

Z81/23

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Band 23

1976

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

Referate der
Sitzung der Kommissionen I und II
vom 4. und 5. Oktober
1 9 7 6
GÖTTINGEN

Thema: Transport von Wasser und gelösten
und suspendierten Stoffen

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

Referate der
Sitzung der Kommissionen I und II
1976 in Göttingen

I N H A L T

Seite

A SITZUNG DER KOMMISSIONEN I UND II

4. und 5. Oktober 1976, Göttingen

Thema: Transport von Wasser und gelösten und suspendierten
Stoffen

<u>Ehlers</u> :	Ein schnelles Laborverfahren zur Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeit	5
<u>Flühler u. Stolzy</u> :	Grenzen der Anwendbarkeit indirekter Flußmengen	7
<u>Burghardt</u> :	Modelluntersuchungen zur Wasserbewegung in Dränrohrnähe	19
<u>Benecke u. van der Ploeg</u> :	Tensiometermessungen zur Bestimmung der bodenabhängigen Komponenten des Wasserhaushaltes von Waldbeständen	31
<u>van der Ploeg u. Beese</u> :	Über die Anwendung von Saugkerzen und Saugplatten zur Bestimmung von Sickerwasserraten	47
<u>Schweiger</u> :	Vergleich der Mineralstoffauswaschung im Lysimeter bzw. nach der Saugkerzenmethode	49
<u>Wichtmann</u> :	Stofftransport in der Bodenlösung und kapillare Sorptionskapazität	57
<u>Beese u. van der Ploeg</u> :	Der Einfluß der Intra-Aggregat-Diffusion auf den Salztransport in Böden	65
<u>Renger u. Strebel</u> :	Transport von Wasser und Nährstoffen an die Pflanzenwurzeln als Funktion der Tiefe und der Zeit	77
<u>Strebel u. Renger</u> :	Kapillarer Aufstieg und Stoffbilanzen unterhalb des Wurzelraumes	89
<u>Czeratzki</u> :	Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoffkonzentrationen und Auswaschung in einem Beregnungsversuch	95
<u>Khanna, Meiwes u. Beese</u> :	Sulfat-Transport und -Festlegung in einer podsoligen Braunerde aus Löß	107

	Seite
<u>Ditter:</u> Schwermetalle im Boden unter besonderer Berücksichtigung ihrer Verlagerung in die Gewässer (Literaturauswertung)	113
<u>Mayer:</u> Ermittlung von Adsorptionsisothermen als Regelgrößen in Transportmodellen von Schwermetallen (Pb, Cd)	121
<u>El-Bassam u. Tietjen:</u> Untersuchungen mit Radioisotopen über die Mobilität von Arsen, Blei, Cadmium und Zink in ungestörten Bodensäulen	133
<u>Horn u. Hartge:</u> Verlagerung organischer Substanz in gelöster Form im Boden in Abhängigkeit von der hydrologischen Situation und der Bodenart - Ein Modellversuch	143
<u>Drewes u. Blume:</u> Herbizidbewegung in Ackerböden	151
<u>Hartge u. Becher:</u> Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte Stoffe im Boden	153
<u>Becher u. Hartge:</u> Feststofftransport im wasserungesättigten Boden	161
<u>Becher:</u> Einfluß von Saugspannung und Perkolationsmedium auf Entkalkung und Tonverlagerung	173
<u>Hüser:</u> Transport von Bioelementen in einem mit Fichte bestockten Lößlehm nach Klärschlammapplikation	181
<u>Baumann u. Bramm:</u> Einflüsse der Abwasserbehandlung auf oberflächennahes Grundwasser	191
<u>Wenzel:</u> Über die Auswirkungen einer unkontrollierten Deponie fester und flüssiger Abfallstoffe auf das oberflächennahe Grundwasser	201
<u>Süßmann:</u> Einfluß der Bodennutzung auf Abflußregime und Wasserqualität von Wasserläufen	209

B SITZUNG DES ARBEITSKREISES "BODENNUTZUNG IN WASSER-SCHUTZ- UND WASSERSCHONGEBIETEN", 4. Okt. 1976, Göttingen

<u>Wohlrab u. Mollenhauer:</u> Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten für Grundwasser und Trinkwassertalsperren	215
--	-----

C NACHRICHTEN

Ein schnelles Laborverfahren zur Bestimmung
der ungesättigten Leitfähigkeit

von
W. Ehlers *

Kürzlich wurde von Arya, Farrell und Blake (1975) ein Laborverfahren zur Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit veröffentlicht. Die Methode ist einfach und schnell, teure Apparaturen werden zur Bestimmung nicht benötigt. Wir prüften die Genauigkeit dieser Methode, indem wir die Leitfähigkeitscharakteristiken im Ap-Horizont einer konventionell bearbeiteten bzw. einer langjährig nicht mehr bearbeiteten Parabraunerde bestimmten. Die technischen Einzelheiten der Methode sind von Arya (1973) und Arya et al. (1975) beschrieben worden. Die Ergebnisse der Göttinger Untersuchung sowie die Vor- und Nachteile der Methode werden von Ehlers (1976) an anderer Stelle diskutiert. Deshalb sollen hier die Ergebnisse zusammengefaßt wiedergegeben werden.

Die nach der Labormethode ermittelten Leitfähigkeitsbeziehungen waren den Ergebnissen vergleichbar, die im Jahre 1971 mit Hilfe einer Feldmethode erzielt worden waren. Die Empfindlichkeit der neuen Labormethode reichte aus, um die durch Bearbeitung geschaffenen Unterschiede in den hydraulischen Eigenschaften der Böden nachzuweisen. Mit Hilfe statistischer Methoden konnte die Anzahl der notwendigen Bodenproben berechnet werden, die im Felde entnommen werden muß, um den Vertrauensbereich der Mittelwerte der hydraulischen Kenngrößen innerhalb bestimmter Grenzen festzulegen.

* Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung,
von-Siebold-Str. 8, 3400 Göttingen

Literatur

1. Arya, L.M. (1973): Water flow in soil in presence of soybean root sinks. Water Resources Research Center, University of Minnesota, Bulletin 60, Minneapolis, USA.
2. Arya, L.M., D.A. Farrell und G. R. Blake (1975): A field study of soil water depletion patterns in presence of growing soybean roots: I. Determination of hydraulic properties of the soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 39: 424-430.
3. Ehlers, W. (1976): Rapid determination of unsaturated hydraulic conductivity in tilled and untilled loess soil. Soil Sci. Soc. Amer. J. (im Druck)

Grenzen der Anwendbarkeit indirekter Flussmengen

von

H. Flühler und L.H. Stolzy *

In diesem Referat möchte ich die Grössenordnung der Vertrauensintervalle von Flusswerten diskutieren. Ferner möchte ich zeigen, wo bei der Berechnung der Flusswerte die grössten Genauigkeitsverluste entstehen. Am Beispiel der Feldmethode für die Bestimmung der Wasserleitfähigkeit werde ich zwei verschiedene Methoden der Fehleranalyse einander gegenüberstellen.

Im Felde misst man Flüsse in der Regel indirekt.

Man bestimmt einerseits die Leitfähigkeit und andererseits den Gradienten, das heisst die treibende Kraft des Transportvorganges. Dies gilt nicht nur für die Bestimmung der Wasserbewegung, sondern ebenso für den Gas-, Stoff- und Wärmetransport (Gl.1-5).

$$J_{\text{Wärme}} = -\lambda[\Theta] \cdot \frac{dT}{dz} \quad 1)$$

$$J_{\text{Gas}} = -K[\mathcal{E}] \cdot \frac{dP}{dz} \quad 2)$$

$$J_{\text{H}_2\text{O}} = -k[\Theta] \cdot \frac{dH}{dz} \quad 3)$$

$$J_{\text{Stoff}} = -D[v] \cdot \frac{dc}{dz} + v \cdot c = -D[v] \frac{dc}{dz} + k[\Theta] \frac{dH}{dz} \cdot \frac{c}{\Theta} \quad 4)$$

$$\text{wobei: } v = J_{\text{H}_2\text{O}} / \Theta \quad 5)$$

Die Bestimmung des Stofftransportes ist in doppeltem Sinne indirekt. Der an sich schon indirekt bestimmte Wasserfluss wird im Konvektionsterm $v \cdot c$ (Massenfluss) miteinbezogen. (Die Symbole haben folgende Bedeutung: J = Fluss, λ , K , k = Leitfähigkeiten für Wärme, Gas und Wasser, Θ = volumetrischer Wassergehalt, \mathcal{E} = Luftvolumenanteil, v = Porengeschwindigkeit,

* University of California Riverside

D = Dispersionskoeffizient, T = Temperatur, P = Partialdruck, H = hydraulische Höhe (Wasserpotential), c = Stoffkonzentration pro Bodenvolumen, z = Tiefe).

In einer ersten experimentellen Phase müssen die Leitfähigkeits-eigenschaften des Bodens bestimmt werden. In einer zweiten Phase, das heisst im eigentlichen Feldexperiment, verwenden wir diese vorgängig bestimmten Leitfähigkeitsfunktionen zusammen mit dem direkt gemessenen Gradienten. Mit anderen Worten, die im Gradienten enthaltene Variable und die unabhängige Variable der Leitfähigkeitsfunktion sind die direkten Messgrössen des Feldexperimentes. Die Leitfähigkeitsfunktion wird also in Abhängigkeit einer Variablen bestimmt, die im Feld möglichst gut gemessen werden kann. Die Wasserleitfähigkeit beispielsweise wird oft als Funktion des Wassergehaltes ausgedrückt, während der Dispersionskoeffizient als Funktion der Porengeschwindigkeit dargestellt werden kann.

Die Leitfähigkeitsfunktion eines Bodens ist oft eher eine stochastische als eine funktionelle Beziehung. Drei Beispiele sollen das zeigen. Aus Platzgründen verzichte ich auf eine Beschreibung der zugrunde liegenden Experimente und Methoden. Abb. 1 zeigt die starke Variabilität der Beziehung zwischen Gasdiffusionskonstanten und Luftvolumenanteil (Flühler 1973). In Abb. 2 sind die Ergebnisse von im Feld gemessenen Dispersionskoeffizienten dargestellt. (Nach Biggar und Nielsen 1976). Aus der Abb. 3 ist das Ausmass der Variabilität in der Beziehung zwischen Wasserleitfähigkeit und Wassergehalt ersichtlich (Flühler et al. 1976a). Mit diesen drei Abbildungen ziele ich auf das zentrale Problem der indirekten Flussmessung, nämlich die Bestimmung und Anwendung der Leitfähigkeitsfunktion, welche einen genügend grossen Ausschnitt des natürlich gelagerten Bodens charakterisiert. Hier muss man allerdings einräumen, dass es durchaus möglich ist, weniger streuende Leitfähigkeiten zu bestimmen, indem man sich auf eine Messtiefe, eine Messstelle

oder kurz auf einen kleinen Bodenausschnitt oder Bodenprobe beschränkt. Im natürlich gelagerten Boden ist das in der Regel aber nicht möglich. Einmal bestimmte Leitfähigkeitseigenschaften werden meist grossflächig als gegeben betrachtet, also räumlich extrapoliert. Diese Art der Anwendung führt zwangsläufig zur Forderung, dass diese Leitfähigkeitsfunktion an einem möglichst grossen Bodenkörper bestimmt werden sollte, was wiederum notwendigerweise mit stark variierenden Ergebnissen verbunden ist.

In der Folge beschränke ich mich auf die Feldmethode von Stern und Rose (1965), mit welcher die Wasserleitfähigkeit bestimmt werden kann (Abb. 4). Vor Versuchsbeginn wird der Boden mit Wasser aufgesättigt und mit Plastik abgedeckt. Während des darauffolgenden Entwässerungsvorganges bestimmt man in einer oder mehreren Messtiefen den hydraulischen Gradienten und die Aenderung des Wasservorrates zwischen dieser Messtiefe und der Bodenoberfläche. Die Aenderung des Wasservorrates ist gleich dem während des Zeitintervalles Δt durch diese Messtiefe gesickerten Wasserflusses. Da Gradient und Fluss für ein bestimmtes Zeitintervall als Durchschnittswerte definiert sind, ist die Wasserleitfähigkeit k durch das Darcy-Gesetz gegeben (Gl.6) und 7).

$$k = - J_{H_2O} / (dH/dz) \quad 6)$$

$$J_{H_2O} = \int_z^0 \frac{\Delta \Theta}{\Delta z} dz \quad 7)$$

Die gemessenen Wassergehalte (Θ) und hydraulischen Höhen ($H = \phi$) sind Mittelwerte von Messwiederholungen und weisen demnach eine gewisse Streuung auf. Diese Streuung setzt sich aus Messfehlern, vor allem aber aus der räumlichen Variabilität der direkten Messgrössen Θ und H zusammen. Die Standardabweichungen der Mittelwerte sind im Falle der Tensiometermessungen in der Grössenordnung von zwei bis zehn Prozenten des Messwertes H .

Dies gilt für kleine Versuchsanlagen. Die Standardabweichungen der Wassergehaltsmittelwerte ist grössenordnungsmässig mindestens ein Prozent des Messwertes $\bar{\Theta}$, wenn man nur die Streuung der Neutronenzählrate berücksichtigt. Wird die durch die Feldeichung der Neutronensonde verursachte Streuung des absoluten Wassergehaltes mitberücksichtigt, dann kann dessen Streuung fünf bis zehn Prozent des Wassergehaltes ausmachen.

Die Wasserleitfähigkeitsfunktion, dargestellt in Abb. 5 wurde in einem sandigen Boden mit **68%** Silt- und **22%** Tonanteil bestimmt (Flühler 1976b). Wir installierten ein einzelnes Neutronensondenrohr und je drei Tensiometer in sieben Messtiefen. Wir betrachten also eine praktisch punktförmige Versuchsanlage von etwa zwei Quadratmeter Ausdehnung. Die Standardabweichung der Tensiometerablesungen betrug je nach Saugspannungsbereich 2 bis 8 mbar (=cmWS). Die Standardabweichung der Neutronenzählrate betrug umgerechnet in Wassergehaltseinheiten rund 0.2 Volumenprozent. Diese tatsächlich gemessenen Standardabweichungen von Tensiometer- und Neutronensondenablesungen ($s_{\bar{H}}$ und $s_{\bar{\Theta}}$) und die entsprechenden Differenzen der hydraulischen Höhen (ΔH) und der durchschnittlichen Wassergehaltsänderung ($\Delta \bar{\Theta}$, Gl.8) wurden in die Fehlergleichung (G.1.9) eingesetzt. Die Fehlergleichung liefert die Standardabweichung eines k-Wertes.

$$\Delta \bar{\Theta} = \frac{1}{z} \int \Delta \Theta dz \quad 8)$$

$$\frac{s_k}{k} \approx k \cdot \left[\left(\frac{s_{\bar{\Theta}}}{\Delta \bar{\Theta}} \right)^2 \cdot \frac{2}{N_{\bar{\Theta}}} + \left(\frac{s_{\bar{H}}}{\Delta \bar{H}} \right)^2 \cdot \frac{2}{N_H} \right]^{\frac{1}{2}} \quad 9)$$

wobei $N_{\bar{\Theta}}$ und N_H die Anzahl Messtiefen bezeichnet, welche für die Berechnung von $\Delta \bar{\Theta}$ und $\Delta \bar{H}$ gebraucht werden. Diese Fehlergleichung wurde in einer anderen Veröffentlichung hergeleitet (Flühler 1976c).

Die Ergebnisse der Fehlergleichung sind in Abb. 5 dargestellt. Wir betonen, dass sich diese Ergebnisse auf eine gut instrumen-

tierte, punktförmige Messanlage beziehen, dass die Standardabweichungen der direkten Messungen verhältnismässig klein waren, und dass bei der Wassergehaltsmessung nur die durch die Neutronen-sondenmessungen verursachte Streuung miteinbezogen wurden. Trotz diesen Einschränkungen ist das 68prozentige Vertrauensintervall von k breit. Mit anderen Worten, wenn die Fehlergleichung richtig ist, dann sind etwa ein Drittel aller möglichen k -Werte ausserhalb des eingezeichneten Intervallbandes. Bei der Herleitung der Fehlergleichung wurden zahlreiche Annahmen getroffen. Deshalb wurde diese Gleichung mit einer Monte Carlo Simulation überprüft. Diese Technik besteht darin, dass man eine bestimmte Funktion, beispielsweise die Leitfähigkeit k (Gl.6 und 7) viele Male durchrechnet und bei jeder erneuten Rechnung die ursprünglichen, gegebenen Messwerte innerhalb deren Vertrauensintervallen zufällig variiert. Eine Monte Carlo Simulation erzeugt also eine statistische Verteilung des gesuchten Funktionswertes k , welche sich auf die gegebenen statistischen Verteilung der unabhängigen Variablen stützt. Die simulierte Verteilung der k -Werte kann ebenfalls mit einer Standardabweichung charakterisiert werden. Diese ist durchwegs gleich oder grösser als die durch Gleichung 9 ermittelte Standardabweichung von k . Die in Abb. 6 dargestellten Vertrauensintervalle sind deshalb eine optimistische Schätzung. Die simulierten Vertrauensintervalle sind besonders dann wesentlich grösser als die explizit berechneten, wenn der für die k -Berechnung verwendete hydraulische Gradient klein ist ($|dH/dz| < 0.3$).

Die Verwendung einer Leitfähigkeitsfunktion mit definiertem Vertrauensintervall führt zu folgender Fehlerfortpflanzung (Abb.6): Sowohl die Leitfähigkeitsfunktion wie auch deren unabhängige Variable hat ein bestimmtes Vertrauensintervall. Wir müssen zwei Anwendungsfälle betrachten. Im ersten Falle, wenn die Leitfähigkeitsfunktion für die gleiche Messstelle (Neutronensondenrohr) angewendet wird, dann benützen wir die Funktion $k(CR)$ (CR -Neutronenzählrate). Dies trifft auch dann zu, wenn wir aus

Gründen der Anschaulichkeit die Neutronenzählrate in Einheiten des Wassergehaltes ausdrücken. Die Neutronenzählrate ist in diesem Falle sowohl bei der Bestimmung wie bei der Anwendung der Leitfähigkeitsfunktion die unabhängige Variable. Verwenden wir die Leitfähigkeitsfunktion an einer benachbarten Messstelle, dann trifft dies nicht mehr zu. In diesem zweiten Falle verwenden wir die geschachtelte Funktion $k(\Theta(\text{CR}))$, das heisst, in einem ersten Schritt die Feldeichung der Neutronensonde $\Theta(\text{CR})$ und in einem zweiten Schritt die Leitfähigkeitsfunktion $k(\Theta)$. Die beiden Anwendungsfälle sind in Abb. 6 schematisch dargestellt. Im ersten Falle braucht man nur die untere Hälfte der Abbildung, im zweiten Falle braucht man beide Diagramme. Der für die räumliche Extrapolation der Leitfähigkeitseigenschaften benötigte Umweg über die Feldeichung $\Theta(\text{CR})$ führt dazu, dass der relative Fehler von $k(\Theta)$ stets grösser ist als 1.0, das heisst, die Standardabweichung von k , (s_k) ist durchwegs mehr als 100 % des k -Wertes.

Für die Berechnung der Vertrauensintervalle von Flusswerten müssen wir die Fehler der Leitfähigkeit und des hydraulischen Gradienten "addieren".

$$\left(\frac{s_Q}{Q}\right)^2 \approx \left(\frac{s_k}{k}\right)^2 + \left(\frac{s_{\Delta H}}{\Delta H}\right)^2 \quad 10)$$

Ist der hydraulische Gradient $(\Delta H/\Delta z)$ deutlich von Null verschieden, dann ist dessen Fehler in der Regel kleiner als 30 % seines Wertes. Der Fehler der Leitfähigkeit (s_k/k) ist deshalb meistens wesentlich grösser als derjenige der Gradienten.

Die grösste Genauigkeitseinbusse entsteht also durch die Anwendung der Leitfähigkeitsfunktion.

In der Abb. 7 ist das Vertrauensintervall von Wasserflusswerten dargestellt. Diese Flüsse wurden an zwei Messstellen ermittelt, die derjenigen der k -Bestimmung (Abb. 5) benachbart sind (Flühler 1976b). Wir unterscheiden drei Fehlerkomponenten:

- a) Fehler, der allein durch die Anwendung der Funktion $k(CR)$ entsteht.
- b) Fehler, der durch den Einbezug der Feldeichung $\ominus(CR)$ entsteht
- c) Fehler, der durch die Messung des hydraulischen Gradienten entsteht.

Die erschreckende Grösse der Fehler in der Berechnung von Wasserflüssen wird etwas verständlicher, wenn wir uns der Komplexität des Rechenganges bewusst werden.

In der Abb. 8 ist ein Flussdiagramm der Rechenoperationen dargestellt, welche für die Anwendung des einfachen Darcy Gesetzes notwendig sind. Ohne nochmals auf alle Teilschritte einzeln einzugehen, folgern wir aus den Abb. 5-8, dass die Genauigkeit einer anerkannt guten Methode zur Bestimmung des Wasserflusses im natürlich gelagerten Boden einiges zu wünschen übrig lässt. Ist es nicht an der Zeit, draussen im Felde die, mit viel Aufwand und Kenntnis gemessene Tiefensickerung mit einer unabhängigen Messmethode zu überprüfen?

Literatur

Biggar, J.W., and D.R. Nielson, 1976:

Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil.
Water Resources Res. 12:11:78-84.

Flühler, H., 1973: Sauerstoffdiffusion im Boden.

Mitt.schweiz.Anst.forstl.Vers.wes. 49/2:125-244.

Flühler, H.; W.A. Jury; L.H. Stolzy, 1976a:

Ann. Report No 1 of "A study for minimizing salt discharged into groundwaters from an irrigation project using saline waters in desert crop production. University of California Riverside, 59 p.

Flühler, H.; M.S. Ardakani; T.E. Szuszkiewicz; L.H. Stolzy, 1976b:

Field measured water uptake of sudan grass roots as affected by fertilization. Agron.J. (im Druck).

Flühler, H.; M.S. Ardakani; L.H. Stolzy, 1976c:

Error propagation in determining hydraulic conductivities from successive water content and pressure head profiles. Soil Sci.Soc.Amer.Proc. (im Druck, Nov.-Dez.76).

Rose, C.W.; W.R. Stern, and J.E. Drummond, 1965:

Determination of hydraulic conductivity as a function of depth and water content for soil in situ. Austr. J. Soil Res. 3:1-9.

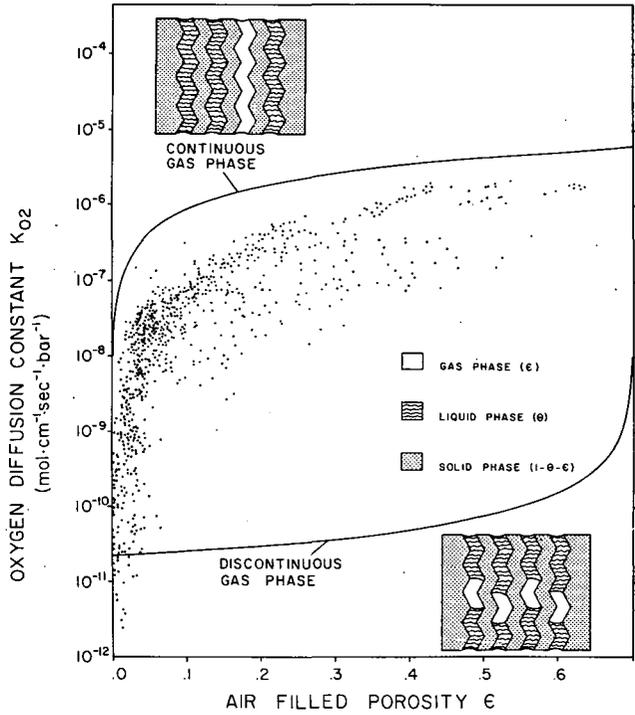


Abb. 1 Beziehung zwischen der Gasdiffusionskonstanten K und dem Luftvolumenanteil ϵ (gemessen an Bodenproben, Flüßler 1973)

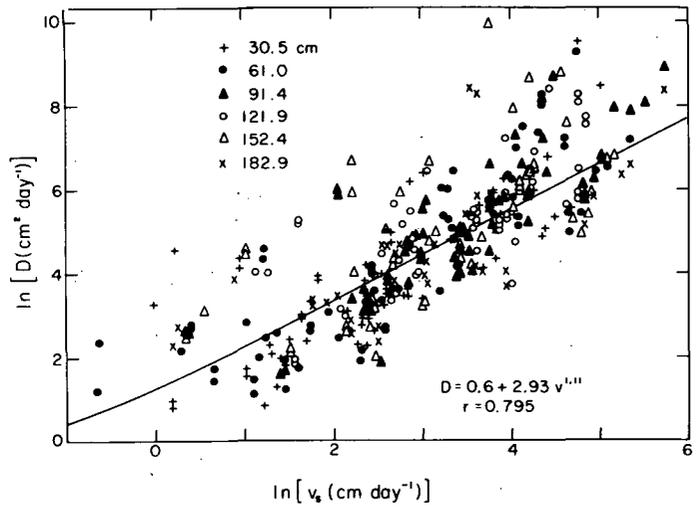


Abb. 2 Im Felde gemessene Beziehung zwischen dem Dispersionskoeffizienten D und der Porengeschwindigkeit v (nach Biggar und Nielsen 1976)

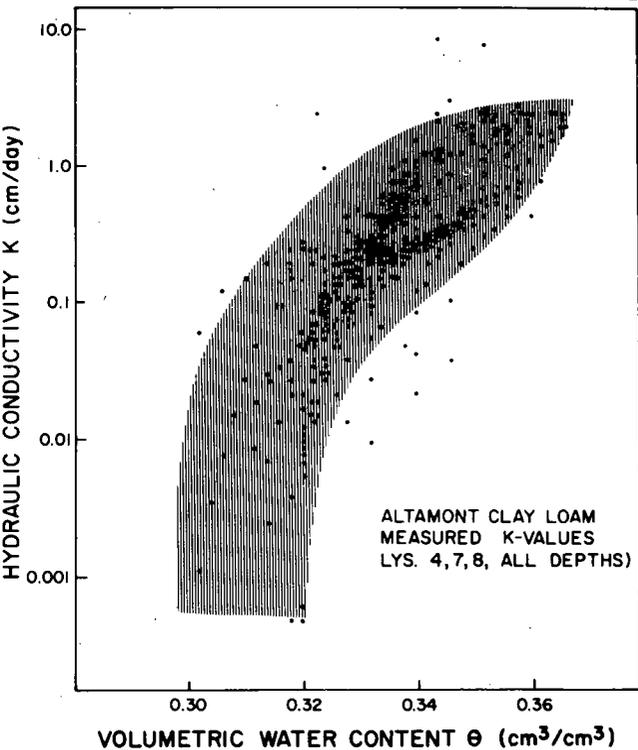


Abb. 3 Beziehung zwischen der Wasserleitfähigkeit k und dem Wassergehalt θ , gemessen in drei Lysimetern

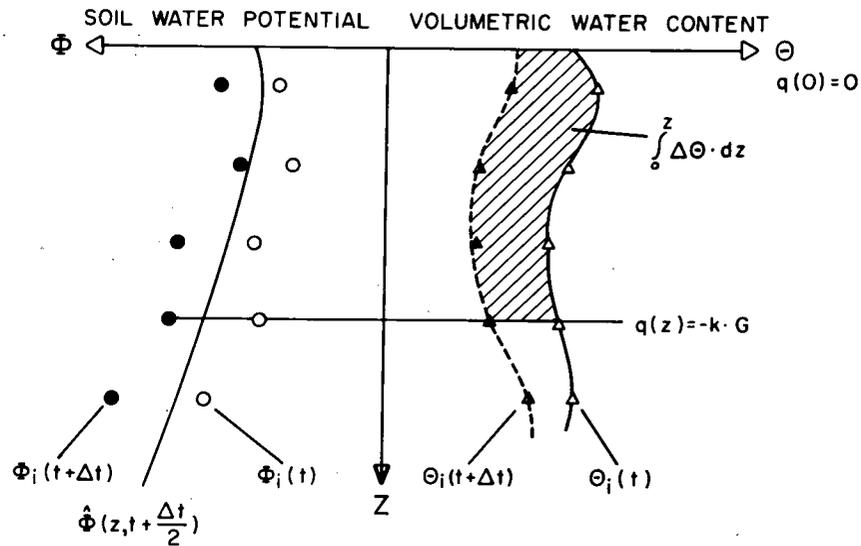


Abb. 4 Schematische Feldmethode, mit welcher die Wasserleitfähigkeit k während eines Entwässerungsvorganges bestimmt werden kann (soil water potential entspricht der hydraulischen Höhe H)

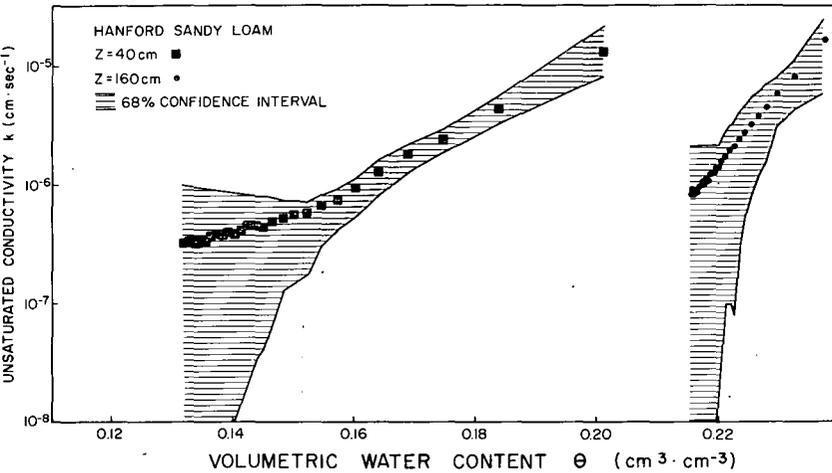


Abb.5 68prozentiges Vertrauensintervall der Wasserleitfähigkeit k , berechnet nach Gl.9

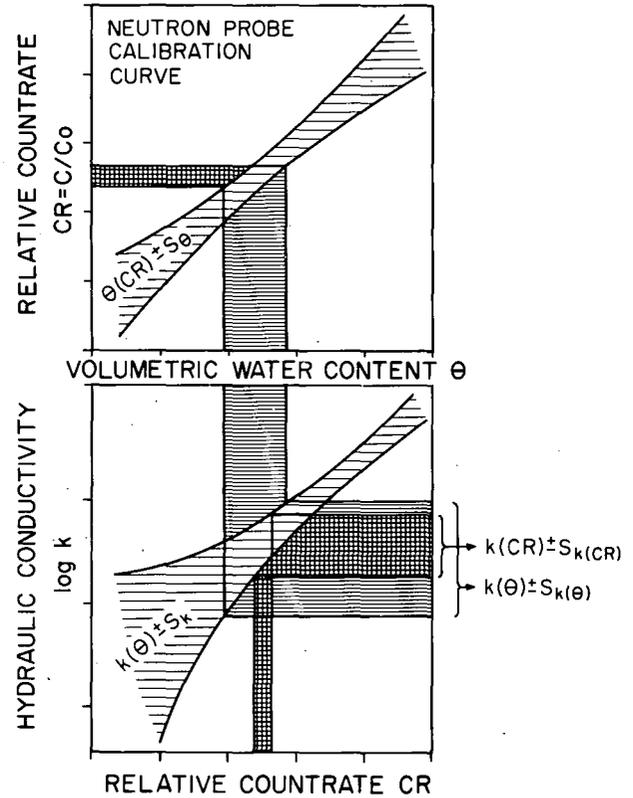


Abb. 6 Fehlerfortpflanzung verursacht durch die Anwendung der Funktionen $k(CR)$ beziehungsweise $k(\theta(CR))$

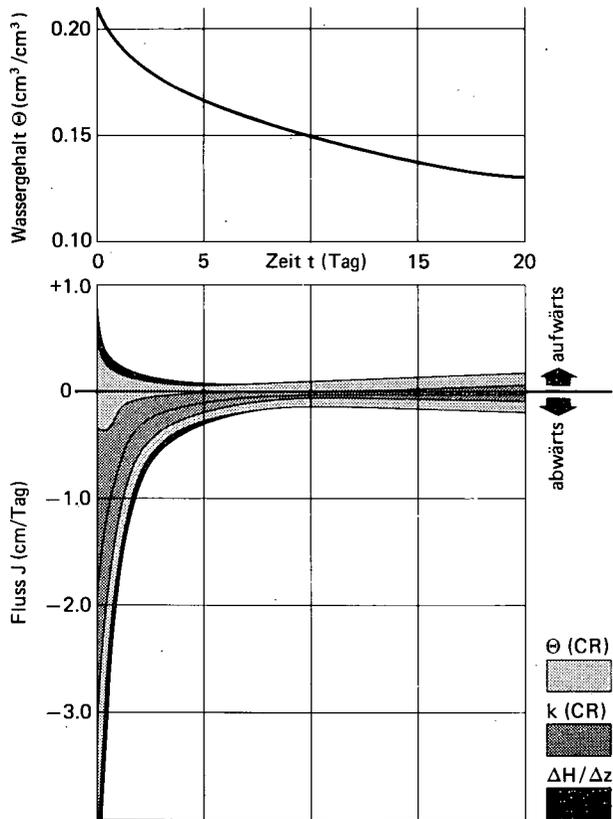


Abb.7 Fehlerkomponenten im Vertrauensintervall von Flussmessungen, verursacht durch Feldeichung der Neutronen-sonde, $\Theta(\text{CR})$, Wasserleitfähigkeitsbestimmung $k(\text{CR})$ und hydraulischer Građientenbestimmung $\Delta H/\Delta z$

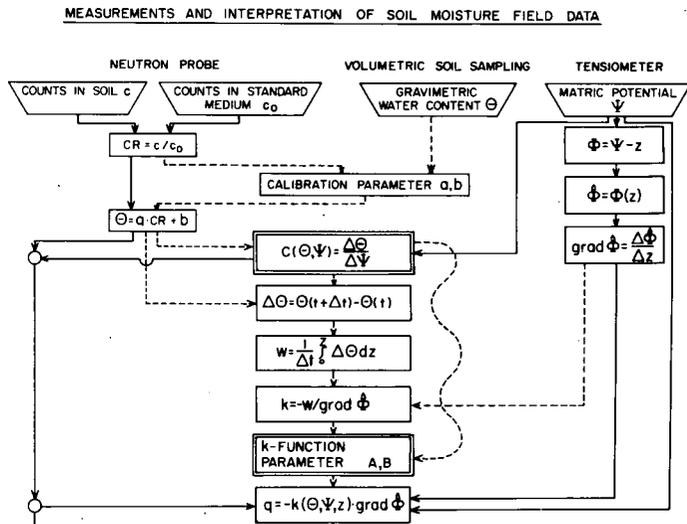


Abb. 8 Flussdiagramm der Rechenoperationen, welche für die Anwendung des Darcy Gesetzes in Feldversuchen notwendig sind.

Modelluntersuchungen zur Wasserbewegung in Dränrohrnähe

von

W. Burghardt*

1. Einführung

Der Zufluß zum Drän erfolgt durch drei Zonen (Abb. 1). Zwischen den Dränsträngen tritt eine annähernde Parallelströmung auf. Die Dränrohre selbst liegen dabei während der überwiegenden Zeit des Abflußgeschehens unter der Grundwasseroberfläche. Hier kommt es in Dränrohrnähe infolge des relativ kleinen Rohrdurchmessers zu einer allseitigen Konzentration der Stromlinien. Durch die nur in bestimmten Abständen vorhandenen Eintrittsöffnungen erfolgt beim Übertritt des Wassers vom Boden in den Dränstrang eine weitere Verengung der Stromlinien. Infolgedessen muß der durch die Aufwölbung des Grundwassers zwischen zwei Dränsträngen vorhandene Druck im Bereich der Parallelströmung den Flußwiderstand des Bodens, in Dränrohrnähe zusätzlich den Radialwiderstand und am Dränrohr die als Eintrittswiderstand bezeichnete Konzentration der Strömung vor den Eintrittsöffnungen überwinden. Dabei sind Radial- und Eintrittswiderstand außer vom Fließwiderstand des Bodens von der Größe des Dränrohres und der räumlichen Anordnung der Eintrittsöffnungen abhängig. Die durch diese Widerstände hervorgerufenen Druckverluste versuchte man im Feldversuch durch Piezometer zu ermitteln. Solche Untersuchungen führten z.B. EGGELSMANN (1964) und CAVELAARS (1967) durch. Feldversuche sind jedoch langwierig und außerdem sehr aufwendig, sofern eine weitere Aussage als die, daß die Maßnahme auf dem Standort erfolgreich war, angestrebt wird.

Radial- wie auch Eintrittswiderstand lassen sich nach der obigen Vorstellung auch mathematisch behandeln, was bereits ausführlich geschah (z.B. WIDMOSER, 1966, ENGELUND, 1951).

* Dr. W. Burghardt, Nieders. Landesamt für Bodenforschung, Außeninstitut für Moorforschung und Angewandte Bodenkunde, Friedrich-Mißler-Str. 46/48, 2800 Bremen.

Möchte man meßtechnisch schnell Ergebnisse erhalten, bedient man sich des Dränkastenversuches. Radiale Strömungsbedingungen lassen sich meßtechnisch am einfachsten durch senkrechte Anordnungen des Dränrohres im Dränkasten verwirklichen. In Abb. 2 ist das Schema eines solchen Modells wiedergegeben. Es sind eine Vielzahl von Dränen mit diesem Modell überprüft worden (z.B. MEIJER, 1974), wobei die mathematischen Ergebnisse bestätigt wurden. Das Dränrohr liegt jedoch im Felde in horizontaler Lage. Es konnte bisher nicht hinreichend überprüft werden, ob und unter welchen Bedingungen die angenommene radiale Zuströmung und der allseitig gleichmäßige Wasserübertritt in das Dränrohr tatsächlich erfolgen. So weisen z.B. Untersuchungen von KOWALD (1969) auf einen überwiegenden Wasserübertritt in das Dränrohr von unten hin.

2. Versuchsanordnung

Die Versuchsanordnung ist bei einer waagerechten Lage des Dränrohres wesentlich aufwendiger als bei senkrecht stehenden Rohren. In Abb. 3 ist die verwendete Versuchsanordnung wiedergegeben. In einem Dränkasten der Abmessungen Höhe x Breite x Länge = 0,7 x 0,7 x 1,0 m liegt in der Mitte das Dränrohr. In Abständen von 5 - 10 cm sind unter dem Dränrohr Piezometer und über dem Drän Tensiometer eingebaut worden. Als Versuchsboden diente Sand mit einer Durchlässigkeit von 400 - 500 cm/Tag. Die Wasserzufuhr erfolgte bei diesem Modell von unten über den gesamten Boden des Dränkastens. Es wurden auch Versuche mit Modellen durchgeführt, bei denen die Wasserzufuhr über die Seitenwände erfolgte.

3. Ergebnisse

Es werden hier die Ergebnisse eines Drahtrohres NW 50 mit einer Maschenweite 2 x 2 mm wiedergegeben. Dieses Drahtrohr ist völlig wasserdurchlässig und dürfte daher keinen Eintrittswiderstand besitzen. Nach den bestehenden Vorstellungen der Dränfunktion existiert beim Drahtrohr nur die Parallel- und die Radialströmung zum Dränrohr.

Abbildung 4 zeigt ein frei auslaufendes Drahtrohr. In ihm ist der Wasserstand gering. Dieser geringe Wasserstand entspricht den unterfeldbedingungen allgemein feststellbaren Verhältnissen.

In Abbildung 4 ist die Beziehung zwischen Abfluß und den an mehreren Stellen auf der Rohraußenseite auftretenden Wasserdrücke dargelegt worden. Die Drücke wurden auf die Rohrachse bezogen. Die Erwartung eines fast drucklosen Wasserübertrittes erfüllte sich bei diesem fast "idealen Drän" nicht. Auch dieser Drän wies einen Eintrittswiderstand auf. Dabei waren die Drücke auf der Dränoberfläche nicht einheitlich. Die Drücke nahmen vom Dränscheitel zur Dränsohle ab. Die Eintrittswiderstände wechselten somit auf der Dränoberfläche. Sie waren keine Konstanten. Daher kann aus der Messung des Druckes am Dränrohr in nur einem Piezometer keine sichere Aussage über den Eintrittswiderstand gewonnen werden.

Das Druckgefälle vom Dränrohrscheitel zur Sohle weist auf eine Wasserbewegung hin, die außen am Rohr entlang in Richtung untere Rohrhälfte erfolgte. Diese Wasserbewegung trat vor allem in Höhe der Rohrachse auf, während sie in der Nähe von Scheitel und Sohle gering war. Daraus läßt sich ableiten, daß ein Wasserübertritt an der Sohle und, nachdem das Rohr überstaut war, auch am Scheitel erfolgte. Über dem Scheitel entwickelten sich keine so hohen Drücke wie über der Sohle. Der Wasserübertritt am Scheitel war daher sicher wesentlich geringer als an der Sohle.

Das Beispiel in Abbildung 4 zeigt außerdem, daß die Beziehung Wasserdruck zu Abfluß am Dränrohr nicht unbedingt in allen Bereichen linear verlaufen muß. Bei geringen Abflüssen lag ein Teil des Drahtrohres über der Grundwasseroberfläche. In diesem Bereich war der an das Rohr grenzende Boden unvollständig mit Wasser gesättigt. Es entwickelte sich dort nur ein geringer Druck, was auf eine minimale Wasserbewegung im ungesättigten Boden hinweist. Mit zunehmender Sättigung steigen die Drücke sprunghaft. Im Übergangsbereich zur vollen Sättigung flachen die Kurven ab.

Aus den an den Druckmeßstellen ermittelten Ergebnissen konnten die Isodrucklinien* konstruiert werden. Dies geschah mit einem von MUNDY (1970) für die Geowissenschaften entwickelten Programm.

* Für die sorgfältige Anfertigung der Isodrucklinienpläne danke ich Frau Gramsch im Nds. Landesamt f. Bodenforschung, Hannover.

An Abbildung 5 sind die Isodrucklinien für das oben beschriebene frei auslaufende Drahtrohr bei einem Abfluß von 1075 ml/Min dargestellt worden. Senkrecht zu den Isodrucklinien verlaufen die nicht eingezeichneten Stromlinien. Der Abstand der Drucklinien kennzeichnet die Stromliniendichte bzw. die durch den Bodenausschnitt transportierte Wassermenge. Danach erfolgte der Wasserzufluß fast ausschließlich von unten zum Drän. Eine radiale Anströmung des Dränes ist bei diesem Modell nur andeutungsweise erkennbar, obgleich das Grundwasser deutlich über dem Dränrohr steht.

Die Aufwölbung des Grundwasserspiegels bildet analog zum Grundwassergefälle am Berg einen Hang. STREBEL (1970) konnte feststellen, daß an Hängen auch in der ungesättigten Bodenzone eine seitliche Ablenkung der Wasserbewegung erfolgt. In unserem Modell tritt das Wasser vom Grundwasser in die wasserungesättigte Bodenzone über. In der ungesättigten Bodenzone wurde das Wasser zum Drän hin abgelenkt und floß dem Drän zu. In dem angeführten Beispiel werden nur 2 - 4 % des Abflusses diesen Weg genommen haben. Welche Bedeutung dieser Wasserbewegungen unter natürlichen Feldbedingungen zukommt, muß im Einzelnen noch untersucht werden.

Die Grundwasseroberfläche stellt nach diesen Ergebnissen keine Begrenzung des Wasserstromes zum Drän dar. Bei Übertritt des Wassers aus dem gesättigten zum ungesättigten Boden und zurück in die gesättigte Zone ändert sich lediglich der Abstand der Isolinien. Der Abstand wird größer im wasserungesättigten Boden.

Im Dränmodellkasten konnte auch ein annähernd allseitig gleichmäßiger Zufluß des Bodenwassers zu einem waagrecht verlegten Rohr erreicht werden. Dazu war das Rohr voll mit Wasser gefüllt und hoch mit Wasser überstaut worden. Die Bewässerung erfolgte über die Seitenwände des Dränkastens. Der Abfluß betrug 1185 ml/Min (Abb. 6).

4. Zusammenfassung

Es konnte gezeigt werden, daß der Wasserübertritt in das Dränrohr vorwiegend im Bereich des wasserführenden Rohrteils erfolgt.

Damit tritt das Wasser bei geringem Wasserstand im Rohr überwiegend von unten in den Dränstrang ein. Unabhängig von der Lochung der Wandung des Dräns kommt es in diesem Fall zu einer ungleichmäßigen Verteilung des Wasserdruckes am Rohr. Infolgedessen können Eintrittswiderstände aus Messungen an waagrecht verlegten Röhren nur unter bestimmten Randbedingungen abgeleitet werden. Entsprechend der ungleichmäßigen Druckverteilung am Rohr ist nur in Ausnahmefällen mit einer allseitigen gleichmäßigen Anströmung des Dränrohres zu rechnen. Die Grundwasser Oberfläche stellt keine Grenze für die Wasserbewegung zum Drän dar.

5. Literaturhinweise

- 1.) CAVELLAARS, J.C.: Problems of water entry in to plastic and other drain tubes. Kon.Ned. Heidemaatschappij, Research Division, 1967
- 2.) EGGELSMANN, R.: Verlauf der Grundwasserströmung in entwässerten Mooren. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 2, S. 129-139, 1964
- 3.) ENGELUND, F.: Methematical discussion of drainage problems. Transact. Danish Acad. of Techn. Sci. 3, 55-61, 1951
- 4.) KOWALD, R.: Entwicklung und Prüfung mattenförmiger Dränfilter. Wasser und Boden, 21, 264-266, 1969
- 5.) MEIJER, H.J.: Intreeweerstanden van recent verschenen Drainage Afdek - en omhullingsmaterialen. Institut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding, Nota 788, 1974, Wageningen
- 6.) MUNDREY, E.: Zur automatischen Herstellung von Isolinenplänen. Beitr. geol. Jb. 98, S. 77-93, 1970, Hannover
- 7.) STREBEL, O.: Untersuchungen über die Wasserbewegung in einem Hangpseudogley unter Grünland und unter Wald. Zeitschrift f. Pflanzenernährung und Bodenkunde 127, S. 31-40, 1970
- 8.) WIDMOSER, P.: Potentialströmung zu geschlitzten Röhren. Schweizerische Bauzeitung 84, S. 913-919, 1966

Zonen des Wasserflusses zum Dränrohr

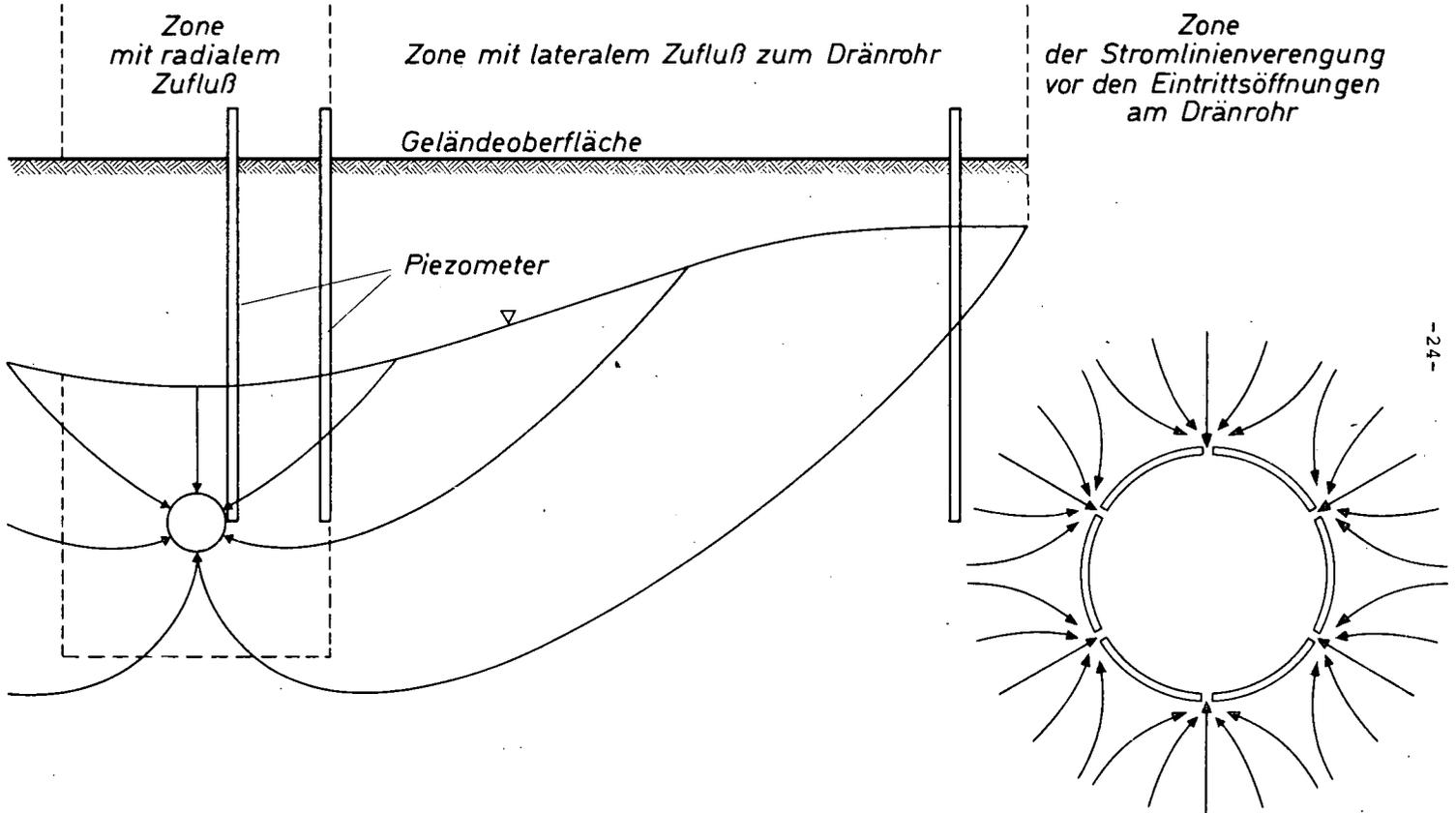


Abb. 2

Dränmodell mit senkrechter Anordnung des Dränrohres

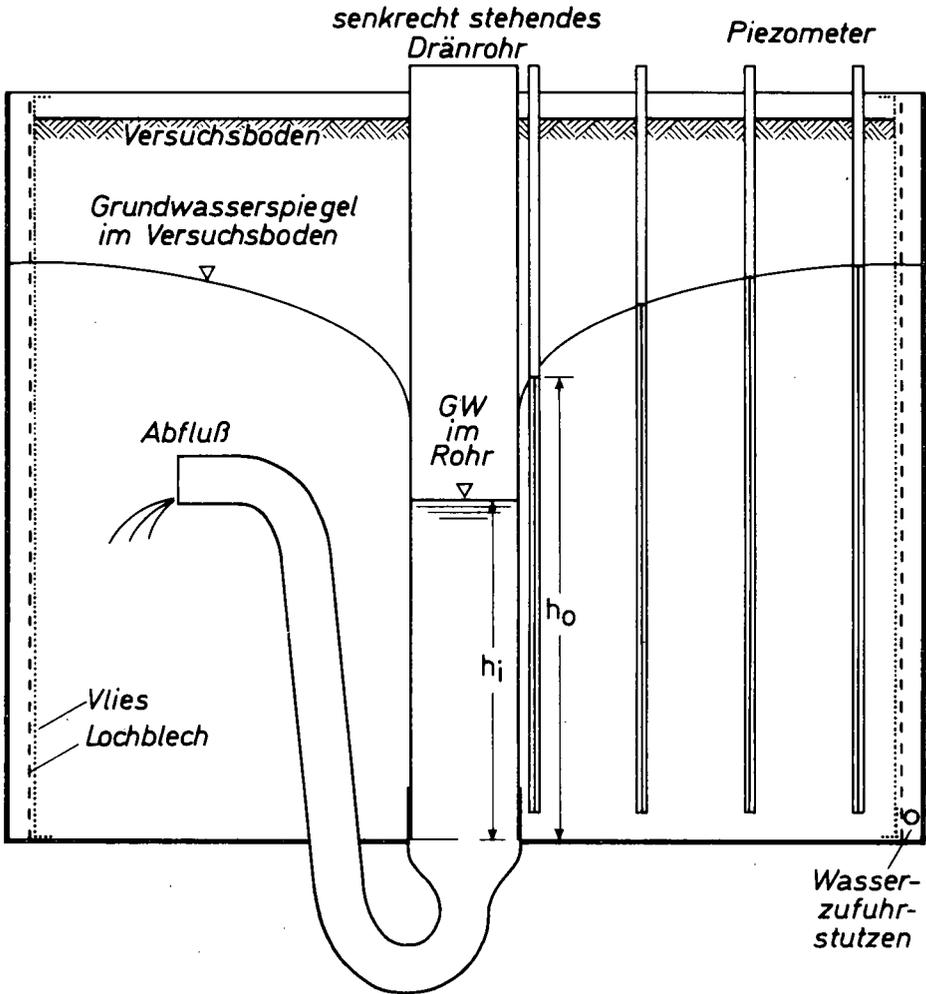


Abb. 3

Dränmodellkasten mit waagrechtlicher Lage des Versuchsrohres

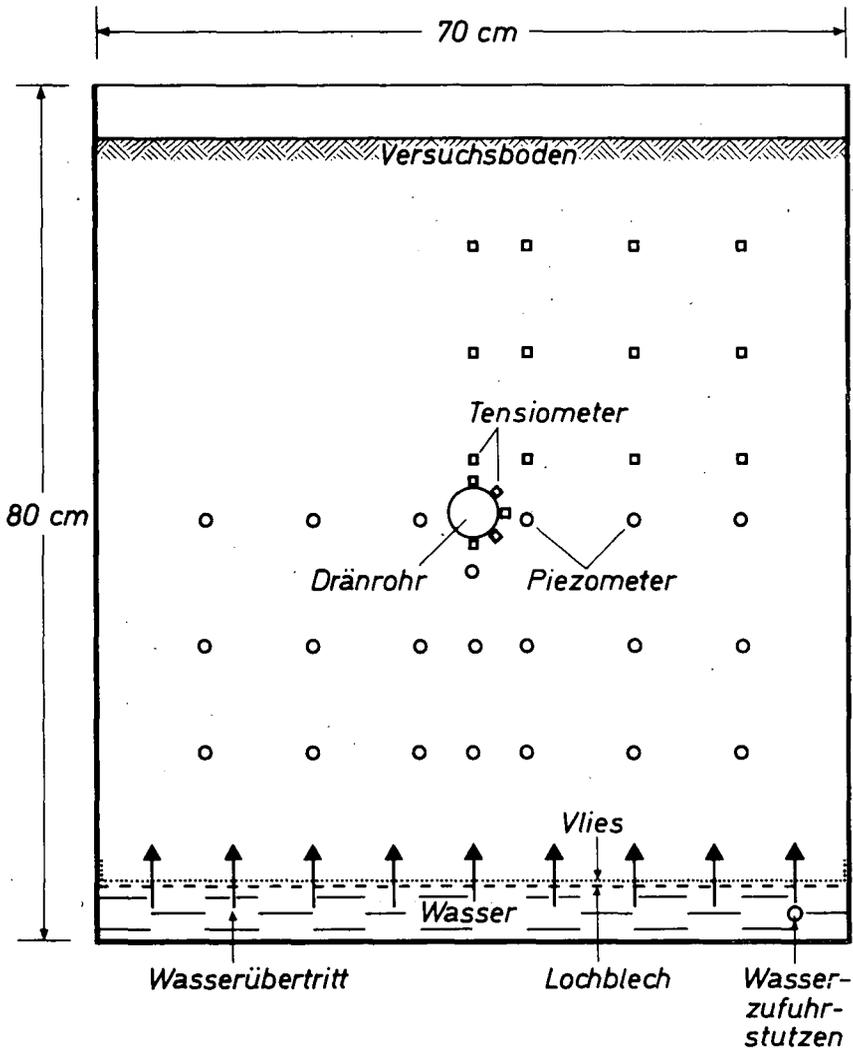
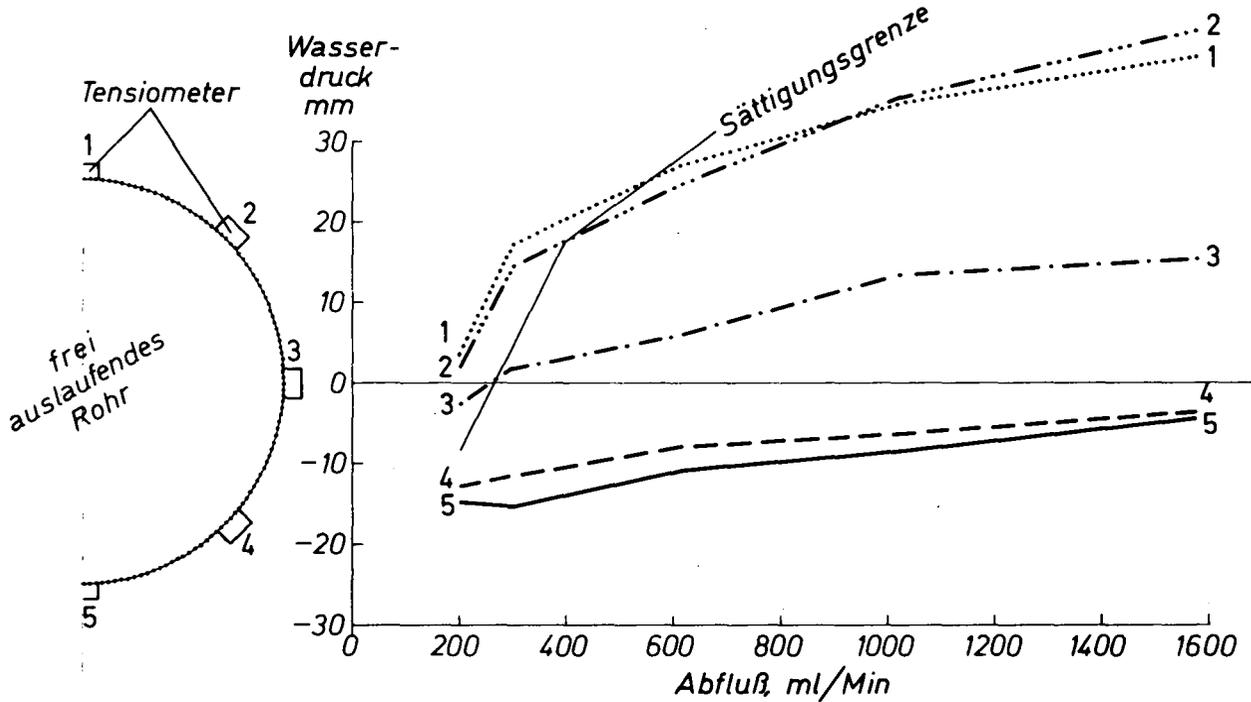


Abb. 4

Beziehung zwischen Abfluß und dem Wasserdruck auf der Oberfläche eines Drahtrohres



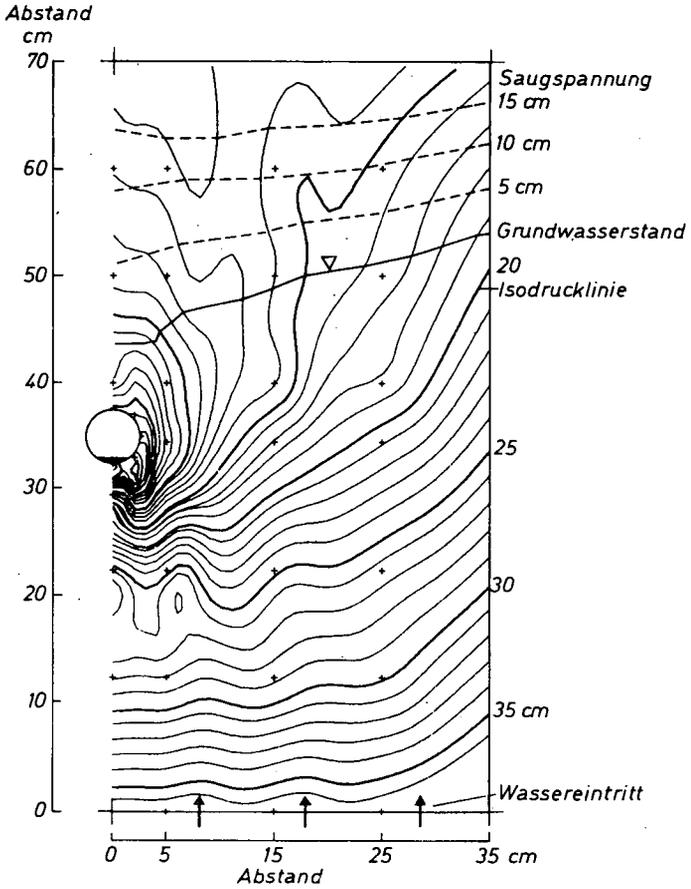


Abb. 5

Isodrucklinienplan eines frei auslaufendes Drahtrohres bei Bewässerung von unten.

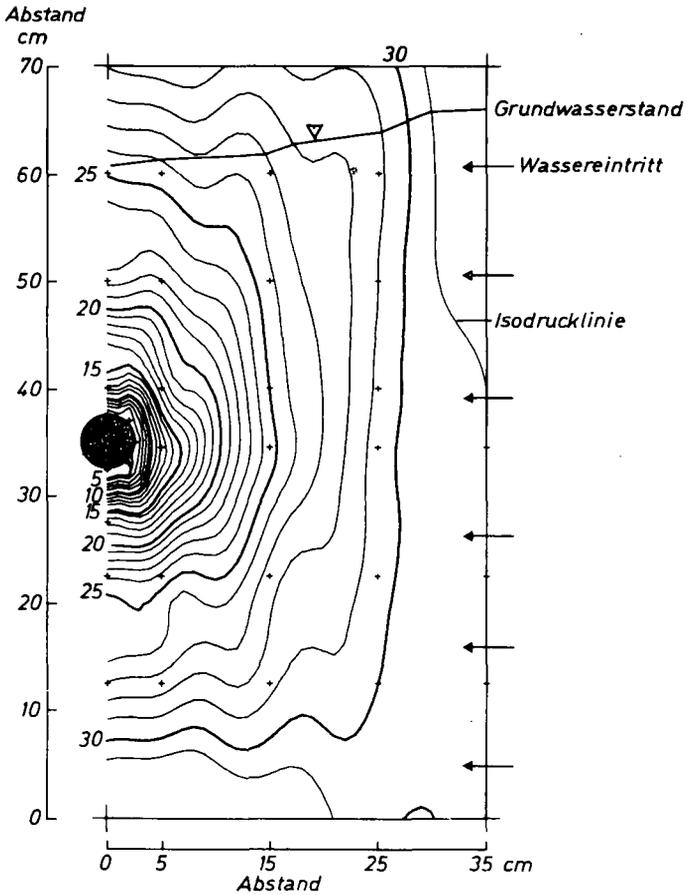


Abb. 6
*Isodrucklinienplan eines voll auslaufendes Drahtrohres
bei seitlicher Bewässerung.*

Tensiometermessungen zur Bestimmung der bodenabhängigen
Komponenten des Wasserhaushaltes von Waldbeständen

von

P. Benecke und R. R. van der Ploeg*)

Im Rahmen eines größeren ökologischen Projektes, des Solling-Projektes, waren Wasserverbrauch und Versickerung bei unterschiedlichen Bodennutzungsformen zu untersuchen.

Ein Blick auf die Wasserhaushaltsgleichung für ebene Standorte

$$N - I = N_B = ET + S + R$$

zeigt, daß die gesuchten Größen, nämlich die Evapotranspiration (ET) und die Tiefensickerung (S), zusammen mit der Vorratsänderung (R) auf der rechten Seite stehen. Ihre Summe ist gleich dem Bestandesniederschlag (N_B), der wiederum gleich dem Freiflächenniederschlag (N) abzüglich der Interzeption (I) ist. Für die rechts stehenden Glieder ist es in diesem Zusammenhang wesentlich, daß sie bodenabhängig, d.h. eng mit der Wasserspeicherung und der Wasserbewegung im Boden verknüpft sind. Das Wechselspiel zwischen Wasserspeicherung und Wasserbewegung wird durch die Kontinuitätsgleichung beschrieben:

$$\frac{d\theta}{dt} = - \frac{dq}{dz}$$

In der vorliegenden Form wird sie gewöhnlich für eine vertikale Wasserbewegung im Boden benutzt, auf die sich auch die folgenden Ausführungen beschränken. Sie besagt, daß die in einem Bodenvolumenelement über eine Zeiteinheit resultierende Bodenwasservorratsänderung ($d\theta$) gleich ist der Differenz aus dem in der gleichen Zeiteinheit in dieses Volumen eintretenden und dem wieder aus ihm austretenden Bodenwasserfluß (dq).

