

GÖTTINGER BODENKUNDLICHE BERICHTE

65

Günter STEFFENS

Feldversuche und Messungen mit Grundwasserlysimetern auf humosen und lehmigen Sandböden Nordwest-Deutschlands zur Ertragswirkung und Auswaschung von N, P, K, Na, Cl und organisch gebundenem C bei Düngung mit Schweinegülle in steigenden Gaben

ISSN 0340 - 4153

1980

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

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

65

1980

Günter STEFFENS

Feldversuche und Messungen mit Grundwasserlysimetern auf humosen und lehmigen Sandböden Nordwest-Deutschlands zur Ertragswirkung und Auswaschung von N, P, K, Na, Cl und organisch gebundenem C bei Düngung mit Schweinegülle in steigenden Gaben

Göttinger Bodenkundliche Berichte 65, 1-158
1980

I N H A L T

	Seite
1 <u>P R O B L E M S T E L L U N G</u>	5
2 <u>M E T H O D E</u>	8
2.1 <u>AUSWAHL DER VERSUCHSFLÄCHEN</u>	8
2.1.1 <u>Bodenart</u>	8
2.1.2 <u>Vorgeschichte der Düngung</u>	8
2.1.3 <u>Boden-Profile und -Kenndaten der vier Versuchsflächen</u>	9
2.2 <u>UNTERSUCHUNGSMETHODEN</u>	13
2.2.1 <u>Wahl des Verfahrens</u>	13
2.2.2 <u>Lysimetertechnik</u>	14
2.2.3 <u>Feldversuchstechnik</u>	16
2.3 <u>VERSUCHSPLAN</u>	18
2.3.1 <u>Zeitpunkt der Gülleausbringung</u>	18
2.3.2 <u>Art der Gülle</u>	18
2.3.3 <u>Angebaute Pflanzen</u>	19
2.3.4 <u>Versuchsvarianten</u>	19
2.3.4.1 Lysimeterversuche	19
2.3.4.2 Feldversuche	22
2.4 <u>ANALYTIK</u>	25
2.4.1 <u>Bodenanalysen</u>	25
2.4.2 <u>Gülleanalysen</u>	26
2.4.3 <u>Wasseranalysen</u>	26

	Seite
2.5 <u>MIT DER GÜLLE ZUGEFÜHRTE NÄHR- STOFFMENGEN</u>	29
2.5.1 <u>Lysimeterversuche</u>	29
2.5.2 <u>Feldversuche</u>	31
3 <u>ERGEBNISSE LYSIMETER - VERSUCHE</u>	33
3.1 <u>WASSER-HAUSHALT</u>	33
3.2 <u>CHLORID-HAUSHALT</u>	39
3.2.1 <u>Cl-Konzentrationen</u>	40
3.2.2 <u>Cl-Bilanz</u>	45
3.3 <u>N-AUSWASCHUNG</u>	46
3.3.1 <u>N-Konzentrationen</u>	47
3.3.2 <u>N-Bilanzen</u>	51
3.3.2.1 Humose Sandböden	51
3.3.2.2 Lehmige Sandböden	58
3.4 <u>P-AUSWASCHUNG</u>	61
3.5 <u>K-AUSWASCHUNG</u>	64
3.6 <u>NA-AUSWASCHUNG</u>	68
3.7 <u>C-AUSWASCHUNG</u>	73
3.8 <u>LEITFÄHIGKEITSMESSUNGEN</u>	76

	Seite
4 <u>F E L D V E R S U C H E</u>	79
4.1 <u>WITTERUNG</u>	80
4.2 <u>ERGEBNISSE</u>	84
4.2.1 <u>Untersuchungen des oberflächen-</u> <u>nahen Grundwassers</u>	84
4.2.1.1 Cl-Konzentrationen	84
4.2.1.2 N-Konzentrationen	88
4.2.1.3 P-Konzentrationen	93
4.2.1.4 K-Konzentrationen	95
4.2.1.5 Na-Konzentrationen	98
4.2.1.6 C-Konzentrationen	101
4.2.1.7 Leitfähigkeitsmessungen	102
4.2.2 <u>Erträge</u>	104
4.2.2.1 Humoser Sandboden, hoch aufgedüngt	105
4.2.2.2 Humoser Sandboden, niedrig aufgedüngt	107
4.2.2.3 Lehmiger Sandboden, hoch aufgedüngt	109
4.2.2.4 Lehmiger Sandboden, nie- drig aufgedüngt	111
4.2.2.5 Allgemeiner Vergleich	112
4.2.3 <u>Veränderung der Nährstoffgehalte im</u> <u>Boden</u>	115
4.2.3.1 Veränderung der N-Gehalte im Boden	115
4.2.3.2 Veränderung der Phosphat- Gehalte im Boden	120
4.2.3.3 Veränderung der Kalium- Gehalte im Boden	122

5	<u>D I S K U S S I O N</u>	Seite 124
5.1	<u>STICKSTOFF</u>	125
5.1.1	<u>Stickstoffauswaschung</u>	125
5.1.2	<u>Stickstoffausnutzung durch die Pflanzen</u>	128
5.1.3	<u>Veränderung des Stickstoffgehaltes im Boden</u>	130
5.1.4	<u>Gasförmige N-Verluste</u>	130
5.2	<u>PHOSPHAT</u>	132
5.2.1	<u>P-Auswaschung</u>	132
5.2.2	<u>P-Anreicherung und P-Verlagerung im Boden</u>	134
5.3	<u>DAS AUSWASCHUNGSVERHALTEN ANDERER NÄHRSTOFFE</u>	135
5.4	<u>ABSCHLUGBETRACHTUNG</u>	137
6	<u>Z U S A M M E N F A S S U N G</u>	140
7	<u>L I T E R A T U R</u>	145

1 PROBLEMSTELLUNG

In den zurückliegenden Jahren hat sich der Südoldenburger Raum zu einem Gebiet mit der intensivsten Viehhaltung in der Bundesrepublik entwickelt. In bestimmten Regionen und Betrieben, insbesondere in Betrieben mit gewerblicher Tierhaltung, bestehen bereits heute Probleme, die mit dem Kot und Harn der Tiere anfallenden Nährstoffmengen sinnvoll auf landwirtschaftliche Nutzflächen zu verteilen. So betrug 1976 die Flächenbelastung mit organischen Nährstoffen im Landkreis Vechta 320 kg N/ha, 240 kg P_2O_5 /ha und 180 kg K_2O /ha (errechnet aus dem agrarstatistischen Daten des Wirtschaftsberatungsdienstes der Landwirtschaftskammer Weser - Ems, 79). Bedenkt man, daß diese Mittelwerte sind und in Einzelfällen auch die drei- bis vierfachen Mengen verabreicht werden, wird damit die Größenordnung üblicher Düngung erheblich überschritten.

Insbesondere in diesem Gebiet stellt sich daher die Frage, ob durch Flüssigmistdüngung Gewässer verunreinigt werden.

Diesbezüglich interessieren im Zusammenhang mit der Gülledüngung in erster Linie die beiden Nährstoffe Stickstoff und Phosphat.

Die Forderung nach einer Begrenzung der Stickstoffanwendung wird mit einer möglichen Gewässer-Eutrophierung und einer möglichen negativen Beeinflussung der Trinkwasserqualität durch überhöhte Düngergaben begründet. Lt. BGB 1 (77) liegt der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser zur Zeit noch bei 90 mg NO_3 /l, soll jedoch auf 50 mg NO_3 /l gesenkt werden. Da bereits 40 % des Trink- und Brauchwasserbedarfs in Deutschland aus Oberflächengewässern gewonnen wird (STRAUCH et al, 59), werden im DVG Regelwerk 101 (80) auch Grenzwerte für Oberflächengewässer angegeben. Sie betragen 25 mg NO_3 /l für Wasser, das mit natürlichen Verfahren aufbereitet werden kann und 50 mg NO_3 /l für Wasser, das chemisch physikalisch aufzubereiten ist.

Phosphor ist neben dem Stickstoff der Nährstoff, der die Gewässereutrophierung am stärksten beeinflusst (WELTE, 69, MUNCK, 44, FURRER, 23). Da normalerweise das Phosphat nur in geringen Konzentrationen in Oberflächengewässern vorkommt und somit als Minimumfaktor das Pflanzen- und Algenwachstum begrenzt (BERNHARDT, 5), kann ein erhöhter Phosphateintrag die photosynthetische Biomasseproduktion erheblich vermehren und eine Sekundärverunreinigung (Absterben der Pflanzen, Fäulnisbildung und Sauerstoffverzehr) hervorrufen.

Als Schwellenwert für die Eutrophierung, vor allem für eutrophierungsempfindliche Trinkwassertalsperren, wird eine Konzentration von 0,02 mg P/l im Wasser angegeben (BERNHARDT, 5). Dieser Grenzwert wird allerdings bereits in den sogenannten Grundfrachten (ohne anthropogenen Einfluß) des abfließenden Wassers häufig überschritten, so daß der Spielraum für eine zusätzliche Belastung durch Düngung sehr gering wird (72).

Bisher hat man sich in vielen Feldversuchen, Lysimeterversuchen und Laborversuchen in erster Linie mit der Wirkung mineralischer Düngemittel auf das Pflanzenwachstum, die Pflanzenqualität, die Nährstoffanreicherung im Boden und die Nährstoffauswaschung befaßt. Über die Wirkung organischer Dünger und hier in erster Linie des Flüssigmistes, liegen relativ wenige Untersuchungen vor. Vor allem im Hinblick auf die Eutrophierung von Grund- und Oberflächengewässern ist die Flüssigmistdüngung jedoch negativer zu beurteilen als die Düngung mit mineralischen Düngern. Das hat folgende Gründe:

- Flüssigmist wird oft zu ungünstigen Zeitpunkten (Herbst, Winter) ausgebracht, da in vielen Betrieben die Lagerkapazität nicht ausreicht, um die insgesamt anfallende Gülle wie die mineralische Düngung zu einem pflanzenbaulich optimalen Zeitpunkt einzusetzen.
- Vor allem in den gewerblichen Betrieben fällt mehr Flüssigmist an, als über die Düngung genutzt werden kann.

Die Frage der Nährstoffauswaschung nach Gülledüngung steht im Vordergrund dieser Forschungsarbeit. Daneben soll jedoch auch die Beeinflussung des Pflanzenwachstums und der Nährstoffgehalte im Boden nach Gülledüngung geprüft werden. Im einzelnen sollen in dieser Arbeit folgende Fragen beantwortet werden:

- 1.) Wie beeinflussen steigende Güllegaben im Herbst das oberflächennahe Grundwasser?
- 2.) Wie beeinflussen steigende Güllegaben im Herbst Pflanzenertrag in der nachfolgenden Vegetationszeit?
- 3.) Wie ändern sich nach steigenden Güllegaben die Nährstoffgehalte im Boden?

2 M E T H O D E

2.1 AUSWAHL DER VERSUCHSFLÄCHEN

2.1.1 Bodenart

Für die oben aufgeführten Fragestellungen ist die Bodenart von entscheidender Bedeutung. So haben viele Feld- und Lysimeterversuche gezeigt, daß die Wirkung zugeführter Nährstoffe auf das Pflanzenwachstum sowie die Prozesse der Nährstoffauswaschung und der Nährstoffumsetzung im Boden weitgehend auch durch die Bodenart beeinflußt werden. Für die Versuche zur Gülledüngung wurden daher leichte humose Sandböden und etwas schwerere lehmige Sandböden ausgewählt. Diese beiden Bodenarten haben auch im Süddoldenburger Raum eine große Verbreitung.

2.1.2 Vorgeschichte der Düngung

Ein weiterer Aspekt für die Auswahl der Versuchsflächen ergab sich aus folgender Überlegung:

Jeder Boden hat für die ihm zugeführten Substanzen bestimmte Filtereigenschaften. Ist der Filter aufgefüllt, d. h. ist die Retentionskapazität erschöpft, tritt ein Fließgleichgewicht von input und output ein.

Bei Böden, die einen niedrigen Versorgungsgrad an Nährstoffen aufweisen und die vorher keine oder nur geringe Güllgaben erhalten haben, können auch bei starker Gülledüngung unter Umständen mehrere Jahre vergehen, bevor die Filterkapazität des Bodens für bestimmte Nährstoffe erschöpft ist und ein Durchbruch der zugeführten Nährstoffe ins Grundwasser erfolgt. Bei bereits langjährig mit Gülle gedüngten Böden kann dagegen der Durchbruch bei erneuter Zufuhr von Gülle sofort erfolgen.

Um Fehlinterpretationen zu vermeiden und um nicht nur die kurzfristigen Auswirkungen hoher Flüssigmistgaben zu erfassen, wur-

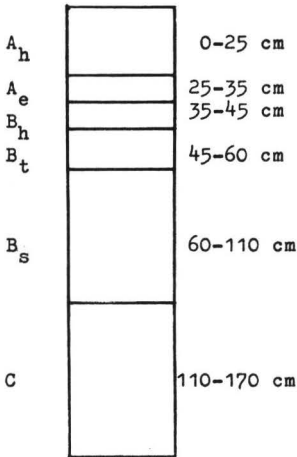
den daher neben relativ unbelasteten Flächen auch solche ausgesucht, die in den vorausgegangenen Jahren bereits regelmäßig hohe Flüssigmistgaben erhalten hatten. Aus jeweils einer hoch und niedrig aufgedüngten Fläche auf einem humosen Sandboden und einem lehmigen Sandboden ergaben sich somit insgesamt vier unterschiedliche Böden für die Feld- und Lysimeterversuche.

2.1.3 Boden - Profile und - Kenndaten der vier Versuchsflächen

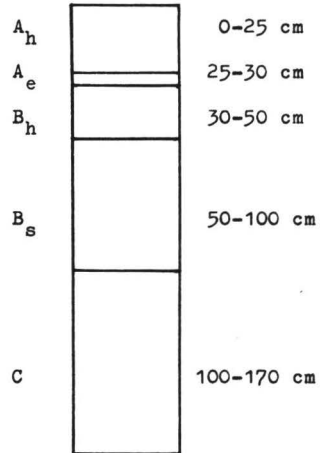
Abbildung 1 zeigt die Bodenprofile, Tabelle 1 die Bodenkenndaten der vier Versuchsböden. Die beiden humosen Sandböden sind hinsichtlich des Bodentyps als Eisen-Humus-Podsole anzusprechen, die beiden lehmigen Böden als Parabraunerden aus Geschiebelehm mit Geschiebedecksand.

Alle Böden sind mit Nährstoffen gut versorgt. Die unterschiedlich hohe Aufdüngung der Böden zeigt sich am deutlichsten in den P_2O_5 -Gehalten der obersten Bodenschichten, weniger dagegen in den anderen Nährstoffgehalten.

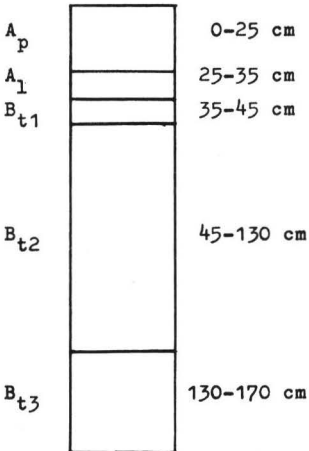
hS, hoch aufgedüngt



hS, niedrig aufgedüngt



lS, hoch aufgedüngt



lS, niedrig aufgedüngt

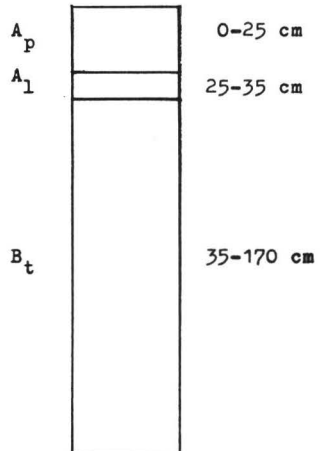


Abb. 1: Bodenprofile der vier Versuchsböden

Tab. 1 a - Chemische Bodenkenndaten

Versuchs- feld	cm Tiefe	org. Substanz			pH- KCl	Sorptionsverhältnisse								P ₂ O ₅ l _{äc} ⁵ mg/100 g	K ₂ O l _{äc} mg/100 g	Mg CaCl ₂ g	Cu HNO ₃ ppm
		Ct %	Nt %	C/N		AKpot mval/ 100 g	austauschb. Kationen mval/100 g Boden					Basen- sätt. %					
							Ca	Mg	Na	K	H						
1 hS, hoch aufgedüngt	0- 25	4,13	0,20	21	5,0	17,5	7,6	0,3	0,1	0,3	9,2	47	40	15	6	8,5	
	25- 35	3,31	0,12	28	4,8	16,4	5,9	0,4	0,1	0,2	9,8	40	39	8	5	6,3	
	35- 45	4,71	0,19	25	4,0	19,3	3,8	0,3	0,1	0,1	15,0	22	43	7	5	1,7	
	45- 60	1,63	0,06	27	4,3	13,2	1,0	0,0	0,0	0,1	12,0	9	18	6	2	0,4	
	60-100	0,58	0,04	15	4,8	5,6	0,3	0,0	0,0	0,1	5,1	9	4	4	1	0,3	
	100-170	0,20	0,02	10	4,7	4,0	0,0	0,0	0,0	0,1	3,9	2	1	1	0,2	0,1	
2 hS, niedrig aufgedüngt	0- 25	3,16	0,18	18	5,0	18,1	7,3	0,2	0,1	0,2	11,3	38	30	8	5	4,4	
	25- 30	3,00	0,15	20	5,1	17,0	6,6	0,2	0,1	0,1	10,0	41	16	2	5	2,9	
	30- 50	0,91	0,05	18	4,6	14,0	1,1	0,0	0,0	0,1	12,8	9	4	2	2	0,4	
	50-100	0,21	0,02	11	4,7	6,8	0,4	0,2	0,0	0,1	5,9	13	3	2	0,2	0,2	
	100-170	0,20	0,02	10	4,7	4,5	0,0	0,0	0,0	0,1	4,4	2	1	1	0,2	0,1	
3 lS, hoch aufgedüngt	0- 30	1,40	0,11	13	6,1	10,3	6,2	0,5	0,1	0,7	2,8	73	99	28	6	5,2	
	30- 50	0,58	0,04	15	6,0	8,5	4,5	0,6	0,1	0,7	2,6	69	11	22	5	0,9	
	50- 70	0,41	0,03	14	5,4	10,8	6,2	1,0	0,2	0,6	2,8	74	2	13	11	0,9	
	70-105	0,47	0,02	24	5,0	11,8	6,7	1,2	0,2	0,5	3,2	73	2	12	16	1,3	
	105-155	0,47	0,04	12	5,5	12,0	8,0	1,4	0,1	0,4	2,1	82	2	10	19	1,3	
	155-175	0,47	0,04	12	6,1	11,3	8,1	0,8	0,1	0,3	2,0	82	5	11	16	1,6	
4 lS, niedrig aufgedüngt	0- 25	1,98	0,12	17	5,9	10,6	6,2	0,5	0,1	0,8	3,0	72	27	28	6	5,6	
	25- 50	1,45	0,11	13	5,3	8,5	5,1	0,4	0,1	0,4	2,5	71	5	14	6	1,0	
	50- 75	0,81	0,06	14	5,0	9,9	5,8	1,3	0,1	0,3	2,4	76	2	8	12	1,0	
	75-100	0,47	0,04	12	5,5	8,5	4,5	1,3	0,1	0,3	2,3	73	2	7	12	0,9	
	100-140	0,52	0,04	13	5,5	10,5	6,2	1,3	0,1	0,3	2,5	76	4	9	18	1,6	
	140-170	0,47	0,04	12	6,0	10,8	7,4	0,8	0,2	0,6	1,8	83	5	11	20	2,2	

Tab. 1 b - Physikalische Bodenkenndaten

Versuchs- feld	cm	K o r n g r ö ß e n v e r t e i l u n g i n G e w . %							Boden- art	GPV %
	Tiefe	<2 µ	2-20 µ	20-60 µ	60-200 µ	200-630 µ	630-2000 µ	>2000 µ		
1 hS, hoch aufgedüngt	0- 25	2,9	0,3	5,0	73,2	17,4	1,1	0	S	47
	25- 35	2,7	1,7	6,3	71,9	16,3	1,1	0	S	n.b.
	35- 45	3,2	1,6	2,1	74,2	17,7	1,1	0	S	n.b.
	45- 60	3,0	0,9	5,6	76,7	12,8	1,1	0	S	39
	60-100	1,5	0,0	2,7	80,5	14,3	1,1	0	S	n.b.
	100-170	1,0	0,2	2,8	80,6	14,3	1,1	0	S	n.b.
2 hS, niedrig aufgedüngt	0- 25	2,7	1,9	5,4	67,1	22,7	1,0	0	S	48
	25- 30	3,1	1,9	3,9	70,3	19,8	1,0	0	S	n.b.
	30- 50	2,2	1,2	4,1	74,0	17,4	1,1	0	S	40
	50-100	0,5	0,4	2,9	78,0	17,2	1,0	0	S	n.b.
	100-170	1,0	0,2	2,8	77,9	17,2	1,0	0	S	n.b.
3 lS, hoch aufgedüngt	0- 30	8,8	8,4	8,4	42,5	24,2	5,8	1,9	lS	39
	30- 50	14,4	12,6	7,5	38,8	20,7	4,3	1,7	lS	32
	50- 70	23,3	12,6	8,3	30,2	20,9	3,9	0,8	sL	n.b.
	70-105	24,3	12,7	7,7	31,7	16,3	5,4	1,8	sL	n.b.
	105-155	27,7	14,3	7,3	28,7	18,2	3,8	0,0	stL	n.b.
	155-175	26,2	18,2	8,8	26,5	14,5	5,1	0,0	stL	n.b.
4 lS, niedrig aufgedüngt	0- 25	8,2	7,1	7,1	45,6	25,8	5,2	1,0	lS	41
	25- 50	11,2	12,1	16,8	32,0	21,7	5,1	0,8	lS	31
	50- 75	23,7	14,2	10,9	27,1	16,3	5,4	2,3	sL	n.b.
	75-100	19,6	18,1	7,3	30,1	19,7	4,3	0,9	stL	n.b.
	100-140	22,6	15,3	13,8	26,7	15,8	5,0	0,8	sL	n.b.
	140-170	20,5	16,2	8,4	28,4	18,9	5,7	1,9	sL	n.b.

2.2 UNTERSUCHUNGSMETHODEN

2.2.1 Wahl des Verfahrens

Um die Filterleistungen von Böden, Nährstoffausträge und damit verbunden die Nährstoffbelastung des Grundwassers zu erfassen, boten sich folgende Möglichkeiten an:

- 1.) Bestimmung der Wasserbilanz aufgrund von Saugspannungsgradienten und pF/K -Beziehungen und Ermittlung der Nährstoffkonzentrationen in der horizontweise gewonnenen Bodenlösung mit Hilfe von Saugkerzen (CZERATZKI, 11, EL BASSAM, 4, STREBEL et al, 60, RICHTER, 48).
- 2.) Lysimeter-Technik (KOHNE et al, 35)
- 3.) Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen in dem aus Standrohren (Bohrlöchern) gewonnenen oberflächennahen Grundwasser.

Die Saugkerzenmethode ist ein relativ kostengünstiges und leicht zu bewerkstelligendes Verfahren. Sie hat jedoch methodische Probleme. So kann das Volumen des abgesaugten Profilkörpers nicht hinreichend genau festgelegt und dadurch die Sickerwassermenge nicht auf eine bestimmte Flächeneinheit bezogen werden. Weiterhin zeigen die Saugkerzen Filtereffekte, so daß nicht die genaue Zusammensetzung der Bodenlösung erfaßt werden kann.

Auch der Lysimetertechnik werden methodische Probleme nachgesagt, wie z. B. das Abschneiden kapillarer Verbindungen, das Auftreten von Stauzonen und bei eingefüllten Lysimetern die Zerstörung des natürlichen Bodengefüges (CZERATZKI, 12). Diese Probleme wurden in letzter Zeit durch eine verbesserte Lysimetertechnik, wie sie von HOMEYER et al (29) beschrieben wird, verringert.

Die Bestimmung der Nährstoffkonzentrationen in dem aus Standrohren gewonnenen oberflächennahen Grundwasser stellt ebenfalls

ein kostengünstiges und leicht zu bewerkstelligendes Verfahren dar. Es bietet jedoch nur die Möglichkeit, Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser zu erfassen, d. h. es können keine Bilanzen aufgestellt werden. Gegenüber dem Verfahren mit Saugkerzen hat diese Methode jedoch den Vorteil, daß hier keine Filter-Effekte auftreten.

Zur Untersuchung der Nährstoffauswaschung nach Gülledüngung kombinierten wir Lysimeterversuche und Feldversuche. In den Feldversuchen wurde die Veränderung der Nährstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit Hilfe von Grundwasser-Standrohren untersucht. Auf diese Weise war eine gegenseitige Kontrolle der erzielten Ergebnisse möglich. Voraussetzung für die kombinierte Versuchsdurchführung war, daß sich die Böden in den Lysimeterversuchen und in den Feldversuchen entsprachen. Die Lysimeter wurden deshalb direkt den Flächen entnommen, auf denen die Feldversuche durchgeführt wurden.

Die Wirkung der Gülledüngung auf den Pflanzenertrag läßt sich sinnvoll und praxisnahe nur in Feldversuchen prüfen. Auf allen vier ausgesuchten Versuchsflächen wurde daher ein Gülledüngungsversuch mit steigenden Flüssigmistgaben angelegt. In diesen Feldversuchen erfolgte auch die Untersuchung des oberflächennahen Grundwassers und die Ermittlung der Nährstoffanreicherung im Boden.

2.2.2 Lysimetertechnik

Lysimeter können als Grundwasser-, Unterdruck- oder Freiabfluß-Lysimeter betrieben werden. Da in unseren Untersuchungen der Einfluß der Gülledüngung auf die Qualität des Grundwassers untersucht werden sollte, bot sich hier das Verfahren des Grundwasserlysimeters an. Grundwasserlysimeter bieten darüber hinaus den Vorteil, daß Übergangswiderstände am Boden der Lysimeter nicht berücksichtigt werden brauchen.

Die Lysimeter wurden nach der Herstellungstechnik erstellt, wie sie auch von THORMANN und MEYER (61) sowie HOMEYER et al (29) beschrieben wird.

Die Böden für die Lysimeter wurden in natürlicher Lagerung entnommen (Monolith-Lysimeter). Von den beiden Flächen auf lehmigem Sand wurden jeweils sechs Lysimeter, von den beiden Flächen auf humosem Sand jeweils sieben Lysimeter erstellt. Sie hatten einen Durchmesser von 40 cm und eine Länge von 1,70 m. Die Länge entsprach dem mittleren Grundwasserstand (oberflächennahes Grundwasser) der Versuchsflächen.

Auf den lehmigen Sandböden wurden die Lysimeter in gesamter Länge herauspräpariert und mit Kunstharz getränkten Glasfasermatten ummantelt. Auf den humosen Sandböden konnten die Bodensäulen nur bis zu einer Tiefe von 1 m herauspräpariert und ummantelt werden. Darunter war die Strukturstabilität dieser Böden zu gering, so daß nach weiterer Präparation die Bodensäulen zusammenbrachen.

Bei den Sandlysimetern wurde daher der Boden aus der Tiefe von 1,00 m - 1,70 m in vorgefertigte, aus Kunstharz erstellte Lysimeter-Untersätze eingefüllt. Nach Verdichtung und Einschlämmung des Unterbodens mit Wasser wurde der aus natürlicher Lagerung entnommener Oberboden aufgesetzt und die beiden Teile mit kunstharzgetränkten Glasfasermatten miteinander verklebt.

Nach Fertigstellung wurden die Monolith-Lysimeter zum Instituts-gelände transportiert und in einer vorgefertigten Grube aufgestellt. Es wurden Plastikschläuche zum Auffangen des Sickerwassers angebracht und zu einem Beobachtungsbunker verlegt. Danach wurde die Grube mit Boden soweit eingefüllt, daß die Lysimeter noch ca. 5 - 10 cm herausragten. Auf diese Weise sollte verhindert werden, daß Fremdwasser durch Oberflächenabfluß auf die Lysimeter gelangte.

Das Sickerwasser wurde in 3-Liter-Glasflaschen im Beobachtungsbunker gesammelt. Sofern nicht größere Mengen an Sickerwasser

auftraten, wurden die Flaschen in den Herbst- und Wintermonaten alle zwei Wochen geleert, die Sickerwasser-Menge "ausgelitert" und eine Probe für die chemische Nährstoffanalyse entnommen.

2.2.3 Feldversuchstechnik

In den Feldversuchen sollte der Einfluß der Gülledüngung auf den Ertrag, auf die Nährstoffanreicherung im Boden und auf die Nährstoffanreicherung des oberflächennahen Grundwassers festgestellt werden. Für die Bestimmung der Nährstoffanreicherung im oberflächennahen Grundwasser sollten in der Mitte der einzelnen Gülleparzellen Grundwasser-Standrohre eingesetzt werden. Um nun eine gegenseitige Beeinflussung der Gülleparzellen im Bereich des oberflächennahen Grundwassers auszuschließen, ist ein möglichst großer Abstand der Standrohre, d. h. sind möglichst große Gülleparzellen angebracht. Das widerspricht jedoch der Zielsetzung, die Düngewirkung der Gülle in einem Exaktversuch zu ermitteln. Je größer die Düngungsparzellen werden, desto eher besteht die Möglichkeit, daß die zu prüfende Güllewirkung durch Bodenunterschiede überdeckt wird. Die Wahrscheinlichkeit für Bodenunterschiede wird umso größer, je weiter die zu vergleichenden Parzellen **voneinander** entfernt liegen. Um beiden Zielsetzungen gerecht zu werden, entschieden wir uns für eine Parzellenbreite - gleichzeitig Verteilbreite - von 10 m.

Für die Versuchsanlage standen Gülletankwagen mit einer einstellbaren Verteilbreite von 8 - 12 m zur Verfügung. Die auszubringende Güllemenge ließ sich bei den Gülletankwagen nur über die Fahrgeschwindigkeit regeln. Es war daher notwendig, die Fahrgeschwindigkeit an die vorgesehenen auszubringenden Güllemengen anzupassen. Das geschah vor Versuchsanlage auf einem anderen Feld. Auf der Versuchsfläche konnte danach die angestrebte Mengenverteilung durch Einhaltung bestimmter Fahrgeschwindigkeiten bei ein- bis zweimaligem Befahren der Parzellen erreicht werden.

Je nach Größe der Gülletankwagen wurden für die Düngung der gesamten Versuchsfläche drei bis sechs Fässer Schweinegülle benötigt. Aus jedem Faß wurde nach dem Befüllen eine Probe für die Nährstoffanalyse entnommen. Aus dem Nährstoffgehalt der Gülle und der ausgebrachten Menge konnten die auf jede Parzelle mit der Gülle ausgebrachten Nährstoffe in kg/ha berechnet werden.

Nach Anlage des Versuches wurden in der Mitte der einzelnen Gülleparzellen ca. 2,00 m tiefe Bohrlöcher zur Entnahme von Grundwasser angelegt. In die Bohrlöcher wurden Drainfilterrohre (10 cm Durchmesser) eingesetzt. Diese waren nur in den unteren 50 cm geschlitzt, damit nur Grundwasser aus den tieferen Bodenschichten (unterhalb von 1,50 m) eindringen konnte. Auf diese Weise ließ sich ein Vergleich mit den Lysimeterversuchen herstellen, in denen das Wasser in 1,70 m Tiefe entnommen wurde.

Aus den Bohrlöchern wurde in bestimmten Zeitabständen das Wasser abgepumpt und anschließend aus dem nachfließenden Wasser eine Probe für die Wasseruntersuchung gezogen.

Bodenbearbeitung, Einsaat und Maßnahmen des Pflanzenschutzes wurden dem jeweiligen landwirtschaftlichen Betrieb überlassen, der uns die Versuchsfläche zur Verfügung gestellt hatte. Die Versuchsernte erfolgte nach Anbau von Getreide mit einem Parzellendrescher, nach Anbau von Mais oder Kartoffeln per Hand. Die Parzellenerträge wurden ausgewogen und in dt/ha umgerechnet.

Nach der Ernte wurden von den einzelnen Versuchspartzellen Bodenproben aus 0 - 30, 30 - 60 und 60 - 90 cm Bodentiefe entnommen. Die Probenahme erfolgte mit einem Pürkhauer-Bohrstock. Aus fünf Einstichen pro Parzelle wurde eine Mischprobe hergestellt.

2.3 VERSUCHSPLAN

2.3.1 Zeitpunkt der Gülleausbringung

Sowohl für die Lysimeterversuche als auch für die Feldversuche mit gestaffelten Güllemengen wurde die Ausbringung der Gülle im Herbst vorgesehen. Das hat folgende Gründe:

- 1.) Auch in der landwirtschaftlichen Praxis wird ein Großteil der anfallenden Flüssigmistmengen in den Herbst- und Wintermonaten auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht.
- 2.) Nur bei Ausbringung der Gülle im Herbst oder Winter besteht die Gefahr, daß größere Nährstoffmengen ausgewaschen werden. Außerdem können größere Güllemengen nur in dieser Zeit ohne Beeinträchtigung des Pflanzenwuchses ausgebracht werden.

2.3.2 Art der Gülle

Die Rindviehhaltung ist flächengebunden. Hier bereitet daher die Unterbringung der anfallenden Kot- und Harnmengen auf landwirtschaftliche Flächen selten Schwierigkeiten.

Flächenungebunden sind dagegen die Schweine- und die Hühnerhaltung. Sowohl in Schweine- als auch in Hühnerhaltungsbetrieben treten daher öfter Probleme auf, die anfallenden Mist- oder Flüssigmistmengen auf die dem Betrieb zur Verfügung stehende Nutzfläche unterzubringen. Da größere Hühnerhaltungsbetriebe nur in bestimmten Regionen, große Schweinehaltungsbetriebe dagegen fast im gesamten Weser-Ems-Gebiet anzutreffen sind, entschlossen wir uns, die Versuche mit Schweinegülle durchzuführen.

2.3.3 Angebaute Pflanzen

Die Lysimeter blieben in den Herbst- und Wintermonaten unbewachsen. Bei Beginn der Vegetation wurde Sommergetreide ausgesät (Hafer, Sommergerste).

