

**Z81/57**

# **MITTEILUNGEN**

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**



Band 57

1988

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

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

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

Sitzung der Kommission VI

6. und 7. Oktober 1988

GIESSEN

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I und II

sowie der AG "Ungesättigte Zone"

8. und 9. November 1988

BONN

I N H A L T

		Seite
I. Kommission VI - GIESSEN		
ANLAUF, R.,	Gebietsmodellierung des Nitrataustrags im Winterhalbjahr	13
BECKER, K. W., E. JANSSEN, B. MEYER u. A. SHABAYEK	Ordnungsgemäße Landwirtschaft und der Wasserpfeffennig. - Ein Beispiel	19
BECKER, K.-W., S. KRESSMANN u. V. LASSAK:	Steht Grünbrache vom Stickstoffumsatz her gesehen mit "ordnungsgemäßer" Bodennutzung im Einklang	25
BENDA, B., R. BENDA u. W. BURGHARDT:	Veränderung landwirtschaftlicher Grundwasserkontaminationen durch Stoffeinträge und hydrochemische Einflüsse anderer Formen der Landnutzung am linken Niederrhein	31
BORCHERT, H.:	Bodenschutz durch Minimalbodenbearbeitung (Flache Fräsbearbeitung)	37
ECKELMANN, W. u. U. MÜLLER:	Nitratbelastung in Wassergewinnungsgebieten und Möglichkeiten der Verhinderung durch Trinkwasserschutzgebietsverordnungen	
HARRACH, T.:	Kriterien einer "ordnungsgemäßen" Landwirtschaft	49
HESS, J. und H. FRANKEN:	Über die Reduzierung von Nitratverlusten nach Leguminosen durch den Anbau von Cruciferen	55
KREUTZ, St.:	Beeinträchtigungen der Sickerwasserqualität hinsichtlich der Nitratverlagerung durch Fäkalschlammablagerungen in einem Brachland-einzugsgebiet	61
KUHLMANN, F.:	Betriebswirtschaftliche Aspekte von Umweltauflagen in Wasserschutzgebieten (Kurzfassung)	67
MEUSER, A.:	Kontinuierliche Berechnung der Wasserbilanz im Mittelgebirge als Grundlage für die Untersuchung des Nitrataustrages	71
MÜLLER-WEGENER, U., N. LITZ, W. KLEINE u. G. MILDE	Über die Sanierung eines durch Pflanzenschutzmittel belasteten Wassereinzugsgebietes	77

NIEDER, R. u. G. SCHOLLMAYER:	Gemeindebezogene Stickstoffbilanzen in NW zur Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Nutzung	83
v. d. PLOEG, R. R. u. B. HUWE:	Die Bedeutung von herbstlichen $N_{min}$ -Werten für die winterlichen Nitratausträge	89
RICHTER, G. M., B. SCHEFFER u. H. KUNTZE:	Einfluß von landwirtschaftlicher Intensivierung auf den Stickstoffumsatz in Niedermoorböden	95
ROTH, C. H., S. GÄTH, R. KÖNIG u. H.-G. FREDE:	Einfluß zeitlicher Veränderungen der Wasserleitfähigkeit von Verschlammungen auf den Oberflächenabfluß einer Löß-Parabraunerde	101
SCHWERDTFEGER, G.	Die Entwicklung der Nitratbelastung im Wasserwerk Holdorf und Maßnahmen zu ihrer Verringerung	107
SEVERIN, K. u. P. FÖRSTER:	Standortspezifische Nitrat- und Ammoniumuntersuchungen in Niedersachsen von 1985-1988	113
WEINZIERL, W. u. F. ZWÖLFER:	Verhalten von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln in den Böden eines Wassereinzugsgebietes	119
WEYERS, M. u. SCHRÖDER, D.:	Nitrataustrag im Wasserschutzgebiet Dockendorf in Abhängigkeit von Bodenform und Nutzung	125
DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT -Arbeitsgruppe Bodenschutz-	Bodenkundliche Forderungen zur Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsbiotien	131

II. Kommissionen I und II BONN

ANDREAE, H., V. MALESSA, R. MAYER u. B. ULRICH	Lage der Versauerungsfront in Waldböden und deren Einfluß auf Tiefengradienten der Schwermetalle Cadmium, Zink und Blei	137
BAUR, S., K.-H. FEGER u. G. BRAHMER	Mobilität und Bindungsformen von Aluminium in Wassereinzugs- gebieten des Schwarzwaldes	141
BECKER, K.-W., E. v. BEÖCZY u. B. SCHÄFER:	Denitrifikation beim Nitrattransport in mächtigen Lößdecken: Steuerung durch organische Boden- eluate und die Höhe des Grund- wasserstandes	147
FEGER, K.-H. und G. BRAHMER:	Chemische Zusammensetzung des Grund-, Bodensicker- und Ober- flächenwassers in zwei Einzugs- gebieten im Schwarzwald und ihre Beeinflussung durch Mineralsalzdüngung	153
FÖRSTER, R. und H. GERKE:	Ein Multikomponenten Transport- und Reaktionsmodell zur Beschrei- bung der Stoffdynamik in Böden I. Prozesse, mathematisches Mo- dell, Numerik, Parametersensitivitäten	159
GERIES, H.:	Nitrat-Transport in mächtigen Lößdecken: Datierung mit Tritium, Rechenmodell und Chloridbilanz	165

GUENTHER, D. und P. WIDMOSER:	Wasserbewegung und Bodenverdichtung - Messungen mit einer modifizierten Triaxialapparatur -	171
HEYDER, D. und H. ZAKOSEK:	Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößprofile bei unterschiedlicher Stickstoff-Düngung	175
ISERMANN, K.:	Tiefenuntersuchungen des Bodens und des (un-)gesättigten Untergrundes hinsichtlich der "erweiterten Nitratproblematik" des Grundwassers bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung	181
KOTTRUP, Chr., H. RINGE u. H. HARTGE	Wasserbewegungen in geschichteten und geneigten Sandpackungen ermittelt mit Farbstoffmarkierung	187
LESSING, R. u. K. H. HARTGE:	Der Einfluß des hydraulischen Gradienten auf die Verlagerung grobdisperser Stoffe	193
LUX, W.:	Deposition von Blei, Zink und Cadmium in 2 Hamburger Waldstandorten	199
MARTIN, W. und M. KAINZ:	Abhängigkeit des Infiltrationsverlaufs von Bodeneigenschaften bei simuliertem Starkregen	205
NORDMEYER, H.:	Untersuchungen zum Stofftransport und Abbauverhalten ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Untergrund	211
RETTINGER, S. u. W. BISCHOFSS- BERGER:	Stoffbilanz und Grundwasserbeeinflussung bei der Abwasser- versickerung	217

ROTH, K., H. FLÜHLER u. Ch. GYSI:	Meß- und Modellierbarkeit des konservativen Stofftransportes unter Feldbedingungen (Kurzfassung)	219
SCHIMMACK, W., K. BUNZL, K. KREUTZLER u. R. SCHIERL:	Ausbreitung von Radiocäsium in einem Waldboden: Vergleich zwischen Tschernobyl- und Kernwaffenfallout	221
SCHOLLMAYER, G. u. R. NIEDER:	Bedingungen und Ausmaße denitrifikativer Stickstoff-Verluste aus dem durchwurzelbaren Bereich landwirtschaftlich genutzter Böden	223
SCHULTE-KELLING- HAUS, S. und H. ZAKOSEK:	Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grundwasser- naher Sandstandorte am Nieder- rhein: 1. Mikrobiologische Untersuchun- gen zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone von Sandböden	229
SCHWEIKLE, V.:	Zur Schätzung des potentiellen Nitrat austrags aus Böden	235
SPEERSCHNEIDER, R., H. RINGE und K. H. HARTGE:	Feststoffverlagerung in einer homo- genen Sandpackung am Beispiel eines suspendierten Farbstoffes	237
STEGEMANN, D. und H. K. CAMMENGA:	Eine neue Methode zur Bestim- mung von Diffusionskoeffizienten in Bodenmatrices durch numerische Lösung der Transportgleichung für geschlossene Systeme	243

UTERMANN, J. und J.RICHTER:	Ionenverlagerung in Böden mit unterschiedlichen Sorp- tions- und Fließeigenschaften - Modelle und Experimente -	245
ZEPP, H., G.SCHÖLLMAYER u. S.SCHULTE- KELLINGHAUS:	Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grundwassernaher Sandstandorte am Niederrhein 2. Abschätzung der Denitrifikationsleistung in der ungesättigten Zone von Sandböden	247
ZHANG, H. und K.H.HARTGE:	Die Kohäsion der ungesättigten Sandböden und deren Beeinflussung durch organische Substanz	253





Referate

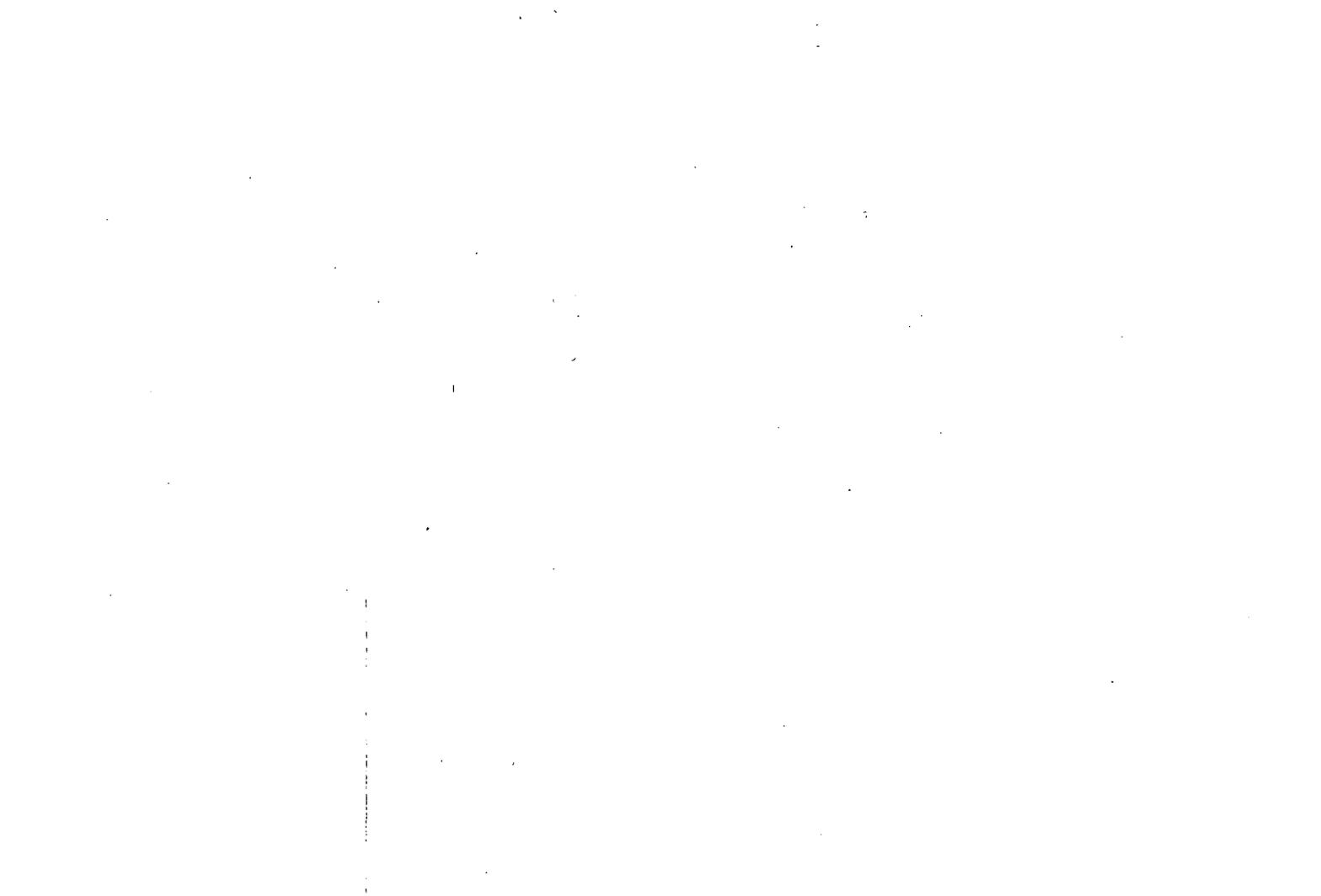
Sitzung der Kommission VI

ORDNUNGSGEMÄSSE LANDBEWIRTSCHAFTUNG IN  
WASSEREINZUGSGEBIETEN AUS  
BODENKUNDLICHER SICHT

in

GIESSEN

am 6. und 7. Oktober 1988



Gebietsmodellierung des Nitrataustrags im Winterhalbjahr

von

ANLAUF, R., K.C. KERSEBAUM und J. RICHTER

In den vergangenen 6 Jahren wurde ein einfaches Modell entwickelt, welches für den Zeitraum von der Ernte der Vorfrucht bis zum Frühjahr des nächsten Jahres die N-Dynamik des Bodens simuliert. Das Modell wird zur Zeit über einen Beratungsring in die Praxis eingeführt.

Im Rahmen eines Forschungsprojekts zur Grundwasserbelastung soll dieses Modell dazu benutzt werden, die Nitratausträge der einzelnen Schläge eines Trinkwassereinzugsgebiets zu berechnen um diese schließlich als Eingabegrößen für ein Grundwassermodell zu verwenden. Fernziel ist, die Auswirkungen von Bewirtschaftungsänderungen auf die Nitrat-Gehalte im Brunnen abzuschätzen.

MODELLBESCHREIBUNG

Das Simulationsmodell wurde in den Jahren 1983-1988 an insgesamt 75 Schlägen anhand von Zeitreihen überprüft. Dazu wurden die  $N_{\min}$ -Gehalte nach der Ernte und zu 3-5 zusätzlichen Zeitpunkten bis Ende März gemessen. Ungefähr 70% der untersuchten Böden waren Lößstandorte aus dem Umkreis von Hannover, der Rest Sandböden der Geest zwischen Hannover und Bremen.

Das Modell (Kersebaum & Richter, 1985; Richter et al., 1985; Kersebaum et al., 1988) berücksichtigt die Prozesse N-Mineralisation, Pflanzenaufnahme und Transport. Als Vereinfachung wird angenommen, daß sich Denitrifikationsverluste im Oberboden und N-Deposition aufheben.

Die Mineralisation wird als Reaktion erster Ordnung durch zwei unterschiedlich schnell mineralisierende N-Fractionen dargestellt. Die N-Aufnahme der Feldfrüchte über Winter wird abgeschätzt als Funktion der Temperatur für Tage über 5°C. Diese Funktion führt in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf zu Aufnahmen von ca. 10 kg/ha bei W-Weizen und ca. 30 kg/ha bei W-Gerste. Der Stofftransport wird mit Hilfe der Dispersions/ Konvektionsgleichung und dem expliziten numerischen Verfahren berechnet.

Benötigte Witterungsdaten sind Niederschläge, Temperatur und Wassergehaltsdefizit der Luft. Aus diesen Daten wird die potentielle Evaporation nach Haude (1955) berechnet. Weitere Eingabedaten sind die Bodenart (zur Abschätzung der Feldkapazität), der Humusgehalt (zur Abschätzung der langsam mineralisierenden Fraktion) sowie Daten zur Bewirtschaftung der Fläche (Frucht, Vorfrucht, Düng-N-Eintrag, N-Eintrag durch Wirtschaftsdünger und gemessene oder angenommene  $N_{\min}$ -Gehalte im Boden nach der Ernte).

Einen Eindruck von der Qualität der Simulation zeigt der Vergleich von gemessenen und simulierten Frühjahrswerten (Summe 0-90 cm Tiefe, Abb. 1). Die Steigung der Regressionsgeraden liegt bei nahezu 1, bei einem  $r^2$  von 0.83. 92% der Abweichungen liegen im Bereich der Meßgenauigkeit von +/- 20 kg N/ha.

Da das Modell die N-Dynamik des Bodens richtig beschreibt und unter der Annahme eines N-Verlustes ausschließlich durch Auswaschung können diese Auswaschungsverluste aus dem dem 0-90 cm-Profil aus den Lösungskonzentrationen in 90 cm Tiefe und den Wasserflüssen aus dem Profil berechnet werden.

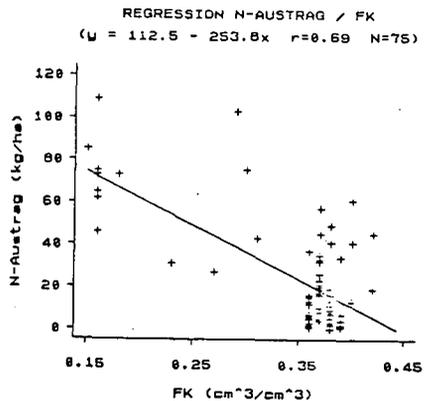
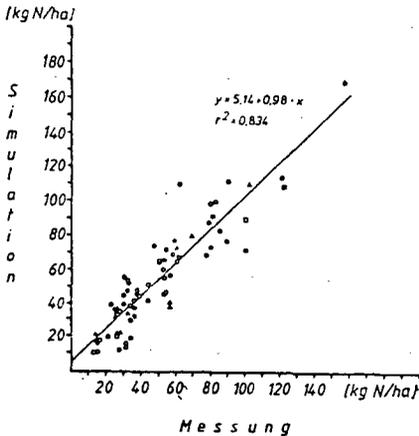


Abb. 1: Vergleich gemessener und simulierter Frühjahrswerte

Abb. 2: Einfluß der Feldkapazität auf den Nitrataustrag

### EINFLUSSGRÖSSEN DER NITRATAUSWASCHUNG

Zur Identifizierung der wichtigsten Einflußgrößen für den Nitrataustrag wurden für die 75 Schläge aus den Jahren 1983-88 zunächst die Einzelregressionen der Eingabedaten auf den Austrag berechnet. Beispielhaft zeigt Abb. 2 den Einfluß der Feldkapazität (FK): wie erwartet weisen die Sandböden bei FK-Werten um 16% mit durchschnittlich ca. 80 kg/ha die höchsten Austräge auf, während Lößböden bei FK-Werten um 37% mit einem mittleren Wert von unter 20 kg/ha sehr viel niedriger liegen.

Eine multiple Regressionsanalyse (Tab. 1) wies die Feldkapazität, von der (bei gleichem Niederschlag) in entscheidendem Maße die Verlagerungstiefe abhängt, als wichtigste Einflußgröße auf den Nitrataustrag auf. Durch die Feldkapazität werden 47.5% der Variabilität der Austragswerte erklärt. Zweitwichtigster Einflußfaktor ist der Niederschlag, durch den zusätzlich 21% der Variabilität erklärt wird. Der  $N_{min}$ -Restwert im Boden nach der Ernte, der potentiell auswaschbar ist, erklärt weitere 11%. Zusammen mit der Temperatursumme können 83% der Variabilität des Nitrataustrags erklärt werden, was einem multiplen Korrelationskoeffizienten von 0.91 entspricht. Die Hinzunahme der Temperatursumme ergibt jedoch nur noch wenig Zuwachs an Information (+2.9%). Ursache dafür ist die in unserem Klima übliche positive Korrelation

zwischen Niederschlägen und Temperatur im Winterhalbjahr (Wilmers, 1988). Außerdem ist der Einfluß der Temperatur auf Mineralisation und Pflanzenaufnahme gleichgerichtet und dadurch für die Auswaschung wenig bedeutend. Auch der Humusgehalt bringt nur wenig zusätzliche Information, wenn die Unterschiede, wie bei den untersuchten Flächen, nur gering sind.

Tabelle 1: Identifizierung der wichtigsten Einflußgrößen auf den Nitrataustrag durch Regressionsanalyse

Faktor	erklärter Anteil an der Gesamt- varianz in %	Koeffizienten der multiplen Regression
Konstante	----	45.69
Feldkapazität	47.5	-205.30
+ Niederschlag	69.0	0.107
+ N <sub>min</sub> -Restwert	80.0	0.385
+ Temp.summe	82.9	0.009

#### REGIONALISIERUNG

Ziel unserer Arbeiten ist die Abschätzung des Nitrataustrags aus einem Gebiet. Zur Berechnung der Auswaschung aus den Teilflächen des Gebiets ist es notwendig, die Eingabegrößen zu regionalisieren, d.h. jeder Teilfläche bestimmte Werte dieser Eingabegrößen zuzuordnen. Für die folgenden Beispiele haben wir die Witterungsdaten Niederschlag, Temperatur und Evaporation als für das Gebiet gleich angenommen. Eine Regionalisierung dieser Daten mit einem Meßnetz wäre sehr aufwendig und bei der geringen Größe des Gebiets von ca. 18 km<sup>2</sup> nicht notwendig.

Variable Eingabedaten sind die Feldkapazität, die entscheidenden Einfluß auf den Austrag hat, und der Humusgehalt, der im Gegensatz zu den o.a. 75 Untersuchungsflächen in dem betrachteten Gebiet auf ehemaligen Anmoorflächen sehr hohe Werte erreicht. Diese beiden Größen wurden uns vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover, für das Gebiet in digitalisierter Form zur Verfügung gestellt. Für die Bewirtschaftung wurden in Zusammenarbeit mit einigen Landwirten schlagspezifische Fruchtfolgen mit gebietsstypischen Saat- und Ernteterminen sowie Erträgen aufgestellt.

Für die Beispielsimulationen wurden aus den letzten 20 Jahren 3 typische Winterhalbjahre (01.10.- 31.03.) ausgesucht: der trockene Winter 1972/73 mit 145 mm Niederschlag, der Winter 1973/74 mit 286 mm Niederschlag, was genau dem mittleren Winterniederschlag der letzten 20 Jahre entspricht, und der feuchte Winter 1987/88 mit 381 mm Niederschlag.

Abb. 3 zeigt die Bodennutzung im Jahre 1988 für das Trinkwasser-einzugsgebiet "Forst Esloh" ca. 30 km nordwestlich von Hannover. Es hat eine Größe von ca. 6 x 3 km. Die weißen Flächen stellen die 4 Ortschaften sowie die Brunnenreihe dar. Die Hauptfruchtfolge in diesem Gebiet ist Rüben-Weizen-Gerste. Es gibt nur wenige Flächen mit Hafer oder Raps. Der Anteil der Fläche mit Sonderkul-

turen (Spinat oder Leguminosen) macht ca. 6% der LN aus. Der Anteil von Wald und Grünland, der in dem Modell noch nicht berücksichtigt worden ist, beträgt ca. 7%. Die Böden in dem Gebiet sind überwiegend Parabraunerden, die teilweise pseudovergleyt sind. Im Nordwesten des Gebiets flacht die Lößüberdeckung ab und der Sandanteil steigt. Entsprechend geringer wird die Feldkapazität (Abb.4) Einige ehemalige Niedermoorflächen zeigen hohe Feldkapazitätswerte. Der überwiegende Teil der Fläche liegt in der Humusgehaltsklasse h3 mit 2-4% Humus. Höhere Gehalte haben ehemalige Niedermooere und ehemalige Grünlandflächen (nicht dargestellt).

Die Nitrat-Austräge im Zeitraum Oktober bis März wurden für jede Teilfläche für eine gesamte Fruchtfolge als Mittelwert pro Jahr simuliert. Die Anfangswerte nach der Ernte wurden auf 20 kg/ha nach Zuckerrüben, 180 kg/ha nach Spinat und auf 37 kg/ha nach anderen Fruchtarten (Getreide, Raps) festgelegt. Diese bei ordnungsgemäßer Bewirtschaftung erreichbaren Werte werden jedoch häufig überschritten, was höhere Auswaschungsverluste zur Folge hat.

Im Trockenjahr sind die Austräge auf allen Schlägen unter 5 kg/ha, da der Niederschlag nicht dazu ausreicht, den Nacherntest auf unter 90 cm Tiefe zu verlagern. In dem mittleren Winter mit 286 mm Niederschlag zeigt der größte Teil der Fläche N-Verluste zwischen 5 und 15 kg/ha. Flächen mit niedrigen FK-Werten zeigen erhöhte Austräge.

In dem feucht-warmen Winter mit 381 mm Niederschlag (Abb. 5) zeigen Flächen mit hohen Humusgehalten bzw. niedrigen FK-Werten hohe Austräge. Auch Flächen mit Spinat in der Fruchtfolge zeigen hohe Austräge aufgrund der sehr hohen Nitrat-Gehalte nach der Ernte.

Für die 3 Beispielsjahre wurde der mittlere Austrag berechnet mit 0.3 kg/ha im trockenen Winter, 7.9 kg/ha im mittleren Winter und 27.5 kg für den feuchten Winter (Tab. 2).

Tabelle 2: Mittlerer Gebietsaustrag Oktober - März (gemittelt über eine gesamte Fruchtfolge)

	Niederschlag (mm)	Austrag (kg NO <sub>3</sub> -N/ha)	Sickerwasser (mm)	Konzentration im Sickerwasser (mg NO <sub>3</sub> /l)
trockener Winter	145	0.3	60	2.2
mittlerer Winter	286	7.9	155	22.6
feuchter Winter	381	27.5	280	43.5

Bei den entsprechenden Sickerwassermengen ergeben sich mittlere Konzentrationen von 2.2, 22.6 und 43.5 mg NO<sub>3</sub>/l im Sickerwasser. Demnach werden also in feuchten Jahren unter Löß selbst bei optimaler Bewirtschaftung Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser erreicht, die nahe an den Grenzwert von 50 mg/l heranreichen. Diese Auswaschungsverluste können aber nur als Minimalwert gel-

ten, da durch höhere Restnitrat-Gehalte nach der Ernte durch nicht optimale Düngung sowie durch hohe N-Deposition die Verluste höher sein können. So fanden Hoffmann & Richter (1988) durch Auswertung von Daten eines Beratungsringes an einem ähnlichen Standort bei mittleren Sickerwassermengen Auswaschungsverluste von ca. 30 kg/ha. Auch durch Verluste, die unter ungünstigen Witterungsbedingungen auch im April/ Mai noch stattfinden können, werden die angegebenen Werte erhöht.

LITERATUR:

Haude, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. d. Dt. Wetterdienst, 11.  
Hoffmann, Astrid & J. Richter, 1988: 10 Jahre Nmin-Methode in Südostniedersachsen. - Erfolge, Erfahrungen, Grenzen -. Kali-Briefe, zur Veröffentlichung angenommen.  
Kersebaum, K.C. & J. Richter, 1985: Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerstandorten unterschiedlicher Bodenart und Bewirtschaftung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/II, 649-654.  
Kersebaum, K.C., J. Richter & J. Utermann, 1988: Computersimulation der Wasser- und Stickstoffdynamik für den Einsatz in der landwirtschaftlichen Praxis. Int. DLG-Computercongreß "Wissensbasierte Systeme in der Landwirtschaft", DLG, Frankfurt a.M.  
Richter, J., H. Nordmeyer & K.C. Kersebaum, 1985: Simulation of nitrogen regime in loess soils in the winter-halfyear: comparison between measurements and simulations. Plant and Soil 83, 419-431.  
Wilmsers, F., 1988. Mdl. Mitteilg.

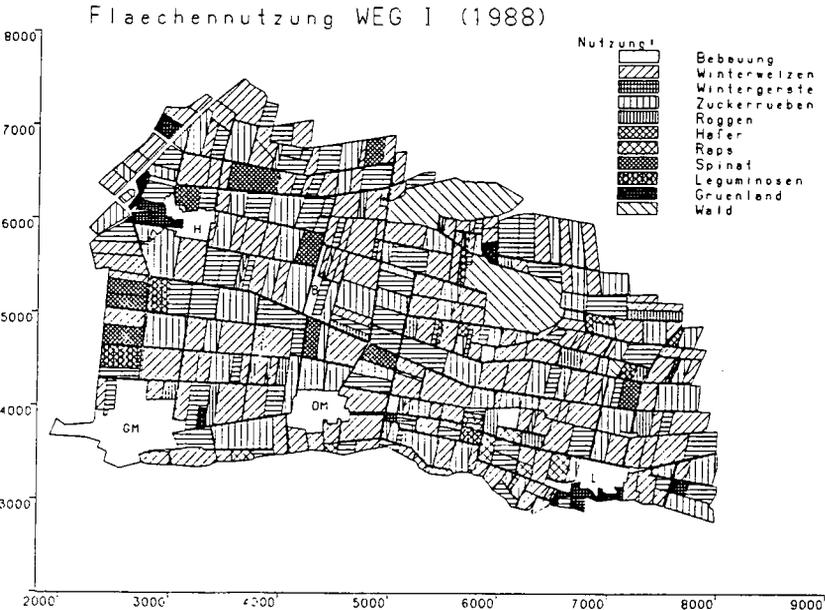


Abb. 3: Karte der Flächennutzung

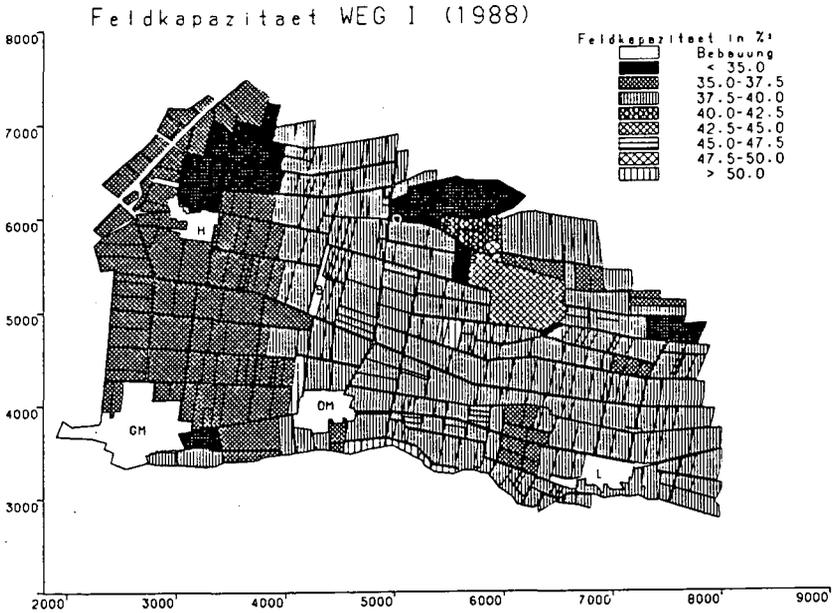


Abb. 4: Karte der Feldkapazitaet

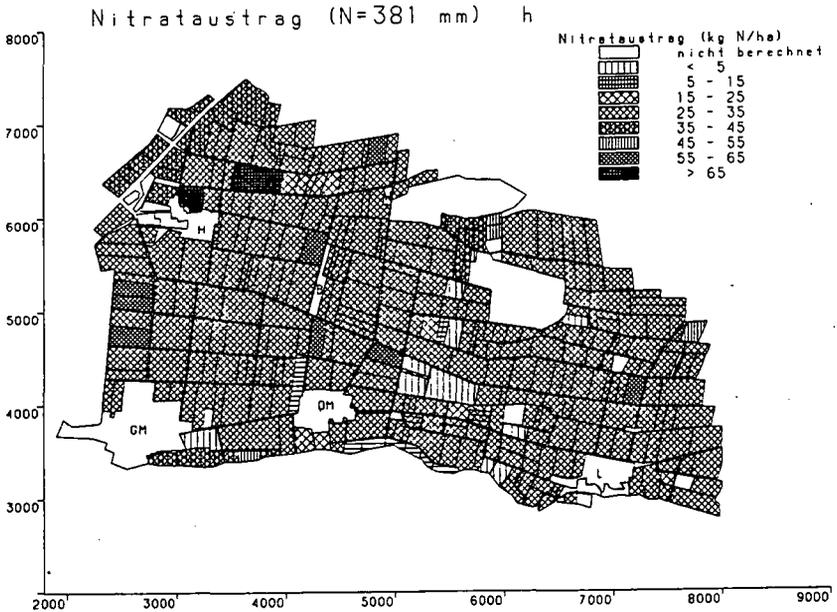


Abb. 5: Karte der Nitratauswaschung im feuchten Winter

Ordnungsgemäße Landwirtschaft und der Wasserpfeffig.  
Ein Beispiel.

von

Becker, K. W., Janssen, E., Meyer, B. und Shabayek, A.\*)

Die für die ausgedehnten Lößgebiete im südlichen Niedersachsen vorherrschende Betriebsform stellt der viehlos wirtschaftende intensive Marktfruchtbetrieb dar. Mit der Standardfruchfolge Zuckerrüben - Winterweizen - Wintergerste, wobei die Wintergerste in den letzten Jahren mehr und mehr durch Winterweizen bzw. Roggen ersetzt wird, werden Ernteerträge von etwa 90 dt/ha Winterweizen und 600 dt/ha Zuckerrüben erzielt.

Auf den Flächen eines solchen im Leinetal einige Kilometer südlich von Göttingen gelegenen Betriebs werden vom Bodenkundeinstitut der Universität Göttingen seit 1982 in engen zeitlichen Abständen Bodenuntersuchungen auf den Gehalt an mineralischem Stickstoff,  $\text{NO}_3$  und  $\text{NH}_4$ , durchgeführt. Die so für die Bodentiefen 0-90 cm bzw. 0-150 cm gewonnenen Werte werden zur Beantwortung der Frage zusammengestellt, inwieweit eine solche Wirtschaftsweise auf Lößböden zur Nitratbelastung des Trinkwassers beiträgt.

Die 3 untersuchten Schläge haben eine Lößmächtigkeit von 2,0 bis 4,2 m und die 30 cm starke Ackerkrume weist einen Humusgehalt von 2,0 - 2,2 % auf. Während der Grundwasserspiegel der Schläge Stadtweg und Ziegelei zwischen 2,5 und 3,5 m schwankt, stellt der Hamberg einen grundwasserfernen Standort dar.

---

\*) Institut für Bodenwissenschaften, 3400 Göttingen,  
Von- Siebold-Str. 4

Für den 3-Jahres-Zeitraum einer Rotation vom 1.10.83 - 30.9.86 soll beispielhaft eine Stickstoffbilanz für die 3 Schläge dargestellt werden. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die Fruchtfolge auf den 3 Flächen während der betrachteten Rotation.

Tab. 1: Fruchtfolge vom 1.10.83 bis 30.9.86

Jahr	Ziegelei	Hamberg	Stadtweg
1983/84	W.-Roggen	Z.-Rüben	W.-Weizen
1984/85	Z.-Rüben	W.-Weizen	W.-Gerste
1985/86	W.-Weizen	W.-Roggen	Z.-Rüben

Die über den 3-Jahres-Zeitraum aufsummierten Größen der Stickstoffbilanz sind in Tabelle 2 zusammengefaßt.

Tab. 2: Stickstoffbilanz einer Rotation 1.10.83 - 30.9.86  
(kg N/ha in 3 Jahren)

	Ziegelei	Hamberg	Stadtweg
Düngung	490	505	490
Ernteentzug	435	419	413
vereinf. Bilanz	55	86	77
N-Eintrag durch NS und Saatgut	75	75	75
N-Uberschuß	130	161	152
Nitrataustrag aus d. Wurzelz.	88	111	106
Denitrifikation in d. Wurzelz.	42	50	46

Nitrataustrag aus d. Wurzelz.	88	111	106
Im Unterboden gem. NO <sub>3</sub> -Gehalt	29	24	64
Denitrifikation im Unterboden	59	87	42
Denitrifikation in d. Wurzelz.	42	50	46
Gesamt-Denitr.	101	137	88

Einer Düngung von etwa 500 kg N steht eine Stickstoffabfuhr in Korn und Rübenkörper von ungefähr 420 kg N in 3 Jahren gegenüber. Berücksichtigt man zusätzlich den Stickstoffeintrag durch Niederschlag (NS) und Saatgut, erhöht sich der vereinfachte Bilanzüberschuß von 55 - 86 kg auf Werte zwischen 130 und 160 kg N/ha in 3 Jahren.

Die Nmin-Untersuchungen während der Vegetationszeit in 2-wöchigem Abstand, ansonsten in mindestens monatlichem Abstand, ermöglichen eine recht genaue Kalkulation, wieviel Stickstoff die Wurzelzone (0 - 90 cm) in Form von Nitrat mit dem Sickerwasserstrom nach unten verlassen hat. Die für den Nitrataustrag ermittelten Werte sind in Tabelle 3 dargestellt.

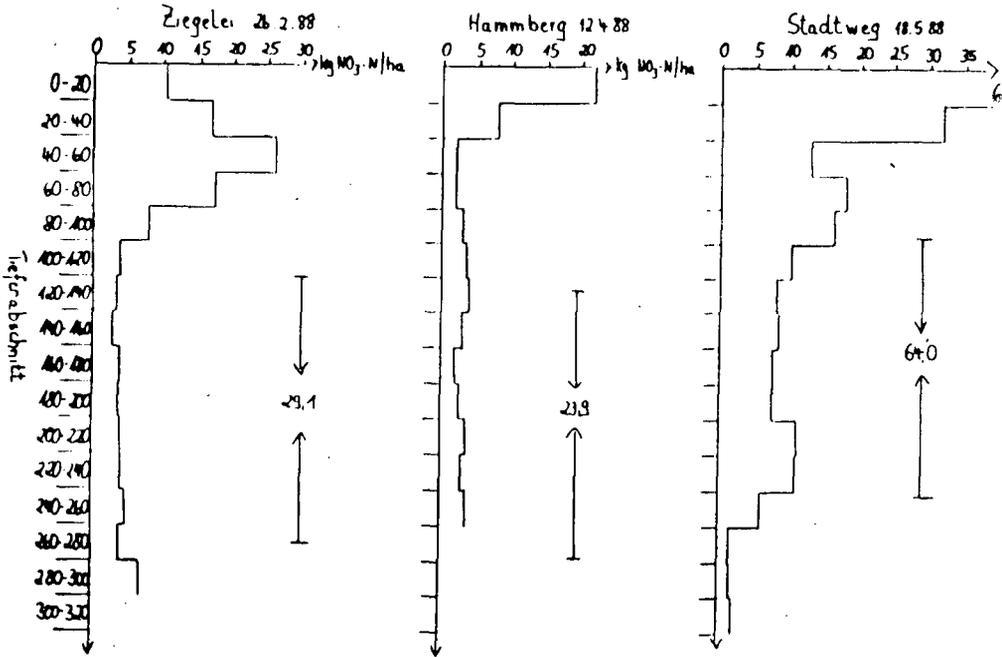
Tab. 3: Nitrataustrag aus der Wurzelzone (0 - 90 cm) vom 1.10.83 bis 30.9.86

Jahr	Ziegelei	Hammberg	Stadtweg
1983/84	16	78	22
1984/85	52	15	14
1985/86	20	8	70
Summe	88	111	106

Vergleicht man den Nitrataustrag der betrachteten Rotation mit dem N-Uberschuß (Tab. 2), ergibt sich eine Differenz von 40 - 50 kg N/ha. Wenn man voraussetzt, daß der Stickstoffgehalt in der organischen Substanz des Bodens langfristig konstant ist, muß diese Differenz der Denitrifikation in der Bodenschicht 0 - 90 cm zugeschrieben werden.

Im Frühjahr 1988 wurde auf allen 3 Flächen der Nitratgehalt des Bodens bis zu einer Tiefe von 3 Metern untersucht. Abbildung 1 zeigt die so ermittelten Nitrattiefenverteilungen.

Abb. 1: Nitrat-Tiefenverteilung



In der durch Pfeile markierten Bodenschicht mußte sich nach den Sickerwasserberechnungen das während des bilanzierten Zeitraums vom 1.10.83 bis 30.9.86 aus der Wurzelzone ausgewaschene Nitrat befinden. Auf dem Schlag Ziegelei liegt dieser Bereich beispielsweise zwischen 122 und 270 cm Bodentiefe. In ihm befinden sich nur 29 kg N/ha, obwohl während der beobachteten Rotation 88 kg N/ha ausgewaschen worden sind. Die Gegenüberstellung dieser beiden Größen zeigt der untere Teil von Tabelle 2. Die so ermittelte Denitrifikation im Unterboden unterhalb 90 cm erreicht Werte zwischen 42 und 87 kg N/ha in 3 Jahren. Die Summe der beiden Denitrifikationsgrößen macht deutlich, daß von dem N-Überschuß von 130 - 160 kg N/ha zwischen 88 und 130 kg N/ha durch den regulierenden Mechanismus der Denitrifikation gasförmig entbunden werden und so nicht zur Nitratbelastung des Grundwassers beitragen.

Die im November in der Bodenschicht 0 - 60 cm gemessenen Gehalte an Nitrat sind in Tabelle 4 zusammengefaßt.

Tab. 4: Nitratgehalt im November in 0 - 60 cm  
(kg N/ha)

Jahr	Ziegelei	Hammberg	Stadtweg
1983	31	22	56
1984	21	62	30
1985	64	25	33

Ein Vergleich mit Tabelle 1 zeigt, daß unter Wintergetreide der 45-kg-Wert, der in Baden-Württemberg als Grenzwert zur Beurteilung der Düngung gemäß der Wasserschutzverordnung dient, immer deutlich unterschritten wird, während unter Bra-  
che vor Zuckerrüben regelmäßig Werte oberhalb des Grenzwertes auftreten.

Abb. 2: Nitratgehalt unter Herbstbrache vor Zuckerrüben  
1982 - 1986

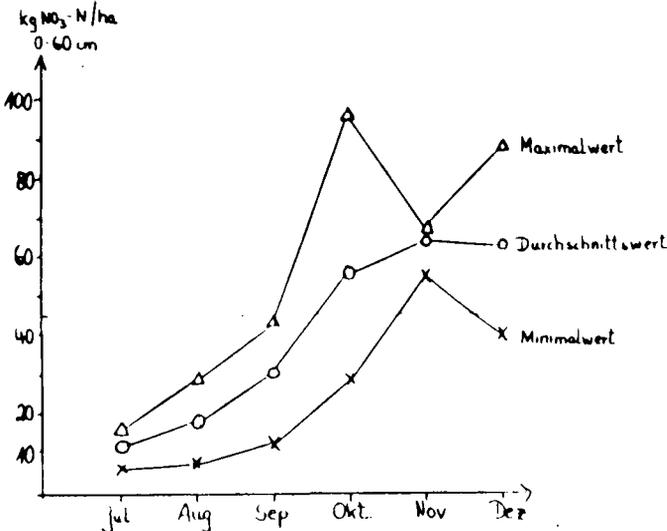


Abbildung 2 zeigt, wie sich die Nitratgehalte nach der Gersten- bzw. Roggenernte unter der nachfolgenden Brache entwickeln. Die Nmin-Werte liegen nach der Getreideernte sehr niedrig und steigen im Laufe des Spätsommers und Herbstes durch Mineralisation so stark an, daß im November der 45-kg-Wert immer überschritten wird.

Dieser Verlauf der Nitratkurve läßt vermuten, daß eine verringerte Stickstoffdüngung zur Getreidevorfrucht die herbstliche Mineralisation nicht nennenswert beeinflussen würde. Weil die N-Nachlieferung aus dem Boden nicht verhindert werden kann, sollte eine Zwischenfrucht angebaut werden, die den mineralisierten Stickstoff aufnimmt und vor der winterlichen Auswaschung bewahrt. Dies ist um so dringlicher, weil, wie Tabelle 3 zeigt, im Durchschnitt 2 Drittel des gesamten Nitrataustrags einer Rotation in den Winter- und Frühjahrsmonaten vor Zuckerrüben stattfindet.

Betrachtet man nur die N-Fracht, die im Verlauf einer Rotation den Wurzelraum verläßt, so trägt der Betrieb, auf dessen 3 untersuchten Schlägen im Mittel 102 kg N mit 489 mm Sickerwasser in einer durchschnittlichen Konzentration von 92 mg  $\text{NO}_3/\text{ltr}$  ausgewaschen werden, zur Nitratbelastung des Grundwassers bei. Zieht man jedoch die Denitrifikationskapazität der Sickerzone in die Betrachtung mit ein, wird deutlich, daß von diesen Standorten selbst bei intensiver Wirtschaftsweise keine Gefahr der Grundwasserbelastung durch überschüssiges Nitrat ausgeht.

Steht Grünbrache vom Stickstoffumsatz her gesehen mit  
"ordnungsgemäßer" Bodennutzung im Einklang?

von

Becker, K.-W., S. Kressmann u. V. Lassak\*

Im Juni 1986 wurde vom niedersächsischen Minister für Landwirtschaft, Forsten und Ernährung das Grünbracheprogramm verkündet. Es war zunächst als Pilotprojekt für Niedersachsen gedacht. Es sollte helfen, die Produktion von Agrarerzeugnissen bei gleichzeitiger Verbesserung der ökologischen Gesamtsituation zu senken. Inzwischen wurde die Grünbrache durch das EG-Programm zur Flächenstilllegung ersetzt, welches mit dem Extensivierungsgesetz der Bundesregierung in nationales Recht umgesetzt wurde. In beiden Fällen erhielten bzw. erhalten Landwirte Ausgleichszahlungen, wenn sie auf die Produktion landwirtschaftlicher Erzeugnisse verzichten. Es werden auch Aufforstungen und extensive Grünlandnutzungen finanziell gefördert. Die vorgesehenen Erstattungsbeträge begünstigen jedoch die Wahl der Brache. Dabei besteht die Verpflichtung, sie zu begrünen, den Aufwuchs auf der Fläche zu belassen und ihn nicht zu verwerten. Dünge- und Pflanzenschutzmittel, Klärschlamm, Gülle usw. dürfen nicht zugeführt werden. Es können jährlich wechselnde Flächen oder eine Fläche bis zu 5 Jahren aus der Produktion genommen werden.

Die Erfahrungen mit der Grünbrache in Niedersachsen zeigen, daß zum einen ertragsschwache Standorte ausgewählt wurden. Zum anderen wurde in vielen Fällen eine Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit angestrebt. Das äußerte sich darin, daß die Begrünpflanzen sorgfältig ausgewählt und bestellt wurden und daß nicht selten Leguminosen zum Anbau kamen. Im Anbaujahr 1987 wurden von der Universität Göttingen verschiedene Flächen mit Grünbrache wissenschaftlich betreut. In diesem Vorhaben haben wir den Stickstoffhaushalt von Böden und Pflanzen untersucht. In zwei- bis vierwöchigem Zeitabstand wurden Nitrat und Ammonium in verschiedenen

---

\*Institut für Bodenwissenschaften, 34 Göttingen, von Sieboldstr. 4

Bodentiefen gemessen, die N-Aufnahme der Pflanzen wurde durch Zwischenernten erfaßt.

Tab. 1 und 2 geben einen Überblick über die Standorte und die klimatische Situation im Untersuchungszeitraum. Der Standort Ibsingen liegt auf einer grundwasserfernen Endmoräne. Die mit 18 Bodenpunkten bewertete Fläche besteht überwiegend aus Mittel- und Grobsand, dem verbreitet Kies beigemischt ist. Bissendorf und Fuhrberg sind Gley-Standorte mit heute abgesenktem Grundwasser in 1,5 - 2,5 m Tiefe. Die Böden sind reich an Fein- und Mittelsand und wurden mit 24 - 28 Bodenpunkten bewertet. In Diemarden liegt eine 30 - 60 cm mächtige Lößdecke über sandigem, wasserdurchlässigem Keuperton. Die Fläche erhielt 43 - 45 Bodenpunkte.

Alle Versuchsstandorte speichern wenig Wasser und leiden in trockenen Jahren unter Wassermangel. In Ibsingen wurde eine Feldkapazität von nur 95 mm in 0 - 100 cm Bodentiefe bestimmt. Tab. 2 zeigt, daß sich dieser Nachteil 1987 kaum auswirkte. Insbesondere während der Jugendentwicklung der Pflanzen fielen ausreichend Niederschläge in gleichmäßiger zeitlicher Verteilung. Dadurch konnten sich an allen Standorten weitgehend geschlossene Pflanzenbestände ausbilden. Die Leguminosen bauten zwischen 124 und 252 kg N/ha (Tab. 3), die anderen geprüften Begrünpflanzen zwischen 13 und 94 kg N/ha in die oberirdische Pflanzenmasse ein. Die Bestandesentwicklung und auch die N-Aufnahme wurden kaum von der Qualität des Standortes sondern überwiegend vom Aussaatzeitpunkt beeinflusst. Die höchste N-Aufnahme wurde für alle Pflanzen auf den 18er Böden in Ibsingen ermittelt, wo die Aussaat bereits Anfang April erfolgt war.

Die Untersuchungen des mineralischen Stickstoffs im Boden während der Vegetationsperiode ergaben für das austauschbare Ammonium ausnahmslos sehr niedrige Werte. Es wurden maximal 5 kg Ammonium-N je 30-cm-Schicht gemessen. Die Nitratgehalte (Tab. 1) stiegen im Verlauf des Mai als Folge von natürlicher Mineralisation und Nitrifikation insbesondere im Oberboden an. Dabei wurden maximal 50 kg Nitrat-N in 0 - 90 cm Tiefe nachgewiesen. Diese Werte gingen mit fortschreitender Entwicklung der Pflanzen auf 10 - 18 kg zurück, sodaß eine Auswaschung von Nitrat während des Wachstums der Begrünpflanzen weitgehend ausgeschlossen werden kann.

Dieses zunächst günstige Bild ändert sich im August/September. Anfang August wurden die Pflanzen abgeschlegelt, einige Tage danach eingefräst. Daraufhin setzt ein intensiver Umsatz der Grünmasse ein, bei der Nitrat als Endprodukt im Boden angereichert wird. Die höchsten Nitratmengen werden nach Lupine gemessen. Die Nitratanreicherung erfolgt zunächst in der Ackerkrume, später erscheint Nitrat sukzessive in tieferen Bodenschichten. Diese Verlagerung erfolgt auf den Sand-Standorten relativ rasch, in Diemarden der besseren Wasserspeicherung entsprechend langsamer.

Allen Standorten gemeinsam ist die Tatsache, daß der Abbau der Grünmasse im August spontan einsetzte. Dieser Abbau wurde sicher durch das Abschlegeln und Einfräsen unterstützt, aber in Ibsingen z. B. setzte die Nitratanreicherung bereits unter dem stehenden Lupinenbestand ein. Die Geschwindigkeit und Höhe der Nitratanreicherung war nicht von der Pflanzenart und auch nicht vom C/N-Verhältnis des Pflanzenmaterials, das Ende Juli zwischen 17 und 71 lag, abhängig. Eine geringe Nitratanreicherung ist nach diesem Befund noch am ehesten durch einen schwachen Pflanzenbestand zu erreichen, der andererseits mit dem Ziel einer möglichst vollständigen Unkrautunterdrückung kollidiert.

Das Problem besteht darin, daß es kaum geeignete Nutzpflanzen gibt, die im frühen Herbst größere Mengen an Stickstoff aufnehmen. In den hier vorgestellten Beispielen wurden zweimal Winterroggen und je einmal Zuckerrüben und Kartoffeln nachgebaut. Die Auswirkungen dieser Bewirtschaftung auf den N-Gehalt des Sickerwassers sind leicht abzuschätzen. Im November 1987 haben wir in Ibsingen nach Lupine unter Winterroggen in 90 - 180 cm Tiefe 100 kg Nitrat-N nachgewiesen, was einer Konzentration im Sickerwasser von 520 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  entspricht.

Als Schlußfolgerung sollte das Programm zur Flächenstillegung unter dem Gesichtspunkt des Nitratgehaltes im Sickerwasser überdacht werden. Die Unkrautunterdrückung und die Aufnahme des im Mai mineralisierten Stickstoffs zwingen den Landwirt, geschlossene Pflanzenbestände anzustreben. Der Stickstoff im Aufwuchs kann dann aber nur schwer in die Folgefrucht transferiert werden. Bei Nachbau von Sommerung könnte die Mineralisierung durch Stehenlassen der Grünmasse verzögert und teilweise in das Frühjahr verlagert werden. Auf jeden Fall sind Leguminosen als Begrünpflanzungen zu vermeiden.

Tab. 1: Übersicht über Art und Aussaatzeit der Begrünungspflanzen

Pflanzenart	Bissendorf	Ibsingen	Fuhrberg	Diemarden
Winterroggen	1. Mai 87	7. April 87	15. Mai 87	27. April 87
	100 kg/ha "Merkator"	110 kg/ha "Merkator"	100 kg/ha "Merkator"	100 kg/ha "Merkator"
Gelbsenf	Mai 87		15. Mai 87	
	20 kg/ha "Maxi"		20 kg/ha "Maxi"	
Ölrettich		7. April 87		
		20 kg/ha "Letanova"		
Lupine (blau)	1. Mai 87	7. April 87	15. Mai 87	
	150 kg/ha	180 kg/ha "Kubesa"	150 kg/ha	
Phazelia				27. April 87
				10 kg/ha "Angelina"
Winterraps				27. April 87
				7 kg/ha "Binera"

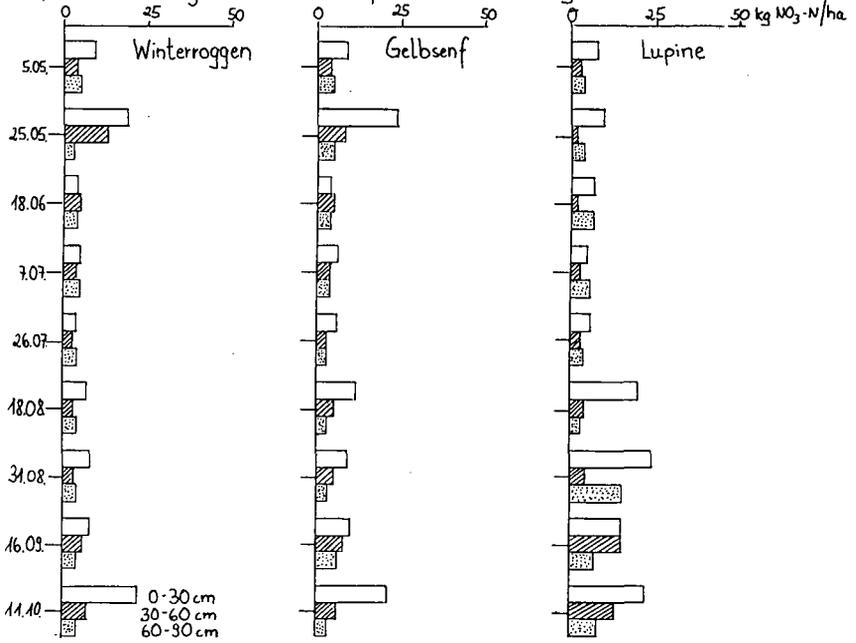
Tab. 2: Niederschlag (N), Verdunstung (PET) und klimatische Wasserbilanz (KWB) im Untersuchungszeitraum (mm)

Monat	Standort Fuhrberg			Standort Göttingen		
	N	PET	KWB	N	PET	KWB
Mai	57	54	3	67	54	13
Juni	73	64	9	86	64	22
Juli	73	80	-7	65	80	-15
August	65	68	-3	38	68	-30
September	84	59	25	53	59	-6
Oktober	47	40	7	36	40	-4

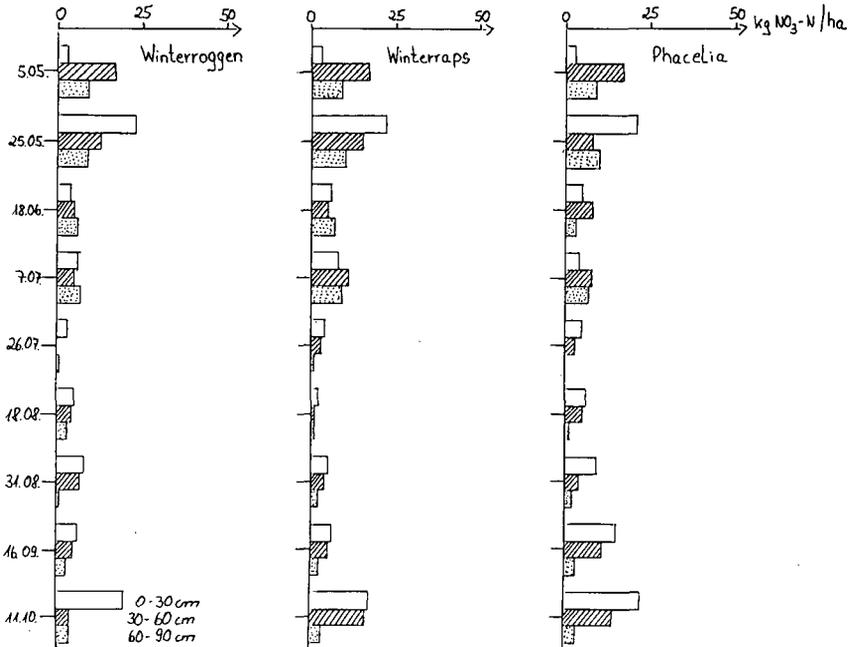
Tab. 3: N-Mengen im Aufwuchs der Begrünungspflanzen (kg N/ha)

		25. 5.	18. 6.	7. 7.	26. 7.
Bissendorf	Roggen	-	23	45	47
	Senf	-	19	42	57
	Lupine	-	15	108	170
Ibsingen	Roggen	32	44	40	94
	Ölrettich	26	32	43	64
	Lupine	39	182	252	87
Fuhrberg	Roggen	-	17	49	41
	Senf	-	15	18	13
	Lupine	-	14	115	124
Diemarden	Roggen	-	19	24	31
	Raps	-	24	48	52
	Phazelia	-	17	60	64

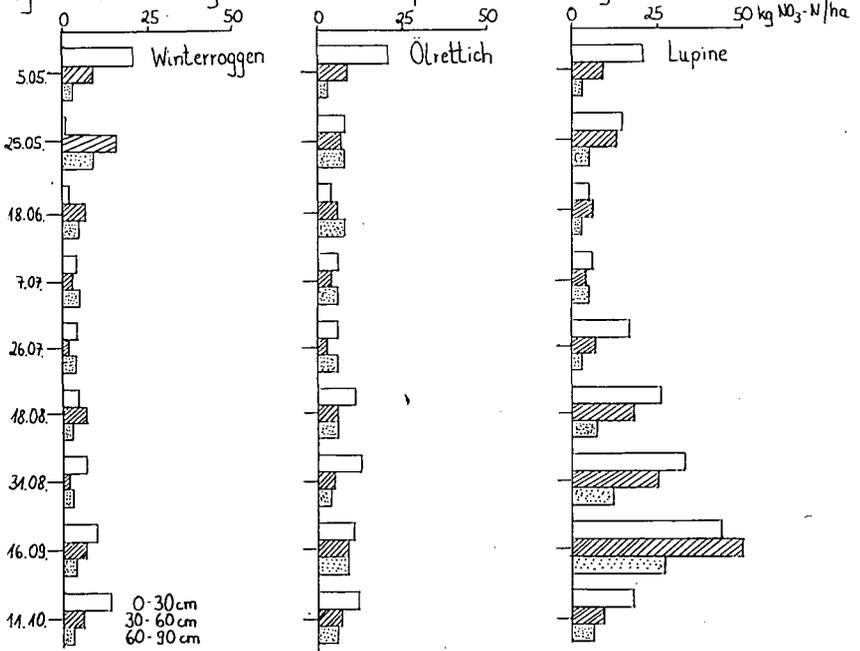
### Bissendorf 1987: Nitratgehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes



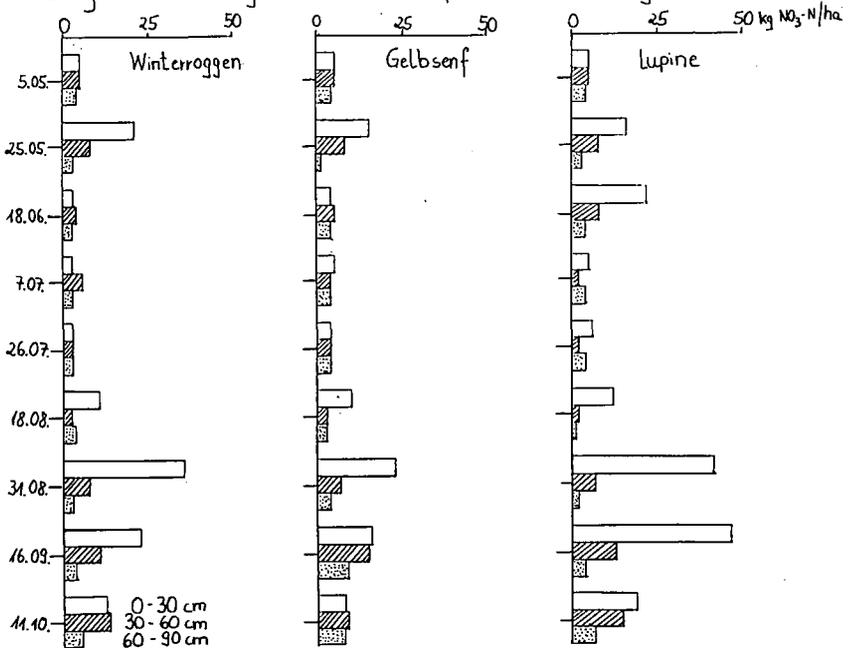
### Diemarden 1987: Nitratgehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes



Ibsingen 1987: Nitratgehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes



Fuhrberg 1987: Nitratgehalte im Verlauf des Untersuchungszeitraumes



Veränderung landwirtschaftlicher Grundwasserkontaminationen  
durch Stoffeinträge und hydrochemische Einflüsse anderer  
Formen der Landnutzung am linken Niederrhein

von

BENDA, B.\*; R. BENDA\* und W. BURGHARDT\*\*

1. Einleitung

Im Vordergrund der Diskussion über Stoffeinträge in das Grundwasser steht das aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung zugeführte Nitrat. Andere Landnutzungsformen können jedoch ebenfalls zur Veränderung des Chemismus des Grundwassers führen, ebenso auf das nitratbelastete Grundwasser einwirken und den Nitratgehalt verändern. Die Folge sind bodennutzungsgeprägte Muster der chemischen Grundwasserbeschaffenheit in Landschaften. In dieser Arbeit wird ein Beispiel der nutzungsbedingten Grundwasserbeschaffenheit am linken Niederrhein vorgestellt.

Es wird hier über Ergebnisse einer statistischen Auswertung von Grundwasseranalysen des Zeitraumes 1961-1987 am linken Niederrhein bei Moers/Repelen berichtet. Alle Analysen wurden im Labor der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft erstellt.

2. Untersuchungsgebiet

Das bearbeitete Datenmaterial stammt aus ca. 100 qkm. Es standen aus 339 Brunnen insgesamt 2460 Wasseranalysen zur Verfügung. Der Grundwasserleiter ist 12-18 m mächtig. Die Grundwasserfließgeschwindigkeit in den heterogenen Sedimenten der Niederterrasse des Rheins sind sehr unterschiedlich (0.5 bis 2 m pro Tag, in kiesigen Bereichen auch mehr als 10 m pro Tag). Die dominierende Grundwasserfließrichtung ist Nordost, wobei viele Störungen durch Absenkungstrichter infolge der Wasserhaltung nach Bergsenkungen bestehen. Das Untersuchungsgebiet wird teils intensiv landwirtschaftlich, teils durch Berghalden des Steinkohlebergbaues und als Siedlungsfläche genutzt.

3. Ergebnisse

3.1 Landwirtschaftlich bedingte Grundwasserkontaminationen

Die Parameter der Grundwasserbeeinflussung durch landwirtschaftliche Nutzung wie pH-Wert, Nitrat sowie Ammonium und Nitrit veranschaulichen, wie deutlich das Bodenmilieu die Art der Grundwassereinträge bestimmt und wie schnell mit wechselndem Sickerwasseraufkommen aus den Niederschlägen die Quantität der Einträge bei diesen grundwassernahen Böden sich verändert. Abbildung 1 zeigt dazu die Jahresniederschlagssummen von 1961-1987 der Station Repelen im Vergleich zur Nitrat- und pH-Wertentwicklung in diesem Gebiet. Deutlich ist hier die Ähnlichkeit der Kurven - besonders bis 1972 - und die Niederschlagsabhängigkeit zu sehen.

\* Soester Str. 4, 4300 Essen 1

Nach Errichtung der Bergehalden zeigt sich ab 1972 in diesen Kurven die einsetzende Beeinflussung über Auslaugungen der Bergematerialien, die durch Hydrogenkarbonateintrag den pH-Wert ansteigen lassen und die Nitratwerte über den Eintrag reduzierender Stoffe ( $\text{Fe}^{++}$ ,  $\text{Mn}^{++}$  und reduzierende Schwefelverbindungen) absinken lassen. Wirkungsmechanismen, die diese Parallelitäten der Kurven verursachen können, sind: In trockenen Jahren wird durch vermehrt ablaufende Oxidation mehr Säure im Boden produziert. Niederschlagsreiche Jahre kompensieren diese Säureschübe durch Einträge von Hydrogenkarbonaten. Weiterhin kann in nassen Jahren vermehrt Denitrifikation stattfinden, was zur OH-Bildung führt. Die durchschnittlichen Jahresverläufe der Stickstoffverbindungen sowie des pH-Wertes zeigen, wie diese Parameter über die jahreszeitlichen Stickstoffumsetzungen (Nitrifikation, Denitrifikation und Nitratammonifikation) und deren Einträge verknüpft sind (Abb. 2).

Eine steuernde Funktion scheint hier der Ammoniumvorrat im Boden zu haben, der über die Gülleausbringung und das wasserabhängige Bodenmilieu beeinflusst wird. Bemerkenswert ist hier vor allem, daß sich eine Verknüpfung der durchschnittlichen Monatswerte der vier Parameter überhaupt ergibt. Als Erklärung soll hier genannt werden, daß die Stickstoffumsetzungen in diesen Böden in Grundwassernähe stattfinden, und die Ammoniummaxima, die durch oberflächige Gülleausbringung verursacht werden, wohl zeitversetzt betrachtet werden müssen.

### 3.2 Bergbaulich bedingte Grundwasserkontaminationen

Die bergbaulich verursachten Kontaminationen stammen von Auslaugungen aus räumlich begrenzt als Halden oder in Kiesbaggerlöchern abgelagerte Bergematerialien.

Abbildung 3 zeigt das Untersuchungsgebiet im 1 qkm-Raster mit der Sulfatbelastung als einen Leitparameter des Haldeneinflusses und Gebiete erhöhter Nitratbelastung aus landwirtschaftlicher Nutzung. Diese Darstellung soll verdeutlichen, daß sich die Gebiete erhöhter Nitratbelastung nicht in den Einflußbereichen der Haldenauslaugung befinden. Wie schon angedeutet, vermuten die Autoren hier einen reduzierenden Einfluß der Bergehaldenauslaugung auf das Nitrat, da das Verschwinden des Nitrats ohne sonstige gebietsmäßige Nutzungsänderungen erfolgte. Bei Teilgebietsbetrachtungen lassen sich die ablaufenden Redoxreaktionen bestätigen.

In haldennahen Teilbereichen tritt die Nitratreduktion mit nachfolgendem Anstieg von zweiwertigen Eisen- und Mangangehalten im sauerstofffreien Grundwasser ab 1982 auf (Abb. 4).

Die Monatsmittelwerte der Parameter Nitrat, Sulfat und Chlorid verdeutlichen das antagonistische Verhalten von Sulfat und Nitrat (Abb. 5). Bei niedrigen Nitratwerten zeigt die Sulfatkurve Maxima, was durch Aufoxidieren von reduzierten Schwefelverbindungen mit Hilfe des Nitratsauerstoffes verursacht wird. Alle hier ablaufenden Redoxreaktionen finden wahrscheinlich unter Beteiligung von chemoautotrophen Bakterien statt. Aufgrund des begrenzten Untersuchungsmaterials aus Siedlungsgebieten ist dort eine merklich Beeinflussung der chemischen Grundwasserbeschaffenheit durch die Bodennutzung nicht deutlich nachweisbar.

### 3.3 Einstellung eines anoxischen Grundwassermilieus

Infolge Reduktion des Nitrats bilden sich um Grundwasserleiter anoxische Zonen. In Abbildung 6 sind diese Gebiete anhand eines niedrigen Nitratniveaus erkennbar. In Gebieten niedriger Nitratkonzentration zeigen sich erhöhte Eisenbelastungen, gleiches gilt für Mangan und den Summenparameter  $\text{KMnO}_4$ -Verbrauch.

## 4. Schlußfolgerungen

Entsprechend der Bodennutzungsformen Landwirtschaft und Bergehalde des Bergbaues lassen sich am Niederrhein deutlich Landschaftsausschnitte mit unterschiedlichem Grundwasserchemismus ermitteln und flächenhaft darstellen. Die gegenseitige Beeinflussung dieser beiden dominierenden Nutzungsformen und weitere anthropogen bedingte Einflüsse führen zu Veränderungen des Chemismus des Grundwassers, die für Trinkwassergewinnung und -nutzung bedeutsam sein können. Diese sind:

- In reduktiven, sauerstofffreien Zonen können Schwermetalle mobil bleiben, zumal die reduzierten Schwefelverbindungen aufoxidiert werden und sich anhäufen.
- Hoher Fe(II)-Gehalt fördert die Verockerung der Brunnen.
- Es kann kein oxidativer Abbau organischer Verbindungen stattfinden, was zur Anhäufung von giftigen Kohlenwasserstoffen führen kann.

### Literatur:

- Benda, B., Benda, R.: Statistische Aufarbeitung chemischer Grundwasseranalysen im Raum Moers/Repelen zur Überprüfung anthropogener Nutzungseinflüsse auf Grundwasserqualitätsparameter, Projektarbeit Universität Essen, 1988.
- van Berk, W.: Hydrochemische Stoffumsetzungen in einem Grundwasserleiter - beeinflusst durch eine Steinkohlenbergehalde, Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundl. Jahrbuch Nr. 49, Düsseldorf 1987.

### Danksagung:

Für die Bereitstellung des Datenmaterials und die freundlicher Weise gewährte Unterstützung der Arbeit danken wir der Linksniederrheinischen Entwässerungs-Genossenschaft.

Abb. 1: Beziehung zwischen Jahresniederschlagssummen von 1960-1987 der Station Repelen  $\bullet\text{---}\bullet$ , Jahresmittel der pH-Werte (n=2455)  $\text{---}$  und Nitratgehalte (n=2238)  $\text{---}$

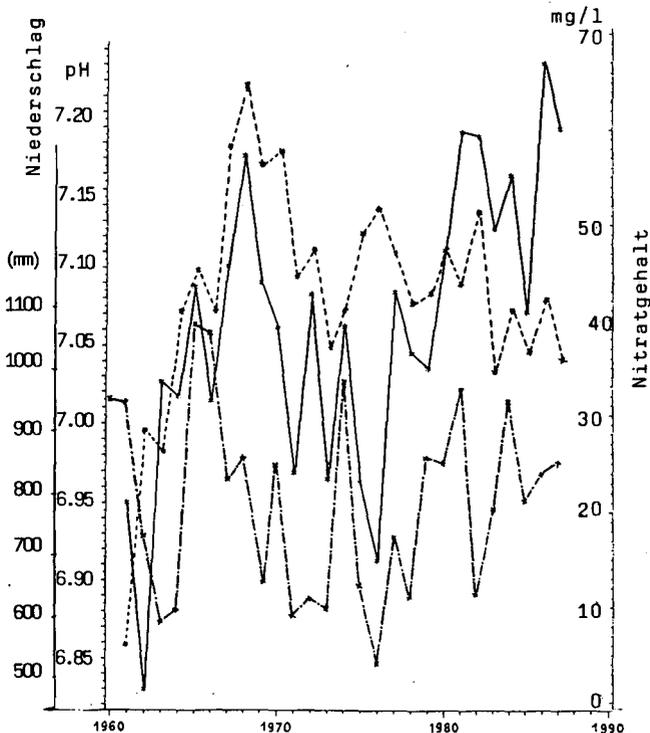


Abb. 2: Durchschnittlicher Jahresverlauf der pH-Werte, Ammonium-, Nitrat- und Nitritgehalte

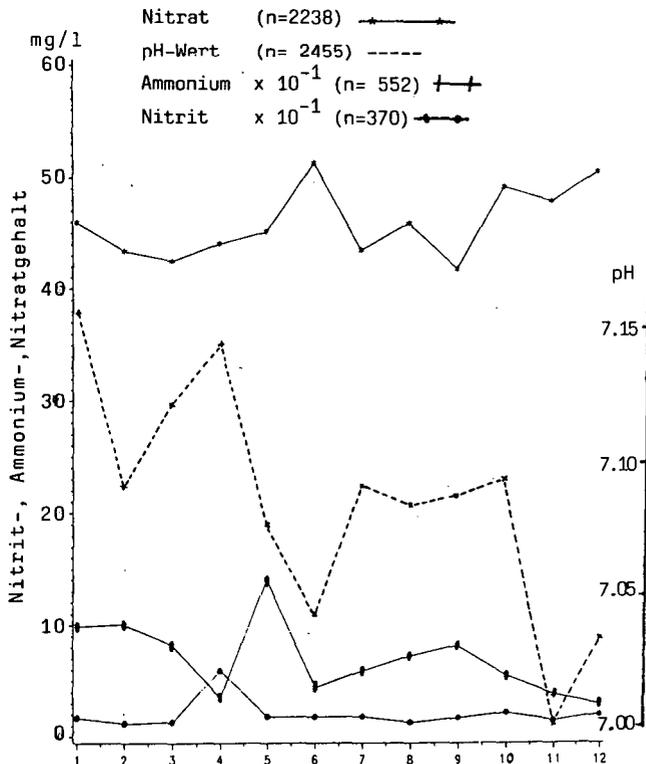


Abb. 3: Verteilungsmuster der Sulfatgehalte und Gebiete erhöhter Nitratbelastung - Mittelwerte im Raster über die Jahre 1961 bis 1987

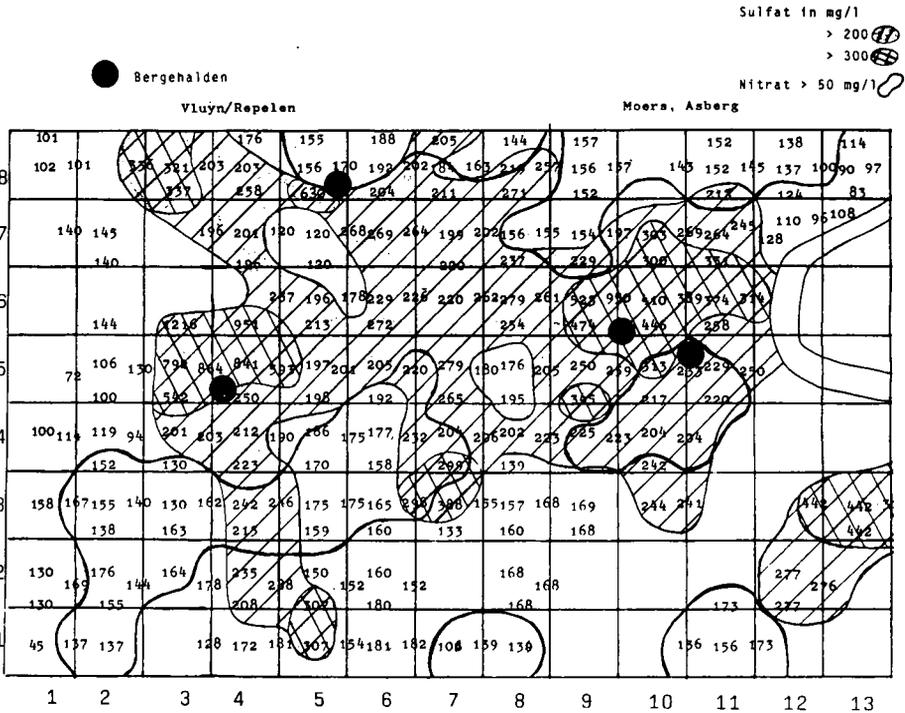


Abb. 4: Langjährige Entwicklung der Nitrat-, Eisen- und Mangangehalte im Grundwasser

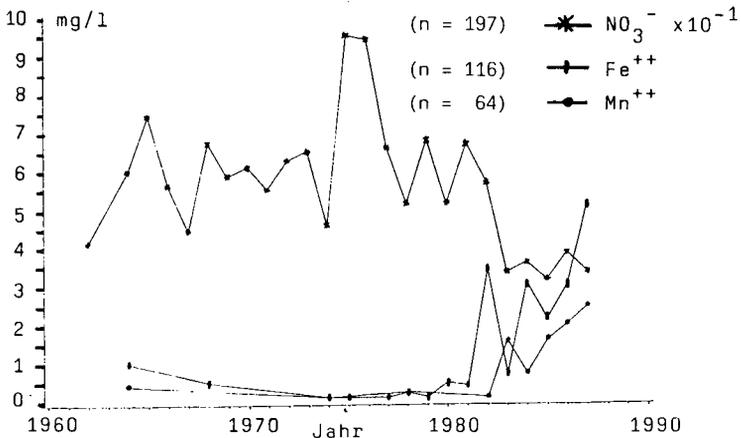


Abb. 5: Monatsmittelwerte der Nitrat-, Sulfat- und Chloridgehalte im Grundwasser

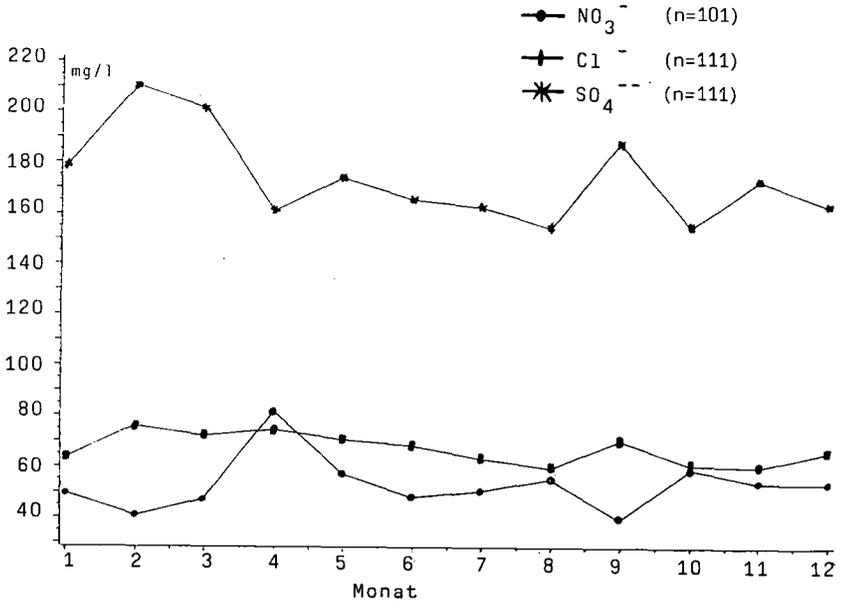
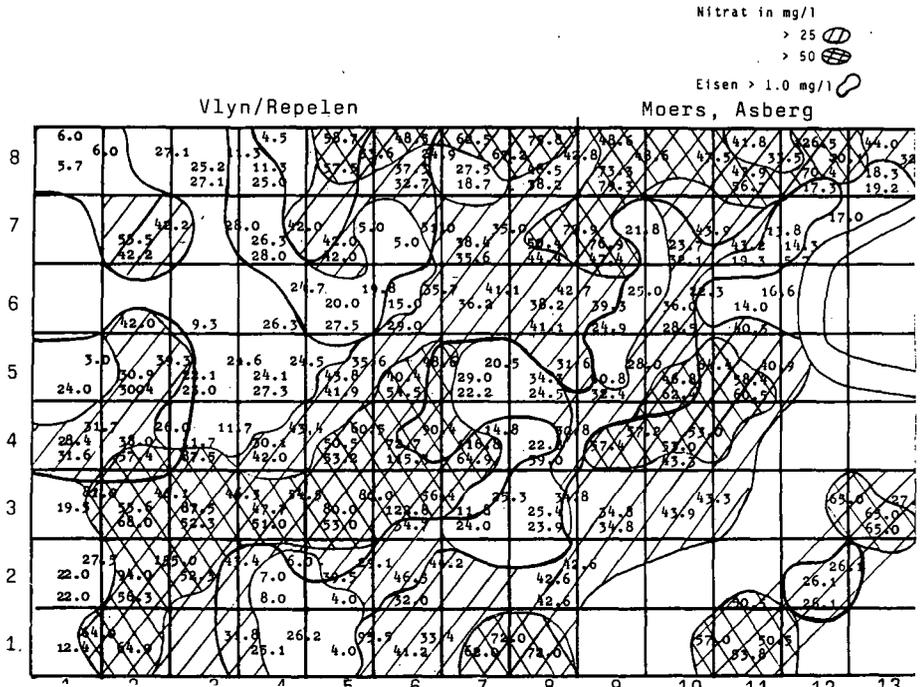


Abb. 6: Verteilungsmuster der Nitratgehalte und Gebiete erhöhter Eisengehalte - Mittelwerte im Raster über die Jahre 1961-1987



**Bodenschutz durch Minimalbodenbearbeitung**  
**(Flache Fräsbearbeitung)**

von

BORCHERT, H.\*

Zu den Verfahren der Minimalbodenbearbeitung gehört die flache Fräsbearbeitung mit dem Horsch-Gerät Säexaktor. Zum Sävorgang wird der Boden bis etwa 8 cm aufgefräst, mit einer auf der Fräsohle laufenden und mit Austrittsöffnungen versehenen Schiene wird pneumatisch das Saatkorn abgelegt und vom hochgewirbelten Fräsboden anschließend zugedeckt. Aus ökonomischen wie ökologischen Erwägungen wird auf Pflugarbeit ganz verzichtet. Seit 1980 läuft ein Bearbeitungsversuch der Bayerischen Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, München, auf einer derart bearbeiteten Fläche in Hellmannsberg bei Ingolstadt. Der Boden ist eine Parabraunerde aus Löß, die Fruchtfolge besteht aus Sommerweizen und Körnermais im Wechsel.

Nach der Ernte werden die mit Fräse bearbeiteten Flächen als Stoppelfeld so bis zum Frühjahr belassen. Der Anblick bietet demnach alles andere als "reinen Tisch". Die Befahrbarkeit dieser Flächen ist aber bei weitem besser als bei der gepflügten Versuchsparzelle. Dementsprechend sind die Bodendichten bei Fräsbearbeitung stark erhöht. Im Durchschnitt der Jahre liegt hier der Wert in der Oberkrume (Frässhicht) bei  $1,59 \text{ g/cm}^3$ , Unterkrume  $1,66 \text{ g/cm}^3$  und unter der Pflugsohle  $1,64 \text{ g/cm}^3$ . Die Werte bei Pflugbearbeitung lauten entsprechend  $1,46$  und  $1,48$  und  $1,59 \text{ g/cm}^3$ .

Die Luftkapazität wurde bei der Fräsbearbeitung erheblich in den verschiedenen Bodentiefen verringert:  $5,0 \text{ Vol. \%}$  und  $4,6 \text{ Vol. \%}$  und  $4,1 \text{ Vol. \%}$ . Die entsprechenden LK-Werte bei der Pflugbearbeitung ergeben:  $12,2 \text{ Vol. \%}$  und  $10,7 \text{ Vol. \%}$  und  $7,8 \text{ Vol. \%}$ . Die Gehalte an nutzbarer Feldkapazität gleichen sich

\*) Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur u. Pflanzenbau, Menzinger Str. 54  
D-8000 München 19

bei den Bearbeitungsvarianten an: Fräse 17,7 Vol.% und 16,7 Vol.% und 11,5 Vol.%; Pflug 17,3 Vol.% und 18,8 Vol.% und 10,1 Vol.%. Eingehendere jahreszeitliche Messungen der Porosität sind an anderer Stelle veröffentlicht (BORCHERT, 1988).

Ist die bessere Befahrbarkeit einmal als günstig bei Fräsbearbeitung zu werten, so ist erst recht die Erosionsminderung zu nennen. So ergab eine Versuchsberechnung von Kainz (zit. bei DIEZ et. al., 1988) mit Abtragsmessungen einen Abfluß bei Fräse von nur 22 %, bei Pflug dagegen von 45 %. Das entspricht einem Bodenabtrag von 2,8 t/ha bei Fräse und 26,7 t/ha bei Pflug.

Tabelle 1: Oberflächenabfluß und Bodenabtrag

Bewirtschaftung	Bodenbedeckung %	Abfluß %	Bodenabtrag	
			g/l	t/ha
Frässaat	56	22	6,2	2,8
Pflug	11	45	29,6	26,7

Infiltrationsmessungen mit Doppelringen, wobei die Zeit, die die 14 mm Wassergabe im Innenring zum Versickern braucht, gemessen wird, erbrachten deutliche Unterschiede zwischen den Bearbeitungsvarianten. Die Versickerungszeit auf dem gepflügten Boden war an allen drei Terminen zunehmend länger als auf dem gefrästen Boden (Abbildungen 1 und 2). Diese Tendenz verstärkte sich mit zunehmendem Anfangsbodenwassergehalt.

Beim 1. Termin lag der Bodenwassergehalt bei etwa 40 - 50 % der Feldkapazität, am 2. Termin bei etwa 50 - 70 % der Feldkapazität und am 3. Termin bei etwa 80 - 90 % der Feldkapazität.

Entscheidend für diese günstige Infiltration sind die Regenwürmer. Bauchhenß (zit. in DIEZ et. al., 1988) fand auf der Fräs-Parzelle bis zu 400 Röhren/m<sup>2</sup>, wovon er 1/3 als alte, nicht befahrene Wurmröhren annimmt. Wie Bodenschliff-Untersuchungen an anderen, aber entsprechenden Böden ergeben, platten die Wände älterer Wurmröhren mit der Zeit ab, so das Eindrin-

gen von Wasser erleichternd (Abbildung 3).

Diese bessere Infiltration auf der fräsbearbeiteten Fläche müßte auch im Unterboden eine bessere Wasserhaltung in diesem Boden ergeben. Eine Messung des Bodenwassergehaltes auf beiden Bearbeitungsvarianten an mehreren Terminen ließ in der Tat die Fräsparzelle besser abschneiden.

