wirksamkeit und ihrer Beurteilung, wobei die kinetische Energie, die bei künstlichem Regenfall auf die Bodenoberfläche einwirkt ehe es zu meßbarem Abtrag kommt, als ein Maß für die Wirksamkeit der Stabilisation herausgestellt wurde (Gabriels).

Diese Beobachtungen wurden ergänzt durch Versuche an Aggregatproben, die unter den Bedingungen schwerer tropischer Niederschläge durchgeführt wurden (Pla). In der gleichen Weise sind Polymere auch gegen Winderosionen wirksam. Hier ist allerdings die bisher angewandte Ausbringungsart - gemischt mit Wasser - zur Zeit noch 3 - 4 mal so teuer wie ein ebenso wirksamer Strohmulch. Ein interessanter kurzfristiger Effekt, der eine Stabilisierung bis zum Wirksamwerden eingesetzter Bedeckungsvegetation erlaubt, ist möglich, wenn eine Feinstversprühung mit Spezialdüsen in wasserfreiem Zustand durchgeführt wird. Hierbei würde der Preis unter dem dem Strohmulches liegen (Armbrust und Lyles).

Neben diesen Stabilisatoren wurden einige weitere Möglichkeiten bzw. Techniken erwähnt, so z. B. gespante (geschredderte) Tannen- (75 %) und Fichtenrinde (25 %) im Kartoffelanbau in Ost-Canada. Bei einer Anwendungsmenge von 30 t/ha (Trockensubstanz) wurde in der Krume eine Lagerungsdichte von $1,15 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ ($1,24 = \text{Kontrolle}$) erhalten. Das entspricht einer Zunahme des Porenanteils um $\sim 5 - 7 \%$. Abnahme der Erosion, Zunahme der Permeabilität, der Aggregatstabilität sowie ein Ertragszuwachs von 15 % wurden erhalten (Saini u. Hughes).

Versuche an einem gartenbaulich genutzten Boden (Panoche, toniger Lehm) zeigten, daß auch auf mechanischem Wege durch geeignete Ausformung des Arbeitsganges eines fräsenähnlichen Gerätes eine Stabilisierung gegen Niederschlagseinfluß erwirkt werden kann, indem die Entstehung einer besonders stabilen Aggregatgröße gefördert wird. Die Bildung einer 7 cm tiefen Schicht aus Aggregaten zwischen 0,5 und 15 mm Durchmesser aus einem klutigen nassen Boden wird beschrieben (Hoyle u. Yamada).

2.2. Die mechanische Festigkeit gegenüber Spannungen in der festen Phase, d. h. ohne Berücksichtigung der dispergierenden Wirkung des Regenwassers wird in einer Arbeit untersucht, bei der Formlinge aus Na-, Ca- und

Al- Montmorillonit mit Polyvinylalkoholen verschiedener Molekulargewichte behandelt wurden. Schon 0,5 g PVA/100g Montmorillonit verdoppelten die Zugfestigkeit der Formlinge. Ein ähnliches Ergebnis wird durch Zugabe von Fe-Oxiden erhalten (Dowdy).

Über den Einfluß kleinster Mengen an organischer Substanz auf die Scherwiderstände und damit auf die Komprimierbarkeit von Sandböden und letztlich aufgrund hiervon auf das in Profilen zu erwartete Porenvolumen berichtete der Verfasser.

2.3. Ein neu hinzugekommener Aspekt der Verwendung organischer Polymere ist deren Hydrophobie bzw. Hydrophilie. Dabei ist sowohl die Verminderung der Erosion infolge Erhöhung der Infiltration durch verbesserte Benetzung als auch die Verminderung der Infiltration zwecks Gewinnung von Oberflächenwasser in Diskussion. Eine Erhöhung der Hydrophilie ist vor allem bei denjenigen Böden wirksam, die von Natur schwer benetzbar sind (Letey). Hydrophobie entsteht durch organische Substanzen, die im Boden unter Brandeinfluß entstanden sind - offenbar in gasförmigem Zustand - tiefer in den Boden wandern, wo sie sich dann auf den Partikeln niederschlagen. Es gibt Hinweise darauf, daß dies die gleichen Substanzen sind, die die Hydrophilie in Gegenwart bzw. nach Kultur von Pilzen (z.B. Penicillium, Aspergillus) hervorrufen (Savage). Hydrophobie wurde überwiegend bei sandigen Böden festgestellt (Osborn), sie ist vom Wassergehalt des Bodens abhängig und bei trockenem Boden am wirksamsten (de Bano). Für aridere Gebiete ist die Möglichkeit der "Wasserernte" und Sammlung der Niederschläge von größeren Flächen interessant, wobei es darauf ankommt, die Infiltration zugunsten des Oberflächenablaufs zu unterdrücken. Hierbei kann das Eindringen des Wassers durch Zugabe von 2% Bentonit zusammen mit je 0,75% NaCl und Na_2CO_3 behindert werden. Dies ist weniger

ein Effekt der Blockierung von Poren als vielmehr der Erhöhung des Netz winkels von 72° auf 84° . Diese Maßnahme vermindert die Wasserverluste derart, daß der Wasserverbrauch von Reis für 100 Tage von ~350 mm auf ~ 250 mm zurückgeht (Das u. Dakshinamurti).

Der Oberflächenabfluß wurde durch Behandlung mit Methylsilikon und gewöhnlichem Paraffin verstärkt, wobei das erste über 5 Jahre hin den Anfall an Oberflächenwasser auf anfangs 90 %, später 40 % des Niederschlages steigerte (Fink u. Frasier).

Die Veränderung der Benetzbarkeit steht in den meisten Böden im Zusammenhang mit der Erosion, weil sie den Verbleib des Niederschlagwassers beeinflußt. Als Maß dafür kann die Energiemenge verwandt werden, die benötigt wird ehe die erste Abschlammung auftritt (Mausbach u. Shrader) oder die Abschlammungsmenge je Einheit der kinetischen Energie (Gabriels).

3.) Podiumsgespräch.

Es erwies sich, daß die Anwendung synthetischer Polymere als Krümelstabilisatoren im engsten Sinne des Wortes nach wie vor in der Praxis nicht interessant ist, weil der Preis zu hoch liegt. Dazu mag vor allem noch kommen, daß eine bestimmte Bodenstruktur als solche gar keinen eigenständigen Wert verkörpert - vielmehr muß mit einer Krümelung, d.h. Vergrößerung der Poren eine Erhöhung der regelmäßigen Wasserzufuhr erfolgen um Ertragszuwächse sicher zu stellen.

Da Zuwässerung bis zu den Wassergehalten des Bodens, die tiefgründige Krümelung erfordern, in landwirtschaftlichem Maßstab nicht rentabel ist, konzentriert sich das Interesse immer mehr auf die Anwendung der Stabilisatoren auf die unmittelbare Bodenoberfläche. Hier ist ihr Ziel, Krustenbildungen zu verhindern, um die störenden Folgen einzelner Starkregen zu verkleinern.

Dies ist vor allem dort interessant, wo es sich um einmalige Behandlungen, also z.B. um die Sicherung der Erstbegrünung von neu erbauten Flächen handelt. Hier ist den synthetischen Stabilisatoren inzwischen ein großes Wirkungsgebiet erschlossen (De Boodt). Bei derartiger Verwendung fällt der relativ hohe Anwendungspreis gegenüber den Erosionsschäden an den neuen, noch ungeschützten Erdbauten nicht ins Gewicht. Von derartiger flächenhafter Imprägnierung noch unbewachsener Erdflächen wurde jetzt der Schritt zur Untersuchung der Benetzungseigenschaften getan, der zu zwei Richtungen führt, nämlich Verstärkung der Hydrophobie oder der Hydrophilie. Mit diesem letzten Themenkreis, dessen Bearbeitung noch relativ neu ist, verbindet sich ein erneutes Interesse an den Benetzungseigenschaften der natürlichen Böden.

Zum Abschluß wurde erwogen, sich im Frühjahr 1975 wieder zu treffen. Näheres über dieses 3. Symposium soll auf dem IGB-Kongress in Moskau 1974 festgelegt werden.

Ps. Die in Klammern gegebenen Namen sind Zitate. Die Arbeiten werden in einem Sonderband des Committees im Rahmen der ASA-Tagungsberichte veröffentlicht.

S c h l u s s w o r t

zur 18. Landeskulturtagung Würzburg 1973

mit dem Thema "Sozialbrache"

von

H. Kuntze, Bremen

Die Erhaltung und Gestaltung der Landschaft als eine zeitgemäße Aufgabe der Landwirtschaft hatten wir dieser Landeskulturtagung als Frage gestellt. Zum Schluss soll daher eine allgemeine Antwort zu finden versucht werden, nachdem die Berichterstatter der einzelnen Arbeitsgruppen für ihren Bereich erarbeitete detaillierte Auffassungen ausgedrückt haben.

Zu den derzeit bemerkenswertesten und vielleicht auch folgen-
schwersten Erscheinungen der Entwicklung der europäischen Kultur-
landschaft zählt der regional unterschiedlich starke Rückzug der
Landwirtschaft aus der Fläche. Können wir allerdings schon heute
für die BRD darin eine dramatische Entwicklung sehen? Der Landes-
kulturausschuss der DLG hat in seinen letzten Sitzungen diese
Frage sehr eingehend diskutiert. Dabei kamen wir zu der Auffassung,
daß es durchaus schon an der Zeit wäre, wenn wir durch die DLG
auch diesen Fragenkomplex rechtzeitig öffentlich zur Diskussion
stellen. Die Landwirtschaft als der größte Bodennutzer kann es
sich nämlich nicht leisten, an der zukünftigen Landentwicklung
unbeteiligt zu sein.

Es kann jedoch weniger Aufgabe der DLG sein, sich der Erarbeitung
von Antworten zu dieser vielschichtigen Frage nach der Zukunft
des ländlichen Raumes bei zunehmender Sozialbrache aktiv zuzu-
wenden, als vielmehr hierzu rechtzeitig Lösungsmöglichkeiten
aufzuzeigen.

Man sollte das Sozialbracheproblem weder dramatisieren noch
vernachlässigen. Was sich heute in einigen Landschaften abzeich-
net, kann - folgt man vor allem den Prognosen mancher Agrarpoli-
tiker und Raumordner - sich morgen auch auf bis dahin unberührte
Räume ausdehnen.

Wir bejahen auch aus dieser Sicht, daß die Erhaltung und Pflege der Landschaft Aufgabe der Planung im ländlichen Raum sein sollte. Planen kann aber nur, wer die vielschichtigen Konsequenzen einer späteren Anwendung seines Konzeptes bedenkt. Hierzu fehlen uns vor allem aus dem weiten Bereich der Ökologie noch sehr viel konkrete Daten. Modellversuche, langfristige Beobachtung von Dauerquadraten und spezielle Standortforschung sind in Landschaften mit zunehmender Sozialbrache deshalb in weitaus größerem Umfang zu fordern, als sie bisher schon seitens der verantwortlichen Behörden des Freistaates Bayern z. B. im Untermaingebiet erfolgen.

Über viele Jahrhunderte hat der Mensch sich gegen die Natur verteidigt. In dieser Frontstellung wird häufig die Landeskultur mit ihren Maßnahmen verstanden. Folge dieses Kampfes ist unsere trotz allem recht vielseitig geliebene Kulturlandschaft. Wollen wir diese erhalten, müssen wir jedoch bedenken, daß es heute neben dem ökonomischen Nutzen einer Landbewirtschaftung auch ökologische Wirkungen zu berücksichtigen gilt. Deshalb heißt es heute, mit der Natur nicht aber gegen sie die vielseitigen Nutzungsansprüche an den Raum gegeneinander abzuwägen. Natura parendo vincitur - Die Natur kann nur beherrschen, wer sich ihren Gesetzmäßigkeiten unterwirft. In der dicht besiedelten BRD sollte kein Platz sein für sich selbst überlassene Flächen. Eine gesteuerte Entwicklung von Brachland durch extensive Formen landwirtschaftlicher Nutzung oder/und produktionsloser mechanischer Pflege hilft die Landschaft offen und zugänglich zu halten. Daneben ist regional im begrenzten Umfang auch die Aufforstung oder die Ausweisung genügend großer Regenerationsflächen (Ökozellen) zu begrüßen.

Wir wissen alle nicht, ob und wie nicht eines Tages der Wunsch nach Reaktivierung dieser Sozialbracheflächen bei wieder begrenztem Nahrungsmittelangebot laut wird. Vor dem Hintergrund weltweiter Verknappung von Eiweißfuttermitteln und Getreide sollte man diesem Gedanken der Erhaltung landwirtschaftlicher Nutzflächen bei allem Respekt für ökologische Vorstellungen des Naturschutzes und der Landschaftspflege seitens der planenden Behörden durchaus die nötige Aufmerksamkeit schenken. Es gibt genügend Beispiele aus der Geschichte, die lehren, wie nach Agrarkrisen zunächst rückläufige landwirtschaftliche Bodennutzung später zu besonderen

Anstrengungen bei der Rekultivierung geführt haben. Nur der besseren Mobilität der Bevölkerung und der in der Industriegesellschaft besonderen Probleme der Ballungsräume ist es zu verdanken, daß trotz vergleichsweise ähnlicher Voraussetzungen wie bei der mittelalterlichen Wüstungsperiode der ländliche Raum heute auch bei zunehmender Sozialbrache sich noch nicht in gleichem Umfang entleert.

Für die aufgelassenen Kulturlächen haben wir noch keine Patentlösung gefunden. In Abhängigkeit künftiger Funktionen einer Landschaft ist der einen oder anderen aufgezeigten Lösung der Vorzug zu geben. Dabei müssen wir uns vor realitätsfremder Konservierung ebenso verschließen wie eine allgemeine Verwilderung der Landschaft verfehlt wäre. Beides ist im Sinne der Landschaftsentwicklung funktionswidrig.

Überlegungen zur Raumordnung müssen aus der Zusammenschau von Agrarpolitik, Erholungs- und Fremdenverkehrspolitik, Landeskultur und Umweltschutz kommen. Eine Landschaft bleibt umso attraktiver je vielfältiger sie sich uns darbietet. Vielfalt heißt aber auch Verschiedenartigkeit menschlicher Einflüsse.

Die Erhaltung und Gestaltung der Kulturlandschaft erfolgte bisher indirekt durch die Landwirtschaft. Sie war gleichsam ein kostenloses Beiprodukt. Wenn der ökologische Wert der Landschaft von der Gesellschaft erkannt worden ist und künftig als eine neue Aufgabe dieser Aspekt der Landschaftsnutzung in den Vordergrund tritt, stellen sich direkte Aufgaben auch für die Land- und Forstwirtschaft über deren wirtschaftlichen Auftrag der ökonomischen Erzeugung. Naturpotential und Naturhaushalt sind zu sichern. Moderne Landwirtschaft und Landschaftspflege sollten sich darin ergänzen. Landschaftspflege durch landwirtschaftliche Bodennutzung dürfte auf lange Sicht die billigste Form der Landschaftserhaltung darstellen.

Eine solche öffentliche Landeskulturtagung hat nicht nur die Aufgabe Situationsberichte zu liefern und zu informieren. Wir haben bei diesen noch offenen Problemen den Schwerpunkt in der Diskussion gesehen.

Vertreter der Landwirtschaft, des Naturschutzes und der Landschaftspflege, der Raumordnung und Landesplanung fanden hier zusammen. Gegensätzliche Meinungen wurden in aller Offenheit ausgetragen. Es ist der Wunsch der DLG, daß dieser fruchtbare Gedankenaustausch zur Meinungsbildung fortgesetzt wird. In diesem Sinne möge diese Landeskulturtagung als ein Beitrag im Interesse der Landwirtschaft und Landschaft gewertet werden.

Tagungsbericht

18. DLG-Landeskulturtagung 1973 in Würzburg

von
H. Kuntze

Am 1.9.1973 veranstaltete die Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft ihre 18. Landeskulturtagung unter dem Thema "Erhaltung und Entwicklung der Landschaft - eine zeitgemäße Aufgabe der Landwirtschaft?". Würzburg war als Tagungsort vor allem deshalb gewählt worden, weil im nahen Spessart im Anschluß an die Fachvorträge und Diskussionen in 4 Arbeitskreisen die Probleme der aus der landwirtschaftlichen Nutzung entlassenen Flächen in einem relativ fortgeschrittenen Stadium demonstriert und studiert werden können.

In der öffentlichen Vortragstagung des 1. Tages wurde die Sozial- oder besser Kulturbrache aus der Sicht verschiedener Fachdisziplinen behandelt. Als Ökologe machte Prof. Dr. Schreiber, Universität Münster, die vielfältigen Funktionen ländlicher Gebiete in der Raumordnung deutlich. Sie reichen über die primäre Aufgabe der Nahrungserzeugung hinaus und lassen häufig Wohlfahrtswirkungen, wie z. B. die Produktion gesunden Wassers, Regeneration der andernorts verbrauchten Luft und Möglichkeiten des Recycling von Siedlungsabfällen als ökologische Funktion in den Vordergrund treten. Ohne pflegliche Eingriffe in die Landschaft ist - wo erforderlich - nach seiner Beurteilung der Sukzessionen auf Brachland die Landschaft nicht offenzuhalten. Die verschiedenen Möglichkeiten wie Mulchen, Herbizideinsatz und sogar Flämmen wurden kritisch beleuchtet mit dem Fazit, daß eine Entwicklung von Landschaften, die im dicht besiedelten Raum viele Umweltbelastungen aufzufangen haben, also neben der Erhaltung und Verbesserung ihrer Produktivität regenerationsfähig sein sollen, ohne landwirtschaftliche Bodennutzung nicht möglich ist.

Präsident Dr. Kraus von der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München zeigte anhand der 3 regionalen Problemgebiete Bayerns (Mittelgebirge, Jura-, Alb und Alpenvor-

land) wie mit regional angepaßten Maßnahmen, d. h. Zusammenwirken von Landnutzungsplanung, Waldfunktionsplan und Agrarleitplan die vielfältigen Ansprüche der Gesellschaft an Landwirtschaft, Boden und Forstwirtschaft weiterhin auch dort erfüllt werden können, wo landwirtschaftliche Nutzflächen aus der Produktion genommen werden. Die verschiedenen Alternativen wie Mulchen, Schafhaltung, extensive Ackernutzung, Ammenkuhhaltung, paralandwirtschaftliche Freizeitflächen sind ohne Rekultivierungskosten, Flurneuordnung und Betriebskosten nicht durchführbar. Auch dieser Vortrag unterstützte die These, daß die Erhaltung einer gepflegten Kulturlandschaft am billigsten und sichersten durch die Landwirtschaft erfolgt. Welche rechtlichen Probleme die Sozialbrache aufwirft, wurde im Vortrag von Dr. jur. Hoppenstedt, Geschäftsführer des Landesverbandes der Wasser- und Bodenverbände, Hannover, deutlich. Wenn ein öffentliches Interesse an der Landschaftspflege konstatiert wird, so kommt - in den Bundesländern, die dazu bereits Gesetzesinitiativen entwickelt haben - entweder die Pflegepflicht (z. B. in Baden-Württemberg) oder die Duldungspflicht (z. B. in Schleswig-Holstein) zur Anwendung. Die Erfüllung einer Pflegepflicht dürfte auf lange Sicht die geringeren gesellschaftspolitischen Konsequenzen haben. Im Interesse der betroffenen Landwirte dient sie auch der Erhaltung von Reserveland, welches zu gegebener Zeit (s. a. Energiekrise!) leicht wieder rekultivierbar sein muß. Daher erscheint es sinnvoll, z. B. auf der Grundlage der Wasserverbandsverordnung von 1937 Landschaftspflegeverbände, wie z. B. in Schleswig-Holstein zu gründen. Auch andere Formen landwirtschaftlicher Selbstverwaltung (Genossenschaften öffentlichen Rechts, Teilnehmergemeinschaften nach dem Flurbereinigungsgesetz oder Eigentümerverbände) seien denkbar. Die Fachaufsicht müßte dazu bei den Landwirtschaftsressorts liegen.

Nach diesen Vorträgen bildeten sich 4 Arbeitskreise, die jeweilige Schwerpunkte vertiefend bearbeiten sollten. Dazu wurde zunächst noch ein kurzes Einführungsreferat gehalten, im übrigen Wert auf Diskussion gelegt. Die sehr gut besuchte Veranstaltung bot den Vertretern verschiedener Richtungen, wie z. B. des

Naturschutzes, der Landschaftspflege, Verwaltung, Wissenschaft und landwirtschaftlichen Praktikern Gelegenheit, ihre verschiedenen Meinungen zur Sozialbrache im Spannungsfeld von Oekonomie und Oekologie darzulegen. So wurde im Arbeitskreis 1 das Problem aus der Sicht extensiver Landbewirtschaftung angegangen. Aus dem Referat von Prof. Dr. Steinhauser, Weihenstephan, gegebene Daten lassen erkennen, daß potentielle Brachflächen - sofern sie weiterhin ackerbaulich genutzt werden können - auch noch bei Ertrags-erwartungen von 30 - 35 dz/ha Mähdruschfrüchte mit geringem Aufwand an Arbeit und Kapital extensiv und dennoch rationell bewirtschaftet werden könnten. Dazu bedarf es nach vorherrschender Meinung der Teilnehmer dieser Gesprächsrunde keiner neu zu begründenden Landauffangbetriebe. Die eigentliche Problematik liegt beim aufgegebenen, nicht ackerfähigen Grünland. Ertragsschwaches Grünland ist mit und ohne Vieh ohne Bewirtschaftungszuschüsse wirtschaftlich nicht nutzbar und deshalb nicht offenzuhalten. Eine Bereitschaft der Landwirtschaft, sich ohne Rentabilität zur Landschaftspflege zur Verfügung zu halten, ist nicht zu erwarten.

Wenn mindestens die Hälfte der zukünftig brachfallenden Flächen offenzuhalten sind, müssen chemisch-technische Lösungen für den Großflächeneinsatz gefunden werden. Dr. Kremer, Weihenstephan, stellte im Arbeitskreis 2 die Erfahrungen im Einsatz neuer Landschaftspflegegeräte zur Diskussion. Je nach Wüchsigkeit haben sich Sichel- und Schlegelmulchgeräte am besten bewährt. Der großflächige Einsatz selektiv wirkender Herbizide wurde allenfalls zur Lenkung des Aufwuchses und in steilen Hanglagen befürwortet. Bei richtiger Gerätewahl lassen sich die Landschaftspflegekosten auf weniger als 100 DM/ha·Jahr reduzieren.

Leider wurde das ursprünglich im Arbeitskreis 3 (Sozialbrache in der Landesplanung und Raumordnung) angekündigte Referat eines Vertreters des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten nicht gehalten. So konzentrierte sich hier die Diskussion auf die für Statistik und Planung oft ungenügend klare Definition des Begriffes Brache. Auch potentielle Brachflächen müssen in der Raumordnung und Landesplanung berücksichtigt werden in ihren Funktionen bei der Bauleitplanung, Verkehrs-

planung, im wasserwirtschaftlichen Rahmenplan usw. Bemängelt wurde, daß die Landwirtschaft häufig zu wenig oder zu spät an Landschaftspflegeplänen beteiligt würde.

Im Arbeitskreis 4 schließlich wurden die Einflüsse von Brachland auf die Umwelt nach einem Einleitungsreferat von Dr. Schmid, München, behandelt. Schmid ging in seinen Ausführungen davon aus, daß die Kulturlandschaft sich im biologischen Gleichgewicht befände und die möglichen Nachteile einer Rückentwicklung bei grundwassernahen und grundwasserfernen Standorte unterschiedlich bewertet werden müssen. Die kurzfristigen Auswirkungen von Brachflächen, die man als Ökosysteme mit labilen Anfangszuständen auffassen kann, auf den quantitativen und qualitativen Wasserhaushalt werden ebenso erarbeitet wie die langfristigen Veränderungen der Filterfunktionen nicht mehr genutzter Böden und die lokalklimatischen Einflüsse der Vegetation. Noch sehr viel oekologische Forschung ist zu betreiben, damit die heute häufig noch emotional geführten Diskussionen, durch exakte Daten ersetzt, echte Entscheidungshilfen ermöglichen.

Insgesamt brachte diese DLG-Landeskulturtagung Lösungsansatzpunkte. Im Gegensatz zu früher ist die Landwirtschaft nicht mehr alleiniger Träger der Landeskultur, die heute nicht nur der Förderung der Produktivität, sondern auch oekologischen Zielen dienen muß. Ohne Mitarbeit des größten Flächennutzers, nämlich der Landwirtschaft, dürfte das Ziel einer weiteren Landschaftsentwicklung trotz und mit Brache nicht erreichbar sein. Dieses darzustellen war Anliegen der DLG. Vorträge und Referate sind in den Arbeiten der DLG veröffentlicht.

Arbeiten der DLG Bd. 141, DLG-Verlag, Frankfurt 1974

Eine Zusammenstellung neuerer Buchpublikationen auf dem Gebiet der Bodenbiologie seit 1960

(Ohne Anspruch auf Vollständigkeit)

von
G. Jagnow (1974)⁺

1. Bodenbiologie allgemein

a) Gesamtdarstellungen (P = populärwissenschaftlich)

Müller, Georg, 1965: Bodenbiologie. - Gustav Fischer Verlag, Jena (889 S., 107 Abb., 117 Tab., Ln.)

Burges, A. u. Raw, F., 1967 (editors): Soil Biology. - Academic Press, London u. New York (532 S.)

(Einzelmonographien von 17 Autoren über die Hauptgruppen der Bodenmikroorganismen und Bodentiere, ihre Ökologie und Leistungen)

Brauns, Adolf 1968: Praktische Bodenbiologie. - Gustav Fischer, Stuttgart (470 S., 166 Abb., 12 Taf., 22 Tab., Ln.)

Sheals, J.G. 1969 (editor): The Soil Ecosystem - systematic aspects of the environment, organisms and communities. - The Systematics Association, London, Publ. No. 8 (247 S., brosch.)

(Symposium, Univ. of Nottingham 1968, 21 Beiträge über die Systematik von Böden, Humustypen, Bodenmikroorganismen und Bodentieren sowie über ihre Wechselwirkungen)

Pesson, P. 1971 (editor): La vie dans les sols - aspects nouveaux études experimentales. - Gauthier-Villars, Paris (471 S.)

(7 bodenzoologische und 3 bodenmikrobiologische Beiträge verschiedener Autoren)

+)
G. Jagnow, Institut für Bodenbiologie,
Forschungsanstalt für Landwirtschaft,
33 Braunschweig, Bundesallee 50

McLaren A.D. u. Peterson, G.H. 1967 (editors):
Soil Biochemistry, Vol. I. - Marcel Dekker,
Inc. New York (509 S.)
(17 Sammelreferate über Isolierung, Charakterisierung und Umsatz von Boden-Metaboliten, den Abbau von Herbiziden und Detergentien, Bodenenzyme sowie über mikrobiologische und chemische Aspekte der Rhizospäre)

McLaren, A.D. u. Skujins, J. 1971 (editors):
Soil Biochemistry, Vol. II. - Marcel Dekker Inc.,
New York (527 S.)

(15 Sammelreferate verschiedener Autoren über die Biochemie der Huminstoffe, Bodenenzyme, Bodenpolysaccharide, Umsatz von Insecticiden und Fungiciden, Eisenverbindungen, die Adsorption von Mikroorganismen sowie den Umsatz von mikrobiellen Zellrückständen)

Dunger, Wolfram 1970: Unbekanntes Leben im Boden (P). -
Urania-Verlag, Leipzig, Jena, Berlin
(150 S., 21 Abb., brosch.)

(Gute populärwissenschaftliche Darstellung der Bodenbiologie)

Trolldenier, Günter 1971: Bodenbiologie. Die Bodenorganismen im Haushalt der Natur (P). -
Kosmos-Franckh'sche Verlagsbuchhandlung,
Stuttgart (152 S.)

b) Kongreßberichte

Doeksen, J. u. van der Drift, J. 1963 (editors):
Soil Organisms. Proceedings of the Colloquium
on soil fauna, soil microflora and their
relationships, Oosterbeek 1962. - North Holland
Publ. Comp. Amsterdam.

(Sammlung von 51 bodenbiologischen Referaten)

Papacostea, P., Stefanic, Gh., Eliade, Gh. u. Ghinea, L.
1966 (editors): Symposium on Soil Biology -
Cluj, Nov. 1966. - Rumanian National Soc. of
Soil Science (323 S., brosch.)

(28 Referate bodenmikrobiologischen, bodenzoologischen und pflanzensoziologischen Inhalts in englischer, französischer oder deutscher Sprache)

Graff, O. u. Satchell, J.E. 1967 (editors):
Beiträge zur Bodenbiologie. Verhandlungen
des Kolloquiums über die Dynamik der Boden-
lebensgemeinschaft. - Fr. Vieweg u. Sohn
GmbH, Braunschweig (656 S.)

(64 Beiträge verschiedener Autoren über Boden-
fauna und Bodenmikroflora, deutsch, englisch
oder französisch)

d'Aguilar, J., Henriot, C.A., Bessard, A., Bouché,
M.-B. u. Pussard, M. 1971 (editors):
IV. Colloquium Pedobiologiae, Dijon 1970. -
I.N.R.A. Publ. 71-7, 149, rue de Grenelle,
Paris.

(55 bodenzoologische und bodenmikrobiologische
Referate in französischer und englischer
Sprache)

Dindal, Daniel L. 1972 (editor): Proceedings of the
first Soil Microcommunities Conference,
Syracuse, New York, Oct. 1971. - U.S. Atomic
Energy Commiss., Nat. Techn. Information
Service, U.S. Dep. of Commerce, Springfield,
Virginia 22 151 (285 S., brosch.)

(23 Referate, hauptsächlich bodenzoologischen
Inhalts, auch über Anwendung von Radio-Isotopen
bei der Simulation von Bodenlebensgemeinschaf-
ten)

Papacostea, P., Kiss, S. u. Stefanic, G. 1972 (editors):
Third Symposium on Soil Biology. - Rumanian
National Soc. of Soil Science (164 S., brosch.)

(12 Referate über Bodenmikrobiologie, Boden-
enzyme und Bodenzoologie, in englischer Sprache)

c) Methodenbücher

Phillipson, J. 1970 (editor): Methods of Study in Soil
Ecology. - Proceedings of the Paris Symposium
by UNESCO and the IBP. - UNESCO, Paris (303 S.)

Phillipson, J. 1971 (editor): Methods of Study in
Quantitative Soil Ecology: Population, Produc-
tion and Energy Flow. - Blackwell Scientif.
Publications, Oxford and Edinburgh: IBP Hand-
book No. 18 (297 S.)

2. Bodenmikrobiologie allgemein

a) Gesamtdarstellungen und Spezialgebiete

- Alexander, Martin 1961: Introduction to Soil Microbiology. - John Wiley and Sons, Inc., New York and London (472 S.)
- Kononova, M. M. 1961 (editor): Microorganisms and Organic Matter of Soils. - Izdatel'stvo Akad. Nauk SSSR, Moskva (Übersetzung: Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1970)
(6 Beiträge aus dem Dokuchaev-Inst. für Bodenkunde über Mikroflora, Bodenatmung und Humusbildung in Russ. Bodentypen)
- Kás, Vaclav 1966: Mikroorganismen im Boden.- A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg ("Die neue Brehm-Bücherei") (208 S., 37 Abb., brosch.)
(gute, allgemein verständliche Darstellung der Gruppen und Funktionen der Bodenmikroorganismen)
- Mishustin, E.N. 1966 (editor): Microflora of Soils in the Northern and Central USSR. - Akad. Nauk. SSSR Institut Mikrobiologie (Translated from Russian, Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1972). (460 S., Ln.)
(14 Abhandlungen über die Mikroflora verschiedener russischer Bodentypen)
- Beck, Theodor 1968: Mikrobiologie des Bodens. - BLV Bayer. Landwirtschaftsverlag GmbH, München (452 S., 70 Abb., 73 Tab., Ln.)
- UNESCO, 1969: Soil Biology - Reviews of Research. - UNESCO, Paris. (240 S.)
(Sammelreferate über methodische Probleme (Pochon et al.), biologische Stickstoffbindung (Mishustin et al.), Wechselbeziehungen zwischen Bodenmikroorganismen (Clark), Biologie und Bodenfruchtbarkeit (Mulder et al.), sowie über den Abbau von Pesticiden (Alexander))
- Zajic, J.A. 1969: Microbial Biogeochemistry. - Academic Press, New York u. London (345 S.)
(Einführung in die Geomikrobiologie: Mikroben und Verwitterungsvorgänge)

- Dommergues, Y. u. Mangenot, F. 1970: Ecologie Microbienne du Sol. - Masson et Cie, Paris (796 S., 180 Abb., 101 Tab.)
- Alexander, Martin 1971: Microbial Ecology. - John Wiley and Sons, Inc., New York u. London (511 S., Ln.)
(enthält u.a. eine umfangreiche Darstellung bodenmikrobiologischer Probleme)
- Gray, T.R.G. u. Williams, S.T. 1971: Soil Micro-organisms. - Oliver and Boyd, Edinburgh (240 S., 28 Abb., 11 Tafeln, 32 Tab., brosch.): University Reviews in Botany.
- Goring, C.A.I. u. Hamaker, J.W. 1972 (editors): Organic Chemicals in the Soil Environment. - Marcel Dekker, Inc., New York (2 Bände, 968 S.)
(Adsorption, Abbau und Diffusion von Biociden, langfristig wirksamen synthetischen Düngemitteln und von Strukturverbesserungsmitteln)
- Hattori, T. 1973: Microbial life in the soil - an introduction. - Marcel Dekker Inc., New York (427 S.)
(enthält u.a. Ansätze, die Umweltbeziehungen, das Wachstum und die Leistungen von Bodenmikroorganismen mathematisch zu formulieren)
- Szabó, I.M. 1974: Microbial communities in a forest - rendzina ecosystem - the patterns of microbial communities. - Akadémiai Kiadó, Budapest 1974 (415 S., 90 Abb., 58 Tab.)
(Erster Versuch einer modernen Analyse und Synthese der Mikroorganismengemeinschaften im Boden eines bestimmten, natürlichen Ökosystems)

b) Kongreßberichte

- Baker, K. F. u. Snyder, W. C. 1965 (editors): Ecology of Soil-borne Plant Pathogens - Prelude to Biological Control. - John Murray, London (571 S.)
(Internat. Symposium Univ. California, Berkeley 1963, 41 Sammelreferate versch. Autoren)

Macura, J. u. Vancura, V. 1965 (editors):
Plant Microbes Relationships. - Proceedings of a
Symposium on Relationships between Soil Micro-
organisms and Plant Roots, Prague 1963. -
Publ. House Czechoslovak Acad. Sci., Prague
(333 S.)

(44 Referate)

Pesticides in the Soil: Ecology, Degradation and Movement.
Internat. Symposium on Pesticides in the Soil,
Michigan State Univ., East Lansing, 1970, (144 S.,
brosch.)

(19 Sammelreferate verschiedener Autoren)

Toussoun, T.A., Bega, R.V. u. Nelson, P.E. 1970 (editors):
Root Diseases and Soil-borne Pathogen. - University
of California Press, Berkeley, Los Angeles, London
(252 S.)

(ein Symposium)

Szegi, J. 1972 (editor): Proceedings of the Symposium on
Soil Microbiology (Symposia Biologica Hungarica
Vol. 11) - Akadémiai Kiadó, Budapest (545 S., geb.)

(66 Referate über die Rolle der Mikroorganismen bei
der Umwandlung organischer Bodensubstanzen und
Herbizide, in englischer Sprache)

c) Methodenbücher (s. auch unter 1c)

Perfil'ev, B.V. u. Gabe, D.R. 1961: Capillary Methods of
Investigating Micro-organisms. - Oliver and Boyd,
Edinburgh 1969, engl. Übersetzung (627 S. 272 Abb.)

(Beschreibung der Herstellung und Anwendung von
Pedoskopien sowie der neu beobachteten Bodenbakterien-
Formen)

Pochon, J. u. Tardieux, P. 1962: Techniques d'Analyse en
Microbiologie du Sol. - Editions de la Tourelle;
St. Mandé (Seine): Collection "Techniques de Base"
(108 S., brosch.)

Pramer, D. u. Schmidt, E.L. 1964: Experimental Soil
Microbiology. - Burgess Publishing Comp., Minneapolis,
Minnesota (107 S., broschiertes Ringbuch)

Rumanian National Soc. of Soil Science 1965: Symposium on
Methods in Soil Biology, Bucharest, Dec. 1965 (189 S.,
brosch.)

(19 Referate über Methoden zur Bestimmung von Boden-
bakterien, Bodenenzyme und mikrobiologischen Umsatz-
leistungen im Boden)

Vincent, J. M. 1970: A Manual for the Practical Study of the Root-Nodule Bacteria. - Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburgh: IBP Handbook No. 15 (164 S. kartoniert)

Aaronson, Sheldon 1970: Experimental Microbial Ecology. - Academic Press, New York u. London (236 S., zahlreiche Abb., geb.)

(enthält zahlreiche, auch für Bodenmikrobiologen interessante Methoden und Rezepte)

Parkinson, D., Gray, T.R.G. u. Williams, S.T. 1971: Methods for Studying the Ecology of Soil Microorganisms. - IBP Handbook No. 19. - Blackwell Sci. Publications, Oxford and Edinburgh (116 S.)

Rosswall, Thomas 1973 (editor): Modern Methods in the Study of Microbial Ecology. - The Ecological Research Committee, Stockholm, Bull. No. 17 (511 S., brosch.)

(Symposium in Uppsala, 1972: 80 Beiträge, davon 55 auf dem Gebiet der Bodenmikrobiologie)

3. Zur Ökologie und Taxonomie der Bodenbakterien

Rubenchik, L.I. 1960: Azotobacter and its Use in Agriculture. - Ukrain Akad.d.Wiss., Kiew, Übersetzung durch Israel Program for Scientific Translations, Jerusalem 1963. (278 S., 30 Abb.)

Gray, T.R.G. u. Parkinson, D. 1968 (editors): The Ecology of Soil Bacteria - an International Symposium. - Liverpool University Press.

(34 Sammelreferate über Ökologie, Taxonomie und Untersuchungsmethoden, mit Diskussionsbeiträgen)

4. Zur Ökologie und Taxonomie der Bodenactinomyceten

Hütter, Ralf 1967: Systematik der Streptomyceten unter besonderer Berücksichtigung der von ihnen gebildeten Antibiotica. - S. Karger, Basel u. New York (382 S., 38 Abb.)

Prauser, H. 1970 (editor): The Actinomycetales - The Jena Symposium on Taxonomy. - Gustav Fischer-Verlag, Jena (439 S., 134 Abb., 95 Tab., brosch.)

(Internat. Symposium mit 48 Beiträgen zur Taxonomie, Biochemie und Untersuchungsmethodik)

Sykes, G. u. Skinner, F.A. 1973 (editors): Actinomycetales: Characteristics and practical Importance. - Academic Press, London u. New York (339 S.)

(16 Referate verschiedener Autoren zur Taxonomie und Ökologie)

5. Zur Ökologie und Taxonomie der Bodenpilze

- Garrett, S.D. 1963: Soil Fungi and Soil Fertility. - Pergamon Press, Macmillan Comp., New York (165 S.)
- Garrett, S.D. 1960: Biology of Root-Infecting Fungi. - University Press, Cambridge (293 S., 2. Aufl.)
- Parkinson, D. u. Waid, J.S. 1960 (editors): The Ecology of Soil Fungi - an International Symposium.- Liverpool University Press (324 S.) (28 Beiträge)
- Ainsworth, G.C. u. Sussman, A.S. 1968 (editors): The Fungi: an Advanced Treatise. Vol. III: The Fungal Population. - Academic Press, New York u. London (738 S.)
(Enthält Sammeldarstellungen über die Ökologie der Bodenpilze und der Mycorrhiza)
- Barron, George L. 1968: The Genera of Hyphomycetes from Soil. - The William and Wilkins Comp., Baltimore (364 S., 226 Abb.)
- Harley, J.L. 1969: Biology of the Mycorrhiza. - Leonard Hill, London, 2. Aufl. (334 S., 24 Abb., 10 Tafeln, 48 Tab.)
- Domsch, K.H. u. Gams, W. 1970: Pilze aus Agrarböden. - Gustav Fischer-Verlag, Stuttgart (222 S., 140 Abb.)
(Eine ausführliche ökologische Monographie von 209 häufig aus Agrarböden isolierten Hyphomycetenarten mit Angaben über Vorkommen, den Einfluß von Umweltfaktoren, das Überleben, Mikrobielle Wechselbeziehungen sowie über Wachstum und Abbauleistungen in Reinkulturen)
- Hacskeylo, E. 1971 (editor): Mycorrhizae. - U.S. Government Printing Office, Washington: US-Dep. of Agriculture-Forest Service, Misc. Publ. No. 1189 (255 S.)
(Proceedings of the first North Amer. Conf. on Mycorrhizae. 27 Beiträge, hauptsächlich über Baum-Mycorrhizen)
- Griffin, D.M. 1972: Ecology of Soil Fungi. - Chapman and Hall, London (193 S.)
(Gute, knappe Darstellung)
- Marks, G.C. u. Kozlowski, T.T. 1973 (editors): Ectomycorrhizae - their Ecology and Physiology. - Academ. Press, New York u. London (444 S.)
(10 Kapitel verschiedener Autoren)

6. Bodenzoologie allgemein

a) Gesamtdarstellungen

Bachelier, G. 1963: La vie Animale dans les Sols. - O.R.S.T.O.M. Paris (279 S., 34 Zeichnungen u. Tab., brosch.)

(Abriss der Systematik und Ökologie der Haupt-Tiergruppen, einschl. der Termiten)

Palissa, Alfred 1964: Bodenzoologie in Wissenschaft, Naturhaushalt und Wirtschaft. - Akademie-Verlag, Berlin. Wissenschaftl. Taschenbücher, Bd. 17 (180 S., 38 Abb., 18 Tab. brosch.)

(Anpassungen an Bodenleben, Stellung bei der Energieumlagerung, Einfluß von Kulturmaßnahmen)

Dunger, Wolfram 1964: Tiere im Boden. - A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg und Franck'sche Verlagshandlung Stuttgart. ("Die neue Brehm-Bücherei, 265 S., 141 Abb.)

(Lebensformen, Tiergruppen mit Hinweisen für Fang, Konservierung und Haltung, kurze Bestimmungstabelle für Bodentiergruppen, Tiergemeinschaften, Leistungen der Bodentiere)

Tischler, Wolfgang 1965: Agrarökologie. - Gustav Fischer, Jena (499 S., 150 Abb., 5 Tab.)

(Gute Darstellung, auch der Bodenzoologie, im Gesamtzusammenhang)

Dunger, Wolfram 1968: Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierte Klippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Ein Beitrag zur pedozoologischen Standortdiagnose. - Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, Bd. 43, Nr. 2 (256 S., 105 Abb., 48 Tab., brosch.)

Schaller, Friedrich 1968: Soil Animals. - Ann Arbor, the Univ. of Michigan Press (144 S.)

Wallwork, J.A. 1970: Ecology of Soil Animals. - McGraw-Hill, London: The European Animal Biology Series (283 S.)

b) Methodenbücher (s. auch unter 1c)

Murphy, P.W. 1962 (editor): Progress in Soil Zoology. - Colloquium on Research Methods, Rothamsted Experimental Station, 1958.

(47 Artikel verschiedener Autoren)

Ghilarov, M.S. 1965: Zoological Methods in Soil Diagnosis. Publishing Office "Nauka", Moskau (278 S., russisch)

7. Zur Taxonomie und Ökologie spezieller Tiergruppen

Paesler, F. u. Kühn, H. 1962: Bestimmungsschlüssel für die Gattungen freilebender und pflanzenparasitischer Nematoden. - Akademie-Verlag, Berlin (96 S., 14 Tafeln mit Abb.)

Goodey, J.B. 1963: Soil and Freshwater Nematodes (P.) - Methuen u. Co. Ltd., London (544 S., 298 Abb.)

Karg, Wolfgang 1962: Räuberische Milben im Boden. - A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg: Die neue Brehm-Bücherei (64 S., 49 Abb.)

Dobroruka, L.J. 1961: Die Hundertfüßler (Chilopoda) (P). - A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg: Die neue Brehm-Bücherei (49 S., 34 Abb.)

Seifert, Gerhard 1961: Die Tausendfüßler (Diplopoda) (P). - A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg: Die neue Brehm-Bücherei (76 S., 59 Abb.)

Schmölzer, Karl 1965: Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas, Lieferung 4 u. 5 in 2 Teilen. Ordnung Isopoda (Landasseln). - Akademie-Verlag, Berlin (468 S., 1520 Abb.)

Gisin, Hermann 1960: Collembolenfauna Europas. - Museum d'Histoire Naturelle, Genf (312 S., 554 Abb.)
(begrenzte Auflage von 610 Exemplaren)

Bouché, M.B. 1972: Lombriciens de France, Ecologie et Systematique. - I.N.R.A. Publ. 72-2, 149, rue de Grenelle, 75 Paris-7 (671 S.)

Edwards, C.A. u. Lofty, J.R. 1972: Biology of Earthworms. - Chapman and Hall Ltd., London (283 S., 62 Abb., 26 Tab.)
(mit kurzem Bestimmungsschlüssel häufiger Gattungen und Arten)

A t l a s d e r B ö d e n d e r U d S S R

Moskau, Kolos, 1974

Übersetzung der Bodentypennamen aus dem Russischen

von

J. Breburda

S. 6-7: Natürliche Zonen der UdSSR

von N nach S: Tundra, Nördliche Tajga und Mischwälder, Waldsteppe, Steppe, Trockensteppe, Halbwüste und Wüste, Gebirgsgebiete

S. 8 : Böden der arktischen und subarktischen Zone

S. 10 : Tundren-Gleye und Torf-Gleyböden

- 1 Tundra-Gley aus tonig-lehmigen Sedimenten mit Permafrost
- 2 Thixotroper Tundra-Gley-Torfboden aus tonig-lehmigen Sedimenten mit Permafrost
- 3 Thixotroper Tundra-Gley-Torfboden aus tonig-lehmigen Sedimenten mit einem Eiskeil

S. 12 : Podsolierte und vertorfte Tundren-Gleye

- 4 Podsolierter Tundra-Gley mit illuvialem Fe-Horizont und Permafrost aus tonig-lehmigen Sedimenten
- 5 Tundra-Gley-Torfboden mit Permafrost
- 6 Tundra-Torfboden eines relikten Torfhügels

S. 14 : Böden der Tajga-Wald-Zone

S. 18 : Gley-Podsole des europäischen Teils der UdSSR und West-Sibiriens

- 7 Schwerlehmiger Gley-Podsol aus Decklehm
- 8 Gley-Podsol mit illuvialem Fe-Horizont aus altalluvialen lehmig-sandigen Sedimenten
- 9 Torf-Podsol-Gleyboden aus glazialen See-Sedimenten

S. 20 : Eisenpodsole und Humuspodsole des europäischen Teils der UdSSR

- 10 Lehmig-sandiger, stark podsolierter Eisenpodsol auf Moränen
- 11 Lehmig-sandiger, mäßig podsolierter Humuspodsol auf Moränen

- 12 Sandiger, stark podsolierter vergleyter Humuspodsol auf fluvio-glazialem Sand
- S. 22 : Tajga-Gleye mit Permafrost in Ostsibirien
 - 13 Lehmig-toniger Tajga-Humusgley mit Permafrost aus deluvialen Sedimenten
 - 14 Thixotroper leichtlehmiger Tajga-Torf-gley mit Permafrost aus deluvialen Sedimenten
 - 15 Lehmig-toniger Humusgley mit Permafrost aus Kies
- S. 24 : Podsolböden des europäischen Teils der UdSSR
 - 16 Lehmig-toniger Podsol aus schwerem Decklehm
 - 17 Sandiger Eisenpodsol aus altalluvialen Sanden
 - 18 Lehmig-toniger, stark podsolierter Boden aus rotem Devon-Lehm
- S. 26 : Kultivierte Podsole
 - 19 Schwach kultivierter sandiger Podsolboden aus zweischichtigen Ablagerungen
 - 20 Mäßig kultivierter lehmiger Podsolboden aus löß-ähnlichem Lehm
 - 21 Stark kultivierter lehmiger Podsolboden aus Decklehm
- S. 28 : Podsol-Gleye im europäischen Teil der UdSSR
 - 22 Lehmiger Podsol-Gley aus Bänder-Lehm
 - 23 Lehmiger, stark podsolierter Boden aus Geschiebelehm
 - 24 Lehmiger, stark podsolierter Boden aus lößähnlichem Lehm
- S. 30 : Kultivierte Podsol-Gleye
 - 25 Schwach kultivierter lehmiger Podsol-Gley aus Bänderlehm
 - 26 Mäßig kultivierter lehmiger Podsol-Gley aus Bänderlehm
 - 27 Stark kultivierter lehmiger Podsol-Gley aus Geschiebelehm
- S. 32 : Tajga-Böden mit Permafrost in Ostsibirien
 - 28 Lehmige Tajga-Fahlerde mit Permafrost und Restkarbonaten aus eluvialen magmatischen Gesteinen
 - 29 Sandiger, stark podsolierter Tajga-Boden mit Permafrost aus altalluvialen Sanden
 - 30 Lehmiger Derno-Gley-Tajgaboden mit Permafrost aus altalluvialem Lehm

- S. 34 : Derno-Podsolböden aus Geschiebelehm im europäischen Teil der UdSSR
- 31 Lehmiger, mäßig podsolierter Derno-Boden
 - 32 Lehmiger, stark podsolierter Derno-Boden
 - 33 Lehmiger, stark podsolierter Derno-Gley
- S. 36 : Kultivierte Derno-Podsole aus Geschiebelehm
- 34 Stark kultivierter lehmiger Derno-Podsol
 - 35 Mäßig kultivierter, mäßig podsolierter lehmiger Derno-Boden
 - 36 Schwach kultivierter, stark podsolierter lehmiger Derno-Gley
- S. 38 : Podsole und Derno-Podsole aus Decklehm im europäischen Teil der UdSSR
- 37 Schwerlehmiger, stark podsolierter Boden
 - 38 Schwerlehmiger, stark podsolierter Derno-Boden
 - 39 Schwerlehmiger Torf-Podsol-Gley
- S. 40 : Kultivierte Derno-Podsole aus Decklehm
- 40 Schwach kultivierter, stark podsolierter schwerlehmiger Derno-Boden
 - 41 Mäßig kultivierter, stark podsolierter schwerlehmiger Derno-Boden
 - 42 Stark kultivierter schwerlehmiger Derno-Podsol
- S. 42 : Derno-Podsole aus Sanden
- 43 Sandiger, schwach podsolierter Derno-Boden
 - 44 Sandiger mäßiger Derno-Eisenpodsol
 - 45 Sandiger Torf-Humuspodsol
- S. 44 : Derno-Podsol aus Geschiebemergel, lößähnlichen Lehmen und zweischichtigen Ablagerungen im europäischen Teil der UdSSR
- 46 Lehmiger schwacher Derno-Podsol mit Restkarbonaten aus Geschiebemergel
 - 47 Lehmiger mäßiger Derno-Podsol aus lößähnlichen Lehmen
 - 48 Sandiger, stark podsolierter Derno-Boden aus zweischichtigen Ablagerungen
- S. 46 : Derno-Podsole aus Sedimentgestein
- 49 Schwerlehmiger schwacher Derno-Podsol mit Restkarbonaten aus rotgefärbtem Lehm
 - 50 Schwerlehmiger mäßiger Derno-Podsol aus rotgefärbtem Lehm
 - 51 Schwerlehmiger schwacher Derno-Podsol mit Restkarbonaten aus rotgefärbten Ablagerungen

- S. 48 : Typische Derno-Karbonatböden im europäischen Teil der UdSSR
- 52 Typischer steiniger Derno-Karbonatboden (Rendzina) aus Kalksteineluvium
 - 53 Typischer steinig-lehmiger Derno-Karbonatboden (Rendzina) aus Geschiebemergel
 - 54 Typischer skelettreicher Derno-Karbonatboden aus Kies
- S. 50 : Ausgelaugte Derno-Karbonatböden im europäischen Teil der UdSSR
- 55 Lehmiger ausgelaugter Derno-Karbonatboden aus Geschiebemergel
 - 56 Lehmiger ausgelaugter Derno-Karbonatboden aus karbonathaltigem lößähnlichem Lehm
 - 57 Lehmiger ausgelaugter Derno-Karbonat-Gley aus karbonathaltigem Decklehm
- S. 52 : Derno-Karbonatböden aus Eluvium magmatischer Gesteine in Ost-Sibirien
- 58 Lehmiger typischer Derno-Karbonatboden (Rendzina) aus Kalksteineluvium
 - 59 Ausgelaugter lehmiger Derno-Karbonatboden aus Eluvium rotgefärbter Gesteine
 - 60 Kultivierter lehmiger ausgelaugter Derno-Karbonatboden aus Eluvium rotgefärbter Gesteine
- S. 54 : Niederungsmoore
- 61 Humus-Torf-Moor aus Sapropel
 - 62 Humus-Torfmoorboden
 - 63 Kultivierter Humus-Torfmoorboden
- S. 56 : Hochmoore
- 64 Torfmoor-Gleyboden
 - 65 Torfmoor-Übergangsboden
 - 66 Hochtorfmoorboden
- S. 58 : Alluviale Derno-Auenböden
- 67 Alluvialer schichtiger Dernoboden der Flußau
 - 68 Lehmiger alluvialer Dernoboden der Zentralau
 - 69 Sandiger alluvialer schichtiger Dernoboden auf Dünen der Zentralau

- S. 60 : Alluviale Derno-Gley- und Moorböden
70 Humusreicher alluvialer Derno-Gley der zentralen Aue
71 Alluvialer toniger Torfmoorboden der Aueterrassen
(mit Vivianit)
72 Alluvialer Derno-Eisen-Gley der Aueterrassen
- s. 62 : Vulkanische Ascheböden auf Kamtschatka
73 Schichtiger vulkanischer Ascheboden
74 Schwach ockergelber vulkanischer Ascheboden
75 Stark ockergelber vulkanischer Ascheboden
- S. 64 : Braune Waldböden der breitblättrigen Wälder
- S. 66 : Braune Waldböden der Karpatenprovinz
76 Lehmig-schottriger Brauner Waldboden
77 Lehmiger podsolierter Brauner Waldboden
78 Schwerlehmiger podsolierter Brauner Waldboden mit
oberflächennaher Vergleyung
- S. 68 : Braune Waldböden der weitöstlichen Provinz
79 Schwerlehmiger podsolierter Brauner Waldboden
80 Lehmiger podsolierter Brauner Waldboden
81 Schwerlehmiger podsolierter Brauner Waldboden
mit oberflächennaher Vergleyung
- S. 70 : Graue Waldböden der Waldsteppenzone
- S. 72 : Graue Waldböden aus lößähnlichen Lehmen und Decklehmen
der Mittelrussischen Höhe
82 Schwerlehmiger Hellgrauer Waldboden aus Decklehm
83 Leichtlehmiger Hellgrauer Waldboden aus lößähnlichem
Lehm
84 Schwerlehmiger Grauer Waldboden aus Decklehm
- S. 74 : Dunkelgraue Waldböden aus Decklehm der Mittelrussischen
Höhe
85 Schwerlehmiger Dunkelgrauer Waldboden
86 Schwerlehmiger Dunkelgrauer Waldboden mit oberflächen-
naher Vergleyung
87 Schwerlehmiger, stark erodierter Dunkelgrauer
Waldboden

- S. 76 : Graue Waldböden aus Deluvium rotgefärbter Lehme (Perm)
im Vor-Ural
88 Schwerlehmiger Hellgrauer Waldboden
89 Schwerlehmiger Grauer Waldboden
90 Schwerlehmiger Dunkelgrauer Waldboden
- S. 78 : Graue Waldböden und Wiesen-Tschernosjomböden aus Eluvium
rotgefärbter Lehme (Perm) im Vor-Ural
91 Schwerlehmiger, schwach erodierter Grauer Waldboden
92 Schwerlehmiger Dunkelgrauer Waldboden
93 Scherlehmiger Wiesen-Tschernosjom
- S. 80 : Tschernosjome der Waldsteppen- und Steppenzone
- S. 84 : Podsolierte und Ausgelaugte Tschernosjome der Mittel-
russischen Höhe
94 Schwerlehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger,
Podsolierter Tschernosjom aus Decklehm
95 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger stark
Ausgelaugter Tschernosjom aus karbonathaltigem
lößähnlichem Lehm
96 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger, schwach
Ausgelaugter Tschernosjom aus schwerem Karbonatlehm
- S. 86 : Reliefabhängige Ausgelaugte Tschernosjome und
Wiesen-Tschernosjome
97 Schwerlehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger, mäßig
Ausgelaugter Tschernosjom aus rot-braunem Lehm
98 Schwerlehmiger Wiesen-Tschernosjom-Gley aus Deluvial-
lehm
99 Schwerlehmiger vergleyter Tschernosjom-Wiesenboden
aus Deluviallehm
- S. 88 : Typische Tschernosjome aus Löß und lößähnlichen Lehmen
im europäischen Teil der UdSSR
100 Leichtlehmiger humusarmer mächtiger Typischer Tschernos
jom aus Löß mit tiefem Karbonathorizont
101 Mäßig lehmiger, mäßig humoser mächtiger Typischer
Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
102 Leichtlehmiger, mäßig humoser mächtiger Typischer
Tschernosjom aus Löß
- S. 90 : Wiesentschnernosjome und Soda-Solonetzböden der Dnepr-
Niederung
103 Lehmiger Wiesentschernosjom aus Löß

- 104 Lehmiger vergleyter Wiesentschernosjom aus Löß
- 105 Wiesensteppentschernosjom-Krustensolonetz aus vergleytem lößähnlichem Lehm

S. 92 : Gewöhnliche Tschernosjome der zentralen Tschernosjomgebiete im europäischen Teil der UdSSR

- 106 Lehmiger, typischer, fetter Gewöhnlicher Tschernosjom aus Karbonatlehm
- 107 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom aus schwerem lößähnlichem Lehm
- 108 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm

S. 94: Gewöhnliche Tschernosjome im mittleren Wolgagebiet

- 109 Lehmiger, mäßig mächtiger, fetter Gewöhnlicher Tschernosjom aus schwerem Lehm
- 110 Lehmiger, mäßig humoser, gering mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom aus schwerem lößähnlichem Lehm
- 111 Sandiger, schwach humoser, mäßig mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom mit tiefliegendem Karbonathorizont aus altalluvialen Sand

S. 96: Südliche Tschernosjome der Schwarzmeer-Niederung

- 112 Schwerlehmiger, humusarmer, mäßig mächtiger Südlicher Tschernosjom aus schwerem, lößähnlichem Lehm
- 113 Leichtlehmiger, humusarmer, mäßig mächtiger Südlicher Myzelarcarbonat-Tschernosjom aus Löß
- 114 Sandiger, schwach humoser, mäßig mächtiger Südlicher Tschernosjom mit tiefem Karbonathorizont aus altalluvialen Sand

S. 98: Südliche Tschernosjome des südlichen Wolgagebiets

- 115 Schwerlehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Südlicher Tschernosjom aus schwerem lößähnlichem Lehm
- 116 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Südlicher Karbonattschernosjom aus Karbonatlehm
- 117 Lehmiger, humusarmer, mäßig mächtiger Südlicher Solonetz-Tschernosjom aus sandigem Karbonatlehm

S. 100: Myzelarcarbonat-Tschernosjome und Wiesentschernosjomböden des Vorkaukasus

- 118 Schwerlehmiger, humusarmer, mächtiger Myzelarcarbonat-Tschernosjom aus schwerem lößähnlichem Lehm
- 119 Schwerlehmiger, mäßig humoser, übermächtiger Myzelarcarbonat-Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
- 120 Schwerlehmiger, mäßig humoser Wiesen-Myzelarcarbonat-Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm

- S. 102 : Tschernosjome der westsibirischen Niederung
- 121 Mäßig humoser, mäßig mächtiger Ausgelaugter Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
 - 122 Lehmiger, mäßig mächtiger, fetter Typischer Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
 - 123 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
- S. 104: Reliefabhängige Tschernosjome und Wiesentschernosjome in der westsibirischen Niederung
- 124 Lehmiger, mäßig humoser, mäßig mächtiger Gewöhnlicher Tschernosjom
 - 125 Lehmiger, schwach solontzierter, schwach solodierter, vergleyter Wiesentschernosjom
 - 126 Lehmiger, versalzter, vergleyter Wiesentschernosjom
- S. 106: Gewöhnliche Tschernosjome auf verschiedenen bodenbildenden Gesteinen Nord-Kazachstans
- 127 Lehmiger, mäßig humoser Gewöhnlicher Tschernosjom aus eluvial-deluvialen Ablagerungen
 - 128 Schwerlehmiger, mäßig humoser, solontzierter Gewöhnlicher Tschernosjom aus lößähnlichem Lehm
 - 129 Lehmiger, mäßig humoser, Gewöhnlicher Karbonat-tschernosjom aus leichtem Karbonatlehm
- S. 108: Südliche Tschernosjome aus verschiedenen bodenbildenden Gesteinen in Kazachstan
- 130 Schwerlehmiger, humusarmer Südlicher Tschernosjom aus schwerem Karbonatlehm
 - 131 Leichtlehmiger, humusarmer Südlicher Tschernosjom aus leichtem Karbonatlehm
 - 132 Lehmiger, humusarmer, solontzierter Südlicher Tschernosjom aus versalztem Lehm
- S. 110: Tschernosjome in Zwischengebirgsbecken Transbajkaliens
- 133 Lehmiger, mäßig humoser Gewöhnlicher Tschernosjom mit großer Frosttiefe aus Karbonatlehm
 - 134 Lehmiger, mäßig humoser Gewöhnlicher Mehlcarbonat-tschernosjom aus Karbonatlehm mit großer Frosttiefe
 - 135 Schwerlehmiger, humusarmer Südlicher Mehlcarbonat-tschernosjom aus Karbonatlehm

- S. 112 : Wald-Solodiböden
136 Torf-Gley-Solod unter Wald
137 Vergleyter Torf-Solod unter Wald
138 Typischer Wald-Solod
- S. 114 : Wiesen-Solodiböden (Derno-Böden)
139 Torf-Gley-Wiesen-Solod
140 Derno-Gley-Wiesen-Solod
141 Vergleyter Derno-Wiesen-Solod
- S. 116 : Böden der Trockensteppen
- S. 118 : Dunkle Kaschtanosjome und Wiesen-Kaschtanosjome der Wolga-Höhe und des Transwolgagebiets
142 Lehmiger Dunkler Kaschtanosjom aus schwerem Lehm
143 Lehmiger Dunkler Kaschtanosjom aus sandigem Karbonatlehm
144 Schwerlehmiger, schwach solodierter Dunkler Kaschtanosjom aus schwerem Karbonatlehm
- S. 120 : Kaschtanosjome und Helle Kaschtanosjome der Transwolga-Niederung und der Kaspi-Niederung
145 Lehmiger Kaschtanosjom aus schwerem Lehm
146 Lehmiger solontzierter Kaschtanosjom aus Karbonatlehm
147 Schwerlehmiger, stark solontzierter Heller Kaschtanosjom aus schwerem Karbonatlehm
- S. 122 : Dunkle Kaschtanosjome Kazachstans
148 Schwerlehmiger Dunkler Kaschtanosjom aus Karbonatlehm
149 Lehmiger Dunkler Kaschtanosjom aus Karbonatlehm
150 Leichtlehmiger Dunkler Kaschtanosjom aus Karbonatsand
- S. 124 : Kaschtanosjome und Helle Kaschtanosjome in Kazachstan
151 Schwerlehmiger solontzierter Kaschtanosjom aus Eluvium tertiärer Lehme
152 Lehmiger Karbonatkaschtanosjom aus Kalkstein-eluvium
153 Lehmiger solontzierter Heller Kaschtanosjom aus Karbonatlehm

- S. 126 : Automorphe Kaschtanosjom-Steppensolonetzböden
- 154 Kastanienfarbener Solontschak-Solonetz mit prismatischer Struktur
 - 155 Kastanienfarbener Solontschak-Solonetz mit geringmächtiger prismatischer Struktur
 - 156 Tiefversalzter mittelsäuliger kastanienfarbener Solonetz
- S. 128 : Halbhudromoppe Kaschtanosjom-Solonetz-Wiesensteppenböden
- 157 Mittelsäuliger Kaschtanosjom-Solonetz-Wiesensteppenboden
 - 158 Kaschtanosjom-Solonetz-Wiesensteppenboden mit mäßig mächtiger prismatischer Struktur
 - 159 Tiefsäuliger, stark solodierter Kaschtanosjom-Solonetz-Wiesensteppenboden
- S. 130: Böden der Halbwüsten- und Wüstenzone
- S. 132 : Braune Halbwüstenböden und Graubraune Halbwüstenböden
- 160 Sandiger Brauner Halbwüstenboden (Kaspisenke) aus Sand
 - 161 Leichtlehmiger Brauner Halbwüstenboden (Kazachstan) aus lößähnlichem Lehm
 - 162 Leichtlehmiger, nicht solontzierter Graubrauner Wüstenboden aus LÖß
- S. 134 : Typische Solontschake und Nasse-Solontschake
- 163 Küsten-Solontschak
 - 164 Nasser-Solontschak
 - 165 Typischer Solontschak
- S. 136 : Wiesen-Solontschake
- 166 Auwiesen-Solontschak
 - 167 Wiesen-Solontschak der Aueterassen
 - 168 Wiesen-Solontschak der Vorgebirgsebenen

- S. 138 : Böden der Vorgebirgswüstensteppen der trockenen Subtropen
- S. 140 : Helle Serosjome und Takyre
169 Lehmiger Heller Serosjom aus Löß
170 Lehmiger bewässerter Heller Serosjom aus Löß
171 Typischer Takyr
- S. 142 : Serosjome und Wiesenserrosjome
172 Lehmiger typischer Serosjom aus Löß
173 Lehmiger bewässerter vergleyter Wiesen-
serosjom aus lößähnlichem Lehm
174 Lehmiger Dunkler Serosjom aus lößähnlichem Lehm
- S. 144 : Böden der feuchten Subtropen
- S. 146 : Krasnosjome (Roterden) auf unterschiedlichen boden-
bildenden Substraten
175 Lehmiger, schwach podsolierter Krasnosjom
aus Lehm
176 Lehmiger typischer Krasnosjom aus rotgefärbter
Verwitterungsrinde von Ergußgesteinen
177 Stark kultivierter Krasnosjom
- S. 148 : Erodierte Krasnosjome
178 Lehmiger, schwach erodierter Krasnosjom aus
Verwitterungsprodukten von Ergußgesteinen
179 Lehmiger, stark erodierter Krasnosjom aus
Eluvium von Zebra-Lehm
180 Stark erodierter Krasnosjom aus anstehendem
Zebra-Lehm
- S. 150 : Podsolierte Gelberden (Želtosjome)
181 Lehmige vergleyte Podsol-Gelberde
182 Kultivierte schwachlehmige vergleyte
Podsol-Gelberde
183 Lehmige vergleyte Podsol-Gelberde
- S. 152 : Böden der Gebirgsgebiete

- S. 154 : Gebirgstundra- und Gebirgspodsolböden
- 184 Skelettreicher torfiger Gebirgstundraboden
 - 185 Skelettreicher Gebirgshumuspodsol
 - 186 Skelettreicher Gebirgspodsol
- S. 156 : Gebirgstajgaböden mit Permafrost
- 187 Nichtpodsolierter schwacher Eisen-Gebirgstajgaboden mit Permafrost
 - 188 Nichtpodsolierter torfiger vergleyter Gebirgstajgaboden mit Permafrost
 - 189 Nichtpodsolierter Gebirgstajgaboden mit Permafrost und starker Eisenanreicherung
- S. 158 : Gebirgswaldböden
- 190 Schwach podsolierter Gebirgs-Dernoboden
 - 191 Geringmächtiger Brauner Gebirgswaldboden
 - 192 Derno-Karbonat-Gebirgswaldboden
- S. 160 : Gebirgswaldboden der vertikalen Zonen der Subtropen
- 193 Brauner Gebirgswaldboden
 - 194 Zimtfarbener Gebirgsboden
 - 195 Gelber Gebirgsboden (Zeltosjom-Gebirgsboden)
- S. 162 : Gebirgswiesenböden
- 196 Alpiner torfiger Gebirgswiesenboden
 - 197 Alpiner Gebirgswiesenboden
 - 198 Subalpiner Gebirgswiesenboden
- S. 164 : Gebirgssteppenböden
- 199 Tschernosjomähnlicher Gebirgs-Wiesensteppenboden
 - 200 Gebirgstschnosjom
 - 201 Gebirgskaschtanosjom

- - - - -

In einer in den "Fortschritten Geologie Rheinland und Westfalen, 21, S. 109 bis.132, Krefeld, Dez. 1972" erschienenen Arbeit von J. Breburda, G. Heide und H. Zakosek werden die wichtigsten Böden der europäischen Sowjetunion im Hinblick auf Aufbau, Entstehung, Eigenschaften und Verbreitung dargestellt.

10. Internationaler bodenkundlicher Kongreß

von

B. W o h l r a b

Vom 12. bis 20. August 1974 fand in Moskau der 10. Kongreß der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft (ISSS) statt. Veranstalter dieses Kongresses waren die Akademie der Wissenschaften der UdSSR, die Allunionsgesellschaft der Bodenkundler, das Institut für Agrikulturchemie und Bodenkunde, die Allunionsakademie der landwirtschaftlichen Wissenschaft, das Bodeninstitut "W. W. Dokutschajew" und die staatliche Moskauer Lomonossow-Universität, Fakultät für Bodenkunde.

Während der offiziellen Eröffnungszeremonie würdigten der seinerzeit amtierende Präsident der ISSS und der Dekan der Fakultät für Bodenkunde der Moskauer Universität das hundertjährige Bestehen der russischen Bodenkunde. Unter dem Thema "Biosphäre, Böden und ihre Nutzung" hielt der Präsident seinen Festvortrag.

Vortragstagung

Während der zum großen Teil in Parallelveranstaltungen stattfindenden Plenarsitzungen der sieben Gesellschaftskommissionen und weiterer sechs in ihren Themen auf mehrere Kommissionen übergreifenden Symposien hielten Fachleute der Bodenkunde und benachbarter Disziplinen mehr als 400 Vorträge.

In den Plenarsitzungen der Kommission I "Bodenphysik" wurden zunächst zum Themenkomplex "Statik und Dynamik des Bodenwassers" zahlreiche Berichte aus dem Gebiet der physikalischen Grundlagenforschung abgegeben. Diese gingen neben der herkömmlichen bodenhydrologischen Betrachtungsweise z. T. von thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten aus, den Energiezustand des Bodenwassers sowie die potentielle Verfügbarkeit des Bodenwassers für Pflanzen charakterisierend. Zunehmendes Interesse findet in diesem Zusammenhang der Einfluß der Bodenlösung verschiedener Zusammensetzung und Konzentration auf die hydraulischen Vorgänge im Boden. Die zu diesem Zweck durchgeführten Untersuchungen dienen vor allem

zum besseren Verständnis und zur Beurteilung der hydraulischen Vorgänge in Salzböden (Solontschak, Solonez usw.) und der Bewässerung in semiariden und ariden Gebieten.

In derselben, schon mehr angewandten Richtung der Bodenphysik behandelten Referate die osmotische Saugwirkung von Mineralsalzen in der Bodenlösung und ihre effektive Wirkung auf das pflanzenverfügbare Wasserdargebot in einzelnen Entwicklungsphasen verschiedener Kulturen. Weitere Themenkomplexe des angewandten Bereiches befaßten sich mit den bodenphysikalischen Effekten - insbesondere mit der Gefügeomformung und -stabilität - von Untergrundmeliorationen (Tieflockern ohne und mit Tiefendüngung sowie Tiefpflügen) einerseits und von pflugloser geringster Bodenbearbeitung andererseits. Weiterhin behandelten einige Referate verschiedene Bodenconditionäre und ihren Erfolg im Rahmen des Erosionsschutzes. Auf die Prüfung und Bewertung derartiger Meliorationsmaßnahmen war ein wesentlicher Teil der in verschiedenen Vorträgen behandelten Labor- und Felduntersuchungsmethoden abgestellt. Es geht dabei vor allem um die Messung der Gefügestabilität und der hydraulischen Leitfähigkeit.

Zum Teil gemeinsam mit der Kommission I fanden die Plenarsitzungen der Kommission VI "Bodentechnologie" statt. Themenschwerpunkte dieser Veranstaltungen waren:

1. Die Melioration von Salzböden und
2. die Hydromelioration grundwasservernässter und staunasser Standorte.

Vertreter aus verschiedenen semiariden und ariden Gebieten befaßten sich mit den Eigenschaften von Salzböden und ihrer Kultivierung einerseits und mit den erforderlichen Sanierungsmaßnahmen sekundär - insbesondere im Zuge der Bewässerung - stärker versalzter Böden. Als Ursache der Versalzung kommt, neben oberflächennahem Grundwasser (natürliche Salzakkumulation durch die den Niederschlag weit übertreffende Verdunstung in semiariden und ariden Gebieten) und Zufuhr von Salzen mit Bewässerungswasser bei unzureichender Durch- und Auswaschung, unter bestimmten

Bedingungen - Meeresnähe oder Nachbarschaft offener Salzflächen - die äolisch bedingte Salzzufuhr in Betracht. In entsalzten oder nur noch sehr schwach versalzten Böden ändern sich die Bodenbildungsvorgänge. Es entwickeln sich mehr oder weniger schnell Bodentypen mit für die Nutzung günstigeren Eigenschaften, d. h. höherer Leistungsfähigkeit. In zahlreichen Berichten wurde über verschiedene Meliorationsverfahren zur stabilen Entsalzung solcher Böden referiert. Erste Voraussetzung ist eine Absenkung des Grundwasserspiegels, dort wo er oberflächennahe ansteht, auf einen Flurabstand von 2,5 m und mehr. In natürlich oder durch fehlerhafte Bewirtschaftung künstlich stark versalzten Böden ist jedoch wegen ihrer Strukturlosigkeit und geringen Infiltrationsfähigkeit die Auswaschung der überschüssigen Salze häufig erschwert und langwierig. Es wurden daher verschiedene Meliorationsmaßnahmen erprobt, um diesen Vorgang zu beschleunigen. Neben der Tieflockerung kam die Aufbringung von Calciumcarbonat auf die Bodenoberfläche, das Einblasen von Gips und Phosphaten in tiefere Bodenschichten, die Anwendung organischer Substanzen, vor allem aber auch die Verwendung industrieller Abfallstoffe wie Abfallschwefelsäure, Vitriol, Schlamm aus der Futterhefeherstellung (mit Gips, Schwefelsäure sowie Stickstoff und Phosphaten in löslicher Form) zum Einsatz. Auf diese Weise wurden die Filtrationsgeschwindigkeit verbessert, die Wasserkapazität erhöht und wesentliche Mehrerträge erzielt.

Die Beiträge zum Versalzungsproblem beschäftigten sich auch mit der prophylaktischen Bewertung von Böden im Hinblick auf ihre Nutzung für Bewässerungskulturen. Diese Eignungsschätzung bedient sich einer Indexzahl, die aus verschiedenen gewichteten Bodeneigenschaften abgeleitet wird. In die Rechnung gehen insbesondere eine mittlere Körnung, der Kalk- und Gipsgehalt, der Salzgehalt und die Alkalität sowie ferner die Hangneigung ein.

Bodenbewertung, -bonitierung und -schätzung waren allgemein Gegenstand mehrerer Referate und Diskussionen des von den Kommissionen IV und V unter dem Thema "Der wissenschaftlich-technische Fortschritt und die rationelle Ausnutzung der Bodenressourcen" durchgeführten Symposiums. Zu diesem Zweck wurden Korrelationen zwischen Bodeneigenschaften und den erzielten Ernteerträgen ausgewertet. Die Berücksichtigung unterschiedlichen agrotechnischen Niveaus (niedrig, mittel und hoch) lassen

die planwirtschaftlichen Ziele agro-industrieller Landnutzung erkennen, wie sie in den sozialistischen Ländern abgesteckt sind. Die Bodenbonitierung und -schätzung soll nach Aussage einiger Referenten aber auch Bestandteil der Umweltplanung sein. An dieser Stelle ist besonders zu erwähnen, daß nicht nur im Verlauf des genannten "Symposiums 4", sondern auch bei verschiedenen anderen Sitzungen Themen über die Belastung der Umwelt, insbesondere aber des Bodens, behandelt wurden. Diese Themen befassen - vor allem in dicht besiedelten und hochindustrialisierten Regionen - die Bodenkunde in zunehmendem Umfang. Dabei kann man drei verschiedene Ursachen- bzw. Problemkomplexe unterscheiden:

1. Eingriffe in den Wasserhaushalt, insbesondere soweit sie den Bodenwasserhaushalt betreffen,
2. Bodenverunreinigungen im weitesten Sinne,
3. Eingriffe in die Bodensubstanz durch Beseitigen bzw. Versetzen des Bodens im Zuge der verschiedenen Abgrabungen.

Dieses Thema hatte u. a. der Unterzeichnete aus der Sicht mitteleuropäischer Verhältnisse behandelt. Zum gleichen Themenkreis gehört die schadlose Beseitigung bzw. Verwertung von Abfallstoffen. Hier zeigt sich, daß man nicht nur die recht günstigen Filtereigenschaften des Bodens zu nutzen bestrebt ist, sondern darüber hinaus verschiedene, mehr oder weniger aufbereitete Abfallstoffe - wie im Fall der Futterhefefabrikation, aber auch bei der Anwendung von Müllkomposten - sogar zur Bodenverbesserung einsetzt. Diese Entwicklung und Erweiterung im Aufgabengebiet der Bodenkunde wurde in zahlreichen Referaten sichtbar. Daß präzisere Kenntnisse über die Pufferfunktionen, über die Abbau- und Umsetzungsmechanismen in den verschiedenen Böden mit ihrem jeweiligen Bewuchs nicht nur für die Bodenkunde selbst von Bedeutung sind, sondern auch für eine Reihe von Nachbardisziplinen, beispielsweise die Hydrologie, wesentliche Grundlagen bilden, unterstrichen die Vorträge des unter dem Generalthema "Stickstoff in der Bodenbildung und im Ackerbau" gemeinsam von den Kommissionen II, III und IV abgehaltenen Symposiums. Zur Frage nach der möglichen Eutrophierung von Grund- und Oberflächengewässern durch die Landnutzung ergaben sich hierbei eine Reihe von Hinwei-

sen, beispielsweise, daß der potentiell schädliche Effekt des mit dem Dünger eingetragenen Stickstoffs nur durch maximale Ausnutzung dieses Stickstoffs durch leistungsfähige Pflanzenbestände auf ein Minimum reduziert werden kann, ferner, daß erst der nach zwei Anbaujahren noch nachzuweisende Mineraldünger-N (nachgewiesen mit ¹⁵N) als Strukturelement stabiler Humusstoffe gelten kann und schließlich die Forderung, bei intensiver Bewirtschaftung, d. h. hohen Düngergaben, periodisch den Mineralstickstoffgehalt des Wurzelprofils festzustellen, damit übermäßige Anreicherung und die Gefahr stärkeren Auswaschens vermieden wird.

In einer weiteren Plenarsitzung behandelten die Kommissionen I und VI den Themenkomplex "Melioration vernässter Böden". Im Einführungsreferat und in einigen anderen Vorträgen wurde dargelegt, daß es zur komplexen Lösung dieses Problems einer untersuchungsmäßigen Klärung folgender Kriterien bedarf:

1. Vernässungsursachen,
2. Vernässungsgrad,
3. Bodeneigenschaften vor und nach der Melioration
(in ihrer Wirkung auf das hydrologische Regime und die ökologischen Wechselbeziehungen im Landschaftshaushalt),
4. Prognose der potentiellen Fruchtbarkeit der vernässten Böden.

Mit diesen Aspekten, aber vor allem auch mit der Meliorationstechnik, setzten sich die Referate im einzelnen auseinander. Dabei wurden ebenso die mit der Entwässerung einhergehenden Begleiterscheinungen, beispielsweise die Verockerung, behandelt. Auch hydromeliorative Besonderheiten von Moorböden in semihumiden und semiariden Gebieten, beispielsweise in der Ukraine, kamen zur Sprache. Schwierigkeiten für die Meliorationsplanung und -ausführung ergeben sich häufig aus der Heterogenität der entwässerungsbedürftigen Böden. Die verschiedene Hydromorphie lehmiger Bodendecken - in diesem Fall aus der Weichselkaltzeit - steht häufig

mit den Gefälleverhältnissen im Zusammenhang, wie am Beispiel des norddeutschen Tieflandes (DDR) gezeigt wurde. Dort sind in ebenen Lagen vor allem hydromorphe Böden vorzufinden. Mit zunehmendem Gefälle treten infolge einer Differenzierung des Wasserregimes halb-hydromorphe und anhydromorphe Böden auf und bei stärkerem Gefälle herrschen anhydromorphe Böden vor.

Einige Referate befaßten sich mit staunassen Böden und ihrer Komplexmelioration. Darunter ist zu verstehen die Tieflockerung, die Kalkung (und Düngung) sowie die Weitabstandsdränung. Anhand mehrjähriger Labor- und Feldversuche wurden hierfür Nomogramme entwickelt. Sie ergeben mittlere Bemessungsspannen von 70 bis 75 % Lockerungsanteil am Staukörperraum, 150-250 dz Branntkalk und Dränabstände von 25-35 m. Um mit wirtschaftlichem Aufwand einen möglichst großen Erfolg solcher komplexen Meliorationsmaßnahmen zu erzielen, sind in den letzten Jahren neue technische Wege beschritten worden. Auf diese maschinelle Weiterentwicklung wurde in Wort und Bild eingegangen.

Sie fand vor allem beim Gastgeber besonderes Interesse. In der UdSSR hat sich nämlich der Schwerpunkt von Meliorationsmaßnahmen, der früher bei der Bewässerung lag, in den letzten Jahren zur Entwässerung hin, d. h. zur Verbesserung grundwasservernäßter und staunasser Böden, verschoben. Auf diesem Wege soll auch das Nutzungspotential in den nördlichen Regionen mit relativ kurzer Vegetationszeit verstärkt erschlossen werden.

Meliorationsprobleme ergeben sich jedoch nicht nur bei den natürlich vernäßten Böden, sondern auch bei vielen degradierten Kulturböden, beispielsweise beim Naßfeldreisanbau. Hier wird nach Erfahrungen aus Japan die Maulwurfsdränung unterhalb der pfluglos bearbeiteten Krume mit Erfolg eingesetzt.

Im Verlauf der Tagung bestanden Möglichkeiten, verschiedene Institutionen auf bodenkundlichem Gebiet zu besichtigen. Der Verfasser besuchte u. a. das Bodenagronomische W. R. Wiljams-Museum. Es bietet eine geschlossene Übersicht aller in der UdSSR vorkommenden Böden, geordnet nach den verschiedenen Landschaften. Neben den im einzelnen erläuterten Catenen dieser Landschaft, die mit zahlreichen Originalbodenprofilen belegt und durch Fotos sowie Bilder illustriert sind, werden jeweils die bodengenetischen Entwicklungen der Böden entsprechend dargestellt. Das Museum ist sehr eindrucksvoll und sein Besuch kann jedem empfohlen werden, der von Moskau aus sich über verschiedene Bodenlandschaften Russlands bzw. Nordasiens informieren will. Zu bedauern ist jedoch, daß die Beschriftungen nicht wenigstens mit den wichtigsten Worten in Englisch erscheinen.

Exkursionen

Im Anschluß an die eigentliche Vortragsveranstaltung bestand Gelegenheit, an einer der insgesamt neun mehrtägigen Exkursionen durch verschiedene Regionen der UdSSR teilzunehmen. Die Exkursion 4a, an der der Verfasser teilnahm, führte nach Transkaukasien. Sie begann in Suchumi an der Schwarzmeerküste Georgiens.

Georgien (Grusinien) liegt im westlichen und mittleren Teil der transkaukasischen Senkungs- und Beckenzone. Das von Nord nach Süd streichende Suramigebirge trennt in dieser Region zwei deutlich voneinander variierende Klimaprovinzen, nämlich

die atlantisch-mediterran beeinflusste, feuchtsubtropische westliche Zone, das Niederschlagsgebiet des Rioni mit dem Kolchis-Schwemmland und seinem hügeligen bzw. gebirgigen Rand zum großen Kaukasus im Norden und zum kleinen Kaukasus im Süden,

die kontinentale, trockensubtropische Zone im Osten Georgiens mit großen und kleinen Becken des Niederschlagsgebietes der in das Kaspische Meer mündenden Kura.

Das transkaukasische Senkungsfeld ist mit mehreren tausend Meter mächtigen Schiefer- und Flyschgesteinen des Jura, der Kreide und des Alttertiärs sowie mit Molasseablagerungen aus dem Jungtertiär und Quartär ausgefüllt. In der feuchtsubtropischen Region des westlichen Georgiens mit milden Wintern und warmen feuchten Sommern (Jahresdurchschnittstemperatur um 14°, durchschnittliche Niederschläge im Norden zwischen 1200 und 1500 mm, im Süden zwischen 1800 und 2000 mm, hangaufwärts in den Gebirgslagen bis 3000 mm) werden abgesehen von Mais, der Hauptgetreideart, überwiegend Obst, Tabak, Wein, Zitrusfrüchte und Tee angebaut. Folgende in diesem Gebiet weit verbreitete Böden wurden den Exkursionsteilnehmern vorgeführt:

1. subtropischer Podsolboden (Jeltozem-Pseudopodsole) aus Schottern 35 km südöstlich von Suchumi.
2. Jeltozem aus verwitterten Konglomeraten in der Nähe von Suchumi.
3. Subtropischer Podsolboden (Jeltozem - Pseudopodsole) aus Lehm über marinen Terrassengeröllen, nahe Zugdidi.
In der näheren Umgebung war ferner das Profil eines kultivierten Bodens einer großen Teeplantage freigelegt.
4. Jeltozem aus Schiefer, östlich von Kutaisi. Es handelt sich um einen Standort in Mittelgebirgslage (400 m über dem Meeresspiegel) mit schwacher Hangneigung. Den Analysendaten nach und im Profilbild ähnelt er sehr einem Pseudogley - Braunerde - Pelosol Mitteleuropas.
5. Ton - Gley aus alluvialem Flußton bei Poti in der Colchida-Niederung. Es handelt sich um einen sehr tonreichen grundwasserbeeinflussten Boden im küstennahen Schwemmland des Rioni. Unter mitteleuropäischen Verhältnissen würde man diesen Standort als Pseudogley - Gley bezeichnen. Zur Kultivierung dieser Böden ist eine Dränung - Dräntiefe 1 m, Dränabstand 5 - 10 m - erforderlich. Diese Standorte würden sich boden- und klimamäßig sehr gut zum Reisanbau eignen. Man beabsichtigt aber, sie für den Teeanbau zu meliorieren.

6. Krasnozern aus einer Kruste verwitterter vulkanischer Effusivgesteine (Basalt) nördlich von Batumi. Es handelt sich um einen der schorfartigen Roterde ähnlichen Boden.
7. Krasnozern aus einem gefleckten Ton, ebenfalls nördlich von Batumi. Hier wie bei vielen anderen Profilen wurde die Frage aufgeworfen, ob es sich nicht um einen Zweischichtenboden handelt, der untere, stark gefleckte Ton (Tiger clay) scheint eine fossile Bodenbildung zu besitzen. Der obere würde in Mitteleuropa als basenarme Braunerde (Sauerbraunerde) angesprochen.

Die östliche Klimaprovinz Georgiens in den Beckenlandschaften des Kura-Niederschlagsgebietes ist kontinental, d. h. sie zeichnet sich durch kältere Winter aber heißere Sommer aus als der Schwarzmeerküstenraum. Die Jahresmitteltemperatur liegt in Abhängigkeit von der Höhenlage etwas tiefer als im Westen. Die Jahresmittel der Niederschläge bleiben unter 600 mm nach Osten hin sogar unter 400 mm. Gute Erträge sind daher nur mit Hilfe von Bewässerung zu erzielen. Als Getreide werden Weizen, Mais und Gerste angebaut. Daneben findet man weite Flächen mit Wein und Obstkulturen. Die beiden in dieser Region vorgeführten Profile entsprechen den unter diesem Klima am verbreitetsten vorkommenden Böden:

8. Zimtfarbener kalkreicher Waldboden. Der hohe (sichtbare) Kalkgehalt wird auf Anreicherung bei der Verwitterung des Ausgangsgesteines eines lößähnlichen Lehms, infolge der fehlenden oder sehr geringen Versickerung zurückgeführt. Nach der deutschen Klassifikation würde man diesen Standort als Pelosol-Rendzina ansprechen.
9. Brauner Gebirgswaldboden. Als Muttergestein wurden Sandsteine und Konglomerate (Solifluktion) angegeben.

Inbesondere an diesen beiden Profilen stellte sich die Frage nach glazialer Überformung und Umwandlung der Bodendecken durch Solifluktion. Nach der deutschen Klassifikation würde man diesen Boden als eutrophe Parabraunerde ansprechen.

Von Georgien führte die Exkursion weiter nach Armenien, einem Gebirgsland mit mittlerer Höhe von 1800 m und nur 10 % der Fläche unter 1000 m. Der sowjetische Teil Armeniens fällt vom mittleren kleinen Kaukasus im Norden zur Ararat-Ebene nach Süden ein. Vulkanische Gesteine (tertiäre Andesite und Dazite sowie quartäre Tuffe und basaltische Laven) überlagern den Sockel aus gefalteten und stark wieder abgetragenen und eingeebneten Formationen des Paläo- und Mesozoikum. Die Ararat-Ebene ist ein tertiäres Senkungsfeld, angefüllt mit diluvialen und alluvialen Sedimenten. Tektonischer Entstehung ist auch der große Kessel am Nordrand des vulkanischen Hochlandes, in dem der Sewansee (1400 km²) liegt. Die vorgeführten Bodenprofile lagen auf einer Nord-Süd gerichteten Schnittlinie durch Armenien und gaben auf diese Weise einen guten Überblick über die Hauptcatena der Böden in diesem Land.

1. Das erste Profil, ein montaner, zimtfarbener Boden auf der Nordseite des kleinen Kaukasus lag knapp 1000 m über dem Meeresspiegel, bei gemäßigt humidem Klima mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 600 bis 650 mm. Auch hier wurde im Rahmen der Diskussion die Frage gestellt, ob es sich nicht um ein Zweischichtenprofil handelt, nämlich eine rezente Braunerde über einem zimtfarbenen Boden, entstanden in vorzeitig trockenerem Klima, wobei dieser durch die rezente Bodenentwicklung beeinflusst ist.
2. Das nächste Profil lag in einer Zone, in der bei Höhenlagen von 1300 bis 2100 m verbreitet montane braune Waldböden auftreten. Die Niederschläge liegen in dieser Zone etwas höher. Es fallen etwa 700 mm im Jahresdurchschnitt, die Mitteltemperatur beträgt 8,5 bis 5^o C.

Nach dem Überqueren des Sewanpasses in südlicher Richtung gelangt man in ein zunehmend trockeneres und heißes Gebiet. Während in der Nähe des Sewansees noch Niederschläge im Jahresmittel von 550 bis 700 mm fallen in einer Höhenlage von etwa 2000 m, sind es in der Ararat-Ebene nur noch 200 bis 300 mm bei einer Höhenlage von etwa 800 m über dem Meeresspiegel.

3. Montaner Tschernozem südlich des Sewansee.

Auf diesem Hochplateau (1800 m) treten unter einer Grassteppenvegetation verbreitet Schwarzerden auf. Das Muttergestein ist ein kalkreicher lehmiger Sand, unterlagert von Andesit-Basalt-Verwitterungsmaterial. Unter jugoslawischen Verhältnissen werden solche Böden als Braun-Rendzinen angesprochen. In Japan nennt man sie Ando-Soil.

4. Dunkler montaner kastanienfarbener Boden nördlich von Jerewan.

Hier handelt es sich um einen Standort in rund 1500 m Höhe bei einem Jahresdurchschnittsniederschlag von etwa 400 mm. Die Durchschnittstemperatur liegt bei 9°.

5. Montaner dunkelbrauner Halbwüstenboden, etwa auf der Höhe von Jerewan, d. h. etwas über 1000 m hoch gelegen, bei einem mittleren Jahresniederschlag von 300 mm und einer Durchschnittstemperatur von 11,4° C.

6. Zum Schluß wurde ein Solonez, im Ararat-Tiefland vorgeführt. Dort fallen Niederschläge zwischen 150 und 200 mm im Jahr (fast ausschließlich im Herbst und Frühjahr). Das Grundwasser steht bei 1,5 m unter Flur, so daß infolge der hohen Verdunstung eine ständige kapillare Bewegung und damit ein Salzaufstieg in den Oberboden erfolgt. Auf diese Weise sind Soloneze und Solontschake entstanden, die in großer Verbreitung vorkommen.

Gute Verkehrslage, von der Morphologie und der Wasserzufuhr her beste Voraussetzungen für die Bewässerung und, mit Ausnahme des Niederschlages, günstiges Klima rechtfertigen in der potentiell fruchtbaren Ararat-Niederung relativ aufwendige Meliorationsmaßnahmen. Die SSR Armenien hatte sie auf einem staatlichen Versuchsgut eingeleitet. Erster Schritt der Kultivierung der dortigen Salzböden ist das Absenken des Grundwasserspiegels auf einen Flurabstand, von dem ein kapillarer Aufstieg bis zum Oberboden nicht mehr erfolgen kann. Diese Grenze wurde mit 2,5 bis 3 m ermittelt. Ein dementsprechendes

Entwässerungsnetz, bestehend aus offenen Gräben und erdverlegten Dränen, mit bodenabhängigen Dränabständen zwischen 150 und 400 m, bewerkstelligt diese Grundwasserabsenkung. Bei fehlender Vorflut werden Schöpfwerke gebaut. Das salzhaltige oberflächennahe Grundwasser wird in den nächsten Hauptvorfluter geleitet. Es handelt sich um den Grenzfluß zur Türkei Araxes mit einem MQ von nur $22 \text{ m}^3/\text{s}$ (in Zukunft sicher durch die zunehmende Versalzung politischer Konfliktstoff.) Das Dränsystem reguliert den Wasser- und damit den Salzhaushalt der Niederungsböden grundlegend. Da aber eine Auswaschung des im Oberboden akkumulierten Salzes mittels Bewässerung oder gar auf natürlichem Wege durch die geringen Niederschläge die Inkulturnahme verzögert, führte man Versuche mit Abfall-Schwefelsäure und Vitriol durch. Nachdem sich dieses Verfahren bewährt hatte, wurden derartige Kultivierungen großflächig, je nach Anfall der Abfallstoffe in den nahegelegenen Industrien durchgeführt. Es werden 50 bis 120 Tonnen Abfall-Schwefelsäure oder 100 bis 240 Tonnen Vitriol verabreicht. Durch dieses Verfahren wird nicht nur die starke Alkalität beseitigt, sondern auch das natürliche Nährstoffpotential dieser Böden - insbesondere K, P - aufgeschlossen, so daß nach dortigen Angaben in den ersten 8 bis 10 Jahren nur Stickstoff zugeführt werden muß. Nach der Melioration kommt als erste Frucht in der Regel Winterweizen zur Aussaat. Es schließt sich Luzerne mit 3 bis 4 Jahren an. Danach ist die Anlage von Dauerkulturen möglich, wie Obst und Wein. Die vorgeführten Bestände ließen den Erfolg dieser Kultivierung erkennen. Hohe Erträge sind jedoch sowohl bei den Dauerkulturen als auch bei einjährigen Ackerfrüchten nur mit Hilfe intensiver Bewässerung zu erzielen. Es wird zu diesem Zweck artesisches Grundwasser aus dem 2. Stockwerk (150 bis 400 m tief) gewonnen. Die Ausbringung erfolgt mittels Beregnung (überwiegend Weitstrahlregner) oder durch Staurieselverfahren.

I B G - TAGUNG MOSKAU AUGUST 1974

Vorträge in Kommission VI (soweit nicht gemeinsam
mit Kommission I)

Melioration von Salzböden

- G.Blackburn (Australien): Die Versalzungszyklen der Böden Australiens an einem Beispiel mit den Böden im Murrey Flußbecken.
- D.M.Katz (UdSSR): Die Zonalität von Grundwässern auf dem Territorium der UdSSR.
- N.G.Minaschina (UdSSR): Die Salzverteilung in den Böden und Grundwässern einer alten Oase in der Wüste.
- I.S.Rabotschew (UdSSR): Einige Parameter des Wasser- und Salzregimes von Böden nach den lysimetrischen Untersuchungsergebnissen.
- C.Sys, W.Verheye (Belgien): Die Schätzung von Böden mittels der Parameter-Methode für Irrigation arider Gebiete.
- E.K.Nakaidze, F.R.Simeon (UdSSR, Kuba): Die Hauptgründe der Versalzung von Böden in Kuba.
- M.Rédly, I.Szabolcs (Ungarn): Untersuchungen des Natrium-Kalzium-Ionenaustausches in Bodensalzen.
- Th.J.Ferrari (Niederlande): Auswaschung von und Versalzung mit nicht-adsorbierten Anionen; ein Simulierungsverfahren.
- N.F.Bondarenko (UdSSR): Theoretische Grundlagen für Elektromelioration der Salzböden.
- A.Grauby, A.Saas (Frankreich): Untersuchungen der Wanderung von Natrium in den Böden mittels des Natriumradioisotopes. Mit der Irrigation verbundene Probleme.
- W.D.Matkarimow (UdSSR): Die Veränderung des Bodenmeliorationszustands bei der Bewässerung aus dem Irrigationsnetz mit Wassergaben unter den Bedingungen eines gehinderten Grundwasserabflusses (am Beispiel des nordwestlichen Teils der Hunger-Steppe).
- I.Szabolcs (Ungarn): Die Natriumbilanz in den Alkaliböden.
- W.W.Egorow (UdSSR): Der Einfluß von Reiskultur auf die Solonetz-Solonetschaksböden
- J.Bocskai (Ungarn): Die Melioration der Solonetzböden, einschließlich A- und B-Horizonte.
- C.V.Opera, I.Vlas, E.Stepanescu (Rumänien): Wasser-physikalische Eigenschaften der Solonetzböden in der Krisflußebene und die mögliche Dränung dieser Böden.
- J.Loveday, W.A.Muirhead, A.H.Gunn (Australien): Der Einfluß von Gips und unterschiedlichen Bodenbearbeitungen auf die Auslaugung eines bewässerten Alkallimmbodens.
- P.A.Suwak (UdSSR): Die Verwendung biochemischer Industrieabfälle für Melioration der Solonetzböden.
- M.R.Abduev (UdSSR): Zur Erhöhung der Effektivität der Auslaugung von Böden mit niedriger Salzabgabe.

Melioration hydromorpher Böden

- F.R.Zaidelman (UdSSR): Zeitgemäße Probleme der Melioration mineralischer hydromorpher Böden und ihre Lösungen.
- I.N.Skrinnikowa (UdSSR): Einige Probleme der Melioration und landwirtschaftlicher Nutzung von Torfböden in der UdSSR.
- A.Gora, K.Schwarz, D.Werner (DDR): Verfahrens- und Bemessungsgrundlagen für die Komplexmelioration staunasser Böden.
- S.T.Woznjuk, R.S.Truskawetzki (UdSSR): Genetisch-agromeliorative Besonderheiten der Torfsumpfböden in der Ukraine und die Nutzbarmachung dieser Böden.
- W.G.Zaks (UdSSR): Das hydrologische Regime der versumpfte Böden des Europäischen Territoriums unter Wäldern und seine Transformation bei der Entwässerung.
- E.P.Sinelnikow, A.M.Sinelnikowa (UdSSR): Die Besonderheiten der Untergrundentwässerung mineralischer Stauwasserböden in Primorje (Küstenland).
- K.Ide (Japan): Ein neues Verfahren zur Strukturverbesserung der Böden bei Reiskultivierung.
- P.Menning (DDR): Zur Hydromorphie lehmiger Bodendecken auf Moränen der Weichsel-Kaltzeit im Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik.
- M.Vlahinić, H.Resulović (Jugoslawien): Die Wirkung der Dränung von Pseudogleyböden auf die Weizenproduktion.
- I.I.Loginow (UdSSR): Die Veränderung der Eigenschaften von Torfböden bei ihrer Melioration im Baraba Tiefland Westsibiriens.
- S.Borek (Polen): Der Einfluß der Entwässerung auf die verbesserten Wassereigenschaften sowie auf den Austausch von Gasen in den dunkelfarbenen Blonsk-Sokhatschew Böden.
- W.G.Dudtschenko, A.K.Beskrowniy, R.M.Uljaschowa, N.P.Iwankewitsch (UdSSR): Der Einfluß von Fruchtfolgenkulturen auf die biologische Aktivität eines Torfsumpfbodens.

Agrotechnische Maßnahmen und Chemisierung im Kampf gegen Bodenerosion

- Bodenrekultivierung

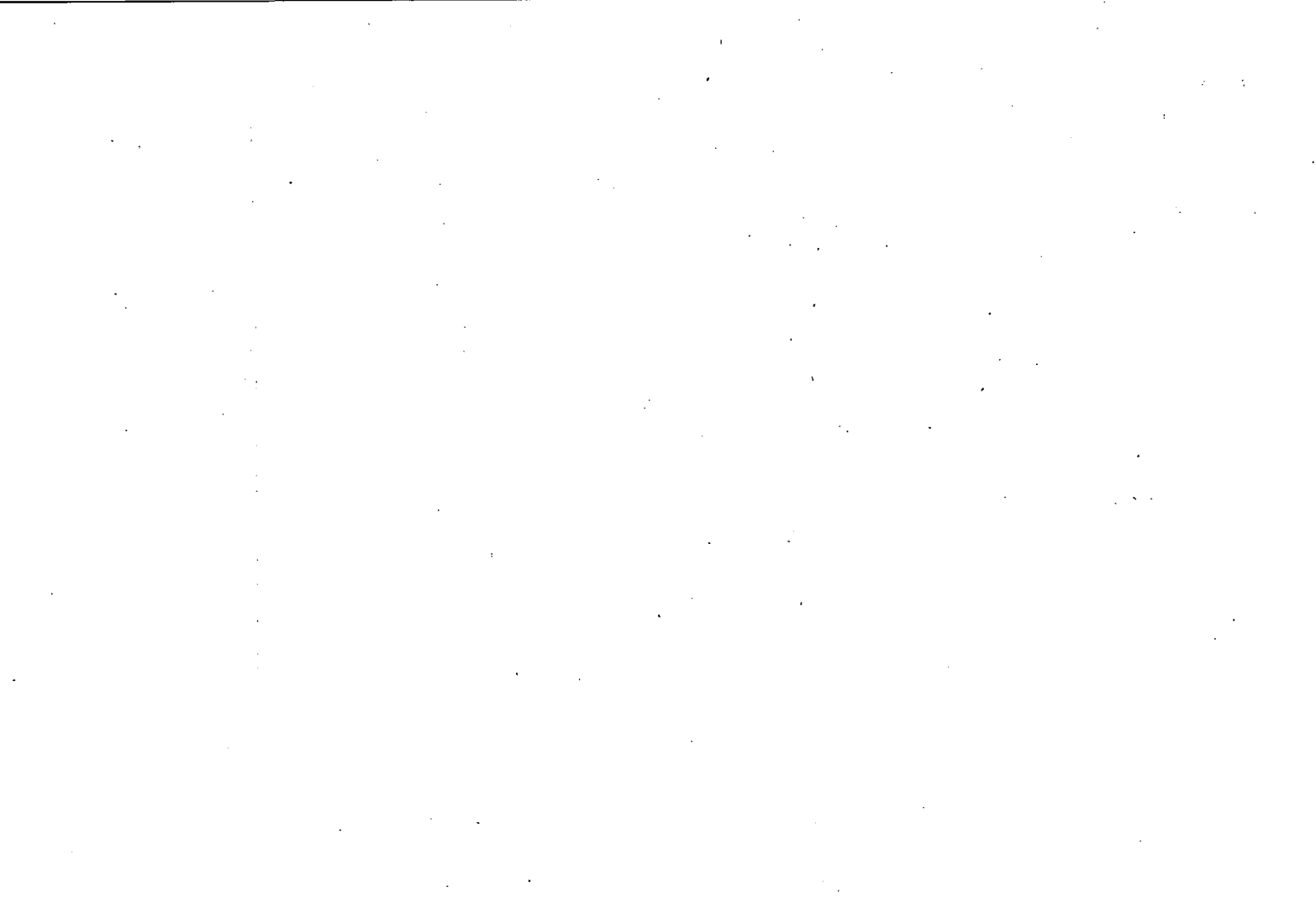
- N.E.Bekarewitsch, N.I.Gorbunow, A.A.Kolbassin, W.N.Orlow, B.M.Tunik (UdSSR): Die Rekultivierung der Böden und die Ermittlung ihrer Brauchbarkeit für Land- und Forstwirtschaft
- F.Jonas (Tschechoslowakei): Die Entwicklung des auf Abraumkippen nach der Braunkohlenförderung in der Tschechoslowakei entstehenden anthropogenen Bodens.

- Z.Strzyszcz (Polen): Die chemische Zusammensetzung des Grundwassers im Terrain abgebauter Sandgruben und ihre mögliche Rekultivierung.
- R.M.Smith, W.E.Grube Jr., J.C.Sencindiver, R.N.Singh, A.A.Sobek (USA): Eigenschaften, Entwicklung und Wirksamkeit der Bodenbeschaffenheit des Bergwerkes.
- St.Nastea, K.Rautza, N.Marin, I.Blazha (Rumänien): Die Untersuchungen über die landwirtschaftliche Nutzbarmachung der durch den Grubenbau zerstörten Erden.
- T.I.Izhewskaja, A.I.Sawitsch, W.N.Tschecklina (UdSSR): Sulfidhaltige Gesteine und ihre Rolle in der Rekultivierung von Tagebauhalden der Braunkohlenwerke.
- B.Szabo, N.P.Szabo-Gordienko, K.Debreczeni (Ungarn): Biologische Rekultivierung der Grubenhalden in Tagebauen der Braunkohlenwerke anhand Leguminosen und Gräser.
- I.Lgotski (Tschechoslowakei): Die Theorie über Bodenrekultivierung anhand der Sorbenten.

S y m p o s i u m 4

Wissenschaftlich - technischer Fortschritt und rationelle Nutzung von Bodenressourcen

- N.N.Rozow:, S.A.Schuwalow, I.I.Karmanow (UdSSR): Bodenbonitierung und Geographie der Bodenfruchtbarkeit.
- G.S.Dawtjan (UdSSR): Von Kenntnis über Bodenfruchtbarkeit zur Produzierung der Pflanzen ohne Boden.
- L.Boersma, K.A.Rykbost (USA): Die Verwendung der thermischen Kraftwerkabfälle für die Erhöhung der Ernterträge.
- B.Wohlrab, (BRD): Besondere Probleme des Bodennutzungsschutzes in dicht besiedelten und hoch-industrialisierten Regionen.
- P.Czerney, (DDR): Über die Verflechtung abfallwirtschaftlicher und bodenkundlich-pflanzenbaulicher Probleme in der DDR aus der Sicht sozialistischer Landeskultur.
- A.R.Swoboda, F.J.Peterson (USA): Der Vergleich der CO₂-Aufnahme durch Pflanzen mit der CO₂-Ausscheidung bei der Verbrennung natürlicher Brennstoffe.
- P.M.King, A.M.Alston (Australien): Die Verwendung der Bodenaufnahme, der Feldversuchsergebnisse sowie der chemischen Analysenangaben für die Festlegung der Gebiete mit mangelndem Gehalt an Mikronährstoffen.



Pedologie und Fruchtbarkeit
tropischer Böden

Tagung der Kommissionen IV und V
vom 2. bis 4. 10. 1974 in

M a i n z



INHALT

1. Vorwort zur Arbeitstagung der Kommissionen IV und V:
Fruchtbarkeit und Pedologie tropischer Böden,
A. Finck und H. Zakosek 58
2. Prozesse der lateritischen Gesteinsverwitterung,
in den Tropen, W. Schellmann 61
3. Lateritisierung - ein Sonderfall der Ferrallitisierung,
R. Schmidt-Lorenz 68
4. Zur Genese lateritischer Roterden,
H.-P. Blume und H.-P. Röper 80
5. Beobachtungen an Latosolen Kameruns,
U. Schwertmann 87
6. Modelle und Vorschläge von Horizontbezeichnungen an mehreren
Latosolprofilen des tropischen Afrikas und ihre Anwendbarkeit
auf Relikte präpleistozäner tropischer Bodenbildungen im
Taunus und im Raum Friedberg,
W. Fickel 90
7. Natürliche Radiokohlenstoffmessungen an regelmäßig auftretenden
fA-Horizonten in alluvialen und kolluvialen Böden Nord-
tunesiens,
H. W. Scharpenseel 95
8. Pleistozän-holozäne Sediment- und Boden-Folgen im Übergangs-
bereich Cordillere / Amazonasbecken in Peru,
Brunk Meyer 99
9. Feuchtebedingte Differenzierung holozäner Bodenbildung
auf vulkanischer Asche,
W. Hetsch 102
10. Andine Diabasböden der submontanen und montanen Höhenstufe
(Kolumbien),
H. Fölster 108
11. Nachweis von Laterit-Spuren in paläopedogenem Material,
aufgezeigt an Beispielen aus Mitteleuropa,
R. Schmidt-Lorenz 114

12. Verwitterung und Mineralneubildung in alluvialen Böden der Tropen Ecuadors,
K. Stahr 123
13. Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda
 - I. Morphologie und chemische Zusammensetzung der Böden in Beziehung zu ihrer Genese,
F. Beese, W. Ehlers und P. Hugenroth 131
 - II. Mikromorphologie und Mineralbestand,
P. Hugenroth, H. Gebhardt und F. Beese 142
 - III. Physikalische und chemische Eigenschaften,
W. Ehlers und F. Beese 150
16. Bodenbewertung nach Nutzungseignung für Landentwicklungsvorhaben,
H. Lüken 158
17. Die Nutzungseignung saliner Wüstenböden Ostjordanien und Probleme ihrer Melioration,
F. H. Grüneberg 170
18. Beurteilung von Böden für die Bewässerungswirtschaft im Conlaratal, Argentinien,
W. Kantor 185
19. Kaliumdynamik bei Roterden mit kaolinitischer Mineralzusammensetzung im Tonanteil und deren Bedeutung für die Ertragsbildung,
K. Németh und H. Grimme 194
20. Kaliumverfügbarkeit verschiedener Böden und Kaliumdüngerwirkung beim Sumpfreis,
G. Kemmler 201
21. Probleme der Fruchtbarkeit tropischer Böden,
A. Finck 211
22. Andosol-Entwicklung und Ernährung von Cupressus-Aufforstungen in der Zentralkordillere Kolumbiens,
H. W. Zöttl 220

23. Bodenentwicklung und Eigenschaften von Ultisolen und Oxisolen von Puerto Rico, 225
H. W. Fassbender und F. H. Beinroth
24. Wasser als Minimumfaktor im Regenwald, 233
H. Fölster und G. De las Salas
25. Anionen-Sorptionseigenschaften allophanreicher tropischer Böden als Faktor der Bodenfruchtbarkeit, 239
H. Gebhardt
26. Assoziationen nicht-symbiotischer, Stickstoff bindender Mikroorganismen mit höheren Pflanzen und ihre Bedeutung für den Stickstoffhaushalt tropischer Böden, 252
G. Jagnow
27. Der Einfluß mehrhundertjährigen Ackerbaus auf Eigenschaften eines Vulkanaschebodens der Sierra Nevada de México, 261
G. Miehlisch
28. Oxydations-Reduktionsverhältnisse in der Rhizosphäre von Sumpfreis in Abhängigkeit von der Mineralstoffernährung, 274
G. Trolldenier

V o r w o r t

zur Arbeitstagung der Kommissionen IV und V:

Fruchtbarkeit und Pedologie tropischer Böden

Anlaß zu der "Tropentagung" in Mainz waren zwei Anregungen, nämlich in Kommission IV "Probleme der Fruchtbarkeit tropischer und subtropischer Böden" und in Kommission V die "Genetik und Systematik einiger Paläoböden" zu behandeln. Da die präquartären mitteleuropäischen Paläoböden überwiegend reliktsche oder fossile tropische und subtropische Böden sind, hielten wir es für zweckmäßig, einmal alle Interessenten an bodenkundlichen Problemen der Tropen auf einer gemeinsamen Tagung zusammenzufassen. Um ein volles Programm zu erhalten, wurde der Rahmen weit gesteckt, d. h. Subtropen und tropische Höhenlagen eingeschlossen. Da das Interesse an dieser Veranstaltung die Erwartungen weit überstieg, entstand im reichhaltigen Tagungsprogramm ein Abbild der Aktivität bodenkundlicher Tropenforschung in der Bundesrepublik. Hierbei bewährte sich wieder die Kombination von Vorträgen mit Exkursionen.

Die Bodenkunde hat sich als Wissenschaft in der gemäßigten Zone entwickelt. In den Tropen konzentrierte sich das Interesse der pedologischen Forschung frühzeitig auf die hier hervorstechende Besonderheit der Bodenbildung, nämlich die eisenreichen, meist roten Böden bzw. Krusten, die als lateritische Böden bzw. Laterit in der Literatur bekannt sind. Als wichtiger Beitrag tropischer Pedologie sei ferner die bodengeographische Erkenntnis der Zonierung von tropischen Böden nach dem Klima und die Entwicklung des Catena-Konzepts genannt.

Hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeits-Forschung war schon frühzeitig klar, daß Erfahrungen nicht ohne weiteres aus der gemäßigten in die warme Klimazone übertragen werden können. Vielmehr erfahren im Tropengebiet der erprobten Regeln wegen der durch höhere Temperatur bedingten veränderten Dynamik oft erhebliche und unerwartete Modifikationen. Die Nichtbeachtung dieser Tatsache führte zu zahlreichen Fehlschlägen bei der Kultivierung tropischer Böden. Frühzeitig setzte sich jedoch schon die Erkenntnis durch, daß umfangreiche Studien über Bodenfruchtbarkeit im tropischen Gebiet notwendig sind. Diese wurden zunächst überwiegend auf Forschungsstationen für bestimmte Früchte durchgeführt (wobei hier auch an die ehemalige Deutsche Station Amani in den Usambara-Bergen Ostafrikas erinnert sei).

Tropenforschung war bis vor 30 Jahren (als Reisen noch Expeditionen waren) ein schwieriges Unterfangen. Man konnte entweder "zu Hause" in gut ausgestatteten Labors Proben aus den Tropen untersuchen und stand dann vor der schwierigen Frage der richtigen Interpretation, oder man arbeitete zwar im Tropengebiet, aber dann meist mit unzureichenden Hilfsmitteln und in wissenschaftlicher Isolierung. Es ist daher nicht verwunderlich, wenn unzulässige Verallgemeinerungen, Fehlinterpretationen und Mißverständnisse zu einer Vielzahl von falschen oder doch unzulänglichen Auffassungen führten.

Diese Situation hat sich in den letzten Jahrzehnten grundlegend geändert. Eine Fülle von Fakten über die Genese und Verbreitung von Böden sowie über ihre Fruchtbarkeitseigenschaften ist mittlerweile weltweit erarbeitet worden. An dieser Entwicklung hat seit etwa 15 Jahren auch die deutsche Forschung einen gewissen Anteil. Aufbauend auf der Tradition so bekannter Tropen-Bodenkundler wie P. VAGELER wird mittlerweile eine Fülle von grundlegenden und angewandten Problemen erarbeitet, häufig stimuliert durch Aufgaben im Rahmen der Entwicklungshilfe, aber auch hinsichtlich der Vielzahl deutscher Paläoböden, deren Genese und Systematik meist noch ungeklärt sind. Es ist sehr zu

begrüßen, daß sich auch zahlreiche Nachwuchs-Bodenkundler den großen und faszinierenden Aufgaben der bodenkundlichen Tropenforschung annehmen. Diese findet heute an vielen Institutionen der Bundesrepublik statt. Der konzentrierten und stärker koordinierten Forschung sehr förderlich wäre allerdings ein größeres Forschungszentrum als Kristallisationspunkt der z. Zt. ziemlich verstreuten Forschung. Wenn auch überwiegend die Bodenkunde der gemäßigten Zone Hilfen für die Lösung tropischer Probleme gibt, so besteht doch insofern eine Rückkopplung, als sich aus dem Studium tropischer Böden auch für deutsche Böden neue Aspekte ergeben. Hierbei ist nicht nur an die Genese und Einordnung der Paläoböden, sondern auch an viele Fragen der Bodenfruchtbarkeit gedacht.

Diese Tagung ist als nationale Tagung im Rahmen der DBG konzipiert worden, weil es nicht angebracht erschien, bescheidene Anfänge gleich in internationalen Rahmen zu präsentieren. Um so dankbarer begrüßen wir die Teilnahme ausländischer, überwiegend niederländischer Gäste und hoffen, daß (zumindest überregional für Westeuropa) eine engere internationale wissenschaftliche Zusammenarbeit auf dem Gebiet der tropischen und subtropischen Böden resultieren möge.

A. Finck
(für Kommission IV)

H. Zakosek
(für Kommission V)

Prozesse der lateritischen Gesteinsverwitterung in den Tropen

von
W. Schellmann

Das Forschungsgebiet der lateritischen Verwitterung ist wie kaum ein anderes Arbeitsfeld der Geowissenschaften durch einander widersprechende Auffassungen gekennzeichnet. Obwohl Laterit bereits im Jahre 1801 von Buchanan entdeckt und beschrieben worden ist und obwohl seit dieser Zeit weit über 1000 Arbeiten die lateritische Verwitterung behandelten, sind die Grundlagen der Lateritbildung noch immer umstritten. Wurde zunächst die lateritische Fe- und Al-Akkumulation durch Residualanreicherung erklärt, so zog man später in zunehmendem Maße Vorgänge der absoluten Anreicherung zur Erklärung der Eisenakkumulationen heran, wobei folgende Möglichkeiten diskutiert wurden: a) Fe-Anreicherung an der Oberfläche durch kapillaren Aufstieg Fe-haltiger Lösungen, b) Bildung von Lateritkrusten im Boden durch deszendente Fe-Verlagerung, c) Fe-Ausfällung nach lateraler Migration. Zu diesen widersprüchlichen genetischen Interpretationen treten noch unterschiedliche Auffassungen in Definitions- und Nomenklaturfragen. So werden von pedologischer Seite nur die verhärteten bzw. verhärtungsfähigen Varietäten als Laterit angesehen, während von Geologen auch unverfestigte, lockere Bildungen einbezogen werden.

Die in den letzten Jahren durchgeführten eigenen Untersuchungen sollten die Frage klären, welche wesentlichen stofflichen Veränderungen bei der lateritischen Verwitterung der verschiedenen Ausgangsgesteine eintreten. Die zu diesem Zweck untersuchten Verwitterungsprofile stammen aus zahlreichen Ländern

des gesamten Tropengürtels; die Ergebnisse stützen sich auf die chemische und mineralogische Untersuchung von 880 Proben.

Die Untersuchungen zeigten, daß das Ausgangsgestein einen bestimmenden Einfluß auf die Entwicklung der lateritischen Verwitterungsdecken hat. Sowohl der Aufbau der Profile als auch Zusammensetzung und Eigenschaften des lateritischen Materials werden wesentlich vom Ausgangsgestein beeinflusst.

Die chemischen Analysen ergaben, daß die Verwitterung quarzfreier und quarzreicher Gesteine charakteristische Unterschiede aufweist. Bei quarzfreien Gesteinen werden im Durchschnitt des gesamten Verwitterungsprofils Eisen, Aluminium und Titan annähernd in gleich starkem Ausmaß gegenüber dem Ausgangsgestein angereichert. Aus den Fe-reichen und Al-armen ultrabasischen Gesteinen (Peridotite, Serpentinite) entstehen Fe-reiche Lateritdecken mit Gehalten bis zu 80 % Fe_2O_3 . Die Verwitterungsdecken über basaltischen Gesteinen enthalten Fe_2O_3 und Al_2O_3 in durchschnittlich gleich hohen Anteilen. Dabei ist aber häufig eine gewisse Trennung zu beobachten, indem die höchsten Eisengehalte an der Oberfläche und die höchsten Aluminiumwerte in einigen Meter Tiefe auftreten. Dieses Verhalten zeigt eine etwas größere Löslichkeit von Al gegenüber Fe an, die nur unter oxidierenden Bedingungen möglich ist. Bei der lateritischen Verwitterung von Nephelinsyeniten und Phonolithen entstehen Fe-arme Bauxite, da sich die Alkaligesteine durch ein hohes Al:Fe-Verhältnis auszeichnen. Die Verwitterungsdecken über basischen und ultrabasischen Ausgangsgesteinen bestehen gewöhnlich aus unverfestigtem, erdigen Material, das im Normalfall nicht zur Verhärtung und Verkrustung neigt. Kommt es jedoch in Ausnahmefällen zur Krustenbildung aus dem weichen-erdigen Laterit, so verläuft dieser Prozeß \pm isochemisch. Die Verwitterung der angeführten quarzfreien Ausgangsgesteine ist durch einen scharfen Übergang zwischen Gestein und Lateritdecke gekennzeichnet; für die Verwitterung basaltischer Gesteine ist ferner das Auftreten von unzersetzten Gesteinsrelikten mit anhaftenden Verwitterungsschalen in den Lateritdecken typisch. Die im Durchschnitt des Verwitte-

rungsprofils über quarzfreiem Ausgangsgestein beobachtete gleich starke relative Zunahme von Fe, Al und Ti (etwa gleich hohe Anreicherungsfaktoren) ist nur durch Residualanreicherung zu erklären, d. h. eine Folge der starken Abfuhr von Kieselsäure, Alkalien und Erdalkalien.

Anders stellt sich die lateritische Verwitterung quarzreicher Ausgangsgesteine (Granite, granitische Gneise, quarzreiche Tone und Tonschiefer, Sandsteine) dar. Bei der Lateritisierung dieser Gesteine, die gewöhnlich ein hohes Al:Fe-Verhältnis aufweisen, reichert sich zumeist Fe wesentlich stärker an als Al, welches manchmal auch gar nicht zunimmt oder sogar abnehmen kann. Infolge der geringen Eisengehalte in diesen Ausgangsgesteinen sind die Fe_2O_3 -Gehalte in den Lateritdecken trotz des hohen Anreicherungsfaktors nicht sehr hoch und erreichen nur selten 30 - 40 %. Das in der Literatur häufig als typisch angesehene Lateritprofil mit einer Bleichzone, Fleckenzzone und Lateritkruste über dem Ausgangsgestein ist nur über quarzreichen Gesteinen, besonders über Graniten und granitischen Gneisen anzutreffen. Scharfe Grenzen zwischen Gestein und Lateritdecke sind nicht ausgebildet. Die Fe-Zunahme vom Liegenden zum Hangenden erfolgt kontinuierlich, wobei eine zunehmende Verhärtung zu beobachten ist. Bei Fe_2O_3 -Gehalten über 25 % ist der Laterit zumeist verkrustet; dieses Material ist auch in feuchtem Zustand hart.

Der von Buchanan beschriebene Laterit, aus dem Lateritziegel hergestellt werden, liegt zwischen Fleckenzzone und Kruste. Dieses Material ist im feuchten Zustand noch weich genug, daß es aus dem Boden in Form von Bausteinen herausgestochen werden kann. Bei Exposition an der Sonne verhärtet es beträchtlich. Diese zumeist als irreversibel dargestellte Verhärtung ist ein reversibler Prozeß, der lediglich eine Folge der Austrocknung und mit keiner Kristallisation, Oxidation oder Ausfällung verbunden ist. Bei künstlicher Wiederbefeuchtung wird dieser Laterit wieder so "weich" wie vorher; da jedoch unter natürlichen Verhältnissen einmal ausgetrocknete und verhärtete Laterite nur schwer wieder Wasser aufnehmen, erscheint die

Verhärtung de facto irreversibel. Dieser vor allem bei der Verwitterung von granitischen Gneisen gebildete "Buchanan-Laterit" steht in Südindien häufig an der Oberfläche der Talflächen an, während die Verwitterung auf den älteren Plateauflächen meist bis zum Krustenstadium führte.

Das in stofflicher Hinsicht relevanteste Merkmal der lateritischen Verwitterung quarzreicher Gesteine ist die gegenüber Al besonders ausgeprägte Fe-Anreicherung. Diese Fe-Anreicherung kann nicht durch vertikalen Fe-Transport im Profil erklärt werden, da die Verwitterungsdecken in ihrem gesamten Durchschnitt wesentlich mehr Fe enthalten als ihre Ausgangsgesteine. Die Fe-Akkumulation ließe sich grundsätzlich auf laterale Zuführung zurückführen. Da jedoch bei der lateritischen Verwitterung der quarzfreien Gesteine eine absolute Fe-Anreicherung ausgeschlossen werden konnte, erscheint es unbegreiflich, wenn ein solcher Prozeß bei der Verwitterung der quarzreichen Gesteine eine größere Rolle spielen sollte. Bei der immensen Ausdehnung vieler eisenreicher Lateritdecken müßten Migrationswege im Boden über viele km in Betracht gezogen werden, außerdem sind Fe-verarmte Liefergebiete niemals aufgefunden worden.

Auch die Lateritdecken über Graniten, Gneisen und anderen quarzreichen Ausgangsgesteinen sind daher auf Residualanreicherung zurückzuführen, wobei jedoch die starke Eisenanreicherung und geringe Al-Zunahme erklärt werden müssen. Die mineralogischen Analysen von ca. 1000 Proben haben ergeben, daß die Verwitterungsdecken im wesentlichen nur aus den Mineralen Goethit, Hämatit, Kaolinit, Gibbsit und Quarz bestehen. Die Anreicherung oder Verarmung von Al wird durch das Zersetzungsverhalten von Kaolinit gesteuert. Die Arbeiten von Garrels und Christ (1965), Gardner (1970) und Kittrick (1967, 1969) zeigen, daß eine inkongruente Zersetzung von Kaolinit unter Ausscheidung von Gibbsit nur möglich ist, wenn die Konzentration an gelöster Kieselsäure unterhalb eines

Grenzwertes liegt, der je nach der Kristallinität (Fehlordnung) des Kaolinitis ± 1 ppm SiO_2 beträgt. Nur bei inkongruenter Lösung von Kaolinit kann sich Al relativ anreichern. Bei höheren SiO_2 -Gehalten in den Bodenlösungen oberhalb ± 1 ppm ist nur kongruente Kaolinitzerersetzung möglich, wobei es sehr schnell zu dynamischer Gleichgewichtseinstellung kommt. Unter diesen Bedingungen löst sich Kaolinit und bildet sich neu. Mineralogische Untersuchungen an zahlreichen Proben haben ergeben, daß sich äußerst feinkörniger Kaolinit 2. Generation in Klüften und Hohlräumen des Laterits neu bildet. Dieser meist durch Fe-Beimengung gelblich getrübt Kaolinit ist u.d.M. an schmalen umlaufenden Auslöschungszonen erkennbar und ist gegenüber Kaolinit 1. Generation (Feldspatkaolinitisierung etc.) stärker fehlgeordnet. Es wird vermutet, daß bei der kinetisch komplizierten Kaolinitneubildung zunächst so kleine kaolinitische Partikel kolloidaler oder subkolloidaler Größe entstehen, daß sie wie echt gelöste Komponenten im Grund- und Sickerwasser fortgeführt werden können. Dieser Vorgang bewirkt eine Wegführung von Si und Al und eine besonders starke relative Anreicherung von Fe.

Ein bestimmender Faktor bei der lateritischen Verwitterung ist somit die SiO_2 -Konzentration der Verwitterungslösung. Sie kann durch die Lösung von Quarz (Gleichgewichtskonzentration ca. 6 ppm SiO_2) über den kritischen Grenzwert erhöht werden, so daß die starke Fe-Anreicherung bei der lateritischen Verwitterung quarzreicher Gesteine erklärbar ist. Die Verwitterungsdecken über Graniten, granitischen Gneisen, Tonen und Tonschiefern zeigen aber auch gegenüber den Lateriten über Basalten und Ultrabasiten schlechtere Drainageeigenschaften, die ebenfalls eine Erhöhung der gelösten Kieselsäuregehalte über ca. 1 ppm SiO_2 begünstigen. Nur bei besserer Drainage und besonders hohen Niederschlägen kann auch bei der Verwitterung quarzreicher Gesteine die Konzentration an gelöster Kieselsäure unter den kritischen Wert sinken. In diesen seltenen Fällen kommt es auch über granitischen Gesteinen und Tonen

infolge inkongruenter Kaolinitzersetzung zur Bauxitbildung. Diese Bauxitbildung tritt gewöhnlich nur oberhalb des (schwankenden) Grundwasserspiegels ein.

Bei intensiver tropischer Verwitterung bleiben praktisch keine Primärminerale stabil. In allen Dünnschliffen konnte eine starke Korrosion von Quarz beobachtet werden; häufig kommt es dabei zu einer vollständigen Auflösung der Quarzkörner. Diese Beobachtungen verdeutlichen, daß auch aus Sandsteinen mit geringen Fe-Gehalten durch SiO_2 -Lösung eisenreiche Lateritkrusten entstehen können.

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß die Residualanreicherung von Fe und Al der beherrschende Prozeß bei der lateritischen Verwitterung ist. Damit soll nicht bestritten werden, daß manche Fe-Krusten in den Tropen nicht auf diese Weise zu erklären sind, sondern durch Prozesse der absoluten Fe-Anreicherung entstanden. Hierbei dürfte der lateralen Fe-Migration die größte Bedeutung zukommen. Auch in den durch relative Anreicherung gebildeten lateritischen Verwitterungsdecken kann es durch Lösung, Transport und Wiederausfällung von Fe und Al zu nachträglichen Veränderungen kommen. Diese Möglichkeiten sind vor allem bei geologisch älteren Lateriten gegeben, die unter veränderten äußeren Bedingungen eine Umgestaltung erfahren können.

Lateritkrusten sind gegenüber der physikalischen Verwitterung sehr unbeständig. Mit zunehmender Verkrustung setzt eine Entwaldung ein, so daß die Oberflächenkrusten der Insolation ausgesetzt werden, welche einen Zerfall bewirkt, der zur Bildung lateritischer Böden auf den Krusten führt. Termiten sind an der Verlagerung und Sortierung des Zerfallmaterials in hohem Maße beteiligt. Analysen zeigten, daß die lateritischen Böden gegenüber den liegenden Krusten höhere SiO_2 -Gehalte (vor allem in Form von Quarz) und niedrigere Fe_2O_3 -Gehalte aufweisen. Die Quarzanreicherung dürfte auf Ausspülung Fe- und Al-reichen lateritischen Feinmaterials zurückzuführen sein. Stärkere Bodenbildung über den Krusten ermöglicht erneute Bewaldung.

Die Definition von Laterit hat den Ansprüchen aller interessierten Geowissenschaftler zu genügen und darf daher nicht durch spezielle Ansprüche eingeengt werden. Als allen lateritischen Varietäten gerecht werdende Definition wird folgende Formulierung vorgeschlagen: Laterit ist ein Produkt der tropischen Gesteinsverwitterung, das sich durch eine deutliche Anreicherung von Eisen, häufig auch von Aluminium gegenüber dem Ausgangsgestein auszeichnet. Er besteht im wesentlichen aus Kaolinit, Quarz, Goethit, Hämatit und Gibbsit in sehr variablen Anteilen, wobei einzelne dieser Minerale auch ganz fehlen können.

Lateritisierung - ein Sonderfall der Ferrallitisierung

von
R. Schmidt-Lorenz *)

"Laterite... this laconic term
is often applied to
widely different phenomena."

R. MAIGNIEN, 1966

Wenn Vertreter der Geologie, Mineralogie und Geographie, aber auch der Bodenkunde von "lateritisch" sprechen, zielen sie oftmals nicht unmittelbar auf den Laterit ab, vielmehr assoziieren sie hiermit die Vorstellung von "reich an Fe- und Al-Oxiden, arm an Basen und Kieselsäure", meinen sie also das, was französische Pedologen unter der umfassenden Bezeichnung "ferrallitisch" (AUBERT e.a.1966; SEGALEN, 1966; s.a. DUCHAUFOR, 1970, S.346: "...ferrallitisation (autrefois latéritisation)...") vereinigen. Dies steht in engem Zusammenhang mit einem eigenartigen Tatbestand: keine der bekannt gewordenen Definitionen des Materials, das dem von BUCHANAN 1807 aus Südindien unter der Bezeichnung "Laterite" beschriebenen tatsächlich oder angeblich entspricht, bietet die Gewähr dafür, Laterit in jedem Falle sicher zu identifizieren. Kompliziert wird dies insbesondere durch die Existenz sehr verschiedenartiger, zur Krusten- oder Panzerbildung neigender Oxidakkumulationen in den Tropen. Die Feststellung im "Review of Research on Laterites" (MAIGNIEN, 1966) - nach Nennung der Laterit-Definition von ALEXANDER e.a.(1962) - zeigt die Problematik noch deutlicher: "Summarizing, we may say that induration is the sole specific characteristic of laterite, since the other criteria can be found in other clay soils or materials." Und so steht in jüngeren Publikationen von Pedologen der O.R.S.T.O.M. seltener das Wort Laterit, häufiger hingegen der Begriff "cuirasse".

Die grundsätzliche Frage, ob dem Laterit, wie ihn BUCHANAN sah, unter den zur Krusten- oder Panzerbildung neigenden Oxidakkumulationen eine dynamogenetische Sonderstellung gebührt, wurde hingegen von Pedologen des U.S.D.A. durch Einführung des Begriffs "Plinthite" (lat.later = Ziegelstein = griech. plinthos) und dessen Konkretisierung positiv

*) Institut für Weltforstwirtschaft, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 2057 Reinbek / Schloß

entschieden (U.S.D.A., 1960/67). Dabei wurden jedoch nicht hinreichend diagnostische Kriterien genannt, die verhindert hätten, daß auch der auf den Ursprung zurückführende Ersatzbegriff irrtümlich auf Materialien ausgedehnt werden konnte, die nur wenig gemeinsam haben mit dem, was 1807 in Südindien mit Laterit benannt wurde.

Etliche Arbeiten können, wenn sie von "Laterit" oder "Plinthit" handeln, nicht zufriedenstellend ausgewertet werden, weil unklar bleibt, welches Material gemeint ist und so besteht trotz der außerordentlichen Vielzahl an Analysendaten über "Laterite" in der geowissenschaftlichen Literatur immer noch kein Konsensus z.B. darüber, ob Laterite sich direkt aus Tiefengesteinen bilden konnten (vergl. z.B. GOVINDA RAJAN e.a., 1974) oder ob "weathering is ... a preconditioner of material in which laterite may form" (SIVARAJASINGHAM e.a., 1962). Aber auch in der Beantwortung so grundsätzlicher Fragen wie der folgenden besteht keine Einmütigkeit: Welches ist die vorherrschende kristalline Form der in Lateriten akkumulierten Fe-Oxide; welche Form ging ihnen voraus? Bedingt die Fe-Oxidation in Lateriten zumindest temporär eine Reduktionsphase zur Erhöhung der Eisenlöslichkeit? Besteht eine Analogie zur Vergleyung (s. z.B. BURINGH, 1970; van SCHUYLENBORGH, 1971)? Entstammen in Lateriten vorkommende Al-Oxide primären oder sekundären Aluminiumsilikaten oder beiden? Welcher dynamogenetische Zusammenhang besteht im Laterit - mit Al-Oxiden oder ohne solche - zwischen Fe-Oxidation und Silikat-Entkieselung?

Einige der jüngsten Publikationen über Plinthit alias Laterit (z.B. STEPHENS, 1971; MOHR, van BAREN and van SCHUYLENBORGH, 1972) machen erneut deutlich, daß über die bereits in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts intensiv diskutierte Zentralfrage (s. FINCK, 1963) noch nicht entschieden ist: Ist Laterit ein Verwitterungs-Residualprodukt oder ein Ausfällungsprodukt in einem Bodenhorizont? Mit den von D'HOORE (1954) eingeführten Begriffen lautet die gleiche Frage: Ist Laterit das Produkt relativer oder absoluter Oxidakkumulation? (D'HOORE, 1954: "Real 'laterization' might be identified as an extreme case of relative accumulation of free sesquioxides.")

Wären in Lateriten stets und maßgeblich beide Akkumulationsarten vertreten, entfielen wohl eines der entscheidenden Argumente für eine pedomorphogenetische Sonderstellung des Laterits.

"Analytisch bereitet die Abgrenzung zwischen relativer und absoluter Akkumulation erhebliche Schwierigkeiten" (PÖLSTER, 1971). Analytisch problematisch ist insbesondere die Erfassung relativer Oxidakkumulationen, während für den Nachweis absoluter Akkumulationen (= vertikal oder lateral gerichtete Stoffzufuhr) der klassische Weg des analyti-

schen Vergleichs von Akkumulationszone und dem jeweiligen Material darunter, darüber oder daneben zur Verfügung steht. Für einen Spezialfall der relativen Oxidakkumulation, nämlich für direkt aus Massengesteinen, vornehmlich basischen, sesquioxidgehaltenen Gesteinen hervorgegangene ferrallitische Verwitterungsprodukte insbesondere mit hohem Gehalt an Goethit und Gibbsit (sog. "altération latéritique" !!) und mit Gesteinsreliktstruktur wurde zur Stoffbilanzierung die isovolumetrische Methode aufgezeigt (MILLOT et BONIFAS, 1955). (Diese gründet sich auf einer Gesteinsvolumenerhaltung im Verwitterungsprodukt. Sie zielt wiederum auf den direkten Materialvergleich ab, hier von Verwitterungsprodukt und frischem Massengestein, was einen ursprünglich gleichen Gesteinsaufbau im untersuchten Verwitterungsbereich bedingt.)

Verschlossen ist dieser analytische Weg aber dort, wo die relative Oxidakkumulation innerhalb Verwitterungsprodukten erfolgte, die reich sind an sekundärsilikatischen Kolloiden, zumal wenn sie der Pedoplas-mation und Kolluviation unterlagen; verschlossen ist er also, wenn die relative Oxidakkumulation innerhalb inkonstant zusammengesetzter Materials vor sich ging; für einen direkten Vergleich fehlt hier das Bezugsmaterial. Solche Akkumulationen sind daher nur aus sich selbst heraus erklärbar. Dies ist derjenige Fall, für den die folgende Aussage im Besonderen gilt: "Relative accumulation must be investigated in only one environment, the accumulation zone itself" (D'HOORE, 1954).

Wenn diese Art der relativen Oxidakkumulation dem Laterit zugrunde liegt, ist hiermit die Problematik seiner Stoffbilanzierung aufgezeigt, überdies aber auch die Problematik in der Aufklärung seiner Genese und Dynamik.

In der Tat lassen es etliche Indizien als gesichert erscheinen, daß die Lateritbildung auf ein Grundprinzip zurückführbar ist: maßgeblich gesteuert durch Entkieselung und Kieselsäure-Export werden kaolinitische Tonminerale mit adsorbiertem amorphen Fe(III)-Hydroxid transformiert zu Hämatit, Goethit und Gibbsit. - jeweils lateritspezifischer Mikromorphologie (sog. lateritische Oxide) - in unterschiedlichen Proportionen entsprechend der Lateritisierungsrichtung. Das Essentielle der Entstehung der Laterits, wie ihn BUCHANAN sah, besteht also in der relativen Anreicherung von Oxiden innerhalb spezifischen Verwitterungsmaterials.

Dies sind die Schlußfolgerungen aus ausgedehnten, in erster Linie mikromorphologisch und mineralogisch ausgerichteten Untersuchungen von Lateriten vornehmlich aus Südindien, wobei solche der Typlokalität Angadipuram besondere Berücksichtigung fanden (SCHMIDT-LORENZ, 1974 1964), die ihrerseits auf wichtigen Beobachtungen anderer Autoren, die in Afrika arbeiteten, aufbauten (KUBIENA, 1954; ALEXANDER and CADY, 1962; SIVARAJASINGHAM, ALEXANDER e.a., 1962). Kürzlich berichteten STOOPS (1968, 1970) und ESWARAN e.a. (1973) über ihre mikromorphologischen Laterituntersuchungen mit gleicher bzw. teils anderer Auslegung des Beobachteten.

Im folgenden sollen - nach kurzer Zusammenfassung von früher Mitgeteiltem (SCHMIDT-LORENZ, 1974) - einige Argumente für die Herausstellung der Lateritisierung genannt werden. Dies wird mit ausgewählten Mikrobildern belegt.

