

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

34

STICKSTOFF IM BODEN :

UMSATZ, BILANZ, BINDUNGSFORMEN,

TRACERVERSUCHE,

DENITRIFIKATION, MINERALISCHE FIXIERUNG

1975

Im Selbstverlag der Anstalten für
Bodenkunde der Universität Göttingen

Herausgeber: B. Meyer und B. Ulrich

Schriftleitung: P. Hugenroth

Bestellungen über:

Institut für Bodenkunde, Göttingen, von Siebold-Str. 4

Institut für Bodenkunde und Waldernährung

Göttingen, Büsgenweg 2

oder den Buchhandel (Gewährung von Wiederverkäufer-Rabatt)

Selbstkostenpreis

DM

GÖTTINGER BODENKUNDLICHE BERICHTE

34

**STICKSTOFF IM BODEN :
UMSATZ, BILANZ, BINDUNGSFORMEN,
TRACERVERSUCHE,
DENITRIFIKATION, MINERALISCHE FIXIERUNG**

1975

I N H A L T

- 1 Mba-Chibogu, C., B.Meyer u. P. Narain, 1975:
 Boden- und Dünger (N^{15})-Stickstoff in Acker-Parabraunerden aus
 Löss: Jahresbilanz und Umverteilung auf verschiedene N-Bindungs-
 Formen in Abhängigkeit von Bewuchs, N-Düngungsform und Zusatz
 von Nitrifikationshemmern.

Seiten 1-67

- 2 Frede, H.-G., H.Gebhardt u. B.Meyer, 1975:
 Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-N-Ver-
 lusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-
 Parabraunerde aus Löss.
Mittlg. I: Labor-Modell-Versuche mit natürlichen Boden-
Monolithen

Seiten 69-165

- 3 Frede, H.-G., H.Gebhardt u. B.Meyer, 1975:
 Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-N-Ver-
 lusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-
 Parabraunerde aus Löss.
Mittlg. II: Freiland-Versuche mit verschiedenen N-Dünger-Formen,
Brache und Bewuchs sowie CO₂-Messungen

Seiten 167-213

- 4 Fleige, H., 1975:
 Veränderungen der C- und N-Gehalte sowie der N-Fractionen in
 unbearbeiteten Acker-Parabraunerden aus Löss

Seiten 215-231

- 5 Fleige, H., u. B.Meyer, 1975:
 Die Stickstoff-Bindungsformen (N-Fractionen) einer Schwarzerde-
 Griserde-Bodensequenz unter Wald und Acker im Löss-Gebiet
 Hannover-Hildesheim

Seiten 233-264

- 6 Gebhardt, H., B.Meyer, P.Narain u. R. Sakr, 1975:
 Kalium-Stickstoff-Antagonismus im Boden: Bindungs-Selektivität
 und Austausch-Fractionen von Ammonium und Kalium in Acker-Para-
 braunerden aus Löss

Seiten 265-294

- 7 Scheffer, B., u. H.G. Frede, 1975:
 Freiland-Versuche zur Quantifizierung von Verlusten und Gewinnen
 an mineralischem Stickstoff in einer Acker-Parabraunerde aus
 Löss unter Zuckerrüben (Variationen: Brache und Zusatz-Bewässe-
 Bewässerung

Seiten 295- 313

- 8 Fleige, H., u. B. Meyer, 1975:
 Mineralisch fixiertes Ammonium in jungpleistozänen Sedimenten
 Norddeutschlands und ihren fossilen und holozänen Böden: Zeiger
 für litho- oder pedogenetische Prozesse und Herkünfte?

Seiten 315-328

MBA-CHIBOGU, C.,

B. MEYER u.

P. NARAIN :

BODEN- UND DÜNGER(N^{15})-STICKSTOFF

IN ACKERPARABRAUNERDEN AUS LÖSS :

JAHRESBILANZ UND UMVERTEILUNG AUF VERSCHIEDENE N-BINDUNGSFORMEN

IN ABHÄNGIGKEIT VON BEWUCHS, N-DÜNGUNGSFORM UND ZUSATZ VON
NITRIFIKATIONSHEMMERN.

G L I E D E R U N G

	Seite
1 <u>Ü B E R S I C H T , P R O B L E M S T E L L U N G</u>	5
1.1 <u>VORARBEITEN</u>	5
1.2 <u>FRAGESTELLUNG</u>	6
1.3 <u>VORKENNTNISSE ÜBER NITRIFIKATIONSHEMMER</u>	7
2 <u>M E T H O D E N</u>	8
2.1 <u>UMGRENZUNG DER MESS-PARZELLEN</u>	8
2.2 <u>DÜNGUNG</u>	9
2.3 <u>ENTNAHME-TERMINE</u>	9
2.4 <u>PROBENAHE-TECHNIK</u>	9
2.5 <u>BESTIMMUNG VON GESAMT-N UND GESAMTEM DÜNGER- BÜRTIGEM N IM BODEN</u>	10
2.6 <u>BESTIMMUNG DER BODEN- UND DÜNGERBÜRTIGEN N-BINDUNGSFRAKTIONEN IM BODEN</u>	10
2.7 <u>ANWENDUNG VON N-SERVE</u>	11
3 <u>V E R S U C H S - V A R I A N T E N U N D P A R Z E L L E N - I N D I C E S</u>	12
4 <u>V E R S U C H S - B E D I N G U N G E N</u>	12
4.1 <u>BODEN</u>	12
4.2 <u>WITTERUNG</u>	17
5 <u>E R G E B N I S S E</u>	19
5.1 <u>BODENBÜRTIGER STICKSTOFF</u>	19
5.1.1 <u>"No" und "AM_f"</u>	19
5.1.2 <u>"NI" und "AM_a"</u>	24
5.1.2.1 Begriffe	24
5.1.2.2 Versuchs-Abschnitt 1	25
5.1.2.3 Versuchs-Abschnitt 2	26
5.1.2.4 Versuchs-Abschnitte 3 und 4	27
5.1.2.5 Versuchs-Abschnitte 5 und 6	30
5.1.2.6 Bilanz-Ansatz	34

5.2	<u>DÜNGERBÜRTIGER STICKSTOFF</u>	36
5.2.1	<u>Versuchs-Abschnitte 1 und 2, Anfangs-Phase, 22. April bis Mitte Mai</u>	36
5.2.1.1	Nitrat-Düngungs-Parzellen	36
5.2.1.2	Ammonium-Düngungs-Parzellen	38
5.2.2	<u>Versuchs-Abschnitte 3 bis 6, Sommer, Herbst und Winter, Mitte Mai bis April</u>	43
5.2.2.1	Nitrat-Düngungs-Parzellen	43
5.2.2.1.1	Brache	43
5.2.2.1.2	Bewuchs	46
5.2.2.2	Ammonium-Düngungs-Parzellen	47
5.2.2.2.1	Brache	47
5.2.2.2.2	Bewuchs	51
5.3	<u>PFLANZLICHER ENTZUG VON BODEN- UND DÜNGERBÜRTIGEM STICKSTOFF</u>	53
5.4	<u>DÜNGER-N-BILANZ</u>	55
6	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	56
6.1	<u>BODENBÜRTIGER STICKSTOFF</u>	57
6.1.1	<u>AMf und No</u>	57
6.1.2	<u>AMa und NI</u>	57
6.1.2.1	Vorgänge im Oberboden	57
6.1.2.2	Vorgänge im Unterboden	58
6.1.2.3	Bilanz	59
6.2	<u>DÜNGERBÜRTIGER STICKSTOFF</u>	60
6.2.1	<u>Anfangsphase (April/Mai)</u>	61
6.2.2	<u>Haupt- und Nachphase (Mai bis April)</u>	61
6.2.3	<u>Generelle Resultate, Bilanz</u>	63
7	<u>LITERATUR</u>	65

1 ÜBERSICHT, PROBLEMSTELLUNG

1.1 VORARBEITEN

Im Jahr 1968 haben FLEIGE, MEYER u. SCHOLZ (3) auf einer Löß-Parabraunerde des Göttinger Raumes einen Düngungs-Versuch mit N^{15} -markiertem Nitrat (80 kgN/ha) durchgeführt. Versuchs-Varianten waren Sommer-Gersten-Bewuchs und Brache. Nach der Düngung, die in einer Gabe im April erfolgte, wurde zu 7 Zeitpunkten bis zur Ernte im Juli die Verteilung des düngerbürtigen N auf die Boden-Tiefen 0-80 cm, auf fünf N-Bindungs-Fraktionien nach BREMNER (vgl. 2) und den Pflanzen-Bestand untersucht. Gleichzeitig wurde die quantitative Fraktionierung der entsprechenden bodenbürtigen N-Bindungs-Formen durchgeführt.

Eine Bilanz-Rechnung für die Zeit von Ende April bis Mitte Mai ergab hohe gasförmige N-Verluste durch Denitrifikation, die 50% des Nitrat-Dünger-N ausmachten. Ferner gingen mehrere 100 kg N/ha an bodenbürtigem mineralischem und organisch gebundenem N vermutlich auf demselben Wege verloren. Der Dünger-Stickstoff war nur zu etwa 25% an der pflanzlichen N-Aufnahme beteiligt. Der im Boden verbliebene Dünger-Stickstoff wurde successiv in organische Bindungs-Formen überführt, deren weiteres Schicksal unbekannt blieb.

In Fortführung der Untersuchungen zur N-Metabolik an diesem Standort befaßten sich MEYER u. SCHEFFER (13) 1969 insbesondere mit der Wechsel-Beziehung zwischen dem Ammonium-Ion (mineralisch fixiert und austauschbar) und dem Kalium-Ion. Düngungs-Versuche und N-Bilanzierungen unter Zuhilfenahme von N^{15} sind seit den genannten Arbeiten, in denen die bis dahin erschienene Literatur weitgehend berücksichtigt wurde, in verschiedenen Boden- und Klima-Lagen der Erde und mit verschiedenen Kultur-Pflanzen durchgeführt worden. Genannt seien hier an neueren Arbeiten diejenigen von GASSER et al.(5), ODU et al.(17), GAS et al.(4) und WESTERMAN et al.(24). Unterschiedliche Versuchs-Dauer, eine

verschieden weit getriebene Fraktionierung des dünger- und bodenbürtigen N, verschiedene Klima-Bedingungen und Pflanzen-Arten sowie z. T. widersprüchliche Resultate hinsichtlich der Höhe und der Bedingungen einer denitrifikativen N-Entbindung in diesen Arbeiten lassen jedoch bislang nur wenige generalisierende Schlüsse zu.

N¹⁵-Versuche mit einer anschließenden Fraktionierung der N-Bindungs-Formen auf Löß-Böden (Schwarzerden) im mitteldeutschen Raum wurden kürzlich von RAUHE et al(20,21,12) abgeschlossen, wobei allerdings die Metabolik organischer N-Dünger und des Harnstoffs im Vordergrund stand. Abweichend von dem Konzept BREMNERs wurden außerdem die Fraktionierungen so durchgeführt, daß die N-Verteilung auf verschiedene Humusstoff-Fractionen ermittelt wurde.

1.2 FRAGESTELLUNG

Es erschien uns sinnvoll, die von FLEIGE et al(3) begonnenen Arbeiten zwecks Überprüfung und Erweiterung fortzusetzen, wobei folgende weiterführenden Fragen Berücksichtigung finden sollten:

- 1.) Wie verhält sich der düngerbürtige Stickstoff über längere Zeit-Abschnitte hinweg, z. B. innerhalb eines Bilanz-Jahres?
- 2.) Läßt sich durch eine tieferreichende Proben-Entnahme die ausgewaschene Dünger-N-(Nitrat)Menge erfassen?
- 3.) Wie wirken sich die Dünger-Formen Nitrat und Ammonium auf den Dünger- und Boden-N-Umsatz aus?
- 4.) Welchen Einfluß haben andere Witterungs- und Boden-Bedingungen auf den N-Umsatz?
- 5.) Wie wirken sich Nitrifikations-Inhibitoren, z. B. "N-serve", auf den Umsatz von boden- und düngerbürtigem N aus?

Nach kritischer Sichtung der zur Behandlung dieser Fragen anwendbaren Methoden erschien es zweckmäßig, die von FLEIGE et al(2)

überprüfte Kombination von mineralischer N^{15} -Düngung mit anschließender vereinfachter Fraktionierung der N-Bindungs-Formen in Anlehnung an BREMNER und massenspektrometrischer Bestimmung der N^{15} -Anteile in diesen Fraktionen in Anlehnung an HÜSER et al(9) beizubehalten.

1.3 VORKENNTNISSE ÜBER NITRIFIKATIONSHEMMER

Da die Voruntersuchungen von FLEIGE et al(3) Hinweise auf beträchtliche Denitrifikations-Verluste sowohl beim dünger- wie auch beim bodenbürtigen N geliefert hatten, erschien es zweckmäßig, den Einsatz von Nitrifikations-Hemmern in das Untersuchungs-Programm mit einzubeziehen.

Nitrifikations-Hemmer werden bevorzugt in solchen Ackerbau-Systemen eingesetzt, in denen auf eine aerobe Phase zur Zeit der Ammonium- oder Harnstoff-Düngung eine anaerobe Phase folgt. Dies gilt z. B. für Bewässerungs-Kulturen (Reisbau). Durch Herabsetzung der Nitrifikations-Rate in der aeroben Phase mit Nitrifikations-Hemmern soll verhindert werden, daß in der anaeroben Phase durch Nitrat-Reduktion gasförmige N-Verluste entstehen.

Übersichten über verschiedene Nitrifikations-Hemmer finden sich bei RAJENDRA et al.(19) und ANSORGE (1). Über "N-serve", 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine, berichten VLASSAK (23), GORING (7,8), JAUERT (11), HUGNES et al.(10) und PARR et al.(18).

In den mitteleuropäischen Schluff-Böden ist aufgrund der Körnungsart und der Porengrößen-Verteilung—besonders bei Acker-Böden mit geschädigter Krumen-Struktur—selbst bei normalem Witterungs-Verlauf mit partieller Anaerobie in den Monaten März bis Anfang Mai zu rechnen, wenn der Boden sich bei noch hohen Wasser-Gehalten erwärmt. Darüber hinaus scheinen auch während des ganzen Sommer-Halbjahres Boden-Kompartimente zu existieren, in denen denitrifikative N-Verluste entstehen,

die ein beträchtliches Ausmaß erlangen können. Eine Harnstoff- oder Ammonium-Düngung unter gleichzeitigem Zusatz von Nitrifikations-Hemmern könnte diese Verluste mindern, wobei aber zunächst ungeklärt bleibt, ob die verringerten Nitrifikations-Raten eine hinreichende N-Versorgung der Pflanzen, z. B. über das Ammonium-Ion gestatten.

Unter diesem Aspekt befassen sich einige neuere Arbeiten auch mit der Anwendung von Nitrifikations-Hemmern auf belüfteten, bewässerungsfreien Böden, besonders in Weizen-Kulturen, so z.B. die von GASSER (5), NIELSEN et al.(16), NARAIN (15) und SPRATT(22).

Dabei ergibt sich die Frage, inwieweit z. B. das N-serve neben der Nitrifikation auch andere Prozesse der N-Metabolik zu behindern oder zu fördern vermag. Dies gilt für die Denitrifikation, N-Mineralisation und die organische N-Fixierung. Hinweise auf eine mögliche Denitrifikations-Hemmung finden sich u. a. in den Arbeiten von MITSUI et al.(14), der zugleich eine Reihe von Pestiziden in ihrem Einfluß auf die N-Metabolik untersuchte, und von GASSER (6). Während die Nitrifikations-Hemmung des N-serve hauptsächlich in der $\text{NH}_4 \rightarrow \text{Nitrit}$ -Bildungs-Stufe wirksam werden soll, scheint die Denitrifikations-Hemmung hauptsächlich an der Reaktions-Stufe $\text{Nitrat} \rightarrow \text{Nitrit}$ anzusetzen.

2 M E T H O D E N

2.1 UMGRENZUNG DER MESS-PARZELLEN

Für das Arbeiten mit isotopisch markiertem N-Dünger war es notwendig, die zu untersuchenden Boden-Parzellen zu ummanteln, um eine laterale Abwanderung des N zu unterbinden. Zu diesem Zwecke wurden 8 offene Stahlzylinder von 0.5 m Durchmesser — entsprechend 0.196 m^2 Querschnittsfläche —, 1 m Länge und 3.5 mm Wandstärke verwendet. Sie wurden mit Hilfe einer Ankerhydraulik bzw. durch Überstülpen auf entsprechend vorpräparierte Bodensäulen in den natürlich gelagerten Boden eingebracht. Die Zylinder-Umgebung wurde mit der Boden-Oberfläche im Zylinder nivelliert und in gleicher Weise wie der Boden im Zylinder mit Pflanzen bestellt.

2.2 DÜNGUNG

Von den 8 Parzellen wurden 4 am 15. April 1970 10 cm tief gelockert, homogenisiert und mit Sommerweizen eingesät. Alle Parzellen hatten im März 1970 bereits 15 kg N in Nitrat-Form und 15 kg N in Ammonium-Form erhalten. Alle Parzellen wurden am 22. April 1970 mit 1.568 g N/Zylinder entsprechend 80 kg N/ha in isotopisch markierter Form gedüngt. Dazu wurde N^{15} angereichertes (99%) KNO_3 bzw. $(NH_4)_2SO_4$ in gelöster Form gleichmäßig verteilt ausgebracht. Die Flüssigkeitsmenge entsprach dabei 12.5 mm Niederschlagshöhe.

2.3 ENTNAHME-TERMINE

Als Termine für die Entnahme von Bodenproben wurden gewählt:

1. 30.4.70 8 Tage nach der Düngung, wenig N-Entzug durch den Pflanzenbestand zu erwarten
2. 15.5.70 23 Tage nach der Düngung, nach bisherigen Erfahrungen Beginn der verstärkten Nitrifikation bei noch geringem pflanzlichen N-Entzug
3. 19.6.70 58 Tage nach der Düngung, nach bisherigen Erfahrungen Abschluß der Haupt-Nitrifikations- und pflanzlichen Haupt-Entzugsphase von Boden-N
4. 19.8.70 119 Tage nach der Düngung, Zeitpunkt der Sommerweizen-Ernte
5. 14.12.70 8 Monate nach der Düngung, 4 Herbst-Monate ohne Pflanzen-Bewuchs nach der Weizen-Ernte
6. 6.4.71 Ca. 1 Jahr nach der Düngung, 8 Herbst- und Wintermonate ohne Pflanzendecke nach der Weizen-Ernte.

2.4 PROBENAHE-TECHNIK

Zu jedem Entnahme-Termin wurden mit dem Pürckhauer.-Bohrer aus jeder Zylinder-Parzelle 4 Bohrkerne bis 140 cm Tiefe entnommen. Die Lage der Bohrpunkte wurde nach einem Random-Schema auf der

Oberfläche markiert. Die Bohrlöcher wurden mit versiegelten Holzstangen verstopft. Die Bohrkern wurden in 10 cm-Abschnitte zerlegt. Die zusammen gehörenden Tiefen-Abschnitte der 4 Bohrkern wurden bei 45°C an der Luft getrocknet, gemischt, in einer Schlagkreuz-Mühle total auf eine Korngröße $< 125 \mu\text{m}$ gemahlen und unter Siebung homogenisiert.

Zum Ernte-Zeitpunkt wurde die totale oberirdische Pflanzen-Substanz geerntet. Korn und Stroh wurden zusammen pulverisiert.

2.5 BESTIMMUNG VON GESAMT-N UND GESAMTEM DÜNGERBÜRTIGEM N IM BODEN

Nach der Vorschrift von FLEIGE, MEYER und SCHOLZ (2) wurde der Gesamt-N-Gehalt (Nt) von Boden- und Pflanzen-Material nach Aufschluß mit Phenol- H_2SO_4 , Na-thiosulfat und Selen-Reaktionsgemisch in der Kjeldahl-Apparatur bestimmt. Die Bestimmung des markierten düngerbürtigen N-Anteils am Gesamt-N wurde mit dem Massenspektrometer GD 150 der Firma VARIAN MAT nach FLEIGE et al. (s.o.) in Anlehnung an HÜSER et al. (9) im Kjeldahl-Destillat des Gesamt-N-Aufschlusses durchgeführt.

Alle Bestimmungen - auch die der einzelnen N-Fractionen - wurden mit 3 Einwaage-Parallelen durchgeführt.

2.6 BESTIMMUNG DER BODEN- UND DÜNGERBÜRTIGEN N-BINDUNGS-FRAKTIONEN IM BODEN

Folgende vier N-Bindungs-Fraktions-Gruppen wurden nach FLEIGE, MEYER u. SCHOLZ (s.o.) quantitativ bestimmt:

1. "AMa", der als Austausch-Ammonium vorliegende Stickstoff durch direkte Destillation im Kjeldahl-Apparat nach 24-stündigem Austausch gegen KCl (5 g Boden, 25 ml 2N KCl, 0.5 g MgO zur Destillation),

2. "NI", "Nitrat-N" (+ Nitrit-N), durch direkte Destillation des Rückstandes der "AM"-Bestimmung nach Zusatz von 0.5 g Devarda-Legierung,
3. "AM_f", der als in Dreischicht-Tonmineralen "fixiert" vorliegende Ammonium-Stickstoff durch 6 minutige Oxydation der organischen Boden-Substanz mit kochendem Kaliumhypobromid im stark alkalischen Milieu unter Austreiben des organisch gebundenen, des austauschbaren Ammonium- und Nitrat-N bei anschließendem 2-maligem Nachwaschen und Zentrifugieren mit 0,5 n KCl-Lösung und Bestimmung des Gesamt-N-Gehaltes ("AM_f") im Rückstand wie bei der Bestimmung von Nt.

Die Kjeldahl-Destillate wurden wie bei der Bestimmung des Nt direkt für die massenspektrometrische Ermittlung des N¹⁵-markierten düngerbürtigen N-Anteiles dieser Fraktionen verwendet.

4. "No", der in organischer Bindung vorliegende Stickstoff.
Diese Fraktion wurde durch Differenzbildung (Nt-AMA - AM_f-NI = No) berechnet und zwar sowohl für die bodenbürtigen als auch die düngerbürtigen Anteile an No.

Eine grundsätzliche Kritik an der exakten methodischen Abgrenzbarkeit dieser Fraktions-Gruppen wurde bereits bei FLEIGE et al. (s.o.!) vorgenommen. Auf eine kritische Betrachtung kann daher an dieser Stelle verzichtet werden.

2.7 ANWENDUNG VON N-SERVE

In vier der acht Versuchs-Varianten wurde als "Nitrifikations-Hemmer" "N-serve", das frühere DOWCO 163, 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridin, eingesetzt. Dazu wurde zum Zeitpunkt der Düngung N-serve in Mengen entsprechend 2 kg/ha, d. h. in Höhe von 2.5 % des angewendeten Dünger-N in Aceton gelöst und gründlich mit der Dünger-N-Lösung gemischt.

3 VERSUCHS - VARIANTEN UND PARZELLEN - INDICES

Die acht Parzellen wurden gemäß Tabelle 1 behandelt:

Tab. 1: Versuchs-Plan und Parzellen-Indices

N-Düngerform		N - Serve	ohne Pflanzen= = Brache (B)	mit Pflanzen Sommer-WEIZEN (W)
KNO ₃	NI	kein Zusatz o mit Zusatz S	NI/o/B NI/S/B	NI/o/W NI/S/W
(NH ₄) ₂ SO ₄	AM	kein Zusatz o mit Zusatz S	AM/o/B AM/S/B	AM/o/W AM/S/W

4 VERSUCHS - B E D I N G U N G E N

4.1 BODEN

Die Versuche wurden auf einer Parabraunerde aus würmzeitlichem LÖß in der Gemarkung Rosdorf, Krs. Göttingen, durchgeführt. Dieser Bodentyp ist repräsentativ für große Areale des Ackerbaus in Mitteldeutschland. Der untersuchte Boden ist dem sehr ähnlich, an dem bereits 1968 von FLEIGE, MEYER u. SCHOLZ (3) unter anderen Witterungs-Bedingungen N-Bilanz-Messungen mit markiertem Nitrat-Dünger-N durchgeführt worden waren.

Die untersuchte Parabraunerde ist in ebener Gelände-Lage aus einer ca. 5 m mächtigen würmzeitlichen LÖß-Decke entwickelt, die wasser-undurchlässigen Lias-Tonen aufliegt. Ein Grundwasserspiegel ist höchstens episodisch an der Basis des Lösses vorhanden. Im Zuge der holozänen Boden-Entwicklung ist der LÖß bis 155 cm Tiefe entkalkt worden. Allerdings sind durch Oberflächen-Abtrag in historischer Zeit die oberen 15 cm des Al-Horizontes beseitigt worden, so daß die heutige Entkalkungstiefe nur 140 cm unter Fluß liegt.

Die Analysen-Daten dieses Bodens sind in Tab. 2 enthalten. Für die N-Umsetzungen sind folgende Größen von Bedeutung: Der Ton-Gehalt des Oberbodens (Ap, Al) ist mit ca. 15% etwas höher als der Normal-Wert von entsprechenden Löß-Parabraunerden des Göttinger Raumes (9.5-12.5%). In den von FLEIGE et al. (s.o.) 1968 durchgeführten Versuchen mit markiertem Nitrat lagen die Ton-Gehalte des Oberbodens bei ca. 11 %. Dieser Unterschied könnte eine gewisse Rolle für die sorptive Bindung des Ammoniums spielen.

In der Poren-Verteilung, die für die Lösungs-Verlagerung des N eine Rolle spielt, ist der Sprung an der Grenze Al/Bt von Bedeutung. Der Oberboden von 0-45 cm Tiefe (Ap+Al) zeigt eine recht homogene Poren-Verteilung: Der geringe Anteil an schnell dränenden Grobporen dürfte während des gesamten Beobachtungs-Zeitraumes in Anbetracht der Witterungs-Verhältnisse (s.o.) und wegen der mechanischen Homogenisierung der obersten 10 cm des Bodens kaum für einen Lösungs-Transport des N in Betracht zu ziehen sein. Zieht man die während der Vegetations-Zeit 1970 herrschenden Bodenfeuchte-Zustände heran, so kommen für den Lösungs-Transport in erster Linie die Porengrößen des pF-Bereiches 2.3 bis 3.0 in Betracht, die ca. 14% des Porenraumes einnehmen und räumlich hinreichend gleichmäßig verteilt sind. Im darunter folgenden Bt-Horizont ist gerade dieser Poren-Anteil stark zugunsten feinerer Poren-Größen reduziert. Er beträgt nur ca. 60%, weiter unten, bei 70 cm Tiefe, nur noch 25 % des entsprechenden Porengrößen-Volumenanteiles im Al-Horizont. Dies ist als eine der Ursachen für die später zu behandelnde Erscheinung anzusehen, daß der Bt-Horizont bei der Verlagerung des Dünger-N, besonders des Dünger-Nitrats, eine Stauwirkung ausübt.

Im Hinblick auf die Wurzel-Verteilung und den Sickerwasser-Transport, sowie im Hinblick auf das gewählte Verfahren der Probenahme spielt in diesem Horizont die Anordnung der vertikalen Grobporen eine entscheidende Rolle. Sie bestehen überwiegend aus Flächen-Poren zwischen den Prismen und Grobpolyedern, welche für das Gefüge dieses tonreichen (bis 26 % Ton) Löß-Parabraun-

K Ö R N U N G

P O R U N G

in ... cm TIEFE	S A N D		S C H L U F F				TON	DICHTE (trocken)	POREN (total) Vol. %	GROBPOREN		MITTELPOREN							FEIN- P.	pflanzen- verfüg. Wasser																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																								
										schnell	langsam	drän.																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																
	WEIT-		MITTEL-			ENG-PÖREN																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																						
	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um				Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um		Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um	Ø in um

10	20	75	95	233	316	148	56	753	152	155	415	30	23	35	37	75	29	59	38	14	75	30	252	95	215	75	
20	20	64	84	259	305	147	55	766	150				88										264	40	89	227	78
30										150	434	40	19	33	37	80	37	66	33	11	78						
40	20	129	149	260	260	129	49	698	153	147	445		102			54	20	60	32	17	121		215	58	83	183	121
50													109														
60	24	104	128	245	249	115	36	645	227	157	408	08	10	17	20	42	21	84	46	18	142		231	08	47	211	142
70										158	404		35										229	05	41	212	146
80	11	98	109	227	261	117	41	646	245				29			35	29	81	44	23	146						
90										161	392					14	10	93	62	08	177		198	02	26	187	177
100	20	50	70	124	314	169	62	669	261				17														
110																											
120	09	31	40	165	335	162	52	714	246			12	12	35	38	43	22	61	50	10	128		224	12	85	186	128
130										156	411		59														
140	08	63	71	154	314	182	76	726	203	153	423	19	13	47	62	53	26	40	36	15	112		232	19	122	170	112

HOR.	In cm TIERE	CaCO ₃ % Tr.S.	pH CaCl ₂ Ca- 0.2n acetat	KAK (t) Hu- mus	KAK (Ton)	KAK (Ton) % Ton	Ca ⁺⁺ Mg ⁺⁺ K ⁺ Na ⁺ H ⁺					C % TrS	C x 1.724 % TrS
							mval/100g Boden						
							% KAK						
Ap	1o	o	6,2 6,74	1o5 3,8 6,7	44	7o 0,5 0,9 0,3 1,8 (67 5 8 3 17)	0,9	1,55					
	2o	o	6,5 6,83	1o2 3,6 6,6	44	8o 0,4 0,5 0,1 1,2 (78 4 5 1 12)	0,8	1,44					
AL	3o												
	4o	o	6,8 6,95	1o2 2,2 8,0	52	88 0,4 0,3 0,1 0,6 (87 4 2 1 6)	0,5	0,91					
Bt ₁	5o												
	6o	o	6,8 6,94	13,7 1,6 12,1	53	11,9 0,7 0,4 0,2 0,7 (86 5 3 1 5)	0,4	0,65					
	7o												
	8o	o	6,9 7,0	14,1 1,3 12,8	52	12,3 0,8 0,4 0,1 0,5 (87 6 3 1 3)	0,3	0,52					
	9o												
Bt ₂	10o	o	7,1 7,1	14,9 1,1 13,8	53	13,1 0,9 0,5 0,2 0,3 (88 6 3 1 2)	0,3	0,44					
	11o												
	12o	o	7,1 7,1	14,9 1,0 13,9	57	13,0 1,0 0,5 0,2 0,2 (88 7 3 1 1)	0,2	0,38					
	13o												
	14o	7,4	7,6 7,3	12,6 0 12,6	62	11,0 1,0 0,4 0,2 0 (88 8 3 1 0)	0,0	0,0					
C													

Tab. 2 :

Analysendaten der für den
N-Freilandversuch verwendeten
Parabraunerde aus würm-
zeitlichem Löß, Rosdorf,
Krs. Göttingen

erde-Bt-Horizontes charakteristisch sind, ferner auch aus Regenwurm-Gängen. Bisherige Beobachtungen ließen erwarten, daß gerade in diesem Horizont eine Differenzierung der Geschwindigkeit des Lösungs-Transportes einträte - etwa in dem Sinne, daß die N-Lösungen sich auf die wenigen größeren Leitbahnen konzentrierten und dort schneller größere Tiefen erreichten als innerhalb der feinporigen Matrix der Gefüge-Körper. Aufgrund der Prismengrößen, die maximal 15 cm Durchmesser erreichen, schien der Durchmesser der Parzellen groß genug, um im Hinblick auf die statistische Verteilung der Gefüge-Elemente noch als repräsentativ für eine größere Fläche gelten zu können. Im Hinblick auf die Bohrkern-Entnahme war jedoch trotz 4-facher Parallelbohrung gerade im mittleren Abschnitt des Bt-Horizontes - etwa zwischen 65 und 100 cm Tiefe - mit höheren Streuungen der Meßwerte zu rechnen, weil hier der Bohrer mal mehr die Randbereiche größerer Flächen-Poren und Wurmgänge und mal mehr die Kerne der Gefüge-Prismen erfassen würde. Unterhalb dieser inhomogenen Störschicht, d. h. unterhalb der Zone, in der die größeren Leitbahnen enden, war dagegen wieder mit einer homogenen Poren-Verteilung zu rechnen. Dies gilt für den unteren Abschnitt des Bt-Horizontes und des C-Horizontes, die in ihrer Porengrößen-Verteilung dem Al-Horizont ähneln.

Für die N-Umsetzungen im Oberboden (0-40 cm), insbesondere im Hinblick auf die mögliche Denitrifikation, ist die Luftführung eine wesentliche Größe. Geht man davon aus, daß hier während der Zeit biologisch stärkerer Aktivität im Frühsommer mehrfach eine länger anhaltende Wasser-Aufsättigung bis zur Feldkapazität bei etwa pF 2.3 gegeben ist, so stellt der Anteil an Poren mit Saugspannungen $< pF$ 2.3, d. h. permanent belüfteten Poren, einen wichtige Kenngröße dar. Dieser Poren-Anteil ist im vorliegenden Fall im Oberboden mit nur 9-11 Volumen-Prozent relativ gering. Er kann daher in Phasen mit lang anhaltender feuchter Witterung zum begrenzenden Faktor aerober bakterieller Umsetzungen werden. Dies ist eine typische Erscheinung der meisten LÖB-Parabraunerden des mitteldeutschen Raumes.

Vom Basen-Sättigungs-Zustand des Bodens her sind keine wesentlichen Beeinflussungen der N-Umsetzungs-Vorgänge zu erwarten. Der obere Abschnitt des Bodens ist kalkfrei, der Protonen-Sättigungs-Zustand aber gering.

Für die Fixierung von Ammonium-Ionen ist die Ton-Qualität von Bedeutung. Die spezifischen KAK-Werte des Tons (44 bis 60 mval/100 g Ton) spiegeln die Zusammensetzung aus Illit (ca. 30-50%), Vermiculiten (ca. 50-30%) und Montmorilloniten (< 20%) wider. Ein Teil des ursprünglich im oberen Teil des Löß-Paketes enthaltenen montmorillonitisch-vermiculitischen Tons ist im Zuge der Parabraunerde-Bildung in den Bt-Horizont abgewandert. Im Al-Horizont ist danach eine Bildung von Illiten und Vermiculiten aus Schluff-Glimmern erfolgt. Die dadurch bedingte Zunahme der spezifischen KAK der Ton-Komponente des Bodens von oben (44 mval/100 g T) nach unten (62 mval) ist charakteristisch für die Löß-Parabraunerden unseres Raumes.

Der Humusgehalt - wichtig im Hinblick auf die N-Speicherung - erreicht mit 1.55 Gew.% in der Krume nicht den Wert, der unter optimalen ackerbaulichen Maßnahmen in solchen Böden erzielbar ist (2.0-2.2%). Er stellt aber einen unter den heutigen Bedingungen getreidereicher Rotationen in Ackerparabraunerden aus Löß weit verbreiteten Durchschnittswert dar.

4.2 WITTERUNG

Eine Verallgemeinerung von N-Bilanz-Untersuchungen im Freiland stößt auf die generelle Schwierigkeit, daß die Witterungs-Verhältnisse schwer überschaubare Einflüsse auf den N-Umsatz haben. Zu hohe Niederschläge können einerseits den Auswaschungs-Anteil erhöhen, andererseits durch Wasser-Übersättigung des Bodens - gerade bei Schluffböden - die mikrobiellen Umsetzungen in verschiedene Richtungen lenken (Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation). Hinzu kommen die Einflüsse der Bodentemperatur auf die Mikroorganismen-Tätigkeit.

Um den in dieser Arbeit betrachteten Untersuchungs-Abschnitt von der Witterung her zu charakterisieren und die Abweichungen des Witterungs-Verlaufs von den aufgrund langjähriger Messungen ermittelten Normal-Werten darzustellen, wurden die in Tab. 3 enthaltenen Daten zusammengestellt.

Danach ist das Versuchsjahr 1970 wie folgt zu beschreiben: Die Versuche, d. h. die Düngung wurden nach einem sehr kalten und nassen, lang anhaltenden Winter in der Mitte April angelegt. Zu diesem Zeitpunkt war der Boden bis zur Feldkapazität mit Wasser gesättigt.

Versuchsphase 1 (14 Tage): Unmittelbar nach der Düngung herrschten unter unnormal hohen Lufttemperaturen bei zu hoher Bodenfeuchte bis zur 1. Probenahme zu Anfang Mai im Oberboden Temperaturen von durchschnittlich 9°C.

Versuchsphase 2 (10 Tage, 1. Hälfte Mai): Die Witterungsverhältnisse waren viel wärmer und trockener als normal mit Temperaturen im Oberboden um 15°C. Die Entwässerung des Bodens machte in dieser Zeit rasche Fortschritte und dürfte zu den für diese Zeit normalen Bodenfeuchten geführt haben.

Versuchsphase 3 (35 Tage, 2. Hälfte Mai, 1. Hälfte Juni): Dieser Abschnitt, in den das Schossen und die Haupt-N-Aufnahme des Sommer-Weizens fällt, war durchweg wärmer (im 2. Teil viel wärmer) als normal und etwas bis viel trockener als normal. Die Temperaturen des Oberbodens lagen in der 1. Hälfte dieses Abschnitts um 15°C, in der 2. Hälfte zwischen 20 und 23°C. Der Unterboden (50 cm) erwärmte sich in dieser Zeit von 14 auf 20°C, bzw. in 1 m Tiefe von 9° auf 14° C.

Versuchsphase 4 (61 Tage, Mitte Juni bis Mitte August): Dieser Abschnitt umfaßt die Zeit bis zur Ernte-Reife des Sommer-Weizens. Die Witterungs-Bedingungen waren wärmer und trockener als normal. Die Boden-Temperaturen bewegten sich im Oberboden zwischen 15 und 25°C, im Unterboden zwischen 15 und 20°C.

Versuchsphase 5 (109 Tage, Herbst 1970 bis Anfang Dezember):

Dieser Herbst war anfänglich etwas wärmer als normal, dann jedoch von Mitte September bis Anfang November kühler und feuchter als normal, der November dagegen wieder wärmer und feuchter. Bereits um Mitte Oktober sanken die Temperaturen des Oberbodens wieder unter 8°C , während im Unterboden erst in der ersten November-Hälfte 10°C unterschritten wurden.

Versuchsphase 6 (121 Tage, Winter 1970/71): Dieser Winter war kürzer als der vorausgegangene, etwas wärmer und wesentlich trockener mit nur ca. 40% der normalen Niederschlagshöhe. Schon Mitte März 1971, also fast einen Monat früher als 1970, erwärmte sich der Oberboden auf Temperaturen $>4,5^{\circ}\text{C}$.

5 E R G E B N I S S E

5.1 BODENBÜRTIGER STICKSTOFF

Von den 4 in dieser Arbeit unterschiedenen Bindungsformen-Gruppen des bodenbürtigen, d. h. isotopisch nicht markierten Stickstoffs werden zunächst die beiden mengenmäßig dominierenden und quantitativ weniger veränderlichen Fraktionen "No" (organisch gebundenes N) und "AMf" (von Dreischicht-Tonmineralen fixiertes $\text{NH}_4\text{-N}$) betrachtet. Ihnen werden dann die mobileren und im Jahreslauf quantitativ sehr veränderlichen Fraktionen "NI" (Nitrat-N) und "AMa" (austauschbares Ammonium-N) gegenübergestellt.

5.1.1 "No" und "AMf"

Die Fraktion des mineralisch "fixierten" Ammoniums ("AMf") erwies sich unter allen Versuchs-Varianten über die Versuchszeit hinweg als eine mengenmäßig kaum veränderliche N-Bindungsfraktion mit einer sehr geringen Streuung der Analysenwerte.

Tab. 3 : Daten zur Charakterisierung der Witterungsverhältnisse während
des Versuchs-Zeitabschnittes 1970 - 1971

Witterungs-Phase	Zeitabschnitt	Boden-tiefen u. abschnitte cm u.F.	Kontinuität	°C BODEN	Zahl d. Tage	ABWEICHUNGEN VOM LANGJÄHRIGEN MONATS- bzw. PHASEN-MITTELWERT			NIEDER-SCHL. mm	IM VERGLEICH zur Normal-witterung...
						MONAT	TEMP. °C	NIEDER-SCHLAG		
I	1. Jan. - 14. April	0-100 (0- 10) (0- 20)	fast durchgehend 21.-24.III. max. 11.-14.IV. max.	< 4 6,2 6,5	104	Jan. Febr. März April	-1.8 -0.9 -1.8 -2.1	- 2 +76 +37 +20	42 118 69 60	nasser viel kälter
	15. April	Aussaat des Sommerweizens								
	22. April	Düngung								
II	15. April - 5. Mai	0-20 50 100	weit überwiegend	8-12 Ø9 5-8 4-7	21		+2.1	+18	42	viel wärmer viel nasser
	30. April	1. Probenentnahme								
III	6. Mai - 15. Mai	0-20 50 100		13-17 8-12 7-9	10		+2.2	-13	10	viel wärmer trockener
	15. Mai	2. Probenentnahme								
III	16. Mai - 5. Juni	0-50 100	fast durchgehend	14-17 9-11	21		-0.9	- 4	44	wärmer etwas trockener
IV	6. Juni - 19. Juni	0-10 20-50 100	fast durchgehend "	20-23 16-20 11-14	14		+2.6	-36	3	viel wärmer viel trockener
	19. Juni	3. Probenentnahme								

V	20. Juni-28. Juni 29. Juni- 6. Juli 7. Juli-15. Juli 16. Juli-31. Juli 1. Aug.- 8. Aug. 9. Aug.-19. Aug.	o-2o durchgehend o-2o " o-2o " o-2o " o-2o " o-2o "	20-25 15-20 20-25 15-20 20-25 15-20	9 8 9 16 8 11	+5.0 -1.0 +0.7 -0.9 +2.8 -0.6	-20	153	wärmer trockener
	20. Juni-19. Aug.	50 100	155-195 14-16,5	61	+0.7			
	19. August	4. Probenentnahme, Ernte						
VI	20. Aug.-10. Sept.	o-100 fast durchgehend	15-17,5	22	+1.0	- 1	49	wärmer
VII	11. Sept-14. Okt.	o-2o durchgehend 50+100 "	155-9 15-11,5	34	-0.8	+26	81	künler nasser
VIII	15. Okt.- 4. Nov.	o-2o Ausnahme: letzte 6 Tage 50 fast durchgehend 100 " "	85-45 (9-10,5) 115-9 13-10,5	21	-0.3	+30	78	etwas kühler nasser
IX	5. Nov.-22. Nov. 23. Nov.-29. Nov. 30. Nov.- 6. Dez.	o-2o o-2o o-2o	8-4 < 4 6-4	18 7 7	+0.9	+19	69	wärmer feuchter
	5. Nov.- 6. Dez.	50 100	95-45 (6) 105-7,5	32				
	14. Dezember	5. Probenentnahme						
I a	7. Dez.-17. März	o-2o fast durchgehend 50 { bis 21. Dezember dann 100 { bis 14. Januar dann	< 4 6-4 < 4 7,5-4 < 4	101	Dez. +0.1 Jan. +0.3 Febr. +1.5	-17 -35 -24	37 23 20	(etwas) wärmer viel trockener
I b	18. März-31. März	o-2o fast durchgehend 50 u. 100	45-75 3-5	14	März -1.9	-43	6	kühler viel trockener
II	1. April-6. April	o-2o durchgehend 50 " 100 "	6-95 5-7 5	6	Dez.- März	-11,9 (58 %)	0	
	6. April	6. Probenentnahme						

In Tabelle 4 wird daher für jede Bodentiefe nur eine Mengen-Angabe gemacht. Die Mengen an AM_f sind in der von

Tab. 4: Mengen an "No" und " AM_f " in kg/ha

Tiefe cm	" AM_f "	"No"		
		Versuchs- beginn	Abnahmen im Laufe des Som- mers 1970	Versuchs- ende
0 - 10	158	1286		1286
10 - 20	152	1328	- 116	1212
20 - 30	149	1247	- 78	1169
30 - 40	149	936	- 199	737
40 - 50	168	702	- 192	510
50 - 60	183	570	- 112	458
60 - 70	192	399		399
70 - 80	192	399		399
80 - 90	201	356		356
90 - 100	201	356		356
Summe:	1745	7579	697	6882

uns analysierten Löß-Parabraunerde etwa gleich denen, die FLEIGE, MEYER u. SCHOLZ (3) in einer ähnlichen Löß-Parabraunerde fanden.

Im Gegensatz zu der von uns gefundenen Mengen-Konstanz der Fraktion AM_f stellten jedoch FLEIGE et al. wie auch MEYER und SCHEFFER (13) fest, daß die AM_f -Fraktion in ähnlichen Böden während des Sommers beträchtliche Abnahmen und Wiederauffüllungen zeigte. Dies führte zu dem Schluß, daß die AM_f -Fraktion als N-Vorratsform sowohl an der Nachlieferung wie auch an der Refixierung der mobilen N-Formen "NI" und "AMa" wesentlich beteiligt ist. Warum dies unter unseren Versuchsbedingungen nicht der Fall war, bleibt zu klären.

Obwohl unsere Probenahme-Termine weiter auseinander lagen als die der genannten Autoren, erscheint es nicht möglich, daß eventuell doch vorhandene Schwankungen durch die Wahl der Entnahme-Termine verschleiert werden. Sie hätten sich jedenfalls zu erkennen geben müssen.

Auch beim organisch gebundenen N ("No") zeigte sich kein merklicher Einfluß der Versuchs-Varianten. Die Mengen an "No" zeigen etwa die gleiche Tiefen-Verteilung wie bei FLEIGE et al. (s.o.), sind jedoch durchweg etwas geringer. Im Gegensatz zum "AM_f" nahm jedoch die "No"-Fraktion während des Sommers, d.h. bis zum 3. oder 4. Probenahme-Termin ab und blieb danach, d.h. den Herbst und Winter über, annähernd konstant.

Die Mengen-Verluste waren in einzelnen Tiefen beträchtlich. Dieser Befund deckt sich mit den Beobachtungen von FLEIGE et al. (s.o.), die - wenn auch nicht unterhalb des Ap, so doch innerhalb des Ap - sommerliche Verluste an "No" von 100 - 250 kg fanden. Zwei Drittel bis drei Viertel dieser Verluste bestanden dabei aus Verlusten an "Amino-N", der Rest aus Verlusten an "Amid-N".

Es bleibt zu fragen, ob diese Verluste tatsächlich auch im normal bewirtschafteten, durch die Versuchs-Anlage nicht gestörten Boden auftreten oder ob sie eine Folge der versuchstechnischen Beeinflussung sind. Dabei bleibt zu erwägen, ob die Umgrenzung der Parzellen durch die Metall-Zylinder oder die Bohrproben-Entnahme als Ursachen einer möglichen physikalischen Beeinflussung anzusehen sind (Belüftung?). Da FLEIGE et al. (3) eine ähnliche Versuchs-Technik wie wir wählten, ist diese Frage vorerst nicht zu beantworten. Der Umstand jedoch, daß gerade im Bt-Horizont beträchtliche No-Verluste auftreten, läßt derartige Stör-Möglichkeiten offen.

5.1.2 "NI" und "AMa"

5.1.2.1 Begriffe

In Tab. 5 sind die zu den einzelnen Probe-Entnahme-Terminen in den Bodentiefen 0 - 80 cm gefundenen Mengen an bodenbürtigem Austausch-Ammonium-N (AMa) und Nitrat-N (NI) zusammengestellt. "Bodenbürtig" heißt hier "isotopisch nicht markierter Stickstoff", wobei unberücksichtigt bleibt, ob dieses bodenbürtige N alten Bodenvorräten angehört bzw. entstammt oder Rest-N aus kürzlich vorangegangenen Düngungs-Maßnahmen darstellt, die wir mengenmäßig nicht rekonstruieren können. "Bodenbürtig" ist hier also nur im Vergleich zu der von uns isotopisch markierten Dünger-N-Gabe am 22.4.1970 zu sehen, deren isotopisch markierte N-Menge wir im folgenden als "düngerbürtig" bezeichnen.

Die aus Tab. 5 ersichtlichen zeitlichen Mengen-Änderungen des bodenbürtigen AMa und NI haben ihre Ursache in verschiedenen Prozessen, die hier - zum Teil einschränkend und vereinfachend - wie folgt definiert werden:

N-Mineralisation: Erhöhung der Mengensumme von AMa und NI durch Freisetzung aus organischer Bindung. Zwar kann auch die Defixierung von Ammonium aus Dreischicht-Tonmineralen zur Erhöhung der Mengensumme beitragen (3, 13), doch sind im vorliegenden Fall Anzeichen dafür vorhanden (s. Absatz 5.1.1), daß dieser Prozeß nur eine untergeordnete Rolle spielt.

Nitrifikation: Die Umwandlung von AMa in NI durch Nitrifikanten.

Denitrifikation: Gasförmige Verluste von AMa und NI durch Entbindung von N_2 , N_2O und NO durch Denitrifikanten.

Nitrat-Verlagerung: Zwar kann die N-Verlagerung im Boden in gewissen Grenzen auch auf dem Wege über den Lösungs-Transport löslicher organischer N-Verbindungen und Ammonium-Ionen, ferner biologisch über die vertikale Wurzel-Ausbreitung und über den Gas-Transport erfolgen, doch ist im vorliegenden Falle die lösungs-chemische Verlagerung in Nitrat-Form so evident, daß

die Verlagerungs-Prozesse pauschal unter dem Begriff "Nitrat-Verlagerung" gefaßt werden sollen.

Organische N-Fixierung: Die Überführung von AMA und NI in organische N-Bindungs-Formen. Dabei ist zu bedenken, daß AMA auch durch Ammonium-Fixierung in Dreischicht-Tonmineralen abnehmen kann, doch ist dieser Prozeß im vorliegenden Fall (s.Abs. 5.1.1) als geringfügig zu bewerten.

Pflanzlicher N-Entzug: Dieser Prozeß kommt nur für die Varianten mit Sommerweizen-Bewuchs in Betracht.

5.1.2.2 Versuchs-Abschnitt 1

15 Tage nach der Bestellung, 8 Tage nach der Düngung, ergibt sich Ende April nach 2 Wochen mit unnormal warm-feuchter Witterung folgendes Bild:

Alle Varianten enthalten im Unterboden von 30-80 cm Tiefe ca. 260 kg/ha (AMA+NI), von denen allein 240 kg/ha in Form von NI vorliegen. Dieser ungewöhnlich hohe Nitrat-N-Anteil muß als Relikt der Düngungs-Vorgeschichte des Vorjahres angesehen werden (Rüben), in dem die Parzellen noch nicht von uns bewirtschaftet wurden.

Im Oberboden (0-30 cm Tiefe, Ap) liegen 86-117 kg/ha (AMA+NI) vor, wobei der NI-Anteil mit 40-70 kg/ha für diese Jahreszeit nicht ungewöhnlich hoch erscheint (vgl. FLEIGE et al., 3), der AMA-Anteil jedoch höher als bei den früheren Untersuchungen (3) liegt.

Im Oberboden zeigen die einzelnen Versuchs-Varianten bereits folgende Unterschiede:

Die unbewachsenen Parzellen lassen keinen Effekt der N-serve-Gabe erkennen. Im Oberboden begünstigt die Nitrat-Düngung gegenüber der Ammonium-Düngung offenbar sowohl die N-Mineralisation (117 kg/ha (AMA+NI) gegenüber 86 kg/ha) als auch die Nitrifikation (69 kg/ha NI gegenüber 42 kg/ha).

Auf den bewachsenen Parzellen wirkt sich dagegen in den oberen 10 cm der N-serve-Zusatz hemmend sowohl auf die Mineralisation als auch auf die Nitrifikation - besonders auf der NH_4 -Parzelle - aus.

Der Vergleich "bewachsen ↔ unbewachsen" ohne N-serve läßt einen deutlichen N-Mineralisations-Vorsprung der bewachsenen Ammonium-Parzelle erkennen.

5.1.2.3 Versuchs-Abschnitt 2

In der ersten Mai-Hälfte wandelt sich unter wesentlich wärmeren und trockneren Witterungs-Bedingungen bei Boden-Temperaturen im Ap zwischen 13 und 17°C das Bild der Mengen an AMA und NI und ihrer Verteilung wie folgt:

Während sich an der Mengen-Verteilung im Unterboden unterhalb 40 cm Tiefe wenig ändert (Hinweis auf fehlende Auswaschung in dieser Zeit!), tritt in der Tiefe 30 - 40 cm außer auf der unbewachsenen Nitrat-Parzelle ein Verlust von AMA+NI in Höhe von 12-15 kg N/ha ein. Dieser Verlust betrifft nicht nur das NI, sondern auch das AMA - in den beiden bewachsenen Parzellen annähernd im Mengen-Verhältnis 1:1. Da sich dieser Verlust weder durch kapillaren Lösungs-Auf- oder Abstieg, noch durch organische N-Fixierung (Abnahme des No !), auch nicht durch Ammonium-Fixierung und pflanzlichen N-Entzug erklären läßt, bleibt im wesentlichen nur die Annahme von Denitrifikations-Verlusten als Erklärungs-Möglichkeit. Die Boden-Temperaturen steigen in dieser Tiefe während der 1. Mai-Hälfte von 6,5 auf 13°C.

Im Ap-Horizont (0 - 20 cm), besonders in den oberen 10 cm, schreiten die N-Mineralisation und die Nitrifikation weiter fort - am stärksten auf der unbewachsenen Nitrat-Düngungs-Parzelle und zwar unbeeinflußt von dem N-serve-Zusatz. Berücksichtigt man hier die bis 40 cm Tiefe wirksame Nitrat-Verlagerung, so ergibt sich ein Mineralisations-Gesamtzuwachs von 36 kg N/ha und ein Nitrat-N-Zuwachs, der mit 41 kg/ha etwa in gleicher Höhe liegt. Etwa dieselben Beträge (35 bzw. 42 kg/ha)

finden sich auch auf der unbewachsenen Ammonium-Düngungs-Parzelle, hier aber beschränkt auf die oberen 10 cm und nur bei unterlassenem N-serve-Zusatz. N-serve drosselt hier die N-Mineralisation etwa um die Hälfte und die Nitrifikation fast vollständig.

Auch bei den bewachsenen Parzellen, auf denen sich in diesem Zeit-Abschnitt bereits der pflanzliche N-Entzug bemerkbar macht, zeichnen sich im Ap-Horizont dieselben Tendenzen wie auf den unbewachsenen Parzellen ab: Ohne N-serve wirkt sich die Nitrat-Düngung tiefergreifend mineralisations- und nitrifikationsfördernd aus als die Ammonium-Düngung. N-serve hemmt dagegen auf der Nitrat-Parzelle sowohl die N-Mineralisation als auch die Nitrifikation stärker als auf der Ammonium-Parzelle.

5.1.2.4 Versuchs-Abschnitte 3 und 4

Die Versuchs-Abschnitte 3 und 4 umfassen

- a) die Hauptphase der Nitrifikation und des pflanzlichen N-Entzuges von Mitte Mai bis Mitte Juni,
- b) die Hochsommer-Phase von Mitte Juni bis Mitte August.

Beide Phasen zusammen waren ohne größere Witterungs-Amplituden durchweg wärmer und trockener als im Normal-Jahr. Da schon im Normal-Jahr die hydrologische Wasserscheide in dieser Zeit unter 80 cm Tiefe liegt, d. h. oberhalb von 80 cm in Summa mit aufwärts gerichteten hydraulischen Gradienten zu rechnen ist, können gerade für 1970 Nitrat-Auswaschungs-Verluste aus der betrachteten Bodentiefe weitgehend ausgeschlossen werden.

Im Unterboden aller Parzellen setzt sich - von oben nach unten fortschreitend - die schon zum 2. Termin beobachtete Erscheinung einer gravierenden Reduktion des großen Nitrat-Reservoirs fort. Diese Verminderung erfolgt zwischen der Mitte Mai und der Mitte Juni, bei der Nitrat-Parzelle ohne Bewuchs nach der Mitte Juni. Dies läßt vermuten, daß die Haupt-Phase der Vorrats-Verminderung im Verlauf des Juni stattfindet.

Aus dem Tiefen-Abschnitt 40 - 80 cm verschwinden in dieser Zeit aus den Varianten in kg N/ha

	Abschnitt 3	Abschnitt 4	Summe
NI/B	0	97	97
AM/B	94	35	129
NI/W	106	43	149
AM/W	100	59	159

Diese Verluste an (AMa+NI) bestehen zu über 90% aus Verlusten an Nitrat-N. Rechnet man die bereits in Versuchs-Abschnitt 2 im Tiefen-Abschnitt 30-40 cm entstandenen Verluste an (AMa+NI) hinzu, so ergibt sich ein Total-Verlust-Betrag von 144 bis 171 kg (AMa+NI)/ha bis zum Ernte-Termin.

Da mit einer wesentlichen Nitrat-Auswaschung nicht zu rechnen ist, eine Vermehrung von fixiertem Ammonium und organisch gebundenem N nicht stattfindet und die Verlustraten mit und ohne Bewuchs etwa gleich hoch sind, was einen Verlust aufgrund pflanzlichen N-Entzuges für diese Bodentiefe weitgehend ausschließt, besteht die Berechtigung, diese im Unterboden auftretenden Nitrat-N-Verluste der denitrifikativen N-Entbindung zuzuschreiben.

Die stufenweise Tieferschaltung der Denitrifikations-Zone scheint dabei vom Eindringen einer Boden-Temperatur-Front von etwa 15°C abhängig zu sein (vgl. Tab.3!). Auffällig ist, daß diese vermuteten Denitrifikations-Verluste in der Tiefe 30-40 cm in etwa gleichem Maße das AMa wie das NI betreffen (Nitrit-Ammonium-Reaktion?), während in den tieferen Abschnitten nur das NI vermindert wird.

Auf den unbewachsenen Nitrat-Parzellen ist in Abschnitt 3 noch kein Nitrat-N-Verlust im Unterboden festzustellen. Infolge der überaus starken N-Mineralisation und Nitrifikation im Oberboden wandern in Abschnitt 3 mindestens 30 kg/ha NI in den Unterboden, die dann aber in Phase 4 zusätzlich denitrifiziert werden.

Bei den der Denitrifikation zugeschriebenen NI-Verlusten im Unterboden ist zu bedenken, daß es sich nur um Minimalwerte handeln kann. Die Verluste fallen hauptsächlich in die Zeit zwischen Mitte Mai und Mitte Juni, in der erfahrungsgemäß das Maximum der Nitrifikation im Oberboden liegt. Durch die—infolge des weiten Zeit-Abstandes der Entnahme-Termine—nicht auszuschließende Verlagerung von Nitrat in den Unterboden könnten die Total-N-Verluste nur noch höher werden.

Im Oberboden (0-40 cm) der unbewachsenen Parzellen treten bilanzmäßig betrachtet (Netto-Werte) von Mitte Mai an kaum noch Veränderungen der Fraktionen (AMa+NI) ein. In der Variante NI/B tritt als einzige Verlust-Größe im Mai/Juni ein abwärts gerichteter Verlagerungs-Verlust von NI in Höhe von 30 kg/ha auf (s.o.!). Die Variante AM/B hat lediglich von Juni bis August offenbar nicht durch Auswaschung bedingte (Denitrifikations-?) Verluste in Höhe von ca. 25 kg N/ha. Sie bestehen auf der Parzelle ohne N-serve überwiegend in NI-Verlusten, auf der Parzelle mit N-serve in AMa-Verlusten.

Im Oberboden der bewachsenen Parzellen sind die (AMa+NI)-Verluste infolge des pflanzlichen N-Entzuges höher. In den Varianten NI/W werden im Mai/Juni als Netto-(Minimal-Wert) 72 kg N/ha entzogen. In der Variante ohne N-serve gehen 90% dieses Verlustes zu Lasten der NI-Fraktion. In der Variante mit N-serve verteilt er sich zur Hälfte auf NI und AMa.

Nach dieser Ausschöpfung von bodenbürtigem mineralisiertem N bleiben ab Mitte Juni bis zur Ernte die Vorräte an bodenbürtigem AMa und NI fast völlig unverändert.

5.1.2.5 Versuchs-Abschnitte 5 u. 6

Von der Ernte des Weizens an bis zum April des folgenden Jahres blieben alle Parzellen ohne Vegetation. Von August bis Dezember herrschte ein feuchter Herbst mit 36% mehr Niederschlag als normal. Die 277 mm Niederschlags-Höhe hätten, da keine Interceptions- und Transpirations-Verluste mehr gegeben waren, ausreichen müssen, um eine vollständige Abwärts-Verdrängung der Boden-Lösungen aus den oberen 80 cm der Parabraunerde herbeizuführen. Ob dies tatsächlich der Fall gewesen und die Ursache für den starken Nitrat-N-Verlust der oberen 80 cm des Bodens gewesen ist, ist aufgrund der vorhandenen Daten nicht zu entscheiden. Aufklärung könnte u. U. das Verhalten des markierten Dünger-N liefern.

Die Verluste der Fraktion (AMa+NI) bestehen fast ausschließlich in Verlusten der Fraktion NI. Diese betragen auf den Parzellen

NI - B	173 kg/ha	AM - B	99 bzw. 121 kg/ha
NI - W	16 kg/ha	AM - W	28 kg/ha

Die Unterschiede in den Verlust-Höhen kommen dadurch zustande, daß sich in den unbewachsenen Parzellen im Oberboden noch ein hoher NI-Gehalt befand. Bei den bewachsenen Parzellen war dieses NI schon weitgehend durch den pflanzlichen N-Entzug ausgeschöpft worden. Hier verändert sich deshalb im Oberboden zwischen 0 und 40 cm Tiefe zwischen August und Dezember kaum noch etwas. Die NI-Verluste erstrecken sich ausschließlich auf den Unterboden.

Eine Verlagerung des verloren gegangenen NI in tiefere Horizonte läßt sich nicht nachweisen. Selbst in 110 cm Tiefe war im Dezember anstelle eines NI-Gewinns ein NI-Verlust festzustellen, was immerhin die Möglichkeit offen läßt, daß die NI-Verluste zu bestimmten Anteilen auch in Denitrifikations-Verlusten bestehen können.

Der Winter 1970/71 war ungewöhnlich trocken mit nur rund 42% der normalen Niederschlags-Höhe. Die Unterschiede zwischen der (AMa+NI)-Verteilung im Profil zwischen Dezember und April sind sehr gering:

Man stellt bei einer weiteren geringen NI-Verminde rung im Unterboden nur eine Zunahme des NI-Gehaltes im Oberboden fest, die auf den ehemals bewachsenen Parzellen bei 3-8 kg/ha, auf der ehemals bewachsenen NI-Parzelle bei 14 kg/ha liegt. Es könnte sich hierbei um erste geringe Mineralisations- und Nitrifikations-Produkte der letzten März- und ersten April-Tage 1971 handeln, die gegenüber 1970 wärmer waren.

Beachtlich ist der Umstand, daß von der Ernte-Zeit an— bei den bewachsenen Parzellen auch schon von der Zeit des stärksten pflanzlichen N-Entzuges an— bis zum nächsten Frühjahr ein bestimmter geringer und nur wenig veränderlicher Rest an NI im Boden verbleibt (6-8 kg/ha je 10 cm-Tiefen-Abschnitt). Diese Menge beträgt etwa 30-40 μ val Nitrat-N/100 g Boden, und es liegt die Vermutung nahe, daß es sich hierbei um sorptiv oder additiv fester gebundene Nitrat-Anteile handelt, sofern man die Ergänzung der Auswaschungs- und Denitrifikations-Verluste des Nitrats durch ständige Nachlieferung aus organischer Bindung und Nitrifikation in immer gleichbleibender Endhöhe auszuschließen bereit ist.

Ein Wieder-Einbau des NI in organische Bindungsformen findet während der Herbst-Monate — vielleicht verursacht durch die fehlende Bedeckung mit Pflanzen — nicht statt. Nach Tab. 4 nimmt die Fraktion "No" im Oberboden weiter ab, im Unterboden bleibt sie konstant.

Tab. 5 : Bodenbürtiges AMA und NI und ihre Summe (freies N) in kg N/ha
 Alle Versuchsvarianten (o ohne N-serve, S mit N-serve)
 Versuchsjahr 1970/71

30.4.				15.5.				19.6.				19.8. (Ernte)				14.12.				6.4.			
o		S		o		S		o		S		o		S		o		S		o		S	
AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI	AM	NI
Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ		Σ	

NITRAT-DÜNGUNG OHNE BEWUCHS

AM	NI	0-	24	44	20	50	17	42	18	44	18	27	14	25
AM	NI	-10	20		30		25		26		9		11	
AM	NI	10-	11	31	11	35	12	45	15	36	17	26	12	23
AM	NI	-20	20		24		33		21		9		11	
AM	NI	20-	13	42	12	31	15	37	14	43	8	16	14	28
AM	NI	-30	29		19		22		29		8		14	
AM	NI	30-	12	50	12	87	12	46	12	48	8	13	12	21
AM	NI	-40	38		75		34		36		5		9	
AM	NI	40-	9	60	9	54	6	60	5	49	7	15	9	15
AM	NI	-50	51		45		54		44		8		6	
AM	NI	50-	5	68	4	65	4	68	3	34	9	17	8	13
AM	NI	-60	63		61		64		31		8		5	
AM	NI	60-	9	81	9	80	5	102	6	50	8	19	8	16
AM	NI	-80	72		71		97		44		11		8	
Σ	NI	0-	NI	293	376	NI	325	402	231	304	58	133	64	141
Σ	NI	-80	NI	293	376	NI	325	402	231	304	58	133	64	141

AMMONIUM-DÜNGUNG OHNE BEWUCHS

AM	NI	0- -10	21 12	33	15 51	66 35	35 15	50	17 36	53	29 9	38 29	15 27	42 21	15 20	5 31	20	14 6	20	18 4	22
AM	NI	10- -20	12 12	24	11 15	26			9 20	29	12 9	21	11 20	31				11 8	19	12 9	21
AM	NI	20- -30	11 18	29	11 18	29			11 20	31			9 21	30				9 5	14	11 9	20
AM	NI	30- -40	13 31	44	5 24	29			8 31	39			6 18	24				8 8	16	8 3	11
AM	NI	40- -50	3 58	61	5 54	59			6 46	52			5 20	25				5 5	10	3 5	8
AM	NI	50- -60	3 68	71	3 67	70			3 27	30			2 22	24				2 4	6	3 2	5
AM	NI	60- -80	6 87	93	9 85	94			6 41	47			9 36	45				2 7	9	4 4	8
AM	NI	0- -80	286	355	314	373	278	357	221	281	183	258	164	221	142	199		43	94	36	95

AM NI	0- -10	9 30	39	18 12	30	15 21	36	15 9	24	14 9	23	14 9	23	12 6	18	14 8	22
AM NI	10- -20		9 14	23		17 21	38	12 12	24	12 8	20	10 6	16	9 8	17	11 9	20
AM NI	20- -30		12 21	33		9 21	30			6 8	14	8 6	14	8 8	16	9 8	17
AM NI	30- -40		13 26	39		7 18	25			8 6	14	6 6	12	6 8	14	6 8	14
AM NI	40- -50		3 54	57		6 48	54			5 21	26	5 5	10	5 6	11	5 5	10
AM NI	50- -60		5 63	68		3 65	68			5 21	26	6 14	20	3 3	6	3 3	6
AM NI	60- -80		6 72	78		9 69	78			3 39	42	6 15	21	8 6	14	3 2	5
Σ NI AM	0- -80	280	337	262	328	263	329	242	303	112	165	61	116	45	96	43	94

AMMONIUM - DÜNGUNG MIT SOMMERWEIZEN

AM NI	0- -10	35 20	55	24 6	30	18 27	45	36 9	45	10 6	16	12 9	21	14 6	20	12 9	21
AM NI	10- -20		12 15	27		12 18	30			10 5	15	10 8	18	12 6	18	12 9	21
AM NI	20- -30		12 21	33		8 21	29			9 6	15	12 6	18	9 6	15	9 11	20
AM NI	30- -40		8 33	41		5 24	29			5 10	15	5 4	9	6 6	12	6 6	12
AM NI	40- -50		6 60	66		5 54	59			5 25	30	3 8	11	6 5	11	5 4	9
AM NI	50- -60		5 63	68		3 63	66			3 34	37	3 21	24	3 3	6	3 2	5
AM NI	60- -80		6 87	93		10 80	90			6 42	48	9 12	21	5 8	13	3 6	9
Σ NI AM	0- -80	299	383	285	358	287	348	269	348	128	176	68	122	40	95	47	97

5.1.2.6 Bilanz-Ansatz

Ein möglicher Bilanz-Ansatz für das Untersuchungs-Jahr basiert auf dem Vergleich der Anfangs- und Endvorräte. Als Bezugs-Element kann nach den vorstehenden Ausführungen der Boden-Tiefenabschnitt 0-80 cm gelten.

Die Vorräte an bodenbürtigem Stickstoff verändern sich wie folgt:

Verlust an organisch gebundenem N	ca. 700 kg
Verlust an Austausch-Ammonium-N und Nitrat-N	ca. 250 kg

Beide Verlust-Größen werden von den 3 gewählten Versuchs-Varianten kaum beeinflusst. Die Streubreite für die Verluste an mobilem Stickstoff (AMA+NI) liegt z. B. nur zwischen 237 und 276 kg N/ha.

In Gegenüberstellung zu dieser Total-Bilanz lassen sich aufgrund der durchgeführten Detail-Bilanzanalysen der einzelnen Versuchs-Abschnitte die Verluste an mobilem N etwa wie folgt aufschlüsseln (kg/ha):

	ohne Bewuchs	mit Bewuchs
Denitrifikations-Verluste während der Vegetationszeit	135	168
pflanzlicher Entzug	-	75
Auswaschungs- und Denitrifika- tions-Verluste im Herbst	142	22
Summe	277	265

Auch hierbei zeigt sich wieder ein nur geringer Einfluß der Versuchs-Varianten auf die Verlust-Höhe. Lediglich die mit Nitrat gedüngte Parzelle ohne Bewuchs hat mit 300 kg/ha nachweisbar höhere Verluste, die hauptsächlich in die Herbst-Monate fallen.

Die aufgrund des Vergleichs der zeitlich aufeinander folgenden Probenahmen nachweisbaren Verluste an mobilem N liegen somit nur um 15-25 (bei NI~~10~~¹⁵ um 50) kg/ha höher als die Total-Verluste der Gesamt-Bilanz des mobilen N.

Es könnte sich bei diesem Differenz-Betrag um ein Äquivalent der durch N-Mineralisation aus organischer Bindung zusätzlich gebildeten AMA- bzw. NI-Mengen handeln, die im Verlaufe des Früh-Sommers freigesetzt worden sind. Diese Annahme wird dadurch gestützt, daß z. B. für die NI~~10~~¹⁵-Parzelle in der Haupt-Phase der N-Mineralisation und Nitrifikation ein Zuwachs an mobilem N in Höhe von ca. 40 kg/ha nachgewiesen werden konnte (vgl. Abschnitt 5.1.2.3).

Wesentlich ist der Befund, daß die bei fehlendem pflanzlichen N-Entzug vorübergehend akkumuliertem Mengen an mobilem N, besonders NI, im Herbst vollständig verloren gingen und nicht wieder — zumindest bei fehlender herbstlicher Vegetation — in organische N-Speicherformen überführt wurden.

Unerklärbar bleiben Ursache und Art der hohen Verluste an organisch gebundenem N im Unterboden, weil sich keine intermediären Mineralisierungs-"Stöße" in den vom Verlust betroffenen Horizonten feststellen ließen. Auch in früheren Untersuchungen (FLEIGE et al., 3) mit engeren Probenahme-Intervallen wurden bereits hohe No-Verluste ohne intermediäres Auftreten mineralisierter N-Formen festgestellt. Da Auswaschungs-Verluste weitgehend auszuschließen sind, andererseits die No-Verluste räumlich und zeitlich mit den hohen Denitrifikations-Verlusten zusammenfallen, ist eventuell mit vorerst nicht näher zu definierenden mikrobiellen Abbau-Prozessen im Zuge der successiven Boden-Erwärmung zu rechnen.

5.2 DÜNGERBÜRTIGER STICKSTOFF

5.2.1 Versuchs-Abschnitte 1 u. 2, Anfangs-Phase, 22. April bis Mitte Mai

5.2.1.1 Nitrat-Düngungs-Parzellen

Die Nitrat-Düngung (80 kg NI/ha = 100%) fand am 22.4.70, die erste Proben-Entnahme am 30.4.70, also 8 Tage später, die zweite Proben-Entnahme am 15.5.70, also insgesamt 23 Tage nach der Düngung statt.

Alle Nitrat-Brach-Parzellen — unabhängig vom N-serve-Zusatz — zeigen keinen Unterschied in der Dünger-N-Verteilung zu beiden Entnahme-Terminen. Die Gesamt-Menge an markiertem Dünger-N wird nach den ersten 23 Tagen voll in den oberen 100 cm des Bodens wiedergefunden. Die Tiefen-Verteilung zu beiden Entnahme-Terminen ist in Tab. 6 wiedergegeben.

Tab. 6: Tiefen-Verteilung und Umverteilung auf andere Bindungs-Formen des Dünger-NI (80 kg/ha = 100%)

NI-Brachparzellen zum 1. u. 2. Entnahme-Termin, NI-Sommerweizen-Parzellen zum 1. Entn.-Termin. % der NI-Ausbringungs-Menge

cm Tiefe	Nt	AM _f	AMa	NI	NO
0 - 20	60	0	0	50	10
20 - 40	15	0	1	11	3
40 - 100	25	1	0	20	4
0 - 100	100	1	1	81	17

Schon in den ersten 8 Tagen findet unter den warm-hassen Witterungs-Bedingungen eine NI-Einwaschung in tiefere Boden-Abschnitte statt. In der warm-trockenen 1. Mai-Hälfte erfolgt dann keine Verlagerung mehr.

Insgesamt sind ca. 80% des ausgebrachten NI (64 kg/ha) als NI erhalten geblieben. Die restlichen 20% sind schon in den ersten 8 Tagen überwiegend in organische Bindung und nur zu ganz geringen Anteilen—vermutlich auf dem Wege über die biologische Phase—in fixiertes und austauschbares Ammonium überführt worden.

Ca. 60% des ausgebrachten NI sind in der Ackerkrume (0-20 cm, Ap) festgehalten worden. Dabei sind auch hier nur noch ca. 80% des gespeicherten Dünger-N als Nitrat-N erhalten geblieben. Der Rest befindet sich in organischer Bindung.

Zum 1. Entnahme-Termin befinden sich somit in 0-30 cm Tiefe

an bodenbürtigem	NI	ca.	67 kg/ha
an düngerbürtigem	NI	ca.	50 kg/ha

Zum 2. Entnahme-Termin kommen 6 kg bodenbürtiges NI hinzu. Die NI-Summe beträgt dann 123 kg/ha.

Alle mit Sommer-Weizen bewachsenen Nitrat-Parzellen zeigen zum 1. Entnahme-Termin dasselbe Bild wie die Brach-Parzellen. Das heißt, der Dünger-N-Entzug durch die Pflanzen fällt noch nicht merklich ins Gewicht - ein Resultat, das sich auch bereits bei der Untersuchung des bodenbürtigen NI gezeigt hatte.

Zum 2. Termin (Mitte Mai) dagegen zeichnet sich wie Tab. 7 zeigt, unter Bewuchs gegenüber der Brache ein Verlust ab, der auf pflanzlichen N-Entzug und gasförmige N-Entbindung zurückgeführt werden muß.

Als Betrag für den pflanzlichen NI-Entzug, der fast ausschließlich auf die oberen 20 cm beschränkt bleibt, errechnet sich:

an bodenbürtigem	NI	ca.	10 - 16 kg/ha
an düngerbürtigem	NI	ca.	30 kg/ha

Tab. 7: Tiefen-Verteilung und Umverteilung auf andere Bindungs-
Formen des Dünger-NI (80 kg/ha = 100%). NI-Sommerweizen-
Parzellen zum 2. Entnahme-Termin. % der NI-Ausbringungs-
Menge.

cm Tiefe	Nt	AM _f	AMa	NI	No
0 - 20	23	1	1	13	8
20 - 40	15	0	0	10	5
40 - 100	10	1	0	7	2
0 - 100	48	2	1	30	15

Der Entzug an düngerbürtigem NI wird dabei von der N-serve-Gabe nicht beeinflusst.

Unterhalb—und zwar dicht unterhalb—von 40 cm Tiefe treten beträchtliche Verluste an düngerbürtigem NI auf. Da wir in dieser Tiefe nicht mit wesentlichen pflanzlichen N-Entzügen rechnen können und eine Auswaschung ausscheidet, müssen wir diese Verluste, ca. 12 kg/ha — in gleicher Weise wie das mit dem bodenbürtigen NI in Absatz 5.1.2.3 geschehen ist— der gasförmigen Entbindung infolge der im Boden nach unten fortschreitenden Denitrifikation zuordnen.

5.2.1.2 Ammonium-Düngungs-Parzellen

Wie auf den Nitrat-Parzellen fand die Ammonium-Düngung (80kg N/ha) = 100%) am 22.4.70, die erste Proben-Entnahme am 30.4.70, also 8 Tage später, die zweite Proben-Entnahme am 15.5.70, also insgesamt 23 Tage nach der Düngung statt.

Wie auf den Nitrat-Parzellen ist auch auf allen Ammonium-Brach-Parzellen noch zum 2. Entnahme-Termin die Gesamt-Menge an markiertem düngerbürtigem N voll in den oberen 100 cm des Bodens erhalten. Die bewachsenen AM-Parzellen stimmen ebenfalls zum 1. Entnahme-Termin noch mit den unbewachsenen überein. Zum 2. Termin machen sich dagegen wie bei der Nitrat-Düngung die Entzugs- und Entbindungs-Verluste gegenüber den unbewachsenen Parzellen bemerkbar.

Tab. 8: Tiefen-Verteilung und Bindungsformen-Umverteilung des Dünger-AM (80 kg/ha = 100%). AM-Brachparzellen zum 1. und 2. Entnahme-Termin, AM-Sommerweizen-Parzellen zum 1. Entnahme-Termin. % der Ausbringungs-Menge

A : Parzellen mit N-Serve

Termin	Tiefe cm	Nt	AMf	AMa	NI	No
1 + 2	0 - 20	90	33	38	4	15
	20 - 40	5	1	1	2	1
	40 - 100	5	2	1	1	1
	0 - 100	100	36	40	7	17

B : Parzellen ohne N-Serve

Termin	Tiefe cm					
1	0 - 20	88	26	25	15	22
	20 - 40	11	0	3	6	2
	40 - 100	1	0	0	1	0
	0 - 100	100	26	28	22	24

2	0 - 20	87	8	1	19	59
	20 - 40	5	0	1	4	0
	40 - 100	8	2	1	5	0
	0 - 100	100	10	3	28	59

Im Gegensatz zur Nitrat-Düngung zeigen sich bei der Ammonium-Düngung bereits 8 Tage nach der Ausbringung folgende Unterschiede:

- 1.) AM wird stärker in den oberen 20 cm des Bodens festgehalten. Ursache ist die kationische Sorption. Dabei fällt auf, daß sich das AM sofort etwa zur Hälfte auf die Fraktionen AMa und AMf verteilt, d. h. in beträchtlichem Maß der "Ammonium-Fixierung" unterliegt.

- 2.) Die N-serve-Gabe wirkt differenzierend. In dieser Zeit, in der im Boden (vgl. Abs. 5.1.2.2) bereits N-Mineralisation und Nitrifikation stattfinden, hemmt N-serve die Nitrifikation des Dünger-AM beträchtlich.
- 3.) AM wird stärker in organische Bindung überführt. Nur bei N-serve-Zusatz sind die Werte gleich hoch wie bei der Nitrat-Düngung. N-serve wirkt offenbar direkt hemmend auf den mikrobiellen Prozeß der Überführung von Ammonium-Ionen in organische Bindung.

Durch die Nitrifikations-Hemmung bewirkt N-serve eine Hemmung der Tiefen-Verlagerung des Dünger-AM, die hauptsächlich über die Nitrifikation und die Verlagerung von NI erfolgt.

Obwohl in der 1. Versuchs-Phase im Boden eine Netto-N-Mineralisation erfolgt, zeigt die Neubildung von No sowohl auf den NI- wie auf den AM-Parzellen, daß intermediär auch ein offenbar recht rascher Wiederaufbau von organisch gebundenen N-Fractionen stattfindet.

Im 2. Versuchs-Abschnitt, der in die erste Mai-Hälfte fällt, zeigt die AM-Düngung gegenüber der NI-Düngung folgende Abweichungen auf den Brach-Parzellen.

- 1.) Während nach NI-Düngung und AM-Düngung + N-serve-Gabe keine Unterschiede zwischen dem Verteilungs-Zustand zum 1. und 2. Termin auftreten, wandelt sich der Verteilungs-Zustand unter der unbewachsenen AM-Parzelle beträchtlich. In dieser Zeit der starken Nitrifikation (vgl. Abs. 5.1.2.3) wird Ama fast vollständig, aber auch AMf sehr weitgehend in NI überführt. Es bleibt kaum düngerbürtiges N in seiner ursprünglichen Form erhalten. Dies zeigt zugleich, daß die mineralische Ammonium-Fixierung leicht reversibel ist.
- 2.) Die Überführung von AM in organische Bindung schreitet weiter fort, und zwar in einer Zeit mit allgemein hoher

Netto-N-Mineralisation. Am Ende dieser Phase liegen fast 60% (48 kg/ha) des Dünger-AM in organischer Bindung vor, und zwar konzentriert auf den Ap-Horizont. Beim Nitrat-Dünger waren es nur 17%, verteilt über den Boden-Abschnitt 0-100 cm.