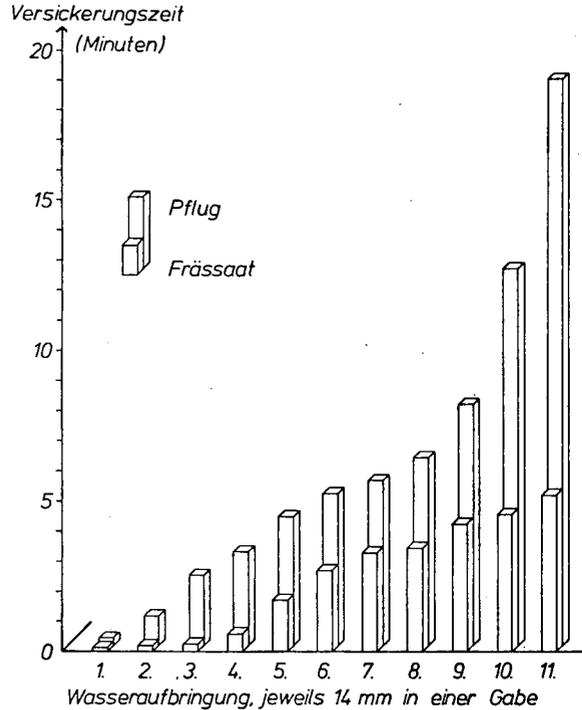
Tabelle 2: Bodenwassergehalte (Gewichts-%) von den Bearbeitungsvarianten Pflug (P) und Frässaat (F) von Hellmannsberg von März bis Juli 1988 (Frucht: Sommerweizen)

Tiefe cm	30.März		16.Apr.		9. Mai		10.Juni		7.Juli		22.Juli	
	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F
0-5	24	28	21	24	12	12	21	20	12	23	6	12
5-10	24	23	23	22	18	14	21	20	10	13	7	11
10-15	25	21	23	21	21	15	20	18	12	15	8	12
15-20	28	22	25	20	21	16	20	18	9	14	8	12
20-25	27	22	24	20	20	18	20	15	10	14	8	12
25-30	25	21	19	20	19	21	20	15	9	15	7	14
30-35	22	22	19	22	18	23	12	16	10	14	7	14
35-40	21	23	20	23	19	24	12	16	11	18	8	16
40-45	21	23	21	24	19	25	14	16	12	19	8	15
45-50	23	23	21	24	19	25	14	16	14	19	9	16

Vom März bis Juli ging wohl allgemein der Bodenwassergehalt zurück, die Diskrepanz zwischen höherem Wassergehalt bei Fräse und niedrigerem bei Pflug wurde stets größer. Ob durch bessere Wiederauffüllung bei Fräse aufgrund der Röhren oder durch unterschiedliche Wurzelbildung und Wasserausschöpfung, sei dahingestellt.

Abbildung 1:

Wasserinfiltration auf den Bearbeitungsvarianten  
Frässaat und Pflug von Hellmannsberg  
(vom 22.7.1988)



Wasserinfiltration auf den Bearbeitungsvarianten  
Frässaat und Pflug von Hellmannsberg  
(vom 18.8.1988)

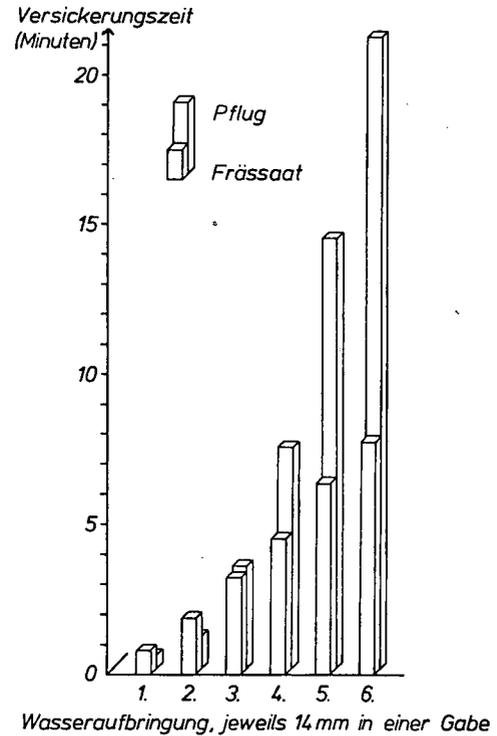


Abbildung 2:  
 Wasserinfiltration auf den Bearbeitungsvarianten  
 Frässaat und Pflug von Hellmannsberg  
 (vom 28.9.1988)

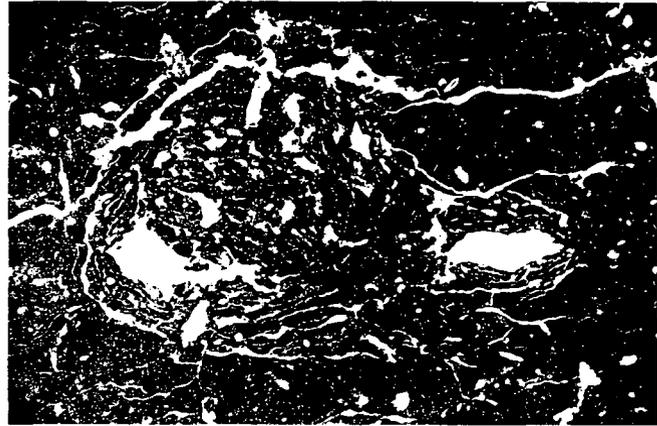
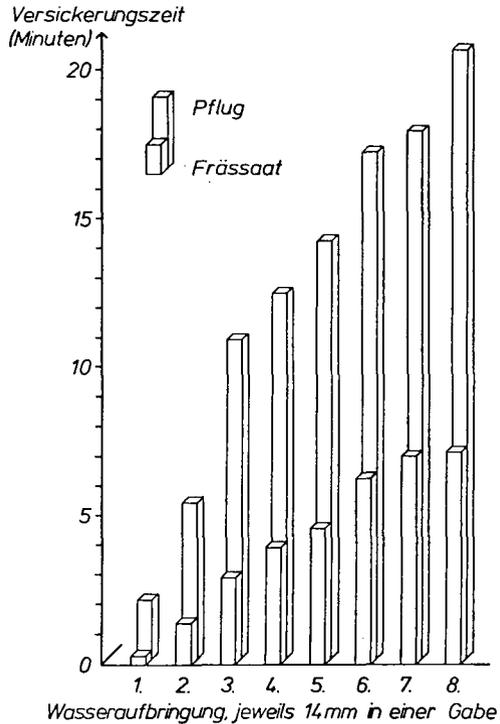


Abbildung 3:  
 Zwei alte Regenwurmgänge im Querschnitt.  
 Bei Austrocknung lösen sich die vom Wurm  
 angedrückten Wände plattig in die Röhre  
 ab (Vergrößerung 2,5fach).

Literatur:

- Borchert, H. (1988): Bodenphysikalische Veränderungen eines Lößbodens bei langjähriger pflugloser Bewirtschaftung. - Bayer. Landwirtsch. Jahrbuch, Heft 7.
- Diez, Th., J. Kreitmayr und H. Weigelt (1988): Einfluß langjähriger pflugloser Ackerbewirtschaftung (System Horsch) auf Pflanzenwachstum, Wirtschaftlichkeit und Boden. - Bayer. Landwirtsch. Jahrbuch, Heft 7.

Nitratbelastung in Wassergewinnungsgebieten  
und Möglichkeiten der Verhinderung  
durch Trinkwasserschutzgebietsverordnungen

von

ECKELMANN, W. und U. MÜLLER\*)

1. Zusammenfassung

Bei Untersuchungen von Wasser in Brunnen von Wasserwerken und Hausversorgungsanlagen wurden seit Jahren zunehmende Nitratgehalte nachgewiesen. Da landwirtschaftliche Bodennutzung mit hohem Einsatz von organischen und mineralischen Düngern als Hauptverursacher angesehen werden muß, wird versucht, dieses Problem in Trinkwasserschutzgebietsverordnungen durch entsprechende Regeln insbesondere zum Einsatz von Düngemitteln zu lösen.

2. Stickstoffversorgung der Böden

Ansteigende Nitratgehalte in Grundwässern haben dazu geführt, daß sich zahlreiche Untersuchungen mit Stickstoffgehalten und -bilanzen befassen. Den Ergebnissen dieser Untersuchungen zufolge sind vielfach hohe Stickstoffgehalte ohne entsprechenden Pflanzenbedarf feststellbar, insbesondere in Ackerböden in Gebieten mit intensiven Formen der Landwirtschaft. Besonders auffällig sind hohe  $N_{min}$  - Gehalte in Gebieten mit hoher Viehbesatzdichte z. B. in Nordwestniedersachsen.

Das Ausmaß der Überdüngung der Böden mit Stickstoff haben zuletzt KÖSTER et al. (1988) in ihrem Bericht über Nährstoffbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden dargestellt. Wenngleich hier das Zahlenmaterial auf Kreisebene als kleinster Einheit statistisch verrechnet wurde und damit selbstverständlich keine Rückschlüsse auf betriebliche Einheiten zuläßt, sind hohe Stickstoffüberschüsse deutlich an Kreise mit hoher Viehbesatzdichte gekoppelt. Insofern ist ein erheblicher Teil der Nitratbelastung des Grundwassers auf diesen Umstand zurückzuführen.

Da steigende Nitratgehalte aber auch in Gebieten ohne hohe Viehbesatzdichte, wohl aber mit Formen intensiver Landwirtschaft beobachtet wurden, hat es sich als erforderlich herausgestellt, Regelungen für die Versorgung landwirtschaftlich genutzter Böden mit stickstoffhaltigen Düngern zu formulieren. Dieses gilt um so dringlicher in Wassergewinnungsgebieten, da hier der in der Europäischen Gemeinschaft gültige Grenzwert von 50mg  $NO_3/l$  Trinkwasser nicht überschritten werden darf.

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

### 3. Nitratverlagerung und potentielle Grundwasserbelastung

Nitrattransport in oberirdische Gewässer und zum Grundwasser hin hängt entscheidend von Eigenschaften, Zustand und Nutzung der Böden und vom Klima ab. Nitrat kann aus der organischen Substanz des Bodens, aus mineralischer oder organischer Düngung stammen. Entsprechend der boden- und nutzungsspezifischen Grundwasserneubildung erfolgt die Nitratverlagerung hauptsächlich zwischen Oktober und April (DÜYNISVELD und STREBEL 1985).

Für die Grundwasserbelastung mit Nitrat ist die mittlere Nitratkonzentration der jährlichen Grundwasserneubildung von erheblichem Einfluß. Sie liegt nach STREBEL et al. (1985) bei einem mittleren Düngungsniveau von ca. 120 kg N/ha je nach Standort und Nutzung zwischen 30 und 130 mg/l. Sie kann höher liegen durch

- ein höheres Düngungsniveau (vgl. BÖTTCHER und STREBEL 1985)
- einen falschen Düngungszeitpunkt
- Schwarzbrache im Winter
- Nutzungsänderungen mit der Folge einer erhöhten Mineralisation organisch gebundenen Stickstoffs (z. B. durch Grünlandumbruch).

Am Pflanzenbedarf orientierte Düngung und Zwischenfruchtbau im Herbst reduzieren dagegen die Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Erheblichen Einfluß auf Nitratverlagerung hat der Standort, da ein geringes Wasserspeichervermögen (Feldkapazität) des Bodens die Gefahr der Verlagerung deutlich erhöht. Andererseits bewirkt kapillarer Anschluß an das Grundwasser eine geringere Grundwasserneubildung und damit eine geringere Stoffnachlieferung in das Grundwasser.

Ob es innerhalb eines hydraulisch abgegrenzten Wassereinzugsgebietes tatsächlich zu einem Ansteigen der Nitratgehalte kommen wird, kann durch Ermittlung der boden- und nutzungsspezifischen Nitratanlieferung an das Grundwasser festgestellt werden (BÖTTCHER und STREBEL 1985, STREBEL und BÖTTCHER 1987). Nicht berücksichtigt bei diesem Vorgehen werden mögliche Reduktionen im Untergrund, so daß die Nitratanlieferung an das Grundwasser immer dann der Nitratkonzentration im Rohwasser entspricht, wenn vorwiegend oxidative Bedingungen vorliegen.

### 4. Maßnahmen und Regelungen zur Verringerung der Nitratauswaschung

Regelungen, die eine Reduzierung der Nitratverlagerung in das Grundwasser zum Ziel haben, müssen den oben genannten Umständen Rechnung tragen. Das gilt in besonderem Maße für Trinkwasserschutzgebietsverordnungen, da sie regelmäßig nur für ein spezielles Wassergewinnungsgebiet formuliert werden und den regionalen Unterschieden bei Böden und deren Nutzung angepaßt werden müssen. Dies gilt insbesondere für Mengen und Zeiten der Düngerausbringung, da von ihnen bei falscher Handhabung die größten Fehler ausgehen und hier andererseits leicht handhabbare Eingriffsmöglichkeiten bestehen.

#### 4.1 Landbauliche Maßnahmen

Stickstoffdüngung ist dem zeitlichen und pflanzentypischen Bedarf anzupassen, wobei insbesondere bei Böden mit geringer Feldkapazität

eine Teilung der Gesamtmenge vorgenommen werden sollte. Zur Ermittlung des im Boden vorhandenen Reststickstoffs sollten mindestens im Frühjahr Nmin-Untersuchungen durchgeführt werden. Statt Schwarzbrache sollten Zwischenfrüchte angebaut werden, die erst im Frühjahr in den Boden eingebracht werden. Leguminosen scheiden als Zwischenfrüchte aus.

Bei der Verwendung von Wirtschaftsdüngern sind die betriebstypischen Nährstoffgehalte zu bestimmen oder aus Tabellenwerken zu entnehmen (RUHR - STICKSTOFF AG 1985). Zusätzlich ausgebrachte Mineraldüngermengen sind in die Kalkulation einzubringen. Es wird empfohlen, für alle Flächen Schlagkarteien zu führen, in denen Reststickstoffgehalte sowie alle eingesetzten Düngerarten zu einer Nährstoffgesamtmenge addiert werden.

Bei Anwendung von Gülle ist die betriebliche Ermittlung der Nährstoffgehalte besonders wichtig, da erhebliche Gehaltsunterschiede erwartet werden können. Stickstoffverluste z. B. durch Festlegung, Auswaschung, Denitrifikation oder gasförmige Verluste müssen zwar auch bei sachgemäßer Ausbringung und kurzfristiger Einarbeitung mit ca. 30% angesetzt werden, d. h. der Ausnutzungsgrad beträgt ca. 70%, demgegenüber stehen jedoch Stickstoffeinträge mit dem Niederschlag (ca. 10-25 kg/ha) und asymbiotische Stickstofffixierung (ca. 5-10 kg/ha). Außerdem muß bei wiederkehrender und erhöhter Zufuhr von organischer Substanz mit erhöhter Mineralisation gerechnet werden. Deshalb ist es angemessen, bei der als ordnungsgemäß zu fordernden Frühjahrsausbringung und eventuell geteilter Gabe einen rechnerischen Ausnutzungsgrad von 100% anzunehmen.

Für Wassergewinnungsgebiete ist die sachgerechte Düngieranwendung unter Umständen von existenzieller Bedeutung. Dies gilt insbesondere für die Anwendung von Gülle. Deshalb wird empfohlen, zur Vermeidung von Überdüngung Tabellen zu erstellen, aus denen Anhaltspunkte für auszubringende Güllmengen entnommen werden können (Tab 1). Derartige Tabellen sind den Gegebenheiten der Wassereinzugsgebiete anzupassen und deshalb strikt standortbezogen zu berechnen.

Des weiteren sind einige landbauliche Maßnahmen zu beachten, die im ungünstigen Falle erhöhten Stickstoffeintrag zur Folge haben können. Das sind

- Verzicht auf Nutzungsänderungen mit der Folge erhöhter Mineralisation organisch gebundenen Stickstoffs, insbesondere auf Grünlandumbruch,
- erosionsmindernde Maßnahmen zum Vermeiden erhöhten Stickstoffeintrags aus Akkumulationslagen sowie
- sachgerechte Anlage von Mieten- und Lagerplätzen.

#### 4.2 Sperrfristen für Gülleausbringung

Die Tatsache, daß die Nitratauswaschung entsprechend der boden- und nutzungsspezifischen Grundwasserneubildung vor allem in den Monaten Oktober bis April erfolgt, kann als Grundlage für Ausbringungstermine, differenziert nach Bodenart und Frucht, herangezogen werden (DUYNISVELD und STREBEL 1985; Abb. 1 und 2). Bei Beachtung dieser Termine kann davon ausgegangen werden, daß die Nitratauswaschung insbesondere in Jahren mit durchschnittlichem Witterungsverlauf erheblich reduziert wird.

In Tabelle 2 sind am Beispiel des Wasserwerkes Lingen-Mundersum (NLfB 1987) empfohlene Termine für Gülleausbringung zusammenge-

Tab.2: Durchschnittlicher Stickstoffentzug, durchschnittlicher Ertrag und Gülleausbringungsmengen

Region: Raum Lingen

Substrat: schluffiger Sand (Su2-3)

Fruchtart	Ernteentzug je kg je	N	Gülleausbrin- <sup>3)</sup> gungsmenge (m <sup>3</sup> ) je Ernteentzug	Durchschnitt- licher Ertrag (dt/ha)	Durchschnittl. <sup>3)</sup> Gesamtausbrin- gungsmenge (m <sup>3</sup> )	max. Viehbesatz je ha Gülle- <sup>4)</sup> fläche (DE)
Roggen	10 dt Körner mit Stroh	25	5	50	25	1.5
Weizen	"	30	6	60	36	2.0
Wintergers.	"	23	4.6	60	28	1.5
Sommergers.	"	20	4	50	20	1.0
Hafer	"	25	5	50	25	1.5
Getr.allg.	"	25	5	54	27	1.5
Körnermais	"	23	4.6	55	25	1.5
Raps,Rübs.	"	55	11	25-30	30	1.5
Spätkarto.	100dt Knoll. m. Kraut	50	10	300	30	1.5
Zuckerrüb.	"	30 <sup>1)</sup>	6	600	36	2.0
Futterrüb.	"	25	5	800	40	2.0
Silomais	100dt Grünmais	37	7.4	350	26	1.5
Wiesen	10dt Heu	18	3.6	33 <sup>2)</sup>	12	0.5
Weiden	1000 KstE	50	10	5000 KstE	50	3.0

1) Bedarfsgerechte Düng.180 kg/ha

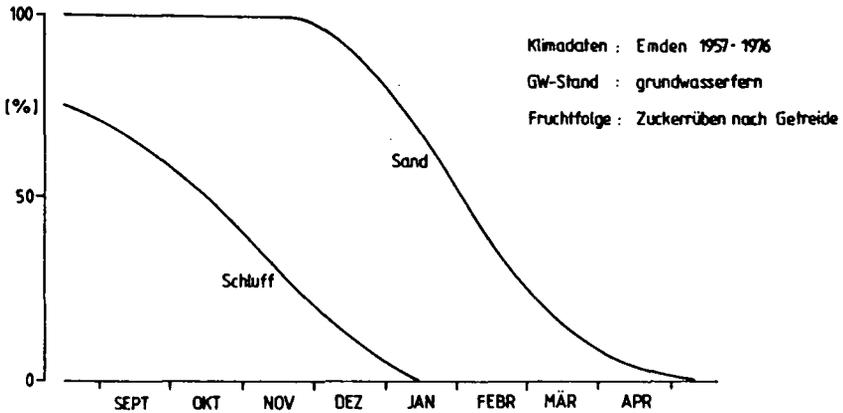
2) pro Schnitt

3) Max.Einzelgabe 20 m<sup>3</sup>

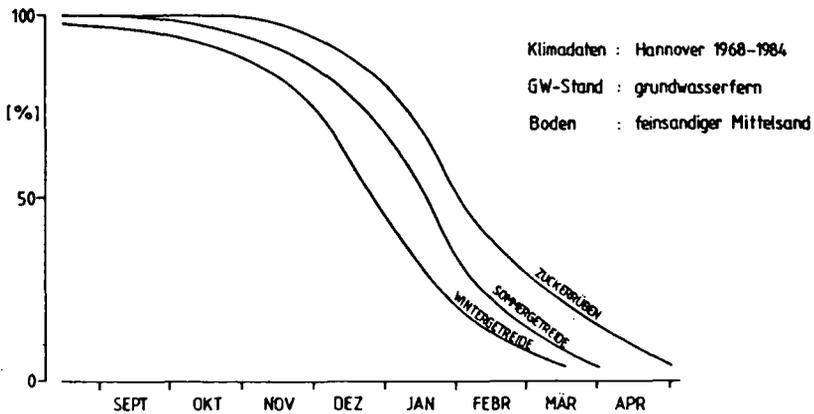
4) Durchschnittl. Anhaltswerte f. Rind.-u.Schweinegülle

aus:a)Ruhr-Stickstoff AG (1985):Faustzahl.  
f. Landwirtschaft u. Gartenbau

b)Verband der Landwirtschaftsberater in  
Bayern e.V.(1976):Die Landwirtschaft



**Abb. 1:** Einfluß unterschiedlicher Bodenarten (Ut3 bzw. mSfs) auf die langjährige mittlere Nitratauswaschungsgefahr (DUYNISVELD und STREBEL 1985)



**Abb. 2:** Einfluß unterschiedlicher Ackerfrüchte auf die langjährige mittlere Nitratauswaschungsgefahr (DUYNISVELD und STREBEL 1985)

**Tab. 2:** Empfohlene Termine für Gülleausbringung (NLFB 1987)

<u>Dauergrünland</u>	01.10. - 28.02.	V	
	01.03. - 30.09.	-	
<u>Ackerland</u>			
	- <u>Wintergetreide</u>	01.10. - 28.02.	V
	und vergleichbare Früchte	01.03. - 30.06.	-
		01.07. - 30.09.	G*
- <u>Sommergetreide</u>	01.10. - 15.03.	V	
	und vergleichbare Früchte	16.03. - 30.06.	-
		01.07. - 30.09.	G*
- <u>Hackfrüchte</u>			
	<u>Maïs</u>	01.10. - 15.04.	V
		16.04. - 31.07.	-
		01.08. - 30.09.	G*

stellt. Da sich die landwirtschaftlich genutzten Böden hinsichtlich ihrer Feldkapazität nur unwesentlich unterscheiden, kann für das Wassereinzugsgebiet eine einheitliche Tabelle zur Anwendung gelangen. Diese Termine gelten gleichermaßen für mineralische Stickstoffdüngung. Bei den mit \*) gekennzeichneten Terminen ist Gülleausbringung nur zulässig bei nachfolgender Winter- oder Zwischenfrucht (Einarbeitung des Aufwuchses erst im Frühjahr), sofern der für die Folgefrucht erforderliche Stickstoffbedarf durch Nmin-Untersuchung nachgewiesen wurde. In der Regel wird der für die Vorwinterentwicklung erforderliche Stickstoff (ca. 20 - 40 kgN/ha) im Boden vorhanden sein.

Da die richtige Terminwahl bei der Stickstoffdüngung einen erheblichen Einfluß auf die Nitratverlagerung hat, finden derartige Tabellen in niedersächsischen Trinkwasserschutzgebietsverordnungen regelmäßige Verwendung.

#### 5. Forschungsbedarf zur Beurteilung der Nitratverlagerung

Der oben beschriebene Weg zur Verringerung der Nitratverlagerung setzt mehr oder weniger ebene Verhältnisse voraus. Ungeklärt ist bis heute das Ausmaß der Verringerung der Nitratverlagerung durch Grund- oder Stauwasser sowie durch mögliche Nitratreduktion im Untergrund. Da beide Phänomene die Gefahr der Nitratverlagerung eher vermindern als vergrößern, wird wegen des vorbeugenden Charakters, den Grundwasserschutz besitzen soll, auf eine Berücksichtigung dieser Faktoren verzichtet.

#### 6. Literatur

- BÖTTCHER, J., O. STREBEL (1985): Die mittlere Nitratkonzentration des Grundwassers in Sandgebieten in Abhängigkeit von der Bodennutzungsverteilung. - Wasser und Boden, 37(8): 383-387.
- DUYNISVELD, W.H.M., O.STREBEL (1985): Nitratwaschungsgefahr bei verschiedenen grundwasserfernen Ackerstandorten in Nordwestdeutschland. - Z. Dt. Geol. Ges., 136: 429-439.
- KÖSTER, W., K. SEVERIN, D. MÖHRING, H.-D. ZIEBELL (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 - 1986. - 162 S., 36 Abb., 34 Tab.; (Bericht der LUFA), Hameln.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (NLfB, 1987): Bodenkundliche Untersuchung zur Beweissicherung für das Wassernetz "Mundersum". - Bericht Archiv NLfB; Hannover.
- RUHRSTICKSTOFF AG (Hrsg., 1985): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. - 10. Aufl., 584 S.; Bochum.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER, W.H.M. DUYNISVELD (1985): Einfluß von Standortbedingungen und Bodennutzung auf Nitratwaschung und Nitratkonzentration des Grundwassers. - Landw. Forschg., 37: 34-44.
- STREBEL, O., J. BÖTTCHER (1987): Ermittlung von Ursachen und Prognosen der mittleren Nitratkonzentration im Grundwasser von Wassereinzugsgebieten. - Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 53: 305-306; Göttingen.

Kriterien einer "ordnungsgemäßen"

Landbewirtschaftung

von

Harrach, T.\*)

Die bekannte Schwierigkeit der Definition für die "ordnungsgemäße" Landbewirtschaftung zeigte sich auch auf der Arbeitstagung der DBG (Kommission VI) am 6./7. Oktober 1988 in Gießen, auf der die "Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung in Wassereinzugsgebieten aus bodenkundlicher Sicht" behandelt wurde. Dennoch erscheint es angebracht, wenigstens die Zielsetzung einer solchen Wirtschaftsweise zu formulieren (vgl. dazu auch MEYER 1988).

Die landwirtschaftliche Bodennutzung kann nur dann als ordnungsgemäß bezeichnet werden, wenn sie umweltgerecht geschieht, d. h., alle natürlichen Ressourcen weitestgehend schont. Dies kann allerdings nur unter bestmöglicher Berücksichtigung der Standortgegebenheiten - also standortspezifisch - erreicht werden.

Die wichtigsten Kriterien einer "ordnungsgemäßen" Landwirtschaft sind:

- a) Erzeugung hochwertiger Produkte ohne bedenkliche Rückstände
- b) Erhaltung der Ertragsfähigkeit (Vermeidung von Bodenerosion und Bodenverdichtung, Förderung des Bodenlebens usw. - Nachhaltigkeitsprinzip)
- c) Sparsame Verwendung von Energie und begrenzt vorkommenden Rohstoffen (z. B. Phosphat)
- d) Keine Belastung des Grundwassers mit Nitrat, Pflanzenschutzmitteln oder anderen Schadstoffen (Einhaltung von Grenzwerten)
- e) Keine Belastung von Oberflächengewässern mit Nährstoffen oder Schadstoffen (Vermeidung des Eintrages von erodiertem Bodenmaterial, Dünger, Pflanzenschutzmitteln, Ernterückständen usw. in die Gewässer)
- f) Ein Mindestbeitrag zum Schutz seltener bzw. bedrohter Arten und Lebensgemeinschaften durch Erhaltung und zielgerechte Pflege ihrer Biotope (z. B. Unkrautbekämpfung nur nach Schadschwellen, vielgestaltige Fruchtfolgen, nicht zu große Schläge, artenreiche und standortgemäße Grünland-Pflanzengesellschaften, Schutz und Pflege von Biotopen und Kleinstrukturen außerhalb der landwirtschaftlich genutzten Flächen).

---

\*) Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung der Universität Gießen  
Wiesenstr. 3 - 5, D-6300 Gießen

Während zu den Punkten a) bis e) reichlich Informationen in der Literatur vorliegen, sind die Vorstellungen zum Punkt f) bisher weniger ausgereift. Hierauf muß daher näher eingegangen werden.

Zur Bewertung landwirtschaftlich genutzter Flächen und von Landschaftskomplexen für Belange des Artenschutzes hat KAULE (1986) einen Bewertungsrahmen entwickelt. In seiner 9stufigen Bewertungsskala sieht er die Stufe 6 bzw. 5 als Grenzbereich der ordnungsgemäßen Landwirtschaft im Sinne des Artenschutzes vor (KAULE 1986, S. 317 - 340). Dieser Vorschlag sollte neu überdacht werden, da es weder notwendig noch realistisch sein dürfte, die Stufe 5 bzw. 6 flächendeckend anzustreben. Eine nicht entschädigungspflichtige ordnungsgemäße Bewirtschaftung ist auf der Gesamtfläche notwendig. Es wäre daher zu diskutieren, welche Flächenteile eines Betriebes oder einer Gemarkung bzw. Landschaft wenigstens die Stufen 5 oder 6 erreichen müssen, um das Prädikat "ordnungsgemäß" zu erlangen.

Höhere Bewertungsstufen kennzeichnen eine "naturschutzgerechte" Landwirtschaft, die auf die Dauer nur durch gezielte und angemessene Entschädigung (Honorar für Landschaftspflegeleitung) sichergestellt werden kann.

#### Literatur:

- MEYER, B.: Ist "ordnungsgemäß" in Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Bodennutzung ein definitionsfähiger Begriff?  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., H. 57, 1988
- KAULE, G.: Arten- und Biotopschutz.  
Verlag E. Ulmer, Stuttgart 1986

Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung in Wassereinzugsgebieten aus bodenkundlicher Sicht - Ergebnisse einer bodenkundlichen Tagung

von

Harrach, T.\* und H.-G. Frede\*\*

Die Kommission VI (Bodentechnologie) der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft veranstaltete am 6. und 7. Oktober in Gießen eine Fachtagung zum o.g. aktuellen Thema. An der Veranstaltung wirkten drei Arbeitsgruppen der Gesellschaft mit: AG Bodennutzung in Wasserschutz- und -schongebieten, AG Bodenerosion und AG Bodenschutz. Den etwa 200 Teilnehmern wurden 25 Vorträge und 4 Posterbeiträge zur Diskussion gestellt.

Entsprechend der Aktualität des Themas und Dank des hohen wissenschaftlichen Niveaus der meisten Beiträge fand die Tagung ein erfreuliches Echo.

Als Organisatoren der Tagung fassen wir die wichtigsten Ergebnisse der Beratungen aus unserer Sicht in sechs Punkten zusammen:

1. Der Schutz des Trinkwassers kann nicht auf amtlich ausgewiesene Schutzgebiete begrenzt werden, sondern muß im gesamten Einzugsgebiet erfolgen.

2. Die Gefahr der Nitratbelastung des Grundwassers hängt nicht in erster Linie von der Höhe der Düngung ab. Darüber hinaus haben auch verschiedene Standorteigenschaften und eine Reihe von Gegebenheiten, die durch die Bewirtschaftung beeinflussbar sind, Einfluß auf die Nitratbelastung. Eine als ordnungsgemäß zu bezeichnende Landbewirtschaftung zeichnet sich durch ein umweltgerechtes Stickstoffmanagement aus. Dabei ist vor allem die Kenntnis der Stickstoffbilanz unerlässlich. Während bisher zu sehr eine "bedarfsgerechte" Düngung angestrebt wurde und die Auswaschung des überschüssigen Stickstoffes nicht genügend Berücksichtigung fand, kommt es nun auf die gezielte Reduzierung der Auswaschungsverluste und die Einhaltung von Grenzwerten im Nitratgehalt des Grundwassers an.

---

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

\*\* Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur - der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

Probleme bestehen hauptsächlich

- bei intensiv gedüngten Sonderkulturen,
- in viehstarken Betrieben,
- bei Ausbringung organischer Abfälle (z. B. Gülle) im Herbst und Winter, wenn keine Pflanzendecke für eine ausreichende N-Aufnahme vorhanden ist,
- bei Umbruch von Grünland, Klee gras oder Leguminosen im Herbst, wenn keine Pflanzendecke mit ausreichender N-Aufnahme vorhanden ist,
- auf Böden mit geringer Filter- und Pufferleistung (geringe nutzbare Feldkapazität im Wurzelraum) und
- wenn bei der Düngung der mineralische Stickstoffvorrat und die leicht mineralisierbare organische Substanz des Bodens nicht berücksichtigt werden.

Erfreulich gering ist die Gefahr der N-Auswaschung nach Zuckerrüben. Ökonomische Anreize (Bezahlung nach Qualität) und intensive Beratung führten in den letzten Jahren zu einer erheblichen Reduktion der Düngung, Verbesserung der Qualität ohne Ertragseinbußen und zur Verminderung der nicht aufgenommenen Reststickstoffmengen bei dieser wichtigen Intensivkultur. Die verbesserte Bodenanalytik hat zu dieser beispielhaften Entwicklung wesentlich beigetragen.

Die intensiven Bemühungen in Baden-Württemberg zur Kontrolle und Reduzierung der Nitratbelastung in Wasserschutzgebieten sind sehr positiv zu bewerten. Wenn auch die dort praktizierten Schutzbestimmungen als ergänzungs- und erweiterungsbedürftig angesehen werden, so können die anderen Bundesländer doch von den dort gewonnenen Erkenntnissen profitieren.

3. Gewässerbelastung durch Bodenerosion tritt auf, wenn mit dem verfrachteten Wasser und Bodenmaterial Pflanzennährstoffe und Pflanzenschutzmittel in die Vorfluter transportiert werden. Landtechnische und pflanzenbauliche Maßnahmen gestatten es, Bodenerosion am Ort des Geschehens zu unterbinden. Es fehlt jedoch an einer entsprechenden Annahmehereitschaft in der Praxis. Nur in Ausnahmefällen ist eine Herausnahme von landwirtschaftlich genutzten Flächen aus der Produktion aus Erosionsschutzgründen geboten.

4. Es liegen Ergebnisse vor, daß Trinkwasser mit Rückständen von Pflanzenschutzmitteln kontaminiert ist. Die Wege, die die Pflanzenschutzmittel ins Grundwasser nehmen, sind weitgehend unbekannt. Neu anlaufende Forschungsprogramme sollen hier Erkenntnisfortschritte liefern. Vorsorglich sind Positivkataloge (= Listen erlaubter Pflanzenschutzmittel) zu aktualisieren und die Empfehlungen zum integrierten Pflanzenschutz zu befolgen.

5. Die sogenannte Flächenstillegung kann bei zielkonformer Handhabung zur Entlastung des Naturhaushaltes beitragen. Werden jedoch wichtige ökologische Aspekte nicht berücksichtigt, so können die Nachteile überwiegen:

- Bei Böden, die von Haus aus oder durch vorangegangene intensive Düngung hohe Gehalte an mineralisierbarem organischem Stickstoff enthalten, besteht die Gefahr der verstärkten Grundwasserbelastung, wenn der Aufwuchs auf der Fläche verbleibt und die Nährstoffe dem Standort nicht entnommen werden. Auch im Falle des Umbruches einer Grünbrache im Herbst kann das Grundwasser erheblich mit Nitrat belastet werden.
- Vor allem bei flachgründigen, vernäßten oder anderen landwirtschaftlich geringwertigen Böden wird noch verbreitet eine extensive, naturschutzgerechte landwirtschaftliche Nutzung praktiziert. Das Brachfallen solcher Flächen wäre ein großer Verlust für den Artenschutz.

6. Eine ordnungsgemäße, d. h. umweltgerechte Landwirtschaft ist nur denkbar, wenn die Standortgegebenheiten gebührend berücksichtigt werden. Geeignete Bodenkarten stehen jedoch Behörden, Planern, Beratern und Landnutzern nur selten zu Verfügung. Die Schaffung bzw. der Ausbau von Bodeninformationssystemen ist daher dringend geboten.



**Über die Reduzierung von Nitratverlusten nach Leguminosen  
durch den Anbau von Cruciferen \***

von

HEß, J. und H. FRANKEN \*\*

**Einleitung und Problemstellung**

Es kann als Faktum betrachtet werden, daß mit Hilfe des ökologischen Landbaus eine Reduzierung des Pflanzenschutzmitteleintrages in das Grundwasser zu erreichen ist, da dieses Anbausystem grundsätzlich auf den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenbehandlungsmittel verzichtet. Auch die Problematik einer Überdüngung oder einer infolge fehlender Sommerniederschläge nicht genutzten und somit auswaschungsgefährdeten Stickstoffspätdüngung ist im organischen Landbau nicht relevant.

Von der durch den Leguminosenanbau ausgehenden Gefährdung des Grundwassers durch Nitrateintrag ist jedoch auch der ökologische Landbau betroffen, da der N-Input in dieses Betriebssystem in der Hauptsache über die N-Fixierung durch Leguminosen erfolgt. Infolgedessen ist der Leguminosenanteil in den Fruchtfolgen organisch wirtschaftender Betriebe entsprechend hoch. Kritisch im Hinblick auf eine Nitratkontamination des Grundwassers ist dabei nicht so sehr die Vegetationszeit der Leguminosen, wie Untersuchungen von HEß und KLEIN (1987) belegen, sondern die Zeit nach dem Umbruch der Leguminosen.

Auch im konventionellen Landbau hat der Anbau von Leguminosen in den letzten Jahren wieder zugenommen. Namentlich der Anbau von Ackerbohnen wurde durch Preisstützungsprogramme der EG gefördert. Im Rahmen des EG-Programms zur Flächenstilllegung ist weiterhin aber auch mit einem Anstieg der Klee gras-Anbauflächen zu rechnen.

Sowohl die konventionelle Landwirtschaft als auch der organische Landbau

\* Die Untersuchungen zur Frage des Klee grasumbruchs wurden im Rahmen des Forschungsschwerpunktes 'Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft' durch das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen gefördert

\*\*Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn  
Katzenburgweg 5, 5300 BONN 1

haben ein Interesse an der Vermeidung von Nitratverlusten nach dem Anbau von Leguminosen, wobei neben dem Trinkwasserschutz beim organischen Landbau zusätzlich noch der dem System nur begrenzt zur Verfügung stehende Stickstoff von Bedeutung ist.

Der landwirtschaftliche Betrieb verfügt über Möglichkeiten acker- und pflanzenbaulicher Art einen Beitrag zur Verbesserung der Grundwasserqualität zu leisten. So besitzt der Gelbsenf die von HUBER (1988) geforderte Eigenschaft als spätsaatverträgliche, raschwüchsige sowie tiefwurzelnende Nicht-Leguminose Nitratstickstoff in organische Substanz einzubauen und so vor der Auswaschung zu schützen. Im folgenden sollen am Beispiel des Zwischenfruchtanbaus nach Ackerbohnen bzw. Klee gras Ansätze in dieser Richtung aufgezeigt werden.

#### **Material und Methoden**

Auf vielen organisch wirtschaftenden Betrieben, aber auch bei konventionell wirtschaftenden Betrieben, die nach der 'Grünbrache' Weizen anbauen wollen, stellt sich die Frage wie nach Klee gras umbruch eine mögliche Nitratverlagerung vermieden werden kann. Neben einer Verschiebung des Mineralisationsbeginns kommt das Einschalten einer Zwischenfrucht in Betracht, die zudem eine schnellere Anlieferung des Stickstoffs im Frühjahr gewährleisten kann.

#### **Varianten zum K L E E G R A S U M B R U C H**

- \* Umbruchsystem 1: früher Umbruch - Winterweizen (Standardumbruch)
- \* Umbruchsystem 2: früher Umbruch - Zwischenfrucht - Wechselweizen
- \* Umbruchsystem 3: später Umbruch - Winterweizen/Wechselweizen

Nach der Ernte der Ackerbohne ist zu klären, inwieweit die Ackerbohne als Zwischenfrucht aus der Ausfallbohne allein in der Lage ist, nach der Bearbeitung der Ackerbohnenstoppel freiwerdendes Nitrat aufzunehmen, oder ob es nicht sinnvoller bzw. sogar notwendig ist, zusätzlich zur Ausfallbohne eine Crucifere zu säen, die auch noch im späten Herbst Nitrat-N binden kann.

#### **Zwischenfruchtvarianten nach A C K E R B O H N E**

- \* Schwarzbrache
- \* Ausfallbohne als Zwischenfrucht
- \* Ausfallbohne + Senf als Zwischenfrüchte

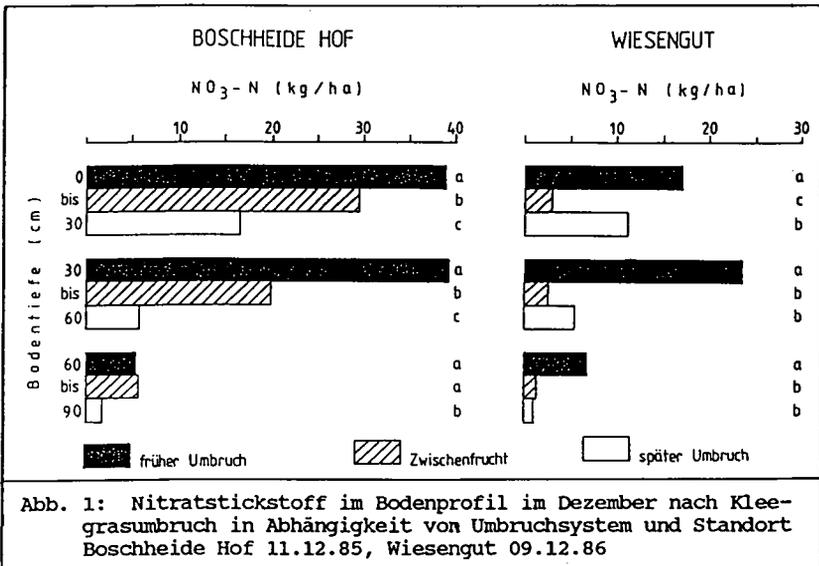
Dargestellt werden Teilergebnisse aus drei Feldversuchen, wovon sich

zwei mit der Frage des Klee-grasumbruchs und ein dritter mit dem Zwischenfruchtanbau nach der Ackerbohne befassen. Die Versuche zum Klee-grasumbruch wurden im Herbst 1985 auf dem Boschheide Hof (Niederrhein, Pseudogley-Braunerde aus sandigem Lehm) und im Herbst 1986 auf dem Wiesengut (Versuchsgut für naturnahen Landbau der Universität Bonn; Siegaue, brauner Auenboden aus sandig-lehmigem Schluff), der Ackerbohnen-Zwischenfruchtversuch im Herbst 1987 auf zwei landwirtschaftlichen Betrieben in der Köln-Aachener-Bucht angelegt.

Untersucht wurde der Nitratstickstoffgehalt im Boden an mehreren Terminen im Winterhalbjahr nach dem Umbruch der Leguminosen.

### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Nitratverteilung im Bodenprofil bis 90 cm Tiefe im Dezember nach dem Klee-grasumbruch auf beiden Versuchsstandorten. Der Effekt der N-Retention durch die Zwischenfrucht tritt in den beiden



Jahren unterschiedlich stark in Erscheinung. Auf dem Boschheide Hof kann der Nitratgehalt durch den Zwischenfruchtanbau reduziert werden. Mit einer Verschiebung des Umbruchtermins ist allerdings eine weitere Reduktion des Nitratstickstoffgehaltes zu erreichen.

Anders gestaltet sich die Nitratentwicklung im Folgejahr auf dem Wiesengut. Hier wird für die Gelbsefvariante die niedrigste NO<sub>3</sub>-Konzentra-

tion ermittelt. Selbst für die Spätumbruchvariante werden in den oberen beiden Bodenschichten höhere Nitratkonzentrationen festgestellt.

Als Grund für diese Jahresdifferenzierung kommt in erster Linie die Jahreswitterung in Betracht, die im Herbst 1985 nur kurzzeitig bis Anfang November ein Zwischenfruchtwachstum zuließ, wogegen im Jahre 1986 bis Ende Dezember aufgrund der warmen Witterung gute Wachstumsbedingungen für den Gelbsenf gegeben waren.

Abbildung 2 dokumentiert den Zwischenspeichereffekt des Gelbsenfs sehr deutlich. Die Differenz zwischen den  $\text{NO}_3$ -Stickstoffgehalten der Umbruchsysteme 1 und 2 konnte als in der Pflanze gebundener Stickstoff 'wiedergefunden' werden. Damit liegt die Gelbsenfvariante im  $\text{NO}_3$ -Gehalt insgesamt noch unter der Variante mit spätem Umbruch.

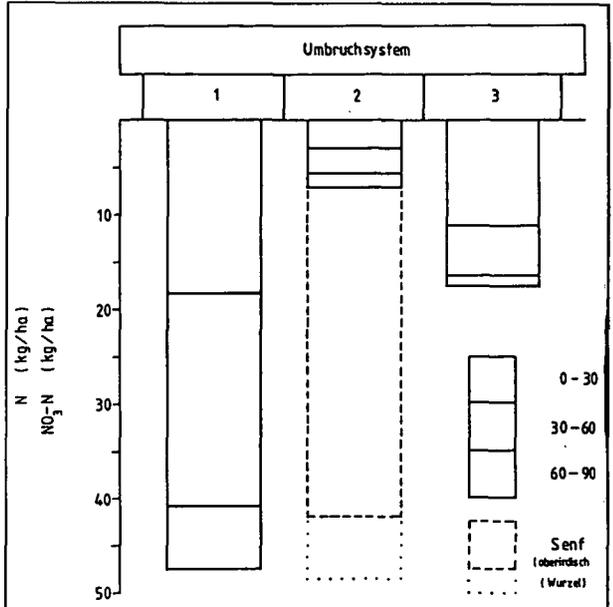


Abb. 2: Nitratstickstoff im Bodenprofil nach Kleegrasumbruch und N-Entzug durch die Zwischenfrucht, Wiesengut 09.12.86

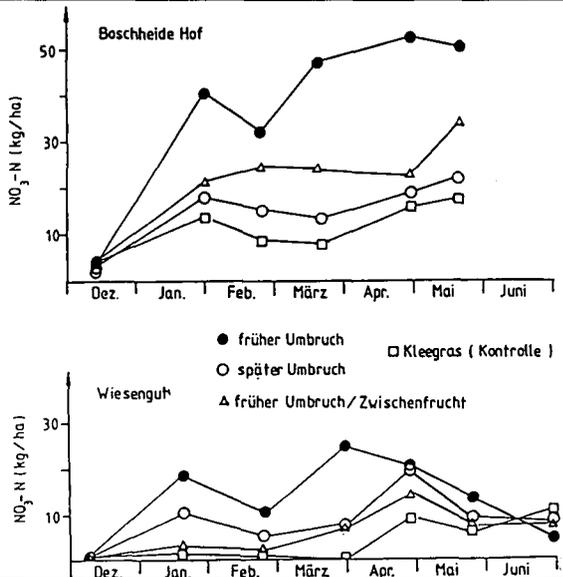


Abb. 3: Nitratentwicklung nach Kleegrasumbruch in der Bodenschicht 90-150 cm in Abhängigkeit von Umbruchsystem und Standort

Die in Abbildung 1 dargestellten Nitratstickstoffgehalte im Bodenprofil nach Klee-grasumbruch lassen eine Einwaschung in tiefere Bodenschichten während der winterlichen Sickerwasserperiode erwarten. Es stellt sich auch die Frage, ob bei einem frühzeitigen Abfrieren der Zwischenfrucht, wie im Herbst 1985, der Konservierungseffekt in ausreichendem Maße bis ins Frühjahr erhalten bleibt. Die  $\text{NO}_3$ -Dynamik in der Bodenschicht 90 bis 150 cm (Abb. 3) soll hier als Indikator für eine potentielle Auswaschungsgefährdung herangezogen werden. Die Verläufe beider Standorte/Jahre sind gekennzeichnet durch hohe Werte für das Standardumbruchsystem. In Abhängigkeit von der Jahreswitterung folgen dann mit deutlichem Abstand die Zwischenfrucht- und die Spätumbruchvarianten (1985/86) bzw. umgekehrt (1986/87). Die niedrigsten Nitratkonzentrationen wurden auf den nicht umgebrochenen Klee-gras-Kontrollparzellen festgestellt.

Abbildung 4 zeigt den Einfluß des Zwischenfruchtanbaus auf die Nitratstickstoffgehalte nach Ackerbohnen im Boden.

Am 30.09.1987, zehn Tage nach der Bearbeitung der Ackerbohnenstoppel, ist noch keine Differenzierung im Nitratgehalt erkennbar. Sechs Wochen später, Mitte November, lassen sich jedoch schon Differenzen absichern.

Die Ackerbohnenzwischenfrucht aus der Ausfallbohne allein ist in der Lage den Nitratgehalt in der

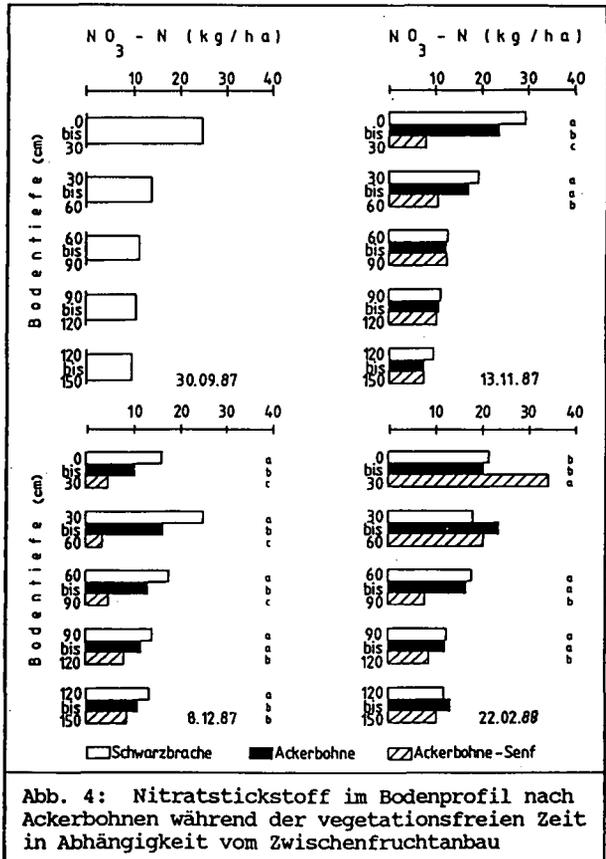


Abb. 4: Nitratstickstoff im Bodenprofil nach Ackerbohnen während der vegetationsfreien Zeit in Abhängigkeit vom Zwischenfruchtanbau

Krume (0-30 cm) im Vergleich zur Schwarzbrache zu reduzieren. Wesentlich deutlicher fällt allerdings die Reduktion des  $\text{NO}_3$ -Gehaltes durch die kombinierte Ackerbohnen-Senf-Zwischenfrucht aus und zwar bis in 60 cm Bodentiefe. In der ersten Dezemberdekade ist der Zwischenfruchteffekt dann bereits im gesamten erfaßten Bodenprofil nachweisbar. Die Nitratstickstoffgehalte für die Ackerbohnenzwischenfrucht liegen in allen Bodentiefen deutlich unter den Werten für die Schwarzbrache. Ebenso deutlich liegen die Werte für das Ackerbohnen-Senf-Gemenge unter den Gehalten für die Ackerbohnenzwischenfrucht. Insgesamt werden bis in 90 cm Tiefe 70 kg  $\text{NO}_3$ -N/ha für die Schwarzbrache, 42 kg für die Ackerbohnenzwischenfrucht und lediglich 14 kg für das Ackerbohnen-Senf-Gemenge nachgewiesen.

Im Februar des Folgejahres 1988 - nach erfolgter Einarbeitung der Zwischenfrüchte im Dezember 1987 - ist bei der Gemengevariante eine verstärkte Freisetzung von  $\text{NO}_3$ -Stickstoff in der Krume festzustellen.

### **Zusammenfassung**

Bei den praxisüblichen Anbauverfahren ist sowohl nach Ackerbohnen als auch nach Klee gras mit einer vorwinterlichen Freisetzung von Nitratstickstoff zu rechnen, der eine Gefährdung des Grundwassers darstellt.

Es konnte gezeigt werden, daß die Nitratverlagerung im Bodenprofil nach Klee gras durch Zwischenfruchtanbau (Gelbsenf) deutlich reduziert werden kann, wobei die N-Retention maßgeblich von der Jahreswitterung beeinflußt wird.

In den vorgestellten Versuchen konnte auch mit der Ackerbohnenzwischenfrucht eine Reduzierung der Nitratstickstoffgehalte nach dem Anbau von Ackerbohnen erzielt werden. Die Wirkung des Ackerbohnen-Senf-Gemenges war jedoch wesentlich stärker ausgeprägt.

### **Literatur**

HEB, J. und A. KLEIN (1987): Möglichkeiten zur Verringerung der N-Frühjahrs-lücke im Organischen Landbau durch verbesserte Nutzung von Leguminosenstickstoff und systemkonforme Düngungsmaßnahmen - Forschung und Beratung, Reihe B, H 36, 42-63

HUBER, R. (1988): Biologische N-Fixierung der Ackerbohnen und deren Auswirkungen auf dem N-Haushalt des Bodens im Rahmen getreidebetonter Fruchtfolgen - Diss. ETH Zürich

Beeinträchtigung der Sickerwasserqualität hinsichtlich  
der Nitratverlagerung durch Fäkalschlammablagerungen  
in einem Brachlandeinzugsgebiet

von  
Kreutz, St.<sup>†</sup>

Im Hinblick auf eine ordnungsgemäße Landbewirtschaftung ist dem Nitrataustrag von Fäkalschlämmen verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen.

Vergleichsweise geringe Schwermetallkonzentrationen gegenüber den häufig mit Industrieanteilen versetzten Klärschlämmen sprechen für eine landbauliche Verwertung von Fäkalschlämmen. Dagegen tragen seuchenhygienische Bedenken und landschaftsästhetische Aspekte erheblich dazu bei, der Entsorgung von Fäkalschlämmen skeptisch gegenüber zu stehen (BISCHOFBERGER et al. 1987).

Additiv ist anzuführen, daß bisher ein Informationsdefizit bezüglich des Nitrataustrags von Fäkalschlämmen existiert.

Besonders präsent erscheint das Problem der Fäkalschlammbeseitigung in Gegenden mit hohem Fäkalschlammanfall, beispielsweise in den Mittelgebirgsregionen. In diesen Gebieten ist eine Fäkalschlammaufbringung des öfteren auf Öd- oder Unlandflächen zu beobachten; dies sind in der Regel Sozialbracheflächen. Exemplarisch sei hierfür das im Rahmen eines DFG-Projektes untersuchte Einzugsgebiet Hirzenhain im Lahn - Dill Bergland in der Höhenstufe um 500 m ü.NN vorgestellt. Dieses Untersuchungsgebiet setzt sich aus dem in etwa 13 ha großen Teileinzugsgebiet Hirzenhain A und dem knapp 20 ha großen, in Bezug auf Brachflächenanteil, Hangneigung und Exposition ähnlichen Teileinzugsgebiet Hirzenhain B zusammen (MEUSER 1988).

Bei ersten Wasserprobeentnahmen des Vorfluters wurden in Hirzenhain A doppelt so hohe Nitratkonzentrationen festgestellt wie im Nachbargebiet Hirzenhain B. Es wird vermutet, daß Sickerwässer einer oberhalb des Quellbereiches des Vorfluters gelegenen " wilden Fäkalschlammdeponie " für die erhöhten Nitratwerte verantwortlich sind. Bestärkt wird diese Vermutung durch ebenfalls erhöhte Chlorid- und Sulfatkonzentrationen und die flächendeckende Ausbreitung von Brennesseln (*urtica dioica*) vor allem im unmittelbaren Bereich des " Fäkal-feldes ".

<sup>†</sup>Institut für Mikrobiologie und Landeskultur -Landeskultur- der Justus-Liebig Universität Gießen, Senckenbergstraße 3, D-6300 Gießen

Die Fäkalschlammbeaufschlagung in Hirzenhain A wurde bis ins Jahr 1985 fortgesetzt. Allerdings ist es unbekannt, in welchen zeitlichen Abständen und Mengen die Aufbringung erfolgte. Diese Ausgangssituation erschwert es, schlüssige Aussagen bezüglich der Belastung des Vorfluters zu treffen. Demgegenüber ist es als günstig zu bewerten, daß Sozialbracheflächen durch einen relativ geringen natürlichen Nitrataustrag geprägt sind (SOKOLLEK et al. 1983) und daher sich bei einer Fäkalschlammaufbringung gut zur Abschätzung der Nitratbelastung eignen.

Boden- und Sickerwasseruntersuchungen im Zeitraum Oktober 1985 bis Juli 1986 auf unterschiedlich bewirtschafteten, jedoch hinsichtlich des Bodentyps ähnlichen Standorten (Kolluvien) in Hirzenhain A und Hirzenhain B sollen einen Beitrag zur Klärung der Frage liefern, inwieweit ein Zusammenhang zwischen den erhöhten Nitratkonzentrationen und der "wilden Fäkalschlammdeponie" besteht. Zur Erfassung der Sicker- bzw. Grundwasserinhaltsstoffe wurden Beobachtungsrohre (bis max. 3 m Tiefe) parallel zum Vorfluter bzw. auf dem " Fäkalfeld " installiert. Ergänzend hierzu wurden Meßstellen im Vorfluter Hirzenhain A zur Ermittlung der Nitratkonzentration des Gebietsabflusses eingerichtet. Die Probenahmen erfolgten in zweiwöchentlichem Turnus, häufig aber auch ereignisbezogen.

Als bodenkundliche Untersuchungsflächen (durchschnittliche Flächengröße 20 \* 30 m) zur Bestimmung des Nitrat- und Ammoniumstickstoffgehaltes dienen in Hirzenhain A das " Fäkalfeld ", ein extensiv bewirtschafteter Acker (Sommergerste) und eine Grasbrachefläche. Die Bodenproben wurden in Abständen von zwei bis vier Monaten bis in eine Tiefe von 90 cm in sechsfacher Wiederholung entnommen. Bei der Bestimmung des Nitratstickstoffgehaltes kam die von WEHRMANN & SCHARPF (zit. in SCHARPF 1977) entwickelte  $N_{min}$ -Methode zur Anwendung. Der Ammoniumstickstoffgehalt wurde mittels ionensensitiver Ammoniumelektrode gemessen.

Das Ergebnis der Nitratstickstoffuntersuchung wird exemplarisch für die zwei Untersuchungsflächen " Fäkalfeld " und Acker HA vorgestellt und anhand der Abbildung 1 erläutert.

Auf dem " Fäkalfeld " ist zum Oktober 1985 im Vergleich zu der extensiv bewirtschafteten Ackerfläche in Hirzenhain A aufgrund des größeren Stickstoffreservoirs insgesamt ein wesentlich höherer Nitratstickstoffgehalt anzutreffen (bezogen auf 90 cm Bodentiefe : 408 kg  $NO_3^-$ -N / ha).

Die über das Abflußsimulationsmodell BRAWA (MEUSER 1988) berechnete Sickerung

Wie der Abbildung 2 zu entnehmen ist, geht die mittlere Nitratbelastung vom " Fäkalfeld " bis zu dem ca. 300 m nördlich entfernt gelegenen Abflußpegel zurück. Zum einen bestätigen dies die abnehmenden Nitratkonzentrationen der parallel zum Vorfluter verlaufenden Beobachtungsrohre, zum anderen die Nitratkonzentrationen im Bachverlauf. Der vom Fäkalfeld zum Pegel hin rückläufige Trend der Nitratkonzentrationen trifft auch (wie aus Abb. 2 hervorgeht) relativ gut auf die durchschnittlichen Chloridkonzentrationen und die elektrolitischen Leitfähigkeiten zu.

Die Berechnung der Abflußkomponenten (Gebietsabfluß, Sickerung, Grundwasserabfluß) über das Niederschlag-Abflußmodell **BRAWA** erleichterte es die Beziehungen zwischen den Abflußkomponenten und der Nitratkonzentration abzuschätzen. Hierbei ergeben sich für das " Fäkalfeld " im Vergleich zu den anderen Standorten (Acker,Grasbrache) statistisch absicherbare positive Beziehungen zwischen den Komponenten Gesamtabfluß, Sickerung und der Nitratkonzentration. Allerdings muß, wie aus Abbildung 3 anschaulich hervorgeht, das zeitliche Verhalten der Nitratkonzentration der Deponiesickerwässer mitberücksichtigt werden.

Innerhalb des Kurvenverlaufs lassen sich in der Abbildung 3 die Zeiten höchster (berechneter) Sickerungen (Mitte Januar/ Ende März) gut erkennen. Zu diesen sickerintensiven Perioden können "stichprobenartig" die gemessenen Nitratkonzentrationen abgelesen werden. Besonders wichtig erscheint es, daß sich bei dieser prozessorientierten Betrachtungsweise nutzungsspezifische Unterschiede herauskristallisieren. Für den Standort " Fäkalfeld " ergibt sich im Vergleich zu der ausgewählten Grasbrachefläche und dem extensiv bewirtschafteten Acker HA für den ersten Sickertermin (Januar) eine höhere Nitratkonzentration als im März. Möglicherweise wird das Nitrat auf dem "Fäkalfeld" bei einsetzender Sickerung schneller mobilisiert als auf dem Acker und der Grasbrache. Diese Aussage läßt sich durch die bodenkundlichen Untersuchungen untermauern (vgl. Abb. 1). Das maximale Ausmaß der Nitratverlagerung war auch hier zeitlich früher erreicht worden als bei der untersuchten Acker- und Grasbrachefläche.

Die Problematik des Nitrataustrages von Fäkalschlämmen bedarf sicher weitergehender Untersuchungen. Zweifelsohne kann die Verwertung von Fäkalschlämmen in der Landwirtschaft in Gebieten mit hohem Fäkalschlammanfall (z.B. im Mittelgebirge) zu einem brisanten Problem werden, zumal auch in absehbarer Zukunft schätzungsweise 8 - 10 % der Bevölkerung des Bundesgebietes durch Hauskläranlagen entsorgt werden müssen (BISCHOFBERGER et al. 1987).

löste auf dem " Fäkalfeld " im Unterschied zu der Untersuchungsfläche Acker HA eine im Dezember 1985 zu beobachtende relativ sprunghafte Nitratverlagerung vom Oberboden in den Unterboden aus. Meßbar drückt sich dieser Verlust als Differenz zum vorangegangenen Bodenprobeentnahmetermin in ca. 188 kg  $\text{NO}_3^-$ -N/ha aus.

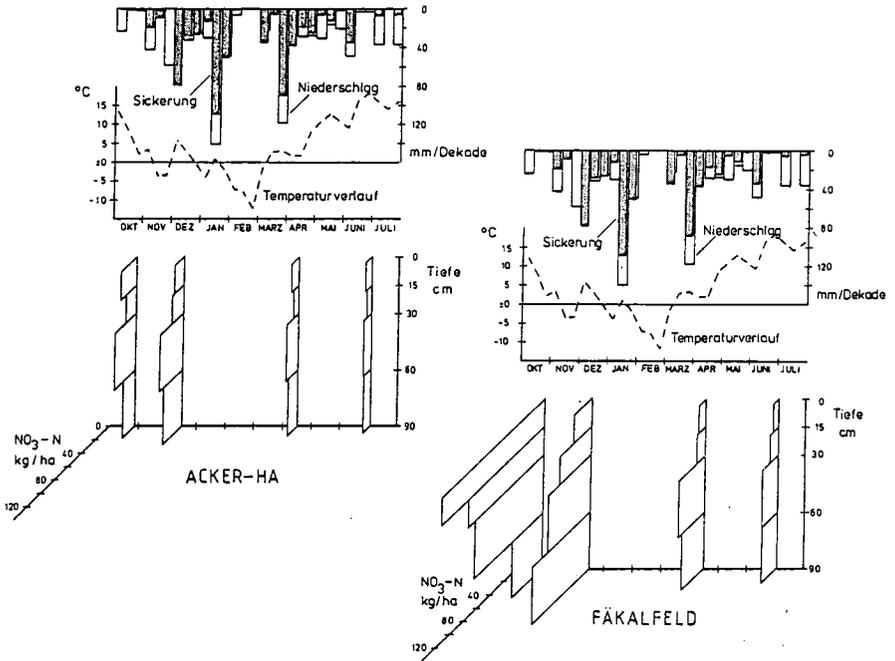


Abbildung 1: Nitratstickstoffgehalte auf dem " Fäkalfeld " und der Ackerfläche in Hirzenhain A zu unterschiedlichen Probeentnahmeterminen

In der Zeit vom 15.12.1985 bis 15.4.1986 konnten auf beiden Standorten sowohl bei der Bestimmung des Ammoniumstickstoffs als auch des Nitratstickstoffs Verlagerungserscheinungen nachgewiesen werden. Gemäß den Erwartungen fielen diese am gravierensten auf dem " Fäkalfeld " aus. Betrug beispielsweise die im Dezember den Pflanzen potentiell zur Verfügung stehende Gesamtmenge an Mineralstickstoff in 0 bis 90 cm Bodentiefe auf dem " Fäkalfeld " ca.305 kg N / ha , so sind davon im April nur noch ca. 122 kg N / ha vorzufinden. Demgegenüber ist auf der Grasbracheuntersuchungsfläche (hier nicht abgebildet) eine Verlagerung von ca. 40 kg N / ha in tiefere Bodenschichten festzustellen; für die untersuchte Ackerfläche fiel sie mit 80 kg N / ha etwa doppelt so hoch aus wie für die Grasbrache.

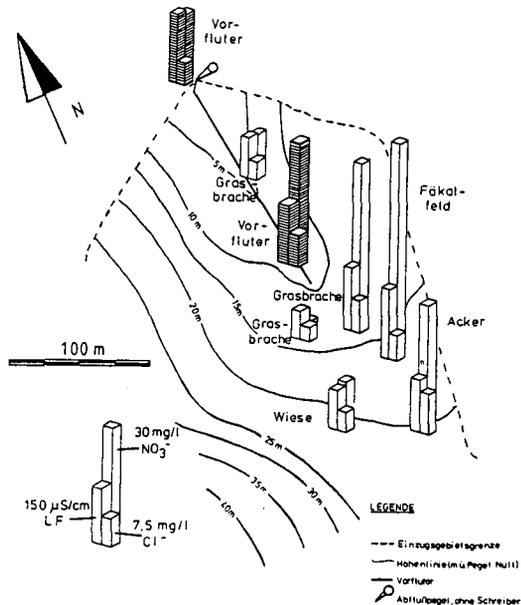
Der sich auf allen drei Untersuchungsflächen von April bis Juli abzeichnende abnehmende Trend bezüglich des Nitratstickstoffgehaltes wird weitgehend durch das Wiedereinsetzen der Vegetationsaktivität hervorgerufen. Darüberhinaus reduziert die ab Mitte April zunehmende Evapotranspiration die Bodenfeuchte auf ein Maß, bei welchem über das Abflußsimulationsmodell **BRAWA** nur noch eingeschränkt Sickerungen berechnet werden.

Die Nitratbestimmung der Sickerwässer bzw. des Gerinneabflusses lieferte eindeutig das Ergebnis, daß die im Südwesten des Einzugsgebietes Hirzenhain A gelegene knapp 0,3 ha große Fäkalschlammdeponie zu einer Erhöhung der Nitratkonzentrationen am Pegel beiträgt. Stellt man die in der Untersuchungsperiode auf dem " Fäkalfeld " maximal gemessene Nitratkonzentration von  $174,16 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  den Sickerwässern des Ackers und der Grasbrache gegenüber, so ergibt sich für diesen Zeitpunkt eine Relation von  $40 : 4 : 1$ . Als durchschnittliche Konzentration errechnet sich für die Fäkalwässer eine Nitratkonzentration von  $55,54 \text{ mg/l}$  und liegt damit 16-fach höher als bei den Sickerwässern unter Grasbrache.

Sicherlich ist es demnach gerechtfertigt (als Orientierungshilfe) die Größenordnung von Nitratgehalten der Fäkalsickerwässer zwischen  $50 \text{ mg/l}$  und  $150 \text{ mg/l}$  anzusetzen.

Abbildung 2 :

Mittelwerte der im Einzugsgebiet Hirzenhain A während des Untersuchungszeitraumes gemessenen Nitrat- und Chloridkonzentrationen und der elektrolytischen Leitfähigkeit



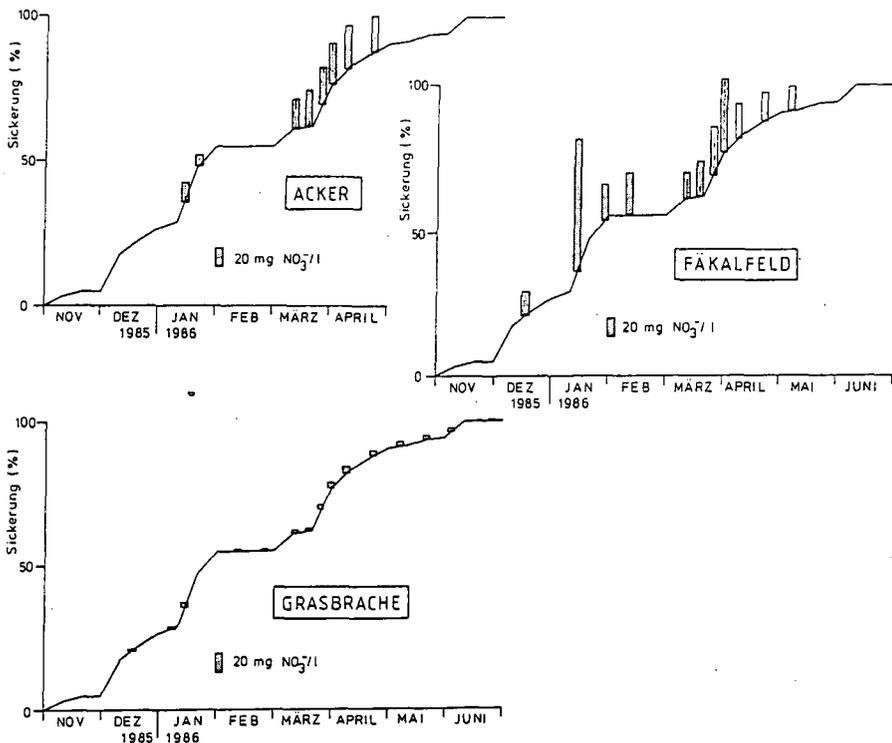


Abbildung 3 : Zeitabhängiges Verhalten zwischen Sickerung und Nitratkonzentration auf dem " Fäkalfeld ", der Ackerfläche in Hirzenhain A und der Grasbrachefläche

BISCHOFBERGER, W., RESCH, H. & P. BAUMGART (1987): Schlämme aus Hauskläranlagen. In: Berichte aus Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen. TU München, Heft 48.

MEUSER, A. (1988): Kontinuierliche Berechnung der Wasserbilanz im Mittelgebirge als Grundlage für die Untersuchung des Nitrataustrages. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band).

SCHARPF, H.C. (1977): Der Mineralstickstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf-Entwicklung und Überprüfung eines Verfahrens zur N-Düngerbedarfsprognose am Beispiel von Winterweizen. Diss. TU Hannover.

SOKOLLEK, V., SÜBMAN, W. & B. WOHLRAB (1983): Einfluß land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung sowie von Sozialbrache auf die Wasserqualität kleiner Wasserläufe im ländlichen Mittelgebirgsraum. In: Schriftenreihe des DVWK, Heft 57, S.55 - 176.

Betriebswirtschaftliche Aspekte von Umweltauflagen in  
Wasserschutzgebieten (Kurzfassung)\*\*)

von

Kuhlmann, F.<sup>\*)</sup>

Aus den Verordnungen zur Sicherstellung der Trinkwasserqualität ergeben sich für die Trinkwasserlieferanten Produkthaftungsprobleme: Jeder Bürger, der nachweist, daß das an ihn gelieferte Trinkwasser nicht den Anforderungen entspricht, kann Schadenersatz geltend machen. Da ein qualitativ unzureichendes Trinkwasser i.d.R. schon durch eine unzureichende Qualität des Rohwassers bedingt ist, hat der Trinkwasserproduzent ggf. zur Sicherstellung einer hinreichenden Wasserqualität prinzipiell drei Anpassungsmöglichkeiten, nämlich (1) Reinigung des Trinkwassers, (2) Wechsel seiner Wassergewinnungsstandorte und (3) Veranlassung der anderen Nutzer der Wassergewinnungsstandorte zu Nutzungsänderungen, von denen anzunehmen ist, daß sie die Rohwasserbelastung senken.

Für die dritte Handlungsmöglichkeit sieht das Wasserhaushaltsgesetz des Bundes (WHG) in §19(4) insbesondere für die land- und forstwirtschaftlichen Nutzer von Wasserschutzgebieten (Zone III) Ausgleichszahlungen vor, die dann zu gewähren sind, wenn eine "ordnungsgemäße land- oder forstwirtschaftliche Nutzung eines Grundstückes" durch Anordnungen zur Sicherstellung der Wasserqualität eingeschränkt wird.

Geht man davon aus, daß sich derartige Anordnungen insbesondere auf Beschränkungen der Stickstoffausbringung beziehen werden, dann ergeben sich für eine operationale Umsetzung des §19(4) WHG aus betriebswirtschaftlicher Sicht vor allem drei Fragen:

1. Da Ausgleichszahlungen nur insoweit gewährt werden, als die ordnungsgemäße Nutzung eingeschränkt wird, ist zu fragen, wie die "ordnungsgemäße land- und forstwirtschaftliche Nutzung" bewertungstechnisch zu definieren ist.

<sup>\*)</sup> Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen.

<sup>\*\*)</sup> Die ausführliche Fassung dieses Beitrages wird in der "Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung" erscheinen.

2. Wie kann §19(4) WHG so umgesetzt werden, daß für eine möglichst einfache Verwaltungsabwicklung pauschale Ausgleichsbeträge festgelegt werden können, die Rechnungen für jeden Einzelfall überflüssig machen und gleichzeitig verhindern, daß es zu permanenten Streitigkeiten kommt?
3. Welche Beträge sind für die Ausgleichszahlungen bei unterschiedlich rigorosen Beschränkungen der ordnungsgemäßen Landnutzung zu erwarten?

Diese Fragen wurden in einem Gutachten für den Hessischen Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit zusammenfassend wie folgt beantwortet:

Zu 1.: Ordnungsgemäß ist in einem bestimmten Gebiet die Landwirtschaft dann, wenn bei den gegenwärtigen Naturalertragsniveaus dem Boden nicht mehr Nährstoffe zugeführt werden, als die Nutzpflanzen dem Boden in ihren abzuerntenden Bestandteilen entziehen. Bei  $P_2O_5$  und  $K_2O$  wurde eine 100%ige Ausnutzung, bei Stickstoff dagegen nur eine 67%ige Ausnutzung der Nährstoffe durch die Pflanzen unterstellt, weil auch bei guter landwirtschaftlicher Praxis - wie Versuche und Expertenaussagen zeigen - nicht vollständig zu verhindern ist, daß gewisse N-Mengen in die Luft entweichen, in den Unterboden eindringen und im Boden irreversibel festgelegt werden. Werden nun Beschränkungen der N-Zufuhr über das oben definierte "ordnungsgemäße" Maß hinaus ausgesprochen, so sind entsprechende Ertrags- und letztlich Gewinneinbußen zu erwarten, für die Ausgleichszahlungen zu leisten sind.

Zu 2.: Zur Berechnung der zu erwartenden Ausgleichsbeträge bei Einschränkungen der N-Zufuhr wurde die folgende Vorgehensweise vorgeschlagen: Hessen ist nach seinen natürlichen Standortbedingungen in 10 Wirtschaftsgebiete aufgeteilt. Für diese Wirtschaftsgebiete ergeben sich aus umfangreichen und regelmäßig erfaßten Buchführungsergebnissen die Flächennutzungs- und Anbauverhältnisse und die Naturalertragsniveaus der einzelnen Früchte. Diese Werte werden zur Berechnung der Ausgleichszahlungen benötigt. Des weiteren werden die landwirtschaftlichen Betriebe bei der Erfassung der Buchführungsergebnisse in vier Hauptbetriebssysteme, nämlich "Marktfrucht-, Veredelungs-, Futterbau- und Gemischtbetriebe,"

untergliedert. Schließlich lassen sich für die Stickstoffbegrenzung als zentralem Lenkungsinstrument verschiedene Maximalwerte ansetzen. Es wurde eine stufenweise, um jeweils 10 kg N/ha reduzierte, N-Zufuhr bis auf einen Minimalwert von 60 kg N/ha kalkuliert.

Die Differenzierung nach Wirtschaftsgebieten, nach Hauptbetriebssystemen und nach verschiedenen N-Zufuhrniveaus erscheint ausreichend, um die Ausgleichsbeträge für einen Betrieb, der ja in einem bestimmten Wirtschaftsgebiet liegt, einem bestimmten Betriebssystem angehört und eine bestimmte Reduzierung der N-Zufuhr zu erwarten hat, sachgerecht kalkulieren zu können. Wir nennen diese Vorgehensweise eine "differenzierte Pauschalierung". Sonderfälle, wie z.B. Obst- oder Weinbaubetriebe, bleiben jedoch einer Einzelfallbewertung vorbehalten.

Zu 3.: Aus den gegenwärtigen Naturalertragsniveaus der Betriebe wurden zunächst die gegenwärtig notwendigen N-Zufuhren bei "ordnungsgemäßer" Wirtschaftsweise kalkuliert. Ja nach Wirtschaftsgebiet und Betriebssystem liegen sie zwischen ca. 140 und 180 kg/ha LF. Als Beispiel zeigt dann die untenstehende Übersicht, welche Ausgleichsbeträge im hessischen Wirtschaftsgebiet "Wetterau, Rhein-Main" für die vier Betriebssysteme bei verschiedenen Reduktionen der N-Zufuhr je ha Ackerfläche zu erwarten wären. Ähnliche Größenordnungen ergeben sich auch für die übrigen hessischen Wirtschaftsgebiete.

ÜBERSICHT: Zu erwartende jährliche Ausgleichsbeträge je ha Ackerfläche im Wirtschaftsgebiet "Wetterau, Rhein-Main" in Abhängigkeit vom Betriebssystem und vom Ausmaß der Reduktion der N-Zufuhr

REDUKTION DER N-ZUFUHR auf... kg/ha	MARKTFRUCHT BETRIEBE	VEREDLUNGS- BETRIEBE	FUTTERBAU- BETRIEBE	GEMISCHT- BETRIEBE
140	532	392	637	525
120	834	664	911	796
100	1140	940	1187	1084
80	1447	1223	1465	1373
60	1754	1505	1743	1662

Abschließend läßt sich feststellen: Wenn man berücksichtigt, daß mit unterschiedlich hohen Begrenzungen der N-Zufuhr auch unterschiedlich hohe Wahrscheinlichkeiten für den Nitrataustrag in das Grundwasser verbunden sind, dann liefern die berechneten Ausgleichsbeträge auch eine Entscheidungsgrundlage für Kosten-Nutzen-Betrachtungen der Trinkwasserproduzenten. Sie können abwägen, welche Begrenzungen Sie aus produktionstechnischer und ökonomischer Sicht anstreben sollen. Dabei können Sie die für die N-Auswaschung wichtigen Boden- und Niederschlagsbedingungen des Standortes berücksichtigen. Des weiteren können Sie beurteilen, wie sich die hier diskutierte Handlungsalternative wirtschaftlich im Vergleich zu den beiden übrigen, eingangs genannten, Handlungsmöglichkeiten der Reinigung des Rohwassers und der Verlegung von Wassergewinnungsstandorten darstellt.

**Kontinuierliche Berechnung der Wasserbilanz im Mittelgebirge  
als Grundlage für die Untersuchung des Nitrataustrages**

von

MEUSER; A.\*

### 1. Einleitung

Die Bestimmung von Stoffausträgen -insbesondere der Nitratauswaschung- basiert im allgemeinen auf der Ermittlung des Sickerwasserdargebots. Die Berechnung des Sickerwasseraufkommens selbst kann aber nur durch eine mehr oder weniger detaillierte Bilanzierung der Wasserflüsse erfolgen, wobei die raum/zeitliche Auflösung derartiger Modellrechnungen sich nach der Verfügbarkeit der Inputdaten richtet.

Auch im Mittelgebirge kann die Nitratbelastung des Grundwassers bzw. der Vorfluter bedenkliche Ausmaße annehmen; man denke z.B. an Einzugsgebiete von Trinkwassertalsperren oder aber auch an die gelegentlich zu beobachtende, häufig nicht ordnungsgemäße Abfallbeseitigung von Fäkalschlämmen (KREUTZ 1988).

### 2. Konzeption des Abflusssimulationsmodelles BRAWA

Zur kontinuierlichen Berechnung der Wasserbilanz in Mittelgebirgslagen wird im folgenden das Abflusssimulationsmodell BRAWA kurz erläutert. Mit Hilfe dieses Modelles ist es möglich für kleinere Einzugsgebiete mit geringem Versiegelungsgrad die wichtigsten Wasserhaushaltskomponenten boden- und nutzungsabhängig längerfristig in Zeitschritten  $\Delta t = 1$  Tag zu berechnen. Hierzu werden nur der Freilandniederschlag, Lufttemperatur und Luftfeuchte als Inputdaten zwingend benötigt (MEUSER 1988).

Eine Berechnung des Wasserdargebotes für die Mittelgebirgslagen ist meist nur unter Benutzung vereinfachender, systemhydrologischer Modellansätze möglich. Physikalische Grundlage bildet dabei das Kontinuitätsprinzip, die Erhaltung der Energie wird über die Parametrisierung des Modells erreicht. Die hier benutzten Rechenansätze basieren auf linearen Differentialgleichungen, die geschlossen lösbar sind, so daß der Rechenaufwand sich in vertretbaren Grenzen hält.

---

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

Aus systemhydrologischer Sicht läßt sich der komplexe Niederschlags-Abfluß Vorgang in folgende Phasen gliedern (EULER 1974) (Abb.1) :

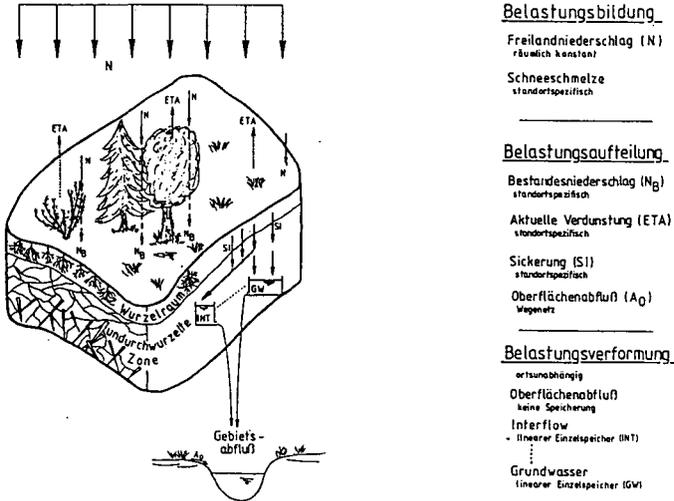


Abbildung 1 : Veranschaulichung des Abflusssimulationsmodells BRAWA

**Belastungsbildung:** Regen und Schneeschmelze stellen diese Phase dar. Sie kann als raumvariant angenommen werden. Bei sehr kleinen Einzugsgebieten ist die Belastung im allgemeinen räumlich konstant. Für die Schneeschmelze gilt allerdings eine in erster Linie nutzungs- bzw. vegetationsabhängige räumliche Varianz.

**Belastungsaufteilung:** Es erfolgt die Aufspaltung der Belastung in die abflußwirksamen- und unwirksamen Teile; hier v.a. in Verdunstung und Sickerung. In Abhängigkeit von der Vegetation und Böden ist die Belastungsaufteilung als raumvariant zu betrachten.

**Belastungsverformung:** Durch die Transportmechanismen im undurchwurzelten Bereich erfolgt eine Retention, so daß die abflußwirksamen Niederschlagsanteile verzögert zum Kontrollpunkt (Pegel) gelangen.

Da die Belastungsbildung durch Schneeschmelze sowie die Belastungsaufteilungsphase ortsabhängig sind, erfolgt eine Zweiteilung in ein Standortwasserbilanz- und Gebietsabflußmodell.

Im Standortwasserbilanzmodell werden für im betrachteten Einzugsgebiet vorkommende charakteristische Vegetationsformen und Böden Wasserbilanzen aufgestellt. Laterale Wasserflüsse im durchwurzelten Bodenraum werden hierbei vernachlässigt.

Das Standortwasserbilanzmodell gliedert sich in folgende drei Teilmodelle:

**Interzeptionsmodell** (nur für höherwüchsige Vegetationsformen):

Es wird auf einen stark vereinfachenden Rechenansatz zurückgegriffen.

Dieser ist bereits in MEUSER (1987) eingehend beschrieben.

**Schneedeckenmodell:**

Die Berechnung der Schneedeckenentwicklung erfolgt über das für Tageszeitschritte modifizierte Snow-Compaction Verfahren mit der Berechnungsvariante der potentiellen Schneeschmelze über die Temperatur-Faktor Methode (KNAUF 1980).

**Bodenfeuchtemodell:**

Die Bilanzierung der Bodenfeuchte wird über das Verfahren HAUDE-Bodenwasserhaushalt vorgenommen, das im folgenden kurz erläutert wird.

Der momentane Wassergehalt des durchwurzelten Bodenraumes kann durch folgende Differentialgleichung beschrieben werden (unter  $Bf(t)$  sei der pflanzennutzbare Wassergehalt verstanden):

$$\frac{dBf(t)}{dt} = \text{INFILTRATION} - \text{VERDUNSTUNG} - \text{SICKERUNG}$$

Für höherwüchsige Vegetationsformen (Buschbrache, Wald) stellt der Bestandesniederschlag den Input in das System Boden (= Infiltration) dar, für niederwüchsige Vegetationen (Grasbrache, Wiese, Acker) ist dies der Freilandniederschlag. Oberflächenabfluß kann vernachlässigt werden; nur für Wege wird der Oberflächenabfluß pauschal abgeschätzt (Beiwertansatz).

Die Berechnung der potentiellen Verdunstung erfolgt nach HAUDE (1955), jedoch unter Verwendung vegetationsabhängiger, der phänologischen Entwicklung angepaßter Faktoren.

Sinkt der Wassergehalt im durchwurzelten Bodenraum unter den kritischen Schwellenwert  $Bf_{\text{krit}} = 0,6 * nFK$ , so muß mit einer Verdunstungseinschränkung gerechnet werden. Das Verhältnis zwischen aktueller und potentieller Verdunstung fällt ab dieser kritischen Bodenfeuchte linear und nimmt bei Erreichen des Welkepunktes den Wert null an.