Das in Lateriten dominierende kristallisierte Fe-Oxid ist Hämatit in Form von vorzugsweise sphärischen Mikroaggregaten in Schluff- bis Tongröße (meist mit eingeschlossenem Residualkaolinit), hervorgegangen aus der einphasigen Umwandlung des amorphen Fe(III)-Hydroxids innerhalb Matrix aus i.w. kaolinitischen Tonmineralen, die das Hydroxid adsorbierten. (Der "Hydroxid-Kaolinit-Komplex" entstand bereits im Gesteinszersatz. Das Hydroxid bildete sich bei hohem Redoxpotential (s.a. van SCHUYLENBORGH, 1971)). Offensichtlich bereits zu Beginn der Entkieselung der Kaolinite erfolgte die in-situ-Aggregation des Fe-Hydroxids, danach dessen Alterung zu Hämatit und - nur im Falle kongruenter Kaolinit-Auslösung und deren Andauern - Zusammenballung ("Miteinanderverwachsen") der Hämatit-Mikroaggregate zu Hämatit-Massen. Der anteilmäßig demgegenüber stets zurücktretende lateritische Goethit ist genetisch an Hohlformgrenzbereiche gebunden (Abb. 3, 8), geht wahrscheinlich aber ebenfalls aus kaolinitisch adsorbiertem Hydroxid hervor. Lateritischer Gibbsit als Produkt aus inkongruenter Kaolinit-Auflösung ist genetisch an die Tonmatrix gebunden (Abb. 2: mit vorausgegangener Hämatit-Bildung in der kaolinitischen Tonmatrix). Auch Quarzkörner wurden im Zuge der Lateritisierung korrodiert (Ätzfiguren; Herauslösung von "Pyramiden") oder vollständig aufgelöst (Abb. 9, 10): Der Stoffverlust im Zuge der Lateritisierung bedeutet Schrumpfung im Residualmaterial. Hiermit verbunden ist die Bildung von Feinstklüften in der Matrix (Abb. 1, 3, 4); sie führte in tonreichem Material bei andauerndem Stoff-Export zu einer Pseudobreccienstruktur, also zur sukzessiven Verkleinerung der lichtmikroskopisch homogen erscheinenden Gefügebereiche (angedeutet in Abb.3). Poren innerhalb hämatit- oder gibbsitreicher Matrix entstanden infolge Quarzdestruktion (Abb. 10). Lateritisierung bedeutet Änderung der Körnung: generell Tonabnahme, oftmals Schluffzunahme (z.B. wenn Hämatit im Schluff erscheint), Grobkornabnahme (z.B. infolge Quarzdestruktion) bzw. -zunahme (z.B. infolge Bildung lateritischer Gibbsit- und Hämatit-Massen).

Mikroskopische Merkmale für eine Fe-Zufuhr (wie z.B. Goethitsphärolithe oder Goethit-Hüllen um Sandkörner; Hohlraumauskleidungen oder -füllungen, wie sie für Gleye typisch sind) wurden in den in situ gebildeten Lateriten nicht beobachtet. In ihnen fehlen auch Hinweise auf eine Bildung von pseudogleyanalogen Fe-/Mn-Konzentrierungen oder - Konkretionen.

In situ gebildete Laterite sind dynamogenetisch weder an einen bestimmten Profilgrundaufbau noch an eine bestimmte Horizont-/Zonen-Kombination gebunden; sie kommen u.a. direkt über autochthonem, an primärferrallitischem (s.u.) Gibbsit oder Goethit reichen Tiefengesteinszersatz, lokal - Mindest-Inklination vorausgesetzt - auch unmittelbar über unverwittertem Massengestein vor (das Ursprungsmaterial solcher Laterite war ein anderes als ihr Liegendes). Ausgeprägte Bleichzonen (syn. Pallid Zones; WALTHER, 1915) unter Lateriten sind im südindischen Untersuchungsgebiet nicht stark verbreitet. Flecken innerhalb lateritischer Fleckenzonen (syn. Mottled Zones; WALTHER, 1915) besitzen den prinzipiell gleichen mikromorpho-mineralogischen Aufbau wie die Laterite darüber (Abb. 1). Hinweise, die für die Möglichkeit der Umwandlung einer Fleckenzone in Laterit sprechen (vergl. MOHR e.a., 1972) fehlen.

Wenn es sinnvoll ist, übergeordnete pedomorphogenetische Hauptprozesse (wie z.B. Podsolierung, Vergleyung) herauszustellen, dann erscheint es konsequent, auch alle wesentlichen Einzelprozesse, die der Lateritbildung zugrunde liegen, in einem Hauptprozeß zusammenzufassen: in

der Lateritisierung. Die wichtigste Voraussetzung hierfür ist dadurch erfüllt, daß in den lateritischen Oxidakkumulationen die gleichen, lateritspezifischen, qualitativen mikromorphologisch-mineralogischen Grundmerkmale vertreten sind, und daß Varianten dieser Oxidakkumulationen eine in der Variation begrenzte Kombination dieser Merkmale mit weiteren, genetisch hiermit verknüpften, typischen Merkmalen aufweisen, jeweils also charakteristische Merkmalskomplexe führen, die Ausdruck gleicher oder ähnlicher Dynamik und damit Ausdruck einer entsprechenden Faktorenkonstellation sein müssen, die sie von anderen Verwitterungs- und Bodenbildungsprodukten prinzipiell unterscheidet. Eine weitere Bedingung für die Herausstellung eines Hauptprozesses ist dadurch erfüllt, daß lateritische Oxidakkumulationen existieren, die diese Merkmale in unterschiedlichem Ausprägungsgrad führen. Daß die Lateritisierung einmal zu hauptsächlich hämatitreichen Produkten ohne Gibbsit führt, zum anderen zu solchen mit Gibbsit, spricht nicht gegen ihre Zusammenfassung unter einem Oberbegriff, zumal beide Produkte im gleichen Laterit nebeneinander vorkommen können, bisweilen sogar ineinander übergehen. Die Herausstellung eines pedomorphogenetischen Hauptprozesses wird überdies dadurch gestützt, daß "reine" Laterite vorkommen, d.h. Oxidakkumulationen, deren kristallisierte Fe- und Al-Oxide praktisch ausschließlich lateritspezifischer Natur sind. Die meisten der hier untersuchten lateritischen Oxidakkumulationen führen jedoch neben lateritischen Oxiden wechselnde Anteile an detritischem Goethit und Gibbsit mit i.w. wiederum spezifischer Mikromorphologie (s.a. DELVIGNE, 1965), aber aus der unmittelbaren ferrallitischen Verwitterung von Pyrosilikaten im Tiefengesteinszersatz. Diese nichtlateritischen Oxide sollten von den lateritischen auch begrifflich unterschieden werden.

Wenn man unter dem Sammelbegriff "Ferrallitisierung" (SEGALEN, 1966) alle Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse zusammenfaßt, die maßgeblich charakterisiert sind durch Silikat- (und Quarz-) Entkieselung und Kieselsäure-Export aus dem betrachteten System heraus, bietet es sich an, diejenigen Prozesse, die die Pyrosilikate betreffen (und nahezu stets mit Entbasung und Basenexport verbunden sind) unter die Bezeichnung "primäre Ferrallitisierung" (SCHMIDT-LORENZ, 1971) zu stellen. Die im Vorabsatz erwähnten nichtlateritischen Oxide sind als primärferrallitische kristallisierte, freie Oxide praktisch Endprodukte der chemischen Verwitterung; hierzu gehört auch der oben, bei der Anführung der isovolumetrischen Methode genannte Goethit bzw. Gibbsit. Demgegenüber sind die lateritischen Oxide Verwitterungsendprodukte

aus der sekundären Ferrallitisierung, d.h. aus der Ferrallitisierung von spezifischen, in den Tropen aber stark verbreiteten (basenfreien, "metastabilen") Produkten der primären Ferrallitisierung. Lateritischer Gibbsit geht wie primärferrallitischer Goethit und Gibbsit direkt aus der Silikatdestruktion hervor. Lateritischer Hämatit und Goethit entstanden demgegenüber aus freien, nichtkristallisierten Oxiden; deren Transformation ist aber in unmittelbarem Zusammenhang mit der Entkieselung von - im Zuge der primären Ferrallitisierung "neosynthetisierten" - Silikaten zu sehen (Abb. 2); auch sind Massen aus lateritischem Hämatit (wie in Abb. 3) kaum anders erklärbar als durch lang andauernden Abbau solcher Sekundärsilikate. - Eine primärferrallitische Quarzkorn-Korrosion (ohne Abb.) ist bisweilen auch analytisch differenzierbar von sekundärferrallitischer i.S. lateritischer (Abb. 9, auch 10).

So stellt sich der übergeordnete pedomorphogenetische Hauptprozeß Lateritisierung als sekundäre Ferrallitisierung mit dem Resultat relativer Oxidakkumulation dar.

Die makro- und mikroskopische Formenvielfalt der (in situ entstandenen) Lateritisierungsprodukte resultiert aus der Variabilität des Ausgangsmaterials und seiner "Lateritisierbarkeit" sowie aus Unterschieden in der Lateritisierungsrichtung und im Lateritisierungsgrad.

Die Lateritisierbarkeit wird hier als Materialeigenschaft aufgefaßt. Aussagen hierüber ergibt der Vergleich von Produkten unterschiedlichen Lateritisierungsgrades (s.u.) innerhalb Ausgangsmaterial variabler Mineralzusammensetzung und Körnung sowie wechselnden Gefügecharakters. Die Lateritisierung ist nicht gebunden an eine bestimmte Textur, an ein bestimmtes Gefüge oder Porenvolumen im Ausgangsmaterial. Vorbedingung ist ein Mindestgehalt an "Laterisierbarem", an kaolinitischen Tonmineralen mit adsorbiertem amorphen Fe(III)-Hydroxid (Ordnungsgrad und Textur der Tonminerale variieren; der Hydroxidgehalt liegt unterhalb des bekannten Sättigungswertes); eine weitere Voraussetzung ist offenbar, daß 'verwitterbare' Pyrosilikate praktisch fehlen. Die Lateritisierung konnte also auch in Gesteinszersatz entsprechenden Verwitterungstyps einsetzen (Abb. 5 - 7). Laterite hohen Entwicklungsgrades mit Vermikularstruktur entstanden vorzugsweise in mehr oder minder quarzsandhaltigen, schluffarmen, kaolinitischen Tonen hohen Kolloidgehalts (Abb. 2 - 4). Auch Tone innerhalb toniger oder tonarmer, porenreicher Quarzsande (Hüllengefüge) konnten durch Lateritisierung umgewandelt werden (Abb. 1).

Zwei Grundrichtungen der Lateritisierung (vormals 'Intensitätsstufen' genannt; SCHMIDT-LORENZ, 1964) sind erkennbar. Im ersten Fall, der für Laterite offenbar der typischere ist, besteht Tendenz zur einseitigen Anreicherung von Fe-Oxiden, insbesondere von Hämatit; dies bedingt außer Kieselsäure-Export im Zuge des Tonmineralabbaus zusätzlich einen erheblichen Al-Export (kongruente Kaolinit-Auflösung; GARRELS e.a., 1965). Im anderen Fall, bei einseitigem Kieselsäure-Export, wird außer Fe-Oxiden Gibbsit akkumuliert (inkongruente Auflösung kaolinitischer Tonminerale; Abb. 2; s.a. SCHMIDT-LORENZ, 1974). Produkte dieser Lateritisierungsrichtung leiten morphogenetisch über zu bauxitischen Bildungen sensu stricto (vergl. VALETON, 1972; JEPSEN e.a., 1974).

Der Lateritisierungsgrad ist gleichzusetzen mit dem Ausmaß der relativen Anreicherung der lateritischen Fe- und Al-Oxide bzw. mit dem Ausmaß des Kieselsäureverlustes bezogen auf das jeweilige (nicht mehr vorhandene!) Ursprungsmaterial. Einzelkriterien für die Beurteilung des Lateritisierungsgrades sind z.B. das Umwandlungsausmaß des Fe-Hydroxids, die vorherrschende Besatzdichte der Hämatit-Mikroaggregate in der Matrix, ferner Art und Anteile der Endprodukte der Lateritisierung. Zu berücksichtigen ist hierbei, daß gerade in den typischen Lateritvorkommen die Umwandlung des Fe-Hydroxids sowie die Hämatitkonzentrierung innerhalb dicht benachbarter Gefügemikrobereiche meist sehr ungleichmäßig erfolgte: Gefügebereiche mit Endprodukten der Lateritisierung grenzen an nicht oder kaum umgewandeltes Ursprungsmaterial (s. Plate E 1 in: SCHMIDT-LORENZ, 1964). In tonarmen Quarzsanden aber kann praktisch sämtliches Fe-Hydroxid in Hämatit umgewandelt sein, ohne daß dies ein hohes Ausmaß der Kaolinitdestruktion bedeuten muß. Endprodukte betreffend sind, gleiche Ausgangssituation vorausgesetzt, i.w. aus lateritischem Gibbsit aufgebaute Gefügebereiche (Abb. 2) hinsichtlich der Höhe des vorausgegangenen Kieselsäureverlustes ähnlich zu beurteilen wie dichte Massen i.w. aus lateritischem Hämatit (wie in Abb. 3); der Faktor der relativen Anreicherung beider Oxide differiert demgegenüber erheblich.

Angesichts ihres hohen diagnostischen Zeigerwertes sind die mikroskopischen Laterit-Merkmale geeignet zur Bestimmung von Lateritisierungsprodukten unterschiedlichen Entwicklungsgrades. Die Kenntnis dieser Merkmale dient der Bestimmung jüngster Stadien der Lateritisierung (= Möglichkeit der Zuordnung chemischer und physikalischer, insbesondere auch hydrologischer Daten zu rezenter Lateritisierung); sie dient der Unterscheidung autochthoner und allochthoner Lateritisierungsprodukte, der Identifizierung von Lateritspuren in paläopedo-

genem Material (auch außerhalb der rezenten Tropen; SCHMIDT-LORENZ, 1974 b) sowie der Abgrenzung zwischen Lateritisierungsprodukten und anderen Oxidakkumulationen (einschl. Materialien der Pseudovergleyung wie der Rubefizierung). Die Kenntnis dieser Merkmale dient der Erfassung und Ordnung des makroskopischen Formenschatzes der Lateritisierungsprodukte und der Verbesserung ihrer Ansprache im Gelände.

Die Arbeiten, die diesen Ausführungen zu Grunde liegen, wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft gefördert.

L i t e r a t u r :

- AUBERT, G. et SÉGALEN, P.: *Projet de classification des sols ferrallitiques. Cah. ORSTOM, sér. Pédol., Vol. IV, 97 - 112 (1966)* - BURINGH, P.: *Introduction to the Study of Soils in Tropical and Subtropical Regions. Wageningen, 99 p., (1970)* - DELVIGNE, J.: *Pédogenèse en zone tropicale. La formation des minéraux secondaires en milieu ferrallitique. ORSTOM, Paris, 177 p., (1965)* - ESWARAN, H. and RAGHU MOHAN, N. G.: *The Microfabric of Petroplinthite. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37, 79 - 82 (1973)* - FINCK, A.: *Tropische Böden. Parey, Hamburg, 188 S. (1963)* - FÖLSTER, H.: *Ferrallitische Böden aus sauren metamorphen Gesteinen in den feuchten und wechselfeuchten Tropen Afrikas. Göttinger Bdkdl. Ber. 20, 231 S. (1971)* - GARRELS, R. M. and CHRIST, C. L.: *Solutions, Minerals and Equilibria. New York (1965)* - GOVINDA RAJAN, S. V. and MURTHY, R. S.: *Mineralogy and Genesis of Soils of the Indian Peninsula. Trans. 10th Inter. Congr. Soil Sci. (Moscow), Vol. VIII, 29 - 35 (1974)* - JEPSEN, K. und SCHELLMANN, W.: *Über den Stoffbestand und die Bildungsbedingungen der Bauxitlagerstätte Weipa/Australien. Geol. Jb. (Hannover), Reihe D, Heft 7, 19 - 106 (1974)* - MAIGNIEN, R.: *Review of Research on Laterites. UNESCO/Paris, Nat. Res. Res. IV, 148 p. (1966)* - MOHR, E. C. J., F. A. van BAREN and J. van SCHUYLENBORGH: *Tropical Soils. (3. Ed.), The Hague, 481 p. (1972)* - SCHMIDT-LORENZ, R.: *Zur Mikromorphologie der Eisen- und Aluminiumanreicherung beim Tonmineralabbau in Lateriten Keralas und Ceylons. In: A. JONGERIUS (Ed.), Soil Micromorphology, 279 - 290, Amsterdam (1964)* - ders.: *Böden der Tropen und Subtropen. In: P. von BLANCKENBURG u. H.-D. CREMER (Ed.), Handb. d. Ldw. u. Ern. i. d. Entw. Ländern 2, 44 - 80 (1971)* - ders.: *Mikromorphologische und mineralogische Differenzierung von Produkten der Lateritisierung. Eingereicht zum Abdruck in: Trans. 10th Inter. Congr. Soil Sci. (Moscow) (1974)* - ders.: *Nachweis von Laterit-Spuren in paläopedogenem Material, aufgezeigt an Beispielen aus Mitteleuropa. Mitt. d. Dtsch. Bdkdl. Ges. (1974 b)* - SCHUYLENBORGH, J. van: *Weathering and Soil-Forming Processes in the Tropics. UNESCO/Paris; Proc. Bandung Symp. (1969), 39 - 50 (1971)* - SCHWERTMANN, U., FISCHER, W. R. and TAYLOR, R. M.: *New Aspects of Iron Formation in Soils. Trans. 10th Inter. Congr. Soil Sci. (Moscow), Vol. VI(1), 237 - 249 (1974)* - SÉGALEN, P.: *Le processus de ferrallitisation et ses limites. Cah. ORSTOM, sér. Pédol., Vol. IV(4), 15 - 20 (1966)* - STEPHENS, C. G.: *Laterite and Silcrete in Australia. A Study of the Genetic Relationships... Geoderma 5, 5 - 52 (1971)* - STOOPS, G.: *Micromorphology of Some Characteristic Soils of the Lower Congo (Kinshasa). Pedology (Ghent) 18, 110 - 149 (1968)* - ders.: *Scanning Electron Microscopy Applied to the Micromorphological Study of a Laterite. Pedology (Ghent) 20, 268 - 280 (1970)* - U. S. D. A.: *Soils Classification. A Comprehensive System. 7th Appr. Suppl. (1960/67)* - VALETON, I.: *Bauxites. Elsevier, Amsterdam, 226 p. (1972)* - Weiteres Schrifttum s. MAIGNIEN, R. (1966).

Erklärung der Mikrophotos

Abb. 1: Durch Lateritisierung mäßig transformierter Inter-Quarzgranular-Ton. Überwiegend gleichmäßig verteilte, lokal gehäufte - im Auflicht kräftig rote - Hämatit-Mikroaggregate in kaolinitischem Ton mit unregelmäßig verlaufenden, glattflächig begrenzten Schrumpfküften (infolge Stoffverlustes) ohne Belag; lokal Klüfte zwischen Tonmatrix und scharfkantigen, wahrscheinlich korrodierten Quarzsandkörnern.

Aus 'Fleckenzone' unterhalb Laterit in plioleistoänem Backwatersediment der Lok. Warkalla / Kerala.

Abb. 2: Matrix aus 'lateritischem Gibbsit' mit 'lateritischem Hämatit' als Beispiel für ein Endprodukt der Lateritisierung.

Matrix aus relativ großen und - soweit angeschliffen - doppelbrechenden Hämatit-Mikroaggregaten mit gegenseitigem Abstand vom Ein- bis Vierfachen ihres Durchmessers; der Hämatit ist umgeben von feinschluffgroßen, miteinander verwachsenen, xenomorphen Gibbsitkristallen (Chertstruktur). Nach röntgendiffraktometrischem Befund - ergänzt durch Analysedaten, die mit der El. Mikrosonde gewonnen wurden - führt die Matrix ein geringes Quantum an Residualkaolinit.

Aus Laterit der Lok. Warkalla / Kerala.

Abb. 3: Ein anderes Endprodukt der Lateritisierung: Extrem hämatitreiche Gefügepartie mit geringem Hohlraumanteil. Opaker, in der Natur kräftig rot gefärbter Bereich i.w. aus 'lateritischem Hämatit' (= ca. 70 % Fe_2O_3 ; entspricht einem Faktor der rel. Anreicherung von ca. 10) und Residualkaolinit. Nahe dem Bildzentrum und links daneben: wahrscheinlich vor der Lateritisierung angelegte, größere Poren (im Bild schwarz). Einige breitere, wahrscheinlich im ersten Stadium der Lateritisierung gebildete Schrumpf-Klüfte mit Goethit-Belag (Abb. 4 zeigt deren Grundaufbau bei stärkerer lichtmikroskopischer Vergrößerung). Dunkelgraue, in der Natur dunkelbraunrote, aderartige Gebilde (z.B. im Bild unten) sind in der Hämatit-Matrix blind endende, infolge Stoffverlustes im Spätstadium der Lateritisierung entstandene Feinstklüfte ohne Goethit-Belag. Ausschnitt aus Laterit-Oxidskelett von der Typlokalität Angadipuram / Kerala.

Abb. 4: In Fe-oxidreichen Lateriten häufig vorkommende Basisgefügeeinheit. Mäßiger bis starker Besatz mit Hämatit-Mikroaggregaten innerhalb kaolinitischer Matrix. Dünner Belag aus Goethit (vergl. Abb. 8) auf Grenzflächen einer Feinstkluft. Der Goethit sitzt einer ungefähr klufftparallel verlaufenden Zone aus unregelmäßig doppelbrechendem Kaolinitton mit Fe-Oxid-Imprägnation (wahrschl. Goethit) auf. Unten rechts im Bild eine spät angelegte Aus demselben Dünnschliff wie Abb. 3. /Kluft ohne Belag.

Abb. 5: Durch Lateritisierung überprägter Gesteinszersatz. Innerhalb feinkörniger kaolinitischer Matrix ausgeschiedene Hämatit-Mikroaggregate mit höherer Konzentration nahe größeren Körnern: Quarzkörnern (links unten und oben im Bild) und großen Kaolinitaggregaten vorwiegend aus der Verwitterung von Biotit. Aus violettrottem Bereich von lateritisiertem Biotitgneis-Zersatz der Lok. Tellicherry / Kerala.

Abb. 6: Hämatit-Sphärokörper auf Basisflächen von Kaolinitblättchen mit zerlappten Grenzen (Zerlappung vermutlich infolge Kaolinitkorrosion).
Gleiches Objekt wie bei Abb. 5.

Abb. 7: Zusammenballung von sphärischen Hämatit-Mikroaggregaten, die im Kontaktbereich zu einem ursprünglich anliegenden Quarzkorn glattflächig begrenzte Massen bilden (Bildvordergrund).
Gleiches Objekt wie bei Abb. 5 und 6.

Abb. 8: Porenbelag von wulstigen Kristallaggregaten aus lanzettlichen, großenteils einander kreuzenden Goethit-Kristallen, die genetisch stets an Hohlformgrenzbereiche gebunden sind.
Aus Laterit der Lok. Warkalla / Kerala.

Abb. 9: Im Zuge der Lateritisierung stark korrodiertes Quarzfeinsandkorn.
Aus Laterit der Lok. Warkalla / Kerala.

Abb. 10: Innerhalb Matrix (mit xenomorphem Gibbsit wie in Abb.2) infolge vollständiger Auflösung eines Quarzschluffkorns entstandener Hohlraum mit Strebwerk aus idiomorphen Gibbsitkristallen, die mit ihrer Basis der Matrix aufsitzen und im Zuge ihres Wachstums das verwitternde Quarzkorn "verdrängt" haben.
Aus Laterit der Lok. Warkalla / Kerala.

Mikrophotos

(Abb. 1 - 5 aus Dünnechliffen, die übrigen rasterelektronenmikroskopisch)



Abb. 1
Hellfeld; M.: 12 mm = 100 μ

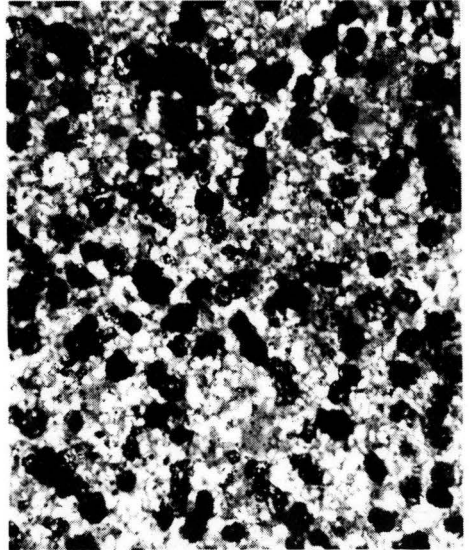


Abb. 2
X Nicols; M.: 8 mm = 10 μ

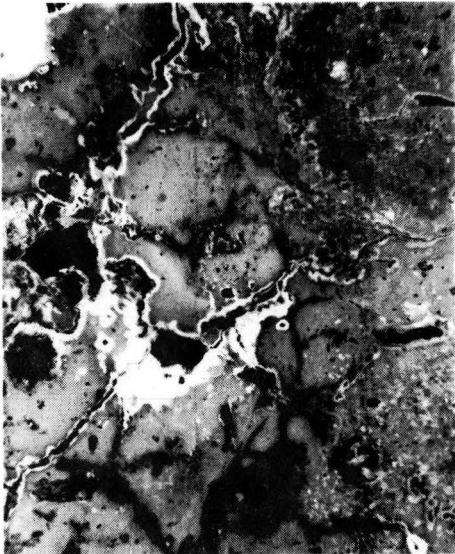


Abb. 3
Auflicht; M.: 8 mm = 1 mm



Abb. 4
Auflicht; M.: 24 mm = 100 μ



Abb. 5: Hellfeld; M.: 50 mm = 100 μ

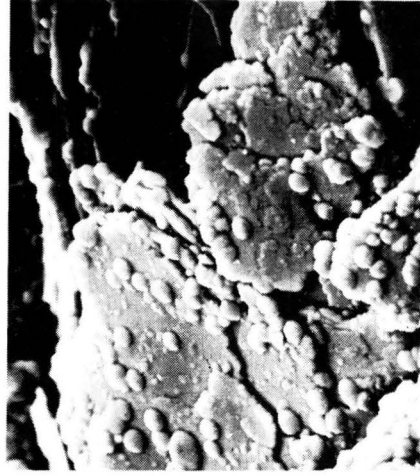


Abb. 6: M.: 48 mm = 10 μ

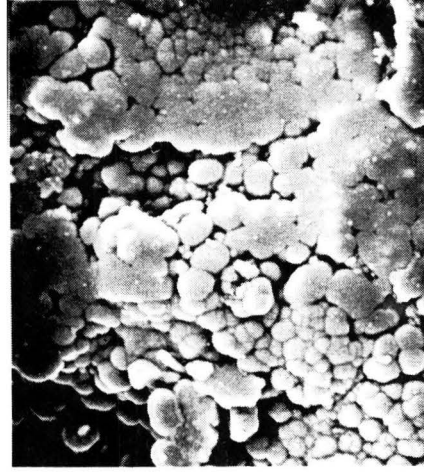


Abb. 7: M.: 48 mm = 10 μ



Abb. 8: M.: 60 mm = 10 μ



Abb. 9: M.: 20 mm = 10 μ

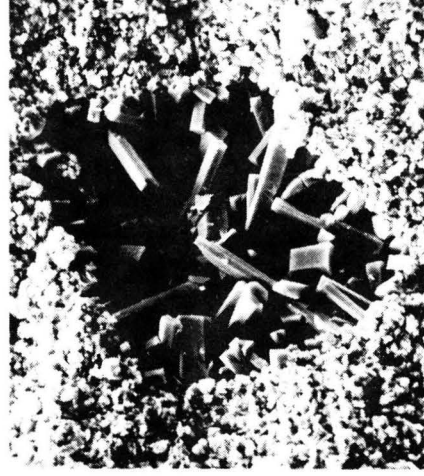


Abb. 10: M.: 19 mm = 10 μ

Zur Genese lateritischer Roterden

von

H.P. Blume und H.-P. Röper¹⁾

Lateritische Roterden (Oxisole) sind durch intensive und tiefgründige Silikatverwitterung unter feuchttropischen Klimaverhältnissen sowie durch hohe Gehalte an pedogenen Al- und Fe-Oxiden, die häufig verhärtete Krusten an der Bodenoberfläche bilden, gekennzeichnet. Im folgenden soll über vergleichende Untersuchungen an zwei reliktschen Oxisolen und einem rezenten, tiefgründig verwitterten Ultisol aus Granit bzw. granitischem Gneis berichtet werden.

Beim ersten Profil handelt es sich um eine 35-40 m tief verwitterte lateritische Roterde aus biotitischem Granitgneis, die in Indien NO Bangalore als Inselberg auftrat. Brunner (1969/70) deutet die lateritischen Tafelberge und Inselberge des Mysoreplateau als Reste einer unter feuchttropischen Klimaverhältnissen tiefgründig verwitterten miozänen bis pliozänen Landoberfläche, die seit dem Oberpliozän im Zusammenhang mit der Bildung der Western Ghats gehoben und unter, auch heute noch herrschenden semiariden Klimaverhältnissen zertalt und erodiert wird. Weitgehend abgetragen wurden nach Brunner die Roterden flacher Schwellen, während die lateritischen Roterden (mit im Beispielsfall 2 m harter pisolitischer Plinthitkruste, 9 m rot/weißem Fleckenhorizont, 9-15 m weißem Bleichhorizont und 10-15 m hellem Gesteinszersatz über dem Anstehenden)

x)

Institut für Ökologie -Bodenkunde- der Techn. Universität Berlin,

1 Berlin 33, Engler Allee 19-21

flacher Senken der alten Landoberfläche teilweise als Inselberge erhalten blieben. Bausch- und röntgenographische Analysen sowie mikromorphologische Studien ergaben, daß die Glimmer im oberen, die Feldspäte bereits im unteren Bleichhorizont vollständig abgebaut waren und Kaolinit gebildet wurde (s. Tab. 1). Im Oberboden verwitterte dann selbst Quarz, wie aus einer relativen Anreicherung von Zirkon, starken Korrosionserscheinungen der Quarzkörner und Fehlen von Quarz mit Ton- bis Schluffgröße erschlossen werden konnte. Eisen wurde in Form von Goethit und Hämatit als Folge starker Auswaschungsverluste insbesondere der Kieselsäure und der Alkali- wie Erdalkalitionen im Oberboden stark angereichert, wobei die Konzentrierung in Rotsektionen des Fleckenhorizontes möglicherweise auf einen der Pseudovergleyung vergleichbaren Prozess zurückgeht. Sehr geringe Eisengehalte im Bleichhorizont, die niedriger liegen als im Gestein, sowie eine relative Anreicherung gegenüber dem als verlagerungsresistenter anzusehenden Titan (s. Tab. 2), deuten aber darauf hin, das Eisen zusätzlich durch ascendierendes Wasser umgelagert und im Oberboden angereichert wurde. Eine solche vertikale Umlagerung über 10-20 m wäre im Laufe langer Zeiten bei ständiger Wassersättigung des Unterbodens sowie ausgeprägtem Tensions- und Redoxgradienten möglich, wurde unseres Wissens experimentell allerdings bisher nicht nachgewiesen. Die besonders starke Eisenanreicherung im Plinthithorizont ist zudem auf selektive Erosion weicher kaolinitischer (und Ti-haltiger) Bleichsektionen des Inselberges zurückzuführen. Des weiteren ist anzunehmen, daß ein lateraler, hangparalleler Transport des Eisens und eine Akkumulation an Talrändern des Paläoreliefs stattgefunden hat, wie das u.a. von Millot (1970) für vergleichbare Böden diskutiert wird.

Als zweites wurde eine lateritische Roterde der Darling Range in Westaustralien untersucht (lateritic podzolic soil, Profil E in Stace, 1968), bei der es sich nach Mulcahy (1960) um das Relikt einer mitteltertiären, später gehobenen und teilerodierten Landoberfläche handelt. Der Boden ist 16 m tief verwittert; er weist im gesamten Bleichhorizont noch Glimmer bzw. Illit auf, was neben gleichbleibend hohen Quarzgehalten mit geringeren Korrosionsspuren selbst im Oberboden auf weniger intensive Verwitterung Si-haltiger Minerale hindeutet. Der Plinthithorizont weist neben Kaolinit auch viel Gibbsit auf, während die Eisenanreicherung geringer ist; vermutlich Folge einer anderen Landschaftsposition im Paläorelief. Der quarzsandreiche Oberboden wird von Mulcahy (1960) als Eisenverarmungshorizont einer späteren Bodenentwicklungsphase gedeutet. Möglicherweise sind aber auch die hohen Quarzgehalte im Oberboden durch Bioturbation mit nachfolgender Erosion des an der Oberfläche von Termiten konzentrierten Feinmaterials zu erklären (s. Fölster u.a., 1971); die "Konkretionen" des Oberbodens wiesen jedenfalls die gleiche Zusammensetzung wie der folgende Plinthithorizont auf.

Das dritte untersuchte Profil entstammt dem westlichen äthiopischen Hochland; es ist ähnlich tiefgründig wie die vorhergehenden Böden aber deutlich schwächer verwittert. Die Feldspäte sind zwar weitgehend durch Kaolinit ersetzt, jedoch ist noch relativ viel Glimmer erhalten geblieben. Beim A-Horizont handelt es sich um ein jüngeres Hangsediment.

Ein Vergleich der untersuchten Profile untereinander und mit Literaturangaben, z.B. Millot, 1970 oder Mohr u.a., 1972,

zeigt, daß tropische, lateritische Böden trotz sehr großer Verwitterungstiefe unterschiedlich stark verwittert sein können. Gibbsit bildet sich nicht nur aus basischem, sondern auch aus saurem Gestein, ist aber wohl nicht als Folgeprodukt der Kaolinitverwitterung anzusehen. Vielmehr wird nach Abbau quellfähiger Tonminerale Kaolinit bei gehemmter Wasserführung, Gibbsit hingegen bevorzugt in durchlässigen Böden (bzw. Bodenhorizonten) mit intensiver Siliziumauswaschung entstehen (s. auch Millot, 1970). Hohe Eisengehalte im Plinthithorizont der Oxisole sind bei den untersuchten Profilen Folge einer Residualanreicherung, teilweise verknüpft mit einer Akkumulation umgelagerten Eisens.

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung der Arbeit, den Herren Kollegen M.J. Mulcahy, Nedlands, Nagarajaro, New Dheli und K.H. Peters, seinerzeit Bako, für die wertvolle Unterstützung bei Auswahl und Probennahme sowie Frl. Leitenberger und Frau Meyer für die Mitwirkung bei den Analysen.

Literatur

- Brunner, H. (1970): Pleistozäne Klimaschwankungen im Bereich des östlichen Mysore-Plateaus (Südindien). *Geologie* 19, 72-82.
- Brunner, H. (1969): Verwitterungstypen auf den Granitgneisen des östlichen Mysore-Plateaus. *Petermanns Geogr. Mitt.* 113, 241-248.

Fölster, H., Moshreff, N. und Ojenuga, A.G. (1971): Ferrallitic pedogenesis on metamorphic rocks, SW-Nigeria. *Pedologie* XXI, 1 (95-124).

Millot, G. (1970): *Geology of clays*. Masson et Cie, Paris.

Mohr, E.C., van Baren, F.A. und von Schuylenborgh, J. (1972): *Tropical Soils*, 3. Aufl., Mouton, Den Haag.

Mulcahy, M.J. (1960): Laterites and lateritic soils in southwestern Australia. *J. Soil Sci.* 11, 206-225.

Stace, H.C. u.a. (1968): *A handbook of Australian soils*. Bellin, Glenside.

Tab. 1: Mineralbestand tiefgründig verwitterter Böden aus Granit bzw. granitischem Gneis (Angaben in %) ¹⁾

Horizont	Tiefe in m	Quarz	Feldsp.	Glim.	Chlor.	Kaol.	Gib.	Goeth.	Häm.
Oxisol bei Bangalore, Indien									
Plinthit-	0,1	18	2)			53		5	26
Flecken- rot weiß	3	{ 11 5				28 28		9	19 <1
	9	{ 8 17				22 50		1	1
Bleich-	12	28				71		1	
	18	46		2		52		<1	
Zersatz-		34	54	6	1	5			
Gestein	40	28	61	11					
Oxisol der Darling Range / Westaustralien									
A-	0,4	96	<1			3	41	<1	
"Kon- kr." <2 >2 mm	0,8	{ 39 29	<1			4 8	2 16	<1 2	
	1,3	{ 34 9				18 3	24 9	2 1	
Flecken- <2 >2 mm	2,1	{ 37 13				26 7	3	1 2	1 10
	Bleich-	{ 4 5	41	2	3	53		1	
56			3		40		1		
Gestein	16	38	53	9					
Ultisol bei Gimbi, Aethiopien									
Ah-	0,01	59	1			35	2	3	
Plinthit-	1,2	55				39	3	3	
Flecken-	{ 4,5 8	44				48	6	2	
		45	4			45	5	1	
Bleich-	11	46	5			44	5	<1	
Gestein	15-20	36	58				6		

1) rechnerische Zusammenfassung der Analyse zweier Kornfraktionen
 2) Anteile der Sektionen sind zu 100 % summiert

Tab. 2: Chemische Zusammensetzung einer lateritischen Roterde aus
Granit-Gneis bei Bangalore, Indien, und Veränderungen im
Vergleich zum Titangehalt

Mächtigg. i.m	g/kg					± gegenüber TiO ₂			
	TiO ₂	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	K ₂ O
Plinthithor. 2	11	320	230	340	0.01	-2400	-370	+250	-120
Fleckenhor. 9	11	430	290	160	0.04	-2200	-300	+ 70	-110
Bleichhor. 9	8	620	260	15	1.1	-1300	-170	- 50	- 80
Zersatzhor.	3	720	150	27	44	0	- 10	+ 2	+ 10
Gestein	3	720	160	25	31				

Beobachtungen an Latosolen Kameruns

von
U. Schwertmann¹⁾

Vorbemerkung

Kamerun hat im Zentralen Bereich eine breite Zone eines schwach kuppigen Gebietes, in denen sich meist aus sauren Gesteinen des sog. basements (Magmatite, Gneise etc.) klassische Lateritprofile mit Alterit, Fleckenzone und Cuirasse gebildet haben. Diese Profile sind an vielen Stellen erhalten. Sie gehören mehreren Oberflächen verschiedenen Alters an, deren Höhe üb. NN von S → N ansteigt.

Der Neubau einer 600 km langen Eisenbahn im Zentralkamerun bot Gelegenheit Großprofile zu besichtigen. Sie werden z.Zt. von Mitgliedern des Orstom in Yaoundé insbes. von Boquier und Müller bearbeitet.

Viele Profile lassen sofort erkennen: Die Lateritprofile sind vorwiegend im Abbau begriffen.

Daher besteht hier die Möglichkeit, nicht nur oder nicht einmal so sehr die Entstehung als besonders den Abbau zu studieren.

Entstehung

Die Beobachtungen an vielerorts vollständigen Profilen scheinen der in jüngster Zeit vorgestellten Hypothese der Lateritprofilentstehung nicht zu widersprechen. Die Hypothese besagt, daß mit Annäherung der Verwitterungsfront (Mohr, Van Baren, Van Schuylenborgh 1972) bzw. der Oberfläche durch Massenverlust (McFarlane 1972) an die Erosionsbasis nacheinander eine Phase mit guter Dränung, eine Pseudogleyphase (durch starke Kaolinitbildung im Alterit) und schließlich eine Gleyphase durchlaufen werden. Weiterhin besteht kein Anlaß allgemein eine laterale Fe-Anreicherung großen Ausmaßes zu fordern. Da keine Bleichzonen beobachtet wurden, ist darüber hinaus ein Fe-Anstieg nicht essentiell für die Fe-Anreicherung. Allerdings beruht die Verhärtung selbst wohl auf einer Fe-Umverteilung, d.h. einer lateralen Fe-Bewegung auf kleinem Raum. Die Verhärtung beruht wahrscheinlich

1) Institut für Bodenkunde der TU München
8050 Freising-Weihenstephan

darauf, daß Fe (aus zunächst gebildetem Hämatit) unter hydro-morphen Bedingungen (Reduktion?) zu den Poren wandert und dort als gutkristallisierter Goethit harte Porenauskleidungen bildet (Kristallrasen; Raster-EM von G. Boquier), die der ganzen Masse ein stabiles Gerüst geben (Cortexbildung).

Für die Hypothese spricht weiterhin, daß die ehemalige Morphologie heute noch durch verpanzerte Depressionen erkennbar ist und daß viele Panzer zweiteilig sind: vesiculäre (oder vermiculäre) über nodulären Panzer, entsprechend Gley- über Pseudogleyphase. Natürlich kann man diese Phasen nicht nur in zeitlichem Nacheinander sondern auch im räumlichen Nebeneinander sehen; außerdem ist polyzyklische Entstehung sehr wahrscheinlich.

Abbau

Der Abbau der Panzer hat mindestens 2 Typen.

1) Mechanische Zerstörung von der Seite her erfolgt bei Absenkung der Erosionsbasis durch mechanische Erosion der unter dem Panzer liegenden nicht verfestigten Horizonte, wodurch die Basis entzogen wird. Der Panzer zerbricht wie ein Härtling. Es wird vermutet, daß das Kaolinit-Hämatit-Gemisch evtl. durch Kieselsäurezufuhr mobilisiert werden kann und eine laterale Lessivage größeren Ausmaßes eintritt. Im N Kamerun wurden in lateralen Hangwässern 0.1-0.2 g Festsubstanzen pro l gemessen. Diese Tonmobilisierung führt aber auch zu einer Panzerzerstörung selbst, der sich in einen lockeren roten Boden mit weniger Lithorelikten auflöst. Das hangabwärts transportierte Fe-oxid kann in der Senke reduzierend gelöst werden und bildet bei Neuausfällung keinen Hämatit wieder sondern Ferrihydrit oder Goethit.

2) Chemische Zerstörung von oben her. Hierzu folgende Beobachtungen:

a) Im Bereich des Regenwaldes führte die rezente Talvertiefung in Seitentälern zu Hängen unterschiedlicher Neigung und damit unterschiedlicher erosiver Beseitigung des Panzers. An Steilhängen, an denen er vollständig beseitigt wurde, bildete sich je nach Lage am Hang in der Fleckenzone oder im Alterit ein neuer Boden, der nunmehr gelb ist. Der rote Boden ist nur noch auf dem Plateau erhalten. An flacheren Hängen dagegen wandelt sich mit Anreicherung an das Tal in verstärktem Maße der rotgefärbte

Panzer von der Oberfläche her in einen gelben Boden um. Am Hangfuß findet sich bei stärkerer Hydromorphie nur noch gelber Boden.

b) Auf alten Panzeroberflächen finden sich im Mikrodepressionen, die zeitweise wassergesättigt sind, geringe Mengen gelben Bodens.

c) Im Bereich der Baumsavanne, in dem rezente flache Täler den Panzer ebenfalls unterschritten haben, gerät der Panzer am Mittelhang in den Bereich starker Hydromorphie. Diese löst ihn reduzierend auf und führt das Fe lateral ab, wo es sich goethitisch abscheidet.

Diese Beobachtungen sprechen für eine Hämatit → Goethit - Umwandlung unter veränderten Klimabedingungen als wichtigen Panzerabbauprozess, der vermutlich dem veränderten C-Haushalt zuzuschreiben ist. Ein höheres C-Angebot führt zur reduktiven Lösung des Hämatits, dessen Fe unter diesen veränderten Bedingungen bei erneuter Oxidation nicht mehr Hämatit sondern lediglich Goethit bildet (Schwertmann 1969). Dies wird gestützt durch die Tatsache, daß im feuchteren S-Kamerun großzonal ein gelber ferrallitischer Boden auftritt, während im trockenen Zentralkamerun gelbe Böden auf die hydromorphen Depressionen beschränkt sind. Fauck (1974) hat dies in Übereinstimmung mit oben Gesagtem auf die höhere Eindringtiefe organischer Säuren zurückgeführt.

Literatur

Boquier, G. et J.P. Muller (1973). Les coupes du chemin de fer Transcamerounais de Bêlabo à Ngaoundéré. ORSTOM. Rep.Cameroun

Bouquier, G. (1974): Cah. ORSTOM sér. Pédol. 12, Nr. 2

Mohr, E.C.J., F.A.van Baren and J.van Schuylenborgh(1972): Tropical Soils 3rd Ed.Mouton-Ichtiar Baru, Van Hoeve. The Hague-Paris-Djakarta.

McFarlane, M.J. (1971): Laterization and landscape development in Kyagwe Uganda. Q.Jl. Geol. Soc. Lond. 126, 501-539

Fauck, R. (1974): Les facteurs et les mécanismes de la pédogenèse dans les sols rouges et jaunes ferrallitiques sur sables et grès en Afrique. Cah. ORSTOM sér. Pédol. 12, 64-72

Schwertmann, U. (1971): Transformation of hematite to goethite in soils. Nature, 232, 624-625.

Modelle und Vorschläge von Horizontbezeichnungen an mehreren rezenten
Latosolprofilen des tropischen Afrikas und ihre Anwendbarkeit auf Re-
likte präpleistozäner tropischer Bodenbildungen im Taunus und im Raum
Friedberg.

von
W. Fickel +)

Bei bodenkundlichen Kartierarbeiten im Taunus und im Raum Friedberg wurden vom Verfasser eine größere Zahl unterschiedlicher Relikte fossiler präpleistozäner tropischer und/oder subtropischer Bodenbildungen beobachtet. Solche Reste waren schon früher bekannt. So beschrieben MICHELIS, LEPLA und GALLADE tiefgründige Bleichungs- und Verlehmungszonen im Gebiet des Hunsrückschiefers. Sie berichteten ferner von Flächen mit zersetztem Serzitgneis und Vorkommen von Krusteneisenstein im Taunusgebiet, wo große Landschaftsteile nach ihren Hebungen die alte tertiäre Landoberfläche bildeten.

Nach im Rastersystem durchgeführten Bohrungen konnten solche Flächen unter dem pleistozänem Deckschutt erfaßt und abgegrenzt werden. Ein besonderes Problem bildeten hierbei die typologische Einordnung, die Horizontaufgliederung und die Verwendung von teilweise neuen Horizontsymbolen, die in der Kartieranleitung der Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde, dem Handbuch der Bodenkunde der Geologischen Landesämter, bisher nicht aufgeführt sind. Bei den nachfolgenden Vorschlägen, die sich nur auf die Klasse der im feuchtwarmen Klima entstandenen und in Deutschland fossilen "Nichtplastischen" (erdigen) Böden aus Silikatgesteinen beziehen, soll das Gerüst der bestehenden Systematik keine Änderung, sondern nur einen Ausbau erfahren. Dabei sollten

+) Hessisches Landesamt für Bodenforschung, 62 Wiesbaden, Leberberg 9

Jedoch durch diese Profil- und Horizontansprachen weiteren Forschungsarbeiten auf dem Gebiet der Paläoböden, des Paläoklimas, der Paläomorphologie etc. keine Schwierigkeiten durch vorweggenommene Festlegungen in den Weg gelegt werden, die sich, einmal eingeführt, schwer wieder rückgängig machen lassen.

In der Klasse der "Nichtplastischen" Böden aus Silikatgesteinen tritt in der Kartieranleitung als einziger Bodentyp der Latesol mit seinen Subtypen Rotlatosol und Gelblatosol auf. Der Laterit ist weder als Bodentyp noch als Subtyp aufgeführt. Der Grund hierfür mag darin liegen, daß viele Autoren wie SCHRÖDER "den Laterit nicht als Boden, sondern als durch Erosion freigelegtes Fe- und Al-Oxid-Material" ansehen. In der Tat ist es nach dem heutigen Stand der Forschung so, daß man den Laterit nicht unbedingt als einen Bodentyp oder Subtyp ansehen muß, denn an Konkretions- und Krustenbildungen kann es sowohl bei Rotlehmen wie auch bei Roterden im Sinne KUBIENA's kommen. Trotzdem dürfte es im Rahmen einer Merkmalskartierung vertretbar sein, einen dritten Subtyp mit den Bezeichnungen „lateritischer Latosol“ oder „Plinthit-Latosol“ einzuführen, wenn man den Terminus "Laterit" als Subtyp vermeiden will.

Wie bereits erwähnt, sollen dabei genetische Probleme umgangen werden, die in tropischen Gegenden, wie in Afrika, weitgehend bekannt sein mögen, für deren Klärung aber bei den Relikten präpleistozäner Böden in Deutschland wegen der Unvollständigkeit der Profile, Umlagerung und anderer Einflüsse noch eingehende Forschungsarbeit notwendig ist. Das gilt beispielsweise für die Herkunft von Fe-Oxid-Akkumulationen bei Latosolrelikten, sie können relative oder auch absolute Anreicherungen sein. Solche Probleme lassen sich bei einer terminbedingten und

zügigen Feldkartierung kaum klären. Der Kartierer muß jedoch Böden mit solchen Akkumulationen in seinem Kartenblatt aufnehmen und abgrenzen.

Damit wird nun die Frage der Symbolmöglichkeiten für die Horizonte präpleistozäner Böden berührt. Bedingt durch unterschiedliche Klassifikationssysteme auf internationaler Ebene ergeben sich weltweit auch unterschiedliche Horizontsymbole. Bei der Kartierungsarbeit in Deutschland sollte man versuchen, sich weitgehend an die in unserer Kartieranleitung aufgeführten Horizontsymbole zu halten, bzw. dort, wo sie nicht ausreichen, zu ergänzen. Für Tonverlagerungen, wie sie in tropischen Böden häufig vorkommen, gibt es bereits die Indizes "l" für Ton-Verarmung und "t" für Ton-Anreicherung. Der Index v kann als B_v für die Fleckenzzone oder C_v für Zersatzzone eingesetzt werden. Für die Sesquioxid-Anreicherungszone kann keines der in der Kartieranleitung aufgeführten Symbole verwendet werden, da das B_s dem Podsol vorbehalten bleiben sollte. SCHRÖDER schlägt hier, wahrscheinlich in Anlehnung an die 7th Approximation den Index ox (nach Oxid) vor. Die FAO gibt als Indizes iv für illuvial iron, cn für accumulations of concretions, x für fragipan an. Viele Autoren, wie z.B. FINK, begnügen sich mit Zahlenindizes. Der Verfasser würde hier einem Vorschlag SCHLICHTINGS's folgen, für Konkretionsbildungen den Index k einzusetzen. k könnte man dann auch als den Anfangsbuchstaben von Kruste ansehen.

Ein solcher lateritischer Latosol oder Laterit würde dann folgende Horizontabfolge haben:

- A_h für den Humushorizont
- A_l für den Tonverarmungshorizont
- B_t für den Tonanreicherungshorizont
- B_k für den Konkretionshorizont

B_v für die Fleckenzone
 C_v für die Zersatzzone
 C für das Ausgangsgestein,

wobei A_1 und B_t bei nicht feststellbarer Lessivierung oder Erosion fehlen können, ebenso tritt bei saurem Ausgangsgestein häufig kein B_v auf.

Abschließend sei nochmals festgestellt:

Während die tropischen Böden ein breites Spektrum aller nur möglichen Profilmodifikationen und damit auch sehr unterschiedliche Horizontabfolgen aufweisen, wird man sich bei den Relikten fossiler Latosolbildungen in Deutschland, die überwiegend von quartären Sedimenten überdeckt sind, vorläufig noch mit vereinfachten Profildarstellungen der Merkmalskartierung begnügen müssen, um eine reibungslose Kartierung solcher Flächen in Deutschland zu ermöglichen.

Die o.a. Vorschläge sollen daher zugleich auch eine Anregung für den Arbeitskreis für Bodensystematik und für die Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde sein, in der Kartieranleitung die Zahl der Subtypen zu erweitern und die zur Diskussion gestellten Horizontbezeichnungen einzuführen.

S C H R I F T E N

- FICKEL, W.: Erl. Bodenkte. Hessen 1:25 000, Bl. 5715
Idstein, 108 S., 24 Tab., 24 Prof.; Wiesbaden 1970
- FICKEL, W.: Erl. Bodenkte. Hessen 1:25 000, Bl. 5816
Königstein i. Taunus, 113 S., 18 Tab., 18 Prof.;
Wiesbaden 1974
- FINK, A.: Tropische Böden. Parey, Hamburg 1963
- LEPPLA, A., MICHELS, F. & SCHLOSSMACHER, K.:
Erl. geol. Kte. Preußen u. benachb. deutsch- L.,
Bl. Wehen, Lief. 288, 565, Berlin 1932
- MÜCKENHAUSEN, E.: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden
der Bundesrepublik Deutschland, 148 S., 60 Taf.,
DLG-Verlag, Frankfurt a.M. 1962
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P.:
Bodenkundliches Praktikum. 209 S., 35 Abb.,
1 Farbtaf., 38 Tab., Parey Hamburg und Berlin 1966
- SCHROEDER, D.: Bodenkunde in Stichworten. Hirt, Kiel 1969
- Kartieranleitung Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde:
2. Aufl., 169 S., 4 Abb., 30 Tab., 1 Taf.,
Hannover 1971
- Soil Sci. Soc.(USA):Glossary of soil science terms. Soil Sci. Soc.
Amer. Proc. 29, 330-351, 1965

Natürliche Radiokohlenstoffmessungen an regelmäßig auftretenden fA - Horizonten

in alluvialen und kolluvialen Böden Nordtunesiens

von
H.W. Scharpenseel *)

In den Ebenen und leicht hügeligen Landschaften Nordtunesiens, zwischen Tel-Atlas im Norden und den Ausläufern des Saharaatlas, dem Dorsal im Süden, d.h. im Bereich der Medjerdahsynklinale und ihrer Alluvien, aber auch im Raum des Cap Bon und der südlich anschließenden Übergangszone zum Sahel trifft man in Steilufern und Aufgrabungen auf eine Sukzession von 1-3 Paläoböden mit deutlich ausgebildeten fA - Horizonten. (Abb. 1). Dies ist der Bereich zwischen südlichem Rand der subhumiden Zone mit 500 - 600 mm Jahresniederschlag (zugehörig die Profile Korbous und Medjerdah-Ghardimaou), über den semiariden Raum, Etage supérieure mit jährlichem Niederschlag von 400 - 500 mm (zugehörig die Profile Menzel Temine, Korba, Bir Bou Rekba, Bou Huertma-Bou Salem), bis zur semiariden Etage inférieure mit 300 - 400 mm Niederschlag (zugehörig Profil-Enfida).

Es wurde ^{14}C -Datierung des organischen Kohlenstoffs der fA-Horizonte an drei Profilen des Cap Bon, einem Profil an der Südflanke des Cap Bon nahe der Bucht vom Hammamet, an einem weiteren Einschlag im Raume Enfida, sowie je einem Profil des Medjerdah- und des Bou Huertma - Alluviums durchgeführt, um zu prüfen, ob es sich hier um übereinstimmende Paläobodenbildungsphasen handelt (1-3).

Tabelle 1 zeigt die Ergebnisse. Für den Raum des Cap Bon und seine südliche Fortsetzung ergeben sich zwei übereinstimmende Zeitmarken, etwa 2.300 - 2.500 B.P. und 4.300 - 4.500 B.P. Tiefere Aufschlüsse im Raume des Cap Bon müssen überprüft werden in bezug auf das 4.300 - 4.500 B.P. - Stockwerk.

Im Bou Huertma Alluvium ging die fA-Probe des Niveau's 200 cm Profiltiefe leider verloren. Die darüberliegende organische Substanz zeigt wiederum 2.400 B.P.. Im Medjerdahalluvium dagegen treten in den beiden fA-Horizonten Altersstufen von 6.500 und 8.000 Jahren B.P. auf. Ein jüngerer fA - Horizont liegt im Bereich des Probeentnahmepunktes Ghardimaou noch in der Reichweite der Durchwurzelung und wurde daher ausgelassen.

Die Datierung des Medjerdah- und Bou Huertma- Alluviums bedarf weiterer Ergänzung. Die Zeitmarken 2.300 - 2.500 und 4.300 - 4.500 - wobei der zur letzteren gehörige tiefere fA-Horizont während des Rezentstadiums des jetzigen 2.300 - 2.500 B.P.- fA-Horizonts von diesem her noch eine gewisse Verjüngung erfahren haben könnte -

deuten auf Hauptbodenbildungsprozesse nach beginnender Rodung in der Antike und während des Klimaoptimums hin.

Literatur:

1. Scharpenseel, H.W. und Pietig, F. : Einfache Boden- und Wasserdatering durch Messung der ^{14}C - und Tritium-Konzentration, *Geoderma*, 2, 273-289, 1968/69
2. Scharpenseel, H.W. : Messung der natürlichen C-14 Konzentration in der organischen Substanz von rezenten Böden; Eine Zwischenbilanz, *Z. Pflanzenernährung, Bodenkunde*, 133, 2, 241-263, 1972
3. Sols de Tunisie, *Bull. Service Pedologique, Tunis*, 1, 26, 1969

Probe	¹⁴ C - Alter
1 Ain Oktor, Korbous, fA, 80 - 100 cm saurer Flugdecksand	2250 ± 60 B.P.
2 Menzel Temine, fA1, 48-60 cm, lehmiger Sand, rot verwittert in Untergrund Kalkkruste	720 ± 60 B.P.
3 " fA2, 115-125 cm	1300 ± 60 B.P.
4 " fA3, 160-175 cm	2300 ± 100 B.P.
5 Farm bei Korba, alluvialer, Ca-haltiger Sand, fA1, 60-80 cm	1030 ± 60 B.P.
6 " fA2, 110-130 cm	2470 ± 70 B.P.
7 Farm Ennasser, Bir Bou Rekba (b. Hammamet) fA, 180-190 cm, Sandmergel-Catena, Koll. Ob. All.	4230 ± 60 B.P.
8 gleiche Region, anderes Profil in Oberhang, fA, 105-115 cm, erodiert, Alluvium	4170 ± 70 B.P.
9 Nahe Enfida, Weide, km 52 Straße n. Kairouan, fA, 75-90 cm, all. schluff. Lehm (CaCO ₃)	4510 ± 80 B.P.

10 Medjerdah-Alluvium, nahe Brücke Ghardimaou, fA1, 70-90 cm, Mergel	6450 ± 100 B.P.
11 " fA2, 250-270 cm	8000 ± 180 B.P.
12 Bou Huertma-Alluvium, Weg Bou Salem Bulla Regia, fA1 100 cm	1220 ± 60 B.P.
13 " fA2 150 cm	2400 ± 120 B.P.

C-14 Daten fossiler A-Horizonte, Cap Bon, Enfida, Medjerdah (Ghardimaou)
Bou Huertma (Bou Salem) - Tunesien -

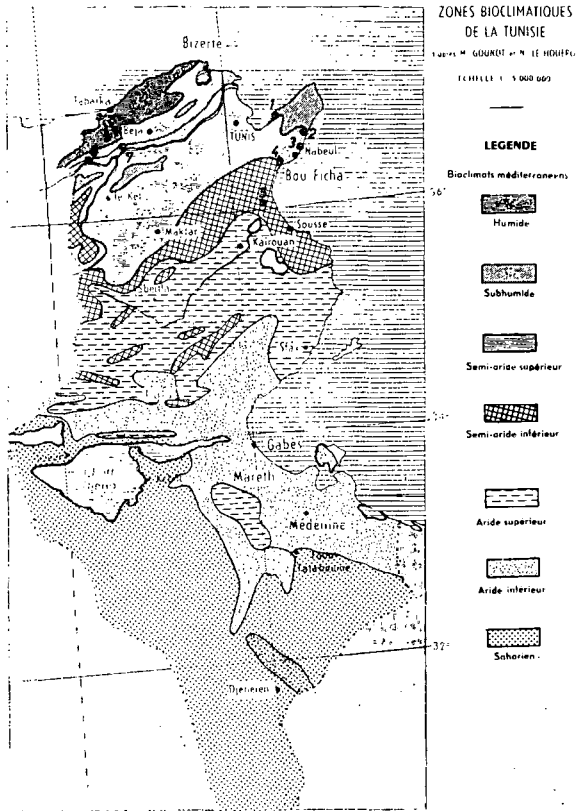


Abb. 1 Klimazonen Tunesiens und Probeentnahmestellen

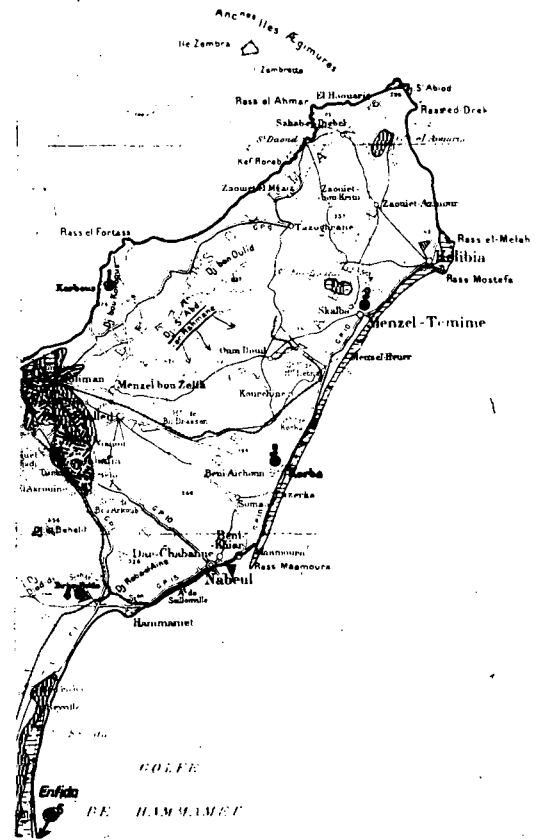


Abb. 2 Cap Bon und Profilpunkte Korbous (1), Menzel Temine (2), Korba (3), Bir Bou Rekba (4), Enfida (5)

Pleistozän-holozäne Sediment- und Boden-Folgen im
Übergangsbereich Cordillere / Amazonasbecken in Peru

von
Brunk Meyer⁺)

Als ein möglicher Weg des Studiums der Chronologie von Boden-Entwicklungsprozessen, der Boden-Entwicklungsgeschwindigkeit und der Klimax-Stadien von Böden unter holozänen und früheren pedogenetischen Bedingungen in tropischen und subtropischen Regionen bietet sich die pedostratigraphische Untersuchung der pleistozänen Sedimentfolgen im Vorland von Hochgebirgen an. Die pleistozänen Oszillationen der Hochgebirgs-Vergletscherung haben sich an vielen Stellen der Erde in Form von mächtigen glazifluvialen Akkumulations-Körpern mit zwischengeschalteten interglazialen Böden bis weit in die heute unter subtropischen und tropischen Klima-Bedingungen stehenden Gebirgs-Vorländer hinein ausgewirkt.

In vorausgegangenen Untersuchungen hat sich der Verfasser mit den Verhältnissen im Himalaya-Vorland (Brahmaputra-Ganges-Becken) und der ostanatolisch-westiranischen Hochbecken im Randbereich des Zagros-Gebirges befaßt.

Das im vorliegenden Referat mitgeteilte Untersuchungsprogramm befaßt sich mit den pleistozän-holozänen Sediment- und Boden-Folgen am Ostrand der peruanischen Cordillere im Übergangsbereich zum Amazonas-Becken, der sog. "Montaña" im Vegetations-Gebiet des tropischen Regenwaldes mit einer heutigen Niederschlags-Höhe von ca. 3000 mm.

Die neuen in landwirtschaftlicher Entwicklung befindlichen Urwald-Erschließungsgebiete, z. B. am Rio Huallaga, einem der Quellflüsse des Amazonas, bieten vorübergehend ausgezeichnete Aufschluß-Bedingungen, die - ergänzt durch Fluß-Befahrungen mit Aufnahme der Ufer-Böschungen-relativ gute Möglichkeiten für eine

+) Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

komplette Rekonstruktion des pleistozän-stratigraphischen Aufbaues der Landschaft eröffnen.

Das Untersuchungsgebiet besteht aus weiten, zwischen die zum Amazonas-Becken hin niedriger werdenden Cordilleren-Züge eingetieften Tälern, die ehemals mit mächtigen pleistozänen Schuttkörpern in Wechselfolge mit lösbürtigen Schwemmlehm-Decken plombiert waren. In die Sediment-Folgen, die sich an vielen Stellen bis herunter zu der vom Basis-Gestein gebildeten alten Tal-Sohle gliedern lassen, sind mehrere fossile Böden mit Gley-Charakter eingeschaltet. In diesen Böden haben unter dem Einfluß einer mit der pleistozänen Auffüllung einhergehenden Anhebung des Grundwasser-Spiegels Veränderungen stattgefunden, die sich in sekundären Fe- (Hämatit-) und Mn-oxid-Inkrustationen äußern.

Die altpleistozäne Tal-Auffüllung wird - vermutlich vom Mittelpleistozän ab - durch eine successive Wiederausräumung der Sedimente abgelöst, die sich bis in das Holozän hinein fortsetzt. Der damit verbundene Prozeß der Landschafts-Formung läßt mindestens 3 Zyklen von Glacis-Bildung (Entstehung kleiner Pediment-Flächen mit bis zu 20 m Stufen-Höhe), anschließender Überschotterung der flußnahen Flächen-Bereiche und abschließender übergreifender Flutlehm-Überdeckung erkennen.

Im Zuge der Glacis-Bildung wurden in größerem Umfang die fossilen Böden exponiert, deren Relikte und Umlagerungs-Produkte heute die flußfernen Abschnitte der Flächen in der Fuß-Zone der zurückgewanderten Stufen beherrschen. Zum Fluß hin werden sie generell von Hochflut-Lehmen zunehmender Mächtigkeit überlagert und bilden häufig die Stausohle für das in den Lehm-Decken zirkulierende Bodenwasser.

Die pleistozänen Lehm-Decken unterscheiden sich schon visuell durch ihre gelbliche Färbung von den holozänen Fluß-Lehm-Decken, die nicht zentralandinen Ursprungs sind. Die jungen rötlich braunen Lehme, die heute die holozänen Terrassen überdecken, entstammen den benachbarten niedrigen Cordilleren-Zügen. Hier werden unter den heutigen Klima-Bedingungen des tropischen Regenwaldes große Massen kalkhaltigen Schiefertons durch Hang-Rutschungen, häufig in Verbindung mit Aufstau von Bächen mobilisiert.

Vergleichbare Prozesse haben - vermutlich interglazial - auch während des Pleistozäns stattgefunden, da sich auch innerhalb der Sediment-Körper Superpositionen von gelben und braunen Lehmen mit anschließender Boden-Entwicklung finden.

Das heutige Boden-Mosaik dieser Landschaft setzt sich aus den Boden-Gesellschaften der flußferneren Glacis-Abschnitte (1), der Boden-Gesellschaft der jungpleistozänen Hochflut-Lehmdecken (2) und der Boden-Gesellschaft der jungen braunen Hochflut-Lehme im Aktivitäts-Bereich des Huallaga und seiner Nebenflüsse (3) zusammen.

In der Gesellschaft (1) herrschen Rotlehme mit mehr oder weniger Beimengungen verlagertes Oxid-Inkrustationen vor. Ihre heutige farbliche Homogenität erklärt sich weitgehend aus der vermischenden Umlagerung exponierter fossiler gefleckter Gley- und Pseudogley-Horizonte. Im Untergrund ist häufig die autochthone Saprolith-Zone im ursprünglichen Zustand erhalten.

Die Gesellschaft (2), in der sich heute hauptsächlich die landwirtschaftliche Erschließung des Urwaldes abspielt, umfaßt die Sequenz von dauernd oder episodisch wasserüberstauten Stagnogleyen (Aguache) über Pseudogleye bis "Parabraunerden" an den Standorten mit fehlender Stausohle. Diese Böden mit Ton-Verlagerung zeigen durchweg unterhalb der nur geringmächtigen Durchwurzelungs-Zone Kohärent-Gefüge. Die Ton-Anreicherung vollzieht sich - ähnlich den tongebänderten Bt_2 -Horizonten unserer Löß-Parabraunerden - im Intergranular-Porenraum.

Die holozänen braunen Hochflut-Lehmdecken, die - abgesehen von der mit der Rodung zunehmenden Überflutungs-Gefahr landwirtschaftlich nur geringe Probleme bieten - umfassen die Sequenz von kalkreichen braunen "Auenböden" mit ausgeprägter biogener Strukturierung bis hin zu den entkalkten braunen "Auenböden" im Rand-Bereich der Überflutungs-Zone mit beginnender Ton-Verlagerung.

Feuchtebedingte Differenzierung holozäner
Bodenbildung auf vulkanischer Asche

von
W. Hetsch⁺⁾

Anhand von vier Profilen wird über die Entwicklung von Böden auf vulkanischer Asche in der Westkordillere der kolumbianischen Anden berichtet. Die untersuchten Profile stammen aus dem Gebiet des Calima-Sees, einem schmalen Zentralplateau der Westkordillere in etwa 1400 bis 1500 m Höhe. Die Niederschläge betragen hier etwa 1500 mm mit einer nur wenig ausgeprägten Trockenzeit.

Eingehende geomorphologische und stratigraphische Untersuchungen zeigten, daß die hier großflächig vorhandenen Aschen gleichzeitig und in einer relativ kurzen Periode abgelagert wurden. Aufgrund von C^{14} Datierungen (Holzkohle) kann ein Alter von etwa 10 000 Jahren angenommen werden.

Die ersten drei Profile stellen eine Sequenz in einer flachen Rinne dar (P 22, P 1, P 21), das 4. Profil liegt weiter hangaufwärts auf einem flachen Rücken (P 2).

Das Profil P 2 hat eine kräftig gelbbraune Farbe, der Ah einen C-Gehalt von 8 %; der Boden ist sehr locker, die Dichte im Oberboden beträgt $0,6 \text{ g/cm}^3$, im Unterboden $0,5 \text{ g/cm}^3$.

In die Senke hinein werden die Farben des B-Hor. blasser, bis im Extrem bei P 21 eine hellgraue Farbe erreicht ist. Der Ah hat einen geringeren C-Gehalt von nur noch 3 %, die Dichte steigt auf $1,2 \text{ g/cm}^3$ im Oberboden und $0,8 \text{ g/cm}^3$ im Unterboden.

Die Korngrößenanalyse zeigt folgendes Bild (Abb. 1):

Bei P 2 eine rasche Abnahme des Tongehalts nach unten. Im Unterboden überwiegen Grobschluff und Feinsand. Mit Feinsand hört bei allen Profilen das Spektrum praktisch auf.

Bei der Profilserie in die Rinne hinein findet man einen Anstieg der Tonfraktion, wobei die Unterschiede zu Profil P 2 besonders in den unteren Horizonten deutlich werden. Die größeren Fraktionen nehmen entsprechend ab.

In den Böden auf vulkanischen Aschen ist Allophan zu erwarten. Unter Allophanen versteht man wasserreiche sekundäre Aluminiumsilikate, die keine kristalline Struktur aufweisen.

Mit Mitteln der DFG finanziert

+) Institut für Bodenkunde u. Waldernährung, 34 Göttingen,
Büsgenweg 2

Es können jedoch recht verschiedene Strukturen unter diese Definition fallen, von in Auflösung begriffenen Gläsern über gelöste Al- und Si-Oxide bis zu hydratisierten Al-Silikaten, die bereits Anfänge einer kristallinen Struktur zeigen. Unterstellt man die Menge der in Natronlauge löslichen Si- und Al-Oxide als Allophan, so erhält man folgendes Ergebnis (Abb. 2):

Der Gesamtgehalt an Allophan nimmt von P 21 nach P 2 zu. Innerhalb der Profile erfolgt entgegen der Tongehaltabnahme nach unten ein Anstieg von Allophan. (Zu beobachten bei P 2 und P 22). Das Allophan ist dabei in immer stärkerem Maße nicht in der Tonfraktion vorhanden.

Eine wichtige Größe stellt zusätzlich das molekulare $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ -Verhältnis dar.

Dieser Quotient liegt bei typischen Allophan-Böden in der Regel etwa bei 1 bis 2. Bei einem weiteren Verhältnis kann man nur noch teilweise von Allophan reden, während ein zunehmender Anteil nur lösliche Kieselsäure darstellt.

Typische Allophan-Böden sind somit die Profile P 2 und - schwächer - P 22. Röntgenographisch zeigt sich im Ton der Profile P 21, P 1 und P 22 ein hoher Anteil an Metahalloysit. Weniger deutlich läßt er sich auch in einigen Schlufffraktionen nachweisen. In P 2 dagegen findet man nur geringe Spuren von Metahalloysit in der Tonfraktion.

Die Bodenentwicklung läuft also in zwei unterschiedliche Richtungen. Die sich dabei bildenden Typen sind jedoch durch Übergangsformen miteinander verbunden.

Um einen besseren Einblick in das hierbei ablaufende Prozessgefüge zu erhalten, wurden in ausgesuchten Horizonten die Minerale der Schluff- und Feinsandfraktionen qualitativ und quantitativ bestimmt (Abb. 3).

Charakteristisch ist die Entwicklung der als Aggregate bezeichneten Teilchen. Hierunter werden die Pyroklastika verstanden, die sich als Aggregate aus eingeschlossenen Mineralen in einer Matrix aus Glas erweisen. Sie stellen das Ausgangsmaterial der Verwitterung dar. Demnach sind die unteren Teile der Profile P 2 und P 22 noch relativ schwach verwittert, in ihren A_h -Horizonten ist die Verwitterung dagegen fortgeschrittener. Eine intensive Verwitterung findet man auch in den beiden anderen Profilen P 1 und P 21, wobei hier kaum noch ein Unterschied zwischen Ober- und Unterboden festzustellen ist.

Die Verwitterung führt also über die Abnahme der Aggregate zu einer Zunahme des Tons.

Die Verwitterung der Minerale wird kompensiert und z.T. überkompensiert durch die Freisetzung neuer Minerale aus den Aggregaten.

Die zwei unterschiedlichen Tonmineraltypen entstehen parallel bereits bei der Verwitterung dieser primären Aggregate, in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Verwitterungsbedingungen.

Das läßt sich durch folgende drei Beobachtungen begründen:

- 1) In den Profilen P 2 und P 22 liegt ein großer Teil des Allophanes nicht im Ton vor. Dieser Teil muß überwiegend in den Aggregaten gesucht werden.
- 2) Für Halloysit dürfte, wenn auch in geringerem Maße, das entsprechende gelten. Er läßt sich nämlich in den Schlufffraktionen nur nachweisen, wenn hier gleichzeitig noch größere Mengen an Aggregaten vorhanden sind, wie etwa im gesamten Profil P 22 oder bei P 1 in Hor. 6 in der Fraktion 6 - 20 μ . Aggregatgehalt ist hier 44 %. Sonst wurde in P 1 kein Metahalloysit in der Schlufffraktion gefunden, in P 21 ebenfalls nicht. Das schließt allerdings das Vorhandensein sehr geringer Mengen nicht aus, da der röntgenographische Nachweis nicht sehr empfindlich ist.
- 3) Die unterschiedliche Art der Verwitterung zeigt sich auch phänologisch im Phasenkontrastmikroskop.
Bei etwas stärker angewitterten Aggregaten lassen sich deutlich zwei Typen unterscheiden.
Bei einem Einbettungsmittel mit einer Dichte von 1,557 ist die Grundmasse der Aggregate im Phasenkontrast bei den Halloysit-Profilen dunkel- bis violettblau gefärbt, entsprechend einer Dichte von ca. 1,56; bei den Allophan-Profilen dagegen schwach hellblau, was einer Dichte von ca. 1,53 entspricht. Die violettblau scheinende Substanz kann als Halloysit (Dichte 1,56) angesehen werden, die hellblau erscheinende Substanz als Allophan, das mit seiner Dichte je nach dem Si/Al-Verhältnis etwa im Bereich von 1,53 liegen dürfte.

Haben wir also bereits an den sich zersetzenden Aggregaten im einen Fall Allophan, im anderen Halloysit, so ist zu folgern, daß ihre Bildung gleichzeitig durch zwei unterschiedliche Prozesse erfolgt.

Was der entscheidende Faktor ist, der die Mineralneubildung in verschiedene Richtungen ablaufen läßt, dafür gibt meiner Ansicht nach die unter-

schiedliche Reliefposition und die Profilmorphologie einen ersten Hinweis. Dem Wasserhaushalt wird also eine wichtige differenzierende Rolle zugesprochen werden können.

Sucht man nach einer allgemeinen Theorie, in die man die gemachten Beobachtungen einordnen kann, so findet man zwei genetische Vorstellungen über die Entwicklung der Böden auf vulkanischen Aschen.

FIEDES stellte 1955 die These auf, daß sich auf den vulkanischen Aschen eine Entwicklung vollzieht, in deren Verlauf zuerst Allophan gebildet wird, das sich in einer späteren Phase in Halloysit umwandelt. Das Endglied dieser Abfolge sollten Böden mit Kaolinit als dominierendem Tonmineral sein.

Als Beweis werden Böden mit Halloysit auf älteren Aschenablagerungen angeführt, wogegen in den jüngeren Aschenböden meist Allophan in der Tonfraktion gefunden wird.

Die Entwicklung zu Kaolinit ist lediglich eine theoretische Forderung, die nicht beobachtet wurde.

Eine andere Vorstellung vertritt COLMET-DAAGE (1967). Er meint, daß sich je nach dem Wasserhaushalt der Böden Halloysit als hauptsächliches Tonmineral bildet, wenn eine deutliche Trockenperiode auftritt, die im Boden regelmäßig zu einer stärkeren Austrocknung führt.

Sind die Niederschläge dagegen das ganze Jahr über ausreichend hoch, um eine stärkere Austrocknung zu verhindern, bildet sich stark hydratisiertes Allophan. Seine Theorie stützt sich auf verschiedene Untersuchungen, die zeigten, daß Allophanböden wichtige Eigenschaften wie Wasserspeichervermögen oder Kationenaustauschkapazität bei Austrocknung irreversibel ändern.

In beide Vorstellungen lassen sich unsere Beobachtungen nicht befriedigend einordnen. Eine allgemeingültige Theorie fehlt also noch. Sie muß offenbar komplexer sein, um alle diesbezüglichen Beobachtungen befriedigend zu erklären.

Literatur:

COLMET-DAAGE, F. u.a. (1967): Caractéristiques de quelque Sols d'Equateur Dérivés de Cendres Volcaniques.

1ère Partie: Essai de caractérisation des sols des régions tropicales humides. Cahier O.R.S.T.O.M. - sér. Pédol., vol. V, 1

2ème Partie: Conditions de formation et d'évolution. Cahiers O.R.S.T.O.M. - sér. Pédol., vol. V, 4

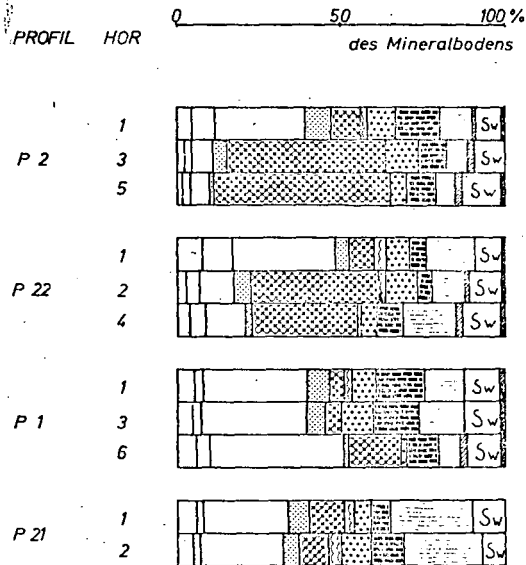
FIELDER, M. (1955): Clay Mineralogy of New Zealand Soils.

Part 2: Allophane and Related Minerals Colloids.

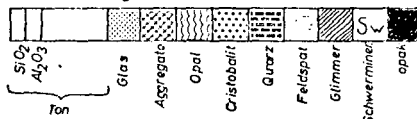
New Zeal. J. of Sci. and Techn., B37, S. 336-350, Wellington

MINERALANALYSE (Abb. 3)

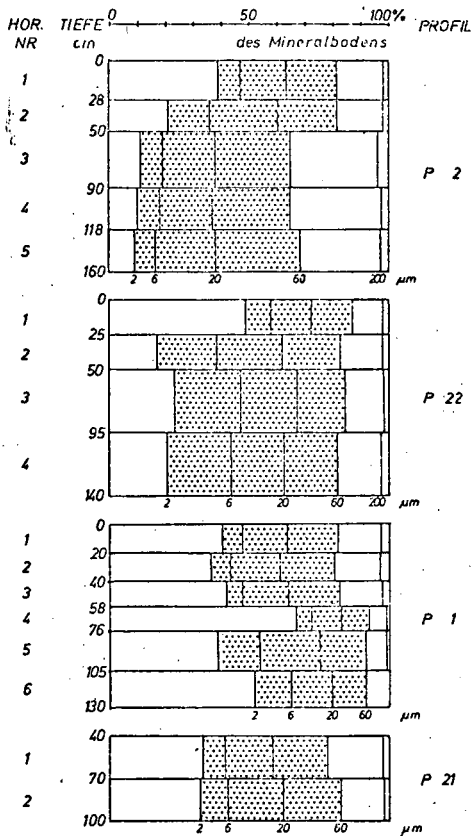
Anteil (%) der Minerale je Horizont



Zeichenerklärung:

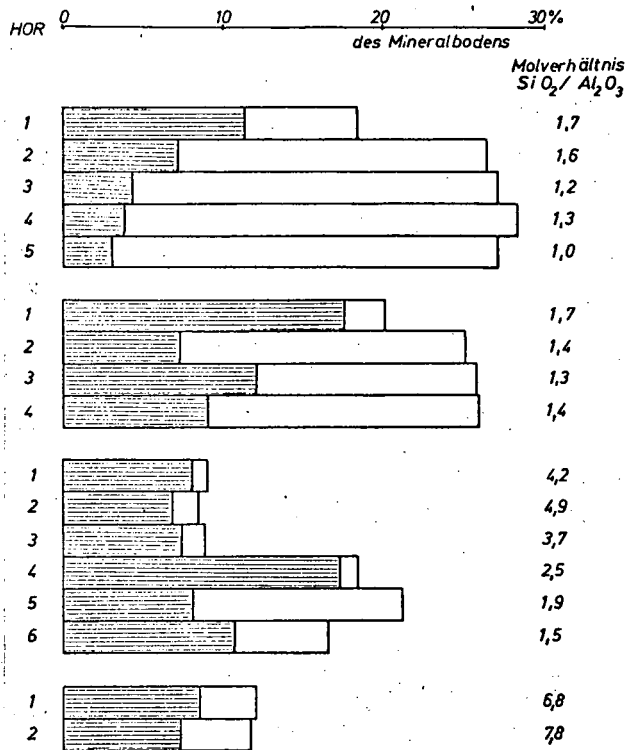


TEXTURANALYSE (Abb. 1)



ALLOPHAN (Abb. 2)

bestimmt als in 0,5 n NaOH lösliches SiO_2 und Al_2O_3



schrattiert = Anteil Allophan in der Tonfraktion

Andine Diabasböden der submontanen und montanen Höhenstufe (Kolumbien)

von
H. Fölster⁺⁾

Diabas ist ein Gestein mit hohem Verwitterungs- und Tonbildungspotential. Inwieweit dieses durch prä- oder synpedogene Verwitterung realisiert wird, hängt sehr stark von der langfristigen Mengenleistung des Abtrages ab. Vom Tiefland zum Gebirge erwartet man deshalb einen abnehmenden Verwitterungsgrad. In jungen Gebirgen kann dagegen diese Tendenz durch Vererbung von prä-montanen Verwitterungseffekten durchbrochen werden. Dies ist der Fall in den Nord-Anden, deren entscheidende tektonische Hebungsphase ins Pleistozän fällt. Man beobachtet hier hochgradig kaolinisiertes Diabasmaterial regelmäßig bis in eine Höhe von 2500 m, wenn auch die Häufigkeit mit der Höhenstufe abnimmt.

Den Vererbungsvorgang zeigt Abb. 1: die endtertiäre Grabentektonik ist verbunden mit Tieflandbedingungen - die Pollenablagerung enthält ausschließlich Baumpollen tropischer Tieflandspezies - und einem flachen Wölbungsrelief. Eine tiefgründige Zersatzdecke ist das Ergebnis langfristiger Dominanz der Verwitterung gegenüber dem Abtrag. Die hauptsächlich mit dem Pleistozän einsetzende Staffelbruch-Tektonik bewirkt eine stärkere Differenzierung in

- Stufenabschnitte mit starker Kappung der Zersatzzone,
- Plateaubabschnitte mit erhaltener Zersatzdecke, und
- zwischengeschalteten Aggradations-Fußflächen mit geschichteten Fußflächen-Sedimenten.

Das heutige Verteilungsmuster der vorwiegend roten Zersatzdecken und der daraus entstandenen, ebenfalls vorwiegend roten Fußflächen-Sedimente zeigt Abb. 1. Ein zusammengesetztes Zersatzprofil (Abb. 2) läßt zwei wichtige Prozesse erkennen, nämlich

- die Tonbildung, die eigentlich aus zwei Teilprozessen besteht, nämlich Kaolinisierung, die bereits im Hauptteil des Saprolithen weitgehend abgeschlossen ist, und die Zerkleinerung des Schluff-Kaolinit zu Ton.
- Dieser Vorgang ist charakteristisch für saprolithbürtige Böden, er läuft anscheinend in der Hauptzone starker Sättigungsschwankung ab und führt zur charakteristischen Verdichtung des Tongefüges.

Mit Mitteln der DFG finanziert

+) Inst.f.Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

Zu dieser Materialgrundlage kommen als wichtigste bodengenetische Bestimmungsgrößen die klimatische Höhenzonierung, der Abtrag und die Sedimentation vulkanischer Asche.

Zunächst zur heutigen klimatischen Differenzierung in die submontane Stufe und den montanen Nebelwald. Der Niederschlag liegt bei 1200 bis 1500, bzw. 1500 bis 2500 mm, ist aber im submontanen Bereich mit geringer Bewölkung, hoher Sonnenscheindauer und starker ET-Belastung, dagegen im Nebelwald mit geringer Sonnenscheindauer, geringer ET-Belastung und Nebelniederschlag verbunden. Im Hinblick auf das bodeninterne Milieu läuft das auf eine Differenzierung hinaus zwischen

- einerseits starken Sättigungsschwankungen (submontan)
- andererseits gleichmäßig hoher Durchfeuchtung (Nebelwald)

Den typischen Unterschied in der Bodenentwicklungstendenz dieser zwei Klimabereiche möchte ich durch folgende Bodentypen charakterisieren:

- im submontanen Bereich durch einen Boden mit typischer Pseudogley-Morphologie, wahrscheinlich ohne stärkere organische Auflage,
- im Nebelwald durch einen homogenen gelbgrauen, gelben oder orangegelben Boden mit mächtigem Auflagehumus (20 - 30 cm).

Die morphologischen Unterschiede zwischen beiden Profilen lassen sich noch nach Prozessen weiter aufschlüsseln:

a) Der vorher erwähnte Prozeß der Gefügeverdichtung in der Zone fluktuerender Wassersättigung scheint nur im submontanen Bereich voll wirksam zu werden, weniger dagegen im Nebelwald. Hier findet man in der Regel ein weniger dichtes Gefüge.

b) Der Auflösung und räumlichen Umverteilung des Eisens im submontanen Bereich steht im Nebelwaldboden kaum Umverteilung, aber wohl Auflösung und Neu-Strukturierung des Eisenoxids gegenüber. Einen direkten Farbwechsel von rot nach gelb beobachtet man weniger im eigentlichen Boden oder im Hangsediment, als bereits eine Zyklusphase früher, nämlich im Fußflächensediment. Im Bild wird dieser graduelle Übergang von den rot abgelagerten (oder rot verwitterten) Fußflächensedimenten zu einer oberen, mehr oder minder tiefgreifenden Vergilbungszone gezeigt; er ist nicht selten mit Goethitbändern und Goethitgeoden verknüpft.

Es ist dieses Material, welches in der Nebelwaldzone während des Spätglazials umgelagert wurde und verbreitet das Ausgangsmaterial der holozänen Bodenbildung darstellt.

Man muß also diese Materialumfärbung als einen längerfristigen Prozeß ansehen, welcher der Bodenbildung ein oder mehrere Zyklen vorauslaufen

kann, obwohl er doch kausal und räumlich an die Bodendecke gebunden zu sein scheint und möglicherweise auch mit der Humusdynamik des Standortes zu verknüpfen ist, sei es mit der heutigen oder derjenigen der feuchtglazialen Umwelt des Standortes.

Die Bodenvergesellschaftung innerhalb der Klimazonen wird hauptsächlich durch drei morphodynamische Vorgänge bedingt, nämlich

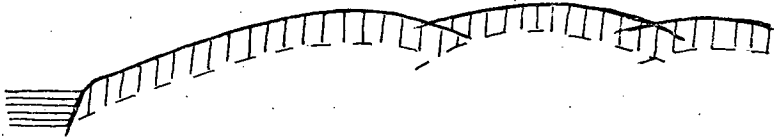
1. die kumulative Wirkung älterer und jüngerer Abtragung, insbesondere also auch die Beseitigung der Zersatzdecken und Fußflächensedimente und die Exposition schwach verwitterten Diabasmaterials in steileren Hangabschnitten und Stufenbereichen, sowie in Zusammenhang damit die Bereitstellung von Hangsediment-Material, das aus diesen weniger verwitterten Geländebereichen gespeist worden ist, und
2. die Sedimentation vulkanischer Asche, die nach bislang vorliegenden Radiocarbonatierungen um 10.000 B.P. ablief.
 - Diese Asche bildete einmal reine und wenig verunreinigte Aschesedimente mit Ando-Böden und Ando-Braunerden (erhalten oder anthropogen gestört).
 - Häufiger jedoch hat die Aschesedimentation zu starker Vegetationsstörung und damit zu nicht klimatisch ausgelöster Umlagerung geführt, aus der gemischte Hangsedimente hervorgegangen sind (s. Abb. 3). Auch diese Sedimente sind charakterisiert durch den typischen Ando-Humushorizont, sie zeigen daneben im Übergangshorizont eine mehr oder minder akzentuierte Eisendynamik.
3. In Einzelprofilen wie in stratigraphischen Hangschnitten läßt sich der Einfluß einer jüngeren Abtragung erkennen; sie schließt den rezenten anthropogenen Abtrag nicht mit ein, da eine nachfolgende pedogene Phase deutlich zu erkennen ist, und sei es nur in der Ausbildung eines kräftigen Humushorizontes. Es mag sich also um einen indianischen Siedlungseinfluß oder eine holozäne Klimaschwankung handeln, welche den Abtrag ausgelöst hat. Indizien für die letztere Möglichkeit sind global vorhanden, wenn auch bislang lückenhaft. Gekappte Pseudogleye mit oder ohne sekundäre Überdeckung gehen auf diese Abtragsphase zurück.

Die Gesetzmäßigkeit lokaler Bodenvergesellschaftung möchte ich nur für den submontanen Bereich anhand beigefügter Skizze (Abb. 3) in drei Punkten zusammenfassen. Die Abb. zeigt eine Bodenfolge am Hang eines Riedelkopfes. Die Materialfolgen sind: Diabas-Zersatzzonen - altes Fuß-

flächensediment, das an der Stufe ausläuft - ein rotes Hangsediment, welches sich am ganzen Hang hinabzieht - auf der Plateaufläche des Riedels Ablagerung von Asche bzw. einem aschehaltigen Hangsediment.

- 1.) Typische Pseudogleylagen sind flache Hänge und die Reliefabsätze. Ihre morphologische Ausbildung ist in sehr starkem Maße abhängig von dem Zuzug von Oberflächenwasser oder oberflächennahem Wasser.
- 2.) Die Hangstufen sind typische Lagen subrezentem Abtrags, soweit nicht in ihnen sowieso weniger verwittertes jüngerer Material exponiert wird.
- 3.) Aschereiche Hangsedimente zeigen auch in flachen Hanglagen keine Hydromorphie-Merkmale; solche Ando-Braunerden mögen sich im unteren Profilteil textuell und im Hinblick auf ihre Porenverteilung wenig oder garnicht von den aschefreien Pseudogleyen unterscheiden. Ich möchte den vorhandenen morphologischen Unterschied direkt und indirekt mit dem Einfluß in Verbindung bringen, welcher die Asche auf die Humusdynamik ausübt. Der Humusgehalt der Ah-Horizonte steigt proportional mit dem Ascheanteil von 5 % auf aschefreiem Material bis auf 15 % in reinen Ando-Böden. Entsprechendes gilt auch für die Mächtigkeit des Ah-Horizontes. Hauptsächlich als Folge dieser Humusanreicherung - die Mitwirkung des Allophans soll keineswegs ausgeschlossen werden - baut der A-Horizont ein stabiles Grobporengefüge auf, welches in den hier vorherrschenden Hanglagen einen freien Wasserzug und damit eine nie behinderte Belüftung des Oberbodens garantiert. Man muß allerdings damit rechnen, daß das aschehaltige Material auch in anderer Weise die Eisendynamik reduziert und beeinflußt, und zwar
 - aufgrund der schnellen Verwitterung der Aschebestandteile werden vermehrt Basen bereitgestellt, die Pufferung erhöht das pH bis zu einer Einheit von 4 auf 5 maximal,
 - die stärkere Polymerisationsneigung und die größere Polymerisationsgeschwindigkeit der niedermolekularen Zwischenstufen reduziert möglicherweise den sonst großen Einfluß der organischen Komponente auf die Eisendynamik,
 - schließlich ist ein direkter Einfluß der amorphen Si-Al-Verbindungen auf die Eisendynamik nicht auszuschließen (Schutzfunktionen - Beeinflussung der Kristallmodifikationen).

Randwölbung tertiärer Grabentektonik mit tiefgründigem Zersatz



Ausbildung von Aggradations-Fussflächen im Zuge der Hebung

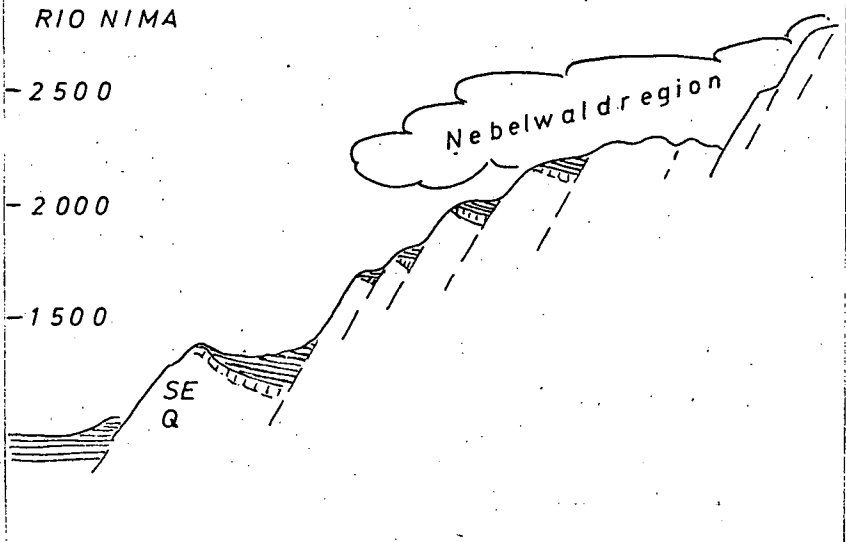
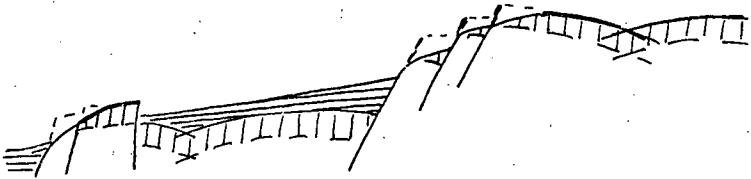


Abb.1: Tektonik, Saprolith und Fussflächensedimente in den Nordanden

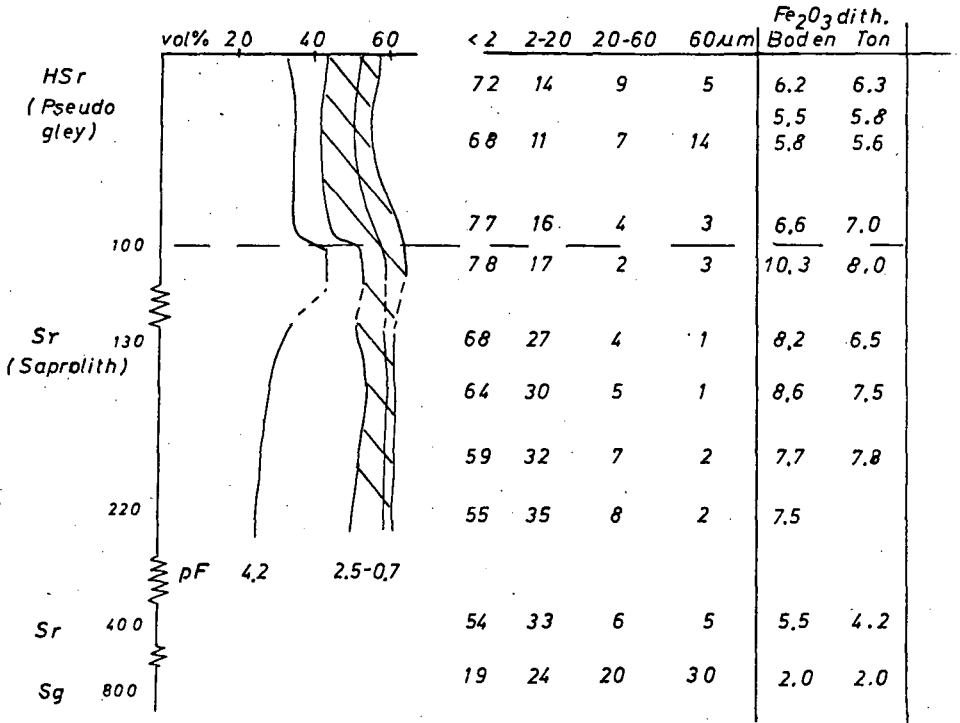
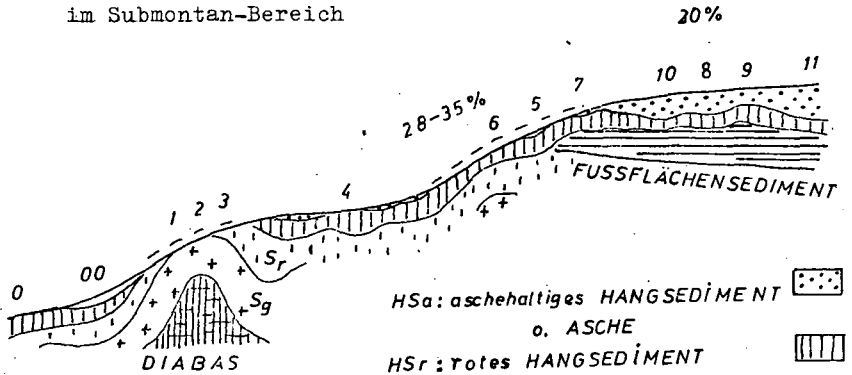


Abb.2: Porenverteilung, Textur und freies Eisen in einem zusammengesetztem Zersatzprofil

Abb.3: Reliefbeziehung bodenbildender Substrate und Böden (s. Text) im Submontan-Bereich



Nachweis von Laterit-Spuren in paläopedogenem Material,
aufgezeigt an Beispielen aus Mitteleuropa

von
R. Schmidt-Lorenz *)

Mit fortschreitender Kenntnis der rezenten und subrezentem Bodendecke der Tropen stellt sich der bodenkundlichen Forschung erneut die Frage, ob und in welchem Ausmaß in Mitteleuropa lokal in größerer Verbreitung vorkommende präpleistozäne, allgemein oxidreiche Verwitterungs- und Bodenbildungsprodukte mit auffallend roter Farbkomponente Produkte der Lateritisierung führen. Diese Frage existiert in gleicher Weise in anderen außertropischen Regionen. Auch steht sie in engem Zusammenhang mit einem noch nicht zufriedenstellend gelösten, wichtigen Problem in den Tropen selbst: mit der Abgrenzung lateritischer Oxidakkumulationen - innerhalb und außerhalb ihrer derzeitigen Bildungsräume - von Oxidakkumulationen anderer Genese.

Laterit wird hier nicht allgemein als ferrallitisches Verwitterungsprodukt, das sich stets durch hohen Gehalt an freien Oxiden auszeichnet, aufgefaßt, sondern als Produkt eines spezifischen pedomorphogenetischen Hauptprozesses mit einer in der Variation begrenzten Kombination bestimmter Einzelprozesse. Obwohl Endprodukte der Lateritisierung extrem reich an freien Oxiden sein können, zeichnen sich Laterite nach dieser pedologischen Auffassung allgemein und in erster Linie durch besondere Merkmale aus, die Ausdruck einer bestimmten Dynamik sind.

*) Institut für Weltforstwirtschaft,
Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft,
2057 Reinbek/Schloß

Das vergleichende, in erster Linie mikromorpho-mineralogisch ausgerichtete Studium südindischer Laterite - unter zentraler Berücksichtigung von Material der Typlokalität des Laterits (BUCHANAN, 1807) - hatte ergeben, daß sich die essentiellen Lateritmerkmale im mikroskopischen Bereich auf eine begrenzte Anzahl verwandter Gefügeeinheiten innerhalb vorzugsweise kaolinitischer Tonmatrix reduzieren. Hiernach läßt sich der pedomorphogenetische Grundprozeß der Lateritisierung als Sonderfall der "sekundären Ferrallitisierung" mit dem Resultat relativer Oxidakkumulation (rel. Oxidakk. nach D'HOORE, 1954) kennzeichnen; maßgeblich gesteuert durch Entkieselung und Kieselsäure-Export werden hierbei Tonminerale von vorzugsweise kaolinitischem Aufbau mit absorbiertem amorphen Fe(III)-Hydroxid transformiert zu Hämatit, Goethit und Gibbsit in unterschiedlichen Proportionen entsprechend der Lateritisierungsrichtung. Angesichts ihrer lateritspezifischen Mikromorphologie wurden diese Oxide "lateritische Oxide" genannt (SCHMIDT-LORENZ, 1971, 1974).

Produkte der Lateritisierung generell, insbesondere aber Laterit-Spuren innerhalb Material mit höherem Gehalt an "nichtlateritischen Oxiden" lassen sich am ehesten nachweisen über die Bestimmung der "lateritischen Oxide". Nicht unter die "lateritischen Oxide" fallen aufgrund obiger Definition:

- a) Kristallisierte Oxide, die aus einer Segregation in situ als Zeichen für einen anderen pedomorphogenetischen Grundprozeß (wie z.B. der Pseudovergleyung) hervorgingen;
- b) Kristallisierte Oxide, die unmittelbar aus der ferrallitischen Verwitterung von Pyrosilikaten stammen ("primärferrallitische Oxide"; SCHMIDT-LORENZ, 1971);
- c) Kristallisierte Oxide, die lateral oder vertikal über die Lösungsphase - echt oder kolloid gelöst - einem Substrat zugeführt wurden (= absolute Oxidakkumulation nach D'HOORE, 1954).

Der analytische Nachweis von Bodenbildungs- und Verwitterungsprodukten der Ferrallitisierung im allgemeinen Sinne bereitet prinzipiell keine Schwierigkeiten, wenn man hierfür z.B. die Dominanz von Tonmineralen kaolinitischen Aufbaus im Verein mit hohem Fe-Oxidgehalt als Einzelmerkmale heranziehen kann. Noch sicherer wird der Nachweis ferrallitischer Produkte über die Indikation von Gibbsit, dieser als Zeichen hoher Intensität der Silikat-Entkieselung. Demgegenüber ist die Identifizierbarkeit "lateritischer Oxide" a l l e i n

mit Hilfe quantitativer naßchemischer plus semiquantitativer röntgendiffraktometrisch-mineralogischer Analysenverfahren, d.h. ohne Berücksichtigung morphologischer, insbesondere mikromorphologischer Arbeitsmethoden praktisch auszuschließen.*) Zur Verdeutlichung genüge hier der Hinweis auf die Problematik der analytischen Differenzierung von pyrosilikat- und sekundärsilikatbürtigem Gibbsit mit Hilfe nur der erstgenannten Verfahren.

Bei der Analyse von Oxidakkumulationen unterschiedlichster Genese, die aus den Tropen stammen, gelang die Identifizierung von anteiligen Lateritisierungsprodukten - selbst wenn sie nur in Spuren vorlagen - in erster Linie mit Hilfe folgender komplexer mikromorpho-mineralogischer Merkmale im Bodendünnschliff:

- 1) Vorzugsweise sphärische, im Hellfeld meist opake, doppelbrechende, im Auflicht rote H ä m a t i t - Mikroaggregate limitierten Durchmessers (Feinschluff bis Grobton) und sehr variabler Besatzdichte innerhalb vorzugsweise kaolinitischer Tonmatrix;
- 2) Nahezu dichte, opake, bei Dünnschliffstärke von 25 Mikron nicht doppelbrechende, im Auflicht rote H ä m a t i t - Massen; typisch ist das Vorkommen von - wenige Mikron breiten - Schrumpfkluft (infolge Substanzverlust) in den Hämatit-Massen;
- 3) H ä m a t i t - Mikroaggregate, wie unter 1) genannt, aber vorzugsweise in nur geringer bis mäßiger Besatzdichte und innerhalb Matrix aus xenomorphen G i b b s i t - Kristallen, deren Durchmesser wenige Mikron beträgt.

*) Der Verfasser ist der Ansicht, daß die Laterit-Frage, die jahrzehntelang im Zentrum der Tropenbodenforschung stand, bisher nur deshalb nicht zufriedenstellend gelöst werden konnte, weil innerhalb der Analytik der Morphé in ihren verschiedenen Dimensionen von den Bodenforschern nicht der notwendige Platz eingeräumt wurde.

Diese, mit dem Polarisationsmikroskop - von Grenzfällen abgesehen - gut erfaßbaren Merkmalskomplexe umfassen vorwiegend Endprodukte der Lateritisierung (= 2) und 3)), darüber hinaus aber auch diesen vorausgehende Entwicklungsstadien (= 1); unterschiedliche Dichte im Besatz der Hämatit-Mikroaggregate!) bis zu den Anfangsstadien der Lateritisierung mit - im Vergleich zu den Endprodukten - geringem Gehalt an "lateritischen Oxiden".

Die Sicherheit in der richtigen Ansprache der Merkmale läßt sich im Einzelfall erhöhen, wenn es gelingt, Material aus Gefügebereichen, die durch diese Merkmale geprägt sind, mikrotechnisch zu isolieren, um daran zusätzliche, vor allem mineralogische und morphologische Daten röntgendiffraktometrisch und rasterelektronenmikroskopisch zu gewinnen.

Auf diese Weise konnten in präpleistozänem Material von mehreren, weit voneinander entfernten Orten innerhalb Mitteleuropas Lateritisierungs-Produkte unterschiedlicher Ausbildungsweise und verschiedenen Alters (prä-oberkretazisch bis pliozän) nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich überwiegend um fluviatil oder kolluvial aufgearbeitete Reste aus Lateriten hohen Entwicklungsgrades. Bei mehreren der bekannt gewordenen Vorkommen erfolgte die Lateritisierung in situ.

Im folgenden werden fünf Beispiele herausgegriffen, die geeignet sind, einen Einblick zu vermitteln. Vier dieser Beispiele knüpfen an die Untersuchungen anderer Autoren an.

1. B e i s p i e l :

Die ältesten Laterit-Spuren - aus der Unter-Kreide (Alb) - wurden in Trümmereisenerzen der oberkretazischen, sekundären Lagerstätte von Bünten/Adenstedt bei Peine aufgefunden. In diesen Erzen, die kürzlich FEHLAU (1973) petrologisch untersuchte, existieren sporadisch millimetergroße Gefügebereiche aus einander berührenden, sphärischen Hämatit-Mikroaggregaten mit isotopem Zwischenraum, die unmittelbar daneben übergehen in dichte, opake Hämatit-Massen mit feinsten Schrumpfkülfen

(s.o. Merkmalskomplex 2). Ferner kommen Gefügebereiche vor mit dem oben an dritter Stelle genannten Merkmalskomplex: Hämatit-Sphärokörper, die von feinschluffgroßen Gibbsit-Kristallen umgeben sind.

2. B e i s p i e l :

In den Kaolingruben wenige km NE von Rønne auf Bornholm findet man in ca. 30 m Tiefe im schneidbaren Granodiorit-Zersatz makroskopisch auffallende, rot gefärbte Partien, die nach röntgendiffraktometrischem Befund Hämatit führen. Dünnschliffe aus diesem Material zeigen in den wesentlichen Aspekten das gleiche Bild, wie es für lateritisierten, kaolinitischen Zersatz vergleichbarer Tiefengesteine in S-Indien typisch ist (z.B. lateritisierter Biotitgneis-Zersatz der Lok. Tellicherry/Kerala; SCHMIDT-LORENZ, 1974). Die Abb. 1 aus einem Dünnschliff vermittelt einen Eindruck vom Bornholmer Material: unten im Bild drei Quarzkörner, umgeben von Hämatit-Mikroaggregaten innerhalb kaolinitischer Tonmatrix; erhöhte Hämatit-Konzentration in Quarzwickeln; im oberen Bildabschnitt geldrollenförmige, große Kaolinitaggregate, die nur auf ihren äußeren Grenzen Platz ließen für die Aggregation der amorphen F-Oxide und deren Kristallisation zu Hämatit (die Hämatit-Mikroaggregate wären rasterelektronenmikroskopisch noch besser zu erkennen).

3. B e i s p i e l :

Aus der Sand- und Tongrube von Remsfeld/Mtbl. Homberg/Efze (S von Kassel) mit Schichtfolge des Eozäns/Oligozäns, die RITZKOWSKI während der letzten D.B.G.-Jahrestagung vorführte (RITZKOWSKI, 1973), wurden Proben entnommen, die ausgeprägte Laterit-Spuren führen: insbesondere Gefügebereiche mit hohen Anteilen an Hämatit-Mikroaggregaten unterschiedlicher Besatzdichte (s.o. Merkmalskomplex 1). Vom gleichen Standort demonstriert der Dünnschliffausschnitt in Abb. 2 demgegenüber ein allochthones, gerundetes Grobsandkorn aus schluffgroßen, ineinander verwachsenen Gibbsit-Kristallen mit stellenweise gehäuft auftretenden Hämatit-Mikroaggregaten (s.o. Merkmalskomplex 3). Dieses Sandkorn aus aufgearbeitetem Laterit

trägt wie die ihm benachbarten Sandkörner aus Quarz einen gleichmäßig ca. 40 μ starken Belag aus gut kristallisiertem Goethit (= Produkt der absoluten (!) Oxidakkumulation), der die Sandkörner miteinander verkittete.

4. B e i s p i e l :

An mehreren rheinhessischen Standorten mit pliozänem paläopedogenem Material (PLASS, 1973; PLASS u. STÖHR, 1974) wurden recht markante Laterit-Spuren unterschiedlicher Ausbildungsweise nachgewiesen. Endprodukte der Lateritisierung geben sich hier makroskopisch vor allem in Form von erbsengroßen, violettstichigen Einsprenglingen innerhalb oxidreicher Krusten zu erkennen (die Krusten selbst zeigen unter dem Mikroskop vorherrschend Aspekte, wie sie für nordwestdeutsche Raseneisenbildungen, also für Produkte der Vergleyung typisch sind). Nach röntgendiffraktometrischem Befund sind solche Einsprenglinge in erster Linie aus Hämatit aufgebaut. Im Dünnschliff tritt Hämatit als opake, nur von feinsten Schrumpfkluft durchzogene Masse aus Mikroaggregaten auf (s.o. Merkmalskomplex 2). Abb. 3 zeigt solche hämatitischen Massen unter dem Rasterelektronenmikroskop: ca. 0,5 μ messende Mikroaggregate, die dort, wo sie an Quarzkörner grenzten, zusammengewachsen erscheinen, wie oben rechts im Bild. Das Material der Abb. 3 entstammt dem Oxid-Panzer vom Kloppberg bei Dittelsheim/ Mtbl. Gau-Odernheim (= Profil B; PLASS u. STÖHR, 1974). Die gleichen mikromorpho-mineralogischen Aspekte lieferten "Pisolithe" innerhalb sog. "Bohnerzkalke" (unter Würm-Löß) der Lok. Am Eulenrech/Gem. Bechtheim (unweit von Profil A; PLASS u. STÖHR, 1974; bzgl. "Bohnerze" s.a. PLASS, 1973).

5. B e i s p i e l :

Das Material, aus dem der Dünnschliff für die Abb. 4 hergestellt wurde, entstammt dem unteren Profilbereich eines Bodens, der von JARITZ (1966) als "Rest eines lateritischen Bodens in situ auf oberoligozänen fluviatilen Sanden" der Lok. Elz/Mtbl. Hamadar/ Westerwald beschrieben wurde. Makroskopisch handelt es sich um einen dunkelvioletten, mäßig verhärteten Feinsand. Im Dünnschliff erkennt man sperrig gelagerte, oberflächlich

sehr rauhe Quarzkörner, die 2 - 4 μ große, gut gerundete Hämatit-Mikroaggregate auf ihren Oberflächen, gehäuft in Kornwickeln tragen. Röntgendiffraktometrisch erweist sich der Hämatit der Feinschluffraktion als sehr gut kristallisiert; dessen Anteil nimmt im Ton ab zugunsten kaolinitischer Tonminerale mit Illit-Spuren. Die vergleichende Analyse macht wahrscheinlich, daß das Material vor Einsetzen der Lateritisierung ein Hüllengefüge besaß, d.h. daß die Quarzkörner von einer gleichmäßigen Hülle aus vorzugsweise kaolinitischen Tonmineralen mit amorphem Fe(III)-Hydroxid umgeben waren.

Übrigens fand JARITZ (1966) an diesem Standort wie auch beim "lateritischen Boden in situ" am Autobahndreieck Dernbach/Mtbl. Montabaur in Dünnschliffen - ohne sich mit dem beobachteten Phänomen näher auseinanderzusetzen - "in großer Anzahl 1 - 3 Mikron große, im Auflicht rubinrote Granula, die zwischen gekreuzten Nicols hell aufleuchten (wahrscheinlich Hämatit)" und schrieb weiter: "Die am intensivsten rot gefärbten Stellen können opak sein."

Die oben angedeuteten Nachuntersuchungen von Material der Lok. Elz lassen keinen Zweifel darüber offen, daß JARITZ hier auf einige der wichtigsten mikromorpho-mineralogischen Merkmale stieß, wie sie für Laterite tatsächlich typisch sind.

M i k r o p h o t o s (Erklärung im Text)

(Abb.1, 2 u. 4 aus Dünnschliffen; Abb.3 rasterelektr.mikroskopisch)



Abb. 1
Hellfeld; M.: 10 mm = 100 μ



Abb. 2
80°X Nicols; M.: 11 mm = 100 μ



Abb. 3
M.: 7 mm = 1 μ



Abb. 4
Hellfeld; M.: 9 mm = 100 μ

L i t e r a t u r

- FEHLAU, K.-P.: Sedimentpetrologie der Trümmereisenerz-Lagerstätte von Bültel-Adenstedt (Oberkreide, NW-Deutschland). Mitt. Geol.-Paläont.Inst.Univ.Hamburg, Heft 42: 81-160; 1973.
- JARITZ, G.: Untersuchungen an fossilen Tertiärböden und vulkanogenen Edaphoiden des Westerwaldes. Diss. Bonn; 1966.
- PLASS, W.: Pliozäne Latosole in Rheinhessen.
1. Teil: Allgemeiner Überblick.
Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch. 101: 337-345; 1973
- PLASS, W. und W.T. STÖHR: Unterlagen zur Exkursion am 2.10.1974 "Fossile rote Böden in Rheinhessen". Tropentagung der Dtsch.Bodenkd.Ges. (Komm.IV u.V), Mainz; 1974.
- RITZKOWSKI, S.: Böden des Tertiärs im nördlichen Hessen. Mitt. Dtsch.Bodenkd.Ges. Bd. 17: 119-122. (Exkursionsführer zur Jahrestagung 1973 in Gießen).
- SCHMIDT-LORENZ, R.: Böden der Tropen und Subtropen. In: P. von BLANCKENBURG und H.-D. GREMER (Ed.), Handbuch d.Landw.u.Ern.i.d.Entwicklungsländern 2:44-80; 1971.
- SCHMIDT-LORENZ, R.: Mikromorphologische und mineralogische Differenzierung von Produkten der Lateritisierung. Eingereicht zum Druck in: Trans. 10th Internat. Congr. Soil Sci., Moskau; 1974.

Verwitterung und Mineralneubildung in alluvialen Böden der

Tropen Ecuadors

von

K. Stahr *

Im niederecuadorianischen Längstal wurde bei der Stadt Milagro auf einer Zuckerrohrplantage eine Bodenkartierung zu Meliorationszwecken durchgeführt. Das Gebiet liegt im Grenzbereich zwischen Savanne und tropischem Regenwald, 12 m ü NN, auf den Alluvionen des radial aus den Anden schüttenden Rio Chimba.

Bei der Kartierung zeigte sich deutlich, daß die Textur mit größerem Abstand von den Wasserläufen immer schwerer wurde (Abb.1). Mit der Zunahme des Tongehaltes in den Böden nahm auch generell der Humusgehalt in den Oberböden und die Deutlichkeit der Marmorierung in den Unterböden zu. In den schwersten Böden traten im Unterboden kleine Kalkkonkretionen auf. Nach der FAO-Klassifikation sind die tonigen Varianten als Humic Gleysols, die sandigeren als Gleyic Fluvisols und Eutric Fluvisols zu bezeichnen. Es wurde ein humoser Pelogley aus der Senke und ein Braunerde-Ranker von einem durch eine präinkaische Kultur aufgeschütteten Hügel (12.-14. Jahrhundert) genauer untersucht.

Das Pelogley Profil besteht aus Ah bis 40 cm (pH_{H_2O} 6,5 , KCl 5,8) darunter bis 90 cm Bg/Go (pH_{H_2O} 7,5 , KCl 6,5) wobei die Marmorierung nach unten hin zunimmt. Über einem f Ah liegt ein hier als Br bezeichneter rosa Horizont von 2 cm Mächtigkeit, unter dem f Ah folgt erneut ein marmorierter Horizont (f Bg). Das Rankerprofil aus der äußerst homogenen Aufschüttung besteht aus Ah bis 30 cm und BvC-Horizont.

* K. Stahr, Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre
78 Freiburg, Bertoldstr. 17

Die Körnung des Pelogleys zeigt deutlich die zwei Sedimentationsphasen (Abb. 2). Der Br fällt durch seine extreme Feinheit heraus. Beim Ranker zeigen sich nur kleine Verschiebungen die durch Verwitterung gedeutet werden können. Die C/N Verhältnisse der Ah-Horizonte liegen bei 11, der f Ah bei 14. Die Humusgehalte der Ah-Horizonte betragen 5 - 7 % beim Gley, 3 % im f Ah und 3,5 % bei Ranker. Die Darstellung der Sesquioxidfraktionen zeigt eine deutliche oxidative Anreicherung im Bg/Go des Gleys, da dort Fe- und Mn-Oxide stark angereichert sind, dagegen nicht mobile Al- und Si-Fraktionen (Abb. 2 + 3). Die Tone zeigen deutliches Überwiegen von Montmorillonit gefolgt von Kaolinit (Tab.1), welcher stärker im Br des Gleys und Ah des Rankers auftritt. Weiterhin wurde in der Tonfraktion noch albitreicher Plagioklas und geringe, wechselnde Mengen an Quarz bestimmt. Allophan wurde nicht gefunden.

Die Eisenminerale wurden durch Röntgenbeugung, Magnettrennung und polarisationsoptische Bestimmung festgestellt. Magnetit trat als primäres Eisenmineral auf. Der Magnetitgehalt war im Br deutlich größer als in den angrenzenden Horizonten. Als Sekundärminerale wurden zunächst Goethit und wenig Lepidokrokit festgestellt. Schließlich wurden auch Hämatite in den Schlufffraktionen gefunden. Hier war ebenfalls der Gehalt im Br am höchsten. Die Hämatite sind häufig pseudomorph nach Magnetit aufgetreten, können aber auch idiomorph und xenomorph aussehen. Sie sind bis ca. 5 μm groß. Die Hämatite werden für das färbende Mineral des Br-Horizonts gehalten, da 2-wertige Manganverbindungen ausgeschlossen werden konnten.

Aufgrund der Untersuchungen wird folgende teils spekulative Deutung der Profile gegeben:

Vor ca. 600 Jahren wurden bereits Gleye im Arbeitsgebiet durch indianische Bauern kultiviert (Scherben- und Werkzeugfunde). Sie waren auch die Erbauer der Lehmhügel. Nach dem Verlassen der Landschaft durch diese Bauern wurde zunächst, wahrscheinlich im

Jahre 1660 ca. 2 cm amphibol-andesitische Asche aufgeweht. Dies folgt daraus, daß der Br als feinster Horizont den geringsten Verwitterungsgrad der Schluffminerale zeigt, daß diese Minerale (zonar gebaute Plagioklase, Plagioklase mit Albitzwillingen (ca. 50 % An) sowie Hornblenden und Biotite und Magnetit) typische Haupt- und Nebengemengteile der Andesite sind und daß schließlich alle Anforderungen für andesitischen Chemismus durch aus der Gesamtanalyse errechnete Niggli-Werte erfüllt wurden. Das Jahr 1660 muß deshalb angenommen werden, da heute alle tätigen Vulkane Ecuadors pyroxen-andesitische Eruptiva haben, der nächstgelegene Vulkan Sangay aber früher amphibol-andesitischen Chemismus besaß und von diesem im Jahr 1660 ein katastrophaler Ausbruch mit starkem Ascheregen berichtet ist.

Ehe die Asche in den Oberboden eingearbeitet werden konnte, hat bereits fluviatile Sedimentation eingesetzt. Bei der Verwitterung entstand aus dem primären Eisenmineral Magnetit hier Hämatit, die aus den Silikaten freiwerdenden Fe-oxide und -hydroxide aber bildeten Goethit und Lepidokrokit. Außerdem darf bei dem Tuffband angenommen werden, daß die Tonminerale zum größten Teil Neubildungen sind. Bei den übrigen Horizonten kommt Neubildung und Ablagerung gleichermaßen in Frage. Eine Neubildung in situ ist jedoch auch hier sehr wahrscheinlich, da es sich um dem Standort entsprechende Tonminerale handelt.

Nach der zur Ruhe gekommenen Sedimentation bildete sich im oberen Bereich wieder ein deutlicher Ah-Horizont und im unteren Teil entstand durch oxidative Anreicherung der marmorierte Go-Körper. Die Tufflage ist auf dem Ranker nicht mehr sichtbar, da sie entweder biologisch eingearbeitet wurde oder erodiert werden konnte. Da der Hügel aber auch später wohl öfter vor allem durch Abbrennen von seiner Vegetation befreit wurde, ist leider Erosion nicht auszuschließen.

Die Redox-Verwitterung hat in diesem Falle raschere Veränderungen hervorgerufen, als die hydrolytische Verwitterung.

Danksagung

Herr Dr. G. Husz, Wien vermittelte mir die Möglichkeit in Ecuador zu arbeiten. Herr Dr. Czygan, Mineralog. Inst. Freiburg, unterstützte in selbstloser Weise die Mineralbestimmungen.

Literatur:

- Mohr, E.C., van Baren, F.A., van Schuylenborgh, J.:
Tropical soils, 3. Ausg., 481. S., Den Haag - Paris -
Djakarta, 1972.
- Handtke, G. und Parodi, A.: Columbia, Ecuador and Peru Part XIX
Catalogue of the active volcanoes of the world.
Int. Ass. of Volcanology, Rom, 1966.
- Sauer, W.: Geologie v. Ecuador, Beiträge zur regionalen Geologie
der Erde Bd. 11, Bornträger Berlin, 1971.
- Dudal, R.: Definitions of the soil units for the soilmap of the
World Soil Resources Reports 33
FAO, Rom, 1968.

SCHNITT DURCH DAS GEBIET DER HAZIENDA AZUCARERA VALDEZ MILAGRO - ECUADOR

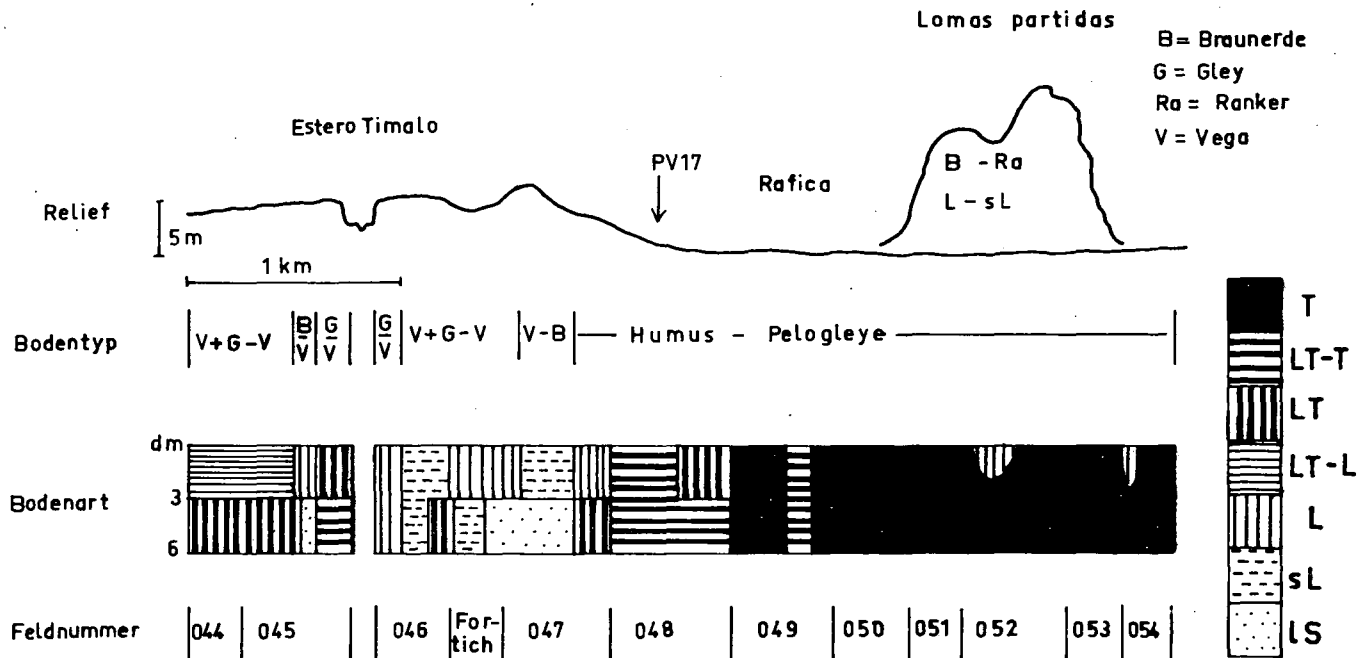


Abb.1

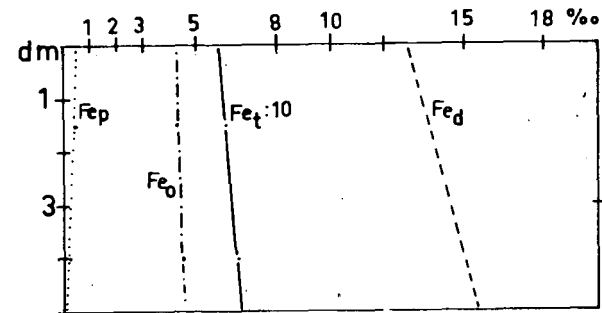
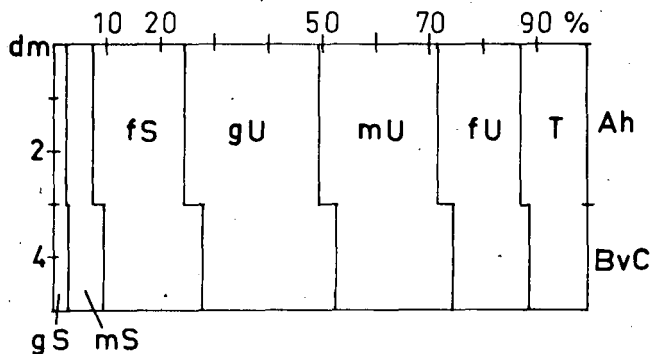
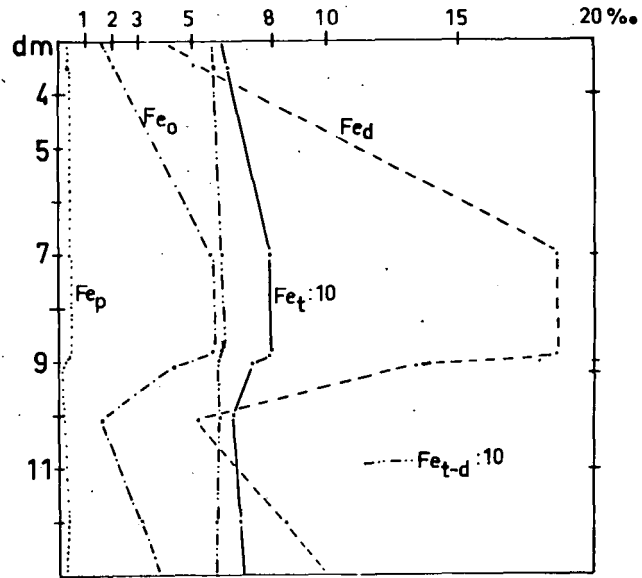
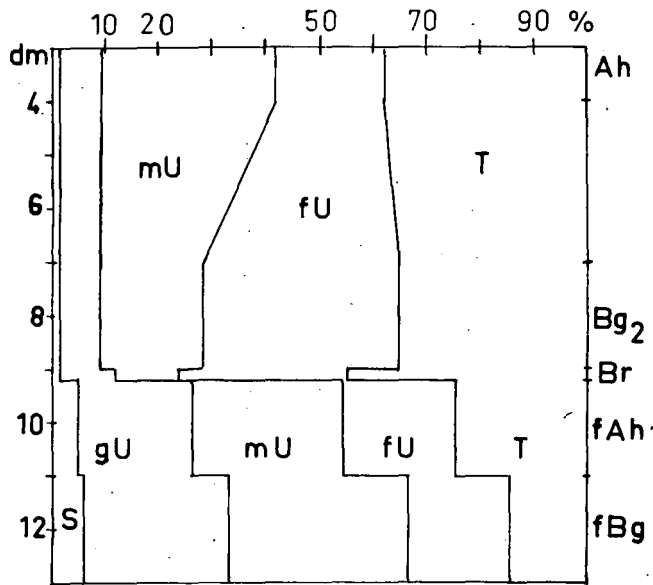


Abb. 2: Korngrößen (links) und Eisenfraktionen (rechts) eines humosen Pelogleys (oben) und eines Braunerde-Rankers aus dem alluvialen Schwemmland bei Milagro - Ecuador. (S=Sand, U=Schluff, T=Ton, p=pyrophosphatlöslich (pH10), o=oxalatlöslich (dunkel), d=dithionitlöslich (80°), t=Gesamtgehalt (HF-HClO₄). Alle Daten auf 105° getr. humusfreie Feinerde bezogen.

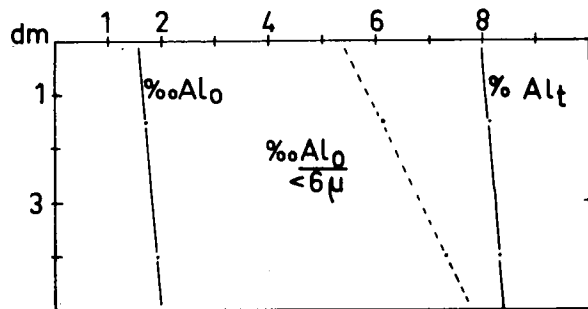
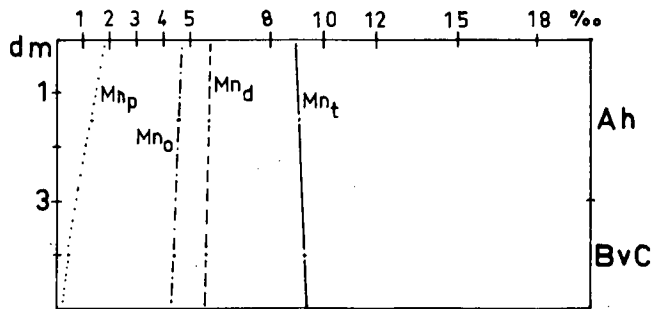
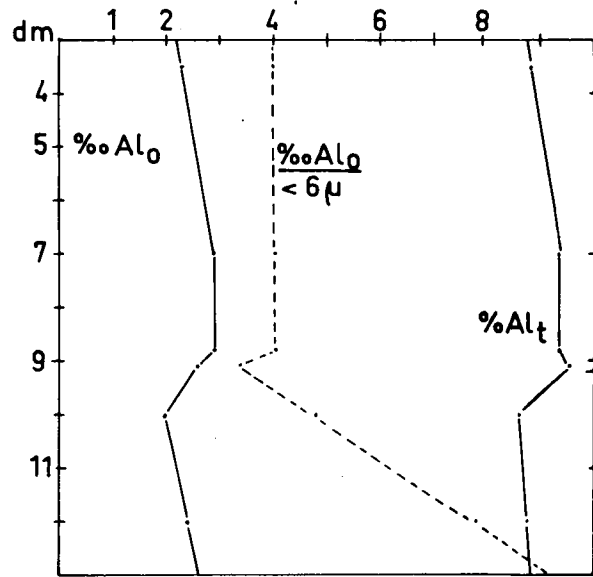
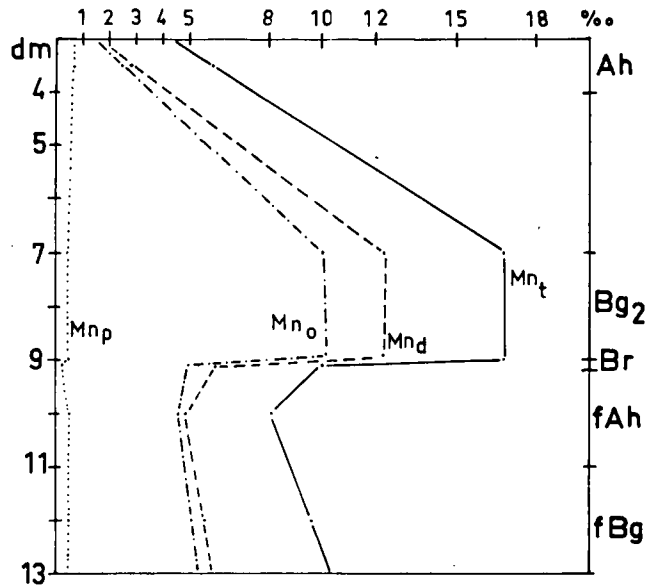


Abb. 3: Mangan- (links) und Aluminiumfraktionen (rechts) eines humosen Pelogleys (oben) und eines Braunerde-Rankers (unten) aus dem alluvialen Schwemmland bei Milagro - Ecuador. (Abkürzungen bei Abb. 2)

Milagro PV 17

Hor.	Mont.	Illit	WM	Verm.	Kaol.	Chlorit
Ah	+++	+	-	-	(+)	-
Bg ₂	+++	+	+	+	++	(+)
Br	+++	+	+	++	++	(+)
fAh	+++	+	-	-	+	-
fBg	+++	(+)	-	-	+	-

Milagro Lomas

Ah	+++	(+)	-	-	++	-
BvC	+++	(+)	-	-	+	-

Tabelle 1

Tonminerale eines humosen Pelogleys (oben) und eines Braunerde-Rankers (unten) bei Milagro - Ecuador (zusätzlich kommen überall Plagioklas und wenig Quarz vor)

Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda:

I. Morphologie und chemische Zusammensetzung der Böden in
Beziehung zu ihrer Genese

von
F. Beese¹⁾, W. Ehlers²⁾ und P. Hugenroth³⁾

Den größten Teil Karamojas, des im Nordosten Ugandas gelegenen 34 000 km² großen Distriktes, nimmt eine ausgedehnte, flach nach Westen geneigte Ebene ein, die "Karamoja plain". Sie liegt im Mittel 1170 m über NN und ist durch eine sich ständig wiederholende Folge von niedrigen Rücken und flachen Senken gekennzeichnet. Im Tiefsten der Senken findet sich in der Regel ein Flußlauf, der jedoch nur in der Regenzeit Wasser führt. Die lokalen Höhenunterschiede betragen kaum mehr als 30 m, die Neigung der konkaven Hänge überschreitet selten 1%. Scharfe Konturen treten nur dort auf, wo sich die Reste ehemals mächtiger Vulkane aus der Ebene erheben (KING 5, TRENDALL 6). Der mittlere jährliche Niederschlag nimmt von ca. 1000 mm im Westen auf ca. 600 mm im Osten ab. 80% der Niederschläge sind auf die Regenzeit von April bis September konzentriert. Bei mittleren monatlichen Maximaltemperaturen von 27-31°C und Minimaltemperaturen von 15-17°C kann das Klima als semiarid angesprochen werden. Der Vegetationstyp der flachen Rücken ist eine Gras-Savanne, Unterhänge und Senken sind mit einer Baumsavanne bedeckt. Die Verbreitung der Vegetationstypen ist eng an die Verbreitung der Böden gebunden. Während die Gras-Savanne rote, lehmig-tonige Böden anzeigt, weist das Auftreten der Baum-Savanne auf das Vorkommen schwarzer Tonböden hin (WILSON 7).

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, 34 Göttingen-Weende, Büsgenweg 2

²⁾ Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 8

³⁾ Institut für Bodenkunde der Universität Göttingen, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

Mit Hilfe detaillierter Gelände- und Laboruntersuchungen der Böden eines als repräsentativ anzusehenden 6000 ha-Areals im Südwesten der Karamoja plain soll die Frage beantwortet werden, welche Prozesse zu der Vergesellschaftung roter und schwarzer Böden geführt haben. Grundsätzlich sind zwei Erklärungsmöglichkeiten in Betracht zu ziehen:

- 1.) Die Sequenz roter und schwarzer Böden ist als das Resultat einer bei stabiler Oberfläche kontinuierlich ablaufenden Bodenentwicklung über sehr lange Zeiträume anzusehen.
- 2.) Die Sequenz kann durch das Auftreten alternierender geomorphologisch stabiler (Bodenbildung-) und instabiler (Erosions-) Phasen gedeutet werden.

Der Querschnitt durch das Untersuchungsgebiet in Nord-Süd-Richtung (Abb. 1) zeigt das reliefabhängige Auftreten der Bodeneinheiten. Die ersten drei Einheiten stellen rote Böden dar. Diese gruppieren sich um ein im Zentrum des Untersuchungsgebietes gelegenes Plateau, das von einem vulkanischen Rest, dem Opopwa, überragt wird. Die vierte Einheit besteht aus einem schwarzen Boden. Stellenweise tritt noch ein "Mischtyp" auf, bei dem rotes Material über schwarzem liegt. Nach der 7th Approximation sind die Bodeneinheiten zwei und drei als Ustropepts, die Bodeneinheit vier als Pellustert anzusprechen. Die Einordnung der Einheit eins ist streng genommen nach diesem Klassifikationsschema nicht möglich. Als Oxisol hat dieser Boden eine zu hohe Austauschkapazität, als Ultisol fehlt ihm der Tonanreicherungs-horizont. Wir entschieden uns, diesen Boden dennoch als Plintustox anzusprechen, weil er im übrigen die für Oxisole typischen Merkmale besitzt.

Bei isolierter Betrachtung ließe sich eine Sequenz, wie sie in der Abb. 1 dargestellt ist, rein pedogenetisch deuten. Ein Schnitt in Ost-West-Richtung (Abb. 2) jedoch zeigt eine Abfolge, die einer solchen Interpretation widerspricht. Um die Landschafts- und Bodenentwicklung rekonstruieren zu können, die dieser Gegen-sätzlichkeit gerecht wird, sollen zunächst die morphologischen Eigenschaften der Böden vorgestellt werden (Abb. 3).

Die erste Einheit (Oxisol) auf dem zentralen Plateau ist durch das Vorhandensein einer rotbraunen Eisenkruste aus verbackenen

Pisolithen gekennzeichnet. Über dieser Kruste liegt eine orange-farbene Lockerdecke, deren Mächtigkeit unregelmäßig zwischen 0 und 130 cm wechselt. Die Kruste zeigt in ihrem oberen Teil Auflösungserscheinungen. Die Textur des Feinbodens ist über das gesamte Profil annähernd gleich. Der Skelettanteil jedoch nimmt nach unten hin stark zu. Es handelt sich dabei in erster Linie um zwei bis sechs Millimeter große, matte, unregelmäßig geformte Pseudokonkretionen (FÖLSTER, 4), die in einer kohärenten Matrix Bruchstücke des Ausgangsmaterials umschließen. Daneben treten einzelne stark verwitterte Quarzbröckchen auf. Die Kruste kann eine maximale Mächtigkeit von 200 cm aufweisen. Sie liegt über einem Zersatzhorizont von ca. 100 cm. Unter diesem stehen die Gesteine des Basement-Complexes an, bei denen es sich hier überwiegend um leukokrate Gneise amphibolithischer und granulithischer Facies handelt.

Die zweite Einheit (Inceptisol I) unterscheidet sich in ihrem oberen Abschnitt lediglich durch den dunkleren A-Horizont von der ersten Einheit. Als wesentliche Unterscheidungsmerkmale können jedoch das Fehlen einer Eisenkruste, das Auftreten eines Pisolithbandes im Bereich 30 bis 80 cm sowie der in der Regel geringere Tongehalt des oberen Profilabschnittes angesehen werden. Darüber hinaus weist die etwas hellere Basis dieser Einheit viele glatte, dunkelglänzende Pseudokonkretionen in Sandkorngröße auf. Das Gestein des Basement-Complexes steht in 4 bis 10 m Tiefe an.