Zum 2. Entnahme-Termin befinden sich somit in 0-30 cm Tiefe

an bodenbürtigem NI	ca. 66 kg/ha (m. N-serve: 30 kg/ha)
an düngerbürtigem NI	ca. 17 kg/ha (m. N-serve: 4 kg/ha)

zusammen also 83 bzw. 34 kg NI/ha.

Die mit Sommer-Weizen bewachsenen Parzellen verhalten sich zum 1. Proben-Entnahme-Termin wie die Brach-Parzellen. Das heißt, daß auch hier wie auf den Nitrat-Parzellen die Vegetations-Decke im letzten April-Drittel noch keinen Dünger Stickstoff entzogen hat.

Während allerdings die N-serve-Variante in ihrer Tiefen- und Fraktionen-Verteilung des Dünger-N identisch mit der entsprechenden Brach-Parzelle ist, zeigt die bewachsene Parzelle ohne N-serve folgende geringfügigen Abweichungen gegenüber der entsprechenden Brach-Parzelle im Ap-Horizont:

Brach-Parzelle 1. Termin : Nt 88	AMf 26	AMa 25	NI 15	No 22
Weizen-Parzelle 1. Termin : Nt 90	AMf 19	AMa 23	NI 11	No 37

AMf und NI sind zugunsten von No reduziert. Obwohl nach Abschnitt 5.1.2.2 der Pflanzen-Bewuchs nach Ammonium-Düngung in der 1. Versuchs-Phase besonders stark die Mineralisation von Boden-N fördert, begünstigt er gleichzeitig den Einbau von Dünger-N in organische Bindungs-Formen. Trotz der Gegenläufigkeit beider Prozesse resultiert eine beträchtliche Netto-N-Mineralisation. Beide Prozesse zusammen scheinen Ausdruck eines allgemein durch AM und Durchwurzelung aktivierten mikrobiologischen Metabolismus zu sein.

Unter Sommer-Weizen-Bewuchs setzt wie auf den NI-Parzellen auch auf den AM-Parzellen der pflanzliche N-Entzug ein. Während aber bei Nitrat-Düngung der N-serve-Zusatz keinen Einfluß auf die Entzugs-Rate hatte (ca. 50% des Dünger-N), spielt im Ammonium-Düngungs-Versuch das N-serve eine differenzierende Rolle.

Tab. 9: Tiefen-Verteilung und Bindungsformen-Umverteilung des Dünger-AM (80 kg/ha = 100%). AM-Sommerweizen-Parzellen zum 2. Entnahme-Termin. % der AM-Ausbringungs-Menge

OHNE N-SERVE

cm Tiefe	Nt	AM _f	AM _a	NI	No
0 - 20	52	5	3	15	29 (!)
20 - 40	5	1	0	2	2
40 - 100	2	0	0	1	1
0 - 100	59	6	3	18	32

MIT N-SERVE

0 - 20	72	23	28	2	19
20 - 40	5	2	1	1	1
40 - 100	9	5	1	1	2
0 - 100	86	30	30	4	22

Auf der bewachsenen Parzelle ohne N-serve ist im Verlaufe des N-Entzuges der ursprüngliche Anteil an düngerbüchtigem AM_f und AM_a weitgehend aufgezehrt worden. Darin besteht Übereinstimmung mit der entsprechenden Brach-Parzelle. Andererseits ist aber auch der Gehalt an No zurückgegangen. Das weist darauf hin, daß zumindest ein beträchtlicher Teil des in organische Bindung überführten Dünger-N leicht mineralisierbar ist.

N-serve reduziert den pflanzlichen N-Entzug beträchtlich. Das Dünger-AM bleibt größtenteils in den Fraktionen AM_f und AM_a erhalten, und auch die Menge an No wird nicht angegriffen.

Dies weist darauf hin, daß N-serve nicht nur die AM-Nitrifikation, sondern auch die biologische N-Fixierung wie auch die N-Mineralisation hemmt. Wenn angenommen wird, daß der pflanzliche N-Entzug hier in der direkten Aufnahme von Ammonium-Ionen besteht, so würde dies bedeuten, daß die Ammonium-Aufnahme weniger intensiv als die Nitrat-Aufnahme ist.

Eine überschlägige Schätzung der Dünger-N-Bilanz, bei der die Angaben für den pflanzlichen N-Entzug aus bodenbürtigen N-Vorräten am wenigsten zu sichern sind, gibt Tab. 10.

Tab. 10: Pflanzlicher N-Entzug, Neubildung von organisch gebundenen N-Fraktionen und gasförmige Denitrifikations-Verluste in kg/ha unter Sommerweizen-Bewuchs bis Mitte Mai 1970 (o:ohne, S:mit N-serve)

Parzelle	NI/o, S	AM/o	AM/S
pflanzlicher Entzug an Dünger-N	10-16	20 (?)	5-8
" " an Boden-N	30	33	11
Neubildung von No aus Dünger-N	12	26	18
Denitrifikations-Verlust	12	-	-

Auf den Parzellen NI und AM/o ist zum 2. Termin (Mitte Mai) noch ein beträchtlicher Überschuß an Nitrat-N vorhanden, der auf der Parzelle AM/S fehlt. Der höhere Betrag an pflanzlichem N-Entzug auf der AM/o-Parzelle mag auf der oben erwähnten Förderung des N-Umsatzes durch die Kombination von AM-Düngung und Durchwurzelung beruhen.

5.2.2. Versuchs-Abschnitte 3 bis 6, Sommer, Herbst und Winter, Mitte Mai bis April.

5.2.2.1 Nitrat-Düngungs-Parzellen

5.2.2.1.1 Brache

Die Verteilung des düngerbürtigen N auf Boden-Tiefen und N-Bindungs-Fraktionen ist beim 3. Probenahme-Termin etwa gleich der beim 4. Termin und beim 5. Probenahme-Termin etwa

gleich der beim 6. Termin. Somit lassen sich diese 4 Termine in Tab. 11 zu zwei Kolumnen zusammenfassen.

Stärkere Veränderungen im Verteilungs-Zustand des düngerbürtigen N vollziehen sich demnach in erster Linie zwischen Mitte Mai (15. V.) und Mitte Juni (19. VI.) und dann erst wieder zwischen dem Zeitpunkt der Ernte (19. VIII.) und Dezember (14. XII.), also in der Zeit des maximalen fröhsommerlichen N-Umsatzes und während der Herbstmonate. Eine Übersicht liefert Tab. 11.

Im Unterboden (20 - 100 cm) bestehen zwischen der Variante mit N-serve und der ohne N-serve keine Unterschiede.

In der Ackerkrume der Brach-Parzelle ohne Nitrifikationshemmer geht von Mitte Mai bis Mitte Juni etwa die Hälfte des düngerbürtigen N verloren. Das sind ca. 60% des darin enthaltenen Nitrat-N. In derselben Zeit gehen im Ap ebenfalls 60% des bodenbürtigen Nitrats verloren (vgl. Abschnitt 5.1.2.4). In gleicher Weise wie beim bodenbürtigen Nitrat können auch die Verluste an Dünger-Nitrat-N auf Lösungs-Verlagerung aus dem Oberboden in den Unterboden erklärt werden, wo eine subsequente Denitrifikation erfolgt.

Gleichzeitig setzt sich im Mai/Juni im Ap die Überführung von Dünger-Nitrat-N in organische Bindung fort. Das im Juni/Juli/August im Ap-Horizont verbliebene Nitrat wird dann während der Herbst-Monate vollständig in organische Bindung überführt. Das düngerbürtige N wird so vor weiteren Verlusten geschützt.

Erstaunlich ist die Wirkung des N-serve auf diesen Umverteilungs-Prozeß. Im Gegensatz zum bodenbürtigen Nitrat-N, wo sich dieser Prozeß nicht erkennen ließ, fördert der Zusatz des Nitrifikations-Hemmers von Mitte Mai ab den Einbau von Nitrat-N in organische Bindung ganz erheblich. Ca. 90% des düngerbürtigen Nitrat-N werden dadurch vor der Auswaschung und Denitrifikation geschützt und in der Ackerkrume konserviert.

Tab. 11 : Tiefen-Verteilung des Dünger-NI (80 kg/ha = 100 %) und seine Umverteilung auf andere N-Bindungsformen auf den Nitrat-Düngungs-Parzellen. Angaben in % der Dünger-N-Menge

NI / B / o			NI / B / S			NI / W / o		
						NI / W / S		

Dieses Phänomen bleibt aber nur bis zur Ernte erhalten. Während der Herbstmonate führen starke Verluste an organisch gebundenem düngerbürtigem N zu einer Wiederableichung an die Nitrat-Düngungs-Parzellen, auf denen im Herbst statt einer Verminderung eine Vermehrung des No stattfindet.

Es entsteht somit auch hier wieder der Eindruck, daß das N-serve außer einer anfänglichen Behinderung aller mikrobiellen Prozesse auch später noch eine Nachwirkung in dem Sinne zeigt, daß es die Succession von Mikroorganismen-Populationen und Prozeß-Folgen nachhaltig verschiebt - im Endeffekt aber keinen Einfluß auf die Dünger-N-Jahresbilanz hat.

5.2.2.1.2 Bewuchs

Im Gegensatz zu den Brach-Parzellen zeigen die mit Sommer-Weizen bewachsenen Parzellen in ihrer Dünger-N-Metabolik keine Modifikation durch N-serve.

Nach Beendigung des pflanzlichen N-Entzuges, der spätestens am 19. VI. anzusetzen ist, ergeben sich bis zum nächsten Frühjahr nur noch unbedeutende Veränderungen im Tiefen- und Bindungsformen-Verteilungs-Zustand des düngerbürtigen N, so daß sich alle Daten zur N-Verteilung für die Herbst- und Winter-Monate in Tab. 11 in einer einzigen Daten-Kolumne zusammenfassen lassen.

Der pflanzliche N-Entzug von Mitte Mai bis Mitte Juni erstreckt sich hauptsächlich auf die NI-Fraktion und zwar in allen Tiefen bis 100 cm. Im Unterboden wird vermutlich auch das intermediär in organische Bindung überführte N mineralisiert und aufgenommen - es sei denn, daß sich ein Teil des No im Unterboden bereits in der Wurzelsubstanz befand, die analytisch nicht vom Boden abzutrennen war.

Ähnlich wie auf den Brach-Parzellen findet aber auch unter Bewuchs in der Ackerkrume trotz des konkurrierenden N-Entzuges

durch die Pflanzen eine Überführung von NI in No statt, wodurch beträchtliche düngerbürtige N-Mengen dauerhaft im Ap-Horizont konserviert werden.

Die Höhe des pflanzlichen N-Entzuges aufgrund der Boden-Analysen stellt sich unter Zusammenfassung der Ergebnisse aus den Abschnitten 5.1.2.4, 5.2.1.1 und 5.2.1.2 für die Nitrat-Düngungs-Parzellen wie in Tab. 12 angegeben dar.

Tab. 12: Aufgliederung des pflanzlichen N-Entzuges aufgrund von Boden-N-Analysen auf den Nitratdüngungs-Parzellen (Sommer-Weizen)

kg N/ha		
15. April (Aussaat) bis 30. April		?
30. April bis 15. Mai	bodenbürtiger Stickstoff düngerbürtiger "	30 10 - 16
15. Mai bis 19. Juni	bodenbürtiger Stickstoff düngerbürtiger "	> 72 20
19. Juni bis Ernte		-

30. April bis Ernte	bodenbürtiger Stickstoff düngerbürtiger "	> 102 30 - 36
------------------------	--	------------------

5.2.2.2 Ammonium-Düngungs-Parzellen

5.2.2.2.1 Brache

Ammonium-Düngung ohne Nitrifikations-Hemmer

Tab. 13 zeigt folgendes: Ausgehend vom Zustand Mitte Mai, wo fast 60% des gegebenen Dünger-AM in der Ackerkrume in organischer Bindung vorliegen, vermindert sich die Menge an düngerbürtigem No fortlaufend - und zwar in etwa gleich hohen Monats-Raten vom Mai bis zum August, dann stark abschwächend während der Herbst-Monate.

Tab. 13 : Tiefen-Verteilung des Dünger-AM (80 kg N/ha = 100 %) und seine Umverteilung auf andere N-Bindungsformen auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen. Angaben in % der Dünger-N-Menge

Brach-Parzellen

N-Form	Tiefe cm	ohne N-serve (o)					mit N-serve (S)				
		2.	3.	4.	5.	6.	2.	3.	4.	5.	6.
		15.5.	19.6.	19.8.	14.12.	6.4.	15.5.	19.6.	19.8.	14.12.	6.4.
AMf		8	3	1	1	1	33	13	9	3	2
AMa	0-	1	2	1			38	11	1		
NI	20	19	25	6	2	1	4	3			
No		59	34	27	22	22	15	35	50	38	28
Nt		87	64	35	25	24	90	62	60	41	30
AMf		0					1	1	1	1	1
AMa	20-	1					1	1			
NI	40	4	6	13			2	2	2		
No		0		6	1		1	5	4	4	2
Nt		5	6	19	1		5	9	7	5	3
AMf		2		1	2		2	2	2	2	2
AMa	40-	1					1	1			
NI	100	5	3	13	4	1	1	1	1		
No		0					1	1	1	1	1
Nt		8	3	14	6	1	5	5	4	3	3
Nt	0-100	100	73	68	32	25	100	76	71	49	36
Diff. %		27	5	36	7		24	5	22	13	
Verluste kg/ha		22	4	29	6		19	4	18	10	

Diese Erscheinung ist gegenläufig zum Prozeß des fortschreitenden Umbaus von mineralischem N in die No-Fraktion, der auf allen Nitrat-, aber auch den AM-Düngungs-Parzellen mit N-serve-Zusatz zumindest während der Sommer-Monate zu beobachten ist. Da nicht nur auf den brachliegenden, sondern auch auf den bewachsenen AM-Düngungs-Parzellen ohne N-serve (Tab. 14) ein fortlaufender sommerlicher Abbau des im Mai gebildeten No stattfindet, scheint es sich um ein Spezifikum der AM-Düngung zu handeln.

Eine Erklärung hierfür ließe sich daraus herleiten, daß die AM-Düngung (ohne N-serve) bis Mitte Mai Mengen an düngerbürtigem No — vielleicht in Form von Amid-N — bildet, die weit über den düngerbürtigen No-Mengen auf den anderen Parzellen liegen. Auf diesen nämlich bleibt bis Mitte Mai eine beträchtliche Menge an mineralischem Stickstoff erhalten, der dann erst im Sommer successiv in organische Bindung überführt und z. T. im Herbst erst wieder mineralisiert wird.

Die reine AM-Düngung zieht somit den Zyklus von organischer Fixierung des mineralischen Dünger-N und Remineralisierung um ca. einen Monat vor und führt erst später im Sommer wieder zum Angebot von Nitrat-N, zögert also beim Dünger-N die Nitrifikation beträchtlich hinaus.

Diese späte Nitrifizierung äußert sich auf der AM/B/o-Parzelle (Tab. 13) in starken sommerlichen Nitrat-Stößen, die im Juni und besonders im Juli zu beträchtlichen Einwaschungen von düngerbürtigem NI in den Unterboden 0-100 cm führen. Dieses NI wird im Tiefen-Abschnitt 20-40 cm zu einem bestimmten Anteil in No überführt, geht jedoch zusammen mit diesem später wieder verloren. Da in dieser Zeit keine Verlagerung von markiertem N in Tiefen unter 100 cm festgestellt werden konnte, ist auch hierbei wieder die Annahme gerechtfertigt, daß die Verluste an eingewaschenem düngerbürtigem ^{NI} im Unterboden im wesentlichen auf denitrifikativer N-Entbindung beruhen.

Die Denitrifikation im Unterboden unterhalb 20 cm Tiefe scheint somit ein Prozeß zu sein, der sich von Mitte Mai an mit dem Eindringen der 15°C-Isotherme auf die Horizonte bis 100 cm Tiefe ausdehnt und hier so lange wirksam ist, wie Temperaturen > 15 °C bestehen, das heißt bis in den Oktober hinein. Die denitrifikative N-Entbindung in diesem Bodentiefen-Abschnitt muß damit als der wirksamste Sperr-Mechanismus ("Filter-Mechanismus") gegen Nitrat-Auswaschungen in das Grundwasser angesehen werden.

Der Zusatz von N-serve zur AM-Düngung bewirkt gegenüber reiner AM-Düngung auf den Brach-Parzellen eine wesentlich längere Konservierung von fixiertem und austauschbarem düngerbürtigem AM. Dieser dient in der Ackerkrume als Quelle für einen bis in den August anhaltenden N-Einbau in die No-Fraktion. Dement-sprechend ist die NI-Verlagerung in den Unterboden nur gering.

Der fördernde Effekt des N-serve auf die Bildung von düngerbür-tigem No ist hier ähnlich wie auf den NI-Parzellen (siehe Ab-schnitt 5.2.2.1.1). Die Förderung dieses Prozesses durch N-serve ist demnach unabhängig davon, ob das mineralische N als Quelle für diese Umbildung in Nitrat- oder Ammonium-Form (f, a) vorliegt.

Hervorzuheben ist ferner der Umstand, daß auch im Ap-Horizont der AM-Parzellen im Mai/Juni beträchtliche Dünger-N-Verluste auf-treten, die nicht anders als durch denitrifikative gasförmige N-Entbindung zu erklären sind. Dies wird besonders an der Brach-Parzelle mit N-serve-Zusatz deutlich, die nur geringe Nitrat-Auswaschungs-Verluste aufweist. Erstaunlich ist dabei der Umstand, daß diese Verluste auftreten, ohne daß sich intermediär größere Mengen an Nitrat nachweisen lassen. Auch dies ist als ein Spezi-fikum der Ammonium-Düngung anzusehen, für das eine biochemische Erklärung vorerst nicht gegeben werden kann.

Bilanz-Betrachtung der Brach-Parzellen:

Stellt man aus den Tabellen 12 und 13 die Mengen an düngerbür-tigem Stickstoff zusammen, die am Ende des Versuchs-Jahres erhalten geblieben sind, so ergibt sich in % der Dünger-N-Menge:

	1	2	3	4
	NI/B/o	NI/B/S	AM/B/o	AM/B/S
Krume 0 - 20	29	31	24	30
Boden 0 - 100	35	37	25	36

Da in allen Fällen ein Verlust durch Auswaschung aus der betrachteten Boden-Tiefe 0 - 100 cm ausgeschlossen werden kann, sind die Verluste allein der gasförmigen N-Entbindung zuzuordnen. Trotz unterschiedlichen Ablaufes der N-metabolischen Prozesse ist in den Fällen 1, 2 und 4 annähernd dasselbe End-Resultat erreicht worden. Eine Ausnahme macht lediglich die AM-Parzelle (3) ohne N-serve-Zusatz, die höhere Gesamt-Verluste an düngerbürtigem N aufweist. Dies hängt, wie ausgeführt, mit den in der Krume ablaufenden, offenbar für die Ammonium-Düngung spezifischen Verschiebungen der N-metabolischen Successionen zusammen.

Der Effekt des N-serve auf die Dünger-N-Erhaltung erscheint bei dieser Bilanz-Betrachtung als gering.

5.2.2.2.2 Bewuchs

Nach Tab. 14 laufen die für die Brach-Parzellen aufgezeigten Prozesse tendenziell ähnlich auch unter Sommerweizen-Bewuchs ab - jedoch mit dem Unterschied, daß die Mineralisierungs-Prozesse des No mit anschließender Nitrat-Auswaschung auf der Parzelle ohne N-serve wie auch der Neubildungs-Prozeß von No auf der N-serve-Parzelle durch den pflanzlichen N-Entzug stark coupiert sind.

Stellt man in gleicher Weise wie bei den Brach-Parzellen auch für die Sommerweizen-Parzellen aus Tab. 12 und 14 die Rest-Dünger-N-Mengen zu Ende des Versuchsjahres (April) in % der Dünger-N-Mengen zusammen, so ergibt sich folgendes Bild:

	1	2	3	4
	NI/W/o	NI/W/S	AM/W/o	AM/W/S
Krume 0 - 20	18	18	19	12
Boden 0 - 100	23	23	22	13

Tab. 14 : Tiefen-Verteilung des Dünger-AM (80 kg N/ha = 100 %) und seine Verteilung auf andere N-Bindungsformen auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen. Angaben in % der Dünger-N-Menge

Sommer-Weizen-Parzellen

N-Form	Tiefe cm	ohne N-Serve (o)					mit N-Serve (S)				
		2.	3.	4.	5.	6.	2.	3.	4.	5.	6.
		15.5.	19.6.	19.8.	14.12.	6.4.	15.5.	19.6.	19.8.	14.12.	6.4.
AMf	0-20	5	1	1	1	1	23	1	1	1	1
AMa		3	1	1	1	1	28	1	1	1	1
NI		15	1				2				
No		29	23	17	17	17	19	19	15	12	10
Nt		52	26	19	19	19	72	21	17	14	12
AMf	20-40	1	1	1	1	1	2				
AMa		0					1				
NI		2					1				
No		2	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Nt		5	3	3	2	2	5	1	1	1	1
AMf	40-100	0					5	1			
AMa		0					1				
NI		1	1	1	1	1	1	1			
No		1	1				2	1	1	1	1
Nt		2	2	1	1	1	9	3	1	1	1
Nt	0-100	59	31	23	22	22	86	25	19	16	13
Diff. %		28	8				61	6			
Verluste kgN/ha	22	6					49	5			
Verluste bis 15.5. pflanzl.	13						4				
Entzug bis 15.5.	20						7				
Verluste kgN/ha	55	61					60	65			

Die Rest-Dünger-N-Mengen liegen um ca. 10% der Ausgangs-Dünger-Menge niedriger als auf den Brach-Parzellen. Im Gegensatz zu den Brach-Parzellen schneidet jedoch unter Bewuchs die Ammonium-Parzelle mit N-serve (4) am schlechtesten ab. Dies ist durch die wesentlich höheren Dünger-N-Verluste im Mai/Juni bedingt. Da diese nach Abschnitt 5.3 nicht durch einen höheren pflanzlichen N-Entzug hervorgerufen werden, muß angenommen werden, daß N-serve in Verbindung mit Wurzel-Aktivität höhere Denitrifikations-Verluste in der Ackerkrume bedingt.

Im Gegensatz zu den bewachsenen Nitrat-Parzellen läßt sich auf den mit Ammonium gedüngten bewachsenen Parzellen für die Zeit nach Mitte Mai keine Kalkulation des pflanzlichen N-Entzuges aufgrund von Bodenanalysen durchführen, da sich die hier in der Krume nebeneinander ablaufenden Prozesse der Denitrifikation und des pflanzlichen N-Entzuges nicht voneinander trennen lassen.

5.3 PFLANZLICHER ENTZUG VON BODEN- UND DÜNGERBÜRTIGEM STICKSTOFF, DÜNGER-N-BILANZ

Obwohl die Versuchs-Parzellen von einem geschlossenen Weizen-Bestand umgeben waren, ergab sich für die bewachsenen Parzellen durch den besseren Ernährungs-Zustand und das höhere Herausragen der Halme über den umgebenden Bestand ein gewisser Oasen-Effekt. Die Trocken-Korn-Erträge lagen daher bei ca. 61 dt/ha, das Korn: Stroh-Verhältnis betrug 1:1.4. Die Trocken-Substanz-Erträge und die N-Entzüge sind in Tab. 15 zusammengestellt.

Tab. 15: Trockensubstanz (Stroh + Korn)-Erträge und pflanzliche Entzüge von boden- und düngerbürtigem (N¹⁵)-Stickstoff

Parzelle	Stroh+Korn (dt/ha)	Boden-N (kg/ha)	Dünger-N (kg/ha)	ΣN (kg/ha)
NI o	147	174	32	206
NI S	124	139	29	168
AM o	147	167	28	195
AM S	146	198	26	224

Die Höhe der Entzüge von düngerbürtigem N auf den Nitrat-Parzellen deckt sich mit den aufgrund der Boden-Analysen kalkulierten Daten (vgl. Abschnitt 5.2.2.1.2!). Auch die Prognosen über den Entzug von bodenbürtigem N werden bestätigt.

Die Ertrags- und Entzugs-Unterschiede zwischen den beiden NI-Parzellen können — da hinsichtlich der Metabolik des düngerbürtigen N keine Unterschiede feststellbar waren — auf den durch N-serve beeinflussten Umsetzungen des bodenbürtigen N beruhen. Nach Tab. 5 behinderte der N-serve-Zusatz im letzten April-Drittel und der ersten Mai-Hälfte sowohl die Mineralisierung als auch die Nitrifizierung des Boden-N beträchtlich. Dies kann in der Jugend-Entwicklung des Sommer-Weizens zu einer Behinderung bei der Ausbildung der Ertrags-Anlagen geführt haben.

Dem scheint auf den ersten Blick der Umstand zu widersprechen, daß die höchsten Entzüge von Boden-N auf der AM-Parzelle mit N-serve-Zusatz zu beobachten sind, obwohl auch hier (vgl. Tab.5) die Nitrifikation während derselben Zeit durch N-serve stark gedrosselt wird. Doch ist auf den bewachsenen AM-Parzellen zu berücksichtigen, daß die N-Mineralisation durch N-serve nur in den ersten 8 Tagen gehemmt ist, danach aber in gleicher Intensität wie auf der Parzelle ohne N-serve-Zusatz abläuft. Entweder haben die hohen AMa-Mengen den Mangel an NI ausgleichen können oder es hat zwischen den Entnahme-Terminen eine Nach-Nitrifizierung stattgefunden.

Generell scheint die ertragsdifferenzierende Wirkung der N-Düngungs-Varianten auf die Zeit zwischen Anfang Mai und spätestens Mitte Juni, dem End-Zeitpunkt der N-Aufnahme des Sommer-Weizens aus der Dünger-N-Gabe, beschränkt zu sein.

5.4 DÜNGER-N-BILANZ

Nach Ermittlung der pflanzlichen Entzüge an Boden- und Dünger-N läßt sich unter der im Versuch gegebenen Voraussetzung, daß nur vernachlässigbar geringe Mengen an düngerbürtigem N ausgewaschen wurden, folgende Dünger-N-Bilanz für das von April bis April laufende Versuchsjahr und für die Bodentiefe 0-100 cm aufstellen:

Tab. 16: Jahres-Bilanz (April bis April) des düngerbürtigen N
Angaben in % der Dünger-N-Menge (80 kg/ha)

a) VERLUST-GRÖSSEN bzw.	B R A C H E				B E W U C H S			
	NI		AM		NI		AM	
b) REST-BESTAND	o	S	o	S	o	S	o	S
a) Pflanzl.Entzug	-	-	-	-	40	36	35	33
a) Denitrifikation	65	63	75	64	37	41	43	54
b) Rest 0-100 cm	35	37	25	36	23	23	22	13
	100	100	100	100	100	100	100	100
b) Rest 0-20 cm	29	31	24	30	18	18	19	12

Mit Ausnahme der Versuchs-Varianten AM/B/o und AM/W/S, deren starke biologische Wirkungen im Hinblick auf die N-Metabolik der Krume herausgestellt wurden, stellt sich am Ende des Bilanz-Jahres unabhängig von den Düngungs-Varianten sowohl in der Gruppe "Brache" als auch in der Gruppe "Bewuchs" annähernd derselbe Tiefen- und Fraktions-Verteilungs-Zustand ein. Nach Tab. 16 gilt dies auch für die Rest-Mengen an düngerbürtigem N. Von diesen liegen 78 bis 96% in der Krume und nur 4-22% im Unterboden (20-100 cm Tiefe) vor.

Hervorzuheben ist, daß die Rest-N-Mengen auf den Brach-Parzellen nur um 13 % höher sind als auf den bewachsenen Parzellen mit ihrem höheren pflanzlichen N-Entzug. Der Ausgleich erfolgt

durch die auf den Brach-Parzellen wesentlich stärkere denitrifikative N-Entbindung, die im Schnitt um 23 % höher liegt als auf den bewachsenen Parzellen.

Eine generelle Erklärung für diese Erscheinung kann darin gesucht werden, daß in der untersuchten Parabraunerde unter Brache infolge Fehlens der pflanzlichen Transpiration durchweg höhere Wassersättigungs-Grade geherrscht haben und durch die entsprechende Reduktion des Luft-Austausches eine Begünstigung der Denitrifikations-Leistung verursacht wurde.

6 Z U S A M M E N F A S S U N G

Acht bis in 1 m Tiefe ummantelte Parzellen einer Parabraunerde (Griserde) aus Löß in Süd-Niedersachsen wurden im April mit isotopisch markiertem N entsprechend 80 kg N/ha gedüngt.

Die Versuchs-Varianten waren:

- 1.) Sommerweizen ohne nachfolgende Zwischenfrucht ↔ Vollbrache,
- 2.) reine Nitrat-N ↔ reine Ammonium-N-Düngung,
- 3.) Zusatz des Nitrifikations-Hemmers "N-serve" ↔ kein Zusatz.

Während einer einjährigen Versuchs-Dauer unter Witterungs-Bedingungen, die als annähernd normal für das Gebiet zu betrachten sind, wurden zu 6 Zeitpunkten aus je 10 Tiefen-Abschnitten bis 140 cm Tiefe Bohrproben entnommen.

In ihnen wurden die Gehalte an Gesamt-N (Nt), austauschbarem Ammonium-N (AMa), Nitrat-N (NI), fixiertem Ammonium-N (AMf) und gesamtem organisch gebundenem N (No) bestimmt. Dabei wurde zwischen boden- und düngerbürtigem N unterschieden.

6.1 BODENBÜRTIGER STICKSTOFF

6.1.1 AMf und No

Das fixierte Ammonium-N blieb unabhängig von den Versuchs-Varianten in allen Tiefen mengenmäßig konstant und zeigte somit keinen wesentlichen Anteil an den N-Umsetzungen. Der organisch gebundene Stickstoff zeigte —ebenfalls varianten-unabhängig— im unteren Ap-, im Al- und oberen Bt-Horizont (10-60 cm Tiefe) sommerliche Verluste in Höhe von ca. 700 kg/ha, was etwa 17% des Gesamt-Vorrates an No in diesem Profil-Abschnitt entspricht.

6.1.2 AMa und NI

6.1.2.1 Vorgänge im Oberboden

In der Anfangs-Phase bis Mitte Mai haben die Versuchs-Varianten folgende Auswirkungen auf den N-Umsatz:

Düngerform: Die Nitrat-Düngung fördert gegenüber der Ammonium-Düngung die N-Mineralisation wie die Nitrifikation, und zwar auf den unbewachsenen Parzellen von Beginn an, unter Bewuchs —nach einer kurzen Anfangs-Phase, in der die NH_4 -Düngung die N-Mineralisierung stärker fördert —erst im Mai.

Nitrifikations-Hemmer: Ohne Bewuchs wirkt sich der N-serve-Zusatz erst im Mai und nur in der NH_4 -Düngungs-Variante aus. Hier werden die N-Mineralisation um die Hälfte, die Nitrifikation fast vollständig gehemmt. Unter Sommerweizen-Bewuchs werden beide Prozesse ebenfalls gehemmt, zuerst auf der NH_4 -Parzelle stärker, dann auf der Nitrat-Parzelle.

In der Haupt-Phase bis zur Ernte (August) unterscheiden sich die Versuchs-Varianten wie folgt:

Bewuchs: Bei fehlendem Bewuchs bleiben die vorher vorhandenen oder neu gebildeten Mengen an AM und NI annähernd konstant. Auf den NI-Parzellen treten jedoch NI-Auswaschungs-Verluste

(Mai/Juni), auf den AM-Parzellen Denitrifikations-Verluste in Höhe von 25-30 kg/ha auf. Unter Bewuchs treten im Mai/Juni pflanzliche N-Entzüge auf, die auf den NI-Parzellen mindestens 72 kg/ha betragen und am 19. Juni abgeschlossen sind.

Nitrifikations-Hemmer: N-serve beeinflusst in dieser Phase im wesentlichen nur die Beteiligung der Fraktionen AM und NI an den Verlusten und Entzügen. Ohne N-serve gehen die Denitrifikations-Verluste wie die pflanzlichen N-Entzüge weit überwiegend zu Lasten der Nitrat-Fraktion, mit N-serve überwiegend bzw. zur Hälfte zu Lasten der Ammonium-Fraktion.

Die Nach-Phase, d. h. die Herbst- und Winterzeit ohne Bewuchs, führt zu einer Wiederangleichung der im Sommer unbewachsenen an die bewachsenen gewesenen Parzellen durch Abfuhr des überschüssigen, weil nicht entzogenen, Nitrats. Nitrat-Verluste aus allen Boden-Tiefen stellen in dieser Zeit die Haupt-Erscheinung der N-Metabolik dar, die im Dezember weitgehend abgeschlossen ist. Die NI-Verluste bis 140 cm Tiefe betragen 120-170 kg auf den ehemals nicht bewachsenen, 16-20 kg auf den ehemals bewachsenen Parzellen. Einige Argumente sprechen für eine Beteiligung der Denitrifikation an diesen NI-Verlusten, doch läßt die angewendete Methode keine quantitative Abschätzung der Auswaschungs- und Denitrifikations-Verlust-Anteile an der Gesamt-NI-Einbuße zu. Ein Wiedereinbau in organische N-Bindungs-Fraktionen ist nicht nachzuweisen. Für die permanent im Boden verbleibenden Nitrat-Mengen werden Interpretations-Möglichkeiten diskutiert. Die letzte Probe-nahme zeigt den Wiederbeginn der Nitrifikation im Folge-Jahr an.

6.1.2.2 Vorgänge im Unterboden

Im Unterboden zwischen 30 und 80 cm Tiefe traten in der Anfangs- und Hauptphase der Vegetations-Zeit, d. h. während der im Oberboden ablaufenden Mineralisations-, Nitrifikations- und pflanzlichen Entzugs-Phase, beträchtliche gasförmige Denitrifikations-Verluste auf. Dabei wirkte der besondere Umstand mit, daß vom Vorjahr her (Zuckerrüben) erhebliche Mengen an Ammonium- und besonders Nitrat-N (260 kg/ha) in dieser Bodentiefe angereichert vorlagen. Mit dem

Eindringen der 15°C-Temperatur-Isotherme in den Boden wurden von Anfang Mai an, besonders aber in der ersten Juni-Hälfte, nach unten fortschreitend insgesamt 170 kg N/ha durch Denitrifikation gasförmig entbunden. Diese Verluste verteilten sich im oberen Abschnitt (30-40 cm Tiefe) zu etwa gleichen Teilen auf die AMA- und NI-Fraktion, in den tieferen Abschnitten beschränkten sie sich auf NI-Fraktion.

Die Versuchs-Varianten hatten keinen wesentlich modifizierenden Einfluß auf diesen Prozeß. Lediglich die unbewachsene Nitrat-Düngungs-Parzelle ließ eine zeitliche Verzögerung erkennen. Dies wird mit der hier beobachteten stärkeren N-Mineralisation, Nitrifikation und Nitrat-Verlagerung vom Oberboden her in Zusammenhang gebracht.

Zeit- und tiefen-gleich mit der Denitrifikation traten die bereit erwähnten ungewöhnlich hohen Verluste an organisch gebundenem N auf (ca. 700 kg/ha). Ihre Deutung stößt auf Schwierigkeiten, weil keine intermediären N-Mineralisierungs-"Stöße" festgestellt werden konnten. Dieser Befund legt die Vermutung nahe, daß im Frühsommer im Unterboden mikrobielle Milieu-Verhältnisse herrschen können, unter denen N-Mineralisation und Denitrifikation sehr rasch zu N-Total-Verlusten führen, die in der bereits früher beobachteten Größenordnung von mehreren 100 kg N/ha liegen.

6.1.2.3 Bilanz

Der durch Denitrifikation während der Vegetationszeit, pflanzliche N-Entzug und die Nitrat-Auswaschung bzw. Denitrifikation im Herbst bewirkte Gesamt-Verlust an mobilem Boden-N (AMA+NI) lag mit 265-300 kg/ha um 15-50 kg/ha höher als die Vorrats-Differenz an mobilem N zu Anfang und zu Ende des Bilanz-Jahres. Die Differenz entsprach der nachweisbaren frühsommerlichen Rate der Mineralisierung von N aus organischer Bindung.

Die gewählten Versuchs-Varianten beeinflussten die Bilanz-Werte nur unbedeutend. Der fehlende pflanzliche N-Entzug auf den Brach-Parzellen wurde gegenüber den bewachsenen Parzellen durch entsprechend höhere Nitrat-Auswaschungs- bzw. Denitrifikations-Verluste während der Herbst-Monate kompensiert.

Die Verluste an mobilem Boden-N waren lediglich auf der unbewachsenen Nitrat-Düngungs-Parzelle wesentlich höher als auf den übrigen Parzellen (50 statt 15-27 kg N/ha). Dies hängt mit der durch die Nitrat-Düngung induzierten stärkeren N-Mineralisierung im Früh-Sommer zusammen (40 kg nachgewiesen).

Unberührt von der Bilanz des mobilen Boden-N blieb der Total-Verlust an organisch gebundenem N in den tieferen Boden-Abschnitten, der nach Abzug der nachweisbaren Mineralisierungs-Quote zwischen 640 und 680 kg/ha betrug. Er wird vorerst als direkter gasförmiger N-Verlust gedeutet und gesondert bilanziert, da keine Beteiligung an einer intermediären Vermehrung des mobilen bodenbürtigen Stickstoffs nachgewiesen werden konnte.

6.2 DÜNGERBÜRTIGER STICKSTOFF

6.2.1. Anfangs-Phase (April bis Mitte Mai)

In der Zeit zwischen der N-Düngung (80 kg N/ha) im letzten April-Drittel und der Mitte Mai —d.h. vor Beginn des Schossens des Weizens, der bis dahin etwa 50 kg N/ha aufgenommen hatte— wirkte sich die Versuchs-Variante "N-Düngungsform" tendenziell wie folgt auf den N-Umsatz im Boden aus:

Von der Nitrat-N-Düngung gingen nur ca. 20% in organische Bindung über und zwar hauptsächlich im Oberboden. Infolge der höheren Verlagerungs-Mobilität des Dünger-NI gelangten aber ca. 20% in größere Bodentiefen, wo sie zusammen mit dem bodenbürtigen Nitrat größtenteils infolge Denitrifikation verloren gingen.

Die Ammonium-N-Düngung bewirkte dagegen erwartungsgemäß eine stärkere Retention des Dünger-N in der Ackerkrume. Intermediär verteilte sich der Dünger-N in den ersten 8 Tagen zu etwa gleichen

Teilen auf die 4 betrachteten N-Fraktionen, also auch auf die Fraktion des "fixierten Ammoniums". Diese erwies sich aber überwiegend als ein rasch reversibler Speicher. In den folgenden 14 Tagen ging das Dünger-NH₄ in Nitrat-N und zu fast 60% in organische Bindungsformen über. Die Endmenge an düngerbürtigem No war im Ap etwa 7 mal so hoch wie bei Nitratdüngung. - Wegen der geringen Nitrat-Bildung und NI-Tiefen-Verlagerung fielen denitrifikative N-Verluste fort.

Die Überführung beider mineralischer N-Düngerformen in organische N-Bindung zeigte, daß auch in Zeiten vorherrschender N-Mineralisation und Nitrifikation ein beträchtlicher intermediärer Wiedereinbau mineralischer N-Formen in organische Bindung erfolgte.

Weizen-Bewuchs förderte auf den AM-Parzellen in dieser Zeit die Neubildung von intermediärem düngerbürtigem No beträchtlich, obwohl AM-Düngung in Verbindung mit Bewuchs auch gleichzeitig die Mineralisation von bodenbürtigem No stark begünstigten - ein Hinweis auf allgemein stärkere biologische Boden-Aktivität.

Der pflanzliche Netto-N-Entzug war in dieser Zeit auf den AM-Parzellen sowohl für dünger- als auch bodenbürtigen Stickstoff höher als auf den NI-Parzellen.

Der N-serve-Einsatz drosselte auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen sowohl die Nitrifikation von Dünger-N als auch dessen Einbau in organische Bindung beträchtlich. Die pflanzliche Aufnahme von Dünger-N und Boden-N wurde um mehr als 60% gedrosselt. Selbst unter Bewuchs blieben 60% des Dünger-NH₄ zu gleichen Teilen als Austausch-NH₄ und fixiertes NH₄ erhalten.

6.2.2 Haupt- u. Nachphase (Sommer, Herbst und Winter, 15. Mai bis 6. April)

Auf den Nitrat-Düngungs-Parzellen erfolgten tiefergreifende Veränderungen der Dünger-N-Verteilung auf Bodentiefen und Fraktionen nur zwischen Mitte Mai und Mitte Juni und dann wieder im

Herbst. In der Ackerkrume traten im Mai/Juni unter Brache NI-Verluste durch Auswaschung in den Unterboden und dort erfolgende denitrifikative Entbindung in ähnlichen Mengen-Relationen wie beim bodenbürtigen Nitrat auf, unter Weizen-Bewuchs Entzüge von 4 kg NI/ha aus der Krume gegenüber 16 kg NI/ha aus den Bodentiefen 20-100 cm. Der in der Krume verbliebene NI-Rest wurde im Mai/Juni in organische Bindung überführt, auf den Brach-Parzellen ohne Nitrifikations-Hemmer auch noch im Herbst. Dadurch wurde düngerbürtiges N dauerhaft gespeichert. N-serve zeigte nur auf den Brach-Parzellen eine modifizierende Wirkung. Sie bestand in einer beträchtlichen Förderung der NI→No-Umwandlung, dadurch Verminderung der Nitrat-Auswaschung, aber auch einer verstärkten Mineralisierung von No im Herbst, was zu einer Wiederableichung an die Brach-Parzellen ohne N-serve im Winter führte. Der Einfluß von N-serve auf die Succession mikrobieller Populationen und N-metabolischer Prozesse wurde diskutiert.

Im Unterboden der Brach-Parzellen traten in ähnlichen Proportionen wie beim bodenbürtigen NI denitrifikative NI-Verluste sowohl im Mai/Juni als auch im Herbst auf. Auf den bewachsenen Parzellen wurden diese durch den pflanzlichen N-Entzug, der Mitte Juni abgeschlossen war, unterbunden.

Auf den Ammonium-Düngungs-Parzellen bewirkten die Versuchs-Varianten "Bewuchs" und "N-serve" stärkere Modifikationen. Unter Brache ohne N-serve, wo Mitte Mai ca. 60% des Dünger-N in organischer Bindung (No) in der Krume vorlagen, erfolgte im Sommer und Herbst eine fortlaufende Remineralisierung mit Nitrifikations-Stößen, Nitrat-Auswaschung und Denitrifikation im Unterboden. Die zeitliche Verschiebung des N-metabolischen Zyklus von organischer N-Fixierung, N-Remineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation wurde als Spezifikum der Ammonium-Düngung herausgestellt.

Unter Brache mit N-serve wurde dagegen das bis Mitte Mai in austauschbarer und mineralisch fixierter Form in der Krume gespeicherte AM während des ganzen Sommers successiv in No überführt, das erst im Herbst ohne Auswaschungs-Verluste remineralisiert wurde.

Die Tendenzen waren unter Bewuchs dieselben, wurden jedoch durch den pflanzlichen N-Entzug gemildert. Eine Kalkulation der pflanzlichen N-Entzüge aufgrund der Boden-Analysen war nicht möglich, da im Mai/Juni außer den genannten Prozessen auf allen AM-Parzellen hohe denitrifikative N-Verluste in der Krume auftraten - ebenfalls ein Spezifikum der Ammonium-Düngung, das durch N-serve und insbesondere die Kombination von N-serve mit Wurzel-Tätigkeit verstärkt wurde.

Wie auf den Nitrat-Parzellen zeigte sich auch auf den AM-Parzellen die fördernde Wirkung des N-serve in der Haupt-Phase auf die intermediäre organische Fixierung des Dünger-N.

6.2.3 Generelle Resultate, Bilanz

1. Als wirksamer Sperr- oder Filter-Mechanismus gegen Nitrat-Auswaschungs-Verluste erwies sich bei der untersuchten Löss-Parabraunerde die hohe Denitrifikations-Potenz des Unterbodens zwischen 20 und 100 cm Tiefe. Sie erstreckte sich auf die Zeit vom Mai bis weit in die Herbst-Monate (Oktober) und deckte sich hinsichtlich Beginn, Tiefgang und Dauer mit der Profil-Chrono-isoplethe der Boden-Temperatur von +15°C. Inwieweit es sich bei diesem Filter-Mechanismus um ein Spezifikum der Parabraunerde handelt, blieb offen. Der "Unterboden" (20-100 cm Tiefe) deckt sich in seiner Tiefen-Lage mit dem oberen Abschnitt des Bt-Horizontes, der eine Stau-Zone für gespanntes Boden-Wasser darstellt. Hierdurch kann — besonders unter Brache mit fehlender Transpiration — die Tiefen-Denitrifikation gefördert worden sein.
2. Trotz der von den Versuchs-Varianten abhängigen unterschiedlichen Intensität und zeitlichen Folge der 7 erfaßbaren N-metabolischen Prozesse — N-Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation, Nitrat-Verlagerung, organische und mineralische N-Fixierung, pflanzlicher N-Entzug — war die Dünger-N-Jahresabschluß-Bilanz auf den 8 Parzellen annähernd dieselbe.

7 L I T E R A T U R

1. Ansorge, H., 1967: Untersuchungen über die Hemmung der Nitrifizierung durch einige chemische Präparate, Thaer-Arch. 11, 509-516 (1967)
2. Fleige, H., B. Meyer u. H. Scholz, 1971: Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 1-37 (1971)
3. Fleige, H., B. Meyer u. H. Scholz, 1971: Bilanz und Umwandlung der Bindungs-Formen von Boden- und Dünger-Stickstoff (N^{15}) in einer Acker-Parabraunerde aus Löß, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 39-86 (1971)
4. Gas, W.B., G.A. Peterson, R.D. Hauck and R.A. Olso, 1971: Recovery of residual nitrogen by corn from various soil depths as measured by N^{15} tracer techniques, Soil Sc. Soc. America Proceed. 35, 290-294 (1971)
5. Gasser, J.K.R., u. A. Penny, 1965: Rothamsted Expt. Stat. Rep. 1965, 53-55
6. Gasser, J.K.R., D.J. Greenland, u. R.A.G. Rawson, 1967: Measurement of losses from fertilizer nitrogen during incubation in acid sandy soils and during subsequent growth of ryegrass, using ^{15}N -labelled fertilizers, J. Soil Sc. 18, 289-300 (1967)
7. Goring, C.J.A., 1962: Control of nitrification of ammonium fertilizers and urea by 2-chloro-6-(trichloromethyl)pyridine, Soil Sc. 93, 431-439 (1962)
8. Goring, C.J.A., 1962: Control of nitrification by 2-chloro-6-(trichloromethyl)pyridine, Soil Sc., 93, 211-218 (1962)

9. Hüser, R., K. Habfast u. M. v. Bradke, 1960:
Die Bestimmung der Stickstoffisotopenhäufigkeit in Ammoniakstickstoff, Z. analyt. Chem. 176, 429-436 (1960)
10. Hugnes, T.D., u. J.F. Welch, 1970: 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine as a nitrification inhibitor for anhydrous ammonia applied in different seasons, Agron.J. 62, 821-824 (1970)
11. Jauert, R., 1967: Einfluß von N-serve auf Nitrifikation, Pflanzenwachstum und P-Aufnahme, Thaer-Arch. 12, 487-497 (1967)
12. Knappe, S., K. Rauhe, M. Spitzl u. W. Drauschke, 1974: Ertragsbildung und Ausnutzung von Dünger- und Bodenstickstoff auf Parzellen des Dauerdüngungsversuchs "Ewiger Roggenbau" Halle nach Düngung mit ¹⁵N-markiertem Harnstoff, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 18, 3-14 (1974)
13. Meyer, B., u. K. Scheffer, 1970: Veränderungen des N- und K-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Würmlöb durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl.Ber. 16, 125-168 (1970)
14. Mitsui, S., J. Watanabe, M. Honma u. S. Honda, 1964:
The effect of pesticides on the denitrification in paddy soil, Soil Sc. Plant Nutr. 10, 107-115 (1964)
15. Narain, P., 1969: Nitrification inhibitors and efficiency of nitrogen fertilizer use for paddy and wheat, Ph.D.Thesis, J.A.R.J., New Delhi
16. Nielsen, K.F., F.G. Warder and W.C. Hinman, 1967: Effect of chemical inhibition of nitrification on phosphorus absorption by wheat, Canadian Journ. Soil Sc. 47, 65-71 (1967)

17. Odu, C.T., and H. Vine, 1968: Transformation of N^{15} -tagged NH_4^+ and NO_3^- in some Savanna Soil Samples, Isotopes and Radiation in Soil Organic Matter Studies, Proceed. Sympos. I AEA/FAO Vienna 1968, 351-361

18. Parr, J.F., B.R. Carroll, u. D. Smith, 1971: Nitrification inhibitors in soil, I A comparison of 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine = N-serve..., Soil Sc.Soc.America Proceed. 35, 469 (1971)

19. Rajendra, P., G.B. Rajale, and B.A. Lakhdive, 1971: Nitrification retarders and slow release N_2 -fertilizers, Advances in Agronomy 23, 337-376 (1971)

20. Rauhe, K., F. Fichtner, E. Knappe u. W. Drauschke, 1973: Untersuchungen über Verbleib und Umwandlung des Stickstoffs ^{15}N -markierter organischer und mineralischer Düngerformen in ausgewählten Stickstoff-Fraktionen des Bodens, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 17, 895-905 (1973)

21. Rauhe, K. E. Fichtner, F. Fichtner, E. Knappe u. W. Drauschke, 1973: Quantifizierung der Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdünger auf Pflanze und Boden unter besonderer Berücksichtigung ^{15}N -markierter tierischer Exkrememente, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 17, 907-916 (1973)

22. Spratt, E.D., 1973: The effect of ammonium and urea phosphates with and without a nitrification inhibitor on growth and nutrient uptake of wheat, Soil Sc.Soc.America Proceed. 37, 259-263 (1973)

23. Vlassak, K., 1959: Werking von 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine op nitrifikatie in de bodem, Agricultura, Lund, 12, 73-89 (1964)

24. Westerman, R.L., and Kurtz, L.T., 1973: Priming effect of N^{15} -labelled fertilizer on Soil- N_2 in field experiments, Soil Sc.Soc.America Proceed. 37, 725-727 (1973)

Frede, H.-G.,
H. Gebhardt u.
B. Meyer :

**Grösse, Ursachen und Bedingungen von
Boden- und Dünger-N-Verlusten
durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont
einer Acker-Parabraunerde aus Löss**

Mittlg. I : Labor-Modell-Versuche mit natürlichen
Boden-Monolithen.

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 34, 69—165
(1975)**

G L I E D E R U N G

	Seite
1 <u>P R O B L E M S T E L L U N G</u>	74
1.1 <u>BODENBIOCHEMISCHE GRUNDLAGEN</u>	76
1.2 <u>DENITRIFIKATIONS-MESSPROBLEME</u>	83
1.3 <u>METHODISCHE ZIELSETZUNG</u>	86
1.4 <u>MESS-OBJEKT / VERSUCHSBODEN</u>	87
2 <u>U N T E R S U C H U N G S G A N G</u>	
2.1 <u>MONOLITH-ENTNAHME</u> (Abb. 2)	88
2.2 <u>MONOLITH-VORBEREITUNG</u>	
2.2.1 <u>Wasser-Sättigung</u>	88
2.2.2 <u>Düngung</u>	90
2.3 <u>UMSATZ-MESS-APPARATUR</u> (Abb. 3)	90
2.4 <u>GAS-ANALYSE</u>	
2.4.1 <u>Gas-Chromatographie</u>	93
2.4.2 <u>Gas-Eichung</u>	95
2.5 <u>N-VORRATS-FRAKTIONIERUNG, N¹⁵-ISOTOPEN-ANALYSE</u> ...	97
2.6 <u>UMSATZ-MESSUNGEN UNTER PFLANZEN-BEWUCHS</u>	97
2.7 <u>DATEN-PRÄSENTATION</u>	98
3 <u>V E R S U C H S - B O D E N</u>	99
4 <u>V E R S U C H S - D U R C H F Ü H R U N G</u>	103
5 <u>E R G E B N I S S E</u>	
5.1 <u>METHODISCHE VORUNTERSUCHUNGEN</u>	105

5.2	<u>DENITRIFIKATIONS-VERSUCHE OHNE N¹⁵-MARKIERUNG</u>	
5.2.1	<u>Ohne Zugabe organischer Substanz</u>	106
5.2.1.1	N ₂ -Entbindung	106
5.2.1.2	N ₂ O-Entbindung	110
5.2.2	<u>Nach Zugabe organischer Substanz</u>	111
5.2.2.1	N ₂ -Entbindung	111
5.2.2.2	N ₂ O-Entbindung	113
5.2.3	<u>Variation des Wasser-Gehaltes</u> (bei hoher Temperatur)	114
5.2.4	<u>Variation der Temperatur</u> (bei hohem Wasser-Gehalt)	118
5.2.5	<u>Pflanzen-Bewuchs</u>	121
5.3	<u>DENITRIFIKATIONS-VERSUCHE MIT N¹⁵-MARKIERTEM DÜNGER-N</u>	
5.3.1	<u>Metabolik des Dünger-N</u>	123
5.3.2	<u>Metabolik des Boden-N</u>	125
5.4	<u>CO₂-PRODUKTION BEI DENITRIFIKATIONS-MESSUNGEN</u>	
5.4.1	<u>Ohne CO₂-Abfang</u>	128
5.4.2	<u>Mit CO₂-Abfang in KOH</u>	130
5.5	<u>EINFLUSS DES PROBENAHE-ZEITPUNKTES AUF DIE STICKSTOFF-ENTBINDUNG</u>	133
6	<u>D I S K U S S I O N</u>	
6.1	<u>RÜCKFLUSS VON ENTBUNDENEM STICKSTOFF ALS METHODISCHES PROBLEM</u>	134
6.2	<u>DIE N₂ / N₂O-RELATION</u>	138
6.3	<u>GEWICHT DER EXOGENEN FAKTOREN FÜR DIE DENITRIFIKATION</u>	139
6.4	<u>ATMUNGS-PROZESSE UND DARAUF AUFBAUENDE MODELL-VORSTELLUNGEN</u>	143
6.5	<u>N¹⁵-VERSUCHE: N-UMSATZ-STEIGERUNG DURCH AMMONIUM-DÜNGUNG ?</u>	148

	Seite
6.6 <u>CHEMISMUS DER DENITRIFIKATION</u>	151
7 <u>Z U S A M M E N F A S S U N G</u>	153
8 <u>L I T E R A T U R</u>	156

1 PROBLEMSTELLUNG

Bei allen Bestrebungen, den Pflanzenertrag zu steigern, zählt der Einsatz hoher Stickstoff-Düngermengen neben der Wasser-Regulierung des Bodens zu einer der wichtigsten Maßnahmen. Da nun Düngerstickstoff ein sehr teurer und in den meisten Ländern der Welt auch knapper Produktions-Faktor ist, gilt es, mögliche Stickstoff-Verluste nach Art und Menge zu erfassen und so gering wie möglich zu halten.

Im Gegensatz zu den anderen Haupt-Nährstoffen ist die Aufstellung von Boden-Bilanzen für den Stickstoff bislang nur unbefriedigend gelungen. Der Grund dafür liegt in der Beteiligung schwer meßbarer gasförmiger Gewinn- und Verlustgrößen am Umsatz.

Gegenstand der vorliegenden Arbeit sollen die gasförmigen N-Verluste sein, die als Folge von Denitrifikations-Prozessen auftreten. Über die möglichen und tatsächlichen Mengen solcher gasförmiger Verluste gibt es bislang nur vage und meist nur aus indirekten Bestimmungen abgeleitete Aussagen.

Die Erfassung und Steuerung gasförmiger N-Verluste aus dem Boden ist in dreierlei Hinsicht von Bedeutung.

Erstens gilt es, mögliche Verluste an düngerbürtigem N zu vermeiden und dadurch die Düngung ökonomisch zu gestalten. Die Zahlen-Angaben über gasförmige Dünger-N-Verluste schwanken in sehr weiten Grenzen. Verluste an Dünger-N werden von verschiedenen Autoren mit 30 - 100 % der zugeführten Menge angesetzt. Nicht selten werden Mißernten auf solch hohe witterungsbedingte Verlust-Raten zurückgeführt.

Zweitens ist dafür Sorge zu tragen, daß durch denitrifikative N-Verluste der Boden-Vorrat nicht an organisch gebundenem Stickstoff über Gebühr beansprucht oder zu weitgehend

erschöpft wird, so daß sich die "Bodenfruchtbarkeit" anhaltend vermindert.

Der dritte Aspekt hat in jüngster Zeit an Bedeutung gewonnen: In zunehmendem Umfang trifft die Landwirtschaft der Vorwurf, durch hohe N-Dünger-Mengen entscheidend zur "Umwelt-Belastung" durch Nitratauswaschung und Gewässereutrophierung beizutragen. Was im Hinblick auf Boden und Dünger als Nachteil anzusehen ist, kann hierbei jedoch als Vorteil gelten: Durch denitrifikative Reduktion des in tiefere Boden-Schichten eingewaschenen Nitrats kann überschüssiges N aus dem Ökosystem beseitigt werden. Der Boden kann mit seinen Denitrifikanten gewissermaßen "Klär"-Funktionen beim Wasser-Transport übernehmen. Untersuchungen über gasförmige Stickstoffentbindungs-Prozesse können Informationen darüber liefern, in welchem Ausmaß der durch die Landwirtschaft ausgebrachte Dünger-Stickstoff tatsächlich an der Nitrat-Belastung der Gewässer beteiligt ist und wie sein Anteil reduziert werden kann.

1.1 BODENBIOCHEMISCHE GRUNDLAGEN

Unter den in Abb.1 dargestellten N-Vorrats-Formen in der Ackerkrume einer Löß-Parabraunerde nehmen die "stabilen" N-Vorräte, besonders die in organischer Bindung vorliegenden, ca. 90 - 95 % der Gesamt-N-Menge ein. Die Vorrats-Formen Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-N werden aus dem Grunde als "labil" bezeichnet, weil ihre relativen und absoluten Mengenanteile jahreszeitlich stark schwanken. Sie sind Ausdruck der Fließgleichgewichts-Einstellungen zwischen den N-metabolischen Prozessen, die etwa 10 % des Gesamt-N-Vorrates während einer Vegetations-Periode erfassen.

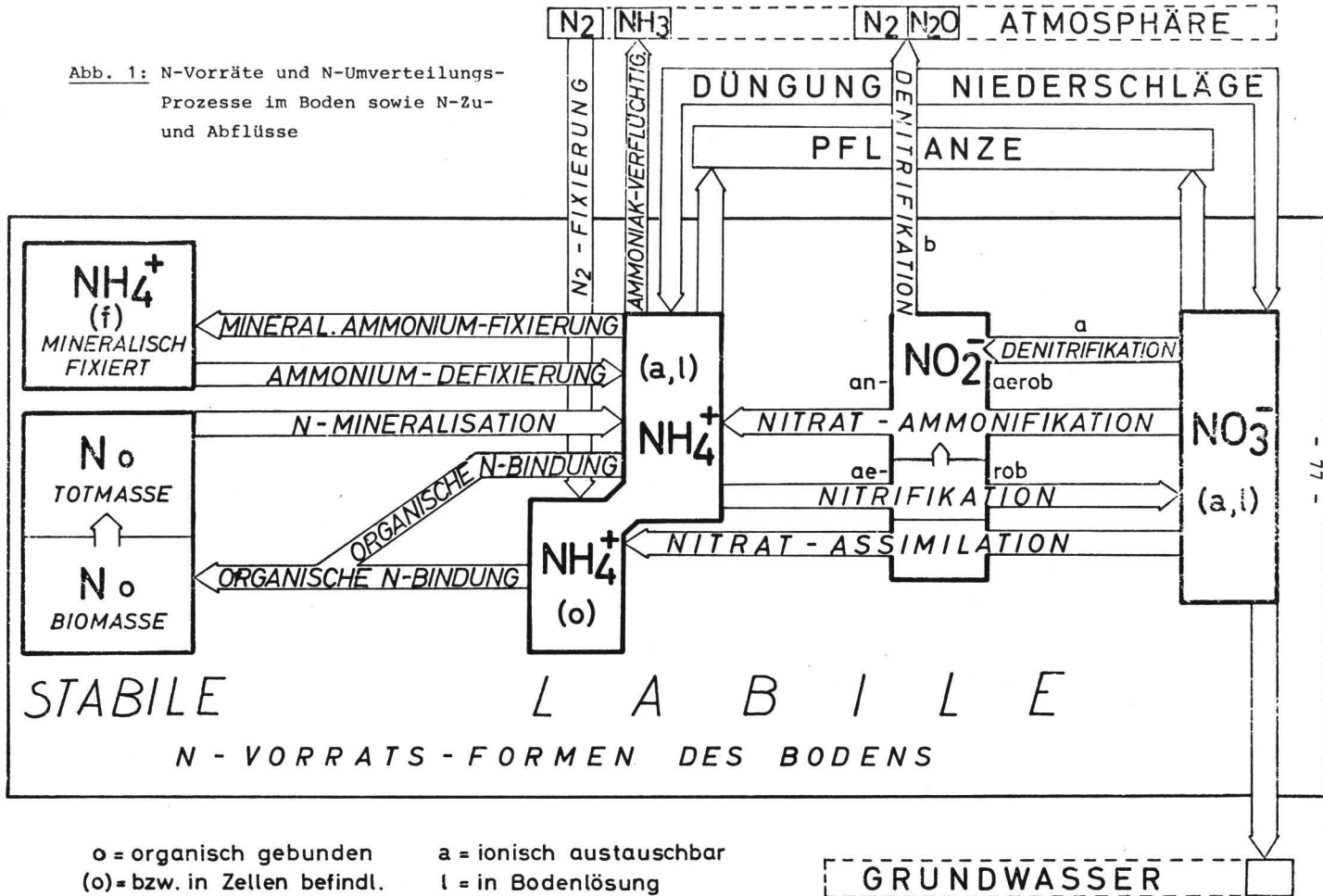
Für die gasförmigen N-Verluste spielt die sog. "Denitrifikation" oder "dissimilatorische Nitrat-Reduktion" die entscheidende Rolle. Sie greift am Nitrat-Vorrat des Bodens an. Dieser wird durch die Düngung direkt oder durch die Nitrifikation von Ammonium-N, das ebenfalls wieder aus verschiedenen Quellen nachgeliefert wird, indirekt gespeist. Besonders hohe Nitrat-Vorräte können in der Phase der Nitrifikation intermediär angehäuft werden. Dies ist meist im Mai der Fall, wenn im Boden bei ausreichendem Gasaustausch Mindest-Temperaturen von ca. 15°C erreicht werden (MÜLLER, 52, FLEIGE et al., 22, GEBHARDT, 27).

Um den Verbrauch dieses Nitrat-N konkurrieren gleichzeitig 3 Prozesse, die in dieser Zeit ebenfalls ihr Intensitäts-Maximum erlangen können:

- a) der pflanzliche N-Entzug, z.B. durch Winter-Getreide
- b) die denitrifikative N-Entbindung und
- c) die Nitrat-Assimilation im Zuge der organischen N-Bindung.

Unter Bewuchs dominieren die beiden erstgenannten Prozesse, wobei häufig die witterungsbedingte Intensität der denitrifikativen gasförmigen N-Entbindung bestimmt, welche dünger-

Abb. 1: N-Vorräte und N-Umverteilungs-
Prozesse im Boden sowie N-Zu-
und Abflüsse

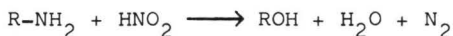


oder bodenbürtige Nitrat-Menge für den pflanzlichen N-Entzug zur Verfügung bleibt. Die Ausnutzungs-Raten des Dünger-N durch die Pflanze werden deshalb mit sehr unterschiedlicher Höhe, 25 - 70 %, angegeben (ALEXANDER,4, FLEIGE et al.,22, KNAPPE et al.,40, KUNDLER,41).

Die Denitrifikation läßt sich entsprechend Abb.1 in den Schritten $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ (a) und $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$ bzw. N_2O (b) betrachten. Während der Schritt a enzymatisch abläuft, sind für den Schritt b sowohl enzymatische wie rein chemische Vorgänge in Betracht zu ziehen.

Für die gasförmige Stickstoff-Entbindung auf dem Wege der chemischen Denitrifikation sind vier mögliche Reaktionsmechanismen denkbar:

- a) "Van Slyke" - Reaktion: hier reagiert NO_2^- mit organischen Verbindungen des Bodens, vor allem mit α -Aminosäuren.



Diese Reaktion läuft nach Meinung vieler Autoren nur in pH-Bereichen unter 5 ab (KUNDLER,41, SMITH and CLARK,63, SOMMER,65).

- b) "Gleichgewichts" - Reaktion: hierunter wird die Reduktion des Nitrits zu NO verstanden.



Dieser Weg der N-Entbindung wird als mögliche aerobe Reaktion bei pH-Werten unter 3 beschrieben (ALLISON,5, SOMMER,65).

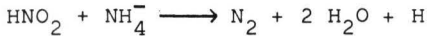
- c) "Katalytische Nitrit-Reduktion": sie umfaßt die Reduktion des Nitrits unter Oxydation von zweiwertigen Metallionen wie Fe^{2+} , Mn^{2+} und Cu^{2+} .



Unter anaeroben Verhältnissen kann bei dieser Reaktion

NO als Gas entweichen (SOMMER, 65, WULLSTEIN and GLIMOUR, 81).

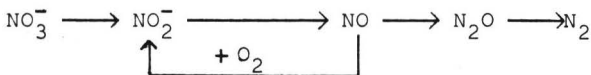
- d) "Ammon-Nitrit" - Reaktion: Sie wurde bei Untersuchungen an Sandböden mit hohen Ammonium-Gehalten festgestellt. Nitrit reagiert mit Ammonium zu N_2 (ALLISON, 5, ERWING and BAUER, 20).



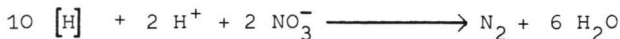
Eine gasförmige Freisetzung von N_2 und N-Oxiden auf dem Weg der chemischen Denitrifikation scheint nur in pH-Bereichen unter 5 eine wesentliche Rolle spielen zu können. In gut gepufferten Böden mit höherem pH sind auf diesem Weg entstehende Verluste kaum zu erwarten.

Es ist vielmehr damit zu rechnen, daß die Denitrifikation enzymatisch in einem Zuge vom Nitrat zu den gasförmigen N-Produkten abläuft.

In einer historisch geordneten Literatur-Zusammenstellung beschreibt SOMMER (65) die unterschiedlichen Auffassungen zum Entbindungsweg des Stickstoffs. Nach der neueren Literatur kann als erwiesen gelten, daß die enzymatische Denitrifikation - vereinfacht dargestellt - auf folgendem Reaktionsweg abläuft:



Entsprechend der Summenformel:



Die Intermediär-Verbindungen Stickstoffoxid und Distickstoffoxid können ebenso wie molekularer Stickstoff freigesetzt werden. Die die Stickstoff-Freisetzung bewirkenden Enzyme heißen Nitrat-Reduktase und Nitrit-Reduktase. Diese Enzyme

gehören nicht zum festen Enzym-Bestand denitrifizierender Bakterien, sondern werden von diesen nur unter anaeroben Bedingungen gebildet. Sie sind an Partikeln gebunden, an denen auch Hämproteine lokalisiert sind. Zusammen mit diesen wird eine anaerobe Atmung ermöglicht. Nitrat bzw. seine Reduktions-Produkte treten an die Stelle des Sauerstoffs als Elektronen-Acceptor der Atmungskette und ermöglichen so einen oxydativen Stoffwechsel unter anaeroben Bedingungen. Im Gegensatz zur Gärung werden angebotene Substrate wie bei der Sauerstoff-Atmung vollständig zu H_2O und CO_2 oxydiert (SCHLEGEL, 61, TANIGUCHI, 74).

Der Energie-Gewinn ist dabei nur um etwa 10 % geringer als bei der Sauerstoff-Atmung, aber um ein Vielfaches höher als bei der Gärung.

Zur Denitrifikation ist eine Vielzahl fakultativ anaerob lebender Bakterien befähigt, von denen jedoch nur eine geringe Zahl bekannt ist, wie z.B. *Pseudomonas denitrificans*, *Thiobacillus denitrificans*, *Pseudomonas aeruginosa* und *Micrococcus denitrificans*. Die tatsächliche Zahl denitrifizierender Bakterien wird als wesentlich höher geschätzt (MEGUSAR, 49).

Der Denitrifikations-Prozeß kann auf jeder der dargestellten Stufen abgebrochen werden. NO ist nicht in der Bodenluft nachzuweisen, wie oft fälschlich behauptet wird. Es wird einerseits wahrscheinlich nur in sehr geringen Mengen produziert und andererseits nach Freisetzung in Gegenwart von nur geringen Mengen O_2 in einer schnellen Reaktion zu NO_2 -Gas oxydiert. Das entstehende Nitrit-Gas ist stark wasserlöslich und wird im Boden-Wasser zurückgehalten (BAILEY and BEAUCHAMP, 6, BEYER, 10, BURFORD and MILLINGTON, 15, HOLLEMANN und WIBERG, 32, MOURIK, 51, NELSON and BREMNER, 53, PRATHER et al., 54, 55). Nur unter extrem anaeroben Bedingungen, wie sie zwar im Modell-Versuch, nicht aber in noch so stark

denitrifizierenden Böden gegeben sind, ist ein Nachweis von NO als Denitrifikations-Produkt möglich.

In allen Meß- und Versuchsanordnungen, bei denen der Zutritt von O_2 nicht völlig ausgeschlossen werden kann, darf sich die quantitative Messung der denitrifikativen N-Verluste auf die Gase N_2 und N_2O beschränken.

Über die relativen Mengen-Anteile dieser Gase werden unterschiedliche Angaben gemacht. BURFORD et al. (16) sagen, daß das Verhältnis von N_2 : N_2O zwischen 0,06 : 1 und 6 : 1 liegt und daß N_2O auch noch im Winter in der Bodenluft nachzuweisen sei. STEFANSON and GREENLAND (72) weisen bei ihren Denitrifikations-Versuchen mehr N_2O als N_2 nach. ALBRECHT et al. (3) messen N_2O in der Bodenluft und finden eine temperaturunabhängige N_2O -Produktion auch in den Winter-Monaten.

Ob nun das bei der Denitrifikation freigesetzte N_2O tatsächlich auch in dieser Form aus dem Boden entweicht, oder ob es nicht im Boden weiter zu N_2 reduziert wird und dann als solches den Boden verläßt, wie es für *Pseudomonas stutzeri* und *P. aeruginosa* von THIEMANN (75) beschrieben worden ist, ist weitgehend unbekannt.

Die Faktoren, welche eine Denitrifikation im natürlich gelagerten Boden begünstigen, sind zahlreich und von vielen Autoren untersucht:

1. Hohe Wassergehalte und dadurch bedingt eine Verminderung luftführender Poren (ALBRECHT et al. (3), BAILEY et al. (7), BRENNER and SHAW (12), STEFANSON (68), (69)
2. Abnahme des O_2 -Gehaltes und Unterschreiten einer kritischen O_2 -Grenze in der Bodenluft, die von SOMMER (65) mit 8 Vol.%, von BROADBENT et al. (13) mit 5 Vol.%, von CADY et al. (17) mit 1 Vol.% und von GREENLAND (29) sogar mit 0,02 ppm O_2 angegeben wird

3. Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz (BAILEY and BEAUCHAMP,7, CADDY and BARTHOLOMEW,17, GRACIA,28, LEHFELD,44, KATZNELSON et al.,37, SOMMER, 65, STANFORD et al.,66, STEFANSON,68, 69, 70)
4. Mindest-Bodentemperaturen von 15 - 20 °C (BAILEY and BEAUCHAMP,8, FOCHT and JOSEPH,25, GREENLAND,29, SCHEFFER,59)
5. Ein für das Bakterien-Wachstum optimales pH im schwach sauren bis neutralen Bereich (FOCHT,25, SOMMER,65)
6. Bodenverdichtungen und Porenverteilungen, wie sie z.B. durch Fahrspuren verursacht werden können (SÖHNE, 64, SOMMER,65)

Viele der hier aufgezählten Faktoren bedingen einander. So haben z.B. ein hoher Wassergehalt oder ein stark verdichteter Boden eine geringere Luft- und damit auch O₂-Versorgung zur Folge.

Man kann aber auch vermuten, daß auch in einem relativ gut durchlüfteten Boden anaerobe Einschlüsse, sogenannte "Mikro-kompartimente" existieren, die Denitrifikations-Prozesse ermöglichen. Das deutet schon auf die Notwendigkeit hin, Untersuchungen an natürlich gelagerten Böden durchzuführen.

1.2 DENITRIFIKATIONS-MESSPROBLEME

Bereits seit vielen Jahren wird versucht, gasförmige Stickstoff-Verluste aus Böden qualitativ und quantitativ zu erfassen. Dazu wurden verschiedene Methoden entwickelt, die sich allgemein in indirekte und direkte Meß-Methoden einteilen lassen.

Mc GARITY and RAYRATMANN (26) haben in einer Literatur-Übersicht die grundsätzlich möglichen Meßverfahren zusammengestellt. In der folgenden Übersicht sind diese Angaben durch Aufnahme einiger neu hinzugekommener Arbeiten ergänzt.

Unter den indirekten Methoden nehmen bislang Untersuchungen nach der sogenannten "Differenz-Methode" den weitaus größten Raum ein. N^{15} -markierter Dünger-Stickstoff wird ausgebracht, von dessen Gesamt-Menge nach der Ernte die verbliebene Rest-Menge abgezogen wird. Der nicht in Boden, Pflanze oder als Auswaschungs-Stickstoff wiedergefundene N^{15} -Anteil wird gasförmigen N-Verlusten zugeschrieben. Bei dieser Methode werden alle durch eventuelle Analysenfehler bedingten Minderbestimmungen den gasförmigen N-Verlusten zugerechnet. Zudem läßt sich nicht die Gasart und auch nicht der aus der bodenbürtigen N-Fraktion entbundene Stickstoff-Anteil erfassen (Literatur-Übersicht bei KUNDLER,41).

Als zweite indirekte Methode ist die manometrische Messung der bei der Denitrifikation gebildeten Gase mit der Warburg-Apparatur zu nennen. Diese Methode eignet sich allerdings eher zur Arbeit mit isolierten Bakterien-Kulturen. Natürlich gelagerter Boden kann nicht verwendet werden. Auch hier läßt sich die entbundene Gasart nicht bestimmen (MACGREGOR,46).

Auf die von FOCHT and JOSEPH (24) vorgestellte Methode, denitrifizierende Bakterien mittels Farb-Reaktionen nachzu-

weisen, sei hingewiesen.

Unter den direkten Methoden werden solche Verfahren verstanden, bei denen die gebildete Gasmenge direkt erfaßt und analysiert werden kann. Die hierbei auftretenden Schwierigkeiten bestehen darin, daß man zur Messung von aufgenommenem bzw. abgegebenem N_2 auf gasdichte, von der Außenluft abgeschlossene Systeme angewiesen ist. Die hohe Ballast-Menge von 78,3 % N_2 in der Atmosphäre verlangt zur Erfassung der geringen N-Austausch-Raten zwischen Boden und Atmosphäre einen Ersatz der normalen atmosphärischen Luft durch andere Gasgemische.

Aus diesem Grunde scheiden auch Gasentnahme-Rohre für die Messung der Veränderung der Boden-Luft aus, wie sie von TACKETT (73) entwickelt wurden. Gleiches gilt für die sog. "Verflüchtigungs-Kammern", die ebenfalls im Freiland aufgestellt werden. Der Einsatz dieser Meßvorrichtungen bleibt auf die Erfassung von CO_2 -, NH_3 -, O_2 - und N_2O -Konzentrations-Änderungen beschränkt.

Direkte Freiland-Messungen können somit nicht zu einer Bestimmung der denitrifikativen N_2 -Freisetzung herangezogen werden. Die N-Atmosphäre muß in einem geschlossenen System durch ein geeignetes Gas ersetzt werden, das die Voraussetzung zu erfüllen hat, den Stoffwechsel der Bodenlebewesen nicht zu beeinträchtigen oder zu schädigen. Als N-Ersatz bietet sich das Edelgas Argon an, das zu 0,93 Vol. % in atmosphärischer Luft vorkommt.

Ausgehend von der Überlegung, daß in einem geschlossenen Gefäß bei Einsatz großer Mengen organischer Substanz der O_2 -Vorrat sehr schnell erschöpft wird, entwickelte LEHFELD (43) eine Apparatur, in der O_2 über ein Gasballast-System nachgeliefert und CO_2 aufgefangen werden kann. N_2 wird gegen Argon ausgetauscht. Die N_2 -Messung erfolgt gaschromato-

graphisch. Bei dieser Lehfeldschen Apparatur ist noch eine größere Anzahl von Schlauch-Verbindungen notwendig, die bei längerer Versuchsdauer eine N_2 -Diffusion in das System zuläßt. Die untersuchten Böden waren nicht natürlich gelagert, sondern aufgeschüttet, wodurch Unterschiede im Porenvolumen und in der Porenverteilung gegenüber natürlichem Boden bedingt waren.

Die Methode von LEHFELD (43) wurde von ACKERMANN et al. (2) erweitert. In die Anlage wurden Verdunstungs- und Beregnungs-Vorrichtungen eingebaut. Aber auch hierbei wurden gestörte Bodenproben verwendet, die durch Zusatz organischer Substanz noch weitere Veränderungen gegenüber natürlichem Boden erfahren haben.

Um eine Störung des natürlichen Bodengefüges zu vermeiden, das mit seiner spezifischen Poren-Anordnung von entscheidender Bedeutung für die Denitrifikation sein kann, setzte SCHEFFER (59) kleine Boden-Monolithe in Inkubations-Gefäße, die bei reiner Sauerstoff-Atmosphäre im Unterdruck bebrütet wurden. N_2 - N_2O -Messungen erfolgten im "Mikrorapid-N"-Gerät der Fa. Heräus, das den Stickstoff volumetrisch erfaßt. N_2 und N_2O können jedoch nur als Summe bestimmt werden.

Auch von anderen Autoren wurden direkte Verfahren zur Messung von Denitrifikations-Verlusten nach dem Prinzip des "geschlossenen Systems" entwickelt. Sie erreichen durch Steuer- und Regelkreise ein derartiges Ausmaß an Technisierung, daß ein Nachbau nur mit erheblichem Aufwand möglich ist (STEFANSON, 67, BAILEY and BEAUCHAMP, 6).

1.3 METHODISCHE ZIELSETZUNG

Ziel der Entwicklung einer eigenen Methode war, basierend auf dem Prinzip des "geschlossenen Systems" eine Labor-Modell-Methode zur Erfassung der "Denitrifikations-Potenz" von Boden-Monolithen zu entwickeln. Das Meß-Verfahren soll synchron zu im Freiland laufenden N-Bilanz-Untersuchungen eingesetzt werden können und dabei als indirektes Verfahren für die Kalkulation gasförmiger N-Verluste dienen.

Die Methode muß dazu so einfach, sicher und schnell zu handhaben sein, daß sie Messungen an Kleinmonolithen-Bodenproben zuläßt, die in kurzen Zeitabständen nacheinander aus den Feld-Versuchen entnommen werden.

Im Hinblick auf Prognosen und Simulationen für das Freiland-Verhalten des Bodens soll sie die Möglichkeit bieten, gleichzeitig den Einfluß verschiedener ökologischer Denitrifikations-Faktoren in Parallel-Ansätzen quantitativ zu erfassen. Hierzu sind Voraussetzungen für die Variation von Wassergehalt und Temperatur der Boden-Monolithe, für den Vergleich zwischen Bewuchs und Brache, für die Modifikation der N-Dünger-Form (NH_4 , NO_3) und für die Zufuhr leicht zersetzbarer organischer Substanz zu schaffen. Da die Zusammensetzung der entbundenen N-Gase (N_2 , N_2O) Auskünfte über Art und Bedingung des Denitrifikations-Prozesses erwarten läßt, war für eine analytische Gas-Trennung Sorge zu tragen.

1.4 MESS-OBJEKT / VERSUCHS-BODEN

Messungen über die Denitrifikations-Potenz eines Bodens sollen in dieser Arbeit zunächst an der Ackerkrume einer Parabraunerde aus Löss durchgeführt werden. Dieser Bodentyp war im Göttinger Raum bereits mehrfach Gegenstand von C- und N-Umsatz - und N-Bilanz-Untersuchungen im Freiland (FLEIGE et al.,22, MBA et al.,48, SCHEFFER,59). Aufgrund indirekter Bestimmungen waren nach der "Differenzmethode" für diesen Boden hohe gasförmige N-Verluste kalkuliert worden. Sie betrugen innerhalb einer Vegetations-Periode bis zu 50 % des düngerbürtigen N und bis zu 400 kg des bodenbürtigen N. Der überwiegende Anteil dieser denitrifikativen N-Verluste entstand dabei im Ap-Horizont. Durch modellmäßige Überprüfung der "Denitrifikations-Potenz" der Ackerkrume soll zunächst überprüft werden, ob und unter welchen äußeren Bedingungen solch hohe gasförmige N-Verluste tatsächlich möglich sind.