Die Sickerung aus dem durchwurzelten Bodenraum wird in eine relativ langsame Matrixsickerung und in eine schnelle Makroporensickerung unterteilt. Letztere setzt -unabhängig von der momentanen Bodenfeuchte- ein, wenn die Infiltration den Schwellenwert von 10 mm/d übersteigt; die Berechnung erfolgt über einen Beiwertansatz.

Matrixsickerung findet dagegen nur bei Bodenfeuchtegehalten über Feldkapazität statt. Die Matrixsickerung wird "proportional dem aktuellen durchström-

baren Gravitationsporenraum" gesetzt (OSTROWSKI 1982, S.71).

Die Übertragung der nach diesen Vorgaben berechneten Standortwasserbilanzen auf die Fläche erfolgt nach dem Prinzip der Pedohydrotope (vgl. Abb. 2).

Die Ausgrenzung der Pedohydrotope wird nach bodenhydrologischen Gesichtspunkten vorgenommen; die weitere Unterteilung in Teilpedohydrotope wird dagegen nach nutzungs- bzw. vegetationspezifischen Kriterien durchgeführt.

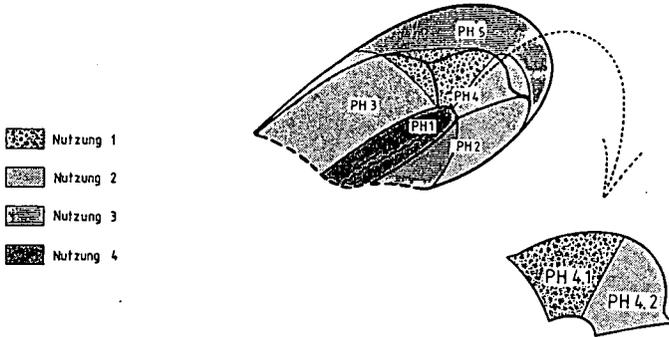


Abbildung 2 : Aufteilung des Einzugsgebietes in Pedohydrotope (PH1,...,PH5) und nutzungs-spezifische Teilpedohydrotope (PH4.1 , PH4.2)

Die errechneten Gebietssickerwasserhöhen werden wegen des relativ langen Berechnungszeitschrittes  $\Delta t = 1$  Tag räumlich geblockt und reichern in Abhängigkeit von ihrer Intensität ein System von Einzellinearspeichern (vgl. EULER 1974) an. Der Output aus diesen Speichern wird mit dem Oberflächenabfluß zum Gebietsabfluß zusammengefaßt.

### 3. Modelleichung und -anwendung

Die Eichung und Anwendung des Modells werden hier für zwei kleine Einzugsgebiete ( $\geq 0,2$  km<sup>2</sup>) des höheren Lahn-Dill Berglandes gezeigt. Den geologischen Untergrund bilden paläozoische Gesteine. Die relativ steinigen Böden weisen nutzbare Feldkapazitäten von ca. 90 bis 140 mm auf.

Die Gebiete werden nur noch extensiv genutzt. Etwa die Hälfte der Fläche wird von Grasbrache (Sozialbrache) eingenommen; ca. 40 % werden als extensive Wiesen genutzt und nur 10 % in Nebenerwerbslandwirtschaft vorwiegend mit Sommergetreide bestellt.

In Abbildung 3 ist die Eichung des Bodenfeuchtemodells für einen Wiesenstandort im Forschungsgebiet Hirzenhain A dargestellt. Deutlich zu erkennen sind die Sickerperioden, während der die Bodenfeuchte über Feldkapazität (110 mm) liegt und in Frostperioden innerhalb weniger Tage exponentiell wieder auf Feldkapazität zurückgeht.

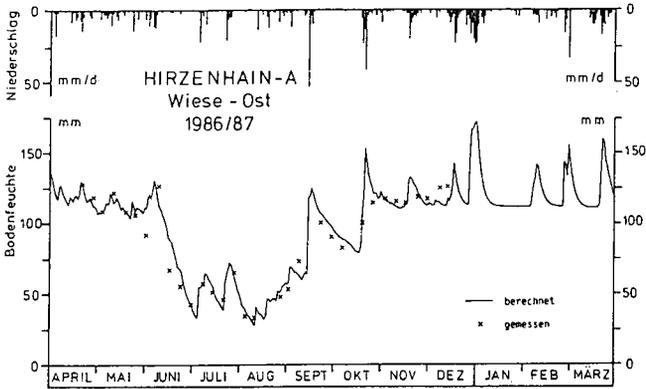


Abbildung 3 : Gang der berechneten Bodenfeuchte und gemessene Bodenfeuchtwerte für einen Wiesenstandort im Forschungsgebiet Hirzenhain A

Beispielhaft sind in Abbildung 4 für den Zeitraum November 1986 bis Februar 1987 die über das Abflusssimulationsmodell berechneten Gebietsabflüsse den am Pegel Hirzenhain B gemessenen Abflüssen gegenübergestellt.

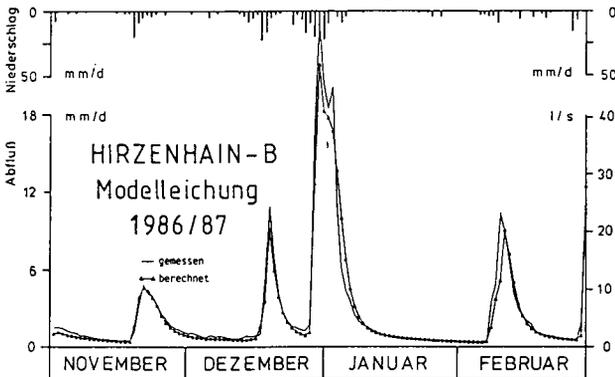


Abbildung 4 : Vergleich gemessener und berechneter Gebietsabflüsse für das Forschungsgebiet Hirzenhain B

Im Rahmen einer Untersuchung über die Beeinträchtigung der Sickerwasserqualität hinsichtlich der Nitratverlagerung durch Fäkalschlammablagerungen (KREUTZ 1988) wird für das Forschungsgebiet Hirzenhain A die (flächentaillierte) Wasserbilanz für einen längeren Zeitraum berechnet. Da für den Pegel Hirzenhain A nur wöchentliche Abflußmessungen vorliegen, kann der Vergleich des kontinuierlich simulierten Abflußganges mit den tatsächlichen Abflüssen nur anhand weniger, den mittleren Tagesabflüssen entsprechenden

Messungen vorgenommen werden (Abb. 5) . Es ist festzuhalten, daß eine gute Übereinstimmung mit diesen erzielt wurde, so daß die über das Modell berechnete flächenhaft aufgelöste Wasserbilanz als geeignete Grundlage für die Untersuchung des Nitrataustrages angesehen werden kann.

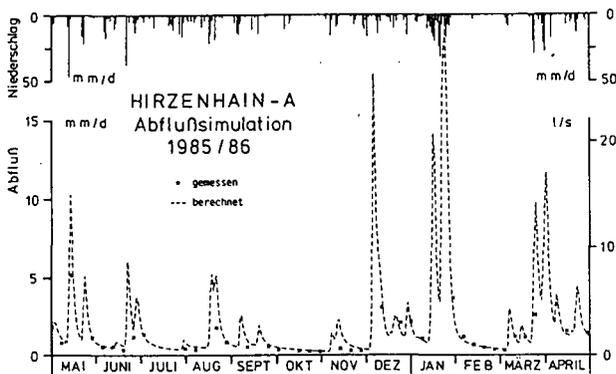


Abbildung 5 : Vergleich gemessener und berechneter Gebietsabflüsse für das Forschungsgebiet Hirzenhain A

#### 4. Literatur

- EULER,G.(1974) :Die Simulation der Niederschlagsaufteilung für Hochwasserabfluß-Modelle. Diss. Darmstadt.
- HAUDE,W.(1955) :Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitt. d. DWD 11, Bad Kissingen.
- KNAUF,D.(1980) : Die Berechnung des Abflusses aus einer Schneedecke. Analyse und Berechnung oberirdischer Abflüsse. Schriftenreihe des DVWK 46, S. 95 - 135, Hamburg und Berlin.
- KREUTZ,St.(1988) :Fäkalschlammablagerungen in einem Brachland Einzugsgebiet -mögliche Auswirkungen auf die Wasserqualität. Geographisches Inst. Universität Gießen, Dipl. Arbeit (unveröffentlicht).
- MEUSER,A.(1987) :Ein einfacher Modellansatz zur Berechnung von Bestandesniederschlägen höherwüchsiger Vegetationsformen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 55/II, S.919 - 924.
- MEUSER,A.(1988) :Effects of afforestation of abandoned land upon run-off characteristics - results of a continuous precipitation run-off model for small watersheds. In Vorbereitung für : Agricultural and Forest Meteorology.
- OSTROWSKI,M.W.(1982) :Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz. Diss. Aachen.

**Über die Sanierung eines durch Pflanzenschutzmittel  
belasteten Wassereinzugsgebietes**

von

MÜLLER-WEGENER, U., N. LITZ, W. KLEINE u. G. MILDE

Einleitung

Das Trinkwasser des Wasserwerkes Haltern ist mit Pflanzenschutzmitteln belastet. Zumindest das Herbizid Atrazin liegt seit zwei Jahren durchgängig über dem Grenzwert der TrinkwV. von  $0,1 \mu\text{g/l}$  (Kötter, Schlett, 1988). Nach ersten Ermittlungen gelangt die Kontamination vorwiegend über das Oberflächenwasser aus dem Einzugsgebiet des Halterner Stausees in das Roh- und Trinkwasser. Ziel des hier vorzu-

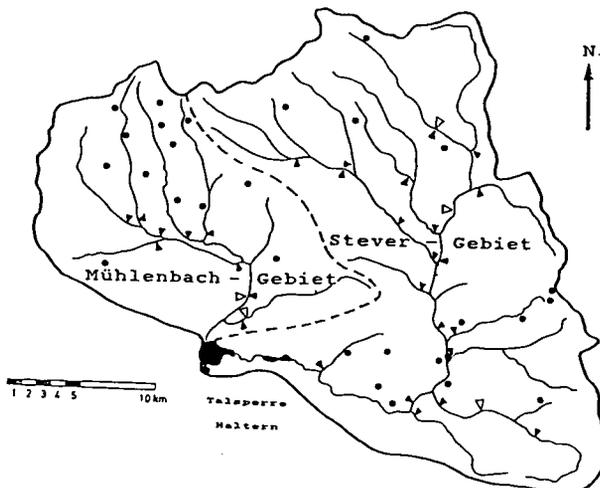


Abb. 1: Einzugsgebiet der Talsperre Haltern. Probenahmestellen für ▲ - Oberflächenwasser und Sediment, ● - Grundwasser. ▾ - Abflußpegel (Litz et al., 1988)

\*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33

stellenden Ansatzes ist es, durch dezidierte Untersuchungen Empfehlungen zu erarbeiten, die eine landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes und die Trinkwasserförderung nebeneinander möglich machen.

#### Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich südwestlich von Münster; es umfaßt mehr als 800 m<sup>2</sup> (Abb. 1). Die Zuflüsse der Talsperre sind die Stever aus einem leicht bewegten Relief kommend (von 40 auf 160 m ü NN ansteigend) und der Halterner Mühlenbach aus meist flachem Gebiet.

Die Geologie im Talsperreneinzugsgebiet wird weitgehend durch Sande, Niederterrasse und Tonmergel geprägt. Im Bereich des Mühlenbaches tritt vorwiegend die Lockergesteinsfacies mit hoher Durchlässigkeit auf. Vorwiegend sind Fein- und Grobsande anzutreffen. Sie erreichen eine Mächtigkeit von bis zu 300 m. Im Einzugsgebiet der Stever überwiegen Kluftgrundwasserleiter, die aus Sand- und Tonmergelfacies der Oberkreide gebildet werden und eine geringe Wasserdurchlässigkeit aufweisen. In weiten Bereichen sind sie von gering durchlässigen Grundmoränen überlagert.

Im Mühlenbachgebiet dominieren in Trockenlagen die Podsole sowie vereinzelt Braunerde-Parabraunerde aus feineren Sanden, in feuchten und Niederterrassenlagen Pseudogleye, Gleye und abgetragene Niedermoore. Das Einzugsgebiet der Stever wird in den Talauen von Gleyen geprägt. Höhere Lagen zeigen Podsole und Pseudogleye, die vorwiegend aus Geschiebemergel und Kreide gebildet werden. Vereinzelt treten im nördlichen Bereich Parabraunerden und Rendzinen auf.

Für die landwirtschaftliche Nutzung des Gebietes lassen sich eindeutige Anbaupräferenzen bezüglich Mais und Getreide erkennen (30-35 % bzw. 60-70 % der Ackerfläche). Ein erheblicher Anteil der Flächen ist wegen geringer Grundwasserflurabstände oder ungenügender Entwässerung auf schweren Böden mit Drainagen versehen,

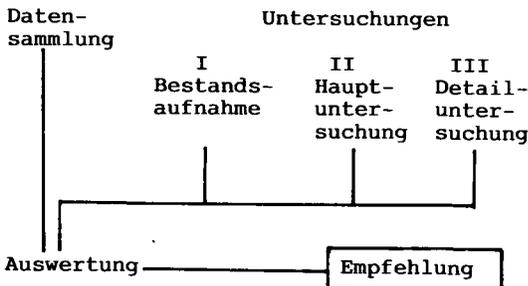


Abb. 2: Gliederung des Arbeitsansatzes

so daß sich hier für die Pflanzenschutzmittel die Möglichkeit einer sehr kurzen Bodenpassage zu den Vorflutern ergibt (Hurle et al., 1987).

Der Untersuchungsansatz, dessen Arbeiten sich wie in Abb. 2 dargestellt gliedern, ist auf zwei Problemfelder ausgerichtet: Die Ermittlung wassergefährdender Pflanzenschutzmittel, die im Einzugsgebiet angewandt werden und andererseits solcher Räume, die besonders sensibel auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln bezüglich der Trinkwasserkontamination reagieren (Müller-Wegener, Milde, 1988). Als Ergebnis werden dann Empfehlungen für die differenzierte landwirtschaftliche Nutzung erarbeitet, die eine, möglicherweise reduzierte, Landwirtschaft bei gleichzeitiger Trinkwasserproduktion zulassen.

#### Datensammlung

Die Datensammlung berücksichtigt alle verfügbaren Daten zum Wasserabflußgeschehen. Ebenso sind die agrikulturtechnischen Daten der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsgebietes zu erheben. Hierbei ist natürlich besondere Aufmerksamkeit auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zu richten. Möglichst genaue Daten über die aufgewandte Menge, die Anwendungshäufigkeit und den Applikationzeitpunkt sind zu erheben. Darüberhinaus müssen alle Informationen über das Verhalten der Pflanzenschutzmittel in Boden und Grundwasser, also Sorption, Abbau und Versickerungsverhalten gesammelt werden.

#### Untersuchungen

Im ersten Abschnitt der Untersuchung wird eine Bestandsaufnahme der Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern, Sedimenten und Grundwässern erstellt. Durchgeführt wird die Untersuchung auf alle Pflanzenschutzmittel, die sich als Ergebnis der Datensammlung als für das Einzugsgebiet relevant herausgestellt haben. Es handelt sich dabei um 15 Wirkstoffe aus den Gruppen der Triazine, der Phenylharnstoffe und der Phenoxyalkancarbonsäuren. An 15 Stellen wird zu jeweils einem Hoch- und Niedrigwassertermin auf die Auswahl untersucht. Eine grobe Abschätzung der jeweiligen Anteile an Oberflächen- und Grundwasserfracht wird hierdurch ermöglicht.

In der Hauptuntersuchung werden bei höherer Dichte der Probenahmestellen (Abb. 1) an 12 Terminen speziell die als Hauptbelastung erkannten vier Triazine untersucht, so daß zusammen mit der Grunduntersuchung und nach Auswertung aller Unterlagen der Datensammlung eine grobe Bilanzierung der Ein- und Austräge der Pflanzenschutzmittel möglich wird.

Durch eine Aufgliederung der Oberflächenwässer in Untereinzugsgebiete wird eine Differenzierung der Pflanzenschutzmittelbewegung möglich. Die Meßstellen im Mühlenbach- und Stevergebiet wurden wie ca. 1:2 verteilt. Dies entspricht sowohl dem

Flächenanteil als auch der Belastungssituation denn die Pflanzenschutzmittelkonzentrationen in der Stever liegen deutlich über denen des Halterner Mühlenbaches. Kriterien für die Auswahl der Meßstellen waren neben einer permanenter Wasserführung, ein abgrenzbares Untereinzugsgebiet, bauliche Voraussetzungen, die eine Abflußmengenmessung ermöglichen, landwirtschaftliche Nutzung des Einzugsgebietes sowie eine flächenmäßige Vergleichbarkeit.

Die Grundwassermeßstellen wurden auf der Grundlage von Voruntersuchungen von Hausbrunnen ausgewählt. Neben den Nitratgehalten und den Keimzahlen wurden die Brunnentiefe und die Nähe landwirtschaftlich genutzter Flächen für die Auswahl herangezogen. Die Grundwassermeßstellen liegen vorwiegend in den Gebieten mit durchlässigem Untergrund also im Bereich der Niederterrasse und der Sande.

Grund- und Hauptuntersuchung geben Aufschluß über das Ausbreitungsverhalten der im Untersuchungsgebiet angewendeten Pflanzenschutzmittel. In der Detailuntersuchung wird nun die Stoffumsetzung im Vordergrund stehen. An ausgewählten Standorten, die in sich homogen sind und die Variabilität im Einzugsgebiet repräsentieren, den Kalibrierflächen, werden diese Untersuchungen durchgeführt. Die genaue Festlegung erfolgt nach Auswertung von Grund- und Hauptuntersuchung nach den folgenden Kriterien: Die Flächen sollen pedologisch und hydrogeologisch repräsentativ für das gesamte Gebiet sein und zudem ein abgegrenztes Einzugsgebiet mit permanentem Abfluß darstellen, das einer intensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterliegt. Es sind neben einem Niedermoor der Niederterrasse mit hohem Humusgehalt, einem humusarmen und sandigen, gut durchlässigen Podsol der Halterner Sande auch ein lehmiger, schlecht entwässerter Gley oder Pseudogley mit und ohne Drainage im Stevergebiet vorgesehen.

In diesen Kalibrierflächen wird der Ein- und Austrag der Triazine mittels Abflußmessungen der Oberflächengewässer und Konzentrationsreihen von Grund- und Oberflächenwasserproben sowie Bodenanalysen zu unterschiedlichen Terminen ermittelt. Bei diesen Untersuchungen wird den Drainagen und der Oberflächenerosion eine erhebliche Bedeutung zukommen.

Sollte sich in der Grunduntersuchung gezeigt haben, daß neben den bisher als höchst relevant für die Trinkwasserbeschaffenheit des Einzugsgebietes ermittelten vier Triazinen Atrazin, Simazin, Desethylatrazin und Terbutylazin, weitere Pflanzenschutzmittel von großer Bedeutung sind, so sind diese in die Haupt- und Detailuntersuchung einzubeziehen. Ein solcher Fall zeichnet sich nach den ersten Untersuchungen für das Chlortoluron ab.

### Auswertung

Aus der Grunduntersuchung soll eine Oberflächenwasserverletzlichkeitskarte entstehen, die dann eine abgestufte Bewertung der einzelnen Räume hinsichtlich der möglichen Pflanzenschutzmitteleinträge in das Oberflächenwasser zuläßt. Auf der anderen Seite wird auch eine Bewertung der einzelnen Pflanzenschutzmittel in Bezug auf ihre Wassergängigkeit genauer erfolgen können.

Die Aussagen über die oberflächlichen Einträge der Pflanzenschutzmittel werden durch die Sedimentanalysen gestützt, sowie durch die ermittelten Anionenkonzentrationen (Chlorid, Phosphat, Sulfat, Nitrat). Die Rolle des Grundwasserpfad bei der Kontamination des Trinkwassers wird durch die Ergebnisse der Hausbrunnenbeprobung offen gelegt.

Die Ergebnisse der Hauptuntersuchung ermöglichen eine vertiefte Analyse kausaler Zusammenhänge. So wird die Beziehung zwischen Kontamination und Niederschlagsmenge, Drainagedichte und Hauptbodenart sowie Relief und Grundwasserflurabstand erarbeitet. Auch die Unterschiede in der Bewirtschaftung -Kulturart, Aufwandmenge, Anbauhäufigkeit- sind mit den analytischen Ergebnissen in Beziehung zu setzen. An einigen, ausgewählten Einzugsgebieten werden genauere Bilanzierungen möglich sein, die die jeweiligen Anteile an Pflanzenschutzmittel abzuschätzen erlauben, die über den Oberflächenwasseranteil, Interflow und Grundwasserpfad in den Vorfluter gelangen.

Transport und Verweildauer der Pflanzenschutzmittel in den Kalibriergebieten lassen eine Beurteilung der Stoffprozesse im Boden und Wasserkörper des gesamten Einzugsgebietes zu. Zudem kann die Analyse der Gehalte an Pflanzenschutzmitteln zu verschiedenen Zeiten in den einzelnen Bodenschichten zur Quantifizierung von Abbau und Umlagerungsvorgängen herangezogen werden. Ein Abschätzung der Speicherkapazität des Bodens auch bei unterschiedlicher landwirtschaftlicher Praxis wird möglich.

Die Daten der Detailuntersuchung, hier besonders der Pflanzenschutzmitteldynamik und des Wasserhaushaltes werden zu einer EDV-gestützten Simulation der Pflanzenschutzmittelumsetzung genutzt. Geplant ist die Prognose der Belastungsänderung durch Maßnahmen im landwirtschaftlichen Bereich anhand mathematischer Modelle.

### Empfehlungen

Ziel der Untersuchungen ist es, Empfehlungen zu erarbeiten, die durch eine Änderung der landwirtschaftlichen Praxis, die Pflanzenschutzmitteleinträge in den Wasserkörper zu minimieren. Dabei spielt die Wahl der Mittel eine erhebliche Rolle, denn unter den hier herrschenden Voraussetzungen als wassergängig erkannte Mittel werden sicher nicht mehr eingesetzt werden können. Zudem wird auch eine räumliche Einschränkung zu erfolgen haben: Solche Gebiete, die entweder extrem abschwäm-

mungsgefährdet sind oder eine hohe Durchlässigkeit aufweisen, wären von der Anwendung jeglicher wassergängiger Mittel auszunehmen. Eine Grundforderung allerdings wird schon nach den ersten Untersuchungen deutlich: strikte Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft.

#### Literatur

Hurle, K., H. Gießl, J. Kirchhoff (1987): Über das Vorkommen einiger wichtiger Pflanzenschutzmittel im Grundwasser. Schr.-Reihe Verein WaBoLu **68**, 169-190

Kötter, K., C. Schlett (1988): N-haltige Herbizide im Grund-, Roh- und Trinkwasser eines Wasserversorgungsunternehmens - Analytik und Befunde. Schr.-Reihe Verein WaBoLu **79**, im Druck

Litz, N., W. Kleine, U. Müller-Wegener, G. Milde (1988): Strategien der Sanierung eines Einzugsgebietes. Schr.-Reihe Verein WaBoLu **79**, im Druck

Müller-Wegener, U., G. Milde (1988): Einführung zu aktuellen Fragen des Grundwasserschutzes bei Pflanzenschutzmittelanwendungen. Schr.-Reihe Verein WaBoLu **79**, im Druck

**Gemeindebezogene Stickstoffbilanzen in NW**  
**zur Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Grundwassers**  
**durch landwirtschaftliche Nutzung**

von  
Nieder, R. & G. Schollmayer <sup>†</sup>)

## 1. Einleitung

In den vergangenen 3 Jahrzehnten wurde der Einsatz von Handelsdünger-Stickstoff in der Landwirtschaft der Bundesrepublik nahezu verdreifacht; gleichzeitig nahmen die Erträge allerdings nur um etwa 50 % zu. Der mittlere, für die landwirtschaftlich genutzte Fläche der BRD aus dem Saldo Stickstoff-Zufuhren minus -Entzüge berechnete N-Bilanzüberschuß beträgt nach BACH (1985) seit Ende der 70er Jahre gleichbleibend etwa 100 kg/ha und Jahr. Derselbe Autor berechnete für die LF Nordrhein-Westfalens einen N-Überhang von gebietsweise weit über 120 kg/ha und Jahr im Zeitraum 1979-1983.

Nach Angaben des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1987) wurden im Wirtschaftsjahr 1987 in Nordrhein-Westfalen ca. 287.000 t Stickstoff in Form von Mineraldüngern zum Verbrauch an die Landwirte geliefert. Im Vergleich zu wirtschaftseigenen Düngern, in denen etwa 140.000 t Stickstoff anfallen (geschätzt aus der Dezemberviehzählung 1986 des LANDESAMTES FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK, 1988), stellen Mineraldünger somit die bedeutendste N-Inputgröße dar. Umgerechnet auf die etwa 1,6 Mio ha Landwirtschaftlich genutzte Fläche Nordrhein-Westfalens werden momentan pro ha im Mittel etwa 267 kg Stickstoff ausgebracht. Geht man davon aus, daß der N-Düngebedarf bei den meisten Kulturpflanzen - abgesehen von intensiven Stand- und Mähweiden - selbst bei hohem Ertragsniveau unterhalb von 200 kg/ha liegt, so ist ein aktueller, allein durch die Düngung bedingter mittlerer N-Überhang von mindestens 70 kg/ha zu veranschlagen.

Das nach wie vor bestehende Mißverhältnis zwischen Stickstoff-Input und -Entzug veranlaßte das Geologische Landesamt im Rahmen seiner Aufgabe der "Beschreibung und Erfassung der potentiellen Nitrat-Austragsgefahr aus Böden" zur Berechnung gemeindebezogener Stickstoff-Bilanzen in Nordrhein-Westfalen mit möglichst aktuellem Datenmaterial.

## 2. Erfassung der Bilanzglieder

Abbildung 1 zeigt die in der N-Bilanzierung zu berücksichtigenden Größen. Die Summe aller Einträge abzüglich der Summe aller Entzüge ergibt schließlich den mittleren N-Überhang auf der LF einer Gebietseinheit.

---

<sup>†</sup>) Geologisches Landesamt NW, De-Greif-Str. 195, 4150 Krefeld

Insgesamt werden 27 Hauptfrüchte in die Bilanz einbezogen, die etwa 97 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Nordrhein-Westfalens abdecken. Getreide stellt mit einem Flächenanteil von 47 % der LF die wichtigste Gruppe der Anbaufrüchte dar, gefolgt von Dauergrünland mit 30 %. Rund 20 % der LF werden von Hülsenfrüchten, Hackfrüchten, Handelsgewächsen und Futterpflanzen eingenommen. Nur etwa 10 % der landwirtschaftlich genutzten Nutzfläche werden darüberhinaus mit Zwischenfrüchten bestellt.

### Mineralische N-Dünger

Das mit Abstand am schwierigsten auf Gemeindeebene zu erfassende Bilanzglied ist der Handelsdünger-N-Einsatz. Innerhalb der Bundesländer liegen weder statistische Angaben zum Absatz mineralischer Dünger auf Kreis- oder Gemeindeebene vor noch wurden in jüngerer Zeit flächendeckend Befragungen zum N-Einsatz durchgeführt.

Aufgrund des Erhebungs-Defizits zum Mineraldünger-N-Einsatz in Nordrhein-Westfalen wurde nach Absprache mit den LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN RHEINLAND und WESTFALEN-LIPPE ein Schätzverfahren auf Grundlage der Düngungsempfehlungen beider Kammern entwickelt. Bei diesem Verfahren wird davon ausgegangen, daß sich Stickstoff-Bedarf und -Zufuhr nach der Ertragerwartung einer Anbaufrucht in einer bestimmten Region richten. Der N-Düngebedarf wird in den Empfehlungen als abhängige Größe von verschiedenen Ertrags-Erwartungsstufen angegeben. Lokal mögliche Abweichungen von der Düngung nach Ertragerwartung sollen anhand von Befragungen bei den Kreisstellen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN erfaßt werden.

Bei der Bemessung der mineralischen N-Düngung ist die Stickstoffmenge zu berücksichtigen, die den Flächen im Bewirtschaftungsjahr mit wirtschaftseigenen Düngern zugeführt wird. Da bedingt durch die hohen Gehalte an organischen Verbindungen der Stickstoff in diesen Düngern nicht unmittelbar nach der Ausbringung zur Wirkung kommen kann, wird üblicherweise bei der Düngeplanung nur der kurzfristig ausnutzbare N-Anteil zugrundegelegt. Die anrechenbaren N-Anteile sind in den Düngeempfehlungen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN differenziert nach Dungart und Monat der Ausbringung angegeben. Die Höhe der mineralischen N-Düngung ergibt sich aus dem Gesamt-N-Bedarf abzüglich der anrechenbaren Anteile des mit wirtschaftseigenen Düngern ausgebrachten Stickstoffs.

### Wirtschaftseigene Dünger

Die Abschätzung der N-Zufuhr mit wirtschaftseigenen Düngern zur landwirtschaftlich genutzten Fläche erfolgt indirekt über die Erfassung der in Dungeinheiten ausgedrückten Vieh-Besatzdichte pro ha. Die Vieh-Besatzdichte wurde zuletzt im Jahre 1986 im Rahmen der Dezemberviehzählung des LANDESAMTES FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK (1988) erfaßt. Die Größe "Dungeinheit" wird einem jährlichen Stickstoff-Anfall von 80 kg gleichgesetzt. Aus der Differenzierung nach Tierarten und deren Altersklassen bzw. Nutzungsrichtung wird eine Unterteilung in Tiergruppen vorgenommen. Der Schlüssel zur Umrechnung von Tiergruppen in Dungeinheiten wurde in der nordrhein-westfälischen Gülleverordnung des MINISTERIUMS FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT (1984) festgelegt.

Die Summe der Stickstoff-Zufuhren mit wirtschaftseigenen Düngern ergibt sich aus der Multiplikation der Tierzahl einer Gemeinde mit dem spezifischen N-Anfall pro Stück Vieh.

#### Atmosphärische N-Einträge

Wie jüngere Untersuchungen zeigen, spielen neben der Niederschlags-Deposition auch die Einträge in Form von Aerosolen und N-haltigen Gasen ( $\text{NO}_x\text{-N}$  bzw.  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Nach GRÜNHAGE et al. (1987) beläuft sich die maximale Gesamt-N-Deposition auf mehr als die doppelte Menge der nassen Deposition (siehe Tabelle 1). Da über die Depositionsgeschwindigkeiten gasförmiger N-Verbindungen jedoch noch ein erhebliches Wissensdefizit besteht, sollten letztlich Depositionsraten zwischen 40 und 60 kg N/ha und Jahr veranschlagt werden (DÄMMGEN, 1987; zit. bei HOFFMANN & RICHTER, 1988).

Für die Stickstoff-Bilanz wird - vorläufig - ein mittlerer atmosphärischer N-Eintrag von 50 kg/ha und Jahr veranschlagt.

#### Asymbiotische $\text{N}_2$ -Fixierung

Die zweite natürliche Eintragsquelle für Stickstoff stellt die asymbiotische  $\text{N}_2$ -Fixierung insbesondere durch phototrophe Blaualgen und assoziierte Rhizosphärenbakterien dar. Bei gegenwärtigem Kenntnisstand kann der N-Gewinn über die mikrobiologische Stickstoff-Bindung bis zu 30 kg/ha und Jahr betragen (z.B. WITTY et al., 1979; ALDAG et al., 1985). Hemmende Wirkungen auf  $\text{N}_2$ -bindende Mikroorganismen wurden - zumeist nur kurzfristig - nach Herbizidanwendung bzw. Ausbringung hoher Mengen an mineralischem Stickstoff nachgewiesen.

In der Bilanz wird - unter Vorbehalt der Einbeziehung neuerer Erkenntnisse der nahen Zukunft - von einem jährlichen biologischen N-Eintrag von 30 kg/ha ausgegangen.

#### Pflanzliche Entzüge

Auf der Entzugsseite (vgl. Abbildung 1) ist zweifellos der mit dem Erntegut von der landwirtschaftlichen Fläche abgefahrene Stickstoff das bedeutendste Bilanzglied. Die Menge des mit den Kulturpflanzen einer Gemeindefläche entzogenen Stickstoffs ist berechenbar aus den Erntemengen und dem spezifischen N-Gehalt der jeweiligen Frucht sowie deren Anbauflächenanteil.

Die Ertragsangaben werden als gemittelte Werte der Bodennutzungserhebungen des LANDESAMTES FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK (1988) aus den Jahren 1983 und 1987 verwendet. Da die Statistiken lediglich auf Kreisebene veröffentlicht werden, soll mit Hilfe von Pflanzenbau-Beratern der Kreisstellen der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN eine Differenzierung der Ernteergebnisse auf Gemeindeebene vorgenommen werden.

Bei den Zwischenfrüchten ist zu unterscheiden zwischen Erntegut, welches den Bilanzraum zur Verfütterung verläßt und Gründüngung, die auf dem Felde verbleibt, denn nur in ersterem Falle handelt es sich um einen Stickstoff-Entzug. Der mit dem Stroh zwecks Einstreu bzw. Rübenblatt zur Verfütterung abgefahrene Stickstoff wird anhand der Vieh-Besatzstärke abgeschätzt. Erntereste, die in den Boden eingearbeitet werden, stellen keine Entzugs-Größe dar.

### Denitrifikation

Denitrifikative N-Verlustgrößen des gemäßigten Klimas sind in Abbildung 2 dargestellt (entnommen aus NIEDER & SCHOLLMAYER, 1988). Die Abbildung spiegelt in den 80er Jahren mit Hilfe der Acetylen-Inhibierungsmethode durchgeführte Messungen auf Acker- und Grünlandstandorten der Bundesrepublik, Großbritanniens, Kanadas und der USA wider. Das Ausmaß des dünger- plus bodenbürtigen Stickstoff-Schwundes hängt in erster Linie von der Düngungs- und Bearbeitungspraxis ab. Nach diesen Untersuchungen ist im gemäßigten Klima - wenn man auf das Jahr hochrechnet - mit gasförmigen N-Verlusten von maximal 20-30 kg/ha zu rechnen.

In der Stickstoff-Bilanz werden denitrifikative N-Verluste mit 30 kg/ha und Jahr veranschlagt.

### 3. Literaturverzeichnis

ALDAG, R., MEYER, B. & E. JANSSEN (1985): N<sub>2</sub>-Fixierungsleistung von Blaualgen auf Ackerböden aus Löß und deren Beeinflussung durch Herbizide.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 513-518

BACH, M. (1985): Stickstoff-Bilanzen der Kreise der Bundesrepublik Deutschland als Grundlage einer Abschätzung der möglichen Nitrat-Belastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 625-630

GRÜNHAGE, L., HERSTEIN, U., JÄGER, H.J. & U. DÄMMGEN (1987): Effect of atmospheric pollutants on grassland ecosystems. Tagungsbericht des Symposiums: Auswirkungen der Luftverunreinigung auf terrestrische und aquatische Ökosysteme. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig

HOFFMANN, A. & J. RICHTER (1988): 10 Jahre N<sub>min</sub>-Methode in Südostniedersachsen - Erfahrungen, Erfolge, Grenzen. - Statusbericht Institut für Bodenkunde, Hannover

LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NW (1988): Ergebnisse der Dezemberviehzählung 1986

LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NW (1988): Agrarberichterstattung (1983; 1987)

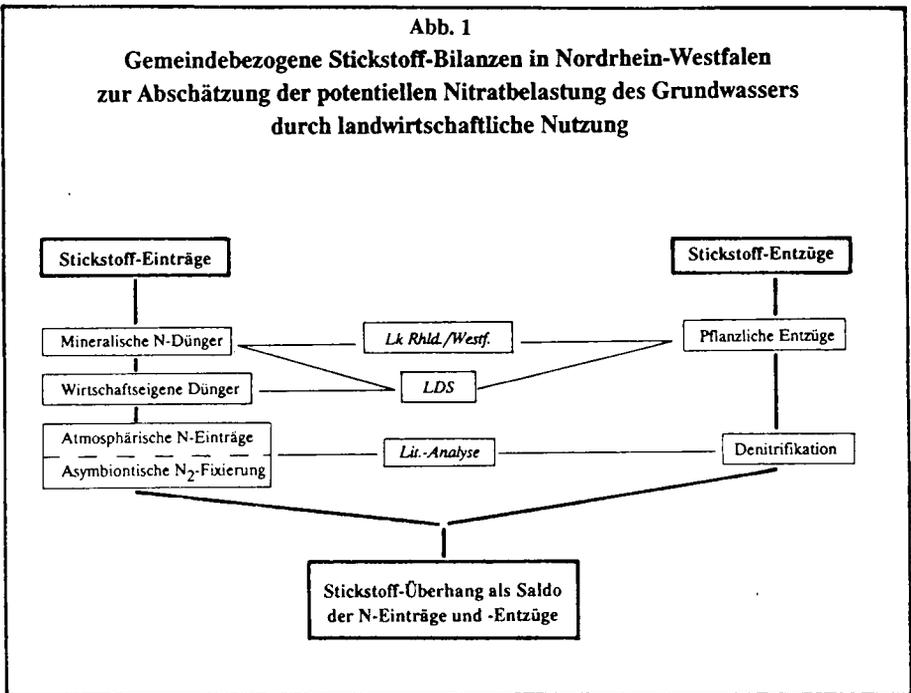
MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMPLANUNG UND LANDWIRTSCHAFT NW (1984): Verordnung über das Aufbringen von Gülle und Jauche. In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen. Nr. 15 vom 30.03.1984

NIEDER, R. & G. SCHOLLMAYER (1988): Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse).- Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung. Im Druck

STATISTISCHES BUNDESAMT (1987): Düngemittelversorgung im Wirtschaftsjahr 1986/87.- Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart und Mainz

WITTY, J. F., KEANY, P. J., FROGANT, P. J. & P. J. DART (1979): Algal nitrogen fixation on temperate arable fields. The Broadbalk experiment.- Plant and Soil 52, 151-164

Abb. 1  
Gemeindebezogene Stickstoff-Bilanzen in Nordrhein-Westfalen  
zur Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Grundwassers  
durch landwirtschaftliche Nutzung



<u>Atmosph. N-Eintrag</u>	<u>kg/ha/Jahr</u>	<u>Quelle</u>
Bulk-Deposition (NH <sub>4</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N)	19,0	(mittl. Wert aus Literaturanalyse)
Aerosol-Deposition	2,5	GRÜNHAGE et al. (1987)
Trockene Deposition von Gasen NO <sub>x</sub> -N	17,0	GRÜNHAGE et al. (1987)
NH <sub>4</sub> -N	25,0	
<u>Gesamt-N-Deposition</u>	<u>63,5</u>	

Tab. 1: Fraktionierung des atmosphärischen N-Eintrages in das System Boden-Pflanze

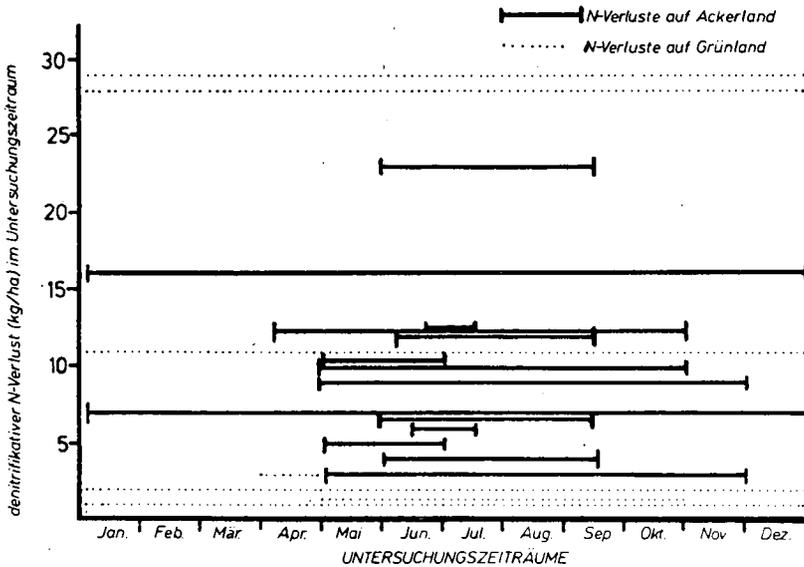


Abb. 2: Denitrifikaiver N-Verluste (kg/ha) auf Acker- und Grünland im gemäßigten Klima (nach C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>-Methode)

Die Bedeutung von herbstlichen  $N_{\min}$ -Werten für die  
winterlichen Nitratausträge

von

van der PLOEG, R.R. und B. HUWE\*

Das Zusammenspiel von Stickstoffdynamik und Wasserhaushalt in Böden ist von entscheidender Bedeutung für den Nitrataustrag ins Grundwasser. Speziell den  $N_{\min}$ -Vorräten im Herbst wird hierbei besondere Beachtung geschenkt.

Die Bedeutung dieser Zusammenhänge für den Grundwasserschutz wurde inzwischen auch vom Gesetzgeber erkannt und fand in Baden-Württemberg ihren Niederschlag in der Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung-SchALVO). Interessant ist hier insbesondere der § 10 Abs. 4, in dem festgehalten wird, daß der Nitratgehalt einer zwischen dem 1. November und dem 15. Dezember gezogenen Bodenprobe aus einer Tiefe von 0-90 cm, bzw. 0-60 cm bei schweren Böden, einen Betrag von 45 kg N/ha nicht überschreiten soll.

Die Berechnungsgrundlage für diesen Wert stammt aus einer Arbeit von Sontheimer und Rohmann (1986). Hierbei wurde von einer höchsten tolerierbaren Konzentration im Sickerwasser von 90 mg  $NO_3^-/l$ , einer Denitrifikationskapazität des Untergrunds von 25 kg N/ha, einer Grundwasserneubildungsrate von 220 mm/Jahr und einer vollständigen Auswaschung des Nitrats im Winterhalbjahr ausgegangen.

Das Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim befaßt sich seit 1984 im Rahmen mehrerer Landes- bzw. DFG-Projekte an einer Reihe unterschiedlicher Standorte mit der Nitratproblematik. Hierbei handelt es sich um:

- 1) Die Versuchsfläche "Platzhof" (Öhringen), eine Versuchsanlage, bei der Dränwasser unterschiedlich gedüngter Parzellen separat aufgefangen werden kann. Der Bodentyp ist hier ein Parabraunerde-Pseudogley.
- 2) Einzugsgebiete von Wasserwerken bei Bruchsal mit podsoligen Braunerden und Gley-Braunerden aus Sand und kiesigem Sand und bei Ladenburg mit braunen Auenböden aus lehmigem Schluff über Sand.
- 3) Die Untersuchungsflächen bei Stuttgart-Hohenheim und bei Renningen mit Parabraunerde-Pseudogley bzw. leicht pseudovergleyter Parabraunerde als Bodentypen.

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

An allen Standorten wurde der Nitrataustrag über Winter erfaßt bzw. abgeschätzt. Am Platzhof wurde er mittels der Dränanlagen, unterstützt durch Simulationsrechnungen, ermittelt (Gözl-Huwe et al., 1987). Bei Bruchsal und bei Ladenburg kam ein kombiniertes Verfahren bestehend aus Wasserhaushaltssimulation und flächig erhobenen  $N_{\min}$ -Daten zum Einsatz (Simon et al., 1987). Bei Stuttgart-Hohenheim und bei Renningen wurde mit voll deterministischen Simulationsmodellen gearbeitet (Huwe u. van der Ploeg, 1988a,b). Es waren somit an allen Standorten die Voraussetzungen gegeben um den Zusammenhang zwischen  $N_{\min}$ -Vorrat im Herbst und der Nitratauswaschung im Winter zu untersuchen.

Die Untersuchungen an den verschiedenen Standorten ergaben zunächst, daß tatsächlich ein, wenn auch eher loser, Zusammenhang zwischen der winterlichen Nitratauswaschung und dem Vorrat im Herbst besteht. (Gözl-Huwe et al., 1988).

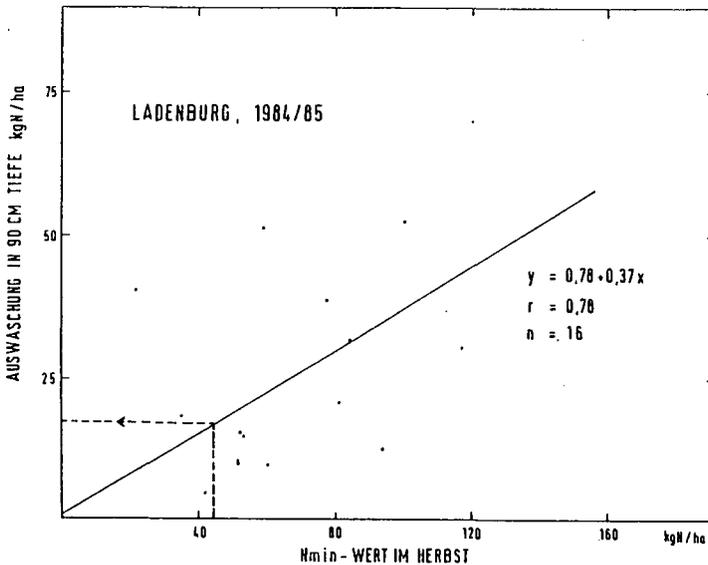


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Nitratvorrat im Herbst (Anfang Nov.) und Nitratauswaschung im Winter (1.Nov.-30.April) für die untersuchten Flächen bei Ladenburg.

In Abb. 1 ist der Nitrat-Vorrat im Herbst gegen die Nitratauswaschung in 90 cm Tiefe für den Untersuchungsstandort bei Ladenburg für das Winterhalbjahr 1984/1985 aufgetragen. Benutzt man die Regressionsgerade und greift die Auswaschung bei einem  $N_{\min}$ -Wert von 45 kg N/ha im Herbst ab, so kommt man auf einen Wert von etwa 17 kg N/ha. Ähnliche Beziehungen ergaben sich auch für die anderen Untersuchungsflächen. Berechnungen für den Platzhof ergaben bei einem  $N_{\min}$ -Wert von 45 kg N im Herbst ausgewaschene Mengen um 10 kg N/ha. Analoge Berechnungen für das Untersuchungsgebiet bei Bruchsal ergaben Werte von etwa 34 kg

N/ha Auswaschung. Bei den Versuchsflächen in Stuttgart-Hohenheim und bei Renningen waren nicht genügend Datenpunkte zur Ermittlung einer Regressionskurve vorhanden, doch waren auch hier die ausgewaschenen Mengen deutlich niedriger als die im Herbst im Boden vorhandenen (Vgl. Götz-Huwe et al., 1988).

Um auch Aussagen hinsichtlich der Auswaschung für Standorte machen zu können, an denen keine aufwendigen N-Haushaltsuntersuchungen durchgeführt wurden, haben sich Simulationsmodelle als ein nützliches Instrument erwiesen. Grundsätzlich sind komplexe N-Haushaltsmodelle für derartige Aufgaben anwendbar (Huwe und van der Ploeg, 1988b), benötigen jedoch in der Regel eine Vielzahl an Eingabeparametern. Diese können zwar mehr oder weniger sinnvoll geschätzt werden, dennoch sind solche Modelle für manche Fragestellungen unhandlich. Insbesondere erfordern sie für einen Benutzer eine zeitraubende Einarbeitung.

Es hat sich gezeigt, daß für bestimmte Fragestellungen auch mit einfacheren Modellen gute Ergebnisse erzielt werden können. Der Vorteil solcher Modelle besteht, neben ihrer Schnelligkeit und Einfachheit, in der häufig leichten Verfügbarkeit der Modellparameter. Dies gilt speziell für die Nitratkonzentration in der Bodenlösung und die Nitrat Auswaschung über Winter.

Vernachlässigt man N-Aufnahme durch Pflanzenwurzeln, Mineralisation, Denitrifikation und Immobilisierung, so kann auf leichten Böden bei homogenen Anfangsbedingungen auch mit einem einfachen Mischungszellenmodell gearbeitet werden:

$$\begin{aligned} dC/dt &= -k \cdot C && \text{, mit} && (1) \\ k &= R/V && \text{, und} \\ C &= C_0 \cdot e^{-kt} && \text{, worin} \end{aligned}$$

C = Konzentration in der Bodenlösung

C<sub>0</sub> = Anfangskonzentration in der Bodenlösung

R = Sickerrate

V = Feldkapazität bei 90 cm Bodenmächtigkeit und

t = Zeit

Der Konzentrationsverlauf ergibt sich hierbei als Lösung einer gewöhnlichen, linearen Differentialgleichung erster Ordnung. Die Anfangskonzentration kann aus N<sub>min</sub>-Werten und Wassergehalten im Herbst errechnet werden.

Bei den leichten Böden bei Bruchsal wurden während der Hauptauswaschungsperiode im Winter tatsächlich Konzentrationsverläufe beobachtet, die durch eine Exponentialfunktion approximiert werden können, so daß dieses einfache Modell für diese Standorte offenbar Gültigkeit besitzt

Bei schwereren Böden liegen die Verhältnisse etwas anders. Hier wurden während des Winters steigende Konzentrationen in 90 cm Tiefe beobachtet. Das einfache Modell ist daher hier nicht mehr anwendbar. Wir haben uns bei schweren Böden für ein differenzierteres Speicherzellenmodell entschieden, bei dem auch inhomogene Anfangsbedingungen vorgegeben werden können. Anzahl und Mächtigkeiten der Speicherzellen wurden entsprechend den üblichen N<sub>min</sub>-Probenahmetiefen gewählt. Die Konzentrationsverläufe in den einzelnen Speicherzellen werden hierbei beschrieben durch:

$$\begin{aligned}
 C_1 &= C_{10} \cdot e^{-kt} && , \text{ und} && (2) \\
 C_2 &= kt \cdot C_{10} \cdot e^{-kt} + C_{20} \cdot e^{-kt} && , \text{ sowie} \\
 C_3 &= 1/2 k^2 t^2 C_{10} e^{-kt} + kt C_{20} e^{-kt} + C_{30} e^{-kt} && , \text{ mit} \\
 k &= R/V^*, \text{ wobei}
 \end{aligned}$$

- $C_1$  = Konzentration in der Bodenlösung in 0-30 cm Tiefe
- $C_2$  = Konzentration in der Bodenlösung in 30-60 cm Tiefe
- $C_3$  = Konzentration in der Bodenlösung in 60-90 cm Tiefe
- $C_{10}$  = Anfangskonzentration in 0-30 cm Tiefe
- $C_{20}$  = Anfangskonzentration in 30-60 cm Tiefe
- $C_{30}$  = Anfangskonzentration in 60-90 cm Tiefe
- $R$  = Sickerrate
- $V^*$  = Feldkapazität pro Kompartiment
- $t$  = Zeit

Die Gleichungen ergeben sich wiederum als Lösungen von gewöhnlichen, linearen Differentialgleichungen erster Ordnung. Das Verfahren ist leicht für beliebig viele Speicherzellen zu verallgemeinern (Beweis durch vollständige Induktion).

Der Vergleich von Modellergebnissen mit gemessenen Konzentrationen in 90 cm Tiefe am Standort "Ihinger Hof" bei Renningen ergab eine zufriedenstellende Übereinstimmung.

Mit diesen einfachen Mischungs- und Speicherzellenmodellen wurden für hypothetische Böden, verschiedene mittlere Sickerraten und unterschiedliche Feldkapazitäten Berechnungen zur Bestimmung der winterlichen Nitrat auswaschung bei gegebenem Herbst- $N_{\min}$ -Wert durchgeführt.

	R=1.0 mm/d	R=1.5	R=2.0
V=90 l/m <sup>2</sup>	38.9	42.8	44.2
V=180	31.3 (28.4)	39.6 (35.0)	42.8 (38.9)
V=270	21.2	31.6	37.5
V=360	10.3	18.9	31.9

Tab. 1: N-Austrag (kg N/ha) in 180 Tagen bei 45 kg  $N_{\min}$ -Vorrat im im Herbst sowie bei unterschiedlichen mittleren Sickerraten und verschiedenen Feldkapazitäten.

Die Simulationsperiode betrug 180 Tage, der Herbst- $N_{\min}$ -Wert 45 kg N/ha. Bei leichten Böden (erste Zeile) wurde mit dem einfachen Mischungszellenmodell gearbeitet, in allen anderen Fällen mit dem differenzierteren Modell. Die Zahlen in Klammern in der zweiten Zeile von Tab.1 und Tab 2. wurden ebenfalls mit Hilfe von Gl. 1 errechnet. Die Nitratverteilung wurde bei den leichten Böden homogen angenommen, bei den schweren Böden wurde angenommen, daß 25 kg N in 0-30 cm, 15 kg N in

30-60 cm und 5 kg N in 60-90 cm vorliegen. Bei den Berechnungen ergaben sich für die verschiedenen Parameterkombinationen sehr unterschiedliche Werte für die Nitratauswaschung;

Während bei niedriger Feldkapazität und hoher Sickertrate das im Herbst vorhandene Nitrat fast vollständig ausgewaschen wird, beträgt der Austrag bei hoher Feldkapazität und niedrigerer Infiltrationsrate lediglich ein Viertel bis ein Drittel der herbstlichen Vorräte (Tab. 1).

Errechnet man aus Austrägen und Sickermengen die mittleren Konzentrationen für die Simulationsperiode, so sieht dieses Bild etwas anders aus (Tab 2): Die höchsten mittleren Konzentrationen ergaben sich für die Variante mit niedrigen Feldkapazitäten bei niedriger Infiltrationsrate. Während bei den leichten Böden die mittlere Konzentration mit zunehmender Sickertrate wächst, ist die Tendenz bei einer Feldkapazität von 360 mm bis 90 cm Tiefe genau umgekehrt. Grundsätzlich gilt, daß hohe Austräge und hohe Konzentrationen nicht unbedingt miteinander korreliert sind. Bis auf den höchsten Wert von 95.6 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$  liegen alle errechneten Konzentrationen unter dem geforderten Wert von 90 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ , zum Großteil liegen sie sogar um die 50 mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ .

	R=1.0 mm/d	R=1.5	R=2.0
V=90 l/m <sup>2</sup>	95.6	70.4	54.4
V=180	77.0 (69.9)	65.1 (57.5)	52.7 (47.8)
V=270	52.2	51.8	46.0
V=360	25.2	31.0	39.4

Tab.2: Mittlere Konzentrationen (mg  $\text{NO}_3^-/\text{l}$ ) im Sickerwasser nach 180 Tagen, bei 45 kg  $N_{\text{min}}$ -Vorrat im Herbst sowie bei unterschiedlichen mittleren Sickertraten und verschiedenen Feldkapazitäten.

Diese Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Untersuchungen zur N-Dynamik an mehreren landwirtschaftlich genutzten Standorten Baden-Württembergs ergaben eine positive Korrelation zwischen  $N_{\text{min}}$ -Vorrat im Herbst und Nitratauswaschung im Winter. Die ausgewaschenen Mengen waren in der Regel jedoch deutlich niedriger als die herbstlichen Vorräte.

2. Die Berechnungsgrundlagen für § 10 Abs. 4 SchALVO gelten nur für bestimmte Klimaverhältnisse und Bodeneigenschaften, d.h. für leichte, durchlässige Böden und eine Grundwasserneubildungsrate von 220 mm/a. Bei anderen Standortsbedingungen sind die den Berechnungen zugrunde-

liegenden Annahmen als unrealistisch anzusehen.

3. Der Konzentrationsverlauf im Sickerwasser sowie der zeitliche Verlauf der Stickstoffausträge kann für die Winterperiode bereits mit sehr einfachen Mischungs-Verlagerungs-Modellen nachvollzogen werden. Die Parameter dieser Modelle sind leicht zu schätzen.

4. Berechnungen mit diesen Modellen ergaben bei verschiedenen Sicker-raten und Feldkapazitäten sowie einem herbstlichen  $N_{\min}$ -Wert von 45 kg N/ha Auswaschungsmengen, die z.T. nur ein Viertel bis ein Drittel der herbstlichen Vorräte betragen. Auch bei den mittleren Konzentrationen wurden je nach Standortsverhältnissen sehr unterschiedliche Werte errechnet.

5. Es ist daher mit relativ einfachen Mitteln möglich und unseres Erachtens auch sinnvoll, in § 10 Abs. 4 der SchALVO die Einflüsse von Klima und Bodeneigenschaften stärker zu berücksichtigen als dies bisher geschehen ist. Ohne eine befriedigende wissenschaftliche Begründung der dort angegebenen Grenzwerte kann ansonsten kaum mit Einsicht und Akzeptanz seitens der Betroffenen gerechnet werden.

#### Literatur

- Gözl-Huwe, B. Huwe und R.R. van der Ploeg. 1987. Nitratausträge unterschiedlich meliorierter und gedüngter Ackerflächen. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/II, 873-878.
- Gözl-Huwe, H., W. Simon, B. Huwe und R.R. van der Ploeg. 1988. Zur Dynamik der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Baden-Württemberg. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. (eingereicht).
- Huwe, B. und R.R. van der Ploeg. 1988a. Development and validation of a soil nitrogen simulation model. In: P.J. Wierenga and D. Bachellet (ed.). Validation of flow and transport models for the unsaturated zone: Conference Proceedings; May 23-26, 1988 Ruidoso, New Mexico. Research Report 88-SS-04. Department of Agronomy and Horticulture, New Mexico State University, Las Cruces, N.M.. pp. 167-175.
- Huwe, B. und R.R. van der Ploeg. 1988b. Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushalts von Standorten mit unterschiedlicher Landwirtschaftlicher Nutzung. Mitteilungen Institut für Wasserbau, Univ. Stuttgart. Heft 69.
- Simon, W., B. Huwe und R.R. van der Ploeg. 1988. Die Abschätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Hilfe von  $N_{\min}$  - Daten. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 151 (im Druck).
- Sontheimer, H. und U. Rohmann. 1986. Anforderungen an ein wirk-sames Grundwasserschutzkonzept zur Vermeidung der Nitratbelastung auf der Basis von Bodengrenzwerten für Nitrat und damit gekoppelten Ausgleichsleistungen an die Landwirtschaft. Bericht der DVGW - Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe.

**Einfluß von landwirtschaftlicher Intensivierung auf den  
Stickstoffumsatz in Niedermoorböden**

von

RICHTER, G.M.\* , B.SCHEFFER\*\* und H.KUNTZE\*\*<sup>1</sup>

**1. Problemstellung**

Aus der Sicht des Gewässerschutzes stellen wachsende Niedermoore eine Stickstoff-Senke dar. Nach ihrer Entwässerung werden Niedermoore jedoch zu einer bedeutenden Stickstoff-Quelle, die den Bedarf der Pflanzen um mehrere 100 kgN/ha/a überschreiten kann. Bisherige Messungen des Nitrataustrags weisen je nach Nutzung vergleichsweise geringe Mengen aus (Scheffer, 1977). Niedermoore besitzen eine ausgeprägte genetische Vielfalt und Variabilität, so daß berechnete Zweifel bestehen, ob entwässerte Niedermoore aufgrund der gleichwohl vorhandenen großen Mengen zur Denitrifikation notwendigen Kohlenstoffs tatsächlich ein geringes Gefährdungspotential für das Grundwasser darstellen.

Im folgenden wird gezeigt, welchen Einfluß die landwirtschaftliche Nutzung und die geobotanische Zusammensetzung der Niedermoore auf die potentielle Denitrifikation haben. Einfache Extraktionsmethoden zur Fraktionierung des Kohlenstoffs zur Vorhersage des Denitrifikationspotentials werden vorgestellt. Die Grenzen der Denitrifikation werden am Nitrataustrag diskutiert.

**2. Material und Methoden**

Böden: Die untersuchten Niedermoorböden stammen aus den küstennahen Niederungen von Elbe und Weser, den Gebieten des Dümmersees und des Großen Bruchs entlang der Grenze zur DDR. Die Niedermoorböden werden primär als Grünland genutzt, nur in der subkontinentalen Lage (Jerxhelm)

dominiert die Ackernutzung. Sie unterscheiden sich moorgenetisch erheblich in der Torfart (Laubmoos/Schilf/Bruchwaldtorf), ihrem pH-Wert und Entwässerungsgrad, die den Grad der Zersetzung und Humifizierung bestimmen.

Laboruntersuchungen: Das Denitrifikationspotential DPOT ( $\mu\text{gN/gTM/d}$ ) wurde bei 20 °C unter anaeroben Bedingungen in einer Boden-Wasser-Suspension mit einer Nitratkonzentration von 50-100 ppm N bestimmt. Die Bestimmung erfolgte als  $\text{N}_2\text{O-N}$  nach Inhibierung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Reduktase durch Acetylen (Richter, 1987). Die einfache Fraktionierung des Kohlenstoffs bzw. der organischen Substanz in löslichen C und unlöslichen Rest erfolgte durch Heißwasserextraktion (C-HWL) mit nachfolgender Oxidation durch  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_4$  und Hydrolyse mit 72%iger Schwe-

<sup>1</sup> \* Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str.2, 3 Hannover 21

\*\* Bodentechnolog. Inst., NLFb, Friedrich-Mißler-Str. 46,  
2800 Bremen 1

felsäure (r-Wert, DIN 19 542).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### Entwässerungsgrad

DPOT gibt - aufgrund des Überschusses von Nitrat in der Suspension Auskunft über die Verfügbarkeit des Kohlenstoffs und die Aktivität der heterotrophen Mikroorganismen. Die Abfolge von DPOT im Profil einer Reihe geobotanisch vergleichbarer Niedermoorböden, jedoch mit steigendem Entwässerungsgrad (Abb.1) verdeutlicht zwei Phänomene:

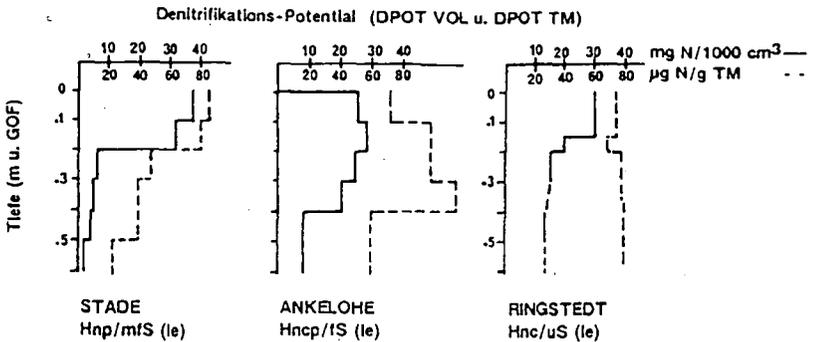


Abb. 1: Profilabfolge des Denitrifikations-Potentials (24 h) saurer Niedermooere mit steigendem Entwässerungsgrad.

1.) Infolge der höheren Rohdichte und Wurzeldichte ist das Angebot an leicht mineralisierbaren Kohlenstoffverbindungen im Oberboden am höchsten. Der Abfall des Denitrifikationspotentials - bezogen auf das Volumen - ist im schlecht entwässerten STADER Profil bei 20 cm uGOF besonders scharf, weil dort ständig hohes Grundwasser die Grenze zum nahezu unzersetzten und kaum durchwurzelten Schilftorf geringerer Rohdichte bedingt.

2.) Die Entwässerung erhöht die Kohlenstoff-Verfügbarkeit, erkennbar am Denitrifikationspotential bezogen auf die Trockenmasse (DPOT TM). DPOT TM steigt im Niedermoorboden von ANKELOHE, das erst 1970 bis auf eine Tiefe von 70 cm uGOF entwässert worden ist, auf über 100 µgN/gTM/d an. Das nicht so stark entwässerte Niedermoor in Stade weist in derselben Tiefe nur eine Aktivität von ca. 40 µgN/gTM/d auf. Erst 20 cm oberhalb der maximalen Dräntiefe sinkt auch in Profil ANKELOHE das Denitrifikationspotential drastisch ab. Gar keine Differenzierung der Kohlenstoff-Verfügbarkeit zeigt das tief

entwässertes Profil in RINGSTEDT mit einer relativ hohen Denitrifikation von > 55  $\mu\text{gN/gTM/d}$ .

### Ackernutzung

Die Abb. 2 zeigt die Profilabfolge des Denitrifikations-Potentials für zwei Profile im Großen Bruch, die annähernd gleich tief entwässert sind. Es handelt sich ebenfalls um Schilf/Seggentorfe, die aber aufgrund ihrer Genese im kalkhaltigen Grundwasser stärker zersetzt sind und außerdem höhere Aschegehalte besitzen. Im Vergleich zum Grünlandstandort MATTIERZOLL weist Denitrifikations-Potential (DPOT VOL u. DPOT TM)

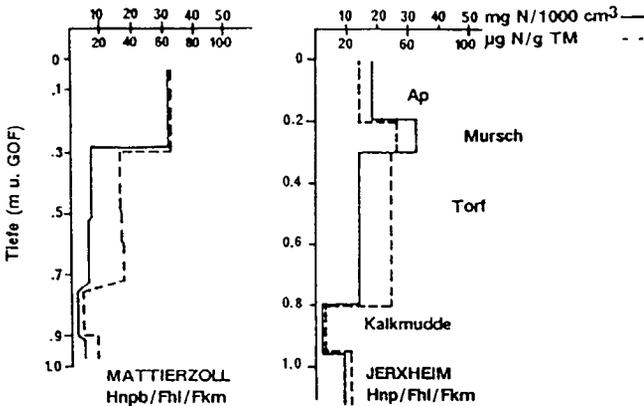


Abb. 2: Veränderung des Denitrifikations-Potentials (24 h) tief entwässerter Niedermoore durch Ackernutzung.

der intensiv bewirtschaftete Acker bei JERXHEIM im Oberboden infolge der hohen in situ Umsatzraten der organischen Substanz auf ein niedrigeres Denitrifikationspotential. Die Bodenbildung unterhalb des  $A_p$ -Horizonts (Mursch), die man an einem erhöhten DPOT erkennt, ist eine Folge der intensiven Entwässerung. Die hohe Durchwurzelung führt zu einer Anreicherung leicht mineralisierbarer C-Verbindungen. Im Unterboden ist DPOT TM relativ zum Standort MATTIERZOLL infolge der Entwässerung erhöht. Dieser Unterschied ist auch dadurch verstärkt, daß letzterer am äußersten Ende des Entwässerungssystems liegt und deshalb insgesamt feuchter ist. Der starke Schwund an leicht mineralisierbaren C-Verbindungen im Oberboden infolge Ackernutzung wird auch für das Ochsenmoor (Dümmer) nachgewiesen.

### Geobotanische Zusammensetzung

Der Faktor Variabilität von DPOT in Niedermooren wird an zwei Profilen aus dem Dümmergebiet deutlich. Das Niedermoor bei Dümmerlohausen besteht primär aus schwach sauren Bruchwaldtorfen, in denen sich das Denitrifikationspotential

zwischen < 10 bis max. 55  $\mu\text{gN/gTM/d}$  bewegt. Das Niedermoorprofil bei HÜDE ist durch einen sehr niedrigen pH-Wert und mächtige Laubmoostorf-Horizonte charakterisiert. Diese Torfe zeichnen sich durch extrem hohe Denitrifikationspotentiale bis maximal 170  $\mu\text{gN/gTM/d}$  aus.

### Kohlenstoff-Verfügbarkeit

Aufgrund der starken Variabilität und der offensichtlichen Stratifikation der Niedermoorprofile stellt sich die Frage nach einer einfachen Methode, die es erlaubt, die Aktivität der Denitrifikanten grob abzuschätzen. Da es sich in Niedermooeren primär um heterotrophe Denitrifikanten handelt, wurde die Verfügbarkeit des organischen Kohlenstoffs durch Säure-Hydrolyse und Heißwasserextraktion vorgenommen.

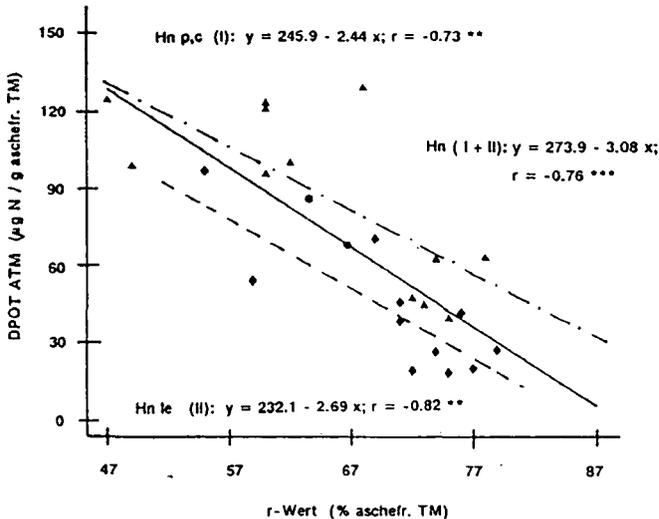


Abb. 3: Denitrifikations-Potential (DPOT ATM) in Beziehung zum Rückstand der Säurehydrolyse (r-Wert), ▲ Hnpc (I), ◆ Hnle (II), ● JERXHEIM (Hnp).

Der r-Wert - Rückstand der aschfreien (organischen) Substanz nach heißer  $\text{H}_2\text{SO}_4$ -Hydrolyse - ist im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Moore niedriger als im Unterboden, da die Biomasse - Pflanzen wie Mikroorganismen - zu großen Teilen säurelöslich ist. Für jeweils 4 Profile der genetisch verschiedenen, aber ähnlich bewirtschafteten Versumpfungs- und Verlandungsniedermooere zeigt sich ein in der Tendenz unterschiedlicher mittlerer r-Wert ( $66 \pm 9$  bzw.  $69 \pm 8$  % ATM). Die Verlandungsniedermooere sind durch Bruchwaldtorfanteile und eine stärkere Humifizierung der organischen Substanz, also geringere Hydrolyisierbarkeit geprägt. Die potentielle Denitrifikation (DPOT) zeigt eine hoch

signifikante negative Korrelation zum Rückstand der Säurehydrolyse (r-Wert) (Abb. 3). Je größer der Anteil an hydrolysierbaren organischen Substanzen, desto höher ist DPOT ATM, die auf die aschefreie Trockenmasse bezogene Denitrifikation. Interessant ist dabei, daß die beiden unterschiedlichen Moortypen eine ähnliche Beziehung, nur auf unterschiedlichem Niveau aufweisen. Bei der Berücksichtigung aller untersuchten Niedermoorprofile stellt sich eine andere Beziehung, deren Sicherheit weitaus geringer ist. Es sind hier deshalb nur Profile berücksichtigt, die in sich relativ homogen sind und eine annähernd gleiche Bewirtschaftung aufweisen (Grünland, hohes MGW). Das Denitrifikationspotential des entwässerten Ackerstandorts JERXHEIM läßt sich durch die gegebene Beziehung recht genau vorhersagen, nicht aber DPOT der Laubmoostorfe in HÜDE.

Der charakteristische Unterschied zwischen Schilf/Seggen- und Bruchwaldtorfen gab Anlaß zu einem weiteren Versuch, die Verfügbarkeit des Kohlenstoffs zu quantifizieren. Die Extraktion der Bodenschichten mit heißem Wasser bestätigt die geringere C-Löslichkeit der Bruchwaldtorfe. Im Mittel aller Horizonte von 2 untersuchten Bruchmoorprofilen (n=12) sind nur  $13,9 \pm 4,5$  mgC/gTM extrahierbar, verglichen mit  $23,2 \pm 8,4$  mg C/gTM in den Schilf/Seggentorfen.

Zwischen DPOT und dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff C-HWL wird eine insgesamt hochsignifikante positive Beziehung gefunden mit einer niedrigeren Menge extrahierbaren Kohlenstoffs in den Bruchwaldtorfen und tieferen Horizonten. Für die Schilf/Seggentorfe allein wird eine ähnliche Beziehung berechnet. Die fehlende Beziehung zu DPOT TM in den Bruchwaldtorfen deutet darauf hin, daß in den untersuchten Profilen biologisch nicht abbaubare organische Kohlenstoffverbindungen extrahiert werden (Huminstoffe).

In Schilf/Seggentorfen würden im Falle der Entwässerung große Mengen leicht mineralisierbaren Kohlenstoffs - und Stickstoffs - frei werden und eine Denitrifikation unter anaeroben Verhältnissen möglich machen.

#### Bedeutung für den Nitrataustrag

An den bisherigen Daten des Nitrataustrags unter Niedermooeren (FORSTER et al., 1985) lassen sich die Auswirkungen der Nutzung erkennen: Unter Acker-nutzung ist der Nitrataustrag beträchtlich trotz der hohen Denitrifikationspotentiale im Unterboden. Auch in einem Niedermoor, das - wie in HÜDE-durch sehr saure Laubmoostorfe geprägt ist, werden unter Acker vergleichbare Austräge im Dränwasser gemessen, die beträchtlich über denen von Sandstandorten intensiver Nutzung liegen.

Die Untersuchungen von DPOT lassen sich in ihrer Bedeutung für den in situ N-Umsatz wie folgt interpretieren:

- 1.) Unter Ackernutzung wird in Niedermoorböden weit mehr Nitrat gebildet und verlagert als denitrifiziert werden kann. Dränung führt das nitrathaltige Wasser ab, bevor es in den tieferen Grundwasserleiter gelangt.
- 2.) Der geringe Nitrataustrag unter Grünland kann sowohl auf das hohe Denitrifikationspotential, die geringere N-Mineralisation und den höheren Pflanzenentzug zurückgeführt werden.
- 3.) Die geringen Denitrifikationspotentiale im wassergesättigten Bereich der Niedermoorprofile bestätigen Sickerwasseruntersuchungen von PEKDEGER (1977), der im Torf bei hohem MGW keine Nitratabnahme messen konnte. Seine Daten deuten darauf hin, daß erst im darunterliegenden Sand eine offensichtlich chemolithotrophe Nitratreduktion mit Sulfatbildung stattfindet. Auch unter diesen Umständen führte eine Dränung zu hohen Nitratausträgen.

#### 4. Schlußfolgerungen

Die Genese und geobotanische Zusammensetzung muß für die mögliche Intensivierung Konsequenzen haben, da Entwässerung oder gar Ackernutzung

- (a) eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität und Mineralisation der organischen Substanz im Profil,
  - (b) die "langfristige" Erschöpfung der leicht mineralisierbaren Kohlenstoffverbindungen,
  - (c) die Erhöhung des Nitrataustrags infolge besserer Belüftung im gesamten Profil und einer schnelleren Wasserbewegung zur Folge haben wird.
- Aufgrund der geringen Löslichkeit des Kohlenstoffs ist von einer intensiven Nutzung der Bruchwaldstandorte abzuraten, da einer hohen N-Düngung wie auch N-Mineralisation kein ausreichendes Reduktionspotential zur Verfügung steht, um den Nitratreintrag in Oberflächen- oder Grundwasser zu mindern.

#### 5. Literatur-Hinweise

FÖRSTER, P., SCHEFFER, B., NEUHAUS, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest. Z.d.t. geol. Ges. 136, 497-504.

PEKDEGER, A.(1977): Labor- und Felduntersuchungen zur Genese der Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit. Dissertation, Kiel, 229 S.

RICHTER, G. (1987): Die Bedeutung der Denitrifikation im Stickstoff-Umsatz von Niedermoorböden. Dissertation, Göttingen, 169 S.

SCHEFFER, B. (1977): Zur Frage der Stickstoffumsetzungen in Niedermoorböden. Landw. Forschung, Sonderheft 33/II, 20-28.

Einfluß zeitlicher Veränderungen der Wasserleitfähigkeit  
von Verschlämmungen auf den Oberflächenabfluß einer  
LÖB-Parabraunerde

von

ROTH, C.H.<sup>1</sup>, S.GÄTH<sup>1</sup>, R.KÖNIG<sup>1</sup> und H.-G.FREDE<sup>2</sup>

Einleitung

In Wassereinzugsgebieten spielt Oberflächenabfluß eine wichtige Rolle:  
- bei der Belastung von Vorflutern mit NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> und Phytospharmaka,  
- als Auslöser von Erosion.

Die Menge an gebildetem Oberflächenabfluß hängt von klimatischen, boden- und nutzungsbedingten Faktoren ab. Im ersten Fall spielen Niederschlagsintensität und -energie die wichtigste Rolle. Entscheidend ist jedoch die Wasseraufnahmefähigkeit oder Infiltrabilität des Bodens ("infiltrability", s.Hillel, 1980), die vor allem durch Gefügemerkmale wie Porenverteilung und hydraulische Leitfähigkeit sowie durch die Bodenfeuchte gesteuert wird.

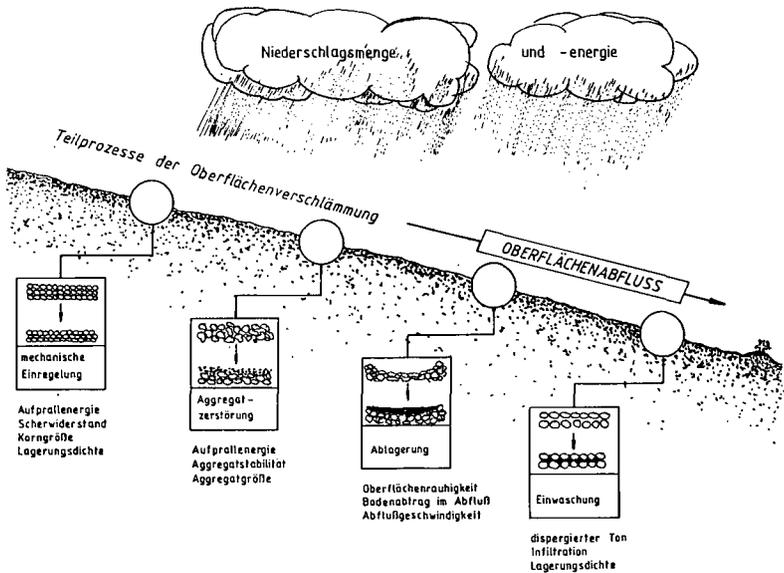
Als besonderes Strukturmerkmal ist die Oberflächenverschlammung einzuordnen, da sie eine Schicht mit stark herabgesetzter Porosität und Leitfähigkeit darstellt und deshalb in vielen Fällen der wichtigste Auslöser von Abfluß ist. Abb.1 gibt eine Übersicht über die vier wichtigsten Teilprozesse, die bei der Bildung von Oberflächenverschlämmungen wirksam werden. Im Endeffekt entspricht die Oberflächenverschlammung einer Bodenverdichtung der obersten 0-5 mm Boden, die folglich zu einer Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit in dieser Schicht führen muß.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, in Hinblick auf die zukünftige Erstellung eines Modells für Oberflächenabfluß, exemplarisch die Beziehungen zwischen Niederschlagsenergie und der gesättigten Leitfähigkeit von Verschlämmungen einerseits und dem Oberflächenabfluß andererseits darzustellen sowie bewertbar zu machen.

---

<sup>1</sup>Inst. für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

<sup>2</sup>Inst. für Landeskultur, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen



**Abb.1:** Teilprozesse der Oberflächenverschlammung  
(verändert nach: McIntyre 1958b, Onofioik und Singer 1984,  
Tarchitzky et al. 1984)

### Methoden

Aus dem Mittelhangbereich einer erodierten Parabraunerde aus Löß auf einer mit Zuckerrüben bestandenen Fläche bei Adenstedt (Harzvorland) wurden im Herbst 1987 ca. 80 Stechzylinder mit unverschlammten Boden aus der Schicht 0-5 cm entnommen. Die Stechzylinder wurden unter einen Regensimulator gestellt und unterschiedlich lange geregnet (Kontrolle = unberegnet, 5, 10, 18 und 30 min) bei einer Niederschlagsintensität von 37,9 mm/h. Bei dem Regner handelte es sich um einen von Roth et al. (1985) beschriebenen Simulator, der derart modifiziert wurde, daß die aufgebrachte Niederschlagsenergie etwa 95% der natürlichen Niederschlagsenergie entsprach. Nach der Beregnung wurde an den Stechzylindern die gesättigte Leitfähigkeit in Anlehnung an McIntyre (1958a) gemessen.

Vom gleichen Standort wurden etwa 400 kg Boden entnommen, ebenfalls aus der Schicht 0-5 cm. Dieser wurde auf 20 mm gesiebt und dann nach einem standardisierten Verfahren in 40x40x25 cm große Abflußkästen eingefüllt. Diese Kästen wurden anschließend bei einer Neigung von 5% und gleicher Intensität wie für die Stechzylinder während 30 min geregnet. Um die Niederschlagsenergie nicht nur über die Beregnungsdauer zu variieren, wurden unterschiedliche Mengen an Mulch auf die Bodenoberfläche aufgebracht, in den Mengen 0, 0,4, 0,9, 1,3, 1,7 und 3,5 t/ha, so daß auch bei gleicher Beregnungsdauer die Niederschlagsenergie variierte. Gemessen wurde der Abfluß in 2-minütigen Intervallen.

Ergebnisse

Der Gang der Abflußraten in der Zeit ist in Abb.2 dargestellt. Offensichtlich hatte der Bodenbedeckungsgrad in Abhängigkeit von der Menge an Mulch einen großen Einfluß auf das Abflußgeschehen. Vor allem bei den Behandlungen mit keiner oder geringer Mulchbedeckung deutete sich eine steady-state Infiltrationsrate nach 30 Minuten an. Die hochsignifikante Kurvenanpassung erfolgte mit Polynomen 3ten Grades. Diesen Ergebnissen nach zu urteilen, kann erwartet werden daß in Mulchsaat ausgesäte Zuckerrüben auf Flächen mit Resten der Winterzwischenfrüchte (Bodenbedeckungsgrade etwa 10-30%) zu einer deutlichen Verringerung des Abflusses führen müssen.

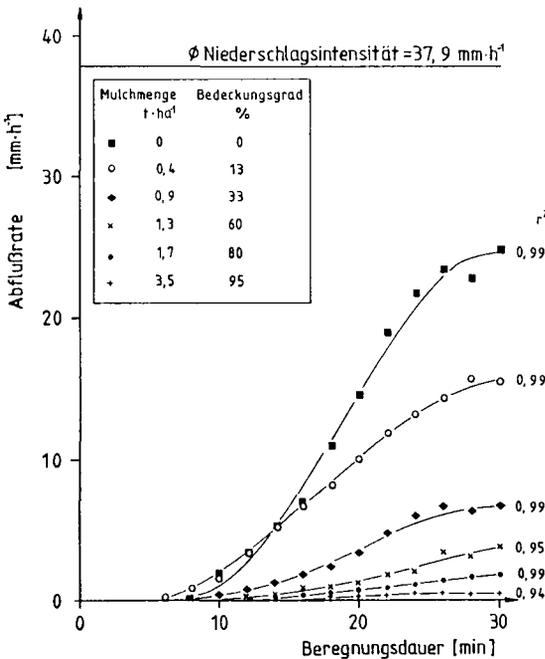


Abb.2: Einfluß des Bodenbedeckungsgrades auf den Oberflächenabfluß eines Loß-Bodens

Das Bodenmaterial in den Abflußkästen hatte eine Trockendichte von 1,09 g/cm<sup>3</sup>, was der Trockendichte nach der Aussaat entspricht. Somit war trotz Gefügestörung eine Vergleichbarkeit zumindest mit Feldbedingungen nach der Aussaat gegeben.

In Tab.1 werden die Ergebnisse der Leitfähigkeitsbestimmungen aufgeführt. Es konnte festgestellt werden, daß die gesättigte Leitfähigkeit von unterschiedlich lange berechneten Stechzylindern tatsächlich abnahm. Die Leitfähigkeit der verschlammten Bodenoberfläche konnte aus den vorhandenen Daten, wie folgt, berechnet werden:

$$K_1 = \frac{l_1}{\frac{l_{ges}}{K_{ges}} - \frac{l_2}{K_2}} \quad \text{Gleichung (1)}$$

- wo:  $K_1$  = Leitfähigkeit der Verschlämmung,  
 $l_1$  = Schichtdicke der Verschlämmung (0,2 cm)  
 $K_2$  = Leitfähigkeit der unverschlämmten Proben (447,0 cm/d)  
 $l_2$  = Schichtdicke der unverschlämmten Probe (3,7 cm)  
 $K_{ges}$  = Leitfähigkeit der Probe  
 $l_{ges}$  = Schichtdicke der Probe (3,9 cm)

Die Leitfähigkeit der Verschlämmungen ist um mehrere Größenordnungen kleiner als die Leitfähigkeit der unverschlämmten Proben (447,0 cm/d), wie dies durch die Bildung eines Quotienten zum Ausdruck gebracht wird.

Tab.1: Einfluß der Niederschlagsenergie auf die gesättigte Leitfähigkeit von Stechzylinderproben und die daraus errechnete Leitfähigkeit der gebildeten Verschlämmungen, bei konstanter Schichtdicke der verschlammten Zone

Berechnungs- dauer (min)	Niederschlags- energie (J/m <sup>2</sup> )	Gesättigte Leitfähigkeit Stechzyl. gemessen <sup>1</sup> (cm/d)	Verschl. berechnet <sup>2</sup> (cm/d)	Quotient
0	0,0	447,0	-	-
5	96,9	378,0	98,1	5
10	193,9	284,1	36,7	12
18	349,0	254,3	28,3	16
30	597,0	235,6	24,2	19

<sup>1</sup> Gesamtboden im Stechzylinder,  $K_{ges}$  in Gleichung (1)

<sup>2</sup> Verschlammte Zone,  $K_1$  in Gleichung (1)

Die genaue Bestimmung der Schichtdicke der Verschlämmung während der Messung ist mit Schwierigkeiten verbunden. Deshalb wurde rechnerisch der Einfluß verschiedener Schichtdicken auf die Leitfähigkeit ermittelt, einmal unter Annahme logarithmisch zunehmender Schichtdicke der verschlammten Zone (Tab.2), zum anderen für eine 30-minütige Berechnung bei konstanter Gesamtleitfähigkeit (Tab.3). Ausgangspunkt war dabei immer eine beobachtete Schichtdicke von 2 mm nach 30 min Berechnung.