Die dritte Einheit (Inceptisol II) hebt sich durch einen dunkelbraunen A-Horizont und eine krümelige Oberfläche von den genannten Einheiten ab. Im unteren Teil des Profils weist diese Einheit einen gelblicheren Farbton auf. Die Textur ist im gesamten Profil recht einheitlich, jedoch steigt, wie bei allen hier vorgestellten Einheiten, der Tongehalt zur Tiefe hin leicht an. Gleichmäßig über das gesamte Profil verteilt treten sandkorngroße Pseudokonkretionen auf, die sich in ihrer Morphologie nicht von denen unterscheiden, die an der Basis der zweiten Einheit gefunden wurden.

Eine von den bisher geschilderten Einheiten stark abweichende Ausprägung zeigt die vierte Einheit (Vertisol). Über die gesamte Profiltiefe ist der Boden grauschwarz gefärbt und die Textur sehr einheitlich. Diese Homogenität ist eine Folge der intensiven Pedoturbation, die sich durch das Auftreten von Schrumpfrissen, Slickensides und einem deutlichen Mikrorelief zu erkennen gibt. Hervorzuheben ist noch das Auftreten von runden bis nierenförmigen Ca-Mg-Carbonat-Konkretionen im unteren Profilabschnitt dieser Einheit und im erhabenen Bereich des Gilgareliefs, wo sie oberflächlich angereichert sein können. Das Ca/Mg Mol-Verhältnis beträgt 18:1 und im Mittel sind 20 Gew.% Ton in den Konkretionen eingeschlossen. Die Basis dieser Einheit ist heller gefärbt. In ihr treten unzusammenhängende, nicht scharf begrenzte Rostflecken auf. Wasserbohrungen ergaben, daß die Sedimentfüllung der Senken im Bereich der Vertisole bis zu 25 m betragen kann (TRENDALL, 6).

Der hier bereits sichtbar gewordene schichtige Aufbau der Bodeneinheiten wird durch die in der Feinerde bestimmten Gehalte an SiO_2 , Al_2O_3 , TiO_2 , Fe_2O_3 und MnO unterstrichen (Abb. 4). So weist z.B. die Feinerde über der Eisenkruste der Einheit 1 die gleiche chemische Zusammensetzung auf wie die oberen Partien der zweiten Einheit. Die Basis der zweiten Einheit dagegen hat die gleiche Zusammensetzung wie die dritte Einheit. Von den erstgenannten Einheiten läßt sich die vierte Einheit dagegen deutlich abgrenzen. Als wesentliches Unterscheidungsmerkmal sollen die TiO_2 -Gehalte erwähnt werden, die an der Basis der zweiten und im Gesamtprofil der dritten Einheit mehr als 2% betragen. In der vierten Einheit liegen die Gehalte deutlich über den Gehalten der oberen Profilabschnitte der Einheiten eins und zwei. Die höheren Titangehalte deuten auf die Beimengung von Fremdmaterial hin, denn bei homogenem Ausgangsmaterial müßte die erste als die am stärksten verwitterte Einheit aufgrund relativer Anreicherung die höchsten Gehalte aufweisen. Sie besitzt aber die niedrigsten Titan-Gehalte.

Die topographische Anordnung der Bodeneinheiten, ihr morphologischer Aufbau und ihre chemische Zusammensetzung lassen den

Schluß zu, daß der heutige Entwicklungsstand der Böden und ihre Vergesellschaftung das Ergebnis sich mehrmals wiederholender Zyklen der Erosion, Sedimentation und Bodenbildung darstellt. Es muß angenommen werden, daß Niveauunterschiede im Makro- und Mikrobereich und deren Wechselwirkungen zum Klima einen wesentlichen Einfluß auf das heutige Bodenmosaik ausgeübt haben. Ferner ist anzunehmen, daß von Erosionsphase zu Erosionsphase eine allmähliche Verlagerung der Wasserscheiden und der Hohlformen erfolgte (FÖLSTER, 4), wodurch schrittweise eine Reliefinversion herbeigeführt wurde.

Für das nähere Untersuchungsgebiet läßt sich folgende Landschafts- und Bodenentwicklung annehmen:

Im Miozän (BISHOP, 1, 2) wurde die "Kyoga surface", die sich auf dem Basement Complex gebildet hatte, von basaltischem Material überdeckt. In der nachfolgenden Zeit wurden ca. 90% des vulkanischen Materials wieder erodiert und darüber hinaus das Niveau der Karamoja plain erniedrigt (TRENDALL, 6). Daß diese Abtragung nicht flächenhaft erfolgte, sondern mit partiellem Einschneiden und Reliefinversion verbunden war, dafür spricht das Auftreten pisolithischer Eisenkrusten auf den heutigen Interfluves. Diese Krusten treten in einer Situation auf, die den Entstehungsbedingungen dieser Laterite nicht entspricht. Nach FÖLSTER (3) erfolgte die Bildung im Zersatzhorizont des Basements in Senken- und Senkenrandlage (Oxisol). Mit fortschreitender Erosion verlagerte sich die Degradations-/Aggradationsgrenze nach Osten, während im westlichen Teil eine relativ stabile Oberfläche entstand. Auf dieser Oberfläche wurden Sedimente abgelagert, die drei aufeinander folgenden Phasen zugeordnet werden können:

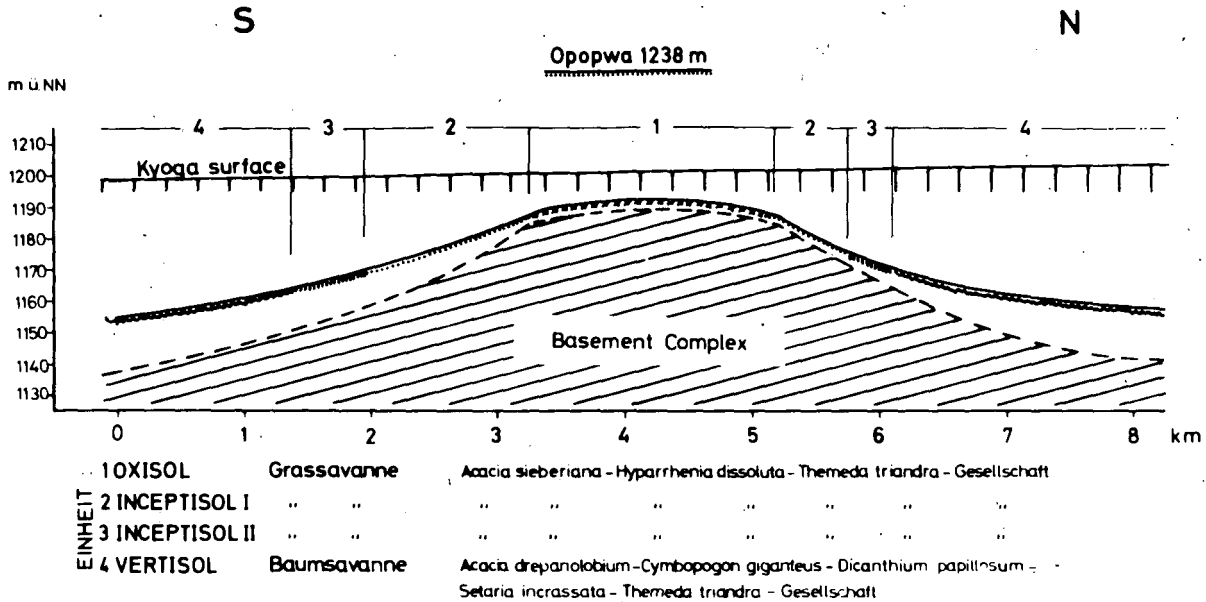
Das erste Sediment, das im Hang- und Senkenbereich dem Basement aufliegt, besteht überwiegend aus Basement- und Pedisediment-Material sowie aus einer Beimischung von vulkanischem Material (Basis des Inceptisol I, Inceptisol II). Das zweite Sediment besteht überwiegend aus Tonen vulkanischer Herkunft, denen im Aggradationsbereich Pedisedimentmaterial der erhabenen Altflächen und des ersten Sediments zugemischt sind (Vertisol). Das jüngste

Sediment findet sich in unmittelbarer Nähe der heutigen Flußläufe. Im näheren Untersuchungsgebiet war mit Ausnahme eines höheren Sandanteils kein Unterschied zum zweiten Sediment festzustellen. Daß an den Hängen auch in jüngster Zeit noch Pedimentation stattfindet, zeigt das Auftreten von Hill-wash-Decken über den älteren Sedimenten (Inceptisol I, "Mischtyp").

Diese bodenkundlichen Befunde in einem geologisch und geomorphologisch untersuchten Gebiet sollten verdeutlichen, wie eng Landschafts- und Bodenentwicklung im Bereich dieser alten Landoberflächen verknüpft sind. Gleichzeitig sollten sie die Grenzen umreißen, die einer isolierten, rein pedogenetischen Betrachtungsweise in diesen Landschaften gesetzt sind.

LITERATUR

- (1) BISHOP, W.W. (1958): Miocene Mammalia From the Napak Volcanics, Karamoja, Uganda. *Nature*, 182, 1480-1482
- (2) BISHOP, W.W. (1962): The Mammalian Fauna and Geomorphological Relations of the Napak Volcanics, Karamoja. *Geol.Surv.Uganda, Records 1957-58*.
- (3) FÖLSTER, H. (1964): Morphogenese der südsudanesischen Pediplane *Z.f.Geomorphologie*, 8, 393-423
- (4) FÖLSTER, H. (1971): Ferrallitische Böden aus älteren metamorphen Gesteinen in den feuchten und wechselfeuchten Tropen Afrikas, *Göttinger Bodenkundl.Berichte*, 20,
- (5) KING, B.C. (1949): The Napak Area of Southern Karamoja, Uganda, *Geol.Surv.Uganda, Memoir V*
- (6) TRENDALL, A.F. (1965): Explanation of the Geology of Sheet 35 (Napak) *Geol.Surv.Uganda, Report No. 12*.
- (7) WILSON, J. G. (1959): The Soils of Karamoja District *Memoirs of the Research Division Series I: Soils, Number 5* Uganda Protectorate, Department of Agriculture.



- 138 -

Abb. 1: NORD-SÜD-SCHNITT durch das UNTERSUCHUNGSGEBIET

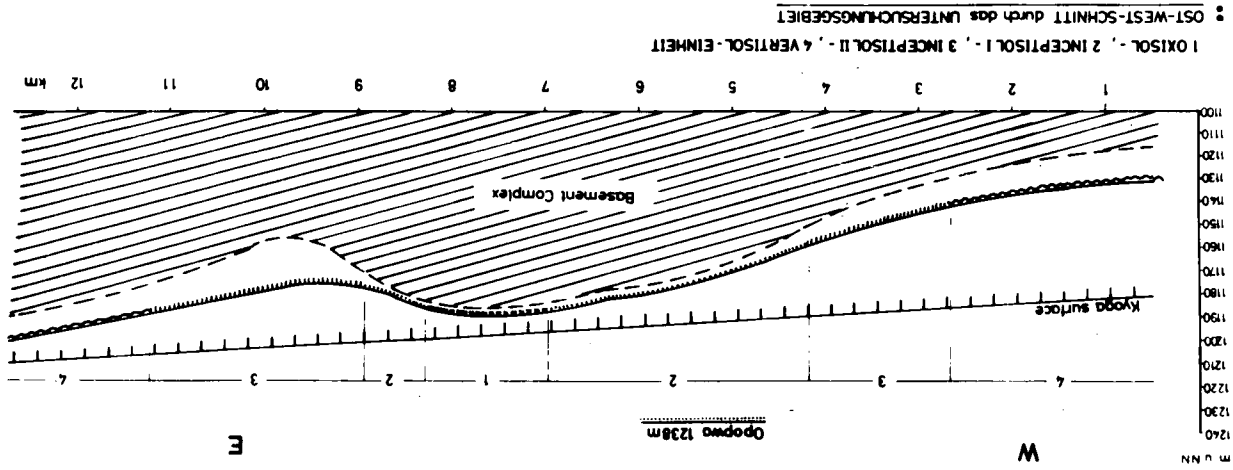


Abb. 3: ÜBERSICHT über die BODENEINHEITEN des UNTERSUCHUNGSGEBIETES

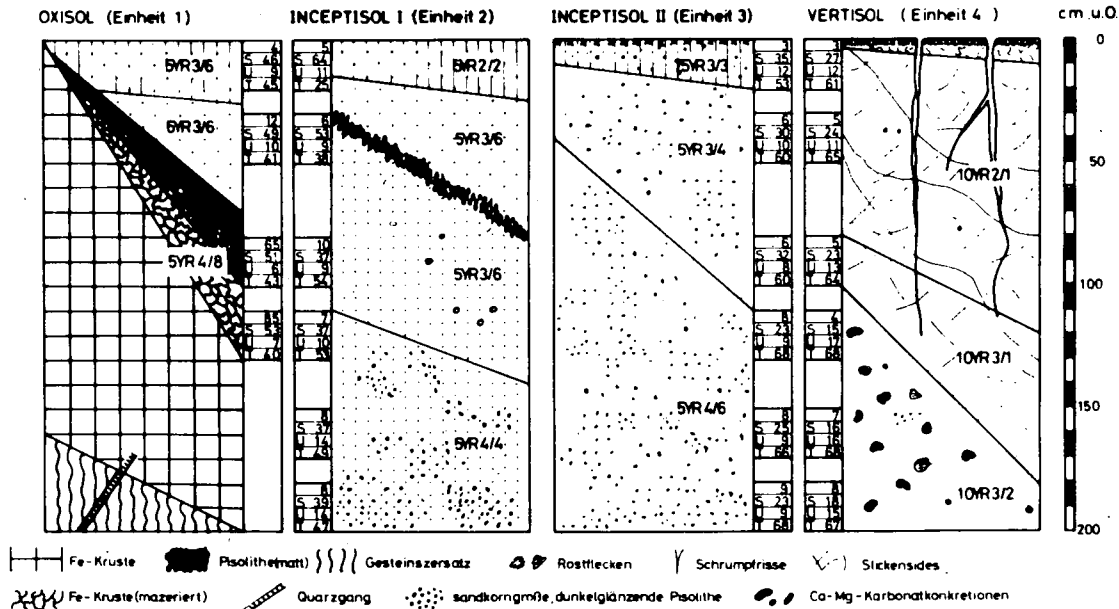
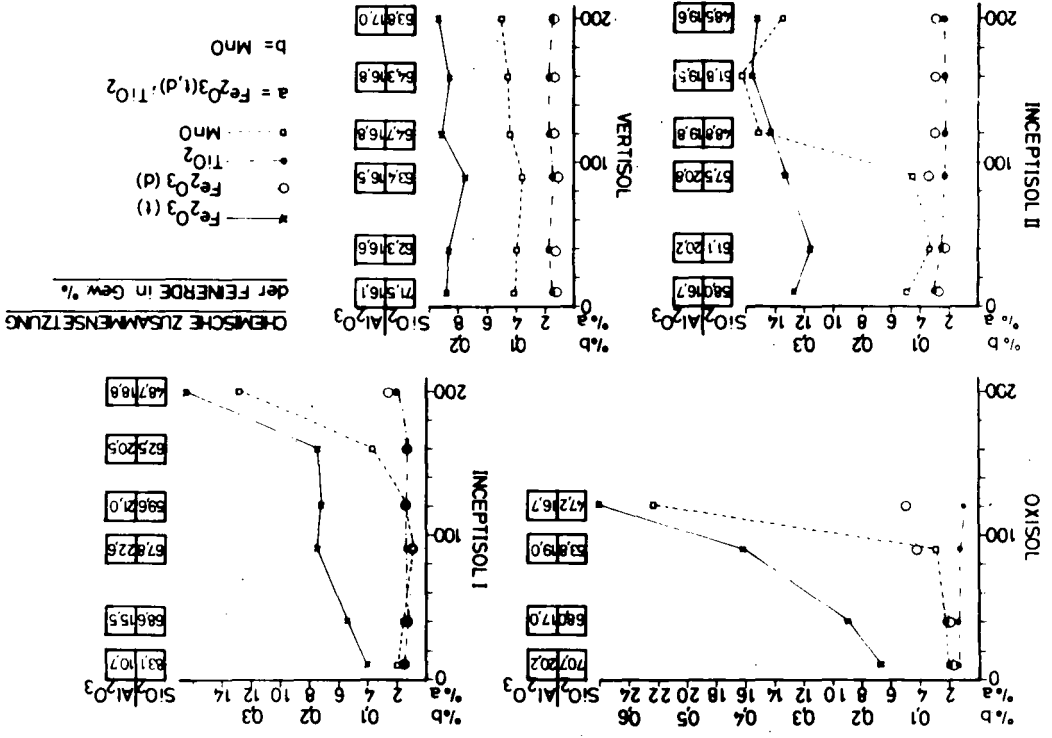


Abb. 4



Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda

II. Mikromorphologie und Mineralbestand

von
P. Hugenroth¹⁾, H. Gebhardt²⁾ und F. Beese³⁾

Aufgabe dieser Untersuchung soll es sein, die aus den Geländebefunden und chemischen Untersuchungen resultierenden Vorstellungen über Pedogenese und Geogenese einer Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja (BEESE et.al., 2) zu untermauern. Dazu werden Dünnschliffbetrachtungen, Mineralbestand der Sand- und Schlufffraktionen, röntgenographische Untersuchungen und Ionensorptionseigenschaften des Tones herangezogen. Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungsergebnisse erfolgt an anderer Stelle (BEESE et.al., 3). In Tabelle 1 ist die Mineralzusammensetzung der vier untersuchten Bodeneinheiten bzw. Bodenprofile zusammenfassend dargestellt. Die ersten drei Profile (Oxisol, Inceptisol I und II) stellen rote Böden, Profil 4 (Vertisol) einen schwarzen Boden dar (BEESE et.al., 2).

Dünnschliffuntersuchungen

Bei den Dünnschliffuntersuchungen zeigt sich, daß im Oberboden des Oxisols etwa 50% lateritische Krustenbestandteile und 50% braune quarzreiche isotrope Matrixanteile vorhanden sind. Die nahezu quarzfreien Krustenbruchstücke sind gegenüber der braunen Matrix scharf abgegrenzt. Innerhalb der braunen Matrix liegen die Quarzkörner in gleichmäßiger Verteilung vor. Lateritisches Material und braune Matrix sind offenbar im Oberboden nur durch mechanische Vorgänge miteinander vermischt (geogene Prozesse). Der Unterboden besteht überwie-

1) und 2) Institut für Bodenkunde der Universität,
34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

3) Institut f. Bodenkunde u. Waldernährung der Universität,
34 Göttingen, Büsgenweg 2

gend aus quarzarmem roten lateritischem Krustenmaterial. Dieses wird zu den Poren hin durch Lösungs- und Verlagerungsvorgänge verändert, wobei die Lösungsvorgänge den Übergang von hämatitischem zu goethitischem Material von der Pore aus bewirken. Regelungsdoppelbrechende Schlieren als Zeiger von Tonverlagerungsprozessen finden sich am Rande der roten lateritischen Matrix, wie auch an der rezenten Porenwand. Eine Überlagerung von Lösungs- und Verlagerungsvorgängen ist nicht auszuschließen. Während im Oberboden nur mechanische Vermischungsprozesse (=geogene Prozesse) erkennbar sind, finden sich im Unterboden deutlich Anzeichen pedogener Lösungs- und Tonverlagerungsvorgänge, die auf längere Ruhephasen (Bodenbildung) hinweisen. Die braune Matrix, die zu etwa 80% aus Kaolinit besteht scheint wie die lateritische Komponente selbst Verwitterungsprodukt der Ausgangsgesteine Quarzit bzw. Gneis zu sein (s. a. Vermikulitanteil, Tab. 1). Die hohen Quarzanteile in der braunen Matrix deuten ebenfalls darauf hin.

In den Oberböden der Übergangsprofile (Inceptisol I und II) treten die geogenen Verlagerungsprozesse im Dünnschliffbild stärker in Erscheinung (s. a. Quarzanteil im Oberboden von Profil 2, Ilmenitgehalt von Profil 3 und wechselnder Tonmineralbestand). Besonders die Anteile von Ilmenit (TRÖGER, 11) Montmorillonit und Übergangsmineralen 12-19 Å (siehe Tab. 1) weisen darauf hin, daß in zunehmendem Maße Verwitterungsprodukte des jüngeren basaltischen Gesteins beigemischt wurden. Der Anteil lateritischem Krustenmaterials ist geringer als im Oxisol, der Anteil brauner Matrix wesentlich höher. Auch bei diesen beiden Profilen nimmt der Einfluß pedogener Prozesse zum Unterboden hin zu, was durch regelungsdoppelbrechende Partien an Porenwänden und auf Aggregatoberflächen deutlich wird. Beim Inceptisol I ist das regelungsdoppelbrechende Tonmaterial in quarzreiche lockere Matrix infiltriert. Die Herkunft des braunen Materials erklärt sich wie im Oxisol. Beim Vertisol sind nur wenige lateritische Bestandteile in die Matrix integriert. Schrumpfrisse und Regelungsdoppelbrechende Partien sind innerhalb der gesamten dunkelgefärbten Matrix erkennbar. Beides ist als Ergebnis von Durchknetungsvorgängen infolge von Quellung und Schrumpfung anzusehen.

Zur Tiefe des Profils hin wird die Matrix geringfügig heller und die lateritischen Anteile erscheinen stärker eingeknetet bzw. teilweise aufgelöst.

Mineralogische Zusammensetzung

Es handelt sich durchweg um Böden mit Tongehalten über 45%, wobei in den roten Profilen (Profil 1-3) Kaolinit bzw. Metahalloysit etwa 60-80% des Tonanteils ausmachen. Im Vertisol dominiert Montmorillonit, der über 18 Å aufweitet. Neben dem Kaolinit bzw. Metahalloysit finden sich in den roten Profilen noch Illit und aufweitbare Dreischichtminerale, die im Inceptisol I als Vermikulite und Montmorillonite, im Oxisol und Inceptisol II als Übergangsstufen quellbarer Dreischichtminerale zu Kaolinit (ALTSCHULER et.al., 1) bzw. teilweise röntgenamorphes Material anzusprechen sind.

In den Schluff- und Sandfraktionen haben sich offenbar die resistenteren Minerale angereichert. Quarz ist generell die dominierende Mineralart. In den Horizonten mit im Dünnschliff sichtbaren lateritischen Krustenanteilen ist der Anteil opaker Teilchen sehr hoch. Die opaken Anteile bestehen - wie zu erwarten - überwiegend aus Eisenkonkretionen, die in der Mittel- und Grobsandfraktion angereichert sind. Im Inceptisol II sind aber innerhalb dieser Gruppe erhebliche Mengen von Ilmenit ebenfalls überwiegend in Mittel- und Grobsandgröße zu finden. Ilmenit ließ sich an separierten Körnern röntgenographisch eindeutig nachweisen, was überdies noch durch röntgenfluoreszenzanalytisch ermittelte höhere TiO_2 -Gehalte dieser Horizont-Probe bestätigt wurde (BEESE, et.al., 2). Dem Ilmenit kommt in dieser Profilssequenz besondere Bedeutung als Zeigermineral für Beimengungen jüngerer basaltischer Verwitterungsprodukte zu (TRÖGER, 11). Wie bei der Besprechung der Dünnschliffe schon angedeutet, finden sich diese jüngeren Verwitterungsprodukte danach schon im Unterboden des Inceptisol I. Im Inceptisol II sind sie am stärksten angereichert, im Vertisol ebenfalls vorhanden. Die Anteile der übrigen Minerale liegen unter 3 Gewichts%, wobei Feldspäte, Glimmer und Schwerminerale überwiegend in

den Schluff- und Feinsandfraktionen angereichert sind. Von den als verwitterungsinstabil bekannten Feldspäten und Glimmern sind hier die resistenteren Orthoklase bzw. Muskovite dominierend. An den Einzelkörnern lassen sich nur selten Anzeichen einer intensiven Verwitterung in Form von Lösungskavernen und Frakturnissen nachweisen. Bei den Opalen handelt es sich fast ausschließlich um Phytoopale.

Röntgenographische Untersuchungen und Ionensorptionseigenschaften des Tones

Innerhalb der einzelnen Profile ändert sich der Tonmineralbestand nicht grundsätzlich (s. Tab. 1). Die Anteile von Illit und quellbaren Dreischichtmineralen lassen sich aufgrund der Röntgendiagramme nur schwer abschätzen, da die Reflexe sowohl bei 10 \AA als auch im Bereich der quellbaren Dreischichtsilikate zum Teil in Form breiter Strahlungsmaxima vorliegen. Dies kann auf einen durch intensive Verwitterung verursachten niedrigen Ordnungsgrad der Elementarschichten oder auf Beimengungen, Umhüllungen oder Anlagerungen amorpher Substanz zurückgeführt werden. Da in den Röntgenbeugungsdiagrammen aber auch nach Natronlaugeextraktion der amorphen Substanz kaum scharfe Reflexe hervortreten, scheint tatsächlich ein niedriger Ordnungsgrad der Elementarschichten vorzuherrschen.

Diese Minerale mit einem breiten Interferenzband zwischen 12 und 19 \AA sind als Übergangsstufen zwischen quellbaren Dreischicht-Tonmineralen und Kaolinit (ALTSCHULER et.al., 1) bzw. röntgenamorphen Substanzen zu bezeichnen. Sie treten in erster Linie im Inceptisol II auf, während sie im Inceptisol I noch der Gruppe der Vermikulite und Montmorillonite zugeordnet werden konnten. Dies ist eventuell ein Hinweis darauf, daß in diesem Profil noch höhere Tonanteile aus der Gneis- bzw. Quarzit-Verwitterung des Basement-Complexes (BEESE et.al., 2) enthalten sind. (Höhere Quarzanteile, Quellbarkeit des Montmorillonits nur bis 18 \AA). Sowohl quellbare Dreischichtminerale als auch Übergangsstufen sind im Inceptisol II und Vertisol offenbar auf die Verwitterung jüngeren basaltischen Materials zurückzuführen, welches innerhalb der Profilsequenz zunehmend

Einfluß gewinnt und besonders im Inceptisol II erhebliche Anteile des Ausgangsmaterials darstellen muß (Ilmenitgehalt). Bei den Montmorilloniten im Oberboden des Vertisols handelt es sich um Minerale, die im natürlichen Zustand (Ca-H₂O-System) schon auf etwa 15-16 Å aufgeweitet vorliegen und bei Glyzerin-Sättigung auf Basisabstände über 18 Å quellen. Bei höheren Gehalten an organischer Substanz im Oberboden liegen diese Tonminerale noch stärker aufgeweitet vor (16-17 Å) und weiten im Glyzerin-System auch noch stärker auf (bis 21 Å). Dabei liegen die Reflexe aber als breitere Interferenzmaxima vor. Diese Erscheinung wird von HESS et.al. (9) als Tirsquellung des Montmorillonits bezeichnet und ist typisch für Montmorillonite in Vertisolen aus Basalt. Während diese stark quellbaren Montmorillonite im Vertisol offenbar eine stabile Verwitterungsstufe des basaltischen Materials darstellen, sind sie im Inceptisol II nur noch als die genannten Übergangsstufen zwischen stark quellbaren Dreischichtmineralen und amorpher Substanz nachweisbar. Hinzu kommt ferner, daß im Inceptisol II neben Kaolinit (alte Lateritverwitterung) erhebliche Anteile von Metahalloysit auftreten. Metahalloysit wird allgemein als nächste Verwitterungsstufe amorpher Substanz bzw. des Allophans angesehen (LAI et.al., 10), so daß sich hier möglicherweise eine Verwitterungsreihe: basaltisches Material -- Montmorillonit -- mehr oder weniger röntgenamorphes Material (Allophan) -- Metahalloysit -- Kaolinit ergeben könnte (GEBHARDT et.al. 6). Eine Erklärungsmöglichkeit für die unterschiedliche Tonmineralverwitterung bei gleichem Ausgangsmaterial in Inceptisol II und Vertisol bietet die unterschiedliche Durchlässigkeit. Die Kf-Werte betragen im Vertisol 0,3 cm pro Tag, während sie im Inceptisol II 90 cm pro Tag erreichen (EHLERS et al., 4). Dies hat offenbar zu einem verschiedenartigen Verwitterungsmilieu geführt: Inceptisol II: stärkere Abfuhr der gelösten Bestandteile - im Vertisol: längerer Fortbestand von Lösungsgleichgewichten.

Da der Nachweis röntgenamorpher Substanzen neben kristallinen Tonmineralen mit niedrigem Ordnungsgrad mit Hilfe von Extraktionsmethoden schwierig ist, wurden die Kationen- und Anionen-Sorptionseigenschaften der Profile untersucht. Dabei zeigt sich, daß die pH-abhängige Kationenaustausch-Kapazität (GEBHARDT, 7) in den Profilen 1 und 2 erheblich ist (5-8 mval/100 g Boden) und im Inceptisol II die höchsten Werte aufweist (11-13 mval/100 g Boden). Die relativ hohen Werte im Vertisolprofil (8-10 mval/100 g Boden) sind auf die höheren Anteile organischer Substanz zurückzuführen. Dieses wird bei der Betrachtung der Chlorid-Adsorptions-Kapazität (CAK, GEBHARDT, 8) deutlich. Auch hier weist der Inceptisol II die höchsten Werte auf, während im Vertisolprofil kein Chlorid adsorbiert wird, was als Beweis für das Überwiegen des Montmorillonits mit negativer Überschußladung gewertet werden kann. Das gleiche gilt für den Unterboden des Inceptisols I (CAK nahezu gleich Null, Zuordnung der Tonminerale zur Vermikulit-Montmorillonit-Gruppe). Der deutliche Nachweis einer positiven Chloridadsorption - besonders im Inceptisol II - weist darauf hin, daß neben Kaolinit erhebliche Anteile weiterer Verwitterungsprodukte wie Metahalloysit und röntgenamorpher Substanz ähnlicher Zusammensetzung vorhanden sein müssen. Die Größenordnung der nachgewiesenen CAK von unter 1 mval/100 g Boden zeigt weiter, daß es sich bei der röntgenamorphen Substanz nicht um Allophane handeln kann, da diese normalerweise eine erheblich höhere CAK aufweisen. (GEBHARDT, 8). Dies wird von ALTSCHULERS et al. (11) Vorstellung gestützt, daß mehr oder weniger röntgenamorphe Substanzen beim Übergang von Montmorilloniten zu Kaoliniten nur als intermediäre Zwischenprodukte auftreten.

LITERATUR

- (1) Altschuler, Z.S., E.J. Dwornik, and H. Kramer (1963): Transformation of montmorillonite to kaolinite during weathering; Science, 141, 148-152.
- (2) BEESE, F., W. EHLERS und P. HUGENROTH (1974): Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda. I. Morphologie und chemische Zusammensetzung der Böden in Beziehung zu ihrer Genese,

Mitteilgn. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch.
20 (in diesem Band)

- (3) BEESE, F., P. HUGENROTH und H. GEBHARDT (1974):
An Oxisol-Vertisol-Catena in Karamoja,
Uganda.
II. Micromorphology, Mineralogy and
Genesis,
J. Soil Science (zum Druck eingereicht)
- (4) EHLERS, W. und F. BEESE (1974): Eine Sequenz roter und
schwarzer Böden in Karamoja, Uganda.
III. Physikalische und chemische Eigen-
schaften.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.
20, (in diesem Band)
- (5) GEBHARDT, H., B. MEYER und F. SCHEFFER (1967):
Mineralogische Schnelluntersuchungen
der Grobton-, Schluff- und Tonfraktionen
von Böden mit dem Phasenkontrastmikroskop,
ZEISS-Mitteilungen, 4, 7. Heft
- (6) GEBHARDT, H., P. HUGENROTH und B. MEYER (1969):
Pedochemische Verwitterung und Mineral-
umwandlung in Trachytbims, Trachyt-Tuff
und in den Tuff-Mischsedimenten der
Laacher Eruptionsphase,
Göttinger Bodenkundl. Ber., 11, 1-83
- (7) GEBHARDT, H. (1973): Cation exchange and anion adsorption
properties of some acid soils in the
Central German Mountain range,
Proc. Int. Symp. on Acid Sulfate Soils,
Vol. II, Wageningen
- (8) GEBHARDT, H. (1974): Anionen-Sorptionseigenschaften
allophanreicher tropischer Böden als Faktor
der Bodenfruchtbarkeit,
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20,
(in diesem Band)
- (9) HESS, C. und U. SCHOEN (1964):
Tirsification et classification des
vertisols - rapport de l'analyse
minéralogique des argiles à la
connaissance des tirs,
Al Awamia, Revue de la Recherche
Agronomique Marocaine, 13, 41-92
- (10) LAI, Sung-Ho and L. D. SWINDALE (1969):
Chemical properties of allophane from
Hawaiian and Japanese soils,
Soil Sci. Soc. Am. Proc., 33, 804-808
- (11) TRÖGER, W.E. (1967): Optische Bestimmung der gesteins-
bildenden Minerale, Teil 2, E. Schweizer-
bartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart

TABELLE 1: MINERALZUSAMMENSETZUNG DER UNTERSUCHTEN BÖDEN (GEW.% DER FEINERDE <2MM)

PROFIL NR. BODENTYP	TIEFE (CM)	TON ¹⁾				Σ	SCHLUFF UND SAND ²⁾					
		KAOL. (K) HALL. (H)	ILL.	VERM.	MONT. TRANS. ³⁾		QUARZ	FELD- SPAT	GLIM- MER	SCHW.	OPAK	OPAL
1	0-20	38 K	5		2	45	46.7	1.6	1.7	1.1	3.7	0.2
OXISOL	80-100	32 K	3	4	4	43	30.6	0.3	1.1	0.4	24.6	0.1
2	0-20	13 K	4	2	6	25	69.5	2.3	0.6	0.6	1.5	0.5
INCEPTISOL I	180-200	28 K	10		9	47	25.9	1.9	0.8	1.6	22.5*	0.2
3	0-20	35 KH	5		13	53	27.0	3.1	1.3	1.2	13.1+	1.3
INCEPTISOL II	180-200	41 KH			27	68	11.5	1.9	1.9	1.3	15.4+	0.1
4	0-20	16 K	4	8	32 s	61	33.5	1.8	0.9	1.4	1.0*	0.4
VERTISOL	180-200	12 K	4	5	40 s	67	26.8	2.1	0.9	1.6	1.3*	0.4

1) GESCHÄTZT AUFGRUND DER REFLEXHÖHEN 2) PHASENKONTRASTMIKROSKOPISCHE AUSZÄHLUNG (GEBHARDT ET AL., 5)

3) ÜBERGANGSSTUFEN QUELLBARER 3-SCHICHT-TONMINERALE 12-19 Å, TEILWEISE RÖNTGENAMORPH

+ ~2% ILMENIT (IN SANDKORNGRÖSSE 63-630 UM * SPUREN VON ILMENIT S=STARK QUELLBARER MONTM. 18 Å

Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda:

III. Physikalische und chemische Eigenschaften

von
W. EHLERS¹⁾ und F. BEESE²⁾

Die Böden einer Oxisol-Vertisol-Catena wurden im Jahre 1969 klassifiziert und kartiert und im Hinblick auf ihre landwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit geprüft (5). Dazu wurden physikalische und chemische Untersuchungen in Uganda³⁾ und an der Universität Göttingen durchgeführt. Gerade die physikalischen Eigenschaften tropischer Böden sind bisher kaum in der Literatur beschrieben worden. Deshalb sollen an dieser Stelle die wichtigsten Eigenschaften der vier im Untersuchungsgebiet vorherrschenden Bodeneinheiten (1) vorgestellt und diskutiert werden. Eine detaillierte Darstellung erfolgt an anderer Stelle (4).

1. Physikalische Eigenschaften

Die Korngrößenanalyse wurde nach zwei Methoden durchgeführt. Von der Kawanda Research Station wurde ohne Vorbehandlung der Proben die Hydrometermethode nach BOUYOCOS angewendet, in Göttingen wurde mit dem Sedimentationsverfahren nach ATTERBERG gearbeitet, wobei vorher die organische Substanz zerstört und freies Eisen extrahiert wurde. Die Ergebnisse beider Analysenverfahren sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Zur Klassifikation wurde das Internationale Schema benutzt.

1) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 8

2) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, 34 Göttingen-Weende, Büsgenweg 2

3) Herrn Dr. W. A. van Eck, Makarere University, Kampala, sei für die freundliche Bereitstellung des bodenphysikalischen Labors gedankt. Den Herren J. F. Harrop und H. L. Foster, Kawanda Research Station, Department of Agriculture, Kampala, danken wir für die Durchführung zahlreicher Analysen.

Tabelle 1: Korngrößenzusammensetzung von vier Böden einer Catena, nach zwei Methoden bestimmt (in % der Feinerde < 2 mm)

Boden	Tiefe (cm)	Methode	Sand 20-2000 μ	Schluff 2-20 μ	Ton < 2 μ	Ton (H/A) · 100
Oxisol	0- 20	H ¹⁾	75	4	21	47
		A ²⁾	52	3	45	
	80-100	H	53	4	43	100
		A	53	4	43	
Inceptisol I	0- 20	H	81	6	13	52
		A	72	3	25	
	80-100	H	49	6	45	83
		A	43	3	54	
Inceptisol II	0- 20	H	49	12	39	74
		A	41	6	53	
	80-100	H	39	4	57	95
		A	36	4	60	
Vertisol	0- 20	H	39	8	53	87
		A	33	6	61	
	80-100	H	35	8	57	89
		A	28	8	64	

1) Hydrometer-Methode 2) ATTERBERG-Methode

Nach den Ergebnissen der ATTERBERG-Methode gehören die untersuchten Böden in die Textur-Klassen "sandig-toniger Lehm", "sandiger Ton" und "Ton". Dazu im Gegensatz werden mit der Hydrometer-Methode geringere Tongehalte, dafür höhere Sand- und Schluffgehalte nachgewiesen. Besonders deutlich sind die unterschiedlichen Resultate beider Methoden in der oberen 20 cm-Schicht der roten Böden (Oxisol und Inceptisole). Hier hat die bei der ATTERBERG-Analyse erfolgte Vorbehandlung des Bodens zur Beseitigung kittender Substanzen, hauptsächlich organische Substanz und Eisenoxid, am intensivsten zur Dispergierung der sandgroßen Aggregate beigetragen.

Daraus kann der Schluß gezogen werden, daß diese kittenden Substanzen in den oberflächennahen Schichten der roten Böden besonders wirksam sind, und daß sie aus Tonteilchen stabile Aggregate von Sandkorngröße zusammenkleben (10). Diese Böden wurden auch bei Feldansprache nicht als tonreiche, sondern vielmehr als sandig-lehmige Böden eingestuft.

Nach dem **T r o c k e n r a u m g e w i c h t** und **P o r e n v o l u m e n** zu urteilen (Tabelle 2) ist der Inceptisol II gleichmäßig locker im Profil, während die beiden anderen roten Böden eine oberflächliche Verdichtung zeigen. Von den hier beschriebenen Böden ändert allein der Vertisol mit dem Wassergehalt seine Lagerungsdichte durch Quellen und Schrumpfen. Im angegebenen Feuchtebereich zwischen pF 2,0 und 4,2 verlaufen Quellen und Schrumpfen ungefähr linear, d.h. in dem Bereich ist die Gesamtvolumenänderung des Bodens gleich der Wasservolumenänderung (4).

Da der Vertisol mit dem Wassergehalt sein Volumen ändert, sollte man die Kapazität für **p f l a n z e n v e r f ü g b a r e s W a s s e r** besser in Gewichts- als in Volumenprozenten angeben (3). In allen Böden sind diese maximal verfügbaren Gehalte nicht sehr hoch. In Tabelle 3 werden die gemessenen Kennwerte des Wasserhaushalts der roten Böden (Spalten 1 und 2) mit berechneten Daten (Spalten 3 - 6) verglichen. Für die Berechnung wurden die von PIDGEON (8) veröffentlichten Gleichungen verwendet, denen die Korngrößenzusammensetzung der Böden zugrunde liegen. Bis auf die stark aggregierten 0-20 cm-Schichten des Oxisols und des Inceptisols I stimmen gemessene und berechnete Werte größenordnungsmäßig überein.

Die **L u f t k a p a z i t ä t**, der wasserfreie Porenraum bei pF 2,0, ist in den roten Böden hoch (Tabelle 2), liegt jedoch beim Vertisol unterhalb von 10 Vol.%, einem Wert, der als untere Grenze für eine optimale Luftversorgung der Pflanzen gilt.

Tabelle 2: Physikalische Eigenschaften von vier Böden einer Catena

Boden	Tiefe (cm)	Trocken- raumgew. (g/cm ³)	Poren- vol. (Vol.%)	Wassergehalt		Kapazität für		Luft kap. (Vol.%)	Ges.hyd. Leitf. (cm/h)
				pF _{2,0} (Vol.%)	pF _{4,2} (Vol.%)	verfüg. (Vol.%)	H ₂ O (Gew.%)		
Oxisol	10	1,49	43,8	22,6	14,3	8,3	5,6	21,2	n.b.
	50	1,24	53,3	25,5	13,8	11,7	9,4	27,8	7,5
Inceptisol I	10	1,58	40,6	21,3	10,5	10,8	6,8	19,3	n.b.
	50	1,43	46,3	30,1	20,5	9,6	6,7	16,2	3,3
Inceptisol II	10	1,28	51,8	31,6	21,5	10,1	7,9	20,2	n.b.
	50	1,30	51,1	35,9	28,9	7,0	5,4	15,2	1,1
Vertisol	20	1,49- 1,30*	43,5- 51,1*	41,6	34,5	7,1	8,8	9,5	0,01
	40	1,51- 1,37*	43,1- 48,2*	42,4	36,8	5,6	6,5	5,8	0,00

* Bei Wassergehalten geringer als pF 4,2 bzw. nach kapillarer Sättigung

Tabelle 3: Kennwerte des Wasserhaushaltes von drei roten Böden einer Catena (Vol.%)

Boden	Tiefe (cm)	pF _{2,0} (1)	pF _{4,2} (1)	Pfl.W.(1)		FK (3)	PWP (4)	Pfl.W.(2)		Pfl.W.(3) (6)
				(2)	(2)			(5)	(5)	
Oxisol	0-20	22,6	14,3	8,3	32,3	19,8	12,5	11,3		
	30-50	24,9	14,8	10,1	26,4	15,7	10,7	11,6		
Inceptisol I	0-20	21,3	10,5	10,8	27,5	11,9	15,6	14,2		
	30-50	28,0	19,0	9,0	29,5	16,5	12,6	12,1		
Inceptisol II	0-20	31,6	21,5	10,1	33,2	21,1	12,1	11,4		
	30-50	35,6	28,2	7,4	33,5	23,9	9,6	9,2		

- 1) Gemessene Werte
- 2) Kapazität für pflanzenverfügbares Wasser (1): Differenz aus H₂O-Gehalten bei pF 2,0 und pF 4,2
- 3) Feldkapazität: (10,10 + 0,27 x % Schluff + 0,21 x % Ton + 0,76 x % organ.Substanz) x Trockenraumgewicht
- 4) Permanenter Welkepunkt: (28,41 - 0,29 x % Sand) x Trockenraumgewicht
- 5) Kapazität für pflanzenverfügbares Wasser (2): Differenz aus FK und PWP
- 6) Kapazität für pflanzenverfügbares Wasser (3): (169,3 - 1,50 x % Ton + 6,09 x % organ.Subst.) x 0,1

Die relativ niedrigen Wassergehalte bei pF 2,0 und 4,2 und die hohen Werte für die Luftkapazität bestätigen den sandähnlichen Charakter der roten Böden und deuten in keiner Weise auf ihren hohen Tongehalt hin.

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist im Gegensatz zu den roten Böden im Vertisol außerordentlich gering. Auch RITCHIE und Mitarbeiter (9) fanden bei Stechzylinderproben von "Houston Black Clay" Werte von 0,01 cm/h, doch konnten sie nachweisen, daß im Felde höhere Werte von 0,1 cm/h zu erzielen waren.

2. Chemische Eigenschaften

Der pH-Wert der Böden (Tabelle 4) liegt im sauren Bereich. Lediglich der Unterboden des Vertisols ist beinahe neutral. Das Ergebnis stimmt mit der Untersuchung auf Calciumcarbonat überein, das im hier untersuchten Mikrosenken-Profil des Vertisols lediglich unterhalb von 150 cm Tiefe nachzuweisen war.

Gehalte an organischem Kohlenstoff sind vergleichsweise niedrig im Oxisol und im Inceptisol I. Sie nehmen in allen Profilen zur Tiefe hin ab. Doch ist diese Abnahme am geringsten im Vertisol ausgeprägt, der den Effekt des Selbstmulchens zeigt. Die Stickstoffgehalte sind teilweise sehr gering. Das ist nach FINCK (6) typisch für Savannenböden und hat seine Ursache in der Inaktivität von N-bindenden Mikroorganismen in der Trockenzeit und dem regelmäßigen Abbrennen des Grases zur Förderung des Neuwuchses.

Die Kationenaustauschkapazitäten (KAK) steigen vom Oxisol zum Vertisol an. Im gleichen Sinne wird auch die Basensättigung höher, besonders durch steigende Gehalte von Calcium und Magnesium. Die Kaliumgehalte liegen in der Nähe oder über dem absoluten (0,1 mval pro 100 g Boden) und

Tabelle 4: Chemische Eigenschaften von vier Böden einer Catena

Boden	Tiefe (cm)	pH (n/10 KCl)	C (%)	N (%)	C/N	Ca (mval/100 g)	Mg (mval/100 g)	K (mval/100 g)	Na (mval/100 g)	Summe (mval/100 g)	KAK (mval/100gT)	Basen- sättg. (%)	P TRUOG (ppm)	H ₂ O lufttr. Bd (%)	
Oxisol	0- 20	4,3	0,88	0,057	15,3	1,50	0,86	0,35	0,00	2,71	10,1	22,3	27	2	1,2
	80-100	4,2	0,47	0,021	21,9	0,60	0,21	0,28	0,00	1,09	12,1	28,1	9	1	2,0
Inceptisol I	0- 20	4,8	0,81	0,048	16,9	2,99	1,85	0,20	0,00	5,04	9,9	39,6	51	<1	1,1
	80-100	4,3	0,63	0,049	12,7	5,36	3,29	0,23	0,07	8,95	18,1	33,4	50	<1	3,3
Inceptisol II	0- 20	5,6	2,02	0,113	17,8	11,73	5,35	1,45	0,00	18,53	27,4	51,7	68	2	4,1
	80-100	4,8	0,68	0,043	15,7	8,98	3,91	0,13	0,02	13,04	23,0	38,4	57	<1	5,2
Vertisol	0- 20	5,1	1,65	0,091	18,1	25,17	14,37	0,62	0,55	40,70	39,8	65,3	102	<1	7,1
	80-100	6,0	1,46	0,056	26,0	25,57	13,30	0,78	1,63	41,28	40,8	63,7	101	<1	8,3

relativen Minimalwert (2 % der Summe der austauschbaren Basen), bei dem gewöhnlich Mangelsymptome an Pflanzen auftreten (2). Ein ausgesprochener Phosphormangel ist in allen untersuchten Böden festzustellen.

Bezieht man die Werte für die KAK auf 100 g Ton, so wird die unterschiedliche Tonmineralzusammensetzung der Böden deutlich (7). In den roten Böden überwiegt Kaolinit bei geringen Anteilen von 2 : 1 - Mineralen, die jedoch vom Oxisol über Inceptisol I zum Inceptisol II ansteigen. Im Vertisol repräsentiert Montmorillonit den Hauptanteil der Tonminerale, doch ist auch hier noch Kaolinit vorhanden. Diese Überlegungen werden durch die vom Oxisol zum Vertisol zunehmenden Wassergehalte der lufttrockenen Proben gestützt, die auf die große innere Oberfläche der Montmorillonite gegenüber den Kaoliniten hinweisen.

Im Hinblick auf die landwirtschaftliche Nutzungsmöglichkeit wird man von allen vier Bodeneinheiten den Inceptisol II als den geeignetsten Standort ansprechen können. Die beiden anderen roten Böden sind in ihren chemischen Eigenschaften weniger optimal ausgeprägt. Der Vertisol dagegen wird auf Grund seiner physikalischen Eigenschaften und der Schwierigkeiten bei seiner Bearbeitung nur mit hochentwickeltem technischen Einsatz die Grundlage intensiven Landbaus bilden können.

LITERATUR

1. BEESE, F. et.al.: Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda:
I. Morphologie und chemische Zusammensetzung der Böden in Beziehung zu ihrer Genese.
Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 20,
(in diesem Band)
2. BOYER, J.: Soil potassium. Soils in the humid tropics,
102-135. National Academy of Science,
Washington D.C., USA
3. EHLERS, W.: Zur Beurteilung der Porengrößenverteilung in unbearbeiteter und bearbeiteter LÖB-Parabraunerde.
Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 18,
66-74, 1974
4. EHLERS, W., BEESE, F.: An Oxisol-Vertisol-Catena in Karamoja, Uganda: I. Physical and chemical properties. J. Soil Sci., zum Druck einger.
5. EHLERS, W., BEESE, F. und KOCH, H.: Karamoja Irrigation Project. Soil classification and mapping. Crop production pattern. BASICO, Oberursel, 1970
6. FINCK, A.: Tropische Böden. Paul Parey, Hamburg. 1963
7. HUGENROTH, P., u.a.: Eine Sequenz roter und schwarzer Böden in Karamoja, Uganda:
II. Mikromorphologie und Mineralbestand
Mitteilgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 20,
(in diesem Band)
8. PIDGEON, J. D.: The measurement and prediction of available water capacity of ferrallitic soils in Uganda.
J. Soil Sci. 23, 431-441, 1972
9. RITCHIE, J. T., KISSEL, D.E., BURNETT, E.: Water movement in undisturbed swelling clay soil.
Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 36, 874-879, 1972
10. ROBERTS, R.C.: Structural relationships in a lateritic profile.
Amer.Soil.Surv.Assoc.Bull. 14, 88-100, 1933

Bodenbewertung nach Nutzungseignung für Landentwicklungsvorhaben x)

von
H. Lükens xx)

Bodenbewertung nach Nutzungseignung umfaßt im wesentlichen das was im englischen Sprachgebrauch unter "Land Use Capability" verstanden wird. Die "Land Use Capability Classification" oder auch kurz "Land Classification" genannt, stellt eine verbreitet angewandte Methode zur Feststellung von Ausdehnung, Lage und Qualität von Landflächen für bestimmte Nutzungszwecke dar. Die Bestimmung oder Schätzung der Nutzungseignung von Flächen für die Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte ist dem Sinne nach eine Aussage über die Bodenproduktivität die - nach dem Soil Survey Staff (1951) - als die Kapazität eines Bodens bezeichnet wird, die seine Fähigkeit für die Erzeugung spezifizierter Pflanzen oder Fruchtfolgen unter d e f i n i e r t e n Bewirtschaftungspraktiken zusammenfassend wiedergibt. Dieses Konzept schließt gleichzeitig ökonomische Aspekte, wie das Verhältnis von Aufwand und Ertrag, mit ein. Bei vergleichbaren Umweltbedingungen und gleichem Bewirtschaftungsaufwand würde also die Fläche mit den "besten Böden" die beste Nutzungseignung und gleichzeitig auch höchste Bodenproduktivität aufweisen. Kompliziert werden diese einfachen Zusammenhänge dadurch, daß die Umweltbedingungen selbst innerhalb einer Fläche nicht vergleichbar sind, sondern theoretisch sogar auf kleinstem Raum durch Veränderungen von Bewuchs, Geländegestalt, mikroklimatischen Einflüssen u. a. variieren. Diese Einflüsse haben zur Folge, daß sie die Wirkungen einzelner Bodenfaktoren des Standortes überlagern, wodurch z. B. Bodenmangelfaktoren kompensiert werden oder auch verstärkt in Erscheinung treten können. Aus diesem Grunde braucht der "beste Boden" nicht immer der ertragreichste und der schlechteste Boden nicht immer der ertragärmste zu sein. - Bodenkundlich ist

x) Eine ausführliche Darstellung erfolgt in der Zeitschrift Geologisches Jahrbuch, Reihe F Bodenkunde.

xx) Anschrift des Autors H. LÜKEN, Bundesanstalt für Bodenforschung, D 3 Hannover 23, Postfach 23 01 53

allerdings der o.g. Begriff "bester Boden" unbefriedigend, da hierunter die verschiedensten Ausbildungsformen verstanden werden können mit lediglich dem einen gemeinsamen Merkmal der hohen Produktivität unter den gegebenen Standortverhältnissen. Gerade an diesem Beispiel mag jedoch verdeutlicht werden, daß bei einer Landklassifikation andere Ziele verfolgt werden als bei einer Bodenklassifikation nach pedologischen Gesichtspunkten. Für eine Landklassifikation stellt die Feststellung von gut, mittel und schlecht geeigneten Böden bei definierten Umwelt- und Bewirtschaftungsverhältnissen gewissermaßen die Endaussage der Kartierarbeit dar. Sie muß natürlich begründet sein, und zwar mit Hilfe von Basisdaten und Interpretationen für die Nutzung, in gleichem Sinne wie die bodenkundliche Kartiereinheit mit pedologischen Kriterien zur Bestimmung des Bodentyps versehen sein muß. Trotz der aufgezeigten Unterschiede lassen sich jedoch Landklassifikationen auch aus herkömmlichen Bodenkarten ableiten und zwar mit dem Vorteil der bereits vorhandenen Basisinformation, die zum größeren Teil für Nutzungsfragen interpretierbar ist. Leider liegen für viele Entwicklungsareale keine Bodenkarten vor, so daß erforderliche Planungsunterlagen erst erstellt werden müssen. Hierfür ist die Landklassifikation besonders geeignet, da sie auf dem direkten Weg Auskünfte über das Nutzungspotential von Entwicklungsarealen gibt und auf die spezifischen Belange des Projektvorhabens abgestimmt werden kann.

In der Methode unterscheiden wir eine allgemeine von einer speziellen Landklassifikation. Bei der allgemeinen Landklassifikation handelt es sich um eine Übersichtsaufnahme größerer Gebiete im Reconnaissance-Maßstab 1 : 50 000 oder kleiner. Sie dient der Erfassung des Nutzungspotentials für landwirtschaftliche Entwicklungsprojekte (MAKER et al. 1972) oder auch zur Inventur vorhandener Ressourcen (z.B. Kanada, Dep. of Forestry, 1965). Die spezielle

Landklassifikation ist meist auf bestimmte Nutzungsziele ausgerichtet, wofür sie eine Bewertungsgrundlage bildet. In vielen Fällen wird sie für Bewässerungsprojekte benötigt (U.S. Dep. of the Interior, 1953). Da es sich im allgemeinen um Projekte mit hohen Investitionskosten handelt, müssen auch Wirtschaftlichkeitsberechnungen angestellt werden (MALETIC & HUTCHINGS, 1967). Die hierfür erforderlichen Grunddaten sind in Entwicklungsländern meistens nicht vorhanden und müssen durch Schätzungen ersetzt werden.

Zum Verfahren der Landklassifikation und zur Technik können hier nur einige Angaben gemacht werden. Im Prinzip beruht das hier skizzierte Verfahren auf der Erfassung von Boden- und Umweltfaktoren, soweit sie für die landwirtschaftliche Produktion von Bedeutung sind. Das Bewertungssystem ist als Rahmenplan im Entwurf ausgearbeitet (LÜKEN et al. 1970) und umfaßt allgemein anwendbare Kriterien der Bodenbeurteilung. Bei der Anwendung müssen die speziellen Probleme des Projektgebietes gesondert berücksichtigt werden. Grundlage der Landklassifikation bilden Basisdaten, die durch Feldaufnahme und Laboruntersuchungen erstellt werden. Hierzu gehören neben nutzungskennzeichnenden Profilerkmalen chemische und physikalische Daten. Für die Interpretation sind Grenzwerte erforderlich. Diese sind häufig nicht vorhanden und müssen - zusammen mit Nutzungsfragen wie Wahl der Anbaukulturen, Ertragserwartung, Bewirtschaftungsweise u. a. - durch Versuche, Erhebungen oder Schätzungen erarbeitet werden.

Die Arbeitsweise der Landklassifikation ist analytisch. Es werden einzelne Bodenfaktoren erfaßt, im gleichen Sinne wie es bei der Bodenkartierung üblich ist. Bei der Auswahl der Faktoren werden die nutzungsspezifischen Kriterien besonders berücksichtigt. Im Rahmenplan sind die Bodenfaktoren zu drei Gruppen zusammengefaßt, die für die Pflanzenproduktion als die wesentlichsten angesehen werden (Tab. 1).

Tabelle 1: Gliederung von Bodenfaktoren zur Charakterisierung der Nutzungseignung von Böden

Bodenfaktorengruppe	Einzelfaktoren
Durchwurzelbares Bodenvolumen (begrenzende Komponenten)	Festgestein Lockergestein Verfestigte Schichten Carbonat- und Gipsschichten Grund- und Stauwasser
Materialbeschaffenheit des Bodens	Textur- und Texturschichtung Tonminerale und Austauschkapazität Organische Substanz Bodennährstoffe Nährstoffträger Nährstoffdynamik Salze und toxische Stoffe
Bodengefüge und Bodenwasser	Gefügeformen und Gefügeschäden Bodenverschlammung und Verkrustung Verdichtung und Verhärtung Wasserspeicherung und Wasserdurchlässigkeit

Die Einzelfaktoren werden, soweit sie für das Arbeitsgebiet relevant sind, mittels eines Punktsystems auf der Grundlage von Basisdaten bewertet. Damit soll ein Zwang zur definitiven Aussage erreicht werden. Gleichzeitig bildet es eine Gedächtnisstütze. Bei Unsicherheit in der Abschätzung können Punktwertspannen gegeben werden. Es wurde eine Punktwertskala von 20 Punkten gewählt in der Annahme, daß dabei jedem Einzelpunkt noch eine Aussagekraft zukommt. Höchste Punktzahl bedeutet beste, geringste Punktzahl schlechteste Bewertung. Auf 20 Punkte verteilen sich 5 Bodenklassen, wobei jeder Klasse eine Spanne von 4 Punkten zukommt. Eine Sonderklasse ist zusätzlich für Böden vorgesehen, deren Eignung zum Zeitpunkt der Aufnahme aufgrund unzureichender Kenntnisse nicht beurteilt werden kann. Die Klassendefinitionen können aus der Tabelle 2 entnommen werden:

Tab. 2: Definition von Landklassen nach Nutzungseignung

Klasse	Punktwertspanne	Kennzeichnung der Nutzungseignung
I	16 - 20	Für die angestrebte Nutzung sehr gut geeignetes Land mit sehr hoher Ertragsfähigkeit des Bodens; keine oder nur geringe Mängel und gute Bewirtschaftbarkeit. Meist vielseitige Verwendbarkeit (Ausnahme z. B. bei Spezialkulturen wie Reis).
II	12 - 16	Für die angestrebte Nutzung gut geeignetes Land mit mittlerer bis hoher Ertragsfähigkeit; Auftreten geringer Bodenmängel und evtl. etwas erschwerte Bewirtschaftbarkeit. Vielseitigkeit der Verwendbarkeit kann eingeschränkt sein.
III	8 - 12	Für die angestrebte Nutzung noch geeignetes Land mit mittlerer (ausreichender) Ertragsfähigkeit; stärkeres Hervortreten von Bodenmängeln und evtl. erschwerte Bewirtschaftbarkeit. Vielseitigkeit der Verwendbarkeit kann stärker eingeschränkt sein.
IV	4 - 8	Für die angestrebte Nutzung bedingt bis schlecht geeignetes Land mit geringerer Ertragsfähigkeit. Hervortreten starker Bodenmängel evtl. mit sehr erschwelter Bewirtschaftbarkeit. Starke Einschränkung der Verwendbarkeit, evtl. nur einseitige Nutzung möglich (z. B. Weideland).
V	0 - 4	Für die angestrebte Nutzung z. Z. ungeeignetes Land. Unzureichende Ertragsfähigkeit. Hervortreten von sehr starken Bodenmängeln. Evtl. Eignung für nichtlandwirtschaftliche Nutzung wie Fischerei und Forst, Kiesgewinnung etc. Auch evtl. Bedeutung als Landschaftsschutzgebiet (z. B. Grundwasserregeneration).
S Sonder- klasse für vor- läufige Einstu- fung	-	Für die angestrebte Nutzung vorläufig nicht verwendbares Land, da infolge auftretender Bodenmängel eine ausreichende Ertragsfähigkeit nach dem derzeitigen Kenntnisstand als zu wenig gesichert angesehen werden muß. Möglichkeiten einer Bodennutzung und Bodenverbesserung müssen geprüft werden. Danach kann eine Neueinstufung in andere Klassen erfolgen.

Als Beispiel für die Bewertung eines Einzel factors sei die Bodenversalzung angeführt. In Tab. 3 sind die Punktwertspannen

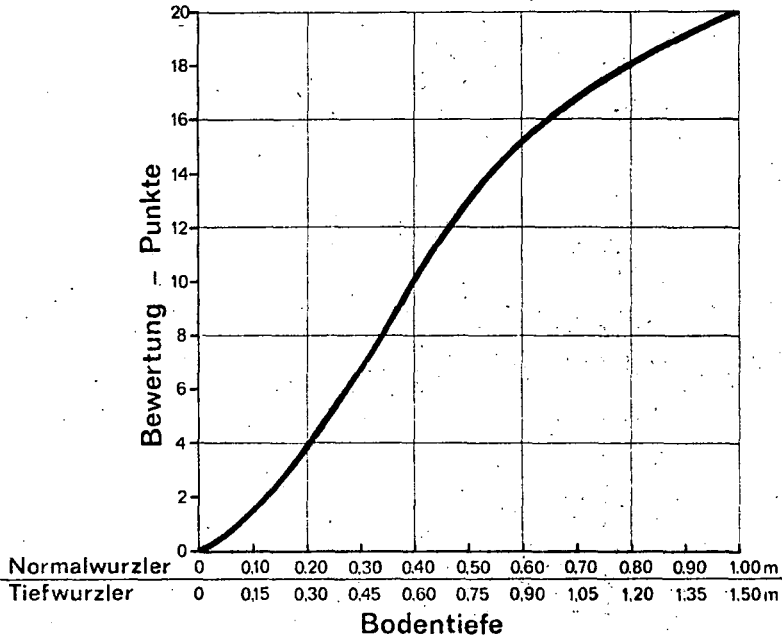
Tabelle 3: Richtzahlen für die Bewertung des Versalzungsgrades von Böden auf der Grundlage von Leitfähigkeitsmessungen. (zusammengestellt nach: United States Salinity Laboratory Staff, 1954)

El. Leitfähigkeit des Sätt. extr. bei 25°C (mmhos/cm)	Wirkung auf Ertragsverhältnisse landw. Kulturpflanzen	Bewertungsspanne (Pkt)
0	Salzeffekte meist zu vernachlässigen	15 - 20
2	Evtl. Ertragsbeeinträchtigung bei sehr salzempfindlichen Pflanzen	11 - 17
4	Erträge vieler Pflanzen beeinträchtigt	7 - 13
8	Nur salztolerante Pflanzen geben zufriedenstellenden Ertrag	3 - 9
16	Nur wenige salztolerante Pflanzen geben zufriedenstellenden Ertrag	0 - 6

für die Versalzungsgrade entsprechend weit gewählt, um - gemäß den Zielsetzungen des Rahmenplanes - den Unterschieden der Salzwirkung auf den Pflanzenertrag, hervorgerufen durch die Wechselwirkungen mit den jeweiligen Standortfaktoren (z. B. Salztoleranz oder Wasserversorgung der Pflanzen) genügend Rechnung zu tragen. Genauere Bewertungen sind erst auf der Grundlage von Untersuchungsergebnissen im Projektgebiet möglich.

Als Beispiel für Möglichkeiten der Bewertung eines Gruppenfaktors mag die durchwurzelbare Bodentiefe dienen (Abb. 1):

Abb. 1: Relation von durchwurzelbarer Bodentiefe und Punktbewertung für "Normal-" und Tiefwurzler



Die Bodentiefenskala wie auch die Kurvenform können entsprechend den physiologischen Ansprüchen der Pflanze geändert werden. Damit soll gesagt sein, daß das hier aufgezeigte Bewertungssystem in keinem Fall schematisch angewendet werden kann, sondern jeweils auf die spezifischen Verhältnisse eines Projektgebietes zugeschnitten werden muß.

Das Hauptproblem liegt in der Feststellung des Gesamtwertes von Flächen für die geplante Nutzung innerhalb des Arbeitsgebietes. Technisch läßt sich dieser Wert dadurch ermitteln, daß man von der Bewertung der Einzelfaktoren übergeht zur Bewertung der Gruppenfaktoren und schließlich zur Bodenbewertung. Aus der Summe der Bodenbewertungen ergibt sich die Flächenbewertung unter Berücksichtigung der für die Durchführung des Projektes relevanten Umweltfaktoren, zu denen u. a. Oberflächengestalt, Lokalklima, Wasserverhältnisse, Erosionsgefährdung und Oberflächenbedeckung gehören. Auf dieser Grundlage lassen sich Landklassen nach Nutzungseignung abgrenzen.

Die Bewertungsmethode basiert auf einer sog. gewogenen Mittelwertbildung, d.h. einem zumeist empirisch gefundenen Wert, der sich aus der Abwägung der Wirkungen der Einzelfaktoren auf den Standortwert ergibt. Relativ leicht durchführbar sind Einstufungen stark wirksamer Faktoren, wie es z. B. bei der Bodenversalzung der Fall ist, wo überdies noch umfangreiche Untersuchungen über Wechselwirkungen von Boden und Pflanze vorliegen. Auch die Bodentextur kann als dominierender Faktor bei der Bestimmung der Nutzungseignung angesehen werden (FINCK & OCHTMAN, 1961). Schwierig sind dagegen Standorte zu bewerten, bei denen eine Vielzahl von Einzelkomponenten zu berücksichtigen sind. Es ist jedoch bekannt, daß auch in solchen Fällen nur wenige Faktoren hocheffektiv und die restlichen weniger effektiv sind (VISSER, 1950). Es wird also bei der Landklassifikation darauf ankommen, durch Auswahl weniger aber wichtiger nutzungsbestimmender Faktoren eines Gebietes und deren Erforschung zu einer gültigen Aussage über die Produktivität von Flächen zu gelangen. Dies kann zunächst nur eine Annäherung an die wirklichen Gegebenheiten eines Standortes sein. Sie ist um so unsicherer, je weniger Anbauerfahrungen in einem Gebiet vorliegen. Bei Neulanderschließung ist die Vorschaltung einer Versuchsphase vor Projektbeginn z. B. in Form einer Pilotstation sinnvoll.

Dabei können Standortfaktoren im Hinblick auf Nutzungseignung multifaktoriell geprüft werden (FERRARI, 1950) und als Grundlage für die Landklassifikation und für die Projektarbeit dienen. Dies ist für kapitalintensive Bewirtschaftungsformen besonders wichtig.

Bei der praktischen Anwendung wurden mit dem hier dargelegten Verfahren gute Resultate erzielt (Planungsteam Paktia, 1972). Die kartenmäßige Erfassung vorhandener Böden, ihrer jetzigen Nutzung und ihres Nutzungspotentials erbrachte als Ergebnis für ein Projektgebiet ein relativ ausgewogenes Verhältnis zwischen bestehender Nutzungsintensität und dem vorhandenen Bodenpotential, wie aus Abb. 2 zu entnehmen ist. Die weite Streuung der Einzelwerte zeigt jedoch an, daß sowohl Teile guter Böden extensiv wie Teile schlechter Böden intensiv genutzt werden. Die Ursache dieser teilweise nicht standortgerechten Bodennutzung liegt - wie die Untersuchung ergab - in der Wirksamkeit anderer, nicht bodenkundlicher Faktoren. Hierzu gehören insbesondere die lokale Wasserverfügbarkeit sowie auch Einflüsse, die sich aus den traditionellen Bewirtschaftungsformen ergeben. Die auf die Fragestellung konzentrierte Zielsetzung der Landklassifikation ermöglichte die Feststellung o. g. für Projektplanung und -durchführung wichtigen Schlußfolgerungen. - An einer Verbesserung und Weiterentwicklung des hier skizzierten Bewertungssystems wird gearbeitet.

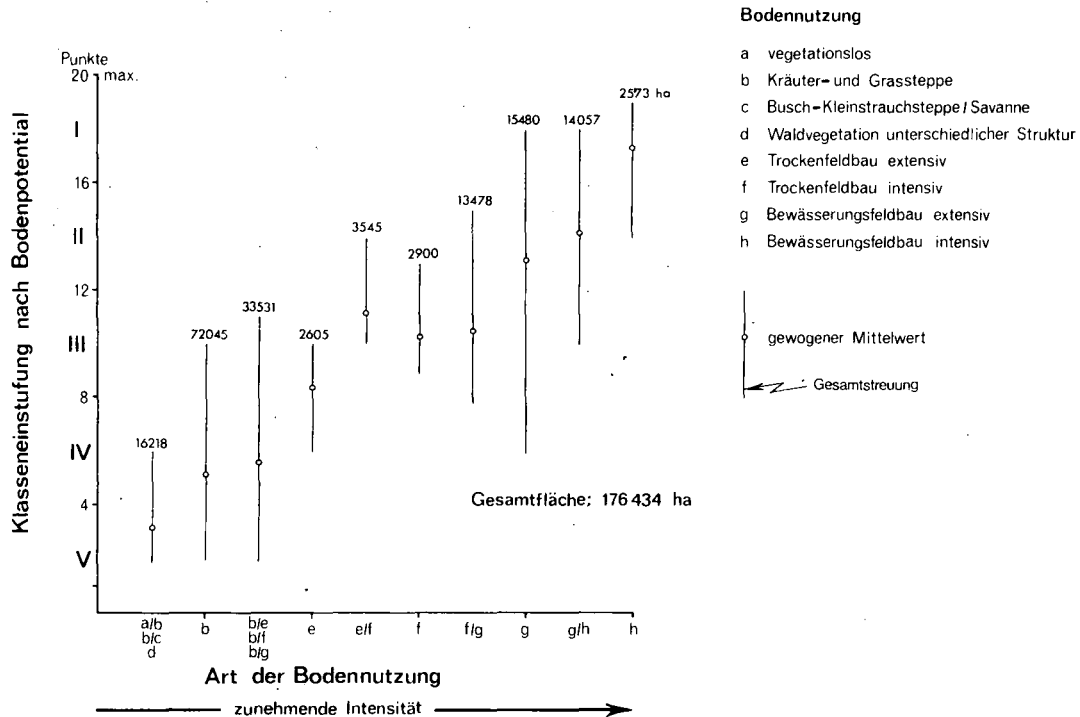


Abb. 2: Verhältnis von gegenwärtiger Bodennutzung zum Bodenpotential im Hochtal von Gardez / Paktia

Literatur

- CANADA, Dep. of Forestry, 1965
The Canada land inventory, ARDA Report No 2
R. Duhamel, Queen's Printer and Controller of
Stationary, Ottawa, 1966
- FERRARI, Th.J., 1950
Growth factors and soil productivity
Transactions 4th Int. Congr. Soil Sci., Amsterdam, 348 - 352
- FINCK, A. & OCHTMAN, L.H.J., 1961
Problems of soil evaluation in the Sudan
Jour. Soil Sci., 12, 87 - 95
- LÜKEN, H., GRÜNEBERG, F. & RICHTSCHEID, P., 1970
Landklassifikation (Entwurf)
System zur Beurteilung der Nutzungseignung von
Böden in Entwicklungsgebieten
Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover, 78 p.
(vervielfältigt)
- MAKER, H.J., DOWNS, J.M. & ANDERSON, J.K., 1972
Soil associations and land classification for irrigation,
Socorro County
New Mexico State University, Agr. Exp. St. Research
Report 234, 72 p.
- MALETIC, J.T. & HUTCHINGS, T.B., 1967
Selection and classification of irrigable land
in: Irrigation of Agricultural Lands, Agronomy No 11;
Madison, Wis. USA, Section IV, 125 - 173

- Planungsteam PAKTIA, 1972
 - Grundlagen und Empfehlungen für eine Perspektivplanung zum regionalen Entwicklungsvorhaben Paktia / Afghanistan
 - Band 2: Boden, Teil I: Böden und Landklassifikationen,
 - Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover

- Soil Survey Staff, 1951
 - Soil survey manual
 - U.S. Dep. Agr. Handbook 18

- United States Dept. of the Interior, 1953
 - Bureau of reclamation manual, Vol. V,
 - Irrigated Land Use, Part 2, Land Classification

- VISSER, W.C., 1950
 - The quantitative basis of the evaluation of soil producibility,
 - Transactions 4th Int. Congr. Soil Sci., Amsterdam, 373 - 377

- United States Salinity Laboratory Staff; 1954
 - Saline and alkali soils;
 - U.S.D.A. Agr. Handbook N^o 60,
 - Washington D.C.

Die Nutzungseignung saliner Wüstenböden Ostjordanien und
Probleme ihrer Melioration

von F. H. GRÜNEBERG ^{x)}

1. Einführung

Das Hashemitische Königreich von Jordanien umfaßt ohne die besetzten Gebiete westlich des Jordan eine Gesamtfläche von 88 600 qkm. 87 % dieser Landfläche liegen in der Wüstenregion, mit weniger als 200 mm jährlichem Niederschlag.

Neben dem weiteren Ausbau des Bewässerungslandbaus im Jordangraben und der Verbesserung des Trockenfeldbaus im Hochland genießt die Entwicklung des bescheidenen Naturraumpotentials der Wüstenregion vorrangige Priorität in der entwicklungspolitischen Konzeption der Regierung des Landes.

Im Rahmen der Arbeiten der Deutschen Geologischen Mission und der darauf aufbauenden Folgeprojekte führten wir bodenkundliche Untersuchungen in der El Azrak Senke im Nordosten, der El Jaffre Depression in Zentraljordanien und im Wadi Ram im Süden des Landes durch.

Ziel dieser Arbeiten war es,

1. in der Nähe erschlossener Grundwasservorkommen bewässerungswürdige und damit landwirtschaftlich nutzbare Böden aufzuspüren und kartographisch zu erfassen,
2. auf Grund der Untersuchungen Meliorationsmaßnahmen vorzuschlagen und
3. die Auswirkung durchgeführter Meliorationsmaßnahmen auf Boden und Ertrag zu verfolgen.

x) F. H. GRÜNEBERG, Bundesanstalt für Bodenforschung,
3 Hannover 23, Postfach 23 01 53

Die nachfolgenden Ausführungen befassen sich in erster Linie mit den Ergebnissen der Arbeiten, die wir am Westrand der El Jaffre Depression im Rahmen des Grundwassererschließungs- und Bewässerungs-Projektes Wadi Arja, 35 km nördlich von Ma'an durchführten.

Abb. 1 Übersichtskarte

2. Klimatische Bedingungen

Das Klima der ostjordanischen Wüstenregion ist gekennzeichnet durch

1. Geringe Niederschläge, die auf die Monate Oktober bis April verteilt sind und häufig, namentlich im November und März, als Starkregen niedergehen.
2. Hohe Sommertemperaturen und Frosttage in den Monaten Dezember, Januar, Februar.
Die Unterschiede zwischen Tageshöchsttemperatur und nächtlicher Tiefsttemperatur können $15 - 20^{\circ}$ C betragen.
3. Geringe relative Luftfeuchtigkeit und damit hohe potentielle Verdunstung während des größten Teils des Jahres.
4. Ständig heftige Luftbewegung, die namentlich in den Frühsommermonaten zu Staubstürmen führen.

Das Klimadiagramm von Ma'an Abb. 2 veranschaulicht die klimatischen Verhältnisse. Die Niederschläge betragen im 30jährigen Mittel 39 mm jährlich. Die monatlichen Niederschläge in den Monaten Oktober bis April erreichten im Mittel der Jahre 1960 - 1967 kaum 10 mm. Die mittlere Januartemperatur beträgt 8° C, in den Monaten Juni, Juli und August wird eine mittlere Monatstemperatur von 25° C erreicht. Während des ganzen Jahres herrscht Trockenheit. Eine intensive Bodendurchfeuchtung kann somit nicht stattfinden.

3. Ausgangsmaterialien der Bodenbildung

Ausgangsmaterialien der Bodenbildung sind im Bereich des Arbeitsgebietes

1. Kreidemergel mit Gipsbändern und feinverteiltem Steinsalz und Hornsteinlagen des Dan - Maastricht. Zum Teil kommen auch dünne Phosphoritlagen vor.
2. Wechselfolgen aus Kalk- und Hornstein des Paleozän - Eozän.
3. Numulitenkalke des Eozäns.

Vorwiegend aus diesen Gesteinen sind die pleistozänen Schotter und fluviatilen und aeolischen Sedimente hervorgegangen, die an der Ostflanke der Grabenrandwölbung des Jordan-Wadi Araba-Grabens im Einzugsgebiet der El Jaffer Depression weite Flächen bedecken.

Örtlich treten Basalte auf, die während des Mittel- und Jungpleistozän durchbrachen.

Holozäne Sedimente stark wechselnder Textur füllen die nur gelegentlich Wasser führenden Täler aus. Im Zentrum der El Jaffre Depression hat sich eine 240 qkm große Regenpfanne aus tonigem Material gebildet.

4. Die Böden

Unter den gegebenen klimatischen Bedingungen können sich aus den festen Ausgangsgesteinen in situ nur flachgründige Lithosole entwickeln. Grobe Gesteinsbruchstücke bedecken als Reste der physikalischen Verwitterung die Bodenoberfläche. Die feineren Verwitterungsprodukte sind durch Wind ausgeblasen. Nicht nur der Basalt, auch der Hornstein und die Kalkbruchstücke zeigen eine tiefdunkle Färbung an der Oberfläche durch "Wüstenlackbildung".

Wegen ihres geringen durchwurzelbaren Bodenvolumens und ihrer meist ungünstigen Topographie sind die Lithosole für eine landwirtschaftliche Nutzung nicht geeignet. Ebenso ungeeignet sind auch die z. T. sehr tief eingeschnittenen Erosionstäler an den Flanken der pleistozänen Schotterflächen.

Die holozänen Sedimente in den Wadis variieren auf kleiner Fläche sehr stark von grobem Geröll bis zu tonigen Feinsedimenten, entsprechend dem Gefälle des Wadis und der Stärke des Oberflächenabflusses, verursacht durch gelegentliche Starkregen. Häufig sind hier kiesige Ablagerungen nur von einem dünnen Schleier von Feinsedimenten bedeckt, so daß eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen nur begrenzt möglich ist.

Tiefgründige Böden mit ausreichendem durchwurzelbarem Bodenvolumen findet man auf den pleistozänen Schotterfächern, die sich von der Grabenrandwölbung mit schwachem Gefälle nach Osten erstrecken und von den Wadiläufen fingerartig gegliedert sind. Die Bodenentwicklung hat auf diesen Flächen vermutlich schon im Pleistozän eingesetzt, dessen Pluvialzeiten eine ausreichende Bodendurchfeuchtung, eventuell auch hohen Grundwasserstand ermöglichten.

Kennzeichnend für diese Böden sind

1. unterschiedlich starke Bodenversalzung
2. wechselnder Steingehalt und Vorkommen von Schotterschichten unterschiedlicher Tiefe
3. hoher Karbonatgehalt bereits im Oberboden und eine Karbonatanreicherungszone variierender morphologischer Ausprägung, Mächtigkeit und Konsistenz in unterschiedlicher Tiefe
4. eine vorwiegend aus Hornstein bestehende Steindecke, die aus wesentlich weniger grobklastischen Gesteinsbruchstücken besteht, als die bei Verwitterung in situ entstandene. Die einzelnen Steine sind partiell in den obersten Bodenhorizont eingeschlämmt und bilden mit diesem das "Wüstenpflaster" (pavement). An ihrer

Oberfläche sind die Steine durch "Wüstenlack" mehr oder weniger stark gefärbt.

Das typische Bodenprofil der ostjordanischen Wüstenböden zeigt folgenden Profilaufbau:

- 0 - 4/8 cm Fahlbrauner schluffiger Lehm plattiger Struktur, in den oberen 3 - 5 mm stark verschlämmt.
CaCO₃: 35 %, Versalzung: 15 - 30 mmho, vorherrschend Na u. Cl, ESP: 30 %
- 20/24 cm Schluffiger Lehm intensiv brauner Farbe. Sehr lockere feinkörnige bis feinkrümelige Struktur, bei Anfeuchtung zerfließend. Feine Salzkristalle und Salzflecken.
CaCO₃: 25 - 30 %, Versalzung: EC 64 - 109 mmho, vorherrschend Na u. Cl. ESP: um 25 %.
- 44 cm B_v-Horizont. Schluffig toniger Lehm, intensiv braun, ausgeprägt polyedrische Struktur, feine meist schwer zerreibbare Aggregate in halboffener Lagerung, Feinrisse, den Horizont vertikal durchziehend. Feine, leicht zerreibbare Kalkkonkretionen.
CaCO₃: um 25 %. Versalzung: EC 64 - 112 mmho.
Ca > Na, vorherrschend Cl. ESP: um 30 %.
- 60/70 cm B/C-Horizont, schluffig, toniger Lehm. Intensiv braun. Ausgeprägt polyedrische Struktur. Mittlere große Aggregate mit schwach ausgebildeten Gleitflächen. Porös. Feine Vertikalrisse. Kalkkonkretionen häufiger und gröber als B_v. Häufig Gipskristalle. Gelegentlich Manganflecken.
CaCO₃ 30 - 35 %. Versalzung: 40 - 60 mmho. Ca meist > Na, vorherrschend Cl. ESP 25 - 33 %.

90 - 110 cm C-Horizont. Schluffiger Lehm bis schluffigtoniger Lehm, kiesig, rötlich gelb, kompakte, polyedrisch brechende Struktur. Harte Konsistenz. Starke Kalkanreicherungen in Flecken, als Kruste an Steinen in dünnen nicht kontinuierlichen Schichten oder Adern. Gips in verzweigten Adern.

CaCO_3 : 40 % und höher. Versalzung: um 50 mmho.
 $\text{Ca} + \text{Mg} \gtrsim \text{Na}$, vorherrschend Cl. ESP: um 30 %, z.T. wesentlich höher.

unter 90/110 cm Schotter unterschiedlicher Korngröße, mit Boden durchsetzt. Z.T. locker, z.T. durch Karbonate † verfestigt.

4.1. Die Bodenversalzung

Das Vorkommen von Salzen im Ausgangsgestein der Bodenbildung, vermutlich hohe Grundwasserstände während der Pluvialzeiten des Pleistozäns und der bereits seit dem Pleistozän das Klima kennzeichnende Wechsel zwischen Winterfeuchte und extremer Sommertrockenheit haben zu einer starken Salzanreicherung in den Böden der ostjordanischen Wüste geführt.

Tiefgründig salzfrei sind nur die Böden der flachen Abflurrinnen und -mulden, in denen sich nach Niederschlägen Wasser sammelt und den Boden tief durchfeuchtet. Hier kann sich eine mehr oder weniger dichte Vegetation entwickeln.

Großflächig herrschen jedoch Böden vor, die in 15 - 60 cm Tiefe eine Salzanreicherungszone haben, deren Salzgehalt, ausgedrückt in mmho Leitfähigkeit des Sättigungsextraktes von 16 bis über 200 mmho variieren kann.

Entsprechend dem Versalzungsgrad der Salzanreicherungszone wurden die Böden in 6 Kartiereinheiten gegliedert.

- Einheit 1 Salzfreie Böden der Abflußrinnen.
- Einheit 2 Böden mit schwacher Oberflächenversalzung.
- Einheit 3 Böden mit einem Salzgehalt entsprechend 16 - 32 mmho
 in der Anreicherungszone.
- Einheit 4 Böden mit einem Salzgehalt entsprechend 32 - 64 mmho
 in der Anreicherungszone.
- Einheit 5 Böden mit einem Salzgehalt entsprechend 64 - 128 mmho
 in der Anreicherungszone.
- Einheit 6 Böden mit einem Salzgehalt entsprechend mehr als
 128 mmho in der Anreicherungszone.

Eine bemerkenswerte Korrelation besteht zwischen dem Salzgehalt der Böden und der Intensität der Wüstenlackfärbung an der Bodenoberfläche. Dadurch war es möglich, die oben genannten Bodeneinheiten anhand von Luftaufnahmen abzugrenzen.

Innerhalb der genannten Einheiten wurden Untereinheiten entsprechend der Mächtigkeit der Böden über Schotter und über Karbonatanreicherungs-zonen abgegrenzt.

4.2. Die Karbonatanreicherungszone

Wie bereits erwähnt, kennzeichnet eine Karbonatanreicherungszone unterschiedlicher Mächtigkeit und Konsistenz den Untergrund nahezu aller Böden der ostjordanischen Wüste.

Die Kalkanreicherungszone hat zwar verfestigte Konsistenz, ist aber nicht steinhart wie die Kalkkruste über den Schottern der Steppenzone oder die Kalkkruste der NARI-Böden des Berglandes.

Die Kalkanreicherungszone ist durchlässig für Wasser, doch wird die vertikale Wasserbewegung durch die Karbonatzone gehemmt. Sie begrenzt das durchwurzelbare Bodenvolumen insofern, als sie für die Wurzelentwicklung vieler Kulturpflanzen ein ungünstiges Milieu bietet.

Die Mächtigkeit des Bodens über der Kalkanreicherungszone muß besonders dann berücksichtigt werden, wenn bei Anlage des Bewässerungssystems geplant werden muß und dabei der Bodenabtrag die Karbonatzone erreicht. Böden mit extrem starker Karbonatzone sind für eine landw. Nutzung nicht oder nur bedingt geeignet.

4.3. Textur und Texturschichtung

Schluffige Lehme, schluffig tonige Lehme und tonige Lehme sind die vorherrschenden Bodenarten der pleistizänen Schotterfächer.

Der Tongehalt variiert zwischen 15 und 25 %.

Schroffe Änderungen der Texturschichtung kommen nicht vor, so daß die Textur günstig zu beurteilen ist.

4.4. Kationenumtauschkapazität und Kationenbelegung

Die Kationenumtauschkapazität der Böden am Westrand der El Jaffre Depression variiert zwischen 10 und 35 meq je 100 g Boden, wobei die höchsten Werte in 15 - 45 cm unter Flur, die geringsten Werte in der CaCO_3 -Anreicherungszone auftreten.

Im Mittel von 40 Bodenprofilen auf pleistozänem Schotter wurden die in Tabelle 1 zusammengestellten Werte gefunden.

Tabelle 1: Kationenumtauschkapazität in meq/100 g Boden
Werte aus 40 Profilen

Tiefe in cm u. F.	Mittelwert	Streubreite
0 - 5	21,5	15,1 - 25,6
5 - 15	25,8	19,8 - 31,8
15 - 30	28,5	23,5 - 33,0
30 - 45	27,0	20,4 - 32,0
45 - 60	22,9	14,5 - 31,0
60 - 90	19,0	10,0 - 31,2
unter 90	16,5	10,5 - 21,0

Der Anteil austauschbaren Natriums beträgt bei neutraler bis schwach alkalischer Reaktion in den salzreichen Böden 25 - 30 %, z.T. wurden auch wesentlich höhere Werte gemessen. Die Bodenreaktion wird hier im wesentlichen durch die Neutralsalze bestimmt.

Nach Auswaschung der löslichen Salze mit 600 bis 1200 mm Wasser steigt der pH-Wert auf 7,9 bis 8,5 an. Der bedenklich hohe Anteil an austauschbarem Natrium fällt auf 4 - 7 %.

Wir konnten somit annehmen, daß Alkalinität die Nutzungseignung nicht beeinträchtigt.

4.5. Das Bodengefüge

Das Bodengefüge ist gekennzeichnet durch meist gut ausgeprägte polyedrische bis prismatische Struktur. Die Porengrößenverteilung innerhalb des Bodenprofils zeigt Abb. 3. Das Volumen der festen Bodensubstanz beträgt in 15 cm u. F. 46 %, nimmt im B_v-Horizont auf 52 % zu, um im Untergrund auf 45 % zurückzugehen.

Trotz Verringerung des Gesamtporenvolumens und Zunahme des "Totwassers" im B_v -Horizont beträgt das Grobporenvolumen in 0 - 45 cm unter Flur einheitlich 15 %. Bei 60 cm u. Fl. erreicht das Grobporenvolumen 20 %.

Die "Innere Drainung" der Böden dürfte daher kein Problem sein, solange das Bodengefüge bei Bewässerung erhalten bleibt. Ungünstig auf die Infiltration wirkt sich jedoch der plattige Horizont an der Bodenoberfläche (Pavement) aus. Blieb bei Infiltrationsmessungen dieser Horizont unzerstört, so betrug die Infiltrationsrate der Böden nur 0 - 2 mm/h. Erst nach Abgraben oder Einarbeiten dieses Horizontes konnten befriedigende Infiltrationsraten von 10 - 20 mm/h erreicht werden.

Erwähnt werden muß noch die starke Verschlämmungsneigung des bis etwa 25 cm u.G. reichenden Na-salzreichen Horizontes. Wir versuchten der Verschlämmungsneigung durch Mischung mit gipshaltigem Bodenmaterial mittels Tiefumbruch zu begegnen, jedoch mit wechselndem Erfolg.

5. Die Melioration der Böden

Die Nutzungseignung der besprochenen Böden ist weitgehend durch die starke Bodenversalzung bestimmt. Wir führten daher Auswaschungsversuche durch, um die zur Entsalzung der Böden erforderlichen Wassermengen zu ermitteln. Die Versuche wurden in mehrfacher Wiederholung auf 10 x 10 m großen Parzellen durchgeführt. Neben unterschiedlichen Wassergaben wurden als weitere Versuchsvarianten Gipsdüngung und Tieflockerung ange wendet.

Die Wasserbewegung im Boden wurde mit Hilfe einer Neutronensonde, die Salzverteilung mit Hilfe von Sensoren gemessen, die in verschiedener Tiefe im Boden installiert waren.

Abb. 4 zeigt die Salzverteilung nach 2 Gaben von jeweils 300 mm Wasser und 6 bis 15 Tage nach der letzten Bewässerung. Die Salzverteilung vor Bewässerung war wegen der geringen Bodenfeuchte mit Sensoren nur in 45, 65 und 80 cm u. G. meßbar.

Nach der ersten Wassergabe von 300 mm geht die starke Bodenversalzung in den oberen 30 cm auf 10 mmho Leitfähigkeit zurück, während in 45, 65 und 80 cm die Salzkonzentration beträchtlich zunimmt.

Nach der 2. Wassergabe entspricht die Salzkonzentration in 65 cm u. G. nur noch 8 mmho. Kulturen mittlerer Salztoleranz dürften daher nach 600 mm Bewässerung ohne Ertragsbeeinträchtigung gedeihen.

Der Boden ist jedoch noch nicht salzfrei, in 80 cm entspricht die Salzkonzentration noch 70 mmho.

Nach Einstellung der Bewässerung setzt sofort die aufwärtsgerichtete Wasserbewegung im Boden ein. Am 15. Tag nach der letzten Wassergabe war in 15 cm u. G. die Saugspannung von ca. 0,3 atm auf 1 atm gestiegen. Die Leitfähigkeit stieg in 45 cm u. F. von 7 auf 10 mmho, in 15 cm von weniger als 1 mmho auf 1,2 mmho. Die Tendenz zur Wiederversalzung zeichnet sich somit deutlich ab.

Nach Wassergaben von 1200 mm ist die Leitfähigkeit auch in 85 cm auf 4 mmho abgesenkt (Abb. 5). Die löslichen Salze sind aus dem Boden in die Schotterschicht ausgewaschen. Eine Tendenz zur Wiederversalzung konnte 9 Tage nach letzter Bewässerung nicht festgestellt werden.

Tieflockerung und Gipsdüngung hatten jedoch keinen signifikant meßbaren Einfluß auf Bodenentsalzung und Alkalinität.

Erfahrungen des Feldanbaus.

Wie bereits erwähnt, stellten wir bei unseren Auswaschungsversuchen keine Alkalinisierung des Bodens fest. Unter den Bedingungen des Feldanbaus trat jedoch eine beträchtliche Alkalinisierung ein, die zur Verschlämmung und dem Zusammenbruch des Bodengefüges in den oberen Bodenhorizonten führte. Die Untersuchungen der Ursachen sind noch nicht abgeschlossen. Bei Gerste konnte trotzdem im ersten Anbaujahr ein Durchschnittsertrag von 30 dz/ha erzielt werden, der Spitzenertrag lag bei 50 dz/ha. Luzerne entwickelte sich dagegen im ersten Anbaujahr nur sehr langsam, holte jedoch im 2. Jahr auf, 1974 konnten bereits 9 Luzerneschnitte geerntet werden.

Literatur:

BENDER, F. : Die Geologie Jordaniens. - Verlag Gebr. Borntraeger, Stuttgart, 1968.

GRÜNEBERG, F., BURGHARDT, W. & HAMDOKH, Kh. : Bodenkundliche Untersuchungen im südlichen Hochland von Jordanien. - Unveröff. Bericht Bundesanstalt für Bodenforschung, Hannover 1969.

LÜKEN, H. & NITSCH, M. : Bodenkundliche Untersuchungen Wadi Arja, Jordanien. - Zwischenbericht. Unveröff. Bericht. Bundesanstalt für Bodenforschung Hannover, 1970.

Nutzungseignung saliner Wüstenböden Ostjordaniens und Probleme ihrer Melioration

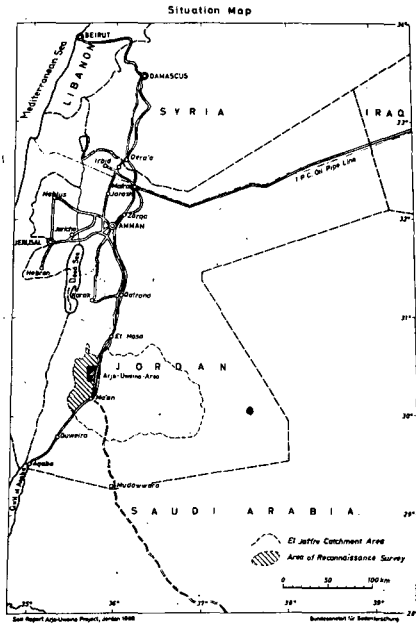


Abb. 1: Lagekarte El Jaffre Depression
 Nach Grüneberg, Burghardt, Hamdoukh 1969

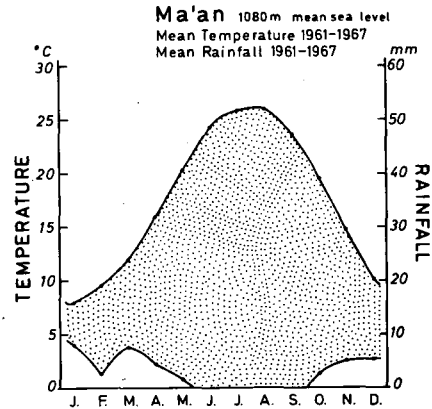
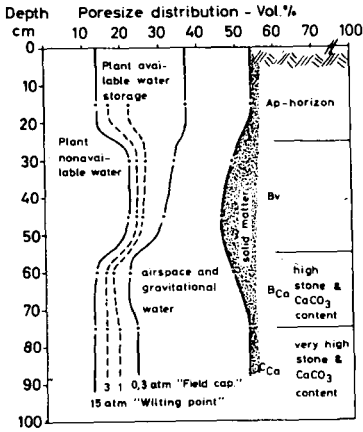


Abb. 2: Klimadiagramm Ma'an
 Nach Grüneberg, Burghardt, Hamdoukh 1969

Nutzungseignung saliner Wüstenböden Ostjordanien und ihre Melioration

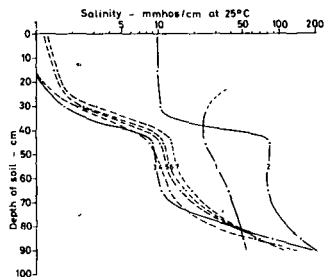


*Some important physical soil characteristics,
Location: Wadi Arja, Exp. I, Prof. L I.*

Abb. 3: Porengrößenverteilung eines salinen Wüstenbodens auf pleistozänem Schotter

Nach Lüken, Nitsch 1970

Nutzungsseignung saliner Wüstenböden Ostjordanien und ihre Melioration



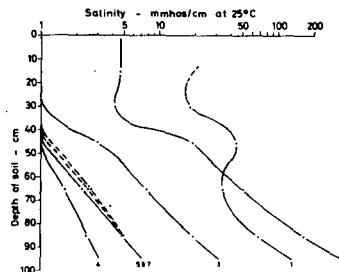
Effect of water applications on soil salinity (sensor values); note gradual re-salinization after last water application.
Location: Wadi Arja, Exp 1, Plot 6.

Legend to Fig.

Location	Curve No. in measurement Fig.	Date of measurement	Salinity measurements	Total amount of water applied
Plot 6	1	24. 5. 70	before irrigation	0 mm
	2	27. 5. 70	3 days after 300 mm water application	300 mm
	3	30. 5. 70	3 days after further 300 mm water application	600 mm
	4	2. 6. 70	6 days after last irrigation	
	5	5. 6. 70	9 days after last irrigation	
	6	8. 6. 70	12 days after last irrigation	
	7	12. 6. 70	15 days after last irrigation	

Abb.: 4 Bodenentsalzung.
Salzverteilung nach Bewässerung mit 2 Gaben je 300 mm Wasser und 6,9,12 und 15 Tage nach letzter Bewässerung.

Nach Lücken, Nitsch 1970



Effect of water applications on soil salinity (sensor values).
Location: Wadi Arja, Exp 1, Plot 7.

Legend to Fig.

Location	Curve No. in measurement Fig.	Date of measurement	Salinity measurements	Total amount of water applied
Plot 7	1	25. 5. 70	before irrigation	0 mm
	2	28. 5. 70	3 days after 300 mm water application	300 mm
	3	31. 5. 70	3 days after further 300 mm water application	600 mm
	4	3. 6. 70	3 days after further 300 mm water application	900 mm
	5	6. 6. 70	3 days after further 300 mm water application	1200 mm
	6	9. 6. 70	6 days after last irrigation	
	7	12. 6. 70	9 days after last irrigation	

Abb. 5: Bodenentsalzung.
Salzverteilung nach Bewässerung mit 4 Gaben je 300 mm Wasser und 6 bzw. 9 Tage nach letzter Bewässerung.

Nach Lücken, Nitsch 1970

Beurteilung von Böden für die Bewässerungswirtschaft im
Conlaratal, Argentinien

von
W. Kantor *)

1. Einleitung

Im Rahmen der Deutschen Hydrogeologischen Mission in Argentinien wurden im Conlaratal Böden untersucht um deren Verhalten bei einer Bewässerung abschätzen zu können (KANTOR, 1974).

Das Conlaratal liegt ca. 900 km NW von Buenos Aires im NE der Provinz San Luis. Im Westen wird das Tal von der "Sierra de San Luis", im Osten von der "Sierra de Cordoba" (od. de los Comechingones) und im Süden durch den "Cerro del Morro" begrenzt. Im NW ist das Tal offen. Der Hauptentwässerungsstrang ist der Rio Conlara, der unterirdisch in das Tal von Quines-Ulapes-Chanchani mündet, das weiter nördlich in die Salzpflanzen der "Salinas Grandes" übergeht.

Bei der Auswahl des Untersuchungsgebietes mußten neben den natürlichen Verhältnissen (Bodenqualität, Versalzung, Grundwasser) auch entwicklungs-politische Kriterien mit berücksichtigt werden. In dem hier beschriebenen Fall wurde daher das kleinbäuerlich strukturierte Gebiet um Santa Rosa bevorzugt.

2. Natürliche Grundlagen

Geologisch ist das Tal ein intramontanes Becken mit äolischer und fluviatiler Sedimentfüllung. Das kristalline Basement liegt im Osten des Tales oft mehr als 300 m unter der Taloberfläche. Es steigt allgemein nach Westen stufenförmig an, wodurch die Mächtigkeit der Sedimentfüllung stark wechselt.

*) Bundesanstalt für Bodenforschung, D 3 Hannover 23,
Postfach 230153

Die Sierrren sind größtenteils aus Methamorphiten (Gneis, Phyllit) und Graniten aufgebaut. Diese Gesteine werden in beiden Sierrren von vielen Pegmatitgängen (Cerro del Morro) durchzogen. Die Sedimentfüllung besteht aus zwei Serien. Die untere enthält vorwiegend feinklastisches Material (rotbraune, äolische, schluffige Lehme) mit geringmächtigen Sandeinlagerungen. Die obere Serie ist aus vorwiegend grobklastischem Material mit häufigen Einlagerungen von äolisch-sandigen Schluffen aufgebaut.

Die heutige Geländeoberfläche wird vorwiegend von äolischem Material, daß aus dem Süden von Argentinien (Patagonien) stammt, aufgebaut (TERUGGI, 1957). Dabei nimmt der fluviatile Einfluß von der Sierra im E nach W in Richtung auf den Vorfluter hin ab. In gleicher Richtung steigt der Anteil des Feinmaterials im Boden. Dieses Gebiet ist wegen des Vorhandenseins gut wasserdurchlässiger Schichten für die Grundwassergewinnung von Interesse (s. Bericht Bd. 4, Conlaratal, 1974).

Die Grundwasserfließrichtung ist vorwiegend nach NW auf die Vorfluter (Rio Conlara, Rio Claro) und die Ebene von Quines-Ulapes-Chancani gerichtet. Die von der "Sierra de Cordeba" kommenden Bäche (Arroyos) versickern in dem der Sierra vorgelegerten Geröllsaum. Die Grundwasserneubildung geschieht überwiegend in diesem Abschnitt des Tales.

Die Qualität des Grundwassers ist am Sierraanrand sehr gut (< 800 umhos/cm), sie nimmt zu den Vorflutern hin ständig ab (1500 umhos/cm). Der Grundwasserstand im Untersuchungsgebiet liegt zwischen 2 und 20 m Tiefe.

Das Klima des Conlaratals kann als semiarid bezeichnet werden. Das Tal liegt im Regenschatten der "Sierra de Cordoba". Die Niederschlagshöhe beträgt im 30 jährigen Mittel etwa 500 mm im Jahr, die in den Monaten September bis März fallen. Die Jahres-

mitteltemperatur für Villa Dolores liegt bei 17,9°C. Im Winter ist regelmäßig mit Hagel, Schneeschauern und Nachtfrost zu rechnen. Die potentielle Evaporation beträgt 2170 mm/Jahr. Intensiver Ackerbau ist ohne Bewässerung nicht möglich.

Die Vegetation bildet ein mittelhoher Dornenwald (Monte) mit *Prosopis caldenia*, *Geoffroea decorticans*, *Atriplex* sp. u. a. als vorherrschende Arten.

Die Böden im Conlaratal lassen sich grob aufgrund der Morphologie einteilen. Entlang der Randgebirge im Osten und Westen finden wir auf kolluvialem Material Lithosole. Zur Talmitte hin wird der Boden durch verstärkte Ablagerung von äolischem Material feinkörniger. Hier herrschen braune Steppenböden (oder "non chernosem steppe soil" nach PAPADAKIS, 1963) vor. Zwischen den Flüssen Rio Conlara und Rio Claro sind Gleye verbreitet. In diesem Boden ist die Versalzung am stärksten ausgeprägt.

Im Grundwasserschwankungsbereich sind CaCO_3 -Anreicherungen (Tosca) anzutreffen, die ganze Bänke bilden können.

Systematisch können die Böden des Conlaratals als Übergangsformen zwischen der feuchten Pampa im Osten (Mollisole) und dem trockeneren Gebieten im N und NW (Aridisole) angesehen werden.

3. Ergebnisse und Diskussion

Über das Untersuchungsgebiet wurde ein Bohrnnetz im Abstand von 1 km gelegt und je Bohrung die Proben nach Textur (Fingerprobe), Bodenfarbe, Struktur, Durchwurzelung, Permeabilität, natürl. Drainung und CaCO_3 -Grenze im Profil beschrieben. Es wurden je Bohrung meist 3 Proben (0-40; 40-120; 120-210 cm) genommen. Daneben wurden 4 Leitprofile aufgegraben.

Zur Beurteilung der Bewässerungseignung der Böden im Conlaramental wurden folgende Kriterien benutzt:

1. Salzgehalt und Wasserhaushalt des Bodens
2. Bodentextur
3. Nährstoffgehalt
4. Qualität des Bewässerungswassers.

Aufgrund der natürlichen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet war unschwer abzuschätzen, daß die Wasserreserven und die Versalzung der Böden die Hauptkriterien für die Nutzungseignung bilden.

Unterschiede aufgrund der Korngrößenzusammensetzung sind im Untersuchungsgebiet nur schwach ausgeprägt. Ihre Bedeutung für die Einstufung der Böden nach Bewässerungseignung ist daher gering. Es herrschen Schluff und schluffiger Lehm vor. Der Tongehalt ist in allen Profilen - abgesehen vom Oberboden - gering (2 - 12 %).

Die Beurteilung der Versalzung erfolgte nach folgenden Kriterien:

- a) Versalzungsintensität
- b) Vorherrschendes Salz
- c) Grundwasserhältnisse.

Die Versalzungsintensität wird durch die elektr. Leitfähigkeit (E.C.) von Bodensättigungsextrakten nach RICHARDS (1954) wiedergegeben. Die Versalzung des Oberbodens (0-40 cm) wurde zur Einstufung in die Versalzungsklassen herangezogen. In Grenzfällen wurde auch der EC-Wert des Unterbodens (40-120 cm) und des Untergrundes (120-210 cm) mit berücksichtigt. Die Einteilung der Versalzungsintensität gibt Tab. 1 wieder.

Tab. 1: Klassifizierung der Versalzungsintensität

Versalzungsklasse (mmhos/cm 25°C)	Versalzungsintensität und Schadwirkung für den Pflanzenwuchs
< 4	keine bis geringe
4 - 8	mittel
8 - 16	hoch
> 16	sehr hoch

Das vorherrschende Salz wurde durch die Anionenzusammensetzung charakterisiert. Ausgeschieden wurden vor allem Chloride und Sulfate.

Beim Grundwasser scheint eine direkte, vermutete Abhängigkeit zwischen der Salzart im Boden und der im Grundwasser zu bestehen.

Die Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessung und der Salzzusammensetzung der Sättigungsextrakte der Bohrproben und der Leitprofile wurden in Versalzungszone kartenmäßig (1 : 50 000) erfaßt. Die flächenmäßige Darstellung der abgegrenzten Versalzungszone zeigte die salzfreien Gebiete im E und NW des Untersuchungsgebietes. Stark versalzen ist der gesamte SW und das Gebiet um Santa Rosa. Im Mittelteil des Untersuchungsgebietes (zwischen der Eisenbahnlinie und der Ruta Nat. No. 148) erstreckt sich ein Streifen von mittlerer Versalzung oder hoher bis sehr hoher Unterbodenversalzung. Die Salze, die hier dicht unter der Hauptwurzelzone liegen bilden bei unsachgemäßer Bewässerung stets eine Gefahr für die Pflanzen und mußten daher in der Karte als Einheit ausgeschieden werden.

Auch die Leitfähigkeitswerte der salzfreien Zone zeigen eine starke Variabilität und zwar sowohl innerhalb wie auch zwischen den Profilen. Daraus läßt sich das labile Gleichgewicht zwischen Versalzungs- und Entsalzungstendenz erkennen. Die Salzfluktuation kann also auch in der salzfreien Zone saisonal zu Salzkonzentrationen führen die Ertragsdepressionen hervorrufen. Die Natruimadsorption der salzfreien Böden ist gering, was sich positiv auf die Bodenstruktur bei Bewässerung auswirkt.

Deutlich ist die Salzakkumulation im B2-Horizont bei 1 m Tiefe in den Profilen C-4 und 5 zu sehen, wohingegen keine nennenswerte Salzkonzentration im Profil C-6 auftritt. Im Profil C-7 ist die Oberbodenversalzung sehr hoch.

Das pH liegt in schwach alkalischen Bereich. Große Schwankungen treten sowohl innerhalb eines Profils als auch zwischen den Profilen im CaCO_3 -Gehalt auf. Mit 60 % CaCO_3 ist der Carbonatanteil in dem Boden mit hohem Grundwasserstand sehr hoch. In den übrigen Profilen liegt der Carbonatgehalt unter 6 %.

Zur Beurteilung der Wasserverhältnisse im Boden wurde die Porengrößenverteilung in den Leitprofilen ermittelt. Sie zeigt in den einzelnen Profilen keine Verdichtungen. Der Festsubstanzanteil fällt von 52 % (Profil C-4, 5 und 6) auf 30% (Profil C-7) ab. Diese geringe Lagerungsdichte von Profil C-7 schlägt sich vor allem in einem hohen Mittelporenanteil (0,2 - 10 μ) nieder. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) ist in diesem Profil mit 300 mm bis 1 m Tiefe sehr hoch. In den übrigen Profilen liegt die nFK bei 120 mm.

Die Wasserdurchlässigkeit des Bodens wurde aufgrund fehlender Meßergebnisse nach HARTGE (1961) aus dem Anteil der $>50 \mu$ Poren errechnet. Die erhaltenen Ergebnisse deuten auf eine geringe bis mittlere Wasserdurchlässigkeit in den Profilen

C-4, 5 und 6 hin. Im Profil C-7 liegt der kf-Wert bei über 100 Cm/Tag. Er stimmt mit dem hohen Anteil sehr grober Poren gut überein.

Neben der Versalzung und der Wasserversorgung ist für den Pflanzenwuchs der Nährstoffhaushalt der Böden und die Anwesenheit von toxischen Stoffen von Bedeutung. Zur Abschätzung der pflanzenverfügbaren Nährstoffe wurden die Makronährstoffe NPK und von den toxischen Elementen Bor untersucht.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, daß der Borgehalt nur in einigen Abschnitten die Toleranzgrenze der meisten Pflanzen überschritten hat. Ein hoher Borgehalt ist dabei meist mit einer hohen Salzkonzentration gekoppelt.

Die Versorgung mit Stickstoff ist im gesamten Untersuchungsgebiet sehr schlecht. Selbst auf dem Gley, wo der Gehalt an org. Sub. auf 6% ansteigt, kann die N-Versorgung der Pflanze nicht über die Mineralisierung sicher gestellt werden.

Die P-Versorgung (Olsen; 0,5 n NaHCO_3) des Bodens ist im Untersuchungsgebiet mittel bis gut. Die Verfügbarkeit des P fällt dabei mit höherem CaCO_3 -Gehalt im Boden ab.

Gut ist die K-Versorgung aller untersuchter Böden. Die Ursache dafür liegt in den Mineralgehalten mit hohem Muskovit-Illit und Feldsparanteil. Auch vulkanische Gläser sind als weitere K-Quelle zu betrachten.

Alle Untersuchungsergebnisse wurden in den Empfehlungen für den Ausbau der Bewässerung um Santa Rosa zusammengefaßt. Nach der Verteilung der nicht versalzten Zone im Untersuchungsgebiet sind potentielle Bewässerungsflächen östlich der Bahn in einem Gebiet das durch ansteigendes Grundwasser weniger

gefährdet ist zu finden. Die Gleye scheiden trotz ihrer hohen natürlichen Fruchtbarkeit zunächst für einen intensiven Bewässerungsfeldbau aus, da sie zur Entwässerung einen zu hohen Kostenaufwand erfordern. Die Versalzung würde in dieser Zone ohne eine gut funktionierende Entwässerung weiter steigen.

Die bestehende Gefahr zunehmender Bodenversalzung durch Bewässerung ist im Kartiergebiet durch entsprechende Bewässerungstechniken und Entwässerungsmaßnahmen zu bekämpfen. Es muß ein gewisser abwärtsgerichteter Wasserstrom ("Leaching requirement") aufrecht erhalten werden.

Als Wasserlieferant wird im Gebiet um Santa Rosa der Kanal San Felipe seine Hauptbedeutung behalten. Um die Böden östlich der Bahn bewässern zu können, muß der Kanal jedoch ab "Ojo del Rio" östlich der Ruta Nac. No. 148 weiter geführt werden. Mit Stichkanälen könnte das Gebiet westlich und östlich der Ruta 148 mit Wasser versorgt werden. Der Standort der Pumpen muß so gewählt werden, daß sie direkt in den Hauptkanal einspeisen. Dabei wird es zu einer durchaus erwünschten Grundwasserabsenkung im Untersuchungsgebiet kommen.

Das neu zu erschließende Grundwasser sollte bevorzugt zur Sicherung der bestehenden Anbaufläche eingesetzt werden. Eine Ausdehnung der Bewässerungsfläche muß solange zurückgestellt werden, bis die Intensivierung der vorhandenen Bewässerungsflächen abgeschlossen ist. Auch in Zukunft wird der Bewässerungsfeldbau flächenmäßig im Tal nur eine untergeordnete Rolle spielen. Für eine größere Ausdehnung sind die Wasserreserven zu gering.

Literatur

- HARTGE, K.H.: Die Erfassung der Kontinuität der groben Poren aus ihrem Anteil im Boden und dem Permeabilitätskoeffizienten. Z. Pflanzenern. u. Bodenkunde 94: 147-154 (1961)
- KANTOR, W. : Versalzung und Bewässerungseignung von Böden im Conlaratal, Argentinien. Bericht BfB, Hannover 1974.
- KOHL, F. : Die Bodenkarte, Kartieranleitung der geolog. Landesämter, Hannover 1971.
- KRAMPE, K.: Hydrogeologie des Conlaratals. Bericht des CAAAS, Bd. 4, BfB Hannover 1974.
- PAPADAKIS, J.: Soils of Argentine. Soil Sci. 95: 356-366 (1963)
- RICHARDS, L.A.: Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils. Handbook No. 60 US.Dep. of Agric. Washinton 1954.
(Editor)
- TERUGGI, M.E.: The nature and origin of Argentine Loess. J.Sedim. Petr. 27: 322-332 (1957)

Kaliumdynamik bei Roterden mit kaolinitischer
Mineralzusammensetzung im Tonanteil und deren
Bedeutung für die Ertragsbildung

von

K. Németh und H. Grimme +)

Einleitung

Unter K-Dynamik verstehen wir die Anlieferung der K-Ionen vom Boden über die Bodenlösung an die Pflanzenwurzel, wobei die K-Konzentration der Bodenlösung eine entscheidende Rolle spielt, denn die Vorgänge der Diffusion und die des Massenflusses spielen sich in ihr ab (BARBER et al. 1963; MENGEL et al. 1969; GRIMME et al. 1971 und NYE 1972). Zur Charakterisierung der K-Dynamik im Boden müssen folgende Faktoren bekannt sein:

- 1) K-Konzentration der Bodenlösung und
- 2) ihre Pufferung im Laufe der Vegetationsperiode
- 3) Ausmaß der Erhöhung der K-Konzentration in der Bodenlösung durch Düngung.

Diese Faktoren sollen bei einigen Roterden mit kaolinitischer Mineralzusammensetzung im Tonanteil im Vergleich zu Parabraunerden aus Löß beschrieben werden.

Material und Methoden

Die untersuchten Roterden stammen aus Nigeria, und die Relikt-Roterden aus dem hessischen Raum bei Hungen. Ihre Tongehalte lagen bei ca. 20% und die pH-Werte zwischen 5,0 - 6,0. Röntgenographische Untersuchungen ergaben eine überwiegend kaolinitische Mineralzusammensetzung im Tonanteil.

+)

Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Hannover, Bünteweg 8

Zum Vergleich wurden Parabraunerden aus Löß aus der Wetterau in die Untersuchungen mit einbezogen.

Der Gefäßversuch wurde mit einer Relikt-Roterde und mit einer Parabraunerde durchgeführt, da hiervon genug Material zur Verfügung stand. Ihre Austausch-K-Gehalte waren vergleichbar. Als Versuchspflanze diente Weidelgras. Nach jedem Schnitt erfolgten Ertragsmessungen sowie Pflanzen- und Bodenanalysen.

Die Faktoren der K-Dynamik wurden mittels Elektro-Ultrafiltration bestimmt (NEMETH 1972).

Tabelle 1 Beziehungen zwischen K-Konzentration der Bodenlösung und Austausch-K-Gehalten von Roterden und Parabraunerden bei vergleichbaren Tongehalten

	austauschbares K in mg/100 g	K-Konz.d.Bodenl. mval/l
Roterden aus Nigeria	12 15	0.75 1.05
Relikt-Roterden Hungen (Hessen)	10 18	0.80 1.2
Parabraunerden aus Löß Wetterau	9.5 17 30	0.2 0.4 1.2

Tabelle 2 **Änderung der K-Konzentration der Bodenlösung durch K-Zugabe bei einer Roterde und bei einer Parabraunerde bei gleichen Gehalten an austauschbarem K (10 mg/100 g) und Ton**

	K-Zugabe in mg/100 g Boden	K-Konzentration der Bodenl. in mval/l
Roterde	0	0,80
	10	1,60
	20	2,60
Parabraunerde	0	0,20
	10	0,25
	20	0,35
	40	1,10

Ergebnisse

Die Untersuchung der Bodenlösung ergab, daß die K-Konzentration der Roterden bei vergleichbaren Ton- und Austausch-K-Gehalten beachtlich höher liegt, als bei den Parabraunerden (Tab. 1), was mit der selektiven K-Bindung der Parabraunerde zu erklären ist. Die unterschiedlich starke K-Bindung führt dazu, daß die K-Konzentration der Bodenlösung bei gleicher K-Zugabe unterschiedlich ansteigt, nämlich bei der Roterde viel steiler als bei der Parabraunerde (Tabelle 2).

Die Auswertung des Gefäßversuches ergab folgendes:

Bei dem ersten Schnitt brachte die Relikt-Roterde den höchsten Ertrag (70 g/Gefäß). Auch die K-Konzentration der Bodenlösung (die nach 10 min desorbierten K-Mengen) lagen bei diesem Boden am höchsten (1,7 mval K/l oder 17 mg K/100 g Boden nach 10 min; vergl. Abb. 2). Bei der Parabraunerde dagegen lagen der Ertrag und auch die K-Konzentration der Bodenlösung (Abb. 1 und 2) beachtlich niedriger als bei der Relikt-Roterde, obwohl die Austausch-K-Gehalte vergleichbar waren.

Die aktuelle K-Verfügbarkeit wird also durch die K-Konzentration der Bodenlösung oder durch die nach 10 min mittels EUF gemessenen K-Mengen besser angezeigt als durch die Austausch-K-Gehalte.

Im Laufe der Schnitte fallen die K-Konzentration der Bodenlösung und der Ertrag bei der Relikt-Roterde viel schneller ab als bei der Parabraunerde, obwohl die Austausch-K-Gehalte vor dem ersten Schnitt ähnlich waren (vergl. Abb. 1). Die Pufferung der K-Konzentration der Bodenlösung wird durch das austauschbare K allein unbefriedigend angezeigt. Die EUF-Kurven haben einen ähnlichen Verlauf wie die Ertragskurven (vergl. Abb. 1 u. 2). Bei der Relikt-Roterde hört die K-Desorption nach 20 min auf (keine Pufferung), der Ertrag fällt ebenfalls schnell ab. Im Gegensatz dazu zeigen die K-Kurven der Parabraunerde gute K-Pufferung an (die K-Desorption hört bei 35 min nicht auf), wodurch der Ertrag nur bis zu einer bestimmten Grenze abfällt. Die K-Dynamik kann mittels EUF demnach gut charakterisiert werden.

Zusammenfassung

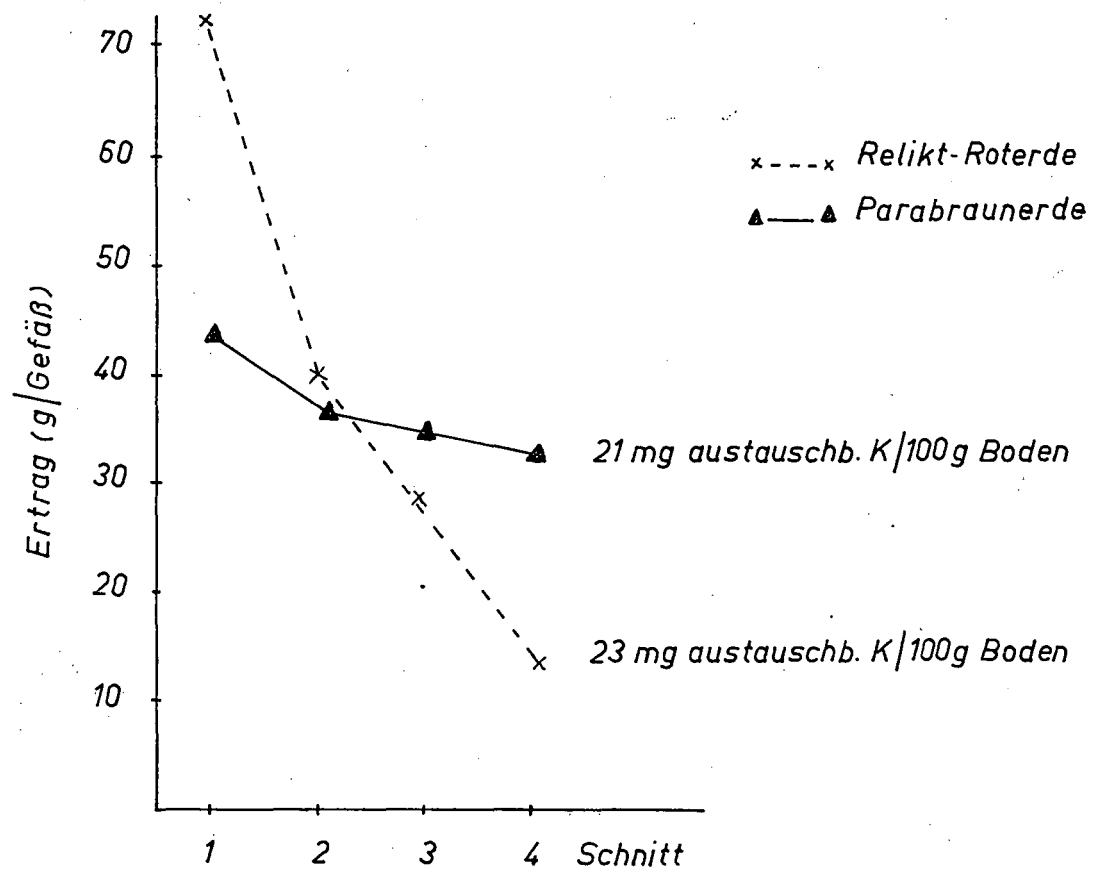
Die K-Dynamik einiger Roterden mit kaolinitischer Mineralzusammensetzung im Tonanteil wird im Vergleich zu Parabraunerden aus LÖB beschrieben. Die Untersuchungen ergaben folgendes:

- 1) Die K-Konzentration der Bodenlösung liegt bei den Roterden bei vergleichbaren Austausch-K- und Tongehalten beachtlich höher als bei den Parabraunerden (Tab. 1).
- 2) Durch gleichstarke K-Düngung steigt die K-Konz. der Bodenlösung bei den Roterden viel schneller an als bei den Parabraunerden, die K-selektiv binden.
- 3) Die höchsten Erträge wurden bei den höchsten K-Konzentrationen in der Bodenlösung erreicht (Abb. 1 u. 2). Die aktuelle K-Verfügbarkeit wird also durch die K-Konzentration der Bodenlösung oder durch die mittels EUF nach 10 min abgegebenen K-Mengen gut angezeigt.
- 4) Bei vergleichbaren Austausch-K-Gehalten fallen die K-Konz. der Bodenlösung und auch der Ertrag bei der Roterde viel schneller ab als bei der Parabraunerde. Die Pufferung der K-Konzentration wird durch die Austausch-K-Gehalte unbefriedigend angezeigt.
- 5) Der unterschiedliche Abfall der Erträge bei der Relikt-Roterde einerseits und bei der Parabraunerde andererseits kann mittels EUF-Kurven vorausgesagt werden.

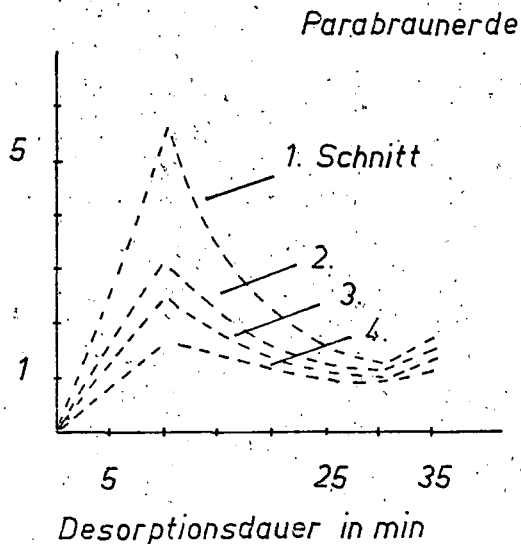
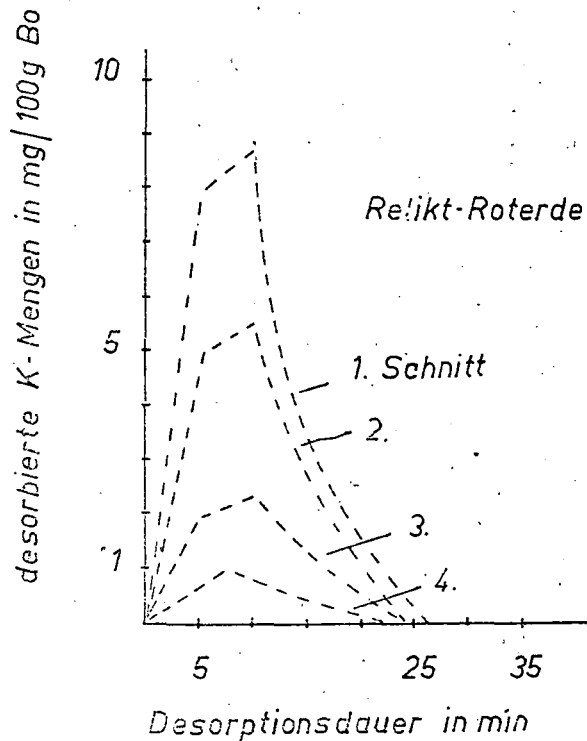
Literatur

- BARBER, S.A., WALKER, J.M. and VASEY, E.H.: Mechanisms for the movement of plant nutrients from the soil and fertilizer to the plant root.
J. agric. Food Chem. 11, 204-207 (1963)
- GRIMME, H., NÉMETH, K. und von BRAUNSCHWEIG, L.C.: Beziehungen zwischen dem Verhalten des Kaliums im Boden und der Kaliumernährung der Pflanze.
Landw. Forsch. Sonderh. 26/I, 165-176 (1971)
- MENGEL, K., GRIMME, H. und NÉMETH, K.: Potentielle und effektive Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen im Boden.
Landw. Forsch. Sonderh. 23/I, 79-91 (1969)
- NÉMETH, K.: Bodenuntersuchung mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) mit mehrfach variiertes Spannung
Landw. Forsch. Sonderh. 27/II, 184-196 (1972)
- NÉMETH, K.: The effect of K fertilization and removal by ryegrass in pot experiments on the K concentration of the soil solution of various soils. Plant and Soil 40 (im Druck)
- NYE, P.H.: Localised movement of potassium ions in soil.
Proceedings of the 9th Colloquium of the International Potash Institute (1972)

7. Beziehungen zwischen dem Ertrag von Weidelgras und Austausch-K-Gehalten bei einer Relikt-Roterde und einer Parabraunerde



2. Änderung der K-Konzentration der Bodenlösung durch K-Entzug von Weidelgras bei einer Relikt-Roterde und einer Parabraunerde



Kaliumverfügbarkeit verschiedener Böden
und Kaliumdüngerwirkung beim Sumpfreis

von
G. Kemmler⁺)

Nach dem Überfluten ergeben sich im Reisboden wichtige Veränderungen wie Sauerstoffmangel, CO₂-Anreicherung, Absinken des Redox-Potentials, Veränderungen des N-Stoffwechsels, anaerobe Umsetzungen der organischen Substanz, Reduktion von Mn- und Fe-Oxyden, Erhöhung der Verfügbarkeit von Phosphat und von Kationen. (Ponnamperuma 1964). Da Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺ und Na⁺ nicht von den Reduktionsvorgängen berührt werden, handelt es sich um Sekundäreffekte von Überflutung und Reduktion, z.B. die Erhöhung der Anionen-Konzentration (CO₂ und organische Anionen der anaeroben Prozesse).

Die K-Konzentration der Bodenlösung kann nach dem Überfluten auf mehr als das Doppelte steigen, z.B. von 2 auf 8 ppm. Ponnamperuma (1969) gibt auch Werte von 20 ppm K an. Die Erhöhung der K-Verfügbarkeit hat eine höhere Kaliumaufnahme durch die Pflanzen im Vergleich mit nicht überfluteten Böden zur Folge. (Gorantiwar et al. 1973). Dadurch ergibt sich bei den überfluteten Reisböden eine stärkere K-Verarmung (Tabelle 1).

Tabelle 1. K-Entzug durch Reis und verfügbares Kalium (nach Olsen) im Boden nach Abschluß von Gefäßversuchen mit unterschiedlicher Bodenfeuchtigkeit (Gorantiwar et al., 1973)

Bodenfeuchtezustand	K - Aufnahme (mg/Pflanze),			Verfügbares K, kg/ha
	Stroh	Korn	zus.	
700 cm Wasserspannung	133.8	-	133.8	728
300 cm Wasserspannung	227.8	-	227.8	630
Wasser Oberfläche = Bodenoberfläche	246.6	15.6	262.2	509
4 cm Überflutung	375.5	30.3	405.8	368
7 cm Überflutung	521.5	26.9	548.4	366

⁺) Landwirtsch. Forschungsanstalt Büntehof, 3 Hannover, Bünteweg 8

Reicht die K-Freisetzung nach dem Überfluten des Bodens aus zur Versorgung der Reispflanzen mit Kalium bei intensivem Anbau? Der K-Bedarf während des stärksten vegetativen Wachstums kann bei frühreifen Hohertragssorten 3,5 - 6 kg K_2O pro ha und Tag betragen (Patnaik u. Abichandani, 1970; Sekhon et al., 1973). Eine K-Konzentration der Bodenlösung von 20 ppm würde bei 100 %-iger Durchwurzelung den K-Bedarf während dieser Wachstumsphase nur für 7 - 11 Tage decken können, falls die Nachlieferung aus dem Boden nicht schnell genug erfolgt, um den Entzug durch die Pflanzen wieder auszugleichen. Das Bewässerungswasser dürfte die K-Konzentration der Bodenlösung eher erniedrigen als erhöhen. Kobayashi (1958, 1960) gibt für Japan 1,2 , für Thailand 2,5 ppm als mittleren K-Gehalt im Flußwasser an. Bei starkem Absinken des Redox-Potentials und vermehrtem Auftreten von H_2S und niedermolekularen Abbauprodukten anaerober Umsetzungen ist die Respiration der Reiszurzel gestört und ihre Fähigkeit zur K-Aufnahme vermindert (Baba et al., 1964). Das ist gleichbedeutend mit einer Verschlechterung der K-Verfügbarkeit.

Bodenuntersuchungsergebnisse, die Aufschluß über die Kalium-Verfügbarkeit der Böden in den reisanbauenden Ländern Asiens geben sollen, haben bislang nur zu einer vorläufigen Einteilung der Böden geführt, der man mit Vorbehalten begegnen sollte. Kawaguchi und Kyuma (1969) haben Reisböden in Thailand, Malaysia und anderen asiatischen Ländern beschrieben (Tabelle 2).

Tabelle 2. Häufigkeit verschiedener Klassen der K-Verfügbarkeit in Reisböden einiger Fernostländer nach Kawaguchi und Kyuma (1969)

K ₀ , mg/100 g Boden, (0.2 N HCl-löslich)	Anzahl der Böden in jeder Klasse				Gesamtzahl der untersuchten Bodenproben
	< 5	5-15	15-25	> 25	
Japan	6	40	9	17	72
Philippinen (Luzon, bei Manila)	0	3	1	2	6
Kambodscha	8	5	2	1	16
Thailand (Central Valleys)	2	19	13	8	42
(Northern Valleys)	1	30	11	0	42
(Khorat, N.O.Th.)	21	9	1	1	32
Malaysia	5	19	2	1	27
Bangladesh (Ganges-Brahmaputra)	1	10	11	11	33
(Plateau u.a.)	3	14	0	3	20
Sri Lanka (Trockene Zone)	1	12	3	2	18
(Übergangszone u. feuchte Zone)	9	6	0	0	15
Zusammen	57	167	53	46	323

Ramamoorthy und Bajaj (1969) teilen die Untersuchungen indischer Böden in folgende Klassen der K-Verfügbarkeit ein: Niedrig < 108; Mittel = 108-280; Hoch > 280 kg/ha K. (Bodenauszug mit neutralem Ammonium-Azetat 100 ppm K = 200 kg K/ha).

Tabelle 3. Häufigkeit verschiedener Klassen der K-Verfügbarkeit indischer Böden nach Ramamoorthy und Bajaj (1969)

K, kg/ha* (löslich in neutr. Amm.-Azetat)	Anzahl der Distrikte je Klasse			Gesamtzahl der untersuchten Distrikte
	< 108	108-280	> 280	
West Bengalen	-	12	3	15
Orissa	7	6	-	13
Madhya Pradesh	-	19	24	43
Maharashtra	3	6	11	20
Rajasthan	1	11	2	14
Andhra Pradesh	2	3	5	10
Mysore	-	18	-	18
Kerala	9	-	-	9
Andere Staaten	14	23	5	42
Zusammen	36	98	50	184

*Berechnung : 100 ppm K = 200 kg K/ha = 240 kg K₀/ha. Die obigen Klassen bedeuten also < 6.5; 6.5-16.8; > 16.8 mg K₀/100 g.

Es gibt zwar Ergebnisse von Düngungsversuchen, die die Bodenuntersuchungsinterpretation bestätigen, wie Beispiele aus Sri Lanka (Kemmler 1971) oder aus den Philippinen (Navasero 1969) zeigen (Tabelle 4), aber in vielen Fällen widersprechen sich die Ergebnisse von Bodenuntersuchung und Düngungsversuch.

Tabelle 4. Wirkung der K-Düngung zu Reis auf kalkreichem Boden (Bohol/Philippinen) nach Navasero (1969)

Reissorte	Ertrag in dz/ha		Mehrertrag durch K ₃₀₀ dz/ha
	ohne K	300 kg/ha K ₂ O	
Taichung Native 1	14	48	34
Tainan 3	18	44	26
Peta	11	24	13
Panganahao	18	26	8
Cainti	17	19	2

Einige Bodeneigenschaften: Ausgangsmaterial Korallenkalk, pH 7,65; org. C 7,5 %; CaCO₃ 19,5 %; Austauschkap. 30,0; austauschb. K 0,14 mval/100 g = 6,6 mg K₂O/100 g.

Unter den zahlreichen Versuchen des All India Coordinated Agronomic Experiment Scheme des Jahres 1971/72 gibt es sowohl negative K-Effekte (nicht signifikant) auf Böden mit mittlerer K-Verfügbarkeit als auch positive K-Effekte auf Böden mit hoher K-Verfügbarkeit, wobei die Mehreträge auf den Böden mit guter K-Versorgung höher lagen als auf den Böden mit mittlerer K-Versorgung (Tabelle 5).

Tabelle 5. Mehrertrag an Reis durch K-Düngung bei mittlerer und hoher K-Versorgung der Böden, Indien, Kharif-Season 1971/72 (ICAR)

Distrikt (Zahl der Versuche)	Boden- bezeichnung	Verfügb.K* kg/ha	Ertrag bei N ₁₂₀ P ₆₀ -100 kg/ha	Mehrertrag durch K ₉₀ kg/ha
Bulsar (8)	Schwarzer Ton	M 195	4365	1260
		H 651	3092	1574
Guntur (11)	Schwarzer Ton	M 144	3807	432
		H 461	3706	29 n. s.
Cuddapah (13)	Schwarzer Ton	M 120	5383	597
		H 461	5385	558
Thanjavur (19)	Delta- Alluvium	M 158	7031	207
		H 471	5283	1017
Burdwan (8)	Altes Alluvium	M 130	2085	- 379 n. s.
		H 465	1285	430
Gewogenes Mittel aus 59 Versuchen		M 148,2	5034,5	398,2
		H 490,5	4172,3	727,6

* niedrigster und höchster Wert

Definitive Aussagen über die K-Verfügbarkeit verschiedener Böden sind nur möglich, wenn man ihre K-Dynamik untersucht und im langjährigen Düngungsversuch praktisch überprüft hat. Ein Beispiel liegt vor vom Maligaya Rice Research and Training Center in den Philippinen (Zentral Luzon). Dort hat C.R. Biswas Bodenanalysen und Gefäßversuche durchgeführt, während gleichzeitig ein langjähriger Düngungsversuch in Zusammenarbeit mit dem International Rice Research Institute (IRRI) lief.

Tabelle 6. Eigenschaften des Versuchsbodens des Maligaya Rice Research and Training Center (Zentral-Luzon)

Q u e l l e	Biswas (1974)			De Datta (1974)		
Bodenart	Ton			Ton		
Gehalt in %	Ton 47.4	Schluff 28.2	Sand 24.4	Ton 50.6	Schluff 31.1	Sand 18.5
pH	6.0			6.05		
Kationen-austausch- Kap. mval/100 g	30.6			36		
Austauschb. Kationen mval/100 g	Ca 17.5	Mg 9.4	K Na 0.42 0.3	K 0.5		
K-Sättigung	1.4 %			1.4 %		

Nach der Klassifizierung von Kawaguchi oder Ramamoorthy wäre der Boden mit 20 - 23.5 mg $K_2O/100$ g oder (nach indischer Lesart) 310 - 370 kg K/ha als gut mit K versorgt anzusprechen. Biswas (1974) stellte aber in 7 Ernten mit jungen Reispflanzen eine starke K-Verarmung fest; selbst bei Düngung mit 30 ppm K_2O je Ernte ergab sich ein Rückgang des Trockenmasse-Ertrags von etwa 30 auf 13.5 g/Gefäß, obwohl die 2 ersten Ernten ohne K-Düngung höher lagen als mit K-Anwendung (Abb. 1).

Eine Verdoppelung der K-Gabe durch weitere 30 ppm K_2O = 135 mg $K_2O/Gefäß$ (4,5 kg Boden) bzw. 112 mg K/Gefäß hätte den Trockenmasse-Ertrag möglicherweise um 5.6 g gesteigert (2 % K i.d.T.M.), damit wäre der Durchschnittsertrag der beiden ersten Ernten wieder erreicht worden.

In dem Boden Annam mit besserer K-Pufferung haben die angewendeten 30 ppm K_2O fast ausgereicht, um das Ertragsniveau zu halten. Die günstigere K-Pufferung dieses Bodens kommt auch in dem Ergebnis der wiederholten Extraktion mit kochender Salpetersäure zum Ausdruck (Abb. 2). Der Wert des sog. "Step-K" ist beim Annam-Boden um die Hälfte höher als beim Maligaya-Boden.

Das Ergebnis des Dauerdüngungsversuchs in Maligawa, bei dem jedes Jahr 2 Ernten erzielt werden, ist ähnlich wie beim Gefäßversuch: In den ersten 2 Jahren kein Unterschied mit oder ohne K-Düngung, dann zunehmender Ertragsabfall bei N und NP (Abb. 3). In diesem Versuch werden folgende Nährstoffgaben angewendet: P_2O_5 = 60 kg/ha, K_2O = 60 kg/ha, N = 140 kg/ha in der Trockenzeit; 70 kg/ha in der Regenzeit. Der Mehrertrag durch K in der Trockenzeit (die jeweils höhere Erträge brachte als die Regenzeit) stieg von 18 kg/ha im ersten Jahr auf 650 kg im vierten und 1000 kg/ha im fünften Jahr.

Einjährige Düngungsversuche, wie sie üblicherweise durchgeführt werden, sind unbefriedigend und können zu Fehlinterpretationen führen. Das gleiche gilt für die übliche Bodenuntersuchung, falls sie (wie man es häufig antrifft) nicht einmal Angaben über Bodenart und Tonmineralzusammensetzung einschließt.

Interessante Aufschlüsse sind von Dauerdüngungsversuchen zu erwarten, die der ICAR neuerdings in einigen Forschungszentren durchführen läßt, wobei angestrebt wird, bereits vor dem eigentlichen

Versuchsbeginn die Böden so aufzudüngen, daß sich deutliche Gradienten der Nährstoffverfügbarkeit einstellen.