2 U N T E R S U C H U N G S G A N G

2.1 MONOLITH-ENTNAHME (Abb.2)

Aus der Ackerkrume der in Abschnitt 3 beschriebenen Parabraunerde werden für den jeweiligen Versuchsansatz 6 - 8 Kleinmonolithe von je 3,6 l Volumen entnommen.

Dazu werden mit dem Spaten kleine Bodensäulen aus der Ackerkrume freigelegt (vergl. Abb.2), die anschließend mit einem Messer soweit präpariert werden, daß die Boden-Säule annähernd die Maße des endgültigen Klein-Monolith erhält.

Ein PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 15 cm und einer Höhe von 20 cm, dessen Unterkante angeschliffen ist, wird mit leichtem Druck über die vorpräparierte Boden-Säule gestülpt und heruntergedrückt, wobei überstehende Bodenreste abgeschält werden. Ein guter Kontakt Boden - PVC-Rohr ist somit gewährleistet.

Der fertiggestellte Monolith wird mit dem Spaten abgestochen und zur weiteren Aufbereitung ins Labor gebracht.

2.2 MONOLITH-VORBEREITUNG

2.2.1 Wasser-Sättigung

Die Stirn-Flächen der Monolithe werden plan abgeschnitten. Die Monolithe werden dann auf keramischen Platten in ein ca. 1 cm hoch mit Wasser gefülltes Becken gestellt, in dem die Aufsättigung erfolgt. Dabei werden über die Monolithe Tiefkühl-Plastikbeutel gezogen, um eine oberflächliche Austrocknung während des Aufsättigens zu verhindern.

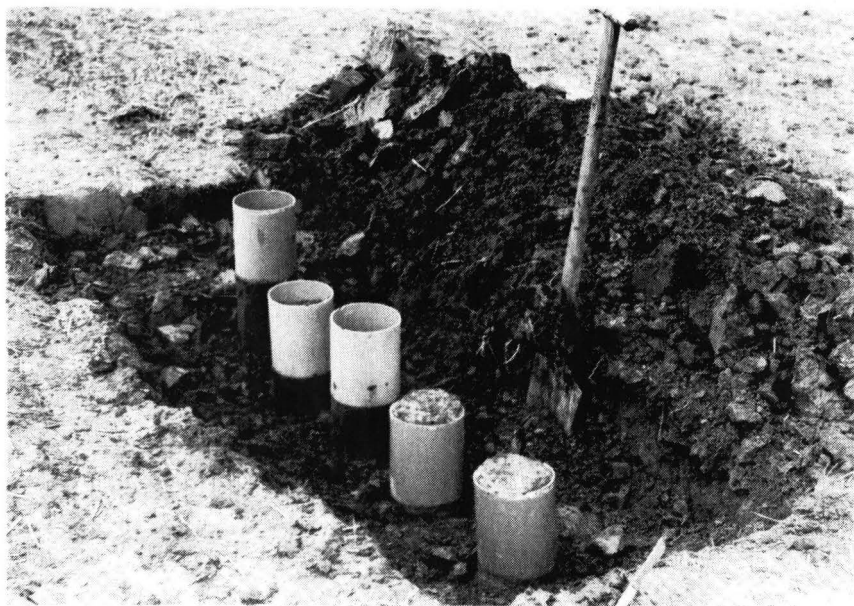


Abb. 2: Zwei Phasen der Entnahme von Boden-Monolithen aus einer Ackerparabraunerde aus Löß (Rosdorf, Krs. Göttingen)

Der Grad der Aufsättigung wird gravimetrisch unter Einsetzen der bekannten Größen Volumen und Trocken-Dichte bestimmt.

2.2.2 Düngung

Die Monolithe werden mit $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ und KNO_3 als Modell-Substanzen für die Düngerformen $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ gedüngt.

Die Düngerlösung wird mit einer Injektions-Spritze durch Einstich an 7 verschiedenen, gleich weit voneinander entfernten Stellen je nach gewünschter Injektions-Tiefe in den Boden eingeführt.

2.3 UMSATZ-MESS-APPARATUR (Abb.3)

Die N-Umsatz-Messungen werden in Labor-Exsikkatoren von ca. 20 l Fassungsvermögen (ca. 30 cm ϕ) mit Deckel-Tubus durchgeführt. Das Volumen wird vorher bei aufgesetztem Deckel exakt bestimmt. Die Boden-Monolithe werden auf den Exsikkator-Lochplatten-Einsatz gestellt, unter dem sich nach Bedarf eine Glasschale mit KOH zum Auffangen des produzierten CO_2 befindet.

150 ml 2n KOH reichen für eine ca. 6-wöchige Versuchs-Dauer aus. Bei dieser Versuchs-Anordnung wird eine Konzentration von 0,05 Vol. % CO_2 in der Exsikkator-Luft nicht unterschritten, so daß annähernd eine der atmosphärischen Luft entsprechende CO_2 -Konzentration gehalten werden kann.

In den Exsikkator-Tubus ist ein Gummistopfen eingeklebt, der zwei Bohrungen enthält. In die eine ist der Glashahn 3, in die andere das Probenahme-Ventil eingelassen.

Durch den Glashahn 3 wird über Vakuum-Schläuche die Luft

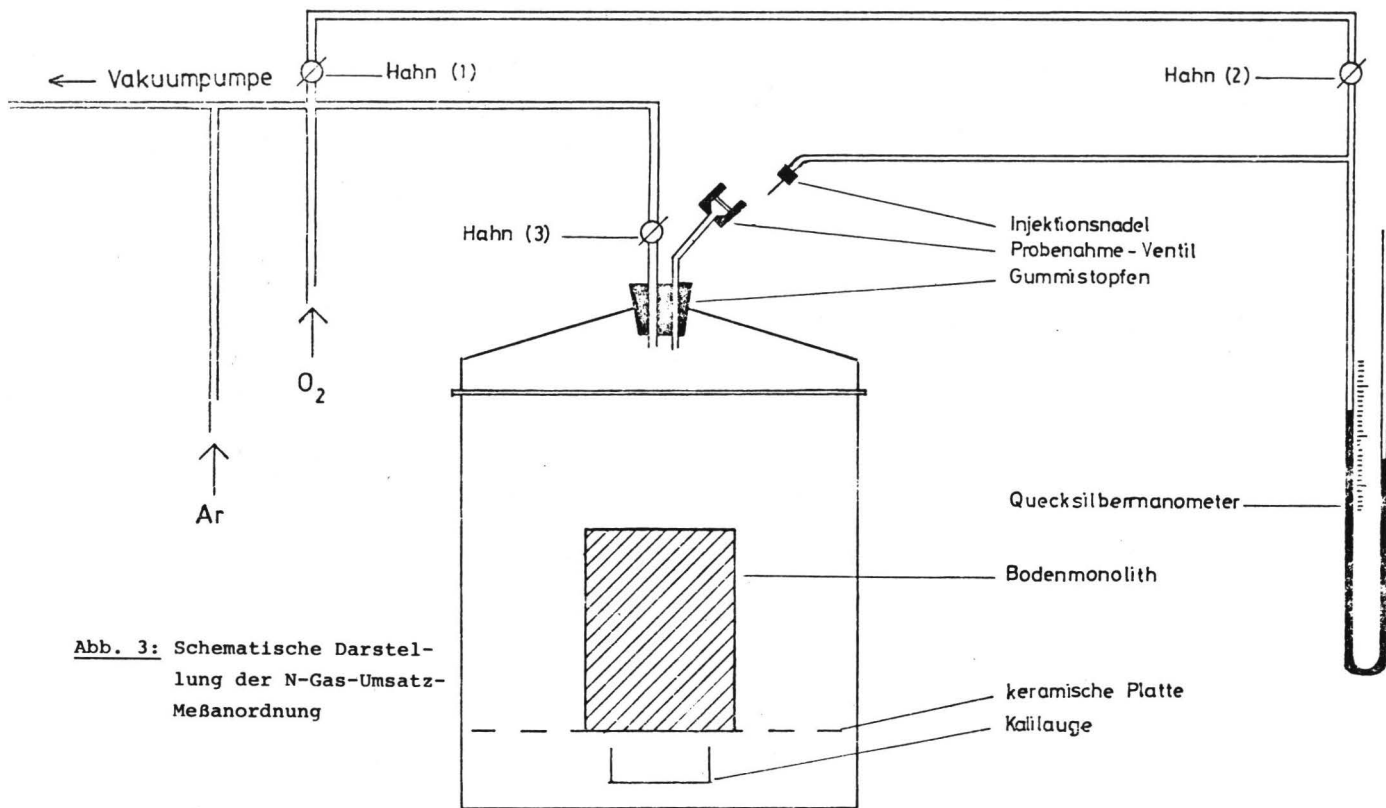


Abb. 3: Schematische Darstellung der N-Gas-Umsatz-Meßanordnung

des Inkubations-Gefäßes in 5 - 6 Spülgängen gegen Argon ausgetauscht. Der N_2 -Gehalt muß weniger als 0,05 Vol. % betragen. Nach erneuter Evakuierung werden Ar und O_2 im Verhältnis 80 : 20 (Herstellung s.u.) zugegeben, bis ein Gas-Druck von 740 mm Hg im Exsikkator erreicht ist. Es wird nicht bis auf 760 mm Hg aufgefüllt, um bei Druckabfall in der Atmosphäre, der sich auch in den Klimakammern bemerkbar macht, ein "Aufgehen" der Exsikkatoren zu vermeiden.

Der Hahn 3 wird verschlossen und während des gesamten weiteren Versuch-Ablaufes nicht wieder geöffnet. Das Gefäß hat somit keine Schlauch-Verbindung mehr, die irgendeine Undichtigkeit eintreten lassen könnte.

Infolge O_2 -Aufnahme durch den Boden und Abfangen des produzierten CO_2 in KOH entsteht im Versuchs-Gefäß ein Unterdruck, der mit einem Quecksilber-Manometer gemessen werden kann. Dieses Manometer hat einen freien und einen durch Hahn 2 verschlossenen Schenkel, der über einen Vakuum-Schlauch mit der O_2 -Flasche verbunden ist. Dieser verschlossene Schenkel hat ferner einen Ansatz-Stutzen, in den ein dünner Silikon-Schlauch eingeklebt ist, auf dessen Ende eine Kanüle aufgesteckt ist.

Bei geöffneten Hähnen 1 und 2 läßt sich das Manometer mit O_2 bis zur N_2 -Freiheit spülen. Bei fließendem Gasstrom wird die Kanüle in das Probenahme-Ventil eingestochen. Nach Verschließen des Hahnes 2 zeigt das nun mit dem Exsikkator-Lumen verbundene Manometer den im Exsikkator befindlichen Unterdruck an. Durch Öffnen des Hahnes 2 kann nun über den Manometer-Stutzen der Ausgangs-Druck wieder hergestellt werden, wobei die Menge Sauerstoff ersetzt wird, die veratmet wurde.

In gleicher Weise läßt sich das Manometer bei Versuchs-Beginn zur Herstellung eines Ar : O_2 -Gemisches von 80 : 20 verwenden.

Das Ventil zur Gasproben-Entnahme besteht aus einem Kupferrohr von 1,5 mm lichter Weite, auf das eine Messing-Buchse

von etwa 7 mm lichter Weite mit Außengewinde gelötet ist. Auf diese wird eine etwa 3 mm starke Silikon-Scheibe gelegt. Auf die Buchse wird dann ein Messing-Zylinder mit Innengewinde geschraubt. Die Silikon-Platte wird in der Weise auf den Buchsenrand gequetscht, daß in den Zylinder ein Gewinde-Ring eingedreht wird. Dieser läßt einen Kreis-Ausschnitt der Silikon-Platte von etwa 4 mm frei. Dieser freie Silikonscheiben-Durchmesser ist erforderlich, um nicht immer wieder an der gleichen Stelle einstechen zu müssen und dadurch bei den pro Versuchsansatz notwendig werdenden 100 - 150 Einstichen (Manometer-Nadel und Proben-Spritze) ein Undichtwerden des Silikon-Stopfens zu vermeiden.

Die Dichtigkeit der Apparatur wurde in einem 3-wöchigen Test überprüft.

Das Probenahme-Ventil gestattet zugleich auch das Auftropfen von Dünger-Lösung und löslicher organischer Substanz auf den zentrisch unter dem Probennahme-Ventil stehenden Monolith während eines laufenden Versuchs. Die Injektion und die Spülung des Kupfer-Rohres werden mit einer Injektions-Kanüle durchgeführt. Durch leichtes Kippen des Exsikkators und Drehen in einer leicht gewinkelten Ebene läßt sich eine gleichmäßige Oberflächen-Verteilung der aufgetragenen Lösungen erreichen.

2.4 GAS-ANALYSE

2.4.1 Gas-Chromatographie

Die Gas-Proben werden mit medizinischen Einweg-Spritzen vom Typ "Stylex 3cc. Syring" genommen. Eine Gasmenge von 1ccm wird in den Gas-Chromatographen eingespritzt. Die verwendeten Einweg-Spritzen erfüllen die Anforderungen an die Dichtigkeit hinreichend.

Die qualitative und quantitative Bestimmung von N_2 , N_2O und CO_2 erfolgt im Gas-Chromatographen L 400 der Fa. Siemens, der mit einem Wärmeleitfähigkeits-Detektor ausgerüstet ist. Für die erforderliche Messung im ppm-Bereich wurden Hitzdrähte vom Typ W2X eingesetzt.

N_2 wird vom Gas-Gemisch getrennt, indem "Molekularsieb 5 A" in einer 2 m langen Stahlmantel-Säule (0,4 - 4 mm) als Trenn-Medium verwendet wird. Das Adsorbens muß zur Aktivierung vorher bei ca. 400 °C erhitzt werden. Die Retentions-Zeiten für N_2 liegen bei frisch aktivierten Säulen bei ca. 2,5 min.. Die Trenn-Leistung läßt mit dem Altern der Säulenfüllung nach, so daß wiederholt aktiviert werden muß.

N_2O und CO_2 lassen sich mit der Säulenfüllung "Porapak Q" gut trennen und nebeneinander nachweisen. Die Stahlmantel-Säule (0,4 - 4 mm) hat eine Länge von 3m. Die Retentions-Zeiten für CO_2 und N_2O betragen 3,1 bzw. 4,2 min..

Als Träger-Gas wird Wasserstoff (reinst) verwendet. Die Strömungs-Geschwindigkeit beträgt 50 ml/min. Sie wird durch einen Durchfluß-Konstanthalter für beide Säulen gleich eingestellt.

Gemessen wird bei einem Detektor-Ström von 200 mA und einer Empfindlichkeits-Abschwächung für N_2O von 1, für N_2 von 8 und für CO_2 - je nach Konzentration von CO_2 im Inkubations-Gefäß - von 4 bis 32.

Der Säulen-Raum hat Zimmer-Temperatur, der Detektor-Raum konstant + 105 °C.

Die angewandten gasanalytischen Meß-Methoden sind unter anderen auch bei BURFORD (15), BLACKMER et al. (11) und LARD and HORN (42) beschrieben.

2.4.2 Eichung

Die Eichung der Gas-Mengen von N_2 , N_2O und CO_2 erfolgt mit Hilfe von Eichgasen des Typs "Plastigas" der Fa. Linde. Die Eichgase werden in Beuteln aus einer biegsamen Metall-Kunststoff-Folien-Kombination geliefert. Die Genauigkeit der abgefüllten Gas-Mengen wird mit ± 2 Vol. % und die Haltbarkeit mit 6 Monaten garantiert. Für N_2O und CO_2 ließ sich die Haltbarkeits-Angabe bestätigen, für N_2 jedoch nicht.

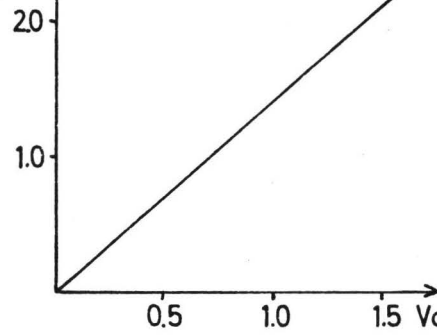
Daher wurden die N_2 -Eichgase in kleinen Exsikkatoren selbst hergestellt, welche mit denselben Abfüll-Vorrichtungen wie in Abb. 3 versehen waren. Zu einer vorgegebenen reinen Argon-Atmosphäre werden über eine Gasbürette wechselnde Anteile N_2 zugegeben. Bei diesem Herstellungs- und Aufbewahrungs-Verfahren ist eine wochenlange Haltbarkeit des Gas-Gemisches gewährleistet.

Die quantitative Auswertung der Gas-Chromatogramme erfolgt durch Bildung des Produktes Berghöhe x Peakbreite (in halber Höhe gemessen). Diese Auswertungs-Methode wird von KAISER (36) und Leibnitz (45) als die beste Näherungs-Methode zur Auswertung von Gas-Chromatogrammen empfohlen.

Alle Eichkurven verlaufen im vorgegebenen Meßbereich linear (vergl. Abb. 4).

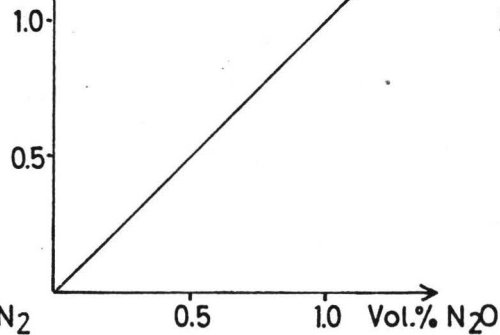
Peakfläche
 cm^2

200 mA
Abschw. 8



Peakfläche
 cm^2

200 mA
Abschw. 1



Peakfläche
 cm^2

200 mA
Abschw. 4

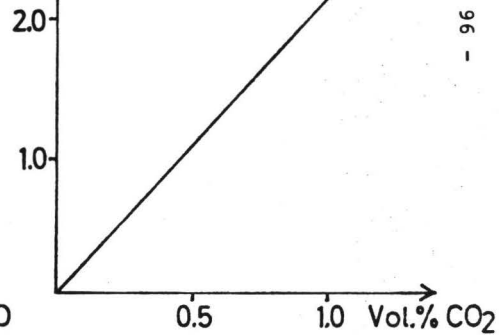


Abb. 4: Eichkurven für N_2 , N_2O und CO_2

2.5 N-VORRATS-FRAKTIONIERUNG, N¹⁵-ISOTOPEN-ANALYSE

Vor einigen und nach allen Denitrifikations-Messungen wurden die untersuchten Monolithe in 2 Abschnitte zerlegt (0 - 10, 10 - 20 cm) und auf Gesamt-Nitrat-N und austauschbares Ammonium-N untersucht.

Zur Aufklärung der Umverteilungs-Vorgänge und zur Erkundung der Quellen für die gasförmigen N-Verluste wurden an einigen Proben nach den Umsatz-Messungen Fraktionierungen der N-Bindungs-Formen nach FLEIGE et al. (22) durchgeführt.

Zur Unterscheidung von boden- und düngerbürtigem N als Quelle denitrifikativer N-Verluste wurde in einigen Ansätzen mit N¹⁵-markiertem Dünger gearbeitet. Die Fraktionierung erfolgte wie oben angegeben, die Proben-Aufbereitung zur N¹⁵-Isotopen-Analyse nach FAUST (21). Die Isotopen-Analyse wurde emissionsspektrometrisch am Stickstoff-Analysator NOI der Fa. Statron, Fürstenwalde durchgeführt.

2.6 UMSATZ-MESSUNGEN UNTER PFLANZEN-BEWUCHS

Mit Hilfe einer Loch-Schablone (9 Löcher auf 184 qcm Querschnitts-Fläche) wurden ca. 2 g Weidelgras 1 cm tief in die Monolithe eingesät. Während der kapillaren Wasser-Aufsättigung wurde das Weidelgras etwa 10 - 14 Tage wachsen gelassen. Danach wurden die Monolithe wie die unbewachsenen gedüngt und in die Meß-Apparatur eingesetzt.

Alle Versuche wurden in Klimakammern durchgeführt, wobei die unbewachsenen Monolithe kein Licht erhielten, die bewachsenen einer Beleuchtungs-Dauer von 10 Stunden täglich mit Osram-Fluora-Leuchten ausgesetzt waren.

2.7 DATEN-PRÄSENTATION

Aus Gründen des schnelleren Vergleichs mit Daten aus der Ackerbau-Technik oder der Ökologie, die ihre Düngungs-Intensitäten oder Flußstärken in der Dimension kgN/ha angeben, wurden alle analytisch ermittelten Werte durch Multiplikation mit einem konstanten Faktor (Hektar durch Monolithen-Querschnitt) ebenfalls in kgN/ha angegeben. Dieses Vorgehen, dessen Gefahr im wesentlichen bei Pflanzen-Modell-Versuchen darin besteht, daß unter Oasen-Effekt gewonnene Ergebnisse nicht auf einen geschlossenen Bestand übertragen werden dürfen, ist in der vorliegenden Arbeit insofern gerechtfertigt, als die N-Entzüge durch den Bewuchs nicht weiter berücksichtigt wurden.

3 V E R S U C H S - B O D E N

Ausführliche Angaben mit Analysen-Daten zum Versuchs-Boden finden sich bei BEESE et al. (9) und MBA et al. (48). Über Feldversuche zum N-Umsatz wurde außer von MBA et al. (48) auch von GEBHARDT (27) berichtet.

Hier sollen lediglich die Daten aufgeführt werden, die im Hinblick auf die Versuchsanstellung und die Wahl der Versuchs-Varianten wichtig sind.

Die Acker-Parabraunerde ist aus mächtigem würmzeitlichem LÖß entwickelt, hat eine Entkalkungs-Tiefe von 1,5 m, einen 38 cm starken, etwas erosiv verkürzten Ap/Al-Horizont mit etwa 15 % Ton und einen Bt-Horizont mit 26 - 22 % Ton. Die 25 cm mächtige Ackerkrume weist 9 % Sand, 76 % Schluff und 15 % Ton auf, ist kalkfrei, hat einen pH-Wert(0,02n CaCl_2) von 6,9, enthält 1,07 % C und 0,097 % N, entsprechend ca. 3400 kg Gesamt-N pro ha und einem C/N-Verhältnis von 11. Die Krume ist im Vergleich mit anderen LÖß-Parabraunerden als gut mit Humus, Stickstoff und Erdalkali-Ionen versorgt zu bezeichnen.

Von den "stabilen" N-Vorräten des Ap-Horizontes entfallen ca. 11 % auf mineralisch fixiertes Ammonium, 89 % auf organisch gebundenen Stickstoff.

Für das Zustandekommen von Denitrifikations-Prozessen in diesem Boden sind das Poren-Volumen und die Poren-Verteilung sowie der zeitlich veränderte Wasser- bzw. Luft-Füllungsgrad der Poren als entscheidend anzusehen.

Tab. 1 gibt die im Frühjahr unter Wintergetreide im abgesetzten Ap-Horizont aus der pF-Charakteristik bestimmte Poren-größen-Verteilung wieder.

Tab. 1: Poren-Verteilung des Ackerparabraunerde-Ap-Horizontes Rosdorf aufgrund der Saugspannungs-Charakteristik

ϕ μ	Weit-			Mittel-			Engporen				Poren-Vol. total %
	50 >	50 -30	30 -15	15 -10	10 - 5	5 -3	3 -1,5	1,5 -0,6	0,6 -0,2	< 0,2	
pF	1,8 <	1,8 -2,0	2,0 -2,3	2,3 -2,5	2,5 -2,8	2,8 -3,0	3,0 -3,3	3,3 -3,7	3,7 -4,2	> -4,2	
Tief. cm 0-20	3,0	2,3	3,5	3,7	7,5	2,9	5,9	3,8	1,4	7,5	41,5

Das Gesamt-Poren-Volumen in den oberen 20 cm der Ackerkrume beträgt durchschnittlich 41,5 Vol.%. Die Trockenraum-Dichte liegt bei 1,53 g/cm³.

Im Zustand der sog. "Frühjahrs-Sättigung" (etwa Feldkapazität entsprechend), die häufig bis in den Frühsommer hinein bestehen bleibt oder immer wieder für längere Zeit hergestellt wird, herrschen Saugspannungen von etwa pF 2,2. Bei Wassergehalten von etwa 32 - 33 Vol. % sind dabei nur etwa 9 Vol. % des Bodens, bei natürlich fortschreitender Krumen-Verdichtung im Laufe des Sommers auch weniger, mit Luft gefüllt. Es handelt sich dabei um den zeitlich stark schwankenden Poren-Anteil, den die "Sekundär-Poren" einnehmen, die einen Durchmesser von > 20 μ m haben.

9 Vol. % Poren mit Äquivalent-Durchmessern > 20 μ m sind für über Winter natürlich abgelagerte Ackerparabraunerden aus LÖB im südlichen Niedersachsen strukturell schon als optimal zu bezeichnen und für Denitrifikations-Prozesse als wenig günstig anzusehen. Die Krume verdankte ihre günstige Frühjahrs-Struktur dem vorausgegangenen trocken-warmen Winter.

Nach feuchten Wintern kann der Luftporen-Anteil bis auf 3 Vol. % zurückgehen.

Im Zuge der natürlichen Austrocknung während der Vegetations-Zeit wird ein zunehmender Anteil der Mittel-Poren entwässert und durchlüftet. Bei einer Austrocknung des Bodens bis $pF\ 3,0$, d. h. einer Entwässerung aller Poren bis herunter auf $3\ \mu m$ Äquivalent-Durchmesser, können weitere 14 Vol. % des Bodens durchlüftet werden. Auch dies ist bei einem Vergleich des untersuchten Bodens mit entsprechenden Böden und Boden-Horizonten aus anderen Jahren als strukturell optimal zu bezeichnen. Unter ungünstigen Verhältnissen kann derselbe Boden statt 23 Vol. % insgesamt bis $pF\ 3,0$ durchlüfteter Poren nur 15 Vol. % Luft enthalten, von denen bei Feldkapazität nur noch 3 Vol. % Luft führen. Der Test-Boden bietet also in dem betreffenden Versuchs-Jahr relativ ungünstige Voraussetzungen für Denitrifikations-Prozesse.

Ein pF -Wert von etwa 3,0 stellt nach Untersuchungen aus anderen Jahren (BEESE et al., 9, SCHEFFER, 59) etwa den Austrocknungs-Zustand des Bodens dar, der in Witterungs-Normal-Jahren während der Vegetations-Zeit im Wechsel von Befeuchtung und Wieder-Austrocknung am längsten gewahrt bleibt und nur kurzfristig überschritten, aber häufig unterschritten wird.

Bei feuchten Frühjahrern und Frühsommern nach Wintern mit verdichtendem Einfluß auf die Krumen-Struktur kann es dazu kommen, daß bei diesem Boden ein Durchlüftungs-Grad von 7 Vol. % während der ganzen Vegetations-Zeit nicht überschritten und auch nur während einer kurzen Zeit erreicht wird.

Um die bei diesem Boden mögliche Skala des Durchlüftungs-Grades einigermaßen durch Versuchs-Varianten mit unterschied-

lichem Wasser-Gehalt zu simulieren, schien es zweckmäßig, die Wasser-Gehalte zwischen Feldkapazität und $pF\ 3$, d.h. bei Wasser-Füllung aller Eng- und Mittelporen und bei Wasser-Füllung nur der Eng-Poren, zu variieren. Dabei war klar, daß infolge der relativ großen Weit-Poren-Anteile auch bei weitgehender Aufsättigung nicht der Luft-Mangel zu erzielen war, wie er unter Feld-Bedingungen in anderen Jahren möglich ist.

4 V E R S U C H S - D U R C H F Ü H R U N G

Von der Freiland-Versuchsfläche, die als Brach-Fläche innerhalb einer Weizen-Monokultur liegen blieb, wurden über einen Zeitraum von 1,5 Jahren, beginnend im Frühjahr 1974, im Abstand von 6 Wochen insgesamt 13 mal jeweils 6 bzw. 8 Krumen-Monolithen entnommen.

Jeder der zu einem Zeitpunkt entnommenen Monolithen wurde bei den Umsatz-Messungen als eine separate Versuchs-Variante behandelt. Zeitgleiche Parallelen wurden nicht angesetzt.

An Varianten wurden eingeführt: 4 Wassergehalts-Stufen, 3 Temperatur-Stufen, 2 Dünger-N-Formen, Brache / Pflanzen-Bewuchs, ungedüngtes O-Glied, Abfangen und Nicht-Abfangen des freigesetzten CO_2 .

Da die beschränkte Zahl an Umsatz-Meß-Anlagen nicht nach jedem Entnahme-Zeitpunkt die Berücksichtigung aller Versuchs-Varianten gestattete, wurden einzelne Varianten jeweils erst nach Überspringen eines oder zweier Entnahme-Termine wiederholt.

Nur die Versuchs-Variante "Hoher Wasser-Gehalt - hohe Temperatur-(NH_4 und NO_3)-Düngung - Brache - CO_2 -Auffang" wurde zu jedem Entnahme-Termin durchgeführt, so daß für sie 10, wenn auch nicht zeitgleiche, so doch variantengleiche Untersuchungs-Parallelen vorliegen.

In einem ständig mitlaufenden Versuchs-Glied wurde das produzierte CO_2 nicht in KOH abgefangen. Somit konnte sich kein durch O_2 -Veratmung bedingter Unterdruck einstellen und damit auch kein O_2 zugeführt werden. Das System wurde folglich zunehmend anaerob.

Die gesamte Inkubations-Zeit betrug jeweils ca. 40 Tage. Wurde nach ca. 20 - 25 Tagen Bebrütung keine Freisetzung von N_2 oder

N_2O mehr registriert, so wurde mit einer Spritze durch das Probeentnahme-Ventil organische Substanz, aufgelöst in ca. 10 ml H_2O , auf die Monolith-Oberfläche gegeben. Dadurch wurde die zusätzliche Versuchs-Variante "Organische Substanz" eingeführt.

Die Mehrzahl aller so durchgeführten Versuche zur Frage der Denitrifikation als Funktion der Faktoren organische Substanz, Wasser-Gehalt, Temperatur und Pflanzen-Bewuchs wurde mit den nicht isotopisch markierten Dünger-N-Formen durchgeführt. Es konnte also nur die Summe an N-Verlusten aus Boden und Dünger erfaßt werden.

In einer abschließenden Versuchs-Reihe wurden dann durch Einsatz von N^{15} -markierten Dünger-Formen ($KN^{15}O_3$ und $(N^{15}H_4)_2SO_4$) die Anteile des Dünger-N an den insgesamt entstehenden gasförmigen Verlusten ermittelt.

5 ERGEBNISSE

5.1 METHODISCHE VORUNTERSUCHUNGEN

Eine Reihe von Vorversuchen diente der Erkundung von Einflüssen verschiedener Versuchs-Faktoren.

So wurde in einer Versuchs-Reihe die CO_2 -Produktion unter sonst gleichen Versuchs-Bedingungen einmal mit und einmal ohne Verschließen des Monoliths an seiner Unterseite ermittelt. Das produzierte CO_2 wurde dabei nicht in KOH abgefangen. Bei offener Monolith-Unterseite lagen die CO_2 -Produktions-Raten während der gesamten Meß-Zeit immer um 20 - 30 % über denen von verschlossenen Monolithen. Für alle weiteren Versuche wurden daher die Monolith-Unterseiten durch übergestülpte Plastik-Gefrierbeutel abgedichtet. So konnte - entsprechend der natürlichen Acker-Krume - der Gas-Austausch mit der Atmosphäre auf nur eine Boden-Grenzfläche beschränkt werden und damit eine unnatürliche Luftpassage von unten nach oben mit verstärkter O_2 -Zufuhr vermieden werden.

Anfangs wurden die Dünger-Lösungen oberflächlich ausgebracht. Da aber nach Einsetzen der Monolithe in die Meß-Apparatur keine Wasser-Bewegung und somit auch kein Transport von Düngerlösung mehr stattfindet, kann das Dünger-N nur durch Diffusion in die anaeroben tieferen Zonen des Krumen-Monolith gelangen. Dieser Prozess ist für ein Wirksamwerden der Denitrifikation zu langsam. Das bestätigten auch die in diesen Versuchen gefundenen äußerst geringen Denitrifikations-Raten. Da das Dünger-N im Freiland auch nicht an der Oberfläche verbleibt, sondern mit dem Sickerwasser in das Boden-Innere transportiert wird, wurde zur Simulation dieser Freiland-Bedingungen die N-Düngerlösung 4 cm tief in den Boden eingespritzt. Die Notwendigkeit dieser Maßnahme bestätigen auch die Untersuchungen von JONES (33), der in den oberen 3 cm des Bodens

keine, in der Tiefe 3 - 7 cm aber 81 % der gesamten denitrifikativen N-Verluste ermittelte.

Weitere Vorversuche ergaben, daß als zusätzliches Nähr-Substrat für Denitrifikanten Rohrzucker - wie ihn auch SOMMER (65) in seinen Versuchen verwandte - besser als Cellulose geeignet ist. Bei Cellulose-Zusatz fand keine nennenswerte N_2 -Freisetzung mehr statt. Rohrzucker dagegen löste eine N_2 -Produktion von entsprechend 60 kgN/ha und mehr aus.

Die N_2O -Freisetzung blieb dabei-unabhängig von der Art der C-Quelle - konstant.

5.2 DENITRIFIKATIONS-VERSUCHE OHNE N^{15} -MARKIERUNG

5.2.1 Ohne Zugabe organischer Substanz (Hoher Wasser-Gehalt, hohe Temperatur)

In mehreren Entnahme-Serien wurden Monolithe mit Ammonium- und Nitrat-N entsprechend 150 kgN/ha gedüngt. Versuchs-Bedingungen waren Wasser-Gehalte von 32 Vol. % und eine Inkubations-Temperatur von 25 °C.

5.2.1.1 N_2 -Entbindung

Zur Veranschaulichung des Freisetzungs-Verlaufs von N_2 aus gedüngten und ungedüngten Monolithen ist der Gang der Entbindung in Abb.5 graphisch dargestellt.

In allen Versuchen setzte übereinstimmend die Denitrifikation sowohl bei NH_4 - als auch bei NO_3 -Düngung nicht vor dem 2. bis 3. Tag nach Versuchs-Beginn ein. Diese sog. "Anlauf-Phase der Denitrifikation" hat wahrscheinlich folgende Ursache:

kg N/ha N₂

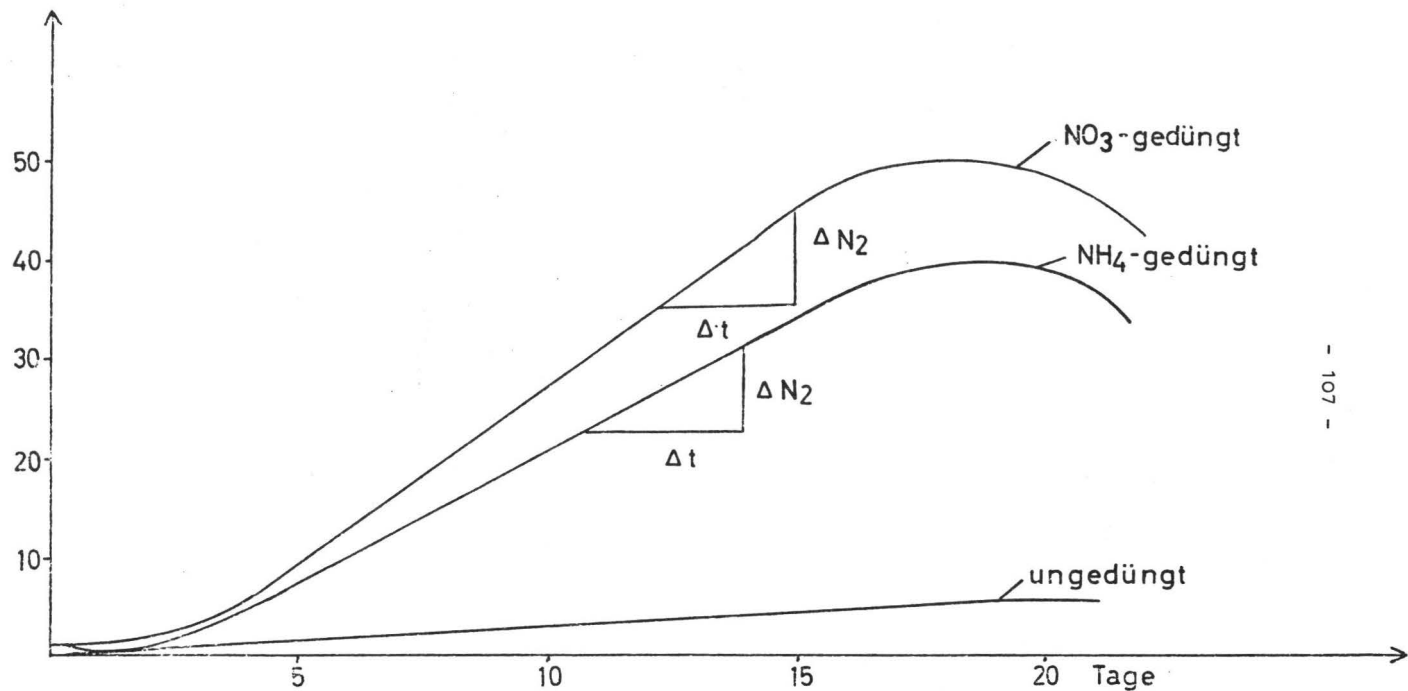


Abb. 5: N₂-Entbindung aus gedüngten und ungedüngten Monolithen (Mittel aus 4 Versuchen)

Voraussetzung für Denitrifikations-Prozesse ist ein völliger Sauerstoff-Ausschluß. In den völlig mit Wasser gesättigten Boden-Kompartimenten soll das Poren-Wasser den O_2 -Zutritt unterbinden, d.h. nur eine Sauerstoff-Anlieferung über die langsame Diffusion ins Wasser, nicht aber über die Gas-Phase gestatten. Da bei Versuchs-Beginn das Poren-Wasser mit O_2 aufgesättigt wurde, muß dieses in den reduktiven Kompartimenten erst durch Atmung verbraucht werden, ehe die Enzym-Synthese der Nitrat- und Nitrit-Reduktase einsetzen kann. Die Denitrifikanten sind fakultativ anaerob lebende Bakterien!

Die ungedüngten Monolithe produzieren nach dieser zweitägigen Verzögerung nur eine geringe Menge an N_2 aus bodenbürtigem Stickstoff. Sie beträgt im Durchschnitt der Versuche 5 - 7 kgN/ha während eines Zeitraumes von etwa 20 Tagen.

Die Höhe der maximalen N_2 -Entbindung differiert bei NH_4 - und NO_3 -Düngung nicht sehr stark: aus mit Nitrat gedüngten Monolithen sind die Gesamt-Verluste um insgesamt 7 - 10 kgN/ha höher als die aus den NH_4 - gedüngten (Vergl. auch Abb.7, Stufe: 32 Vol. % H_2O).

Um ein Maß für die Freisetzungs-Intensität, bzw. für die Reaktions-Geschwindigkeit des Denitrifikations-Prozesses zu erhalten, wurde in allen Versuchen, in denen Denitrifikations-Phasen zu verzeichnen waren, der Quotient " N_2 -Produktion je Tag" ($\Delta N_2 / \Delta t$) für Phasen linearer N_2 -Produktion bestimmt. Das Steig-Dreieck in Abb. 5 liefert diesen Quotienten.

Die N_2 -Entbindungs-Summen, die unter verschiedenen Versuchs-Bedingungen gefunden wurden, geben zwar Auskunft über mögliche Gesamt-Verluste in einer bestimmten Zeit, stellen aber allein noch keinen auf Freiland-Verhältnisse übertragbaren Wert dar, da sie in einem stationären Modell-System gewonnen wurden, das sich erschöpft. Eine Wasser-Bewegung ist nicht vorhanden. Somit werden auch keine neuen anaero-

ben Zonen geschaffen, wie es im Freiland bei Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung vorkommen kann. Damit unterbleibt auch der Transport von Nitrat von den aeroben Kompartimenten, wo es sich bilden und erhalten konnte, zu anaeroben denitrifikations-aktiven Boden-Kompartimenten.

Die für definierte Versuchs-Bedingungen ermittelten Denitrifikations-Tagesraten können jedoch bei Übertragung auf entsprechende Freiland-Bedingungen unter Multiplikation mit deren Wirkungsdauer eine Aussage für die während eines bestimmten Zeitabschnitts möglichen Denitrifikations-Verluste liefern und dann über die Zeit summiert werden.

Tab. 2: Tägliche N_2 -Freisetzungsraten während der linearen N_2 -Entbindungs-Phase aus zeitlich verschiedenen Parallel-Messungen bei Nitrat- und Ammonium-Düngung ($25^\circ C$, 32 Vol. % H_2O), Angaben in $kgN/ha \cdot Tag$

Anzahl Versuche	NO_3 -Düngung ($kgN/ha \cdot Tag$)	NH_4 -Düngung
7	3,5	2,6
	2,4	2,2
	3,6	3,0
	2,9	2,8
	3,0	3,0
	2,8	2,8
	2,8	3,1
ϕ	3,01	2,79

Im Mittel der Versuche wurden aus NO_3 -gedüngten Monolithen 3,01 kgN/ha und aus NH_4 -gedüngten 2,79 $kgN/ha \cdot Tag$ als N_2 entbunden.

Der Abfall der N_2 -Konzentrationen am Versuchs-Ende, der ausnahmslos in allen Versuchen auftrat, ist teils auf versuchstechnische, teils auf biologische Prozesse zurückzuführen. Die damit zusammenhängenden Fragen werden in Abschnitt 6.1 diskutiert.

5.2.1.2 N₂O-Produktion

Die aus den NH₄- und NO₃-gedüngten Monolithen freigesetzten N₂O-Mengen sind so gering, daß sich Denitrifikations-Tagesraten für dieses gasförmige N-Produkt nicht ermitteln ließen. Daher wird in Tab. 3 auch lediglich die N₂O-Verlust-Summe angegeben.

Tab.3: Freigesetzte N₂O-Menge nach ca. 20 Tagen Versuchsdauer (25°C, 32 Vol. % H₂O), Angaben in kgN/ha

Anzahl Versuche	NO ₃ -Düngung (kgN/ha)	NH ₄ -Düngung (kgN/ha)
8	0,1	0,6
	0,1	2,4
	0,1	0,6
	0,3	0,8
	0,1	1,0
	0,1	0,5
	4,9	4,0
	1,6	3,0
Ø	0,91	1,6

Die Streuung der freigesetzten N₂O-Mengen aus den jeweiligen Düngungs-Varianten ist außerordentlich groß.

Aus den mit Nitrat gedüngten Monolithen wurden durchschnittlich 0,91 und aus den mit Ammonium gedüngten 1,6 kgN/ha entbunden.

Die insgesamt durch N₂O-Entbindung entstehenden N-Verluste sind im Vergleich zu denen durch N₂-Entbindung entstehenden als sehr gering zu betrachten. Auffallend ist, daß aus den NH₄-gedüngten Monolithen nahezu die doppelte Menge N₂O entbunden wird, als aus den NO₃-gedüngten. Die N₂O-Mengen aus den ungedüngten Monolithen lagen an der Nachweisgrenze (10 g/ha).

5.2.2 Nach Zugabe organischer Substanz (Hoher Wasser-Gehalt, hohe Temperatur)

In allen Versuchen wurde nach ca. 25 Tagen Versuchs-Dauer, d.h. zu einem Zeitpunkt, zu dem keine N_2 - oder N_2O -Freisetzung mehr stattfand, eine Lösung von 2 g Rohrzucker, aufgelöst in 10 ml H_2O , mit einer Injektions-Spritze auf die Monolithen-Oberfläche geträufelt.

5.2.2.1 N_2 -Entbindung

Unmittelbar nach Zugabe der Zucker-Lösung setzte auf den NH_4 - und NO_3 -gedüngten Monolithen ohne eine zeitliche Verzögerung eine intensive Denitrifikation ein. Diese Tatsache kann als eine Bestätigung der in Abschnitt 5.2.1.1 gegebenen Hypothese gewertet werden, daß die Verzögerung der Denitrifikation zu Versuchs-Beginn durch O_2 -Gegenwart auch in den sogenannten "anaeroben Kompartimenten" bedingt war. Dieser Sauerstoff war in der zweiten Versuchs-Phase veratmet, so daß die Denitrifikation direkt einsetzen konnte.

Durch Zugabe von Rohrzucker ist die Atmungs-Intensität höher als ohne Zusatz. In einer vergleichenden Versuchs-Reihe wurden ohne Zugabe organischer Substanz 3300 mg CO_2 innerhalb von 35 Tagen produziert, mit Zugabe von Rohrzucker zu Versuchs-Beginn im gleichen Zeitraum 5600 mg CO_2 .

Die Denitrifikations-Tagesraten lagen in diesem Parallel-Versuch ebenfalls wesentlich höher als ohne Zugabe organischer Substanz.

Aus mit Nitrat gedüngten Monolithen wurden durchschnittlich 5,14 kgN/ha·Tag entbunden (2,13 kg mehr als vorher ohne Rohrzucker-Zugabe), aus den mit Ammonium gedüngten

3,53 kgN/ha·Tag (0,74 kg mehr als vorher). Dabei ist zu bedenken, daß die N-Freisetzung vor der Rohrzucker-Zugabe völlig zum Erliegen gekommen war. Die N-Entbindungs-Versuche wurden nach der Rohrzucker-Zugabe ebenfalls wieder bis zum Ende der N_2 -Produktion fortgesetzt.

Ammonium-Düngung drosselt also nach Zugabe organischer Substanz die N_2 -Freisetzung gegenüber Nitrat-Düngung noch stärker als ohne Zusatz. Bei einer generellen Wieder-Ankurbelung der Denitrifikation durch den Zusatz von Zucker und einer generellen Erhöhung der täglichen Entbindungs-Raten bleibt die N_2 -Freisetzung aus den mit Ammonium gedüngten Monolithen daher gegenüber den mit Nitrat gedüngten noch deutlicher zurück als vorher ohne Zucker-Zusatz.

Tab. 4: Tägliche N_2 -Freisetzungsraten bei Nitrat- und Ammonium-Düngung nach Zugabe organischer Substanz (25 °C, 32 Vol. % H_2O), (kgN/ha·Tag)

Anzahl Versuche	NO_3 -Düngung (kgN/ha·Tag)	NH_4 -Düngung
8	5	3,7
	5	3,7
	4,3	3,0
	4,1	3,0
	4,8	3,3
	5,5	4,0
	6,3	4,0
	6,1	3,5
ϕ	5,14	3,53

Aus den ungedüngten Varianten wurde nach Zugabe organischer Substanz eine Gesamt- N_2 -Produktion von ca. 8 - 10 kgN/ha registriert.

5.2.2.2 N_2O -Entbindung

Die N_2O -Produktion ist nach Zugabe organischer Substanz ebenso wie die N_2 -Produktion wieder stark angestiegen. Dennoch sind die produzierten Mengen insgesamt noch so gering, daß es zu einer Angabe der Tages-Raten wieder nicht reicht. Wie vorher unterliegt die N_2O -Entbindungs-Summe von Versuch zu Versuch wieder außerordentlich hohen Schwankungen. Somit lassen sich die in Tab. 5 gebildeten Mittel-Werte auch nur unter Vorbehalt angeben.

Tab. 5: Freigesetzte N_2O -Gesamtmenge nach Zugabe organischer Substanz (25 $^{\circ}C$, 32 Vol. % H_2O), Angaben in kgN/ha

Anzahl Versuche	NO_3 -Düngung (kgN/ha)	NH_4 -Düngung (kgN/ha)
7	4,5	5,2
	9,3	1,4
	4,0	4,1
	3,4	5,2
	0,2	6,8
	3,6	5,2
	0,8	6,1
$\bar{x}$	3,7	4,9

Die gebildeten N_2O -Mengen sind bei NH_4 -Düngung wiederum höher als bei NO_3 -Düngung. Im Gegensatz zu den Zeit-Kurven der N_2 -Entbindung mit und ohne Zucker-Zusatz und der N_2O -Entbindung ohne Zucker-Zusatz, die langsam ihrem Entbindungs-Endwert zustrebten und nach dessen Erreichen wieder absanken, war die N_2O -Endmenge bereits nach 3 - 4 Tagen erreicht. Danach setzte, während die N_2 -Entbindung weiterlief, beim N_2O bereits wieder eine Konzentrations-Abnahme in der Exsikkator-Luft ein.

Zu erwähnen ist, daß in einer der Versuchs-Reihen einmal maximale N_2O -Gesamt-Verluste von 12 (bei Nitrat-Düngung)

bzw. 16,5 kgN/ha (bei Ammonium-Düngung) bestimmt wurden. Diese relativ hohen Verluste wurden aber bei keinem der übrigen Versuche wiedergefunden und daher auch nicht in die Mittelwert-Bildung der Tab. 5 einbezogen.

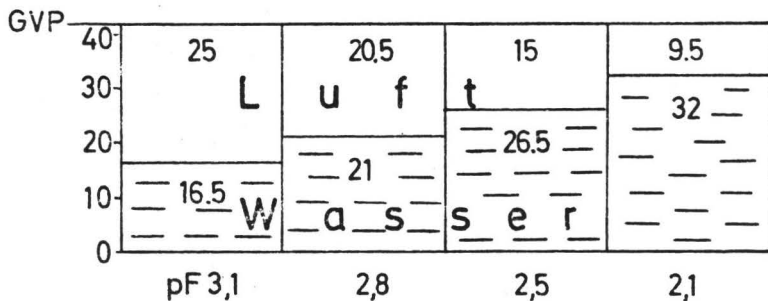
Die Gesamt-N₂O-Verluste machten in den einzelnen Versuchen meist nicht mehr als 5 %, nur in wenigen Fällen bis zu 10 % der Gesamt-N-Verluste aus. Es läßt sich allerdings kein konstantes Verhältnis von N₂:N₂O ermitteln (s. auch Abschnitt 6.2).

Die aus ungedüngten Monolithen durch Zugabe von Rohrzucker angeregte N₂O-Gesamt-Produktion überstieg nie die Grenze von 50 gN/ha.

5.2.3 Variation des Wasser-Gehaltes (bei hoher Temperatur)

Nahezu alle Autoren, die Denitrifikations-Prozesse im Boden untersuchten, weisen auf die außerordentliche Bedeutung hin, die dem Wasser-Gehalt des Bodens für das Ausmaß gasförmiger Stickstoff-Verluste zukommt. Abb. 6 gibt die Stufen des Wasser-Gehaltes an, bei denen Denitrifikations-Messungen durchgeführt wurden.

Abb. 6: Stufen des Wasser-Gehalts für Denitrifikations-Messungen



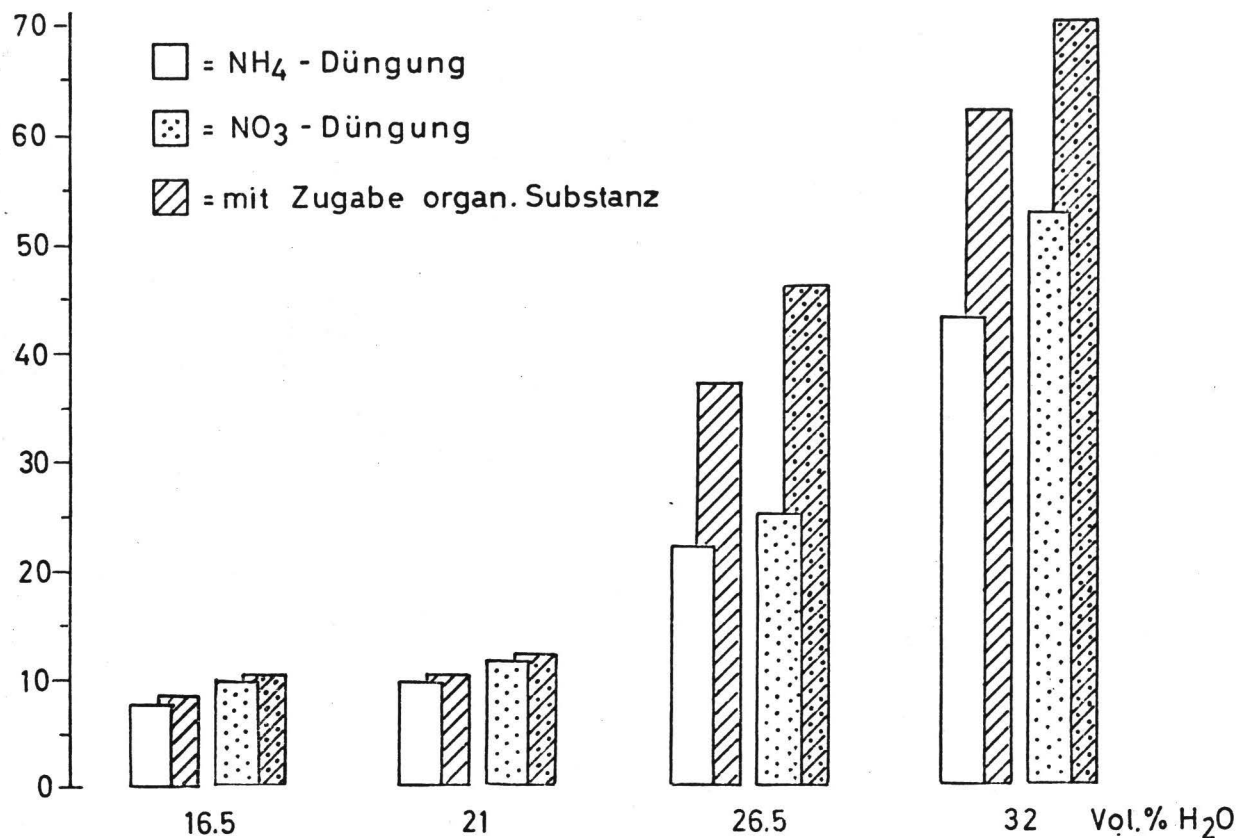


Abb. 7: Entbundene N₂-Gesamtmenge bei Variation der Wassergehalte aus den mit Nitrat und Ammonium gedüngten Monolithen ohne und nach Zugabe organischer Substanz

Die Abhängigkeit der N₂-Entbindung vom Wasser-Gehalt zeigt Abb. 7. Die freigesetzte Gesamt-Menge an N₂ hängt stark vom Wasser-Gehalt der Ackerkrume ab. Die Zugabe von organischer Substanz bleibt bei den niedrigen Wassergehalts-Stufen ohne Einfluß. Erst bei Wasser-Gehalten über 26,5 Vol. % H₂O führt die Zugabe organischer Substanz zur Bildung wesentlich höherer Mengen von N₂.

Die N₂-Gesamt-Freisetzung ist bei den Nitrat-Düngungs-Varianten durchweg höher als bei den Ammonium-Düngungs-Varianten, und zwar sowohl vor als auch nach der Zucker-Zugabe.

Bei allen Wassergehalts-Stufen erfolgte die N₂-Freisetzung nach der anfänglichen Verzögerung wieder durchweg linear bis kurz vor Erreichen des Freisetzung-Endwertes, nach Zucker-Zusatz sofort zeitlinear.

Die Denitrifikations-Tagesraten in Tab. 6 spiegeln die in Abb. 7 dargestellte Abhängigkeit der N₂-Freisetzung vom Wasser-Gehalt wider.

Tab. 6: Tägliche N₂-Freisetzungsraten bei Nitrat- und Ammonium-Düngung mit und ohne Zugabe organischer Substanz unter Variation des Wassergehaltes bei 25 °C, (kgN/ha·Tag)

Vol. % H ₂ O	ohne org. Substanz	mit org. Substanz	
	NO ₃ - NH ₄ - Düng.	NO ₃ - NH ₄ - Düng.	
16,5	für exakte An-	0,4	0,3
21	gaben zu gering	1,1	0,7
26,5	1,5 1,2	3,4	1,4
32	3,0 2,8	5,1	3,5

Die bei den hohen Wasser-Gehalten gefundenen Relationen zwischen den Wirkungen von Dünger-Form und Zucker-Zusatz zeigen sich auch bei den niedrigen Wasser-Gehalten, obwohl hier die

kg N/ha N₂O

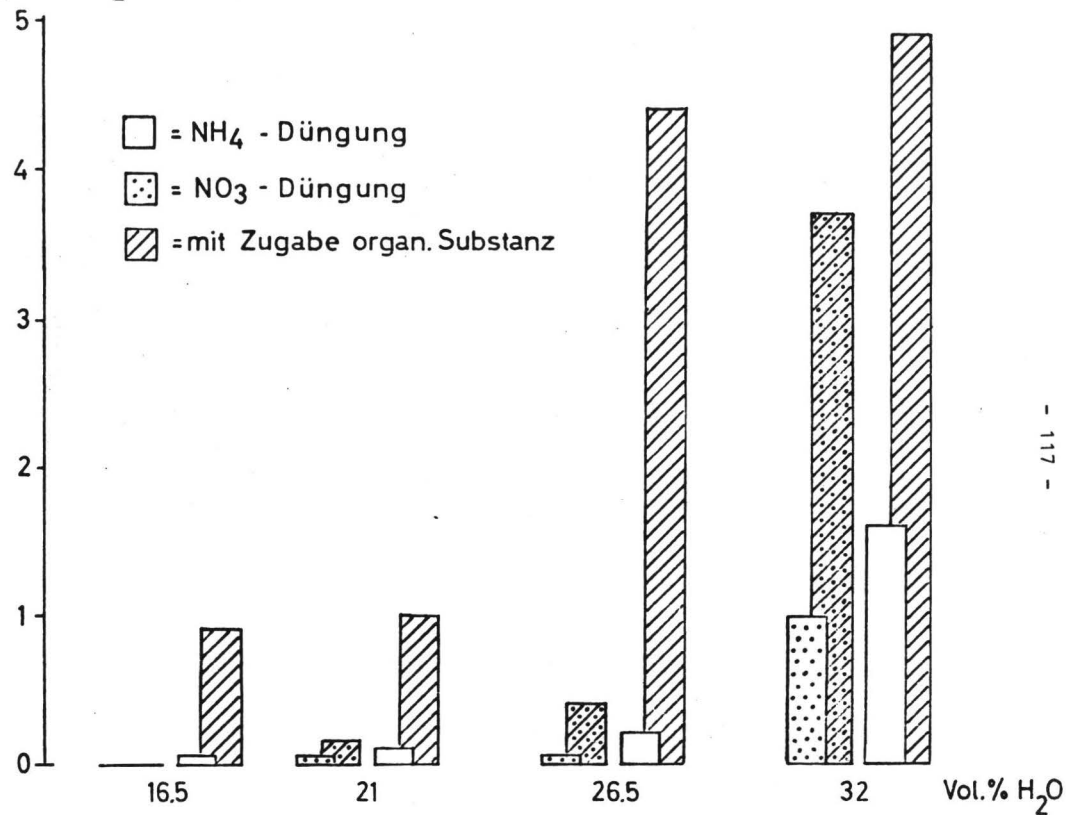


Abb. 8: N₂O-Entbindung bei Variation der Wassergehalte aus den mit Nitrat und Ammonium gedüngten Monolithen ohne und nach Zugabe organischer Substanz

Tagesraten der N_2 -Entbindung ohne Zucker-Zusatz so gering sind, daß sie nicht exakt anzugeben sind.

Die durch Zucker-Zusatz bewirkte Steigerung der Tagesrate der N_2 -Freisetzung ist bei Nitrat wieder wesentlich höher als bei Ammonium, und zwar weitgehend unabhängig von der Wassergehalts-Stufe.

Die Freisetzung von N_2O ist zwar ebenfalls abhängig vom Wasser-Gehalt, die Gesamt-Verluste aber sind gegenüber den N_2 -Verlusten vergleichsweise gering. Sie übersteigen auch hier in keinem Fall 10 % der Gesamt-N-Verluste. Daher ist es auch nicht möglich, Denitrifikations-Tagesraten für die N_2O -Bildung anzugeben. (Vergl. Abb. 8).

Die bisherigen Befunde werden bestätigt und erweitert: In allen pF-Bereichen begünstigt die NH_4 -Düngung die N_2O -Entbindung stärker als die NO_3 -Düngung. Der Zusatz von organischer Substanz steigert die N_2O -Produktion erheblich, und zwar bei Ammonium schon auf den niedrigen Wassergehalts-Stufen, bei Nitrat-Düngung erst bei hohen Wasser-Gehalten.

5.2.4 Variation der Temperatur (bei hohem Wasser-Gehalt, 32 Vol. %)

Denitrifikanten sind in ihrer Aktivität stark temperatur-abhängig, wie dies aus Abb. 9 zu ersehen ist. Bei 10 °C wird so gut wie kein N_2 aus den NH_4 - und NO_3 - gedüngten Monolithen entbunden. Daher lassen sich für die Temperatur-Stufen bis 10 °C auch keine Denitrifikations-Tagesraten angeben (Tab.7).

Die Freisetzungs-Intensität ist bei 15 °C wie auch bei 25 °C sowohl mit als auch ohne Zugabe organischer Substanz bei Nitrat-Düngung höher als bei Ammonium-Düngung.

kgN/ha N₂

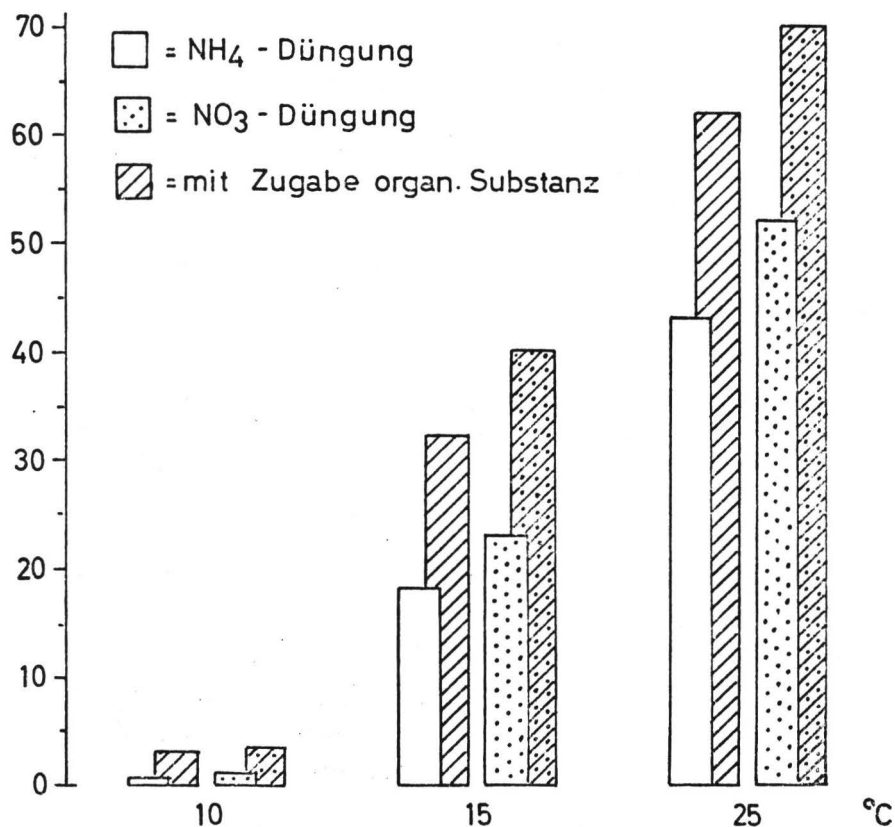


Abb. 9: Einfluß der Temperatur auf den N₂-Gesamt-Verlust bei Nitrat- und Ammonium-Düngung ohne und nach Zugabe organischer Substanz

Tab. 7: Tägliche N_2 -Freisetzungsraten bei Nitrat- und Ammonium-Düngung mit und ohne Zugabe organischer Substanz unter Variation der Temperatur bei hohen Wasser-Gehalten (kgN/ha·Tag)

°C	ohne org. Substanz		mit org. Substanz	
	$NO_3 - NH_4 - \text{Düng.}$		$NO_3 - NH_4 - \text{Düng.}$	
15	1,7	1,4	2,5	2,0
25	3,0	2,8	5,1	3,5

Sowohl die Temperatur-Funktion der N_2 -Gesamt-Entbindungs-Menge wie auch die Temperatur-Funktion der N_2 -Tagesraten zeigen einen S-förmigen Verlauf. Bei ca. 15 °C liegt jeweils der Wende-Punkt, d.h. die stärkste Zunahme beider Parameter.

Bei den N_2O -Verlusten, die insgesamt, verglichen mit den N_2 -Verlusten, auch bei 10 °C und 15 °C gering bleiben, ist keine eindeutige Abhängigkeit der N_2O -Gesamt-Menge von der Temperatur gegeben.

Tab. 8: N_2O -Gesamt-Entbindung bei Ammonium- und Nitrat-Düngung ohne und nach Zugabe organischer Substanz bei Variation der Temperatur bei hohem Wasser-Gehalt, Angaben in kgN/ha

°C	ohne org. Substanz		mit org. Substanz	
	$NO_3 - NH_4 - \text{Düng.}$		$NO_3 - NH_4 - \text{Düng.}$	
10	-	-	2,5	2,2
15	0,7	0,4	2,1	2,2
25	0,9	1,6	3,7	4,9

Während bei 25 °C die entwickelten N_2O -Mengen bei Ammonium-Düngung höher als bei Nitrat-Düngung sind, wird auf den Temperatur-Stufen 10 °C und 15 °C mehr N_2O bei Nitrat-Düngung entwickelt. Nur in der Temperatur-Stufe 10 °C (ohne

organische Substanz) wurde keine N_2O -Produktion registriert. In den Varianten mit organischer Substanz lagen die Gesamt- N_2O -Verluste der 10 °C-Temperatur-Stufe noch über denen der 15 °C-Temperatur-Stufe. Dies kann aber, da es sich nicht um zeitgleiche Versuchs-Varianten handelte, durch den Zeitpunkt der Probenahme mitbedingt sein.

5.2.5 Pflanzen-Bewuchs

In einer dreifachen Wiederholung wurden mit Weidelgras bewachsene Monolithe unter sonst gleichen Bedingungen wie in den vorher beschriebenen Versuchen bebrütet. Die Versuche wurden bei einem Wasser-Gehalt der Monolithe von 32 Vol. % H_2O und 25 °C durchgeführt. Die Beleuchtungs-Dauer betrug 10 Std./Tag.

Die N_2 -Freisetzung aus den bewachsenen Monolithen verlief völlig andersartig als die aus den unbewachsenen:

Zum Versuchs-Beginn setzte die N_2 -Freisetzung ohne Anlaufphase sofort mit sehr hohen Tages-Raten ein, brach jedoch nach 5 - 7 Tagen plötzlich wieder ab.

Die Denitrifikations-Tagesraten betrugen aus den NO_3 -gedüngten Monolithen durchschnittlich 7,7 kgN/ha·Tag und aus den NH_4 -gedüngten 7,2 kgN/ha·Tag. Wenn auch die Schwankungs-Breite dieser Angaben bei 10 - 12 % vom Mittelwert lag, so ist doch festzustellen, daß die Freisetzungsraten aus diesen Versuchs-Gliedern - und hier ohne Zucker-Zusatz - noch wesentlich höher als die entsprechenden Vergleichs-Varianten ohne Bewuchs, selbst nach Zugabe organischer Substanz lagen.

Die entbundene N_2O -Gesamt-Menge betrug bei den bewachsenen Monolithen 3 kgN/ha nach NH_4 -Düngung und 5,3 hgN/ha nach NO_3 -Düngung. Die insgesamt entbundene Menge an N_2O war auch bei

dieser Variante im Verhältnis zur N_2 -Freisetzung gering. Es ist aber festzuhalten, daß im Gegensatz zu den bisherigen Versuchen Nitrat-Düngung durchweg eine höhere N_2O -Freisetzung bewirkte als Ammonium-Düngung.

Eine eindeutige Erklärung für den abrupten Abbruch der N_2 -Entbindung läßt sich nicht finden. Es wird vermutet, daß die durch sehr hohe Transpiration bedingten Wasser-Verluste, die durchschnittlich 11 Vol. % H_2O innerhalb von 20 Tagen betrugen, in kurzer Zeit ein überwiegend aerobes Milieu im Boden erzeugten, das die Tätigkeit der Denitrifikanten bereits nach 5 - 7 Tagen zum Erliegen brachte.

Die Evaporations-Raten für unbewachsene Monolithe überstiegen in einem 5 - 6 -wöchigen Versuchs-Zeitraum nicht die Grenze von 2 Vol. % H_2O . Die Phasen gasförmiger Entbindung dauerten in diesen Versuchs-Varianten entsprechend länger.

Die Untersuchungen über den Einfluß von Pflanzen-Bewuchs auf das Denitrifikations-Potential zeigen jedoch eindeutig, daß in Phasen hohen Wasser-Gehalts die Freisetzungs-Intensität höher ist als bei unbewachsenen Monolithen, in denen durch Zugabe von Rohrzucker eine zusätzliche Quelle leicht abbaubarer Substanz gegeben ist.

5.3 DENITRIFIKATIONS-VERSUCHE MIT N¹⁵-MARKIERTEM DÜNGER-N

5.3.1 Metabolik des Dünger-N

In einer abschließenden Versuchs-Reihe wurden je zwei Monolithen mit den N¹⁵-markierten Dünger-Formen (NH₄)₂SO₄ und KNO₃ entsprechend einer Gesamt-N-Menge von 150 kgN/ha gedüngt. Wassergehalte lagen bei 32 Vol.% und die Temperatur bei 25 °C. Die Versuche wurden ohne Pflanzenbewuchs durchgeführt. Die N¹⁵-Anreicherung betrug 53,6 %.

Die Versuche sollten Auskunft darüber geben, in welchem Umfang düngerbürtiger Stickstoff an den Gesamt-N-Verlusten beteiligt ist.

Wie bisher wurde die Denitrifikation zuerst ohne Zusatz von organischer Substanz bis zum Abklingen der denitrifikativen N-Produktion, danach unter Zusatz von Rohrzucker bis zum Abklingen der erneut einsetzenden N-Produktion verfolgt. Nach Ablauf beider Denitrifikations-Phasen wurde der gesamte Monolith auf verbliebenes düngerbürtiges Rest-N analysiert. Die gasförmigen Verluste (Tab. 9) wurden durch Differenz-Bildung in boden- und düngerbürtige N-Verluste aufgeteilt.

Tab. 9: Dünger- und Boden-Bürtigkeit der denitrifikativen gasförmigen N-Verluste (N₂, N₂O) nach Nitrat- bzw. Ammonium-Düngung aufgrund von Markierungs-Versuchen, Angaben in kgN/ha

Düngungs-Variante		Gasförmige N-Entbindung			Boden-Verluste in % der Total-Verluste
		Total	aus Düngung	aus Boden	
Nitrat	1	114	108	6	5
	2	78	71	7	8
Ammonium	1	128	91	37	29
	2	96	68	28	29

Offenbar in Abhängigkeit von der Zahl der Denitrifikations-Kompartimente zeigen sich bei den gasförmigen N-Entbindungsverlusten der einzelnen Monolithe starke Unterschiede zwischen den Meß-Parallelen, die keine signifikante Unterschiedlichkeit zwischen den Nitrat- und Ammonium-Varianten erkennen lassen. Doch ist dagegen deutlich, daß der Anteil der bodenbürtigen N-Verluste an den Gesamt-N-Verlusten bei der Ammonium-Düngung mit durchschnittlich 29 % wesentlich höher als bei der Nitrat-Düngung (durchschnittlich 7 %) ist. Bei der Nitrat-Düngung wird mehr von dem Dünger-N direkt denitrifiziert (durchschnittlich 60 %) als bei Ammonium-Düngung (53 %). Dafür werden aber durch die Ammonium-Düngung bodeneigene N-Reserven wesentlich stärker für die Denitrifikation herangezogen als bei der Nitrat-Düngung. Über Art und Ursache dieser Differenzierung kann die Fraktionierung von düngerbürtigem Rest-N im Boden nach Ablauf der Denitrifikation Auskunft geben (Tab. 10).

Von der gegebenen Dünger-Menge findet sich in diesem Stadium nur noch rund 10 % in mineralischer Form im Boden vor, und zwar ausschließlich als Nitrat. Das heißt: Sämtliches Dünger-Ammonium-N, das nicht direkt in organische N-Bindung überführt wurde, ist nitrifiziert und dann zum größten Teil denitrifiziert worden. Nitrifikation und Denitrifikation laufen also synchron ab.

Von den im Boden verbliebenen düngerbürtigen N-Mengen - 31, 56, 42, 58 % der Dünger-Menge - sind rund 80 % in organische Bindung überführt worden. Bei der Ammonium-Düngungs-Variante fallen die hohe Anreicherungs-Quote in der Amid/Pseudoamid-Fraktion, aber auch noch eine stärkere Anreicherung in der α -Amino-Fraktion auf. Bei der Nitrat-Düngung verlagert sich dagegen die Anreicherung düngerbürtigen Stickstoffs auf die nichthydrolysierbaren organischen N-Bindungs-Formen.

5.3.2 Metabolik des Boden-N

Die für die Denitrifikations-Messungen (Abschnitte 5.2 und 5.3 dieser Arbeit) bestimmten Monolithe wurden an folgenden Tagen entnommen:

Monat		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
	1973								31.			13.	
Tag:	1974	14.	18.	26.	24.				1.	12.	31.		
	1975	10.	13.	12.									

Die Monolithe hatten zu diesen Zeitpunkten Nitrat-N-Gehalte von 14 bis 25 kgN/ha und Ammonium-N-Gehalte von 4 bis 8 kg N/ha (Tiefe 0 - 10 cm).

Im Verlauf der Denitrifikations-Messungen blieben die Ammonium-N-Gehalte etwa auf gleicher Höhe, während die Gehalte an bodenbürtigem Nitrat-N beträchtlich anstiegen (Größenordnung 30 - 60 kgN/ha). Bei ungedüngten Monolithen war diese Nitrat-Gehalts-Änderung in den oberen 10 cm der Monolithe höher, mitunter bis doppelt so hoch, wie in dem unteren 10-cm - Abschnitt. Zum Einfluß der Düngung auf die Höhe der bodenbürtigen Nitrat-Bildung läßt sich jedoch aufgrund der Nitrat-Gehalts-Differenz allein nichts aussagen.

Festzuhalten ist, daß die Denitrifikations-Messungen also durchweg unter Boden-Milieu-Bedingungen durchgeführt wurden, bei denen intensive Nitrifikation herrschte. Dabei waren bei allen Versuchs-Varianten - siehe auch das Verhalten des Dünger-Ammoniums - die Nitrifikations-Raten des Boden-N durchweg größer als die Denitrifikations-Raten. Gleiches gilt für die Mineralisations-Raten des organisch gebundenen Stickstoffs, die allerdings wegen der subsequenter Nitrifikation nicht zu einer Ammonium-Anreicherung führten.

Tab. 10: Verbleib und Umverteilung des Dünger-N aufgrund von Denitrifikations-Versuchen mit isotopisch markiertem N-Dünger - Ausbringungs-Menge 150 kgN/ha - Angaben in kgN/ha

Düngungsart	Nitrat-Düngung		Ammonium-Düngung	
N in:	1	2	1	2
Gasförmiger Entbindung	103	66	87	63
Bodenrückstand	47	84	63	87
Nitrat	10	16	13	24
Ammonium austauschb.	0	0	0	0
Ammonium min. fix.	0	0	0	0
Amid / Pseudoamid	11	21	34	43
-Aminosäuren	3	3	9	6
Aminozuckern	0	0	0	0
Heterocyclen	23	44	7	14
Angaben in % des im Boden verbliebene düngerbürtigen N:				
Nitrat	21	19	20	27
Amid / Pseudoamid	24	25	54	38
-Aminosäuren	6	3	14	7
Heterocyclen	49	53	12	28

Tab. 11: Mineralisations-Zustand und Netto-Mineralisations-Gewinne (einschließlich gasförmig entbundenen Stickstoffs) nach Beendigung der gasförmigen N-Entbindung, Angaben in kgN/ha

Gasförm. Entbindg.	6	7	37	28
Ammonium	2	4	7	4
Nitrat	38	50	50	18
Nitrat-Netto-Gewinn	20	32	32	0
Netto-Mineralisations-Gewinn incl. Gas-Verlust	26	39	69	28

Aus Tab. 11 ist die Netto-Mineralisation von organisch gebundenem Boden-N aus der Summe von Nitrat-N-Gewinn und gasförmigem N-Verlust errechnet. Sie beträgt etwa 1 - 2 % des Gesamt-N der Krume. Die tatsächliche Mineralisations-Menge liegt sicher höher. Sie wird dadurch verschleiert, daß während der Inkubation mineralisierter Stickstoff subsequest wieder in organische Bindung überführt wird, wie das beim düngerbürtigen N zu zeigen ist.

Ammonium-Düngung fördert die gasförmige N-Entbindung, die hier 50 bis 100 % des Netto-Mineralisations-Betrages ausmacht, während bei Nitrat-Düngung nur 18 - 23 % der Netto-Mineralisation zu Gas-Verlusten führen.

Über die Brutto-Mineralisation und die Frage, ob die Ammonium-Düngung einen verstärkten Umsatz der organischen N-Vorräte bewirkt, lassen sich weder aufgrund der Differenz-Bestimmung beim mineralischen Gesamt-N noch aufgrund der Tracer-Versuche nähere Angaben machen.

Auch die Fraktionierung der bodenbürtigen N-Bindungs-Formen liefert wenig Hinweise. Die Fraktionen-Anteile in den 20 cm langen Monolithen stimmen gut mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen an anderen Löss-Parabraunerden überein (FLEIGE et al., 22, MBA et al., 48).

Gesamt-N	2900	kgN/ha
Nitrat- + austauschb. Ammonium-N ...	65	kgN/ha
fixiertes Ammonium-N	290	kgN/ha
Amid / Pseudoamid-N	950	kgN/ha
Aminosäure-N	1300	kgN/ha
Aminozucker-N	60	kgN/ha
heterocyclisch geb. N	220	kgN/ha

Die ungedüngten und mit Nitrat gedüngten Monolithen zeigen erwartungsgemäß nur in den Fraktionen des freien miner-

alischen N Unterschiede. Nach Ammonium-Düngung jedoch läßt sich beobachten, daß innerhalb der Gruppe "Aminosäure-N" eine Umverteilung stattfindet. Der α -Amino-N-Anteil nimmt um 225 kgN/ha zu. Dies ist der einzige Hinweis auf eine durch die NH_4 -Zugabe angeregte stärkere Umsetzung des organisch gebundenen Boden-Stickstoffs.

Weitere Aussagen zu dem Problem der durch mineralische Düngung veränderten Umsetzungs-Rate organisch gebundenen Stickstoffs können eventuell von den Umsatz-Messungen des organischen Kohlenstoffs erwartet werden.

5.4 CO₂-PRODUKTION BEI DENITRIFIKATIONS-MESSUNGEN

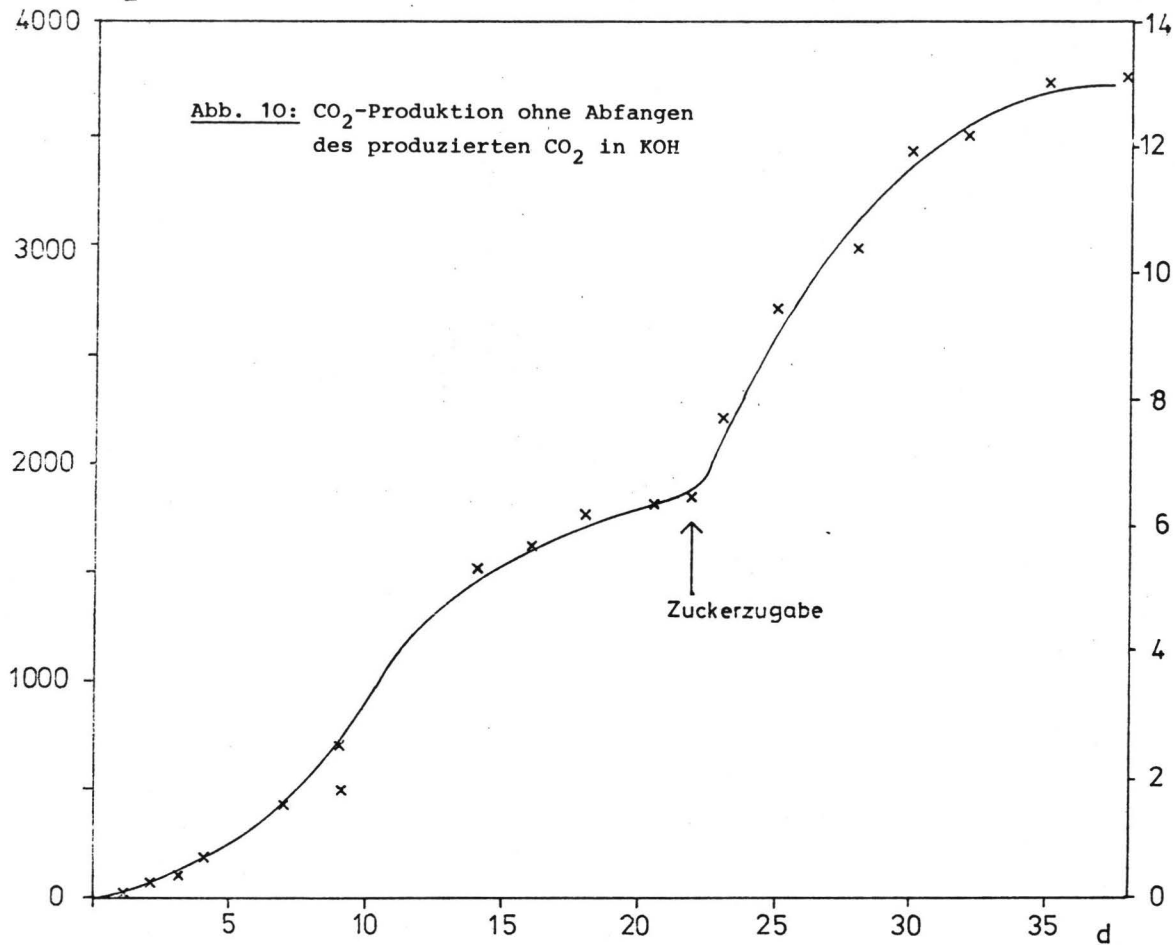
5.4.1 Ohne CO₂-Abfang

In jedem Versuchs-Ansatz wurde neben den Versuchs-Gliedern, in denen das produzierte CO₂ in KOH abgefangen wurde, auch eine Inkubation mit NO₃-Düngung durchgeführt, in der das produzierte CO₂ nicht aufgefangen wurde. Hier konnte, da kein Unterdruck in der Gas-Atmosphäre durch Abfangen des CO₂ auftrat, auch kein veratmeter Sauerstoff von außen ergänzt werden. Das System erschöpfte sich und wurde zunehmend anaerob. Alle Vergleichs-Versuche zur CO₂-Entbindung wurden bei der höchsten Wassergehalts-Stufe (32 Vol. % H₂O) und bei 25 °C durchgeführt.