Wie bereits berichtet, wurden in den Feldversuchen die Bodenbearbeitung, die Einsaat und die Maßnahmen des Pflanzenschutzes von dem jeweiligen landwirtschaftlichen Betrieb übernommen. Es wurden somit auch jeweils die Früchte angebaut, die vom Betriebsleiter für die Gesamtfläche vorgesehen waren. Das war sowohl Wintergetreide als auch Sommergetreide, Mais und Kartoffeln.

2.3.4 Versuchsvarianten

2.3.4.1 Lysimeterversuche

Das Abfallbeseitigungsgesetz trifft dann für die Landwirtschaft zu, wenn das übliche Maß der landwirtschaftlichen Düngung überschritten wird (78). Als übliches Maß der landwirtschaftlichen Düngung wurde von der KTBL-Arbeitsgemeinschaft "Boden und Wasser" die Düngeproduktion von drei Düngergroßvieheinheiten (DGV) vorgeschlagen (VETTER und KLASINK, 66). Drei Düngergroßvieheinheiten im Sinne des Abfallbeseitigungsgesetzes produzieren 240 kg N und/oder 210 kg P_2O_5 . Für die Lysimeter- und Feldversuche wurden daher Düngungsvarianten gewählt, in denen die von 3 DGV produzierten Nährstoffmengen entweder unterschritten oder überschritten wurden.

In den Lysimeterversuchen entschieden wir uns daher für eine Staffelung von 0, 30 und 60 m³ Schweinegülle/ha und Jahr. Diese drei Versuchsvarianten wurden mit einer Wiederholung auf alle vier Versuchsböden ausgebracht.

In der Gülle liegen die Nährstoffe teilweise in organischer Bindung vor. Nach Gölledüngung ist daher ein anderes Auswaschungsverhalten der Nährstoffe zu erwarten als nach mineralischer Düngung. Um einen Vergleich zwischen organischer und mineralischer Düngung herstellen zu können und Informationen über das Auswaschungsverhalten des organisch gebundenen N-Anteiles der Gülle zu erhalten, wurde bei den humosen Sandböden zusätzlich jeweils ein Lysimeter mit einer mineralischen N-, P- und K-Düngung versehen. Die mit mineralischer Düngung verabreichten Nährstoffmengen entsprachen jeweils der Düngungsvariante von 30 m³ Schweinegülle/ha.

Abbildung 2 zeigt eine Übersicht von der Lysimeteranlage.

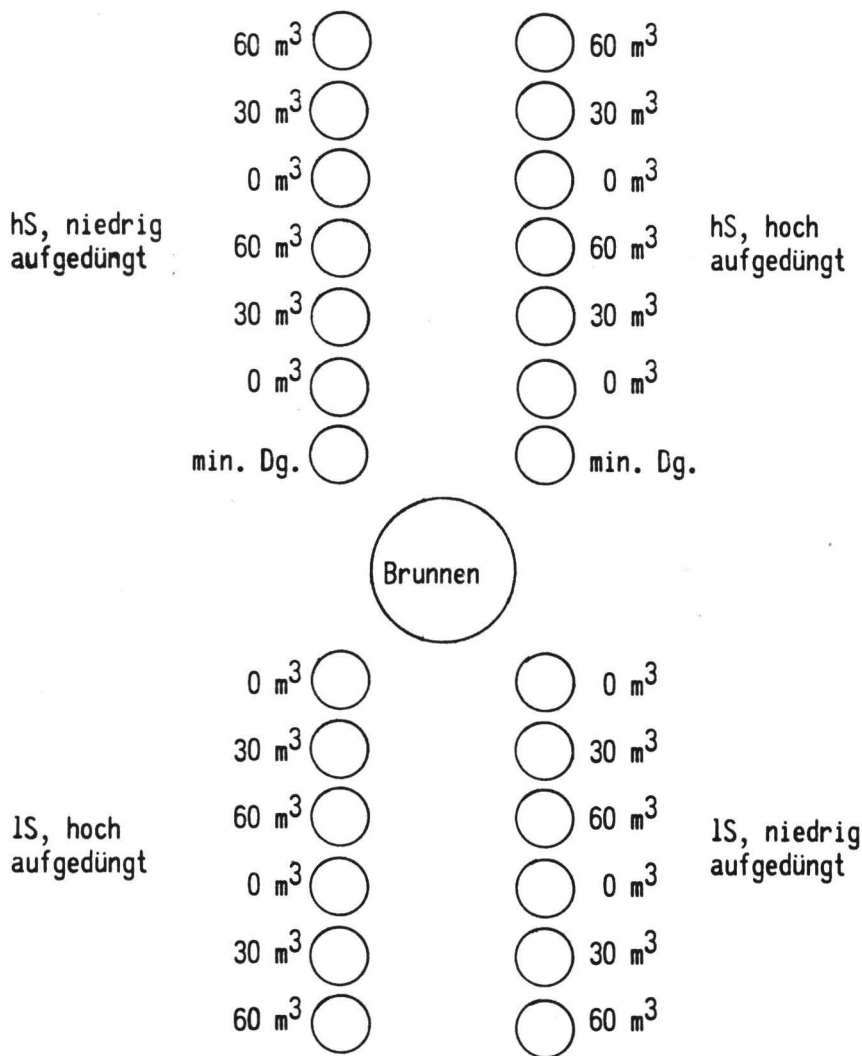


Abb.2 : Übersicht über die Versuchsanlage, Versuchsplan

2.3.4.2 Feldversuche

In den Feldversuchen umfaßte das Untersuchungsprogramm vier Güllestaffeln. Neben den Düngungsvarianten 0, 30 und 60 m³ wurden hier zusätzlich auch 90 m³ Schweinegülle/ha und Jahr ausgebracht.

Tab. 2 : Verteilung der Gülledüngungsparzellen
in den Feldversuchen

90 m ³ /ha Gülle	60 m ³ /ha Gülle	30 m ³ /ha Gülle	ohne Gülle
90 m ³ /ha Gülle	60 m ³ /ha Gülle	30 m ³ /ha Gülle	ohne Gülle
Blindstreifen			
ohne Gülle	30 m ³ /ha Gülle	60 m ³ /ha Gülle	90 m ³ /ha Gülle
ohne Gülle	30 m ³ /ha Gülle	60 m ³ /ha Gülle	90 m ³ /ha Gülle

Tabelle 2 zeigt die Verteilung der Gülleparzellen innerhalb der einzelnen Versuchsflächen. Die Gülleparzellen waren jeweils 10 m breit und 30 m lang. Neben einer echten Wiederholung in spiegelbildlicher Anlage wurde in die Versuche eine unechte Wiederholung eingebaut, indem die 30 m langen Parzellen in zwei 15 m lange Versuchspartellen unterteilt wurden. Dadurch standen

für die Auswertung der Versuchsergebnisse vier Wiederholungen pro Gölledüngungsvariante zur Verfügung.

Bei den Feldversuchen stand die Frage nach der Düngewirkung der Gülle mit im Vordergrund. Um prüfen zu können, ob der mit der Gülle ausgebrachte Stickstoff ausreichte, um Höcsterträge zu **erzielen**, wurden zu Beginn der Vegetationszeit alle Gülleparzellen dreifach unterteilt. Diese Teilstücke wurden mit einer zusätzlichen mineralischen N-Gabe versehen, die wie folgt gestaffelt war: 0 - 15 - 30 kg N/ha. Der Stickstoff wurde als Ammonsulfatsalpeter verabreicht.

Aus den vier organischen und den drei mineralischen Düngestaffeln mit jeweils vier Wiederholungen ergaben sich pro Versuchsfläche 48 Parzellen. Die Parzellenverteilung ist in Tabelle 3 dargestellt.

Tab. 3 : Verteilung der Gülledüngungsparzellen mit
zusätzlicher mineralischer N-Düngung

Vgl.	m ³ Gülle/ha	zusätzlich kg min. N/ha	Parzellen
1	0	0	1 - 4 - 39 - 42
2	0	15	2 - 5 - 38 - 41
3	0	30	3 - 6 - 37 - 40
4	30	0	21 - 24 - 31 - 34
5	30	15	20 - 23 - 32 - 35
6	30	30	19 - 22 - 33 - 36
7	60	0	15 - 18 - 25 - 28
8	60	15	14 - 17 - 26 - 29
9	60	30	13 - 16 - 27 - 30
10	90	0	7 - 10 - 45 - 48
11	90	15	8 - 11 - 44 - 47
12	90	30	9 - 12 - 43 - 46

5 m	12	13	36	37
5 m	11	14	35	38
5 m	10	15	34	39
5 m	9	16	33	40
5 m	8	17	32	41
5 m	7	18	31	42
5 m	B L I N D S T R E I F E N			
5 m	6	19	30	43
5 m	5	20	29	44
5 m	4	21	28	45
5 m	3	22	27	46
5 m	2	23	26	47
5 m	1	24	25	48
	10 m	10 m	10 m	10 m

2.4 ANALYTIK

Zur Ermittlung der Bodenkenndaten, der Nährstoffgehalte im Boden, in der Gülle und im Sickerwasser wurden folgende Analysenverfahren angewandt.

2.4.1 Bodenanalysen

- 1.) Korngrößenbestimmung
 - >60 μ : Siebanalyse
 - <60 μ : Pipett-Analyse nach KÖHN (33)
- 2.) Bestimmung der KAK nach MEHLICH (42)
- 3.) pH-Messung in 1 n KCl-Suspension elektrometrisch mit Glaselektrode
- 4.) Bestimmung des pflanzenverfügbaren P und K, DL-löslich nach EGNER-RIEHM (15)
- 5.) Bestimmung des leicht austauschbaren Mg nach SCHACHT-SCHABEL (50)
- 6.) Bestimmung des austauschbaren Cu nach Extraktion mit HNO_3 im Gleichgewichtsverfahren nach WESTERHOFF (71)
- 7.) Bestimmung des C-Gehaltes durch nasse Veraschung, Oxydation und $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (Lichterfelder Methode), Bestimmung der entstehenden Cr^{3+} -Ionen kolorimetrisch nach RIEHM-ULRICH (49) und WESTERHOFF (70)
- 8.) Bestimmung des N-Gehaltes nach Aufschluß mit H_2SO_4 nach Kjeldahl und Selenreaktionsgemisch als Katalysator; Ammoniakisolierung durch Wasserdampfdestillation nach Freisetzen mit NaOH; titrimetrische Bestimmung des in H_3BO_3 aufgefangenen NH_3 mit HCl.

2.4.2 Gülleanalysen

- 1.) Trockensubstanzbestimmung nach 3-stündiger Trocknung im Trockenschrank bei 105°C
- 2.) Bestimmung der organischen Substanz durch Glühverlustbestimmung im Muffelofen bei 550°C
- 3.) Gesamt-N-Bestimmung in Anlehnung an JODLBAUR (30) bzw. FÖRSTER (20). Es wurde folgendermaßen verfahren:
10 g Probeflüssigkeit wurden in einem Kjeldahlkolben mit 25 ml Phenolschwefelsäure (1 : 3),
1 g Cu SO_4 und
15 g K_2SO_4 versetzt und 30 Minuten stehen gelassen.
Dann wurde
25 ml H_2SO_4 (konz., reinst) hinzugegeben und die Flüssigkeit über einer Gasflamme bis zum Grünwerden gekocht.
Nach dem Aufschluß wurde die Probe bis auf 350 ml mit Wasser verdünnt,
180 ml NaOH (30 %) hinzugegeben und in eine Vorlage von 40 ml $\frac{\text{N}}{2}\text{H}_2\text{SO}_4$ destilliert. Der Verbrauch an Schwefelsäure wurde mit $\frac{\text{N}}{4}\text{NaOH}$ zurücktitriert.
- 4.) P, K und Na-Bestimmung nach Aufnahme der Asche mit 25 %-iger Salzsäure;
P-Bestimmung nach der Vanadat-Molybdat-Methode,
Na- und K-Bestimmung flammenfotometrisch.
- 5.) Cl-Bestimmung nach COTTENIE (10).

2.4.3 Wasseranalysen

- 1.) Niederschlagsmessungen mit Hellmann-Regenmessern in 1 m Höhe
- 2.) Volumetrische Messung des Sickerwasseraustrages zeitproportional

3.) Bestimmung des Cl-Gehaltes mit einem Chloridmeter

4.) Bestimmung des Gesamt-N-Gehaltes in Anlehnung an die Verbandsmethode des Verbandes der DEUTSCHEN LANDWIRTSCHAFTLICHEN UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (76). Es wurde folgendermaßen verfahren.

40 ml Probeflüssigkeit wurden in einem Kjeldahlrohr mit
0,5 g Eisenpulver und

5 ml SnCl_2 -Lösung versetzt und 30 Minuten stehen gelassen
(jeweils nach 10 Minuten umgeschüttelt). Dann wurden

1 g Kaliumsulfat,

1 Spatelspitze Kupfersulfat und

10 ml Schwefelsäure (conz., reinst) hinzugegeben.

Danach wurde die Wasserprobe in einer Blockanlage
zunächst 2 - 2,5 Stunden bei 185°C eingedampft und
anschließend 2,5 Stunden bei 370°C aufgeschlossen
(mit Trichteraufsatz). Nach Abkühlung und Zugabe von
Wasser wurde die Probe in einen Destillierkolben
überspült,

40 ml NaOH (30 %) hinzugegeben und in eine Vorlage von

25 ml $\frac{\text{N}}{70} \text{H}_2\text{SO}_4$ -Lösung destilliert. Die verbrauchte Schwefelsäure wurde mit $\frac{\text{N}}{70} \text{NaOH}$ -Lösung zurücktitriert.

5.) Bestimmung des Nitrat-N-Gehaltes durch Messung der Nitrat-Ionen im UV-Bereich bei 210 mm, nach NAVONE (45)

6.) Bestimmung des Ammonium-N-Gehaltes durch fotometrische Bestimmung der Ammoniakgehalte in Anlehnung an die VDI-RICHTLINIE 3496 (75), "Bestimmung der durch Absorption erfaßbaren basischen Stickstoffverbindungen" (Indophenol-Verfahren). Die Methode wurde folgendermaßen durchgeführt:

10 ml Probelösung

+ 1 ml Hypochlorit-Lösung

+ 1 ml Phenol-Nitroprussidnatrium-Reagenz

+ 1 ml Na-Citrat-Lösung (20 %)

Eine Stunde bei Zimmertemperatur stehenlassen
fotometrische Messung bei 578 nm

(Eichreihe von 0,1 bis 1,0 ppm $\text{NH}_3\text{-N}$)

- 7.) Bestimmung des Gesamt-P-Gehaltes gem. "Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung" (74). Anstelle von H_2O_2 wurde HNO_3 verwendet.
- 8.) Bestimmung von Kalium und Natrium flammenfotometrisch
- 9.) Bestimmung des C-Gehaltes nach einer von MEYER et al (43) entwickelten Serienmethode
- 10.) pH-Messung und Leitfähigkeitsmessung in der Flüssigkeit.

2.5 MIT DER GÜLLE ZUGEFÜHRTE NÄHRSTOFFMENGEN

2.5.1 Lysimeterversuche

Die Gülle für die Düngung der Lysimeter wurde bei einem Versuchsbetrieb in der Nähe von Oldenburg entnommen. Die in den einzelnen Versuchsjahren mit der Gülle zugeführten Nährstoffmengen sind in der Tabelle 4 aufgeführt.

Bei der ersten Düngung am 23. 1. 1976 und der dritten Düngung der Lysimeter am 10. 11. 1977 lagen die Trockensubstanzgehalte der Schweinegülle jeweils über 10 %. Die zweite Düngung der Lysimeter am 20. 11. 1976 erfolgte dagegen mit einer wesentlich dünneren Gülle (Trockensubstanzgehalt von 4,5 %). Entsprechend betrugen auch die gedüngten Nährstoffmengen nur ca. 50 % der Düngung, die an den anderen beiden Terminen zugeführt wurde.

Tab. 4: Düngung der Lysimeter mit Schweinegülle

1. Düngung: 23. 1. 1976

	in kg/ha					
	Org.S.	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Cl
ohne Gülle	-	-	-	-	-	-
30 m ³ Gülle/ha	3.600	210	190	126	18	36
60 m ³ Gülle/ha	7.200	420	380	252	36	72
min. Düngung	-	210	190	126		

Trockensubstanzgehalt der Gülle: 14,7%

2. Düngung: 20. 11. 1976

	in kg/ha					
	Org.S.	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Cl
ohne Gülle	-	-	-	-	-	-
30 m ³ Gülle/ha	990	120	78	56	10	22
60 m ³ Gülle/ha	1.980	240	156	112	20	44
min. Düngung	-	120	78	56		

Trockensubstanzgehalt der Gülle: 4,5 %

3. Düngung: 10. 11. 1977

	in kg/ha					
	Org.S.	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Cl
ohne Gülle	-	-	-	-	-	-
30 m ³ Gülle/ha	2.580	219	145	102	17	33
60 m ³ Gülle/ha	5.160	438	290	204	34	66
min. Düngung	-	219	145	102		

Trockensubstanzgehalt der Gülle: 10,5 %

2.5.2 Feldversuche

Die Schweinegülle für die örtliche Versuchsanlage wurde dem jeweiligen landwirtschaftlichen Betrieb entnommen, in dem der Versuch lief. Wie bei der Gülle für die Lysimeterversuche traten auch hier Schwankungen in der Zusammensetzung der Nährstoffe auf. Eine einheitliche Zufuhr von Nährstoffen mit der Gülle bei allen Feldversuchen war daher von vornherein praktisch unmöglich.

In Tabelle 5 sind die durchschnittlichen Gehalte an Trockensubstanz, organischer Substanz, N, P_2O_5 , K_2O , Na und Cl in der Gülle von den einzelnen Betrieben zusammengestellt, in Tabelle 6 die jährlich im Mittel mit der Gülle zugeführten Nährstoffmengen.

Tab. 5: Trockensubstanz, organische Substanz und Nährstoffgehalte der Schweinegülle in den einzelnen Versuchsbetrieben (Mittel aus 15 - 20 Einzelproben je Betrieb)

Versuchsbetrieb	%	kg/m ³					
	Tr.S.	org.S.	N	P_2O_5	K_2O	Na	Cl
1 (hS, hoch aufged.)	8,3	61	5,7	4,4	3,2	1,0	1,6
2 (hS, nied. aufged.)	9,4	72	7,0	4,4	4,3	0,8	1,2
3 (lS, hoch aufged.)	10,7	83	6,8	9,0	3,2	0,8	1,1
4 (lS, nied. aufged.)	6,4	49	5,3	3,2	3,0	0,5	0,8

Da für die Abdüngung eines Feldversuches jeweils mehrere (3 - 6) Fässer benötigt wurden und auch zwischen den einzelnen Fässern Unterschiede in den Nährstoffgehalten auftraten, konnte die gewünschte Abstufung zwischen den einzelnen Düngungsvarianten nicht immer erreicht werden. Eine ungleichmäßige Abstufung ist vor allem bei der P-Zufuhr zu beobachten. Im Mittel aller Versuche

wurden jährlich jedoch ungefähr die gleichen Nährstoffmengen zugeführt wie in den Lysimeterversuchen.

Tab. 6: Jährlich im Mittel mit der Gülle zugeführte Nährstoffmengen in den einzelnen Feldversuchen

	m ³ Gülle/ha	kg/ha				
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Na	Cl
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0	0	0	0	0	0
	30	159	110	100	24	45
	60	339	275	200	52	96
	90	528	410	295	79	150
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0	0	0	0	0	0
	30	218	140	135	21	35
	60	416	260	260	39	72
	90	623	400	390	60	110
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0	0	0	0	0	0
	30	185	170	95	18	33
	60	418	520	195	41	65
	90	628	820	295	61	101
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0	0	0	0	0	0
	30	175	130	90	13	26
	60	313	190	175	22	49
	90	457	240	265	32	72
Mittel aus allen Ver- suchen	0	0	0	0	0	0
	30	185	135	110	19	35
	60	372	310	205	39	71
	90	550	465	310	58	108

3 ERGEBNISSE LYSIMETERVERSUCHE

Die erste Düngung der Lysimeter konnte erst Ende Januar 1976 erfolgen. Danach wurden bis zum April 1976 nur noch geringe Sickerwassermengen aufgefangen (75 mm bei den humosen Sanden, 50 mm bei den lehmigen Sanden), deren Analysen keine Beeinflussung durch die Düngung anzeigten. Mit einer systematischen Auswertung der Lysimeterversuche wurde daher erst im August 1976 begonnen. Bis Ende Juli 1978 wurden insgesamt zwei Versuchsjahre ausgewertet.

Wie berichtet, waren die Lysimeter mit Sommergetreide bestellt worden. Die Ernte des Getreides bereitete jedoch Schwierigkeiten, da in beiden Versuchsjahren trotz Umzäunung und Abdeckung der Lysimeteranlage Vögel einen Teil des Aufwuchses zerstörten. Ertrags- und Entzugsanalysen konnten somit in den Lysimeterversuchen nicht durchgeführt werden. Die Ausführungen beschränken sich daher auf die Untersuchungen zur Nährstoffauswaschung.

3.1 WASSER-HAUSHALT

Das Wasser ist der Träger für alle Nährstoffbewegungen im Boden. Nährstoffauswaschungen können daher nur auftreten, wenn sich nach stärkeren Niederschlägen im Boden Sickerwasser bildet und mit dem Sickerwasser die Nährstoffe in größere Bodentiefen verlagert werden. Von den Ergebnissen der Lysimeterversuche soll daher die Darstellung der Wasserbilanz an erster Stelle erfolgen.

Die Bodenwasserhaushaltsgleichung lautet:

$$\begin{array}{lcl} S & = & \text{Versickerung} \\ N & = & \text{Niederschlag} \\ S & = & N - ETI - AR \\ ETI & = & \text{Evaporation, Transpiration,} \\ & & \text{Interception} \\ AR & = & \text{Bodenvorratsänderung} \end{array}$$

Von diesen Größen wurden in den Lysimeterversuchen folgende bestimmt:

S = durch Auffangen der Sickerwassermengen,

N = durch Niederschlagsmessungen mit einem Hellmann-Regenmesser in 1 m Höhe.

Die Größe ETI konnte nicht direkt bestimmt werden. Dafür wurde die "potentielle Verdunstung" (ET pot) nach HAUDE (28) berechnet. Auch die Vorratsänderung des Bodenwassers (AR) konnte nicht gemessen werden, da eine Entnahme von Bodenproben die Lysimeter zerstört hätte.

In Tabelle 7 ist die Wasserbilanz des ersten Versuchsjahres (1976/77) aufgeführt. Die Sickerwassermengen der beiden humosen Sandböden wurden gemittelt, ebenso die der beiden lehmigen Sandböden. Die Differenzen innerhalb der beiden Versuchsgruppen waren nur gering.

Im ersten Versuchsjahr war die Niederschlagsverteilung über die einzelnen Monate recht ausgeglichen. Die höchsten Niederschläge wurden im Dezember (84 mm), die niedrigsten im Mai (35 mm) gemessen. Mit insgesamt 744 mm wurde eine Niederschlagshöhe von 95 % des langjährigen Mittels erreicht.

In dem warmen Sommer 1976 waren die Raten der potentiellen Verdunstung auch im August noch sehr hoch (117 mm) und führten zu einer negativen klimatischen Wasserbilanz von - 68 mm. Ab September lagen die potentiellen Verdunstungsraten jedoch wesentlich niedriger und von September 1976 bis April 1977 blieb die klimatische Wasserbilanz positiv.

Bereits im Oktober fanden bei den Lysimetern die ersten Sickerwasserabläufe statt, obwohl nach der klimatischen Wasserbilanz im September und Oktober lediglich ein Überschuß von ca. 46 mm zur Auffüllung des Bodenreservoirs errechnet werden konnte. Die-

Tab. 7: Wasserbilanz des Versuchsjahres 1976/1977

	N	N langj. Mittel	ET pot	+ KWB	s(hs)	s(ls)
Aug.	49	88	117	- 68	-	-
Sept.	55	64	50	+ 5	-	-
Okt.	64	65	25	+ 39	15	6
Nov.	58	67	11	+ 47	21	8
Dez.	84	61	6	+ 78	62	49
Jan.	74	63	4	+ 70	50	52
Febr.	80	53	9	+ 71	57	55
März	49	44	26	+ 22	45	36
Apr.	76	54	28	+ 48	19	22
Mai	35	55	82	- 47	15	13
Juni	58	63	78	- 20	-	-
Juli	62	106	82	- 20	-	-
Summe	744	783	518	+ 226	284	241
Sept.-Apr.	540	471	159	+ 381		

+ KWB = Klimatische Wasserbilanz = N - ET pot

se 46 mm würden jedoch noch nicht einmal ausgereicht haben, um die potentiellen Verdunstungsraten des Monats August auszugleichen. Das bedeutet, daß aufgrund der vorausgegangenen Trockenheit die aktuelle Verdunstungsrate im August wesentlich niedriger gewesen sein muß als die aus den klimatischen Witterungsdaten berechnete potentielle Verdunstungsrate.

Insgesamt war auf den humosen Sanden die Sickerwasserrate um ca. 40 mm höher als auf den lehmigen Sandböden. Die Lysimeter mit den humosen Sandböden hatten im ersten Versuchsjahr eine Sicker-

wasserrate von 284 mm, die Lysimeter mit den lehmigen Sandböden eine Sickerwasserrate von 241 mm. Der errechnete Überschuß aus der klimatischen Wasserbilanz betrug 226 mm, lag also unter den beiden in den Lysimetern gemessenen Sickerwasserraten. Das dürfte jedoch, wie bereits erwähnt, darauf beruhen, daß die aktuelle Verdunstungsrate wesentlich geringer war als die "potentielle", besonders im Monat August.

In Tabelle 8 sind die klimatische Wasserbilanz und die Sickerwasserrate des zweiten Versuchsjahres aufgeführt. Das zweite Versuchsjahr ist gekennzeichnet durch sehr hohe Novemberniederschläge, nach denen auch die ersten Sickerwasserabläufe in den Lysimetern auftraten. Insgesamt fielen im zweiten Versuchsjahr 762 mm Regen. Das ist etwas mehr als im ersten Versuchsjahr und beträgt 97 % des langjährigen Mittels. Da die potentiellen Verdunstungsraten niedriger lagen als im Vorjahr, ergibt sich daraus eine insgesamt höhere klimatische Wasserbilanz von 290 mm. Dieser Wert stimmt sehr gut mit der Sickerwasserrate der Lysimeter mit humosen Sandböden überein.

Bei den Lysimetern mit den lehmigen Sandböden liegt auch im zweiten Versuchsjahr die Sickerwasserrate um ca. 40 mm niedriger als bei den humosen Sandböden. Insgesamt liegen die Sickerwasserraten im zweiten Versuchsjahr nur um 10 mm höher als im ersten Versuchsjahr.

Abbildung 3 zeigt noch einmal das Verhältnis zwischen der klimatischen Wasserbilanz (KWB) und dem Sickerwasserabfluß in den Lysimetern über den gesamten Versuchszeitraum vom August 1976 bis Juli 1978. Die Sickerwasserabflüsse reagieren gegenüber der klimatischen Wasserbilanz mit einer gewissen Zeitverzögerung, in der zunächst die Auffüllung des Bodenwasserreservoirs erfolgt. Am Ende des Winterhalbjahres wird in beiden Versuchsjahren von den Lysimetern noch Sickerwasser abgegeben, als die klimatische Wasserbilanz bereits negativ ist. Weiterhin ist vor allem im zweiten Versuchsjahr zu beobachten, daß die Schwankun-

gen des Sickerwasserabflusses in den einzelnen Monaten geringer sind als die der klimatischen Wasserbilanz. Auch darin wird eine gewisse Trägheit des Sickerwasserabflusses erkennbar.

Tab. 8: Wasserbilanz des Versuchsjahres 1977/1978

	N	N langj. Mittel	ET pot	KWB	S(hs)	S(ls)
Aug.	71	88	68	+ 3	-	-
Sept.	29	64	52	- 23	-	-
Okt.	55	65	28	+ 27	-	-
Nov.	129	67	11	+ 118	97	56
Dez.	66	61	4	+ 62	25	30
Jan.	77	63	5	+ 72	93	72
Febr.	13	53	14	- 1	20	22
März	82	44	16	+ 66	41	54
Apr.	33	54	42	- 9	20	19
Mai	59	55	73	- 14	-	-
Juni	50	63	83	- 33	-	-
Juli	98	106	76	+ 22	-	-
Summe	762	783	472	+ 290	296	253
Sept.-Apr.	484	471	172	+ 312		

Stellt man aufgrund der Klimadaten die Frage nach der langfristigen Repräsentanz der gewonnenen Ergebnisse, so ist eine Betrachtung der Winterniederschläge wichtig. Sie sind es, die in der verdunstungsschwachen Jahreszeit eine Verlagerung der Nährstoffe nach unten bewirken.

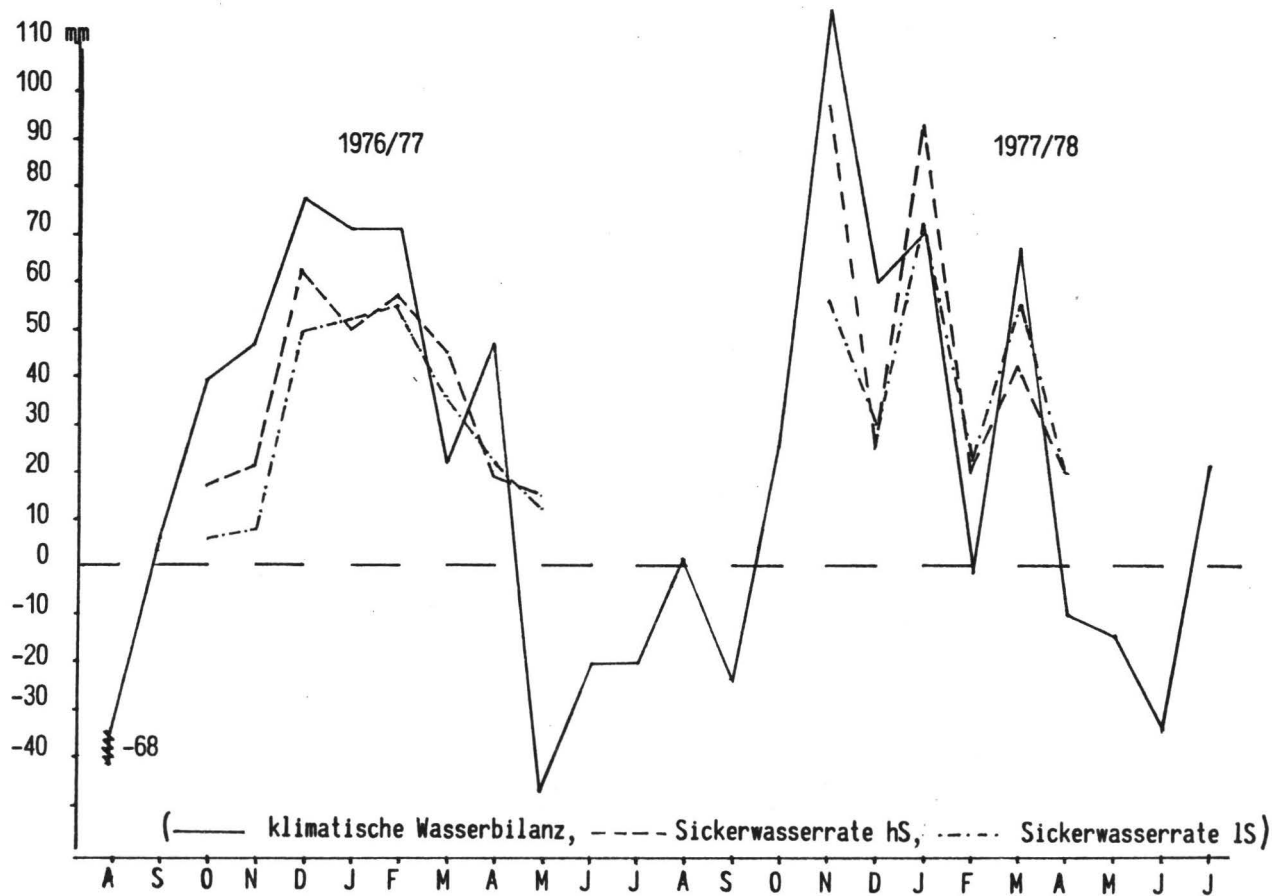


Abb. 3: Klimatische Wasserbilanz ($N - E_{\text{Toot}}$) und Sickerwasserraten in den Lysimetern

Danach ist das Versuchsjahr 1977/78 als Normaljahr anzusehen. Sowohl die Winter- als auch die Jahresniederschläge weichen nur unbedeutend von dem langjährigen Mittel ab (vgl. Tab. 8). Daneben ist auch eine recht gute Übereinstimmung der klimatischen Wasserbilanz mit den Sickerwasserraten der humosen Sandböden gegeben.

Im Versuchsjahr 1976/77 liegen die Winterniederschläge um ca. 70 mm höher als im Normaljahr und um ca. 60 mm höher als im Versuchsjahr 1977/78 (vgl. Tab. 7). Trotzdem liegen die Sickerwasserraten um ca. 10 mm niedriger als im zweiten Versuchsjahr. Das ist jedoch dadurch bedingt, daß nach dem trockenen Sommer 1976 zunächst das Bodenreservoir mit Wasser aufgefüllt werden mußte. Aufgrund der festgestellten Sickerwasserraten dürften in Bezug auf die Nährstoffauswaschung jedoch beide Versuchsjahre als Normaljahre anzusehen sein.

3.2 CHLORID-HAUSHALT

In den Böden unseres Klimaraumes unterliegt das Chlorid-Anion nur einer sehr geringen Bindungsintensität. Wie auch Untersuchungen von THORMANN (61) zeigten, entspricht die Passage des Chlorids im Boden am ehesten der des Sickerwassers. Anhand der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser können daher Schlußfolgerungen über die Wasserbewegung und die Wasserbilanz im Boden gezogen werden. Wenn nach einer Düngung mit Chlorid die Cl-Konzentrationen im Sickerwasser ansteigen, kann nach den Modellvorstellungen des "downward displacement" angenommen werden, daß das Wasser in der Bodensäule einmal verdrängt wurde (Durchbruchpunkt). Im Anschluß an die Darstellung des Wasserhaushaltes soll daher zunächst über den Chlorid-Austrag mit dem Sickerwasser berichtet werden.