Trockenmasse - Ertrag
junger Reispflanzen in
Zufolgerfolgen
Ernten, je 8 Wochen nach
dem Verpflanzen auf über-
flutetem Boden mit und
ohne Kali (Düngung je
Ernte 88 ppm N, 30 ppm P₂O₅,
0 oder 30 ppm K₂O)
nach Biswas (1974)

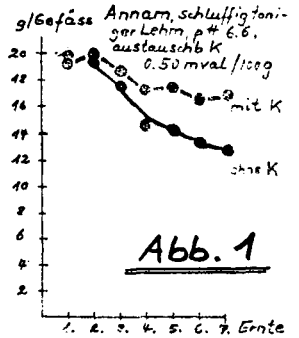
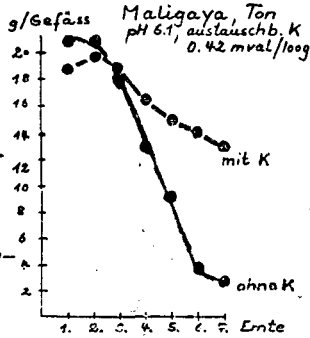
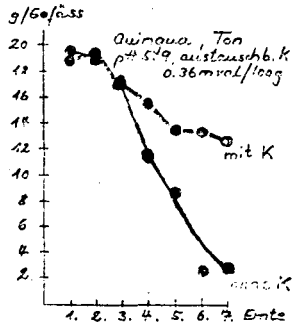
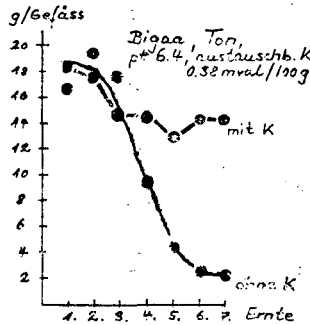
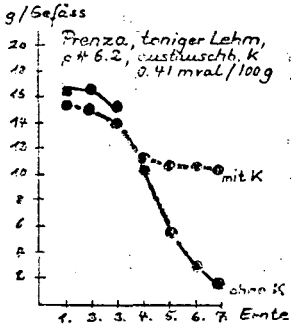
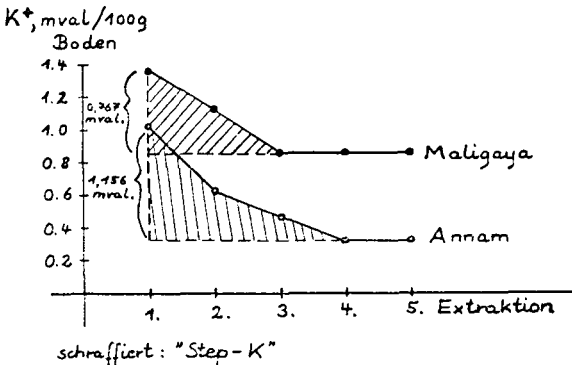


Abb. 1

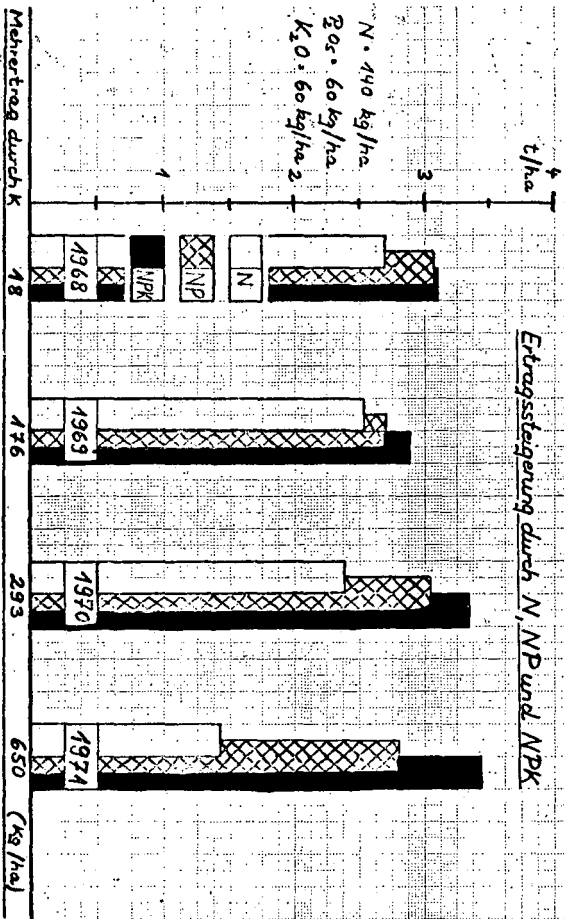


Wiederholte Extraktion mit n HNO₃
vor Versuchsbeginn (Biswas, 1974)

Abb. 2



Dauerdüngungsversuch zu Reis, Malgaya, Philippinen (Trockenzeit)



Ertragssteigerung durch N, NP und NPK

Abb. 3

L i t e r a t u r

- Baba, I.; Inada, K.; Tajima, K.: Mineral nutrition and the occurrence of physiological diseases. In: The mineral nutrition of the rice plant, Proceedings of a Symposium at the International Rice Res. Inst., 173-195, Johns Hopkins Press, Baltimore, USA (1964).
- Biswas, C.R.: The potassium supplying capacity of several Philippine soils under two moisture regimes. Kalibriefe, Int. Kali-Inst., Bern (1974 - im Druck).
- De Datta, S.K.; Gomez, K.A.: Changes in soil fertility under intensive rice cropping with improved varieties. Soil Science (1974 - im Druck).
- Gorantiwar, S.M.; Jaggi, I.K.; Khanna, S.S.: Nutrient uptake by rice under different soil moisture regimes. J. Indian Soc. Soil Sci. 21, 2, 133-136 (1975).
- ICAR: All India Coordinated Agronomic Experiments Scheme, Annual Report 1971/72 (S. 404-421), Indian Council of Agricultural Research, New Delhi.
- Kawaguchi, K.; Kyuma, K.: Lowland rice soils in Thailand. The Center for Southeast Asian Studies, Kyoto Univ. (1969).
- Kawaguchi, K.; Kyuma, K.: Lowland rice soils in Malaya. The Center for Southeast Asian Studies, Kyoto Univ. (1969).
- Kemmler, G.: Response of high-yielding paddy varieties to potassium. Experimental results from various rice growing countries. Proc. Intern. Symp. Soil Fert. Eval., New Delhi, 1, 391-406 (1971).
- Kobayashi, J.: Average chemical composition of river waters in S.E. Asian countries. On the quality of river waters in Thailand (jap.), Nogaku Kenkyu, Okayama, Japan 46, 65-112 (1958).
- Kobayashi, J.: Average chemical composition of river waters in Japan (jap.). Nogaku Kenkyu, Okayama, Japan, 48, 63-106 (1960).
- Navasero, S.A.: Die Ernährung des Reises auf den Korallenkalkböden von Bohol. Kalibriefe, Int. Kali-Institut, Bern, Fachgeb. 9, 18. Folge, Nov. (1969).
- Patnaik, S.; Abichandani, C.T.: The uptake of nutrients in relation to growth of indica rice (*Oryza Sativa* L.). II Riso 19, 1, 17-35 (1970).
- Ponnamperuma, F.N.: Dynamic aspects of flooded soils and the nutrition of the rice plant. In: The mineral nutrition of the rice plant, Proceedings of a Symposium at the International Rice Research Institute, 295-328, Johns Hopkins Press, Baltimore, USA (1964).

Ponnamperuma, F.N.: Dynamics of flooded paddy soils. Vortrag beim Buntehof-Colloquium, 17.7.1969.

Ramamoorthy, B.; Bajaj, J.C.: Available nitrogen, phosphorus and potassium status of Indian Soils. Fertiliser News 14, 8, 25-36 (1969).

Sekhon, G.S.; Bajwa, M.S.; Joshi, M.D.: Potassium uptake by four paddy varieties on Chestnut soils of Punjab. Potash Newsletter 8, 4, 4-15 (1973).

Probleme der Fruchtbarkeit tropischer Böden

von
A. Finck^{*)}

A. Einleitung

Die optimale Nutzung von Böden setzt die Kenntnis ihrer Fruchtbarkeitseigenschaften voraus. Eine direkte Übertragung von diesbezüglichen Erfahrungen aus der gemäßigten Zone ist jedoch nicht zulässig, da in den Tropen und Subtropen als dem Gebiet des warmen Klimas eine Reihe von Besonderheiten gelten. Diese Unterschiede der Produktionsfaktoren und Probleme der Nutzung sollten kurz erörtert werden.

B. Unterschiede der Produktivitäts-Faktoren

Während die grundlegenden fruchtbarkeitsbestimmenden Eigenschaften natürlich überall die gleichen sind, resultieren wesentliche Unterschiede zwischen den Böden des gemäßigten und warmen Klimas vor allem aus der höheren Temperatur. Ferner spielen eine Rolle: Unterschiede im Ausgangsgestein und der Profiltiefe, in der Wasserversorgung und schließlich besondere Streß-Situationen.

^{*)} Arnold Finck, Institut für Pflanzenernährung
und Bodenkunde der Universität Kiel

1. Einfluß höherer Temperaturen

Eine Steigerung der mittleren Jahrestemperatur von 10° auf 30° C bedeutet eine 4-fache Geschwindigkeit chemischer Reaktionen. Da der Oberboden oft noch wärmer ist, kann insgesamt mit einer 4-6-fach höheren Reaktionsgeschwindigkeit in tropischen Böden gerechnet werden. Dies bedeutet z.B.:

- a) schnellere Nachlieferung von Nährstoffen aus mineralischen Reserven und damit relativ größere Bedeutung dieser Reserven für die Pflanzen,
- b) schnellere Immobilisierung bzw. Fixierung von mobilen Nährstoffen, was für die Düngerausnutzung nachteilig ist,
- c) schnellerer Humusabbau mit seinen zahlreichen positiven und negativen Auswirkungen.

Insgesamt resultiert ein wesentlich höheres Transformationsvermögen, was nicht nur einen schnelleren Ablauf aller chemischen und biotischen Prozesse bedingt, sondern was häufig auch zu anderen Endstadien führt.

2. Einflüsse von Ausgangsgestein und Profiltiefe

Speziell in den humiden Tropen bestehen die Böden aus sehr altem Ausgangsmaterial im Gegensatz zum oft jungen eiszeitlichen Material der gemäßigten Zone. Die starke tropische Verwitterung hat überwiegend zu kaolinitischen Tonmineralen geführt, die eine wesentlich geringere Sorptionskapazität als die illitischen Tonminerale der gemäßigten Zone haben. Wegen der z. T.

schon Jahrtausenden andauernden Verwitterung, sind humide Tropenböden häufig arm an Nährstoffreserven. Die Struktur schwerer Böden ist jedoch wegen der Verkittung durch Eisenoxide häufig gut.

Eine gute Durchwurzelbarkeit sollte bis mindestens 1m (oder bei Baumkulturen bis mindestens 2 m) gegeben sein. Die Tiefgründigkeit von Böden des warmen Klimas kann begrenzt sein durch mechanische Hindernisse (Steinsohlen, Konkretionen, Kalkbänke) oder chemische Hindernisse (Salz- und Reduktionshorizonte). Problematisch ist die Beurteilung solcher Hindernisse im Hinblick auf die Produktivität bzw. auf die Melioration. Bei zu hoher Durchlässigkeit für Bewässerungszwecke kann die allerdings kostspielige Anlage von künstlichen StauhORIZONTEN (z.B. Asphaltlage) angebracht sein.

3. Einfluß extremer variabler Wasserversorgung

Auffallend und in seinen Auswirkungen bedeutsam ist der extreme Bodenfeuchte-Wechsel von starker Trockenheit bis zur extremen Vernässung, speziell bei hohen Regendichten. Unerwünschte Folgen sind eine starke Erosionsgefahr (Wind und Wasser), starke strukturzerstörende Kräfte, hohe Auswaschung und gelegentlich Versalzung.

Besondere Beachtung verdienen (neben der Wasserversorgung der Pflanzen) der Sauerstoffmangel bei extremer Vernässung auf schweren Böden und die wechselhafte Versorgung mit mineralischen Nährstoffen.

Im Wechsel von Naß- und Trockenphasen findet eine erhebliche Änderung der Mobilitätsverhältnisse statt, wobei neben den Hauptnährelementen speziell die Redox-abhängigen Elemente (Fe, Mn) beeinflusst werden. Die Dynamik einer alternierenden Fe-Versorgung zeigt sich gelegentlich bei Bewässerung sogar am Farbwechsel.

4. Einfluß besonderer Streß-Situationen

Für die Tropen sind zahlreiche Streß-Situationen typisch, z.B.:

- a) Starke Sonneneinstrahlung (Wachsstoffabbau) stellt besondere Anforderungen an die Zn-Ernährung der Pflanzen; auch die Auswirkungen von Schattenbäumen auf die Ernährung der Kulturpflanzen bedarf näherer Untersuchung.
- b) Bei großer Hitze sind alle Maßnahmen zur spezifischen Steigerung der Fotosynthese besonders wichtig, da sonst ein Wachstumsstillstand durch hohe Atmung resultiert.
- c) Zur Verringerung der Transpiration bei großer Trockenheit ist eine gute Versorgung mit solchen Nährstoffen erforderlich, die die Wasserhaltefähigkeit der Pflanze erhöhen (z.B. Kalium).
- d) Zur Vorbeugung gegen Sturmschäden sollte die Versorgung mit halmstabilisierenden Nährstoffen (K, Si) optimal sein.

- e) Unharmonische Nährstoffkonstellationen können die Pflanzen gegen biologische Angriffe anfällig machen (z. B. auf sauren Böden mangelhafte Ernährung mit essentiellen Elementen bei gleichzeitig hohem Angebot an toxischem Aluminium).
- f) Der Infektionsdruck von Krankheiten und Schädlingen ist im tropischen Gebiet hoch, so daß Maßnahmen zur Resistenzverbesserung große Bedeutung zukommt: Verstärkung natürlicher Schutzmechanismen, besserer chemisch-therapeutischer Schutz über eine optimal florierende Bodenlebewelt.

C. Probleme der Ausnutzung der Bodenfruchtbarkeit

1. Optimale Ausnutzung des natürlichen Produktions- Potentials

Im extensiven Landbau spielt die Anpassung an die natürlichen Rhythmen der Durchfeuchtung und Nährstoffanlieferung eine große Rolle. Speziell für Stickstoff bestehen deutliche Maxima der natürlichen Anlieferung, die durch richtige Wahl der Saatzeit mit Erfolg genutzt werden können. Im Rahmen der 'Shifting-Cultivation' werden die während der Brachphase in Vegetation und Boden angereicherten Nährstoffe durch Ackerbau genutzt. Die Erhaltung eines ausreichenden Humusspiegels ist dabei sowohl zur Erhaltung einer stabilen Struktur als auch für ein optimales Gedeihen der Bodenlebewesen erforderlich.

Bei Neukultivierung muß aus der aktuellen auf die mit landwirtschaftlicher Nutzung erreichbare potentielle Produktivität geschlossen werden. Letztere kann relativ höher oder auch niedriger liegen (Böden mit üppiger Waldvegetation können ertragsarm, Böden mit geringer natürlicher Vegetation ertragreich sein). Zur richtigen Einschätzung für die mögliche landwirtschaftliche Nutzung spielt die Landklassifikation eine große Rolle. Sie beruht entweder auf der empirischen Einschätzung der entscheidenden Faktoren oder auf Produktivitätsstudien, bei denen ein quantitativer Zusammenhang zwischen einzelnen Bodenfaktoren und möglichen Erträgen erarbeitet worden ist.

2. Optimaler Einsatz von Hilfsmitteln

Alle Produktionsfaktoren können, wenn auch z. T. nur mit unökonomischem Aufwand, verbessert werden. Bewässerung, Entwässerung und Entsalzung seien hier nur erwähnt. Der physikalischen Bodenverbesserung dienen die normale und meliorative Bodenbearbeitung oder gezielte Maßnahmen zur Erhöhung der Wasserkapazität auf leichten Böden oder der Luftkapazität und Krümelstabilität auf mittleren und schweren Böden.

Am einfachsten ist die chemische Bodenverbesserung mittels der Düngung durchzuführen. So steht der Erfolg organischer Düngung zur Verbesserung des Bodenlebens und der Struktur sowie zum Schutze der Bodenoberfläche häufig außer Zweifel, aber es muß z.B. nicht unbedingt ein aufwendig erzeugter Kompost verwendet werden. Die mineralische Düngung wirft eine Vielzahl von Problemen auf. Ein Dünger sollte nicht nur nach der optimal wirkenden Hauptkomponente, sondern auch hinsichtlich positiver oder negativer Nebenwirkungen ausgewählt werden. Für den Einsatz der richtigen Düngermenge sind gute Diagnoseverfahren erforderlich, wobei auf unbekanntem Standorten die Blattanalyse (Pflanzenanalyse) gegenüber der Bodenuntersuchung häufig im Vorteil ist. Auch die Anwendungstechnik spielt im Hinblick auf mögliche Auswaschung oder Festlegung eine erhebliche Rolle, so kann z.B. durch Phosphat-Plazierung oft eine wesentlich bessere Ausnutzung erreicht werden.

3. Anpassung an neue Produktionstechniken

Die Forschung über Bodenfruchtbarkeit erhält stets neue Impulse. So fordern neue Hochleistungssorten oder intensivere Nutzungssysteme (z.B. multiple cropping) ein höheres Bodenfruchtbarkeits-Niveau. Wenn ein hoher Aufwand lohnend ist, kann sogar eine grundlegende Bodenveränderung angebracht sein, etwa Umwandlung von Sand- und Tonböden in wesentlich produktivere Lehm Böden. Zweckmäßig wird es immer sein, durch sinnvolle Faktorenkompensation die vorhandenen Mängel auf möglichst einfache Weise zu beseitigen. Künftig muß auch die Qualität der erzeugten Nahrung gegenüber der Mengenproduktion stärker beachtet werden.

D. Zusammenfassung

Die optimale Nutzung der Fruchtbarkeit tropischer Böden ist nur unter Berücksichtigung zahlreicher Besonderheiten (insbesondere der Auswirkung höherer Temperaturen) möglich. Beim extensiven Anbau ist eine größtmögliche Anpassung an die natürliche Versorgung mit Wasser und Mineralstoffen erforderlich. Beim intensiven Anbau wirft der richtige Einsatz von Hilfsmitteln (insbesondere von Düngern) zahlreiche Probleme auf. In Anbetracht der Komplexität der Produktionssysteme in den Tropen sollte man bei der Veränderung eines Faktors stets auch den Einfluß von Nebenwirkungen auf die gesamte Produktion berücksichtigen.

Für Literatur-Hinweise siehe folgende Publikationen
des Autors:

1. Tropische Böden. Einführung in die bodenkundlichen Grundlagen tropischer und subtropischer Landwirtschaft. Parey, Hamburg 1963.
2. Fruchtbarkeit tropischer Böden. In: Handbuch der Landwirtschaft und Ernährung in den Entwicklungsländern Band 2, 99-125. Ulmer, Stuttgart 1971.
3. The fertility of tropical soils under the influence of agricultural land use. Appl. Sci. and Development (Tübingen). 1, 7-31, 1973.
4. Beziehungen zwischen Pflanzenernährung und Boden in der ariden und semiariden Zone. Proc. 9. Internat. Congr. Potash. Inst., 201-209, Antibes 1970.

Andosol-Entwicklung und Ernährung von Cupressus-Aufforstungen
in der Zentralkordillere Kolumbiens

von
H. W. Zöttl *

Als Erosionsschutz und als Grundlage einer wachsenden Holzindustrie gewannen Aufforstungen mit *Cupressus lusitanica* in der Zentralkordillere Kolumbiens erheblich an Bedeutung. Im Großraum von Medellin (Antioquia) stocken solche Bestände weithin auf Vulkanascheböden und zeigen häufig sehr schlechtes Wachstum. Erstes Ziel der vor einigen Jahren begonnenen Untersuchungen war es daher, die wachstumsbegrenzenden Faktoren aufzudecken und Wege zur Zuwachssteigerung ausfindig zu machen (3,4). Vertiefende Untersuchungen über die Pedogenese dieser Andosole schlossen sich in letzter Zeit an.

Im folgenden wird als erstes eine typische Toposequenz Rücken-Hang-Mulde pedologisch vorgestellt und dann im zweiten Teil auf die Ernährungsverhältnisse der Aufforstungsbestände eingegangen.

Das Untersuchungsgebiet liegt unter 6° nördlicher Breite in 2300 - 2500 m über NN mit ca. 1600 mm Jahresniederschlag (Trockenperiode Dezember bis April) und 15°C Jahresmitteltemperatur. Die Aufforstungen erfolgten auf Standorten mit Sekundärbusch, der durch Beweidung und sporadische Landwirtschaft anstelle des ursprünglichen Laubwaldes getreten war.

Die 1 - 2 m mächtige Aschenlage kleidet in dem hügeligen Hochland das Relief meist völlig aus, variiert in der Mächtigkeit topographiebedingt und entstammt postpleistozänen Eruptionen der Vulkane Ruiz und Tolima (ca. 200 km Luftlinie südlich). Das Liegende

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre,
78 Freiburg/Br., Bertoldstr. 17

besteht überwiegend aus dem viele Meter mächtigen Zersatz von Amphiboliten. Die Böden sind i.d.R. als Typic Dystrandept einzu-
stufen. Sie haben einen bis 30 cm mächtigen, sehr humusreichen
(bis 30 % C) A_h -Horizont, dessen Volumgewicht bis 0,40 absinkt.
Darunter liegt ein gelblich-brauner B-Horizont mit unterschied-
lich starker Eisenanreicherung, ebenfalls sehr porös, Textur
schluffiger Lehm. Vor allem aufgrund seiner Struktur ist er deut-
lich abgehoben vom darunterliegenden dichten Zersatzmaterial, das
stellenweise wasserstauend wirkt.

Geländebeobachtungen ließen erkennen, daß die Eisenanreicherungen
am Hang und Unterhang zur Bildung von mehrere Zentimeter dicken
"Bändchen" führen, die im trockenen Zustand stark erhärten. Da sie
ein charakteristisches, ökologisch bedeutsames Merkmal vieler
Standorte des Untersuchungsgebiets darstellen, sei die Frage ihrer
Eigenschaften und Entstehung etwas eingehender beleuchtet. Die
Tiefenfunktion der Eisenfraktionen (alle folgenden Angaben sind
bezogen auf humusfreie Feinerde) zeigt, daß sie vor allem aus an-
organisch-amorph-oxidischem Eisen bestehen (5% oxal.lösl. Fe) und
insgesamt einen ziemlich hohen Eisengehalt (9 % Fe_t) haben. Alu-
minium fungiert in geringem Umfang als Begleitelement im Bändchen.
Silizium scheidet als solches aufgrund seiner Tiefenfunktion aus.
Eine sehr starke Parallelität mit der Eisenverteilung zeigen Kal-
zium und Magnesium; bei Kalium ist sie nur schwach ausgeprägt.

Die zur pedogenetischen Deutung wichtige Tiefenfunktion des Mangans
zeigt infolge biologischer Akkumulation relativ hohe Werte im Ober-
boden (bis 2 % Mn_t) und bei absolut sehr niedrigen Werten (0,5 %
 Mn_t ; 0,1 % dith.lösl. Mn) eine schwache Erhöhung in den untersten
Aschenhorizonten über dem dichten Zersatz. Innerhalb der Topo-
sequenz ist der Muldenstandort deutlich reicher an Mangan. Unter
gleichzeitiger Berücksichtigung der pH(KCl)-Werte (A_h : 4,0 - 4,4;
B : 5,6 - 5,8; IIC : 5,0 - 4,4) und der übrigen Bodeneigenschaften
(3) läßt sich vermuten, daß derartige Eisenbändchen in diesen An-
dosolen weniger durch Podsolierungsvorgänge entstanden, sondern
mehr eine Eisenverlagerung mit Hanggleydynamik eine Rolle spielt.

Für diese Annahme spricht vor allem auch das offenbar hangzugwasserabhängige Auftreten des Bändchens im Gelände. Der nur geringe Anteil kristallin-oxidischen Eisens ließe sich dadurch erklären, daß Kristallisationsprozesse durch den auch im B-Horizont noch merklichen Gehalt an organischer Substanz (2 - 3 % C) in diesen Böden sehr erschwert sind.

Die Ca- und Mg-Gehalte steigen im Oberboden (biologische Akkumulation) und besonders im B-Horizont deutlich an. Die stark ausgeprägte Fe-Anreicherung im B-Horizont des Hangprofils ist dort von einem K-Maximum begleitet. Dieser Horizont fällt nach den Röntgenanalysen als einziger durch das Vorkommen von aufweitbaren 3-Schicht-Tonmineralen auf. (In allen anderen Horizonten des Aschepakets dominiert Allophan, im Zersatz Kaolinit und Gibbsit.) Dieser Befund wird durch die Ergebnisse der DTA-Analysen bestätigt. Das basenreiche, von Hangzugwasser durchfeuchtete Milieu dieses B-Horizonts erlaubt offenbar eine pedogene Entstehung von 3-Schicht-Tonmineralen, die sonst in der Verwitterungssequenz bei Andosolen selten zu finden sind (1).

Aus den bodenkundlichen Untersuchungsergebnissen lassen sich bereits einige Schlüsse auf die Nährelementversorgung der Baumbestände ziehen. Die bodenphysikalischen Kenndaten und eingehende Wasserhaushaltsuntersuchungen (3) ergaben, daß die Wasserversorgung auf diesen Standorten ausreicht. Der sehr humus- und stickstoffreiche Oberboden (C:N = 18) enthält auch hohe Phosphorvorräte (2). Dünnschliffe lassen eine hohe biologische Aktivität erkennen. Infolge stabiler Humus-Allophan-Verbindungen sind jedoch die Mineralisationsraten außerordentlich niedrig. Inkubationsversuche ergaben eine 100fach niedrigere N-Mineralisation und 10fach niedrigere C-Mineralisation als bei mitteleuropäischen Humushorizonten. Auch die Phosphorverfügbarkeit ist sehr gering. Somit war bereits zu vermuten, daß die in den Beständen weit verbreiteten Verfärbungen (meist rötlich-gelbe bzw. rot-nekrotisch verfärbte Blattschuppen) entsprechende Mangelsymptome sind.

Kulturversuche mit Zypressensämlingen in verschiedenen Nährlösungskombinationen bestätigen, daß solche rötlichen Verfärbungen Phosphormangel darstellen.

Topfdüngungsversuche mit Bodenmaterial des A_h -Horizontes von schlechtwüchsigen Standorten brachten deutliche positive Effekte von P-Gaben. (Die N-Versorgung ist in den mechanisch durchmischten und feucht gehaltenen Topffüllungen ausreichend.)

Blattanalysen der Bestände (4) zeigten sehr niedrige Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen (0,05 % P; 0,70 % N). Die Anwendung von Harnstoff (150 kg/ha N) und granuliertem Superphosphat (200 kg/ha P) bewirkte in Bestandesdüngungsversuchen eine Steigerung des jährlichen Holzzuwachses von 4 auf 12 Festmeter pro Hektar (auf mittleren Standorten von 10 auf 18 fm/ha). Die Verfärbungen waren 2 - 3 Monate nach der Düngemittelausbringung verschwunden, die N- und P-Konzentrationen auf die Werte gutwüchsiger Bestände angestiegen (1,7 % N; 0,2 % P). Die Düngung mit K, Mg und Ca brachte keinen Mehrzuwachs.

Überschlägige Kalkulationen lassen erkennen, daß vermutlich schon mit geringeren Phosphat^{gaben} eine Wirtschaftlichkeit der Düngungsmaßnahmen in solch schlechtwüchsigen Zypressenbeständen gegeben ist. Bei Neuaufforstungen ist jedoch anzuraten auch andere Baumarten zu testen, die wie z.B. *Pinus patula* auf den untersuchten Standorten in der Wuchsleistung der Zypresse überlegen sind.

Literatur

- (1) Besoain, E.: Untersuchungen von Böden aus Pyroklastiten Chiles, Japans, Deutschlands und Italiens. Diss.Univ.Bonn, 1969.
- (2) Fassbender, H.W. und H. Tschinkel: Relación entre el crecimiento de plantaciones de *Cypessus lusitanica* y las propiedades de los suelos derivados de cenizas volcánicas en Colombia. Turrialba 24 : 141 (1974).

- (3) Tschinkel, H.: Growth, site factors and nutritional status of *Cupressus lusitanica* plantations in the highlands of Colombia. Diss. Univ. Hamburg, 1972.
- (4) Tschinkel, H. und H.W. Zöttl: Ernährungszustand und Düngung von *Cupressus lusitanica*-Aufforstungen im Hochland von Kolumbien. Phosphorsäure 29 : 198 (1972).

Bodenentwicklung und Eigenschaften von Ultisolen und Oxisolen von Puerto Rico von

H. W. Fassbender¹⁾ und F. H. Beinroth²⁾

Problemstellung

Puerto Rico, zu den großen Antillen gehörend, zeigt auf Grund seiner geologischen, geomorphologischen und klimatischen Gliederung auf einer relativ kleinen Fläche (ca. 9000 km²) eine breite Variation in der Bodenbildung und -nutzung. Von den 150 kartierten Bodenserien nehmen Inceptisole die größte Fläche (ca. 43 %) ein, Ultisole schließen sich mit 25 % an. Letztere Böden stellen zusammen mit den Oxisolen (6 % der Fläche) Bodenbildungen hohen Verwitterungsgrades dar. Für vorliegende Studie wurden Bodenproben aus den Profilen von vier Ultisolen und fünf Oxisolen untersucht, um:

- eine Interpretation der Gesetzmäßigkeiten der Bodenbildung und -klassifikation darzustellen,
- die Gruppenunterschiede hinsichtlich der Bodeneigenschaften anhand varianz- und korrelationsanalytischen Auswertungen zu erfassen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Gesetzmäßigkeiten der Bodenbildung

Für die Interpretation wurden Bodendaten zweier Bodenprofile, eines Oxisols (Nipe Serie, Typic Acrorthox) und eines Ultisols (Carreras Serie, Typic Tropohumult) ausgewählt (s. Tab. 1 u. 2).

Der Nipe-Boden ist aus dem Zersatz eines serpentinierten Peridotit hervorgegangen. Die Verwitterung erzeugt bei den intensiven Bedingungen (24°C, ca. 2000 mm Niederschlag) eine relativ große Mächtigkeit (Zersatz bis auf 4 - 5 m) der Bodenbildung. Der diagnostische B-Horizont, der sog. "oxic horizon" (4), zeigt eine intensive rote Farbe (10 R 4/6, trocken) als Resultat der Akkumulation von Goethit und Hämatit (> 50 %) und ist durch einen hohen Tongehalt (60 %) charakterisiert. Letzterer ist weniger eine Folge der Tonverlagerung, sondern

1) Inst.f.Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, 3400 Göttingen, Büsgenweg 2

2) Dept. of Agronomy, University of Puerto Rico, Mayaguez, Puerto Rico, USA

vorwiegend das Ergebnis intensiver Tonbildung. Die Austauschkapazität dieses Horizontes ist mit 8,8 mval/100 g Ton sehr gering und spiegelt die Tonzusammensetzung (10 - 20 % Kaolinit, 30 - 40 % Gibbsit) wider. Die Kationenbelegung des Austauschers wird durch den Mg-Gehalt des Ausgangsmaterials beeinflusst, dieses Element erreicht bis 40 % der Austauschäquivalente. Die geringen austauschbaren Basen und Aluminium (0,7 mval/100 g Boden) deuten darauf hin, daß bei günstigen Drainagebedingungen eine starke Auswaschung der Basen stattgefunden hat. Der Carreras-Boden, aus andesitischen vulkanischen Feinsedimenten entstanden, zeigt bei ähnlichen Verwitterungsbedingungen eine pH-Verringerung und durch die Mobilisierung der Tonteile die Bildung eines Textur- und Struktur-B-Horizontes, des sog. "argillic horizon" (4). Die Austauschkapazität dieses diagnostischen B-Horizontes ist relativ hoch (26 mval/100 g Ton) und stellt sehr gut die Tonzusammensetzung (40 - 50 % Kaolinit, etwas Vermikulit und Montmorillonit, Gibbsit nur in Spuren) dar.

Die austauschbaren Basen sind höher als in dem Nipe-Boden; sie zeigen auch im Ap-Horizont die Wirkung der Kalkung (8,5 mval/ca 100 g Boden). Das austauschbare Al prägt z.T. die Eigenschaften dieses Bodens; es erreicht im B-Horizont bis 14 mval/100 g Boden.

Aus den vorliegenden Daten der Böden Carreras (Ultisol) und Nipe (Oxisol) lassen sich Gesetzmäßigkeiten der Bodenbildung und -genese deutlich erkennen. Bei der intensiven Verwitterung von andesitischen Feinsedimenten unter Bedingungen reduzierter Drainage werden die Primär- und Sekundärsilikate allmählich umgewandelt, die Basen ausgewaschen und bei mäßig bis saurem pH und Al-Pufferung werden die Tonminerale mit organischen und anorganischen Säuren dispergiert und mobilisiert, so daß ein B_t-Horizont mit hohem Tongehalt, Tonhäutchen, hoher Austauschkapazität und Aluminiumsättigung entsteht. Die durch Kaolinit geprägte Phase der Bodenbildung ist stabil und führt zu geographisch ausgedehnter Verteilung von Ultisolen in Puerto Rico.

Bei der, unter guten Drainagebedingungen, Verwitterung von autochthonen, aus Serpentinitt entstandenen Saproliten ist zwar eine weitgehende Basenauswaschung nachzuweisen, aber die pH-Verringerung ist nicht so weit fortgeschritten, daß es zur Dispergierung und Transport der Tonanteile kommt. Unter diesen Bedingungen reagieren die freigesetzten Al- und Fe-Ionen ($\text{Al}(\text{OH})_6^{3+}$) zu metastabilen Verbindungen ($\text{Al}(\text{OH})_5 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), die nach Dehydratisierung zu stabilen Sesquioxiden (Goethit, Hämatit,

Gibbsit) führen. Die Bv-Horizonte zeigen somit eine sehr geringe Austauschkapazität bzw. die Kationenbelegung wird von den Eigenschaften des Zersatzmaterials bestimmt.

Varianz- und korrelationsanalytischer Vergleich von Oxisolen und Ultisolen

Für die Untersuchungen wurden Daten aus neun Profilen (4 Ultisole, 5 Oxisole, Lokalisierung s. Beinroth, 1) mit insgesamt 53 Proben zugrunde gelegt.

Mit den laborüblichen Methoden (3) wurden pH, C, N, P_t und P-Formen sowie austauschbare und in der Bodenlösung (Ulrich, 6) vorhandene Kationen untersucht. Für jede dieser Bodeneigenschaften wurde ein getrennter Vergleich der Mittelwerte (Paarweise-Mittelwert-Vergleich, PARM-Analyse, Gesellschaft für Datenverarbeitung, Göttingen) nach Bodengruppe und B-Horizont auf 5 %ige Signifikanz berechnet (s. Tab. 2 u. 3). Für die A- und C-Horizonte wurde diese Auswertung wegen der geringen Anzahl der Individuen der Kollektive (für A-Horizonte 4 gegen 6, für C-Horizonte 7 gegen 2) ausgeschlossen. Für die Korrelationsanalyse wurde ein Programm (Linearitätsprüfung) des Deutschen Rechenzentrums, Darmstadt, benutzt.

Der durchschnittliche pH-Wert der Ultisole ist niedriger als der der Oxisole und zeigt eine Abnahme mit zunehmender Bodentiefe (4.26, 3.86, 3.82 für A-, B- und C-Horizonte). Die Oxisole haben keinen so hohen Versauerungsgrad erreicht und weisen daher im Saprolitzersatz (pH 5,71) Spitzenwerte auf.

Der C- und N-Gehalt zeigen biogene Abnahmen mit zunehmender Bodentiefe auf, die zu statistisch signifikanten Unterschieden der Horizonte führen. Die Werte des P_t schwanken zwischen 200 und 400 ppm und stehen im Rahmen der Mittelwerte stark verwitterter Böden der Tropen (2,5); zwei Bodenprofile erreichen, aufgrund ihres kalkhaltigen Ausgangsmaterials, außergewöhnliche P_t -Werte bis 1600 ppm. Die prozentuale Verteilung der Bodenphosphate ist im allgemeinen statistisch signifikant für die Bodengruppen und -horizonte; die Fe-Bindung (\emptyset 19 bzw. 21 % des P_t für Ultisole und Oxisole) herrscht vor der Ca- und Al-Bindung in den definierten Phosphaten vor; die okkludierten Phosphate erreichen die größten Anteile (\emptyset 72 bzw. 76 % für Ultisole und Oxisole) im P_t und stellen eine nicht nutzbare Akkumulation des Phosphors dar.

Die Austauschkapazität (AK_e = Summe der austauschbaren H, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn u. Al) spiegelt die dargelegten Tendenzen der Bodenbildung wider; die Ultisole weisen infolge der Tonzusammensetzung höhere AK_e -Werte ($\bar{\phi}$ 9.83, bei Oxisolen 3.58 mval/100 g Boden) als die Oxisole auf, bei denen eine sehr starke Kationenauswaschung stattgefunden hat.

Die wesentlichen Unterschiede des Kationenaustauschers sind bei Ca und Al zu finden. Die Ultisole zeigen hohes austauschbares Al ($\bar{\phi}$ 2.18 für A-Horizont (Kalkungseffekt), 6.22 u. 9.37 mval/100 g Boden für B und C), hingegen erreichen die Oxisole Al-Werte von 1.13, 0.99 und 0.01 mval/100 g; diese Werte stehen in sehr gutem Einklang mit den aufgeführten pH-Werten (s. Abb. 1). Für Ca ist in den Ultisolen eine Tiefenabnahme (7.07, 1.60, 0.59 mval/100 g Boden) zu finden, welche zu signifikanten Unterschieden der Bodengruppen und -horizonte führt. Das gegenseitige pH-abhängige Verhalten des Ca und Al bei den Oxisolen und Ultisolen spiegelt sich sehr deutlich in der Korrelation der Kationenbelegung dieser Elemente am Austauscher ($r = 0,953^{xxx}$, s. Abb. 2) wider. Die Kationenzusammensetzung der Bodenlösung zeigt ebenfalls ein statistisch signifikantes Gleichgewicht zu dem Austauscher (s. Abb. 3) an und betont nochmals die Abhängigkeit der chemischen Eigenschaften des Bodens von dessen Entwicklungsstadium und Bildungsprozessen.

L i t e r a t u r

1. Beinroth, F.H.: A study of highly weathered soils of Puerto Rico. Part I: Morphology, formation and classification. Geoderma (im Druck)
2. Fassbender, H.W.: Chemisches Verhalten der Hauptnährstoffe in Böden der Tropen, insbesondere in Lateinamerika. Göttinger Bodenkundliche Berichte 23, 1-185, 1972
3. Institut für Bodenkunde und Waldernährung: Laborvorschriften, 34 S., 1972
4. Soil Survey Staff.: Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. (Preliminary abridged text) U.S. Dept. Agr. Con. Serv. Washington, D.C. 1973
5. Van Wambeke, A.: Management properties of ferrasols. Soils Bulletin 23, (FAO, Rom), 1-129, 1974
6. Ulrich, B.: Kationengleichgewichte, Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde 113, 141-159, 1966

Tabelle 1 Eigenschaften der Nipe- und Carreras-Böden aus Puerto Rico

N I P E Typic Acrorthox, clayey, oxidic, isohyperthermic

Relief	Tiefe	Farbe	Ton %	Kaolinit %	Gibbsit %	pH CaCl ₂	C %	N %	Ca	Al	Kat
									mval/100 g	Boden	Boden
A	0-25	(5YR4/4)	55	5	25	4.20	3.18	0.18	0.97	1.98	3.6
B ₁	25-45	(25YR4/6)	58	10	25	4.48	1.52	0.09	0.36	0.37	1.0
B ₂₁	45-70	(10R4/6)	60	20	30	4.80	1.26	0.09	0.24	0.08	0.62
B ₂₂	70-95	(10R4/6)	56	12	30	5.30	0.96	0.05	0.32	⊕	0.71
B ₂₃	95-120	(10R4/6)	60	10	40	6.48	0.85	0.04	0.38	⊕	0.63
C	120-160	(10R4/5)	17	3	60	5.63	0.52	0.03	0.42	⊕	0.70

C A R R E R A S Typic Tropohumult, clayey, mixed, isohyperthermic

Ap	0-14	(5YR45/6)	67	36	Sp.	4.12	2.29	0.23	8.5	2.6	13.2
B _{21t}	14-28	(5YR6/6)	69	40	Sp.	3.42	1.47	0.14	4.5	7.9	13.8
B _{22t}	28-55	(5YR6/7)	62	50	Sp.	3.40	0.82	0.08	2.1	14.5	17.8
B ₃	55-80	(5YR6/6)	39	40	Sp.	3.50	0.41	0.05	1.2	14.5	16.7
C	80-110	(5YR7/6)	32	33	Sp.	3.32	0.40	0.04	1.0	14.4	16.3

Tabelle 2 Varianzanalytischer Vergleich des pH, C, N, P und -formen von Ultisolen und Oxisolen aus Puerto Rico

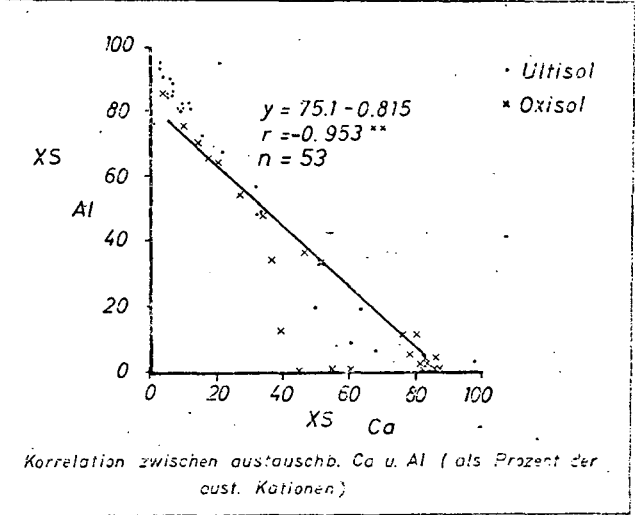
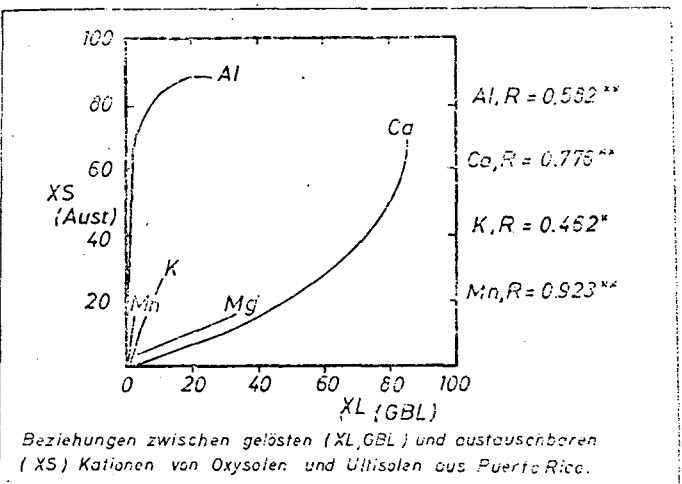
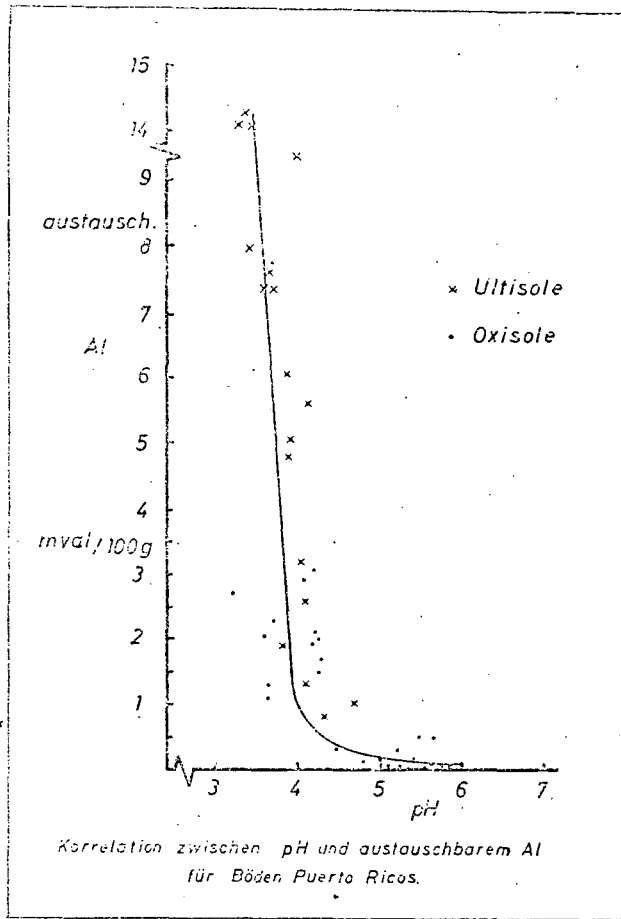
	Ganze Profile			A-Horizonte		B-Horizonte			C-Horizonte	
	Ult.	Oxi.	Stat. Sign. ¹	Ult.	Oxi.	Ult.	Oxi.	Stat. Sign. ¹	Ult.	Oxi.
n =	24	29		4	6	13	21		7	2
pH	3.92	4.77	ja	4.26	4.63	3.86	4.72	ja	3.82	5.71
% C	1.08	0.81	ja	2.82	1.72	0.94	0.58	ja	0.34	0.39
% N	0.106	0.08	nein	0.30	0.15	0.089	0.068	ja	0.026	0.042
P _t	44.5	48.8	nein	55.93	71.49	35.53	44.60	nein	54.57	25.37
Al-P (ppm)	0.44	0.89	nein	0.72	1.82	0.392	0.69	nein	0.39	2.3
Fe-P (ppm)	8.4	8.2	nein	17.33	11.41	6.00	7.8	nein	8.27	2.8
Ca-P (ppm)	1.1	1.1	ja	2.33	1.56	0.68	1.02	nein	1.12	0.5
Okk-P(ppm)	28.6	36.7	nein	25.87	47.27	23.78	35.06	nein	39.03	22.09
% Al-P	1.01	0.32	nein	1.3	5.8	1.7	2.7	nein	1.0	1.1
% Fe-P	19.6	21.1	ja	30.4	21.6	18.0	21.8	nein	16.4	12.5
% Ca-P	2.5	2.6	ja	4.1	2.7	2.3	2.7	ja	2.1	2.2
% Okk-P	12.2	74.6	ja	46.2	58.6	15.0	77.5	ja	81.6	92.4

¹ Auf 5 % Niveau

Tabelle 3 Varianzanalytischer Vergleich der austauschbaren Kationen von Ultisolen und Oxisolen aus Puerto Rico

n =	Ganze Profile			A-Horizonte		B-Horizonte			C-Horizonte	
	Ult.	Oxi.	Stat. Sign. ¹	Ult.	Oxi.	Ult.	Oxi.	Stat. Sign. ¹	Ult.	Oxi.
	24	29		4	6	13	21		7	2
K (mval/100)	0.42	0.13	nein	1.13	0.22	0.32	0.11	nein	0.20	0.07
Ca (mval/100)	2.21	2.06	nein	7.01	2.84	1.60	1.80	ja	0.59	2.57
Mg (mval/100)	0.51	0.32	nein	1.25	0.43	0.43	0.28	nein	0.23	0.41
Al (mval/100)	6.47	0.95	ja	2.18	1.13	6.22	0.99	ja	9.37	0.01
AK _e (mval/100)	9.83	3.58	nein	11.95	4.76	8.77	3.28	nein	10.58	3.16
% K	3.89	4.41	ja	8.40	4.18	3.59	4.37	ja	1.86	5.65
% Ca	21.01	50.40	nein	56.56	55.14	18.38	46.96	nein	5.56	12.19
% Mg	5.85	11.53	nein	11.45	8.98	5.93	11.59	nein	2.49	18.55
% Al	66.91	29.93	ja	20.91	28.16	69.73	33.28	nein	87.95	3.61

¹ Auf 5 %igem Niveau



Wasser als Minimumfaktor im Regenwald

von

H. Fölster und G. De las Salas⁺)

Im immergrünen Tropenwald hat man immer zwei kritische Grenzbereiche des Standortfaktors Wasser gekannt, nämlich

- einmal den graduellen Übergang von immergrünen zu periodisch laubwechselnden und schließlich zu periodisch laubfreien Waldformationen, sowie
- den Übergang zu grundwasserbeeinflussten Waldsystemen, die z.T. eingehend in ihrer Anpassung an die hydrologischen Bedingungen beschrieben und differenziert wurden.

Geringes Augenmerk dagegen erhielt die Wasserversorgung grundwasserferner Standorte in der klimatisch abgrenzbaren Zone des immergrünen Regenwaldes. Dabei kommen in diesem Bereich häufig Böden mit beschränktem Wasserspeicher vor, welche die meteorologische Unsicherheit der Wasserversorgung nicht abpuffern können. Pseudogleyartige Wasserdynamik kann Baumfreiheit zur Folge haben (SCHNELL, 1960, WALTER, 1973), muß aber auf jeden Fall Rückwirkungen auf den Bestand erkennen lassen.

Wir haben auf den älteren Flußterrassen des Magdalena in Kolumbien einen Regenwald-Standort untersucht, für den wir eine solche Rückwirkung vermuten, der also praktisch eine Mittelstellung zwischen normal drainierten Waldstandorten und waldfreien Standorten einnimmt. Die Folgen langfristig hoher Sättigung sind hier ein hoher Palmenanteil, geringer Wurzeltiefgang, starke Bodenverdichtung und Windwurf (standorttypische Folgeerscheinungen: regenzeitlich wassergefüllte Löcher der ehemaligen Wurzelteller). Eine ökologisch kritische Größe des Pseudogley-Wasserregimes ist das Verhältnis von Wasserspeicher zu episodisch-periodischer Evapotranspirations-Beanspruchung. Dies kann auch an Standorten mit hohen Jahresniederschlägen relevant sein. So hat z.B. Brünig (1969) für Regenwaldstandorte auf Borneo mit 2 - 4000 mm Niederschlag eine Gegenüberstellung gebracht von

- einmal der errechneten Länge niederschlagsfreier Phasen, die zur Leerung gefüllter Wasserspeicher notwendig waren, und zwar bei geschätzten Evapotranspirations-Werten von 2000 - 740 mm, bzw. 2 - 6 mm/Tag,

⁺) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

- zum anderen der Häufigkeit und Länge wirklicher niederschlagsfreier Phasen.

Diese Gegenüberstellung zeigte, daß es standortsweise zur Deckung beider Größen kommt, d.h. daß Phasen kritischer Wasserversorgung vorkommen.

An unserem Magdalena-Standort besitzt der Boden bis 50 cm eine Wasserkapazität von 30 - 60 mm, unter Einschluß der regenzeitlich gesättigten Grobporen (bis pF 1,5) etwa 100 - 120 mm. Bei einer trockenzeitlichen Evapotranspirations-Rate von 4 - 6 mm pro Tag kann der Speicher innerhalb von 10 - 30 Tagen verbraucht werden. Die wirkliche Häufigkeit niederschlagsfreier Zeiträume zeigt folgende Tabelle, und zwar für den Beobachtungszeitraum 1970/71 von 14 Monaten:

Monate	I - III	IV - VI	VII - IX	X - XII
Niederschlag	446	1238	1038	1088
Episoden				
Tage				
2 - 5	3	17	16	12
6 -10	3	1	2	1
10-15	-	1	1	-
15	1	-	-	-

Selbst während der Hauptregenzeit von April bis Dezember, in der monatlich bis >500 mm Niederschlag fallen, gibt es also meteorologische Trockenepisoden, und zwar mehr als aus der Tabelle ersichtlich, denn in dem erfaßten Zeitraum liegen - im Juni und im Dezember - zwei 16- bis 18-tägige Trockenphasen, die nur durch Kleinstniederschläge von 2 - 5 mm unterbrochen wurden, Beträge also, welche zwar die Evapotranspiration drücken, aber kaum den Boden erreichen. Theoretisch wird der kritische Grenzbereich also öfter erreicht; ob er tatsächlich erreicht wird, hängt jedoch davon ab, ob zu Beginn der jeweiligen Trockenepisoden der Stauwasserspeicher gefüllt war oder nicht.

Ich möchte das verdeutlichen an dem Verlauf der Bodenwasserspannung im Beobachtungszeitraum (Abb. 1). Die Saugspannungswerte wurden zu den angegebenen Zeitpunkten nach der Filterpapiermethode von McQueen und

Miller (1966) bestimmt. Die regenzeitlichen Sättigungswerte $\leq pF 1,5$ scheinen methodisch bedingt nicht registriert zu werden. Es treten zwei Niederschlagsdepressionen mit Bodentrockenheit auf, und zwar in der normalen Trockenphase im Februar/März sowie im Juli. Ich lege Wert auf die letztere, weil der Wald durch partielle Saisonalität im Laubfall besonders des oberen Stockwerkes bereits Anpassungen an die reguläre Trockenzeit zeigt, während die irreguläre Trockenphase den Wald mit seiner vollen Evapotranspirations-Kapazität trifft. Nach 488 mm Niederschlag im vorausgegangenen Monat war am 16. Mai der Bodenspeicher mit etwa 110 mm gefüllt. Bis zum nächsten Meßtermin einen Monat später fallen 151 mm, der Speicher entleert sich auf 40 mm, das sind ein Gesamtverbrauch von 220 mm. Bis zum 20.7. - nach 93 mm Niederschlag - sinkt der Speichervorrat auf 15 mm, Gesamtverbrauch etwa 120 mm. Bei einer Wasserspannung von $pF 3,5$ dürfte die Bereitstellung von Transpirationswasser bereits erheblich eingeschränkt sein, doch liegen natürlich die Meßzeitpunkte zu weit auseinander, um über die Dauer der Trockenphase im Boden eine genaue Aussage zu machen.

Um zu zeigen, daß es sich nicht um eine kurzzeitige Austrocknung handelt, kann man - bei allen Vorbehalten - eine rechnerische Aufschlüsselung dieser Phase versuchen. Wir gehen aus von einem Wasserspeicher von 40 mm entsprechend $pF 2,5$ am 16. Juli, sowie einer Tages-Evapotranspirations-Rate von 3 mm bei fehlendem Sickerwasser: beide Annahmen zielen sicher auf eine Minimalisierung der Bodenwasserverluste. Man sieht, daß durch die 12tägige niederschlagsfreie Phase für etwa 20 Tage im Boden hohe Saugspannungswerte eingestellt werden, und daß eine Übereinstimmung von gemessenen und errechneten Werten am folgenden Meßdatum (20. Juli) vorliegt. Zu berücksichtigen ist, daß unter den atmosphärischen Bedingungen solcher Trockenphasen 3 mm keinen hohen, sondern eher schon einen gedrosselten Evapotranspirations-Wert darstellen.

Welche Auswirkungen nun solche Trockenphasen auf die Vegetation haben, ist physiologisch keineswegs klar. BRÜNIG (1969) sieht auf Borneo eine Beziehung zwischen Wasserversorgung einerseits und gewissen bestandesmorphologischen Eigenschaften als gegeben an: so korreliert die Verringerung des Wasserspeichers (insbesondere durch die Gründigkeit des Bodens) negativ mit der Biomasse, der Bestandeshöhe und der aerodynamischen Rauigkeit der Bestandesoberfläche, was gleichbedeutend ist

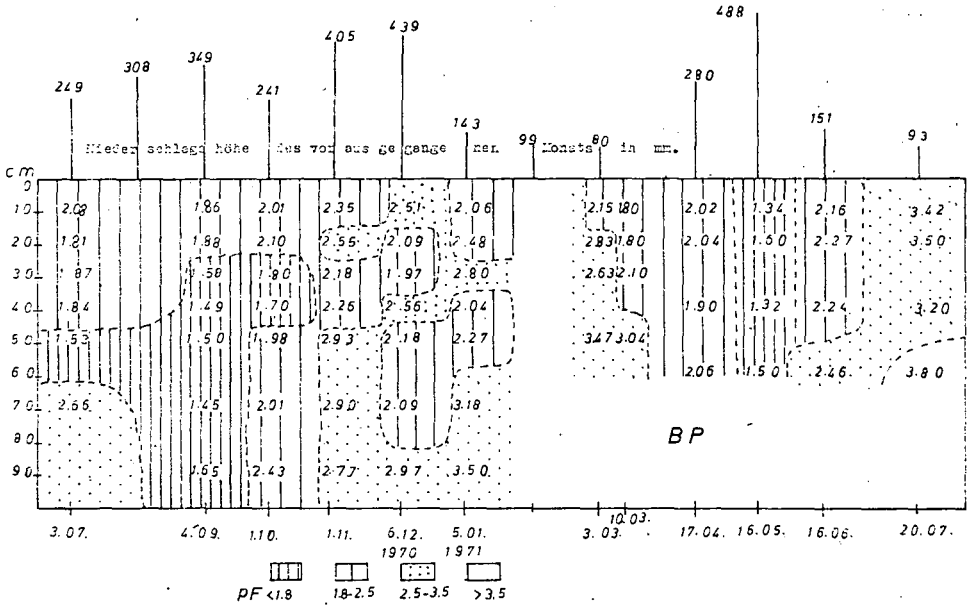


Abb.1: Veränderung der Bodenwasserspannung im Jahresablauf, Magdalena-Tal, immergrüner Tieflandwald. pF-Bestimmung nach McQueen und Miller.

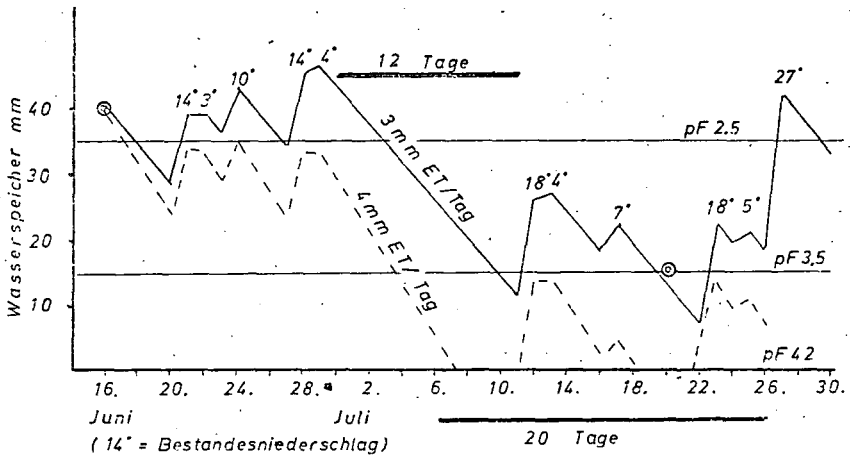


Abb.2: Berechnung der Bodenwasserspannung zwischen 2 Messzeitpunkten (⊙), Veränderung des Wasserspeichers unter der Annahme von 3 bzw. 4 mm Evapotranspiration pro Tag u. Versickerungsfreiheit.

mit der Frequenz von Bäumen des oberen Stockwerkes. Im Magdalena-Tal ist uns nicht so offensichtlich, ob nun die geringe Biomasse das Ergebnis gedrosselter Produktion oder sekundärer Windwurfschädigung ist. In der wirklichen Kausalkette mag jedoch episodischer Wassermangel ebenso wie die periodische Übersättigung mitwirken, ohne daß diese Effekte auseinander zu dividieren wären.

Noch zwei Anmerkungen zum Boden:

- Die begrenzte Durchlässigkeit geht primär wohl auf eine Eigenschaft des Untergrundmaterials zurück, eines schotterhaltigen dichten tonigen Lehms. Er wird durch 50 - 150 cm mächtige, auch geschichtete Hangsedimente überlagert, deren Tongehalte von unten nach oben gleichmäßig abnehmen, etwa von 25 auf 12 %. Diese gleichmäßige Tonabnahme ist eine verbreitete Erscheinung in Hangsedimenten, die in mäßig instabilen Phasen, d.h. während des Überganges zu stabileren Bedingungen - und damit ständig verbesserten Sortierungsbedingungen - abgelagert wurden.

Es scheint, als ob das ursprüngliche, m.o.m. lockere Schüttungsgefüge durch interne Umlagerung von Ton und Schluff verdichtet wurde: das Gleichgewicht zwischen dieser Verdichtung und der entgegen wirkenden Bioturbation wird um so mehr zugunsten der ersteren entschieden, je mehr der Wasserstau den Bioturbations-Einfluß auf die Oberflächenzone zurückdrängt. Die Verdichtung des Untergrundes vererbt sich so auf das Hangsediment. Diese Situation scheint auf den Aggradationsflächen der andinen Gebirgshebung relativ weit verbreitet - und möglicherweise unmittelbar zum Phänomen der baumarmen Llanos überzuleiten.

- Zur Morphologie: Die Böden gehören natürlich zu den sol jaunes ferrallitiques, den graugelben Latosolen der feuchttropischen Äquatorialzone und sind stark entbast (s.f. fortement dés.). Sie sind feinfleckig gelb/grau, eine gröbere Marmorierung setzt erst im Unterboden ein, also im Bereich des Schichtenwechsels.

Die Ursache dieser gleichmäßigen Färbung, bzw. der Kleinräumigkeit der Fleckung liegt einmal in der geringen Wechselfrequenz von Feucht und Trocken: die überwiegende Phase ist starke Sättigung, doch wegen starker Evapotranspiration (und maximaler Versickerung von 250-350 mm/Monat) seltener Stagnation; auch die fehlende Durchwurzelung und Gefügedynamik des Bodens gibt zu keiner großräumigeren Differenzierung Anlaß.

- Brünig, E.F. (1969): On the seasonality of droughts in the lowlands of Sarawak (Borneo). *Erdkunde* XXIII, 127-133.
- Förster, M. (1972): Einige Beobachtungen über die Zusammenhänge zwischen Standort und Vegetation in einem tropischen Regenwaldgebiet Kolumbiens. *Allg. Forst- u. Jagdzeitung* 143, 99-108.
- McQueen, J.J. and Miller, R.F. (1966): Calibration and evaluation of a wide range method for measuring moisture stress in field soil samples. Symposium on water in the unsaturated zone, Wageningen, June 1966. 12 p.
- Schnell, R. (1960): Note sur la végétation et la flore des plateaux gréseux de la Moyenne Guinée et de leurs alords. *Rev. Gén. Botan.* 67, 325-398.
- Walter, H. (1973): *Vegetation der Erde*. Stuttgart.

Die Arbeit wurde durch finanzielle Förderung der DFG ermöglicht.

Anionen-Sorptionseigenschaften allophanreicher
tropischer Böden als Faktor der Bodenfruchtbarkeit

von
H. Gebhardt^{†)}

Einleitung und Problemstellung

Insbesondere die in den Tropen und Subtropen Mittel- und Südamerikas verbreiteten aus vulkanischen Aschen oder Tuffen hervorgegangenen allophanreichen Böden (Andosole, 20) weisen chemische und physikalische Eigenschaften auf, die bei der Nutzung bzw. Inkulturnahme dieser Böden zu Schwierigkeiten führen. Hervorstechende Merkmale der typisch sauren Böden sind hohe Phosphatfixierungs- (3,23) bzw. Anionensorptionskapazität (7,8,9,15, 16,24), niedrige effektive Kationen-Austausch-Kapazität (7,17), hohe Anteile stabiler organischer Substanz im Oberboden, niedrige Raumgewichte und hohe Wasserleitfähigkeit. Aufgrund der durch nahezu völliges Fehlen kristalliner Tonminerale verursachten niedrigen effektiven Kationen-Austausch-Kapazität unterliegen auch die normalerweise festgebundenen kationischen Hauptnährstoffe Kalium und Ammonium stärker der Auswaschung. Hinzu kommen hohe Perkulationsraten der Bodenlösung in den meist gut strukturierten Böden (hohe Niederschlagsmengen, grobe Sekundärporen).

Anionische Nährstoffe (Nitrat, Phosphat, Sulfat) werden dagegen mit sehr unterschiedlicher Bindungsenergie an den im sauren bis schwach sauren pH-Milieu positiv geladenen amorphen anorganischen Kolloiden (Allophanteilchen) gebunden (7,8,9,15,16). Ziel dieser Arbeit ist es zu zeigen, inwieweit es trotz unterschiedlicher Bindungsintensität bzw. unterschiedlichem Sorptionsmechanismus der einzelnen Anionenarten möglich ist, analog zur Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) von einer Art Anionen-Austausch-Kapazität (AAK) zu sprechen und mit welchem Anion bzw. welcher Methode diese AAK zu messen wäre. Ferner soll anhand der aus den Adsorptions-Isothermen abgeleiteten "Anionen-Verteilungskoeffizienten" (26) dargelegt werden, welchen Einfluß die Anionen-Sorptionseigenschaften dieser Böden auf Nährstoffspeicherfähigkeit bzw. Nährstoffauswaschung und damit auf die Bodenfruchtbarkeit im Sinne der Nährstofftransformation haben.

^{†)} Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

Material

Die hier untersuchten Böden wurden bereits an anderer Stelle etwas näher beschrieben (2,6,7). In Tabelle 1 sind Herkunft, Bodentyp und einige chemische Eigenschaften zusammengefaßt.

Die mexikanischen Andosole stammen aus der Sierra Tarasca im Staate Michoacan. In dieser Region kommen solche Böden in Meereshöhen von 2000 - 2400m ü.NN bei 16,5 °C mittlerer Jahrestemperatur und durchschnittlichen Niederschlagshöhen von 1600 mm vor. Mit Raumgewichten zwischen 0,5 und 0,7 und aufgrund ihres hohen Asche- bzw. Allophangehaltes (s.a. NaOH-lösliche Anteile in Tab.1) sind sie als Dystrandepts oder Hydric Dystrandepts (4) anzusprechen. Ausgangsmaterial sind andesitische Aschen, aus denen -in Böden mit höherem Verwitterungsgrad - neben Allophan auch Kaolinit bzw. Holloysit als Verwitterungsprodukte entstehen (1).

Die Böden aus Hawaii gehören zu einer Profilsequenz - ebenfalls aus andesitischen Aschen - mit zunehmender Niederschlagshöhe (500 - 4800 mm), die Andosole mit niedrigem, mittlerem und hohem Verwitterungsgrad, d.h. vitrandepts, Dystrandepts und Hydrandepts (2,4) enthält. Aufgrund ihres hohen Verwitterungsgrades wurden die Hydrandepts (z.B. der Boden aus Akaka, 18) auch als aus vulkanischen Aschen hervorgegangene Latosole bezeichnet (s.a. hohe Gehalte an oxidischem Eisen (Fe₂) und niedrige Gehalte an amorpher Substanz in Tab.1). Diese Böden enthalten neben Allophan größere Anteile an Kaolinit bzw. Holloysit und auch Dreischicht-Tonminerale (18). Die Profilsequenz erstreckt sich von der Stadt Honokaa im Norden der Insel Hawaii bis zum Gipfel des Berges Mauna Kea (2).

Tabelle 1 enthält ferner einige Daten saurer Lockerbraunerden aus Deutschland, über deren Ionen-Sorptions-eigenschaften bereits an anderer Stelle berichtet worden ist (6). Diese Böden wurden zum Vergleich einbezogen, da sie Allophan nur als Nebengemengteil neben Dreischicht-Tonmineralen und primären Mineralen enthalten (22). Diese primären Minerale tragen jedoch ebenfalls zur Allophanbildung bei, wie anhand der Umwandlung der primär im Sediment vorhandenen Iddingsit-Pseudomorphosen nach Olivin in Allophan gezeigt werden konnte (13). Aufgrund ihres geringen Aschegehaltes können die Lockerbraunerden nach der amerikanischen Systematik allenfalls als "Andic Dystrachrepts" angesprochen werden. Der Allophananteil ist im Profil Odersbach/Westerwald am höchsten, gefolgt von Profil Hohe Wurzel/Taunus und Hoherodskopf/Vogelsberg. Fast alle Böden haben jedoch geringe effektive Kationen-Austausch-Kapazitäten verbunden mit hohen pH-variablen Ladungen, die bei erneuter pH-Absenkung reversibel sind (6). Ihre Ionensorptions-eigenschaften ähneln somit - abgesehen von graduellen Unterschieden - weitgehend denen der untersuchten tropischen Andosole.

Methoden

Die in Abb.1 und 3 dargestellten Ergebnisse (pH-Abhängigkeit der Sorptionsmaxima, Sorptions-Isothermen bei natürlichem pH) sind den an anderer Stelle dargestellten Sorptions-Isothermen bei verschiedenen pH-Werten entnommen bzw. durch zusätzliche Experimente mit den dort beschriebenen Methoden ergänzt worden (7,8,9,15)

TABELLE 1: CHEMISCHE EIGENSCHAFTEN DER UNTERSUCHTEN BÖDEN

	BODENTYP	HERKUNFT	HOR.	pH (H ₂ O)	pH (KCL)	C	Fe _d	0,5N NAOH-LÖSLICH ¹⁾			KAK ²⁾	CAK ³⁾
								AL ₂ O ₃	SiO ₂	ZAMORPH		
MICHUOACAN/MEXIKO	DYSTRANDEPT	SAN GREGORIO	A	4,9	4,7	7,9	1,9	12,9	14,6	27,5	3,6	10 H ₂ O ₂
			B	6,5	6,0	3,3	2,9	22,1	12,4	34,5	5,3	24
			B2b	6,2	5,8	2,8	2,8	21,5	15,8	37,3	3,9	30
	DYSTRANDEPT	LA GUARDIA	Ap	5,8	5,3	2,5	2,5	18,0	15,0	33,0	6,1	7
			B1	6,6	5,7	1,1	2,9	21,6	18,4	39,6	7,0	23
			B2 (Ab)	6,7	5,8	0,6	1,6	18,5	16,2	34,7	4,3	3
	DYSTRANDEPT	LOS MANZANILLOS	Ap	5,7	5,2	4,0	2,3	15,5	15,2	30,7	5,8	7
			B1	6,5	5,6	1,6	2,7	19,5	16,7	36,2	9,0	15
			B2	6,6	5,9	1,1	3,1	22,0	15,4	47,4	8,7	16
	DYSTRANDEPT	LA PALMA	Ap	5,5	5,2	4,9	2,5	17,4	15,8	33,2	3,8	13
			B1	6,1	5,5	3,1	2,6	18,7	16,7	35,4	6,2	18
			B2	6,4	5,7	1,6	3,1	21,6	16,5	38,1	5,9	25
HAWAII	VITRANDEPT	APAKUI	IIAb	6,4	5,6	5,5	3,8	13,0	9,6	22,6	14	16
	DYSTRANDEPT	HANAIPOE	B2	6,7	6,4	1,1	4,9	21,6	12,4	34,3	3	29
	DYSTRANDEPT	MAILE	IIB	5,4	5,3	9,4	4,4	18,3	7,5	25,8	<1	30
	DYSTRANDEPT	PAAUHAU	B21	6,4	6,1	3,1	4,4	20,6	10,5	31,1	10	32
	HYDRANDEPT	AKAKA	B22	5,5	5,2	6,9	9,4	10,0	2,6	12,6	<1	18
	HYDRANDEPT	HONAKAA	B22	5,4	4,7	9,4	4,6	14,5	4,3	18,8	1	16
DEUTSCHLAND	SAURE LOCKER-	HOHE WURZEL	A/Bv	4,5	-	5,4	1,4	5,6	4,1	9,7	5,0	2,3
			Bv1	4,6	-	2,1	1,6	4,6	3,8	8,4	3,4	1,7
	BRAUNERDEN (ANDIC DYSTRACHREPTS)	ODERSBACH (WESTERW.)	Bv1	5,1	-	2,0	1,7	6,5	5,5	12,0	3,6	5,0
			Bv2	5,5	-	1,2	1,4	4,7	3,7	8,4	4,1	2,1
		HOHERRODS-KOPF	Bv1	4,3	-	6,8	4,4	3,9	4,5	8,4	13	2,2

1) WERTE DER BÖDEN AUS MEXIKO U. HAWAII NACH BINGHAM U.A. (2)
 2) EFFEKTIVE KAK, 3) CHLORID-ADSORPTIONS-KAPAZITÄT GEMESSEN MIT ALCL₃ (7)

Die Bestimmung der Chlorid-Adsorptions-Kapazität (CAK) erfolgte durch Schütteln des Bodens mit $AlCl_3$ -Lösungen bekannter Konzentration, Abfiltrieren der Gleichgewichtslösung und Messung der fehlenden (sorbierten) Chloridmenge, da sich gezeigt hatte, daß sich sowohl mit HCl , $HCl-NaCl$ -Gemischen und $AlCl_3$ gleiche Chlorid-Adsorptions-Kapazitäten ergaben (7). Das Arbeiten mit $AlCl_3$ -Lösungen hat den Vorteil, daß einerseits eine Übersäuerung der Böden vermieden, andererseits der für die Messung der CAK notwendige niedrige pH-Wert der Gleichgewichts-Boden-Lösung (GBL) von 3,5-4,0 (s. Abb. 1) erreicht wird. Aufgrund partieller Hydrolyse gelöster Al^{3+} -Ionen erfolgt eine Abpufferung der GBL in diesem pH-Bereich, wobei die Hydrolysebereitschaft der $AlCl_3$ -Lösung in Kontakt mit dem Boden offenbar erhöht wird (21). Im einzelnen wurde wie folgt verfahren: 5g lufttrockner Boden wurde bei den Andepts mit 20 ml 0,17 n (7), bei den sauren Lockerbraunerden mit 15 ml 0,10 n $AlCl_3$ -Lösung (6) eine Stunde lang geschüttelt und die überstehende Lösung (GBL) abfiltriert. Die Wahl des Boden-Lösungs-Verhältnisses und der vorgegebenen $AlCl_3$ -Konzentration sollte sich etwas nach der CAK der Böden richten, damit sich eine gesicherte Differenz zwischen vorgegebener und fehlender (sorbiert) Chloridmenge ergibt. Die Bestimmung des Chlorids in der GBL erfolgte durch potentiometrische Titration mit einer Silber-Silber-Chlorid-Elektrode.

Zur Messung der "effektiven" CAK, d.h. der beim pH-Wert des Bodens tatsächlich wirksamen Sorptionskapazität (s. Abb. 5), wird der Boden mit $NaCl$ -Lösungen (anstelle von $AlCl_3$!) des angegebenen Konzentrationsbereiches geschüttelt (Gewinnung der GBL und Cl -Messung wie oben angegeben)

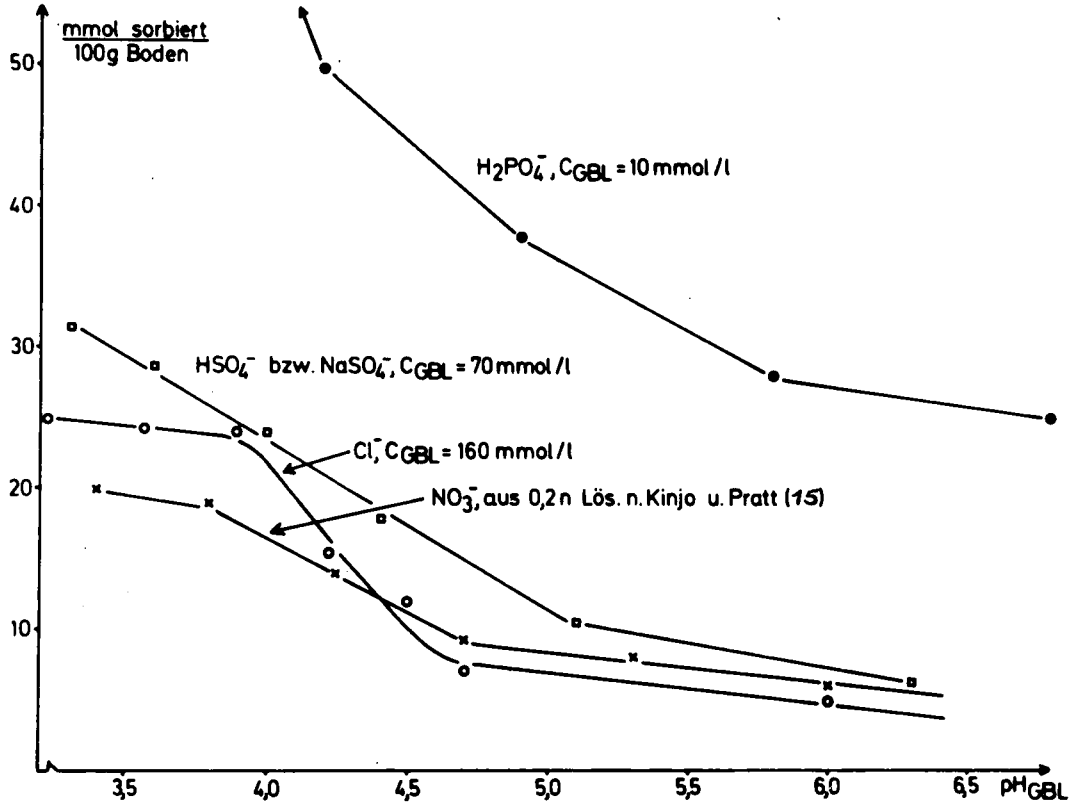
Ergebnisse und Diskussion

Chlorid-Adsorptions-Kapazität (CAK) als Maß für die Anionen-Austausch-Kapazität (AAK)

In allophanreichen Böden werden die anionischen Nährstoffe Nitrat, Phosphat und Sulfat - wie eingangs erwähnt - mit sehr unterschiedlicher Bindungsintensität adsorbiert bzw. sorbiert (7,8,9,15,16). Da bei der Bindung von Phosphat- und Sulfationen neben Adsorptionsvorgängen auch chemische Reaktionen mit Bodenbestandteilen (Ausfällung schwer löslicher Salze, Chemosorption) eintreten können (8,9), wird bei einschließlicher Betrachtung dieser Anionen der im weiteren Sinne gebrauchte Begriff "Sorptions" anstelle von "Adsorption" verwendet.

Entsprechend der unterschiedlichen Bindungsintensität liegen der Anionensorption (Ausfällung schwer löslicher Verbindungen hier ausgenommen) grundsätzlich zwei verschiedene Sorptionsmechanismen zugrunde (10). Während die völlig dissoziiert vorliegenden Ionen wie NO_3^- und Cl^- "nicht-spezifisch", d.h. mit geringer Bindungsintensität nur an positiv geladenen Oberflächen gebunden werden, können nicht völlig dissoziierte Ionen wie z.B. $H_2PO_4^-$ auch

Abb. 1: Anionen - Sorptionsmaxima des Dystrandept - B - Horizontes San - Gregorio in Abhängigkeit vom pH-Wert der Boden - Gleichgewichts - Lösung (pH_{GBL})

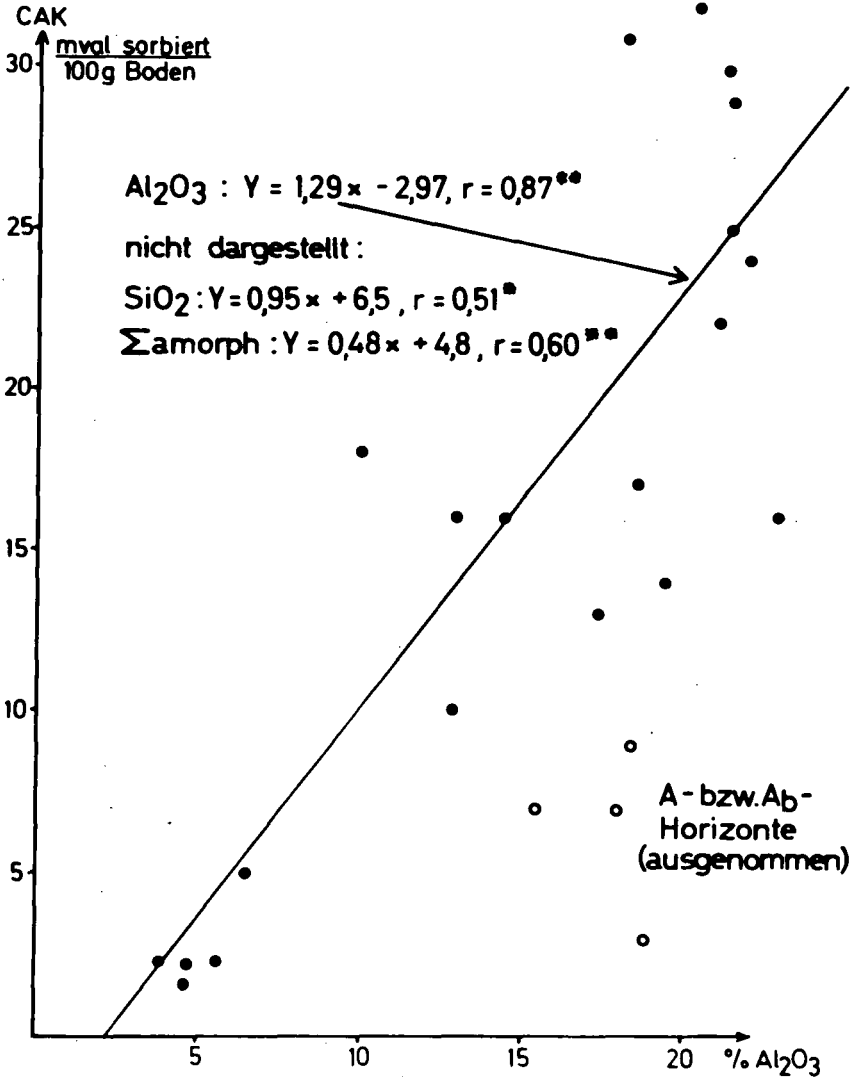


an Oberflächen mit negativer Überschlußladung "spezifisch", d.h. mit hoher Bindungsenergie sorbiert werden (11). Das Sulfation nimmt dabei eine Sonderstellung ein, da es nach Hingston u.a.(11) als SO_4^{--} nur an positiv geladenen Oberflächen spezifisch sorbiert werden kann, was nur im stark sauren pH-Milieu möglich ist. Nach eigenen Untersuchungen (8) wird das Sulfat dann als HSO_4^- gebunden, und im schwach sauren Bereich kommt es zunehmend zur Ko-adsorption von Na^+ (Sorption als NaSO_4^-).

Dieses Sorptionsverhalten der einzelnen Anionen wird aus Abb.1 deutlich: Während die Sorptionsmaxima (Sorptionskapazitäten) für Nitrat, Chlorid und Sulfat erst unterhalb pH 4 auf Werte von 20-25 mmol/100 g Boden ansteigen, werden diese Werte für Phosphat schon im schwach sauren bis neutralem pH-Milieu erreicht (Sorption an neutralen oder sogar negativ geladenen Oberflächen). Bei sinkendem pH-Wert der GBL wird Phosphat zunehmend an positiven Ladungsstellen sorbiert und im stark sauren Milieu ($\text{pH} < 4,5$) als Al- oder Fe-Phosphat ausgefällt. Auch Sulfat kann bei pH-Werten < 4 als basisches Al-Sulfat ausgefällt werden (8), was durch das weitere Ansteigen der Sulfatkurve bei pH-Werten unter 4 angedeutet wird (s.Abb.1).

Bei Nitrat und Chlorid erfolgt dagegen unterhalb pH 4 keine weitere Erhöhung der aus den Adsorptions-Isothermen abgeleiteten Sorptionsmaxima. Es handelt sich hierbei offenbar um eine echte auf die maximal mögliche Anzahl positiver Ladungsstellen zurückzuführende "Adsorptionskapazität". Weitere Protonenzufuhr bzw. pH-Erniedrigung führt nicht zur Erhöhung dieser Adsorptionskapazität, sondern zur Herauslösung von Al-Ionen aus dem Bodenkörper (7). Da sich Chlorid auch experimentell leicht bestimmen läßt, bietet sich die Messung der Chlorid-Adsorptionskapazität (CAK) als Maß für eine Art "Anionen-Austausch-Kapazität" (AAK) an. Die CAK stimmt in etwa mit der Sorptionskapazität für Nitrat und Sulfat überein und beschreibt gleichzeitig die Phosphat-Sorptionskapazität allophanreicher Böden im schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich (s.Abb.1). Dies gilt aber z.B. nicht für unsere mitteleuropäischen Böden, in denen Breischicht-Tonminerale vorherrschen: Obwohl diese Böden wegen der negativen Überschlußladung der Tonminerale keine meßbare CAK aufweisen, sorbieren sie erhebliche Phosphatmengen (25), da

Abb.2: Chloride -Adsorptions -Kapazität (CAK) allophanreicher Böden als Funktion des Gehaltes an amorphen Bestandteilen



die Phosphatanionen - wie oben angeführt - auch an Oberflächen mit negativer Überschlußladung sorbiert werden.

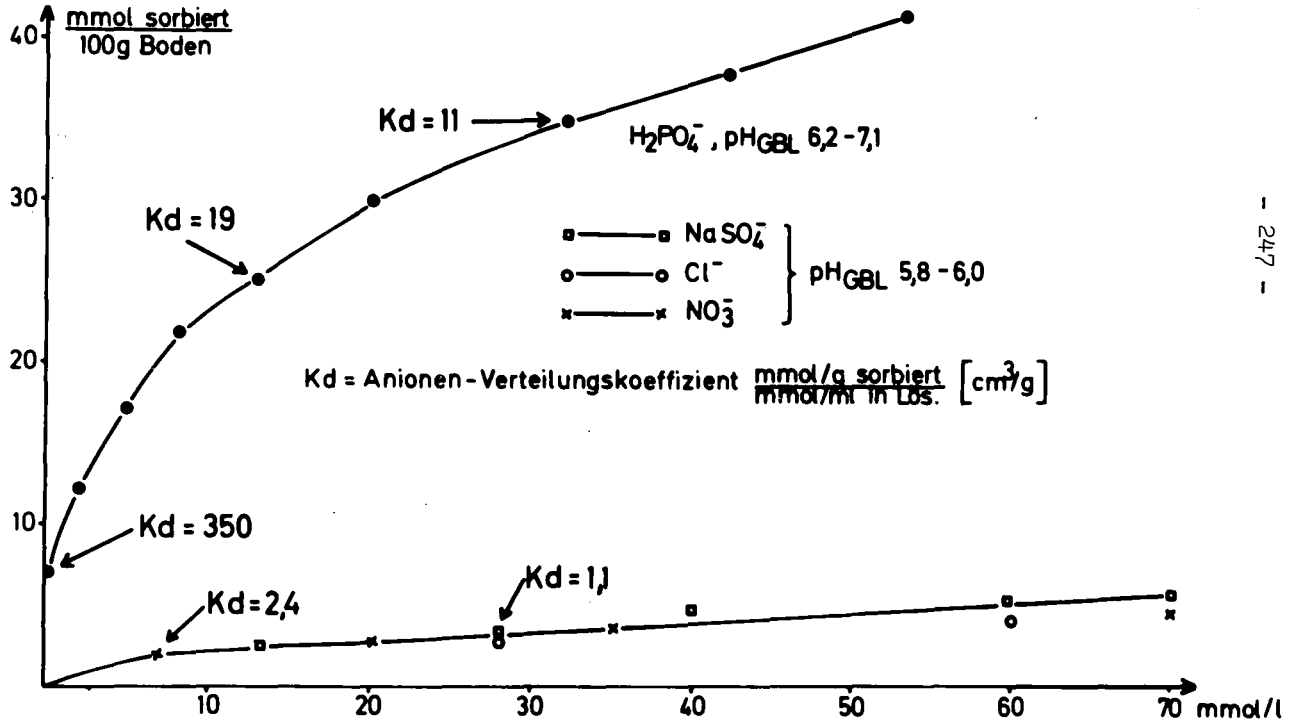
In allophanreichen Böden korreliert die CAK mit dem Gehalt an amorpher Substanz (Abb.2). Dabei ist die Korrelation zwischen CAK und NaOH-löslichem Al_2O_3 ($r=0,87^{**}$) besser gesichert als zwischen CAK und NaOH-löslichem SiO_2 ($r=0,51^*$). A- und Ab-Horizonte wurden bei der Berechnung der Regressionsgleichung ausgenommen, da die Sorptionsstellen offenbar teilweise durch organische Substanzen blockiert sind (s. offene Kreise in Abb.2). Nach Kochen der Proben mit H_2O_2 ergeben sich auch für die A-Horizonte höhere CAK-Werte (s.A-Hor., San Gregorio nach H_2O_2 -Behandlung in Tab.1). Zwischen CAK und Fe_2 oder organischem C ergibt sich keinerlei Beziehung (s.Tab.1).

Die CAK bzw. die daraus abgeleitete AAK ist somit ein wesentliches Merkmal allophanreicher Böden, das bei der Betrachtung als Faktor der Bodenfruchtbarkeit jedoch - je nach Bindungsintensität des Anions - unterschiedlich zu bewerten ist.

Bindungsintensität - Festlegung und Speicherfähigkeit für Nährstoffionen

Die aus den Sorptionsisothermen abgeleiteten "Anionen-Verteilungskoeffizienten" (K_d -Werte, 26) bilden ein Maß für die Bindungsintensität, mit der die einzelnen Anionen am Bodenfestkörper sorbiert werden. In Abb.3 sind die Sorptionsisothermen und einige K_d -Werte beim natürlichen pH-Wert des Bodens dargestellt. Dabei wird deutlich, daß die nicht-spezifisch sorbierten Anionen wie Nitrat, Chlorid und Sulfat die gleiche Konzentrationsabhängigkeit mit flach verlaufender Isotherme und niedrigen K_d -Werten aufweisen, während sich mit den spezifisch sorbierten Phosphationen eine steil verlaufende Kurve mit hohen K_d -Werten ergibt. Die spezifisch gebundenen Anionen werden somit mit wesentlich höherer Intensität am Bodenfestkörper sorbiert als die nicht-spezifisch gebundenen (7,8,9), was in der generell hohen Phosphat-Fixierungskapazität dieser Böden (3,23) zum Ausdruck kommt. Ausschlaggebend sind die Bindungsintensitäten bei niedriger Gleichgewichtskonzentration in der Bodenlösung (Steigung des initialen Astes der Sorptionskurve, $K_d=350$, s. Abb.3), da höhere Konzentrationen normalerweise nicht erreicht werden.

Abb. 3: Anionen-Sorptionsisothermen des Dystrandep - B - Horizontes San Gregorio im Bereich des natürlichen pH-Wertes



Letzteres gilt auch für die nicht-spezifisch sorbierten leicht löslichen Nährstoffe wie z.B. Nitrat. Ihre Speicherfähigkeit bzw. Auswaschbarkeit hängt ebenfalls von den Kd-Werten des initialen Bereichs der Adsorptions-Isothermen ab. Für den Dystrandsept-B-Horizont beträgt der Kd-Wert in diesem Bereich 2,4 (s. Abb. 3). Am Bodenfestkörper ist also etwa zweieinhalb mal mehr Nitrat vorhanden als in der Bodenlösung. Nitratspeicherkapazität bzw. Nitratauswaschung hängen demnach in erster Linie vom initialen Kd-Wert und vom Lösungsvolumen (Niederschlagsmenge) ab, das durch den Boden perkoliert. Nach Thomas (26) ergibt sich folgende quantitative Beziehung:

$$V = \frac{Kd \cdot P}{F} + 1$$

V = Anzahl der verdrängten Porenvolumina bis zum Durchbruch des Anions (hat die Anfangskonzentration)

Kd = Anionen-Verteilungskoeffizient (ml/g)

P = Raumgewicht des Bodens (g/ml)

F = Porenvolumenanteil (dimensionslos)

Für den Dystrandsept-B-Horizont (P=0,5 , F=0,7) gilt:

$$V = 0,7Kd + 1$$

$$V_{NO_3} = 2,7$$

$$(V_{H_2PO_4} = 245)$$

Der Durchbruch des Nitrats durch eine Bodensäule bestimmter Mächtigkeit erfolgt also erst nachdem eine Lösungsmenge entsprechend dem 2,7-fachen Porenvolumen durch den Boden perkoliert ist. Zum gleichen Ergebnis kommen Kinjo u.a. (17) anhand von Säulenversuchen mit diesem Boden. Die Bewegung des Nitrats durch den Boden ist also gegenüber der Lösungs- bzw. Wasserbewegung erheblich verlangsamt, so daß es über längere Zeitabstände hinweg in der Wurzelzone gehalten werden kann. Das sorbierte Nitrat stellt somit eine wichtige oder möglicherweise sogar die einzige Speicherform für anorganischen Stickstoff dar, da Ammonium-N bei Fehlen von Dreischicht-Tonmineralen ebenfalls der Auswaschung unterliegt(s.o.)

Das große für den Durchbruch des Phosphats erforderliche Lösungsvolumen verdeutlicht lediglich die hohe P-Fixierungskapazität dieser Böden. Das Phosphat wird dabei in der obersten Bodenschicht angereichert, da seine Beweglichkeit minimal ist.

Austauschbarkeit der sorbierten Anionen

Die Verwendung des Begriffes "Anionen-Austausch-Kapazität" (AAK) setzt voraus, daß die am Bodenkomplex (Austauscher) gebundenen Anionen gegen jedes andere Anion austauschbar sind (s.a.KAK). Diese Voraussetzung trifft nur für die nicht-spezifisch sorbierten Anionen zu. Spezifisch sorbierte sind dagegen aufgrund der sehr viel größeren Bindungsintensität nur gegen andere ebenfalls spezifisch zu bindende Anionen austauschbar: Phosphat z.B. gegen Arsenat und Selenit (9), allerdings nicht vollständig. Dies mag daran liegen, daß auch der spezifischen Sorption von Phosphationen wiederum zwei verschiedene Bindungsmechanismen zugrunde liegen (mono- und divalente Bindung, 12).

Praktische Bedeutung erhält dieser Befund für die Mobilisierung im Boden fixierter (spezifisch sorbierter) Phosphatmengen. So konnte gezeigt werden, daß spezifisch sorbierte Phosphationen auch durch wasserlösliche monomere Kieselsäure "ausgetauscht" werden können (5,19). Hieraus ergibt sich eine plausible Erklärung für die seit langem bekannte phosphatmobilisierende Wirkung silikathaltiger Düngemittel (5,14).

Zusammenfassung

- 1) Trotz unterschiedlicher Sorptionsmechanismen der einzelnen Anionenarten stellt die CAK allophanreicher Böden ein Maß für eine Art AAK dar.
- 2) Diese AAK ist ein wesentliches Merkmal allophanreicher Böden. Bei der Betrachtung als Faktor der Bodenfruchtbarkeit ist ihr jedoch unterschiedliche Bedeutung beizumessen.
- 3) Im stark sauren pH-Milieu ist die Phosphat-Fixierungskapazität erheblich höher als diese AAK
- 4) Aufgrund der Anionen-Verteilungskoeffizienten (Kd-Werte) kann gezeigt werden, daß das sorbierte Nitrat eine wichtige Speicherform für anorganischen Stickstoff darstellt.
- 5) Spezifisch sorbierte Anionen können nur durch andere spezifisch zu bindende Ionen oder Moleküle ausgetauscht werden. Dieser Befund erhält besondere Bedeutung für die Mobilisierung im Boden fixierter (spezifisch sorbierter) Phosphatmengen.

Literaturverzeichnis

- 1) Aguilera, H.N., 1969, Geographic distribution and characteristics of volcanic ash soils in Mexico, Panel on Volcanic Ash Soils in Latin America, A6.1-A6.12, IAIAS, Turrialba, Costa Rica
- 2) Bingham, F.T., A.L. Page, N.T. Coleman, and K. Flach, 1971, Boron adsorption characteristics of selectet amorphous soils from Mexico and Hawaii, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 35, 546-550
- 3) Faßbender, H.W., 1969, Phosphorus deficiency and fixation in volcanic ash soils in Central America, Panel on Volcanic Ash Soils in Latin America, B4.1-B4.10, IAIAS, Turrialba, Costa Rica
- 4) Flach, K., 1969, The use of the 7th-Approximation for the classification of soils from volcanic ash, Panel on Volcanic Ash Soils in Latin America, A7.1-A7.18, IAIAS, Turrialba, Costa Rica
- 5) Gebhardt, H., 1972, Physikalische und chemische Wirkung von Bodenverbesserungsmitteln auf Kieselsäurebasis (Agrosil), Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 15, 225-245
- 6) Gebhardt, H., 1972, Cation exchange and anion adsorption properties of some acid soils of the Central German mountain region, Proceed. Internat. Symp. Acid Sulphate Soils, Internat. Inst. for Land Reclamat. and Improvem., Publ. No. 18, Vol. II, 287-301, Wageningen, Netherlands
- 7) Gebhardt, H., and N.T. Coleman, 1974, Anion adsorption by allophanic tropical soils: I. Chloride adsorption, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 38, 255-259
- 8) Gebhardt, H., and N.T. Coleman, 1974, Anion adsorption by allophanic tropical soils: II. Sulfate adsorption, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 38, 259-262
- 9) Gebhardt, H., and N.T. Coleman, 1974, Anion adsorption by allophanic tropical soils: III. Phosphate adsorption, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 38, 263-266
- 10) Hingston, F.J., R.J. Atkinson, A.M. Posner, and J.P. Quirk, 1967, Spezific adsorption of anions, Nature 215, 1459-1461
- 11) Hingston, F.J., A.M. Posner, and J.P. Quirk, 1972, Anion adsorption by goethite and gibbsite: I. The role of the proton in determining adsorption envelopes, J. Soil Sci. 23, 177-192
- 12) Hingston, F.J., A.M. Posner, and J.P. Quirk, 1974, Anion adsorption by goethite and gibbsite: II. Desorption of anions from hydrous oxide surfaces, J. Soil Sci. 25, 16-26
- 13) Hugenroth, P., B. Meyer und R. Sakr, 1970, Mikromorphologie der "Allophanbildung" in sauren Lockerbraunerden aus Basalt-Detritus-Löss-Mischsedimenten im Vogelsberg, Göttinger Bodenkdl. Ber. 14, 106-126
- 14) Hunter, A.S., 1965, Effects of silicate on uptake of phosphorus from soils by four crops, Soil Sci. 100, 391-396
- 15) Kinjo, T., and P.F. Pratt, 1971, Nitrate adsorption: I. In some acid soils of Mexico and South America, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 35, 722-725
- 16) Kinjo, T., and P.F. Pratt, 1971, Nitrate adsorption: II. In competition with chloride, sulfate and phosphate, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 35, 725-728

- 17) Kinjo, T., P.F. Pratt, and A.L. Page, 1971, Nitrate adsorption: III. Desorption, movement, and distribution in Andepts, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 35, 728-732
- 18) Lai, Sung-Ho, and D.L. Swindale, 1969, Chemical properties of allophane from Hawaiian and Japanese soils, Soil Sci. Soc. Am. Proceed. 33, 804-808
- 19) Obihara, C.H., and E.W. Russel, 1972, Spezifische adsorption of silicate and phosphate, J. Soil Sci. 23, 105-117
- 20) Panel on Volcanic Ash Soils in Latin America, Inter American Institute of Agricultural Sciences (IAIAS), Turrialba, Costa Rica
- 21) Ragland, J.L., and N.T. Coleman, 1960, The hydrolysis of aluminum salts in clay and soil systems, Soil Sci. Soc. Am. Proc. 24, 457-460
- 22) Sakr, R. und B. Meyer, 1970, Mineralverwitterung und -umwandlung in typischen sauren Lockerbraunerden in einigen Mittelgebirgen Hessens, Göttinger Bodenkdl. Ber. 14, 1-47
- 23) Schalscha, E.B., P.F. Pratt, T. Kinjo, and J. Amara, 1972, Effect of phosphate salts in cation-exchange-capacity determinations, Soil Sci. Soc. Amer. Proceed. 36, 912-914
- 24) Schalscha, E.B., P.F. Pratt, and T.C. Domecq, 1974, Nitrate adsorption by some volcanic ash soils of Southern Chile, Soil Sci. Soc. Amer. Proceed. 38, 44-45
- 25) Schwertman, U. und H. Knittel, 1973, Phosphatadsorption einiger Böden in Bayern, Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkdl. 134, 43-51
- 26) Thomas, G.W., 1960, Effects of electrolyte imbibition upon cation-exchange behavior of soils, Soil Sci. Soc. Amer. Proceed. 24, 329-332

Assoziationen nicht-symbiotischer, Stickstoff bindender
Mikroorganismen mit höheren Pflanzen und ihre Bedeutung
für den Stickstoffhaushalt tropischer Böden

von

G. J a g n o w ⁺⁾

Während die Bedeutung der Stickstoffbindung der symbiotischen Mikroorganismen in den Wurzelknöllchen der Leguminosen und einiger Nicht-Leguminosen für die Stickstoffzufuhr von kultivierten und natürlichen Pflanzengemeinschaften und Böden vieler tropischer Standorte allgemein bekannt ist, bieten die Bindungsleistung und der Standort frei lebender, Stickstoff bindender Bakterien in natürlichen, terrestrischen Ökosystemen noch viele offene Fragen. Die bakterielle Stickstoffbindung erfordert einen hohen Energieaufwand, der nur durch die intensive Veratmung verfügbarer Substrate gedeckt werden kann. Im Gegensatz zu den photoautotrophen, Stickstoff bindenden Blaualgen sind die Stickstoff bindenden Bakterien terrestrischer Standorte auf die Substratzufuhr durch pflanzliche Abfälle und Ausscheidungen angewiesen. Hier sind sie jedoch der starken Konkurrenz durch die Überzahl nicht Stickstoff bindender Mikroorganismen ausgesetzt. Ferner hat die methodische Schwierigkeit, die erwartungsgemäß geringen Stickstoffgewinne in dem heterogenen System des durchwurzeltten Bodens nachzuweisen, die Abschätzung ihrer Bindungsleistung lange behindert. Hinweise dafür, daß auch solche Bindungsleistungen hohe positive Bilanzen zur Folge haben können, ergaben Beobachtungen über auch bei geringem Vorkommen oder Abwesenheit von Leguminosen hohe Stickstoffgewinne während der Wiederbesiedelung von Brachflächen durch Gräser oder tropischen Regenwald, die meist in der Größenordnung von $50 - 100 \text{ kg. ha}^{-1} \cdot \text{Jahr}^{-1}$ lagen (MOORE 1966). Als Substrat

⁺⁾ Institut für Bodenbiologie,
3300 Braunschweig, Bundesallee 50

für diese Leistungen bieten sich die unter tropischen Bedingungen bei intensiver Photosynthese und eingeschränktem Stickstoffangebot besonders kohlehydratreichen und stickstoffarmen Wurzelausscheidungen an. Mit Hilfe des empfindlichen, spezifischen und auch unter Freilandbedingungen möglichen, einfachen Nachweises der Nitrogenaseaktivität von Boden- und Wurzelproben durch die Reduktion von Azetylen zu Aethylen (HARDY et al. 1968, 1972) wurden in den letzten Jahren von verschiedenen Autoren Untersuchungen an der Rhizosphäre verschiedener tropischer Gräser vorgenommen, auf deren Ergebnisse und Konsequenzen dieser Beitrag hinweisen soll.

1. Die Organismen

Erste Hinweise für die Bedeutung der Rhizosphäre als Standort der Stickstoffbindung waren Beobachtungen über hohe, im Gegensatz zu gemäßigttem Klima bis in die Größenordnung von 10^5 - 10^7 je g Wurzelboden gehende Populationen von Azotobacter chroococcum bei Leguminosen in Aegypten (VANCURA et al. 1965) sowie bei Sorghum und Futterleguminosen im Sudan (JAGNOW 1964). Aus der Rhizosphäre des Futtergrases Paspalum notatum isolierte und beschrieb DÖBEREINER (1970) Azotobacter paspali als für diese Wirtspflanze spezifische neue Art, während besonders in der Wurzelzone von Zuckerrohr, aber auch bei Reis und anderen tropischen Futtergräsern Beijerinckia indica nachgewiesen wurde (DÖBEREINER et al. 1971). An der während der Zersetzung zellulosereicher pflanzlicher Abfälle in wassergesättigtem Boden beobachteten Stickstoffbindung war hauptsächlich Clostridium butyricum beteiligt (RICE et al. 1967, 1972). Clostridien, hauptsächlich Cl. butyricum und Cl. pasteurianum, wurden im gemäßigten Klima Rußlands in maximalen Mengen von 10^5 - 10^7 sowohl in der Rhizosphäre von Getreidepflanzen als auch von mehrjährigen Grasansaatn gefunden (RYBKINA 1960, MISHUSTIN et al. 1973). In tropischem Klima fanden HAUKE-PACEWICZOWA et al. (1969) in der Mais-Rhizosphäre bei Wassersättigung Clostridium-Populationen von fast 10^9 /g, bei Feldkapazität solche von 10^6 /g mit entsprechenden Unterschieden der Nitrogenaseaktivität. Als

fakultativ anaerobe, aber ebenfalls nur anaerob Stickstoff bindende Bakteriengattungen wurden aus der Rhizosphäre von Sojabohnen (EVANS et al. 1972) sowie aus derjenigen Kanadischer Präriegräser (VLASSAK et al. 1973) Klebsiella sp. und aus der Rhizosphäre von Mais Enterobacter sp. (RAJU et al. 1972) isoliert. Bestimmungen der Nitrogenaseaktivität sowie Zählungen und Isolierungen der Stickstoffbinder wurden jedoch selten an den gleichen Proben vorgenommen, so daß Aussagen über den Anteil verschiedener Stickstoffbinder kaum möglich sind.

2. Der Einfluß ökologischer Faktoren auf die Stickstoffbindung

Da die isolierten Komponenten der Nitrogenase schon bei geringen O_2 -Konzentrationen inaktiviert werden, ist die Stickstoffbindung ein strikt anaerober Vorgang. Bei Anwesenheit von O_2 können im wesentlichen nur die Vertreter der Azotobacteraceae (Azotobacter, Beijerinckia, Derxia) N_2 fixieren, da dann das Enzymsystem sowohl im aktiven Zustand durch eine intensive Zellatmung (DROZD et al. 1970, 1970a) als auch im Ruhezustand durch Konformationsänderung vor O_2 -Schädigung geschützt ist (DROZD et al. 1970, SHAH et al. 1973). Fließkulturen von Azotobacter zeigten bei schnellem Wachstum mit Generationszeiten von 5 Std. eine dreimal intensivere N-Bindung von 39 mg/g Substrat als bei langsamerem Wachstum mit Generationszeiten von 20 Std. Mit N_2 als N-Quelle lag die Atmung um bis zu 60% höher als mit NH_4 . Bei langsamerem Wachstum und/oder höheren O_2 -Konzentrationen muß ein höherer Anteil dieser Mehratmung lediglich dem respiratorischen Schutz des Nitrogenasesystems dienen (DROZD et al. 1970, 1970a). Hieraus ist verständlich, daß auch bei mit Azotobacter besiedelten Wurzeln sowohl in situ bei Wasser-sättigung als auch in der Testatmosphäre des C_2H_2 -Testes die höchste Bindungsleistung bei vermindertem O_2 -Partialdruck gemessen wurde (DÖBEREINER et al. 1973). Während jedoch bei den Azotobacteraceen infolge ihres oxidativen Stoffwechsels unter völlig anaeroben Bedingungen keine N_2 -Fixierung mehr stattfindet, sind solche für die Bindung durch obligat und fakultativ anaerobe Organismen Voraussetzung.

Der zweite wichtige ökologische Faktor ist die Verfügbarkeit von gebundenem Stickstoff. $\text{NH}_4\text{-N}$ hemmt bei den Azotobacteraceae bereits in geringen Konzentrationen die Funktion der Nitrogenase (DROZD et al. 1972, GADKARI et al. 1974), während bei Clostridium $\text{NH}_4\text{-N}$ nicht ihre Funktion, aber ihre Neusynthese blockiert (DAESCH et al. 1973). Die Nitrogenaseaktivität von mit Azotobacter paspali besiedelten Paspalum-Wurzeln wurde sowohl durch Düngung mit $\text{NH}_4\text{-N}$ als auch mit $\text{NO}_3\text{-N}$ innerhalb weniger Stunden, jedoch infolge der Aufnahme durch die Pflanzen höchstens eine Woche lang im Feld gehemmt (DÖBEREINER 1973). Geringe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gaben von 20 kg/ha in zweiwöchigem Abstand hemmten dagegen die Nitrogenaseaktivität in Feldbeständen von Pennisetum purpureum und Digitaria decumbens, nicht (NEVES et al. 1973). Die Aktivität in der Reis-Rhizosphäre wurde nach YOSHIDA et al. (1970) erst durch 200 kg/ha $\text{NH}_4\text{-N}$ um 50% vermindert, während diejenige der Mais-Rhizosphäre im gemäßigten Klima bereits durch 45 kg/ha um über 60% gehemmt wurde (BALANDREAU et al. 1973, s. auch Tab. 1).

Neben der Pflanzenvarietät haben Belichtungsstärke und Photoperiode über die Menge und Zusammensetzung der Wurzelauausscheidungen einen starken Einfluß auf die N_2 -Bindung der Grashrizosphäre (DÖBEREINER 1973). Bei Tropenpflanzen wie Reis, Zuckerrohr und vielen der angeführten Futtergräser, die über den C_4 -Syntheseweg eine besonders effiziente Photosynthese betreiben (BJÖRKMAN et al. 1973), ist darüber hinaus mit einem Assimilatüberschuß zu rechnen, der der Rhizosphäre zugute kommen und die oft im Wurzelbereich solcher Pflanzen beobachteten hohen Nitrogenaseaktivitäten erklären kann. Es sollte angesichts der Verknappung von Energie und Düngemitteln in vielen Entwicklungsländern angestrebt werden, auch das genetische Potential für die Selektion und Züchtung solcher Futtergräser zu nutzen, deren Photosyntheseleistung und Assimilatableitung eine besonders gute asymbiotische Stickstoffbindung in der Rhizosphäre gewährleistet und diese Leistung bei Anbau auch durch niedrig dosierte und gestaffelte N-Düngergaben zur Wirkung kommen zu lassen.

Tab. 1: Nitrogenaseaktivität und extrapolierte Bindungsleistung in der Rhizosphäre tropischer, in wassergesättigtem Boden wachsender Gräser und gräserartiger Pflanzen

	Pflanzenalter (Tage)	nmol C ₂ H ₄ je g Wurzel-Tr.G. u.Stunde	Stickstoffbindung je ha, bezogen auf 1 000 kg aktiver Wurzelmasse	Referenz	
			g je Tag	kg in 60d	
<u>Getreidearten:</u>					
Reis	10	6200 ¹⁾	1383	83,0	1
"	35	1200-1800 ¹⁾	268 - 401	20,1	1
Mais	14-27	1000-10000 ¹⁾	223-2230		1
Mais + PK	15-122	200-3300 ²⁾	45 - 734	23,4	2
Mais + 45kg N+PK "		200-1100 ²⁾	45 - 245	8,7	2
Eleusine coracana	35	400 ¹⁾	89	5,3	1
<u>Zuckerrohr:</u>	360	35 ³⁾	7,8	0,49	3
<u>Futtergräser:</u>					
Pennisetum purpureum		950 ⁴⁾	212	12,7	4
Brachiaria mutica		730 ⁴⁾	163	9,8	4
Paspalum virgatum	120-240	350-530 ⁵⁾	78 - 118	5,9	1
Digitaria decumbens		340 ⁴⁾	76	4,6	4
Panicum maximum		300 ⁴⁾	67	4,0	4
"		10 ⁵⁾	2,3	0,14	1
Paspalum notatum		280 ⁴⁾	62	3,7	4
Cynodon dactylum		270 ⁴⁾	60	3,6	4
Melinis minutiflora		40 ⁴⁾	8,9	0,53	4
Hyparrhenia rufa		30 ⁴⁾	6,7	0,40	4
<u>Savannenpflanzen:</u>					
Cyperus obtusiflorus	180	350 ⁵⁾	78	4,7	1
Cyperus zollingeri	90-180	110-160 ⁵⁾	24 - 36	1,8	1

Referenzen: 1. Dommergues et al. 1973 (in Dakar), 2. Balandreau et al. 1973 (in Nancy), 3. Löbereiner et al. 1972, 4. Neves et al. 1973 (in Rio de Janeiro)

Anmerkungen: 1) Keimpflanzen in überstauten Kleingefäßen, Gewächshaus 2) Folienzelt-Freilandversuch ohne Probenahmen 3) Pflanzen mit anhängendem Boden bei Rio de Janeiro entnommen, innerhalb 48 Std. in Röthamsted untersucht 4) Wurzeln mit anhaftendem feuchtem Boden im Freiland entnommen und inkubiert 5) Gewächshaus-Gefäßversuch, umgepflanzt aus Freiland, bei Feldkapazität

3. Maximale mögliche Bindungsleistung in der Rhizosphäre tropischer Pflanzen

Die Angaben verschiedener Autoren über die Nitrogenaseaktivität in der Rhizosphäre tropischer Gräser wurden in Tab. 1 zusammengestellt und unter der Annahme des theoretischen molaren Verhältnisses von gebildetem C_2H_4 zu gebundenem $N_2 = 3 : 1$ auf die von 1000 kg aktiver Wurzelmasse in 1 bzw. 60 Tagen gebundene N-Menge extrapoliert. Ein solches Verhältnis wird unter optimalen Messbedingungen erreicht, setzt aber voraus, daß es weder durch Wachstumshemmung der Organismen bei zu hoher Azetylenkonzentration (BROUZES et al. 1971) noch durch die im Vergleich zum natürlichen Substrat N_2 höhere Löslichkeit und Diffusion von C_2H_2 (RICE et al. 1971) verfälscht wird. 1000 kg (TS.) mag etwa der in 1 ha vorhandenen aktiven Wurzelmasse entsprechen, obgleich für stark wüchsige Bestände wie Zuckerrohr auch höhere Werte von 4 - 5 t/ha einzusetzen wären. Die für Zuckerrohr gemessene Aktivität ist wahrscheinlich durch den Probentransport stark erniedrigt worden und dürfte eher wie bei den Getreidearten in der Größenordnung von 20 kg/ha in 60 Tagen liegen. Da im tropischen und subtropischen Klima mit meist unregelmäßig verteilten Niederschlägen häufig lange Trockenzeiten sowie Austrocknungen innerhalb der Niederschlagsperioden eintreten, dürften jährlich selten mehr als 60 Tage für eine optimale, den Testbedingungen entsprechende Stickstoffbindung zur Verfügung stehen.

Nach Messungen der ^{15}N -Inkorporation und C_2H_2 -Reduktion von Boden- und Wurzelproben aus Reisfeldern wurden in einem Entwicklungszyklus in nicht überfluteten, bepflanzten Reisfeldern der Philippinen 2 - 3 kg N/ha, in überfluteten bepflanzten Feldern dagegen 30 - 35 kg N/ha mehr als in unbepflanztem Boden gebunden, die neben einem gewissen Anteil von durch die Pflanzen ebenfalls geförderten Blaualgen größtenteils der bakteriellen Bindung in der Rhizosphäre zugeschrieben werden müssen (YOSHIDA et al. 1973), zumal auch die Nitrogenase-

messung an einmonatigen Reispflanzen eine Bindungsleistung von ähnlicher Größenordnung ergab (Tab. 1). Die Extrapolationen dieser Tabelle liegen überwiegend mit 2 - 400 g N je Tag und ha (bzw. t Wurzelmasse) im gleichen Bereich wie die von BALANDREAU et al. (1973a) für verschiedene Feldpflanzenbestände der Elfenbeinküste mit 0,2 - 240 g N je ha und Tag geschätzten Bindungsleistungen, bei denen neben den starken pflanzen- und standortbedingten Unterschieden auch starke, tageszeitabhängige diurnale Fluktuationen beobachtet wurden. Die hauptsächlich durch die Bodenfeuchtigkeit bedingte starke Variabilität der Bindungsleistung eines französischen Maisfeldes (BALANDREAU et al. 1973, s. Tab. 1) unterstreicht ebenfalls die Problematik langfristiger Bindungsschätzungen. Ähnliche Schätzungen aus der gemäßigten Zone ergaben für einen kanadischen Präriestandort jährlich ca. 2 kg N/ha (VLASSAK et al. 1973).

Um zu einer zuverlässigen Bilanz der asymbiotischen Bindungsleistung von Pflanzengesellschaften und Kulturpflanzenbeständen zu kommen, sind noch viele breit gestreute Untersuchungen notwendig, die aber durch die einfache und schnelle Testmethode der Azetylenreduktion möglich geworden sind. Für die Leistungen der Phyllosphäre liegen in den Tropen z. B. noch zu wenige Messungen vor, um ihre Bedeutung auch nur größenordnungsmäßig abschätzen zu können. Diese Zusammenfassung möge dazu anregen, neben der symbiotischen auch die mögliche asymbiotische Bindungsleistung bei der Bilanzbetrachtung tropischer Standorte nicht zu vernachlässigen.

- Balandreau J. u. Dommergues Y. 1973: Assaying nitrogenase (C_2H_2) activity in the field.- In Th. Rosswall (ed.): Modern methods in the study of microbial ecology. Bull. Ecol. Res. Committee 17, 247-254 (Stockholm)
- Balandreau J. u. Dommergues Y. 1973a: Rhizospheric nitrogen fixation in Ivory Coast tropical grasslands.-Trans. Intern. Congr. "Global Impacts of Applied Microbiology IV", Sao Paulo
- Björkman O. u. Berry J. 1973: High-efficiency photosynthesis.- Scientif. American 229, 90-93
- Brouzes R. u. Knowles acetylene: Inhibition of growth of *Clostridium pasteurianum* by acetylene: implication for nitrogen fixation assay.-Can. J. Microbiol. 17, 1483-1489
- Daesch G. u. Mortensen L.E. 1972: Effect of ammonia on the synthesis and function of the nitrogen-fixing enzyme system in *clostridium pasteurianum*.- J. Bacteriol. 110, 103-109
- Döbereiner J. 1970: Further research on *Azobacter papali* and its variety specific occurrence in the rhizosphere of *Paspalum notatum* Flügge.- Zentralbl. f. Bakteriologie. II 124, 224-230
- Döbereiner J. 1973: Nitrogen fixation in the rhizosphere of tropical grasses.-Trans. Internat. Congr. "Global Impacts of Applied Microbiology IV", Sao Paulo
- Döbereiner J. u. Campelo A.B. 1971: Non-symbiotic nitrogen fixing bacteria in tropical soils.- Plant & Soil Spec. Vol. 457-470
- Döbereiner J., Day J. u. Dart P. 1972: Nitrogenase activity in the rhizosphere of sugar cane and some other tropical grasses.- Plant & Soil 37, 191-196
- Döbereiner J., Day J. u. Dart P. 1973: Rhizosphere associations between grasses and nitrogen-fixing bacteria: Effect of oxygen on nitrogenase activity in the rhizosphere of *Paspalum notatum*.-Soil Biol. Biochem. 5, 157-159
- Dommergues Y., Balandreau J., Rinaudo G. u. Weinhard P. 1972: Non-symbiotic nitrogen fixation in the rhizosphere of rice, maize and different tropical grasses. - Soil Biol. Biochem. 5, 83-89
- Drozd J. u. Postgate J.R. 1970: Effects of oxygen on acetylene reduction, cytochrome content and respiratory activity of *Azobacter chroococcum*.- J. gen. Microbiol. 63, 63-73
- Drozd J. u. Postgate J.K. 1970a: Interference by oxygen in the acetylene reduction test for aerobic nitrogen fixing bacteria.-J. gen. Microbiol. 60, 427-429
- Drozd J., Tubb R.S. u. Postgate J.R. 1972: A chemostat study of the effect of fixed nitrogen source on nitrogen fixation, membranes and free amino acids in *Azotobacter chroococcum*.- J. gen. Microbiol. 73, 221-232
- Evans H.J., Campbell N.E. u. Hill S. 1972: Asymbiotic nitrogen-fixing bacteria from the surfaces of nodules and roots of legumes.- Can. J. Microbiol. 18, 13-21
- Gadkari D. u. Stolp H. 1974: Influence of nitrogen source on growth and nitrogenase activity in *Azotobacter vinelandii*.- Arch. Mikrobiol. 96, 135-144

- Hardy R.W., Holsten R.L., Jackson R.K. u. Burns R.C. 1968: The acetylene-ethylene assay for nitrogen fixation: Laboratory and field evaluation.-*Plant Physiol.* 43, 1185-1207
- Hardy R.W., Burns R.C. u. Holsten R.L. 1972: Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation.- *Soil Biol. Biochem.* 5, 47-81
- Hauke-Pacewiczowa T., Balandreau J. u. Dommergues Y. 1970: Fixation microbienne de l'azote dans un sol salin Tunisien.- *Soil Biol. Biochem.* 2, 47-53.
- Jagnow G. 1964: The influence of crops on *Azotobacter* in irrigated soil of the Sudan Gezira.- *Trans. 8th Internat. Congr. of Soil Sci.* III, 959-977 (Bukarest)
- Mishustin R.N. u. Yemtsey V.T. 1973: Anaerobic nitrogen-fixing bacteria in U.S.S.R. soils.- *Soil Biol. Biochem.* 5, 97-107
- Moore A.W. 1966: Non symbiotic nitrogen fixation in soil and soil-plant systems.- *Soils and Fertilizers* 29, 113-128
- Neves M.C., Day J.M., Carneiro A.M. u. döbereiner J. 1973: Nitrogenase activity in the rhizosphere of tropical forage grasses.- *Trans. Internat. Congr. "Global Impacts of Applied Microbiology IV"*, Sao Paulo
- Raju P.N., Evans H.J. u. Seidler R.J. 1972: An asymbiotic nitrogen-fixing bacterium from the root environment of corn.- *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A.* 69, 3474-3478
- Rice W.A. u. Paul E.A. 1967: The role of anaerobiosis in asymbiotic nitrogen fixation.- *Can. J. Microbiol.* 13, 829-836
- Rice W.A. u. Paul E.A. 1971: The acetylene reduction assay for measuring nitrogen fixation in waterlogged soil.- *Can. J. Microbiol.* 17, 1049-1056
- Rice W.A. u. Paul E.A. 1972: The organisms and biological processes involved in asymbiotic nitrogen fixation in waterlogged soil amended with straw.- *Nan. J. Microbiol.* 18, 715-723
- Rybkina N.A. 1960: Distribution of anaerobic nitrogen-fixing bacteria in the fields of a rotation.- *Vestn. s.-kh. Nauk.* 7, 137-139 (Russ.: *Ref. Soils a. Fertil.* 24, No. 228
- Shah V.K., Plate J.L. u. Brill W.J. 1973: Protection of nitrogenase in *Azotobacter vinelandii*.- *J. Bacteriol.* 115, 15-17
- Vancura V., Abdel-Malek Y. u. Zayed M.N. 1965: *Azobacter* and *Beijerinckia* in the soils and rhizosphere of plants in Egypt.- *Folia Microbiologica* 10, 224-229
- Vlassak K., Paul E.A. u. Harris R.L. 1973: Assessment of biological nitrogen fixation in grassland and associated sites.- *Plant & Soil* 38, 637-649
- Yoshida Y. u. Bautista E.M. 1970: *Soil Microbiology*.-Internat. Rice Res. Institute, Ann. Report for 1969 (Manila)
- Yoshida Y. u. Ancajas R.R. 1973: Nitrogen-fixing activity in upland and flooded rice fields.- *Proc. Soil Sci. Soc. America* 37, 42-46

Der Einfluß mehrhundertjährigen Ackerbaus auf Eigenschaften eines Vulkanaschebodens der Sierra Nevada de México

von
G. Miehllich⁺)

Bodenuntersuchungen in der Sierra Nevada de México (KNEIB u.a. 1973, KNEIB 1973, MIEHLICH 1974a) und im Becken von Puebla (AEPPLI 1973, AEPPLI u. SCHÖNHALS 1973) ergaben für die Ostflanke der Vulkanruine Iztacihuatl eine höhenabhängig unterschiedliche Bodenentwicklung, die neben dem Klima vor allem vom Alter der Pyroklastika bestimmt wird. Auf einen Bereich der Rohböden und schwach entwickelten Andosole oberhalb 4000 m ü.NN. folgt zwischen 4000 m und 3100 m die Zone der Andosole in jüngeren Aschen des Popocatépetl (400 bis 9000 Jahre alt). Zwischen 3100 m und 2500 m ü. NN treten in älteren vulkanischen Lockerprodukten (9000 und ca. 25000 Jahre, HEINE 1973) Übergangsformen zwischen Andosolen und Cambisolen auf, die weiter unten näher beschrieben werden.

Im Beckenbereich schließen sich Böden an, die AEPPLI (1973) mit einem Lokalnamen als "Barroboden" bezeichnet hat. In Pyroklastika, die vermutlich deutlich älter als 25000 Jahre sind, geht der tonreiche, intensiv braun gefärbte Oberboden mit polyedrischem Gefüge gleitend in einen hellen, tonärmeren Unterboden mit grobblockigem Gefüge über. Vergesellschaftet mit dem Barroboden tritt der Tepetate auf. Der Tepetate (übersetzt: Steinmatte) ist durch eine sehr starke Verhärtung des Oberbodens vor allem während der Trockenzeit charakterisiert. In der Regenzeit kann er oberflächlich in eine breiige Konsistenz übergehen und ist dann stark erosionsanfällig. AEPPLI (1973) konnte zeigen, daß die Verhärtung auftritt, wenn der Unterboden von Barroböden erosiv freigelegt

⁺) Ordinariat für Bodenkunde der Universität Hamburg.
Für die Schwermineralbestimmungen habe ich Frau Dr. Heide-Weise, Frankfurt, für die Durchführung der Bodenanalysen T. Felber, A. Holtz, H. Miehllich und K. Wulf zu danken. Die Arbeit wurde durch eine Sachbeihilfe im Rahmen des Mexiko-Projekts der Deutschen Forschungsgemeinschaft ermöglicht.

wird. Er macht die Gefügeform und eine Anreicherung amorpher Kieselsäure für die Verhärtung verantwortlich.

Ursprünglich war das Becken von Puebla mit einem Kiefern-Eichen-Mischwald bedeckt, der bei 2700 m ü. NN in einen Kiefern-Mischwald überging (KLINK u.a. 1973). Reiche präklassische Funde belegen, daß bereits vor 3000 - 4000 Jahren größere Teile der Tallagen gerodet wurden. Die Ackerfläche erweiterte sich in präkolumbianischer Zeit zu den Unterhängen der Sierra Nevada und erreichte zwischen dem 11. und 15. Jahrhundert die heutige untere Waldgrenze.

Die Vergleichsprofile (Abb. 1) liegen an einem 10% geneigten Hang in 2700 m Meereshöhe oberhalb des Ortes Teotlalcingo an der Ostflanke der Iztaccihuatl. Nach LAUER u. STIEHL (1973) fallen in einer etwa halbjährlichen Regenzeit 800 - 1200 mm Niederschlag; die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 13°C, an 120 Tagen im Jahr tritt Frost auf.

Scherbenfunde aus dem späten Postklassikum (die Einordnung der häufig vorkommenden Lesefunde verdanke ich Frau Dr. U. Dyckerhoff, Wiesbaden) und Ackerraine aus der Haciendazeit, die die heutigen Fluren schneiden, machen wahrscheinlich, daß auf den drei unteren Ackerparzellen seit ca. 250 Jahren Ackerbau betrieben wird; der oberste Acker wurde vor 25 Jahren gerodet.

Seit präkolumbianischer Zeit wird bis heute Regenfeldbau mit Mais und Bohnen betrieben; während der Trockenzeit liegen die Felder brach. Es gibt weder aus den Befragungen noch aus den Bodenanalysen Hinweise auf Düngeranwendung. Eine Ackerfläche wird nicht mehr genutzt, da eine Verhärtung des Bodens die Bearbeitung zu stark erschwert.

Im Wald fanden sich weder Scherben noch Reste von Ackerrainen. Es ist daher anzunehmen, daß die Waldgrenze über sehr lange Zeit stabil war. Gestützt wird diese Annahme durch den Flurnamen Quauhtenco, das Nahuatl-Wort "am Waldrand" (frdl. mündl. Mitteilung Dr. U. Dyckerhoff). Der Wald stellt kein ungestörtes Ökosystem dar. Holzentnahme, Waldweide und Brennen sind die wichtigsten Formen des menschlichen Eingriffs.

Durch den Vergleich von Böden unter Wald mit Böden, die unterschiedlich lange ohne Düngung landwirtschaftlich genutzt werden, sollen die Veränderungen von Bodeneigenschaften durch Ackerbau ermittelt werden. Um die Varianz der Bodeneigenschaften innerhalb der Vergleichsglieder grob abschätzen zu können, wurden vier Profile unter Wald, vier Profile unter altem Acker und zwei Profile unter jungem Acker analysiert. Unterschiede zwischen Wald und altem Acker wurden über den nichtparametrischen U-Test von Mann und Whitney (SIEGEL 1956) geprüft. Unterschiede mit einer geringeren Irrtumswahrscheinlichkeit als 5 % wurden in den Abb. 2 - 8 durch ein X gekennzeichnet. Die Untersuchung ist noch nicht abgeschlossen, es werden hier erste Ergebnisse berichtet.

Schwermineralogische Untersuchungen und Bodeneigenschaften, die zur Stratigraphie der Pyroklastika der Sierra Nevada geeignet sind (Eisenfraktionierung und Allophantest, MIEHLICH 1974b) zeigen, daß das Ausgangsmaterial der nur max. 350 m voneinander entfernten Profile einheitlich von ca. 25000 Jahre alten Pyroklastika gebildet werden.

Die Profile unter Wald (Abb. 1) haben den typischen Profilaufbau der Übergangsböden von Andosol zu Cambisol mit einem etwa 10 cm mächtigen A_h -Horizont mit mittlerer Humusanreicherung, einem intensiv braunen, lockeren B_1 -Horizont mit feinkrümeligem Gefüge, der unterhalb 90 cm in einen ebenfalls lockeren intensiv braunen B_2 -Horizont übergeht, der jedoch subpolyedrisches Gefüge mit Aggregatbelägen aufweist.

Das Bodenprofil unter Acker (jung) hat prinzipiell denselben Aufbau. Lediglich der A_h -Horizont ist heller und mächtiger, was auf Einarbeitung und Auftrag bei der Bodenbearbeitung zurückgeführt wird.

Beim alten Acker folgen auf 10 cm relativ lockeres Kolluvium eine 70 cm mächtige intensiv verhärtete Lage, die in der Trockenzeit eine Bearbeitung nur mit dem Pickel zuläßt. Sie ist braun gefärbt und hat kohärentes Gefüge. Nach unten schließt sich ein 20 cm mächtiger lockerer B_2 -Horizont an, der in einen hellen Horizont ohne Beläge übergeht.

Das etwa 250 m von der Waldgrenze entfernte unterste Ackerprofil zeigt von 0 - 90 cm einen lockeren hellbraunen Horizont. Feinschichtige Kiesbänder zeigen an, daß es sich hierbei um kolluviales Material handelt. Zwischen 90 und 160 cm ist eine stark verhärtete Lage ausgebildet, die in einen lockeren B_2 -Horizont mit Belägen übergeht.

Nach diesen Geländebefunden kann - unter Berücksichtigung der Erosion - folgende Hypothese der Veränderung des Profilaufbaus durch den Ackerbau aufgestellt werden. Ausgehend vom Profil unter Wald wurde die erst 25 Jahre beackerte Fläche kaum verändert. Auf den Parzellen, auf denen schon mehrere Jahrhunderte Ackerbau betrieben wird, sind der A_n -Horizont und der lockere B_1 -Horizont ohne Beläge abgetragen. Der B_2 -Horizont neigt zur Verhärtung nach Freilage und verhindert eine weitere Erosion. Das unterste Profil wurde zunächst ebenfalls bis zum B_2 -Horizont abgetragen, der unter Freilage verhärtete, und später mit dem Erosionsmaterial der oberen Ackerprofile überdeckt wurde.

Der pH-Wert (Abb. 2) zeigt weder Tiefenfunktion noch Unterschiede zwischen Wald und Acker. Diese geringe Varianz ist charakteristisch für Vulkanascheböden mit erhöhter Pufferkraft amphoter wirksamer Substanzen. Der geringe Einfluß der Nutzungsänderung auf den pH-Wert läßt vermuten, daß stark vom pH-Wert abhängige Größen wie Phosphatformen oder Nährstoffpotentiale austauschbarer Kationen keine großen Unterschiede zwischen den Vegetationsformen aufweisen.

Die Tiefenfunktion des Kohlenstoffgehalts unter Wald (Abb. 3) gleicht der anderer Profile der unteren Waldstufe der Sierra Nevada. Mit 3,5 % im Oberboden und 0,4 % im Unterboden liegen die Gehalte bei Durchschnittswerten, die FASSBENDER (1972) für Andosole und Cambisole Zentralamerikas publiziert hat.

Die C-Gehalte der Vergleichsflächen unter altem Acker zeigen im gesamten Profil extrem geringe Werte zwischen 0,3 % und 0,2 %. Bei fortschreitender Erosion während des Ackerbaus in Horizonten, die auch unter Wald sehr geringe C-Gehalte haben,

konnte sich bei ständigem Entzug der organischen Substanz durch den Ackerbau (besonders durch Maisanbau) keine Humusanreicherung im Oberboden des alten Ackers herausbilden. Die etwas problematische Umrechnung in $\text{kg/ha} \times 90 \text{ cm}$ (Erhöhung der Werte für alten Acker durch Sackung vgl. Abb. 7) ergibt einen Humusschwund von 150 t (Wald) auf 50 t unter altem Acker.

Die C-Gehalte unter jungem Acker sind im obersten Horizont auf 1,2 % abgesunken. Die relativ hohen Gehalte der folgenden Horizonte zeigen, daß diese Abnahme zumindest teilweise auf eine Einarbeitung bei der Feldbestellung zurückgeht. Andererseits ist aus dem Profilbild zu schließen, daß durch das Häufeln des Maises eine Aufhöhung des Profils mit humushaltiger Substanz zu rechnen ist, so daß der errechnete Verlust von $12 \text{ t/ha} \times 90 \text{ cm}$ Tiefe unterbestimmt sein dürfte.

Der Stickstoffgehalt (Abb. 4) spiegelt die Verhältnisse des Kohlenstoffs wider. Auch hier passen die N-Gehalte der Waldprofile zu vergleichbaren Profilen der Sierra Nevada, während mit 0,2 - 0,3 % unter altem Acker der N-Gehalt auf extrem geringe Werte abgesunken ist. In $\text{kg/ha} \times 90 \text{ cm}$ sinken die N-Mengen von 4500 kg unter Wald auf 2400 kg unter altem Acker. Hierbei ist zu berücksichtigen, daß die N-Gehalte der Waldböden vergleichsweise gering sind, was auf gasförmige Verluste während der häufigen Brände zurückgeführt wird. Dies und die Aufhöhung erklärt, daß unter jungem Acker in $\text{kg/ha} \times 90 \text{ cm}$ keine Verluste gegenüber Wald festgestellt werden können.

Die Gesamtgehalte für Phosphor (Abb. 5) ändern sich kaum mit der Tiefe. Sie liegen mit 0,5 - 0,7 % etwas unter den von FASSBENDER (1972) publizierten Durchschnittswerten. Sicherbare Unterschiede zwischen Wald und altem Acker beschränken sich auf die beiden obersten Horizonte.

Ob diese Differenzen auf eine Anreicherung an org. Phosphor unter Wald oder auf Verluste unter Acker zurückgehen, soll durch eine Phosphatfraktionierung geklärt werden.

Die Eisenfraktionen (Abb. 6) zeigen unter Wald die für diese Bodenbildung charakteristische Zunahme des dithionit-löslichen Eisens bis 90 cm bei gleichzeitig abnehmenden Fe_0 -Gehalten. Es wird angenommen, daß dieser Befund auf eine Verlagerung kristallinen pedogenen Eisens vom Oberboden in die B_2 -Horizonte mit Belägen zurückzuführen ist. Die im Vergleich zu Andosolen geringen Fe_0 -Gehalte bei stark tiefen-abhängiger Veränderung zeigen die Übergangstellung dieser Böden zwischen Andosolen und Cambisolen.

Bei gleichmäßig sehr geringen Fe_0 -Gehalten steigen die Fe_d -Gehalte unter altem Acker nach geringen Werten im kolluvial veränderten obersten Horizont im Tepetatehorizont auf Werte, wie sie für den Unterboden unter Wald charakteristisch sind. Die Tiefenfunktion unter jungem Acker gleicht - unter Berücksichtigung der Aufhöhung - der Tiefenfunktion unter Wald. Diese Befunde stützen die Hypothese, daß unter jungem Acker nur geringfügige Umlagerungen stattgefunden haben, während das ursprüngliche Profil unter altem Acker unter der landwirtschaftlichen Nutzung bis in den B_2 -Horizont mit Belägen abgetragen wurde.

Auch das tiefenunabhängig hohe Gesamtporenvolumen (Abb. 7) von ca. 60 Vol.% (Raumgewicht 0,99) unter Wald zeigt die Herkunft dieser Böden aus Andosolen. Die Tiefenfunktion des Gesamtporenvolumens unter altem Acker beweist, daß der Tepetate nicht nur stark verhärtet, sondern auch sehr stark verdichtet ist. Unterhalb des Verdichtungshorizonts gleichen sich die Porenvolumina an die sehr hohen Werte unter Wald an.

Die Verringerung des Porenvolumens im Tepetate um mehr als 15 % ist vermutlich vor allem auf eine Sackungsverdichtung zurückzuführen. Die Freilage unter Ackerbau verschärft den Kontrast zwischen Feucht- und Trockenphasen. Während der Naßphasen weicht die oberste Lage stark auf und geht - im Gegensatz zu tonreichen Horizonten - in eine breiige Konsistenz

über. Sie verliert dabei die ursprünglich sehr lockere Struktur des Vulkanaschematerials primärer Lagerung. Bei anschließender Austrocknung verdichtet und verhärtet diese Lage.

Die Porenvolumina unter jungem Acker ähneln denen der Waldprofile und zeigen, daß kurzfristiger Ackerbau ohne nennenswerte Erosion das Volumendiagramm nicht wesentlich beeinflussen.

Verhärtungshorizonte in Vulkanascheböden werden häufig durch Eisen oder Silicium verursacht (U.S.D.A. 1960). Bei Gehalten von nur 1 % Fe_d kann das Eisen kaum zur Verhärtung beitragen. Um die Gehalte an röntgenamorphem Silicium und Aluminium zu überprüfen, wurde eine Extraktion mit Natronlauge nach HASHIMOTO und JACKSON (1960) durchgeführt.

Der Gehalt an amorphem Silicium ist mit 30 - 60 %o der humusfreien Feinerde sehr hoch (Abb. 8). Die Tiefenfunktion unter Wald zeigt einen Anstieg von 30 %o im Oberboden auf knapp 50 %o im B_2 -Horizont mit Belägen. Analog zu Fe_d wird angenommen, daß es sich hierbei um eine Verlagerung amorphen Siliciums handelt. Das laugelösliche Aluminium ändert sich tiefenabhängig wenig. Berechnet man das SiO_2/Al_2O_3 -Verhältnis, so zeigen die Werte zwischen 3,6 und 5,4, daß Allophan mit einem theoretischen Molverhältnis von 1 - 2 nur untergeordnet beteiligt sein kann. Dies wird auch durch den Allophan-Schnelltest nach FIELDS und PERROT (1966) bestätigt, der für alle hier untersuchten Proben kein Allophan anzeigt. Es wird daher angenommen, daß die Beläge im B_2 -Horizont dieser Böden aus eisenhaltigen Kieselsäuregelen bestehen.

Das laugelösliche Silicium zeigt unter altem Acker analog zum Fe_d keinen allmählichen Anstieg wie unter Wald. Im Gegensatz zum Fe_d sind jedoch die Si_{NaOH} -Werte im Tepetate höher als im B_2 -Horizont unter Wald. Das hohe SiO_2/Al_2O_3 -Verhältnis von 5,9 - 6,7 läßt darauf schließen, daß ein hoher Anteil

der röntgenamorphen Substanz amorphe Kieselsäure ist. Es wird angenommen, daß beim ständigen Wechsel von Durchfeuchtung und Austrocknung der Anteil der amorphen Kieselsäure zunimmt und durch Verkittung die hohe Festigkeit des Tepetate bewirkt. Vergleichsproben mit extrem ausgebildetem Tepetate, die bis zu 80 % amorphes Silicium enthalten und die Untersuchungen von AEPPLI (1973), der bei vermutlich analysenbedingt geringeren Gehalten (vgl. AEPPLI 1973, S. 109) eine Abhängigkeit der Tepetatebildung unter Barroböden von der Anreicherung amorphen Siliciums fand, bestätigen die Bedeutung der Kieselsäure für die Ausbildung der Verhärtungsschicht. Die Tiefenfunktion des laugelöslichen Aluminiums und Siliciums unter jungem Acker gleicht - wieder unter Einbeziehung der Aufhöhung - der unter Wald.

Die große Verbreitung von Vulkanascheböden mit ähnlicher Kieselsäuredynamik in der unteren Waldstufe der Sierra Nevada macht deutlich, daß eine Erweiterung der Ackerflächen an den Unterhängen der Sierra Nevada nur unter sorgfältigem Erosionsschutz möglich ist.

Böden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften, die für große Teile des Beckens von Puebla einerseits und für die untere Waldstufe der Sierra Nevada andererseits charakteristisch sind, treffen in der untersuchten Hangsequenz in nur 350 m Entfernung aufeinander. Die Unterschiede zwischen diesen Böden lassen sich zum größten Teil auf Veränderungen unter dem Einfluß mehrhundertjährigen Ackerbaus zurückführen.