Die CO₂-Produktion begann in diesen Versuchs-Varianten bereits nach einer CO₂-Produktion von ca. 1800 mg CO₂ / Monolith zu stagnieren, entsprechend 6,5 Vol. % CO₂ im Inkubations-Gefäß (vergl. Abb. 10), oder ca. 1g bzw. 0,02 % abgebauten Humus.

Durch Zugabe von 2 g Rohrzucker wurde eine nochmalige Atmungs-Phase eingeleitet. Deren Atmungs-Intensität lag wesent-

Abb. 10: CO_2 -Produktion ohne Abfangen
des produzierten CO_2 in KOH



lich höher als die vorherige ohne Zusatz organischer Substanz - erkennbar aus der Steigung der CO_2 -Kurve nach Zusatz von Rohrzucker. Die leichtabbaubare Kohlenstoff-Quelle bewirkte diese intensive Atmung. Erst nach Erreichen von 13 Vol. % CO_2 wurde die Mikroorganismen-Tätigkeit eingestellt.

Würde man den CO_2 -Produktions-Raten entsprechende O_2 -Veratmungs-Raten zuordnen, so wären nach 35 Tagen Versuchs-Dauer nur noch 7 Vol. % O_2 vorhanden. Es war zu erwarten, daß unter diesen Versuchs-Bedingungen die Denitrifikations-Verluste aus dem Dünger-Nitrat höher lagen als bei den Versuchen mit gleichbleibender 20 %iger Sauerstoff-Atmosphäre.

Diese Erwartung fand in den Versuchen allerdings keine einheitliche Bestätigung: Wurde in zwei Versuchen auch eine Gesamt-N-Entbindung von 180 kgN/ha registriert, so waren diese Verluste, welche noch um 30 kgN über den angebotenen Dünger-Mengen lagen, die Ausnahme. Im Mittel der Versuche lagen die N-Verluste "nur" bei 80 bis 100 kgN/ha, also nur wenig höher als in den Versuchen mit CO_2 -Abfang.

Eine endgültige Erklärung für die Streuung der N-Entbindungs-Intensitäten ließ sich nicht finden.

Festzuhalten ist, daß die denitrifikative N-Entbindung jeweils eher zum Erliegen kam als die CO_2 -Produktion. Dieses gilt sowohl für die Abkling-Phasen vor als auch nach der Rohrzucker-Zugabe.

5.4.2 Mit CO_2 -Abfang in KOH

In den Versuchen, in denen das produzierte CO_2 in KOH abgefangen wurde, spiegeln die am Versuchs-Ende, d.h. nach Beendigung der Denitrifikations-Phasen titrimetrisch ermittelten CO_2 -Mengen die Gesamt-Atmung des vollen Versuchs-

Zeitraumes wieder. Ein Nachlassen der Mikroorganismen-Tätigkeit aufgrund steigender CO_2 - oder abnehmender O_2 -Konzentrationen ist unter diesen Versuchs-Bedingungen ausgeschlossen.

Im Folgenden werden Temperatur-Varianten bei hohem Wasser-Gehalt (32 Vol. % H_2O) und Wassergehalts-Varianten bei hoher Temperatur (25°C) in ihrem Einfluß auf die CO_2 -Atmungs-Menge verglichen. Da die Versuche in nicht zeitgleichen Serien durchgeführt wurden und jeweils eine unterschiedliche Inkubations-Dauer durchgeführt werden mußte, in jeder Serie aber ein Hoch-Wasser- und ein Hoch-Temperatur-Wert mit ermittelt wurde, werden die CO_2 -Produktions-Werte der Varianten jeweils in % des Höchst-Wertes ausgedrückt.

Tab. 12: CO_2 -Gesamt-Produktion in Abhängigkeit von Boden-Wasser-Gehalt und Art der Düngung bei 25°C

Vol. % H_2O	NO_3 -Düngung		NH_4 -Düngung	
	mg CO_2	in %	mg CO_2	in %
32	4985	100	5535	100
16,5	4105	82,3	4787	86,5
32	5610	100	5940	100
21	4967	88,5	5407	91
32	4895	100	5445	100
26,5	4785	97,8	5390	99

Tab. 12 zeigt, daß mit zunehmendem Wasser-Gehalt die CO_2 -Produktion sowohl bei Nitrat- als auch bei Ammonium-Düngung zunimmt. Die relative CO_2 -Produktion bei gleichen pF-Stufen ist bei NH_4 -Düngung immer höher als bei NO_3 -Düngung.

Bei den höchsten Wasser-Gehalts-Stufen werden auch die höchsten CO_2 -Produktions-Raten ermittelt. Es tritt also bei diesen Wasser-Gehalten offensichtlich noch keine Beeinträchtigung der Mikroorganismen-Atmung ein. Dabei bleibt natürlich

offen, aus welcher Quelle das produzierte CO_2 stammt und welche Anteile aerobe und anaerobe (denitrifikative Nitrat-) Atmung und eventuell eine Gärung haben können.

Eine sehr starke Depression der Mikroorganismen-Tätigkeit tritt nach einer Temperatur-Erniedrigung ein, wie Tab. 13 zeigt:

Tab. 13: CO_2 -Gesamt-Produktion in Abhängigkeit von der Temperatur und Art der Düngung bei 32 Vol. % H_2O

Temp. °C	NO_3 -Düngung		NH_4 -Düngung	
	mg CO_2	in %	mg CO_2	in %
25	4345	100	3950	100
15	3091	71	3531	89
25	4994	100	4389	100
10	1584	31	2079	47,4

Die relative CO_2 -Produktion ist auch hier in allen Temperatur-Stufen bei Ammonium-Düngung höher als bei Nitrat-Düngung. Bei 15 °C beträgt die CO_2 -Produktion aus NO_3 -gedüngten Monolithen 71 % und aus NH_4 -gedüngten 89 % der entsprechenden bei 25 °C inkubierten Monolithe. Bei 10 °C ist die CO_2 -Produktion mit 31 % bzw. 47,4 % der hohen Temperatur-Stufe stark vermindert.

Diese außerordentlich hohe Abhängigkeit der Mikroorganismen-Tätigkeit von der Temperatur erklärt auch das geringe Denitrifikations-Vermögen bei niedrigen Temperaturen (vergl. Abb. 9).

Der Einfluß der Temperatur auf die Atmungs-Intensität ist als wesentlich höher zu bewerten als der des Wasser-Gehaltes: Bei den geringsten Wassergehalts-Stufen fallen die CO_2 -Gesamt-Mengen maximal 17,7 % unter die der höchsten, bei der geringsten Temperatur-Stufe hingegen maximal 69 % unter die der höchsten Stufe.

5.5 EINFLUSS DES PROBENAHEME-ZEITPUNKTES AUF DIE STICKSTOFF-ENTBINDUNG

Für die Untersuchung von Denitrifikations-Prozessen ist es nicht unerheblich zu wissen, zu welchem jahreszeitlichem Zeitpunkt die Monolithe von der Versuchs-Fläche entnommen werden:

Wurden die Monolithe in den Monaten Mai bis September von der Versuchs-Fläche entnommen, so setzte die Denitrifikation nach Ammonium- und Nitrat-Düngung zum gleichen Zeitpunkt mit etwa 2-tägiger Verzögerung ein.

Im Herbst, Winter und zeitigen Frühjahr (Oktober - April) war dagegen das Einsetzen der N_2 -Entbindung aus den NH_4 -gedüngten Monolithen um eine Zeitspanne von 7 bis maximal 15 Tagen verzögert. Nach dieser zeitlichen Verzögerung war jedoch die Denitrifikations-Intensität dieselbe wie in den Sommer-Monaten.

In den Sommer-Monaten ist die Nitrifikanten-Population in der Acker-Krume offensichtlich als so dicht anzusehen, daß Ammonium nach der Düngung sofort nitrifiziert wird und somit für Denitrifikations-Prozesse verfügbar ist.

Im Herbst, Winter und zeitigen Frühjahr ist bei der Monolithen-Entnahme wahrscheinlich keine natürliche Nitrifikanten-Population in der Ackerkrume anzutreffen. Ihr Aufbau erfolgt erst unter den günstigen Temperatur-Bedingungen in der Klimakammer.

Erst nach diesem Aufbau kann das gedüngte Ammonium oxydiert werden und anschließend in Denitrifikations-Prozesse einbezogen werden.

Aus dieser Abhängigkeit der Denitrifikations-Tätigkeit vom Probenahme-Zeitpunkt wird deutlich, daß Ammonium-Dünger-N ohne vorherige Nitrifikation nicht denitrifikationsgefährdet

ist.

Abgesehen von den Anfangs-Verzögerungen bei Ammonium-Düngung spielte der Zeitpunkt der Entnahme keine Rolle im Hinblick auf Denitrifikations-Potential und entbundene Gesamt-N-Menge.

6 DISKUSSION

6.1 RÜCKFLUSS VON ENTBUNDENEM STICKSTOFF ALS METHODISCHES UND MIKROBIOLOGISCHES PROBLEM

In allen durchgeführten Denitrifikations-Messungen wurde - und zwar ohne Ausnahme - das Ende der ersten N-Entbindungs-Phase nicht allein durch das plötzliche Abflachen der N_2 -Produktions-Kurve, sondern auch durch einen subsequenten Rückgang der N_2 -Gehalte im Exsikkator-Gasgemisch angezeigt. Dieses Phänomen wiederholte sich auch nach Zucker-Zusatz, allerdings hiernach meist so stark abgeschwächt, daß der Kurven-Ast ausklingender N_2 -Produktion sich fast asymptotisch einem konstanten Endwert näherte.

Für den Abfall der N_2 -Gehalte gegen Ende der Versuche lassen sich zwei Erklärungen finden:

1.) Es ist möglich, daß durch asymbiontische biologische N_2 -Fixierung Luft-Stickstoff wieder in organischer Substanz festgelegt wird. Da es sich aber bei der Abnahme der N_2 -Konzentrationen um Werte von umgerechnet 15 bis maximal 20 kgN/ha während einer Zeitspanne von 20 Tagen handelt, kann dieser Prozess aus rein energetischen Gründen nicht die alleinige Ursache für die N_2 -Abnahme sein. Der Energie-Bedarf der N_2 -fixierenden Bakterien ist außerordentlich hoch. Von KLEINER (39) wird ein ATP-Bedarf von 6 - 15 Mol ATP je reduziertem Mol N_2 angegeben, von SCHLEGEL (61) ein Bedarf von 12 Mol. Ein entsprechend hoher Atmungs-Umsatz konnte aber

nicht nachgewiesen werden.

2.) Eine andere Möglichkeit des Abfalls der N_2 -Konzentrationen kann in der Versuchs-Technik begründet sein. Zu Versuchs-Beginn wurde in mehreren Spülgängen die Luft im Inkubations-Gefäß ausgetauscht und in der neuen Atmosphäre Stickstoff durch Argon ersetzt. Der Rest-N-Gehalt betrug ca. 0,05 Vol. % N_2 . Dabei wurde auch das Boden-Wasser entlüftet und somit der im Wasser gelöste Stickstoff entzogen. Bei den hohen Wasser-Gehalts-Stufen wurden in den Monolithen 1,2 - 1,3 l gespanntes Wasser gehalten.

Nach dem bei FLÜHLER (28) beschriebenen "Bunsenschen Absorptions-Koeffizienten" können bei natürlichem Atmosphären-Druck 27,4 mg N_2 /l H_2O gelöst sein. Entsprechend den Wasser-Gehalten der Monolithe würde der gelöste Stickstoff bei 0 °C 19,2 kg/ha in der Tiefe 0 - 20 cm ausmachen.

Der Wert von 19,2 kgN/ha ist als Maximal-Wert für die N_2 -Rückdiffusion ins Boden-Wasser anzusehen. Er verringert sich noch, wenn nicht auf 0 °C, sondern auf die Inkubations-Temperatur von 25 °C bezogen wird. Zudem ist der Grad der N_2 -Entlüftung des Boden-Wassers im Zuge der vorausgegangenen Spülung nicht immer konstant. Er kann gering sein.

Um eine Rück-Diffusion auszuschließen, wurde in der letzten Versuchs-Reihe nicht mehr vollständig evakuiert, sondern mit einer Ausgangs- N_2 -Konzentration gearbeitet, die über 0,8 Vol. % N_2 lag. Die Abnahme der N_2 -Konzentrationen wurde auch tatsächlich auf geringe Mengen N_2 reduziert, die weiterhin aus der Gefäß-Atmosphäre in den Boden zurückwanderten.

Da sich der Abfall der N_2 -Konzentrationen allein durch Rück-Diffusion nicht völlig klären läßt, muß davon ausgegangen werden, daß auch geringe Mengen N_2 auf dem Wege der biologischen Fixierung wieder der organischen Substanz des Bodens zugeführt werden.

Die Bedingungen für N_2 -Fixierungs-Prozesse müssen in den durchgeführten Versuchen im Hinblick auf die gegebene Teil-Anaerobie bei den hohen Wasser-Gehalts-Stufen als optimal angesehen werden. Dies läßt sich aus den Untersuchungen zahlreicher Autoren, so z.B. ACKERMANN (1), DOMMERGUES et al. (18), JORGENSEN and WELLS (35), STEFANSON (71), O'TOOLE and KNOWLES (76), (77) und TROLLDENIER (78) ableiten. MAGDOFF and BOULDIN (47) sehen den Übergang von Anaerobie zur partiellen Aerobie als besonders günstig für N_2 -Fixierer an. Offensichtlich haben die anaerob lebenden Clostridien-Arten einen größeren Anteil an der Fixierung als die aerob lebenden Azotobacter-Arten.

Unter Vorbehalt läßt sich sagen, daß ein N_2 -Gewinn von 3- 4 kgN/ha durch asymbiotische N_2 -Fixierung während einer Versuchs-Zeitspanne von ca. 20 Tagen erklärt werden könnte.

Der Abfall der N_2O -Konzentrationen, der ebenfalls zu Ende eines jeden Versuchs zu beobachten war, kann in gleicher Weise durch Stickstoff-Fixierung verursacht sein, da das Nitrogenase-System, der Enzym-Komplex der Stickstoff-Bindung, auch N_2O zu reduzieren vermag, wie von KESSLER (38), KLEINER (39) und DOWDELL et al. (19) nachgewiesen wurde. Eine Lösung von N_2O in Wasser kommt aufgrund der geringen Löslichkeit von N_2O weniger in Betracht.

Methodischer Ausblick:

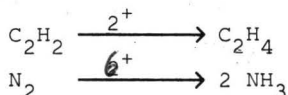
Die durchgeführten Versuche lassen aufgrund ihrer anderen Fragestellung bislang keine Kalkulation über den N_2 -Gewinn auf dem Wege der N_2 -Fixierung zu, wären aber unter Abwandlung auch zur Klärung dieser Frage geeignet.

Der N_2 -Gewinn aus Luft-Stickstoff stellt im Hinblick auf Stickstoff-Bilanzen - vor allem, wenn sie eine längere Zeitspanne umfassen - eine nicht länger zu vernachlässigende Größe dar.

Biologische N_2 -Fixierung stellt eine der Möglichkeiten dar, Befunde zu erklären, wie z. B. die von SCHMALFUSS (62) gemachten, der bei einer 10-jährigen Versuchs-Dauer aus Löß-C-Material einen Boden mit Schwarzerde-Charakter heranbilden konnte. Die Vorstellung, daß der Stickstoff im Humus des Ah-Horizontes bei diesem Bodentyp allein aus Ernte-Rückständen stammen sollte, fällt schwer.

Die wohl entscheidende Frage, die bislang aufgrund methodischer Schwierigkeiten unbeantwortet bleibt, ist die des quantitativen N_2 -Gewinns aus der asymbiontischen N_2 -Fixierung. Dabei ist der biochemische Prozess selbst bekannt, wie aus zahlreichen Arbeiten hervorgeht, die von HARDY et al. (30) in einer ausführlichen Literatur-Zusammenstellung erfaßt wurden. Der Weg der Stickstoff-Bindung wurde aber von nahezu allen Autoren aufgrund der Acetylen-Aethylen-Reduktions-Methode verfolgt. Der Einsatz von Acetylen ist möglich, da die Nitrogenase neben N_2 und N_2O auch diese Verbindung zu reduzieren vermag. Die Methode ist nach Aussage von HARDY et al. (30) $10^3 - 10^4$ -mal empfindlicher als N^{15} -Untersuchungs-Methoden, beinhaltet allerdings auch die Schwierigkeit der Umrechnung von reduziertem Acetylen auf reduziertes N_2 .

RICE and PAUL (58) leiteten einen Konversions-Faktor von 3 ab, der sich aus der stöchiometrischen Beziehung ergibt:



Dieser Faktor schwankt aber nach HARDY et al. (30) und STEFANSON (71) zwischen 2 und 6. Der Fehler bei der Umrechnung auf den N_2 -Gewinn wird somit sehr groß.

Für eine Berechnung des möglichen Stickstoff-Gewinns erscheint es daher unbedingt erforderlich, die Acetylen-Aethylen-Reduktions-Methode an N^{15} -Untersuchungen zu eichen. Dies

kann in der Art geschehen, daß gasförmiges N^{15} in gasdichte Inkubations-Gefäße gegeben wird, und der N^{15} -Gewinn des Bodens mit der Menge an Äthylen verglichen wird, die in parallel laufenden Versuchen aus Acetylen reduziert wurde.

6.2 DIE N_2 / N_2O - RELATION

In allen Versuchen wurde neben entbundenem N_2 auch N_2O bestimmt. Viele Autoren, so z.B. auch BURFORD and MILLINGTON (15) und KATZNELSON et al. (37) geben für das Verhältnis von entbundenem N_2 zu N_2O bestimmte Werte oder Spannen an.

Die Untersuchung einer $N_2:N_2O$ - Relation erscheint auf den ersten Blick insofern als sinnvoll, als im Falle einer konstant bleibenden Relation unter unterschiedlichen Standort-Bedingungen alle Modell-Versuche zur Denitrifikation überflüssig würden, weil von den im Freiland meßbaren N_2O -Mengen direkt auf die N_2 -Mengen geschlossen werden könnte.

Die $N_2:N_2O$ - Relation schwankt in den Untersuchungen in dieser Arbeit sehr stark in Abhängigkeit von der Temperatur, von dem Wasser-Gehalt, von der Dünger-Form und vom Zusatz organischer Substanz. Der Quotient wird umso größer, je höher die Temperatur und je niedriger der Wasser-Gehalt ist. Nach NH_4 -Düngung ist der $N_2:N_2O$ -Quotient kleiner als nach NO_3 -Düngung, ebenso nach Zusatz organischer Substanz im Vergleich zu den unbehandelten Varianten. Die $N_2:N_2O$ -Relation schwankt insgesamt in den Grenzen 7,6 und 58. Diese außerordentlich hohe Schwankungs-Breite zeigt, daß auf die Erfassung von N_2 in Modell-Versuchen nicht verzichtet werden kann, denn im Freiland sind immer wechselnde Anteile Ammonium und Nitrat anzutreffen (s. auch Mitt. II), auch schwanken die Boden-Temperaturen und -Wassergehalte ständig.

Bei der Erstellung von Stickstoff-Bilanzen ist demnach

für jeden Bodentyp eine Modell-Versuchsreihe über Denitrifikations-Potentiale anzulegen.

Die Tatsache, daß unter verschiedenen Versuchs-Bedingungen unterschiedliche Relationen gefunden werden, erklärt auch die stark voneinander abweichenden Angaben über den $N_2:N_2O$ -Quotient in der Literatur (s. Abschnitt 1.1). Die relative Temperatur-Unempfindlichkeit der N_2O -Freisetzung bietet auch die Erklärung dafür, daß Albrecht et al. (3) auch im Winter N_2O in der Bodenluft nachweisen konnten.

Da die Intensität der N_2O -Entbindung in den hier angestellten Versuchen anderen Bedingungen gehorcht wie die N_2 -Entbindung, ist anzunehmen, daß für die Freisetzungs-Prozesse unterschiedliche Mechanismen in Betracht kommen.

6.3 GEWICHT DER EXOGENEN FAKTOREN FÜR DIE DENITRIFIKATION

Welches Gewicht haben die untersuchten äußeren Faktoren Wasser-Gehalt, Temperatur, Pflanzen-Bewuchs, leichtabbaubare organische Substanz und Düngerform auf die Höhe der Denitrifikation, d.h. die Denitrifikations-Potenz und den experimentellen Gesamt- N_2 -Verlust?

In Abb. 11 werden in einem dreidimensionalen Diagramm die N_2 -Gesamt-Verluste als Funktion vom Wasser-Gehalt, von der Temperatur des Bodens und der Zugabe der organischen Substanz dargestellt. Die Grund-Fläche stellt etwa den Rahmen der Temperatur- und Wasser-Gehalts-Werte dar, wie sie im Spät-Frühling und Früh-Sommer zur Zeit der stärksten N-Umsetzungen gegeben sind. Es ist zu erkennen, daß die Variation der Wasser-Gehalte nicht eine so ausgeprägte und sprunghafte Veränderung der Denitrifikation bewirkt wie die Temperatur. Diese löst bei Werten um $15^{\circ}C$ einen sprunghaften Anstieg

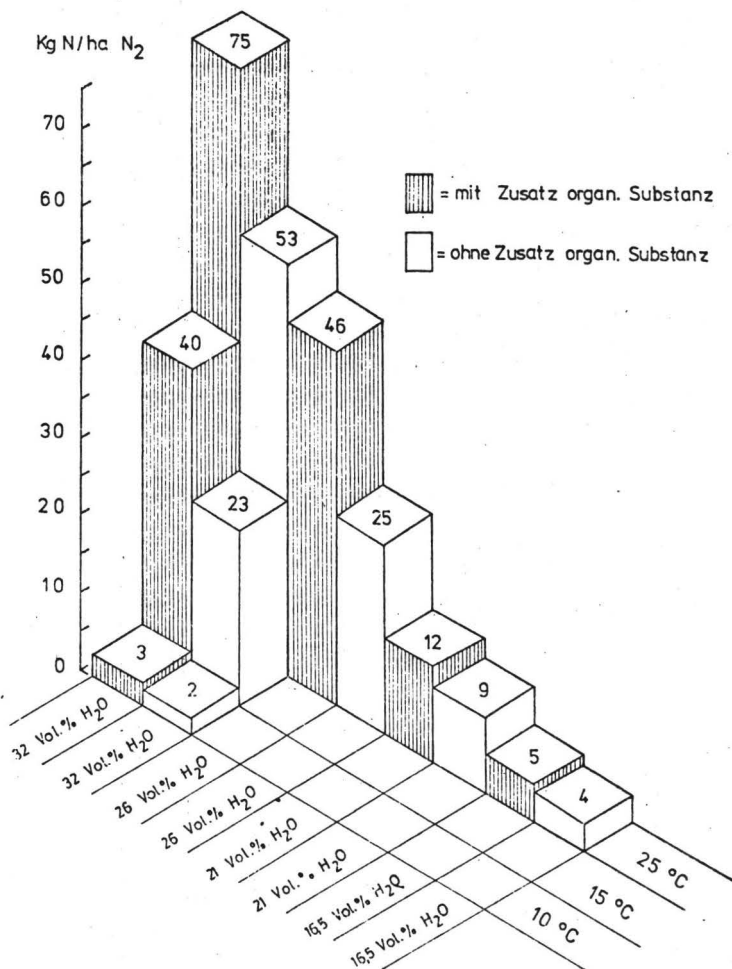


Abb. 11: N₂-Gesamt-Produktion nach Nitrat-Düngung unter Variation der Faktoren Temperatur, Wassergehalt und organischer Substanz (Rohrzucker-Zugabe)

bzw. ein Aufhören der Denitrifikation aus. Der 15 °C - Temperatur-Wert stellt somit gewissermaßen einen kritischen Grenzwert dar. Beim Wasser-Gehalt treten stärkere Denitrifikations-Intervalle - besonders wenn man die Böden mit zugegebener leicht abbaubarer Substanz betrachtet - zwischen 16 und 21 Vol. % ein.

Soll aufgrund dieser Darstellung für die Parabraunerde-Ackerkrume eine Untergrenze angegeben werden, von welcher an mit nennenswerten Denitrifikations-Verlusten im Freiland zu rechnen ist, so ist diese bei etwa 15 °C und Bodenwasser-Gehalten von 26 Vol. % anzusetzen.

Bei Erreichen dieser Grenz-Bedingungen kann bei genügend hohem Nitrat-Angebot mit einer Freisetzungs-Rate von 3 - 3,5 kgN/ha·Tag unter Brache gerechnet werden, in der höchsten Stufe (32 Vol. % H₂O und 25 °C) mit Verlusten von mehr als 5 kgN/ha·Tag (s. Tabelle 14).

Tab. 14: Denitrifikations-Tagesraten in Abhängigkeit von den Faktoren Düngerform, Temperatur, Wasser-Gehalt und Bewuchs, Angaben in kgN/ha.Tag

°C Vol.% H ₂ O	Nitrat-Düngung		Ammonium-Düngung	
	ohne Zugabe org.	mit Substanz	ohne Zugabe org.	mit Substanz
Brache				
10 32	0	0	0	0
15 32	1,7	2,5	1,4	2,0
25 32	3,0	5,1	2,8	3,5
25 26	1,5	3,4	1,2	1,4
25 21	0	1,1	0	0,7
Pflanzen- Bewuchs				
25 32	7,7	-	7,2	-

Der die Denitrifikation steigernde gleichsinnige Einfluß von Pflanzen-Bewuchs und Zugabe von leicht abbaubarer organischer Substanz wird wegen seiner generellen Bedeutung im folgenden Abschnitt gesondert diskutiert.

Zum methodischen Problem der Ermittlung des Faktors "Pflanzen-Bewuchs" sei hier nur folgendes bemerkt:

Der Faktor Pflanzen-Bewuchs ließ sich nicht in Abb. 11 mit darstellen, da das Modell-System nach sehr hohen Anfangs-Denitrifikations-Raten mit 7,7 bzw. 7,2 kgN/ha·Tag schon nach kurzer Zeit aus technischen Gründen zusammenbrach. Die hohen Anfangs-Intensitäten, die hierbei ohne Zugabe organischer Substanz wesentlich höher waren als die der höchsten Stufen der unbewachsenen Monolithe (s. Tab. 14), hätten ohne Abbruch des Versuches zu Gesamt-N-Verlusten geführt, die weit über denen der höchsten Verlust-Stufen in Abb. 11 gelegen hätten.

Der plötzliche Zusammenbruch der N₂-Freisetzung nach anfänglich hohen Entbindungs-Raten wird auf eine starke Austrocknung der Monolithe durch Transpiration und Kondensationswasser-Ablauf an den Exsikkator-Wänden zurückgeführt. Dieses Problem ließe sich lösen, wenn in die Versuchs-Anlage Kühlspiralen eingebaut würden, die über den Monolithen angebracht sein müßten. Allerdings wäre dabei in Kauf zu nehmen, daß eine derartige Versuchs-Anlage in ihrem Aufbau komplizierter würde, was der einleitend aufgestellten Forderung nach einer einfachen, leicht nachzubauenden Versuchsanordnung widerspräche.

Der Faktor "N-Dünger-Form" erweist sich bei der hier getroffenen Art der Versuchs-Anstellung als relativ unbedeutend im Hinblick auf die Denitrifikation. Das Boden-Milieu ist aerob genug, um den zugeführten Ammonium-Stickstoff sofort in Nitrat-N umzuwandeln, so daß - abgesehen von den anfänglichen Verzögerungen bei Ammonium - die Denitrifikations-Intensität und Gesamt-N-Entbindungs-Menge für Nitrat

und Ammonium etwa gleich sind.

6.4 ATMUNGS-PROZESSE UND DARAUFGAUFBAUENDE MODELL- VORSTELLUNGEN

Der Einfluß des Pflanzen-Bewuchses der Monolithe und der Zugabe leicht zersetzbarer organischer Substanz in ihrer steigernden Wirkung auf die Denitrifikation bedarf einer gesonderten Betrachtung, da seine Einwirkungen auf die hier interessierenden bakteriellen Umsetzungs-Prozesse nicht ohne weiteres auf der Hand liegen. Er steht in Zusammenhang mit dem generellen Ablauf der Atmungs-Prozesse.

Die Denitrifikation stellt als anaerobe Atmung das Gegenstück zur aeroben Atmung dar. Bei ersterer dient unter streng anaeroben Bedingungen Nitrat als Sauerstoff-Lieferant, bei letzterer der Luft-Sauerstoff.

Die durchgeführten Versuche haben gezeigt, daß Temperatur und Wasser-Gehalt - wie zu erwarten war - beide Atmungs-Prozesse fördern, wenn auch in sehr unterschiedlichem Maße.

Daß anaerobe und aerobe Atmung in den Monolithen nebeneinander ablaufen, die zwar aufgrund ihres Wasser- und Luft-Füllungsgrades nicht mehr als gut durchlüftet, wohl aber aufgrund der raschen Nitrifikation noch durchaus pauschal als aerob bezeichnet werden können, legt folgende Modell-Vorstellung nahe:

Innerhalb des Bodens existieren nebeneinander aerobe und anaerobe Kompartimente. Als aerobe Kompartimente können solche Partien aufgefaßt werden, in denen ein einfacher diffusiver Gasaustausch mit der Atmosphäre möglich ist. Anaerobe Kompartimente wären solche, in denen zwischen den Orten der Umsetzung und der Gas-Atmosphäre längere Gas-Diffusions-Strecken in wässrigen Poren-Füllungen liegen. Eine strenge

Abgrenzung zwischen beiden ist nicht möglich, da anaerobe und aerobe Kompartimente praktisch nur durch die Steilheit der Gaskomponenten-Gradienten zwischen dem Ort des biochemischen Gas-Umsatzes und der Atmosphäre definiert werden können. Diese hängen aber auch von der Zusammensetzung, d.h. den Partial-Druckender Gas-Komponenten der Atmosphäre ab. Durch Herabsetzung des O_2 -Partial-Druckes in der Atmosphäre, z.B. durch CO_2 -Bildung oder -Verdrängung können Kompartimente, die bis dahin durch aerobe Atmung gekennzeichnet waren, in anaerob atmende Kompartimente überführt werden.

Über die Größe dieser Kompartimente läßt sich nichts Allgemeingültiges sagen. Sie können so groß sein, daß die entnommenen Monolithe durchaus noch nicht als "Repräsentativ-Ausschnitte" oder als "Minimal-Areale" im ökologischen Sinne aus der Ackerkrume aufgefaßt werden können, weil nicht jeder dieselben Anteile an aeroben und anaeroben Kompartimenten enthält. Regenwurm-Gänge können zu einer so starken Ausdehnung der aeroben und zu einer so weitgehenden Unterdrückung der anaeroben Kompartimente führen, daß in manchen Monolithen - siehe z.B. die Parallelen mit niedrigen Gesamt-N-Verlusten in dem N^{15} -Versuch - die Denitrifikations-Raten sehr stark reduziert werden. Immerhin gestattet die Vielzahl durchgeführter Messungen eine hinreichend genaue Aussage über die Relativ-Anteile beider Kompartiment-Typen in der Ackerkrume der untersuchten Löß-Parabraunerde.

Eine grobe Schätzung der Anteile aerober und anaerober Kompartimente im Boden läßt sich näherungsweise aus den Anteilen aerober und anaerober CO_2 -Produktion an der Gesamt- CO_2 -Produktion machen. Der Anteil anaerober Atmung läßt sich aus der denitrifikativ entbundenen Stickstoff-Menge errechnen, indem 1 Teil N gleich 1,5 Teilen C gesetzt wird. Aufgrund der Inkubations-Versuche ohne CO_2 -Abfang läßt sich sagen, daß in der ersten Denitrifikations-Phase der Anteil anaerober Kompartimente mindestens 1/15 des Gesamt-Volumens ausmachen

muß, wahrscheinlich aber größer ist. In der nach Zucker-Zusatz ablaufenden zweiten Denitrifikations-Phase muß eine Ausdehnung der anaeroben Kompartimente auf etwa 20 Vol. %, in einigen Fällen auf ca. 50 % angenommen werden.

Geht man davon aus, daß mineralischer Boden- und Dünger-Stickstoff und leicht zersetzbare organische Substanz vor Beginn der Inkubations-Versuche gleichmäßig im Boden verteilt sind, so setzt mit Beginn der Inkubation in den aeroben Kompartimenten eine Veratmung der leicht zersetzbaren organischen Boden-Substanz mit Hilfe von Luft-Sauerstoff und gleichzeitig in den anaeroben Kompartimenten eine Veratmung mit Hilfe des vorhandenen Nitrat-Sauerstoffs ein. Daher bleibt also in den aeroben Kompartimenten Nitrat erhalten, während es in den anaeroben verbraucht wird.

Die denitrifikative Nitrat-Atmung setzt auch bei vorheriger Nitrat-Düngung erst mit einer 2-tägigen Verzögerung ein. Dies kann so gedeutet werden, daß auch die aufgrund ihres Mangels an luftführenden Poren potentiell anaeroben Kompartimente solange noch aerob atmen (und wahrscheinlich auch nitrifizieren), wie im Porenwasser gelöster Sauerstoff zur Verfügung steht.

Schwieriger ist die Einbeziehung der fortschreitenden Nitrifikation in das Modell. Ammonium und Nitrat werden mit etwa gleicher Intensität denitrifiziert. Da die Nitrifikation des zugegebenen Ammoniums sicher nicht in den ersten beiden Tagen abgeschlossen ist, muß angenommen werden, daß die Nitrifikation gleichzeitig mit der aeroben Atmung in den besser durchlüfteten Kompartimenten abläuft. Dieses Nitrat könnte in die anaeroben Kompartimente hineindiffundieren, wo ständig Nitrat denitrifiziert wird. Wahrscheinlicher ist aber aufgrund der weiter unten aufgeführten Argumente, daß sich im Laufe des Atmungs-Prozesses die anaeroben Kompartimente ausdehnen und dabei mit Nitrat angereicherte aerobe Kompartimente erfassen.

Wie ist die Beobachtung zu erklären, daß die denitrifikative N-Entbindung in allen Inkubations-Versuchen nach einer gewissen Zahl von Tagen zum Erliegen kommt? Als Ursache wären unter den gegebenen Versuchs-Bedingungen denkbar: Aufzehrung einer bestimmten vorgegebenen bodenbürtigen Menge an leicht abbaubarem organischem Nährsubstrat oder die Aufzehrung von Nitrat als O-Donator in den anaeroben Kompartimenten des Bodens.

Bei den ungedüngten Monolithen ist die Beendigung des Denitrifikations-Vorganges eindeutig auf die Aufzehrung der geringen Nitrat-Mengen in den anaeroben Kompartimenten zurückzuführen, denn Zugabe von Nitrat vor der Inkubation erhöht die Denitrifikations-Intensität und N_2 -Gesamt-Entbindungs-menge beträchtlich. Es war also genügend Substrat vorhanden.

Wichtig ist, daß die Zugabe von Rohrzucker zu diesen ungedüngten Monolithen sofort nach Ende der Denitrifikation einen neuen Denitrifikations-Stoß in Gang setzt. Da kein Zeit-Intervall eingeschaltet wurde, innerhalb dessen Nitrat aus den aeroben Kompartimenten in die anaeroben diffundieren konnte, ist diese erneut einsetzende Denitrifikation nur so zu erklären, daß sich neue anaerobe Kompartimente gebildet haben.

Dies kann nur dadurch ausgelöst worden sein, daß der zugeführte Zucker eine intensive aerobe Atmung ausgelöst hat, welche eine Verarmung der Boden-Poren-Luft an O_2 bzw. Ersatz von O_2 durch CO_2 bewirkt hat. Diese Annahme findet ihre Stütze darin, daß der zugeführte Rohrzucker keine Möglichkeit hatte, vor Einsetzen der erneuten Denitrifikation in den Boden einzudringen. Er blieb vielmehr in Form einer oberflächlichen Anreicherungs-Schicht erhalten, in der eine intensive aerobe Atmung erfolgte. Dies kann dadurch bewiesen werden, daß gleichzeitig mit dem Zucker auf die Oberfläche ausgebrachtes Nitrat nicht denitrifiziert wurde, sondern als Nitrat erhalten blieb.

Es scheint so, daß auch bei den vor der Inkubation zugegebenen hohen Nitrat-Mengen das Ende der ersten Denitrifikations-Phase nicht durch Aufbrauch des organischen Substrats in den anaeroben Kompartimenten, sondern ebenfalls durch den Aufbrauch des Nitrats bedingt ist, und daß die Wirkung des anschließend gegebenen Zuckers ebenfalls in einer Ausweitung der anaeroben Kompartimente durch verstärkte Atmungstätigkeit zu suchen ist.

Einen Hinweis darauf vermag unter entsprechender Berücksichtigung der andersartigen Versuchs-Bedingungen die Versuchsanordnung ohne Abfang des CO_2 zu geben. Die Denitrifikation kommt hier zum Stillstand, während die aerobe Atmung noch weiter läuft. Da die Nitrat-Atmung theoretisch wie auch aufgrund des Vergleichs der Versuche mit und ohne CO_2 -Abfang mit einer geringeren Intensität des Umsatzes von Atmungs-Substrat verbunden ist, die aerobe Atmung aber noch weiter läuft, ist zu schließen, daß die Nitrat-Aufzehrung den begrenzenden Faktor darstellt. Der Überschuß von Atmungs-Substrat kann aber nicht mehr allzu groß sein, denn die aerobe Atmung kommt ebenfalls bald zum Erliegen. Daran ist die zunehmende CO_2 -Konzentration nicht Schuld, denn bei der Zuckerzugabe setzt die aerobe Atmung erneut mit voller, ja sogar höherer Intensität als vorher ein. Sie erfolgt noch bei CO_2 -Konzentrationen von 13 Vol. %, wobei offen bleibt, ob das Ende der aeroben Atmung auf der Aufzehrung des angebotenen Zuckers oder auf der zunehmenden Toxizität der angereicherten Kohlensäure beruht. Die freigesetzte CO_2 -Menge entspricht am Versuchs-Ende der Menge an zugeführtem Zucker.

Auch in der zweiten Atmungs-Phase kommt die Denitrifikation vor der aeroben Atmung zum Erliegen. Trotz starker Sauerstoff-Zehrung (7 Vol. % O_2 in der Endphase) ist offensichtlich der weiteren Ausdehnung anaerober Kompartimente eine Grenze gesetzt.

Für die Richtigkeit dieser Modell-Vorstellung spricht der Umstand, daß bei Zucker-Zugabe sofort zu Beginn des Inkubations-Versuches dieselbe End-Menge an N_2 entbunden wird, wie bei den 2-phasigen Denitrifikations-Versuchen.

Als ein Fazit soll herausgestellt werden, daß die Zuckerlösung weniger als organische Nährstoff-Quelle als vielmehr als "sauerstoffzehrendes" Substrat für die aerobe Atmung zu betrachten ist, wenn ihre die Denitrifikation steigernde Wirkung diskutiert wird.

Nach diesen durch Zusatz leicht zersetzbarer organischer Substanz gewonnenen Vorstellungen läßt sich die denitrifikations-steigernde Wirkung des Pflanzen-Bewuchses damit erklären, daß dieser durch Verstärkung der Atmungs-Intensität - sei es aufgrund der Wurzel-Atmung, sei es aufgrund der mikrobiellen Veratmung von toten Wurzel-Rückständen - eine Reduktion des Sauerstoff-Partialdruckes bedingt, der zu einer Ausdehnung der anaeroben Kompartimente führt.

6.5 N^{15} -VERSUCHE: N-UMSATZ-STEIGERUNG DURCH AMMONIUM-DÜNGUNG ?

Die aufgrund von Inkubations-Versuchen entwickelte Modell-Vorstellung von den in luftführenden Böden enthaltenen anaeroben Kompartimenten, die je nach Intensität der aeroben Atmung, d.h. in Abhängigkeit von den die Atmungs-Intensität bestimmenden Faktoren, expandieren und kontrahieren oder sich vermehren und verringern, gestattet auch eine zwanglose Erklärung der Subsequenz von Prozessen, die sich eigentlich - ein homogenes Milieu vorausgesetzt - ausschließen müßten. Dies wurde am Beispiel der Synchronität und Subsequenz von Nitrifikation und Denitrifikation erläutert. Es mag ebenso für andere gegenläufige N-metabolische Prozesse wie N-Mineralisation, orga-

nische N-Bindung bzw. N_2 -Fixierung gelten. Wie ist das Phänomen zu erklären, daß bei Ammonium-Düngung zwar etwa die gleichen N-Mengen denitrifikativ entbunden werden wie bei der Nitrat-Düngung, jedoch an den Verlusten bodenbürtiger N viel stärker beteiligt ist, d.h. in diesem Punkt der Einfluß der Düngerform deutlich wird?

Bei Anwendung des Kompartiment-Modells auf diese Frage müßte davon ausgegangen werden, daß das aus der Ammonium-Düngung stammende N in den anaeroben Kompartimenten besser konserviert wird als Nitrat-N. Das Ammonium-N kann während der Denitrifikation in organische N-Bindung überführt werden.

Eine der Ursachen für die Bevorzugung dieser N-Form vor dem Nitrat beim Einbau in Mikroorganismen-Substanz wird von HAWKER et al. (31) darin gesehen, daß die Verwertung von Ammonium als Baustein der Protein- und Nukleinsäure-Synthese für die Mikroorganismen weniger energieaufwendig ist als die Verwertung von Nitrat, das noch reduziert werden müßte.

Die als "priming - effect" bekannte stimulierende Wirkung von Dünger-N auf die Mineralisation bodenbürtigen Stickstoffs, die unter anderen auch von WESTERMANN et al. (79), (80) nachgewiesen wurde, ließ sich in den in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Versuchen nur für Ammonium feststellen. Durch Ammonium-Düngung wurde offensichtlich verstärkt bodenbürtiger Stickstoff mineralisiert, der schließlich 30 % der Gesamt-N-Verluste ausmachte. Dieses bestätigen auch die CO_2 -Produktions-Raten in Tab. 12 und 13. Die CO_2 -Produktion lag in allen NH_4 -Düngungs-Gliedern höher als in den Nitrat-Düngungs-Varianten.

Die durch Ammonium- gegenüber Nitrat-Düngung verstärkte Beteiligung der bodenbürtigen N-Vorräte an der denitrifikativen N-Entbindung dürfte weniger auf Beeinflussungen der anaeroben als der aeroben Kompartimente beruhen. Bei Zufuhr von Ammonium zu den aeroben Kompartimenten wird zwar ein Teil

sehr schnell nitrifiziert, ein beträchtlicher Teil geht jedoch gleich in organische Bindung über und verstärkt die Gesamt-Menge an leicht mineralisierbarem organischem N-Substrat. Das Ammonium "verdünnt sich" praktisch im Boden-N. Bei der späteren Nitrifizierung unterscheiden dann die Mikroorganismen in dem großen Pool organisch gebundenen Stickstoffs nicht mehr zwischen dünger- und bodenbürtigem organischem Stickstoff. Ein entsprechend hoher Anteil von organischem Boden-N wird mineralisiert, während ein bestimmter düngerbürtiger N-Anteil im Pool verbleibt. Nitrat dagegen, das weniger stark dem organischen N-Pool des Bodens einverleibt wird, bleibt als Denitrifikations-Reserve unmittelbar und "unverdünnt" erhalten.

Die im Boden verbliebenen Dünger-N-Mengen können nicht als "denitrifikations-ungefährdet" betrachtet werden, da sie entweder in der Nitrat-Fraktion verblieben, oder aber in leicht verfügbaren organischen Bindungs-Formen (α -Aminosäuren oder Amid-N) festgelegt wurden, aus denen sie leicht wieder mineralisiert und in Denitrifikations-Prozesse einbezogen werden können, wie es von RAUHE et al. (56), (57) nachgewiesen werden konnte. Die Empfehlungen dieser Autoren gehen deshalb auch dahin, N^{15} -Umsatz-Untersuchungen unbedingt über einen Zeitraum von zwei Versuchsjahren durchzuführen - eine Forderung, die in Modell-Versuchen natürlich nicht zu erfüllen ist. Sie bezeichnen nach ihren Untersuchungen auch die Kapazität eines Bodens, düngerbürtigen Stickstoff über einen längeren Zeitraum im Boden festzulegen, als sehr begrenzt.

Die Ergebnisse der N^{15} -Untersuchungen zeigen, wie unzureichend Aussagen von N^{15} -Freiland-Versuchen im Hinblick auf tatsächlich stattfindende Gesamt-N-Verluste, d.h. auch auf die Verluste an bodenbürtigem N sind.

Die Tatsache, daß am Versuchs-Ende absolut kein Ammonium-

bürtiges Dünger-N mehr in der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Fraktion vorlag, sondern sämtliches Dünger-N nitrifiziert und anschließend zum Teil denitrifiziert bzw. gleich in organische Bindung überführt worden war, ist als Beweis dafür zu werten, daß Nitrifikation und Denitrifikation subsequent und sehr schnell ablaufen und daß die Nitrifikation der Denitrifikation vorgeschaltet sein muß.

6.6 CHEMISMUS DER DENITRIFIKATION

Abschließend ist noch einmal die Frage aufzugreifen, ob der zweite Schritt der Denitrifikation (Abb. 1,b) auf der Basis von Nitrit als Substrat in Böden und in den vorstehenden Modell-Versuchen mehr als ein chemischer oder ein enzymatischer Prozess aufzufassen ist.

Aufgrund des Kompartiment-Modells muß davon ausgegangen werden, daß die Denitrifikations-Prozesse in streng anaeroben Kompartimenten ablaufen, die vorher aerob waren. Dies spricht dafür, daß die gesamte Denitrifikation als ein enzymatischer Prozeß angesehen werden kann, da die Enzym-Synthese der Nitrat- und Nitrit-Reduktase nur unter anaeroben Bedingungen stattfindet. Allerdings lassen sich rein chemische Reaktionen im 2. Denitrifikations-Schritt dadurch nicht ausschließen. Doch gibt es eine Reihe von Hinweisen, die den rein chemischen Reaktionen nicht viel Gewicht einräumen.

Nach übereinstimmenden Aussagen von SOMMER (65) und KUNDLER (41) gewinnt die chemische Nitrit-Reduktion nur bei pH-Werten unter 5 an Bedeutung. In den Inkubations-Monolithen lagen die pH-Werte dagegen bei 6,8 (0,2 n CaCl_2).

In den aeroben Kompartimenten liegen Fe und Mn in Form von Fe (III)-Oxidhydrat und Mn(IV)O_2 vor. Bei einem Anaerob-

werden dieser Kompartimente würde das Nitrat und Nitrit aufgrund seiner höheren Redox-Normal-Potentiale eher als Fe und Mn reduziert. Eine katalytische Zersetzung des Nitrits an Fe (II) und Mn(II) würde dabei kaum in Betracht kommen.

Bei der Van-Slyke-Reaktion müßte im Zuge des Denitrifikations-Prozesses eine der Nitrat-N-Verminderung entsprechende Amid- oder Amino-N-Verminderung erfolgen. Gerade die N^{15} -Inkubations-Versuche mit sehr hohen Gas-N-Verlusten nach Ammonium-Düngung zeigen aber eine Anreicherung dieser beiden organischen N-Bindungs-Formen aus dem Dünger-Stickstoff.

Somit wäre der Denitrifikations-Prozeß in den Inkubations-Versuchen in all seinen Teilschritten sehr wahrscheinlich als ein ausschließlich enzymatisch ablaufender Prozeß zu deuten.

Allerdings muß diskutiert werden, ob das Nitrit als Substrat für die Denitrifikation ausschließlich der Nitrat-Nitrit-Reduktion entstammt. Nitrat-Ammonifikation kann beteiligt sein, andererseits ist aber auch daran zu denken, daß sich bei sehr hohen Ammonium-Konzentrationen ebenfalls aus der Nitrifikation Nitrit anreichern kann, da hohe Ammonium-Konzentrationen auf Nitrobacter toxisch wirken und somit den Nitrifikations-Prozeß auf der zweiten Stufe, der Nitrit-Stufe, abbrechen. Dieser von JONES and HEDLIN (33), v.SCHIEBEN and SIEBEN (60) und SCHLEGEL (61) nachgewiesene Prozess hat allerdings eher Bedeutung in alkalischen Böden und dürfte hier aufgrund der nachgewiesenen starken Nitrat-Anreicherung in den aeroben Kompartimenten ebenfalls nicht ins Gewicht fallen.

7 Z U S A M M E N F A S S U N G

Mit einer neu entwickelten, einfach zu handhabenden Inkubations-Methode in abgeschlossenen Gas-Räumen wurden gasförmige denitrifikative N-Verluste aus Boden-Monolithen gaschromatographisch qualitativ und quantitativ erfaßt.

Die Klein-Monolithe von 3,6 l Volumen wurden aus der Ackerkrume einer Löß-Acker-Parabraunerde entnommen. An ihnen wurde der Einfluß unterschiedlicher N-Düngerformen, Temperaturen, Bodenwasser-Gehalte, Zusätze organischer Substanz und Pflanzenbewuchs auf die Art und die Menge der denitrifikativen N-Entbindung (N_2 , N_2O) untersucht. Dabei wurden als Parameter die N-Freisetzungs-Intensität ("Denitrifikations-Potenz") und die insgesamt freisetzbare N-Gasmenge bestimmt. Ferner wurde der Anteil von markiertem Dünger-N und von Boden-Stickstoff an den Gesamt-N-Verlusten ermittelt und die Umverteilung des Dünger-N während der Inkubation auf die verschiedenen Boden-N-Fraktionen untersucht.

Ergebnisse:

1. Die Gesamt- N_2 -Freisetzung war bei Nitrat-gedüngten Monolithen (Düngung stets 150 kgN/ha) geringfügig höher als bei Ammonium-gedüngten. Entsprechend höher waren bei Nitrat-Düngung auch die Denitrifikations-Tages-Raten. Die Gesamt-N-Verluste betrugen ohne Zusatz organischer Substanz bei hohen Wasser-Gehalten und hohen Temperaturen maximal ca. 45 kgN/ha.
2. Durch Zusatz organischer Substanz wurden die tägliche Freisetzungs-Rate und die Gesamt- N_2 -Entbindung stark gefördert. Maximal-Verluste betrugen hier 75 kgN/ha.
3. Die N_2O -Entbindung war bei Ammonium-Düngung höher als bei Nitrat-Düngung. Die Gesamt- N_2O -Verluste waren mit durchschnittlich 5 - 6 kgN/ha gering.

4. Bei einer schrittweisen Verminderung des Wasser-Gehaltes von 32 auf 16,5 Vol.-% H_2O wurde die Denitrifikation um maximal 87 % der Höchst-Verluste reduziert.
5. Bei einer schrittweisen Temperatur-Erniedrigung von 25 auf 10°C wurden nur noch ca. 5 % der N_2 -Mengen der höchsten Temperatur-Stufe entbunden.
6. Pflanzen-Bewuchs stimulierte die Denitrifikation:
Ohne Pflanzen-Bewuchs wurden nur maximal 5,1 kgN/ha •Tag entbunden, mit Pflanzen-Bewuchs hingegen 7,5 kgN/ha •Tag.
7. An den Gesamt-N-Verlusten war düngerbürtiges Nitrat-N zu 93 % beteiligt, Ammonium-N dagegen nur zu ca. 70 %. Der Rest von ca. 30 % war bodenbürtig.
8. Das gesamte Dünger-Ammonium wurde im laufenden Versuch einerseits rasch nitrifiziert und zum Teil anschließend denitrifiziert, andererseits aber auch in organische Bindungs-Formen überführt. Es herrschten also, auch bei den höchsten Wassergehalts-Stufen, durchaus teil-aerobe Bedingungen.
9. Wurde CO_2 nicht in KOH abgefangen und somit kein Unterdruck im Inkubations-Gefäß erzeugt, konnte auch kein Sauerstoff zugegeben werden. Die N_2 -Produktion lag in diesen Erschöpfungs-Versuchen höher als in den stärker aeroben Versuchen.
10. Die CO_2 -Raten, die in den kontinuierlich arbeitenden Versuchs-Anordnungen am Versuchs-Ende titrimetrisch bestimmt wurden, spiegelten den Einfluß der Denitrifikations-Faktoren Wasser-Gehalt und Temperatur auf die N_2 -Freisetzung wieder. Hohe Wasser-Gehalte und hohe Temperaturen bewirkten hohe Atmungs-Raten, damit eine verschlechterte O_2 -Versorgung und somit eine hohe N_2 -Entbindung.

11. Ein Abfall der N_2 -Gehalte im Inkubations-Gefäß am Ende einer jeden Versuchs-Phase ließ vermuten, daß geringe Mengen von denitrifiziertem N_2 durch die asymbiontische biologische N_2 -Fixierung in die organische Substanz des Bodens zurückgeführt werden.

Aufgrund der Umsatz-Messungen für N und C wurde ein Modell entwickelt, das eine zwanglose zusammenführende Interpretation der Denitrifikations-Phänomene gestattet. Der Boden wird als Kompartiment-Mosaik dargestellt, in dem synchron gegenläufige Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation als Formen aerober und anaerober Atmung in aeroben und anaeroben Kompartimenten ablaufen können. Begünstigung der Anaerobie durch die eine Atmung verstärkenden Faktoren bewirkt eine Ausdehnung der anaeroben Kompartimente auf Kosten der aeroben und damit eine subsequente Reduktion des vorher gebildeten Nitrats.

8 L I T E R A T U R

1. Ackermann, A.D.L., 1971: Nitrogen fixation and nodulation of Alnus and Hippophae under natural conditions, Doctoral Thesis, University of Leiden (1971)
2. Ackermann, W., H. Lippold und P. Kundler, 1972: Methode zur direkten Bestimmung gasförmiger Stickstoffverluste im System Boden - Düngemittel - Pflanze, Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkde. 16, 897-901 (1972)
3. Albrecht, B., C. Junge und H. Zakosek, 1970: Der N_2O -Gehalt der Bodenluft in 3 Bodenprofilen, Z. Pflanzenern. Bodenkde. 125, 205-211 (1970)
4. Alexander, M., 1961: The nitrogen cycle, introduction to soil microbiologie, John Wiley and Sons Inc. New York and London, 248-280 (1961)
5. Allison, F.E., 1963: Losses of gaseous nitrogen from soils by chemical mechanisms involving nitrous acid and nitrites, Soil Sci. 96, 404-409 (1963)
6. Bailey, L.D. and E.G. Beauchamp, 1973: Gaschromatography of gases emanating from a saturated soil system, Canad. J. Soil Sci. 53, 122-124 (1973)
7. Bailey, L.D. and E.G. Beauchamp, 1973: Effect of moisture, added NO_3^- , and macerated roots on NO_3^- - transformation and redox potential in surface and subsurface soils, Canad. J. Soil Sci. 53, 219-230 (1973)
8. Bailey, L.D. and E.G. Beauchamp, 1973: Effect of temperature on NO_3^- - and NO_2^- - reduction, nitrogenous gas production and redox potential in a saturated soil, Canad. J. Soil Sci. 53, 213-218 (1973)

9. Beese, F., B. Meyer und W. Richter, 1975: Wasser- und Bioelement-Haushalt von Acker-Parabraunerden aus mächtigem würmzeitlichem Löss in Niedersachsen. I: Untersuchungen mittels Freiland-Messungen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 33 (1975)
10. Beyer, K., 1943: Über Bestimmungen von NO_2 in Luft, Z. anorg. Chem. 250, 321 (1943)
11. Blackmer, A.M., J.H. Baker and M.E. Weeks, 1974: A simple gas chromatographic method for separation of gases in soil atmosphere, Soil Sci. Soc. America Proceed. 38, 689-690 (1974)
12. Bremner, J.M. and K. Shaw, 1958: Denitrification in soil. II Factors affecting denitrification, J. agric. Sci. 51, 40-52 (1958)
13. Broadbent, F.E. and B.F. Stajanic, 1952: The effect of partial pressure of oxygen on some soil nitrogen transformations, Soil Sci. Soc. America Proceed. 16, 359-363 (1952)
14. Burford, J.R., 1969: Single sample analysis of N_2 - N_2O - CO_2 - Ar-O_2 -mixtures by gas chromatography, J. Chromatography Sci. 7, 760-762 (1969)
15. Burford, J.R. and R.J. Millington, 1968: Nitrous oxide in the atmosphere of a redbrown earth, Int. Congr. Soil Sci. Soc., Adelaide, Trans. 9th, Comm. II, 505-512 (1968)
16. Burford, J.R. and R.C. Stefanson, 1972: Measurement of gaseous losses of nitrogen from soils, Soil Biol. Biochem. 5, 133-144 (1973)
17. Cady, F.B. and W.V. Bartholomew, 1961: Influence of low O_2 -partial pressure on denitrification processes and products, Soil Sci. Soc. America Proceed. 25, 362-365 (1961)

18. Dommergues, L., J. Balandreau, G. Rinaudo and P. Weinhard,
1973: Non-symbiotic nitrogen fixation in the rhizospheres
of rice, maize and different tropical grasses, Soil Biol.
Biochem. 5, 83-89 (1973)
19. Dowdell, R.J., K.A. Smith, R. Grees and S.W.F. Restall,
1971: Field studies of ethylene in the soil atmosphere
- equipment and preliminary results, Soil Biol. Biochem.
4, 325-331 (1972)
20. Erwing, G.J. and N. Bauer, 1966: An evaluation of nitrogen
losses from the soil due to the reaction of ammonium ions
with nitrous acid, Soil Sci. 102, 64-69 (1966)
21. Faust, H., 1965: Zur Probenchemie von Stickstoffverbin-
dungen für die emissionsspektrometrische Isotopenanalyse
des Stickstoffs, Isotopenpraxis 1, 62-65 (1955)
22. Fleige, H., B. Meyer und H. Scholz, 1971: Bilanz und Um-
wandlung der Bindungsformen von Boden- und Dünger-Stick-
stoff (N^{15}) in einer Ackerparabraunerde aus Löß, Göttinger
Bodenkundl. Ber. 18, 39-86 (1971)
23. Flühler, J., 1973: Sauerstoffdiffusion im Boden, Mitt. der
Schweizer Anstalt für das forstl. Versuchswesen, 49, 2
(1973)
24. Focht, D.D. and H. Joseph, 1973: An improved method for
the enumeration of denitrifying bacteria, Soil Sci. Soc.
America Proceed. 37, 698-699 (1973)
25. Focht, D.D., 1974: The effect of temperature, pH and
aeration on the production of nitrous oxide and gaseous
nitrogen - a zero-order kinetic model, Soil Sci. 118,
173-179 (1974)

26. Mc Garity, J.W. and J.A. Rayratmann, 1973: Apparatus for measurement of losses of nitrogen as gas from the field and simulated field environments, *Soil Biol. Biochem.* 5, 121-131 (1973)
27. Gebhardt, H., 1974: Boden- und Düngestickstoff-Umsatz in einer Löss-Ackerparabraunerde während der Vegetationsperiode 1973, *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 18, 208-217 (1974)
28. Gracia, J.L., 1975: Effect Rhizosphäre du Riz sur la Denitrification, *Soil Biol. Biochem.* 7, 139-141 (1975)
29. Greenland, D.J., 1962: Denitrification in some tropical soils, *J.agric. Sci.* 58, 227-233 (1962)
30. Hardy, R.W.F., R.C. Bruns and R.D. Holsten, 1973: Applications of the acetylene-ethylene assay for measurement of nitrogen fixation, *Soil Biol. Biochem.* 5, 47-81 (1973)
31. Hawker, L.H., A.H. Linton, B.F. Folkes and M.J. Carlile, 1966: Einführung in die Biologie der Mikroorganismen, Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 483 S.
32. Hollemann, A.F. und E. Wiberg, 1958: Lehrbuch der anorganischen Chemie, 40. - 46. Aufl., Verlag Walter de Gruyter & Co., Berlin
33. Jones, L.W., 1974: Effect of soil depth on denitrification, *Soil Sci.* 118, 280-281 (1974)
34. Jones, R.W. and R.A. Hedlin, 1970: Nitrite instability in three Manitoba soil, *Canad. J. Soil Sci.* 50, 339-345 (1970)
35. Jorgensen, J.R. and C.G. Wells, 1971: Apparent nitrogen fixation in soil influenced by prescribed burning, *Soil Sci. Soc. America Proceed.* 35, 806-809 (1971)

36. Kaiser, R., 1969: Chromatographie in der Gasphase, IV Quantitative Auswertung, Teil I, 2.Aufl., 120-121, Hochschultaschenbücher-Verlag, Mannheim, Zürich
37. Katznelson, H., J.W. Rovatt and T.M.B. Payne, 1956: Recent studies on the microflora of the rhizosphere, 6th Intern. Congr. Soil Sci.Trans., Paris, Comm. III 151-156 (1956)
38. Kessler, E., 1974: Stoffwechsel anorganischer N-Verbindungen, Progress in Botany 36, 99-101 (1974)
39. Kleiner, D., 1975: Die Bindung des atmosphärischen Stickstoffs durch Mikroorganismen, Angew. Chem. 87, 97-103 (1975)
40. Knappe, S., K. Rauhe, M. Spitzel und W. Drauschke, 1974: Ertragsbildung und Ausnutzung von Dünger- und Bodenstickstoff auf Parzellen des Dauerdüngungsversuchs "Ewiger Roggenbau" Halle nach Düngung mit N¹⁵-markiertem Harnstoff, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkde. 18, 3-14 (1974)
41. Kundler, P., 1970: Ausnutzung, Festlegung und Verluste von Düngemittelstickstoff, Thaer-Arch. 14, 191-205 (1970)
42. Lard, E.W. and R.C. Horn, 1960: Separation and determination of argon, oxygen and nitrogen by gas chromatography, Anal. Chem. 32, 878-879 (1960)
43. Lehfeld, J. 1968: Aufbau und Arbeitsweise einer Apparatur zur kontinuierlichen Verfolgung der Verluste an gasförmigem Stickstoff aus dem Boden, Thaer-Arch. 12, 995-1002 (1968)
44. Lehfeld, J. 1970: Modellversuche über Verluste an gasförmigem Stickstoff bei Bebrütung von Boden-Luzernemehlgemischen, Thaer-Arch. 14, 625-633 (1970)

45. Leibnitz, H.G., 1970: Handbuch der Gaschromatographie, 2. Aufl., Geest und Portig Verlag, Leipzig, 894 S.
46. Macgregor, A.N., 1972: Gaseous losses of nitrogen from freshly wetted desert soils, Soil Sci. Soc. America Proceed. 36, 594-596 (1972)
47. Magdoff, F.R. and D.R. Bouldin, 1970: Nitrogen fixation in submerged soil-sand-energy-material media and the aerobic-anaerobic interface, Plant and Soil 33, 49-61 (1970)
48. Mba-Chibogu, C., B. Meyer und P. Narain, 1975: Boden- und Dünger-(N¹⁵)-Stickstoff in Ackerparabraunerden aus Löß: Jahresbilanz und Umverteilung auf verschiedene N-Bindungsformen in Abhängigkeit von Bewuchs, N-Düngerform und Zusatz von Nitrifikationshemmern, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 1-67 (1975)
49. Megusar, F., 1972: The denitrifying potential of some bacilli in substrats of varying complexity, Rev. Ecol. Biol. Sol 9, 513-519 (1972)
50. Meyer, B. und K. Scheffer, 1970: Physikalisch-pedohydrologische Veränderung einer grundwasserfernen Parabraunerde aus mächtigem Jungwürm-Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 9-66 (1970)
51. Mourik, H.C. von, 1967: Nitrose Gase in Glasbläsereien, Sonderschrift, original in J. of the British Society of Scientific Glasblowers 4, 471 (1967)
52. Müller, G., 1965: Bodenbiologie, VEB Gustav Fischer Verlag, Jena
53. Nelson, D.W. and J.M. Bremner, 1970: Gaseous products of nitrite decomposition in soils, Soil Biol. Biochem. 2, 203-215 (1970)

54. Prather, R.J., S. Miyamoto and H.L. Bohn, 1973: Sorption of nitrogen dioxide by calcareous soils, Soil Sci. Soc. America Procced. 37, 860-863 (1973)
55. Prather, R.J. and S. Miyamoto, 1974: Nitric oxide sorption by calcareous soils. III: Effects of temperature and lack of oxygen on capacity and rate, Soil Sci. Soc. America Procced. 38, 582-585 (1974)
56. Rauhe, K., F. Fichtner, E. Fichtner, E. Knappe und W. Drauschke, 1973: Untersuchungen über Verbleib und Umwandlung N^{15} -markierter organischer und mineralischer Düngersformen in ausgewählten Stickstofffraktionen des Bodens, Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkde. 17, 895-905 (1973)
57. Rauhe, K., F. Fichtner, E. Fichtner, E. Knappe und W. Drauschke, 1973: Quantifizierung der Wirkung organischer und mineralischer Stickstoffdünger auf Pflanze und Boden unter Berücksichtigung N^{15} -markierter tierischer Exkremente, Arch. Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkde. 17, 907-916 (1973)
58. Rice, W.A. and E.A. Paul, 1971: The acetylene reduction assay for measuring nitrogen fixation in water logged soil, Canad. J. Microbiologie 17, 1049-1056 (1971)
59. Scheffer, B., 1972: N-Entbindung im Boden, unveröffentlichte Arbeit aus dem Institut f. Bodenkunde, Göttingen (1972)
60. Schieben, D.A. van and W.H. Sieben, 1972: The effect of storage of soils under H_2O togged conditions upon subsequent mineralization of N_2 -nitrification and fixation of NH_4^+ , Plant and Soil 37, 245-257 (1972)
61. Schlegel, H.G., 1972: Allgemeine Mikrobiologie, 2. Aufl. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 461 S.

62. Schmalfuß, K., 1960: Mineraldüngung, Pflanzenertrag und organische Bodensubstanz, Z. Pflanzenern. Düng. Bodenkd. 90, 50-58 (1960)
63. Smith, D.H. and F.E. Clark, 1960: Volatile losses of nitrogen from acid or neutral soils or solutions containing nitrate and ammonium ions, Soil Sci. 90, 86-92 (1960)
64. Söhne, W., 1953: Druckverteilung im Boden und Bodenverformung unter Schlepperreifen, Grundlagen d. Landtechnik, Heft 5, 49-63 (1953)
65. Sommer, K., 1971: Elementarstickstoffverluste bei der Umsetzung leicht zersetzlicher organischer Masse im Boden, Habil.-Schrift, Landw. Fak. Uni. Bonn (1971)
66. Stanford, G., R.A. Vander Pol and S. Dzienia, 1974: Denitrification rates in relation to total and extractable soil carbon, Soil Sci. Soc. America Proceed. 39, 284-289 (1975)
67. Stefanson, R.C., 1970: Sealed growth chambers for studies of the effects of plants on the soil atmosphere, J. Agric. Eng. Res. 15, 295-301 (1970)
68. Stefanson, R.C., 1972: Soil denitrification in sealed Soil-Plant systems. I: Effect of plants, soil water content and soil organic matter content, Plant and Soil 37, 113-127 (1972)
69. Stefanson, R.C., 1972: Soil denitrification II: Effect of soil water content and form of applied nitrogen, Plant and Soil 37, 129-140 (1972)
70. Stefanson, R.C., 1972: Soil denitrification.... III: Effect of disturbed and undisturbed soil samples, Plant and Soil 37, 141-149 (1972)

71. Stefanson, R.C., 1973: Relative rates of denitrification and non-symbiotic nitrogen-fixation in the soil-plant-system, *Soil Biol. Biochem.* 5, 869-880 (1973)
72. Stefanson, R.C. and D.J. Greenland, 1970: Measurement of nitrogen and nitrous oxide evaluation from soil-plant-systems using sealed growth chambers, *Soil Sci.* 109, 203-206 (1970)
73. Tacket, J.L., 1968: Theory and applications of gas chromatography in soil aeration research, *Soil Sci. Soc. America Proceed.* 32, 346-350 (1968)
74. Taniguchi, S., 1961: Comparative biochemistry of nitrate metabolism, *Z. Allg. Mikrobiol.* 1, 345 (1961)
75. Thiemann, K.V., 1964: Das Leben der Bakterien, 2. Aufl., VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, 875 S.
76. O'Toole, P. and R. Knowles, 1973: Oxygen inhibition of acetylene reduction (nitrogen-fixation) in soil. Effect of glucose and oxygen concentrations, *Soil Biol. Biochem.* 5, 783-788 (1973)
77. O'Toole, P. and R. Knowles, 1973: Efficiency of acetylene reduction (nitrogen-fixation) in soil. Effect of type and concentration of available carbohydrate, *Soil Biol. Biochem.* 5, 789-797 (1973)
78. Trolldenier, G., 1971: Bodenbiologie, die Bodenorganismen im Haushalt der Natur, Franckh'sche Verlagshandlung, W. Keller & Co., Stuttgart, 152 S.
79. Westermann, R.L. and L.T. Kurtz, 1973: Priming effect of ¹⁵N-labeled fertilizers on soil-N₂ in field experiment, *Soil Sci. Soc. America Proceed.* 37, 725-727 (1973)

80. Westermann, R.L. and T.C. Tucker, 1974: Effect of salts and salts plus nitrogen-15-labeled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification and immobilization, Soil Sci. Soc. America Proceed. 38, 602-605 (1974)
81. Wullstein, L.H. and C.H. Glimour, 1964: Non-enzymatic gaseous loss of nitrite from clay soil systems, Soil Sci. 97, 428-430 (1964)
82. Wullstein, L.H. and C.H. Glimour, 1966: Non-enzymatic formation of nitrogen gas, Nature 210, 1150-1151 (1966)

Frede, H.-G.,
H. Gebhardt u.
B. Meyer :

**Grösse, Ursachen und Bedingungen von
Boden- und Dünger-N-Verlusten
durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont
einer Acker-Parabraunerde aus Löss**

Mittlg. II : Freiland-Versuche mit verschiedenen
N-Düngerformen, Brache und Bewuchs
sowie CO₂-Messungen

GRÖSSE, URSACHEN UND BEDINGUNGEN VON
BODEN- UND DÜNGER-STICKSTOFF-VERLUSTEN
DURCH DENITRIFIKATION AUS DEM AP-HORI-
ZONT EINER ACKER-PARABRAUNERDE AUS LÖSS

MITTEILUNG II

FREILAND-VERSUCHE MIT VERSCHIEDENEN
N-DÜNGER-FORMEN, BRACHE UND BEWUCHS

G L I E D E R U N G

	Seite
1 <u>PROBLEMSTELLUNG</u>	169
2 <u>METHODIK</u>	171
2.1 <u>Versuchsvarianten,- parzellen und Meßeinrichtungen</u>	171
2.2 <u>Probenahme und Aufbereitung</u>	172
2.3 <u>Wassergehalts-Bestimmung und Bodentemperatur-</u> <u>Messung</u>	173
2.4 <u>CO₂-Gehalts-Bestimmung in der Bodenluft</u>	173
3 <u>WITTERUNG</u>	175
4 <u>ERGEBNISSE</u>	
4.1 <u>CO₂-Konzentrations-Gang in der Bodenluft</u>	178
4.2 <u>Zeitgang der Nitrat-N-Gehalte (NI-Parzellen)</u>	183
4.3 <u>Zeitgang der Ammonium-N-Gehalte und Nitrat-N-</u> <u>Gehalte (AMa-Parzellen)</u>	188
4.3.1 Brachparzellen	188
4.3.2 Sommerweizen-Parzellen	191
4.4 <u>Ungedüngte Parzellen</u>	192
5 <u>DISKUSSION</u>	193.
6 <u>SCHLUSSFOLGERUNGEN</u>	202
7 <u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	207
8 <u>LITERATUR</u>	210

1 PROBLEMSTELLUNG

Labor-Modell-Versuche zum N-Umsatz in Böden sind in besonderem Maße mit dem Problem der Übertragbarkeit auf den N-Umsatz unter Freiland-Bedingungen behaftet. ALLISON (1) stellt die Übertragbarkeit von Modell-Untersuchungen auf Freiland-Verhältnisse völlig in Frage.

Dieses Problem der Übertragbarkeit auf Freiland-Bedingungen ergibt sich für Modell-Versuche zum quantitativen Denitrifikations-Verlust im besonderen, da hierbei Freilandbedingungen in extremem Maße geändert werden müssen. Dieses gilt für Faktoren wie z.B. Witterungsschwankungen, den Gasaustausch Boden - Luft (Wind), vor allem aber die Austrocknung, den Niederschlag und die durch Pflanzenentzug ständig veränderten Wassergehalte, die Wasserbewegung und die damit verbundene Verlagerung von denitrifikationsanfälligem Nitrat in denitrifikationsgefährdete Bodenkompimente, die sich in den statischen Modellen nicht erfassen lassen.

Die in den bisher von uns in Modell-Versuchen (Mitteilung I) erzielten Ergebnisse stellen insofern eine erste Annäherung an Freiland-Bedingungen dar, als sie an Kleinmonolithen mit einem natürlich gelagerten Bodengefüge und einer konstantbleibenden 20 %igen O₂-Atmosphäre gewonnen wurden.

Eine zweite Annäherung ergab sich aus der Auswertungsmethode der Modellversuchs-Ergebnisse: Es wurden nicht nur die maximalen denitrifikativen N-Verluste dargestellt, sondern auch die unter definierten Versuchsbedingungen je Zeiteinheit freigesetzten N-Mengen (Reaktionsraten). Die für bestimmte Wassergehaltsstufen und Temperaturbereiche ermittelten Denitrifikations-Intensitätsangaben können bei Übertragung auf entsprechende Freiland-Bedingungen und ihre Wirkungsdauer eine Aussage für die dort jeweils möglichen Denitrifikations-Verluste liefern

und über die Zeit summiert werden.

Die nachstehenden Ausführungen befassen sich mit dem Versuch einer weiteren Konnektierung der im Labor-Modellversuch gemessenen N-Umsetzungen mit dem N-Umsatz im Freiland. Zu diesem Zweck wurde parallel zu den Modellversuchen in einem Freilandversuch der Verbleib von Düngerstickstoff während der Vegetationsperiode 1974 auf bewachsenen und unbewachsenen Parzellen desselben Bodens verfolgt, der auch für die gleichzeitig durchgeführten Labor-Modellversuche verwendet wurde. Als Meßgrößen wurden der Temperaturverlauf in den Ackerkrume, die CO_2 -Konzentration als Maß für die Bodenatmung und den Gasaustausch sowie der Gehalt an NI (Nitrat) und an AMa (Ammonium, austauschbar) in der Ackerkrume auf N-gedüngten und ungedüngten Parzellen in täglichen Messungen verfolgt, um aus der Summe dieser Größen auf N-Umsetzungen und Phasen gasförmiger N-Entbindung schließen zu können.

2 METHODIK

2.1 Versuchsvarianten,-parzellen und Meßeinrichtungen

Auf einer 135 m^2 großen Fläche des Versuchsfeldes Rosdorf (Beschreibung des Bodens in Mitteilung I) wurde im Frühjahr 1974 auf 6 Parzellen ein Düngungsversuch mit zwei N-Düngerformen auf Brache und unter Sommerweizen-Bewuchs angelegt:

Versuchsplan:

1	2b	3b	4
	2a	3a	

Legende:

- 1 = ungedüngt , bewachsen
 2a = $150 \text{ kg NH}_4\text{-N/ha}$, bewachsen
 2b = $150 \text{ kg NH}_4\text{-N/ha}$, unbewachsen
 3a = $150 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$, bewachsen
 3b = $150 \text{ kg NO}_3\text{-N/ha}$, unbewachsen
 4 = ungedüngt , unbewachsen

Saattermin: 6.3. '74

Düngertermin: 1.4. '74

Düngerformen: Nitratdünger: KNO_3
 Ammoniumdünger: $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$

Auf den Parzellen 3a und 3b wurden in den Tiefen 10 cm und 40 cm mit Bodenthermometern Temperaturmessungen durchgeführt.

Auf allen Parzellen wurden, wie unter 2.4 beschrieben, Gasentnahmerohre installiert, und zwar ebenfalls in den Tiefen 10 cm und 40 cm.

2.2 Probenahme und Aufbereitung

In der Zeit vom 29.3. bis zum 31. 5. wurde täglich von allen Parzellen eine Mischprobe von 3 Pürckhauereinschlägen aus der Tiefe 0-10 cm entnommen. Vom Juni bis zum September wurden die Probenahmeterminale zweitägig bzw. wöchentlich gewählt.

Die Mischproben wurden bei ca. 27°C, ausgebreitet in einer etwa 1 cm dicken Schicht, luftgetrocknet. Zur Unterbindung weiterer Stickstoff-Umsetzungen ist diese nach der Tiefkühlung als die geeignetste Trocknungsmethode anzusehen, wie die Untersuchungen von SELMER-OLSEN (27) zeigen.

Die getrockneten Bodenproben wurden in einer Hammerschlagmühle zur weiteren Aufbereitung gemahlen und homogenisiert. Anschließend wurden 5 g Probensubstanz eine Stunde lang in 50 ml 0,02n CaCl_2 -Lösung geschüttelt. Die überstehende Lösung wurde mit Blaubandfilter abfiltriert und aus dem Filtrat ein Aliquot von 40 ml für die Kjeldahlanalyse entnommen. Die auf die CaCl -Austauscherlösung selbst entfallenden Ammonium- u. Nitrat-Anteile wurden in Blindansätzen bestimmt und nach jeder Analyse in Abzug gebracht.

Durch Schütteln in CaCl_2 -Lösung wird sowohl das Austausch- als auch das gelöste NH_4 erfaßt. Als Bezeichnung wird "AMA" (= Austausch-Ammonium) gewählt.

Die Umrechnung auf kgN/ha erfolgte unter Zugrundelegung eines Trockenraum-Gewichtes des Bodens von 1,53 g/cm³.

2.3 Wassergehalts-Bestimmung und Bodentemperatur-Messung

Zu jedem Entnahme-Termin der Bodenproben wurde gravimetrisch der Boden-Wassergehalt in der Tiefe 5-10 cm bestimmt. Dazu wurden wie für die N-Bestimmung je 3 Parallel-Proben mit dem Pürckhauer-Bohrer entnommen.

Die Temperatur-Messung in den Tiefen 10 cm und 40 cm erfolgte mit Bodenthermometern. Auf den bewachsenen und unbewachsenen Parzellen wurde für jede Tiefe jeweils ein Thermometer eingeschlämmt. Temperatur-Messungen erfolgten jeweils zu den Terminen der Bodenprobe-Nahme und der Wassergehalts-Bestimmung. Verwendet wurden die 14⁰⁰ Uhr-Werte.

2.4 CO₂-Gehalts-Bestimmung in der Bodenluft

Für Untersuchungen über Denitrifikations-Prozesse ist die Frage des Gasaustausches von entscheidender Bedeutung. Es ist wichtig zu wissen, welcher Anteil des Poren-Raumes für die Bodenluft, vor allem aber für die Sauerstoff-Versorgung zur Verfügung steht, und wie schnell der im Boden zur Atmung verbrauchte Sauerstoff aus der Atmosphäre ersetzt werden kann.

Messungen der Boden-Atmung, wie sie von KRZYSCH (20) und DOMSCH (11) in einer Literatur-Übersicht beschrieben oder auch von BECKER et al. (5) durchgeführt wurden, können im Hinblick auf diese Versuchs-Fragen nicht befriedigen, da sie zwar Aussagen liefern über Atmungs-Intensitäten und Mineralisations-Leistungen, aber nicht die Konzentration der Gase im Boden angeben.

Für die Freiland-Versuche wurden daher Gasentnahme-Behälter gebaut, wie sie von TACKET (30) entwickelt und auch von BURFORD and MILLINGTON (9) eingesetzt wurden.