Der Fluß q ist durch das Darcy-Gesetz definiert:

$$q = - k(\theta) \frac{dH}{dz}$$

Er ist mithin gegeben durch die von der Wassersättigung abhängige Leitfähigkeit und das hydraulische Potentialgefälle.

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

Das hydraulische Potential H schließlich setzt sich aus dem Saugspannungspotential Ψ des Bodenwassers und dem Gravitationspotential Z zusammen:

$$H = \Psi + Z$$

Außerdem besteht zwischen der Saugspannung Ψ und der Wassersättigung θ eine Abhängigkeit, die als pF-Kurve bekannt ist.

Mit Hilfe der genannten Gleichungen läßt sich zeigen, daß man Richtung und Größe des Flusses q als Funktion der Zeit und der Tiefe bestimmen kann, wenn Saugspannungsmessungen vorliegen und außerdem die Leitfähigkeit als Funktion der Wassersättigung bekannt ist (Benecke (1974), van der Ploeg and Benecke (1974)).

Diese Vorüberlegungen rücken Tensiometermessungen ins Blickfeld, für deren Einsatz verschiedene Gründe sprechen:

1. es sind im Bereich einer nennenswerten Wasserbewegung relativ genaue Meßgeräte
2. sie sind nicht sehr teuer und einfach zu installieren, wobei verschiedene Bauausführungen sie zu anpassungsfähigen Geräten machen
3. ihr Einbau, auch bei größerer Stückzahl, erfordert nur eine minimale Störung des Bodens
4. eine einmal geschaffene Meßanordnung bleibt unveränderlich, so daß die Zeitreihen aus den Meßwerten jedes einzelnen Tensiometers aus voneinander abhängigen und nicht aus immer neuen Zufallswerten bestehen. Dies ist ein wichtiger Punkt; auf den weiter unten Bezug genommen wird.

Unter Wald mußte dem 3. Punkt - größere Stückzahl - besonderes Gewicht beigemessen werden, da mit einer heterogenen Wasserführung und einer entsprechend großen räumlichen Variabilität der Saugspannungswerte gerechnet werden mußte (Brühlhart, 1969). Untersucht wurde u.a. ein Buchenaltholzbestand, der näher bei Benecke und Mayer (1971) beschrieben ist. Es wurden in fünf verschiedenen Meßtiefen zwischen 15 und 180 cm insgesamt 254 Tensiometer installiert (je 58 in 20, 50 und 85 cm, weitere 45 in 135 cm und 35 in 180 cm Tiefe). Abb. 1 zeigt den Aufbau eines Meßfeldes: die Tensiometer stehen in Gruppen konzentrisch

um den Stamm. Fünf solcher Felder wurden angelegt, von denen jedes als repräsentativer Ausschnitt der Gesamtfläche betrachtet wird.

Schon die ersten Auswertungen zeigten, daß die räumliche Variabilität der Tensiometerwerte mit im groben Durchschnitt etwa 50 % in der Tat beträchtlich war. Abb. 2 und 3 zeigen dies und zugleich die nur mäßige Übereinstimmung der Häufigkeitsverteilung mit einer Normalverteilung. Sie ist hier für einen zufällig herausgegriffenen Termin für drei verschiedene Tiefen dargestellt. In zwei Fällen ist zum Vergleich eine logarithmische Transformation vorgenommen worden, die eine etwas bessere Übereinstimmung mit der Normalverteilung zeigt. Abb. 4 läßt erkennen, daß die prozentuale Streuung oder Variabilität unabhängig vom durchschnittlichen Saugspannungsniveau ist und daß sich Unterschiede zwischen 30 und 60 % zwischen den Feldern ergeben.

Diese Befunde warfen vor allem die Frage auf, ob der Mittelwert die effektive Saugspannung in der jeweiligen Tiefe repräsentiert, was hier heißen soll, ob seine Verwendung in den eingangs vorgestellten Gleichungen zum richtigen Ergebnis führt, und zwar direkt oder erforderlichenfalls nach einer Eichung, wobei dann nach der Eichbeziehung zu suchen wäre.

Um diese Frage zu prüfen, wurde ein Beobachtungszeitraum in der 2. Oktoberhälfte 1968 ausgewählt, der gleichmäßig verteilte Niederschläge aufwies und in dem die Evapotranspiration vernachlässigt werden konnte. Es bildete sich - wenn man so will - ein "natürliches" Strömungsgleichgewicht aus, gekennzeichnet durch unveränderliche Saugspannungswerte in allen Bodentiefen. In diesem Fall war die Flußrate q in allen Bodentiefen konstant und gleich der mittleren Niederschlagsrate, so daß das zugehörige Saugspannungsprofil unabhängig von den Meßwerten mit Hilfe der integrierten Darcy-Gleichung berechnet werden konnte, wie dies in zahlreichen bodenphysikalischen Handbüchern oder Publikationen beschrieben ist, z.B. Childs, 1969, Benecke, 1970.

Abb. 5 zeigt die Ergebnisse für zwei Termine mit unterschiedlich hohen durchschnittlichen Niederschlagsraten. Gemessene und berechnete Saugspannungsverteilung stimmen recht gut über-

ein, woraus gefolgert wurde, daß der arithmetische Mittelwert in diesen beiden Fällen das effektive Saugspannungsniveau direkt repräsentiert und daß weder eine Eichbeziehung noch eine Datentransformation erforderlich ist.

Da dieses Ergebnis unter nur kurzandauernden Gleichgewichtsbedingungen gewonnen worden war, stellte sich als nächstes die Frage, ob es auch für zeitlich sich ändernde Mittelwerte (aus den Tensiometermessungen) gilt, d.h. ob das zeitliche Verhalten der Mittelwerte den Gang der "effektiven" Saugspannung repräsentiert. Von der Prüfung der Frage, ob die unveränderliche Meßanordnung (vgl. Punkt 4 der einleitenden Darlegungen) zu einer konstanten Relation der Meßwerte der einzelnen Tensiometer untereinander führt, wurde eine Antwort hierauf erwartet. Die Abb. 6 und 7 zeigen den Verlauf der Ganglinien von Einzeltensiometern im Juli 1969. Man erkennt, daß die Werte der einzelnen Tensiometer sich durchweg gleichsinnig ändern, daß aber die Relation der Meßwerte untereinander in begrenztem Umfang mit der Zeit variiert. Offensichtlich ist jeder Meßwert maßgeblich von 2 Faktoren abhängig: dem vorausgehenden Meßwert (systematischer Einfluß) und der Saugspannungsänderung in der Umgebung der Meßzelle (zufälliger Einfluß).

Um der Frage nachzugehen, ob das, wenn auch nur in geringen Grenzen, unterschiedliche Verhalten der Einzeltensiometer einen kompensierenden oder einen additiven Effekt hat, wurden die Tensiometer zu Gruppen zusammengefaßt. Da auf der Versuchsfläche ohnehin fünf Felder bestanden, lag es nahe, das zeitliche Verhalten der Mittelwerte der einzelnen Felder im Vergleich zum Mittelwert aller Felder zu untersuchen. Die Abb. 8 und 9 zeigen die entsprechenden Ganglinien. Man sieht, daß die Felder ein ausgesprochenes Parallelverhalten zeigen. Man sieht aber auch, daß sie deutlich voneinander verschiedene durchschnittliche Saugspannungsniveaus aufweisen. Der erste Befund unterstützt sicher die Ansicht, daß das unterschiedliche Verhalten der Einzeltensiometer insgesamt eher einen ausgleichenden als einen additiven Effekt hat. Der zweite Befund wirft erneut die Frage auf, inwieweit es mit Hilfe einer Eichung möglich ist, aus dem Mittelwert einer kleineren Anzahl von Tensio-

metern, z.B. den 11 Tensiometern eines Feldes, auf das Flächenmittel zu schließen, das hier die effektive Saugspannung repräsentiert. Im vorliegenden Fall lag es nahe, mit den Daten eines größeren Zeitraumes Regressionsanalysen durchzuführen. In den Regressionsgleichungen wird das Flächenmittel als Funktion der jeweiligen Feldermittel ausgedrückt. Das ergibt je Tiefenstufe 5 Beziehungen oder - über 5 Tiefenstufen - insgesamt 25 Regressionsgleichungen. In Tab. 1 sind die Ergebnisse zusammengestellt. Tatsächlich wurden 75 Regressionsbeziehungen gerechnet, und zwar jeweils lineare, quadratische und kubische Gleichungen. Die in Tab. 1 aufgeführten Beziehungen wiesen jeweils die höchste Korrelation auf, jedoch gilt, daß die Korrelationskoeffizienten für alle 75 Gleichungen nur ausnahmsweise unter 0.9, meistens um oder über 0.95 lagen. Es ergab sich mithin eine straffe Beziehung zwischen den Mittelwerten der jeweiligen Felder und dem Flächenmittel (Fläche = Summe aller Felder). In Abb. 10 sind die für die Tiefe 85 cm gefundenen Regressionsbeziehungen grafisch dargestellt.

Aus dieser Analyse wurde der Schluß gezogen, daß etwa ein Drittel der hier eingesetzten Tensiometer auch genügt hätte, um die gleiche Auswertung durchzuführen und zum gleichen Ergebnis zu kommen. Allerdings wäre dann die Ermittlung einer Eichbeziehung wahrscheinlich notwendig geworden, um das Flächenmittel zu bestimmen.

Die Frage, ob das Flächenmittel, d.h. der Mittelwert aus allen zeitgleichen Tensiometerwerten einer Tiefe, den "effektiven" Saugspannungswert in der gleichen Tiefe repräsentiert, ist das zentrale Anliegen dieser Betrachtung. Der aus Abb. 5 ersichtliche Test erlaubt eine Bejahung dieser Frage für den Fall eines Strömungsgleichgewichtes, denn eine von den Messungen unabhängige Berechnung führte zur fast gleichen Saugspannungsverteilung wie sie durch die Flächenmittel der 5 Meßtiefen gegeben ist. In einem weiteren Vergleich wurde die Güte des Flächenmittels als direktes Maß für die effektive Saugspannung unter nicht-stetigen Strömungshedingungen getestet. Mittels Modellrechnungen wurde wiederum unabhängig von Tensiometer- oder sonstigen Bodenfeuchtemessungen die Ganglinien der Saug-

spannung in verschiedenen Bodentiefen ermittelt (Van der Ploeg und Benecke, 1974a u. b). Sie sind in Abb. 11 zusammen mit den beobachteten Flächenmitteln dargestellt. Als Gütekriterium gilt das gleichzeitige Maß an Übereinstimmung von Modell- und Meßwerten in verschiedenen Meßtiefen. Da dies in befriedigender Weise der Fall ist, ergibt sich ein weiteres gewichtiges Argument für die Tauglichkeit des Flächenmittels als direktes Maß der effektiven Saugspannung.

Zusammenfassend sollen folgende Schlußfolgerungen herausgestellt werden: Im vorliegenden Fall wäre die große Anzahl von Wiederholungen nicht erforderlich gewesen. Etwa 15 Tensiometer pro Meßtiefe hätten sicher ausgereicht, um die gleiche Auswertung durchführen zu können. Diese Verringerung der Tensiometeranzahl hätte aber wahrscheinlich Eichungen, d.h. Bestimmungen von Umrechnungsfaktoren erforderlich gemacht. Daß dies im vorliegenden Fall nicht nötig war, ist sicher der großen Anzahl von Wiederholungen zuzuschreiben.

Abschließend kann aufgrund der im "Solling-Projekt" gemachten Erfahrungen die mit dem Thema angesprochene, methodische Frage bejaht werden: Selbst ein in seiner Wasserführung heterogener Standort unter einem Altholzbestand sollte kein Grund sein, von einer Bestimmung der Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung mit Hilfe der Tensiometer-Methode abzusehen.

Literaturverzeichnis

- Benecke, P. (1970): Aspekte zum Verhalten des Bodenwassers am Beispiel eines geschichteten Bodens. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Ges., 2: 47-56
- Benecke, P. and Mayer, R. (1971): Aspects of Soil Water Behavior as Related to Beech and Spruce Stands - Some Results of the Water Balance Investigations. Ecological Studies, Vol. 2 "Integrated Experimental Ecology" (H. Ellenberg ed.) p. 153-163. Springer Verlag Berlin-Heidelberg-New York
- Benecke, P. (1973): Ermittlung der Tiefensickerung aus Pseudogleyen. In: "Pseudogley und Gley"; Verhandlungen d. Kommission V u. VI d. Int. Bodenkdl. Ges. - Herausg.: E. Schlichting u. U. Schwertmann - Verlag Chemie, pp. 443-452
- Benecke, P. (1974): Arbeitsmodelle für Strömungsprobleme in Böden und ihre mathematische Formulierung. Mitt. d. Dt. Bodenkundl. Ges. 19, 114-132
- Brühlhart, A. (1969): Jahreszeitliche Veränderung der Wasserbindung und der Wasserbewegung in Waldböden des schweizerischen Mittellandes. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers.-w. 45: 127-232
- Childs, E.C. (1969): An introduction to the physical basis of soil water phenomena. John Wiley & Sons Ltd. London 1969
- Van der Ploeg, R.R., and Benecke, P. (1974a): Simulation of one dimensional moisture transfer in unsaturated, layered field soils. Göttinger Bodenk. Ber. 30, 150-169
- Van der Ploeg, R.R., and Benecke, P. (1974b): Unsteady, unsaturated, n-dimensional moisture flow in soil: A computer simulation program. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 38(6): 881-885
- Van der Ploeg, R.R., Ulrich, B., Prenzel, J. und Benecke, P. (1975): Modeling the mass balance of forest ecosystems. Proceedings 1975 Summer Computer Simulation Conference, July 21-23, San Francisco, USA, pp. 793-802

Verzeichnis der Abbildungen

- 1 Schema der Meßanordnung aus Tensiometern um einen Baumstamm
- 2 Verteilung der Summenhäufigkeit, Mittelwert und Standardabweichung von 58 Tensiometerwerten in 15 - 20 cm Tiefe am 4.7.69. 1: lineare, 2: logarithmische Abszisseneinteilung
- 3 wie Abb. 2, jedoch für 55 Tensiometerwerte in 80 - 85 cm Tiefe und für 45 Tensiometerwerte in 130 - 135 cm Tiefe (letztere ohne log-Transformation)
- 4 Abhängigkeit der Standardabweichungen von steigenden Saugspannungswerten, ausgedrückt als Mittelwerte 1. über alle Felder (= Fläche) 2. über jeweils die Felder 2, 3 und 4
- 5 Berechnete (gestrichelt) und gemessene (ausgezogen; eingezeichnete Kreise repräsentieren Flächenmittel und Meßtiefe) Saugspannungsverteilung in einem geschichteten Boden bei verschieden hoher, jeweils über mehrere Tage etwa gleichbleibender Niederschlagszufuhr (Benecke, 1973)
- 6 Ganglinien einzelner Tensiometer in 45 cm Tiefe unter einer Buchenkrone (etwa 3,5 m Stammabstand, vgl. Abb. 1) im Juli 1969
- 7 Ganglinien einzelner Tensiometer in 130 cm Tiefe unter einer Buchenkrone (etwa 3,5 und 5 m Stammabstand), Juli 1969
- 8 Ganglinien des Flächenmittels (n = 58 Tensiometer) und der Mittel der einzelnen Felder (n = 11 (4 x) bzw. 14 (1 x) Tensiometer) in 15 - 20 cm Tiefe
- 9 wie Abb. 8, jedoch in 85 cm Tiefe
- 10 Beziehungen zwischen Feldermitteln (5 Felder, Tensiometermeßtiefe: 85 cm) und dem Flächenmittel (Fläche = \sum Felder)
- 11 Vergleich der Saugspannungsganglinien aus Modellrechnungen (ausgezogene Linien) und den entsprechenden Meßergebnissen (Mittelwerte aus 58 Tensiometerwerten je Meßtiefe; Punktmarkierungen (Van d. Ploeg u.a., 1975))

				Mittelwert				
M	=	B_0	+ B_1 m	+ B_2 m ²	+ B_3 m ³	r	M	m
Feld 1:	BM 1 =	-5.1	+ 1.07 B_{11}			.976	113	111
	BM 2 =	-7.5	+ 1.08 B_{12}			.963	109	108
	BM 3 =	0.76	+ 1.09 B_{13}			.954	81	73
	BM 4 =	1.15	+ 0.849 B_{14}			.980	36	42
	BM 5 =	0.86	+ 1.09 B_{15}			.927	36	32
Feld 2:	BM 1 =	2.56	+ 0.96 B_{21}			.984	113	115
	BM 2 =	1.70	+ 0.918 B_{22}	- 0.00023 B_{22}^2		.980	109	123
	BM 3 =	3.78	+ 0.80 B_{23}			.973	81	96
	BM 4 =	-5.34	+ 1.02 B_{24}			.988	36	41
	BM 5 =	-3.35	+ 1.11 B_{25}			.934	36	35
Feld 3:	BM 1 =	-2.18	+ 1.16 B_{31}	- 0.0028 B_{31}^2	+ 0.0000044 B_{31}^3	.944	113	138
	BM 2 =	-0.99	+ 0.806 B_{32}			.966	109	136
	BM 3 =	0.46	+ 0.741 B_{33}			.973	81	108
	BM 4 =	-5.9	+ 1.015 B_{34}	+ 0.0036 B_{34}^2		.988	36	36
	BM 5 =	8.31	+ 1.26 B_{35}	- 0.027 B_{35}^2	+ 0.000597 B_{35}^3	.972	36	26
Feld 4:	BM 1 =	-16.3	+ 1.67 B_{41}	- 0.0016 B_{41}^2		.963	113	95
	BM 2 =	-5.79	+ 1.62 B_{42}	- 0.0016 B_{42}^2		.962	109	85
	BM 3 =	6.49	+ 1.42 B_{43}	- 0.0019 B_{43}^2		.961	81	61
	BM 4 =	13.7	+ 0.683 B_{44}			.945	36	33
	BM 5 =	9.4	+ 0.586 B_{45}			.982	36	45
Feld 5:	BM 1 =	7.94	+ 1.08 B_{51}			.979	113	98
	BM 2 =	-13.5	+ 1.71 B_{52}			.976	109	86
	BM 3 =	1.11	+ 1.41 B_{53}	+ 0.00176 B_{53}^2	- 0.000013 B_{53}^3	.965	81	57
	BM 4 =	14.4	- 0.35 B_{54}	+ 0.05 B_{54}^2	- 0.00046 B_{54}^3	.975	36	29

Tab. 1 : Regressionsgleichungen, Korrelationskoeffizienten und Mittelwerte (Flächenmittel- und Feldermittel) der Tensiometer der Buchenfläche.

Innerhalb der Felder bzw. der Fläche Trennung nach Tiefen

Erläuterungen: Gesucht ist die Abhängigkeit des Flächenmittels von den Feldermitteln

Symbole F_{Mi} = Flächen-Mittel, Tiefe i, Buchenfläche; M = Flächermittel, allgemein
 F_{ij} = Feldermittel, i-tes Feld, j-te Tiefe; m = Feldermittel, allgemein

$\left. \begin{matrix} B_0 \\ B_1 \\ B_2 \\ B_3 \end{matrix} \right\} = \text{Koeffizienten der Regressionsgleichung}$

r = Korrelationskoeffizient

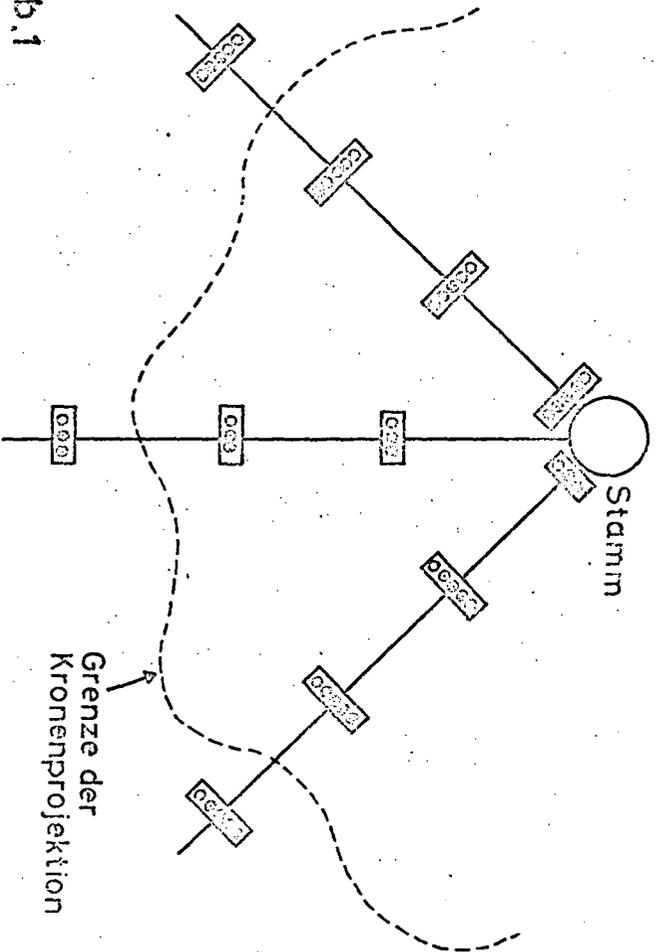


Abb.1

Meßtiefen der Tensionometer

- 15 - 20 cm
- 45 - 50
- 85 - 90
- 130 - 135
- 175 - 180

Tensiometerwerte, B1, 15-20 cm Tiefe, 4. Juli 1969
 n = 58

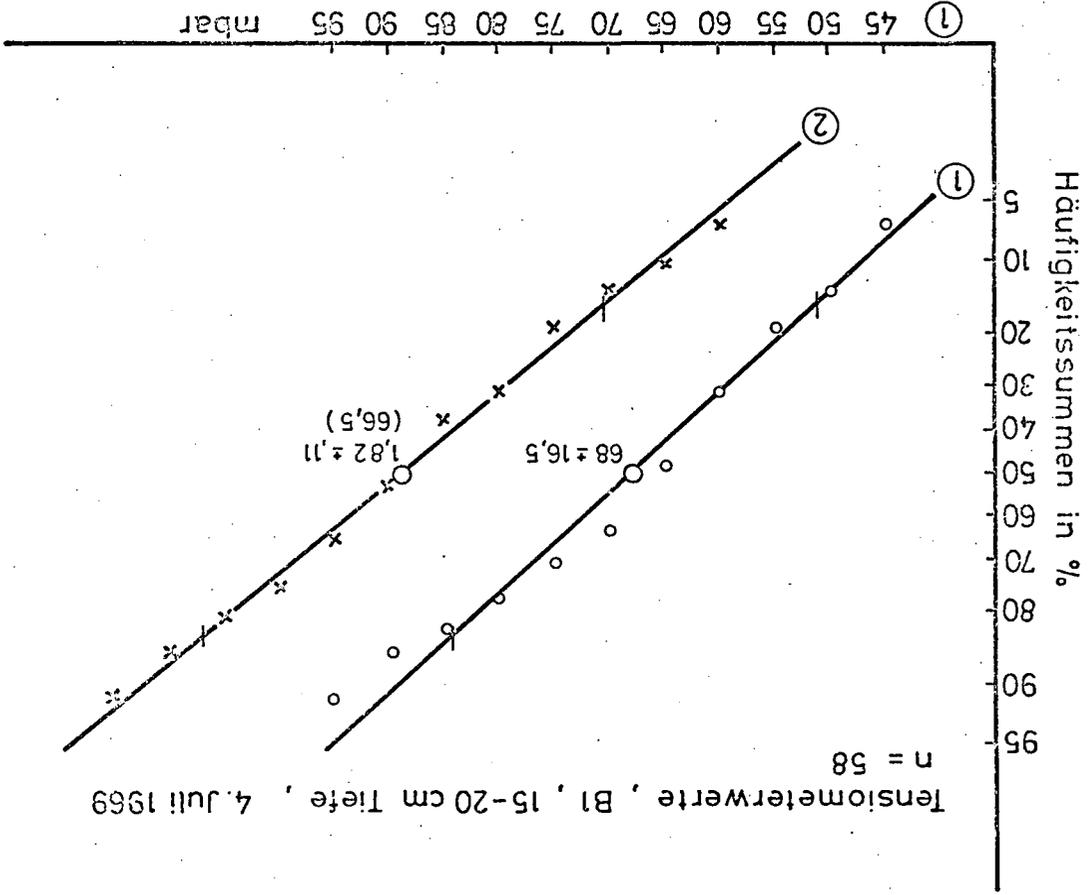


Abb. 2: Merkmalsgrenzwerte
 ② 1.62 1.68 1.74 1.80 1.85 1.92 1.98 log mbar
 ① 45 50 55 60 65 70 75 80 85 90 95 mbar

Tensiometerwerte , B1 , 4. Juli 1969

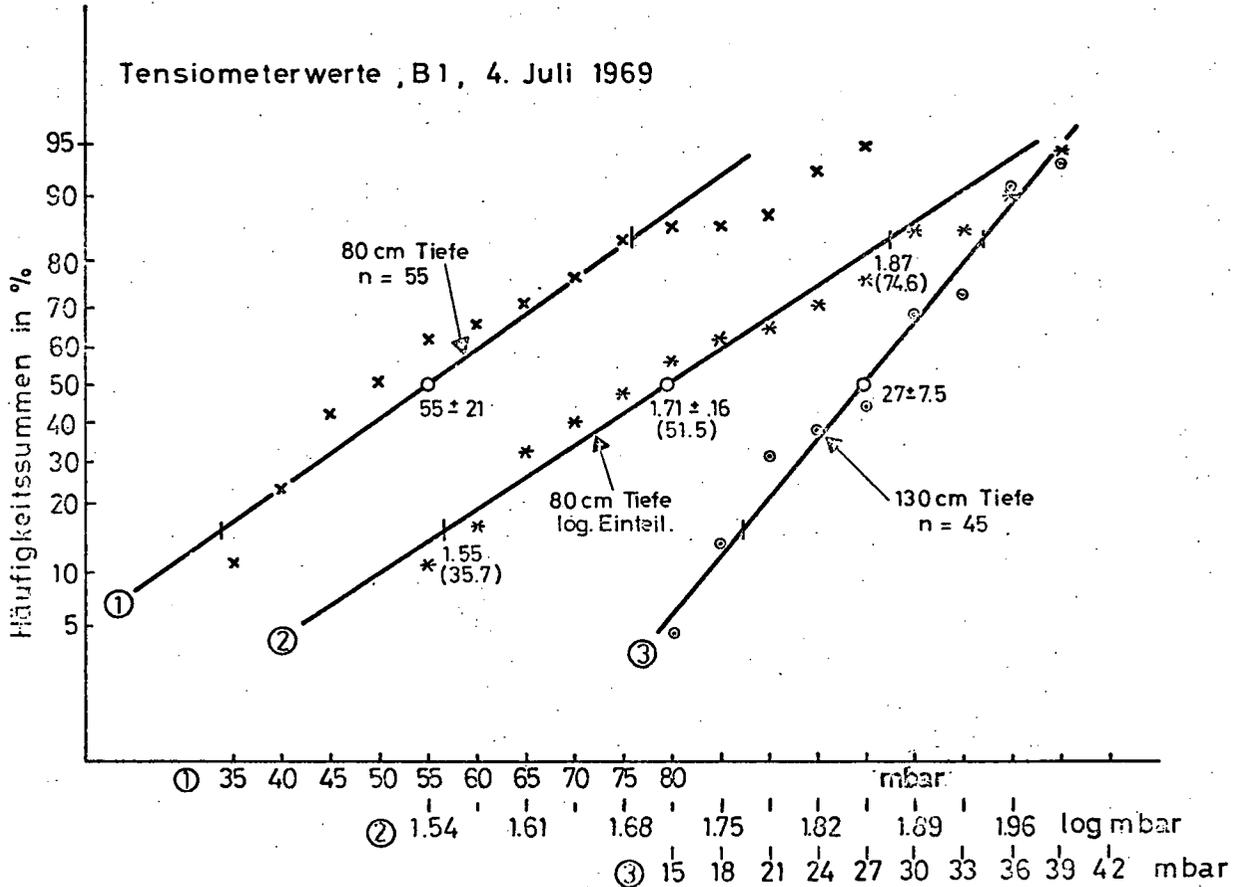
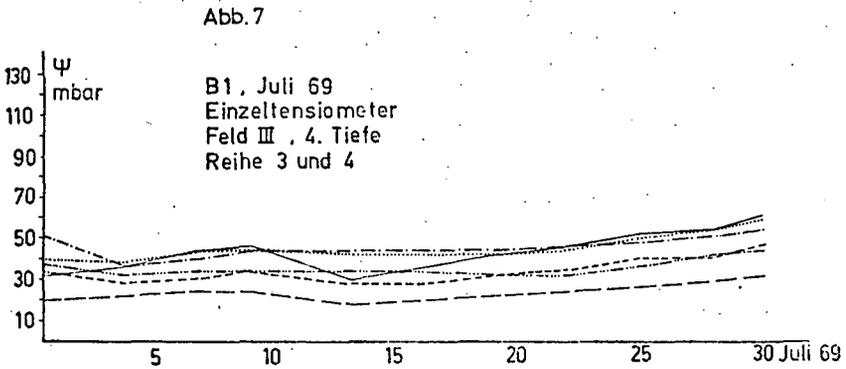
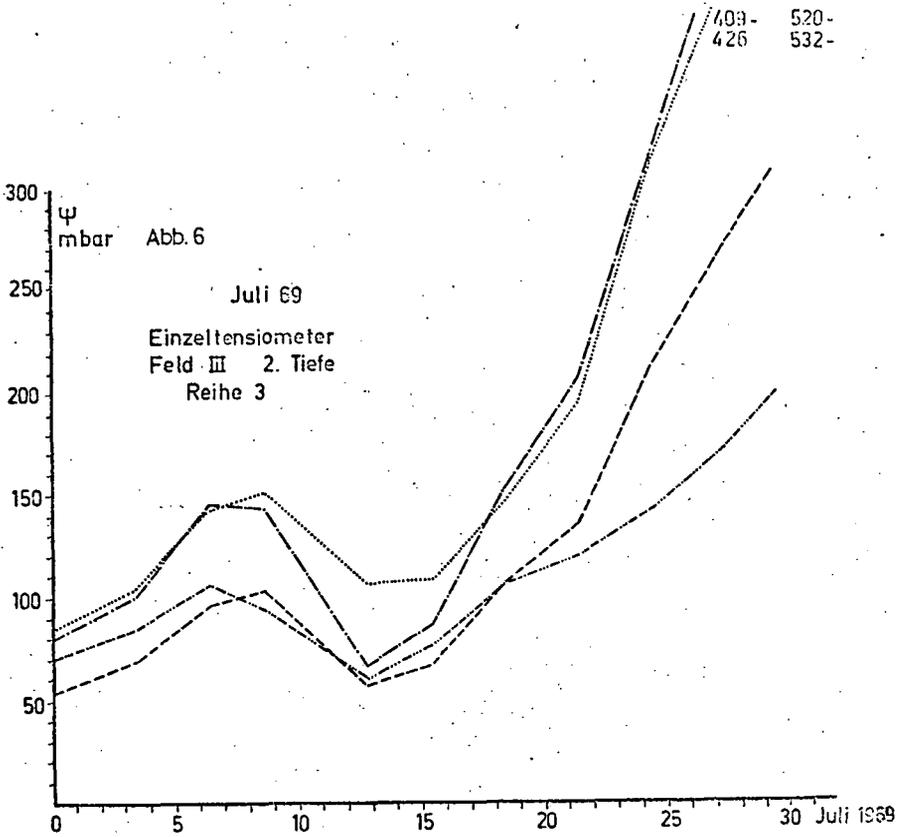
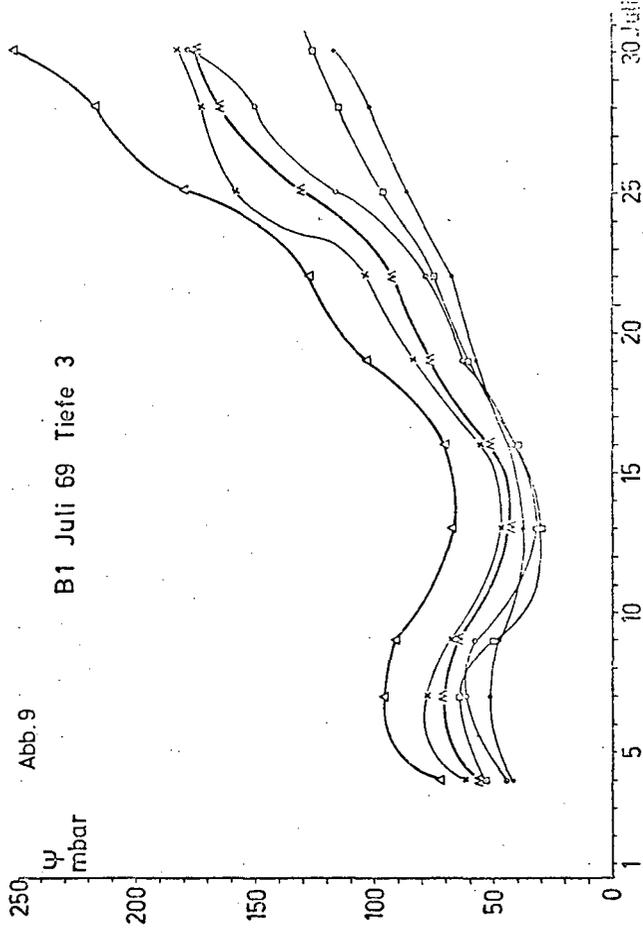
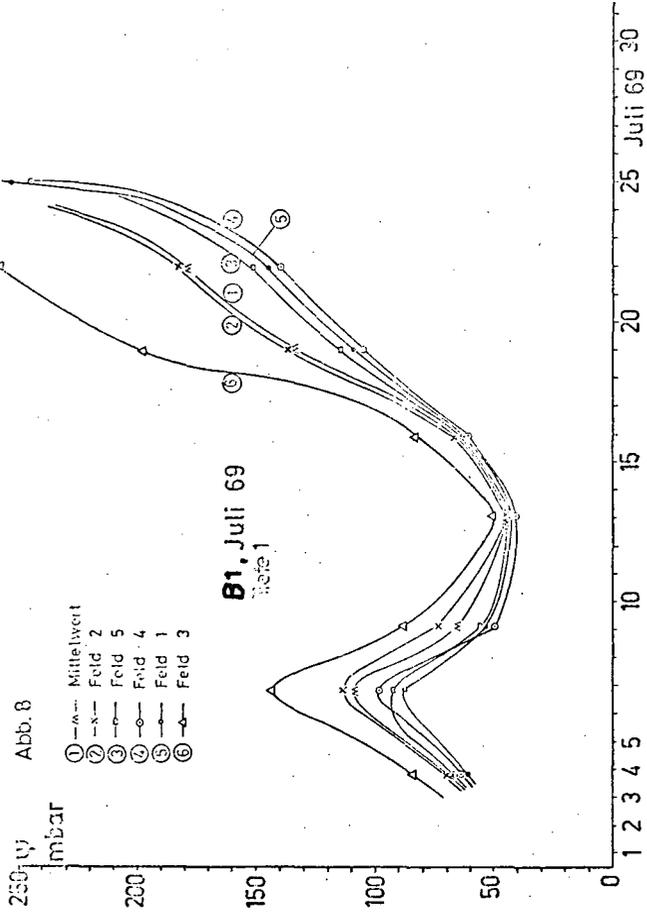
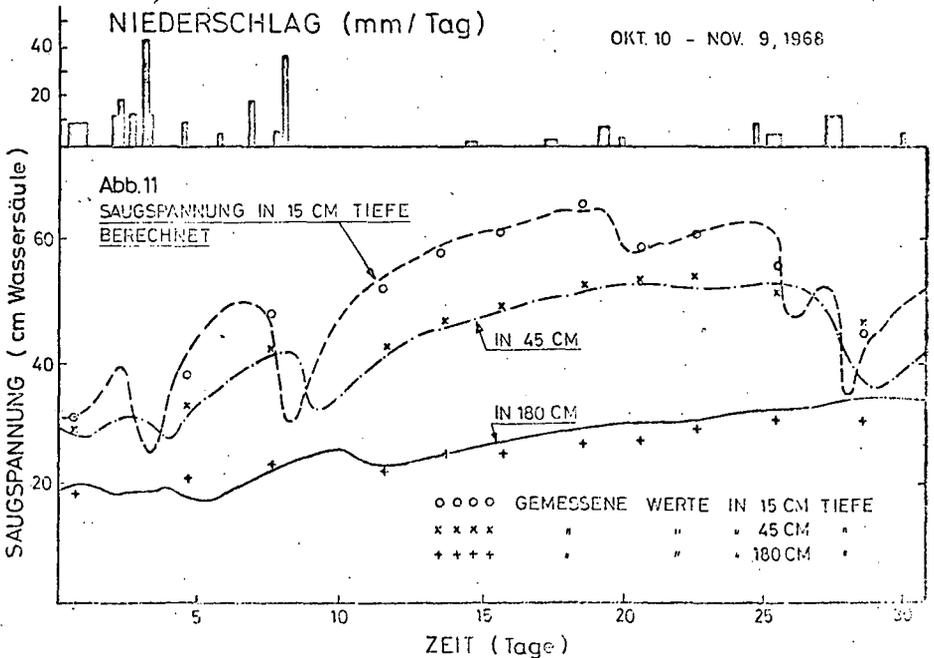
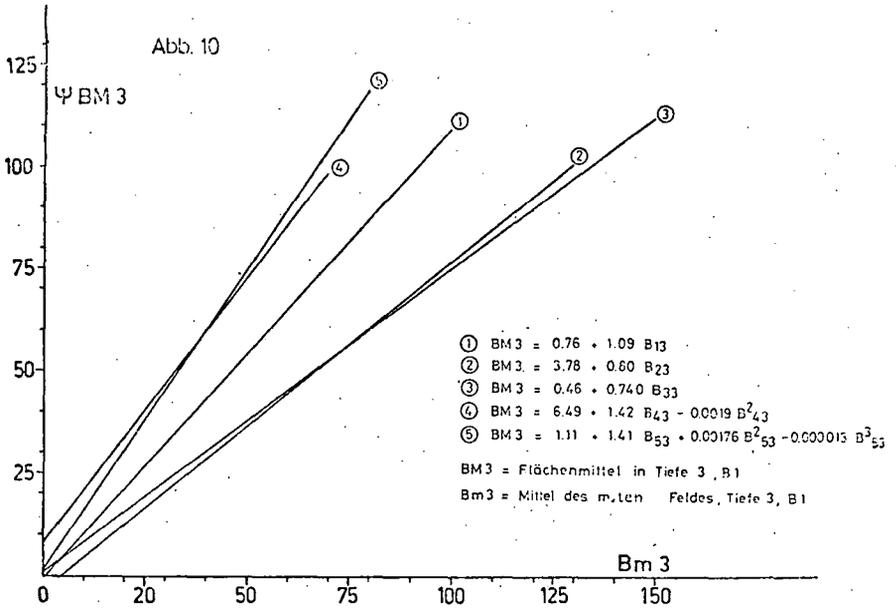


Abb. 3: Merkmalsgrenzwerte







Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 47-48 (1976)

Über die Anwendung von Saugkerzen und Saug-
platten zur Bestimmung von Sickerwasserraten
(Kurzfassung^x)

von

R.R. van der Ploeg und F. Beese^{xx}

Für einen ebenen und unbewachsenen Boden sind Modellrechnungen über den Wasserentzug mittels Saugkerzen und Saugplatten durchgeführt worden. Die Bodenwassergleichung für ungesättigtes Fließen wurde für den Fall radialer Wasserströmung numerisch gelöst. Als Bodenvolumen wurde eine hypothetische Säule von 1 m Höhe und 50 cm Durchmesser verwendet. Es wurde angenommen, daß sich in dieser Säule 30 cm unter der Oberfläche eine Saugkerze oder eine Saugplatte befand, über welche kontinuierlich bei konstantem Unterdruck Bodenwasser entzogen wurde. Es wurden zwei ungesättigte, homogene Böden mit bekannten pF-Kurven und Leitfähigkeits-Saugspannungs-Beziehungen aus Löß und Sand untersucht. Insgesamt wurden sieben Modellrechnungen für Perioden von 2 bis 30 Tagen und für unterschiedliche Niederschlagsbedingungen durchgeführt. Gleichzeitig wurden mit den gleichen Boden- und Wetterbedingungen Modellrechnungen für Böden durchgeführt, die keine Saugplatten oder Saugkerzen enthielten. Dieser Ansatz machte einen

^xVan der Ploeg, R.R. und F. Beese. 1976. Model calculations for the extraction of soil water by ceramic cups and plates. Manuskript zur Veröffentlichung vorgelegt; Vordrucke sind vorhanden.

^{xx}Institut für Bodenkunde und Waldernährung (Dir. Prof. Dr. B. Ulrich), Büsgenweg 2, 34 Göttingen-Weende. Die Arbeit wurde aus Mitteln der DFG finanziert. Dem Lehrstuhl für Medizinische Datenverarbeitung der Universität Göttingen wird für die Bereitstellung des Rechners gedankt.

direkten Vergleich zwischen den erzeugten Extraktionsraten und den natürlichen Versickerungsraten möglich. Bei allen Modellrechnungen wurde der Übergangswiderstand zwischen Boden und Extraktionskörper mangels Daten vernachlässigt, obwohl diese Größe unter natürlichen Bedingungen eine wichtige Rolle spielen dürfte.

Die Berechnungen ergaben, daß zwischen der Extraktionsrate und der Versickerungsrate in gleicher Tiefe keine Beziehung festzustellen war. Die Extraktionsraten waren auch bei geringem Unterdruck sehr viel höher als die Versickerungsraten. Weiter wurde festgestellt, daß sich infolge der Extraktion um die Platte oder Kerze ein hydraulisches Potentialfeld aufbaute, das von dem Feld im "ungestörten" Boden erheblich abwich.

Die Ergebnisse der Modellrechnungen dürfen nicht verallgemeinert werden, dennoch lassen sie folgende Schlüsse zu: Aufgrund der komplizierten Fließbedingungen um eine Kerze oder Platte, und aufgrund des nicht exakt zu erfassenden Übergangswiderstands im Kontaktbereich Boden/Extraktionskörper, ist eine Korrelation zwischen der Extraktionsrate und Versickerungsrate praktisch unmöglich.

D.h., daß Daten (auch chemische), die für Bilanzierungszwecke mit Saugkerzen oder Saugplatten gesammelt werden, nur einen beschränkten Wert haben, wenn die Versickerungsrate nicht gleichzeitig und unabhängig von der Lösungsentnahme bestimmt wird.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 49 - 55, (1976)

Vergleich der Mineralstoffauswaschung im Lysimeter bzw. nach der

Saugkerzenmethode

von

P. Schweiger *

Einführung

Lysimeter und Saugkerzenverfahren sind die gebräuchlichsten Methoden zur Ermittlung der Mineralstoffauswaschung. Im Lysimeter wird über Sickerwassermenge und Mineralstoffkonzentration die Auswaschung direkt berechnet; im Saugkerzenversuch liegen dagegen nur Mineralstoffkonzentrationen des abgesaugten Wassers vor. Es ist daher nötig, auf indirektem Wege die Sickerwassermenge zu bestimmen, um ebenfalls quantitative Aussagen machen zu können. Ein Vergleich der im Lysimeter tatsächlich gemessenen mit den auf indirektem Wege berechneten Sickerwassermengen ermöglicht die Prüfung der Berechnungsmethode. Über eine geeignete Berechnungsmethode kann dann auch für den Saugkerzenversuch die Mineralstoffauswaschung ermittelt und mit der des Lysimeters verglichen werden.

Auf der Versuchsstation des Lehrstuhles für Pflanzenernährung in Weihenstephan werden sowohl ein Lysimeter- als auch ein Saugkerzenversuch in unmittelbarer Nähe und mit zum Teil vergleichbaren Düngungsarten durchgeführt. Im vorliegenden Referat soll anhand zweier Berechnungsmethoden über erste Ergebnisse im Vergleich der Mineralstoffauswaschung im Lysimeter bzw. nach der Saugkerzenmethode berichtet werden.

Daten der Versuchsanstellung

Lysimeter - Kastenlysimeter; 1 m Tiefe, 4 m² Oberfläche, eingefüllter Boden (9).

Saugkerzen - keramische Kerzen (1); 1 m mittlere Tiefe; 0.4 - 0.5 atm Vakuum; abgesaugte Wassermenge pro Probenahme: 1 - 1.5 l

Dem erfaßten Versuchszeitraum von 2 Jahren (1973/74 - 1974/75) gingen im Lysimeter 8 Jahre, im Saugkerzenversuch 1 Jahr Versuchszeit voraus.

* Institut f. Pflanzenernährung der Techn. Hochsch. München, 805 München-Weihenstephan

Boden - utL, Ackerbraunerde, pH 6.8, Ges.N (Krume) 0.14 %,
nutzbare W.K. (0 - 60 cm) 130 mm

Düngungsarten

1. ohne Pflanzen ohne N + PK-Düngung
2. ohne Pflanzen + NPK-Düngung
3. mit Pflanzen ohne N + PK-Düngung
4. mit Pflanzen + NPK-Düngung

Pflanzen - im Lysimeter: Winterweizen, Winterweizen
im Saugkerzenversuch: Winterweizen, Hafer

<u>NPK-Düngung</u> (kg/ha)		Cl-Zufuhr (kg/ha)
Lysimeter:	260 N als Kalkammonsalpeter	} 290
	200 P ₂ O ₅ als Superphosphat	
	250 K ₂ O als Kornkali	
Saugkerzen:	170 N als Kalkammonsalpeter	} 236
	120 P ₂ O ₅ als Superphosphat	
	240 K ₂ O als 50er-Kaliumchlorid	

Die Probenahmen erfolgten sowohl im Lysimeter als auch im Saugkerzenversuch monatlich; die angegebenen Werte sind Mittelwerte aus 24 Einzelwerten bzw. durchschnittliche Jahressummen.

Ergebnisse

1. Berechnungsmethode I - Cl-Auswaschung

Dieser Methode liegt die Voraussetzung zugrunde, daß das über die Düngung oder über die Niederschläge zugeführte Chlorid unter normalen Witterungsbedingungen quantitativ ausgewaschen bzw. durch die Pflanzen entzogen wird. Für die Richtigkeit dieser Annahme gibt es in der Literatur zahlreiche Hinweise (2, 8, 10, 7, 11). Damit läßt sich die Sickerwassermenge wie folgt berechnen:

$\text{Sickerwassermenge} = \frac{\text{Cl-Zufuhr} - \text{Cl-Entzug}}{\text{Cl-Konzentration des Sickerwassers}}$
--

Für das Lysimeter stimmen die so berechneten mit den tatsächlich gemessenen Werten gut überein (Tab.1).

Tab.1: Cl-Methode - Vergleich der gemessenen mit den berechneten Sickerwassermengen (l/m^2)

	Lysimeter- wasser gemessen	Lysimeter- wasser berechnet	Saugkerzen- wasser berechnet	Saugkerzen- wasser i.% d.Lysim.
1. ohne Pfl. o. N + PK	594	625	450	76
2. ohne Pfl. + NPK	597	607	436	73
3. mit Pfl. o. N + PK	458	443	326	71
4. mit Pfl. + NPK	328	335	270	82

Für den Saugkerzenversuch zeigt sich, daß in der Reihe "ohne Pflanzen" annähernd gleich große Mengen vorliegen und in der Reihe "mit Pflanzen" ebenfalls wie im Lysimeter, die Werte geringer sind. Allerdings beträgt das Niveau gegenüber dem Lysimeter nur etwa 70 - 80 %.

2. Berechnungsmethode II - Wasserbilanz

Für die Berechnung der Sickerwassermengen nach der klimatischen Wasserbilanz kann von folgenden Überlegungen ausgegangen werden:

- a) $S_w = \text{Zufuhr} - V_{akt} - \Delta \text{Vorrat}$ (6.12)
- b) $V_{pot} = V_{akt}$, wenn tats. W.K. ≥ 70 % max. W.K. (4)
- c) $V_{pot} = \sum (f \cdot (E-e)_{14})$ mm (5, 3)

$$S_w = \text{Sickerwassermenge (l/m}^2\text{)}$$

$$V_{akt} = \text{aktuelle Verdunstung (l/m}^2\text{)}$$

$$V_{pot} = \text{potentielle Verdunstung (l/m}^2\text{)}$$

$$(E-e)_{14} = \text{Sättigungsdefizit um 14}^{\text{00}} \text{ Uhr (mm)}$$

f = Faktor für Vegetationszeit, Tageslänge, Höhe der Substanzproduktion (dt/ha)

Für die Weißenstephaner Witterungsbedingungen der Jahre 1973/74 und 1974/75 kennzeichnet folgende Beziehung den Zusammenhang zwischen Höhe der Substanzproduktion (x) und aktueller Verdunstung (y): $y = 310 + 2.21x$. Damit ist es möglich, den Wasserverbrauch einer Fruchtart auf der Basis ihrer Produktion an Trockensubstanz zu berechnen. Die Differenz zur Wasserzufuhr durch die Niederschläge entspricht dann der Wasserversickerung.

Tabelle 2 zeigt, daß auch nach dieser Berechnungsweise die Übereinstimmung der gemessenen mit den berechneten Sickerwassermengen des Lysimeters sehr gut ist.

Tab.2: Wasserbilanz-Methode - Vergleich der gemessenen mit den berechneten Sickerwassermengen (l/m²)

	Lysimeter- wasser gemessen	Lysimeter- wasser berechnet	Saugkerzen- wasser berechnet	Saugkerzen- wasser i. % d. Lysim.
1. ohne Pfl. o. N + PK	594			
2. ohne Pfl. + NPK	597	595	595	-
3. mit Pfl. o. N + PK	458	460	530	116
4. mit Pfl. + NPK	328	330	405	123

Aufgrund geringerer Trockensubstanzproduktion in der Reihe "mit Pflanzen" ergeben sich für den Saugkerzenversuch Sickerwassermengen die um etwa 20 % über denen des Lysimeters liegen.

3. Vergleich der Mineralstoffauswaschung

Betrachtet man die Auswaschung z.B. an Stickstoff und Calcium (Tab.3), so zeigt sich, daß im Lysimeter die Übereinstimmung zwischen tatsächlichen und berechneten Werten sehr gut ist. Für den Saugkerzenversuch dagegen ergeben sich nach beiden Berechnungsverfahren sehr geringe Stickstoffauswaschungen, insbesondere in der Reihe "mit Pflanzen". In der Reihe "ohne Pflanzen" liegen die Werte nur etwa halb so hoch wie im Lysimeter. Der Einfluß der N-Düngung zeigt sich deutlich in einer Verdreifachung der Werte.

Tab.3: Vergleich der N- und der Ca-Auswaschung (kg/ha)

	Lysimeter gemessen	berechnet			
		Lysimeter		Saugkerzenversuch	
		Cl-Methode	Wasser- bilanz	Cl-Methode	Wasser- bilanz
<u>N-Auswaschung</u>					
1. ohne Pfl. o. N	201	186	186	78	103
2. ohne Pfl. + NPK	459	399	392	230	313
3. mit Pfl. o. N	27	31	32	4	6
4. mit Pfl. + NPK	108	101	100	6	9
<u>Ca-Auswaschung</u>					
1. ohne Pfl. o. N	694	719	684	549	726
2. ohne Pfl. + NPK	891	847	831	573	782
3. mit Pfl. o. N	589	552	573	298	484
4. mit Pfl. + NPK	507	492	485	265	397

In der Reihe "ohne Pflanzen" bringt die Berechnungsmethode II - Wasserbilanz, Ca-Auswaschungen die mit denen des Lysimeters in etwa übereinstimmen, während die Cl-Methode zu geringe Werte liefert. In der Reihe "mit Pflanzen" liegen die Ca-Auswaschungen ausnahmslos unter denen des Lysimeters. In Anbetracht der geringen NO_3 -Auswaschungen ist das jedoch wegen des Ionenausgleiches im Sickerwasser nicht allzu verwunderlich.

Diskussion

Die beiden Methoden zur indirekten Ermittlung der Sickerwassermengen sind sicherlich noch mit einigen Fehlern behaftet bzw. können nur unter bestimmten Einschränkungen angewandt werden. So ist z.B. für die Cl-Methode Voraussetzung, daß in der vegetationslosen Zeit etwa 200 mm Sickerwasser anfallen um eine annähernd vollständige Cl-Auswaschung zu gewährleisten. In Freilandversuchen ist darüber hinaus noch nicht geklärt, inwieweit der kapillare Wasseraufstieg die Cl-Konzentration im Meßbereich beeinflusst. Bezüglich der Wasserbilanz wäre anzumerken, daß die hier verwendete

Formel nur eine von mehreren Berechnungsmöglichkeiten ist von denen jede andere genauso gut die richtigere sein könnte.

Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen zeigt sich aber dennoch, daß die im Lysimeter ermittelten Mineralstoffauswaschungen sicherlich nicht niedriger als unter Freilandbedingungen sind. Die etwas geringere N-Düngung im Saugkerzenversuch kann keinesfalls alleine für die äußerst geringe N-Auswaschung verantwortlich sein, zumal die Differenz zwischen Saugkerzenversuch und Lysimeter auch in der Reihe "ohne N-Düngung" besteht. Die geringere Ca-Auswaschung des Saugkerzenversuches deutet ebenfalls darauf hin, daß im Freiland eine geringere Mineralstoffbewegung stattfindet als im Lysimeter.

Zusammenfassung

Der Vergleich der Mineralstoffauswaschung im Lysimeter bzw. nach der Saugkerzenmethode brachte folgende Ergebnisse:

1. Im Lysimeter ergibt die Ermittlung der Mineralstoffauswaschung auf der Basis der vollständigen Cl-Auswaschung bzw. über die Wasserbilanz eine gute Übereinstimmung zwischen tatsächlichen und berechneten Gefäßen.
2. Im Saugkerzenversuch zeigen die verschiedenen Prüfmethode recht unterschiedliche Sickerwassermengen und damit auch unterschiedliche, insgesamt aber niedrige Verlustraten als im Lysimeter an.
3. Die geringe Mineralstoffauswaschung des Saugkerzenversuches ist sicherlich zu einem Teil auf die nicht exakt vergleichbare Düngung, zu einem wesentlichen Teil aber auch auf die verschiedenen Methoden selbst, d.h. auf die Unterschiedlichkeit von Freiland und Lysimeter zurückzuführen.

Literaturverzeichnis:

1. CZERATZKI, W., 1971: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforschung Völkenrode 21. (13 - 14)
2. CZERATZKI, W., 1972: Transport von Nährstoffen aus der mineralischen Düngung durch Bodenperkolation unter den Wurzelhorizont. Berichte über Landwirtschaft 50. (465 - 476)
3. EIMERN, J., van, 1968: Weitere Ergebnisse der Messung der potentiellen Evapotranspiration in Freising-Weißenstephan. Meteorol. Rundschau 21. (109 - 113)
4. EIMERN, J., van, 1971: Wetter- und Klimakunde für Landwirtschaft, Gartenbau und Weinbau. Verlag E. Ulmer Stuttgart.
5. HAUDE, W., 1952: Zit.nach van Eimern J. 1964: Zum Begriff und zur Messung der potentiellen Evapotranspiration. Meteorol. Rundschau 17. (33 - 42)
6. HUSEMANN, C., WESCHE, J., 1964: Der Wasserhaushalt und die Wasserbilanz eines lehmigen Sandbodens nach Untersuchungen in wägbaren Lysimetergefäßen. Zeitschr. f. Kulturtechnik 5. (364 - 389)
7. KICK, H., KRETZSCHMAR, R., 1968: Zur Anreicherung von NO_3^- , SO_4^- , Cl^- und NH_4^- -Ionen im Boden und Grundwasser infolge von Düngungsmaßnahmen. Landwirtsch.Forsch. 21. (3 - 18)
8. KOHNKE, H., DREIBELBIS, F.R., DAVIDSON, J.M., 1940: A survey and discussion of lysimeters and a bibliography on their construction and performance. USDA Misc. publ. 372, Washington D.C.
9. NIKLAS, H., SCHROPP, W., 1928: Die Lysimeteranlage des Agrikulturchemischen Instituts der Hochschule Weißenstephan. Fortschr. d. Landw. 3. (1017 - 1019)
10. PFAFF, C., 1963: Über die Auswaschung von Ca, Mg, Cl und SO_4 aus dem Boden (Lysimeterversuche). Zeitschr.f.Ackerbau und Pflanzenbau 117. (117 - 128)
11. PFAFF, C., 1965: Die Nährstoffbilanz im Wechselspiel von Pflanzenaufnahme, Bodenabsorption und Auswaschung. Die Landwirtsch.Ver-stuchsstation Limburgerhof 1914 - 1964 (1 - 28); Weisbecker Frankf.
12. SCHWEIGER, P., 1973: Einfluß von Witterung, Bodeneigenschaften u. pflanzenbaulichen Maßnahmen auf Wasserversickerung und Mineralstoffauswaschung im Weißenstephaner Lysimeter. Dissertation TU-München Weißenstephan 1973

Stofftransport in der Bodenlösung und kapillare
Sorptionskapazität

von

H. Wichtmann⁺⁾

1. Einleitung

Wenn wir davon ausgehen, daß der Stofftransport in der Bodenlösung weitgehend von den Filtereigenschaften des Bodens abhängt, dann müßten die physikalischen Bodeneigenschaften von besonderer Bedeutung sein.

Nun gibt es auf der einen Seite die bodenphysikalischen Kennwerte, wie sie bei der Untersuchung von Bodenprofilen für die Kennzeichnung der Böden auf Bodenkarten anfallen.

Auf der anderen Seite sind in den letzten Jahren zunehmend Untersuchungen über den Stofftransport im Boden durchgeführt worden, um den Stoffaustrag zu erfassen. Nur gelegentlich aber werden dabei bodenphysikalische Parameter zur Deutung der Versuchsergebnisse herangezogen, so die Wasserdurchlässigkeit bei Untersuchungen von Wistinghausens (1971) und die Porenverteilung bei Untersuchungen von Wild (1972).

Nach der Meinung von Czeratzki (1974) ist über den Einfluß von Wasserleitfähigkeit und Bodengefüge auf die N-Auswa-

+) Geologisches Landesamt NW, 4150 Krefeld, de-Greiff-Straße 195

schung noch sehr wenig bekannt.

2. Eigene Untersuchungen

Es wurde bei 17 grund- und stauwasserfreien Böden in je drei und mehr Horizonten die Porenverteilung festgestellt und mit der Bodenbewertung nach der Reichsbodenschätzung verglichen. Bodentypologisch handelte es sich um Braunerden, Parabraunerden, einen Podsol, zwei Eschböden und zwei Auenböden mit sehr unterschiedlicher Textur (Sand bis toniger Lehm).

Die statistische Verrechnung der Analysendaten für eine Profiltiefe von 1 m hatte folgendes Ergebnis:

1. Zwischen kapillar beweglichem Bodenwasser (pF 1,8 bis pF 2,9) und dem Bodenwert besteht eine negative Korrelation ($r = -0,11$).
2. Zwischen nutzbarem Bodenwasser und Bodenwert (pF 1,8 bis 4,2) besteht eine mäßige Korrelation ($r = 0,54$).
3. Zwischen dem Porenanteil (pF 2,5 bis 4,2 bzw. pF 2,9 bis 4,2) und dem Bodenwert besteht eine sehr enge Korrelation ($r = 0,95$).
4. Zwischen Totwasseranteil (pF >4,2) und dem Bodenwert besteht eine gute Korrelation ($r = 0,76$).

Daraus ergibt sich, daß die Porenverteilung nicht nur über die Wasserkapazität die Produktivität des Bodens bestimmt. Da die Beziehungen zwischen Totwasseranteil (pF >4,2) und Bodenwert mit $r = 0,76$ enger ist als die zwischen der nutzbaren Wasserkapazität und dem Bodenwert mit

$r = 0,54$, muß ein bisher unbekannter Faktor in unserem humiden Klima eine größere Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit haben als die Wasserversorgung.

3. Diskussion der Ergebnisse

Aus der Beziehung zwischen Porenverteilung und Produktivität des Bodens ergeben sich Beziehungen auch zum Stoffaustausch im Boden. Höhere Ernteerträge z. B. gehen allgemein mit höherem N-Entzug aus dem Boden konform und mindern entsprechend den N-Austrag (Köhnlein 1972).

Auch besteht die Tendenz, daß mit der Zunahme der Ernteerträge allgemein und vor allem auf Böden unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung die Evapotranspiration zu- und die Sickerate entsprechend abnimmt (Czeratzki 1962, Vömel 1974). Untersuchungen von Kolenbrander lassen erkennen, in welchem Maße der Faktor Sickerwasserrate den N-Austrag beeinflußt.

Doch sind diese Beziehungen sehr allgemein und indirekt. Eine bessere Deutung ergibt sich erst, wenn man den bereits erwähnten unbekanntem Faktor in die Überlegungen mit einbezieht. Dieser unbekanntem Faktor muß sein Wirkungsoptimum im Mittel- und Feinporenbereich haben, also dem Anteil des Porenraumes, dessen Bodenlösung weniger an der Versickerung teilnimmt als das Bodenwasser in den größeren Poren. Auf diese Weise kann eine Speicherung der Anionen in der Bodenlösung zustande kommen, die als kapillare Sorption bezeichnet wurde (Wichtmann 1974).

Bei der großen Bedeutung der Anionen für das Pflanzenwachstum (vor allem Aufnahme, Speicherung und Wiederabgabe des Nitrats an die Pflanzenwurzeln) wäre die enge Bezie-

hung der Porenverteilung zum Bodenwert durchaus verständlich. Tatsächlich finden sich Argumente genug für diese Hypothese, wenn man den Stofftransport im Boden nicht nur vom Standpunkt des Stoffaustrags, sondern auch von der Pflanzenernährung aus betrachtet.

Da sind z. B. die Gefäßversuche von Gericke (zitiert nach von Boguslawski 1954), die zeigen, daß die großen Unterschiede in der Ertragsfähigkeit von Böden unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung im Gefäßversuch durch Düngung ausgeglichen werden können. Wenn sogar unter Feldbedingungen die Erträge eines lehmigen Sandbodens durch Düngung und Beregnung an die einer Schwarzerde herangeführt werden können (Jauert und Ansorge 1976), dann zeigt das, daß die Ertragsfähigkeit der Böden unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung in erster Linie eine Frage der Nährstoffversorgung ist.

Unter diesem Aspekt sind auch die Untersuchungen von Wistinghausens über die Verlagerung von Nitrat und anderen Ionen im Boden zu betrachten, die zeigen, daß Nitrat sehr viel schneller im Sandboden verlagert wird als im Lößlehm. Tritium, das hinsichtlich seiner Verlagerungsfähigkeit im Boden ähnlich wie NO_3 beurteilt werden kann, wanderte etwa sechsmal schneller im Sandboden als im Lehm Boden. Was die Unterschiede in der Verweildauer des Nitrats im Boden pflanzenphysiologisch bedeuten, das lassen am besten die Untersuchungen von Gliemeroth (1953) über die Beziehungen zwischen N-Verteilung im Boden, Wurzelwachstum und Wasserhaushalt erkennen. Wenn sowohl Wurzelwachstum wie Wasseraufnahme in solchem Maße von der N-Verteilung im Boden abhängen, dann bedeutet eine schnelle N-Verlagerung, wie sie im Sandboden möglich und von Wistinghausen beschrieben worden ist, für das Pflanzenwachstum eine kleine Katastrophe. Sogar dann, wenn die Verlagerung nur einige Dezimeter

weit geht, muß das Wurzelsystem weitgehend mit verlagert werden, d. h. neu ausgebildet werden, die optimale N-Ver-sorgung ist unterbrochen, eine Beeinträchtigung des Pflanz-wachstums unvermeidlich.

Rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen können die Bedeu-tung der Porenverteilung für den Stofftransport auch op-tisch deutlich machen. Der Sandboden hat ein wenig diffe-renziertes Porensystem. Es ist durch grobe Poren gekenn-zeichnet, die wie die Fugen eines Mauerwerks aus Bruchsteinen ausgebildet sind. Man hat den Eindruck einer weitgehen- den Uniformität des gesamten Porenraumes. Der Lößlehm dage- gen hat ein sehr differenziertes Porensystem, das fast nur aus Nischen und Winkeln zu bestehen scheint. Zwischen- durch sind einige größere Poren eingestreut, die aber so selten sind, daß man entsprechende Partien beim Mikro- skopieren aufsuchen muß.