Literatur:

AEPPLI, H.: Barroböden und Tepetate. Diss. Gießen (1973) - AEPPLI, H. u. SCHOENHALS, E.: Los Suelos en la Cuenca de Puebla-Tlaxcala. Comunicaciones Proyecto Puebla-Tlaxcala 7, 15-18 (1973) - U.S.D.A.: Soil Classification. A Comprehensive System. 7th Approximation 1960 - FIELDS, M. u. PERROT, K. W.: The Nature of Allophane in Soils, 3. N. Z. Jl. Sci. 9, 623-629 (1966) - FASSBENDER, H. W.: Chemisches Verhalten der Hauptnährstoffe in den Böden der Tropen, insbesondere in Lateinamerika. Göttinger Bodenkundliche Berichte 23, 1-182 (1972) - HASHIMOTO, I. u. JACKSON, M. L.: Rapid Dissolution of Allophane and Kaolinite-Halloysite after Dehydration. Clay and Clay Minerals 7th Conf. 102-113, New York 1960 - HEINE, K.: Zur Glacialmorphologie und präkeramischen Archäologie des Mexikanischen Hochlandes während des Spätglazials (Wisconsin) und Holozäns. Erdkunde 27, 161-180 (1973) - KLINK, H.-J., LAUER, W. u. ERN, H.: Erläuterungen zur Vegetationskarte 1 : 200 000 des Puebla-Tlaxcala-Gebietes. Erdkunde 27, 225-229 (1973) - KNEIB, W.: Versuch einer Bodengeographischen Gliederung der Sierra Nevada de México. Unveröff. Diplomarbeit, Universität Hamburg 1973 - KNEIB, W., MIEHLICH, G. u. ZÖTTL, H. W.: Clasificación Regional de los Suelos de la Sierra Nevada de México. Comunicaciones Proyecto Puebla-Tlaxcala 7, 11-13 (1973) - LAUER, W. u. STIEHL, E.: Hygrothermische Klimatypen im Raum Puebla-Tlaxcala (Mexiko). Erdkunde 27, 230-234 (1973) - MIEHLICH, G.: Klima- und altersabhängige Bodenentwicklung von Vulkanascheböden der Sierra Nevada de México. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 18, 360-369 (1974a) - MIEHLICH, G.: Stratigraphie der jüngeren Pyroklastika der Sierra Nevada de México durch schwermineralanalytische und pedologische Untersuchungen. Eiszeitalter u. Gegenwart 25, 107-125 (1974b) - SIEGEL, S.: Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences. New York 1956.

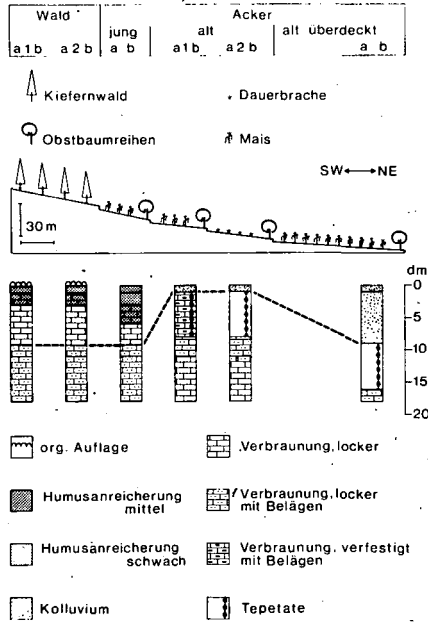


Abb. 1: Geländeschnitt der untersuchten Hangsequenz mit schematisierter Profilbeschreibung unterschiedlich genutzter Böden.

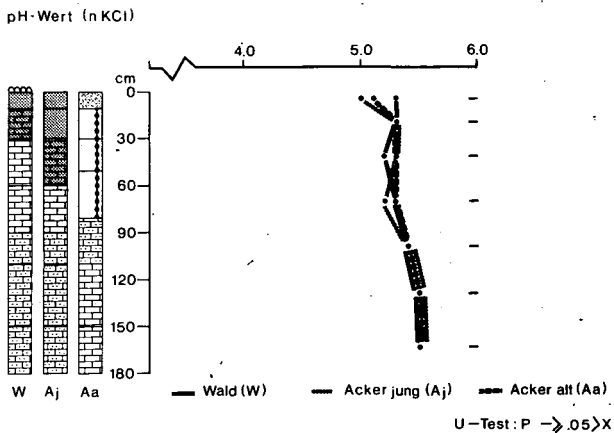


Abb. 2: Tiefenfunktion des pH-Wertes (1n KCl); Profilraster vgl. Abb. 1.

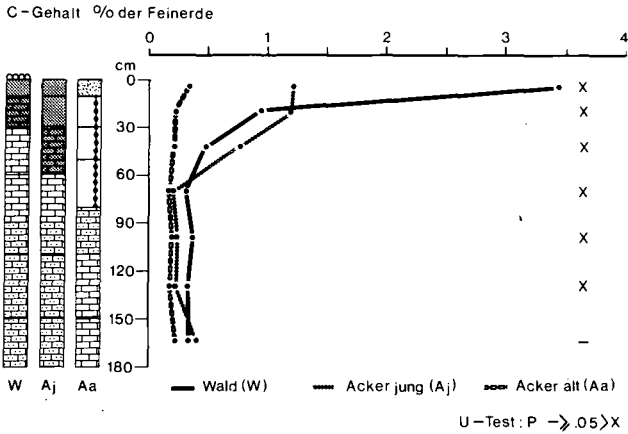


Abb. 3: Tiefenfunktion des Kohlenstoffgehalts (% der Feinerde);
 Profilraster vgl. Abb. 1.

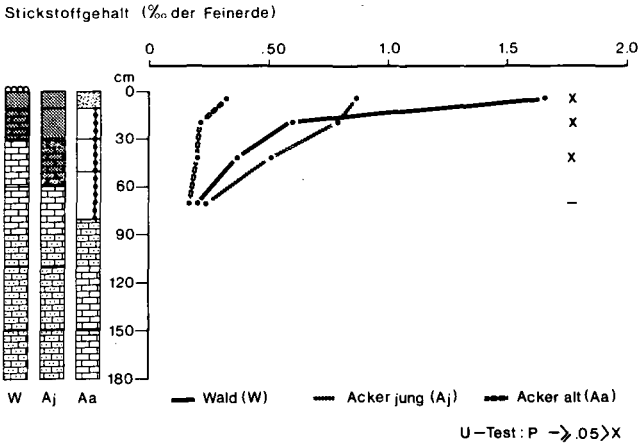


Abb. 4: Tiefenfunktion des Stickstoffgehalts (% der Feinerde);
 Profilraster vgl. Abb. 1.

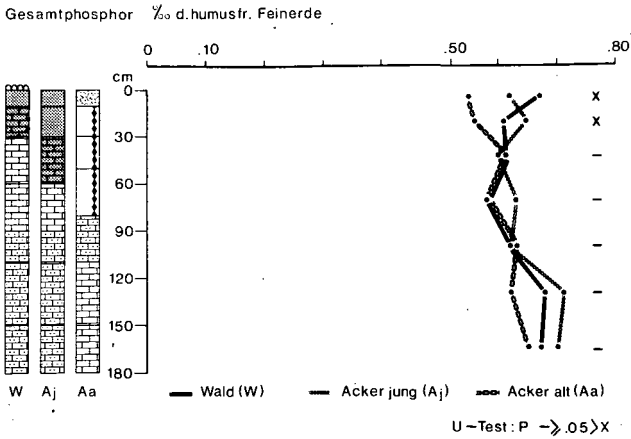


Abb. 5: Tiefenfunktion des Gesamtphosphors in ‰ der humusfreien Feinerde; Profilraster vgl. Abb. 1.

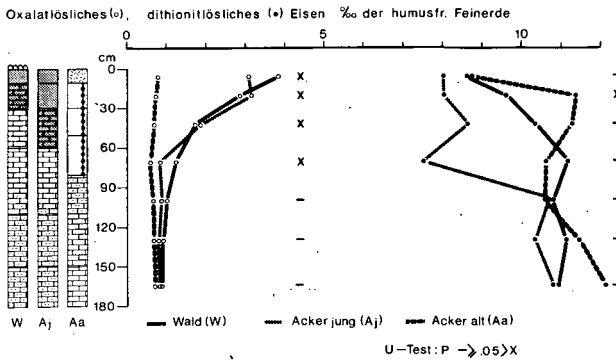


Abb. 6: Tiefenfunktion des oxalatlöslichen und des dithionitlöslichen Eisens (‰ der humusfreien Feinerde); Profilraster vgl. Abb. 1.

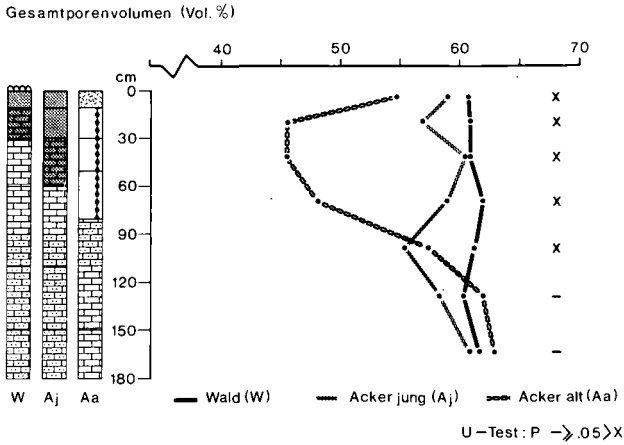


Abb. 7: Tiefenfunktion des Gesamtporenvolumens (Vol. %);
 Profilraster vgl. Abb. 1.

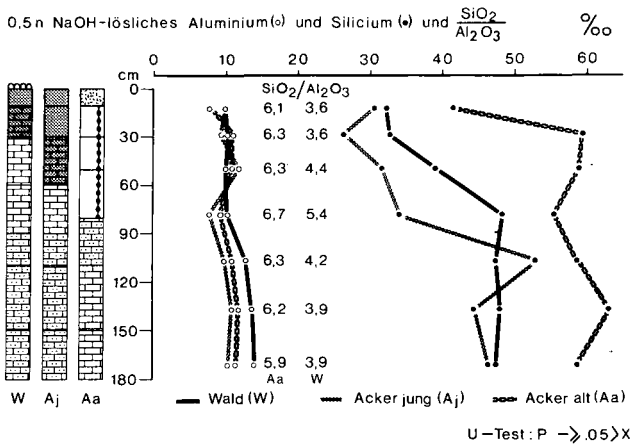


Abb. 8: Tiefenfunktion des natronlaugelösllichen Siliciums und
 Aluminiums sowie des $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$ -Verhältnisses;
 Profilraster vgl. Abb. 1.

Oxydations-Reduktionsverhältnisse in der
Rhizosphäre von Sumpfreis in Abhängigkeit
von der Mineralstoffernährung

VON
G. Trolldenier ^{*)}

Sumpfreis wächst in einem Boden, der durch Überflutung den verschiedensten Reduktionsprozessen unterworfen ist. Viele Reduktionsprodukte sind für Reis toxisch und verursachen physiologische Krankheiten. Zwei Eigenschaften machen es dem Reis möglich, in dem reduzierten Boden zu wachsen: Der Sauerstofftransport von den oberirdischen Pflanzenorganen durch ein System von Interzellularen zu den Wurzeln und die Fähigkeit zur anaeroben Respiration.

Nach ARMSTRONG (1967, 1970) reicht der O_2 -flux durch die Reisswurzeln normalerweise aus, um den Sauerstoffbedarf der Wurzelzellen zu decken, die Rhizosphäre zu oxydieren und dadurch den Eintritt reduzierter toxischer Stoffe abzuwehren.

Die rotbraune Farbe gesunder Reisswurzeln zeigt die Oxydation von zwei- zu dreiwertigem Eisen und dessen Niederschlag entlang der Wurzeloberfläche an. Dadurch wirkt die Pflanze exzessiven Konzentrationen zweiwertigen Eisens in der Bodenlösung, die Eisentoxizität verursachen, entgegen. Der reduzierte Boden und das reichliche Vorkommen von Mikroorganismen in der Rhizosphäre bedeuten jedoch einen starken sink für den von den Wurzeln ausgeschiedenen Sauerstoff. Manche Hinweise in der Literatur sprechen dafür, daß der Ernährungszustand einer der Faktoren ist, die die Oxydationsbedingungen in der Rhizosphäre beeinflussen, obwohl die verantwortlichen Mechanismen bisher noch wenig untersucht worden sind.

In einer Arbeit über den Einfluß von Stickstoff, Phosphor und Kalium auf die Redoxpotentiale überfluteter Reisböden wurde gefunden, daß die Düngung von Stickstoff das Redoxpotential stärker senkte als

^{*)}Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthehof,
3 Hannover-Kirchrode, Bünteweg 8

Phosphor, während Kaliumgabe das Redoxpotential ansteigen ließ (CHIANG u. YANG 1969). In einem Gefäßversuch mit "acid sulfate soil" hatten Gefäße mit Zusatz von Kalium höhere Redoxwerte als solche ohne K (TANAKA u. TADANO 1972).

Da Sauerstoffverbrauch und Abnahme des Redoxpotentials durch die Respiration von Mikroorganismen verursacht werden, könnte sich die Nährstoffapplikation über eine Beeinflussung des Pflanzenwachstums indirekt auf die mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre auswirken.

1. Wasserkulturversuche

In Versuchen mit jungen Reispflanzen, die in Wasserkultur wuchsen, hatten die Art der Stickstoffquelle sowie der Kaliumernährungszustand einen beträchtlichen Einfluß auf die Mikroorganismen der Rhizosphäre. So war mit Ammonium die Zahl der Bakterien größer als mit Nitrat. Eine Unterbrechung der K-Zufuhr verursachte die Zunahme der Bakterienzahl.

Der unterschiedlichen Bakterienbesiedlung entsprachen Unterschiede im Sauerstoffgehalt der Nährlösung. Diese wiederum schienen sich auf die unterschiedliche Atmung der Wurzeln, samt der ihnen anhaftenden Mikroorganismen zurückführen zu lassen (TROLLENIER 1973).

In Fortführung dieser Untersuchungen wurde in einem weiteren Wasserkulturversuch der Einfluß der Unterbrechung jedes der drei Makronährstoffe einzeln und in verschiedener Kombination miteinander auf das Redoxpotential in der Nährlösung untersucht. Die Reispflanzen wuchsen zunächst in einer vollständigen Nährlösung, die wöchentlich erneuert wurde. Fünfundfünfzig Tage nach dem Einsetzen der Pflanzen in die Versuchsgefäße wurden die Nährstoffunterbrechungen vorgenommen. Innerhalb weniger Tage fielen die Redoxpotentiale der verschiedenen Mangellösungen unterschiedlich stark gegenüber der vollständigen Kontroll-Lösung ab (Tab. 1).

Tabelle 1

Wirkung der Nährstoffunterbrechung 55 Tage nach dem Umpflanzen auf das Redoxpotential der Nährlösung (Eh, mv).

Variante	Tage nach dem Umpflanzen						
	57	61	63	64	68	70	74
1 vollständig	+491 ab ¹⁾	+281 a	+575 a	+590 a	+531 a	+544 a	+612 a
2 - N	+466 ab	+104 bc	+456 ab	+354 b	+262 b	+246 c	+567 a
3 - P	+547 a	+280 a	+407 bc	+382 b	+334 b	+330 b	+486 b
4 - K	+522 a	+196 ab	+291 cd	+251 bc	+154 c	+153 d	+503 b
5 -N-P	+520 a	+152 bc	+237 d	+251 bc	+143 c	+111 de	+139 c
6 -N-K	+395 b	+ 60 c	+ 86 e	+ 45 d	+ 36 d	+ 27 f	+ 86 d
7 -N-P-K	+458 ab	+146 bc	+244 d	+151 cd	+127 cd	+ 32 ef	+ 72 d

1) Mittel, die in einer Säule nicht vom gleichen Buchstaben gefolgt sind, sind mit 5% Irrtums-Wahrscheinlichkeit unterschiedlich.

Wenn nur ein Nährstoff unterbrochen wurde, löste Kaliummangel das stärkste Absinken des Redoxpotentials aus. Gleichzeitiger Mangel an Stickstoff und Kalium führte zu den niedrigsten Potentialen, die sogar noch niedriger waren als wenn alle drei Nährstoffe unterbrochen worden waren. Bei vollständiger Ernährung blieben die Redoxpotentiale über die ganze Meßperiode am höchsten. Auch eine gewisse Beziehung zwischen Redoxpotentialerniedrigung und Bakterienzahl in der Nährlösung ließ sich nachweisen. Wenn nur ein Nährstoff fehlte, war, wie erwähnt, bei Mangel an Kalium der Eh-Wert am niedrigsten, die Bakterienzahl aber am höchsten. Bei Mangel an mehr als einem Element waren entsprechend dem noch niedrigeren Redoxpotential die Bakterienzahlen weiter erhöht (Tab. 2)

Tabelle 2 Gesamtbakterienzahl je ml Nährlösung
73 Tage nach dem Umpflanzen.

Variante	Gesamtbakterienzahl in Mill.
1 vollständig	0.7
2 - N	0.33
3 - P	0.18
4 - K	1.1
5 - N-P	3.5
6 - N-K	≥5.4
7 - N-P-K	≥16.0

2. Versuche mit Sumpfboden

2.1. Messungen in einem Dauerdüngungsversuch

Die Abnahme des Redoxpotentials nach N-Unterbrechung scheint im Widerspruch zu Messungen unter Feldbedingungen zu stehen. Man muß aber berücksichtigen, daß besonders eine plötzliche Unterbrechung der N-Zufuhr zu erheblichen Stoffwechselstörungen führt - ein Effekt der unter Feldbedingungen nicht auftreten kann. In einem Dauerdüngungsversuch hatte

höhere Stickstoffdüngung eine Erniedrigung des Redoxpotentials zur Folge. Der Versuch bestand aus Varianten mit 0, 60, 90, 120 und 150 kg N/ha. Die Redoxpotentiale wurden sowohl direkt an den Pflanzen als auch zwischen den Pflanzen in ca. 18 cm Tiefe gemessen. Trotz der Unzulänglichkeiten, die mit Redoxmessungen in überfluteten Böden verbunden sind, waren die Potentiale in den Varianten, die keinen Stickstoff oder nur kleine Mengen erhalten hatten signifikant höher als die in Parzellen mit höheren Gaben (Tab. 3).

Tabelle 3 Einfluß der Stickstoffdüngung auf das Redoxpotential (Eh, mv) des Bodens in der Nähe der Pflanzen und weiter entfernt von den Pflanzen 81 Tage nach dem Pflanzen (IRRI Dauerdüngungsversuch, Trockenzeit 1974).

Stickstoff kg/ha	Eh nahe den Pflanzen	Eh weiter entfernt von den Pflanzen
0	+ 26 a ²⁾	+ 16 a
60 ¹⁾	- 50 b ^{**3)}	+ 15 ab
90	+ 4 ab ^{**}	- 29 b
120	- 29 ab [*]	- 56 b
150	- 32 b [*]	- 60 b
Gesamtmittel	- 16 *	- 29

- 1) Schließt ^{jeweils} 50 kg N/ha ein, gegeben 56 Tage nach dem Pflanzen
- 2) Mittel, die in einer Säule nicht von dem gleichen Buchstaben gefolgt sind, sind mit 5% Irrtums-Wahrscheinlichkeit unterschiedlich.
- 3) Signifikante Unterschiede zwischen Eh nahe den Pflanzen und Eh weiter entfernt von den Pflanzen bei 5%(*) und 1%(**) Irrtums-Wahrscheinlichkeit.

Darüberhinaus wurde festgestellt, daß in der Nähe der Pflanzen, dort wo die Wurzeln besonders dicht sind, die Potentiale höher lagen als weiter entfernt von den Pflanzen - ein Zeichen für die Oxydationskraft (oxidizing power) der Reiszurzel.

In diesem Zusammenhang soll erwähnt werden, daß in früheren Versuchen mit Weizen in Wasserkultur gefunden wurde, daß bei höheren N-Gaben Bakterienzahl und Wurzelatmung ebenfalls größer waren (TROLLDENIER 1971). Wenn ähnliche Zusammenhänge auch für Reis gelten, ließe sich auf diese Weise die Abnahme des Redoxpotentials mit höherer N-Düngung erklären. In einem Dauerdüngungsversuch wirkt aber noch zusätzlich die stärkere Ansammlung organischer Substanz bei höherer N-Düngung potentialerniedrigend. Somit mögen beide Faktoren zur Abnahme des Redoxpotentials beitragen.

2.2. Beobachtung der Oxydations-Reduktionsverhältnisse an Reiszurzel in situ

Im Boden und in Nährlösungen herrschende Redoxwerte können nur sehr bedingt die Verhältnisse in der Rhizosphäre und an der Wurzeloberfläche widerspiegeln. Deshalb wurde versucht, durch direkte Beobachtung der Wurzeln Hinweise über deren Oxydationskraft in Abhängigkeit von der Ernährung zu bekommen.

Reis wurde in transparente Gefäße gepflanzt, die mit einem ursprünglich K armen Boden gefüllt waren. In den einzelnen Varianten wurde unterschiedlich aufgedüngt. Die Gehalte an austauschbarem K betragen 0.08, 0.15, 0.25 und 0.4 mval/100 g Boden. Zwei Wochen nach dem Verpflanzen begannen die feinen Seitenwurzeln bei der niedrigsten K-Konzentration sich schwarz zu verfärben. Mit der Zeit verstärkte sich dieses Phänomen und stellte sich, wenn gleich schwächer ausgeprägt, auch in den Gefäßen mit 0.15 und 0.25 mval/K ein.

In der Variante mit der höchsten K-Konzentration zeigten dagegen alle Wurzeln während der gesamten Beobachtungsperiode gesunde, rotbraun gefärbte Wurzeln. Die Schwarzfärbung beruht auf der Bildung von Eisensulfid. Da sich Sulfid nur unter strikt anaeroben Bedingungen bei sehr niedrigem Redoxpotential bilden kann, dürften die schwarz-

gefärbten Wurzeln jegliche Oxydationskraft verloren haben und die Rhizosphäre bei Kalium-Mangel sogar noch stärker reduziert sein als der sie umgebende Boden. Daraus geht hervor, daß eine harmonische Nährstoffversorgung zur Erhaltung oxydativer Bedingungen in der Reiserhizosphäre beiträgt, die für das Wachstum im reduzierten Sumpfboden unerlässlich ist.

Literatur

- ARMSTRONG, W.: The use of polarography in the assay of oxygen diffusing from roots in anaerobic media.
Physiol. Plant. 20, 540-553 (1967)
- ARMSTRONG, W.: Radial oxygen losses from intact rice roots as affected by distance from the apex, respiration and waterlogging.
Physiol. Plant 25, 192-197 (1971)
- CHIANG, C.T. and C.C. YANG: Roles of nitrogen, phosphorus and potassium in the metabolism of flooded paddy soils.
Taiwan Fert. Co. Ltd. Res. Bull. 34, 54 S. (1969)
- TANAKA, A. u. T. TADANO: Potassium in relation to iron toxicity.
Potash Rev. Subject 9, 1-12 (1972)
- TROLLENIER, G.: Einfluß der Stickstoff- und Kaliumernährung von Weizen sowie der Sauerstoffversorgung der Wurzeln auf Bakterienzahl, Wurzelatmung und Denitrifikation in der Rhizosphäre.
Ztrbl. Bakter. II Abt., 126, 130-141 (1971)
- TROLLENIER, G.: Secondary effects of potassium and nitrogen nutrition of rice: Change in microbial activity and iron reduction in the rhizosphere.
Plant and Soil 38, 267-279 (1973)

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

Methodische Probleme der Stoffbilanz von Böden und
Ökosystemen

Tagung der Kommission II
am 10./11. Oktober 1974
in Göttingen

INHALT

1. <u>Die Bedeutung der Bodenhaut für den Stofftransport in der Bodenlösung,</u> H. Wichtmann	285
2. <u>Ermittlung des Stoffaustrags aus Böden mit dem Versickerungswasser,</u> Robert Mayer	292
3. <u>Vergleich der Wasserhaushalte und der Stofftransporte in einem mit Wald gedüngter und ungedüngter Wiese bestockten Boden,</u> P. Germann	300
4. <u>Simulationsmodelle zur Schätzung der Mineralstoffauswaschung aufgrund von Lysimeterversuchen,</u> P. Schweiger	302
5. <u>Modellierung des Kationenaustausches in Ökosystem-Modellen,</u> P.K. Khanna, D.L. De Angelis u. J. Prenzel	309
6. <u>Die Entwicklung von Kiefernwaldökosystemen unter dem Einfluß von Bodenbearbeitungs- und Düngungsmaßnahmen auf zwei unterschiedlichen Standorten in der Oberpfalz, I. Biomassen,</u> R. Eder und P. Burschel	315
7. - <u>II. Veränderungen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Boden während der Freilage,</u> D. Kantarci und K.E. Rehfuess	327
8. <u>Veränderungen im Makroelementumsatz gedüngter Kiefernbestände,</u> H. Zöttl	339
9. <u>SALT DISPLACEMENT MECHANISMS IN THE UNSATURATED ZONE UNDER EVAPORATION. PRELIMINARY RESULTS.</u> H. Diestel	347
10. <u>Untersuchungen über die Streusalzbelastung von Böden,</u> K. Kreutzer	362

11. Reinigung von Abwasser aus Zuckerfabriken durch Bodenfiltration, 373
A. Thormann
12. Bestimmung von desorbierbarem Phosphat im Boden, 388
H. Knittel, U. Schwertmann und W.R. Fischer
13. Phosphat-Umsetzungen an Gewässer-Schwebstoffen, 389
N. Peinemann und E. Schlichting
14. Zur Bestimmung und Zuordnung des echten Amidstickstoffs in Proteinen, Böden, Huminsäuren und Klärschlämmen, 393
R. Aldag
15. Feldversuche über den Verbleib von markiertem Dünger-Stickstoff in Boden und Pflanze, 400
H. Fleige und A. Capelle
16. Methodische Voraussetzungen exakter Dünger-N-Bilanzierung im Feldversuch, 409
H. Fleige, A. Capelle
17. Boden- und Dünger-N-Umsätze, -Umverteilungen und -Bilanzen in Löß-Parabraunerden in Abhängigkeit von Bewuchs, Dünger-N-Form und Umsetzungsregulatoren, 416
Brunk Meyer
18. Die N-Dynamik eines Niedermoorbodens und seine Beeinflussung, 425
B. Scheffer und R. Bartels
19. Reproduzierbarkeit der Messwerte bei der Routineanalyse von Huminstoffsystemen, 435
J. Chr. Salfeld
20. Anwendung der Routineanalyse von Humusstoffen auf Probleme der Stoffdynamik in Ackerböden, 441
H. Söchtig und J. Chr. Salfeld

21. Mechanismen der Eisenaufnahme und -verlagerung durch wasserlösliche Streusubstanzen in podsoligen Böden,
P. Blaser 447
22. Einfluß einiger Bodenkennwerte auf die Aggregatstabilität unterschiedlicher Pflanzenstandorte,
H. Borchert 458
23. Röntgenfluoreszenzanalytische Bestimmungen von Schwermetallen in Böden und Sedimenten,
R. Lichtfuß u. G. Brümmer 465
24. Erfassung von Arsenformen im Boden,
H. W. Fassbender 473
25. Uranuntersuchungen in Böden,
H.W. Scharpenseel, F. Pietig und E. Kruse 480
26. Schwermetalluntersuchungen an terrestrischen, hydromorphen und subhydrischen Böden aus ländlichen sowie stadt- und industrienahen Bereichen,
H. W. Scharpenseel und H. Beckmann 488
27. Zur Erfassung der Schwermetall-Belastung von undst industrie- und verkehrsfernen Waldökosystemen durch Niederschlagswasser,
G. Seekamp und H. W. Fassbender 493
28. Arbeitskreis "Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten"
- Einführung - 500
29. Fragen an den Bodenkundler bei der Ausweisung von Wasserschutzgebieten,
H. Voigt 501
30. Landwirtschaftliche Gesichtspunkte der Bodennutzung in Wasserschutzgebieten,
B. Wohlrab 507
31. Forstliche Bodennutzung in Trinkwasserschutzgebieten,
J.B. Reemtsma 511
32. Schlußprotokoll 516

Die Bedeutung der Bodenhaut für den Stofftransport
in der Bodenlösung⁺

von
H. Wichtmann

Der Gebrauch des Terminus "Bodenhaut" wird für zweckmäßig gehalten, weil sich der Boden in dieser Schicht häufig von den Bodenschichten darunter unterscheidet. Keimung, Oberflächenabfluß, Bodenatmung und Wasserbewegung werden weitgehend von der Bodenhaut beeinflusst. Eigenuntersuchungen (1972) haben eine starke Zunahme der Infiltration durch die Kalkung ergeben (Abb. 1). Nach den Feldbeobachtungen über den Oberflächenabfluß, die Unterschiede in der Bodenverschlämung und in der Evaporation ist sie durch den Einfluß des Kalks auf die Bodenhaut bedingt. Die höhere Infiltration Anfang Juli 1972 hat sich auf die Verteilung des NO_3 -Gehaltes der Bodenlösung im Grobporenbereich ausgewirkt, wie das Nitrat-Profil vom 16.3.1972 erkennen läßt (Abb. 2). Offenbar hat sich infolge sehr niedriger Winterniederschläge das Nitrat-Profil im Untergrund erhalten. Die Nitrat-Anreicherung in 1 m Bodentiefe blieb während der gesamten Beobachtungszeit bestehen (Abb. 3). Die Verrechnung der Nitrat-Konzentrationen mit den Bodenfeuchtegehalten ergab jedoch Differenzen von mehr als 200 kg N/ha. Dagegen ließ eine zur Kontrolle dieser unwahrscheinlich hohen Nitrat-Anreicherung durchgeführte NO_3 -Bestimmung in Bodenauszügen keine Unterschiede erkennen (Tab. 1).

+) Bezüglich Einzelheiten der Versuchsanstellung und der Böden sei auf die Veröffentlichung "Jahreszeitliche Schwankungen im Nitrat-Gehalt von Parabraunerde-Profilen" in der Zeitschrift "Landwirtschaftliche Forschung", Sonderheft 30, hingewiesen.

Tabelle 1 : Nitratgehalt im Boden der Pseudogley-
Parabraunerde aus LÖB (mg NO₃/100 g) am 12.7.73

Tiefe cm	ohne Kalk	mit Kalk
0 - 30	0,2	1,8
30 - 60	0,8	0,8
60 - 100	3,8	3,0
100 - 150	5,0	5,0

Die gegensätzlichen Ergebnisse sind durch unterschiedliche NO₃-Gehalte in den verschiedenen Porenbereichen des Bodens bedingt. Abbildung 4 zeigt ein Beispiel unterschiedlicher NO₃-Konzentrationen in der Bodenlösung einer ungestörten Probe aus dem A₁-Horizont einer Parabraunerde aus LÖB.

Aus den Ergebnissen muß geschlossen werden, daß die offene Bodenhaut der karbonathaltigen Parzelle die NO₃-Verlagerung im Bodenprofil über die um mehr als 42 mm erhöhte Infiltration nicht so stark erhöht hat, daß sie in den Bodenauszügen nachgewiesen werden konnte.

Weitere Untersuchungen (Abb. 5-8) zeigen die Ergebnisse von NO₃-Untersuchungen der Bodenlösung im Grobporenbereich gekalkter und ungekalkter Böden, bei denen die Infiltrationsrate nicht erhöht worden ist. In allen Fällen ist der NO₃-Gehalt der Bodenlösung in den karbonathaltigen Böden deutlich niedriger. Daraus ist zu schließen, daß die offene Bodenhaut der karbonathaltigen Böden zu einer Abnahme der NO₃-Verlagerung in der Bodenlösung geführt hat.

Feldbeobachtungen zeigen, daß die Niederschläge von einem Boden mit offener Bodenhaut schnell aufgenommen und in den bis an die Bodenoberfläche reichenden Grobporen schnell in den Untergrund abgeführt werden. Die Vermischung mit der Bodenlösung in den feineren Bodenporen ist offenbar gering, die Stofffracht bleibt niedrig.

Bei starker Bodenverschlämmung ist die Wasseraufnahme verzögert. Die Niederschläge werden in feineren Poren nach unten abgeführt. Bei größerer Verweildauer findet eine stärkere Vermischung des Niederschlagswassers mit der Bodenlösung statt, die Stofffracht der Sickerwässer nimmt zu. - In Lehmböden ist demnach die Stoffverlagerung von physikalischen Einflüssen abhängig, die von den Eigenschaften der Bodenhaut bestimmt werden und im Modell des Miscible Displacement nicht berücksichtigt werden.

Abb. 1

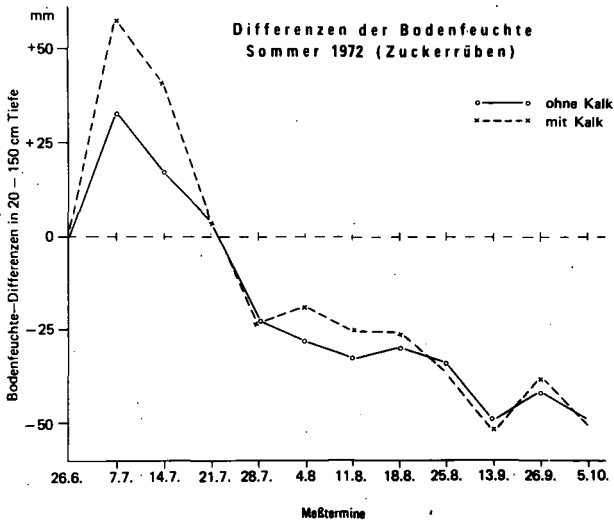


Abb. 2

**NO₃-Gehalte in der Bodenlösung
Pseudogley - Parabraunerde Jüchen
16.3.1973**

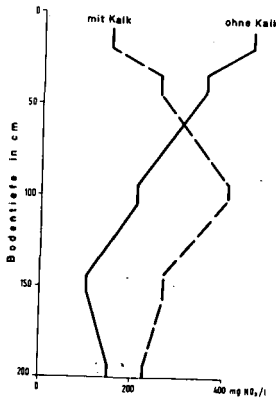


Abb. 3

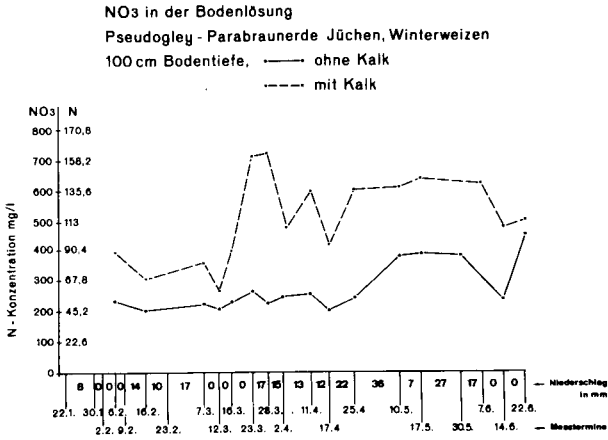


Abb. 4

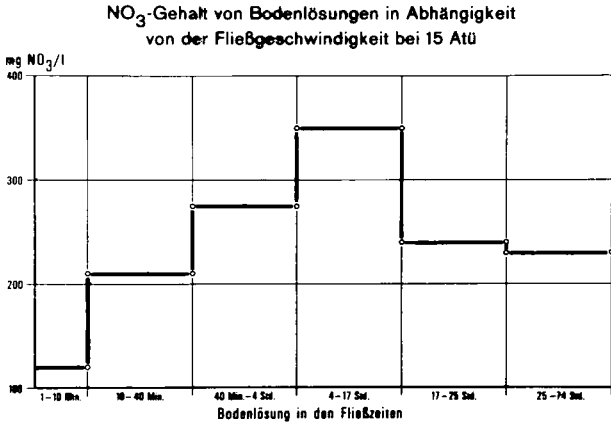


Abb. 5

NO₃ in der Bodenlösung
Pseudogley - Parabraunerde Jüchen, Winterweizen
10 - 30 cm Bodentiefe, — ohne Kalk
- - - mit Kalk

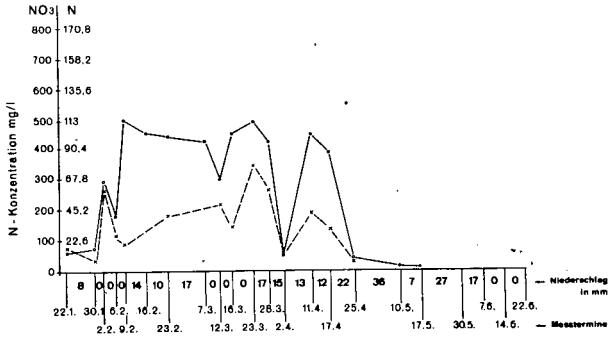


Abb. 6

NO₃ in der Bodenlösung
Pseudogley - Parabraunerde Esch, Winterweizen
10 - 30 cm Bodentiefe, — ohne Kalk
- - - mit Kalk

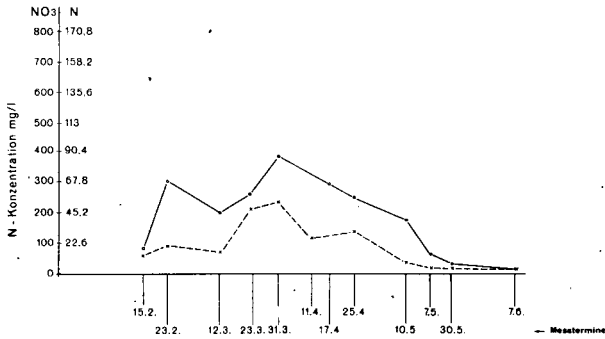


Abb. 7

NO₃ in der Bodenlösung
Pseudogley - Parabraunerde Esch, Winterweizen
40 cm Bodentiefe. — ohne Kalk
- - - mit Kalk

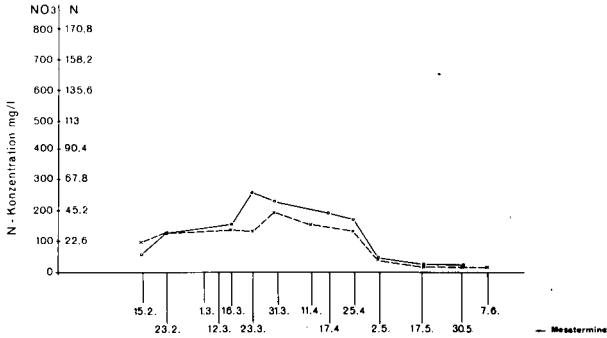
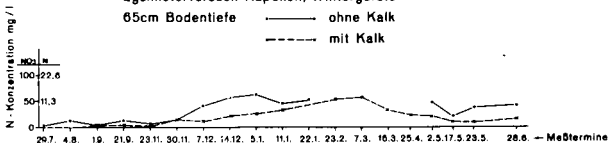


Abb. 8

NO₃ in der Bodenlösung 1972/73
Lysimeterversuch Kapellen, Wintergerste
65 cm Bodentiefe — ohne Kalk
- - - mit Kalk



Ermittlung des Stoffaustrags aus Böden mit dem Versickerungswasser

von

Robert Mayer ⁺⁾

Für einige Elemente ist der Abtransport als gelöster Bestandteil des Sickerwassers eine wichtige oder auch die einzige Möglichkeit, einen Boden zu verlassen.

Da viele dieser Elemente eine wesentliche Rolle im Elementhaushalt der Ökosysteme spielen -es seien beispielsweise die Alkali- und Erdalkalimetalle, Stickstoff, Phosphor, Schwefel, aber auch die Schwermetalle genannt - ist es ohne Zweifel von Interesse, diesen Elementverlust zu messen. Dasselbe gilt auch, wenn die Frage nach der Rückhaltefähigkeit oder der Filterwirkung eines Bodens beantwortet werden soll, dem Düngemittel oder Abfallstoffe zugeführt werden.

Zu diesem Problemkreis soll ein methodischer Beitrag geliefert werden.

Zur Lösung der gestellten Aufgabe hat man sich in den letzten Jahren in zunehmendem Maße einer Technik bedient, bei der mit Hilfe einer porösen Membran aus keramischem Material, aus Kunststoff oder gesintertem Metall die Bodenlösung von der Bodenmatrix abgetrennt wird. Dieser Technik liegt die Aufspaltung des Problems in zwei Schritte zugrunde:

- (1) Ermittlung des Sickerwasserstroms, d.h. der Wassermenge, die innerhalb eines bestimmten Zeitraumes durch eine oberflächenparallele Ebene des Bodens versickert.
- (2) Bestimmung der Konzentration des zu untersuchenden Elementes im Sickerwasser.

Der Elementfluß ergibt sich dann als Produkt aus dem Sickerwasserfluß und der Konzentration im Sickerwasser.

Zu (1) : Die Ermittlung des Sickerwasserstroms ist eine der Aufgaben, mit denen sich die Bodenhydrologie zur Zeit sehr intensiv beschäftigt.

⁺⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen-Weende, Büsingerweg 2

Es soll hier nicht näher darauf eingegangen werden. Es soll lediglich angemerkt werden, daß die keramischen Kerzen in der bis heute angewandten Technik hierüber keine Auskünfte geben können. Die keramischen Platten oder Plattenlysimeter können unter bestimmten Voraussetzungen, z.B. exakte Unterdruckregelung, zumindest einen Anhalt für die Sickerwassermengen liefern. KOENIGS (1973) hat hierfür entsprechende Vorschläge ausgearbeitet.

Zu (2) : Der Messung der Konzentration im Sickerwasserstrom stehen erhebliche Schwierigkeiten entgegen. Solange nämlich das Sickerwasser nicht als freies Wasser an irgend einer Grenzfläche austritt, setzt die Konzentrationsmessung eine Trennung des Sickerwassers von der Bodenmatrix voraus. Dies kann mit den bereits erwähnten porösen Membranen geschehen, in der Regel durch Anwendung von Unterdruck.

Dabei ist besonders darauf zu achten, daß die Membran die durch sie hindurchtretende Bodenlösung chemisch nicht verändert. Besonders bei keramischem Material ist dies häufig der Fall. Es können Elemente aus der Bodenlösung durch die Membran absorbiert oder ausgetauscht werden. Andere Elemente gehen als Verunreinigungen in Lösung. Beim Test verschiedener Materialien hat es sich als notwendig erwiesen, Keramiken intensiv mit HCl und Wasser zu reinigen und anschließend mit Testlösungen ähnlicher Zusammensetzung zu perkolieren, mit denen sie während des Einsatzes in Kontakt kommen. Dabei ist es notwendig, auch mit sehr geringen Perkulationsgeschwindigkeiten zu arbeiten oder die Perkulation für längere Zeit, etwa mehrere Tage, zu unterbrechen, die Keramik aber in Kontakt mit der Prüflösung zu belassen.

Für die Arbeit mit Lösungen geringer Konzentrationen, etwa zum Auffangen des Sickerwassers in einem Waldboden, hat sich von den getesteten Materialien bisher bei uns nur eine Keramik aus hochgesintertem Al_2O_3 als brauchbar erwiesen.

Ein gewichtigeres Problem ergibt sich aus der Forderung, die Elementkonzentration im Sickerwasser zu bestimmen. Wir wissen, daß unterschiedliche Fraktionen des Bodenwassers in unterschiedlichem Ausmaß am Sickerwasserstrom beteiligt sind: je stärker die Bindung

des Bodenwassers durch Adsorptions- und Kohäsionskräfte ist, umso geringer ist die Beweglichkeit unter dem Einfluß eines gegebenen Gradienten im Bodenwasser-Potential.

Da die Bindungsfestigkeit des Bodenwassers vor allem von der Schichtdicke des Adsorptionswassers und vom Durchmesser der Kapillaren abhängig ist, werden je nach Feuchtezustand des Bodens unterschiedliche Fraktionen des Bodenwassers am Sickerwasserstrom in unterschiedlichem Ausmaß beteiligt sein.

Die Ionenkonzentration in der Bodenlösung ist andererseits abhängig von der Entfernung von den geladenen Oberflächen der Bodenmatrix, d.h. abhängig von der Schichtdicke des an der Oberfläche haftenden Wasserfilms oder vom Kapillardurchmesser. Das Modell von der diffusen Doppelschicht der Austauscher-Oberfläche macht dies anschaulich.

Diese unterschiedliche Verteilung der Ionen im Bodenwasser ist also grundsätzlich gegeben, ganz unabhängig davon, ob das Wasser im Boden ruht und sich mit der Matrix im Gleichgewicht befindet, oder ob es sich im Boden bewegt und sich eventuell nicht im Gleichgewicht mit der Bodenmatrix befindet.

Wegen der geringen Ausdehnung der diffusen Doppelschicht in den Wasserfilm hinein dürfte dieser Effekt der Verteilungsheterogenität nur einen geringen Einfluß auf die Zusammensetzung des Sickerwasserstroms haben. Eine größere Bedeutung kommt sicherlich der Tatsache zu, daß es sich bei dem Sickerwasser immer um bewegtes Bodenwasser handelt: Auf dem vertikalen Transport verdrängt das Wasser aus höher liegenden Bodenschichten das vorhandene Bodenwasser teilweise und vermischt sich mit diesem. Wenn sich das neu eingedrungene Sickerwasser in seiner Ionenkonzentration von dem vorhandenen unterscheidet, wird sich in sehr kurzer Zeit zwischen der neuen Lösung und den Austauscher-Oberflächen in der unmittelbaren Umgebung ein neues Gleichgewicht einstellen.

Gleichzeitig kann ^{sich} jedoch in einem weiter entfernt liegenden Bodenhohlraum mit engerem Porendurchmesser, in dem das Bodenwasser fester gebunden ist und wo daher keine oder nur eine sehr langsame Sickerwasserbewegung stattgefunden hat, Bodenlösung unterschiedlicher Konzentration halten. Dies gilt insbesondere dann, wenn sich die

Austauscheroberflächen an den beiden Orten chemisch voneinander unterscheiden.

Die Folge davon ist, daß zwischen beiden betrachteten Punkten ein Konzentrationsgefälle auftritt, welches bei Fehlen einer Wasserbewegung nur durch Diffusion überwunden werden kann.

Da die Diffusionsgeschwindigkeit der Ionen sehr gering ist, werden auch zur Überwindung sehr kurzer Distanzen lange Zeiträume benötigt. Es ist daher wahrscheinlich, daß ein Sickerwasservorschub das Bodenwasser in der groben Pore schon weiter nach unten verdrängt hat, bevor noch ein Konzentrationsausgleich erreicht ist.

Durch folgende experimentelle Befunde wird belegt, daß Vorgänge dieser Art bei der Sickerwasserbewegung im natürlich gelagerten Boden tatsächlich eine Rolle spielen (MAYER 1971,1972):

Zum Auffangen des Sickerwassers in einer Ebene in 50 cm Tiefe in einem Waldboden waren keramische Platten aus gesintertem Aluminiumoxyd eingesetzt. Um die Entwässerung nur derjenigen Poren zu erreichen, die unter den wechselnden Bodenfeuchteverhältnissen jeweils vom Sickerwasserstrom passiert werden, wurde der Unterdruck an der Saugplatte kontinuierlich der sich ändernden Saugspannung im Boden angepaßt. Während des Zeitraumes von einem Jahr wurde Bodenwasser kontinuierlich auf diese Weise gesammelt und monatlich analysiert.

Zur gleichen Zeit wurden jeden Monat Bodenproben aus derselben Tiefe entnommen, und im Labor wurde die Gleichgewichts-Bodenlösung (GEL) an diesen Proben gewonnen und analysiert.

Es zeigte sich nicht unerwartet, daß sich sowohl Konzentrationen als auch Äquivalentanteile von Kationen und Anionen in der GEL einerseits und in den Lysimeterwässern andererseits erheblich voneinander unterscheiden. Auch waren die Schwankungen dieser Meßgrößen im Vergleich der einzelnen Monate bei den Lysimeterwässern erheblich höher als in der GEL.

Ein Vergleich dieser beiden Lösungen ist auch unter Benutzung des chemischen Potentials der Kationen in der Lösung möglich:

Die Kationen der Gleichgewichts-Bodenlösung stehen im Gleichgewicht mit dem Austauschkomplex der Bodenmatrix. Dasselbe trifft für die im Sickerwasser vorliegenden Kationen zu, wenn das chemische Potential dieser Kationen dasselbe ist wie in der GEL. Das Sickerwasser steht

jedoch nicht im Gleichgewicht mit dem Austauschkomplex, wenn sich die chemischen Potentiale der Kationen von denen in der GBL unterscheiden.

Nach ULRICH (1969) besteht zwischen den ^{chemischen} Potentialen μ und den Schofield'schen Potentialen bei der Betrachtung von Ionenaustauschvorgängen folgender Zusammenhang:

Das Schofield'sche Potential SP (bei der Betrachtung des Kationenpaares A und B mit den Wertigkeiten z_A und z_B ; p steht für den negativen Logarithmus der molaren Ionenaktivitäten)

$$SP_{A/B} = \frac{1}{z_A} p_A - \frac{1}{z_B} p_B$$

Das chemische Potential für den Kationenaustausch der Ionensorten A und B ist definiert als

$$\begin{aligned} \mu_{A/B} &= \mu_{A/B}^{\circ} - 1.364 \left(\frac{1}{z_A} p_A - \frac{1}{z_B} p_B \right) \\ &= \mu_{A/B}^{\circ} - 1.364 SP_{A/B} \end{aligned}$$

Das Standardpotential μ° entfällt, wenn die Differenz zwischen zwei chemischen Potentialen, etwa dem in der GBL einerseits und in den Lysimeterwässern andererseits gebildet wird:

$$\Delta \mu_{A/B} = -1.364 (SP_{A/B}^{GBL} - SP_{A/B}^{LYS}) \text{ kcal/mol}$$

Nehmen wir anstelle des Ionenpaares A und B mehrere, nämlich n Kationen, so ergibt sich die auf die Ionensorte i einwirkende Differenz im chemischen Potential $\Delta \mu_i$ als

$$\Delta \mu_i = \sum_{j=1}^n \Delta \mu_{i/j}$$

wobei j die übrigen in der Lösung und am Austauscher vorhandenen Kationen 1.... n sind.

In den Diagrammen (Abb.1) sind die Differenzen in den chemischen Potentialen während der verschiedenen Meßperioden (monatlich) in Abhängigkeit von der jeweiligen Sickerrate (Fließgeschwindigkeit in mm/Tag) dargestellt, und zwar für Na, K, Ca, Mg, Al und H. Es zeigt sich bei den meisten Kationen, daß der Wert $\Delta \mu_i$ in Zeiten hoher Bodenfeuchtigkeit mit rascher Sickerwasserbewegung hoch ist, in Zeiten langsamer Sickerwasserbewegung dagegen niedrig ist, in einigen Fällen gegen Null geht.

Daraus ist zu folgern: In Zeiten rascher Sickerwasserbewegung ist das Sickerwasser nicht im Gleichgewicht mit dem Gesamtboden, unterscheidet sich mithin von einer an diesem Boden gewonnenen GBL. In Zeiten langsamer Sickerwasserbewegung können Konzentrationsunterschiede zwischen einzelnen Bodenpartien durch Diffusion weitgehend ausgeglichen werden.

Der absolute Wert von $\Delta \mu_i$ gibt dabei den Grad der Entfernung vom Gleichgewicht an, während das Vorzeichen dieses Parameters etwas über die Tendenz zum Ein- bzw. Austausch des betreffenden Kations aussagt (vgl. hierzu ULRICH 1969).

Was hier für den Fall der austauschbaren Kationen ausgeführt wurde gilt in gleichem Maße für alle chemischen Interaktionen zwischen perkolierendem Sickerwasser und der Bodenmatrix, die nicht sehr rasch ablaufen, also etwa Lösungs- und Ausfällungsvorgänge.

Zu erwähnen ist noch, daß im durchwurzeltten Boden auch die Pflanzenwurzel in die Zusammensetzung der Bodenlösung eingreift und dadurch eine räumliche Heterogenität bedingt. Solche biologischen Vorgänge sind es auch, die den Zusammenhang zwischen der Geschwindigkeit des Sickerwasserstroms und dem Grad der Gleichgewichtseinstellung verwischen oder überlagern können.

Aus den ausgeführten Befunden ist für die Platten-Lysimeter-Technik und die Saugkerzen-Technik zur Messung des Elementaustrags zu folgern: Die Entnahme des Bodenwassers muß durch entsprechende Druckeinstellung so geschehen, daß möglichst keine Partien des Bodens entwässert werden, die am Sickerwasserstrom keinen oder nur einen untergeordneten Anteil haben. Wenn beispielsweise mit einer

Kerze oder Platte geringer Oberfläche unter Anwendung hoher Saugspannungen über längere Zeit entwässert wird (zur Gewinnung einer für die Analyse ausreichenden Wassermenge), so muß damit gerechnet werden, daß die Konzentration der aufgefundenen Lösung erheblich von der Konzentration des Sickerwassers abweicht. Die so ermittelte Konzentration darf nicht zur Ermittlung des Elementaustrags mit dem Sickerwasser herangezogen werden.

L i t e r a t u r

- F.F.R. KOENIGS (1973) : Bedingungen für die Verwendung der Tensiometerplatte als Lysimeter. Z.Pflern.,Bodenk. 133
- R. MAYER (1971) : Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems. Gött.Bodenkundl. Berichte, 119 : 1-119.
- R. MAYER (1972) : Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden. Mitt. Dt. Bodenkdl.Ges. 16, 136-145.
- B. ULRICH (1969) : Chemische Potentiale beim Transport der Bodenlösung durch das Solum. Z. Pfl.ern., Düng.,Bodenk. 123, 181-186.

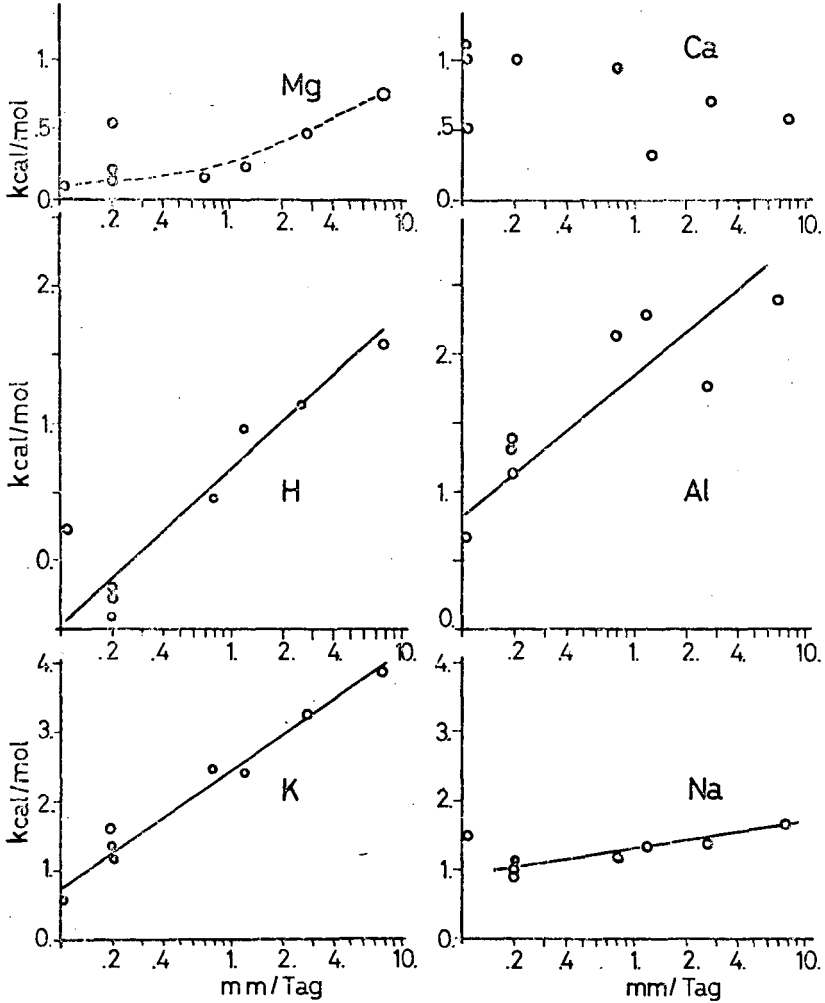


Abb.1: Differenzen im chem.Potential \times Flußrate

Vergleich der Wasserhaushalte und der Stoff-
transporte in einem mit Wald, gedüngter und
ungedüngter Wiese bestockten Boden ¹⁾

von
P. Germann ²⁾

Unter dem Begriff "Wasserhaushalt eines Bodens" werden sämtliche Vorgänge zusammengefaßt, welche den Wassergehalt eines Bodens verändern. Auf seiner Wanderung tauscht das Wasser mit der Umgebung Ionen aus und wird somit zu einem wesentlichen Transportmittel.

Der Boden, in welchem die Untersuchungen von 1970 - 1972 stattfanden, ist ein aus Löss entstandener pseudovergleyter Lessivé. Der Grasbestand gehört zu den Dauco-Arrenathereten und wurde zweimal pro Vegetationsperiode gemäht. 1972 wurde zudem die Hälfte der Fläche mit Kaliumchlorid, Ammoniumnitrat und Thomasmehl gedüngt. Der Wald ist aus 75 % Fichten, 15 % Douglasien und dem Rest aus Tanne, Föhre und Buche zusammengesetzt.

Die Wasserhaushaltsgrößen wurden unter dem Wald für eine Tiefe von 350 cm und unter der Wiese für eine Tiefe von 100 cm ermittelt. Während der Vegetationsperiode 1972 (April bis Oktober) verbrauchten der Wald und die ungedüngte Wiese für die Evaporation und die Wasseraufnahme durch die Wurzeln annähernd gleich viel Wasser. Der Unterschied zwischen den beiden Vegetationstypen ist auf die verschiedenartige Interzeption zurückzuführen. Durch die Düngung wurde der Wasserkonsum der Wiese um etwa 10 % gesteigert.

Die Verlagerung der Ionen H^+ , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Silikat, Nitrat und Chlorid wurde im Waldboden in den Tiefen

- 1) Ausführliche Darstellungen dieses Forschungsprojektes erscheinen in den Mitteilungen der Schweizerischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen.
- 2) Professur für Bodenphysik der ETH Zürich, Zürcher Str. 111 CH-8903 Birmensdorf.

30, 100 und 300 cm und im Wiesenboden in der Tiefe 100 cm studiert. Ebenso wurden diese Ionen in den Niederschlägen des Freilandes und in der Kronentraufe untersucht.

Unter anderem wurde festgestellt, daß die Versauerung des Oberbodens unter den Nadelbäumen wesentlich auf die H^+ -Ionenausscheidung der lebenden Nadeln zurückzuführen ist.

Dividiert man die Differenz aus vertikalem Zu- und Wegfluß eines Ions durch die Mächtigkeit des betreffenden Kompartimentes, dann gelangt man zu einem Ausdruck, welcher die Konzentrationsänderung des Ions im Kompartiment pro Volumeneinheit Boden beschreibt. Die Maßeinheit dieser Größe ist zum Beispiel $Mol. ha^{-1}$, cm^{-1} , a^{-1} und kann zur Beurteilung der Filterwirkung einer Bodenschicht herangezogen werden. Für sämtliche dargestellten Ionen und Kompartimente wurde die Größe diskutiert. Die beste Filtereigenschaft zeigte dabei der Waldboden zwischen 30 und 100 cm Tiefe, wobei in diese Betrachtungsweise die Wurzeltätigkeit miteinbezogen ist.

Simulationsmodelle zur Schätzung der Mineralstoff-
auswaschung aufgrund von Lysimeterversuchen

von
P. Schweiger⁺⁾

Einleitung

Die Vorhersage von Ereignissen aus ihren Einflüssen wird im biologischen Bereich bislang wenig durchgeführt. Der Grund dafür liegt zum einen darin, daß die Ursachen oder Indikatoren von Ereignissen nicht vollständig bekannt sind, zum anderen ist eine quantitative Erfassung dieser Größen nicht immer möglich. Die Bedeutung von Vorhersagen zeigt sich u.a. dadurch, daß es aufgrund der Induktivität der Methode möglich ist, bisher gemachte Aussagen zu überprüfen.

Prinzip und Daten der Vorhersage

Grundlage der Vorhersage ist eine empirisch ermittelte Hypothese vom Typ der multiplen Regression, wobei y (die Zielgröße) aus den entsprechenden x -Werten (Einflüsse) berechnet wird. In einer Simulation dienen jeweils $n-1$ Werte zum Erstellen der Hypothese, mittels derer der n -Wert berechnet wird. Durch Vergleich der berechneten mit den beobachteten Werten kann auf Brauchbarkeit der Hypothese geschlossen werden. Genügt die Übereinstimmung den Ansprüchen, die man hinsichtlich Exaktheit an das Verfahren stellt, so ist eine fachliche Interpretation der Zusammenhänge zwischen Einfluß- und Zielgrößen möglich, bzw. bisher gemachte Aussagen finden ihre Bestätigung.

Anhand einer 29-jährigen Versuchsreihe soll demonstriert werden, mit welcher Sicherheit die Vorhersage von

+) Institut für Pflanzenernährung der TU München - Weihenstephan

- | | | |
|-------------------------------|---|----------------------------------|
| a. Sickerwassermenge | } | im Zeitraum vom
1.10. - 31.3. |
| b. N-Gehalt des Sickerwassers | | |
| c. N-Auswaschung | | |

gemacht werden kann. Als Einflußgrößen dienen Witterungsdaten (Niederschlagssummen und Durchschnittstemperaturen) bis einschließlich Februar, sowie N-Düngung und N-Entzug der 3 vorausgegangenen Jahre. Tabelle 1 gibt eine Übersicht über Mittelwerte und Varianzen des Datenmaterials. *)

Tabelle 1

Übersicht über das Datenmaterial

(Mittelwerte und Varianzen - 29 Jahre)

Sickerwassermenge:	198 l/m ²	±	76
N-Gehalt des Sickerwassers:	25.6 mg/l	±	15.9
N-Auswaschung:	48.6 kg/ha	±	35.1
N-Düngung:	66.7 kg/ha	±	24
N-Entzug:	143 kg/ha	±	61

Niederschlagsmenge: 800 mm/Jahr;
davon 2/3 in der Vegetationszeit

Jährliche Durchschnittstemperatur: 7.7° C

Boden: Lehm (Braunerde) pH 6.7; Org.Subst. 2 %

Weihenstephaner Lysimeter (1 m Tiefe, eingefüllter Boden)

*) In dieser Kurzfassung muß auf den Einzelnachweis der Daten verzichtet werden; in einer späteren Veröffentlichung erfolgt jedoch eine vollständige Angabe.

Ergebnisse und Diskussion

Der Aufbau der multiplen Regression für Sickerwassermenge, N-Gehalt des Sickerwassers und N-Auswaschung führte in jeweils 10 Schritten zu einem multiplen B zwischen 92 und 94 %; Tabelle 2 zeigt davon die 6 wichtigsten Einflußgrößen.

Tabelle 2 Aufbau der multiplen Regression

1. Sickerwassermenge:

Schritt	Variable	multipl. B (%)	F-Test
1.	Σ Niederschläge Oktober - Februar	45	22.6
2.	Temperatur September	64	22.7
3.	"Klima" Februar (N x T)	73	22.3
4.	Temperatur November	81	25.2
5.	N-Entzug (1.+2.Vorjahr)	84	24.8
6.	N-Düngung (1.+2.Vorjahr)	87	23.8
10.		93	29.2

2. N-Gehalt des Sickerwassers:

1.	N-Entzug (Σ 3 Vorjahre)	29	11.2
2.	N-Düngung (1.Vorjahr)	46	11.3
3.	Niederschlag Juli	58	11.4
4.	N-Entzug (2.Vorjahr)	65	11.0
5.	Düngung- Entzug (2 Vorjahre)	73	12.3
6.	N-Entzug (1.Vorjahr)	82	16.7
10.		92	19.7

3. N-Auswaschung:

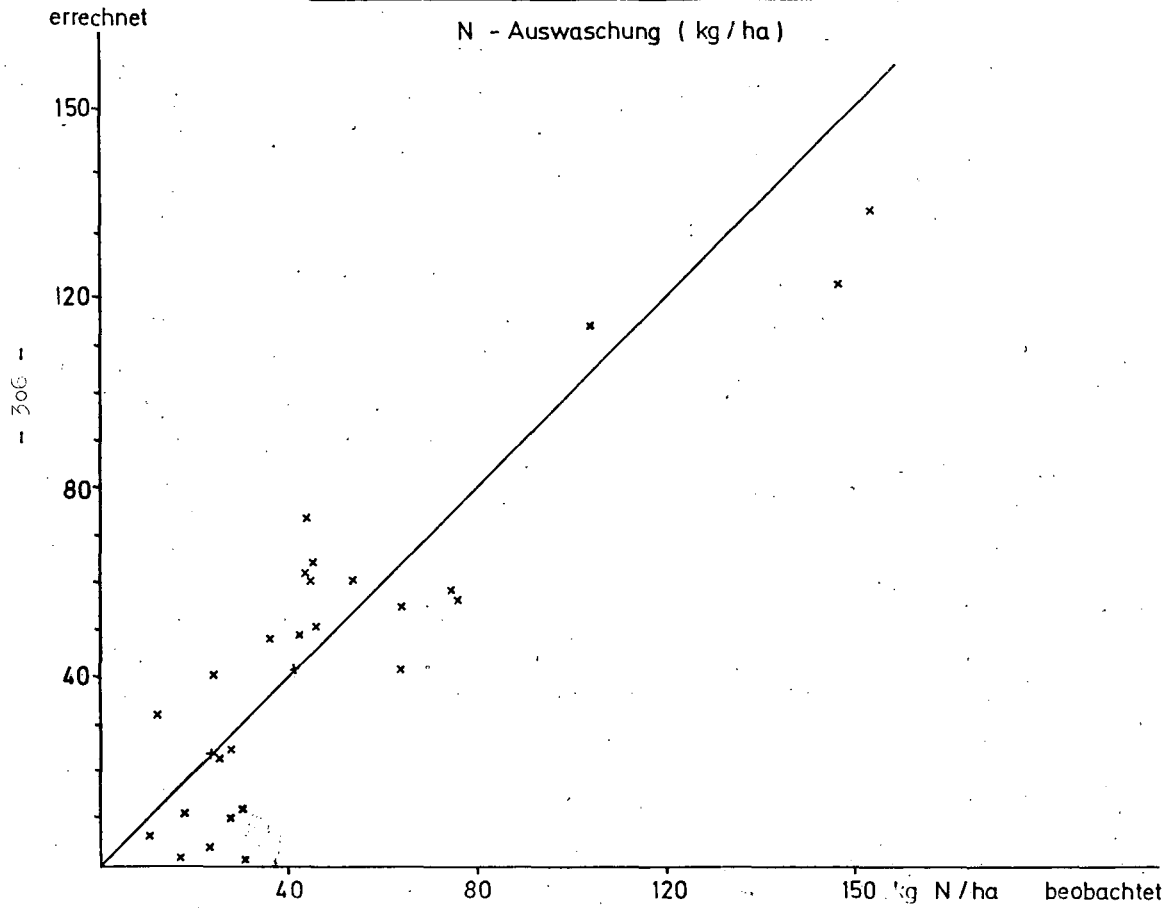
1.	Niederschlag Oktober	55	32.7
2.	Niederschlag Juli	67	25.9
3.	Temperatur November	72	20.6
4.	N-Düngung - N-Entzug (2 Vorjahre)	76	19.3
5.	N-Entzug (Vorjahr)	79	17.6
6.	N-Entzug (Σ 3 Jahre)	84	19.4
10.		94	27.5

Für die Sickerwassermenge sind in erster Linie Witterungsdaten von Bedeutung (Schritt 1 - 4). Der N-Gehalt des Sickerwassers hingegen wird überwiegend von Größen aus der N-Bilanz (N-Düngung und N-Entzug) erklärt. Für die N-Auswaschung sind Witterungsdaten und die "N-Bilanz" gleichermaßen verantwortlich. In den 29 Simulationsfällen hat sich diese Konstellation von Fall zu Fall nur geringfügig verändert.

Die Vorhersage der Sickerwassermenge ist mit einem mittleren Fehler von 15 % möglich. Der N-Gehalt des Sickerwassers dagegen weist eine Abweichung von 27 %, die N-Auswaschung eine von 25 % auf (Abb.1).

Vergleich der errechneten mit den beobachteten Werten

N - Auswaschung (kg / ha)



Eine Beurteilung dieses Ergebnisses hängt sehr stark von den Ansprüchen ab, die man an die Vorhersage stellt. Für eine Einteilung in drei bis vier Klassen (etwa: niedrig, mittel, hoch, sehr hoch) ist die Genauigkeit ausreichend, für wissenschaftliche Aussagen müßte eine Verbesserung erreicht werden.

Falls mit den benutzten Parametern auch tatsächlich die Ursachen erfaßt wären, müßte die mittlere Schätzgenauigkeit entsprechend dem multiplen B über 90 % liegen. Insbesondere in der multiplen Regression für den N-Gehalt des Sickerwassers und die N-Auswaschung ist sicherlich die Witterung nicht genügend repräsentiert. Der Grund dafür, die Witterungsdaten in die multiple Regression nicht aufzunehmen, ist darin zu sehen, daß die verfügbaren Parameter ein falsches Bild vom tatsächlichen Witterungsverlauf wiedergeben. Auf diese Weise bekommen die nächst besseren, also die Daten aus der N-Bilanz, den Vorzug; die Sicherheit wird geringer. Aus den Kenntnissen über die Temperaturabhängigkeit der N-Umsetzungen im Boden (Mineralisierung) läßt sich sagen, daß insbesondere die monatliche Durchschnittstemperatur als ein sehr ungenauer Parameter anzusehen ist. Mit anderen Temperaturgrößen, möglicherweise mit Temperatursummen über einem bestimmten Schwellenwert oder ähnlichem, könnte die Vorhersagegenauigkeit der N-Auswaschung sicherlich verbessert werden.

Zusammenfassung

Zur Vorhersage der N-Auswaschung kann folgendes gesagt werden:

1. Das vorliegende Datenmaterial von 29 Versuchsjahren ermöglicht auf der Grundlage der multiplen Regression eine fachliche Interpretation der Zusammenhänge von N-Auswaschung, Witterung, N-Düngung und N-Entzug. Für die Sickerwassermenge sind überwiegend Niederschläge und Temperaturen, für den N-Gehalt des Sickerwassers und die N-Auswaschung dagegen sind Witterung und Größen aus der N-Bilanz (N-Düngung, N-Entzug) gleichermaßen von Bedeutung.
2. Die Sickerwassermenge kann mit einem Fehler von 15 %, der N-Gehalt des Sickerwassers mit 27 bzw. 25 % vorhergesagt werden. Damit ist eine Einstufung in Klassen (niedrig - hoch) möglich.

3. Der größere Fehler in den Vorhersagen von N-Auswaschung und N-Gehalt des Sickerwassers gegenüber dem der Sickerwassermenge ist darauf zurückzuführen, daß mit den monatlichen Niederschlagssummen bzw. monatlichen Durchschnittstemperaturen Parameter vorliegen, die vom tatsächlichen Witterungsverlauf nur ein unvollständiges Bild wiedergeben.

MODELLIERUNG DES KATIONENAUSTAUSCHES IN ÖKOSYSTEM-MODELLEN

von
P.K.Khanna, D.L.De Angelis und J.Prenzel +

An den hier betrachteten Austauschvorgängen beteiligen sich gleichzeitig fünf Kationen, nämlich Na, K, Ca, Mg und Al. Sie sind sowohl am Austauscher als auch in der Lösung vorhanden; eine Berechnung des Austauschgleichgewichtes hat also 10 Variable zu berücksichtigen.

In einer früheren Arbeit (Khanna und Ulrich, 1973) wurde versucht, das Problem unter Verwendung des chemischen Potentials $\bar{\mu}_i$ für ein Kation i in der Lösungsphase zu lösen. Für den Fall des Na ist $\bar{\mu}_{Na}$ wie folgt definiert:

$$\bar{\mu}_{Na} = \sum_j^n \bar{\mu}_{Na/j} - \sum_j^n \bar{\mu}_{Na/j}^0 = RT \ln \frac{a_{Na}^4}{a_K \cdot \sqrt{a_{Ca}} \cdot \sqrt{a_{Mg}} \cdot \sqrt[3]{a_{Al}}} \quad (1)$$

wobei j alle übrigen Kationen ($j \neq i$) in der Lösung sind.

Eine Änderung der Na-menge am Austauscher (ΔNa_s) wurde als eine Funktion von $\bar{\mu}_{Na}$ betrachtet und berechnet. Es wurde aber nicht der Versuch gemacht den Wert der effektiven Austauschkapazität AK_e konstant zu halten, was den tatsächlichen Verhältnissen entsprochen hätte (Ulrich et al. 1973). Die Beziehung zwischen $\bar{\mu}_{Na}$ und ΔNa_s war bei dieser Berechnung rein empirisch. Im folgenden soll versucht werden, die Berechnung der Austauschgleichgewichte auf der Grundlage anderer Überlegungen bei konstantem Wert der Austauschkapazität durchzuführen.

Eine allgemeine Austauschgleichung kann wie folgt formuliert werden:



v_i ist der stochiometrische Koeffizient, A und B sind zwei verschiedene Kationen; l und s bezeichnen Lösungs- bzw. Festphase. Im Gleichgewicht gilt, daß die Summe der chemischen Potentiale sämtlicher Kationen im System gleich Null ist.

$$\sum_i v_i u_i = 0 \quad (3)$$

Daraus folgt für das Gleichgewicht:

+ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität
Göttingen, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

$$v_A u_{A_s} + v_B u_{B_1} - v_B u_{B_s} - v_A u_{A_1} = 0 \quad (3a)$$

Das chemische Potential kann mit Hilfe verschiedener Bezugsparameter definiert werden.

Zum Beispiel:

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln a_i \quad (4)$$

$$\mu_i = \mu_i^0 + RT \ln \bar{n}_i \quad (4a)$$

darin sind: a_i die Aktivität, \bar{n}_i die Molfraktion des Iones i , μ_i^0 und $\bar{\mu}_i^0$ die chemische Standard-Potentiale
Wählen wir die Molfraktion \bar{n}_i als Bezugsparameter, so ergibt sich aus Gleichung (2) :

$$\frac{\bar{n}_{B_s}^{v_B} \cdot \bar{n}_{A_1}^{v_A}}{\bar{n}_{A_s}^{v_A} \cdot \bar{n}_{B_1}^{v_B}} = K_{B/A} \quad (5)$$

Setzt man anstelle des stöchiometrischen Koeffizienten v_i die Wertigkeit z_i ein ($v_i = 1/z_i$) und bezeichnet die Molsumme von Kationen am Austauscher als $\sum ni_s$ und in der Lösung als $\sum ni_1$, so kann man Gleichung (5) wie folgt schreiben:

$$\left(\frac{n_{B_s}}{\sum ni_s} \right)^{1/z_B} \cdot \left(\frac{\sum ni_s}{n_{A_s}} \right)^{1/z_A} \cdot \left(\frac{n_{A_1}}{\sum ni_1} \right)^{1/z_A} \cdot \left(\frac{\sum ni_1}{n_{B_1}} \right)^{1/z_B} = K_{A/B} \quad (6)$$

Die Wassermoleküle sowie andere eventuell noch vorhandenen Moleküle und Ionen wurden nicht in die Rechnung mit einbezogen. Damit erhält die Größe $K_{A/B}$ einen empirischen Charakter und hat nicht mehr den Rang einer thermodynamischen Konstanten.

Für ein System mit n Kationen, die sich sämtlich am Austausch beteiligen, bekommt man $n \cdot (n-1)$ Konstanten und Gleichungen von der Form(6). Es genügen aber $n-1$ Konstanten um das System vollständig zu beschreiben. Unser System mit 5 Kationen ist also durch vier Konstanten und vier Gleichungen bestimmt.

Eine frühere Arbeit (Ulrich und Khanna, 1970) zeigte, daß die Kationenäquivalentanteile in der Lösung konstant blieben, wenn das Verhältnis Boden : Bodenlösung in einem Austauschexperiment mit künstlich hergestellter Gleichgewichtsbodenlösung innerhalb bestimmter Grenzen variiert wurde. Da sich am Austauschvorgang äquivalente Kationenmenge beteiligen, kann man in Gleichung

(6) die Äquivalentfraktionen anstelle der Molfraktionen setzen.
Für den Fall der Kationsorten A und B gilt somit:

$$X_i^S = n_{iS} \cdot z_i / AK_e \quad (7)$$

AK_e ist die effektive Austauschkapazität

$$n_{iS} = (X_i^S / z_i) * AK_e \quad (7a)$$

$$n_{i1} = (X_i^1 / z_i) * SEQL \quad (7b)$$

SEQL ist die Äquivalentsumme aller
Kationen in der Lösung

$$\frac{(X_B^S / z_B)^{1/z_B} \cdot \beta^{(1/z_A - 1/z_B)}}{(X_A^S / z_A)^{1/z_A}} \cdot \frac{(X_A^1 / z_A)^{1/z_A}}{(X_B^1 / z_B)^{1/z_B}} \cdot \gamma^{(1/z_B - 1/z_A)} = K_{B/A} \quad (8)$$

$$\beta = (X_A^S / z_A) + (X_B^S / z_B) + (X_C^S / z_C) + (X_D^S / z_D) + (X_E^S / z_E) \quad (8a)$$

$$\gamma = (X_A^1 / z_A) + (X_B^1 / z_B) + (X_C^1 / z_C) + (X_D^1 / z_D) + (X_E^1 / z_E) \quad (8b)$$

Für die drei anderen Konstanten $K_{C/A}, K_{D/A}, K_{E/A}$ gibt es drei Gleichungen derselben Form wie (8). Wir haben diese vier Gleichungen analytisch zu lösen versucht. In die Berechnung gehen die Molzahlen sämtlicher Ionen in der Lösung ($n_{A1}, n_{B1}, n_{C1}, n_{D1}, n_{E1}$) sowie die Konstanten $K_{i/j}$ ein. Man kann danach die Äquivalentanteile der anderen Kationen am Austauscher (X_i^S) berechnen.

Der X_i^S Wert ist sowohl eine Funktion der Konzentration des Kations i in der Lösung als auch der Konzentrationen der anderen in der Lösung vorhandenen Kationen. Der Wert wird auch durch die Belegung des Austauschers mit sämtlichen anderen Kationen beeinflusst, weil die Austauschkapazität AK_e unter den in unserem System vorhandenen Bedingungen konstant ist. Das ergibt eine Anzahl von impliziten Funktionen für die Kationenmengen von A, B, C, D und E am Austauscher und in der Lösung, die nur mit Hilfe iterativer numerischer Methoden zu lösen sind.

Reiniger et al. (1971) und Frissel und Reiniger (1974) berechneten mit Hilfe einer iterativen Methode die Gesamtmenge eines Kationes in einem Austauschsystem mit mehreren Kationenpaaren. Sie benutzten dabei Gleichungen aus der Chromatographie.

Die IBM Programmiersprache CSMP bietet ein Programm zur Lösung

einer impliziten Gleichung ("Implicit Loop"), für deren Anwendung die Gleichung (6) wie folgt umgerechnet wurde.

$$\left(\frac{nB_s}{nB_l}\right)^{1/z_B} \left(\frac{nA_1}{nA_s}\right)^{1/z_A} \left(\frac{\sum ni_s}{\sum ni_l}\right)^{1/z_A - 1/z_B} = K_{B/A} \quad (9)$$

Potenziert man beide Seiten der Gleichung mit z_A , erhält man

$$nA_s = \underbrace{\left(\frac{nB_s}{nB_l}\right)^{z_A/z_B}}_{AR^1} \cdot nA_1 \cdot \underbrace{\left(\frac{\sum ni_s}{\sum ni_l}\right)^{1-z_A/z_B}}_{BR^1} \cdot \underbrace{\left(K_{B/A}\right)^{-z_A}}_{CCR^1} \quad (10)$$

$$nA_s = \frac{nA^t \cdot AR^1 \cdot BR^1 \cdot CCR^1}{1 + AR^1 \cdot BR^1 \cdot CCR^1} \quad (11)$$

nA^t ist die Gesamt Mol-Zahl im System

Ein solches Implicit Loop, das mit einem vorläufigen Schätzwert und einem Wert für maximal zulässige Abweichung (Error) arbeitet, existiert für den einfachen Fall, bei ^{den} (die Austauschkoefizienten konstant bleiben und der Wert von nA_s sich nicht stark ändert. Die Ergebnisse einer Simulation verglichen mit den im Labor gewonnenen Daten sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Die Molzahl von Gesamt-Kalium im System (n_K^t) wurde durch Zugabe verschiedener K Menge in der Lösung erhöht. Die in der Tabelle 1 angegebenen Ausgangsdaten gehen in die Implicit Funktion ein, wo mit Hilfe einer iterativen Methode, die X_K^S Werte so berechnet werden, daß der AK_e Wert konstant bleibt.

Es zeigte sich dabei, daß die im Simulationslauf berechneten X_K^S Werte mit Zunahme von nK_l stärker ansteigen als die gemessenen Werte, die X_K^1 Werte dagegen besser übereinstimmen. Die Simulationswerte von X_{Ca}^S , X_{Mg}^S , X_{Na}^S , X_{Na}^1 lagen niedriger als die gemessenen Werte, die X_{Ca}^1 Werte zeigten dagegen sehr gute Übereinstimmung. Alle Zahlen wichen sehr stark von den gemessenen ab, wenn die Gesamt Molzahl von Kalium über 700 weiter anstieg. Das ist darauf zurückzuführen, daß die Austauschkoefizienten konstant gehalten wurden, obgleich soe in Wirklichkeit eine Funktion der X_i^S Werte sind (Khanna und Ulrich, 1974). Für diesen Fall haben wir ein Programm in Fortran entwickelt bei dem die Austauschkoefizienten als Funktion von X_i^S eingegeben werden können. Dieses Programm wird z.Zt. getestet.

Literatur

- Frissel, M.J. und Reiniger, P.: Simulation of accumulation and leaching in soils
Centre for Agric. Publi. and Documentation
Wageningen (1974)
- Khanna, P.K. und Ulrich, B.: Ion exchange equilibria in an acid soil.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 29,211-230
(1973).
- Reiniger, P., Yaalon, D. und Frissel, M.J.: Simulation of cation exchange and movement in soils
Symp. The Use of Isotopes & Radiation in
Research on Soil-Plant relationships including
Applications in Forestry. Vienna (1971)
- Ulrich, B. und Khanna, P.K.: Methodische Untersuchungen über Kationengehalt der Bodenlösung und Schofield'sche Potentiale.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 19,121-148
(1971).
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K. und Prenzel, J.: Modelling of bioelement cycling in a beech forest of Solling District.
Göttinger Bodenkundliche Berichte 29,1-54
(1973).

Tabelle 1

Ausgangsdaten

μ Mol/L (160.21g Böden)

$$n_{Na}^t = 864.197, \quad n_K^t = 258.79, \quad n_{Ca}^t = 147.86, \quad n_{Mg}^t = 102.72$$

$$n_{Al}^t = 1799.04, \quad \sum n_i^t = 2015.027$$

$$CEC = 5397.6 \mu \text{ val}/160.21g \text{ Böden}, \quad FG = n_{K_s} = 183.85 \mu \text{ Mol}/160.21g$$

$$K_{K/NA} = 10.0, \quad K_{K/CA} = 3.0, \quad K_{K/Mg} = 5.0, \quad K_{K/Al} = 183.85$$

Vergleich zwischen Simulationszahlen und die gemessenen Zahlen

n_K^t	X_K^s		X_K^l		X_{Ca}^s		X_{Ca}^l		X_{Mg}^s	
	s	m	s	m	s	m	s	m	s	m
258.79	0.035	0.023	0.044	0.057	0.015	0.020	0.13	0.16	0.0049	0.0048
267.32	0.036	0.029	0.045	0.056	0.015	0.021	0.13	0.13	0.0049	0.0064
286.93	0.038	0.030	0.049	0.059	0.015	0.021	0.12	0.12	0.0048	0.0076
320.18	0.045	0.033	0.054	0.063	0.015	0.020	0.12	0.12	0.0047	0.0063
373.99	0.049	0.033	0.063	0.073	0.014	0.019	0.12	0.13	0.0045	0.0067
447.52	0.058	0.037	0.074	0.077	0.014	0.023	0.12	0.11	0.0043	0.0069
551.21	0.070	0.041	0.089	0.084	0.013	0.016	0.11	0.13	0.0040	0.0058
680.79	0.085	0.041	0.109	0.102	0.012	0.019	0.11	0.12	0.0037	0.0066

s = Simulationszahlen

m = gemessene Werte

Die Entwicklung von Kiefernwaldökosystemen unter dem Einfluß von Bodenbearbeitungs- und Düngungsmaßnahmen auf zwei unterschiedlichen Standorten in der Oberpfalz. I. Biomassen

von

Eder, R. und P. Burschel⁺)

1. Fragestellung

Das Waldbauinstitut und das Institut für Bodenkunde und Standortslehre in München untersuchten an 8-jährigen Kiefernbeständen, die als Bodenbearbeitungs- und Düngungsversuche auf schlechtwüchsigen Standorten in der Oberpfalz begründet worden waren, folgende Fragen:

- 1.1 Wie wurde das Wachstum von Kiefern durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen beeinflusst?
- 1.2 Welche Auswirkungen haben Meliorationsmaßnahmen auf die pflanzliche Biomasse, und wie ist diese nach Pflanzenteilen aufgegliedert?
- 1.3 In welcher Menge sind die Hauptnährelemente N, P, K, Ca, Mg in der Gesamtbiomasse enthalten und wie verteilen sie sich auf die Komponenten Wurzeln (von Bäumen und Bodenvegetation), oberirdische Bodenvegetation, und die oberirdischen Baumteile Stamm, Rinde, Äste, Nadeln?
- 1.4 Wie hat sich ein durch Streunutzung degradierter Boden infolge Bodenbearbeitung und Düngung im Vergleich zur Ausgangslage, die durch einen angrenzenden Altbestand repräsentiert wird, verändert?
- 1.5 Wie verteilt sich das Nährstoffkapital auf Boden und pflanzliche Biomasse?
- 1.6 Welche Energiemenge repräsentiert die pflanzliche Biomasse?

2. Versuchsflächen und Standort

2.1 Versuchsflächen

Die Oberforstdirektion Regensburg hat 1965/66 zwei Versuchsflächen auf unterschiedlichen, für weite Teile der Oberpfalz repräsentativen Standorten angelegt, auf Sand und auf LehmPseudogley. Es sollten dabei die drei damals überwiegend angewandten Bodenbearbeitungsverfahren - Bifang, Vollumbruch und Fräsen - in Verbindung mit Düngungs- und anderen Meliorationsmaßnahmen mit unbearbeiteten Flächen anhand der Wuchsentwicklung von Kiefern verglichen werden (Abb. 1). Die Versuche sind auf beiden Standorten identisch angelegt. Die Parzellengröße beträgt 10 x 70 m. Jedoch weist die Versuchsanlage zwei schwerwiegende Mängel auf:

⁺) Waldbauinstitut der Forstl. Forschungsanstalt München

- a) Es sind keine Wiederholungen der Versuchsglieder angelegt worden.
- b) Es fehlen unbehandelte Vergleichsflächen (O-Flächen), da eine Grunddüngung aus Mg-Kalk und Hyperphos auf allen, auch auf den unbearbeiteten Parzellen verabreicht wurde.

Daß trotz dieser Mängel die Versuchsf Flächen für die geplanten Untersuchungen herangezogen wurden, hat zwei Gründe:

Der Informationsvorsprung gegenüber in den letzten Jahren angelegten Versuchen beträgt 7 - 8 Jahre.

Durch eine Feinkartierung im Abstandsgitternetz von 5 x 10 m konnten standörtlich so weit vergleichbare Teilflächen ausgewiesen werden, daß der Nachteil des Fehlens von Wiederholungen zumindest gemildert wurde.

Das Ergebnis dieser Kartierung wird in den folgenden beiden Darstellungen gezeigt.

In der Versuchsf läche auf Sand (Abb. 2) konnte wegen des teilweise hohen Lehm- und Tonanteils und der kleinstandörtlichen Unregelmäßigkeit nur die Vollumbruchfläche in die Aufnahmen einbezogen werden. In der Versuchsf läche auf Lehm-Pseudogley (Abb. 3) war der Standort nicht so stark differenziert. Die Mittelteile aller Parzellen waren vergleichbar. Da die Bifangflächen wegen des Wechsels von Furchen und Beeten für die Bodenuntersuchungen zu schwierig und bei allen übrigen Varianten nur die mit N im dritten Jahr gedüngten Parzellen vergleichbar waren, ergaben sich folgende Untersuchungseinheiten (Tab. 1). Dazu wurden in den jeweils an die Versuchsf lächen angrenzenden Altbeständen ebenfalls mit Hilfe der Feinkartierung Teilflächen, die mit denen der Versuchspartellen standörtlich identisch sind, ausgeschieden und für die Aufnahmen vorgesehen. Die standörtlichen Kenndaten sind in Tab. 2 wiedergegeben.

3. Methodik

3.1 Ertragskundliche Untersuchung

Um einen Überblick über den Aufbau der Kulturen zu erhalten, wurden die wichtigsten ertragskundlichen Kennwerte aller Bäume (Durchmesser, Höhe und Länge der letzten vier Jahrestriebe) auf 20 systematisch verteilten Probeflächen von je 2,5 m² in jeder Parzelle gemessen (GUSSONE, 1962). Dabei wurde jeder Baum einer sozialen Schicht (vorherrschend, mitherrschend, unterdrückt) zugeordnet; die Zahl der so erfaßten Bäume beträgt je Parzelle zwischen 120 und 140.

3.2 Biomassebestimmung

Aus arbeitstechnischen Gründen konnten für die Erhebung der Biomasse nicht so viele Bäume erfaßt werden wie bei den ertragskundlichen Messungen. 25 Individuen je Parzelle - 10 vorherrschende, 8 mitherrschende und 7 beherrschte - wurden systematisch ausgewählt und mit allen Wurzeln über 3 mm Ø ausgegraben, vermessen und in Wurzel, Stamm, Stammrinde, Äste und Nadeln zerlegt. Nach Zerkleinerung aller Teile wurden aus Mischproben die Trockengewichte bei 105° C bestimmt.

3.22 Oberirdischen Bodenvegetation

Auf dreißig 0,25 m² großen, systematisch verteilten Probekreisflächen je Versuchseinheit wurden alle Bodenpflanzen abgeschnitten und dann zerkleinert und getrocknet (NEWBOULD, 1967).

3.23 Feinwurzeln

Da von den Probebäumen nur grobe und mittlere Feinwurzeln bis 3 mm erfaßt werden konnten, wurden die Fein- und Feinstwurzeln zusammen mit den Wurzeln der Bodenvegetation flächenrepräsentativ in jeweils 10 Bodensäulen (60 cm lang, 30 cm breit, 50 cm hoch) je Parzelle ausgegraben und lagenweise in 10 cm Abstufung ausgesiebt. Zerkleinerung, Trocknung und Gewichtsbestimmung erfolgte wie bei der übrigen Biomasse.

4. Ergebnisse

4.1 Ertragskundliche Ergebnisse

In Tabelle 3 sind mittlere Höhen und Durchmesser mit statistischen Kennwerten und prozentualen Verhältniszahlen dargestellt. Dabei stehen im oberen Teil der Tabelle die Mittelwerte aller Bäume, die auf 50 m² je Parzelle erfaßt wurden; im unteren Teil der Zusammenstellung sind die Höhen und Durchmesser nach sozialer Stellung aufgliedert.

Im oberen Teil der Zusammenstellung fällt der überraschend hohe Unterschied sowohl in der Höhe als auch im Durchmesser zwischen Sand-Vollumbruch und Lehm-Vollumbruch von über 1 m bzw. fast 1 cm auf. Da Behandlung und Klima bei beiden Parzellen sich kaum unterscheiden, bewirkt allein der Standortsunterschied diese große Differenz.

Innerhalb des Lehmstandorts liegen Mittelhöhen und Durchmesser nur geringfügig auseinander. Die statistische Analyse ergab lediglich zwischen Lehm-

Vollumbruch und Lehm-unbearbeitet eine einfache statistische Sicherung.

Im unteren Teil der Tabelle, in der die Werte nach sozialen Klassen der Bäume aufgeschlüsselt sind, wird der Kontrast viel deutlicher, wenn nur die für die Entwicklung des Bestandes entscheidenden herrschenden Individuen betrachtet werden. Der Unterschied Vollumbruch-Sand zu Vollumbruch-Lehm bleibt zwar prozentual gleich, aber innerhalb der Lehm-Pseudogley-Reihe lassen sich jetzt alle Differenzen signifikant, z. T. hochsignifikant, sichern. Auch die Standardabweichungen (Spalte 3 und 8) und die Variationskoeffizienten der Höhen und Durchmesser (Spalte 4 und vorletzte Spalte) verringern sich bei den Herrschenden ganz deutlich gegenüber den Gesamtwerten des oberen Teils der Tabelle.

Untersuchungen dieser Art sind zahlreich; sie führten immer zu ähnlichen Resultaten, wobei sich herausstellte, daß mit fortschreitendem Alter der Kiefernbestände der Wuchsvorsprung intensiv durch Bodenbearbeitung und Düngung vorbehandelter Kulturen allmählich zurückging. Im Alter von 20 bis 30 Jahren waren keine Unterschiede mehr in der Wuchsleistung zu nicht oder nur wenig meliorierten Beständen vorhanden (WITTICH, 1926, WAGENKNECHT, 1941, WIEDEMANN, 1941). Durch die weitergehenden Untersuchungen sollte daher versucht werden, dieses Wachstumsverhalten zu klären.

4.2 Biomassen

4.21 Bodenvegetation

Das Säulendiagramm (Abb. 4) zeigt auf der linken Seite die oberirdische Biomasse der Vegetation in beiden Altbeständen, rechts sowohl ober- als auch unterirdische Vegetation auf den vier Versuchsgliedern. In den Altbeständen wurden keine Wurzelproben gewonnen. Die oberirdische Vegetation ist in Heide (schraffiert dargestellt) und sonstige Bodenpflanzen, die sich aus Kräutern, Gräsern und Moosen zusammensetzten, unterteilt.

Beim Sandstandort fällt das geringe Gewicht von knapp 0,5 t der oberirdischen Vegetation auf der vollumgebrochenen Fläche auf; es beträgt rd. 1/4 der Ausgangslage im Altbestand und etwas mehr als 1/5 der Vergleichsvariante auf dem Lehmstandort. Dieser geringe Wert erklärt sich durch den Dichtscluß der Dichtung, deren Kronendach kein Sonnenstrahl durchdringen kann. Auf dem Lehmstandort bietet sich ein differenzierteres Bild. Überraschend hoch sind hier die Werte der oberirdischen Vegetation auf der gerästen und auf de:

unbearbeiteten Parzelle mit jeweils über der doppelten Masse gegenüber der vollumgebrochenen Variante des gleichen Standorts. Dabei scheint die Heide durch das Fräsen besonders begünstigt worden zu sein; ihr Gewicht versechsfachte sich gegenüber der Ausgangslage.

Interessant ist auch der beinahe lineare Anstieg der Feinwurzelgewichte - die auch die Feinwurzeln der Kiefern mitenthalten - von Vollumbruch sand über Vollumbruch Lehm und Fräsen bis zur unbearbeiteten Parzelle, die bei einer Feinwurzelmenge von rd. 8 t eine geringere oberirdische Biomasse der Bodenvegetation trägt als die Fräsläche mit nur 5 1/2 t Wurzeln. Eine erste Erklärung für diese Erscheinung dürfte darin zu suchen sein, daß in der bearbeiteten Bodenschicht auf der Fräsläche durch Mineralisierung der eingearbeiteten organischen Auflage günstigere Nährstoffbedingungen gegeben waren. Dieser Umstand zusammen mit der größeren Lockerheit des Substrats erlaubten Bodenpflanzen wie aufstockendem Kiefernbestand mit verhältnismäßig geringem Aufwand an Feinwurzeln ihren Nährstoff- und Wasserbedarf zu decken (RÖHRIG, 1966).

4.22 Bäume

Die Biomassen der Bäume mußten in zwei Schritten ermittelt werden. Aus den Werten der Probebäume wurden nach Baumteilen getrennt Regressionen zu den ertragskundlichen Werten Durchmesser und Höhe hergeleitet, die sich als ausreichend straff erwiesen. Die sich ergebenden Regressionsgleichungen erlaubten dann eine Massenberechnung für die gesamte Fläche über Stammzahl sowie Höhen- und Durchmesserverteilung, die aus den ertragskundlichen Erhebungen bekannt waren. Die Differenzierung nach sozialen Klassen wurde dabei immer eingehalten.

Das Säulendiagramm (Abb. 5) zeigt in der unteren Zeile die Hektargewichte je Parzelle in t/ha; unterhalb jeder Einzelsäule stehen die entsprechenden Gewichte der einzelnen sozialen Klassen. Innerhalb der Säulenunterteilungen sind die Prozentzahlen für die einzelnen Pflanzenteile Nadeln, Aste, Rinde, Stamm eingetragen. Vergleicht man zuerst die absoluten Gewichte, so bestätigt sich gegenüber den ertragskundlichen Befunden die Überlegenheit der vollumbruchfläche Sand gegenüber allen Versuchsvarianten auf Lehm. Doch auch die drei Versuchseinheiten auf Lehm zeigen eine deutliche, als signifikant ermittelte Abstufung von Vollumbruch über Fräsen zu unbearbeitet. Wie schon bei den ertragskundlichen Ergebnissen wird diese Differenzierung durch die Stratifizierung der Kollektive nach sozialen Klassen noch ausgeprägter. Bei den herrschenden Bäumen vergrößern sich die Unter-

schiede erheblich, während sie bei den mitherrschenden und beherrschten geringer werden.

OVINGTON (1957) ermittelte bei einer Biomasseuntersuchung an 17-jährigen Kiefernplantagen in Großbritannien 7,46 t/ha, was etwa der Biomasse des unbearbeiteten Versuchsglieds entspricht. Bei einem 11-jährigen Pinus silvestris-Bestand der gleichen Untersuchungsreihe fand OVINGTON 25,98 t/ha. Ähnliche Werte gibt auch NEMETH (1972) für einen 8-jährigen Bestand von Pinus taeda in den USA mit 8,6 t/ha an. Interessant sind die prozentualen Verteilungen der Biomasse auf die einzelnen Baumteile: Während das Wurzelprozent überall etwa 10 % der Gesamtmasse beträgt, bestehen deutliche Unterschiede zwischen Nadel-, Ast- und Stammprozent aus dem Sandversuche gegenüber den drei Varianten des Lehmlandorts; dort 20, 28 bzw. 32 %, hier - auf allen Versuchseinheiten annähernd gleich - 25-28; 32-25 bzw. 22-24 %. Innerhalb der Versuchsglieder läßt sich in den sozialen Schichten eine Zunahme des Nadelprozents zur unterdrückten Schicht deutlich erkennen.

4.23 Gesamte Biomasse

Die Abbildung 6 erlaubt einen Vergleich der gesamten pflanzlichen Biomassen aus den Versuchsgliedern. Wenn auch der Vorsprung der Vollumbruchparzelle auf Sand deutlich ist gegenüber derjenigen auf Lehm, so hat doch die große Menge an Bodenvegetation und Feinwurzelmasse hier die Differenz gegenüber der Baumbiomasse allein schrumpfen lassen. Beim Vergleich der Versuchsglieder auf dem Lehmlandort aber haben sich ganz im Gegensatz zur vorigen Darstellung die Unterschiede durch die Zunahme der Bodenvegetation und einen deutlichen Anstieg der unterirdischen Biomasse gegenüber der oberirdischen vom Vollumbruch über Fräsen zu unbearbeitet vollkommen aufgehoben. Man kann aus dieser Zusammenstellung ableiten, daß sowohl der ertragskundliche Vergleich als auch die Biomassebestimmung der Bäume allein dieses überraschende Ergebnis nicht zum Ausdruck gebracht hätten, das für die weitere Entwicklung der Ökosysteme von großer Wichtigkeit ist.

5. Nährelementbestimmung und Energiebilanz

Die Untersuchung der Nährelemente in den einzelnen Biomassekomponenten (Gegenstand der Frage 4 zur Versuchsauswertung) ist noch nicht abgeschlossen. Die Ergebnisse werden im kommenden Jahr zusammen mit Werten der kalorimetrischen Messung (gemäß Frage 6) veröffentlicht werden. Die Arbeiten zur Bestimmung der Energiebilanz der Kiefern-

Ökosysteme mit Hilfe einer Sauerstoffverbrennungsbombe sind gerade in Vorbereitung.

6. Nadeloberflächenbestimmung

In der Abbildung 7 wird ein Ergebnis gezeigt, das erst vor kurzem gewonnen wurde und das etwas außerhalb des von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft gestellten Rahmenthemas liegt, nämlich die Zusammenstellung der gesamten Nadeloberflächen in m^2/ha , wiederum aufgeschlüsselt nach sozialen Klassen. Die Methoden wurden einer Veröffentlichung von THOMPSON und LEYTON (1971) entnommen. Dabei handelt es sich um eine indirekte Messung über das Gewicht reiner Glasperlen, die sich auf vorgeleimten frischen Nadeln gleichmäßig anlegen. Über eine der Form der Nadeln angepasste Eichoberfläche wurde eine Relation von $15,5$ mg Kugeln : 1 cm^2 Nadeloberfläche errechnet. Sie diente zur Herleitung der in der Grafik dargestellten Werte. In der untersten Zeile sind die Hektarwerte aufgetragen, die die Abstufung von Vollumbruch-Sand bis zu unbearbeiteten Parzelle auf dem Lehmstandort noch einmal herausstellen. Die Blattflächenindizes von OVERTON (1957) liegen für den bereits erwähnten 7-jährigen Kiefernbestand bei 2,2 und betragen für den 11-jährigen Bestand 6,0.

Solche Blattflächenindizes sind zwar äußerst mühsam herzuleiten, doch gewinnen sie zur Beurteilung der Produktionspotenz, der Transpirationsleistung, der Oberflächenrauigkeit und der Widerstandsfähigkeit der Bestände gegen Schneebruch zunehmend an Bedeutung.

7. Literatur

- GUSSONE, H. A., 1962: Aufmessungsverfahren in Jungen Kiefernbeständen, dargestellt an den Ergebnissen des Düngungsversuchs Gades-Ehra, Diss.
- NEMETH, J. C., 1972: Dry matter Production in Young Loblolly (Pinus Taeda L.) and Slash Pine (Pinus Elliottii Engelm.) Plantations. Ecological Monographs Vol. 43
- NEWBOULD, P. J., 1967: Methods for estimating the Primary Production of Forest. Blackwell Scientific Publications
- OVERTON, J. D., 1957: Dry matter Production by Pinus sylvestris L. Annals of Botany
- RÖHRIG, E., 1966: Die Wurzelentwicklung der Waldbäume in Abhängigkeit von den ökologischen Verhältnissen. Forstarchiv Nr. 37, 217-229; 237-249

THOMPSON, F. B. und
LEYTON, L., 1971:

Methods for Measuring the Leaf Surface Area
of Komplex Shoots. Nature No. 5268, pp. 572

WAGENKNECHT, E., 1941:

Über den Einfluß verschiedener Bodenbear-
beitungsverfahren auf das Wachstum der Kie-
fernkulturen. Zeitschrift f. Forst- und Jagd-
wesen

WIEDEMANN, E., 1948:

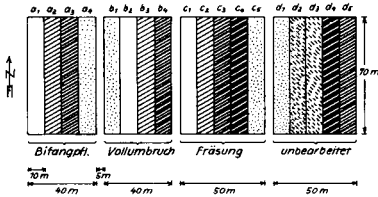
Die Kiefer. Verlag M. & H. Schaper

WITTICH, W. 1926:

Untersuchung über den Einfluß intensiver
Bodenbearbeitung auf Hohenlubbichower und
Brisentahler Sandböden. Neudamm

Lageplan
 der Versuchflächen über Bodenbearbeitung
 im FA. Burglengelfeld
 in Abt. II 2b u. VII 3°

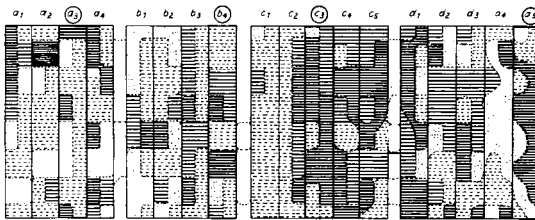
Abb. 1



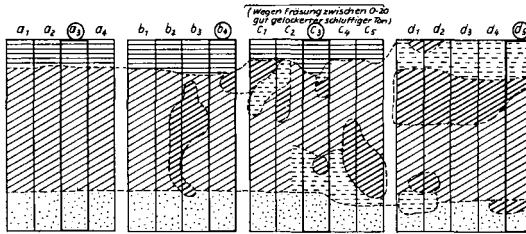
- Bodenstreu vor Bodenbearbeitung entfernen
- Saat von Waldstraudenroggen u. im 3. Jahr von Dauerlupine
- Düngung mit N im 3. Jahr
- Nachdüngung mit N
- Vorausdüngung mit N

FA. BURÖLENGENFELD, VII 3° Dürreschlag

Abb. 2



- Sand
- Sand/sandiger Lehm
- Sand/Lehm
- Sand/Ton



Mulde
 Rücken
 Kuppe und oberer Hang
 Unterer Hang
 Hang

Beschreibung der Versuchsglieder

Tab. 1

Termin	Versuchsglied (Parzellengröße ~ 70 × 70 m)			
	SAND (V. Dürreschlag)	LEHM/TON (Vers. Schinderschlag)		
	voll umgebrochen	voll umgebrochen	gefräst	unbearbeitet
VII 1965	—	—	—	4 kg/ha U46 T-Ester
VIII "	Kahlschlag	Kahlschlag	Kahlschlag	Kahlschlag
X "	Stockrodung	Stockrodung	—	—
X "	30 dt/ha Mg-Kalk + 5 dt/ha Hyperphos.	50 dt/ha Mg-Kalk + 5 dt/ha Hyperphos.		
XI "	Vollumbruch auf 40 cm Tiefe	Vollumbruch auf 40 cm Tiefe	Fräsung auf 20 cm Tiefe	—
IV 1966	Pflanzung von 1/10 Kiefern im Verband 1 × 0,3 m			
IV 1967	Nachbesserung von 1/1 Kiefern nach Bedarf			
V 1968	Düngung mit 5 dt/ha Kalkammonsalpeter			
VII-XI 1973	Auswertung der Versuche			

Beschreibung der Versuchsstandorte

Tab. 2

Merkmal	Versuch Schinderschlag (FA Pfreimd)	Versuch Dürreschlag (FA Burglengenfeld)
Wuchsgebiet Höhe über NN	Oberpfälzer Hügel- und Beckenlandschaft ~ 470 m schwach nach N geneigt	~ 400 m schwach nach S geneigt
Mittl. Temp. jährl. • Mai-Sept. M. Niederschlag Jahr • Mai-Sept.		7,2°C 14,7°C 650 mm 330 mm
Muttergestein	Alte Verwitterungsdecke aus Reinhausener Schichten (Turron) mit Straublehm überdeckt	Sande der Oberkreide über Granitzersatz
Substrattyp	Decklehm (Lehm/Ton)	Sand, örtl. tongründ. Sand
Bodentyp	Podsol-Pseudogley (Plastisol)	Podsol-Braunerde (örtl. Pseudogley)
	0 - A _{eh} - S _w - II S _d	0 - A _{eh} - A _c - B ₅ B _v - B _v (S _d B _v)

ERTRAGSKUNDLICHE ERGEBNISSE

Tab. 3

VERSUCHSGLIED		HÖHE (IN METERN)					DURCHMESSER (IN ZENTIMETERN)					
		\bar{x}	%	s	VK%	s \bar{x} %	\bar{x}	%	s	VK%	s \bar{x} %	
SAND	VOLLUMBRUCH	2.53	100	0.91	36,1	3,2	2.67	100	1.48	55,4	4,9	
	LEHM	1.52	60	0.56	37,0	3,2	1.79	67	1.06	59,0	5,2	
LEHM	FRÄSUNG	1.42	56	0.49	34,0	3,0	1.75	66	0.97	55,0	4,8	
	UNBEARBEITET	1.36	54	0.44	32,0	2,7	1.59	60	0.75	47,0	4,0	
NACH SOZIOLOGISCHER STELLUNG AUFGEGLIEDERT:												
SAND	V S1	HERRSCH.	3.54	100	0.57	14,4	2,8	4.72	100	0.90	19,0	3,7
	S2	MITH.	2.81	79	0.59	20,6	3,0	3.10	67	0.89	28,7	4,1
	S3	UNTERDR.	1.78	50	0.65	36,8	5,1	1.50	32	0.75	50,3	6,9
LEHM	V S1	HERRSCH.	2.74	60	0.32	15,0	2,5	3.05	65	0.68	22,0	3,7
	S2	MITH.	1.60	45	0.32	20,0	2,9	1.88	40	0.55	29,0	4,3
	S3	UNTERDR.	0.99	28	0.34	34,0	4,9	0.80	17	0.51	63,0	9,0
F	S1	HERRSCH.	1.94	55	0.39	20,0	3,4	2.76	59	0.74	27,0	4,6
	S2	MITH.	1.47	42	0.26	18,0	2,7	1.93	41	0.64	33,0	5,0
	S3	UNTERDR.	1.06	29	0.34	33,0	4,6	0.94	20	0.52	55,0	7,6
U	S1	HERRSCH.	1.67	47	0.36	22,0	3,3	2.15	46	0.63	29,0	4,4
	S2	MITH.	1.43	40	0.48	28,0	4,3	1.71	36	0.48	28,0	4,3
	S3	UNTERDR.	1.02	29	0.35	34,0	4,8	1.01	21	0.62	61,0	8,5

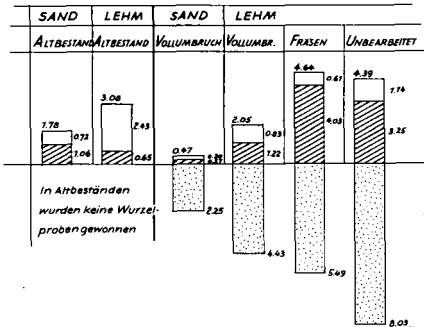
BIOMASSE BODENVEGETATION

Abb. 4

20 JE HEKTAR

HEIDE
SONST. VEGETATION
WÜRZELN

IN DER WURZELBIOMASSE DER VEGETATION SIND AUCH FEINWÜRZELN (< 3 mm) DER BÄUME ENTHALTEN.



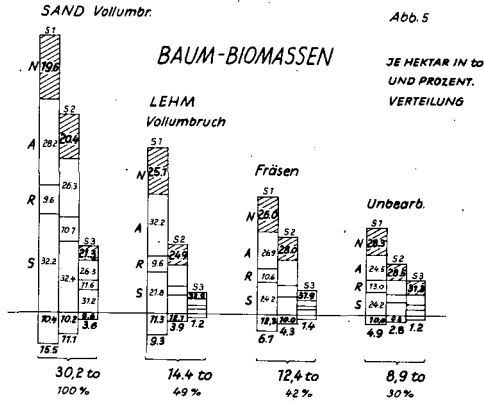


Abb. 5

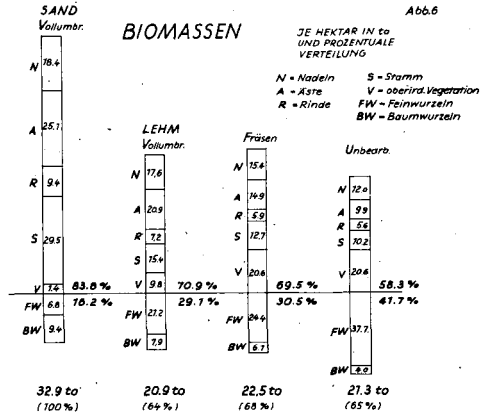


Abb. 6

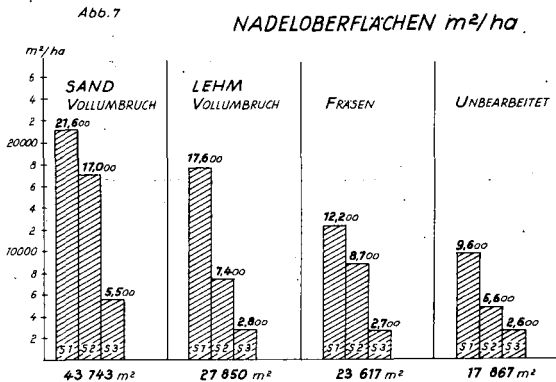


Abb. 7

Die Entwicklung junger Kiefernwaldökosysteme unter dem Einfluß von Bodenbearbeitung und Düngung auf zwei Standorten in der Oberpfalz. II. Veränderungen der Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte im Boden während der Freilage .

von

Kantarci, D. und K.E. Rehfuess¹⁾

1. Fragestellung:

Im Rahmen des in Beitrag I (BURSCHEL und EDER 1974) skizzierten Forschungsvorhabens studieren wir, wie die Bioelementvorräte der Böden und andere ökologisch wichtige Eigenschaften auf die verschiedenartige Bodenbearbeitung reagierten. Unser besonderes Augenmerk gilt dabei den Vorräten und der Verteilung von organischem Kohlenstoff und Stickstoff im Solum.

Damit schließen wir an frühere Untersuchungen von WITTICH (1926 und 1930), MILLER (1964), ULRICH und WACHTER (1971) im norddeutschen Pleistozängebiet an. Sie wiesen nach, daß die Freilage und die im Zusammenhang mit der Kulturbegründung durchgeführte Bodenbearbeitung (Düngung) die Mineralisation beschleunigen und zu einer beachtlichen Minderung des Humus- und Stickstoffkapitals in den Böden führen können. Wir hielten es für angebracht, die Veränderungen der Bioelementvorräte im Boden während der Kulturphase auch für süddeutsche Standorts- und Bestockungsverhältnisse zu quantifizieren. Hier sind bislang nämlich noch kaum einschlägige Untersuchungen durchgeführt worden (vgl. KERN und MOLL 1971).

2. Aufnahmemethode und Stand der Arbeiten

Die Standorte und die Versuchsglieder sind bereits in dem vorhergehenden Referat (BURSCHEL und EDER 1974) beschrieben. Innerhalb der Bestandespartien, die nach einer detaillierten Standortskartierung als vergleichbar galten, untersuchten wir

+) Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Forstlichen Forschungsanstalt München.

i. d. R. 20 Pedons pro Versuchsglied. Wir ließen sie jeweils im Zentrum kleiner Probeflächen aufgraben, auf denen zuvor die Biomasse der Bodenvegetation bestimmt worden war.

Abb. 1 zeigt die Verteilung der Pedons über die Versuchspartikeln des Experiments Schinderschlag. Der Auflagehumus wurde auf 0,25 qm großen Probekreisen sorgfältig abgelöst, der Mineralboden dezimeterweise mit 4 l-Stahlblechrahmen bis 80 cm Tiefe entnommen.

Vorläufig betrachten wir die Pedons einer Befundeinheit als voneinander unabhängige Bodenausschnitte.

Diesem Zwischenbericht aus dem noch nicht abgeschlossenen Untersuchungsprogramm liegen die arithmetischen Mittelwerte ohne die erforderliche Kovarianzanalytische Korrektur (s.u.) und ohne Signifikanzprüfung zugrunde. Auch werden wir uns weitgehend darauf beschränken, die Ergebnisse für den Versuch Schinderschlag auf Decklehm/Podsol-Pseudogley vorzustellen, weil allein dieses Experiment einen Vergleich zwischen den verschiedenen Bodenbearbeitungsverfahren ermöglicht.

3. Ergebnisse für den Decklehm/Pseudogley (Versuch Schinderschlag)

3.1 Vorräte und Verteilung des Kohlenstoffs

In Abb. 2, die über Vorräte und Verteilung des Kohlenstoffs (bestimmt mit dem Carmhomat-Wösthoff) orientiert, ist auf der Ordinate die Tiefenstufe, auf der Abszisse die jeweilige C-Menge je m^2 und für eine Schichtdicke von 1 dm aufgetragen.

Die raschere Mineralisation organischer Stoffe auf der Freifläche, gefördert durch Kalkung und Phosphordüngung, ließ den Auflagehumus schwinden und reduzierte das darin gebundene C-Kapital von rd. 32 auf rd. 10 t je ha. Auf den gefrästen und gepflügten Feldern bildete sich in 8 Jahren nach der Einmischung des ursprünglich vorhandenen Rohhumus und der Bodenvegetation in den Mineralboden eine neue Streudecke, in der etwa 3 t je ha Kohlenstoff akkumuliert sind. Der Mineralboden von 0-10 cm Tiefe ist sowohl auf der unbearbeiteten als auch auf der gefrästen Parzelle etwas humusreicher

geworden; dieser Anreicherungs-effekt der Fräsung läßt sich bis etwa 20 cm Tiefe nachweisen. Er dürfte vor allem beruhen auf der mechanischen Beimischung von Auflagehumusmaterial während des Holzrückens und durch die Bodenbearbeitung, auf einer stärkeren Bioturbation und auf der Neubildung von Humus aus Wurzelrückständen der Bodenvegetation.

Die Vollumbruchfläche besitzt im Oberboden die geringsten Humusvorräte, die indessen etwas gleichmäßiger über einen tieferen Bodenraum verteilt sind. Alle 4 Versuchsglieder sind unterhalb 30 cm überraschend einheitlich mit Kohlenstoff ausgestattet; lediglich die Pflugparzelle ist wegen auffallend niedriger Skelettgehalte im Substrat geringfügig überlegen.

Insgesamt sind im Solum bis 80 cm Tiefe unter Altholz 74 t/ha, auf der unbearbeiteten und auf der gefrästen Parzelle 55 bzw. 54 t/ha und auf der Vollumbruchfläche 43 t/ha organischer Kohlenstoff gespeichert.

3.2 Vorräte und Verteilung des Stickstoffs

Die organische Auflage unter Altholz enthält 900 kg/ha Stickstoff (bestimmt nach Kjeldahl; Abb. 3). Die unbearbeiteten, gefrästen und gepflügten Parzellen bleiben mit 270 und 80 bzw. 70 kg/ha weit dahinter zurück. Die oberste Mineralbodenlage führt auf der unbearbeiteten Fläche mehr, auf der Vollumbruchfläche weniger Stickstoff als der vergleichbare Boden unter Altholz. Die Fräsparzelle ist zwischen 0 und 10 cm Tiefe zwar humusreicher als die angrenzende Altholzfläche, in der Stickstoffausstattung weichen jedoch beide Befundeinheiten nicht voneinander ab. Im Solum unterhalb 10 cm variieren die Stickstoffmengen für die Behandlungen "Altholz", "unbearbeitet" und "gefräst" etwa auf gleichem Niveau. Die Vollumbruchfläche ist dagegen systematisch stickstoffreicher. Ihre Überlegenheit ist bis zu einer Tiefe von 30 oder 40 cm hauptsächlich zurückzuführen auf die Einmischung von organischem Material beim Pflügen. Im Abschnitt 40 - 80 cm dürfte sie dagegen vor allem auf überdurchschnittlich hohen Feinerderauwgewichten beruhen, die wiederum aus der Steinarmut des Substrats resultieren. Diese Beobachtung wird uns veran-

lassen, alle Angaben über die Bioelementvorräte unserer Versuchsböden kovarianzanalytisch zu korrigieren und dabei den Einfluß unterschiedlicher Steingehalte auszuschalten. Im Solum bis 80 cm Tiefe sind unter Altholz 3800 kg/ha, auf der unbearbeiteten Parzelle 3200 kg/ha, auf "gefräst" 2900 kg/ha und auf der Vollumbruchfläche 3300 kg/ha Stickstoff akkumuliert. Während in der Humusmenge die Fräsfläche der unbearbeiteten Parzelle sehr nahe kommt und die Vollumbruchfläche übertrifft, schneidet sie bei einem Vergleich der Stickstoffvorräte besonders ungünstig ab. Hier rangiert sie an letzter Stelle noch hinter dem Versuchsglied "Vollumbruch".

3.3 Abschätzung der Kohlenstoff- und Stickstoffverluste aus dem Boden während der Kulturphase

Trotz des frühen Stadiums der Auswertung sei versucht, wenigstens die Größenordnung der Kohlenstoff- und Stickstoffverluste aus dem Solum während der Kulturphase in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung abzuschätzen. Für diese erste Annäherung, noch vor der kovarianzanalytischen Korrektur, gelten folgende Voraussetzungen und Annahmen:

- a) Das Solum unter dem Altholz im Jahre 1973 repräsentiert den Ausgangszustand vor Beginn des Experiments im Jahre 1965. Positive Abweichungen der Kulturflächen von den Altholzvergleichsdaten werden als Gewinn, negative Differenzen hingegen als Verlust bezeichnet, ohne daß wir den Beweis für diese Interpretation antreten können.
- b) Der Vergleich beschränkt sich auf die organische Auflage und den Mineralboden bis 40 cm Tiefe; denn alle Anzeichen deuten darauf hin, daß die Bodenbearbeitung sich nur auf diesen Bereich unmittelbar auswirkte.
- c) Die C- und N-Mengen in der Bodenvegetation unter Altholz und eine Düngung mit 110 kg/ha Stickstoff als Kalkammonsalpeter zur Kultur bleiben unberücksichtigt, weil eine klare Aufteilung auf Solum und Biomasse der heutigen Bodenvegetation nicht möglich ist.

3.3.1 Kohlenstoffverluste

Die Kohlenstoffvorräte in der organischen Auflage liegen in der unbearbeiteten Kultur um rund 70 %, auf den gefrästen und gepflügten Parzellen um 90 % unter den Vergleichswerten für das Altholz (Tab. 1). Da ein Teil der Kohlenstoffmengen aus dem ursprünglichen Auflagehumus in den Mineralboden mechanisch oder durch Bioturbation eingemischt wurde und dort aus Wurzelresten neuer Humus entstand, ist die negative Abweichung für den Solubereich "Auflage und Mineralboden" bis 40 cm Tiefe kleiner. Für die Versuchsglieder "unbearbeitet" und "gefräst" errechnet sich so ein Verlust von 18 bzw. 19 t/ha, d. s. rund 30 % des Ausgangsvorrats. Auf der Vollumbruchparzelle erreicht dieser Verlust 32 t/ha oder 50 %.

3.3.2 Stickstoffverluste

Für den Boden bis 40 cm Tiefe ergibt sich ein Rückgang der Stickstoffvorräte um 15, 30 und 25 % in der Reihenfolge "unbearbeitet", "Fräsung" und "Vollumbruch" (Tab. 2). In absoluten Zahlen sind das Stickstoffverluste von 390 kg/ha auf der unbearbeiteten Parzelle, 790 kg/ha auf der Fräsfläche und 675 kg/ha in der Vollumbruchkultur. Der relative Stickstoffverlust ist auf zwei Versuchsgliedern nur etwa halb so groß wie die entsprechende Kohlenstoff-Vorratsminderung. Für die Fräsfläche liegen beide Verlustraten dagegen in derselben Größenordnung. Die Fräsung führt offenbar auf pseudovergleyten Böden zu besonders hohen Stickstoffverlusten (vgl. ULRICH und WACHTER 1971). In den ersten Jahren nach der Bearbeitung trat auf unserer Fräsparzelle eine stärkere Vernässung ein, vermutlich bedingt durch ein Verschmieren des Bodens an der Fräs-Sohle. Wir schließen nicht aus, daß diese stärkere Vernässung die Denitrifikation begünstigte und größere gasförmige Stickstoffverluste auslöste.

4. Stickstoffvorräte der Sand/Podsol-Braunerde
(Versuch Dürrschlag)

Zum Vergleich werfen wir noch einen Blick auf die Ergebnisse unserer Abschätzung der N-Verluste für den Versuch Dürrschlag!

Auf der Sand/Podsol-Braunerde sind in der organischen Auflage 453 kg/ha Stickstoff, im Solum bis 40 cm Tiefe 1689 kg/ha Stickstoff akkumuliert (Tab. 3). Das sind in der Auflage etwa die Hälfte, bis 40 cm Tiefe etwa 2/3 der vergleichbaren Stickstoffvorräte im Podsol-Pseudogley. Entsprechend dem geringeren Ausgangsvorrat beträgt der Stickstoffverlust auf dem Sandstandort nach Vollumbruch nur 390 kg/ha Stickstoff gegenüber 675 kg/ha auf Podsol-Pseudogley. Die relativen Stickstoffverluste nach Vollumbruch indessen liegen überraschenderweise auf beiden Substraten im Solum bis 40 cm Tiefe in der gleichen Größenordnung, nämlich bei 23 bzw. 25 %.

5. Ausblick auf die geplante Ökosysteminventur

Unsere bisherige Auswertung vermittelt eine grobe Vorstellung von den Veränderungen im Kohlenstoff- und Stickstoffkapital der Böden während der Kulturphase. Die von uns festgestellte Abnahme der C- und N-Vorräte liegt in einer Größenordnung, wie sie auch von anderen Forschern beobachtet wurde (z. B. MILLER 1964, NYKVIST 1971, ULRICH und WACHTER 1971; vgl. jedoch WITTICH 1930, KANNENBERG 1955, KERN und MOLL 1971). Sogleich stellt sich die Frage nach dem Verbleib der aus dem Boden verschwundenen Stickstoffmenge. Wie groß sind die echten Verluste aus dem Ökosystem, und wie weit liegt nur eine interne Umverteilung, d. h. ein Transfer aus dem Boden in die Biomasse der neuen Waldgeneration vor? Diese Fragen lassen sich nur durch eine annähernd vollständige Ökosysteminventur beantworten, die für alle Befundeinheiten und für die wichtigsten Bioelemente geplant ist. Von ihr erhoffen wir uns zusätzliche Informationen über die

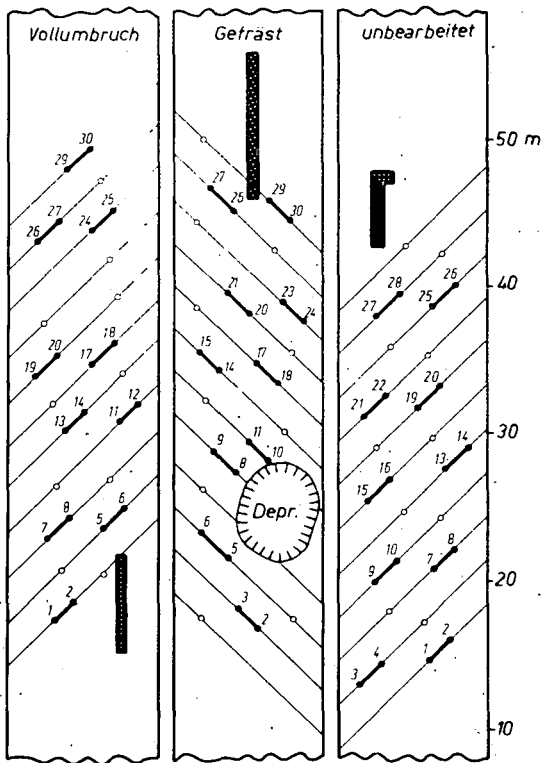
Vorgänge im System während der Verjüngung. Die Gegenüberstellung soll auch Hinweise liefern für die Wahl des zweckmäßigsten Verjüngungsverfahrens, das die Fruchtbarkeit der Böden möglichst schont.

6. LITERATUR

- BURSCHEL, P. und EDER: Die Entwicklung von Kiefernwald-
ökosystemen (Kulturstadium) unter dem Einfluß ver-
schiedener Bodenbearbeitung auf zwei Standorten in
der Oberpfalz. - I. Biotischer Teil der Systeme.
(in diesem Band)
- KANNENBERG, U.: Der Einfluß der Freilage auf die organische
Substanz von Waldböden. Diss. Göttingen 1955.
- KERN, K.G. und MOLL, W.: Ertragskundliche, bodenkundliche
und genetische Untersuchungen in alten Kiefernkrü-
pelbeständen und benachbarten Kiefernjungwüchsen des
Haardtrandes. Allgem. Forst- u. Jagdzeitung 142,
97-105, 1971.
- NYKVIST, N.: The effect of clearfelling on the distribu-
tion of biomass and nutrients. IBP Workshop "Systems
analysis in northern coniferous forests" Proc.166-178,
1971.
- MILLER, R.E.: Wirkung von Meliorationsmaßnahmen zur
Verbesserung der Humusform auf den Humus- und Stick-
stoffvorrat von Waldböden. Diss. Göttingen 1964.
- ULRICH, B. und WACHTER, H.: Bodenkundliche Gesichtspunkte
zur Frage der Bodenbearbeitung im Wald. Allgem.Forst-
und Jagdzeitung 142, 257-265, 1971.
- WITTICH, W.: Untersuchungen über den Einfluß intensiver
Bodenbearbeitung auf Hohenlübichower und Biesentha-
ler Sandböden. Verlag Neumann Neudamm 1926.
- WITTICH, W.: Untersuchungen über den Einfluß des Kahl-
schlags auf den Bodenzustand. Mitt. aus Forstwirt-
schaft u. Forstwiss. 1, 438-506, 1930.

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft, der Ober-
forstdirektion Regensburg und den Forstämtern Burglengenfeld
und Pfreimd für die großzügige Unterstützung unserer Arbeiten.

flacher Unterhang



flacher Rücken

Abb. 1 : Verteilung der Probe-Pedons (ausgefüllte Kreise mit Nr.) auf den Versuchspartellen des Experiments "Schinderschlag"

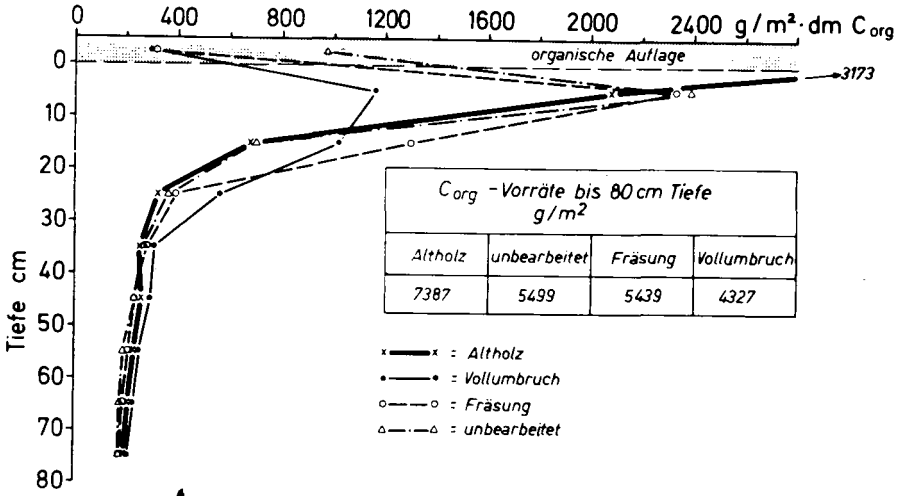


Abb. 2 : Tiefenfunktionen der C-Vorräte für die Befund-einheiten auf Decklehm/Podsol-Pseudogley (unkorrigierte Werte)

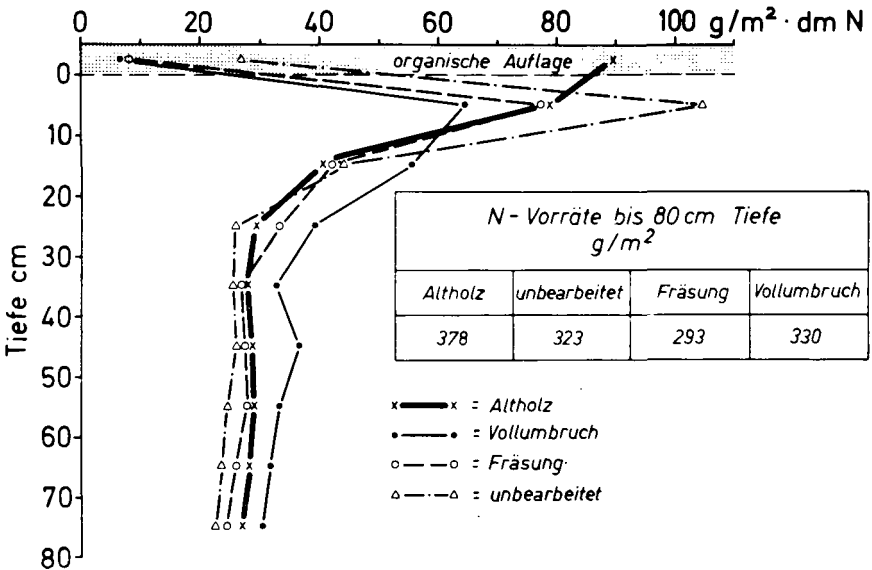


Abb. 3 : Tiefenfunktionen der N-Vorräte für die Befund-einheiten auf Decklehm/Podsol-Pseudogley (unkorrigierte Werte)

Tiefenstufe cm	unbearbeitet		Eräsung		Vollumbruch	
	t/ha C org. bzw. in % des Vorrats unter Altholz					
org. Auflage	- 22,0	- 60 %	- 28,7	- 20 %	- 28,8	- 91
0 - 10	+ 3,2		+ 2,5		- 0,2	
10 - 20	+ 0,1		+ 6,2		+ 3,4	
20 - 30	+ 0,5		+ 0,8		+ 2,5	
30 - 40	+ 0,1		+ 0,2		+ 0,6	
0 - 40	+ 3,8	+ 11 %	+ 9,7	+ 29 %	- 2,8	- 9
Auflage - 40	<u>- 18,2</u>	<u>- 28 %</u>	<u>- 12,0</u>	<u>- 29 %</u>	<u>- 31,6</u>	<u>- 49</u>

Tab. 1 : Abweichungen der Kohlenstoffvorräte im Boden der Versuchspartzellen vom Vergleichswert unter Altholz (unkorrigierte Werte)
Standort: Decklehm/Podsol-Pseudogley

Tiefenstufe cm	unbearbeitet		Fräsung		Vollumbruch	
	kg/ha N bzw. in % des Vorrats unter Altholz					
org. Auflage	- 629	- 70 %	- 819	- 91 %	- 830	- 93 %
0 - 10	+ 257		- 17		- 144	
10 - 20	+ 37		+ 15		+ 151	
20 - 30	- 34		+ 40		+ 98	
30 - 40	- 21		- 5		+ 52	
0 - 40	+ 239	+ 14 %	+ 33	+ 2 %	+ 157	+ 9 %
Auflage - 40	<u>- 390</u>	<u>- 15 %</u>	<u>- 786</u>	<u>- 30 %</u>	<u>- 674</u>	<u>- 25 %</u>

Tab. 2 : Abweichungen der Stickstoffvorräte im Boden der Versuchspartellen vom Vergleichswert unter Altholz (unkorrigierte Werte) Standort: Decklehm/Podsol-Pseudogley

Tiefenstufe cm	Altholz Vollumbruch		Differenz	
	kg/ha N		%	
org. Auflage	453	73	- 380	- 84 %
0 - 10	609	349	- 260	
10 - 20	314	330	+ 16	
20 - 30	180	338	+ 158	
30 - 40	134	208	+ 75	
0 - 40	1236	1225	- 11	- 1 %
Auflage - 40	<u>1689</u>	<u>1298</u>	<u>- 391</u>	<u>- 23 %</u>

1) in % des Vergleichsvorrats unter Altholz

Tab. 3 : Stickstoffvorräte der Sand/Podsol-Braunerde unter Altholz und nach Vollumbruch (unkorrigierte Werte)

Veränderungen im Makroelementumsatz gedüngter Kiefernbestände

von
H. W. Zöttl *)

Die in NO-Bayern weit verbreiteten schlechtwüchsigen Kiefernbestände leiden unter Stickstoffmangel, der durch die frühere Streunutzung bedingt ist (4). Durch Mineraldüngung lassen sich Ernährungszustand und laufender Holzzuwachs auf das Niveau gutwüchsiger Bestände heben (6). In mehreren Düngungsversuchen wurden diese Reaktionen des oberirdischen Bestandes eingehend analysiert (2). Die Auswirkungen auf den Bioelementumsatz im Ökosystem blieben jedoch in früheren Untersuchungen außer Betracht.

Ziel der hier geschilderten Untersuchungen war es einen quantitativ sehr bedeutsamen Teilfluß des Umsatzes zu erfassen, nämlich den Streufall. Dieser ist gerade für den Rücklauf von Stickstoff von ausschlaggebender Bedeutung, da bei diesem Nährelement die Kronenauswaschung nur relativ geringe Werte erreicht (3).

Die Düngungsmaßnahmen auf der Versuchsfläche wurden so dosiert, daß der Ernährungszustand der Bäume das Niveau von Beständen I. Bonität erreichte. Eine laufende Kontrolle war durch die in jedem Herbst durchgeführten Nadelanalysen möglich.

Die Versuchsfläche liegt bei Freihöls östlich Amberg (jetzt Forstamt Pfreimd), eben, 400 m über NN, 670 mm Jahresniederschlag und 7^o C Jahresdurchschnittstemperatur. Der früher stark streugenutzte Sand-Podsol aus tertiär verlagertem Kreidesandsteinmaterial hat nach (1) außerordentlich geringe Vorräte an Gesamtstickstoff (2300 kg/ha/1 m Tiefe). Die Rohhumusauflage (F-Lage pH - 2,8; C:N = 40) ist durch eine sehr

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre,
7800 Freiburg/Br., Bertoldstr. 17

niedrige Stickstoffmineralisationsrate gekennzeichnet (5).

Jedes Versuchsglied besteht aus 3 Parzellen mit je 750 m². Auf jeder Parzelle wurden in regelmäßigem Abstand diagonal angeordnet 4 mit Nylonnetz bespannte Streuauffangrahmen von je 1 m² Größe aufgestellt. Die Einsammlung der Streu erfolgte in unregelmäßigen, meist witterungsbedingten Abständen von wenigen Tagen bis zu einigen Wochen. Von den beiden Düngungsvarianten des Versuchs (siehe Tab. 1) wird im folgenden nur die mit Stickstoff (Kalkammonsalpeter) behandelte verfolgt, da die Reaktion der Volldüngungsvariante sich weder im laufenden Holzzuwachs noch in der Optimierung der Nährelementspiegel von der reinen Stickstoffdüngung nennenswert unterschied. Daraus geht (in Übereinstimmung mit anderen Ergebnissen) hervor, daß das Wachstum des untersuchten Bestandes einseitig durch Stickstoffmangel begrenzt wird.

Tab. 1

AMBERG: Durchschnittl. Holzzuwachs in 7 Jahren nach 1. Düngung				
Versuchsglied	vfm	%	m ² Grundfl.	%
0-Fläche (ungedüngt)	6,353	100	0,733	100
200 + 100 + 100 kg N (KAS)	10,603	155	1,056	144
200 + 100 + 100 kg N (KAS) 10 + 5 + 5 dz Superphos. 5 + 5 dz Kalimagnesia	10,586	154	1,073	146
1961: 55-jährig; Bonität IV.O (Wiedemann)				

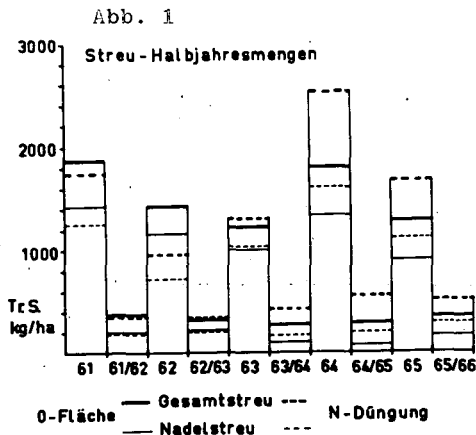
Der Versuch lief von Frühjahr 1961 bis 66. Die erste Düngung erfolgte jedoch erst im Frühjahr 1962 (2 Nachdüngungen 1963 und 64), um die Ausgangslage - insbesondere den Streufall - auch statistisch einwandfrei erfassen zu können. Nach den starken Veränderungen des Nährelementspiegels der Nadeln im Düngungsjahr wurde das gewünschte hohe Niveau in der Stickstoffversorgung unter geringen Schwankungen beibehalten. In Tab. 2 sind daher nur Mittelwerte angegeben.

Tab. 2. AMBERG: NÄHRELEMENTKONZENTRATION Ø 1962-65 HERBSTNADELN UND HERBSTSTREU											
	N		P		K		Ca		Mg		
	O	A	O	A	O	A	O	A	O	A	
Jahrgang	1.	1.23	1.92	0.124	0.123	0.54	0.59	0.30	0.27	0.090	0.084
	2.	1.22	1.96	0.114	0.113	0.50	0.46	0.54	0.46	0.082	0.068
	3.	1.08	1.88	0.109	0.105	0.44	0.39	0.66	0.58	0.080	0.071
	<		=		=		>		>		
Herbst- streu	0.4	0.5	0.02 - 0.03		0.15		0.8	0.6	0.07	0.06	
	0.7						0.7		0.08	0.07	

Die düngungsbedingten Veränderungen der Nährelementkonzentrationen in den Nadeln stellen nur ein unvollkommenes Maß für die Erhöhung dar, da sich auch die Nadelmasse um etwa 50 % erhöhte. Demnach hat sich bei P die aus dem Boden nachgelieferte Menge nach der Düngung erhöht. Denn ebenso wie bei K sind die Konzentrationen gleich groß wie auf der ungedüngten Fläche. Ca und Mg nehmen dagegen nach der Düngung deutlich ab.

Da die Werte immer noch eine gut ausreichende Versorgung bedeuten, handelt es sich hier um einen Verdünnungseffekt, wie er häufig zu beobachten ist.