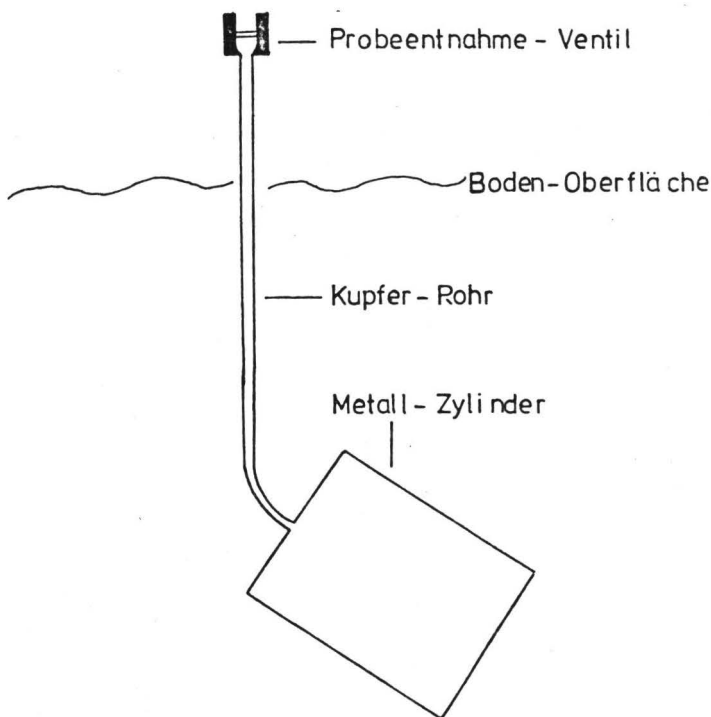


Abb.1: Gasentnahmebehälter zur Messung der Konzentration von Gasen in der Bodenluft

Das Gasentnahmerohr besteht aus einem Metallzylinder mit einem äußeren Durchmesser von 33 mm. Die Wandstärke beträgt 1,5 mm. Der Zylinder ist 43 mm hoch. Er ist an dem einen Ende geöffnet und steht hier mit der Bodenluft in Kontakt. An dem anderen Ende ist er durch einen Deckel gleichen Materials verschlossen. In das verschlossene Ende ist ein Kupferrohr (lichte Weite 1,5 mm) eingelassen, das aus dem Boden ragt. Auf das aus dem Boden ragende Rohrende ist ein Probeentnahme-Ventil aufgesetzt, wie es in Mitt. I beschrieben wurde.

Das Gasentnahmerohr wurde in den Tiefen 10 cm und 40 cm schräg liegend eingesetzt und eingeschlämmt.

Zur Bestimmung der Gas-Umsetzungen aufgrund von Boden-Atmung bei behindertem Gas-Austausch bietet sich entweder die Messung der O_2 -Abnahme oder der CO_2 -Zunahme an. Es wurde der Gang der CO_2 -Konzentration verfolgt, da hier die Gehalts-Änderung im Vergleich zur Außenkonzentration deutlicher hervortritt als bei der O_2 -Messung.

Die Probenahme-Technik ist gleich der in Mitt. 1 beschriebenen. Gleiches gilt für die Bestimmung von CO_2 und die Erstellung von Eichkurven.

Das Gasentnahme-Rohr ist darüberhinaus geeignet, Bodenluft-Proben zur N_2O - und NH_3 -Bestimmung zu entnehmen.

3 WITTERUNG

In Abb. 2 sind die registrierten Witterungs-Daten für Niederschlag, Bodenwasser-Gehalte und Boden-Temperaturen für den Untersuchungszeitraum graphisch dargestellt. Es sind lediglich die Werte für die Tiefe 10 cm aufgetragen, da eine Betrachtung der N-Umsetzungen in der Ackerkrume im Vordergrund der Betrachtungen stand und auch nur für diese die Stickstoff-Untersuchungen durchgeführt wurden.

Nach relativ warmen, niederschlagsfreien Tagen Ende März mit Boden-Temperaturen von über $12^\circ C$ in der Ackerkrume, die bis etwa Mitte April anhielten, wobei die Ackerkrume von Frühjahrssättigung bis auf 25 Vol. % H_2O entwässerte, folgte in der zweiten April-Hälfte ein Kälteeinbruch mit Niederschlägen, die die Krume wieder voll aufsättigten. Die Boden-Temperaturen fielen bis auf $6^\circ C$.

Bei Bodenwasser-Gehalten im Ap-Horizont, die zwischen 25 und 30 Vol. % schwankten, erwärmte sich dann der Oberboden wieder auf $14 - 16^\circ C$. Es wurden also erstmals Temperaturen erreicht, die als Mindest-Temperaturen für intensive Nitrifikations-

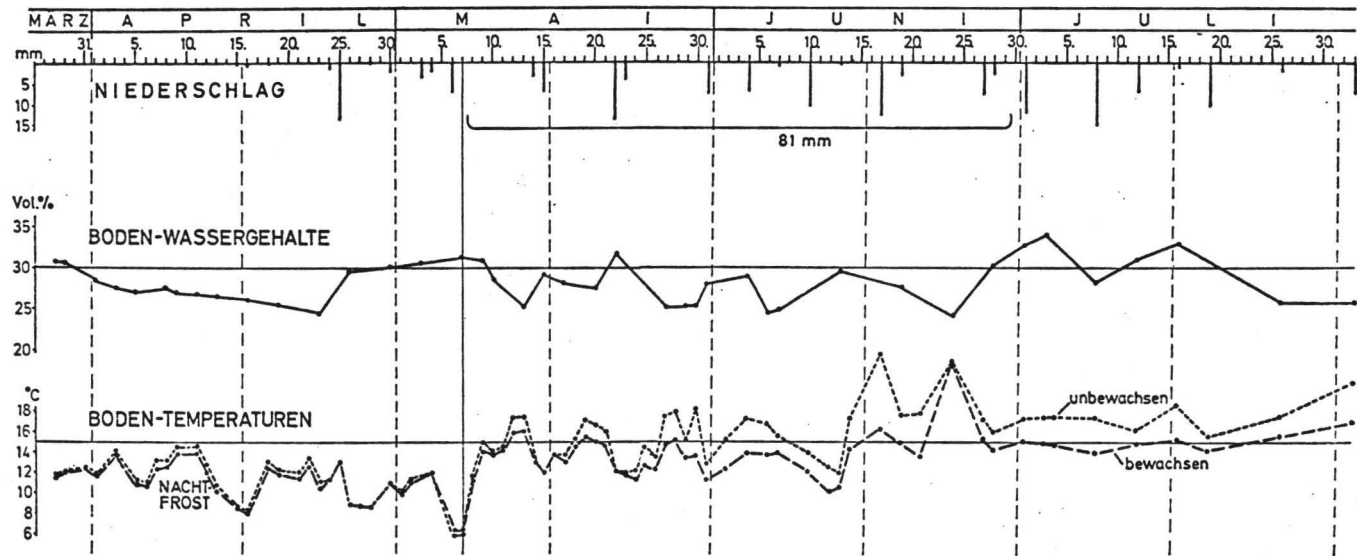


Abb. 2: Witterungs-Daten (Niederschläge, Bodenwasser-Gehalte und Bodentemperaturen) für die Monate April bis Juli 1974, Angaben für die Boden-Tiefe 10 cm

prozesse angesehen werden (siehe Kap. 4).

In der ersten Aprilhälfte wurden noch mehrere Nachtfröste registriert.

Bedingt durch häufige und insgesamt hohe Niederschläge in der Zeit vom 15.5. - 30.6. (Summe 81 mm) sank der Wassergehalt bis Ende Juni in der Ackerkrume trotz teilweise hoher Temperaturen von über 15°C und damit verbundener hoher Evaporationsraten nicht unter 25 Vol.%. Das bedeutet, daß über den gesamten Zeitraum mehr als 50 % des Gesamtporenraumes mit Wasser gefüllt blieben.

Die Wassergehaltbestimmungen wurden auf den unbewachsenen Parzellen durchgeführt. Auf den bewachsenen Parzellen mögen diese niedriger gelegen haben, da hier zur Evaporation noch die Transpirationsraten hinzukommen. Die Differenz in den Wassergehalten dürfte aber im Mai noch nicht erheblich gewesen sein, da hier der Weizenbestand noch relativ licht war und nach der " Feeke-Skala " das Stadium 5 (= Beginn des Schossens) noch nicht durchschritten war (Feeke-Skala nach LARGE, 21).

Einige vergleichende Messungen im Juli ergaben erst Wassergehaltsdifferenzen zwischen den bewachsenen und unbewachsenen Parzellen von nur 5 - 8 Vol.% H₂O.

Bewuchs wirkt ausgleichend auf die Temperaturschwankungen des Bodens: Hohe Außentemperaturen lassen die Bodentemperaturen unter einer schützenden Pflanzendecke zwar langsamer ansteigen als auf Brache, der Boden kühlt andererseits aber auch unter Bewuchs nicht so schnell ab.

Die Versuchsergebnisse wurden unter bestimmten, vom Normaljahr abweichenden Witterungsbedingungen gewonnen. Um eine Extrapolation auf das Normaljahr vorzunehmen, ist es notwendig, die Abweichung der Witterung 1974 vom Normaljahr darzustellen.

Die Monate Januar bis einschließlich April waren durchweg wesentlich wärmer und mit 20 % weniger Niederschlag wesentlich trockener als der entsprechende Zeitabschnitt des Witterungs-Normaljahres. Mit Ausnahme des Juni, in dem 2 Gewitterregen 35 % mehr Niederschlag bewirkten, sind auch die Monate Mai bis September trockener als normal einzuordnen. Allerdings lag im Mai und im Juni das Temperatur-Monatsmittel um $1,6^{\circ}\text{C}$ unter dem Normalwert, so daß diese beiden Monate als kühl-trocken bzw. kühl-niederschlagsnormal einzuordnen sind.

Somit ergibt sich aus dieser vergleichenden Betrachtung des Witterungsverlaufs, daß der Untersuchungszeitraum im Hinblick auf die Denitrifikations-Potenz als schwach einzuordnen ist. In einem Witterungs-Normaljahr wären vermutlich höhere Werte zu erwarten.

4 ERGEBNISSE

4.1 CO₂-Konzentrations-Gang in der Bodenluft

Abb.3 stellt den Verlauf der CO₂-Konzentration im Ap-Horizont der bewachsenen und unbewachsenen Parzellen dar. Der CO₂-Gehalt der Bodenluft unterliegt großen zeitlichen Schwankungen, doch sind die Oszillationen an allen Meßstellen synchron. Dieses hat seine Ursache darin, daß die CO₂-Produktion einerseits temperaturabhängig ist: in 98 von 137 untersuchten Fällen korreliert der Verlauf der CO₂-Konzentration mit dem Temperaturverlauf, denn erhöhte Temperaturen bewirken erhöhte Atmungsintensitäten. Andererseits ist die CO₂-Konzentration abhängig vom Wassergehalt des Bodens: Bei hohem Wassergehalt ist der Gasaustausch behindert und somit die CO₂-Konzentration hoch.

Es sind also zwei Größen, die die CO₂-Konzentration im Boden bestimmen: Temperatur und Wassergehalt. Eine enge Korrelation nur einer dieser Größen zum CO₂-Gehalt läßt sich somit nicht

erstellen. Erst wenn beide zu einem Parameter zusammengefaßt werden, ergibt sich eine signifikante Beziehung zum CO_2 -Gehalt. Als zweckmäßigster empirischer Faktor ergab sich die einfache Summierung der absoluten Werte der Bodentemperaturen ($^{\circ}\text{C}$) und der Wassergehalte (Vol.% H_2O) zu dem Parameter "S":

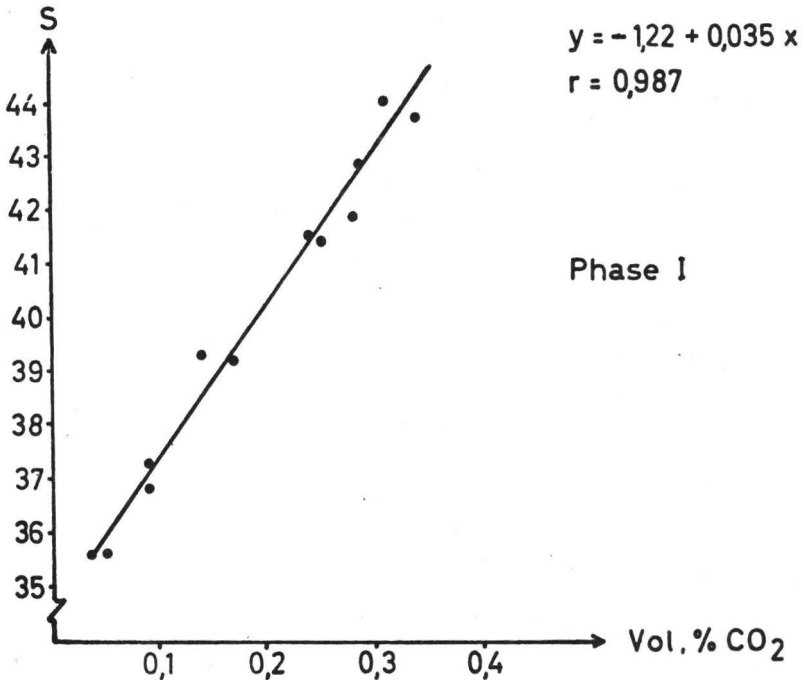


Abb. 4: Abhängigkeit der CO_2 -Konzentration in der Bodenluft von den Faktoren Bodenwassergehalt und Bodentemperatur, S = Summe der absoluten Bodentemperatur- und Bodenwassergehalts-Werte

Die dargestellte lineare Beziehung zwischen CO_2 -Gehalt und Parameter "S" ändert jedoch ihre Lage in den einzelnen Abschnitten der Versuchszeit. In solche Versuchsabschnitte wurde der

gesamte Betrachtungszeitraum unterteilt.

- Phase 1: 5.4. - 23.4., insgesamt niedrige Bodenwasser-Gehalte und geringe Bodentemperaturen, daraus resultierend auch geringe CO_2 -Konzentrationen
- Phase 2: 24.4. - 9.5., Temperaturanstieg bei hohen Wassergehalten, steigende CO_2 -Produktion und auch-Konzentration, zunehmend höhere CO_2 -Gehalte auf den bewachsenen Parzellen als auf den unbewachsenen (siehe auch Tab. 1)
- Phase 3: 10.5. - 20.6., CO_2 -Gehalte auf bewachsenen Parzellen etwa doppelt so hoch wie auf unbewachsenen, Schoßstadium ist erreicht, hohe Mikroorganismen-tätigkeit und Wurzelatmung, die in ihrer Summe trotz geringerer Wassergehalte gegenüber den unbewachsenen Parzellen diese hohen CO_2 -Gehalte bewirken
- Phase 4: ab 21.6., Austrocknung auf den bewachsenen Parzellen, hier bessere Diffusionsbedingungen und dadurch Angleichung der CO_2 -Gehalte an die der unbewachsenen — trotz höherer Atmungsraten. Lediglich auf der ungedüngten, bewachsenen Parzelle anhaltend hohe CO_2 -Konzentrationen, da hier wegen geringer Bestandes-Dichte und schlechter -Entwicklung die Transpiration nicht so hoch wie auf den gedüngten bewachsenen Parzellen ist. Starke Austrocknung wird hier unterbunden, wodurch der Gasaustausch mit der Atmosphäre gehemmt bleibt. Erst nach der Ernte Angleich dieser CO_2 -Konzentrationen an die der übrigen Parzellen.

Ein Einfluß verschiedener N-Düngerformen auf die CO_2 -Produktion und -Konzentration konnte nicht festgestellt werden.

Dies bestätigt auch die Untersuchungen von VANDECANEYE (31).

Der Unterschied in der CO_2 -Konzentration mit und ohne Bewuchs ist hingegen über alle Zeitphasen hinweg eindeutig. Dieses ist auch zu erwarten, da die Mengen abbaubarer postmortalen

Substanz auf den bewachsenen Parzellen wesentlich höher sind. Hinzu kommt noch die Wurzelatmung. Diese Unterschiede gibt Tab. 1 wieder:

Phase	Diff. CO ₂ -Gehalt bewachs.-unbewachs.	Anzahl Ver- gleiche	$\bar{x}$
1	0,32 0,32 0,20 0,24 0,28 0,20	6	0,26
2	0,45 0,12 0,11 0,25 0,23	5	0,23
3	0,36 0,20 0,30 0,60 0,56 0,40 0,46 0,53 0,51 0,35	10	0,42
4	0,00 0,10 0,10	3	0,07

Tab.1: Unterschiede in den CO₂-Konzentrationen der Bodenluft zwischen bewachsenen und unbewachsenen Parzellen

Tabelle 1 gibt die Mehrgehalte an CO₂ auf den bewachsenen Parzellen gegenüber den unbewachsenen Parzellen wieder. Die in Abb. 3 dargestellten Gehaltsunterschiede werden hier noch einmal zusammengefaßt. Danach sind die Unterschiede in den CO₂-Gehalten während der Phasen 1 und 2 mit durchschnittlich 0,25 Vol.% CO₂ nahezu gleich. In der Phase 3, besonders während und nach dem Schossen, steigt der CO₂-Gehalt auf bewachsenen Parzellen auf einen Wert, der fast doppelt so hoch ist. Die Differenz schrumpft endlich in Phase 4 auf nahezu Null. Die

Erklärung für die jeweiligen Differenzen wurde bei den Phasenbeschreibungen gegeben.

Beachtlich ist, daß bei einem durch hohe Bodenfeuchte gehemmten Gasaustausch die CO_2 -Gehalte unter Bewuchs bis auf 1,2 Vol.% CO_2 ansteigen können (Variante bewachsen, ungedüngt).

Durch die erhöhte CO_2 -Produktion und -Anreicherung auf den bewachsenen Parzellen, die sich mit Beginn der Phase 3 verstärkt, ist die Gefahr der O_2 -Unterversorgung höher einzuschätzen als auf unbewachsenen Parzellen.

Führt eine anhaltende O_2 -Unterversorgung zu einer Ausweitung der sogenannten "denitrifikationsgefährdeten Mikrokompartimente", so ist die Gefahr gasförmiger Stickstoff-Verluste besonders groß.

Es ist zu erwarten, daß Denitrifikations-Verluste unter Bewuchs trotz geringerer Bodenwasser-Gehalte höher sind als unter Brache.

4.2 Zeitgang der Nitrat-N-Gehalte (Ni-Parzellen)

In Abb.5 ist der Verlauf der Ni-Gehalte während der Vegetationsperiode des Sommerweizens dargestellt. Verglichen werden die Ni-Gehalte im Ap-Horizont der bewachsenen und unbewachsenen Parzellen nach Düngung mit 150 kg Nitrat-N/ha.

Da der zeitliche Verlauf der Ni-Gehaltskurven aufgrund lokaler, bei der Probenahme nicht auszuschließender Gehaltsunterschiede großen Schwankungen unterworfen ist, wurde zur graphischen Darstellung der Tageswerte das gleitende Mittel von jeweils 3 aufeinanderfolgenden Meßpunkten gewählt.

Die Angaben werden in kgN/ha gemacht und auf eine Ackerkrumentiefe von 10 cm bezogen.

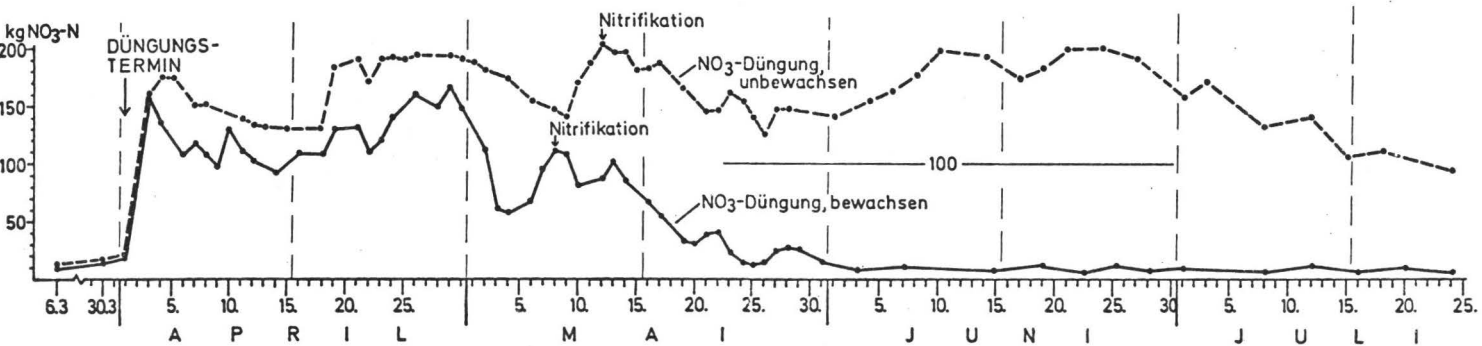


Abb. 5: Zeitgang der NI-Gehalte auf Nitrat-gedüngten bewachsenen und unbewachsenen Parzellen (Dünger-Menge 150 kgN/ha) in den oberen 10 cm des Ap-Horizontes während der Monate April bis Juli 1974

Bis zum Düngungstermin am 1. April lagen die NI-Gehalte der Ackerkrume unter 20 kgN/ha. Die für die Jahreszeit relativ hohen Bodentemperaturen Ende März reichten offensichtlich nicht aus, um eine Nitrifikation bodenbürtigen Stickstoffs in Gang zu setzen.

Am 1. April wurden auf den bewachsenen Parzellen und auf den unbewachsenen 150 kg $\text{NO}_3\text{-N}$ /ha ausgebracht. Diese im Getreidebau nicht üblichen Mengen in einer Gabe ließen sich auch im wesentlichen am 3. April in den oberen 10 cm der Ackerkrume wieder nachweisen.

Von diesem Zeitpunkt an lagen die NI-Gehalte auf den bewachsenen Parzellen kontinuierlich unter denen der unbewachsenen, und zwar mit ständig zunehmendem Abstand.

Der Anfang April auf beiden Parzellen einsetzende Abfall der NI-Gehalte kann mit einer Verlagerung im Zuge abwärts gerichteter Wasserbewegung erklärt werden: Absinken des Wassergehaltes durch Sickerwasserbewegung, ausgehend von der Frühjahrssättigung bei geringer Evaporation aufgrund niedriger Temperaturen verbunden mit Nachtfrost.

Auch der erneute Anstieg nach dem 18. April ist überwiegend durch Nitrat-Aufstieg mit dem aufwärts wandernden Bodenwasser in die oberen 10 cm hinein zu deuten. Daneben kann allerdings eventuell schon mit geringen Nitrifikationsraten aus bodenbürtigem Stickstoff gerechnet werden. Die Temperaturen steigen in diesen Tagen auf 12 - 13 °C an, allerdings wieder verbunden mit Nachtfrost.

Die NI-Gehalte zu Beginn des Monats Mai lassen erstmals intensive Stickstoffumsetzungen erkennen:

Auf den bewachsenen Parzellen werden innerhalb von 20 Tagen —unterbrochen von einer Nitrifikationsphase am 7.-9. Mai — ca. 130 kg NI-N/ha abgeführt.

Eine Nitrat-Verlagerung in tiefere Boden-Schichten ist auszuschließen.

Einmal muß aufgrund der Witterungsbedingungen mit aufsteigender Wasserbewegung gerechnet werden. Zum anderen finden sich auf den feuchteren Brachparzellen noch die gesamten N-Mengen in den oberen 10 cm wieder.

Abgesehen von einem geringen Abfall der NI-Werte auf den Brach-Parzellen ist auch hier eine Nitrifikationsphase zu verzeichnen. Dieser Nitrifikationsprozess wird ausführlich in Abschnitt 4.3 besprochen.

Die Nitrifikationsphase setzt auf den unbewachsenen Parzellen gegenüber den bewachsenen mit einer zeitlichen Verzögerung von 4 Tagen ein. Die gleiche Beobachtung läßt sich für die Ammonium-gedüngten Versuchspartellen machen. Ausgeglichenere Temperaturen unter einer schützenden Pflanzendecke dürften die Ursache sein.

Der nitrifizierte bodenbürtige Stickstoff ist bei einer quantitativen Betrachtung der Umsetzungsprozesse dem düngerbürtigen N hinzuzurechnen.

Nach dem 25. Mai liegt auf den bewachsenen Parzellen der NI-Gehalt gleichbleibend unter 20 kgN/ha. Unter Brache dagegen finden sich nach einem Anstieg der NI-Gehalte im Juni zu Ende Juli noch nahezu 100 kg Nitrat-N/ha in den oberen 10 cm der Ackerkrume.

Im Gegensatz zu den Brachparzellen wurde auf den bewachsenen Parzellen im Mai während einer Zeit von nur ca. 20 Tagen nahezu der gesamte in der NI-Fraktion vorliegende Stickstoff abgeführt. Auswaschungsverluste bzw. Tiefenverlagerung können keinen großen Anteil daran gehabt haben, da das Nitrat unter Brache erhalten blieb. Nitrat-Ammonifikation scheidet aus dem gleichen Grunde aus. Es wäre auch äußerstunwahrscheinlich, wenn derart hohe Mengen ammonifiziert würden. Hierzu läßt sich auch in der Literatur kein Anhaltspunkt finden.

Es bleiben somit als Entzugsquellen: der pflanzliche N-Entzug und die Denitrifikation.

Die Weizen-Pflanzen befinden sich am 1. Mai im "Feeke-Stadium" 4 und am 18. Mai im Stadium 5 (= Beginn des Schossens).

Unterstellt man, daß in dieser Zeit etwa 15 kgN/ha von den Pflanzen aufgenommen werden, so steht die Frage des Verbleibens für mehr als 120 kgN/ha noch offen.

Die Mengen, die aus der Nitrifikation bodenbürtigen Stickstoffs hinzukommen, sind noch nicht einmal berücksichtigt.

Aus dem Vergleich der Abbildungen 3 und 5 geht hervor, daß die Phase mit sinkenden Nitratgehalten zugleich die Phase steigender CO_2 -Gehalte in der Bodenluft ist. Auf den bewachsenen Parzellen entspricht dem stärkeren Abfall der NI-Gehalte auch eine stärkere Zunahme der CO_2 -Konzentrationen. Die Bodentemperaturen und die Wassergehalte sind in dieser Zeit hoch. Die steigenden CO_2 -Gehalte zeigen verstärkte Bodenatmung bei gleichzeitig geringem Gasaustausch an.

Somit sind in diesem Zeitabschnitt günstige Voraussetzungen für eine denitrifikative Entbindung gegeben. Es muß angenommen werden, daß die hohen Nitrat-Verluste auf den bewachsenen Parzellen größtenteils gasförmigen Entbindungsverlusten zuzuschreiben sind.

Auf die Darstellung der AMA-Gehalte auf den Nitrat-Düngungsparzellen wird hier verzichtet, da kein zeit- bzw. witterungsabhängiger Verlauf der AMA-Werte registriert werden konnte. Die AMA-Werte auf den unbewachsenen Parzellen lagen durchschnittlich bei 10 kgN/ha, auf den bewachsenen bei 5 - 7 kgN/ha.

4.3 Zeitgang der Ammonium-N- und Nitrat-N-Gehalte (AM-Parzellen)

Der Verlauf der AMa-Konzentrationen auf bewachsenen und unbewachsenen Parzellen zeigt nach Düngung mit 150 kg $\text{NH}_4\text{-N/ha}$ in seinem Trend große Ähnlichkeit mit den NI-Gehalten auf den NI-Parzellen. In Abb.6 ist der Verlauf von AMa und NI unter Brache und unter Weizen-Bewuchs dargestellt.

Aufgrund der großen Schwankungen wurde zur graphischen Darstellung wiederum das gleitende Mittel gewählt.

4.3.1 Brach-Parzellen

Die gedüngten 150 kg Ammonium-N/ha werden einen Tag nach der Düngung in der Ackerkrume vollständig wiedergefunden. Der am 9. April beginnende Abfall der AMa-Werte, der sich auch auf der bewachsenen Parzelle — hier jedoch noch ausgeprägter — abzeichnet, muß — anders als bei der Nitrat-Düngungsparzelle — auf Immobilisierung durch Einbau in Mikroorganismen-Substanz zurückgeführt werden. Die Bodentemperatur ist mit durchschnittlich 14°C für diesen Immobilisierungs-Prozess als ausreichend anzusehen. Zwar wird ein kleiner Teil des AMa offensichtlich nitrifiziert, wie aus dem Anstieg der NI-Gehalte zu erkennen ist, doch steigen sie im gleichen Zeitraum nur um etwa 20 kgN/ha an. Für intensive Nitrifikations-Prozesse reichen die Temperaturen offensichtlich noch nicht aus (Nachtfrost!). Nach Untersuchungen von CAMPBELL (10) und BIEDERBECK und CAMPBELL (6) ergab sich bei Tauwetter-Frost-Simulationsversuchen eine Abtötung der Bakterien-Keimzahlen von 92%.

Eine Fixierung von AM in Vermiculit-Zwischenschichten müßte nach den bisherigen Erfahrungen schneller ablaufen und kommt daher als Ursache für den Abfall der AM-Gehalte nicht

in Betracht.

Bis zu den ersten Maitagen verändern sich auf den Brach-Parzellen die AMa-Gehalte nur unwesentlich. Auch bleibt der Anstieg der NI-Gehalte gleichmäßig gering. Die Bodentemperaturen liegen durchweg unter 14°C und sind stärkeren Schwankungen ausgesetzt.

Anfang Mai aber zeigen sprungartige Gehaltsänderungen beider anorganischer N-Verbindungen das Einsetzen intensiver Stickstoff-Umsetzungsprozesse an:

Mit dem Ansteigen der Bodentemperaturen über 15°C geht nach einem intermediären kurzen Mineralisierungsstoß der AMa-Gehalt in den oberen 10 cm der Ackerkrume fast auf Null zurück. Daß dafür intensive Nitrifikationsprozesse die Ursache sind, läßt sich an den plötzlich ansteigenden Nitratgehalten erkennen. Jedoch findet sich nicht die gesamte Ammonium-N-Verlustmenge in der Nitrat-Fraktion wieder. Eine Aussage, wie hoch der Verlust-Anteil durch Denitrifikation oder durch Einbau in organische Substanz ist, läßt sich anhand dieser Untersuchungen nicht machen. Auskunft hierzu können nur N^{15} -Untersuchungen liefern.

Innerhalb von 15 Tagen vermindert sich der AMa-Gehalt in den oberen 10 cm der Brachparzellen um ca. 150 kgN/ha . Davon werden etwa $80 - 90 \text{ kgN/ha}$ in Nitrat überführt. Sie sind über eine lange Zeit hinweg in der Ackerkrume nachzuweisen und vergrößern sich in der zweiten Junihälfte noch einmal um etwa 40 kgN/ha . Die NI-Zunahme ist auch auf den Nitratgedüngten unbewachsenen Parzellen zu verzeichnen (Abb.5).

Erst Ende Juni / Anfang Juli geht wieder Nitrat aus der Ackerkrume verloren. Da in dieser Zeit hohe Wassergehalte bei Temperaturen um 15°C im Oberboden herrschen, ist Denitrifikation als Ursache für diese Verluste anzunehmen.

Somit bleiben bei einer zusammenfassenden Betrachtung des gesamten Versuchszeitraumes unter Brache - abgesehen von den auf 60 kg/ha geschätzten Denitrifikationsverlusten in der kritischen Zeit um die Mitte Mai herum - in den oberen 10 cm des Ap-Horizontes mineralische N-Mengen (AM und NI) erhalten, die der im April ausgebrachten AM-Menge entsprechen. Dieses kann als Bestätigung dafür gelten, daß die Abfuhr bzw. Zufuhr von Nitrat mit dem auf- und absteigenden Bodenwasser als sehr gering anzusetzen ist.

4.3.2 Sommerweizen-Parzellen

Die AMA-Gehalte auf den bewachsenen Parzellen verhalten sich bis Ende April ähnlich denen der unbewachsenen Parzellen. Wie bereits erwähnt, ist der Abfall um den 9. April wesentlich ausgeprägter. Immobilisierung von Ammonium-N durch Einbau in Mikroorganismen-Substanz wird als Ursache angenommen. Dabei werden offensichtlich Nachtfröste durch eine schützende Pflanzendecke in ihrer Wirkung abgeschwächt. Somit kann die Immobilisierungs-Rate höher ausfallen als auf unbewachsenen Parzellen.

Nach einem erneuten Ansteigen der AMA-Werte in der zweiten April-Hälfte, das ebenfalls durch Mineralisation des organisch gebundenen N zu erklären ist, nimmt das Ammonium in den ersten Maitagen rapide ab. Im Gegensatz zu den Brachparzellen nimmt aber der Gehalt an NI nicht in entsprechendem Maße zu. Vielmehr sinken die NI-Gehalte, die bis zu diesem Zeitpunkt auf ca. 60 kgN/ha angestiegen waren, ebenfalls ab. Diese Verluste können nicht durch den pflanzlichen N-Entzug erklärt werden, da dieser für diesen Zeitraum noch mit weniger als 15 kgN/ha anzusetzen ist.

Es liegt somit die Erklärung nahe, daß unter Sommerweizen-Bewuchs das Ammonium-N wie auf den Brachparzellen, allerdings

aus Gründen geringerer Temperaturschwankungen schon etwas früher, bis auf geringe Reste nitrifiziert wird, gleichzeitig aber wie auch das schon vorher gebildete Nitrat starken Denitrifikations-Verlusten ausgesetzt wird.

Die Denitrifikation läuft auf den AM-Düngungsparzellen etwa synchron mit der Denitrifikation auf den NI-Düngungsparzellen ab. Das heißt, daß die Nitrifikation des Ammonium-N auf den AM-Parzellen unmittelbar von der Denitrifikation begleitet wird.

Summenmäßig betrachtet bedeutet der Abfall des mineralischen Bodenstickstoffs in der 1. Mai-Hälfte, daß außer den geringen Mengen an pflanzlichem Entzug ein Äquivalent der gesamten Dünger-N-Menge aus den oberen 10 cm der Ackerkrume verlorengegangen ist (ca. 130-140 kgN/ha).

Beachtlich ist, daß sich im Hinblick auf Mengen-Bilanz und Verlauf der mineralischen N-Gehalte die beiden bewachsenen und die beiden unbewachsenen Versuchspartzellen weitgehend gleichen, die N-Dünger-Form nur eine untergeordnete Rolle spielt.

4.4 Ungedüngte Parzellen

Die Gehalte an mobilem mineralischem N (AMa und NI) lagen auf den ungedüngten Parzellen während der gesamten Beobachtungszeit sehr niedrig, und zwar auf bewachsenen Flächen niedriger als auf den unbewachsenen (NI durchschnittlich 4 kgN/ha auf bewachsenen und ca. 20 kgN/ha auf unbewachsenen, AMa auf beiden Parzellen 8 - 10 kgN/ha).

Zeitliche Schwankungen während der auf den Düngungs-Parzellen beobachteten N-Umsetzungs-Phasen zeichneten sich auf den ungedüngten Parzellen nicht ab. Offenbar war die Beteiligung des organisch gebundenen N-Vorrats bei diesem Boden unter den Witterungs-Bedingungen des Versuchs-Jahres außerordentlich gering.

5 DISKUSSION

Die Freilanduntersuchungen, die über den Verbleib hoher anorganischer Stickstoff-Vorräte unter Bewuchs und unter Brache Auskunft geben sollten, stellen einen ergänzenden Schritt zu dem in Mitteilung I aufgrund von Modellversuchen behandelten Problem der Messung, der Ursachen und der Bedingungen von denitrifikativen N-Verlusten aus einem Versuchsboden dar. Dabei sollten Bedingungen und Voraussetzungen herausgestellt werden, die im Freiland zu Denitrifikationsverlusten führen können.

Dazu wurden im Vegetationsjahr 1974 Witterungsdaten (Niederschläge, Bodentemperaturen und Bodenwassergehalte) erfaßt und der Gang der Gehalte an N aus hohen N-Düngermengen und verschiedenen N-Dünger-Formen in den oberen 10 cm der Ackerkrume verfolgt.

Durch extrem gewählte Versuchsbedingungen — Düngung von 150 kgN/ha Ammonium-N und Nitrat-N zu einem Termin — sollten die Ursachen denitrifikativer N-Verluste deutlich herausgestellt werden.

Inwieweit nun düngerbürtiger Stickstoff an den N-Umsetzungen direkt beteiligt ist, und in welchem Umfange, durch Düngung angeregt, bodenbürtiger Stickstoff mineralisiert und in Denitrifikationsprozesse einbezogen wird, kann aus den vorliegenden Untersuchungen nicht entnommen werden. Man kann davon ausgehen, daß bei Ammonium- und auch bei Nitrat-Düngung durch den sogenannten "priming-effect" bis zu 50% des düngerbürtigen Stickstoffs in leicht verfügbaren organischen Bindungsformen festgelegt und andererseits verstärkt bodenbürtiger Stickstoff mineralisiert werden. Dieses zeigen umfangreiche Untersuchungen z.B. von HIDEAKI et al. (17), LIBOIS (23), RAUHE et al. (26) und WESTERMANN et al. (32).

Ohne N^{15} -Verbindungen im Freiland einzusetzen, kann über solche internen Umsetzungsprozesse keine qualitative oder quantitative Aussage getroffen werden.

Die Aussagen, die hier gemacht werden, können sich daher auch nur auf eine vergleichende Betrachtung des Verlaufes der AMa- und NI-Gehalte auf bewachsenen und unbewachsenen Parzellen unter Berücksichtigung exogener Faktoren wie Witterung und Bodenatmung stützen.

Die erfaßten Witterungsdaten sagen aus, daß "kritische Phasen" — gemeint sind Boden-Temperaturen, die einerseits hohe Nitrifikationsraten, aber andererseits bei hohem Wassergehalt auch Denitrifikationsverluste erwarten lassen — nicht vor Anfang Mai erreicht wurden. Eine Warmwetter-Phase um den 9. April mit Bodentemperaturen von 14°C reichte nicht aus, um eine intensive Nitrifikation einzuleiten, da sie von Nachtfrosten unterbrochen wurde. Diese Annahme stützt sich zum einen auf die NI-Gehalte der NH_4 -gedüngten Parzellen, die nur unwesentlich anstiegen, und steht in Einklang mit den Untersuchungen von CAMPBELL und BIEDERBECK et al. (6) und (10), die bei Simulation von Tauwetter - Frost eine Reduktion der Bakterienzahl von 92% ermittelten. Es ist also für eine exakte Charakterisierung von Nitrifikationsphasen von Bedeutung, Temperaturen nicht nur zu einem Tages-Zeitpunkt zu erfassen, wie z.B. in der vorliegenden Arbeit den 14°Uhr -Wert, sondern auch Tag-Nacht-Schwankungen zu berücksichtigen.

Erstmals am 9. Mai überschritten die Bodentemperaturen die 15°C -Isotherme, ohne dabei in der Nacht so stark wie im April wieder abzusinken. Erst zu diesem Zeitpunkt wurde die Nitrifikation deutlich und anhaltend eingeleitet.

Die CO_2 -Konzentrationen auf bewachsenen und unbewachsenen Parzellen waren im April noch als relativ niedrig anzusehen. Mit durchschnittlich 0,3 Vol.% betrug die Konzentration der

Bodenluft an CO_2 ungefähr das 10-fache der CO_2 -Konzentration der bodennahen Luftschicht.

Mit der Erwärmung des Bodens stiegen trotz verminderter Bodenwasser-Gehalte und der damit verbundenen verbesserten Diffusionsbedingungen die CO_2 -Gehalte der Bodenluft an. Daß die CO_2 -Gehalte auf bewachsenen Parzellen stärker anstiegen als auf den unbewachsenen, wird einerseits auf die Wurzelatmung, auf der anderen Seite auf die verstärkte Atmung von Mikroorganismen zurückgeführt, die durch absterbende Wurzelmassen zusätzliche Nahrung finden (siehe auch DOMSCH, 11, und BECK, 4).

Auf den bewachsenen Parzellen war die CO_2 -Konzentration zeitweise doppelt so hoch wie auf den unbewachsenen (vergl. Abb.3).

Aufgrund von Arbeiten anderer Autoren ist anzunehmen, daß sich die von uns nicht gemessenen Sauerstoff-Gehalte entgegengesetzt zu den CO_2 -Gehalten verändern: Hohen CO_2 -Konzentrationen entsprechen geringe O_2 -Konzentrationen, wie aus Abb. 7 zu entnehmen ist.

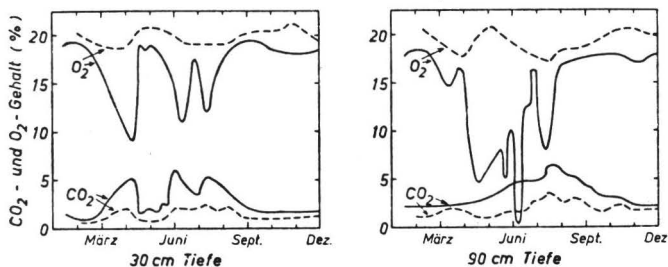


Abb. 7: Sauerstoff- und Kohlendioxid-Gehalt der Bodenluft in 30 und 90 cm Tiefe eines sandigen Lehmes (---) und schluffigen Tones (—) unter Apfelbäumen, nach BOYNTEN und COMPTON (7)

Die Abhängigkeit der CO_2 -Konzentration von der Wassergehalts-

Temperatur-Summe wurde in Abb. 4 dargestellt.

Die Tatsache, daß auf den bewachsenen Parzellen trotz geringerer Bodenwasser-Gehalte und damit verbunden verbesserter Diffusionsbedingungen die CO_2 -Konzentrationen dennoch wesentlich höher als auf den unbewachsenen Parzellen lagen, läßt die Schlußfolgerung zu, daß hier die gesamte Atmungsintensität um ein beträchtliches Maß höher gelegen haben muß als durch die jeweiligen Konzentrationen angegeben wurde. Dieser Sachverhalt wird auch in einer Literatur-Zusammenstellung von DOMSCH (11) bestätigt. BECKER et al. (5) geben in ihren Untersuchungen CO_2 -Produktionsraten für bewachsene Parzellen an, die das 3-4-fache der unbewachsenen ausmachen. Über den Anteil der Wurzelatmung an der gesamten CO_2 -Produktion kann hier keine Aussage gemacht werden.

Soll eine Aussage zu der Frage getroffen werden, von welchem Zeitpunkt an, verursacht durch intensivierte Boden-Atmung und Diffusionsbehinderung, die Gefahr einer Sauerstoff-Unterversorgung im Boden im Versuchszeitraum zunahm, so ist der Anfang Mai als der Beginn einer kritischen Phase anzusehen: Die Differenz im CO_2 -Gehalt auf bewachsenen und unbewachsenen Parzellen nahm von diesem Zeitpunkt an stark zu (Tab.1). Mit Sauerstoff-Mangelerscheinungen, die in feinporigen Mikrokompartmenten zur völligen Anaerobie führen können, war in erster Linie auf bewachsenen Parzellen zu rechnen.

In diesen ersten Maitagen trafen alle Faktoren zusammen, die die gasförmigen Stickstoff-Verluste begünstigten: hohe Temperaturen, die sowohl die Aktivität der Nitrifikanten als auch der Denitrifikanten fördern bei gleichzeitig hohen Wassergehalten, die bei intensiver Atmung den Gasaustausch behindern und dadurch CO_2 -Einstau und O_2 -Mangel fördern.

Die allein aufgrund der Labor-Modellversuche (Mitt. I), sowie der im Freiland erfaßten Witterungs- und CO_2 -Konzentrations-

Daten erstellte Prognose bestätigt sich durch den Verlauf der AMA- und NI- Gehalte im Boden:

In den ersten Maitagen stiegen die Bodentemperaturen erstmals auf über 15°C ohne stärkere nächtliche Abkühlung. Dieses Überschreiten der "kritischen Temperaturschwelle" löste eine intensive Nitrifikationsphase aus. Dieser Befund bestätigt die Untersuchungen vieler Autoren, die auch den 15°C -Wert als Schwelle für verstärkte Nitrifikationsraten ermittelten (FLEIGE et al., 13, CAMPBELL et al., 10, GEBHARDT, 15, MBA et al., 24).

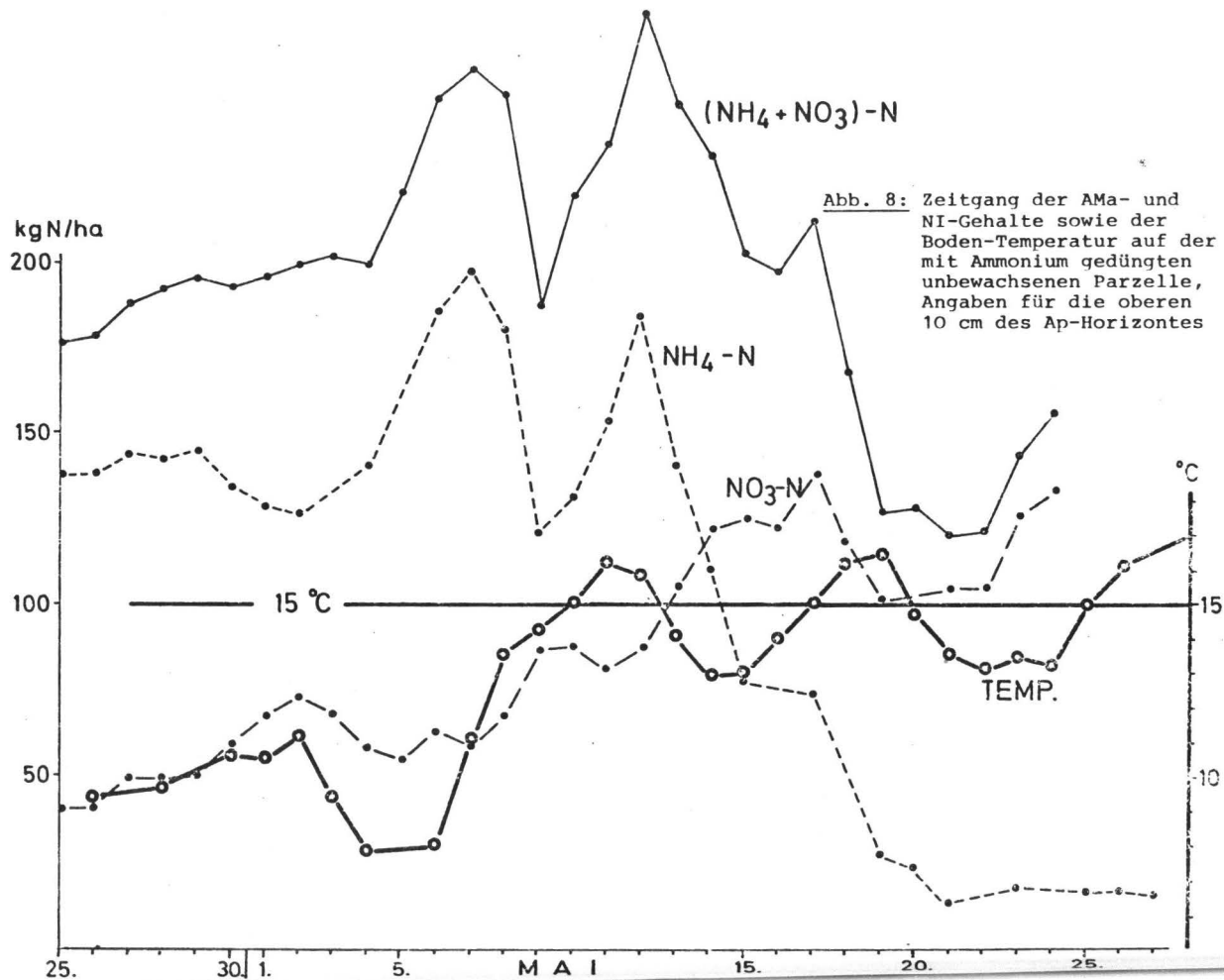
Den Zusammenhang zwischen dem Überschreiten der 15°C -Boden-Isotherme und dem Einsetzen einer intensiven Nitrifikanten-Tätigkeit verdeutlicht Abb. 8. Hier wird der Zeitausschnitt "Mai" aus dem in Abb. 6 dargestellten AMA-Gehaltsgang für die NH_4 -gedüngte unbewachsene Parzelle gesondert dargestellt und diesem zugleich der Verlauf der Boden-Temperatur gegenübergestellt.

Da durch die Darstellung der N-Werte als gleitendes Mittel die Kurven etwas verzerrt erscheinen, wurde auch für die Temperaturkurven das gleitende Mittel von drei aufeinanderfolgenden Tagen gewählt und somit der Verzerrungseffekt ausgeglichen.

Das Erreichen der 15°C -Boden-Isotherme fiel, wie ersichtlich, zeitlich recht genau mit dem rapiden Abfall der AMA-Werte, bzw. mit dem Anstieg der NI-Gehalte zusammen.

Eine Kalkulation der durch die Denitrifikation entstandenen Mindest-Verluste an N in den oberen 10 cm der Ackerkrume kann, da N^{15} -Versuche nicht durchgeführt wurden, in erster Annäherung aus dem Gang der Tagessummen an mobilem mineralischen N (AMA und NI) erfolgen.

Bildet man wie in Abb. 8 die Tagessummen von AMA und NI, so



zeigen sich schon vor, aber auch noch während der Nitrifikations- und Denitrifikationsphase Schübe von mobilem mineralischem N, die aus der fortlaufenden Freisetzung von Ammonium-N aus organischer Bindung resultieren. Da die Beträge an organischer Refixierung des mineralischen N nach allen bisherigen Erfahrungen (MBA et al., 24) gering anzusetzen sind, die Auswaschung vernachlässigt werden kann und der pflanzliche N-Entzug noch gering ist, kann die sprunghafte Abnahme der Summe AMA und NI zu der Zeit von Anfang bis Mitte Mai der denitrifikativen N-Entbindung zugerechnet werden.

Die errechneten Verluste stellen dabei nur Richtwerte dar. Die realen Werte können einerseits niedriger sein, da pflanzlicher N-Entzug, Auswaschung und Refixierung an den N-Verlusten beteiligt sind, wahrscheinlich ist jedoch, daß die realen Werte höher liegen, da gleichzeitig mit der Nitrifikation und Denitrifikation eine fortgesetzte Freisetzung von Ammonium-N aus organischer Bindung stattfindet, die durch den subsequenten Prozess der Nitrifikation und Denitrifikation verschleiert wird. Wir neigen daher zu der Auffassung, daß die errechneten Verluste eher Minimalwerte darstellen.

Variante		Gesamtverlust an min. N kgN/ha	Zeitraum in Tagen	Denitrifikations- Tagesraten kgN/ha
Düngung	Bewuchs			
Nitrat	So.Weizen	185	21	8.8
Nitrat	Brache	170	26	6.5
Ammon.	So.Weizen	192	14	13.7
Ammon.	Brache	130	12	10.8

Tab. 2: Kalkulierte Denitrifikations-N-Verluste und Denitrifikations-Tagesraten für die Versuchsvarianten in der ersten Maihälfte 1974

In den in Mitteilung 1 besprochenen Modell-Versuchen, die an

Monolithen des gleichen Bodens durchgeführt worden waren, hatten sich Denitrifikations-N-Verlustraten von etwa 6 kgN/ha ergeben. Diese Verluste waren unter Bedingungen erzielt worden, die für eine denitrifikative N-Entbindung das Optimum darstellten: 25°C Bodentemperatur, 32 Vol.% H₂O (Feldkapazität). Dabei wurden keine wesentlichen Unterschiede in der Freisetzungsmenge bei verschiedener Düngerform festgestellt.

Die im Freiland kalkulierten Tagesraten liegen, wie Tab. 2 zeigt, bei der Nitrat-Düngung etwas, bei der Ammonium-Düngung sehr viel höher. Deutlich wird auch hierbei der Unterschied in der Verlusthöhe zwischen den bewachsenen und unbewachsenen Parzellen (siehe auch unterschiedliche Freisetzungs-Intensität aus bewachsenen und unbewachsenen Monolithen in Mitt. I). Für die Erklärung der im Freiland höheren Verlustraten können außer der Unsicherheit bei der Kalkulation zahlreiche Faktoren herangezogen werden. Ein intensiveres Denitrifikations-Verhalten des Bodens im Freiland im Vergleich zu dem im Modell-Versuch mag durch den Tagesgang der Temperaturen und die Wasserbewegung - letzteres sowohl im Hinblick auf Nitrat-verlagerung als auch auf eine mögliche stärkere Hemmung des Gasaustausches - gegeben sein.

Grundsätzlich ist zu erwähnen, daß die Reaktionsgeschwindigkeiten für Denitrifikanten in hohem Maße von der Substratkonzentration abhängig sind. Bei sehr hohem Nitrat-Angebot ist - wie in dem vorliegenden Versuch - mit außerordentlich hohen Verlusten zu rechnen. Bei geringem Nitrat-Angebot kann die Denitrifikationsrate auf Null zurückgehen, wie sich auch im Feld-Versuch an den O-Parzellen zeigte. Somit haben die kalkulierten Verlustraten auch nur Gültigkeit für unsere hoch mit Dünger-N versorgten Versuchspartellen.

Die von anderen Autoren durchgeführten N-Bilanz-Untersuchungen mit markiertem Stickstoff geben nur indirekte Hinweise auf mögliche Tagesraten denitrifikativer N-Entbindung, da die Probenahme bei derart aufwendigen Untersuchungen nur in größeren

Zeitabständen durchgeführt werden konnte. Immerhin geben die Arbeiten von FLEIGE et al. (13) und MBA et al. (24) den Hinweis, daß die in der Vegetationszeit eintretenden Denitrifikationsverluste tatsächlich die Höhe der von uns kalkulierten Werte erreichen oder übersteigen, und daß sie unter Pflanzenbewuchs in der Regel höher sind als unter Brache.

Es sei noch einmal darauf hingewiesen, daß sich unsere Untersuchungen nur auf die oberen 10 cm der Ackerkrume beschränkten. Somit ist keine Aussage gemacht über potentielle Denitrifikationsverluste aus tiefer gelegenen Bereichen der Ackerkrume oder dem Unterboden, die nach Untersuchungen von MBA et al. (24) ein beträchtliches Ausmaß annehmen können.

6 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zielsetzung der vorliegenden Mitteilung II war es, die im Labor-Modellversuch gewonnenen Erkenntnisse hinsichtlich der Ursachen, Bedingungen und Vergleichsparameter denitrifizativer N-Verluste aus einem Parabraunerde-Ap-Horizont anhand eines Freiland-Versuches zu überprüfen und zu ergänzen.

Der Freiland-Versuch bestätigte die folgenden im Modell-Versuch gewonnenen Ergebnisse:

1. Denitrifikation wird durch alle Faktoren gefördert, die im Boden eine Ausbreitung anaerober Kompartimente begünstigen. Dazu gehören Temperaturerhöhung, erhöhte Wassergehalte, leicht abbaubare organische Substanz und vor allem intensives Pflanzenwachstum. Der Einfluß des letztgenannten Faktors, dessen Erfassung in den Modellversuchen methodische Schwierigkeiten bot, ließ sich in den Freiland-Versuchen eindeutig nachweisen.
2. Denitrifikanten zeigen hinsichtlich ihrer Aktivität etwa gleiche Temperatur-Ansprüche wie die Nitrifikanten. Eine Boden-Temperatur von 15°C ist für beide Arten als untere Grenze für eine intensive Tätigkeit anzusehen.
3. Ein Überschreiten von 26 Vol.% H_2O führt bei dem betrachteten Löß-Boden zu hohen Denitrifikationsverlusten. Diese Wassergehalte sind unter den mitteldeutschen Klima-Bedingungen häufig bis weit in den Sommer hinein im Freiland anzutreffen.

An die Kenntnis dieser Zusammenhänge lassen sich Überlegungen über die Möglichkeiten einer Einschränkung denitrifizativer N-Verluste anknüpfen.

Wenn das Erreichen oder Überschreiten einer Bodentemperatur von 15°C gleichzeitig sowohl die Voraussetzung einer intensiven Nitrifikations- als auch einer intensiven Denitrifikations-Tätigkeit ist, so läßt sich der Zeitpunkt einer beginnenden Denitrifikations-Phase auch durch den nachweisbaren Beginn der Nitrifikation feststellen. Ob die potentielle Denitrifikation tatsächlich wirksam wird, hängt von den übrigen Bedingungen für eine Denitrifikation ab. Es ist zu berücksichtigen, daß unter optimalen Denitrifikations-Bedingungen bereits das von *Nitrosomonas* angelieferte NO_2 in die denitrifikative N-Entbindung einbezogen werden kann, so daß der in der intermediären Nitrit-Anreicherung zum Ausdruck kommende Nitrifikations-Prozess verschleiert wird.

Bei einer für Denitrifikanten optimalen Konstellation der Faktoren Temperatur, Wassergehalt, Boden- und Pflanzenatmung können im Freiland innerhalb kürzester Zeit außerordentlich hohe N-Mengen gasförmig verloren gehen. Dieses zeigen die unter Extrem-Bedingungen durchgeführten Freiland-Versuche.

Wenn durch Erreichen der für die Denitrifikanten kritischen Bodentemperaturen bei hoher Bodenfeuchte und / oder Ansteigen der Nitratgehalte der Beginn einer intensiven Denitrifikations-Phase prognostiziert wird, ist damit zu rechnen, daß jede weitere Zufuhr von mineralischem N nach diesem Zeitpunkt subsequente gasförmige N-Totalverluste zur Folge haben kann.

Es bietet sich daher an, das Dünger-N-Angebot der natürlichen N-Umsetzungsdynamik im Boden anzupassen. Jede Erhöhung der Konzentration an anorganischem N würde zwangsläufig zu einer Anreicherung der Nitrat-Fraktion führen und damit die Gefahr hoher denitrikativer Verluste vergrößern. Auch sollte dem Boden nicht zu einem Zeitpunkt Stickstoff zugeführt werden, zu dem durch Mineralisation und einsetzende Nitrifikation sowieso bodenbürtige N-Vorräte in beträchtlicher Menge in

pflanzenverfügbare Form überführt werden.

Das impliziert die Forderung, alljährlich das Einsetzen der Haupt-Nitrifikationsphase zu erfassen. Die hierzu durchgeführten Untersuchungen zeigen, daß aber auch schon eine Erfassung des Verlaufs der Oberboden-Temperatur befriedigende Hinweise geben kann.

Die Versuche bestätigen und erweitern die Beobachtung, daß nach Beendigung der Nitrifikations-Denitrifikationsphase die mobilen Gehalte an mineralischem Stickstoff im Boden auf sehr geringe Beträge zurückgehen. In unserem Versuchsjahr war dieser geringe Versorgungszustand bereits im letzten Mai-Drittel erreicht. Das kann dazu führen, daß einzelne Getreide-Arten, deren Schoßphase und damit deren steigender N-Bedarf bereits in einen Zeitabschnitt fallen, in dem vom Boden her nur noch geringe mobile N-Mengen zur Verfügung stehen. Eine Spätdüngung zu diesem Termin kann eine beträchtliche Ertrags-Wirksamkeit haben. Eine Entscheidung darüber setzt ebenfalls wieder die Kenntnis des Verlaufs der mobilen N-Gehalte voraus.

Im Hinblick auf eine effektive N-Düngung kann also auf eine Aufteilung der Gesamt-N-Menge nicht verzichtet werden, wenn ein kontinuierliches N-Angebot gesichert und eine hohe Dünger-Ausnutzung bei geringen Verlusten gewährleistet sein soll.

Umfangreiche Untersuchungen bestätigen dieses und heben den Erfolg einer 3-Teilung der N-Gabe gegenüber anderen Verfahren der N-Düngung hervor (s. auch FREDE, 14).

Doch sollte hierbei immer bedacht werden, daß sich allgemeingültige Rezepte über Termine und Mengen der jeweiligen N-Gaben nicht geben lassen. Jahreswitterung und Bodengegebenheiten — nach Möglichkeit auch die fortlaufende Erfassung der hier aufgezeigten Parameter an repräsentativen Standorten — sollten vielmehr die Grundlage für zielgerechte Entschei-

dungen abgeben.

Die zahlreichen neueren Untersuchungen von BAUMANN et al. (2), (3), BRAUN und FISCHBECK (8) und HANUS (16), die sich alle mit dem Einfluß von Witterungsparametern auf Nitrifikationsprozesse und auf die Ertragsbildung befassen, lassen sich vermutlich einheitlich unter dem Gesichtspunkt der Temperatur- und Bodenfeuchte-Abhängigkeit der Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation kausal interpretieren.

Durch den Einsatz von Nitrifikationshemmern wird die Nitrifikation unterbunden und somit den Denitrifikanten das lebenswichtige Atmungssubstrat Nitrat vorenthalten. Dadurch lassen sich nach LEWIS et al. (22), MBA et al. (24) und MITSUI et al. (25) gasförmige Stickstoffverluste einschränken.

Dadurch wird auch die zweite Verlustquelle — Nitrat-Auswaschung — vermindert, wie aus Arbeiten von HÖFLICH (18) und JAUERT et al. (19) zu entnehmen ist.

Uneinheitlich ist demgegenüber die Wirkung von Herbiziden auf denitrifikative N-Verluste zu bewerten: Hat auch eine große Anzahl von Mitteln nach DOMSCH und PAUL (12) einen die Denitrifikation mindernden Effekt, indem bereits die Oxidation von NH_4^+ zu NO_2^- unterbunden wird, so muß jedoch einigen Pflanzenschutz-Mitteln nach SOMMER (28) eine eher denitrifikationsfördernde Wirkung zugesprochen werden, da sie lediglich für Nitrobacter toxisch sind und somit Nitrit anreichern können. Nitrit kann auf den in Mitteilung I beschriebenen Wegen sehr leicht entbunden werden.

Trotz aller aufgezeigten Überlegungen zur Einschränkung denitrikativer Verluste sollte — und das zeigen auch unsere Versuche wieder eindeutig — abschließend betont werden, daß Risiken in der N-Versorgung der Kulturpflanzen nur unter der Berücksichtigung jenes ackerbaulichen Grundsatzes vermieden

werden können, den TACKE (29) bereits 1887 wie folgt formuliert hat: "Gute Luftversorgung, geringer Wassergehalt und Boden in nicht sauerem pH-Bereich machen Denitrifikation für den Landwirt unbedeutend."

7 ZUSAMMENFASSUNG

In Fortführung und Ergänzung von Labor-Modell-Versuchen (Mittlg. I) zur quantitativen Erfassung, zur Ursache und dem Bedingungs-Gefüge denitrifikativer N-Verluste aus einer Acker-Parabraunerde aus Löß befaßt sich die vorliegende Arbeit (Mittlg. II) mit Freiland-Untersuchungen, die zu diesem Problem an demselben Boden und zur selben Zeit durchgeführt wurden.

Auf 6 Parzellen wurden im Vegetations-Jahr 1974 die Einflüsse der Varianten Bewuchs (Sommerweizen, Brache), mineralische N-Düngung (mit, ohne) und N-Dünger-Form (Nitrat, Ammonium) auf den zeitlichen Gang der Boden-Temperatur, des Wasser-Gehaltes, des CO_2 -Gehaltes der Bodenluft und der Gehalte an austauschbarem Ammonium und Nitrat in der Ackerkrume untersucht.

Richtung und Ausmaß der gegenläufigen N-metabolischen Prozesse im Boden, wie N-Mineralisation und organische N-Bindung, Nitrifikation und Denitrifikation, stellen Funktionen der mikrobioökologischen Größen Boden-Temperatur, -Wassergehalt und CO_2 -Produktions-Intensität, d.h. Boden- und Wurzel-Atmung dar.

Für eine intensive Tätigkeit verlangen sowohl die Nitrifikanten als auch die Denitrifikanten Boden-Temperaturen, die oberhalb eines Schwellen-Wertes von 15°C liegen. Wird diese Temperatur dauerhaft überschritten und bleibt die Tag-Nacht-Amplitude der Boden-Temperaturen gering, so setzen gleichzeitig Nitrifikation und Denitrifikation mit hohen Umsatzraten ein.

Unter den gewählten extremen Düngungs-Bedingungen - 150 kgN/ha in einer Gabe - werden aus den unbewachsenen Ackerkrumen folgende boden- und düngerbürtigen N-Mengen gasförmig ent-

bunden:

Nach Nitrat-Düngung 170 kgN/ha in Tages-Raten von 6,5 kgN/ha, nach Ammonium-Düngung 130 kgN/ha in Tages-Raten von 10,8 kgN/ha.

Auf den mit Sommer-Weizen bestandenen Ap-Horizonten sind die denitrifikativen N-Verluste höher. Sie betragen:

Nach Nitrat-Düngung 185 kgN/ha in Tages-Raten von 8,8 kgN/ha, nach Ammonium-Düngung 192 kgN/ha in Tages-Raten von 13,7 kgN/ha.

Als Ursache dafür ist die höhere CO₂-Produktion anzusehen, die trotz geringerer Wasser-Gehalte eine Vermehrung der anaeroben Kompartimente in der Ackerkrume gegenüber Brache bedingt.

Der das Ausmaß der Denitrifikation stark beeinflussende zeitliche Gang des CO₂-Gehaltes der Bodenluft ist - abgesehen von der stärkeren mikrobiellen und pflanzlichen CO₂-Bildung und O₂-Armut auf den bewachsenen Böden - abhängig vom Wasser-Gehalt (Gasaustausch) und von der Temperatur (Humus-Mineralisation) des Bodens. In bestimmten Versuchs-Phasen bestand eine lineare Funktion der CO₂-Gehalte vom Summen-Wert aus Boden-Temperatur (°C) und Wasser-Gehalt (Vol. %).

Dies eröffnet die Möglichkeit, durch kontinuierliche Messungen von Boden-Temperatur und -Wasser-Gehalt unter Heranziehung der CO₂-Gehalte der Bodenluft den Beginn jener Phase im späten Frühjahr (April bis Juni) anzuzeigen, in der die Nitrifikation mit hohen Raten einsetzt und in der gleichzeitig - je nach dem zur Zeit herrschenden Luft / Wasser-Boden-Milieu - die Gefahr hoher denitrifikativer N-Verluste besteht.

Es werden Überlegungen zu der Frage angestellt, wie sich durch eine Anpassung der Düngung an die natürlich ablaufenden N-metabolischen Prozesse des Bodens eine hohe N-Dünger-Ausnutzung bei geringen Denitrifikations-Verlusten erzielen läßt. In diesem Zusammenhang wird die denitrifikationsmindernde Wirkung

von Strukturlockerungs-Maßnahmen, Nitrifikations-Hemmern ("N-serve") und Boden-Herbiziden diskutiert.

8 LITERATUR

1. Allison, E.F., 1968: Evaluation of incoming and outgoing processes that effect soil nitrogen, Soil Nitrogen, American Society of Agronomy, Madison (1968)
2. Baumann, H., 1940: Klima und Witterung in ihrer Bedeutung für Getreideerträge, Forschungsdienst 10, 249-265 (1940)
3. Baumann, H. und U.Schendel, 1952: Die Dynamik des Wasser- und Nitratgehaltes unter verschiedenen Fruchtbarkeitsbedingungen, Z. Acker- u. Pflanzenbau 95, 47-48 (1952)
4. Beck, T., 1968: Mikrobiologie des Bodens, Bayerischer Landwirtschaftsverlag München, Basel, Wien, 452 S. (1968)
5. Becker, K.W. und B. Meyer, 1973: Freiland-Modellversuche zum Humusabbau, zur Wurzelbildung und Humus-Regeneration in schluffigen Ackerböden, Göttinger Bodenkundl. Ber. 26, 49-76 (1973)
6. Biederbeck, V.O. and C.A. Campbell, 1971: Influence of simulated fall and spring conditions on the soil system: I. Effect on soil microflora, Soil Sci. Soc. America Proceed. 35, 474-479 (1971)
7. Boynton, B. and O.C. Compton, 1944: Soil Sci. 57, 107 (1944), zitiert nach Scheffer-Schachtschabel, 1970: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke Verlag Stuttgart
8. Braun, H. und G. Fischbeck, 1973: Ertragsvorausschätzung auf Grund der Nitratentwicklung des Bodens, Z. Acker- u. Pflanzenbau 138, 319-330 (1973)
9. Burford, J.R. and R.J. Millington, 1968: Nitrous oxide in the atmosphere of a redbrown earth, Int. Congr. Soil Sci. Soc., Adelaide, Trans. 9th, Comm. II, 505-512 (1968)

10. Campbell, C.A., V.O. Biederbeck and F.G. Warder, 1973: Influence of simulated fall and spring conditions on the soil system: III. Effect of method of simulating temperature on ammonification, nitrification and microbial population, Soil Sci. Soc. America Proceed. 37, 382-386 (1973)
11. Domsch, K.H., 1972: Bodenatmung, Zbl. Bakteriolog., Parasitenkunde., Infekt.-Krankh. Abt. II 116, 33-78 (1972)
12. Domsch, K.H. and W. Paul, 1974: Simulation and experimental analysis of the influence of herbicides on soil nitrification, Arch. Microbiol. 97, 283-301 (1971)
13. Fleige, H., B. Meyer u. H. Scholz, 1971: Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Dünger-Stickstoff (N^{15}) in einer Ackerparabraunerde aus Löss, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 39-86 (1971)
14. Frede, H.G., 1972: Kalkstickstoff-Anwendung in der Weizen-Monokultur und in der Rotation, Dipl. Arb., Landw. Fak. Uni. Göttingen (1972)
15. Gebhardt, H. 1974: Boden- und Düngerstickstoff-Umsatz in einer Löss-Ackerparabraunerde während der Vegetationsperiode 1973, Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 18, 208-217 (1974)
16. Hanus, H., 1969: Beziehungen zwischen Witterungsverlauf und Ertragsleistung einiger Feldfrüchte sowie Möglichkeiten für eine frühzeitige Prognose, Habil.-Schrift, Landw. Fak. Uni. Bonn (1969)
17. Hideaki, K., Z. Ahmad and T. Harada, 1973: Factors affecting immobilization and release of nitrogen in soil and chemical characteristics of the nitrogen newly immobilized, Soil Sci. Plant Nutr. 19, 275-280 (1973)

18. Höflich, G., 1968: Die Wirkung verschiedener chemischer Substanzen auf die Nitrifikation, einige Bodenmikroorganismen und die Stickstoffauswaschung, Thaer-Arch. 12, 691-699 (1968)
19. Jauert, R., H. Ansorge u. H. Görlitz, 1968: Einfluß von N-serve auf Nitrifikation, Pflanzenwachstum und P-Aufnahme, Thaer-Arch. 12, 487-479 (1968)
20. Krzysch, G., 1962: Der Verlauf der Bodenatmung während der Vegetationszeit und ihre Veränderung durch langjährige Düngungs- und Bearbeitungsmaßnahmen, Habil.-Schrift, Landw. Fak. Uni. Berlin (1962)
21. Large, E.C., 1954: Feeke-Scala, Plant Pathol. 3, 128-129 (1954)
22. Lewis, D.C. and R.C. Stefanson, 1973: Effect of N-serve on nitrogen transformations and wheat yields in some Australian soils, Soil Sci. Soc. America Proceed. 119, 273-279 (1973)
23. Libois, A., 1968: Dynamique de L' Azote Mineral en Sol, Ann. Agronomique 19, 103-128 (1968)
24. Mba-Chiboqu, C., B. Meyer und P. Narain, 1975: Boden- und Dünger-(N¹⁵)-Stickstoff in Ackerparabraunerden aus Löß: Jahresbilanz und Umverteilung auf verschiedene N-Bindungsformen in Abhängigkeit von Bewuchs, N-Düngerform und Zusatz von Nitrifikationshemmern, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 1-67 (1975)
25. Mitsui, S., J. Watanabe and S. Honda, 1964: The effect of pesticides on the denitrification in paddy soil, Soil Sci. Plant Nutr. 10, 107-115 (1964)

26. Rauhe, K., F. Fichtner, E. Fichtner, E. Knappe und W. Drauschke, 1973: Untersuchungen über Verbleib und Umwandlung N¹⁵-markierter Düngerformen in ausgewählten Stickstofffraktionen des Bodens, Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkde. 17, 895-905 (1973)
27. Selmer-Olsen, A.R., A. Øien, R. Baerug and I. Lynngstad, 1971: Pretreatment and storage of soil samples prior to mineral nitrogen determination, Acta Agric. Scand. 21, 57-63 (1971)
28. Sommer, K., 1971: Elementarstickstoffverluste bei der Umsetzung leicht zersetzlicher organischer Masse im Boden, Habil.-Schrift, Landw. Fak. Uni. Bonn (1971)
29. Tacke, B., 1887: Über die Entwicklung von Stickstoff aus Fäulnis, Landwirtsch. Jb. 16, 917-939 (1887)
30. Tackett, J.L., 1968: Theorie and application of gas chromatography in soil aeration research, Soil Sci. Soc. America Proceed. 32, 346-350 (1968)
31. Vandecaneye, S.C., 1932: Effects of stable manure and certain fertilizers on the microbiological activities in Virgin peat, Soil Sci. 33, 297-299 (1932)
32. Westermann, R.L. and T.C. Tucker, 1974: Effect of salts and salts plus nitrogen -15- labeled ammonium chloride on mineralization of soil nitrogen, nitrification and immobilization, Soil Sci. Soc. America Proceed. 38, 602-605 (1974)

FLEIGE, H. :

VERÄNDERUNGEN DER C- UND N-GEHALTE SOWIE DER N-FRAKTIONEN
IN UNBEARBEITETEN ACKER-PARABRAUNERDEN AUS LÖSS.

INHALT

1.	E I N L E I T U N G	217
2.	M A T E R I A L u n d M E T H O D E N	217
3.	E R G E B N I S S E	219
3. 1.	GEHALTE an ORGANISCH GEBUNDENEM C (Co) und GESAMT-N (Nt)	219
3. 2.	MENGENÄNDERUNGEN, GEWINNE und VERLUSTE von Co und Nt	221
3. 3.	BINDUNGSFORMEN des Nt	222
4.	D I S K U S S I O N	227
5.	Z U S A M M E N F A S S U N G	230
6.	L I T E R A T U R	230

1 Einleitung

Beginnt man Ackerbau ohne Bodenbearbeitung auf altem Ackerland, so wird die Verteilung der organischen Substanz mit der Zeit immer mehr dem Humusprofil unter einer Grasnarbe gleichen. Während dieser Sachverhalt schon mehrfach beschrieben wurde (4, 5, 6, 14, 18), fehlt bisher jeder direkte und quantitative Nachweis, wie es in unbearbeiteten Ackerböden zu einer Anreicherung von organischer Substanz - ähnlich der Akkumulation unter einer Grasnarbe - kommt. Unter den möglichen Ursachen kommt vor allem eine Verminderung der Mineralisationsrate in Betracht. Hinweise dafür ergeben sich aus den in unbearbeiteten Böden geringeren CO_2 -Entbindungsraten (4) und den Ergebnissen von Zelluloseabbau-Tests (1).

In seinen Untersuchungen über die Mineralisation bzw. Immobilisation von Stickstoff in Graslandböden kam HUNTJENS (13) zu dem Schluß, daß in Gegenwart einer lebenden Grasnarbe der Abbau der organischen Substanz im Boden nur bis zur Stufe der Aminosäuren verläuft. Diese N-Verbindung wird bevorzugt von den Mikroorganismen aufgenommen, ohne daß zuvor eine Ammonifizierung erfolgt ist. Geht man von dieser Hypothese aus, so müßte sowohl der relative Anteil am Gesamt-N als auch die absolute Menge an Aminosäure-N in Graslandböden höher sein als in Ackerböden. So konnte HUNTJENS (13) nachweisen, daß in einem Graslandboden 50,3 % des Gesamt-N in Form von Aminosäure-N vorlagen, in einem Ackerboden dagegen nur 40,6 %.

Dieser und andere ähnliche Befunde (9, 12) waren der Anlaß, die Gehalte an organisch gebundenem C und Gesamt-N zu messen und die Zusammensetzung des Gesamt-N in bearbeiteten und unbearbeiteten Ackerböden zu untersuchen um zu prüfen, ob im Ackerbausystem ohne Bodenbearbeitung ähnliche Bedingungen geschaffen werden, wie sie unter Grasland anzutreffen sind.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an Bodenproben der Versuchsfelder "Lausebrink", "Hohes Feld" und "Hoffmeister's Schlag" des Instituts für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Universität Göttingen durchgeführt.

Tab. 1: Angaben über Fruchtfolgen und einigen charakteristischen Bodeneigenschaften von bearbeiteten (b) und unbearbeiteten (u) Böden der Versuchsfelder

Versuchsfelder Fruchtfolge	Lausebrink	Hohes Feld				Hoffmeisters's Schlag
		I	II	III	IV	
1967	W.-Weizen	Weidelgras	Weidelgras	Weidelgras	Weidelgras	F.-Rüben
1968	S.-Gerste	Z.-Rüben	W.-Weizen	W.-Gerste Gründüngung	Hafer Gründüngung	W.-Roggen
1969	W.-Gerste Gründüngung	W.-Weizen	W.-Gerste Gründüngung	Hafer Gründüngung	Z.-Rüben	S.-Gerste
1970	Z.-Rüben	W.-Gerste Gründüngung	Hafer Gründüngung	Z.-Rüben	W.-Weizen	Raps Gründüngung
1971	W.-Weizen	Hafer Gründüngung	Z.-Rüben	W.-Weizen	W.-Gerste Gründüngung	W.-Weizen
1972	W.-Gerste Gründüngung	Z.-Rüben	W.-Weizen	W.-Gerste Gründüngung	Hafer Gründüngung	W.-Gerste
letzte Pflugarbeit	1966	1965				1966
pH 0,1 N KCl	7,1	7,2				6,7
CaCO ₃ (%)	1,2	0,5				0
Schluff (2-60 _u)(%)	60	65				82
Ton (< 2 _u)(%)	21	17				15
Trockenraumgewicht (g·cm ⁻³)	b u	b u				b u
	1,49 1,66	1,38 1,50				1,38 1,46
	1,57 1,63	1,38 1,50				1,38 1,46
	1,62 1,60	1,50 1,50				1,42 1,46

Die Versuche wurden als zweifaktorielle Spaltanlage mit vier Wiederholungen angelegt. In den Hauptteilstücken wurde die Bodenbearbeitung wie folgt variiert: 1. "konventionell bearbeitet" (jährlich wiederholte, tiefgreifende, wendende Bodenbearbeitung). 2. "unbearbeitet" (Aussaat mit dem Dreis Scheiben-drillgerät). Stroh und Rübenblatt wurde nach der Ernte von den Versuchsflächen entfernt. Zu Zuckerrüben wurden 20 t/ha Stallmist gedüngt. Die Zwischenfrucht wurde auf dem bearbeiteten Ackerboden eingepflügt und auf der unbearbeiteten Variante mit dem Totalherbizid Paraquat (2-4 l/ha) behandelt. Angaben über Fruchtfolgen und einige charakteristische Bodendaten enthält Tab. 1.

1972 wurden nach der Ernte mit dem Pürckhauer-Bohrstock Bodenproben aus den Bodentiefen von 0 bis 5, 5 bis 10, 10 bis 15, 15 bis 20 und 20 bis 30 cm entnommen. Die Ergebnisse des Gesamtstickstoffs und des organisch gebundenen Kohlenstoffs sind Mittelwerte aus 4 und der Stickstoff-Fraktionierung aus 2 Mischproben von jeweils 10 Einstichen mit dem Bohrstock.

Die Bestimmung des Gesamt-N sowie der N-Fraktionen nach Hydrolyse mit 6 N HCl wurde nach einer modifizierten Kjeldahlmethode durchgeführt (10). Der Gesamt-N wurde in folgende N-Fraktionen differenziert: Gesamt-NH₄-N des Hydrolysates, Aminosucker-, α -Amino-, Rest-Amino-Gesamt-Amino-(Σ aus α -Amino- und Rest-Amino-N) und nicht hydrolysierbarem N.

Die Bestimmung des organisch gebundenen C wurde wie folgt durchgeführt: Bestimmung des Gesamt-C mit der Woesthoff-Apparatur abzüglich des ermittelten Carbonat-C mit der Scheibler-Apparatur.

3 Ergebnisse

3.1 Gehalte an organisch gebundenem C (C_o) und Gesamt-N (N_t)

Da der größte Teil des in der oberen Bodenschicht von 0 bis 30 cm vorhandenen Stickstoffs in organischer Bindungsform vorliegt, sind Änderungen des Stickstoffgehaltes in der Regel mit Änderungen der organischen Substanz verbunden. Ein Vergleich der C_o- und N_t-Kurven (vgl. Abb. 1) bestätigt die enge positive Korrelation zwischen diesen beiden Größen.