Bodenfeuchtemessungen zeigen, daß die Wasserbewegung bei stärkeren Niederschlägen auch im ungesättigten Boden durch die wenigen groben Poren des Lößlehms erfolgt, ohne daß sich das Sickerwasser mit der in Winkeln und Nischen sit- zenden Bodenlösung vermischt. So hat Ehlers (1973) gezeigt, daß in Lößböden Sickerwasser in den Untergrund abgeht, bevor die Wasserkapazität des Oberbodens voll aufgefüllt ist. Das gleiche Phänomen konnte Gliemeroth schon 1959 mit Hilfe periodischer Feuchtemessungen nachweisen und stellte dabei gleichzeitig eine offensichtlich dadurch bedingte erstaunlich geringe NO_3 -Verlagerung nach einer Herbsdüngung mit 360 kg N/ha in einem Lößlehm Boden fest.

4. Schlußfolgerungen

Aus diesen Untersuchungen ergeben sich neue Aspekte zur physikalischen Kennzeichnung der Böden von großer Trag-

weite. Beschränkte sich die bisherige Betrachtung der Filtereigenschaften von Böden weitgehend auf das Endergebnis der Verlagerungsvorgänge, nämlich den Stoffaustrag, so zeigen die vorliegenden Ergebnisse, daß der Stofftransport primär als entscheidender Faktor der Pflanzenernährung und der Bodenfruchtbarkeit anzusehen ist. Das bestätigt die bisherige Definition der Böden als Filter und macht deutlich, daß die Filtereigenschaften weitgehend bodenphysikalischer Natur sind. Physikalisch sind die Böden Filter mit einer bestimmten Wasserdurchlässigkeit, mit einem bestimmten Rückhaltevermögen für Wasser und mit einer bestimmten Speicherkapazität auch für die nicht physikalisch-chemisch sorbierten Inhaltsstoffe der Bodenlösung, die Anionen. Letztere - die kapillare Sorption - ist für die Ertragsfähigkeit der Böden entscheidend, indem sie die Aufnahme, Speicherung und Wiederabgabe des Nitrats regelt. Über die N-Aufnahme durch die Pflanzen und über die Sickerrate beeinflußt sie sekundär auch den N-Austrag im Boden.

Literatur

- Czeratzki, W.: Ber. Landesanst. f. Bodennutzungsschutz NW,
3, 23 - 33, 1962
- Landbauforschung Völkenrode 23, 1 - 18, 1973
- Ehlers, W.: Z. Acker- u. Pflanzenbau 137, 213 - 232, 1973
- Gericke, S.: Zitiert nach von Boguslawski, E.:
In Landwirtschaft, Angewandte Wissenschaft 26,
9 - 45, 1954
- Gliemeroth, G.: Z. Acker- u. Pflanzenbau 96, 1 - 44, 1953
- Z. Acker- u. Pflanzenbau 107, 129 - 146, 1959
- Jauert, R. & Ansoerge, H.: Arch. Acker- u. Pflanzenbau u.
Bodenkunde 20, 99 - 108, 1976
- Köhnlein, J.: Bayrisches Landw. Jb. 49, 392 - 424, 1972
- Kolenbrander, G.J.: Neth. J. Sci. 17, 246 - 255, 1969
- Wichtmann, H.: Landw. Forschung 30, II. Sonderheft 45 - 56,
1974
- Vömel, A.: Fortschr. Acker- u. Pflanzenbau 3, 1974
- Wild, A.: Journ. Soil Sci. 23, 315 - 324, 1972
- Wistinghausen, E. von: Dissertation Hohenheim 1971

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 65-76 (1976)

Der Einfluß der Intra-Aggregat-Diffusion
auf den Salztransport in Böden^{x, xxx}

von

F. Beese und R.R. van der Ploeg^{xx}

Der Transport von gelösten Stoffen durch poröse Medien spielt in vielen umweltrelevanten Problemen eine wichtige Rolle. Modelluntersuchungen können bei der Beurteilung solcher Probleme ein wichtiges Hilfsmittel darstellen. Die Anwendungsmöglichkeiten derartiger Untersuchungen sind sehr vielfältig, auf einige Beispiele soll hier hingewiesen werden.

Modellrechnungen können in der Landwirtschaft durchgeführt werden, um den Einsatz von Düngemitteln und von anderen Chemikalien zu optimieren, oder um die Auswirkungen von Meliorationsmaßnahmen an versalzten Böden durch Bewässerung und Auswaschung zu kalkulieren. Auch für ein besseres Verständnis der Abläufe, die bei der Auswaschung von Schadstoffen aus industriellen Abfalldeponien auftreten und zur Abschätzung der Grundwasserverschmutzung bei der Land-Ausbringung kommunaler Abfälle können Modelluntersuchungen beitragen.

Häufig verlaufen die Prozesse, die in den Beispielen genannt werden, sehr langsam und ihre negativen Auswirkungen

^x Die diesem Referat zugrunde liegenden Arbeiten wurden mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie gefördert.

^{xx} Institut für Bodenkunde und Waldernährung (Dir. Prof. Dr. B. Ulrich), Büsgenweg 2, 3400 Göttingen

^{xxx} Dem Institut für Medizinische Datenverarbeitung sei für die Erlaubnis zur Benutzung des IBM 370/148 Computers gedankt.

auf die Qualität der Umwelt werden erst feststellbar, wenn die Folgen schon ein bedrohliches Ausmaß angenommen haben. Modelle, die die im Boden und im Untergrund auftretenden Prozesse gut beschreiben, können in kurzer Zeit und mit wenig Aufwand einen Einblick in den zu erwartenden Ablauf solcher Prozesse geben. Sie ermöglichen dadurch ein rechtzeitiges Eingreifen, so daß Umweltschäden vermieden oder verringert werden können. Die Entwicklung von Transportmodellen und deren sorgfältige Validierung mit Hilfe von Laborversuchen, ist eine Notwendigkeit, mit der sich auch der Bodenkundler auseinandersetzen muß. In dieser Arbeit sollen zwei Modellansätze diskutiert werden, die den Lösungstransport durch ein nicht sorbierendes Medium beschreiben. Die experimentelle Überprüfung erfolgt an Wald- und Ackerböden.

Methoden

Die am häufigsten verwendete Gleichung für diesen Fall ist in der Abb. 1 dargestellt.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V_0 \frac{\partial C}{\partial z} \quad (1)$$

C = Konzentration (mval/cm³)

D' = Dispersionskoeffizient (cm²/d)

V₀ = Porenwasser - Geschwindigkeit (cm/d)
(Fluß dividiert durch volumetrischen Wassergehalt)

z = Entfernung (cm)

t = Zeit (d)

Abb.1 : Konvektions - Dispersions - Gleichung

Die Konzentrationsänderung wird durch zwei Größen beeinflusst: a) den Massenfluß, der durch das Konvektionsglied der Gleichung (1) ausgedrückt wird und b) durch die Dispersion, die im Dispersionsglied der Gleichung (1) enthalten ist. Der als D' bezeichnete Dispersionskoeffizient - er darf nicht mit dem Diffusionskoeffizienten D verwechselt werden - beinhaltet sowohl die während des Transports auftretende mechanische Dispersion als auch die molekulare Diffusion. Ausführliche Betrachtungen über die Rolle der Dispersion bei der Passage von Salzen durch den Boden und poröse Medien sind in den Arbeiten von Nielsen und Biggar (1962), Biggar und Nielsen (1967), Van der Ploeg und Benecke (1972) und Fried (1975) zu finden.

In einer früheren Arbeit von Benecke, Beese, Van der Ploeg (1975) konnte gezeigt werden, daß ein Modell, welches auf einer numerischen Lösung der Gleichung (1) fußte, gut mit analytischen Lösungen übereinstimmte und für homogene, gestörte Böden gute Ergebnisse lieferte. Durch Untersuchungen an Bodensäulen sollte nun überprüft werden, ob diese einfache Konvektions-Dispersionsgleichung geeignet ist, den Lösungs-

transport in ungestörten Böden zu beschreiben.

Jeweils 5 ungestörte Bodensäulen mit einer Länge von 30 cm und einem Durchmesser von 15 cm wurden aus den Oberböden eines Wald- und Ackerstandortes entnommen. Bei dem Waldboden handelte es sich um eine podsolige Braunerde, bei dem Ackerboden um eine Parabraunerde. Das Ausgangsmaterial war in beiden Fällen Löss.

Die Säulen wurden in die in Abbildung 2 gezeigte Anlage ein-

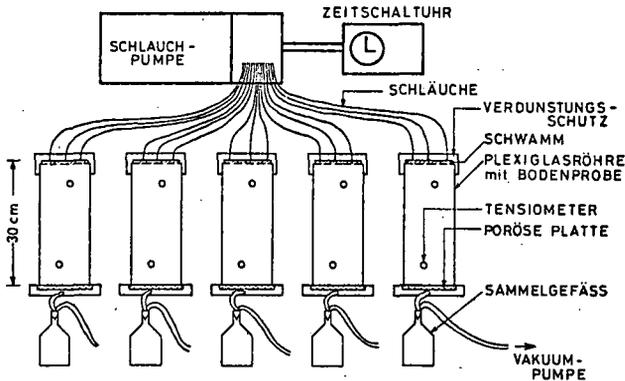


Abb. 2 : MESSANORDNUNG zur Bestimmung von D'

gesetzt. Die gezeigte Anlage ermöglichte es, über längere Zeiträume einen konstanten Wasserfluß in den Bodensäulen aufrecht zu erhalten. Nacheinander wurde eine Wasserflußrate (q), von 1.0 cm/d und 0.3 cm/d eingestellt. Die Perkolationslösung, die auf die Bodenoberfläche gegeben wurde, glich in ihrer chemischen Zusammensetzung der Gleichgewichtsbodenlösung des Waldbodens. Sie enthielt allerdings kein Kalium und kein Chlorid. Sulfat war das einzige Anion der Lösung. Nach einer Anfangsphase, die der Gleichgewichtseinstellung diente, erfolgte eine einmalige Gabe von KCl entsprechend 80 kg Cl/ha und 88.3 kg K/ha. Die Menge wurde bei der höheren Flußrate an einem, bei der niedrigen Flußrate an drei Tagen gegeben. Bei der Flußrate von $q = 1.0$ cm/d betrug die Cl-Konzentration 797.6 mg/l, bei $q = 0.3$ cm/d betrug die Konzentration 886.2 mg/l. Die Cl-Konzentration während der Düngung wird als C_0 bezeichnet. Die Cl-Konzentration im Auslauf (C) wurde täglich gemessen. Zur Darstellung der Durchbruchkurven wurde die relative Konzentration C/C_0 ge-

gen die Zeit bzw. das Porenwasservolumen (PV) aufgetragen. Da v_0 bekannt war, sollte D' aus der Gleichung (1) durch Kurvenanpassung ermittelt werden.

Ergebnisse

In Abbildung 3 sind die Durchbruchkurven für jeweils eine

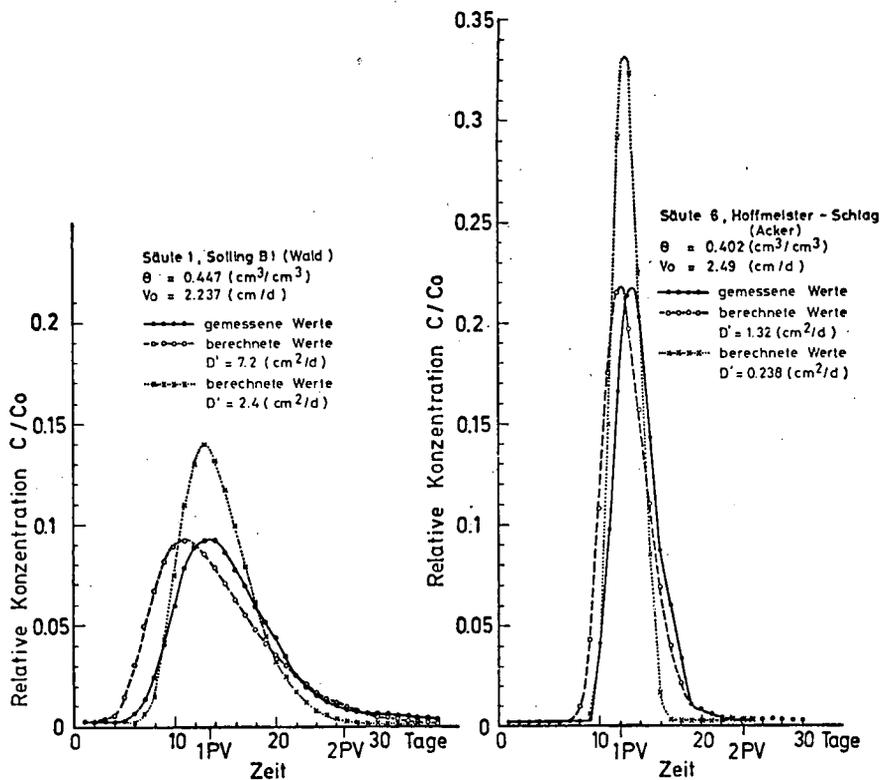


Abb. 3 : Gemessene und nach Gleichung (1) berechnete Cl - Durchbruchkurven für einen Wald - und einen Ackerboden aus Löß. Filtergeschwindigkeit: $v = 1,0 \text{ cm/d}$

Säule des Wald- bzw. Ackerbodens bei höherer Filtergeschwindigkeit dargestellt. Es kann festgestellt werden, daß die zugegebene Cl-Menge bei der Passage durch den Waldboden wesentlich stärker auseinander gezogen wird als beim Acker-

boden. Nach 30 cm Bodendurchgang beträgt die max. Cl-Konzentration (C) beim Waldboden nur 10 % und beim Ackerboden nur 20 % der zugegebenen Cl-Konzentration. Deutlich ist der asymmetrische Verlauf der Durchbruchkurven zu erkennen. Der Versuch, die gemessenen Durchbruchkurven mit der Gleichung (1) zu beschreiben, erwies sich als unmöglich.

Bei der langsamen Wasserflußrate ergab sich ein ähnliches

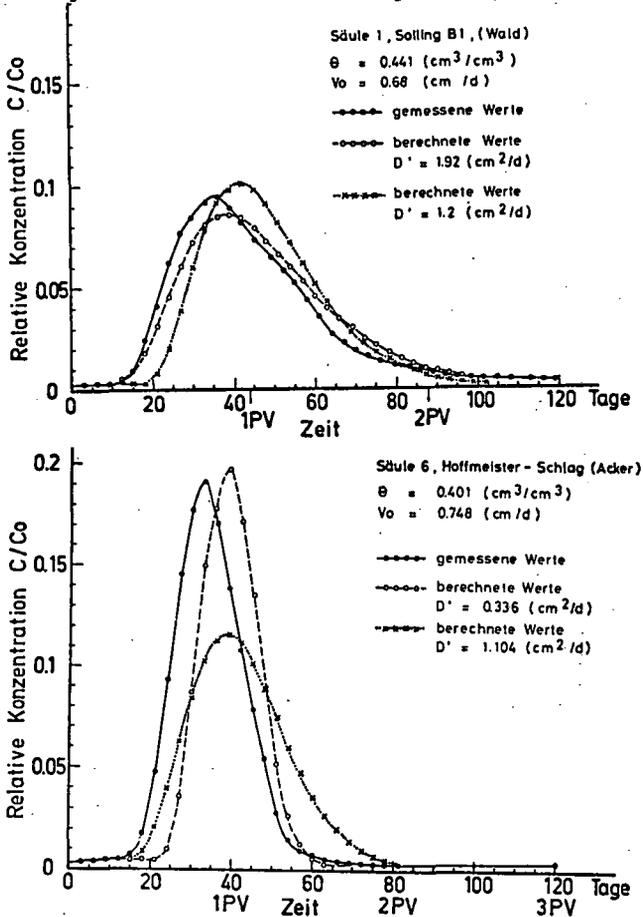


Abb. 4 und 5: Gemessene und nach Gleichung (1) berechnete Cl-Durchbruchkurven für einen Acker- und Waldboden aus LÖB..
Filtergeschwindigkeit $v = 0,3 \text{ cm/d}$

Bild (Abbildungen 4+5). Auch hier ließen sich die Durchbruchskurven nicht mit der einfachen Konvektions-Dispersionsgleichung beschreiben. Als Besonderheit ist hier zu vermerken, daß die maximale Cl-Konzentration im Auslauf schon relativ früh, d.h. vor dem einmaligen Austausch des in den Poren der Bodensäule gehaltenen Wassers (PV) erfolgte. Aus dem Verlauf der experimentell ermittelten Kurven ist zu entnehmen, daß der Transport von Stoffen, die nicht der Sorption unterliegen, in ungestörten Böden noch anderen Mechanismen unterworfen sein muß, als mit der Gleichung (1) beschrieben wird.

Der Einfluß der Aggregatgröße auf die Form der Durchbruchskurve wurde von Biggar und Nielsen (1962) untersucht. Durch die unvollständige Vermischung in groben Aggregaten wurde eine deutliche "Schwanzbildung" der Durchbruchskurven hervorgerufen. Ähnliche Beobachtungen wurden von Green et al. (1972) und McMahon and Thomas (1974) gemacht. In Abb. 6 ist schematisch der Weg einer Lösung durch einen ungesättigten,

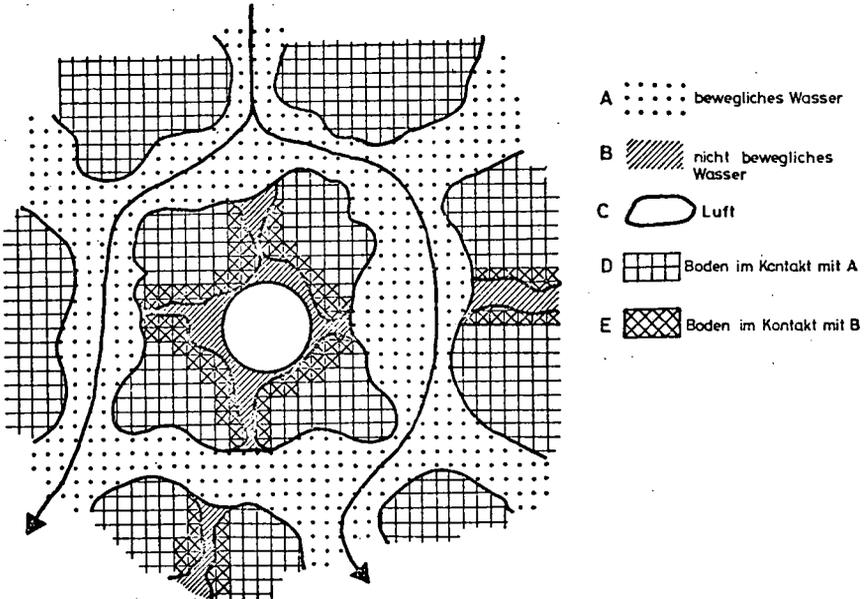


Abb.6: Wasserbewegung in einem aggregierten Bodenausschnitt (schematisch).

aggregierten Bodenabschnitt dargestellt. Bei dieser Darstellung wird das Bodenwasser nicht mehr als Einheit betrachtet, die sich mit einer mittleren Geschwindigkeit v_0 durch den Boden bewegt, sondern es wird eine Zweiteilung vorgenommen und dabei bewegliches und nicht-bewegliches Wasser unterschieden. Während des Transports von gelösten Stoffen durch einen Boden, der ein duales Porensystem aufweist (Interaggregat-Poren = Makroporen, Intraaggregat-Poren = Mikroporen), erfolgt der überwiegende Anteil des Fließens in den Makroporen. Der konvektive Transport in den Mikroporen ist äußerst gering; auf diese Weise übernimmt dieser Anteil eine sink/source Funktion.

Die hier ebenfalls ausgeschiedenen, unterschiedlichen Austauschpositionen sollen bei diesem Ansatz nicht betrachtet werden. Zwischen den bewegten und den nicht-bewegten Wasser-Anteilen im Boden kann der Austausch nur durch laterale Diffusion erfolgen. Unter Einbeziehung dieses Prozesses läßt sich die Gleichung (1) erweitern.

(siehe Abbildung 7).

Der Austausch zwischen der dynamischen und stagnierenden Region wird durch die Gleichung (3) beschrieben. Er ist proportional der Konzentration zwischen dynamischen und stagnierendem Wasser. In diesem Prozeß stellt α den Massen-Transfer-Koeffizienten ($1/d$) dar.

Ein numerisches Modell, dem die Gleichung (2) zugrunde liegt, wurde von Van Genuchten und Wierenga (1976) beschrieben. Mit diesem Modell wurden die Berechnungen durchgeführt. Durch Optimierung wurde eine Kurvenanpassung vorgenommen. Es zeigt sich, daß mit diesem Modellansatz die Durchbruchkurven hinreichend gut beschrieben werden können. Die Abbildung 8 verdeutlicht dies.

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - V_0 \frac{\partial C}{\partial z} \quad (1)$$

$$\Theta_d \frac{\partial C_d}{\partial t} + \Theta_s \frac{\partial C_s}{\partial t} = \Theta_d D'_d \frac{\partial^2 C_d}{\partial z^2} - V_d \Theta_d \frac{\partial C_d}{\partial z} \quad (2)$$

$$\Theta_s \frac{\partial C_s}{\partial t} = \alpha (C_d - C_s) \quad (3)$$

Θ = volumetrischer Wassergehalt (cm^3/cm^3)

C = Konzentration (mval/cm^3)

D' = Dispersionskoeffizient (cm^2/d)

V_0 = mittlere Porenwasser - Geschwindigkeit
(cm/d) aller wasserführenden Poren

V_d = mittlere Porenwasser - Geschwindigkeit
(cm/d) des dynamischen Teils der wasser-
führenden Poren

z = Entfernung (cm)

t = Zeit (d)

d = dynamischer Anteil des Porenwassers

s = stagnierender Anteil des Porenwassers

α = Massen - Transfer - Koeffizient ($1/\text{d}$)

Abb.7: Konvektions - Dispersions - Gleichung unter Ein-
beziehung des Intra - Aggregatwassers.

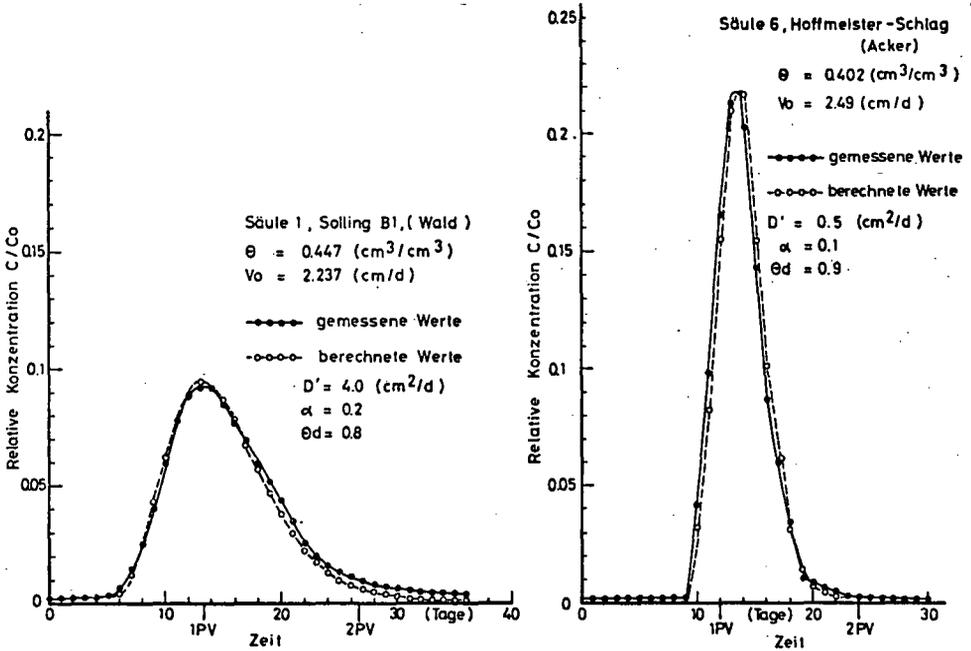


Abb.8: Gemessene und nach Gleichung (2) und (3) berechnete Cl-Durchbruchskurven für einen Wald- und einen Ackerboden aus LÖB.

Filtergeschwindigkeit $v = 1,0 \text{ cm/d}$

Für den Waldboden wird eine gute Übereinstimmung bei der höheren Fließgeschwindigkeit dann erreicht, wenn 20 % des Porenwassers als stagnierend angenommen werden, der Dispersionskoeffizient $D' = 4.0 \text{ (cm}^2/\text{d)}$ und der Massentransferkoeffizient $\alpha = 0.2 \text{ (1/d)}$ beträgt. Die entsprechenden Werte für den Ackerboden lauten: 10 % stagnierendes Wasser, $D' = 0.5 \text{ (cm}^2/\text{d)}$ und $\alpha = 0.1 \text{ (1/d)}$ und liegen alle unter den Waldwerten. Die Unterschiede zwischen den Böden sind auf die stärkere Homogenisierung des Ackerbodens infolge der Pflugarbeit zurückzuführen. Durch die Bearbeitungsmaßnahmen werden Aggregate zerstört oder zerkleinert und die Kontinuität der Poren wird unterbrochen. Dies führt zu einer Verringerung der Dispersion und zu einem vollständigeren Stoffaustausch zwischen Mikro- und Makroporen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden:

Der Homogenisierungsgrad eines Bodens wirkt sich stark auf die Form der Durchbruchskurve aus. Inhomogene Böden mit deutlicher Aggregatbildung sind durch stark abgeflachte und auseinandergezogene Durchbruchskurven gekennzeichnet, die darüber hinaus eine deutliche Schwanzbildung aufweisen. Der Einfluß der Fließgeschwindigkeit machte sich weniger in der Höhe der Konzentration im Auslauf bemerkbar, als vielmehr im Zeitpunkt, an dem maximale Konzentrationswerte erreicht wurden. Bei beiden Standorten führte die langsame Fließgeschwindigkeit zu einer Vorverlagerung des Durchbruchmaximums. In allen untersuchten Fällen lieferte die einfache Konvektions-Dispersions-Gleichung keine exakte Wiedergabe der gemessenen Werte. Mit Hilfe eines Modells, das von einem dualen Porensystem ausgeht und zwischen dynamischem Wasser in Makroporen und stagnierendem Wasser in Mikroporen unterscheidet, konnte eine erhebliche Verbesserung der Modell-Ergebnisse erzielt werden.

Literatur

- Benecke, P., Beese, F. und R.R. van der Ploeg. 1975. Ein einfaches Modell für den Lösungstransport in ungesättigten Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 22, 121-136.
- Biggar, J.W., and D.R. Nielsen. 1962. Miscible displacement II. Behavior of tracers. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 26: 125-128.
- Biggar, J.W., and D.R. Nielsen. 1967. Miscible displacement and leaching phenomenon. In R.M. Hagan, R.R. Haise and T.W. Edminster (eds.), Irrigation of Agricultural Lands. Agronomy 11, 254-274; Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin.
- Fried, Jean J. 1975. Groundwater Pollution. Developments in Water Science 4. Elsevier, Amsterdam - Oxford - New York.
- Green, R.E., P.S.C. Rao, and J.C. Corey. 1972. Solute transport in aggregated soil: tracer zone shape in relation to pore-velocity distribution and adsorption. Proc. 2nd Symp. Fundamentals of Transport Phenomena in Porous Media. IAHR-ISSS. Guelph. 1972. Vol. 2: 732-752.
- McMahon, M.A., and G.W. Thomas. 1974. Chloride and tritiated water flow in disturbed and undisturbed soil cores. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38: 727-732.
- Nielsen, D.R., and J.W. Biggar. 1962. Miscible displacement in soils. III. Theoretical considerations. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 26: 216-221.
- Van der Ploeg, R.R. und P. Benecke. 1972. Miscible displacement in soils. Mitteilgn. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 16, 179-206.
- Van Genuchten, M., and P. Wierenga. 1976. Numerical solution for convective dispersion with intra-aggregate diffusion and non-linear adsorption. In System Simulation in Water Resources, ed. G.C. Vansteenkiste, North-Holland Publishing Company, Amsterdam, pp. 275-292.

Transport von Wasser und Nährstoffen an die Pflanzenwurzeln als Funktion der Tiefe und der Zeit.

von

Renger, M.⁺ und Strebel, O.⁺⁺

Der Nährstofftransport an die Pflanzenwurzeln erfolgt vorwiegend durch Massenfluß und Diffusion. Der Transport durch Massenfluß läßt sich bestimmen, wenn die Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln und die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung als Funktion der Zeit und der Tiefe bekannt sind. Eine direkte Bestimmung der Diffusion ist dagegen schwieriger. Wenn man jedoch neben dem Massenfluß auch den Nährstoffgehalt in der Pflanze bestimmt, läßt sich aus der Differenz zwischen Nährstoffmenge in der Pflanze und der durch Massenfluß angelieferten Nährstoffmenge der Einfluß der Diffusion quantitativ erfassen. Der direkte Kontaktaustausch (Nährstoffaufnahme durch Wurzel-Interzeption) wird dabei vernachlässigt.

Da bisher nur wenige Ergebnisse von Geländemessungen über den Einfluß von Massenfluß und Diffusion auf die Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzeln vorliegen (NANAGARA et.al.1976, Van der PLOEG et.al.1975, WIERSUM 1973), wurde der o.a. methodische Ansatz bei einer Parabraunerde aus Löß unter Zuckerrüben 1975 im Gelände erprobt.

Bestimmung des Wasserflusses durch die Pflanzenwurzeln

Der Wasserfluß durch die Pflanzenwurzeln V_w läßt sich aus dem Gesamtwasserfluß V_{ges} und dem kapillaren Wasserfluß V_{kap} wie folgt errechnen (STREBEL et.al.1975):

$$V_w = V_{ges} - V_{kap} \quad (1)$$

⁺ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,
Postfach 510153, 3000 Hannover 51

⁺⁺ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
Postfach 510153, 3000 Hannover 51

Die Bestimmung von V_{ges} erfolgt mit Hilfe der Kontinuitätsgleichung, die in Differenzenform lautet:

$$V_{ges2} - V_{ges1} = - \sum_{z_1}^{z_2} \frac{\Delta \theta}{\Delta t} \Delta z \left[\begin{array}{l} \text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ Tag}^{-1} \\ \text{bzw. cm Tag}^{-1} \end{array} \right], \quad (2)$$

wobei θ = Wassergehalt [$\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$],
 t = Zeit [Tag]
 und z = Tiefe [cm]

bedeuten. Ist neben der Wassergehaltsänderung auf der rechten Seite der Gleichung 2 einer der beiden Wasserflüsse auf der linken Seite bekannt, so kann man den anderen berechnen. Dafür gibt es zwei Möglichkeiten, wobei man am zweckmäßigsten in einem Tiefenbereich beginnt, der mit Sicherheit unterhalb des Wurzelraumes liegt, um Wassertransport durch die Wurzeln auszuschließen. Häufig tritt während der Vegetationsperiode unterhalb des Wurzelraumes eine Tiefe z_2 auf, in der der hydraulische Gradient

$$\frac{\Delta \psi}{\Delta z} - 1 \quad (\psi = \text{Kapillarpotential, } z = \text{Tiefe})$$

gleich Null ist, (vgl. RENGGER et.al.1970). Damit wird der Gesamtwasserfluß für jede Tiefe z im Profil berechenbar nach der Gleichung

$$V_{ges1} = \sum_{z_1}^{z_2} \frac{\Delta \theta}{\Delta t} \Delta z \left[\begin{array}{l} \text{cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ Tag}^{-1} \\ \text{bzw. cm Tag}^{-1} \end{array} \right] \quad (2a)$$

Fehlt im Bereich unterhalb des Wurzelraumes eine solche Tiefe mit hydraulischem Gradienten Null, z.B. bei kapillarem Aufstieg aus dem Grundwasser, so kann V_{ges2} aus dem hydraulischen Gradienten und der Wasserleitfähigkeit k

$$V_{ges2} = -k (\psi) \left(\frac{\Delta \psi}{\Delta z} - 1 \right) \quad (3)$$

bestimmt werden. Dies ist deswegen möglich, weil in diesem Bereich $V_{ges} = V_{kap}$ ist. Der Wasserfluß V_{ges1} ist dann ebenfalls zu berechnen nach

$$V_{ges1} = \sum_{z_1}^{z_2} \frac{\Delta \theta}{\Delta t} \Delta z + V_{ges2} \left[\begin{array}{l} \text{cm}^3 \text{ cm}^{-2} \text{ Tag}^{-1} \\ \text{bzw. cm Tag}^{-1} \end{array} \right] \quad (2b)$$

Wie aus den Gleichungen 2 und 3 hervorgeht, braucht man für die Berechnung von V_{ges} und V_{kap} den Wassergehalt und die Wasserspannung als Funktion der Tiefe und der Zeit und außerdem für die einzelnen Bodenlagen die Beziehung zwischen k und ψ . Die Bestimmung der Wasserspannung erfolgte in unserem Fall mit Druckaufnehmertensiometern. Die Wassergehalte wurden aus den Wasserspannungswerten mit Hilfe einer im Gelände ermittelten $\Theta - \psi$ Beziehung errechnet. Lediglich in Perioden mit Wasserspannungen > 850 cm erfolgten direkte Wassergehaltsmessungen (gravimetrisch). Die Beziehung zwischen k und ψ wurde im Gelände anhand von Θ - und ψ -Messungen ermittelt (RENGER et.al.1974).

In Abbildung 1 sind die mittleren Wasserflüsse für 2 Perioden dargestellt. Die Periode vom 19.5. bis 26.5.75 gibt die Situation im ersten Blattstadium wieder. Der Wasserentzug durch die Pflanzenwurzeln V_w liegt mit $\sim 0,6$ mm Tag⁻¹ noch relativ niedrig. In der 2. Periode (23.6. bis 6.7.75) beträgt $V_w \sim 2,6$ mm Tag⁻¹. In Abbildung 2 ist neben V_w die Wasserentzugsrate r dargestellt. Sie erhält man durch Differentiation von V_w nach der Tiefe z

$$r = \frac{\Delta V_w}{\Delta z} \left[\text{cm}^3 \text{cm}^{-3} \text{Tag}^{-1} \text{ bzw. } 10^2 \text{ mm dm}^{-1} \text{Tag}^{-1} \right] \quad (4)$$

Das Maximum der Wasserentzugsrate liegt in der Zeit vom 23.6. bis 6.7.75 in den oberen 2 Dezimetern. Unterhalb von 1 m wird während dieser Zeit kein Wasser von den Pflanzenwurzeln aufgenommen. r ist Ausgangspunkt für die weitere Berechnung der Nährstoffanlieferung durch Massenfluß.

Bestimmung der Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzeln

Für die Bestimmung des Nährstofftransportes durch Massenfluß V_{wI} muß die Wasserentzugsrate r und die Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung Conc_I als Funktion der Tiefe und der Zeit bekannt sein. Zur Bestimmung der Nährstoffkonzentration wird die Bodenlösung aus mehreren Tiefen im Wurzelraum durch Bodensonden in der Regel wöchentlich einmal mit 4 bis 6 Parallelen entnommen. Als Saugkörper für die Sonden verwenden wir Zellen aus Nickelsintermetall. Während der 1 - 4 tägigen Ansaugperioden wird die Differenz $\Delta \psi$ zwischen Bodenwasser Spannung und angelegtem Unterdruck möglichst klein gehalten und nicht mehr als ca. 50 ml in die Bodensonde eingesaugt (STREBEL et.al.1973).

Durch Multiplikation der Wasserentzugsrate und der Nährstoffkonzentration in der Bodenlösung erhält man zunächst die Nährstoffanlieferungsrate r :

$$r_I = r \times \text{Conc}_I \quad \left[\text{mg cm}^{-3} \text{ Tag}^{-1} \right] \quad (5)$$

Die Nährstoffanlieferung pro Fläche V_W ergibt sich durch Multiplikation der einzelnen r_I -Werte mit der jeweiligen Schichtmächtigkeit Δz und Addition der errechneten Werte:

$$V_W = \sum_{z_0}^{z_W} (r_I \times \Delta z) \quad \left[\text{mg cm}^{-2} \text{ Tag}^{-1} \right] \quad (6)$$

(z_0 = Bodenoberfläche, z_W = Untergrenze des Wurzelraumes)

In Abbildung 3 ist in der linken Darstellung die Wasserentzugsrate r für drei verschiedene Zeiten dargestellt. Die mittlere Darstellung enthält die Kalium-Konzentration Conc_K in der Bodenlösung. Durch Multiplikation von $r \times \text{Conc}_K$ erhält man die in der rechten Darstellung eingetragenen Kaliumanlieferungsraten r_K . Aus der Abbildung geht hervor, daß die Kaliumanlieferung durch Massenfluß nur im Ap-Horizont eine Rolle spielt. Beim Natrium und Nitrat werden dagegen auch in größeren Tiefen beträchtliche Mengen an die Pflanzenwurzeln angeliefert (s. Abb. 4 u. 5).

Abbildung 6 zeigt die Nährstoffanlieferung durch Massenfluß in % in Abhängigkeit von der Tiefe. Während beim Kalium nur etwa 5 % der Gesamtmenge unterhalb des Ap-Horizontes an die Pflanzenwurzeln angeliefert werden, sind es beim Na ~ 70 %.

In Abbildung 7 sind die Summenkurven der Nährstoffanlieferung durch Massenfluß für verschiedene Nährstoffe und der Nährstoffaufnahme durch die Pflanze dargestellt. Beim Kalium wurden nur $39,2 \text{ kg ha}^{-1}$ durch Massenfluß an die Pflanzenwurzeln angeliefert. Dies entspricht etwa 7 % der Gesamtaufnahme. Aus diesem Vergleich ist zu erkennen, daß beim Kalium der Transport an die Pflanzenwurzeln in erster Linie durch Diffusion erfolgt.

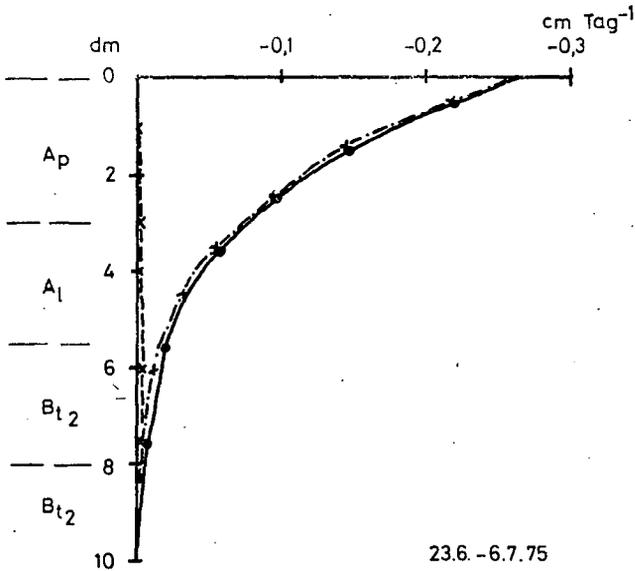
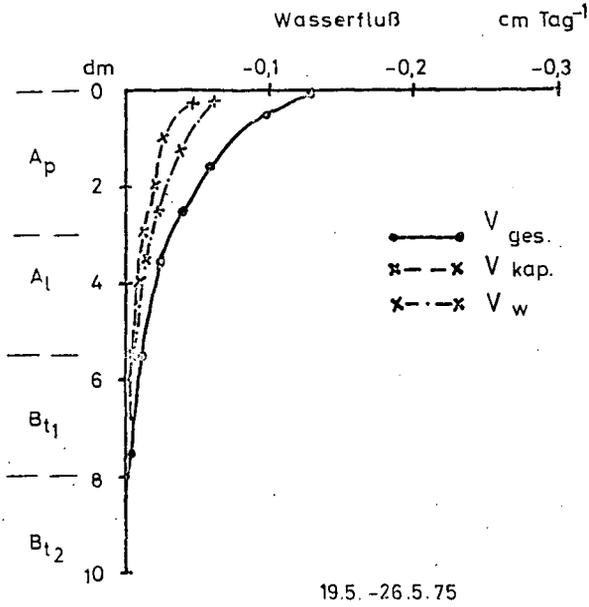
Beim Stickstoff stimmt die durch Massenfluß als NO_3 angelieferte N-Menge mit dem N-Gehalt in der Pflanze gut überein.

Die an die Pflanzenwurzeln angelieferte Ca-Menge ist wesentlich höher als die Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln. Dies deutet auf einen Diskriminierungsvorgang bei der Aufnahme durch die Wurzeln

und eine dadurch bedingte Ca-Anreicherung in der Nähe der Pflanzenwurzeln hin.

Literatur

- NANAGARA, T., PHILLIPS, R.E. and LEGGETT, J.E.: Diffusion and mass flow of nitrate-nitrogen into corn roots grown under field conditions. -
Agronomy Journal, Vol. 68, 67-72, 1976
- RENGER, M., GIESEL, W., STREBEL, O. und LORCH, S.: Erste Ergebnisse zur quantitativen Erfassung der Wasserhaushaltskomponenten in der ungesättigten Bodenzone. -
Z. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 126, 15-35, 1970
- RENGER, M., GIESEL, W., LORCH, S. und STREBEL, O.: Vergleich von Labor- und Geländemessungen der Wasserleitfähigkeit des ungesättigten Bodens. -
Transact. 10. Intern. Congr. Soil Sci. Vol. 1, 309-318, Moskau 1974
- STREBEL, O., RENGER, M. und GIESEL, W.: Bestimmung des Wasserentzuges aus dem Boden durch die Pflanzenwurzeln im Gelände als Funktion der Tiefe und der Zeit. -
Z. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 138, 61-72, 1975
- STREBEL, O., RENGER, M. und GIESEL, W.: Bestimmung des vertikalen Transports von löslichen Stoffen im wasserungesättigten Boden. -
Wasser u. Boden 25 (8), 252-253, 1973
- Van der PLOEG, ULRICH, B. PRENZEL, J. and BENECKE, P.: Modeling the mass balance of forest ecosystems. -
Proceedings 1975 Summer Computer Simulation Conference Juli 21-23, San Francisco, USA, p.p. 793-802.
- WIERSUM, L.K.: Some experiments on supply of ions to the absorbing root surface. -
Neth. J. agric. Sci. 27, 263-268, 1973



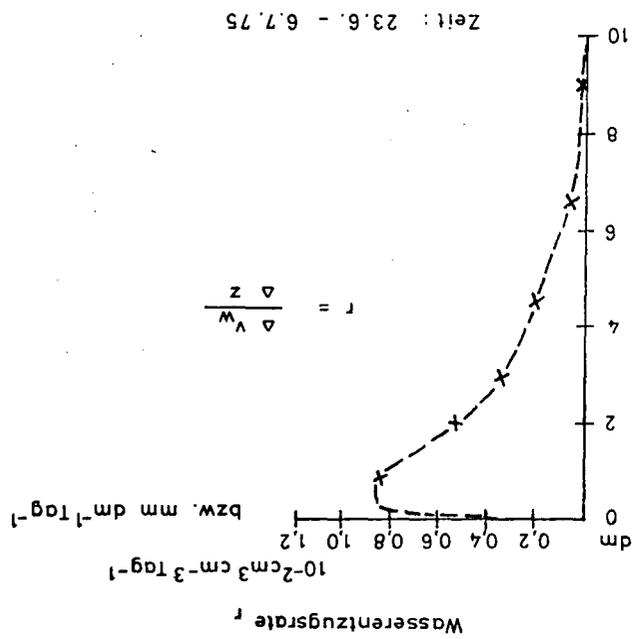
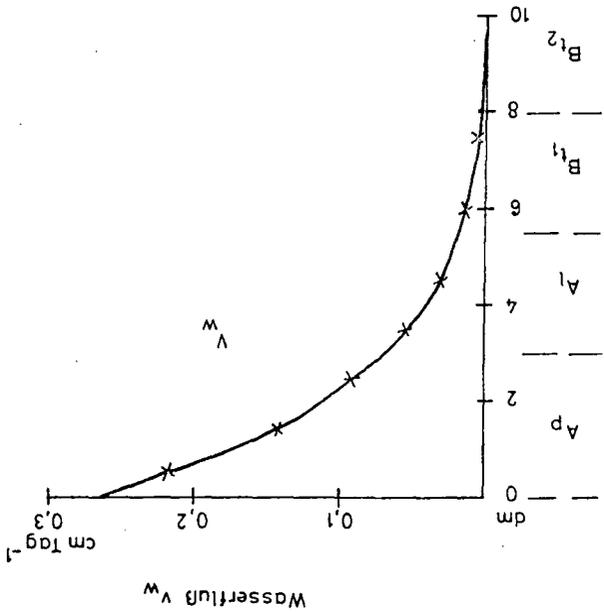


Abb. 2

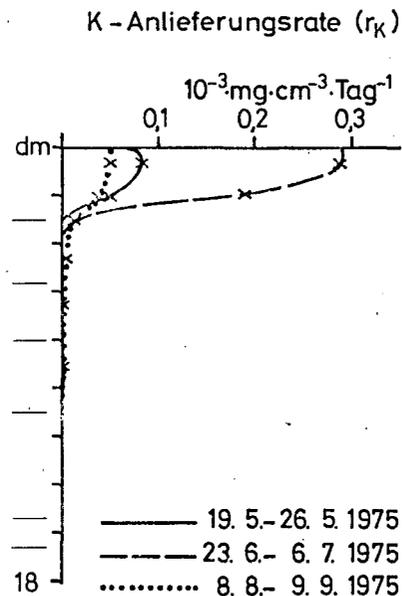
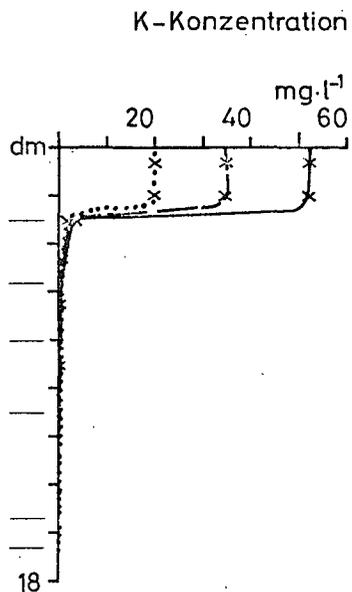
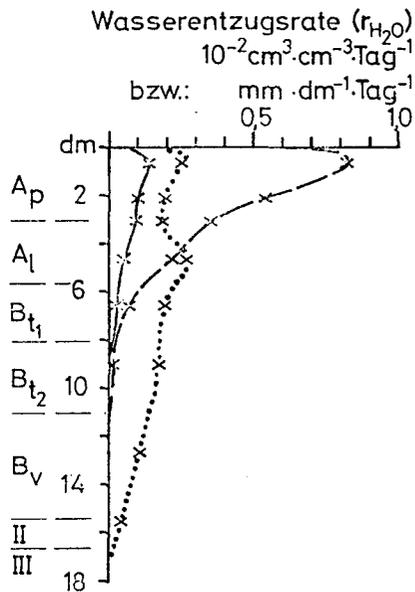


Abb. 3

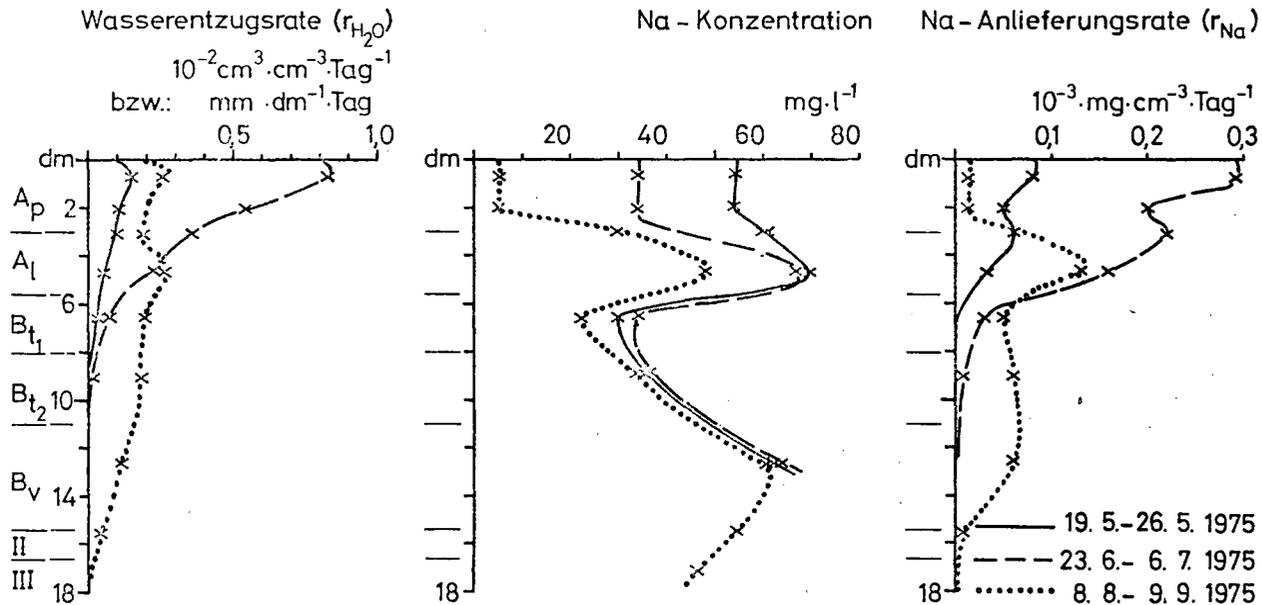
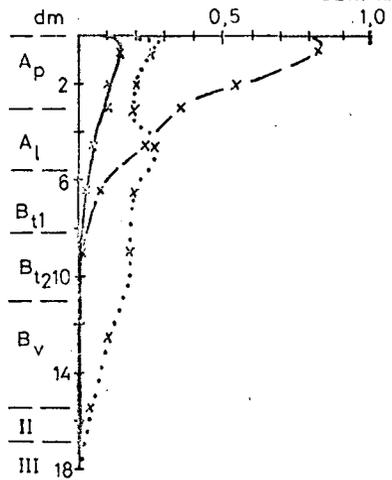


Abb. 4

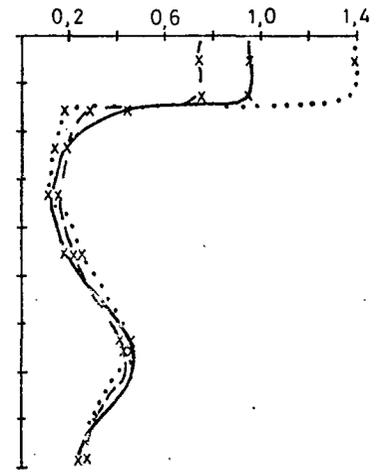
Wasserentzugsrate (r_{H_2O})

$10^{-2} \text{cm}^3 \text{cm}^{-3} \text{Tag}^{-1}$
bzw. $\text{mm dm}^{-1} \text{Tag}^{-1}$



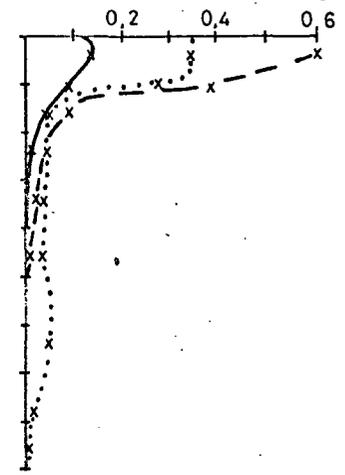
NO_3 - Konzentration

$\text{mg NO}_3 \text{cm}^{-3}$



NO_3 - Anlieferungsrate

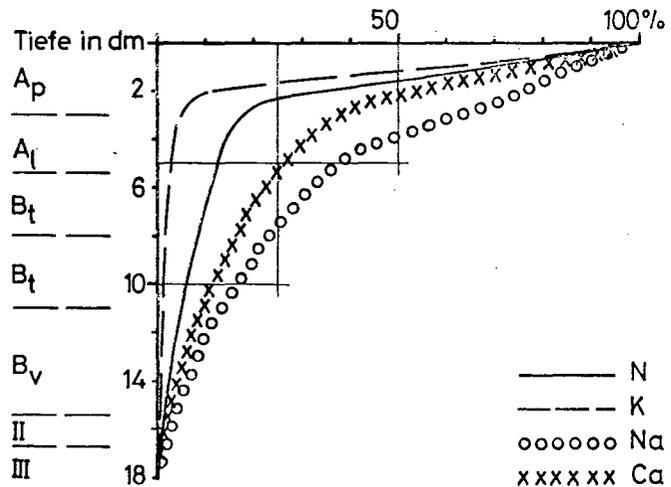
r_{NO_3}
 $10^{-2} \text{mg NO}_3 \text{cm}^{-3} \text{Tag}^{-1}$



- 19.5. - 26.5.75
- - - 23.6. - 6.7.75
- 8.8. - 9.9.75

Abb. 5

Nährstoffanlieferung
19.5. — 9.9.1975



Zuckerrüben
Ahrbergen

Abb. 6

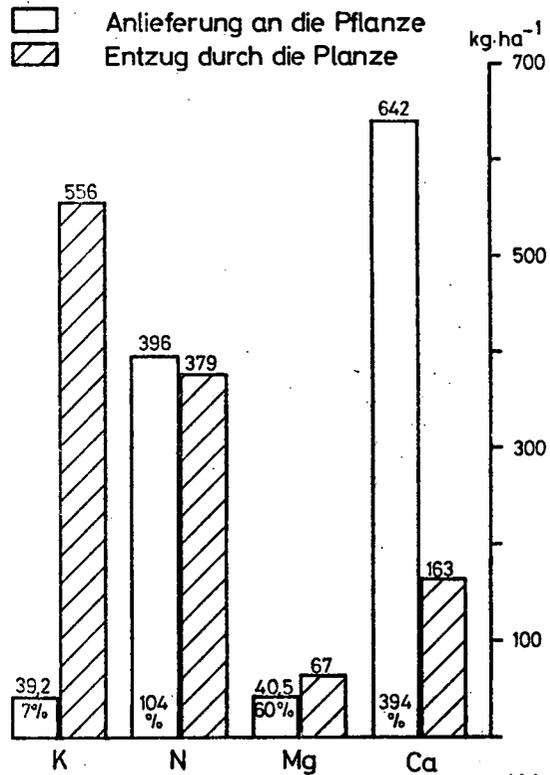
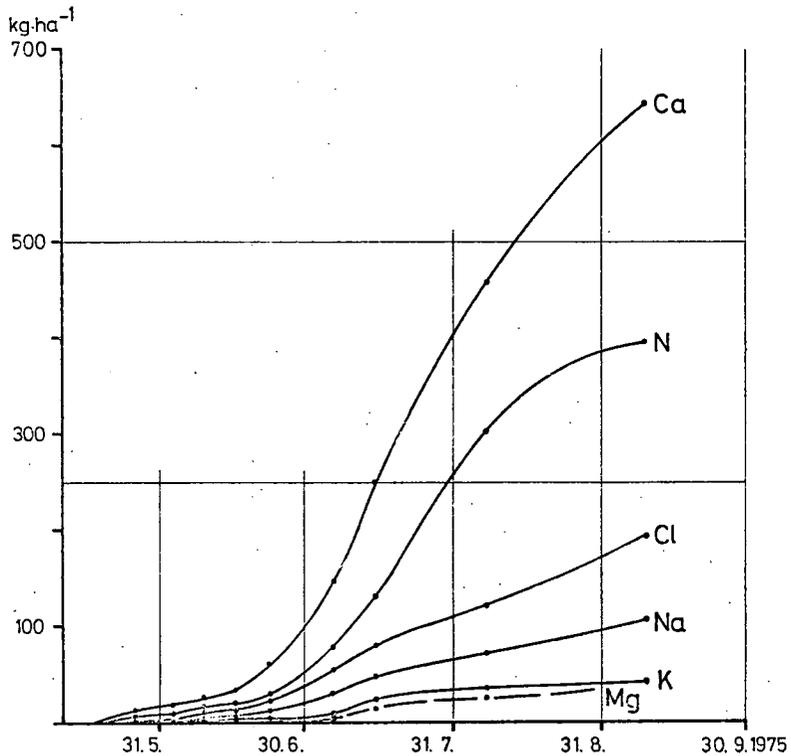


Abb. 7

Kapillarer Aufstieg und Stoffbilanzen
unterhalb des Wurzelraumes

von

Strebel, O. ^{x)} und Renger, M. ^{xx)}

Stofftransport und vertikale Wasserbewegung unterhalb des Wurzelraumes sind z. B. als output-Größe bei Untersuchungen über den Stoffhaushalt von Ökosystemen oder bei der Beurteilung einer möglichen Grundwasserbelastung von großer Bedeutung. Der folgende Bericht behandelt neben dem Einfluß eines zeitweise vorhandenen kapillaren Aufstiegs zur Untergrenze des Wurzelraumes hin die Berechnung von Stoffbilanzen, um eventuelle Verluste (oder Wechselwirkungen mit der festen Phase des Bodens) unterhalb des Wurzelraumes festzustellen. Er beschränkt sich im wesentlichen auf den Chlorid- und Nitrattransport.

Unsere Geländeuntersuchungen erfolgten in der Umgebung Hannovers auf ebenen Standorten unter Ackernutzung mit ortsüblicher Fruchtfolge und Düngung. Die nachfolgenden Beispiele stammen von einer grundwasserfernen Parabraunerde aus Löss über kiesigem Sand (Grundwasserflurabstand 250 - 280 cm) und einem grundwassernahen Gley-Podsol aus Mittel-Feinsand (Grundwasserflurabstand 80 - 180 cm).

Methodisch gehen wir von der vereinfachenden Annahme aus, daß der Stofftransport im wesentlichen durch Massenfluß erfolgt und mit dem Produkt aus Wasserfluß und Konzentration genügend genau erfaßt ist. Zur Bestimmung der Konzentration wird die Bodenlösung aus mehreren Tiefen über Bodensonden wöchentlich einmal mit 4 - 6 Parallelen entnommen. Als Saugkörper für die Sonden verwenden wir Zellen aus Nickel-

x) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Postfach 51 01 53, 3000 Hannover 51

xx) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Postfach 51 01 53, 3000 Hannover 51

sintermetall. Während der 1 - 4 tägigen Ansaugperiode werden die Differenz $\Delta \psi$ zwischen Bodenwasserspannung und angelegtem Unterdruck möglichst klein gehalten und nicht mehr als ca. 50 ml in die Bodensonde eingesaugt. Die vertikale Wasserbewegung wurde über regelmäßige Wasserspannungsmessungen (Tensiometer) und Wassergehaltsmessungen (z. T. Gamma-Doppelsonde, z. T. Neutronensonde) ermittelt (vgl. GIESEL et al. 1970, RENGGER et al. 1975).

Der Einfluß des kapillaren Aufstiegs ist in Abb. 1 aus dem Abfall der Summenkurven für Versickerung und Nitratauswaschung bei einem grundwasserfernen Standort zu ersehen. Die Tiefe 90 cm gehört allerdings ab Ende Juli noch zum Wurzelraum, deswegen ist der Abfall der Summenkurven hier zusätzlich noch durch den gemessenen direkten Entzug durch die Wurzeln (vgl. RENGGER und STREBEL 1976) verursacht. Die Tiefe 125 cm liegt nahe der Untergrenze und die Tiefe 170 cm unterhalb des Wurzelraumes. Abb. 2 zeigt in einer entsprechenden Darstellung den Einfluß des kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser. Die Bezugstiefe 80 cm befindet sich unterhalb des Wurzelraumes. Der kapillare Aufstieg (= Abfall der Summenkurven) betrug 1975 38 mm (7 kg N) und 1976 61 mm (12 kg N).

Wenn in einer Bodenlage weder eine Quelle noch eine Senke vorhanden ist und außerdem keine Wechselwirkungen mit der festen Bodenphase erfolgen, so muß die Differenz der beiden Flüsse, die in diese Bodenlage hereinkommen bzw. diese verlassen, numerisch gleich der Vorratsänderung in der Bodenlösung dieser Bodenlage sein. Als Wasserbilanz bzw. Chloridbilanz ergibt sich dann:

$$\Delta \theta - (v_1 - v_2) = 0 \quad \text{und} \quad (1)$$

$$\Delta Cl - (v_{Cl1} - v_{Cl2}) = 0, \quad (2)$$

wobei θ = Wassergehalt, v_1 und v_2 die beiden Wasserflüsse,

$Cl = \theta \times \text{Konz}_{Cl}$ sowie v_{Cl1} und v_{Cl2} die beiden Chloridflusse

bedeuten. Von 0 abweichende Ergebnisse bei (1) und (2) müssen durch methodische Fehler bedingt sein. Eine negative Nitratbilanz

$$\Delta N - (v_{N1} - v_{N2}) = - , \quad (3)$$

mit $N = \theta \times \text{Konz}_{NO_3}$ und v_{N1} bzw. v_{N2} als den jeweiligen Nitratflussen,

würde auf Nitratverluste (Denitrifikation) hinweisen.

In Abb. 3 sind die Bilanzierungsergebnisse für zwei Tiefenbereiche der Parabraunerde dargestellt (90 - 125 cm von Juli - Oktober im Wurzelraum, 125 - 170 cm praktisch immer unterhalb des Wurzelraumes). Mit mittleren Abweichungen zwischen 4.3 mm/Monat (90 - 125 cm) bzw. 2.7 mm/Monat (125 - 170 cm) sowie ca. 1 kg Cl/ha und Monat ergibt sich eine befriedigende Genauigkeit der Wasser- bzw. Chloridbilanz und damit der benutzten Methode zur Ermittlung des Stofftransports.

Nach der Nitratbilanz sind für 125 - 170 cm keine Nitratverluste nachzuweisen. Dagegen muß man in 90 - 125 cm mit gewissen Nitratverlusten (Denitrifikation) vor allem im Juni rechnen, deren Ausmaß vom Ergebnis der noch laufenden statistischen Bearbeitung der Bilanzdaten abhängt. Das Fehlen einer Denitrifikation unterhalb des Wurzelraumes ist sicherlich vor allem durch den starken Rückgang in Mikrobenzahl und im Gehalt an leicht verfügbarem organischen Kohlenstoff als Energiematerial bedingt.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft danken wir für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

Literatur

- GIESEL, W., LORCH, S., RENGER, M., STREBEL, O.: Waterflow calculations by means of gamma-absorption and tensiometer field measurements in the unsaturated soil profile. *Isotope Hydrology* 1970, IAEA Wien, 663 - 672, 1970.
- RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W., von HOYNINGEN-HUENE, J.: Bestimmung der Wasserhaushaltskomponenten von Böden (Verfahrenvergleich). *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* 22, 113 - 120, 1975.
- RENGER, M., STREBEL, O.: Transport von Wasser und Nährstoffen an die Pflanzenwurzeln als Funktion der Tiefe und der Zeit. *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* 23, 1976.