Die aufgefangene Streu wurde in Nadelstreu und Nichtnadelanteil getrennt und Trockengewicht sowie die Gehalte an N, P, K, Ca und Mg bestimmt. Die hier nicht wiedergegebenen Zeitkurven des Streufalls zeigen einen deutlichen Jahresrhythmus. Während einiger weniger Wochen im Herbst liegen die abgefallenen Mengen mehr als 10fach so hoch wie in der übrigen Jahreszeit. Aus Abb. 1 ergeben sich die Halbjahresmengen der Streutrockensubstanz. Im Sommer nach Beginn der Düngung sinkt die Streumenge signifikant ab und erst rund 2 1/2 Jahre nach der ersten Düngung ist eine deutliche Zunahme zu erkennen. Die nach der Düngung besser mit Stickstoff ernährten Bäume unterdrücken demnach zuerst den Nadelabwurf in gewissem Umfange und setzen die erhöhte Produktion an Nadelmasse erst im 3., d.h. letzten Lebensjahr einer Kiefernnadel, schlagartig in Streumenge um. Der Nadelanteil an der Gesamtstreu beträgt durchschnittlich 70 %. Der durch die Düngung erhöhte Streufall setzte sich auch über die Untersuchungsjahre hinaus fort.



Die Nährelementgehalte der Nadelstreu haben einen gesetzmäßigen Jahresgang. N und P zeigen ein deutliches Herbstminimum (siehe Tab. 2) und ein Frühjahrsmaximum (N: 0,8 %; P: 0,08 %). Auch K hat seine höchsten Werte im Frühjahr (0,35 %) und liegt im Winter sehr tief. Bei diesem Element sind natürlich hohe Auswaschungsverluste anzunehmen. Genau umgekehrt verhalten sich Ca und Mg, die einen deutlichen Herbstgipfel erkennen lassen. Diese Befunde erklären sich durch den hohen Anteil an alten, normal abgestorbenen Nadeln in der Herbststreu und das Auftreten von jungen grünen Nadeln und Nadelbruchstücken im Frühjahr als Folge winterlicher Frost- und Windeinwirkung.

Der Einfluß der Stickstoffdüngung auf die Nährelementgehalte in der Nadelstreu besteht in einem deutlichen Anstieg bei N, einem nur teilweise zu beobachtenden Anstieg bei K und einer deutlichen Abnahme bei Ca und Mg. Für die mengenmäßig bedeutsame Herbstnadelstreu sind die Zahlen der Tab. 2 zu entnehmen. Diese Ergebnisse stehen natürlich im Einklang mit den Veränderungen des Nährelementspiegels der lebenden Nadel.

Ein Vergleich zwischen dem Nährelementspiegel der im Frühherbst entnommenen Nadeln des 3. Jahrgangs und der Herbstnadelstreu (Tab. 2) zeigt, daß N und P in der Streu viel tiefer liegen als in der alten intakten Nadel. Offenbar werden diese beiden Elemente in beachtlichem Umfang vor dem Nadelfall in den Baum zurückgezogen. Bei Stickstoff muß diese

Menge in den gedüngten Bäumen relativ noch höher liegen. Bei der noch höheren Differenz im Falle von K dürfte die Auswaschung aus der abgestorbenen Nadel maßgeblich mitspielen. Ca und Mg haben in der Streunadel etwas höhere Werte als in der alten lebenden Nadel, was durch die laufende Akkumulation dieser beiden Elemente in der aktiven Nadel bedingt ist.

Die Nichtnadelstreu (Rinde, Zweigbruchstücke, Zapfen u. dergl.) zeigt hinsichtlich ihrer Menge im Jahresverlauf nur unregelmäßige, meist witterungsbedingte Schwankungen.

Die Nährelementgehalte liegen im wesentlichen innerhalb folgender Spannen: N: 0,5 - 1,0; P: 0,02 - 0,08; K: 0,03 - 0,15; Ca: 0,2 - 0,4; Mg: 0,01 - 0,05 %. Nur die Werte für N und P reichen somit bis in die Bandbreite der Nadelstreu hinein; für K, Ca und Mg liegen sie deutlich darunter oder reichen höchstens bis zur unteren Grenze der Nadelstreu. Nach der Stickstoffdüngung stiegen die Werte auf den Düngungsparzellen zeitweilig deutlich an (ca. um 0,1 - 0,2 %); bei P, K und Mg sind keine klaren Differenzen erkennbar; die Ca-Werte liegen auf den Düngungsparzellen zeitweilig deutlich niedriger (um ca. 0,1 %).

Tab. 3 zeigt oben die Werte für den Rücklauf in der Gesamtstreu. Sie machen das niedrige Niveau des Umsatzes im untersuchten Bestand deutlich. Durch die Düngung ist die Rücklaufmenge bei Stickstoff gegenüber den unbehandelten Parzellen außerordentlich stark angestiegen, wie der untere Teil von Tab. 3 ausweist. In diesen Werten drückt sich in erster Linie die gestiegene Nadelstreuemenge und ihr erhöhter N-Gehalt aus. Der Rückgang der Streumenge im Düngungsjahr wird im Stickstoffrücklauf durch die bereits in diesem Jahr erhöhten N-Gehalte teilweise kompensiert. Abfall bzw. Anstieg der

Rücklaufmengen bei P und K entsprechen ziemlich genau den Zahlen für die Streutrockensubstanz, während Ca und Mg jeweils deutlich tiefer liegen.

Tab. 3: AMBERG: RÜCKLAUF IN GESAMTSTREU						
	kg / ha / Jahr (April - April)					
	Streu	N	P	K	Ca	Mg
Ø 1961 - 65	1883	10,04	0.83	2.81	11.35	1.00
DATEN DER N-DÜNGUNGSFLÄCHE (% VON O)						
61/62	92.9	92.2	95.7	90.2	84.9	80.0
62/63	72.9	89.9	71.2	65.5	65.4	64.9
63/64	111.1	153.7	121.1	101.6	101.0	93.9
64/65	150.0	236.6	155.2	148.3	117.6	114.2
65/66	137.9	228.1	134.8	142.7	114.8	111.4

Aus den angeführten Daten ergibt sich, daß bei N und P jeweils 2/3 des jährlichen Nährelementrücklaufs in der Streu in der Regel während ca. 60 - 70 Tagen im Herbst von statten geht. Bei Ca und Mg macht diese Herbstperiode sogar 3/4 der Jahresrücklaufmenge aus. Weiterhin zeigt sich, daß die Stickstoffdüngung zu einem anhaltend stärkeren Anfall an Streu mit wesentlich höherem N-Gehalt führt. Es ist daher mit einer Belegung des mikrobiellen Abbaus in der organischen Bodenaufgabe und einem allmählichen Anstieg der Mineralstickstoffanlieferung zu rechnen. Wiederholte Stickstoffdüngung kann somit im Laufe der Zeit die Stoffproduktion und den Nährelementumsatz

dieser schlechtwüchsigen Kiefernbestände allmählich auf ein deutlich höheres Niveau heben. Damit ist natürlich auch eine allmähliche Zunahme des Stickstoffvorrates im Boden verbunden.

Literatur

- (1) Emberger, S.: Die Stickstoffvorräte bayerischer Waldböden. Forstwiss. Cbl. 84, 156 (1965).
- (2) Kreuzer, K.: Ernährungszustand und Volumenzuwachs von Kiefernbeständen neuer Düngungsversuche in Bayern. Forstwiss. Cbl. 86, 28 (1967).
- (3) Ulrich, B., R. Mayer und M. Pavlov: Investigations on bioelement stores and bioelement cycling in beech and spruce stands including input - output analysis. Swedish Nat. Sci. Res. Council Bull. Ecol. Res. Comm. 14, 87 (1971).
- (4) Wittich, W.: Der Einfluß der Streunutzung auf den Boden. Forstwiss. Cbl. 70, 65 (1951).
- (5) Zöttl, H.: Die Mineralstickstoffanlieferung in Fichten- und Kiefernbeständen Bayerns. Forstwiss. Cbl. 79, 221 (1960).
- (6) Zöttl, H. und R. Kennel: Die Wirkung von Ammoniakgas- und Stickstoffsalzdüngung in Kiefernbeständen. Forstwiss. Cbl. 81, 65 (1962).

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Unterstützung der Arbeiten durch die Sachbeihilfe Zo 5/11 geziemend gedankt.

SALT DISPLACEMENT MECHANISMS IN THE UNSATURATED ZONE
UNDER EVAPORATION. PRELIMINARY RESULTS.

by
H. Diestel*)

A. INTRODUCTION

In the frame of research conducted with the object of determining the relative contribution of various salt displacement mechanisms to the overall salt movement in the capillary zone, some preliminary results are available, which shall be presented here. There is no lack in the literature of reports on observations of mechanisms of salt movement and salt immobilization, isolated either singly or in small complexes, which provide indispensable information on the subject. However, little has been done on following up the various single mechanisms within the total complex of mechanisms under conditions which approximate unsaturated field conditions. For brevity, the work presented here can be fitted into the literature on the subject with the short statement that it is attempted to apply the approach of Cary and Mayland (1972) to a problem related to the one of Doering, Reeve and Stockinger (1964).

The conditions which determine the processes in question are they themselves a result of phenomena which take place during the course of a day, phenomena which, in turn, are a subject of the investigation. E. g.: the temperature gradients which cause thermal diffusion in the soil are a result of, among other factors, radiation, evaporation, water movement, water temperature, water content, wind speed, wind temperature, etc.. The most promising way to generate these gradients is to let them arise in a lysimeter in which all these processes occur. Fig. 1 shows a sketch of the lysimeter. Not shown is

*) Leichtweiss-Institut für Wasserbau, Technische Universität
Braunschweig, 33 Braunschweig / West Germany, Pockelsstr. 14

the equipment with which warm air was blown over the surface of the sand, and the temperature sensors imbedded at different depths in the sand. Mosebach (1974) used a very similar version of this lysimeter for his investigations. Experiments have been and are being carried out under temperature gradients varying over the 24 hours of the day as in nature. In this paper, some results from an experiment under the constant temperature gradients of Fig. 3 shall be presented. The medium used was sand, 0,08 - 0,2 mm, of a very high quartz content. (Sand Type N from Valentin Busch, Quarzwerk, Schnaittenbach, Bavaria, West Germany. The properties of the sands from this source have been described by Weissflog, 1966.) Additional comments on the choice of sand as a medium will be made in part D. The salt used was $\text{BaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$. This salt was chosen because barium is a large ion (which allows the use of more reliable and more convenient equations for diffusion and viscosity phenomena), because it is strongly adsorbed, can be well analyzed, and because its volume diffusion coefficient in pure solution is practically independent of concentration in the concentration range of interest. The author is member of a research group which investigates various aspects of the problem mentioned in the first paragraph, in which the transition to media and to salts occurring in the field is gradually being worked out.

B. INVENTORY OF RELEVANT PARAMETERS

The observations reported here concern the period of time starting from the day on which the capillary fringe, which remained practically unchanged in the course of the experiment, had been established over a water level at 36.2 cm depth. This water level depth remained unchanged. At the times and depths indicated in the relevant figures, samples were taken with sampling tubes through lateral perforations of the lysimeter. The holes arising from this sampling were refilled with sand. Samples were taken only once from any place. The water content was determined gravimetrically, the barium content analytically from the barium sulfate precipitate from a 1 : 3 in HCl extract. In the following, "salt" movement actually means movement of the cation Ba^{++} ,

determined from the barium sulfate precipitate and converted by calculation to $BaCl_2 \cdot 2H_2O$. Evaporation rates were determined from the readings of the balance which carried the lysimeter.

In Fig. 2, the water contents which prevailed during the 81 days are shown. As can be seen from the maximum variation around the mean values, the water content at any depth remained practically constant. The temperatures which prevailed in the profile can be seen in Fig. 3, as well as the calculated amount of evaporation per square meter sand down the profile. For stationary conditions, this amount is calculated following Krischer (1956) from the equation

$$G_v = \alpha(\varepsilon - \theta) \frac{D_{vap}}{R_v T} \left[\frac{P_o}{(P_o - P_v)} \frac{\partial P_v}{\partial z} \frac{\partial z}{\partial x} \right] \cdot \Omega. \quad \text{Eq. 1*}$$

Following data and reasoning of Penman (1940), de Vries (1952) and Flegg (1953), α is taken as 0.66. P_o is taken as 1 bar, and P_v directly from Krischer (1956). The salts dissolved in the soil solution actually reduce P_v up to about 5%. This is neglected here. D_{vap} -values were taken from Schirmer (1938). The total amount evaporated from the whole profile can be calculated from

$$Q_v = \int_0^{36.2} G_v dx. \quad \text{Eq. 2}$$

Measured evaporation rates can be divided into three periods as depicted in the insert of Fig. 3. The calculated value of $Q_v = 2.396 \text{ kg/m}^2$ sand surface/day compares satisfactorily with the measured values. Apparently, the increase towards the surface in cross-sectional area available for vapor movement is such that the water vapor arising in each depth can move up in its totality by the two-phase mechanism described in Part C once it has arisen. (The question of why thermal diffusion of vapor in the opposite direction has played an only insignificant role here will be discussed in a publication dealing with the experiments with changing temperature gradients). The amount of water vapor crossing a square meter of sand in any depth $x = a$ can be calculated from

$$Q_{va} = \int_0^a G_v dx. \quad \text{Eq. 3}$$

*) Explanation of the symbols in the Appendix

The amount of liquid water crossing a square meter at the depth $x = a$ is calculated as

$$Q_{1a} = Q_v - Q_{va} \quad \text{Eq. 4}$$

The average pore velocity v_{1a} of liquid water in a depth $x = a$ is, if ρ_{1a} is the density of water at the temperature prevailing in this depth,

$$v_{1a} = \frac{Q_{1a}}{\rho_{1a} \cdot \Theta_a \cdot \Omega} \quad \text{Eq. 5}$$

Fig. 4 shows the v_{1a} -values for the three evaporation periods calculated in this manner. (In the calculations which follow, the assumption $v_{1a}(0. - 8. \text{ day}) = v_{1a}(8. - 19. \text{ day})$ is made).

The coefficients of molecular diffusion for this sand are shown as a function of depth for the 39th day in Fig. 5. For the sake of clarity in understanding, a description of the method of determination of these coefficients and a discussion of them is not given here but in Part D. At this point, it should be noted only that the coefficients of molecular diffusion up to the 39th day are extremely low in the capillary fringe under the conditions of this run, and that only towards the end of the run they reached values of any significance in the upper few centimeters of the profile.

The concentrations of the soil solution, calculated from the measured salt and water contents, are shown in Fig. 6 for various sampling times. It can be seen that in the beginning of the experimental period, there was very little salt in the upper part of the unsaturated zone, and that it took about 40 days for the concentrations in the upper centimeters to reach the concentration of entry into the zone. Subsequently, salt accumulation started in the uppermost zone.

C. SOME SALT DISPLACEMENT MECHANISMS

It can be seen from Fig. 5 that molecular diffusion was not a factor in the gradual advance of salt towards the soil surface up to the 39. day. Longitudinal

hydrodynamic dispersion is a mechanism which can create displacement patterns of the type which appeared here. Philip and de Vries (1957) and Rose (1963) have described a mechanism of water transfer in unsaturated porous media under temperature gradients by which water condenses at and evaporates from "necks" of liquid water, as shown schematically in the path A to C in Fig. 7. This is a very fast water movement mechanism. Salts cannot be carried through the vapor gaps. The mechanism depicted in path D to C is slower. Water movement under such conditions is a complex process. Nerpin and Globus (1969) list 9 mechanisms of thermal moisture transfer under temperature gradients in unsaturated soils. But for the conditions of this experimental run it is very likely that water moved up predominantly by the two-phase mechanism during the first days, and that water advancing predominantly by one phase capillary rise then followed. During this second phase salts in capillary water gradually moved into "neck" water. Capillary rise velocities are a function of size of capillaries and of distance to the capillary wall. Thus, as capillary water advances into the wetted pores saturated with water vapor and often connected by necks of condensed water, the advance front is dispersed mechanically. This is the nature of hydrodynamic dispersion in the unsaturated zone under evaporation, in which the properties of the medium change with depth and with time. These are conditions occurring during the process designated as resalinization or secondary salinization.

The equation which describes hydrodynamic dispersion in one dimension is (Day 1956, Kirkham and Powers 1972)

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_h \frac{\partial^2 C}{\partial (x - v_1 t)^2} \quad \cdot \quad \text{Eq. 6}$$

A solution of Eq. 6 giving the concentration as a function of x and t is (Kirkham and Powers 1972):

$$C = 0,5 \cdot C_0 \left(\operatorname{erfc} \frac{x - v_1 t}{2 \sqrt{D_h t}} \right) \quad \cdot \quad \text{Eq. 7}$$

For this experimental run, the following initial and boundary conditions were taken:

$$C = C_0 = 0.0039 \text{ g/ml} \quad t \geq 0 \quad x = 0;$$

$$C = 0 \quad t = 0 \quad x > 0;$$

$$x = 0 \text{ at } 25 \text{ cm depth.}$$

v_1 was taken as 0.00000948 cm/sec = 0.819 cm/day, which is the weighted average of the values

$$v_1 \text{ mean} = \frac{1}{25 - 2} \int_2^{25} v_1 dx \quad \text{Eq. 8}$$

for the first two evaporation periods (see Fig. 4).

For D_h , the values shown in Fig. 9 were taken. It can be seen that D_h decreases with x and t , which can be expected from the nature of the process taking place. It must be stressed here that Eq. 7 is a solution for constant D_h . The calculation of the $C(x,t)$ - curves in Fig. 8 is made with Eq. 7 but allowing D_h to vary as in Fig. 9. This manipulation is made under the premise that Eq. 7 describes the process in question if D_h is allowed to vary. In an analogous way, a solution of the equation for the closely related process of miscible displacement (Eq. 9), which is a solution for constant D_d , is taken as a description of the miscible displacement process if D_d is allowed to vary (Biggar and Nielsen 1967, p. 268). Towards the end of the period D_h becomes a constant, thus allowing the use of Eq. 7 also in the strict sense. The agreement between measured and calculated values is not discouraging. Obviously all other possible displacement mechanisms besides convection are by far of minor importance during this phase. In the zone near the surface, concentration due to evaporation should have resulted in a gradual increase of measured over calculated values, somehow like in the curves for the 19th day. During the whole experimental period, some salt was constantly disappearing from the total salt balance, as a result of sorption (C.E.C. of the sand 4 meq/100 g according to Weissflog 1966) and/or precipitation of Ba^{++} with sulfate impurities in the sand. These two effects are neglected in all the considerations given in this paper. Work is

being done to consider also sorption and precipitation as barium sulfate.

During the period of salt accumulation, several phenomena influence salt displacement rates, among others convection under the influence of hydrodynamic dispersion, molecular diffusion, thermal diffusion, concentration due to evaporation and descent of the solution due to increased density. An isolation of these mechanisms from the total displacement rates has not yet been accomplished. It shall be shown here only how hydrodynamic dispersion and molecular diffusion can be treated mathematically. Concurrent molecular diffusion and hydrodynamic dispersion is described by

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_d \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_1 \frac{\partial C}{\partial x}, \quad \text{Eq. 9}$$

(Nielsen et al, Eds., 1972), where $D_d = D_p + D_h$ (op. cit., Todd and Kemper 1972). A solution of Eq. 9 is to be found which takes into account that the concentration at $x = 0$ increases with time (salt accumulation at the depth 2 cm), and that convection acts opposite to diffusion. Equation 15.2.7. of Carslaw and Jaeger (1959) for the conduction of heat in a moving solid can be modified to yield this solution:

$$C(x,t) = C_0 - \frac{b}{2v_1} \left[(x - v_1 t) \cdot e^{\frac{-v_1 x}{D_d}} \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{x - v_1 t}{2\sqrt{D_d t}} \right) - (x + v_1 t) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + v_1 t}{2\sqrt{D_d t}} \right) \right] \quad \text{Eq. 10}$$

where

$$C = C_0 = 0.0039 \text{ g/ml} \quad x \geq 0 \quad t \geq 0;$$

$$C = C_0 + bt \quad x = 0 \quad t > 0;$$

$$b = 1.3 \cdot 10^{-8}; \quad D_h = 0.000015 \text{ cm}^2/\text{sec} \text{ (Fig. 9);}$$

$x = 0$ at 2 cm depth; $t = 0$ at the 39th day;

$$v_1 = \frac{1}{10 - 2} \int_2^{10} v_1 dx, \text{ 39th - 81st day (Fig. 4);}$$

$$D_p = \frac{1}{10 - 2} \int_2^{10} D_p dx, \text{ based on the averages of the concentrations on the 39th and 81st day.}$$

The dotted line in Fig. 6 is the result of this calculation. It only shows the effect of combined molecular diffusion and hydrodynamic dispersion on the redistribution of the salt which accumulates at the depth of 2 cm at a measured rate corresponding approximately to $C_{2 \text{ cm}} = C_0 + bt$. The total effect of both mechanisms will have to be calculated by superimposing the results of similar calculations performed down the profile.

D. COEFFICIENTS OF MOLECULAR DIFFUSION

The D_p -coefficients were determined in separate experiments. 16 plastic rings with an interior diameter of 76 mm were built up to form a cylinder of 125 mm length. The cylinder was filled with sand uniformly wetted to desired moisture contents. The density of packing was kept as close as possible to the average density in the lysimeter, which was 1.34 g sand/cm³. The initial concentration of the solution in slices 1 - 8 of the cylinder was different from the initial concentration in slices 9 - 16. After filling, the cylinder was sealed with wax, packed into a waterproof bag and introduced horizontally into a water bath maintained at desired temperatures. As long as the concentration at the ends of the cylinder does not change significantly (which was checked by always analyzing slices 1, 2, 15 and 16 separately) the cylinder can be treated as infinite in both directions, with $x = 0$ between slices 8 and 9. For the boundary conditions $C = C_1$ $x < 0$ $t = 0$ and $C = C_2$ $x > 0$ $t = 0$, the solution of Fick's second law of diffusion is

$$D_p = \frac{s^2 \pi}{F^2 (C_2 - C_1)^2 t}, \quad \text{Eq. 11}$$

where F is the cross sectional area of the cylinder in cm^2 and s the amount of salt in g diffused through the plane at $x = 0$ during t (Jost 1960). The method of analysis was the same as for the lysimeter samples. By varying the temperature, the moisture content in the whole cylinder and the absolute concentration in the cylinder halves as desired, D_p -values as functions of temperature, moisture content and concentration can be obtained. Eq. 11 is a solution for D_p independent of concentration. If, while varying the absolute concentrations C_1 and C_2 , $(C_2 - C_1)$ is maintained small, the resulting D_p can be taken as valid for the concentration $0,5(C_1 + C_2)$.

Fig. 11 shows the results of these experiments. ("3 - 0" means $C_1 = 3 \text{ g}/100 \text{ ml}$, $C_2 = 0 \text{ g}/100 \text{ ml}$). From the relevant data shown in Figs. 2, 3, 6 and 11, curves as shown in Fig. 5 for the 39th day can be constructed for any point of time. The shortness of space does not allow a detailed discussion of the three functions of Fig. 11 and a discussion of the range of validity of each of these functions. But the main points shall be discussed briefly. D_p increases with temperature up to 25°C like D in pure solution. At higher temperatures, the cross sectional area available for diffusion decreases due to the increase of the fraction of water going into the vapor phase. In Fig. 11, the data from Landolt and Björnstein (1969) showing the dependence of the diffusion coefficient of barium chloride in pure solution on concentration are shown. D_p shows a completely different dependence on concentration. The film thicknesses prevailing here are far too large to allow an interpretation of this with the salt sieving effect. Molecular diffusion in porous media must not be visualized, as is usually done, only as volume diffusion in the moisture films, i. e. as volume diffusion reduced by the decrease in cross sectional area, increase in tortuosity, ionic interaction and increase in water viscosity. The mechanism of surface diffusion along the internal surface of the medium also plays a role. Surface diffusion is concentration dependent,

and thus would be an explanation here. D_p does not increase with moisture content between 7.5 and 20 g water/100 g sand, as would be expected from the equation

$$D_p = D \beta e^{\gamma \theta}, \quad \text{Eq. 12}$$

which is Bresler's (1973) expression of the equations of Porter et al (1960) and Kemper and van Schaik (1966). The dashed line in Fig. 11 has been calculated with Eq. 12. Laboratory observations, data on surface area of the sand and the pF-curve of the sand indicate that regardless of the methods of packing used, fine particles always segregate to a certain degree from the coarser sand particles, thus forming regions of a finer medium within a coarser medium, regions with a higher matrix potential. As the total amount of solution in the sand increases up to 20 g/100 g sand, much of this additional increment will be taken up by these regions, so that the actual increase in film thickness and decrease in tortuosity in the paths of diffusion is not as large as it would be in a homogeneous medium. In addition, it can again be concluded that surface diffusion, which to a certain degree is independent of film thickness, plays a role. The range of variation between replications of diffusion experiments is sometimes very large. A reduction of this variation could not be achieved. One of the reasons for this could be the instability of the equilibrium between surface diffusion along the internal surface of the medium and volume diffusion in the films. Work is being done to quantify and substantiate the so far more qualitative evidence of the role of surface diffusion.

The difference in the concentration dependence of D_p and D , as well as the D_p -moisture content relationship could have been interpreted as effects related to the diffuse double layer if the medium used would have contained clay. However, it is clear from the evidence obtained that the internal surface of the sand, the pore spectrum of the sand and the degree of continuity of this

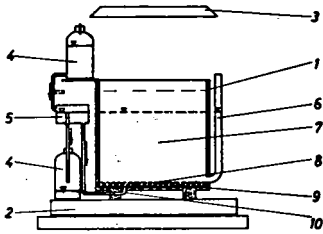
pore spectrum are the cause of effects which have the appearance of effects normally attributed to the clay fraction.

LITERATURE CITED

- BIGGAR, J. W. and D. R. NIELSEN. 1967. Irrigation of Agric. Lands. Agron. Monogr. 11. Amer. Soc. Agron: 254 - 274. - BRESLER, E. 1973. Water Resources Res. 9: 975 - 986. - CARSLAW, H. S. and J. C. JAEGER. 1959. Conduction of heat in solids. Oxford Univ. Press. 2nd Ed. 510 pp. - CARY, J. W. and H. F. MAYLAND. 1972. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36: 549 - 555. - DAY, P. R. 1956. Trans. Amer. Geoph. Union 37: 595 - 601. - DE VRIES, D. A. 1952. Mededel. Landbouwhogeschool Wageningen 52: 1 - 73. - DOERING, E. J., R. G. REEVE and K. R. STOCKINGER. 1964. Soil Sci. 97: 312 - 319. - FLEGG, P. B. 1953. J. Sci. Food. Agric. 4: 104 - 108. - JOST, W. 1960. Diffusion in solids, liquids, gases. Physic. Chem. - A Series of Nomographs. Academic Press, New York. 652 pp. - KEMPER, W. D. and J. C. VAN SCHAIK. 1966. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 30: 534 - 540. - KIRKHAM, D. and W. L. POWERS. 1972. Advanced Soil Physics. Wiley - Interscience. 534 pp. - KRISCHER, O. 1963. Die wissenschaftlichen Grundlagen der Trocknungstechnik 2. Ed. Springer, Berlin. 491 pp. - LANDOLT and BJÖRNSTEIN. Zahlenwerte und Funktionen etc. 6th Edition Vol. II 5 a (1969). - MOSEBACH, D. 1974. Mitt. Deutsche Bodenk. Ges. 18: 75 - 83. - NERPIN, S. V. and A. M. GLOBUS. 1969. Water in the Unsaturated Zone. Proc. Wageningen Symp. IASH/UNESCO II: 761 - 772. - NIELSEN, D. R., R. D. JACKSON, J. W. CARY and D. D. EVANS (Editors). 1972. Soil water. Amer. Soc. Agron./Soil Sci. Soc. Amer., Madison. 175 pp. - PENMAN, H. L. 1940 J. Agric. Sci. 30: 437 - 462; 570 - 581. - PHILIP, J. R. and D. A. DE VRIES. 1957. Amer. Geoph. Union Trans. 38: 222 - 232. - PORTER, L. K., W. D. KEMPER, R. D. JACKSON and B. A. STEWART. 1960. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 24: 460 - 463. - ROSE, D. A. 1963. Brit. J. Appl. Phys. 14: 256 - 262; 491 - 496. - SCHIRMER, R. 1938. Beiheft Verfahrenstechnik 1938. z. Z. Ver. Deutsch. Ing.: 170 - 177. - TODD, R. M. and W. D. KEMPER. 1972. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36: 539 - 543. - WEISSFLOG, D. 1966. Deutsche Gewässerkundl. Mitt. 10 (2): 35 - 41; 10 (3): 70 - 79.

APPENDIX . EXPLANATION OF SYMBOLS

- b** = a constant.
C = concentration (g/ml, unless indicated otherwise).
D_{vap} = coefficient of water vapor diffusion (cm²/sec).
D = coefficient of molecular diffusion in pure solution (cm²/sec).
D_d = coefficient of dispersion (cm²/sec).
D_h = coefficient of hydrodynamic dispersion (cm²/sec).
D_p = coefficient of molecular diffusion in the sand (cm²/sec).
erfc = the complementary error function: $erfc(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} e^{-t^2} dt$.
G_v = as explained (kg/m²/day).
k = a constant.
P_o = total pressure (1020 g/cm²)
P_v = saturation partial pressure of water vapor (g/cm²).
Q_{la}, **Q_v** = as explained (kg/m²/day).
R_v = gas constant of water vapor (4706 cm/degree).
t = time (seconds, unless otherwise indicated).
T = absolute temperature (°K).
v_l = average velocity of liquid water through the pores (cm/sec).
x = distance (cm).
α = tortuosity factor for water vapor diffusion in sand.
β = a constant.
γ = a constant.
ε = porosity (cm³ pores/cm³ sand).
θ = volumetric moisture content (cm³ H₂O/cm³ sand).
θ = temperature (°C).
λ = a constant
ρ_{la} = as explained (g/cm³)
Ω = 864 000 (kg/m²/day) (g/cm²/sec)⁻¹



1. INSULATED STEEL BOX, 1m³
 2. BALANCE 3. INFRARED RADIATORS
 4. SOLUTION RESERVOIRS 5. OVERFLOW
 6. GLASS TUBE TO REGISTER WATER LEVEL
 7. SAND 8. COPPER GAUZE
 9. GRAVEL 10. SOLUTION ENTRY.

FIG. 1

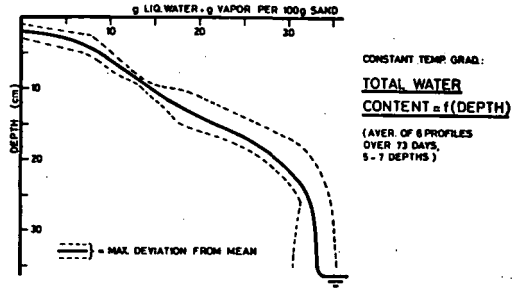


FIG. 2

FIG. 3

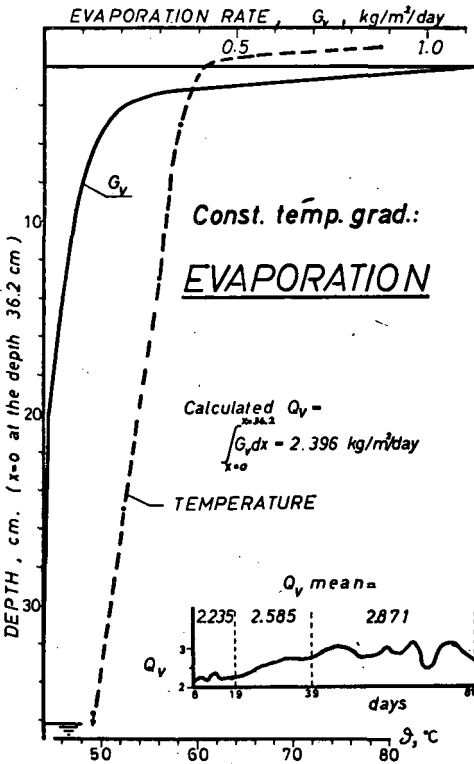
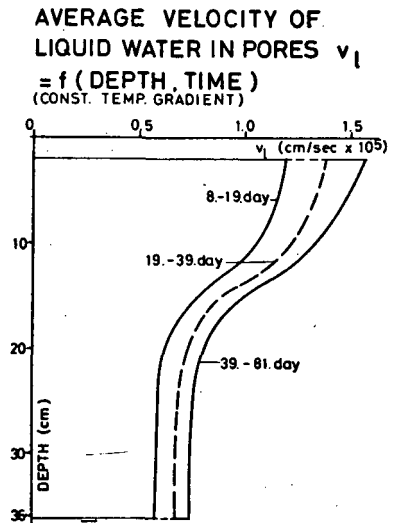


FIG. 4



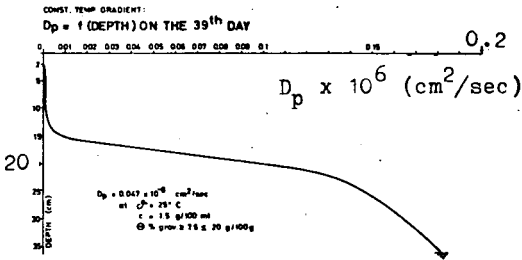


FIG. 5

FIG. 6

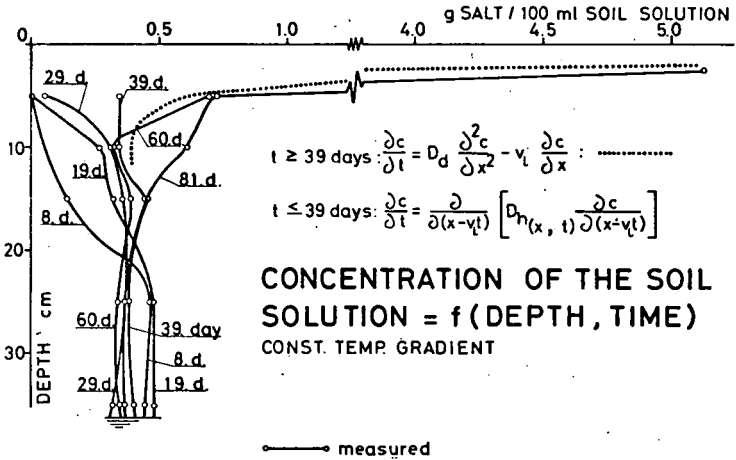
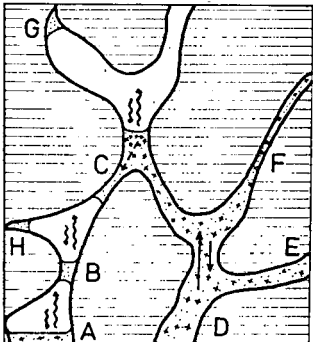
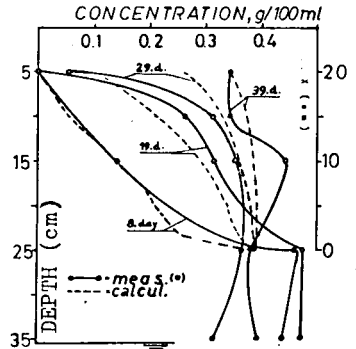


FIG. 7



SOME ASPECTS OF WATER AND SOLUTE MOVEMENT, PRINCIPLE SKETCH.
 (CONST. TEMPERATURE GRADIENT)

FIG. 8



Const. temp. grad.:
 HYDRODYNAMIC DISPERSION
 $t \leq 39 \text{ days}$

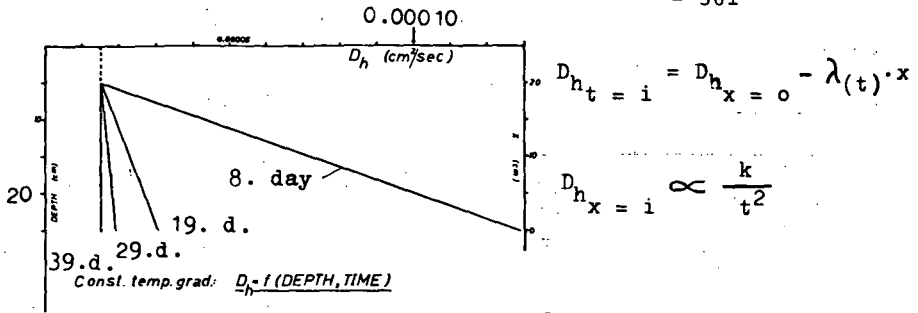


FIG. 9

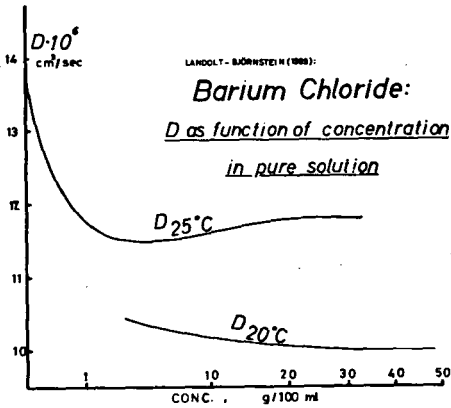
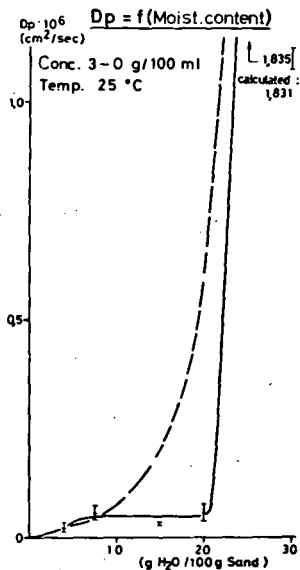
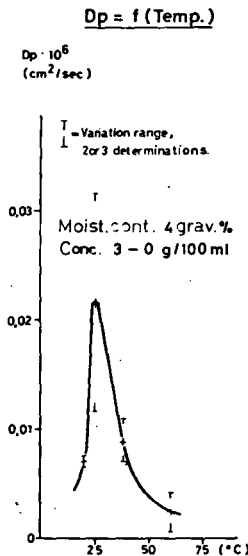
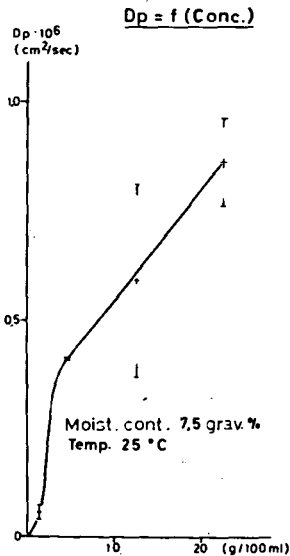


FIG. 10

FIG. 11



Untersuchungen über die Streusalzbelastung von Böden

von
K. Kreutzer⁺

Seit etwa 10 Jahren werden in vielen Ländern die Straßen während des Winters mit Streusalz schnee- und eisfrei gehalten. Die ausgestreuten Salzmengen schwanken je nach den winterlichen Witterungsbedingungen in weiten Grenzen. In Bayern brachte man von 1969 bis 1973 je Winter zwischen 3,5 und 8,6 kg Streusalz je laufenden Meter Bundes- und Staatsstraße und zwischen 27 und 48 kg je laufenden Meter Autobahn aus. Diese Salzmengen gelangen mit der Verkehrsgischt oder über die Ausläufe in die benachbarten Ökosysteme.

Der auf die Fläche bezogene Salzeintrag ist dort freilich nur sehr schwer abzuschätzen (TIEMANN 1971), auch wenn die Streckenbesatzung im einzelnen bekannt ist; denn der flächenbezogene Salzeintrag ist außerdem abhängig von den Reliefverhältnissen, der Bewindung, von Vegetationskulissen, von der Art und Weise der Ausläufe usw.

Zum Teil münden die Ausläufe auch in Bäche, die Salz abführen oder es wird das Salz im Boden lateral mit dem ziehenden Bodenwasser weiterverfrachtet (EVERS 1974). Die dadurch bedingten Unterschiede tragen wesentlich dazu bei, daß die Salzschäden an der Vegetation von Ort zu Ort stark wechseln. Außerdem sind längs der Autostraßen noch weitere Schadensfaktoren wie Abgas- und Abriebimmissionen wirksam, die ein isoliertes Betrachten von Salzschäden erschweren. Selbstverständlich spielt auch der Wasser- und Nährstoffhaushalt des Standortes eine erhebliche Rolle (Kreutzer 1974).

Um herauszufinden, welche Beziehungen zwischen dem Salzeintrag und dem Schadensausmaß bestehen, legten wir abseits von Autostraßen einige Versuche an. Von zwei Versuchen soll im folgenden

⁺) Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
8 München, Amalienstraße 52

berichtet werden. Sie liegen im Süden Münchens bei 1000 mm Niederschlag auf einer tongründigen Lösslehmbraunerde geringer Basensättigung; ein Substrat, auf welchem wir in Süddeutschland an unseren besonders chloridempfindlichen Waldbaumarten wie den Fichten häufig Salzschiäden finden.

Versuchsfläche 1:

7-jährige Fichtenkultur, noch nicht geschlossen, stark vergrast.
Behandlungen auf den besetzten Parzellen:

- a) je 300 g NaCl pro m² im Winter 72/73 u. im Winter 73/74
- b) je 600 g NaCl pro m² " u. "
- c) 800 g NaCl im Winter 72/73 und 1000 g im Winter 73/74 pro m².

Versuchsfläche 2:

Fichtenaltholz, geschlossen, wüchsig.

Behandlung auf den besetzten Parzellen: 800 g NaCl pro m² im Winter 72/73 und 1000 g NaCl pro m² im Winter 73/74.

Die Salzdosen richteten sich nach Literaturangaben über den vermuteten Salzeintrag. Jede Behandlung ist in einer Wiederholung vorhanden. Das Salz brachten wir während des Winters in 14-tägigen Abständen in jeweils gleichen Portionen aus. Die einzelnen Parzellen sind relativ groß gewählt worden (20x50 m bzw. 40x90 m). Wir wollen nämlich nach Erzeugung von Salzschiäden die Parzellen aufteilen und die Parzellenteile unterschiedlich düngen, um herauszufinden, durch welche Düngungsmaßnahmen die Schiäden geheilt oder gemildert werden können, während im Winter weiterhin gesalzt wird.

Im folgenden werden von diesen Versuchen nur die Auswirkungen des Salzens auf den Gehalt des Bodens an löslichen und sorbierten Ionen dargestellt.

Abb. 1 zeigt die äquivalenten Mengen löslicher Na^+ - und Cl^- -Ionen je 100 g Boden im Bodenprofil zu verschiedenen Aufnahmezeitpunkten von einer O-Parzelle und einer stark gesalzene Parzelle aus dem Versuch in der Fichtenkultur. Die Abszissenwerte sind Mittel von je 10 Entnahmen.

Ende Juni 1973 - 3 Monate nach dem Aufhören des Salzens - ist der salzungsbedingte Überschuß an Cl^- aus den oberen drei Dezimetern des Bodens nahezu vollständig ausgewandert. Von dieser Tiefe an abwärts steigt der Chloridgehalt steil an und erreicht bereits in 55 cm Tiefe ein Maximum.

Im Gegensatz zum Cl^- ist im A_n -Horizont eine große Menge an gelöstem Na^+ zurückgeblieben. Wahrscheinlich handelt es sich zum größten Teil um sorbierte und wieder zurückgetauschte Natriumionen. Möglicherweise wurde auch Na^+ verstärkt von höheren Pflanzen und Mikroorganismen aufgenommen und wieder freigesetzt, während das Cl^- elektrostatischer Repulsion unterlag und dadurch besonders schnell dem Oberboden entwanderte (vgl. COREY u. NIELSEN 1973; NIELSEN u. a. 1973). Ein Na^+ -Maximum finden wir in etwa gleicher Tiefe wie beim Cl^- . Mit weiterer Tiefe nimmt der Na^+ -Gehalt rascher ab als der Cl^- -Gehalt.

Bis zum September 1973 vertiefte sich die Cl^- -entlastete Zone bis auf vier Dezimeter. Die Chlorionen weisen einen Peak bei 80 cm, die Natriumionen einen bei 72 cm Tiefe auf.

Im Dezember 1973 - weitere drei Monate später - ist die Cl^- -entlastete Zone 60 cm tief. Der Cl^- -peak liegt bei 115 cm Tiefe, deutlich getrennt vom Na^+ -Gipfel bei 85 - 90 cm. Die Wanderungsgeschwindigkeit des Cl^- -Gipfels betrug somit im Jahr 1973 zehn bzw. zwölf cm je Monat, die des Na^+ -Gipfels sieben bzw. acht cm je Monat; Zahlen, die in den Rahmen der mit HTO ermittelten Sickerwassergeschwindigkeiten im Jahr 1973 auf ähnlichen Böden gut hineinpassen.

Die Zunahme der gelösten Natriumionen im Oberboden vom September bis zum Dezember 1973 geht vermutlich auf verstärkten Austausch zurück. Auch mag vermehrte Freisetzung aus abgestorbener Pflanzensubstanz dazu beigetragen haben. Schließlich muß man auch boden- und salzungsbedingte Unterschiede in Rechnung stellen.

Die Dezemberwerte markieren den Zustand vor der neuen Salzungsperiode: Im Hauptwurzelraum (bis 60 cm Tiefe) sind pro m^2 insgesamt noch etwa 12 g gelöster Cl^- -Überschuß vorhanden; das entspricht ungefähr 2 - 3 % der durch Salzung eingebrachten Chlorionen. Die Na^+ -Last ist dagegen erheblich größer: Im Hauptwurzelraum beträgt der lösliche Na^+ -Überschuß je m^2 Oberfläche noch rund 80 g, d. s. 24 % des mit dem Streusalz zugeführten Natriums. Außerdem sind weitere 80 g Natriumionen an den Austauschern zusätzlich sorbiert, so daß insgesamt rund die Hälfte der eingebrachten Natriumionen im Hauptwurzelraum verblieben ist.

In der neuen Salzungsperiode kommen mit 1000 g NaCl ca. 600 g Cl^- und 400 g Na^+ je m^2 hinzu. Da im Frühjahr 1974 wegen geringer Niederschläge¹⁾ nur wenig Salz ausgewaschen wurde, finden wir anfangs Juni noch sehr hohe Na^+ - und Cl^- -Gehalte im Oberboden. Sie führten nicht nur zu einer verstärkten Aufnahme von Na und Cl durch die Jungfichten, sondern erhöhten auch den osmotischen Wert der Bodenlösung, der bei Feldkapazität in den obersten 5 cm um 7 - 8 atm über jenem der O-Parzellen lag. Im Gegensatz zum Vorjahr erlitten die Fichten deutliche Salzschäden.

Ein völlig anderes Verteilungsbild als anfangs Juni zeigt sich Ende Juli. In der Zwischenzeit fielen nämlich rund 325 mm Regen, die den Oberboden kräftig durchspülten und den Chlorid-peak um rund 70 cm nach unten verlagerten.

¹⁾ Im April 1974 fielen bei der nächstgelegenen Meßstation nur 53 mm Niederschlag, d. s. weniger als 60 % der Aprilniederschläge des Vorjahres.

Diese Verteilungsbilder, die in Abb. 1 in einer Zeitreihe am gleichen Parzellenpaar dargestellt sind, wiederholen sich auch auf den übrigen Parzellen. Die Abb. 2 zeigt sie für die verschiedenen Behandlungen auf der Fichtenjungwuchsfäche im Juli 1974. Auf allen Parzellen überwiegt im Oberboden das Na^+ , im Unterboden hingegen das Cl^- . Die Peaks liegen ziemlich einheitlich in einer Tiefe von 70 bis 90 cm und sind nach der Höhe der Salzgabe deutlich gestuft.

Der Einfluß des Salzens auf den Gehalt der Bodenlösung an anderen Kationen geht aus den Abb. 3 und 4 hervor. Offensichtlich wird im Unterboden das zum Ladungsausgleich fehlende Na^+ teilweise durch Calcium- und Magnesiumionen ersetzt. Umgekehrt sind die Verhältnisse im Oberboden. Keine Änderung erfahren die K^+ - und NH_4^+ -Gehalte.

Der Einfluß des Salzens auf die Kationenbeläge der Austauschergänge zeigt die Tabelle. Die Na^+ -Beläge sind vor allem nach der zweiten Salzung im Juli 1974 stark erhöht, während sich bei Ca^{++} und Mg^{++} eine Tendenz zu niedrigeren Werten abzeichnet. Die K^+ und NH_4^+ -Beläge lassen keine klare Änderung erkennen. Auch die in 1 n KCl gemessenen pH-Werte blieben durch die Salzung praktisch unverändert, die in Wasser gemessenen Werte hingegen weisen im Oberboden einen deutlich Anstieg, im Unterboden einen schwachen Abfall auf.

Welche Änderungen erfahren die fruchtbarkeitsbestimmenden Faktoren des Bodens durch die Salzung?

Diese Frage wird zur Zeit auf den Versuchsflächen sowie auf Probeflächen längs der Autostraßen noch weiter untersucht. Neben der vermehrten Auswaschung von Ca und Mg, der Erhöhung des osmotischen Potentials in der Bodenlösung und der Änderung des pH-Wertes zeigt sich noch folgendes: Verstärktes Quellen und Schwinden, vermehrte Ton- und Humuspeptisation mit der Folge verringerter Aggregatstabilität, Minderung des Grobporenanteils, Verstärkung von Vernässung und Luftmangel auf tonigen und schluffigen Böden (CZERATZKI 1961).

L i t e r a t u r

- Czeratzki W. 1961: Der Einfluß von natriumhaltigem Beregnungswasser auf die Bodenstruktur, dargestellt am Beispiel eines Lehmbodens
Z. Kulturtechnik 2, 217
- Corey, J.C. u. D. R. Nielsen 1973: Some factors influencing the interpretation of soil-solute-water interactions.
In: Soil-moisture and irrigation studies II. Intern. Atomic Energy Agency, Vienna 1973
- Evers, F.H. 1974: Fernwirkung abgeschwemmter Auftausalze im Innern von Waldbeständen
European Journal of Forest Pathology
Band 4, Heft 1
- Kreutzer, K. 1974: Bodenkundliche Aspekte der Streusalzanwendung
European Journal of Forest Pathology
Band 4, Heft 1
- Nielsen, D.R., J.L. Starr, C. Kirda und C. Misra 1973:
Soil water and solute movement studies.
Symp. on isotopes and radiation techniques in studies of soil physics.
International Atomic Agency. SM 176/32
- Tiemann, K.H. 1971: Auswirkungen des Straßenverkehrs auf Boden, Pflanzen und Wasser.
Mitt. a.d. Institut für Wasserwirtschaft, Hannover.

Tiefe (cm)	T-Wert mval je 100 g Bod.	September 1973						Juli 1974						
		Na %	K %	Ca %	Mg %	NH ₄ %	pH (KCl)	Na %	K %	Ca %	Mg %	NH ₄ %	pH (KCl)	pH (H ₂ O)
0-10	25,2	0,5	0,8	2,9	0,8	n.b.	3,62	0,5	0,8	2,7	0,8	0,7	3,66	4,45
20-25	13,5	0,6	0,1	1,6	0,7	"	4,00	0,8	<0,1	2,0	0,8	0,3	4,00	4,48
35-40	10,4	0,6	<0,1	1,6	0,6	"	3,94	0,6	<0,1	1,8	0,7	-	3,93	4,36
ohne Salz	50-55	13,3	0,6	0,3	2,2	1,0	3,79	0,7	0,3	2,1	1,5	-	3,89	4,42
Salz	70-75	16,1	0,6	0,2	5,6	4,8	3,76	0,6	0,5	4,8	4,8	-	3,70	4,66
	80-85	15,0	0,7	0,7	10,3	7,5	3,74	0,7	0,7	8,5	8,7	-	3,62	4,70
	100-105	17,6	0,5	0,8	15,6	8,8	3,70	0,9	0,8	14,0	9,1	-	3,70	4,90
	120-125	18,8	0,6	0,8	17,3	10,9	3,71	0,7	0,7	16,8	8,5	-	3,63	4,90
0-10	24,3	4,9	0,9	2,7	0,7	n.b.	3,65	9,8	0,9	2,2	0,6	0,6	3,82	5,39
20-25	12,5	3,6	<0,1	1,9	0,7	"	3,95	6,8	<0,1	1,3	0,5	0,2	3,92	5,10
35-40	9,8	2,3	<0,1	2,2	0,5	"	4,00	5,2	<0,1	1,4	0,6	-	4,00	5,03
mit Salz	50-55	12,0	2,4	0,3	1,9	0,9	3,81	6,4	0,2	1,5	1,0	-	3,82	4,70
Salz	70-75	15,4	1,1	0,5	5,8	5,5	3,72	6,9	0,7	5,2	4,5	-	3,70	4,71
	80-85	16,7	2,1	0,7	10,0	7,2	3,70	6,1	0,6	7,6	7,0	-	3,70	4,62
	100-105	18,1	0,9	0,8	14,2	8,0	3,72	3,8	0,5	13,5	7,9	-	3,69	4,65
	120-125	19,6	0,7	0,7	16,8	9,5	3,69	3,3	0,8	16,2	9,1	-	3,69	4,62

Einfluß der Salzung auf Basensättigung und pH-Wert. (Dargestellt sind die Mittelwerte der beiden 0-Parzellen und der beiden mit 800 + 1000 g/m² besalzenen Parzellen der Fichtenjungwuchsfläche)

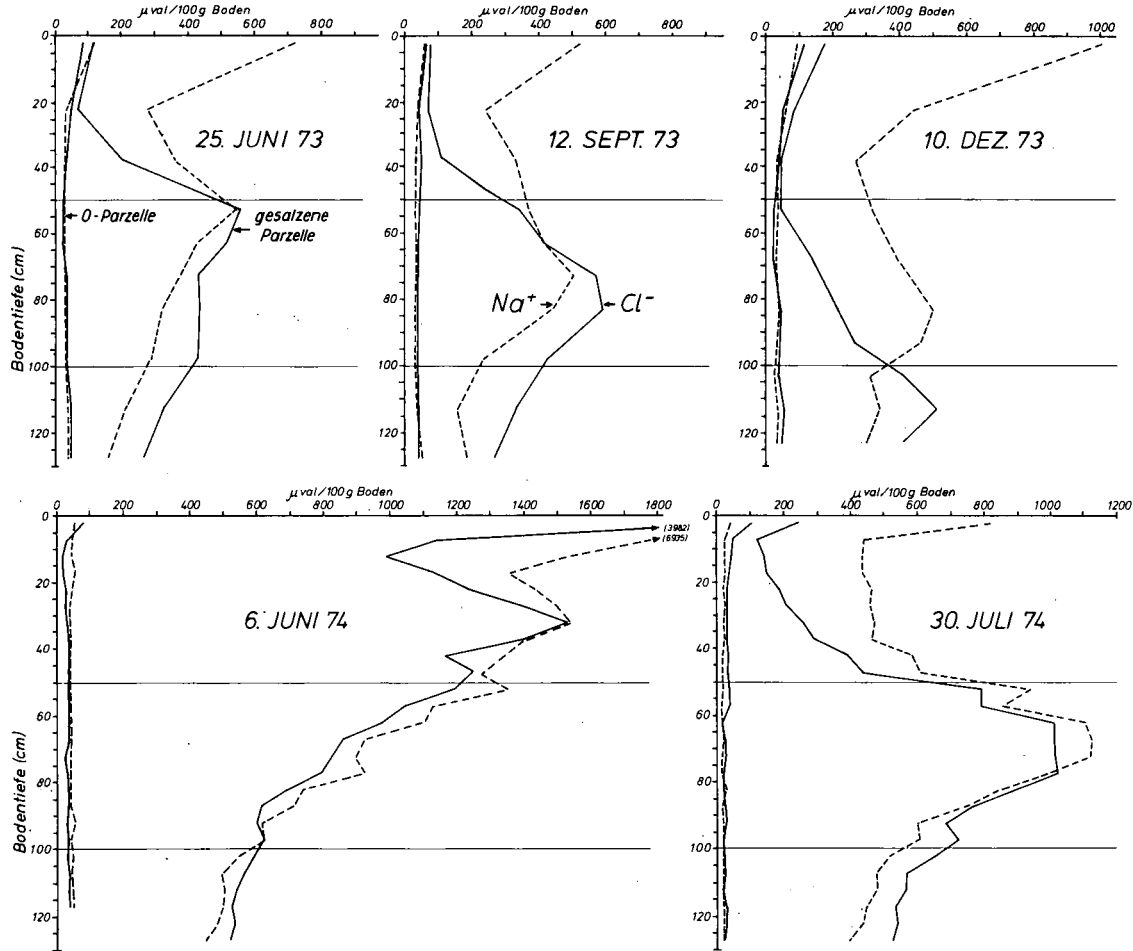


Abb. 1 STREUSALZVERSUCH WÖRNBRUNN Fichten-Jungwuchs
 Lösliches Na^+ und Cl^- im Boden einer unbehandelten und einer stark gesalzene Parzelle zu verschiedenen Zeiten. (Salzausbringung im Winter 73/74 800 g NaCl je m^2 , im Winter 73/74 1000g NaCl je m^2 .)

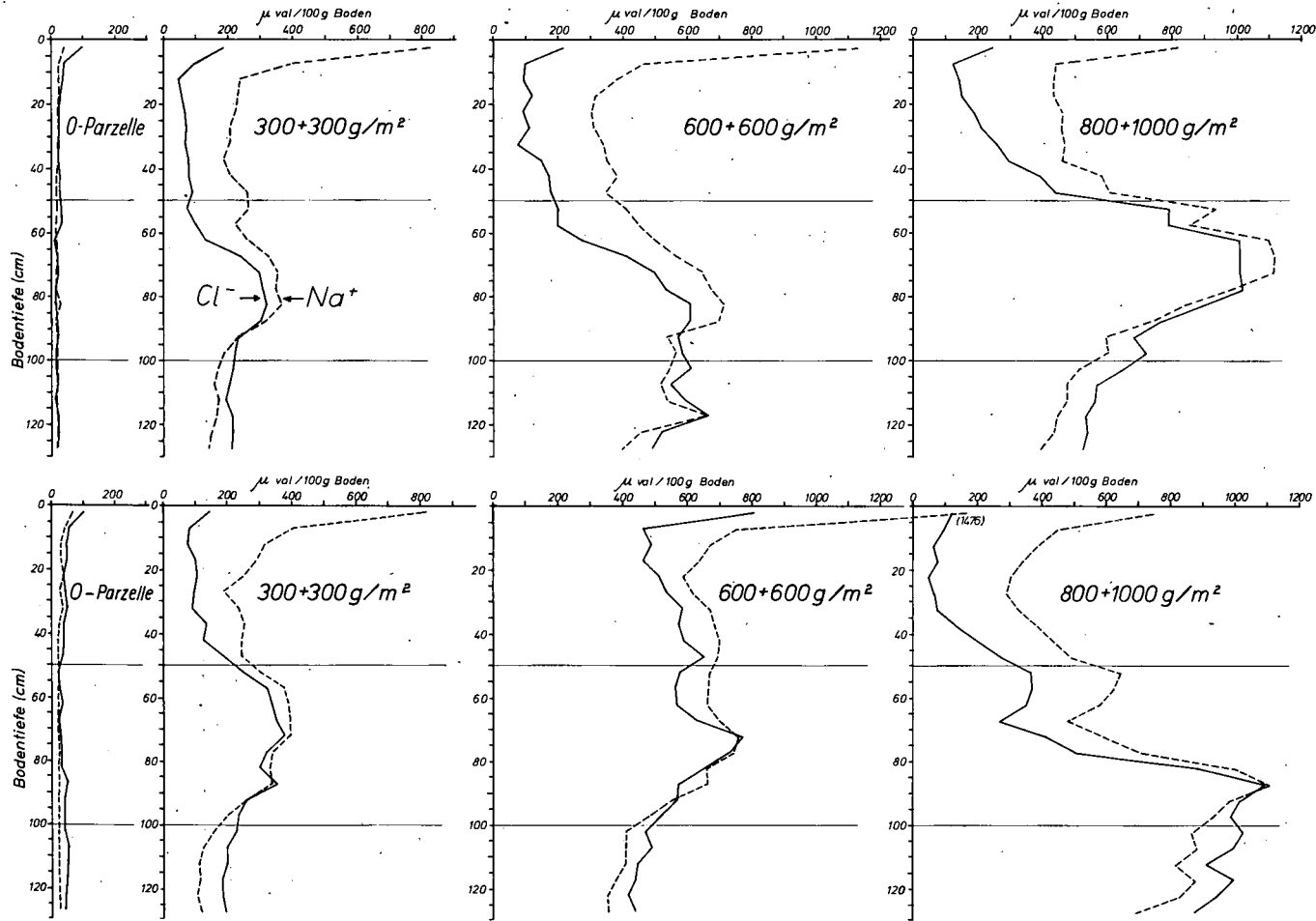


Abb.2 STREUSALZVERSUCH WÖRNBRUNN Fichten-Jungwuchs
 Lösliches Na⁺ und Cl⁻ im Boden der einzelnen Parzellen

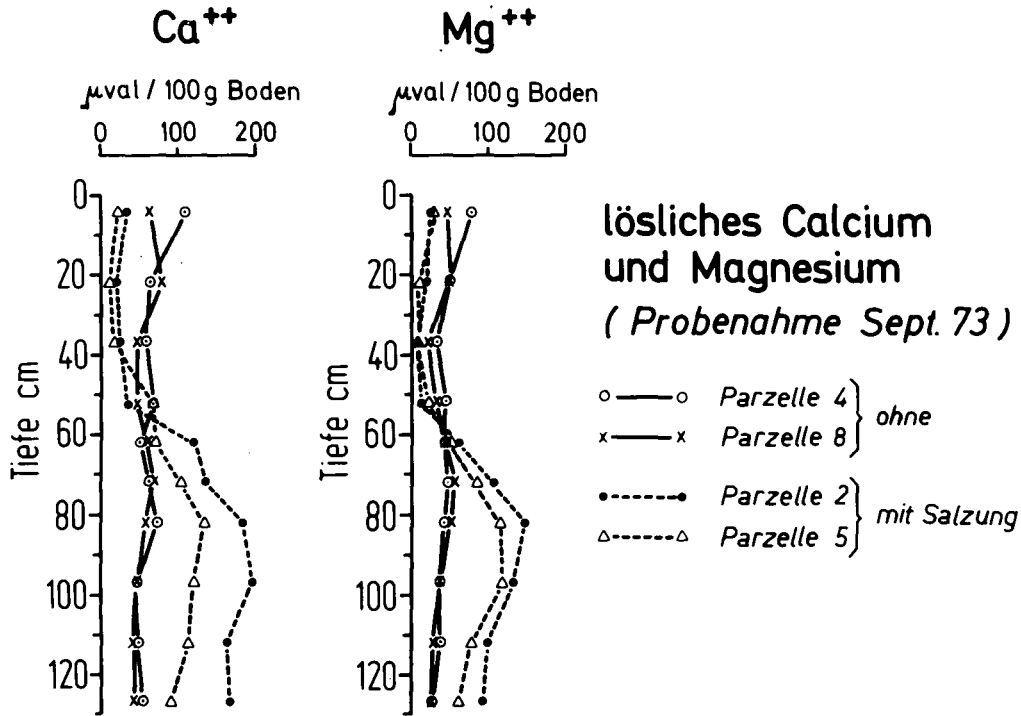


Abb.3 Streusalzversuch

Wörnbrunn

Fichtenjungwuchs

Ca^{++} $\mu\text{val} / 100\text{g Boden}$ Mg^{++} $\mu\text{val} / 100\text{g Boden}$

- 372 -

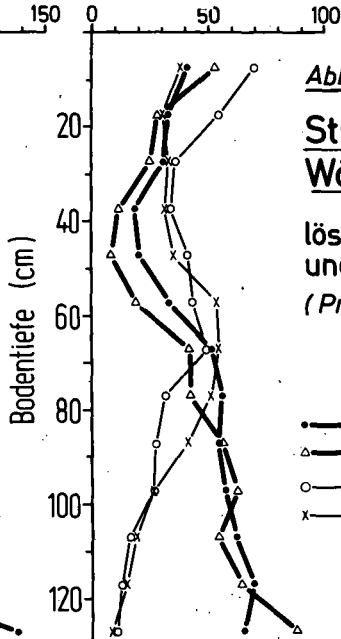
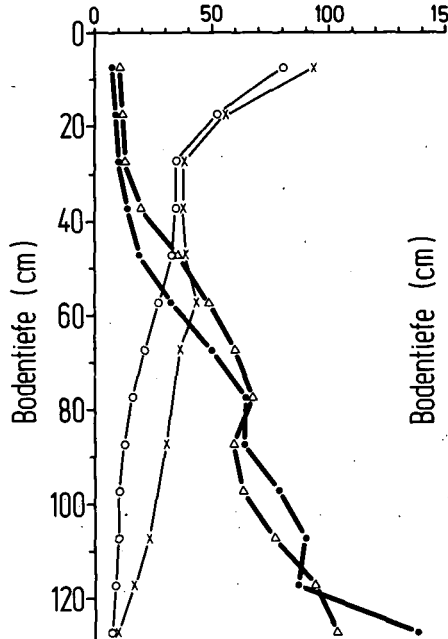


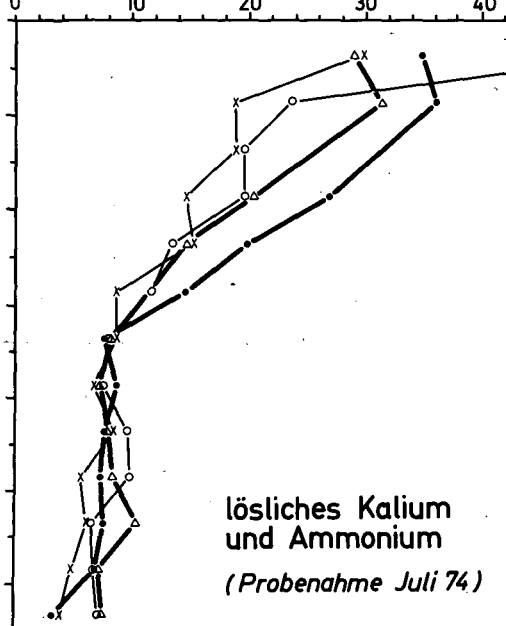
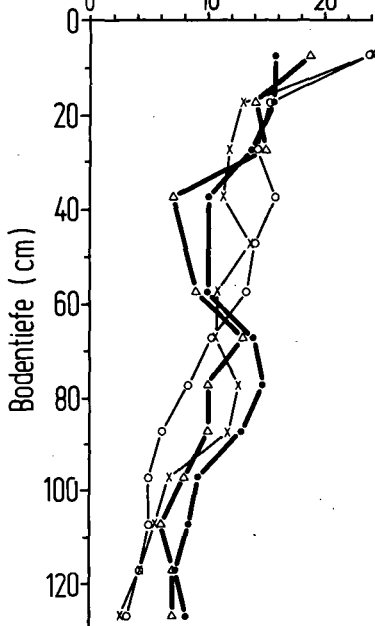
Abb. 4

Streusalzversuch Wörnbrunn - Althof

lösliches Calcium
und Magnesium

(Probenahme Juli 74)

●—● = Parzelle 2 } mit Salz
 △—△ = Parzelle 3 }
 ○—○ = Parzelle 1 } ohne
 ×—× = Parzelle 4 }

 K^+ $\mu\text{val} / 100\text{g Boden}$ NH_4^+ $\mu\text{val} / 100\text{g Boden}$ 

lösliches Kalium
und Ammonium

(Probenahme Juli 74)

Reinigung von Abwasser aus Zuckerfabriken durch Bodenfiltration

von
A. Thormann⁺)

Der Verschmutzungsgrad der Oberflächengewässer in der Bundesrepublik hat von 1957 - 1969 um 50 % zugenommen. Über den Anstieg der Grundwasserverschmutzung liegen kaum Zahlen vor. Nach Veröffentlichungen von Trinkwasseranalysen werden jedoch die geforderten Grenzwerte häufig überschritten. Bei steigendem Wasserverbrauch und steigendem Abwasseranfall müssen daher die Anstrengungen für eine ausreichende Abwasserreinigung erheblich verstärkt werden, wenn eine Wasserversorgung jederzeit gesichert sein soll.

Die Verschlechterung der Wasserqualität hat in Verbindung mit dem gewachsenen Umweltbewußtsein von Bevölkerung und Politikern zu einer Verschärfung der bestehenden Gesetze geführt. Es sind neue Gesetze mit höheren Auflagen und verschärften Strafandrohungen für den Abwassereinleiter erlassen oder in Vorbereitung.

Aufgrund dieser neuen gesetzlichen Bestimmungen kommen mit dem Inkrafttreten des Abwasserabgabengesetzes, voraussichtlich zum 1.1.1976, erhebliche Kosten auf viele "Abwasserproduzenten" zu. Durch die zu erwartenden hohen Abgaben kann die Existenz einiger Betriebe gefährdet sein. Diese sind daher bestrebt, die Anstrengungen für die Abwasserreinigung zu verstärken bzw. die Funktionsfähigkeit ihrer bestehenden Anlagen zu überprüfen und zu verbessern.

Aus dem Bereich von Betrieben der Lebensmittel-Technologie (Konserven-, Stärke- und Zuckerfabriken), die zum großen Teil hohe Mengen stark belasteter Abwässer ausstoßen, liegen kaum

⁺) Institut für Bodenkunde der Universität Göttingen,
34 Göttingen, von-Siebold-Straße 4

exakte Aussagen über die Gefährdung des Grundwassers bei Verregnung oder Verrieselung der Abwässer vor. Hier soll die in Angriff genommene Arbeit versuchen, einige Aspekte der Filtration des Abwassers durch den Boden zu klären.

Quantitative Untersuchungen über die Filterleistung von Böden lassen sich, trotz aller Nachteile, die durch die aufwendige Versuchsmethode gegeben sind, am sichersten in Lysimetern durchführen. Hier sind fast alle Kenngrößen meßbar.

In älteren Arbeiten über die Verwertung, d. h. Reinigung der Abwässer der Zuckerindustrie im Boden, wurde der Schwerpunkt auf die Entfernung der organischen Inhaltsstoffe gelegt. Dies ist heute nicht mehr in jedem Falle ausreichend. Es sei nur auf die Eutrophierungsgefahr durch die anderen im aufbereiteten Abwasser enthaltenen Bioelemente hingewiesen.

Bei der Weiterentwicklung der Wasserwirtschaft der Zuckerindustrie, d. h. Verringerung des Wasserbedarfs und des Abwasser- ausstoßes von ursprünglich 1500 % - 2000 %, bezogen auf die verarbeitete Rübenmenge, bis auf heute etwa 40 % - 100 % a. R., stieg die Konzentration der Inhaltstoffe erheblich an. In dem von uns verwendeten Abwasser einer Zuckerfabrik aus der Nähe Göttingens wurden im letzten Winter aus dem Zulaufwasser zum Stapelteich im Mittel folgende Werte gemessen:

Tabelle 1

Tr. S.	21	g/l
Kohlenstoff	3660	mg/l
CSB (errechnet aus C)	9800	mg/l
BSB ₅	4300	mg/l
Leitfähigkeit	9300	µS
Ges. N	230	mg/l
NH ₄ -N	60	mg/l
NO ₃ -N	2	mg/l
Ca	2100	mg/l
Mg	760	mg/l
K	660	mg/l
Na	200	mg/l
Cl	1060	mg/l
SO ₄	240	mg/l
PO ₄	30	mg/l

Mit dieser Charakterisierung des für den ersten Teil des Untersuchungsprogrammes verwendeten Abwassers sind gleichzeitig die analytischen Untersuchungen genannt, die am zugegebenen Abwasser und am Sickerwasser durchgeführt wurden. Hinzu kommen die Bestimmungen der Wassermenge an Abwasser und Sickerwasser als Grundlage für die quantitative Erfassung, sowie organoleptische Bestimmungen hinsichtlich Farbe und Geruch.

Die Standorte von Zuckerfabriken finden sich im Bundesgebiet zumeist in Lößböden, in Flußniederungen auf Auenböden und zum geringen Teil auf Sandböden. Aufgrund dieser Standorte, die durch eine Voruntersuchung in Form eines Kataster zusammengestellt wurden, sind zwei Böden (Sandboden und Lößboden) in diese Untersuchungen einbezogen worden. Sie stellen hinsichtlich Sorptionskapazität und Filterleistung die Extreme dar. Tonböden scheiden wegen zu geringer Infiltrationsraten aus.

Zur Durchführung der Untersuchungen wurde eine Lysimeterstation am Institut für Bodenkunde, Göttingen, gebaut.

Bei den Lößlysimetern konnte durch ein neues Präparierverfahren die Struktur der gewählten Parabraunerde ungestört erhalten werden. Dies erscheint für Filterversuche in diesem Boden wichtig, da z. B. in Kluftrissen und Regenwurmgingen ungespanntes Wasser schnell abgeführt werden kann.

Die Sandlysimeter wurden durch Einfüllen von Sand in PVC-Rohre hergestellt. Als A_p -Horizont (20 cm mächtig) wurde beackertes Heidepodsol A_p -Material verwendet. Der untere Teil der Säulen wurde mit humusfreiem Glazialsand mittlerer Körnung gefüllt.

Der Durchmesser aller Lysimeter beträgt ca. 40 cm = 1216 cm².

Die Lysimeter wurden als "Grundwasser-Lysimeter" gebaut, um die Filterversuche bei möglichst konstanter Wassersättigung durchzuführen. Es sollten, soweit möglich, unterschiedliche Wasserrücklagen in der Bodensäule vermieden werden.

Um der Abnahme der Speicherkapazität beim Sandboden im Bereich von 1 m bis 2 m für eine Berechnung der notwendigen Filterlänge Rechnung zu tragen, wurden hier zwei Grundwasserstände eingestellt (ca. 1 m und ca. 2 m). Der Grundwasserstand der Lößlysimeter wurde auf 1,5 m eingestellt (Abb. 1).

In diesen drei Versuchsblöcken wurden folgende Varianten geprüft:

1. Bewässerungshöhe: Kontrolle (nur Niederschlag)
100 mm; 200 mm; 500 mm;
1 000 mm Bewässerung
2. Bewässerungsintervalle:
 - a. täglich
 - b. 14-tägig
3. Ausbringungszeit:
 - a. in der Kampagne der Zuckerfabriken im Herbst
 - b. in der Vegetationszeit (1974: Juli-September)
4. Bewässerungswasser:
 - a. In der Kampagne frisches Zulaufwasser zum Stapelteich
 - b. Eine Teilgruppe mit destilliertem Wasser, um die Verlagerung bodeneigener Nährstoffe zu erfassen.
 - c. In der Vegetationszeit teilabgebautes Wasser aus dem Stapelteich.

Eine Versuchsübersicht zeigt Abbildung 2.

Das anfallende Grundwasser (Sickerwasser) wird in unterirdischen Schlauchleitungen in Auffanggefäße abgeleitet.

Der Grundwasserstand ist für jede Lysimeter-Gruppe vor den Auffanggefäßen durch einen an einem Niveaubrett befestigten Krümmer eingestellt.

Die erste "Bewässerungskampagne" wurde nach Fertigstellung der Anlage, Mitte Dezember 1973 bis Mitte März 1974, durchgeführt. Die Lysimeter blieben während dieser Zeit ohne Pflanzenbewuchs.

Während dieser Bewässerungszeit zeigte sich als Folge des hohen Kalkgehaltes des Abwassers eine erhebliche Strukturverbesserung, die in Abbildung 3 dargestellt ist.

Bis zu diesem Zeitpunkt sind auf die mit 1 000 mm bewässerten Lysimeter etwa 300 mm gegeben. Damit wurden ca. 700 kg Ca/ha mit dem Abwasser zugegeben. Im Gegensatz dazu ist bei der Zugabe von bisher 60, 150 und 300 mm Dest. Wasser die Struktur beim Lößboden erheblich in Mitleidenschaft gezogen.

Kurz vor Abschluß der Bewässerungskampagne Winter 73/74 wurden von den hoch mit Abwasser belasteten Versuchsgliedern Tr. S. Gehalte des Sickerwassers ermittelt (in % der Trockensubstanz des Abwassers):

Tabelle 2

		Abwasser		Dest. Wasser
		täglich	14-tägig	täglich
LÖß	500 mm		22 %	
	1 000 mm	72 %	32 %	2,5 %
Sand 1 m	500 mm	69 %	38 %	
	1 000 mm	80 %	70 %	
Sand 2 m	500 mm	61 %	40 %	
	1 000 mm	82 %	75 %	1,0 %

100 % = 21 g Tr.S./l

Die Intervallbewässerung führt beim LÖB zu erheblich besseren Filterleistungen als beim Sandboden. Dieser zeigt dagegen, daß hier die Bewässerungshöhe einen stärkeren Einfluß als die Filterlänge auf die Reinigung hat.

Bei der Bestimmung des Kohlenstoffs lassen sich für die Versuchsglieder beim Sandboden die Durchbruchspunkte gut ermitteln. An Hand einer Summenkurve ist für den Sandboden, Filterlänge 2 m, die Zugabe- und Abflußmenge des Kohlenstoffs dargestellt (Abb. 4). Das Bewässerungsglied 100 mm ließ sich bei diesem Maßstab nicht mehr darstellen, die Werte liegen fast auf der Abszisse.

In Abbildung 5 sind die Ablaufmengen des Kohlenstoffs beim Sandboden in % der aufgegebenen Abwassermenge als Säulen dargestellt. Hier ist deutlich zu sehen, daß die Filterfunktion mehr von der Bewässerungshöhe als von der Filterstrecke abhängt.

Stellvertretend für die Bioelemente im Abwasser soll anhand des Mg das unterschiedliche Filterverhalten von Sandboden und LÖBboden, bedingt durch deren unterschiedliches Sorptionsvermögen und strukturelle Unterschiede, dargestellt werden (Abb. 6). Gerade bei der Variante "14-tägige Bewässerung" lassen sich diese Unterschiede erkennen, während bei der täglichen Bewässerungsgabe die Unterschiede nicht so stark hervortreten. Die prozentualen Mg-Ablaufmengen des Bewässerungswassers im Sickerwasser sind in Abbildung 7 gezeigt.

Zusammenfassend läßt sich nach der ersten "Bewässerungskampagne" feststellen, daß beim Sandboden die Bewässerungshöhe auf den Reinigungserfolg stärker einwirkt, als die Filterlänge.

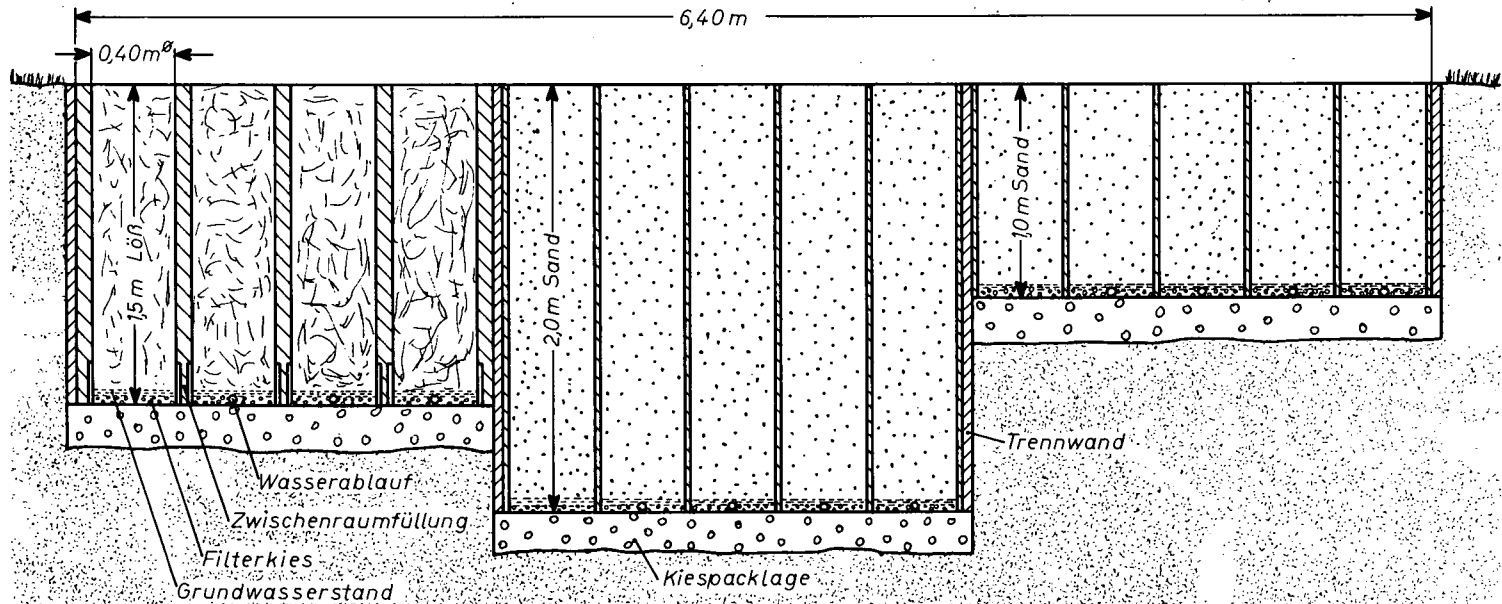
Beim LÖBboden wirkt neben der guten Sorptionsleistung die Struktur dieses Bodens mehr als beim Sandboden bei der

Filtration mit. Einheitliche Aussagen, die für beide Böden z. B. bei der Berechnung der Filterlänge zutreffen, lassen sich noch nicht aufstellen. Die Versuche werden in diesem Herbst fortgesetzt, um die Einflüsse eines Pflanzenbewuchses (Gras) auf die Filterleistung zu prüfen.

LITERATUR

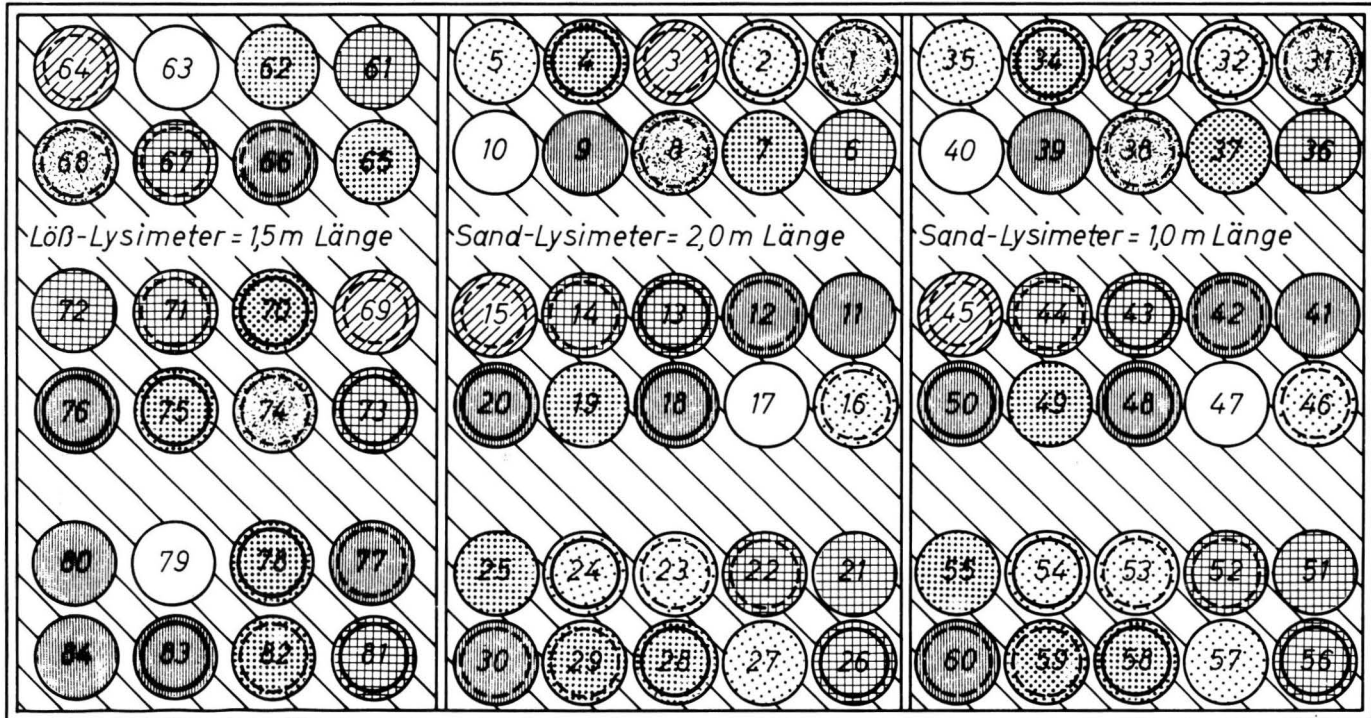
- Bundesrat, Drucksache 213/74 (1974)
Gesetzentwurf der Bundesregierung:
Entwurf eines Gesetzes für das Einleiten
von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgaben-
gesetz - AbwAG). Vertrieb: Dr. Hans Heyer
53 Bonn-Bad Godesberg 1, Postfach 821.
- HOMEYER, B. u. a. (1974): Herstellung von Lysimetern mit
Böden in natürlicher Lagerung (Monolith-Lysi-
meter) als Durchlauf-, Unterdruck- oder Grund-
wasserlysimeter.
Zeitschr.f.Pflanzenernährung und Bodenkunde,
136. Band, Heft 3, 1973, S. 242-245.
- KRAMER, D. (1961): Projektierung, Betrieb und Erfolg von
Anlagen zur Bodenbehandlung von Zuckerfabrik-
abwässern.
Zucker, 14. Jahrg., 1961, S. 36-41 u. 61-66.
- SCHNEIDER, F. (Hrsg.) (1968): Technologie des Zuckers.
Verlag M. & H. Schaper, Hannover, 1968.
- VÖMEL, A. (1973): Nährstoffverlagerung in Ackerböden.
Kali-Briefe, 11., Fachgebiet 3, 9, 1973.
- ... Bericht der Abwasserkommission (1914)
Zeitschrift Ver. Dtsch. Zuckerindustrie,
Allgemeiner Teil, 64. Band, S. 139-168, 1914.

ABB. 1 Lysimeteranlage (Schnitt)



Maßstab 1:25

ABB. 2 Versuchsübersicht der Lysimeteranlage (Draufsicht)



○ ohne Bewässerung
oder Klarwasser

○ Abwasserbelastung
täglich

○ Abwasserbelastung
14 täglich

○ 100 mm in d. Kampagne

○ 200 mm

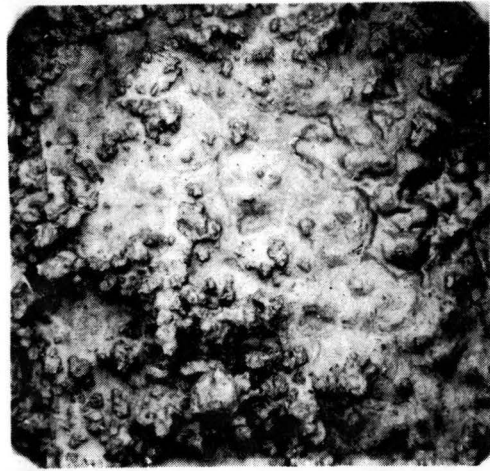
○ 500 mm

○ 1000mm

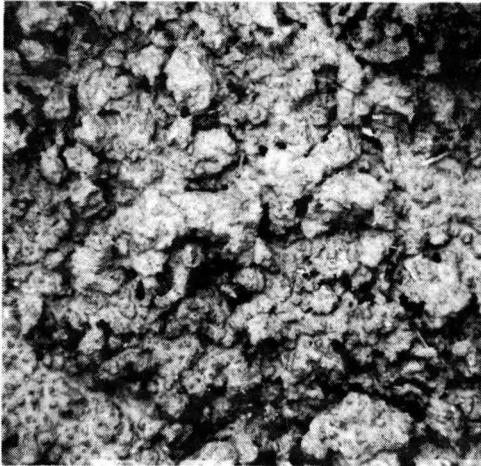
○ 200 mm in der Vegetation

○ 1000 mm

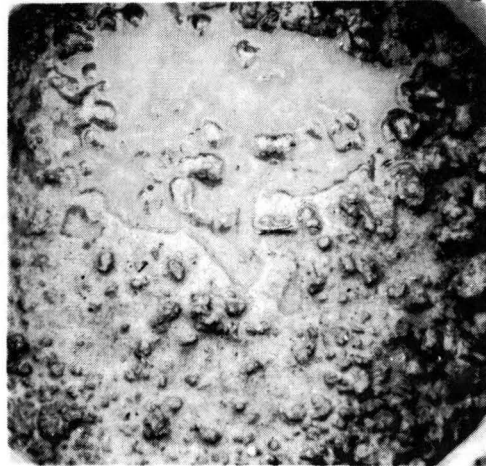
Maßstab 1:25



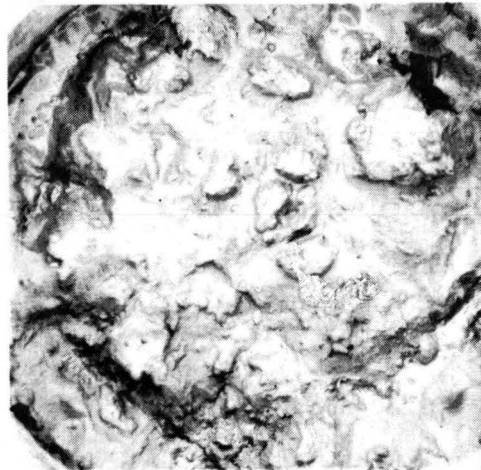
Löss 200 mm Dest. Wasser



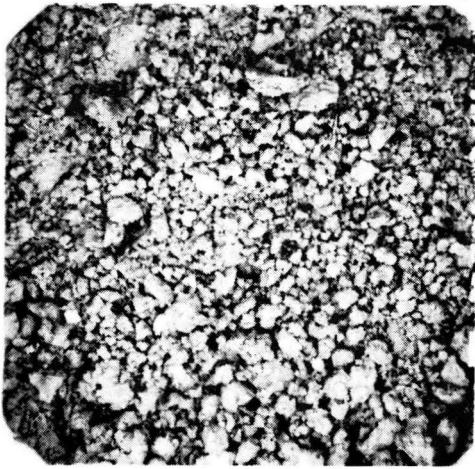
Löss unbewässert



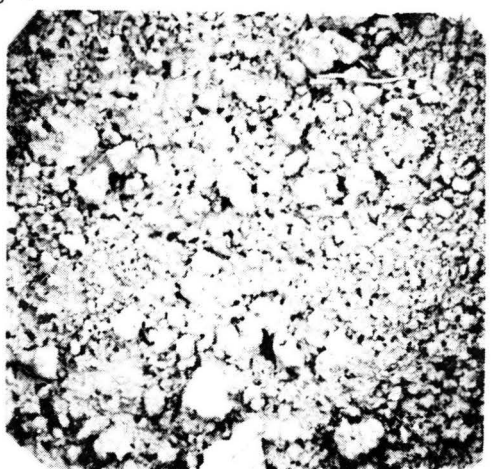
Löss 500 mm Dest. Wasser



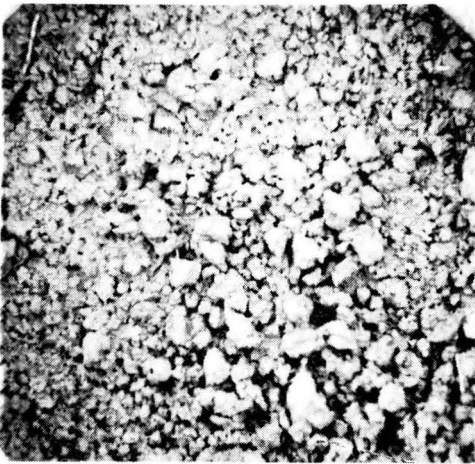
Löss 1000 mm Dest. Wasser



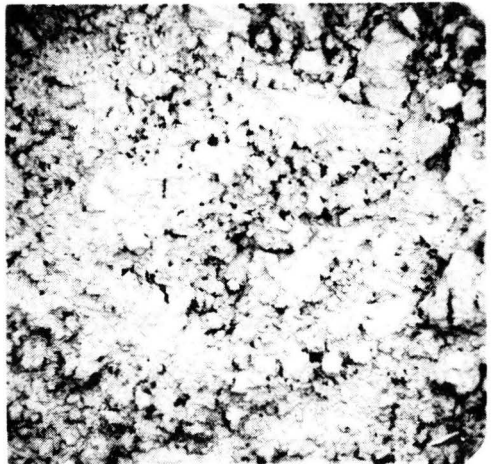
LÖS 200 mm Abwasser tägl.



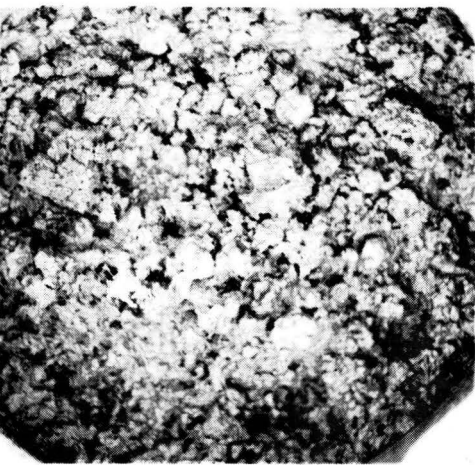
LÖS 200 mm Abwasser 14-tägig



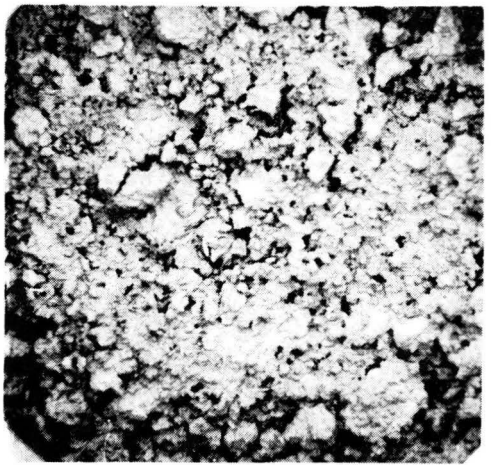
LÖS 500 mm Abwasser tägl.



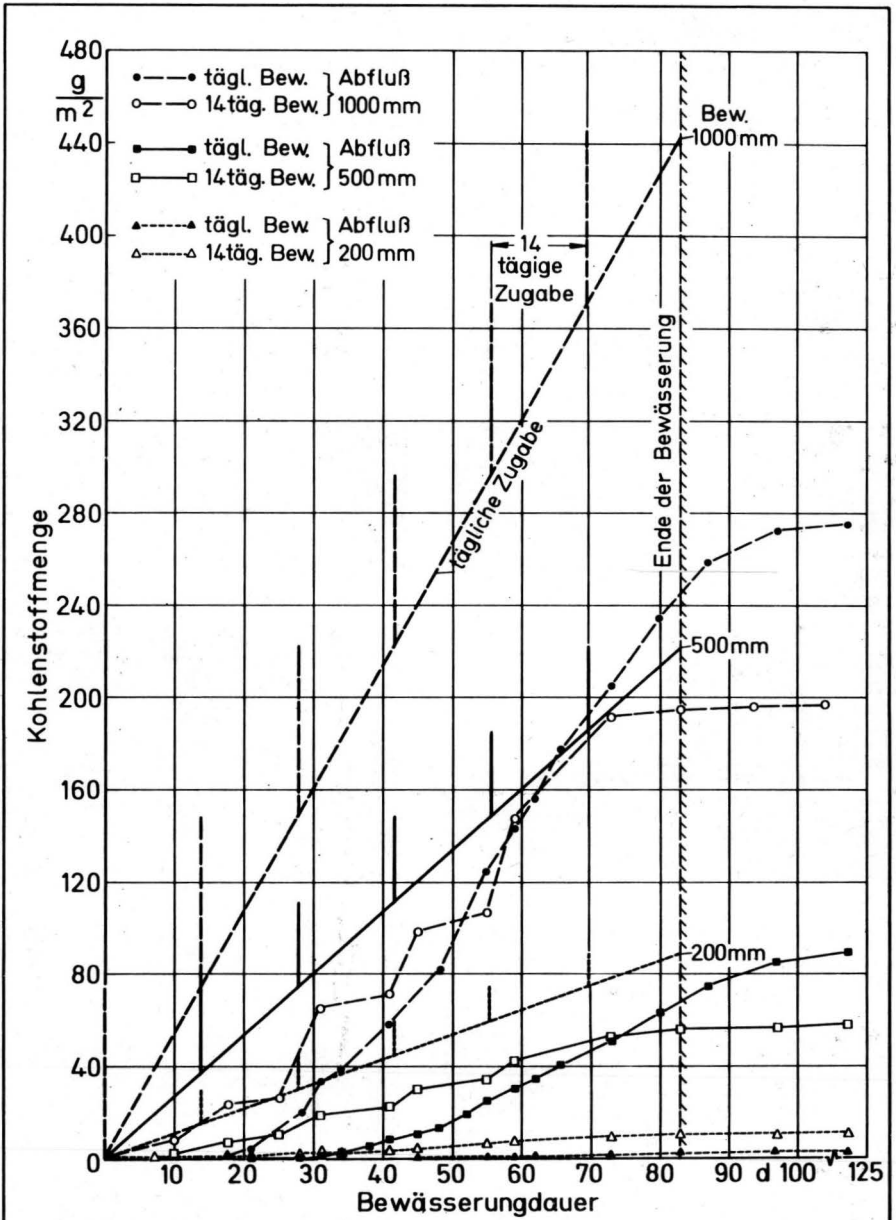
LÖS 500 mm Abwasser 14-tägig



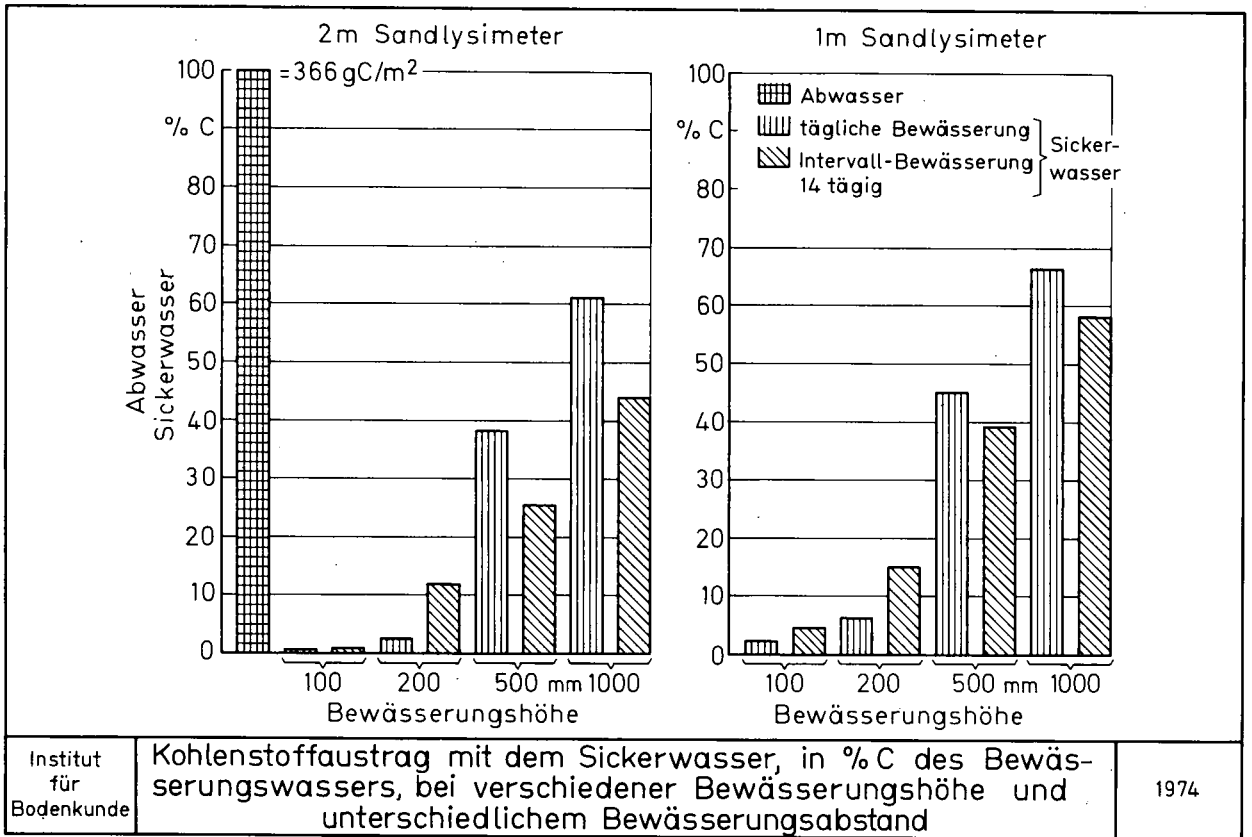
LÖS 1000 mm Abwasser tägl.

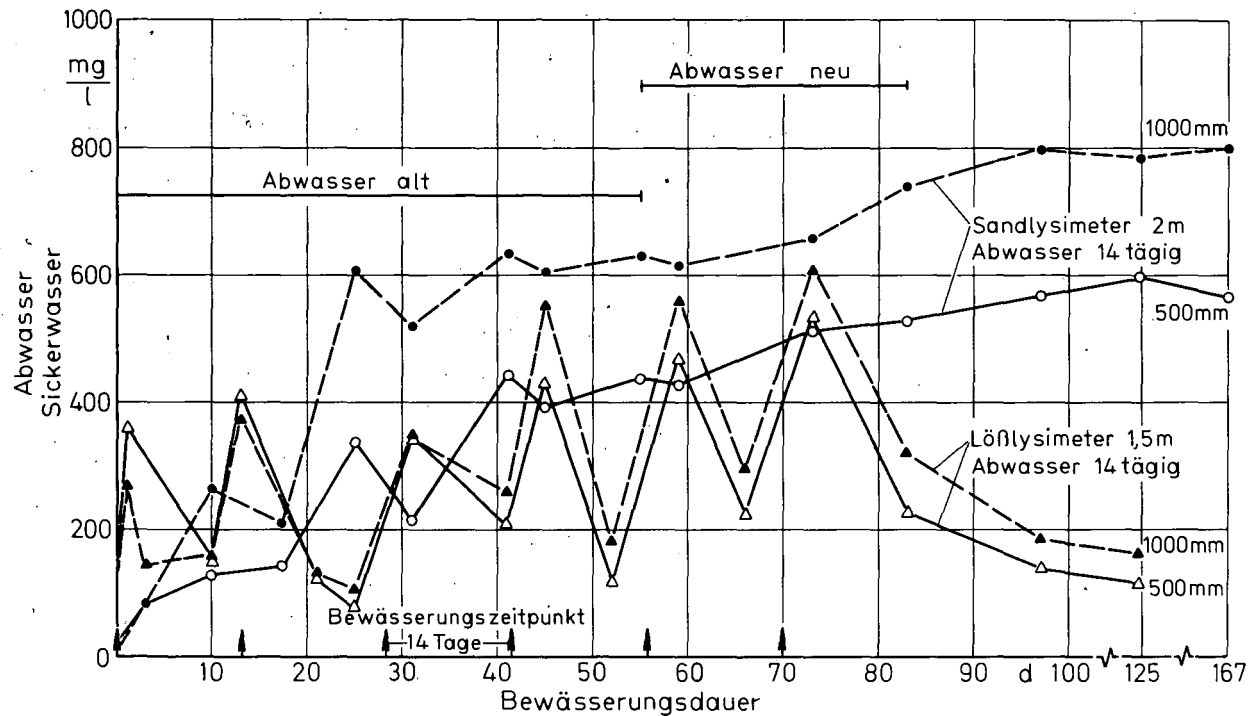


LÖS 1000 mm Abwasser 14-tägig



Institut für Bodenkunde	Zugabe (Abwasser) und Abfluß (Sickerwasser) von Kohlenstoff 2m Sandlysimeter, unbewachsen, 1973/74	1974
-------------------------	---	------



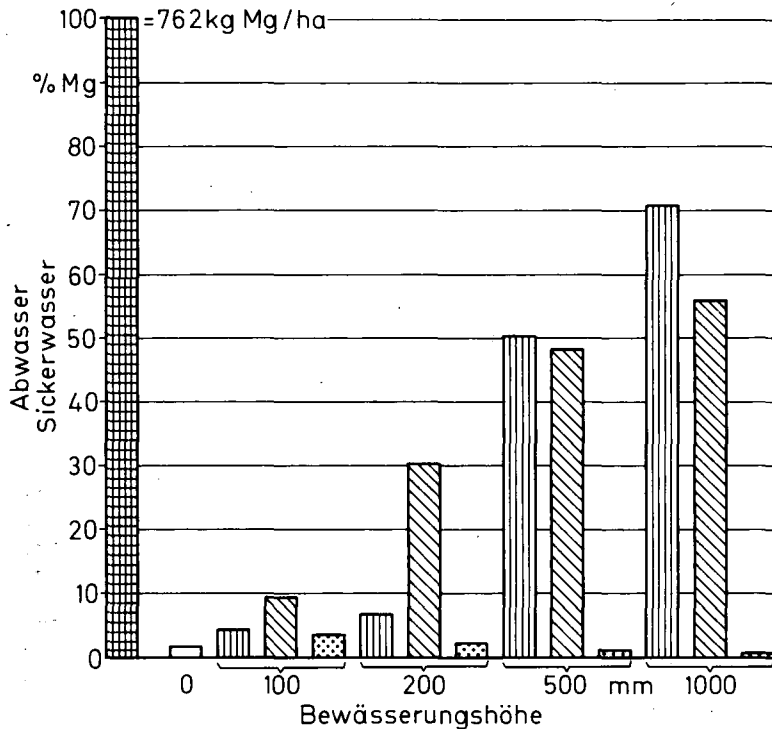


Institut
für
Bodenkunde

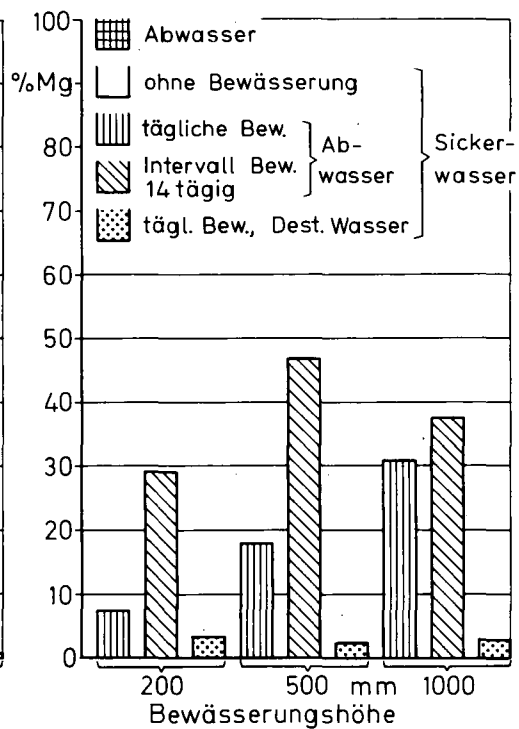
Mg - Konzentration des Abwassers und Sickerwassers
bei 14 tägiger Intervallbewässerung

1974

2m Sandlysimeter



1,5m Lößlysimeter



Institut
für
Bodenkunde

Magnesiumaustrag mit dem Sickerwasser, in % Mg des Bewässerungswassers, bei verschiedener Bewässerungshöhe und unterschiedlichem Bewässerungsabstand

1974

Bestimmung von desorbierbarem Phosphat im Boden

von

H. Knittel, U. Schwertmann u.

W. R. Fischer

Zusammenfassung

An Bodenproben (Ap) aus einem zwölfjährigen P-Formenversuch wurden Phosphat-Sorptionskurven gemessen. Die hieraus ermittelte P-Konzentration der Gleichgewichts-Bodenlösung stieg in der Reihenfolge der Düngerformen Nullparzelle < Hyper- < Rhenania- < Thomasphosphat. Eine Verrechnung dieser Kurven nach der Langmuir-Gleichung ergab gute Übereinstimmung zwischen den so ermittelten Werten für das bei der Konzentration der Gleichgewichtslösung bereits sorbierte Phosphat und dem CAL-löslichen Phosphat, jedoch nur dann, wenn zur Berechnung aller Kurven die Langmuir-Konstanten der Nullparzellen-Probe verwendet wurden. Die mittels einer Regression für jede einzelne Probe gewonnenen Werte korrelierten dagegen schlechter mit dem CAL-Phosphat.

Ebenso ergab sich bei Auswäsungs-(Desorptions-)Versuchen an einem hochgedüngten Weinbergboden zwischen den tatsächlich ausgewaschenen Phosphatmengen und der Abnahme an sorbiertem Phosphat, berechnet aus der Langmuir-Funktion der am weitesten (30mal) ausgewaschenen Probe, der gleiche Trend. Die tatsächlich entzogenen Phosphatmengen lagen jedoch meist höher als die Abnahme an sorbiertem Phosphat, so daß auf eine Nachlieferung aus einem P-Pool geschlossen werden muß, dessen Größe mit der Ermittlung derartiger Sorptionskurven nicht erfaßt wird.

Phosphat-Umsetzungen an Gewässer-Schwebstoffen

von

N. Peinemann und E. Schlichting⁺)

Erodiertem Bodenmaterial wird wegen seines P-Gehaltes eine besondere Bedeutung für die landschaftsgebundene Gewässereutrophierung zugesprochen. Als Maß dafür ist aber weder das „verfügbare“ noch das Gesamt-P geeignet. Vielmehr muß der mobilisierbare Anteil für die jeweilige Schwebstoff-Gewässer-Kombination ermittelt werden. Andererseits kann Erosionsmaterial nicht nur als P-Lieferant, sondern auch als Sorbens wirken. Dieser Effekt wird ebenfalls von den lokalen Bedingungen abhängen. Wir simulierten das Schicksal der Schwebstoffe des Flußsystems einer Geschiebemergel-Jungmoränenlandschaft (Schussen und Nebenflüsse) und einer Sandstein-Kalkstein-Schichtstufenlandschaft (Nagold und Enz) dadurch, daß wir sie mit jeweils flußab folgendem Wasser reagieren ließen.

Im Schussensystem wurden im Februar bei Niedrig- sowie im Juli bei Hochwasser und im Nagold-Enz-System im Juli bei Niedrigwasser an verschiedenen Stationen Proben von Wasser und kürzlich abgelagerten Schwebstoffen entnommen. Von deren < 1 mm-Anteil wurden jeweils 0.5 g Feuchtmaterial mit 50 ml Wasser der nächsten Station 20 h geschüttelt und zentrifugiert, die klare Lösung auf P analysiert und der Bodensatz mit flußab folgendem Wasser behandelt usw. Aus der Differenz von jeweils ursprünglicher und neuer P-Konzentration des Wassers wurde die sorbierte bzw. desorbierte P-Menge ermittelt. Sie wurde auf die Fraktion „ $< 20 \mu\text{m}$ + organ. Substanz“ bezogen, weil diese als aktiv und potentiell suspendiert anzusehen ist.

Die Schussen enthält mehr P bei Hoch- als bei Niedrigwasser (bzw. Sommer $>$ Winter) mehr P als ihre Nebenflüsse und das Schussensystem mehr P als die Oberläufe von Nagold-Enz. In beiden Fällen werden die P-Flußprofile offenbar durch Siedlungseinflüsse bestimmt. Die Schwebstoffe sind besonders in der Schussen relativ P-reicher bei Niedrig- als bei Hochwasser, im Schussensystem nicht reicher als in Nagold-Enz, aber durch Überwiegen von CaP gegenüber Fe(Al)P im letzteren Falle charakterisiert. Im Flußprofil besteht nur die Regelmäßigkeit, daß in der Schussen der AlP- und in Nagold-Enz der CaP-Anteil zunimmt.

⁺) Abtlg. Allg.Bodenkunde der Universität Hohenheim,
D-7000 Stuttgart-70

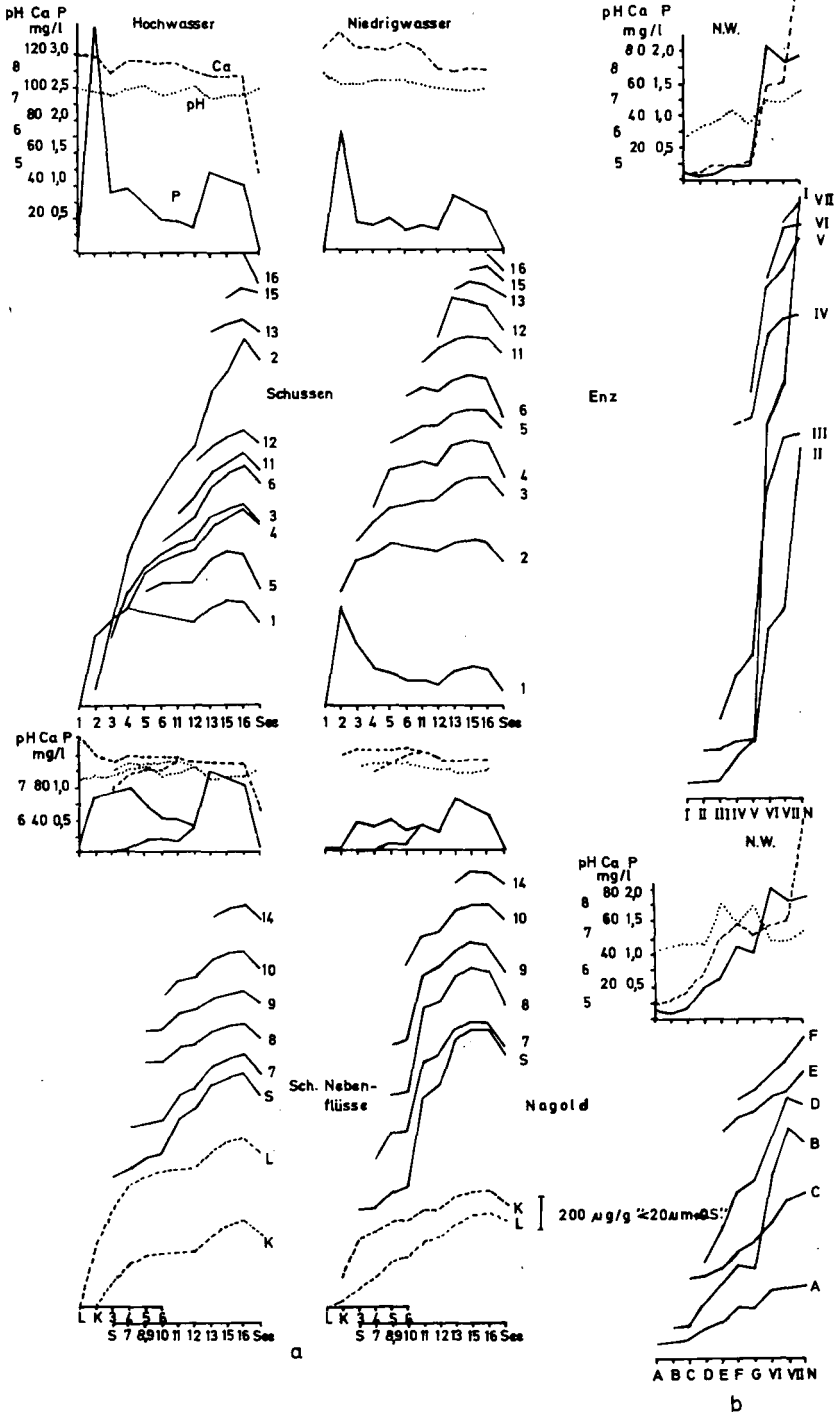
Die Kumulativkurven der P-Sorption/-Desorption lassen folgendes erkennen

1. Die Hochwasser-Schwebstoffe des Schussensystems (bes. von Station 2) sorbieren P, besonders die der Nebenflüsse bei Eintritt in die Schussen und alle beim Passieren der P-reicheren Station 13. Sorption selbst bei flußab sinkenden P-Gehalten deutet auf geringe vorhergehende Aufsättigung bei hohem Schwebstoffgehalt.
2. Die Niedrigwasser-Schwebstoffe der Nebenflüsse sorbieren noch stärker die der Schussen dagegen weniger, vielmehr tritt hier bei sinkendem P-Gehalt des Flußwassers oft eine Desorption ein. Das gilt für alle Schwebstoffe bei Reaktion mit Bodenseewasser.
3. Die Nagold-Schwebstoffe sorbieren entsprechend ihren flußab stärker steigenden P-Gehalten zwar mehr als die der Schussen, aber doch weniger als die derer Nebenflüsse, die Schwebstoffe aus dem Enz-Oberlauf im Unterlauf dagegen noch viel mehr als die Nebenfluß-Schwebstoffe beim Eintritt in die Schussen.

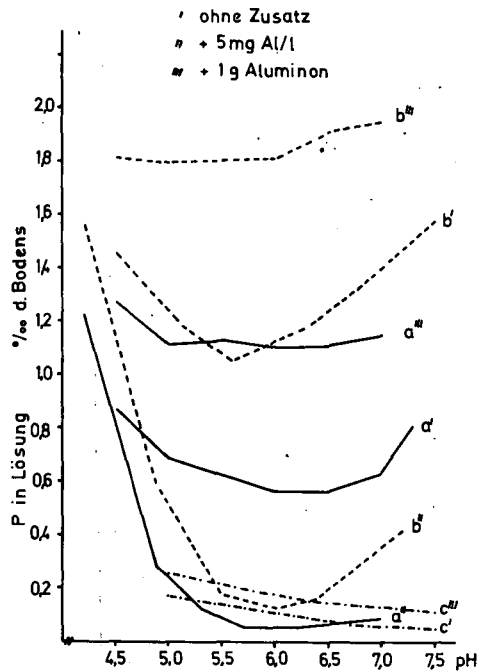
Zur Klärung der Frage, ob das nur auf den größeren [P]-Unterschied oder auch auf den pH-Unterschied zurückzuführen ist, führten wir einige Modellversuche durch. Dazu wurden 0,1 g der < 63 µm-Fractionen a) eines Pseudogley-Pelosol- und b) eines Mergelrendzina-A_h unter Wald (feucht mit 2000 ppm P versetzt und getrocknet) sowie c) 1 g Kalktuff-Rendzina-*Ap* unter Acker mit 50 ml 0,2 m CH₃COONa + CH₃COOH auf verschiedene pH-Werte eingestellt und zwar 1) ohne weitere Zusätze, 2) + 5 mg Al (als AlCl₃)/l und 3) + 1 g Aluminon/l.

Die nach 168 h bzw. 24 h stehen unter gelegentlichem Schütteln in der Gleichgewichtslösung ermittelten P-Konzentrationen lassen erkennen, daß die Desorption ein Minimum bei pH 5,5-6,0 aufweist (Boden a < b), besonders im Minimumbereich durch Al-Zusatz vermindert (a < b) und durch Al-Entzug verstärkt wird (a < b). Nur beim CaP-Boden c sinkt die Desorption kontinuierlich mit dem pH. Übertragen dieser Ergebnisse auf die Schwebstoff-Wasser-Experimente führt zu dem Schluss, daß die pH-Erhöhung über 6 nicht zu einer stärkeren Sorption führen sollte, also vermutlich der höhere P-Gehalt im Unterlauf wichtiger ist.

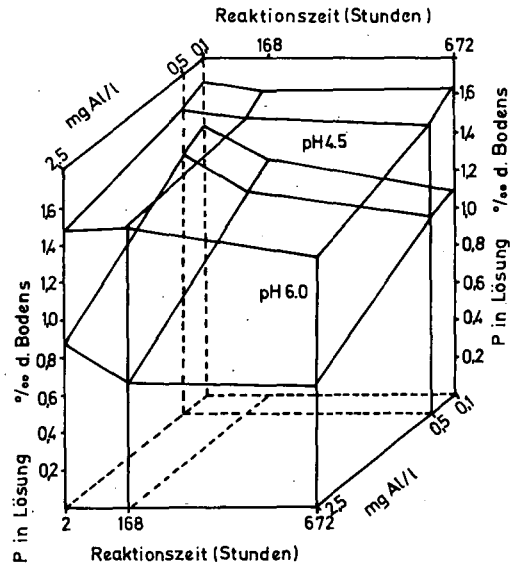
Diese Daten widersprechen sowohl der desorbierten Menge als auch der Lage des Minimums nach den aus Löslichkeitsprodukten definierter Phosphate herzuleitenden Erwartungen. Vielmehr sprechen sie dafür, daß entweder andere Phosphate gebildet werden oder daß die Gleichgewichtseinstellung verzögert ist und zwar besonders bei stärker saurer bzw. alkalischer Reaktion.



Zusammensetzung von Flußwasser und Kumulativkurven der P-Sorption durch Schwebstoffe in: a) Grundmoränenlandschaft und b) Schichtstufenlandschaft.



Lösliches P in Abhängigkeit von pH bei Zusatz oder Entzug von Al (P-gedüngte Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> des Ah) von a) Pseudogley-Pelosol und b) Mergelrendzina sowie c) A_p einer Kalktuff-Rendzina



Lösliches P in Abhängigkeit von pH, Al-Konzentration und Zeit (P-gedüngte Fraktion <math>< 63 \mu\text{m}</math> des A_h einer Mergelrendzina)

Zur Bestimmung und Zuordnung des echten Amidstickstoffs
in Proteinen, Böden, Huminsäuren und Klärschlämmen.

von

R. Aldag +)

Die Bestimmung und Zuordnung des echten Amidstickstoffs in reinen Proteinen, welcher Herkunft sie auch sein mögen, bereitet bekanntlich keine Schwierigkeiten. Er liegt dort zum überwiegenden Anteil in gebundener Form in den beiden Säureamiden Asparagin und Glutamin vor, die ihrerseits mit anderen Aminosäuren peptidartig verknüpft sind.

Wenn solche Eiweiße hydrolytisch zersetzt werden, dann tauchen im Hydrolysat neben den proteinogenen Aminosäuren auch noch Ammonium-Ionen auf, die mit Hilfe der Ionenaustausch-Chromatografie einwandfrei bestimmt und zugeordnet werden können.

In einer früheren Untersuchung (ALDAG und KICKUTH, 1973) haben wir bei dem Vergleich eines Kollektivs von 20 Proteinen der verschiedensten Herkünfte die im Proteinhydrolysat vorhandenen Mole an Ammoniak (NH_4) der Summe der darin enthaltenen Mole an Asparaginsäure und Glutaminsäure (AG) zugeordnet und daraus einen NH_4/AG -Grenzwert abgeleitet. Der Mittelwert dieser NH_4/AG -Relation betrug 0.54.

Grob verallgemeinernd kann also gesagt werden, daß etwa jedes zweite Mol an Asparaginsäure und Glutaminsäure, das im Hydrolysat analytisch bestimmt wird, innerhalb des Proteins als das korrespondierende Säureamid Asparagin und Glutamin vorgelegen hat.

Die Bestimmung und exakte Zuordnung dieses echten Amidstickstoffs in Böden, Huminsäuren, Klärschlämmen und ähnlichen Substraten bereitet hingegen Schwierigkeiten und ist bis heute nicht geklärt. Die besondere Schwierigkeit der Bestimmung des echten Amidstickstoffs in Böden beruht darauf, daß im Bodenhydrolysat Ammoniak-Stickstoff vorliegt, der zahlreichen verschiedenen N-Fractionen zugeordnet werden muß, von denen aber einige kaum exakt voneinander abzugrenzen sind. Um diesen Sachverhalt zu verdeutlichen, sind in der Tabelle 1 noch einmal die einzel-

Tabelle 1

nen N-Fractionen in Böden, wie sie heute nach bekannten Methoden bestimmt und abgegrenzt werden, zusammengestellt. In der linken Spalte der Tabelle 1 erscheinen die einzelnen Stickstoff-Fractionen, die beiden anderen Spalten enthalten jeweils Mittelwerte für zahlreiche untersuchte Kulturböden von KEENEY und BREMNER (1964) und diejenigen unserer Untersuchungen.

Die Problematik der N-Fraktionierung soll hier nicht näher diskutiert werden. Es sei aber auf zwei Dinge besonders hingewiesen. Mehr als 90 % des Gesamtboden-N liegen im Boden in organischer Bindung vor; zwischen 75 und 80 % des N_t können durch eine saure Hydrolyse freigesetzt werden.

Innerhalb der Fraktion insgesamt hydrolysierbarer N haben die Fraktionen Aminosäure-N und Ammonium-N (selbst wenn das im Boden vorhandene fixierte und austauschbare Ammonium in Abzug gebracht wird) anteilmäßig die größte Bedeutung.

Die N-Fraktion, die in der Tabelle 1 mit sog. Säure-Amid-N bezeichnet ist, enthält keineswegs nur Ammoniak-N, der ausnahmslos aus echten Säureamiden stammt.

Diese Hypothese läßt sich durch folgenden Sachverhalt belegen. Bekanntlich liegt der NH_4/AG - Grenzwert bei reinen Proteinen im Durchschnitt bei 0.54 . In einer früheren Untersuchung haben wir nun diese NH_4/AG -Relation für ein größeres Kollektiv von Bodenhydrolysaten berechnet (ALDAG und KICKUTH, 1973). Danach überschritt die NH_4/AG -Relation den Wert von 1.0 erheblich, bei manchen Böden nahm diese Relation auch Werte von über 6 an. Dieser Sachverhalt steht also in einem auffallenden Gegensatz zu den Verhältnissen bei reinen Proteinen. Selbst wenn sämtliche Mole Asparaginsäure und Glutaminsäure vor der hydrolytischen Behandlung als die korrespondierenden Säureamide Asparagin und Glutamin im Peptid- und Proteinverband im Boden vorgelegen hätten, dürfte die NH_4/AG -Relation den Wert 1.0 nicht wesentlich überschreiten.

Aufgrund des Vergleiches von Bodenproteinen und reinen Proteinen hinsichtlich ihrer durchschnittlichen Aminosäure-Zusammensetzung halten wir es für gerechtfertigt (siehe auch ALDAG und KICKUTH, 1973), auch für Böden, Huminsäuren und Klärschlämme das an Proteinen gefundene NH_4/AG -Verhältnis von 0.5 für das direkt an Asparaginsäure und Glutaminsäure gebundene Ammoniak zugrunde zu legen.

Demzufolge bezeichnen wir eine der halben Molmenge von Asparaginsäure und Glutaminsäure äquivalente Menge an Ammoniak als "echtes Amid-N" (EAN) und die Restmenge an hydrolysablem Ammoniak als "pseudo Amid-N" (PAN) .

Zur Berechnung des echten Amid-N (EAN) benötigt man also nur die Summe der ermittelten Mole an Asparaginsäure und Glutaminsäure im Hydrolysat und kann nach der Gleichung

$$\text{EAN} = (\text{AG}) \times 0.5$$

die Menge des echten Amid-N errechnen.(siehe Tabelle 2) .

In der Tabelle 2 sind die einzelnen N-Fractionen mit den Angaben zur Bestimmung und Berechnung zusammengestellt, wie sie aufgrund unserer Vorschläge zur Erfassung des echten Amid-N und des pseudo-Amid-N erweitert werden müssen.

Tabelle 2

Der pseudo -Amid-N (PAN) errechnet sich aus dem NH_4 des Hydrolysates (Zeile n in Tab. 2) vermindert um den Anteil des echten Amid-N (EAN,Zeile o in Tab. 2) .

In der Tabelle 3 sind nun Ergebnisse zum Gehalt des echten - und des pseudo-Amid-N in verschiedenen Substraten angegeben.

Tabelle 3

In den obersten vier waagerechten Zeilen sind Daten für verschiedene Proteine aufgeführt. Die Angaben für das Gesamtprotein aus Hafer und das Casein von MERCK entstammen eigenen Analysen, die anderen Daten sind jeweils dem Biochemischen Taschenbuch (RAUEN, 1964) entnommen und entsprechend berechnet worden. Dabei bestätigt sich, daß auch bei Anwendung unserer Methoden die NH_4/AG -Relation für reine Proteine bei einem Wert zwischen 0.5 und 0.6 liegt. Bei den reinen Proteinen ist das im Hydrolysat insgesamt ermittelte Ammoniak gleichzeitig als echter Amid-N zu bezeichnen. Der echte Amid-N macht dort etwa 6.7 bis 8.9 % des Gesamtprotein-N aus.

Hingegen weisen die Daten für die untersuchten Böden, Huminsäuren und Klärschlämme eindeutig darauf hin, daß neben dem echten Amid-N noch erhebliche Anteile an Ammoniak-N im Hydrolysat verbleiben, die wir der Fraktion des pseudo-Amid-N zugeordnet haben. Am ausgeprägtesten ist dieser Sachverhalt an den Mittelwerten der 12 untersuchten Böden zu erkennen. Die NH_4/AG -Relation beträgt 3.36, der EAN macht 3.54 %, der PAN dagegen 13.46 % des N_t aus. Die Werte für die untersuchten Huminsäuren liegen etwa in der Mitte zwischen denen der Böden und denen der Schlämme. Der niedrigere NH_4/AG -Wert von 1.22 bei dem Rückführschlamm aus der biologischen Reinigungsstufe der Kläranlage und der relativ hohe Wert von 4.8 % beim EAN zeigen an, daß dieser Schlamm recht proteinreiche Bakteriensubstanz enthält. Im Vergleich zu den Huminsäuren geht bei den Schlämmen der Anteil des PAN entsprechend auf 4-5 % des N_t zurück.

Welche Bedeutung ist diesem echten Amid-N insbesondere in Böden beizumessen? Darüber kann bis heute wenig ausgesagt werden. Es ist jedoch zu vermuten, daß der echte Amid-N aufgrund seiner Säureamid-Bindung möglicherweise bei Mineralisierungsvorgängen im Boden von Mikroorganismen leichter zu mobilisieren ist als der pseudo-Amid-N. Immerhin erreicht der EAN mit 3.5 % des N_t in Böden einen Wert, der bestenfalls auch als Mineralisierungsrate während einer Vegetationsperiode für den Boden-N angenommen wird. Vielleicht kann der EAN zur Bestimmung des N-Bedarfs und der N-Verfügbarkeit in Ackerböden als geeigneter Parameter herangezogen werden.

Literatur:

- Aldag, R. und Kickuth, R.: Stickstoffverbindungen in Böden und ihre Beziehung zur Humusdynamik. 2. Mitteilung: Zur Bestimmung und Zuordnung des Amidstickstoffs. Zeitschrift. Pflanzenern. u. Bodenkde. 136, 141-150 (1973)
- Aldag, R. und Graff, O.: Einfluß der Regenwurmtätigkeit auf Proteingehalt und Proteinqualität junger Haferpflanzen. Landw. Forschung, (1974, im Druck)
- Rauen, H.M. : Biochemisches Taschenbuch, Teil I. Springer Verlag, Berlin, Göttingen, Heidelberg (1964).
- Keeney, D.R. and Bremner, J.M.: Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 28, 653-656, (1964).

Tab.1 Durchschnittliche Anteile des anorganisch und organisch geb. N, sowie der einzelnen N-Fractionen des Bodens in % des Gesamtboden-N (Nt)

Stickstoff - Fraktionen	Mittelwerte aus 10 Kultur- böden (nach KEENEY u. BREMNER, 1964)	Mittelwerte aus 12 Böden (5 Ah- Horizonte unter Wald, 5 Kulturböden u. 2 Regenwurmlosungen, (nach ALDAG, 1973, unveröffentlicht)
Anorganisch geb. N insges.	8.0	6.3
NO ₃ + NO ₂	0.3	1.4
NH ₄ (f+ a)	7.7 *	4.9 *
Organisch geb. N insges.	92.3	93.7
Nicht hydrolysierbar (heterozyklisch geb. N)	24.0	17.0
Hydrolysierbar insges.	68.3 *	76.7 *
AS insges.	23.4 * *	38.6
saure + neutrale AS	n. b.	29.9
basische AS	n. b.	8.7
Ammonium insges.	24.7	21.5
Ammonium (f+ a)	(7.7) *	(4.9) *
Sog. Säure-Amid-N	17.0	16.6
Aminozucker	5.4	5.2
Hydrolysat-Rest-N	22.5 * * *	17.0

* Das fixierte und austauschbare Ammonium wird im sauren Hydrolysat weitestgehend mit erfaßt. Da es in der Fraktion "anorganischer N" als Einzelfraktion aufgeführt ist, wurde es nicht zum insgesamt hydrolysierbaren N addiert.

** enthält nur den α -Aminosäure-N

***enthält, zusätzlich den basischen Aminosäure-N, der nicht am α -C-Atom gebunden ist

Tab. 2 Aufstellung einzelner N-Fractionen von Böden

N-Fractionen	Zeile	Methode, Bestimmung, Berechnung
Gesamt - N	a	Kjeldahl
Hydrolysat-N insges.	b	saure Hydrolyse, Kjeldahl
Nichthydrolysierbarer heterozyklisch geb. N	c	direkt, oder durch Differenzrechnung [Zeile (a) - Zeile (b)]
$\text{NO}_3 + \text{NO}_2$	d	Einzelbestimmung
NH_4 (a)	e	Einzelbestimmung
NH_4 (f)	f	Einzelbestimmung
Saurer + neutraler Aminosäure - N	g	Ionenaustausch - Chromatographie, Bestimmung an aliquotem Volumen des Gesamthydrolysates, Aminosäure - Analysator
Basischer Aminosäure-N	h	
Aminosäure - N insges.	i	
Aminozucker - N insges.	j	
NH_4 des Hydrolysates insgesamt	k	
Summe Asparagin = säure + Glutaminsäure (AG)	l	
Hydrolysat - Rest - N	m	Berechnung [Zeile (b) minus Summe der Zeilen (i + j + k)]
NH_4 des Hydrolysates minus [NH_4 (a) + NH_4 (f)]	n	Berechnung [Zeile (k) minus Zeilen (e + f)]
Echtes Amid - N (EAN)	o	Berechnung laut Ableitung $\text{EAN} = \text{AG} \times 0.5$
Pseudo - Amid - N (PAN)	p	Berechnung (Wert Zeile (n) minus Wert Zeile (o) laut Ableitung

NH_4 (a) = austauschbares Ammonium,

NH_4 (f) = fixiertes Ammonium.

Daten zur Verteilung des echten und des pseudo-Amid-N in verschiedenen Substraten (Angaben in % des Gesamt-N des Substrates). Tab. 3

Untersuchte Substrate	N _t (%)	NH ₄ des Hydro- lysates insges. bei Proteinen = echtes Amid-N	NH ₄ des Hydro- lysates minus NH ₄ (f + a)	NH ₄ /AG- Relation	echtes Amid-N (EAN, ber.)	pseudo Amid-N (PAN, ber.)
Gesamtprotein, Hafer, Mittelwert aus 4 Varianten (nach ALDAG u. GRAFF, 1974)	17.5	8.97	-	0.63	-	-
N-Acetylmuramidglykonohydro- lase (Pflanze)(nach RAUEN, 1964)	17.2	6.74	-	0.61	-	-
α-Amylase (Bac. subtilis) (nach RAUEN, 1964)	16.0	8.97	-	0.52	-	-
Casein (Merck Nr. 2244)	14.0	8.64	-	0.53	-	-
Mittelwert aus 12 Böden, (5 Ah- Horizonte, 5 Kulturböden, 2 Regen- wurmlosungen, nach ALDAG, 1974, unveröffentlicht)	0.21	21.5	17.0	3.36	3.54	13.46
Huminsäure aus Hochmoor (Wiese), stark gereinigt	2.18	12.1	-	2.55	2.40	9.70
Huminsäure (Göttinger Wald, Ah- Horizonte, gereinigt), Mittelwert aus 5 versch. Huminsäuren	1.42	17.1	-	1.91	4.60	12.50
Rückführschlamm, (Biologie, Lindau/B.) Mittelwert aus 7 verschiedenen Proben	7.18	11.88	10.08	1.22	4.79	5.29
Faulschlamm (Faulturm, Klär- anlage Lindau/B., 1973)	2.1	13.07	9.66	1.16	5.61	4.05

AG = Asparaginsäure + Glutaminsäure; N(t) = Gesamt-N

EAN = echtes Amid-N, PAN = pseudo Amid-N, Relation: NH₄ = AG × 0.5

Feldversuche über den Verbleib von markiertemDünger-Stickstoff in Boden und Pflanze

von
H. FLEIGE ⁺) und A. CAPELLE ⁺⁺)

1. Einleitung

Untersuchungen über den Verbleib von Dünger-N im System Boden-Pflanze zeigen folgendes Ergebnis: Verbleib im Boden 10 bis 40 %, Ausnutzung durch die Pflanze 30 bis 70 %, Auswaschung 5 bis 10 % und gasförmige Verluste 10 bis 30 % (Zusammenfassende Literaturübersichten bei 1, 7). Die Ergebnisse wurden fast ausschließlich in Gefäß- und einigen Lysimeterversuchen ermittelt. Dagegen gibt es nur wenige Untersuchungen über die Dünger-N-Bilanz bzw. Dünger-N-Ausnutzung von Getreide unter Feldbedingungen (2, 4, 6, 8, 9, 10).

Um Aspekte des N-Haushaltes zu klären, ist es unerlässlich, die Versuche im Freiland an natürlich gewachsenen Böden durchzuführen, da in Gefäß- und Lysimeterversuchen mehr oder weniger künstliche Bedingungen vorliegen. Hierzu boten sich besonders die im südniedersächsischen Raum weitverbreiteten Parabraunerden aus Löß an; denn Beobachtungen an diesen Böden zeigten, daß insbesondere in niederschlagsreichen Jahren Ertragsdepressionen auftraten. Dies könnte u.a. durch ein zeitweilig vermindertes N-Angebot an die Pflanze infolge starker N-Verluste durch Denitrifikation verursacht sein.

In den Jahren 1968 und 1972 wurden an zwei verschiedenen Standorten Untersuchungen mit markiertem Stickstoff durchgeführt, um das Transformationsvermögen von Löß-Parabraunerden für Dünger-Stickstoff zu studieren.

⁺) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
3 Hannover-Buchholz, Stilleweg 2

⁺⁺) Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung,
34 Göttingen, v.Sieboldstr.8

2. Versuchsdurchführung, Material und Methoden

Angaben über Versuchsdurchführung, Material und Methoden enthält folgende Aufstellung:

Versuchsjahr	:	1968	1972
Versuchsort	:	Drüber, Kr.Einbeck	Marienstein ¹⁾
Flächenabgrenzung	:	Stahlzylinder: 1 m lang, 50 cm \emptyset	PVC-Zylinder: 125 cm lang, 31 cm \emptyset
Wiederholungen	:	1	3
Düngerform	:	K ¹⁵ NO ₃	(¹⁵ NH ₄) ₂ SO ₄
Düngermenge	:	80 gk N/ha	74 kg N/ha
Düngerausbringung	:	in H ₂ O gelöst, entspr. 25 mm Niederschlag	in H ₂ O gelöst, entspr. 2 mm Niederschlag
Bodenprobenentnahme:	:	Teilprobenentnahme mit Pürkhauer-Bohr- stock in 10 cm Abschnitten	Gesamtbodenentnahme ²⁾ von 0-30 cm in 5 cm Abschnitten von 30-120 cm in 10 cm Abschnitten
Versuchsfrucht	:	Sommer-Gerste	Hafer
Aussaatmenge	:	150 kg/ha	150 kg/ha
Aussaattermin	:	8. IV	10. IV
Düngungstermin	:	27. IV	19. IV
¹⁵ N-Nachweis	:	Massenspektrometrie	Emissionsspektrometrie
Gesamt-N-Bestimmung	:	Kjeldahl ³⁾	Kjeldahl ³⁾

1) Versuchsfeld des Inst.f.Pflanzenbau u.Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen

2) siehe FLEIGE, H. & A.CAPELLE (5)

3) modifizierte Kjeldahlbestimmung einschließlich NO₃-N, siehe FLEIGE, H. et al. (3)

3. Dünger-N-Bilanz

In den beiden Versuchsjahren waren die mit markiertem Stickstoff gedüngten Flächen unterschiedlich groß. Um die Ergebnisse besser vergleichen zu können, erfolgte eine Umrechnung in kg/ha. Dazu wurde im Versuchsjahr 1968 ein für Parabraun-erden häufig zutreffendes Trockenraumgewicht von 1,5 benutzt. Für das Versuchsjahr 1972 wurde das Bodengewicht pro entnommener Bodenschicht zur Umrechnung herangezogen:

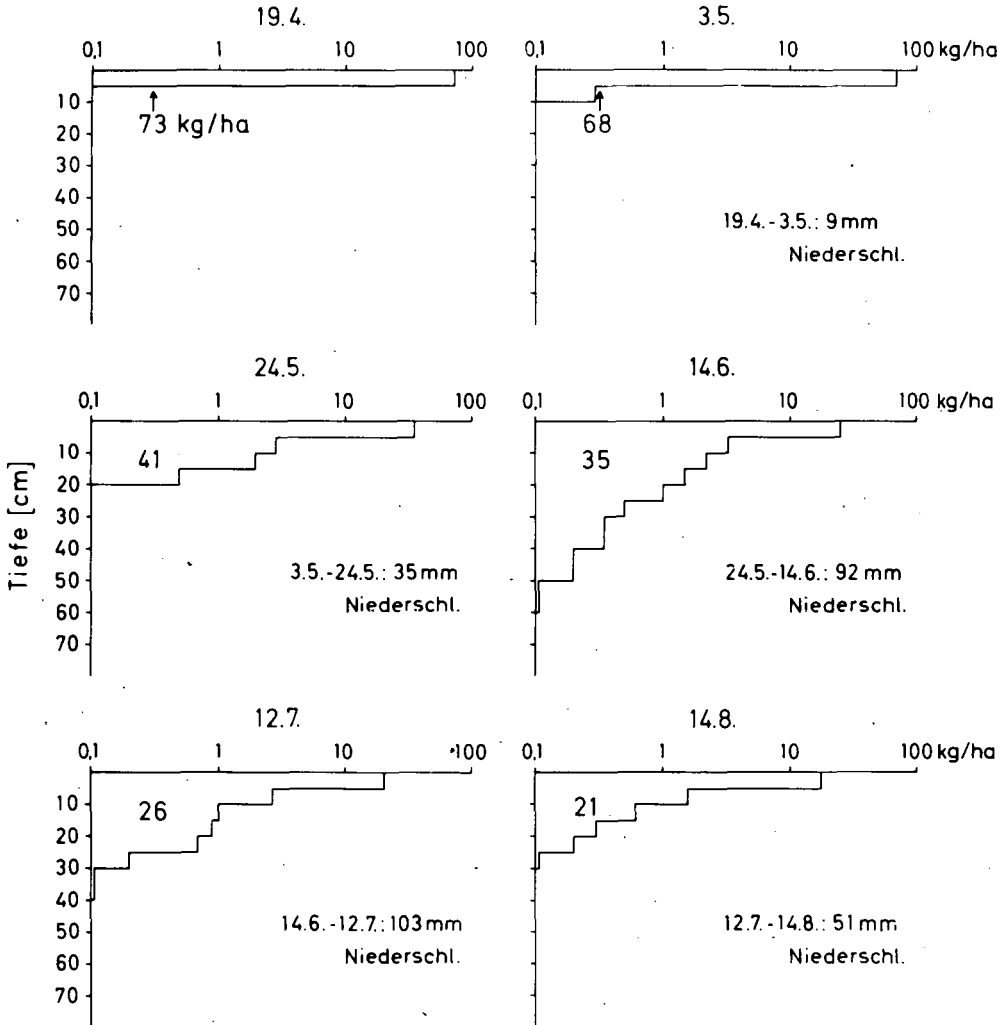
3.1. Vertikale Wanderung und Verbleib des Dünger-N im Boden

Abb. 1 und 2 zeigen die Tiefenverteilung des Dünger-N während der Vegetationszeit. Ferner sind die Niederschlagsmengen zwischen 2 Bodenprobenentnahmetermen und die im Boden verbliebenen Gesamt-Düngermengen angegeben.