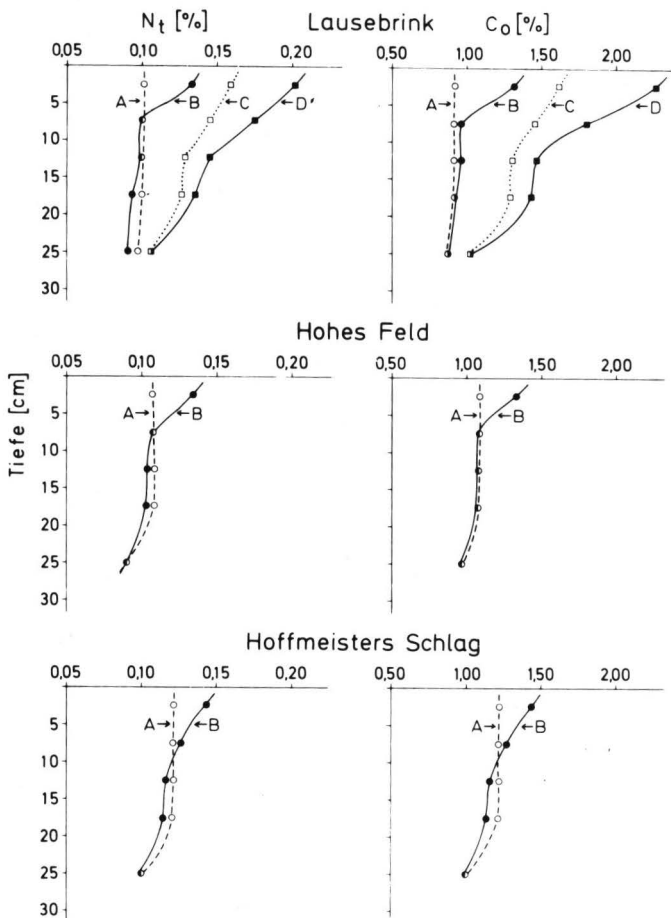


Abb. 1: Verteilung des Gesamtstickstoffs (N_t) und organisch gebundenen Kohlenstoffs (C_o) im Bodenprofil von bearbeitetem Ackerland (A), unbearbeitetem Ackerland (B), unbearbeitetem Ackerland aus früherem Grasland (C) und Grasland (D)

Angaben in Gewichts-Prozent

Der Versuch "Lausebrink" war auf altem Ackerland angelegt worden. Bedingt durch die örtlichen Verhältnisse lag jedoch ein Randstreifen auf einem breiten, mit Gras bewachsenen Feldrain. Hier war ohne jegliche Bodenbearbeitung mit dem Einsatz von Totalherbiziden und der Dreischiebendrillmaschine der Anbau von kurzlebigen Feldfrüchten betrieben worden. Dieser Randstreifen sowie das unberührte Grasland des Feldraines wurden in die Untersuchungen mit einbezogen.

Der Vergleich der Gehalte an C_o und N_t in den vier unterschiedlichen Situationen ergibt folgendes Bild (vgl. Abb. 1): Wurde Ackerbau ohne Bodenbearbeitung auf altem Ackerland begonnen, so war nach 5 Jahren Ackerbau ohne Bodenbearbeitung schon eine deutliche Anreicherung der oberflächennahen Bodenschicht mit C_o und N_t festzustellen. War altes Grasland die Ausgangssituation für den Ackerbau ohne Bodenbearbeitung, so wurde der ursprünglich sehr viel höhere Gehalt an C_o und N_t rasch bis in eine Bodentiefe von 30 cm gesenkt.

In den Versuchen "Hohes Feld" und "Hoffmeister's Schlag" war ein ähnlicher Sachverhalt gegeben. Auch hier stiegen in der oberflächennahen Bodenschicht die Gehalte an C_o und N_t auf den unbearbeiteten Ackerböden an (vgl. Abb. 1).

3.2 Mengenänderungen, Gewinne und Verluste von C_o und N_t

In der Abb. 2 sind die Mengenänderungen sowohl in 5 cm Bodenabschnitten als auch in der Gesamtbodendecke von 0 bis 30 cm dargestellt. Nach 5 Jahren differenzierter Bodenbearbeitung ergibt sich folgendes Bild: In der Ackerkrume des bearbeiteten Bodens sind in den einzelnen Schichten annähernd gleiche N_t - und C_o -Mengen vorhanden. Dies ist sicherlich das Ergebnis der regelmäßig wiederkehrenden Durchmischung des Bodens in der bearbeiteten Schicht. In den unbearbeiteten Ackerböden ist es zu einer deutlichen Anreicherung in den oberflächennahen Bodenschichten gegenüber tieferen Schichten gekommen (vgl. Abb. 2).

Unterstellt man, daß zu Beginn des Versuches keine wesentlichen Unterschiede zwischen der bearbeiteten und unbearbeiteten Variante vorhanden waren, so sind in der Bodenschicht von 0 bis 30 cm durch Unterlassen der Bodenbearbeitung auf dem "Lausebrink" 330 kg/ha N_t bzw. 6,5 to/ha C_o , auf dem "Hoffmeister's Schlag" 360 kg/ha N_t bzw. 5,8 to/ha C_o im Laufe von 5 Jahren und auf dem

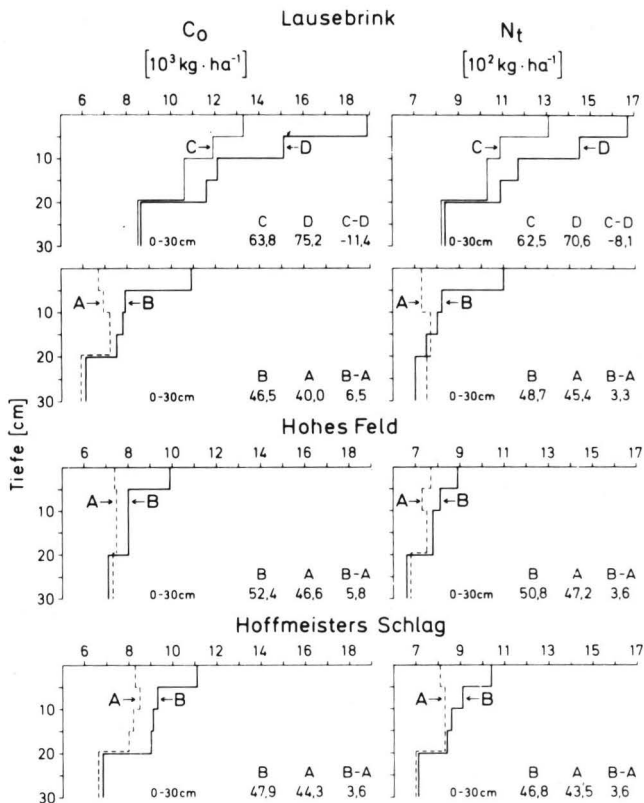


Abb. 2: Mengen, Gewinne und Verluste von Gesamtstickstoff (N_t) und organisch gebundenem Kohlenstoff (C_0) in der Bodenschicht von 0-30 cm von bearbeitetem Ackerland (A), unbearbeitetem Ackerland (B), unbearbeitetem Ackerland aus früherem Grasland (C) und Grasland (D)

"Hohen Feld" 360 kg/ha N_t bzw. 3,60 to/ha C_o in der Zeit von 6 Jahren angereichert worden. Daraus ergibt sich eine jährliche N_t - bzw. C_o -Festlegung von 66, 72 bzw. 60 kg/ha N_t und 1,3, 1,2 bzw. 0,6 to C_o /ha.

Da in den beiden Bodenbearbeitungssystemen die Zufuhr von N durch Düngung gleich hoch war und der Entzug durch die Erntemengen annähernd gleich war (FLEIGE, unveröffentlichte Daten), kann es nur im Bereich der möglichen Verluste zu einer Änderung der N-Mengen zugunsten unbearbeiteter Ackerböden gekommen sein.

War altes Grasland die Ausgangssituation für Ackerbau ohne Bodenbearbeitung, so wurden die ursprünglich vorhandenen Mengen an N_t und C_o rasch und drastisch bis zu einer Bodentiefe von 30 cm gesenkt. Der Verlust betrug in den ersten 5 Jahren in der Bodenschicht von 0 bis 30 cm 810 kg/ha N_t bzw. 11,4 to/ha C_o .

Die Höhe der jährlichen Verluste von 162 kg/ha N_t bzw. 2,3 to/ha C_o erscheinen außerordentlich hoch und bedürfen der Nachprüfung in weiteren Versuchen. Unabhängig davon ist aber die Feststellung erlaubt, daß offenbar nicht die Lockerung bzw. dadurch hervorgerufene vermutlich bessere Durchlüftung des Bodens nach Graslandumbruch die einzige Ursache für den raschen Abbau der organischen Substanz im Boden ist (19), sondern der Fortfall der dauernden Bodenbedeckung durch eine lebende Grasnarbe und die damit verbundene Unterbrechung des ständigen Zustromes von organischer Substanz an die Bodenoberfläche bzw. die oberflächen-nahe Bodenschicht durch Blattfall, absterbende Sproß- und Wurzelteile.

3.3 Bindungsformen des N_t

Tab. 2 enthält die Verteilung des N_t auf verschiedene N-Fraktionen des Versuchs "Lausebrink". Deutliche Differenzierungen zwischen den einzelnen Varianten sind in der Schicht von 0 bis 5 cm zu erkennen, und zwar zwischen den Varianten "Grasland", "ehemaliges Grasland, unbearbeitet mit Feldfrüchten bestellt" und "Ackerland ohne Bearbeitung" einerseits und "konventionell bearbeitetes Ackerland" andererseits. Wie in den Untersuchungen von HUNTJENS (13) war der relative Anteil der beiden Fraktionen " α -Amino-" und "Rest-Amino-N" am Gesamtstickstoff in den natürlich dichtgelagerten Böden höher als in den ständig tiefgreifend gelockerten und gewendeten Böden. Innerhalb der beiden Fraktionen ergaben sich

Tab. 2: Zusammensetzung des Gesamtstickstoffs im Boden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung und der vorangegangenen Bodennutzung (Versuch Lausebrink)

Bodentiefe 0-5 cm	N _t %	% von N _t					
		NH ₄ -N	Az-N	α-As-N	R-As-N	As-N _t	n·h·N
Grasland	0,2015	26,6	3,8	31,2	20,3	51,5	18,1
ehemal.Grasland unbearbeitet	0,1581	26,4	4,6	28,8	22,2	51,0	18,0
Acker unbearbeitet	0,1322	26,6	4,2	18,8	22,1	50,9	18,3
Acker bearbeitet	0,0985	32,2	4,2	22,1	25,3	47,9	16,2
Bodentiefe 5-10 cm							
Grasland	0,1752	26,6	4,2	24,8	29,1	53,9	15,3
ehemal.Grasland unbearbeitet	0,1440	27,4	4,3	25,3	27,4	52,7	15,6
Acker unbearbeitet	0,0975	31,9	4,2	24,5	24,1	48,6	15,3
Acker bearbeitet	0,0985	32,2	4,2	22,1	25,3	47,4	16,2
Bodentiefe 10-15 cm							
Grasland	0,1438	29,5	4,6	26,7	23,3	50,0	15,9
ehemal.Grasland unbearbeitet	0,1220	31,2	5,0	24,7	23,5	48,2	15,6
Acker unbearbeitet	0,0975	30,7	4,4	23,6	25,6	49,1	15,7
Acker bearbeitet	0,0986	31,8	4,2	22,2	25,6	47,8	16,2

N_t : Gesamtstickstoff; HN₄-N : Ammonium-N;
 Az-N : Aminosucker-N; α-As-N: α-Amino-N;
 R-As-N; Rest-Amino-N; As-N_t : Amino-N insgesamt
 n·h·N : nicht hydrolysierbarer N

weitere, charakteristische Differenzierungen. Im unberührten Grasland war der prozentuale Anteil des α -Amino-N am höchsten und im konventionell bearbeiteten Acker am geringsten. Beim Rest-Amino-N war die Reihenfolge umgekehrt, während die beiden Ackerbauvarianten ohne Bodenbearbeitung in beiden Fraktionen eine mittlere Stellung einnahmen.

Die durch die relative Abnahme der Amino-N-Fraktion bedingte Umverteilung wird im unbearbeiteten Ackerboden durch eine Zunahme der Ammoniumfraktion sowie eine Abnahme der nicht hydrolysierbaren N-Fraktion ausgeglichen. Die Variation in der Amino-Zuckerfraktion scheint demgegenüber unsystematisch und von geringerem Gewicht zu sein.

Die im Versuch "Lausebrink" beobachtete Differenzierung in dem relativen Anteil der einzelnen N-Fractionen am Gesamt-N-Gehalt wurde in ähnlicher Weise auch in den Versuchen "Hohes Feld" und "Hoffmeister's Schlag" gefunden. Das berechtigt zu der Feststellung, daß in einem Ackerbausystem ohne Bodenbearbeitung der Verteilungsmodus des Gesamt-Stickstoffs auf die einzelnen Fraktionen demjenigen ähnelt, wie er unter einer ungestörten, lebenden Grasnarbe anzutreffen ist, nämlich in einem Hervortreten der Gesamt-Amino-N-Fraktion auf Kosten der Ammonium-N-Fraktion.

Dieser Sachverhalt wird noch deutlicher, wenn man die Verteilung der Differenzen im Gesamt-N-Gehalt zwischen bearbeiteten und unbearbeiteten Böden bzw. zwischen Grasland und ehemaligem Grasland auf die einzelnen N-Fractionen betrachtet. Aus den Daten in Tab. 3 geht hervor, daß in den Versuchen "Lausebrink" und "Hoffmeister's Schlag" mehr als 50 % des Gewinnes bzw. des Verlustes am Gesamt-N auf die Fraktionen des Amino-N entfallen. Im Versuch "Hohes Feld" war insofern ein abweichender Sachverhalt gegeben, als nur in dem mit Stallmist gedüngten und mit Zuckerrüben bestellten Feld ein derart hoher Zugewinn an Stickstoff in Form von Aminosäuren gefunden wurde. In den Feldern 2. bis 4. Tracht (Winterweizen, Wintergerste und Hafer) dagegen, trat der Zugewinn der Aminosäuren gegenüber dem der nicht hydrolysierbaren Stickstoffverbindungen (heterocyclische N-Verbindungen) zurück. Ob dieser Sachverhalt eine Folge der Stallmistdüngung ist, bleibt noch zu prüfen.

Tab. 3: Absolute und relative Zunahme der einzelnen N-Fractionen durch Ackerbau ohne Bodenbearbeitung gegenüber konventioneller Bodenbearbeitung in der Bodenschicht 0-5 cm

Ehemaliges Grasland, unbearbeitet, gegenüber intakter Grasnarbe

Lausebrink	N _t	NH ₄ -N	Az-N	As-N _t	n.h.N
/µg/g Boden	-434	-119	-4	-231	-80
relativ %	100,0	27,4	0,9	53,2	18,5

Unbearbeiteter Ackerboden gegenüber bearbeitetem Acker

Lausebrink					
/µg/g Boden	337	34	15	206	82
relativ %	100,0	10,0	4,5	61,2	24,3

Hoffmeister's
Schlag

/µg/g Boden	334	23	29	134	48
relativ %	100,0	9,8	12,4	57,3	20,5

Hohes Feld

Zuckerrüben

/µg/g Boden	294	6	1	197	90
relativ %	100,0	2,0	0,3	67,0	30,7

W.-Weizen

/µg/g Boden	155	38	9	27	81
relativ %	100,0	24,5	5,8	17,4	52,3

W.-Gerste

/µg/g Boden	221	2	30	45	144
relativ %	100,0	0,9	13,6	20,4	65,2

Hafer

/µg/g Boden	149	23	12	42	72
relativ %	100,0	15,4	8,1	28,2	48,3

N_t : Gesamtstickstoff

NH₄-N : Ammonium-N

Az-N : Aminosucker-N

As-N_t : Amino-N insgesamt

n.h.N : nicht hydrolysierbarer N

Ein weiteres Indiz dafür, daß der Amino-N-Fraktion eine besondere Bedeutung im Stickstoffhaushalt von natürlich dicht gelagerten Böden mit dauernder Vegetationsdecke zukommt, ist aus den Werten der Tab. 2 für die Schicht 5 bis 10 cm zu entnehmen. Da die N_t - bzw. C_o -Anreicherung nach fünfjähriger Versuchsdauer die tieferen Schichten des unbearbeiteten Ackerbodens noch nicht erreicht hat, ist die Differenzierung zwischen den Ammonium-N und Amino-N-Gehalten der Ackerböden einerseits und der Graslandböden andererseits besonders deutlich.

4 Diskussion

Wird ein Ackerbausystem ohne Bodenbearbeitung auf bisher tiefgreifend gelockerten und gewendeten Ackerböden begonnen, so wird auf unbearbeiteten im Vergleich zu bearbeiteten Böden N_t und C_o angereichert. Ähnliche Steigerungen der Immobilisierungsrate sind unter mehrjährigem Feldfutterbau zu beobachten (7, 8, 11, 16, 17), was auf die Gleichartigkeit der Bedingungen für den N- und C-Haushalt schließen läßt.

Im Zusammenhang mit der Anhäufung von N_t in den oberflächennahen Bodenschichten der unbearbeiteten Böden ist auch der durchschnittlich etwas geringere N-Entzug mit der Erntemasse der direkt gedrillten Feldfrüchte zu sehen. Im Mittel aller Versuche wurden auf unbearbeiteten Ackerböden durch Getreide 8 kg/ha N und durch Zuckerrüben 21 kg/ha N im Jahr weniger entzogen (FLEIGE, unveröffentlichte Daten). Die dadurch gegebene Differenz in der N-Bilanz bearbeiteter und unbearbeiteter Ackerböden ist aber nur ein Bruchteil der tatsächlich gemessenen Differenzen des N_t im Boden. Es müssen daher andere Ursachen für die Anreicherung des unbearbeiteten Bodens mit Stickstoff und organischer Substanz wirksam sein.

Als einfachste Hypothese wird angenommen, daß die Zufuhr von organischer Substanz und Stickstoff in den beiden Ackerbausystemen gleich ist, und daß die Anreicherung von C_o und N_t im unbearbeiteten Boden die Folge verminderter Verluste ist, d.h., daß die Immobilisierung von organischer Substanz gegenüber der Mineralisierung zugenommen hat.

Eine der Ursachen für die Verminderung der Mineralisierungsrate (CO_2 -Entbindungsraten; vgl.4) wurde bisher in der mutmaßlich geringeren Bodendurchlüftung gesehen, wie sie sich aus dem

geringeren Gesamtporenvolumen und dem kleineren Anteil groberer Poren der natürlich dicht gelagerten Ackerböden ableiten läßt. Dagegen muß eingewendet werden, daß ein geringerer Gasaustausch als Ursache für eine gehemmte mikrobielle Aktivität in unbearbeiteten Ackerböden bisher noch nicht nachgewiesen ist.

Beobachtungen an Zuckerrübenbeständen auf einem natürlich dicht gelagerten Ackerboden mit extrem vermindertem Gesamtporenvolumen haben keinen Hinweis auf eine Begrenzung des Pflanzenwachstums infolge mangelnder Bodendurchlüftung ergeben (3).

Daraus läßt sich schließen, daß auch die mikrobielle Aktivität im Boden nicht gehemmt sein konnte. Eine drastische Reduktion des Gasaustausches ist in den unbearbeiteten, natürlich dicht gelagerten Ackerböden dann nicht zu erwarten, wenn sich ein System kontinuierlicher Grobporen entwickeln konnte, das die Atmosphäre mit tieferen Bodenschichten verbindet (9).

Einen weiteren Hinweis dafür, daß die vermeintlich mangelnde Durchlüftung nicht der wesentliche Faktor für die verminderten Mineralisationsraten sein kann, liefert die Beobachtung, daß auf humusreichem alten Grasland ohne Lockerung und zusätzliche Durchlüftung des Bodens ein drastischer Abbau von N_t und C_o eintrat, wenn der Boden mit dem Anbau kurzlebiger Feldfrüchte genutzt wurde.

Hieraus und aus den Untersuchungsergebnissen von HUNTJENS (13) kann geschlossen werden, daß die beobachtete Verminderung der Bodenatmung nicht so sehr eine Folge der veränderten ökologischen Bedingungen für die Mineralisation der organischen Substanz sein muß, sondern möglicherweise auch in einer verminderten Angreifbarkeit der Humusstoffe an sich in einem unbearbeiteten bzw. Graslandboden begründet sein kann. Nach HUNTJENS ist die Anwesenheit lebender Pflanzen eine wesentliche Voraussetzung für die Akkumulation von Stickstoff und folglich auch von organischer Substanz im Boden. Wurde in seinen Versuchen die Aktivität der Grasnarbe durch Schnitt oder Abtötung der Pflanzen vermindert, so beobachtete er stets einen Anstieg der Netto-mineralisationsrate.

Das entspricht dem ermittelten Ergebnis, daß nach der chemischen Beseitigung der Graslandpflanzen auf dem ehemaligen Grasland unter dem nun folgenden Anbau kurzlebiger Feldfrüchte außerordentlich große Verluste an Stickstoff und organischer Substanz

festzustellen waren, ohne daß der Boden gelockert oder gewendet worden war. Demnach wäre also die Dauer der Brache, d.h. der Zeit ohne aktives Pflanzenwachstum, entscheidend für die Mineralisationsrate. Im Ackerbau ist die Phase, in der der Boden intensiv durchwurzelt und von einer dichten aktiven Vegetationsschicht bedeckt ist, relativ kurz. Es überwiegen die Zeitspannen, in denen überhaupt kein oder nur sehr geringer Pflanzenwuchs erfolgt.

Zwischen konventionellem und Ackerbau ohne Bodenbearbeitung bestehen hinsichtlich der Vegetationsdauer der Hauptfrüchte und damit der Dauer aktiven Pflanzenwuchses keine wesentlichen Unterschiede. Lediglich die Zwischenfrüchte bleiben auf dem unbearbeiteten Land manchmal mehrere Monate länger stehen. Ob dieser Unterschied allein ausreicht, um die beobachteten Differenzen in der Stickstoff- und Humusanreicherung zu erklären, muß noch geprüft werden. Sicherlich sind auch die spezifischen Bedingungen für die Bildung von stabileren Humusformen von Bedeutung.

HUNTJENS beobachtete, daß nach Düngung einer Grasnarbe mit Ammoniumsulfat kein Stickstoff ammonifiziert wurde, der zuvor als markierter Stickstoff in den Boden inkorporiert worden war. Dieser Befund legt den Schluß nahe, daß der Abbau von organischen N-Verbindungen nur bis zur Stufe der Peptide und Aminosäuren erfolgt und daß letztere Verbindungen direkt von den Mikroorganismen aufgenommen werden. Ferner konnte er nachweisen, daß ein proteolytischer Pseudomonas-Stamm in der Lage war, aus organischer Substanz von Grasland mehr Stickstoff zur Substanzproduktion zu verwenden als aus der organischen Substanz eines Ackerbodens. Dieser Befund deutet auf eine vermehrte Inkorporation von proteinähnlichen Substanzen in die organische Substanz von Graslandböden hin.

Aufgrund der Ähnlichkeit der relativen Anteile einzelner Stickstofffraktionen am Gesamtstickstoff von unbearbeiteten Böden zum Graslandboden, wie sie aus den ermittelten Befunden sich ergaben, kann geschlossen werden, daß, wie unter einer Grasnarbe, durch den vermehrten Fluß von organischer Substanz mit engem C/N-Verhältnis auch in den unbearbeiteten Ackerböden vermehrt stickstoffreiche stabilere Humusformen gebildet werden. Diese könnten sich in den unbearbeiteten Ackerböden in der Nähe der Bodenoberfläche anreichern und wegen ihrer verminderten Zersetzung

barkeit mit zur Akkumulation von Stickstoff und organischer Substanz in den natürlich dicht gelagerten Ackerböden beitragen.

5 Zusammenfassung

Es wurden Untersuchungen über die Gehalte an organisch gebundenem C (C_o) und Gesamt-N (N_t) sowie die Verteilung des N_t auf einzelne N-Fractionen bearbeiteter und un bearbeiteter Ackerböden durchgeführt. Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Ackerböden variierte der jährliche Zugewinn in der Bodenschicht von 0 bis 30 cm des un bearbeiteten Ackerbodens nach 5 bis 6-jähriger Versuchsdauer zwischen 0,6 und 1,3 to/ha C_o und 60 bis 72 kg/ha N_t .
2. Beim Übergang von Graslandnutzung zum Ackerbau ohne Bodenbearbeitung wurde ein jährlicher Verlust von 2,3 to/ha C_o und 162 kg/ha N_t festgestellt.
3. Die Verteilung des N_t in un bearbeiteten Böden auf die einzelnen N-Fractionen ähnelt weitgehend der Verteilung unter Grasland.
4. Der Gewinn an Gesamt-N auf un bearbeiteten Böden erfolgte überwiegend als Amino-N.
5. Am N_t -Verlust durch ackerbauliche Nutzung ohne Bodenbearbeitung des ehemaligen Graslandes war die Amino-N-Fraktion hauptsächlich beteiligt.

6 Literatur

- 1 Bender, J. und Adamczewski, K., 1971: The utility of the "Application Method" in agrotechnical studies, Polish J. Soil Sci. 3, 59-64
- 2 Baeumer, K. und Bakermans, W.A.P., 1973: Zero-tillage, Adv. Agron. 25, 77-123
- 3 Baeumer, K. und Pape, G., 1972: Ergebnisse und Aussichten des Anbaus von Zuckerrüben im Ackerbausystem ohne Bodenbearbeitung. Zucker 25, 711-718
- 4 Bakermans, W.A.P. und De Wit, C.T., 1970: Crop husbandry on naturally compacted soils, Neth. J. agric. Sci., 18: 225-246
- 5 Buhtz, E., 1972: Rationalisierung der Bodenbearbeitung durch Reduzierung und Kombination von Arbeitsgängen sowie Herbizidanwendung. Arch. Acker-, Pflanzenbau, Bodenk., 16: 381-390

- 6 Buhtz,E., Bosse,O., Herzog,R. und Waldschmidt,U., 1970:
Ergebnisse zur Rationalisierung der Grundbodenbearbeitung, Albrecht-Thaer-Arch., 14: 795-812
- 7 Clement,C.R. und Williams,T.E., 1964: Leys and soil organic matter. I.The accumulation of organic carbon in soils under different leys, J.agric.Sci., 63: 377-383
- 8 Clement,C.R. und Williams,T.E., 1967: Leys and soil organic matter. II.The accumulation of nitrogen in soils under different leys. J.agric.Sci., 69: 133-138
- 9 Ehlers,W., 1973: Strukturzustand und zeitliche Änderung der Wasser- und Luftgehalte während einer Vegetationsperiode in unbearbeiteter und bearbeiteter Löss-Parabraunerde, Z.Acker- und Pflanzenbau 137, 213-232
- 10 Fleige,H., Meyer,B. und Scholz,H., 1971 : Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen. Gö ttinger Bodenkundl.Ber., 18: 1-37
- 11 Giddens,J., Adams,W.E. und Dawson,R.N., 1971: Nitrogen accumulation in fescuegrass sod, Agron. J., 63: 451-454
- 12 Giddens,J., Hauck,R.D., Adams,W.E. und Dawson,R.N., 1971: Forms of nitrogen and nitrogen availability in fescuegrass sod. Agron. J., 63: 458-460
- 13 Huntjens,J.L.M., 1972: Immobilization and mineralization of nitrogen in pasture soil, Diss.Univ.Wageningen 1972, Versl.Landbouwk.Onderz., No.781
- 14 Kahnt,G., 1971: NPK- und C-Veränderungen auf 3 Bodentypen nach 5 Jahren pfluglosem Ackerbau, Landwirtsch.Forsch. S.H., 26/1: 273-280
- 15 Keeney,D.R. und Bremner,J.M., 1964: Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils, Soil Sci.Soc. Amer.Proc., 28: 653-656
- 16 Klapp,E., 1959: Mähklee oder Weideklee gras? Ein-, zwei- oder dreijähriger Futterbau in der Fruchtfolge?, Acker- und Pflanzenbau 109, 1-32
- 17 Lewis,A., Proctor,J. und Hood, A.E.M., 1960: A comparison of ley and arable forming systems, J.Agric.Sci., 54, 310-317
- 18 Moschler,W.W., Shear,G.M., Martens,D.C., Jones,G.D. und Wilmouth,R.R., 1972: Comparative yield and fertilizer efficiency of no tillage and conventionally tilled corn, Agron.J., 64: 229-231
- 19 Russell,E.J., 1950: Soil conditions and plant growth, 8th Edition, Longmans, Green and Co., London

FLEIGE, H. U.
B. MEYER :

DIE STICKSTOFF-BINDUNGSFORMEN (N-FRAKTIONEN) EINER
SCHWARZERDE-GRISERDE-BODENSEQUENZ UNTER WALD UND
ACKER IM LÖSS-GEBIET HANNOVER-HILDESHEIM.

ZUGLEICH EIN BEITRAG ZUR FRAGE DER AUFHELLUNG VON
SCHWARZERDE-A-HORIZONTEN IM ZUGE FORTSCHREITENDER
BODEN-ENTWICKLUNG

INHALT

1	<u>ÜBERBLICK :</u> <u>LANDSCHAFT und BODEN - SEQUENZ</u>	Seite 235
2	<u>PROBLEMSTELLUNG</u>	238
3	<u>MATERIAL</u>	239
4	<u>METHODEN</u>	239
5	<u>MORPHOSEQUENZ UNTER</u> <u>WALD : C (t) und N (t)</u>	240
6	<u>DIE N - FRAKTIONEN UND IHRE</u> <u>VERTEILUNG, I</u>	245
6.1	<u>DIE FEUCHT-SCHWARZERDE (FS) ALS BEZUGSOBJEKT</u>	245
6.1.1	<u>Wald-Ackerland-Vergleich der Oberböden</u>	245
6.2.2	<u>Wald-Feuchtschwarzerde: Tiefen-Funktion</u> <u>der N-Fractionen-Gehalte</u>	246
6.2	<u>DIE FEUCHT-SCHWARZERDE → GRISERDE-SEQUENZ UNTER WALD</u>	248
7	<u>DIE QUALITÄT DES MOBILN TONS UND</u> <u>DER AN IHN GEBUNDENEN HUMINSTOFFE</u> <u>UND N- FRAKTIONEN</u>	250
8	<u>DIE N- FRAKTIONEN UND IHRE</u> <u>VERTEILUNG, II</u>	254
8.1	<u>DIE FEUCHT-SCHWARZERDE → GRISERDE SEQUENZ</u> <u>UNTER ACKER</u>	254
8.2	<u>ACKERLAND-WALD-VERGLEICH DER A-HORIZONTE</u>	256
8.3	<u>ZUSAMMENFASSENDE VERGLEICH</u> WALD ↔ ACKER, SCHWARZERDE ↔ GRISERDE HILDESHEIMER BÖDEN ↔ AUSSEREUROPÄISCHE SCHWARZERDEN	259
9	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	261
10	<u>LITERATUR</u>	263

1 ÜBERBLICK: LANDSCHAFT UND

BODEN - SEQUENZ

Gegenstand der Untersuchung sind Böden, die als typisch für die südniedersächsischen Löß-Börden zwischen Hildesheim und Hannover gelten. Das Untersuchungs-Gebiet stellt einen Ausschnitt aus dem Löß-Gürtel dar, der sich am Nordrand der mitteldeutschen Berg- und Hügel- Landschaft in EW-Richtung erstreckt.

Bodenbildendes Ausgangs-Material ist der letzteiszeitliche Löß, der in wechselnder Mächtigkeit, im Schnitt ca. 1,5m, auf verschiedenen Gesteins-Unterlagen ruht. Tonige Substrate der Unter-Kreide verursachen bei einer mittleren Niederschlags-höhe von ca. 700mm winterliche Staunässe. Sie haben daher in größerem Umfang zur Konservierung der frühholozän gebildeten Feuchtschwarzerden geführt. Sandig-kiesige Unterlagen der letzten pleistozänen Periglazial-Phasen haben dagegen die Entkalkung der Löß-Decken gefördert und die Weiterentwicklung der Schwarzerde zur Griserde (Parabraunerde mit Durchschlammung schwarzen, humusumhüllten Tons) ermöglicht.

Morphologisch lassen sich die meisten Böden dieses Raumes in eine Sequenz einordnen, die als "Schwarzerde → Griserde"-Reihe bezeichnet wird und neben den genannten Bodentypen die Übergangs-Typen zwischen diesen beiden Endgliedern umfaßt. Die einzelnen Typen-Glieder dieser Reihe finden sich sowohl unter Laubwald, der hier noch in Resten, wenn meist auch mit anthropogen gestörter Wald-Geschichte, anzutreffen ist, als auch unter Acker mit intensiver Rüben/Getreide-Nutzung.

Die hier untersuchten Böden sind in ihrer Genese, Vergesellschaftung und Hydrologie ausführlich von BEESE u. MEYER (1) dargestellt worden. Sie wurden ferner im Rahmen des Kolloquiums über die Dynamik der Bodenlebensgemeinschaft, Braunschweig 1966 (15), der Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1955 und 1969 (16) sowie der Tagung der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft, Kommissionen V und VI, 1971 (17) im Gelände vorgestellt.

In der Morphosequenz verändern sich die Feuchtschwarzerden wie folgt: Der 60 cm starke, ursprünglich recht homogene A_h -

Horizont wird in seinem oberen Teil zunehmend heller bis schließlich in der Griserde der gesamte ehemalige A-Horizont aufgehellt erscheint. Er wird zum A_1 -Horizont. Die Aufhellung beruht einerseits auf der Mineralisierung von dunkel gefärbten Schwarzerde-Huminstoffen unter Milieu-Bedingungen, die für eine Konservierung dieser Substanzen zunehmend ungünstiger werden. Zum anderen beruht sie auf der Abtrennung der Ton-Komponente des Bodens von den Schluff-Körnern und ihrer Abwanderung nach unten: Zuerst mit einer Ton-Anreicherung im unteren Abschnitt des A_h -Horizontes, der dadurch zum $A_h B_t$ -Horizont wird, dann mit einer weitergehenden Verlagerung in den entkalkten Löß-C-Horizont hinein, der dadurch zum B_t -Horizont wird.

In der altholozänen Bildungs-Phase der Schwarzerde haben sich in einem mit Ca-hydrogencarbonat gesättigten Milieu die Huminstoffe hauptsächlich auf den Ton-Teilchen des A_h -Horizontes niedergeschlagen, der dadurch seine recht stabile schwarzgraue Mull-Farbe erlangt hat. Mit der Abwanderung des schwarzen Tons wandern daher gleichzeitig erhebliche Mengen an färbenden Huminstoffen aus dem A_h -Horizont ab, wobei dieser ebenfalls von oben nach unten fortschreitend aufhellt.

Diese Entwicklung hat sich während der letzten 6-8000 Jahre überwiegend unter Wald-Bedeckung vollzogen, wobei in den letzten 2000 Jahren, z.T. aber auch schon im Neolithikum, antropogene Auflichtungsperioden die Kontinuität der Entwicklung unterbrochen haben können. Die heutige überwiegend ackerbauliche Nutzung des Gebiets hat sich erst im Lauf der letzten eineinhalb Jahrtausende herausgebildet.

Unter den "versauernden" und tendenziell den Schwarzerde-Mull zerstörenden Einflüssen des Waldes konnten sich in der Landschaft nur dort Schwarzerden erhalten, wo aus hydrologischen Gründen der $Ca CO_3$ - Spiegel in Oberflächen-Nähe gehalten wurde. Wo diese Voraussetzung nicht gegeben war — z. B. über einer gut drainierenden Unterlage — erfolgte die oben beschriebene Weiterentwicklung zur Griserde. Dabei entkalkte nicht nur der A-Horizont, sondern auch der darunter folgende Löß — in den Endgliedern der Morphosequenz häufig bisherunter zur Löß-Unterlage, d. h. bis in 150-180 cm Tiefe. In den durch Entkalkung zum B-Horizont umgewandelten C-Horizont wanderte zunächst von oben der schwarz umhüllte Ton ein (B_{t1}). Später wurde im entkalkten Löß auch der braune, überwiegend lithogene Löß-Ton mobil (B_{t2}).

b.1: Profile der Morphosequenz Feuchtschwarzerde → Griserde im Raum nordöstlich von Hildesheim

● Probenahme - Tiefen

25 Tongehalte

I - II Typische Hildesheimer Feucht-Schwarzerde (FS)
 III-IV-VI schwach-mäßig-stark durchschlammte u. aufgehellte FS
 VII Griserde (Parabraunerde mit Schwarzerde-Vergangenheit)
 VIII Parabraunerde (ohne Schwarzerde-Vergangenheit)

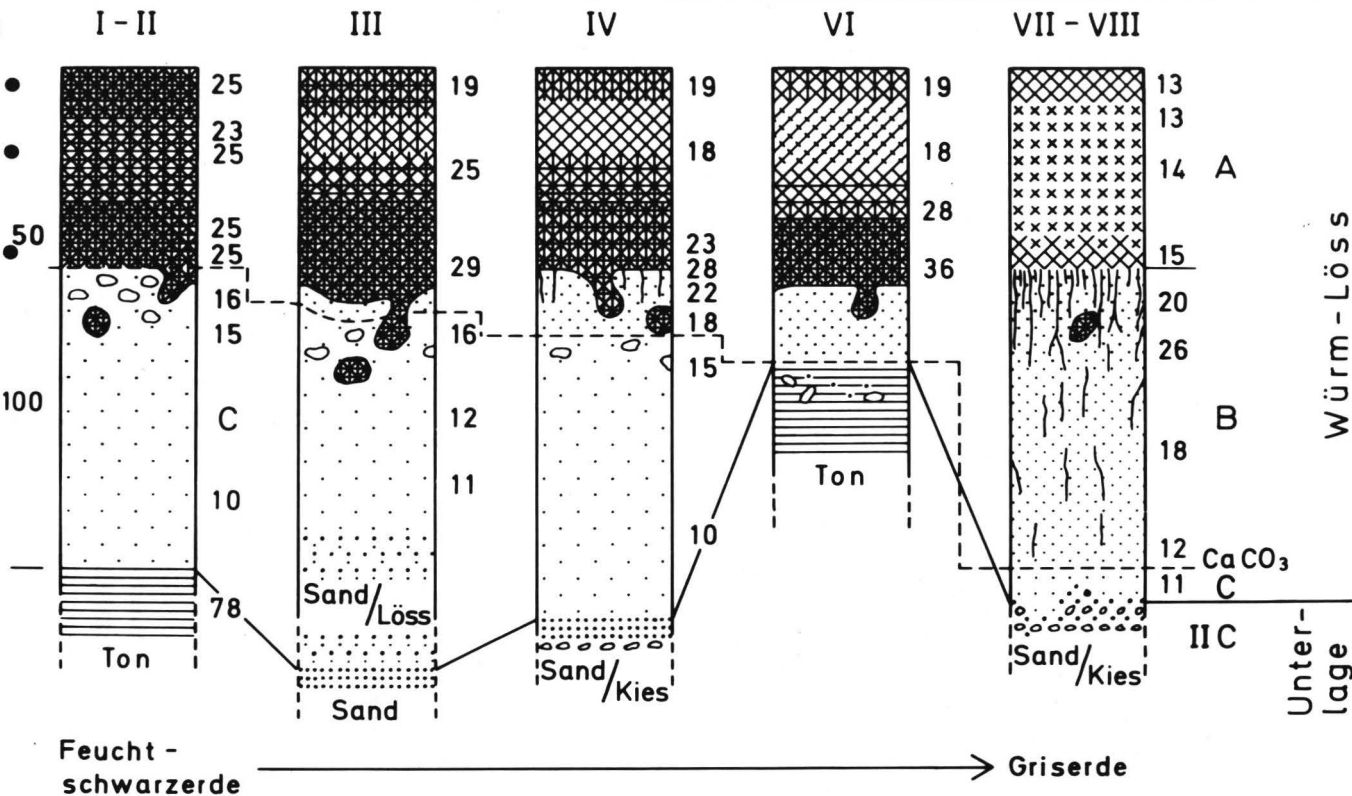


Abbildung 1 bringt eine schematische Darstellung der Boden-Morphosequenz, aus der gleichzeitig die Tongehalt-Verteilung ersichtlich ist.

2 PROBLEMSTELLUNG

Arbeiten zur Fraktionierung des Boden-Stickstoffs nach Bindungsformen-Gruppen existieren in großer Zahl. Soweit sie zum vorliegenden Problem beitragen, werden sie in der Diskussion der Ergebnisse zitiert. Ein methodischer Überblick findet sich bei BREMNER (3,4,5) sowie FLEIGE et al. (7).

Die vorliegenden Mitteilungen über die Zusammensetzung des Bodens N (t) aus verschiedenen N-Fraktionen lassen auf der einen Seite in Gebieten mit starker Variation der Bodentypen deutliche Unterschiede der relativen Anteile einzelner N-Fraktionen erkennen (9,11,20). Andererseits sind die Unterschiede zwischen Gras- und Ackerland nicht sehr groß (10). Vergleichende Untersuchungen für Wald und landwirtschaftliche Nutzflächen unter sonst gleichen Standortsbedingungen fehlen fast ganz.

Der Umstand, daß wir im Untersuchungs-Gebiet morphologisch weitgehend übereinstimmende Entwicklungs-Glieder der Boden-Morphosequenz Schwarzerde-Griserde sowohl unter langfristig durchgeführter forstlicher wie landwirtschaftlicher Nutzung antreffen, gab den Anlaß für einen Wald-Freiland-Vergleich der N-Fraktions-Mengen an den verschiedenen Boden-Übergangstypen mit dem Ziel, nutzungsspezifische Unterschiede zu finden.

Die Untersuchung der N-Fraktionsmengen in einer bodengenetischen Morphosequenz Schwarzerde-Griserde erschien auch aus dem Grunde interessant, weil hier die Änderung der Humusmenge und des Humuszustandes morphologisch kontrollierbar und vergleichbar mit der fortschreitenden Boden-Entwicklung einhergeht.

Bekannt ist z.B. durch LIEBEROTH (14), daß mit zunehmender "Degradation" des Schwarzerde-A-Horizontes neben einer Abnahme des Gehaltes an organischem C das Verhältnis von Braun- zu Grauhuminsäuren größer wird. Gleiches fanden SALFELD u. SÖCHTIG (19) für das Verhältnis Fulvosäuren zu Grauhuminsäuren, wobei dieses sich in den tieferen Abschnitten des A-Horizontes verringert.

Da mit BREMNER (2) angenommen werden kann, daß die für die Schwarzerden charakteristischen tongebundenen Humate vorwiegend nicht hydrolysierbares N enthalten, das vermutlich in heterozyk-

lischer Bindung im Huminsäure-Molekül vorliegt, müßte sich mit zunehmender Degradation der A-Horizonte gerade dieser Anteil wesentlich verringern.

3 M A T E R I A L

Nach bodenmorphologischen Kriterien wurden insgesamt 8 unterscheidbare Boden-Entwicklungs-Glieder der Morphosequenz unter Wald ausgewählt (I-VIII) und 6 unter Acker entnommen, auf dem die hier übliche Rotation der Feldfrüchte: Zuckerrüben, Weizen, Gerste bzw. Hafer, durchgeführt wird. Letztere ließen sich morphologisch-analytisch den Stufen I, III, IV, VI und VII unter Wald zuordnen. Die entnommenen Böden gehören nicht zu "Catenen," sondern liegen verstreut im Bereich des Blattes Sarstedt der Bodenkarte 1:25000 von Niedersachsen (18)

4 M E T H O D E N

Die im folgenden angewendete Methode der N-Fraktionierung ist bei FLEIGE et al. (7) ausführlich dargestellt. Unterschieden werden die Fraktionen:

N (ni): Nitrat-N	}	N(anorg.): anorganisch gebun- denes N	
N (a): NH ₄ -N, sofort austauschbar			
N (f): NH ₄ -N, mineralisch fixiert			
N (A): Amid-N (echtes Amid-N, Pseudoamid-N)	}	N(o) : organisch gebundenes N	
N (AZ): Aminosucker-N			
N (α- AS): α-Amino -N			} N (AS)
N (R-AS): Rest ² Amino-N			
N (n.h.): nicht hydrolysierbares (meist heterocyclisch gebundenes) N			
N(t)		Gesamt-N	

* siehe hierzu die Bemerkung am Schluß der Arbeit

Ferner wurden das organisch gebundene C gasanalytisch (Wösthoff-Apparatur), der pH-Wert in 1n KCl und der Tongehalt nach Humus-Zerstörung und Dispergierung in Na-metaphosphat bestimmt. Alle Untersuchungen wurden an luftgetrockneten Proben durchgeführt.

5 MORPHOSEQUENZ UNTER

WALD: C (t) UND N (t)

Die Daten zu diesem Abschnitt sind in Abb. 1 sowie Tab. 1 und Tab. 2 enthalten. Tab. 1 bringt Werte für diejenigen Feuchtschwarzerden unter Wald, die am besten konserviert sind, d.h. den geringsten Grad an Aufhellung im A-Horizont erkennen lassen.

Der C (t)-Gehalt nimmt — bei absoluter Übereinstimmung zweier Repräsentativ-Profile in verschiedenen Wäldern — annähernd tiefenlinear von ca. 3% im obersten Teil des A-Horizontes auf ca. 1,7% an der Untergrenze des A-Horizontes bei 60 cm Tiefe ab.

Nach Abb. 2 sind die A-Horizonte dieser Feuchtschwarzerden recht gleichmäßig dunkel gefärbt. Die arabischen Ziffern und punktierten Grenz-Linien geben die Zonen der MUNSELL-"Values", d.h. der Schwärzungs-Intensität des lufttrockenen Boden-Materials an. Danach fallen die typischen Feuchtschwarzerde-A-Horizonte in die Value-Klassen 3 bis 4.

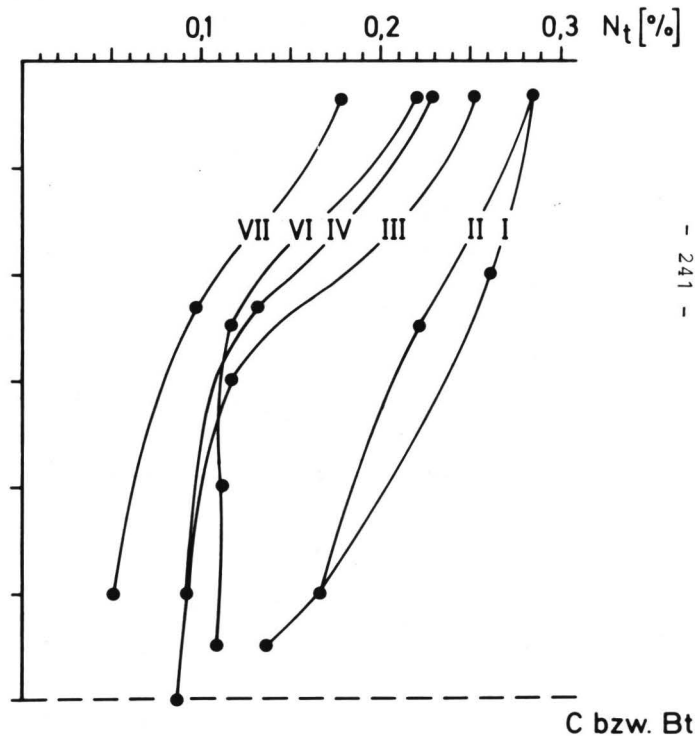
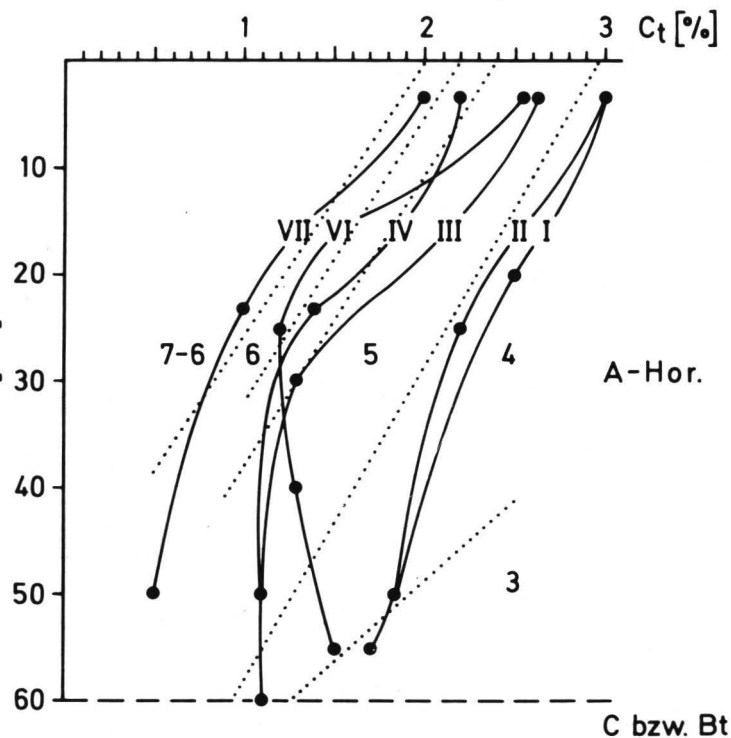
In den übrigen untersuchten 4 Gliedern der Feuchtschwarzerde-Griserde-Morphosequenz (III-VII) hellen die A-Horizonte in der Reihenfolge fortschreitender-Profil-Differenzierung zunehmend auf. Die Values steigen von 4 auf 6 bis 7. Dabei bleiben im obersten und im untersten Abschnitt des A-Horizontes niedrige Values erhalten. Das Maximum der Aufhellung liegt meist in der Mitte des ehemaligen Feuchtschwarzerde-A-Horizontes. Die dunklere Färbung oben und unten erklärt sich aus der fortlaufenden flachgründigen Inkorporation von Wald-Humusmaterial in die oberen 10cm des Bodens und aus der Konservierung des ehemaligen Schwarzerde-Humus an der Basis des A-Horizontes, wo in der Regel noch ein besserer Kalk-Versorgungszustand besteht.

Folgende Tendenz wird mit fortschreitender Umwandlung der Schwarzerde-A-Horizonte in Griserde-(bzw. Parabraunerde-)-A₁-Horizonte erkennbar: Im oberen Teil des A-Horizontes sinkt C (t) von 3 auf 2%, in der Mitte von 2,3 auf 0,9%, an der Basis von ca 1,7 auf 0,5%, d.h. im Schnitt um 1 bis 1,4%.

Einen Sonderfall bietet das Profil VI: In der morphologischen Profil-Folge tritt Ton-Verlagerung ein. Dabei handelt es sich um den Ton des A-Horizontes, der von Huminstoffen umhüllt ist und sich bei einer Korngrößen-Abtrennung als tief schwarz gefärbte Paste gewinnen läßt. Dieser Ton verlagert sich zuerst hauptsächlich innerhalb des A-Horizontes, nur ein kleiner Teil wandert auch in den entkalkten B-Horizont ab. Es kommt zu einer ausgeprägten

Abb.2: C_t -Gehalts- und N_t -Gehalts-Tiefenfunktion der Glieder I-VII der Schwarzerde-Griserde-Morphosequenz unter Wald

(Ziffern 3 bis 7 und punktierte Linien geben die Munsell-Values des trockenen Bodenmaterials an: 3 dunkel, 7 hell)



Tab. 1 : Typische Hildesheimer Feucht-Schwarzerde (FS) unter Laubwald,
 Ort: Aseler Holz-Ost = Borsumer Holz-Ost +)
 und unter Acker, Ort: Algermissen-Senke

Gehalte an Ton und C (t) (%), N (t) (~~g~~) und einzelnen N-Fractionen (ppm)

WALD

TIE- FE (cm)	PH	TON %	C(t) %	N(t) %	C/N	N (ni)	N (a)	N (f)	N (A)	N (AZ)	N (α -AS)	N (R-AS)	N (AS)	N (n.H.)
+) 5	4,5	25	2,98	2,88	10,4	0 (7)	20	171	437	194	809	524	1333	721
20	5,0	23	2,51	2,62	9,7	(53)	20	140	400	189	721	504	1225	592
+) 25	5,0	25	2,19	2,19	10,0	0	24	170	272	180	598	344	942	602
+) 50	6,6	25	1,82	1,66	11,0	0	18	168	213	140	368	269	637	486
57	7,1	25	1,68	1,33	12,6	(0)	15	140	174	126	264	275	539	339

ACKER

0-25	7,5	18	1,69	1,86	8,9	0	14	140	343	49	462	378	840	476
25-50	7,4	17	1,39	1,55	8,6	0	14	140	264	76	389	241	630	430

unter LAUBWALD

DIFFERENZEN zur Feucht-Schwarzerde (FS, Glied I) unter Wald (Tab.1)

TON: absolute Differenzen [C (t), N (t) und N-Fractionen]: Differenzen in % der Gehalte in der FS
Tiefen: siehe Abb. 2; 5cm, 20-30cm, 50-60cm

			DIFF.			DIFF.	DIFF.	DIFF.	DIFFERENZ			DIFF.		
		PH	TON	$\frac{C}{N} \left(\frac{t}{t} \right)$	$\frac{C}{N} \left(\frac{t}{o} \right)$	$C(t)$	$N(t)$	$N(f)$	$N(A)$	$N(AZ)$	$\frac{N}{(\alpha-AS)}$	$\frac{N}{(R-AS)}$	$\frac{N}{(AS)}$	$\frac{N}{(n.h.)}$
Entwicklgs.-Glieder fortschreitender Umwandlung von der FS zur Griseide	Wehmholz O	III 4,6	- 6	12,1	13,3	+ 6	- 12	0	- 4	- 28	+ 7	- 16	- 3	- 35
		6,3	- 5	11,3	13,5	- 41	- 48	- 1	- 62	- 45	- 55	- 31	- 47	- 57
		7,0	- 6	13,1	16,7	- 40	- 50	0	- 93	- 55	- 50	- 48	- 50	- 48
	Saubecks- holz - M	IV 3,6	- 7	9,8	10,9	- 27	- 22	+ 21	- 27	+ 8	- 25	- 8	- 19	- 46
		4,6	- 7	10,3	12,2	- 38	- 40	+ 7	- 51	- 34	- 45	- 25	- 38	- 56
		5,8	- 2	11,9	15,2	- 41	- 46	+ 7	- 86	- 28	- 54	- 44	- 50	- 48
	Aseler Holz W	VI 3,1	- 7	11,6	13,0	- 14	- 24	+ 11	- 51	+ 53	- 19	- 7	- 15	- 47
		3,2	- 7	10,3	12,6	- 46	- 48	+ 9	- 81	+ 9	- 55	- 48	- 49	- 64
		3,7	+ 11	14,3	17,9	- 18	- 37	+ 11	- 97	- 27	- 65	- 43	- 56	- 9
Wehmholz - W <														
Griseide = raubraunerde	Saubecks- hölzle	VII 6,8	- 13	11,4	12,6	- 32	- 38	- 26	- 52	- 13	- 32	- 16	- 25	- 66
		VIII 3,1	- 12	10,3	11,7	- 55	- 56	- 44	- 67	- 34	- 57	- 22	- 45	- 80
		3,2	- 11	9,5	12,4	- 77	- 74	- 49	- 95	- 40	- 81	- 55	- 70	- 79

texturellen Differenzierung innerhalb des A-Horizontes. Mit fortschreitender Entwicklung wandert schließlich der recht mobile dunkle Ton des A-Horizontes völlig in den B-Horizont ab. Im Profil VI wird das intermediäre Stadium der Ton-Verlagerung innerhalb des A-Horizontes deutlich: Die oberen 25 cm sind tonverarmt, die unteren deutlich mit humus-umhülltem Ton angereichert. Die auf diesem Wege zugleich erfolgte Humus-Anreicherung kompensiert im unteren A-Horizont-Abschnitt zu erheblichen Teilen die mikrobiellen Abbau-Verluste.

Tab. 2 zeigt, daß die C (t)-Verluste in der Mitte und an der Basis der sich wandelnden A-Horizonte,bezogen auf die C(t)-Gehalte der Feucht-Schwarzerde (FS), in den Zwischengliedern der Boden-Sequenz bei ca. 40% liegen und bei der Griserde auf 55-80% steigen. Zu betonen ist, daß die Griserde— d.h. der Löß-Parabraunerde-Subtyp mit Schwarzerde-Vergangenheit — in allen Analysen-Daten fast identisch mit der Löß-Parabraunerde ohne Schwarzerde-Vergangenheit ist. Die N (t)-Gehalte folgen in ihrer Tiefen-Abhängigkeit (vgl. Abb. 2) weitgehend den C(t)-Gehalten — mit einer Ausnahme im Fall des Profils VI. Das erhellt auch aus den C (t)/N(t)-Verhältnissen. In der FS (vgl. Tab.1) betragen diese im oberen A-Horizont-Abschnitt ca. 10:1. Sie steigen nach unten — nur geringfügig—auf ca. 12-13 an. Daran ändert sich auch in den übrigen Gliedern der Morphosequenz kaum etwas. Die Verminderung des C (t)- und des N (t)-Gehaltes verlaufen weitgehend proportional.

Die Abweichung von dieser Regel bei Profil VI, (vgl. Abb. 2 u. Tab. 2, unterer A-Horizont-Abschnitt), ist wiederum auf die infiltrative Ton-Anreicherung zurückzuführen. Es scheint aufgrund des höheren C/N-Verhältnisses von 14.3, als ob mit der Infiltration des dunklen Tons zugleich Humus-Stoffe angereichert worden sind, die relativ N-ärmer sind. Näheres hierzu bringt Abschnitt 7.

6 D I E N - F R A K T I O N E N U N D I H R E V E R T E I L U N G , I

6.1 D I E F E U C H T - S C H W A R Z E R D E (F S)

ALS BEZUGS-OBJEKT

6.1.1. Wald-Ackerland-Vergleich der Oberböden

Die folgende Übersicht gibt die Prozent-Anteile der einzelnen N-Fractionen am Gesamt-N für die Feucht-Schwarzerde wieder. Die Berechnung erfolgte aufgrund der Tab. 1. Der A_p -Horizont der beackerten FS wird mit dem entsprechenden oberen A-Horizont-Abschnitt der Wald-FS verglichen, wobei die Mächtigkeit des Wald- A_h -Horizontes hier und im folgenden aufgrund der dem A_p entsprechenden Bodenmasse gewählt wurde.

% N (t)	Wald	Acker
N (ni)		
N (a)		
N (f)		
N (A)	14	19
N (AZ)	7	3
N (α -AS)	28	25
N (R-AS)	17	20
N (n.h.)	26	25
	<u>100</u>	<u>100</u>
N (t) % TrS	2,53	1,86

Trotz Verminderung des N (t)-Gehaltes im A_p der Acker-FS gegenüber der Wald-FS zeigen die Prozent-Anteile der einzelnen N-Fractionen nur geringe Unterschiede.

Geht man dagegen von den absoluten Mengen der einzelnen N-Bindungs-Fractionen in der Wald-FS aus, so ergibt sich beim Acker folgende Verminderung der absoluten Mengen in % der Wald-FS:

N (anorg.)	- 20	
N (A)	- 3	
N (AZ)	- 74 (!)	
N (α -AS)	- 34 (!)	} - 26
N (R-AS)	- 13	
N (n.h.)	- 28	
N (t)	- 26	

Einer starken absoluten Verminderung des Aminosucker - und α -Amino-N steht eine geringe Verminderung an Rest-Amino-und besonders Amid-N gegenüber. Danach scheint es so, daß ein hoher Aminosucker-N-Anteil als ein Spezifikum des zur Versauerung führenden Wald-Öko-systems, ein hoher Amid-und Rest-Amino-N-Anteil als eine spezielle Folge des Ackerbaus zu deuten sind.

6.2.2 Wald-Feuchtschwarzerde: Tiefen-Funktion der N-Fraktionen-Gehalte

Innerhalb des A_h -Horizontes der Wald-FS ändern sich mit dem von oben nach unten abnehmenden N (t)-Gehalt auch die absoluten Mengen der einzelnen organischen N-Fraktionen. Im folgenden ist die Mengen-Differenz zwischen dem untersten A-Horizont-Abschnitt (ca. 50-60cm Tiefe) und dem bereits besprochenen oberen A-Horizont-Abschnitt dargestellt. Die Angaben werden wieder in % der im oberen A-Horizont vorhandenen Mengen gemacht:

Unterster A_h -Horizont-Abschnitt:

N (anorg.)	$\pm$ 0	
N (A)	- 60	
N (AZ)	- 35 (!)	
N (α -AS)	- 67 (!)	} - 60
N (R-AS)	- 47	
N (n.h.)	- 53	
N (t)	- 54	

Geht man von der Vorstellung aus, daß der ursprüngliche Schwarzerde A-Horizont zur Zeit seiner altholozänen Entstehung infolge intensiver Bioturbation in seiner Stoff-Verteilung weitgehend homogen

beschaffen war und daß der heutige Verteilungs-Zustand der N-Fraktionen in erster Linie als ein Ergebnis der unter Wald-Bedeckung eingetretenen mechanischen "Boden-Ruhe" aufzufassen ist, so wäre folgende Interpretation der mit der Tiefe einhergehenden generellen Abnahme aller organischen N-Fraktionen und der dabei eintretenden relativen Mengen-Umverteilung vertretbar:

Das ursprünglich mechanisch nach unten verfrachtete, an mineralische Substanz gekoppelte Humus-Material hat nach Beendigung der Bioturbation einem in dieser Tiefe nur langsamen chemisch-mikrobiellen Abbau unterlegen. Etwa im gleichen Maße wie sich hier der N (t)-Gehalt verringerte, verminderte sich auch der Gehalt an nicht hydrolysierbarem (cyclischem) N. Die Fraktion N(R-AS) wurde etwas weniger stark, die Fraktion N (A) etwas stärker als N (t) vermindert. Sehr stark dagegen ging das α -Amino-N zurück, während das Aminosucker-N in diesen Wald-Profilen den geringsten Tiefen-Gradient aufweist.

Da erstens nicht erwartet werden kann, daß N (AZ) in den tieferen A-Horizont-Abschnitten eine höhere Abbau-Resistenz als die übrigen N-Verbindungen aufweist und zweitens kaum angenommen werden kann, daß es sich bei dem N (AZ) in dieser Tiefe im wesentlichen noch um Relikte aus der Entstehungs-Phase der Schwarzerde handelt und drittens heute unter Wald nur noch der oberste Abschnitt des A-Horizontes einer geringen mechanischen Durchmischung unterliegt, gestattet die Verteilung des Aminosucker-N im Profil nur folgende Deutung: Es handelt sich offenbar um vorwiegend rezente metabolische Produkte der unter Wald tätigen Boden-Flora und -Fauna. Ihre Menge und Tiefen-Verteilung scheint durch die Milieu-Bedingungen des Waldes bestimmt zu werden. Die starke Senkung der pH-Werte und die dadurch bewirkte Förderung des Pilz-Wachstums und einer an Arthropoden reichen Boden-Fauna, die beide durch Chitin-Bildung gekennzeichnet sind, können die Ursache für eine verstärkte Anhäufung von Aminosucker-N sein (vgl. 6). Für den offensichtlich beträchtlichen Transport dieser N-Fraktion in den unteren Abschnitt des A-Horizontes könnten einerseits die höhere Wasser-Löslichkeit der Aminosucker (vgl. 12,20), andererseits der passive und aktive Transport durch die heutige Boden-Fauna als Erklärung dienen.

6.2 DIE FEUCHT-SCHWARZERDE → GRISERDE- SEQUENZ UNTER WALD

Die Veränderungen in den absoluten Mengen der einzelnen N-Fraktionen wie sie in der Boden-Sequenz von der Feucht-Schwarzerde zur Griserde bzw. Parabraunerde eintreten, lassen sich aus Tab. 2 ablesen. Zur Vereinfachung sind hierin für die einzelnen Sub-Horizonte die negativen und positiven Gehalts-Abweichungen gegenüber der FS dargestellt, ausgedrückt in % der Bezugs-Gehalte in der FS. Ein negatives Vorzeichen bedeutet Verluste, ein positives Gewinne.

Gegenüber der FS sind in den einzelnen Tiefen-Abschnitten der A-Horizonte der Übergangs-Böden zwischen Schwarzerde und Griserde fast durchweg Verminderungen des C (t)- und N (t)-Gehaltes festzustellen. Die Differenzen gegenüber der FS vergrößern sich im Profil jeweils von oben nach unten (Ausnahme bei VI, Erklärung siehe Abschnitt 5) und innerhalb der Morphosequenz in der Richtung auf die Griserde zu.

Der Profil-Tiefengradient der absoluten Mengen-Differenzen gegenüber der FS erklärt sich daraus, daß im oberen Abschnitt der heutigen A-Horizonte unter Wald ständig Humus-Inkorporation erfolgt, die einen gewissen Ausgleich der durch den Abbau von Schwarzerde-Humus hervorgerufenen C (t)-Verluste bewirkt. Die Abweichungen der C (t)- und N (t)-Gehalte in den unteren Abschnitten der A-Horizonte von denen der FS resultieren jedoch daraus, daß das hier in der Bildungszeit der FS ursprünglich deponierte Humus-Material unter Wald einem weitgehend ersatzlosen Abbau unterlegen hat. Dieser ist offenbar umso weiter vorangeschritten, je weiter sich der Boden in Richtung auf die Griserde zu entwickelt hat.

Betrachten wir zunächst die organischen N-Fraktionen in diesen unteren A-Horizont-Abschnitten!

Beim N (A) ist in allen Boden-Entwicklungs-Stufen im Vergleich zum N (t) eine überproportionale Verringerung zu verzeichnen, die nach unten zunimmt. An der Basis der A-Horizonte ist das Amid-N der ehemaligen FS fast vollständig verschwunden. Dies gilt schon für das Entwicklungs-Glied III. Bei den als N (A) bestimmten Restmengen wird es sich in dieser Profil-Tiefe wahrscheinlich überhaupt nicht mehr um Amid- und Pseudoamid-N handeln, sondern eventuell um Werte, die aus Fehlberechnungen resultieren. Führt man

nämlich eine Korrektur der N (AZ)-Gehalte unter Verwendung der von anderen Autoren (Übersicht bei BREMNER, 5) ermittelten Korrekturfaktoren durch, so würde hier kein N (A) übrig bleiben.

Beim N (AZ) verstärkt sich innerhalb der Boden-Sequenz folgende Erscheinung: Die Verringerung dieser N-Fraktion wird im Vergleich zur Verringerung des N (t) proportional immer geringer. Gegenüber der FS kommt es sogar zu absoluten Anreicherungen. Die möglichen Ursachen wurden bereits in Abschnitt 6.2.2 diskutiert. Das N (AS) nimmt etwa proportional zum N (t) ab. Allerdings zeigt sich auch hier wieder — wie beim Tiefen-Gradient in der Wald-FS — daß das N (α -AS) durchweg überproportional, das N (R-AS) fast durchweg unterproportional gegenüber dem N (t) verringert wird und dadurch das N (R-AS) relativ vermehrt wird.

Das N (n.h.), das zu wesentlichen Teilen aus N bestehen dürfte, das heterozyklisch in Huminsäuren eingebaut ist, kann als ein kennzeichnendes Relikt der Schwarzerde-Vergangenheit dieser Morphosequenz bewertet werden. Sein Abbau wird unter der heutigen Wald-Vegetation nur in sehr geringem Maße durch eine Neubildung kompensiert.

Vergleicht man z.B. in Tab. 2 die obersten Abschnitte der A-Horizonte miteinander, so zeigt sich folgendes: Bei N (AZ) und N (AS) ist die Abnahme gegenüber der FS relativ geringer als beim N (t): Beide Fraktionen werden offenbar auch unter den heutigen Bedingungen in beträchtlichem Maße neu gebildet. Beim N(A) sind zwar mit Ausnahme von Profil III die Verluste im Vergleich zum N(t) überproportional, doch immer noch relativ geringer als beim nicht hydrolysierbaren N. Somit ist auch für die N (A)-Fraktion eine teilweise Neubildung zu vermuten. Dagegen sind die Verluste an N (n.h.) in den oberen und mittleren A-Horizont-Abschnitten durchweg überproportional höher als die des N (t), im unteren Abschnitt gleichen sie sich an (Ausnahme: Profil VI mit B_t -Horizont im A_h). Diese mit der fortschreitenden Aufhellung in der Boden-Sequenz korrelierenden Verluste müssen im Zusammenhang mit dem fortschreitenden Abbau der Schwarzerde — Huminsäuren und -Humate stehen, der in dem oberen Abschnitt der FS-A-Horizonte stärker als an der Basis ist und besonders in der Mitte nicht kompensiert wird.

Allerdings ist bei dieser Aussage zu berücksichtigen, daß der Verlust an N (n.h.) auch durch die Verlagerung von Huminstoffen mitbedingt wird, die, gekoppelt an den Ton, mit diesem zusammen

in den B_t -Horizont abwandern.

Dies wird bei einem Vergleich der in Tab.2 aufgeführten jeweils untersten Horizontal-Spalte der Profile III, IV und VI deutlich, die eine zunehmende textuelle Differenzierung innerhalb des A-Horizontes aufweisen: Bei Profil III befinden sich die geringen Mengen mobilisierten und abgewanderten Tons unterhalb des A-Horizontes. Die Verringerung des N (n.h.) entspricht der des N (t). In Profil VI ist der im oberen A-Horizont mobilisierte und abgewanderte Ton im unteren Abschnitt des A-Horizontes angereichert. Die Verringerung des N (n.h.) ist demgemäß unten proportional wesentlich geringer als die des N (t). Profil IV nimmt eine Zwischenstellung ein.

Der Vergleich mit den übrigen N-Fractionen legt folgenden Schluß nahe: Die fest an den wandernden Ton gebundenen Huminstoffe enthalten vorwiegend heterozyklisch gebundenen Stickstoff. Die übrigen N-Bindungsformen, die zur Zeit der Schwarzerde-Bildung sicher ebenfalls zu wesentlichen Anteilen und zwar vermutlich peripher an die Huminstoffe gebunden und mit diesen an den Ton gekoppelt gewesen sind, sind vermutlich schon vor und während der Wanderung des Tons abgebaut worden. Näheres hierzu bringt der folgende Abschnitt.

7 DIE QUALITÄT DES MOBILEN TONS UND DER AN IHN GEBUNDENEN HUMINSTOFFE UND N-FRAKTIONEN

Eine Überschlags-Berechnung zeigt: Mit dem in Profil VI in den unteren A-Horizont-Abschnitt infiltrierten Ton in Höhe von 11% sind 0,4% C und 0,019 % N (n.h.) verlagert worden. Danach wäre dieser Ton, für sich genommen, mit ca. 3,6 % org. C in Form von Huminstoffen gekoppelt gewesen, die ein C (t)/N (t)-Verhältnis von ca. 21 besitzen.

Aus den Profilen II, IV und VII wurden die Ton Anteile nach Dispergierung in Na-metaphosphat abzentrifugiert und auf ihren Gehalt an C und N untersucht.

Der Ton der FS II enthielt im Schnitt der 3 Entnahme-Tiefen 4,18 % C (t) und 0,5 % N (t), wovon 0,12 % auf N (n.h.) entfielen.

Das C (t)/N (t)-Verhältnis betrug 8,4, das C (t)/N (n.h.)-Verhältnis 34,8.

Die C (t)/N (t)-Verhältnisse der Tone der übrigen Profile lagen ebenfalls zwischen 7 und 11. Die C (t)/N (n.h.)-Verhältnisse waren jedoch wesentlich weiter (37-69). Dies kann damit zusammenhängen, daß im Laufe der Entwicklungs-Geschichte der Boden-Sequenz neben dem zur Zeit der Schwarzerde-Bildung von Humaten umhüllten Ton weiterer Ton erzeugt wurde, der nicht mehr diese Eigenschaft besaß. Die Abtrennung des Gesamt-Tons verspricht somit keine weitere Differenzierungs-Möglichkeit.

Eine C (t)- und N (t)-Analyse der Hydrolysen-Rückstände der Gesamt-Bodenproben lieferte die in Tab. 3 zusammengestellten Daten.

Bei den angegebenen Werten handelt es sich um die nicht hydrolysierbaren (n.h.), im Filter-Rückstand des Bodens verbliebenen Mengen an C und N.

Im Profil der FS (I=II) verringert sich C (n.h.), bezogen auf den Ton, nur wenig von oben nach unten, und der Quotient C (n.h.): N (n.h.) wird in gleicher Richtung nur wenig größer. Das nicht hydrolysierbare C beträgt 53 (oben) bis 67 % (unten) des C (t).

Vergleichen wir nun innerhalb der Morphosequenz die obersten Abschnitte der A-Horizonte miteinander! C (n.h.) in % des Ton-Gehaltes, C (n.h.) : N (n.h.) und der Anteil des C (n.h.) am C (t) zeigen zuerst eine schwache, dann stark zunehmende Tendenz.

Man kann von der Annahme ausgehen, daß innerhalb der Morphosequenz in diesem obersten A-Horizont-Abschnitt der Anteil an ursprünglichem Schwarzerde-Mullhumus fortlaufend abnimmt und der Anteil an rezent gebildetem Wald-Mullhumus fortlaufend zunimmt. Im Profil VII=VIII handelt es sich sicher ausschließlich um neu gebildeten Wald-Mull. Dann ergibt sich folgender Schluß: Der heutige Wald-Mullhumus zeichnet sich durch eine größere Menge an C (n.h.), bezogen auf den Ton, eine höhere Hydrolyse-Resistenz und einen geringeren Gehalt an N (n.h.) gegenüber dem reliktschen Schwarzerde-Mullhumus aus.

In den mittleren und unteren Abschnitten der ehemaligen Schwarzerde-A-Horizonte ergibt sich dagegen folgendes Bild: In den Profilen I bis IV sinkt das Verhältnis C (n.h.) : Ton zunächst beträchtlich, um dann von VI bis VIII wieder anzusteigen. In den ersten 5 Gliedern der Morphosequenz ist in diesen Horizont-Abschnitten noch deutlich dunkel gefärbter Schwarzerde-Mullhumus erkennbar,

TAB. 3: HYDROLYSEN-RÜCKSTÄNDE DER BODENPROBEN IN DEN GLIEDERN I BIS VIII DER BODEN-MORPHOSEQUENZ.

A NICHT HYDROLYSIERBARES ORGANISCHES C IN % C (t)

B GEHALT AN NICHT HYDROLYSIERBAREM ORG. C, BEZOGEN AUF TON < 2 μ m Ø %

C ORG. C (NICHT HYDROLYSIERBAR) : N (NICHT HYDROLYSIERBAR)

TIEFE cm	I = II			III			IV			VI			VII = VIII		
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
5	53	6,1	22	52	7,1	27	52	6,0	29	76	10,2	62	61	9,6	51
25	61	5,7	24	44	2,9	23	44	3,3	23	58	3,8	31	55	4,5	46
50	67	5,1	26	42	2,4	18	40	1,9	17	68	2,8	21	n.b.	n.b.	n.b.

wenn auch dessen Farb-Intensität fortlaufend geringer wird. In den letzten 3 Gliedern handelt es sich bereits überwiegend um Humus-Neubildungen, z.T. auch um neugebildeten Ton. In gleicher Reihenfolge sinken zunächst auch der Quotient $C(n.h.) : N(n.h.)$ und die hydrolytische Resistenz des organischen C (t) um dann wieder anzusteigen.

Aus den Untersuchungen am isolierten Ton wie an den Hydrolyse-Rückständen des Gesamt-Bodens läßt sich folgende Umwandlungstendenz des Schwarzerde-Mullhumus im Zuge der zur Griserde fortschreitenden Boden-Entwicklung erkennen: Die Verringerung des C(t)-

Gehaltes im Mullhumus ist mit einer Zunahme der hydrolytischen Abbaubarkeit der organischen Substanz verbunden. Bei dem hydrolyse-stabilen Humus-Rest scheint es sich um die sehr fest an den Ton gekoppelten Huminstoffe (Humate) zu handeln. Der C (n.h.)-Gehalt, bezogen auf den Ton, nähert sich etwa 2%. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß im Zuge der jüngeren Abschnitte der Boden-Entwicklung neuer Ton gebildet wurde, der nicht mehr mit Schwarzerde-Humaten umhüllt wurde, woraus eine "Verdünnung" des spezifischen Humus-Gehaltes des Tons resultierte. Es kann daher damit gerechnet werden, daß der ursprünglich in der Schwarzerde-Bildungsphase vorhanden gewesene Ton des A-Horizontes mit ca. 2,5 bis 4 % fest anhaftendem Humat-Kohlenstoff versehen wurde. Das Verhältnis $C(n.h.) : N(n.h.)$ in diesen Humat-Hüllen liegt etwa zwischen 17 und 26, ist also wesentlich größer als das $C(t)/N(t)$ -Verhältnis dieser Böden.

Der Wald-Mullhumus, der sich besonders in den stärker lessivierten ehemaligen Schwarzerden morphologisch und profil-stratigraphisch deutlich von dem in größerer Tiefe konservierten ehemaligen FS-Humus abhebt, ist im Laufe der jüngeren Boden-Entwicklungsgeschichte flachgründig in den Boden inkorporiert worden. Er wurde ebenfalls — allerdings heute in einem carbonatfreien, sauren Milieu — als Mull-Humus an Ton gebunden, der aber zum großen Teil frisch aus zerfallenden Schluff-Glimmern gebildet worden ist. Er zeigt eine geringere Farb-Intensität, ist aber relativ hydrolyse-resistenter, was eventuell mit einer Ton-Koppelung durch Eisenoxide(?) in Zusammenhang stehen kann. Der Anteil an N (n.h.) ist deutlich geringer als im Schwarzerde-Mullhumus, das $C(n.h.)/N(n.h.)$ -Verhältnis liegt zwischen 30 und 60.

Angaben zur Zusammensetzung der N-Fractionen in den Huminstoffen,

die an den Ton gebunden sind, finden sich auch bei BREMNER (2). Danach enthalten die aus Hildesheimer Schwarzerde mit NaOH gewonnenen fällbaren aschereichen (13%) "Grauhuminsäuren" ca. 2,2% N (aschefrei berechnet). Dies entspricht C/N-Verhältnissen von ca. 26. Ungefähr 76% des N war nicht hydrolysierbar, 11% bestanden aus α -Amino-N, ca. 8% aus Ammonium-N, bei dem es sich überwiegend um hydrolysiertes Amid-oder Pseudoamid-N handeln dürfte.

8 DIE N-FRAKTIONEN UND IHRE VERTEILUNG, II

8.1 DIE FEUCHT-SCHWARZERDE $\rightarrow$ GRISERDE- SEQUENZ UNTER ACKER

Im Prinzip gibt sich unter Acker eine ähnliche Tendenz der Mengen-Änderung und der Umverteilung der N-Bindungs-Fractionen in den A-Horizonten mit fortschreitender Boden-Entwicklung zu erkennen wie unter Wald (vgl. Tab. 4 in Bezug zu Tab. 1, unten!).

Der Gehalt an C (t) verringert sich im Ap fortlaufend und sinkt bei der Griserde um ca. 1/3 des Gehalts der FS. Im Unterboden (U) ist die Gehalts-Verminderung zunächst geringer, steigt dann aber zur Griserde hin auf 2/3 des FS-C (t).

Beim N (t) besteht eine ähnliche Tendenz, doch ist hier die Minderung im Unterboden größer als im Ap-Horizont.

Insgesamt gesehen vermindern sich die C (t)- und N (t)-Gehalte annähernd proportional. Die C/N-Verhältnisse, die in der FS etwa 8,8 betragen (vgl. Tab. 1) steigen innerhalb der Morphosequenz nur unbedeutend an. Eine Ausnahme macht der Unterboden des Profils VI, in dem — wie beim Wald — schwarzer Ton aus dem Oberboden mit größeren C/N-Quotienten (siehe Abschnitt 7) akkumuliert ist.

Alle N Fraktionen erfahren im Unterboden (ehemaliger FS-A_n-Hor., 25-50 cm) der beackerten Glieder mit zunehmendem Boden-Entwicklungs-Grad eine fortschreitende Gehalts-Verminderung gegenüber der FS. Besonders stark nehmen N (A), N (α -AS) und N (n.h.) ab. Beim N (n.h.) fällt wieder — wie bei den Wald-Böden (Tab. 2) — der toninfiltrierte Unterboden von Entwicklungs-Glied VI aus der Reihenfolge heraus.

Im Ap-Horizont sind die Abnahmen der N-Fraktions-Mengen gegenüber der FS generell geringer als im Unterboden. Beim N (AZ)

TAB. 4: ACKER-BÖDEN, GLIEDER III BIS VIII DER BODEN-MORPHOSEQUENZ.
 ABWEICHUNGEN DER C (t)-, N (t)- UND N-FRAKTIONEN-GEHALTE
 VON DENEN DER FEUCHT-SCHWARZERDE UNTER ACKER (FS, GLIED I)
 Angaben der Differenzen in % der Gehalte in entsprechenden Tiefen der FS.

TIEFE cm	PROFIL	C (t)	N (t)	N (f)	N (A)	N (AZ)	N (α -AS)	N (R-AS)	N (AS)	N (n.h.)	C/N
0- 25	III AP U	- 18	- 8	+ 30	- 54	+ 104	+ 6	- 13	- 3	- 8	9,1
25- 50		- 14	- 19	+ 20	- 34	- 10	- 24	- 16	- 21	- 28	9,2
0- 25	VI AP U	- 29	- 17	- 10	- 30	+ 94	- 26	- 17	- 22	- 12	8,6
25 -50		- 13	- 35	- 10	- 60	- 17	- 63	- 23	- 48	- 12	12,1
0- 25	VII AP VIII U	- 31	- 28	+ 0	- 43	+ 71	- 12	- 22	- 17	- 56	8,9
25 -50		- 65	- 65	- 30	- 76	- 47	- 76	- 41	- 62	- 79	9,8

kommt es sogar zu Anreicherungen. Klare, der Morphosequenz folgende Abnahme-Tendenzen sind nur beim N (n.h.) und beim N (R-AS) zu beobachten.