3.2.1 Cl-Konzentrationen

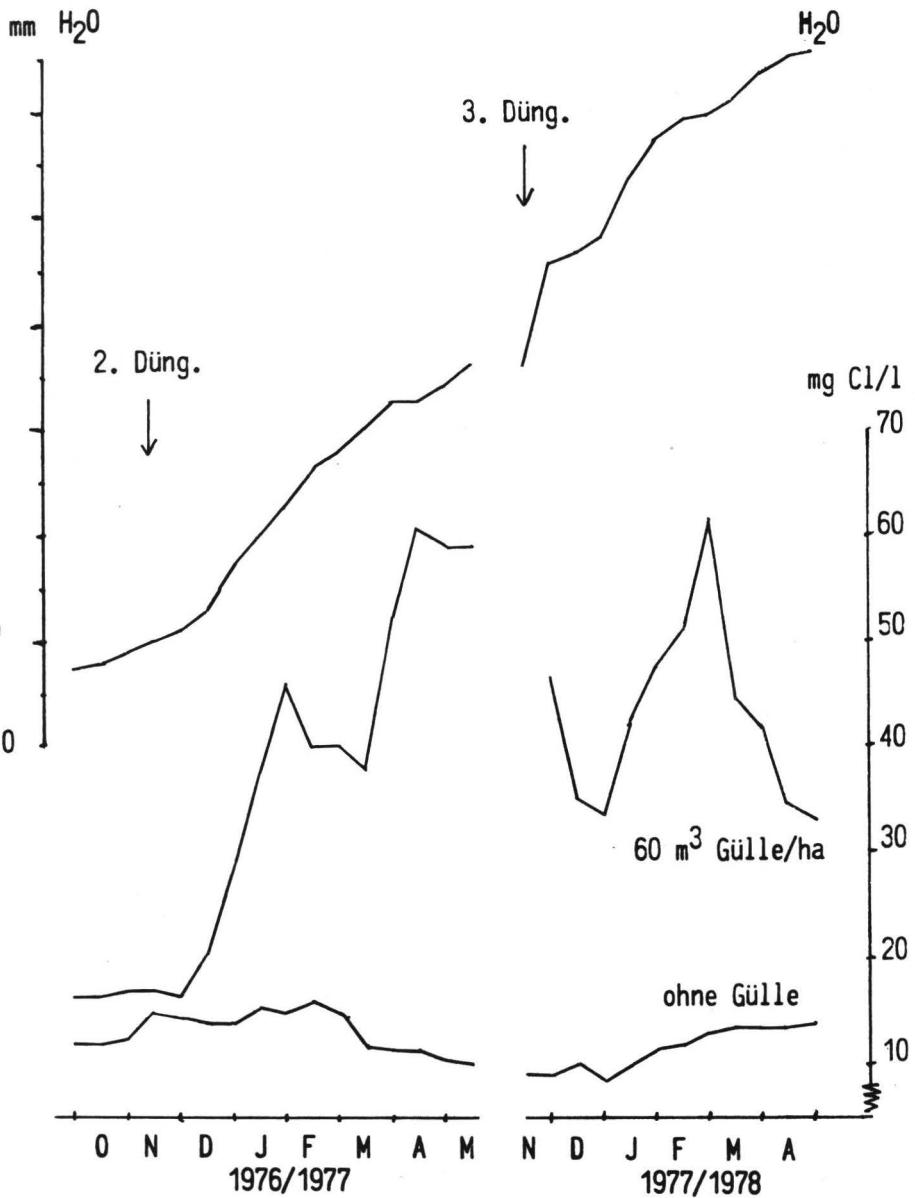
Abbildung 4 zeigt die Summenkurve des Sickerwassers (Halbmonatsraten) und den Verlauf der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der humosen Sandböden. Wie bei der Wasserbilanz wurden auch hier die Ergebnisse beider Sandböden wegen der geringen Unterschiede gemittelt. Da es in dieser Abbildung um eine grundsätzliche Darstellung der ablaufenden Prozesse geht, wurden nur die Cl-Konzentrationen der ungedüngten und der mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten dargestellt.

Die Summenkurve des Sickerwassers beginnt im Oktober 1976 mit dem Wert von $S = 75 \text{ mm}$. Das ist diejenige Sickerwassermenge, die nach der ersten Düngung von Ende Januar 1976 bis zum Oktober 1976 aufgefangen wurde. Diese ersten Abflüsse des Sickerwassers wurden, wie bereits erwähnt, nicht systematisch ausgewertet, da bis zu diesem Zeitpunkt keine Unterschiede in den Nährstoffkonzentrationen festgestellt wurden.

Die Summenkurve des Sickerwassers steigt im Versuchszeitraum 1976/1977 von 75 mm auf 359 mm Sickerwasser an ($+ 284 \text{ mm}$) und nach der Sommerruhepause im Versuchszeitraum 1977/78 von 359 auf 656 mm ($+ 297 \text{ mm}$).

Bis Anfang Dezember 1976 unterscheiden sich die Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der gedüngten und der ungedüngten Versuchsvariante nur geringfügig (Differenz ca. 5 mg Cl/l). In den ungedüngten Versuchsvarianten bleiben die Cl-Konzentrationen auch danach relativ konstant. Sie schwanken über den gesamten Versuchszeitraum 1976/1977 und 1977/1978 lediglich zwischen 7 und 11 mg Cl/l .

In den mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten erfolgt eine erste Anhebung der Cl-Konzentrationen Mitte Dezember 1976. Nach der ersten Düngung im Januar 1976 sind bis zu diesem Zeitpunkt 135 mm Sickerwasser abgeflossen. Die Cl-Konzentrationen nehmen dann weiter zu und erreichen ihre erste Spitze Anfang



0. 4 : Summenkurve des Sickerwassers (H₂O) und Verlauf der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser in den Lysimetern mit humosen Sandböden

Februar 1977 (46 mg Cl/l).

Danach sinkt die Cl-Konzentration bis Mitte März. Anschließend erfolgt eine erneute Konzentrationserhöhung. Sie mag durch die zweite Gölledüngung verursacht sein, die im November 1976 erfolgt war. Vom Zeitpunkt der zweiten Gölledüngung bis zum Zeitpunkt des zweiten Cl-Konzentrationsanstiegs im Sickerwasser sind in diesem Fall 225 mm Sickerwasser abgeflossen.

Nach der dritten Gölledüngung im November 1977 sinken die Cl-Konzentrationen zunächst bis auf ca. 33 mg/l ab. Bedingt durch die hohen Niederschläge im November steigen sie jedoch bereits im Januar wieder an. Von der dritten Düngung bis zu diesem Zeitpunkt sind insgesamt ca. 175 mm Sickerwasser angefallen.

Zusammengefaßt setzte der Durchbruch des Cl ein, wenn folgende Sickerwassermengen die Monolith-Sysimeter passiert hatten

- nach der 1. Düng. nach 135 mm Sickerw. (Sommerhalbjahr 1976)
- nach der 2. Düng. nach 225 mm Sickerw. (Winterhalbjahr 1976/77)
- nach der 3. Düng. nach 175 mm Sickerw. (Winterhalbjahr 1977/78).

Die Sickerwasserraten, die nach der zweiten und dritten Düngung bis zum Durchbruchpunkt notwendig waren, stimmen relativ gut mit den Ergebnissen von THORMANN (61) überein, der im Durchschnitt auf Sandböden eine Sickerwasserrate bis zum Durchbruchpunkt von ca. 200 mm ermittelte. Die niedrige Sickerwasserrate, die nach der ersten Düngung bis zum Durchbruch notwendig war, betrug nur 135 mm. Dies kann darauf zurückzuführen sein, daß zwischen Düngung und dem Cl-Durchbruchpunkt die Sommerruhepause ohne Sickerwasserbildung lag. Es ist möglich, daß ohne die Bildung von Sickerwasser Chlorid durch einen Konzentrationsausgleich der Bodenlösung während des Sommers in größere Bodentiefen gelangte. Andererseits kann in dieser Jahreszeit durchaus ein Eindringen des Niederschlagswassers in den Boden und dadurch eine Tiefenverlagerung des Chlorids erfolgen. Durch die Wurzeln wird aber nur Wasser und nicht Chlorid in die Atmosphäre zurückgeführt.

Abbildung 5 zeigt die Summenkurve des Sickerwassers und den Verlauf der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der lehmigen Sandböden (Mittel beider Böden). Die Cl-Konzentrationen liegen zunächst relativ hoch (30 - 35 mg Cl/l). Das mag auf der Düngungsvorgeschichte beruhen. Bei den ungedüngten Lysimetern sinken die Konzentrationen bis Mai 1978 auf 10 mg Cl/l ab.

Bedingt durch den hohen Ausgangsgehalt sind die Konzentrationserhöhungen des Cl im Sickerwasser nach der Düngung von 60 m³ Schweinegülle/ha geringer als bei den humosen Sandböden. Dadurch wird eine Schlußfolgerung im Hinblick auf die Durchbruchpunkte erschwert. Folgt man jedoch den ersten drei Konzentrationserhöhungen (Dezember 1976, März 1977 und Dezember 1977), so liegen die Durchbruchpunkte bei den lehmigen Sandböden nach einem Sickerwasserabfluß von

- 100 mm nach der ersten Düngung
- 150 mm nach der zweiten Düngung
- 90 mm nach der dritten Düngung.

Das bedeutet, daß das Sickerwasser bei den lehmigen Sandböden eher die Auswaschungstiefe von 1,70 m erreicht als bei den humosen Sandböden. Andererseits ist die Speicherkapazität von schwereren Böden größer als die von leichten. Der Anstieg der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser dürfte bei den lehmigen Sandböden daher nicht gleichbedeutend sein mit einer Verlagerung des gesamten Wasservolumens. Es ist anzunehmen, daß bei den lehmigen Sanden eine Wasserverdrängung zunächst in den größeren Poren stattgefunden hat und über sie der Durchbruchpunkt für Cl eher erreicht wurde als bei den humosen Sandböden.

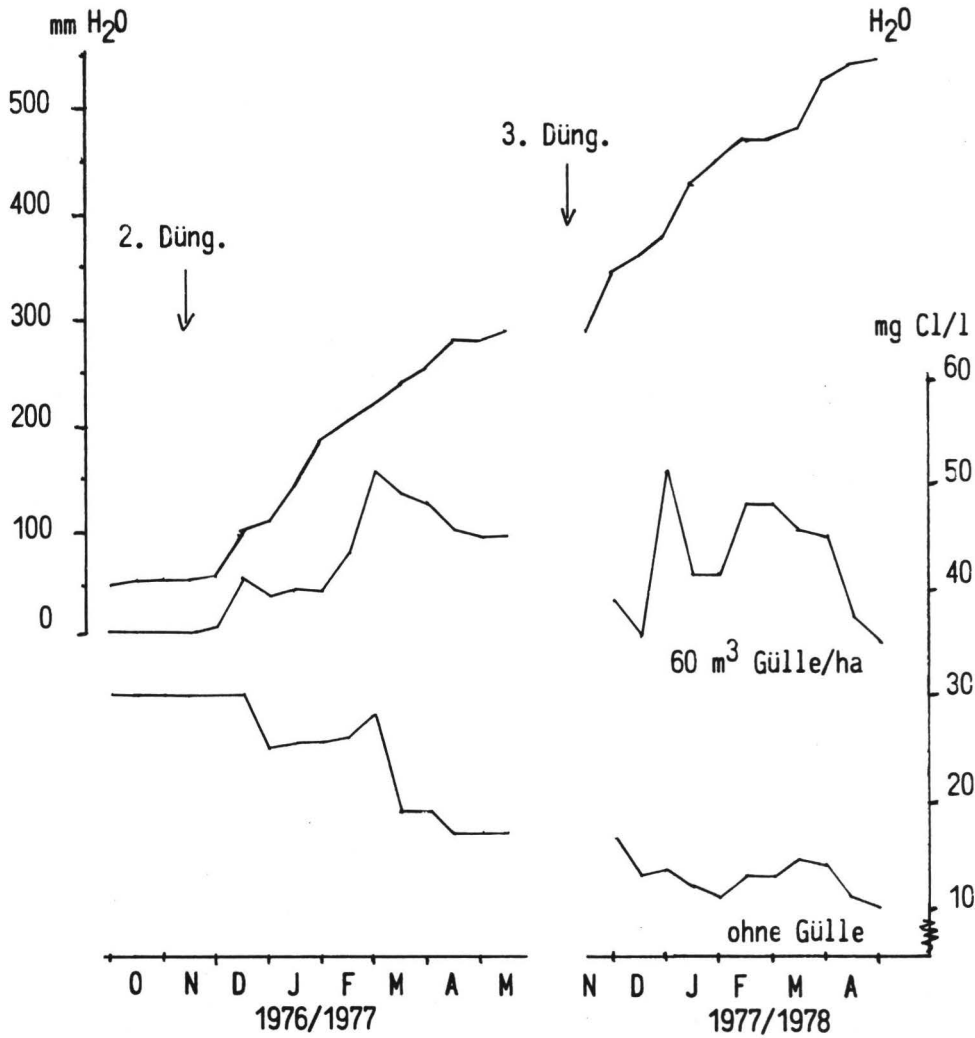


Abb.5 : Summenkurve des Sickerwassers (H₂O) und Verlauf der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit lehmigen Sanden

3.2.2 Cl-Bilanz

In Tabelle 9 sind die mit der Gülle zugeführten und die mit dem Sickerwasser ausgewaschenen Cl-Mengen über den gesamten Versuchszeitraum aufgetragen.

Tab. 9: Mit der Gülle zugeführte und ausgewaschene Cl-Mengen über den Versuchszeitraum von Januar 1976 bis Juli 1978

	kg Cl/ha		in % der Düngung
	gedüngt	Austrag ⁺	
hS			
30 m ³ Gülle/ha	91	82,4	90,5
60 m ³ Gülle/ha	182	148,7	81,7
lS			
30 m ³ Gülle/ha	91	63,4	69,7
60 m ³ Gülle/ha	182	116,1	63,8

+ Differenz zur ungedüngten Versuchsvariante

Hervorzuheben ist, daß offenbar im Juli 1978 die Auswaschung des zugeführten Chlorids noch nicht abgeschlossen war. Im humosen Sandboden waren noch 9,5 bis 18,3 % des gedüngten Cl im Porenwasser des Bodens enthalten, im lehmigen Sand sogar 30,3 bis 36,2 %. Dies hängt damit zusammen, daß sich das Cl-Ion bei der Verdrängungsbewegung des Wassers diffus auf den gesamten mit Wasser gefüllten Bodenraum verteilt. Erst ein Mehrfaches der Porenwassermenge an Sickerwasser vermag diesen Cl-Rest zu verdrängen.

Der Unterschied in der Retention zwischen hS und lS beruht auf den unterschiedlichen Anteil von leicht und weniger leicht be-

weglichem Porenwasser im Boden.

Obwohl auf den lehmigen Sandböden der Cl-Durchbruchspunkt eher erreicht war als auf den humosen Sanden, war die Auswaschungsrate geringer. Bis zum Juli 1978 wurden von den zugeführten Cl-Mengen lediglich 69,7 % bei den 30 m³ Güllevarianten und 63,8 % bei den 60 m³ Güllevarianten ausgewaschen. Daran wird auch deutlich, daß nach stärkeren Niederschlägen nur ein Teil des Sickerwassers in den schnell dränenden Grobporen versickert, der Restanteil jedoch den Weg durch die feineren Poren des Bodens mit geringerer Wasserleitfähigkeit nimmt. Die niedrigere Auswaschungsrate kann auch darauf zurückgeführt werden, daß auf den lehmigen Sandböden die Sickerwasserrate infolge höherer Evapotranspirationsraten über den gesamten Versuchszeitraum um ca. 110 mm niedriger lag als auf den humosen Sandböden.

3.3 N-AUSWASCHUNG

Dem Stickstoff kommt bei der Besprechung der Nährstoffauswaschung nach Gülledüngung eine besondere Bedeutung zu, da er

- den Hauptbestandteil der im Schweine-Flüssigmist vorkommenden Nährstoffe darstellt,
- relativ leicht ausgewaschen wird und
- neben dem Kohlenstoff und dem Phosphat als einer der Hauptfaktoren für die Verunreinigung von Grund- und Oberflächen-gewässern angesehen wird.

Stickstoff ist jedoch auch der Nährstoff, dessen Bilanzierung innerhalb eines Ökosystems aus Luft, Boden, Wasser und Pflanze methodisch die größten Schwierigkeiten bereitet. Neben den vielfältigen Möglichkeiten biochemischer Umwandlung treten auch gasförmige Gewinn- und Verlustgrößen auf. Da außerdem die Lysimeter

am Ende der in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen nicht zerlegt wurden und somit auch die Vorratsänderung für N im Boden nicht mit erfaßt werden konnte, läßt sich nur eine Teilbilanzrechnung für die zugeführten und ausgewaschenen N-Mengen erstellen.

Die Erfassung der N-Konzentrationen und der Beträge der N-Auswaschung wurde auf der Basis von Gesamt-N-Bestimmungen im Sickerwasser durchgeführt, wodurch alle Komponenten (Nitrat-N, Nitrit-N, Ammonium-N, organisch gebundenes N) gemeinsam erfaßt wurden. Da auch der Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser keine wesentlichen Unterschiede zwischen vorher hoch und niedrig aufgedüngten Böden ergab, wurden in den nachfolgenden Abbildungen die N-Konzentrationen im Sickerwasser der humosen bzw. der lehmigen Sandböden gemittelt. Wie beim Chlorid wurden in den Abbildungen die Konzentrationen der ungedüngten und der mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten dargestellt.

3.3.1 N-Konzentrationen

Abbildung 6 zeigt die Summenkurve der Sickerwasser-Raten und den Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser der humosen Sandböden. Wie auch CZERATZKI (13) feststellte, ergibt sich eine gewisse Parallelität zwischen dem Verlauf der N-Konzentrationen und der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser. Bei einer näheren Untersuchung der N-Konzentrationen muß jedoch folgender Aspekt berücksichtigt werden:

Während das Chlorid in der Gülle fast ausschließlich in leicht löslicher Form vorliegt, beträgt der leicht lösliche Anteil des Stickstoffs nur ca. 50 %. Dieser leicht lösliche Anteil des Stickstoffs liegt als Ammoniumstickstoff vor. Er kann bei Temperaturen ab ca. 5°C im Boden relativ schnell in die Nitratform überführt werden. Die anderen 50 % des Stickstoffs sind organisch gebunden. Da die Stickstoffauswaschung fast aus-

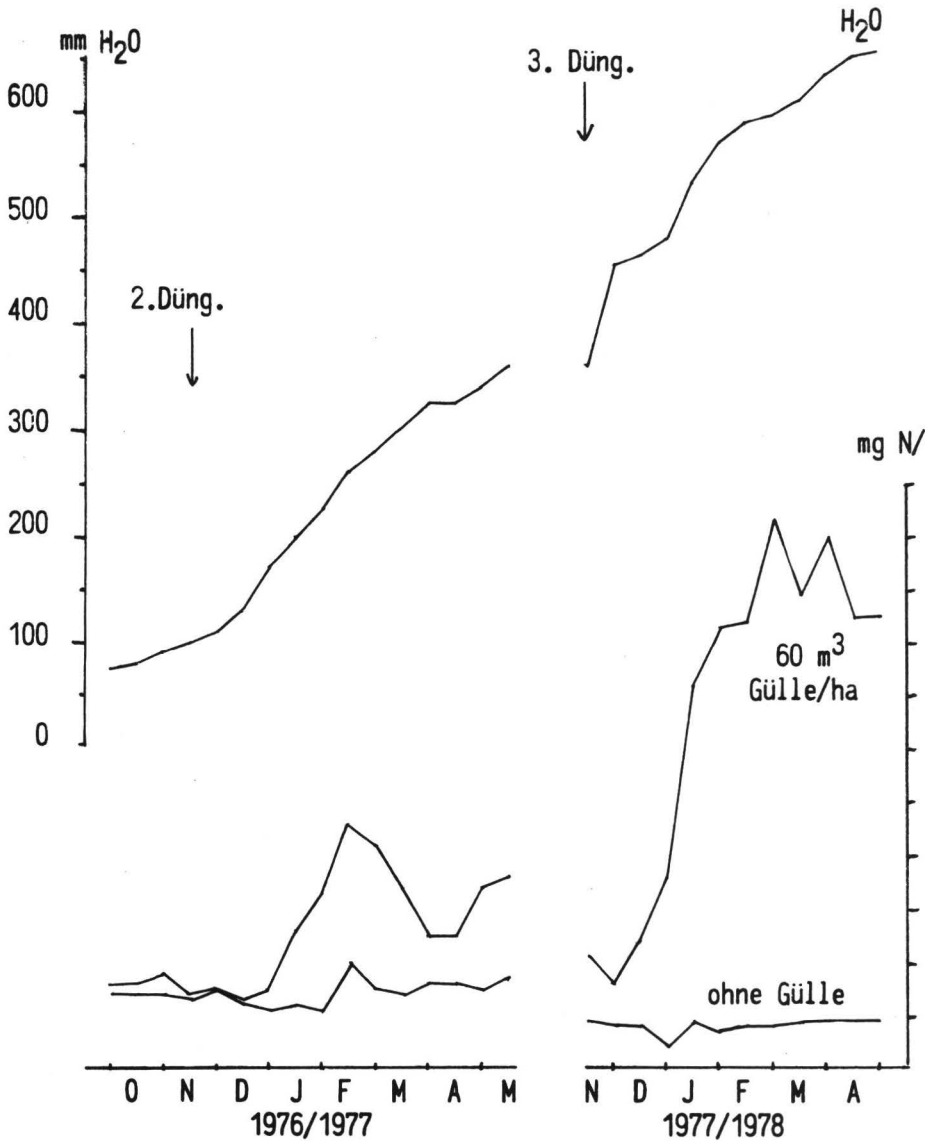


Abb. 6 : Summenkurve des Sickerwassers (H₂O) und Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit humosen Sandböden

schließlich in der Nitratform stattfindet (CZERATZKI,12), kann organisch gebundener Stickstoff erst nach Mineralisation und Nitrifikation in größere Bodentiefen gelangen.

Weiterhin können der später mineralisierte Stickstoff und auch der leicht lösliche Anteil des Güllestickstoffs wieder in eine organische Bindungsform überführt und damit zwischenzeitlich festgelegt werden. Außerdem treten gasförmige NH_3 -Verluste sowie N-Verluste nach Denitrifikation auf. Aus diesen Gründen läßt sich das Auswaschungsverhalten des Stickstoffs nicht so einfach beschreiben und deuten wie beim Chlorid.

Nach Abbildung 6 erfolgt die erste Zunahme der N-Konzentrationen bei der 60 m³ Güllevariante Mitte Dezember 1976 nach einer Sickerwassermenge von ca. 135 mm. Das entspricht dem Durchbruchpunkt des Chlorids. Die N-Konzentrationen steigen dann bis Mitte Februar auf ca. 46 mg N/l an. In Anbetracht der mit der Gülle insgesamt zugeführten N-Mengen ist diese erste Konzentrationserhöhung relativ gering, d. h. hier kann nur ein Teil des leicht löslichen N-Gehaltes der Gülle mit dem Sickerwasser ausgewaschen worden sein. Dies wird nachfolgend auch aus der Aufstellung der N-Auswaschungsraten ersichtlich.

Eine zweite, weniger deutlich ausgeprägte Anhebung der N-Konzentrationen im Sickerwasser erfolgt in der zweiten Aprilhälfte nach einer Sickerwasserrate von 325 mm, d. h. nachdem nach der zweiten Düngung 225 mm versickert waren. Auch das entspricht genau dem Durchbruchpunkt des Chlorids. Die geringere Peakhöhe der N-Konzentrationen nach der zweiten Düngung kann auf die geringere zugeführte N-Menge zurückgeführt werden.

Nach der dritten Düngung (November 1977) erfolgt die Anhebung der N-Konzentrationen bereits nach einer Sickerwasserrate von 100 mm. Da die Durchbruchpunkte für N nach den beiden vorausgegangenen Düngungen später erfolgten und diesmal die Konzentrationen auf über 100 mg N/l anwachsen, kann diese Konzentrations-

erhöhung nicht nur auf die letzte (3.) Gölledüngung zurückgeführt werden. Dieser Sachverhalt soll jedoch anhand einer später folgenden Bilanzrechnung noch näher erläutert werden.

Abbildung 7 zeigt die Summenkurve des Sickerwassers und den Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser in den Lysimeterversuchen mit lehmigen Sandböden.

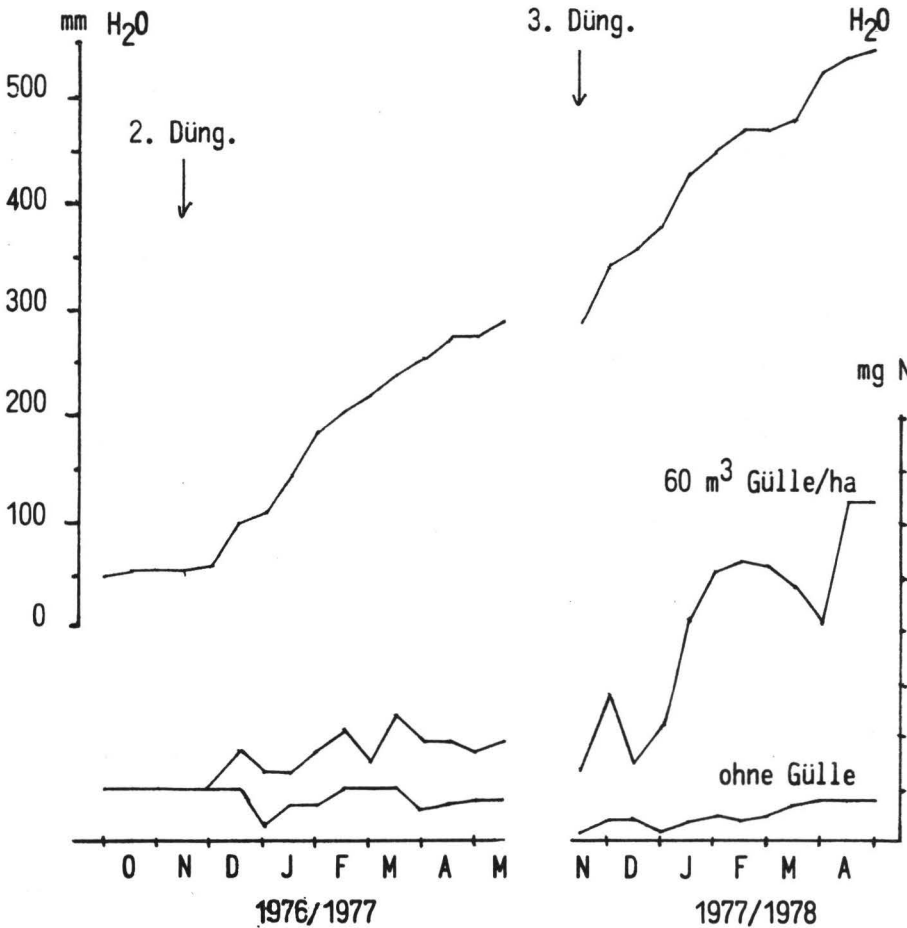


Abb. 7 : Summenkurve des Sickerwassers (H₂O) und Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit lehmigen Sande

Insgesamt sind die Konzentrationsunterschiede zwischen den ungedüngten und den mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten wesentlich geringer als bei den humosen Sandböden. Da außerdem in der Versuchsvariante mit 60 m^3 Schweinegülle/ha 1976/1977 zwar geringe, jedoch relativ viele Schwankungen auftreten, läßt sich der Verlauf der N-Auswaschung bei den lehmigen Sanden noch schwieriger deuten als bei den humosen Sandböden. Zwei Punkte können aber auch hier deutlich erfaßt werden:

- 1.) Wie beim Chlorid erfolgt eine erste Zunahme der N-Konzentrationen gegenüber ungedüngt nach einer Sickerwasserrate von 100 mm. Auch hier muß eine erste N-Auswaschung durch die größeren Poren des Bodens angenommen werden.
- 2.) Wie bei den humosen Sandböden erfolgt eine starke Zunahme der N-Konzentrationen im Sickerwasser ca. Mitte Januar 1978.

Insgesamt gesehen ist der Verlauf der N-Auswaschung also ähnlich wie bei den humosen Sandböden. Die N-Konzentrationen im Sickerwasser sind nur geringer.

3.3.2 N-Bilanzen

3.3.2.1 Humose Sandböden

Nach Absatz 2.3.4.1 enthielten die Lysimeterversuche mit humosen Sandböden eine Düngungsvariante mit mineralischer Düngung, in der die Nährstoffzufuhr genauso hoch war, wie mit 30 m^3 Schweinegülle/ha. Der Stickstoff wurde als Ammonsulfatsalpeter gegeben, d. h. zu $3/4$ in Form von $\text{NH}_4\text{-N}$ und zu $1/4$ in Form von $\text{NO}_3\text{-N}$. Die zugeführte N-Menge entsprach gleichzeitig

der mineralischen N-Zufuhr der Variante "60 m³ Gülle", da in der Gülle ca. 50 % des Stickstoffs in mineralischer Form (als NH₄-N) vorliegt.

Für eine Interpretation der N-Auswaschung auf den humosen Sandböden sind deshalb in Abbildung 8 die N-Konzentrationen im Sickerwasser und die N-Bilanzen nach Ammonsulfatsalpeter-Düngung ("MIN"), der 60 m³-Gülle-Düngung ("60 m³") und ungedüngt ("ohne") dargestellt. In der Bilanz wurden zusätzlich die Lysimeter mit 30 m³ Gülle/ha ("30 m³") berücksichtigt. Die Ergebnisse können wie folgt interpretiert werden:

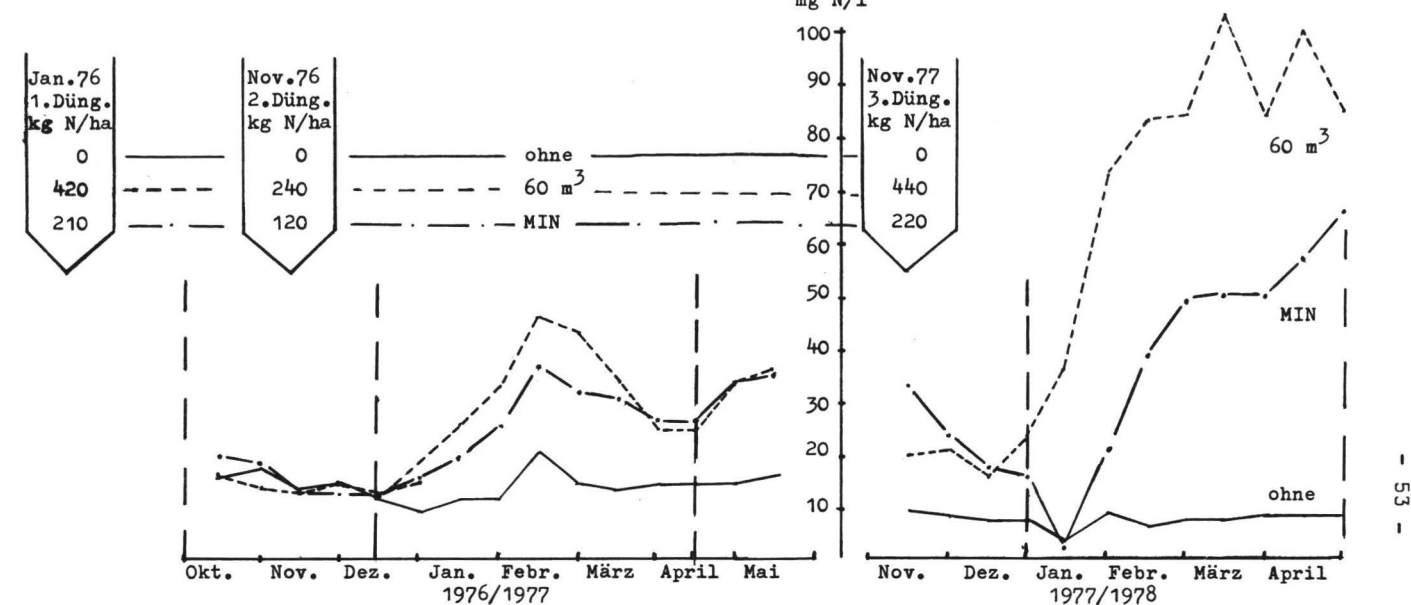
1.) N-Austrag nach der ersten Düngung

Wie bereits berichtet, erfolgte die erste Düngung im Januar 1976. Bis Mitte Dezember 1976 sind die N-Konzentrationen im Sickerwasser und die N-Austräge in allen Düngungsvarianten etwa gleich (10 - 11 kg N/ha). Danach beginnt die Auswaschungsphase der ersten Düngung. Sie endet ca. Mitte April mit einer erneuten Erhöhung der N-Konzentrationen, die durch die zweite Düngung (November 1976) bedingt ist.

In dieser ersten Auswaschungsphase beträgt der N-Austrag der ungedüngten Lysimeter 25,1 kg N/ha. Darüber hinaus werden nach Düngung von 60 m³ Gülle/ha 27,7, von 30 m³ Gülle/ha 13,4 und nach mineralischer Düngung 23,1 kg N/ha ausgewaschen.

Bei der mineralischen Düngungsvariante entspricht das ca. 11 % der im Januar zugeführten N-Menge (210 kg N/ha). Da diese erste Düngung als Frühjahrsdüngung gelten kann, ist damit eine gute Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Autoren (PFAFF, 47, AMBERGER, 2) gegeben, die nach höheren N-Gaben im Frühjahr ebenfalls eine N-Auswaschungsrate von 10 % ermittelten.

In der Düngungsvariante "60 m³" ist der Austrag von 27,7 kg N/ha nur geringfügig höher als nach mineralischer Düngung.