In Abb. 1 sind die Ergebnisse des Versuchsjahres 1968 dargestellt. Eine Woche nach der Düngung ist unter Ausprägung eines deutlichen Tiefengradienten markierter Dünger-Stickstoff bis in eine Bodentiefe von 60 cm eingewaschen worden. Dies ist durchaus erklärlich, wenn folgender Sachverhalt berücksichtigt wird: Bereits mit der Dünger-N-Ausbringung wurde dem Boden eine Wassermenge entsprechend 25 mm Niederschlag in wenigen Minuten zugeführt. Dazu kam noch eine natürliche Niederschlagsmenge von 19 mm. Bis zum 17. Mai wandert noch weiterer Dünger-Stickstoff in die Bodenschicht von 30 bis 60 cm ein. Mit zunehmender Vegetationsdauer und damit verbunden verstärkter N-Aufnahme durch die Pflanze werden die in tiefere Bodenschichten eingewaschenen Dünger-N-Vorräte durch die Pflanze ausgenutzt. Ab 14. Juni treten keine Veränderungen der Dünger-N-Menge im Boden mehr auf. Der im Boden verbliebene markierte Stickstoff verteilt sich zum Erntetermin am 30. Juli auf eine Bodendecke von 30 cm.

Betrachtet man die Gesamt-Dünger-N-Mengen im Boden, so ist zunächst die zu erwartende Abnahme zu beobachten. Ab Mitte Juni ist nur noch ein geringer Teil von 6 kg N/ha bzw. 8 % des Dünger-N im Boden verblieben. Dies Ergebnis deutet darauf hin, daß ab diesem Zeitpunkt kein Dünger-Stickstoff der wachsenden Pflanze mehr zur Verfügung steht.

Abb. II Dünger-N-Tiefenverteilung im Boden 1972



Aus der zu 6 Zeitpunkten während der Vegetationsperiode in Abb. 2 dargestellten Dünger-N-Tiefenverteilung ist folgendes Ergebnis festzustellen: Während der gesamten Wachstumsperiode der Haferpflanzen verbleibt der größte Teil des Dünger-Stickstoffs in der oberen 5 cm Bodenschicht. Mit zunehmendem zeitlichem Abstand vom Düngungstermin wandert der markierte Stickstoff unter Ausbildung eines schwachen Tiefengradienten zunächst abwärts. Am 14. Juni konnte bis zu einer Bodentiefe von 60 cm Dünger-Stickstoff nachgewiesen werden. Im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode wandert die ^{15}N -Untergrenze wieder nach oben und liegt zum Erntezeitpunkt in 30 cm Bodentiefe.

Die Einwaschung des markierten Stickstoffs nach erfolgter Nitrifizierung des Ammonium-Düngers kann wiederum als Folge der zeitweise hohen Niederschlagsmengen gesehen werden (vergl. Abb. 2). So geht aus den Untersuchungen über die Wasserbewegung im Boden, die ebenfalls durchgeführt wurden, hervor, daß die Wasserscheide nach heftigen Niederschlägen zu mehreren Zeitpunkten der Vegetationsperiode in der untersuchten Bodenschicht bis 2 m Tiefe kurzfristig nicht feststellbar war.

Betrachtet man die im Boden verbliebene Dünger-Menge, so ist festzustellen, daß im Gegensatz zu den im Jahr 1968 gewonnenen Ergebnissen während der gesamten Vegetationszeit eine stetige Abnahme vorhanden war. Zum Erntezeitpunkt waren noch 21 kg/ha bzw. 28 % des Dünger-N im Boden vorhanden.

Ein Vergleich der Ergebnisse der beiden Versuchsjahre deutet darauf hin, daß das Transformationsvermögens des Bodens für Dünger-Stickstoff in den einzelnen Jahren sehr unterschiedlich sein kann. Es wird in starkem Maße beeinflußt durch die Dünger-N-Form - in der Regel verbleibt bei einer Nitratgabe weniger Dünger-N im Boden (1, 7) -, von dem jeweiligen bodenphysikalischen Zustand und den chemischen Eigenschaften des Bodens.

Abschließend bleibt noch festzustellen, daß in beiden Versuchsjahren keine Dünger-N-Auswaschung während der Vegetationszeit stattgefunden hat. Eine Verfrachtung von oberflächlich ausgebrachtem Dünger-N findet nur zu Beginn der Vegetations-

zeit statt. Mit zunehmender Substanzproduktion und damit verbundenem tieferem Wurzelwachstum sowie verstärktem N-Entzug wird auch bereits tiefer verlagertes Dünger-Stickstoff durch die wachsende Pflanze wieder entzogen.

3.2. N-Entzug durch die Pflanze

In Tab. 1 sind die N-Entzüge durch die Pflanze dargestellt. Aus den Daten geht hervor, daß in den beiden Versuchsjahren nur geringe Differenzen im Gesamt-, Dünger- und des durch Differenzrechnung ermittelten bodenbürtigen N-Entzuges vorhanden waren. Die im oberirdischen Aufwuchs zum Erntetermin enthaltene Dünger-N-Menge von 33 bzw. 30 kg/ha entspricht einer Dünger-N-Ausnutzung von 41 % durch die Pflanze. Die Ausschöpfungsquote von weniger als 50 % scheint für Feldversuche bei Getreide in der Regel zutreffend zu sein (4, 6, 8, 9).

Tab. 1: Gesamt-, Dünger- und bodenbürtiger N-Entzug durch die Pflanze kg/ha

Versuchsjahr	Gesamt-N	Dünger-N	bodenbürtiger-N
1968	130	33	97
1972	120	30	90

Am Gesamtstickstoffentzug durch die Pflanze ist der Dünger-Stickstoff nur zu 25 % beteiligt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch RAUHE et.al. (6, 9, 10). Sie konnten in ihren Untersuchungen feststellen, daß der Anteil des Dünger-N am Gesamt-N-Entzug 14 bis 43 % betrug. MYERS et.al. (8) ermittelten unter kanadischen Verhältnissen Werte von 41 bis 55 %.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß unter Feldbedingungen die Ausnutzungsraten für Dünger-N und der Anteil des Dünger-N am Gesamt-N-Entzug durch oberirdischen Aufwuchs des Getreides erheblich von den aus Gefäßversuchen bekannten Daten abweichen.

3.3. Dünger-N-Verluste

Die Dünger-N-Verluste werden nach folgender Gleichung berechnet: $N_D - N_B - N_P = N_V$, wobei N_D = Dünger-N, N_B = Dünger-N im Boden, N_P = Dünger-N in der Pflanze und N_V = Dünger-N-Verluste bedeuten. Aus den bisher dargestellten Ergebnissen ergibt sich demnach für das Jahr 1968 und 1972 51 % bzw. 31 % Dünger-N-Verluste.

Die hohen Dünger-N-Verluste von 51 % des Versuchsjahres 1968 werden wahrscheinlich zum überwiegenden Teil durch Denitrifikation verursacht sein. Dies erklärt sich aus dem Sachverhalt, daß infolge der Zufuhr der Düngerlösung und gefallener Niederschläge über einen kürzeren Zeitraum eine hohe Bodenwassersättigung vorhanden war und die Bodentemperaturen in 10 cm Bodentiefe 15 bis 20°C betragen. Somit waren nahezu optimale Bedingungen für gasförmige N-Entbindung durch Denitrifikation gegeben. Auf einer unbewachsenen Parzelle konnte im gleichen Versuchsjahr festgestellt werden, daß der größte Teil der Dünger-N-Verluste bereits in den ersten drei Wochen nach der Düngung auftrat (5).

Die Verluste im Versuchsjahr 1972 scheinen dagegen nicht schlagartig in kurzer Zeit, sondern eher kontinuierlich über die gesamte Vegetationszeit abzulaufen. Unmittelbar nach der Düngung mit Ammoniumstickstoff können durchaus geringe Verluste durch Ammoniakentbindung aufgetreten sein, da der Boden einen pH-Wert von 7,3 hat. Nach der Nitrifizierung des Dünger-N wird wahrscheinlich ein schleichender Denitrifikationsprozeß für die gasförmige Entbindung verantwortlich sein.

4. Zusammenfassung

In zwei Versuchsjahren (1968 und 1972) wurden in Feldversuchen Untersuchungen über den Verbleib von markiertem Dünger-N durchgeführt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. In den Versuchsjahren 1968 bzw. 1972 verblieben 8 bzw. 28 % des Dünger-N im Boden, jeweils 41 % befanden sich im oberirdischen Aufwuchs und 51 % bzw. 31 % wurden gasförmig entbunden.

2. Die N-Verluste werden im überwiegenden Maße durch Denitrifikation verursacht.
3. Zu Beginn der Vegetationszeit wurde Dünger-N bis zu einer Bodentiefe von 60 cm verlagert. Zum Erntezeitpunkt befand sich nur noch in der Bodendecke von 0 bis 30 cm (1968 u. 1972).
4. Der Gesamt-N-Entzug der Pflanzen setzt sich in beiden Versuchsjahren aus 75 % boden- und 25 % düngerbürtigem N zusammen.

5. Literatur

- 1 ALLISON, F.E. (1966): The fate of nitrogen applied to soils, Adv. Agron. 18, 219-258
- 2 BARTHOLOMEW, W.V., L.B. NELSON & C.H. WERKMAN (1950): The use of nitrogen N^{15} in field studies with oats, Agron. J. 42, 100-103
- 3 FLEIGE, H., B. MEYER & H. SCHOLZ (1971): Fraktionierung des Bodenstickstoffs für N-Haushaltsbilanzen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 1-37
- 4 FLEIGE, H., B. MEYER & H. SCHOLZ (1972): Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Düngerstickstoff (^{15}N) in einer Ackerparabraunerde aus Löss, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 39-86
- 5 FLEIGE, H. & A. CAPELLE (1974): Methodische Voraussetzungen exakter Dünger-N-Bilanzierung im Feldversuch, Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. im Druck
- 6 KNAPPE, S., K. RAUHE, M. SPITZL & W. DRAUSCHKE (1974): Ertragsbildung und Ausnutzung von Dünger- und Bodenstickstoff auf Parzellen des Dauerdüngungsversuches "Ewiger Roggenbau" Halle nach Düngung mit ^{15}N -markiertem Harnstoff, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 18, 3-14
- 7 KUNDLER, P. (1970): Ausnutzung, Festlegung und Verluste von Düngemittelstickstoff, Thaer-Arch. 14, 191-210
- 8 MYERS, R.J.K. & E.A. PAUL (1971): Plant uptake and immobilization of ^{15}N -labeled ammoniumnitrate in a field experiment with wheat, in "Nitrogen-15 in soil-plant studies", 55-64, IAEA Vienna
- 9 RAUHE, K. & H. BORNHAK (1968): Quantifizierung der Gesamtwirkung von Mineralstickstoff auf Pflanze und Boden von ^{15}N im Feldversuch, Thaer-Arch. 12, 701-716
- 10 RAUHE, K., E. FICHTNER, F. FICHTNER, E. KNAPPE & W. DRAUSCHKE (1973): Quantifizierung der Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdünger auf Pflanze und Boden unter besonderer Berücksichtigung ^{15}N -markierter tierischer Exkrementen, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 17, 907-916

Methodische Voraussetzungen exakter Dünger-N-Bilanzierung
im Feldversuch

von
H.FLEIGE ⁺⁾ u. A.CAPELLE ⁺⁺⁾

1. Einleitung

Trotz intensiver Bemühungen ist es bisher nicht gelungen, eine vollständige N-Bilanz eines Wuchsortes zu erstellen. Der technische Aufwand und die analytischen Möglichkeiten stellen den Erfolg in Frage, jedenfalls für Messungen über einen kürzeren Zeitraum und bei Veränderungen, die relativ klein im Verhältnis zur gesamten Stickstoffmenge im Boden ist.

Exakte Dünger-N-Bilanzen sind jedoch bei Anwendung des stabilen Isotops ^{15}N möglich.

Aufgrund der hohen Kosten für Dünger-N-Bilanzuntersuchungen, insbesondere für die markierten Stickstoffdünger, können im Feldversuch nur kleinflächige Parzellen angelegt werden. Voraussetzung zur Gewinnung reproduzierbarer Daten ist die Abgrenzung der Versuchsflächen, die Entnahme von Bodenproben sowie die Herstellung homogener Mischproben des Bodenmaterials zur Analyse. Im folgenden soll über die Probleme der Anwendung von ^{15}N in Feldversuchen und über die Erfahrungen mit den von uns benutzten Methoden berichtet werden.

2. Versuchsdurchführung, Material und Methoden

Die Versuchsflächen wurden mit PVC-Rohren von 125 cm Länge, 31 cm Innen- \emptyset und 2,8 mm Wandstärke bis zu einer Tiefe von 120 cm abgegrenzt. Folgendes Verfahren wurde angewandt: Es wurden Bodensäulen freigegeben. Mit einem Messer wurde anschließend der Boden soweit abgeschabt, daß der Durchmesser der Bodensäule geringfügig größer war als der des PVC-Rohres. Über die so präparierte Bodensäule wurde das PVC-Rohr gedrückt (s. Abb. 1).

⁺⁾ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
3 Hannover-Buchholz, Stilleweg 2

⁺⁺⁾ Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung
34 Göttingen, v.Sieboldstr.8



Abb. 1: Verfahren zur Abgrenzung der Versuchsflächen

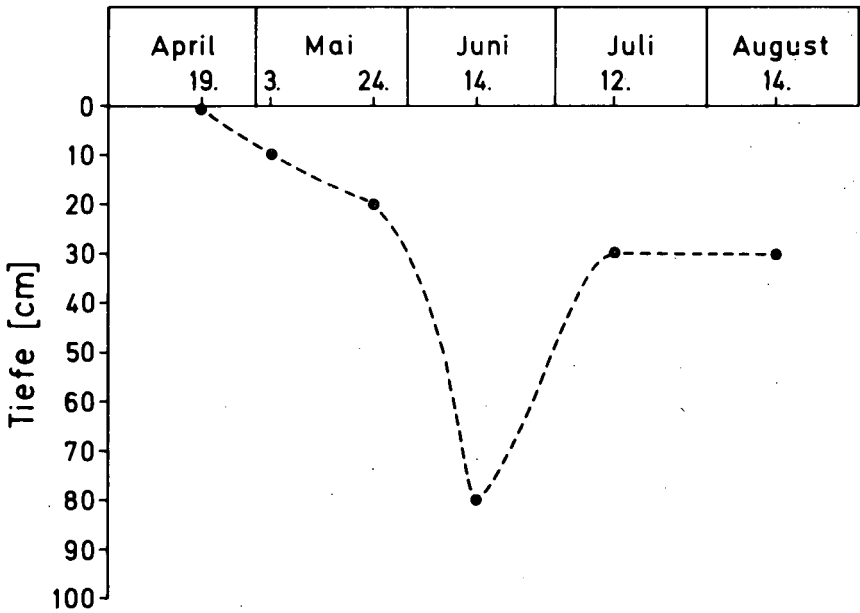


Abb. 2: Wanderung des Dünger-N im Boden (1972)

Nach der Düngung der Versuchsflächen wurden Bodenmonolithe entnommen und der Boden schichtweise gewonnen.

Der lufttrockene Boden - getrocknet in der Vegetationshalle bei weniger als 30°C - wurde mit einem Backenbrecher grob und mit einer Schlagkreuzmühle fein zerkleinert. Mit einem Probenteiler wurden 8 Mischproben von ca. 250 g Bodenmenge gewonnen.

Die Versuchsfläche wurde mit markiertem Ammoniumsulfat gedüngt. Der in Wasser gelöste Dünger-N wurde mittels Pipette auf die Bodenoberfläche aufgebracht.

Der Gesamtstickstoff des Bodens wurde nach einer modifizierten Kjeldahlmethode bestimmt (3), die ¹⁵N-Bestimmung erfolgte durch Emissionsspektrometrie (2).

3. Abgrenzung der Versuchsflächen

Exakte Dünger-N-Bilanzen im Feldversuch lassen sich nur erstellen, wenn die Versuchsfläche seitlich abgegrenzt ist um zu verhindern, daß durch horizontale Wasserbewegung Dünger-N aus der Versuchsfläche auswandert und daß Pflanzen, die außerhalb der gedüngten Fläche wachsen, keinen Dünger-N aus der Versuchsfläche entziehen können. Außerdem sollte die Abgrenzung mindestens so tief gewählt werden, wie eine Verlagerung von Dünger-N erwartet werden könnte, um einerseits die angeführten Faktoren auszuschalten und andererseits eine Auswaschung von Dünger-N aus dem Bilanzraum zu verhindern, da sonst keine exakten Dünger-N-Bilanzen aufgestellt werden können; denn die gasförmigen N-Verluste müssen z.Zt. noch durch Differenzrechnung ermittelt werden.

Daß der Bilanzraum bis zu einer Tiefe von 120 cm im südniedersächsischen Raum abgegrenzt sein sollte, bestätigen unsere Untersuchungen über die Tiefenwanderung von Dünger-N in einer LÖß-Parabraunerde während einer Vegetationsperiode (vergl. 4). So konnte im Anwendungsjahr, wie aus Abb. 2 ersichtlich, festgestellt werden, daß der Dünger-N bis zu einer Tiefe von maximal 80 cm in den Boden eingewaschen wurde.

Ein weiterer wesentlicher Punkt in Felduntersuchungen ist die Erhaltung der natürlichen Bodenstruktur. In früheren Untersuchungen konnte festgestellt werden, daß bei Einpressen von Stahlzylindern in den Boden eine Sackung des Bodens auftrat. Über ähnliche Ergebnisse berichten auch CARTER et.al. (1) und

MYERS et.al. (6). Dieser Sachverhalt konnte an 60 nach dem angegebenen Verfahren hergestellten Bodenmonolithen auf bearbeiteten und unbearbeiteten Ackerböden nicht festgestellt werden.

4. Entnahme und Aufbereitung von Bodenproben

Bereits CARTER et.al. (1) wiesen in ihren Untersuchungen nach, daß es unerlässlich ist, den Gesamtboden zu entnehmen, um reproduzierbare Ergebnisse zu bekommen. Dies erklärt sich aus dem Sachverhalt, daß es einerseits nicht gelingt den Dünger-N gleichmäßig auf die Bodenoberfläche zu verteilen, und andererseits auf die im Boden auftretenden Konzentrationsunterschiede infolge der Wasserbewegung; denn die Infiltration nach heftigen Niederschlägen erfolgt nur z.T. in einer breiten diffusen Front, z.T. wird diese Front weit überholt durch Wasser, das in spannungsfreien Hohlräumen, z.B. Regenwurmgingen, nach unten abgeleitet wird. Es ist daher erforderlich, homogene Mischproben von der entnommenen Bodenmenge für die Analyse herzustellen.

Tab. 1: Gesamt-N und ^{15}N -Gehalte von 8 Teilproben einer homogenisierten Gesamtprobe

Proben-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	\bar{x}	s %
Gesamt-N µg N/g Boden ⁺	1001	997	1002	984	982	993	1003	994	995	0,80
Atom-% ^{15}N	++ ³ ,11	2,99	2,96	2,92	3,00	2,97	2,96	2,95	2,98	1,85

+) Mittelwerte von 2 Parallelen

++) Mittelwerte von 5 Parallelen

Die nach dem angegebenen Verfahren gewonnenen 8 Mischproben wurden auf ihren Gehalt an Gesamt- und Dünger-N untersucht. Aus den Daten in Tab. 1 geht hervor, daß die Ergebnisse der ^{15}N -Analyse, von einer Ausnahme abgesehen, nur gering differieren. Auch die Werte der Gesamt-N-Bestimmung weisen auf die

Exaktheit des Verfahrens hin. Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß eine befriedigende Homogenisierung des gedüngten Bodens erreicht wurde, so daß die Anzahl der Mischproben für die Analytik reduziert werden kann.

Ein weiterer entscheidender Punkt für die Erstellung exakter Dünger-N-Bilanzen ist die Erfassung der Dünger-N-Menge in Pflanze und Boden. Am zweckmäßigsten bietet sich eine Analyse des Bodens unmittelbar nach der Düngung mit markiertem N an. Somit kann geprüft werden, ob die analytisch ermittelte Dünger-N-Menge mit der tatsächlich gedüngten N-Menge übereinstimmt. Diese Prüfung wurde an 6 Bodenmonolithen vorgenommen.

Tab. 2: Analytisch ermittelte Dünger-N-Menge in % des ausgebrachten Dünger-N (A)

Nr. der Bodenmonolithe	1	2	3	4	5	6	Ø
A	95,5	95,6	100,3	100,1	99,8	97,3	98,1

Aus den Daten in Tab. 2 geht hervor, daß die ausgebrachte Dünger-N-Menge im Durchschnitt zu 98,1 % durch die Analyse des gedüngten Bodens wiedergefunden wurde, jedoch streuen die Ergebnisse von 95,5 bis 100,3 %. Zu ähnlichen Resultaten kamen auch CARTER et. al. (1). Sie fanden in ihren Untersuchungen im Durchschnitt 99,0 % des ausgebrachten Dünger-N wieder und die Ergebnisse der Parallelen variierten von 96,3 bis 101,8 %. Es kann jedoch z.Zt. noch nicht eindeutig geklärt werden, ob die Minderbestimmungen auf technische und analytische Fehler zurückzuführen sind oder ob bereits während der Trocknungsphase des Bodens gasförmige N-Verluste durch Ammoniakentbindung auftreten; denn der untersuchte Boden besitzt einen pH-Wert von 7,3 und die Zeit zwischen Düngung bis zum lufttrockenen Zustand des Bodens beträgt ca. 5 Tage. In Laborversuchen konnten CARTER et. al. (1) nachweisen, daß der pH-Wert des Bodens und die Trocknungstemperatur einen Einfluß auf die Höhe des nicht wiedergefundenen Dünger-N ausüben. Sie ermittelten in ihren Untersuchungen, daß bei einem pH-Wert des Bodens

von 7,5 bis 8,0 und einer Trocknungstemperatur von 30°C bei Verwendung von Ammonium-N die Fehlbeträge größer sind als die von uns ermittelten Ergebnisse.

5. Anzahl der Parallelen bei Bilanzuntersuchungen

Die in unseren Versuchen ermittelte Reststreuung der Stichproben erlaubt eine Aussage über die Präzision unserer Methode, wenn sie unter ähnlichen Bedingungen wie den unseren, d.h. bei Löß-Parabraunerden, angewandt wird. Nach dem Verfahren von MÜLLER et. al.(5) wurde geprüft, welchen Umfang die Stichproben bei bestimmten Forderungen an die Verlässlichkeit des Ergebnisses haben müssen. Als Beispiel sei das Ergebnis dieser Berechnung von Daten des Erntetermines dargestellt.

Tab. 3: Anzahl der erforderlichen Parallelen bei 2 Dünger-N-Bilanzuntersuchungen (A,B) bei verschiedenem Vertrauensintervall (V) und einer Wahrscheinlichkeit von 95 %.

	V = 10 %		V = 5 %	
	A	B	A	B
Dünger-N in der Pflanze	4	5	5	11
Dünger-N im Boden	4	5	5	13
Dünger-N-Verluste	3	4	4	5

Tab. 3 enthält die erforderliche Anzahl von Parallelen für ein gefordertes Vertrauensintervall von 10 bzw. 5 % und einer Wahrscheinlichkeit von 95 %. Dies bedeutet, daß bei der angegebenen Parallelenanzahl der gefundene Mittelwert mit 95 %iger Wahrscheinlichkeit nur 10 bzw. 5 % vom "wahren" Mittelwert der Grundgesamtheit abweicht. Will man dieses Ziel erreichen, dann sind für Dünger-N-Bilanzuntersuchungen bei einem Vertrauensintervall von 10 bzw. 5 % mindestens 5 bzw. 13 Parallelen bei Anlage eines Feldversuches erforderlich.

Leider war es aus Gründen des Arbeits- und Materialaufwandes nicht möglich, diesen Anforderungen zu genügen. In unseren Versuchen verfügten wir nur über 3 Parallelen.

6. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit befaßt sich mit den methodischen Voraussetzungen exakter Dünger-N-Bilanzierung im Feldversuch. Es wurde ein Verfahren beschrieben, das an Versuchsergebnissen getestet wurde. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Auf Lössböden sollte die Abgrenzung der Versuchsflächen bis zu einer Bodentiefe von mindestens 120 cm für eine Vegetationsperiode gewählt werden.
2. Die Aufbereitungsverfahren der Bodenproben mittels Backenbrecher Schlagkreuzmühle und Probenteiler lieferten homogene Mischproben.
3. Durch die Laboranalyse wurden im Durchschnitt von 6 Wiederholungen 98,1 % der ausgebrachten Dünger-N-Menge wiedergefunden.
4. Durch statistische Berechnungen wurde ermittelt, daß bei einer Wahrscheinlichkeit von 95 % und einem Vertrauensintervall von 10 bzw. 5 % mindestens 5 bzw. 13 Parallelen bei Feldversuchen erforderlich sind.

7. Literatur

- 1 CARTER, J.N., O.L.BENNET & R.W.PEARSON (1967): Recovery of fertilizer nitrogen under field conditions using nitrogen-15, Soil.Sci.Soc.Amer.Proc. 31, 50-56
- 2 FAUST, H. (1965): Zur Probenchemie von Stickstoffverbindungen für die emissionsspektrometrische Isotopenanalyse des Stickstoffs, Isotopenpraxis 1, 62-65
- 3 FLEIGE, H., B.MEYER & H.SCHOLZ (1971): Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushaltsbilanzen, Göttinger Bodenkundl.Ber. 18, 1-37
- 4 FLEIGE, H. & A.CAPELLE (1974): Feldversuche über den Verbleib von markiertem Dünger-Stickstoff in Boden und Pflanze, Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges., im Druck
- 5 MÜLLER, W., M.RENGER & P.BENECKE (1970): Bodenphysikalische Kennwerte wichtiger Böden, Erfassungsmethodik, Klasseneinteilung und kartographische Darstellung, Beih.Geol. Jb.,Bodenkundl.Beitr. 99/2, 13-70
- 6 MYERS, R.J.K. & E.A.PAUL (1971): Plant uptake and immobilization of ¹⁵N-labeled ammoniumnitrate in a field experiment with wheat, in "Nitrogen-15 in soil-plant studies", 55-64, IAEA Vienna

Boden- und Dünger-N-Umsätze, -Umverteilungen
und -Bilanzen in Löß-Parabraunerden in
Abhängigkeit von Bewuchs, Dünger-N-Form und
Umsetzungsregulatoren

von
Brunk Meyer +)

Acht bis in 1 m Tiefe ummantelte Pärzellen einer Parabraunerde (Griserde) aus Löß in Süd-Niedersachsen wurden im April mit isotopisch markiertem N entsprechend 80 kg N/ha gedüngt.

Die Versuchs-Varianten waren:

- 1.) Sommerweizen ohne nachfolgende Zwischenfrucht ↔ Vollbrache,
- 2.) reine Nitrat-N ↔ reine Ammonium-N-Düngung,
- 3.) Zusatz des Nitrifikations-Hemmers "N-serve" ↔ kein Zusatz.

Während einer einjährigen Versuchs-Dauer unter Witterungs-Bedingungen, die als annähernd normal für das Gebiet zu betrachten sind, wurden zu 6 Zeitpunkten aus je 10 Tiefen-Abschnitten bis 140 cm Tiefe Bohrproben entnommen.

In ihnen wurden die Gehalte an Gesamt-N (Nt), austauschbarem Ammonium-N (AMa), Nitrat-N (NI), fixiertem Ammonium-N (AMf) und gesamtem organisch gebundenem N (No) bestimmt. Dabei wurde zwischen boden- und düngerbürtigem N unterschieden.

+) Institut für Bodenkunde, 34 Göttingen, von-Siebold-Str. 4

1 BODENBÜRTIGER STICKSTOFF

1.1 AMf und No

Das fixierte Ammonium-N blieb unabhängig von den Versuchs-Varianten in allen Tiefen mengenmäßig konstant und zeigte somit keinen wesentlichen Anteil an den N-Umsetzungen. Der organisch gebundene Stickstoff zeigte —ebenfalls varianten-unabhängig— im unteren Ap-, im Al- und oberen Bt-Horizont (10-60 cm Tiefe) sommerliche Verluste in Höhe von ca. 700 kg/ha, was etwa 17% des Gesamt-Vorrates an No in diesem Profil-Abschnitt entspricht.

1.2 AMa und NI

1.2.1 Vorgänge im Oberboden

In der Anfangs-Phase bis Mitte Mai haben die Versuchs-Varianten folgende Auswirkungen auf den N-Umsatz:

Düngerform: Die Nitrat-Düngung fördert gegenüber der Ammonium-Düngung die N-Mineralisation wie die Nitrifikation, und zwar auf den unbewachsenen Parzellen von Beginn an, unter Bewuchs —nach einer kurzen Anfangs-Phase, in der die NH_4 -Düngung die N-Mineralisierung stärker fördert — erst im Mai.

Nitrifikations-Hemmer: Ohne Bewuchs wirkt sich der N-serve-Zusatz erst im Mai und nur in der NH_4 -Düngungs-Variante aus. Hier werden die N-Mineralisation um die Hälfte, die Nitrifikation fast vollständig gehemmt. Unter Sommerweizen-Bewuchs werden beide Prozesse ebenfalls gehemmt, zuerst auf der NH_4 -Parzelle stärker, dann auf der Nitrat-Parzelle.

In der Haupt-Phase bis zur Ernte (August) unterscheiden sich die Versuchs-Varianten wie folgt:

Bewuchs: Bei fehlendem Bewuchs bleiben die vorher vorhandenen oder neu gebildeten Mengen an AM und NI annähernd konstant. Auf den NI-Parzellen treten jedoch NI-Auswaschungs-Verluste

(Mai/Juni), auf den AM-Parzellen Denitrifikations-Verluste in Höhe von 25-30 kg/ha auf. Unter Bewuchs treten im Mai/Juni pflanzliche N-Entzüge auf, die auf den NI-Parzellen mindestens 72 kg/ha betragen und am 19. Juni abgeschlossen sind.

Nitrifikations-Hemmer: N-serve beeinflusst in dieser Phase im wesentlichen nur die Beteiligung der Fraktionen AM und NI an den Verlusten und Entzügen. Ohne N-serve gehen die Denitrifikations-Verluste wie die pflanzlichen N-Entzüge weit überwiegend zu Lasten der Nitrat-Fraktion, mit N-serve überwiegend bzw. zur Hälfte zu Lasten der Ammonium-Fraktion.

Die Nach-Phase, d. h. die Herbst- und Winterzeit ohne Bewuchs, führt zu einer Wiederangleichung der im Sommer unbewachsenen an die bewachsenen gewesenen Parzellen durch Abfuhr des überschüssigen, weil nicht entzogenen, Nitrats. Nitrat-Verluste aus allen Boden-Tiefen stellen in dieser Zeit die Haupt-Erscheinung der N-Metabolik dar, die im Dezember weitgehend abgeschlossen ist. Die NI-Verluste bis 140 cm Tiefe betragen 120-170 kg auf den ehemals nicht bewachsenen, 16-20 kg auf den ehemals bewachsenen Parzellen. Einige Argumente sprechen für eine Beteiligung der Denitrifikation an diesen NI-Verlusten, doch läßt die angewendete Methode keine quantitative Abschätzung der Auswaschungs- und Denitrifikations-Verlust-Anteile an der Gesamt-NI-Einbuße zu. Ein Wiedereinbau in organische N-Bindungs-Fractionen ist nicht nachzuweisen. Für die permanent im Boden verbleibenden Nitrat-Mengen werden Interpretations-Möglichkeiten diskutiert. Die letzte Probe-nahme zeigt den Wiederbeginn der Nitrifikation im Folge-Jahr an.

1.2.2 Vorgänge im Unterboden

Im Unterboden zwischen 30 und 80 cm Tiefe traten in der Anfangs- und Hauptphase der Vegetations-Zeit, d. h. während der im Oberboden ablaufenden Mineralisations-, Nitrifikations- und pflanzlichen Entzugs-Phase, beträchtliche gasförmige Denitrifikations-Verluste auf. Dabei wirkte der besondere Umstand mit, daß vom Vorjahr her (Zuckerrüben) erhebliche Mengen an Ammonium- und besonders Nitrat-N (260 kg/ha) in dieser Bodentiefe angereichert vorlagen. Mit dem

Eindringen der 15°C-Temperatur-Isotherme in den Boden wurden von Anfang Mai an, besonders aber in der ersten Juni-Hälfte, nach unten fortschreitend insgesamt 170 kg N/ha durch Denitrifikation gasförmig entbunden. Diese Verluste verteilten sich im oberen Abschnitt (30-40 cm Tiefe) zu etwa gleichen Teilen auf die AMa- und NI-Fraktion, in den tieferen Abschnitten beschränkten sie sich auf NI-Fraktion.

Die Versuchs-Varianten hatten keinen wesentlich modifizierenden Einfluß auf diesen Prozeß. Lediglich die unbewachsene Nitrat-Düngungs-Parzelle ließ eine zeitliche Verzögerung erkennen. Dies wird mit der hier beobachteten stärkeren N-Mineralisation, Nitrifikation und Nitrat-Verlagerung vom Oberboden her in Zusammenhang gebracht.

Zeit- und tiefen-gleich mit der Denitrifikation traten die bereits erwähnten ungewöhnlich hohen Verluste an organisch gebundenem N auf (ca. 700 kg/ha). Ihre Deutung stößt auf Schwierigkeiten, weil keine intermediären N-Mineralisierungs-"Stöße" festgestellt werden konnten. Dieser Befund legt die Vermutung nahe, daß im Frühsommer im Unterboden mikrobielle Milieu-Verhältnisse herrschen können, unter denen N-Mineralisation und Denitrifikation sehr rasch zu N-Total-Verlusten führen, die in der bereits früher beobachteten Größenordnung von mehreren 100 kg N/ha liegen.

1.2.3 Bilanz

Der durch Denitrifikation während der Vegetationszeit, pflanzlichen N-Entzug und die Nitrat-Auswaschung bzw. Denitrifikation im Herbst bewirkte Gesamt-Verlust an mobilem Boden-N (AMa+NI) lag mit 265-300 kg/ha um 15-50 kg/ha höher als die Vorrats-Differenz an mobilem N zu Anfang und zu Ende des Bilanz-Jahres. Die Differenz entsprach der nachweisbaren frühsommerlichen Rate der Mineralisierung von N aus organischer Bindung.

Die gewählten Versuchs-Varianten beeinflussten die Bilanz-Werte nur unbedeutend. Der fehlende pflanzliche N-Entzug auf den Brach-Parzellen wurde gegenüber den bewachsenen Parzellen durch entsprechend höhere Nitrat-Auswaschungs- bzw. Denitrifikations-Verluste während der Herbst-Monate kompensiert.

Die Verluste an mobilem Boden-N waren lediglich auf der unbewachsenen Nitrat-Düngungs-Parzelle wesentlich höher als auf den übrigen Parzellen (50 statt 15-27 kg N/ha). Dies hängt mit der durch die Nitrat-Düngung induzierten stärkeren N-Mineralisierung im Früh-Sommer zusammen (40 kg nachgewiesen).

Unberührt von der Bilanz des mobilen Boden-N blieb der Total-Verlust an organisch gebundenem N in den tieferen Boden-Abschnitten, der nach Abzug der nachweisbaren Mineralisierungs-Quote zwischen 640 und 680 kg/ha betrug. Er wird vorerst als direkter gasförmiger N-Verlust gedeutet und gesondert bilanziert, da keine Beteiligung an einer intermediären Vermehrung des mobilen bodenbürtigen Stickstoffs nachgewiesen werden konnte.

2 DÜNGERBÜRTIGER STICKSTOFF

2.1. Anfangs-Phase (April bis Mitte Mai)

In der Zeit zwischen der N-Düngung (80 kg N/ha) im letzten April-Drittel und der Mitte Mai —d.h. vor Beginn des Schossens des Weizens, der bis dahin etwa 50 kg N/ha aufgenommen hatte — wirkte sich die Versuchs-Variante "N-Düngungsform" tendenziell wie folgt auf den N-Umsatz im Boden aus:

Von der Nitrat-N-Düngung gingen nur ca. 20% in organische Bindung über und zwar hauptsächlich im Oberboden. Infolge der höheren Verlagerungs-Mobilität des Dünger-NI gelangten aber ca. 20% in größere Bodentiefen, wo sie zusammen mit dem bodenbürtigen Nitrat größtenteils infolge Denitrifikation verloren gingen.

Die Ammonium-N-Düngung bewirkte dagegen erwartungsgemäß eine stärkere Retention des Dünger-N in der Ackerkrume. Intermediär verteilte sich der Dünger-N in den ersten 8 Tagen zu etwa gleichen

Teilen auf die 4 betrachteten N-Fractionen, also auch auf die Fraktion des "fixierten Ammoniums". Diese erwies sich aber überwiegend als ein rasch reversibler Speicher. In den folgenden 14 Tagen ging das Dünger-NH₄ in Nitrat-N und zu fast 60% in organische Bindungsformen über. Die Endmenge an düngerbürtigem No war im Ap etwa 7 mal so hoch wie bei Nitratdüngung. - Wegen der geringeren Nitrat-Bildung und NI-Tiefen-Verlagerung fielen denitrifikative N-Verluste fort.

Die Überführung beider mineralischer N-Düngerformen in organische N-Bindung zeigte, daß auch in Zeiten vorherrschender N-Mineralisation und Nitrifikation ein beträchtlicher intermediärer Wiederaufbau mineralischer N-Formen in organische Bindung erfolgte.

Weizen-Bewuchs förderte auf den AM-Parzellen in dieser Zeit die Neubildung von intermediärem düngerbürtigem No beträchtlich, obwohl AM-Düngung in Verbindung mit Bewuchs auch gleichzeitig die Mineralisation von bodenbürtigem No stark begünstigten - ein Hinweis auf allgemein stärkere biologische Boden-Aktivität.

Der pflanzliche Netto-N-Entzug war in dieser Zeit auf den AM-Parzellen sowohl für dünger- als auch bodenbürtigen Stickstoff höher als auf den NI-Parzellen.

Der N-serve-Einsatz drosselte auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen sowohl die Nitrifikation von Dünger-N als auch dessen Einbau in organische Bindung beträchtlich. Die pflanzliche Aufnahme von Dünger-N und Boden-N wurde um mehr als 60% gedrosselt. Selbst unter Bewuchs blieben 60% des Dünger-NH₄ zu gleichen Teilen als Austausch-NH₄ und fixiertes NH₄ erhalten.

2.2 Haupt- u. Nachphase (Sommer, Herbst und Winter, 15. Mai bis 6. April)

Auf den Nitrat-Düngungs-Parzellen erfolgten tiefergreifende Veränderungen der Dünger-N-Verteilung auf Bodentiefen und Fraktionen nur zwischen Mitte Mai und Mitte Juni und dann wieder im

Herbst. In der Ackerkrume traten im Mai/Juni unter Brache NI-Verluste durch Auswaschung in den Unterboden und dort erfolgende denitrifikative Entbindung in ähnlichen Mengen-Relationen wie beim bodenbürtigen Nitrat auf, unter Weizen-Bewuchs Entzüge von 4 kg NI/ha aus der Krume gegenüber 16 kg NI/ha aus den Bodentiefen 20-100 cm. Der in der Krume verbliebene NI-Rest wurde im Mai/Juni in organische Bindung überführt, auf den Brach-Parzellen ohne Nitrifikations-Hemmer auch noch im Herbst. Dadurch wurde düngerbürtiges N dauerhaft gespeichert. N-serve zeigte nur auf den Brach-Parzellen eine modifizierende Wirkung. Sie bestand in einer beträchtlichen Förderung der NI→No-Umwandlung, dadurch Verminderung der Nitrat-Auswaschung, aber auch einer verstärkten Mineralisierung von No im Herbst, was zu einer Wiederangleichung an die Brach-Parzellen ohne N-serve im Winter führte. Der Einfluß von N-serve auf die Succession mikrobieller Populationen und N-metabolischer Prozesse wurde diskutiert.

Im Unterboden der Brach-Parzellen traten in ähnlichen Proportionen wie beim bodenbürtigen NI denitrifikative NI-Verluste sowohl im Mai/Juni als auch im Herbst auf. Auf den bewachsenen Parzellen wurden diese durch den pflanzlichen N-Entzug, der Mitte Juni abgeschlossen war, unterbunden.

Auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen bewirkten die Versuchs-Varianten "Bewuchs" und "N-serve" stärkere Modifikationen. Unter Brache ohne N-serve, wo Mitte Mai ca. 60% des Dünger-N in organischer Bindung (No) in der Krume vorlagen, erfolgte im Sommer und Herbst eine fortlaufende Remineralisierung mit Nitrifikations-Stößen, Nitrat-Auswaschung und Denitrifikation im Unterboden. Die zeitliche Verschiebung des N-metabolischen Zyklus von organischer N-Fixierung, N-Remineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation wurde als Spezifikum der Ammonium-Düngung herausgestellt.

Unter Brache mit N-serve wurde dagegen das bis Mitte Mai in austauschbarer und mineralisch fixierter Form in der Krume gespeicherte AM während des ganzen Sommers successiv in No überführt, das erst im Herbst ohne Auswaschungs-Verluste remineralisiert wurde.

Die Tendenzen waren unter Bewuchs dieselben, wurden jedoch durch den pflanzlichen N-Entzug gemildert. Eine Kalkulation der pflanzlichen N-Entzüge aufgrund der Boden-Analysen war nicht möglich, da im Mai/Juni außer den genannten Prozessen auf allen AM-Parzellen hohe denitrifikative N-Verluste in der Krume auftraten - ebenfalls ein Spezifikum der Ammonium-Düngung, das durch N-serve und insbesondere die Kombination von N-serve mit Wurzel-Tätigkeit verstärkt wurde.

Wie auf den Nitrat-Parzellén zeigte sich auch auf den AM-Parzellen die fördernde Wirkung des N-serve in der Haupt-Phase auf die intermediäre organische Fixierung des Dünger-N.

2.3 Generelle Resultate, Bilanz

1. Als wirksamer Sperr- oder Filter-Mechanismus gegen Nitrat-Auswaschungs-Verluste erwies sich bei der untersuchten LÖB-Parabraunerde die hohe Denitrifikations-Potenz des Unterbodens zwischen 20 und 100 cm Tiefe. Sie erstreckte sich auf die Zeit vom Mai bis weit in die Herbst-Monate (Oktober) und deckte sich hinsichtlich Beginn, Tiefgang und Dauer mit der Profil-Chrono-isoplethe der Boden-Temperatur von +15°C. Inwieweit es sich bei diesem Filter-Mechanismus um ein Spezifikum der Parabraunerde handelt, blieb offen. Der "Unterboden" (20-100 cm Tiefe) deckt sich in seiner Tiefen-Lage mit dem oberen Abschnitt des Bt-Horizontes, der eine Stau-Zone für gespanntes Boden-Wasser darstellt. Hierdurch kann — besonders unter Brache mit fehlender Transpiration — die Tiefen-Denitrifikation gefördert worden sein.
2. Trotz der von den Versuchs-Varianten abhängigen unterschiedlichen Intensität und zeitlichen Folge der 7 erfaßbaren N-metabolischen Prozesse — N-Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitrat-Verlagerung, organische und mineralische N-Fixierung, pflanzlicher N-Entzug — war die Dünger-N-Jahresabschluß-Bilanz auf den 8 Parzellen annähernd dieselbe.

Die N-Dynamik eines Niedermoorbodens und seine Beeinflussung

von

B. Scheffer und R. Bartels⁺)

Die im Großen Bruch bei Jerxheim, Kreis Helmstedt, vorhandenen kalk- und nährstoffreichen Niedermoorböden (pH-Wert: 7,1; $\text{CaCO}_3 = 17,6\%$, $\text{N}_t = 1,5\%$, $\text{C}_t = 16,7\%$) werden nach den Kultivierungsmaßnahmen wie Entwässerung und Windschutz heute fast ausschließlich ackerbaulich genutzt. Nach oberflächlicher Abtrocknung dieser Böden im Frühjahr besteht aber besonders im Zuckerrübenanbau erhöhte Winderosionsgefahr. Die in dem Niedermoorboden vorhandenen Schneckengehäuse (*planorbis*, *limnaea*) können dann mit ihren scharfen Kanten die jungen, empfindlichen Zuckerrübenpflanzen vernichten.

Durch Festlegen der Bodenoberfläche kann man solche Schäden verhindern und eine gesicherte Jugendentwicklung der Rüben erreichen. Derartige synthetische organische Bodenverfestiger (5) üben aber auch infolge der Verkittung der Bodenteilchen einen Einfluß auf die N-Dynamik des Bodens aus.

Über die ersten Ergebnisse der Versuche zur Charakterisierung der N-Dynamik, insbesondere über die N-Mineralisierung aus organischer Substanz und der anschließenden Nitrifikation wird berichtet. In Modellversuchen soll weiter geklärt werden, ob Nitrifikationshemmer wie N-Serve (2-Chlor-6-(trichlormethyl)-pyridin) und DCD (Dicyandiamid) auch in solchen Böden die Nitrifikation hemmen, und somit eine Möglichkeit gegeben ist, hohe Nitratkonzentrationen zu vermeiden und gleichzeitig den Nitratverlust und auch die Denitrifikation zu verringern.

⁺) Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde, Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46/48

1. Beschreibung der Versuche

1.1. Feldversuche

Im Frühjahr 1973 wurde 14 Tage nach Aussaat der Zuckerrüben (Endablage 20 cm, Sorte Monopur) eine Teilfläche mit 200 l/ha des Präparates Compofix 614, ein Polyvinylpropionat der Firma BASF, behandelt (mit Wasser 1:5 verdünnt). Das Ausbringen des Bodenverfestigers erfolgte mit einer Pflanzenschutzspritze. Auf der behandelten Fläche wurde nicht gehackt, dafür wurden nur Pflanzenschutzmittel angewandt. Auf der unbehandelten Fläche wurden wie üblich Pflegemaßnahmen durchgeführt.

Im gesamten Großen Bruch kam es 1973 zu keinen Winderosionsschäden, erst im Jahr 1974 konnte in einem neuen Versuch eine positive Wirkung des Erosionsschutzmittels beobachtet werden.

Während der Vegetationsperiode 1973 wurden sechsmal Bodenproben aus den Tiefen 0-10, 10-20, 20-40 und 40-60 cm entnommen. Diese Proben wurden nach einer Vorschrift von FLEIGE et al. (2) auf löslichen und austauschbaren Ammonium- und auf Nitratstickstoff analysiert.

1974 wurde ein neuer Versuch auf einer benachbarten Fläche angelegt. 14 Tage nach dem Drillen der Zuckerrüben wurden wieder 200 l/ha Compofix 614 der Firma BASF mit einer Pflanzenschutzspritze ausgebracht. Während der Vegetationsperiode entnahm man 16mal Bodenproben aus den Tiefen 0-10, 10-20, 20-40 und 40-60 cm und bestimmte austauschbaren Ammonium- und Nitrat-Stickstoff.

1.2. Brutversuch

Neben dem Feldversuch wurde im Labor ein Brutversuch zur Frage der maximalen N-Mineralisierung und Nitrifikation und ihrer Hemmung durchgeführt. Man feuchtete jeweils

100 g Krumboden aus dem Großen Bruch (Zersetzungsgrad H 8, pH-Wert in CaCl_2 7,1) mit Wasser bis zu 60 Prozent Wassersättigung (6) an und fügte a) 4,6 mg N-Serve (Dow-Chemical), bzw. b) 13,0 mg DCD (Süddeutsche Kalkstickstoffwerke) zu. Zur Kontrolle wurde Boden nicht mit Nitrificiden versetzt. Die Proben wurden bei 22° bebrütet, nach 8, 15, 21 und 31 Tagen bestimmte man den Gehalt an austauschbarem Ammonium- und Nitrat-Stickstoff (2).

2. Ergebnisse und Diskussion

Die beiden Abbildungen 1 und 2 zeigen den Nitrat- und austauschbaren Ammonium-Stickstoff im Boden im Jahre 1973. Ende Mai, also 50 Tage nach der Behandlung mit dem Bodenverfestiger findet man in beiden Versuchspartellen gleich hohe Anteile an Nitrat-Stickstoff. Dann setzt, wahrscheinlich durch die Hackarbeit begünstigt, auf der unbehandelten Fläche eine stärkere Nitratbildung in 0-20 cm Tiefe ein, die bis zu einer Anreicherung von 430 kg NO_3^- -N/ha führt, während auf der behandelten Parzelle in demselben Bereich nur 278 kg NO_3^- -N/ha angetroffen werden. Die verstärkte Nitratbildung Ende Mai und Anfang Juni, die erst möglich ist, nachdem entsprechende Mengen an Stickstoff aus der organischen Substanz des Bodens als Ammonium freigesetzt wurden, ist vergleichbar der Nitrifikation von ammoniumhaltigen Düngemitteln in Mineralböden. Die Umwandlung des Ammoniums in Nitrat ist also in organogenen Böden genau wie in Mineralböden von der Menge an Ammonium, der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur abhängig.

Daraus erklärt sich auch die geringere Nitrifikation auf der behandelten Parzelle. Noch bis Mitte Juni bildet der Bodenverfestiger einen geschlossenen Film, wodurch der Gasaustausch und die Verdunstung aus dem Boden eingeschränkt werden. Der Wassergehalt in 0-20 cm Bodentiefe auf der behandelten Parzelle ist zu diesem Zeitpunkt um ca. 6 Volumenprozent erhöht. Die Folge ist eine geringere mikrobielle Tätigkeit im Boden.

Von Ende Juni bis Mitte August enthalten beide Versuchsglieder im Profil nahezu gleich große Anteile an Nitratstickstoff, die Ammonium-Werte sind bei behandelt niedriger als bei unbehandelt. Die Wassergehalte sind gleich. Danach nimmt der Nitrat-Gehalt auf der unbehandelten Parzelle ab gegenüber der behandelten Parzelle. Die Abnahme des Nitratstickstoffs vor allem in 10-20 und 20-40 cm Tiefe ist weniger auf den Pflanzenentzug zurückzuführen als vielmehr auf die abnehmende mikrobielle Aktivität der Nitrifikanten im August und September. Diese Erscheinung ist von entsprechenden Untersuchungen auf Mineralböden hinreichend bekannt. Daraus ersieht man, daß der jahreszeitliche Gang der Nitratbildung in Mineralböden und organogenen Böden gleich verläuft (3). Die Ursache der Abnahme der Tätigkeit der Nitrifikanten ist bisher kaum bekannt. Möglicherweise kann die Anhäufung von toxischen Verbindungen zu einem Absterben führen, während ein Mangel an Substrat, also an Ammonium, nicht der Grund sein kann, wie die Ammoniumkurve deutlich zeigt.

Überraschenderweise beobachtet man im August und September auf der behandelten Parzelle eine verstärkte Tätigkeit der Nitrifikanten, vor allem in 10-20 und 20-40 cm Tiefe, deren Ursache darin zu sehen ist, daß durch die Anwendung des Bodenverfestigers die Aktivität der Mikroorganismen im Mai und Juni zunächst behindert, jetzt aber phasenverschoben eine Nachaktivität auftritt.

Diese verspätete Nitratbildung in der behandelten Parzelle bringt zwar eine Ertragssteigerung an reinen Zuckerrüben um ca. 7 Prozent auf 544 dt/ha, aber gleichzeitig eine Abnahme des bereinigten Zuckerertrages um 8 Prozent auf 68 dt/ha aufgrund der erhöhten Anteile an schädlichem Stickstoff (Amino-N) in den Zuckerrüben.

Die ersten Ergebnisse aus der Bodenuntersuchung 1974 sind in den Abbildungen 3 und 4 dargestellt. Die Abbildungen zeigen die hohen Nitrat- und Ammonium-Gehalte in diesem

Niedermoorboden während der Vegetationsperiode. Die Nitrat-Werte in 0-20 cm liegen bis in den Juli hinein zwischen 100 und 200 kg N/ha und die Ammonium-Werte sind ebenso hoch, so daß den Pflanzen über die gesamte vegetative und generative Wachstumsperiode zuviel an Stickstoff zur Verfügung steht. Die Nitrat- und Ammonium-Gehalte unterliegen phasenverschoben starken Schwankungen, bedingt durch Niederschläge und Temperatur. Im Vergleich mit Werten, die in Mineralböden, z. B. Lößparabraunerden (3) nach Düngung mit Ammonium-Stickstoff gemessen wurden, fällt auf, daß solche hohen Ammonium- und Nitrat-Gehalte dort nur unmittelbar nach der Düngung erreicht werden, sonst sind aber bedeutend geringere Gehalte an austauschbarem Ammonium und Nitrat anzutreffen.

Dieses hohe Stickstoffangebot in dem kalk- und nährstoffreichen Niedermoorboden des Großen Bruches ist auf den erheblichen Abbau der organischen Bodensubstanz zurückzuführen. Nach BADEN (1) werden bei Ackernutzung jährlich im Mittel 2 cm Höhenverluste durch den Abbau der organischen Substanz beobachtet. Bei einem Gesamt-Stickstoff-Gehalt von 1,5 % (Volgew. 500 g/l) werden demnach jährlich ca. 1500 kg Stickstoff mineralisiert, eine Menge, welche die meisten Kulturpflanzen nicht verwerten können. Die Folge sind beim Getreide vor allem Lagerung und Schmachtkornbildung und im Rübenanbau verminderter bereinigter Zuckerertrag durch zu hohen Gehalt an schädlichem Stickstoff (Amino-N).

Dränwasser-Untersuchungen im Frühjahr 1973 und Winter 1973/74 zeigen, daß bei Abfließpenden von über 1 l/sec und ha 2 bis 20 mg Nitrat-Stickstoff/l ausgewaschen werden. Umgerechnet ergeben diese Werte Nitrat-Stickstoff-Verluste bis zu 40 kg N/ha und Jahr. Über die Höhe der Denitrifikation, die auf Grund der hohen Nitratgehalte im Boden bedeutend sein muß, konnten diese Untersuchungen keine Aussage machen.

In Labor- und Lysimeterversuchen soll auch dieser Frage nachgegangen werden, um nach Kenntnis aller Parameter in Niedermoorböden gezielte Maßnahmen zur Steuerung des Stickstoffumsatzes ergreifen zu können.

Die Drosselung der Stickstoff-Mineralisierung solcher nährstoffreicher Niedermoorböden dient auch der Erhaltung der organischen Bodensubstanz. Bei Ammonium-haltiger Mineraldüngung (4, 7) kann durch die Anwendung von Nitrificiden die Nitrifikation im Boden gehemmt werden und damit der Nitrataustrag, die Denitrifikation und die Nitratanreicherung in der Pflanze vermindert werden.

Wie verhalten sich solche Nitrificide bei der Anwendung in Niedermoorböden? 31 Tage Bebrütung bei 22° ergeben (Abbildung 5), daß N-Serve die Nitratbildung hemmt und dadurch Ammonium im Boden angereichert wird. Die Wirkung des DCD ist zwar deutlich schwächer aber noch klar erkennbar. Der Abbau der organischen Stickstoffverbindungen liefert demnach zunächst Ammonium, das dann von Ammonium-oxidierenden Bakterien zum Nitrat oxidiert wird. Die bei der Anwendung von Nitrificiden erhöhten Gehalte an austauschbarem Ammonium im Boden können hemmend auf den Abbau der organischen Substanz wirken. Diese Versuche sind aber noch nicht abgeschlossen.

3. Zusammenfassung

Niedermoorböden haben genetisch bedingt eine disharmonische Nährstoffzusammensetzung (hoher N_t -Gehalt, Mangel an P und K). Wird auf solchen Böden Ackerbau betrieben, dann sind verminderte Qualitäten und Quantitäten unvermeidbar.

Niedermoorböden sind nach Entwässerung und Belüftung aber vor allem durch hohe Stickstoff-Mineralisationsraten der Bodensubstanz mit nachteiligen Folgen auf ihr Gefüge gekennzeichnet. Bei starker Austrocknung sind sie winderosionsanfällig.

Aufgespritzte Bodenverfestiger als Erosionsschutzmittel können auch steuernd in die Stickstoff-Dynamik dieser Böden eingreifen. Es konnte gezeigt werden, daß 1973 auf der mit dem Präparat Compofix 614 der Firma BASF behandelten Parzelle die mikrobielle Tätigkeit im Mai und Juni geringer war, und daß die eigentliche Nitratbildung erst im August und September einsetzte, also deutlich phasenverschoben. Dieses verzögerte Angebot an Nitratstickstoff auf der behandelten Fläche führt zwar zu einem Mehrertrag an Zuckerrüben, aber auch zu einer Zunahme an schädlichem Stickstoff in der Rübe und damit zu einer Abnahme des bereinigten Zuckerertrages. Die Unterschiede zwischen behandelt und unbehandelt waren 1974 bisher geringer.

Versuche mit N-Serve und DCD ergeben, daß die Nitratbildung auch in N-reichen organogenen Böden gehemmt wird, wobei N-Serve eine deutlichere Wirkung als DCD zeigt.

4. LITERATUR

1. BADEN, W., 1966: Bewirtschaftung und Leistung des Grünlandes auf Deutscher Hochmoorkultur. Mitt. Arb. Staatl. Moorversuchsstation in Bremen, 9. Bericht
2. FLEIGE, H., B. MEYER u. H. SCHOLZ, 1971: Fraktionierung des Bodenstickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen. Göttinger Bodenkundliche Berichte 18, 1-37
3. GEBHARDT, H., 1974: Boden- und Düngerstickstoff-Umsatz in einer Löß-Ackerparabraunerde während der Vegetationsperiode 1973. Mitt.d.Dtsch.Bodenkundlichen Gesellsch. 18, 208-217
4. KICK, H. u. G. G. MASSEN, 1973: Der Einfluß von Dicyandiamid und N-Serve in Verbindung mit Ammoniumsulfat als N-Dünger auf die Nitrat- und Oxalsäuregehalte von Spinat. Z.f.Pflanzenernährung u.Bodenkunde 135, 220-226
5. PRÜN, H., 1973: Über die Wirkung von Polyvinylpropionat und Butadien/Styrol-Copolymerisat zur Bodenstabilisierung bei Saaten von Betarüben, Feldsalat und Gemüse. Landw.Forsch. 28/I, Sonderheft 288-296
6. SEGEBERG, H., 1964: Zur Bestimmung der Lagerungsdichten von Moor- und Anmoorböden. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung, 5, 40-54
7. SOMMER, K. und H. Poletschny, 1972: N-Serve und Simazin bei Ammonium- und Nitraternährung von Weizen. Landw.Forsch. 25, 203-215.

Abb. 3

FV 64 Jerxheim

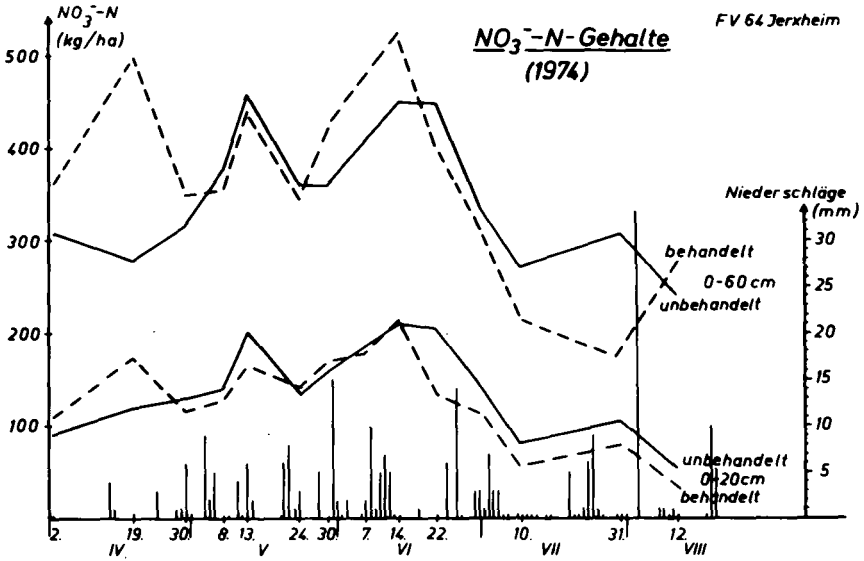


Abb. 4

FV 64 Jerxheim

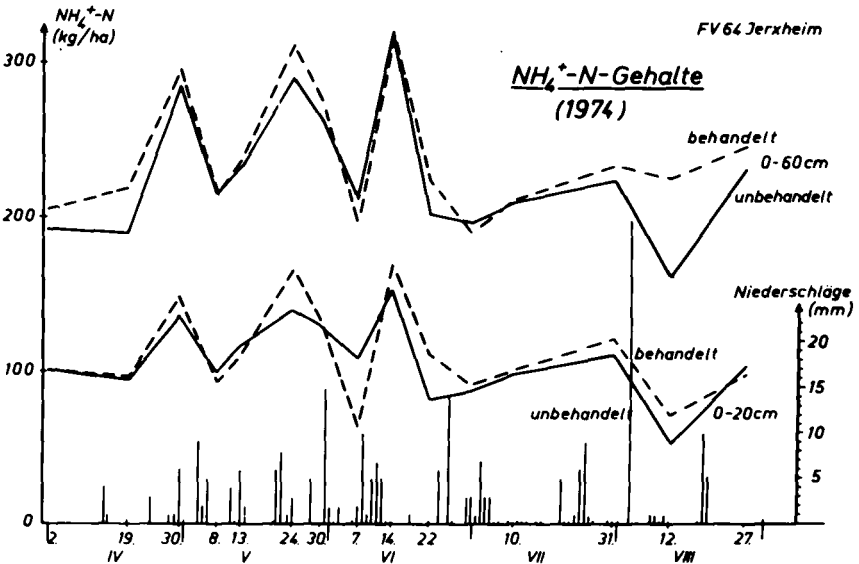
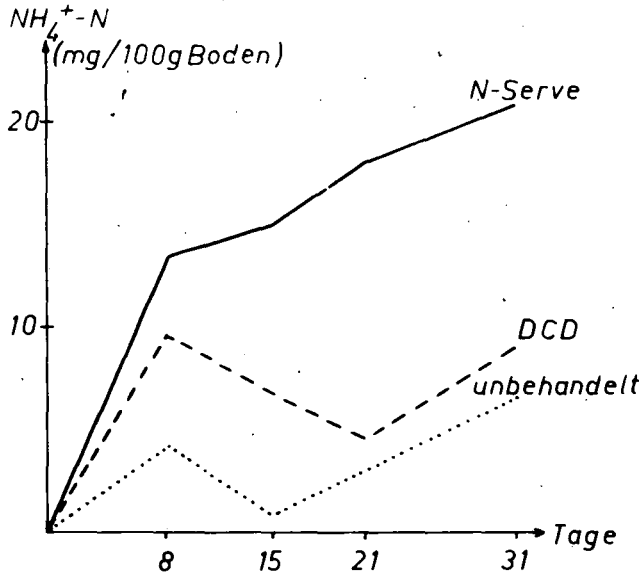


Abb. 5

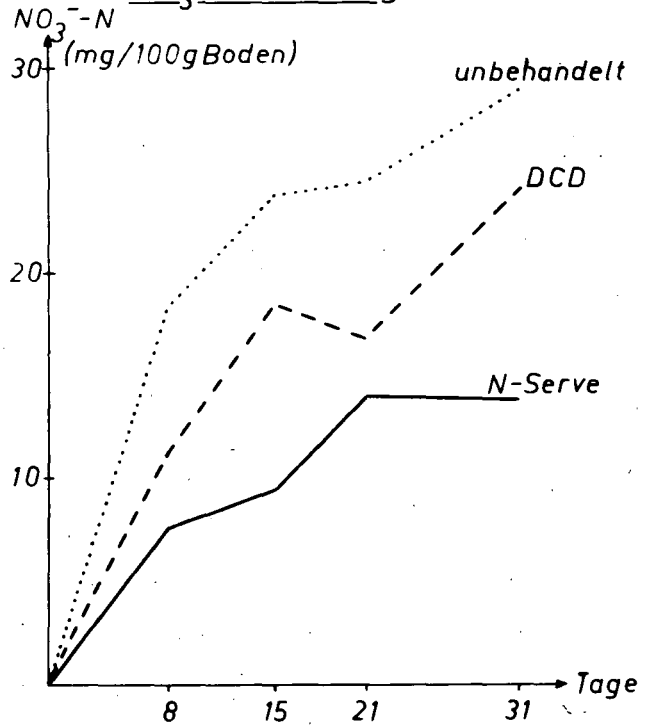
N-Dynamik in nährstoffreichen Niedermoorböden (Jerxheim)

Brutversuch

NH_4^+ -N-Bildung



NO_3^- -N-Bildung



Reproduzierbarkeit der Messwerte bei der Routineanalyse von
Huminstoffsystemen

von

J. Chr. Salfeld⁺)

Die Basis für die Erfassung stofflicher Veränderungen im Gesamtsystem der organischen Stoffe eines Bodens und von Zusammenhängen zwischen Humuszusammensetzung und Humuswirkung bilden analytische Daten für die stoffliche Zusammensetzung des Humus. Für den Gesamtkomplex der organischen Stoffe eines Bodens ist ein Hauptproblem die Gewinnung überregional vergleichbarer analytischer Daten, wie sie für eine übergreifende statistische Auswertung erforderlich sind.

Es wird über eine Untersuchung zur Reproduzierbarkeit von Methoden der Humusanalyse im Routinebetrieb berichtet. Die hierbei benutzten Methoden sind an anderer Stelle beschrieben (1). Sie werden hier nur kurz noch einmal anhand der Tabelle 1, Spalte 1, aufgezählt: Ziff. 1: Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs durch Verbrennen bei 1400^o C und Bestimmen des CO₂ mit einer Infrarotzelle im Gerät "Leco". Ziff. 2: Konventionelle Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs durch Oxidation mit Chromschwefelsäure nach RIEHM und ULLRICH (2). Ziff. 3: Bestimmung des Gesamtstickstoffs nach Kjeldahl, Ziff. 4 - 12: Bestimmungen an Extrakten und Huminsäurefraktionen nach KONONOWA und BELTCHIKOWA (3). In den Extrakten und den Lösungen der Huminsäurefraktionen (Ziff. 4 - 6 Natriumphosphat-Natronlaugefraktion, Ziff. 7 - 9 Huminsäurefraktion aus diesem Extrakt, Ziff. 10 - 12 Natronlaugeextrakt) wird bestimmt: die Extinktionen bei 400, 500, 600 und 700 nm (4), in der Tabelle ist jeweils nur die Extinktion bei 500 nm berücksichtigt (E500), sowie der Kohlenstoffgehalt und der Stickstoffgehalt nach den gleichen Methoden wie unter den Ziff. 2 und 3. Zusätzlich, aber

⁺) Institut für Biochemie des Bodens der Forschungsanstalt für Landwirtschaft
33 Braunschweig, Bundesallee 50

in den vorliegenden Tabellen nicht mit aufgeführt, werden die Bestimmungen nach Bedarf auch an der Huminsäurefraktion des Natronlaugeextraktes durchgeführt. In Hydrolysaten mit 6n HCl wird die Stickstofffraktionierung nach BREMNER (5) durchgeführt, deren Bestimmungen unter den Ziff. 13 - 16 in der Tab.1 berücksichtigt sind.

	Methode	ME	Anzahl der Messwerte			s ₁ %	s ₂ %	Δ \bar{x}_2	Δ \bar{x}_6
			3	4	5				
1	C-Gesamt, Verbr.	26	120	4	a	4.9	2.7	4.0	2.3
2	C-" , Bichromat	9	120	-	-	3.2	3.2	4.7	2.7
3	N-" , Kjeldahl	10	120	1	a	4.0	3.8	5.6	3.2
4	Pyro-NaOH-Extr. E ₅₀₀	1	120	3	a	3.6	2.4	3.5	2.0
5	" C	5	120	-		8.3	8.3	12.2	7.1
6	" N	20	120	-		5.5	5.5	8.0	4.6
7	" HS-Frakt. E ₅₀₀	2	120	6	a	11.4	4.4	6.5	3.8
8	" " C	6	120	-		6.9	6.9	10.2	5.9
9	" " N	21	120	1	a	8.6	7.8	11.5	6.7
10	NaOH-Extr. E ₅₀₀	3	120	1	a	4.6	4.4	6.5	3.8
11	" C	7	120	40	b	10.5	5.9	8.7	5.0
12	" N	22	120	-		6.3	6.3	9.3	5.4
13	Hydrolysat, N-Gesamt	16	100	20	b	7.2	3.2	4.7	2.7
14	" , N-Amid	17	100	20	b	6.4	4.0	5.5	3.2
15	" , +N-Hexas.	18	100	20	b	4.2	3.3	4.6	2.6
16	" + N-Amid + N-α-Am.	19	100	20	b	3.5	3.2	4.6	2.6

a: als Ausreisser eliminiert; b: Wiederholung 1 und 2 wegen starker systematischer Unterschiede nicht berücksichtigt.

Abb. 1: Orientierungswerte für die Reproduzierbarkeit der Analysemethoden

Für die Beurteilung einer analytischen Methode ist die Richtigkeit und die Reproduzierbarkeit der Messwerte wesentlich. Für die Beurteilung der Richtigkeit fehlt es bei den Humusstoffen in der Regel an geeigneten Kriterien. Um Orientierungswerte für die Reproduzierbarkeit zu erhalten, wurde eine Serie von zwanzig Bodenproben mit den oben angegebenen 16 Methoden in größeren Zeitabständen sechsmal analysiert. Aus den sechs Einzelwerten einer Methode bei einer Probe wurde die prozentuale

Standardabweichung berechnet, aus den Standardabweichungen für die zwanzig Proben die mittlere prozentuale Standardabweichung einer Methode. Die so erhaltenen Werte sind in Spalte 6 der Tabelle 1 aufgeführt.

Jede reale analytische Meßserie enthält Werte, die aus dem Rahmen herausfallen. Es wurde daher eine zweite Berechnung der prozentualen Standardabweichung mit bereinigten Daten durchgeführt. In Spalte 6 der Tabelle 1 ist die Anzahl der Messwerte aufgeführt, die bei dieser zweiten Berechnung nicht berücksichtigt wurde. Es wurden Einzelwerte als Ausreißer gestrichen (a) oder alle Werte der 1. und 2. Wiederholung wegen eines starken systematischen Unterschiedes zwischen den Wiederholungen nicht berücksichtigt. Auf diese systematischen Unterschiede wird weiter unten eingegangen. Die aus den bereinigten Messwerten berechneten Standardabweichungen sind in Spalte 7 aufgeführt. In den Spalten 8 und 9 sind Vertrauensbereiche für den Mittelwert angegeben, und zwar in Spalte 8 für zwei unabhängige Wiederholungen, wie sie routinemäßig durchgeführt werden und in Spalte 9 für sechs Wiederholungen, wie sie in vorliegendem Versuch durchgeführt wurden.

Diese Werte sollen zur Diskussion gestellt werden, um zu erfahren, in welchem Verhältnis sie zu entsprechenden Werten stehen, die an anderer Stelle ermittelt wurden und wie man sie eventuell verbessern kann. In der Literatur gibt es kaum Daten, die dafür verwendbar wären

Reproduzierbarkeitsangaben sind keine Naturkonstanten, sondern hängen vom Beobachter ab. Es wird daher nach DIN 51 849 zwischen dem Wiederholstreubereich und dem Vergleichsstreubereich unterschieden, wobei der Wiederholstreubereich aus Messungen des gleichen Analytikers, der Vergleichsstreubereich aus den Messwerten verschiedener Analytiker oder verschiedener Laboratorien ermittelt wird. In diesem Sinne geben die Werte der Tabelle 1 Vergleichsstreuungen an, denn die sechs

Wiederholungen wurden nicht vom gleichen Analytiker durchgeführt. Die Vergleichsstreuung ist der maßgebende Faktor bei der Beurteilung der Vergleichbarkeit analytischer Humusdaten verschiedener Herkunft. Die Vergleichsstreuung ist im allgemeinen größer als die Wiederholungsstreuung und der Unterschied ist in der Regel durch systematische Unterschiede in der Handhabung der Bestimmungsmethode bedingt. Diese Unterschiede können durch eindeutige Beschreibung der Methode verringert werden.

Methode		1		2		3		4		5					
		2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	C-Gesamt, CO ₂ -Best.	4.9						X	X						2
2	" , Bichromat	3.2	X	X	X	X	X	X	X						7
3	N-" , Kjeldahl	4.0			X	X	X	X		X	X	X	X		8
4	Py-NaOH-Extr., E 500	3.6	X			X				X				X	4
5	" " C	8.3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	13
6	" " N	5.5		X	X	X		X	X	X			X		9
7	" HS-Frakt., E 500	11.4	X	X			X	X							4
8	" " C	6.9	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	13
9	" " N	8.6	X	X	X	X		X	X	X					8
10	NaOH-Extr., E 500	4.6	X	X	X		X			X	X	X			7
11	" " C	10.5	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		12
12	" " N	6.3	X	X	X	X	X	X	X	X		X			10
13	Hydrolysat Ges.-N	7.2	X			X				X	X				4
14	" N-Amid	6.4						X	X						2
15	" + " + N-Hexam.	4.2	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	12
16	" + " + N-a-Amino	3.5	X	X	X		X	X	X	X					7

Abb. 2: Systematische Unterschiede zwischen je zwei Meßserien von sechs Wiederholungen (X = Unterschied mit 95 % stat. gesichert)

Es wurde untersucht, wie weit in die vorliegenden Daten systematische Fehler mit eingegangen sind. Dazu wurden jeweils zwei Wiederholungen einer Methode miteinander verglichen. Es wurde geprüft, ob der Mittelwert der Differenzen von den 20 Proben statistisch gesichert von Null verschieden ist. Bei den sechs Wiederholungen der vorliegenden Probenreihe gibt es

15 Möglichkeiten einer Kombination zu je zwei. Alle Kombinationen wurden auf einen systematischen Unterschied geprüft. Das Ergebnis ist in der Tabelle 2 in einer Matrix dargestellt. Die sechzehn Zeilen beziehen sich auf die Methoden, die 15 Spalten auf die einzelnen Kombinationen zu je zwei Wiederholungen. Die jeweilige Kombination ist über der Spalte angegeben. Alle Fälle, in denen der Mittelwert der Differenzen mit 95 % statistischer Sicherheit von Null verschieden ist, sind durch ein Kreuz gekennzeichnet. Von den 240 geprüften Fällen ist in 122 Fällen ein systematischer Unterschied zwischen zwei Wiederholungen gesichert. Am rechten Rand der Matrix ist die Anzahl der gesicherten Unterschiede bei der betreffenden Methode angegeben. Sie ist am größten bei den Kohlenstoffbestimmungen an den Extrakten. Diese Unterschiede dürften in erster Linie auf unterschiedliche Handhabung in der Methodik zurückzuführen sein. Da es sich um systematische Fehler handelt, besteht die Hoffnung, sie nach Erkennung zu vermeiden und die Methoden so zu beschreiben, daß systematische Unterschiede zwischen den Laboratorien möglichst niedrig gehalten werden.

Literatur:

1. SALFELD, J.Chr.: Automatisierung chemisch-analytischer Bestimmungen an Huminstoffsystemen und ihre statistische Auswertung. - Telma - im Druck -
SÖCHTIG, H. und J. Chr. SALFELD: Characterization of humic systems in a black earth-griserde-morphosequence in the area of Hildesheim. - Studies about Humus. Transaction Internat. Symp. "Humus et Planta V" Prague, S. 247-256 (1971)
2. RIEHM, H. und B. ULLRICH: Quantitative kolorimetrische Bestimmung der organischen Substanz im Boden. - Landw. Forsch., 6, S. 173-176 (1954)

3. KONONOWA-BELTSCHIKOWA:
Soil Organic Matter. 2. Englische
Ausgabe 1966 Pergamon Press, S. 393-398
4. SALFELD, J.Chr.: Optical measurements on humic systems.
Studies about Humus. Transaction Inter-
nat. Symp. "Humus et Planta V" Prague,
S. 257-266 (1971)
5. BREMNER, J.M.: In: C.A. BLACK: Modern methods of soil
analysis. Part II. Amer. Soc. Agron.
Inc. Publ., S. 1238-1255 (1965)

Anwendung der Routineanalyse von Humusstoffen auf Probleme
der Stoffdynamik in Ackerböden

von

Söchtig, H. und J. Chr. Salfeld⁺⁾

Im Rahmen einer Doktorarbeit (SADAT, 1974) zusammen mit dem Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Gießen wurde untersucht, wieweit es möglich ist, mit den im vorausgegangenen Referat (SALFELD, 1975) dargestellten Methoden die Stoffdynamik in Ackerböden zu erfassen.

Die zu den Untersuchungen verwendeten Bodenproben wurden im Jahre 1971 in Abständen von ca. 4 Wochen (Tab. 1.1) aus der Krume (0-23 cm) eines auf dem Versuchsgut der Universität Gießen in Rauisch-Holzhausen seit 1962 laufenden Stroh-Gründüngungsversuches entnommen. Neben den Daten der Probenahme sind die ackerbaulichen Maßnahmen angegeben, die zwischen den Entnahmen durchgeführt wurden.

Der Boden des Versuchsfeldes ist eine Parabraunerde mit deutlicher Tonverlagerung und ausgeprägtem B-Horizont auf verlehnten Löß, der bis zu einer Tiefe von 1 m entkalkt ist.

Die zweite Variabilitätsursache ist die unterschiedliche organische Düngung (Tab. 1.2). In den Nebenspalten sind die Kurzbezeichnung der Varianten und die Höhe der jährlichen Stickstoffausgleichsdüngung eingetragen.

⁺⁾ Institut für Biochemie des Bodens der Forschungsanstalt für Landwirtschaft
33 Braunschweig, Bundesallee 50

Tab. 1: Schema der untersuchten Variabilitätsursachen 1971 im Stroh-Gründungsversuch Rausch-Holzhausen.

1. Zeit (Tag der Probeentnahme)

1	31. 3. ———	
2	4. 5. ———	Bestellung So-Gerste, erste N-Gabe
3	1. 6. ———	zweite N-Gabe
4	6. 7. ———	
5	4. 8. ———	
6	31. 8. ———	Mähdrusch, Strohgabe, N-Ausgleichgabe, Bestellung Gründung
7	13. 10. ———	
8	9. 11. ———	Bestellung Wi-Weizen, Grunddüngung

2. Organische Düngung

		Kennz.	N-Ausgleichgabe
1	Kontrolle	(K)	0 kg N/ha
2	Gründung (Ötrettich)	(G)	50 "
3	50 dz Stroh /ha	(50)	50 "
4	50 dz Stroh /ha + Gründung	(50 G)	50 "
5	100 dz Stroh /ha	(100)	100 "

3. Stickstoffdüngung

1.	ohne	
2.	20 kg N/ha	
3	40 "	
4	60 " (40+20)	

Die Stickstoffdüngung als dritte Variabilitätsursache wurde in den 5 organischen Düngevarianten in vier Varianten (Tab. 1.3) gestaffelt.

Die statistische Auswertung erfolgte mit einem von STRAUSS (Datenverarbeitung der Forschungsanstalt für Landwirtschaft) ausgearbeitetem Programm für eine 3-faktorielle Varianzanalyse.

Die organische Düngung (Abb. 1, Mitte) bewirkt mit steigender Menge der über 10 Jahre zugesetzten organischen Substanz eine gesicherte Zunahme des Kohlenstoffgehaltes im Boden und in den meisten Fällen auch in den Huminstofffraktionen. Nicht gesichert ist bei den Fraktionen der Unterschied zwischen Kontrolle und Gründung.

Die statistische Sicherung der Unterschiede sollte aber nicht als einziger Wertmaßstab zur Beurteilung der Daten herangezogen werden, da systematische Fehler nicht ausgeschlossen

werden können. Eine Stützung muß durch weitere Methoden und durch kausalanalytische Überlegungen erfolgen. Vergleicht man in diesem Falle die erhaltenen Ergebnisse mit den über 10 Jahre zugegebenen Mengen an Kohlenstoff, so ergibt sich, wenn die Ernterückstände nicht berücksichtigt werden, daß sich bei allen organischen Varianten 10 bis 12 % des zugesetzten Kohlenstoffs als Zunahme des Gesamtkohlenstoffgehaltes wiederfinden lassen.

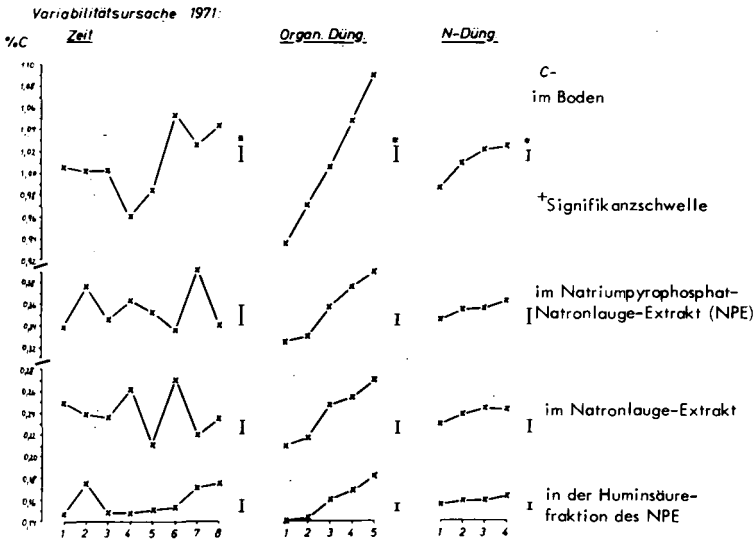


Abb. 1: Kohlenstoffgehalte, bestimmt durch nasse Verbrennung mit Bichromat-Schwefelsäure, in Abhängigkeit von den Variabilitätsursachen Zeit, Organische Düngung und Stickstoffdüngung.

Der Einfluß der Stickstoffdüngung auf den Kohlenstoffgehalt (Abb. 1, rechts) und die Unterschiede sind meistens nur zwischen der Variante ohne Stickstoff und der mit der höchsten Stickstoffgabe gesichert.

Die Kurven der Variabilitätsursache Zeit (Abb. 1, links) zeigen größere Unterschiede im Verlauf der Vegetationszeit. Zwischen den Terminen 1-3 (April/Mai) werden keine gesicherten Unterschiede gefunden. Zwischen 3 und 4 (Juni) erfolgt eine

Abnahme, zwischen 4 und 5 (Juli) eine geringe und zwischen 5 und 6 (August mit Schälén und Strohgabe) eine stärkere Zunahme des Gesamtkohlenstoffgehaltes. Eine ebenfalls gesicherte Abnahme wird zwischen 6 und 7 (September) und Zunahme zwischen 7 und 8 (Oktober) beobachtet.

Wird die Zeitkurve für den Gesamtkohlenstoffgehalt aufgegliedert in die Zeitkurven für die einzelnen organischen Düngungsvarianten, so zeigt sich, daß eine Parallelität der Kurven zwischen den Terminen 3 bis 6 besteht.

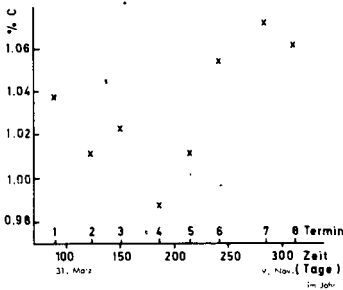


Abb. 2:
Gesamtkohlenstoffgehalte bestimmt durch trockene Verbrennung mit dem Leco-C-Determinator

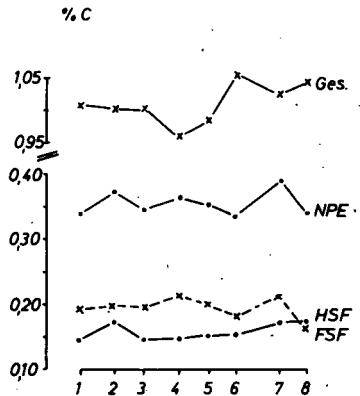


Abb. 3:
Gesamtkohlenstoffgehalt sowie Kohlenstoffgehalte im Pyrophosphat-Natronlaugeextrakt und in der säurefällbaren und säurelöslichen Fraktion des Extraktes

Werden die mit der nassen Verbrennung erhaltenen Kohlenstoffwerte mit den Werten verglichen, die mit der trockenen Verbrennung und Bestimmung des entstehenden CO₂ erhalten werden, so sind die gleichen Veränderungen zwischen den Terminen 3 und 6, nicht aber für die Termine 1-3 und 6-8 feststellbar. Die Abnahme im Kohlenstoffgehalt zwischen den Terminen 3 und 4 kann mit der ebenfalls durchgeführten Messung der Bodenatmung korreliert und die Anstiege von 4 bis 6 auf die Zunahme

der in Zersetzung befindlichen organischen Substanz aus Wurzelmasse und Stoppelrückständen zurückgeführt werden.

Die Veränderungen des Gesamtkohlenstoffgehaltes stehen in Übereinstimmung mit den von VARANOVSKAYA (1961) und SAUERLANDT et al. (1971) veröffentlichten Ergebnissen.

In der Abb. 3 sind die Zeitkurven für den Gesamtkohlenstoffgehalt, denen des Kohlenstoffgehaltes im Pyrophosphat-Natronlaugeextrakt (NPE), sowie der säurefällbaren (HSF) und der säurelöslichen (FSF) Fraktion des Extraktes einander gegenübergestellt. Die Zeitkurve für den NPE besitzt drei Maxima bei den Terminen 2, 3-4 und 7, von denen nur das erste in der HSF-NPE, während die beiden anderen Maxima in der FSF-NPE gefunden werden. Dieser Befund deutet darauf hin, daß zu Beginn der Vegetationszeit eine Zunahme der Huminsäurefraktionen eintritt, während eine Zunahme der Fulvosäurefraktion dann erfolgt, wenn in Zersetzung befindliches Material, Wurzelmasse und Ernterückstände, bzw. organische Düngung im Boden vorliegt.

Mit der Methodenkombination werden aber nicht nur Veränderungen der quantitativen sondern auch der qualitativen Merkmale erfaßt. So wurde beobachtet, daß die Veränderungen der Extinktionsquotienten, als Kennzeichnung der Spektren der Humusstoffe, der Kurve für den Gesamtkohlenstoffgehalt parallel laufen. Im Verlaufe einer Vegetationszeit ändert sich also nicht nur die Menge, sondern auch die Art der Humusstoffe.

Die Zeitkurven für Stickstoff zeigen weniger gesicherte Unterschiede als die für den Kohlenstoff, haben aber einen ähnlichen Verlauf, mit je einem Maximum im Frühjahr und Herbst und einem Minimum im Sommer.

Die Änderungen im Gehalt an Stickstoff in verschiedenen Bindungsformen laufen für die Fraktion des Ammonium- und Amid-N-Gehaltes der Gesamtstickstoffkurve parallel, die des α -Amino-N-Gehaltes im Frühjahr und Sommer dieser Kurve entgegengesetzt.

Die Auswertung des Gesamtversuches, der über zwei Vegetationsperioden lief, aus dem hier nur ein Teilbereich aufgezeigt wurde, ist noch nicht abgeschlossen. Einige der sich bei der Auswertung ergebenden Probleme wurden hier aufgegriffen, um sie zur Diskussion zu stellen.

Literatur:

BARANOVSKAYA, A.V.

Change in humus composition in the annual cycle
of sod-podzolic sandy loam soil.
Soviet Soil Sci. 1961 S. 183-189

SADAT, B.

Untersuchungen zur Stoffdynamik in Ackerböden in
Abhängigkeit von verschiedener organischer Düngung
und Stickstoffdüngung.
Inaugural-Diss. Uni Gießen 1974

SALFELD, J. Chr.

Reproduzierbarkeit der Meßwerte bei der Routine-
analyse von Humusstoffen in Böden.
Mitt. dt. Bodenkdl. Ges. 1975 (im Druck)

SAUERLANDT, W. und C. TIETJEN

Der organisch gebundene Kohlenstoff und seine
Phasen während des Jahresablaufs in Ackerböden.
2. Acker- und Pflanzenbau 134 313-322 (1971)

Mechanismen der Eisenaufnahme und -verlagerung durch
wasserlösliche Streusubstanzen in podsoligen Böden

von
P. Blaser*

Einführung

Als wichtiges Agens für die Verlagerung von Fe^{3+} und Al^{3+} im Boden wird seit geraumer Zeit die wasserlösliche Substanz von Streurückständen der Vegetation angesehen. BLOOMFIELD (1964) zeigte, dass diese Stoffe für die Sesquioxidverlagerung in weit stärkerem Masse verantwortlich sind als etwa die bereits humifizierte, organische Substanz.

Der Literatur kann entnommen werden, dass die Aktivität der wasserlöslichen Streusubstanz gegenüber Sesquioxidaufnahme und -verlagerung z.T. von der Pflanzenart abhängig ist. Ebenso wird angenommen, dass die Interaktion zwischen Standort und Pflanze auf diese Aktivität einen beträchtlichen Einfluss hat. (ELLIS, 1971).

Lässt man einen Kaltwasserextrakt einer Streu mit eisenhaltigem Material wie Eisenoxiden, -hydroxiden usw. reagieren, so geht Eisen in Lösung. Bloomfield wies u.a. nach, dass die gelöste Fe-Menge durch das Verhältnis Extraktvolumen/Eisen beeinflusst wird. Mit enger werdendem Verhältnis wird mehr Eisen gelöst. Ebenso wies er nach, dass die gelösten Eisenmengen, bezogen auf das Trockengewicht der Streumasse, mit zunehmender Konzentration der Extrakte abnimmt.

Aus diesen Resultaten schloss Bloomfield, dass die Sorption von organo-metallischen Verbindungen an der Oberfläche der Eisenquelle selbst der weiteren Eisenaufnahme entgegenwirkt.

*) Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen,
CH-8903 Birmensdorf ZH, Schweiz

Eigene Versuche

Mit unseren Versuchen wollten wir Aufschluss über den quantitativen Verlauf dieser Prozesse erhalten. Es interessierte vor allem, wie rasch und in welchem Ausmass die Eisenaufnahme durch die Sorption gehemmt wird, wie stark ein Bodenhorizont der Eisenauswaschung ausgesetzt ist, und bis in welche Tiefe das gelöste Eisen unter Laborbedingungen transportiert werden kann. Ferner wurden vier verschiedene Streuarten auf ihre podsolierende Wirkung untersucht.

Methoden

Um den natürlichen Bedingungen möglichst nahe zu kommen, wurden die Versuche an Säulen durchgeführt, welche mit eisenumhülltem Sand gefüllt waren. Der Durchmesser der Säulen betrug 9 mm. Der Sand hatte eine Körnung von 0.1 - 0.3 mm und einen Fe-Gehalt von 0.15 %. Die Versuchsanlage war so aufgebaut, dass ein konstanter Fluss von 100 ml/Std. eingehalten werden konnte und dass die gesamte Sandmenge in der Säule durchflossen wurde.

Die untersuchten Streuarten wurden zur Zeit des Laubfalles gesammelt und sofort bei 105°C getrocknet (KING and BLOOMFIELD, 1968).

Die Streuextrakte wurden durch Kaltwasserauszug gewonnen. Zu diesem Zwecke wurden 2.5 g trockene, gemahlene Streu in 100 ml dest. Wasser während 24 Std. geschüttelt, der Extrakt anschliessend filtriert und mit Thiomersal gegen mikrobiellen Abbau geschützt. Für alle Versuche wurden die so gewonnenen Extrakte mit dest. Wasser im Verhältnis 1:2 verdünnt.

Das Eisen wurde mit einem Atomabsorptions-Spektrometer (Jarrell Ash) direkt in den Extrakten ohne vorangehende Zerstörung der organischen Substanz bestimmt.

Resultate und Diskussion

In einem ersten Versuch perkolierten 400 ml eines Extraktes über eine Säule die 5 g eisenhaltigen Sand enthielt. Der Extrakt wurde in Fraktionen von 5 ml gesammelt. In jeder Fraktion wurde das gelöste Eisen bestimmt. In Fig. 1 sind die Fe-Gehalte der einzelnen Fraktionen aufgetragen.

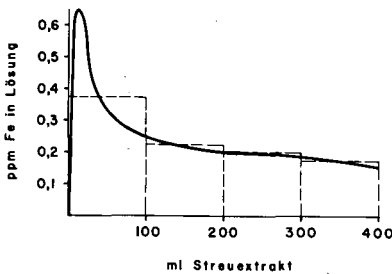


Fig. 1

Eisenaufnahme eines Streuextraktes beim Durchgang durch eine Säule mit 5 g Fe-haltigem Sand. (Sammlung in 5 ml Fraktionen).

Aus dieser Darstellung geht hervor, dass die Eisenaufnahme schon nach dem Durchfluss von wenigen Millilitern Extrakt erst rasch, dann langsamer abnimmt. Da die Eisenquelle keineswegs erschöpft sein konnte, dürfte diese Hemmung der Eisenaufnahme durch eine teilweise Blockierung der Fe-Quelle selbst verursacht worden sein.

Der Sand war nach dem Durchgang des Extraktes leicht dunkel gefärbt. Die Betrachtung einer Sandprobe unter dem Rasterelektronenmikroskop zeigte eine partielle Umhüllung und teilweise Verklebung der einzelnen Sandkörner. Diese "Schutzhüllen" dürften mit grosser Wahrscheinlichkeit aus organischen oder organo-metallischen Verbindungen bestehen (Abb. 1 bis 3).

Betrachtet man die Summenkurve der durch den Extrakt aufgenommenen Fe-Mengen aus diesem Versuch, so erhält man eine

Veranschaulichung des Eisenverlustes der Sandsäule in Abhängigkeit der Durchflussmenge (Fig.2).

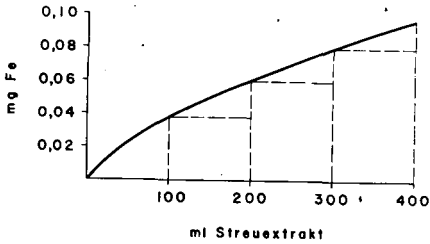


Fig. 2

Eisenverlust einer Säule mit 5 g Fe-haltigem Sand in Abhängigkeit der Durchflussmenge eines Streuextraktes.

Aus vergleichenden Untersuchungen verschiedener Streuarten konnte festgestellt werden, dass das Ausmass der Sorption und der damit verbundenen Hemmung der Eisenaufnahme durch die Streuart beeinflusst wird.

Wenn das an der Oberfläche der Sandkörner angelagerte Material aus Fe-haltigen, organischen Verbindungen besteht, so sind bezüglich der Eisenverlagerung zwei antagonistische Prozesse auseinanderzuhalten:

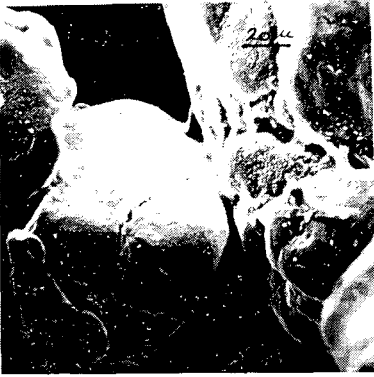
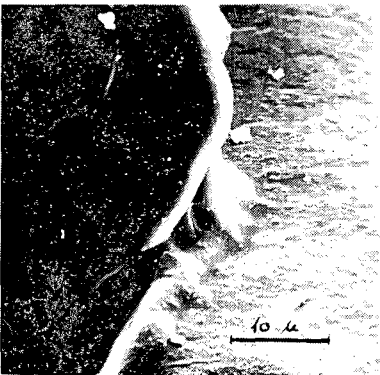
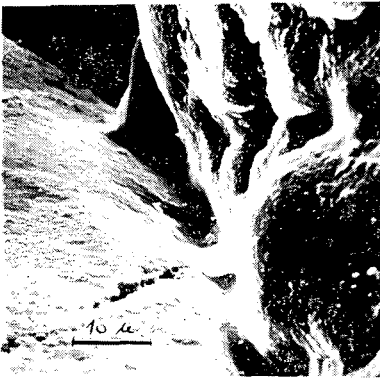


Abb. 1 bis 3:

Partielle Umhüllung und Verklebung von Sandkörnern durch organische oder organometallische Verbindungen nach dem Durchgang von 100 ml eines wässerigen Streuextraktes.



- durch den wasserlöslichen Streuextrakt wird Eisen gelöst
- gleichzeitig werden organische und organo-metallische Verbindungen an der Oberfläche der Mineralkörner sorbiert. Dadurch wird die weitere Fe-Aufnahme gehemmt.

Solange die Eisenaufnahme durch den Streuextrakt grösser ist als die Sorption an der Oberfläche der Sandkörner, kann Eisen im Nettoeffekt verlagert werden. In diesem Zusammenhang ist es von Bedeutung, in welcher Bodentiefe die Fe-Ausfällung grösser wird als die Fe-Aufnahme und wieviel Eisen durch die wasserlösliche Streusubstanz bis zu diesem Punkt gelöst werden kann.

Um diese Frage zu klären, wurden in einem zweiten Versuch 100 ml eines Extraktes nacheinander über 12 Säulen mit je 5 g Sand perkoliert. Nach jedem Durchgang wurde an einer 1 ml-Probe das gelöste Eisen bestimmt.

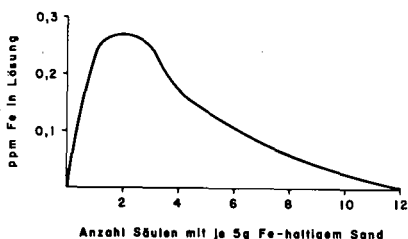


Fig. 3

Eisenaufnahme durch 100 ml eines Streuextraktes in Abhängigkeit der durchflossenen Sandmenge.

Der Figur 3 kann entnommen werden, dass für den untersuchten Fall der Eisengehalt im Extrakt nach den Durchgängen durch die ersten beiden Säulen zugenommen hat. Nach den Durchgängen durch alle folgenden Säulen nahm der Eisengehalt in der Lösung wieder ab. Daraus kann geschlossen werden, dass in den beiden ersten Säulen die Fe-Aufnahme grösser war als die Sorption; in den folgenden Säulen war sie kleiner.

Da 10 g Sand in unseren Säulen einem Weg von ca. 11.5 cm entsprechen, bedeutet dies, dass unter den gegebenen Bedingungen, unter welchen Fremdeinflüsse wie Austrocknung usw. ausgeschlossen waren, Eisen aus den oberen 11.5 cm einer längeren Säule im Nettoeffekt gelöst und in die unteren Partien verlagert wird. In einer Tiefe von ca. 70 cm dürfte die Ausfällung beendet sein.

In einem dritten Versuch perkolierten 100 ml Extrakt über Säulen mit 2, 5, 10 und 20 g Sand. Nach dem Durchgang wurde im Extrakt das gelöste Eisen bestimmt.

Die Resultate stimmten gut mit dem vorhergehenden Versuch überein. Der Extrakt, welcher die 10 g Säule passierte, enthielt nach dem Durchgang am meisten gelöstes Eisen (Fig. 4).

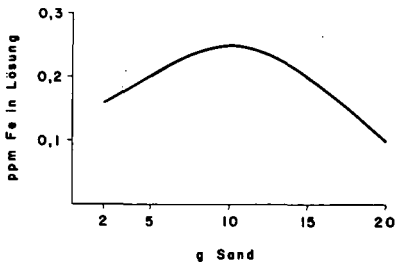


Fig. 4

Eisenaufnahme und -ausfällung durch einen Streuextrakt in Abhängigkeit der Säulenlänge.

Damit ergaben sich drei wichtige Hinweise, welche für die Vergleichbarkeit verschiedener Streuarten bezüglich der Podsolierung nützlich sein können:

- ein Mass für den Eisenverlust des Auswaschungshorizontes an einem Standort
- ein Mass für die Intensität der Nettoverlagerung, d.h. der maximalen Fe-Aufnahme eines Extraktes bei gleichzeitiger Sorption
- ein Mass für die mögliche Verlagerungstiefe.

Vergleich von vier Streuarten auf ihre podsolierende Wirkung

Mit den genannten Kriterien wurden vier Streuarten auf ihr potentiellies Eisenverlagerungsvermögen untersucht. Es handelte sich dabei um die gemischte Streu aus drei Zwergstrauch- und einer Rasengesellschaft so wie sie an einem Standort anfällt. Die Streu stammte aus folgenden Pflanzengesellschaften:

1. Junipero-Arctostaphyletum
2. Calamagrostetum villosae
3. Empetro-Vaccinietum hylocomietosum
4. Cetrario-Loiseleutietum cladonietosum

Diese vier Gesellschaften stellten sich in verschiedenen Expositionen auf dem gleichen Muttergestein, einem Zweiglimmerschiefer, ein, so dass die Bodenpflanzen-interaktion weitgehend vernachlässigt werden konnte.

Nachdem je 5mal 100 ml der vier Extrakte über eine 5 g Säule perkoliert waren, wobei in Fraktionen von 100 ml nach dem Durchgang das im Extrakt gelöste Eisen bestimmt wurde, zeigten sich bezüglich der Gesamtmenge von herausgelöstem Eisen folgende Unterschiede zwischen den vier Extrakten (Fig. 5).

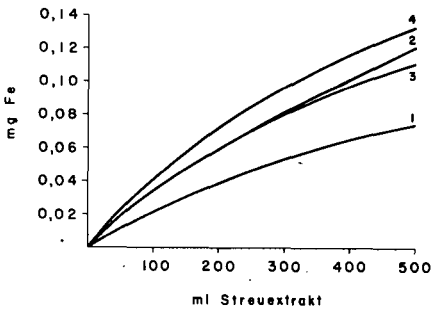


Fig. 5

Eisenverlust an 5 g Sand-säulen in Abhängigkeit der Durchflussmengen von vier Streuextrakten

- 1 = Junipero-Arctostaphyletum
- 2 = Calamagrostetum
- 3 = Empetro-Vaccinietum
- 4 = Cetrario-Loiseleutietum

Der Fe-Verlust an der Säule 4 war hier doppelt so gross wie jener an der Säule 1.

Nach den Durchgängen von je 100 ml der vier Extrakte über je 12 Säulen mit 5 g Sand ergab sich folgendes Bild über die maximal gelösten Eisenmengen pro Extrakt bei gleichzeitiger Sorption (Fig. 6):

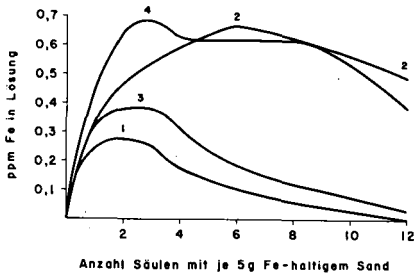


Fig. 6

Eisenaufnahme und -ausfällung von vier Streuextrakten in Abhängigkeit der durchflossenen Sandmenge.

Dieser Versuch gibt einen Hinweis über die Verlagerungstiefe, d.h. über jene Tiefe, in welcher unter gleichen Versuchsbedingungen die Sorption von Fe-haltigen, organischen Verbindungen an den Mineralkörnern grösser als die Eisenaufnahme durch die Extrakte wird. Dabei nehmen die verlagerten Fe-Mengen in der Reihenfolge $1 < 3 < 2 \approx 4$ zu.

Ferner ist ersichtlich, dass die Eisenausfällung bei den Extrakten 1 und 3 ziemlich rasch erfolgt, wogegen bei den Extrakten 2 und 4 eher eine langsame Ausfällung stattfindet.

Perkolierten je 100 ml der vier Extrakte über verschieden lange Säulen, so sieht man, dass bezüglich der Nettoverlagerung und der Verlagerungstiefe die vorausgegangenen Versuche weitgehend bestätigt werden (Fig. 7):

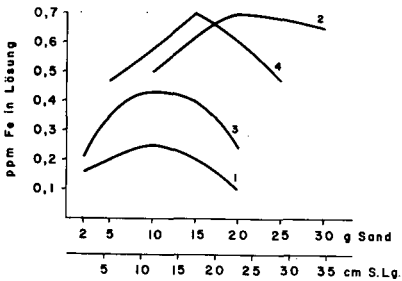


Fig. 7

Eisenaufnahme und -ausfällung durch vier Streuextrakte in Abhängigkeit der Säulenlängen.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass

- das "Netto-Eisenaufnahmevermögen" der wasserlöslichen Substanz der vier Streuarten in der Reihenfolge $1 < 3 < 2 \approx 4$ zunimmt
- dadurch auch die Eisenauswaschung an den vier Standorten in der gleichen Reihenfolge zunimmt und
- die Verlagerungstiefe in der Reihenfolge $1 \leq 3 < 4 \ll 2$ zunimmt.

Anhand dieser Resultate ist zu erwarten, dass die Podsolierung an den vier Standorten in der Reihenfolge $1 < 3 < 4 \approx 2$ zunehmend stärker ausgeprägt sein wird, wobei vermutlich am Standort 2 die tiefste Auswaschung stattgefunden hat. Diese Vermutung konnte durch die Felduntersuchung bestätigt werden.

Literatur

- Bloomfield, C. 1964. Organic matter and soil dynamics.
In: Experimental pedology.
Proceedings of the University of Nottingham, Easter
School in agricultural science. 11: 257-266.
- Ellis, R.C. 1971. The mobilization of iron by extracts
of Eucalyptus leaf litter.
J. Soil Sci. 22: 8-22.
- King, H.G.C. and Bloomfield, C. 1968. The effect of
drying and ageing tree leaves on the ability of their
aqueous extracts to dissolve ferric oxide.
J. Soil Sci. 19: 67-76.

Einfluß einiger Bodenkennwerte auf die
Aggregatstabilität unterschiedlicher
Pflanzenstandorte

von
H. Borchert⁺⁾

Für Untersuchungen durchgeführter Meliorationskalkung, Düngung mit verschiedenen organischen Substanzen sowie Bodenbearbeitung mit unterschiedlichen Bearbeitungsmaßnahmen wird seit einigen Jahren die Bestimmung der Aggregatstabilität in zunehmendem Maße herangezogen. Zur Auswertung gelangen ausgesiebte 6-5 mm große Bodenaggregate. Eine Probe von 30 g (in 3 Wiederholungen) wird einschichtig auf dem 5 mm-Sieb kapillar 3 Minuten mit Wasser gesättigt, das das Sieb von unten benetzt. Danach wird der zusammengefügte Siebsatz (5, 2, 1 und 0,2 mm Maschenweite) unter Wasser mit 2,5 cm Hubhöhe und 36 Hüben pro Minute 10 Min. bewegt. Die Siebrückstände ergeben nach der Trocknung bezogen auf die um die Feldfeuchte verminderte Einwaage die prozentualen Aggregatanteile.

Sowohl aus zeitlich-technischen Gründen als auch in Anlehnung an mehrere Autoren der umfangreichen diesbezüglichen Literatur wurde anfangs mit lufttrockenen Bodenproben gearbeitet. Beobachtungen an den Proben toniger Standorte und die weit auseinandergehenden Ergebnisse gleichzeitig durchgeführter Bestimmungen an trockenen und feuchten Proben veranlaßten uns, mit frischen Erdproben weiterzuarbeiten. Die prozentualen Differenzen zwischen "feldfeucht" und "lufttrocken" sind - auch bei Aufteilung nach Tongehalt in 3 Gruppen von Böden - mit über + 40% bei den Aggregaten 6-5 mm am größten, danach folgt die Aggregatgruppe 1-0,2 mm mit um 20 % geringerem Anteil bei "feldfeucht" (Tabelle 1).

+) Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau,
8000 München 19, Menzingerstraße 54

Tabelle 1

Aggregat mm	Differenz in % feldfeucht - lufttrocken		
	I 7-14 % Ton	II 15-39 % Ton	III 40-53 % Ton
6 - 5	+40,6	+44,0	+41,6
5 - 2	- 1,9	+ 0,6	- 2,5
2 - 1	-11,2	- 5,2	- 9,6
1 - 0,2	-20,2	-21,8	-19,6
< 0,2	- 6,8	-17,6	- 9,7

Im folgenden werden die fünf Aggregatgruppen - bestimmt von feldfeuchten Proben - dem Ton- und Schluffgehalt, dem pH-Wert, dem sorbierten Ca-Ion und dem Kohlenstoffgehalt (C_t -Wert) in Beziehung gesetzt (Tabelle 2).

Tabelle 2

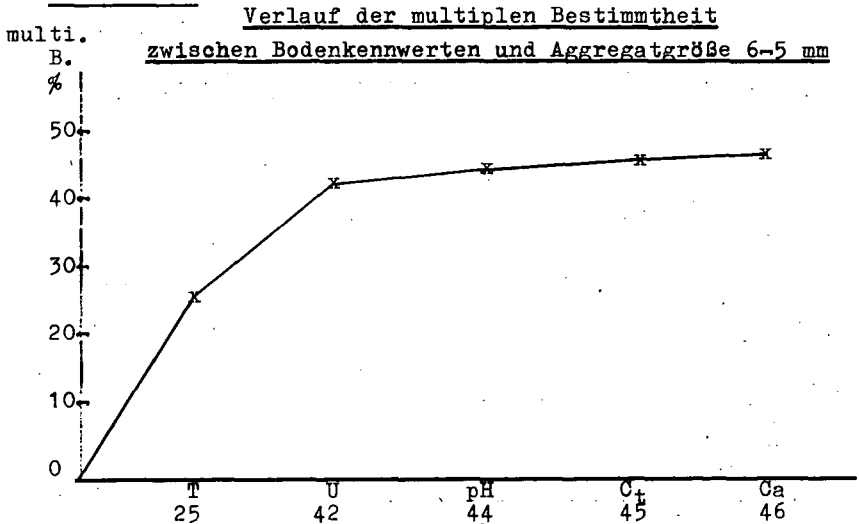
Korrelationskoeffizient Aggregatgrößen (mm) - Bodenkennwerte

Aggregat	Ton	Schluff	pH	Ca	C_t ⁺
6 - 5	0,498	0,347	0,003	0,061	-0,370
5 - 2	-0,373	-0,152	-0,269	-0,023	0,338
2 - 1	-0,175	-0,204	0,098	0,094	0,295
1 - 0,2	-0,346	-0,356	0,119	-0,118	0,146
< 0,2	-0,326	-0,197	0,101	-0,031	0,242

Die Bedeutung von Humus und Kalk auf die Strukturbildung ist hinreichend bekannt. Die Auswertung des umfangreichen Untersuchungsmaterials von sowohl Sand-, Löß- wie Tonböden mit Hilfe einer EDV-Anlage ergab allerdings die höchsten Korrelationskoeffizienten beim Ton und Schluff, und zwar bei der Aggregatgröße 6-5 mm und 1-0,2 mm. Bei der Bestimmung des multiplen B erklären der C_t - und der Ca-Wert nur mit je 1 % die Aggregatgruppe 6-5 mm (Abb. 1).

⁺ Die C_t -Bestimmung führten dankenswerterweise Herr Dr. Wagner und Frau Lang aus.

Abbildung 1



Weiterhin wurden mikrobiologische Kennwerte wie die Atmung (O_2), die Katalaseaktivität (Kata) und die Nitrifikation (NO_3) ⁺ bestimmt und in ihrer Bedeutung auf die Strukturbildung ("Lebendverbauung") bei verschiedenen Eingriffen in den Krumboden untersucht. Die Standorte wurden nach steigendem Tongehalt geordnet und haben meistens zwei Untersuchungstermine, I (Sommerhalbjahr) und II (Winterhalbjahr) (Tabelle 3 und Tabelle 3a).

Da die zwei größten Aggregatgruppen bereits bis 90 % der Aussage beinhalten, wurde auf die übrigen, nicht ins Gewicht fallenden Gruppen verzichtet. Der Einfachheit halber sei auf das Enzym die Katalase für die Beurteilung der mikrobiellen Tätigkeit im Boden zurückgegriffen.

Auf dem sandigen Standort Baumannshof (Tab. 3) wurden 1967 $400\text{ m}^3/\text{ha}$ Müllkompost aufgebracht, dessen Wirkung bei wohl niedriger Katalasezahl doch eindeutig 1974 in einer Erhöhung der Katalaseaktivität zu erkennen ist, eine Zunahme der großen

⁺) Die mikrobiologischen Untersuchungen wurden dankenswerterweise von Herrn Dr. Beck durchgeführt.

Tabelle 3

Differenzwerte zu Null (Realwert) in % (Null=100%) bei den Aggregatgrößen 6-5 und 5-2mm sowie der Atmung, Katalase und Nitrifikation

Ton %	I 6-5	II 6-5	I 5-2	II 5-2	I O ₂	II O ₂	I Kata.	II Kata.	I NO ₃	II NO ₃
Baumannshof 6										
Nullparzelle	65	34	22	13	19	8	7	9	73	36
Müllkompost	-4	-24	+3	-21	-4	+17	+32	+18	+36	+50
Brandhof 8										
Nullparzelle	57	64	29	14	12	5	6	3	67	0
Strohdüngung	-7	-5	-35	+39	-8	-4	+2	-10	-6	-
Stroh-u.Gründgg.	+9	+4	-53	+3	-6	-12	+13	+16	-3	-
Ottenhofen 17										
Nullparzelle	66	86	28	9	42	31	21	16	100	43
Müllkompost	+9	+2	-14	-25	+3	+4	+24	+69	0	+132
Klärschlamm	+10	+2	-26	-7	-17	-17	-18	+31	0	-
Puch 20										
Nullparzelle	28	76	26	16	11	12	9	6	58	9
Müllkompost	+97	0	-30	-2	+15	+20	+59	+69	+71	+300
Klärschlamm	+134	+2	+25	-4	-29	+24	+28	+42	+35	+260
Puch 20										
Nullparzelle	71	73	23	19	8	12	10	7	75	17
Gründüngung	0	-7	-2	+19	-5	+12	+2	+7	+2	-30
Strohdüngung	+7	0	-20	-5	+49	-26	+6	-4	+4	-41
Stroh-u.Gründgg.	+7	0	-24	-8	+12	+50	+6	+12	+12	-30
Horsch 20										
Stroh eingearb.	81		14		18		18		98	
" verbrannt	0		+3		+8		+25		+1	
Frankendorf 20										
Pflügen	28		10		13		11		82	
Grubbern	+43		+38		+32		+34		+14	
Neuhof 32										
Nullparzelle	78	88	12	10	13	13	16	11	99	47
Müllkompost	+13	-14	-19	+65	+43	+23	+24	+20	+1	+11
Brandhof 35										
Nullparzelle	80	90	15	6	12	6	11	3	85	31
Strohdüngung	+1	+5	-9	-45	+30	+30	-20	+135	-20	-
Stroh-u.Gründgg.	-5	+6	0	-53	+20	+20	+50	+123	+4	-
Ellingen 43										
Nullparzelle	81	65	15	9	20	11	14	6	100	15
Müllkompost	-1	-17	+7	+76	+27	+39	+13	+271	0	+500
Klärschlamm	-5	-5	+15	+36	0	+15	+3	-11	0	+200
Wetzhausen 46										
Stroh eingearb.	82		15		14		25		100	
" verbrannt	+11		-66		+81		+5		0	

Tabelle 3 a

Differenzwerte zu Null (Realwert) in % (Null=100%) bei den Aggregatgrößen 6-5 und 5-2mm sowie der Atmung, Katalase und Nitrifikation

	Ton %	I 6-5	II 6-5	I 5-2	II 5-2	I O ₂	II O ₂	I Kata.	II Kata.	I NO ₃	II NO ₃
<u>Horsch</u>	46										
Pflügen		90		10		18		29		100	
Grubbern		-6		+36		+7		+12		0	

<u>Wetzhausen</u>	46										
Nullparzelle		82	88	15	8	14	13	25	18	100	100
Kalkung		-22	-4	+74	+39	+8	+13	-1	+5	0	0

<u>Wetzhausen</u>	48										
Nullparzelle		54	79	28	14	14	13	31	19	100	100
Müllkompost		-29	+8	+7	-27	-4	+10	+3	+13	0	0

Aggregate trat aber nicht ein. -

Die mehrjährige Strohdüngung auf dem sandigen Standort Brandhof drückte die bereits "sehr niedrige" Katalasezahl im Winter noch mehr herab, während sie zusammen mit Gründüngung sowohl im Sommer wie im Winter diese ansteigen ließ. Die Aggregatbildung wurde in der Tendenz durch Stroh allein gehemmt, mit Gründüngung zusammen gefördert. -

Die "mittlere" Katalasezahl des Lößbodens in Ottenhofen wurde sowohl durch Müllkompost (400 m³/ha) wie durch Klärschlamm (400 m³/ha) angehoben, desgleichen die Bildung der Aggregate 6-5 mm, nicht aber der Gruppe 5-2 mm. -

Der Lößboden in Puch erhielt 1972 und 1973 180 m³ Klärschlamm und 100 m³ Müllkompost mit starker Erhöhung der Katalaseaktivität, die mit einer Aggregatbildung im Sommerhalbjahr enger korreliert als im Winterhalbjahr. Die auf diesem Boden untersuchten Varianten Gründüngung, Strohdüngung und Stroh- mit Gründüngung lassen ein geringes Ansteigen der Katalasezahl erkennen, die Aggregatbildung von Gruppe 6-5 mm steigt wenig an, die Gruppe 5-2 mm nimmt ab.-

Die Strohverbrennung auf dem Standort Horsch mit 20 % Ton ergab eine klare Erhöhung der "mittleren" Katalasezahl gegenüber dem Stroheinarbeiten, sie ließ nicht die Aggregatgruppe 6-5 mm ansteigen, wohl aber die Aggregate 5-2 mm. - Auf dem Löß von Frankendorf nahm die "niedrige" Katalasezahl durch "nur Grubbern" gegenüber "Pflügen" stark zu, desgleichen die beim "Pflügen" schon nur mäßig vertretenen Aggregate von 6-5 mm und 5-2 mm Größe. -

Die Müllkompostgabe 1967 von $400 \text{ m}^3/\text{ha}$ auf dem Standort Neuhof mit 32 % Ton ließ noch 1974 die Katalaseaktivität merklich ansteigen, ebenfalls die Aggregate 6-5 mm im Sommerhalbjahr. -

Der tonigere Teil von Brandhof (35 %) erfährt durch Strohdüngung wie Stroh- mit Gründüngung eine Zunahme der Katalasezahl, sie schlägt sich in einer schwachen Erhöhung der Aggregate 6-5 mm und Abnahme der Aggregate 5-2 mm nieder. -

Auf den Tonboden von Ellingen (43 %) kamen 1972 $400 \text{ m}^3/\text{ha}$ Müllkompost und $400 \text{ m}^3/\text{ha}$ Klärschlamm. Die "sehr niedrigen" bis "niedrigen" Werte der Katalaseaktivität wurden angehoben, während die Aggregatbildung der Gruppe 6-5 mm abfiel und die der Gruppe 5-2 mm anstieg. -

Beim Keupertonboden von Wetzhausen (46 %) erhöhte etwas die langjährige Strohverbrennung die bereits "gute" Katalaseaktivität bei Stroheinarbeitung, ebenso die Aggregatgruppe 6-5 mm, nicht aber die Gruppe 5-2mm. -

Der tonigere Teil vom Standort Horsch zeigt beim Grubbern gegenüber Pflügen eine Zunahme der Katalasezahl, Abnahme der Aggregate 6-5 mm und Erhöhung der Aggregate 5-2 mm. -

Nach einer Meliorationskalkung in Wetzhausen (46 % Ton) von $100 \text{ dz}/\text{ha}$ Branntkalk (1968) ist kaum die Katalaseaktivität, gar nicht die Aggregatgruppe 6-5 mm erhöht, aber sehr deutlich die Aggregatgruppe 5-2 mm. Dagegen wirkte sich hier die $400 \text{ m}^3/\text{ha}$ =Müllkompostgabe (1967) noch 1974 in einer anhaltenden Erhöhung der Katalaseaktivität aus, dem steht ein Abnehmen der Aggregate 6-5 mm im Sommer- und Zunehmen im Winterhalbjahr gegenüber.

In der Tendenz zeigen die sandigen Böden bei Katalaseaktivitätserhöhung keine gleichlaufende Zunahme größerer Aggregate. Bei lößartigen Böden kommt es eher zur Erhöhung der Aggregate 6-5 mm, die Katalasewerte liegen "mittelmäßig", ihre Erhöhung ist relativ groß.

Bei Tonböden liegt diese naturbedingt bereits "sehr hoch", ihre Zunahme bei Eingriffen in den Boden ist geringer. Bei der Aggregatbildung ist eine Zunahme der Gruppe 5-2 mm zu erkennen.

Röntgenfluoreszenzanalytische Bestimmungen
von Schwermetallen in Böden und Sedimenten

von

R. Lichtfuß und G. Brümmer*)

Bei dem von uns angewandten röntgenfluoreszenzanalytischen Untersuchungsverfahren handelt es sich um die direkte Bestimmung der Elemente Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Cd, Hg und Pb mit einer Mo-Röhre in feingemahlene Sediment- und Bodenproben ohne vorherigen Schmelzaufschluß.

Die Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) von Böden und Sedimenten ist dann mit Problemen behaftet, wenn das Probenmaterial ein relativ breit streuendes Matrixspektrum aufweist. Um den Einfluß von Unterschieden in der Körnung und der mineralogischen Zusammensetzung auf die Meßergebnisse zu prüfen, wurden 7 Elbesedimente unterschiedlicher Zusammensetzung (7-38 % Ton; 10-40 % Fe_t ; 0,8-8,1 % $C_{org.}$; 2,2-8,2 % $CaCO_3$) für Testmessungen verwendet. Hierbei zeigte sich, daß die für die verschiedenen Elemente erhaltenen Nettointensitäten pro Konzentrationseinheit vor allem in Abhängigkeit von den Ton- und Eisengehalten der Proben deutliche Unterschiede aufweisen. Zur Korrektur oder Eliminierung dieser Matrixeinflüsse gibt es verschiedene Verfahren wie z.B. die Verwendung innerer Standards (LEWIS und GOLDBERG 1956, WEDEPOHL 1961), die Berücksichtigung der diffus gestreuten Röhrenstrahlung (KALMANN und HELLER 1962), eine starke Verdünnung des Probenmaterials (GEBHARDT, KING und MEYER 1969) oder die Herstellung probenspezifischer

*) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
der Universität Kiel, Olshausenstr. 40-60

Standards durch Zumischung bekannter Mengen der verschiedenen Elemente zu den zu untersuchenden Proben (Additionsmethode; KÖSTER 1966, HELLMANN 1971). Für die Analyse von Spurenelementen erweist sich die Additionsmethode als das sicherste Verfahren zur Eliminierung von Matrixeinflüssen. Voraussetzung für die Anwendbarkeit dieser Methode ist eine lineare Beziehung zwischen der elementspezifischen Röntgenfluoreszenzstrahlung und der Konzentration der zu bestimmenden Elemente. Es zeigte sich, daß die Linearität dieser Beziehung für die in Böden und Sedimenten möglichen Höchstkonzentrationen der oben aufgeführten Elemente gegeben ist.

Der Präparationsgang der RFA-Tabletten ist in Abb. 1 schematisch dargestellt. Nach 30 Min. bis 4 Std. Mahlen werden 5 g Boden mit 5 g Wachs (Hoechst Wachs C) vermischt und in Aluminiumkappen zu Tabletten gepreßt. Für die Addition werden die 12 zu bestimmenden Elemente - alternierend nach der Ordnungszahl aufgeteilt - in zwei Eichlösungen angesetzt und entsprechend den in Abb. 1 aufgeführten, auf die Bodeneinwaage bezogenen Konzentrationen zwei parallel eingewogenen Boden-Wachs-Mischungen derselben Probe zugesetzt. Nach Eindampfen der Eichlösungen und Durchmischen des gesamten Materials werden diese probenspezifischen Standards ebenfalls zu Tabletten gepreßt. Aus den Nettointensitäten der unveränderten Probe und der Standards können dann die Konzentrationen der verschiedenen Elemente errechnet werden.

Um Aussagen über die Reproduzierbarkeit der Analysen zu erhalten, wurden an allen 7 Proben 6 Parallelbestimmungen durchgeführt. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 1 - 3 aufgeführt. In den letzten Spalten sind die meßtheoretischen Nachweisgrenzen angegeben, die für eine Wahrscheinlichkeit von 90 % nach

folgender Formel berechnet wurden:

$$C_{N90} = 3,7 \frac{\sqrt{U}}{T \cdot x \cdot a}$$

U = Impulse der Untergrundstrahlung
T = Meßzeit (sec)
a = cps/ppm

Generell ist festzustellen, daß die aufgeführten Elemente im oberen Konzentrationsbereich mit guter Genauigkeit (Reproduzierbarkeit), im unteren mit ausreichender Genauigkeit analysiert werden können. In wenig belasteten Sedimenten (Proben 5, 6, 7) sind Hg und Cd mit dieser Methode nicht nachweisbar.

Um die RFA-Ergebnisse auf ihre Richtigkeit zu überprüfen, wurden dieselben Proben mit konzentrierten Säuren ($\text{HClO}_4 + \text{HNO}_3$) aufgeschlossen und einige ausgewählte Elemente (Mn, Zn, Cu) in den erhaltenen Lösungen mit der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) bestimmt. Die Mn-Gehalte wurden zusätzlich colorimetrisch ermittelt. Der Vergleich dieser Ergebnisse mit den RFA-Werten wird dadurch erschwert, daß mit dem hier angewandten Säureaufschluß die silikatisch gebundenen Anteile der untersuchten Elemente nicht vollständig erfaßt werden. Außerdem zeigte sich, daß die AAS-Analyse von relativ salzhaltigen Aufschlußlösungen nicht frei von Matrixeinflüssen ist*). So weisen auch für dieselben Meßlösungen mit verschiedenen AAS-Geräten erhaltene Ergebnisse Differenzen bis zu 20 % auf. Diese Probleme bedingen, daß zwar eine exakte Überprüfung der RFA-Ergebnisse durch die aufgeführten Analysenmethoden nicht möglich ist; doch zeigen die nach den verschiedenen Verfahren erhaltenen Ergebnisse im wesentlichen vergleichbare Werte.

Die Nachweisgrenze der röntgenfluoreszenzanalytischen Bestimmungen für Elemente, die in niedrigen Konzentrationen auftreten (z.B. Hg, Cd, Co), kann herab-

*) Verwendung eines Untergrundkompensators und Herstellen von Eichlösungen mit einer den Meßlösungen vergleichbaren Zusammensetzung erforderlich.

gesetzt werden, wenn das Proben-Bindemittel-Verhältnis erhöht, die Zählzeiten verlängert und elementspezifische Geräteparameter (z.B. Wahl der geeignetsten Röhre) optimiert werden.

Literatur

- GEBHARDT, H., KING, M.T. und MEYER, B.: Zur Methode der Röntgenfluoreszenz-Spektralanalyse von Böden, pedo- und lithogenen Tonen und Gesteinen. Göttinger Bodenkdl. Ber. 8, 63-159, 1969
- HELLMANN, H.: Bestimmung von Metallen in Flußschlämmen mit Hilfe der Röntgenfluoreszenz. Bedeutung für die Praxis. Z. Anal. Chem. 254, 192-195, 1971
- KALMANN, Z.H. und HELLER, L.: Theoretical study of X-ray fluorescent determination of traces of heavy elements in a light matrix. Application to rocks and soils. Anal. Chem. 34, 946-951, 1962
- KÖSTER, H.M.: Zur Röntgen-Fluoreszenz-Spektralanalyse von Rubidium, Strontium, Barium und Blei in Kaolinen und Tonen. Contr. Mineral. and Petrol. 12, 168-172, 1966
- LEWIS, G.J. und GOLDBERG, E.D.: X-ray fluorescence determination of Ba, Ti and Zn in sediments. Anal. Chem. 28, 1282-1285, 1956
- WEDEPOHL, K.H.: Die Röntgen-Fluoreszenz-Spektralanalyse von geochemischen Proben auf Elemente der Ordnungszahlen 25-40. Z. anal. Chemie 180, 246-259, 1961

Tabelle 1: Gehalte (ppm) an Mangan, Zink, Blei und Kupfer von 7 Elbesedimenten (Mittelwerte aus 6 Parallelen), absolute und prozentuale Standardabweichungen und Nachweisgrenzen

Elem.	Elbesedimente							Nwg. ¹
	1	2	3	4	5	6	7	
Mn	1130 ± 68 6,0 %	2652 ± 92 3,5 %	3225 ±157 4,9 %	1615 ±16 1,0 %	689 ±26 3,8 %	791 ±41 5,2 %	486 ±24 4,9 %	4,8 (20) ²
Zn	1543 ± 75 4,8 %	1213 ± 24 2,0 %	476 ±8,0 1,7 %	423 ±4,2 1,0 %	172 ±7,3 4,3 %	107 ±3,7 3,5 %	92 ±2,1 2,3 %	0,6 (20)
Pb	260 ±11 4,3 %	202 ±8,0 3,9 %	90 ±2,8 3,1 %	68 ±3,0 4,4 %	30 ±2,2 7,3 %	29 ±3,4 11,7 %	24 ±1,6 6,6 %	2,8 (20)
Cu	226 ±6,0 2,7 %	200 ±6,9 3,5 %	58 ±1,8 3,1 %	41 ±1,4 3,3 %	15,1 ±2,0 13,2 %	9,0 ±0,5 5,6 %	8,8 ±1,7 19,3 %	1,9 (20)

¹Nachweisgrenze

²Zählzeit in sec.

Tabelle 2: Gehalte (ppm) an Chrom, Arsen, Strontium und Rubidium von 7 Elbesedimenten (Mittelwerte aus 6 Parallelen), absolute und prozentuale Standardabweichungen und Nachweisgrenzen

Elem.	Elbesedimente							Nwg. ¹
	1	2	3	4	5	6	7	
Cr	183 ±8,0 4,4 %	185 ±7,0 3,8 %	100 ±2,5 2,5 %	88 ±2,9 3,3 %	49 ±5,0 10,2 %	39 ±2,4 6,0 %	45 ±4,3 9,5 %	3,3 (20) ²
As	161 ±8,0 5,0 %	86 ±2,7 3,1 %	48 ±2,1 4,3 %	32 ±2,2 6,8 %	11,8 ±1,5 12,7 %	14,3 ±1,1 7,7 %	7,9 ± 1,9 23,7 %	2,7 (20)
Sr	139 ±1,0 0,7 %	160 ±4,4 2,8 %	189 ±3,2 1,7 %	160 ±2,0 1,3 %	145 ±3,7 2,5 %	118 ±4,3 3,6 %	130 ±3,3 2,5 %	0,9 (20)
Rb	77 ±1,5 2,0 %	91 ±1,6 1,8 %	105 ±1,8 1,7 %	86 ±2,6 3,0 %	61 ±2,3 3,7 %	63 ±2,7 4,2 %	58 ±1,4 2,4 %	0,3 (20)

¹Nachweisgrenze

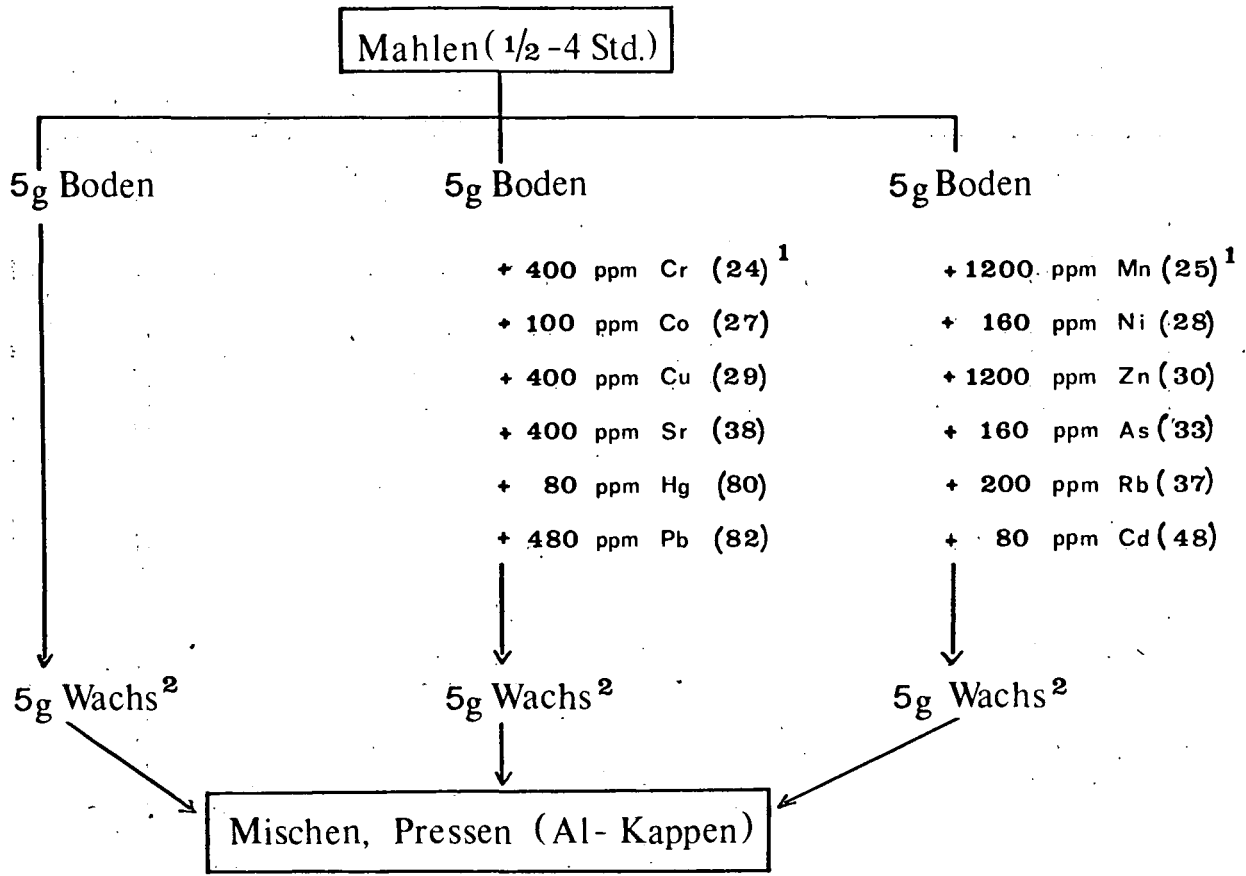
²Zählzeit in sec.

Tabelle 3: Gehalte (ppm) an Nickel, Kobalt, Quecksilber und Kadmium von 7 Elbesedimenten (Mittelwerte aus 6 Parallelen), absolute und prozentuale Standardabweichungen und Nachweisgrenzen

Elem.	Elbesedimente							Nwg. ¹
	1	2	3	4	5	6	7	
Ni	56 ±5,0 9,0 %	67 ±3,7 5,6 %	52 ±2,1 4,1 %	36 ±3,0 8,4 %	16 ±1,8 11,3 %	13,1 ±1,5 11,4 %	12,7 ±2,2 17,3 %	2,4 (20) ²
Co	15 ±1,0 6,7 %	24 ±1,4 5,8 %	16 ±1,4 8,7 %	12,4 ±0,8 6,4 %	5,4 ±0,38 7,0 %	5,4 ±0,61 11,2 %	4,1 ±0,68 16,5 %	1,3 (100)
Hg	12,6 ±0,74 5,9 %	6,2 ±0,33 5,3 %	1,98 ±0,79 39,9 %	1,81 ±0,60 33,0 %	n.n.	n.n.	n.n.	1,2 (100)
Cd	10,7 ±1,6 14,9 %	7,0 ±2,1 30,0 %	3,7 ±1,7 46,0 %	3,1 ±1,3 41,7 %	n.n.	n.n.	n.n.	2,7 (100)

¹ Nachweisgrenze

² Zählzeit in sec.



- 472 -

Abb. 1: Schematische Darstellung der Tablettenpräparation

¹ Ordnungszahl

² Höchst Wachs C

ERFASSUNG VON ARSENFORMEN IM BODEN

von
H.W. Fassbender*

Problemstellung

Die gegenwärtigen Kenntnisse über die Arsenchemie im Boden reichen nicht aus, um umweltpolitische Maßnahmen zur Kontrolle der möglichen Arsenkontaminationen vorzuschlagen. Die Beseitigung von arsenhaltigen Lösungen, welche als Abfallprodukte mancher Industrien entstehen, stellen ein schwieriges Umweltproblem dar und führen mancherorts zu verbreiteten Kontaminationen. Die Bestimmung von Gesamtarsen im Boden ist von geochemischer Bedeutung, dabei können gewisse Beziehungen zwischen dem Gehalt der Böden, dem Ausgangsmaterial und geologischen und pedologischen Bildungsprozessen ausgearbeitet werden. Die Erfassung der As-Formen im Boden ist dagegen von ökologischer und umweltpolitischer Bedeutung, dabei können Informationen über die Verteilungs-, Umwandlungs- und Reaktionsmöglichkeiten der im Boden vorkommenden und der angewandten As-Verbindungen erarbeitet werden.

Grundlagen der Fraktionierung der As-Formen im Boden

Bei den Untersuchungen der Bodenarsenchemie ist ein Vergleich mit Phosphor anzustreben, weil sich diese Elemente in ihrem Chemismus weitgehend gleichen; so sind z.B. die Dissoziationskonstanten der Arsen- und Phosphorsäure fast identisch (aus Sillen und Martell, 1964):

	pK_1	pK_2	pK_3
As	2,19	6,94	11,50
P	2,12	7,19	12,02

* Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität

In Anlehnung an die Phosphatfraktionierung von Chang und Jackson (1957) haben Woolson et al. (1971) erstmalig die Bestimmung der Arsenformen in Böden vorgenommen; dabei werden durch fraktionierte Extraktion folgende Bindungsformen unterschieden: adsorbiertes As (NH_4Cl -löslich), Al-Arsenate (NH_4F -löslich), Fe-Arsenate (NaOH -löslich), Ca-Arsenate (H_2SO_4 -löslich). Erfahrungen über weitere Arsenformen, wie z.B. oxydisch gebundene oder organisch gebundene Anteile liegen nicht vor.

Eine Schwierigkeit der Fraktionierung der Arsenformen im Boden stellt der oft niedrige Gehalt dieses Elementes dar. Die Gehalte der einzelnen As-Fraktionen kommen den Nachweisgrenzen bei den derzeitigen verfügbaren Methoden nahe. In Tabelle 1 sind Ergebnisse der Gesamt-As-Bestimmung (As_t) an 199 Proben an sauren Standorten dargelegt (Fassbender, 1974); daraus geht hervor, daß nur ca. 40% der Bodenproben einen Wert von 10 mg As/kg Boden überschreitet. Dieser Wert muß als Grenze für die Fraktionierung der As-Formen aus labortechnischen Gründen angesehen werden.

Fraktionierung der As-Formen in sauren Waldböden

In Anlehnung an die Phosphatfraktionierung von Chang und Jackson (1957) wurden die P und As-Formen in einem Kollektiv von 19 Proben saurer Waldstandorte Niedersachsens, darunter Braunerden auf verschiedenen Substraten (Löß über Buntsandstein und Buntsandstein, Naturwaldparzellen in den F.A. Stöberhai, Bruchberg, Staufenberg, Bramforst, der IBP-Flächen im Solling und in dem F.A. Radolfs-hausen) untersucht. Die P-Bestimmung erfolgte kolorimetrisch (Phosphormolibdatmethode), die As-Bestimmung nach Destillation als AsH_3 als Arsenjoditmolibdat (nach Jackwerth, siehe Fassbender, 1974).