Parabraunerde aus Löss über kies. Sand
Ahrbergen, Acker

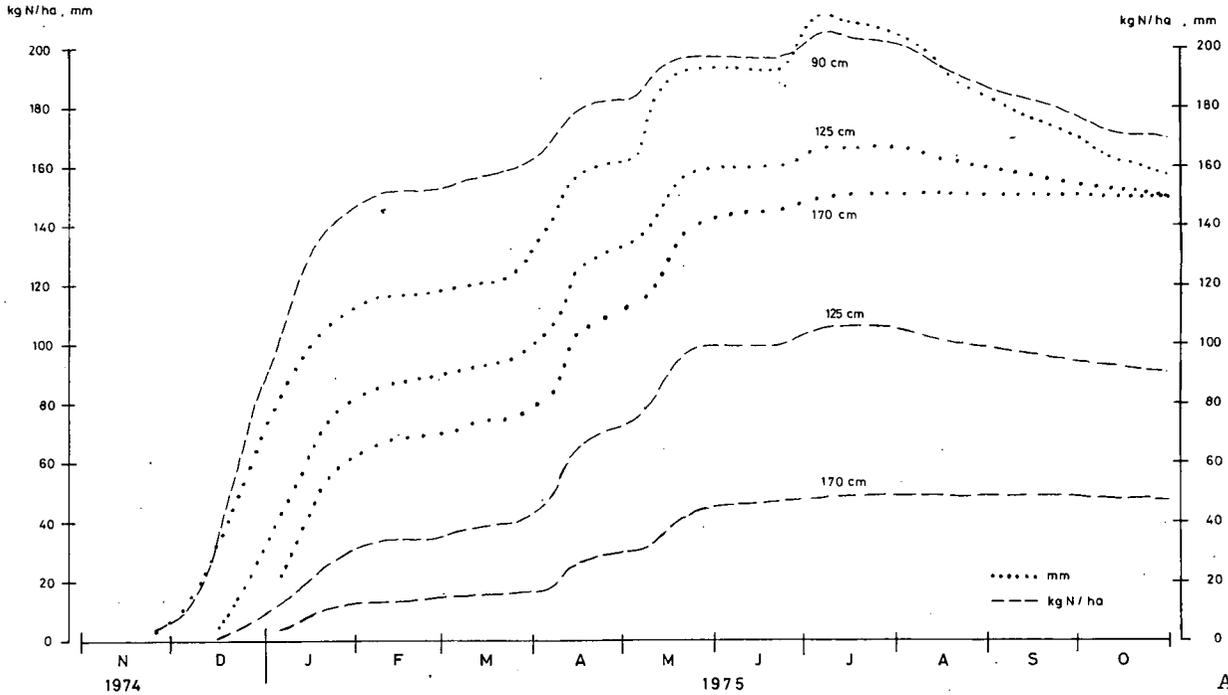


Abb. 1

Fuhrberg S 3 , Acker , 80 cm Tiefe

Gley - Podsol aus Fein - Mittelsand

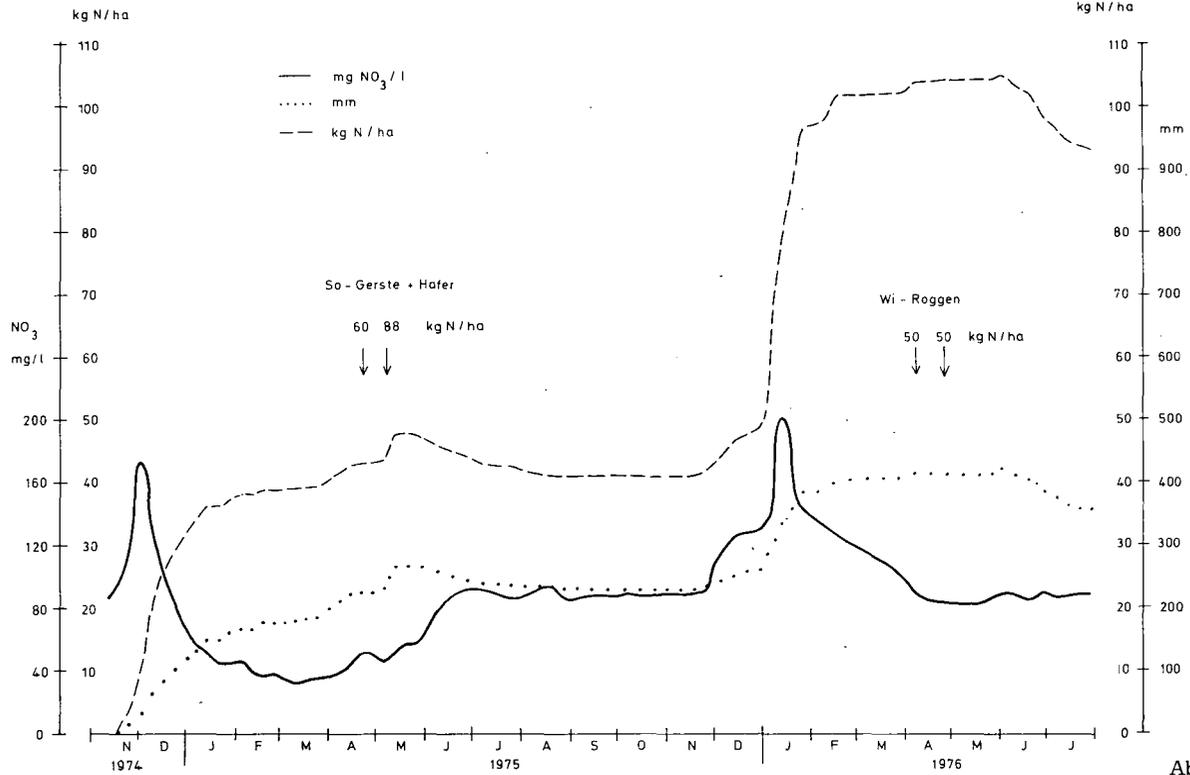


Abb. 2

Parabraunerde Ahrbergen Tiefe 90 - 125 cm ———
und 125 - 170 cm - - - - -

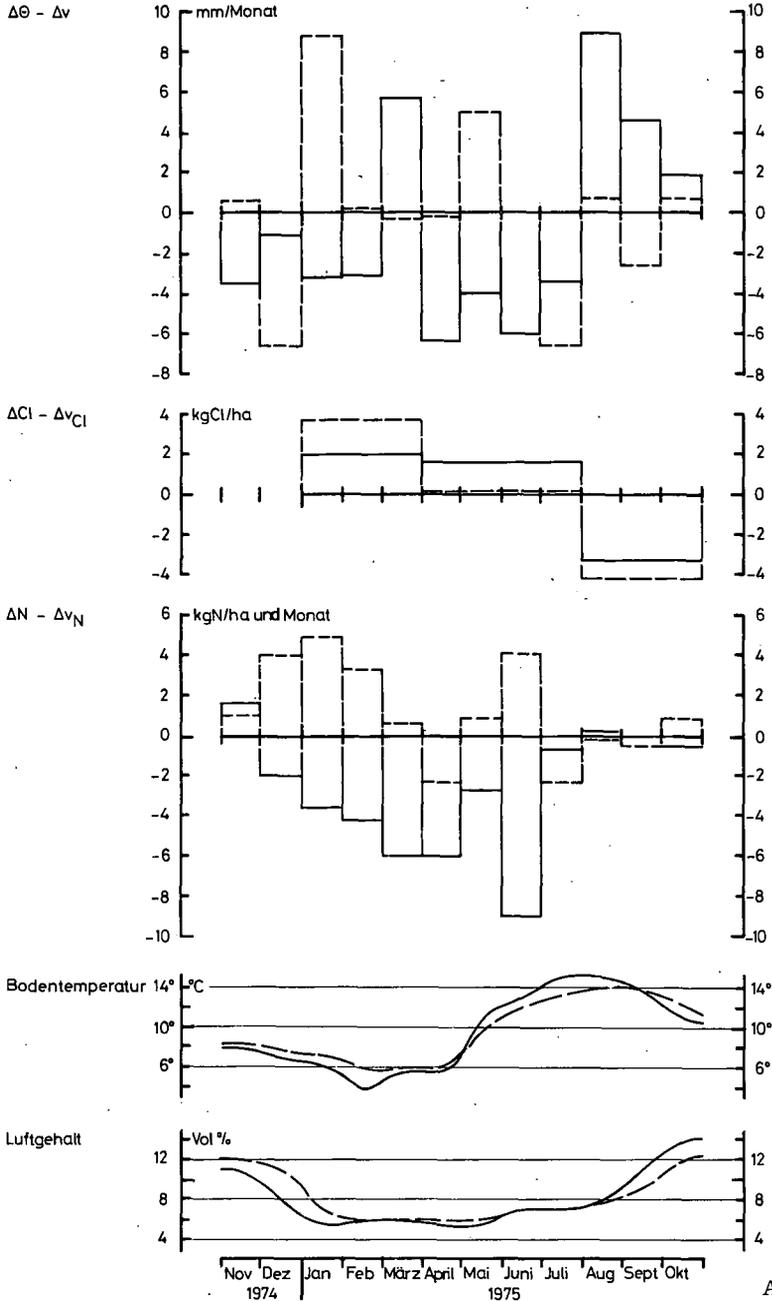


Abb. 3

Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoffkonzentrationen
und Auswaschung in einem Beregnungsversuch

von

Czeratzki, W.[†]

1. Einleitung

Bereits früher (1) wurde anhand von einjährigen Untersuchungen über den zeitlichen Verlauf von Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser unter einem Beregnungsversuch auf schwach lehmigen Sandboden berichtet. Hierbei konnten in dem aufgrund der klimatischen Wasserbilanz überwiegend trockenen Untersuchungszeitraum charakteristische Unterschiede im Gang der NO_3 -Konzentration der Versuchsvarianten gefunden werden, die eine durchschnittlich geringere NO_3 -Belastung der beregneten Variante anzeigten.

Allerdings ergab sich auch, daß eine gegenüber der üblichen N-Düngung (Getreide 80 kg/ha, Rüben 160 kg/ha N) um 50 % verstärkte N-Gabe bei Beregnung zu einer merklichen Erhöhung der NO_3 -Konzentration im Sickerwasser geführt hat. Aus dem zeitlichen Verlauf der NO_3 -Konzentration ergab sich ferner, daß insbesondere auf "unberegnet" die Höchstwerte im Herbst und Winter, die Tiefstwerte dagegen in der Hauptwachstumszeit auftraten. Der saisonale Anstieg der NO_3 -Konzentration im Herbst wurde auf die Nährstoffmengen zurückgeführt, die infolge des durch Wassermangel eingeschränkten Nährstoffverbrauchs der Pflanzen überschüssig im Boden zurückgeblieben sind.

2. Fragestellung

Die Untersuchungen wurden mit der ursprünglichen Fragestellung fortgesetzt, wobei zusätzlich noch die während der dreijährigen Versuchszeit ausgewaschenen Nährstoffmengen bestimmt wurden.

[†] Institut für Pflanzenbau und Saatgutfg., Braunschweig, Bundesallee 50

3. Versuchsdurchführung

Anlage und Durchführung des Beregnungsversuches sowie die chemische Untersuchung der Wasserproben entsprach dem bisherigen Verfahren. Die Sickerwasserproben wurden in 1 und 2 m Bodentiefe mittels Saugvorrichtungen gewonnen (2). Die erforderlichen Sickerwassermengen wurden nicht im Beregnungsversuch gemessen, sondern es wurden die Sickerwassermengen von parallel laufenden 2 m tiefen Durchflußunterdrucklysimetern verwendet, die seit 1961 auf dem Gelände der FAL Braunschweig in Betrieb sind (3).

Der Untersuchungszeitraum: 2. Hälfte Wasserwirtschaftsjahr 1971/72 - einschließlich 2. Hälfte 1974/75 - fiel in eine defizitäre Niederschlagstätigkeit mit einer relativen Regenmenge von 76 % gegenüber dem Normaljahr:

WaWi-Jahre:	1971/72		1972/73		1973/74		1974/75		Mittel		
	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.	1.	2.	
Niederschlag mm:	337		149	255	151	305	306	250	202	287	
Rel. Normal:	90		56	60	57	81	116	67	77	72	
1.: 264 mm	2.: 375 mm										

4. Ergebnisse

4.1 Zeitlicher Verlauf der Ionenkonzentration im Sickerwasser

Zur Erfassung ihrer saisonalen oder düngungsbedingten Abhängigkeiten wurden die Ionenkonzentrationen in Zeitkurven dargestellt. Für jeden Zeitpunkt der Kurven standen Mittelwerte aus bis zu vier Einzelwerten von Sickerwässern aus 1 und 2 m Bodentiefe zur Verfügung. Infolge der Streuung der Einzelwerte mit s%-Werten bis 100 ergaben sich z.T. sehr unruhige Kurvenverläufe. Sie wurden, falls nötig, durch gleitende Mittelwertbildung (4) geglättet, für die drei aufeinander folgende Zeitpunkte verwendet wurden.

Ein Beispiel ist in Abb. 1 dargestellt.

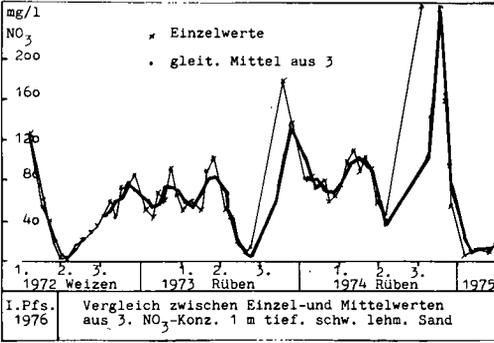


Abb. 1

4.1.1 NO₃ (Abb. 2 geglättet). Von den drei Berechnungsvarianten weist "unberechnet" den deutlichsten Jahresgang auf, mit Minima während der Hauptwachstumszeit sowie Maxima zu Beginn der winterlichen Versickerungszeit. Bei den berechneten Varianten ist dieser Jahresgang wesentlich schwächer.

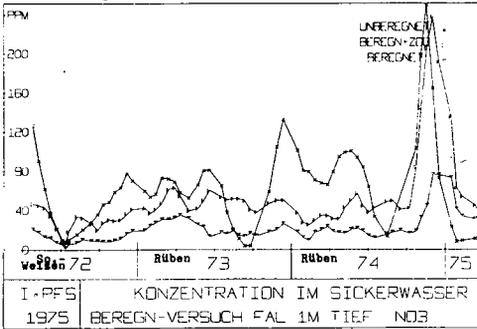


Abb. 2

4.1.2 Cl (Abb. 3 ungeglättet). Besonders charakteristisch sind die wiederkehrenden herbstlichen Konzentrationsspitzen mit Werten bis 600 ppm auf "unberechnet". Auf "berechnet" sind sie wesentlich schwächer. Minima treten dagegen im Sommer auf. Sie sind jedoch weniger auffallend als die Konzentrationsspitzen und weisen keine größeren Unterschiede zwischen den Berechnungsvarianten auf.

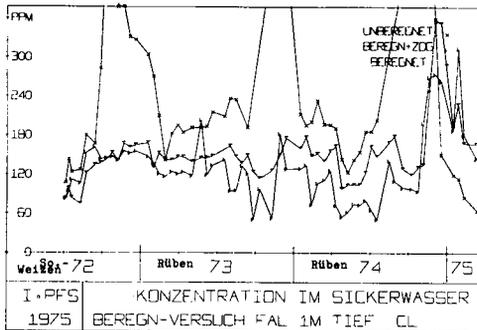
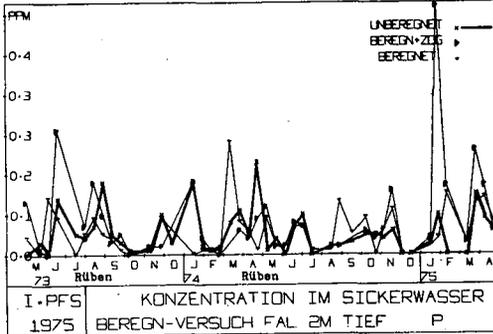


Abb. 3

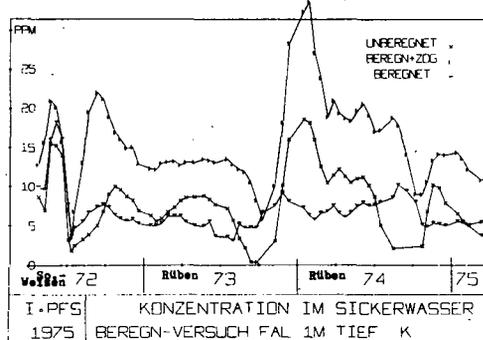
4.1.3 P (Abb. 4 ungeglättet). Die Konzentrationen lassen keine auffälligen



Unterschiede zwischen den Varianten und auch keinen Jahresgang erkennen. Mit zwei Ausnahmen liegen die Werte unter 0,3 ppm.

Abb. 4

4.1.4 K (Abb. 5 geglättet). Alle Berechnungsvarianten zeigen einen ausgeprägten



ten jahreszeitlichen Konzentrationsverlauf mit einer sehr guten Anpassung der Minima an die Hauptwachstumszeit und der Maxima an den Beginn der winterlichen Sickerwasserperiode. Infolge der im Versuch durchgeführten Stopfeldüngung mit PK ist eine Verstärkung der Maxima durch diese Maßnahme nicht auszuschließen.

Abb. 5

Bemerkenswert ist auch, daß die

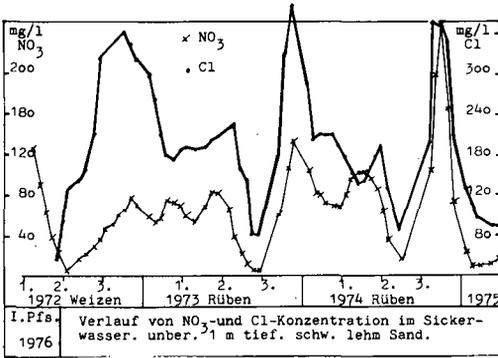
N-Zusatzdüngung mit Beregnung die K-Konzentration wesentlich erhöht hat.

4.1.5 Na. Die Konzentrationsverläufe der drei Versuchsvarianten liegen sehr nahe beieinander. Ein deutlicher Jahresgang mit Maximum im Spätherbst und Minimum im Sommer ist nur 1972 aufgetreten.

4.1.6 Zusammenhang zwischen NO_3 und Cl

Die auffällige Parallelität zwischen dem Konzentrationsverlauf von NO_3 (Abb. 2) und Cl (Abb. 3) tritt bei einer gleichzeitigen Darstellung (Abb. 6) so deutlich zutage, daß im vorliegenden Fall Veränderungen im Verhältnis Chlorid : Nitrat zur Feststellung von biologischen Veränderungen des NO_3 dienen könnten.

Zwischen Chlorid und Nitratkonzentration ergab sich über alle Beregnungsvarianten ein $r = 0,43$. Ein ebenso großer Korrelationskoeffizient ergab sich



zwischen Cl und Na ($r = 0,42$). Demgegenüber lagen die Korrelationskoeffizienten der übrigen Vergleiche bei etwa $r = 0,20$ oder in der Mehrzahl sogar unter $r = 0,10$.

Abb. 6

4.1.7 Durchschnittswerte der Konzentrationen in 1 und 2 m Bodentiefe
 Zur Feststellung von Veränderungen der Ionenkonzentrationen während des Versickerungsvorganges wurden Sickerwässer aus 1 und 2 m Tiefe gewonnen. Aus den Durchschnittswerten der Tabelle 1 ist ersichtlich, daß auf "unberegnet" die Ionenkonzentrationen zwischen 1 und 2 m entweder gleich blieben ($\text{NO}_3\text{-N}$ und Na) oder in der Reihenfolge: Cl-, $\text{NO}_2\text{-N}$, P, K abgenommen haben. Bei "beregnet + N-Zusatzdüngung" zeigen $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, P und insbesondere K das gleiche Verhalten wie auf "unberegnet", während beim Cl die Konzentration in 2 m zugenommen hat. Demgegenüber bestehen bei alleiniger Beregnung keine Konzentrationsunterschiede zwischen 1 und 2 m.

Tab. 1: Mittelwerte der Ionenkonzentration (mg/l) in 1 und 2 m Tiefe

	NO ₃ -N mg/l	NO ₂ -N mg/l	Cl mg/l	P mg/l	K mg/l	Na mg/l
unberechnet						
1 m	10,3	0,8	226	0,11	9	23
2 m	10,5	0,5	173	0,06	3	21
	10,4	0,6	198	0,08	6	22
ber. + N-ZDG						
1 m	10,9	0,5	150	0,17	16	27
2 m	10,4	0,4	171	0,15	8	27
	10,6	0,4	159	0,16	13	27
berechnet						
1 m	4,6	0,3	161	0,06	6	23
2 m	4,9	0,3	169	0,07	6	25
	4,7	0,3	164	0,06	6	24

4.2 Sickerwassermengen

Die Sickerwassermengen wurden - wie bereits erwähnt - nicht auf der Versuchsfläche bestimmt, sondern parallellaufenden 2 m tiefen, 0,2 m² großen Unterdrucklysimetern entnommen.

Für die Wasserwirtschaftshalbjahre des untersuchten Zeitraumes (2./1971/1972 bis einschl. 2./1974/1975) ergaben sich folgende Niederschlags- und Sickerwassermengen.

	Niederschlag		Sickerwasser			
	Summe mm	Mittel mm	unberechnet Summe mm	unberechnet Mittel mm	berechnet Summe mm	berechnet Mittel mm
3 erste Halbjahre	606	202	315	105	425	142
4 zweite Halbjahre	1.147	287	190	48	190	48
Versuchszeitraum	1.753	489	505	153	615	190

Die Sickerwassermenge für die beiden berechneten Varianten ergab sich aus der Sickerwassermenge für "unberechnet" und einem Zuschlag für den Bodenvorrat, der im Profil 0 - 150 cm bei 40 % nK - dem angestrebten Versorgungsgrad der Berechnung - zum Zeitpunkt der Ernte vorhanden war. Dieser Zuschlag wurde zum Sickerwasser des folgenden Halbjahres addiert:

Berechnungsjahr	Zuschlag mm	zum 1. Halbjahr
1972	20	1972/73
1973	70	1973/74
1974	20	1974/75

110

4.3 Mittelwerte der Ionenkonzentrationen und Auswaschungsmengen

Die mittleren Ionenkonzentrationen wurden getrennt nach Wasserwirtschafts-halbjahren aus den Analysenwerten der 14-tägig^{lichen} aufeinander folgenden Meßzeitpunkte errechnet. Aus diesen Werten und den Sickerwassermengen ergaben sich die in Tab. 2 angegebenen Auswaschungsmengen in kg/ha.

Infolge der bei allen Ionen z.T. wesentlich geringeren Nährstoffkonzentration und der ebenfalls geringeren Sickerwassermenge sind die Auswaschungsmengen im Sommerhalbjahr wesentlich niedriger als im Winterhalbjahr.

N: Der Stickstoff zeigt die stärkste Abhängigkeit der Auswaschungsmenge sowohl von der Jahreszeit als auch von den Berechnungsvarianten. Durch alleinige Berechnung wurde die ausgewaschene N-Menge auf die Hälfte der Menge von unberechnet herabgesetzt. Dagegen hat die N-Zusatzdüngung zur Berechnung die N-Auswaschung sogar etwas über den Stand von unberechnet angehoben.

Der extrem niedrige Wert der alleinigen Berechnung im Sommerhalbjahr könnte allerdings schon Anzeichen für eine zu niedrige N-Düngung sein. Insgesamt gesehen ist die N-Auswaschung zwischen 9 - 20 kg/ha/Jhr. für alle Berechnungsvarianten relativ klein.

Cl: Infolge geringerer Sickerwassermengen und Ionenkonzentrationen werden auf den drei Varianten im Sommerhalbjahr nur 25 % der Cl-Menge des Winterhalbjahres ausgewaschen. Allerdings bewirken die größeren Sickerwassermengen auf den beiden Berechnungsvarianten, daß im Winterhalbjahr bei ihnen mehr Cl aus-

Tab. 2: Mittlere jährliche Konzentrationen und Auswaschungsmengen kg/ha auf den Berechnungsvarianten

	SW mm	Konz. mg/l	Menge kg/ha	SW mm	Konz. mg/l	Menge kg/ha	Konz. mg/l	Menge kg/ha
<u>N</u>								
1. Halbjahr	105	12.1	13	142	12.1	17	5.4	8
2. Halbjahr	48	8.2	4	48	6.3	3	2.6	1
Jahr:	153	11	17	190	11	20	5	9
<u>Cl</u>								
1. Halbjahr	105	214.8	226	142	170.6	242	173.9	247
2. Halbjahr	48	161.2	77	48	127.6	61	132.3	64
Jahr:	153	198	303	190	159	303	164	311
<u>P</u>								
1. Halbjahr	105	0.07	0.07	142	0.18	0.25	0.06	0.09
2. Halbjahr	48	0.10	0.05	48	0.10	0.05	0.07	0.03
Jahr:	153	0.08	0.12	190	0.16	0.30	0.06	0.12
<u>K</u>								
1. Halbjahr	105	6.7	7	142	14.2	20	5.7	8
2. Halbjahr	48	5.2	2	48	11.4	5	6.4	3
Jahr:	153	6	9	190	13	25	6	11
<u>Na</u>								
1. Halbjahr	105	22.8	24	142	28.1	40	24.9	35
2. Halbjahr	48	21.6	10	48	23.6	11	23.2	11
Jahr:	153	22	34	190	27	51	24	46

gewaschen worden ist als auf "unberechnet". Im Sommerhalbjahr dagegen bewirkt der Konzentrationsunterschied zwischen "unberechnet" und "berechnet" bei gleichen Sickerwassermengen, daß auf "unberechnet" mehr ausgewaschen wird als auf "berechnet". Die Erhöhung der Auswaschungsmenge im ersten Halbjahr führt jedoch zum Ausgleich der sommerlichen Unterschiede, so daß auf allen drei Varianten gleiche Jahresmengen ausgewaschen werden.

P: Das P zeigt bei den berechneten Varianten im Sommerhalbjahr einen deutlichen Konzentrationsabfall und damit auch der Auswaschungsmenge. Auffallend ist auch der Anstieg der P-Auswaschung im Winterhalbjahr auf "berechnet + N-Zusatzdüngung" auf den 3,6fachen Wert von "unberechnet" und den 2,8fachen Wert von "berechnet". Infolgedessen liegt auch die P-Jahresauswaschung bei der N-Zusatzdüngung um den 3fachen Betrag sowohl über "berechnet" als auch "unberechnet".

K: Für das K ist die Auswaschung von "unberechnet" und alleiniger Berechnung im Sommer und im Winter praktisch gleich, und die Sommerauswaschung erreicht nur ca. 1/3 der Winterauswaschung. Auf "berechnet + N-Zusatzdüngung" ist in den beiden Halbjahren, insbesondere dem Winterhalbjahr, die Auswaschung so stark angestiegen, daß der Jahreswert um fast das 2,5fache erhöht worden ist.

Na: Größere Unterschiede treten nur im Winterhalbjahr auf, wobei die beiden berechneten Varianten eine um etwa 50 % höhere Auswaschung erreichen als "unberechnet". Da jedoch die Konzentrationswerte der drei Varianten ziemlich gleich sind, wird dieser Unterschied fast ganz durch die höheren Sickerwassermengen der Berechnungsvarianten verursacht. Dies gilt auch für die Jahreswerte, deren Unterschiede nur zu einem geringen Teil konzentrationsbedingt sind. Infolgedessen ist die Na-Auswaschung je mm Sickerwasser mit Werten um etwa 0,23 kg/ha/Jhr. relativ von den Varianten und der Jahreszeit unabhängig.

5. Diskussion der Ergebnisse

Die Folge von Trockenjahren innerhalb der Untersuchungszeit machte den Einsatz der Berechnung in jedem Anbaujahr erforderlich. Da aber in jedem Jahr die Düngungsintensität auf eine ausreichende natürliche Wasserversorgung abgestellt wurde, müssen sich in Trockenjahren in der Bodenlösung nicht verbrauchte Nährstoffe anhäufen, die in der folgenden winterlichen Sickerwasserperiode zur Auswaschung kommen. Aus diesem Grunde treten vor allem auf "unberechnet" beim Nitrat und insbesondere beim Chlorid zu Beginn der neuen Auswaschungsperiode Spitzenkonzentrationen auf, die als Folge eines Verdrängungs-

vorganges von konzentrierter alter Bodenlösung durch neues Sickerwasser aufgefaßt werden können.

Infolge der guten Übereinstimmung des Konzentrationsverlaufes zwischen NO_3 und Cl bietet sich das Cl als Bezugssion zur Erfassung von biologischen Umsetzungen des NO_3 während des Versickerungsvorganges an.

Auch beim K treten - wenn auch nicht so regelmäßig - Konzentrationsspitzen zu Beginn des Winterhalbjahres auf. Jedoch ist ein Einfluß der PK-Herbstdüngung auf die Konzentrationserhöhung nicht auszuschließen. Auffallend ist, daß beim K die Spitzenwerte nicht - wie beim NO_3 und Cl - auf "unberegnet", sondern auf "beregnet + Zusatzdüngung" auftreten. Daher liegt der Schluß auf eine stärkere K-Freisetzung aus dem Sorptionskomplex durch eingetaushtes NH_4 auch als Ursache für die höhere Auswaschung dieser Variante nahe.

Auch beim P hebt sich die Variante "beregnet + N-Zusatzdüngung" durch höhere Konzentrations- und Auswaschungswerte hervor, während bei den anderen Ionen keine Reaktion dieser Art erkennbar ist.

Bei der für die Untersuchung wesentlichsten Fragestellung, nämlich dem Einfluß der Beregnung auf die Sickerwasserqualität, zeigen die Ergebnisse in eindeutiger Weise, daß bei üblicher Intensität der N-Düngung (Getreide 80, Rüben 160 kg/ha N) durch die Beregnung bei dem für die Wasserqualität wichtigen Nitrat Konzentration und Auswaschung wesentlich gesenkt worden sind. Aber auch bei einer 50 %igen Steigerung der N-Düngung - bei Getreide auf 120 kg/ha, bei Zuckerrüben auf 240 kg/ha - wurde durch Beregnung Nitratkonzentration und -auswaschung nicht über die Werte der unberegneten Variante angehoben.

Beim Phosphor, dem Hauptfaktor für die Gewässereutrophierung, hat die Beregnung zu einer Senkung der P-Konzentration bei gleicher Auswaschungsmenge geführt. Demgegenüber hat die Beregnung mit N-Zusatzdüngung P-Konzentration und Auswaschung vergrößert.

Im Vergleich zu Literaturangaben (5, 6, 7, 8) liegen die ermittelten N- und P-Konzentrationen sowie die Auswaschungsmengen unter den dort angegebenen Werten, K und Na entsprechen ungefähr den Literaturangaben, während die Cl-Werte darüber hinausgehen.

Da nach Angaben verschiedener Autoren (5, 7) ein direkter Zusammenhang zwi-

schen Niederschlag und N-Auswaschung besteht, sind die unterdurchschnittlichen Sickerwassermengen als Ursache für dieses abweichende Ergebnis beim N anzusehen. Bei einem Sickerwasseranfall von etwa 40 % des Niederschlages hätten bei etwa 640 mm mittlerem Jahresniederschlag etwa 250 mm Sickerwasser anfallen müssen, d.h. auf "unberechnet" etwa 100 mm mehr und auf "berechnet" 60 mm mehr. Trotz dieser Einschränkung sind jedoch die Ergebnisse als repräsentativ für den Einfluß der Beregnung auf die Sickerwasserqualität anzusehen, da sie in ausgesprochenen Beregnungsjahren gewonnen wurden.

6. Zusammenfassung

Dreijährige Untersuchungen über den Einfluß der Beregnung auf die Nährstoffkonzentration und -auswaschung auf einem schwach lehmigen Sand ergaben, daß bei einer üblichen N-Düngung (Getreide 80 kg/ha, Zuckerrüben 160 kg/ha) Konzentration und Auswaschungsmenge von $\text{NO}_3\text{-N}$ auf "berechnet" wesentlich niedriger waren als auf "unberechnet". Beim P waren beide Werte von der Beregnung unabhängig. Die Werte von K, Na und Cl waren auf "berechnet" etwas höher.

Durch Erhöhung der N-Düngung bei Beregnung auf 120 kg/ha für Getreide und 240 kg/ha für Zuckerrüben stiegen Konzentration und Auswaschung von $\text{NO}_3\text{-N}$ auf die Werte von "unberechnet". Bei P, K und Na übertrafen sie "unberechnet" sowie "berechnet".

Literatur

1. CZERATZKI, W.; SCHULZE, F.: Untersuchungen über den Einfluß der Beregnung auf die Nährstoffwanderung. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 18 (1974), S. 18-29.
2. CZERATZKI, W.: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. - Landbauforsch. Völknerode 21 (1971), S. 13-14.
3. CZERATZKI, W.: Die Bewegung des Bodenwassers in Unterdrucklysimetern unter dem Einfluß von Verdunstung und Frostwirkung bei verschiedenem Bodenzustand. - Landbauforsch. Völknerode 16 (1966), S. 143-154.
4. GEBELEIN, H.; HEITE, H.-J.: Statistische Urteilsbildung. - Berlin (1951).
5. KOLENBRANDER, G.J.: Nitrate content and nitrate loss in drain water. - Neth. J. agric. Sci. 17 (1969), S. 246-255.
6. PFAFF, C.: Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen. - Z. Acker- und Pflanzenbau 117 (1963), S. 77-99.
7. VÖMEL, A.: Der Nährstoffumsatz in Boden und Pflanze aufgrund von Lysimeterversuchen. - Fortschritte im Acker- und Pflanzenbau, H. 3. Parey, Berlin 1974.
8. CZERATZKI, W.: Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion. - Landbauforsch. Völknerode 23 (1973), S. 1-18.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 107-112 (1976)

Sulfat-Transport und -Festlegung in einer
podsoligen Braunerde aus Löß

von

P.K. Khanna, K.J. Meiwes und F. Beese⁺

Die Untersuchungen im Rahmen des Sollingprojektes ergaben einen Schwefel-Input im Freilandniederschlag in Höhe von 24,1 kg S/ha u. Jahr. Zusätzlich filtert ein Buchenbestand im Mittel 22,2 kg S/ha u. Jahr und ein Fichtenbestand 56 kg S/ha u. Jahr aus der Luft aus. Input-Output-Bilanzen der genannten Standorte zeigten, daß unter Buche 20 kg S/ha u. Jahr und unter Fichte etwa die doppelte Menge im Boden gespeichert werden (Ulrich et al., 1976).

Ziel dieser Arbeit ist es, den Transport und die Festlegung von Sulfat in den oberen Bodenabschnitten der sauren, podsoligen Braunerde des Solling-Buchenstandorts zu untersuchen.

An 30 cm langen, sich im natürlichen Lagerungszustand befindlichen Bodensäulen wurde ein Perkulationsversuch durchgeführt, wie er von Beese und van der Ploeg (1976) beschrieben wurde. Die Perkulationslösung wies eine der Gleichgewichtsbodenlösung ähnliche Zusammensetzung auf, allerdings enthielt sie kein Kalium, und Sulfat war das einzige Anion. Die Flußrate der Lösung betrug im ersten Durchgang 10 mm/Tag und in einem zweiten Zyklus 3 mm/Tag.

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

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 ist die Periode mit der Flußrate 10 mm/Tag dargestellt. Auf der Abszisse ist die Zeit bzw. die Zahl der ausgetauschten Porenvolumina aufgetragen und auf der Ordinate die relativen Konzentrationen der H^+ , Cl^- und SO_4^{--} Ionen. Unter relativer Konzentration ist das Verhältnis der Konzentration eines Ions im Sickerwasser zur Konzentration in der Angebotslösung zu verstehen.

Am 30. Tag des Versuchs wurde ein Stoß von KCl und KNO_3 (in der Lösungsmenge eines Tages) auf die Säulen gegeben. Die zugeführte Salzmenge entspricht 311.8 kg/ha, 80 kg Cl /ha und 80 kg N /ha.

In Abb. 1 steigt die Kurve der relativen Chloridkonzentration steil an, erreicht nach einem ausgetauschten Porenvolumen ihr Maximum und fällt dann etwas langsamer wieder ab. Die Kurve der relativen H^+ -Ionenkonzentrationen folgt der Chloridkurve. Die Kurve für Sulfat verhält sich gegenläufig.

In der Zeit vom 30. - 52. Tag des Versuchs liegt die relative SO_4^{--} -Konzentration unter 1, d.h. der Boden nimmt Sulfat aus der Lösung auf. Diese Sulfatfestlegung erreicht dann ihr Maximum, wenn auch die Konzentration der H^+ -Ionen in der Lösung am höchsten ist. Es zeigt sich, daß Chlorid nicht in der Lage ist, im Boden gebundenes Sulfat zu verdrängen. Am 52. Tag des Versuchs überschreitet die Sulfatkurve den Wert 1, der Boden gibt Sulfat in die Lösung ab. Vom 30. - 52. Tag hält der Boden 13 kg S/ha fest. In der darauf folgenden Phase (53. - 90. Tag) gibt er 6 kg S/ha ab, so daß während des ersten Durchgangs insgesamt 7 kg S/ha im Boden verbleiben. Im zweiten Teil des Versuchs (Flußrate = 3 mm/Tag) werden 14 kg S/ha festgehalten, das ergibt zusammen 21 kg S/ha (Tabelle 1). Bei der höheren Fließgeschwindigkeit gibt der Boden 0.26 kg H^+ /ha ab und bei der niedrigeren Fließgeschwindigkeit nur 0.15 kg H^+ /ha. Obwohl in beiden Phasen des Versuchs die Salzkonzentration etwa gleich groß ist, verbleiben bei der Flußrate von 3 mm/Tag mehr H^+ -Ionen im Boden als bei der höheren Fließgeschwindigkeit. Diese Erscheinung

wird von einer höheren Sulfatfestlegung begleitet.

Tabelle 1
INPUT-OUTPUT BILANZ FÜR S, Cl UND H

Flußrate mm/Tag	INPUT		OUTPUT		INPUT - OUTPUT	
	S	H	S	H	S	H
10	76	.34	69	.60	+7	-.26
3	50	.15	36	.30	+14	-.15
Summe	126	.49	105	.90	+21	-.41

Möglicher Mechanismus der Sulfat-Festlegung:

Es stellt sich nun die Frage, wie das Sulfat im Boden gebunden wird. Drei verschiedene Möglichkeiten der Sulfatfestlegung bieten sich an:

1. Der Einbau von Sulfat in organische Moleküle
2. Die Ausfällung von Sulfat als anorganische Verbindung
3. Die Adsorption von Sulfat

Untersuchungen von Scharpenseel und Krausse (1963) zeigten u.a., daß der Einbau von Sulfat in die organische Substanz des Bodens quantitativ nur von geringer Bedeutung ist.

Die Möglichkeit der Bildung von Aluminiumsulfaten wurde durch die Auftragung des Schwefelsäurepotentials ($\text{pH} + 0.5 \text{ pSO}_4$) und des Aluminiumpotentials ($\text{pH} - 0.33 \text{ pAl}$) der Perkolationslösung in die Löslichkeitsdiagramme von Basalunit (Singh and Brydon, 1969), Hydroxyaluminium-Sulfat (Van Breemen, 1973) und Gibbsit überprüft. Die Punkte lagen in einem Bereich, in dem eine eindeutige Zuordnung zu den genannten Aluminiumsulfaten nicht möglich ist. Ihre Lage jedoch macht Al-Verbindungen als Bindungsart für das Sulfat wahrscheinlich.

Die Sulfatadsorption kann, wie die von Chlorid nicht-spezifischer Natur sein, wobei eine einfache Neutralisation von positiven Ladungen stattfindet (Russell 1973). Daneben nennen

Gebhardt und Coleman (1974) eine spezifische Sulfatadsorption, bei der ein Ligandenaustausch stattfindet. Nach Hingston et al. (1972) sind H-Ionen für die Protonisierung eines potentiellen Adsorptionsplatzes notwendig. H-Ionen können auch zur Bildung von HSO_4 führen, das nach Gebhardt und Coleman (1974) das adsorbierte Ion ist. Zwei Gründe sprechen dafür, daß Sulfat einem Typ der spezifischen Adsorption unterliegt: 1. Durch die Zugabe von Chlorid wurde kein Sulfat desorbiert. 2. Die Sulfatadsorption ist sehr stark pH-abhängig.

Die Prozesse, die sich in den Bodensäulen abgespielt haben, kann man folgendermaßen beschreiben:

Die Zugabe von Neutralsalzen zu dem sauren Boden verursacht eine Abgabe von H^+ und Al^{3+} -Ionen von den austauschbaren Plätzen. Beim Transport durch die Bodensäule werden durch die stärker saure Lösung unter Verbrauch von Wasserstoffionen, also Abbau des pH-Gradienten, neue positive Ladungen an Aluminiumverbindungen geschaffen, an denen Sulfat gebunden wird. Wenn bei weiterem Passieren von Sickerwasser der pH-Wert in der Bodenlösung wieder ansteigt, wird der Festlegungsprozeß unter Verringerung der positiven Ladung wieder rückgängig gemacht (Sulfatabgabe im ersten Zyklus mit hoher Sickerwasser-rate). Aufgrund von Desorptionsversuchen konnte gezeigt werden, daß die Sulfatfestlegung weniger im humosen Oberboden als im humusfreien Unterboden erfolgt. Dort ist auch die Änderung in der pH-abhängigen Ladung pro Einheit pH-Änderung größer als in den stärker versauerten humusreichen A_n -Horizonten.

Literatur

- Beese, F. und van der Ploeg, R.R. 1976. Der Einfluß der Intra-Aggregat-Diffusion auf den Salztransport in Böden. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft.
- Van Breemen, N. 1973. Dissolved aluminium in acid sulfate soils and in acid mine waters. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 37, 694-697.
- Gebhardt, H., Coleman, N.T. 1974. Anion adsorption by allophanic tropical soils: II. Sulfate adsorption. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 38, 259-262.

- Hingston, F.J., Posner, A.M., Quirk, J.P. 1972. Anion adsorption by goethite and gibbsite: I. The role of the proton in determining adsorption envelopes. *J. Soil Sci.* 23, 177-192.
- Russell, E.W. 1973. *Soil Conditions and plant growth.* Longman Group Ltd., London.
- Scharpenseel, H.W., Krause, R. 1963. Radiometrische Untersuchungen zum Umsatz von Sulfat sowie der S-Aminosäuren Cystin und Methionin in Böden und Huminsäuren. *Zeitschr. f. Pflanzenern., Düng. u. Bodenk.*, 101, 11-23.
- Singh, S.S., Brydon, J.E. 1969. Solubility of basic aluminium sulfates at equilibrium in solution and in the presence of montmorillonite. *Soil Sci.*, 107, 12-16.
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., Seekamp, G., Fassbender, H. 1976. Input, Output und interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand. *Verhand. Gesellsch. Ökologie (im Druck).*

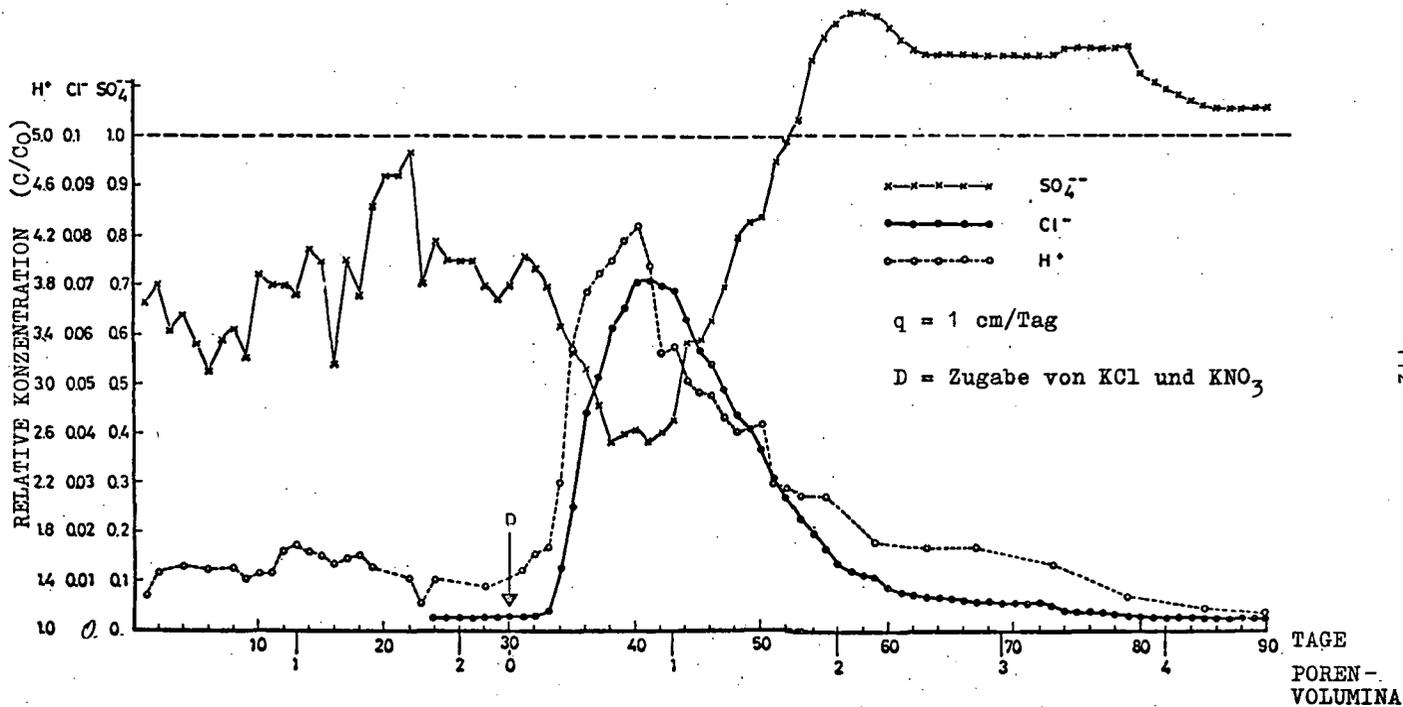


Abb.1: Relative Konzentrationen von H^+ , Cl^- und SO_4^{2-} im Auslauf.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 113-120 (1976)

Schwermetalle im Boden unter besonderer Berücksichtigung ihrer Verlagerung in die Gewässer (Literaturauswertung).

von

Ditter, P.⁺

In der Umweltschutzdiskussion nimmt die Schwermetallfrage zur Zeit eine bedeutende Stellung ein, denn es besteht heute kein Zweifel mehr daran, daß die Schwermetallgehalte der Luft, des Wassers und des Bodens Auswirkungen auf den Gesundheitszustand von Mensch und Tier haben können. Luft, Boden und Wasser stehen untereinander in enger Verbindung und beeinflussen sich somit auch hinsichtlich ihrer Stoffgehalte. In den folgenden Ausführungen soll anhand der verfügbaren deutsch- und englischsprachigen Literatur der mögliche Einfluß der Schwermetallgehalte von Böden auf die Schwermetallführung unter- und oberirdischer Wässer untersucht werden.

Als Hauptquelle der Schwermetallkontamination von Böden sind Luftverunreinigungen durch Haushalte, Verkehr, Gewerbe und Industrie, sowie feste und flüssige Abfallprodukte industrieller und kommunaler Herkunft anzusehen. Daneben spielen noch schwermetallhaltige Schädlingsbekämpfungsmittel (1,2,3) und Düngemittel (4,5) eine Rolle. Kationenaustausch und adsorptive Bindung an Tonmineralen und organischer Substanz, Mitfällung in Fe- und Mn-Oxiden und organokomplexe Bindungen sind in erster Linie für die Festlegung der Metalle im Boden verantwortlich (z.B. 6). Die Schwermetallkonzentrationen der Bodenlösung sind bei schwach sauren bis neutralen pH-Werten (pH-Bereich bei den

⁺ Institut für Landeskultur der Justus Liebig-Universität Gießen, 63 Gießen, Senckenbergstr. 3

einzelnen Metallen unterschiedlich) sehr gering, denn die meisten Metalle gehen nur im sauren Milieu als Kationen in Lösung, oder liegen in austauschbarer Form vor (z.B. 7).

Die auf und in den Böden stattfindenden Verlagerungsvorgänge sind auf das Wasser als Transportmittel angewiesen und können grundsätzlich in zwei Richtungen erfolgen:

1. Vertikale Verlagerung mit dem Sickerwasser
2. Laterale Verlagerung mit dem Oberflächenabfluß

Über die Verlagerung mit dem Sickerwasser, also der Auswaschung von Schwermetallen in Richtung Grundwasser liegen bereits zahlreiche Untersuchungen vor, aus denen folgende Erkenntnisse gezogen werden können:

1. Die Mobilität der Schwermetalle ist abhängig von der Sorptionskapazität des Bodens, d.h. von den Gehalten an organischer Substanz und an Tonmineralen (8,9,10,11). Der entscheidende Faktor für die Schwermetallauswaschung ist der pH-Wert (8,9, 10,11,12,13). Neben seiner Bedeutung für die Löslichkeit hat er u.a. Einfluß auf die Adsorption an Tonen und organischer Substanz, sowie auf die Stabilität von Chelaten. So ist nur bei saurer Bodenreaktion mit einer nennenswerten Schwermetallauswaschung zu rechnen.
2. Die Schwermetallzufuhr auf landwirtschaftlich genutzte Böden durch die Landbehandlung von Siedlungsabfällen, durch die Anwendung schwermetallhaltiger Fungizide und durch Staubablagerungen in der Umgebung von Schwermetall-Emittenten führt in der Regel zu keiner Gefährdung des Grundwassers (1,9, 10,14,15).
3. Infolge der geringen Mobilität kommt es durch den Schwermetalleintrag aus den verschiedenen Quellen stets zu einer Akkumulation der Elemente im Oberboden (1,6,9,10,16,17,18,19).

Das bedeutet, daß bei optimalen Bodenbedingungen, die eine adsorptive Bindung oder sonstige Festlegung gewährleisten, eine

Zufuhr von Schwermetallen durchaus als unschädlich angesehen werden kann. Wird jedoch der Boden aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen, oder in der Versorgung mit Nährstoffen vernachlässigt, kann infolge von Kalkmangel, fehlender organischer Substanz, Verschlechterung der Struktur oder Absenkung des pH-Wertes eine Einwaschung in tiefere Schichten erfolgen (20). Unter den einzelnen Metallen ergeben sich hinsichtlich ihrer Beweglichkeit gewisse Unterschiede (unterschiedliche Adsorption, unterschiedliche Löslichkeit der einzelnen Verbindungen, Pb und Hg z.B. gelten als besonders immobil). Aber man kann sagen, daß die Schwermetalle innerhalb eines gewissen Rahmens ein gleiches Verhalten zeigen.

Es soll nicht unerwähnt bleiben, daß es im unmittelbaren Bereich von Mülldeponien, Müllkippen und Abraumablagerungen aus dem Erzbergbau zu Schwermetallanreicherungen im Grundwasser gekommen ist (21). Diese Erscheinungen treten jedoch nur punktuell auf und könnten durch eine geeignete Auswahl von Deponieplätzen vermieden werden.

Die Tatsache der geringen Tiefenbewegung ist im Hinblick auf eine mögliche Grundwasserkontamination sehr erfreulich. Die bei dauernder Zufuhr zu erwartende Akkumulation im Bereich der Bodenoberfläche ermöglicht jedoch die Bewegung mit dem Oberflächenabfluß, denn durch Erosionsvorgänge werden am stärksten solche Stoffe verlagert, die in der obersten Krumschicht verbleiben.

Leider mußte festgestellt werden, daß über die Schwermetallverlagerung auf dem Wege der Bodenerosion kaum Veröffentlichungen vorliegen, und daß konkrete Untersuchungen, wie z.B. die Bestimmung des Schwermetallaustrags aus Meßparzellen noch vollständig fehlen.

Bekanntlich wird unter günstigen Erosionsbedingungen abhängig von Bodenart, Hangneigung, Bewuchs, Regenmenge und Regenintensität eine ansehnliche Menge Bodenmaterial durch Oberflächenabfluß erodiert. In Mitteleuropa steht jedoch nicht so sehr die katastrophenartige Bodenzerstörung im Vordergrund, sondern vielmehr eine allmähliche Bodendegradierung und Flächen-

entwertung (22). Durch diese langsam fortschreitende Flächen-erosion werden vor allem die organische Substanz, Tone und Sesquioxide erfaßt, die ja maßgeblich an der Festlegung der Schwermetalle beteiligt sind.

Wir wissen, daß die von Natur aus vorgegebenen Schwermetallgehalte in Gesteinen und Böden durch die Erosion der Erdkruste, durch Oberflächen- und Grundwasserabfluß in die Gewässer gelangen und hier den natürlichen background bilden. HELLMANN (23) sieht darin keine konstante Größe, sondern meint, daß der Wert infolge von Änderungen der Abflußverhältnisse in Fließgewässern gewissen Schwankungen unterworfen ist. Schwermetallbestimmungen bei hoher und geringer Schwebstoffführung bestätigten diese Annahme. Im Neckar wurden bei großem Abfluß und hohem Schwebstoffgehalt (1000 mg/l) 300 µg ungelöstes Zink/Liter gegenüber 8 µg ungelöstem Zink/Liter bei mittlerem Abfluß und geringem Schwebstoffgehalt (20 mg/l) gefunden. Über 90 % des bei hoher Schwebstoffführung festgestellten Zinks stammt aus dem natürlichen Abtrag. GEORGOTAS und UDLEFT (24) ermittelten an der fränkischen Saale außer bei den Elementen Blei und Chrom ebenfalls erhöhte Schwermetallgehalte bei Hochwasser. Der Anstieg kann dadurch erklärt werden, daß bei hohen Niederschlägen durch die Abspülung des Oberbodens die Metalle in kolloidaler oder organokomplexer Form in die Vorfluter gelangen. Die deutliche Abnahme der Bleiwerte läßt auf seine Herkunft aus dem Grundwasser schließen. Bei nur schwacher Besiedlung ist die Schwermetallfracht der fränkischen Saale überwiegend geogenen Ursprungs.

Der Anstieg der Schwermetallkonzentrationen nach Niederschlägen, der auf den Eintrag von Schwebstoffen mit von Natur aus lithogen und pedogen vorgegebenen Schwermetallgehalten zurückzuführen ist, müßte demnach bei einer zusätzlichen anthropogenen Belastung der Böden noch größer sein. Dabei sind die Gehalte im Boden natürlich nicht direkt dazu zu verwenden, um die Gehalte in Gewässern abzuschätzen oder vorauszusagen, aber nichtsdestotrotz stellen sie Reserven dar, die diese Gehalte nachhaltig beeinflussen können. HEM (25) schreibt dazu, daß die Freisetzungsrates aus Metallanreicherungen (Zn und Cd) in der Biosphäre aufgrund des

großen Speicherungsvermögens des Bodens wahrscheinlich ziemlich gering ist. Aber mit dem Anstieg des Gesamtgehaltes wird auch die pro Zeiteinheit freigesetzte Menge ansteigen, um vielleicht eines Tages den Betrag zu erreichen, der augenblicklich durch die natürliche Verwitterung von Gesteinen und anthropogene Verunreinigungen in die Gewässer gelangt.

Hinweise darauf, daß Anreicherungen im Boden Einfluß auf die Schwermetallführung von Gewässern haben, sind mehrfach in der Literatur zu finden. Nach AMBERGER (26) wird durch die Abspülung von Böden, besonders in stark hängigen Weinbergen eine erhebliche Menge Kupfer, das sich durch langjährige Anwendung kupferhaltiger Fungizide im Boden angereichert hat, in Bäche und Flüsse transportiert. SCHLEICHERT (27) und HEM (25) sind der Überzeugung, daß sich ein Teil der Zinkemissionen aus der Verbrennung von Kohle und Öl und aus industriellen Quellen auf dem Boden absetzt und bei Regenfällen den Gewässern zugeführt wird. SCHLEICHERT (27) vermutet daher, daß z.B. durch das Ruhrgebiet, das den Rhein durch abwasserbürtiges Zink schon stark belastet, bei Regenfällen nach einer längeren Trockenperiode eine zusätzliche Belastung durch ungelöstes und gelöstes Zink hervorgerufen wird.

WELZ und WIEDEKING (28) stellten an 16 Bodenzuflüssen im Anschluß an Regenfälle 2-10fach erhöhte Bleigehalte in den Wasserproben fest. ZOBRIST und HEGI (29) registrierten in der Glatt vor allem nach Niederschlägen hohe Konzentrationen an Pb, Zn, Cu, Cd und Cr. In beiden Fällen werden für die zeitweiligen Erhöhungen der Metallgehalte in den Gewässern Ablagerungen von Kraftfahrzeugabgasen und von schwermetallhaltigem Staub verantwortlich gemacht, die bei Niederschlägen in die Vorfluter abgeschwemmt werden.

Ein Abwandern von Quecksilberbeizmitteln konnte bisher nicht beobachtet werden. Dazu sind auch die Mengen, wie sie z.B. durch eine Getreideaussaat in den Boden gelangen zu gering (10,30,31). Es ist nur dann eine Beeinträchtigung der Gewässer zu befürchten, wenn große Mengen Quecksilberfungizide auf relativ kleinen Flächen Anwendung finden, wie es z.B. auf kanadischen Golfplätzen

der Fall ist. Dort wurden im Oberboden über 50 ppm Quecksilber gemessen. MACLEAN (2) stellte fest, daß besonders in abschüssigem Gelände ein nicht unerheblicher Teil dieses Quecksilbers durch das Wasser fortgeführt, und teilweise in Bodenmulden wieder abgelagert wurde.

Bei der Anwendung von Siedlungskomposten muß man der möglichen Metallanreicherung ihre abfluß- und erosionsverringemde Wirkung gegenüberstellen. BOSSE (32) beobachtete in einer steilen Weinberglage, daß durch Kompostanwendung die Abschwemmung von Ton auf 1/6 und die von Humus auf 2/3 herabgesetzt werden konnte. Sollten die Anreicherungsfaktoren jedoch höher liegen, als die Reduzierung des Bodenabtrags, müssen auch hier Abstriche gemacht werden.

Eine abschließende Beurteilung der Schwermetallausschwemmungen aus Böden ist im Augenblick nur schwer möglich, denn über Bodenadsorptionsvermögen, Bindungsarten und das Ausmaß der Belastung liegen nur unzureichende Informationen vor. (Nach KLOKE (33) ist in der BRD auf etwa 7 % der LN mit Immissionsstoffanreicherungen zu rechnen.) Aber auch wenn der mengenmäßige Anteil an Schwermetallen, der auf dem Wege der Bodenerosion in die Gewässer gelangt, zur Zeit noch nicht abgeschätzt werden kann, und er im Augenblick sicher nur lokale Bedeutung hat (dichter besiedelte industrialisierte Gebiete), sollte diese Möglichkeit der Gewässerbelastung im Auge behalten werden. Auch bei der landwirtschaftlichen Verwertung von Siedlungsabfallprodukten darf die oberflächliche Verlagerung potentiell toxischer Stoffe nicht unbeachtet bleiben. Direkte Maßnahmen zur Verminderung der Schwermetallbelastung von Böden und Gewässern (z.B. Einschränkung von Immissionen, Festlegung von Grenzwerten in Siedlungskomposten, Elimination der Stoffe aus dem Abwasser) müssen deshalb durch Erosionsschutzmaßnahmen und durch eine richtige Auswahl von Deponiestandorten und von Landflächen, auf denen eine gefahrlose Anwendung schwermetallhaltiger Abfallprodukte als Bodenverbesserungsmittel möglich ist, ergänzt werden.

LITERATUR

- (1) RIEDER, W./U. SCHWERTMANN, Kupferanreicherung in hopfenge-nutzten Böden der Hallertau. Landwirtsch. Forschung 25/1972 170-177.
- (2) MACLEAN, R.L. u. Mitarb., Amounts of Hg in Soils of some Golf Course Sites, Can, J. Soil Sci. 53/1973 130-132.
- (3) AOMINE, S./H. KAWASAKI, Retention of Mercury by Soils I. Mercury Residues of Paddy and Orchard Soils, Soil Sci. Plant Nutr. 13/1967 186-188.
- (4) SWAINE, D.J., The Trace-Element Content of Fertilizers, Technical Communication No. 52, Commonwealth Bureau of Soils, Harpenden, 1962.
- (5) STENSTRÖM, T./M. VAHTER, Cadmium and Lead in Swedish Commercial Fertilizers, Ambio 3/1974 91-92.
- (6) LISK, D.J., Trace Elements in Soils, Plants and Animals, Advances in Agronomy 24/1972 267-325.
- (7) SCHACHTSCHABEL, P., Der Nährstoffgehalt des idealen Bodens, Landwirtsch. Forschung 7/1954/55 50-63.
- (8) BOUWER, H./R.L. CHANEY, Land Treatment of Wastewater, Advances in Agronomy 26/1974 157-162.
- (9) SIEGEL, O., Belastbarkeit des Bodens mit organischen Düngern, Bodenkultur, Wien 24/1973 237-252.
- (10) WIMMER, J., Untersuchungen über die Wanderung und Aus-waschung von Quecksilber im Boden, Bodenkultur, Wien 25/1974 369-379.
- (11) BAKER, D.E./L. CHESNIN, Chemical Monitoring of Soils for Environmental Quality and Animal and Human Health. Advances in Agronomy 27/1975 303-374.
- (12) LAGERWERFF, J.V., Heavy-Metal Contamination of Soils, In: N.C. BRADY (ed.) Agriculture and the Quality of our Environment, Amer. Assoc. Adv. Sci. Pub. 85/1967 343-364.
- (13) LAGERWERFF, J.V., Lead, Mercury and Cadmium as Environmen-tal Contaminants, In: J.J. MORTVEDT (ed.) Micronutrients in Agriculture, Soil Sci. Soc. Amer. Madison, Wisconsin 1972.
- (14) SCHMID, G./R. BUCHER/H. WEIGELT, Einfluß von Klärschlamm auf Pflanze und Umwelt, Landwirtsch. Forschung 26/1973 363-373.
- (15) WEIGELT, H., Mündliche Mitteilung 1976.
- (16) RHODE, G., Sind bedenkliche Anreicherungen von Schwer-metallionen in Böden und Pflanzen nach fortgesetztem Ein-satz von Müll- und Müllklärschlamm-Komposten möglich? Wasser und Abwasser 11/1972 295-300.
- (17) PURVES, D., Trace-Element Contamination of Parklands in Urban Areas, J. Soil Sci. 20/1969 288-290.
- (18) MCKEAGUE, J.A./B. KLOOSTERMAN, Mercury in Horizons of some Soil Profiles in Canada, Can. J. Soil Sci. 54/1975 503-507.
- (19) MITCHELL, R.L., Trace Elements in Soils, In: F.E. BEAR (ed.) Chemistry of the Soil, Reinhold Publishing Corpor. 2nd. Ed. New York 1964.

- (20) CRÖSSMANN, G., Untersuchungen über Anreicherungen von Schwermetallen in Böden mit und ohne Bearbeitung, VDI-Berichte Nr. 203/1974 86-87.
- (21) HEITFELD, K.H./U. SCHÖTTLER, Versickert wohin? Kontamination des Wassers im Bereich von Abfallhalden durch Spurenmetalle, Umwelt, H. 1/1973 57-58.
- (22) RICHTER, G., Bodenerosion, Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland, Bundesanstalt f. Landeskd. u. Raumforsch. Bad Godesberg 1965, zit. nach KOEPF, H.H., Nährstofftransport in die Gewässer auf dem Wege der Bodenerosion. Ber. Ldw. 50/1972 477-487.
- (23) HELLMANN, H., Definition und Bedeutung des backgrounds für umweltschutzbezogene gewässerkundliche Untersuchungen, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 16/1972 170-174.
- (24) GEORGOTAS, N./P. ÜDLEFT, Schwermetallgehalt und Mineralisation der fränkischen Saale in Abhängigkeit der Wasserführung, Z.Deutsche geol. Ges. 124/1973 545-554.
- (25) HEM, J.D., Chemistry and Occurrence of Cadmium and Zinc in Surface Water and Groundwater, Water Resources Research 8/1972 661-679.
- (26) AMBERGER, A., Möglichkeiten und Probleme der modernen Düngungsweise der Landwirtschaft und ihre Auswirkungen auf Wasser- und Abwasserwirtschaft, Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 16/1969 24-37.
- (27) SCHLEICHERT, U., Auftreten und Herkunft von Zink in Gewässern, Literaturbericht 1972/73 Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz 1973.
- (28) WELZ, B./E. WIEDEKING, Einsatz der flammenlosen Atom-Absorption zur Bestimmung von Spurenmetallen in Wasser und Abwasser, Z. Anal. Chem. 264/1973 110-118.
- (29) ZOBRIST, J./H.R. HEGI, Metalle in der Glatt, EAWAG-Jahresbericht 1974 11-13.
- (30) KORONOWSKI, P., Quecksilber in Oberflächengewässern. Der Pflanzenarzt 25/1972 20-22.
- (31) LYRE, H., Quecksilber in Pflanzenschutzmitteln und ihr Einfluß auf Gewässer, Nachrichtenblatt Deutscher Pflanzenschutzdienst (Braunschw.) 25/1973 170-171.
- (32) BOSSE, J., Ein Versuch zur Bekämpfung der Bodenerosion in Hanglagen des Weinbaus durch Müllkompost, Weinberg und Keller 15/1968 385-397, zit. nach KOEPF, H.H., Nährstofftransport in die Gewässer auf dem Wege der Bodenerosion, Ber. Ldw. 50/1972 477-487.
- (33) KLOKE, A., Die Belastung der gärtnerischen und landwirtschaftlichen Produktion und Erntegüter durch Immissionen, Ber. Ldw. 50/1972 57-68.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 121-131 (1976)

Ermittlung von Adsorptionsisothermen als Regelgrößen in
Transportmodellen von Schwermetallen (Pb, Cd) ⁺

von
Robert Mayer⁺⁺)

In jüngster Zeit haben die Informationen über die in unserer Umwelt vorhandenen Spurenstoffe dank neuer und verbesserter Analysetechniken erheblich zugenommen. Allmählich vervollständigt sich das Bild über natürliche Belastung und Hintergrundwerte in Gewässern, Gesteinen, Böden, in der Vegetation. Den in Spuren vorkommenden Schwermetallen wie Cu, Zn, Co, Pb, Cd und Hg kommt wegen ihrer potentiell toxischen Wirkung besonderes Interesse zu.

Ein Urteil darüber, ob eine Gefährdung durch derartige Stoffe zu erwarten ist, etwa durch Anreicherung in bestimmten Bereichen der Umwelt, setzt Kenntnisse über ihr Verhalten in verschiedenen Milieus voraus. Im Rahmen des DFG-Schwerpunktes "Geochemie umweltrelevanter Spurenstoffe" versuchen wir, einen Beitrag zum Verhalten von Pb und Cd in Böden zu leisten.

Ziel unserer Untersuchungen ist zunächst das Auffinden von Quantitäts-Intensitäts-Beziehungen. Durch diese Q/I-Beziehungen wird der Zusammenhang zwischen der Konzentration eines Schwermetalles in der Bodenlösung und seiner Menge in der Festphase dargestellt, wenn beide Phasen im Gleichgewicht sind.