8.2 ACKERLAND-WALD VERGLEICH DER A-HORIZONTE

Dieser Vergleich muß zwangsläufig weniger exakt ausfallen als die bisherigen Vergleiche der Wald-Böden bzw. der Acker-Böden untereinander. Erstens mußte für den Vergleich mit den Ap-Horizonten der Acker-Böden ein Durchschnittswert für die oberen A-Horizont-Abschnitte der Wald-Böden gebildet werden. Zweitens konnte für die Gegenüberstellung von einander entsprechenden beackerten und bewaldeten Boden-Entwicklungs-Stufen nur eine Profil-Auswahl aufgrund spezieller bodenmorphologischer Kriterien getroffen werden. Dazu mußten zum Teil räumlich weiter voneinander entfernt liegende Böden herangezogen werden. So ist es nicht immer ganz sicher, ob der primäre oder der angenommene Entwicklungs-Zustand der veränderten A-Horizonte tatsächlich vor Einsetzen der Beackering immer derselbe gewesen ist und ob die Nutzungs-Dauer und Nutzungs-Art der Ackerstandorte historisch gesehen identisch sind. Aufgrund dieses Umstandes können Tendenzen der Umverteilung von N-Bindungs-Fractionen im Wald-Acker-Vergleich nur an solchen Fractionen aufgezeigt werden, in denen beträchtliche Veränderungen zu konstatieren sind.

Nach Tab. 5 gilt dies für das Amid-N, $\boxed{N(A)}$, das Aminosucker-N, $\boxed{N(AZ)}$, und das nicht hydrolysierbare N, $\boxed{N(n.h.)}$.

Im Ap-Horizont der beackerten Entwicklungs-Glieder zeigt sich eine Verminderung des org. $\boxed{C(t)}$, die gegenüber den entsprechenden Gliedern unter Wald ca. 1/3 beträgt. Beim $\boxed{N(t)}$ sind dagegen die Abweichungen gegenüber dem Wald nur relativ gering. Nach Vergleich der Tabellen 2 und 4 korrespondiert hiermit der Befund, daß die $\boxed{C(t)/N(t)}$ -Verhältnisse unter Acker wesentlich kleiner als unter Wald sind.

Deutlich verringert sind unter Acker die $\boxed{N(AZ)}$ -Gehalte gegenüber dem Wald. Dies steht im Einklang mit der neutralen Reaktion der Ackerböden gegenüber den niedrigen pH-Werten in den morphologisch entsprechenden Wald-Böden.

Beim $\boxed{N(A)}$ läßt der Vergleich zwischen Ap-Horizont und dem oberen Wald-A_h-Horizont-Abschnitt keine eindeutige Tendenz erkennen. In den "Unterböden", d.h. den mechanisch nicht gestörten veränderten ehemaligen A_h-Horizonten der FS ist dagegen unter Acker in allen Boden-Entwicklungs-Gliedern eine ganz beträchtliche Vermehrung des N(A) gegenüber dem Wald festzustellen. Die N(A)-Menge beträgt maximal das 10-fache der Mengen in den entsprechenden Boden-Tiefen unter Wald. Da eine Infiltration von Amidn unter ackerbaulichen

TAB. 5: ACKER-BÖDEN, GLIEDER I BIS VIII DER BODEN-MORPHOSEQUENZ.
 ABWEICHUNGEN DER C (t)-, N (t)- UND N-FRAKTIONEN-GEHALTE
 VON DEN GEHALTEN MORPHOLOGISCH ENTSPRECHENDER BODEN-
 ENTWICKLUNGS-STUFEN UNTER WALD

Angaben in % der Mengen in den entsprechenden Horizonten unter Wald

PROFIL	WALD ACKER	C (t)	N (t)	N (A)	N (AZ)	N (n.h.)
I = II	Ah AP U	- 34	- 27	- 3	- 74	- 28
		- 24	- 7	+ 24	- 46	- 12
III	Ah AP U	- 25	- 5	- 35	- 31	+ 26
		+ 10	0	+1150	- 17	+ 22
VI	Ah AP U	- 36	+ 5	+ 91	- 35	+ 57
		- 7	+ 1	+ 650	- 55	
VII=VIII	Ah AP U	- 24	- 3	+ 31	- 41	+ 14
		+ 17	+ 7	+ 800	- 60	+ 53

Bedingungen für diese Anreicherung kaum in Betracht kommen dürfte, muß nach anderen Erklärungen für dieses offensichtlich als Charakteristikum der ackerbaulichen Nutzung anzusehende Phänomen gesucht werden. In Frage käme u.U. die intensivere Durchwurzelung des Unterbodens durch die annuellen Acker-Früchte und die im neutralen Milieu stärker betonte bakterielle Tiefen-Tätigkeit, die im Zusammenwirken mit der mineralischen N-Düngung und der N-Einwaschung zu sehen ist. Bei Düngungs-Versuchen mit isotopisch markiertem mineralischem N auf den Parabraunerden erwies sich die N (A)-Fraktion als die zuerst gebildete und dominierende organische N-Speicher-Fraktion (8).

Das N (n.h.) zeigt unter ackerbaulichen Bedingungen gegenüber Wald im Oberboden und im Unterboden höhere Gehalte — mit Ausnahme der Feucht-Schwarzerde Glieder. Da man davon ausgehen muß, daß die einzelnen Boden-Entwicklungs-Glieder ihre heutige morphologische Ausprägung unter Wald erfahren haben und erst danach in ackerbauliche Nutzung übernommen worden sind, kann es sich nicht um eine relative Anreicherung von N (n.h.) gegenüber den Wald-Böden handeln, d.h. nicht um eine bessere Konservierung des ehemaligen schwarzerde-bürtigen N (n.h.), sondern um eine absolute Anreicherung. Auch dies scheint ein allgemeines Charakteristikum der ackerbaulichen Boden-Nutzung — geringere Säure-Grade, Dominanz bakterieller Prozesse gegenüber pilzlichen, Stallmist-Düngung — zu sein. KHAN (11) und LIEBEROTH (14) stellten beim Vergleich junger Äcker mit älteren, fortlaufend mit Stallmist gedüngten Äckern eine N-Anreicherung fest. Fraktionierungen zeigten, daß dabei die heterozyklischen, nicht hydrolysablen N-Fraktionen eine wesentliche Zunahme erfahren hatten.

Schwieriger als die Erklärung der gegenüber den Wald-Böden erhöhten N (n.h.)-Gehalte im Ap-Horizont ist jedoch auch hier wieder die Deutung der Erhöhung der Gehalte im Unterboden. Frühere Untersuchungen (8) haben aber gezeigt, daß unter Getreide markiertes Dünger-N —weniger über Infiltration als über die Wurzel — unterhalb des Ap-Horizontes in N (n.h.) überführt wird. Es ist daran zu denken, daß gerade bei der Humusbildung aus Wurzel-Substanz von Gramineen oxyphenolische Komponenten eine wesentliche Rolle beim Aufbau N-reicherer Huminstoffe spielen.

8.3 ZUSAMMENFASSENDE VERGLEICH :

WALD ↔ ACKER,

SCHWARZERDE ↔ GRISERDE,

HILDESHEIMER BÖDEN ↔ AUSSEREUROPÄISCHE SCHWARZERDEN

In Abschnitt 8.2 wurde bereits kurz Stellung zu der Frage bezogen, ob die positiven Abweichungen bestimmter N-Fraktions-Gehalte in den Acker-Böden gegenüber den Wald-Böden bedeuten könnten, daß der Acker bessere Konservierungs-Bedingungen für den ehemaligen unter den Bildungs-Bedingungen der Schwarzerde erzeugten Schwarzerde-Humus und seine spezifischen N-Fraktionen bietet als der Wald. Das heißt, unter Wald müßten dann die Gehalte des Bodens an diesen N-Fraktionen stärker verringert worden sein als unter Acker. Umgekehrt wurden negative Abweichungen — wie z.B. im Falle des N (AZ)—bedeuten, daß der Wald bessere Konservierungs-Bedingungen für diese N-Fraktion böte als der Acker.

Da die Ausgangs-Beschaffenheit des ehemaligen Schwarzerde-Mulls nicht bekannt ist, kann zu dieser Frage nur wie folgt argumentiert werden: Eine Relativ-Anreicherung der hier behandelten N-Fraktionen durch unterschiedliche Konservierungs-Bedingungen beim Abbau unter Wald und Acker scheidet aufgrund der Überlegung aus, daß der Acker im Untersuchungs-Raum bodengeschichtlich eine sehr junge Bodennutzungs-Form darstellt und daß zwischen dem Ende der altholozänen Bildungs-Epoche der Schwarzerde und dem Beginn der großflächigen Acker-Kultur eine mehrtausendjährige Phase der Wald-Bedeckung dieser Böden liegt. Ein zweites Gegenargument gegen die These "unterschiedliche Konservierungs-Bedingungen" leitet sich aus der Tatsache her, daß die gleichen Anreicherungs- und Verminderungs-Tendenzen im Wald/Acker-Vergleich selbst bei so unterschiedlichen Boden-Entwicklungs-Stufen festzustellen sind, wie sie in der Reihe FS → Griserde gegeben sind. Das heißt: Selbst in den Gliedern mit der stärksten morphologischen Destruktion der ehemaligen Schwarzerde zeichnen sich ähnliche Differenzen zwischen Wald und Acker ab wie bei den am wenigsten destruierten Feucht-Schwarzerden. Gerade dieses Argument stützt den "rezentem Charakter" der relativen N-Gehalts-Umverteilung zwischen Wald und Acker und unterstreicht die Tatsache von absoluten Anreicherungen besonders bei denjenigen N-Fraktionen, die unter Acker gegenüber Wald vermehrt auftreten.

Die absoluten Gehalte des Boden-Materials an den verschiedenen

N-Bindungsformen variieren in Abhängigkeit von der Nutzungs-Art und vom morphogenetischen Zustand des Bodens. Greift man die Endglieder der untersuchten Morphosequenz heraus, so ergeben sich folgende Prozent-Anteile für die N-Bindungs-Fraktionen am Gesamt-N im Oberboden (0-25cm Tiefe):

	W A L D				A C K E R		
	FS	Griserde			FS	Griserde	
N (anorg.)	8	<	11	=	8	<	11
N (A)	14	>	10	<	19	>	15
N (AZ)	7	<	10	>	3	<	6
N (α -AS) } N (AS)	28	} 45	29	} 56	25	} 45	30
N (R-AS) }	17		27		20		22
N (n.h.)	26	>	13	$\approx$	25	>	16
	100		100		100		100
% N (t)	2,5	>	1,4	>	1,9	>	1,3

Der Wald zeigt gegenüber dem Acker eine relative Abnahme an Amid-N und eine relative Zunahme an Aminosucker-N. Die Griserde weist gegenüber der Feucht-Schwarzerde ebenfalls eine relative Abnahme des N (A) und eine relative Zunahme an N(AZ), ferner jedoch auch eine relative Abnahme an N (n.h.) und eine relative Zunahme an N (AS) und mineralischem N auf. Dieses Resultat wird von der unterschiedlichen Wald-und Acker-Nutzungsart der einzelnen Entwicklungs-Stufen nur wenig beeinflusst und hängt auch kaum von den absoluten N-Gehalten ab.

Insgesamt gesehen erscheint die Variations-Breite der N-Fraktionen Verteilung— abgesehen von einigen spezifischen N-Fraktionen — nicht besonders groß. Es ergibt sich die Frage, ob sich das allein von Untersuchungen im Raum von Hildesheim gewonnene Werte-Spektrum mit dem anderer Schwarzerde-Parabraunerde-Gebiete der Erde deckt. Leider existiert zu dieser Frage bislang nur wenig Vergleichs-Material — insbesondere deswegen, weil von anderen Autoren einerseits nur sehr unvollständige N-Fraktionierungen durchgeführt wurden und weil andererseits die Wald-Böden bei derartigen Untersuchungen meist ausgeklammert wurden.

N-Fraktionierungen an unbeackerten und beackerten Prärie-Böden und Tschernosemen Nordamerikas und Osteuropas wurden u.a. von KEENEY u. BREMNER (9), STEVENSON (20), KHAN et. al. (10) und

KOLOSKOVA et al (13) durchgeführt. Ein Vergleich mit unseren Werten zeigt:

% N (t)	Hildesheimer FS unter Acker	Werte anderer Autoren für Schwarzerden
N (anorg.)	8	n.b
N (A)	19	13-22 (berechnet)
N (AZ)	3	3- 5
N (α -AS)	25 } 45	19-28 } 42-52
N (R-AS)	20 }	20-25 }
N (n.h.)	25	19-32
N (t) ‰	1,9	2,2-8,0

Die relativen N-Fraktions-Anteile der beackerten Hildesheimer Feucht-Schwarzerde liegen somit innerhalb des Spektrums der Fremdwerte. Bis auf die Aminosucker-N-Anteile, die darüber liegen, gilt dies auch für die bewaldete FS. Bei der Griserde — beackert oder bewaldet — liegen die N (AZ)-Anteile oberhalb, die N (n.h.)-Anteile unter den Spannen, die für die ausländischen Schwarzerden genannt werden. Bei der bewaldeten Griserde kommt hinzu, daß auch die Amino-N-Werte deutlich über den angegebenen Spannen liegen.

Somit macht auch dieser Vergleich wieder deutlich, daß es in erster Linie die Fraktionen N (AZ) und N (n.h.) sind, die sich im Verlaufe der morphologischen Profil-Entwicklung der schwarz-erdebürtigen Böden ändern.

9 Z U S A M M E N F A S S U N G

An 7 Boden-Entwicklungs-Stufen der Morphosequenz Feucht-Schwarzerde → Griserde, sowie einer Parabraunerde aus Löß unter Wald und 6 entsprechenden Böden unter Acker aus dem Gebiet um Hildesheim wurden neben Ton-, Humus- und N-Gehalts-Bestimmungen die folgenden N-Bindungs-Fraktionen quantitativ bestimmt: Nitrat, Austausch-Ammonium, fixiertes Ammonium, Amid, N (A), Aminosucker, N (AZ), α -Aminosäure, N (α -AS), Rest-Aminosäure, N (R-AS), nicht hydrolysierbar, N (n.h.).

Unter Wald ist die in der Abfolge Feucht-Schwarzerde (FS) → Griserde zunehmende Aufhellung der ehemaligen 60cm starken Schwarzerde-Ah-Horizonte von einem Schwund an organischem C (t) und,

proportional, an N (t) begleitet, die einerseits durch oxydativen Abbau in einem zunehmend versauernden Milieu, andererseits durch Humus-Verlagerung mit dem nach erfolgter Entkalkung nach unten abwandernden Ton bedingt sind. Dieser Schwund beträgt im unteren A-Horizont bis zu 70 % der Bezugs-Menge in den noch weitgehend intakten FS. Im oberen A-Horizont-Abschnitt wird er durch die rezente Humus-Inkorporation kompensiert. N (n.h.) als ein Spezifikum der Schwarzerde-Vergangenheit verringert sich fortlaufend und wird durch die rezente Wald-Humus-Bildung kaum ersetzt. Stark gehen auch die relativen Gehalte an N (A) zurück. N (AS) folgt in seiner Abnahme etwa dem N (t), wobei N (α -AS) über-, N (R-AS) unterproportional abnimmt. Als ein Charakteristikum der Wald-Decke wird die relative, mitunter absolute Vermehrung der Fraktion N (AZ) gedeutet.

Untersuchungen am humat-umhüllten Ton und an den Hydrolyse-Rückständen der Böden führen zu dem Schluß, daß der für die Schwarzerde typische, farbgebende Mull-Humus-Anteil aus fest am Ton haftenden Humat-Hüllen mit ca. 2,5 bis 4 Teilen organischem C/100g Ton und einem C (n.h.)/N (n.h.)-Quotient von 17 bis 26 besteht, während im rezenten Wald-Mull des Oberbodens entsprechende Quotienten von 30-60 vorliegen. Unter Acker-Nutzung besteht innerhalb der Morphosequenz hinsichtlich der Abnahme von C (t) und N (t) dieselbe Tendenz wie unter Wald. Allerdings ist die rezente C (t)-Akkumulation im Ap geringer als beim Wald, so daß hier kleinere C (t)/N (t)-Quotienten resultieren. Deutlich geringer als beim Wald sind in allen Profil-Tiefen die N (AZ)-Gehalte, wesentlich höher die N (A)-Gehalte im Unterboden und die N (n.h.)-Gehalte sowohl im Ap-Horizont wie im Unterboden. Einige Argumente sprechen dafür, daß es sich hierbei nicht um eine ackerbaulich bedingte bessere Konservierung von reliktschen Schwarzerde-Merkmalen, sondern um eine für den Ackerbau spezifische Neu-Anreicherung handelt.

10 L I T E R A T U R

- 1 Beese, F., u. B. Meyer, 1973: Bodenwasser-Haushalt der Löß-Schwarzerde/ Griserde-Landschaft bei Hildesheim (5 Einzelpublikationen) Sammelband, Göttinger Bodenkundliche Berichte 22 (1973)
- 2 Bremner, J.M., 1955: Nitrogen distribution of amino acid composition of fractions of a humic acid from a chernozem soil ("Hildesheimer Schwarzerde"), Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkunde 71 (116), 63 - 66 (1955)
- 3 Bremner, J.M., 1965: Total nitrogen, in: "Methods of Soil Analysis," Agronomy 9, II, 1149 - 1178 (1965)
- 4 Bremner, J.M., 1965: Inorganic forms of nitrogen, in: "Methods of Soil Analysis," Agronomy 9, II, 1179 - 1237 (1965)
- 5 Bremner, J.M., 1965: Organic forms of nitrogen, in: "Methods of Soil Analysis," Agronomy 9, II, 1238 - 1255 (1965)
- 6 Bremner, J.M., 1967: "Nitrogenous compounds" in: Mac Laren, A.D., u. G.H. Peterson (Ed.): Soil Biochemistry, Verl. M. Dekker, Inc., New York, 19 - 66
- 7 Fleige, H., B.Meyer u. H.Scholz, 1971: Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushaltsbilanzen, Göttinger Bodenkundliche Ber. 18, 1 - 37 (1971)
- 8 Fleige, H., B. Meyer u. H.Scholz, 1971: Bilanz und Umwandlung der Bindungs-Formen von Boden-u.Dünger-Stickstoff (^{15}N) in einer Acker-Parabraunerde aus Löß, Göttinger Bodenkundliche Ber. 18, 39 - 86 (1971)
- 9 Keeney, D.R., u. J. M. Bremner, 1964: Effect of cultivation on the nitrogen distribution in soils, Soil Sc. Soc. America Proceed. 28, 653 - 656 (1964)
- 10 Khan, S.U., u. F.J. Sowden, 1971: Distribution of nitrogen in the black solonchic and black chernozemic soils of Alberta, Canadian J. Soil Sc. 51, 185 - 193 (1971)
- 11 Khan, S.U., 1971: Nitrogen fractions in a grey wooded soil as influenced by long-term cropping systems and fertilizers, Canadian J. Soil Sc. 51, 431 - 437 (1971)

- 12 Kickuth, R., B. Meyer u. H. J. Schonlau, 1969: Die divergierende Humus-Metabolik benachbarter Sauer-Braunerden und Rendsinen unter Wald im Licht organischer Stoffgruppen- Untersuchungen, Göttinger Bodenkundliche Ber. 8, 1 - 61 (1969)
- 13 Koloskova, A.V., u. L.I. Shitova, 1971: Forms of nitrogen in Tatar chernozems, Pochvovedenie 7, 64 - 69 (1971)
- 14 Lieberoth, I., 1966: Untersuchungen zur Gliederung der Schwarzerden in der DDR, VIII. Int. Bodenkundl. Kongr. V, 299 -311, Bukarest 1966
- 15 Meyer, B., 1966: Exkursionsführer zum Colloquium "Dynamik der Bodenlebensgemeinschaft," 5 - 10.9.66 in Braunschweig-Völkenrode, Eigenverl., 24 S.
- 16 Meyer, B., 1969: Exkursion C zur Tagg. d. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. in Hannover, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 9, 103 - 111 (1969)
- 17 Meyer, B., u. G. Roeschmann, 1971: Die Löß-Börden am Nordrand der mitteldeutschen Schwelle. -- Das Schwarzerdegebiet um Hildesheim , Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 13, 287 - 310 (1971)
- 18 Roeschmann, G., 1962: Bodenkarte von Niedersachsen 1:25000, Blatt 3725 Sarstedt.
- 19 Salfeld, J.C., u. H. Söchtig, 1969: Exkursion C zur Tagg. d. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch. Hannover, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch 9 (Beilage zum Exkursionsführer)
- 20 Stevenson, F.J., 1957: Distribution of the forms of nitrogen in some soil profiles, Soil Sc. Soc. America Proceed. 21, 283 - 287 (1957)

Postskriptum (zu Seite 239)

Die Bezeichnung "Rest-Amino-N" ist zunächst ein Name für die N-Fraktion, die sich als Differenz errechnet aus dem Gesamt-Hydrolysat-N minus Summe von N(A), N(AZ) und N(α -AS). Nach kürzlich abgeschlossenen Untersuchungen (Aldag, R., Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 20, 393-399. (1974)) sind in dieser Fraktion neben dem Stickstoff basischer Aminosäuren auch hydrolysable heterocyclische N-Verbindungen enthalten.

GEBHARDT, H.,
B. MEYER,
P. NARAIN, U.
R. SAKR:

KALIUM - STICKSTOFF - ANTAGONISMUS IM BODEN :
BINDUNGS - SELEKTIVITÄT UND AUSTAUSCH - FRAKTIONEN
VON AMMONIUM UND KALIUM IN ACKER - PARABRAUNERDEN
AUS LÖSS

INHALT

Seite

1	<u>PROBLEMSTELLUNG, ÜBERSICHT</u>	267
2	<u>FRAKTIONIERUNGS - METHODE</u>	268
	2.1 <u>PRINZIP</u>	268
	2.2 <u>GRAPHISCHE ERMITTLUNGEN</u>	269
3	<u>TEST - BÖDEN, DÜNGUNGS - VARI - ANTEN, VORBEHANDLUNG</u>	274
4	<u>ANALYTISCHE PROBEN - CHARAK - TERISTIK</u>	275
5	<u>ERGEBNISSE DER FRAKTIONIERUNG</u>	278
	5.1 <u>KONTRAKTION DER DREISCHICHT-TONMINERALE DURCH K- UND NH₄-DÜNGUNG ODER -BELEGUNG IN VITRO UND IHRE WIRKUNGEN</u>	278
	5.2 <u>ZUORDNUNG VON BINDUNGS-POSITIONEN ZU TON-MINERALEN</u>	283
6	<u>ABGRENZUNG VON AUSTAUSCHBAREM UND NICHTAUSTAUSCHBAREM AMMONIUM</u>	283
	Zur Frage der Belegung der z-Position	
	6.1 <u>METHODE</u>	284
	6.2 <u>ERGEBNISSE</u>	284
7	<u>KATIONEN - BELEGUNG DER BINDUNGS - POSITIONEN</u>	286
8	<u>SELEKTIVITÄT DER AUSTAUSCH - POSITIONEN</u>	288
9	<u>ZUSAMMENFASSUNG</u>	291
10	<u>LITERATUR</u>	293

1 PROBLEMSTELLUNG, ÜBERSICHT

Al-Horizonte von Parabraunerden (Udalfs) aus Löß stellen in Deutschland eines der verbreitetsten Substrate für den Ackerbau dar. Durch die Pflug-Arbeit sind die oberen 18 bis 30 cm dieses Horizontes in mehr oder weniger homogene Ap-Horizonte umgewandelt worden.

Frühere Untersuchungen (13) zum N- und K-Haushalt dieser Böden in Süd-Niedersachsen und Nord-Hessen haben Hinweise geliefert, daß zwischen dem "austauschbaren und fixierten Ammonium", einer der wichtigsten N-Quellen für die Pflanzen-Versorgung, einerseits und den "Austausch-Fraktionen des Kaliums" andererseits Antagonismen bestehen, die einem jahreszeitlichen Wechsel unterworfen sind. Dies kann als eine der Ursachen für Störungen der N- und K-Versorgung in Betracht kommen, die gelegentlich neuerdings als Begleit-Erscheinung einer unausgeglichene Intensiv-Düngung beobachtet werden, besonders bei strukturell stark geschädigten und biologisch gestörten Parabraunerde-Al-Horizonten.

Über die Bindungs-Selektivität und die Fraktionierung des Austausch-Kaliums berichten zahlreiche Arbeiten, die von BECKETT (2) übersichtsmäßig zusammengestellt worden sind. Unter Anwendung der Methode von BECKETT und der von SCHOUWENBURG und SCHUFFELEN (18) entwickelten Vorstellungen zur Bindungs-Position der sofort austauschbaren K-Fraktionen haben wir in früheren Arbeiten (6,7,8,9, 11,) für das sofort austauschbare K (15 minütige Gleichgewichtseinstellung), das in den Löß-Parabraunerden hauptsächlich an die Dreischicht-Tonminerale gebunden ist, 3 Fraktionen mit diskreter Bindungs-Selektivität qualitativ und quantitativ unterscheiden können:

- 1.) K in p-Position (Annahme: Bindung auf den Tonmineral-Oberflächen, "planar")
- 2.) K in e-Position (Annahme: Bindung in den aufweitbaren und kontrahierbaren randlichen Zwischenschicht-Zonen von aufweitbaren Glimmern und besonders Vermiculiten, "edge")
- 3.) K in i-Position (Annahme: Bindung in den randlichen Bereichen der nicht aufweitbaren Zwischenschichten von Glimmern und Vermiculiten, "interlattice")

Dabei wurde bereits die Abhängigkeit der Fraktionierungs-Ergebnisse vom jeweiligen Belegungs- und Kontraktions-Zustand der Ton-Minerale eingehend behandelt. Aufgrund kristallographischer Vergleiche wurde Kritik an der Namens-Gebung für die 3 Austausch-Fraktionen geübt. Trotzdem sollen die oben genannten Buchstaben-Indices im folgenden zunächst zur Erleichterung des Vergleichs mit früheren Angaben beibehalten werden.

Die 3 gebildeten Fraktionen werden als "Amp-, AMe- und AMi-Fraktion" bezeichnet.

Das Austausch-Ammonium wurde bei diesen Untersuchungen noch nicht berücksichtigt. In Anbetracht der hohen Anteile, die das Ammonium-Ion heute bei verstärkter N-Düngung an den Austausch-Ionen einnehmen kann (vgl. 13!), ist dieses nachzuholen.

Über die Bindungs-Spezifität des Ammoniums und insbesondere über den Kalium-Ammonium-Austausch in Böden ist relativ wenig bekannt. BARTLETT u. SIMPSON (1) berichteten, daß ein an K verarmter Ackerboden weniger K fixiert, wenn er vorher oder gleichzeitig mit Ammonium behandelt wird. PAGE et al. (16) fanden, daß K- und NH_4 -Fixierung in vermiculitischen Böden etwa gleich groß sind und daß die KAK (CEC) des Bodens um den Betrag des fixierten K bzw. NH_4 reduziert wird. MIKAMI et al. (15, dort weitere Literatur-Übersicht) stellten enge Beziehungen zwischen dem K- bzw. Glimmer-Gehalt und der Menge an "fixierbarem Ammonium" in den von ihnen untersuchten tropischen Böden fest. Dabei wurde jedoch nicht auf die Wechselwirkungen zwischen Austausch-K und -NH_4 eingegangen. Austausch-Versuche von BLADEL u. LAUDELOUT (3) zeigten, daß beim Austausch von NH_4 - gegen Ba- oder Mg-Ionen eine Hysterese auftritt, die auf eine partielle Irreversibilität des NH_4 -Eintausches hinweist. Anzeichen für die Existenz von wenigstens 2 Ammonium-Austausch-Positionen erbrachten Untersuchungen von DU PLESSIS et al. (5). Sie stellten die NH_4 -Sorption in Form einer Langmuir-Adsorptions-Isotherme dar und unterschieden zwei Sektionen unterschiedlicher Bindungs-Intensität. An Tonen aus mitteleuropäischen Böden stellte SCHWIRTMANN (19) eine geringere totale Bindungs-Selektivität für Ammonium- gegenüber K-Ionen aus Ca/K- und Ca/ NH_4 -Angebots-Lösungen fest. Die dabei gewählte Methode des Rücktausches der Ionen durch Mg läßt jedoch die Möglichkeit einer Beteiligung von vorher fixiertem K und NH_4 an der Summe ausgetauschter Ionen und damit eine Beeinflussung der Selektivitäts-Parameter zugunsten des K zu.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen an LÖß-Parabraunerde- Ap-Horizonten ist es, das Austausch-Verhalten und die Austausch-Fractionen des Ammoniums im Vergleich zum Kalium und in Abhängigkeit von bestimmten Angebots-Mengen dieser Kationen zu charakterisieren.

2 FRAKTIONIERUNGS - METHODE

2.1 PRINZIP

Das Prinzip der Methode zur Bestimmung der Austausch-Selektivität und der Fraktionierung von Vorräten eines Austausch-Ions besteht darin, das Austausch-Verhalten des fraglichen Kations — in unserem Falle des NH_4^+ bzw. K^+ — gegenüber dem Ca-Ion als dem dominierenden Boden-Kation zu ermitteln.

2g Boden < 200 μm ϕ werden bei 25° C in Edelstahl-Bechern 15 min überkopf mit 20 ml einer Lösung geschüttelt, die eine gleichbleibende Konzentration von 100 mg Ca/l und eine wechselnde Konzentration des Test-Kations NH_4 bzw. K im Konzentrations-Bereich 0 bis 1200 mg /l' besitzt. Die Gleichgewichts-Lösung (GL) wird durch Zentrifugieren gewonnen. Ca, K und Na werden flammenphotometrisch, Mg atomabsorptions-photometrisch, NH_4 durch Kjeldahl- Mikrodestillation bestimmt: Vorlage 1 bis 25 ml Gleichgewichts-Lösung, Titration mit n/100 bzw. n/1000 H_2SO_4 im Titrier-Automat. Bei der flammenphotometrischen Bestimmung der Kationen ist der Stör-Einfluß wechselnder Ammonium- bzw. Kalium-Gehalte in der Meß-Lösung zu berücksichtigen.

Bei niedrigen Konzentrationen an K und NH_4 in der angebotenen Schüttel-Lösung gibt der Boden-Körper im Austausch gegen Ca-Ionen K- und NH_4 -Ionen an die Lösung ab. Um eine maximale Abgabe dieser Austausch-Kationen zu erzwingen, wird die Versuchs-Reihe in der Weise erweitert, daß man das Verhältnis von NH_4 - und K-freier Ca-Angebots-Lösung zum Boden-Körper von 10:1 stufenweise auf 1000:1 vergrößert.

Die Ionen-Konzentration in den Angebots-Lösungen ist so gewählt, daß eine Berechnung der Aktivitäten der Ionen nach ULRICH (20) möglich ist.

2.2 GRAPHISCHE ERMITTLUNGEN

Die graphische Ermittlung der Selektivitäts-Parameter und der Austausch-Fractionen aus den Meß-Resultaten nach EHLERS et al. (7) wird am Beispiel der Auswertung einer Austausch-Kurve des Bodens "E-Feld, NH_4 -angereichert" dargestellt (Abb.1 und 2). Man geht von der Austausch-Gleichung aus:

$$\frac{a_{\text{NH}_4} (1)}{\sqrt{a_{\text{Ca}} (1)}} = \text{AR} = \frac{1}{G} \cdot \frac{\Delta \text{NH}_4 (s)}{\text{CA} (s)}$$

worin bedeutet:

$a_{\text{NH}_4} (1), a_{\text{Ca}} (1)$ Aktivität von NH_4^+ bzw. Ca^{++} in der Boden-Gleichgewichts-Lösung (GL), [mol/l]

Abb.1: Fraktionierung des Austausch- NH_4 aufgrund der Ca/NH_4 -Austauschkurve, Schema 1 (Boden: E-Feld, NH_4 -angereichert), Δ -Werte in mval/100g Boden

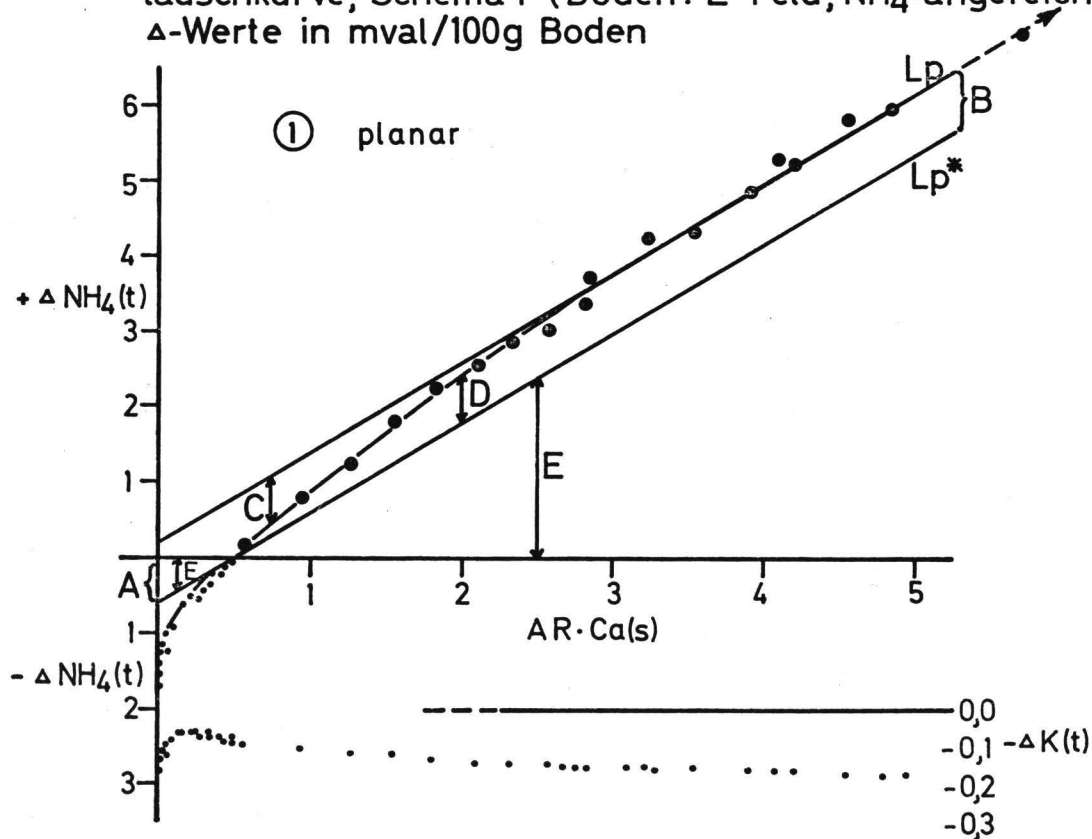
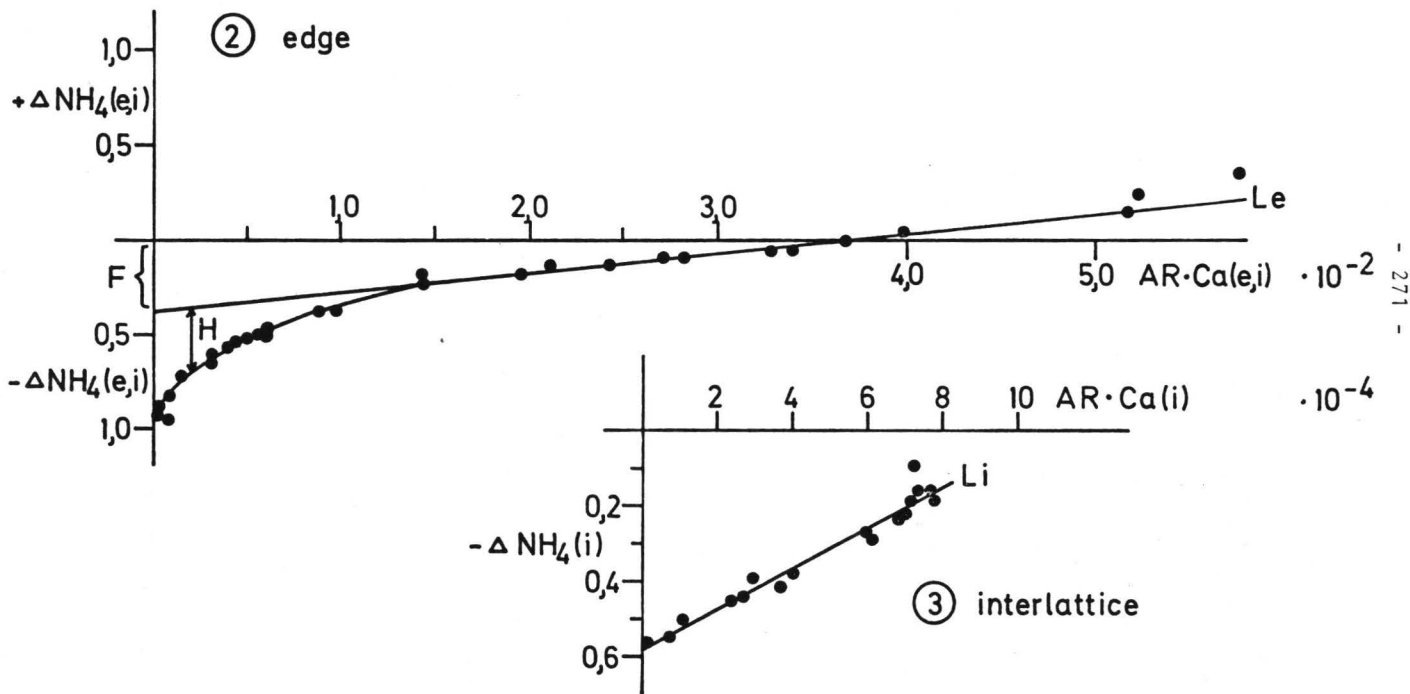


Abb.2: Fraktionierung des Austausch- NH_4 aufgrund der Ca/NH_4 -Austausch-Kurve, Schema 2 u.3; Boden: wie Abb.1; Δ -Werte in mval/100g Boden



AR	activity ratio $\left[(\text{mol/l})^{\frac{1}{2}} \right]$
G	Gapon-Koeffizient $\left[(\text{mol/l})^{\frac{1}{2}} \right]$
$\pm \Delta \text{NH}_4$ (s)	vom Boden-Körper aufgenommene bzw. abgegebene Menge NH_4^+ $\left[\text{mval/100g Boden} \right]$
CA (s)	im Gleichgewichts-Zustand am Boden-Körper austauschbar gebundene Menge Ca^{++} $\left[\text{mval/100g Boden} \right]$ = Austausch-Ca, bestimmt mit Ba Cl_2 , $\pm$ aufgenommene bzw. abgegebene Menge an Ca.

In Abb. 1 wird auf der Abszisse das Produkt $\text{AR} \cdot \text{Ca (s)}$, auf der Ordinate $\pm \Delta \text{NH}_4 \text{ (s)}$ aufgetragen. Aus Raum-Gründen ist nur der untere Kurven-Abschnitt dargestellt. Nimmt der Boden mehr als 3.3 mval Ammonium/100g Boden auf, so ordnen sich die Meß-Werte annähernd auf einer Geraden "Lp" an. Das heißt: Nach Aufnahme von 3.3 mval $\text{NH}_4/100\text{g B.}$ aus der Angebots-Lösung sind alle stärker selektiven, d.h. nach der im folgenden verwendeten Kurz-Nomenklatur alle als i- und e- Austausch-Positionen bezeichneten Bindungs-Stellen als mit NH_4 und K aufgefüllt zu betrachten. Die weitere NH_4 -Aufnahme vollzieht sich gemäß der Geraden Lp nur noch innerhalb der "p-Fraktion". Der Anstieg von Lp ist der Gapon-Koeffizient der p-Fraktion:

$$G(p) = 1,19 (\text{mol/l})^{\frac{1}{2}}$$

Im Schnittpunkt der Werte-Kurve mit der Abszisse bleibt die Angebots-Lösung unverändert. Die Bodenaustauscher nehmen weder NH_4 -Ionen auf, noch geben sie NH_4 -Ionen im Austausch gegen Ca-Ionen ab.

Man verschiebt nun Lp parallel so, daß die Gerade durch den Schnitt-Punkt von Meßwert-Kurve und Abszisse verläuft (Lp^*).

Dann liefert...

A...der Ordinaten-Abschnitt 0 bis Schnittpunkt Lp^* die Ammonium-Menge, die im Test-Boden in der p-Fraktion vorliegt, hier:

$$\text{AM}_{(p)} = 0.6 \text{ mval/100g Boden}$$

B...der Vertikal-Abstand $\text{Lp} \longleftrightarrow \text{Lp}^*$ die Ammonium-Menge, die der Boden zusätzlich zu dem im Ausgangs-Zustand bereits vorhandenen NH_4 der e- und i-Fraktionen $\text{AM}(e,i)$ noch in diese Bindungs-Fraktionen aufnehmen kann, hier: $\text{AM}(e,i) = 0.6 + 0.2 = 0.8 \text{ mval/100g Boden}$

C ... der Vertikal-Abstand Meßwert-Kurve $\longleftrightarrow$ L_p die absolute Menge an sorbiertem Ca (e, i).

D ... der Vertikal-Abstand Meßwert-Kurve $\longleftrightarrow$ L_p^* die gegenüber dem Ausgangs-Zustand jeweils aufgenommene bzw. abgegebene Menge an $AM(e, i)$.

E ... der Vertikal-Abstand $L_p^* \longleftrightarrow$ Abszisse die gegenüber dem Ausgangs-Zustand aufgenommene bzw. abgegebene Menge an $AM(p)$.

In Abb. 2, Schema 2, wird ${}^+\Delta AM(e, i)$ (=Wert D aus Abb. 1) gegen $AR \cdot Ca(e, i)$ aufgetragen. $Ca(e, i)$ ist der Wert C aus Abb. 1

Der Anstieg der Geraden Le ist dann

$$G(e) = 10.3 \text{ (mol/l)}^{-\frac{1}{2}}$$

Le läuft bereits durch den Schnittpunkt von Werte-Kurve und Abszisse, braucht also zur Ermittlung von ${}^+\Delta AM(i)$ nicht mehr parallel verschoben zu werden ($Le = Le^*$). Dies stellt gegenüber früher durchgeführten K-Fraktionierungen (vgl. 2) eine Besonderheit dar, die bei allen durchgeführten NH_4 /Ca-Austausch-Untersuchungen an Löß-Parabraunerde- Ap-Horizonten beobachtet wurde.

Der Ordinaten-Abschnitt F , 0 bis Schnitt-Punkt mit Le liefert die im Test-Boden vorhandene Menge an Ammonium der e-Fraktion, hier:

$$AM(e) = 0.38 \text{ mval/100g Boden}$$

Da der Vertikal-Abstand $Le \longleftrightarrow Le^*$ gleich 0 ist, kann vom Test-Boden im Ausgangs-Zustand kein NH_4 mehr in die i-Fraktion aufgenommen werden. Der Betrag B in Abb. 1 wird somit nur von Ammonium-Ionen gestellt, die in die e-Fraktion eingelagert werden. $B + F +$ ein geringer Wert $K(e)$, dessen Größe aus Abb. 1, $-\Delta Kt$ -Kurve, auf ca. 0.04 mval/100g B. geschätzt wird, ergeben die Austausch-Kapazität des Bodens für die e-Fraktion:

$$AK(e) = 0.8 + 0.38 + 0.04 \hat{=} 1.22 \text{ mval/100g B.}$$

Der Vertikal-Abstand H zwischen Le und der Werte-Kurve entspricht der Menge an Ammonium-Ionen, die aus der i-Fraktion freigesetzt werden können (${}^+\Delta AM(i)$).

In Abb. 2, Schema 3, wird ${}^+\Delta AM(i)$ gegen $AR \cdot Ca(i)$ aufgetragen. Dabei wird ${}^+Ca(i)$ als äquivalent zu $-AM(i)$ betrachtet. Der Test-Boden besitzt an sofort austauschbarem Ammonium in der i-Fraktion

$$0.58 \text{ mval/100g B.} = AM(i)$$

$$G(i) = 533 \text{ (mol/l)}^{\frac{1}{2}}$$

Setzt man für $K(i)$ nach Abb. 1, Schema 1, ca 0.13 mval/100g B. an, so errechnet sich:

$$AK(i) = 0.71 \text{ mval/100g Boden}$$

Die Austausch-Kapazität für die p-Position ergibt sich aus der Subtraktion $AK(t) - AK(e) - AK(i) = AK(p)$. Dabei schließt $AK(p)$ die Austausch-Kapazität des Humus mit ein.

3 TEST - BÖDEN, DÜNGUNGS - VARIANTEN, VORBEHANDLUNG

Als Proben-Material wurden die Ap-Horizonte zweier typischer Griserden aus würmzeitlichem Löß verwendet. Griserden sind Parabraunerden mit Schwarzerde-Vergangenheit.

Index "Drüber": Hierbei handelt es sich um die Versuchs-Fläche Drüber, Kreis Einbeck, die im Rahmen von Berichten über Tiefumbruch-Versuche (14) und über N-Bilanz-Untersuchungen (10) bereits ausführlich charakterisiert wurde.

Index E-Feld: Es handelt sich um die O-Parzelle des sog. "Göttinger E-Feldes", die seit 1873 keine NPK-Düngung mehr erhalten hat. Über K-Fraktionierungen am Ap-Horizont dieser Parzelle wurde früher berichtet (11).

Die Menge an Austausch-Ammonium ist in diesen Böden gemäß Tab.1 wesentlich geringer als die des K.

Ammonium-Anreicherungen wurden wie folgt vorgenommen:

Ap-Horizont Drüber: Mischen von 6 kg lufttrockenem Boden-Material aus 0-20 cm Tiefe mit 2.6g KCl, in 500ml H_2O gelöst, in einer Plastik-Wanne. Einfüllen in zylindrische Plastik-Gefäße mit Sieb-Boden: unten 10 cm Quarz-Sand zur Verbesserung der Dränage, oben 10cm Boden-Gemisch. Einsetzen im Freiland so, daß die Gefäß-Oberkante mit der Boden-Oberfläche abschnitt.

Beigemischte K-Menge: 727 $\mu\text{val K/100g Boden}$ oder —bezogen auf die Gefäß-Oberfläche — eine Dünger-Gabe von 300kg K/ha.

Das Eingraben im Freiland erfolgte am 2.II.72. Die Gefäße wurden von Vegetation frei gehalten. Am 18. V.72 wurde eine NH_4Cl -Düngung oberflächlich ausgebracht (4.5g NH_4Cl in 500ml H_2O gelöst). Die N-Menge betrug 1355 $\mu\text{val/100g Boden}$ bzw. 250 kg/ha.

Die Probe-Entnahme erfolgte am 25.VI.72, anschließend Lufttrocknung, Homogenisierung durch Siebung, Verwerfen des geringen Anteils $> 200 \mu\text{m}$ Ø (s.Tab.1), Analyse der Fraktion $< 200 \mu\text{m}$.

Proben-Varianten "Drüber O": ungedüngtes Ap-Material

"Drüber K,AM": mit K und NH_4 gedüngt

Ap-Horizont E-Feld: Ap-Horizont-Material aus 0-30 cm Tiefe wurde an der Luft getrocknet, zur Homogenisierung auf eine Korn-Größe $< 200 \mu\text{m}$ Ø gesiebt, im Verhältnis 1:10 mit einer Lösung von 500mg NH_4 und 200 mg Ca/l 30 min geschüttelt. (Schüttel-Lösung: Ammonium- und Calcium-Chlorid mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ auf ein pH von 7 eingestellt), filtriert, mit Wasser bis zur NH_4 -und Cl-Freiheit des Filtrats nachgewaschen (Test mit Neßler-Reagenz und Ag NO_3), getrocknet und wieder homogenisiert.

Proben-Varianten: "E-Feld O": ungedüngtes Ap-Material

"E-Feld AM": mit Ammonium angereichert

4 ANALYTISCHE PROBEN - CHARAKTERISTIK

Nach Tab. 1 ist "E-Feld" reicher an Kalk und Humus als "Drüber". Der höhere Gehalt an Ton und Humus verleihen "E-Feld" eine höhere Kationen-Austausch-Kapazität (KAK, CEC). Legt man eine KAK für Humus (50%C) von 280 mval/100g zugrunde und zieht man einen entsprechenden Betrag von der KAK (t) ab, so errechnet sich für den Ton $< 2 \mu\text{m}$ Ø für "Drüber O" eine KAK von ca. 60 mval/100 g, für "E-Feld O" eine KAK von ca. 50 mval/100g. Dies steht im Einklang mit dem höheren Anteil von Montmorillonit in der Ton-Fraktion von "Drüber".

Durch die K/AM-Düngung bei "Drüber" und die AM-Belegung bei "E-Feld" ist in beiden Test-Böden eine Verringerung der Summe austauschbarer Kationen (Erdalkali-, Alkali-Gruppe, NH_4) eingetreten.

Beim E-Feld wurde Ammonium unter neutralen bis schwach alkalischen Austausch-Bedingungen angeboten. Das pH hat sich nicht geändert, was durch den Vorrat an Kalk bedingt ist. Die Abnahme der Austausch-Kationen-Summe muß daher im wesentlichen durch die Überführung von Ladungs-Positionen, die am Sofort-Austausch beteiligt waren, in solche, die nicht mehr austauschen, erklärt werden.

Tab. 1 : Analytische Merkmale der untersuchten Ap-Horizonte
und ihrer Düngungs-Varianten

M E R K M A L		D R Ü B E R		E - F E L D	
		0	K,AM	0	AM
KORN - GRÖSSEN ANTEILE IN % d. mineral. TROCKEN - MASSE	> 200 μm	1		0	
	200 - 63 μm	2		6	
	63 - 20 μm	6 8		5 7	
	20 - 6 μm	1 4		1 8	
	6 - 2 μm	4		5	
	< 2 μm	1 1		1 4	
C % TR. M		0,58		1,16	
C x 1,724		1,00		2,00	
CA CO ₃ % TR. M		0		3,2	
PH H ₂ O	1 : 2,5	6,8	5,7	7,8	8,0
PH 1n KCL	1 : 2,5	6,3	5,4	7,3	7,4

M E R K M A L		D R Ü B E R		E - F E L D	
		0	K.AM	0	AM
AUSTAUSCH - KATIONEN (bestimmt mit 0,2 n BaCl ₂ , ungepuffert) μval/100g Boden	CA	7341	6750	12870	10680
	Mg	605	310	1280	730
	NA	192	100	120	50
	K	385	720	380	220
	NH ₄	77	120	20	1610
	Σ	8600	8000	14670	13290

MINERAL- BESTAND DER TON- FRAK- TION IN % DER FRAK- TION < 2 μm Ø	BASIS-ABSTAND BEI BELEGUNG MIT ... nm/10				
	CA	K	K→CA		
	I L L I T E				
	10	10	10	30 - 40	50 - 60
	VERMICULITE				
	14	10	10	5 - 10	15 - 20
	14	10	14		
	MONTMORILL. +)				
	>14	10	10	ca. 5	ca. 5
	>14	10	>14	ca. 15	
	>14	>10	>14	ca. 20	
	KAOLINIT			ca. 10	ca. 10
	QUARZ			ca. 10	ca. 10

+) 14 nm/10 bedeutet: je nach p/p₀ (H₂O) 14.2 → 18 nm/10

Möglichkeiten dafür bietet die durch die Ammonium-Belegung ausgelöste Kontraktion von Dreischicht-Tonmineralen (16). Der durch die Ammonium-Vorbehandlung herausgelöste Anteil an organischer Substanz ist zu gering, um wesentlich an der KAK-Verminderung beteiligt zu sein.

Bei Drüber ist darüber hinaus die Abnahme der pH-abhängigen Austausch-Kapazität in Betracht zu ziehen, die infolge der bei der Belegung eingetretenen pH-Erniedrigung erfolgt ist. Nach dem K/AM-Belegungs-Zustand zu urteilen, ist in der auf die NH_4 -Düngung folgenden 4-wöchigen Reaktions-Zeit nur relativ wenig K durch NH_4 verdrängt worden. Dies beruht auf NH_4 -Verlusten durch Nitrifikation und Nitrat-Auswaschung. Zur Zeit der Probe-Entnahme (25.VI.) waren an NO_3 vorhanden:

Variante "O" bzw. "K" $2\mu\text{val}/100\text{g}$ Boden

Variante "K,AM" $33\mu\text{val}/100\text{g}$ Boden

Danach ist mit erheblichen gasförmigen N-Verlusten durch Denitrifikation zu rechnen.

Daten zur mineralischen NH_4 -Fixierung werden weiter unten mitgeteilt. Die Durchfeuchtung und Perkolation des Bodens durch die Niederschläge war ausreichend, um die eingetretene Verdrängung von Ionen zu erklären. Zwischen der Ausbringung der Gefäße und der NH_4 -Düngung fielen 206 mm Niederschlag und danach bis zur Probe-Entnahme weitere 174 mm. Die Incubations-Zeit kann meteorologisch als ein im ganzen normal temperierter Frühling und Frühsommer mit übernormaler Feuchte klassifiziert werden.

5 ERGEBNISSE DER FRAKTIONIERUNG

5.1 KONTRAKTION DER DREISCHICHT-TONMINERALE DURCH K-UND NH_4 -DÜNGUNG ODER -BELEGUNG IN VITRO UND IHRE WIRKUNGEN (TAB. 2)

Beide Test-Böden erfahren durch die Belegung ihrer Austauscher mit kontrahierenden Kationen eine Verringerung ihrer KAK (CEC). Sie beträgt ca. 7% bei "Drüber" und ca. 9% bei "E-Feld". Diese Abnahme korrespondiert mit einer Reduktion der AK der p-Fraktion. Sie beträgt 9% bei "Drüber" und ca. 14% bei "E-Feld. Demgegenüber bleibt die

Austauschkapazität der e-Fraktion annähernd in der ursprünglichen Größe erhalten, und die der i-Fraktion wird verdoppelt bis dreifacht (Tab.2).

Die Kontraktion der Dreischicht-Tonminerale überführt negative Ladungs-Positionen, die zum Sofort-Austausch befähigt waren, in Positionen, die sich nicht mehr am Sofort-Austausch beteiligen können, d.h. in innenliegende Zwischenschicht-Positionen (z), und bewirkt so die Fixierung von Kationen.

Die durch K und NH_4 ausgelöste Kontraktion von Dreischicht-Tonmineralen reduziert somit die exponiertesten Positionen (p) und vermehrt gleichzeitig die am weitesten nach innen gelegenen (i und z). Zur Veranschaulichung diene die Abb. 3.

Wenn die AK der p-Fraktion durch die Kontraktion verringert wird, so bestätigt dies eine von uns früher aufgestellte Hypothese (7,8): Die p-Ladungs-Positionen befinden sich offenbar nicht nur auf den äußeren Oberflächen der Dreischicht-Tonminerale, sondern auch noch in den weiter geöffneten Rand-Partien expandierter Zwischen-Schichten.

Die e-Fraktion erfährt durch die Anreicherung von K- und NH_4 -Ionen keine Erhöhung ihrer AK. Dies steht in einem scheinbaren Widerspruch zu den von EHLERS et al. (7) mitgeteilten Ergebnissen. Danach wurden nämlich bei Kurzzeit-Schüttel-Versuchen mit höheren K-Konzentrationen sowie bei Langzeit-Schüttel-Versuchen mit den Standard-Konzentrationen Umwandlungen von p- in e-Austausch-Positionen festgestellt. Wenn unsere Resultate hiervon abweichen, so kann dies damit erklärt werden, daß die von uns gewählten Verfahren der K- und AM-Anreicherung mit ihrer zwischengeschalteten Trocknungs-Prozedur eine intensivere Kontraktion ausgelöst haben.

Die Konstanz der KAK (e) demonstriert den Charakter der e-Fraktion als einer "Übergangs-Fraktion" zwischen den kontrahierten und aufgeweiteten Rand-Zonen der Zwischen-Schichten. Offenbar wandern die e-Positionen mit der Ausweitung oder Einengung der randlichen Aufweitungs-Zone der "Dreischicht-Tonminerale nach innen oder nach außen, ohne sich dabei in ihrer Anzahl wesentlich zu ändern.

Die i-Fraktion ist im Gegensatz zur p- und e-Fraktion bereits im ungedüngten Ausgangs-Zustand vollständig mit K- und NH_4 -Ionen besetzt (vgl. auch 7). Sie ist es auch jetzt noch nach Vermehrung der AK (i). Es handelt sich bei den Ladungs-Positionen, die diese

Tab. 2 : Ergebnisse der Austausch-Fraktionierung von K^+ und NH_4^+ vor und nach der Düngung.

Test-Boden : **DROBER**

VARIANTE	AUSTAUSCH-FRAKTION	KAK (CEC) $\frac{\mu\text{val}}{100\text{g B.}}$	K^+ $\frac{\mu\text{val}}{100\text{g B.}}$	NH_4^+ $\frac{\mu\text{val}}{100\text{g B.}}$	MOL- QUOTIENT $\frac{K}{NH_4}$	KAK (p) (e) (i) % KAK (t)	K^+ NH_4^+ $K^+ + NH_4^+$ % KAK (p) (e) (i) (t)	ABWEICHUNG DER VARIANTE "K, AM" VON "0" KAK K^+ NH_4^+ $\mu\text{val}/100\text{g Boden}$
0	p	8150	70	30	2,3	94,7	0,9 0,4 1,2	- 720 + 110 + 20
	e	350	90	50	1,8	4,1	26 14 40	+ 30 + 150 + 10
	i	100	100	0		1,2	100 0 100	+ 90 + 60 + 30
	tot.	8600	260	80	3,3	100,0	3,3 1,0 4,3	- 600 + 320 + 60
K AM	p	7430	180	50	3,6	92,8	2,4 0,7 3,1	
	e	380	240	60	4,0	4,8	63 16 79	
	i	190	160	30	5,3	2,4	84 16 100	
	tot.	8000	580	140	4,1	100,0	7,3 1,8 9,1	

AUSTAUSCH- FRAKTION	KAK (CEC)	K ⁺	NH ₄ ⁺
	$\frac{\mu\text{val}}{100\text{g B.}}$	$\frac{\mu\text{val}}{100\text{g B.}}$	

MOL- QUOTIENT
$\frac{\text{K}}{\text{NH}_4}$

KAK (p) (e) (i) % KAK (t)

K ⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺ + NH ₄ ⁺
% KAK (p) (e) (i) (t)		

ABWEICHUNG DER VARIANTE "AM" VON "O"		
KAK	K ⁺	NH ₄ ⁺
$\mu\text{val}/100\text{g Boden}$		

p	13297	30	20
e	1173	150	0
i	200	200	0
tot.	14670	380	20

p	11430	40	600
e	1180	80	380
i	680	100	580
tot.	13290	220	1560

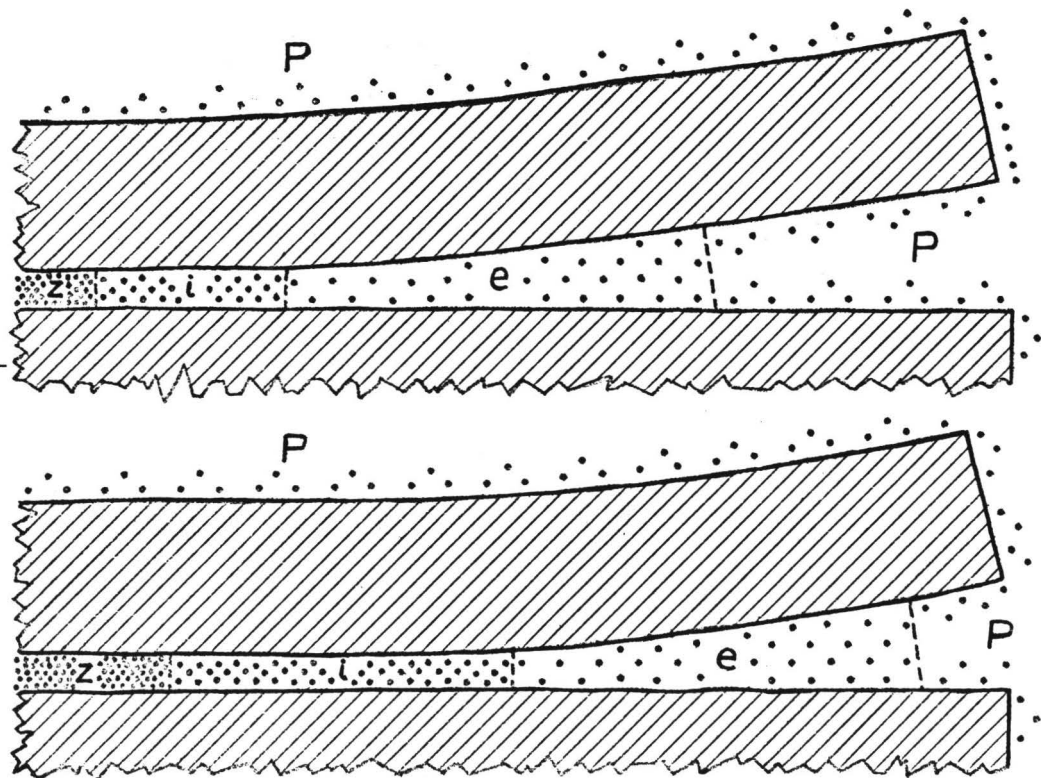
1,5
19,0
0,07
0,21
0,17
0,14

90,6
8,0
1,4
100,0
86,0
8,9
5,1
100,0

0,2	0,2	0,4
13	0	13
100	0	100
2,6	0,1	2,7
0,4	5,2	5,6
7	32	39
14	86	100
1,7	11,7	13,4

- 1867	+ 10	+ 580
+ 7	- 70	+ 380
+ 480	- 100	+ 580
- 1380	- 160	+ 1540

Abb. 3 :
 Modell-Skizze zur Lage-
 Verschiebung und Kapazitäts-
 Änderung der K- und NH_4 -
 Fraktionen an Dreischicht-
 Tonmineralen bei randlicher
 Zwischenschicht-Expansion
 (oben) und -Kontraktion
 (unten).



Fraktion bedingen, um Positionen im Rand-Bereich des "geschlossenen" Zwischenschicht-Raumes. Die negative Ladungs-Dichte des Silikat-Gitters muß aber so weit erniedrigt sein, daß aus dieser Zone bei einem stärkeren Ca-Angebot im Sofort-Austausch und unter partieller Aufweitung K- und NH_4 -Ionen freigesetzt werden können.

Die Vermehrung der nicht austauschfähigen z-Fraktion muß durch Umbildung von i-Positionen erfolgen. Das K^+ und NH_4^+ der z-Fraktion ist also nicht nur deswegen "fixiert", weil hier die Ladungsdichte der Silikat-Schichten höher und damit der elektrostatische Zusammenhalt größer sind, sondern weil auch die z-Kationen sterisch durch den i-Positions-Saum am Austausch gehindert werden.

5.2 ZUORDNUNG VON BINDUNGS-POSITIONEN ZU TON-MINERALEN

Ein Vergleich zwischen Tab. 1 (unten) und Tab. 2 läßt erkennen, daß beim Test-Boden "E-Feld" der hohe Prozent-Anteil der e-Fraktion an der KAK (t) offenbar eine Funktion der größeren Mengen-Anteile an Illiten und Vermiculiten ist. Bei der Probe "Drüber" läßt dagegen der hohe Anteil an Montmorilloniten entsprechend den Darstellungen bei EHLERS et al. (9) und GEBHARDT et al. (11) von vornherein einen geringeren Anteil der e- und i-Positionen erwarten.

Die Illite und Vermiculite liegen im Test-Boden "E-Feld" im Ausgangszustand infolge der 100jährigen Nutzung ohne K-Düngung bereits mit einer offenbar recht starken randlichen Aufweitung des Zwischenschicht-Raumes vor. Neben dem hohen prozentualen Anteil der e-Fraktion spricht dafür auch die Tatsache, daß durch die NH_4 -bedingte Kontraktion eine erhebliche Vergrößerung der i-Fraktion verursacht wird. Auch ist der Prozent-Satz an neugebildeten z-Positionen, d.h. Verlusten der mineralischen AK (t), bei "E-Feld" etwa 1.5 mal so hoch wie bei "Drüber".

6 ABGRENZUNG VON AUSTAUSCHBAREM UND NICHT AUSTAUSCHBAREM AMMONIUM. -

Zur Frage der Belegung der z-Positionen

6.1 METHODE

Die Fraktionierung des Austausch- NH_4 und -K an den mit diesen Kationen angereicherten Test-Böden liefert keine Auskunft darüber, welche Mengen an NH_4 und K bei den gewählten Belegungs-Proceduren in die nicht am Sofort-Austausch beteiligten Zwischenschicht-Positionen aufgenommen worden sind. Informationen darüber wären besonders für die Variante "E-Feld + AM" wichtig. Da hier die KAK (t) infolge der Belegung mit Ammonium um 1.3 mval vermindert worden ist, muß damit gerechnet werden, daß beträchtliche Mengen an Ammonium durch Zwischenschicht-Kontraktion in einen nicht austauschbaren Zustand überführt, d.h. im engeren Sinne "fixiert" worden sind.

Eine methodische Möglichkeit der Unterscheidung von austauschbarem und fixiertem Ammonium bietet die N-Fraktionierung nach BREMNER, modifiziert von FLEIGE et al. (10). Sie wurde wie folgt angewendet:

2g Boden werden mit 20 ml 2n KCl- oder 2n CaCl_2 -Lösung, letztere mit $\text{Ca}(\text{OH})_2$ auf pH 6 eingestellt, geschüttelt und zentrifugiert. Im Dekantat wird durch Mikro-Kjeldahl-Destillation das freigesetzte Austausch-AM bestimmt.

Zur Bestimmung des fixierten AM wird der Boden-Rückstand zur Beseitigung aller organischen N-Verbindungen mit KOBr-Lösung versetzt, aufgeköcht, mit KCl-Lösung unter Zentrifugieren gewaschen und einem Schwefelsäure-Aufschluß im Kjeldahl-Kolben unterworfen.

Zur Überprüfung der Methode und zum Vergleich der Austausch-Wirkungen von KCl und CaCl_2 wurden Vorversuche mit verschiedenen Schüttel-Zeiten von 15 min, 60 min, 1 d, 7 d und 14 d durchgeführt. Diese Versuche ergaben sowohl für KCl als auch für CaCl_2 , daß nach 15 min., spätestens aber nach einer Stunde Schüttel-Zeit keine Erhöhung der Mengen an freigestztem Austausch-Ammonium mehr eintrat. Somit entfällt hier ein Langzeit-Austausch bestimmter Fraktionen des fixierten Ammoniums, wie er früher beim K beobachtet worden war (7).

6.2 ERGEBNISSE

Tab. 3 bringt die Mengen an Austausch-Ammonium, bestimmt nach der Schüttel-Methode mit KCl und CaCl_2 , nach der einleitend dargestellten Methode der Austausch-Fraktionierung als Summe des sofort austauschbaren Ammoniums der p-, e- und i-Fraktionen und bestimmt nach der Durchlauf-Methode mit BaCl_2 (siehe Tab.1).

Dazu werden die Mengen an nicht austauschbarem Ammonium angegeben die nach erfolgter KCl- und CaCl_2 - Schüttelung im Boden verblieben

Tab. 3: Austauschbares und fixiertes Ammonium; Bestimmungen mit verschiedenen Verfahren und Austausch-Kationen
Angaben in $\mu\text{val NH}_4^+ / 100\text{g Boden-Material}$.

TEST- BODEN	VARI- ANTE	NH_4^+	n.Fleige et al. (10)	IM FRAK- TIONIE- RUNGSGANG	
			KCL	CaCl_2	BaCl_2

DROBER	A	0	austauschbar	30		80	77
			nicht "	730		(680)	(683)
			Summe	760		(760)	(760)
	B	+K +AM	austauschbar	70		140	120
			nicht "	790		(720)	(740)
			Summe	860		(860)	(860)
	B - A		austauschbar	40		60	43
			nicht "	60		(40)	(57)
			Summe	100		(100)	(100)

E-FELD	A	0	austauschbar	30	20	20	20
			nicht "	1040	1070	(1060)	(1060)
			Summe	1070	1090	(1080)	(1080)
	B	+AM	austauschbar	1170	1350	1560	1610
			nicht "	2030	1900	(1670)	(1620)
			Summe	3200	3250	(3230)	(3230)
	B - A		austauschbar	1140	1330	1540	1590
			nicht "	990	830	(610)	(560)
			Summe	2130	2160	(2150)	(2150)

waren. Es wird die Summe aus austauschbarem und nicht austauschbarem NH_4 gebildet. In den Spalten "im Fraktionierungs-Gang" und " BaCl_2 " sind diese Summen aus den Spalten " KCl " und " CaCl_2 " übernommen worden, weil sie hier nicht extra bestimmt worden waren. Sie dienen dann zur Rück-Rechnung auf die Mengen an nicht austauschbarem NH_4 (eingeklammerte Werte).

Die K/AM-Düngung bei "Drüber" und die AM-Belegung bei "E-Feld" hat zusätzlich zu dem in den Austausch-Positionen angereicherten Ammonium auch eine Vermehrung des fixierten Ammoniums bewirkt. Sie beträgt bei "Drüber" 60, bei "E-Feld" 990 $\mu\text{val}/100\text{g}$ Boden.

Bei "Drüber" ist das Verhältnis ($+4 \text{ NH}_4$ austauschbar) zu ($+4 \text{ NH}_4$ fixiert) etwa 1:1, bei "E-Feld" je nach Art des zur Bestimmung herangezogenen Austausch-Kations 1.1 bis 2.7.

Dies zeigt wiederum, daß die Grenz-Ziehung zwischen den am Sofort-Austausch beteiligten Interlattice-Positionen (i) und den nicht am Austausch beteiligten innerkristallinen Zwischenschicht-Positionen (z) eine Frage des zum Austausch von NH_4 oder K verwendeten Kations in der Angebots-Lösung ist. "Aufweitende" Kationen sind auch für den Ammonium-Austausch effektiver als das Kalium.

Bilanzmäßig betrachtet ergibt sich für "Drüber": Von den mit der Ammonium-Düngung pro 100g Boden-Material angebotenen 1355 μmol N sind nur 133 μmol in der 10 cm-Boden-Schicht festgehalten worden und zwar ca. 40 μmol als Austausch-AM, 60 μmol als fixiertes AM und 33 μmol als Nitrat. 90% sind ausgewaschen oder gasförmig entbunden. Die Verluste wären vermutlich geringer gewesen, wenn der Boden vorher nicht so stark mit K abgesättigt gewesen wäre.

Umgerechnet auf eine ha-Fläche hat das N-Angebot 285 kg betragen, von denen ca. 8 kg als Austausch-AM, ca. 13 kg als fixiertes AM und ca. 7 kg als Nitrat erhalten geblieben sind.

7 KATIONEN - BELEGUNG DER BINDUNGS - POSITIONEN

Durch die Belegung mit Ammonium in vitro ist der Test-Boden "E-Feld" in allen Fraktionen stark mit NH_4 angereichert worden. Das Mol-Verhältnis NH_4/K beträgt nach Tab. 2 in den Fraktionen p 15, e 4.8,

i 5.8. In diesem Zustand ist die AK (p) zu 5.6%, die AK (e) zu 39% und die AK (i) zu 100% mit AM und K ($\text{NH}_4 + \text{K}$) abgesättigt. Von den insgesamt aufgenommenen $2150 \mu\text{val NH}_4$ (er aus Tab. 3) sind in die einzelnen Austausch-Fractionen aufgenommen worden: p 28%, e 18%, i 28%, z 26% (errechnet aus Tab. 2, letzte Spalte, und Tab. 3). Die Menge an z-Positionen ist um $1380 \mu\text{val}/100\text{g B.}$ gewachsen, entsprechend der Verminderung der KAK (t) (s. Tab. 2!). Doch sind nur $560 \text{ bis } 990 \mu\text{val NH}_4$ (vgl. Tab. 3) in diesen neuen z-Positionen eingeschlossen worden. Folgt man der Hypothese, daß diese z-Positionen aus i-Positionen hervorgegangen sind, in denen sich auch K befand, und legt man das NH_4/K -Mol-Verhältnis der i-Fraktion von "E-Feld + AM" mit 5.8 zugrunde, so würde die Summe (AM + K) in der z-Position noch immer um mindestens $200 \mu\text{val}/100\text{g B.}$ unter dem Betrag an neu gebildeten z-Positionen liegen.

Dies läßt die Möglichkeit offen, daß entweder mehr K oder auch andere Kationen in die neue z-Fraktion eingeschlossen sind. Unsere früheren, bei der K-Kontraktion von Dreischicht-Tonmineralen gemachten Beobachtungen (8, 9, 11) haben bereits Hinweise darauf geliefert. Durch eine rasche Kontraktion aufgeweiteter Zwischenschicht-Räume in der Rand-Nähe von Dreischicht-Tonmineralen können die weiter nach innen gelegenen aufgeweiteten Zwischenschicht-Bezirke blockiert und damit vom Kationen-Austausch ausgeschlossen werden.

Ähnliches gilt für den Test-Boden "Drüber". Er ist auf dem Weg der 2-phasigen Düngung relativ stärker mit Austausch-K angereichert worden. Das Mol-Verhältnis AM/K beträgt in den Fraktionen p 3.6, e 4.0 und i 5.3. Aus der Verminderung der KAK (t) errechnet sich hier eine Neubildungs-Quote von nur $600 \mu\text{val}/100\text{g B.}$ für die z-Position, und nur $60 \mu\text{val NH}_4$ sind in diesem nach Tab. 3 fixiert worden. Nimmt man an, daß die Differenz durch K^+ gebildet wird, würde das $\Delta \text{K}/\text{NH}_4$ -Verhältnis in der $+\Delta$ z-Fraktion 9:1 betragen. Das wäre zwar denkbar, da die K-Düngung und die dadurch bedingte Kontraktion mehr als 3 Monate vor der Ammonium-Düngung stattgefunden haben. Doch bleibt die Möglichkeit eines Ca-Einschlusses nach wie vor offen.

Die theoretische Frage, ob das AM durch einen Langzeit-Austausch in die z-Fraktion gelangt ist oder ob die AM-Düngung eine zusätzliche Kontraktion zur vorausgegangenen K-Kontraktion ausgelöst hat, muß unbeantwortet bleiben.

8 SELEKTIVITÄT DER AUSTAUSCH - POSITIONEN

(RELATIVE BINDUNGS-SELEKTIVITÄT VON K UND NH₄ GEGENÜBER CA)

Der Gapon-Koeffizient" erlaubt die Darstellung der relativen Bindungs-Selektivität von K und NH₄ gegenüber Ca an den hier untersuchten Proben-Varianten. Eine Übersicht gibt Tab. 4.

p-Fraktion: In beiden Test-Böden und der K/AM-Belegungs-Variante ist G (p) für NH₄ etwas größer als für K. Das bedeutet eine geringfügig höhere Bindungs-Selektivität für Ammonium selbst in der oberflächlichen Bindungs-Position. Eine Erklärung hierfür kann aus den Untersuchungen von BOCKRIS et al (4) hergeleitet werden. Danach neigen einwertige Ionen mit Radien >1.4 Å an monofunktionellen Austauscher-Oberflächen aufgrund einer geringeren Hydratation generell eher zu einer "spezifischen Adsorption" als solche mit Radien <1.4 Å. Das NH₄-Ion liegt mit seinem Radius etwas oberhalb, das K-Ion mit 1.33 Å unterhalb dieser Grenze.

e-Fraktion: In den e-Fraktionen ist gegenüber p die relative Bindungs-Selektivität des NH₄ wesentlich höher als die des K. Eine Erklärung hierfür mag in folgendem liegen: Nach eigenen früheren Untersuchungen (12) setzt das NH₄-Ion der Beseitigung der einmolekularen Wasser-Schicht im Zwischenschicht-Raum aufgeweiteter Dreischicht-Tonminerale einen größeren Widerstand entgegen als das K-Ion. Diese Sperr-Wirkung des NH₄ ist der durch K bedingten Kontraktion auf den Minimal-Basis-Abstand entgegengerichtet und wäre als eine Ursache der Erhöhung der K-Mobilität denkbar.

i-Fraktion: Bei G(i)-Werten von >3000 wird die Bestimmung ungenau. Doch deuten sich ähnliche Tendenzen wie in der p- und e-Position an.

Test-Boden-Vergleich: In dem an Illiten und Vermiculiten ärmeren, an Montmorilloniten jedoch reicheren Ap-Horizont von "Drüber" bewirkt die K- und AM-Düngung innerhalb der p-Fraktion eine — wenn auch geringe — Anhebung des G(p)- Wertes für beide Kationen, obwohl jetzt der Sättigungs-Grad der p-Positionen für diese beiden Kationen größer geworden ist. Das kann mehrere Ursachen haben, die

Tab. 4 : Gapon-Koeffizienten $[(\text{mol/l})^{-\frac{1}{2}}]$ für den K/Ca- und den NH_4/Ca -Austausch.

AUS - TAUSCH- IONEN- PAAR	AUS- TAUSCH FRAK- TION	D R Ü B E R		E - F E L D	
		0	K,AM	0	AM
K/Ca	planar	1,07	1,13	0,64	n.b.
	edge	50	24	40	
	interlatt.	> 3000	696	800	
NH_4/Ca	planar	1,35	1,40	0,94	1,19
	edge	266	1125	75	10
	interlatt.	> 3000	> 3000	> 3000	533

auch von der Tonmineral-Art unabhängig sein können — wie das Auftreten derselben Erscheinung auch beim Test-Boden E-Feld zeigt.

In der e-Fraktion und andeutungsweise auch in der i-Fraktion ist dagegen eine bemerkenswerte Verringerung der relativen Bindungs-Spezifität für das Kalium bei einer gleichzeitigen Erhöhung für das Ammonium gegeben. Nach Tab. 2 hat sich durch die Düngung das Mol-Verhältnis K/NH_4 in der e-Fraktion von 1.8 auf 4.0 und der Anteil von $(K + NH_4)$ an der AK (e) von 40 auf 79% erhöht. In allen drei Austausch-Positionen, besonders aber in der e-Position ist die relative Bindungs-Selektivität des etwas größeren NH_4 -Kations von vornherein größer als die des K^+ . Mit zunehmender Kontraktion der Vermiculite und der vermiculitischen Struktur-Anteile der Illite und Montmorillonite durch die K-AM-Düngung vergrößert sich diese Differenz besonders in der e-Fraktion. Greift man auf das in Abb.3 dargestellte Modell mit der räumlichen Verschiebung der i- und e-Positionen zurück, wonach bei fortschreitender Zwischenschicht-Kontraktion i-Positionen aus kollabierenden e-Positionen und e-Positionen aus kollabierenden p-Positionen entstehen, so ergibt sich folgende Möglichkeit einer Interpretation: Das etwas größere NH_4 -Ion übt — selbst in geringen Mengen (s.Tab. 2, Drüber) — in den durch Kontraktion neu entstehenden i- und besonders e-Positionen bei hoher Bindungs-Spezifität eine gewisse "Sperr-Wirkung" aus, durch die das K^+ in diesen Positionen "mobiler" bleibt als bei reiner K-Belegung.

Beim Test-Boden "E-Feld", in dem nach der Anreicherung in allen Austausch-Positionen das NH_4 stark gegenüber dem K dominiert, ist auch in der e-Position die Austausch-Selektivität des NH_4 erniedrigt. Zum einen ist hierbei zu bedenken, daß in der nach Abb.3 neuerschaffenen e-Position — im Gegensatz zu "Drüber" — der Anteil an $(NH_4 + K)$ an der AK (e) nur 39% erreicht und somit der "Aufweitungs-Druck" von 60% Erdalkali-Kationen bestehen bleibt. Zum anderen ist gerade hier in dem durch einen 100-jährigen pflanzlichen K-Entzug stark verarmten illitisch-vermiculitischen Ton mit einer sehr starken räumlichen Verschiebung der e-Positionen durch die düngungsbedingte Kontraktion zu rechnen. Dabei kann die e-Fraktion aus tiefer im Inneren liegenden Zwischenschicht-Bereichen mit hoher negativer Schicht-Ladungs-Dichte in peripher gelegene Bereiche mit ge-

ringerer Ladungs-Dichte gewandert sein. Hierbei würden sich dann entsprechend die $G(e)$ -Werte für den K/Ca - und den NH_4/Ca -Austausch verringern.

9 ZUSAMMENFASSUNG

Boden-Material aus der Ackerkrume von 2 Parabraunerden aus Würm-Löß in Süd-Niedersachsen wurde durch Düngung mit K und NH_4 im Freiland bzw. durch Belegung in vitro nur mit NH_4 angereichert.

In Fortführung früherer Untersuchungen zur K -Fraktionierung in Anlehnung an BECKETT sowie SCHOWENBURG und SCHUFFELEN wurde vor und nach der Belegung eine Untergliederung der am Sofort-Austausch teilnehmenden K^+ und NH_4^+ -Ionen in p-, e- und i-Fraktionen vorgenommen. Dazu wurde das Austausch-Verhalten der Ionen-Paare K/Ca und NH_4/Ca bei gleichzeitiger Verfolgung des K - und NH_4 -Entzugs untersucht. Durch eine N-Fraktionierung in Anlehnung an BREMNER wurde zwischen den beiden NH_4 -Bindungs-Formen unterschieden: NH_4^+ in Sofort-Austausch-Position und NH_4^+ in nicht austauschfähiger "fixierender" Zwischenschicht — "z" — Position.