Die Ergebnisse (Tab. 2) deuten eine Vorherrschaft der Fe-gebundenen Formen, sowohl für P als für As (58,1 und 52,2% der Summe der mineralisch, nicht okkludierten Formen) an. Obwohl die Al-gebundenen

Fraktionen nur eine zweite Stellung erreichen, ist dabei zwischen den P- und As-Werten ein guter Zusammenhang festzustellen (signifikante, lineare Regression mit einem Korrelationskoeffizienten $r = 0,548^{++}$). Bei diesen Böden spielen die NH_4Cl -löslichen und Ca-gebundenen Fraktionen eine untergeordnete Rolle.

Fraktionierung der As-Formen in neutralen Böden

In einem Kollektiv von 5 Bodenproben (Rendzinen aus Hünstollen (Göttingen), Zwiefalten und Lichtenstein) wurden nach den obengenannten Methoden die in Tab. 3 dargelegten Ergebnisse erzielt. Es ergibt sich eine Vorherrschaft der löslichen und Ca-gebundenen Fraktionen (für P 56.0% und für As 29.8% der mineralischen und nicht okkludierten Formen).

Für die beiden untersuchten Bodengruppen (saure und neutrale Waldböden) stellt die Summe der mineralischen, nicht okkludierten P- und As-Formen im allgemeinen nur 50-60% des Gesamtgehaltes dar. Daher wurde in zusätzlichen Proben eine Erfassung weiterer As-Formen angestrebt.

Bestimmung der okkludierten und organischen As-Formen

Die Untersuchungen wurden nur an Proben eines Bodens, deren Gehalt an Gesamtarsen in allen Bodentiefen überdurchschnittlich ist, durchgeführt. In dem Boden der Coto-Serie (Puerto Rico) ist eine Kopräzipitation von As in Carbonaten, welche als Ausgangsmaterial der Bodenbildung gedient haben, zu vermuten. (Fassbender, 1974). Die okkludierten Fraktionen wurden nach Extraktion anderer mineralischer Formen durch einen Säureaufschluß erfaßt und nach den beschriebenen Methoden untersucht. Die organischen As-Fraktionen können als Differenz zwischen der Summe der anorganischen Formen und dem Gesamtgehalt berechnet werden.

Die Ergebnisse der Tab. 4 weisen darauf hin, daß die okkludierten As-Formen im ganzen Profil des Cotobodens vorherrschen und weitgehend gleiche Werte aufweisen. Die Berechnung der organischen As-Formen weist auf eine Zunahme des Gehaltes mit der Bodentiefe hin, welche nach der Verteilung der organischen Substanz im Boden in Frage gestellt werden kann; es handelt sich dabei um eine Differenzberechnung, in welcher alle Fehler der Fraktionenbestimmungen beinhaltet sind.

Bestimmung der As-Formen nach Anwendung von As-Bioziden

Arsenhaltige Biozide (Insektizide, Fungizide, z.B. Ca- und Pb-Arsenate) finden in manchen tropischen Kultursystemen Anwendung. Untersuchungen über die Umwandlung und Umverteilung in der Natur der angewandten Arsenate sind von ökologischer Bedeutung. Hierzu wurden Bodenproben aus einer Kaffeeplantage in Costa Rica untersucht, wo in den letzten Jahren eine bekannte Menge an Pb-Arsenat zur Bekämpfung einer Cryptogamen-Krankheit gespritzt wurde. Als Kontrolle wurden Proben einer benachbarten Wiese herangezogen und in allen Proben der Gehalt an Gesamtarsen und die Formen nach den vorhergenannten Methoden untersucht. Eine Bilanz der As-Formen in der Tiefe von 80 cm wurde unter Berücksichtigung der Trockenraumgewichte der Tiefensegmente durchgeführt.

Aus Tabelle 5 geht eine starke Anreicherung der Arsenate in den ersten 5 cm des Bodens (von 10,6 auf 49,0 ppm) hervor. In der untersuchten Bodentiefe ist eine Zunahme des As-Gesamt von 32 kg As/ha festzustellen; diese stimmt mit der in den letzten 7 Jahren applizierten Pb-Arsenate (7 kg As/ha) nicht überein, es ist aber zu vermuten, daß in den vorangegangenen Jahren schon As-Biozide gespritzt wurde.

Literatur

- Chang, S. & Jackson, M.L., Fractionation of soil phosphorus, Soil Science 84, 134-144, 1957
- Fassbender, H.W., Gehalt, Formen und Fixierung von Arsenat im Vergleich zu Phosphat in Waldböden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde (im Druck)
- Fassbender, H.W., Contenido y formas de arsenico en algunos suelos tropicales. Turrialba (Costa Rica) (im Druck)
- Sillen, L.S. & Martell, A.E. Stability constants. The chemical society, London, 1964, 754 s.
- Woolson, E.A. et al. The chemistry and phytotoxicity of arsenic in soils. Soil Science Society of America, Proceedings 35, 101-105, 1971.

Tab. 1: Verteilung von As nach Gehaltsklassen in Proben von sauren Waldböden

Gehaltsklassen mg As/kg Boden	Anzahl der Proben	prozentuale Verteilung
<0.1	22	11.0
0.1 - 2.0	27	13.5
2.1 - 5.0	33	16.5
5.1 - 10.0	37	18.5
10.1 - 20.0	67	33.5
20.1 - 50.0	14	7.0
> 50	<u>1</u>	<u>0.5</u>
	201	100.0

Tab. 2: Phosphat- und Arsenformen in sauren Waldböden (n = 19)

pH	3.79	
./ . C	3.54	
./ . Ton	14.3	
AK _t (mval/100)	29.8	
	P	As
Gesamt (ppm)	582	20.5
Mineral, nicht okk. (ppm) 215		12.4
davon ./ . NH ₄ Cl-lös.	3.2	12.4
Al-geb.	12.6	12.4
Fe-geb.	58.1	52.2
Ca-geb.	16.5	4.0

Tab. 3: Phosphat- und Arsenformen neutralerer Böden (n = 5)

pH	6.70	
% C	5.60	
% Ton	34.0	
AK _t (mval/100)	68.0	
	P	As
Gesamt (ppm)	850	28.1
Mineral.nicht okkl. (ppm) 159		14.2
davon % NH ₄ Cl-lös.	2.7	23.3
Al-gebunden	12.3	34.8
Fe-gebunden	31.6	35.5
Ca-gebunden	53.3	6.5

Tab. 4: Erfassung von organischen As-Verbindungen als Differenz zwischen As_t und $As_{anorg.}$ (Boden Coto, Puerto Rico)

Hor. Tiefe (cm)	As_t (ppm)	davon %				%
		Al-geb.	Fe-geb.	Ca-geb.	okk-geb.	
A _D 0-13	88.8	2.9	2.4	17.0	59.9	17.8
A ₁₂ 13-25	101.1	3.5	2.4	16.6	58.0	19.5
A ₂₁ 25-45	104.5	2.3	2.3	2.6	55.9	36.9
B ₂₁ 45-60	109.0	2.2	1.0	0.3	45.2	51.3
B ₂₂ 60-90	127.4	2.3	1.6	0.1	48.0	48.0
C ₂₃ 90-125	121.4	2.0	1.3	1.3	55.0	40.4

Tab. 5: As-Gehalt und -Formen im Boden nach Anwendung von As-Bioziden (Kaffeeanbau, Costa Rica) (kg/ha)

Tiefe	As_t , ppm		As_t		Al-gebunden		Fe-geb.		Ca-geb.	
	vorher	nachher	vorher	nachher	vorher	nachher	vorh.	nachh.	vorh.	nach
0-5	10,6	49,0	4,8	22,3	1,46	1,00	0,18	1,32	0,96	1,00
5-15	11,3	27,4	10,4	24,9	1,56	1,55	6,89	3,91	1,10	1,00
15-25	13,5	22,5	12,4	20,7	1,10	1,93	5,24	3,40	0,01	1,47
25-50	13,5	14,4	33,7	33,1	3,00	5,06	3,57	3,22	4,25	3,45
50-80	17,4	16,6	52,5	44,4	6,64	6,96	2,71	2,41	2,71	4,28
Summe (0-80 cm)			113,8	145,5	13,76	16,50	18,59	30,76	9,02	11,20
Zunahme			30,8		2,74		12,17		2,18	

Uranuntersuchungen in Böden

von

H.W. Scharpenseel, F. Pietig und E. Kruse +)

Eine Untersuchung der Uraniumkonzentration in etwa 400 humosen Proben von terrestrischen, hydromorphen und subhydrischen Böden ergab, daß bei der Löslichkeit des Urans im sauren Milieu sowie der Anlagerung an die organische Substanz des Bodens (1,2) höhere Konzentrationen vornehmlich in hydrodynamischen Akkumulationslagen zu erwarten sind.

Von den im ersten Teil der Arbeit durchgeführten Analysen an einem Probenkollektiv von etwa 300 terrestrischen, hydromorphen und subhydrischen Proben zeigten nur einige hydromorphe und subhydrische Herkunft U_3O_8 -Konzentrationen > 5 ppm. (s. Tab.1).

Völlig bedeutungslos sind die Urankonzentrationen in den A-Horizonten der Marschböden. Ihre Go- und Gr-Horizonte werden noch nachuntersucht.

Zusatzproben aus Ablagerungen der zu- und Abflüsse der Eifelmaare waren ebenfalls unergiebig. In den Maargyttjen gefundene, erhöhte U_3O_8 -Werte könnten aus vulkanogenen Eintragungsstämmen.

Im zweiten Teil der Arbeit wurden Böden und Bachsedimente Uran-haltiger Kristallbereiche untersucht (Region Mähring, Böhmerwald; Weißenstadt, Fichtelgebirge; Ellweiler, Nahesenke; Menzenschwand, Südschwarzwald; Wittichen b. Alpirsbach, Nord-schwarzwald) (Abb. 1-5).

In allen Fällen wurden stark erhöhte U_3O_8 -Konzentrationen vor allem in Gleyen und Bachablagerungen etwa 1-3 km um das Zentrum des Uranvorkommens gemessen, während die A- und B-Horizonte der terrestrischen Böden (im Regelfall saurer Braunerden) selbst im Kernbereich meist keine stark erhöhten Urankonzentrationen besaßen.

Vorliegende Ergebnisse erlauben die Schlußfolgerung, daß Uranvorkommen durch Messungen an Gleyen und Bachablagerungen bis zu den kleinsten Gerinnen, dem Konzentrationsgradienten folgend, geortet werden können, die Bodenanalyse hier also eine wirksame Prospektionshilfe zur Lokalisierung von Fundstellen bieten kann.

U_3O_8 -Messungen an Bodenfraktionen (Tabelle 2) (Fulvosäuren (1), Huminstäuren (2), Humine (3), nach der Huminfällung in Lösung Verbliebenes (4) und mineralischer Rückstand (5)) zeigen auf Grund der Löslichkeit des Urans im sauren Milieu höchste Werte in Fraktion (1) und (4), generell aber erhöhte Werte der organischen Substanz-Fraktionen gegenüber dem mineralischen Restboden.

+) Institut für Bodenkunde, 53 Bonn, Nußallee 13

Probeart	Herkunft (Probenzahl)	U ₃ O ₈ ppm von-bis
Terrestrische Böden	Vertisole	
	Spanien (9)	0 - 1,0
	Portugal (19)	0 - 1,5
	Australien (47)	0
	Parabraunerden, saure Braunerden, Pseudogleye, Podsole (Ap od. Ah-Hor.) Rhein/Ruhr-Indu- striegebiet (28)	0,5 - 2,0
Hydromorphe Böden	Elbe- und Weseraue (23)	0 - 4,0
	(Bez. Lauenburg u. Avendorf)	7 - 21 (x)
Marschen	Vulkan- und Maareifel (27)	1 - 10
	Dülmarschen, Nördstrand, Elb- u. Wesermarsch (33)	0 - 2,0
Subhydrische Böden	Lignit, W-Küste Bornholm (1)	2,0
	Schalkenmehrer Maar (11)	0,6 - 5,0
	Laacher See (15)	1,0 - 5,0
	Meerfelder Maar (17)	1,5 - 13,0 (x)
	Pulvermaar (13)	1,0 - 6,0
	Selenter See (16)	0,5 - 5,0
	Baldeneysee (6)	0,5 - 1,5
	Hengsteysee (6)	0,7 - 2,5
Haltener Stausee (8)	0,5 - 0,7	
Bodencatenen in Uran-fündigen Be- reichen	Mähring (Oberpfälzer Wald)(7)	1,5 - 160 (x)
	Weißensstadt (Fichtelgeb.) (11)	1,0 - 135 (x)
	Ellweiler (südl. Hunsrück) (28)	4,0 - 50 (x)
	Menzenschwand (Schwarzwald)(14)	10,0 - 1000 (x)
	Wittichen (Schwarzwald) (10)	3,0 - 140 (x)

Tab 1 Uranuntersuchungen an Materialien verschiedener Her-
kunft

Literatur:

1. Kolodny Y., Kaplan I.R., Deposition of Uranium in Sediment and Interstitial Water of an Anoxid Fjord, Paper H 4 Int. Symp. Hydrogeochem. Biogeochem., Tokyo, Sept. 1970 (Proceedings noch nicht erschienen)
2. Szalay A., The Significance of Humus in the Geochemical Enrichment of Uranium. Proc. 2 nd U.N. Intern. Conf. Peaceful Uses At. En. Geneva, 2, 182-6, 1958

Nr	Probe		ppm U_3O_8
161	Dränagebach, O Mähring b. Tirschenreuth Uferboden	Bodenrückstand nach Huminstäureextraktion	30
162	"	Fulvostäurefraktion	140
163	"	Huminstäurefraktion	90
164	"	Humine	75
165	"	In Lösung Verbleibendes nach Huminausfällung	110

166	Gerinne, Oberhang v. al- ter Urangrube, Weißen- stadt, Fichtelgebirge, Ah	Bodenrückstand nach HS- und Huminextrakt.	50
167	"	Fulvostäurefraktion	75
168	"	Huminstäurefraktion	34
169	"	Humine	23
170	"	In Lösung Verbleibendes nach Huminausfällung	65

Tab. 2 Urananalysen in Bodenfraktionen (vergl. Gesamtböden
161-165, Probe 106 = 160 ppm; 166-170, Probe 108 = 135 ppm)

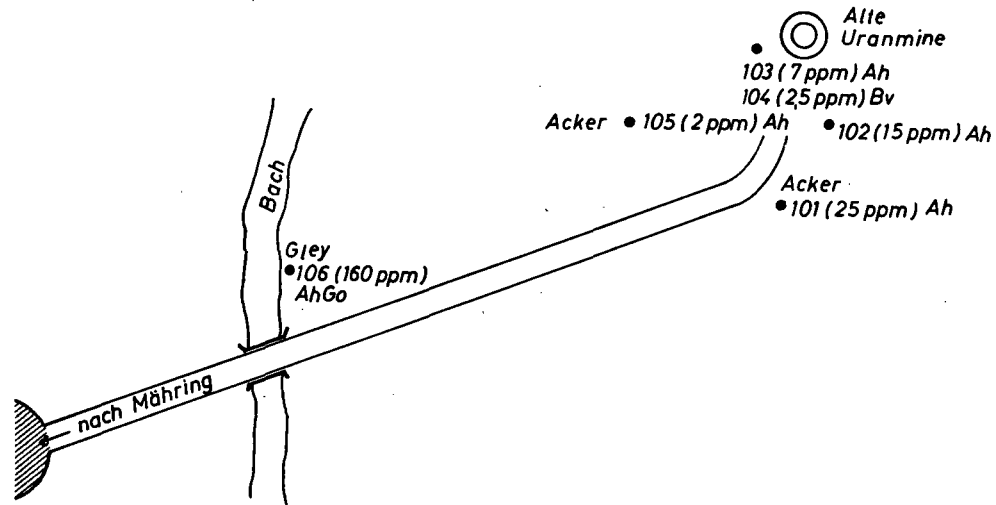


Abb.1 U_3O_8 Gehalte ppm, Region Mähring (CSSR-Grenze, Böhmerwald)
 Ausgangsmaterial GNEISS

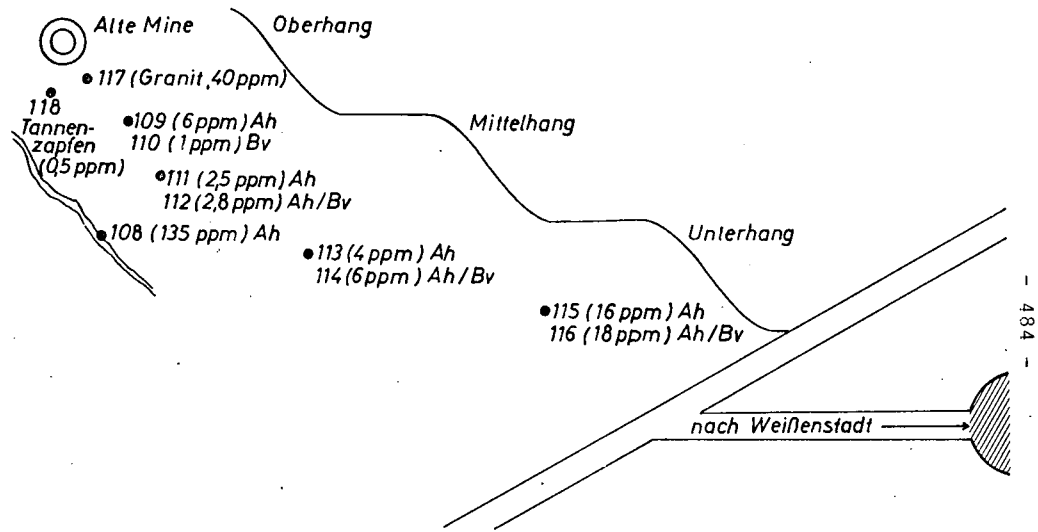
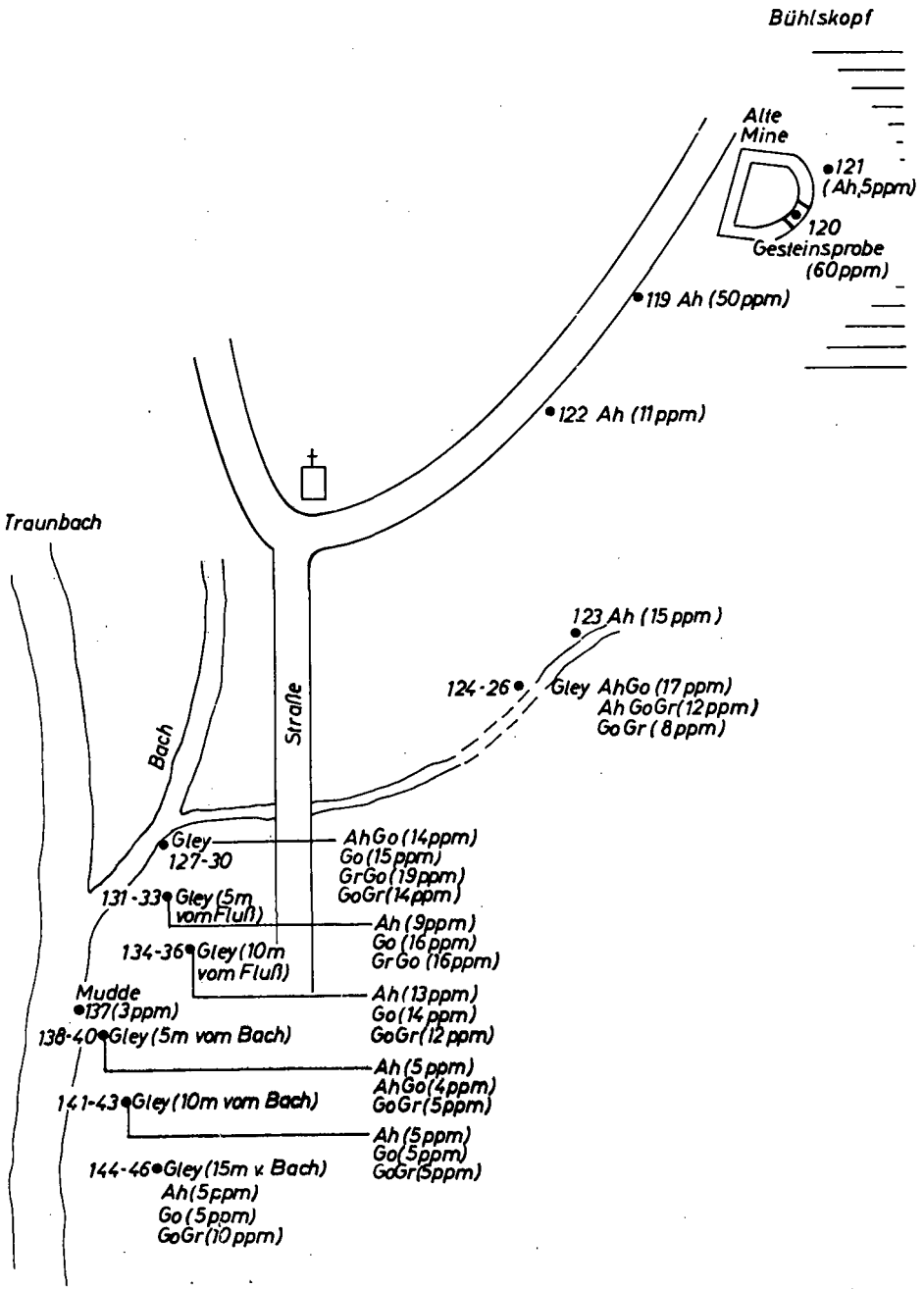


Abb. 2 U_3O_8 Gehalte ppm, Region Weißenstadt (Fichtelgebirge)
Ausgangsmaterial GRANIT



U₃O₈ Gehalte ppm, Region Ellweiler (Nahesenke)
Ausgangsmaterial PORPHYR

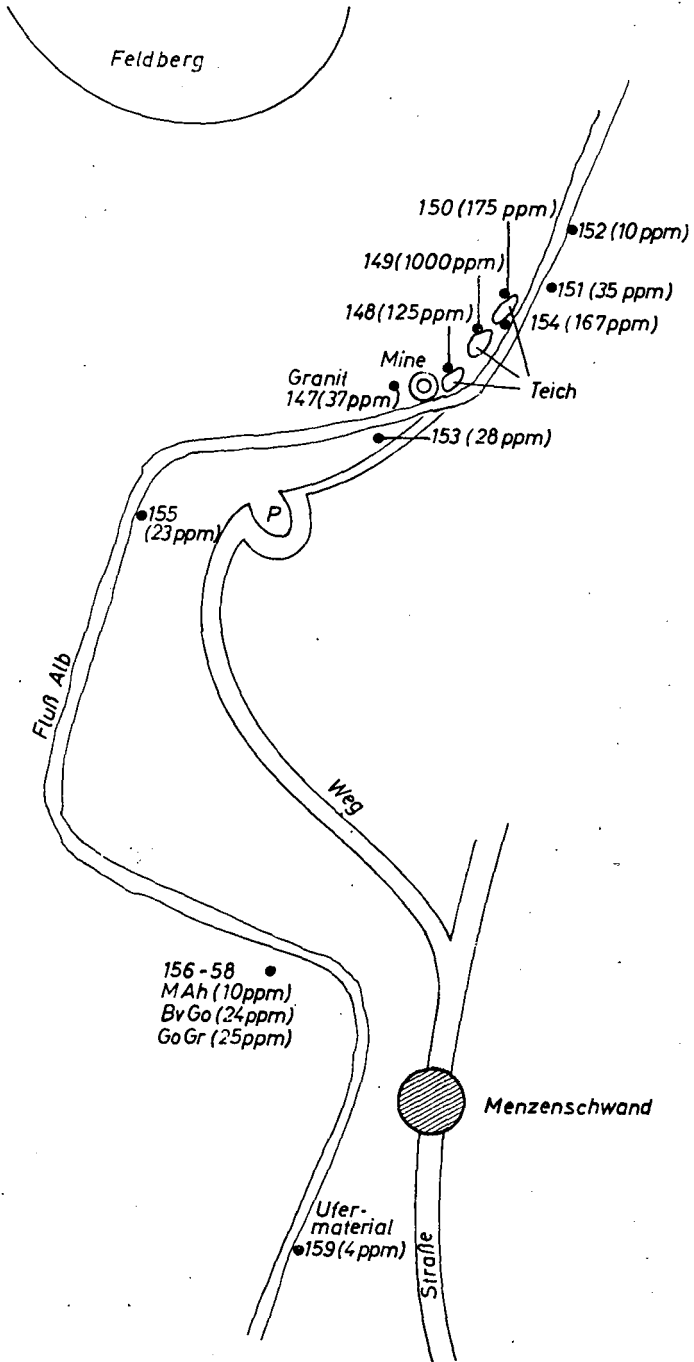


Abb 4 U_3O_8 Gehalte ppm, Region Menzenschwand (S-Schwarzwald)
Ausgangsmaterial GRANIT

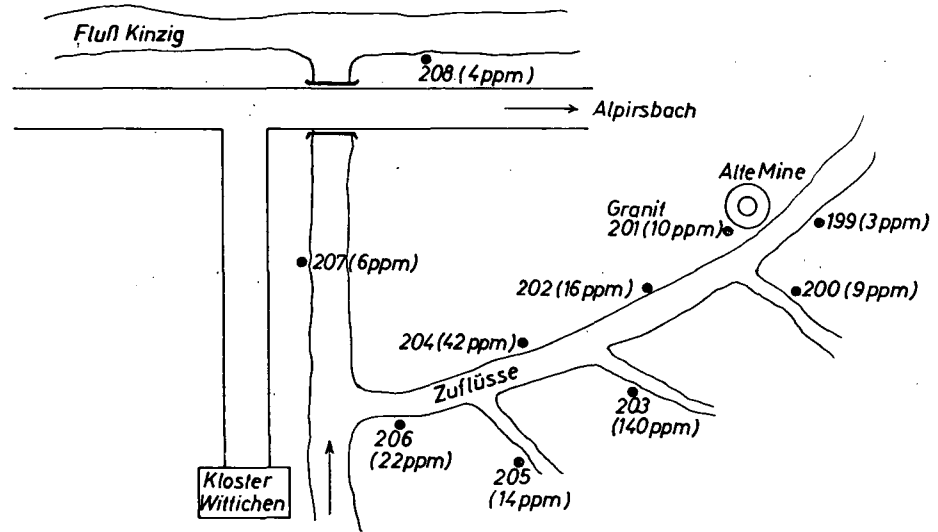


Abb 5 U_3O_8 Gehalte ppm, Region Kloster Wittichen b. Alpirsbach (Schwarzwald), Ausgangsmaterial GRANIT (Messung in Flußablagerung)

Schwermetalluntersuchungen an terrestrischen, hydromorphen und sub-
hydrischen Böden aus ländlichen sowie stadt- und industrienahen
Bereichen

von

H.W. Scharpenseel und H.Beckmann ⁺)

Schwermetallanalysen (Pb, Cd, Co, Cu, Zn, Fe, Mn) mit dem AAS an einer größeren Zahl terrestrischer, hydromorpher und subhydrischer Böden aus ländlichen, stadt- und industriefernen wie auch stadt- und industrienahen Lagen zeigen (Tab. 1-4):

Böden aus dem Stadtkern der Stadt Bonn besitzen sehr hohe Pb-Gehalte und eine leicht erhöhte Konzentration an den anderen Elementen.

Die industrienahen terrestrischen Böden des rheinisch-westfälischen Industriegebietes zeigen nur erhöhte Pb-Werte von ca. 50 ppm, keine signifikanten Unterschiede zu anderen terrestrischen Böden in bezug auf die übrigen Schwermetalle.

Die Tongehalte der Gleye sind niedriger als jene der terrestrischen Vertisole. Auf Grund ihrer höheren Humuskonzentration, welche für die Schwermetallbindung besonders wichtig zu sein scheint (auf der Basis von Beobachtungen, welche außerhalb des Rahmens dieser Arbeit liegen), zeigen trotzdem die Gleye höhere Schwermetallkonzentrationen.

Gyttjaprobe aus stadt- und industriefernen Bereichen befinden sich im Schwermetallgehalt etwas über dem Niveau der stadt- und industriefernen terrestrischen Böden.

Gyttjamaterial aus stadt- und industrienahen Lagen zeigt eine sehr starke Erhöhung aller Schwermetalle. Nur der Haltener Stausee, nördlich des Industriegebietes, ist noch zu jung. Er besitzt deshalb kein deutlich erhöhtes Schwermetall-Konzentrationsniveau, dessen Maximum sogar noch im fossilen B_{hs} -Horizont des vor der Überstauung gebildeten Podsoles liegt.

Die Bleikonzentrationen lassen eine gewisse Parallelität zu den Cd-, Cu- und Zn-Werten erkennen.

Bei den subhydrischen Böden sind die Schwermetallkonzentrationen in den obersten Bereichen meist höher als in den tiefer gelegenen, was auf eine gewisse Akkumulation während der jüngsten Industrie- und Kfz-Ära deutet.

⁺) Institut für Bodenkunde, 53 Bonn, Nußallee 13

TERRESTRISCHE und HYDROMORPHE BÖDEN

Probe, Herkunft, (Anzahl)		Pb	Cd	Co	Cu	Zn	Fe	Mn
		ppm						
Stadtböden	Gartenboden, Bonn Bahnhofsbereich, 0-20cm	202	1,5	31	59	270	18.000	590
	Gartenboden, Bonn Beethovenplatz, 0-20 cm	400	2,9	24	47	370	17.650	700
Terrestrische Böden	Vertisol, Spanien, Andalusien 0-30 cm	8	0,9	11	11	38	17.830	257
	(9) 30-100 cm	17	0,9	15	14	51	34.800	328
	> 100 cm	13	0,8	8	7	23	15.750	154
	Vertisol, Portugal, (19) 0-30 cm	11	0,9	23	20	27	30.430	428
	30-100cm	8	1,0	21	19	32	32.620	404
	> 100 cm	5	1,1	23	27	35	33.070	326
Hydromorphe Böden	Vertisol, S-Australien, Gilgai 0-30 cm	18	0,6	11	8	16	25.890	135
	(12) > 100 cm	19	0,6	12	6	17	31.000	144
	Tschernosem, Aseler Wald, AC, 75-90 cm	25	1,1	14	12	41	18.900	217
	Fossiler fA unter Trachyt Bims Mendig 350cm	19	1,0	17	12	41	24.700	332
	S Br E u. Gley-Br E Mähring, Oberpfälzer Wald u. Weißenstadt, Fichtelgeb. (17)	34	0,8	8	10	43	17.260	300
	Untere Elb- u. Weseraue, Ditmarschen, Insel Nordstrand (47), 0-20 cm	22	0,6	9	12	110	15.370	413
Industrienähe Böden	" gegenüber Lauenburg, Mulde 0-25 cm	242	10,5	18	192	1000	38.800	1570
	" östlich Avendorf 0-25 cm	179	3,8	16	94	669	34.200	1390
	Autobahnbrücke, Allerhof, GI Pods. 0-20cm	168	20,1	18	65	976	30.600	330
	Lignit, W-Küste Bornholm unter Sand	23	0,6	11	8	12	1.820	43
	N u. S Rand Rhein-Ruhrgebiet (Köln-Düsseldorf, Essen-Bochum-Hattingen-Wattenscheid-Wanne, Bottrop-Duisburg-Oberhausen-Leverkusen-Köln, Br E, PsGI/Br E 0-20cm (26)	50	1,1	10	15	130	14.790	337

Tab. 4. Schwermetallkonzentrationen terrestrischer, hydromorpher und subhydrischer Böden, industrienah

SUBHYDRISCHE BÖDEN

Ort	, Lage, (Anzahl) der Proben	Pb	Cd	Co	Cu	Zn	Fe	Mn
		<			ppm			>
Schalkenmehren, oben	(11)	81	2,6	20	40	1675	47.200	1670
unten		19	0,9	16	17	2428	37.141	3086
Laacher See, oben	(15)	41	2,0	24	16	100	24.400	4663
unten		21	1,7	24	23	310	42.900	4800
Meerfelder Maar, oben	(23)	69	2,3	29	33	500	62.000	3480
unten		27	1,3	23	24	290	37.300	2170
Pulvermaar, oben	(17)	33	1,1	29	33	130	62.000	3260
unten	(11)	31	1,3	15	27	75	24.000	1000
Selenter See, oben	(16)	28	3,8	19	15	300	16.830	520
unten		23	1,7	20	15	43	16.400	295
tief unten, >250 cm		6	1,1	17	12	40	15.700	320

Baldeneysee	0 - 30 cm (6)	<u>426</u>	<u>32,0</u>	<u>32</u>	<u>970</u>	<u>3600</u>	<u>44900</u>	<u>1660</u>
Hengsteysee	0 - 20 cm (6)	<u>156</u>	<u>7,7</u>	<u>21</u>	<u>540</u>	<u>2550</u>	<u>54.400</u>	<u>1000</u>
	20 - 70 cm	<u>94</u>	<u>3,2</u>	<u>20</u>	<u>216</u>	<u>1250</u>	<u>44.920</u>	<u>920</u>
Halteher See	0 - 15 cm (8)	8	0,8	3	3	18	4.900	110
	15 - 60 cm	13	0,5	4	2	14	4.850	60
	>60 cm, foss. FBhs	26	0,7	22	10	220	13.750	254

Tab 2

Schwermetalluntersuchungen an subhydrischen Böden industrieferner und -naher Seen
111 ist industrienäher. Angaben sind jeweils Höchstwerte (ohne extreme Ausreißer)
 aus der in Klammern angegebenen Anzahl von Stechrohr-, Kastenlot- oder Living-
 stone - Bohrer Profilen.

SUBHYDRISCHE BÖDEN

Ort, Lage der Proben im Bohrkern		Pb	Cd	Co	Cu	Zn	Fe	Mn
		< ppm >						
Schalkenmehren Maar	oben	54	1,6	18	30	456	37.897	1203
	unten	8	0,7	15	11	832	26.105	1585
Laacher See	oben	21	1,4	20	13	73	19.950	3692
	unten	5	1,1	22	14	119	30.950	2765
Meerfelder Maar	oben	41	1,4	20	14	216	34.170	1480
	unten	13	0,7	12	13	36	17.630	434
Pulvermaar	oben	23	1,1	26	29	76	48.980	2004
	unten	7	1,0	14	23	59	21.060	676
Selenter See	oben	61	2,0	13	24	159	16.045	445
	unten	8	1,9	18	12	33	9.183	256
	tief unten, >250 cm	3	1,2	12	10	34	11.783	248
Baldeneysee	0 - 30 cm	<u>253</u>	<u>14,5</u>	<u>23</u>	<u>570</u>	<u>2650</u>	<u>36.150</u>	<u>1051</u>
Hengsteysee	0 - 20 cm	<u>91</u>	<u>4,2</u>	<u>17</u>	<u>321</u>	<u>1483</u>	<u>47.460</u>	<u>913</u>
	20 - 70 cm	<u>44</u>	<u>1,4</u>	<u>13</u>	<u>91</u>	<u>585</u>	<u>32.740</u>	<u>696</u>
Haltener See	0 - 15 cm	8	0,6	1,4	2,3	14	2.900	52
	15 - 60 cm	12	0,3	2,7	1,3	12	2.750	27
	>60 cm (fBhs)	21	0,7	9	5,3	86	9.675	191

Tab 3 Schwermetalluntersuchungen an subhydrischen Böden industrieferner und -naher Seen; 111 bedeutet industrienah. Angaben sind Mittelwerte aus den verfügbaren Proben, oben und unten heißt aus oberstem oder unterstem Teil des Kastenlot- oder Livingstone - Bohrkerns

	Ort, Probe, Lage	Pb	Cd	Co	Cu	Zn	Fe	Mn
		ppm						
> < Hydromorphe Böden	Industriefern: Miram-Vertisol, S-Australien 10 - 20 cm	<u>32</u>	0,5	14	6	19	39.200	98
		<u>68</u>	0,4	7	50	150	24.900	154
	Industrienah: Parabraunerde 200 m v. Auto- bahn zw. Düsseldorf u. Wülfrath	<u>114</u>	1,1	5	20	50	10.700	70
	Stadikern: Gartenboden, Bonn, Beethoven- platz, nahe Verkehrsampel	<u>400</u>	2,9	24	47	370	17.650	700
	Flußau: Fläche Senke, W-Ufer Elbe gegenüber Lauenburg	<u>242</u>	10,5	18	192	1000	38.800	1570
		<u>85</u>	2,5	11	44	465	17.300	700
Küstennähe: Salzmarsch Nordstrand, hin- ter Schobüll	<u>50</u>	0,4	19	19	241	35.300	1000	
> < Subhydrische Böden	Industriefern: Selenter See, Holstein Gytija, halbe Distanz Selent-Fargau	<u>130</u>	3,8	13	60	300	16.830	707
	Eifel, Schalkenmehrer Maar, Gytija, SW-Teil, 0-20 cm	<u>81</u>	2,6	25	33	300	38.370	1075
	Eifel, Pulvermaar, 80m SO v. Mitte, 18 - 24 cm, Gytija	<u>113</u>	3,5	23	32	290	37.300	1040
	Industrienah: Baldeneysee, b. Essen, Mitte S- Ufer, Gytija, 0 - 20 cm	<u>426</u>	32,4	32	975	3600	44.900	1230
	Hengsteysee, b. Hagen, Gytija, 250m SO Straßenbrücke, 0-10cm	<u>156</u>	7,7	21	540	2550	52.780	1000

Tab 4 Zusammenfassung der Proben unterschiedlicher Herkunftsgruppen mit den höchsten Bleiwerten

Zur Erfassung der Schwermetall-Belastung von industrie- und verkehrsfernen Waldökosystemen durch Niederschlagswasser

von

G. Seekamp und H. W. Fassbender⁺)

Problemstellung

Informationen über die Immissionen umweltgefährdender Schwermetalle sind auf die Umgebung der Emissionsquellen, insbesondere der Industrieanlagen, Großstädte und Verkehrswege konzentriert. Eine allgemeine Umweltkontamination mit diesen Elementen findet über den Ferntransport als Feinstäube und Aerosole statt. Teilchen unter 1 mm Durchmesser sind dabei als Kondensationskerne von Bedeutung und führen nach Auflösungsreaktionen der in metallischer und oxidischer Form vorliegenden Schwermetalle zum Ausregnen dieser Elemente.

In Waldökosystemen findet außerdem die trockene Deposition von Stäuben sowie die Adsorption von Aerosolen an Blatt- und Rindenoberflächen statt, wo eine Gleichgewichtseinstellung (Auflösung) mit dem Interceptionswasser erfolgt. Dadurch können sich Unterschiede in den Schwermetallkonzentrationen zwischen Freilandniederschlag und Bestandesniederschlag (Kronentraufe und Stammablauf) ergeben. Ferner kann bei der Benetzung von Blättern und Rinde mit Wasser eine Auswaschung von Schwermetallen stattfinden, die aus dem internen Umsatz der Pflanze als kutikuläre Exkretion auf den o. a. Oberflächen der Pflanzenteile vorkommen.

Im Rahmen von Input-Output-Analysen der Schwermetalle in Waldökosystemen, die z. Z. durchgeführt werden, wurden die Allgemein-Kontamination und die mögliche Blatt- und Rindenauswaschung von sechs Schwermetallen ermittelt.

+) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität,
34 Göttingen-Weende, Büsgenweg 2

Untersuchungsmaterial und Methoden

Vorliegende Untersuchungen wurden in zwei industrie- und verkehrsfernen Gebieten, nämlich in einem Buchen- und Fichtenwald des Sollings (IBP-Flächen, siehe MAYER, 1972) und einem Fichtenwald im Forstamt Radolfshausen (bei Ebergötzen, Landkreis Göttingen, siehe SCHLATTER, 1974) durchgeführt.

In den Fichten- und Buchenwald-Ökosystemen des Sollings wurden zwischen August 1972 und Juli 1974 monatliche Proben des Freilandniederschlags, der Kronentraufe und des Stammabflusses (bei Buche) mittels Regenmessern (Totalisatoren in einer waldfreien Fläche und unter den Beständen, Stammablauffrinnen) erfaßt.

In dem Fichtenökosystem in Radolfshausen wurden ebenso die Freiland- und Bestandesniederschläge gesammelt, allerdings nur für die Zeit vom 7.7.1972 bis zum 8.6.1973.

In der Wasserproben wurden die Konzentrationen der Schwermetalle Cadmium, Cobalt, Chrom, Kupfer, Nickel und Blei mittels flammenloser Atomabsorptionsspektrometrie ("HGA 70" und "290 G" der Firma Perkin-Elmer) bestimmt. Die vorhandenen wässrigen Proben wurden direkt ohne Aufbereitung analysiert. In Tabelle 1 sind die erreichten Nachweisgrenzen für die untersuchten Schwermetalle dargelegt. Obwohl die Konzentrationen, die gemessen werden können, im ppb -(parts per billion, ug/l)-Bereich liegen, kommen in den Niederschlägen z. T. Konzentrationen unter der Nachweisgrenze vor.

Für die Berechnung der monatlichen Schwermetallflüsse wurden die ermittelten Niederschlagsmengen und die gemessenen Konzentrationen zugrunde gelegt.

Zur Allgemein-Kontamination mit Schwermetallen

Aus Tabelle 2 ist die Schwermetallzufuhr mit dem Freilandniederschlag in den untersuchten Gebieten zu entnehmen. Die Belastung mit Cd, Co, Cr und Cu erreicht in den ausgewählten Standorten ähnliche Werte, für Ni und Pb ergeben sich Unterschiede. Die Ergebnisse deuten eine Belastung mit den Elementen Blei, Kupfer und Nickel an; wegen der hohen Toxizität des Cadmiums ist dem Wert von 15 g/ha und Jahr Bedeutung zuzumessen.

Da es in der unmittelbaren Umgebung der Versuchsflächen weder größere Ansiedlungen, Hauptverkehrswege noch Industrien gibt, und das nächste geschlossene Industriegebiet (Ruhrgebiet) ca. 150 km entfernt liegt, kann man annehmen, daß die ermittelten Schwermetallbelastungen die mittlere Grundbelastung mit den untersuchten Elementen im mitteleuropäischen Raum darstellen. Vergleicht man die gewonnenen Daten mit den in Tabelle 2 angegebenen Werten der Schwermetalldeposition mit den Niederschlägen der Elfenbeinküste in Afrika (MATHIEU, 1972), so ist für Mitteleuropa eine höhere Belastung, so z. B. für Cu um das zehnfache, festzustellen.

Der Jahresgang der Bleikonzentration in den Niederschlägen ist aus Abbildung 1 zu entnehmen. Die Darstellung läßt eine Zunahme der Konzentrationen in den Wintermonaten erkennen. Eine Erklärung hierfür kann der Gehalt der Brennstoffe bieten, er liegt z. B. bei Kohle zwischen 2 und 20 ppm (LISK, 1972).

Schwermetallzufuhr mit den Bestandesniederschlägen

Vergleicht man die durchschnittlichen Schwermetalldepositionen mit dem Bestandes- und dem Freilandniederschlag (Tabelle 3), so zeigen sich sowohl bei Buche als auch bei Fichte wesentliche Unterschiede. Dabei ist allerdings keine einheitliche Tendenz bei den Elementen oder Waldökosystemen festzustellen. Ein Verhältnis zwischen den Flüssen Freilandniederschlag und

Bestandniederschlag über dem Wert von 1,0 bringt eine Schwermetallanreicherung während der Kronenpassage zum Ausdruck. Die Erklärung hierfür kann einerseits in der Auswaschung der kutikularen Exkretionen, andererseits in der Ausfilterung der Schwermetalle aus der Atmosphäre durch den Waldbestand liegen. Liegt das Verhältnis unter dem Wert von 1,0, so ist eine Adsorption durch Blatt- und Rindenoberflächen zu vermuten. Diese Adsorptionsreaktionen sind bisher kaum untersucht worden; die Ergebnisse von KELLER und PRIES (1967) und von SUCHODOLLER (1967), wonach der Bleigehalt von Fichtennadeln einen deutlichen Anstieg mit dem Fortschritt der Vegetationsperiode zeigt, machen Adsorptionsvorgänge wahrscheinlich.

LITERATUR

- KELLER, Th. und H. PRIES: Der Bleigehalt von Fichtennadeln als Indikator einer verkehrsbedingten Luftverunreinigung. Schweiz.Zeitschr.f.Forstwesen 3, 143-162, 1967.
- LISK, D. J. : Trace metals in soils, plants and animals. Advances in Agronomy 24, 267-325, 1972.
- MATHIEU, Ph.: Aports chimiques par les precipitations atmospheriques en savanne et son foret. These, Universite de Nice, 1972, 441 p.
- MAYER, R.: Bioelement-Transport im Niederschlagwasser und in der Bodenlösung eines Waldökosystems. Göttinger Bodenkundl. Ber. 19, 1-119, 1971.
- MILLER, R. B. : The chemical composition of rainwater at Taita, New Zealand, 1956-1958. New Zealand Journal of Science 4, 844-853, 1961.
- SCHLATTER, I. : Ökologische Problematik beim Anbau von Nadelholzreinbeständen am Beispiel einer Literaturübersicht über "Pinus radiata" und experimentellen Untersuchungen am "Picea abies". Dissertation, Universität Göttingen, 1974, 224 S.
- SUCHODOLLER, A.: Untersuchungen über den Bleigehalt von Pflanzen in der Nähe von Straßen und über die Aufnahme und Translokation von Blei durch Pflanzen. Ber.Schweiz.Bot.Ges. 77, 266-308, 1967.

Tabelle 1 : Nachweisgrenzen und Konzentrationsbereiche der untersuchten Proben (ug/l, ppb)

	<u>Nachweisgrenze</u>		<u>Freiland-niederschlag</u>		<u>Kronentraufe (Buche)</u>		<u>Stammabfluß (Buche)</u>	
	Perkin-Elmer	Eigene	Min.	Max.	Min.	Max.	Min.	Max.
Cadmium	0,02	0,05	0,5	7,9	0,6	14,0	0,2	20,1
Cobalt	0,7	1,0	1,0	3,0	<1,0	3,3	<1,0	3,3
Chrom	0,04	1,0	1,0	4,0	<1,0	5,0	<1,0	65,0
Kupfer	0,1	0,5	8,0	71,0	10,0	57,0	20,0	396,0
Nickel	1,0	1,0	1,0	13,0	<1,0	17,0	<1,0	62,0
Blei	0,4	1,0	19,0	100,0	2,3	92,0	14,0	159,0

Tabelle 2 : Schwermetallzufuhr mit Niederschlagswasser in industrie- und verkehrsferne Ökosysteme (g/ha und Jahr)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb
<u>Eigene Messungen</u>						
Solling (2 Jahre)	15,9	8,5	9,1	230,4	52,6	532,6
Radolfshausen (1 Jahr)	15,5	2,7	6,6	286,3	196,7	81,6
<u>Literaturdaten</u>						
Elfenbeinküste, MATHIEU, 1972						
Amitioro (5Jahre)	-	-	13,0	26,0	10,0	-
Loseriege (3 Jahre)	-	-	16,0	31,0	16,0	-
New Zealand, MILLER, 1968						
Taita	-	-	3,0	130,0	7,0	-

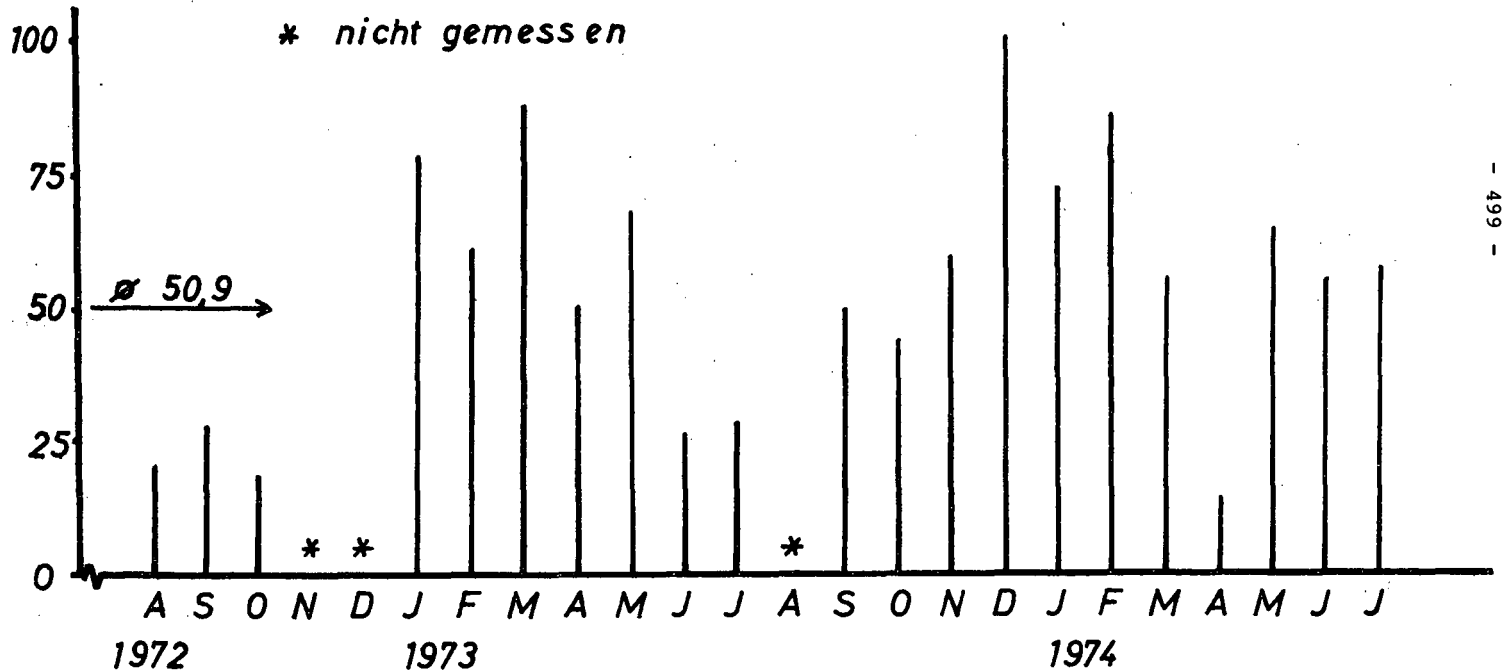
Tabelle 3 : Schwermetallflüsse mit den Freiland- und Bestandesniederschlägen in Buchen- und Fichtenwaldökosystemen (g/ha und Jahr)

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb
<u>Solling</u>						
<u>Freilandniederschlag</u>	15,9	8,5	9,1	230,4	52,6	532,6
<u>Fichte</u>						
Kronentraufe	21,8	10,3	20,6	257,3	54,9	371,7
Kronentr./Freilandn.	1,37	1,21	2,26	1,11	1,02	0,70
<u>Buche</u>						
Kronentraufe	22,8	5,1	9,5	156,4	28,4	252,9
Stammabfluß	2,8	2,0	6,2	168,4	7,3	66,7
Bestandesniederschlag	25,6	7,1	15,7	324,8	35,7	319,6
Bestandesn./Freilandn.	1,61	0,83	1,72	1,41	0,67	0,60
<u>Radolfshausen</u>						
<u>Freilandniederschlag</u>	15,5	2,7	6,6	286,3	196,7	81,6
<u>Fichte</u>						
Kronentraufe	8,8	3,4	9,3	124,5	19,0	64,1
Kronentr./Freilandn.	0,57	1,25	1,40	0,43	0,10	0,78

ABB. 1:

JAHRESGANG DER BLEI-KONZENTRATIONEN ($\mu\text{g/l}$)

VON NIEDERSCHLÄGEN IM SOLLING



Arbeitskreis "Bodennutzung in Wasserschutz- und
Wasserschongebieten" -

Einführung

Während der gemeinsamen Sitzung der Kommissionen I und VI am 26. und 27. Februar 1974 in Göttingen hatte sich der Arbeitskreis konstituiert. Veranlassung waren und sind Konflikte zwischen Gewässerbenutzung und Bodennutzung, wie sie vor allem in der Nachbarschaft von betriebenen oder geplanten Trinkwassergewinnungsanlagen bestehen und noch zu erwarten sind ¹⁾. Daß es sich dabei nicht um Einzelfälle von nur sehr lokaler Bedeutung handelt, sondern daß derartige Konflikte in bestimmten Landschaften massiert auftreten, soll folgender Hinweis belegen. Allein im Lande Nordrhein-Westfalen sind noch weit über 1000 Wasserschutzgebiete für bestehende Anlagen festzusetzen, (nach KAISER, 1973 ²⁾, noch rd. 1200 Wasserschutzgebietsfestsetzungen in NW). Zu berücksichtigen ist in diesem Zusammenhang, daß Schutzgebietsverordnungen - jedenfalls in NW - spätestens nach 20 Jahren außer Kraft treten und im allgemeinen neu erlassen werden müssen. Diese Regelung hat den Zweck, zwischenzeitliche Untersuchungsergebnisse zu berücksichtigen, um einerseits die für Trinkwasserzwecke genutzten Gewässer noch besser zu schützen und andererseits Übermaßverbote, die die übrigen Nutzungen im Einzugsgebiet der Wassergewinnungsanlage treffen, weitgehend zu vermeiden.

Die Sitzung diente zunächst dazu, die Situation im Hinblick auf die bodenkundliche Arbeit zu umreißen. Zu diesem Zweck wurden die folgenden drei Einführungsreferate gehalten.

- 1) WOHLRAB, B.: Forderungen an die Bodennutzung in Wasserschutzgebieten aus der Sicht der Gewässergüte - Konsequenzen für die bodenkundliche Arbeit.
Mitteilg. d. Deutsch. Bodenkundl. Ges. 18 152-165 (1974)
- 2) KAISER, P.: Rechtsgrundlagen u. Verfahren z. Festsetzung von Wasserschutzgebieten, Land-u. forstwirtschaftliche Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, Forschung u. Beratung, Min. f. ELF NW, Reihe C, H. 24 (1973) S. 37 - 56.

Fragen an den Bodenkundler bei der Ausweisung von
Wasserschutzgebieten

von
H. Voigt ⁺⁾



Anlässlich der zunehmenden Bedeutung des Umweltschutzes als Teil der Daseinsfürsorge beschäftigt sich die Bodenkunde heute intensiv mit Forschungsaufgaben, die die Stoffverlagerung im Boden und die Filtereigenschaften oder das Reinigungsvermögen der Böden zum Untersuchungsziel haben. Mehrere in jüngster Zeit abgehaltene Fachtagungen unterstreichen den berechtigten Anspruch und die Verpflichtung der Bodenkunde, sich verstärkt in den Kreis derer einzureihen, die für die Wasserreinhaltung verantwortlich zeichnen.

Der Bodenkundler, der in der Praxis bei Fragen der Wasserreinhaltung, z. B. im Zuge der Feststellung von Wasserschutzgebieten beratend mitwirkt, erkennt sehr bald, daß auf vielen Gebieten der Gefährdung des Grundwassers durch Verunreinigungen oder sonstige Beeinträchtigungen wichtige quantitative bodenbezogene Grundlagen noch fehlen oder z. T. erst weit verstreut in der Literatur ausfindig gemacht werden müssen. Dies wirkt sich sehr hinderlich aus, weil in der Regel meist schnelle Antworten gebraucht werden, von denen oft wichtige Entscheidungen abhängen, z. B. ob eine bisher frei ausgeübte Handlung des Menschen durch eine Schutzzonenbestimmung verboten werden muß - bis zur Konsequenz der Enteignung - oder ob diese Handlung für beschränkt zulässig erklärt oder weiter gestattet werden darf. Aus diesen praktischen Belangen heraus ergibt sich die Forderung an die Forschung, daß diese sich möglichst breit gestreut mit den verschiedenen hydrologischen Vorgängen (Infiltrieren, Versickern, Auswaschen etc.) durch die die verschiedenen wassergefährdenden

⁺⁾ Nds. Landesamt f. Bodenforschung, 3 Hannover 23, Postfach 230153

Stoffe (Gifte, Pflanzenschutzmittel, radioaktive Stoffe, Krankheitserreger, Erdöl etc.) zur Fassungsanlage geraten können, sowie der Filter- bzw. Reinigungswirkung (chemisch, physikalisch, physiko-chemisch, biologisch) der belebten Bodenzone und des Untergrundes befassen möge. Hierbei sollten die jeweiligen chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften der untersuchten Böden umfassend herausgestellt werden, damit durch eine statistische Sichtung verschiedener Ergebnisse zu einem späteren Zeitpunkt eine möglichst umfassende Richtlinienbearbeitung erfolgen kann.

Wenn man die Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete des DVGW (Deutscher Verein von Gas- und Wasserfachmännern) im Hinblick auf Aufgaben für Bodenkundler aufmerksam durchsieht, wird offenbar, daß in der Praxis bei Schutzzonenausweisungen bodenkundliche Fachaussagen noch nicht in dem Maße herangezogen werden, wie es nach diesen Richtlinien erforderlich wäre. Die wahrscheinlichen Ursachen hierfür sind, daß erfahrene Bearbeiter, z. B. Geologen, bodenkundliche Fragen mitbeantworten oder die bodenkundlichen Forderungen der Richtlinien nur z. T. erfüllt werden. Ein Hauptgrund dürfte auch darin liegen, daß die fachlichen Möglichkeiten der Bodenkunde bei der Feststellungsbehörde noch nicht hinreichend bekannt sind. Es liegt an der Bodenkunde selbst, diesen unbefriedigenden Zustand abzulösen.

Vor der Erörterung einiger bei Schutzzonenfragen speziell dem Bodenkundler gestellter Aufgaben ist zunächst auf die Gliederung der Schutzzonen und deren Bemessung sowie die hierzu erforderliche Arbeit einzugehen. -

Nach den Richtlinien des DVGW und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) wird zum Grundwasserschutz der Grundwassereinzugsbereich untergliedert in den Fassungsbereich (Schutzzone I), die engere Schutzzone gegen bakteriologische Verunreinigungen (Schutzzone II) und die weitere Schutzzone

gegen chemische und radioaktive Verunreinigungen (Schutzzone III). Diese Gliederung beinhaltet von außen nach innen, in Richtung Fassungsereich, zunehmend strengere Schutzmaßnahmen für das Grundwasser. -

Bemessung und Gliederung der Schutzzonen werden in erster Linie vom Hydrgeologen vorgenommen, der insbesondere die beiden wichtigen Grenzlinien: "Einzugsgebiet und 50-Tagelinie" aufgrund hydrogeologischer Arbeitsweisen und Daten erarbeitet.

Hierzu gehören geologischer Aufbau, Spiegelpläne, Pumpversuche, Grundwassergefälle, Aquifermächtigkeit, Durchlässigkeit, Fließgeschwindigkeit, nutzbares Porenvolumen etc. -

Die Grenze des Einzugsgebietes entspricht der äußeren Umgrenzung der Schutzzone III. Die 50-Tagelinie trennt die Schutzzone II von der Schutzzone III. Sie entspricht jener Linie, von der aus das unterirdische Wasser 50 Tage bis zum Eintreffen in die Fassungsanlage (Schutzzone I) benötigt.

Es sei darauf hingewiesen, daß bei der Gliederung der Schutzgebiete in den Richtlinien des DWG auch folgende Fakten als besonders wichtig herausgestellt werden: Oberflächengestalt des Gebietes, Bodenart und -typ, hydrologische Verhältnisse (Waserdurchlässigkeit im gesättigten und ungesättigten Fluß, Grundwasser-Hoch- und Tiefstände). Diese u.a. Angaben sind sachgerecht insbesondere vom Bodenkundler zu liefern. Dies gilt auch für die hydrologischen Verhältnisse, soweit sie im Erfassungsbereich des Bodenkunders, bis 2(3) m Tiefe liegen.

Die Mitwirkung des Bodenkunders bei der Schutzzonengliederung ist auch in einigen Spezialfällen möglich bzw. erforderlich, z. B. dann, wenn ein Entfallen der Schutzzone II diskutabel wird. Dieses Entfallen ist nach den Richtlinien des DWG dann möglich, wenn "tiefere abgedichtete Grundwasserstockwerke oder solche genutzt werden, die von der 50 -Tage-Linie bis zur Fassung von undurchlässigen Schichten genügender Mächtigkeit abgedeckt sind". Die Beurteilung solcher Deckschichten bis

3 m Tiefe ist Sache des Bodenkundlers. Hier ist auch generell die Möglichkeit hervorzuheben, mit Hilfe vorliegender Bodenkarten die Grundwasserfassung auf Standorte hinzulenken, die, genügend Grundwasserhöflichkeit vorausgesetzt, mit undurchlässigen Deckschichten überzogen sind.

Bei der Abgrenzung von Grundwassereinzugsbereichen bereits bestehender Grundwasserfassungen ist auf die Möglichkeit hinzuweisen, daß durch Vergleiche zwischen Bodenmerkmalen und Grundwasserstand Grenzen der Absenkung festgestellt werden können. Bei Beweissicherungen ist diese Methode wiederholt erfolgreich angewendet worden. - Auch bei der Standortwahl des Fassungsgebietes sollte grundsätzlich der Bodenkundler hinzugezogen werden. Das gilt besonders dann, wenn der Fassungsgebiet in einem welligen, unterschiedlich land- und forstwirtschaftlich genutzten Gebiet liegt. Hier treten Fragen der Erfassung von Bodenabschwemmungen bzw. der Bodenerosion auf, von deren Vorhandensein Zulassung oder Verbot der organischen Düngung in der Schutzzone II abhängen.

Nach der Erörterung einiger Beispiele und Richtlinienforderungen für bodenkundliche Tätigkeiten bei der Gliederung und Bemessung der Schutzzonen ist noch auf die Mitwirkung der Bodenkunde bei den Schutzonenbestimmungen einzugehen.

In den Schutzzonen (I - III), in denen das Grundwasser vor den verschiedenen Arten von Beeinträchtigungen geschützt werden soll, werden in den Richtlinien des DWG bestimmte Handlungen und Einrichtungen des Menschen für "gefährlich und in der Regel nicht tragbar" erklärt. Hierbei kann der Bodenkundler zu verschiedenen Handlungen und Einrichtungen des Menschen Stellungen abgeben, wodurch die der in den "Richtlinien" gegebene Ermessensspielraum optimal sowohl im Interesse des Einzelnen als auch des Gemeinwohls ausgenutzt wird.

Aus Niedersachsen ist zu berichten, daß für Schutzzonenbestimmungen von der Abteilung Bodenkunde des Landesamtes für Bodenforschung in den letzten Jahren zunehmend beratende Stellungnahmen abgegeben worden sind. Zu erwähnen sind Beratungen zu: Müll- und Sondermülldeponien, Friedhöfen, Kies- und Tongruben, organischer Düngung (Gülle), Gärfuttermieten, Anwendung chemischer Mittel für den Pflanzenschutz, Anlage von Stapelteichen für Zuckerbariken, Anlage von Faul- und Versickerungsgräben für Molkereien. Auf diese Stellungnahmen kann im einzelnen nicht eingegangen werden. Hervorzuheben ist in diesem Zusammenhang das Problem der Gülle- und Flüssigmistanwendung, das in Niedersachsen zunehmend an Bedeutung gewinnt. Beide Dünger fallen verstärkt an und können das Grundwasser belasten, vor allem mit Nitraten und Colibakterien. Die Ausbringung in Schutzzone II ist u. a. ein Mengen- und Zeitpunktproblem, das ohne eingehende Kenntnisse der Boden- und Untergrundbeschaffenheit, der möglichen Abschwemmung und der Grundwasserflurabstände nicht befriedigend zu lösen ist.

Grundlage für alle bodenkundlichen Stellungnahmen und Beratungen des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung war neben einem eingehenden Literaturstudium die flächenhafte Kartierung der Schutzzonen, wobei insbesondere folgende Faktoren erfaßt wurden: Mächtigkeit des humosen Oberbodens und Humusgehalt, Bodenart, Sorptionskapazität, Kalkgehalt, Lagerungsdichte, nutzbare Feldkapazität, Wasserdurchlässigkeit im ungesättigten und gesättigten Fluß, Erosion, Stauhorizonte, Grundwasser-Hoch- und -Tiefstände (soweit zugänglich). Bei der Abschätzung der Versickerung wurde die klimatische Wasserbilanz berücksichtigt.

Von Interesse für die Mitwirkung der Bodenkunde bei Schutzzonenfragen sind auch Kenntnisse über den Behördengang zur Schutzzonenfeststellung. - Ein solches Verfahren wird in

Niedersachsen eingeleitet durch einen Antrag des zukünftigen Wasserwerkbetreibers beim Regierungspräsidenten. Antragsbestandteil ist ein hydrogeologisches Gutachten mit Vorschlägen zur Schutzzonenbegrenzung. Die Schutzzonenvorschläge werden öffentlich ausgelegt und bekanntgemacht. -

Unabhängig von der öffentlichen Auslegung und Bekanntmachung werden verschiedene Fachbehörden befragt:

- a) Zur Gliederung und Bemessung der Schutzzonen,
 - b) zum Katalog der Bestimmungen für die einzelnen Schutzzonen.
- Befragt werden i. a.: die Gemeinde- oder Stadtverwaltung, der Landkreis, das Wasserwirtschaftsamt, das Amt für Agrarstruktur, die Landwirtschaftskammer, das Forstamt und das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung. Nach der Auslegung und Befragung der Fachbehörden erfolgt ein Erörterungstermin des Regierungspräsidenten, bei dem Anregungen und Bedenken der Behörden und private Einsprüche beraten werden. Nach dieser Erörterung werden die Schutzzonen durch den Regierungspräsidenten festgesetzt und die Schutzzonenbestimmungen hierzu bekanntgemacht. - Fragen an den Bodenkundler treten in diesem geschilderten Behördengang auf sowohl bei der Antragstellung, der Behördenbefragung und beim Erörterungstermin.

Zusammenfassend ist zum Thema zu sagen:

1. Bei Schutzzonenfragen wird der Bodenkundler zunehmend in Anspruch genommen.
2. Die Inanspruchnahme erfolgt bislang weniger bei der Gliederung und Bemessung der Schutzzonen als bei den Schutzzonenbestimmungen.
3. Die Richtlinien des DVGW für den Trinkwasserschutz fordern wesentlich mehr bodenkundliche Tätigkeit als sie tatsächlich in der Praxis dem Bodenkundler abverlangt wird. Eine enge Auslegung der Richtlinien würde grundsätzlich eine bodenkundliche Kartierung erforderlich machen.

Landwirtschaftliche Gesichtspunkte der Bodennutzung
in Wasserschutzgebieten

von
B. Wohlrab ^{†)}

Die mit der Festlegung von Wasserschutzgebieten nach dem Grad der Verunreinigungsgefahren in drei Zonen (I, II, III) abgestuften Verbote, Nutzungsbeschränkungen und Duldungspflichten treffen in mehr oder weniger großem Umfang die Landwirtschaft. (WOHLRAB, 1974). Gemeint ist und behandelt werden soll im folgenden ausschließlich die landwirtschaftliche Flächennutzung. Unberücksichtigt bleiben Auflagen hinsichtlich der Hof- und Betriebsgebäude. Die vorsätzliche oder fahrlässige Abgabe von flüssigen und festen Abfällen und sonstigen gewässergefährdenden Stoffen aus Stallungen und Betriebsanlagen in die Gewässer ist nach geltendem Wasserrecht ohnehin unzulässig. Sie stellen also kein spezifisches Problem für Wasserschutzgebiete dar. Neuerdings werden vielfach auch Gärfutterfeldmieten als nichtvereinbar mit dem Wasserrecht angesehen und zwar unter Bezug auf § 34 WHG, wonach Stoffe nur so gelagert werden dürfen, daß schädliche Verunreinigungen nicht zu besorgen sind (ERLENBACH, 1974).

Mögliche flächenhaft - diffusen Gewässerverunreinigungen chemischer und mikrobieller Art werden insbesondere folgenden Vorgängen und Handlungen der Bodennutzung zugeschrieben:

Durch die Landbewirtschaftung ausgelöste oder verstärkte Bodenerosion,
Abschwemmungen und Auswaschungen aus organischen und mineralischen Düngemitteln,
Verwehung, Abschwemmung und Auswaschung chemischer Mittel insbesondere zu Zwecken des Pflanzenschutzes,
Viehansammlungen, und zwar bei der normalen Weidehaltung (Massentierhaltung ist im Zusammenhang mit den schon genannten Abgängen aus Wirtschaftsgebäuden zu sehen).

Diese Angaben wurden im wesentlichen zitiert aus dem DVGW-Arbeitsblatt W 101 (1972), dessen Richtlinien meist in entsprechenden Verordnungen der oberen Wasserbehörden übernommen wurden und werden.

^{†)} Institut für Landeskultur, 63 Gießen, Landgraf Philipp-Pl. 4

Um durch die genannten Vorgänge und Handlungen ausgelöste Gewässerverunreinigungen zu verhindern oder einzuschränken, können mit einer Schutzgebietsverordnung verboten oder unter Genehmigungsvorbehalt gestellt werden:

- Die Ausbringung von Jauche, Gülle, Klärschlamm, evtl. auch von Stallmist;
- die Anwendung mineralischer Düngemittel, u.U. Gebote über Einzelgaben;
- der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln;
- evtl. die Ackernutzung grundsätzlich;
- die Überschreitung bestimmter GVE je ha Betriebsfläche.

Genehmigungsvorbehalt bedeutet, daß diese Handlungen nur auf Antrag von der zusätzlichen Wasserbehörde, und zwar widerruflich oder befristet, genehmigt werden.

Im wesentlichen treffen derartige Auflagen die gärtnerische und landwirtschaftliche Bodennutzung. In Grundwasserschutzgebieten sind Verbote solcher Art auf die Zone II beschränkt, wenn man von der Abwasserlandbehandlung und ähnlichen in der Landwirtschaft nicht allgemein üblichen Maßnahmen absieht, die auch in der Zone III unzulässig sind. Weitergehend sind jedoch die Konsequenzen bei Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren. Nach DVGW, Arbeitsblatt W 102 (1972) soll dort die Zone III vornehmlich forstlich genutzt werden. Die landwirtschaftliche Nutzung wird nur unter bestimmten Bedingungen als tragbar angesehen.

Es hängt im wesentlichen von den morphologischen Gegebenheiten, den Bodeneigenschaften insbesondere seinen Filtereigenschaften und vom Bodenwasserhaushalt, von den hydrologischen Verhältnissen, vom örtlichen Klima in seiner Wasserhaushaltsrelevanz, aber auch von der sog. Vorbelastung des Grundwasserleiters ab, ob und welche dieser für die betroffenen landwirtschaftlichen Betriebe z.T. außerordentlich einschneidende Vorschriften erlassen werden. Die Bodenkunde kann mit ihren qualifizierten Aussagen und Unterlagen wesentlich dazu beitragen, daß einerseits die Forderung nach einem sicheren Schutz der Trinkwasserversorgung voll erfüllt wird, andererseits sog. Übermaßverbote weitgehend vermindert werden (Prinzip: "So wenig wie möglich, aber so viel wie nötig"). Die Bodenkunde sollte sich dabei jedoch nicht darauf beschränken, nur diesen zu einem gewissen Negativ-Katalog zusammengestellten Siche-

ungsmaßnahmen zuzuarbeiten. Sie ist durchaus in der Lage, in Zusammenarbeit vor allem mit den Pflanzenbauwissenschaften und mit der Hydrologie konstruktive Beiträge zu leisten. Es lassen sich beispielsweise unter Bezug auf bestimmte Standortbedingungen des jeweiligen Wasserschutzgebietes folgende Fragen klären:

Welche Kulturarten sind für die genannten Zonen von Wasserschutzgebieten besonders prädestiniert, d.h. welcher Kulturart ist der Vorzug zu geben?

Welche Anbauverhältnisse mit möglichst ständig bodendeckenden Zwischenfrüchten (Fruchtfolge) eignen sich für Wasserschutzgebiete?

Wie ist die organische und mineralische Düngung - evtl. unter Einsatz von Depotdünger - durchzuführen, um bei weitgehender Ausschaltung von Gewässerverunreinigungen dennoch einigermaßen sichere Erträge zu erzielen?

Die Anwendung welcher Pflanzenschutzmittel ist unter den gleichen Gesichtspunkten unbedenklich?

Alle Bestrebungen in Wasserschutzgebieten waren bisher fast ausschließlich auf die Erhaltung oder Wiederherstellung einer bestimmten für Trinkwasser geforderten Qualität ausgerichtet. Von zunehmender Bedeutung wird in der Zukunft mit der noch wachsenden Beanspruchung unserer Wasservorräte aber auch die Wasserquantität sein, d.h. die mengenmäßige Sicherstellung der Grundwasserregeneration bzw. der Erneuerung des Talsperreninhaltes. Es ist also nur konsequent, auch die in diesem Zusammenhang stehenden Fragen an die Bodenkunde aufzugreifen. Ein Ansatz bietet sich vor allem dort, wo Wasserschutzgebiete in Regionen zunehmender sog. Sozialbrache liegen oder festgesetzt werden müssen. Hier besteht die Möglichkeit, die Sukzession zu Vegetationsbeständen und evtl. die Bodenentwicklung so zu steuern, daß sie den Erfordernissen des Gewässerschutzes - 1. Priorität - in qualitativer und quantitativer Hinsicht, natürlich unter Berücksichtigung der Landschaftspflege, entspricht.

L I T E R A T U R:

- ERLENBACH, K.H., 1973: Landwirtschaft in Wasserschutz-zonen und Grenzen ihrer Duldungsbereitschaft; Land-und forstwirtschaftliche Bodennutzung in Wasserschutzgebieten, Heft 24, Reihe C Forschung und Beratung, Min.f.ELF, 1973, S. 21 - 27
- DVGW, 1972: Arbeitsblatt W 101 (Entwurf Nov.1972) Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiet; I.Teil Schutzgebiete für Grundwasser
Arbeitsblatt W 102 (Entwurf Nov. 1972) II.Teil Schutzgebiete für Trinkwassertalsperren
Arbeitsblatt W 103 (Entwurf Nov.1972) III.Teil Schutzgebiete für Seen
Regelwerk des DVGW, Frankfurt/m. Theodor-Heuß-Allee 90 - 98
- Wohlrab, B.,1974: Forderung an die Bodennutzung in Wasserschutzgebieten aus der Sicht der Gewässergüte - Konsequenzen für die bodenkundliche Arbeit
Sonderdruck, Mitteilg.d.Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 18, 152 - 165

Forstliche Bodennutzung in Trinkwasser-
schutzgebieten

von

J. B. Reemtsma⁺⁾

1. Voraussetzungen

- 1.1. Ein Verzicht auf geordnete Forstwirtschaft ist nicht erwägenswert,
- 1.1.1. weil die unter den gegebenen standörtlichen Bedingungen weit-
räumig entstehenden, artenarmen, monotonen, ungepflegten und
unbegehbaren Sekundärwälder als Lebens- und Erholungsraum ei-
ner zahlreichen Bevölkerung ungeeignet sind,
- 1.1.2. weil kein Industrieland freiwillig auf einen Rohstoff verzich-
ten kann, der durch natürlichen Wachstum reproduzierbar und
dessen weltweiter Mangel vorhersehbar ist,
- 1.1.3. weil wegen der dichten Besiedlung und Industrialisierung der
Bundesrepublik potentiell alle Schutz-, Dienstleistungs- und
Produktionsaufgaben auf der ganzen Waldfläche erfüllt werden
müssen (multiple use.).
- 1.2. Die mannigfachen Funktionen des Waldes können nicht erfüllt wer-
den bei Einengung der Forstwirtschaft auf den niedrigsten ge-
meinsamen ökologischen Nenner, sondern nur durch koordinierte
Gestaltung auf hohem ökologischem Niveau.
- 1.3. Die langfristige volkswirtschaftliche Gesamtbilanz wird mögli-
cherweise Investitionen erfordern, die die kurzfristige Rentabi-
lilität der Teilfunktionen infrage stellen. Alle Investitions-
planungen sind an der ca. 100jährigen Lebensdauer der Waldbe-
stände zu orientieren.

+)

Jan Berend Reemtsma, Niedersächsische Forstliche Versuchs-
anstalt 3400 Göttingen, Grätzelstr. 2

2. Zielsetzungen

- 2.1.1. Die Forstwirtschaft ist bemüht, ökologisch stabile, vielgestaltige und betriebssichere Bestände mit hoher Wertleistung zu schaffen.
- 2.1.2. Standortkartierung und waldbauliche Kenntnisse ermöglichen ihr die Wahl geeigneter Baumarten und Waldaufbauformen entsprechend wechselnden Standortkombinationen und menschlichen Bedürfnissen.
- 2.2.1. Die Trinkwasserwirtschaft strebt ein qualitativ gutes, chemisch und biologisch geklärtes Wasser an, wie es bei gutem chemischem und aktivem biologischem Bodenzustand erzielt wird. Diese Forderung deckt sich mit dem forstlichen Bemühen um die Schaffung günstiger und ausgeglichener ökologischer Verhältnisse im Walde. (siehe 3.3.)
- 2.2.2. Zudem sollen die Wassermenge und ihr zeitlicher Ausgleich durch störungsfreie Versickerung und Tiefendrainage im Boden gefördert werden. Dies ist zugleich für die Betriebssicherheit der Waldbestände von großer Bedeutung. (siehe 3.2.)
- 2.2.3. Zur Vermeidung von direkten Trinkwasserverschmutzungen können sich einige Teilkonflikte zwischen Wasser- und Forstwirtschaft ergeben, die zur Abwägung zwingen. (siehe 3.1.)

3. Teilaspekte

- 3.1.1. Flächenerosion ist unter unseren klimatischen Bedingungen auch bei Kahlschlag kein naturgegebenes Problem. Bei Einsatz technischer Großgeräte, beim Holztransport in der Falllinie etc. ist jedoch, besonders auf schluffigen Böden in Hanglage, Vorsicht geboten.

- 3.1.2. Feinstbodenverschlemmung erscheint an Steilhängen bei ungünstiger Oberbodenbeschaffenheit - z. B. unter Rohhumusdecken - möglich. Sie dürfte aber durch Oberbodenverbesserung zu vermeiden sein.
- 3.1.3. Herbizide werden kaum einmal in jeder Waldgeneration, also auf jährlich weniger als 1 % der Waldfläche angewendet. Besonders in der Kahlschlagphase ist größte Zurückhaltung bei ihrem Einsatz erwünscht, um Nährstoffaustrag zu vermeiden. Dichte Grasdecken sind jedoch auch wasserwirtschaftlich wegen ihrer hohen Interzeption, Evaporation und Transpiration unerwünscht; wurzeltiefe Zerstörung z. B. durch Fräsen dürfte wegen Nitrataustrags bedenklicher sein als Wuchshemmung mittels leichten Herbizideinsatzes.
- 3.1.4. Die Anwendung von Fungiziden und Insektiziden im Walde ist minimal. Routinemaßnahmen finden nicht statt. Verbote sind deshalb unnötig. Sie wären zugleich widersinnig, weil Störungen des ökologischen Gleichgewichtes z. B. durch Insektenkalamitäten - so im Gefolge der Sturmkatastrophe 1972 - in Trinkwasserschutzgebieten sorgfältig vermieden werden müssen und bisher nur bei strenger Kontrolle der Schädlingsvermehrung unter Einsatz konventioneller Bekämpfungsmittel vermieden werden können.
- 3.1.5. Kahlschlag ist nicht nur ein vielerorts unverzichtbares Mittel forstlicher Bewirtschaftung - er ist im kühl-feuchtem Klima auch Voraussetzung biologischer Aktivierung mächtiger Rohhumusauflagen. Nährstoffaustrag in dieser Mobilisierungsphase ist dort und so lange zu befürchten, wie weder Bodenvegetation noch der folgende forstliche Jungwuchs die mobilisierten Nährstoffe aufnehmen und organisch binden können.
- 3.2.1. Forstliche Maßnahmen zur Verminderung der Interzeption und Evaporation sind u. a. : stärkere Durchforstung, Astung, Eindämmung der Bodenvegetation - besonders Grasfilze -, Vermeidung starker Rohhumusauflagen.

- 3.2.2. Technische Bodenmelioration ist dort zu fördern, wo sie eine Verbesserung der Oberflächenversickerung oder Unterboden-drainage verspricht. Dies ist besonders bei staunassen Böden mit gering-mächtigen Stauwasserträgern zu erwarten. Zwischen verschiedenen Methoden (Untergrundlockerung, Tiefumbruch, Drainage) ist nach den vorliegenden Bodenverhältnissen, der wasserwirtschaftlichen Unbedenklichkeit und dem erreichbaren langfristigen Meliorationserfolg zu entscheiden.
- 3.3. Geologisch bedingte ungenügende Mineralstoffausstattung, natürliche Versauerungstendenz und zusätzliche Immissionen bedingen weit überwiegend und zunehmend biologische und chemische Oberbodeneigenschaften, die langfristig weder für die Wasserwirtschaft noch für die Forstwirtschaft befriedigend sind. Sie sind nicht mit biologischen Mitteln zu beheben. Befriedigende ökologische Bedingungen können daher nur durch Mineralstoffzufuhr geschaffen werden.
- 3.3.1. Kalkung ist zum Ausgleich der Immissionen und der natürlichen Bodenversauerung erforderlich. Sie verbessert die Trinkwasserqualität durch Freisetzung von Ca anstelle Al, durch Stabilisierung von Schwermetallen infolge pH-Anhebung, verhindert den Austrag organischer Säuren etc. Ihre alleinige Anwendung kann jedoch Nitrataustrag bewirken und ist zudem nur mittelfristig wirksam.
- 3.3.2. Phosphatzufuhr ist bodenbiologisch, teilweise auch aus Gründen der Waldernährung, notwendig. Phosphataustrag in Lösung ist im Walde nicht zu befürchten.
- 3.3.3. Stickstoffzufuhr erscheint ebenfalls biologisch erforderlich, hat jedoch sehr unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich der Auswirkungen auf die Wasserqualität erbracht. Eine Interpretation der vorläufigen Ergebnisse von KREUTZER, WEIGER (1) und EVERS, BÜCKING. (2) nach Düngung mit Kalkammonsalpeter führt zunächst zu folgender Hypothese:

Vermehrte und bedenkliche Nitratstränge sind dort zu erwarten, wo zu einem relativen ökologischen Gleichgewichtszustand niedrigen Niveaus einseitig gedüngt wird (1,2). Sie fehlen bisher dort, wo durch frühere Streunutzung (1) oder vorherige Ca.P-Düngung (2) ein relatives N-Defizit besteht. Bei abnehmender Kalkwirkung und zunehmender Versauerung kann ein Rückfall auf das vorherige Niveau - ggf. unter Nitratstrag (1) - eintreten.

Inwieweit die Verwendung anderer Düngemittel oder Leguminosenanbau günstiger wirken, ist noch unbekannt.

- 3.3.4. Durch Düngung wird die unter unseren Bedingungen natürliche Versauerungstendenz nicht aufgehoben. Ein auf diese Weise herbeigeführter günstigerer ökologischer Zustand bedarf deshalb ständiger Pflege.

4. Zusammenfassung

Im Interesse der Wasserqualität und -menge wie auch im Rahmen des erforderlichen vielfältigen Nutzens und der langfristigen ökologischen Verbesserung und Stabilisierung jeder Waldfläche müssen auch und gerade Trinkwasserschutzzonen als Schwerpunktbereiche forstlich-bodenkundlicher und waldbaulicher Aktivität behandelt werden.

5. Literatur

- 1) KREUTZER, K. und WEIGER, H. Untersuchungen über den Einfluß forstlicher Düngungsmaßnahmen auf den Nitratgehalt des Sickerwassers im Wald. Fw Cbl. 93, 1974, H2, S. 57 - 74
- 2) EVERS, F.H. und BÜCKING, W. Die Düngung von Waldflächen und ihre Auswirkung auf die Wasserqualität oberflächlich abfließender Wasser und Quellwasser. DVGW Schriftenreihe Wasser Nr. 1, Frankfurt 1974

Schlußprotokoll

Bei der gemeinsamen Diskussion der drei Referate ging es vor allem um die bodenkundliche Kartierung von Wasserschutzgebieten, um das Ausmaß der Differenzierung von Bodenmerkmalen auf den Karten und um die Verwendung spezifisch bodenkundlicher Fachbegriffe besonders im Hinblick auf die Verständigung mit den Wasserfachleuten. Ferner wurde die Problematik der 50-Tage-Linie erörtert, die, wenn auch umstritten, als unverzichtbarer hygienischer Sicherheitsfaktor gilt. Sie bezieht sich ausschließlich auf die Strömung im Grundwasserleiter, ohne den vertikalen Fluß des Sickerwassers von der Bodenoberfläche zum Grundwasser zu berücksichtigen. Im Zusammenhang mit den Beziehungen Forstwirtschaft - Wasserqualität kamen insbesondere die Wirkungen einer pH-Erhöhung auf den Stickstoffhaushalt und auf die Gefahr verstärkter Nitrat- auswaschung zur Sprache.

Im Anschluß wurden die Aufgaben umrissen, die sich der Arbeitskreis für die Zukunft stellt. Weiterzuführen ist der Austausch von Informationen über die im System "Vegetation - Boden - Wasser" ablaufenden Wirkungs- und Wechselwirkungsmechanismen, die zu Lösungs- und Suspensionsfrachten in die Gewässer führen, denn von diesen Mechanismen hat eine mögliche Steuerung der Bodennutzung in Wasserschutzgebieten auszugehen. Neben diesem internen Informationsaustausch, der sich vor allem während der Tagungen der DBG und ihrer Kommissionen vollzieht, sollten die Mitglieder des Arbeitskreises bemüht sein, Erkenntnisse über diesen Fragenkomplex auch den Wasserfachleuten zu vermitteln. Noch einen Schritt weiter geht der Beschluß, basierend auf dem gegenwärtigen Kenntnisstand. Empfehlungen auszuarbeiten. Es wird als zweckmäßig angesehen, diese Empfehlungen möglichst in Form einer Übersichtstafel mit den wichtigsten bodenkundlichen Beurteilungskriterien und Folgerungen hinsichtlich der Bodennutzung in Wasserschutzgebieten zu entwerfen. Ein erster Entwurf soll den Beteiligten in nächster Zeit zur Stellungnahme zugehen.

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN

GESELLSCHAFT

Nachrichten, Mitteilungen
Institutsberichte
Berichte aus den Kommissionen
Deutsche Forschungsgemeinschaft
Tagungsvorankündigungen
Stellenausschreibungen
Bewerbungen
Buchbesprechungen

VORWORT

Wie im Weihnachtsrundsreiben angekündigt hat unser Vorstand beschlossen, in zwangloser Folge Nachrichten aus der Gesellschaft herauszugeben. Die Reaktion auf unsere Bitte, uns mit solchen Nachrichten zu versorgen, war sehr positiv. Weitere Nachrichten für eine zweite Folge liegen bereits vor. Die Redaktion möchte sich an dieser Stelle daher für die Mitarbeit herzlich bedanken. Sie bittet alle Mitglieder im Interesse unserer Gesellschaft, die Redaktion auch weiterhin mit Nachrichten aus ihrem Bereich möglichst über den Kollegen des jeweiligen Betreuungsbereichs oder auch direkt über den Vizepräsidenten zu versorgen.

Wir hoffen sehr, daß unser Nachrichtenblatt schnell zu einer nützlichen Dauereinrichtung wird.

gez. U. Schwertmann
(Vizepräsident)

1. AUS DER ARBEIT DER INSTITUTE UND LANDESÄMTER

1.1 INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND WALDERNÄHRUNG

3400 GÖTTINGEN-WEENDE, BÜSGENWEG 2

1.1.1 PERSONAL:

o.Professor Dr. B. Ulrich
Eméritus Dr. Dr. h. c. W. Wittich
apl. Prof. Dr. R. Thémilitz (pensioniert), Dr. H. Fölster
Privatdozent Dr. H. W. Fassbender
Akad. O. Rat Dr. P. Benecke
Wiss. Angest. Dr. E. Ahrens, Dr. R. Mayer
Wiss. Assist. Forststr. U. Sommer
Wiss. Mitarb. Dr. F. Beese, Dr. P. K. Khanna,
Dr. R. van der Ploeg, Dr. A. Tubail

Forschgs.-Stipendiaten (Doktoranten und Diplomanten)

Dipl. ing. agr. L. Benne,
Dipl. ing. agr. M. Fazilat,
Dipl. Forst. W. Franco, Dipl. ing. agr. A. Gaouar,
Dipl. Forst. W. Hetsch,
Dipl. ing. agr. M. Hoffmann,
Dipl. Bio. J. Prenzel, Dipl. Forst. I. Salas,
Dipl. ing. agr. G. Seekamp,
Dipl. Forst. B. Shrivastava,
Dipl. Forst. U. Steinhardt (z. Zt. Venezuela)

Cand. forest. Beck, Cand. forest. Engelién,
Cand. forest. Mbakwe,

Gäste Dr. El Baz

1.1.2 Forschung

1.1.2.1 Bodenchemie und Waldernährung

- Physikalische Chemie des Bodens als Grundlage der Systemanalyse von Ökosystemen (Ulrich, Khanna, Mayer, Fassbender)
- Simulation von Bioelementkreisläufen in Waldökosystemen (Ulrich, Mayer, Khanna, Prenzel)
- Umweltbelastung und Filterfunktion des Bodens insbesondere durch SO_2 und Schwermetalle (Ulrich, Mayer, Hoffmann, Seekamp, Fassbender)
- Probleme der Forstdüngung (Ulrich, Sommer) und der Bodenkartierung (Ulrich, Shrivastava)
- Auswirkung der Düngung auf den Nährstoffkreislauf der Ökosysteme (Khanna, Schlatter)
- Vergleichende Untersuchungen der Phosphat- und Arsenatchemie in Böden (Fassbender)
- Untersuchungen zur Geochemie umweltrelevanter Spurenstoffe (Seekamp, Fassbender, Mayer)
- Auswirkung der Ausbringung von Siedlungsabfällen (Abwasser, Kläschlamm) auf Waldbestände (Ulrich, Sommer, Fassbender, Engeli)
- Entwicklung von Untersuchungsmethoden für Boden- und Blattanalysen (Ahrens, Fassbender, Khanna)

1.1.2.2 Böden der Tropen und Subtropen

- Entstehungsgeschichte der Gebirgsböden auf Diabas und vulkanischer Asche in Kolumbien (Fölster, Hetsch)
- Rezente und relikte Bodenbildung auf Granit in Spanien (Fölster, Gaouar)
- Bioelement-Vorräte und -Umsatz im tropischen Regenwald des Magdalena, Kolumbien (Fölster)
- Systemanalytische Untersuchungen in Nebelwäldern Venezuelas (Fassbender, Steinhardt)
- Klassifikation und Genese der Gebirgsböden in Venezuela (Fölster, Hetsch)
- Bodenchemische Fragen der Bodenfruchtbarkeit in Böden Zentral- und Südamerikas (Fassbender)

1.1.2.3 Bodenphysik und Waldhydrologie

- Methodik bodenphysikalischer Messungen (pF, Durchlässigkeit, Wassergehalt, Saugspannung) (Benecke, Beese, Fazilat, Benne)
- Wasserhaushalt unter Buche, Fichte und Wiese (Interzeption, Stammabfluß, Versickerung, Evapotranspiration) (Benecke)
- Statistik boden- und waldhydrologischer Eigenschaften (Benecke, van der Ploeg)
- Untersuchungen zur Bestimmung der potentiellen und aktuellen Evapotranspiration (Benecke, van der Ploeg, Fazilat)
- Entwicklung von bodenhydrologischen Modellen und Simulationsverfahren (van der Ploeg, Benne)

1.1.3 Reisen, Auslandstätigkeiten

- | | |
|------------|--|
| Ulrich | -Feb. 1974: Unesco Tagung im Programm "Man and Biosphere (MAB)" in Rio de Janeiro
Aug. 1974 : Tagung Internat. Bodenk. Gesellsch. Moskau.
Exkursion Kaukasus, Georgien |
| Mayer | -Feb. 1974 bis Mai 1974: Bodenkartierung im Auftrag des Fonds Européen de Développement in Mali/Westafrika. |
| Fassbender | -März 1974: Reise nach Venezuela auf Einladung der dortigen Regierung (Nationales Bodenprogramm). |
| Fölster | -Juli-September 1974: Reise nach Venezuela, Forschungsprojekt im Nebelwald Venezuelas. |
| Hoffmann | -Feb. 1974: Besuch des Internationalen Meteorologischen Instituts in Stockholm. |
| Mayer | -Oktober 1974: Tagung "Umweltverunreinigung und Forstwirtschaft" (IUFRO) in Marienbad, CSSR. |
| Benecke | -Tagung der Agronomy Society of America (SSSA) in Chicago, USA im Nov. 1974 |

- 1.1.4 Veranstaltungen: Auf Anregung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft hielten Benecke und van der Ploeg vom 18.-22. Februar 1974 einen Kurs über Bodenwasserhaushaltsmodelle ab.

1.2 BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT MÜNCHEN

1.2.1 Bodenkundliche Landesaufnahme 1:25000

Folgende Blätter sind in letzter Zeit neu erschienen:

Blatt Nr. 5737 Schwarzenbach a.d. Sächs./Saale

Das Blattgebiet liegt in Oberfranken. Die Karte zeigt die Verbreitung der Böden in dem von ihr erfaßten Ausschnitt der Münchberger Gneissmasse (Amphibolite und Gneise), des Paläozoikums der Vogtländischen Hauptmulde und des Fichtelgebirges (Grünschieferzone, Grauwacken-Tonschiefer-Serie, Eruptiva).

Blatt Nr. 6434 Hersbruck

Es erfaßt einen Ausschnitt aus dem Randgebiet der Frankenalb nordöstlich von Nürnberg. Sechs geomorphologisch definierte Zonen mit charakteristischen Bodengesellschaften lassen sich unterscheiden:

Albhochfläche und Steilhanglagen des Malm
Schichtstufen der Oberen Doggerverebnung
Steilstufe des Doggersandsteins
Schichtkomplex der mächtigen Juratone
Lias/Rhätolias-Verebnung und Terrassen.

Blatt Nr. 8327 Buchenberg

Diese Bodenkarte aus dem Allgäu enthält die Bodenbildung einer lebhaft gegliederten Voralpenlandschaft mit intensiver Grünlandnutzung. Sie gibt Auskunft über:

- die Böden im Tertiär-Bergland der Faltenmolasse und der aufgerichteten Vorlandmolasse (Hauchenberg, Adelegg)
- die Böden der Moränen- und Moorgebiete im voralpinen Hüggelland des Illervorlandgletschers und
- die Böden der Talauen im Illertal (zwischen Kempten und Immenstadt).

Weitere 5 Blätter sind bodenkundlich aufgenommen und befinden sich in Druckvorbereitung:

Blatt Nr. 6035 Bayreuth (Muschelkalk, Keuper, Jura im Obermainischen Hügelland)

Blatt Nr. 6938 Regensburg (hauptsächlich Jura, Kreide im Südostteil der Frankenalb)

Blatt Nr. 7029 Oettingen (Nordteil des Rieses)

Blatt Nr. 7644 Triftern (Süß- und Brackwassermolasse im Isar-Inn-Hügelland)

Blatt Nr. 7927 Amendingen (Iller-Lech-Schotterplatten).

Mit diesen 5 und den vorhergegangenen 17 Blättern sind die wesentlichen Landschaften Bayerns durch Bodenkarten belegt. Ergänzt wird diese erste Inventur durch bodenkundliche Beiträge zu den Erläuterungen von mehr als 150 geologischen Karten. Beides liefert die Grundlage für die inzwischen begonnene Aufnahme von Kartenblöcken, die ohne vorhergehende eindeutige Definition und Abgrenzung der Bodeneinheiten als Teamarbeit nicht durchführbar wäre. Die derzeitigen Kartiervorhaben, über die im nächsten Heft berichtet wird, umfassen das Hopfengebiet Hallertau (8 Blätter 1:25000) und den Großraum München (36 Blätter 1:25000, werden voraussichtlich i.M. 1:50000 gedruckt).

1.3 GEOLOGISCHES LANDESAMT RHEINLAND-PFALZ, MAINZ,
ABT. BODEN- UND STANDORTSKUNDE (STAND: 1.11.1974)

1.3.1 Wissenschaftliche Mitarbeiter

Dr. W.Th. Stöhr, Oberlandesgeologe - Abteilungsleiter
Dipl.-Geologe K. Agsten, Landesgeologe
Dr. H. Lothhammer

1.3.2 Arbeitsgebiete

Bodenkartierungen 1:10 000 und 1:50 000

Die Bodenkarte 1:10 000 wird als Inselkarte der Landwirtschaftlichen Nutzflächen für Nahbereichsuntersuchungen der Planungsgemeinschaft Südpfalz (Kreise Landau - Bad Bergzabern und Germersheim) ausgearbeitet. Die Arbeiten laufen seit

- 1971 Nahbereich Rülzheim (4 Gemeinden)
- 1971/72 Nahbereich Edenkoben-Maikammer (18 Gemeinden)
- 1972 Nahbereich Jockgrim (4 Gemeinden)
- 1972/74 Nahbereich Bad Bergzabern (22 Gemeinden)
- 1973 Nahbereich Landau (7 Gemeinden)
- 1974 Nahbereich Kandel (7 Gemeinden)

Es sind noch 10 Nahbereiche mit 46 Gemeinden zu bearbeiten.

Die Zusammenfassung vorstehender Kartierungen erfolgt für Publikationszwecke im Maßstab 1:50 000.

Standortskartierungen, und zwar die Standortgruppenkarte 1:50 000.

Sie wurde für Zwecke der Landesplanung entwickelt und dient als Grundlage zum Vollzug des Landesplanungsgesetzes (Raumordnungspläne usw.). Ihr Schwerpunkt ist der Nachweis sogenannter Vorrangflächen (=Flächen mit der besten Standortseignung für die landwirtschaftliche Produktion). Die Arbeiten laufen seit 1967. Es waren

fertig

1967/69 die Region Westpfalz (8 Blätter)

1970 die Region Westerwald (7 Blätter)

1970 die Region Rheinhessen (7 Blätter)

1970/71 die Region Nahe (6 Blätter)

1974 die Region Vorderpfalz (6 Blätter)

(Zum Teil Inselkarten, weil nur die Planungsregionen und die rheinland-pfälzischen-Blattanteile bearbeitet wurden.)

Standortsgruppenkarten für die Landwirtschaftlichen Entwicklungsprogramme (1:50 000). Ihr Schwerpunkt ist der Nachweis sogenannter Grenzstandorte (=Flächen mit von der Natur bedingten Standortsnachteilen).

1971 Eifel - Hunsrückprogramm (19 Blätter)

1973 Rhein-Lahn- und Rhein-Hunsrück-Kreis (6 Blätter)

1973 Ober- und Unterwesterwaldkreis (6 Blätter, s. auch oben)

(Zum Teil als Inselkarten, wie oben)

Damit liegen - mit Ausnahme der Region Südpfalz - von allen Planungsregionen des Landes Standortgruppenkarten 1:50 000 vor. Ihre zügige Bearbeitung ist möglich, weil sich die Aussagen der Karten auf 8 Standortskategorien beschränken. Diese sind durch die Bodenverhältnisse (sehr gut, gut, mittel, schlecht und sehr schlecht = Grenzstandort), die Hangneigungsstufen (0 - 10, 10 - 20 und > 20%) und die Klimazonen (>9°C, <9°C und <700 mm; <9°C und 700 - 800 mm, und > 800 mm Niederschlag) gekennzeichnet.

Sonstige Arbeiten

Bodenkundliche Erläuterungsbeiträge zur geologischen Spezialkarte 1:25.000 für Blatt Kusel (1971), Blatt Udenheim (1972), Blatt Waldböckelheim (1973) und Blatt Pirmasens-Nord (1974).

Bodenbewertungsrahmen für den Ackerbau, die Grünlandwirtschaft und die Sonderkulturen im Wein-, Obst-, Tabak- und Feldgemüsebau als Ergänzung zum Vorgesagten (1974).

Bodenkartierungs- und -bewertungsrahmen für Zwecke der Anbauregelung im Weinbau (1974).

Ausrichtung von Tagungen (1974, DBG Komm. IV und V) und Führung von Exkursionen mit Studenten und Wissenschaftlern unter internationaler Beteiligung.

Wissenschaftliche Untersuchungen, Vorträge und Publikationen über das Plio- und Pleistozän, das Quartär und über die Palaöböden im Oberrheingebiet und Mainzer Becken.

Die Weinbergsbodenkartierung ist ein Referat der Geologischen Landesaufnahme (4 Wissenschaftler).

gez. W. Th. Stöhr, Mainz

1.4 HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG

BERICHTSZEIT 1.1. - 15.11.1974

1.4.1 Wissenschaftliche Projekte

Bodenkarte von Hessen 1:25 000

Laufende Arbeiten:

Blatt 4523 Münden	Bearbeiter: C.P. Ziehlke
4821 Fritzlar	Chr. Hauptenthal
5619 Stadén	L. Schröder
5716 Oberreifenberg	W. Fickel
5717 Bad Homburg v.d.H.	W. Fickel
5814 Bad Schwalbach	H. Zakosek
- 5817 Frankfurt a.Main-West	E. Bargon
5818 Frankfurt a.Main-Ost	E. Bargon

Abgeschlossene Manuskripte:

Blatt 5816 Königstein Bearbeiter: W. Fickel

Erläuterungen zur geologischen Karte von Hessen 1:25 000

Kapitel Böden

Laufende Arbeiten:

Blätter 4620 Arolsen, 4722 Kassel-Niederzwehren, 4822 Gudensberg, 4925 Sontra, 5417 Wetzlar, 5721 Gelnhäusen, 5722 Salmünster, 6316 Worms, Bearbeiter: H. Reichmann

Abgeschlossene Manuskripte:

Blatt 6016 Groß-Gerau Bearbeiter: H.Reichmann
Blatt 5024 Rotenburg Bearbeiter: W.Plass
Blatt 4823 Melsungen Bearbeiter: W.Plass

Beteiligung an Arbeitsgruppen:

1. Die seit Sommer 1968 laufende Mitarbeit im Forsthydrologischen Forschungsgebiet Krofdorf wurde fortgeführt. Es handelt sich um ein Gemeinschaftsprojekt der Staatsforstverwaltung, der Wasserwirtschaftsverwaltung und des Landesamtes für Bodenforschung in Hessen, koordiniert durch das Institut für Forsthydrologie der Hess. Forstl. Versuchsanstalt, Hann.Münden. Es wirken

weitere Forschungseinrichtungen aus anderen Bundesländern sowie aus dem Hochschulbereich mit.

2. Die Mitarbeit in der Arbeitsgruppe Standortkarte der hessischen Weinbaugebiete, bestehend aus dem Referat Bodenkunde des Hessischen Landesamtes für Bodenforschung, dem Institut für Rebenzüchtung und Rebenveredlung der Hessischen Forschungsanstalt für Wein-, Obst- und Gartenbau, Geisenheim, dem Deutschen Wetterdienst sowie dem Hessischen Minister für Landwirtschaft und Umwelt, wurde mit der bodenkundlichen Kartierung von Weinbauversuchsflächen fortgesetzt.
3. Mitarbeit in der Pfälz. Gesellschaft zur Förderung der Wissenschaften; hier: Kommission Rheinauen

1.4.2 Lehrtätigkeit an Hochschulen

Prof. Dr. H. Zakosek als apl. Professor an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz (Bodenkundliche Vorlesungen und Exkursionen)

Dr. E. Bargon als Lehrbeauftragter an der Technischen Hochschule Darmstadt (Bodenkundliche Vorlesungen und Exkursionen).

Prof. Dr. H. Zakosek wirkte im Zusammenhang mit seiner Hochschultätigkeit bei wissenschaftlichen Arbeiten über folgende Themenkreise mit:

BECK, Norbert (Geographisches Institut, Universität Mainz): Geomorphologie im Nord-Rhein-hessen.

Liebl, Karl-Heinz (Max-Planck-Institut, Mainz): Untersuchungen über den CO_2 - und H_2 -Gehalt verschiedener Böden.

Ludwig, Manfred (Geographisches Institut, Universität Mainz): Holozäne Reliefgestaltung im Rheingau.

- Häupenthal, Christof (Bodenkundliches Institut, Univ. Bonn und Hessisches Landesamt für Bodenforschung): Untersuchungen an Steppenböden in Nordhessen.
- Schrader, Ludolf (Bodenkundliches Institut, Univ. Bonn und Hessisches Landesamt für Bodenforschung): Untersuchungen über die Dynamik des Wasserhaushaltes von Weinbergsböden mit Hilfe der Neutronensonde.
- Steinberg, Karl-Heinz (Geographisches Institut der Universität Mainz): Rechnerische Auswertung von Adaptionsversuchen im Weinbau.
- Weiß, Ingrid (Geographisches Institut, Universität Frankfurt): Flächennutzungserhebungen im Taunus und Limburger Becken.

1.4.3 Tätigkeiten in Kommissionen

Prof. Dr. H. Zakosek, Vorsitz der Kommission V der DBG.

Dr. E. Bargon, Vorsitz der Kommission der BfB und der GLA der Bundesrepublik Deutschland für Flach- und Kartierbohrgeräte.

gez.: H. Zakosek, Wiesbaden

1.5. LANDWIRTSCHAFTLICHE FORSCHUNGSANSTALT BÜNTEHOF,
DER KALI UND SALZ A.G., HANNOVER

Direktor Prof. Dr. K. Mengel

Im Bereich Bodenkunde (Dr. K. Németh u. Dr. H. Grimme) wird an Fragen der Nährstoffverfügbarkeit gearbeitet mit Betonung des Kaliums. Es werden untersucht:

- Faktoren der Verfügbarkeit (Konzentration in der Bodenlösung, Nährstofftransport, Bodenwassergehalt, Nährstoffpufferung)
- Methoden zur Bestimmung der Verfügbarkeit und der verfügbaren Mengen.

Zur Zeit laufen z.B. Untersuchungen über die Bedeutung einer Unterbodendüngung bei Austrocknung des Oberbodens; Beziehungen zwischen Mn^{2+} und Zn -Vorrat und Konzentration in der Bodenlösung; Konkurrenz zwischen Na , K , Mg und Ca bei Aufnahme in Abhängigkeit von der Konzentration in der Bodenlösung.

Es wurden bisher 2 Dissertationen durchgeführt:

Einfluß der Bodendurchfeuchtung auf die Kaliumverfügbarkeit sowie Kaliumaufnahme und Ertragsbildung der Pflanze (L.C. v. Braunschweig, 1971);

Einfluß der Bodendurchfeuchtung auf die Nitratverfügbarkeit sowie Nitrataufnahme und Ertragsbildung von Mais (H. Casper, 1975): Eine weitere Dissertation über die K -Verfügbarkeit in schweren Böden (B. Wiechens) ist experimentell abgeschlossen worden.

In unregelmäßigen Abständen werden Kolloquia am Bünthof abgehalten. Die Vorträge werden sowohl von Mitarbeitern des Bünthof wie auch von geladenen Gästen gehalten. Die Themen befassen sich mit Problemen der Pflanzenproduktion im weitesten Sinne. Zu den Kolloquia werden die Institute aus Hannover und Umgebung eingeladen. Eine Auswahl der im Jahre 1974 behandelten

Themen:

- | | |
|--|--|
| Prof. Dr. Harrach
Inst. f. Bodenkde.
u. Bodenerhaltung
Gießen | "Die Ertragsfähigkeit von
Lössböden unterschiedlichen
Erosionsgrades" |
| Dr. Schleiff
Leichtweiss-Inst.
f. Wasserbau,
Braunschweig | "Ernährung von Kulturpflanzen
bei Versalzung mit besonderer
Berücksichtigung der Magne-
sium-Toxizität" |
| Dr. Kemmler | "Fragen der Düngung in der
bewässerungslosen Landwirt-
schaft arider Gebiete" |
| Prof. Walker
v. Lincoln College
Canterbury/New Zealand | "The value of soil sequences
in understanding soil gene-
sis and soil properties" |
| Dr. Kevin G. Tiller
Australien | "The effect of waterlogging
on the availability of trace
metals" |
| Dr. B. van Raij,
Instituto Agronómico,
Campinas/Brasilien | "Ion exchange properties of
tropical soils" |

Insgesamt wurden 21 Kolloquia abgehalten.

Nachdem 1973 zwei Fortbildungsseminare abgehalten wurden, wurde auch 1974 (29.10.) auf Einladung des Regierungspräsidiums Tübingen wieder ein Fortbildungsseminar von Mitarbeitern des Büntehofs für die Sachgebietsleiter "Pflanzliche Produktion" durchgeführt. Die bodenkundlichen Themen waren:

- Die Nährstoffkonzentration der Bodenlösung und andere Faktoren der Nährstoffverfügbarkeit (H. Grimme),
- Deutung von Bodenuntersuchungsbefunden von Böden verschiedener geologischer Herkunft (K. Németh),
- Die Spurenelementversorgung der Böden im Regierungsbezirk Tübingen (H. Eppe, Stuttgart).

In beschränkter Zahl stellt der Büntehof in- und ausländischen Wissenschaftlern für die Dauer von einigen Wochen bis zu 2 Jahren Arbeitsplätze zur Verfügung.

Zur Zeit arbeitet im Bereich Bodenkunde ein Gast aus der Türkei an der Untersuchung von Bodenproben aus Feldversuchen, die er in der Türkei durchgeführt hat. Im kommenden Jahr wird je ein Gast aus Malaysia und Polen hier für 6 bzw. 1 Monat arbeiten.

Dr. Trolldenier (Bodenmikrobiologie) war vom Bünthof vom März 1973 bis Juli 1974 beurlaubt worden, um eine Forschungsarbeit am International Rice Research Institute Los Banjos durchzuführen. Er hat sich dort mit den Redoxverhältnissen in der Reiserhizosphäre in Abhängigkeit von der K-Ernährung befasst.

gez. H. Grimme, Hannover

1.6 LANDWIRTSCHAFTLICHE UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN IM BEREICH NORD UND WEST

1.6.1 Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 23 K i e l,
Gutenbergstr. 75-77

Bodenuntersuchung: Dr. H.S. Grundwald
Forschungsvorhaben: 1.) Methodenvergleiche zur Be-
stimmung des CaO-Bedarfes
von Moorböden
2.) Arbeiten zur Härtebestim-
mung von Düngekalken

1.6.2 Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
der Landwirtschaftskammer Hannover, 325 Hameln,
Finkenborner Weg 1 A

Bodenuntersuchung: Dr. W. Köster, Dr. D. Merkel
Forschungsvorhaben: 1.) Methodenvergleiche zur Be-
stimmung von P, Mg, Ca + Na
in Böden und Beziehung auf
die Gehalte in Pflanzen
2.) Auswirkung hoher Gehalte an
Schwermetallen in Böden des
Harzvorlandes und ihre Aus-
wirkung auf die Gehalte in
pflanzlichen und tierischen
Produkten

1.6.3 Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt
der Landwirtschaftskammer Weser-Ems, 29 Oldenburg,
Mars-la-Tour-Str. 4

Bodenuntersuchung: Dr. R. Mählhop
Versuchswesen: Prof. Dr. H. Vetter
Dr. A. Klasink
Dr. K. Fruchtenicht

Forschungsvorhaben:

- 1.) Feld- und Gefäßversuche für die Erarbeitung von Grundlagen zur Düngebedarfsermittlung
- 2.) Versuche über Einfluß gestaffelter Güllegaben auf die Fruchtbarkeit der Böden, Qualität der aufwachsenden Pflanzen und Reinheit des Wassers
- 3.) Möglichkeiten zur Herabsetzung der Aufnahme von Schwermetallen aus dem Boden

1.6.4 Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Rheinland, 53 Bonn, Weberstr. 61

Bodenuntersuchung: Dr. R. Schneider

- Forschungsarbeiten:
- 1.) Versuche zur Abfallbeseitigung
 - 2.) Arbeit zur Erfassung der N-Nachlieferung von landw. genutzten Böden

1.6.5 Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Westfalen-Lippe, Joseph-König-Institut, 44 Münster, v.-Esmarch-Straße 12

Bodenuntersuchung: Dr. U. Odenthal

Forschungsvorhaben: -

1.6.6 Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt 61 Darmstadt, Rheinstr. 91

35 Kassel-Harleshausen, Am Versuchsfeld 13

Bodenuntersuchung: W. Bähr (Kassel)

Versuchswesen: Dr. K. Grass (Kassel)

Forschungsvorhaben:

Feld- und Gefäßversuche zur
Ermittlung der optimalen
Düngung, Überprüfung der Bo-
denuntersuchungsmethoden und
Abfallbeseitigung.

gez. W. Köster, Hameln

1.7 INSTITUT FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND MELIORATIONSWESEN
DER CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT IN KIEL

Bericht über das Jahr 1974

Neben hydrologischen und meliorationstechnischen Problemen wurden im Jahre 1974 schwerpunktmäßig Fragen der Wasserqualität in ländlichen Räumen bearbeitet (6 Doktoranden). Aus dem 13,5 km² großen Niederschlags-Gebiet der Honigau wurde der Schmutz- und Nährstoffaustrag gemessen und in Einzeluntersuchungen den Quellen des Eintrages nachgegangen.

Aus dem Institut gingen im Jahre 1974 drei hydrologische Veröffentlichungen und eine Arbeit über die Dränfunktion hervor.

Personelles: Zur Benennung der Nachfolge für Professor Baumann (67), ist eine Berufungskommission seit Anfang des Jahres tätig gewesen. Mit Vorlage einer Liste wird im Sommer d.J. gerechnet.

Dr. G. Mann, der 4 Jahre in der Entwicklungshilfe zuletzt als Subdirektor im Planungsministerium Tansanias tätig war, ist in das Institut zurückgekehrt. Er hat Untersuchungen über die Dränfunktion im Felde und Labor aufgenommen.

Dr. J. A. Dijkstra ist am 1.8.1974 zur Agrar- und Hydrotechnik übergegangen und ist bei der Bauüberwachung des Pinios-Beregnungsprojektes im Nord/Osten des Peléponnes in Griechenland tätig.

1.8 INSTITUT FÜR BODENKUNDE DER UNIVERSITÄT
(LANDWIRTSCHAFTLICHE FAKULTÄT)

3400 Göttingen, von Siebold -Str.4

1.8.1 Personal: Professoren:

o. Prof. Dr. B. Meyer, Emeritus Prof. Dr. Dr.
h.c. F. Scheffer, apl. Prof. Dr. R. Kickuth

Wiss. Mitarbeiter:

Dr. R. Aldag OAss., Dr. H. Scholz AOR,
Dr. P. Hugenroth AOR, Dr. H. Wildhagen AR,
Dr. K.-W. Becker wiss. Ang., Dr. W. Klages wiss.
Mitarb., Dr. A.A. Shah wiss. Mitarb.

Doktoranden, Diplomanden:

Dipl.-Ing. agr.: H.-G. Fredé, K. Neumeyer,
W. Schulte-i. W., A. Thormann, V. Thomsen,
S. Ibrahim, E.-A. Watermann, R. Thöle,
W. Boettger, W. Thies, W. Eckelmann, Z. Kaya,
Dipl.-Biol. H.-J. Grommelt,
cand. agr.: P. Schelten, J.-U. Drews, W. Wollen-
zien, M. Stille

1.8.2 Personalwechsel: ab 1.12.1974

Prof. Dr. H. Gebhardt, o. Prof. f. Geo-
wissenschaften, Schwerpunkt Bodenkunde,
Universität Oldenburg, Fachbereich IV,
2900 Oldenburg
Ammerländer Heerstr.67-99

1.8.3 Laufende Arbeiten:

1.8.3.1 -Hydro- und Bioelement-Bilanzen von Agroökosystemen
(Löß-Parabraunerde, Kalksteinbraunlehm, Rendsina,
Humuspodsol (Fredé, Thomsen, Becker, Thies)

-Registrierende Bodenfeuchtemessungen mit Thermosonden
an Monolith-Lysimetern (Schulte-i. W.)

-Filtereigenschaften verschiedener Bodentypen für hochorganisch und anorganisch belastete Abwässer und ihre Steuerung (Thormann, Watermann)

-Wasserhaushalt grundwasserbeeinflusster Böden, Grundwasser und Ertrag (Frede)

-Soil Conditioners im Ackerbau und in der Bodentechnologie (Meyer, Wildhagen)

-Wirkungen von Tiefpflügen und Tiefgrubbern auf verschiedenen Standorten (Wildhagen, Scheitlen)

1.8.3.2 -N-Metabolik: Umsetzungen und Ökosystembilanz von Boden- und Dünger-N in humosen Sandböden (Becker, Thies)

-N-Metabolik: Bedingungen und Menge gasförmiger N-Verluste durch Denitrifikation, N-Assimilation (Frede)

-N-Metabolik: N-Fraktionierungsmethodik und Untersuchungen zu Bestimmung und Steuerung des N-Versorgungszustandes von Böden (Aldag, Drews, Ibrahim)

-Wechselbeziehungen K/NH₄ im System Böden/Pflanze (Eckelmann)

-N-Fraktionierung in Lösungen (Becker, Thormann)

-Phosphat-Mobilisierung in verschiedenen Böden durch SiO₂ (Wildhagen)

-Sorption und Desorption von Herbiziden bei verschiedenen Bodentypen unter natürlichen Bedingungen (Boettger)

-Lösungsverhalten und Wirkung von Kalkdüngern in verschiedenen Böden (Hugenroth, Wildhagen)

1.8.3.3 -Konditionierung, Kompostierung und Fermentationssteuerung von Schwemmist und Klärschlamm (Hugenroth, Watermann)

-Konditionierung und Landbehandlung von Klärschlamm (Kläges, Kaya)

- 1.8.3.4 -Sozialbrachflächen: Rekultivierung, Extensiv - Nutzung, Düngung, Minimalbodenbearbeitung, Regionalplanung (Wildhagen, Thomsen)
- 1.8.3.5 -Bodentypen - Ökotypen in Kalksteinlandschaften, Fragen der Regionalplanung (Thöle)
- Pleistozäne und holozäne Bodenentwicklung unter monsun-klimatischen, semiariden und Zenitalregenwald-Bedingungen im Vorland junger Faltengebirge (Himalaya, Zagrosgebirge, Anden) - (Meyer, Neumeyer)
 - Entstehung und Charakterisierung von mehrschichtigen Kulturböden in frühgeschichtlichen Kammerfluren Norddeutschlands (Meyer, Gebhardt, Wollenzien)
- 1.8.3.6 -Herkunft des fest gebundenen Zwischenschicht - Ammoniums in Dreischicht-Tonmineralen (Meyer, Fleige)

2. BERICHTE AUS DEN KOMMISSIONEN

2.1 Kommission VI

2.1.1 Tagungen

- a) Die Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR veranstaltete zusammen mit der Internationalen Moor- und Torfgesellschaft im Juni 1974 ein Symposium zu Problemen der Wasserregulierung auf Niedermoor in Eberswalde mit anschließender Fachexkursion in den Mecklenburger Raum. 6 Teilnehmer aus der Bundesrepublik (Prof. Dr. Baden, Dr. Burghardt, WOR.Eggelsmann, Prof. Dr. Kuntze, Prof. Dr. Schneekloth, Dr. Schneider) hatten Gelegenheit, sich über den aktuellen Stand der Moorforschung zu informieren. Während unter klimatischen Voraussetzungen Westeuropas die Entwässerung dieser Standorte für ihre intensive Nutzung betont wird, glauben die osteuropäischen Fachvertreter auf wasserregulierende Maßnahmen durch Anstaubewässerung nicht verzichten zu können. Erst dann wäre der Wert dieser Böden für die industriemäßige Futterproduktion sicherzustellen.
- b) Die X. ICID-Regionaltagung fand im Juni 1974 in Sevilla statt. Unter dem Generalthema "Entwässerung und Melioration landwirtschaftlicher Böden einschließlich ihrer Bewässerung" wurden auch 2 Referate aus der Bundesrepublik (Prof. Dr. Collins, WOR.Eggelsmann) gehalten. Exkursionen führten in das Guacalquevir-Becken, wo die Bedeutung von Ent- und Bewässerung bei zur Versalzung neigenden Böden demonstriert und der hohe Stand der Landeskultur im Obst- und Weinbau Andalusiens deutlich wurde.
- c) Zusammen mit der internationalen forstwirtschaftlichen Vereinigung (JUFRO) veranstaltete die Internationale Moor- und Torf-Gesellschaft im September 1974 ein Symposium über Moorentwässerung und -aufforstung. Neben dem waldbaulichen Interesse zur Erschließung möglichst produktiver Waldstandorte waren für die Tagungsteilnehmer vor allem Fragen der direkten und

indirekten hydrologischen Beeinflussungen durch Moor-entwässerung und -aufforstung wichtig. In Mittelfinn-land wurden eindrucksvolle Beispiele der Moorauffor- stung nach Entwässerung und Düngung demonstriert.

Aus der Bundesrepublik nahmen daran teil: Dr. Baule, Dr. Gussone, Prof. Dr. Kuntze.

- d) Anfang Oktober 1974 konnte das KfK auf eine 50jährige Tätigkeit im Kulturbauwesen zurückblicken. Dabei wurde die von Anfang an bestehende enge Verbindung mit der Intern. Bodenkundlichen Gesellschaft betont. Auch heute sind von den rd. 100 Mitgliedern des KfK 15 gleichzeitig Mitglieder der DBG. Das KfK, zukünftig KWK (Kuratorium für Wasser- und Kulturbauwesen), erhielt nach seiner Eingliederung in die Dachorganisa- tion des Kuratoriums für Wasserwesen eine neue Glie- derung. Z.Zt. bestehen 6 Arbeitsgruppen mit 28 akti- ven Arbeitsausschüssen. Die DBG-Mitglieder sind vor allem aktiv beteiligt in den Arbeitsgruppen 2 "Was- ser und Boden", 3 "Normung" und 5 "Wasserwirtschaft in der Kultur- und Erholungslandschaft". Sie stellen 3 Ausschusßobmänner (2.2. "Bodenuntersuchung" Dr. W. Müller, Hannover, 2.3. "Nährstoffauswaschung" Prof. Dr. Kuntze, Bremen, 3.7. "Standortuntersuchung und -beurteilung" Prof. Dr. Wolkewitz, Berlin).
- e) Am Außeninstitut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde in Bremen finden jährlich Fortbildungs- lehrgänge für Bedienstete der Wasserwirtschaft-, Landeskultur- und Landwirtschaftsverwaltung statt. Die Lehrgänge dauern jeweils eine Woche und dienen durch Vorträge und Exkursionen aus dem Bereich der angewandten Bodenkunde der gegenseitigen Information. Tagungsthemen waren 1971 (26. Lehrgang) "Erhaltung meliorierter Standorte", 1972 (27. Lehrgang) "Nicht- landwirtschaftliche Bodennutzung", 1973 (28. Lehr- gang) "Nichtlandwirtschaftliche Bodennutzung", 1974 (29. Lehrgang) "Meliorationen vom Hofe aus". Jeweils 30 Teilnehmer.

f) Arbeitskreis Landeskultureller Forschung

Seit 1964 besteht ein freiwilliger Zusammenschluß der auf dem Gebiete der Landeskultur tätigen Institute in der BRD. Jährlich einmal finden in der Regel anlässlich der "Grünen Woche" in Berlin Zusammenkünfte statt, die der Koordination der Forschungs- und Lehraufgaben im Fachbereich Boden- und Landeskultur dienen. Unter dem derzeitigen Vorsitz von Prof. Baumann wurde in einem durch führende Vertreter der Praxis und Verwaltung erweiterten Kreis 1974 das Thema "Landeskultur und Landespflege" in Vorträgen und Diskussionen beleuchtet.

gez. H. Kuntze, Bremen

3. NACHRICHT VON DER DEUTSCHEN FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT

Im Herbst 1975 findet die Neuwahl zu den Fachausschüssen der Deutschen Forschungsgemeinschaft statt, bei der die Fachgutachter für die Dauer von 4 Jahren zu wählen sind. Bisher wurden für das Fachgebiet "Agrikulturchemie und Bodenkunde" 2 Fachgutachter gewählt. In der vom Hauptausschuß der Forschungsgemeinschaft beschlossenen und von der Mitgliederversammlung bestätigten, für die nächste Wahl gültigen Gliederung der Fachausschüsse sind im Fachausschuß 26 "Landwirtschaft und Gartenbau" die Fachgebiete "Agrikulturchemie und Pflanzenernährung" (26/150) sowie "Bodenkunde" (26/151) vorgesehen. Für jedes dieser Fachgebiete sind 2 Gutachter zu wählen. Nach der Wahlordnung können anerkannte wissenschaftliche Fachverbände Wahlvorschläge einreichen, an die allerdings die Wähler nicht gebunden sind. Der Hauptausschuß hat das Vorschlagsrecht für die Fächer "Agrikulturchemie und Pflanzenernährung" (26/150) sowie "Bodenkunde" (26/151) der Deutschen Gesellschaft für Pflanzenernährung und der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zuerkannt.

gez. Dr. Lohmeyer, Bad Godesberg

4. PERSONALIA

Ernennung von Herrn Dr. W. Zech zum Wissenschaftl. Rat und Professor

Mit Wirkung vom 1.11.1974 wurde der Oberassistent Dr. Wolfgang Z e c h am Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität München zum Wissenschaftlichen Rat und Professor ernannt. Neben seinen Verpflichtungen an der Forstwissenschaftlichen Fakultät ist Dr. Zech besonders mit der bodenkundlichen Ausbildung der Studierenden an der Geowissenschaftlichen Fakultät der Universität München betraut. Auf dem Forschungssektor beschäftigt sich Dr. Zech mit bodengenetischen und bodengeographischen Problemen.

DR. D i e z wurde am 1.7.1973 vom Bayer. Geol. Landesamt an die Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau in München versetzt und hat dort die Leitung des Abschnitts-Böden übernommen.

Jubiläen: Herr Regierungsdirektor Prof. Dr. Heinrich Zakosek, Hess. Landesamt für Bodenforschung, feierte sein 25jähriges Dienstjubiläum.

Prof. Dr. W. Baden erhielt für seine Verdienste in der Moorkultur und -nutzung das Bundesverdienstkreuz.

5. TAGUNGSANKÜNDIGUNGEN

- Einlader: International Peat Society, Comm. III
"Peat in Agriculture and Horticulture"
- Ort: Tel Aviv, Israel
- Zeitpunkt: 4. - 7. Juni 1975
- Programm: Erhältlich bei der DBG-Geschäftsstelle
- Information: Prof. Dr. H. Kuntze, Bremen als Vorsitzender der Komm. III und Vorsitzender der Komm. III Landwirtschaft, Forstwirtschaft und Gartenbau der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde e.V.

6. VORSCHAU AUF DIE EXKURSIONEN ZUR TAGUNG DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1975 IN REGENSBURG

Exkursion A am 1.9. und 7.9.1975

Raum: Donautal, Südlicher Bayerischer Wald

Thema: Bodenmelioration/Düngung

1. Standort Muckenwinkling bei Straubing

Gezeigt wird ein stark K-fixierender Boden aus tonigen Talsedimenten der Donau sowie ein Feldversuch zur praxisnahen K-Düngung auf solchen Böden.

2. Standort Moos bei Plattling

Auf einer für das niederbayerische Gäu repräsentativen Parabraunerde aus Löß werden bodenchemische und -physikalische Veränderungen sowie Ertragsbeeinflussung durch Primärlößmelioration und Tiefumbruch gezeigt.

3. Standort Burgsdorf/Bayer. Wald

Eine Braunerde aus Granitverwitterung wurde 1960 mit Kalkgaben bis zu 430 dz CaO/ha aufgekalkt. Es werden die in- zwischen eingetretenen bodenkundlichen Veränderungen so- wie Ertragsauswirkungen demonstriert.

Exkursion B am 5.9. und 6.9.1975

Raum: Nationalpark Bayerischer Wald

Thema: Genetische und standortkundliche Untersuchungen
an einer Bodencatena aus Granit

Bodenprofile: Ranker - Podsol aus Blockschutt in Hochlage -
Podsol aus Hangschutt in Oberhanglage - tiefgrün-
dige, podsolige Braunerde (Lockerbraunerde, tief-
humos) aus Hangschutt in Ober- und Mittelhanglage -
podsolige Braunerde aus blockreichem Granitgrus in
Unterhanglage.

Standortskunde: Schneehöhen-, Temperaturmessungen, Strah-
lungsberechnungen, Karten des früheren (1855) und
heutigen Waldzustandes; Beziehungen zur Bodenent-
wicklung.

Exkursion C am 5.9. und 6.9.1975

Raum: Jura-Kreidelandschaft um Regensburg

Thema: Vergleichbare Entwicklungsreihen mit rezenten und Paläoböden aus Kreidesandsteinen unterschiedlichen Carbonatgehaltes.

1. Reihe: Böden aus kalkhaltigen Feinsandsteinen
Podsol-Parabraunerde aus Hügelgrabaufschüttung (3000 Jahre alt) - rezente Podsol-Parabraunerde - Paläobänderparabraunerde über 80 dm tief entwickelt.
2. Reihe: Böden aus Kalkfeinsandsteinen
Rezente Podsol-Parabraunerde - Paläoparabraunerde - Podsol aus umgelagertem A_1 -Material.

Exkursion D am 1.9. und 7.9.1975

Raum: Tertiäres Hügelland - Hopfengebiet Hallertau

Thema: Bodengesellschaften der lößfreien und der lößbedeckten Molasse - Untersuchungen und vergleichende flächenbezogene Darstellung von Ökologie und Nutzungseignung.

Profile:

1. Bodengesellschaft der lößlehmbedeckten Molasse
am westgerichteten Steilhang: Podsolige Braunerde aus schluffreicher Deckschicht über Tonmergelverwitterung der Molasse - Bänderparabraunerde aus stark kiesigem Sand der Molasse
auf der flacheren Ostabdachung: Braunerde aus Lößlehm mit Beimengung von sandigem Tertiärmaterial - Braunerde aus umgelagertem Löß
2. Bodengesellschaft der lößfreien Molasse
Braunerde aus lehmig-sandiger Deckschicht über Kies der Molasse - Anmoorgley aus Sand in Hanglage (Schichtwasseraustritt) - Braunerden aus Sand der Molasse in hochflächenartiger Lage.

7. STELLENAUSSCHREIBUNGEN

Im Fachbereich 14 - Landschaftsbau - ist die Stelle eines Professors (BesGr. AH 4) für Limnologie zu besetzen.

Kennziffer: 14 - 292

Aufgabengebiet: Wahrnehmung von Lehre und Forschung.

Lehre: Limnologie für Landschaftsplaner und Landschaftsgestalter, Ingenieure und Biologen. Forschung (auch interdisziplinär mit Bioklimatologen, Pflanzenökologen, Bodenkundlern): Wechselbeziehungen zwischen Biotop (Wasser, Sediment) und Biozönose von Binnengewässern. Leitung der Arbeitsgruppe Limnologie. Nähere Informationen auf Wunsch.

Anforderungen: Erfüllung der Berufsvoraussetzungen gem. §13a HSchLG (Merkblatt wird auf Wunsch zugesandt).

Bewerbungsfrist: 8 Wochen nach Veröffentlichung (20.4.75)

Ihre schriftliche Bewerbung richten Sie bitte unter Angabe der Kennziffer mit den üblichen Unterlagen an den Präsidenten der Technischen Universität Berlin - II A 13 -

1 Berlin 12, Straße des 17. Juni 135.

Ergänzende Informationen zur Ausschreibung einer AH 4-Professur für Limnologie (entspr. H 2 in anderen Bundesländern)

1. Beschreibung und Bedeutung des Fachgebietes

Die Limnologie ist die Wissenschaft von den Binnengewässern als Landschaftsausschnitten und Ökosystemen. Sie beschäftigt sich als Naturwissenschaft und Teilgebiet der Ökologie mit Struktur und Funktion von Seen und Fließgewässern, und zwar insbesondere mit deren Stoffhaushalt, der sich aus dem Zusammenwirken der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers und seines Stoffbestandes, der subhydriischen Böden und Sedimente einerseits und den Lebensgemeinschaften der Gewässer andererseits ergibt und durch den Menschen viel-

fältig verändert wurde. Die Limnologie umfaßt damit einen bedeutsamen Teilbereich der Umweltwissenschaften, die wiederum die Grundlage einer den Bedürfnissen des Menschen angepaßten Landschaftsplanung bilden.

2. Aufgaben der Professur

Vertretung des Fachgebietes "Limnologie" als Teil des Pflichtfaches "Landschaftsökologie" sowie als Wahlpflichtfach bzw. projektbezogener Kurs der FB 14 betreuten Studienrichtungen "Landschaftsplanung" und "Garten- und Landschaftsgestaltung", Mitwirkung an einer ökologischen Ausbildung im künftigen Studiengang "Technischer Umweltschutz" des FB 21, im Rahmen der Ingenieurwissenschaften des FB 7 sowie der Bio- und Geowissenschaften der Freien Universität (bes. FB 23). Erforschung von Gewässerökosystemen in Zusammenarbeit mit Bioklimatologen, Boden- und Pflanzenökologen des Instituts für Ökologie und mit dem Fachgebiet Abfallverwertung des Instituts für Landschaftsbau.

3. Abgrenzung zu Nachbardisziplinen

Das Fachgebiet ergänzt im Institut für Ökologie des FB 14 die vorhandenen (Ökosystemforschung, Pflanzen- und Bodenökologie, Freilandpflanzenkunde, Bioklimatologie) und noch angestrebten (Humanökologie) ökologischen Teilbereiche. Unsere Planungen erfolgen dabei auch in Absprache mit dem Fachbereich 23 (Biologie) der FU, der durch Einrichtung von ökologisch ausgerichteten Professuren für "Bodenzoologie" und "Mikrobiologie" die in West-Berlin vorhandenen Einrichtungen der Ökologie vervollständigen wird.

4. Personelle Ausstattung des Fachgebietes

Es ist beabsichtigt, die Professur mit der Stelle eines wissenschaftlichen Assistenten, einer chemisch-technischen Angestellten und einer halben Stelle einer Schreibkraft auszustatten.

8. BEWRBUNGEN

Gupta, S.K.

19.3.43

z.Zt. Doktorand in: Bundesversuchsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene
3097 Liebefeld/Bern

Sprachen: Englisch, Deutsch, Hindi

13 Publikationen

sucht: Forschungs- oder Lehrtätigkeit ab Januar 1976

Gebiet: Bodenchemie (z.B. Mikronährstoffe, Schwermetall-Belastungen)

gegenwärtige Arbeit: Phosphatadsorption an Eisenoxiden, Hüttenschlacken als P-Dünger

Bewerbungsunterlagen erhältlich: Geschäftsstelle Bodenkundliche Gesellschaft

Name: Johann Peter Gustav Loch

Curriculum: Soil Physics; Soil Chemistry; Soil & Water Management; Conservation

Business Address: Dept. of Agronomy, Cornell University
Ithaca NY 14850 Tel: 607-256-5457

Home Address: (Mailing) 47E Hasbrouck Apts., Ithaca
NY 14850 Tel: 607-257-2308

Employment Desired: 1 - Univ. Teaching & Research, 2 - Res. - Univ. exp. Station, 3 - Univ. Teaching, 4 - Res. & Dev. - Industry; Postdoctoral assignments

Geographic Preference: No geographic preference, would accept overseas assignment

Present Position & Salary: Graduate Research Assistant

Date Available: March 1975

Personal Data: Born 3/23/47; Apeldoorn, The Netherlands; Dutch citizenship; J-visa; married, 1 child; fluent Dutch; English, German; French conversation & reading; limited Russian; one semester teaching introductory soil science.

Education: Ph.D., (1975), Cornell Univ., Soil Physics; Chemical Engr.; Theoretical/Applied Mech.; Ing. M.Sc., 1972; Agr. Univ., Wageningen, Soil Physics; Chemistry; Soil Water Conserv.; M.Sc., 1971 Cornell University; Soil & Water Conservation; Physical Chemistry; B.Sc., 1969; Agr. Univ., Wageningen, Land Drainage & Reclamation

Employment Record: July 1972-present, Graduate Research Asst., Dept. of Agronomy, Cornell Univ., laboratory and theoretical research on frost in soils;
Sept. 1969-Feb. 1971, Graduate Research Asst., Dept. of Agronomy, Cornell Univ., effect of manure, fertilizers and rotations on water pollution.

Thesis & Dissertation Titles: M.S. - Soil structural stability of a glossboric hapludalf as influenced by crop sequence and soil management. P.J. Zwerman, Major Prof. Ph.D. - Secondary heaving, an explanation for frost heaving pressures in soils. R.D. Miller, Major Prof.

Published Papers: 1 - Some tests of the concept of secondary frost heaving.

J.P.G. Loch and R.D. Miller

2 - Transport of water and heat in a frozen permeameter.

R.D. Miller and J.P.G. Loch

Both papers to be submitted to SSSA Proc. 1974

Area of Research: Soil Physics (Agronomy)

College & Community Activities: Secretary of Student Association for Land Drainage & Improvement in Wageningen, The Netherlands, 1968-1969; American Society of Agronomy, Crop Science Society of America

References: Dr. R. D. Miller, Dept. of Agronomy, Cornell University, Ithaca NY 14850

Dr. P. J. Zwerman, Dept. of Agronomy, Cornell University, Ithaca NY 14850

Dr. G. H. Bolt, Lab of Soils & Fertilizers, De Dreijen, Wageningen, The Netherlands

9. BUCHBESPRECHUNG

Poser, H. (Hersg.): Geomorphologische Prozesse und Prozeßkombinationen in der Gegenwart unter verschiedenen Klimabedingungen. Abh. Akad. Wiss. Göttingen, Math.-Phys.Kl., 3.F., Nr. 29. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen 1974, 440 S. mit 198 Fig., zahlr. Tabellen und 1 Faltkarte, kart. DM 128,-

Der Herausgeber, Prof. HANS POSER, legt mit diesem Band aus der Reihe der "Abhandlungen der Akademie der Wissenschaften in Göttingen" die Referat-Beiträge eines Symposiums der Kommission für Aktuelle Geomorphologische Prozesse (Commission on Present-day Geomorphological Processes) in der Internationalen Geographischen Union (IGU) vor, das in Göttingen in der Zeit vom 30. Sept. bis zum 5. Okt. 1973 veranstaltet wurde.

In der gegenwärtigen Forschung der Geomorphologie zeichnen sich hauptsächlich zwei Richtungen ab:

- 1) die Aufstellung von mathematischen Modellen zur Simulierung der Reliefentwicklung und
- 2) die Frage nach den Faktoren, die in bestimmter Weise und bestimmter Intensität die aktuellen morphodynamischen Prozesse steuern sowie die Quantifizierung von Faktoren und Prozessen.

Die Fragen nach den Prozessen, ihren Kombinationsmöglichkeiten und ihre potentielle Quantifizierung bilden den Inhalt der vorgelegten Arbeiten. Die Thematik der Arbeiten ist weitgespannt und umfaßt bis auf die Erscheinungen der Küsten- und Ufermorphologie die gesamten geomorphologischen Formenkreise. Es werden Lösungsprozesse, Massenbewegungen und Bodenfließen, fluviale - sowohl flächen- als auch linienhafte - und äolische Prozesse behandelt, zugleich werden diese Prozesse in den verschiedenen Klimazonen untersucht, von glazial induzierten über solche im gemäßigten und ariden bis zum tropischen Klima. Daneben werden auch Probleme der angewandten Geomorphologie und Erscheinungen von anthropogen beeinflussten Formungsvorgängen angesprochen (Bodenabtragungen).

Die anstehenden Probleme werden sowohl in Übersichtsreferaten als auch in Beiträgen zu Einzelproblemen dargestellt und behandelt. Allerdings wünschte man sich manchmal, daß die Anzahl der allgemeiner gehaltenen Referate größer wäre, um so schneller und besser eine Übersicht über den aktuellen Forschungsstand zu bekommen. Insgesamt bietet der Band aber dennoch eine ausgewogene Mischung beider Darstellungsmöglichkeiten, so daß der Leser sich hier

schnell über den gegenwärtigen Stand der "Dynamischen Geomorphologie" orientieren kann. Die Ausstattung des Bandes mit Abbildungen und Diagrammen ist so hervorragend, daß der übergroße Informationsgehalt mancher Kärtchen (so z.B. S. 79) nicht ins Gewicht fällt. Beachtenswert ist der Versuch von HAGEDORN und POSER, das Problem "der räumlichen Ordnung der rezenten geomorphologischen Prozesse und Prozeßkombinationen" anzugehen. Allerdings erscheint die vermutete Übereinstimmung der Zonen gleichartiger geomorphologischer Prozesse mit den Zonen gleichartiger Verwitterung nicht ganz überzeugend, denn auch die Verwitterungsformen beinhalten nicht alle Bedingungsfaktoren für die aktuelle Morphodynamik.

Insgesamt bietet der vorgelegte Band eine ausgezeichnete Dokumentation des gegenwärtigen Forschungsstandes dieser Disziplin und zahlreiche Hinweise auf zukünftige Forschungsrichtungen. Für den geomorphologisch interessierten Bodenkundler ist das Sammelwerk unbedingt zu empfehlen.

(B.Meyer u. R.Thöle, Göttingen)