Aus beiden Tabellen geht hervor, daß auch bei Variierung der Schichtdicke die Leitfähigkeitswerte insgesamt wesentlich niedriger sind als die der unverschlämmten Proben. Die angenommenen Schichtdicken lagen dabei im Bereich der Angaben, die von McIntyre (1958a) und Onofiock und Singer (1984) gemacht werden.

Hiermit wird die Bedeutung der Verschlämmung als Auslöser von Oberflächenabfluß sichtbar.

Tab.2: Einfluß der Schichtdicke der Verschlämmung auf die Leitfähigkeit, berechnet für variierende Niederschlagsenergien und entsprechende Gesamtleitfähigkeiten

Niederschlagsenergie (J/m <sup>2</sup> )	Schichtdicke angenommen (mm)	Gesättigte Leitfähigkeit Stechzyl. gemessen (cm/d)	Quotient Verschl. berechnet (cm/d)
0,0	-	447,0	-
96,9	0,10	378,0	8
193,9	0,15	284,1	16
349,0	0,18	254,3	17
597,0	0,20	235,6	19

Tab.3: Einfluß der Schichtdicke der Verschlämmung auf die Leitfähigkeit, berechnet für eine 30-minütige Beregnung und für eine konstant gehaltene Gesamtleitfähigkeit

Schichtdicke der Verschlämmung (mm)	Leitfähigkeit der Verschlämmung <sup>1</sup> (cm/d)	Quotient aus unver- schlännt/verschlännt <sup>2</sup>
0,5	6,3	71
1,0	12,4	36
2,0	24,2	19
3,0	35,3	13

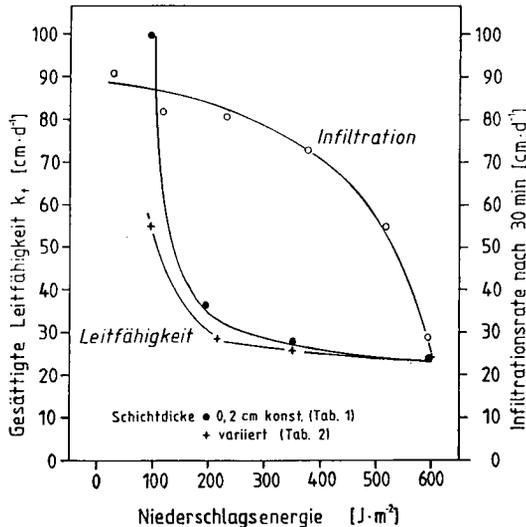
<sup>1</sup> berechnet nach Gleichung (1)

<sup>2</sup> unverschlännt = 447,0 cm/d, siehe Tab.1

Entscheidend für die Beurteilung der Verschlämmungen ist ein Vergleich mit den steady-state Infiltrationsraten, die sich in den Abflussmessungen nach Aufbringen gleicher Niederschlagsenergien einstellten. Dies wird in Abb.3 dargestellt, woraus größenordnungsmäßig eine Übereinstimmung zwischen Abnahme der Leitfähigkeit an der Bodenoberfläche (aufgrund der Verschlämmung) und der entsprechenden Abnahme der Infiltrationsrate nach 30 Minuten Beregnung hervorgeht.

**Abb.3:**

Einfluß der Niederschlagsenergie auf die Leitfähigkeit von Verschlämmungen und auf die Infiltrationsraten nach 30 Minuten Beregnung



Allerdings sollte an dieser Stelle darauf hingewiesen werden, daß es sich bei den hier vorgestellten Ergebnissen noch nicht um endgültige Beziehungen handeln kann. Einerseits war das Bodenmaterial in den Abflußkästen lockerer gelagert, so daß die aufprallenden Regentropfen möglicherweise geringere Scherwiderstände überwinden mussten, was zu einer stärkeren Verschlammung führen würde. Gleichzeitig bildeten sich in den Stechzylindern kleine Pfützen, die ihrerseits die Aufprallenergie vermindern. Außerdem wurden die Schichtdicken nur am Ende der Messung erfasst, nicht aber während des Vorganges der Verschlammung. Schließlich führten der konstante Gradient bei der Leitfähigkeitsmessung und der variierende Gradient während der Infiltration zu unterschiedlichen Kurvenverläufen. Derzeit wird unter Berücksichtigung dieser Fehlerquellen an einer Verfeinerung der Meßtechnik gearbeitet, so daß genauere Funktionen als Grundlage für ein Oberflächenabfluß-Modell erstellt werden können.

### Schlußfolgerungen

- Bodenbedeckung durch Mulch ist ein wirksamer Schutz gegen die Verschlammung der Bodenoberfläche;
- Oberflächenverschlammungen können einen sehr großen Einfluß auf das Abflussgeschehen und damit auf den standortsspezifischen Wasserhaushalt ausüben;
- Oberflächenverschlammungen lassen sich durch Bestimmung der gesättigten Leitfähigkeit charakterisieren.

### Danksagung

Wir danken Herrn Dipl.Ing.-agr. Joachim Brunotte für die Erlaubnis, Flächen seines Betriebes zu beproben. Ebenfalls sind wir Herrn Prof. Dr. Brunk Meyer zu Dank verpflichtet, der den am Inst.f.Bodenwissenschaften, Göttingen, vorhandenen Regensimulator zur Verfügung stellte.

### Literatur

- Hillel, D., 1980. Applications of soil physics. Academic Press, New York, 385 S.
- McIntyre, D.S., 1958a. Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact, Soil Sci., 85:185-189
- McIntyre, D.S., 1958b. Soil splash and the formation of surface crusts by raindrop impact, Soil Sci., 85:261-266
- Onofiok, O. und Singer, M.J., 1984. Scanning electron microscope studies of surface crusts formed by simulated rainfall, Soil Sci.Soc.Am.J., 48:1137-1143
- Roth, C.H., Meyer, B. und Frede, H.-G., 1985. A portable rainfall simulator to study factors affecting runoff, infiltration and soil loss, Catena, 12:79-85
- Tarchitzky, J., Banin, A., Morin, J. und Chen, Y., 1984. Nature, formation and effects of soil crusts formed by water drop impact, Geoderma, 33:135-155

Die Entwicklung der Nitratbelastung im Wasserwerk Holdorf  
und Maßnahmen zu ihrer Verringerung

von  
Schwerdtfeger, G. +)

1 Einleitung

Mit zunehmender Sorge wird die Landwirtschaft auf die Qualität des Grundwassers angesprochen (TÖPFER 1988). Hierbei steht nach der Anwendung einer großen Zahl von Pflanzenschutzmitteln die N-Düngung im Vordergrund. Es wird festgestellt, daß "das ökonomische Ziel, nur die Bodenfruchtbarkeit und die Erträge zu steigern, auch das Auswaschungspotential für diesen Nährstoff deutlich vergrößert hat".

2 Das Wasserwerk Holdorf

Der Oldenburgisch-Ostfriesische Wasserverband (OOV) betreibt dieses Wasserwerk für sein Versorgungsgebiet im Landkreis Vechta mit einer durchschnittlichen jährlichen Fördermenge von vier Millionen m<sup>3</sup>. In diesem Landkreis sind etwa 75 000 Einwohner mit Trinkwasser zu versorgen. Von denen waren bis 1980 erst 60% angeschlossen. Dies ist auf die überwiegende Streusiedlung im Landkreis Vechta zurückzuführen. Die nicht dem öffentlichen Versorgungsnetz angeschlossene Bevölkerung förderte ihr Trinkwasser aus eigenen Hausbrunnen. "Wie das Gesundheitsamt feststellen konnte, sind diese Brunnen teilweise besonders stark mit Schadstoffen belastet. Dabei werden die gesetzlichen Grenzwerte sehr oft überschritten, da diese Brunnen nicht die große Fördertiefe der öffentlichen Wasserversorgung erreichen und so von einem eventuellen Schadstoffeintrag sofort betroffen sind" (Töhne 1985). Diese Gefährdung der Selbstversorger zwang den OOV zu einem zügigen Ausbau seines Versorgungsnetzes im Landkreis Vechta. Die in den 60er Jahren angelegten 14 Förderbrunnen haben einen Aquifer von etwa 50 m Mächtigkeit erschlossen. Dieser besteht aus einer gut durchlässigen Mittel- und Grobsandschicht. Nur die oberen zehn m weisen feinsandige Ablagerungen mit einzelnen Schluffbändern auf. Die Sohle dieses Aquifers bilden tonige Sedimente mit Fenstern. Der nächst tiefere Bereich des Aquifer ist Mitte der 80er Jahre mit sieben weiteren Förderbrunnen erschlossen worden. Hiermit können im abgegebenen Reinwasser durch Mischung die Grenzwerte für Nitrat in allen Fällen deutlich unterschritten werden (mdl. Mitteilung Mai 1988).

3 Die Nitratbelastung

Bei Beginn der Förderung im Jahre 1968 lag der Jahresmittelwert der Nitratbelastung des Rohwassers in den Brunnen V, VI und XI zwischen 15 und 30 mg NO<sub>3</sub>/l; alle übrigen Brunnen lagen unter 10 mg/l. 1983 war der Durchschnittswert aller 14 Brunnen bis etwa 30 mg/l gestiegen. Dieser Mittelwert wird von den Brunnen I bis IV mit vorwiegend forstwirtschaftlich genutzter Umgebung deutlich und den Brunnen VII und X schwach unterschritten. Dagegen haben sich die Brunnen V, VIII IX und XI in vorwiegend ackerbaulich genutzter Umgebung zu diesem Zeitpunkt in der Nitratbelastung dem Grenzwert von 50 mg/l genähert.

+) D 3113 Suderburg, Am Tannenmoor 34; FH NON, FB Wasserw. & Kulturtechnik

Zur Ermittlung der Nitratgehalte im oberen Grundwasserbereich hat der OÖVV Anfang der 80er Jahre in 10 bis 20 m Tiefe eine Reihe von Beobachtungsbrunnen gesetzt. Vom Beginn deren Beprobung lagen die Nitratgehalte wesentlich höher als im Wasser der Förderbrunnen (Tab.1)

Tab.1 Jahresmittelwerte 1982 der Nitratgehalte im Wasser der Beobachtungsbrunnen ( nach H.VETTER und G.STEFFENS,1988)

	Entnahme tiefe	Minimalwert	mg $\text{NO}_3^-/\text{l}$ Mittelwert	Maximalwert
flache	ca. 10 m	36	185	287
tiefe Brunnen	ca. 20 m	1	84	253

Mitte März 1983 untersuchten VETTER und STEFFENS Nährstoffgehalte der an die Förder- und Peilbrunnen angrenzenden Flächen. Dabei wurden die  $\text{P}_2\text{O}_5$ -,  $\text{K}_2\text{O}$ - und N-min (0-90 cm Tiefe)-Gehalte bestimmt. Eine statistisch absicherbare Beziehung ergab sich mit  $r=0,73$  nur zwischen den Nitratgehalten im Wasser der flachen Peilbrunnen und den Phosphatgehalten im Boden der zugehörigen Flächen. Alle anderen berechneten Beziehungen - z.B. Nitratgehalt im Wasser der flachen oder tiefen Peilbrunnen : Nitratgehalte im Boden - waren statistisch nicht absicherbar.

Für den Anstieg der Nitratgehalte im Rohwasser des Wasserwerkes Holdorf nennen VETTER und STEFFENS nachstehende Gründe:

1. Zu hohe oder im Herbst ausgebrachte Güllegaben.
2. Der starke Maisanbau ( 44% d.Ackerfläche im LK Vechta in 1987).
3. Die Umwandlung von Wald in Acker.

Durch Windbruch wurden im November 1972 etwa die Hälfte der in den Schutzzonen II und III liegenden Waldbestände zerstört. Ein Drittel wurde in dauernde Ackernutzung genommen, während zwei Drittel zum Teil mit langjähriger Verzögerung wieder aufgeforstet wurde.

#### 4 Das Einzugsgebiet

Nitrat in Förderbrunnen kann seine Herkunft nur in deren Einzugsgebiet haben. Daher ist die Erfassung des Einzugsgebietes für die Bewirtschaftung des Grundwassers für jeden einzelnen Brunnen von großer Bedeutung. Bei einer näherungsweise errechneten Breite von 440m innerhalb der Schutzzone III ergeben sich für die Brunnen II, VIII und XIII Einzugsbereiche von etwa 65 ha ( BRUNKE, 1986). Für die in Abbildung 1 eingetragene Grundwasserfließrichtung von Südosten nach Nordwesten wird eine Fließgeschwindigkeit von 120 bis 150 m/Jahr angenommen. Diese verläuft vom Kamm der Dammer Berge (126 m) in das Dinklager Becken (27 m). Durch die Erschließung des zweiten Grundwasserstockwerks mit den Tiefbrunnen XV bis XXI in den Jahren 1985/6 ist das Einzugsgebiet weiter in Richtung Dammer Berge ausgedehnt worden. An diesen Tiefbrunnen fließt das Grundwasser im oberen Stockwerk vorbei, da sie im Bereich zwischen 80 und 120 m unter Gelände verfiltert sind. Es wird ein Reinwasser von hervorragender Qualität gefördert, das auffallend arm an Ammonium, Nitriten und Nitraten ist". ( BRUNKE 1986 ) Dadurch kann der OÖVV aus dem Wasserwerk Holdorf für die nächste Zukunft Trinkwasser liefern, das den EG-Richtlinien entspricht. Erkundungsbohrungen im Wassergewinnungsgebiet Holdorf haben bereits Anfang der 80er Jahre ergeben, daß die beiden Aquifere nicht vollständig voneinander abgeschlossen sind. In der Geschiebelehmdecke zwischen den beiden Grundwasserstockwerken wurden Fenster erbohrt. Damit ist nicht auszuschließen, daß bei der Förderung von Tiefenwasser jüngerer, mit Nitraten belastetes Grundwasser in den zweiten Aquifer eindringt. ( BRUNKE 1986).



Ammonium-N als auch aus dem Gesamt-N-vorrat des Eschboden gebildet worden. Letzterer kann bis zu 10 000 kg N/ha betragen.

Tab.2 Geschätzte prozentuale Verteilung der Subtypen im Einzugsbereich des Wasserwerkes Holdorf nach der Grundlagenkarte zur Bodenkartierung in Niedersachsen, 1979

Kurzzeichen	Boden-Subtyp	Flächenanteil
PN 52	Tiefer Podsol-Ranker, örtlich Abgrabungen	5
P 32	Mittlerer Podsol mit Orterde	15
GP 32	Mittlerer Gley-Podsol	12
BP 32	Mittlerer Braunerde-Podsol	35
SP 32	Mittlerer Pseudogley-Podsol	4
SB 32	Mittlere Pseudogley-Braunerde	7
PB 33	Mittlere Podsol-Braunerde	2
S 23/33	Flacher und Mittlerer Pseudogley	10
E 33	Mittlerer Grauer Plaggenesch	20

Ziel einer derartigen bodenkundlichen Beschreibung ist die Unterteilung des Grundwassereinzugsgebietes nach Einzelbrunnen oder zumindest nach kleineren Gruppen mit wenigen benachbarten Brunnen. Eine Umsetzung dieser Ergebnisse für den Anbau- und Düngeplan einer Einzelfläche muß auf bodenkundlicher Kartierung und deren Auswertung aufbauen.

#### 6 Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung

Langfristig müssen die Schutzzonen auf das gesamte Einzugsgebiet ausgeweitet werden. Nur so kann die Grundwassererneuerung (SCHWERTFINGER, 1986) mit geringerer Nitratbelastung erfolgen. Um die dort gemachten Auflagen umzusetzen, sind für jede Einzelfläche Bewirtschaftungspläne erforderlich.

Die Grundlage eines derartigen Bewirtschaftungsplanes ist der Anbauplan. Hierbei sind die Hauptfrüchte zu wählen, daß ein möglichst hoher Anteil von Zwischenfrüchten angebaut wird. Nur diese sind in der Lage, im Herbst noch größere N-Mengen aus dem Boden aufzunehmen. Die bodenbürtigen N-Mengen können je nach Witterungsverlauf und Bearbeitungszustand stark schwanken. Daher sind im Einzugsgebiet jedes Brunnen mindestens drei bis vier N-min-Untersuchungen in der Vegetationsperiode erforderlich. Nur dadurch kann erreicht werden, daß so gedüngt wird, daß der im Boden vorhandene, pflanzenverfügbare und damit auch auswaschungsgefährdete N weitgehend von den Pflanzen aufgenommen wird.

In Anlehnung an eine Ausarbeitung der Fachhochschule Nordostniedersachsen, Fachbereich Bauingenieurwesen (Wasserwirtschaft und Kulturtechnik), (MEYER 1988) ergeben sich die nachstehenden drei Gruppen von Lösungsmöglichkeiten des Nitratproblems.

#### 6.1 Politische und wasserrechtliche Möglichkeiten

1. Richtlinien von WHO und EG
2. Gesetzgebung durch Bundes- und Länderparlamente
3. Grundwasserbewirtschaftung als hoheitliche Aufgabe durch staatliche Fachbehörden, kommunale Behörden als Aufgaben des übertragene Wirkungskreises und Wasser- und Bodenverbände
4. Bereitstellung von Finanzmitteln für Maßnahmen der Wasserwerke und der Landwirtschaft

## 6.2 Möglichkeiten der Wasserversorgung

1. Erschließung wenig oder unbelasteter Grundwasservorkommen
2. Nitratentfernung aus dem geförderten Grundwasser durch Aufbereitung: Teilentsalzung durch Ionenaustausch oder Elektrodialyse, biologische Nitratbreicherung durch Bakterien oder Grünalgen oder mit denitrifizierenden Wasserpflanzen-Bodenfiltern, Teilentsalzung durch Umkehrosmose mit zugehöriger Entsorgung
3. Grunderwerb in den Schutzzonen mit Umstellung der Nutzung zur Verringerung des Nitrataustrages

## 6.3. Möglichkeiten der Landwirtschaft

1. Bemessung der gesamten organischen und mineralischen N-Düngung nach Bedarf mit Kontrolle durch N<sub>min</sub>-Analysen
2. Konsequente Einhaltung der in "Gülle-Erlaß oder-Verordnung" angeführten Bestimmungen über das Verbot von Ausbringen von Wirtschaftsdünger während der winterlichen Vegetationsruhe
3. Ausdehnung des Anbaus von Überwinternden Zweit- oder Zwischenfrüchten
4. Keine Umwandlung von Wald oder Grünland zu Acker
5. Zusatz von Nitrifikationshemmstoffen zur Gülle, um NH<sub>4</sub>-Ionen am Sorptionskomplex des Bodens zu binden

## 6.4 Beratung und Auflagen

Um die Anwendung der unter 6.3 aufgeführten, nitrataustragsreduzierenden Maßnahmen zu intensivieren, ist eine enge Zusammenarbeit zwischen dem einzelnen Wasserwerk und allen in dessen gesamten Einzugsgebiet wirtschaftenden Landwirten erforderlich. Hierbei steht eine verstärkte Beratung im Vordergrund. Im Einzugsgebiet des Wasserwerkes Holdorf hat daher die Landbauaußenstelle Bramsche der Landwirtschaftskammer Weser-Ems im Jahre 1981 mit einer vermehrten Information und Düngeberatung begonnen. Mit den Landwirten wurde bereits vor Inkrafttreten des Gülle-Erlasses vereinbart, in der Zeit vom 1. November bis zum 15. Februar in der Schutzzone II jegliche Düngung zu unterlassen (BRUNKE 1986). Nach Aufnahme der Wasserförderung aus den tieferen Bereichen des Aquifer muß die Beratung auf das ganze Einzugsgebiet bis zur Grundwasserscheide ausgedehnt werden.

"Besonderes Augenmerk verlangen die in Wasserschutzgebieten zu machenden Auflagen für die Nutzung und die damit verbundenen Bewirtschaftungsmaßnahmen. Je nach Filtereigenschaften (Mächtigkeit der Deckschichten, deren nFK, k<sub>f</sub>) ist eine Änderung der Intensität oder auch der Nutzungsrichtung (im Ackerbau) erforderlich. Dabei gilt es, zwischen dem landwirtschaftlichen Produktionswert von z.B. 100 t/ha Biotrockenmasse und bis zu 3000 m<sup>3</sup>/ha nitratarmen Trinkwassers abzuwägen. Landwirtschaftlichen Nutzungsausfällen stehen Kostenersparnisse der Wasseraufbereitung bzw. sogar die Vermeidung der Stilllegung von Wasserwerken gegenüber. Diese Aufwendungen sollte die gesamte Bevölkerung durch erhöhten Trinkwasserpreis und damit angelegten sparsamen Wasserverbrauch tragen" (KUNTZE et al. 1988).

## 7 Zusammenfassung

Im Wasserwerk Holdorf des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOVV) sind seit d.J. 1968 jährlich etwa vier Mill. m<sup>3</sup> Rohwasser gefördert worden. Hierzu ist ein Grundwasserleiter mit 14 Förderbrunnen erschlossen. Bei Beginn der Förderung lag nur in drei dieser Brunnen der Jahresmittelwert der Nitratbelastung zwischen 15 und 39 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l; alle übrigen Brunnen lagen unter 10 mg/l. Bis 1983 war der Durchschnittswert aller 14 Brunnen auf etwa 30 mg/l gestiegen, wobei sich vier Brunnen in vorwiegend ackerbaulich genutzter Umgebung dem Grenzwert von 50 mg/l genähert hatten. Um durch Mischung mit nitratarmen Wasser in allen Fällen im Reinwasser den Grenzwert einzuhalten, ist Mitte der 80er Jahre ein Bereich des Aquifer in etwa 100 m Fördertiefe erschlossen worden.

Zur Ermittlung der Nitratgehalte im oberen Grundwasserbereich sind von DDWV in 10 bis 20 m Tiefe zahlreiche Beobachtungsbrunnen gesetzt worden. Vom Beginn der Beprobung an lagen die Nitratgehalte wesentlich höher als im Wasser der Förderbrunnen.

Nitrat in Förderbrunnen kann seine Herkunft nur in deren Einzugsgebiet haben. Daher ist die Erfassung des Einzugsgebiet für jeden einzelnen Brunnen für die Bewirtschaftung des Grundwassers von großer Bedeutung. Innerhalb der Schutzzone III ergibt sich aus einer Berechnung von BRUNKE ein Einzugsbereich von etwa 65 ha mit einer Breite von 440 m. Durch die Erschließung des tieferen Aquifers mit den im Bereich von 80 bis 120 m verfilterten Tiefbrunnen ist das Einzugsgebiet weiter in südlicher Richtung ausgedehnt worden. Um das gesamte Einzugsgebiet zu erfassen, ist die Festlegung der Grundwasserscheiden erforderlich.

Nach Vorstellung der Böden im Einzugsgebiet werden Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung genannt. Hierbei sind Möglichkeiten im politischen und wasserrechtlichen Bereich, in der Wasserversorgung und in der Landwirtschaft zu unterscheiden. Besonderes Augenmerk verlangen die in Wasserschutzgebieten zu treffenden Entscheidungen bei der Festsetzung von Auflagen für die Bodennutzung.

Im voraussichtlichen Einzugsgebiet des Wasserwerkes Holdorf beträgt die Grundwasserneubildung knapp sechs Millionen m<sup>3</sup> (MEIER 1988). Bei den für das Versorgungsgebiet erforderlichen vier Millionen m<sup>3</sup> Rohwasser ergibt sich, daß nicht nur qualitativ sondern auch quantitativ wirkende Maßnahmen in Zukunft erforderlich sind. Hierbei ist auf allen nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen eine Vegetation anzustreben, unter der die Grundwasserneubildung optimal ist.

## 8 Literatur

- BENZLER, J.-H., A.E. IMAMOGLU: Bodenkarte von Niedersachsen 1:25000, Blatt 3414 Holdorf, Grundlagenkarte mit 4 Auswertungskarten, Hannover, 1979.
- BRUNKE, J.: Erfordernis und Möglichkeiten der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Wasserwerkes Holdorf, Diplomarbeit Suderburg, 1986.
- ECKELMANN, W., K. MOLLENHAUER, U. MÜLLER u. B. WOHLRAB: Bodenkundliche Forderungen zur ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung, DBG, Gießen, 1988.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMAN u. G. SCHWERDTFEGER: Bodenkunde, 4. Auflg., UTB 1106, Verlag E. Ulmer, Stuttgart, Seite 536, 1988.
- MEIER, W.: Bewirtschaftung des Grundwassers unter dem Aspekt Nitrateintrag. - Projektskizzen - Uni Hannover, Prof. Dr. - Ing. R. Mull, 1988.
- MEYER, D. (Hrsg.): Grundwasser in Gefahr. - FH NON, FB Bauingw. (Wasserwirtschaft u. Kulturtechnik, Suderburg, 1988.
- SCHWERDTFEGER, G.: Grundwasserneubildung im Uelzener Becken. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 43/1, 287-292, 1985.
- SCHWERDTFEGER, G.: Erfordernisse u. Möglichkeiten d. Grundwasserbewirtschaftung. - Ber. d. XIII. Congress d. IBG, Bd. IV, 1409/10, Hamburg, 1986.
- TÖHNE, H.: Darstellung von Nitratwerten im Grundwasser am Beispiel des Wasserwerkes Holdorf, Diplomarbeit Suderburg, 1985.
- TÖPFER, K.: Qualität des Grundwassers bereitet Sorge. - Hann. Land- u. Forstwirtschaftl. Ztg. Nr. 37, Seite 94, Hannover 1988.
- VETTER, H. u. G. STEFFENS: Bodenbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers bei einem Wasserwerk in Weser-Ems. - Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, Band 29, 129-140, 1988.

**Standortspezifische Nitrat- und Ammoniumuntersuchungen  
in Niedersachsen von 1985-1988**

von

SEVERIN, K.\* und P.FÖRSTER\*\*

**1. Einleitung**

Die Nitratgehalte an einem Standort zu Beginn der Grundwasserneubildungsperiode Anfang November sowie Mineralisation und Witterung im Winter sind hauptsächlich ausschlaggebend für den Nitrat-  
austrag aus der durchwurzelbaren Bodenschicht. Im Spätherbst können die Nitratgehalte in der durchwurzelbaren Bodenschicht von Acker- und Grünland je nach Bodenzustand durch Pflanzentzug, N-Immobilisation (z.B. bei der Strohverrottung), Nitrataustrag und Denitrifikation abnehmen, oder aber durch Mineralisation von oberirdischen abgestorbenen Pflanzenteilen und Humus ansteigen. Da über die Höhe der Nitrat- und Ammoniumgehalte nach der Ernte und Beginn der Grundwasserneubildungsperiode wenig Informationen vorlagen, wurden im Zeitraum 1985 - 1988 in Niedersachsen regional gestreut an 322 Standorten mit typischen Böden der jeweiligen Region N-min-Untersuchungen durchgeführt. Die Untersuchungsstandorte lagen auf einem Rasternetz von 11,25 km (Landwirtschaftskammer Hannover) bzw. 12 km (Landwirtschaftskammer Weser-Ems). Bei der Auswahl der Kulturarten (Tab. 1) und Fruchtarten wurden die jeweiligen Verhältnisse in den einzelnen Dienstbezirken beider Landwirtschaftskammern berücksichtigt. Die Untersuchungsflächen hatten eine Größe von 25 x 25 m.

Die Entnahme der Bodenproben 1985-1988 erfolgte jeweils Ende März, im Sommer nach der Ernte (nur Getreide, Raps, Körnerleguminosen) und Anfang November aus Bodenschichten 0-30, 31-60, 61-90 und, soweit möglich, 91-120 cm. Der Untersuchungsumfang ist Tab. 2 zu entnehmen.

**2. Ergebnisse**

Es werden Teilergebnisse der Spätherbst-Nitrat- und Ammoniummessungen (N-min) vorgestellt (Beginn der Grundwasserbildungsperiode).

**2.1 Einfluß der Kulturarten (Abb. 1)**

Die im Mittel höchsten Restnitratgehalte in kg N-min pro ha und 90 cm Meßtiefe wurden unter landwirtschaftlich genutzten Flächen gemessen, wobei unter Acker im Mittel um rund 50 % höhere Gehalte nachgewiesen wurden als unter Grünland. Bei Grünland war der prozentuale Anteil der Untersuchungsflächen mit N-min-Mengen kleiner als 50 kg N/ha \* 90 cm in allen Untersuchungsjahren etwa doppelt so hoch wie unter Ackernutzung. Bei Ackernutzung sind die Anteile der Flächen mit über 100 kg N-min/ha \* 90 cm doppelt so hoch wie unter Grünland.

Unter Forst- und Naturschutzflächen betragen die N-min-Mengen in der weitaus überwiegenden Zahl weniger als 50 kg N/ha und bis auf wenige Ausnahmen weniger als 100 kg N/ha \* 90 cm. Unter Forstflächen sind die im Vergleich zu den landwirtschaftlichen Flächen sehr hohen Ammoniumgehalte bei gleichzeitig niedrigen Nitratgehalten in den beiden oberen Bodenschichten hervorzuheben. Diese hohen Ammoniumgehalte sind wahrscheinlich auf die Nitrifizierung hemmende Wirkung der hohen Säurekonzentration im Boden zurück-

\* Landwirtschaftliche Untersuchungs- und  
Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Hannover, Hameln  
\*\* Landwirtschaftskammer Weser-Ems, Oldenburg

zuführen.

Bei Baumschulen und Gartenbauflächen wurden von allen Kulturarten die höchsten N-min-Gehalte gemessen. Der überwiegende Teil der N-min-Werte lag über 100 kg N-min/ha · 90 cm.

## 2.2 Einfluß der Bodentypen

### Überdeckung der Böden von den Nutzungsformen

Der Einfluß des Bodentyps auf den N-min-Gehalt wird vom Kultur- und Fruchtarteneinfluß überdeckt. Bei den Ackerstandorten lagen die mittleren Restnitratgehalte bei allen 3 Bodentypen mit 70-90 kg N/ha 80 cm etwa in gleicher Größenordnung. Die im Vergleich zu Braunerden größeren Anteile mit über 50 kg N/ha · 90 cm bis 100 kg N/ha · 90 cm bei Parabraunerden und Gleyen sind wahrscheinlich auf witterungs- und bodenfeuchtebedingte höhere N-Mineralisierung und geringere Auswaschung zurückzuführen.

Bei Grünland lagen die mittleren Rest-N-min-Gehalte bei allen 3 Bodentypen in gleicher Größenordnung und waren deutlich niedriger als bei entsprechenden Acker- und Grünlandböden.

## 2.3 Einfluß der Ackerland-Fruchtarten

Die höchsten mittleren Rest-N-min-Gehalte hinterließen Feldgemüse, Raps und Mais. Bei allen 3 Fruchtarten wurde ein hoher Anteil von N-min-Mengen mit 100 sowie über 200 kg N/ha · 90 cm gemessen. Diese hohen Gehalte sind eindeutig auf zu hohe N-Düngermengen zurückzuführen. Mais wird wegen seiner "vorzüglichen" Verträglichkeit oft hoch mit Gülle gedüngt. Zu Raps werden z.Z. bei mittleren bis guten Ertragserwartungen (40 dt/ha) im Durchschnitt etwa 240 kg N/ha gedüngt, während mit 40 dt Körnern nur 140-160 kg N/ha entzogen werden.

Leguminosen hinterließen bis zum Spätherbst im Mittel aller Standorte 87 kg N/ha · 90 cm, was aufgrund N-fixierender Eigenschaften durch Knöllchenbakterien auch annäherungsweise zu erwarten war. Nach Kartoffeln wurden im Mittel 75 kg N/ha · 90 cm gefunden. Dieses beruht mehr auf einen rodungsbedingten Anstieg der Mineralisation. Überdüngungen sind bei Kartoffeln nahezu ausgeschlossen. Bei Getreidearten lagen mit Ausnahme von Hafer und S-Weizen die Rest-N-min-Gehalte unter 70 kg N/ha. Zuckerrüben hinterlassen von allen Früchten die niedrigsten N-min-Gehalte im Spätherbst. Dieses ist auf die lange Wachstumszeit, die bis zur Ernte dauert, auf die tiefe Durchwurzelung sowie auf eine unter dem Entzug liegende N-Düngung zurückzuführen. Jedoch darf ein durch Mineralisierung des Zuckerrübenblattes Austrag der Nitratmengen aus der Krume nicht unterschätzt werden.

## Einfluß des Zwischenfruchtanbaus

Durch Zwischenfruchtanbau wurde der Rest-N-min-Gehalt im Herbst um über 30 kg N/ha · 90 cm gegenüber ohne Zwischenfruchtanbau vermindert werden. Bei Zwischenfruchtanbau lagen die Rest-N-min-Gehalte bei 80 % der Flächen unter 50 kg N/ha · a, dagegen nur 28 % der Flächen ohne Zwischenfrucht. Die extrem hohen Gehalte wurden vermutlich durch hohe, über den Bedarf der Zwischenfrucht liegende N-Düngungen im Herbst verursacht. In vielen Fällen wurde mit Gülle überdüngt.

## 3. Schlußfolgerungen

Bei landwirtschaftlichen Böden traten standortsbedingt z.T. sehr große Unterschiede zwischen den Rest-N-min-Gehalten im Spätherbst auf. Hohe Rest-N-min-Gehalte sind auf vielen Standorten auf eine über dem Düngebedarf liegende N-Düngung in Form von

Wirtschafts- und Mineraldüngern zurückzuführen. Im Bundesgebiet liegt die mittlere N-Zufuhr mit Düngern bei Acker- und Grünland pro ha ca. 110 kg über der mittleren N-Abfuhr mit Marktfrüchten und tierischen Produkten (BACH, 1987, KÖSTER et al., 1988). Ein weiterer Grund für hohe Rest-N-min-Gehalte im Herbst ist ein hohes N-Nachlieferungsvermögen, das bodentypcharakteristisch ist, sowie auf langjährige betriebstypische Bewirtschaftsverhältnisse (z.B. Güllealtlasten) oder Grünlandumbruch zurückzuführen ist. Hohe Rest-N-min-Gehalte zu Beginn der Grundwasserneubildungsperiode stellen ein großes Risiko im Hinblick auf die Gewässerverunreinigung mit Nitrat dar. Folgende pflanzenbauliche Maßnahmen vermindern den Nitrataustrag aus der Wurzelzone auf ein vertretbares Maß.

a) Auswahl der Fruchtart

Der Anbau von Leguminosen und Raps in Trinkwasserschutzgebieten ist im Hinblick auf Nitratausträge als problematisch anzusehen. Körner-Leguminosen hinterlassen infolge symbiotischer N-Fixierung hohe Rest-N-min-Mengen im Spätherbst. Bei Raps sind hohe Rest-N-min-Gehalte im Spätherbst auf einen echten N-Düngerüberschuß zurückzuführen. Mit 40 dt/ha Rapskörner werden ca. 150-160 kg N/ha abgefahren, 240-270 kg N/ha werden gedüngt.

Mais hinterläßt bei gezielter Düngung vergleichbar hohe Rest-N-min-Mengen im Spätherbst wie Getreide.

b) Gezielte N-Düngung auf Grund von Boden- (N-min) und Pflanzenuntersuchungen sowie unter Berücksichtigung der standortspezifischen N-Nachlieferung.

Im intensiven Getreidebau lassen sich Höchsterträge mit Gesamt-N-Düngermengen in Höhe der N-Abfuhr mit Getreide erzielen.

c) Zwischenfrüchte sollten in Gebieten mit ausreichender Wasserversorgung angebaut werden. Die N-Düngung (Gülle, mineralisch) sollte den Düngerbedarf nicht übersteigen. Ein Umbruch der Zwischenfrucht sollte erst im Frühjahr vorgenommen werden.

d) Mit Gülle können praktisch alle Pflanzen in Form einer Boden- oder Kopfdüngung gedüngt werden. Die Gülledüngung sollte sich mit Anwendungszeitpunkt und -mengen am Düngerbedarf der jeweiligen Pflanzen ausrichten, wobei Gülleammonium nicht den gesamten Düngerbedarf abdecken sollte. Eine Untersuchung der N-min-Gehalte sollte vor jeder Entleerung der Güllelager vorgenommen werden (Schnellmeßgeräte). Gasförmige Ammoniakverluste sollten bei der Ausbringung minimiert werden.

### Literatur

Bach, Martin: Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft. Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, 1987

Köster, W., Severin, K., Möhring, D., Ziebell, H.-D.: Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 - 1986, Selbstverlag Landwirtschaftskammer Hannover, 1988

### Zusammenfassung

In Niedersachsen wurden im Zeitraum 1985-88 standortspezifische Nitrat- und Ammoniumuntersuchungen durchgeführt. Es werden die Einflüsse von Kulturart, Fruchtart, Zwischenfruchtanbau und verschiedene Bodentypen auf den Rest-N-min-Gehalt im Spätherbst dargestellt. Außerdem werden Pflanzenbaumaßnahmen genannt, die zur Verminderung des Nitrataustrags aus der Wurzelzone beitragen.

Tabelle 1: Kulturarten-Verteilung im "NITRATRASTER"

Kulturarten	Anzahl Flächen
ACKER	170
GRÜNLAND	77
FORST	53
NATURSCHUTZ	17
BAUMSCHULEN	) 5
GARTENBAU, OBST	)
Alle Kulturarten	322

Tabelle 2: Untersuchungen und Erhebungen zum  
"NITRATRASTER."

1. <u>Untersuchungen</u>	
1.1	Messungen
	NO <sub>3</sub> -N, NH <sub>4</sub> -N in 0-30, 31-60, 61-90, 91-120 cm Tiefe jeweils März, nach der Ernte, Anfang November 1985/88 Organischer Kohlenstoff, Gesamt-Stickstoff
1.2	Bodenansprachen
	Profilansprache
	Grundwasserstände, Hangneigung
	Bodenwertzahl
2. <u>Erhebungen</u> (Befragung)	
Fruchtart:	Aussaat-, Erntedatum, Ertrag Verbleib der Ernterückstände
Düngung:	mineralisch, organisch Mengen, Termin, Düngeform
Beregnung:	Menge, Zeitpunkt
Zwischenfrucht:	Aussaat, Entwicklung, Düngung Verwendung

**Abb. 1:** Einfluß der Kulturarten auf  $N_{min}$ -Mengenbereiche  
(Niedersachsen)

$N_{min}$ :  $NO_3$ -N und  $NH_4$ -N (kg/ha)

Tiefe: 0 - 90cm

Termine: Nov. 1985, Nov. 1986, Nov. 1987

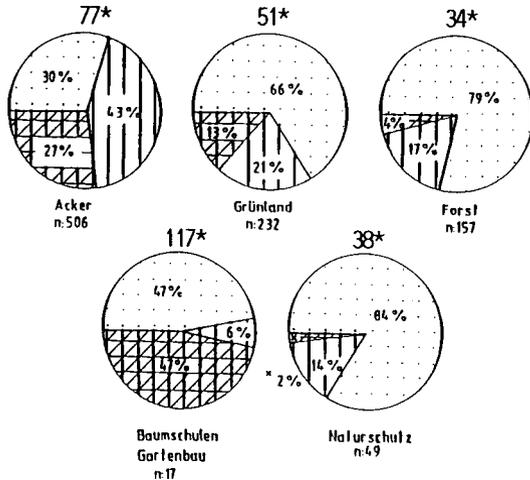
n: Anzahl der Untersuchungsflächen

$N_{min}$  kg/ha:

< 50

50 - 100

> 100



\* mittlere  $N_{min}$ -Gehalte in kg N/ha  $\cdot$  90 cm

LK-WE-IV/3-01

**Abb. 2:** Einfluß von Kulturarten und Bodentypen auf die Rest-  
nitratmengen (Herbst)  $\phi$  1985-1987

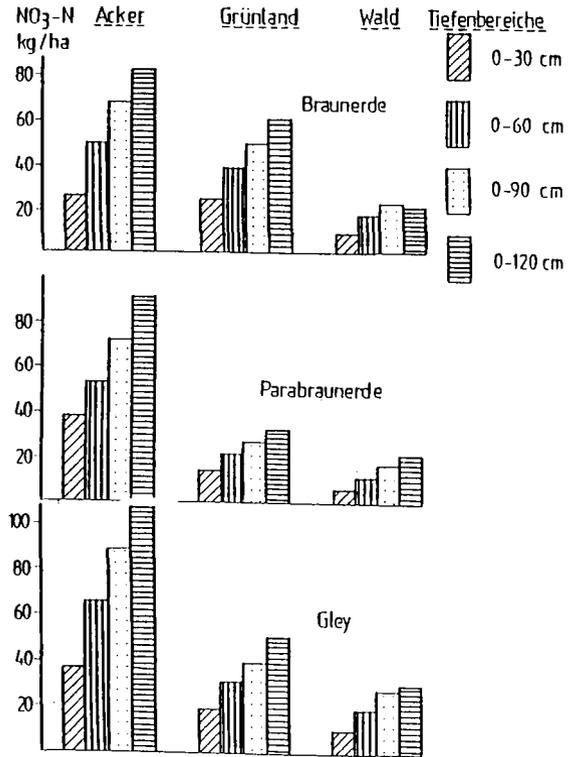


Abb. 3: Mittlere Rest-N<sub>min</sub>-Gehalte der Ackerfruchtarten sowie %-Verteilung der Gehalte auf Gehaltsbereiche, 1985 - 1987

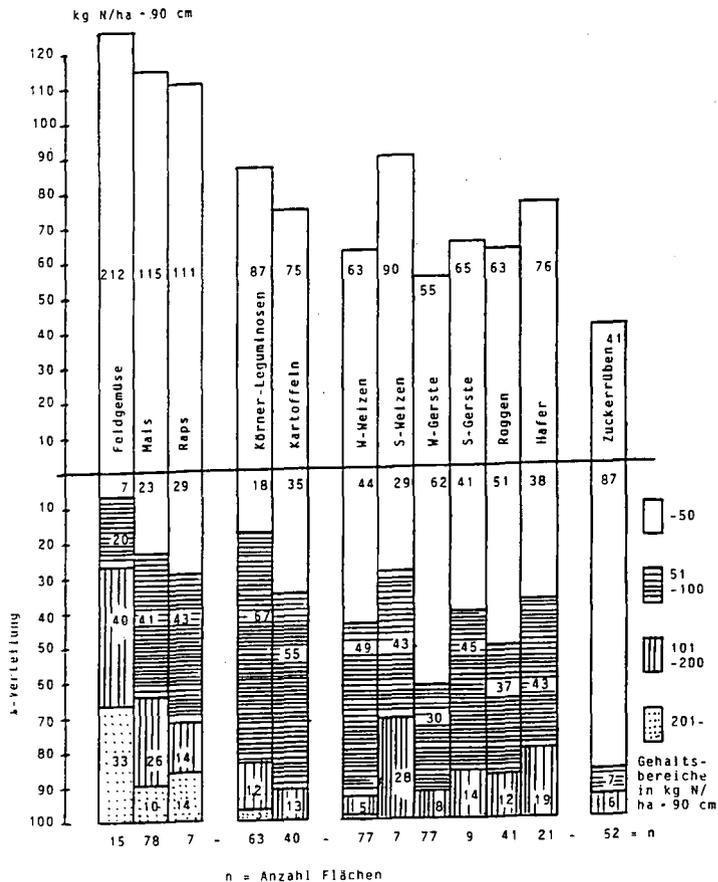
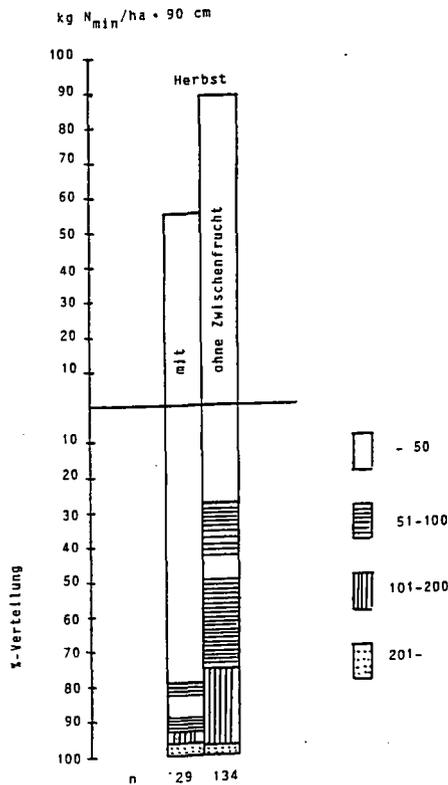


Abb. 4: Einfluß der Zwischenfrucht auf Rest-N<sub>min</sub>-Gehalte im Spätherbst sowie die %-Verteilung auf Gehaltsbereiche, 1985 - 1987



Verhalten von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln in den Böden  
eines Wassereinzugsgebietes

von

WEINZIERL, W.\* und F. ZWÖLFER\*

1. Einleitung

Die von BACH (1987) für die vergangenen 10 Jahre berechneten, annähernd konstanten N-Überschüsse von ca. 100 kg N/ha/a wirken sich mit Verzögerung auf die meist noch steigenden  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen in den geförderten Trinkwässern aus. Die vielfältigen Ansätze zur Lösung der bundesweit an Bedeutung zunehmenden Nitratproblematik reichen von der Einführung einer Stickstoffsteuer über die Einschränkung der Produktion von N-Dünger bis zur Anhebung des in der Trinkwasserverordnung festgeschriebenen Nitratgrenzwertes. Dies sind jedoch am Schreibtisch erdachte, standortunabhängige und so meist naturwissenschaftliche Aspekte außer acht lassende Generallösungen. Seitens der Bodenwissenschaften sind jedoch standortspezifische Lösungen zu diesem Problem zu suchen, die deshalb für jedes Wasserschutzgebiet neu zu formulieren sind.

2. Untersuchungsgebiet

Lage:	Oberschwäbisches Hügelland	
Höhe ü. NN		578-624 m
mittlere jährl. NS (1951-84)		879 mm
Fläche - gesamt (Einzugsgebiet)		621 ha (100%)
- landw. Nutzfläche		474,6 ha (76,4%)
- Wald		116,3 ha (18,7%)
- bebaute Fläche		26 ha (4,2%)
- Materialentnahmestellen		4,1 ha (0,7%)
Fördermenge 1987		342,000 m <sup>3</sup>

3. Methode

3.1 Bearbeitung des Wasserschutzgebietes

- Kartierung, hier M. 1:10 000
- Planimetrierung der Bodeneinheiten, Wald- u. Siedlungsflächen
- Ableitung der Bodenkennwerte nach AG BODENKUNDE (1982)
- Messung der pH-Werte und Humusgehalte im Oberboden aller Bodeneinheiten mit LN
- Messung von Nitratkonzentrationen in Quellen, Bächen, Vorflutern, Dränabflüssen; Pumpstationen.

---

\*) Geologisches Landesamt Baden-Württemberg  
Albertstr. 5, 7800 Freiburg i.Br.

3.2 Auswertung von Klimadaten

- Berechnung der Sickerung nach RENGGER et.al. (1974): Niederschlag - Verdunstung nach HAUDE unter Berücksichtigung der nFK<sub>we</sub> aus Tageswerten für den Zeitraum 1951-1984
- Berechnung der mittleren jährlichen Grundwasserneubildung für das gesamte Untersuchungsgebiet aus Sickerung x Flächenanteil

3.3 Erstellung einer vereinfachten N-Bilanz für die Einträge ins Grundwasser

3.4 Prognosekatalog für das Verhalten von Pflanzenschutzmitteln in den Böden des Untersuchungsgebiets nach BLUME und BRÜMMER (1987)

4. Ergebnisse

4.1 Sickerung

Im folgenden wird nur die Sickerung der grundwasserfernen Böden betrachtet, da ihr Sickerwasser im vollen Umfang zur Grundwasserneubildung beiträgt. Bei allen anderen Bodeneinheiten wird infolge Drainung und Vorflutregelung der größte Teil des Sickerwassers in Oberflächengewässern aus dem Untersuchungsgebiet abgeführt. Die grundwasserfernen, landwirtschaftlich genutzten Böden nehmen im Untersuchungsgebiet mit 343,8 ha etwa 72% aller landwirtschaftlich genutzten Flächen, bzw. 55% des gesamten WSG, ein. Auf diesen Böden wird vorwiegend Ackerbau mit Mais, Getreide und Ackerfutterbau betrieben. Den grundwasserfernen Böden können für die Berechnung der Sickerung die nFK<sub>we</sub>-Werte 100 mm bzw. 200 mm zugeordnet werden. Wie aus Tab. 1 zu entnehmen ist, unterscheiden sich die jährlichen Sickerwassermengen im langjährigen Mittel zwischen nFK<sub>we</sub> 100 mm und nFK<sub>we</sub> 200 mm um 41 mm, davon im Winterhalbjahr um 20 mm. Der Zeitraum Oktober - Juni ist bei Mais mit seiner erst im Juli voll einsetzenden Wasser- und Nährstoffaufnahme für die Nitratverlagerung in der vegetationsfreien Zeit maßgeblich. Hier unterscheiden sich die Sickerwassermengen für nFK<sub>we</sub> 100 mm und nFK<sub>we</sub> 200 mm um 26 mm.

Sickerung und somit Nitratverlagerung tritt nach Erreichen der Feldkapazität des Bodens (FK) ein. Die im Winterhalbjahr auf den Böden mit nFK<sub>we</sub> 100 mm anfallende Sickerwassermenge von durchschnittlich 196 mm reicht aus, um das im effektiven Wurzelraum mit seiner FK von 150 mm gespeicherte Wasser zwischen Oktober und März zu verdrängen. Nitrat, das nach der Ernte im Herbst noch im Boden vorliegt, wird daher im Winterhalbjahr weitgehend ausgewaschen. Der Maisanbau mit seiner ihm vorausgehenden längeren vegetationsfreien Zeit kann auf diesen Böden den Austrag des im vergangenen Herbst im Boden verbliebenen Nitrats nicht mehr erhöhen.

Tab. 1: Mittlere jährliche Sickerung für nFK<sub>we</sub> 100 mm und nFK<sub>we</sub> 200 mm

nFK <sub>we</sub>	FK <sub>we</sub>	Zeitraum 1951 - 1984			
		Jahres- mittelwert	Oktober- März	Oktober- Juni	April- September
mm	mm	mm	mm	mm	mm
100	150	309	196	241	113
200	300	268	176	215	90

Die Böden der Bodeneinheiten mit nFK<sub>w</sub>e 200 mm lieferten im Zeitraum 1951 - 1984 eine mittlere jährliche Sickerwassermenge von 268 mm, davon 176 mm im Winterhalbjahr und 92 mm im Sommerhalbjahr. Im Zeitraum Oktober - Juni, in der dem Maisanbau vorausgehenden vegetationsfreien Zeit, fallen 215 mm Sickerwasser an. Im langjährigen Mittel werden hier im Winterhalbjahr bei einem FK-Wert von 300 mm etwa 60% bzw. 70% (Maisanbau) des Bodenwassers mit dem darin gelösten Nitrat aus dem effektiven Wurzelraum verdrängt und können ins Grundwasser gelangen.

Da es sich hier um langjährige Mittelwerte handelt, kann nicht gefolgert werden, daß auf die Flächen der Bodeneinheiten mit nFK<sub>w</sub>e 200 mm nach der Ernte Gülle oder Stickstoffdünger ausgebracht werden kann, ohne daß das Nitrat des Oberbodens aus dem Wurzelraum ausgewaschen wird. Die nähere Betrachtung der Sickerwassermengen der einzelnen Jahre 1951 - 84 zeigt, daß für die Zeiträume Oktober - März in sieben Jahren und Oktober - Juni in zwölf Jahren mehr als 80% des Bodenwassers im Wurzelraum nach unten verlagert wurden. Jedoch kam es in dem 34-jährigen Betrachtungszeitraum auf den Bodeneinheiten mit nFK<sub>w</sub>e 200 mm nur einmal vor, daß im Sommerhalbjahr aufgrund extrem hoher Niederschläge mehr als 80% des Bodenwassers aus dem effektiven Wurzelraum verdrängt wurden.

#### 4.2 Berechnung der Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung im WSG Kümmerzhofen erfolgt vorwiegend auf den grundwasserfernen Böden da alle anderen Böden den größten Teil ihres Sickerwassers über Drainagen und gut ausgebaute Vorfluter aus dem Untersuchungsgebiet abführen. Für die vornehmlich an der Grundwasserneubildung beteiligten Böden kann sie näherungsweise aus den entsprechenden Werten für die Sickerung (Tab. 1) multipliziert mit dem Flächenanteil im WSG errechnet werden. Da Wald stets eine höhere Verdunstung als landwirtschaftlich genutzte Flächen aufweist, wird bei der Berechnung der Grundwasserneubildung in Tab. 2 für Wald jeweils eine um 50 mm/a verminderte Sickerung angesetzt. Die geringfügig unterschiedlichen Grundwasserneubildungen zwischen Acker- und Grünlandnutzung bleiben unberücksichtigt, da im Untersuchungsgebiet die Fruchtfolgen durch starken Zwischenfruchtbau aufgelockert sind.

Tab.2: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung aus grundwasserfernen Böden für Wald und landwirtschaftliche Nutzflächen (LN); Zeitraum 1951-84

Bodeneinheit mit nFK <sub>w</sub> e	Nutzung	Sickerung mm/a	x	Fläche ha	x 10 = m <sup>3</sup> a	l/s	l/s/km <sup>2</sup>
100 mm	Wald	259	x	55,6 =	144.004	4,6	8,2
	LN	309	x	32,5 =	100.425	3,2	9,8
200 mm	Wald	218	x	2,5 =	5.450	0,2	6,9
	LN	268	x	311,2 =	834.016	26,4	8,5
Summe:					1.083.895	34,4	

Die grundwasserfernen Böden tragen im Zeitraum 1951-84 im Untersuchungsgebiet mit jährlich ca. 1,1 Millionen m<sup>3</sup> bzw. 34 l/s Wasser zur Grundwasserneubildung bei, der 1987 eine Entnahme von 342.000 m<sup>3</sup> gegenüberstand.

#### 4.3 Vereinfachte Stickstoffbilanz

Für das Untersuchungsgebiet kann mit den vorhandenen Daten eine vereinfachte N-Bilanz für das Grundwasser aus den Einträgen der an der Grundwasserneubildung beteiligten Böden erstellt werden (Tab. 3).

Im Jahre 1986 wurde am Pumpwerk eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 58 mg/l gemessen. Das damals geförderte Wasser war eine Mischung aus Grundwasserneubildungen mehrerer vorausgegangener, jedoch hier nicht näher definierbarer Jahrgänge. Die N-Bilanz hat somit eine Gültigkeit für die dem Jahr 1986 vorausgegangenen Jahre.

Tab. 3: Mittlere jährliche N-Bilanz für die Jahre vor 1986

	mittlere jährliche Grundwasser- neubildung m <sup>3</sup>	mg NO <sub>3</sub> -/l	mg N/l	N-Fracht kg	ha	kg N/ha
Total	1.083.000	58	13,1	14.400	-	-
- Wald	149.000	21	4,7	700	58,1	12
= LN <sup>1)</sup>	934.000	65	14,7	13.700	343,7	40

1) Landwirtschaftlich genutzte Fläche

#### 4.4 Verhaltensprognose für Pflanzenschutzmittel in den Böden des WSG Kümmerazhofen

Jedes Pflanzenschutzmittel (PSM) zeigt ein spezifisches Verhalten im Boden hinsichtlich Bindung, Abbau und Verlagerung. Dieses Verhalten ist in verschiedenen Böden wiederum unterschiedlich. Infolge komplexer Zusammenhänge sind quantitative Aussagen ohne Untersuchungen an den jeweiligen Böden nicht möglich.

Zur Beantwortung der aktuellen Frage nach dem Verhalten von PSM in verschiedenen Böden haben BLUME und BRÖMMER (1987) für mehr als 20 PSM eine fünfstufige, qualitative Bewertung von Bindung, Abbau und Grundwassergefährdung in Abhängigkeit von Boden- und Umweltfaktoren auf der Grundlage umfangreicher eigener Untersuchungen und ausgedehnter Literaturrecherchen zusammengestellt. Diese Arbeit diente hier als Grundlage zur Erstellung des Prognosekatalogs für das Verhalten von PSM im Untersuchungsgebiet.

Die Grundwassergefährdungsstufe ist hier von besonderem Interesse. Sie liegt für alle PSM auf allen Böden im Untersuchungsgebiet zwischen 2 (gering) und 3,5 (mittel bis hoch). Ein Eintrag ins Grundwasser kann demnach bei keinem der hier betrachteten PSM ausgeschlossen werden, ist aber in Abhängigkeit vom Boden durchaus unterschiedlich.

## 5. Folgerungen und Empfehlungen

### 5.1 Verminderung des Nitratreintrags ins Grundwasser

Die Bodeneinheiten mit ihren zeitweise oder dauernd hohen Grundwasserständen sind sämtlich in Verbindung mit einer Vorflutregelung drainiert. Der größte Teil ihrer Sickerwässer und das darin enthaltene Nitrat wird deshalb über Gräben und Bäche aus dem Untersuchungsgebiet abgeführt. Die Nitratfracht am Pumpwerk wird durch diese mögliche Nitratabfuhr in Oberflächengewässern zwar gemindert, doch stellt diese Abfuhr angesichts der gegenwärtigen kritischen Nährstoffsituation in den Fließgewässern, Seen und Meeren letztlich nur eine Problemverlagerung dar.

Der Nitratreintrag ins Grundwasser erfolgt über die grundwasserfernen Böden. Die  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht, die jährlich in der Zeit vor 1986 durch diese ins Grundwasser eingetragen wurde, betrug 14.400 kg und verursachte eine  $\text{NO}_3\text{-Konzentration}$  von 58 mg/l. Um den vorgegebenen Grenzwert von 50 mg  $\text{NO}_3\text{/l}$  nicht zu überschreiten, darf die jährliche  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht nicht mehr als 12.200 kg betragen. Bei konstanter, nicht zu beeinflussender N-Fracht aus dem Wald von 700 kg, ist die gesamte erforderliche Reduktion der N-Fracht von 2.200 kg nur durch Maßnahmen auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erreichen. Dazu stehen zwei realistische Möglichkeiten offen:

- a. Die Nutzungsintensität auf allen landwirtschaftlichen Flächen gleichmäßig reduzieren, so wie es die SCHALVO vorsieht.
- b. Umwandlung von Ackerland in Grünland; dem N-Austrag aus Ackerland von durchschnittlich 40 kg/ha (vor 1986) steht ein N-Austrag von 10 kg/ha aus Grünland gegenüber; die N-Fracht könnte so um 30 kg/ha reduziert werden; unter der Voraussetzung, daß die Nutzungsintensität auf den verbleibenden Ackerflächen beibehalten wird, müßten für die Reduzierung des gesamten N-Eintrags aus Grundwasser von 2.200 kg ca. 70 ha Ackerland in Grünland umgewandelt werden.

### 5.2 Verhinderung des Eintrags von PSM ins Grundwasser

Der Prognosekatalog für PSM zeigte, daß die darin aufgenommenen PSM bei ihrer Anwendung eine geringe bis große Grundwassergefährdung darstellen. Soll eine Gefährdung gänzlich ausgeschlossen werden, so muß nach dem derzeitigen Wissen an das Verhalten von PSM in Böden auf deren Anwendung in diesem WSG verzichtet werden.

## 6. Literatur

- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, Hrsg. v. Bundesamt f. Geowiss. u. Rohstoffe und den Geol. Landesämtern (Arbeitsgruppe Bodenkunde). Hannover, 3. Aufl.
- BACH, M., 1987: Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186.
- BLUME, H.-P. u. G. BRÜMMER, 1987: Prognose des Verhaltens von Pflanzenbehandlungsmitteln in Böden mittels einfacher Feldmethoden. Landwirtsch. Forschung 40, 1, 41-50.
- RENGER, M., O. STREBEL u. W. GIESEL, 1974: Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 4. Bericht: Grundwasserneubildung. Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 15, 353-366
- SCHALVO, 1987: Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung-SCHALVO). Gesetzblatt f. Baden-Württemberg v. 30.12.1987.

Nitrataustrag im Wasserschutzgebiet Dockendorf in Abhängigkeit von Bodenform und Nutzung

von

Weyers, M. u. Schröder, D.\*)

Einleitung

Die Trinkwasserbrunnen des Wasserschutzgebietes Dockendorf mußten 1986 aufgrund zu hoher Nitratgehalte zwischen 68 und 93 mg/l geschlossen werden. Zur Aufklärung der Ursachen und Entwicklung von Verhütungsstrategien wurde das Gebiet 1987 im Auftrag des Landwirtschaftsministeriums Rheinland Pfalz bodenkundlich kartiert sowie bodenchemisch und bodenphysikalisch untersucht. Danach wurden die Stickstoffverluste im Boden mit Hilfe der  $N_{min}$ -Methode bei verschiedenen Bodenarten und Nutzungen erfaßt sowie die Sickerwassermengen kalkuliert.

Aus der Gesamtheit der Untersuchungen wurden schließlich erste Empfehlungen zur Verminderung des Nitrataustrages abgeleitet.

Naturräumliche Grundlagen

Das Wasserschutzgebiet Dockendorf liegt auf einer Schichtstufe des Heiderückens im Bitburger Gutland, Stufenbildner ist der Luxemburger Sandstein (Lias 2).

Da das Aquifer Luxemburger Sandstein durch die unterlagernden Tone des Rhät und die Pylonotenschichten (Lias 1) begrenzt wird, besteht keine hydraulische Verbindung mit tieferen Grundwasserstockwerken. Die Aufenthaltsdauer des Grundwassers im Aquifer ist aufgrund der hohen Durchlässigkeit des klüftigen Sandsteines gering, die Abstandsgeschwindigkeit beträgt mehr als 27m/h (GRONEMEIER 1976). Durch die hohen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers und der geringen Reinigungskraft des Sandsteines kann verunreinigtes Wasser im Aquifer nicht oder nur mangelhaft gereinigt werden (HOYER 1971).

Die Bodentypen des Arbeitsgebietes unter Ackernutzung reichen vom Podsol mit fsmS aus Luxemburger Sandstein über Braunerden aus Solifluktuionsdecken mit Lößanteil (lS) zu Parabraunerden (sL-uL) und Pseudogleyen aus bindigerem Solifluktuionsmaterial.

Von den 108 ha des Wasserschutzgebietes werden 78,6 ha oder 72,8 % landwirtschaftlich, 29,4 ha oder 27,2 % forstwirtschaftlich genutzt. Bei den landwirtschaftlichen Kulturen überwiegt der Getreide- und Mähdruschblattfruchtanbau.

Die Niederschlagssumme beträgt im Arbeitsgebiet 911 mm/a im 15-jährigen Mittel (1972-1986), wobei das Niederschlagsmaximum im Dezember mit 102mm erreicht wird. Im Untersuchungszeitraum (1.9.1987-31.3.1988) betrug die Niederschlagsmenge 758 mm.

\*) Institut für Bodenkunde, 55 Trier-Tarforst

#### Methodik und Standorte

Nach dem Verfahren von WARSTAT (1987) wurde für die Böden des Wasserschutzgebietes die jeweilige potentielle Nitrataustragsgefährdung bestimmt; das Verfahren legt das Wasserspeichervermögen der Böden ( $nFkWe$ ) sowie die klimatische Wasserbilanz des jeweiligen Raumes als Hauptkriterien zugrunde. Der Sickerwasseranfall als wichtigste Voraussetzung für Nitratauswaschung wurde mit Hilfe der umgestellten allgemeinen klimatischen Wasserbilanz berechnet, wobei zur Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration das Verfahren von HAUDE (1954) diente.

Die  $N_{min}$ -Untersuchungen wurden nach der LUFA-Vorschrift durchgeführt. Die  $N_{min}$ -Probenahme erfolgte zweimal im Monat.

Um zu erfahren, ob sich der Nitrataustrag boden- oder fruchtartenspezifisch unterscheidet, wurden für das Winterhalbjahr '87/'88 folgende Parzellen ausgewählt:

- a. 2 Parzellen mit je 2 verschiedenen Bodentypen - je einer Braunerde aus 1S und einer Pseudogley-Parabraunerde aus sandigem bzw. schluffigem Lehm mit der Nutzung Raps nach der Vorfrucht Wintergerste.
- b. 2 weitere Parzellen auf Braunerden mit den Nutzungen Winterroggen nach Erbsen bzw. Mais mit nachfolgender Anbaulücke.

#### Untersuchungsergebnisse

Die Böden weisen insgesamt eine mittlere bis sehr hohe Nitrataustragsgefährdungsklasse auf, wobei die sandigeren, flachgründigeren Standorte - entsprechend ihrer geringeren  $nFkWe$ , höheren Wasserdurchlässigkeit und größeren Sickerwassermengen - zu den gefährdetsten Klassen gehören.

Der Sickerwasseranfall ist für den Zeitraum von September '87 bis März '88 berechnet worden. Von Januar bis März fielen Sickerwassermengen über 110 mm/Monat an (s.Abb.1).

Die Nitrat-N-Werte nach der Ernte der Wintergerste (s.Abb.2) waren sowohl in der Pseudogley-Parabraunerde als auch in der Braunerde sehr hoch. Ursache hierfür war eine Gülledüngung auf die Stoppeln.

In der Pseudogley-Parabraunerde (s.Abb.2) zeigt sich deutlich eine Verlagerung von Nitrat im Bodenkörper: Während die  $NO_3-N$  Werte der oberen Horizonte sinken, steigt der Gehalt im untersten Horizont bis zum 13.11.. Danach verlieren alle Horizonte Nitrat bis zum 11.1.. Nach dem 3.2. scheint eine N-Mineralisation mit anschließender Verlagerung die Erhöhung des Nitrat-Pegels aller Horizonte bewirkt zu haben. Bis zum Ende der Sickerwasserperiode ist jedoch wieder ein deutlicher Nitrat-Verlust feststellbar.

Die in derselben Parzelle beprobte Braunerde (s.Abb.2) weist ähnliche Tendenzen auf, wobei hier eine Erhöhung der Nitratwerte schon zum 3.2. festzustellen ist.

Die Pseudogley-Parabraunerde und die Braunerde einer Vergleichsparzelle mit gleicher vorheriger Nutzung (s.Abb.3) zeigen ebenfalls deutliche Nitratverluste bis zum 3.12.; diese sind aufgrund des geringeren Nitratpegels jedoch geringer als bei o.a. Böden. Der daran anschließende Anstieg der Werte ist auf die Mineralisation des umgebrochenen Rapses (Gründüngung!) zurückzuführen. Die Abbildungen weisen ebenfalls deutlich eine anschließende  $NO_3$ -Verlagerung (Profil 3 bis zum 26.3.; Profil 4 insbesondere vom 11.1. bis zum 3.2.) nach.

Bei der Betrachtung der Braunerde mit der Nutzungsfolge Erbsen-Winterroggen der Abb.4 fällt auf, daß vom 30.9. bis zum 14.10. eine deutliche Nitratverlagerung stattfindet bei einem gleichzeitigen Gesamtverlust von Nitrat. Bis zum 2.11. steigen die Nitratgehalte aller Horizonte, was auf eine Mineralisation von im Boden verbliebenen N-reichen Erbsenwurzeln mit evtl. anschließender N-Verlagerung hinweist. Danach fallen die Werte bis zum 11.1.; die folgende Mineralisation macht eine weitere Nitratverlagerung, wie sie sich zum 26.2. zeigt, wahrscheinlich.

Die Graphik der Braunerde unter Maisnutzung bzw. mit einer Anbaulücke (s.Abb.4) läßt erkennen, daß noch während der Abreife des Maisbestandes (bis um den 20.10.) eine starke Nitratverlagerung im Profil stattfindet. Die Gehalte nach der Ernte deuten auf einen extremen Verlust insbesondere aus dem unteren Horizont (82 kg/ha!) und damit aus dem gesamten Profil hin. Die folgenden Termine zeigen ebenfalls deutlich Nitratverlagerung, Auswaschung und auch Mineralisation.

Vergleicht man die Nitratgehalte der 6 Profile in 0-90 cm Tiefe (s. Abb.5) über die gesamte Sickerwasserperiode, so fällt auf, daß

1. gleichgültig, wieviel Nitrat am Beginn der Untersuchung in den Böden bei verschiedener Nutzung vorhanden war, die Nitratgehalte bis zum 11.1. im Bereich von 14 bis 53 kg/ha liegen.
2. ein deutlicher Anstieg der Nitratgehalte nach dem 11.1. feststellbar ist, d.h. die Mineralisationsleistung die Nitratverluste aller Böden zunächst übersteigt, und
3. alle untersuchten Böden am Ende der Sickerwasserperiode einen  $\text{NO}_3\text{-N}$  Gehalt in dem relativ engen Intervall von 32-55 kg/ha aufweisen.

In Tab.1 werden die Nitratgehalte schwererer und leichterer Böden gegenübergestellt. Die schwereren Böden haben zwar ein höheres Retentionsvermögen, durch starken langandauernden Sickerwasseranfall findet aber eine Entleerung bis auf das Niveau leichterer Böden statt.

#### Zusammenfassung und Schlußbetrachtung

Insgesamt bleibt festzuhalten und für eine standortgerechte Nutzung zu folgern:

- 1.) Es werden auch in den kältesten Monaten des Winterhalbjahres Stickstoffverbindungen mineralisiert und verlagert.
- 2.) Der Umbruch einer Zwischenfrucht hat einen starken Anstieg der Mineralisation mit evtl. anschließender Verlagerung zur Folge. Deshalb sollte der Umbruch erst kurz vor Ende der Sickerwasserperiode erfolgen.
- 3.) Die Frühjahrsdüngung darf ebenfalls nicht zu früh erfolgen.
- 4.) Lehmige Böden haben ein höheres Retentionsvermögen. Mit zunehmender Mineralisationsleistung und gegen Ende der Sickerwasserperiode wird der Unterschied in diesem niederschlagsreichen Gebiet aber gering.
- 5.) Der Anbau von Leguminosen birgt das Risiko einer Mineralisation von Pflanzenresten mit einem entsprechend starken Anstieg von Nitratgehalten in sich.

Maisanbau ist grundsätzlich möglich. Da der Entzug aber erst spät im Frühjahr beginnt und Maisflächen oft zur Entsorgung von Gülle genutzt werden, kann er problematisch sein.

6.) Die Nitratgehalte nehmen in allen Böden während der Sickerwasserperiode durch Auswaschung und andere Verluste stark ab, und zwar umso stärker

- je mehr Nitrat im Boden vorhanden ist und
- je leichter die Bodenart ist.

Die Gehalte scheinen sich bei länger anhaltendem Sickerwasseranfall unabhängig von der Bodenart in einem Bereich von 10-50 kg NO<sub>3</sub>-N/ha (für 0-90cm Tiefe) einzupendeln. Die Nitrat-Stickstoffgehalte sollten deshalb zu Beginn der Sickerwasserperiode 50 kg NO<sub>3</sub>-N/ha (für 0 - 90 cm Tiefe) nicht übersteigen. Bei späten Untersuchungen bis in den Dezember (Baden-Württemberg) kann schon Nitrat das Profil verlassen haben.

7.) Da im Arbeitsgebiet noch flachgründigere und leichtere Böden als die hier untersuchten Braunerden und Parabraunerden vorkommen, ist für diese Standorte eine Dauergrünlandnutzung mit mäßiger N-Düngung zu empfehlen.

#### Literaturliste:

1. GRONEMEIER, K.U. (1976): Das Grundwasser im Luxemburger Sandstein-Geologie, Wasserhaushalt und Umweltbelastung am Beispiel von 3 Großtestflächen; Diss. Mainz.
2. HAUDE, W. (1954): Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration; in: Mitt. dt. Wetterdienst, 8, S.3-22.
3. HOYER, M.V. (1971): Hydrogeologische und hydrochemische Untersuchungen im Luxemburger Sandstein; Publications du Service du Luxembourg, XXI, 61 S., Luxemburg.
4. WARSTAT, M. (1987): Vorgehensweise bei der Auswertung der Bodenkarte von NRW 1 : 50000 im Hinblick auf den Nitrat-Export aus Böden; schriftliche Mitteilung, unveröffentlicht.

Vp : Potentielle Evapotranspiration  
 Va : Aktuelle Evapotranspiration  
 S : Sickerwasser

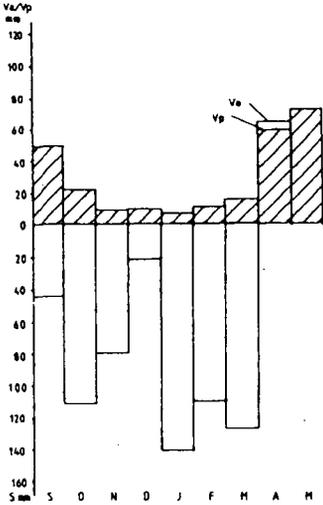


Abb.1 : Darstellung des monatlichen Sickerwasseranfalles und der monatlichen Verdunstungsrate unter Grünland im Wasserschutzgebiet Dockendorf im Zeitraum von September 1987 bis Mai 1988.

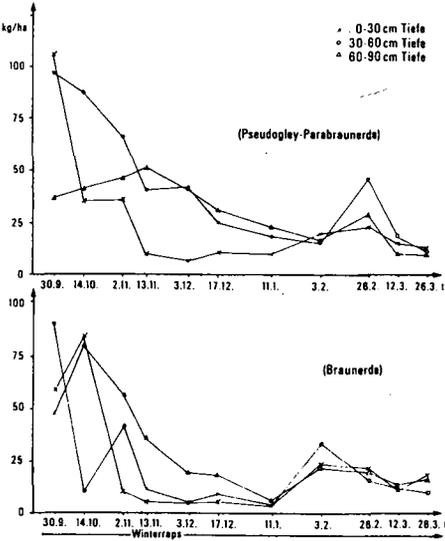


Abb. 2: NO<sub>3</sub>-N in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe der Profile 1+2

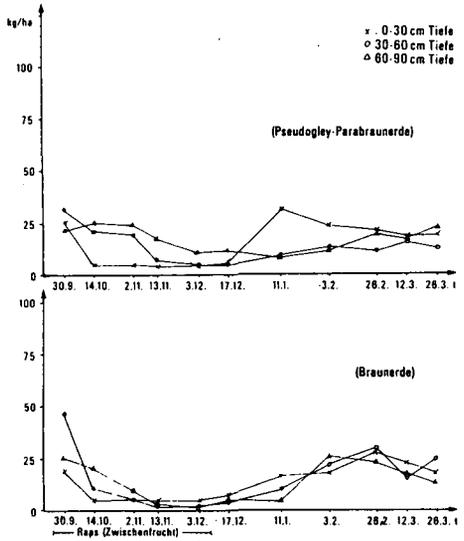


Abb. 3: NO<sub>3</sub>-N in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe der Profile 3+4

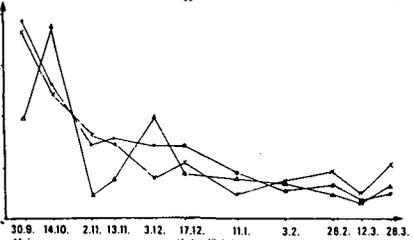
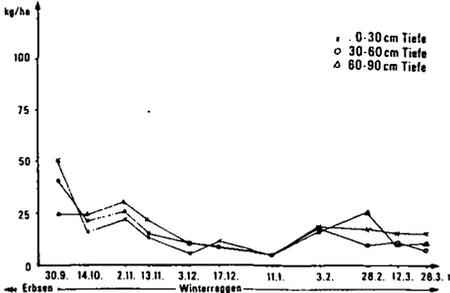


Abb. 4:  $\text{NO}_3\text{-N}$  in 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm Tiefe der Profile 5+6 (Braunerden)

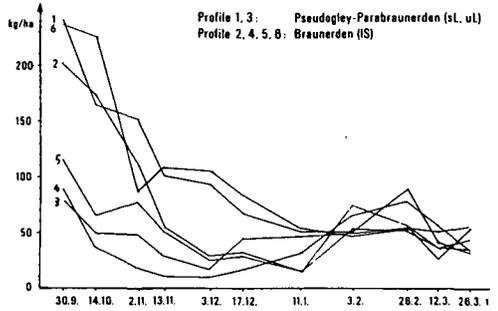


Abb. 5:  $\text{NO}_3\text{-N}$  in 0-90 cm Tiefe der Profile 1-6

Tab. 1: Vergleich der  $\text{NO}_3\text{-N}$  Gehalte (kg/ha) im gesamten Beprobungsbereich (0-90 cm) der Profile 1+2 sowie der Profile 3+4 (Nutzung: Winterrapese)

$\text{NO}_3\text{-N}$ (kg/ha) in <sup>2</sup> :	30.9.	14.10.	2.11.	13.11.	3.12.	17.12.	11.1.	3.2.	26.2.	12.3.	26.3.
Profil 1 (Pseudogley-Parabr.)	238,6	102,8	150,8	100,7	92,3	67,6	50,6	50,9	95,6	41,0	32,8
Profil 2 (Braunerde)	200,7	173,0	109,7	53,8	29,1	32,5	13,7	77,8	55,2	35,4	42,4
Pr. 1 - Pr. 2	37,9	-10,2 ?	41,1	46,9	63,2	35,1	36,9	-26,9?	40,4	6,5	-9,6
Profil 3 (Pseudogley-Parabr.)	78,4	48,1	46,8	26,2	17,9	22,6*	47,0	47,2	51,7	49,0	53,4
Profil 4 (Braunerde)	89,0	37,2	18,0	11,0	9,9	16,1*	30,2	63,4	77,9	55,3	53,7
Pr. 3 - Pr. 4	-10,6 ?	10,9	28,8	17,2	8,0	6,5	16,8	-16,2	-26,2	-5,4	-0,3

\* Vor dieser Probenahme wurde der auf dieser Parzelle zur Gründung angepflanzte Raps umgebrochen

Bodenkundliche Forderungen zur  
Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten

Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
- Arbeitsgruppe Bodenschutz -

Der Stofftransport in oberirdische Gewässer und zum Grundwasser hin hängt entscheidend von Eigenschaften, Zustand und Nutzung der Böden ab. Deshalb sind für Regelungen der Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten genaue Kenntnisse vom Boden und seiner Nutzung unerlässlich. Sie sind Voraussetzung und Bestandteil belastungsreduzierender Strategien. Wasserschutz ist somit unmittelbar mit Bodenschutz verbunden.

Wasserschutz ist grundsätzlich überall zu fordern, er ist jedoch besonders dringlich in Wassergewinnungsgebieten. Für Wassergewinnungsgebiete ergeben sich aus bodenkundlicher Sicht eine Reihe prinzipieller Forderungen. Sie betreffen

- bodenkundliche Vorarbeiten für das Wasserschutzgebietsverfahren, auch für die Abgrenzung des Schutzgebietes und seiner Schutzzonen,
- bodenkundliche Aussagen zu Gefährdungspotentialen,
- die Formulierung von Nutzungsregelungen z. B. bei der Abwicklung des Wasserschutzgebietsverfahrens sowie deren Umsetzung durch gezielte Beratung.

Die Erfüllung dieser Forderungen ist Voraussetzung für den langfristigen Schutz von Wasser und Boden in Wassergewinnungsgebieten.

1. Bodenkundliche Vorarbeiten für das Wasserschutzgebietsverfahren

Grundlage für alle bodenkundlichen Beurteilungen ist die hydrologisch bzw. hydrogeologisch begründete Abgrenzung des zu erwartenden Wassereinzugsgebietes mit Angaben über Aufbau und Mächtigkeit von Grundwasserleiter und Deckschichten bzw. über die hydromorphologischen Verhältnisse des Zuflußgebietes einer Talsperre oder eines Sees. Bei Unterteilungen des Einzugsgebietes in Zonen sind bodenkundliche und geländemorphologische Parameter zu berücksichtigen.

Für das gesamte Einzugsgebiet wird die Herstellung einer bodenkundlichen Grundlagenkarte nach normierten Regelwerken gefordert. Zur Charakterisierung des Transport-, Umsatz-, Filter- und Spei-

\*) Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, - AG Bodenschutz -,  
Von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen.

chervermögens ist je nach Einzelfall die Erfassung folgender Parameter erforderlich:

- Bodenkundliche Daten: Bodenform, Bodenart, Bodenartenschichtung, Grundwasserverhältnisse, Stauwasserverhältnisse, Humusgehalt, Carbonatgehalt, pH-Wert, Sorptionsverhältnisse, Lagerungsdichte, Neigung, Feldkapazität, nutzbare Feldkapazität, gesättigte Wasserleitfähigkeit, kapillare Aufstiegshöhe, Grenzflurabstand, standortkundliche Feuchtestufe, potentielle und aktuelle Durchwurzelungstiefe,
- sonstige Daten: Nutzungsarten in Flächenanteilen, klimatische Werte im langjährigen Durchschnitt (bes. Niederschlag und pot. Verdunstung).

Darüber hinaus kann es erforderlich sein, weitere, für den Wasser- und Stoffhaushalt bedeutsame Parameter z. B. zur Abschätzung der Denitrifikation zu erfassen. In Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren und -seen sind Angaben zur Entstehung von Oberflächen- und Zwischenabfluß und zur Erosionssituation erforderlich. In diesem Zusammenhang sind auch Flureinteilung, Gehölze, Böschungen, das Wege- und Grabennetz sowie vorhandene Dränung in ihrer Wirkung auf Abfluß und Abtrag bzw. Austrag zu werten. Flächenbezogene Angaben beziehen sich auf aktuelle Nutzung. Es sollten aber auch Hinweise auf Nutzungsänderungen gegeben werden.

**ZIEL:** Beschreibung und Einteilung des jeweiligen Wassereinzugsgebietes nach unterschiedlichen standörtlichen Gegebenheiten als Grundlage allen Handelns zum Schutz von Wasser und Boden.

## 2. Bodenkundliche Aussagen zu Gefährdungspotentialen

Die Abschätzung von Gefährdungspotentialen nach bodenkundlichen Grundsätzen erfolgt unter Verwendung der bei den Vorarbeiten zusammengestellten Daten und von Bewertungsmodellen aus einschlägiger Literatur. Je nach Charakter des Einzugsgebietes sind folgende Gefährdungspotentiale zu beschreiben:

- Stoffeintrag ins Grundwasser bzw. in Oberflächengewässer aus
  - Düngung (mineralisch und organisch),
  - Pflanzenschutz, Bodenbehandlung,
  - Beweidung,
  - sonstigen Quellen (z.B. Feldmieten)

über

- Versickerung zum Grundwasser,
  - Oberflächen- und Zwischenabfluß,
  - Bodenerosion,
  - Abflüsse von Wirtschaftswegen, in Gräben und über Dräne,
  - Direkteinträge in Oberflächengewässer;
- Stoffeintrag (nichtlandwirtschaftlich) aus Immissionen, Siedlungs-, Gewerbe- und Industrieabwässern, Straßenabläufen, Abfalldeponien usw.;
  - Wassernutzungsbedingte Veränderung des Bodenwasserhaushaltes durch Grundwasserabsenkung oder Stauhaltung mit Wirkung auf Nutzungseignung von Böden, Stoffumsatz und Stoffaustrag.

**||ZIEL:** Beurteilung und Differenzierung des Wassereinzugsgebietes hinsichtlich der zu erwartenden Gefährdungsrisiken.

### 3. Umsetzung bodenkundlicher Erkenntnisse in Nutzungsregelungen und durch Beratung

Boden- und Grundwasserschutz innerhalb eines Wassergewinnungsgebietes ist nur dann gewährleistet, wenn den Gefährdungspotentialen in Maßnahmen und Regelungen Rechnung getragen wird. Dies geschieht üblicherweise in Schutzgebietsverordnungen, kann aber auch in freiwilligen Regelungen, Planungen und Vereinbarungen erfolgen. Als besonders dringlich sind solche Maßnahmen zu bezeichnen, die hinsichtlich ihrer Wirkungsmechanismen Langzeiteffekte erwarten lassen. Dabei sind wirkungsvolle und gleichzeitig verhältnismäßige Nutzungsregelungen und Anordnungen zu treffen, die in der Regel strikt standortspezifisch erarbeitet werden müssen. Diese sollten vor allem betreffen:

- Aufstellen einer Nährstoffbilanz für das Einzugsgebiet, differenziert nach Teilgebieten unterschiedlicher Standorteigenschaften und Nutzungen;
- landbauliche Auflagen:
  - Verbot einer den Nährstoffentzug überschreitenden Düngung unter Berücksichtigung aller vorgesehenen Düngerarten und der Nährstoffnachlieferung aus Boden und Atmosphäre,
  - Dokumentation schlagspezifischer Daten zu Düngung, Fruchtfolge und Pflanzenschutz, z. B. in einer Schlagkartei,
  - Verbot von Nutzungsänderungen, die erhöhten Stoffaustrag zur Folge haben (z. B. Grünlandumbruch),
  - Anbaubeschränkungen für bestimmte Kulturen und auf bestimmten Flächen,
  - erosionsmindernde Maßnahmen,
  - Nutzungsaufgaben für Weideland,
  - Berücksichtigung bodenkundlicher Kriterien bei der Anwendung von Pflanzenschutz- und Bodenbehandlungsmitteln,
  - Regelung der Anlage von Mieten und Lagerplätzen;
- landschaftsgestaltende Maßnahmen:
  - Erosionsmindernde Maßnahmen; Verbesserung von Flureinteilung, Wege- und Grabennetz, Anlage von Pufferstreifen und Böschungen,
  - Sonderregelungen für Flächen mit besonders geringem Retentionsvermögen gegenüber Stoffeinträgen.

**||ZIEL:** Schaffung der standortbezogenen Rahmenbedingungen für eine weitgehend konfliktfreie Landbewirtschaftung.

Mit der Formulierung strikt standortspezifischer Nutzungsregelungen liegen Rahmenbedingungen vor, die eine Boden und Wasser schützende Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten ermöglichen. Ihre Umsetzung im Zuge der Landbewirtschaftung erfordert jedoch Kenntnisse, die mindestens im Anfangsstadium durch ausführliche Beratung zu vermitteln sind und sich unter anderem an den Ergebnissen begleitender bodenkundlicher Untersuchungen orientieren. Erst dann ist gewährleistet, daß Landbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten vor dem Hintergrund einer gerechten und Belastungen vermeidenden Lösung von Konflikten zwischen Landwirtschaft und Wassergewinnung erfolgt.



Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I und II

TRANSPORT- UND UMWANDLUNGSVORGÄNGE IN DER  
UNGESÄTTIGTEN SICKERZONE IM BODEN UND UNTERGRUND

in

BONN

am

8. und 9. November 1988



Lage der Versauerungsfront in Waldböden und deren Einfluß auf  
Tiefengradienten der Schwermetalle Cadmium, Zink und Blei

von

ANDREAE, H.\*, V. MALESSA\*, R. MAYER\* und B. ULRICH\*

Mit dem Abpuffern von Protonen im Boden entstehen Kationsäuren, vorwiegend Al-Ionen, die aus dem Wurzelraum nach unten in den Sickerwasserleiter verlagert werden können. Dort spielt sich eine Reaktion wie in einer Kationaustauschersäule ab: das Calcium am Austauscher wird durch Aluminium ausgetauscht und ausgewaschen, der Austauscher selbst geht von der Ca- in die Al-Form über. Im Unterboden/Sickerwasserleiter saurer Waldböden bewegt sich als Folge der anhaltenden Sauren Deposition die Versauerungsgrenze (Versauerungsfront) stetig weiter nach unten. Für diese Vorstellung gibt es bisher wenig Daten.

Zur Feststellung der Tiefenlage der Versauerungsfront in Böden und Schuttdecke in der Sösemulde wurden 9 Bohrungen und zwei Schürfe bis in eine Tiefe von 2.8m niedergebracht. Als Versauerungsparameter wurden der pH-Wert des Bodens und die Zusammensetzung der austauschbaren Kationen ermittelt. Es zeigt sich eine markante Versauerungsfront, die selbst auf Diabas unterhalb des Wurzelraumes liegt (vgl. Abb. 1a-b). Auf Grauwacke und Tonschiefer kann die Tiefe der Versauerungsfront bis 2.5m betragen (vgl. Tab.1). Die Versauerungsfront liegt in der Tiefe, in der die Basensättigung ca. 80% erreicht.

Im Verlauf der Bodenversauerung gehen neben Al auch andere Kationsäuren z.B. die Schwermetalle Cadmium, Zink und Blei vermehrt in Lösung. Eine Umlagerung der mobilen Fraktion erfolgt zum einen durch Wurzelaufnahme (=Anreicherung im Oberboden), zum anderen durch Sickerwasseraustrag. In tiefer gelegenen, wenig versauerten Bodenschichten, werden die infiltrierten Schwermetall-Kationen im Austausch gegen Ca, Mg, K und Na an Bodenkolloide gebunden und angereichert.

Für den Standort Tonschiefer ist exemplarisch für die Metalle Cd (sehr mobil), Zn (intermediär) und Pb (gering mobil) der Einfluß der Versauerung auf die Tiefengradienten der mobilen Schwermetall-Fraktion dargestellt (vgl. Abb. 2a-c).

Ausführliche Darstellungen erfolgen in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde.

<sup>+</sup>Institut für Landschaftsökologie, Gesamthochschule Kassel, postfach 10 13 80, D-3500Kassel

<sup>\*</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität D-3400 Göttingen, Büsgenweg 2

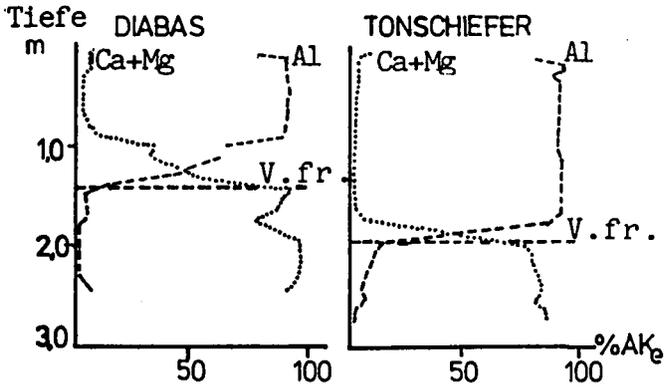


Abb. 1a

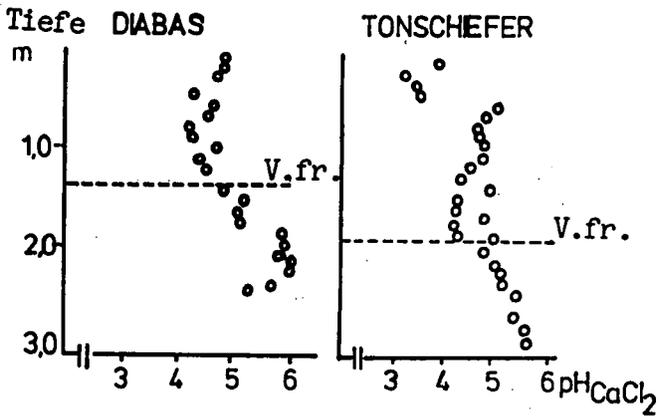
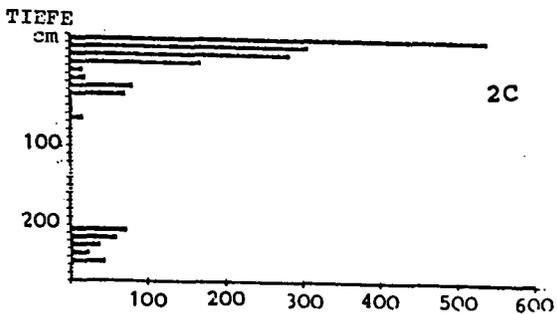
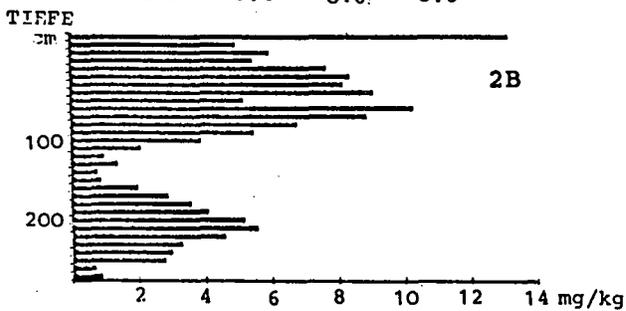
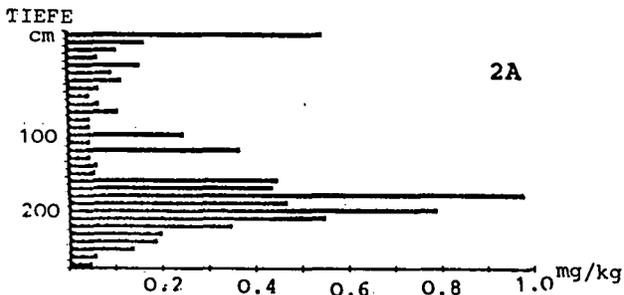


Abb. 1b

Tiefe cm	Ak <sub>e</sub>	Ca	Mg	Al	Ak <sub>e</sub>	Ca	Mg	Al	Ak <sub>e</sub>	Ca	Mg	Al
	Diabas 1				Diabas 2				Diabas 3			
15-40	111	3.7	1.3	92	146	3.1	3.1	93	84	4.0	2.6	90
50-60	84	1.6	1.2	84	-	-	-	-	49	20	12	64
80-110	127	2.9	2.6	91	285	38	33	26	-	-	-	-
120-150	178	56	32	7.8	302	45	40	11	71	50	30	16
160-190	166	81	15	1.2	423	70	27	1.4	63	77	13	6.4
200-220	-	-	-	-	-	-	-	-	75	71	22	3.0
230-250	-	-	-	-	428	70	28	0.7	113	79	18	0
	Diabas 4				Tonschiefer/Grauwacke				Tonschiefer 1			
15-40	64	4.9	2.2	89	-	-	-	-	63	1.6	1.5	93
50-60	-	-	-	-	73	8.3	1.9	63	-	-	-	-
80-110	59	49	9.8	37	81	3.0	1.9	91	74	0.8	1.5	93
120-150	112	66	17	13	45	9.8	5.2	76	60	23	19	51
160-190	419	98	1.6	0	-	-	-	-	-	-	-	-
200-220	-	-	-	-	62	46	26	18	116	46	47	3.1
230-250	358	99	0.6	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Tonschiefer 2				Grauwacke 1				Grauwacke 2			
15-40	53	1.5	1.4	96	74	0.9	0.4	96	61	2.4	0.8	93
80-110	52	1.3	0.8	93	130	5.8	1.0	90	22	2.5	1.2	90
120-150	61	18	20	55	113	79	12	4.7	28	27	10	55
160-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	48	17	28
400	441	53	34	7.2	-	-	-	-	35	56	21	10
200-220	158	66	28	1.7	187	59	25	11	-	-	-	-

Tab. 1: Effektive Kationenaustauschkapazität (Ake in mmol (+)/kg) und Tiefengradient der Anteile von Ca, Mg und Al an der Ake in Braunerden auf Diabas, Tonschiefer und Grauwacke in der Sösemulde (Westharz)

# TONSCHIEFER



**Mobilität und Bindungsformen von Aluminium  
in Wassereinzugsgebieten des Schwarzwaldes**

von

Baur, S., Feger, K.-H., Brahmer, G. \*

**1. EINLEITUNG**

Im Rahmen des Projektes ARINUS (1,2) wurde die Bindungschemie des gelösten Al in 6 kleinen Einzugsgebieten des Schwarzwaldes untersucht. Analysiert wurde Sickerwasser von Podsol, Braunerde und Stagnogley sowie Grundwasser. Die Untersuchungen konzentrierten sich auf die zeitliche und räumliche Variabilität der zwei Bindungsformen  $Al_{org}$  und  $Al_{anorg}$  und besonders auf die die Al-Mobilität bestimmenden Faktoren und Prozesse.

Aussagen über die Ursachen der Al-Mobilisierung durch natürliche organische und anorganische Säuren und Mineralsäuren aus der atmosphären Deposition können erst in Kenntnis der Bindungsformen getroffen werden. Auch lassen sich dadurch antagonistische Effekte von Al in der Rhizosphäre besser abschätzen.

**2. METHODEN**

Die DOC-Konzentrationen wurden über einen Stichprobenumfang von 40 DOC-Analysen über die enge Beziehung DOC/UV-Extinktion (254nm) ermittelt ( $DOC = 4,52 * e^{(.063 * UV)}$ ;  $r = .89$ ). Die Abtrennung der  $Al_{org}$ -Komplexe erfolgte mittels Kationenaustauschersäule nach der Methode von DRISCOLL (3). Die Eignung des Verfahrens wurde anhand experimenteller Befunde an Sickerwasserproben aus -30cm Tiefe bestätigt. Einflüsse durch die Wahl des Regenierungs-pH sowie des Proben-pH konnten ausgeschlossen werden.

**3. ERGEBNISSE**

Im folgenden werden am Beispiel eines Podsols im Untersuchungsgebiet Schluchsee die Ergebnisse für das Bodensickerwasser erläutert (Abb. 1). Der Verlauf der pH-Werte zeigt in der Auflage eine steigende Tendenz von Sept.-Feb., während sich die pH-Werte der Mineralbodenhorizonte auf jeweils gleichem Niveau bewegen. Die UV-Extinktionen von Auflage und Aeh/Bsh gehen in parallelem Verlauf von September bis Februar zurück. Die Al-Konzentrationen und Bindungsanteile weisen interessante Veränderungen auf: In der Auflage gehen die Konzentrationen bei gleichbleibend hohen organischen Bindungsanteilen von etwa 1000 µg/L bis auf 200-300 µg/L zurück. Im Mineralboden (-30cm) nehmen die Konzentrationen dagegen bis

\* Institut f. Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstr. 17, D-7800 Freiburg i.Br.

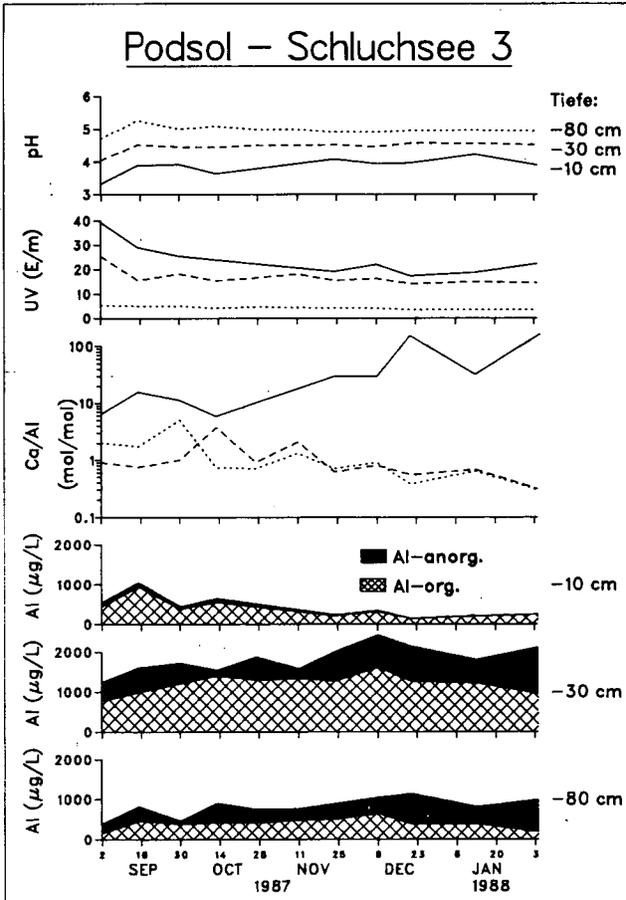


Abb. 1: Zeitlicher Verlauf der Parameter pH, UV-Extinktion,  $Al_{org}$ ,  $Al_{anorg}$ , sowie  $Ca/Al_{anorg}$  für die Entnahmetiefen Auflage (-10cm) und Mineralboden (-30cm, -80cm).

etwa Dezember von 1000  $\mu\text{g/L}$  auf 2000  $\mu\text{g/L}$  zu. Der  $Al_{anorg}$ -Anteil nimmt ab Dezember stärker zu.

Die  $Ca/Al_{anorg}$ -Verhältnisse der Mineralbodenhorizonte nehmen ab Herbst kontinuierlich ab. Diejenigen der Auflage sind bei hohen Werten (sie liegen für Podsol, Braunerde und Stagnogley zwischen 16 und 100 und für  $Mg/Al_{anorg}$  zwischen 5 und 40) stärkeren Schwankungen unterworfen und zeigen wegen abnehmender  $Al_{anorg}$ -Konzentrationen leicht zunehmende Tendenz. Sie können in -30cm den von (4) für Fichtensämlinge in Gefäßkulturversuchen angegebenen Grenzbereich von 1 erreichen und außerhalb der Vegetationsperiode unterschreiten. Dabei sind jedoch die als nicht toxisch

geltenden AlF-Komplexe und thermodynamische Randbedingungen noch nicht berücksichtigt. Die geringeren Verhältnisse sind aber in erster Linie auf die pedogen-geogene Ca- bzw. Mg-Versorgung zurückzuführen. Kurzzeitige Verschlechterungen der Ca/Al-Molverhältnisse durch Versauerungsschübe konnten nicht beobachtet werden. Signifikante Korrelationen zwischen der UV-Extinktion und der  $Al_{org}$ -Bindungsform (Auflage:  $r=0.54$ ;  $-30cm: r=0.47$ ;  $-80cm: r=0.48$ ;  $n_i 27$ ) unterstreichen gegenüber den weniger ausgeprägten Beziehungen von pH zu  $Al_{anorg}$  ( $-0.15/0.29/0.35$ ) den steuernden Einfluß gelöster organischer Substanz bis in den tiefen Mineralboden. Mit Ausnahme der Auflage fällt auf, daß sich  $Al_{anorg}$  Konzentrationsänderungen in den Tiefen  $-30cm$  und  $-80cm$  innerhalb eines sehr engen pH-Bereiches (max. 0.4) abspielen und weder eine DOC- noch eine pH-bedingte jahreszeitliche Variation (etwa durch Versauerungsschübe) aufweisen.

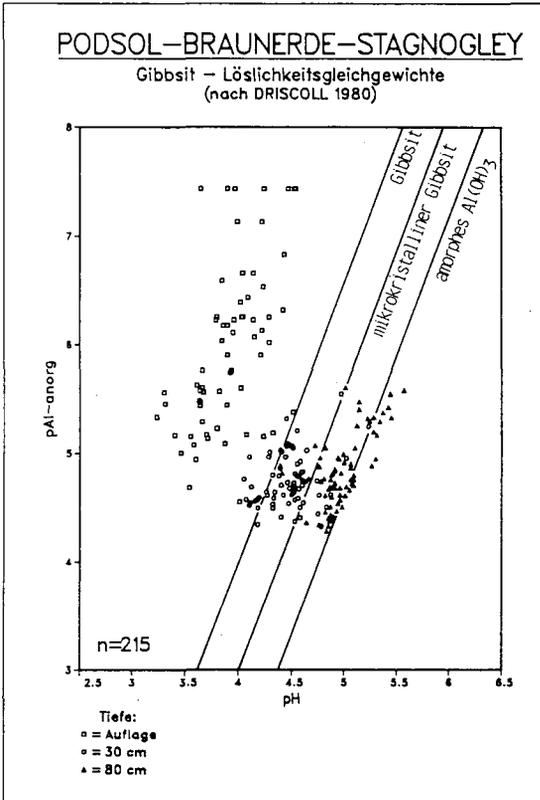


Abb. 2: Gibbsit-Löslichkeitsgleichgewichte (nach DRISCOLL, 1980) für Podsol, Braunerde und Stagnogley, aufgeteilt in Auflage, Mineralboden (-30cm) und Mineralboden (-80cm).

In Abb. 2 sind die pH-Werte des Sickerwassers aller untersuchten Böden (3 Podsole, 3 Braunerden, 3 Stagnogleye) gegen die negativen Logarithmen der molaren Konzentration an  $Al_{anorg}$  ( $pAl_{anorg}$ ) aufgetragen. Die Löslichkeitsgleichgewichte für Gibbsit, mikrokristallinen Gibbsit und amorphes  $Al(OH)_3$  (5) sind durch Geraden dargestellt. Mit zunehmender Tiefe und ansteigenden pH-Werten gewinnen die Al-Hydroxide an Bedeutung und polymerisieren bzw. kristallisieren zu hydroxidischen Bindungsformen. Nacheinander erfolgt eine Annäherung an die Löslichkeitsgleichgewichte von Gibbsit, mikrokristallinem Gibbsit und amorphem Gibbsit. Die Werte aus der Auflage sind am weitesten von diesem Gleichgewicht entfernt und dürften in hydroxidischer Bindung bei den überwiegend geringen  $Al_{anorg}$ -Werten nur noch als  $Al(OH)_2^+$  vorliegen. Der restliche  $Al_{anorg}$ -Anteil kann in Abhängigkeit von der Fluoridkonzentration als  $Al^{3+}$ ,  $AlF^{2+}$  oder  $AlF_2^+$  in der Lösung auftreten (6). Ihre Stabilität nimmt mit steigenden pH-Werten im Mineralboden ab und bietet so für die Hydroxidbildung eine ideale Möglichkeit. Zeigen die Daten aus -30cm bei größerer Streuung noch eine Löslichkeit zwischen Gibbsit und mikrokristallinem Gibbsit, so richten sich diejenigen aus -80cm bereits deutlich am Gleichgewicht des amorphen  $Al(OH)_3$  aus.

Ein möglicher Mechanismus der Sulfat-Retention besteht in der Fällung von  $AlOHSO_4$  aus einer übersättigten Lösung. In Abb. 3 sind die negativen dekadischen Logarithmen von  $H_2SO_4$  und  $Al(OH)_3$  gegeneinander aufgetragen. Dargestellt sind die Sickerwasserwerte der Schwarzwaldstandorte im Vergleich zu denen aus Solling-Standorten (7). Die eingetragenen Geraden stellen die Löslichkeitsprodukte des  $AlOHSO_4$  für Solling-Buche ( $pK=18$ ) und Solling-Fichte ( $pK=17$ ) in jeweils 90cm Tiefe dar. (8) gibt für die Bildung von Jurbanit ( $AlOHSO_4$ ) einen  $pK$ -Wert von 17.8 an. Im Schwarzwald liegen die  $pK$ -Werte (zusammengefaßt für Podsol-Braunerde und Stagnogley) durchschnittlich bei 20.8 (Auflage;  $n=66$ ,  $r=-0.52$ ), 19.0 (Mineralboden -30cm;  $n=74$ ,  $r=-0.74$ ) und 18.5 (Mineralboden -80cm;  $n=75$ ,  $r=-0.73$ ). Diese  $pK$ -Werte dürften allerdings noch höher liegen, zumal  $AlF$ -Komplexe und thermodynamische Randbedingungen nicht in die Berechnung eingingen. Das heißt also, daß man von geringeren Konzentrationen an anorganischem Al ausgehen muß. Somit findet zwar mit zunehmender Bodentiefe eine Annäherung an das von (8)

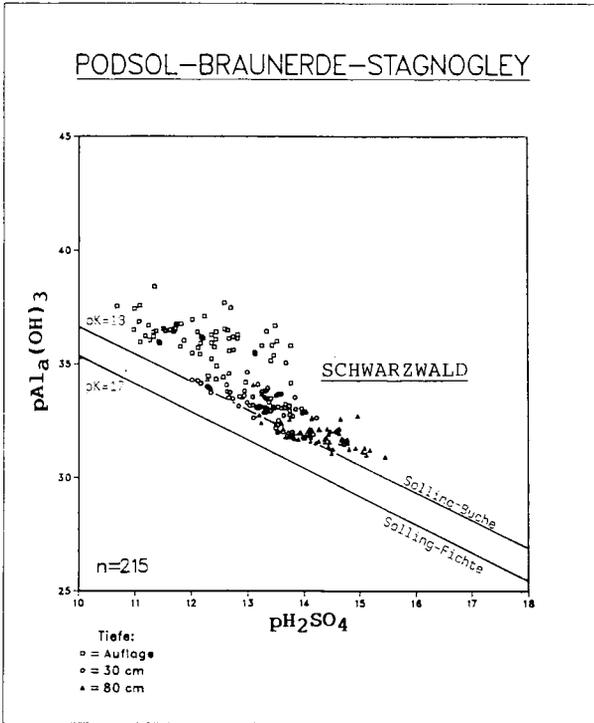


Abb. 3: Die  $pK\text{-Al}_2\text{OHSO}_4$ -Werte für Schwarzwaldstandorte betragen 20.8 (Auflage), 19.0 (-30cm) und 18.5 (-80cm), ohne Berücksichtigung von AlF-Komplexen oder thermodynamischen Randbedingungen;  $pK\text{-Al(OH)SO}_4$  Werte für Solling-Buche und -Fichte aus -90cm (nach KHANNA et al., 1987).

angegebene Gleichgewicht statt. Dies drückt sich auch in signifikanten Korrelationen zwischen  $\text{Al}_{\text{anorg}}$  und Sulfat im tieferen Mineralboden aus (-30cm:  $r=0.35$ ; -80cm:  $r=0.8$ ;  $n_i=33$ ). Eine umfassende Retention in Form von  $\text{AlOHSO}_4$  oder ein durch  $\text{AlOHSO}_4$ -Auflösung bedingter Austrag an Al bzw. Sulfat, wie er von (7) für Solling-Standorte postuliert wird, scheint hier jedoch nicht wahrscheinlich.

#### 4. SCHLUßFOLGERUNGEN

1. In den untersuchten Waldökosystemen dominiert im Sickerwasser der oberen Bodenhorizonte bei hohen DOC-Konzentrationen die organisch-komplex gebundene Al-Fraktion. Die DOC-Verfügbarkeit steuert in saisonaler Abhängigkeit die Höhe des  $\text{Al}_{\text{anorg}}$ -Anteils bis in den tiefen Mineralboden in übergeordneter Weise.

2. Mit zunehmender Bodentiefe werden die Löslichkeitsgleichgewichte von hydroxidischen Bindungsformen erreicht und teilweise überschritten.

3.  $Al_{anorg}$ -Konzentrationsschwankungen im Mineralboden spielen sich innerhalb eines sehr engen pH-Bereiches (max 0.4) ab und zeigen keine pH-bedingte jahreszeitliche Variation (etwa durch Versauerungsschübe).

4. Bei den hohen  $Ca(Mg)/Al_{anorg}$ -Verhältnissen von 16-100 bzw. 5-40 in der Bodenlösung der Auflagen von Podsol; Braunerde und Stagnogley kann der gelösten organischen Substanz eine wichtige Rolle beim Schutz vor toxischen Al-Ionen zugesprochen werden. Geringe  $Ca(Mg)$ -Molverhältnisse sind in erster Linie auf die pedogen-geogene  $Ca(Mg)$ -Versorgung zurückzuführen.

5. Die  $pK-AlOHSO_4$ -Werte liegen im Mineralboden über 18. Al-Hydroxosulfat scheint deshalb als  $SO_4$ - und Al-Retentionsmechanismus in den untersuchten Schwarzwaldböden nicht in Frage zu kommen.

## 5. LITERATUR

- (1) ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.H. und BRAHMER, G. (1987): KfK/PEF-Berichte 12 (1): 269-281.
- (2) FEGER, K.-H. und G. BRAHMER (1988): Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band).
- (3) DRISCOLL, C.T. (1984): Int. J. Environ. Anal. Chem. 16: 267-283.
- (4) ROST-SIEBERT, K. (1985): Berichte Waldökosysteme/Waldsterben Bd.12: 219 S.
- (5) DRISCOLL, C.T. (1980): Diss. Cornell Univ., New York State: 255 S.
- (6) SCHECHER, D. und DRISCOLL, C.T. (1987): Water Resources Research, 23: 525-534.
- (7) KHANNA, P.K., PRENZEL, J., MEIWES, K.J., ULRICH, B. und MATZNER, E. (1987): Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 445-452.
- (8) NORDSTROM, D.K. (1982): Geochim. Cosmoch. Acta. 46: 681-692.

## Danksagung

Das Forschungsprojekt ARINUS wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF)-Kernforschungszentrum Karlsruhe).

Denitrifikation beim Nitrattransport in mächtigen Lößdecken:  
Steuerung durch organische Bodeneluate und die  
Höhe des Grundwasserstandes

von

Becker, K.-W., E. von Beöczy u. B. Schäfer\*

In der Landwirtschaft wird heute durchweg mehr Stickstoff gedüngt, als mit den Ernteprodukten vom Feld entnommen wird. Bach schätzt diesen N-Überschuß für die vergangenen Jahre auf jährlich 100 kg N/ha im Durchschnitt der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Bundesgebietes und ordnet ihn den Verlustgrößen NitratAuswaschung und Denitrifikation zu.

Die Frage nach der Höhe der Denitrifikation wird derzeit kontrovers diskutiert. Während einige Forscher der Denitrifikation bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung nur geringe Bedeutung beimessen (z. B. Nieder et al., Benckiser et. al.), schätzen andere ihr Ausmaß hier sehr viel höher ein (z. B. Capelle, Thies, Becker et.al.). Für den Bereich des Grundwassers lassen sich Arbeiten zitieren, in denen über vollständigen (Kölle, Strebel et al.), teilweisen, (Rohmann u. Sontheimer, Obermann u. Bundermann) oder geringen (Obermann et al.) Nitratabbau durch Denitrifikation berichtet wird. Für den Bereich der ungesättigten Sickerzone gibt es nur wenige Untersuchungen zu dieser Frage.

Grundsätzlich gilt die Denitrifikation als nachgewiesen in der Ackerkrume, in der ungesättigten Sickerzone, im Grundwasser, in den Fließgewässern und in den Ozeanen. Bei globaler Betrachtung ist Nitrat in geologischen Zeiträumen immer vollständig denitrifiziert worden. Das ergibt sich aus dem nahezu völligen Fehlen von Nitratlagerstätten auf der Erde und der Tatsache, daß die Denitrifikation der mit Abstand bedeutendste Weg ist, auf dem gebundener zu gasförmigem Stickstoff abgebaut wird. Heute beschäftigt uns die Frage: Erfolgt die Denitrifikation so rechtzeitig und so vollständig, daß die Nutzung des Sicker- und Grundwassers als Trinkwasser möglich ist? Für viele Wasserwerke stellt sich die Frage noch drastischer: Kann das derzeitige Ausmaß der Denitrifikation als langfristig stabil betrachtet werden, oder muß in naher Zukunft eine Verringerung der Denitrifikation und damit ein deutliches Ansteigen der Nitratgehalte im Grundwasser befürchtet werden? Die Unsicherheit über die Höhe der Denitrifikation hat drei wesentliche Ursachen:

- 1) Die Messung der Denitrifikation ist methodisch schwierig und im Feld bisher nur auf indirektem Weg möglich.
- 2) Die Steuerungsparameter für das Auftreten von Denitrifikation sind unter praxisrelevanten Bedingungen bisher nur unzureichend erforscht.

\*Inst. f. Bodenwissenschaften, v. Sieboldstr. 4, 3400 Göttingen

- 3) Die Denitrifikation läuft nicht ständig und mit konstanten Raten ab. Es ist vielmehr mit der Möglichkeit sporadisch oder lokal stattfindender Denitrifikation zu rechnen. Zahlreiche Literaturstellen berichten darüber, daß große Teile der gemessenen Denitrifikation auf einzelne kurze Zeitabschnitte entfielen.

Eine nach unseren Erfahrungen typische Aussage über die Höhe der Auswaschung von Nitrat aus landwirtschaftlich genutzten Lößstandorten bringt Abb. 1. Es handelt sich um Flächen, die in den vergangenen Jahren einheitlich in der Rotation Rüben-Weizen-Gerste bewirtschaftet wurden. Der Überschuß der N-Bilanz, den wir aufgrund exakter Aufzeichnungen und gemessener Erträge gut kennen, liegt im Mittel bei jährlich 60 kg/ha. Von diesem N-Überschuß sind zwischen 5 und 40 % im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone als Nitrat nachzuweisen. Da die Bewirtschaftung der Flächen in den vergangenen 15 Jahren nicht gravierend geändert wurde, schreiben wir die Differenz zwischen N-Überschuß und N im Sickerwasser der Denitrifikation zu. Es fällt die unterschiedliche Höhe der Nitratgehalte im Sickerwasser auf. Streitäcker II und Hamberg sind Standorte ohne Grundwasser, auf dem Stadtweg schwankt es zwischen 1,5 und 3 m Bodentiefe. Unterhalb von 2,60 m beginnt ein graublau reduzierter Gr-Horizont.

Der Standort Stadtweg zeigt einen deutlichen Einfluß des Grundwasserstandes auf den Nitratgehalt. Dieser Frage sind wir am Standort Geismar (Abb. 2) genauer nachgegangen, wo wir auf einem Schlag die Abfolge Gley-Schwarzerde - Parabraunerde mit nur sporadisch auftretendem Grundwasser vorfinden. Im Bereich des hoch anstehenden Grundwassers gehen die Nitratgehalte rasch gegen Null, aber auch auf der trockenen Variante dieses Standortes werden recht niedrige Nitratgehalte vorgefunden. Nach dem Geländebefund ist die Aussicht groß, unter Lößböden im Bereich des permanenten Grundwassers sehr niedrige Nitratgehalte anzutreffen. Das läßt eine spürbare Begünstigung der Denitrifikation im Bereich der vollständigen Wassersättigung vermuten. Aber auch unter grundwasserfernen Bedingungen kann die Denitrifikation unterschiedlich effektiv ablaufen.

Wir haben uns mit der Frage befaßt, wieweit organischer Kohlenstoff zur Steuerung der Denitrifikation im Unterboden dieser Standorte beitragen kann. Bis auf die unsichere Energieversorgung stellt die ungesättigte Sickerzone ein ideales Habitat für Denitrifikanten dar. Bei konstanter Feuchtigkeit und ständig regenerierter Nährlösung finden sie nebeneinander aerobe und anaerobe Zonen. Die Fließgeschwindigkeit des Bodenwassers ist gering, es steht viel Zeit für einen intensiven Nitratabbau zur Verfügung. Die konstante Temperatur von nur 8 - 10 °C dürfte kein Nachteil sein, da man von entsprechend angepaßten Organismen ausgehen kann.

Der Gehalt an organischem C im Rohlöß liegt im südniedersächsischen Raum zwischen 0,1 und 0,15 %. Diesen Wert betrachten wir als geologisch ererbt und für Mikroorganismen nahezu inert. Damit steht der Gesamt-Kohlenstoff kaum als Energiequelle zur Verfügung. Bei der Suche nach einer biologisch nutzbaren C-Quelle haben wir den mit Wasser extrahierbaren Kohlenstoff bestimmt. In Vorversuchen ließen sich aus getrockneten Bodenproben sehr viel höhere C-Mengen extrahieren, als aus feuchten. Deshalb haben wir ausschließlich mit frischen, feuchten Bodenproben gearbeitet. Wir hofften, im Wasserextrakt den Kohlenstoff aus einzelnen Bodenabschnitten zu extrahieren, der nicht fossil ist, sondern der durch Lösung organischer Verbindungen im durchwurzelten Bereich oder auch in C-reichen Schichten regeneriert werden kann.

Gelöster organischer Kohlenstoff wurde durch Oxidation bei 800 °C und anschließende Bestimmung des gebildeten CO<sub>2</sub> ermittelt. Mit destilliertem Wasser ließ sich kaum ein klarer Extrakt gewinnen. Die Zugabe von Ca-Ionen in 0,02n Konzentration bewirkte eine deutliche Flockung selbst CaCO<sub>3</sub>-haltiger Proben und erleichterte die Abtrennung der Lösung von Tonteilchen. Durch Extraktion mit Wasser und nachträgliche Zugabe von CaCl<sub>2</sub> wurden die gleichen C-Mengen bestimmt, wie durch Extraktion mit 0,02n CaCl<sub>2</sub>-Lösung. Wir entschieden uns für die Extraktion mit der 0,02n CaCl<sub>2</sub>-Lösung, in der wir auch Nitrat bestimmen. 250 g feuchter Boden wurden mit 250 ml Lösung 1 Stunde geschüttelt. Nach Sedimentation wurde Nitrat im Überstand, org. C im zentrifugierten (3130 g) Überstand bestimmt. Die Ergebnisse wurden unter Berücksichtigung des aktuellen Wassergehaltes in mg C/l Bodenlösung ausgerechnet. Kontrollmessungen an Bodenproben, die unterhalb des Grundwasserspiegels entnommen worden waren und am Grundwasser, das sich im entsprechenden Bohrloch gesammelt hatte, ergaben eine gute Übereinstimmung der Meßergebnisse.

Abb. 3 und 4 bringen die so ermittelten C-Gehalte. Die obersten Tiefenabschnitte, die noch durchwurzelt werden, weisen mit bis zu 100 mg C/l Bodenwasser sehr hohe C-Gehalte auf. Darunter sinken die Werte rasch auf ca. 15 - 25 mg C/l ohne charakteristische Minima oder Maxima an einzelnen Standorten oder in bestimmten Bodentiefen. Ein Zusammenhang zu den Nitrat-Gehalten der entsprechenden Proben ist nicht zu erkennen.

Dieses wenig hoffnungsvolle Ergebnis ist vor dem Hintergrund der Daten in Tab. 1 zu sehen. Es wird deutlich, daß die analysierte C-Menge nur einen rein methodisch bedingten Anteil des Gesamtvorrates darstellt. Die gemessenen C-Gehalte im CaCl<sub>2</sub>-Extrakt sind immer geringer, als im H<sub>2</sub>O-Extrakt. Sie sinken mit steigender Zentrifugendrehzahl. Eine noch deutlichere Erniedrigung erfahren die C-Gehalte durch Filtration mit Membranfiltern. Bei der zweiten Filtervariante baute sich nach kurzer Filtrationszeit über dem Membranfilter eine Ton/Schluffschicht mit einer extrem geringen Leitfähigkeit und einem hohen Rückhaltevermögen für Tonteilchen auf. Durch dieses Bodenfilter über der Membran wurden zusätzliche C-haltige Bestandteile der Lösung zurückgehalten. Bei Prüfung im durchscheinenden Licht zeigten alle Lösungen einen mehr oder weniger starken Tyndall-Effekt, der einen deutlichen Zusammenhang zum gemessenen C-Gehalt erkennen ließ.

Aus dem geschilderten Befund schließen wir, daß der gemessene C-Gehalt zu einem wesentlichen Anteil auf organische Substanz zurückzuführen ist, die an den Ton-Oberflächen gebunden ist. Die Ergebnisse werden damit sehr stark von der Effektivität der Trennung des Tons von der Lösung geprägt. Mit der Zentrifuge lassen sich geringere Tonanteile, dafür aber definierte, leicht reproduzierbare Korngrößen abtrennen, während die Porengrößen bei den Filtrationsvarianten kaum zu definieren sind. Es ist zur Zeit völlig offen, ob der feine Ton, der mit den geschilderten Verfahren nicht von der Lösung abgetrennt werden kann, im gewachsenen Boden ruht oder ob zumindest Anteile davon mit dem perkolierenden Wasser wandern. Auch die mikrobielle Verwertbarkeit der hier bestimmten C-Fraktion sowie deren fortlaufende Regeneration bleiben unklar. Solange diese Fragen nicht beantwortet sind, sehen wir in der chemischen Analytik von C-Fractionen im Unterboden kaum einen geeigneten Maßstab zur Charakterisierung der potentiellen Denitrifikation in der ungesättigten Sickerzone.

Tab. 1: Organischer Kohlenstoff (mg C/l) im Extrakt eines Lößbodens nach verschiedenen Verfahren der Abtrennung des Bodenmaterials

Trennverfahren	Oberboden 0-30 cm		Unterboden 180-210 cm	
	H <sub>2</sub> O-Extrakt	0,02n CaCl <sub>2</sub> -Extrakt	H <sub>2</sub> O-Extrakt	0,02n CaCl <sub>2</sub> -Extrakt
Zentrifuge 1540 g	773	84	97	58
Zentrifuge 3010 g	106	69	90	64
Zentrifuge 6150 g	113	56	74	44
Membranfilter 0,2µm nach Zentrifugation	63	36	29	23
Membranfilter 0,2 µm ohne Zentrifugation	54	25	-	16

### Literatur

- Bach, M., 1987: Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186
- Becker, K.-W., E. Janssen, B. Meyer u. A. Shabayek, 1988: Ist "ordnungsgemäß" in Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Bodennutzung ein definitionsfähiger Begriff? - Mitteilungen Deutsche Bodenkundl. Ges. 57,
- Benckiser, G., G. Gaus, K.M. Syring, K. Haider u. D. Sauerbeck, 1986: Denitrification losses from inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. - Z. Pflanzenernähr., Düng. Bodenkunde, 150, 241-248
- Capelle, A., 1976: Ausnutzung, Umsetzung, Wanderung und Verbleib von Düngerstickstoff (<sup>15</sup>N) im bearbeiteten und unbearbeiteten Ackerboden aus Löss in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. - Diss. Landw. Fak. Univ. Göttingen
- Kölle, W., 1983: Auswirkungen von Nitrat in einem reduzierenden Grundwasserleiter. - Arbeiten der DLG 177, 156-167
- Nieder, R. u. G. Schollmeyer, 1988: Gemeindebezogene Stickstoffbilanz in NW zur Abschätzung der potentiellen Nitratbelastung des Grundwassers durch landwirtschaftliche Nutzung. - Mitteilungen Deutsche Bodenkundl. Ges. 57,
- Obermann, P. u. G. Bundermann, 1977: Untersuchungen zur NO<sub>3</sub>-Belastung des Grundwassers im Einzugsgebiet eines Wasserwerkes. - Wasser u. Boden 10/77 289-293
- Obermann, P., W. Leuchs u. G. Einars 1987: Der Nitratreintrag in das Grundwasser und der Nitratabbau im Grundwasserleiter. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernähr. Landw. u. Forsten, Reihe A, 350, 41-68
- Rohmann u. Sontheimer 1985: Nitrat im Grundwasser - Ursachen, Bedeutung, Lösungsansätze. - DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der TH Karlsruhe, 468 S.
- Thies, W., 1978: Stickstoff- und Wasserhaushalt von Sandackerböden in Nordwestdeutschland. - Diss. Landw. Fak. Univ. Göttingen

Abb. 1 Nitratgehalt verschiedener Tiefenabschnitte ( $\text{mg NO}_3\text{-N/l}$  Bodenwasser) auf drei Lößstandorten bei Göttingen

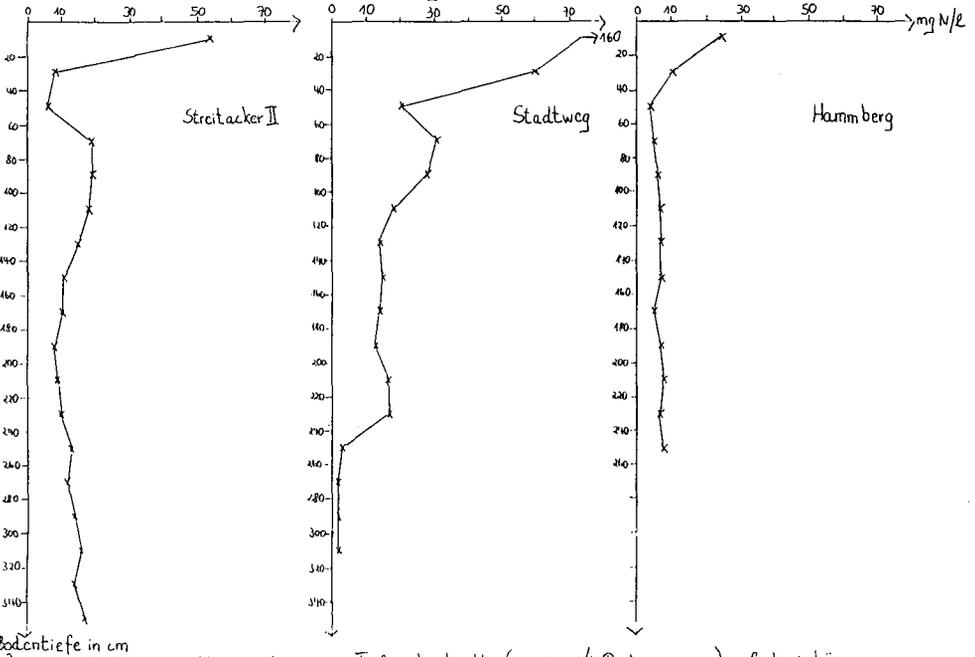


Abb. 2 Nitratgehalt verschiedener Tiefenabschnitte ( $\text{mg NO}_3\text{-N/l}$  Bodenwasser) auf drei Lössstandorten bei Göttingen

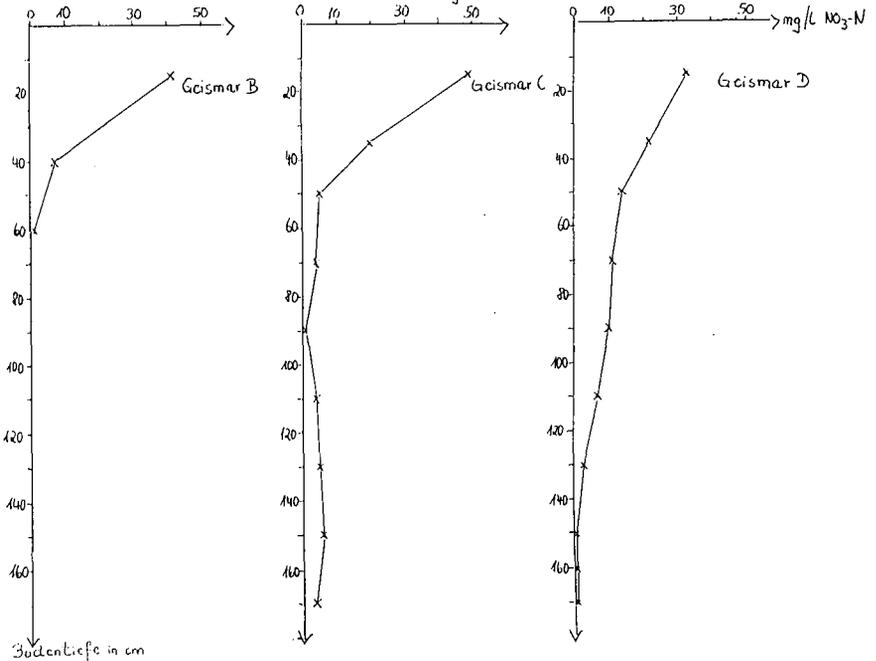


Abb. 3 Extrahierbarer organischer Kohlenstoff verschiedener Tiefenabschnitte (mg C/l Bodenwasser) auf drei Lössstandorten bei Göttingen

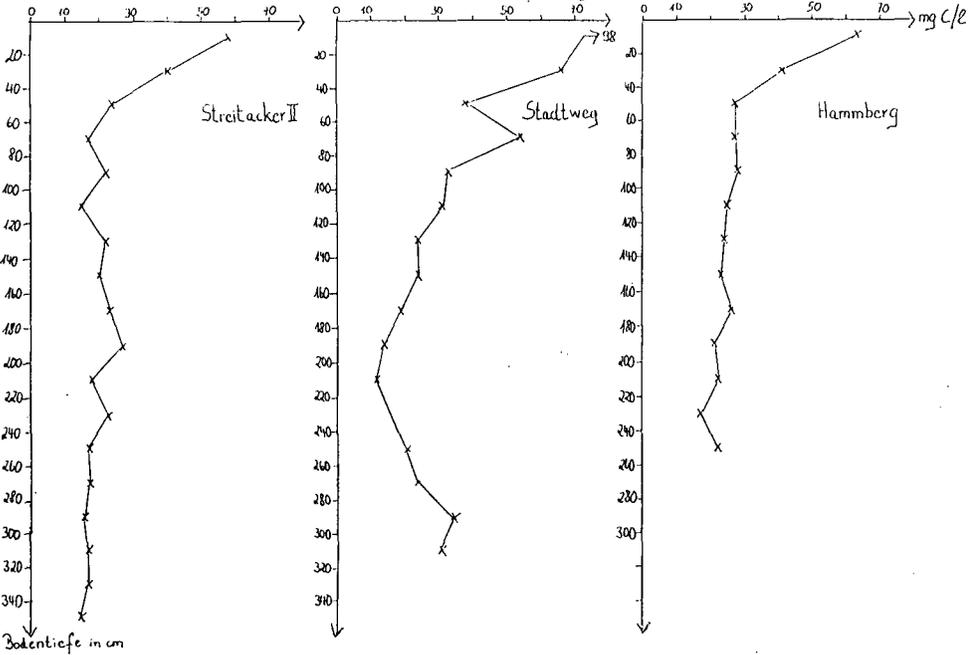
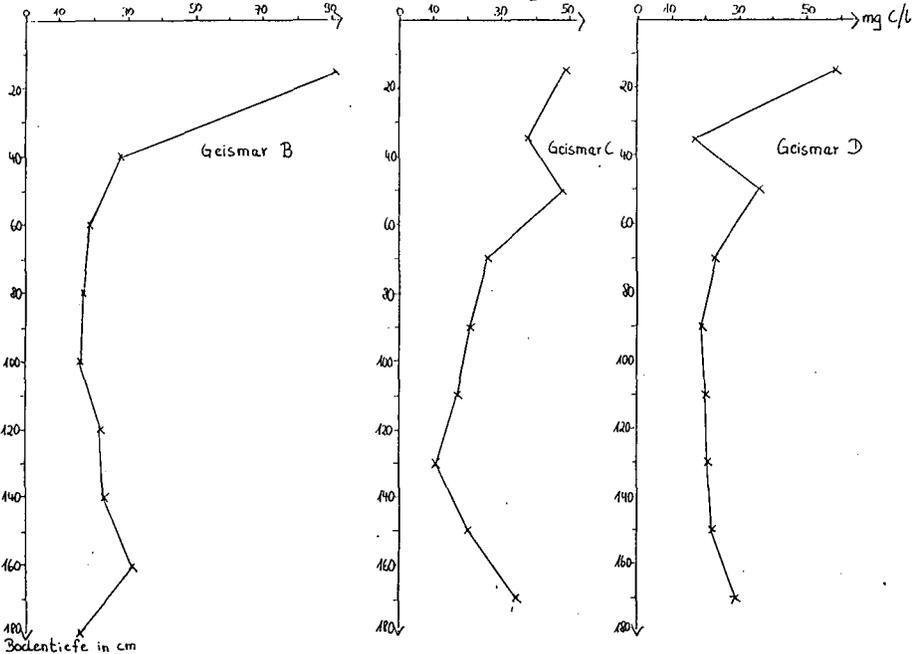


Abb. 4 Extrahierbarer organischer Kohlenstoff verschiedener Tiefenabschnitte (mg C/l Bodenwasser) auf drei Lössstandorten bei Göttingen



**Chemische Zusammensetzung des Grund-, Bodensicker- und  
Oberflächenwassers in zwei Einzugsgebieten im Schwarzwald  
und ihre Beeinflussung durch Mineralsalzdüngung**

von

Feger, K.-H. und G. Brahmer \*

**1. Einleitung und Problemstellung**

Das Projekt ARINUS (Auswirkungen von Restabilisierungsmaßnahmen und Immissionen auf den N- und S-Haushalt der öko- und Hydrosphäre von Schwarzwaldstandorten) verbindet Stoffflußmessungen in Waldökosystemen mit der Bilanzierung kleiner Wassereinzugsgebiete [1,2]. Da die Mobilität der beiden Anionen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  den Kationenaustrag steuert, kommt den Umsätzen der Elemente N und S bei der Boden- und Gewässerversauerung eine Schlüsselrolle zu [3]. In diesem Zusammenhang sind besonders die Verlagerung basischer Nährkationen aus dem Hauptwurzelraum sowie die Mobilisierung potentiell toxischer Al-Spezies zu nennen. Steigende atmogene N-Einträge oder Mobilisierung des N-Pools im Boden durch veränderte Abbaubedingungen können dazu führen, daß das N-Angebot im Boden den Bedarf von Mikroorganismen und Pflanzen übersteigt und durch  $\text{NO}_3^-$ -Auswaschung die Hydrosphäre belastet wird. Neben atmogenen S-Einträgen und  $\text{SO}_4^{2-}$ -Freisetzung aus der Mineralisierung organischer Substanz gelangt  $\text{SO}_4^{2-}$  auch über die Düngung mit sulfatischen K- und Mg-Salzen in die Bodenlösung. Diese Form der Düngung bewirkte bei Beständen, deren Schädigung mit drastischen K- bzw. Mg-Mängeln verbunden ist, eine schnelle und anhaltende Restabilisierung [4,5]. Die Auswirkungen des mit der Düngung in den Boden eingebrachten  $\text{SO}_4^{2-}$  hinsichtlich einer möglichen Boden- und Gewässerversauerung wurden bislang nur in Laborexperimenten untersucht [5]. Entsprechende Freilandmessungen fehlen bislang.

**2. Untersuchungsgebiete**

ARINUS wird in zwei Gebieten im Südschwarzwald mit jeweils drei benachbarten, kleinen Wassereinzugsgebieten durchgeführt. Abb. 1 gibt einen Überblick über die Meßeinrichtungen. In Schluchsee ( $5^\circ \text{C}$  Jahresmitteltemperatur, 1900 mm Niederschlag) dominieren durchlässige Podsole aus dem extrem Mg- und Ca-armen Bärhaldegranit. Der 40jährige Fichtenbestand zeigt starke Vergilbungssymptome der älteren Nadeln, die mit deutlichem Mg-Mangel einhergehen [1]. Der geologische Untergrund der Einzugsgebiete in Villingen besteht aus Oberem und Mittlerem Buntsandstein. Die sandig-lehmigen, sauren Braunerden sind aufgrund lithogener Stauhazone deutlich pseudovergleyt. Daneben kommen kleinflächig auch Stagnogleye vor. Die bodenphysikalischen Bedingungen führen in Villingen in Zeiten hoher Niederschläge zu einem vorwiegend lateralen, oberflächennahen Wasser- und Stofftransport [7]. Die Bestände (80-100jährige Fichte) weisen eine schwache K- und N-Versorgung auf [1].

**3. Düngungsexperimente**

Von der Ernährungssituation der Bestände ausgehend wurde das Düngungskonzept in Tab. 1 entwickelt. Die Düngung der Einzugsgebiete S2 mit Kieserit und V2 mit Kaliummagnesia erfolgte in praxisüblichen Gaben. Aufgrund des Untersuchungsansatzes wurden gesamte Wassereinzugsgebiete flächig gedüngt. Die Ausbringung erfolgte manuell im Frühsommer 1988 nach Durchführung von Nadelanalysen, Stoffinventuren im Boden und einem Vorlaufmeßjahr zur Erfassung des Ausgangszustandes.

\* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

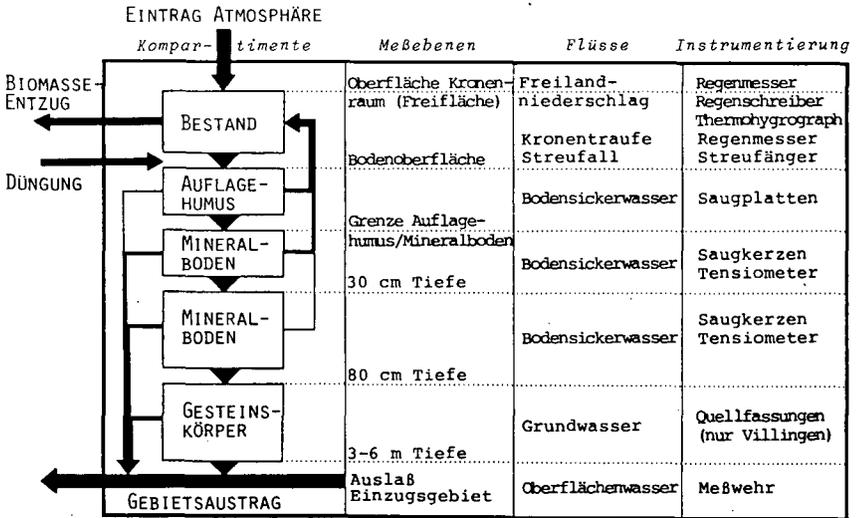


Abb. 1 Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffflüsse in einem Einzugsgebiet mit Meßebenen und Meßanordnung

Die  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ -Varianten S3 und V3 dienen der Simulation gesteigerter N-Einträge. Die ausgebrachten N- und S-Düngermengen entsprechen dem 10-15fachen der aktuellen Jahreseinträge. Allen Düngungsvarianten gemeinsam ist die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Gabe von  $170 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ . Den Düngemitteln wurde  $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$  NaCl zugesetzt. Mit  $\text{Cl}^-$  als Tracer läßt sich die Auswaschungsdynamik verfolgen sowie die Richtigkeit von Wasser- und Stoffbilanzen überprüfen.

Tab. 1 Düngungsplan der Einzugsgebiete in Schluchsee und Villingen

Schluchsee	Villingen
S1 Kontrolle	V1 Kontrolle
S2 $750 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ $\text{MgSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ = $170 \text{ kg S}$ = $120 \text{ kg Mg}$ ( $200 \text{ kg MgO}$ )	V2 $850 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ $\text{K}_2\text{SO}_4/\text{MgSO}_4$ = $170 \text{ kg S}$ = $210 \text{ kg K}$ ( $255 \text{ kg K}_2\text{O}$ ) = $51 \text{ kg Mg}$ ( $85 \text{ kg MgO}$ )
S3 $700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ = $170 \text{ kg S}$ = $150 \text{ kg N}$	V3 $700 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ = $170 \text{ kg S}$ = $150 \text{ kg N}$

#### 4. Bisherige Ergebnisse

##### 4.1. Berechnung von Ionenbilanzen

Kationen-Anionen-Bilanzen wurden aus Konzentrationsmittelwerten des Meßzeitraums Mai - November 1987 (vor der Düngung) berechnet. Bei Freilandniederschlag und Kronentraufe sind die Mittelwerte mit den Niederschlagsmengen gewichtet. Ionenbilanzen beruhen auf dem Prinzip der Elektroneutralität, d.h. die Zahl der negativen und positiven Ladungen muß gleich sein. Die Berechnung ist jedoch bei sauren, huminstoffreichen Wässern problematisch, da auf der Anionenseite organische Anionen nur indirekt aus der Differenz Kationen-Anionen zu bestimmen sind. Die Kationen-

summe läßt sich jedoch nicht ohne weiteres berechnen, da die Bindungsformen der in diesen Wässern mengenmäßig bedeutsamen Elemente Al und Fe nicht bekannt sind. Die AAS-Analyse liefert lediglich Gesamtkonzentrationen. Aufgrund ihrer hohen Affinität gegenüber gelöster organischer Substanz liegt ein gewisser Teil von Al und Fe in komplexierter Form vor, der nicht für Ionenbilanzen berücksichtigt werden darf. Der organisch-komplexierte Anteil kann besonders im Sickerwasser humoser Bodenhorizonte über 80 % der Al-Gesamtkonzentrationen ausmachen [8]. Für die Ionenbilanzen wurden nur die anorganischen Al- und Fe-Anteile verwendet, während organisch-komplexierte Bindungsformen unberücksichtigt blieben (vgl. [2,7]).

Aus Abb. 2 und 3 wird die starke chemische Veränderung des Niederschlagswassers auf seinem Weg durch die Bio-, Pedo- und Lithosphäre deutlich. Tab. 2 enthält die entsprechenden pH-Werte und UV-Extinktionen als Maß für die gelöste organische Substanz (DOC). Die UV-Extinktion ( $\lambda = 254 \text{ nm}$ ) ist sehr eng mit dem DOC korreliert [8]. Da es sich hier um Konzentrationen handelt, sind bei der Interpretation evapotranspirationsbedingte Anreicherungs-effekte zu beachten. Diese äußern sich in einer kontinuierlichen Zunahme der Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen.

Tab. 2 pH-Werte und UV-Extinktionen ( $\lambda = 254 \text{ nm}$ ) ( $\text{E} \cdot \text{m}^{-1}$ ) von Freilandniederschlag, Kronentraufe, Bodensicker-, Grund- und Oberflächenwasser der Einzugsgebiete Schluchsee 3 und Villingen 1 (Mai bis November 1987).

Standort	Schluchsee 3		Villingen 1			
	Podsol		Stagnogley		Braunerde	
	pH	UV	pH	UV	pH	UV
Freilandniederschlag	4.8	0.4	----- 5.0 / 0.4 -----			
Kronentraufe	4.9	1.9	4.6	5.2	4.5	6.2
Sickerwasser Auflage	3.6	29.5	3.6	29.5	3.6	32.2
Sickerwasser 30 cm	4.4	18.2	4.1	16.4	4.7	11.1
Sickerwasser 80 cm	5.0	4.9	4.8	9.0	5.0	0.8
Grundwasser	----- 5.8 / 0.2 -----					
Bachwasser HQ	5.6	3.5	----- 4.3 / 11.6 -----			
Bachwasser NQ	6.4	2.5	----- 6.0 / 5.2 -----			

#### 4.2. Einzugsgebiet Schluchsee 3

Der Freilandniederschlag in Schluchsee (Abb. 2) weist eine für den südlichen Hochschwarzwald typische Zusammensetzung auf. Das Eintragsniveau ist verglichen mit anderen Gebieten in Mitteleuropa als niedrig einzustufen [9-11]. Beim Stickstoff überwiegt  $\text{NH}_4^+$  leicht gegenüber  $\text{NO}_3^-$ .  $\text{SO}_4^{2-}$  dominiert bei den Anionen,  $\text{NH}_4^+$  bei den Kationen. Die Passage durch den Kronenraum führt zu einem leichten Anstieg der Gesamtionenkonzentration. Bei  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  und den organischen Anionen steigen die Konzentrationen am stärksten an, was auf Auswaschung aus dem Kronenraum zurückzuführen ist. Der  $\text{NO}_3^-$ -Anteil bleibt gleich, während  $\text{NH}_4^+$ , wahrscheinlich durch Aufnahme in die Nadeln, deutlich abnimmt. Bei  $\text{SO}_4^{2-}$  ergibt sich gegenüber dem Freilandniederschlag kaum eine Veränderung. Offensichtlich war im Meßzeitraum die trockene Deposition nur von untergeordneter Bedeutung.

Von allen Wässern aus dem Einzugsgebiet Schluchsee 3 weist das Sickerwasser aus der organischen Auflage den höchsten Lösungsinhalt auf. Auf der Anionenseite dominieren organischen Anionen, die auf der Kationenseite von einer vergleichbar hohen  $\text{H}^+$ -Konzentration begleitet werden. Der tiefe pH-Wert von 3.6 (vgl. Tab. 2) wird also maßgeblich durch dissoziierte organische Säuren hervorgerufen.  $\text{NH}_4^+$ -N ist nicht mehr nachzuweisen, während sich der Anteil von  $\text{NO}_3^-$ -N kaum verändert. Die N-Gesamtkonzentrationen gehen jedoch deutlich zurück, was wohl auf N-Aufnahme durch die Vegetation und mikrobielle Immobilisierung zurückzuführen ist. Der Wasserverbrauch der Vegetation äußert sich in einem deutlichen Erhöhung der Cl<sup>-</sup>-

Konzentrationen.  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und interessanterweise auch  $SO_4^{2-}$  zeigen einen deutlichen, vermutlich durch mikrobielle Mineralisierung erklärbaren Anstieg. Nach Durchsickerung des Hauptwurzelraums sinken pflanzenaufnahmebedingt die Konzentrationen von  $NO_3^-$ ,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  ab.

Bei der Passage des tieferen Mineralbodens vermindert sich der Lösungsinhalt des Sickerwassers stark. Dies ist besonders auf eine Immobilisierung von organischen Anionen und  $Al^{3+}$  bei gleichzeitigem pH-Anstieg zurückzuführen.  $HCO_3^-$  nimmt kaum zu, da in den durchlässigen, sehr basenarmen Böden die Basensättigung mit 2-3 % auch im tieferen Mineralboden nur sehr gering ist [7]. Auf der Sickerstrecke vom durchwurzelten Solum bis zum Bach verändert sich das Sickerwasser nochmals beachtlich.  $H^+$  und die organischen Anionen nehmen stark ab. Diese Pufferung macht sich in einem gleichzeitigen Anstieg von  $HCO_3^-$ ,  $Na^+$  und  $Ca^{2+}$  bemerkbar.  $K^+$  und  $Mg^{2+}$  steigen hingegen nur geringfügig an. Dies weist auf Verwitterungs- und/oder Austauschvorgänge im tieferen Untergrund hin. Im Bärhaldegranit verwittern hauptsächlich Plagioklase, wobei vor allem  $Na^+$  und  $Ca^{2+}$  freigesetzt werden (vgl. [12]) und sich  $HCO_3^-$  bildet. Die chemische Zusammensetzung des Bachwassers verändert sich stark in Abhängigkeit von der Wasserführung. Bei Niedrigwasser (NQ) ist das Wasser elektrolytreicher als bei Hochwasser (HQ). Im Gegensatz zum lateralen, oberflächennahen Wasserzug in Villingen dürfte in Schluchsee auf Grund der hohen Durchlässigkeit der Böden und der Gesteinszersatzzone die vertikale Komponente bei der Abflußbildung dominieren. Die hydrochemische Differenzierung zwischen HQ und NQ ist in Schluchsee deshalb weniger auf unterschiedliche Fließwege, sondern eher auf unterschiedliche Verweilzeiten des Wassers im tieferen Untergrund zurückzuführen. Eine kürzere Verweilzeit bedeutet gleichzeitig eine verminderte chemische Reaktion des Wassers mit den Oberflächen der Gesteinsklüfte, was die geringeren Gesamtelektrolyt-, Basen- und Bikarbonatkonzentrationen bei HQ-Bedingungen deutlich zeigen.

### Schluchsee 3

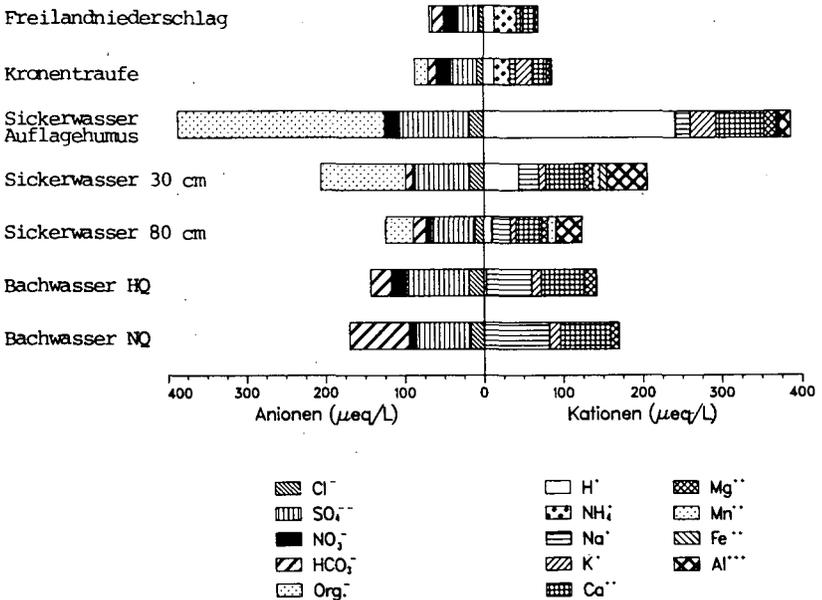


Abb. 2 Ionenbilanzen für Einzugsgebiet Schluchsee 3 (Mai - November 1987)

### Villingen 1

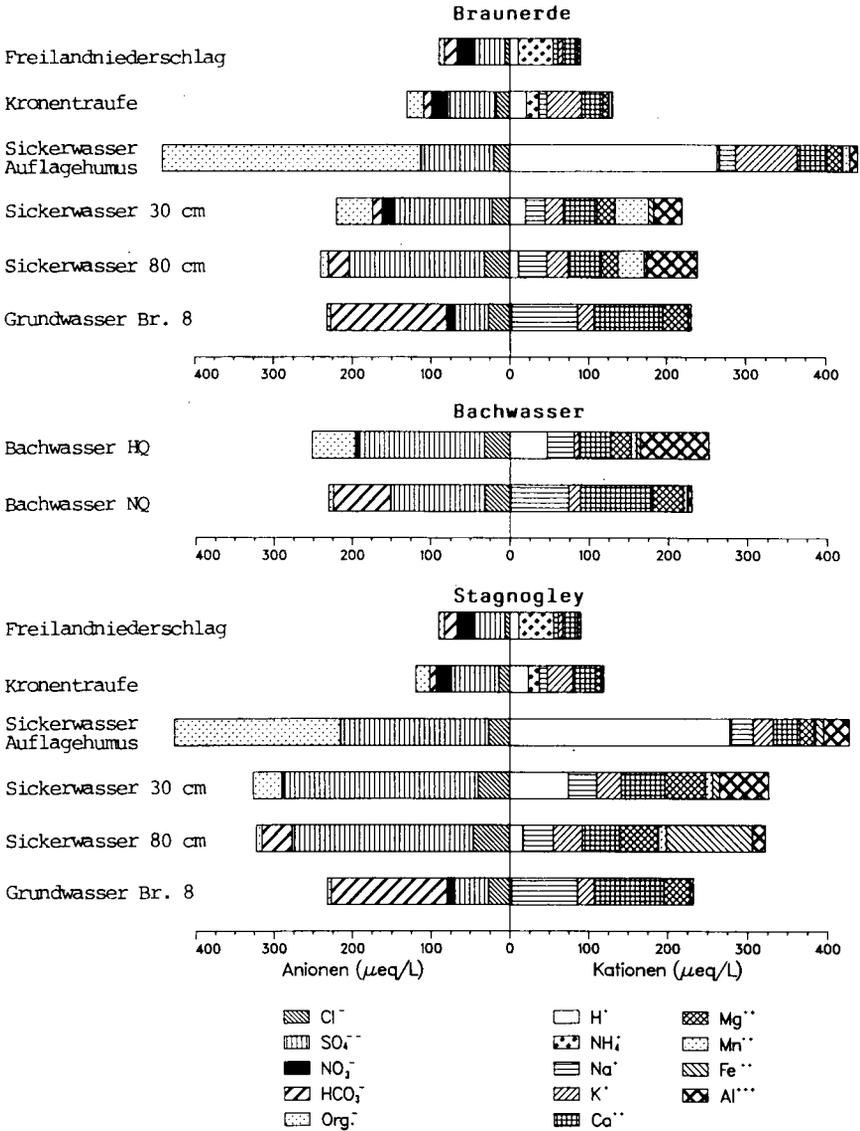


Abb. 3 Ionenbilanzen für Einzugsgebiet Villingen 1 (Mai - November 1987)

### 4.3. Einzugsgebiet Villingen 1

Freilandniederschlag und Kronentraufe in Villingen (Abb. 3) sind ähnlich wie im Einzugsgebiet Schluchsee 3 (Abb. 2) zusammengesetzt. Der Lösungsinhalt ist in allen Villingener Wässern auf Grund geringerer Niederschlagsmengen etwas höher als in Schluchsee. Das Sickerwasser aus dem Auflagehumus enthält im Gegensatz zu Schluchsee sowohl beim Standort "Braunerde" als auch "Stagnogley" keinen Mineralstickstoff. Dieser wird offensichtlich vollständig im Auflagehumus zurückgehalten, wobei auch Pflanzenaufnahme zu berücksichtigen ist. Der Standort ist also bei weitem nicht mit Stickstoff gesättigt, wofür auch die nur mäßige bis mangelhafte N-Versorgung der Fichten spricht (vgl. [1]). Die Kationenzusammensetzung im Sickerwasser unterscheidet sich in beiden Villingener Standorten deutlich vom Schluchsee-Podsol. Der Obere Buntsandstein liefert vor allem mehr  $Mg^{2+}$  nach. Auffallend sind auch die hohen  $Fe^{2+}$ - und  $Mn^{2+}$ -Anteile in den Ionenbilanzen der Unterboden-Sickerwässer von (Pseudogley)-Braunerde und Stagnogley. Hohe Mobilität dieser beiden Elemente ist charakteristisch für solche hydromorphe Bodentypen.

Das Grundwasser in Villingen unterscheidet sich von den Bodensickerwässern deutlich. Besonders auffallend ist ein markanter  $SO_4^{2-}$ -Rückgang und ein  $HCO_3^-$ -Anstieg. Auf der Kationenseite weisen besonders  $Na^+$  und  $Ca^{2+}$  höhere Konzentrationen gegenüber dem Sickerwasser auf, während  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$  und  $Mn^{2+}$  nicht oder kaum mehr auftreten. Dies unterstreicht die Bedeutung des Sickerstrecke im nicht durchwurzelten tieferen Solum und Gesteinskörper für die Zusammensetzung des Grund- bzw. Quellwassers. Das Bachwasser bei Basisabfluß läßt sich als eine Mischung von Grundwasser und Sickerwasser aus dem tieferen Mineralboden erklären. Bei höheren Abflüssen setzt sich das Bachwasser überwiegend aus dem Sickerwasser oberflächennaher Bodenhorizonte zusammen. Das Wasser ist dann ärmer an Alkalien und Erdalkalien, saurer und auf Grund höherer DOC-Konzentrationen braun gefärbt (vgl. Tab. 2). Die  $H^+$ -Konzentration ist bei HQ zu einem großen Teil durch pedogene, dissoziierte organische Säuren bedingt. Auch  $SO_4^{2-}$  zeigt unter HQ-Bedingungen deutlich höhere Werte, während  $HCO_3^-$  wegen des tiefen pH-Werts von 4.3 in der Ionenbilanz nicht auftritt. Diese Befunde bestätigen frühere Ergebnisse [13,14], wonach die chemische Zusammensetzung von Oberflächengewässern im Buntsandstein-Schwarzwald, besonders die Azidität und die Al-Konzentrationen, durch den oberflächennahen lateralen Wasserzug gesteuert wird.

### 5. Literatur

- [1] ZÖTTL, H.W.; FEGER, K.-H. und G. BRAHMER (1987): KfK/PEF-Berichte 12, 269-281.
- [2] FEGER, K.-H.; ZÖTTL, H.W. und G. BRAHMER (1988): KfK/PEF-Berichte 35(1), 27-38.
- [3] REUSS, J.O. und D.W. JOHNSON (1986): Acid deposition and the acidification of soils and water. - Ecological Studies 59, Springer Verlag.
- [4] HÜTTL, R.F. und S. FINK (1988): Forstw. Cbl. 107, 173-183.
- [5] ZECH, W.; KAUPENJOHANN, M.; HANTSCHHEL, R. und B.U. SCHNEIDER (1986): Bericht IMA-Querschnittseminar "Restabilisierung-Düngung" KfK/PEF Karlsruhe, 1-2.
- [6] HILDEBRAND, E.B. (1988): KfK/PEF-Berichte 35(1), 39-48.
- [7] FEGER, K.-H.; BRAHMER, G. und H.W. ZÖTTL (1988): Wasser und Boden 40, 574-580.
- [8] BAUR, S.; BRAHMER, G. und K.-H. FEGER (1988): Mittellgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (in diesem Band).
- [9] FEGER, K.-H. (1986): Freiburger Bodenkundl. Abh. 17.
- [10] MIES, E. (1987): Freiburger Bodenkundl. Abh. 18.
- [11] FÜHRER, H.-W.; BRECHTEL, H.M.; ERNSTBERGER, H. und C. ERPENBECK (1988): DVWK-Mitteilungen 14.
- [12] GUDMUNDSSON, T. und K. STAHR (1981): Catena 8, 49-69.
- [13] FEGER, K.-H. und G. BRAHMER (1986): Water, Air and Soil Pollution 31, 257-265.
- [14] BRAHMER, G. und K.-H. FEGER (1987): Mittellgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/1, 289-294.

Das Vorhaben wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) - Kernforschungszentrum Karlsruhe).

Ein Multikomponenten Transport- und Reaktionsmodell zur  
Beschreibung der Stoffdynamik in Böden  
I. Prozesse, mathematisches Modell, Numerik,  
Parametersensitivitäten

von  
Förster, R. und H. Gerke<sup>1</sup>

Einleitung

Experimente mit natürlichen Böden und Boden/Wasser-Gemischen zeigen eine Vielfalt von z.T. sehr komplexen Wechselwirkungen zwischen den Inhaltstoffen in der Bodenlösung. In den meisten Fällen läßt sich die Ionenverlagerung daher nicht durch Modelle beschreiben, die nur einzelne Ionen isoliert betrachten.

Das hier vorgestellte Modell beschreibt den eindimensionalen Transport vieler miteinander und mit der Bodenmatrix wechselwirkender Ionen. Es beschränkt sich auf reversibel verlaufende physikochemische Prozesse, die - verglichen mit gleichzeitig ablaufenden Transportprozessen - so rasch ablaufen, daß man lokales chemisches Gleichgewicht zwischen den Ionenspezies in der Bodenlösung und in der -matrix annehmen kann (RUBIN, 1983).

Prozesse

Das Modell gliedert sich in ein Teilmodell für Transport und für Reaktionen. Das Ionentransportmodell sieht konvektiven und dispersiven Fluß der Ionen in der Bodenlösung vor und berücksichtigt fließendes und stehendes Bodenwasser (VAN GENUCHTEN & WIERENGA, 1976). Die Daten des Wasserhaushalts, die Wassergehalte

---

<sup>1</sup> Sonderforschungsbereich 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 33 Braunschweig

und die Wasserflüsse, müssen extern durch ein Wassertransportmodell zur Verfügung gestellt werden.

Die Wechselwirkungen in der Bodenlösung, sowie zwischen den Ionen in Bodenlösung, -matrix und -luft werden durch das Reaktionsmodell berechnet. Berechnet werden Ionenpaare im Bodenwasser, austauschbare Kationen, Lösung bzw. Fällung von Salzen und Lösung bzw. Entgasung von Kohlendioxid. Der pH-Wert wird vom Programm unter Wahrung der Elektroneutralitätsbedingung errechnet. Für Kohlendioxid kann entweder die Carbonat-Massenbilanz gewährleistet oder ein fester Partialdruck vorgesehen werden. Das Modell kann an verschiedenste Probleme angepaßt werden. Durch die Wahl der Ionenspezies wird dabei das jeweilige chemische Puffersystem festgelegt.

Die verwendeten Gleichgewichtsbedingungen sind das Massenwirkungsgesetz, die Gapongleichung, das Löslichkeitsgleichgewicht und Henry's Gesetz. Ionenaktivitätskoeffizienten werden mit Hilfe von Davies' Gleichung aus der Ionenstärke berechnet. Die im Modell benötigten Gleichgewichtskonstanten können - mit Ausnahme der bodenspezifischen Selektivitätskoeffizienten - der Literatur entnommen werden (z.B. SILLEN & MARTELL, 1964, 1972).

#### Sensitivitätsanalysen

Sensitivitätsuntersuchungen zeigen die Reaktion der Modellergebnisse auf Änderungen der Modellparameter. In der vorliegenden Untersuchung wurde ein Perkolationsexperiment (vgl. GERKE et al., 1988) mit konstanter Beregnungsrate ( $q=2\text{cm/d}$ ) an 30 cm langen Bodensäulen simuliert, bei dem eine Kaliumdüngung von umgerechnet 300kg/ha K in Form von  $\text{K}_2\text{SO}_4$  am 10. Tag innerhalb von 7h gegeben wurde (vgl. Abb. 1). In der Simulation wurden folgende Spezies berücksichtigt:

- \* als "Basis"ionen (d.h. die Massenbilanz wird gewahrt)

$\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{--}$

- \* als Ionenspezies in der Bodenlösung

$\text{H}^+$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{++}$ ,  $\text{Mg}^{++}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{--}$ ,  $\text{SO}_4^{--}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  
 $\text{H}_2\text{CO}_3^0$ ,  $\text{NaCO}_3^-$ ,  $\text{NaHCO}_3^0$ ,  $\text{CaCO}_3^0$ ,  $\text{CaHCO}_3^+$ ,  $\text{MgSO}_4^0$ ,  $\text{MgCO}_3^0$ ,  
 $\text{MgHCO}_3^+$ ,  $\text{HSO}_4^-$ ,  $\text{KSO}_4^-$ ,  $\text{CaSO}_4^0$

- \* als austauschbare Kationen  
     $\text{H}^{\text{e}^x}$ ,  $\text{Na}^{\text{e}^x}$ ,  $\text{K}^{\text{e}^x}$ ,  $\text{Ca}^{\text{e}^x}$ ,  $\text{Mg}^{\text{e}^x}$
- \* als Salze  
     $\text{CaCO}_3$  (s),  $\text{CaSO}_4$  (s)
- \* als Gas (mit konstantem Partialdruck)  
     $\text{CO}_2$  (g)

Die Parameter des Modells wurden so gewählt, daß sie in etwa den experimentell gefundenen Bedingungen (vgl. GERKE et al. 1988) entsprachen. Der Kohlendioxid-Partialdruck wurde auf 0.003 atm festgesetzt. Die simulierten Konzentrationsverläufe im Perkolat (Abb. 1) zeigen einen fast tracerartigen  $\text{SO}_4$ - und einen sehr abgeschwächten Kalium-"Durchbruch", während die anderen Kationen - besonders Calcium - ausgewaschen werden. Während des Durchlaufens der erhöhten Ionenkonzentrationen in der Säule errechnet das Modell die Ausfällung von Calcit und zeitweilig auch Gips.

Abb. 2 zeigt die Veränderung der Ca-Durchbruchskurve bei Unterdrückung der Ausfällung von Calcit bzw. Gips. Es fällt auf, daß sich die errechneten Konzentrationen für das Modell mit und ohne Gips kaum unterscheiden, die Durchbruchskurven der Simulationen "ohne" Gips jedoch ein wenig steiler ansteigen und früher wieder abfallen. Ein ähnliches Verhalten zeigt auch die Durchbruchskurve für Sulfat (nicht abgebildet). Dagegen führt die Unterdrückung der Calcit ausfällung schon nach wenigen Simulationstagen zu einem höheren Auswaschungsgrundbetrag.

Abb. 3 zeigt den Einfluß des Kohlensäure-Partialdrucks auf die Ca-Durchbruchskurven. Wie erwartet bewirkt der niedrigere Partialdruck einen deutlich geringeren und der höhere Partialdruck einen deutlich höheren Auswaschungs-Grundbetrag. Die Durchbruchskurve für den Partialdruck 0.03 atm ist dabei der Kurve "ohne Calcit" über lange Zeit sehr ähnlich.

Abb. 4 zeigt den Einfluß verschiedener Gaponkoeffizienten für den Kalium - Calcium Austausch. Geringere Bindungsintensität für Kalium ( $K^c=0.5$ ) macht sich ebenfalls in der deutlichen Absenkung des Auswaschungsgrundbetrags bemerkbar. Der Wiederanstieg der Calciumkonzentrationen nach ca. 35 Simulationstagen hängt mit der

Erschöpfung des austauschbaren Kaliums zusammen, wodurch sich die Ca-Konzentration auf die angebotene Hintergrundlösung einpendeln kann. Höhere Bindungsintensitäten für Kalium ( $K^G=2$ ) wirken in die entgegengesetzte Richtung.

### Schlussfolgerungen, Ausblick

Das vorgestellte Modell stellt ein hoch auflösendes und flexibles Werkzeug dar, um den Transport wechselwirkender Ionen im Gleichgewicht mit der Bodenmatrix zu berechnen. Durch die Anzahl der berücksichtigten Prozesse eignet es sich besonders für die Untersuchung komplexer Fragestellungen und kann ferner dazu dienen, einfachere Modelle zu eichen. Für die Kalibrierung des Modells sind umfangreiche Untersuchungen notwendig. Das Modell beschreibt Perkolationsexperimente an einer Sauren Braunerde zufriedenstellend (FÖRSTER, 1988). Erste Validierungsergebnisse für Sandböden finden sich bei GERKE et al. (1988). Für andere Böden steht die Validierung noch aus.

### Literatur

- FÖRSTER, R. (1987): Ein Konvektions-Diffusions-Transportmodell mit Multispezies-Kationenaustausch, Ionenkomplexierung und Aluminium-hydroxosulfat zur Simulation der Sulfatspeicherung in sauren Waldböden. - Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben 28, Göttingen.
- GERKE, H., R. FÖRSTER, J. UTERMANN & B. BRANDES (1988): Ein Multikomponenten Transport- und Reaktionsmodell zur Beschreibung der Stoffdynamik in Böden. II. Bodensäulenversuche und ihre Beschreibung mit dem Modell. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., (dieser Band).
- RUBIN, J. (1983): Transport of reacting solutes in porous media: relation between mathematical nature of problem formulation and chemical nature of reactions. - Water Resour. Res. 19, 1231-1252.
- SILLEN, L.G. & A.E. MARTELL (1964): Stability constants of metal - ion complexes. - The Chemical Society, London: Special Publication No. 17
- SILLEN, L.G. & A.E. MARTELL (1972): Stability constants of metal - ion complexes. Supplement I. - The Chemical Society, London: Special Publication No. 25
- VAN GENUCHTEN, M.TH. & P.J. WIERENGA (1976): Mass transfer studies in sorbing porous media: I. analytical solutions. - Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 473-480.