⁺) Kurzfassung. Eine Veröffentlichung in der Z. Pflanzenern. Bodenkunde mit eingehender Darstellung des analytischen Teils ist in Vorbereitung.

⁺⁺) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, D 3400 Göttingen.

Häufig wird auch der Begriff "Adsorptionsisotherme" verwendet, wobei Adsorption hier lediglich als eine Bindung an der Festphase verstanden wird, jedoch nichts über die Bindungsform ausgesagt werden soll.

Über die tatsächlichen Bindungsformen von Pb und Cd in natürlichen Böden ist bislang wenig bekannt.

In der Literatur wird über Zusammenhänge zwischen Schwermetallgehalten und Bodenparametern wie pH-Wert, Tongehalt und Humusgehalt berichtet.

Ohne weiter auf diese Problematik einzugehen, soll hier aufgezeigt werden, auf welche Weise die an natürlichen Böden bestimmten Q/I-Beziehungen für Pb und Cd in Transportmodellen Verwendung finden können. Solche Modelle sollen dazu dienen, in Böden vorhandene Verteilungsmuster der Spurenstoffe zu erklären und Aussagen über mögliche Verteilungen bei einer Belastung des Bodens mit diesen Elementen zu machen.

Q/I-Beziehungen wurden für einen Lösslehm einer sauren Braunerde des Solling ermittelt, und zwar getrennt für den humushaltigen Oberboden und den weitgehend humusfreien Unterboden. Arbeitsmethode war der Schüttelversuch, bei dem der Boden mit seiner Gleichgewichtsbodenlösung und steigenden Schwermetallzusätzen ins Gleichgewicht gebracht wurde.

Entscheidend bei diesem Vorgehen ist, daß das Gleichgewicht zwischen Festphase und Bodenlösung nur hinsichtlich der zu untersuchenden Schwermetalle gestört wird. Da die Absolutmengen an Pb oder Cd, die während des Schüttelversuchs neu auf die Phasen verteilt werden, gering sind - sie liegen immer unter 1 % der Gesamt-Kationensumme - bleibt auch die Beeinflussung der Gleichgewichte der anderen Kationen sehr gering. Damit ist gewährleistet, daß im Labor nicht mit einem künstlichen System experimentiert wird, das nicht auf die natürlichen Bodenverhältnisse übertragbar wäre.

Nach Gleichgewichtseinstellung, d.h. nach ca. 24 Stunden Schüttelzeit, wurde die in der Lösung verbliebene Schwer-

metallmenge durch flammenlose AAS direkt bestimmt. Der an der Festphase verbliebene Anteil wurde rechnerisch auf die vorhandene Bodenmenge bezogen. In gleicher Weise wurden Desorptionsversuche mit Gleichgewichts-Bodenlösung ohne Schwermetall-Zusätze gemacht.

Ergebnis der Versuche waren Q/I-Beziehungen für den jeweiligen Boden, wobei sich für den humusfreien Mineralboden unterschiedliche Beziehungen für Adsorption und Desorption ergaben.

Abb. 1 gibt ein Beispiel für die Cd-Adsorption im humusfreien Mineralboden. Abgetragen sind die Konzentration C in der Bodenlösung gegen die Cd-Menge S in der Festphase.

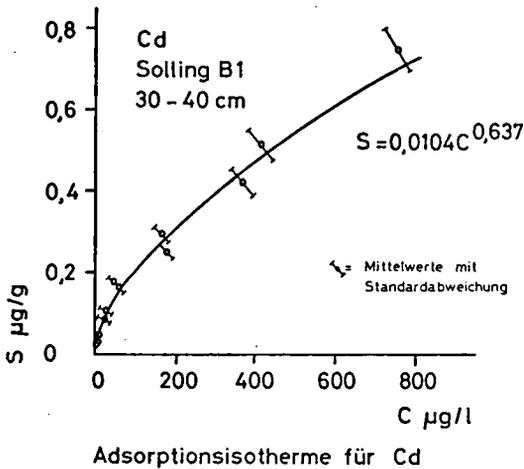


Abb. 1

Es zeigte sich, daß sich innerhalb eines Konzentrationsbereichs, der alle realistischen Belastungsniveaus einschließt, die gefundenen Beziehungen mit genügender Annäherung durch die Freundlich-Gleichung (Glg. 1, Abb. 2) beschreiben lassen. Die Gleichung mit der zugehörigen Kurve ist in Abb. 1 eingezeichnet. Die Freundlich-Konstanten der anderen Isothermen sind in Abb. 2 angegeben.

Es sollte nun geprüft werden, wie die gefundenen Q/I-Beziehungen den Transport von Schwermetallen im Boden beeinflussen können. Hierzu wurden die gefundenen Beziehungen in ein Transportmodell eingesetzt, das von v. GENUCHTEN und WIERENGA (1975) beschrieben wird.

Es ist folgendermaßen charakterisiert: Eine endliche Bodensäule wird von der Lösung eines Stoffes, mit welcher der Boden nicht im Gleichgewicht steht, in vertikaler Richtung mit konstanter Geschwindigkeit durchströmt. Während des Durchfließens stellt sich Gleichgewicht ein. Das Modell liefert die Verteilung der zugeführten Stoffmenge im Profil auf die Festphase und die Lösungsphase nach Ablauf einer beliebigen Zeitspanne.

Ausgangspunkt für die Berechnung des Modells ist die Differentialgleichung (3), Abb. 2

Im Modell werden berücksichtigt:

- der Transport des gelösten Stoffes
 - durch Massenfluß
 - durch Dispersion und Diffusion
- die Q/I-Beziehung einschließlich einer etwaigen Hysterese, also einer unterschiedlichen Charakteristik während der Adsorption und der Desorption (Glg. 2, Abb. 2, wird in Glg. 3 eingesetzt).

Die Lösung der Differentialgleichung geschieht numerisch unter Benutzung der Simulationssprache CSMP.

Mit Hilfe dieses Modells wurde die Verteilung von Pb und Cd berechnet, wenn die Schwermetalle dem Boden über eine Zeitspanne von 10 Jahren durch einen kontinuierlichen Lösungsfluß

ANFANGS- UND RANDBEDINGUNGEN

$$0 \leq x \leq L$$

$$C(x,t) = C_0 \quad x > 0 \quad t = 0$$

"Stetiger Input" | "Hoher Anfangs-Input"

$$\begin{aligned} \text{SFLW } 1 = v_0 C_{\infty} \quad t > 0 & \quad \text{SFLW } 1 = v_0 C_s \quad t \leq T \\ & \quad = v_0 C_0 \quad t > T \end{aligned}$$

$$\text{SFLW } 1_{NL,1} = v_0 C_{NL} - D'(2 C_{NL} - 3 C_{NL-1} + C_{NL-2}) / \Delta x$$

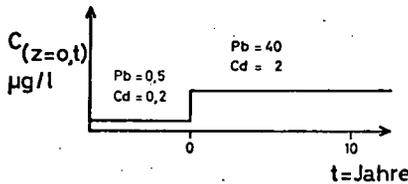
L = Profiltiefe cm
 i Schichten (i=1,2,...NL)
 SFLWi = Schwermetallfluß in die Schicht i µg/cm²
 T = Dauer des Anfangsinput Tage
 C_s = Konzentration des "Anfangsinput" µg/l
 C_∞ = Konzentration des "Stetigen Input" µg/l
 C₀ = Anfangskonzentration in der Lösung µg/l

Pb	Cd
50	
25	
30	
4000	200
40	2
0,5	0,2

Abb. 3

RANDBEDINGUNGEN
 FÜR DIE LÖSUNGSKONZENTRATION
 AN DER BODENOBERFLÄCHE

1. FALL "Stetiger Input"



2. FALL "Hoher Anfangs-Input"

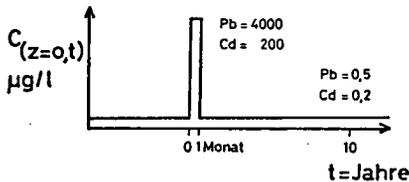


Abb. 4

zugeführt werden. Die Parameter für die damit induzierte ungesättigte Wasserbewegung wurden von Beese übernommen, der sie an demselben Boden ermittelt hat. Die Flußrate war 3 mm/Tag.

Die Anfangs- und Randbedingungen für die Berechnungen sind in Abb. 3 aufgeführt.

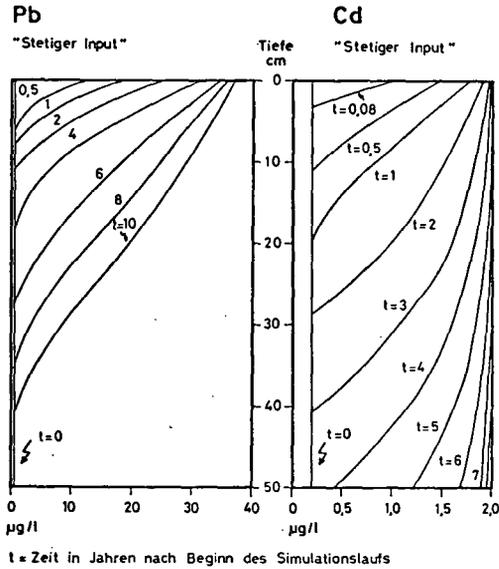
Die Randbedingungen an der Bodenoberfläche sollen anhand von Abb. 4 etwas näher erläutert werden. Zwei Berechnungsvarianten wurden gewählt. In beiden Fällen war der Boden zu Beginn des Simulationslaufs ($t=0$) im Gleichgewicht mit einer Lösung, wie sie von HEINRICHS (1975) in der Göttinger Umgebung in der Mehrzahl der Gewässer mit geringem anthropogenem Einfluß gefunden wurde.

- Bei der Simulationsvariante "Stetiger Input" wird der Boden von der Zeit $t=0$ an von einer Lösung durchströmt, mit welcher der Boden nicht im Gleichgewicht ist. Als Schwermetallkonzentration wurde die mittlere Konzentration in den Niederschlägen von Waldbeständen angesetzt, die Seekamp im Rahmen seiner Dissertation im Solling gefunden hat. Diese Konzentration liegt bei Pb um das 80fache, bei Cd um das 10fache über der Anfangskonzentration.
- Bei der Simulationsvariante "Hoher Anfangs-Input" wird der Boden im ersten Monat des Simulationslaufs von einer Lösung durchströmt, deren Schwermetallkonzentration um das 800fache bzw. um das 1000fache die Null-Konzentration übersteigt. Anschließend nimmt die Lösung wieder die Null-Konzentration an.

Ergebnisse

Simulationsvariante "Stetiger Input" (Abb. 5)

Die Abszisse gibt die Konzentration in der Bodenlösung in ppb oder $\mu\text{g/l}$ an. Die senkrechte Linie links gibt die Null-Konzentration, die rechte Begrenzung gibt die Konzentration der durchfließenden Lösung, mit welcher sich der Boden ins Gleichgewicht zu setzen hat, an. Die Kurven beschreiben die Konzentrationsprofile nach Ablauf der Zeit t .



Konzentrationen in der Bodenlösung

Abb. 5

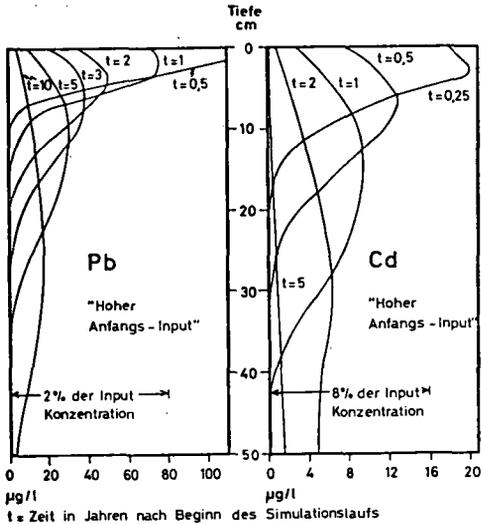
Es zeigt sich, daß sich bei Blei auch im Oberboden nach 10 Jahren noch kein Gleichgewicht eingestellt hat. Unterhalb einer Tiefe von 40 cm hat sich der erhöhte Pb-Input auch nach 10 Jahren noch nicht bemerkbar gemacht.

Anders die Verhältnisse bei Cd. Nach 3 Jahren ist der Oberboden annähernd im Gleichgewicht mit der Perkolationslösung, nach 3-4 Jahren macht sich der erhöhte Input bis in eine Tiefe von 50 cm bemerkbar. Nach ca. 7 Jahren ist das gesamte betrachtete Profil weitgehend im Gleichgewicht mit der Lösung.

Bei den Schwermetall-Mengen in der Festphase ergibt sich praktisch ein identisches Bild.

Simulationsvariante "Hoher Anfangs-Input":

Zunächst ist die Konzentration in der Bodenlösung in Abb. 6 dargestellt:

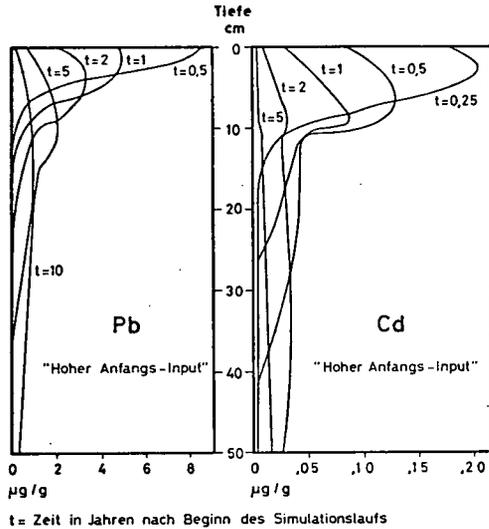


Konzentrationen in der Bodenlösung

Abb. 6

In beiden Fällen zeigt sich ein rasches Abklingen des hohen Konzentrationsstoßes mit der Zeit. Bei Blei ist noch nach 10 Jahren eine wenn auch geringfügig erhöhte Konzentration gegenüber dem Nullzustand feststellbar, mit einem flachen Maximum in der Tiefe 20 bis 30 cm. Dagegen verteilt sich Cd rascher, d.h. bereits nach 2 Jahren, auf das ganze Profil und bereits nach 5 bis 6 Jahren ist die ursprüngliche Konzentration wieder erreicht.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Betrachtung der Schwermetallmengen in der Festphase (Abb. 7).



Schwermetallmengen in der Festphase

Abb. 7

Es zeigt sich, daß es nur in den oberen 10 cm des Profils zur Anreicherung größerer Schwermetallmengen kommt. Das unterschiedliche Verhalten von Pb und Cd kommt besonders zum Ausdruck, wenn die von den Kurven umschriebenen Flächen über das ganze Profil integriert werden: Nach 10 Jahren sind noch 98 % des im 1. Monat zugeführten Pb innerhalb der Schicht 0-50 cm, dagegen nur noch 5 % des zugeführten Cd. Der Boden verhält sich also gegenüber Blei als ein sehr effektives Filter.

Die Hysterese wirkt sich in den gezeigten Beispielen nur ganz geringfügig durch ein etwas längeres Verbleiben der zugeführten Schwermetallmengen im Profil aus, das experimentell kaum feststellbar wäre. Der Grund für das Fehlen eines deutlichen Hystereseeffekts liegt darin, daß getrennte Isothermen für Adsorption und Desorption nur für den humusfreien Unterboden (40-50 cm) gefunden wurden. Hier kommt es aber nur noch zu geringen Konzentrationsschwankungen und damit zu

einem geringen Hystereseeffekt, weil der hohe Konzentrationsstoß bereits im Oberboden sehr stark abgefangen und gedämpft wird.

Die durch die beiden Simulationsläufe gefundene Verteilung von Pb und Cd im Profil kann umso eher als ein Abbild der wirklichen Verhältnisse in einem konkreten Fall gewertet werden, je eher die Anfangs- und Randbedingungen den tatsächlichen Bedingungen nahekommen. Im Hinblick auf die Q/I-Beziehungen kommt es hier auf die Exaktheit an, mit der diese bestimmt wurden sowie auf den Grad, mit dem tatsächlich ein Gleichgewicht zwischen der Bodenlösung und der Festphase während der Perkolation erreicht wird.

Der Grad der Gleichgewichtseinstellung wird sicherlich von den Durchflußverhältnissen, im konkreten Fall also von der Niederschlagsintensität und dem Feuchtezustand des Bodens abhängen. Die gewählten Simulationsbedingungen stellen also eine starke Vereinfachung dar. Immerhin wird das Simulationsergebnis durch experimentelle Befunde sehr stark gestützt. So hat SEEKAMP (1976) in seiner Dissertation die mit NH_4Cl extrahierbaren Pb und Cd-Mengen in demselben Solling-Boden untersucht. Er stellt fest, daß Blei im Oberboden um das 70fache gegenüber dem Unterboden angereichert ist, Cd nur um das 1.8fache. Zahlreiche andere Arbeiten zeigen ähnliche Verhältnisse auch bei anderen Böden.

Literatur

- M.Th. van Genuchten und P.J. Wierenga (1975): Simulation of One-Dimensional Solute Transfer in Porous Media. Agric. Exp. Station, New Mexico State University, Bulletin 628.
- H. Heinrichs (1975): Die Untersuchung von Gesteinen und Gewässern auf Cd, Sb, Hg, Tl, Pb und Bi mit der flammenlosen Atom-Absorptions-Spektralphotometrie. Diss. Univ. Göttingen, 97 S.
- G. Seekamp (1976): Umsatz von Schwermetallen in Wald-Ökosystemen. Einger. Diss. Univ. Göttingen, 129 S.

Untersuchungen mit Radioisotopen über
die Mobilität von Arsen, Blei, Cadmium
und Zink in ungestörten Bodensäulen

von

El-Bassam, N. und Tietjen, C.⁺

Regelmäßige Anwendung von Industrieabfällen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kann den Bodenvorrat an vorwiegend toxisch wirkenden Stoffen, insbesondere Schwermetallen erhöhen. Für die Pflanzenernährung ist zunächst nicht das Gesamtvorkommen, sondern der lösliche, pflanzenaufnehmbare Anteil von Bedeutung. Dieser wird von sich ändernden und beeinflussbaren Bodenzuständen bestimmt. Organische Bodenkomponenten, pH-Wert, sowie Bodenfeuchte und Bodendurchlüftung wirken hierbei entscheidend mit.

Nach bisherigen Feststellungen können Anreicherungen im Hauptwurzelraum bis zu einem erheblichen Ausmaß erfolgen, ohne zunächst sichtbare Pflanzenschäden zu verursachen. Änderungen in der Bodenbewirtschaftung sowie Witterungseinflüsse können jedoch zu einer Erhöhung des löslichen Anteils führen, so daß eine unerwünscht starke Aufnahme durch die Pflanzen bis zu ihrer Vernichtung sowie eine Auswaschung aus dem Oberboden und Versickerung in das Grundwasser eintreten kann. Die Kenntnisse über das Verhalten dieser Stoffe im Boden bei unterschiedlichen Belastungsstufen und unter dem Einfluß verschiedener Bodenfaktoren sind noch unzureichend.

Material und Methoden

Wir führten unsere Untersuchungen mit ungestörten Bodensäulen und markierten Substanzen aus. Die Bodensäulen wurden aus landwirtschaftlichen Flächen entnommen, die entweder in unterschiedlicher Weise mit Siedlungsabfällen behandelt worden oder als natürliche Problemböden zu bezeichnen sind.

Verschiedene Modelle und Systeme von ungestörten Bodensäulen sind entwickelt worden, u. a. von Scharpenseel (1967), Thormann (1975) sowie

⁺ Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig-Völkenrode, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig, Direktor: Prof. Dr. M. Dambroth

3 Kanal - γ - Spektrometer mit Scanner

(digitale und analoge Ausgabe)

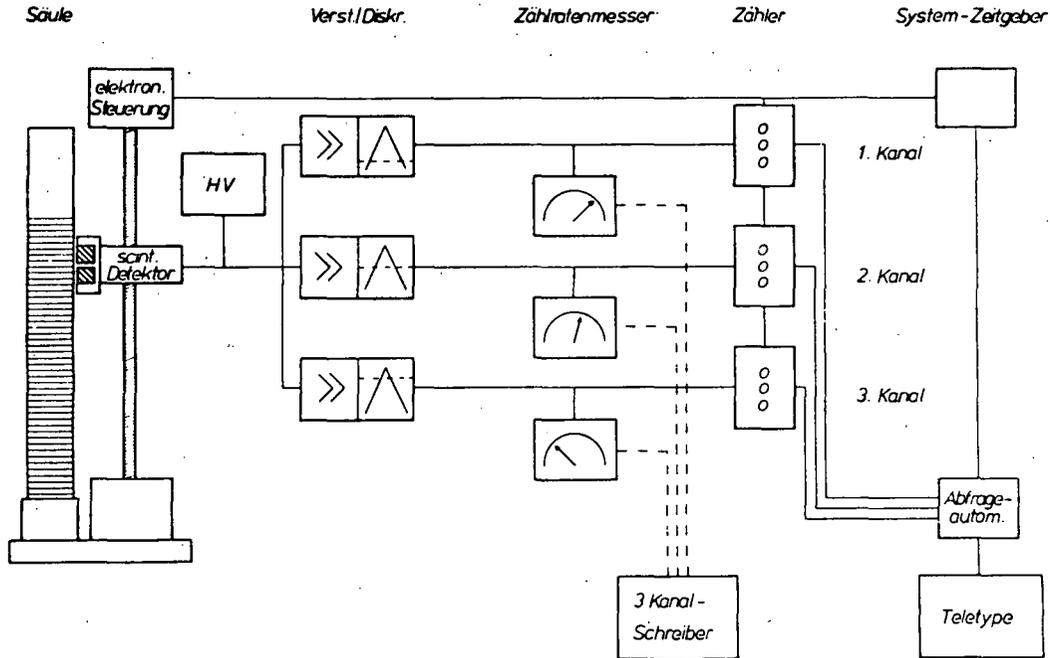


Abb. 1: Schematische Darstellung der Meßstation zur Lokalisierung von radioaktiven Schwermetallen in Bodensäulen

Poelstra und Frissel (1967); nach letzteren haben wir unser System aufgebaut.

Die Versuchsanlage, die Entnahme der Bodensäulen und der Nachweis der Radioaktivität wurden von Poelstra und Frissel (1967) sowie El-Bassam et al. (1975) beschrieben. Der Meßplatz wurde zu einem 3-Kanal-Gamma-Spektrometer mit Scanner ausgebaut (Wenzel Elektronik, München) (Abb. 1).

Die Bodensäulen wurden mit markiertem Schwermetall versetzt und dann an die Regensimulatoren angeschlossen. Die Berechnungslösung enthielt Ca-, Na- und K-Salze im Verhältnis 3:1:1 in Chloridform. Das Prüfmetall wurde in verschiedenen Konzentrationen hinzugesetzt.

Ergebnisse

Zink und Blei

Abb. 2 zeigt erste Messungen über das Verhalten von zwei Schwermetallen, Zink und Blei, nebeneinander. Nach zweimonatiger Beregnung erreichte ^{210}Pb eine Tiefe von ca. 5 cm, ^{65}Zn dagegen von 20 cm. Die Beregnungsmenge betrug 400 mm, die Lösung enthielt jeweils 1000 ppm Pb und Zn.

Zink

Die Verlagerung von Zink durch Beregnung mit einer 1000 ppm-Lösung zeigt Abb. 3. Nach 280 mm Beregnung betrug die Tiefe 10 cm und nach weiteren 139 Tagen und einer Gesamtberegnung von 930 mm hatte das Zink 40 cm erreicht.

Weitere Versuche mit Zink ergaben, daß die Verlagerung im mit Klärschlamm behandelten Ackerboden langsamer erfolgte als im benachbarten Wiesenboden. Die Migration des aktiven Zink in einem sandigen Schluff war deutlich von der Zinkkonzentration in der Bodenlösung abhängig.

Blei

In einem sandig-lehmigen Schluffboden wurden für ^{210}Pb nach sechs Monaten folgende Verlagerungstiefen in Abhängigkeit von der Konzentration festgestellt:

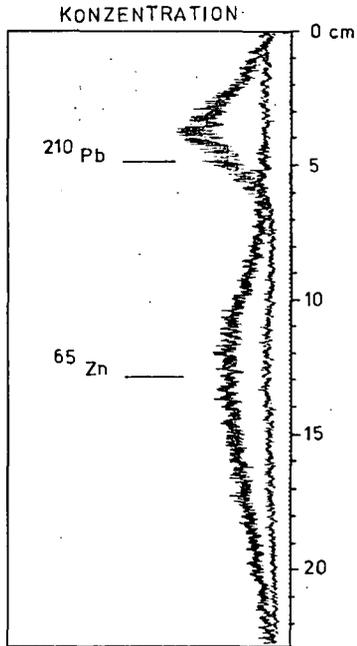


Abb. 2: Verlagerung von Zink und Blei in zwei Monaten bei 400 mm Beregnung

Konzentration der Beregnungslösung, ppm	Verlagerungstiefe cm
1	0,4
100	1,6
1000	8,4

Cadmium

^{115m}Cd erreichte in zwei Monaten bei 330 mm Beregnung mit einer 1000 ppm-Lösung bereits eine Tiefe von 11 cm (Abb. 4).

Auffallend ist dabei, daß die Verlagerungszone nur eine geringe Ausdehnung hat, die Vorrückgeschwindigkeit von Cadmium ist verhältnismäßig groß, Cadmium wird aus dem Oberboden ausgewaschen, die Gefahr einer Grundwasserkontamination ist gegeben.

In Böden, die mit Müllkompost oder Abwasser behandelt waren, wurde eine Verzögerung der Verlagerungsrate beobachtet (Tab. 1).

Tabelle 1

Migrationstiefe von ^{115m}Cd nach zwei Monaten bei 330 mm Beregnung mit einer 1000 ppm-Cd-Lösung

Behandlung des Bodens	Bodenart	Migrationstiefe in cm
Keine (Kontrolle)	sandig-lehm. Schluff	11
Müllkompost 480 t/ha seit 1959	sandig-lehm. Schluff	7
Keine (Kontrolle)	schluffig. Sand	12
Abwasser seit 80 Jahren	schluffig. Sand	6

Arsen

Auch für die Verlagerung von Arsen hat die Konzentration der Beregnungslösung entscheidende Bedeutung. In 75 Tagen wurde bei 700 mm Beregnung mit einer 1000 ppm-Lösung eine Tiefe von maximal 25 cm erreicht; eine 1 ppm-Lösung führte dagegen nur zu einer Verlagerung von 0 bis 4,5 cm Tiefe (Tab. 2).

ZÄHLRATE

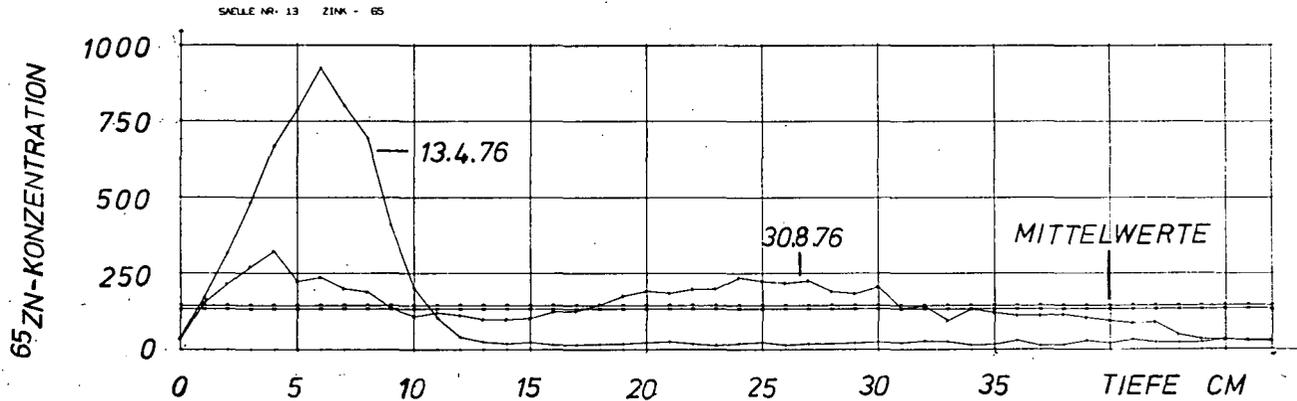


Abb. 3: Position von ^{65}Zn nach 280 mm Beregnung in 56 Tagen, am 13.4.76, und Verlagerung während weiterer 139 Tage bei insgesamt 930 mm Beregnung

Tabelle 2

Migrationstiefe von ^{74}As nach 75 Tagen bei 700 mm Beregnung

Behandlung des Bodens	Bodenart	Migrationstiefe cm Beregnungslösung ppm		
		1	100	10000
Keine (Kontrolle)	sand.-lehm. Schluff	2,5	5,3	25,0
Klärschlamm	sand.-lehm. Schluff	2,0	5,0	24,0
Müllkompost	sand.-lehm. Schluff	2,2	5,5	22,5
Keine (Kontrolle)	schluff. Sand	4,5		
Abwasser	schluff. Sand	1,9		
Okerüberschwemmung	toniger Schluff	0		

Diskussion

Über die Mobilität von Arsen, Blei, Cadmium und Zink in verschiedenen Böden wurden erwartungsgemäß unterschiedliche Ergebnisse erzielt. Bei ausreichendem Wasserzusatz wurde ein differenziertes Verhalten der zugesetzten Stoffe beobachtet, deren Verteilung im Bodenprofil in jedem Fall konzentrationsabhängig war. Ein stoffspezifisches Verhalten wurde an der unterschiedlichen Mächtigkeit der Verlagerungszone festgestellt. Die fortgesetzte, einseitig gerichtete Wasserzufuhr machte diesen Unterschied besonders deutlich, so daß z. B. bei Cadmium nicht von einem Ausgleich im Bodenprofil, sondern von rasch eintretender Auswaschung gesprochen werden kann.

Aus den Untersuchungen ergibt sich der Vorschlag, für die Mobilität der untersuchten Metalle folgende Reihenfolge aufzustellen:



Regelmäßige Anwendung von Siedlungsabfällen in Form von Müllkompost, Abwasser und Klärschlamm beeinflusst die Bodeneigenschaften, eine Erhöhung der Austauschkapazität kann in der Regel erwartet werden. Jedoch das Verhalten der gleichzeitig zugeführten pflanzenschädlichen Metalle muß beobachtet werden. Insbesondere bedarf das Wechselspiel von Verlagerungsverzögerung durch Verstärkung des Sorptionskomplexes und Mobilitätserhöhung durch Bildung löslicher metall-organischer Komplexe der Quantifizierung.

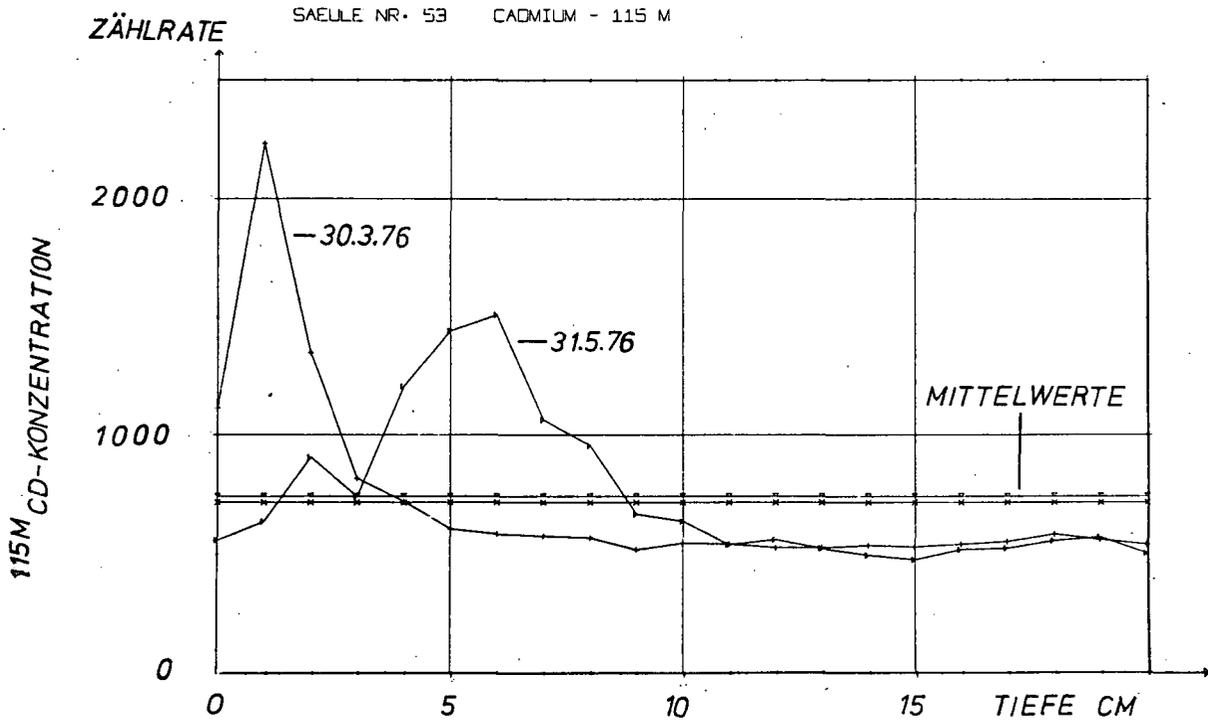


Abb. 4: Position von ^{115}mCd am Anfang der Messung, 30.3.76, und nach zwei Monaten, 31.5.76, bei 330 mm Beregnung.

Zusammenfassung

Über die Mobilität von Schwermetallen in Bodenprofilen wurden Untersuchungen mit Radioisotopen von Arsen, Blei, Cadmium und Zink in ungestörten Bodensäulen ausgeführt. Die Bodensäulen waren aus landwirtschaftlichen Flächen entnommen worden, die zum Teil durch langjährige Zufuhr von städtischem Abwasser, Klärschlamm, Müllkompost oder durch Flußüberschwemmung verändert worden waren. Durch Zufuhr einer Ca-, Na-, K-Lösung mit zugesetztem Prüfmetall über Regensimulatoren wurde eine einseitig gerichtete Wasserbewegung herbeigeführt.

Die zugesetzten Metalle zeigten ein differenziertes Verhalten im Bodenprofil, das in jedem Fall konzentrationsabhängig war. Für die Mobilität wurde folgende Reihenfolge festgestellt:



Der Einfluß der langfristigen Zufuhr von Siedlungsabfällen sowie des höheren Tongehaltes im Boden war an einer Verzögerung der Schwermetallverlagerung zu erkennen.

Literatur

- POELSTRA, P.; FRISSEL, M. J.: Migration of water and ions in undisturbed soil columns and its description by simulation models. IAEA, Vienna, STI/PUB/158, 203-211, 1967
- SCHARPENSEEL, H. W.; KERPEN, W.: Studies on tagged clay migration due to water movement. IAEA, Vienna, STI/PUB/158, 279-289, 1967
- THORMANN, A.: Beseitigung und Verwertung von Zuckerfabrik-Abwasser durch Boden-Bewässerung und Filtration. Diss. Univers. Göttingen 1976
- EL-BASSAM, N.: Versuche zur Feststellung der Stoffbelastung im Boden und zur Ermittlung der Spätzeitwirkung von Abfallstoffen auf das Grundwasser. Landw. Forschg. 28, 175-182, 1975
- EL-BASSAM, N.; POELSTRA, P.; FRISSEL, M. J.: Chrom und Quecksilber in einem seit 80 Jahren mit städtischem Abwasser berieselten Boden. Z. Pflanzenern. und Bodenk. 138, 309-316, 1975
- WILKINSON, H. F.: Movement of micronutrients to plants. In: Micronutrients in Agriculture. Soil Sci. Soc. Amer., Inc., Madison, Wisconsin, U. S. A., 139-170, 1972

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 143 - 150 (1976)

Verlagerung organischer Substanz in gelöster
Form im Boden in Abhängigkeit von der hydro-
logischen Situation und der Bodenart - Ein
Modellversuch

von

R. Horn⁺ und K.H. Hartge⁺⁺

⁺ Dr. R. Horn, ab 1.10.76: Institut für Ökologie -Bodenkunde-,
1 Berlin 33, Englerallee 19

⁺⁺ Prof.Dr. K.H. Hartge: Institut für Bodenkunde, 3 Hannover,
Herrenhäuser Str. 2a

Über Verlagerungen von Substanz in einem Bodenprofil liegen viele Untersuchungen vor, bei denen die unterschiedlichsten Aspekte, vor allem der Verdrängung verschiedener Salze und Ionen, abgehandelt wurde. Ein Beispiel hierfür ist die breitangelegte Untersuchungsreihe von Nielsen u. Biggar (1961, 62 und 63) und Biggar und Nielsen (1962, 63). Die Abhängigkeit der Verlagerungsprozesse von der hydrologischen Situation, die entsteht, wenn gleiche Niederschlagsmengen auf Bodenprofile mit unterschiedlichem Durchfeuchtungsgrad fallen, klingt dabei aber meist nur am Rande an. Da bei Untersuchungen zu diesem Themenkreis im Zusammenhang mit Tonverlagerungen in den vergangenen Jahren die Wichtigkeit des entstehenden Wasserspannungsgradienten untersucht worden war (Becher u. Hartge 1971 u. 1972), lag es nahe, ähnliche Versuche auch mit gelösten Substanzen durchzuführen.

Diese Fragestellung ist auch deshalb interessant, weil sie zur Erklärung der im Gelände anzutreffenden Verteilung der Ausprägung von B_{hs} -Horizonten in Podsolen (Roeschmann 1971) beitragen kann.

Als Substrate wurden dabei 2 Sandböden verwendet, deren Häufigkeitsmaxima der Körnung in dem einen im Fein-Mittelsandbereich (63-200 μ) (Substrat 1) und in dem anderen im Mittel-Grobsandbereich liegt (630-2000 μ) (Substrat 2). Diese Substrate wurden im feuchten Zustand in 30 cm, 50 cm und 80 cm hohe Säulen (\varnothing 10,5 cm) eingefüllt. Nach jeweils 10 cm Einfüllhöhe wurde die Sandmasse mit Wasser auf eine Lagerungsdichte von 1,62 g/cm³ festgeschlämmt. Diese Einfülltechnik gewährleistet nach LECHER (1964) die geringsten durch Entmischung des Substrates induzierten Fehlerquellen.

Zur Erfassung der nach Wasserzugabe auftretenden Wasserspannungsveränderungen wurden in die Säulen im Abstand von 15 cm, von der GWO gemessen, Tensiometer eingebaut. Die

Anzeige erfolgte über Wassersäulen. Die für die Perkolation in Wasser gelöste organische Substanz wurde nach der Methode von KANONOVA und BELCHILOW (1961) gewonnen.

Die Versuche wurden wie folgt durchgeführt: Nach Einstellung des hydraulischen Gleichgewichtes in den Sandsäulen wurden in einer Versuchsreihe jeweils 300 cm^3 in Wasser gelöste organische Substanz aufgebracht. In weiteren Versuchsreihen wurden zunächst ebenfalls 300 cm^3 in Wasser gelöste organische Substanz und nach Erreichen des hydraulischen Gleichgewichtes weitere 300 cm^3 Wasser nachgespült. Diese Flüssigkeitsmengen entsprechen in den verwendeten Röhren 34 mm Wasserhöhe. Anschließend wurden zur Unterbindung von Evaporationsverlusten die oberen Säulen mit Folien verschlossen.

Während des Infiltrationsvorganges wurde die Veränderung der Wasserspannung in den verschiedenen Tiefen in Abhängigkeit von der Zeit erfaßt. Nach der Wiedereinstellung des hydraulischen Gleichgewichtes wurden im Abstand von je 2 cm Bodenproben entnommen und in diesen der Gehalt an org. C (%) bestimmt.

Betrachtet man die Veränderung der hydraulischen Gradienten in Abhängigkeit von der Zeit nach der Zugabe der gelösten organischen Substanz, so kann man folgendes feststellen (s. Abb. 1): Sowohl in den feinsandigen als auch in den grobsandigen Bodensäulen stiegen nach Wasserzugabe die hydraulischen Gradienten mit zunehmendem Entwässerungsgrad. Hierbei treten in den beiden 50 und 80 cm langen Säulen im größeren Sand höhere Gradienten auf als in den entsprechenden Säulen aus feinerem Sand. Diese Tendenz bestätigt sich nicht in den beiden kurzen Säulen, wo während der gesamten Versuchsdauer im Substrat 1 höhere hydraulische Gradienten als in den grobkörnigen Säulen auftreten.

Darüberhinaus erfolgt die Wiedereinstellung des hydraulischen Gleichgewichtes in den feinsandhaltigen Säulen sehr

viel schneller als in den grobsandigen.

Ebenso wie die hydraulischen Gradienten, weisen auch die unterschiedlich lange andauernden Ungleichgewichte in den Säulen auf eine unterschiedlich hohe gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit in dem Boden hin. Dies wird durch die Meßwerte der gesättigten und ungesättigten Wasserleitfähigkeit (cm/sec) im Bereich bis 100 cm WS bestätigt, die in Tab. 1 zusammengefaßt sind.

Tab. 1: Gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit von Sandböden in Abhängigkeit von der Wasser-
spannung.

cm WS	K (cm/sec)	
	Substrat 1	Substrat 2
0	2×10^{-1}	6×10^{-1}
10	6×10^{-2}	1×10^{-2}
30	10^{-2}	7×10^{-2}
50	6×10^{-4}	7×10^{-5}
70	5×10^{-5}	$< 10^{-7}$

Die als Folge der verschiedenen hydraulischen Gradienten und der gesättigten/ungesättigten Wasserleitfähigkeit auftretende unterschiedliche Intensität der Substanzverlagerung ist in den Abbildungen 2 und 3 dargestellt. Nach Zugabe von 300 cm^3 in Wasser gelöste organische Substanz (Abb. 2) erfolgt in der kleinen mit grobsandigem Material gefüllten Säule eine intensivere Verlagerung als in derjenigen mit dem Substrat 1 gefüllten Säule. Dies ist daran zu erkennen, daß der Gehalt der Säule an organischer Substanz geringer ist als in der feinkörnigeren. In dieser Säule ist der größte Anteil durch die Säule hindurch und aus ihr hinaus verlagert worden.

Mit zunehmender Anfangswasserspannung werden diese Unterschiede immer geringer. So deutet sich in der mittleren

mit grobem Sand gefüllten Säule zwar noch eine etwas stärkere Verlagerung an; jedoch ist der Unterschied im Vergleich mit der feinsandhaltigen Säule sehr viel schwächer ausgeprägt.

In der 80 cm langen Säule tritt dann eine Umkehrung der bisherigen Tendenz ein. In der feinsandhaltigen Säule erfolgt eine sehr viel intensivere Verlagerung als in der entsprechend grobsandigen.

Dieser Effekt tritt auch wieder auf, wenn nach Ende der Wasserbewegung noch einmal eine Gabe reinen Wassers verabfolgt wird. Die Abb. 3 zeigt, daß diese Wassergabe die beobachteten Unterschiede weiter vergrößerte. Der Gehalt organischer Substanz war in der kurzen mit Feinsand gefüllten Säule nach der 1. Perkolation doppelt so hoch wie derjenige in der grobsandigen, wohingegen nach der 2. Perkolation das Verhältnis 3 : 1 betrug. (Hierbei beziehen sich die Prozentwerte auf die Fläche links von den Kurven in den Abb. 2 und 3.)

In der mittleren Säule hat nach der zweiten Dosis ebenfalls die Auswaschung nennenswerter Mengen organischer Substanz begonnen. Auch hier ist der Anteil der noch in der Säule befindlichen organischen Substanz beim gröberen Sand noch kleiner als beim feineren, aber der Unterschied ist schon viel kleiner als bei der kurzen Säule. In der längsten Säule ist hingegen die Verlagerung beim feineren Sand deutlich stärker als beim gröberen. Dies wird an den im Vergleich mit den Kurvenverläufen in Abb. 2 auseinanderrückenden Konzentrationsmaxima (C_{\max}) in Abb. 3 sichtbar. Diese Maxima sind auf die korrigierte, d.h. von Hand graphisch geglättete Kurve bezogen. Die Vorrückstrecke beträgt für die Gabe von 34 mm Wasser beim feineren Sand etwa 100 mm, beim gröberen dagegen etwa 50 mm.

Faßt man die Ergebnisse zusammen, so kann man folgendes feststellen:

1. Bei hochanstehendem Grundwasser, d.h. † vollständiger Sättigung, entscheidet vor allem der leitende Fließquerschnitt und damit besonders die gesättigte Wasserleitfähigkeit des Bodens über die relative Intensität der Verlagerung in den beiden Substraten.

Die intensivere Verlagerung in dem grobsandigen Substrat wird dabei auch nicht durch vergleichbar höhere hydraulische Gradienten im feinkörnigeren Substrat kompensiert.

2. Mit zunehmender Entfernung von der GW0, also bei niedrigerem Wassergehalt und höherer Wasserspannung in der Gleichgewichtslage wird mehr organische Substanz in der gelösten Form aus den oberen Bereichen der Säulen weggeführt. Die Verlagerung wird also insgesamt sowohl von den auftretenden Gradienten als auch von der zu dem jeweiligen Sättigungszustand gehörenden Wasserleitfähigkeit beeinflusst.

Es zeigt sich somit, daß der an anderem Material - wie z.B. Ton - (Becher und Hartge 1971) beobachtete Effekt, wenn auch im einzelnen in modifizierter Form, bei der in Wasser gelösten organischen Substanz ebenfalls auftritt und daß das Ausmaß der Auswaschung letzten Endes einerseits von der Körnung und andererseits vom Abstand des Grundwasserspiegels abhängt. Die Verteilung unterschiedlicher Verlagerungsintensitäten im Gelände ist daher in erheblichem Maße durch die Unterschiede in der räumlichen Kombination dieser beiden Faktoren bedingt.

Literatur

- Becher, H.H. u. Hartge, K.H.: Verh. d. 5. und 6. Kommun.
Int. Bdkd. Ges. Stuttgart 1971, 435-441.
- Becher, H.H. u. Hartge, K.H.: Z. Pfl.Ernähr + Bodenkde 132,
240-242, 1972.
- Biggar, I.W. u. Nielsen, D.R.: Proc.Soil Sci.Soc.America
26, 125-128 (1962)
27, 623-627 (1963)
- Kanonova u. Belchilowa, V.V.: Rapid methods of determing
recomposition of humus in mineral. Soviet Sci.
Soils 10, 1112-1121, 1961.
- Lecher, K.: Kapillarität und Sickerströmung in ungesättig-
ten nichtbindigen Böden. Diss. Eidgenöss. TH
Zürich, 1964.
- Nielsen, D.R. u. Biggar, I.W.: Proc.Soil Sci.Soc.America
25, 1-5 (1961)
26, 216-221 (1962)
27, 10-13 (1963)
- Roeschmann, G.: Landschaften und Böden in der Bundesrepu-
blik Deutschland. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges.
13, 1971.

Abb. 1

Zeitliche Veränderung der hydraulischen Gradienten in verschiedenen Tiefen in Abhängigkeit von Erdwässerspannung.
 30cm Säule 50cm Säule 80cm Säule

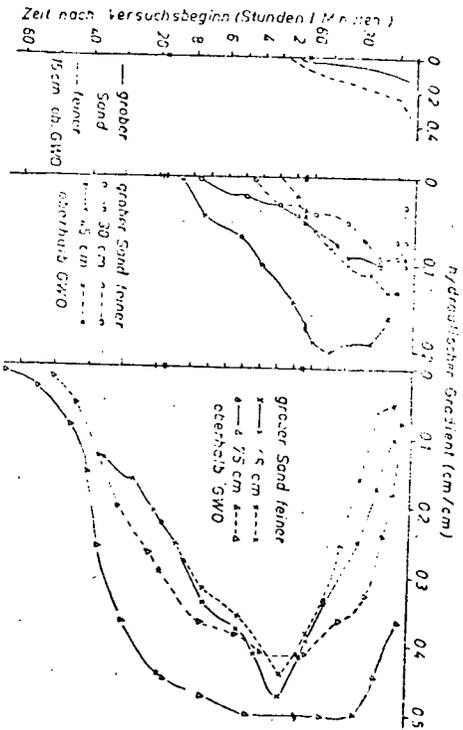


Abb. 2
 Vertikale Verteilung der organischen Substanz im Boden in Abhängigkeit von der Wasserspannung

Zugabe: 330cm³ org. Substanz

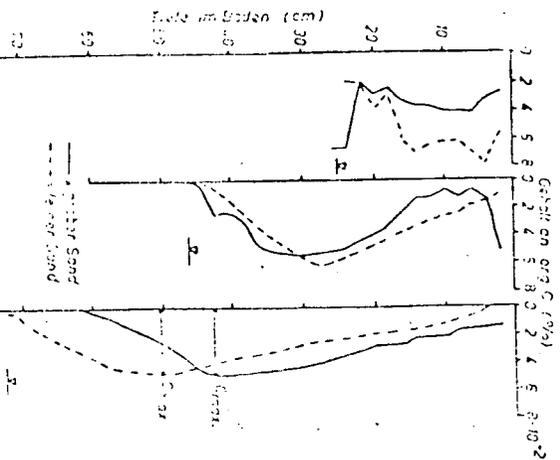
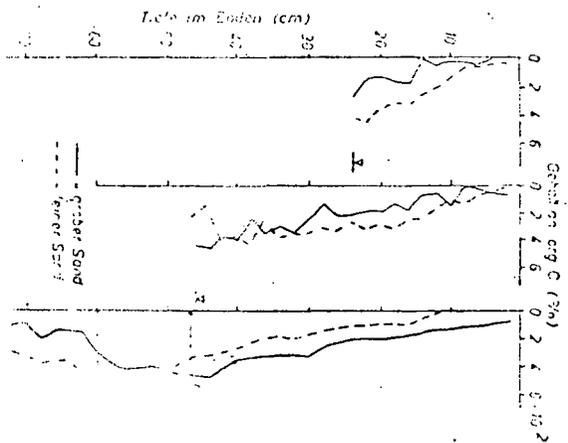


Abb. 3
 Vertikale Verteilung der organischen Substanz im Boden in Abhängigkeit von der Wasserspannung

Zugabe: 300cm³ org. Subst. danach 100cm³ Wasser



Herbizidbewegung in Ackerböden

von

H. Drewes und H.-P. Blume.*

Zusammenfassung

In Freiland- und Modellversuchen wurde die Bewegung der herbiziden Wirkstoffe Pyrazon und Amitrol und die Bewegung tritiierten Wassers in einer Parabraunerde aus Geschiebemergel und einer Sandbraunerde aus Geschiebesand vergleichend untersucht.

In Modellversuchen mit Bodensäulen geschütteter Horizontproben bei annähernd gesättigtem Wasserfluß und hohen Niederschlagsmengen in kurzer Zeit wurden beide Herbizide verlagert. Dabei wird die Bewegung um so stärker gegenüber dem tritiierten Wasser verzögert, je humoser und tonreicher der Boden ist. Amitrol wurde in allen Varianten stärker verlagert als Pyrazon. Ursache der unterschiedlichen Verlagerung ist das Sorptionsverhalten der Mittel an den einzelnen Horizontproben. Die K-Werte nach der Freundlichschen Adsorptionsgleichung liegen entsprechend dem Verlagerungsverhalten bei den Proben der Ap-Horizonte beider Böden am höchsten und nehmen über die Bt-, Cc- und Al-Proben der Parabraunerde zu den Bv-Proben der Sandbraunerde ab. Bei Pyrazon liegen sie annähernd doppelt so hoch wie beim Amitrol.

Während der Vegetationsperioden 1973 und 1974 wurden Freilandversuche in folgenden Varianten durchgeführt:

1. Praxisübliche und doppelte Dosierung der Herbizide zusammen mit tritiiertem Wasser,
2. Applikation auf die Krume und auf Pazellen, von denen der Ap-Horizont abgegraben und durch B-Material ersetzt war,
3. Natürlicher Niederschlag und Zusatzberegnung.

* FB 14 TU Berlin, 1 Berlin 53, Englerallee 19-21

In 2- bis 8-wöchigen Abständen wurden Bodenproben aus verschiedenen Tiefen gewonnen und auf Herbizid- und Tritiumgehalte untersucht.

Bei intaktem Ap konnte auch bei Verlagerung des Tritiummaximums um 100 cm in keinem Fall eine Verlagerung beider herbiziden Wirkstoffe über 7,5 cm Bodentiefe hinaus nachgewiesen werden.

Bei abgegrabenem Ap-Horizont, doppelter Dosierung und Zusatzberechnung wurde Amitrol in der Sandbraunerde bis 70 cm, in der Parabraunerde bis 35 cm; Pyrazon in der Sandbraunerde bis 50 cm, in der Parabraunerde bis 15 cm Tiefe in geringen Mengen nachgewiesen, wobei im Gegensatz zum Tritium das Herbizidmaximum bei beiden Wirkstoffen in den oberen 7,5 cm verharrte.

Amitrol und Pyrazon wurden in den Ap- und auch in den B-Horizonten beider Standorte abgebaut. 6 Monate nach der Applikation war der Abbau soweit fortgeschritten, daß beide herbiziden Wirkstoffe in allen Varianten nicht mehr nachgewiesen werden konnten.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse soll demnächst in der Zeitschrift Pflanzenernährung und Bodenkunde erfolgen.

Bemerkungen zu den Transportmechanismen für sus-
pendierte Stoffe im Boden.

von

Hartge, K.H.⁺, und Becher, H.H.⁺⁺

Einleitung

Die Erosion ist bekanntlich die Folge davon, daß eine Wasser- oder Luftströmung, die über einen Boden hinstreicht, oberflächennahe Partikel mitnimmt.

Genau dasselbe findet auch im Bodenkörper selbst als Folge von Wasserbewegungen statt (Becher u. Hartge 1973). Dies führt z.B. zur Bildung von Parabraunerden, zur Einschlammung von Festmaterial in Dränrohre und ist wahrscheinlich auch an der Podsolierung beteiligt.

Im folgenden sollen die Gesetzmäßigkeiten beschrieben werden, die diesen und ähnlichen Verlagerungen zugrunde liegen.

Die Stabilität als Gleichgewichtslage in einem Kräftesystem

Eine Bodenstruktur ist stabil, wenn bzw. solange die einzelnen Partikel sich relativ zur Umgebung nicht verschieben. Damit ist ausgesagt, daß alle Kräfte, die auf diese einzelnen Partikel einwirken, zusammen eine Resultierende mit dem Betrag Null ergeben.

Würde man alle Kräfte, die auf ein Teilchen aktiv einwirken, in den in Abb.1 dargestellten Gruppen zusammenfassen und die 4 Pfeile vektoriell addieren, so würden sie jedoch meistens eine Resultierende ergeben, deren Betrag von Null verschieden wäre, in deren Richtung das Korn daher bewegt werden müßte. Die Struktur wäre dann instabil. Wenn jedoch in Übereinstimmung mit dem Reaktionsaxiom der Mechanik im Boden Gegenkräfte mobilisiert werden, die ausreichen, um diese Resultierende zu kompensieren, dann würde das betrachtete Teilchen (Abb.1) relativ zur Umgebung in Ruhe verharren und die Struktur würde stabil bleiben (Hartge 1975).

⁺ Inst.f. Bodenkunde TU Hannover, Herrenhäuser Str.2, 3000 Hannover 21

⁺⁺ Lehrstuhl f. Bodenkunde TU München, 8050 Freising 12

Als Reaktionskräfte kämen in Frage: Die Auflagerreaktion für die Normalkomponente der Resultierenden in Bezug auf eine betrachtete Kontaktfläche, und der Scherwiderstand für die Tangentialkomponente (Hartge 1976).

In der Abb.1 ist die wirkliche Situation stark vereinfacht, indem ein ebenes, zentrales Kräftesystem angenommen wurde. Dies ist jedoch zulässig, weil auch in einem allgemeinen räumlichen Kräftesystem keine anderen Reaktionskräfte auftreten würden als die hier aufgezählten.

Die Wirkung des strömenden Mediums

Das strömende Medium, also hier die Bodenlösung, kann auf zwei verschiedene Arten auf die Teilchen der festen Phase einwirken: Einmal kann die Geschwindigkeit als solche wirksam werden (s.a. Becher u. Hartge 1972), zum anderen das Gefälle selbst, das diese Bewegung erzeugt.

Die Wirkung der Geschwindigkeit hat zwei Komponenten: (1) die mitnehmende Wirkung des fließenden Wassers, wie in Abb.2 schematisch dargestellt. Dieser Mechanismus, der durch die Newton'sche Gleichung (Abb.2) beschrieben wird, ist eine Folge der Viskosität des fließenden Wassers, die den angrenzenden Partikeln eine Beschleunigung in Strömungsrichtung erteilt. Wie die Gleichung erkennen läßt, ist weniger die Geschwindigkeit selbst, als vielmehr ihre Veränderung mit zunehmender Entfernung von der festen Grenzfläche entscheidend.

Dieser Mechanismus ist von Bedeutung, wenn keine Umströmung der Teilchen stattfindet, sondern nur ein Vorbeifließen. Dies ist in Abb.3 für Tonteilchen dargestellt, deren sorbierte Wasserhüllen hier als unbeweglich angenommen wurden.

Den anderen Mechanismus (2) bildet der Druckgradient, der infolge der in dem Bernoulli-Theorem (s.Abb.3) formulierten Erhaltung der Gesamtenergie des Systemes entsteht, wenn verschiedene Geschwindigkeiten nebeneinander in einem zusammenhängenden Porensystem vorliegen. Die Geschwindigkeitsunterschiede sind eine Folge der Verschiedenheit der Porendurchmesser, wie es die Hagen-Poiseuille'sche Formel beschreibt (Abb.3).

Dieser Mechanismus hat zur Folge, daß Teilchen von den Rändern größerer Fließkanäle in diese hineingerissen und dort mit der größeren Geschwindigkeit weiter verlagert werden (Abb.3).

Das Gefälle der Wasserdrücke als solches wirkt sich auf ein Bodenteilchen ebenso aus wie auf das Wasser, das dieses verdrängt. Diese sogenannte Strömungskraft (s. Abb. 4) wirkt auf Verlagerung aller Teilchen in Richtung der stärksten Gefälleabnahme hin. Dabei werden jeweils zuerst diejenigen Teilchen verlagert, die am wenigsten fest verankert sind. Das sind in erster Linie diejenigen, die am Rande kompakter Bereiche liegen. Diese Beanspruchung der Teilchen ist nicht von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig.

Auswirkungen auf den Boden

Die Beschreibung der Zusammenhänge zeigt, daß die Transporte fester Teilchen im Boden umso stärker ausfallen müssen, je stärker die Heterogenität des Porensystemes ist, d. h. je öfter Sekundärporen wie Risse und Röhren zwischen Primärporen auftreten. Die Verlagerung von Festsubstanz infolge derartiger Mechanismen muß also umso stärker sein, je weiter die Gefügeentwicklung des betreffenden Profiles fortgeschritten ist.

Die Beschreibung zeigt auch, daß es von der Mechanik her nicht notwendig ist, zwischen dem Vorgang der Ablösung und dem Transport selbst prinzipiell zu unterscheiden. Beide greifen ineinander und sind durch die gleichen Kräfte verursacht. Nur die relativen Beträge dieser Kräfte und damit Richtung und Betrag der Resultierenden müssen unter Umständen wechseln.

Weiterhin ergibt sich aus dem Vorstehenden, daß weder Ablösung noch Transport erst dann aufhören, wenn die Wasserbewegung im Boden zum Stehen kommt. Beide müssen schon viel früher zum Erliegen kommen, nämlich, wenn infolge zunehmender Wassergehalte im Boden Gradienten und Geschwindigkeiten kleiner werden (s. a. Becher u. Hartge 1976). Beides führt unter den geometrischen Bedingungen eines Porensystemes im Boden -- mit seinen vielen Winkeln und Engpässen -- zu Verminderungen der Verlagerung insgesamt.

Schlußbemerkungen

Die vorstehenden Abschnitte zeigen, daß die Frage, ob ein festes Bodenteilchen losgelöst und weitertransportiert wird, vom Zusammenwirken mehrerer Kräfte abhängt, von denen nur eine, die Ko- bzw. Adhäsionskraft eine Materialeigenschaft im engsten Sinne des Wortes ist. Wird diese Bodeneigenschaft verändert, so entsteht dadurch allein noch keine Verlagerung. Hierzu ist viel-

mehr stets eine Wasserbewegung erforderlich, deren Wirksamkeit von Richtung und Betrag aller am Gleichgewicht beteiligten Kräfte abhängig ist.

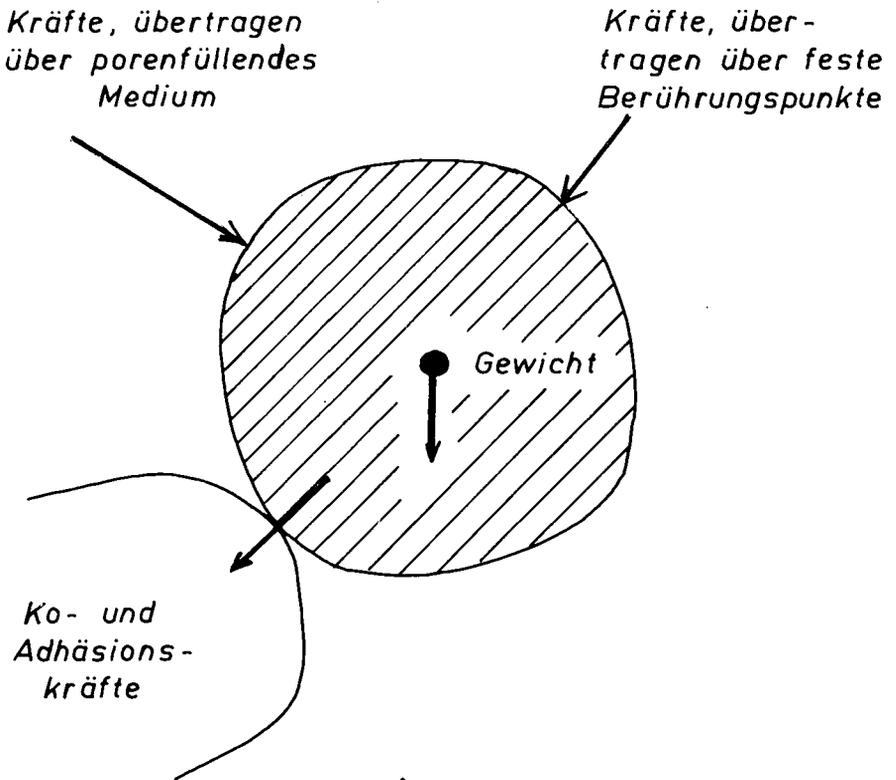
Deshalb muß man damit rechnen, daß bei mittleren Wasserleitfähigkeiten die größten Verlagerungen auftreten. Bei sehr großen Wasserleitfähigkeiten kommen die zur Ablösung beitragenden hohen Gradienten nicht zustande. Bei sehr kleinen Wasserleitfähigkeiten ist der Weitertransport infolge geringer Wasserbewegung gering.