Versuchs- variante	N-Austräge mit dem Sickerwasser in kg/ha			
		1. Auswaschungsphase	2. Auswaschungsphase	3. Auswaschungsphase
ohne	11,1	25,1 +	17,0 +	9,7 +
60 m ³	11,1	52,8 (27,7)	66,2 (49,2)	102,2 (92,5)
MIN	11,0	48,2 (23,1)	48,7 (31,7)	62,6 (52,9)
30 m ³	10,0	38,5 (13,4)	31,8 (14,8)	65,0 (55,2)

Abb. 8 : N-Konzentrationen im Sickerwasser und N-Austräge in den Lysimetern mit humosen Sandböden
(+, Zahlen in Klammern = Differenz zu ungedüngt)

Bezogen auf die Gesamt-N-Zufuhr (420 kg N/ha) beträgt die Auswaschungsrate 6,5 %, ist also ungefähr halb so hoch wie in der Düngungsvariante "MIN". Auch nach der Düngung von 30 m³ Gülle werden mit 13,4 kg N/ha nur 6,3 % des zugeführten Gesamtstickstoffs ausgewaschen. Diese Ergebnisse zeigen, daß nach einer Gülledüngung zunächst der mineralische Anteil des Güllestickstoffs den Auswaschungsbedingungen unterliegt. Der organisch gebundene Anteil des Güllestickstoffs kann erst nach Mineralisation und Nitrifikation mit dem Sickerwasser ausgetragen werden.

Sicherlich wurde in den Frühjahrs- und Sommermonaten 1976 auch ein Teil des organisch gebundenen Güllestickstoffs mineralisiert und anschließend nitrifiziert. Wie in der zweiten Auswaschungsphase noch zu sehen sein wird, wurde dieser vermutlich nicht ausgewaschen. Das mag damit zusammenhängen, daß die erste Ausbringung der Gülle im Frühjahr erfolgte, die Pflanzen also bereits zu Vegetationsbeginn gut mit Stickstoff versorgt waren und somit auch den in den Frühjahrs- und Sommermonaten mineralisierten Güllestickstoff besser verwerten konnten.

2.) N-Austrag nach der zweiten Düngung

Den N-Konzentrationen der "MIN"-Variante folgend, läuft die N-Auswaschungsphase nach der zweiten Düngung (November 1976) von Mitte April 1977 bis Mitte Januar 1978. In dieser Zeitspanne findet von Mitte Mai bis Mitte November 1977 kein Sickerwasserabfluß statt.

In der zweiten Auswaschungsphase werden aus den Lysimetern mit mineralischer Düngung 31,7 kg N/ha mehr ausgewaschen als aus den ungedüngten. Das ergibt eine N-Auswaschungsrate von 27 % der zugeführten N-Menge (120 kg N/ha).

Der Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit 60 m³ Gülle/ha ist zunächst ähnlich wie nach mineralischer Düngung. Das bedeutet, daß auch hier bis Mitte Dezember 1977 zunächst nur der mineralische Anteil des Güllestickstoffs von der 2. Düngung ausgewaschen wird. (Eine zusätzliche N-Auswaschung des mineralisierten Stickstoffs aus der ersten Düngung wird, wie oben bereits erwähnt, nicht erkennbar.). Ab

Mitte Dezember steigen jedoch die N-Konzentrationen in der "60 m³"-Variante an, während in der mineralischen Düngungsvariante die N-Konzentrationen noch weiter abnehmen. Nach den hohen Novemberriederschlägen (s. Absatz 3.1) wird hier vermutlich Güllestickstoff ausgewaschen, der in den Sommermonaten 1977 aus organischer Bindung mineralisiert wurde.

Für die N-Bilanz wird dadurch die Situation unübersichtlich, da hier zusätzlich zu den neugedüngten und nitrifizierten N-Mengen auch solche Restbestände der Mineralisation und Nitrifikation des Vorjahres ausgewaschen werden. Gegenüber der mineralischen Düngungsvariante liegt der N-Austrag bei 60 m³ Gülle/ha um 17,5 kg N/ha (49,2 - 31,7) höher.

In der "30 m³"-Düngungsvariante ist die N-Auswaschungsrate geringer. Hier wurde vermutlich bisher nur der mineralische Anteil des Güllestickstoffs aus der zweiten Düngung ausgewaschen. Das mag dadurch bedingt sein, daß bei geringeren Güllegaben der im nachfolgenden Sommer mineralisierte Stickstoff noch länger im Boden festgehalten wird.

3.) N-Austrag nach der dritten Düngung

Die Auswaschungsphase nach der dritten Düngung setzt ab Mitte Januar 1978 ein. Bis Mitte Mai 1978 werden in der Versuchsvariante "MIN" 52,9 kg N/ha (24 %) des im November 1977 zugeführten Stickstoffs ausgewaschen. Prozentual gesehen liegt die Auswaschungsrate etwas niedriger als im Vorjahr. Es ist jedoch zu bedenken, daß im Mai 1978 - siehe die zu diesem Zeitpunkt noch sehr hohen N-Konzentrationen im Sickerwasser - die N-Auswaschung noch nicht abgeschlossen ist, so daß auch nach der dritten Düngung mit einer Auswaschungsrate von ca. 30 % gerechnet werden kann.

Ebenfalls in den Düngungsvarianten "60 m³" und "30 m³" Gülle/ha ist die N-Auswaschung Mitte Mai 1978 noch nicht abgeschlossen. Bis zu diesem Zeitpunkt beträgt die Nettoaus-

waschung (Differenz zu ungedüngt) in der "60 m³"-Variante 92,5 kg N/ha, ist also ungefähr doppelt so hoch wie nach mineralischer Düngung. Auch hier zeigt sich, daß zusätzlich zum mineralischen Anteil des Güllestickstoffs der Novemberdüngung 1977 noch Restbestände der Mineralisation und Nitrifikation des Vorjahres ausgewaschen werden. Das gilt nach der dritten Düngung ebenfalls für die "30 m³"-Variante, in der der N-Austrag ungefähr genauso hoch ist wie nach mineralischer Düngung.

Man kann davon ausgehen, daß sich der mineralische N-Anteil in der Gülle im Hinblick auf die Auswaschung genauso verhält wie eine entsprechende Menge an gleichzeitig ausgebrachtem mineralischem Düngerstickstoff. Bei Ausbringung im Herbst werden vom mineralischen Anteil des Güllestickstoffs ca. 30 % ausgewaschen (15 % des Gesamt-N). Der organisch gebundene Stickstoff der Gülle wird erst im Sommer mineralisiert und kann daher erst im darauffolgenden Winter ausgewaschen werden.

Versucht man, die Auswaschungsrate des organisch gebundenen Güllestickstoffs zu ermitteln, kann, bezogen auf die zweite Gülledüngung, folgende Rechnung aufgestellt werden:

a) 60 m³ Gülle-Variante

$$\begin{aligned} \text{Austrag Mitte Dez. 77 - Mitte Jan. 78} &= 17,5 \text{ kg N/ha (49,2 - 31,7)} \\ \text{Austrag Mitte Jan. 78 - Mitte Mai 78} &= 39,6 \text{ kg N/ha (92,5 - 52,9)} \\ &= 57,1 \text{ kg N/ha} \\ &= 48 \% \text{ des zugeführten organischen Güllestickstoff} \\ &\quad \text{(120 kg N/ha)} \end{aligned}$$

b) 30 m³ Gülle-Variante

$$\begin{aligned} \text{Austrag Mitte Jan. 78 - Mitte Mai 78} &= 28,7 \text{ kg N/ha (55,2 - } \frac{52,9}{2} \text{)} \\ &= 48 \% \text{ des zugeführten organischen Güllestickstoff} \\ &\quad \text{(60 kg N/ha)} \end{aligned}$$

Daraus ergibt sich für die N-Auswaschung nach Gülledüngung im Herbst folgendes Schema:

Herbstdüngung	Winterauswaschung (direkt n. d. Düngung)	Sommermineralisation	Winterauswaschung (im darauffolgenden Jahr)
Anteil min. N in der Gülle 50 %	30 %	-	-
Anteil org.geb.N in der Gülle 50 %	-	?	48 %
Gesamt-N 100 %	15 %		24 %

Das würde bedeuten, daß nach Gülledüngung im Herbst auf humosen Sandböden ca. 35 - 40 % des Güllestickstoffs ausgewaschen werden. Dabei stammt der größere Anteil aus dem organisch gebundenen Güllestickstoff.

Bisher war jedoch die Versuchsdauer nicht lang genug, um auch langfristig gültige Werte für die Mineralisation und Auswaschung des organisch gebundenen Güllestickstoffs zu erhalten. So ist z. B. nicht sicher, ob die ausgewaschenen N-Mengen, die zur Berechnung der Auswaschungsrate des organisch gebundenen Güllestickstoffs herangezogen wurden, nur, wie hier angenommen, aus der zweiten Düngung stammen. Weiterhin zeigen nachfolgend die Feldversuche, daß nach mehrjähriger Gülledüngung im Herbst die N-Auswaschung im Versuchsjahr 1977/78 besonders hoch war. Ursache dafür könnte sein, daß die Mineralisations- und Auswaschungsbedingungen für den organisch gebundenen Güllestickstoff in diesem Jahr besonders günstig waren (hohe Novemberniederschläge, s. Tab. 8). Es ist daher möglich, daß die oben angegebene Auswaschungsrate von 48 % im Mittel der Jahre niedriger anzusetzen ist. Um dieses zu klären, wäre eine Fortführung der Versuche notwendig.

3.3.2.2 Lehmige Sandböden

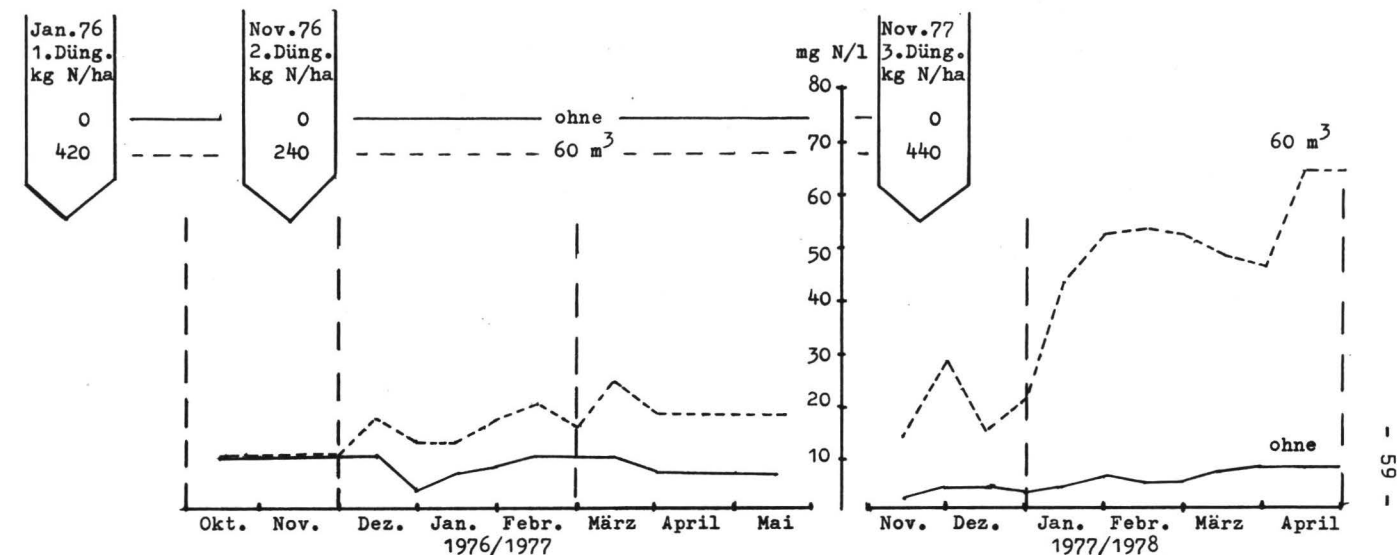
Versucht man, ähnlich wie bei den humosen Sandböden auch eine Bilanz für die lehmigen Sandböden zu erstellen, treten hier Schwierigkeiten auf, da

- der Bezug zwischen den N-Konzentrationen im Sickerwasser und der Düngung nicht so deutlich ist wie bei den humosen Sandböden,
- hier die mineralische Düngungsvariante fehlt.

In Abbildung 9 wurden deshalb die den jeweiligen Düngungen entsprechenden Auswaschungsphasen mit Hilfe der Cl-Durchbruchpunkte festgelegt. Danach dauert die Auswaschungsphase nach der ersten Düngung von Ende November 1976 bis Ende Februar 1977, nach der zweiten Düngung von Anfang März bis Ende Dezember 1977 und nach der dritten Düngung von Anfang Januar bis Ende April 1978. Um die Abbildung übersichtlich zu halten, werden nur die N-Konzentrationen im Sickerwasser der ungedüngten und der mit 60 m^3 Gülle gedüngten Versuchsvarianten dargestellt. In der Bilanzrechnung wird auch die 30 m^3 Düngungsvariante berücksichtigt.

Insgesamt sind die N-Austräge der lehmigen Sandböden geringer als die der humosen Sandböden. So werden von den zugeführten N-Mengen der ersten Düngung nur $12,6$ (" 60 m^3 ") bzw. $4,1 \text{ kg N/ha}$ (" 30 m^3 ") ausgetragen. Das bedeutet, daß nach Düngung der Gülle im Frühjahr die N-Auswaschung auf den lehmigen Sanden nur circa halb so hoch ist wie auf den humosen Sandböden.

In der zweiten Auswaschungsphase beträgt der über die O-Variante hinausgehende N-Austrag $16,5$ (" 60 m^3 ") bzw. $11,2 \text{ kg N/ha}$ (" 30 m^3 "). Bezieht man, wie bei den humosen Sanden, auch hier den N-Austrag auf den mineralischen N-Anteil der Gülle von der zweiten Düngung, ergibt sich eine Auswaschungsrate von 14 (" 60 m^3 ") bzw. 19% (" 30 m^3 "). Das bedeutet, daß die Auswaschungsrate des mineralisch



Versuchs- variante	N-Austräge mit dem Sickerwasser in kg/ha			
		1. Auswaschungsphase	2. Auswaschungsphase	3. Auswaschungsphase
ohne	1,4	13,0 +	9,9 +	8,7 +
60 m ³	1,7	25,6 (12,6)	26,4 (16,5)	76,5 (67,8)
30 m ³	0,7	17,1 (4,1)	21,1 (11,2)	46,1 (37,4)

Abb. 9 : N-Konzentrationen im Sickerwasser und N-Austräge in den Lysimetern mit lehmigen Sandböden
(+, Zahlen in Klammern = Differenz zu ungedüngt)

gebundenen Güllestickstoffs auf den lehmigen Sandböden um ca. 5 - 10 Prozentanteile niedriger liegt als auf den humosen Sandböden.

In der dritten Auswaschungsphase beträgt der über die 0-Variante hinausgehende N-Austrag 67,8 ("60 m³") bzw. 37,4 kg N/ha (30 m³") Da hier die mineralische Düngungsvariante fehlt, kann nicht angegeben werden, wieviel dieses N-Austrages auf den mineralisch gebundenen Güllestickstoff der dritten Düngung und auf den aus organischer Bindung freigesetzten Güllestickstoff der zweiten Düngung entfällt. Nimmt man jedoch an, daß auch die Auswaschungsrate des organisch gebundenen Güllestickstoffs auf den lehmigen Sandböden um ca. 5 - 10 % niedriger liegt als auf den humosen Sandböden, ergibt sich daraus folgendes Schema:

Herbstdüngung	Winterauswaschung (direkt n.d. Düngung	Sommermineralisation	Winterauswaschung (im darauffolgenden Jahr)
Anteil min. N in der Gülle 50 %	15 - 20 %	-	-
Anteil org. geb. N in der Gülle 50 %	-	?	35 - 40 %
Gesamt - N 100 %	7 - 10 %		17 - 20 %

Das würde bedeuten, daß nach Gülledüngung im Herbst auf lehmigen Sandböden ca. 25 - 30 % des Güllestickstoffs ausgewaschen werden. Wie bei den humosen Sandböden wäre jedoch dieses Schema durch eine Weiterführung der Versuche über mehrere Versuchsjahre zu überprüfen.

3.4 P-AUSWASCHUNG

Die Löslichkeit der Phosphate im Boden ist nur gering. Auch Düngephosphate werden im Boden sehr schnell festgelegt, so daß die P-Auswaschungsverluste auf Mineralböden sehr niedrig sind. Die Phosphatauswaschung ist dennoch, wie bereits erwähnt, im Hinblick auf eine Eutrophierung von Gewässern von besonderer Bedeutung. Mehr noch als beim Stickstoff kommt es daher darauf an, eine Erhöhung der P-Auswaschung zu vermeiden.

In Tabelle 10 sind die monatlichen Durchschnittswerte der P-Konzentrationen im Sickerwasser über den gesamten Versuchszeitraum aufgetragen. Bei allen Böden sind die P-Konzentrationen in beiden Versuchsjahren relativ gering. Sie bewegen sich fast ausschließlich in einem Bereich zwischen 0,0 und 0,3 mg P/l; nur in acht Fällen werden die 0,3 mg P/l und in einem Fall 0,5 mg P/l überschritten. Diese etwas höheren P-Konzentrationen verteilen sich jedoch über alle Düngungsstufen, und auch in den niedrigeren Konzentrationsbereichen lassen sich bei keinem der Lysimeter düngungsbedingte Unterschiede in den P-Konzentrationen feststellen.

Die über den gesamten Versuchszeitraum gemittelten Werte der P-Konzentrationen im Sickerwasser zeigen deutlich, daß auf den humosen Sandböden die P-Konzentrationen im Sickerwasser höher liegen als bei den lehmigen Sandböden. Ein Vergleich zwischen hoch und niedrig aufgedüngten Böden ergibt nur bei den humosen Sanden geringfügig höhere P-Konzentrationen im Sickerwasser des hoch aufgedüngten Bodens.

In Tabelle 11 sind die in den einzelnen Lysimeterversuchen ausgewaschenen P-Mengen aufgeführt. Wie die P-Konzentrationen im Sickerwasser bereits andeuteten, sind auch die ausgewaschenen P-Mengen nur gering. Eine ansteigende P-Auswaschung aufgrund der zugeführten Güllemengen oder auch aufgrund der mineralischen P-Düngung (bei den humosen Sandböden) läßt sich auch hier bei keinem der Lysimeter beobachten.

Tab. 10: P-Konzentrationen im Sickerwasser in mg P/l

	hS, hoch aufgedüngt				hS, niedrig aufgedüngt				lS, hoch aufgedüngt			lS, niedrig aufged.		
	0	30	60	min.	0	30	30	min.	0	30	60	0	30	60
	m ³	Gülle/ha		Dgn.	m ³	Gülle/ha		Dgn.	m ³	Gülle/ha		m ³	Gülle/ha	
	<u>1976/1977</u>													
Okt.	0,27	0,28	0,23	0,23	0,16	0,17	0,23	0,24	0,07	0,03	0,07	0,14	0,23	0,10
Nov.	0,29	0,30	0,24	0,26	0,17	0,18	0,45	0,53	0,08	0,31	0,24	0,15	0,40	0,32
Dez.	0,31	0,18	0,28	0,36	0,19	0,16	0,20	0,24	0,08	0,01	0,01	0,05	0,02	0,08
Jan.	0,09	0,16	0,14	0,13	0,16	0,05	0,07	0,07	0,04	0,00	0,00	0,08	0,07	0,05
Febr.	0,11	0,10	0,13	0,12	0,07	0,05	0,07	0,11	0,02	0,02	0,01	0,02	0,03	0,03
März	0,29	0,26	0,23	0,21	0,16	0,09	0,14	0,14	0,01	0,03	0,03	0,00	0,03	0,01
April	0,17	0,13	0,20	0,14	0,07	0,10	0,06	0,06	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02
Mai	0,21	0,19	0,20	0,20	0,07	0,11	0,07	0,07	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01
	<u>1977/1978</u>													
Nov.	0,09	0,07	0,08	0,08	0,05	0,04	0,03	0,03	0,06	0,03	0,06	0,04	0,05	0,05
Dez.	0,10	0,08	0,06	0,08	0,13	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,03	0,03
Jan.	0,15	0,16	0,12	0,14	0,10	0,07	0,08	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06	0,07	0,07
Febr.	0,19	0,16	0,10	0,09	0,10	0,07	0,10	0,07	0,06	0,06	0,06	0,07	0,07	0,05
März	0,22	0,21	0,21	0,11	0,22	0,08	0,17	0,29	0,05	0,06	0,05	0,07	0,06	0,07
April	0,50	0,16	0,14	0,12	-	0,10	0,23	0,08	0,07	0,05	0,24	0,25	0,12	0,09
Mittelwert	0,21	0,17	0,17	0,16	0,13	0,09	0,14	0,15	0,05	0,05	0,06	0,07	0,08	0,07

Tab. 11: Ausgewaschene P-Mengen in kg/ha

	1976/77	1977/78
hS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	0,60	0,37
30 m ³ Gülle/ha	0,52	0,36
60 m ³ Gülle/ha	0,60	0,31
min. Düngung	0,62	0,32
hS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	0,39	0,27
30 m ³ Gülle/ha	0,28	0,19
60 m ³ Gülle/ha	0,33	0,19
min. Düngung	0,42	0,18
lS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	0,08	0,13
30 m ³ Gülle/ha	0,05	0,13
60 m ³ Gülle/ha	0,07	0,13
lS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	0,10	0,15
30 m ³ Gülle/ha	0,11	0,15
60 m ³ Gülle/ha	0,11	0,14

Auch anhand der P-Austräge wird die geringere P-Auswaschungsrate auf den lehmigen Sandböden deutlich. Im Mittel beider Versuchsjahre liegen die ausgewaschenen P-Mengen der lehmigen Sandböden unter 0,15 kg P/ha. Ein Unterschied zwischen den hoch und niedrig aufgedüngten lehmigen Sandböden wird auch hier nicht erkennbar.

Bei den humosen Sanden liegen die ausgewaschenen P-Mengen des hoch aufgedüngten Bodens in beiden Versuchsjahren höher als bei dem niedrig aufgedüngten Boden. Auch hier ist der Unterschied jedoch nur gering (0,1 - 0,2 kg/ha). Da jedoch, wie später noch zu berichten sein wird, auf diesem Boden bereits eine verstärkte P-Verlagerung zu beobachten war, bleibt abzuwarten, ob nach langfristig hohen Güllegaben P verstärkt mit dem Sickerwasser ausgetragen wird.

3.5 KALIUM-AUSWASCHUNG

Kalium ist der dritte Hauptnährstoff, der mit einer Gülledüngung in beachtenswerten Mengen auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht wird. Da das Kalium, solange es sich um Auswaschungsverluste handelt, nicht als qualitätsmindernd für Grund- oder Oberflächengewässer angesehen wird, interessiert in diesem Rahmen mehr der Verlust eines Nährstoffes durch Auswaschung.

In Tabelle 12 sind die Kaliumkonzentrationen im Sickerwasser der einzelnen Lysimeter aufgetragen. Es wird deutlich, daß nennenswerte K-Konzentrationen im Sickerwasser eigentlich nur auf den tonärmeren humosen Sandböden auftreten. In den Lysimetern der lehmigen Sandböden sind die K-Konzentrationen im Sickerwasser in vielen Fällen mit der angewandten Analysenmethode schon nicht mehr nachweisbar, ansonsten jedoch auch nur sehr gering.

Obwohl bei den humosen Sandböden höhere K-Konzentrationen im Sickerwasser auftreten, lassen sich weder im ersten noch im zweiten Versuchsjahr deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Düngungsstufen ablesen. Die K-Konzentrationen müssen daher auf eine K-Auswaschung aus dem Bodenvorrat zurückgeführt werden. So sind auch die K-Konzentrationen im Sickerwasser des hoch aufgedüngten humosen Sandbodens in beiden Versuchsjahren deutlich höher als die des niedriger aufgedüngten humosen Sandbodens.

Tab.12: K-Konzentrationen im Sickerwasser in mg K/l

	hS, hoch aufgedüngt 0 30 60 min. m ³ Gülle/ha Dgn.				hS, niedrig aufgedüngt 0 30 60 min. m ³ Gülle/ha Dgn.				lS, hoch aufgedüngt 0 30 60 m ³ Gülle/ha			lS, niedrig aufged. 0 30 60 m ³ Gülle/ha		
	1976/1977													
Okt.	50,0	45,0	42,5	52,5	47,5	42,5	30,0	42,5	2,5	1,5	3,8	0,0	0,0	0,0
Nov.	45,8	40,8	37,8	46,3	32,5	42,0	27,5	37,5	3,8	2,5	3,8	0,0	0,0	0,0
Dez.	46,8	39,3	38,3	45,0	33,8	41,8	32,3	30,0	2,5	0,0	4,5	2,0	0,5	0,5
Jan.	55,0	51,3	50,0	60,0	39,5	38,8	39,3	32,5	2,5	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0
Febr.	71,3	71,8	73,5	75,8	43,3	43,0	37,5	37,0	2,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0
März	87,0	88,8	75,8	101,3	40,0	37,5	37,5	31,8	1,3	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0
April	97,5	93,8	91,3	115,0	32,5	40,0	42,5	37,5	0,0	0,0	2,5	0,0	0,0	0,0
Mai	95,0	99,3	95,8	112,5	38,3	40,3	35,0	35,8	1,5	0,0	3,3	0,0	0,0	0,0
Mittelwert	68,5	66,3	67,8	74,0	38,5	40,8	35,3	35,5	2,0	0,5	3,3	0,3	0,0	0,0
	1977/1978													
Nov.	84,3	70,0	75,8	98,3	25,3	32,3	37,0	30,0	1,8	0,0	10,5	0,0	0,0	0,0
Dez.	90,0	58,8	72,5	85,0	42,5	24,3	29,3	25,0	5,8	7,5	8,8	0,8	0,8	0,0
Jan.	54,8	45,3	59,8	55,0	17,8	19,0	22,5	15,5	2,3	2,0	7,0	1,8	2,3	2,0
Febr.	40,0	41,3	57,5	52,5	11,8	15,0	42,5	17,5	2,5	0,0	3,8	0,0	0,0	0,0
März	39,0	42,5	52,5	54,3	23,8	38,8	18,8	18,8	2,5	1,0	3,0	2,0	3,0	2,0
April	37,5	46,8	53,8	52,5	-	23,3	17,5	20,0	2,5	2,5	3,8	3,8	2,5	2,5
Mittelwert	57,5	49,8	62,0	66,3	24,3	25,5	28,0	21,3	3,0	2,3	6,3	1,5	1,5	1,0

Mit der Gülle wurden folgende K-Mengen zugeführt:

Januar 1976 105 (30 m³) bzw. 210 (60 m³) kg K/ha
 November 1976 47 (30 m³) bzw. 94 (60 m³) kg K/ha
 November 1977 85 (30 m³) bzw. 170 (60 m³) kg K/ha

Die ausgewaschenen K-Mengen sind in Tabelle 13 zusammengestellt.

Tab. 13: Ausgewaschene K- Mengen in kg/ha

	1976/1977	1977/1978
hS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	183,5	175,5
30 m ³ Gülle/ha	183,3	154,3
60 m ³ Gülle/ha	172,0	203,0
min. Düngung	208,5	195,8
hS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	110,0	70,5
30 m ³ Gülle/ha	115,0	74,5
60 m ³ Gülle/ha	92,5	78,3
min. Düngung	92,3	72,3
lS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	4,0	6,8
30 m ³ Gülle/ha	0,3	3,3
60 m ³ Gülle/ha	6,8	16,3
lS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	1,0	3,0
30 m ³ Gülle/ha	0,3	4,0
60 m ³ Gülle/ha	0,3	2,5

Auch hier wird deutlich, daß die K-Auswaschung auf den etwas tonreicheren lehmigen Sanden nur gering und vom pflanzenbaulichen Standpunkt zu vernachlässigen ist. Lediglich im zweiten Versuchsjahr ist die K-Auswaschung auf dem hoch aufgedüngten lehmigen Sandboden in der Düngungsvariante mit "60 m³ Schweinegülle/ha" leicht erhöht.

Sehr hohe K-Mengen werden dagegen auf den humosen Sandböden ausgewaschen. Das ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß auf diesen Flächen in den Jahren vor Versuchsbeginn u. a. auch mit Rindergülle gedüngt wurde, wodurch sehr viel Kalium auf die Flächen gelangte.

Tendenziell zeigt sich bei den K-Auswaschungsraten ein ähnliches Bild wie bei den K-Konzentrationen. Die Auswaschungsverluste liegen bei den vorher hoch aufgedüngten humosen Sandböden höher als bei dem niedrig aufgedüngten. Direkt düngungsbedingte Unterschiede, d. h. Unterschiede, die auf die gestaffelten GÜllegaben zurückzuführen wären, zeigen sich hier nur andeutungsweise. Auffällig ist, daß im zweiten Versuchsjahr die ausgewaschenen K-Mengen in den stark gedüngten Varianten (60 m³ und min. Düngung) höher liegen als in den Versuchsvarianten 0 und 30 m³ Gülle/ha. Dieses Phänomen kann für die K-sorptionsschwachen Böden durch die Verdrängung des Kaliums infolge eines Überangebots an NH₄ bedingt sein. Eine längerfristige Versuchsdurchführung würde hier wahrscheinlich zu einer stärkeren Differenzierung führen.

Wie auch in anderen Untersuchungen festgestellt (AMBERGER et al, 2, PFAFF, 47,), wird das Kalium im Boden stärker zurückgehalten als z. B. das Natrium oder auch die Anionen Cl und NO₃. Daß bisher noch keine größere düngungsbedingte Erhöhung der K-Auswaschung festgestellt werden konnte, hängt wahrscheinlich auch damit zusammen, daß mit der Schweinegülle, abgesehen von NH₃-N, nur relativ wenig andere Kationen wie Ca oder Mg zugeführt werden.

3.6 NA-AUSWASCHUNG

Cl ist das Anion, Na das Kation, das aus terrestrischen Böden am leichtesten ausgewaschen wird. Ähnlich wie beim Chlorid, erhofften wir uns daher auch beim Natrium zusätzliche Informationen über die Wasserbewegung im Boden.

Abbildung 10 zeigt die Sickerwassersummenkurve und den Verlauf der Na-Konzentrationen im Sickerwasser in den Lysimeterversuchen mit humosen Sandböden. Wie bereits bei der Beschreibung der Cl- und N-Auswaschung wurde auch hier die Na-Auswaschung auf den ungedüngten Parzellen der Na-Auswaschung der mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Parzellen gegenübergestellt und die Ergebnisse beider Versuche mit humosen Sandböden gemittelt.

Bis zum Februar 1977 liegen die Na-Konzentrationen im Sickerwasser der ungedüngten und mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Varianten ungefähr gleich hoch und schwanken in einem Bereich zwischen 35 und 45 mg Na/l. Erst im März 1977, nach einer Sickerwasserrate von ca. 275 mm, beginnt die Differenzierung zwischen den beiden Düngungsstufen. Bis zum Mai 1977 liegen die Na-Konzentrationen im Sickerwasser der mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Varianten um ca. 8 - 10 mg Na/l höher als auf den ungedüngten Varianten.

Deutlicher wird der durch die Düngung bedingte Na-Austrag im Jahr 1977/78. Hier liegen die Na-Konzentrationen im Sickerwasser der mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Varianten im Mittel um ca. 20 mg Na/l höher als im Sickerwasser der ungedüngten Varianten. Die Na-Konzentrationen sind nach Düngung von 60 m³ Gülle/ha über Monate hinweg doppelt so hoch wie ohne Gülldüngung.

Für die lehmigen Sandböden sind die Na-Konzentrationen im Sickerwasser und die Summenkurve der Sickerwasserraten in Abbildung 11 dargestellt. Während des ganzen Versuchsjahres 1976/77 liegen die Na-Konzentrationen im Sickerwasser der gedüngten und der ungedüngten Lysimeter noch in der gleichen Größenordnung. Erst im November 1977 können deutlich höhere Na-Konzentrationen bei den mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Varianten festgestellt werden.