Abb. 1

Simulation 01, Durchbruchskurven, 32.5 cm

- |                     |         |                  |
|---------------------|---------|------------------|
| 1, Na simuliert     | —       | 2, K simuliert   |
| 3, Ca simuliert     | - - - - | 4, Mg simuliert  |
| 5, Cl+NO3 simuliert | — · — · | 6, SO4 simuliert |

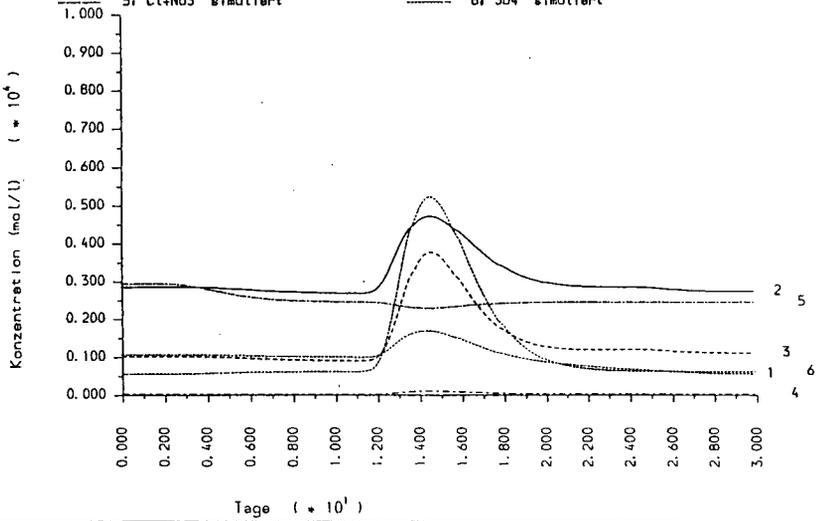
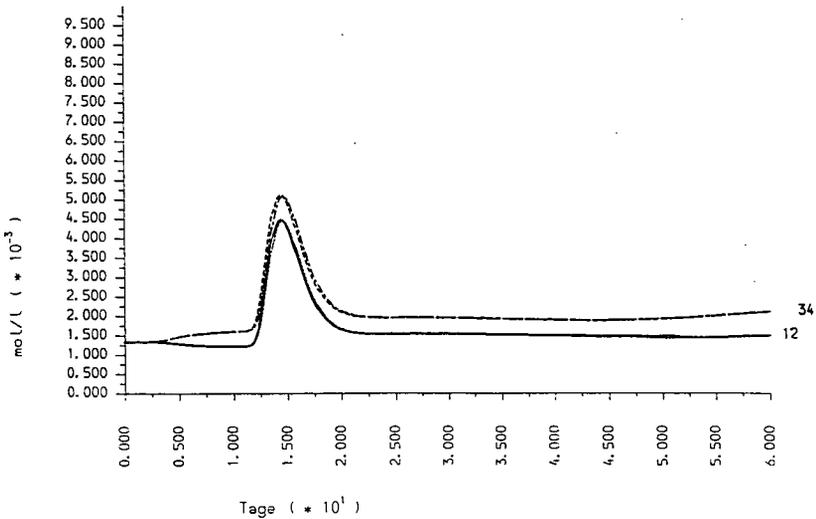
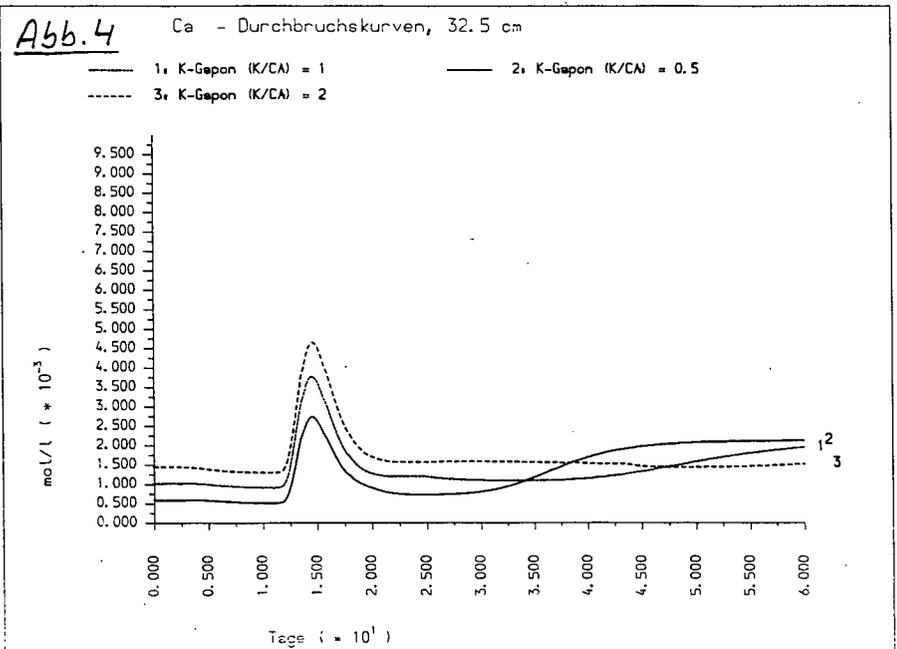
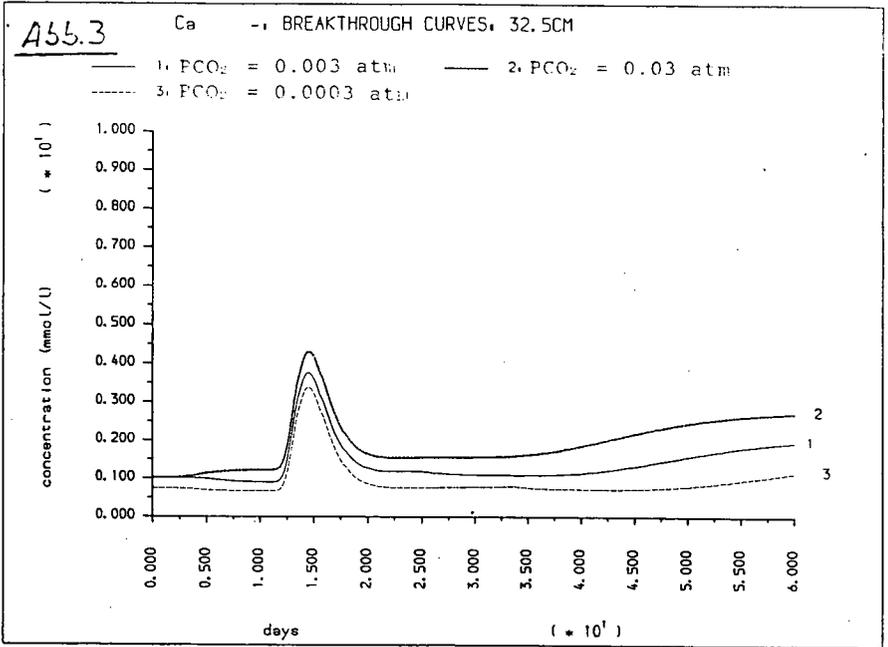


Abb. 2

Ca - Durchbruchskurven, 32.5 cm

- |                           |         |                          |
|---------------------------|---------|--------------------------|
| 1: mit Calcit, mit Gips   | —       | 2: mit Calcit, ohne Gips |
| 3: ohne Calcit, ohne Gips | - - - - | 4: ohne Calcit, mit Gips |





Nitrat-Transport in mächtigen Lößdecken: Datierung mit Tritium,  
Rechenmodell und Chloridbilanz

von  
Geries, H. \*

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Zuge der sich verschärfenden Nitratproblematik wurden bereits 1983 mächtige Lößdecken des südniedersächsischen Raumes mit dem Ziel erbohrt, Hinweise auf Nitrataustragsmengen und -zeiträume zu bekommen.

Diese ersten Untersuchungen ergaben, sowohl für stark organisch gedüngte Flächen im Harzvorland, als auch für rein mineralisch gedüngte Flächen im Raum Einbeck, daß das Nitrat in ausgeprägten Konzentrationspeaks die ungesättigte Zone passiert (Abb.1). Der Abstand der Peaks in den erbohrten Tiefenprofilen betrug stets zwei bis drei Meter. Durch Zugrundelegung einer damals geschätzten mittleren Sickergeschwindigkeit von ca. 70 cm/Jahr, ergab sich die folgende Arbeitshypothese:

Der verstärkte Austrag von Nitrat aus dem durchwurzelten Bodenbereich ist einer bestimmten Begebenheit im Verlauf einer 3-4jährigen Fruchtfolge zuzuschreiben. Über eine Altersdatierung der Nitratpeaks mittels einer rückwirkende Berechnung der Sickerwasser-raten und Verlagerungsstrecken muß es möglich sein, folgende Fragen zu beantworten:

1. Wann kommt es innerhalb der Fruchtfolge zum Austrag?
2. Ist der Austrag in erster Linie durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise (Düngung, Bodenbearbeitung, etc.), klimatische Ereignisse (hoher Sickerwasseranfall) oder biologische Abläufe (Mineralisationsschübe) begründet?

Zur Klärung dieser Fragen beschränkte sich unsere Forschungsarbeit aus Vereinfachungsgründen zunächst nur auf Ackerstandorte ohne organische Düngung mit festgelegter, für die Region typischer, 3jähriger Fruchtfolge (Zuckerrüben, Winterweizen, Wintergerste).

2. Berechnung der Sickerwassermengen und Verlagerungsstrecken

Die Sickerwassermengen können aus der umgestellten Wasser-Haus-haltsgleichung berechnet werden:

$$S = N - ETI (+-)dV \quad (S=\text{Sickerwasser (mm)}, N=\text{Niederschlag (mm)}, \\ ETI=\text{Evapotranspiration+Interzeption (mm)}, \\ dV=\text{Vorratsveränderung (mm)})$$

\*) Fachgebiet Bodenkunde, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Aus dem Sickerwasseranfall kann weiter auf die Verlagerungsstrecke geschlossen werden:

$$VS \text{ (cm/d)} = \frac{\text{Sickerwasser (mm/d)}}{\text{Wassergehalt (mm/cm)}}$$

Hierbei werden folgende Annahmen gemacht:

- Die Verlagerung des Sickerwassers im Löß erfolgt nach dem Prinzip des "downward displacement".
- Unterhalb einer gedachten Linie, die der max. effektiven Durchwurzelungstiefe entspricht, bleibt der Wassergehalt im Bodenprofil konstant.
- Die gesamte im Profil gespannte Wassermenge (Feldkapazität) nimmt an der Verlagerung teil. Es gibt kein Totwasser und keinen Anionenausschluß.
- Oberflächiger Zu- bzw. Abfluß wird ausgeschlossen. (Die Untersuchungen wurden ausschließlich auf ebenen Flächen durchgeführt.)

Die Berechnung der realen Evapotranspiration erfolgte nach dem Ansatz von SPONAGEL (1980). Dabei werden die nach HAUDE (1954) berechneten Werte der potentiellen Evapotranspiration mit einem Faktor multipliziert, der Abhängig ist von der Fruchtart, dem Entwicklungsstadium der Pflanzen und dem Bodenwassergehalt im effektiv durchwurzelten Bodenraum.

Die Bilanzierung des Wasserhaushaltes geschah tagesweise, wobei der Profilbereich bis zur effektiven Durchwurzelungstiefe als "black box" betrachtet wird. Erst wenn dieser Bereich bis zur Feldkapazität aufgefüllt ist, kann es zur Sickerwasserentstehung kommen. Die max. effektive Durchwurzelungstiefe wird für alle Fruchtarten bei 1.1 m angesetzt. Dieser Wert wird bei Getreide Ende Mai, bei Zuckerrüben Mitte - Ende Juni erreicht. Bis dahin liegt der Berechnung ein Bodenwasservorrat zugrunde, der der jeweils durchwurzelten Bodenschicht entspricht.

In Anlehnung an DUYNISFELD (1983) wurde eine Reifefunktion eingeführt. Sie setzt bei Getreide den Anteil der Transpiration vom Entwicklungsstadium der Milchreife bis zur Ernte gleichmäßig auf Null herab. Bei Zuckerrüben wird die Evapotranspiration ab Mitte August auf 50% reduziert.

Vom Zeitpunkt der Ernte an, für die vegetationsfreie Zeit bis zum Beginn verstärkten Pflanzenwachstums im Frühjahr, sowie bei Getreide vom Zeitpunkt der Milchreife an, wird die Evaporation nach BEESE et al. (1978) berechnet. In dieses Verfahren geht die Verdunstung nach PENMANN (1948) sowie ein Korrekturfaktor ein, der abhängig ist von der Saugspannung in 5 cm Bodentiefe. Die Saugspannung wird anhand der pF-Kurve über die Bilanzierung des Wasserhaushaltes bis 10 cm Bodentiefe bestimmt.

Bei Zwischenfrucht- und Wintergerstenanbau wird im Herbst mit dem SPONAGEL-Ansatz (Faktoren für April) gerechnet.

Der Vorteil dieses Berechnungsverfahrens liegt darin, daß alle benötigten Klimadaten und phänologischen Daten rückwirkend vom Wetteramt und vom betreffenden Landwirt erfragt werden können.

### 3. Ergebnisse des Berechnungsverfahrens

In Abbildung 2 sind die einzelnen Teilgrößen der klimatischen Wasserbilanzen, Niederschlag, Evapotranspiration, Sickerwasser, sowie die Verlagerungsstrecken, für den Zeitabschnitt 1964-85 wiedergegeben. Aus Gründen der Datenverfügbarkeit konnte die Berechnung nur bis 1970 rückwirkend durchgeführt werden. Zur Ermittlung des Sickerwasseranfalls für die Jahre 1964-70 wurde der mittlere Verdunstungswert des 15jährigen Berechnungszeitraumes 1970-85 zugrunde gelegt. Dies erscheint gerechtfertigt, da die Kalkulation gezeigt hat, daß die jährlichen Evapotranspirationsraten, unabhängig von der Pflanzenart und den klimatischen Bedingungen, nur in einer geringen Breite um den Mittelwert von 507 mm schwanken. Ausschlaggebend für die Höhe der Sickerwasserraten ist in erster Linie die jährliche Niederschlagsmenge. Wie aus Abbildung 1 zu ersehen ist, ist die Variabilität dieses Faktors weitaus größer. Im Zeitablauf treten immer wieder einzelne Jahre mit hohen Niederschlagsraten hervor. Diese bedingen einen hohen Sickerwasseranfall mit einem regelrechten Verlagerungsschub. Insbesondere die 70er Jahre gestalteten sich zu einer ausgesprochenen "Trockendekade" (Niederschlagsmittel: 579 mm) mit geringem Sickerwasseranfall über mehrere Jahre hinweg. Die Verlagerungsstrecken sind dann sehr gering. Einzelne Jahre weisen überhaupt keinen Überschuß in ihrer Wasserbilanz auf und so kommt es zur Vereinigung von Sickerwasser verschiedenen Alters auf engstem Raum

Gerade während dieser Trockenphasen dürfte es aufgrund von Wasserentzug durch tiefere Wurzeln zu einem Konzentrierungseffekt der im Bodenwasser gelösten Ionen im Bereich der unteren Wurzelzone kommen. Für die Anionen Nitrat und Chlorid könnten diese Zeitschnitte mit einem Peakaufbau gleichgesetzt werden. Gleichzeitig erhöht sich aber während dieser Phasen auch die Verweilzeit des Sickerwasser im Wurzelbereich - unter Umständen auf einige Jahre. Pflanzliche Aufnahme und, das Nitrat betreffend, Denitrifikation können das Gegenteil eines Peakaufbaus, also eine weitgehende Verarmung insbesondere an  $\text{NO}_3^-$  und in beschränktem Maße auch an  $\text{Cl}^-$  in diesem Profilbereich bewirken.

Der Abstand der Nitratpeaks in den Tiefenprofilen voneinander sowie die relativ geringen Konzentrationen, die selten  $100 \text{ mg NO}_3^-/\text{l}$  übersteigen, machen einen Konzentrierungseffekt während der Trockenphasen unwahrscheinlich und deuten eher darauf hin, daß sich eine Nitratpeak Entlassung in den Untergrund (unterhalb des durchwurzelbaren Bereiches) auf Jahre beschränkt, die besonders hohe Sickerwasserraten und Verlagerungsstrecken aufweisen, wo das potentiell auswaschungsgefährdete Nitrat gewissermaßen der pflanzlichen Aufnahme und der Denitrifikation entzogen wird.

Eine absolut schlüssige Aussage bezüglich des Entstehungszeitpunktes eines Nitratpeaks kann über die hier angestellte rückwirkende Berechnung nicht gemacht werden, da die jährlichen Verlagerungsbeträge von durchschnittlich etwa 40 cm zu gering sind. Allein die Auflösung die durch die Bohrmethode vorgegeben ist - 20 cm Kompartimente - macht eine Festlegung des Austrittes auf ein Jahr, geschweige denn eine Jahreszeit, unmöglich.

Inwieweit die über den Rechenansatz ermittelten Verlagerungsstrecken den tatsächlichen Bedingungen entsprechen, sollte mit Hilfe der Tracer Tritium und Chlorid geprüft werden .

#### 4. Überprüfung des Modells mittels Tracer

##### 3.1 Tritium

Eine relativ sichere Alterbestimmung des Bodenwassers kann über das 1963/64 eingetragene Bombentritium vorgenommen werden (Moser u. Rauert, 1980). Abbildung 3 gibt die Tritiumverteilung im Profil Dassensen, südwestlich von Einbeck gelegen, wieder. Die Peakspitze befindet sich nahe des Tiefenkompartiments 8.0 - 8.2 m. Damit beträgt die durchschnittliche Sickergeschwindigkeit nur etwa 40 cm/Jahr.

Neben dem Tritiumverlauf sind in der Abbildung 3 auch die errechneten Verlagerungsstrecken der einzelnen hydrologischen Jahre 1964 - 85 eingetragen. Die aufaddierten jährlichen Sickerstrecken ergeben eine Summe von 8.56 m, was sich bemerkenswert gut mit der Lage des 64er Tritiumpeaks deckt.

##### 3.2 Chlorid

Eine weitere Überprüfung sollte mit Hilfe des periodisch ausgebrachten Düngerchlorids erfolgen. Dabei sind wir von der Überlegung ausgegangen, daß die KCL-Düngung, die in der Regel als Vorratsdüngung vor der Zuckerrübe appliziert wird, markante Peaks im Tiefenprofil hervorbringen müßte. Diese wären dann leicht mit den Nitratpeaks und den berechneten Sickerstrecken zu korrelieren. Die Beprobung einer ganzen Reihe von Standorten brachte jedoch die Erkenntnis, daß über den Tiefenverlauf der Chlorid-Konzentrationen nicht auf die Düngungstermine geschlossen werden kann. Die Konzentrationsprofile weisen in der überwiegenden Zahl der Fälle keine ausgeprägten Peaks auf. In wenigen Fällen fanden wir dagegen nur einen mächtigen Peak im Bereich bis 7 m Tiefe.

Nach den Ergebnissen der Verlagerungsstrecken-Berechnung ist dieses Resultat nicht überraschend. Für das Fehlen deutlicher Düngungspeaks, die Glättung der Konzentrationsverläufe, sowie die Herausprägung mächtiger Konzentrationspeaks können folgende Gründe genannt werden:

- geringe, aber stark schwankende jährliche Sickerwasserraten
- Konzentrierungseffekte in der Wurzelzone
- pflanzliche Aufnahme (ca. 50 % des gedüngten Chlorids werden von den folgenden Zuckerrüben aufgenommen)

Beispielhaft sei hier der Chloridverlauf des Standortes Dassensen 3 vom Frühjahr 1985 genannt (Abb. 4). Die hohe Konzentration im obersten Kompartiment (Wassergehalt bei Feldkapazität) gibt den Düngungsimpuls wieder. Allerdings finden sich im Verlauf des Profils nie wieder deutliche Konzentrationspeaks, die auf ein Düngungsereignis schließen lassen könnten. Die Chlorid-Konzentrationen unterhalb der Wurzelzone bewegen sich recht einheitlich um einen durchschnittlichen Wert von etwa 95 mg Chlorid/l Bodenwasser.

Eine vereinfachte Chloridbilanz, wo den Einträgen aus Düngung und Depositionen die Austräge über den Export des Erntegutes, Korn und Rübenkörper, gegenübergestellt werden, ergibt für einen 10jährigen Zeitabschnitt ein Bilanz-Saldo von 1005 kg Chlorid. Die errechnete Verlagerungsstrecke für den Zeitraum 1975-85 beträgt 3.52 m. Innerhalb dieses Profildereiches (0 - 3.52 m) werden 986 kg Chlorid wiedergefunden, wodurch die Richtigkeit des angewandten Berechnungsverfahrens unterstrichen wird.

Problematisch bei solchen rückschauenden Bilanzierungsansetzen ist die Erfassung der tatsächlich eingebrachten Düngungsmengen. Man ist dabei auf die Angaben des betreffenden Landwirts angewiesen. Eine zuverlässige Überprüfung des eingesetzten Verfahrens kann nur über einen kontrollierten Tracerversuch erfolgen. Ein solcher Versuch wurde angelegt, allerdings ist die Auswertung noch nicht abgeschlossen.

## 5. Zusammenfassung

- Die Berechnung der durchschnittlichen jährlichen Verlagerungstrecken ergab für einen südniedersächsischen Lößstandort einen Betrag von nur knapp 40 cm/Jahr. Dieser Wert wird durch den Peak des 64er-Bombentritiums sehr gut bestätigt.

- Die Verlagerungsbeträge der einzelnen Jahre sind großen Schwankungen unterworfen (0 - 105 cm) und stehen in enger Abhängigkeit zur Höhe der jährlichen Niederschlagsmenge.

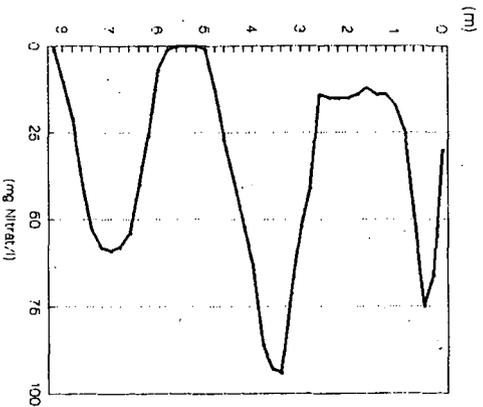
- Eine Überprüfung des Berechnungsverfahrens mit Hilfe des periodisch ausgebrachten Düngerchlorids kann nur über eine Mengenbilanzierung erfolgen, da eine deutliche und mit den Düngungsergebnissen zu korrelierende Peakausbildung unter Feldbedingungen nicht festgestellt werden konnte.

- Diese Erkenntnisse führen zu der Feststellung, daß die Entsendung ausgeprägter Nitrat-Peaks in die ungesättigte Zone mächtiger Lößdecken nicht mit bestimmten Ereignissen innerhalb einer Fruchtfolge zu korrelieren ist, sondern ausschließlich von der Höhe der Sickerwasserraten abhängt.

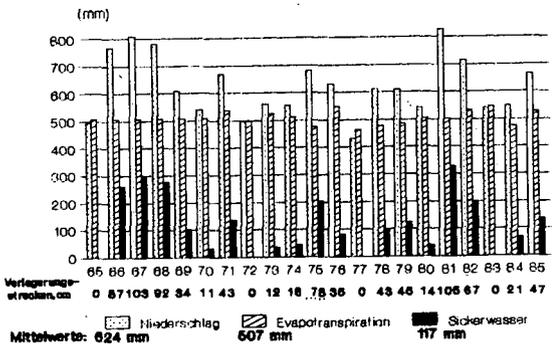
## 6. Literatur

- BEESE, F., R.R. v.d. PLOEG u. W. RICHTER, 1978: Der Wasserhaushalt einer Löß-Parabraunerden unter Winterweizen und Brache. Z.Acker- und Pflanzenbau, 146, 1-19
- DUYNISVELD, W.H.M., 1983: Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. Texte Umweltbundesamt 17/83
- HAUDE, W., 1954: Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. Mitt. Dtsch. Wetterdienst, 8, 1-22
- MOSER, H u. W. RAUERT, 1980: Isotopenmethoden in der Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin
- PENMAN, H.L., 1948: Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Roy. Soc. London, Proc., Ser. A, 193, 120-145
- SPONAGEL, H., 1980: Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Geolog. Jahrbuch, Reihe F, Nr. 9

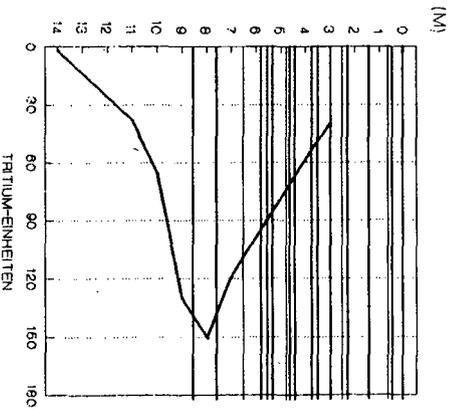
**Abb. 1: Nitratkonzentrationsverlauf  
Einbeck 2, 1984**



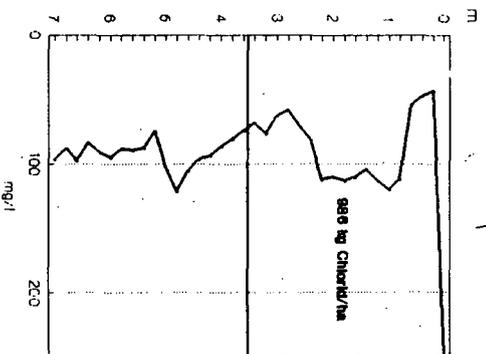
**Abb. 2: Klimatische Wasserbilanzen  
Verlagerungsstrecken  
Dassensen, 1965-85**



**Abb. 3: Tritium-Verteilung, 1985  
Verlagerungsstrecken, 1964-85**



**Abb. 4: Chlorid-Konzentrationsverlauf  
Dassensen 3c, 1985**





Das Ziel der im folgenden dargestellten Untersuchungen besteht daher in der Entwicklung und Erprobung einer Labormeßtechnik, durch die gezielte mechanische Verdichtungen an Bodensäulen unter nahezu vollständiger Kontrolle der Einflußparameter erzeugt werden können. Gleichzeitig wird der jeweilige Einfluß auf Porengefüge und Wasserleitungsdynamik ermittelt.

#### **MATERIAL:**

Die Messungen wurden an ungestörten Bodenproben (950 cm<sup>3</sup>) eines schleswig-holsteinischen Marschstandortes durchgeführt. Bei der beprobten Fläche handelt es sich um eine mäßig entwickelte Kalkmarsch, gelegen im 1978 eingedeichten Speicherkoog in der Meldorfer Bucht. Das Bodengefüge ist verhältnismäßig schwach strukturiert. Die Bodenart ist als sandiger Schluff anzusprechen, die Lagerungsdichte liegt etwa bei 1.3 g/cm<sup>3</sup>. Die Makroporen bestehen hauptsächlich aus Wurzelgängen (Weizen), zum Teil auch aus Schrumpfrissen und nur im Oberboden treten vereinzelt Regenwurmgänge auf.

#### **MESSMETHODIK:**

Die Untersuchungen wurden mit einem modifizierten Triaxialapparat durchgeführt (Abb.1). Das Kernstück der Anlage bildet die triaxiale Meßzelle. Hierin wurden ungestörte, von einem Latexschlauch umhüllte Bodenproben eingebaut. Die Messung der Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand ( $k_u$ ) erfolgte nach dem Doppelmembranprinzip in Anlehnung an das von BENECKE 1977 (zit. b. OPARA-NADI 1979) angewandte Verfahren. Die Wasserzuleitung erfolgte von oben über eine keramische Platte mit maximalem Porendurchmesser von 3 Mikrometern. Zur Wasserableitung dient ebenso eine derartige keramische Platte, die im unteren Teil der Meßzelle angeordnet ist. Die Porenwasserdrücke wurden über Minitensiometer (Durchmesser 6 mm) gemessen, der Wasserzu- und -ablauf mittels zweier Waagen. Der vertikale Druck ( $\Sigma_1$ ) wurde über einen pneumatischen Druckstempel, der horizontale Druck ( $\Sigma_3$ ) über den Kammerdruck erzeugt. Die Anlage kann mit Bodenporenwasserdrücken zwischen 0 und -100 hPa sowie mit mechanischen Spannungen zwischen 0 und 300 kPa gefahren werden. Die volumetrische Veränderung der Probe wurde in vertikaler Richtung durch einen induktiven Wegaufnehmer, in horizontaler Richtung durch einen mechanischen Dehnungsmeßstreifen ermittelt.

Parallel zu den Wasserleitfähigkeitsversuchen wurden an gleichen Bodenproben sowohl Durchbruchskurven im unverdichteten wie auch im verdichteten Zustand ermittelt. Es wurde ein Kaliumbromid-(KBr)-Tracer kontinuierlich in einer Konzentration von 50 mg Br/l eingeleitet. Nach erfolgtem Durchbruch wurden an den Proben Färbungsversuche mit Methyleneblau durchgeführt. Es wurden jeweils ein zwei Porenvolumen entsprechende Flüssigkeitsmenge mit einer Methyleneblaukonzentration von 3‰ durch die Bodensäulen geleitet und somit die Makroporen angefärbt. Die Bodenproben wurden schichtweise auf die Anfärbung der Makroporen hin untersucht.

#### **MESSUNGEN UND ERGEBNIS:**

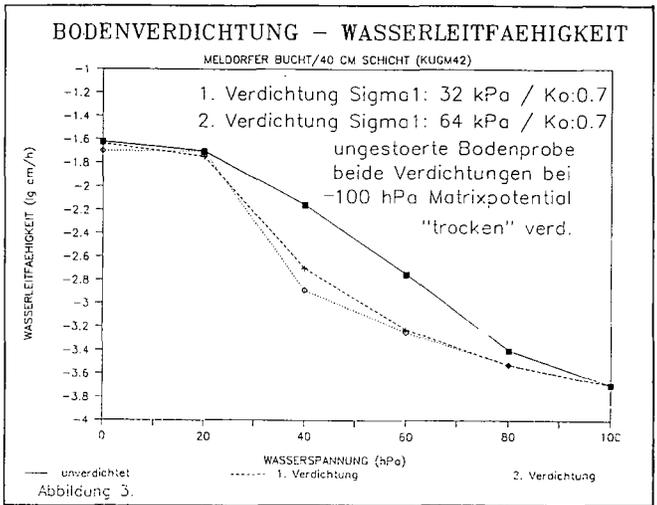
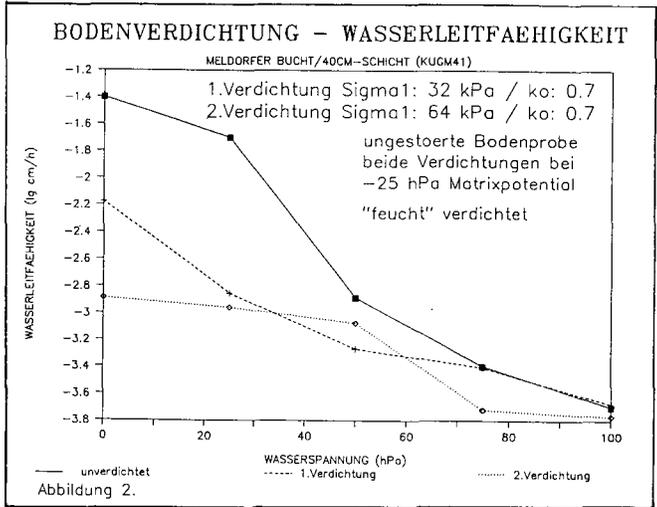
Die untersuchten Bodenproben wurden bei mechanischen Spannungen von  $\Sigma_1 = 32$  und  $64$  kPa verdichtet (Ruhedruckbeiwert ( $k_0$ ): 0.7).

Es wurden zwei Varianten unterschieden:

- 1) "feucht" verdichtet ( $pF$ : 1.4 entspr. -25 hPa)

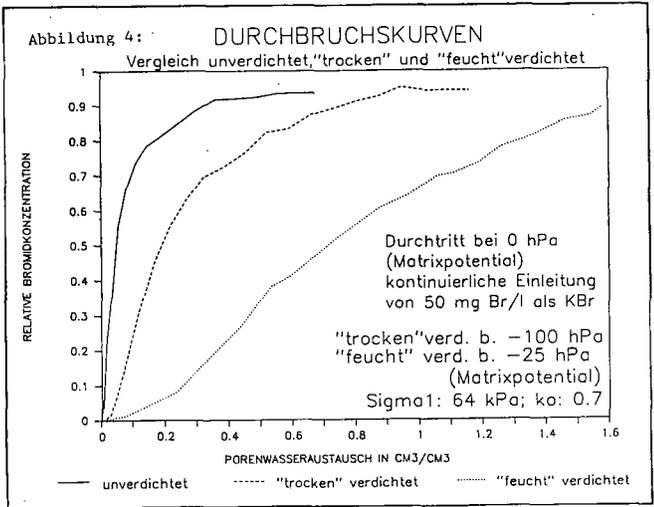
2) "trocken" verdichtet (pF: 2.0 entspr. -100 hPa)  
 Erfafßt wurden: Drucksetzungsverhalten, Wasserleitfähigkeit, Durchbruchkurven und Porenkontinuitäten.

Die "feucht" komprimierte Bodenprobe zeigte bereits bei geringen mechanischen Spannungen ( $\Sigma_1$ : 32 kPa) eine deutliche Reduzierung der Wasserleitfähigkeit insbesondere im Bereich grober Makroporen (Abb.2). Bei der weiteren Verdichtung auf 64 kPa ( $\Sigma_1$ ) waren die Wasserleitfähigkeiten zwischen 0 und -50 hPa Wasserspannung praktisch gleichbleibend. Die Auflasten lagen in diesem Fall wohl bereits oberhalb der "critical line" (vergl. KOOLEN u. KUIPERS 1983). Im Gegensatz hierzu zeigte die "trocken" verdichtete Probe kaum Veränderungen bezüglich der Wasserleitfähigkeit (Abb.3), obwohl in beiden Varianten eine ähnliche Volumensabnahme von etwa 2 Vol.% auftrat. Die Auflasten lagen im letzteren Fall somit vermutlich noch unterhalb der "critical line".

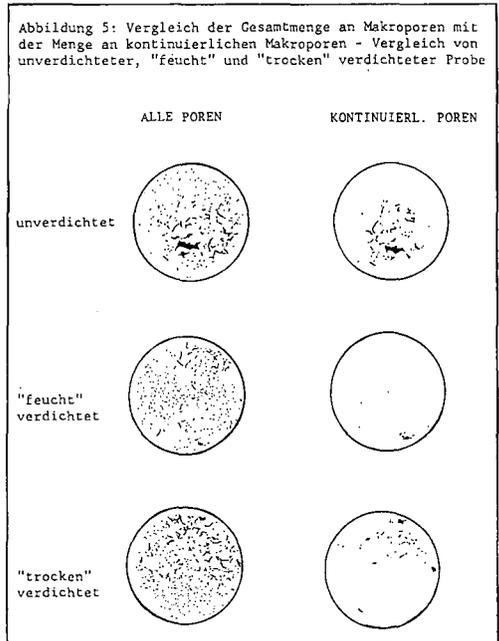


Der Vergleich der Durchtrittskurven von unverdichteten mit "feucht" und "trocken" verdichteten Proben (Abb.4) gab weitere Aufschlüsse über die Veränderungen des Makroporengefüges bei Bodenkompression. In der unverdichteten Variante floß das Wasser fast ausschließlich durch Makroporen (wirksames Porenvolumen ( $n_e$ ): 0.07) (vergl. HÖLTING 1980). 50% des Tracers waren bereits nach Austausch von nur 5% des Porenwassers durch den Boden geflossen. Im "feucht" verdichteten Boden floß das Wasser dagegen kaum noch in

grogen Makroporen (ne: 0.24), sondern fast ausschließlich in feineren Poren. Erst nach 72% Porenwasseraustausch waren 50% des Tracers durch die Probe geflossen. Die "trocken" verdichtete Variante zeigte gegenüber der unverdichteten Probe kaum Unterschiede. Hier waren bereits nach 19% Porenwasseraustausch 50% des Tracers durch die Probe geflossen, wobei der Wert des wirksamen Porenvolumens bei 0.16 lag.



Weitere Aufschlüsse über die Änderungen des Porengefüges gab der direkte makroskopische Vergleich der Gesamtmenge an Makroporen mit der Menge an kontinuierlichen Makroporen (Abb.5). Bei der unverdichteten Variante konnten in allen Schichten der Bodensäule zahlreiche Makroporen festgestellt werden. Ein großer Prozentsatz der Poren war kontinuierlich, also an der Wasserleitung beteiligt. Auch in der "feucht" verdichteten Bodenprobe konnten noch viele Makroporen (wenn auch mit kleinerem Durchmesser) festgestellt werden. Aber nur ein Bruchteil dieser Makroporen war kontinuierlich. Der Wasserfluß mußte somit zwangsläufig in Mikroporen stattfinden. Die Betrachtung der Porenkontinuitäten brachte bei der "trocken" verdichteten Probe ein ähnliches Ergebnis, wie bei der unverdichteten Bodensäule.



Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger  
Lößprofile bei unterschiedlicher Stickstoff-Düngung

von

Heyder, D. u. H. Zakosek \*

Im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" des MURL Nordrhein-Westfalen wurde von 1986 bis 1988 die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößdecken bei unterschiedlichen Stickstoff-Düngungsvarianten untersucht. An zwei Beispielen sollen die Ergebnisse des Jahres 1986 demonstriert werden.

Beide Versuchsstandorte liegen im Siebengebirge, in Vinxel bei Bonn. Bei Standort 1 (=Profil 1) handelt es sich um einen leicht geneigten Ackerschlag mit einer mehr als sieben Meter mächtigen Lößdecke über stark tonigem Tachyttuffersatz, der hier als Grundwasserstauer fungiert (vgl. Abb. 3). Auf dieser Parzelle werden verteilt auf eine Mais-Weizen-Gerste-Fruchtfolge mit insgesamt 700 bis 800 kg N pro ha hohe Stickstoffgaben in Form von Mineraldünger, Stallmist und Gülle ausgebracht. Das entspricht einer durchschnittlichen Stickstoffdüngung von 230 bis 260 kg N pro ha und Jahr. Als Vergleichsstandort (Profil 2) wurde jeweils gleichzeitig ein 6 m mächtiges Lößlehmprofil ca. 250 m vom Profil 1 entfernt beprobt. Auf diesem Schlag werden im Durchschnitt pro Jahr nur 120 bis 130 kg N pro ha in Form von Mineraldünger zu einer reinen Getreidefruchtfolge gedüngt.

Die Probenahme erfolgte mit einem verlängerbaren Flügelbohrer, wobei die Bodenproben als Mischproben aus 33-cm-Abschnitten entnommen wurden. Für jeden Standort und jeden Termin gab es in unmittelbarer Nähe drei Wiederholungsbohrungen.

Abb. 1: Im Profil 1 zeigen die Nitratgehalte des wasserungesättigten Untergrundes deutliche Maxima und Minima. Maximal wurden

---

\* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13,  
D-5300 Bonn 1

im November 86 in einer Tiefe von 6 m 145 kg Nitrat-N pro ha und 33-cm-Schicht gefunden (Mittelwert aus 3 Bohrungen). Das entspricht einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 517 mg  $\text{NO}_3/1$ . Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser liegt bei 50 mg  $\text{NO}_3/1$  bzw. 11,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/1$  (vgl. Abb. 4). Bis auf einen einzigen Wert liegen im Profil 1 im Jahr 86 alle Nitratkonzentrationen höher als dieser Grenzwert.

Die Verlagerung der Minima und Maxima in die Tiefe in der Zeit von März 86 bis November 86 deutet auf eine Abwärts-Verlagerung von Sickerwasser und Nitrat von ca. einem Meter in den 8 Monaten hin.

Abb. 2 zeigt die Mengen an Nitrat-Stickstoff, die 1986 am Standort 2 gefunden wurden. Infolge der nur mäßigen Mineraldüngung liegen die Nitrat-N-Gehalte im gesamten Profil 2 auf einem wesentlich niedrigeren Niveau als am Standort 1. Mit 26 kg  $\text{NO}_3\text{-N}/\text{ha}$  ist der höchste Wert um mehr als das Fünffache kleiner als der Maximalwert der Vergleichsfläche. Hier überschritten die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers 1986 den Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser nur gelegentlich. Wegen der ohnehin sehr niedrigen Nitratgehalte lassen sich bei dieser Tiefenfunktion keine deutlichen Minima und Maxima erkennen. Die durchschnittlichen Nitrat-N-Werte liegen unter dieser Ackerfläche nur 5 bis 10 kg über denen, die Voss (1985) unter einer ungedüngten Waldfläche fand.

In Abb. 3 sind die für Profil 1 1986 ermittelten Wassergehalte dargestellt. Die Zunahme der Wassergehalte zum stauenden Trachyttuffersatz hin wird dabei deutlich. Es zeigt sich auch, daß die witterungs- und jahreszeitlich bedingten Wassergehaltsschwankungen innerhalb der Tiefenstufen sich im wesentlichen auf die oberen 2 Meter beschränken. Darunter sind die Wassergehalte im Jahresverlauf nahezu konstant.

Abb. 4 zeigt beispielhaft die Schwankungen der Nitratgehalte zwischen den drei Wiederholungsbohrungen eines Termines. In dieser Darstellung wurden die Nitratgehalte in mg  $\text{NO}_3\text{-N}/1$  Bodenwasser berechnet. Die senkrecht eingezeichnete Linie (11,3 mg  $\text{NO}_3\text{-N}/1 = 50 \text{ mg } \text{NO}_3/1$ ) markiert den zur Zeit gültigen Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser.

Die vorgestellten Ergebnisse entstammen einem noch laufenden Forschungsvorhaben, so daß eine abschließende Bewertung zur Zeit noch nicht möglich ist. Die unterschiedlichen Düngungsniveaus haben jedoch ohne Zweifel einen großen Einfluß auf die Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone: bei sehr hohen Gaben an mineralisch und organisch gebundenem Stickstoff verlassen erhebliche Mengen an  $\text{NO}_3\text{-N}$  das Solum und passieren mit dem Sickerwasser auch die ungesättigte Zone.

#### Literatur

Voss, G., 1985: Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lößdecken des Vorgebirges bei Bonn. Dissertation, Bonn

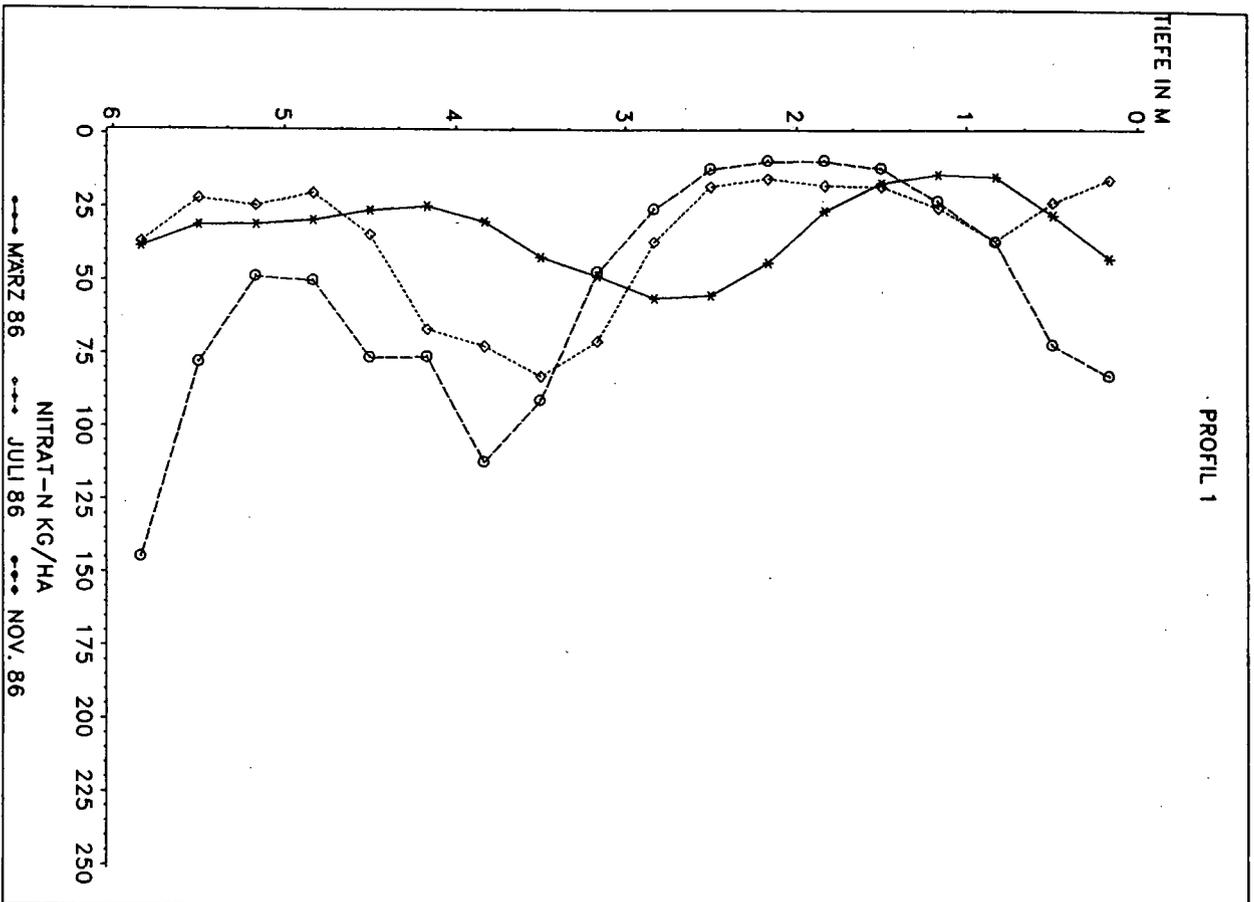


Abb. 1

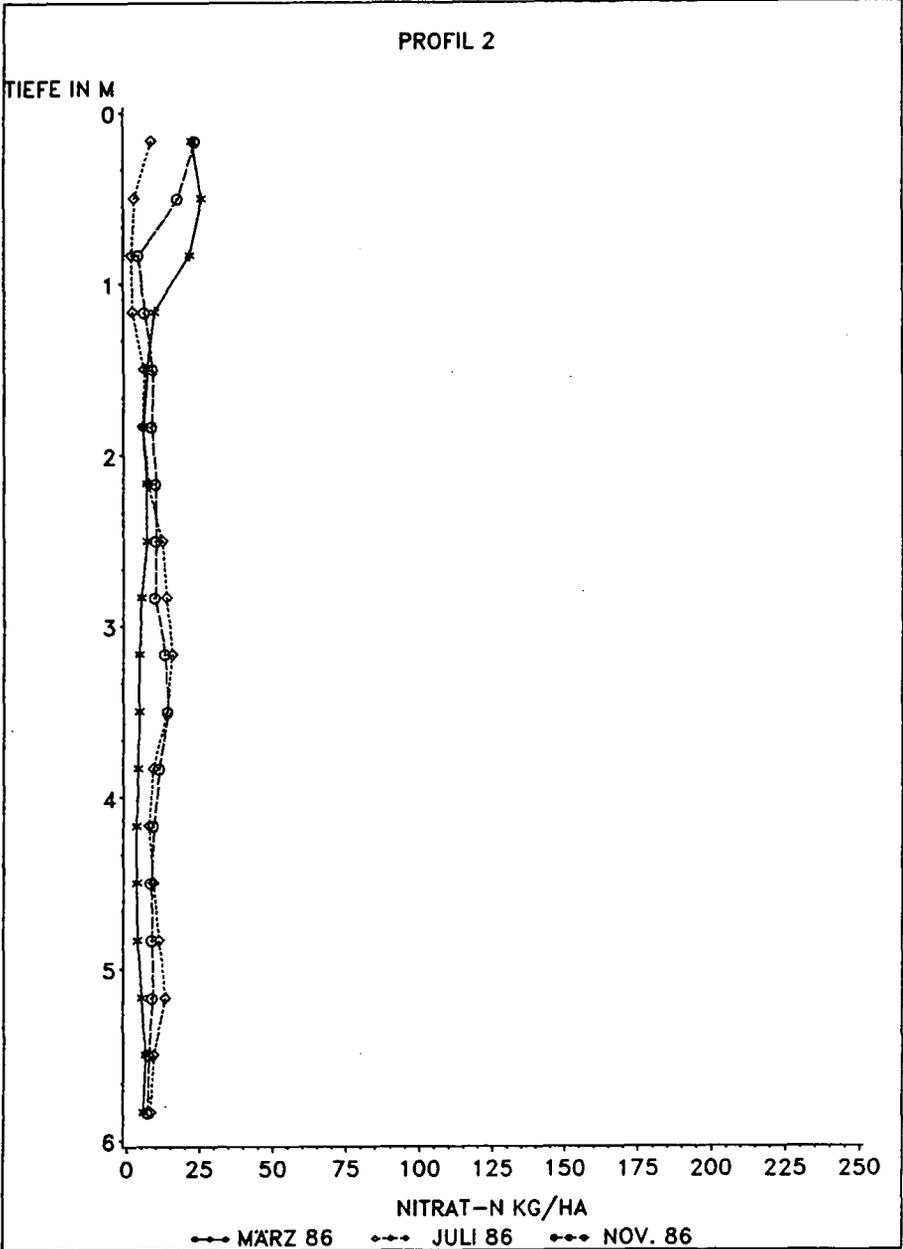


Abb. 2

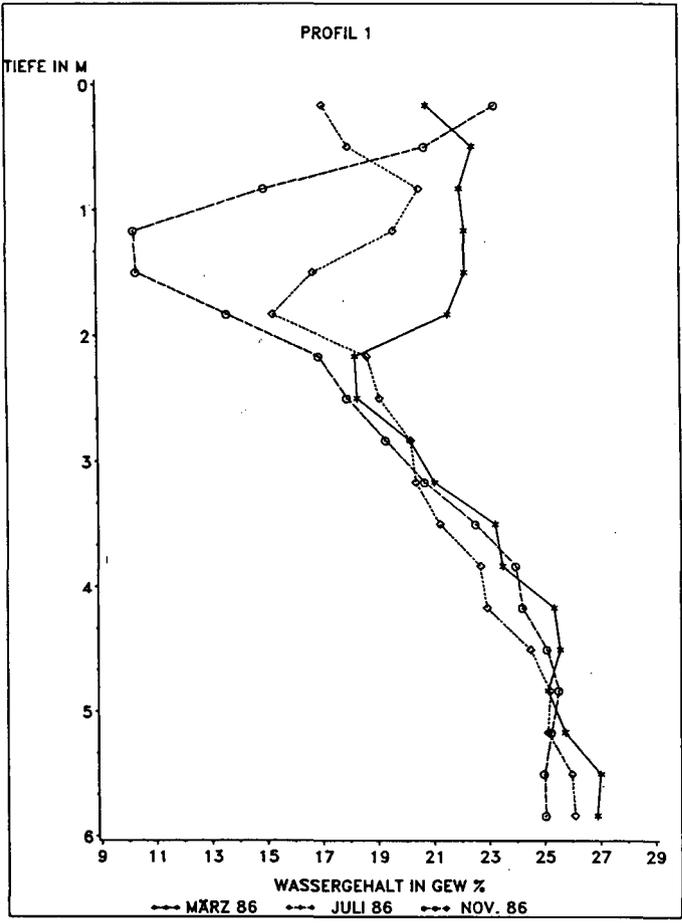


Abb. 3

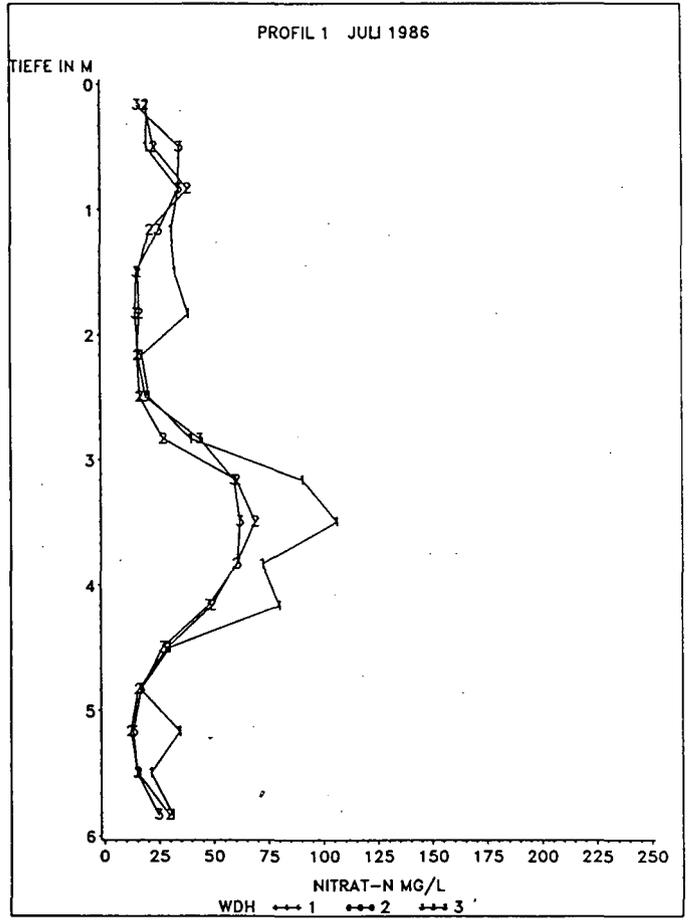


Abb. 4

**Tiefenuntersuchungen des Bodens und des (un-)gesättigten Untergrundes hinsichtlich der "erweiterten Nitratproblematik" des Grundwassers bei unterschiedlicher Landwirtschaft**

von  
Isermann, K.\*)

1 EINLEITUNG

Die Eignung des Grundwassers zur Trink- und Gebrauchswassergewinnung und -verwendung hängt nicht nur vom Gehalt an Nitrat, sondern auch seiner Reaktionsprodukte ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , löslicher org.-N,  $\text{SO}_4^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ), (+  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  → Wasserhärte), wasserlöslicher Kohlenstoff (DOC → biologisches Denitrifikationspotential),  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (→ Brunnenverockerung) etc. Im (un-)gesättigten Untergrund Dies begründet den Begriff "erweiterte Nitratproblematik".

Vor diesem Hintergrund wurde anhand von Tiefenuntersuchungen des (un-)gesättigten Untergrundes bis 10 m unterhalb der Bodenoberfläche untersucht, wie sich langfristig die ertragsoptimale Bewirtschaftung von Flächen

a) eines aus einem Gemischtbetrieb hervorgegangenen Marktfruchtbetriebes  
→ Dauerversuch Limburgerhof

b) von 4 Veredlungsbetrieben am Standort Westerberg (Nordwest-Niedersachsen)  
→ jeweils 1 Praxisschlag (Intensivweide, Ackernutzung nach Wiesenumbbruch, Ackernutzung mit Stallmist- bzw. Gülle-Intensivwirtschaft)

auf oben erwähnte Nitratproblematik des (un-)gesättigten Untergrundes auswirkt.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Bodenprobenahme und -Analytik

Die Bodenproben wurden in 1-m-Abschnitten diskontinuierlich bis 10 m Tiefe entnommen, bis zur Analyse sofort auf dem Felde in  $\text{N}_2$ -Atmosphäre verbracht und tiefgefroren gelagert, sodann nach erfolgtem Auftauen und Homogenisieren (3 Wiederholungen je Variante zu einer Mischprobe vereinigt) in frischem Zustand auf folgende Parameter analysiert:

Parameter	Auszug mit
1. $\text{H}_2\text{O}$ bzw. TS (%)	-
2. pH	1 % $\text{K}_2\text{SO}_4$
3. $\text{NO}_3\text{-N}$	} 6. Gesamt-lösl. N
4. $\text{NH}_4\text{-N}$	
5. Norg.	
7. $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration	1 % $\text{K}_2\text{SO}_4$
8. DOC (→ DP → DPQ)	$\text{H}_2\text{O}$
9. $\text{SO}_4$ -Menge	1 % $\text{NH}_4\text{Cl}$
10. $\text{SO}_4$ -Konzentration	
11. Cl	1 % $\text{K}_2\text{SO}_4$
12. $\text{K}_2\text{O}$	1 % $\text{NH}_4\text{Cl}$

\*) Landwirtschaftliche Versuchsstation der BASF Aktiengesellschaft, Postfach 2 20, D-6703 Limburgerhof

## 2.2 Bewirtschaftung der Versuchs- bzw. Feldschläge

### 2.2.1 Dauerversuch Limburgerhof (Gemischt- > Marktfrucht-Betrieb) Bodenart: lehmiger Sand, pH-Wert: 6,7 (CaCl<sub>2</sub>)

Versuchsabschnitt	Fruchtfolge	Bereg- nung	Pflanzen- schutz	N- Stufe	N-Zufuhr (kg/ha.a) als			Gesamt
					Stallmist (Zwischen- frucht)	Mineral-N	Biol. Bindung (Luzerne)	
1948 - 1968 (viehhaltender Betrieb = Gemischtbetrieb)	Zuckerrüben	-	-	No	36	-	8	44
	So.-gerste Luzerne Hafer	+	-					
	So.-roggen	-	-	N2	54	68	8	130
	Kartoffeln	-	-					
Wl.-roggen Weidelgras	+	-						
1969 - 1986 (viehloser Betrieb = Marktfrucht- betrieb)	Zuckerrüben	-	-	No	-	-	-	0
	Wl.-weizen So.-Raps	+	-					
	Körnermais	-	+	N2	-	183	-	183
	Kartoffeln	-	-					
	Wl.-gerste	+	+					
	Wl.-roggen Phacelia	+	+					

### 2.2.2 Allgemeine Betriebsdaten sowie schlagbezogene Daten für die Standorte der Tiefenuntersuchungen 1987 bei langfristiger (Grünland-), Weide- und Ackernutzung von 4 Betrieben im Bereich "Westerberg" (Nordahn)

Nutzungsart (Schlag)	Weide-Nutzung Intensive Milchvieh-Weide	5 x Getreide nach Wiesenumbruch mit Kalkung+Drainage '86	Acker-Nutzung Getreide/Hackfrucht- Fruchtfolge mit Stallmist	Getreide/Hackfrucht- Fruchtfolge mit Gülle- Intensivwirtschaft
Betrieb	Henk (1)	Peters (2)	Reyelt (3)	Buck (4)
<b>1. Betriebsdaten</b>				
a) Nutzfläche (ha)				
LN:	60	28	40	65
davon Grünland:	45	12	30	33
-Weide:	24		30	16
-Wiese:	21		-	17
Ackerland:	15	16	10	32
b) Viehbestand				
- Milchkühe	54 → Stallmist	-	30	57
- Jungvieh (Rinder+Kälber)	90 → Gülle	25	40	60
- Sauen mit Ferkel	25	50	15	-
≈ ca. DE/ha LN	1.8	1.0	1.3	1.4
<b>2. Schlagbezogene Daten für Standorte der Tiefenuntersuchung 1987</b> (N-Düngung in kg/ha.a)	Langjährige Weide Grünlanderneuerung 1985 (mechanisch) Ertragsberegnung N-Düngung: 300 (KAS) +100 (Gülle ≈ 25 m <sup>3</sup> )	1982 Wiesenumbruch (80 cm) + Kalkung. Danach Getreidefruchtfolge mit folgender mineralischer N-Düngung: - Getreide: 75 - 80 + Futtergras im 3./4. Jahr: 80	Getreide mit folgen- dem mineralischen N-Aufwand: '84 Hafer: 90 '85 Silomais: 150 '86 WR+Stroh: 100+50 +Stopperüben '87 Futterrüben: 240 +Kartoffeln: 150 +200 Stallmist (400 dt/ha)	Getreide/Hackfrucht '82 Kart.: 175 Mist 72 min. '83 WG: 150 min. '84 Silom.: 120 Gülle 50 min. '85 WR: 95 min. '86 Silom.: 280 Gülle 110 min.
Bodenart durchgehend bis 10 m Tiefe	(h) S	(h) S	(h) S	(h) S

3.1 Dauerversuch Limburgerhof (Gemischt-/Marktfruchtbetrieb)

3.1.1 Erträge: N-Zufuhr, -Entzug über Ernten, -Saldo, -Zufuhr/Entzugsverhältnis

Versuchsabschnitt	Beregnung	Pflanzenschutz	N-Stufe	GE-Ertrag (dt/ha a)	Stickstoff			
					Zufuhr (Z) (kg/ha a)	Entzug (E) (kg/ha a)	Saldo (Z-E)	Verhältnis (Z/E)
1948-1968 (viehhaltend)	-	-	No N2	43,0 54,3	44 130	50 98	-6 32	0,9 1,3
	+	-	No N2	55,6 73,1	44 130	62 121	-18 9	0,7 1,1
	-	-	No N2	29,0 51,0	- 183	27 71	-27 112	- 2,6
1969-1986 (viehlos)	-	-	No N2	- -	- 183	31 78	-31 105	- 2,3
	-	+	No N2	- -	- 183	35 83	-35 -83	- 1,8
	+	-	No N2	39,0 83,1	183 -	39 112	-39 71	- 1,6
	+	+	No N2	- -	- 183	39 71	-39 71	- 1,6

3.1.2 NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen im Untergrund (1.-10. m) im Jahre 1986

Tiefe (m)	Wassersättigung	Dauerversuch Limburgerhof								benachbarter Laub-Mischwald ungedüngt
		-Beregnung				+Beregnung				
		-PS		+PS		-PS		+PS		
1-2	↑ ungesättigt	No	N2	No	N2	No	N2	No	N2	<13,3
2-3		42,4	108,1	59,9	82,7	17,0	51,3	16,3	41,5	<5,7
3-4	↓ Übergangszone	21,9	32,9	46,3	40,0	9,7	14,7	9,4	19,7	<4,8
4-5	↑ nahezu gesättigt	26,4	25,5	28,9	24,3	18,9	16,9	9,5	17,2	<4,9
5-6		26,8	33,0	40,0	22,1	9,0	18,3	4,2	7,9	<5,7
6-7		6,8	29,7	43,6	35,2	8,5	8,4	3,0	9,5	<5,2
7-8		34,4	26,6	25,8	27,2	4,4	12,1	3,8	4,9	<5,1
8-9		17,9	25,0	23,9	17,9	2,8	3,0	4,9	2,9	<4,9
9-10	↓	10,9	8,7	9,9	6,9	2,5	2,6	5,0	2,6	-

----- darüber: Werte > EG-Grenzwert = 11,3 mg/l (= 50 mg NO<sub>3</sub>/l)

3.1.3 Vorkommen hinsichtlich der erweiterten Nitratproblematik des (un-)gesättigten Untergrundes wichtiger Parameter 1 bis 10 m unterhalb der Bodenoberfläche unter dem Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen beim Dauerversuch Limburgerhof im Vergleich zum benachbarten Laubmischwald

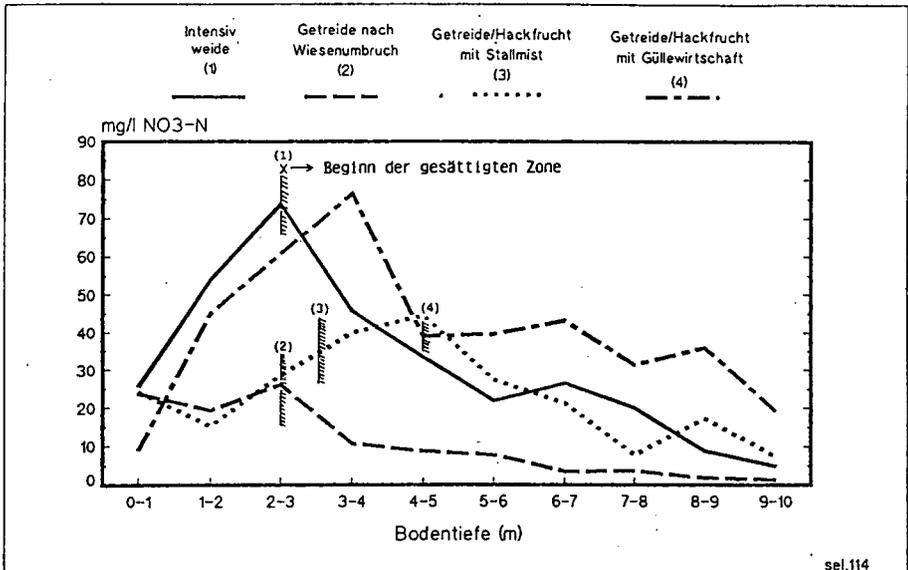
Bewirtschaftungsabschnitt	Dauerversuch Limburgerhof								Benachbarter Laub-Mischwald
	-Beregnung				+Beregnung				
Auftrag "gesättigte Zone" z.Zt. der Tiefberegnung (in unter Bodenoberfläche)	-PS	N2	+PS	N2	-PS	N2	+PS	N2	
1. Erträge (kg/ha)	einstufig								a a a
a) N <sub>03</sub> -N	506	658	746	602	192	285	140	233	+ 120
b) N <sub>03</sub> -N	265	191	199	241	305	109	310	144	43
c) N <sub>03</sub> -N	79	180	86	161	78	229	20	182	+ 1
d) Gesamt-Inst. a	850	1019	1031	1004	525	623	470	569	+ 163
	B = 976 (100)				B = 547 (6)				-
2. NO <sub>3</sub> -N-Konzentration	siehe Abschnitt 3.1.2								
3. Biologisches Denitrifikationspotential									
a) BSC (kg C/m <sup>3</sup> )	1710	1714	>1290	>1488	>1380	1898	1440	1665	6165
b) DP (kg N <sub>03</sub> -N/ha)	1582	1549	+135	+156	+1277	1755	1377	1540	5703
	B = +1481 (100)				B = +476 (+99)				(385)
c) DPO = $\frac{B}{N_{03}}$ (1/3)	3,1	2,5	+1,6	+2,6	+6,6	6,2	5,6	6,6	+7,5
	B = +2,4 (100)				B = +7,2 (296)				(193)
4. SO <sub>4</sub>									
a) Mengen (kg/ha)	5483	5429	5657	5787	6428	7260	6651	7098	9674
	B = 5586 (100)				B = 6459 (123)				(177)
b) Konzentration im Grundwasser (9.-10. m) (mg/l)	260	265	226	270	237	313	253	307	331
	B = 255 (100)				B = 274 (109)				(130)
	Beregnungsbrunnen (30/40 m Tiefe): 144 - 187 (170-Grenzwert: 240)								

### 3.2 Bewirtschaftungsflächen von 4 Veredlungsbetrieben am Standort Westerberg

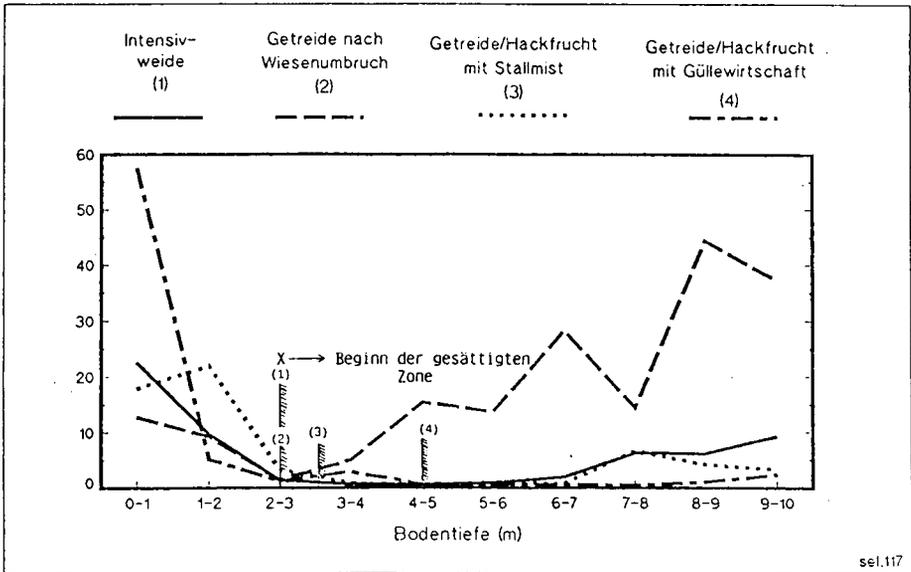
3.2.1 Vorkommen hinsichtlich der erweiterten Nitratproblematik des (un-)gesättigten Untergrundes wichtiger Parameter 1 bis 10 m unterhalb der Bodenoberfläche bei langjährig unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung von 4 Böden im Bereich "Westerberg" (Nordahn) im Vergleich zum benachbarten Fichtenwald

Nutzungsart (Schlag)	Weide-Nutzung Intensive Milchvieh-Weide	5 x Getreide nach Wiesenumbruch mit Kalkung+Drainage '82	Acker-Nutzung Getreide/hackfrucht- Fruchtfolge mit Stallmist	Getreide/hackfrucht- Fruchtfolge mit Gülle- Intensivwirtschaft	Zum Vergleich Forstfläche Westerberg Abt. 28 (Böttner, 1988)
Betrieb	Henk (1)	Peters (2)	Reyelt (3)	Buck (4)	von d. Wense
Anfang "Gesättigte Zone" z. Zt. der Tiefenbohrung (m unter Bodenoberfläche)	2.50	2.50	3.00	4.50	-
1. N-Belastung (ix K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> - Auszug) (kg/ha)	1422	1061	1037	1050	204
a) NO <sub>3</sub> -N	797	305	473	704	124
b) NH <sub>4</sub> -N	397	500	407	215	180
c) organ. N	228	256	157	131	-
2. NO <sub>3</sub> -N-Konzentrationen (mg/l)	siehe Abschnitt 3.2.2				
3. Biologisches Denitrifi- kationspotential					
a) DOC (kg C/ha)	2111	3038	1163	909	-
b) DP (kg NO <sub>3</sub> -N/ha)	1952	2811	1077	841	-
c) DPO = $\frac{DP}{NO_3-N}$	2.4	9.2	2.3	1.2	-
	(Tiefenabfolge siehe Abschnitt 3.2.3)				
4. SO <sub>4</sub> -Mengen (kg/ha)	>5273	>4361	>>1269	3325	2141
5. Cl-Mengen (kg/ha)	12 780	14 527	13 597	12 525	826
6. K <sub>2</sub> O-Mengen (kg/ha)	6352	7477	5332	4027	633

### 3.2.2 Tiefenuntersuchungen Westerberg (NO<sub>3</sub>-N-Konzentrationen)



### 3.2.3 Tiefenuntersuchungen Westerberg (DPQ-Werte)



sel.117

## 4 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND SCHLUSSFOLGERUNGEN

### 4.1 Allgemeine Aussagen

Im (un-)gesättigten Untergrund bis 10 m Tiefe der hier landwirtschaftlich genutzten Böden finden sich besonders im Vergleich zu forstwirtschaftlicher Nutzung hinsichtlich:

- Löslichen N** (1 % K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Auszug) erhöhte Mengen, meist in der Abfolge: NO<sub>3</sub>-N ≅ NH<sub>4</sub>-N > org. N. In ihrer Gesamtheit sind diese bis 300 kg N/ha als normal, bis 500 kg N/ha als erhöht, bis 1000 kg N/ha als sehr hoch und darüber (hier bis 1500 kg N/ha) als extrem hoch anzusehen. Die vorwiegend im gesättigten Bereich ermittelten NH<sub>4</sub>-Vorräte werden im wesentlichen auf die Nitratammifikation zurückgeführt: C<sub>6</sub>H<sub>2</sub>O<sub>6</sub> + 3NO<sub>3</sub> + 6H<sup>+</sup> → 6CO<sub>2</sub> + 3H<sub>2</sub>O + 3NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (Rohmann und Sontheimer, 1985; Isermann, 1987 und 1988). Diese verlangen (neben SO<sub>4</sub>) aus trinkwasserwirtschaftlicher Sicht erhöhte Aufmerksamkeit.
- SO<sub>4</sub>**: Die SO<sub>4</sub>-Vorkommen liegen hier zwischen 1500 - 7300 kg SO<sub>4</sub>/ha und sind (mit Ausnahme bei Beregnung) kaum Bewirtschaftungsmaßnahmen zuzuordnen. Auch bewirken erhöhte NO<sub>3</sub>-N-Austräge (Vorkommen im Untergrund) dort nicht generell erhöhte SO<sub>4</sub>-Vorkommen, so daß letztere in erster Linie durch atmosphärische Einträge (+ pedogene Vorkommen) zu erklären sind (Parker et al., 1987) (→ Landwirtschaft als Betroffener der Sulfat-Problematik der Wasserwirtschaft).
- Biologisches Denitrifikationspotential**: Die geringen DOC-Vorräte, insbesondere im gesättigten Untergrund, lassen dort keine nennenswerte Denitrifikation zu (s. auch Zakosek, 1988), was angesichts dort dennoch vorgefundener NO<sub>3</sub>-N-Mengen um so schwerer wiegt. Günstiger ist hingegen die Situation an entsprechenden Waldstandort Limburgerhof oder bei Grünlandumbbruch (Standort Westerberg, Betrieb I).
- Kationen-/Anionen-Bilanz**: Im Zusammenhang mit der Anionenauswaschung (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>) muß der Kationenauswaschung (insbes. K<sup>+</sup>) mehr Aufmerksamkeit gewidmet werden → Erstellung von Kationen-/Anionen-Bilanzen.

## 4.2 Spezifische Aussagen

### 4.2.1 Dauerversuch Limburgerhof (Gemischt-/Marktfruchtbetrieb)

- a) Ackerbau kann auch ohne N-Düngung und erst recht bei unterlassenen anderen ertrags- und damit entzugserhöhenden Maßnahmen, wie Beregnung oder gezielte Pflanzenschutz-Maßnahmen, wesentlich die erweiterte Nitratproblematik des (un-)gesättigten Untergrundes bedingen. Umgekehrt gilt der wichtige Grundsatz: "Alle Maßnahmen, welche den Ernteertrag maßgeblich erhöhen, jedoch nicht ein zum Ernteentzug unverhältnismäßig höheres N-Angebot zur Folge haben, wirken sich durch "Nitrogen harvesting" entlastend auf die erweiterte Nitratproblematik aus."
- b) Unvermeidliche N-Verluste machen höhere Zufuhren erforderlich als dem N-Entzug über die Ernte entspricht: Dieser Saldenüberschuß muß aber aus ökologischer Sicht relativ um so geringer ausgeprägt sein, je höher das N-Angebotsniveau ist.

### 4.2.2 Standort Westerberg (Veredlungsbetrieb)

- a) Vor dem Hintergrund des Grundwasser- als auch des Oberflächengewässer-Schutzes muß die langfristige Tragfähigkeit der hier vorgestellten Bewirtschaftungsweisen aus ökologischer, nicht aber aus ökonomischer Sicht für diese extremen Geest-Standorte in Frage gestellt werden. Dies gilt gleichermaßen für die geschilderte Weide (Betrieb 1) als auch für die Ackernutzung der Betriebe 3 und 4 bei Viehbesatzdichten von "nur" 1,3 - 1,8 DE/ha LN. Maximale Viehbesatzdichten bedürfen einer standörtlichen Differenzierung hinsichtlich der Boden-, Gewässer- und Atmosphärenhygiene. Grünlandumbrüche sind großflächig zu vermeiden.
- b) Kurzfristig muß hier bei optimaler Gestaltung aller anderen ertragsgestaltenden Maßnahmen innerhalb der Pflanzenproduktion (s. Punkt 4.2.1 a) ein Ausgleich des N-Saldos durch verminderten Mineraldünger-N-Einsatz erfolgen, bis längerfristig auch ökologisch vertretbare Viehbesatzdichten bestehen. Dann kann wieder nach 4.2.1 b verfahren werden.

## 5 LITERATUR

- Büttner, G.: Versauerungspotential durch  $\text{NH}_4$ -Deposition und Versauerungsgrad der Böden in der Wingst. Vortrag anlässlich der Tagung der Sektion Waldernährung im Dtsch. Verband Forstlicher Forschungsanstalten am 27.-28.09.1988 in der Wingst.
- Isermann, K.: Vertical distribution of  $\text{NO}_3$ -N and denitrification parameters in the soil down to greater depths (about 10 m) with various soil management/nitrogen fertilization. Proc. of the 4th International CIEC Symposium "Agricultural Waste Management and Environmental Protection 11 - 14 May, Braunschweig, 149-158 (1987).
- Isermann, K.; H. Lang und H. Sturm: Einfluß von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf N-Bilanz und Nitratproblematik im (un-)gesättigten Untergrund - dargestellt anhand der Ergebnisse eines 39jährigen Dauerversuches. 100. VDLUFA-Kongreß in Bonn, 19.-24.09.1988 (im Druck).
- Parker, J.M.; S.K. Booth and S.S.D. Foster: Penetration of nitrate from agricultural soils into groundwater of the Norfolk Chalk. Proc. Instn. Cir. Engrs. Part 2, 83, 15-32 (1987).
- Rohmann, U. und H. Sontheimer: Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), 1985.
- Zakosek, H.: Über den Nitratreintrag in das Grundwasser. Sonderdruck aus der Vortragsreihe der 41. Hochschultagung der Landw. Fakultät der Universität Bonn vom 23. Februar 1988 in Münster, S. 51-66.

Wasserbewegungen in geschichteten und geneigten Sandpackungen ermittelt mit Farbstoffmarkierung

von

Kottrup, Chr., Ringe, H. und K. H. Hartge<sup>1)</sup>

EINLEITUNG

In der Literatur gibt es zahlreiche Definitionen des Begriffes Interflow. Bei einer Literaturdurchsicht wurden insgesamt 18 Definitionen gefunden, darunter die von LOCH et al. (1987). Sie lautet: "Interflow ist die hangabwärtsgerichtete Wasserbewegung in einer Bodenschicht."

Fast ebenso zahlreich sind die Begriffe, die mit dem Begriff Interflow gleichgesetzt werden. Sie lauten: Subsurface flow, shallow subsurface flow, prompt subsurface flow, subsurface runoff, storm seepage, hypodermischer Abfluß und Zwischenabfluß.

Zielsetzung: In Versuchen sollte grundsätzlich geprüft werden, welche Formen von Interflow auftreten können. Dazu war es erforderlich den Anfangswassergehalt in einem weiten Rahmen zu variieren und Schichten mit unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften miteinander zu kombinieren.

MATERIAL UND METHODEN

Eine durchsichtige Plexiglasrinne (38 X 9 X 1.5 cm) mit 10% Gefälle (vgl. SPEERSCHNEIDER et al., 1988) wurde mit Sandpackungen gefüllt, die aus zwei gleich hohen Schichten verschiedener Körnungen bestand. Vier Körnungen (gGS, fGS, MS, FS) wurden bei drei Feuchtestufen miteinander kombiniert.

gGS:  $\emptyset$  1 - 2 mm                      fGS:  $\emptyset$  0.5 - 1 mm  
MS:  $\emptyset$  0.2 - 0.5 mm                      FS:  $\emptyset$  0.1 - 0.2 mm

Bei der Feuchtestufe t bestand die Packung nur aus lufttrockenem Material. Bei n und f bestand in der Packung zu Versuchsbeginn ein hydraulisches Gleichgewicht, das anhand von Tensiometermessungen überprüft wurde. Bei der Stufe f betrug die Wasserspannung in der Packung 50 - 65 hPa, bei n 0 - 15 hPa.

Wasser infiltrierte am Vorderende der Packung kontinuierlich in 1.5 cm Tiefe in die obere Schicht. Es wurde eine punktförmige Quelle anstatt einer Linienquelle (Beregnung) gewählt, um die gewünschte hangabwärtsgerichtete Wasserbewegung zu erzeugen. Der Zufluß betrug 10 ml/3 min.

Die Wasserausbreitung wurde mittels Farbstoffmarkierung verfolgt. Als Farbstoff diente PIGMOSOL GRÜN der BASF, das sich für Markierungen schon bei SPEERSCHNEIDER et al. (1988) bewährt hatte. Zu Beginn infiltrierten 10 ml Farbsuspension anschließend nur noch klares Wasser. Der Verlauf der Farbvorderfront wurde nach Zufluß von jeweils 10 ml Wasser notiert.

<sup>1)</sup> Inst. f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

**Auswertung:** Die Fläche, die die Farbfront während des Zulaufes von 10 ml zurückgelegt hatte, wurde für die obere und untere Schicht planimetrisch bestimmt. Sie wurde in Abhängigkeit vom Gesamtzufluß bis zum Austritt von Farbsuspension am Packungsende für die beiden Schichten aufgetragen.

**ERGEBNISSE:**

In den Versuchen breitet sich die Farbfront in Richtung des Gefälles aus. Es kommt in Abhängigkeit von den Feuchtestufen und der Körnungskombination zu unterschiedlichem Vorrückverhalten der Farbfront. Ein Beispiel für das Vorrücken der Farbfront zeigt die Abbildung 1 für die Feuchtestufe t und die Kombination MS über gGS

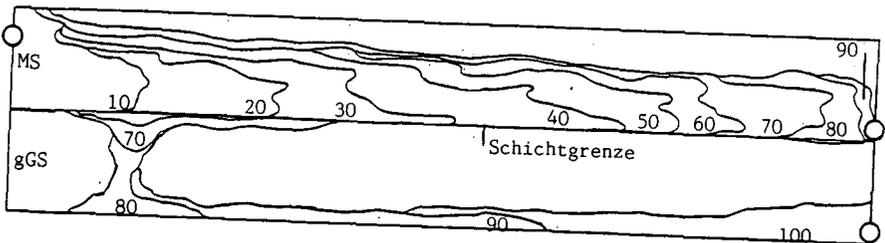


Abb. 1: Verlauf der Farbvorderfront in Abhängigkeit vom Gesamtzufluß (10 - 100 ml) bei MS über gGS und Feuchtestufe t

Die Farbfront rückt zunächst in der oberen Schicht, also in der feineren Körnung, vor. Später breitet sie sich in beiden Schichten aus. Obwohl die Farbfront beide Schichtenden erreicht, tritt Wasser nur aus der unteren Schicht aus.

Wasseraustritt aus der oberen Schicht wird nur bei einigen Versuchen mit der Feuchtestufe n beobachtet. Der Anteil des oberen Abflusses am Gesamtabfluß ist bei den Körnungskombinationen unterschiedlich hoch.

In allen Versuchen kommt es in der Nähe des Zulaufes zu einem Eindringen der Farbfront in die untere Schicht. Das Eindringen erfolgt bei unterschiedlicher Höhe des Gesamtzuflusses unterschiedlich weit und schnell.

Das Vorrücken der Farbfront kann als Zunahme der Vorrückfläche in der oberen und unteren Schicht in Abhängigkeit von dem Gesamtzufluß dargestellt werden. Bei dieser Art der Darstellung ergeben sich sechs verschiedene Ausbreitungsformen (Abbildung 2).

Die Darstellung bei der Ausbreitungsform 1 ist entwickelt aus dem Farbfrontverlauf der Abbildung 1. Das Kennzeichen dieser Ausbreitungsform ist Ausbreitung zunächst nur in der oberen Schicht. Setzt die Ausbreitung in der unteren Schicht ein, geht sie in der oberen Schicht zurück. Sie tritt auf in der Feuchtestufe t bei feiner über grober Körnung in den Kombinationen:

t: MS/gGS, MS/fGS, MS/FS, FS/gGS, FS/fGS

In der Ausbreitungsform 2 rückt die Front fast ausschließlich in der unteren Schicht vor. Sie tritt auf bei der Feuchtestufe t bei grober über feiner Körnung in den Kombinationen:

t: gGS/fGS, gGS/MS, fGS/gGS, fGS/MS

Bei der Ausbreitungsform 3 wächst die Vorrückfläche in der oberen Schicht kontinuierlich an, während sie in der unteren Schicht kontinuierlich zurückgeht. Sie tritt auf in den Kombinationen:

t: gGS/FS, fGS/FS, MS/FS

f: fGS/MS, fGS/FS

n: -

In der Ausbreitungsform 4 kommt es zu einem etwa gleich starken Vorrücken in beiden Schichten. Sie tritt nur bei drei Kombinationen auf:

t: -

f: MS/FS, FS/MS

n: fGS/gGS

Bei der Ausbreitungsform 5 überwiegt die Ausbreitung in der unteren Schicht. Sie tritt meist bei der Feuchtestufe n bei feiner über grober Körnung auf in den Kombinationen:

t: -

f: MS/fGS, FS/fGS

n: gGS/fGS, MS/gGS, MS/fGS, FS/fGS, FS/MS

In der Ausbreitungsform 6 breitet sich die Front bevorzugt in der oberen Schicht aus. Sie tritt auf bei der Feuchtestufe n bei grober über feiner Körnung in den Kombinationen:

n: gGS/MS, gGS/FS, fGS/MS, fGS/FS, MS/FS

#### ZUSAMMENFASSUNG:

In den Versuchen tritt hangabwärtsgerichtete Wasserbewegung auf (= Interflow nach LOCH et al., 1987). Es kommt zu unterschiedlichen Ausbreitungsformen in Abhängigkeit von Feuchtestufe und Körnungskombination.

In der lufttrockenen Packung (t) breitet sich die Farbfront bevorzugt in der feineren Körnung aus unabhängig von der Lage dieser Schicht. Es treten vor allem die Ausbreitungsformen 1 und 2 auf.

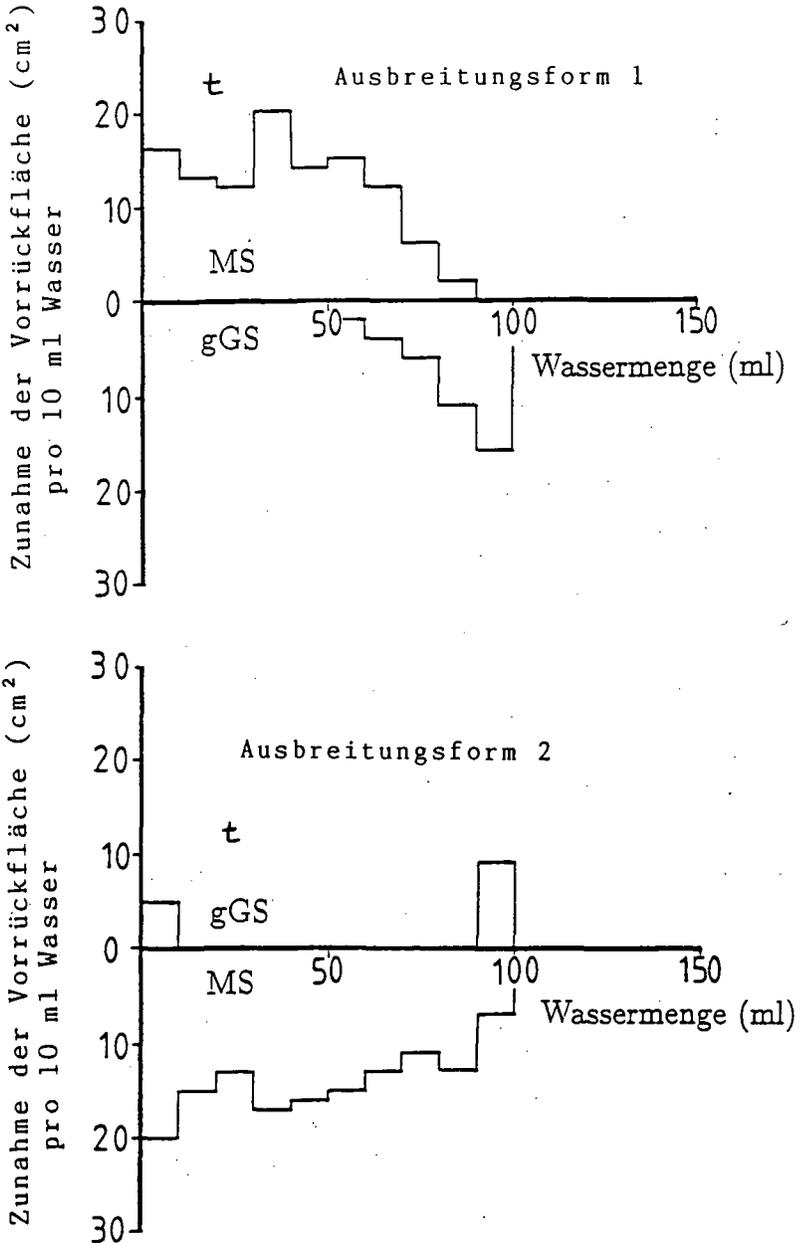
In der Feuchtestufe f treten die Ausbreitungsformen 3, 4 und 5 auf. In den Ausbreitungsformen 3 und 5 findet die Ausbreitung hauptsächlich in der fGS-Schicht statt unabhängig von der Lage dieser Schicht. In den beiden Kombinationen zwischen MS und FS kommt es zu einem gleich starken Vorrücken in beiden Schichten.