Literatur

- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1972): Modellversuche zur Substanzverlagerung in Böden. Z. Pflanzenern. Bodenkd. 132, 240-242
- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1973): Der Einfluß von Wassersättigung und Wasserdruckgradient auf den Transport von Feinmaterial im Boden. Pseudogley & Gley; Verh. Komm. V u. VI ISSS 1971, Stuttgart-Hohenheim; Verlag Chemie, 435-441
- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1976): Feststofftransport im wasserungesättigten Boden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 23,
- Hartge, K.H. (1975): Warum befriedigen die Methoden zur Bestimmung von Struktur- bzw. Aggregatstabilitäten so selten? Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 22, 61-64
- Hartge, K.H. (1976): Is shearing resistance a parameter describing aggregate stability? Proc. Symp. Soil Structure 1975, Gent, Rijksuniversiteit (soeben erschienen)

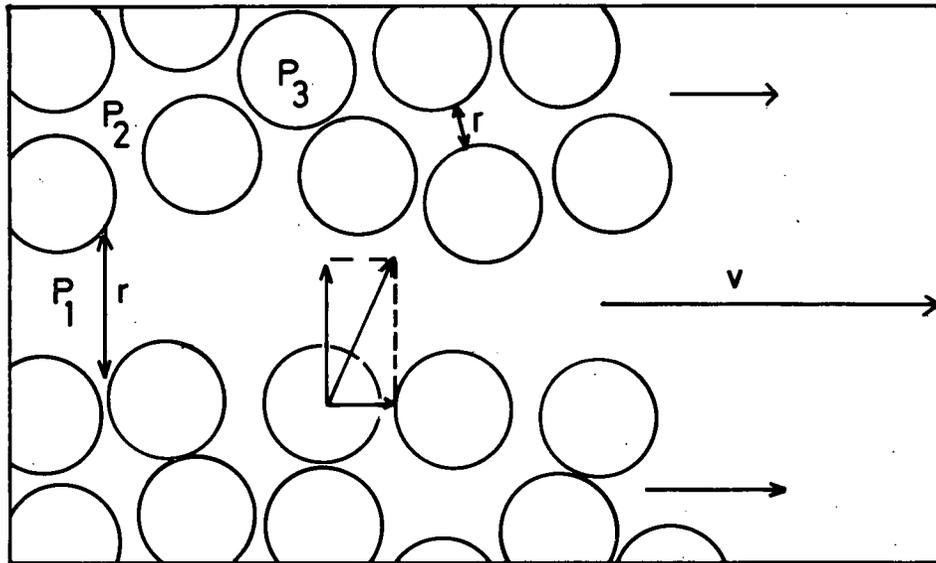
Schema der Kräfte, die auf ein Bodenteilchen einwirken

Abb.1



Auswirkung von Geschwindigkeitsunterschieden auf Verlagerungsvorgänge
bei beidseitiger Umströmung

Abb. 2

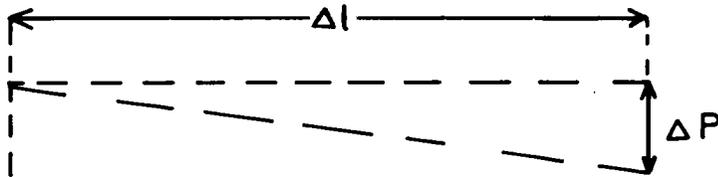


$$v = \frac{r^2 \Delta P}{8 \eta \Delta l}$$

(Hagen-Poiseuille)

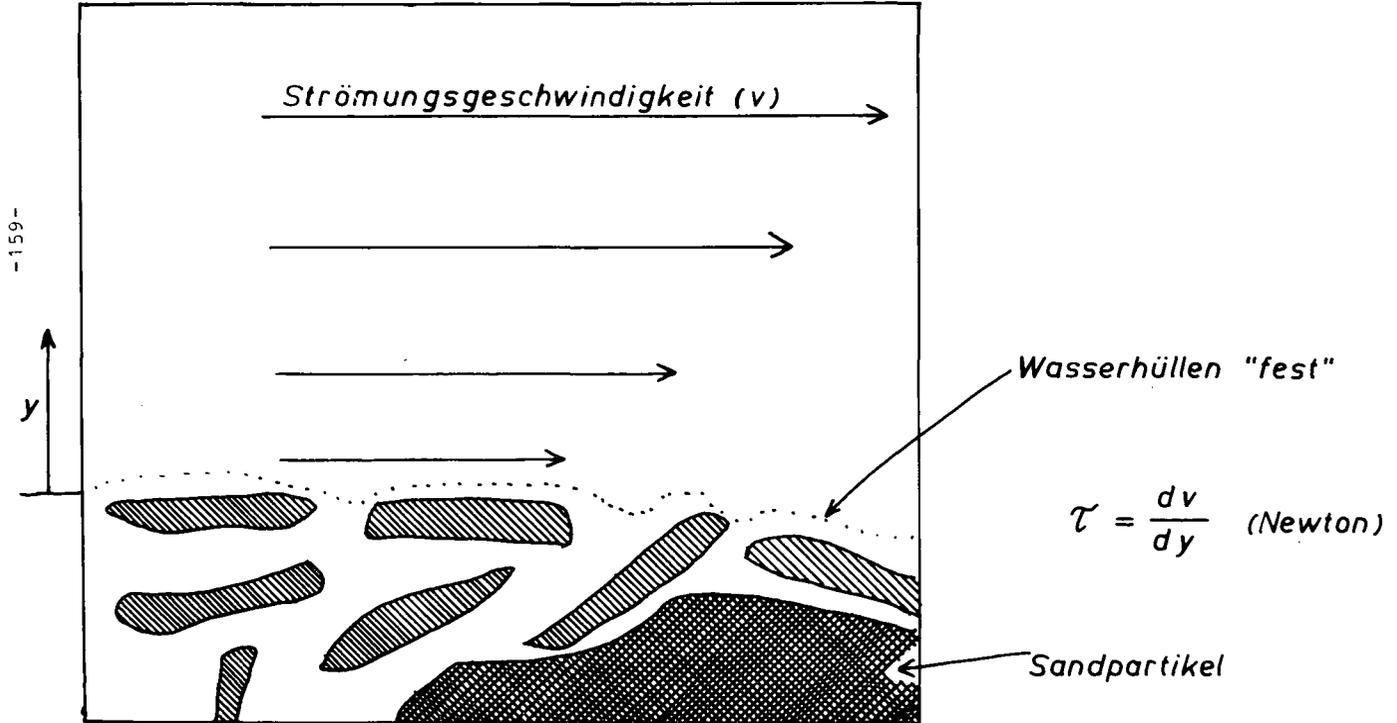
$$\frac{v^2}{2g} = \text{const.}$$

(Bernoulli)



Auswirkung einseitiger "Umströmung" auf Verlagerungsvorgänge
(Geschwindigkeit auf einer Seite ~ 0)

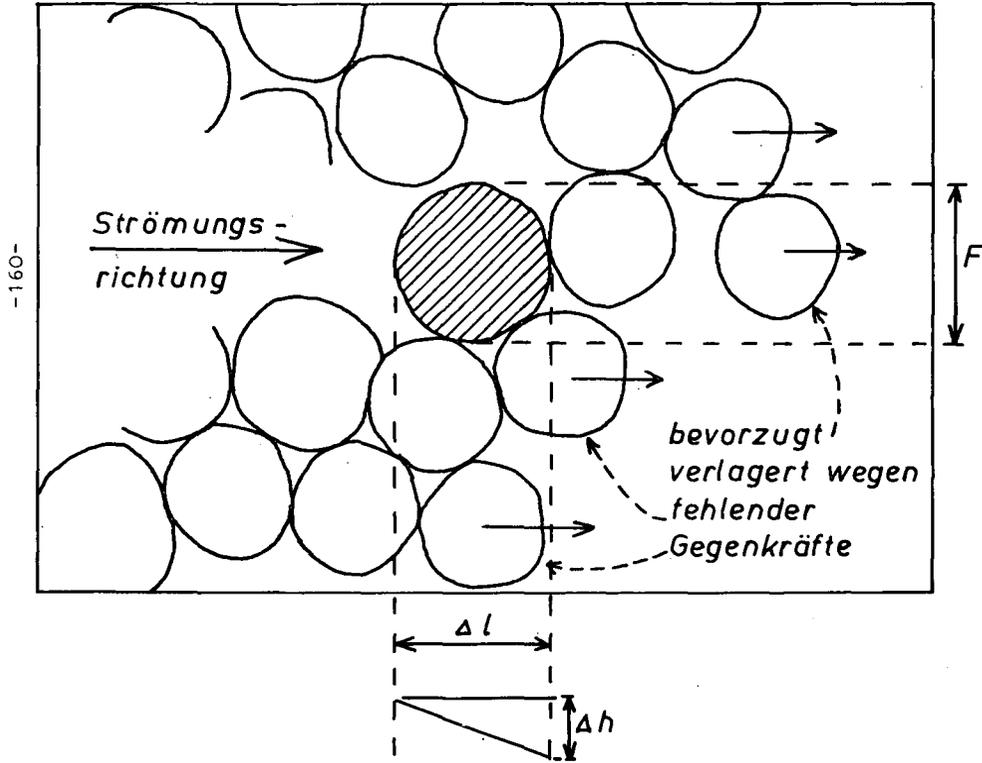
Abb. 3



-159-

Auswirkung des Strömungsdruckes auf Verlagerungsvorgänge

Abb. 4



Strömungskraft
 $\Delta p \cdot F \hat{=} \Delta h \cdot F$
 wirksam auf
 Kornvolumen

$$\frac{\Delta h \cdot F}{V} = \frac{\Delta h \cdot F}{\Delta l \cdot F} = \underline{\underline{\frac{\Delta h}{\Delta l}}}$$

Feststofftransport im wasserungesättigten Boden.

von

Becher, H.H.⁺ und K.H.Hartge⁺⁺

1. Einleitung

Frühere Untersuchungen (Becher u. Hartge 1972, 1973) über den Feststofftransport im Bodenprofil, insbesondere über die Tonverlagerung, gaben Anlaß zu weiteren Diskussionen über dieses Thema, aber auch Anregungen zu erneuten Modellversuchen über den Mechanismus des Substanztransportes. Über die Ergebnisse dieser Versuche soll hier berichtet werden.

2. Material und Methodik

28 mm lange Plexiglasringe (Innen- $\emptyset=34$ mm) wurden mit Terokal zu drei 140 mm langen Zylindern zusammengeklebt, deren Basis mit einem engmaschigen Drahtgeflecht oder -- bei höheren Saugspannungen -- mit einer Brandolplatte abschloß. Die Zylinder wurden jeweils mit 132 g Sand der Körnung 0,5-1,0 mm gefüllt und auf einem Vibrator 30 sec gerüttelt, so daß die Sandsäulen bei einer Höhe von 85 mm ein Porenvolumen von 40,2% aufwiesen. Diese Sandsäulen wurden mit einer etwa 10 mm dicken Schicht eines Sand-Ton-Gemisches bedeckt, das $\sim 8\%$ T (Bentonit 300) enthielt. Die Säulen wurden mit 175 ml dest. Wasser perkoliert, was ungefähr 5,75 PV entsprach. Diese Menge wurde entweder kontinuierlich tropfenweise oder -- um den Einfluß des Saugspannungsgradienten besser zu erfassen -- diskontinuierlich 7 x 25 ml in 20-minütigem Abstand zugegeben, wobei das Wasser bei den niedrigen Saugspannungen ca. 3 min, bei den höheren ca. 30 sec nach Zugabe von der Oberfläche verschwunden war. Die jeweils konstante Saugspannung zwischen 0 und 100 cmWS wurde an die Säulenbasis angelegt. Zur Ermittlung der Tonverteilung wurden nach Versuchsende die Plexiglasringe nach einander getrennt, nachdem zuvor aus jedem Ring eine obere ungefähr 14 mm dicke Schicht entnommen wurde. Außer der obersten Sand-Ton-Gemisch-Schicht waren

⁺ Lehrstuhl f. Bodenkunde TU München, 8050 Freising-Weihenstephan
⁺⁺ Institut f. Bodenkunde TU Hannover, 3000 Hannover 21

also alle übrigen ca. 14 mm dick. Der Ton wurde mit einem 100/ μ -Sieb vom Sand getrennt und Sand- und Tonmengen nach der Trocknung ausgezwogen. Auch die Menge des durchgelaufenen Tons wurde -- wo möglich -- bestimmt. Anschließend wurden in einem Parallelversuch die Saugspannungsprofile bei den verschiedenen Saugspannungen und Perkulationsbedingungen ermittelt, indem 5 Tensiometer mit angeschlossenen U-Rohr-Kapillaren in annähernd gleichem Abstand in die Säule eingebaut und Sand und Sand-Ton-Gemisch wie zuvor eingefüllt wurden. Die Ablesungen erfolgten in einem Abstand von 2-10 min in cmWS.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen für alle Versuche, daß der größte Teil des Tons -- wie schon früher beobachtet (Becher u. Hartge 1973) -- in der Sand-Ton-Gemisch-Schicht verblieb ($\sim 80\%$) (Abb. 1), während die darunter liegende Schicht eine gewisse Anreicherung aufwies. In den anschließenden Schichten wurde nur wenig ($\sim 0,05\%$) Ton gefunden, obwohl im Ausfluß größere Mengen erhalten wurden. Diese Form der Tonverlagerungskurven wurde sowohl durch die an der Basis angelegte Saugspannung als auch durch die Art der Wasserzufuhr nur wenig beeinflusst. Jedoch ist bereits in dieser Abbildung festzustellen, daß bei diskontinuierlicher Perkolation mehr Ton durch die Sandsäule verlagert wird als bei kontinuierlicher Perkolation. Aus der diesen Befund verdeutlichenden Abb. 2 wird klar ersichtlich, daß sowohl die nach der Perkolation im ursprünglich tonfreien Sand zurückgebliebene Tonmenge als auch die aus den Säulen ausgespülte Tonmenge und die insgesamt verlagerte Tonmenge bei diskontinuierlicher Wassergabe deutlich höher sind. Es muß darauf hingewiesen werden, daß bei den Verlagerungsversuchen 100 cmWS Saugspannung nur bei diskontinuierlicher Wassergabe erreicht wurde, und zwar nur so lange, wie eine geschlossene Wasserschicht in der Sandsäule vorhanden war, nämlich für 20-30 sec. Dagegen konnten bei der Ermittlung der Saugspannungsprofile für die gesamte Meßphase 100 cmWS aufrecht erhalten werden. Als Ursache für das unterschiedliche Verhalten werden geringfügige Kornpackungsunterschiede in den Säulen angenommen, die hier den Luftdurchtrittspunkt erhöhten. Trotzdem kann von annähernd gleichen Saugspannungsprofilen bei den Verlagerungsversuchen ausgegangen werden.

In der Abb. 2 ist aber auch zu beobachten, daß die verlagerten Tonmengen mit zunehmender Saugspannung erst zu- und dann abneh-

men mit einem Tonmaximum bei 20 cmWS. Dies steht teilweise im Widerspruch zu unseren früheren Untersuchungen, in denen entweder mit niedrigeren Saugspannungen oder großen Perkolationsmengen (Becher u. Hartge 1973) oder mit anderem Material (Becher u. Hartge 1972) gearbeitet wurde.

4. Diskussion

Die mit zunehmender Saugspannung einhergehende Abnahme der verlagerten Tonmenge hat uns zunächst überrascht. Aber schon allein die Tatsache, daß geringe Packungsunterschiede, womit Bertsch u. Schwille (1971) ihre Ergebnisse erklären müssen, das Zustandekommen von 100 cmWS Saugspannung stark beeinflussen, weist auf die Bedeutung der verwendeten Sandkörnung und deren Packung für die Tonverlagerung hin. Denn mit zunehmender Saugspannung stehen zunehmend weniger Bahnen zum Wassertransport und damit für den Tontransport zur Verfügung, also die engeren Poren, während die weniger engen Poren stets luftgefüllt sind und daher kaum für die Wasserleitung in Frage kommen. Dieses Modell wird gestützt durch die Tatsache, daß bei diskontinuierlicher Wassergabe mehr Ton verfrachtet wird bei gleicher Saugspannung als bei kontinuierlicher Wassergabe (Abb.2). D.h. jede Wasserwelle (bzw. Wasserwellenfront) schwemmt Ton mit und lagert ihn dort ab, wo sie sich verläuft.

Aus den Abb.3-5 (Die Abszissenwerte von Abb.5 sind die Mittelwerte der zwischen den einzelnen Tensiometern auftretenden Saugspannungsgradienten einschließlich dem Gradienten zwischen unterstem Tensiometer und der angelegten Basissaugspannung.) ist zu schließen, daß das in Abb.2 festzustellende Verlagerungsmaximum an Saugspannungsgradienten von 2-3 (diskont.) bzw. 4,5-5,5 (kont.) gebunden ist. Bei diesen Gradienten herrschen in den Säulen Saugspannungen zwischen 10 und 20 cmWS vor, die zusammen mit den entsprechenden Wassergehalten bei der verwendeten Körnung für die Tonverlagerung am günstigsten sind. Bei feinerem oder ungleichkörnigerem Sand müssen die mittleren Saugspannungen, aber auch die Saugspannungsgradienten ansteigen, um einen gleich hohen Strömungsdruck (Hartge u. Becher 1976) zu erzeugen, wodurch das Maximum der Abb.2 zu höheren Saugspannungen verschoben würde. Zu beobachten ist weiterhin, daß unter gesättigten Bedingungen die kontinuierliche Perkolations eine stärkere Tonverlagerung bewirkt, die aber immer unter der bei geringen Saugspannungen liegt. Berücksichtigt man weiter, daß bei niedrigen Anfangswassergehalten (also höheren Saugspannungen) Befeuch-

tungsfronten langsamer voranschreiten als bei höheren (Clouet et al. 1972, Gumbs u. Warkentin 1972, Hartge 1973, Talsma 1974), so ist die in den Abb. 2-5 zu sehende Optimumkurve das Ergebnis der gegenläufigen Wirkung folgender drei Faktoren:

Bei abnehmendem Wassergehalt

- a) Förderung der Ablösung durch Vergrößerung der Gradienten,
- b) Hemmung des Weitertransportes durch Behinderung der Befeuchtungsfront und
- c) Wasserverlust mit Kohäsionserhöhung, die wiederum nicht schnell genug von der vorbeieilenden Wasserwelle abgesenkt werden kann, so daß Tonteilchen dispergiert und verlagert werden könnten.

Bei 80 cmWS Saugspannung und diskontinuierlicher Perkolation scheint der Sand, wie die Abb. 4 bei 26 cmWS mittlerer Saugspannung zeigt, noch nicht so trocken zu sein, daß der Faktor c), also die Kohäsion, wirksam wird, während der hohe Basis-Saugspannungsgradient, der den Wert von 16 in Abb. 5 im wesentlichen erzeugt, einen hohen Strömungsdruck in den unter 27 cmWS Saugspannung stehenden, wassergefüllten Poren bewirkt. Dieser hohe Strömungsdruck, unterstützt durch den von Hartge u. Becher (1976) beschriebenen "Anfahrdruck", verlagert die großen Tonmenngen, während bei kontinuierlicher Perkolation ab 60 cmWS Saugspannung trotz hoher Gradienten, aber ohne "Anfahrdruck", bereits die Kohäsion nicht überwunden wird und daher nur gleichbleibend geringe Tonverlagerungen erfolgen (Abb. 3-5).

Auf den Boden übertragen, müssen wir die Wasserwellenfront mit der Befeuchtungsfront gleichsetzen. Es muß lediglich ein großer Wassergehaltsunterschied bzw. ein steiler Saugspannungsgradient auftreten, der seine Lage im Profil verändert. Dieser steile Saugspannungsgradient kann auf die Infiltration von Niederschlags- oder Beregnungswasser zurückzuführen sein.

Der hier geschilderte Zusammenhang zwischen Gradient, Strömungsdruck und Feststofftransport kann als eine wesentliche Ursache für das Ausmaß von Verlagerungserscheinungen in Abhängigkeit von der hydrologischen Situation und somit für die lokale Vergesellschaftung (Bailly 1973, Müller, S. 1964, Roeschmann 1968) von Bodentypen wie Braunerde/Schwarzerde - Parabraunerde - Pseudogley/Gley (Abb. 6) angesehen werden und bestätigt frühere Feststellungen (Becher u. Hartge 1973). Denn Substanzverlagerungen in fester Form sind stärker ausgeprägt, wenn große Saugspan-

nungsgradienten infolge Wasserzufuhr, hauptsächlich durch Regen, erzeugt werden. Dies ist offenbar bei mittleren Wassergehalten bevorzugt der Fall. Ist dagegen der Boden zu trocken, so wird das Wasser bereits so nahe der Oberfläche festgehalten, daß es zur Entstehung einer wandernden Befeuchtungsfront gar nicht erst kommen kann. Demgegenüber können sich in stets feuchten Profilen keine großen Saugspannungsgradienten und damit auch keine substanzverlagernden Befeuchtungsfronten ausbilden. Dieses häufig im Gelände zu beobachtende und in Abb.6 schematisch dargestellte Nebeneinander (n. Bailly 1973) finden wir auch -- bedingt -- bei unseren Modelluntersuchungen, nämlich in der Optimumkurve für den insgesamt verlagerten Ton (Abb. 2 u.4), deren Maximum hier bei ≈ 20 cmWS liegt. Hieraus läßt sich auch erklären, warum in Abhängigkeit von Niederschlag, Verdunstung und von der Grundwasserstandshöhe bedingten Fließquerschnitten sich Bodentypen mit starken Verlagerungen fester Partikel (Parabraunerden) nur in ganz bestimmten hydrologischen Lagen ausbilden. Auf die gleiche hydrologische Abhängigkeit dürfte u.a. auch die Entstehung der mächtigen Podsole zurückzuführen sein.

5. Zusammenfassung

Die durchgeführten Modellversuche haben gezeigt, daß ein durch diskontinuierliche Wasserzufuhr erzeugter großer Saugspannungsgradient eine größere **Substanzverlagerung** zur Folge hat als ein kleiner Gradient, erzeugt bei kontinuierlicher Wasserzufuhr. Dies wird besonders deutlich bei der insgesamt verlagerten Tonmenge, die mit ihrem Maximum bei 20 cmWS auf das Vorhandensein einer optimalen Saugspannung zur Substanzverlagerung unter natürlichen Bedingungen hinweist, die zur Vergesellschaftung von Braunerden, Parabraunerden und Pseudogleyen (Gleyen) in Abhängigkeit von der Verlagerungsmöglichkeit und der dazu notwendigen hydrologischen Situation führt.

Herrn G.Reil danken wir für die sorgfältige Durchführung der Messungen und Analysen.

Literatur

- Bailly, F. (1973): Zur Vergesellschaftung der Böden aus Löß in der nördlichen Calenberger Börde. Geol. Jb., Reihe F, H. 1
- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1972): Modellversuche zur Substanzverlagerung in Böden. Z. Pflanzenern., Bdkd. 132, 240-242

- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1973): Der Einfluß von Wassersättigung und Wasserdruckgradient auf den Transport von Feinmaterial im Boden. Pseudogley & Gley, Verh. Komm. V u. VI ISSS 1971, Stuttgart-Hohenheim; Verlag Chemie, 435-441
- Clouet, Y., Feodoroff, A., Libois, A., und Mériaux, S. (1972): Infiltration et déplacement d'un traceur localisé dans un sol non saturé. Effet de l'humidité initiale. Ann. agron. 23, 451-468
- Gumbs, F.A., und Warkentin, B.P. (1972): The effect of bulk density and initial water content on infiltration in clay soil samples. Proc. Soil Sci. Soc. Am. 36, 720-724
- Hartge, K.H. (1973): Das Fortschreiten einer Störung des hydraulischen Gleichgewichts in Abhängigkeit vom Wassergehalt des Bodens. Z. Pflanzenern., Bdkd. 134, 33-42
- Hartge, K.H., und Becher, H.H. (1976): Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte Stoffe im Boden. Mitt. Dtsch. Bdkdl. Ges. 23,
- Müller, S. (1964): Typische Waldbodenprofile der südwestdeutschen Gäulandschaften. Mitt. Verein Forstl. Standortk. Forstpfl.-Züchtung, H. 14, 38-49
- Roeschmann, G. (1968): Pseudogley-Tschernoseme und deren Übergangsbildungen zu Parabraunerden im Lößgebiet der Hildesheimer Börde. Geol. Jb. 85, 841-860
- Talsma, T. (1974): The effect of initial moisture content and infiltration quantity on redistribution of soil water. Austr. J. Soil Res. 12, 15-26

Abb.1: Tonverteilung in Sandsäule nach
Perkolation von 175 ml H₂O

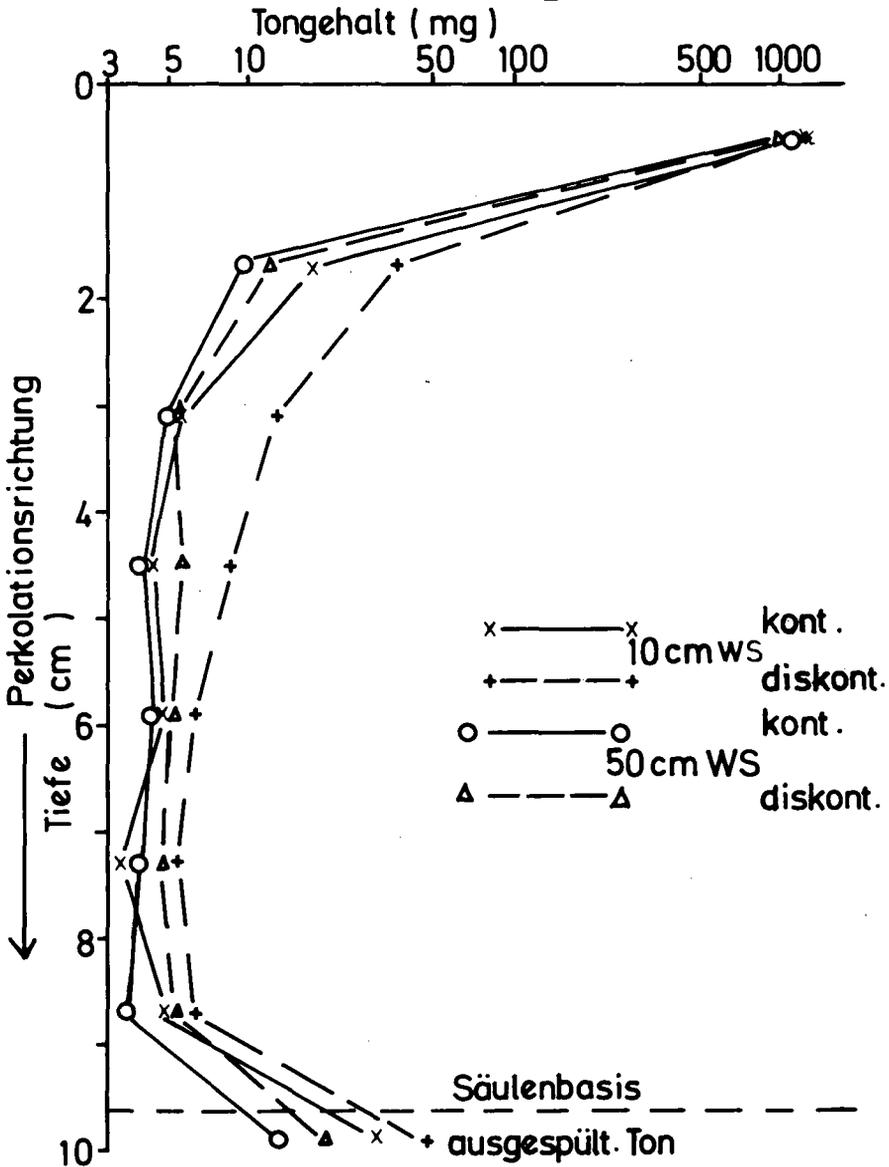


Abb. 2: Tonverlagerung in Abhängigkeit von der Saugspannung,
 die an die Säulenbasis gelegt wurde (Mittelwerte aus 3 Parallelen)

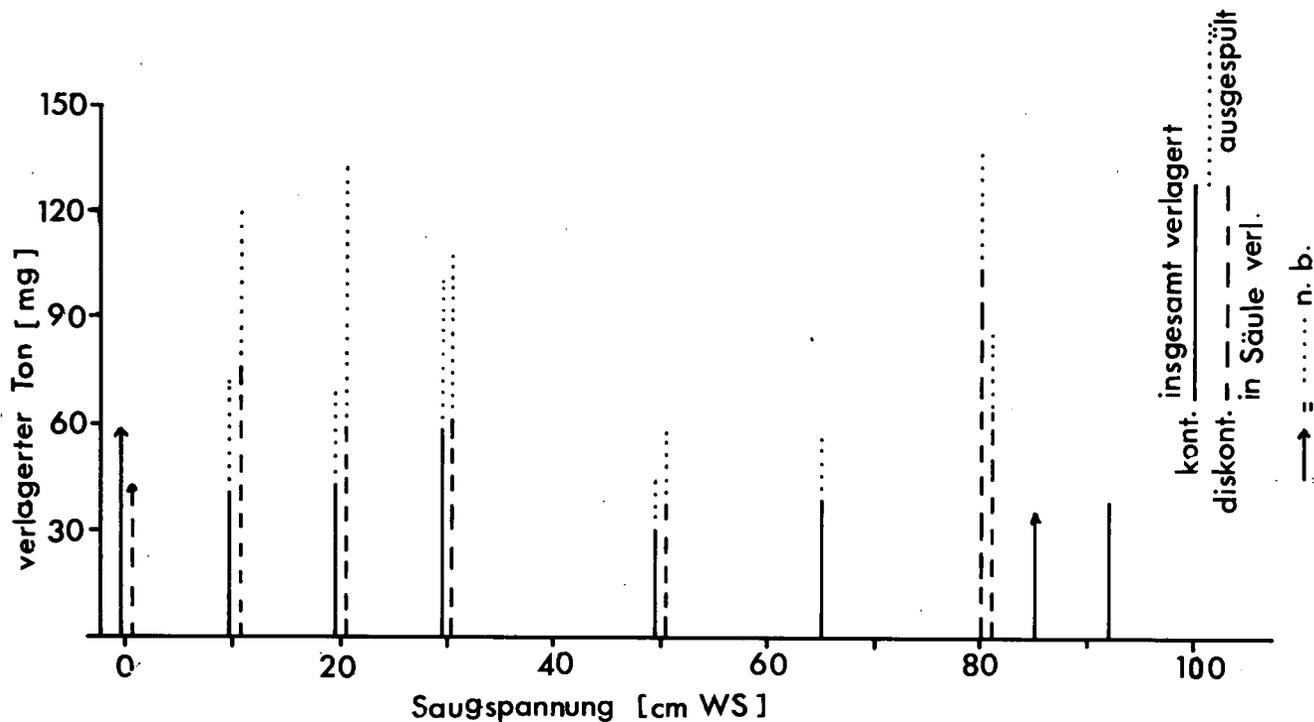


Abb. 3: Tonverlagerung in Abhängigkeit v. Saugspannungsgradient zwischen oberstem und zweitoberstem Tensiometer

(Mittelwerte aus 3 Parallelen)

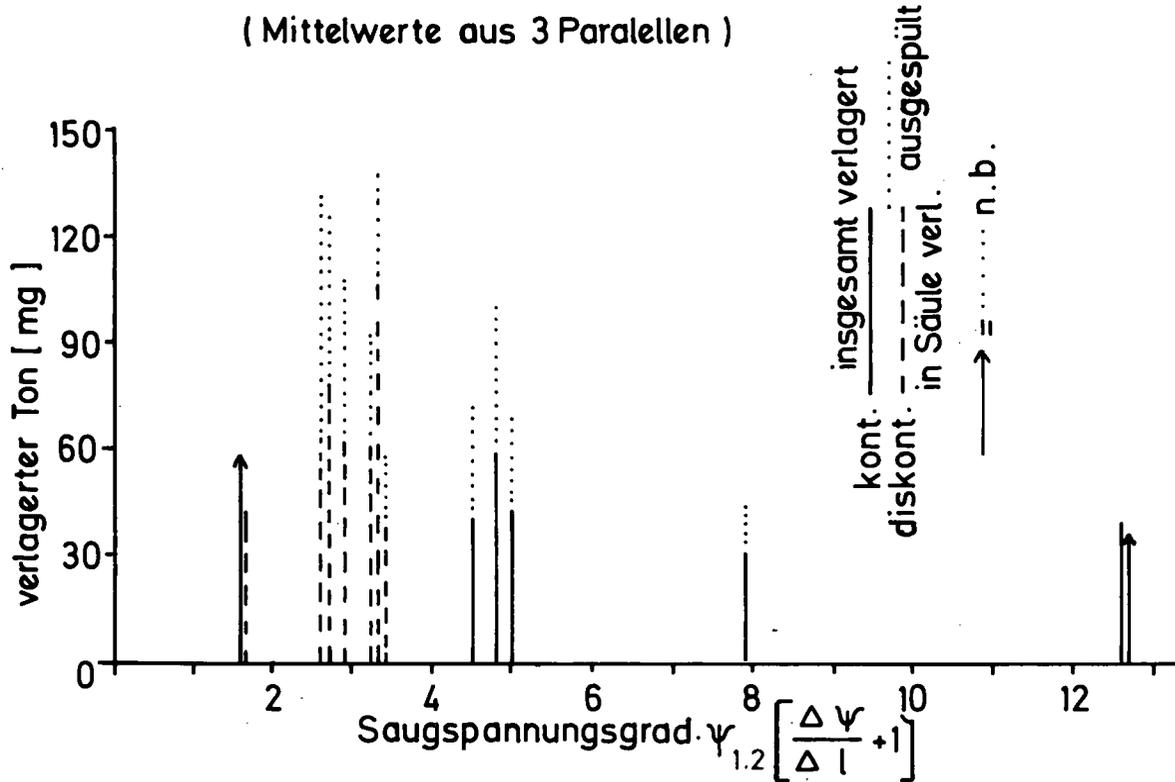


Abb. 4: Tonverlagerung in Abhängigkeit von
der mittleren Saugspannung in der Sandsäule

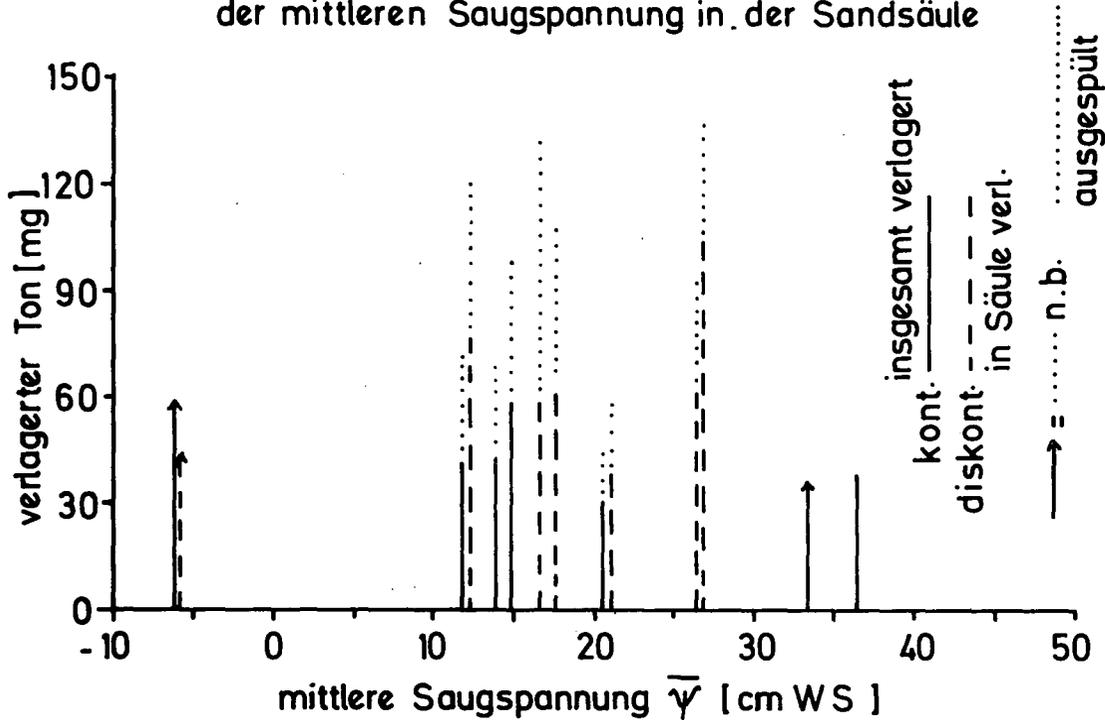


Abb. 5: Tonverlagerung in Abhängigkeit v. mittlerem Saugspannungsgradienten in der Sandsäule einschließlich Basis (Mittelwerte aus 3 Parallelen)

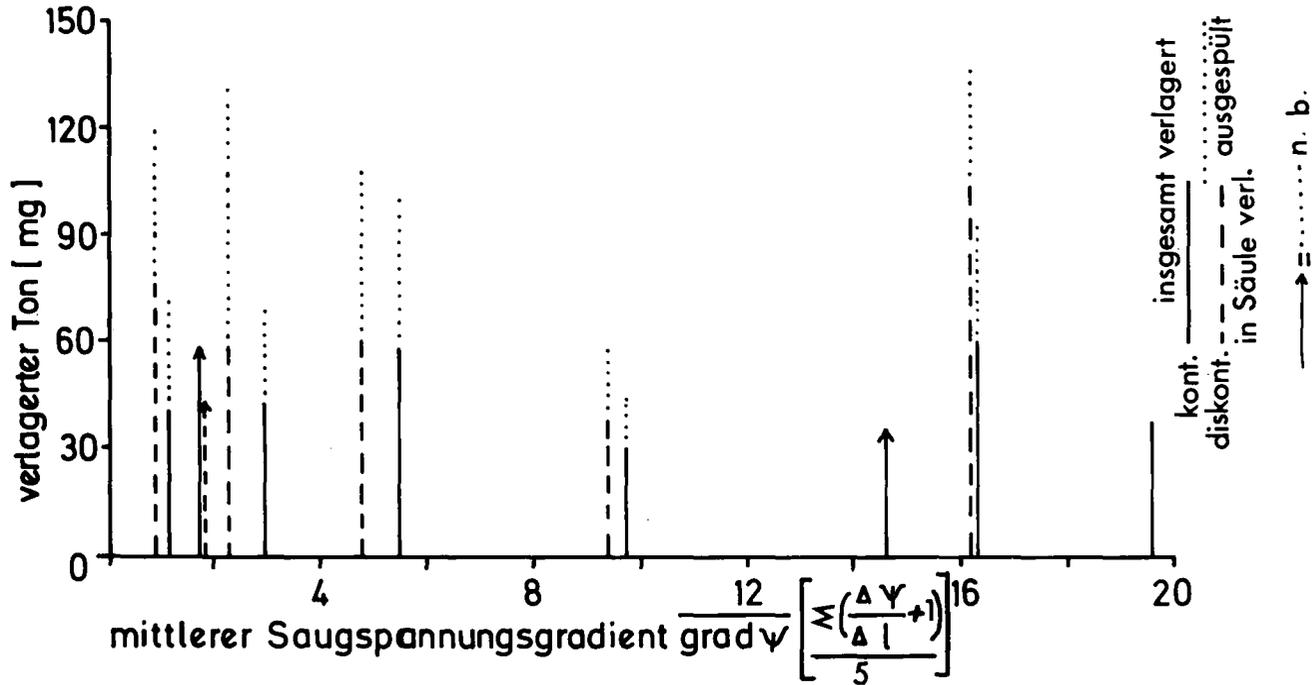
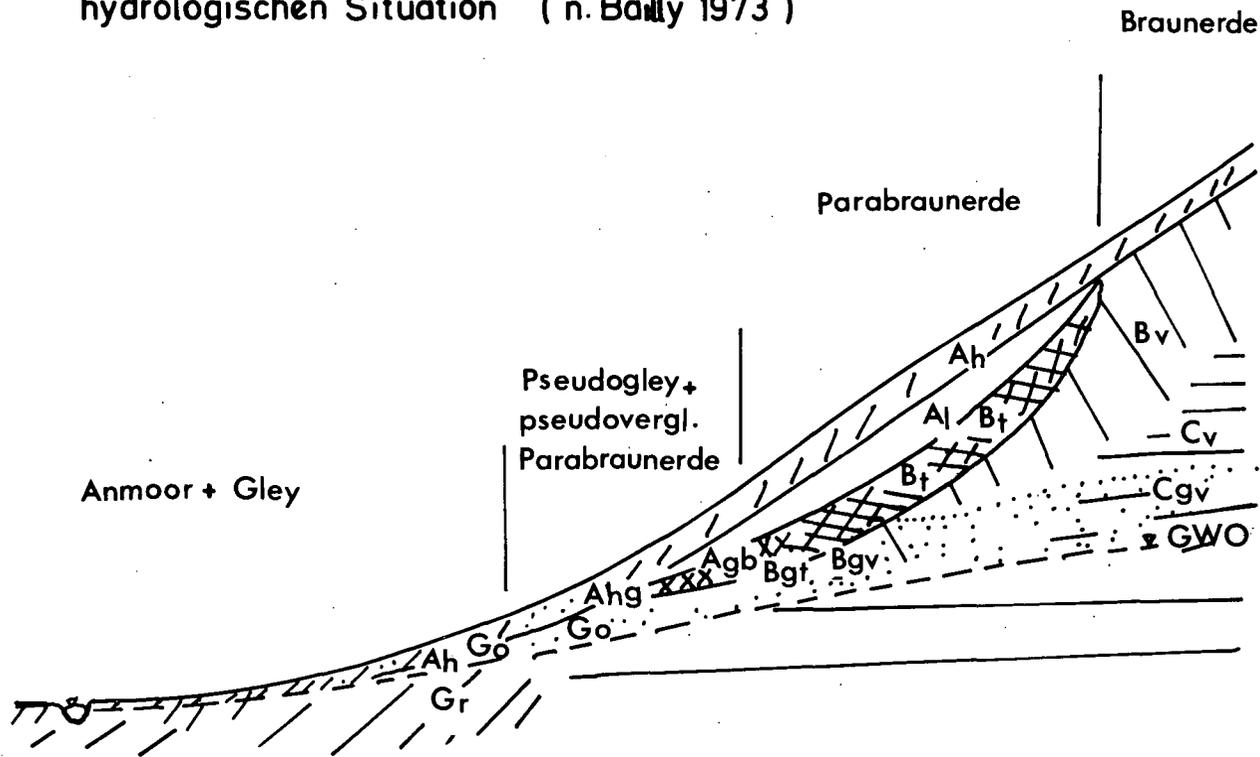


Abb.6: Bodengesellschaften aus Löß in Abhängigkeit von der hydrologischen Situation (n. Bailly 1973)



Einfluß von Saugspannung und Perkulationsmedium
auf Entkalkung und Tonverlagerung.

von

Becher, H.H. ⁺

Einleitung

Bei einem 3.300 Jahre alten bronzezeitlichen Hügelgrab bei Regensburg (Prof. C2, Exkursionsführer DBG-Jahrestagung Regensburg 1975) hatte die Bodenentwicklung seit der Aufschüttung des Hügelgels zu einer Entkalkung des ursprünglich sicherlich carbonathaltigen Bodenmaterials geführt, mit der eine Tonverlagerung einherging. Um eine Vorstellung über Zeitraum und Umweltbedingungen für diese in geschichtlicher Zeit abgelaufenen Prozesse zu bekommen, wurde ein Modellversuch angesetzt, über dessen vorläufige Ergebnisse berichtet wird.

Material und Methodik

Aus carbonatfreiem B_t -Material (pH 4,8) und 32,2% Carbonat enthaltendem C_v -Material (pH 7,8), jeweils < 2 mm, einer Podsol-Parabraunerde aus Knollensandstein (Prof. C1, Exkursionsführer DBG-Jahrestagung 1975) wurde ein $\approx 1\%$ Carbonat enthaltendes Bodengemisch hergestellt, das in 8 Plexiglasrohre 7 cm hoch eingefüllt wurde und eine Lagerungsdichte von $1,25 \text{ g/cm}^3 \hat{=} 52,8\%$ PV aufwies. Die mit einem Drahtgeflecht basal verschlossenen Plexiglasrohre wurden wasserdicht auf Saugtöpfe gleichen Durchmessers gesetzt, an die Saugspannungen von zunächst 10 bzw. 50 cmWS, nach 200 Versuchstagen zur Erhöhung der Gradienten 100 bzw. 200 cmWS angelegt wurden. Die Bodensäulen wurden bis zum 200. Versuchstag kontinuierlich, danach diskontinuierlich mit dest. H_2O oder mit CO_2 gesättigtem dest. H_2O perkoliert entsprechend einem Niederschlag von 10 mm/d. Außer in der Anfangsphase wurden 2x wöchentlich Perkolatmenge, pH und -- anfänglich in 14-tägigem Abstand bis zum 300. Tag -- die Ca^{2+} -Konzentration gemessen. Nach 510 Tagen wurde der Versuch abgebrochen, die Säulen in ≈ 1 cm dicke Schichten geteilt und nach Lufttrocknung deren pH,

⁺ Lehrstuhl f. Bodenkunde TU München, 8050 Freising-Weißenstephan

Carbonat- und Tongehalt (nur in dest. H₂O dispergiert) bestimmt. Saugspannungsmessungen wurden an den Säulen nicht vorgenommen.

Ergebnisse

Von Versuchsbeginn bis -ende nahmen die Ca²⁺-Konzentrationen von durchschnittlich 50 ppm auf ~25 ppm und die pH-Werte von 7,2 auf 6,8 ab bei annähernd gleichen Perkulationsraten. Auf diese Tendenz hatte die Änderung der Perkulationsbedingungen (höhere Saugspannung, diskontinuierliche H₂O-Zufuhr) keinen Einfluß. Jedoch wurde hierdurch der CO₂-Einfluß erhöht: Das vorhandene CO₂ im Perkulationsmedium bewirkte stets höhere pH-Werte und gesichert höhere Ca²⁺-Konzentrationen des Perkolats, die bei 100 cmWS höher waren als bei 200 cmWS, während bei CO₂-armem Perkulationsmedium nicht zu sichernde Saugspannungsunterschiede festzustellen waren. Dies wird in Abb.1 deutlich, die außerdem zeigt, daß eine Erhöhung der Perkulationsrate nur bei CO₂ eine schnellere Entkalkung bewirkte, dagegen bei CO₂-Armut eine geringfügige Verlangsamung dieses Prozesses hervorrief.

Die nach Versuchsende gefundenen Tiefenverteilungen für pH, T und Carbonat (Abb.2) zeigten deutliche Veränderungen gegenüber der Ausgangssituation. Besonders fallen die unterschiedlichen Entkalkungstiefen auf. Während Carbonatgehalte und pH-Werte als Folge der entkalkend wirkenden Perkulation stark abgenommen haben, sind die Tongehalte angestiegen, z.T. besonders ausgeprägt in den unteren Schichten. Die infolge Entkalkung freigesetzten zusätzlichen Tonmengen betragen für die gesamte Bodensäule 2,1% bei 100 cmWS/ohne CO₂, 2,6% bei 200 cmWS/ohne CO₂, 1,8% bei 100 cmWS/mit CO₂ und 2,6% bei 200 cmWS/mit CO₂. Daß trotz geringerer Entkalkung vergleichsweise mehr Ton bei CO₂-Armut wiedergefunden wurde, kann nur auf die Ausflockung der Tonteilchen infolge schneller Versauerung des Bodenmaterials bzw. Ca²⁺-Reichtums bei CO₂-Sättigung zurückgeführt werden. Neben der unterschiedlichen Tonfreisetzung sind für jede Behandlung typische Tonverteilungen festzustellen, die aber keine Aussage darüber gestatten, in welchen Mengenverhältnissen ursprünglich vorhandener und freigesetzter Ton verlagert wurden. Die Tonanreicherungsmaxima sind bei CO₂-gesättigtem Perkulationsmedium ausgeprägter.

Diskussion

Wegen nicht vorgenommener Saugspannungsverteilungsmessungen kann ~~kein~~ auch keine unmittelbare Aussage über die in den Säulen vorherrschenden Saugspannungsgradienten gemacht werden. Jedoch ist

davon auszugehen, daß eine höhere Basissaugspannung auch einen höheren Gradienten induziert (s. Becher u. Hartge 1976), besonders bei diskontinuierlicher Wasserzufuhr. Zusammen mit zufällig etwas größeren Perkolationsmengen hatte der höhere Gradient, also bei 200 cmWS, bei CO_2 -Armut zur Folge, daß das gelöste Carbonat schneller abgeführt -- weil größere Fließgeschwindigkeit -- und dadurch ein stets stärkeres Lösungsungleichgewicht aufrecht erhalten wurde als bei kleinerem Gradienten. Vorübergehend wesentlich erhöhte Perkolationsraten erhöhten die Wassersättigung des Bodenmaterials, wodurch die zwangsläufig erniedrigten Saugspannungsgradienten zu einer verminderten Fließgeschwindigkeit führten, weshalb hauptsächlich weitporige Bereiche perkoliert wurden, die bei den zuvor niedrigen Saugspannungen bereits stärker entkalkt worden waren. Deshalb konnte bei CO_2 -Armut trotz hoher Perkolatmengen nur wenig Carbonat gelöst werden. Im Gegensatz hierzu bewirkte die CO_2 -Sättigung wegen ihrer stärkeren Aggressivität eine starke Carbonatlösung, die bei niedrigen Saugspannungen (100 cmWS) (s. Abb. 1) ausgeprägter war; denn bei 200 cmWS wurde ein Teil des reichlich vorhandenen CO_2 zu schnell für eine vollständige Reaktion vorbeigeführt. Diese Feststellung gilt auch für nicht erhöhte Perkolationsraten.

Wie bei den Modellversuchen von Becher und Hartge (1976) zeichnet sich auch für den saugspannungsabhängigen Transport gelöster Stoffe (hier Carbonat) eine vom Perkolationsmedium abhängige Optimumkurve ab, deren Maximum zwischen 100 und 200 cmWS Basissaugspannung zu suchen ist. Dieser Transport wird durch die als Folge diskontinuierlicher Wasserzufuhr (wie bei Starkregen) entstehenden größeren Saugspannungsgradienten gefördert. Aus der aufgezeigten unterschiedlichen Entkalkungsdynamik folgt schließlich die beobachtete Entkalkungstiefe und pH-Verteilung. Die trotz starker Entkalkung relativ geringen Tongehalte der obersten Schichten bei CO_2 -Sättigung können nur durch die sofortige Flockung des dort freigesetzten Tons zu schluffgroßen Partikeln erklärt werden, bewirkt durch Ca^{2+} -Ionen, die bei dem infolge CO_2 -Sättigung niedrigen pH-Wert (<5) reichlich vorhanden waren. Dagegen hat offensichtlich in den unteren Säulenschichten eine Tonverlagerung und -anreicherung stattgefunden (am ausgeprägtesten bei 200 cmWS/mit CO_2), obwohl die Boden-pH-Werte teilweise >7 sind. Die trotzdem erfolgte Tonverlagerung ist nur durch Perkolat-pH-Werte <7 in den Bodensäulen zu

Übersicht 1: Aus den Versuchsergebnissen berechnete Entkalkungszeiten

Ergebnis	Behandlung			
	H ₂ O dest.		H ₂ O dest.+CO ₂	
	100 [cmWS]	200	100 [cmWS]	200
Perkolatmenge [l]	11,0	12,4	11,2	12,7
theor. Jahres-N [mm]	3.400	3.840	3.480	3.935
im Perkolat gefundenes Carb. [mg]	878,4	959,4	1596,9	1488,7
‰ vom Ausgangs-Carb.	47,5	51,8	86,3	80,4
∅ Carb.-Konz. im Perkolat [ppm]	80	77	142	117
Entkalkungszeit [a]	5.920	6.127	3.331	4.042

Entkalkungstiefe [cm]	0,2	0,5	3,0	3,0
jährl. Carb.-Abfuhr bis carb.-frei [mg]	37,1	92,9	557,4	557,4
Entkalkungszeit [a] bei				
1/2 Wiederausfällung	34.005	13.602	2.267	2.267
1/3 Wiederausfällung	26.320	10.528	1.755	1.755

erklären, denn spätestens ab 400. Versuchstag lagen die gemessenen Perkolat-pH-Werte unter pH 7.

Bei einer Übertragung der Ergebnisse dieses Modellversuchs auf die im Hügelgrab stattgefundene Entkalkung und bei einer daraus abzuleitenden Zeitberechnung wurden nur folgende, aber notwendige Annahmen verwendet:

1. Der Ausgangscarbonatgehalt der Aufschüttung betrug 20%;
2. Der jährlich in den Boden eindringende Niederschlag betrug für dieses Gebiet 585 mm (=90% des jetzigen Gesamtniederschlages);
3. Eine CO₂-Sättigung war stets gegeben.

Legt man der Berechnung die im Perkolat gefundenen Carbonatmengen (s. Übersicht 1) zu Grunde (bezogen auf Säulenquerschnitt), so ergeben sich Entkalkungszeiten zwischen 3.300 und 6.100 Jahren, die bei CO₂-Sättigung dem Hügelgrabalter sehr nahe kommen. Stellt man die Berechnung mit Hilfe der Entkalkungstiefe und der aus ihr jährlich ~~abgeführten~~ abgeführten Carbonatmenge (bezogen auf Säulenquerschnitt) an, wobei man davon ausgehen muß, daß ein gewisser Anteil des Bicarbonats wieder ausgefällt wurde, so ergeben sich Zeiten zwischen 1.750 und 26.300 Jahren, die zwar das Hügelgrabalter einschließen, aber eine sehr große Spanne aufwei-

sen. Da unter natürlichen Bedingungen die 585 mm Niederschlag mit CO_2 nur teilgesättigt sind und auch nicht stets bis 95 cm Tiefe vordringen, andererseits auch Klimaschwankungen mit z.T. beträchtlich höheren Niederschlägen stattgefunden haben, sind für die Gesamtbodenentwicklung bis 95 cm Tiefe die 585 mm Jahresickerwasser als realistisch anzusehen, zumal sie überwiegend im Sommer als Folge von Starkregen anfallen und infolge starker Evapotranspiration in + trockenen Boden eindringen, so daß die relativ hohen Saugspannungsgradienten entstehen. Auch ist nicht auszuschließen, daß der tatsächliche Carbonatgehalt der Aufschüttung $< 20\%$ betrug, so daß trotz aller Einschränkungen die für 100 cmWS Saugspannung angegebene Zeit von 3.331 Jahren mit den archäologischen Befunden sehr gut übereinstimmt. Auch die Zeitberechnung nach der Entkalkungstiefe dürfte bei vorausgesetzter CO_2 -Teilsättigung sich dann der wirklichen Zeitdauer annähern. Fest steht dagegen, daß ohne bodenbürtiges CO_2 eine derart schnelle Entkalkung, wie wir sie im Hügelgrab beobachten konnten, nicht denkbar ist.

Mit der Entkalkung erfolgte selbstverständlich eine Tonfreisetzung und -verlagerung, die wegen geringerer Versauerung infolge CO_2 -teilgesättigten Sickerwassers stärker ausgeprägt sein muß als im Modellversuch (s.a. Analysendaten Exk.-Führer DBG-Jahrestagung 1975). Quantitative Angaben können jedoch von dem Modellversuch nicht abgeleitet werden, der aber frühere Ergebnisse (Becher u. Hartge 1973) bezüglich eines Stofftransportes unter wasserungesättigten Bedingungen bestätigt.

Zusammenfassung

Anhand eines mehrmonatigen Modellversuchs mit carbonathaltigem Bodenmaterial, das bei 100 und 200 cmWS Saugspannung mit und ohne CO_2 -haltigem dest. H_2O perkoliert wurde, konnte gezeigt werden, daß die bis 95 cm Tiefe reichende Entkalkung eines bronzezeitlichen Hügelgrabes unter den heutigen Klimabedingungen nur bei CO_2 -haltigem Sickerwasser möglich ist. Darüberhinaus förderten die an der Profilbasis als vorherrschend angenommenen Saugspannungen zwischen 100 und 200 cmWS bei diskontinuierlicher Wasserzufuhr, hervorgerufen durch sommerliche Starkregen, die relativ schnelle Entkalkung des aufgeschütteten Bodenmaterials. Eine mit der Entkalkung einhergehende Tonverlagerung kann nur qualitativ bestätigt werden.

Herrn Dr.W.R.Fischer danke ich an dieser Stelle für die hilfreiche Unterstützung beim Aufbau der Steuerautomatik für die Wasserzufuhr.

Literatur

- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1973): Der Einfluß von Wassersättigung und Wasserdruckgradient auf den Transport von Feinmaterial im Boden. Pseudogley & Gley, Verh. Komm. V u. VI ISSS 1971, Stuttgart-Hohenheim; Verlag Chemie, 435-441
- Becher, H.H., und Hartge, K.H. (1976): Feststofftransport im wasserungesättigten Boden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 23, Exkursionsführer DBG-Jahrestagung Regensburg 1975: Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 21, 125-131

Abb.1: Täglt. Perkolationsvolumen und Ca^{2+} - Konz. des Perkolats eines Versuchsabschnittes

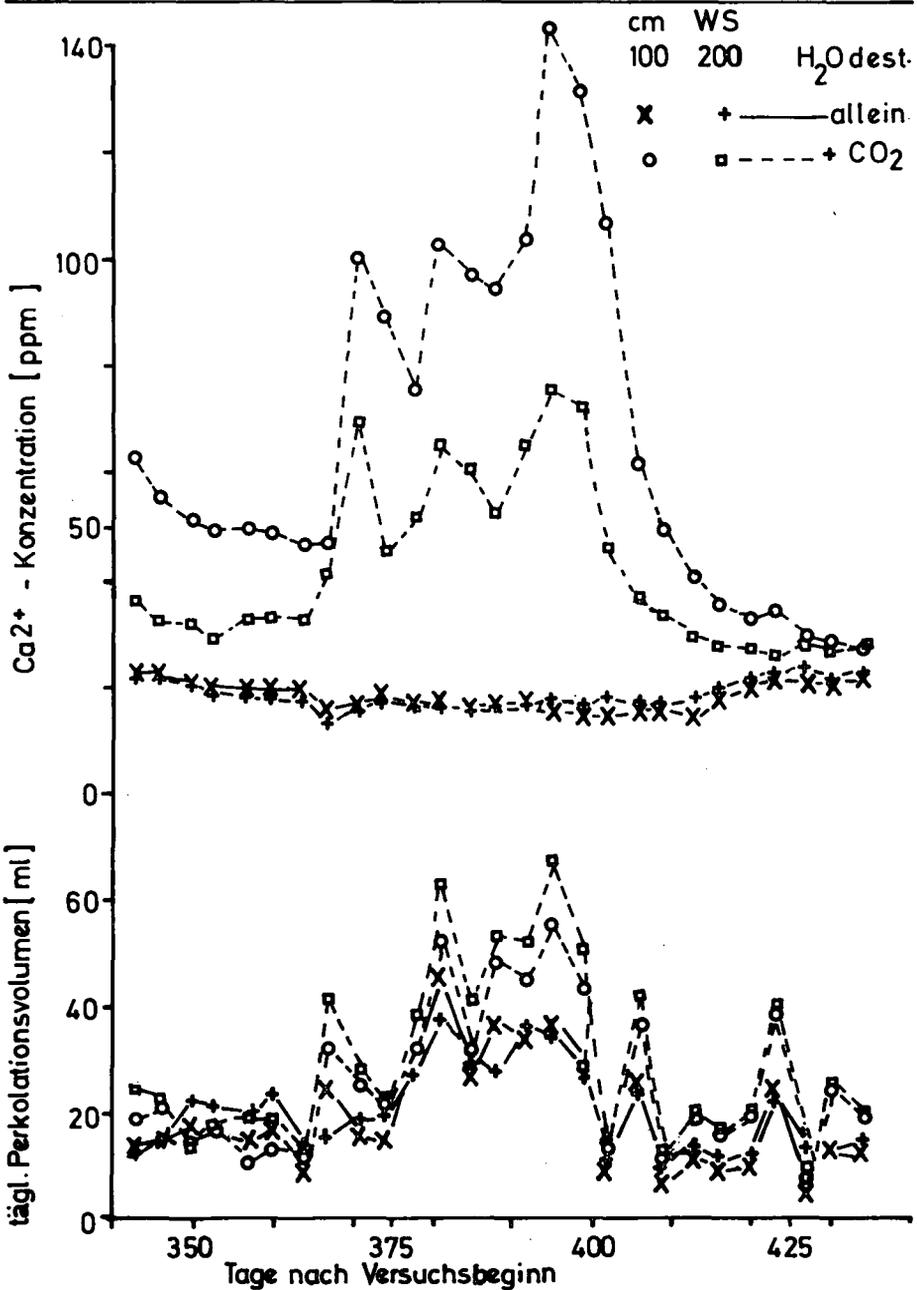
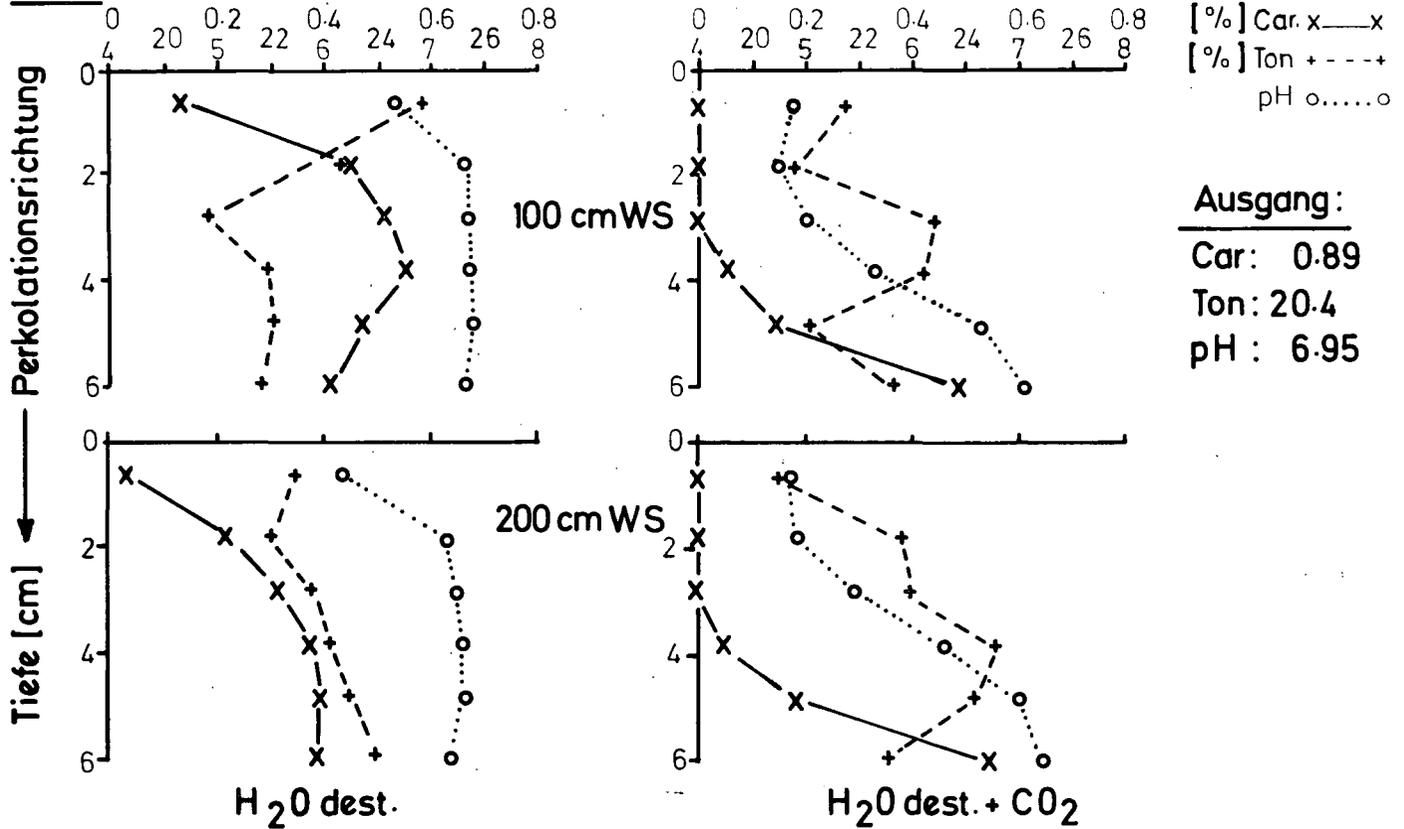


Abb. 2: pH-, T- und Carbonatverteilung bei unterschiedlicher Behandlung



Transport von Bioelementen in einem mit Fichte
bestockten Lößlehm nach Klärschlammapplikation.

von

R. Hüser ⁺

1. Problemstellung

In mehreren Freilandexperimenten und Gefäßversuchen studieren wir die Möglichkeiten, Klärschlamm in der Forstwissenschaft zu verwerten. Dabei prüfen wir nicht nur die Einflüsse von Faulschlammapplikationen auf Baumbestände, sondern auch die Auswirkungen auf den Boden und dort vor allem auf die Sickerwasserqualität.

2. Der Boden

Am Südrand der Münchner Schotterebene findet man größere Lößlehm-Flächen mit Mächtigkeiten von z.T. über 2,4 m. Sie überdecken Altmoräne und Hochterrassenschotter, deren stark verwittertes aber auch skelethaltiges Material im Unterboden ansteht bzw. in den Lößlehm eingemischt ist.

Aus dem tiefgründigen Lehm ist eine Parabraunerde hervorgegangen, die in flachen Depressionen zur Pseudovergleyung neigt. Sie trägt eine 3-4 cm dicke Auflage aus Fichtenmoder.

3. Bestand

Auf der Parabraunerde stockt ein etwa 60jähriger Fichtenreinstock mit z.Zt. noch relativ hohem Bestockungsgrad und 1,5 Bonität. Die Bodenvegetation besteht aus sporadisch auftretenden Moosen und Pilzen. Sie wurde mit Ausnahme der Pilzflora durch die Schlammbeschichtung nicht wesentlich verändert. Wegen Lichtmangel blieb die zu erwartende Krautflora aus.

⁺ Institut für Bodenkunde, Amalienstraße 52, 8000 München 40

4. Versuchsanordnung

In zwei der sechs für den Klärschlammversuch ausgesteckten Parzellen wurden zwei Monate vor der Schlammbeschichtung jeweils 4 Saugkerzen, System Czeratzki, in 1-1,3 m Tiefe, d.h. weit genug entfernt vom Hauptwurzelhorizont, eingebaut und zwar in die Fläche Nr. 3 = Nullparzelle und in Fläche Nr. 1 = beschichtet mit 62 m^3 ausgefaultem Klärschlamm, was $305 \text{ m}^3/\text{ha}$ entspricht. Der schmale Zwischenraum zwischen Saugkerze und Boden wurde mit feinem Quarzsand ausgefüllt, und das Loch oberhalb der Kerze zweimal mit Bentonit abgedichtet.