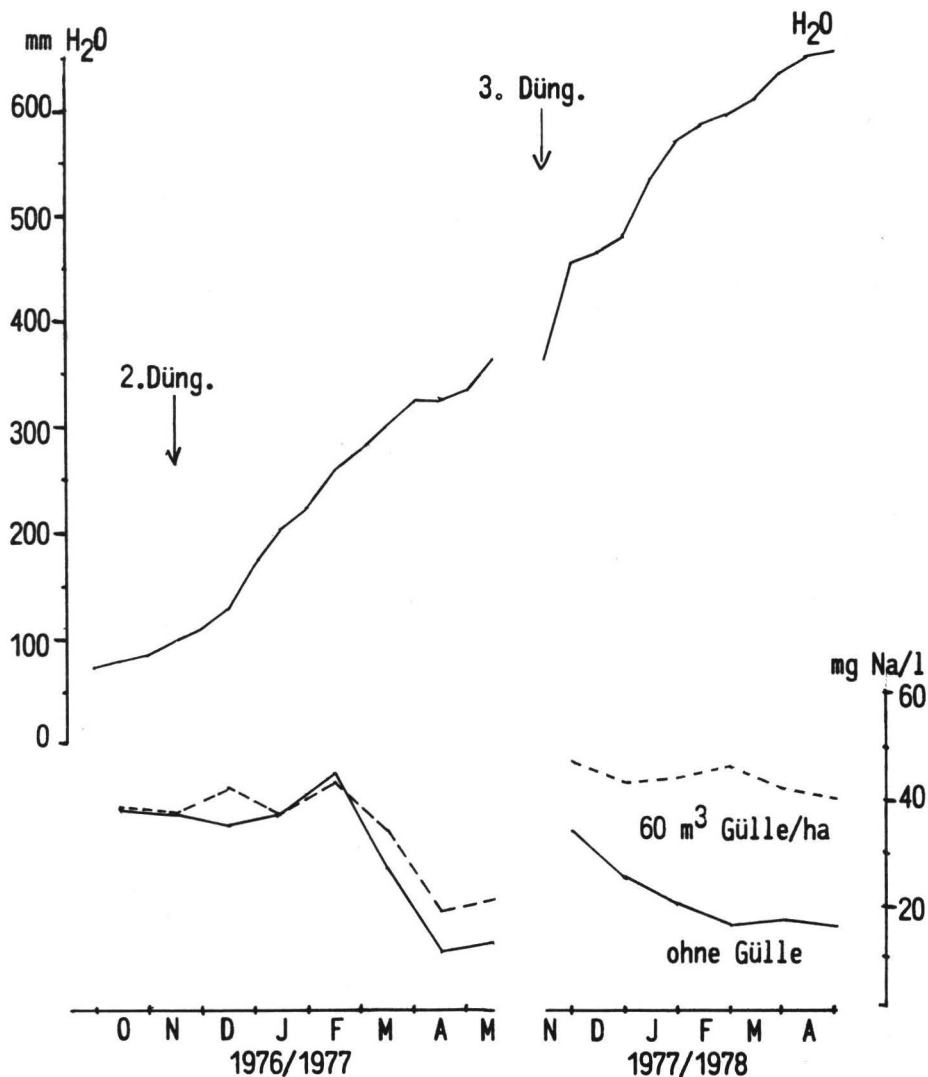


Abb.10 : Sickerwassersummenkurve (H₂O) und Verlauf der Na-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit humosen Sandböden

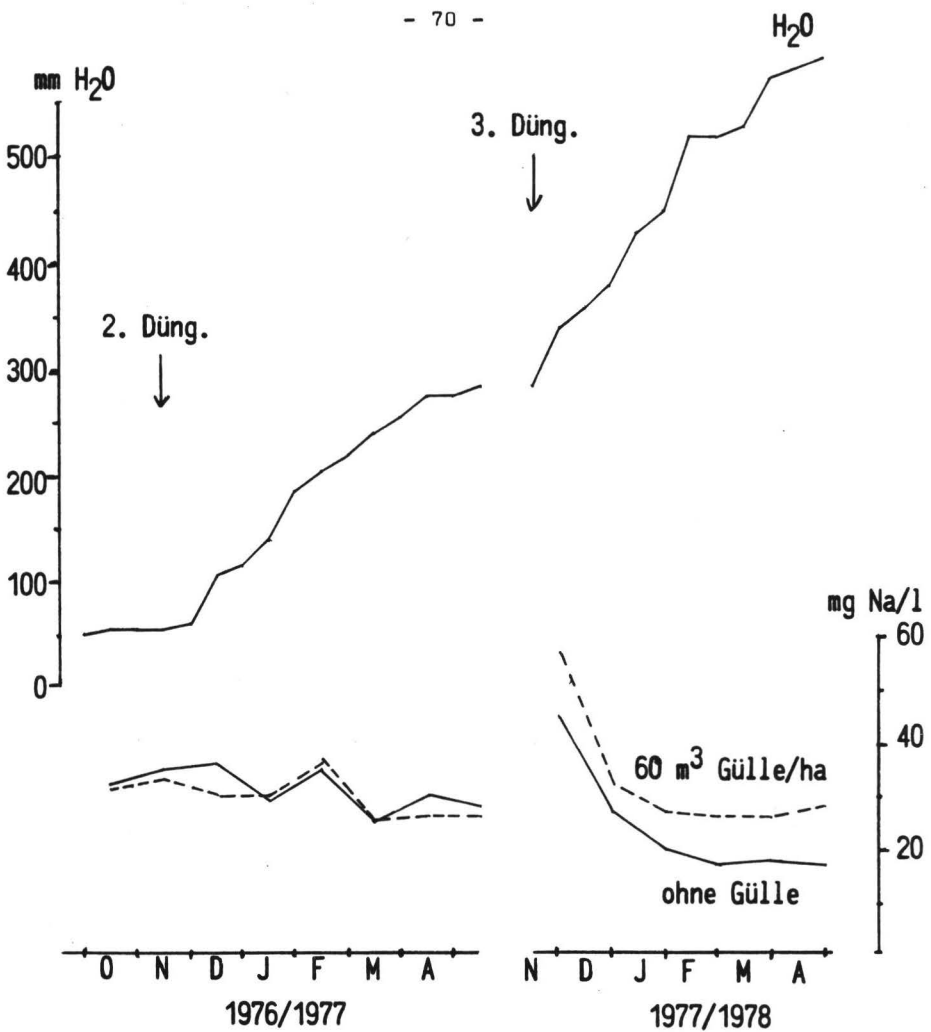


Abb.11 : Summenkurve des Sickerwassers (H₂O) und Verlauf der Na-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter mit lehmigen Sanden

Zu diesem Zeitpunkt beträgt die Sickerwasserrate 290 mm, das bedeutet, daß der Durchbruchspunkt für Na auf den lehmigen Sandböden etwas später erreicht wird als auf den humosen Sanden. Im gesamten Versuchsjahr 1977/78 liegen dann die Na-Konzentrationen bei den mit 60 m³ Schweinegülle gedüngten Lysimetern um 8 - 10 mg Na/l höher als bei den ungedüngten Lysimetern.

Obwohl die Na-Konzentrationen deutliche düngungsbedingte Auswaschungsverluste anzeigen, fehlen hier die deutlichen Durchbruchsspitzen, die bei den Cl- und N-Konzentrationen im Sickerwasser zu beobachten waren. Das mag einerseits damit zusammenhängen, daß im Vergleich zum Chlorid und zum Stickstoff mit der Gülle geringere Natriummengen ausgebracht werden (s. a. Tab. 4). Zum anderen ist auch die Retention des Natrium-Ions im Boden besser als die des Chlorid- und Nitrat-Ions. Eine längere Verweildauer im Boden bietet eher die Möglichkeit des Konzentrationsausgleichs und einer Abschwächung extremer Konzentrationen.

Mit der Gülle wurden folgende Na-Mengen zugeführt:

Januar 1976	18 (30 m ³) bzw. 36 (60 m ³) kg Na/ha
November 1976	10 (30 m ³) bzw. 20 (60 m ³) kg Na/ha
November 1977	17 (30 m ³) bzw. 34 (60 m ³) kg Na/ha.

In Tabelle 14 sind die ausgewaschenen Na-Mengen in kg/ha zusammengestellt. Die ausgewaschenen Mengen an Natrium sind ähnlich wie beim Kalium sehr hoch. Somit muß auch beim Natrium aus der Zeit vor Versuchsbeginn eine erhebliche "Vorbelastung" angenommen werden. Auch für das Natrium gilt, daß die Auswaschungsverluste auf den humosen Sandböden größer sind als auf den lehmigen Sandböden, auch wenn die Unterschiede zwischen den beiden Bodenarten hier wesentlich geringer sind als z. B. bei der K-Auswaschung. Die Unterschiede zwischen den hoch und niedrig aufgedüngten Böden sind zwar gering, aber deutlich unterschieden.

Tab. 14: Ausgewaschene Na-Mengen in kg/ha

	1976/1977	1977/1978
hS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	105,4	75,0
30 m ³ Gülle/ha	108,4	98,2
60 m ³ Gülle/ha	119,4	136,8
min. Düngung	109,4	109,4
hS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	97,6	64,0
30 m ³ Gülle/ha	99,0	100,8
60 m ³ Gülle/ha	95,8	127,6
min. Düngung	96,6	117,0
lS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	72,8	66,0
30 m ³ Gülle/ha	74,6	86,4
60 m ³ Gülle/ha	80,4	98,6
lS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	64,6	65,2
30 m ³ Gülle/ha	64,0	72,4
60 m ³ Gülle/ha	66,2	(62,8)

Wie bereits die Na-Konzentrationen im Sickerwasser andeuteten, sind auch die durch Düngung bedingten zusätzlichen Na-Auswaschungsverluste 1976/77 nur gering. Im darauf folgenden Jahr erhöht sich die Auswaschung der mit 60 m³ Gülle gedüngten Lysimeter gegenüber den ungedüngten bei den humosen Sandböden um ca. 62 kg Na/ha, bei dem hoch aufgedüngten lehmigen Sandboden dagegen um ca. 32 kg Na/ha. Bei dem niedrig aufgedüngten lehmigen Sandboden war im zweiten Versuchsjahr nur eine höhere Na-

Auswaschung bei den mit 30 m^3 Schweinegülle gedüngten Lysimetern festzustellen. Eine Begründung für die niedrigen Auswaschungsverluste bei den mit 60 m^3 gedüngten Lysimetern konnte nicht gefunden werden.

Versucht man, ähnlich wie beim Chlorid auch beim Natrium eine Bilanz aufzustellen, so sind von den gedüngten 90 kg Na/ha (vgl. Tab. 4) auf den humosen Sanden ca. 65 - 70 % ausgewaschen worden, auf den lehmigen Sanden ca. 35 %. Im Vergleich dazu wurden von den gedüngten Cl-Mengen auf den humosen Sanden 80 - 90 % auf den lehmigen Sanden ca. 70 % ausgewaschen. Auch daran zeigt sich die im Vergleich zum Chlorid bessere Na-Retention im Boden.

3.7 C-AUSWASCHUNG

Der Gehalt an abbaubarem Kohlenstoff steht an erster Stelle der Bewertungskriterien für den Verschmutzungsgrad von Abwässern und Gewässern und geht im Entwurf des Abwasserabgabegesetzes mit 55 % in die Abwasserformel für die Schädlichkeit eines Abwassers ein (73). Trotzdem wird erst an dieser Stelle über die C-Auswaschungen in den Lysimeterversuchen berichtet, da die Auswertung der Analysenergebnisse methodische Probleme erkennen ließ.

Mit der Gülle werden nennenswerte Kohlenstoffmengen auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht. Die mit der Gülle zugeführte organische Masse kann im Boden angereichert oder auch wieder zu CO_2 , das in die Luft entweicht, und Wasser abgebaut werden. Hier stellt sich die Frage, ob Ab- oder Umbauprodukte der zugeführten organischen Masse auch in das Grundwasser ausgewaschen werden können.

In Tabelle 15 sind die durchschnittlichen C-Konzentrationen im Sickerwasser der mit steigenden Güllegaben gedüngten Versuchsböden aufgeführt. Vor allem bei den humosen Sandböden wurden 1976/77 sehr hohe C-Konzentrationen festgestellt; sie liegen 100 - 150-mal höher als im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche, über die später noch zu berichten sein wird. Auch

bei den lehmigen Sandböden sind die Konzentrationen noch sehr hoch, wenn auch wesentlich niedriger als bei den humosen Sanden.

Tab. 15: Durchschnittliche C-Konzentrationen
im Sickerwasser in mg C/l

	1976/1977	1977/1978
hS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	2.642	1.092
30 m ³ Gülle/ha	2.809	737
60 m ³ Gülle/ha	2.595	541
min. Düngung	2.714	697
hS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	2.596	1.175
30 m ³ Gülle/ha	2.335	445
60 m ³ Gülle/ha	2.110	444
min. Düngung	2.349	358
lS, hoch aufgedüngt		
ohne Gülle	638	71
30 m ³ Gülle/ha	275	55
60 m ³ Gülle/ha	165	36
lS, niedrig aufgedüngt		
ohne Gülle	350	49
30 m ³ Gülle/ha	272	43
60 m ³ Gülle/ha	437	39

1977/1978 kann bei allen Sickerwasseruntersuchungen eine deutliche Abnahme der C-Konzentrationen gegenüber dem ersten Versuchsjahr festgestellt werden. Bei den lehmigen Sandböden betragen sie nur noch das zwei- bis dreifache der C-Konzentrationen

im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche, bei den humosen Sanden jedoch immerhin noch das zwanzig- bis fünfzigfache. Weiterhin fällt auf, daß mit steigenden Güllegaben (und auch nach der mineralischen Düngung) die C-Konzentrationen im Sickerwasser geringer wurden. Wie lassen sich einerseits die hohen C-Konzentrationen im Sickerwasser, andererseits aber auch die Abnahme dieser C-Konzentrationen nach steigender Gülledüngung deuten?

Bereits THORMANN (61) weist bei seinen Lysimeteruntersuchungen mit Zuckerfabrik-Abwässern auf die gleichen Probleme hin. Er stellte bei kunststoffummantelten Monolith-Lysimetern einen sehr hohen "Grundaustrag" bei den C-Analysen fest. Dafür gibt er folgende Erklärungen an:

- a) eine starke Austrocknung der Bodenmonolithe, die nach Wiederbefeuchtung zu beträchtlichen C-Auswaschungen führte;
- b) das Freisetzen von organischen Verbindungen aus dem Polyestermaterial der Lysimeterummantelung.

In unseren Untersuchungen kann die hohe C-Auswaschung bei den Sandlysimetern nicht auf eine sehr starke Austrocknung der Bodenmonolithe zurückgeführt werden, da die Sandlysimeter erst im November und Dezember 1975 hergestellt wurden und die Austrocknung in diesen Monaten nur gering gewesen sein dürfte. Gleichzeitig herrschten jedoch in diesen Monaten relativ niedrige Temperaturen, so daß die Aushärtung des Kunstharzes nur zögernd erfolgte. Der hohe C-Austrag muß daher in erster Linie auf die Freisetzung von organischen Verbindungen aus dem unzureichend ausgehärtetem Polyestermaterial zurückgeführt werden. Für diese Erklärung spricht auch die Tatsache, daß der C-Austrag im zweiten Versuchsjahr wesentlich geringer wurde und bei allen Sickerwasserproben der Sandlysimeter ein deutlicher Geruch nach frischem unausgehärteten Kunstharz wahrnehmbar war.

Eine Erklärung für die Abnahme des C-Austrages mit steigender GÜlledüngung fällt schwer. Die theoretische Überlegung von THOR-MANN (61), daß hohe Kalkgehalte zu einer Flockung der mobilen organischen Bodenkomponenten beitragen könnten, trifft hier nicht zu, da die Schweinegülle relativ wenig Ca enthält. Eher ist es möglich, daß durch Zugabe von leicht abbaubarer organischer Substanz auch ein biochemischer Abbau der mobilen organischen Komponenten des Bodens gefördert wird. Dabei dürfte in erster Linie die Zufuhr von Nährstoffen das auslösende Moment für eine verstärkte mikrobiologische Aktivität sein, da in unseren Untersuchungen auch nach mineralischer Düngung der C-Austrag mit dem Sickerwasser wesentlich geringer wurde.

3.8 LEITFÄHIGKEITSMESSUNGEN

Mit der Messung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit von Gewässern erfaßt man summarisch die im Wasser gelösten Kationen und Anionen. Leitfähigkeitsmessungen werden daher häufig als Schnellbestimmung für eine Beurteilung von Gewässern und Abwässern eingesetzt.

In Abbildung 12 sind die Leitfähigkeitswerte in den Sickerwässern der Lysimeterversuche dargestellt. Auch hier wurden die Werte beider Versuchsböden auf humosem Sand bzw. lehmigem Sand gemittelt und nur die Werte der ungedüngten und der mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten aufgeführt.

Bei den humosen Sandböden liegen die Leitfähigkeitswerte im Sickerwasser der ungedüngten Varianten zunächst bei ca. 550 - 600 μS . Der darauf folgende hohe Anstieg der Werte bis auf über 1.100 μS läßt vermuten, daß hier ein Zusammenhang mit der hohen C-Auswaschung in den Lysimetern besteht. Darauf deutet auch der Vergleich mit den Leitfähigkeitswerten im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche hin (siehe später). Im Jahr 1977/78 pendeln sich die Leitfähigkeitswerte auf 300 und 400 μS ein.

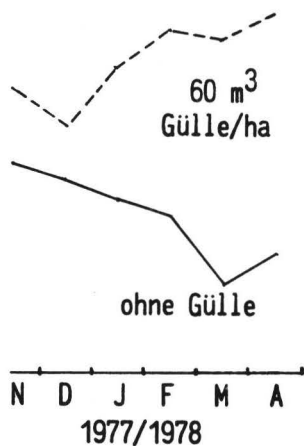
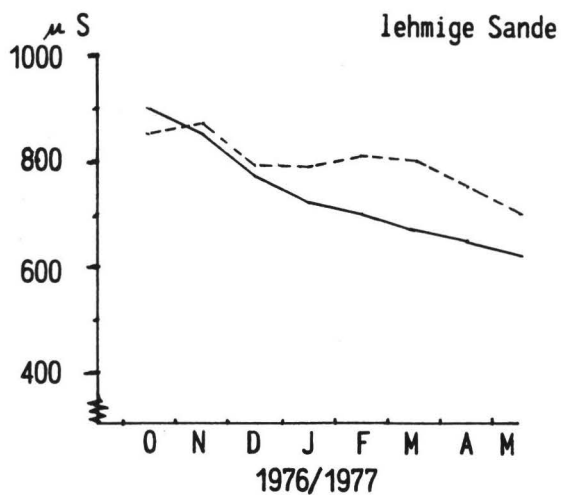
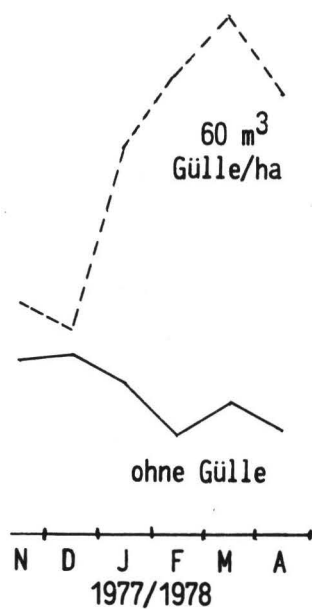
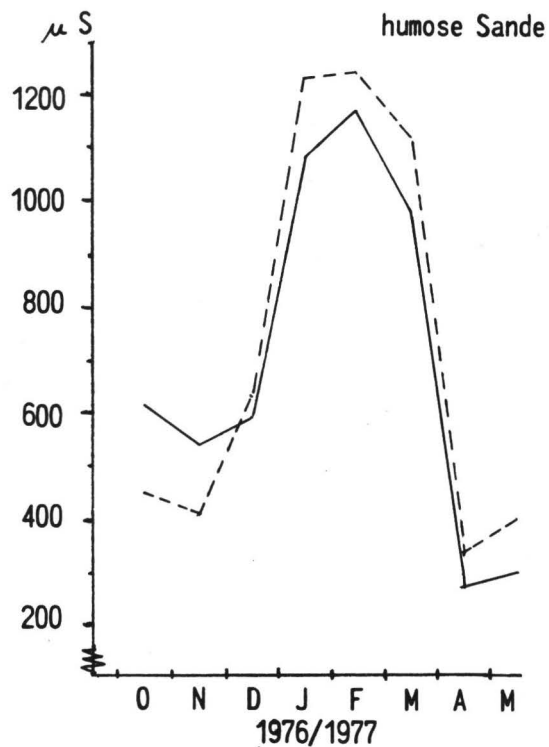


Abb.12 : Leitfähigkeitswerte (μ S) im Sickerwasser der Lysimeter

Die Leitfähigkeitswerte der mit 60 m^3 Schweinegülle gedüngten Varianten übersteigen diejenigen der ungedüngten Varianten zum erstenmal deutlich im Januar 1977 (Zu diesem Zeitpunkt wurde auch der Durchbruchpunkt für Stickstoff ermittelt). Bis zum Dezember 1977 liegen sie jeweils um 50 bis $100 \mu\text{S}$ über den Werten der ungedüngten Variante. Wie die Cl- und N-Konzentrationen steigen die Leitfähigkeitswerte im Januar 1978 stark an.

In den Sickerwässern der lehmigen Sandböden liegen die Leitfähigkeitswerte zunächst höher als bei den humosen Sandböden. Da der pH-Wert im Sickerwasser der humosen Sandböden ca. 5, der lehmigen Sandböden ca. 7 betrug und die H-Ionenkonzentration einen wesentlichen Anteil des Leitfähigkeitswertes ausmacht, ist anzunehmen, daß auf den lehmigen Sanden die hier nicht bestimmte Ca- und Mg-Auswaschung wesentlich höher gewesen sein muß als auf den humosen Sanden.

Bis zum April 1978 nehmen die Leitfähigkeitswerte im Sickerwasser der ungedüngten Lysimeter relativ kontinuierlich bis auf ca. $500 \mu\text{S}$ ab. Eine erste Differenzierung durch die Düngung von 60 m^3 Schweinegülle/ha ergibt sich im Januar 1977. Größere Differenzen zwischen gedüngt und ungedüngt lassen sich dann ab Januar 1978 feststellen. Auch bei den lehmigen Sandböden ist also eine gewisse Parallelität zwischen den Leitfähigkeitswerten und den Cl- und N-Konzentrationen im Sickerwasser gegeben.

4 F E L D V E R S U C H E

Wenn auch die äußeren Bedingungen bei den Lysimeterversuchen so natürlich wie möglich gehalten wurden, haben die Ergebnisse dennoch nur Modellcharakter. Da die Lysimeter nicht in einem geschlossenen Pflanzenbestand eingebettet waren, ist im Hinblick auf die Wasserbilanz mit Oaseneffekten zu rechnen. Auch ist die Frage, ob der Monolith von 40 cm Durchmesser in seiner Porung bereits repräsentativ für alle größeren Bodenausschnitte ist. Um diese Frage zu beantworten, wurden parallel zu den Lysimeterversuchen Feldversuche durchgeführt.

Die Feldversuche sollten folgende Fragen beantworten:

- 1.) Wie ändern sich die Konzentrationen der Nährstoffe N, P und K sowie des Na, Cl und organisch gebundenem C im oberflächennahen Grundwasser unter Flächen mit jährlicher Gülledüngung? (Vergleich von drei verschiedenen Aufwandsmengen)
- 2.) Welchen Einfluß hat die Steigerung der Güllegabe auf den Pflanzenertrag?
- 3.) Welche Änderung erfährt der Bodenvorrat an N, P und K?

4.1 WITTERUNG

Die Klimadaten für den Witterungsverlauf innerhalb der Untersuchungszeit vom 1. August 1974 bis zum 31. Juli 1978 konnten für die Versuchsstandorte auf humosem Sandboden (Heidkamp) und lehmigem Sandboden (Brettorf) von benachbarten Wetterstationen übernommen werden.

Die Niederschlagsverteilung und das langjährige Mittel der Niederschlagsverteilung sind für die Versuchsstandorte Heidkamp (hS) und Brettorf (lS) in Abbildung 13 dargestellt.

Im ersten Versuchsjahr 1974/1975 (August - Juli) folgte auf einen feuchten Herbst und Winter mit sehr hohen Oktober- und Dezemberriederschlägen ein relativ warmer und trockener Sommer. Die Niederschläge des ersten Versuchsjahres betrugen in Heidkamp 881 mm (113 % des langjährigen Mittels) und in Brettorf 750 mm (101 % des langjährigen Mittels).

Auf dieses feuchtere erste Versuchsjahr folgten dann zwei sehr trockene Versuchsjahre. Im Jahr 1975/1976 und 1976/1977 betrugen die Niederschläge in Heidkamp 589 mm (75 % des langjährigen Mittels) und 566 mm (72 % des langjährigen Mittels), in Brettorf 597 mm (80 % des langjährigen Mittels) und 636 mm (85 % des langjährigen Mittels). In diesen beiden Versuchsjahren waren nur die Niederschläge im Dezember 1975 überdurchschnittlich hoch, sonst lagen sie nahe oder unterhalb des langjährigen Mittels.

Erst das Versuchsjahr 1977/1978 wurde wieder etwas feuchter, war insgesamt gesehen aber auch noch relativ trocken. Die Jahresniederschläge 1977/1978 betrugen auf dem Versuchsstandort in Heidkamp 675 mm (86 % des langjährigen Mittels) und in Brettorf 711 mm (95 % des langjährigen Mittels). Vor allem die überdurchschnittlich hohen Novemberriederschläge haben zu einem Anstieg der Jahresniederschläge gegenüber den beiden vorangegangenen Versuchsjahren geführt.

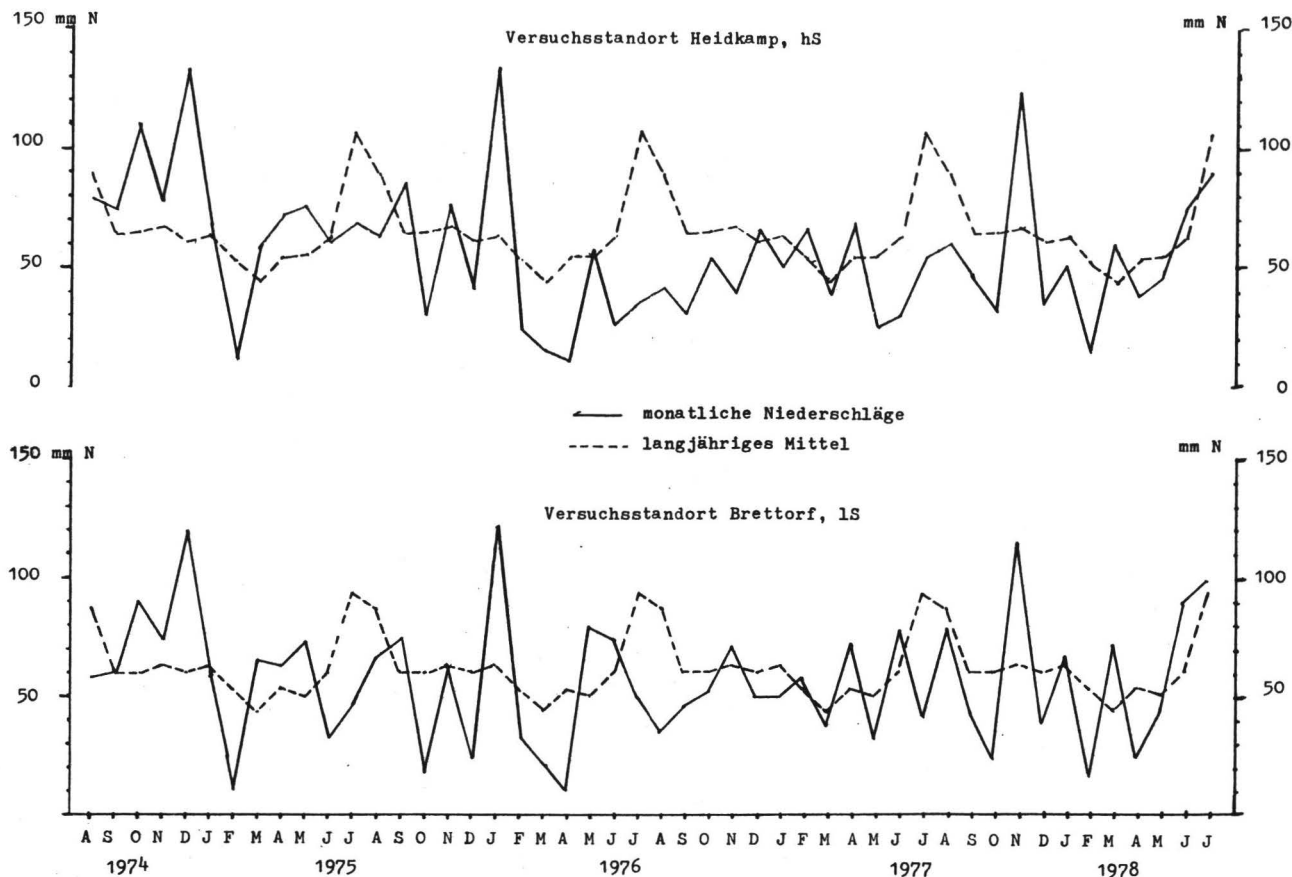


Abb. 13: Monatliche Niederschlagsverteilung und langjähriges Mittel der Versuchsstandorte Heidkamp und Brettorf

Stellt man aufgrund der Niederschläge die Frage nach der langfristigen Repräsentanz der gewonnenen Ergebnisse, so ist die Betrachtung der Winterniederschläge wichtig (Tab. 16). Sie sind es, die in der verdunstungsschwachen Jahreszeit für die Verlagerung der Güllebestandteile nach unten "sorgen". Dennoch ist festzuhalten, daß nur der 1. Winter um 30 % (hS) bzw. 22 % (lS) "zu feucht", die folgenden Winter im Mittel um ca. 10% "zu trocken" waren. Da ihnen trockene Sommer vorausgingen, also ein Teil der Winterniederschläge für die Auffüllung des entstandenen Sättigungsdefizits an Wasser benötigt wurden, sind die drei Winter hinsichtlich der festgestellten Auswaschungsquote als unterdurchschnittlich anzusetzen.

Tab. 16 : Winterniederschläge (Oktober - März) im Vergleich zum langjährigen Mittel (Versuchsstandorte Heidkamp (hS) und Brettorf (lS))

	Versuchsjahr	N	N , langj. Mittel	Abweichungen vom langj.Mit.
Versuchsstandort Heidkamp hS	74/75	460	353	+ 30 %
	75/76	320	353	- 9 %
	76/77	319	353	- 10 %
	77/78	316	353	- 11 %
Versuchsstandort Brettorf lS	74/75	419	344	+ 22 %
	75/76	283	344	- 18 %
	76/77	318	344	- 8 %
	77/78	330	344	- 4 %

Der Verlauf der mittleren Monatstemperaturen der Standorte Heidkamp (hS) und Brettorf (lS) wurden in Abbildung 14 dargestellt. Die durchschnittlichen Monatstemperaturen weichen insgesamt gesehen nur unwesentlich von den langfristigen Durchschnittstemperaturen ab. Lediglich im ersten Versuchsjahr 1974/1975 waren bei beiden Standorten die Temperaturen in den Monaten Dezember und Januar überdurchschnittlich hoch.

4.2 ERGEBNISSE

4.2.1 Untersuchungen des oberflächennahen Grundwassers

Auch bei den Feldversuchen soll zunächst über die Grundwasseruntersuchungen berichtet werden. Die Messung der Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser hatte gegenüber der Analyse von Sickerwässern in den Lysimetern den Nachteil, daß lediglich Veränderungen der Nährstoffkonzentrationen, aber keine Bilanzen erfaßt werden konnten. Die Nährstoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser sind stets Mischkonzentrationen des bereits angestauten und des neu zugelaufenen Sickerwassers. Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen der Feldversuche und der Lysimeterversuche ist daher nur auf der Basis der für das Jahr festgestellten mittleren Nährstoffkonzentrationen sinnvoll. Ein solcher Vergleich wird jeweils am Ende der nachfolgenden Kapitel durchgeführt und diskutiert.

4.2.1.1 Cl-Konzentrationen

Auch hier soll zunächst wieder über die Cl-Konzentrationen berichtet werden, da sich daran einige grundsätzliche Feststellungen knüpfen.

Die durchschnittlichen Cl-Konzentrationen der Jahre 1974 bis 1978 sind in Tabelle 17 aufgeführt. In allen Versuchen sind im Winterhalbjahr 1974/1975 die Cl-Konzentrationen noch relativ hoch. Zwischen den einzelnen Düngungsvarianten treten zwar größere Unterschiede auf, sie stehen jedoch in keiner Beziehung zur Versuchsdüngung. Es kann daher angenommen werden, daß die Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser 1974/75 noch auf Düngungsmaßnahmen zurückzuführen sind, die vor dem Beginn unserer Versuche vorgenommen worden waren.

Tab. 17: Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser in mg Cl/l (Jahresmittel)

	m ³ Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 75/76-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	49,1 61,7 39,3 50,9	(21,0) 15,5 18,8 27,5	- - - -	17,1 40,0 83,2 94,5	19,1 27,8 51,0 61,0
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	erst Ende Jan.75 gedüngt	16,7 31,8 30,7 54,5	25,1 35,3 31,5 47,2	11,0 18,3 29,6 34,2	17,6 18,5 30,6 45,3
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	57,9 74,4 68,1 65,1	35,4 44,6 55,0 52,0	27,1 30,0 41,0 43,2	20,0 35,1 43,5 52,0	27,5 36,6 46,5 49,1
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	40,1 42,1 38,0 41,3	23,4 25,6 29,8 36,2	28,6 29,8 35,0 38,7	25,0 30,1 45,0 53,2	25,7 28,5 36,6 42,7

Erst im zweiten Versuchsjahr, 1975/76, wird eine Beziehung zwischen den Cl-Konzentrationen und der zugeführten Güllemenge erkennbar. Sowohl in diesem als auch in den darauf folgenden Versuchsjahren steigen die Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit steigenden Güllegaben deutlich an. In den ungedüngten Versuchsvarianten nehmen sie dagegen von Jahr zu Jahr allmählich ab. (In Versuch 1 bildete sich 1976/77 infolge Trockenheit kein oberflächennahes Grundwasser, so daß hier keine Proben entnommen werden konnten.)

Vergleichen wir diese Ergebnisse mit den Lysimeteruntersuchungen: in jenen war festgestellt worden, daß der Durchbruchspunkt des Chlorids und damit auch der Durchbruchspunkt des Wassers auf den humosen Sandböden bei ca. 200 - 225 mm Sickerwasser lag, auf den lehmigen Sandböden dagegen bei nur ca. 100 - 150 mm. Da Herbst und Winter 1974/75 relativ feucht waren, war zu erwarten, daß die im September 1974 zugeführte Gölledüngung zu Beginn des Jahres 1975 höhere Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser bewirken würde.

Diese Annahme bestätigte sich jedoch nicht. Noch zu Beginn des Jahres 1975 lagen die Cl-Konzentrationen in allen Düngungsvarianten ungefähr auf gleicher Höhe. Auch bei den hohen Göllegaben wurden keine höheren Cl-Konzentrationen im Grundwasser festgestellt.

Das ist jedoch sicherlich darauf zurückzuführen, daß durch das bereits angestaute oberflächennahe Grundwasser ein starker Verdünnungseffekt ausgelöst worden war, wodurch die höheren Konzentrationen des neu zufließenden Sickerwassers ausgeglichen wurden.

Es ist daher zu vermuten, daß der als Folge der Gölledüngung zu erwartende höhere Nährstoffaustrag mittels einer Untersuchung des oberflächennahen Grundwassers allgemein erst später feststellbar wird als in den Sickerwässern von Lysimetern.

Zieht man von den in Tabelle 17 (letzte Spalte) angegebenen Cl-Konzentrationen des Grundwassers unter Gölleparzellen die Werte der 0-Parzellen ab, so ergibt sich - vergleiche die 90 m³-Varianten - ein Abfall von Versuch 1 nach Versuch 4. Dieser Abfall entspricht dem Abfall der Cl-Konzentrationen in der verwendeten Gölle. Deren Gehalt fiel laut Tabelle 5 von 1,6 auf 0,8 %.