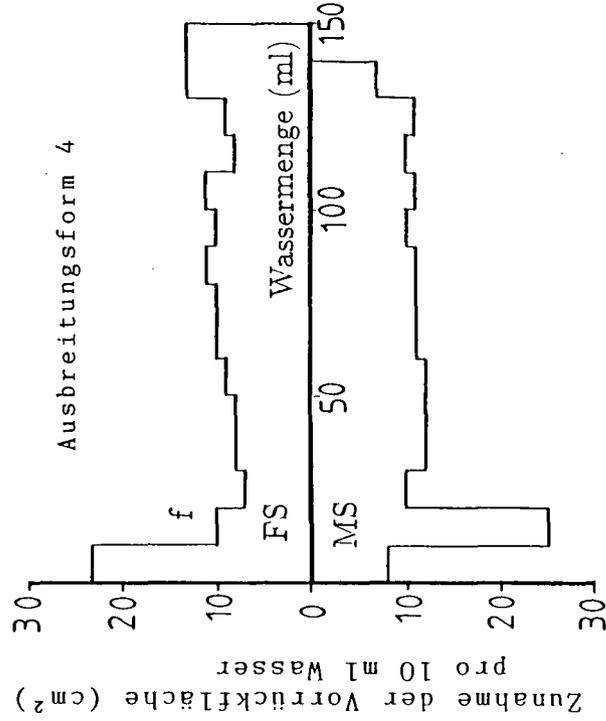
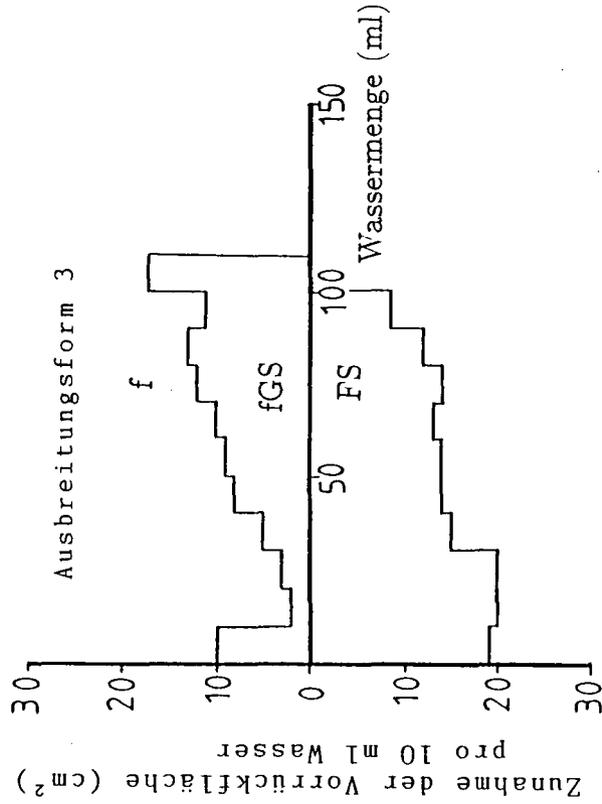
Bei der Feuchtestufe n breitet sich die Farbfront bevorzugt in der größeren Körnung aus, wiederum unabhängig von der Lage dieser Schicht. Es treten die Ausbreitungsformen 5 und 6 auf.

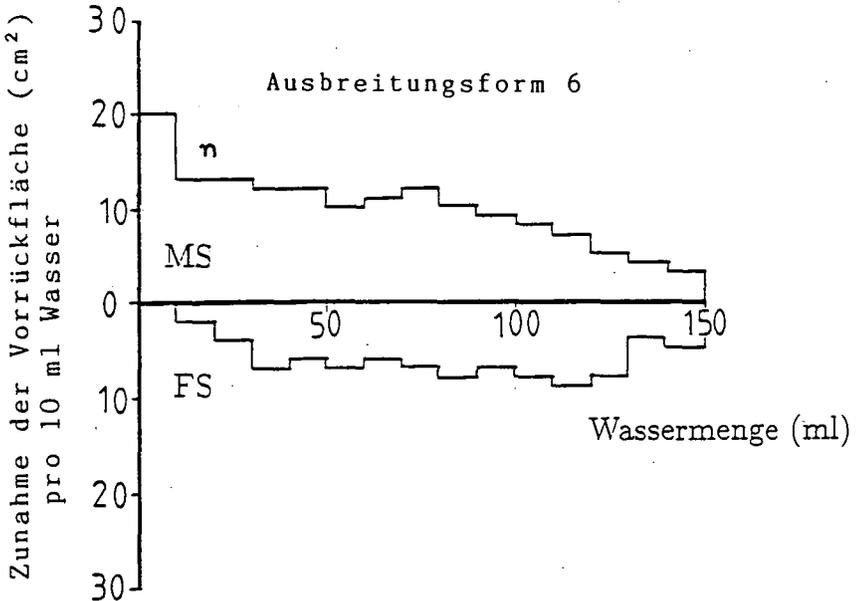
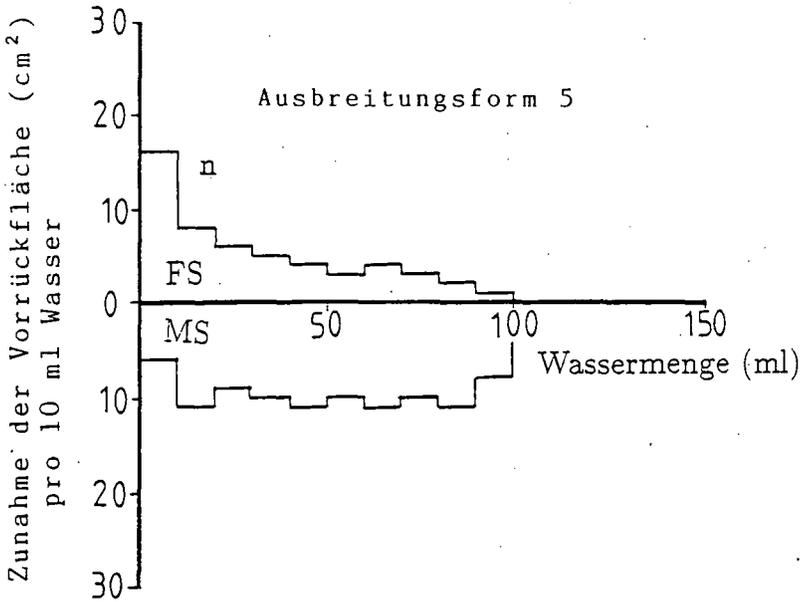
#### LITERATUR:

- LOCH, R. J., THOMAS, E. C. und T. E. DONOLLAN (1987): Interflow in a tilled, cracking clay soil under simulated rain  
Soil and Tillage Res. 9, 45 - 63
- SPEERSCHNEIDER, R., RINGE, H. und K. H. HARTGE (1988): Feststoffverlagerung in homogenen Sandpackungen am Beispiel eines suspendierten Farbstoffes  
Mitteilungen DBG im Druck

Abb. 2: Zunahme der Vorrückfläche ( $\text{cm}^2$ )/10 ml Wasser in der oberen und unteren Packungshälfte in Abhängigkeit vom Gesamtzufluß für die verschiedenen Ausbreitungsformen







Der Einfluß des hydraulischen Gradienten auf die Verlagerung  
grobdisperser Stoffe

von

LESSING, R. und K.H.HARTGE\*

Einleitung

Die Verlagerung kolloid- und grobdisperser Stoffe im Boden kann als Verallgemeinerung der Tonverlagerung angesehen werden. Der hydrologische Aspekt der Verlagerung ist weniger bekannt als die physiko-chemischen Einflußfaktoren, wie z.B. pH-Wert und Salzgehalt der Bodenlösung. Die vorliegende Arbeit ergänzt frühere Untersuchungen zu dieser Fragestellung. Dabei wurde der Zusammenhang zwischen hydraulischem Gradienten und der Tonablösung sowie erste Ergebnisse zum Einfluß des Gradienten auf die Ablagerung vorgestellt (Lessing & Hartge, 1987a und b). In dieser Arbeit werden die Befunde durch weitere Ergebnisse gestützt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an insgesamt fünf Bänderparabraunerden auf glazifluviatilen Sanden mit Flugsandüberdeckung (Raum Braunschweig/Völkenrode und Scharrel, nördlich von Hannover) durchgeführt. Die Auswahl der Profile und der Entnahmeorte erfolgte danach, ob einzelne tonführende von tonfreien Bändern leicht visuell zu unterscheiden waren. Die direkte Messung des hydraulischen Gradienten innerhalb dieser Schichten wurde nicht als sinnvoll angesehen, da zum einen die Schichten teilweise für eine Messung zu dünn wären und zum anderen die hydrologische Situation durch die Toneinlagerung so stark geändert war, daß sie nicht mehr dem Initialstadium der Toneinlagerung entsprach. Aus diesem Grund wurde aus den Körnungs- und Lagerungsparametern eine Schätzgröße für die einzelnen Schichten (Fließwiderstand  $k_f^{-1}$ , s.u.) ermittelt, die als absolute Größe keinen realistischen Wert für die hydrologische Situation zum Initialstadium der Toneinlagerung liefert, aber einen Vergleich zwischen den Schichten zuläßt.

---

\* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover

In jedem Profil werden mehrere Entnahmebereiche unterschieden (zwischen 40 und 200 cm Tiefe). Sie enthalten jeweils mehr als drei Schichten. Die Probenahme erfolgte mit Stechzylindern, die im Labor in die einzelnen Schichten zerlegt wurden, sowie durch sukzessive Entnahme einzelner Schichten an der Profilwand.

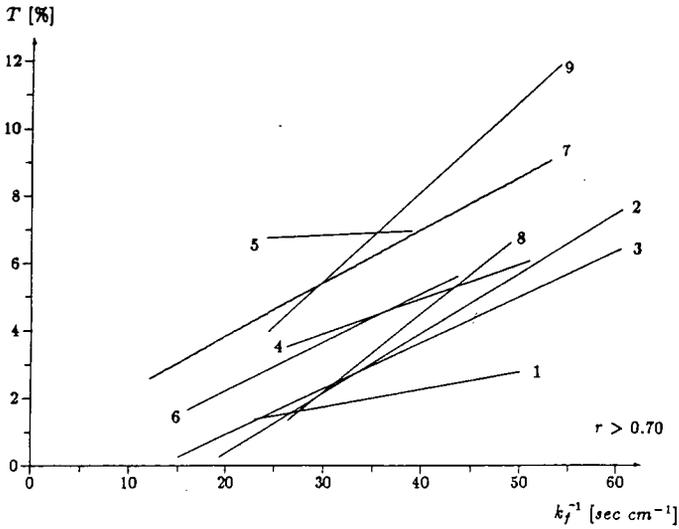
Von jeder Schicht wurde eine Körnungsanalyse (nach DIN) durchgeführt sowie Schichtdicke und Lagerungsdichte bestimmt. Zusätzlich wurden an ausgewählten Proben aus den Entnahmebereichen der pH-Wert (0.1 M  $\text{CaCl}_2$ ), die organische Substanz (Wösthoff) und der Tongehalt ermittelt, der sich bei Dispergierung in destilliertem Wasser ergibt ( $T_{\text{H}_2\text{O}}$ ).

Aus den Analysenergebnissen wurden für jede Schicht folgende Größen ermittelt:

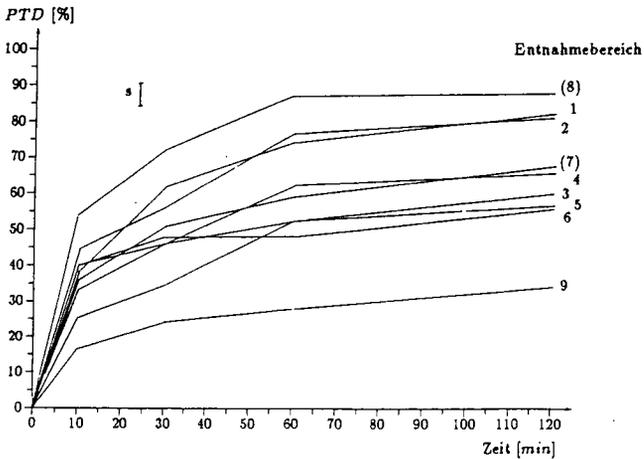
- 1.) Der Tongehalt (T in %) wurde aus der Körnung übernommen.
- 2.) Der Fließwiderstand als hydrologische Größe wurde aus der Körnung errechnet. Dazu wurde die Kornsummenkurve um den Tonanteil vermindert und aus dieser der  $d_{10}$ - und  $d_{60}$ -Wert abgelesen. Mit diesen Werten und der Lagerungsdichte wurde der Fließwiderstand ( $k_f^{-1}$  in  $\text{sec cm}^{-1}$ ) nach der Hazen-Approximation bestimmt, wobei Werte von Vetterlein & Clausnitzer (1976) einfließen (vergl. Lessing u. Hartge, 1987b).
- 3.) Die Potentielle Ton-Dispersivität (PTD in %), die als Maß für die Bindungsstärke des Tones am Korngerüst (D'Hoore, 1974) alle physiko-chemischen Wechselwirkungen erfaßt, die zwischen dem Partikel und der Oberfläche des Trägers bestehen. Sie wird aus dem Verhältnis des  $T_{\text{H}_2\text{O}}$  zum Gesamttongehalt (T, Dispergierung nach DIN) errechnet. Ein hoher PTD-Wert bedeutet demnach eine geringe Bindungsintensität des Tones an die Gerüstsubstanz.

### Ergebnisse:

Die Verteilung der Fließwiderstände und der Tongehalte in den einzelnen Schichten eines Stechzylinders wurde an früherer Stelle schon vorgestellt (Lessing u. Hartge, 1987b). Für jeden Entnahmebereich wurden die linearen Beziehungen zwischen  $k_f^{-1}$  und Tongehalt errechnet. Abbildung 1 zeigt als Beispiel für die fünf Profile die linearen Beziehungen für ein Profil aus Braunschweig. Die Korrelationskoeffizienten für die Geraden 1-9 liegen zwischen 0.7 und 0.9. Die der anderen Profile fallen gleichhoch aus.



**Abb. 1:** Tongehalte (T, nach DIN) in Abhängigkeit vom Fließwiderstand ( $k_f^{-1}$ ) für die einzelnen Entnahmebereiche aus einem Profil aus Braunschweig (die Ziffern kennzeichnen die Aufeinanderfolge der Entnahmebereiche von oben (1) beginnend nach unten (9))



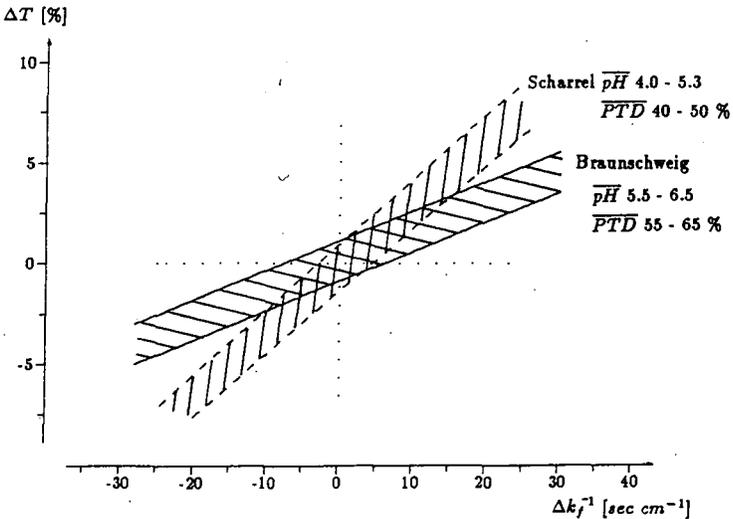
**Abb. 2:** Potentielle Ton-Dispersivität (PTD) in Abhängigkeit von der Schüttelzeit für die Entnahmebereiche aus einem Profil aus Braunschweig (vgl. Abb 1)

Folgende Beobachtungen konnten festgehalten werden:

- 1.) Es bestehen enge Beziehungen zwischen  $T$  und  $k_f^{-1}$  bei jeder einzelnen Schicht, aber nicht in einem Gesamtprofil.
- 2.) 90% der Geraden aller Profile weisen positive Steigungen auf.
- 3.) Zwischen den einzelnen Geraden konnte eine Tendenz beobachtet werden, die darin besteht, daß die Steigung mit der Entnahmetiefe zunimmt.
- 4.) Die Mittelwerte der Tongehalte der einzelnen Entnahmebereiche zeigen bei dem Beispiel eine Abhängigkeit zur Profiltiefe auf, die bei den anderen Profilen nicht gefunden wurde.

Abbildung 2 zeigt die PTD für die Entnahmebereiche aus dem Beispielsprofil. Es ist zu erkennen, daß nach einer Schüttelzeit von 60 Minuten kaum noch eine Veränderung des PTD-Wertes eintritt, so daß von da an von konstanten Werten ausgegangen werden kann. Bis auf die Entnahmebereiche 7 und 8 ist eine Tendenz zu erkennen, die darin besteht, daß die Ton-Dispersivität in Bereichen, die weiter oben im Profil liegen (z.B. 1 und 2), größer ist als in Bereichen, die im Profil tiefer liegen (z.B. 9). Diese Tendenz lag bei allen Profilen aus Braunschweig vor.

Die pH-Werte der einzelnen Entnahmebereiche ergaben weder zur Entnahmetiefe noch zum Tongehalt eine Beziehung.



**Abb 3:** Veränderung des Tongehaltes ( $\Delta T$ , nach DIN) in Abhängigkeit von der Veränderung des Fließwiderstandes ( $\Delta k_f^{-1}$ ) beim Übergang von einer Schicht zu der in Hauptströmungsrichtung folgenden für alle Profile

Um die Ergebnisse der einzelnen Entnahmebereiche und der fünf Profile miteinander vergleichen zu können, wurde die Veränderung des Tongehalts ( $\Delta T$  nach DIN) beim Übergang von einer Schicht zu der in Hauptströmungsrichtung folgenden in Abhängigkeit von der Veränderung des Fließwiderstandes ( $\Delta k_f^{-1}$ ) ermittelt und mit einem linearen Ansatz regressionsanalytisch verrechnet. Diese Vorgehensweise und die Ergebnisse für das Beispielsprofil aus Braunschweig wurde schon vorgestellt (Lessing & Hartge (1987b)). Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse für die fünf untersuchten Profile. Dabei sind die Bereiche eingezeichnet, innerhalb derer alle errechneten Regressionsgeraden liegen. Es ist zu erkennen, daß es zwischen den Profilen aus Braunschweig und Scharrel deutliche Unterschiede gibt. Diese Unterschiede finden sich auch in den mittleren pH-Werten wider, die in Scharrel um eine Einheit niedriger liegen als in Braunschweig (4.0-5.3 gegenüber 5.5-6.5), und in den PTD-Werten, die in Scharrel im Mittel um 10% niedriger liegen (40-50% gegenüber 55-65%).

#### Diskussion:

Betrachtet man zwei aufeinanderfolgende Schichten, so zeigen die Ergebnisse, daß eine Fließwiderstandszunahme generell mit einer Tongehaltserhöhung verbunden ist. Dabei muß beachtet werden, daß der  $k_f^{-1}$ -Wert eine Größe ist, die für gesättigtes Fließen gilt. Für ungesättigtes Fließen, das in den meisten Fällen vorgelegen haben wird, kehren sich die Verhältnisse zwischen den Schichten um. Diese Aussage wird durch Angaben von Bloemen (1980) gestützt, nach denen die Umkehrung bei den gefundenen Sanden mit Sicherheit an der Untergrenze der nutzbaren Feldkapazität vorliegt. Daher bedeutet eine Fließwiderstandszunahme im gesättigten Zustand eine Fließwiderstandsabnahme im ungesättigten. Unter der Annahme, daß innerhalb eng begrenzter Bereiche (Entnahmebereiche) die geflossene Wassermenge konstant ist, ist nach der Darcy-Gleichung der Gradient dem Fließwiderstand proportional. Damit kann der Schluß vollzogen werden, daß die Tongehaltzunahme von einer Schicht zur folgenden mit einer Gradientenabnahme im Initialstadium einherging.

Das Ergebnis, daß die ermittelten Fließwiderstände für die einzelnen Entnahmebereiche unterschiedliche Tongehalte lieferten, läßt sich damit erklären, daß nicht mit über der Zeit konstanten und über die Tiefe vergleichbaren Toneinwaschungsraten gerechnet werden kann.

Die Zunahme in der Steigung der Geraden ( $k_f^{-1} \rightarrow T$ ) mit der Tiefe

(Abb. 1) bedeutet einen größeren Unterschied im Tongehalt zwischen den einzelnen Schichten. Die Abnahme des PTD-Wertes mit der Tiefe zeigt eine stärkere Bindung des Tones am Korngerüst. Beide Tendenzen haben keine Beziehung zum pH-Wert und können daher als Folge des Auftretens hoher Gradienten gedeutet werden. Die im Oberboden (und insbesondere in den Sommermonaten) auftretenden hohen hydraulischen Gradienten bewirken eine verstärkte Auswaschung (geringe Tongehaltsunterschiede) und eine schwächere Bindung des verbliebenen Tons aufgrund öfter ausgeübten mechanischen Drucks durch den Strömungsdruck des fließenden Wassers. Der Einfluß des Bodenentwicklungszustandes zeigt sich im Vergleich der Profile aus Scharrel und Braunschweig. Der um eine Einheit niedriger liegende pH-Wert bewirkt eine stärkere Bindung des Tons am Korngerüst, wie aus den um 10% niedriger liegenden PTD-Werten zu ersehen ist. Dadurch fallen innerhalb vergleichbarer Gradientenbereiche die Tongehaltsunterschiede größer aus, da bei gleichbleibenden durch die Gradienten hervorgerufenen Kräften die Bindungskräfte zwischen Tonteilchen und Träger stärker werden.

#### Zusammenfassung:

Die Ergebnisse weiterer Untersuchungen an Bänderparabraunerden aus Sand haben die Befunde früherer Untersuchungen bestätigt und ergänzt. Danach findet eine Toneinlagerung bevorzugt in diesen Schichten innerhalb eines Profils statt, in dem vor der Toneinlagerung die niedrigeren hydraulischen Gradienten auftreten. Weiterhin konnte gezeigt werden, daß aufgrund der Gradientenverteilung im Profil und aufgrund der Bodenentwicklung unterschiedliche Tonbindungsintensitäten vorliegen, die die Toneinlagerung sowie die Tonablösung beeinflussen.

#### Literatur:

- Bloemen, G.W., 1980: Calculation of Hydraulic Conductivities of Soils from Texture and Organic Matter Content  
Z. Pflanzenern. u. Bodenkd., 143, 581-605
- D'Hoore, J., 1974: Clay Dispersion, Particle Size Distribution and Colloid Stability in Highly Weathered Ferralitic Soils  
Pedologie, 24, 178-190
- Lessing, R. u. K.H. Hartge, 1987a: Die Verlagerung von Ton unter ungesättigten Bedingungen im Labor  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 433-439
- Lessing, R. u. K.H. Hartge, 1987b: Hydrologische Aspekte der Tonverlagerung im Freiland  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/I, 109-204
- Vetterlein, E. u. J. Clausnitzer, 1976: Verfahren der Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes ( $k_f$ -Wert) in Sandböden  
Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk., Berlin 20, 747-757

**Deposition von Blei, Zink und Cadmium in**

**2 Hamburger Waldstandorten**

von  
LUX,W.\*

**Einleitung**

Die allgemeine Akzeptanz des Auftretens "Neuartiger Waldschäden" vor allem in Europa und Nordamerika, führte seit den 70-iger Jahren zu verstärkten Forschungsanstrengungen in bezug auf Fragen des Elementhaushaltes von Waldökosystemen. Die Ergebnisse zahlreicher Projekte finden ihren Niederschlag in diversen zusammenfassenden Arbeiten (z.B. Ellenberg et al., 1986; Führer et al., 1988; Matzner, 1988).

1981 initiierte die "Umweltbehörde Hamburg, Landesforstverwaltung" das Projekt "Umweltkontrolle durch Waldökosysteme". Es wurde 1981 eingerichtet von der Arbeitsgruppe Prof. Ulrich, dem zahlreiche Ansätze zur Ökosystemanalyse zu verdanken sind (Ulrich et al., 1985). Ab 1984 übernahm das Institut für Bodenkunde die Betreuung dieses Projektes (Lux, 1987). Im folgenden sollen die bisherigen Ergebnisse der Ein- und Austragsmessungen von Blei, Zink und Cadmium an 2 relativ gut vergleichbaren Waldstandorten vorgestellt werden, die im Rahmen der obigen Untersuchungen gewonnen wurden.

**Material und Methoden**

**Beschreibung der Versuchsflächen**

Die Station Eißendorf (EEB, Höhe über NN:77m) liegt im Süden Hamburgs in den "Harburger Bergen", die saalezeitlich geprägt und stark reliefiert sind. Der Bestand setzt sich aus etwa 120-140-jährigen Buchen (*Fagus sylvatica* L.) und Eichen (*Quercus petraea* Liebl.) zusammen. Der Boden ist als Podsol-Braunerde aus Geschiebedecksand über Schmelzwassersanden mit rohhumusartigem Moder anzusprechen.

Die Fläche Wohldorf (WOB, Höhe über NN:26m) befindet sich in einem weichselkaltzeitlichen Endmoränengebiet im Norden Hamburgs. Hier dominiert mit 90% die Rotbuche. Wie in Eißendorf hat sich

---

\* )Institut für Bodenkunde, Allendeplatz 2, 2000 Hamburg 13

auch in Wohldorf weder eine deckende Kraut- noch Strauchschicht ausgebildet. Der Boden kann als podsoliierte Braunerde aus Geschiebedecksand über Bänderparabraunerde aus Geschiebelehm mit rohhumusartigem Moder betrachtet werden.

Die Lagerungsdichte beträgt in beiden Profilen im Schnitt 1,2-1,6g cm<sup>-3</sup> und erreicht lediglich in Wohldorf 1,75g cm<sup>-3</sup> im Bereich der Bänder und im Geschiebelehm.

#### Sammeleinrichtungen

Der Bestandesniederschlag (Kronentraufe) wird auf den 750-900m großen Versuchsflächen in 2 parallelen Sammlerreihen zu je 7 Probenahmefläschen gesammelt, die in 1m Höhe angebracht sind. Sie bestehen aus 1 L PE - Flaschen mit aufgesetztem Grobfilter (Ø 10,25cm). Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte im Regenwasser wurden zu Anfang des Projektes offene Gefäße (2x2) aufgestellt, da man davon ausging, daß für den Schwermetall-Eintrag die Gehalte im Wasser samt hineinfliegender Partikel repräsentativer sind. Mit einsetzendem Frost bzw. Schneefall werden die "Filtergefäße" durch "Schneeweimer" (Ø 24cm; 2x3 Gefäße) ersetzt. Die Probenahme erfolgt wöchentlich; die Proben werden zu monatlichen Mischproben vereinigt. Zusätzlich wird an je 2 repräsentativen Bäumen der Stammablauf gewonnen.

Die herabfallenden Pflanzenteile werden in jeweils sechs 50x50cm großen "Streifengarnen" gesammelt.

Das Sickerwasser wird mit Hilfe von Saugkerzen und einer automatischen, batteriebetriebenen Unterdruckanlage gewonnen. Die Kerzen (P 80, Staatliche Porzellanmanufaktur Berlin) sind in 1m Tiefe (unterhalb des Wurzelraums) in 2 parallelen Reihen zu je 3 Kerzen eingebaut.

#### Analytik

Pb und Zn werden in den Feststoffproben mittels RFA bestimmt, in den Wasserproben mittels TRFA (totalreflektierende Röntgenfluoreszenzanalyse), Cd in Boden- und Pflanzenproben mit Hilfe der Feststoff-AAS, in Wasserproben mit der Graphitrohrtechnik.

#### Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die Ein- und Austräge von Zn, Cd und Pb an den beiden Standorten als Jahressummen, wobei in den Bestandesnieder-

schlag der Stammablauf mit einbezogen ist.

(Erläuterung der Abkürzungen in Abb.1: EEB=Eißendorf/Eiche, Buche; WOB=Wohldorf/Buche; SJEIN= Summe Jahreseintrag, Bestandesniederschlag incl. Stammablauf; STREU=Streufall; SJJST=Summe Bestandesniederschlag incl. Stammablauf+Streufall; AUSTR=Jahresaustrag)

Die Cd-Einträge sowohl bei der Streu als auch im Niederschlag sind in Eißendorf nur unwesentlich höher, wobei das Maximum in Wohldorf beim Gesamteintrag (Niederschlag+Streu) mit 10,5g/ha 1986 vorliegt, in Eißendorf mit 10,8g/ha 1987. Generell ist keine Tendenz zu höheren oder geringeren Frachten festzustellen. Diese Aussage gilt auch für Zn, wobei die Gesamteinträge in Eißendorf bis auf 1984 (beide Standorte etwa 1500g/ha) deutlich höher liegen als in Wohldorf, 1987 um fast 500g/ha. Dies ist wahrscheinlich auf die höhere Lage der "Harburger Berge", ihre Nähe zum Elbtal (Inversionswetterlagen) und die geringere Entfernung zu den Schwermetall-Emittenten zurückzuführen. Das gleiche trifft auch für Pb zu, vor allem bedingt durch die Nähe mehrerer Hauptverkehrsstraßen. Die Einführung des bleifreien Benzins könnte die Erklärung für die deutliche Abnahme der Einträge in Eißendorf sein (von ca.570g/ha 1984 auf 370g/ha 1987). In Wohldorf ist diese Tendenz nicht so ausgeprägt, die Frachten von 381g/ha (1985) bis 286g/ha (1986) aber auch deutlich niedriger. Der Bodenvorrat der drei Elemente (s. Abb.2) ist in Wohldorf im Schnitt etwa doppelt so hoch wie in Eißendorf. Dies mag z.T. auf unterschiedliche geogene Gehalte zurückzuführen sein, z.T. aber auch auf die Demobilisierung im Profil Wohldorf, wenn auch in geringen Mengen (bis zu 7,5% in 20-50cm Tiefe), am vorhandenen Ton und am höheren Anteil an organischer Substanz im Mineralboden. Er beträgt im Ah Wohldorf 13,6% und ab 50cm Tiefe im Schnitt 1%, in Eißendorf im Ah 4,4% und ab 40cm 0,5%. Vom pH-Wert her sollten die Verlagerungsbedingungen in den Profilen gleich sein. In Wohldorf betragen sie, mit größerer Tiefe zunehmend, 3 bis 4, in Eißendorf 3 bis 4,5.

Zn erfährt in Wohldorf eine gewisse Anreicherung im Ah, ansonsten ist keine Affinität zur organischen Substanz festzustellen. Cd wird teilweise festgelegt, in Eißendorf besonders im Of, in Wohldorf im Of und Ah, zeigt aber auch im Mineralboden Anreicherungsbereiche. Pb wird hauptsächlich durch die organische Substanz gebunden, in Eißendorf im Of, weniger im Ah, in Wohldorf

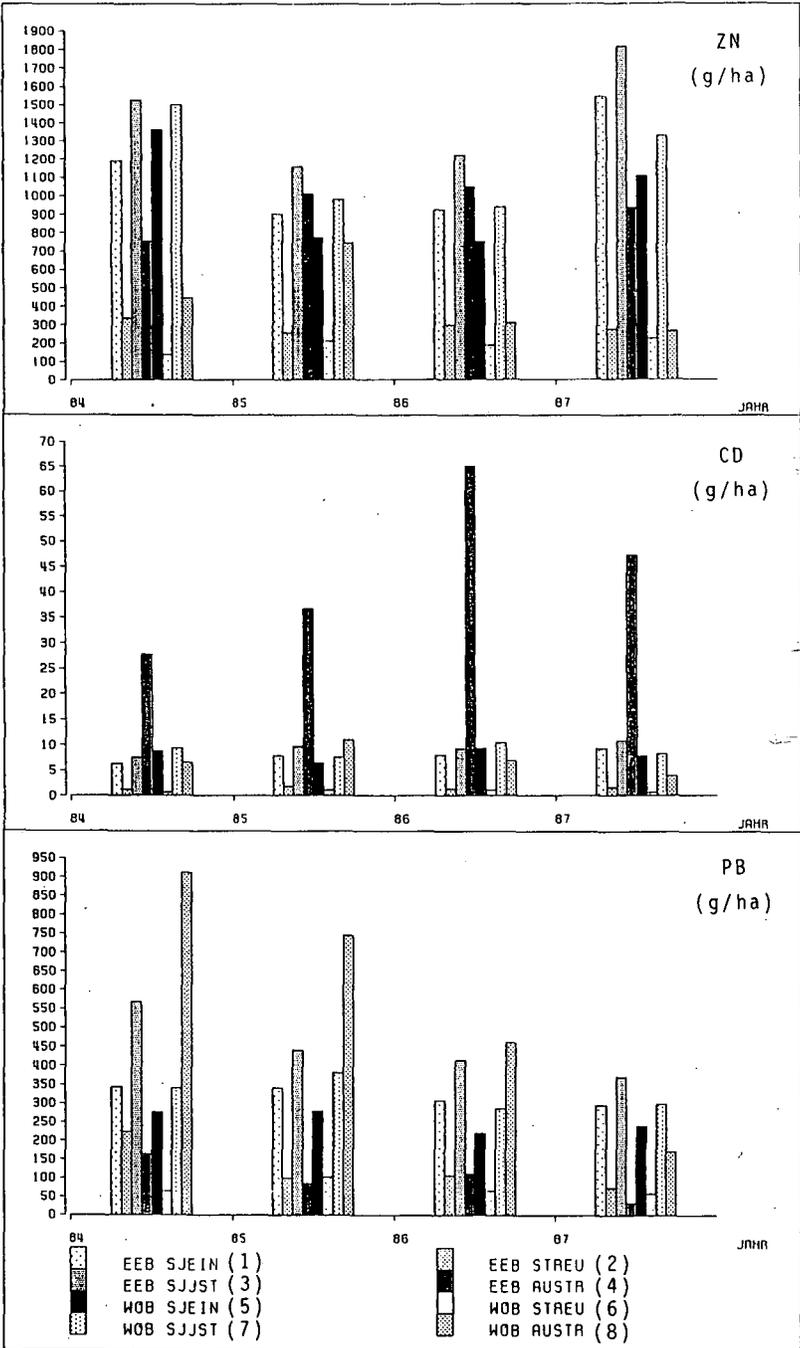
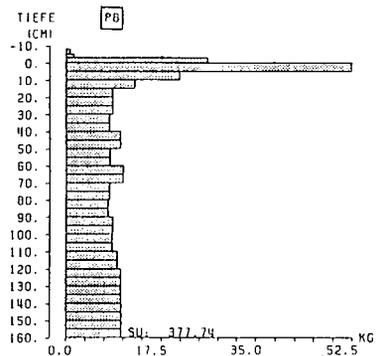
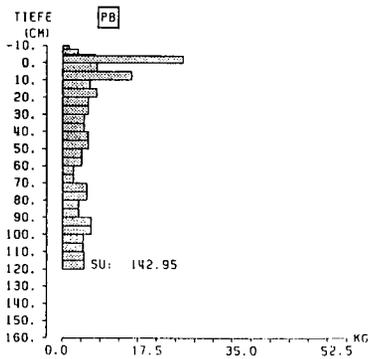
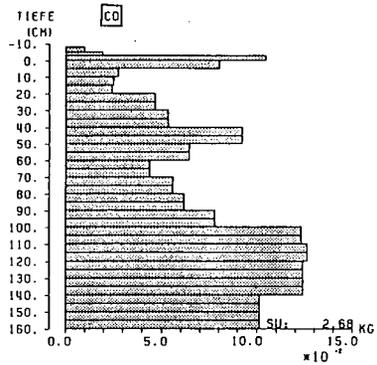
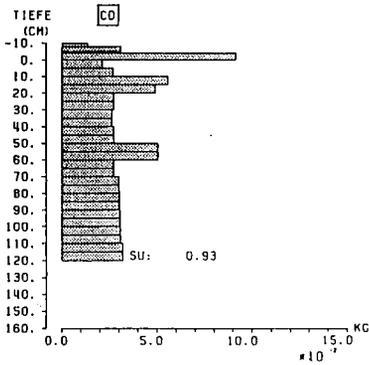
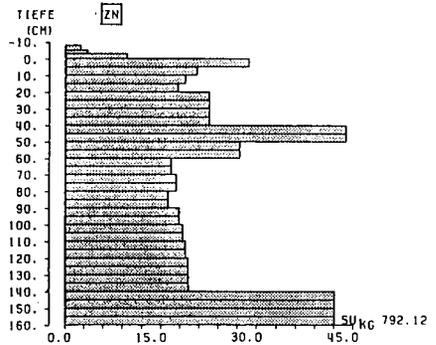
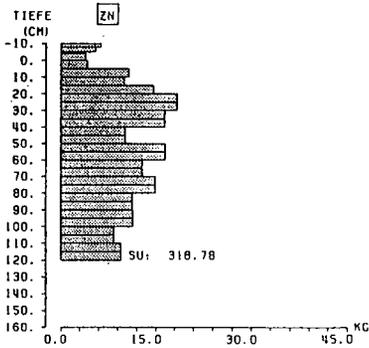


Abb.1: Ein- und Austraege von Zn, Cd und Pb in den Waldbeständen Eißendorf und Wohldorf (Erläuterungen s.o.)



EISSENDORF  
Podsol-Braunerde

WOHLDORF  
Podsolierte Braunerde über  
Bänderparabraunerde

Abb.2: Bodenvorrat von Zn, Cd und Pb in den Profilen  
Eißendorf und Wohldorf

umgekehrt, was auf eine verstärkte Verlagerung aus dem Oberboden schließen läßt. Hier hat sich mit etwa 52,5kg/ha (0-5cm) ein beträchtliches Reservoir gebildet.

Die langfristige Akkumulation bietet möglicherweise eine Erklärung für das völlig unerwartete Austragsverhalten von Pb. Während in Eißendorf die Einträge die Austräge etwa fünffach übersteigen, wird in Wohldorf von 1984-1986 bis zu dreimal mehr Pb aus- als eingetragen. Offensichtlich kam es in dieser Zeit zu Mobilisierungsschüben, die sich 1987 nicht fortsetzten. Eine Klärung der Frage ist wohl nur durch die Untersuchungen zu Ad- und Desorptionsverhalten von Pb zu erreichen, wie sie z.B. Brümmer et al. (1986) durchführten; vielleicht reichen auch bereits die DOC-Bestimmungen aus.

Zn und Cd werden in Wohldorf bedeutend besser festgelegt und die Einträge übertreffen die Austräge bei weitem. In Eißendorf hingegen liegen die Cd-Austräge 4 bis 7-mal höher als die Einträge; es kommt also zu einer Demobilisierung aus dem Bodenvorrat. Bei Zn kann eine schwache Festlegung beobachtet werden, mit etwas höheren Einträgen als Austrägen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß in beiden beschriebenen Waldbeständen sowohl mit einer Mobilisierung als auch mit einer Akkumulation von Blei, Cadmium und Zink in den nächsten Jahrzehnten gerechnet werden muß.

#### Literatur

- Brümmer, G.W., Gerth, I. und Herms, U. (1986): Schwermetallspezies, -Mobilität und -Verfügbarkeit im Boden. Zeitschr. f. Pflz. Ern. u. Bodenk., 149 (4), 382-398
- Ellenberg, H., Mayer, R. und Schauer mann, J. (1986): Ökosystemforschung. Verlag Ulmer, Stuttgart
- Führer, H.W. et al. (1988): Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der BRD und im benachbarten Ausland. DVWK-Mitt., Bonn
- Lux, W. (1987): Zwischenbericht zum Projekt "Umweltkontrolle durch Waldökosysteme" der Umweltbehörde Hamburg, Landesforstverwaltung (unveröff.)
- Matzner, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling. Ber. d. Forsch. z. Waldökos./Waldst., R.A., Bd. 40, Göttingen
- Ulrich, B. (1985): Bodenzustand und Depositionsbelastung von Waldökosystemen im Forstamt Hamburg. Ber. d. Forsch. z. Waldökos./Waldst., Bd. 10, Göttingen

**Abhängigkeit des Infiltrationsverlaufs von Bodeneigenschaften  
bei simuliertem Starkregen**

von  
Martin, W. und M. Kainz<sup>+</sup>

**1. Einleitung:**

Die Infiltration von Wasser in Böden wird bei sonst gleichen Bedingungen nur von den Bodeneigenschaften bestimmt. Daher wurde die Abhängigkeit der Infiltration von leicht bestimmbareren Bodeneigenschaften unter Schwarzbrachebedingungen untersucht.

**2. Methoden:**

In 448 Parzellenberechnungen mit simulierten Starkregen (65 mm/h) wurde die Infiltrationsrate als Differenz zwischen der Regen- und der Abflußrate bestimmt. Die Parzellen (8m lang, 1m breit, 9% Hangneigung) enthielten über dem Unterboden (kiesig sandiger Lehm) des Versuchsstandortes eingefüllte Ap-Horizonte von 32 Ackerböden unterschiedlicher Bodeneigenschaften (Tab. 1). Berechnet wurde der trockene, frisch gelockerte Boden (Trockenlauf), worauf nach 24 h eine Berechnung der feuchten, verschlammten Parzelle (Feuchtlauf) und nach 15 min Unterbrechung eine der nassen Parzelle (Naßlauf) erfolgte. Jeder Lauftyp wurde auf allen Parzellen am gleichen Tag durchgeführt. Die Dauer orientierte sich am Erreichen einer konstanten Abflußrate auf möglichst vielen Parzellen.

Tabelle 1: Eigenschaften der 32 untersuchten Ap-Horizonte

Eigenschaft	Abkürzung	Min.	$\bar{x}$	Max.
Sand (2000-63 $\mu\text{m}$ )	S %	2	36	86
Schluff (63- 2 $\mu\text{m}$ )	U %	8	41	79
Ton ( $\leq$ 2 $\mu\text{m}$ )	T %	5	23	63
Feinsubstanz ( $\leq$ 20 $\mu\text{m}$ )	FS %	10	46	93
Steinbedeckung	Bed %	0	.7	29
organische Substanz	OS %	0.9	2.4	5.5
$\Sigma$ einwertige Kationen	Na+K %	1.6	6.4	18.0
$\Sigma$ zweiwertige Kationen	Ca+Mg %	51.0	83.5	98.0
Lagerungsdichte	$d_b$ [g/cm <sup>3</sup> ]	1.1	1.3	1.5

<sup>+</sup> Institut für Bodenkunde TUM, Hohenbachernstr., 8050 Freising

Körnung, Lagerungsdichte, Porengrößenverteilung, Kationenbelegung, organische Substanz, pH, Fe<sub>d</sub> und Tonminerale wurden nach Standardmethoden bestimmt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion:

#### 3.1. Durchschnittliche Infiltrationsraten:

Die durchschnittlichen Infiltrationsraten nehmen vom Trocken- über den Feucht- zum Naßlauf signifikant ab (Abb. 1).

Die Korrelation der durchschnittlichen Infiltrationsrate mit leicht meßbaren Bodeneigenschaften ist in Tabelle 2 dargestellt. 3 nahezu reine Sande wurden ausgeschlossen, da ihre extrem niedrige mittlere Infiltrationsrate die statistische Varianz der übrigen Bodeneigenschaften überprägte.

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten zwischen der Infiltrationsrate [mm/h] aus Einzelläufen und den am besten zeichnenden Bodeneigenschaften

n = 29	Trocken-	Feucht-	Naßlauf
Ton %	.51 **	.18	-.20
Schluff %	-.12	-.09	-.12
Sand %	-.17	-.02	.20
Feinsubstanz ≤20 µm %	-.27	-.02	-.35
Steinbedeckung %	.14	.07	.09
Organische Substanz %	.68 ***	.52 **	.49 **
Σ einw. Kationen %	-.42 *	-.26	-.09
Σ zweiw. Kationen %	.42 *	.25	.12
d <sub>p</sub> [g/cm <sup>3</sup> ]	-.47 **	-.41 *	-.42 *

Die Infiltrationsrate im Trockenlauf ist mit Ton und organischer Substanz positiv korreliert. Während die organische Substanz diesen Einfluß in allen Läufen zeigt, kann er bei Ton im Feuchtlau nicht mehr gefunden werden und kehrt sich im Naßlauf sogar tendenziell um.

Eine signifikante, die Infiltration vermindernde Wirkung der einwertigen Kationen wurde im Trocken-, aber nicht mehr im Feucht- und Naßlauf gefunden. Dies weist auf eine schnelle Verschlammung im Trockenlauf von Böden mit hoher Sättigung an einwertigen Kationen hin.

Die Bedeckung durch Steine zeigt keine signifikante Korrelation zur Infiltration. Die Versiegelung des Bodens wird durch Steine, die in die Bodenoberfläche inkorporiert sind, nicht vermindert (POESEN 1985).

Die Lagerungsdichte korreliert mit der Infiltration in allen Läufen, was

wohl durch die Korrelation der Lagerungsdichte zum Gehalt an organischer Substanz von  $r=-0.70$  im Probenkollektiv verursacht wird, da kein Zusammenhang zur Porengrößenverteilung herstellbar war.

Die durchschnittliche Infiltrationsrate wird vom Zeitpunkt des Abflußbeginns beeinflusst und zwar im Trockenlauf stärker als in den Feucht und Naßläufen. Abfluß und somit ein meßbarer Infiltrationsrückgang trat auf nahezu reinen Sandböden am spätesten, auf lehmigen Sanden am frühesten auf. Von den lehmigen Sanden zu den lehmigen Tonen nahm der Zeitpunkt des Abflußbeginns mit zunehmenden Tongehalt zu.

### 3.2. Infiltrationsverlauf:

Neben den mittleren Infiltrationsraten wurden auch die Zeitverläufe der Infiltrationsrate bestimmt (Abb. 1). Die dabei auftretenden negativen Infiltrationsraten entstehen bei der Differenzbildung zum Niederschlag, da bei der Zeitnahme nur auf 2 s aufgelöst werden konnte. Der Abnahme der Infiltration am Beregnungsende wird durch das Wasser, das auf der Parzelle steht oder fließt (bei den Schwarzbracheparzellen  $0-0.3 \text{ l/m}^2$ ) und das bei der Berechnung der Infiltrationsraten nicht berücksichtigt wurde, verursacht. Er wird daher nicht interpretiert.

Die beobachteten Infiltrationsraten wurden für den Trocken- und Naßlauf eines Beregnungstermins (64 Parzellenberegnungen) mit einem Infiltrationsmodell (HORTON 1940) gefittet. Dieses Modell wurde gewählt, da es sich bei vorangegangenen Untersuchungen (KAINZ 1987) als besonders flexibel in der Anpassung an den gemessenen Infiltrationsverlauf erwiesen hatte. Das HORTON-Modell berechnet die aktuelle Infiltrationsrate nach folgender Gleichung:

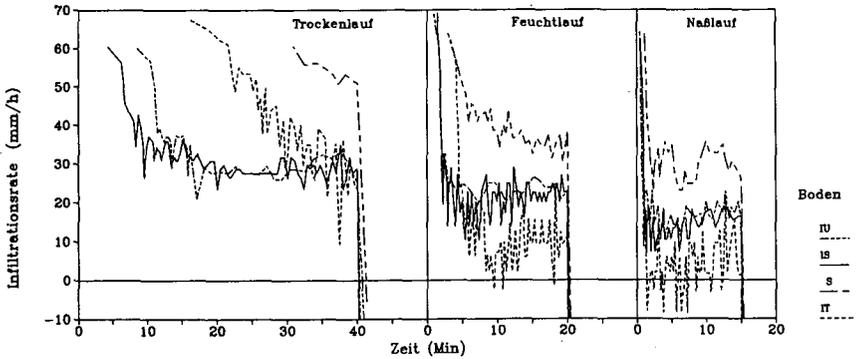
$$I = I_e + (I_a - I_e) \cdot e^{-k \cdot t}$$

wobei:  $I$  [mm/h]: Infiltrationsrate zum Zeitpunkt  $t$   
 $I_e$  [mm/h]: Endinfiltrationsrate (quasi stabiler Zustand)  
 $I_a$  [mm/h]: Anfangsinfiltration ( $t=0$ )  
 $k$  [1/min]: Infiltrationsbeiwert  
 $t$  [min]: Zeit

Die Infiltrationsparameter konnten im Trockenlauf nur für 27 Böden berechnet werden. Ein Sandboden wies keinen Abfluß auf, und bei zwei tonreichen Böden war die Beregnungsdauer zu kurz, um eine Endinfiltration berechnen zu können. Für zwei Böden konnten die Messungen wegen zu starker Streuung nicht ausgewertet werden. Bei zwei lehmigen Sandböden wurden sehr hohe Infiltrationsbeiwerte errechnet, die in der statisti-

sche Auswertung zu Inhomogenitätskorrelationen führten. Sie wurden daher ausgeschlossen. Für den Naßlauf konnten die Parameter von allen Böden bestimmt werden.

Abbildung 1: Verlauf der Infiltrationsraten pro Parzelle von 4 ausgewählten Böden während der Beregnung vom 1/2.7.86. Der erste Punkt einer Kurve stellt den Abflußbeginn dar.



Die ermittelten Parameter wurden mit leicht bestimmbar Bodeneigenschaften korreliert (Tab. 3). Dabei konnte keine der untersuchten Bodeneigenschaften mehr als 36% der Varianz eines Infiltrationsparameters erklären. Den Infiltrationsparametern wurden daher in multiplen Regressionen mehrere Bodeneigenschaften zugeordnet.

Tabelle 3: Einfache Korrelationskoeffizienten zwischen Infiltrationsparametern und leicht bestimmbar Bodeneigenschaften, jeweils für einen Trocken- und Naßlauf. Beregnung vom 1/2.7.86

	Trockenlauf n=25			Naßlauf n=32		
	$I_{er}$	$I_{ar}$	$k_T$	$I_{en}$	$I_{an}$	$k_N$
Ton	-.46*	-.04	-.20	-.51**	.05	.21
Schluff	-.33	-.01	.31	-.35	.50**	.65***
Sand	.43*	.03	-.18	.51**	-.41*	-.60***
≤ 20 µm	-.49*	-.01	.08	-.60***	.18	.38*
Steinbedeckung	-.06	-.01	-.19	-.07	-.11	-.36
org. Sub.	-.01	-.48*	-.57**	.26	-.27	-.43*
Σ einw. Kation.	-.02	-.02	.32	-.29	-.30	-.14
Σ zwei. Kation.	-.06	.18	-.15	-.22	.38*	.46**
$d_B$	.02	.50*	.40*	-.29	-.04	.19

### 3.2.2. Anfangsinfiltration:

Die Anfangsinfiltration kann nicht gemessen werden, sondern wird aus dem Infiltrationsverlauf auf den Zeitpunkt des Regenbeginns extrapoliert.

Sie ist zum Infiltrationsbeiwert signifikant korreliert ( $r_T=0.64$ ;  $r_N=0.72$ ); bei steilem Abfall der Infiltrationsraten errechnet sich eine hohe Anfangsinfiltration.

Die Unsicherheit der Extrapolation zeigt sich darin, daß die berechnete Anfangsinfiltration des Naßlaufs nicht signifikant von der des Trockenlaufs unterschieden werden kann, obwohl wegen der starken Verschlämmung im Naßlauf und der geringeren Matrixpotentialgradienten ein deutlicher Unterschied zu erwarten gewesen wäre. Sie kann daher nicht interpretiert werden.

### 3.2.1. Endinfiltration:

Für den Trockenlauf wurden nach der Aufnahme der Feinsubstanz  $\leq 20 \mu\text{m}$  keine weiteren Bodeneigenschaften mehr in eine multiple Regression aufgenommen.

$$I_{eT} = -0.31 \cdot \text{Feinsub.} + 42.93 \quad n=25 \quad r^2=0.28$$

\*\*                      \*\*\*                      \*\*

Die Varianz der Endinfiltrationsrate im Naßlauf läßt sich zu 59% aus der Feinsubstanz  $\leq 20 \mu\text{m}$ , dem Anteil einwertiger Kationen am Austauscher und dem Gehalt an organischer Substanz beschreiben:

$$I_{eN} = -0.35 \cdot \text{Feinsub.} - 0.94 \cdot (\text{Na+K}) + 2.50 \cdot \text{OS} + 32.30 \quad n=32 \quad r^2=0.59$$

\*\*\*                      \*                      \*                      \*\*\*                      \*\*\*

Da im Trockenlauf nicht für alle Böden eine konstante Endinfiltration erreicht wurde extrapoliert das Modell diesen Wert, was zu einer erhöhten Schätzunsicherheit führt. Weniger signifikante Bodeneigenschaften gehen deshalb in der statistischen Varianz unter. Für die Messung der Endinfiltration in Trockenläufen muß daher eine längere Meßdauer als die gewählten 40 min veranschlagt werden.

Im Naßlauf wurde die Endinfiltration auf allen Parzellen erreicht. Sie kann daher sehr gut gefittet werden. Steigende Sättigung mit einwertigen Kationen und zunehmender Feinsubstanzgehalt  $\leq 20 \mu\text{m}$  führen zu niedrigen Endinfiltrationen. Erhöhte Gehalte an organischer Substanz wirken diesem Prozeß entgegen.

### 3.2.3. Infiltrationsbeiwert:

Für den Trockenlauf ergibt sich folgender Zusammenhang zwischen Bodeneigenschaften und dem Infiltrationsbeiwert:

$$k_T = -0.038 \cdot \text{OS} + 0.249 \quad r^2=0.33 \quad n=25$$

\*\*                      \*\*\*                      \*\*

Die organischer Substanz hat eine aggregierende Wirkung (CHANEY & SWIFT

1984) und ihr zunehmender Gehalt verringert den Infiltrationsbeiwert signifikant.

Der Infiltrationsbeiwert ergibt sich im Naßlauf als:

$$k_n = 0.0227 \cdot U - 0.407 \cdot OS + 0.028 \cdot (Ca\% + Mg\%) + 0.342 \quad r^2 = 0.59 \quad n = 32$$

\*\*                    \*\*                    \*                    n.s.                    \*\*\*

Hohe Schluffgehalte erhöhen den Infiltrationsbeiwert, die verringemde Wirkung der organischen Substanz bleibt erhalten. Die Wirkung der zweiwertigen Kationen ergibt sich durch Interkorrelationen zur Textur, die durch den Schluff nicht vollständig erklärt sind. Böden mit hohem Schluffgehalt bilden in den Trocken- und Feuchtläufen eine Kruste mit nur geringer Oberflächenrauigkeit aus. Daher setzt der Abfluß nahezu sofort mit maximaler Abflußrate ein, was im Modell durch hohe Infiltrationsbeiwerte ausgedrückt wird.

#### 4. Zusammenfassung:

Der unterschiedliche Infiltrationsverlauf der Böden läßt sich nur unzureichend aus den untersuchten Bodeneigenschaften beschreiben, so daß ein quantitatives Modell für die Differenzierung der Böden noch nicht angegeben werden kann. Die qualitative Aussage, daß ein hoher Anteil an Feinsubstanz die Endinfiltration vermindert und ein hoher Gehalt an organischer Substanz das Erreichen der Endinfiltration verzögert, kann jedoch getroffen werden.

#### Literatur:

CHANEY, K.; SWIFT, R.S. (1984)

The influence of aggregate stability in some British soils  
Journal of Soil Science 35: 223-230

HORTON, R.M. (1940)

An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity  
Am. Soil Sci. Soc. Proc. 5: 399-417

KAINZ, M. (1987)

Die Modellierung der Infiltration bei künstlichen Starkregen  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55II: 891

POESEN, J. (1985)

Surface sealing on loose sediments: The role of texture, slope and position of the stones in the top layer

Int. Symposium Assessment of Surf. Sealing & Crusting: 354-362  
Ghent, Belgium; Flander Res. Ctr. f. Soil Erosion & Conservation

Untersuchungen zum Stofftransport und Abbauverhalten  
ausgewählter Pflanzenschutzmittel im Untergrund

von  
Nordmeyer, H.<sup>+</sup>

EINLEITUNG

Pflanzenschutzmittel (PSM) gelangen nach einer punktuellen, linienhaften oder flächenhaften Anwendung zu über 50 % auf und in den Boden. Sie werden in den Stoffkreislauf aufgenommen und unterliegen vielfältigen Einflüssen, die z.B. zu einer Inaktivierung (Adsorption) und Verlust (Abbau) des Wirkstoffes führen. PSM können in Abhängigkeit von den Wirkstoff- und Bodeneigenschaften sowie den Klimabedingungen mit dem Sickerwasser in das Bodenprofil eingewaschen werden und letztlich zu einer Kontamination des Grundwassers führen. Aufgrund der anderen Bodeneigenschaften im B- und C-Horizont eines Bodenprofils sowie im Grundwasserleiter ist gegenüber der Ackerkrume grundsätzlich von einem anderen Stoffverhalten auszugehen. So nimmt im allgemeinen der Humusgehalt im Profil mit zunehmender Bodentiefe ab. Damit kommt es zu einer Verringerung der Sorptivität für unpolare und wenig polare Stoffe in diesen Bereichen. Gleichzeitig ist im Unterboden die mikrobielle Aktivität geringer, so daß sich im allgemeinen die Abbauvorgänge verlangsamen. Bei der Tiefenverlagerung von PSM ist zu unterscheiden zwischen einem Chromatographietransport, der im wesentlichen von Ad- und Desorptionsvorgängen abhängig ist, und einem Makroporentransport, für den in erster Linie Wurm- und Wurzelgänge sowie Schrumpfrisse die Voraussetzung schaffen.

+) Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,  
Institut für Unkrautforschung, Messeweg 11-12,  
3300 Braunschweig

Während zum Verhalten von PSM im Oberboden (Ackerkrume) umfangreiches Datenmaterial vorliegt (z.B. HANCE, 1980; PESTEMER, 1984; BOESTEN, 1986), sind derartige Untersuchungen für tiefere Bereiche des Bodenprofils nur vereinzelt durchgeführt worden. Im Hinblick auf den Schutz des Grundwassers sind jedoch Kenntnisse zum Transportverhalten von PSM im ungesättigten Untergrund unerlässlich. Die hier vorgestellten ersten Ergebnisse zum Versickerungsverhalten von ausgewählten PSM in ungestörten Bodensäulen sollen daher einen Beitrag zur Klärung der Vorgänge, die zum Eintrag von PSM in das Grundwasser führen, liefern.

#### MATERIAL UND METHODEN

Es wurden ungestörte Bodensäulen (Länge bis 1m, Rohrdurchmesser 30 cm, Bodenmonolithdurchmesser 26 cm) in Anlehnung an KROGMANN (1986) im Gelände hergestellt. Die Bodenmonolithe wurden in einer Profilgrube freigelegt und mit Schnellzement ummantelt. Anschließend wurde ein PVC-Rohr über die Bodensäule geschoben und der Freiraum zwischen Rohr und Monolith mit Schnellzement ausgegossen. Alle Versuche wurden bei 20°C in einem verdunkelten, klimatisierten Raum durchgeführt. Der Versuchsaufbau ist in Abbildung 1 dargestellt. Die Beregnung des Bodens erfolgte kontinuierlich mit 24 mm Niederschlag pro Tag. Es wurden zwei PSM in praxisüblicher Menge in wässriger Lösung auf die Bodenoberfläche aufpipettiert:

1. 2 kg Gesaprim 50/ha = 960 g Atrazin/ha
2. 1 kg Verindal Ultra/ha = 800 g Lindan/ha

Die Extraktion der PSM aus den Boden- und Wasserproben und die gaschromatographische Bestimmung sind ausführlich bei PESTEMER & NORDMEYER (1988) beschrieben.

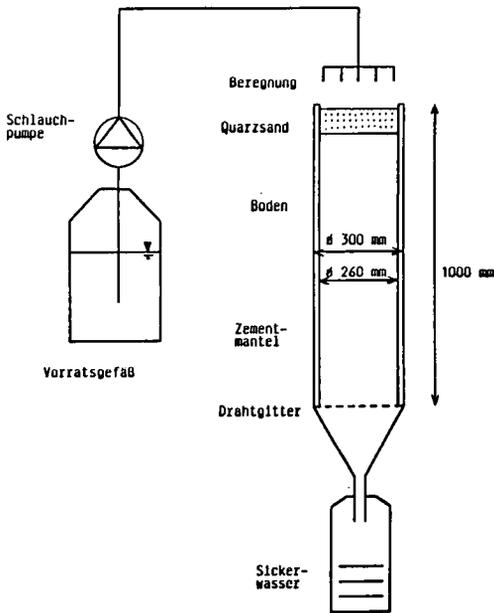


Abb. 1: Versuchsaufbau zur Untersuchung des Transportverhaltens von PSM in ungestörten Bodensäulen

### ERGEBNISSE

Das Verhalten von PSM im Boden wird entscheidend von den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften beeinflusst. Zur Charakterisierung des Verlagerungsverhaltens von Atrazin und Lindan wurden neben den Versickerungsversuchen weitere Laborversuche zur Bestimmung der Bodeneigenschaften und des Sorptionsverhaltens durchgeführt. In den Abbildungen 2 und 3 sind die Humusgehalte und die mittleren Verteilungskoeffizienten ( $K_d$ -Werte) für das Bodenprofil bis 70 cm Tiefe dargestellt. Es zeigt sich, daß der Humusgehalt unterhalb der Ackerkrume deutlich abnimmt. Dies führt zu veränderten Sorptionsbedingungen (Abb. 3). Besonders deutlich wird dies am Beispiel von Lindan. Während in der Ackerkrume  $K_d$ -Werte bis zu 12 ermittelt werden konnten, lagen sie in tieferen Bodenschichten bei etwa 2. Für Atrazin sind die Unterschiede zwischen Ackerkrume und Unterboden deutlich geringer. Dies deutet auf eine höhere Mobilität des Atrazins in der Ackerkrume hin. Die kontinuierliche Beregnung

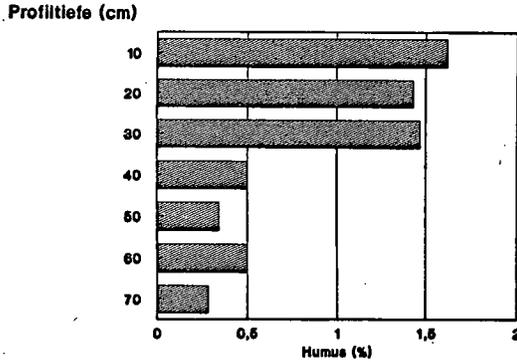


Abb. 2: Humusgehalte im Bodenprofil einer Braunerde (lehmgiger Sand)

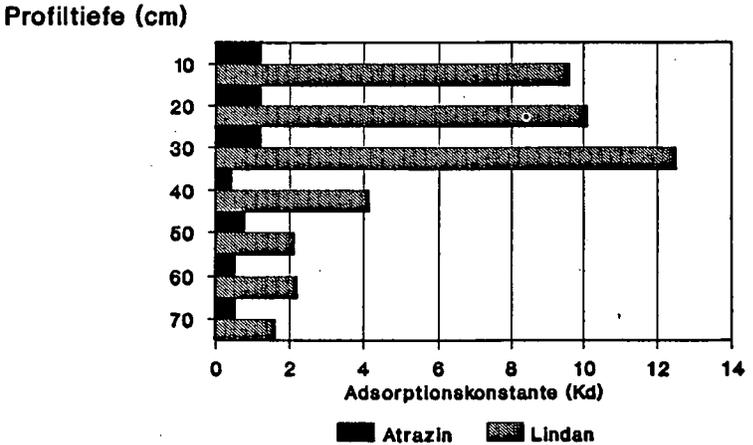


Abb. 3: Sorptionsverhalten (K<sub>d</sub>-Werte) von Atrazin und Lindan im Bodenprofil einer Braunerde (lehmgiger Sand)

fürte zu einer Tiefenverlagerung der PSM im Bodenprofil. Abbildung 4 zeigt den Konzentrationsverlauf von Atrazin und Lindan im Perkolationswasser nach 70 cm Fließstrecke. Es zeigt sich der aufgrund der Sorptionsergebnisse zu erwartende Konzentrationsverlauf. Der Durchbruch von Atrazin erfolgt sehr viel schneller als der von Lindan. Gleichzeitig sind deutliche Unterschiede beim Durchgang der Maximalkonzentrationen zu erkennen (70 µg/l bei Atrazin gegenüber 0,9 µg/l bei Lindan).

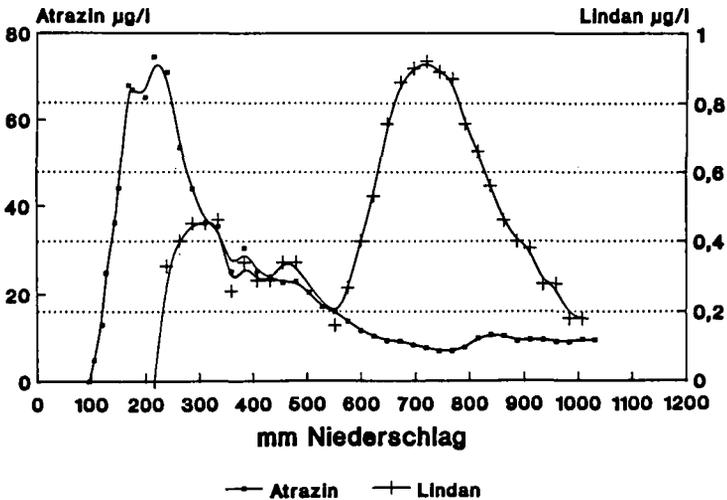


Abb. 4: Konzentrationsverlauf von Atrazin und Lindan im Perkolat nach kontinuierlicher Beregnung (ungestörte Bodensäule)

Das unterschiedliche Rückhaltevermögen des Bodens für die PSM zeigt sich sowohl beim ersten Auftreten der PSM als auch beim Durchgang der Maximalkonzentrationen am Auslauf der Versuchseinrichtung. Atrazin konnte nach 100 mm Niederschlag ( $\cong$  4 Versuchstage) und Lindan erst nach 220 mm Niederschlag ( $\cong$  9 Versuchstage) analysiert werden. Nach dem Durchgang der Maximalkonzentrationen ist ein verlangsamter Konzentrationsabfall festzustellen. Dies ist bedingt durch die Desorption der zuvor adsorbierten PSM-Anteile. Es kommt daher zu einer langandauernden Kontamination des Sickerwassers. Beim Lindan ist ein derartiger Desorptionsast bis zum Versuchsende noch nicht eindeutig zu erkennen. Es ist jedoch aufgrund anderer Versuche zu erwarten (NORDMEYER & PESTEMER, 1988), daß es auch hier mit zunehmender Versuchsdauer zu einer weiteren Belastung des Sickerwassers im Spurenbereich gekommen wäre. Dies belegen auch die Ergebnisse der zu Versuchsende durchgeführten Feststoffanalyse auf PSM (Abb. 5). Es zeigte sich, daß beide Wirkstoffe noch im gesamten Profil nachweisbar waren. Damit ist bei weiterer Beregnung mit einer andauernden Belastung des Sickerwassers zu rechnen. Zu Versuchsende konnten für Atrazin 35,1 % und für Lindan 71 % Wirkstoffverlust berechnet werden. Die Verluste können auf einen

Abbau und irreversible Adsorption sowie beim Lindan auch auf Verdampfung zurückgeführt werden.

Profiltiefe (cm)

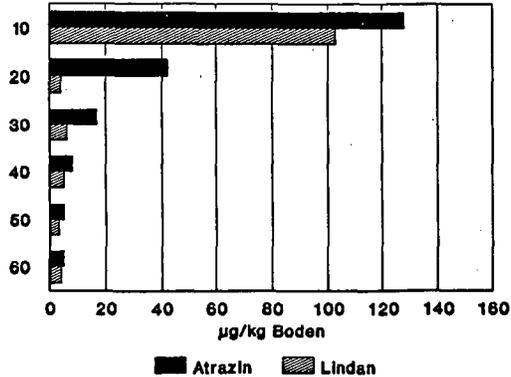


Abb. 5: Atrazin und Lindan am Feststoff zu Versuchsende (43 Tage)

#### LITERATUR

BOESTEN, J.J.T.I. (1986): Behaviour of herbicides in soil: Simulation and experimental assessment

HANCE, R.J. (Ed.) (1980): Interactions between herbicides and the soil. Academic Press, London

KROGMANN, H. (1986): Ungestörte Bodensäulen: Eine Methode zur Herstellung, Beregnung und Installation im Labor. Z. Pflanzener-nähr. Bodenkd. 149, 271-276

NORDMEYER, H., und PESTEMER, W. (1988): Untersuchungen an natur-nahen Grundwassergerinnen und Laborsäulen für die Beurteilung der Grundwassergefährdung durch Pflanzenschutzmittel. Schr.-Reihe Verein WaBoLu, im Druck

PESTEMER, W. (1984): Untersuchungen zum Verhalten und zu Neben-wirkungen von Herbiziden im Boden. Habilitationsschrift, Fach-bereich Gartenbau der Universität Hannover

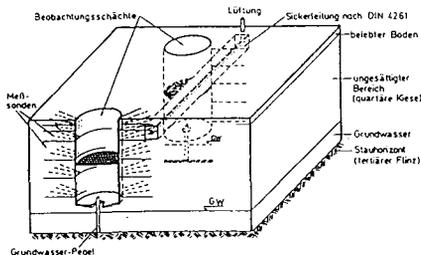
PESTEMER, W., und NORDMEYER, H. (1988): Verhalten ausgewählter Umweltchemikalien (Pflanzenschutzmittel) in der gesättigten Zone im Hinblick auf die Trinkwasserschutzproblematik. UBA-Materialien, in Vorbereitung

Stoffbilanz und Grundwasserbeeinflussung  
bei der Abwasserversickerung

von  
Rettinger, S. und W. Bischofsberger \*)

Auch zukünftig werden in der Bundesrepublik Deutschland 8% der Bevölkerung ihr Abwasser über Kleinkläranlagen behandeln und überwiegend in den Untergrund ableiten. Bei der Versickerung der vorbehandelten Abwässer nutzt man die Reinigungswirkung der Deckschichten und der gesättigten Lithosphäre. Hierzu bestehen jedoch wenig Erfahrungswerte über die Stoffumwandlung auf dem Fließweg des injizierten Abwassers.

An der Technischen Universität München wird an vier ungestört entnommenen Sedimentsäulen und einer technischen Versuchsanlage im Quartär der Münchner Schotterebene die Stoffkinetik im System Abwasser-Boden-Bodenluft untersucht. Im technischen Maßstab wurde eine Untergrundverrieselung gemäß den Einbauvorschriften der DIN 4261, Teil 1, erstellt, die mit vorgeklärtem Abwasser beschickt wird. Von zwei Beobachtungsschächten mit 4,5 m Tiefe aus werden im Bereich der Abwasserverrieselung und zum Vergleich im Bereich unbeeinflusster Niederschlagsversickerung jeweils in sechs Meßebenen Sickerwasserproben entnommen, sowie Bodenluftzusammensetzung, Bodentemperatur und Saugspannung über ein Meßwerterfassungssystem kontrolliert. Zur Überwachung der Auswirkungen auf das Grundwasser dienen sechs Beobachtungspiegel (siehe Bild).



räumliche Darstellung der technischen Versuchsanlage

\*) Lehrstuhl und Prüfamf für Wassergütemirtschaft  
Technische Universität München, Am Coulombwall, 8046 Garching

Zielsetzung dieses vom Bundesforschungsministerium geförderten Forschungsvorhabens ist es, einen Beitrag zu folgenden Fragen zu leisten:

- Zusammenwirkung von Abwasser, Gesteinsmatrix und Gasphase, um Art und Größe der Einflüsse von Gestein und Bodengasen auf die Stoffkinetik zu ermitteln,
- Stoffumsatzvorgänge auf dem Fließweg in der ungesättigten Zone (Abbau, Elimination, Sorption),
- Remobilisierungsvorgänge festgelegter Schadstoffe,
- Stoffbilanzierung im ungesättigten Bereich der Deckschichten und im gesättigten Aquifer, um Akkumulations- und Elutionsvorgänge zu erkennen,
- Verhalten der Restkontamination, die in der ungesättigten Zone nicht zurückgehalten wurde, auf dem Fließweg im Grundwasser.

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, daß im ungesättigten, pleistozänen Karbonatschotter ein weitgehender Abbau organischer Substanzen (BSB, DOC) bei gleichzeitiger Erhöhung der  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen der Bodenluft erfolgt.

Die  $\text{CO}_2$ -Partialdrücke der Bodenluft korrelieren mit der infiltrierten, organischen Belastung und mit der Bodentemperatur. Sie kennzeichnen bei gleichen Bodenwassergehalten die an der Meßstelle vorhandene Abbauintensität für organische Inhaltsstoffe.

Der Bereich erhöhter biologischer Aktivität erscheint räumlich sehr begrenzt. Nach einer Sickerstrecke von 1 m liegen im Sickerwasser unter der Abwassereinleitung keine im Vergleich zur Niederschlagsversickerung erhöhten Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff, Ammonium, organischem Stickstoff sowie Gesamtphosphor vor. Organischer Stickstoff wird mineralisiert und Ammoniumstickstoff nitrifiziert. Denitrifikation kann bisher nicht nachgewiesen werden.

Bei den parallel untersuchten Sedimentmonolithen kann kein Einfluß der mineralischen Zusammensetzung auf den Abbau biologischer Substanzen festgestellt werden.

## MESS- UND MODELLIERBARKEIT DES KONSERVATIVEN STOFFTRANSPORTES UNTER FELDBEDINGUNGEN

(Kurzfassung)

von

ROTH, K. \*, H. FLÜHLER\* und Ch. GYSI\*\*

Aufgrund der Ergebnisse eines Cl-Tracer Experimentes in einem natürlichen, heterogenen Boden wurden die folgenden Schlüsse gezogen. (i) Der Boden kann durch ein poröses Medium mit einer bimodale Porengrößenverteilung beschrieben werden. (ii) Zwischen den Stoffflüssen in den beiden Porensystemen gibt es eine Wechselwirkung, welche durch undurchlässige Schichten erhöht wird. (iii) Mit Saugkerzen wird nur die Bodenlösung im feinporigen Teil des Bodens erfasst. Mit einem einfachen Random-Walk-Modell wurde demonstriert, dass mit diesen drei Konzepten die Struktur der Feldmessungen erklärt werden kann.

**Versuchsanlage:** Der Boden in der Umgebung der Versuchsanlage bestand aus einer Parabraunerde (0-1m), gefolgt von einer fossilen Parabraunerde (1-2m) und stauwasserbeeinflussten oder stauenden Horizonten (2-3m). Als Tracer wurde eine Mischung von  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{KCl}$  und  $\text{MgCl}_2$  in Salzform, insgesamt  $0.2 \text{ kg Cl/m}^2$ , verwendet.

Um die Transportprozesse möglichst wenig zu beeinflussen wurde ein Tunnel gebaut, von dem aus ein 2m tiefes und 10m langes Messgebiet mit horizontal eingebauten Instrumenten beprobt werden konnte. Zur Entnahme von Proben der Bodenlösung wurden 110 Saugkerzen (30 cm lang, 1.3 cm Durchmesser) installiert. Für eine einzelne Probe wurde jeweils nur eine kleine Menge der Bodenlösung (5-10ml) entnommen, um die Strömungsverhältnisse nicht zu verändern.

**Messergebnisse:** Kleine Niederschlagsmengen mit niedriger Intensität (13mm, als leichte Landregen) veränderten die Konzentrationen im Messgebiet nicht. Eine Erhöhung der Niederschlagsintensität (maximal 10mm/h), bei nur unwesentlich erhöhter Menge (18mm), führte dagegen zu einem Anstieg der Konzentrationen in tiefen Schichten (2.6m unter der Bodenoberfläche) um einen Faktor 10. Dies kann erklärt werden durch schnellen Transport in oder entlang von Makrostrukturen, der erst bei einer bestimmten Infiltrationsrate einsetzt. Der Makroporenfluss beeinflusste die Stoffkonzentrationen im feinporösen Teil des Bodens erst oberhalb der Stau-

\* Fachbereich Bodenphysik, ETH Zentrum NO, CH-8092 Zürich.

\*\* Eidg. Forschungsanstalt für Obst-, Wein- und Gartenbau, CH-8820 Wädenswil.

schichten, welche im unteren Teil des Messgebietes vorhanden sind. Er konnte daher erst hier mit den Saugkerzen erfasst werden.

Die Infiltration grosser Wassermengen zeigt einen heterogenen Puls, der sich langsam in die Tiefe bewegt und dabei in einzelne Inseln aufgelöst wird. Die Auflösung des Pulses ist eine Folge der räumlichen Variabilität der Transportparameter in einem natürlichen Boden. Bei einer Infiltration von 700 mm bewegt sich der Cl-Puls nur in eine Tiefe von etwa 0.5 m. Bei einem Wassergehalt von  $\theta=0.33$  würde man in einem homogenen Medium eine Verlagerung um 2.1 m erwarten. Diese sehr langsame Bewegung wird dadurch verursacht, dass nur ein Teil des infiltrierenden Wassers durch die Mikrostrukturen fliesst und zur Verlagerung des Pulses beiträgt, während der andere Teil durch Makrostrukturen abfliesst.

**Random-Walk-Modell:** Wesentliche Elemente der im Feld gefundenen Transportprozesse (schneller Transport; Zunahme der gemessenen Konzentrationen in tiefen Schichten, ohne dass sie in mittleren Tiefen angestiegen wäre; sehr langsame Bewegung der Front im feinporigen Medium) können durch ein einfaches Random-Walk-Modell nachvollzogen werden. Es beschreibt die Bewegung einzelner Partikel in einem zufälligen Geschwindigkeitsfeld. Das Modell besteht aus dem Medium 1 mit der Porosität  $\vartheta_1$  (Mikrostruktur) und dem Medium 2 mit der Porosität  $\vartheta_2$  (Makrostruktur). Die mittlere Geschwindigkeit im Medium  $i$ ,  $v_{i0}$ , ist von der zufälligen Störung  $dv_i$  überlagert. Die Wahrscheinlichkeitsdichte von  $dv_i$  ist konstant im Intervall  $[-\Delta v_i, \Delta v_i]$  und verschwindet ausserhalb identisch. Die Wechselwirkung zwischen den beiden Medien wird durch die Übergangswahrscheinlichkeiten  $p_{ij}$  beschrieben. Für einen kleinen Zeitschritt  $\Delta t$  bewegt sich das Partikel im Medium  $i$  mit der Geschwindigkeit  $v_{i0}+dv_i$ . Am Ende des Zeitschrittes wechselt es mit der Wahrscheinlichkeit  $p_{ij}$  ins Medium  $j$ , wo es sich während  $\Delta t$  mit  $v_{j0}+dv_j$  bewegt. Die Geschwindigkeit eines Partikel ist eine Zufallsvariable, da die Störung der Geschwindigkeit,  $dv_j$ , zufällig ist.

Das Modell zeigt, dass die bimodale Porengrössenverteilung nur zu einer Aufspaltung eines Tracer-Pulses führt, wenn die Wechselwirkung zwischen den beiden Porensystemen unterhalb eines kritischen Wertes liegt. Oberhalb dieses Wertes äussert sich die Bimodalität lediglich in einer stark erhöhten Dispersivität. Die Erhöhung der Wechselwirkung in einer bestimmten Tiefe führt dazu, dass Stoffflüsse im Medium 2 zu einer Erhöhung der Konzentration im Medium 1, und damit zur Messbarkeit des schnellen Transportes, führen.

Ausbreitung von Radiocäsium in einem Waldboden:  
Vergleich zwischen Tschernobyl- und Kernwaffenfallout

von

SCHIMMACK, W.\* , K.BUNZL\* , K.KREUTZER\*\* und R.SCHIERL\*\*

Radioaktives Cäsium ( $^{137}\text{Cs}$ ), das heute in Bodenproben gemessen wird, stammt sowohl aus dem Fallout der Kernwaffenversuche der 50er und 60er Jahre als auch aus dem Fallout des Reaktorunglücks von Tschernobyl, der in Bayern hauptsächlich während eines Regenschauers am 30.4.1986 niederging. Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit der Frage, ob Radiocäsium aus diesen beiden Quellen in gleicher Weise im Boden wandert oder nicht.

Die Untersuchungen wurden durchgeführt im 'Höglwald' zwischen München und Augsburg, einem ca. 80jährigen Fichtenbestand auf einer podsolierten Parabraunerde. Der organische C-Anteil in der Auflage beträgt ca. 50 %, der Tonanteil im Mineralboden ca. 20 %, der pH-Wert liegt zwischen 3 und 4. Zu verschiedenen Zeitpunkten nach dem 30.4.1986 wurden Tiefenprofile in etwa 3 m Abstand von den Baumstämmen genommen und die Gammastrahlung des Bodens mit einem Reinst-Germanium-Detektor gemessen (Einzelheiten von Probenahme und Meßmethode siehe Bunzl et al. 1988).

Beim Tschernobyl-Fallout gelangten von der insgesamt - naß und trocken - im Höglwald deponierten Aktivität nur ca. 30 % direkt auf den Waldboden (Bunzl et al. 1988). Die im Kronenraum festgehaltenen 70 % wurden erst nachträglich im Laufe ca. eines Jahres dem Boden durch Regen (Abwaschen von Nadeln und Aststücken) und Streufall zugeführt. Entsprechend nahm die Aktivität des Tschernobyl-Cäsiums im Boden ständig zu.

Während das seit über 20 Jahren im Boden befindliche Kernwaffen-Cäsium zu einem erheblichen Teil (an vielen Stellen 50 % und mehr) in den Mineralboden vorgedrungen ist, war das Tschernobyl-Cäsium

---

+) Institut für Strahlenschutz, Gesellschaft für Strahlen- und Umweltschutz, 8042 Neuherberg

++) Lehrstuhl für Bodenkunde der Universität München, 8000 München

auch Ende 1987 noch ganz überwiegend in der Auflage konzentriert und nur zu wenigen Prozent in den Mineralboden eingewandert. Innerhalb der organischen Horizonte hatten jedoch beträchtliche Verlagerungen der Cäsiumaktivität stattgefunden. Analysiert man diese Verlagerungen mit einem Kompartiment-Modell (Boone et al. 1985), so ergeben sich die in Tabelle 1 zusammengestellten mittleren Verweilzeiten von Radiocäsium in den Horizonten der organischen Auflage.

Tabelle 1: Mittlere Verweilzeiten (Tage) von Radiocäsium in der organischen Auflage eines Waldbodens.

Horizont		Of1	Of2	Oh
Tschernobyl-Fallout	a) bei der Infiltration während eines Regenschauers am 30.4.86	0.2	0.1	0.1
	b) 200 bis 600 Tage nach dem 30.4.1986	350	600	600
Kernwaffen-Fallout	c) ca. 20 Jahre nach der intensiven Periode oberirdischer Kernwaffenversuche	1000	2000	4000

Bei der Infiltration am 30.4.1986 drang das Tschernobyl-Cäsium sehr rasch in den Boden ein, um danach wesentlich langsamer weiterzuwandern. Dennoch breitete sich das Tschernobyl-Cäsium auch 1 bis 2 Jahre nach dem 30.4.1986 noch 3 bis 6 mal schneller in der Auflage aus als das Kernwaffen-Cäsium, war dort also noch nicht so fest fixiert wie das 20 Jahre "ältere" Kernwaffen-Cäsium. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen Livens und Baxter (1988), die aus Elutionsversuchen auf eine höhere Mobilität des Tschernobyl-Cäsiums im Vergleich zu Cäsium aus anderen Quellen schließen.

#### Literatur:

- Boone, F.W., Kantello, M.V., Mayer, P.G. und Palms, J.M. (1985): Residence half-times of  $^{129}\text{I}$  in undisturbed surface soils based on measured soil concentration profiles. Health Phys. 48, 401-413
- Bunzl, K., Schimmack, W., Kreutzer, K. und Schierl, R. (1988): Interception and retention of Chernobyl derived  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{106}\text{Ru}$  in a spruce stand. Sci. Tot. Environ., in print
- Livens, F.R. und Baxter, M.S. (1988): Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils. J. Environm. Radioactivity 7, 75-86

**Bedingungen und Ausmaße denitrifikativer Stickstoff-Verluste aus dem durchwurzelbaren Bereich landwirtschaftlich genutzter Böden**

von

Schollmayer, G. & R. Nieder <sup>+</sup>)

### 1. Einleitung

Die Denitrifikation ist der wichtigste Prozeß für die Rückführung des gebundenen terrestrischen Stickstoffs in den reduzierten N-Pool der Atmosphäre ( $N_2O$  oder  $N_2$ ). Unter anaeroben aber auch aeroben Bedingungen im Boden können  $NO_3^-$  oder  $NO_2^-$  als alternative Wasserstoff-Akzeptoren zum  $O_2$  in der Atmungskette der Mikroorganismen dienen. Zur Nitratatmung ist ein weites Spektrum taxonomisch sehr unterschiedlicher Bakteriengruppen befähigt.

In jüngerer Zeit wird die Denitrifikation zunehmend unter ökologischen Gesichtspunkten diskutiert. Einerseits wird vermutet, daß die Nitratreduktion in landwirtschaftlichen Böden erheblich zur  $N_2O$ -Bildung beiträgt und folglich die Zerstörung der lebenswichtigen Ozonschicht in der höheren Stratosphäre fördert; andererseits kann durch den mikrobiellen Nitratabbau im Boden und in tieferen Schichten die  $NO_3^-$ -Belastung oberflächennahen Grundwassers stark vermindert werden.

Im Hinblick auf die o.g. Aspekte ist es von großem Interesse, Vorstellungen über die Größenordnung denitrifikativer N-Verluste aus Agrar-Ökosystemen zu gewinnen. Seit den 70er Jahren ermöglichen die Acetylen-Inhibierungsmethode und die direkte  $^{15}N$ -Bestimmung kontinuierliche N-Entgasungsmessungen auf landwirtschaftlichen Böden. Dennoch bleibt es durch viele Gründe schwierig, genaue und repräsentative N-Verlustangaben zu ermitteln. Vor allem die außerordentlich hohe räumliche Variabilität der N-Entgasung trägt dazu bei. Die mangelnde Kenntnis führte bis heute zu keinem befriedigenden Verständnis der Dynamik der Denitrifikation und erschwert darüberhinaus die Validierung mathematischer Simulationsmodelle anhand von Feldversuchen.