5. Faulschlamm-Applikation

Den ausgefaulten Klärschlamm lieferte das Klärwerk Geiselbullach des Abwasserverbandes Ampergruppe frei Wald. Er stammt somit aus ländlichem Einzugsgebiet. Mit dem Schlamm von pH 7,7, der 8,3 % Trockenmasse enthielt, wurden, auf die ha-Fläche berechnet, ausgebracht:

253 dz Tr.Substanz	
923 kg N (235 kg $\text{NH}_4\text{-N}$)	2500 kg Ca
810 kg P	250 kg Mg
119 kg K	
2797 dz Wasser	= 28 mm Beschichtungshöhe

Die Beschichtung mit Faulschlamm erfolgte Anfang November 1973 während einer regen- und schneenassen Witterungsperiode. Kurz darauf fielen 10-15 cm Schnee, der im Dezember wieder wegschmolz. Das Schneewasser spülte bereits größere Schlammengen in den Boden ein. Von der herabfallenden Nadelstreu zugedeckte Schlammstümpfe wurden nach den Frühsommerregen wieder sichtbar. Im Mai war die kolloidale Schlammmasse teilweise bis zu 15 cm tief in den Mineralboden eingedrungen, sichtbar an einer deutlichen Graufärbung.

6. Ergebnisse der Sickerwasseranalysen

Die Analysendaten der seit Oktober 1973 in etwa monatlichem Abstand jeweils innerhalb von zwei Tagen aus dem Boden abgesaugten Sickerwasserproben enthalten die beiden graphischen Darstellungen der Abb. 1 und 2, getrennt nach von der Schlammapplikation beeinflussten und nicht beeinflussten "Elementen", (Mittelwerte

Abb. 1 Beeinflusste Elementgehalte im Sickerwasser

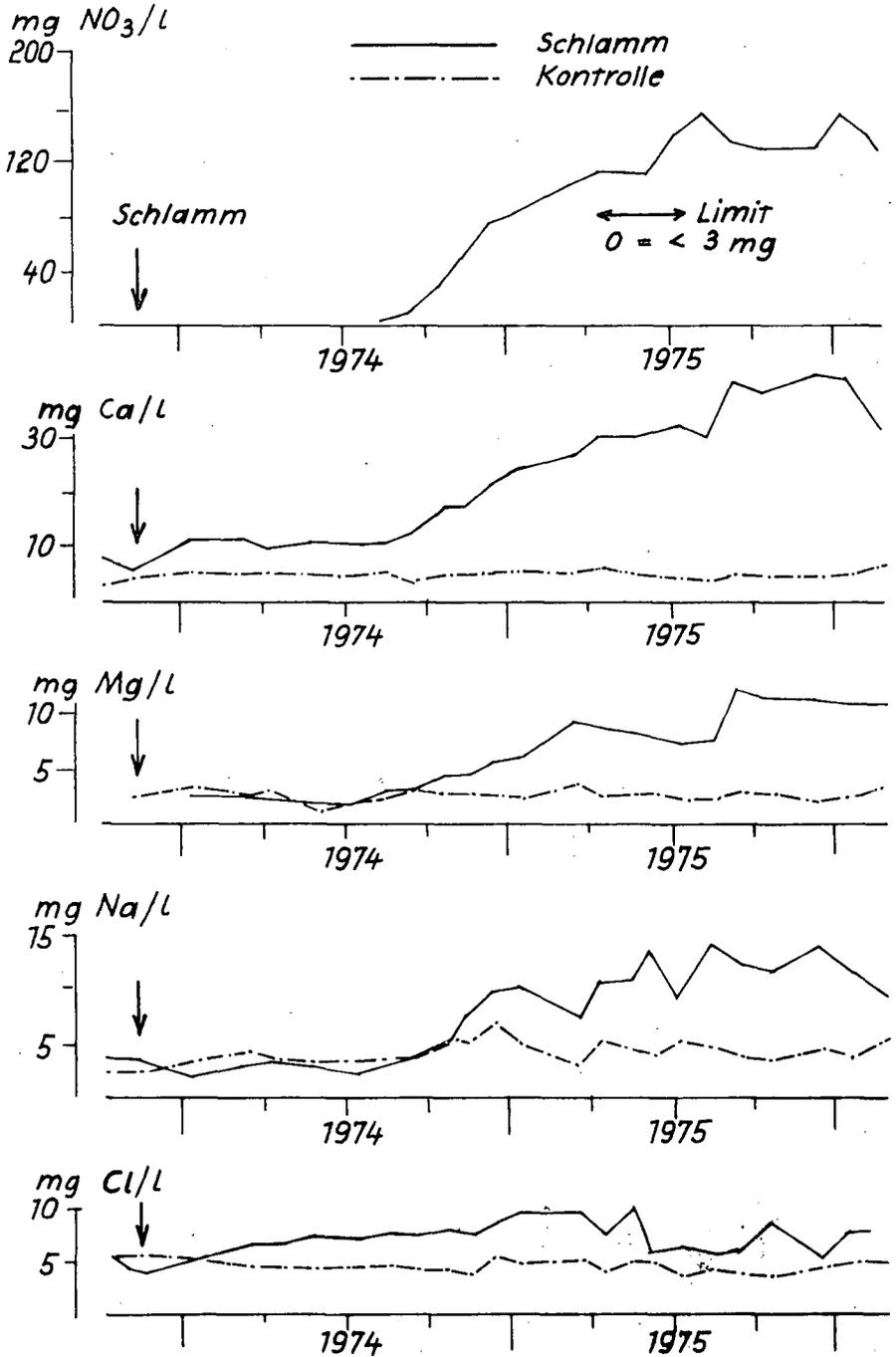
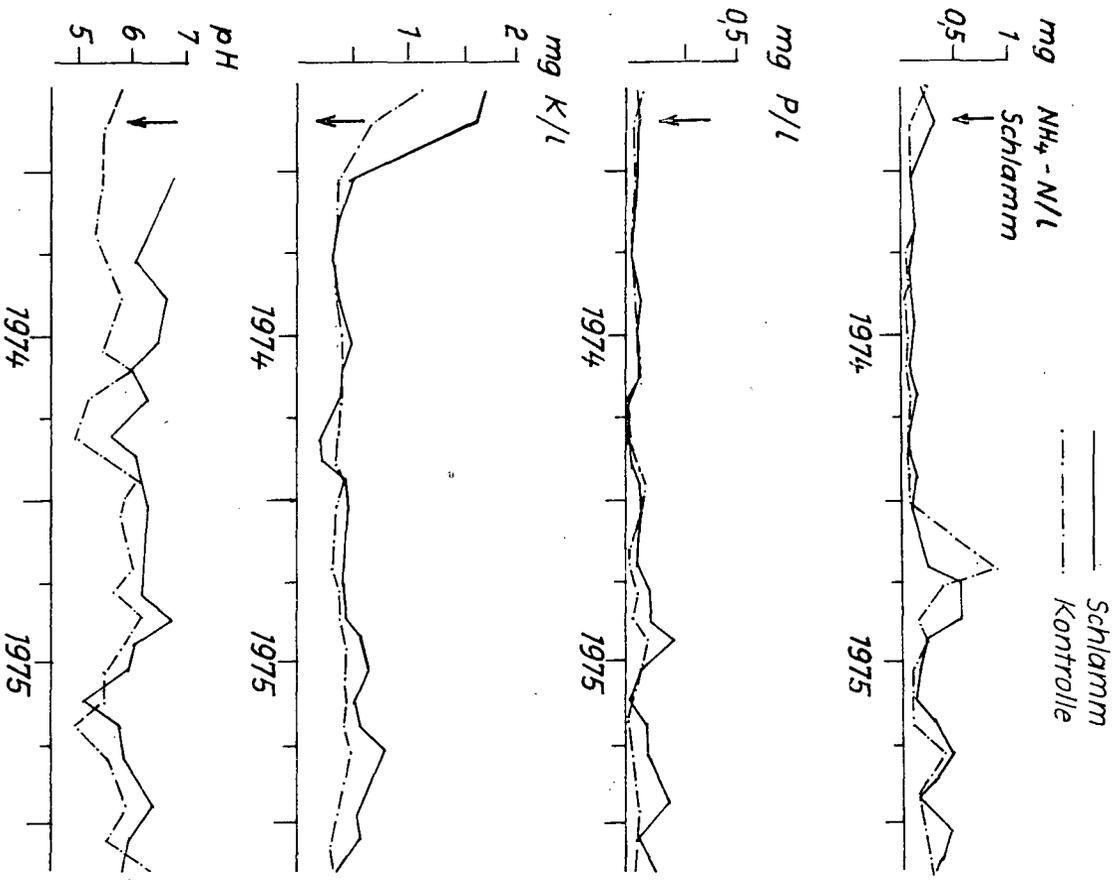


Abb. 2 Nicht beeinflusste Elementgehalte
im Sickerwasser



der 4 Saugkerzen).

Die enorme Zufuhr von 923 kg Stickstoff, davon 25 % in Form von NH_4^+ , und die Stimulierung der biologischen Umsetzungsvorgänge durch die organische Substanz und Basen des Faulschlammes führten zu einer nachhaltigen Nitrifizierung und starken Nitratbelastung des Sickerwassers. Die im Sommer 1976 erreichte Konzentration von 160 mg NO_3^-/l liegt um 70 mg über dem derzeitigen Limit für Trinkwasser mit 90 mg NO_3^-/l .

Statistisch gesicherte Anstiege sind auch für Ca, Mg und Na zu messen. Die bereits zu Beginn der Beobachtung schon differierenden Ca-Gehalte deuten auf Bodenunterschiede zwischen den beiden 50 m voneinander entfernt liegenden Versuchspartzen hin. Der Chloridanstieg ist nur bis zum Sommer 1975 mit 5 % Sicherheitswahrscheinlichkeit nach dem multiplen Range-Test von Duncan zu sichern.

Nicht oder nur unwesentlich erhöht wurden die Gehalte an NH_4^+ -N, P und K. Die meist etwas höheren pH-Werte im Sickerwasser der "Schlammfläche" dürften auf die schon erwähnte Bodeninhomogenität zurückzuführen sein. Zudem bedingt der Saugkerzeneinbau Störungen im Bodengefüge, woraus sicherlich die am Anfang vom Gesamt-Trend nach oben abweichenden K-Kurven resultieren. Diesen Effekt beobachteten wir in einem anderen Versuch auch schon für Nitrat.

Ablauf und Ergebnisse des Versuchs können durch drei mögliche Störfaktoren belastet sein: 1. Bodeninhomogenität, 2. ungleiche Schlammverteilung, 3. Fehler beim Kerzeneinbau. Alle 3 Fehler führen zu erheblichen Abweichungen in der Sickerwasserspende und in den Elementgehalten der auf einer Parzelle installierten Filterkerzen. So sind z.B. auf der Klärschlammfläche sowohl die Nitrat- als auch Ca-Gehalte im Sickerwasser der Saugkerze Nr. 3 erheblich höher als im Sickerwasser der anderen Kerzen, Abb. 3. Nicht so deutlich ist die Kurvenabweichung beim Kalium, Natrium, Chlorid und pH-Wert, Beispiele in Abb. 4. Die Abweichungen dürften vorwiegend auf die schon erwähnte Bodeninhomogenität und ungleiche Schlammverteilung

Abb. 3 Elementgehalte im Sickerwasser der Schlammfläche

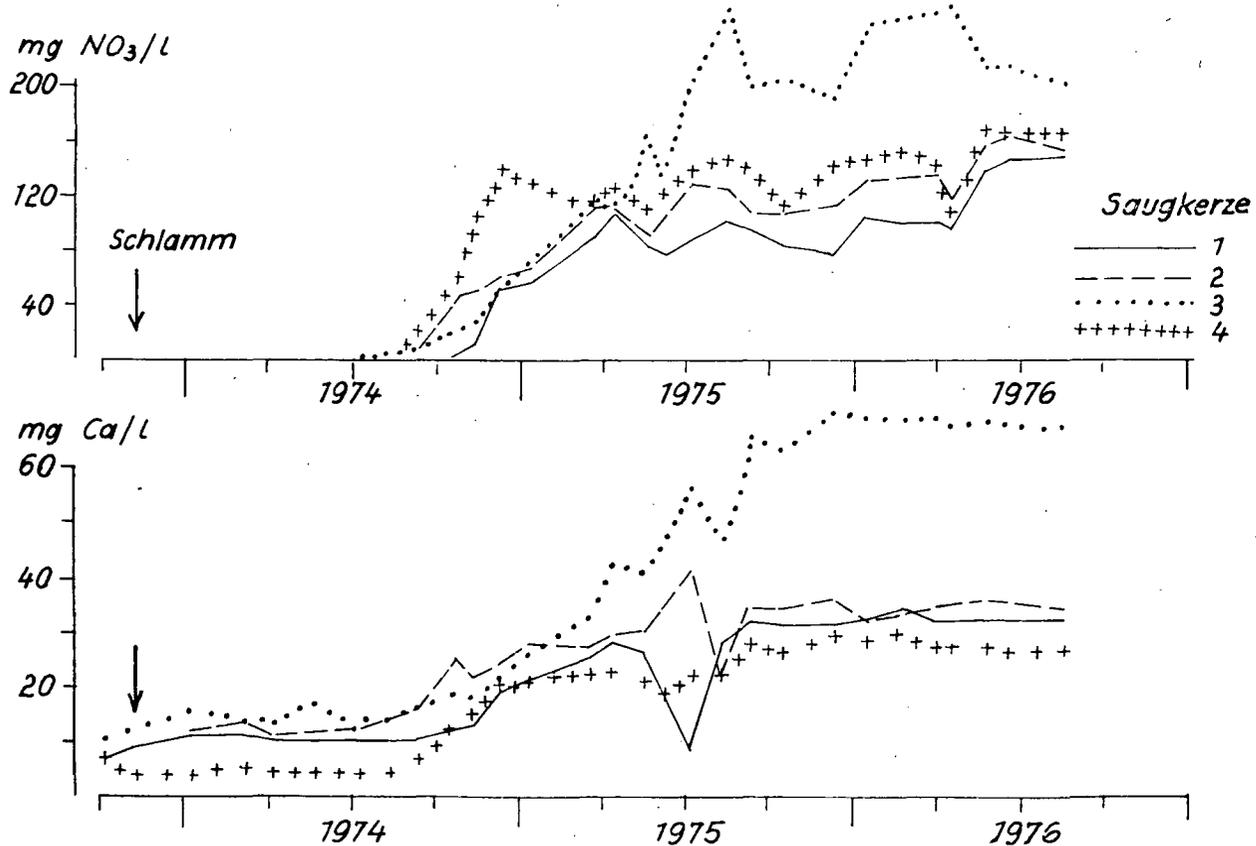
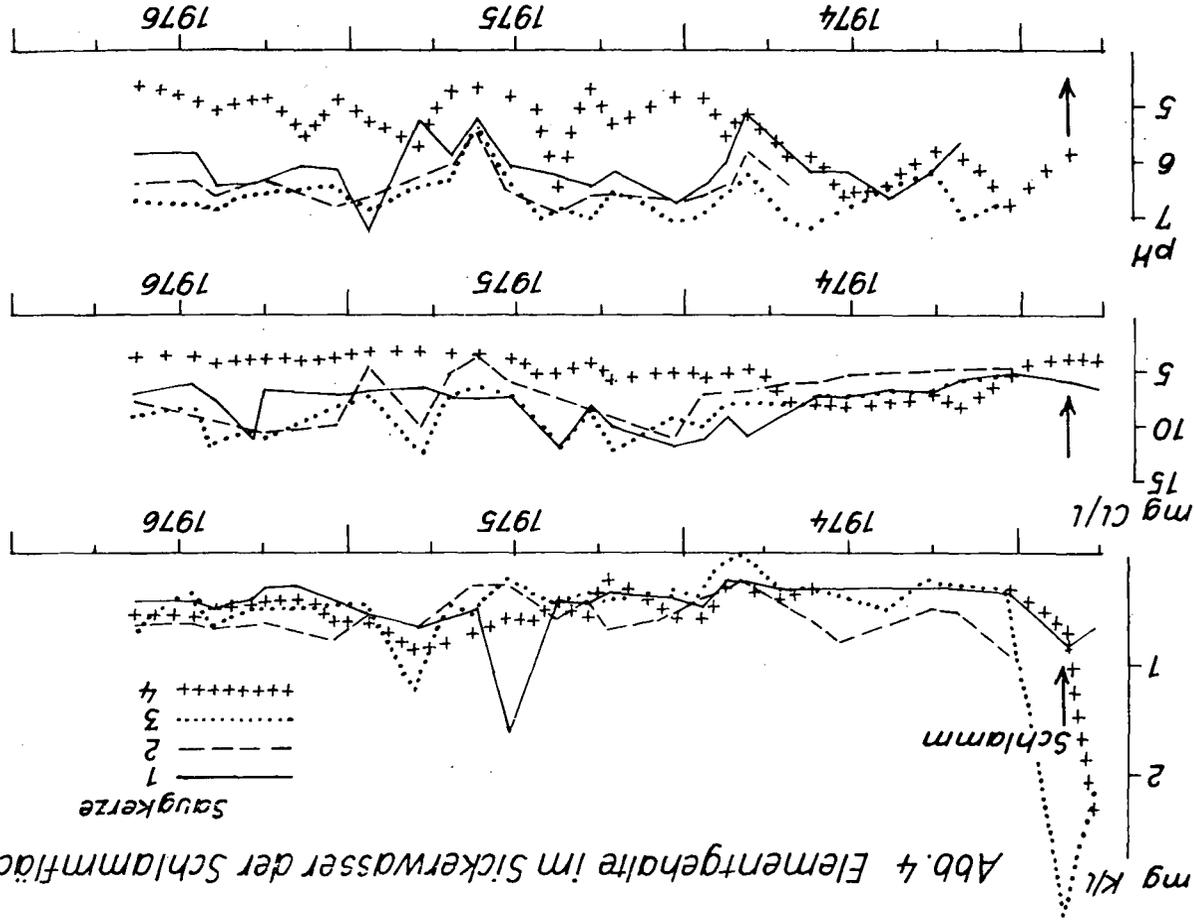
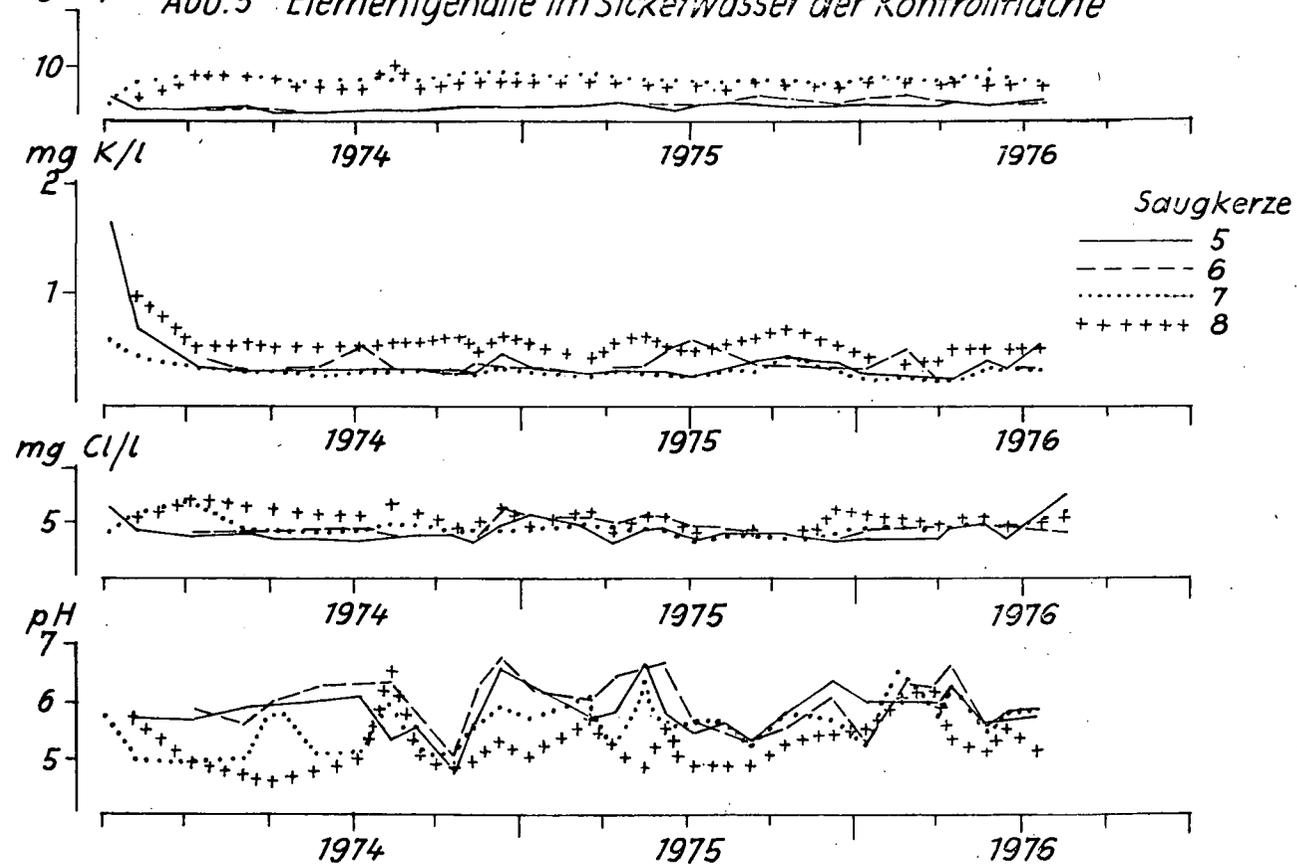


Abb. 4 Elementgehalte im Sickerwasser der Schlammfläche



mg Ca/l *Abb.5 Elementgehalte im Sickerwasser der Kontrollfläche*



zurückzuführen sein und kaum auf Fehler beim Kerzereinbau, denn die Wasseranalysen der vom selben Team eingebauten Saugkerzen auf der unbeschichteten Kontrollfläche zeigen für die meisten Elemente eng gebündelte Kurvenverläufe, Abb. 5.

7. Folgerungen

Die vorliegenden Ergebnisse eines Untersuchungszeitraumes von 3 Jahren zeigen, daß erhebliche Nitrat-Belastungen des Grundwassers nach Beschichtung größerer Flächen mit Faulschlamm in Mengen von $300 \text{ m}^3/\text{ha}$ und mehr zu erwarten sind. Die Klärschlammgaben müssen auf $50-100 \text{ m}^3$ reduziert werden, damit die N-Zufuhr $100 - 150 \text{ kg N/ha}$ nicht überschreitet; eine Dosierung, wie sie in der Forstwirtschaft bei der Anwendung von Handelsdüngern üblich ist.

Dem Abwasserverband Ampergruppe bin ich für die Mithilfe bei der Faulschlammasbringung zu Dank verpflichtet, ebenso der Ges. f. Strahlen- und Umweltforschung mbH für die finanzielle Unterstützung.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 191-199 (1976)

Einflüsse der Abwasserbehandlung auf oberflächennahes Grundwasser

Baumann, H.⁺, Bramm, A.⁺⁺

1. Einleitung und Probenstellung

Das Verfahren der Abwasserreinigung über den landwirtschaftlich genutzten Boden ist nach Ansicht vieler Fachleute das beste Reinigungsverfahren (Angerer 1955, Ellis 1974, Popp 1957), jedoch ist die Abwasserlandbehandlung durch das in den letzten Jahren gewachsene Umweltbewußtsein in das Kreuzfeuer der Kritik geraten. Die Hygieniker erheben Bedenken gegen die landwirtschaftliche Verwertung der Abwässer, die Wassergütwirtschaftler befürchten Verunreinigungen des Grundwassers und der Vorfluter. Diese Befürchtungen sind sicherlich angebracht, wenn die Filterstrecke für das Abwasser nur gering ist, wenn also ein hoher Grundwasserstand vorhanden ist und wenn die Höhe der Abwassergaben die Wasseraufnahmekapazität des Bodens überschreitet.

2. Untersuchungsgebiet und Untersuchungsmethode

Im derzeitig flächenmäßig größten Abwasserlandbehandlungsgebiet Deutschlands, dem Abwasserverband Braunschweig, wurden 1973 und 1974 Untersuchungen durchgeführt, um den Einfluß der Abwasser-
verregnung auf die Qualität von Sicker- und Grundwasser festzustellen.

Es wurden dabei im wesentlichen zwei Untersuchungsschwerpunkte bearbeitet:

- a) Bestandsaufnahme der Grundwasserbeschaffenheit
- b) Sickerwasserbeschaffenheit nach Abwasserüberstau

Als Untersuchungsgebiet wurde der 1. Verregnungsbezirk des Abwasserverbandes Braunschweig gewählt. In dem 860 ha großen

⁺ Institut für Wasserwirtschaft und Meliorationswesen der Christian-Albrecht-Universität, 2300 Kiel, Ohlshausenstr. 40

⁺⁺ Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der FAL, 3300 Braunschweig, Bundesallee 50

Areal werden seit 1957 jährlich etwa 360 mm mechanisch vorgeklärtes Abwasser verregnet, nach Möglichkeit in Anpassung an den spezifischen Bedarf der angebauten Kulturpflanzen.

Hydrologisch gehört der 1. Verregnungsbezirk zu einem Grundwasser-einzugsgebiet, das begrenzt wird im Süden durch den Mittellandkanal, im Westen durch die Erse und im Osten durch die Oker. Das Grundwasser begleitet die Vorfluter Oker und Erse, es fließt in Richtung Norden (Abb. 1).

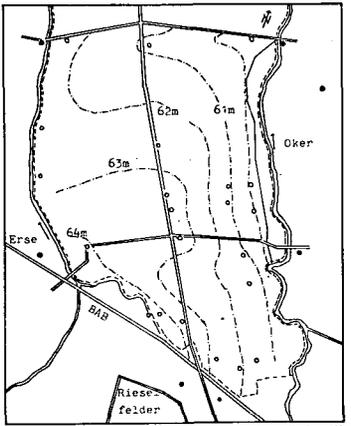


Abb.:1
Grundwasserbeobachtungsrohre und
Grundwasserlichypsen

Die Grundwasserstände liegen zwischen 1 m und 3,5 m unter Flur. Die Grundwasserrohre wurden derart eingespült, daß sie etwa 1 m in das oberflächennahe Grundwasser hineinragten.

Für die Bestandsaufnahme der Grundwasserbeschaffenheit wurde ein Grundwasserbeobachtungsnetz eingerichtet (Abb. 1). Insgesamt 30 Grundwasserrohre wurden installiert: 25 Grundwasserrohre liegen innerhalb ("GW-Innen"), 2 davon südlich vor dem Verregnungsgebiet, ebenfalls innerhalb ("GW-Davor"), 5 außerhalb ("GW-Außen") des zu untersuchenden Grundwassereinzugsgebietes. Die Grundwasserinhalts-

stoffe dieser drei Gruppen wurden miteinander verglichen.

Für die Gewinnung der Bodensickerwässer wurde folgende Versuchsanlage erstellt (Abb. 2):

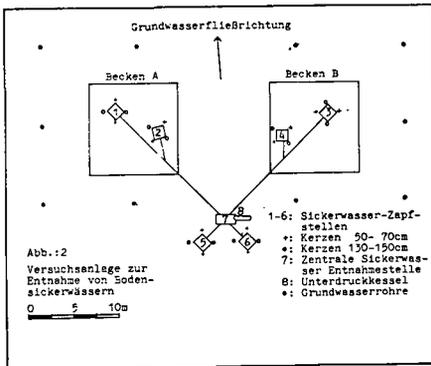


Abb.:2
Versuchsanlage zur
Entnahme von Boden-
sickerwässern

Zwei Erdbecken wurden mit je 100 m² Grundfläche angelegt und mit unterschiedlichen Abwassermengen überstaut. In 50 - 70 cm sowie 130 - 150 cm Bodentiefe wurden keramische Saugkerzen nach Czeratzki (1971) in je 4-facher Wiederholung installiert, außerdem wurde außerhalb der Becken eine Null-Par -

zelle ohne Bewässerung eingerichtet.

16 Stunden nach Bewässerungsende wurde das Sickerwasser aus den Kerzen abgesogen. Folgende Untersuchungen wurden an den Wässern durchgeführt:

pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, BSB₅-Gehalt und KMnO₄-Verbrauch, sowie Nitrat-, Nitrit-, Ammonium-, Phosphor-, Kalium-, Natrium-, Chlorid- und Sulfatgehalte; außerdem wurden einige Schwermetalle analysiert, über die an anderer Stelle berichtet wird (Bramm 1976).

3. Untersuchungsergebnisse

3.1. Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen

Zusammenfassend werden die Ergebnisse der Grundwasseruntersuchungen als Jahresmittelwerte in Tabelle 1 dargestellt. Die Grundwasserbeschaffenheit des "GW-Innen" ist aufgrund der Grundwasserfließrichtung naturgemäß von der Beschaffenheit des "GW-Davor" abhängig. Im Bereich des "GW-Davor" liegen die seit 1896 betriebenen Rieselfelder sowie die städtische Müllkippe Braunschweig, von denen ein Einfluß auf die Grundwasserqualität zu erwarten ist. Das so vorbelastete Grundwasser fließt in das Gebiet des Abwasserverbandes hinein.

Besonders ist der vollständige Abbau der aus den Abwässern stammenden organischen Substanz im Boden hervorzuheben. Beim BSB₅-Gehalt des "GW-Innen" traten gegenüber dem "GW-Außen" und dem "GW-Davor" keine signifikanten Unterschiede auf, der KMnO₄-Verbrauch des "GW-Innen" wies den geringsten Wert auf.

Den einzigen Hinweis auf einen möglichen Einfluß der Abwasserverregnung auf das Grundwasser liefert das Natrium, dessen Konzentration im "GW-Innen" mit 57 mg/l stark signifikant höher liegt ($S_1 = 99 \%$) als im "GW-Davor", das 39 mg Na/l aufweist. Der Nitratgehalt lag im "GW-Innen" um mehr als das dreifache höher als im "GW-Außen" (133 mg NO₃/l gegenüber 39 mg NO₃/l), jedoch kommt die Nitratfracht aus dem Gebiet der Rieselfelder in das Gebiet des Abwasserverregnungsgebietes. Im "GW-Außen" dagegen wurden statistisch gesichert die höchste elektrische Leitfähigkeit, der höchste KMnO₄-Verbrauch sowie die stärksten Konzentrationen an K, Cl und SO₄ ermittelt. Diese Ergebnisse zeigen, daß das Grundwasser außerhalb des Einflusses der Abwasserverregnung mit Aus-

Tab.: 1 Jahresmittelwerte der Analysen von Grundwasser innerhalb, außerhalb und vor Eintritt in das Verregnungsgebiet (ppm)

	GW-Innen	GW-Davor	GW-Außen
	N = 252	N = 22	N = 58
BSB ₅	1,6	1,3	1,7
KMnO ₄ -Verbr.	17,1	19,9 ⁺⁺⁺	33,9 ^{xxx}
Leitfähigkeit (mmhos/cm)	1,04	1,04	1,35 ⁺⁺⁺
NH ₄	3,6	3,0	3,7
NO ₂	0,33	0,31	0,26
NO ₃	133 ^{xxx}	124 ⁺⁺⁺	39
P ges.	0,47	0,49	0,40
K	32,7	25,4	85,5 ⁺⁺⁺
Na	57 ^{oo}	39	50
Cl	133	121	158 ^x
SO ₄	203	227	237 ^{xx}

x gesicherte Unterschiede zwischen "GW-Innen" und "GW-Außen"

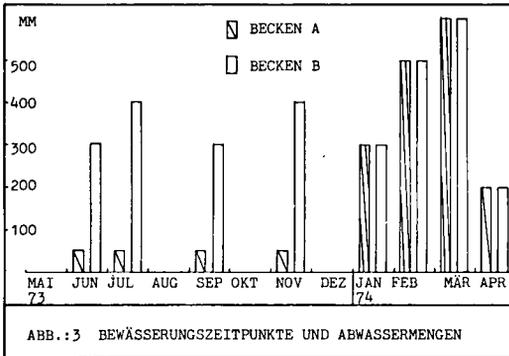
+ gesicherte Unterschiede zwischen "GW-Außen" und "GW-Davor"

o gesicherte Unterschiede zwischen "GW-Innen" und "GW-Davor"

nahme des Nitrat- und Natriumgehaltes die höheren Werte zeigt; die Bestandsaufnahme der Grundwasserqualität allein konnte jedoch keine endgültige Klärung der Frage einer Grundwasserbelastung durch Abwassererregung bringen.

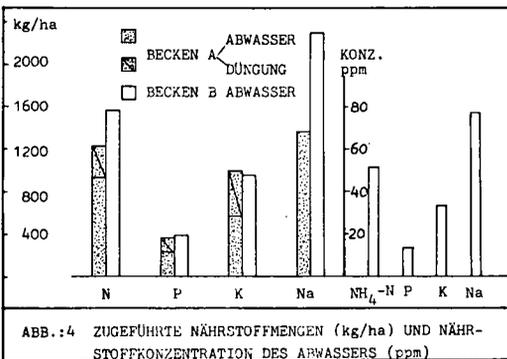
3.2. Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen

Die beiden Becken wurden jeweils 8 mal mit unterschiedlich hohen Abwassergaben beschickt (Abb. 3),



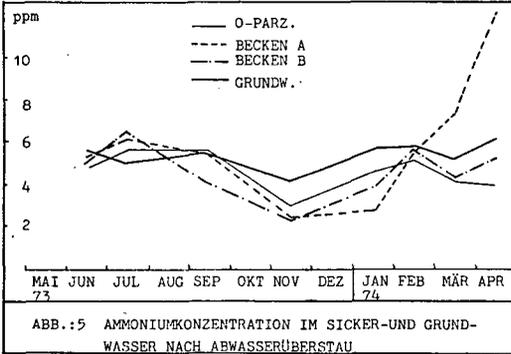
dabei erhielt Becken A insgesamt 1800 mm, Becken B 3000 mm Abwasser. Becken A wurde 1973 mit Kartoffeln bestellt, denen eine stark überhöhte Mineraldüngung verabreicht wurde (300 kg N, 131 kg P und 436 kg K pro Hektar), Becken B behielt seinen natürlichen Unkrautbewuchs.

In Abb. 4 sind die Nährstoffkonzentrationen des Abwassers und die zugeführten Nährstoffmengen dargestellt.



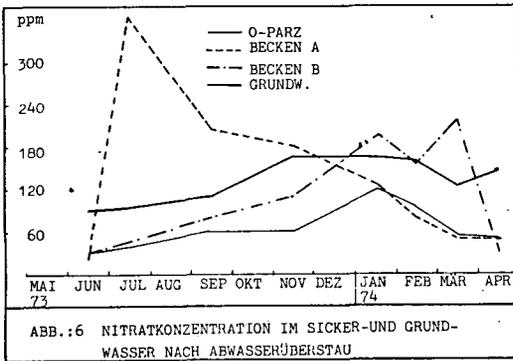
Die durch die geringere Abwassermenge niedrigere Nährstoffzufuhr zum Becken A wurde für P und K vollständig durch die Mineraldünger ausgeglichen; die N- und Na-Zufuhr zum Becken A lag jedoch um 300 kg N bzw. 1000 kg Na niedriger als zum Becken B.

Durch die hohen Abwassergaben von 300 bis 600 mm wurden die Nährstoffkonzentrationen im Sickerwasser in 130 - 150 cm Bodentiefe beeinflusst.



Der steigende Ammoniumgehalt auf 12 mg NH_4 /l im April 1974 im Sickerwasser des Beckens A weist auf nachlassende Nitrifikation des Abwasserammoniums während der kalten Jahreszeit hin. Gleichzeitig lassen die steigenden Konzentrationen von Ammonium und Kalium im Sickerwasser eine Erschöpfung der

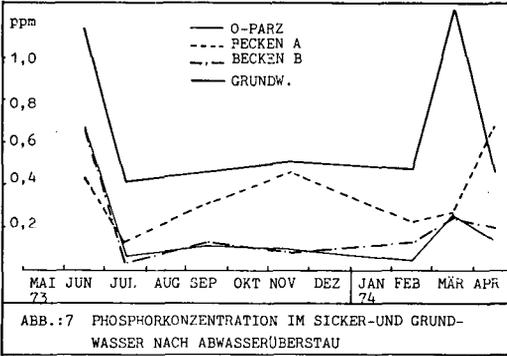
Sorptionskapazitäten vermuten (Abb. 5). Die hohe Mineraldüngung verbunden mit den wiederholten Abwassergaben von 50 mm verursachte im Becken A einen raschen



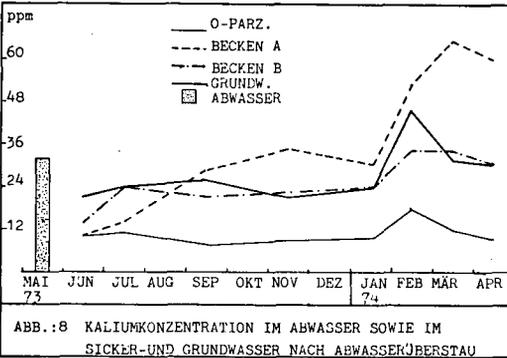
Anstieg des Nitratgehaltes im Sickerwasser auf 366 mg NO_3 /l im Juli, der bis April 1974 jedoch wieder auf 50 mg NO_3 /l abfiel (Abb. 6).

Während sich der NH_4 -Gehalt gegenüber der Nullparazelle nur im Becken A gegen Versuchsende erhöhte, lagen die NO_3 -Gehalte beider Becken fast durchweg über denen der Nullparazelle.

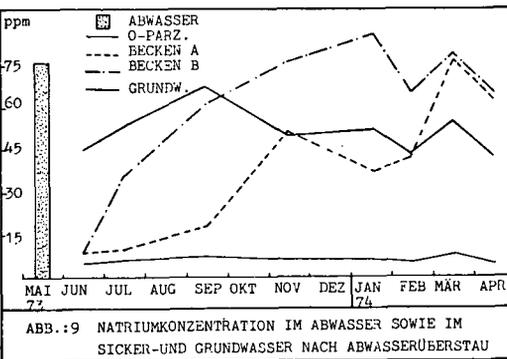
Im P-Gehalt wird der Durchschnitt vom Sickerwasser des Beckens A durch einen hohen Wert der Novemberprobe über den Durchschnitt von Becken B gehoben. Becken B wies im übrigen die gleichen P-Konzentrationen auf, wie die O-Parazelle (Abb. 7).



Untersuchungen von De La Lande Cremer (1974) haben ergeben, daß das keramische Material der Saugkerzen eine Filterwirkung auf Phosphor ausübt. Gegen die Phosphoranalysen sind daher Bedenken angebracht.



Kalium- und Natriumgehalte im Sickerwasser werden durch die Abwasserzufuhr wesentlich erhöht (Abb. 8 u. 9). Das trifft besonders für Natrium zu, welches bei Zufuhr der grösseren Abwassermenge im Sickerwasser des Becken B einen steilen Anstieg der Konzentration bereits nach der 2. Bewässerung aufwies.



Während die Phosphor-, Kalium und Natriumgehalte im Sickerwasser der O-Parzelle ein dem Standort entsprechendes geringes Niveau aufweisen, liegen die Ammonium- und Nitratgehalte mit 4,6 mg NH_4 /l bzw. 65 mg NO_3 /l im Mittel aller Versuche relativ hoch. Dieser Befund ist darauf zurückzuführen, daß es sich bei der

O-Parzelle um eine brachliegende Fläche handelt; Brachen erleiden jedoch höhere Stickstoffverluste, als Ackerflächen (Czeratzki 1973).

Im Vergleich zum Grundwasser lagen die Sickerwassergehalte der bewässerten Parzellen zunächst niedriger, bei fortschreitender Abwasserzufuhr jedoch höher. Das trifft insbesondere für Ammonium, Kalium und Natrium zu, während die P-Gehalte durchweg unter dem des Grundwassers lagen.

Zusammenfassung

Die Untersuchungen haben ergeben, daß bereits Abwassergaben von 50 mm in Verbindung mit hoher mineralischer Düngung zur Auswaschung von Nitrat, Kalium und Natrium in das Grundwasser führen können. Hohe Abwassergaben von 300 bis 600 mm vermag der Boden zunächst relativ gut zu filtern, die Reinigungskraft läßt jedoch bei mehrmals aufeinanderfolgender Abwasserzufuhr nach; Ammonium- und Kaliumkonzentrationen im Sickerwasser steigen an. Jedoch war die Sickerwasserkontamination trotz sehr hoher Abwasserzufuhr noch geringer, als die des Grundwassers.

Entsprechend der Versuchsanordnung kann die hohe Natriumkonzentration im Grundwasser der Beregnungsfläche auf die Abwasser-Verregnung zurückgeführt werden, während die hohe Nitratkonzentration ihren Ursprung außerhalb des Verregnungsgebietes haben dürfte.

Literatur:

- ANGERER, H.: Nutzung und Wirtschaftlichkeit beim Abwasserreinigungsverfahren durch Landbehandlung; Landbuchverlag Hannover 1955
- BRAMM, A.: Einflüsse der Abwasserlandbehandlung auf oberflächennahes Grundwasser - Untersuchungen im Abwasserverband Braunschweig - Dissertation Kiel 1976
- CZERATZKI, W.: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser; Landbauforschung Völkenrode, Heft 1, 1971
- CZERATZKI, W.: Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion; Landbauforschung Völkenrode, Heft 1, 1973
- DE LA LANDE CREMER,
L. C. N.: Der Einfluß des Filtrierens auf den Phosphatgehalt verschmutzter Bodenlösungen; Landwirtschaftliche Forschung 27/2, 1974
- ELLIS, B. G.: The soil as a Chemical Filter; Recycling Treates Municipal Wastewater and Sludge through Forest and Cropland; The Pennsylvania State University Press 1973
- KLOTTER, H.-E.
HANTGE, E.: Abfallbeseitigung und Grundwasserschutz; Müll und Abfall, Heft 1, 1969
- POPP, L.: Zur Hygiene der landwirtschaftlichen Abwasserwertung; Wasser und Boden, Heft 12, 1957

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 201-207 (1976)

Über die Auswirkungen einer unkontrollierten
Deponie fester und flüssiger Abfallstoffe
auf das oberflächennahe Grundwasser.

von

Wenzel, V.⁺

Der Schutz ober- und unterirdischen Wassers gewinnt durch steigenden Bedarf an diesem Naturstoff bei nur begrenztem Vorrat mehr und mehr an Bedeutung.

Ein steigender Wasserbedarf einerseits und eine zunehmende Gefährdung des Wassers andererseits rücken somit neben der Wassermengenwirtschaft verstärkte Maßnahmen zur Reinhaltung der Gewässer in den Vordergrund.

Einen Teilaspekt der Wassergefährdung stellt nun die sog. ungeordnete Ablagerung von Abfallstoffen dar.

An dieser Stelle soll über das Ausmaß einer Grundwasserbeeinträchtigung durch eine ungeordnete Ablagerung fester und flüssiger Abfälle gesprochen werden.

A) Untersuchungsobjekt und -durchführung

Bei der untersuchten Müllkippe handelt es sich um eine von privater Seite betriebene Deponie, die seit 1967 besteht und Ende 1974 geschlossen wurde. Auf dem Deponiegelände, das aus ehemaliger landwirtschaftlicher Nutzfläche besteht, wurden vorwiegend produktionsspezifische Abfälle fester und flüssiger Natur eines eisenverarbeitenden Industriebetriebes abgelagert. Die

⁺ Institut für Landeskultur der Justus Liebig-Universität Gießen, 63 Gießen, Senckenbergstr. 3

Müllkippe liegt an einem Hang mit ca. 8-10 % Steigung. Ihre Länge betrug während des achtzehnmonatigen Untersuchungszeitraumes von Mai 1973 bis November 1974 100 Meter, die Breite 10 bis 40 Meter und die Schütthöhe der Abfälle lag im Maximum bei 9 Meter.

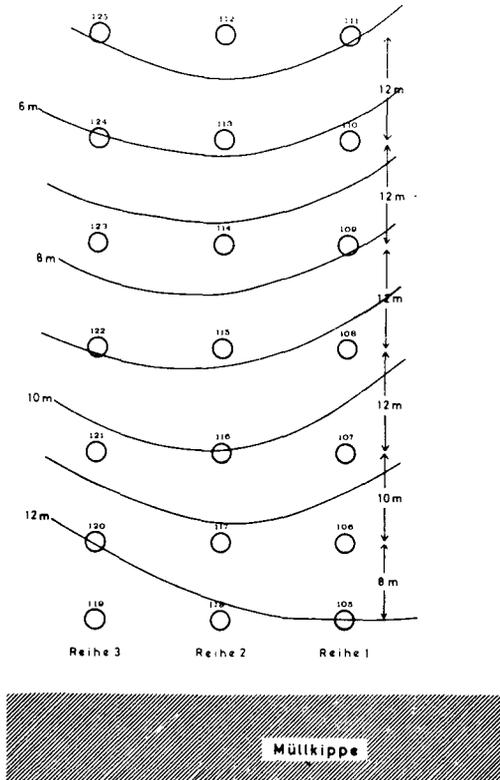
Bodenuntersuchungen im Bereich der Müllkippe wiesen auf einen sandig-schluffigen Lehm bis schluffigen Lehm hin. Bei dem Bodentyp handelt es sich um ein stark pseudovergleytes Kolluvium aus holozänen Abschwenmassen, die aus Lößlehm und Tonschieferverwitterungsmaterial bestehen und von anthropogenem Schutt überlagert sind. Wasserstauende Schichten konnten in ca. 80 cm Bodentiefe nachgewiesen werden.

Um den Einfluß der Abfallablagerungen auf das oberflächennahe Grundwasser nachweisen zu können wurden in unterschiedlichen, wachsenden Abständen zur Deponie 150 cm tiefe Brunnen niedergebracht. Neben insgesamt 21 Beobachtungsbrunnen, aufgeteilt in drei Reihen mit jeweils 7 Brunnen, wurde zu Kontrollzwecken im unbeeinflussten Bereich ein Kontrollbrunnen zu Vergleichszwecken gebohrt (Abb. 1).

Die in unregelmäßigen Abständen erfolgten Probenahmen des Grundwassers war den jeweiligen Gegebenheiten, wie Ablagerung neuer Abfälle, Witterungsbedingungen u.ä. angepaßt.

Die Wasserproben wurden untersucht auf: elektrische Leitfähigkeit, ph-Wert, Chlorid, Sulfat, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Wasserhärte und Oxidierbarkeit.

Abb. 1: Skizze der Versuchsanlage (mit Brunnennummern)



B) Untersuchungsergebnisse

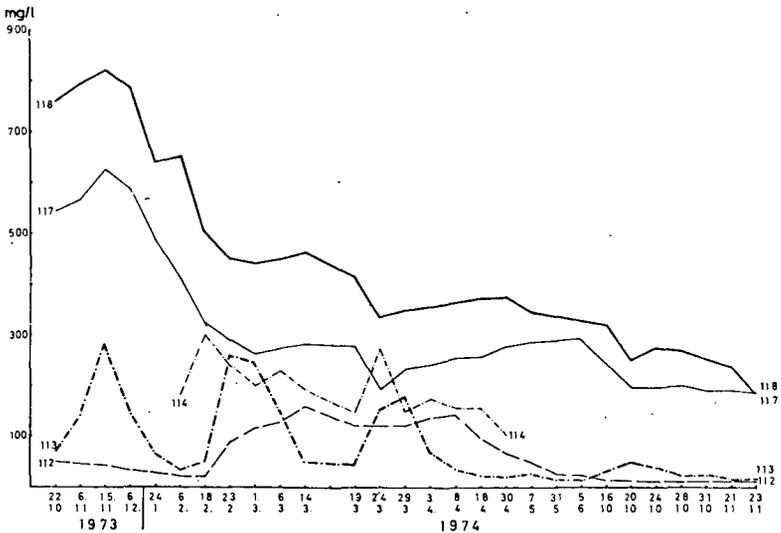
Aus der großen Anzahl der Untersuchungsergebnisse sollen einige für den Verlauf der Grundwasserbelastung typische herausgegriffen werden.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Brunnen der Reihe 2.

1. Chlorid

In Abb. 2 sind die Chloridgehalte von 5 Brunnen der Reihe 2 dargestellt; Brunnen 118 und 117, die direkt an der Müllkippe bzw. in 8 Meter Entfernung davon liegen, sowie die Brunnen 114, 113 und 112, die sich in 52, 54 und 66 Meter Entfernung von der Deponie befinden.

Abb. 2: Zeitlicher Ablauf der Chloridgehalte in den Brunnen der Reihe 2



Die Chloridkonzentrationen in den Brunnen 118 und 117 zeigten vom 22.10. bis 15.11.1973 einen fast gleichartigen Anstieg, wobei maximal 820 mg/l in Br. 118 und 624 mg/l in Br. 117 ermittelt werden konnte. Vom 15.11.1973 bis zum 23.11.1974 nehmen die Chloridgehalte schließlich forlaufend ab, wobei Werte um 300 mg/l erreicht wurden.

Die drei anderen dargestellten Brunnen 114, 113 und 112 zeigten demgegenüber einen wesentlich diskontinuierlicheren Konzentrationsverlauf, d.h. dieser ist von hohen Schwankungen gekennzeichnet. Diese zeigten sich besonders im Zeitraum vom 6.2. bis 3.4. 1974. Diese Schwankungen konnten auf Schlammablagerungen zurückgeführt werden, da immer im Anschluß an derartige Deponierungen neben den Chloridgehalten auch die Meßwerte anderer

Verschmutzungsindikatoren sprunghaft anstiegen.. Diese Grundwasserbeeinträchtigungen, ermittelt aufgrund der Chloridbelastung, waren jedoch, wie der o.a. Zeitraum zeigt, zeitlich eng begrenzt. Der Meßwert in Brunnen 112, dem am weitesten von der Müllkippe entfernten Brunnen, betrug am 18.2. 22 mg/l. Nach einer zeitweiligen Steigerung auf ca. 160 mg/l am 14.3. und 8.4. fällt er am 5.6. wieder auf das Ausgangsniveau zurück und wird bis Untersuchungsende nicht mehr überschritten.

Der hohe Anstieg der Meßwerte, die bis zu 300 mg/l in Brunnen 114 betrogen; fallen zusammen mit einer verstärkten Chlorideinwaschung durch die in diesem Zeitraum erhöhten Niederschläge. Daneben bewirkten diese aber auch gleichzeitig eine nachfolgende Verdünnung und einen Weitertransport des verunreinigten Wassers in weiter von der Müllkippe entferntere Brunnen. So pflanzte sich die Verunreinigung gleichermaßen wie eine Welle fort, indem sie im dargestellten Beispiel erst ihr Maximum in Brunnen 114, nach einigen Tagen in Brunnen 113 und kurze Zeit später in Brunnen 112 erreichte.

Im Kontrollbrunnen lagen die Chloridgehalte zwischen 8 und 12 mg/l.

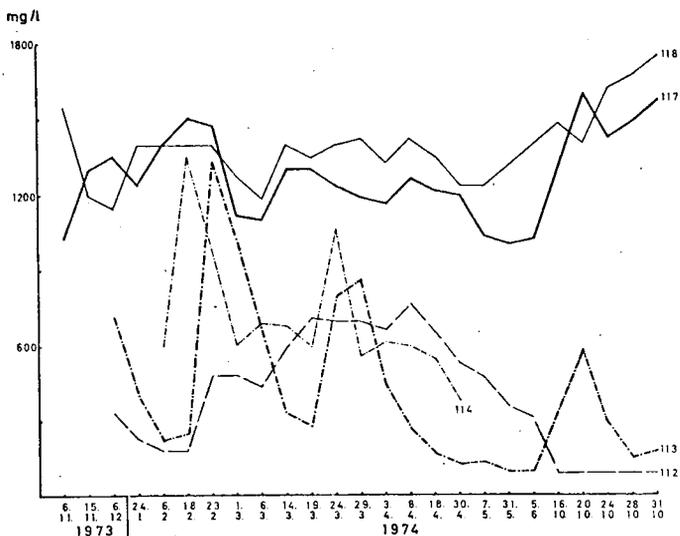
2) Sulfat

Die Sulfatgehalte in den Brunnen der Reihe 2 zeigten im zeitlichen Verlauf eine ähnliche Tendenz wie die vorher dargestellten Chloridgehalte (Abb. 3). In ihrer absoluten Höhe übertrafen sie diese jedoch wesentlich.

Die Sulfatkonzentrationen der Brunnen 118 und 117 bewegen sich im Untersuchungszeitraum vom 6.11.1973 bis 31.10.1974 im Bereich von 1000 bis 1800 mg/l, wobei zum Herbst 1974 eine steigende Tendenz festzustellen ist, dies ganz im Gegensatz zu den Chloridgehalten der beiden Brunnen, die von Entnahme zu Entnahme sanken. Einen wesentlichen Einfluß der schlammigen Abfallablagerungen auf das Grundwasser, zeigte sich analog zu Chlorid in den Brunnen 114, 113 und 112. Hier ist, was den zeitlichen Verlauf der Beeinflussung angeht, eine große Ähnlichkeit zu Chlorid festzuhalten. Die absolute Höhe der Verunreinigung weicht davon je-

doch ab.

Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der Sulfatgehalte in den Brunnen der Reihe 2



Zu Konzentrationsspitzen kommt es in Brunnen 114 mit maximal 1350 mg/l und Brunnen 113 mit maximal 1325 mg/l am 18.2. bzw. am 23.2.1974. Diese Werte, die nahezu denen der Brunnen 118 und 117 entsprechen, sinken aber rasch ab. Lediglich in Brunnen 112, der am weitesten von der Müllkippe entfernt liegt, zieht sich die Verunreinigung, allerdings auf einem niedrigeren Niveau, länger hin. In diesen Brunnen wird am 8.4.1974 mit über 700 mg/l ein Maximalwert ermittelt.

Im Kontrollbrunnen schwankten die Konzentrationen zwischen 54 und 68 mg/l.

Die in diesem Rahmen nicht erörterten Verschmutzungsfaktoren wie Ammonium, Nitrit und Nitrat zeigten einen ähnlichen Verlauf. Auch hier kam es zu teilweise beachtlichen Konzentrationssteigerungen, wobei es sich auch nur um zeitlich enge begrenzte Vorgänge handelte.

In den Brunnen der nicht besprochenen Reihen 1 und 3, die jeweils im Abstand von 15 Meter parallel zur Reihe 2 verliefen, zeigten sich ähnliche Tendenzen. Hier sollte vor allem erwähnt

werden, daß sich in den Brunnen der Reihe 1 die Verunreinigung des Grundwassers bereits nach 30 Metern Abstand zur Müllkippe soweit verringerte, daß sie mit der 'Grundbelastung', gemessen im Kontrollbrunnen, verglichen werden konnte.

Für Reihe 2 und Reihe 3 gilt zusammenfassend festzustellen, daß die Belastung des Grundwassers zeitweise sehr hoch war, sie im allgemeinen mit zunehmender Entfernung zum Verunreinigungs-herd abnahm. Durch unkontrollierte Schlammablagerungen kam es jedoch zeitweise in entfernter von der Müllkippe gelegenen Brunnen zu beträchtlichen Erhöhungen der Grundwasserbelastung. Diese waren aber nur von relativ kurzer Dauer.

LITERATUR

- WENZEL, V. Über die Auswirkungen von Mülldeponien auf die Verunreinigung des oberflächennahen Grundwassers. Dissertation Gießen 1976.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 209-214 (1976)

Einfluß der Bodennutzung auf Abflußregime und
Wasserqualität von Wasserläufen.

von

Süßmann, W.⁺

1. Themenstellung - Ziel der Untersuchungen

Die Diskussion über die Ursachen der Gewässerunreinigungen und -eutrophierung gaben den Anstoß zur Untersuchung des Stoffeintrags in vorwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzten Gebieten. Ziel dieser Arbeiten sollte es sein, den boden- und gesteinsbürtigen, sowie den nutzungsbedingten Anteil des Stoffeintrags zu ermitteln. In Kenntnis der Zusammenhänge von Nutzung und Chemismus können dann Vorschläge für Sanierungsmaßnahmen für bereits eutrophierte Gewässer entwickelt, als auch Nutzungsempfehlungen für die Einzugsgebiete von in Planung befindlichen Talsperren erarbeitet werden.

2. Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das hier darzustellende Untersuchungsgebiet umfaßt die Niederschlagsgebiete zweier kleinerer Wasserläufe - des Reiherbaches und des Klingebaches - im Einzugsbereich der Edertalsperre im Nordhessischen Bergland. Im Regenschatten des Sauerlandes liegend, zeichnet sich das Gebiet durch relativ niedrige Niederschläge aus, nämlich 600 - 650 mm im Jahresmittel 1891-1955. Nach Messungen am rund 400 m unterhalb des Zusammenflusses der beiden Wasserläufe gelegenen Pegel „Niederwerbe“ beträgt die mittlere jährliche Abflußhöhe im Untersuchungsgebiet für den Zeitraum 1939-1955 139 mm, also eine Abflußspende von $4,41 \text{ l/s km}^2$.

⁺ Institut für Landeskultur der Justus Liebig-Universität Gießen, 63 Gießen, Senckenbergstr. 3

Der größte Teil des Untersuchungsgebietes erfaßt ein 350 bis 400 m hoch gelegenes, schwach hügeliges Buntsandsteinplateau, in das die beiden Hauptvorfluter in ihrem Unterlauf tief einschneiden. In diesen Talabschnitten treten Zechstein-, im Bereich des Zusammenflusses beider Wasserläufe auch Karbonschichten zutage.

Im Bereich des Buntsandsteinplateaus herrschen örtlich pseudo-vergleyte, mittel- bis flachgründige Braunerden vor. In den mit kolluvialen und fluviatilen Sedimenten ausgefüllten Tälern treten Gleye und Naßgleye auf, an den Zechsteinhängen der unteren Talabschnitte haben sich meist flachgründige, teils mittelgründige Mullpararendzinen und Mullrendzinen entwickelt.

Das 17,3 km² große Niederschlagsgebiet des Reiherbaches wird je zur Hälfte land- bzw. forstwirtschaftlich genutzt. In den Vorfluter gelangen über Hauskläranlagen die Abwässer einer ca. 100 Einw. zählenden ländlichen Siedlung.

Die 2000 Einwohner-Gemeinde Sachsenhausen entwässert über eine Oxidationsgrabenkläranlage in den Klingebach, dessen 8,1 km² umfassendes Niederschlagsgebiet zu 75 % landwirtschaftlich genutzt wird; Siedlungs- und Gewerbeflächen umfassen 10 %, forstliche Nutzflächen 15 % des Niederschlagsgebietes.

3. Ergebnisse der Qualitätsuntersuchungen

Im Untersuchungsgebiet wurden in mehreren Etappen Meßstellen angelegt und ausgebaut, die Teilniederschlagsgebiete mit unterschiedlicher Bodennutzung bzw. Teilabschnitte der beiden Hauptvorfluter erfassen. An den Meßstellen wird eine wöchentliche Probenahme durchgeführt. Es sollen im folgenden einige Wasserqualitätsparameter zur Charakterisierung der verschiedenen Niederschlagsgebiete, sowie deren Beziehung zu hydrologischen Daten dargestellt werden.

3.1 Wasserqualität der beiden Hauptvorfluter

Die unterschiedliche Nutzung der Einzugsgebiete der beiden Hauptvorfluter spiegelt sich in großen Differenzen der Wasserqualitätsparameter wider. Die folgenden Angaben beziehen sich auf die Meßstellen am Zusammenfluß der beiden Wasserläufe für den Zeitraum

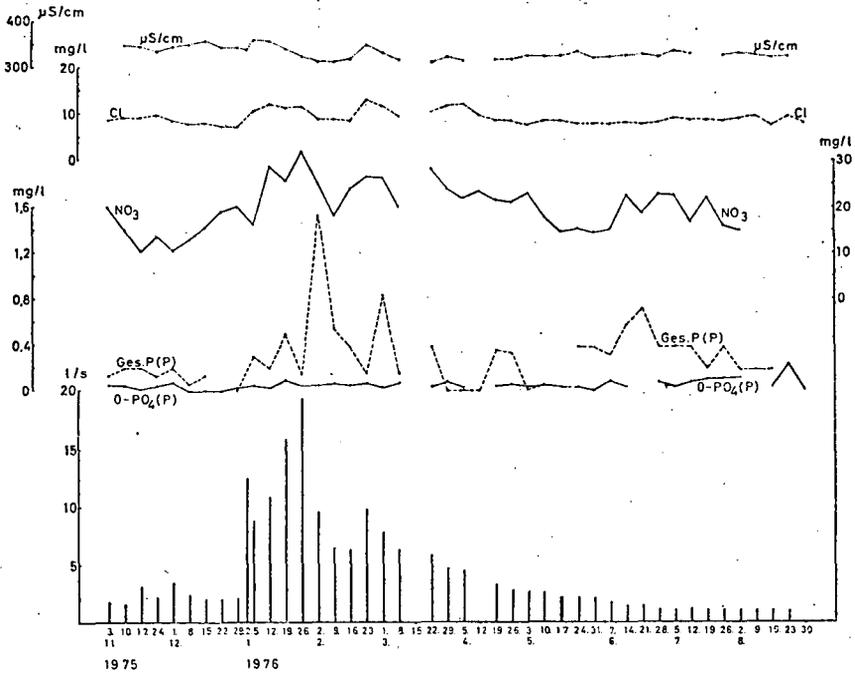
Nov' 75 bis Aug' 76. Da es sich um ein ausgeprägtes Trockenjahr handelt, können die Ergebnisse nicht ohne weiteres verallgemeinert werden. Der Ortho-Phosphat-Gehalt des abwasserbeeinflussten Klingebaches beträgt etwa das 20-fache des land- und forstwirtschaftliche Nutzflächen entwässernden Reiherbaches (der Mittelwert für den angegebenen Zeitraum liegt für ersteren bei 2,9 mg P/l, für den Reiherbach bei 0,12 mg P/l). Hierbei muß berücksichtigt werden, daß auf einer ca. 3,5 km langen Selbstreinigungsflißstrecke bei dem abwasserbelasteten Vorfluter Konzentrationserniedrigungen durch Verdünnung und Sedimentation eintreten. Die Mittelwerte der Nitratkonzentrationen liegen für den Klingebach bei 24,9 mg NO_3/l , für den Reiherbach bei 16,9 mg NO_3/l . Der hohe Ammonium-Gehalt des Klingebaches (Mittelwert 2,9 mg NH_4/l) weist eindeutig auf den Abwassereinfluß hin. Die Qualitätsparameter Chlorid-Konzentration und CSB charakterisieren die beiden Vorfluter als siedlungsbeeinflusste bzw. als Gewässer ländlicher Räume.

3.2 Wasserqualität in land- bzw. forstwirtschaftlich genutzten Gebieten

Im folgenden sollen zwei Teilniederschlagsgebiete im Einzugsbereich des Reiherbaches dargestellt werden. Das 116 ha große Einzugsgebiet des Vogelgrabens wird rein landwirtschaftlich genutzt und zwar zu 60 % als Acker und zu 40 % als Grünland. Zu 80 % bewaldet ist das 96 ha große Niederschlagsgebiet des Hünenburggrabens, 20 % landwirtschaftliche Nutzfläche werden je zur Hälfte als Acker bzw. als Grünland bewirtschaftet.

Der Konzentrationsverlauf der dargestellten Parameter ist bei beiden Gewässern durchaus ähnlich. Dies deutet darauf hin, daß sich Einflüsse von Witterung und Vegetation bei beiden Wasserläufen in gleicher Richtung auswirken. Von Interesse sind daher eher die absoluten Werte der Qualitätsparameter. Für den Zeitraum Nov' 75 bis Aug' 76 liegt das arithmetische Mittel der Ortho-Phosphat-Konzentrationen für den Vogelgraben bei 0,05 mg P/l und für den Hünenburggraben bei 0,1 mg P/l, also doppelt so hoch. Dagegen liegt der Mittelwert der Ges.-P-Konzentration beim Vogelgraben mit 0,3 mg P/l geringfügig höher als der des Hünenburggrabens von 0,26 mg P/l. Der im Vergleich zum Vogelgraben höhere Ortho-Phosphat-Gehalt des Hünenburggrabens

Abb. 1: Abflüsse, elektrische Leitfähigkeit, Chlorid-, Nitrat-, Gesamtphosphat- und Orthophosphat-Konzentration des Vogelgrabens



dürfte boden- und gesteinsbedingt sein, da sich die Gesamtphosphat Konzentrationen nur unbedeutend unterscheiden, also eine höhere P-Löslichkeit vorliegt.