Tabelle 18 zeigt einen Vergleich der durchschnittlichen Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (Mittel 1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeter (Mittel 1976/77 -

Tab. 18 : Vergleich durchschnittlicher Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeterversuche (1976/77 u.1977/78)

	mg Cl/l	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	18,4	12,5
30 m ³ Gülle/ha	28,2	28,0
60 m ³ Gülle/ha	40,8	38,9
lS, ohne Gülle	26,6	19,0
30 m ³ Gülle/ha	32,6	30,5
60 m ³ Gülle/ha	41,6	43,0

und 1977/78). In den mit 30 und 60 m³ gedüngten Versuchsvarianten stimmen die Cl-Konzentrationen beider Versuchsreihen relativ gut überein. In den ungedüngten Varianten liegen dagegen die Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeterversuche sowohl bei den lehmigen als auch bei den humosen Sandböden um jeweils 7 - 8 mg Cl/l niedriger als im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche. Das könnte dadurch bedingt sein, daß in den Feldversuchen eine horizontale Grundwasserbewegung nicht auszuschließen ist. Somit könnte ein Teil des Sickerwassers von gedüngten Parzellen in ungedüngte gelangt sein. Trotz dieser möglichen gegenseitigen Beeinflussung ist die Abstufung der Cl-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser jedoch noch sehr deutlich. Nährstoffuntersuchungen des oberflächennahen Grundwassers in den Feldversuchen können daher auch für eine Beurteilung der Nährstoffauswaschung herangezogen werden.

4.2.1.2 N-Konzentrationen

Voruntersuchungen und Untersuchungen während der Versuchsdurchführungen haben gezeigt, daß organische N-Verbindungen bei der N-Auswaschung keine Rolle spielen. Die Bestimmung der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser beschränkte sich daher, auch aus arbeitstechnischen Gründen, auf die Bestimmung des Nitrat- und Ammonium-Stickstoffs.

Auch die Ammonium-N-Konzentration des oberflächennahen Grundwassers war stets gering und ließ keine düngungsbedingten Abhängigkeiten erkennen. Sie wurde daher in den nachfolgenden Tabellen mit der Konzentration des Nitrat-N zu einem Wert "N" zusammengefaßt.

Tabelle 19 zeigt die in den einzelnen Versuchsjahren ermittelten durchschnittlichen N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der vier Versuchsstandorte. Wie bei den Cl-Konzentrationen läßt sich auch hier im ersten Versuchsjahr 1974/75 keine Beziehung zwischen den N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und der zugeführten Gülledüngung erkennen. Auch bei dem letzten Frühjahrsprobenahmetermin Anfang April 1975 zeigten die N-Konzentrationen noch keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Gülledüngungsvarianten.

In den darauf folgenden drei Versuchsjahren steigen die N-Gehalte im oberflächennahen Grundwasser mit steigender Flüssigmistzufuhr bei allen Versuchen deutlich an. Während im Versuch 1 und in den ersten drei Versuchsjahren auch in Versuch 3 und 4 die durchschnittlichen N-Konzentrationen der ungedüngten Versuchsvarianten von Jahr zu Jahr geringer werden, steigen sie in Versuch 2 von Jahr zu Jahr an. In diesem Versuch muß daher eine horizontale Grundwasserbewegung mit gegenseitiger Beeinflussung der Nährstoffkonzentrationen angenommen werden.

Weiterhin fällt auf, daß auf den schwereren Versuchsstandorten (Versuch 3 und Versuch 4) im Jahre 1976/77 die N-Konzentrationen im Grundwasser niedriger sind als im Jahr davor und im Jahr da-

Tab. 19: N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser
in mg N/l ($\text{NO}_3\text{-N}$ + $\text{NH}_4\text{-N}$, Jahresmittel)

	m ³ Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 75/76-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	39,4 30,0 31,3 39,5	31,5 40,0 64,3 74,8	- - - -	16,2 32,1 65,3 113,5	23,9 36,1 64,8 94,2
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	erst Ende Jan.75 gedüngt	30,3 34,3 32,5 69,0	36,0 43,7 55,4 86,3	42,3 53,3 80,6 94,5	36,2 43,8 56,2 83,3
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	46,4 56,4 54,4 50,0	45,0 65,2 72,0 72,8	20,2 29,4 51,8 56,1	31,8 53,4 60,1 96,8	32,3 49,3 61,3 75,2
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	40,2 42,7 39,8 40,3	27,0 30,8 37,6 51,4	15,3 15,2 21,2 40,9	31,5 51,1 72,2 98,0	24,6 32,4 43,7 63,4

nach. Auf beiden Flächen wurden im Herbst 1976 Zwischenfrüchte angebaut, die offensichtlich die N-Auswaschung verminderten. Das kann sowohl durch eine geringere Sickerwasserrate (Wasser-verbrauch der Pflanzen) als auch durch den N-Entzug der Pflanzen bedingt sein.

Auf den beiden leichteren Standorten, wo 1976 (Versuch 2) und 1977 (Versuch 1) auch Zwischenfrüchte angebaut wurden, wird dieser Sachverhalt nicht so deutlich.

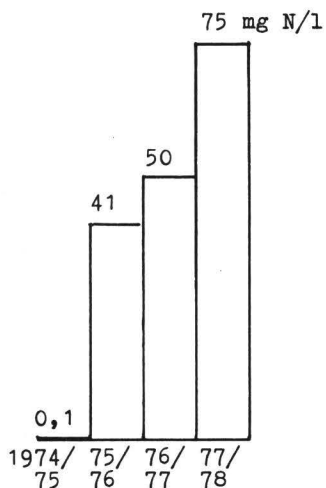
Betrachtet man die Mittelwerte der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der Jahre 1975/76 bis 1977/78 (Tab. 19 letzte Spalte), so läßt sich daran folgendes ablesen:

- mit steigender Gülle-N-Düngung im Herbst steigen die N-Gehalte im oberflächennahen Grundwasser deutlich an;
- der Anstieg der N-Konzentrationen mit steigender Güllendüngung ist auf den humosen Sandböden (Versuch 1 und 2) größer als auf den lehmigen Sandböden (Versuch 3 und 4);
- obwohl nach der Düngung von 90 m^3 Gülle/ha die N-Konzentrationen im Grundwasser der "nährstoffreicheren" Standorte (Versuch 1 und 3) noch höher liegen als die der "nährstoffärmeren" (Versuch 2 und 4), ist im Hinblick auf die N-Auswaschung der Aspekt der Vorgeschichte (hoch - niedrig aufgedüngt) von geringerer Bedeutung als die direkte Düngung.

In Abbildung 15 wird die Differenz der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser - 90 m^3 -Parzellen minus 0-Parzellen - dargestellt. Da, wie oben festgestellt, für die N-Auswaschung die Vorgeschichte (hoch - niedrig aufgedüngt) von untergeordneter Bedeutung ist, werden in dieser Abbildung die Ergebnisse der humosen Sandböden (Versuch 1 und 2) und der lehmigen Sandböden (Versuch 3 und 4) zusammengefaßt.

Es wird deutlich, daß der Unterschied in der N-Konzentration des Grundwassers von Parzelle 90 m^3 Gülle/ha zu Parzelle 0 m^3 Gülle/ha von Jahr zu Jahr größer wird. Das bedeutet, daß die Filterleistung des Bodens von Jahr zu Jahr geringer wird und die Auswaschungsrate - ungefähr gleiche Sickerwasserraten vorausgesetzt - damit ansteigt. Auch nach 4-jähriger Versuchsdurchführung ist bisher noch nicht abzusehen, wo sich das Niveau der N-Auswaschung nach der Verabreichung bestimmter konstanter Güllemengen im Herbst langfristig einstellen wird.

Mittel aus Versuch
1 und 2, hS



Mittel aus Versuch
3 und 4, lS

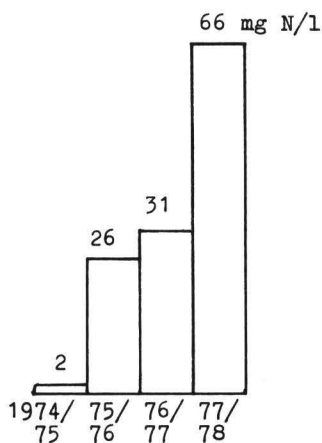


Abb. 15: Differenz der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (90 m^3 Gülle/ha minus 0 m^3 Gülle/ha) bei den Versuchsböden "humoser Sand" und "lehmiger Sand"

Einen Vergleich der durchschnittlichen N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) mit denen des Sickerwassers der Lysimeter (1976/77 und 1977/78) zeigt Tabelle 20.

Tab. 20: Vergleich durchschnittlicher N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeter (1976/77 u. 1977/78)

	mg N/l	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	30,1	11,7
30 m ³ Gülle/ha	40,0	28,9
60 m ³ Gülle/ha	60,5	44,2
lS, ohne Gülle	28,5	7,2
30 m ³ Gülle/ha	40,9	18,4
60 m ³ Gülle/ha	52,5	28,1

In beiden Versuchsreihen ist die Erhöhung der N-Konzentrationen - bewirkt durch die Güllegaben von 30 und 60 m³/ha - gegenüber der 0-Variante etwa gleich. Das bedeutet, die düngungsbedingten N- Auswaschungsverluste der Lysimeterversuche werden durch die Ergebnisse der Feldversuche bestätigt. Das Basis-Niveau der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser liegt jedoch bei allen Düngungsvarianten deutlich höher als im Sickerwasser der Lysimeter. Als Erklärung dafür können folgende Gesichtspunkte angeführt werden:

- Wie bereits bei den Cl-Konzentrationen erläutert, kann eine horizontale Grundwasserbewegung in den Feldversuchen nicht ausgeschlossen werden. Eine gegenseitige Beeinflussung der N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der einzelnen Düngungsvarianten ist daher nicht auszuschließen.

- Auf dem Feld hat durch das Pflügen und die Saatbettvorbereitung eine wesentlich intensivere Durchmischung der Ackerkrume stattgefunden als in den Lysimetern. Diese intensivere Bearbeitung kann zu einer stärkeren Umsetzung der organischen Substanz und damit auch zu einer höheren N-Mineralisierung geführt haben.

4.2.1.3 P-Konzentrationen

Auch in den Feldversuchen erfolgte die Bestimmung der Phosphatkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser als Gesamtphosphat. Vom ersten Versuchsjahr 1974/75 liegen keine Analysenergebnisse vor, da zunächst methodische Schwierigkeiten bei der P-Bestimmung auftraten.

Innerhalb der drei zur Auswertung herangezogenen Versuchsjahre läßt sich auch in den Feldversuchen keine Beziehung zwischen den mit der Gülle zugeführten P-Mengen und den P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser herstellen (Tab. 21). Die P-Konzentrationen sind auch hier allgemein recht niedrig. Durchschnittliche P-Konzentrationen über 0,3 mg P/l können nur im Jahr 1976/77 festgestellt werden. Diese höheren P-Konzentrationen lassen sich jedoch nicht auf die im Versuch vorgenommene Düngung zurückführen, da sie in gleicher Weise in den ungedüngten Versuchsvarianten auftreten. Da die Herbst- und Winterniederschläge des Jahres 1976/77 nur ca. 75 - 80 % des langjährigen Mittels erreichten (s. a. Abb. 13) und außerdem im Herbst 1976 in Versuch 2, 3 und 4 Zwischenfrüchte angebaut wurden, dürfte vielmehr eine geringere Sickerwasserrate und damit ein geringerer Verdünnungsgrad die Ursache für die relativ hohen P-Konzentrationen sein.

Ein Vergleich der einzelnen Versuchsflächen ergibt, daß auch die Vorgeschichte - d. h. die vor Versuchsbeginn unterschiedlich hohe Aufdüngung der Flächen - sich nicht in den P-Konzentrationen des Grundwassers widerspiegelt. Das bedeutet, daß auch auf den vor Versuchsbeginn hoch aufgedüngten Flächen die

Tab. 21 : P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser in mg P/l (Jahresmittelwerte)

	m ³ Gülle/ha	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 1974/75-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	0,12 0,14 0,09 0,09	- - - -	0,09 0,25 0,27 0,09	0,11 0,20 0,18 0,09
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	0,06 0,08 0,12 0,10	0,42 0,78 0,42 0,34	0,06 0,05 0,06 0,07	0,17 0,30 0,21 0,16
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	0,15 0,16 0,23 0,05	0,06 0,06 0,06 0,24	0,11 0,08 0,08 0,06	0,12 0,10 0,12 0,12
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	0,12 0,18 0,12 0,12	0,59 0,08 0,08 0,32	0,07 0,07 0,03 0,03	0,26 0,11 0,08 0,16

Speicherkapazität des Bodens für Phosphat noch nicht erschöpft war.

Vergleicht man die Ergebnisse der Feld- und Lysimeterversuche, so sind, wie bei den N-Konzentrationen, die durchschnittlichen P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser etwas höher als im Sickerwasser der Lysimeter (Tab. 22). Das gilt sowohl für die humosen Sandböden als auch für die Böden aus lehmigem Sand.

Tab. 22: Vergleich durchschnittlicher P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) mit dem Sickerwasser der Lysimeter (1976/77 und 1977/78)

	mg P/l	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	0,14	0,17
30 m ³ Gülle/ha	0,25	0,13
60 m ³ Gülle/ha	0,20	0,16
lS, ohne Gülle	0,19	0,06
30 m ³ Gülle/ha	0,11	0,07
60 m ³ Gülle/ha	0,10	0,07

Im Mittel liegt die P-Auswaschung aus den humosen Sandböden geringfügig über der der lehmigen Sandböden.

4.2.1.4 K-Konzentrationen

Die Jahresmittelwerte der K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser sind in Tabelle 23 zusammengestellt. Wie auch in den Lysimeterversuchen liegen die K-Konzentrationen im Grundwasser der humosen Sandböden sehr hoch, im Grundwasser der lehmigen Sandböden dagegen wesentlich niedriger.

Auch bei den K-Konzentrationen lassen sich im ersten Versuchsjahr keine düngungsbedingten Konzentrationsunterschiede feststellen. In den nachfolgenden Versuchsjahren steigen die K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit zunehmender Gölledüngung an, jedoch nur auf den humosen Sandböden.

Tab. 23 : K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser in mg K/l (Jahresmittelwerte)

	m ³ Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 75/76-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	38,0 40,6 36,6 39,0	45,0 48,0 62,6 66,0	- - - -	22,0 34,0 43,1 56,2	33,5 41,0 52,8 61,4
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	erst Ende Jan.75 gedüngt	38,4 59,6 65,0 117,0	51,0 57,4 73,2 92,1	79,0 70,9 82,0 90,0	56,1 62,6 73,4 99,7
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	16,8 19,0 18,2 17,0	3,8 7,8 5,0 9,0	2,0 9,1 8,6 16,0	2,0 9,0 6,5 12,0	2,6 8,6 6,7 12,3
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	10,2 7,4 6,2 10,8	8,6 8,8 7,6 7,0	7,0 4,4 3,6 6,2	7,0 10,0 10,2 11,0	7,5 7,7 7,1 8,1

Bei beiden lehmigen Sandböden fallen die hohen, aus der Düngungsvorgeschichte herrührenden K-Konzentrationen nach Versuchsbeginn stark ab. Sie pegeln sich auf ein niedrigeres Niveau ein, das allerdings Schwankungen zeigt. Deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Düngungsvarianten konnten hier nicht festgestellt werden.

In den ungedüngten Versuchsvarianten werden in Versuch 1, 3 und 4 die K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser von Jahr zu Jahr geringer. Ähnlich wie bei den N-Konzentrationen im ober-

flächennahen Grundwasser steigen in Versuch 2 dagegen die K-Konzentrationen der ungedüngten Versuchsvarianten von Jahr zu Jahr an. Teilweise kann sicherlich dafür auch hier eine horizontale Grundwasserbewegung mit einem Konzentrationsausgleich zwischen den einzelnen gedüngten Parzellen verantwortlich gemacht werden. Weiterhin ist jedoch zu beobachten, daß in diesem Versuch (vor allem im dritten und vierten Versuchsjahr) die K-Konzentrationen wesentlich höher waren als in Versuch 1.

Die hohen Auswaschungsquoten von Versuch 2 können auch damit in Zusammenhang stehen, daß hier mit der an K-reichsten Gülle gearbeitet wurde. Doch wird eine Wertung dadurch erschwert, daß hier schon das Grundwasser der 0-Parzelle eine außerordentlich hohe K-Konzentration anzeigt, die nicht in der Versuchsdüngung begründet sein kann, sondern einen Fremdeintrag im Unterbodenbereich vermuten läßt.

Einen Vergleich der durchschnittlichen K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser mit denen des Sickerwassers der Lysimeter zeigt Tabelle 24.

Tab. 24: Vergleich durchschnittlicher K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeter (1976/77 und 1977/78)

	mg K/l	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	44,8	47,2
30 m ³ Gülle/ha	51,8	45,6
60 m ³ Gülle/ha	63,1	47,0
lS, ohne Gülle	5,1	1,7
30 m ³ Gülle/ha	8,2	1,1
60 m ³ Gülle/ha	6,9	2,6

Bei den K-Konzentrationen ist keine so gute Übereinstimmung zwischen Feld- und Lysimeterversuchen gegeben. Während in den Feldversuchen auf den humosen Sandböden eine deutliche düngungsbedingte Kaliauswaschung festgestellt wurde, war dieses in den Lysimeterversuchen nicht der Fall. Auf den lehmigen Sandböden war die K-Auswaschung in den Feldversuchen höher als in den Lysimeterversuchen.

Eine Erklärung für diese unterschiedlichen Ergebnisse konnte bisher nicht gefunden werden. Das Argument, daß die Lysimeterversuche nur eine geringere Laufzeit hatten als die Feldversuche, trifft insofern nicht zu, als in den Feldversuchen eine Abstufung der K-Konzentrationen nach unterschiedlichen Güllegaben bereits im zweiten Versuchsjahr recht deutlich war. Auch die Kunststoffummantelung der Lysimeter sowie die teilweise ungenügend ausgehärtete Kunstharzmasse können nicht als Grund für eine eventuell höhere Filterwirkung in den Lysimeterversuchen angesehen werden, da in den ungedüngten Versuchsvarianten der humosen Sandböden die K-Konzentrationen in den Feld- und Lysimeterversuchen recht gut übereinstimmen. Eine Erklärung für die geringere K-Auswaschung in den gedüngten Varianten des Lysimeterversuchs wird wahrscheinlich erst nach einer Zerlegung und Bodenanalyse möglich sein.

4.2.1.5 Na-Konzentrationen

Tabelle 25 zeigt die Jahresmittelwerte der Na-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser.

Auch bei den Na-Konzentrationen werden Erhöhungen der Auswaschungsrate nach der Gülledüngung erst mit Beginn des zweiten Versuchsjahres feststellbar. Entsprechend der geringeren mit der Gülle aufgebrachten Na-Mengen sind jedoch die Konzentrationserhöhungen durch steigende Güllegaben nicht so hoch wie beim Cl, N oder auch K.

Tab. 25: Na-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser in mg Na/l (Jahresmittelwerte)

	m ³ Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 74/75-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	33,8 29,6 25,8 31,0	27,0 32,6 35,6 36,6	- - - -	18,0 28,1 38,4 50,5	22,5 30,4 37,0 43,6
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	erst Ende Jan.75 gedüngt	22,4 24,0 25,8 39,6	35,0 37,8 38,5 45,0	22,7 22,7 32,3 37,3	26,7 28,2 32,2 40,6
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	31,8 35,6 36,6 34,2	33,6 39,2 39,8 45,0	30,0 30,0 37,8 37,5	25,0 29,1 31,1 41,0	29,5 32,8 36,2 41,2
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	29,0 29,4 27,2 29,2	32,8 32,8 36,8 40,8	32,5 30,8 32,8 37,5	26,0 28,4 36,2 43,1	30,4 30,7 35,3 40,5

Weiterhin zeigt diese Tabelle, daß die Na-Konzentrationen auf allen Versuchsstandorten ungefähr in der gleichen Größenordnung liegen. Auch auf den etwas schwereren lehmigen Sandböden ist die Filterleistung des Bodens für Na nicht wesentlich besser als auf den humosen Sandböden.

Zieht man, wie beim Chlorid, die Na-Konzentrationen der ungedüngten Versuchsvarianten von denen der 90 m³-Gülle-Varianten ab (letzte Spalte), so ergibt sich auch hier ein Abfall von Ver-

such 1 nach Versuch 4. Das entspricht der unterschiedlichen Na-Zufuhr in den einzelnen Versuchen (vgl. Tab. 5).

Der direkte Vergleich von Feld- und Lysimeterversuchen ergibt auf den humosen Sandböden etwas geringere auf den lehmigen Sandböden etwas höhere Na-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser als im Sickerwasser der Lysimeter (Tab.26). Ansonsten ist jedoch die Übereinstimmung recht gut.

Tab. 26: Vergleich durchschnittlicher Na-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeterversuche (1976/77 u. 1977/78)

	mg Na/l	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	24,6	27,1
30 m ³ Gülle/ha	29,3	33,8
60 m ³ Gülle/ha	34,2	39,4
lS, ohne Gülle	30,0	27,9
30 m ³ Gülle/ha	31,8	29,4
60 m ³ Gülle/ha	35,8	31,3

4.2.1.6 C-Konzentrationen

Die Bestimmung der C-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser wurde erst 1975/76 ins Untersuchungsprogramm mit aufgenommen. Aus dem ersten Versuchsjahr liegen daher keine Ergebnisse vor.

In Tabelle 27 wurden die Jahresmittelwerte der C-Konzentrationen sowie die Mittelwerte über den Versuchszeitraum 1975/76 - 1977/78 aufgetragen.

Tab. 27: C-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser in mg C/l (Jahresmittelwerte)

	m^3 Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 75/76-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	n.b. n.b. n.b. n.b.	23,0 12,2 13,7 12,1	- - - -	29,9 29,7 30,0 32,0	26,5 21,0 21,5 22,1
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	n.b. n.b. n.b. n.b.	20,0 8,3 9,7 9,1	19,0 19,6 22,2 27,7	17,1 25,5 28,4 25,6	18,7 17,8 20,1 20,8
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	n.b. n.b. n.b. n.b.	17,0 18,4 10,6 14,3	18,3 15,7 15,8 16,2	21,4 23,5 27,7 23,5	18,9 19,2 18,0 18,0
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	n.b. n.b. n.b. n.b.	7,1 4,9 8,0 7,3	19,6 16,4 17,3 14,6	21,4 23,5 23,5 21,4	16,0 14,9 16,3 14,4

Die Ergebnisse zeigen, daß Güllegaben in der Größenordnung, wie sie in diesen Versuchen gegeben wurden, nicht zu einer verstärkten Auswaschung von organischer Masse ins Grundwasser führen.

Trotz erheblicher Mengen an organischer Substanz, die dem Boden mit der Schweinegülle zugeführt wurden (vgl. auch Tab. 5), sind in allen Versuchen die Unterschiede der C-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser nur gering. Tendenzweise geringfügig höhere C-Konzentrationen nach größeren Güllegaben lassen sich nur in Versuch 2 beobachten. In keinem der Versuche kann jedoch eine deutliche Beziehung zwischen den C-Konzentrationen und den jährlich zugeführten Güllegaben hergestellt werden.

Auch die Unterschiede zwischen hoch und niedrig aufgedüngten Flächen sowie zwischen den humosen und lehmigen Sanden sind nur gering und hinsichtlich einer Aussage zur C-Auswaschung ohne Bedeutung.

In den vorausgegangenen Kapiteln wurden an dieser Stelle jeweils die Ergebnisse der Feld- und Lysimeterversuche einander gegenübergestellt. Für die C-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser und im Sickerwasser ist diese Gegenüberstellung wenig sinnvoll, da infolge des methodischen Fehlers bei den Lysimeteruntersuchungen viel zu hohe C-Konzentrationen ermittelt wurden.

4.2.1.7 Leitfähigkeitsmessungen

Die im Mittel der einzelnen Jahre festgestellten Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Grundwasser sind in Tabelle 28 aufgetragen. Da der Leitfähigkeitswert ein Maß für die Summe aller gelösten Kationen und Anionen darstellt und bei allen untersuchten Ionen im ersten Versuchsjahr keine düngungsbedingten Unterschiede gefunden wurden, war dieses auch für die Leitfähigkeitswerte nicht zu erwarten. Wie beim Cl, N, Na und teilweise auch Kalium ist eine der Düngung entsprechende Differenzierung erst ab 1975/76 zu beobachten.

Tab. 28: Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Grundwasser in μS (Jahresmittelwerte)

	m^3 Gülle/ha	1974/75	1975/76	1976/77	1977/78	Mittel 75/76-77/78
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	528 428 408 499	339 374 415 714	- - - -	327 475 821 1.045	333 425 618 880
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	erst Ende Jan.75 gedüngt	245 366 363 559	360 442 437 612	405 527 755 862	337 445 518 678
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 30 60 90	588 705 669 620	514 591 672 693	392 386 544 596	390 505 552 763	432 494 589 684
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 30 60 90	429 462 420 439	374 386 431 492	350 269 324 397	330 433 570 719	351 363 442 536

Der Vergleich durchschnittlicher Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Grundwasser und im Sickerwasser der Lysimeter verdeutlicht, daß die μS -Werte im oberflächennahen Grundwasser um ca. 200 - 300 μS niedriger liegen als im Sickerwasser. Die Abstufungen zwischen den einzelnen Düngungsvarianten stimmen relativ gut überein (Tabelle 29).

Da bei den übrigen Ionen-Konzentrationen der Feld- und Lysimeterversuche nur geringe Abweichungen festgestellt wurden,

große dagegen bei den Konzentrationen des Kohlenstoffs, ist anzunehmen, daß die hohen C-Konzentrationen des Sickerwassers der Lysimeter zu den höheren Leitfähigkeitswerten beitragen. Demnach dürften die in den Feldversuchen gemessenen Leitfähigkeitswerte den natürlichen Verhältnissen eher gerecht werden als die der Lysimeterversuche.

Tab. 29: Vergleich durchschnittlicher Leitfähigkeitswerte im oberflächennahen Grundwasser (1975/76 - 1977/78) und im Sickerwasser der Lysimeterversuche (1976/77 u. 1977/78)

	μS	
	oberflächennahes Grundwasser	Sickerwasser der Lysimeterversuche
hS, ohne Gülle	335	559
30 m ³ Gülle/ha	435	663
60 m ³ Gülle/ha	586	790
lS, ohne Gülle	392	664
30 m ³ Gülle/ha	429	721
60 m ³ Gülle/ha	516	848

4.2.2 Erträge

Die bisherigen Ausführungen galten ausschließlich der Fragestellung, welche Nährstoffbelastungen des Grundwassers nach der im Herbst vorgenommenen Ausbringung unterschiedlicher Güllegaben auftreten. In den nun folgenden Ausführungen geht es dagegen nicht so sehr um die möglichen Schadwirkungen der Gölledüngung, sondern vielmehr um deren Nutzwirkung. Anders formuliert soll nachfolgend die Frage beantwortet werden, wie die Ertragswirkung

von unterschiedlichen Güllegaben auf den verschiedenen Standorten zu beurteilen ist.

Auch bei den Ertragsermittlungen liegen von den Feldversuchen vierjährige Versuchsergebnisse vor. Im folgenden sollen zunächst die Erträge der einzelnen Versuchsstandorte dargestellt und diskutiert werden.

4.2.2.1 Humoser Sandboden, hoch aufgedüngt

Tabelle 30 zeigt die Durchschnittserträge des hoch aufgedüngten humosen Sandbodens (Versuchsfläche 1). Auf dieser Fläche wurde in den ersten beiden Versuchsjahren Mais angebaut, in den beiden folgenden Jahren Sommergerste. Der Mais hat in beiden Versuchsjahren sehr unter Trockenheit gelitten. Sowohl 1975 als auch 1976 waren die Niederschläge in der Hauptwachstumsphase der Maispflanzen (Juni, Juli, August) nur sehr gering und auch nach den hohen Herbstniederschlägen im ersten Versuchsjahr reichte das geringe Wasserreservoir des Sandbodens nicht aus, um den Wasserbedarf der Pflanzen zu decken. Die erzielten Korn-erträge beim Mais waren daher nur sehr gering.

Auf die Unterversorgung mit Wasser dürfte es auch zurückzuführen sein, daß beim Mais weder durch die Gülledüngung noch durch die mineralische Zusatzdüngung ein positiver Düngungseffekt erzielt wurde. Man soll daher der Tatsache, daß auf den ungedüngten Parzellen die höchsten Erträge ermittelt wurden, keine allzu große Bedeutung beimessen.

Die Erträge der Sommergerste der Jahre 1977 und 1978 nahmen mit steigender Gülledüngung deutlich zu, 1977 bis zur Gabe von 60 m^3 Gülle/ha, 1978 bis zur Gabe von 90 m^3 Gülle/ha. 1978 war jedoch auch das Ertragsniveau wesentlich höher als 1977. Das hatte folgende Gründe:

- die Niederschlagsverteilung war auf diesem leicht zur Trockenheit neigenden Standort im Sommer 1978 günstiger als im Sommer 1977 (s. a. Abb. 13).

Tab. 30 : Kornerträge in dt/ha, Versuchsfläche 1,
hS, hoch aufgedüngt

Versuchsglieder	1975 Mais	1976 Mais	1977 S-Gerste	1978 S-Gerste	$\frac{77/78}{2} +$
1 ohne Gülle, ohne min. N	22,3	35,5	28,2	46,0	37,1
2 ohne Gülle, + 15 kg min.N	16,1	34,4	32,7	54,0	43,4
3 ohne Gülle, + 30 kg min.N	18,4	31,6	36,2	58,7	47,5
4 30 m ³ Gülle, ohne min. N	17,2	22,8	32,7	48,1	40,4
5 30 m ³ Gülle,+ 15 kg min.N	12,6	24,9	35,8	53,9	44,9
6 30 m ³ Gülle,+ 30 kg min.N	10,7	26,9	37,7	60,8	49,3
7 60 m ³ Gülle, ohne min. N	12,9	23,4	36,7	54,6	45,7
8 60 m ³ Gülle,+ 15 kg min.N	12,5	18,9	36,1	58,9	47,5
9 60 m ³ Gülle,+ 30 kg min.N	12,3	25,3	38,7	61,7	50,2
10 90 m ³ Gülle, ohne min. N	16,5	21,1	35,4	60,9	48,2
11 90 m ³ Gülle,+ 15 kg min.N	10,9	22,3	36,5	62,2	49,4
12 90 m ³ Gülle,+ 30 kg min.N	11,9	22,7	35,0	65,4	50,2

+ Für die Mittelwertbildung wurden nur die
Kornerträge der Sommergerste berücksichtigt.

- im Herbst 1977 wurde die Gülle zu Stoppelrüben (als Zwischenfrucht) ausgebracht. Danach erfolgte im Frühjahr 1978 die Aussaat von S-Gerste. Obwohl die Stoppelrüben abgeerntet und damit gleichzeitig Nährstoffe entzogen wurden, wurde hier, wie auch noch bei anderen Versuchen zu zeigen sein wird, der positive Einfluß des Zwischenfruchtanbaues deutlich. Die relativ hohen S-Gerstenenerträge auf den ungedüngten Parzellen und die relativ große Ertragssteigerung, die durch die Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha erreicht wurde, weisen darauf hin, daß hier im Boden mehr N gespeichert wurde.

Faßt man die Ergebnisse beider S-Gersten-Versuchsjahre zusammen, so haben im Mittel auch nach vierjähriger Düngung von 90 m³

Gülle/ha im Herbst (das waren pro Jahr immerhin ca. 530 kg N/ha) nicht ausgereicht, um die Pflanzen optimal mit N zu versorgen. Zusätzliche mineralische N-Gaben führten auch noch auf den mit 90 m³ Gülle gedüngten Parzellen zu Mehrerträgen.

4.2.2.2 Humoser Sandboden, niedrig aufgedüngt

Die Erträge der zweiten Versuchsfläche auf humosem Sandboden (Versuch 2) sind in Tabelle 31 aufgeführt.

Tab. 31: Kornerträge in dt/ha, Versuchsfläche 2, hS, niedrig aufgedüngt

Versuchsglieder	1975	1976	1977	1978	76 - 78 ⁺
	Hafer	W-Rog- gen	S-Ger- ste	W-Ger- ste	— 3
1 ohne Gülle, ohne min. N	40,6	22,2	19,6	26,8	22,9
2 ohne Gülle, + 15 kg min.N	43,9	24,7	22,8	29,3	25,6
3 ohne Gülle, + 30 kg min.N	44,2	28,9	26,3	36,5	30,6
4 30 m ³ Gülle, ohne min. N	53,3	24,9	24,6	32,1	27,2
5 30 m ³ Gülle, +15 kg min.N	51,1	25,1	27,5	37,2	29,9
6 30 m ³ Gülle, +30 kg min.N	48,9	29,9	30,0	38,3	32,7
7 60 m ³ Gülle, ohne min. N	43,4	25,5	25,7	35,5	28,9
8 60 m ³ Gülle, +15 kg min.N	40,5	30,4	30,2	42,8	34,5
9 60 m ³ Gülle, +30 kg min.N	38,4	34,7	29,8	48,6	37,7
10 90 m ³ Gülle, ohne min.N	36,4	29,8	26,9	36,5	31,1
11 90 m ³ Gülle, +15 kg min.N	34,7	33,8	31,6	42,9	36,1
12 90 m ³ Gülle, +30 kg min.N	29,7	39,4	31,8	45,0	38,7

+ Der Hafer wurde nicht in die Mittelwertbildung mit aufgenommen, da die Gölledüngung im ersten Versuchsjahr erst im Januar 1975 erfolgte.