### 2. Einflußgrößen der Denitrifikation

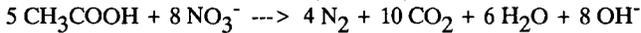
Die Denitrifikation wird als mikrobiologischer Prozeß von allen Faktoren beeinflusst, die für die mikrobielle Biomasse des Bodens allgemein von Bedeutung sind.

---

<sup>+</sup>) Geologisches Landesamt NW, De-Greif-Str. 195, 4150 Krefeld

### - Organische Substanz

Der Stoffwechsel denitrifizierender Mikroorganismen benötigt organische Substrate sowohl als Energie- als auch Kohlenstoff-Quelle. Die Beziehung zwischen Nitratreduktion und verfügbarem Kohlenstoff wird durch die folgende stöchiometrische Reaktionsgleichung verdeutlicht:



Der organische Kohlenstoff des Acetats dient als Elektronenspender für Nitrat in einer Kette enzymatischer Reaktionen, in der  $\text{N}_2$  und  $\text{CO}_2$  als Endprodukte anfallen. Die stöchiometrische Berechnung zeigt, daß bei Oxidation von 1,07 g C 1,0 g N verbraucht wird. Ausmaß wie Kinetik der Nitratreduktion hängen somit im wesentlichen von der C-Mineralisationskapazität des Bodens und der ihm zugeführten organischen Substanzen ab.

### - Sauerstoff-Partialdruck

Viele Untersuchungen zeigen, daß die Nitratreduktion bei niedrigen Sauerstoff-Konzentrationen stattfindet, wenn  $\text{NO}_3^-$  als Elektronenakzeptor anstelle des  $\text{O}_2$  in der Atmungskette der Boden-Mikroorganismen dient. Für Ausmaß und Dauer anaerober Bedingungen im Boden sind in erster Linie Wassergehalt, Bodenstruktur und C-Verfügbarkeit verantwortlich. Der Belüftungszustand der Böden ist ein Kontinuum von annähernd aeroben Verhältnissen in schnell drainierenden Sandböden bis zu ständig anaeroben Bedingungen in Marsch- oder Moorböden. Innerhalb dieser Spanne gibt es Klassen von Böden mit zeitweise anoxischen Verhältnissen oder der Präsenz eines dreidimensionalen Mosaiks von anaeroben Mikrozonen innerhalb einer aeroben Matrix.

Das Ausmaß der Anoxia im Boden ist an die Intensität des  $\text{O}_2$ -Verbrauchs und des -Nachschubs gekoppelt. Der  $\text{O}_2$ -Nachschub hängt vorwiegend von Volumen und Kontinuität luftführender Poren ab, denn in Luft ist der Sauerstoff-Diffusionskoeffizient  $10^4$  mal größer als in Wasser. Der  $\text{O}_2$ -Verbrauch wird durch die verfügbare Kohlenstoff-Quelle und die Temperatur bestimmt.

Die Denitrifikation wird konventionell mit Eh- (Redox-Potential-) Werten zwischen 420 und 250 mV verbunden (z.B. FOCHT & VERSTRAETE, 1977). Generell wird angenommen, daß  $\text{O}_2$ -Atmung und Denitrifikation alternativ und nicht gleichzeitig ablaufen, da Sauerstoff als Inhibitor für denitrifizierende Enzyme angesehen wird. Jüngste Labor-Modellversuche mit hohen Gehalten an verfügbarem Kohlenstoff zeigen dagegen, daß die Nitratreduktion durch verschiedene Denitrifikanten bei kontinuierlicher Sauerstoff-Zufuhr intensiver ist als unter vollständiger Anaerobiose (OTTOW & FABIG, 1985; GÖK & OTTOW, 1988). Offensichtlich können  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{O}_2$  gleichzeitig von einer Bakterienkultur als Elektronenakzeptoren verwendet werden, wenn der Stoffwechsel der Mikroben sehr aktiv ist und leicht mineralisierbarer Kohlenstoff nicht zum limitierenden Faktor wird.

### - Temperatur

Die Denitrifikation in Böden wurde über weite Temperaturbereiche hinweg untersucht. Die Minimum-Temperatur, unterhalb welcher keine Nitratatmung mehr stattfindet, beträgt etwa 5°C. Die obere kritische Temperaturgrenze streut zwischen 70 und 85°C. Die Optimaltemperatur liegt bei etwa 65°C.

Allgemein wird angenommen, daß sich biochemische bzw. enzymkatalysierte Reaktionsraten innerhalb eines begrenzten Temperaturbereichs mit jedem 10°C-Schritt verdoppeln oder verdreifachen. Bei der Denitrifikation trifft dies für die Temperaturspanne von 15 bis 35°C zu.

### - Protonen-Aktivität (pH)

Viele Studien zum Einfluß des pH auf die Nitratreduktion zeigen maximale Raten im neutralen bis leicht alkalischen Milieu (pH 6,5-8,0). Oberhalb von etwa pH 10,5 kommt es zu vollständiger Unterbindung der Nitratatmung. Sehr unterschiedliche Angaben werden über gasförmige N-Verluste unter sauren Bedingungen im Boden gemacht. Bei BREMNER & SHAW (1958) ist der N-Schwund unterhalb pH 5 bei anaeroben Bedingungen unbedeutend. Dagegen wurden bei WEIER & GILLIAM (1986) keine signifikanten Unterschiede der Denitrifikationsraten zwischen pH 5,8 und 3,8 festgestellt. Die offensichtliche Widersprüchlichkeit kann durch die Untersuchungen von BURTH & OTTOW (1982) erklärt werden. Diese Autoren fanden anhand von verschiedenen Denitrifikanten organismenspezifische pH-Optima. Nach EI DEMERDASH & OTTOW (1983) spielt der pH erst dann eine wesentliche Rolle, wenn die allgemeine mikrobielle Aktivität beeinträchtigt wird (pH < 3,5).

## 3. Gemessene und geschätzte denitrifikative N-Verluste im Freiland

### - N-Verluste auf Ackerland

Bis etwa Mitte der 70er Jahre wurde die Denitrifikation - indirekt - mittels der <sup>15</sup>N-Differenzmethode bestimmt. Die <sup>15</sup>N-Differenzuntersuchungen stellen größtenteils nur Momentaufnahmen über das Schicksal des Dünger-N zu Ende einer Vegetationsperiode dar; bodenbürtiger N-Schwund findet dabei keine Berücksichtigung. Wie etwa 10 Untersuchungen (zit. bei CAPELLE & BAEUMER, 1985) mit dieser Methode am Ende der Vegetationszeit einjähriger landwirtschaftlicher Nutzpflanzen im gemäßigten Klima zeigen, betragen düngerbürtige N-Verluste zwischen 10 und 70 kg/ha (= 20 - 50 % des applizierten Dünger-N). Diese Streubreite ist zum Teil auf methodische und technische Schwierigkeiten zurückzuführen, die sich insbesondere bei der Probenaufbereitung ergeben.

Die seit Ende der 70er Jahre mit Hilfe der Acetylen-Inhibierungsmethode und der  $^{15}\text{N}$ -Direktmessung erhaltenen Daten spiegeln direkt und kontinuierlich beobachtete Denitrifikation im Felde wider. Neben der düngerbürtigen N-Entgasung wird durch die  $\text{C}_2\text{H}_2$ -Inhibierungstechnik auch bodenbürtiger N-Schwund erfaßt. Wie aus etwa 20 Direktmessungen auf sehr unterschiedlichen Böden in der BRD, den USA, Großbritannien, Kanada und Neuseeland abzuleiten ist (zit. bei NIEDER & SCHOLLMAYER, 1988), werden im gemäßigten Klima unter Trocken-Feldbaubedingungen - bezogen auf die Vegetationszeit einjähriger Nutzpflanzen - nicht mehr als maximal 20 - 30 kg Stickstoff/ha gasförmig entbunden.

Im Gegensatz zum gemäßigten Bereich ist der N-Schwund im subtropischen Klima (z.B. Südkalifornien) weitaus höher, wo unter Intensiv-Gemüsebau und bei Furchenbewässerung die N-Verluste bis zu 200 kg/ha/Jahr und mehr betragen können (z.B. RYDEN et al., 1979; RYDEN & LUND, 1980).

#### - N-Verluste auf Grünland

Ebenso wie auf Ackerland ist auf Grünland denitrifikativer N-Verlust größeren Ausmaßes lediglich im subtropischen Klima bei Intensivnutzung - d.h. hoher Dünger-N-Aufwendung und Beregnung - nachgewiesen worden. Die Größenordnung des N-Schwundes von bis zu mehr als 200 kg/ha/Jahr in Kalifornien (z.B. ROLSTON et al., 1982) entspricht annähernd den bei Intensiv-Gemüsebau in derselben Region ermittelten maximalen N-Verlusten.

Etwa 10 in Großbritannien und der Bundesrepublik durchgeführte Direktmessungen (zit. bei NIEDER & SCHOLLMAYER, 1988) deuten für das gemäßigte Klima mit < 20 - 30 kg N/ha/Jahr auf eher vernachlässigbare Verlustgrößen auf Grünland hin.

#### 4. Diskussion

Unter Trocken-Feldbaubedingungen erfolgt die N-Entgasung allgemein in niederschlags- und beregnungsabhängigen Schüben. Kontinuierliche Messungen zeigen, daß der Zeit-Mengengang der Nitratreduktion - in Abhängigkeit von der Aggregierung der Böden - sehr unterschiedlich sein kann. Ein nicht aggregierter Sandboden weist bereits etwa 3-5 Stunden nach einem einmaligen Niederschlagsereignis das Maximum der N-Entgasung aus dem Oberboden auf und innerhalb von etwa 12 Stunden wird bereits wieder die Ausgangsrate der Denitrifikation erreicht (SEXTONE et al., 1985). Auf einem aggregierten tonigen Lehmboden dagegen erreicht die Rate der Nitratreduktion etwa 12 Stunden nach einmaliger Befeuchtung ihr Maximum und erst nach mehr als 48 Stunden sind N-Entgasungsraten wie vor Versuchsbeginn zu beobachten (SEXTONE et al., 1985). Die längere Phase erhöhter Denitrifikation hängt offensichtlich mit der Ausbildung eines dreidimensionalen Mosaiks anaerober Zonen zusammen, welches vor allem in fein texturierten Böden mit gut entwickeltem Aggregatsystem vorliegt. Aggregate können stellenweise noch in wassergesättigtem Zustand verbleiben, selbst wenn das angrenzende Sekundärporensystem bereits wieder vollständig entwässert ist. Die Beobachtungen auf grob texturierten Sandböden zeigen dagegen nur während einer kurzen Phase nach

Befeuchtung bedeutende Nitratreduktion, vorausgesetzt, daß kein überhöhtes Angebot an leicht mineralisierbaren C-Substraten vorliegt.

Die dargelegten Zusammenhänge könnten zu der Annahme verleiten, daß in aggregierten Böden auch längerfristig mit Denitrifikation wesentlich größeren Ausmaßes zu rechnen ist, als in Sandböden. Die Untersuchungen von ROLSTON et al. (1982) sowie von SEXTONE et al. (1985) anhand von aggregierten Lehmböden zeigen jedoch, daß bei wiederholten Befeuchtungs-Trocknungszyklen die Stickstoff-Entgasung sehr drastisch abnimmt. Offensichtlich liegt die Ursache in der Erschöpfung des verfügbaren Kohlenstoffs vor allem in den Intra-Aggregatbereichen, welcher sowohl den respiratorischen Sauerstoff-Verbrauch als auch die Denitrifikation steuert. Da mineralisierbarer Kohlenstoff als wesentlicher limitierender Faktor der Nitratatmung anzusehen ist, müssen gasförmige N-Verluste selbst bei Naßböden nicht höher sein als bei grundwasserfernen Böden. Für das relativ geringe Ausmaß der Denitrifikation auf grundwasserbeeinflußten Böden kann ebenfalls die starke Beeinträchtigung der Nitrifikation mineralischen Stickstoffs verantwortlich sein. Darüberhinaus muß in Betracht gezogen werden, daß auf gut belüfteten Sandböden die "aerobe Denitrifikation" von großer Bedeutung sein kann (OTTOW & FABIG, 1985). Die gasförmige Stickstoff-Entbindung kann in aeroben und mikrobiologisch aktiven Böden, die reichlich mit organischen Düngern oder leicht mineralisierbaren Pflanzenresiduen versorgt sind, wesentlich höher sein als in nassen, wenig strukturierten und verdichteten Böden (GÖK & OTTOW, 1988).

Speziell auf Naßböden besteht tendenziell eine Abhängigkeit des N-Schwundes von der Form des applizierten Dünger-N. Nach Düngung von Nitrat-N wird - geringfügig - mehr Stickstoff gasförmig freigesetzt als bei Einsatz von ammoniumhaltigen Substanzen. Offenbar ist unter feuchten Bedingungen die Nitrifikation von Ammonium gehemmt, so daß eine Anreicherung von Reaktanden ( $\text{NO}_3$ -Molekülen) auf derartigen Standorten stark behindert wird.

Ebenso wie durch die Form des applizierten Dünger-N wird das Ausmaß der N-Entgasung auf einem Standort von der vorherrschenden Bearbeitungspraxis bestimmt. Nicht bearbeitete (zero-till) Böden zeigen im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Standorten tendenziell höheren N-Schwund. GREVERS & DE JONG (1982) führen dies auf den Tatbestand zurück, daß "Null-Parzellen" im Vergleich zu regelmäßig bearbeiteten Krumen größere und mehr anaerobe Bodenaggregate aufweisen. Außerdem werden auf unbearbeiteten Parzellen die Lebensbedingungen für Denitrifikanten günstiger: DORAN (1980) fand mehr als 7 mal höhere Populationsdichten von Denitrifikanten in Oberböden von unbearbeiteten Ackerstandorten als in regelmäßig bearbeiteten  $A_p$ -Horizonten.

Im Vergleich zu den gasförmigen N-Verlusten im gemäßigten Klima ist der beobachtete N-Schwund auf intensiv bewirtschafteten Böden der Subtropen (Kalifornien) um Größenordnungen höher. Die extremen N-Entgasungsraten von mehr als 200 kg/ha/anno spiegeln den hohen mineralischen Dünger-N-Aufwand und die Wirkung häufiger Befeuchtungs-Trocknungszyklen wider, die charakteristisch sind für Gemüse- und Grünlandstandorte mit Beregnung. Das in dieser Region vorherrschende, milde Klima bildet eine wesentliche Voraussetzung für hohe Denitrifikationsraten über das ganze Jahr hinweg. Die Nitratreduktion wird außerdem durch die Einarbeitung hoher Mengen an

energiereichen Ernteresiduen gefördert. In den wichtigsten Gemüsekulturen wird nach der Ernte mehr als die Hälfte der erzeugten Grünmasse rezykliert.

Es bleibt festzuhalten, daß das Ausmaß der Denitrifikation auf Kulturböden des gemäßigten wie des subtropischen Klimas größtenteils durch Bewirtschaftungsmaßnahmen und weniger durch die jeweils anzutreffenden Bodeneigenschaften bestimmt wird.

## 5. Literatur

- BREMNER, J.M. & SHAW, K. (1958): Denitrification in soil II. Factors affecting denitrification.- *J. Agric. Sci.* **51**, 40-52
- BURTH, J. & OTTOW, J.C.G. (1982): Stickstoffentgasung bei verschiedenen denitrifizierenden Bakterien und *Fusarium solani*: in Abhängigkeit von der Wasserstoff-Ionenkonzentration (pH).- *Landwirtsch. Forsch. Sonderh.* **38**, 65-666
- CAPELLE, A. & BAEUMER, K. (1985): Zum Verbleib von Dünger-Stickstoff ( $^{15}\text{N}$ ) im System Boden - Pflanze - Atmosphäre auf bearbeiteter und unbearbeiteter Acker-Parabraunerde aus Löß.- *Landwirtsch. Forsch.* **38**, 35-47
- DORAN, J.W. (1980): Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage.- *Soil Sci. Soc. Am.* **7**, 44, 765-771
- EL-DEMERDASH, M.E. & OTTOW, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden.- *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* **146**, 138-150
- FOCHT, D.D. & VERSTRAETE, W. (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification.- *Adv. Microbiol. Ecol.* **1**, 135-214
- GÖK, M. & OTTOW, J.C.G. (1988): Effect of cellulose and straw incorporation in soil on total denitrification and nitrogen immobilization at initially aerobic and permanent anaerobic conditions.- *Biol. Fertil. Soils* **5**, 317-322
- GREVERS, M.C.J. & DE JONG, E. (1982): The effect of traditional versus innovative farming systems on soil structure.- In: *Proc. Soils and Crops Workshop, Ag. Dex. 510, Pub. no. 464, Extension Div. of Saskatchewan, Saskatoon, 49-57*
- NIEDER, R. & SCHOLLMAYER, G. & ZAKOSEK, H. (1988): Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse).- *Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung* (im Druck)
- OTTOW, J.C.G. & FABIG, W. (1985): Influence of oxygen aeration on denitrification and redox level in batch cultures of various bacteria.- In: *Proc. 6th Intern. Symp. Environm. Biogeochem. Santa Fe (USA)*, 427-440
- ROLSTON, D.E. & SHARPLEY, A.N. & TOY, D.W. & BROADBENT, F.E. (1982): Field measurement of denitrification: III. Rates during irrigation cycles.- *Soil Sci. Am. J.* **46**, 289-296
- RYDEN, J.C. & LUND, L.J. & FOCHT, D.D. (1979): Direct measurement of denitrification loss from soils: I. Laboratory evaluation of acetylene inhibition of nitrous oxide reduction.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **43**, 104-110
- RYDEN, J.C. & LUND, L.J. (1980): Nature and extent of directly measured denitrification losses from some irrigated vegetable crop production units.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**, 505-511
- SEXTONE, A.J. & PARKIN, T.B. & TIEDJE, J.M. (1985): Temporal response of soil denitrification rates to rainfall and irrigation.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **49**, 99-103
- WEIER, K.L. & GILLIAM, J.W. (1986): Effects of acidity on denitrification and nitrous oxide evolution from Atlantic Coastal Plain soils.- *Soil Sci. Soc. Am. J.* **50**, 1202-1205

Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grundwassernaher Sandstandorte am Niederrhein:

1. Mikrobiologische Untersuchungen zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone von Sandböden\*

von

SCHULTE-KELLINGHAUS, S<sup>1</sup> und H. ZAKOSEK<sup>2</sup>

1. Einleitung und Problemstellung

Die Denitrifikation in der ungesättigten Zone ist von großer Bedeutung für die Abschätzung der Nitratbelastung des Grundwassers. Ohne eine Denitrifikation mußte man von einem Eintrag des gesamten überschüssigen Nitrats aus dem Wurzelraum - genauer aus dem Raum unter der unterirdischen Wasserscheide - bis in das Grundwasser ausgehen, denn Prozesse wie Immobilisierung oder Nitrattammonifikation entziehen das Nitrat nicht dauerhaft dem N-Kreislauf, sondern sind nach Nitrifikation wieder potentiell verlagerbar. Mit diesem Themenkomplex befaßte sich eine Untersuchung zwischen 1984 und 1987, die an mehreren Standorten im Rheinland durchgeführt wurde (SCHULTE-KELLINGHAUS, 1988). Da im Bereich der ungesättigten Zone - wenn überhaupt - in erster Linie nur mit biologischer Denitrifikation zu rechnen ist (vgl. dazu CHAO & KROONTJE (1966), CHAO (1967), MUNCH & OTTOW (1977), OTTOW (1981), v. CLEEMPUT et. al. (1987) sowie die Literaturlauswertung von HEYDER et. al. (1985)), war es zunächst das Ziel, über die Verbreitung verschiedener physiologischer Bakteriengruppen - insbesondere Denitrifikanten - in der ungesättigten Zone Aufschluß zu gewinnen. Die zweite Frage befaßte sich mit der Konstanz der Verteilung der Bakterien, bzw. Veränderungen in der Populationsdichte, die Rückschlüsse auf die Aktivität der Bakterien zulassen sollten. Schließlich sollte versucht werden, aus der Verknüpfung der Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen mit Analysen des Milieus eine mögliche Denitrifikation innerhalb der ungesättigten Zone zu lokalisieren und im Vergleich mit der beobachteten Nitratverlagerung Rückschlüsse auf eine möglicherweise abgelaufene Denitrifikation zu ziehen.

2. Methoden

Probennahme: Mischprobe je 20 cm Mächtigkeit, gewonnen mit EIJKELKAMP-Handbohrer.

Nitratbestimmung: 75 g feldfrischer Boden (zwischenlagert bei -18°C) + 300 ml 1% KAl(SO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>-Lösung, 1 h schütteln, abfiltrieren, bei 210 nm im UV-Zweistrahlphotometer gegen eine reduzierte Probe (verkupferte Zinkgranalien,

\* aus dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn

<sup>1</sup> Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde der Universität Bonn

10%  $H_2SO_4$ ) messen.

Bestimmung Gesamt-C ( $C_{ges}$ ): nasse Veraschung mit Chromschwefelsäure (LICHTER-FELDE), Messung bei 578 nm.

mikrobiell verfügbarer C ( $C_{min}$ ): aerobe Bebrütung bei 27°C im SAPROMAT (Fa. Voith, Heidenheim), Messung des Sauerstoffverbrauchs (ausführlichere Beschreibung in: SCHULTE-KELLINGHAUS (1988)).

physiologische Bakteriengruppen: Anreicherungskultur in selektiven Flüssigmedien (Zusammensetzung und Quellen in: SCHULTE-KELLINGHAUS (1988)), Auswertung mit MPN-Methode.

### 3. Standorte

Es werden Ergebnisse von 2 relativ grundwassernahen Sandstandorten am Niederrhein (Raum Bocholt) vorgestellt. Auf den dortigen glaziofluviatilen Sanden (ca. 60% mS, 30% fS) sind verbreitet Plaggenesche zu finden (ausführlichere Standortbeschreibung in SCHOLLMAYER, (1988, in Vorb.) und SCHULTE-KELLINGHAUS, (1988)). Ein Plaggenesch unter intensivem Ackerbau (Fruchtfolge Silomais, Wintergerste) wurde mit einem derzeit unter Waldnutzung befindlichen Esch verglichen. Die 50 bis 80 cm (im Durchschnitt ca. 60 cm) mächtige Plaggenauflage hat die ursprünglich vorhandenen Podsole überprägt. Beide Standorte befinden sich im Bereich einer ehemaligen Verlandungsrinne der Issel, die sich in Form eines "Torfbandes" innerhalb der ansonsten bodenartig sehr einheitlichen Profile bemerkbar macht. Es handelt sich dabei um eine Schicht mit örtlich stark unterschiedlicher Zusammensetzung - vom sehr stark humosen Lehm bis hin zu einem Torf, z.T. mit sandigen Einlagerungen - in einer Tiefe meist zwischen etwa 2.0 und 2.2 m, z.T. etwas tiefer. Das Grundwasser steht auf beiden Standorten in etwa 3 m Tiefe an, die Obergrenze des Kapillarraumes reicht bei beiden Standorten gerade bis in den Bereich des Torfbandes. Aufgrund der hohen Wasserdurchlässigkeit und dem geringen Flurabstand geht von Nitratüberschüssen im Boden dieser Standorte eine erhebliche, sehr kurzfristige Gefährdung für das Grundwasser aus.

### 4. Ergebnisse und Diskussion

Zu 6 Terminen innerhalb von 2 Jahren wurden Bodenproben aus der ungesättigten Zone bis zur Grundwasseroberfläche entnommen. Neben Bestimmungen von Nitrat- und Wassergehalten zur Erfassung der Nitratverlagerung wurden in erster Linie Keimzahlbestimmungen verschiedener physiologischer Bakteriengruppen durchgeführt.

Die Abbildung 1 stellt die Verteilung der heterotrophen Bakterien des Standortes Esch-Wald dar. Sie zeigt zu allen Terminen ein grundsätzlich ähnliches Bild: hohe Keimzahlen (MPN) nahe der Bodenoberfläche, eine deutliche Verringerung mit zunehmender Tiefe innerhalb des Wurzelraumes bis ca. 1 m, darunter bleiben die Werte weitgehend konstant. Die Spannweite der Variation zwischen den Terminen ist relativ eng, man kann offensichtlich von einer sta-

bilen Population aus-  
gehen. Die Verteilung der  
heterotrophen Bakterien  
unter dem Acker (Abb. 2)  
bietet grundsätzlich ein  
übereinstimmendes Bild.  
Die Zahlen sind insge-  
samt etwas erhöht, das  
könnte z.B. eine bessere  
Nährstoff-Versorgung der  
Mikroorganismen aus Dün-  
gung und insbesondere  
Ernterückständen bele-  
gen. Für beide Standorte  
gilt, daß im Torfband  
die Keimzahlen im allge-  
meinen nicht signifikant  
erhöht sind, eine ten-  
denzielle Erhöhung ist  
aber auf dem Esch-Acker  
erkennbar. Die Abbildun-  
gen 3 und 4 zeigen, daß  
das Erscheinungsbild der  
Denitrifikanten grund-  
sätzlich dem der Gesamt-  
heit der Heterotrophen  
ähnlich ist. Sie besit-  
zen in der ungesättigten  
Zone einen ziemlich kon-  
stanten Anteil an der  
Gesamtpopulation der  
Heterotrophen. Die feh-  
lenden Unterschiede  
zwischen den Terminen  
lassen darauf schlies-  
sen, daß es keinen  
großen Wechsel in der  
Aktivität gibt, oder  
nur sehr kurzfristige  
Schwankungen, die nicht  
erfaßt werden konnten.

Denitrifikanten sind in der ungesättigten Zone grundsätzlich vorhanden, aber nicht in großer Zahl. Ob und was die angetroffenen Bakterien leisten können ist letztlich eine Frage des Milieus. Die Abb. 5 und 6 stellen Ergebnisse von Untersuchungen zum C-Haushalt der Standorte dar. Die verwendeten Methoden zur C-Bestimmung erfassen zwar völlig unterschiedliche C-Fractionen, nur  $C_{min}$  an-  
nähernd den Mikroorganismen zur Verfügung stehenden Anteil, aber das

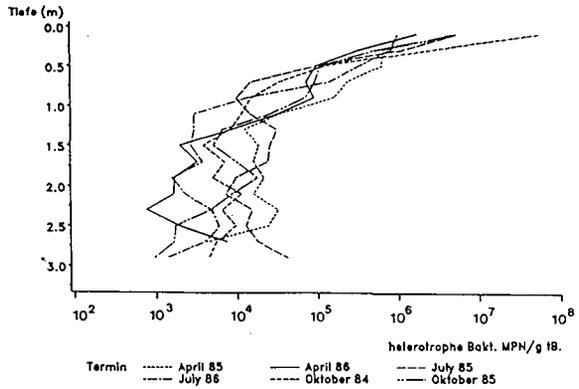


Abb. 1: Most probably number (MPN) koloniebildender Einheiten heterotropher Bakterien pro 1 g trockenen Bodens. Standort Esch-Wald, Kurven geringfügig geglättet.

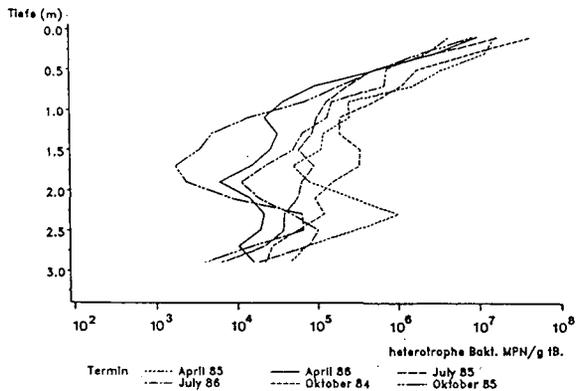


Abb. 2: MPN koloniebildender Einheiten heterotropher Bakterien pro 1 g trockenen Bodens. Standort Esch-Acker, Kurven geringfügig geglättet.

grundsätzliche Erscheinungsbild der Ergebnisse ist das gleiche. Es treten hohe C-Gehalte in den E-Horizonten auf. Innerhalb dieser geht dabei der verfügbare Anteil ( $C_{min}$ ) deutlich zurück. Dies stimmt auffällig überein mit der Form der Verteilungskurven der heterotrophen Bakterien und auch der Denitrifikanten. Hier ist insgesamt viel organische Substanz als C-Quelle vorhanden. Durch den Einfluß der Witterung, den ungehinderten Gasaustausch mit der Atmosphäre und vor allem die Zufuhr frischer und - insbesondere auf dem Acker - leicht abbaubarer organischer Substanz, sind hier die Lebensbedingungen für aerobe und fakultativ anaerobe Heterotrophe besonders günstig. Mit zunehmender Tiefe der E-Horizonte werden diese Bedingungen bereits ungünstiger, was sich im

Rückgang der Bakterienzahlen und der  $C_{min}$ -Werte äußert. Innerhalb der ungesättigten Zone tritt dann erst das Torfband durch hohe Gesamtgehalte und mineralisierbare C-Mengen deutlich in Erscheinung. Dieses Nahrungsangebot schlägt sich allerdings nur in sehr geringem Maße in den Keimzahlen der Bakterien nieder. Dies läßt sich durch mehrere Hinweise erklären. Das Torfband enthält aufgrund seiner Zusammensetzung überwiegend sehr schwer abbaubare C-Verbindungen. Die Abbaubedingungen (fördernde Einflüsse der Witterung und des Klimas) sind in dieser Tiefe für die Mikroorganismen nicht mehr so gut, wie nahe der Oberfläche. Zusätzlich läßt die Lage im Bereich des Kapillarraumes überwiegend nur noch langsamere, anaerobe Umsetzungen zu. Durch die aerobe Bebrütung bei der Bestimmung des  $C_{min}$  dürfte eine zu hohe Abbaubarkeit vorgetauscht werden. Da die Milieu-Änderungen (Bodentemperatur, Sauerstoffver-

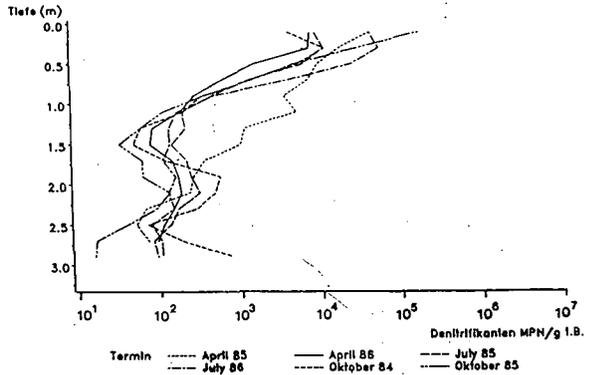


Abb. 3: Most probably number (MPN) denitrifizierender Bakterien pro 1 g trockenen Bodens, Standort Esch-Wald, Kurven geringfügig geglättet.

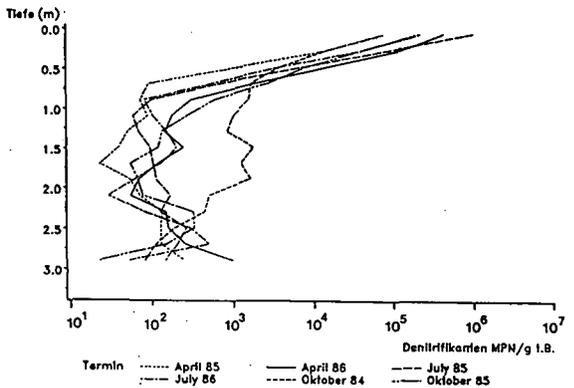


Abb. 4: Most probably number (MPN) pro 1 g trockenen Bodens denitrifizierender Bakterien, Standort Esch-Acker, Kurven geringfügig geglättet.

sorgung) im tiefen Bereich des Profils im Jahreslauf gering sind, ist davon auszugehen, daß - wenn überhaupt - mit einer mehr oder weniger ganzjährigen und eher niedrigen Aktivität zu rechnen ist. Dies wirkt sich dann auch kaum in erhöhten Keimzahlen der heterotrophen Bakterien oder insbesondere der Denitrifikanten aus.

Die dargestellten Ergebnisse und Überlegungen lassen letztlich nur den Schluß auf eine potentielle Denitrifikationsmöglichkeit zu. Die Frage der tatsächlich auftretenden Denitrifikation läßt sich damit nicht beantworten. Wenn man in Abb. 7 den Bereich des Wurzelraumes wegen seiner vielfältigen N-Umsetzungen und vor allem wegen seiner Lage oberhalb der unterirdischen Wasserscheide wegläßt, erkennt man unterhalb höherer Konzentrationen im mittleren Profilteil eine rapide Verringerung der Nitrat-N-Konzentrationen im Bereich des Torfbandes. Diese Abnahme könnte auf einen Nitratabbau durch Denitrifikation in diesem Bereich schließen lassen. Weitergehende Überlegungen zur Abschätzung der Höhe und zur engeren Lokalisierung einer Denitrifikation

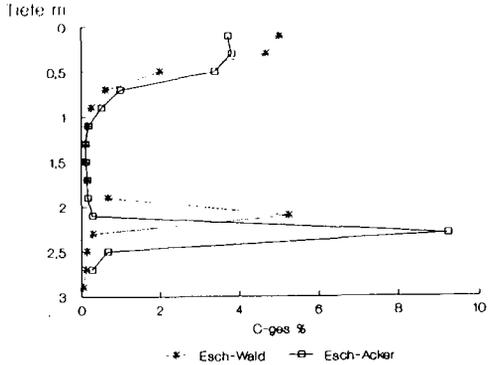


Abb. 5:  $C_{ges}$ -Gehalte der beiden untersuchten Standorte

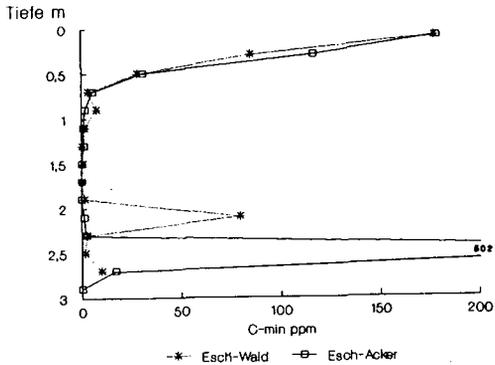


Abb. 6: Im Bebrütungsversuch mineralisierter Kohlenstoff ( $C_{min}$ ) der beiden Standorte.

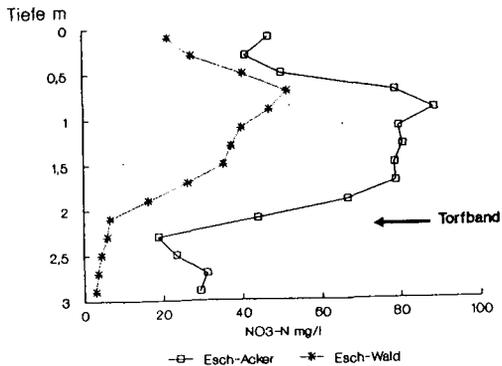


Abb. 7: Mittlere Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser ( $NO_3^-$ -N mg/l) der beiden untersuchten Standorte über die gesamte Untersuchungsperiode.

tion an diesen Standorten werden im zweiten Teil dieser Arbeit dargestellt.

## 5. Zusammenfassung

Als Ergebnis läßt sich für die vorgestellten Standorte festhalten, daß die Verteilung der Denitrifikanten grundsätzlich eine Denitrifikation in der ungesättigten Zone zuläßt. Die ermittelten Keimzahlergebnisse lassen aber keine weitergehende Interpretation in Hinblick auf die Aktivität der angetroffenen Bakterien zu. Das Milieu, in dem die Denitrifikanten leben, ist letztlich der entscheidende Gesichtspunkt, der bestimmt, ob und in welchem Umfang mit Denitrifikation zu rechnen ist.

Die Analysen zum C-Haushalt zeigen, daß in der ungesättigten Zone dieser Standorte - außer eingewaschener löslicher organischer Substanz, die nicht berücksichtigt wurde - als nennenswerte Energiequelle nur das Torfband in Frage kommt. Für eine denitrifizierende Aktivität ist im vorliegenden Fall besonders günstig, daß hier mit weitgehend anaeroben Verhältnissen zu rechnen ist.

## 6. Literatur

(soweit hier zitiert, weitere Angaben in SCHULTE-KELLINGHAUS (1988)):

- CHAO, T.T. (1967): Inorganic nitrogen transformations through the oxidation and reduction of sulfur compounds. - Soil. Sci. Soc. Amer. Proc., 31, 485-490
- CHAO, T.T. & KROONTJE, W. (1966): Inorganic nitrogen transformations through the oxidation and reduction of iron. - Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 30, 193-196
- van CLEEMPOT, O., UYTTERHAEGEN, L. & BAERT, L. (1987): Chemo-Denitrification of groundwater. - in: Protection of water quality from harmful emissions, with special regard to nitrate. 5th International Symposium of CIEC. - Symposium Document, Vol.2 Section 1, 42-48
- EL-DEMERDASH, M.E. & OTTOW, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. - Z.Pflanzenernähr. Bodenk., 146, 138-150
- HEYDER, D., LESSMANN-SCHOCH, U. & ZAKOSEK, H. (1985): Denitrifikation im Boden und Untergrund. - Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung, 26, 377-385
- LEUCHS, W. (1987): Chemische Genese eines pleistozänen Porengrundwasserleiters bei Bocholt, Westfalen. - DFG-Abschlußbericht, 105 S.
- MUNCH, J.C. & OTTOW, J.C.G. (1977): Modelluntersuchungen zum Mechanismus der bakteriellen Eisenreduktion in hydromorphen Böden. - Z.Pflanzenernähr. Bodenk., 140, 549-562
- OTTOW, J.C.G. (1981) Bedeutung des Redoxpotentials für die Reduktion von Nitrat und Fe(III)-Oxiden in Böden. - Z.Pflanzenernähr. Bodenk., 145, 91-93
- SCHOLLMAYER, G. (1988, in Vorb.): Das Verhalten der Nitrate in der ungesättigten Zone sandiger Ökotope im Bereich der Wasserwerke Liedern bei Bocholt/Westfalen. - Diss. Uni. Bonn
- SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1988): Denitrifikation in der ungesättigten Zone: über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Löss- und grundwassernaher Sandstandorte. - Schriftenreihe BELF, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, 358, 190 S.

Zur Schätzung des potentiellen Nitrataustrags aus Böden

von  
SCHWEIKLE, V.

Übliche Verfahren zur Schätzung des Nitratreintrags in's Grundwasser aus Böden bewerten das "Rückhaltevermögen von Nitrat" in Böden, welches erschlossen wird aus Geländemerkmale (wie Feldkapazität, Grundwasserflurabstand und Deckschichtmächtigkeit) und Klimadaten (Klimatische Wasserbilanz). Die mit der Kontinuitätsgleichung verknüpfte Strömungsgleichung für Sickerung lautet:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial z} \left( k(\theta) \frac{\partial M}{\partial z} \right) + \frac{\partial k}{\partial z}$$

und wenn für Sickerung bei einer mächtigen Deckschicht  $\frac{\partial M}{\partial z} \approx 1$  gesetzt wird, gilt

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = 2 \frac{\partial k(\theta)}{\partial z}$$

- $\theta$  = Wassergehalt in  $m^3/m^3$
- $t$  = Zeit in Sekunden
- $k(\theta)$  = ungesättigte Wasserleitfähigkeit  $m/s$
- $z$  = Bodentiefe in m

Daraus folgt, daß der Gradient der Wasserleitfähigkeit und die aktuellen Wassergehaltsänderungen die Sickerwasserraten bestimmen.

Wassergehaltsänderungen in Böden sind gering in Gebieten hoher Niederschläge und/oder niedriger Temperaturen. In Baden-Württemberg trifft dies zu für alle Flächen unter Wald und Grünland (Acker) mit einem Trockenheitsindex fürs Jahr der  $>60$  (30) ist. In diesen Flächen werden bei wahrschein-

+ Institut für Ökologie und Naturschutz, Landesanstalt für Umweltschutz, Griesbachstr. 3, 7500 Karlsruhe 21

licher Grundwasserbildung als Schätzwerte des Nitrataustrags Niederschläge und ungesättigte Wasserleitfähigkeit im Bereich der Feldkapazität verwendet.

Deutliche Wassergehaltsänderungen in Böden sind sicher in Gebieten unter Wald und Grünland (Acker) mit einem Trockenheitsindex  $\leq 60$  (30). In diesen Gebieten wird der Niederschlag ersetzt durch die klimatische Wasserbilanz und die ungesättigte Wasserleitfähigkeit durch zusätzliche Bewertung der nutzbaren Feldkapazität ergänzt. Im Wurzelraum liegende Schichtgrenzen (fein über grob) werden durch eine weitere Korrektur berücksichtigt.

Feststoffverlagerung in einer homogenen Sandpackung  
am Beispiel eines suspendierten Farbstoffes

von

Speerschneider, R., H. Ringe und K. H. Hartge\*

Einleitung

Im Boden werden zahlreiche Stoffe, wie Ton, organische und anorganische Partikel, in suspendierter Form verlagert.

Dies kann Einfluß auf bedeutende Bodenprozesse haben, z.B.

- die Tonverlagerung auf die Bodengenese
- der Eintrag unerwünschter Feststoffpartikel auf die Kontamination des Bodens
- die Verminderung der Wasserleitfähigkeit auf die Filterung des Wassers

Die Feststoffverlagerung ist eng mit der Wasserbewegung und den Eigenschaften der Fließpassagen des Bodens verbunden.

Sowohl große Wasserdruckgefälle (bei geringer Sättigung) als auch große Fließquerschnitte (hohe Sättigung) fördern die Feststoffverlagerung (HARTGE u. BECHER 1976, LESSING u. HARTGE 1988).

Viele Untersuchungen zur Feststoffverlagerung betrachten den zeitabhängigen Stoffaustag oder die örtlichen Konzentrationsänderungen von Bodensäulen.

In den vorliegenden Versuchen wurde die Verlagerung eines suspendierten Pigmentfarbstoffes -als Modellsubstanz für Feststoffe- in einer Sandpackung verfolgt. Der Einfluß von Sättigungszustand, Fließbettgefälle und kleinräumigen Dichteunterschieden auf den Verlagerungsvorgang wurde untersucht.

Material und Methoden

Als Versuchsaufbau diente eine Plexiglasrinne (Abb.1), in die schichtweise Sand eingefüllt wurde (Körnung = 0,1-0,63mm). Jede Schicht wurde auf eine Dichte von  $\delta_B = 1,55\text{g/cm}^3$  gebracht. Für die vollständige Packung der Fließrinne wurden fünf Sandportionen, mithin fünf Schichten benötigt. Drei in der Rinnenrückwand befindliche Tensiometer dienten zur Kontrolle des hydraulischen Anfangspotentials, das durch Aufsättigen und anschließend teilweises Entwässern der Packung eingestellt wurde. Die Sandpackung befand sich zu Versuchsbeginn im hydraulischen Gleichgewicht mit einem bestimmten Sättigungsgrad.

In den Versuchsvarianten wurden drei Rinnengefällestufen (0%, 10%, 25%) mit drei hydraulischen Anfangspotentialen ( $-10\text{hPa} \approx \psi_H-10$ ,  $-30\text{hPa} \approx \psi_H-30$ ,  $-40\text{hPa} \approx \psi_H-40$ , Bezugsniveau:  $z=0$ ) kombiniert.

Im Versuch wurden  $5\text{ cm}^3$  eines organischen Pigmentfarbstoffes (Pigmosol-Grün von BASF) und sukzessive Wassergaben a  $15\text{ cm}^3$  in das Einfüllbecken gegeben. Der Farbfrontenverlauf bzw. die

\* Inst. für Bodenkunde, 3000 Hannover - 21, Herrenhäuserstr. 2

Farbbänder nach Infiltration der Farbe und nach jeder Wassergabe wurde aufgezeichnet (Abb.2). Die gesamte Vorrückfläche, d.h. der hinter der Farbfront liegende Bereich und die Farbbandfläche nach jeder Wassergabe wurden planimetrisch bestimmt.

## Ergebnisse

Die Farbsuspension durchwanderte die Packung als geschlossenes Farbband (Abb.2). Die Größe der Gesamtvorrückfläche und der Farbbandfläche sowie die Form der Farbfronten hingen vom Fließbettgefälle, vom hydraulischen Anfangspotential und vom Zeitpunkt der Beobachtung ab. Das Ende der Aufsättigungsphase (erstem Wasseraustritt im Auslaß) war von der Anfangssättigung abhängig. Es lag bei  $\psi_{H-10}$  am Versuchsanfang, d.h. nach der Farbstoffzufuhr, bei  $\psi_{H-30}$  nach der 5. sukzessiven Wassergabe und bei  $\psi_{H-40}$  nach der 7. sukzessiven Wassergabe

Bei nahezu gesättigter Packung ( $\psi_{H-10}$ ) schob sich die Front nach jeder Wassergabe mit gleicher Weite voran, im Gegensatz zur geringsten Sättigung ( $\psi_{H-40}$ ) mit anfangs großem, aber später immer geringer werdendem Frontvorschub (Abb.3). Bei mittlerer Sättigung verringerte sich die Vorrückflächenzunahme nur während der Aufsättigungsphase.

Mit größerem Gefälle rückten die Fronten in ungesättigtem Sand weiter vor (Abb.4).

Die Entwicklung der Farbbandfläche (Abb.5) entspricht der Dispersion der Farbteilchen in der Packung. Es ergaben sich Parallelen zu den Vorrückflächen. Eine lineare Flächenzunahme zeigte sich ab der 2. Wassergabe bei hoher Anfangssättigung. Bei geringstem Anfangswassergehalt war die Farbstoffdispersion zuerst am ausgeprägtesten, nahm aber im Versuchsverlauf nach Erreichen eines Maximums wieder ab.

Wie die Gesamtvorrückflächenzunahme verringerte sich auch die Farbflächenzunahme während der Aufsättigungsphase.

Die Fronten bildeten während des Packungsdurchgangs charakteristische Zungen aus (Abb.6), was auf bevorzugte Verlagerungsräume hindeutet. Durch die Sandschichtung lagen lockere und dichte Bereiche in Abfolge übereinander vor.

Die Farbe rückte bei hoher Sättigung bevorzugt in lockeren, bei geringer Sättigung dagegen in dichteren Bereichen vor.

## Diskussion

Die Transportgeschwindigkeit suspendierter Stoffe hängt besonders vom Sättigungszustand des Bodens ab. Durch den verringerten Fließquerschnitt und die größeren hydraulischen Gradienten bei ungesättigten Böden werden Suspensionen durch eine bestimmte Wassermenge sowohl weiter verlagert, als auch stärker dispergiert als bei Sättigung.

Die Verlagerungsunterschiede durch Variation des Rinnengefalles sind ebenfalls ein Sättigungseffekt, da bei gleichem hydraulischem Potential Packungen in steileren Rinnen einen geringeren Wassergehalt besitzen.

Kleinräumige Dichteunterschiede verhindern ein gleichmäßiges Vorrücken der Front. Je nach Sättigungszustand wird die Suspension bevorzugt in dichteren oder lockereren Bereichen verlagert, d.h.

jeweils dort, wo unter den gegebenen Zuständen die größten Fließgeschwindigkeiten ( $v = k \cdot \Delta\psi/H$ ) als Kombination von Wasserleitfähigkeit und hydraulischem Potentialgradienten auftreten. Diese Abhängigkeit ist sehr empfindlich. Schon die geringen Dichteunterschiede, die bei homogenem Sand und portionsweisem Einbau an der Oberkante der jeweiligen Schicht gegenüber der Unterkante auftreten, wirken sich sichtbar aus (Abb.2).

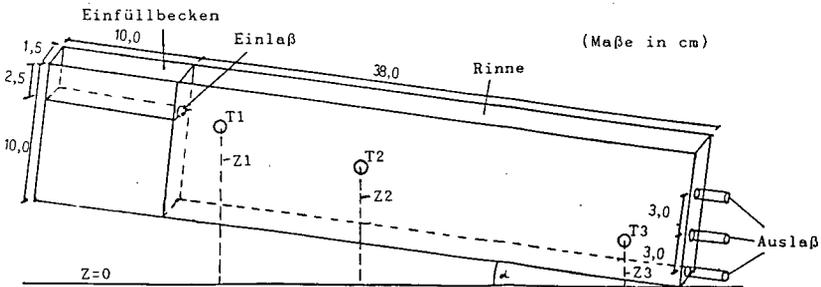
### Zusammenfassung

An einer Sandpackung in einer Fließrinne wurde der Einfluß von Sättigungszustand, Gefälle und Dichteunterschieden auf das Verlagerungsverhalten disperser Stoffe untersucht. Als disperse Phase wurde eine Farbstoffsuspension verwendet. Der Sättigungszustand der Packung hatte den größten Einfluß auf die Farbstoffverlagerung. Die Ausbreitungsgeschwindigkeit nahm mit geringerer Sättigung und steilerem Gefälle zu. Die Farbstoffdispersion verstärkte sich mit abnehmender Sättigung und im Verlauf der Verlagerung. Durch kleinräumige Dichteunterschiede infolge Packungsschichtungen bildeten sich Zungen, d.h. bevorzugte Vorrückbereiche aus. Sie lagen bei hoher Sättigung in relativ lockeren und bei geringer Sättigung in relativ dichten Bereichen der einzelnen Packungsschichten.

### Literatur

- HARTGE, K. H. und H. H. BECHER, 1976:  
Bemerkungen zu den Transportmechanismen für suspendierte Stoffe im Boden  
Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 23, 153-160
- LESSING, R. und K. H. HARTGE, 1988:  
Der Einfluß des hydraulischen Gradienten auf die Verlagerbarkeit grobdisperser Stoffe.  
Vortrag anläßlich der Sitzung der Kommissionen I+II DBG am 8./9. November 1988 in Bonn

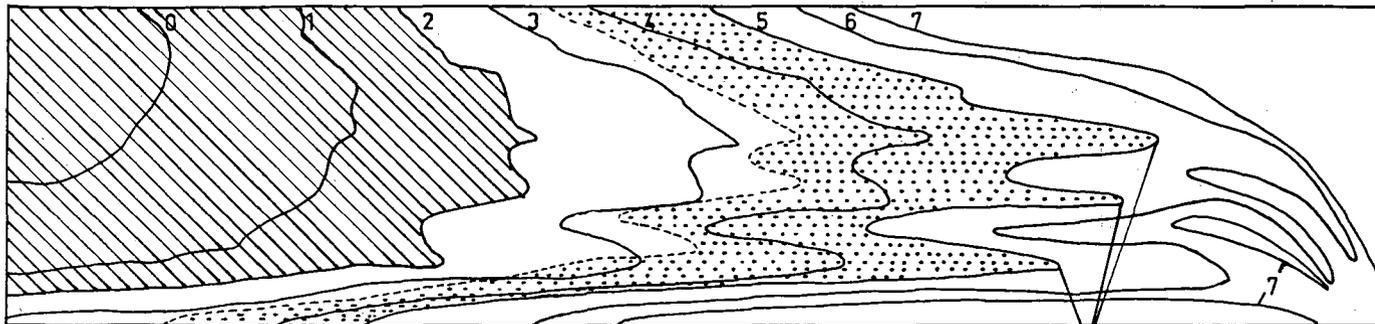
Abb.1: Versuchsaufbau



$\alpha$  = Neigungswinkel der Rinne  
Z(1,2,3) = Ortshöhen der Tensiometer  
T(1,2,3) = Einbauorte der Tensiometer

Abb.2: Fronten nach Farbstoffzufuhr (0) und einzelnen Wassergaben (1-7)

Fließrichtung --->



////// Gesamtvorrückfläche  
nach 2. Wassergabe

..... Farbband  
nach 5. Wassergabe

Zungen

Abb. 3: Gesamtvorrückfläche = f(Anfangssättigung)

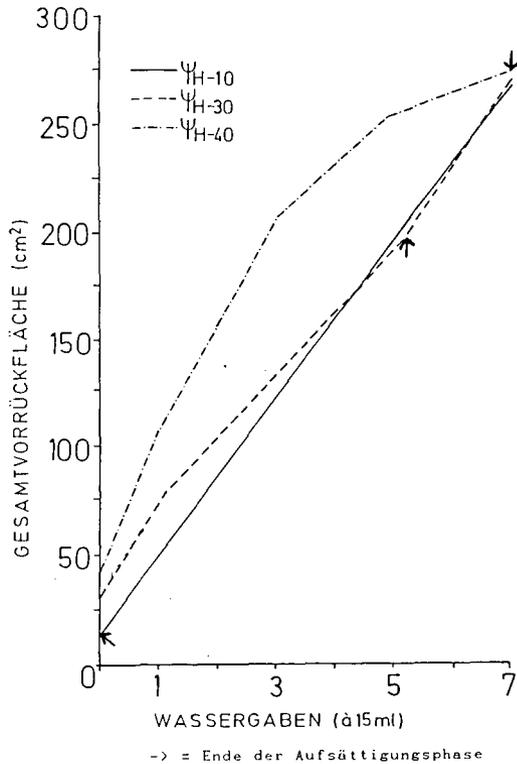


Abb. 4: Gesamtvorrückfläche = f(Rinnengefälle) bei geringer Anfangssättigung ( $\Psi_{H-40}$ )

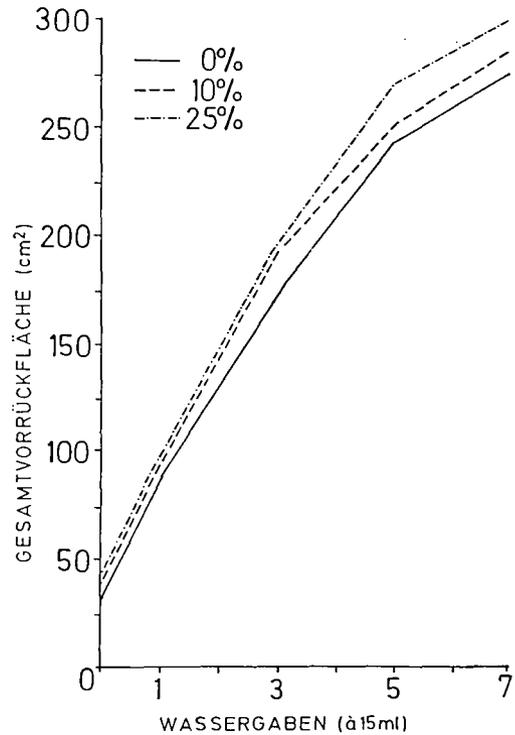


Abb.5: Farbbandfläche = f(Anfangssättigung)

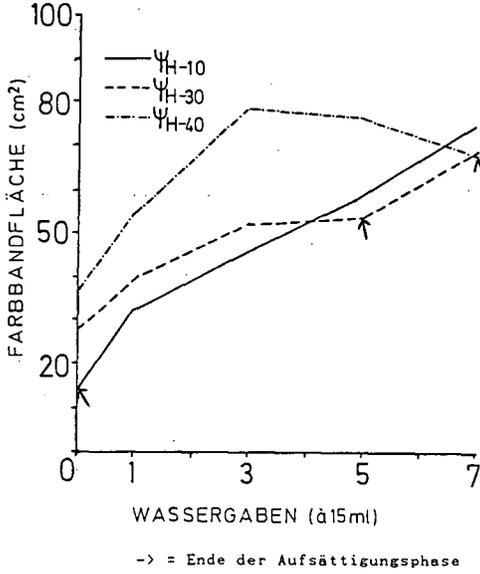
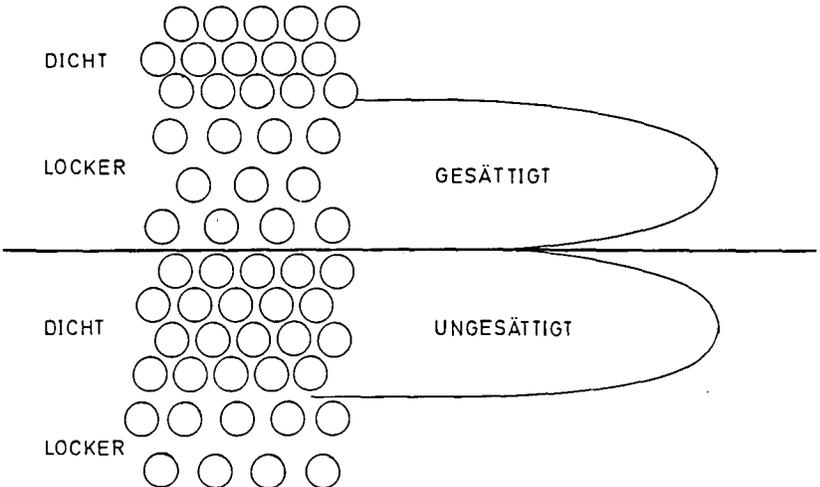


Abb.6: Zungenbildung = f(Dichteunterschiede, Sättigung)



# Eine neue Methode zur Bestimmung von Diffusionskoeffizienten in Bodenmatrices durch numerische Lösung der Transportgleichung für geschlossene Systeme

von

STEGEMANN, D. und H. K. CAMMENGA<sup>1</sup>

Mit der hier vorgestellten Methode werden Diffusionskoeffizienten für  $N_2O$  bei *gleichzeitiger* Untersuchung des Adsorptionsverhaltens bestimmt. Es lassen sich Aussagen über den Verlauf der Adsorptionsisotherme in untersuchten Konzentrationsbereich von 2-20 ppm v/v machen. Ofentrockene und/oder sterilisierte Säulen behalten ihre Eigenschaft auch nach einer Vielzahl von Messungen, da im *geschlossenen Gefäß* unter Inertgasatmosphäre gearbeitet wird. Das Verfahren ist prinzipiell auch auf andere Gase anwendbar.

Über ein Septum  $S$  im Gefäßboden wird eine geringe Gasmenge von 5-50  $\mu$ l eingespritzt und die Konzentration  $C$  im Gefäßkopf zu verschiedenen Zeiten  $t$  gemessen. Dies kann durch diskontinuierliche Probennahme und anschließende gaschromatographische Analyse wie beim  $N_2O$  oder durch kontinuierliche Detektion mittels spezifischer Gaselektroden erfolgen. Aus der Dichte des Bodenmaterials und dem bekannten Volumen des Gefäßes läßt sich die zu erwartende Gleichgewichtskonzentration  $C_0$  vorausberechnen und mit der gemessenen  $C_g$  vergleichen.

## Transportmodell für die Diffusion

Das Prinzip beruht auf der Anpassung simulierter  $C(t)$ -Kurven an die Meßdaten. Für den Transport des  $N_2O$  durch das Meßgefäß wird ein einfaches Modell angenommen, bei dem bis auf  $D_b$  (scheinbarer Diffusionskoeffizient im Boden) alle Parameter bekannt sind. Unter der Annahme rein diffusiven Transportes des  $N_2O$  und einer Beschreibung der Adsorption durch eine lineare *Freundlich-Isotherme*  $S = aC$  lautet die verwendete Gleichung<sup>2</sup>:

$$\varepsilon \frac{\partial C}{\partial t} + \rho \frac{\partial S}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \varepsilon D \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad \text{mit} \quad \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=0} = 0 \quad \frac{\partial C}{\partial z} \Big|_{z=L} = 0 \quad (1)$$

<sup>1</sup>Institut f. Physikalische u. Theoretische Chemie, TU Braunschweig

<sup>2</sup> $\varepsilon$  = Porosität,  $\rho$  = Bodenlagerungsdichte,  $L$  = Gefäßhöhe

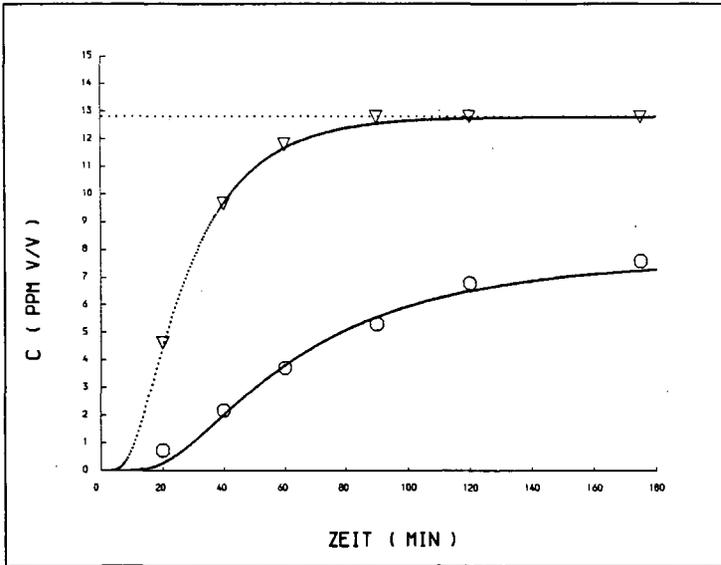


Abbildung 1: Simulierte Kurven und gemessene Werte für adsorbierenden ○ und nichtadsorbierenden ▽ Boden.  
 ... Gleichgewichtskonzentration  $C_0$ .

## Ergebnisse

Obwohl Diffusionskoeffizienten in Böden und Bodenpackungen nicht direkt vergleichbar sind, da Teilchenform und Porengrößenverteilung die Werte beeinflussen, erwartet man für Porositätsbereiche von 0.3–0.6, wie sie die untersuchten Bodenmatrices aufweisen, Diffusionskoeffizienten zwischen 0.030 und 0.086  $cm^2/s$ . Die nach Gl.1 erhaltenen Werte liegen gut im Rahmen der theoretischen Erwartung. Die Übereinstimmung der gemessenen mit den simulierten Kurven für stark  $N_2O$ -adsorbierenden Boden bestätigen darüberhinaus die Annahme einer linearen Adsorptionsisotherme. Durch den Vergleich von  $C_0$  mit  $C_t$  erlaubt die Methode gleichzeitig die Bestimmung des Koeffizienten  $a$ . Abb.1. zeigt ein Beispiel für eine gepackte Bodensäule<sup>3</sup>. Das Minimum der Fehlerquadratsumme zwischen den simulierten und gemessenen Werten wird für einen Diffusionskoeffizienten von 0.072  $cm^2/s$  berechnet.

Die beschriebene Methode soll einen Weg zeigen, wie Diffusionskoeffizienten bestimmt werden können, wenn Methoden nach CURRIE<sup>4</sup> oder v. BAVEL<sup>5</sup> nicht anwendbar sind, da z.B. unter Ausschluß von Sauerstoff oder Feuchte gearbeitet werden muß.

<sup>3</sup>Sand: 3%, Schluff: 69%, Ton: 27.2%;  $\epsilon = 0.46$

<sup>4</sup>J.A. Currie, Brit. J. Appl. Phys. 11 [1960], 314 – 317

<sup>5</sup>C.H.M. v. Bavel, Soil Sci. 73 [1952], 91 – 105

Ionenverlagerung in Böden mit unterschiedlichen Sorptions- und  
Fließeigenschaften  
- Modelle und Experimente -

von

Utermann, J. und J. Richter\*

Autorenreferat

Im Rahmen der Entwicklung von Standortmodellen der Nährstoffverlagerung und -umsätze in landwirtschaftlich genutzten Böden sollte das Verlagerungsverhalten von Kationen unterschiedlicher Valenz und Austauschselektivität mit Hilfe deterministischer Punktmodelle beschrieben werden. Das Hauptaugenmerk liegt dabei auf der Darstellung der physikalischen Wechselwirkung von  $K^+$ ,  $Na^+$  und  $Ca^{++} + Mg^{++}$  mit der Bodenmatrix. Die besondere Berücksichtigung der Kationenbindung an Sorptionsplätze mit unterschiedlichen Austauschenergien findet im Modell durch die Verwendung variabler Selektivitätskoeffizienten (Gapon) in Abhängigkeit vom jeweiligen Austauschpotential der Bodenlösung Eingang. Ein wesentlicher Aspekt ist hierbei die einfache, thermodynamisch begründbare Ermittlung der Gapon-Koeffizienten. Die Modellkalibrierung erfolgte anhand von Perkolationsversuchen an Sand- und Lößmonolithen.

Das verwendete physiko-chemische Transportmodell gestattet, die nach einer Ein- oder Mehrnährstoffdüngung an ungestörten Sand- und geschütteten Löß-Bodensäulen gemessene Verlagerung von  $K^+$ ,  $Na^+$  und  $Ca^{++} + Mg^{++}$  quantitativ zu beschreiben. Die physikalische Wechselwirkung mit der Bodenmatrix wird als binärer bzw. ternärer Kationenaustausch (Gapon) unter Einschluß der  $K^+$ -Fixierung dargestellt. Die direkte Bestimmung der Gapon-Koeffizienten aus Beckett-Isothermen ermöglicht die Rechnung mit variablen Selektivitäten im Löß-Substrat für den  $K^+$ -( $Ca^{++} + Mg^{++}$ )- und den  $K^+$ - $Na^+$ -Ausstausch (nicht-lineare Isothermen), während für das Sand-Substrat konstante Selektivitäten (lineare Isothermen) verwendet werden können. Messung und Simulation belegen die Abhängigkeit des Kationenaustrages von substrat- und ionenspezifischen Puffer- und Fließeigenschaften.

Die Arbeit ist bereits teilweise in der Ztschr. Pflanzenern. Bodenkde (151, 165-170, 1988) bzw. soll noch in dieser Zeitschrift veröffentlicht werden.

\* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2,  
3000 Hannover 21



**Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grund-  
wassernaher Sandstandorte am Niederrhein\***

**2. Abschätzung der Denitrifikationsleistung in  
der ungesättigten Zone von Sandböden**

von

ZEPP, H.<sup>1</sup> G. SCHOLLMAYER und S. SCHULTE-KELLINGHAUS<sup>2</sup>

**1. Problemstellung**

In Ergänzung der mikrobiologischen Untersuchungen von SCHULTE-KELLINGHAUS & ZAKOSEK (1988) mußte für die vorgestellten Esch-Standorte geklärt werden, in welchem Bereich zwischen Untergrenze Wurzelraum und Grundwasseroberfläche Denitrifikation tatsächlich stattfindet und wie hoch die Denitrifikationsleistung zu veranschlagen ist. Die äußeren Rahmenbedingungen zwangen zur Wahl eines methodischen Ansatzes mit überschaubarem Geländeaufwand.

Eine isolierte quantitative Messung der Teilprozesse des Stickstoffhaushalts ist wie die direkten Messungen der gasförmigen Stickstoffverluste durch BENCKISER et al. (1987) mit der Acetylen-Inhibierungsmethode zeigen - nur mit sehr großem Aufwand möglich. Die Interpretation zeitlich aufeinanderfolgender Nitrat-Tiefenfunktionen (z.B. VOSS 1985, ZEPP 1988) ist zwar auf Lößstandorte anwendbar, dieser qualitative Ansatz scheidet jedoch wegen der höheren Porenwassergeschwindigkeiten und der relativ größeren Meßintervalle für die untersuchten Sande aus.

**2. Methodischer Ansatz**

Unser Ansatz geht auf die bereits 1978 von RENGER & STREBEL (1982) auf Sanden des Fuhrberger Felds umgesetzte Grundüberlegung zurück, den Nitrat-Austrag durch parallele Sickerwassermengen- und Nitratkonzentrations-Bestimmungen zu quantifizieren. In der erwähnten Arbeit wurden - allerdings nur ergänzend - die Denitrifikationsleistungen des Grundwasserkörpers, nicht aber die der ungesättigten Zone selbst betrachtet.

Wir definieren in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraums mehrere sog. Kontrollebenen in 140, 160 und 180 cm Tiefe. Wenn der Nitratdurchsatz durch alle Kontrollebenen konstant bleibt, also beim Transport durch die Kon

---

\* Aus dem Institut für Bodenkunde der Universität Bonn

<sup>1</sup>) Geographisches Institut der Universität Bonn

<sup>2</sup>) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen

trollebenen kein Nitrat-Verlust auftritt, werten wir dies als ein Anzeichen dafür, daß keine Denitrifikation auftritt. Verringert sich die Nitratmenge, die unterhalb die tiefere Kontrollebene verlagert wird, so kann der Verlust der Denitrifikation zugeschrieben werden. Folgende Größen wurden in ein- bis dreimonatigen Zeitintervallen ermittelt:

Die Nitratkonzentration der Bodenlösung (mg/l) in 20 cm-mächtigen Kompartimenten wurde aus den  $N_{min}$ -Werten aus 3-4 parallelen Mischproben mit Hilfe des Wassergehaltes errechnet. Die Durchsickerungshöhen an der Untergrenze des Wurzelraumes basieren auf einem einfachen Speichermodell unter Verwendung der HAUDE-Verdunstung und der SPONAGEL-Korrekturfaktoren mit einer boden-wassergehaltsabhängigen Einschränkung der aktuellen Verdunstung. Die erforderlichen Wetterdaten wurden von der nahegelegenen Klimahauptstation des Deutschen Wetterdienstes Bocholt übernommen. Die Durchsickerungshöhen betragen zwischen Oktober 1984 und Juli 1986 37 - 45 % der knapp 1000 mm betragenden Niederschlagshöhe. Unter dem Aspekt, daß der Beobachtungszeitraum zwei Winterperioden sowie einen feuchten Sommer umfaßt, erscheinen diese Berechnungen realistisch. Aus den Durchsickerungshöhen unterhalb des Wurzelraumes und den Wassergehaltsänderungen in den Kompartimenten unterhalb des Wurzelraums wird der Wasserfluß durch die Kontrollebenen für jedes Zeitintervall bestimmt. Der Nitrat-Austrag durch jede einzelne dieser Kontrollebenen (Abb. 1) berechnet sich als das Produkt aus Wasserfluß und Nitrat-Konzentration der Bodenlösung oberhalb der Kontrollebene zu Beginn des Zeitintervalls. Entsprechend berechnet sich der Eintrag in den Bodenabschnitt unterhalb der Kontrollebene als Produkt des Wasserflusses durch die Kontrollebene und der Nitratkonzentration unterhalb der Kontrollebene zum Ende des Zeitintervalls (vgl. SCHOLLMAYER et al. 1988).

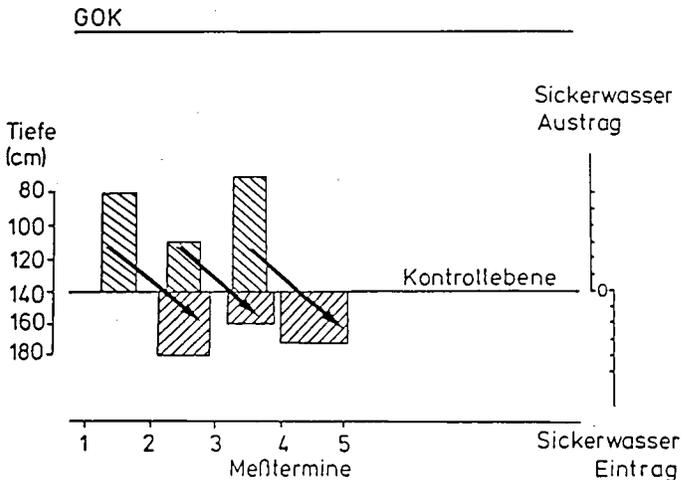


Abb. 1: Schema zum Konzept der Berechnung von Nitrat- und eintrag (SCHULTE-KELLINGHAUS 1988, 62)

Je nach Wassergehalt und Durchsickerungshöhe stammt das durch die Kontrollebene verlagerte Wasser aus einem unterschiedlich mächtigen Bodenabschnitt. Ebenso gilt, daß die verlagerte nitrathaltige Bodenlösung sich nach dem Meßintervall auf einen unterschiedlich mächtigen Bodenabschnitt unterhalb der Kontrollebene verteilt.

### 3. Ergebnisse

Die auf die 140 cm-Ebene bezogenen kumulierten Einträge (Abb. 2) bleiben beim Esch/Wald um 33 kg/ha bzw. 20 % in der Zeit von Herbst 1984 bis Juli 1986 gegenüber den Austrägen zurück. Für die Kontrollebenen in 160 und 180 cm ergeben sich Enddifferenzen von 44 bzw. 46 kg/ha. Der geringere Austrag durch die 180 cm Tiefe im Vergleich zu den Kontrollebenen in 140 und 160 cm Tiefe deutet auf eine Denitrifikation zwischen 160 und 180 cm hin.

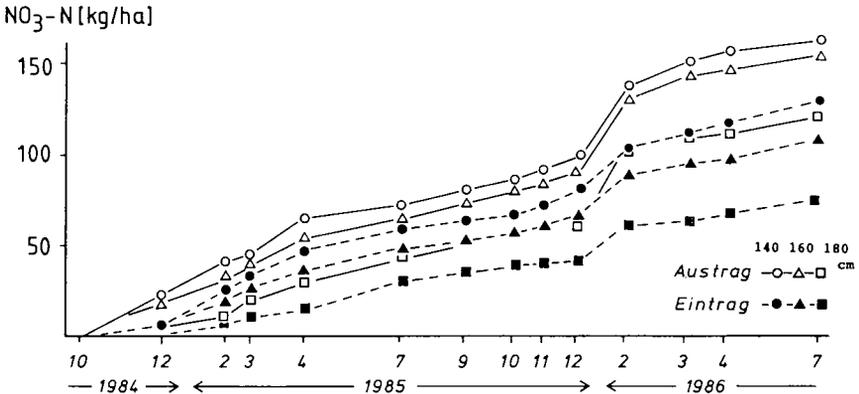


Abb. 2: Kumulierte Aus- und Einträge durch die Kontrollebenen in 140, 160 und 180 cm Tiefe, Standort Esch/Wald

Als bevorzugte Intervalle für den Nitratverlust heben sich die beiden Winterperioden Oktober bis Dezember 1984 ab (Abb. 3). Diese Intervalle zeichnen sich durch besonders große Wasserflüsse aus. Bei der Berechnung der Einträge erreicht der Bereich, auf den sich das eingetragene Nitrat verteilt, den oberen Rand des Kapillarraums. Dieser Bereich ist demnach besonders als potentieller Ort der Denitrifikation in Betracht zu ziehen.

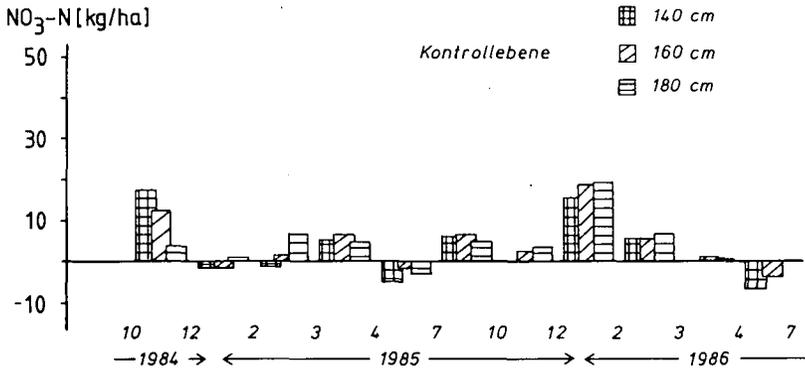


Abb. 3: Differenzen zwischen Nitrataus- und einträgen für 3 Kontrollebenen, Standort Esch/Wald (nach SCHULTE-KELLINGHAUS 1988, 66)

Erwartungsgemäß liegt das Stickstoff-Niveau beim Esch/Acker etwa um den Faktor 3 höher als beim Waldstandort (Abb. 4). Die Nitratverluste betragen, bezogen auf die 140 cm Kontrollebene, 109 kg/ha bzw. 20 %. In gleichen Größenordnungen liegen die Nitratverluste für die beiden anderen Kontrollebenen. Unterschiede in den absoluten Austrägen durch die Kontrollebenen beruhen im wesentlichen auf großen Nitrat-Stickstoffvorräten vom Oktober 1984 in 60 bis 100 cm Tiefe. Diese werden in unterschiedlichen Anteilen in die Austragskurven der einzelnen Ebenen einbezogen. Das hohe Hinaufreichen der zu verlagernden Wasserpakete bis in den Wurzelraum mit seinem komplizierteren Gefüge des Wasser- und Stickstoffhaushaltes widerspricht dem intendierten Konzept der Abschätzung der Denitrifikation unterhalb des Wurzelraums. Läßt man dieses problematische Zeitintervall außer Acht und beginnt die Berechnungen erst ab dem Dezember 1984, würde das Niveau der Austragskurven der einzelnen Ebenen näher aneinanderrücken.

Das Winterhalbjahr 1984/85 erweist sich als nahezu ausschließlich für die Nitratverluste (Abb. 5) verantwortlich. Während der folgenden Untersuchungsintervalle treten deutlich geringere Differenzen auf. Negative Differenzen müssen als unvermeidliche methodische Schwächen angesehen werden. Sie resultieren auch aus der geringen zeitlichen Auflösung. Der Ausreißer von 28 kg/ha stammt aus einer Zeit mit großen Nitrat-Stickstoff-Tiefen-Gradienten, bei der sich bereits relativ geringe Ungenauigkeiten der Bestimmung von Konzentrationen und Wasserflüssen in großen Fehlern niederschlagen müssen.

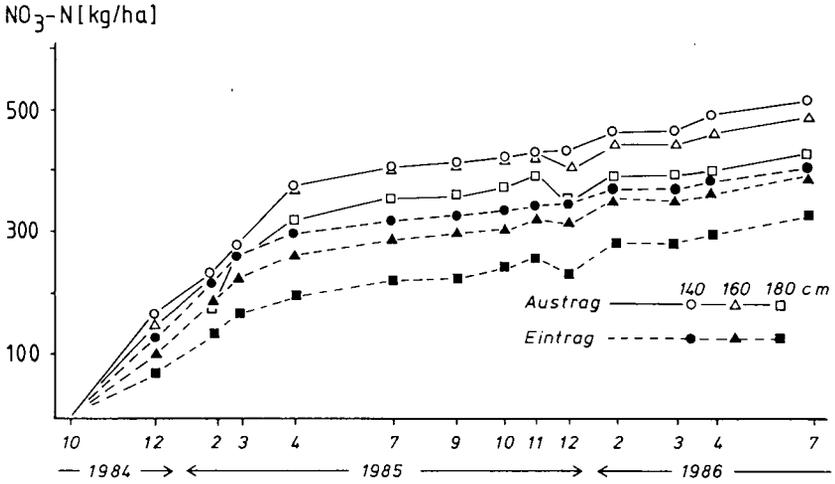


Abb. 4: Kumulierte Aus- und Einträge durch die Kontrollebenen in 140, 160 und 180 cm Tiefe, Standort Esch/Acker

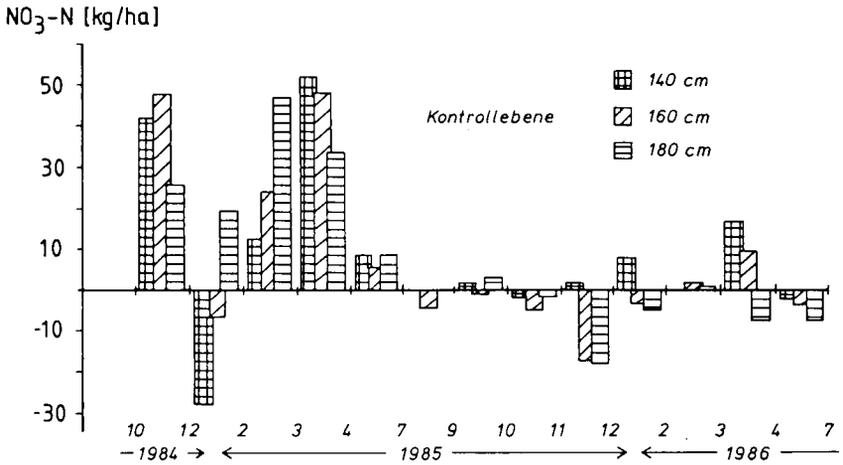


Abb. 5: Differenzen zwischen Nitrataus- und einträgen für 3 Kontrollebenen, Standort Esch/Acker (nach SCHULTE-KELLINGHAUS 1988, 66)

Wie auch beim Wald-Standort reichen die zur Berechnung des Eintrags herangezogenen Wasserpakete bis tief in den Bereich ansteigender Wassergehalte am oberen Rande des Kapillarraums, so daß auch hier der Nitratverlust im Raum unterhalb der 180 cm-Kontrollebene zu lokalisieren ist. Diese Interpretation gilt jedoch nicht für die Periode Oktober bis Dezember 1984. Für diese Zeit muß vorbehaltlich der durch die großen Nitrat-Tiefen-Gradienten bedingten Unsicherheiten - Denitrifikation bereits zwischen 160 und 180 cm, also deutlich oberhalb des Torfbandes angenommen werden.

Die Gegenüberstellung der Differenzen zwischen den Austrägen durch die 140 cm-Kontrollebene und den Einträgen unterhalb die 180 cm-Ebene zeigt für den Esch/Wald Nitratverluste von 90 kg/ha in der Zeit von Oktober 1984 bis Juli 1986 und für den Esch/Acker im methodisch sicheren Zeitraum von Dezember 1984 bis Juli 1986 80 kg/ha. Als Obergrenze bevorzugten Nitratabbaus läßt sich die Obergrenze des Kapillarraums angeben. Sie fällt räumlich mit dem Torfband zusammen. Sowohl das erhöhte Angebot an organischer Substanz für die Denitrifikanten als auch die höheren Wassergehalte dürften gleichermaßen für den Nitratverlust verantwortlich sein.

Mit dem vorgestellten Ansatz werden exemplarisch Grössenvorstellungen für das Denitrifikationspotential im Freiland gegeben. Die von den Hydrogeologen geäußerte Vermutung einer hohen Denitrifikationsleistung der ungesättigten Zone muß dahingehend präzisiert werden, daß bei den untersuchten Standorten bemerkenswerte Denitrifikationsverluste nur im oberen Kapillarraum im Bereich der fossilen, vertorften Verlandungszone der Issel anzutreffen sind.

BENCKISER, G., HAIDER, K., SAUERBECK, D. (1986): Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar-beets. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 249-261

SCHOLLMAYER, G. (1988): Das Verhalten der Nitrate in der ungesättigten Zone sandiger Ökotope im Bereich der Wasserwerke Liedern bei Bocholt/Westfalen. -Diss Univ. Bonn (in Vorb.)

SCHOLLMAYER, G., SCHULTE-KELLINGHAUS, S. & ZEPP, H. (1987): Nitrat in der ungesättigten Zone. - Nitratbelastung des Grundwassers. Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Nitratbelastung des Grundwassers = Angewandte Wissenschaft, Reihe A, H. 350, 127-154

SCHULTE-KELLINGHAUS, S. (1988): Denitrifikation in der ungesättigten Zone. - Angewandte Wissenschaft, Reihe A, H. 358, 190 S.

SCHULTE-KELLINGHAUS, S. & ZAKOSEK, H. (1988): Zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone grundwassernaher Sandstandorte am Niederrhein: 1. Mikrobiologische Untersuchungen zur Denitrifikation in der ungesättigten Zone von Sandböden. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (im vorl. Bd)

STREBEL, O, & RENGER, M. (1982): Vertikale Verlagerung von Nitrat-Stickstoff durch Sickerwasser aus dem wasserungesättigten Boden ins Grundwasser bei Sandböden verschiedener Bodennutzung. - in: Nitrat - Nitrit - Nitrosamine in Gewässern, S. 37-51 - DFG (Hg.), Weinheim

VOSS, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössen des Vorgebirges bei Bonn. - Diss. Univ. Bonn

ZEPP, H. (1988): Regelmäßigkeiten des Wasser- und Stofftransportes in der ungesättigten Zone von Lößdecken. Ergebnisse von Freilandstudien. - Dt. Gewässerkundl. Mitt. 32, 7-13

Die Kohäsion der ungesättigten Sandböden  
und deren Beeinflußung durch organische Substanz

von

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

ZUSAMMENFASSUNG

Es ist allgemein bekannt, daß die organische Substanz die Bodenstruktur stabilisiert. Zur Beschreibung dieser stabilisierenden Wirkung wurde in einer früheren Arbeit (Hartge 1975) die Scherparameter  $c$  und  $\varphi$  als Stabilitätsparameter bestimmt.

An humusreichen Böden aus A-Horizonten wurde bei Wasserspannungen von 100 hPa und 300 hPa die Scherparameter  $c$  und  $\varphi$  ermittelt. Anschließend wurden die Böden mit  $H_2O_2$  behandelt und erneut die Scherparameter bestimmt.

Desweiteren wurden Proben aus C-Horizonten genommen, die Scherparameter gemessen und mit denen der A-Horizonte verglichen. Es ergab sich, daß die organische Substanz im allgemeinen die Scherfestigkeit der Böden erhöht hat. Die Ergebnisse zeigen, daß die Kohäsion des Versuchsmaterials mit steigender Wasserspannung zuerst zunimmt, ein Maximum (bei Wasserspannung von 40-70 hPa, abhängig vom Gehalt an organischer Substanz) erreicht und wieder abfällt. Organische Substanz erhöht die Kohäsion unter ungesättigtem Zustand sowohl bei künstlich hergestellten Mischungen als auch bei natürlichem Sandboden. Diese Erhöhung hängt von dem Gehalt an organischer Substanz ab, und zwar je mehr organische Substanz vorhanden ist, desto größer ist die Erhöhung.

Als Ursache wurde angenommen, daß die stabilisierende Wirkung der organischen Substanz durch die Wassermenisken zustande gekommen ist. Die "Theorie der wirksamen Spannung" nach TERZAGHI beschreibt den Einfluß der organischen Substanz auf die Kohäsion und deren Abhängigkeit von der Wasserspannung. Bei gleicher Wasserspannung werden mit Hilfe von organischer Substanz mehr Wassermenisken auf der Scherfläche gebildet und  $\varphi$  wird dadurch erhöht. Die stabilisierende Wirkung der organischen Substanz war in Sandböden bei niedrigen Wasserspannungen im Wesentlichen auf die Erhöhung der wirksamen Spannung zurückzuführen.

Bei hohen Wasserspannungen und hohem Gehalt an organischer Substanz traten Abweichungen vom Modell auf. Diese weisen auf die Komplexität der Beziehung zwischen dem Sättigungsgrad und dem Bodenparameter  $\varphi$  hin.

Eine ausführliche Beschreibung der Versuche und seiner Ergebnisse ist an anderer Stelle vorgesehen.

Hartge, K.H. 1975. Organic matter contribution to stability of soil structure. Soil conditioners SSSA Special Publication No. 7

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