Der Verlauf der Nitrat-Konzentrationen zeigt das typische Maximum im Winterhalbjahr, und ein deutlich niedrigeres Konzentrationsniveau im Sommer, zur Hauptwachstumszeit. Mit 20,0 mg NO₃/l liegt das arithmetrische Mittel der Nitrat-Konzentration des Vogelgrabens doppelt so hoch wie das des Hünenburggrabens mit 8,75 mg NO₃/l. Es kommt hier wohl die intensivere Nutzung der LN im Vergleich zum Wald zum Ausdruck, insbesondere höhere N-Düngung und höhere N-Umsetzungsrate im Boden. Ungeachtet dessen kann man bei beiden Wasserläufen im Winterhalbjahr ein Ansteigen der

ein ausgesprochenes Trockenjahr, mit nur zwei Dritteln des mittleren Jahresniederschlags. Im Hydrologischen Sommerhalbjahr wurden 193 mm Niederschlag gemessen. Der Abfluß erreichte für den Klingebach eine Höhe von 60 mm, für den Reiherbach nur 31 mm, d.h. Abflußspenden von $3,8 \text{ l/s km}^2$ und $2,0 \text{ l/s km}^2$. Diese Werte sind jedoch aufgrund von Wasserüberleitungen aus dem Reiherbachgebiet in das Klingebachgebiet verfälscht. Nach Bereinigung ergeben sich für das Sommerhalbjahr 1975 folgende Daten: Klingebach: $3,2 \text{ l/s km}^2$ und Reiherbach: $2,5 \text{ l/s km}^2$, dies entspricht einer Abflußhöhe von 50 mm bzw. 40 mm. Die höhere Abflußspende des Klingebaches dürfte in erster Linie auf die Bebauung und den geringen Waldanteil des Einzugsgebietes zurückzuführen sein. Aufgrund dieser Verhältnisse treten auch beim Klingebach häufiger Abflußspitzen auf als beim Reiherbach.

Berechnungen anhand diskontinuierlicher Abflußmessungen zeigen, daß landw. genutzte Gebiete eine höhere Abflußspende haben als Waldgebiete. Es ergibt sich für den Zeitraum Feb' 76 bis Jul' 76 eine Abflußspende von $3,3 \text{ l/s km}^2$ für den Vogelgraben, der rein landw. genutztes Gebiet entwässert, und $0,65 \text{ l/s km}^2$ für den Hünenburggraben, dessen Niederschlagsgebiet zu 80 % bewaldet ist.

LITERATUR

HOFFMANN, J.: Die Wasserqualität von Vorflutern in Mittelgebirgslandschaften in Abhängigkeit von der naturräumlichen Ausstattung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphateintrags; Diss. Gießen 1974, aus dem Inst.f. Bodenkunde und Bodenerhaltung.

LEHNHARDT, F.; BRECHTEL, H.M.; BONEF, M.: Nährstoffkonzentrationen und -austräge von Bächen aus Einzugsgebieten unterschiedlicher Landnutzung; Vortrag gehalten aus Anlaß der Tagung der Gesellschaft für Ökologie in Göttingen, 20.-24.9.76; (im Druck).

STEGMANN, R.: Auswertung und Prognose von Gewässergütedaten - Dargestellt am Beispiel von Meßwerten der Oker und ihrer Nebenflüsse. Veröffentlichungen des Inst.f. Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 21 (1976).

WOHLRAB, B.; WENZEL, V.; MOLLENHAUER, K.: Wirkungen verschiedener Bodennutzung auf das Abflußregime und den Stoffeintrag in Gewässer. Jahresbericht der Ökologischen Forschungsstation der Justus Liebig-Universität Gießen in Waldeck-Niederwerbe (Edersee) Heft 1 (1974).

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 23, 215-220 (1976)

Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung
in Schutzgebieten für Grundwasser und Trinkwassertalsperren.

Bericht über die vierte Sitzung des Arbeitskreises „Bodennutzung in Wasserschutz- und Wasserschongebieten“ am
4. Oktober 1976 in Göttingen

von

Wohlrab, B. und K. Mollenhauer⁺

Gemäß der auf der dritten Sitzung - Sept. 1975 in Regensburg (Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22, 331-337) - getroffenen Vereinbarung waren die „Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser“ Anfang 1976 von einem Ausschuß des Arbeitskreises beraten und verabschiedet worden. Übersicht und Erläuterungen sind inzwischen in der Ztschr. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 17, 221-228 (4/1976) erschienen⁺⁺). Auf der vierten Sitzung des Arbeitskreises - 4. Okt. 1976 in Göttingen - wurde nun ein Bewertungsschlüssel zur Kennzeichnung der Filterleistung des Bodens hinsichtlich der Grundwassergüte diskutiert, außerdem wurden die zur Bearbeitung anstehenden Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren erörtert.

1. Bewertungsschlüssel zur Kennzeichnung der Filterleistung des Bodens hinsichtlich der Grundwassergüte.

Der Arbeitskreis hatte sich das Ziel gesetzt, in einem weiteren

⁺ Institut für Landeskultur der Justus Liebig-Universität Gießen, 63 Gießen, Senckenbergstr. 3

⁺⁺ Sonderdrucke sind zum Preis von 5,- DM zu beziehen bei der Geschäftsstelle der DBG, von Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Schritt anhand der zu den „Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser“ herangezogenen und evtl. weiterer Kenndaten über die Filterleistung des Bodens einen entsprechend zu gewichtenden Bewertungsschlüssel aufzustellen. Die Möglichkeiten und Grenzen eines solchen Vorgehens würde auf der Basis von zwei Diskussionsgrundlagen erörtert (1. W.Müller, Mitt.d.Dtsch.Bodenkundl.Ges. 22, 323-330, 1975; 2. B. Reemstma, unveröffentlicht, auszugsweise den Mitgliedern des Arbeitskreises Mitte August zugegangen).

Zum Thema „Bewertungsschlüssel“ wurde in der Diskussion der vierten Sitzung des Arbeitskreises in Göttingen unter anderem auch die grundlegende Frage aufgeworfen, wie praktikabel und wie aussagekräftig mit Hilfe des Schlüssels erstellte Daten seien. Die Praktikabilität einer Gesamtzahl (= Ergebnisse der Bewertungen der einzelnen Kriterien zu einer „Note“ zusammengefaßt) wurde bezweifelt, da sich dabei ein und dieselbe Gesamtzahl für Standorte ergeben könne, die nicht nur sehr unterschiedlich sind, sondern für die auch unterschiedliche Entscheidungen getroffen werden müssen. Man müsse deshalb möglicherweise anstelle einer Gesamtzahl die einzelnen für jeden Kennwert ermittelten Zahlen aneinandergereiht wiedergeben. Grundsätzlich fanden die Bestrebungen, einen von einer reinen Beschreibung hinwegführenden Bewertungsschlüssel zu entwickeln, Zustimmung und Unterstützung. Der Schlüssel soll die vorliegenden Richtlinien ergänzen, präzisieren und ihre praktische Anwendung erleichtern. Aus diesen Gründen ist ein besonders enger Kontakt mit den Institutionen herbeizuführen, die im Rahmen von Standortkartierungen auf Kennwerte über die Filterleistung des Bodens zurückgreifen (Bodenkundliche Abteilungen der Geologischen Landesämter bzw. Ämter für Bodenforschung, Forsteinrichtungsämter und andere).

Bei der Diskussion um die Kriterien selbst wurde darauf hingewiesen, daß es sich dabei nicht um Kennwerte handele, die durch genaue Labor- und Felduntersuchungen erst noch erfaßt werden müssen - diese Bedenken waren geäußert worden -, sondern daß sie vielmehr im Feld kartierbar seien. Außerdem sei aus bereits durchgeführten Kartierungen schon eine große Anzahl Daten vorhanden, die man verwenden kann; man solle also versuchen festzustellen, was an kartierten Kriterien vorliegt. Allerdings wurde

auch bezweifelt, ob die Daten für die einzelnen Kriterien randscharf und genügend kleinräumig herausgelesen werden können.

Insgesamt war man sich darüber einig, daß die Beurteilungskriterien und Empfehlungen in der jetzt vorliegenden Form zunächst einmal benutzt werden sollten unbeschadet späterer Ergänzungen in Form eines Bewertungsschlüssels. In der praktischen Anwendung können sich dann Hinweise dafür ergeben, wie brauchbar einzelne Kriterien und Empfehlungen sind. Die ersten Erfahrungen bei der Anwendung der „Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser“ sollen dann auch bei der Ausarbeitung des Bewertungsschlüssels Berücksichtigung finden. Eine erneute Verhandlung des Bewertungsschlüssels ist für die nächste Tagung der DBG 1977 in Bremen vorgesehen. Zu diesem Zweck wird um Mitteilung von Vorschlägen und Hinweisen bis spätestens zum 1.8.1977 an den Arbeitskreisvorsitzenden gebeten.

2. Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren.

Der Zahl nach treten derzeit Trinkwassertalsperren im Rahmen der Wassergewinnung noch zurück. Weitgehende Erschließung von Grundwasservorkommen zwingt jedoch dazu, in zunehmendem Umfang geeignete Oberflächengewässer zu nutzen und zwar sowohl Wasserläufe als auch natürliche und künstliche stehende Gewässer. Im Zuge dieser Entwicklung ist - vor allem regional - mit dem Ausbau weiterer Trinkwassertalsperren zu rechnen.

Der Deutsche Verein von Gas- und Wasserfachmännern hat in seinem Arbeitsblatt W 102 (DVGW, Feb. 1975, 6236 Eschborn, Frankfurter Allee 27) Richtlinien für Trinkwasserschutzgebiete, II. Teil, Schutzgebiete für Trinkwassertalsperren, aufgestellt. Das Wasserschutzgebiet umfaßt danach das Staubecken und sein Einzugsgebiet. Es ist gegliedert in:

Zone III	Weitere Schutzzone
Zone II	Engere Schutzzone
Zone I	Stauraum und Uferzone

Hinsichtlich der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung ist in den Richtlinien folgendes ausgeführt, im wesentlichen unter Abschnitt 5. „Zweck und Umfang der Schutzzonen“:

Zone III soll vornehmlich forstwirtschaftlich genutzt werden. Landwirtschaftliche Nutzung ist jedoch im allgemeinen tragbar, wenn die Flurstücke so bewirtschaftet werden, daß keine verstärkte Bodenerosion eintritt, und wenn die Düngung so vorgenommen wird, daß auch bei Starkregen, Schneeschmelze oder Überschwemmung die Abschwemmung der aufgebrauchten Stoffe in die Talsperre und ihre Zuläufe vermieden wird. Gefährlich und in der Regel nicht tragbar sind vor allem:

Abwasserlandbehandlung und Abwasserverregnung, offene Lagerung und Anwendung boden- oder wasserschädigender Mittel für Pflanzenschutz, für Aufwuchs- und Schädlingsbekämpfung sowie zur Wachstumsregelung; Schädlingsmittelzerstäubung aus der Luft;

Viehtränken an oberirdischen Gewässern, Viehtrieb durch Gewässer;

Viehansammlungen, Pferche, Massentierhaltung;

Rodungen und sonstige Handlungen, die die Erosion begünstigen.

In Zone II werden im allgemeinen als tragbar angesehen forstwirtschaftliche Nutzung sowie landwirtschaftliche Nutzung als Grünland, wenn die Düngung so vorgenommen wird, daß auch bei Starkregen, Schneeschmelze oder Überschwemmung die Abschwemmung der aufgebrauchten Stoffe in die Talsperre und ihre Zuläufe vermieden wird. Gefährlich und in der Regel nicht tragbar sind danach vor allem landwirtschaftliche Nutzung außer als Grünland, ferner über die Beschränkungen in Zone III hinaus:

organische Düngung, sofern die Dungstoffe nach der Anfuhr nicht sofort verteilt werden oder die Gefahr ihrer oberirdischen Abschwemmung in die Talsperre und ihre Zuläufe besteht; Überdüngung;

offene Lagerung und unsachgemäße Anwendung von Mineraldünger; Gärfuttermieten;

Kleingärten und Gartenbaubetriebe.

In Zone I soll auf jede landwirtschaftliche Nutzung, auf die Anwendung chemischer Mittel für Pflanzenschutz; für Aufwuchs- und Schädlingsbekämpfung sowie zur Wachstumsregelung und auf die Düngung gänzlich verzichtet werden.

Aus diesem knappen Auszug läßt sich bereits ableiten, daß Schutzgebiete von Trinkwassertalsperren in der Regel beträchtlich größer

und Auflagen hinsichtlich der Bodennutzung wesentlich weitgreifender als bei der Grundwassergewinnung sind. Es ist daher notwendig, bei der Aufstellung von Beurteilungskriterien und der Ableitung von Empfehlungen zur Bodennutzung mit dem Ziel, die Qualität des zur Trinkwassergewinnung gespeicherten Oberflächenwassers zu erhalten, in dieser Hinsicht unwirksame Übermaßverbote weitgehend zu vermeiden. Trinkwassertalsperren liegen und werden auch in Zukunft überwiegend angelegt im hügeligen oder gebirgigen oberen Einzugsgebiet von Wasserläufen. Ihre offensichtliche Empfindlichkeit gegenüber sog. Eutrophierungsvorgängen, auf die u.a. BERNHARDT (Die Bedeutung der Erosion landwirtschaftlich genutzter Flächen als Ursache der eutrophierenden Phosphorbelastung stehender Gewässer; Reihe C, Forschung und Beratung, Min. f. ELF/NW, Düsseldorf, 1976, im Druck) besonders hingewiesen hat, erfordern daher Schutzmaßnahmen vor allem zur Beherrschung bzw. Reduzierung der oberirdisch dem Stauraum zugeführten Lösungs- und Feststoff-Frachten. Aus diesen Gründen stehen daher Fragen nach dem Bodenabtrag durch die Bodennutzung häufig im Vordergrund der Betrachtung. Es wurde deshalb (im Rohentwurf) ein Gliederungssystem von Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Diskussion gestellt, das diese Gesichtspunkte berücksichtigt. Beibehalten sind die schon für die Grundwasserschutzgebiete verwendeten fünf Bewertungsklassen „sehr günstig“ bis „sehr ungünstig“. Zur ersten Einordnung dienen orographische bzw. morphometrische Angaben. Sie werden spezifiziert durch bodenkundliche Kennwerte und zwar neben den die Filterfähigkeit bestimmenden Kriterien durch Kennwerte, die die Stabilität gegen Bodenabtrag charakterisieren (Mächtigkeit, Schichtung und Bodenart des Solums, Lagerungsdichte, nFK; Struktur des Gesteins im Untergrund im Hinblick auf die Wasserleitfähigkeit). Auf Bodenprofilardarstellungen wurde in diesem Fall verzichtet. Die zwangsläufige Generalisierung bei den Angaben über Stratigraphie und Bodeneigenschaften erfordert entsprechende Korrekturmöglichkeiten, die entweder spezifische Geländeaufnahmen berücksichtigen oder von lokal zu differenzierenden morphologischen, bodenkundlichen und hydrometeorologischen Gegebenheiten ausgehen. Empfehlungen zur Bodennutzung, bestehend aus Angaben über kulturtechnische Maßnahmen (im weiteren Sinne), Hinweisen auf die zweckmäßige Nutzung, zur Düngung und zur Anwendung von Pflanzenbehandlungsmitteln, erfolgen getrennt für die Zone II und III.

In der Diskussion der vierten Sitzung des Arbeitskreises am 4. Oktober 1976 in Göttingen wurde die Tragweite der Auflagen in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren betont. Es wurde anhand eines Beispiels auch demonstriert, daß Bedingungen und Anforderungen so überzogen sein können, daß die Kosten schließlich zu hoch werden. Hierzu erfolgte der Hinweis, daß der neue Entwurf zur Bodennutzung in Schutzgebieten von Trinkwassertalsperren im Gegensatz zu den Richtlinien des DVGW Ackerbau in der Zone II unter bestimmten Voraussetzungen (Geländemorphologie, Bodengefüge) grundsätzlich für möglich hält. Die Notwendigkeit, Erosionsgefahren stärker zu beachten, wurde näher erörtert. Dazu war allerdings zu bemerken, daß in dem Entwurf nur Mittelgebirgsstandorte berücksichtigt sind, also nicht alpine Lagen mit deren spezifischen Problemen (Muren, Hangrutschungen). Die Beziehung Bodenart - Erosion sollte stärker herausgearbeitet werden. Ferner kam die Anregung, Erosionsfachleute und auch Botaniker heranzuziehen. Außerdem wurde auf die derzeit laufende Neubearbeitung der Kartieranleitung hingewiesen, aus der bereits Unterlagen zu Erosionsfragen verwendet werden könnten.

Die Diskussion über die im Rohentwurf den Mitgliedern des Arbeitskreises Mitte August zugegangene Übersicht hatte im wesentlichen folgendes Ergebnis: Das gewählte Gliederungsprinzip, das sich an die verabschiedeten Richtlinien über Grundwasserschutzgebiete anlehnt, wird für zweckmäßig gehalten.

Änderungs- und Ergänzungsvorschläge sollen bis zum 1. März 1977 dem Arbeitskreisvorsitzenden mitgeteilt werden. Danach erfolgt die Aufstellung des 1. Entwurfes, der dann während der Tagung der DBG 1977 in Bremen verhandelt wird.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch: 23, 221-247 (1976)

MITTEILUNGEN
der
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

NACHRICHTEN

1. AUS DER ARBEIT EINZELNER INSTITUTIONEN
2. AUS VERBANDEN UND WISSENSCHAFTLICHEN GREMIEN
3. OBER ABGEHALTENE UND VORGESEHENE TAGUNGEN
4. PERSONALIA
5. SONSTIGES

1. AUS DER ARBEIT EINZELNER INSTITUTIONEN

1.1 GEOLOGISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN, KIEL

2300 KIEL 21, MERCATORSTRASSE 7

Nach der Neuorganisation vom 25.3.1975 gliedert sich das Geologische Landesamt in 4 Fachabteilungen. Eine davon ist die Abteilung Bodenkunde.

ABT. 2 BODENKUNDE, BODENKARTIERUNG

1. Personal: Abteilungsleiter Dr. H. Finnern, Reg. Landw. Direktor

Dr. G. Lippert, Reg. Landw. Direktor

Dr. D. Elwert, Landesgeologe

Dr. P. Janetzko, Dipl.-Geologe

Dr. H. Weinhold, Dipl.-Geologe

Dr. S. Scharafat, Dipl.-Landwirt

2 Mitarbeiter des gehobenen technischen Dienstes und

13 sonstige Mitarbeiter

sowie Fonds- und Aushilfskräfte im technischen und wissenschaftlichen Bereich.

2. Arbeitsgebiet:

Bodennutzung, Landschaftspflege

Bodenklassifikation, Marschbodenentstehung

Niederungsböden, Landschaftsentwicklung

Geestböden, Paläoböden

Kulturtechnik, Bodenphysik

Kartographie, Kopie, Offsetdruck

3. Laufende Untersuchungen:

Beratungen und Gutachtenerstellung, vornehmlich zur Bodennutzung, zum Aufbau und zur Verbreitung der Böden, zur Rekultivierung sowie zur Eignung der Böden für Begräbnisstätten.

Untersuchungen zum Küstenholozän im Rahmen der Forschung zu Meeresspiegelschwankungen der Nordsee (Sea Level Project)

- Forschungsvorhaben DFG.

Systematische Bearbeitung der fossilen Böden des Landes zur Altersgliederung (u.a. DFG Prof. Stremme).

Bodenphysikalische Untersuchungen zum Luft- und Wasserhaushalt der Böden.

Nährstoffhaushalt und Korngrößenverteilung typischer Marsch- und Geestböden.

Erhebungen zur Landschaftsgeschichte, Bodenentwicklung, Sackung - Inversionen.

Spezialkartierungen, Veröffentlichungen von thematischen Karten unterschiedlicher Maßstäbe und Erläuterungen.

4. Mitarbeit in:

Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt.

Kulturtechnischer Ausschuß der Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde.

Arbeitsgemeinschaft Westküstenforschung.

Arbeitsgemeinschaft nordwestdeutscher Geologen.

Fachnormenausschuß Wasserwesen - Arbeitsgruppe landwirtschaftlicher Wasserbau.

5. Buchveröffentlichungen:

Finnern: Bauvertragsrecht in der Praxis, Teil 1

Bauvertragsrecht in der Praxis, Teil 2

Werner-Verlag GmbH, Düsseldorf

Schäfer-Finnern: Rechtsprechung der Bau-Ausführung,

4-Jahressammelregister, 107 Seiten

Werner-Verlag GmbH, Düsseldorf 1974

6. Bodenkundliche Landesaufnahme 1 : 25 000

Nachdem bislang erst 4 Bodenkarten 1 : 25 000 vorlagen

(Holtdorf Nr. 1824, Hennstedt Nr. 1924, Heide Nr. 1820,

Meggerdorf Nr. 1622) liegt das Schwergewicht der Arbeit

nunmehr auf der Landesaufnahme mit Herausgabe von Bodenkarten 1 : 25 000.

Folgende Bodenkarten 1 : 25 000 erschienen 1976

Friedrichstadt Nr. 1620, Bearbeiter H. Dümmler

Das Blattgebiet liegt an der Westküste und enthält vornehmlich Marschböden (Kalkmarsch, Kleimarsch, Dwogmarsch, Knickmarsch, Humusmarsch und Moormarsch) sowie im Südteil mit etwa 10 % an der Gesamtfläche Niedermoore und Mudden.

Hamdorf Nr. 1723, Bearbeiter S. Scharafat

Das Blattgebiet liegt in der Mitte Schleswig-Holsteins, südwestlich von Rendsburg im Bereich jungeszeitlicher Sande mit zwischengeschalteten warthezeitlichen Moränen. Hier sind vergesellschaftet Geest-, Moor- und Marschböden, wobei die Gleye und Feuchtpodsole rund 50 % der Fläche einnehmen.

Burg Nr. 2021, Bearbeiter H. Weinhold

Nördlich von Brunsbüttel gelegen, umfaßt das Blattgebiet Niederungen beiderseits des Nord-Ostsee-Kanals mit Hochmooren, Niedermooren und Marschböden sowie im Nordwestteil warthezeitliche Moränen mit verschiedenen Rosterden.

Weitere 3 Blätter befinden sich in kartographischer Bearbeitung bzw. in Druckvorbereitung:

Dellstedt Nr. 1722 (Eiderniederung), Bearbeiter G. Lippert

Süderhastedt Nr. 1921 (Dithmarschen), Bearbeiter H. Finnern

St. Peter-Ording Nr. 1617 (Eiderstedt), Bearbeiter D. Elwert

gez. H. Finnern, Kiel

1.2 INSTITUT FÜR BODENKUNDE UND STANDORTSLEHRE

DER UNIVERSITÄT STUTTGART-HOHENHEIM

BABEL, U., Dr., Univ.-Doz., untersucht Humusprofile (Erfassung von Profiltypen, Wurzelmengen und -produktion, Wasserhaushalte, Verpilzung als Trockenheitsindikator) im statistischen und kausalen Zusammenhang mit Fichtenwuchsstörungsbeständen sowie deren Degradation auf Mergelböden unter Schafweide und Regradation nach Wiederbewaldung, beschäftigt sich mit stereologischer Auswertung von mikromorphologischen Merkmalen; war im September 1975 als Mitglied der "Working Group on Soil Micromorphology" der IBG in Aberdeen, fährt im März 1976 zu einem Treffen der "Subgroup on Soil organic matter" der genannten "Working Group" nach Rothamsted.

OTTOW, J.C.G., Dr., wiss. Rat u. Prof., ist derzeit Geschäftsführender Direktor, wurde auf Vorschlag der DFG mit seiner Arbeitsgruppe in den Sonderforschungsbereich 82 (Siedlungswasserwirtschaft) aufgenommen zur Bearbeitung der Frage, ob relativ persistente organische Verbindungen (z.B. Polyäthylen, Glykole, Humussäuren u.a.) mit Nitrat als einzigem H-Acceptor unter anaeroben Bedingungen abgebaut werden können (das ist für Denitrifikation in Kläranlagen von Bedeutung), hat dazu zwei Dissertationsthemen vergeben (G.H. Benckiser, W. Fabig). - Weitere vergebene Themen sind: (H. Makboul) Sorption und Desorption von Enzymen in kaolinitreichen und -armen Pelosolen, (J.Ch. Munch) Sequenz der Reduktionsvorgänge in wassergesättigten Böden und Einfluß von Nitrat, Mn- und anderen Oxiden auf die Fe-Reduktion, (Ch. Schütt) Vorkommen von Mn-oxidierenden Bakterien in Mn-Knollen der Tiefsee (damit hängt eine von der DFG finanzierte 4-wöchige Reise mit dem Forschungsschiff "Valdivia" im Januar 1976 nach Hawaii zusammen, bei der Wasser- und Sedimentproben gesammelt und an Bord verarbeitet werden sollen).

Papenfuß, K.-H., Dr., AOR, untersucht zusammen mit der Arbeitsgruppe Schlichting Verwitterungsgradienten und Tonmineralverteilung in südwestdeutschen Böden und deren Ausgangsgesteinen, Verbreitung von Decksedimenten anhand von Leitmineralen und -elementen, und Chloritbildung durch Mg-Hydroxideinlagerung.

Schlichting, E., Dr., o.Prof., ist mit Lehraufgaben sowie der Betreuung nachstehender Forschungsvorhaben beschäftigt.

- Alaily, F., Dr., untersucht \pm lößbeeinflusste Böden aus feuersteinführenden Kalken der Ostalb (DFG-Projekt).
- Bleich, K.E., Dr., AR, wird sich nach Abschluß einer Arbeit über Bodengesellschaften des Albvorlandes (DFG-Projekt) in Zusammenarbeit mit Papenfuß mit Verwitterungsabfolgen und der pleistozänen Deckennatur von Bodenprofilteilen beschäftigen.
- Schweikle, V., Dr., wiss.Ass., untersucht Entstehung und Veränderung von Absonderungsgefügeeinheiten, insbesondere die Orientierung von Tonpartikeln (DFG-Projekt).
- Wiechmann, H., Dr., wiss.Ass., hat seine Untersuchungen über Stoffverlagerung in Podsolen (DFG-Projekt) abgeschlossen und als Habilitationsarbeit eingereicht.
- Ferner werden folgende Dissertationsthemen bearbeitet:
- H. Bredemeier: Umweltrelevante Spurenstoffe in Böden SW-Deutschlands (DFG-Projekt);
- Frau D. Gaese: Gefügedynamik und Wasserbewegung in Pelosolen (Arbeit steht vor dem Abschluß);
- Chr. Himmelhan: Einfluß von Müll- und Klärschlammkompostdüngung auf Struktur von und Mobilität von Schwermetallen in typischen Böden Südwestdeutschlands (BMFT-Projekt);
- F. Metzger: P-Bindung und -Verfügbarkeit in verschiedenen Böden nach Düngung mit Klärschlämmen der 3. Reinigungsstufe (BMFT-Projekt);
- H. Mohamed: Filterfunktion von Böden in Bezug auf Schwermetalle in Verdichtungsgebieten;
- W. Reinhard: N-Umsatz in Böden SW-Deutschlands in Abhängigkeit von Standortcharakter und Nutzungsweise;
- A. Schramm: pH-abhängige Borsorption an Tonmineralen (Arbeit steht vor dem Abschluß);
- H. Shadfan: Mg-Chloritbildung in Böden und deren Bedeutung für den Mg-Haushalt (Arbeit steht vor dem Abschluß).

1.3 INSTITUT FÜR PFLANZENERNÄHRUNG UND BODENKUNDE

DER CHRISTIAN-ALBRECHTS-UNIVERSITÄT KIEL

2300 KIEL, OLSHAUSENSTR. 40-60

Vorsitzender des Leitungsgremiums:

Prof. Dr. D. SCHROEDER

Wissenschaftliches Personal

Lehrstuhl Bodenkunde

Prof. Dr. G. BRÜMMER

Prof. Dr. D. SCHROEDER

Wiss. Direktor Dr. E. KALK

Wissenschaftliche Mitarbeiter:

Dr. J. LAMP, Dipl.Ing.agr. R. LICHTFUSS, Dipl.Ing.agr. E. MUTERT
dazu Doktoranden und Diplomanden

Lehrstuhl Pflanzenernährung

Prof. Dr. A. FINCK

Prof. Dr. W. HOFFMANN

Wissenschaftliche Mitarbeiter:

Dr. H.-P. PISSAREK, Dipl.Ing.agr. WICHMANN, N.N.,
dazu Doktoranden und Diplomanden

Lehre

Einführungs- und Grundvorlesungen in Bodenkunde
und Pflanzenernährung (FINCK, SCHROEDER).

Vorlesungen für Fortgeschrittene:

B o d e n k u n d e : Bodengenetik und -systematik (SCHROEDER);

Physikochemie von Böden und Sedimenten (BRÜMMER);

P f l a n z e n e r n ä h r u n g : Düngemittel und Düngung,
Düngerbedarf, Düngung und Qualität (FINCK); Mineralstoff-
transport, künstliche Nährmedien (HOFFMANN).

Seminare, Übungen, Kolloquien, Gelände- und Laborpraktika,
Exkursionen; alle Professoren und Wissenschaftlichen Mit-
arbeiter.

Forschung

B o d e n k u n d e : Belastung und Belastbarkeit von Böden
und Sedimenten mit Schadstoffen,
Bodenkundliche Informationssysteme,
Regionale Bodengruppierung,
Prozesse der Podsolierung,
Pedogenese von Terra^e calcis.

P f l a n z e n e r n ä h r u n g : Mikroskopische Symptom-
diagnose,

Magnesium-Grenzwerte,

Zink-Versorgung,

Obere Grenzwerte der Bodenuntersuchung,

Nährstoffauswaschung,

Ernährung der Pflanzen und Frostresistenz,

Mineralstofftransport in der Pflanze,

Gewässerbelastung.

Bücher und Skripten aus dem Institut

G. BRÜMMER und D. SCHROEDER (Herausgeber): Umweltprobleme -
Naturwissenschaftliche Grundlagen, Schriftenreihe des
Agrarwissenschaftlichen Fachbereiches der Universität Kiel,
23, 1 - 156, 1975

A. FINCK: Pflanzenernährung in Stichworten, 2. Auflage,
Hirt-Verlag Kiel, 1976

D. SCHROEDER: Bodenkunde in Stichworten, 2. Auflage,
Hirt-Verlag Kiel, 1972, 3. Auflage in Vorbereitung

Praktikum der Bodenkunde I und II

Bodenkundliche Übungen im Gelände

Praktikum der Pflanzenernährung

Veröffentlichungen über das Institut

A. FINCK und D. SCHROEDER: 25 Jahre Institut für
Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christiana Albertina
(Kieler Universitätszeitschrift) 73 - 79, 1973

Verzeichnis der Wissenschaftlichen Publikationen des
Institutes 1948 - 1973, Selbstverlag 1973

Forschungsbericht des Fachbereichs Agrarwissenschaften,
A I: Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde (mit
Bibliographie bis 1975), Christiana Albertina 102-108, 1975.

1.4 BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (Fortsetzung)

BL 2.2

A. Arbeitsrichtungen und Einzelprojekte des Sachgeb. BL 2.2 Agrargeophysik und Moorkunde des Abschnittes Kultur- landschaft

1. Untersuchungen von Klima und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden, Meliorations- und Dränversuche. Wasserhaushalt kultivierter und unberührter Moorstandorte. Erosionsschutz im Weinbau. Erarbeitung von ökogeophysikalischen Kenndaten z.B. "Agrotherm".
2. Torftechnische, bodenphysikalische, pollenanalytische und botanische Aufnahme von Moorböden für bodenkundliche Spezialfragen.
Landwirtschaftlicher Wasserbau, Erhaltung der Kulturlandschaft. Erstellung einer Moorkarte von Bayern.
Straßen- und Leitungsbau.
3. Gutachten, Beratung, Lehrgänge.
Flurbereinigung, landwirtschaftlicher Wasserbau, Meliorationsverfahren. Mitwirkung beim Vollzug des Bundesbau- und Landesplanungsgesetzes.
4. Vollzug des Gesetzes über Torfwirtschaft. Überwachung der Torfgewinnung in Bayern. Vorschläge zur Rekultivierung erarbeiten.

BL 3

Beim Abschnitt "Agrikulturchemie und Verbraucherschutz" BL 3 der Abteilung Boden und Landschaftspflege werden folgende Arbeitsrichtungen und Einzelprojekte verfolgt:

BL 3.1 Boden und Wasser

1. Nährstoffe in Kulturböden

Gehalte in Beziehung zu Bodentyp, Ausgangsgestein^{und} anthropogenen Maßnahmen. Dynamik der Nährstoffe, Fixierung, Verfügbarkeit, Abgrenzung von Mangel und Überschuß, Gefäßversuche.

2. Nährstoffaustrag von Kulturflächen

Untersuchung von Sickerwässern, Dränwässern und Oberflächenwässern.

3. Umweltschutz im landwirtschaftlichen Bereich

Erarbeitung von Toleranzgrenzen für den Gehalt bestimmter Schadstoffe in verschiedenen Bodenarten; Gefäßversuche, Nutzeffekt und mögliche Schäden durch Siedlungsabfälle.

BL 3.2 Pflanzen und Rückstände

1. Entwicklung und Prüfung von Routinemethoden zur Untersuchung auf Makro- u. Mikronährstoffe und Spurenelemente

Untersuchung von Pflanzen, organischen Düngern und Siedlungsabfällen auf Makro-, Mikronährstoffe und Spurenelemente; Prüfung von Routinemethoden auf systematische Fehler durch Vergleich mit unabhängigen Analysemethoden; Entwicklung von Aufschlußverfahren für die Analyse von Spurenelementen.

2. Untersuchung auf anorganische Schadstoffe

Entwicklung von Methoden zur Bestimmung anorganischer Schadstoffe, besonders Schwermetalle. Untersuchungen zur Ursache von erhöhten Schwermetallgehalten in Pflanzen; Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen in Böden.

3. Rückstandsuntersuchungen

Entwicklung von Methoden und Untersuchung von Pflanzen, Boden und Wasser auf Rückstände von Insektiziden, Herbiziden und Fungiziden. Anwendung von neuen chromatographischen Verfahren in der Rückstandsanalytik.

BL 3.3 Bodenbiologie

1. Entwicklung und Prüfung von Untersuchungsmethoden der mikrobiologischen Bodenanalyse

Differenzierung der Bakterienflora nach morphologischen Merkmalen; Bodenatmungsmessungen, Nitrifikation und Ammonifikation, Enzymaktivitätsmessungen.

2. Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Bodenbelebung

Untersuchungen von Proben aus Feldversuchen zur Frage der Wirkung von hygienisierten Klärschlämmen und Müllkomposten, Gründüngung, Monokultur und Fruchtfolge, Düngungsmaßnahmen, Dauerherbizidanwendung.

3. Bodenmodellversuche mit speziellen Fragestellungen

Wirksamkeit von Nitrifikationshemmern, Algenbiotest für Herbizidrückstandsbestimmung, Strohabbau, Prüfung von handelsüblichen Bodenverbesserungsmitteln.

4. Mikrobiologie der Gärfutterbereitung

Wachstumstest mit ausgewählter Kultur zur Wirksamkeitsprüfung von Siliermitteln. Verhinderung der Milchsäureveratmung durch Silagehefen.

5. Bodenzoologische Untersuchungen

Entwicklung von Untersuchungsmethoden. Arbeiten zur Systematik von Collembolen und Oribatiden. Analyse von Bodentiergesellschaften. Auswirkung von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf Bodentiergesellschaften.

BL 3.4 Strahlennutzung

1. Verwendung von radioaktiven Tracern bei Fragen der Pflanzenbereitung

Verhalten von Nährstoffen in Boden und Pflanze sowie Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Pflanzennährstoffen.

2. Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in Boden

Untersuchungen über den Abbau von verschiedenen Pflanzenschutzmitteln besonders Harnstoffherbiziden in Boden; Sorption von Metaboliten an den Bodenkomplex und Untersuchungen über die Verfügbarkeit von gebundenen Pestiziden.

3. Verhalten verschiedener Anilinmetaboliten in der Pflanze

Aufnahme verschiedener Anilinderivate durch die Pflanzenwurzeln, Translokation innerhalb der Pflanze und Verteilung auf verschiedene Pflanzeninhaltsstoffe.

4. Bestrahlung von Klärschlamm

Untersuchung über die Wirksamkeit einer Klärschlammbestrahlung mit Gammastrahlen auf dessen Verhalten in Boden und Wirkung auf die Pflanze. Federführung eines Forschungsprojektes des Bundesministeriums für Forschung und Technologie über die Brauchbarkeit der Gammabestrahlung für die Hygienisierung von Klärschlamm.

5. Messung von Bodenfeuchte und Bodendichte mit Hilfe von Gamma-sonden

Kontinuierliche Messung der Bodenfeuchte zur Kontrolle des Wasserhaushalts und Steuerung von Beregnungsgaben.

6. Strahlenbiologische Studien bei der Schadinsektenbekämpfung

Sterilisierung und Zucht der Kirschenfliege mit dem Ziel einer physikalisch-biologischen Bekämpfung. Durchführung von ökologischen Studien im Freiland als Voraussetzung für die Durchführung der Autozidmethode.

7. Durchführung von Aktivierungsanalysen

Einsatz der zerstörungsfreien Neutronenaktivierungsanalyse zum Nachweis von verschiedenen Spurenelementen und Schadstoffen in Boden, Pflanze und Klärschlamm; Kontrolle der analytischen Arbeit und Erarbeitung von Nachweismethoden.

1.5 NORDDEUTSCHE LUFA_S

- a) Personelle Daten;
- b) für das Jahr 1976 geplante Vortrags-, Lehr- und Besichtigungsveranstaltungen;
- c) Publikationen aus II/75 und I/76;
- d) bodenkundliche Forschungsarbeiten;

LUFA Kiel:

- a) Direktor der Anstalt: Dipl.-Chemiker Herbert Knapstein
- c) H.-S. Grunwaldt "Zur Kalk- und Nährstoffversorgung der Böden Schleswig-Holstein 1974/75". Betriebswirtsch. Mitteilungen der LK Schleswig-Holstein, März 1976.
H.-S. Grunwaldt: Düngungsrichtwerte bewähren sich - LUFA Kiel berichtet über Bodenuntersuchungsergebnisse 1974/75. Bauernblatt Schleswig-Holstein, 3173 - 3176, 1975.
- d) Untersuchungen zum Nitratgehalt von Ackerböden.

LUFA Oldenburg:

- a) keine Veränderungen
- b) Exkursion der Fachgruppe Bodenfruchtbarkeit anlässlich des VDLUFA-Kongresses am 24. September 1976
- c) H. Vetter und K. Früchtenicht: Wege zur Ermittlung des Düngersbedarfs mit größerer Treffsicherheit. Landw. Forschung 31/1: Sdh., 290-320, 1975
- d) 1) Welchen Einfluß haben hohe Flußigmistgaben auf den Nährstoffgehalt des Bodens und auf die Verlagerung der Nährstoffe in größere Bodentiefen und in das oberflächennahe Grundwasser?
2) Welchen Einfluß haben unterschiedliche Verfahren zur direkten Einbringung von Flußigmist auf die Abwaschung von Nährstoffen in hängigen Lagen?

LUFA Kassel:

- a) keine Veränderungen
- b) Heyn, J.: Phosphatuntersuchungen mit verschiedenen Methoden an Feldversuchen (Vortrag in Bernkastel)
- c) Brüne, H.: Bodenuntersuchung ermöglicht "DÜNGUNG nach Maß". Landwirtschaftliches Wochenblatt Kurhessen - Waldeck und Hessenbauer

LUFA Hameln:

- a) keine Veränderungen
- c) W. Köster: Neue Bodenuntersuchungsmethoden für Kalium und Phosphor im Bereich der Landwirtschaftskammer Hannover. Hannoversche Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung 129 (1976) 12.
W. Köster: Kalk ist ein Bodendünger. Hannoversche Land- und Forstwirtschaftliche Zeitung 129 (1976) 24.
W. Köster: Düngung und Bodenuntersuchung. Der Kartoffelbau 27 (1976) 8-9.
W. Köster: Neue Bodenuntersuchungsverfahren für Phosphor und Kalium im Gebiet der Landwirtschaftskammer Hannover. Die Zuckerrübe 25 (1976) 16.
- d) Untersuchung zur Erfassung von N_{min} zu Zuckerrüben - Gemeinschaftsprojekt zwischen LUFA Hameln, Zuckerrüben-Institut Göttingen und niedersächsischen Zuckerfabriken.

LUFA Bonn und Münster: Fehlanzeige.

gez. Dr. Köster

1.6 AUSSENINSTITUT FÜR MOORFORSCHUNG UND

ANGEWANDTE BODENKUNDE, BREMEN

Wegen der ressortübergreifenden Aufgabenstellungen der Bodenkunde ist als Nachfolgegremium für das Kuratorium der ehem. Moorversuchstation ein Arbeitskreis angewandte Bodenkunde im Nieders. Landesamt für Bodenforschung einberufen worden. Ihm gehören unter Vorsitz des Nieders. Landesamtes für Bodenforschung an:

- 1.) Nds. Ministerium für Wirtschaft und Verkehr, Hannover
- 2.) Nds. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Hannover
- 3.) Senator für Wirtschaft und Aussenhandel, Bremen
- 4.) die beiden nieders. Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems, Oldenburg
- 5.) Landwirtschaftskammer Bremen
- 6.) Landesverband der Wasser- und Bodenverbände Niedersachsens, Hannover.

Aufgabe dieses Gremiums ist es, die bodenkundlichen Arbeiten des NLFB zu koordinieren.

- 2) Auf Einladung der Wiss.-Techn. Gesellschaft der CSSR berichtete R. Eggelsmann auf dem Internationalen Symposium "Agromelio 1976" in Karlowy Vary im Juni 1976 über "Planung, Technologie und Materialien der Rohrdränung in der Bundesrepublik Deutschland".

2. AUS VERBÄNDEN UND WISSENSCHAFTLICHEN GREMIEN

2.1 ARBEITSKREIS LANDESKULTURELLE FORSCHUNG

"Der Arbeitskreis Landeskulturelle Forschung", ursprünglich eine Vereinigung der Dozenten der Landeskulturinstitute in Agrarwissenschaftlichen Fakultäten, hat sich in den letzten Jahren schon zu einem Gesprächskreis mit den Vertretern der landeskulturellen Praxis, insbesondere den Angehörigen der Flurbereinigungsbehörden erweitert. In der Sitzung des Arbeitskreises am 4. und 5. März in Bonn wurde beschlossen, aus dem Arbeitskreis eine im Bereich der Landeskultur wirkende Gesellschaft zu entwickeln, und alle Fachleute zu einer Mitgliedschaft einzuladen, die mit den Fragen der Entwicklung im ländlichen Raum befaßt sind. Eine Satzungscommission hat am 23.4.1976 in Hannover einen entsprechenden Entwurf erarbeitet.

2.2 DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR MOOR- UND TORFKUNDE

Dr. Schuch, Bayer. Landesanstalt für Pflanzenbau und Bodenkunde wurde auf der Jahrestagung der DGMT im Oktober 1975 zum neuen Vorsitzenden der Sektion III/Landwirtschaft, Gartenbau u. Forstwirtschaft/dieser Gesellschaft gewählt.

2.3 DFG/GEO-KOMMISSION

1976 wird ein neuer Schwerpunkt eingerichtet, der sich mit der Erstellung von ca. 40 geomorphologischen Karten 1:25000 in der BRD im Zeitraum 1976-80 beschäftigt. Interessierte Kollegen seien auf die Möglichkeit zur Kontaktaufnahme mit den örtlichen Geomorphologen hingewiesen, die diese Kartierungen durchführen. Koordinator ist Prof. Barsch, Heidelberg.

Ein zweiter SP beschäftigt sich mit "Vertikalbewegungen" im rheinischen Schild seit dem Pliozän. Hier wird auch die Terrassenbildung studiert. Herr Brunnacker und Herr Semmel sind beteiligt.

gez. Schwertmann

2.4 DFG-FACHAUSSCHUSS 151 "BODENKUNDE"

Als Gutachter für den neu gebildeten DFG-Fachausschuß "Bodenkunde" wurden SCHROEDER-Kiel (dieser gleichzeitig Vorsitzender des gesamten Fachausschusses XXVI "Landwirtschaft und Gartenbau") und HARTGE-Hannover gewählt.

2.5 DFG-ARBEITSGRUPPE "Ingenieurgeologische Probleme"

Der Kommissionsvorsitzende VI (KUNTZE-Bremen) ist seit 2 Jahren Mitglied einer DFG-Arbeitsgruppe, die ein Schwerpunktprogramm "Ingenieurgeologische Probleme im Grenzbereich zwischen Locker- und Festgesteinen" vorbereitet. Hierbei werden auch bodentechnologische Probleme, z.B. der Unterbodenmelioration angesprochen. Anregungen aus dem Mitgliederkreis nimmt der Kommissionsvorsitzende bis spätestens 1.2. 1977 entgegen. Von ihm wurden für weitere Planungen der DFG-Senatskommission für Geowissenschaftliche Gemeinschaftsforschung folgende Vorschläge in den DFG-Mitteilungen V/1976 formuliert:

- 2.6 Die hydrologische Bedeutung der Filter- und Speicherfunktion von Böden und Lockersedimenten.
- 3.2 Bodentechnologische Aspekte der Ingenieurgeologie (beide Punkte mit näheren Ausführungen).

3. ÜBER ABGEHALTENE UND VORGESEHENE TAGUNGEN

3.1 JAHRESTAGUNG 1977 DER DBG IN BREMEN

Tagungstermin: 5. - 11.9. 1977

Tagungsort: a) Altes Bremer Rathaus (Eröffnungssitzung)
b) Hochschule für Technik, Bremen (Kommissions-
Sitzungen)

Vortragstagung: 6.-8.9. 1977. Gemeinsame Eröffnungssitzung
am 6.9. 1977 vormittags mit 4 Vorträgen zum Thema "Die Aufgaben
der Bodenkunde im Funktionswandel der Kulturlandschaft".

Am 6.9. 1977 nachmittags sowie am 6. und 8. 9. 1977
Kommissions-Sitzungen mit freier Themenwahl.

Vortragsanmeldung (mit Kurzfassung von etwa einer DIN A 4-Seite)
ist spätestens bis

1. April 1977

in doppelter Ausfertigung bei der Geschäftsstelle in Göttingen
einzureichen mit Angabe der Kommission, in der der Referent den
Vortrag zu halten wünscht. Das endgültige Vortragsprogramm wird
in Abstimmung mit den Kommissions-Vorsitzenden aufgestellt.
Die Dauer der Vorträge in den Kommissions-Sitzungen soll 15 Min.
nicht überschreiten.

Exkursionen zum Thema "Geo- und Pedogenese nordwestdeutscher
Niederungslandschaften - Ökologie, Nutzung und Melioration"

am 5.9. 1977 (Exkursion A, B, C, D), 9.9. 1977 (Exkursion A,C),
10.9. 1977 (Exkursion B, D).

Exkursion A: Marsch; B: Niedermoor; C: Geest; D: Hochmoor.

Ein Rahmenprogramm (Ausstellungen, Führungen, Dampferfahrt)
ist vorgesehen.

3.2 DBG/KOMMISSION VII

E I N L A D U N G

zu einer Sitzung mit dem Thema:

"Die Bedeutung des Mineralbestandes der Böden
aus der Sicht anderer Teilgebiete der Bodenkunde"

am Freitag, dem 25. und Sonnabend, dem 26. März 1977 in
Hannover, Hörsaal 137 im Gebäude der Fakultät IV für Gartenbau
und Landeskultur der Techn.Universität, Herrenhäuser Str.2

P r o g r a m m

- 1) Der differenzierende Einfluß des Mineralbestandes auf
physikalische Eigenschaften der Böden
(Referent: K.H. Härtge, Hannover)
- 2) Der differenzierende Einfluß des Mineralbestandes auf
chemische Eigenschaften der Böden
 - a) Kationen- und Anionenbindung
(B. Ulrich, Göttingen)
 - b) Sorption von Pestiziden
(B. Meyer, Göttingen)
 - c) Bindung anorganischer Schadstoffe
(G. Brümmer, Kiel)
- 3) Der Mineralbestand als Komponente der Standortsbeurteilung
(E. Schlichting, Hohenheim)
- 4) Der Mineralbestand als Kriterium der Bodenklassifikation
(H. Zakosek, Bonn)
- 5) Der Mineralbestand als bodengenetischer Indikator
(H.-P. Blume, Berlin)
- 6) Bodentechnologische Fragen an die Tonmineralogen
(H. Kuntze, Bremen)

Anmeldung zur Teilnahme an der Sitzung wird auf nachstehendem
Vordruck bis zum 15. Februar 1977 erbeten. Nach der Anmeldung
erfolgt die Übersendung des genauen Zeitplanes.

An den Vorsitzenden der Komm.VII, Prof.Dr.Graf v.Reichenbach
TU Hannover, Inst.f.Bodenkunde, Herrenhäuser Str.2, 3000 Hannover 21

Ich beabsichtige an der Kommissionssitzung in Hannover teilzunehmen.

Name u. Anschrift:

(Unterschrift)

3.3 III. INTERNATIONALES SYMPOSIUM FÜR "ENVIRONMENTAL BIOGEOCHEMISTRY"

27.3. - 31.3.1977 WOLFENBÜTTEL

Zuschriften:

W. E. Krumbein, FB IV, Universität Oldenburg,
Postfach 943, D-2900 Oldenburg, Oldb.

Hauptthema:

Biogeochemie begrenzter "Microenvironments" in aquatischen und terrestrischen Systemen, ihre Beziehung zu den globalen Zyklen der Elemente einschließlich Energieflux, Umsatz-Raten, Verwitterung, Diagenese, Remineralisation, mineral-organische Wechselbeziehungen, menschliche Beeinflussungen. Es wird angestrebt, daß Mikrobiologen, Geowissenschaftler sowie Forscher auf den Gebieten "Wasser" und "Atmosphäre" gleichrangig bei der Tagung vertreten sind, um den interdisziplinären Charakter zu garantieren.

gez. W. E. Krumbein

3.4 WEITERE VERANSTALTUNGEN 1977:

- 1.) 18.1. 1977: Mitgliederversammlung des "Dachverbandes Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung", dem jetzt 24 Gesellschaften mit über 7000 Mitgliedern angehören.
- 2.) 4.6.4.1977: Tagung "Agrarforschung und Dokumentation" in Berlin (veranstaltet vom Dachverband in Verbindung mit der Gesellschaft für Bibliothekswesen und Dokumentation des Landbaus).
- 3.) 24. - 28.5. 1977: 5. International Meeting of the ISSS-Working Group on Soil Micromorphology in Granada, Spanien.
- 4.) 22. - 29.5. 1977: 2. Meeting of the Working Group of Soil Information Systems (Komm. V ISSS) in Sofia, Bulgarien.

- 5.) 2. - 4.6. 1977: 3. Meeting of the European Clay Groups in Oslo, Norwegen.
- 6.) 15. - 21.8. 1977: Classification and Management of Tropical Soils (Komm. IV und V ISSS) in Kuala Lumpur, Malaysia.
- 7.) 16. - 24.8. 1977: 10. International Congress INQUA in Birmingham, England.
- 8.) 4. - 11.9. 1977: Symposium "Soil as a Site Index for Forests of Temperate and Cool Zones" (Komm. V ISSS) in Zvolen, Tschechoslovakei.
- 9.) 10. - 17.10. 1977: International Seminar on Soil Environment and Fertility Management in Intensive Agriculture (Komm. IV ISSS) in Tokio, Japan.

3.5 INTERNAT. SYMPOSIUM ON SOIL CONDITIONING/GHENT

This is to acknowledge that the Proceedings of the "Third International Symposium on Soil Conditioning" held in Ghent, Belgium 8-12 September 1975 are available upon request. The volume contains 66 papers, 464 pages and the price is put at 1500 Belgian Francs (postage and shipment included). Please make your order to:

Prof. Dr. ir. M. De Boodt
International Symposium Soil Conditioning
Coupure Links, 533,
9000 Ghent
KB 448-7590191-39
Kouter Gent, België

A reminder: at the same address the following copies are still available and can be ordered:

- Proceedings of the First International Symposium on the Fundamentals of Soil Conditioning. Ghent, 17-21 April 1972 price: 750 BF.
- Proceedings Symposium Artificial Media in Horticulture. Ghent, 10-13 September 1973 price: 400 BF.
- Proceedings Symposium West-European Working Group on the standardisation of bark compost in Horticulture, 1974 price: 400 BF.

gez. Dr. ir. M. De Boodt

4 PERSONALIA

4.1 DR. W. ZECH NACH BAYREUTH BERUFEN

Der Wissenschaftliche Rat und Professor am Institut für Bodenkunde und Standortslehre in München, Dr. W. Zech, hat einen Ruf auf den Lehrstuhl für Physische Geographie, Bodenkunde/Boden-geographie an der Universität Bayreuth angenommen.

4.2 PROF. DR. E. SCHÖNHALS (JUBILÄUM)

Prof. Dr. E. Schönhals, Direktor des Instituts für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Justus Liebig-Universität, Gießen, feierte am 17. Februar 1976 sein 40jähriges Dienstjubiläum.

4.3 PROF. DR. D. SCHROEDER ZUM 60. GEBURTSTAG

Am 16. April 1976 beging Prof. Dr. Diedrich Schroeder - Präsident der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft - seinen 60. Geburtstag.

Diedrich Schroeder wurde in Groß-Augstumalmoor im Memelland geboren. Nach dem Abitur 1935 in Königsberg und anschließendem aktiven Wehrdienst bis 1945 studierte er in Göttingen Agrar- und Naturwissenschaften. Während seiner darauf folgenden Tätigkeit bei P. Schachtschabel in Hannover promovierte er 1951 mit einer Arbeit über mineralogische - insbesondere tonmineralogische - Untersuchungen an Weißjurakalken. Damit war Schroeder einer der ersten Bodenkundler nach dem Kriege in Deutschland, der sich mit der qualitativen und quantitativen Bestimmung der Tonminerale im Boden beschäftigte und damit der Tonmineralforschung im Bereich der Bodenkunde wesentliche Anregungen und Impulse gab.

Bereits drei Jahre nach der Promotion habilitierte sich Schroeder für die Fachgebiete Pflanzenernährung und Bodenkunde. Mit seiner Habilitationsschrift über Verwitterung und Bodenbildung an Lössböden lieferte er grundlegende Erkenntnisse über die Pedogenese degradierter Schwarzerden. Diese richtungsweisende Arbeit, deren Aussagekraft auf der Anwendung einer Reihe damals neuer Methoden basierte, hat zu weiteren Untersuchungen an den verschiedensten Bodentypen angeregt.

Nach der Berufung Schroeders auf den Lehrstuhl für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel im Jahre 1956 standen zunächst bodenökologische Arbeiten im Vordergrund seines Interesses, wie Untersuchungen zum Magnesium-, Kalium- und Schwefelhaushalt schleswig-holsteinischer Böden. Daneben wurden außerdem tonmineralogische Untersuchungen durchgeführt. Weitere Arbeiten über das Verhalten von radioaktivem und inaktivem Strontium im Boden sowie über fossile Böden des Pleistozäns entstanden aus der Zusammenarbeit mit Kollegen benachbarter naturwissenschaftlicher Fachgebiete. In den letzten zehn Jahren standen im Mittelpunkt seiner wissenschaftlichen Arbeiten vor allem boden genetische Untersuchungen und Probleme der Boden-

Klassifikation. So beschäftigte sich Schroeder zunächst mit der Klassifizierung hydromorpher Böden, insbesondere mit der Genese und Klassifizierung der Marschen. Seiner universell interessierten Persönlichkeit entspricht es, daß er seit einigen Jahren die Möglichkeiten, die moderne Verfahren der Datenverarbeitung bieten, auch für die Bodenklassifizierung zu verwenden versucht und der traditionellen die numerische Bodenklassifikation gegenüberstellt. Mit der Herausgabe eines Taschenbuches "Bodenkunde in Stichworten" hat Schroeder wesentlich dazu beigetragen, die Ergebnisse bodenkundlicher Forschung in allgemein verständlicher Form auch außerhalb der Universität zu verbreiten und über den engeren Kreis der eigentlichen Bodenkundler hinaus bekannt zu machen. Insgesamt belegen zur Zeit mehr als 80 Publikationen die wissenschaftliche Aktivität und Kreativität Diedrich Schroeders.

Die Qualität seiner wissenschaftlichen Arbeiten, seine besonderen Fähigkeiten als Hochschullehrer und die Ausstrahlungskraft seiner Persönlichkeit fanden ihre Anerkennung in ehrenvollen Rufen - 1962 auf den Lehrstuhl für Bodenkunde der Landwirtschaftlichen Hochschule Hohenheim und 1964 auf den Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Universität Gießen -, die er aber aus Verbundenheit mit der Kieler Universität und der Stadt Kiel nicht angenommen hat. Die 1962 erfolgte Aufnahme in die Deutsche Akademie der Naturforscher LEOPOLDINA kennzeichnet ihn als eine über sein eigentliches Fachgebiet hinaus vielseitig interessierte Persönlichkeit.

Auf seinen Forschungs- und Kongreßreisen, die ihn unter anderem in die USA (1960), nach Rußland (1960, 1964, 1966), Japan (1966) und Israel (1966) sowie an die Elfenbeinküste (1973) und nach Zentralasien (1974) führten, hat er mit dazu beigetragen, nach dem Kriege das Ansehen seines Faches und der deutschen Wissenschaft allgemein im Ausland zu verbessern.

Neben seinen Verdiensten als Wissenschaftler und Hochschullehrer hat Schroeder außerordentlich erfolgreich in der akademischen Selbstverwaltung, in der Hochschulpolitik und in zahlreichen fachwissenschaftlichen Kommissionen und Gesellschaften mitgewirkt. So wurde er zweimal, 1962/63 und 1970/71, zum Rektor der Kieler Universität gewählt. Daneben war er 1960/61 Dekan

des Agrarwissenschaftlichen Fachbereichs und 1971/72 Vorstandsvorsitzender des Studentenwerkes Schleswig-Holstein.

Seine fachwissenschaftliche Arbeit umfaßt unter anderem eine langjährige Tätigkeit als Fachgutachter der Deutschen Forschungsgemeinschaft und eine Mitwirkung in verschiedenen DFG-Senatskommissionen. 1976 wurde er zum Vorsitzenden des DFG-Fachausschusses Landwirtschaft und Gartenbau gewählt.

Seit 1961 hat Schroeder die verschiedensten Funktionen in der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft übernommen und hat dadurch die wissenschaftliche Entwicklung seines Faches entscheidend mitbeeinflusst. 1974 wurde er zum Präsidenten der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft und außerdem im selben Jahr zum Vizepräsidenten des Dachverbandes Wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. gewählt.

Die Erfüllung dieser vielfältigen ehrenvollen Aufgaben wäre sicherlich nicht möglich gewesen ohne die für Schroeder charakteristische Fähigkeit zur Integration und die Wirkung seiner ausgleichenden Persönlichkeit. Trotz aller Verpflichtungen ist für ihn eine außerordentliche Einsatzbereitschaft für seine Schüler, Mitarbeiter und Kollegen kennzeichnend, zu denen er einen engen persönlichen Kontakt pflegt. Alle schätzen in ihm jedoch nicht nur den hervorragenden Wissenschaftler und Hochschullehrer, sondern gleichzeitig einen aufgeschlossenen und im Leben stehenden Menschen, dessen umfassende Bildung und reger Geist die Begegnung mit ihm stets bereichert.

Freunde, Kollegen und Mitarbeiter gratulieren ihm zu seinem 60. Geburtstag und wünschen ihm eine weiterhin erfolgreiche Tätigkeit.

gez. G. Brümmer

5. SONSTIGES

5.1. NACHLASS KUBIENA

Der überragende bodenkundliche Forscher Prof. Dr. Kubiena, dessen Persönlichkeit und dessen Arbeiten Ihnen sicher nicht unbekannt sind, war in der letzten Zeit seines Wirkens im Landesschulgut Ehrenthal in Kärnten. Nach dem plötzlichen Ableben des Forschers blieb der wissenschaftliche Nachlaß an dieser Stelle. Er sollte, damit er der fachlichen Nachwelt zur Verfügung steht, an ein Universitätsinstitut oder in eine Bundesanstalt kommen. Nach langen Verhandlungen würde der wissenschaftliche Nachlaß, der in der Beilage beschrieben ist, im Einverständnis mit den Erben in die Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt übergeführt. Damit kam der Nachlaß an jene Stelle, mit der der Forscher gleich nach dem zweiten Weltkrieg in enger fachlicher und organisatorischer Verbindung stand.

Dieser Nachlaß, der außer den aufgezählten Bodenproben und Bodendünnschliffen sowie der Fachbibliothek noch eine Reihe nicht abgeschlossener Manuskripte enthält, wäre für die bodenkundlichen Fachexperten und besonders die Bodenmikromorphologen bestimmt eine wertvolle Anregung und eine Fundgrube.

Als Leiter der Bundesanstalt für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt und langjähriger Schüler Kubienas gestatte ich mir, Sie zu bitten, in den Schriften Ihrer Gesellschaft Ihre Mitglieder auf den Nachlaß aufmerksam zu machen.

Meine Mitarbeiter und ich werden, soweit es möglich ist, Ihnen gerne den Nachlaß zugänglich machen und Sie bei der Besichtigung des Nachlasses unterstützen.

Es würde für mich eine besondere Ehre sein, wenn Sie meinen Vorschlag annehmen würden. Besonders erfreut wäre ich, wenn Fachleute diesen einzigartigen Nachlaß besichtigen würden.

gez. Dir. Dipl. Ing. Dr. Franz Blümel
winkl. Hofrat

Bundesanstalt für Kulturtechnik
und Bodenwasserhaushalt
3252 PETZENKIRCHEN

Der wissenschaftliche Nachlaß umfaßt im wesentlichen drei Teile.

Einen Teil bilden die ca. 2400 Bodendünnschliffe.

Die Dünnschliffsammlung stellt nicht nur eine Sammlung in Form von Bodenprofilen dar, sondern sie ist auch Belegmaterial für die verschiedensten Vorgänge im Boden. So kann man die Entwicklung von Bodenserien an Hand eines Teiles der Dünnschliffe verfolgen oder man kann die Verlagerung von Nährstofflösungen und Feinstoffen räumlich erkennen. Es ist aber auch möglich, eine Reihe von Dünnschliffen zu vergleichenden Zwecken - z.B. Rotlehme aus Europa und Amerika - heranzuziehen. Ebenso kann man aus einer Anzahl von Schliffen auf die Bodenstruktur und ihre Veränderung durch anthropogene Einflüsse (z.B. Kalkung) schließen. Es ergeben sich daher die mannigfaltigsten Möglichkeiten, die vorhandenen Dünnschliffe für weitere und spezielle Zwecke zu verwenden.

Die Dünnschliffe wurden von Proben aus Österreich, Deutschland, Griechenland, der CSSR, Finnland, Schweiz, Frankreich, USA, Afrika (Sudan, Sahara usw.), Chile, China, der Arktis (z.B. Spitzbergen) und der Antarktis angefertigt. Sie umfassen fast alle Bodentypen und Entwicklungsstufen von Böden.

Der zweite Teil besteht aus ca. 2600 Boden- und Gesteinsproben aus den verschiedensten Ländern Europas, Afrikas, Amerikas und Asiens. Hervorzuheben sind die Böden von der Arktis und Antarktis:

Bodentypenkundlich sind sowohl semiterrestrische, als auch terrestrische Böden, besonders aber Rotlehme, Rendslin, Ranker und Anfangsbodenbildungen vertreten. Von mehreren Böden wurden die Untersuchungen über ihre Entstehung durch Bestimmung des Alters (Radiocarbonmethode) ergänzt.

Dünnschliffe und Bodenproben wurden nur zum Teil für wissenschaftliche Arbeiten verwendet. Es liegt daher in diesem Material ein mannigfaltiger Stoff für weitere Arbeiten vor. Ein Großteil dieser Schliffe und Proben könnte mindestens als Grundlage für spezielle Veröffentlichungen einen größeren Wert darstellen.

Der dritte Teil des Nachlasses ist die umfangreiche Bibliothek Prof. Kubienas.

Diese Bibliothek stellt nicht nur eine Sammlung von bodenkundlichen Büchern bzw. Sonderdrucken dar, sondern es gibt auch Bücher über Naturwissenschaften aber auch über Kultur, Wirtschaft, Umwelt usw.

Wenn auch ein Teil der Schriften älteren Datums ist, scheinen gerade diese, aber auch die vielfach speziellen, neuen Bücher, eine wertvolle Hilfe für wissenschaftliche Arbeiten, Diplomarbeiten usw. zu sein.

Dieser Nachlaß wurde von einem der größten und erfolgreichsten Bodenkundler, Herrn Universitätsprofessor Dipl. Ing. Dr. Walter L. Kubiena, geschaffen und zum Teil wissenschaftlich ausgewertet.