Durch das Angebot von K und NH_4 wird die totale Kationen-Austausch-Kapazität verringert, K und NH_4 werden z.T. fixiert und die 3 Austausch-Positionen p, e und i werden in ihrer KAK, ihrem K - und NH_4 -Sättigungs-Grad und ihrer Bindungs-Spezifität (Gapon-Koeffizient) verändert. Als Haupt-Ursache hierfür wird die düngungsbedingte Kontraktion der im ungedüngten Zustand aufgeweitet vorliegenden vermiculitischen Strukturen in der Ton-Fraktion der Böden diskutiert. Anhand eines Modells wird versucht, diese Veränderungen als die Folge einer räumlichen Verschiebung der drei Austausch-Bindungs-Positionen bei fortschreitender Kontraktion eines aufgeweiteten Dreischicht-Tonminerals darzustellen: Die p-Bindungs-Position, die von den Oberflächen randlich in die aufgeweiteten Zwischen-Schichten vorstößt, wird reduziert. Die e-Position bleibt kapazitiv annähernd konstant, obwohl sie als "Über-gangs"-Position — Neubildung aus p-Positionen, Verluste durch Umwandlung in i-Positionen — räumlich stark an die Peripherie der aufgeweiteten Zwischen-Schichten verschoben wird. Die i-Positionen entstehen einerseits neu aus e-Positionen, liefern andererseits

aber neue z-Positionen, wobei insgesamt die Austausch-Kapazität dieser Position vermehrt wird.

Aufgrund dieser Modell-Vorstellungen zur Veränderung der Lage, der Kapazität und des K/NH_4 -Sättigungs-Grades der 3 Austausch-Positionen sowie der z-Position bei der düngungsbedingten Kontraktion der expandiert vorliegenden Dreischicht-Tonminerale wird die fraktions-spezifische Größe und Veränderung der Selektivitäts-Parameter (Gapon-Koeffizienten) für die Ionenpaare Ca/K und Ca/NH_4 diskutiert.

10 L I T E R A T U R

1. Bartlett, R.J., and T.J. Simpson, 1967: Interaction of ammonium and potassium in a potassium fixing soil, Soil Sci. Soc. America Proceed. 31, 219-222 (1967)
2. Beckett, P.H.T., 1971: Die Kalium-Potentiale -- Eine Übersicht, Internat. Kalibriefe, April/Mai 1971. 30. Folge, IKI, Bern
3. Bladel, R. van, and H. Laudelout, 1967: Apparent irreversibility of ion exchange reactions in clay suspensions, SoilSci. 104, 134-137 (1967)
4. Bockris, J.O.M., M.A.V. Devanathan, and K. Müller, 1963: On the structure of charged interfaces, Proc. Royal Soc. London A 274, 55-79 (1963)
5. Du Plessis, M.C.F., and Wybe Kroontje, 1967 : Characteristics of Ammonia Adsorption by homo-ionic clays, Soil Sci. Soc. America Proceed. 31, 176-181 (1967)
6. Ehlers, W., B. Meyer u. B. Ulrich, 1967: Die Kalium-Austauschkurve des Bodens, Beiträge zum K-Austausch des Bodens I, Internat. Kali-Briefe, Juli/Aug. 1967, 39. Folge, IKI, Bern
7. Ehlers, W., B. Meyer u. F. Scheffer, 1967: K-Selektivität und Fraktionierung des Austauschkaliums, Beiträge zum K-Austausch des Bodens II, Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 117, 1-29 (1967)
8. Ehlers, W., H. Gebhardt u. B. Meyer, 1967 : K-Austausch und kristallographisches Verhalten der Dreischicht-Tonminerale, Beiträge zum K-Austausch des Bodens III, Z. Pflanzenernährung. Bodenkunde 117, 29-53 (1967)
9. Ehlers, W., H. Gebhardt u. B. Meyer, 1968 : Untersuchungen über die positionsspezifische Bindung des Kaliums an Illit, Kaolinit, Montmorillonit und Humus, Beiträge zum K-Austausch des Bodens IV, Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 119, 173-186 (1968)
10. Fleige, H., B. Meyer u. H. Scholz, 1971 : Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushaltsbilanzen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 1-37 (1971)

11. Gebhardt, H., W. Ehlers u. B.Meyer, 1968 : Kristallographisches Verhalten von Kaolinit, Illit und Montmorillonit in Abhängigkeit von der K-Ca-Belegung, Beiträge zum K-Austausch des Bodens V, Z. Pflanzenernährung Bodenkunde 119, 187-197 (1968)
12. Gebhardt, H., D. Heitmann u. B.Meyer, 1970 : Intrakristallines Quellungs-Verhalten montmorillonitischer Tonminerale als Funktion von Ionen-Belag und Wasserdampf-Partialdruck, Göttinger Bodenkundl. Ber. 14, 127-158 (1970)
13. Meyer, B., u. K. Scheffer, 1971 : Veränderungen des N- und K-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Würmlöss durch Tiefumbruch. Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 125-168 (1971)
14. Meyer, B., u. K. Scheffer, 1971 : Physikalisch-pedohydrologische Veränderungen einer grundwasserfreien Parabraunerde aus mächtigem Jungwürm-Löss durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 9-65 (1971)
15. Mikami, D.T., and Yoshinori Kanehiro, 1968 : Native fixed ammonium in Hawaiian Soils, Soil Sci. Soc. America Proceed. 32, 481-485 (1968)
16. Page, A. L., W.D. Burge, T. J. Ganje, and M.J. Garber, 1967 : Potassium and ammonium fixation by vermiculitic soils, Soil Sci. Soc. America Proceed. 31, 337-341 (1967)
17. Scheffer, F., E.Welte u. H.Graf v. Reichenbach, 1959: Über den Kaliumhaushalt und Mineralbestand des Göttinger E-Feldes, Z. Pflanzenernähr. Düngg. Bodenkunde 88, 115-128 (1959)
18. Schowenburg, J.Ch. van, and A.C. Schuffelen, 1963 : Potassium-exchange behaviour of an illite, Neth.J.Agric. Sci. 11, 13-22 (1963)
19. Schwertmann, U., 1962: Die selektive Kationensorption der Tonfraktion einiger Böden aus Sedimenten, Z.Pflanzenernähr. Düng. Bodenkunde 97, 9-25 (1962)
20. Ulrich, B., 1961: Die Wechselbeziehungen von Boden und Pflanze, F. Enke Verlag, Stuttgart

SCHEFFER , B. , U.
FREDE , H.G. :

FREILAND - VERSUCHE ZUR QUANTIFIZIERUNG VON VERLUSTEN
UND GEWINNEN AN MINERALISCHEM STICKSTOFF IN EINER
ACKER-PARABRAUNERDE AUS LÖSS UNTER ZUCKERRÜBEN .
(VARIATIONEN : BRACHE UND ZUSATZ - BEWÄSSERUNG)

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 34, 295-313
(1975)**

INHALT

		Seite
1	<u>P R O B L E M S T E L L U N G</u>	297
2	<u>V E R S U C H S - A N L A G E</u>	297
2.1	<u>STANDORT</u>	297
2.2	<u>VERSUCHS-DURCHFÜHRUNG</u>	297
2.2.1	<u>Variante "b" (bewachsen)</u>	297
2.2.2	<u>Variante "u" (unbewachsen)</u>	298
2.2.3	<u>Variante "w" (bewässert, bewachsen)</u>	298
2.3	<u>DÜNGUNG</u>	298
3	<u>U N T E R S U C H U N G E N</u>	298
3.1	<u>H₂O-GEHALTE</u>	298
3.2	<u>BESTIMMUNG VON NI, AM^a, AM^f</u>	299
4	<u>W I T T E R U N G S - V E R L A U F U N D Z E I T -</u> <u>G A N G V O N B O D E N - F E U C H T E</u> <u>U N D - T E M P E R A T U R</u>	299
5	<u>E R G E B N I S S E</u>	303
5.1	<u>VERSUCHS-ABSCHNITT MAI BIS MITTE AUGUST</u>	303
5.1.1	<u>Variante "b"</u>	303
5.1.2	<u>Variante "u"</u>	305
5.1.3	<u>Variante "w"</u>	308
5.2	<u>VERSUCHS-ABSCHNITT AB MITTE AUGUST</u>	310
6	<u>Z U S A M M E N F A S S U N G</u>	310
7	<u>L I T E R A T U R</u>	312

1 PROBLEMSTELLUNG

Direkte Messungen gasförmiger Stickstoff-Verluste werden auch in Zukunft nur in Labor-Versuchen durchzuführen sein (FREDE et al., 4, LEHFELD, 7, SOMMER, 16).

Nur durch zahlreiche Freiland-Versuche, in denen unterschiedliche Witterungs-Abläufe und Witterungs-Konstellationen erfaßt werden, lassen sich solche Labor-Versuchsergebnisse untermauern. Dadurch können die Grundlagen für Prognosen hinsichtlich einer optimalen Stickstoff-Düngung geschaffen werden, bei der N-Verluste reduziert werden.

Mit dieser Zielvorstellung wurde 1971 ein Freiland-Versuch durchgeführt, bei dem der Zeitgang der Gehalte an austauschbarem Ammonium-N und Nitrat-N in der Ackerkrume und in den tieferen Bodenhorizonten verfolgt wurde.

Um die Bedingungen zu erfassen, die im Boden Beginn, Ablauf und Intensität von Nitrifikations- und Denitrifikations-Phasen bestimmen, wurden die Witterungsdaten (Niederschläge, Luft-Temperaturen) und im Boden die Temperaturen und Wasser-Gehalte erfaßt. Durch Bewässerung des Bodens wurden künstlich die für N-Verluste entscheidenden Größen Bodenwassergehalt und Gas-Austausch variiert.

2 VERSUCHS - ANLAGE

2.1 STANDORT

Die Untersuchungen wurden auf einer 1,8 m tief entkalkten Parabraunerde aus mächtigem, grundwasserfernem Würm-Löß der O-Parzelle des Tiefpflug-Versuches in Drüber, Kreis Einbeck durchgeführt. Die Parabraunerde wurde bereits in anderen Arbeiten gründlich charakterisiert (SCHEFFER und MEYER, 8, 9, 13, 14, 15).

2.2 VERSUCHS-DURCHFÜHRUNG

2.2.1 Variante "b" (bewachsen)

Die "bewachsene Parzelle" wurde am 8.4.1971 mit Zuckerrüben ein-

gesät. Zu verschiedenen Probenahme-Terminen wurden für die NO_3^- - und NH_4^+ (a)-Untersuchungen mit einem Pürckhauer-Bohrstock Bodenproben aus 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 und 40-60cm Tiefe entnommen (3Parallelen, jede Parallele 5 Einstiche).

2.2.2 Variante "u" (unbewachsen)

Aus der bewachsenen Parzelle wurde am 30.6.1971 eine unbewachsene Parzelle ausgeschieden, indem auf einer Fläche von 3x3m die Zuckerrüben gerodet wurden. Die Probenahmen für die N-Untersuchungen erfolgten wie auf der Parzelle "b".

2.2.3 Variante "w" (bewässert, bewachsen)

Zu Versuchsbeginn wurde in der Parzelle "b" eine $0,8 \text{ m}^2$ große Fläche 30 cm tief mit einer Kunststoff-Folie eingefaßt, um seitlichen Wasser-Zu oder Abfluß zu unterbinden. Diese Versuchsfläche wurde zu Beginn des Untersuchungs-Abschnittes mit 30mm und danach im Abstand von 3 - 4 Tagen mit je 10 mm Wasser beregnet. Die insgesamt während der 2-monatigen Untersuchungs-Zeit (14.5. - 12.7.) ausgebrachte Wasser-Menge betrug 152,5 mm.

Um Dichtschlämmung zu vermeiden, wurde die Oberfläche der ummantelten Fläche mit Sedipur (Firma BASF) stabilisiert. Bodenproben für Wassergehalts-Bestimmungen und N-Untersuchungen wurden aus den Tiefen 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40 und 40-60 cm mit dem Bohrstock entnommen (2 Parallelen, je 2 Einstiche). Auch auf der bewachsenen und unbewachsenen Parzelle wurden Wassergehalts-Bestimmungen durchgeführt.

2.3 DÜNGUNG

Alle Varianten wurden einheitlich zu zwei Terminen mit Kalkammonsalpeter gedüngt:

4.4.1971	88 kg N/ha
21.5.1971	132 kg N/ha

3 U N T E R S U C H U N G E N

3.1 H₂O - GEHALTE

Alle Proben wurden bei 45°C getrocknet. Der Wassergehalt wurde

gravimetrisch bestimmt ($\% \text{H}_2\text{O}/\text{g}$ Boden-TrM). Die Umrechnung auf Vol $\% \text{H}_2\text{O}$ erfolgte unter Zugrundlegung einer mittleren Trocken-Dichte von 1,5 (MEYER und SCHEFFER, 8).

3.2 BESTIMMUNG VON NI, AMA, AMf

Die Bestimmung von Nitrat-N (NI), austauschbarem $\text{NH}_4\text{-N}$ (AMA) und fixiertem $\text{NH}_4\text{-N}$ (AMf) wurde nach der Vorschrift von FLEIGE, MEYER und SCHOLZ (2) durchgeführt. Fixiertes Ammonium wurde nur für 4 Probenahme-Termine bestimmt.

4 WITTERUNGS - VERLAUF UND ZEIT - GANG VON BODEN - FEUCHTE UND - TEMPERATUR

Nitrifikanten und Denitrifikanten sind in ihrer Aktivität stark abhängig von der Boden-Temperatur und den Bodenwasser-Gehalten. Aus dem zeitlichen Verlauf der Witterungs-Parameter und des davon abhängigen Ganges der Boden-Feuchte und -Temperatur lassen sich bereits näherungsweise Beziehungen zum Ablauf der Nitrifikations- und Denitrifikations-Phasen herstellen (FREDE et al., 4,5).

In Abb. 1 sind die Boden-Temperaturen, die Boden-Wassergehalte der Variante "b" und die Niederschläge aufgetragen. Die Boden-Temperaturen (Tagesmittel für 10 cm Tiefe) wurden von der Wetterstation Göttingen übernommen. Dieses erschien zulässig, da die Lufttemperaturen für Drüber und Göttingen im Untersuchungs-Zeitraum übereinstimmen.

Anhand des Witterungs-Verlaufs läßt sich der Untersuchungs-Abschnitt in 5 Phasen untergliedern:

Phase A, 1.5 - 8.6.: um $2,2^{\circ} \text{C}$ zu warm und zu trocken (75% der Normal-Niederschläge, die zudem erst in der zweiten Mai-Hälfte fielen), Bodentemperaturen $15 - 20^{\circ} \text{C}$, Boden-feuchte gering.

Phase B, 9.6. - 30.6.: kalt ($1,3^{\circ} \text{C}$ unter Durchschnitt), naß (200% der Normal-Niederschläge), Bodentemperaturen unter 15°C , Boden naß.

Phase C, 1.7. - 25.7.: heiß ($0,7^{\circ} \text{C}$ über normal) und sehr trocken (22% der Normal-Niederschläge) mit Bodentemperaturen bis über 20°C , Boden sehr trocken.

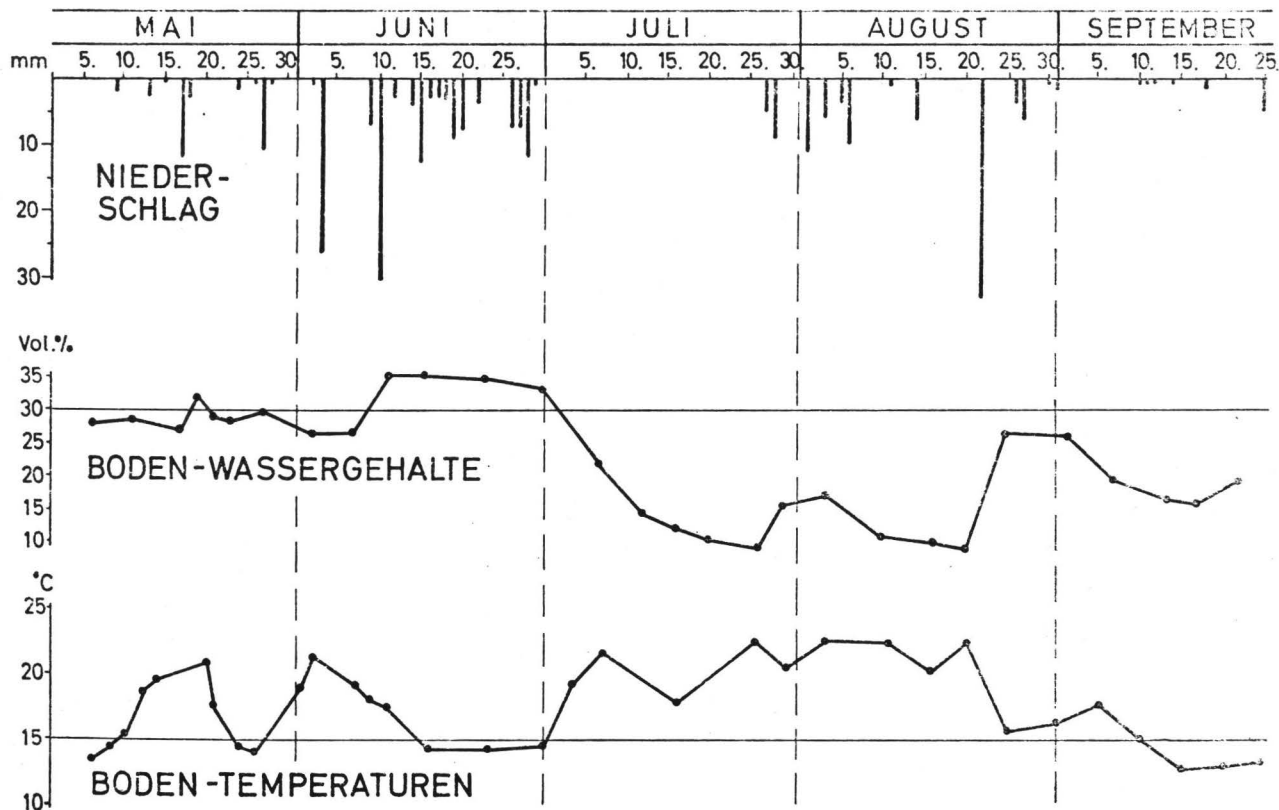
Phase D, 26.7. - 1.9.: warm ($1,2^{\circ}\text{C}$ über Durchschnitt) und übernormal feucht (99 mm = 115% der langjährigen Niederschläge), hohe Bodentemperaturen bei mittlerer Feuchte.

Phase E, 1.9. bis Ende September: zu kalt ($1,4^{\circ}\text{C}$ unter Durchschnitt) und zu trocken (22 mm = 42% des langjährigen Mittels).

TAB. 1

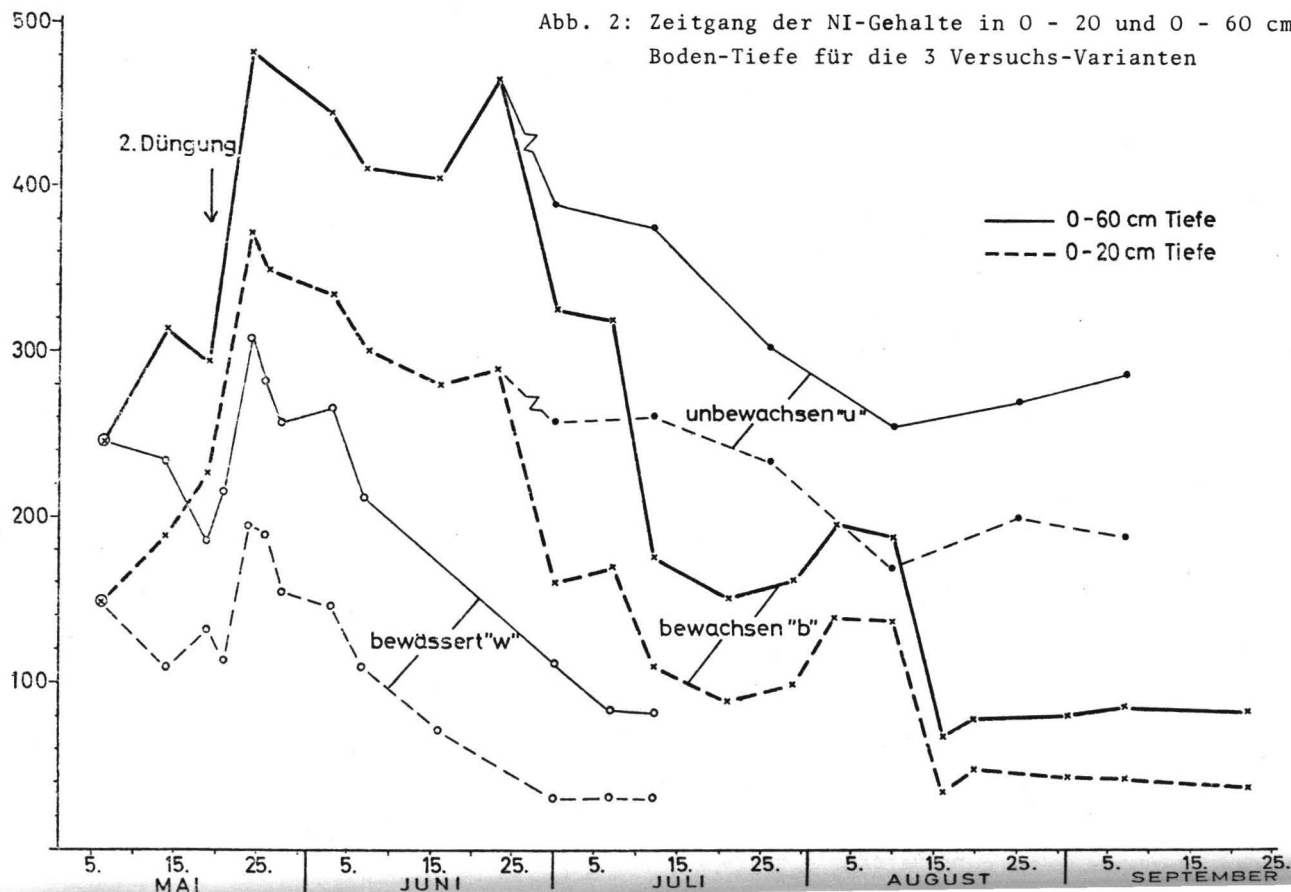
	WITTERUNG abweich. vom langj. ϕ	PHASE	NETTO-NI-u,AMa-MENGEN-ÄNDERUNG 0-60 cm					
			"b"		"u"		"w"	
			NI	AMa	NI	AMa	NI	AMa
5								
- 10	<u>1,5. — 8, 6.</u>	6, 5. — 21, 5,						
15	wärmer : + $2,2^{\circ}\text{C}$							
20	trockener : - 25 % Präzip.		+ 50	+ 30			- 59	+ 18
25	Düngung am 21, 5.	21, 5. — 24, 5,	+186	+ 38			+ 92	+ 29
30	Boden-Temp.: 15-20 $^{\circ}\text{C}$ (Ap-Horizont)							
5								
- 10	— — — — —	24, 5. — 23, 6,						
15	<u>9, 6. — 30, 6.</u>							
20	kälter : - $1,3^{\circ}\text{C}$							
25	feuchter : + 100% Präzip.		- 16	- 29				
30	Boden-Temp.: 20-13 $^{\circ}\text{C}$							
5	<u>1, 7. — 25, 7.</u>							
- 10	wärmer : + $0,7^{\circ}\text{C}$							- 227 - 41
15	trockener: - 78 % Präzip.							
20	Boden-Temp.: um 20 $^{\circ}\text{C}$	23, 6. — 16, 7,						
25	— — — — —							
30								
5	<u>26, 7. — 1, 9.</u>							
10	wärmer : + $1,2^{\circ}\text{C}$							
15	feuchter : + 15 % Präzip.		-398	- 74	-204	- 70		
20	Boden-Temp.: 23-16 $^{\circ}\text{C}$							
25								
30								

Abb. 1: Niederschläge, Boden-Wasser-Gehalte und Boden-Temperaturen
(10cm Tiefe) für die Monate Mai bis September 1977



kg N/ha Nitrat-N

Abb. 2: Zeitgang der NI-Gehalte in 0 - 20 und 0 - 60 cm Boden-Tiefe für die 3 Versuchs-Varianten



5 ERGEBNISSE

5.1 VERSUCHS-ABSCHNITT MAI BIS MITTE AUGUST

5.1.1 Variante "b"

Der hohe Gehalt an NI zu Beginn der Untersuchungen — 244kg/ha in 0-60 cm Tiefe — ist nicht allein aus der Düngung am 4.4.1971 zu erklären, die nur 88kg N/ha betrug.

Vielmehr muß vor Beginn der Untersuchungs-Zeit, wahrscheinlich zwischen dem 30.4. und 6.5., eine Mineralisations -und Nitrifikations-Phase durchlaufen worden sein, durch die bodenbürtige und düngerbürtige N-Vorräte in die Nitrat-Fraktion überführt worden sind.

Dieses zeigt auch ein Vergleich der NI-Gehalte am 30.4. mit denen am 6.5.:

30.4.	in 0 - 40 cm Tiefe	138kg/ha NI
6.5.	in 0 - 40 cm Tiefe	214kg/ha NI

In dieser warmen trockenen "Vorlauf-Witterungs-Phase" mit Bodentemperaturen um 14° C waren offensichtlich bereits optimale Voraussetzungen für die Nitrifikanten gegeben (siehe auch FREDE et al., 4, 5, GEBHARD, 6). Da in diesem Zeit-Abschnitt noch keine kontinuierlichen Messungen vorgenommen wurden, kann der genaue Zeitpunkt des Einsetzens der Nitrifikation allerdings nicht angegeben werden.

NI nimmt innerhalb von 8 Tagen nach der ersten Probenahme (6.5) bei Bodentemperaturen, die in den oberen 10 cm von 13 auf 20° C ansteigen, in der Tiefe 0-60cm um 68kg/ha zu (Abb.2). Etwa 50% der Gesamtzunahme entfallen auf die Tiefe 0 - 20 cm. Da gleichzeitig eine Zunahme des AMA von 85 auf 140kg/ha zu verzeichnen ist, muß auf eine intensive Mineralisation mit einer unmittelbar daran anschließenden Nitrifikation geschlossen werden. Die Gesamt-Zunahme an mineralisiertem N in diesen 8 Tagen beträgt 123kg/ha.

In den Tagen vor und nach der 2. Düngung (19.V. - 24.V.) (Düngung 66 kg NI, 66 kg AM/ha am 21.V.) steigt die NI-Menge in der Tiefe 0 - 60 cm um weitere 186 kg von 294 auf 482 kg/ha (vgl. auch Tab. 1 u. 4). Davon entfallen wiederum allein 145 kg NI auf die Tiefe

0 - 20cm. Unterstellt man, daß der NH_4 -Anteil im Kalkammonsalpeter zum größten Teil direkt nitrifiziert wurde — die AMA-Gehalte steigen im gleichen Zeitraum nur um 38kg/ha in 0 - 60cm Tiefe — so läßt sich der hohe Nitrat-Spiegel überwiegend durch eine weitere Mineralisation und Nitrifikation bodenbürtigen Stickstoffs erklären. Die Zufuhr von mineralischem Stickstoff fördert offensichtlich gleichzeitig die N-Mineralisation im Boden (priming effect). Boden-Temperaturen von 15 bis 20° C und Wasser-Gehalte von durchschnittlich 25 Vol.% liefern günstige Voraussetzungen für Nitrifikations-Prozesse.

Tab. 2 zeigt, daß auch die Mengen an AMf nach der Düngung in den oberen 5 cm zuerst zu- und dann wieder abnehmen. Rechnet man diese Zunahme der Düngung zu (66kg AM), so verbleiben hiervon 41 kg/ha in 0 - 10cm Tiefe. Dies kann als weiterer Hinweis darauf gewertet werden, daß die Nitrifikation in dieser Phase aus bodenbürtigen N-Formen gespeist wird.

Versuche von MBA et al. (10) und FLEIGE u. CAPELLE (3) mit ^{15}N -markiertem Ammonium an Löß-Parabraunerden ergaben, daß unmittelbar nach der Düngung bis zu 50% des AM in Dreischicht-Tonmineralen vorrübergehend fixiert werden können. Dieses fixierte Ammonium wird dann im Laufe der Vegetationszeit wieder freigesetzt und steht den Bodenmikroorganismen und auch den Pflanzen zur Verfügung.

Tab. 2: Gehalts-Veränderung des fixierten Ammoniuns (kg N/ha) im Tiefenabschnitt 0 - 10 cm, Variante "b", 21.5.-26.5.71

Tiefe	21.5.71	Differenz 21.-24.5.	24.5.71	Differenz 24.-26.5.	26.5.71
0-5	97	+ 48	145	- 19	126
5-10	96	- 7	89	- 1	88
Σ 0-10	193	+ 41	234	- 20	214

Die hohen Gehalte an NI (482kg/ha) am 24.5. in 0 - 60cm Tiefe und an AMA (153kg/ha) vermindern sich bis Ende Juni leicht. Als Haupt-Ursache dürfte der pflanzliche Entzug in Betracht kommen.

Nach dem 23.6. bis Mitte August nehmen die in 0 - 60cm Tiefe ent-

haltenen NI-Mengen um 398 kg/ha ab, unterbrochen von einer geringen Nitrifikations-Phase um den 10. August. Davon entfallen allein 253 kg/ha NI auf die Tiefe 0 - 20cm. Die AMA-Mengen gehen in derselben Zeit um 74 kg/ha zurück. Insgesamt verschwinden also 472kg mineralischer Stickstoff pro ha innerhalb von etwa 50 Tagen aus dem Boden-Abschnitt 0 - 60cm (Tab. 1, Abb. 2).

Wesentliche Auswaschungs-Verluste sind in dieser Phase aufgrund des Witterungs-Verlaufs auszuschließen. Die Ackerkrume trocknet bei hohen Boden- Temperaturen stark aus (s. Abb. 1).

Im Tiefen-Abschnitt 20 - 60cm deutet die nur geringfügige Erhöhung der NI-Gehalte auf einen — wenn überhaupt vorhandenen — geringen Anteil von Auswaschungs-Verlusten an den Gesamt-Verlusten der Krume hin.

Der N-Entzug der Zuckerrübe kann in dieser kritischen Phase (30.6.-16.8.) nach Untersuchungen von BEISS und WINNER (1) nicht mehr als 120 kg/ha betragen (Mittelwert aus 13 Untersuchungs-Jahren). Hinzu kommt, daß die Haupt-Verluste (315 kgNI) in der kurzen Zeit vom 23.6. bis 21.7. entstehen, denen nur ca. 80 kg N-Entzug durch die Zuckerrüben gegenüberzustellen sind.

Es bleibt somit die Frage des Verbleibs von mehr als 352 kgN (NI+AMA) in der Zeit vom 23.6. - 16.8. zu erklären. Die im Boden gegebenen Voraussetzungen für hohe Denitrifikations-Verluste müssen — zumindest in der Hauptverlust-Phase vom 23.6. bis 21.7. — als "gut" betrachtet werden: Bei hohen Boden-Temperaturen ($\sim 17 - 20^{\circ}\text{C}$ in 10 cm Tiefe) sinkt der Wassergehalt der Ackerkrume von "Feldkapazität" auf ca. 15 Vol % H_2O .

5.1.2 Variante "u"

Bis zum 23. Juni ist der Verlauf der N-Umsetzungen in dieser Variante identisch mit dem der bewachsenen Parzellen, da die Rüben erst nach dem 23.6. gerodet wurden.

Aus Abb. 2 ist zu entnehmen, daß die N-Verluste nach dem 23.6. ohne Bewuchs wesentlich geringer sind als unter Zuckerrüben.

Der Vergleich der Verlust-Anteile in der bewachsenen und unbewachsenen Variante (Tab.3) zeigt, daß nach Abzug der Entzüge durch die Zuckerrüben die Verluste auf der bewachsenen Parzelle noch um 78kg N min./ha höher sind als auf der unbewachsenen.

Tab. 3: N-Gehalts-Veränderungen (kg N/ha) im Tiefen-Abschnitt 0-60 cm, 23. 6. - 16. 8.
(Angaben in kg N/ha)

Variante :	"u"	"b"
NI	- 204	- 398
AMa	- 70	- 74
Z-Rüben-N-Entzug	-	+ 120
Verlust	- 274	- 352

Tab. 4: Bilanz des mineralischen Dünger- und Boden- N in den Varianten "b" und "w", Düngung: 21. 5., Messung im Boden: 24. 5.
(Angaben in kg N/ha)

Variante :	"b"	"w"
NI-Zufuhr mit der Düngung	66	66
AM-Zufuhr mit der Düngung	66	66
N(min)-Zufuhr mit der Düngung	132	132
NI-Zuwachs im Boden 0-20 cm	145	81
20-60 "	41	11
0-60 "	186	92
AMa-Zuwachs im Boden 0-60 "	38	29
AMf-Zuwachs im Boden 0-10 "	41	1
Kalkulierter pflanzl. Entzug	4	4
N(min)-Zuwachs Pflanze und Boden 0-60 "	269	126
Netto-Boden-N-Mineralisation	137	- 6

Die wesentlich geringeren N-Verluste auf der unbewachsenen Parzelle im Vergleich zu denen auf der bewachsenen sind zunächst durch Denitrifikation und organische Bindung des mineralischen N zu erklären. Wir neigen aber aufgrund von N^{15} -Versuchen, die unter ähnlichen mikroökologischen Bedingungen durchgeführt wurden (MBA et al., 10, FREDE et al., 4) dazu, die Verlust-Differenz "b" - "u" abzüglich des pflanzlichen Entzuges als denitrifikative N-Verluste zu deuten. Die unter Bewuchs höhere Atmungsintensität (Wurzel-Atmung + Mikroorganismen-Atmung) bewirkt bei diesem Bodentyp eine schlechtere O_2 -Versorgung, die den Denitrifikanten einen Selektions-Vorteil bietet. Diese Befunde werden auch durch die Freiland-Untersuchungen von FREDE, GEBHARDT und MEYER (5) bestätigt. Als weiteres Argument kommt hinzu, daß zwar Verluste an mineralischem N durch mikrobielle Rückführung in organische Bindung aufgrund der Untersuchungen von FLEIGE et al. (2) und MBA et al. (10) nicht auszuschließen sind, daß aber dieser Verlust-Prozeß durch wesentlich geringere Umsatz-Raten gekennzeichnet ist als der Denitrifikations-Prozeß.

Die insgesamt sehr hohen, als Denitrifikations-Verluste gedeuteten N min.-Verluste mit Tagesraten von ca. 7kg überraschen bei einem Vergleich der N-Verluste an diesem Standort mit denen auf Böden gleichen Substrats nicht. FREDE et al., (5) fanden Denitrifikations-Verluste von ca. 190 kg N unter Sommerweizen-Bewuchs mit Tagesraten von 9 - 14kg N/ha und unter Brache von ca. 150 kg mit Tagesraten von 7 - 11 kg (bezogen auf Ackerkrumentiefe). MBA et al., 10 konnten gasförmige N-Verluste von mehreren 100 kg N im Unterboden nachweisen.

Es erscheint widersinnig, daß die Phase der hohen gasförmigen N-Verluste in eine Zeit hineinreicht, in der der Oberboden stark austrocknet und somit zunehmend aerob wird. (35 Vol% H_2O am 26.6., 15 Vol% am 12.7.).

Man muß jedoch zur Erklärung der gasförmigen N-Verluste in dem relativ aeroben Boden in der zweiten Denitrifikations-Phase die Modell-Vorstellung zur Hilfe nehmen, daß auch in relativ gut durchlüftetem Milieu " anaerobe Mikrokompartimente" auftreten, die gasförmige Stickstoff-Verluste ermöglichen (FREDE et al., 4, MEYERS und MC GARITY, 11).

Die hohen NI-Gehalte auf der bewachsenen Parzelle im Juni bieten

auf der einen Seite die Voraussetzungen für hohe N-Verluste. Auf der anderen Seite steht den Zuckerrüben zu dieser Zeit ein zu hohes Angebot an leichtlöslichem Stickstoff zur Verfügung. Diese Mengen können von den Pflanzen keinesfalls verwertet werden. Die Folge sind Qualitäts-Einbußen durch zu geringen Zuckergehalt und zu hohen Anteil an Amid-N. Der Zuckergehalt der Rüben lag 1971 auf diesem Standort um ca 2% niedriger als ortsüblich.

5.1.3 Variante "w"

In der Versuchs-Phase vom 6. Mai bis zur N-Düngung am 21. Mai findet unter dem nicht bewässerten jungen Rüben-Bestand eine beträchtliche N-Mineralisation und Nitrifikation statt. Tab. 1 liefert die Vergleichs-Daten für die vom 8. Mai ab in 2 bis 4-Tages-Intervallen bewässerten Rüben-Parzellen. Die Bewässerungs-Höhe wurde so bemessen, daß der Ap-Horizont feucht gehalten wurde, ohne daß ein ins Gewicht fallender Nitrat-Austrag aus der Boden-Tiefe 0 - 60 cm eintreten konnte.

Bis zum Düngungs-Termin treten in dieser Variante keine NI-Gewinne, sondern NI-Verluste und nur geringe AM-Gewinne auf (Abb. 2). Das gilt sowohl für die Tiefen-Abschnitte 0 - 20 als auch 20 - 60 cm. Die zum Verlust an mineralischem Boden-Stickstoff führenden Prozesse Denitrifikation und organische N-Bindung überwiegen also die N-Mineralisation. Da organische N-Bindung und N-Mineralisation als mikrobielle Prozesse von den mikroökologischen Bedingungen in gleicher Richtung beeinflusst würden und nur die Denitrifikation gegenläufig gesteuert wird und außerdem die Bedingungen für eine Denitrifikation äußerst günstig gestaltet sind, kann die Verringerung der Gehalte an mineralischem N als ein Überwiegen der forcierten Denitrifikation gegenüber einer gehemmten N-Mineralisation gedeutet werden (SCHEFFER und BARTELS, 12).

Dies wird deutlich in der folgenden 4tägigen Phase, die sich unmittelbar an die Düngung anschließt. Eine Bilanz für diesen Zeit-Abschnitt liefert Tab. 4.

Während in der Variante "b" innerhalb der 4 Tage zusätzlich zu den mit der Düngung zugeführten N-Mengen weitere 137 kg organischen Boden-Stickstoffs mineralisiert und überwiegend nitrifiziert wurden (Priming-Effekt?), erreicht in der vorher feucht gehaltenen, während der 4 Tage jedoch nicht bewässerten Variante der N min.-Gewinn im Boden nur knapp die mit der Düngung zugeführte Nmin.-Menge.

Zwar findet eine Nitrifikation des zugeführten Ammoniums statt, doch ist der Netto-NI-Gewinn wesentlich geringer als in der Variante "b". Die negative Bilanz für die Netto-Boden-N-Mineralisation kann wieder als ein Überwiegen einer verstärkten Denitrifikation gegenüber einer gehemmten biologischen Umsetzung der organischen N-Fractionen gedeutet werden, da nicht anzunehmen ist, daß in der Variante "w" die Rückführung von mineralischem N in organische Bindung wesentlich gegenüber der Variante "b" beschleunigt wurde.

Die anschließende Phase vom 25. Mai bis zum 12. Juli ist auf den unbewässerten Rüben-Parzellen dadurch gekennzeichnet, daß die Mengen an mineralischem Stickstoff bis Ende Juni nur unbedeutend zurückgehen. Offenbar werden die Verluste an mineralischem N, die durch pflanzlichen N-Entzug, Rückführung in organische Bindung und eventuell Denitrifikation verursacht werden, noch bis Ende Juni durch eine anhaltend starke Mineralisation von organischem Boden-N ausgeglichen bzw. sogar überkompensiert. Erst danach beginnen die Verluste die — wenn überhaupt noch vorhanden — geringen Mineralisations-Gewinne stark zu überwiegen.

In den bewässerten Varianten setzt dagegen bereits vom 25. Mai ab eine nahezu kontinuierliche Abnahme der mineralischen N-Vorräte ein — und zwar ausgehend von einem wesentlich geringeren N min., NI- und AM-Niveau als auf den unbewässerten Parzellen:

Bis zum 12. Juli, also innerhalb von 48 Tagen vermindert sich der Ausgangs-N min-Vorrat von >350 kg/ha im Tiefen-Abschnitt 0 - 60 cm um 268 kg N/ha. Allein im Ap-Horizont betragen die Verluste 185 kg. Setzt man aufgrund der Daten aus der Literatur einen pflanzlichen N-Entzug für die Rüben von ca. 120 kg N/ha ein, so würden ca. 150 kg/ha an mineralischem N aus der Tiefe 0 - 60 cm zusätzlich verschwinden, was einer Tages-Rate von ~ 3 kg N/ha für die Gesamt-Tiefe und schätzungsweise von 2 kg N/ha für die Ackerkrume entspricht.

Da auch in dieser Zeit Auswaschungs-Verluste auszuschließen sind — vergleiche die fortschreitende Boden-Austrocknung in Abb. 1! — kommen als Verlust-Ursachen ebenfalls nur wieder Denitrifikation und organische N-Bindung in Betracht. Aus den vorher dargelegten Argumenten erscheint die Denitrifikation als die dominierende Ursache. Die mikroökologischen Voraussetzungen für eine denitrifikative N-Entbindung sind extrem günstig. Unter ähnlichen Freiland-Bedingungen wurden von FREDE et al., (5) Denitrifikations-Tagesraten von 7 kg N/ha und mehr gemessen. Die Ursache dafür, daß in

der "w"-Variante niedrigere Tages-Verlustraten bestimmt werden, kann in den niedrigeren NI-Ausgangs-Mengen gesehen werden.

5.2 VERSUCHS-ABSCHNITT AB MITTE AUGUST

Ab Mitte August stellt sich in allen Varianten die bekannte Erscheinung ein, daß die NI- und AMa-Gehalte etwa auf gleichem Niveau verbleiben. Die pflanzlichen N-Entzüge auf den bewachsenen Varianten sind von Mitte August bis Ende September nur noch mit ca. 27 kg N/ha anzusetzen. Dieser Bedarf wird offensichtlich durch die N-Mineralisation gedeckt. In der Variante ohne Bewuchs bleibt der NI-Spiegel entsprechend dem fehlenden pflanzlichen Entzug höher und aufgrund der infolge trockener und später kühler Witterung fehlenden Denitrifikation und organischen N-Bindung hoch.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Untersuchungen des Umsatzes von Boden- und Dünger-N unter heranwachsenden Zuckerrüben-Beständen auf Parabraunerden aus mächtigem Würm-Löß unter relativ warmer und trockener Frühsommer-Witterung ergeben, daß die entscheidenden N-Umsatz-Phasen des Bodens in der Zeit von Anfang Mai bis Mitte August liegen.

Kontinuierliche Messungen des Nitrat- und austauschbaren Ammonium-N-Gehaltes in verschiedenen Boden-Tiefen bis 60 cm unter Variation der ökologischen Bedingungen "Bewuchs↔Brache" und "Zusatz-Befeuchtung" des Bodens lassen erkennen, daß der Zeitgang der Gesamt-Menge an mineralischem N im Boden bedingt ist durch die relative Intensität von Gewinn-Prozessen (N-Mineralisation) und Verlust-Prozessen (Denitrifikation, organische N-Bindung und pflanzlicher N-Entzug). — Eine Beteiligung von Nitrat - Auswaschung an den Verlusten ist aufgrund der gewählten Versuchs-Bedingungen auszuschließen. Als einer der die Denitrifikation steuernden Prozesse wird ferner die Nitrifikations-Intensität betrachtet.

Im Mai überwiegt bei geringem pflanzlichem N-Entzug die N-Mineralisation mit subsequenter Nitrifikation die Verluste an N min so stark, daß sich in Zusammenhang mit der Düngung (N-Zufuhr) und dem durch sie bewirkten "priming effect" ein extrem hoher Nitrat-Spiegel aufbaut. Durch Zusatzbewässerung wird in dieser Zeit die Anreicherung

von N min und besonders von Nitrat stark herabgesetzt. Als Ursache dafür sind eine verminderte N-Mineralisations-Leistung der Boden-Flora, besonders aber eine erhöhte denitrifikative N-Entbindung anzusehen.

Im Juni halten sich bis zum "Schließen" des Rüben-Bestandes Gewinn und Verlust-Größen für N min annähernd die Waage. Zusatz-Bewässerung führt jedoch zu einer starken kontinuierlichen N min-Abnahme. Auch hier werden Argumente dafür geliefert, daß diese in erster Linie durch ein starkes Überwiegen der Denitrifikations-Verluste gegenüber einem reduzierten N-Mineralisations-Gewinn und reduzierten Verlusten durch organische N-Bindung zu erklären ist.

Von Ende Juni bis Mitte August überwiegen die N-min-Verluste den Gewinn stark. Im Vordergrund steht der pflanzliche N-Entzug. Der Vergleich von gerodeten und unter Bewuchs belassenen Parzellen zeigt jedoch, daß auch beträchtliche Verluste durch Rückführung von mineralischem N in organische Bindung und durch Denitrifikation auftreten. Sie sind unter Bewuchs wesentlich höher als unter Brache und müssen wiederum im wesentlichen durch denitrifikative N-Entbindung erklärt werden, für die unter Bewuchs "günstigere" mikroökologische Bedingungen gegeben sind. Allerdings ist dabei die im Versuchsjahr gegebene Witterungs-Situation zu berücksichtigen, die noch zu Ende Juni die Anreicherung einer extrem hohen Nitrat-Menge ermöglicht hatte. Die Zusatz-Bewässerung bewirkte in dieser Phase nur noch geringe N-Umverteilungen, da der geringere Ausgangs-Nitrat-Spiegel durch den zeitlich vorgezogenen Denitrifikations-Ablauf weitgehend aufgezehrt war und die Mineralisation gehemmt blieb.

Die für die N min-Verlust-Phasen ermittelten Tages-Verlust-Raten lagen unter den, bzw. erreichten knapp die, Denitrifikations-Raten, die an einem ähnlichen Standort in einem anderen Jahr unter mikroökologisch ähnlich günstigen Bedingungen erzielt wurden (vgl. FREDE et al. in diesem Band).

Insgesamt bewirkte die günstige warme Witterung in den Haupt-Umsatz-Phasen des Boden-Stickstoffs bei starker N-Mineralisation und Nitrifikation Einbußen beim Zucker-Ertrag und hohe Denitrifikations-Verluste. Die Zusatz-Bewässerung stellt in gewisser Hinsicht eine Simulation feuchter Witterungs-Bedingungen dar: Verminderung von N-Mineralisation und Nitrifikation mit einer zunächst im Juni absolut geringeren Denitrifikation, die jedoch in den Haupt-N-Bedarfszeiten der Rüben zu einem zu geringen N-Angebot führen kann.

7 L I T E R A T U R

1. Beiß, U. und C. Winner, 1975: Ertragsbildung, Nährstoffaufnahme und Nährstoffentzug der Zuckerrübe, Zucker 28, 461-471 (1975)
2. Fleige, H., B.Meyer u.H. Scholz, 1971: Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Dünger-Stickstoff (N^{15}) in einer Ackerparabraunerde aus Löß, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 39-86 (1971)
3. Fleige, H. und A. Capelle, 1975: Bilanz und Umverteilung von markiertem Dünger-N, Mitt. Dt. Bodenkundl.Ges. 22, 375-384 (1975)
4. Frede, H.G., H.Gebhardt und B.Meyer, 1975: Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-Stickstoff-Verlusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-Parabraunerde aus Löß, Mitteilung I: Labor-Modell-Versuche mit natürlichen Boden-Monolithen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 69-166 (1975)
5. Frede, H.G., H.Gebhardt und B. Meyer, 1975: Größe, Ursachen und Bedingungen von Boden- und Dünger-Stickstoff-Verlusten durch Denitrifikation aus dem Ap-Horizont einer Acker-Parabraunerde aus Löß, Mitteilung II: Freiland-Versuche mit verschiedenen N-Dünger - Formen, Brache und Bewuchs, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 167-213 (1975)
6. Gebhardt, H., 1974: Boden- und Düngerstickstoff-Umsatz in einer Löß-Ackerparabraunerde während der Vegetationsperiode 1973, Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 18, 208-217 (1974)
7. Lehfeld, J., 1968: Aufbau und Arbeitsweise einer Apparatur zur kontinuierlichen Verfolgung der Verluste an gasförmigem Stickstoff aus dem Boden, Thaer-Arch. 12, 995-1002 (1968)
8. Meyer, B. und K. Scheffer, 1970: Physikalisch-pedohydrologische Veränderungen einer grundwasserfernen Parabraunerde aus mächtigem Jungwürm-Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 9-66 (1970)

9. Meyer, B. und K. Scheffer, 1970: Veränderungen des N- und K-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Würm-Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 125-168 (1970)
10. Mba- Chibogu, C., B. Meyer und P. Narain, 1975: Boden- und Dünger-(N¹⁵)-Stickstoff in Ackerparabraunerden aus Löß: Jahresbilanz und Umverteilung auf verschiedene N-Bindungsformen in Abhängigkeit von Bewuchs, N-Düngerform und Zusatz von Nitrifikationshemmern, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 1-67 (1975)
11. Meyers, R.J.K. and J.W. Mc Garity, 1972: Denitrification in undisturbed cores from a solodized solonetz B horizon, Plant and Soil, The Hague 37, 81-89 (1972)
12. Scheffer, B., und R. Bartels, 1974: Die N-Dynamik eines Niedermoorbodens und seine Beeinflussung, Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 20, 425-434 (1974)
13. Scheffer, K., und B. Meyer, 1970: Umgestaltung des Phosphat-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 67-98 (1970)
14. Scheffer, K., und B. Meyer, 1970: Zum Humushaushalt einer ungestörten und tief umgebrochenen Löß-Parabraunerde unter Acker-nutzung, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 99-124 (1970)
15. Scheffer, K., und B. Meyer, 1970: Veränderungen des N- und K-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Würm-Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 125-168 (1970)
16. Sommer, K., 1971: Elementarstickstoffverluste bei der Umsetzung leicht zersetzlicher organischer Masse im Boden, Habil.-Schrift, Landw. Fak. Uni. Bonn (1971)

FLEIGE , H. , U.
MEYER , B. :

MINERALISCH FIXIERTES AMMONIUM IN JUNGPLEISTOZÄNEN SEDIMENTEN
NORDDEUTSCHLANDS UND IHREN FOSSILEN UND HOLOZÄNEN BÖDEN :
EIN INDIKATOR FÜR LITHO- ODER PEDOGENETISCHE PROZESSE UND
HERKÜNFTE ?

INHALT

		Seite
1	<u>P R O B L E M S T E L L U N G</u>	317
2	<u>M E T H O D E</u>	318
3	<u>M A T E R I A L</u>	319
4	<u>E R G E B N I S S E</u>	319
4.1	<u>L Ö S S , L Ö S S - B Ö D E N</u>	319
4.1.1	<u>Der Löß</u>	320
4.1.2	<u>Die fossilen Horizonte</u>	322
4.1.3	<u>Die Parabraunerde</u>	322
4.1.4	<u>Schwarzerden</u>	324
4.2	<u>B Ö D E N A U S S A N D S T E I N , K A L K S T E I N U N D</u> <u>D E C K S A N D . - A U E N L E H M</u>	324
4.3	<u>G R U N D M O R Ä N E</u>	325
5	<u>D I S K U S S I O N</u>	326
6	<u>Z U S A M M E N F A S S U N G</u>	327
7	<u>L I T E R A T U R</u>	327

1 PROBLEMSTELLUNG

Bei der Untersuchung von 3 Acker-Parabraunerden aus Würm-Löß im Gebiet des Leinetal-Grabens hatten sich etwa folgende Mengen an Gesamt-Stickstoff (Nt) und fixiertem Ammonium-Stickstoff (AMf) ergeben (2,5,7):

Ackerkrume	(Ap)	0 - 30cm	Nt ca. 4200kgN/ha	AMf 530kgN/ha
Unterboden	(Al+Bt ₁)	30 - 100cm	" " 5500 "	1300 "

Im Ap-Horizont macht das AMf ca. 13%, im Al- und oberen Bt₁-Horizont im Schnitt 24% des Nt aus, wobei der Prozent-Anteil von 14% in 35cm Tiefe auf 40% in 100cm Tiefe ansteigt.

Das AMf stellt somit diejenige N-Bindungs-Form dar, die mit zunehmender Boden-Tiefe relativ und absolut zur dominierenden N-Speicher-Form wird. Daraus resultieren folgende Fragen: Wie kommt es zu dieser Tiefen-Anreicherung von AMf? Handelt es sich um eine Verlagerung von AMf mit dem wandernden Ton, wobei die Fixierung von Ammonium ursprünglich im A-Horizont stattgefunden hat? Oder handelt es sich — da das Ammonium-Ion in den betrachteten Böden nur wenig beweglich ist — um eine Ammonium-Tiefen-Anreicherung über die Pflanzen-Wurzel oder über die Infiltration organischer N-Verbindungen, die unten mineralisiert wurden? Eine Ammonifizierung von eingewaschenem Nitrat ist kaum vorstellbar. Handelt es sich um eine "Erbschaft" vom Ausgangs-Gestein her, um sog. "natives fixiertes Ammonium (4)"?

Für ökologische Fragen ist wichtig zu wissen, ob das AMf, das in der 1m mächtigen Wurzel-Zone der Löß-Böden immerhin fast ein Fünftel der Gesamt-N-Vorräte ausmacht, als eine mögliche N-Quelle für Organismen in Betracht kommt, oder ob es nicht vielmehr bei ökologischen Betrachtungen von vornherein als eine biologisch inerte N-Komponente von den Gesamt-N-Vorräten abgezogen werden sollte.

FLEIGE et al. (2) fanden jedoch, daß die AMf-Mengen im Ap-Horizont wie auch im Unterboden im Laufe einer Vegetationszeit um bis zu 12% um den Mittelwert schwankten. MBA et al. (5) konnten unter Verwendung von N¹⁵-Düngerstickstoff zeigen, daß sofort nach der Düngung 40kg N/ha, d.h. 50% der zugegebenen Ammonium-Menge im Ap-Horizont fixiert wurden, was eine Vermehrung dieser Fraktion um ca. 9% bewirkte. Dieses fixierte Ammonium wurde jedoch schon

kurz danach wieder freigegeben und zum Aufbau organischer N-Bindungs-Formen verwendet.

Dies legt die Vermutung nahe, daß es sich bei dem "fixierten Ammonium" um eine N-Fraktion des Bodens handelt, in der das NH_4 -Ion in unterschiedlich fester Bindung vorliegt. Ein geringer Teil, vielleicht 10-15%, dürfte — wenn er auch nicht am Sofort-Austausch teilnimmt — im Langzeit-Austausch im Ca-reichen Milieu und bei einem starken K-Angebot remobilisierbar sein, während die Haupt-Menge als biochemisch tote Speicher-Menge zu betrachten ist.

Der Begriff "fixiertes Ammonium" umfaßt sehr verschiedene Bindungs-Formen des Ammoniums. Das hängt damit zusammen, daß das Ammonium bei allen Prozessen der Lithogenese und Mineral-Bildung (Magmatogenese, Metamorphose, Sedimentogenese, Diagenese) anwesend sein und das K teilweise ersetzen kann. Nach WLOTZKA (9), der 1972 eine umfassende Übersicht über die Geochemie des N und besonders des "fixierten" NH_4 gab (zu ergänzen durch MARTIN et al., 4), kommt "fixiertes" Ammonium nicht nur in Glimmern, sondern auch in anderen Mineralen, besonders Feldspäten vor.

In Magmatiten enthalten die :

K-Feldspäte	3 - 125,	im Durchschnitt	23 ppm NH_4
Plagioklase	3 - 48,	"	22 ppm "
Biotite	10 - 266,	"	55 " "
Muskovite	25 - 130,	"	68 " "

Für Intrusiv-Gesteine werden 12 (Gabbros und Diorite) bis 17 (Granite), für Vulkanite 19 ppm AMf angegeben. 10423 nordamerikanische Sediment-Gesteins-Proben ergaben einen mittleren AMf-Gehalt von 600ppm, Grauwacken 180, Sandsteine 120, paläozoische Schiefer 1500 ppm AMf. Bei den Metamorphiten haben die Orthogneise in der Regel niedrigere, die Paragneise mehr als doppelt so hohe AMf-Gehalte (144 - 326 ppm).

2 M E T H O D E

Bei der Fraktionierung des Boden-N wird die Bestimmung des AMf von uns (2) wie folgt durchgeführt:

Die organische Substanz des feingemahlten Bodens wird durch K-hypobromid im stark alkalischen Milieu aufoxydiert. Dabei werden das organisch gebundene N und das austauschbare Ammonium gas-

förmig entbunden. Der Boden-Rückstand wird mit Schwefelsäure aufgeschlossen, was sich als ebenso wirksam wie der Aufschluß mit einem HF/HCl-Gemisch erwies. Das dabei in Lösung gehende abdestillierbare NH_4 wird als "fixiertes Ammonium" (AMf) bezeichnet.

Da bei dieser Methode, angewendet auf Proben mit Nt-Gehalten von ca. > 400 ppm, Fehl-Bestimmungen des AMf dadurch möglich sind, daß schwer oxydierbare organische N-Verbindungen, z.B. Humine (Huminkohle), nicht vollständig bei der Hypobromid-Behandlung beseitigt werden, sind Korrekturen nötig. Statistische Auswertungen ergaben, daß der Abzug von 1,5% des No vom Hypobromid-Behandlungs-Rest-N bei Löss- und Geschiebelehm-Böden eine ausreichende Korrekturmöglichkeit bietet.

3 M A T E R I A L

Im Raum Süd-Niedersachsen/Nord-Hessen wurden 6 Parabraunerden und 2 Schwarzerden sowie die wärm-wechsel-kaltzeitlichen Lössе, aus denen diese Böden im Holozän hervorgegangen sind, auf die Tiefen-Verteilung ihrer AMf-Gehalte untersucht. Es handelt sich um die schon früher mineralogisch, stratigraphisch oder N-bilanzmäßig untersuchten Lokalitäten: Frellstedt, Springmühle (3,6), Drüber (2,7), Lenglern, Lohne (8), Rosdorf (5), Asel, Beeke (Rosdorf) (1).

An der Ostsee-Küste Schleswig-Holsteins wurden 2 über 10m mächtige Grundmoränen-Profile bei Putlos und Brodten/Travemünde sowie 14 Streu-Proben zwischen Travemünde und Kiel entnommen.

Zum Vergleich wurden eine Mull-Rendsina und ein Kalkstein-Braunlehm vom oberen Muschelkalk (Göttingen), eine saure Sand-Braunerde (Bausandstein-Sand, sm, Göttingen), ein Auenlehm (Leine, Göttingen) und ein Eisen-Humus-Podsol (wechselzeitl. Decksand, Celle) untersucht.

4 E R G E B N I S S E

4.1 LÖSS, LÖSS-BÖDEN

Bei den untersuchten Lössen und ihren Parabraunerden ergaben sich trotz der räumlich beträchtlichen Entfernungen der Entnahme-Orte (max. 180 km) so erstaunlich gute Übereinstimmungen der schicht-

und horizont-spezifischen AMf-Gehalte, daß die Situation exemplarisch an nur einem Profil (Lenglern) dargestellt werden kann (Abb.1).

Das etwa 5 m tief aufgeschlossene Profil besteht aus jungwürm-zeitlichem Löß, der durch die bei ROHDENBURG u. MEYER (8) beschriebenen fossilen kaltzeitlichen Boden-Horizonte wj 1 γ , wj2 β ', wj2 β " und wj 3 δ untergliedert ist. Die oberen 170 cm sind im Holozän entkalkt und zu einer Parabraunerde mit den Horizonten A1, Bt₁, Bt₂ und Bv umgewandelt worden. Sie nimmt eine Mittelstellung zwischen einer typischen Parabraunerde und einer Griserde ein. Der fossile Boden-Horizont wj 3 δ ist in den Bt₂-Horizont dieser Parabraunerde einbezogen worden.

4.1.1 Der Löß

In den kaum veränderten Paketen wj2 α und wj3 α enthält der Löß durchschnittlich:

Ton < 2 μ m Ø	10,4 %	} auf CaCO ₃ -freie TrM bezogen
Schluff 2-63 μ m Ø	86,1 %	
Sand > 63 μ m Ø	3,5 %	
CaCO ₃	11,3 % ...	} davon 85% in der Schluff-Fraktion
org. C	0,34%	
org. geb.N (No)	50 ppm	
AMf	127 ppm	

Das C (t)/N(t)-Verhältnis beträgt ca. 25, das C(t)/No-Verhältnis ca. 70. Die Ton-Fraktion besteht zu ca. 40% aus Illiten, zu ca. 25% aus Vermiculiten, 20% Montmorilloniten, 15% Quarz, Feldspäten und Kaolinit.

An Ton-Proben, die in wässriger Suspension unter Ultraschall-Behandlung gewonnen worden waren, wurden AMf-Gehalte von ca. 670 ppm und in der Schluff-Fractionen AMf-Gehalte von ca. 65 ppm bestimmt.

Die Schluff-Fraktion enthält ca. 14% Glimmer (zu ca. je 1/3 Biotite, Muskovite, Chlorite) und ca. 15% Feldspäte (2/3 K-Feldspäte, 1/3 Plagioklase). Legt man das AMf des Schluffes auf diese beiden Komponenten um, so errechnet sich für ihre Gewichts-Summe ein mittlerer Amf-Gehalt von ca. 224 ppm.

Der AMf-Gehalt des Lösses setzt sich dann wie folgt zusammen:

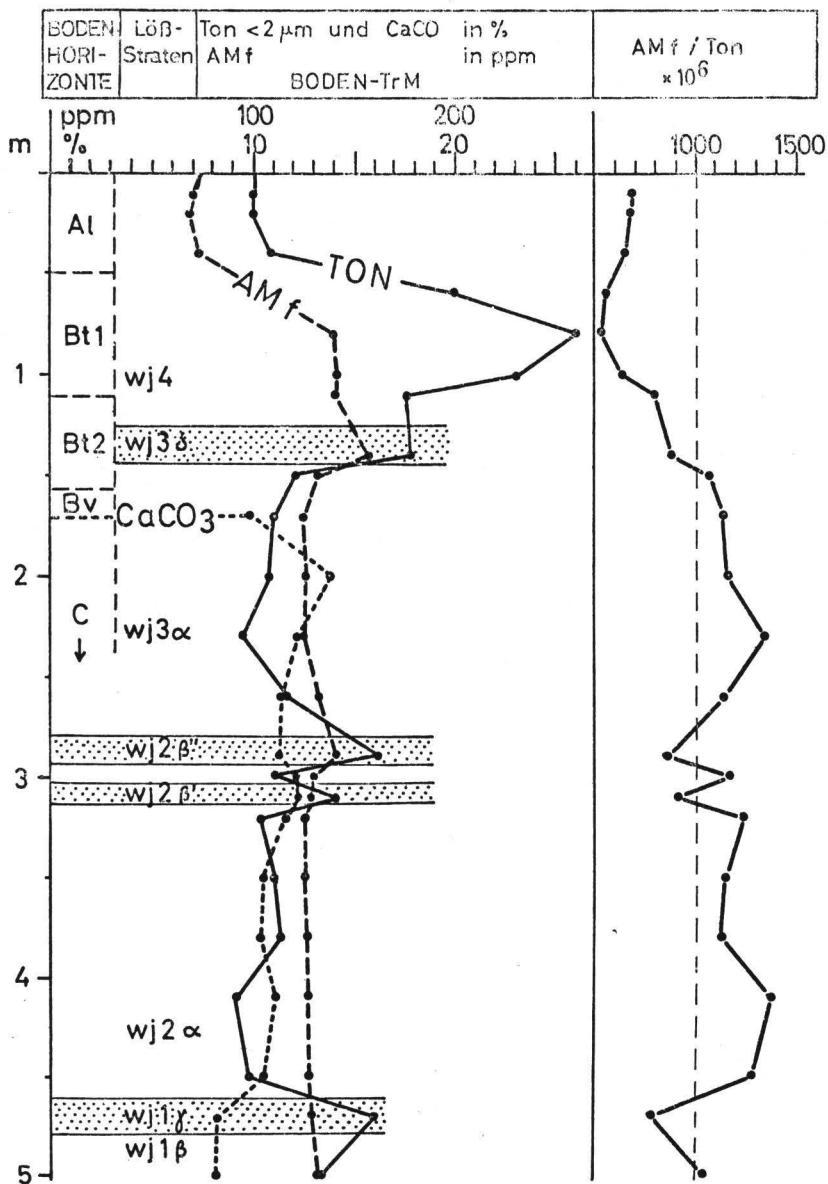
10,4% Ton, spez. AMf-Gehalt 670 ppm, bez. auf Löß 70 ppm	
86,1% Schluff, " " " 65 ppm, " " "	57 ppm
	127 ppm

Abb. 1: Löß-Profil Lengler bei Göttingen, 0-170 cm: Parabraunerde (A1, Bt₁, Bt₂, Bv).

Punktiert: fossile kaltzeitliche A-Horizonte.

Gehalte an CaCO₃, Ton (%), fixiertem Ammonium (ppm).

Quotient Boden-AMf/Ton [ppm]



Bezieht man das Gesamt-AMf des Lösses auf den Ton-Anteil, so errechnet sich ein Quotient von $1221 \cdot 10^{-6}$.

4.1.2 Die fossilen Horizonte

Die fossilen Böden werden als kryoklastisch stark beanspruchte kaltzeitliche A-Horizonte aus Sedimentations-Stillstands-Phasen (8) gedeutet. Sie zeigen — wie z.B. der wj2 β "-Horizont — neben einer relativ starken Ton-Anreicherung aus mechanisch zerkleinerten Schluff-Glimmern (auch -Feldspäten und-Quarz) entweder nur eine sehr geringe oder keine Zunahme des AMf-Gehaltes (wj 1 γ). Offenbar kann im Zuge einer oberflächennahen Veränderung des Lösses durch Bodenbildung etwas Ammonium vom Ton fixiert worden sein.

Der Zerfall von AMf-ärmerem Schluff-Material zu Ton führte zu einer Senkung des spezifischen AMf-Gehaltes der Ton-Fraktion.

Charakteristisch ist die Verminderung des AMf/Ton-Quotienten in den fossilen Horizonten.

4.1.3 Die Parabraunerde

Unter den bodengenetischen Prozessen, die bei der Entstehung der Parabraunerde abgelaufen sind, stehen im Hinblick auf die AMf-Umverteilung die pedochemische Ton-Bildung aus Schluff-Glimmern und die Verlagerung von primär vorhandenem wie sekundär gebildetem Ton im Vordergrund.

Im A1-Horizont sind bis zu 60% der Schluff-Glimmer zu Ton zerkleinert worden. Dies hätte eine Anhebung des Ton-Gehaltes auf 19% bewirken können, wenn nicht 9% Ton (alter und neuer) in den Bt-Horizont abgewandert wären. Dies hat zur Senkung des AMf-Gehaltes geführt.

Erstaunlich ist, daß bei 5 der sechs Parabraunerden die AMf-Menge des Bodens nur unwesentlich von der Menge des AMf abweicht, die vorher im Löß des Solums aufgrund der mittleren AMf-Gehalte vorhanden gewesen sein müßte. Bei einer der untersuchten Parabraunerden war dagegen die Gesamt-Menge um 9% gegenüber der angenommenen Ausgangs -Menge angestiegen. Dies erscheint möglich, wenn man die von FLEIGE et al. (2) festgestellten jahreszeitlichen Gehaltsschwankungen berücksichtigt und bedenkt, daß dies der einzige Boden war, der nicht im Sommer, sondern im Frühjahr entnommen worden war.

Dies würde, in Übereinstimmung mit MARTIN (4) auch für die Löß-Parabraunerde den Schluß nahe legen, daß eine Anreicherung der lößbürtigen Mineral-Substanz mit AMf im Zuge der Bodenbildung sehr begrenzt und auch die Verminderung infolge pflanzlichen N-Entzuges und Austausch-Verdrängung gering ist. Damit stellt der AMf-Gehalt in erster Linie eine lithogene Größe dar, und die AMf-Tiefen-Verteilung bietet sich als ein Parameter für den Umverteilungs-Grad der lithogenen Komponenten an.

In 5 der 6 untersuchten Parabraunerden werden die durch Ton-Abfuhr im Al-Horizont bewirkten AMf-Verluste durch die infolge Ton-Anreicherung im Bt₁-Horizont bewirkten Gewinne ausgeglichen. Der im Bt₂-Horizont verlagerte Ton stammt im wesentlichen aus dem Löß-Material dieses Horizontes und ist nicht durch Zufuhr von oben vermehrt worden. Im Fall des Profils Lenglern wird die Situation dadurch kompliziert, daß im Bt₂-Hor. ein fossiler A-Horizont liegt.

Wäre aus dem Al-Horizont nur der primär vorhandene und nicht der neu aus Schluff-Glimmern gebildete Ton abgewandert, so hätte der AMf-Gehalt in diesem Horizont auf 60 sinken müssen. Die Meßwerte lagen jedoch bei einem Ton-Gehalt von durchschnittlich 10% zwischen 84 und 67 ppm. Das würde — eine Mengen-Konstanz des AMf vorausgesetzt — bedeuten, daß 55 bis 93% des im Al-Horizont verbliebenen Tons neu gebildeter, der Rest ursprünglich im Löß vorhandener Ton sein müßte.

Für den Bt-Horizont lassen sich ähnliche Berechnungen durchführen. Die AMf-Verteilung bestätigt das früher aufgrund von Mineral-Auszählungen entworfene Bild: Im gesamten Bt-Horizont laufen gleichzeitig die Bildung von Ton aus Schluff-Glimmern und die Verlagerung des alten und des neuen Tons ab. Im Beispiel Lenglern sind z.B. rechnerisch im Übergangs-Bereich Bt₁/Bt₂-Horizont zusätzlich zu den 10% vorhandenen Tons 2% Ton neu gebildet und 6% Ton mit einem Verhältnis alt:neu von 1:1 infiltriert worden. Weiter nach oben nimmt die relative Beteiligung von neuem Ton an den Verlagerungs-Prozessen zu, weiter nach unten dagegen ab. Bei den übrigen Profilen ist im Bt₂-Horizont außer einer schwachen Tonbildung aus Schluff-Glimmern nur Einwaschung von "altem Ton" nachzuweisen — eine Erscheinung, die im Profil Lenglern erst unterhalb des wj36 im Bt₂ eintritt.

Somit spiegeln die AMf-Profil-Kurvenrecht gut die Intensität der

Verlagerung des primär im Löß enthaltenen Tons wider und der AMf-Ton-Quotient das Mischungs-Verhältnis von primärem und pedochemisch neu aus Schluff-Glimmern gebildetem Ton.

4.1.4 Schwarzerden

In den beiden untersuchten Schwarzerden hat keine Ton-Verlagerung stattgefunden, wohl aber eine starke kryoklastische und eine pedochemische Ton-Bildung im A-Horizont. Die Gehalte an AMf steigen nur schwach von unten nach oben an. Das bedeutet, daß auch hier die pedogenetische Anreicherung von fixiertem Ammonium gering ist.

Die Gehalte betragen in ppm:

Hor.	Beeke/Rosdorf Löß-Provinz Leinetal	Asel/Hildesheim Löß-Provinz Hildesheimer Börde
Ap	127	162
Ah	126 (vgl.1)	140
CCa	125	138

4.2 BÖDEN AUS SANDSTEIN, KALKSTEIN UND DECKSAND. - AUENLEHM

Die höchsten AMf-Gehalte wurden im tonigen Lösungs-Rückstand der Kalke aus der geologischen Stufe des oberen Muschelkalks gefunden. Sie lagen bei 345 ppm und stiegen in der Boden-Decke, Bodentyp Terra fusca, auf 368 ppm im Bt-Horizont und auf 382 ppm im Ah-Horizont. In Mull-Rendsina-A-Horizonten auf härteren Gesteins-Bänken des mo wurden 461 ppm AMf gefunden.

In sauren Braunerden aus Bausandstein-Decksand, ebenfalls Böden ohne Ton-Verlagerung, wurden — nur wenig höher als beim Löß — im C-Horizont 158 ppm AMf gefunden. Die Gehalte stiegen nach oben auf 168 ppm (45cm Tiefe) und 190 ppm (in 10cm Tiefe) an.

In beiden Fällen ist mit Annäherung an die Oberfläche im bodenbildenden Sediment eine Zunahme des AMf um 10 - 20% des Ausgangs-Gehaltes gegeben.

Die Auenlehme des Leinetals haben ebenfalls AMf-Gehalte, die

weit über denen der Löss und Löß-Böden liegen und damit den Hinweis auf Mineral-Gemische geben, die aus Böden anderer geologischer Formationen (Buntsandstein, Muschelkalk?) stammen.

In einer 150 cm mächtigen Decke des jüngsten Auenlehms (nach 1500 a.d.) mit Tongehalten zwischen 18 und 22% fanden sich in:

15 cm Tiefe	287 ppm AMf
50 "	262 "
80 "	234 "
110 "	274 "
150 "	254 "

In weichselzeitlichen Decksanden im Raum Celle und in den aus ihnen entwickelten Podsolen wurden bei weniger als 2% Ton in 5 bis 60 cm Tiefe AMf-Gehalte von 64 - 84 ppm gefunden. Sie entsprechen etwa denen des Löß-Schluffes.

4.3 GRUNDMORÄNE

In den beiden Kliff-Profilen der weichselzeitlichen Grundmoräne bei Putlos und Brodten wurden, beginnend unter der Entkalkungsgrenze bei 105 bzw. 115 cm in 1m Tiefen-Abständen bis 9 bzw. 10m Tiefe Proben entnommen.

Die Korngrößen-Zusammensetzung der typischen kalkhaltigen Grundmoräne (I) war in beiden Profilen ähnlich und variierte in den oberen 7 - 8m nur wenig: 27 - 35% Ton < 2 μ m, 20 - 23% Feinschluff 2 - 6 μ m, 7 - 14% Mittelschluff 6 - 20 μ m und 42 - 28% Grobschluff 20 - 63 μ m bei weniger als 10% Sand, bezogen auf kalkfreies Material. Im unteren grauen Teil des Geschiebe-Lehms traten bei Putlos 1 - 2m über dem Meeresspiegel starke graue Pakete mit schluffigem Charakter auf (II): 15 - 16% Ton, 16 - 17% Fein-, 9 - 16% Mittel- und 60 - 51% Grobschluff.

Die darüber hinaus entnommenen Streuproben aus dem kompakten Geschiebelehm fügten sich in die erstgenannte Körnungsart(I).

In der typischen Grundmoräne (I) streuen die AMf-Gehalte zwischen 175 und 219 ppm, liegen also höher als im Löß.

Im Schluff, der sich zu wesentlich größeren Anteilen aus Feinschluff mit hohen Glimmer -Anteilen zusammensetzt, beträgt die

Summe Feldspat + Glimmer bis zu 45%. Dem entsprechen höhere spezifische Schluff-AMf-Gehalte als beim Löß, ca. 105 statt 65 ppm.

Die Ton-Fraktion liegt dafür in ihrem AMf-Gehalt niedriger als beim Löß: im Durchschnitt bei 368 ppm statt 670 ppm.

Die tonmineralogische Zusammensetzung der Ton-Fraktion weicht insofern wesentlich von der des Lösses ab, als 60-80% aus Glimmern, ~10% aus Montmorillonit, der Rest aus Vermiculiten, Quarz- und Feldspat-Detritus und Kaolinit bestehen.

Auch die den Grundmoränen-Komplex eingebetteten Schluff-Komplexe mit ihrer dem Löß angenäherten Korngrößen-Zusammensetzung weichen in ihrem AMf-Gehalt und ihrer AMf-Verteilung in gleicher Weise wie die Grundmoräne vom Löß ab.

5 DISKUSSION

Die Tiefen-Verteilung des AMf in verschiedenen Böden und ihren Ausgangsgesteinen zeigt, daß es sich bei den Boden-Vorräten an fixiertem Ammonium im wesentlichen um eine wenig veränderliche "Gesteins-Erbenschaft" handelt. Im Zuge der Boden-Entwicklung — sowohl im Pleistozän wie im Holozän — kann eine schwache pedogenetische AMf-Anreicherung erfolgt sein, die aber selbst in den untersuchten Oberböden, wo die Anreicherung am stärksten ist, nicht über 20% hinausgeht.

Andererseits führt die Mineral-Umwandlung, d.h. die pedochemische Ton-Bildung aus Schluff-Glimmern und die Abnahme der Schicht-Ladung der Dreischicht-Tonminerale offenbar nur zu geringen AMf-Gehalts-Änderungen (vgl. auch 4).

Somit läßt sich in den hier näher untersuchten Parabraunerden das AMf in gewissen Grenzen als ein Indikator für die Verlagerung von primär vorhandenem und sekundär gebildetem Ton verwenden. Ungelöst bleibt die Frage der Löß-Herkunft. Verglichen mit der etwa gleichaltrigen Grundmoräne Nord-Deutschlands weisen die hohen spezifischen AMf-Gehalte der Ton-Fraktion — wie auch schon die andersartige tonmineralogische Zusammensetzung — auf eine andere als die ausschließlich glazigene Herkunft hin. Es kann sich beim Löß um hohe Anteile mechanischer Aufbereitungs-Produkte von Sedimenten handeln, deren Ton-Fractionen im Laufe mehrfacher petrogenetischer Zyklen mit

fixiertem Ammonium angereichert worden sind.

Das Beispiel des Auenlehms scheint Ansatz-Möglichkeiten für die Benutzung des AMf als eines Herkunfts-Indikators bei jungen pedogenen Sedimenten zu eröffnen.

6 Z U S A M M E N F A S S U N G

Würmzeitliche norddeutsche Grundmoräne, südniedersächsische Lössse und ihre fossilen und holozänen Böden, Kalkstein-Lösungs-Rückstände, würmzeitliche Sand-Decken aus Buntsandstein und glazifluvialen Sand und ihre holozänen Böden und ein Auenlehm wurden auf ihre Gehalte an fixiertem Ammonium (AMf) untersucht. Die Verteilung des AMf auf die Ton- und Schluff/Sand-Fractionen wurde mit deren mineralogischer Zusammensetzung verglichen.

Das AMf stellt eine gesteinsbürtige und gesteins-spezifische Bodenkomponente dar, die pedogenetisch nur wenig verändert wird und in vielen Fällen als Indikator für pedogenetische Verlagerungs-Prozesse und Material-Herkünfte dienen kann.

In ökologischer Hinsicht kann das AMf nur zu sehr geringen Anteilen als möglicher Zwischenspeicher und als Quelle für die pflanzliche N-Versorgung bewertet werden.

7 L I T E R A T U R

- 1 Fleige, H., B. Meyer u. H.Scholz, 1971: Fraktionierung des Boden-Stickstoffs für N-Haushalts-Bilanzen, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 1-37 (1971)
- 2 Fleige, H., B.Meyer u. H.Scholz, 1971: Bilanz und Umwandlung der Bindungs-Formen von Boden- und Dünger-Stickstoff (^{15}N) in einer Acker-Parabraunerde aus Löss, Göttinger Bodenkundl. Ber. 18, 39-86 (1971)
- 3 Fölster, H., B.Meyer, u. E.Kalk, 1963: Parabraunerden aus primär carbonathaltigem Würm-Löss in Niedersachsen, II., Profilbilanz der zweiten Folge bodengenetischer Teilprozesse: Tonbildung, Tonverlagerung, Gefüge-Verdichtung, Tonumwandlung, Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkunde 100, 1-12 (1963)

- 4 Martin, A.E., R.J. Gilkes u. J.O. Skjemstad, 1970: Fixed ammonium in soils developed on some Queensland phyllites and its relation to weathering, Austral. J. Soil Res. 8, 71-80 (1970)
- 5 Mba-Chibogu, C., B.Meyer u. P. Narain, 1975: Boden- und Dünger (N^{15})- Stickstoff in Ackerparabraunerden aus Löss: Jahresbilanz und Umverteilung auf verschiedene N-Bindungsformen in Abhängigkeit von Bewuchs, N-Düngungsform und Zusatz von Nitrifikationshemmern, Göttinger Bodenkundl. Ber. 34, 1-67 (1975)
- 6 Meyer, B., E. Kalk u. H.Fölster, 1962: Parabraunerden aus primär carbonathaltigem Würm-Löß in Niedersachsen, I., Profilbilanz der ersten Folge bodengenetischer Teilprozesse: Entkalkung, Verbraunung, Mineralverwitterung, Z.Pflanzenernähr. Düng. Bodenkunde 99, 37-54 (1962)
- 7 Meyer, B., u. K. Scheffer, 1970: Veränderungen des N- und K-Haushaltes einer Parabraunerde aus mächtigem Würm-Löß durch Tiefumbruch, Göttinger Bodenkundl. Ber. 16, 125-168 (1970)
- 8 Rohdenburg, H., u. B. Meyer, 1966: Zur Feinstratigraphie und Paläopedologie des Jungpleistozäns nach Untersuchungen an südniedersächsischen und nordhessischen Lößprofilen, Göttinger Bodenkundliche Ber. 2, 1-135 (1966)
- 9 Wlotzka, F., 1972: Nitrogen in: Handbook of Geochemistry, Vol. II/3, 7-D-1 bis 7-O-3, References 7-B bis 7-M, 7-O (11S.), Springer-Verlag Berlin, Heidelbg., New York 1972