Wie bereits berichtet, konnte die erste Gülledüngung auf dieser Fläche erst im Januar 1975 durchgeführt werden. Da nach diesem Zeitpunkt nur noch geringe Niederschläge fielen (s. a. Abb. 13), wurde nur noch wenig des mit der Schweinegülle zugeführten Stickstoffs in größere, für die Pflanzenwurzel zu Anfang der Vegetation unerreichbare Tiefen verlagert. Da außerdem die Zeitspanne bis zum Vegetationsbeginn nur noch kurz war, traten auch andere N-Verluste nur in geringerem Umfang auf. Die Ertragswirkung der Gülledüngung war auf dieser Fläche im ersten Versuchsjahr dementsprechend hoch. Bereits mit 30 m^3 Schweinegülle/ha wurde die optimale N-Gabe zu Hafer überschritten, so daß auf diesen Parzellen die mineralische Zusatzdüngung von 15 und 30 kg N/ha bereits zu deutlichen Mindererträgen infolge Überdüngung führte. In allen über die 30 m^3 Schweinegülle/ha hinausgehenden Düngungsvarianten lagerte der Hafer ziemlich stark. Bis zur höchsten Düngungsstufe von 90 m^3 Schweinegülle/ha plus 30 kg mineralischem Stickstoff nahmen die Erträge deutlich ab. Auf dieser Versuchsfläche wurde also im ersten Versuchsjahr der Einfluß des Ausbringungzeitpunktes der Gülle auf den Ertrag besonders deutlich.

In den Jahren 1976, 1977 und 1978 wurde die Gülle, wie in den anderen Versuchen, jeweils im Herbst ausgebracht. In diesen Jahren reichte die Düngung von 90 m^3 Schweinegülle/ha nicht aus, um die Pflanzen optimal mit N zu versorgen. Im Mittel der letzten drei Versuchsjahre stiegen die Erträge nach Düngung von 90 m^3 Gülle/ha (ca. 620 kg N/ha) lediglich um 8,2 dt/ha an, während die dazu verabreichte relativ geringe mineralische N-Düngung von nur 30 kg N/ha die Erträge sowohl auf den 0-Parzellen als auch auf den mit 90 m^3 Schweinegülle gedüngten Parzellen um 7,7 bzw. 7,6 dt/ha erhöhte.

4.2.2.3 Lehmiger Sandboden, hoch aufgedüngt

Ähnlich wie auf den humosen Sandböden waren auch die Ertrags-
ergebnisse auf den lehmigen Sanden. In Tabelle 32 sind die
Kornerträge des hoch aufgedüngten lehmigen Sandbodens auf-
geführt. Diese Versuchsfläche war im ersten Versuchsjahr zunächst
mit Wintergerste bestellt worden. Nach den hohen Oktober-, No-
vember- und Dezemberrniederschlägen (283 mm) war der Boden zu
Vegetationsbeginn relativ stark verschlämmt. Die Wintergerste
war in sehr mangelhafter Bestandesdichte aufgelaufen. Es wurde
daraufhin beschlossen, die Wintergerste umzubrechen und Sommer-
gerste einzusäen.

Tab. 32: Kornerträge in dt/ha, Versuchsfläche 3,
1S, hoch aufgedüngt

Versuchsglieder	1975 S-Ger- ste	1976 W-Rog- gen	1977 S-Wei- zen	1978 W-Rog- gen	Σ 4
1 ohne Gülle, ohne min. N	31,3	21,3	28,8	24,3	26,4
2 ohne Gülle, + 15 kg min.N	30,9	23,7	27,2	25,4	26,8
3 ohne Gülle, + 30 kg min.N	34,9	26,7	30,1	30,8	30,6
4 30 m ³ Gülle, ohne min. N	32,9	24,3	49,5	27,6	33,6
5 30 m ³ Gülle, +15 kg min.N	35,1	28,4	48,3	30,9	35,7
6 30 m ³ Gülle, +30 kg min.N	32,9	31,0	54,3	32,8	37,8
7 60 m ³ Gülle, ohne min. N	32,3	28,7	56,7	34,4	38,0
8 60 m ³ Gülle, +15 kg min.N	35,9	32,0	56,3	34,0	39,6
9 60 m ³ Gülle, +30 kg min.N	36,8	36,0	55,5	39,5	42,0
10 90 m ³ Gülle, ohne min. N	32,8	34,3	57,6	35,6	40,1
11 90 m ³ Gülle, +15 kg min.N	35,3	36,0	56,6	36,8	41,2
12 90 m ³ Gülle, +30 kg min.N	40,7	37,7	56,4	39,0	43,5

Die Wirkung der Gölledüngung auf den Ertrag war im ersten Versuchsjahr auf dieser Fläche praktisch gleich 0. Auf den ungedüngten Parzellen wurde ein Ertrag von 31,3 dt/ha Korn erzielt (Versuchsglied 1), auf den mit 90 m³ Schweinegülle/ha (ca. 600 kg N/ha) gedüngten Parzellen lediglich 32,8 dt/ha (Versuchsglied 10). Nach dem feuchten Herbst und Winter war der Göllestickstoff zu Vegetationsbeginn für die Pflanzen offensichtlich nicht mehr verfügbar.

In den darauf folgenden Versuchsjahren war die Ertragswirkung der Gölledüngung besser, besonders gut im Jahre 1977 bei Sommerweizen. Auch hier erfolgte im Herbst 1976 die Gölledüngung zu Raps als Zwischenfrucht. Der Raps lief sehr gut auf und zeigte bis zur höchsten Göllestufe einen deutlich besseren Wuchs. Die Zwischenfrucht wurde dann zu Beginn des Jahres 1977 zunächst in den Boden eingefräst und später untergepflügt.

Obwohl Herbst und Winter 1976 sehr trocken waren und auch deshalb mit geringeren N-Verlusten zu rechnen war, war dennoch die günstige Wirkung des Zwischenfruchtanbaus auf die N-Verfügbarkeit des Göllestickstoffs zu Vegetationsbeginn deutlich. Bereits bei 30 m³ Gülle/ha stiegen die Sommerweizenerträge im Jahr 1977 von 28,8 dt/ha auf 49,5 dt/ha an, bei 60 m³ Gülle/ha lagen die Erträge bereits sehr nahe am Ertragsoptimum. Durch zusätzliche organische sowie mineralische Düngung konnten keine gesicherten Mehrerträge erzielt werden. Durch den Zwischenfruchtanbau wurde der leicht lösliche Stickstoffanteil der Gülle vermutlich zunächst in den Pflanzen als organischer Stickstoff festgelegt und dann zu Vegetationsbeginn durch Mineralisation wieder freigesetzt.

Mit Ausnahme des Jahres 1977 war jedoch auch auf diesem, gegenüber den humosen Sanden schwereren Standort die N-Wirkung der im Herbst verabreichten Gülle nur gering. Wie bei den anderen Versuchen hat die mineralische Zusatzdüngung auf allen Gölleparzellen noch zu deutlichen Mehrerträgen geführt. Im Mittel haben auch in diesem Versuch jährlich ca. 620 kg Gülle-N/ha bei Ausbringung der Gülle im Herbst nicht ausgereicht, um die Pflanzen optimal mit Stickstoff zu versorgen.

4.2.2.4 Lehmiger Sand, niedrig aufgedüngt

In Tabelle 33 sind die Erträge des zweiten Versuchsstandortes auf lehmigem Sandboden aufgeführt. In der Tendenz war die Wirkung der Gülledüngung auf diesem Standort ähnlich wie auf dem hoch aufgedüngten lehmigen Sandboden. Nach einer sehr geringen Ertragswirkung der Gülle im ersten Versuchsjahr wurden 1976 größere Ertragssteigerungen festgestellt.

Tab. 33 : Korn- bzw. Kartoffelerträge in dt/ha,
Versuchsfläche 4, 1S, niedrig aufgedüngt

Versuchsglieder	1975 W-Rog- gen	1976 W-Ger- ste	1977 Kar- tof.	1978 W-Ger- ste	75,76,78 ⁺ — 3
1 ohne Gülle, ohne min. N	33,6	31,0	355	32,5	32,4
2 ohne Gülle, + 15 kg min. N	33,0	36,5	353	40,9	36,8
3 ohne Gülle, + 30 kg min. N	41,2	37,9	381	42,3	40,5
4 30 m ³ Gülle, ohne min. N	27,1	32,7	348	35,2	31,7
5 30 m ³ Gülle, +15 kg min.N	40,0	35,7	379	39,0	38,2
6 30 m ³ Gülle, +30 kg min.N	34,8	37,5	390	44,1	38,8
7 60 m ³ Gülle, ohne min. N	34,0	35,7	395	38,4	36,0
8 60 m ³ Gülle, +15 kg min.N	40,8	38,1	426	43,4	40,8
9 60 m ³ Gülle, +30 kg min.N	44,5	40,1	419	46,5	43,7
10 90 m ³ Gülle, ohne min. N	36,5	37,1	409	38,8	37,5
11 90 m ³ Gülle, +15 kg min.N	39,4	40,4	424	46,8	42,4
12 90 m ³ Gülle, +30 kg min.N	47,0	41,4	417	46,7	45,0

+ Die Kartoffelerträge wurden aus der Mittelwert-
bildung herausgelassen.

Im Herbst 1976 erfolgte die Gülledüngung zu Raps als Zwischenfrucht. Auch hier wurde der Raps im Frühjahr 1977 in den Boden eingefräst und später untergespflügt. Die danach angebauten Kartoffeln zeigten jedoch nicht die bislang festgestellte wesentlich bessere Wirkung der Gülledüngung, kombiniert mit Zwischenfruchtanbau. Gegenüber ungedüngt erhöhten sich die Kartoffelerträge nach der Güllegabe von 90 m^3 Gülle/ha lediglich um ca. 15 %.

Die Erträge der W-Gerste 1978 lagen in der gleichen Größenordnung wie im Jahre 1976.

Wenn auch in diesem Versuch geringere Stickstoffgaben mit der Gülledüngung verabreicht wurden (mit 90 m^3 im Mittel 420 kg N/ha/a), wird im Vergleich zur mineralischen Düngung auch hier die geringe Ertragswirkung der Gülledüngung im Herbst deutlich. Im Mittel der Versuchsjahre wurden mit 30 kg mineralischem Stickstoff höhere Erträge erzielt als mit 420 kg Güllestickstoff.

4.2.2.5 Allgemeiner Vergleich

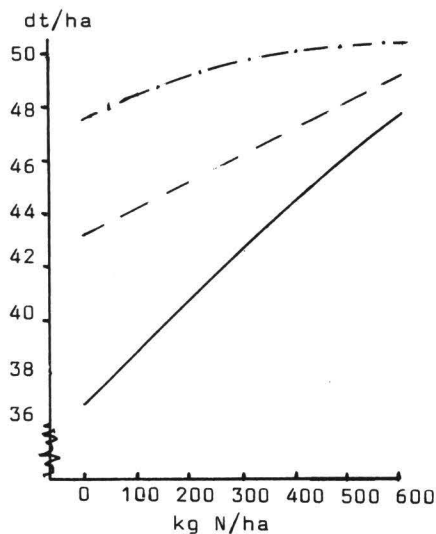
In Abbildung 16 werden die vierjährigen Durchschnittserträge aller Versuchsstandorte einander gegenübergestellt. Um diesen Vergleich auf gleicher N-Basis durchführen zu können, wurden die Getreideerträge, die auch in den vorausgegangenen Tabellen zur Mittelwertbildung herangezogen wurden und die im Mittel auf die einzelnen Versuchsflächen ausgebrachten Gülle-N-Mengen mit Hilfe der nichtlinearen Regression verrechnet.

Auf der Basis einer Gülle-N-Düngung von 600 kg/ha erhöhten sich danach die Erträge auf der Versuchsfläche

- | | |
|---------------------------|-------------------------|
| 1 (hS, hoch aufgedüngt) | um $11,0 \text{ dt/ha}$ |
| 2 (hS, niedr. aufgedüngt) | um $8,3 \text{ dt/ha}$ |
| 3 (lS, hoch aufgedüngt) | um $13,4 \text{ dt/ha}$ |
| 4 (lS, niedr. aufgedüngt) | um $8,2 \text{ dt/ha}$ |

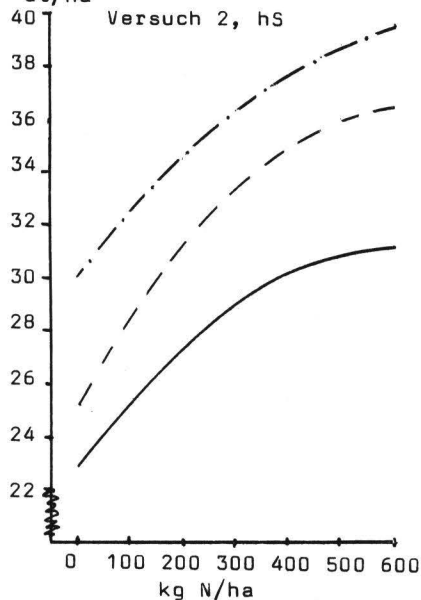
Danach war die Wirkung der Gülledüngung auf den nährstoffreiche-

Versuch 1, hS

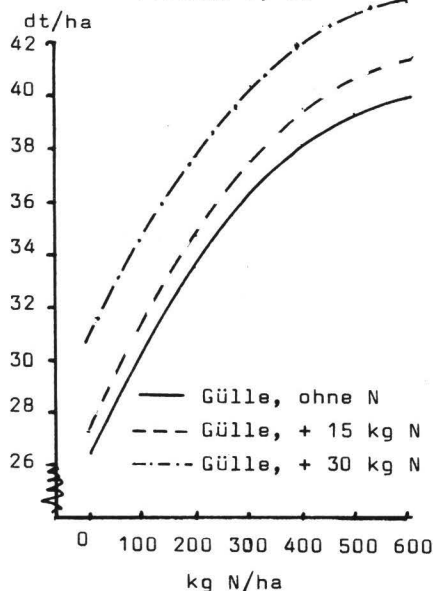


dt/ha

Versuch 2, hS



Versuch 3, lS



Versuch 4, lS

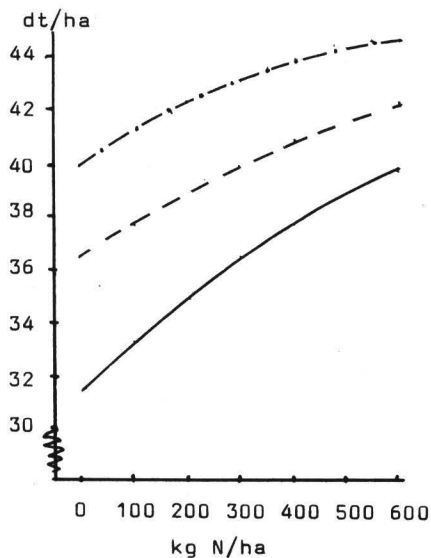


Abb. 16: Durchschnittserträge der 4 Versuchsflächen auf der Basis gleicher N-Zufuhr mit der Gülle

ren Standorten jeweils etwas besser als auf den nährstoffärmeren. Vergleicht man die humosen Sandböden mit den lehmigen Sanden, ergeben sich nur geringe Unterschiede.

Überdies macht diese Abbildung noch einmal deutlich, daß nach der Gülledüngung im Herbst den Pflanzen in der nachfolgenden Vegetationsperiode nur noch wenig des verabreichten Stickstoffs zur Verfügung steht. Auf allen vier Versuchsstandorten haben im Mittel 500 - 600 kg Gülle-N nicht ausgereicht, um die Pflanzen optimal mit N zu versorgen.

Vergleicht man die N-Düngewirkung von im Herbst verabreichter Gülle mit der N-Düngewirkung der im Frühjahr verabreichten mineralischen Düngung, so werden mit 30 kg mineralischem Stickstoff in Versuch 1 und 4 dieselben Erträge erzielt wie mit 600 kg Gülle-N, in Versuch 2 wie mit 400 kg Gülle-N. Lediglich in Versuch 3 fällt dieser Vergleich etwas günstiger für die organische Düngung aus. 30 kg mineralischer Stickstoff haben die gleiche Ertragswirkung wie 110 kg Gülle-N. Das ist darauf zurückzuführen, daß hier die mineralische Düngung zu geringeren Ertragssteigerungen führte als in den anderen Versuchen. Auch in diesem Versuch wurden jedoch in den 90 m³ Gülleparzellen die Erträge durch mineralische Zusatzdüngung noch deutlich gesteigert.

Alle diese Ertragsergebnisse weisen auf erhebliche N-Verluste der im Herbst gegebenen Gülle hin. Inwieweit neben den Auswaschungsverlusten auch gasförmige N-Verluste in Rechnung gestellt werden müssen, wird in der Abschlußdiskussion noch näher zu erörtern sein.

4.2.3 Veränderung der Nährstoffgehalte im Boden

Das Hauptaugenmerk der Untersuchungen war darauf ausgerichtet, festzustellen, wie Grund- und Oberflächengewässer und Nutzpflanzen durch hohe Güllegaben beeinflußt werden. Darüber wurde in den voraufgegangenen Kapiteln ausführlich berichtet.

Bodenuntersuchungen können zusätzliche Informationen zu folgenden Fragen liefern:

- 1.) Was geschieht zum Beispiel mit dem Stickstoff, der nicht ausgewaschen oder von den Pflanzen aufgenommen wurde?
- 2.) Wird Phosphat nach starker Gülledüngung, wenn auch nicht ausgewaschen, so doch in tiefere Bodenschichten verlagert?
- 3.) Wie ändert sich der Gehalt an austauschbarem Kalium im Boden nach starker Gülledüngung?

Im folgenden soll daher noch auf die Veränderung der Gehalte an Stickstoff, Phosphat und Kalium im Boden eingegangen werden.

4.2.3.1 Veränderung der N-Gehalte im Boden

In den vier Versuchsjahren wurden mit 90 m³ Schweinegülle/ha und Jahr ca. folgende N-Mengen auf die einzelnen Versuchsflächen gebracht:

Versuch 1 (hS, hoch aufgedüngt)	2.110 kg N/ha
Versuch 2 (hS, niedrig aufgedüngt)	2.490 kg N/ha
Versuch 3 (lS, hoch aufgedüngt)	2.510 kg N/ha
Versuch 4 (lS, niedrig aufgedüngt)	1.830 kg N/ha

Wie vorher festgestellt, wurden ca. 25 % (1S) - 35 % (hS) dieses Stickstoffs ausgewaschen und 5 - 10 % durch Pflanzen entzogen.

In Tabelle 34 sind die N-Gehalte im Boden der lehmnigen Sandböden dargestellt. Es wurden jeweils die N-Gehalte nach 4-jähriger Versuchsdurchführung den Ausgangsgehalten gegenübergestellt. In beiden Versuchen (Versuch 3 und Versuch 4) verringerten sich die N-Gehalte nach 4-jähriger Versuchsdurchführung auf den ungedüngten Parzellen erheblich (Spalte 2 - 1). Eine Abnahme der Gehalte war in erster Linie in der Krume zu beobachten (ca. - 1000 kg N/ha). Im gesamten untersuchten Bodenprofil (0 - 90 cm Bodentiefe) verringerte sich der N-Gehalt auf den ungedüngten Parzellen in Versuch 1 um 1.340 kg N/ha, in Versuch 2 um 960 kg N/ha. Die Abnahme der N-Gehalte beruht vermutlich darauf, daß die lehmigen Sandböden bereits bei Versuchsbeginn ein enges C/N-Verhältnis hatten (vgl. Tab. 1a), d. h. daß es sich bei den Verlusten um güllebürtiges organisches N handelte, das hier im Zuge langjähriger Düngungspraxis angereichert worden war und nach Aufhören der Gülledüngung mineralisiert wurde.

Betrachtet man die N-Gehalte auf den 90 m³ - Gülleparzellen, so ist nach 4-jähriger Versuchsdurchführung gegenüber den ungedüngten Versuchsvarianten ein Gewinn von 1.520 kg N (Versuch 3) bzw. 1.360 kg N (Versuch 4) erzielt worden (Spalte 3 - 2). Dies entspricht 61 bzw. 74 % der mit der Gülle zugeführten N-Menge. Die Gewinne entfallen fast ausschließlich auf den Ap-Horizont.

Gegenüber den Ausgangsgehalten hat jedoch die 4-jährige Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha nur eine geringe N-Anreicherung bewirkt (Spalte 3 - 1). Zieht man von den mit 90 m³ Gülle/ha in 4 Jahren zugeführten N-Mengen die ausgewaschenen (ca. 25 %), die zusätzlich von den Pflanzen entzogenen (ca. 10 %) und die im Boden angereicherten N-Mengen ab, so ergibt sich bilanzmäßig in Versuch 3 eine Differenz von 1.430 kg N/ha, in Versuch 4 von 790 kg N/ha. Diese Differenzen sind offenbar gasförmigen N-Verlusten zuzuschreiben. Sie betragen in Versuch 3 ca. 57 %, in

Tab. 34: N-Gehalte (Gesamt-N) im Boden der lehmigen Sandböden vor
Versuchsbeginn und nach 4-jähriger Versuchsdurchführung

	Bodentiefe	N kg/ha					
		vor Versuchs- beginn	nach 4 Versuchsjahren				
			ohne Gülle		90 m ³ Gülle		
Spalte		1	2	2 - 1	3	3 - 2	3 - 1
Versuch 3; 1S, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	4.300	3.240	- 1.060	4.400	+ 1.160	+ 100
	30 - 60 cm	1.600	1.520	- 80	1.720	+ 200	+ 120
	60 - 90 cm	1.000	800	- 200	960	+ 160	- 40
	0 - 90 cm	6.900	5.560	- 1.340	7.080	+ 1.520	+ 180
Versuch 4; 1S, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	4.200	3.280	- 920	4.320	+ 1.040	+ 120
	30 - 60 cm	1.700	1.760	+ 60	1.920	+ 160	+ 220
	60 - 90 cm	900	800	- 100	960	+ 160	+ 60
	0 - 90 cm	6.800	5.840	- 960	7.200	+ 1.360	+ 400

Versuch 4 ca. 43 % der mit der Gülle zugeführten N-Düngung.

Die N-Gehalte im Boden der humosen Sandböden sind in Tabelle 35 aufgetragen. Nach 4-jähriger Versuchsdurchführung haben sich hier auf den unbegüllten Parzellen Verschiebungen im Nt-Vorrat zwischen den einzelnen Bodentiefen ergeben (Spalte 2 - 1). Auffällig ist die Verarmung der Krume und die Anreicherung des Unterbodens (30 - 60 cm Tiefe). Die Veränderungen der N-Gehalte im gesamten untersuchten Bodenprofil (0 - 90 cm Bodentiefe) sind jedoch nur gering (- 230 bzw. + 80 kg N/ha).

Auch auf den humosen Sanden haben nach 4-jähriger Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha keine wesentlichen N-Anreicherungen im Boden stattgefunden (Spalte 3 - 1). In Versuch 1 betrug die Anreicherung 330 kg N/ha, in Versuch 2 war eine Abnahme des Nt-Gehaltes von 80 kg N/ha zu verzeichnen.

Zieht man von den mit 90 m³ Gülle/ha in 4 Jahren zugeführten N-Mengen die ausgewaschenen (ca. 35 %) und die zusätzlich von den Pflanzen entzogenen (ca. 10 %) Mengen sowie die Bodenvorratsänderung ab, ergibt sich bilanzmäßig in Versuch 1 eine Differenz von 830 kg N/ha (41 % der zugeführten N-Menge), in Versuch 2 von 1.450 kg N/ha (58 % der zugeführten N-Menge). Auch hier müssen diese Differenzen als gasförmige N-Verluste angesehen werden. Inwieweit diese gasförmigen N-Verluste auf eine direkte Ammoniakverflüchtigung oder auf eine gasförmige N-Entweichung nach Denitrifikation zurückzuführen sind, soll in der Abschlußdiskussion näher erläutert werden.

Tab. 35 : N-Gehalte (Gesamt-N) im Boden der humosen Sandböden vor
Versuchsbeginn und nach 4-jähriger Versuchsdurchführung

Spalte	Bodentiefe	N kg/ha					
		vor Versuchs- beginn	nach 4 Versuchsjahren				
			ohne Gülle		90 m ³ Gülle/ha		
		1	2	2 - 1	3	3 - 2	3 - 1
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	7.460	7.080	- 380	7.240	+ 160	- 220
	30 - 60 cm	4.530	5.040	+ 510	5.480	+ 440	+ 950
	60 - 90 cm	1.600	1.240	- 360	1.200	- 40	- 400
	0 - 90 cm	13.590	13.360	- 230	13.920	+ 560	+ 330
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	4.880	4.640	- 240	4.440	- 200	- 440
	30 - 60 cm	2.440	3.080	+ 640	2.920	- 160	+ 480
	60 - 90 cm	1.280	960	- 320	1.160	+ 200	- 120
	0 - 90 cm	8.600	8.680	+ 80	8.520	- 160	- 80

4.2.3.2 Veränderung der Phosphat- gehalte im Boden

Mit 90 m³ Schweinegülle/ha wurden in den 4 Versuchsjahren folgende Mengen an Phosphat auf die einzelnen Versuchsflächen ausgebracht:

Versuch 1 (hS, hoch aufgedüngt)	1.650 kg P ₂ O ₅
Versuch 2 (hS, niedrig aufgedüngt)	1.560 kg P ₂ O ₅
Versuch 3 (lS, hoch aufgedüngt)	3.300 kg P ₂ O ₅
Versuch 4 (lS, niedrig aufgedüngt)	950 kg P ₂ O ₅

Die Veränderungen der Gehalte an Doppellaktat-löslichem P₂O₅ im Boden nach 4-jähriger Versuchsdurchführung sind in Tabelle 36 aufgetragen. In allen Versuchen steigen die Gehalte an leicht löslichem P₂O₅ in den mit 90 m³ Schweinegülle gedüngten Versuchsvarianten gegenüber den ungedüngten Parzellen in 0 - 30 cm Bodentiefe deutlich an. Daneben ist bei allen Versuchen jedoch auch eine Anreicherung in 30 - 60 cm Bodentiefe feststellbar (3 - 4 mg P₂O₅/100 g Boden) und bei dem hoch aufgedüngten humosen Sandboden sogar eine gewisse P-Anreicherung in 60 - 90 cm Bodentiefe (2 mg P₂O₅/100 g Boden). Bei dem hoch aufgedüngten humosen Sandboden zeigt sich also bereits nach relativ kurzer Versuchsdauer, daß nach wiederholten hohen Güllegaben vor allem leichte Böden eine P-Verlagerung bis in größere Bodentiefen begünstigen. Nach langfristiger Anwendung hoher Güllegaben besteht somit vor allem auf diesen Böden die Gefahr einer verstärkten P-Auswaschung bis ins oberflächennahe Grundwasser. Dieser Gesichtspunkt soll jedoch im Zusammenhang mit anderen Versuchsergebnissen in der Abschlusßdiskussion noch näher erläutert werden.

Tab. 36: Veränderung der P_{2O_5} -Gehalte (DL-löslich)
im Boden nach 4-jähriger Düngung mit
90 m³ Schweinegülle/ha

	Bodentiefe	P_{2O_5} , mg/100 g Boden		
		ohne Gülle	90 m ³ Gülle/ha	Differenz zu unged.
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	43	55	12
	30 - 60 cm	29	31	2
	60 - 90 cm	3	5	2
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	26	33	7
	30 - 60 cm	15	20	5
	60 - 90 cm	2	3	1
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	63	70	7
	30 - 60 cm	20	23	3
	60 - 90 cm	3	3	0
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	29	34	5
	30 - 60 cm	8	12	4
	60 - 90 cm	3	3	0

4.2.3.3 Veränderung der Kaliumgehalte im Boden

In den 4 Versuchsjahren wurden mit 90 m³ Schweinegülle/ha und Jahr folgende Kaliummengen ausgebracht:

Versuch 1 (hS, hoch aufgedüngt)	1.160 kg K ₂ O
Versuch 2 (hS, niedrig aufgedüngt)	1.550 kg K ₂ O
Versuch 3 (lS, hoch aufgedüngt)	1.210 kg K ₂ O
Versuch 4 (lS, niedrig aufgedüngt)	1.070 kg K ₂ O

Die Veränderungen der Gehalte im Boden nach 4-jähriger Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha sind in Tabelle 37 aufgetragen.

Bereits bei der Besprechung der K-Auswaschung im Rahmen der Feldversuche wurde aufgezeigt, daß nennenswerte K-Verluste nur auf den humosen Sandböden auftraten und daß die K-Auswaschung in Versuch 2 (hS, Nährstoffarm) besonders groß war. Dieses Versuchsergebnis wird durch die Untersuchung der K-Gehalte im Boden bestätigt. Auf beiden humosen Sandböden war die Erhöhung der K₂O-Gehalte im Boden nach 4-jähriger Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha nur gering. Obwohl in Versuch 2 die höchsten Kaliummengen mit der Schweinegülle ausgebracht wurden (vgl. auch Tabelle 5), war hier die Kalium-Anreicherung noch geringer als in Versuch 1.

Deutlich höhere K-Gehalte ließen sich dagegen auf den mit 90 m³ Schweinegülle/ha gedüngten Parzellen des lehmigen Sandbodens feststellen. Hier wurde das Kalium vor allem in der Krume und in 30 - 60 cm Bodentiefe sorbiert. Weder auf den lehmigen Sanden, noch auf den humosen Sandböden konnte dagegen eine Kalium-Anreicherung in 60 - 90 cm Bodentiefe festgestellt werden. Während bei den lehmigen Sandböden davon ausgegangen werden kann, daß hier das Kalium noch nicht bis in größere Tiefen verlagert wurde (s. a. K-Auswaschung) fehlen bei den humosen Sandböden in dieser Tiefe wahrscheinlich die Sorptionsträger, um das Kalium zu binden.

Tab. 37: Veränderung der K_2O -Gehalte (DL-löslich)
im Boden nach 4-jähriger Düngung mit
 90 m^3 Schweinegülle/ha

	Bodentiefe	K_2O , mg/100 g Boden		
		ohne Gülle	90 m^3 Gülle/ha	Differenz zu unged.
Versuch 1; hS, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	14	15	+ 1
	30 - 60 cm	5	8	+ 3
	60 - 90 cm	4	5	+ 1
Versuch 2; hS, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	11	12	+ 1
	30 - 60 cm	6	8	+ 2
	60 - 90 cm	5	5	+ 0
Versuch 3; lS, hoch aufgedüngt	0 - 30 cm	22	30	+ 8
	30 - 60 cm	23	28	+ 5
	60 - 90 cm	17	16	- 1
Versuch 4; lS, niedrig aufgedüngt	0 - 30 cm	21	33	+ 12
	30 - 60 cm	15	20	+ 5
	60 - 90 cm	14	13	- 1

5 D I S K U S S I O N

Im Hinblick auf die Verunreinigung von Grund- und Oberflächen-
gewässern durch landwirtschaftliche Düngung interessiert in
erster Linie die Auswaschung der beiden Nährstoffe Stickstoff
und Phosphat. Das Pflanzenwachstum wird auf gut versorgten Bö-
den weitgehend durch die Stickstoffdüngung bestimmt. In der
nachfolgenden Diskussion der in dieser Arbeit vorgelegten Ver-
suchsergebnisse zum Einfluß der Gülledüngung auf die Nährstoff-
auswaschung, auf den Pflanzenertrag und auf die Nährstoffan-
reicherung im Boden sollen daher die beiden Nährstoffe Stick-
stoff und Phosphat im Vordergrund stehen.

Die von uns gewählte Versuchskonzeption, parallel Lysimeter-
und Feldversuche mit den gleichen Böden und den gleichen Gülle-
staffeln durchzuführen, hat sich als sehr brauchbar erwiesen.
Dadurch war es möglich, die in den Lysimeterversuchen gewonne-
nen Ergebnisse unter praxisnahen Bedingungen zu überprüfen. An-
dererseits konnten auf diese Weise auch Versuchsfehler, wie
z. B. bei der C-Auswaschung in den Lysimetern, aufgedeckt und
dadurch Fehlinterpretationen vermieden werden.

Bis heute wird auf landwirtschaftliche Nutzflächen ein Groß-
teil der zugeführten Nährstoffe mit organischen Düngern aus-
gebracht. Im Zusammenhang mit der Diskussion um die Grund-
und Oberflächenwasser-Verunreinigung durch die Landwirtschaft
einerseits und mit einer Verteuerung mineralischer Düngemit-
tel andererseits sind jedoch erst in jüngster Zeit verstärkt
Versuche mit organischen Düngern durchgeführt worden. Im ein-
zelnen wären hier vor allem die Arbeiten von FÜRSTER (19),
DAM KOFOED (14), SMILDE (57), SPALLACCI (58), SCHEFFER et al (53),
KORIATH et al (37) und FURRER (24) zu nennen. Daneben sollen
unsere Versuchsergebnisse auch mit denen nach mineralischer
Düngung verglichen werden.

5.1 STICKSTOFF

5.1.1 Stickstoffauswaschung

Die wichtigsten Ergebnisse der Lysimeter- und Feldversuche zur N-Auswaschung nach im Herbst ausgebrachter Gülledüngung lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Mit steigenden Güllegaben nahm die N-Auswaschung deutlich zu (vgl. Abb. 8, 9, Tab. 19). Dabei war die N-Auswaschungsrate (in % der N-Zufuhr) relativ unabhängig von der zugeführten Güllemenge.
- Nach Gülledüngung im Herbst lag die N-Auswaschungsrate auf den humosen Sanden bei ca. 35 - 40 %, auf den lehmigen Sanden bei ca. 25 - 30 % des mit der Gülle zugeführten Stickstoffs (s. Abb. 8, 9).
- Auf humosen Sandböden war die N-Auswaschung größer als auf lehmigen Sandböden (vgl. Abb. 8, 9, Tab. 19).

Unterschiedliche Witterungsbedingungen, Bodenverhältnisse und Versuchskonzeptionen in den Versuchen anderer Autoren lassen einen direkten Vergleich der Ergebnisse nicht zu. Tendenzmäßig werden jedoch auch in anderen Veröffentlichungen ähnliche Ergebnisse genannt.

FÜRSTER (19) stellte in seinen Untersuchungen auf Sandböden Nordwestdeutschlands fest, daß nach 2-jähriger Düngung von insgesamt 600 m^3 Schweinegülle und Hühnergülle/ha (jeweils Frühjahrsdüngung) die Nitratgehalte im Bodenwasser aus 2 - 2,5 m Tiefe um 200 - 250 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ höher lagen als nach üblicher Mineraldüngung.

Steigende N-Auswaschung mit steigender Güllezufuhr ergaben sich ebenfalls in den Untersuchungen von SMILDE (57), DAM KOFOED (14), SPALLACCI (58) und SCHEFFER et al (53). Keiner der Autoren gibt die prozentual zur Düngung ausgewaschene N-Menge an. Überschlagsmäßig läßt sich jedoch anhand der angeführten Versuchsergebnisse bei SMILDE (57) eine Auswaschungsrate von 20 bis

25 %, bei DAM KOFOED (14) von ca. 20 % (Sand- und Lehmböden) der mit der Gülle im Herbst oder Winter zugeführten N-Menge errechnen. Das entspricht in etwa der Auswaschungsrate, die wir auf lehmigen Sandböden ermittelten. Auch SMILDE (57) stellte unabhängig von der zugeführten Güllemenge eine konstante N-Auswaschungsrate fest; das bedeutet, daß auch bei relativ geringen Güllegaben N ausgewaschen wird, wenn eine Gölledüngung im Herbst erfolgt.

In den Versuchen von SPALLACCI (58) und SCHEFFER (53) wurde die Gülle jeweils im Frühjahr ausgebracht, so daß aufgrund dieser Tatsache kein direkter Vergleich der Auswaschungsrate möglich ist.

Die Untersuchungsergebnisse von DAM KOFOED (14) ergaben keine Abhängigkeit der N-Auswaschung von der Bodenart. Bei SPALLACCI (58) war die N-Auswaschung auf Sandböden am höchsten. Sie wurde geringer in der Reihenfolge Sand, sandiger Lehm, sandiger Ton und Ton. Versuche mit mineralischer N-Düngung bestätigen diese Ergebnisse (PFAFF, 47, KOLENBRANDER, 36, CZERATZKI, 12).

In unseren Versuchen enthielten die Lysimeter mit humosen Sandböden auch eine Versuchsvariante mit mineralischer N-Zufuhr. Von der ersten Düngung (Januar 1976, Fröhjahrsdüngung) wurden ca. 10 %, von der zweiten und dritten Düngung (jeweils November 1976 und 1977, Herbstdüngung) ca. 25 - 30 % des zugeführten Stickstoffs ausgewaschen.

Nach Fröhjahrsdüngung mit geringeren mineralischen N-Gaben (bis ca. 80 kg N/ha) werden von anderen Autoren auch niedrigere Auswaschungsrate genannt (GERLACH, 25, VÜMEL, 68); bei höheren N-Gaben geben jedoch auch PFAFF (47) und AMBERGER (2) die Auswaschungsrate mit ca. 10 % der zugeführten N-Düngung an.

Nach Herbstdüngung sind die Angaben über die N-Auswaschung nach mineralischer Düngung recht unterschiedlich. So ermittelte JUNG (31) auf einem Lehm Boden eine N-Auswaschungsrate von 28 %, KOLENBRANDER (36) unter

Dauer-Grünland auf einem Sandboden eine N-Auswaschung bis ca. 40 % der N-Düngung. OWENS (zitiert bei KUNDLER, 38) gibt dagegen die N-Auswaschungsrate je nach Niederschlagsmenge (300 bis 600 mm) nur mit 5 - 20 % der N-Düngung im Herbst an, während GLIEMEROTH (26) auf einem Lößlehm nur eine N-Verlagerung bis in 80 cm Bodentiefe feststellte. Wie bereits aus den Angaben hervorgeht, ist eine Erklärung für die hier genannten voneinander abweichenden Auswaschungsraten in den unterschiedlichen Boden- und Witterungsbedingungen zu suchen.

In unseren Versuchen ermöglichte die Versuchsvariante mit mineralischer N-Zufuhr eine nähere Betrachtung der N-Auswaschung nach Gülledüngung. Es zeigte sich, daß bei der Auswaschung des mineralischen und des organisch gebundenen Güllestickstoffs deutliche Unterschiede auftraten. So unterlag nach einer Düngung im Herbst zunächst nur der mineralische Anteil des Güllestickstoffs der Auswaschung, wobei die Auswaschungsrate derjenigen nach mineralischer N-Düngung im Herbst entsprach. Die Auswaschung des organisch gebundenen Güllestickstoffs erfolgte erst im darauffolgenden Herbst und Winter nach Mineralisation und Nitrifikation in den Sommermonaten.

Die rein rechnerisch ermittelte Auswaschungsrate des organisch gebundenen Güllestickstoffs lag höher als diejenige des mineralischen Güllestickstoffs. Da nicht mit markiertem Stickstoff (N^{15}) gearbeitet wurde, ist nicht sicher, ob dieses den wirklichen Gegebenheiten entspricht. Nach einer Gülledüngung im Herbst war rein theoretisch höchstens mit einer gleichen, vermutlich jedoch mit einer geringeren Auswaschungsrate des organisch gebundenen Güllestickstoffs zu rechnen. Es ist anzunehmen, daß ein Teil des im Sommer mineralisierten und nitrifizierten organischen Güllestickstoffs noch von den Pflanzen aufgenommen wird und somit nicht der Auswaschung unterliegt. So bestätigen Beobachtungen in den Feldversuchen, daß eine Gülledüngung im Herbst in der darauffolgenden Vegetationsperiode eher wie eine Spätdüngung wirkt.

Die angegebene Auswaschungsrate für den organisch gebundenen Anteil des Güllestickstoffs ist auch insofern kritisch zu betrachten, als für deren Ermittlung nur ein Versuchsjahr zur Verfügung

stand. Die bisher vorliegenden Ergebnisse sollten daher durch langfristige Lysimeterversuche überprüft werden.

Insgesamt gesehen sind die N-Auswaschungsverluste nach Gülledüngung höher als nach mineralischer Düngung, da Gülle im Gegensatz zum Handelsdüngerstickstoff heute noch zu einem erheblichen Anteil im Herbst und Winter auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht wird, Mineraldünger-Stickstoff dagegen fast ausschließlich im Frühjahr.

5.1.2 Stickstoffausnutzung durch die Pflanzen

Hohe N-Auswaschungsverluste nach Gülledüngung im Herbst führten u. a. dazu, daß auch die Ertragswirkung des im Herbst zugeführten Güllestickstoffs nur sehr gering war. In keinem unserer Feldversuche auf humosen und lehmigen Sanden haben 90 m³ Schweinegülle/ha ausgereicht, um die Pflanzen zu Vegetationsbeginn optimal mit N zu versorgen. Im Vergleich zur mineralischen N-Düngung im Frühjahr wurden nur ca. 5 - 10 % des Güllestickstoffs ertragswirksam.

Über eine schlechte Wirkung des Güllestickstoffs bei Ausbringung der Gülle im Herbst, vor allem auf leichten Böden, berichten auch LECOMTE (40), KIELY (32) und KORIATH et al (37). KORIATH et al (37) geben die Ertragswirksamkeit des Güllestickstoffs in Mineraldüngeräquivalenten an. Nach ihren Untersuchungen entspricht auf leichten Böden eine Düngung von 100 kg Gülle-N/ha im August einer mineralischen Düngung von 25 kg N/ha im Frühjahr. Das bedeutet, daß im Vergleich zur mineralischen Düngung die Ausnutzung des Güllestickstoffs 25 % beträgt. Eine ähnlich gute Ausnutzung konnten wir nur in Verbindung mit Zwischenfruchtanbau feststellen.

KIELY (32) führt zur Stickstoffwirkung organischer Dünger aus: " Die Verfügbarkeit des Stickstoffgehaltes in organischen Düngern ist sehr variabel und kann sowohl 0 als auch 100 % betragen, je nach Ausbringungszeitpunkt, Wetterbedingungen, Trockensubstanzgehalt und ob der Dung eingearbeitet wird oder nicht."

Aufgrund der Versuchsanstellung in dieser Arbeit, bei der die mögliche Schädigung hoher Güllgaben (Grund- und Oberflächenwasserverunreinigung) im Vordergrund stand, konnte der pflanzen-

baulich optimale Einsatz der Gülle nicht geprüft werden. Auch aus pflanzenbaulichen Gesichtspunkten wurde zunächst die Ermittlung der Schadensschwelle angestrebt, d. h. wieviel Gülle (bei pflanzenbaulich ungünstigen Voraussetzungen) maximal auf landwirtschaftliche Nutzflächen ausgebracht werden kann, ohne daß es zu einer Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums kommt. Diese Frage kann aufgrund der Ertragsergebnisse in den Feldversuchen dahingehend beantwortet werden, daß auf den im Weser-Ems-Gebiet vorherrschenden relativ leichten Böden (humose und lehmige Sande) bei Herbstdüngung erhebliche Güllmengen ($100 \text{ m}^3/\text{ha}$ und mehr) ausgebracht werden können, ohne daß es zu einer negativen Beeinflussung des Pflanzenwachstums in der darauffolgenden Vegetationsperiode kommt.

Letztendlich ist jedoch die Frage, wie lassen sich die Nährstoffe in der Gülle optimal nutzen, von größerer Bedeutung. Das gilt auch im Hinblick auf die Grundwasserverunreinigung, da die Nährstoffauswaschung um so geringer wird, je besser die angebotenen Nährstoffe von den Pflanzen genutzt werden können.

Ein Ansatzpunkt zur Beantwortung dieser Frage ergab sich innerhalb der in dieser Arbeit durchgeführten Feldversuche nur im ersten Versuchsjahr bei Versuch 2 (vgl. Tab. 31). Nach Ausbringung der Gülle Ende Januar 1976 reichten bereits 30 m^3 Schweinegülle/ha aus, um die Pflanzen optimal mit Stickstoff zu versorgen. In anderen Feldversuchen unseres Institutes, in denen eine gleichbleibende Güllmenge jeweils zu unterschiedlichen Zeitpunkten (August bis Februar/März) ausgebracht wurde, zeigte sich sehr deutlich, daß die N-Wirkung der Gülle umso besser wurde, je näher der Ausbringungszeitpunkt an den Vegetationsbeginn heranrückte (VETTER, STEFFENS, 63). Bei Ausbringung im Februar/März konnten bereits mit 25 bis 30 m^3 Schweinegülle/ha die höchsten Getreideerträge erzielt werden. Gleichzeitig wurde dadurch die N-Auswaschung ins oberflächennahe Grundwasser gering gehalten.

5.1.3 Veränderung der Stickstoffgehalte im Boden

Die Mineralisationsrate des organisch gebundenen Bodenstickstoffs wird in mehreren Lehrbüchern in einer Größenordnung von 1 - 4 % angegeben (SCHEFFER, SCHACHTSCHABEL, 54, BADEN et al, 3, FINK, 16). In unseren Feldversuchen auf lehmigen Sandböden verringerten sich dagegen die N-Gehalte im Boden nach 4-jähriger Versuchsdurchführung in den ungedüngten Parzellen um 15 - 20 % (0 - 90 cm Bodentiefe, vgl. Tab. 34). Dieses Ergebnis kann damit erklärt werden, daß es sich bei diesen hohen Freisetzungsraten um organisch gebundenen Güllestickstoff handelte (enges C/N-Verhältnis), der im Zuge langjähriger Gülledüngung angereichert worden war. Andererseits berichten auch FLEIGE et al (17) und MBA-CHIBOGU et al (41) über ähnlich hohe Freisetzungsraten auf einer Löß-Parabraunerde des Göttinger Raumes.

Weiterhin wurde in den hier vorgelegten Versuchsergebnissen festgestellt, daß weder auf den lehmigen Sandböden noch auf den humosen Sanden nach 4-jähriger Düngung von 90 m³ Schweinegülle/ha eine wesentliche N-Anreicherung im Boden stattgefunden hat. Auch die Mineralisationsrate des während der Versuchsdauer zugeführten organisch gebundenen Güllestickstoffs war also sehr hoch. Dieser Sachverhalt bestätigt sich in den Untersuchungen von VETTER und KLASINK (64), die auf langfristig stark mit Gülle gedüngten Flächen keine wesentliche N-Anreicherung im Boden feststellen konnten.

5.1.4 Gasförmige N-Verluste

Die Untersuchungen haben ergeben, daß nach Düngung im Herbst ca. 25 (1S) bis 35 % (HS) des zugeführten Güllestickstoffs ausgewaschen werden, die Pflanzen ca. 5 - 10 % entziehen und ca. 0 - 20 % im Boden angereichert werden. Der restliche Anteil muß den gasförmigen N-Verlusten zugeschrieben werden.

Gasförmige N-Verluste an die Atmosphäre können auftreten durch direkte Verflüchtigung von NH³ und durch Entweichen von ele-

mentarem Stickstoff nach Denitrifikation. Beide Verlustgrößen wurden innerhalb dieser Arbeit nicht direkt gemessen.

In Untersuchungen von PAIN (46) waren die gasförmigen NH_3 -Verluste nach Gülledüngung gering. Nennenswerte Verluste traten nur nach Gülledüngung im Sommer auf. In den meisten Fällen waren jedoch die gasförmigen NH_3 -Verluste niedriger als 1 % des mit der Gülle zugeführten Stickstoffs.

Auch in unseren Versuchen können niedrige gasförmige NH_3 -Verluste angenommen werden, da die Gülledüngung in den Herbst- und Wintermonaten erfolgte und außerdem die Gülle nach dem Ausbringen möglichst schnell eingearbeitet wurde. Demnach verbleibt nur die Möglichkeit höherer gasförmiger N-Verluste durch Denitrifikation.

Auch andere Autoren berichten über die Möglichkeit hoher Denitrifikationsverluste. So ermittelten FLEIGE, MEYER und SCHOLZ (17) auf einer Acker-Parabraunerde aus Löss eine Denitrifikationsrate von 50 %. VIETS (67) nennt Denitrifikationsverluste von 20 - 92 %, HAUCK (27) bis zu 40 % des zugeführten Stickstoffs.

Nach FREDE (22) treten intensive Denitrifikationsverluste auf, wenn drei Voraussetzungen erfüllt sind:

- anearobe Verhältnisse im Boden, die durch hohe Wassergehalte, intensive Atmung bei verhindertem Gasaustausch oder Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz hervorgerufen werden können,
- Überschreiten einer Mindesttemperatur von ca. 15°C ,
- hohe Nitratkonzentrationen, die durch Düngung oder Nitrifikation erreicht werden können.

Unter solch günstigen Voraussetzungen wurde eine Denitrifikationsrate von 50 % der Düngermenge ermittelt.

Auch in unseren Versuchen trafen die Bedingungen hohe Nitratkonzentrationen, anaerobe Verhältnisse durch hohe Wassergehalte und das Vorhandensein leicht abbaubarer organischer Substanz zu. Die Bodentemperaturen, die in unseren Versuchen nicht festgehalten wurden, dürften jedoch nach der Güllezufuhr in den Herbst- und Wintermonaten unter der von FREDE ermittelten Mindesttemperatur von 15°C gelegen haben. Nach FREDE wäre demnach in den Wintermonaten nur mit einer geringen Denitrifikationsrate zu rechnen. Laborversuche von SHERWOOD (56) zeigten jedoch, daß nach Düngung mit Schweinegülle auch bereits bei 5°C erhebliche Denitrifikationsverluste auftraten. Gegenüber der Versuchsvariante mit 20°C setzte die Denitrifikation bei 5°C lediglich etwas später ein, verlief dann jedoch ähnlich intensiv wie bei 20°C .

Die in unseren Versuchen festgestellten relativ hohen Verlustraten des mineralischen Anteils des Güllestickstoffs können daher auch auf Denitrifikationsverluste beruhen, die in den Wintermonaten stattgefunden haben. Ein Großteil des organisch gebundenen Güllestickstoffs dürfte dagegen in den Sommermonaten zunächst mineralisiert, dann nitrifiziert und anschließend denitrifiziert worden sein.

5.2 PHOSPHAT

5.2.1 P-Auswaschung

Viele Versuche mit mineralischen Düngern haben gezeigt, daß die Mobilität des Phosphats im Boden nur sehr gering ist (MUNCK, 44, PFAFF, 47, VÖMEL, 68, BRÜMMER, 8, KÖHNLEIN, 34) KUNTZE (39) und VETTER et al (65) führen jedoch aus, daß die P-Beweglichkeit im Boden nach organischer Düngung aufgrund des Humat-Effektes (FLIEG, 18, SCHARRER und KÜHN, 51) größer ist als nach mineralischer Düngung. Demnach wäre nach organischer Düngung eher mit einer P-Auswaschung zu rechnen als nach mineralischer Düngung.

Eine verstärkte P-Auswaschung ins oberflächennahe Grundwasser nach mehrjährigen hohen Güllegaben konnte anhand der hier vorgelegten Feld- und Lysimeter-Versuchsergebnisse nicht festgestellt werden. Die P-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeterversuche sowie auch im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche lagen mit wenigen Ausnahmen unter 0,3 mg P/l. Signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Düngungsvarianten wurden nicht festgestellt. Unterschiede in der P-Auswaschung ergaben sich nur zwischen den verschiedenen Standorten. Auf den humosen Sanden war die P-Auswaschung höher als auf den lehmigen Sanden.

Diese Ergebnisse werden durch Untersuchungen mehrerer anderer Autoren bestätigt. So konnten auch DAM KOFUOED (14), FURRER(24) und BIELBY et al (6) in ihren Lysimeteruntersuchungen keine erhöhte P-Auswaschung nach steigenden organischen Düngegaben (Mist und Gülle) feststellen. In ihren Untersuchungen lag die P-Auswaschung mit 0,01 - 0,25 kg P/ha und Jahr ungefähr in der gleichen Größenordnung wie in den hier vorgelegten Versuchsergebnissen. SPALLACCI (58) stellt dagegen eine durch Gölledüngung höhere P-Auswaschung bei eingefüllten Sandlysimetern fest (bis zu 4 kg P/ha/a). In diesem Fall lag jedoch die Sickerwasserrate mit ca. 700 mm (in etwa 75 % des Niederschlags) ungewöhnlich hoch und läßt auf Randeffekte (Randabfluß) schließen.

In Versuchen mit Mineraldüngern bestätigen PFAFF (47) und AMBERGER et al (2) eine höhere P-Auswaschung auf reinen Sandböden als auf schwereren Böden. Aber auch auf den reinen Sandböden war in diesen Versuchen die P-Auswaschung nur gering. Erheblich höhere P-Auswaschungsverluste treten nur auf sauren Hochmoorböden auf (MUNCK, 44, SCHEFFER, 52, FOX et al, 21). Da in diesen Böden die Eisen- und Aluminium-Ionen von Huminsäuren als Chelate gebunden werden, ist hier die Mobilität des Phosphats wesentlich höher als auf Mineralböden.

5.2.2 P-Anreicherung und P-Verlagerung im Boden

Nähere Informationen über die Beweglichkeit des Phosphats im Boden erhält man anhand von Bodenuntersuchungen. In Erhebungsuntersuchungen, die diesen Forschungsarbeiten vorausgingen, stellten VETTER et al (64) auf den im Weser-Ems-Gebiet vorherrschenden leichten Sandböden nach langjährig hoher Gülledüngung teilweise erhebliche P-Verlagerungen in tiefere Bodenschichten fest. Die Untersuchungen ergaben, daß auf Feldern, die innerhalb von ca. 20 Jahren mit 2.200 m^3 Gülle/ha gedüngt wurden, die Phosphatgehalte in 60 - 90 cm Bodentiefe ungefähr doppelt so hoch waren als auf Feldern, die nicht mit Gülle gedüngt wurden. Weiterhin wurde in einem Düngungsversuch festgestellt, daß auf einem bereits sehr hoch mit P versorgten Boden bei gleicher P-Zufuhr der Anstieg der löslichen Phosphatgehalt (D1) in 60 - 90 cm Bodentiefe nach Gülledüngung erheblich größer war als nach mineralischer P-Düngung. Nach Zufuhr von insgesamt 800 und $1.600 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}$ erhöhten sich die löslichen Phosphatgehalte in 60 - 90 cm Bodentiefe nach mineralischer Düngung jeweils um $1 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g Boden}$, nach Gülledüngung dagegen um 7 bzw. $12 \text{ mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g Boden}$.

Andere Autoren berichten über geringere P-Verlagerungen. So stellte MC ALLISTER (1) nach 8-jähriger Düngung von hohen Schweinegüllegaben ($212 \text{ m}^3/\text{ha}$ und Jahr) nur eine geringe P-Mobilität im Boden fest. Unter 30 cm Bodentiefe (Grasland) war keine Erhöhung der leicht löslichen Phosphatgehalte mehr festzustellen. Von Interesse ist in dieser Hinsicht auch der Dauerversuch von Barnfield (England), der bereits im Jahre 1845 angelegt wurde. In diesem Versuch wurden jährlich 0, 33 kg P, 25 t Mist und 33 kg P + 35 t Mist als Düngungsvarianten ausgebracht. Nach über 100 Jahren Versuchsdauer konnte nur bei der Stallmistgabe mit zusätzlicher mineralischer P-Düngung eine gewisse P-Anreicherung bis in 45 cm Bodentiefe festgestellt werden (COOKE et al, 9).

Die von MC ALLISTER und im Dauerdüngungsversuch von Barnfield festgestellte geringere P-Verlagerung im Boden ist wahrschein-

lich darauf zurückzuführen, daß diese Versuche auf tonreicheren Böden durchgeführt wurden. Auch die in dieser Arbeit vorgelegten Versuchsergebnisse zeigen, daß auf lehmigen Sandböden (auch bei starker P-Anreicherung in der Krume) eine P-Verlagerung nur bis in 30 - 60 cm Bodentiefe auftrat. Auf einem humosen Sandboden, der bereits in den Jahren vor Versuchsbeginn durch hohe Flüssigmistgaben relativ stark mit P angereichert worden war, konnte dagegen nach 4-jähriger Düngung mit 90 m³ Schweinegülle/ha auch eine gewisse P-Verlagerung bis in 60 - 90 cm Bodentiefe festgestellt werden. Das bedeutet, daß sich hier die in den Erhebungsuntersuchungen gewonnenen Erfahrungen von VETTER et al (64) bereits nach 4-jähriger Versuchsdurchführung teilweise bestätigen.

Die auf humosen Sandböden festgestellte höhere P-Mobilität ist vermutlich auf einen durch jahrelange Gülldüngung hervorgerufenen stärkeren Humateffekt zurückzuführen und kann mit der auf humosen Sandböden häufig anzutreffenden Podsolierung (Eisen- und Aluminiumverlagerung) im Zusammenhang gebracht werden. Der Feldversuch auf dem hoch aufgedüngten humosen Sandboden, bei dem eine stärkere P-Verlagerung beobachtet wurde, ist ein solcher Podsol mit Orterdebildung in 50 - 90 cm Bodentiefe.

Um die Art und Weise sowie auch das Ausmaß der P-Verlagerung nach langjährig hohen Güllegaben näher beurteilen zu können, wäre auch hier eine langfristige Durchführung der Versuche anzustreben.

5.3 DAS AUSWASCHUNGSVERHALTEN ANDERER NÄHRSTOFFE

Neben Stickstoff und Phosphat gilt in erster Linie auch der abbaubare Kohlenstoffgehalt als ein Bewertungskriterium für den Verschmutzungsgrad von Gewässern. Der Kohlenstoffaustrag

von landwirtschaftlich genutzten Flächen über Dränabflüsse ist jedoch gering und trägt nur in geringem Ausmaß zur Gesamt-C-Belastung von Oberflächengewässern bei.

Auch die Untersuchungen des oberflächennahen Grundwassers in den Feldversuchen ergaben einen geringen C-Austrag, der auch durch hohe Güllegaben nicht erhöht wurde. Wie berichtet, verhinderten methodische Probleme eine vergleichende Bewertung der pro ha ausgewaschenen C-Mengen in den **Lysimeterversuchen**.

Die Auswaschungsverluste der anderen innerhalb dieser Arbeit untersuchten Nährstoffe sind für eine Beeinflussung der Grund- und Oberflächenwasserqualität von untergeordneter Bedeutung. So erfolgte die Ermittlung der Cl-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeterversuche und im oberflächennahen Grundwasser der Feldversuche in erster Linie, um nähere Angaben über die Wasserbewegung im Boden zu erhalten. Wie auch andere Autoren berichten (THORMANN, 61, SCHWEIGER, 55), eignet sich dafür das Chlorid-Anion besonders gut, da es im Boden nur einer sehr geringen Bindungsintensität unterliegt und die Passagevorgänge des Chlorids im Boden am ehesten denen des Sickerwassers entsprechen.

Da von den Kationen auch das Natrium-Ion relativ leicht ausgewaschen wird, hatten wir uns zusätzlich eine ähnliche Information durch die Ermittlung der Na-Auswaschung in den Feld- und Lysimeterversuchen erhofft. Das traf jedoch nicht zu, da

- dem Boden mit der Gülle nur relativ wenig Natrium zugeführt wurde und
- die Na-Retention im Boden stärker war als beim Chlorid.

Die Ermittlung der K-Auswaschung erfolgte aus pflanzenbaulichen Gesichtspunkten, da die K-Auswaschung den Verlust eines wertvollen Hauptnährstoffes für Pflanzen darstellt. Ähnlich wie in anderen Untersuchungen (AMBERGER et al, 2, PFAFF, 47,

BOYSEN, 7) konnte eine verstärkte K-Auswaschung nur auf Sandböden festgestellt werden. In den Feldversuchen stiegen die K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser bei den humosen Sandböden mit steigenden Güllegaben deutlich an. Dieses Ergebnis konnte jedoch anhand der Lysimeterversuche nicht im gleichen Maße bestätigt werden. Wie bereits berichtet, wurde bisher keine Erklärung für das unterschiedliche Auswaschungsverhalten des Kaliums in den Lysimeter- und Feldversuchen gefunden.

5.4 ABSCHLUSSBETRACHTUNG

Auf den relativ leichten Böden des Weser-Ems-Gebietes führt die Ausbringung hoher Güllegaben im Herbst zu erheblichen Auswaschungsverlusten. Nach Düngung von 90 m^3 Schweinegülle im Herbst stiegen die N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser auf über 100 mg N/l an. Sie lagen somit erheblich über die im DVG Regelwerk 101 genannten Grenzwerte für Oberflächengewässer von $25 \text{ mg NO}_3/\text{l}$ ($= 5,6 \text{ mg N/l}$).

Aufgrund dieser hohen N-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser kann eine negative Beeinflussung von tieferen Grundwasserschichten und von Oberflächengewässern nicht ausgeschlossen werden. Es ist schwer zu beurteilen, wie groß der Einfluß hoher Flüssigmistgaben auf die Wasserverunreinigung ist. Da bei der Trinkwassergewinnung ganze Grundwasserkörper vermischt werden, stellt sich die Frage, inwieweit das mit Nitrat belastete oberflächennahe Grundwasser den Gesamtgrundwasserkörper, d. h. auch tiefere Grundwasserschichten beeinflusst. Es ist u. a. zu berücksichtigen, daß bei der Abwärtsverdrängung des Grundwassers Denitrifikationsverluste auftreten können.

Weiterhin gelangt nur bei gedrähten Flächen ein Großteil des oberflächennahen Grundwassers auch in die Oberflächengewässer.

Je nach Menge, Ausgangskonzentration und Fließgeschwindigkeit des Oberflächengewässers wird die Nährstoffkonzentration des Dränwassers mehr oder weniger stark verdünnt. Da außerdem die Stickstoffkonzentrationen in Oberflächengewässern durch das Wachstum von Wasserpflanzen und durch Denitrifikationsverluste abgebaut werden, ist auch hier die Frage schwierig zu beantworten, wie hoch die N-Konzentrationen in Dränwässern sein dürfen, damit der Grenzwert für Oberflächengewässer nicht überschritten wird.

Fest steht, daß es nach Gülledüngung im Herbst zu hohen Stickstoffverlusten kommt. Wie einige Ergebnisse der Feldversuche gezeigt haben, können die Stickstoffverluste nur in Verbindung mit Zwischenfruchtanbau geringer gehalten werden. Bei bedarfsgerechter Zufuhr können die Zwischenfrüchte einen Großteil des angebotenen Güllestickstoffs verwerten, so daß bei einer gleichzeitigen geringeren Sickerwasserrate die N-Auswaschungsverluste niedrig bleiben. Hohe Flüssigmistgaben, die über den Bedarf der Pflanzen hinausgehen, führen jedoch auch im Zusammenhang mit Zwischenfruchtanbau zu einer verstärkten N-Auswaschung. Außerdem können bei einer Überdüngung gesundheits-schädigende Nitratgehalte in den Zwischenfrüchten auftreten (VETTER und STEFFENS, 62).

Neben den N-Konzentrationen lagen auch die P-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser über den von BERNHARD (5) genannten Grenzwert für eutrophierungsempfindliche Oberflächengewässer. Dennoch konnte auch auf bereits stark mit Phosphat angereicherten Flächen kein Einfluß der Düngung auf die P-Auswaschung nachgewiesen werden. Vor allem auf humosen Sandböden, die bereits seit Jahren mit hohen Flüssigmistgaben gedüngt wurden, war jedoch eine starke P-Verlagerung bis in tiefere Bodenschichten zu beobachten. Es kann daher angenommen werden, daß bei weiterer jährlicher Zufuhr hoher Güllegaben P verstärkt auch bis ins oberflächennahe Grundwasser verlagert wird und somit vor allem bei gedränten Flächen in Oberflächengewässer gelangt. Bei langfristiger Betrachtung muß daher im Hinblick auf

die Gewässereutrophierung des Phosphat als begrenzender Faktor für die Gölledüngung angesehen werden.

Die Ergebnisse dieser Versuche zeigen, daß im Herbst ausgebrachte Göllegaben zur Wasserverunreinigung beitragen können, andererseits das Pflanzenwachstum nur wenig fördern. Wesentlich besser ist dagegen die Düngewirkung der Gölle, vor allem des Göllestickstoffs, bei einer Ausbringung zu Vegetationsbeginn. In einer Zeit, wo die Kosten für Rohstoffe und Energie stark angestiegen sind, sollte daher auch aus wirtschaftlichen Gründen die Gölle verstärkt im Frühjahr ausgebracht werden. Auf diese Weise ließen sich nicht nur Kosten für den Einkauf von Handelsdünger sparen, sondern auch Grund- und Oberflächenwasser-Verunreinigungen vermeiden, da die von Pflanzen aufgenommenen Nährstoffe nicht ausgewaschen werden können. Die Gölledüngung im Frühjahr wird jedoch durch die Probleme der genauen Verteilung und Dosierung der Gölle sowie durch die Geruchsprobleme bei Kopfdüngung auf Wintergetreide erschwert.

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

In Lysimeter- und Feldversuchen wurde der Einfluß steigender Gaben von Schweinegülle auf die Nährstoffauswaschung, den Pflanzenertrag und die Nährstoffanreicherung im Boden untersucht. Bei den Lysimeterversuchen wurden 2, bei den Feldversuchen 4 Versuchsjahre ausgewertet. Die Versuche liefen auf humosen und lehmigen Sandböden mit unterschiedlicher Düngungsvorgeschichte (hoch - niedrig aufgedüngt). Die Ausbringung der Gülle erfolgte jeweils im Herbst.

Die Lysimeterversuche (Monolith-Lysimeter, Tiefe 170 cm, Durchmesser 40 cm) enthielten die Düngungsvarianten 0, 30 und 60 m³ Schweinegülle/ha sowie auf den humosen Sandböden eine mineralische Düngung, die der Nährstoffzufuhr von 30 m³ Gülle/ha entsprach. Hier wurde eine qualitative und quantitative Analyse des Austrags an N, P, K, Na, Cl und organisch gebundenen C mit dem Sickerwasser durchgeführt.

In den Feldversuchen (Düngungsvarianten 0, 30, 60 und 90 m³ Schweinegülle/ha) konnte durch die Untersuchung des oberflächennahen Grundwasser eine qualitative Analyse des Nährstoffaustrags nach Güllendüngung erfolgen. Weiterhin wurden Ertragsermittlungen und Bodenuntersuchungen zur Feststellung der Nährstoffanreicherung im Boden nach 4-jähriger Versuchsdauer durchgeführt.

Ergebnisse Lysimeterversuche:

1. Die Niederschläge betrugen 1976/77 95 %, 1977/78 97 % des langjährigen Mittels. In beiden Versuchsjahren betrug die Sickerwasserrate auf den humosen Sandböden ca. 38 % (280 mm), auf den lehmigen Sandböden ca. 32 % (250 mm) der Niederschläge.
2. Da die Böden kein Chlorid zurückzuhalten vermögen, erlauben die Cl-Konzentrationen im Sickerwasser einen Rückschluß auf

die Durchbruchpunkte des Wassers. Auf den humosen Sandböden lag der Durchbruchpunkt bei ca. 200 mm, auf den lehmigen Sandböden bei ca. 100 - 150 mm Sickerwasser. Die auf den lehmigen Sandböden geringere Sickerwasserrate bis zum Durchbruchpunkt wurde mit einer zunächst stattfindenden Wasser- verdrängung in größeren Bodenporen erklärt.

3. Der Verlauf der N-Konzentrationen im Sickerwasser hat gezeigt, daß Nitrat-Stickstoff ähnlich schnell ausgewaschen wurde wie das Chlorid und daß die N-Auswaschung des leicht löslichen Anteils des Güllestickstoffs gleichzusetzen war mit einer N-Auswaschung nach mineralischer Düngung. Die Auswaschung des organisch gebundenen Güllestickstoffs erfolgte erst nach den in den Sommermonaten stattfindenden Prozessen der Mineralisation und Nitrifikation.

Insgesamt betrug die N-Auswaschung nach Düngung im Herbst auf den humosen Sandböden ca. 35 - 40 %, auf den lehmigen Sandböden ca. 25 - 30 % des zugeführten Güllestickstoffs. Da der Ermittlung dieser Auswaschungsraten nur 2-jährige Versuchsergebnisse zugrunde lagen und die Auswaschung des organisch gebundenen Stickstoffs erst nach dessen Mineralisation und Nitrifikation erfolgt, sollten diese Angaben durch langfristige Untersuchungen überprüft werden.

4. Weder bei den hoch aufgedüngten noch bei den niedrig aufgedüngten Sandböden konnte eine durch Gülledüngung hervorgerufene höhere P-Auswaschung festgestellt werden. Die P-Auswaschung lag im Mittel unter 0,5 kg P/ha. Sie war auf den humosen Sandböden etwas höher als auf den lehmigen Sandböden.
5. Auf den lehmigen Sandböden waren die K-Auswaschungsraten nur gering und blieben durch die zugeführte Düngung unbeeinflusst. Hohe K-Austräge waren dagegen auf den humosen Sandböden festzustellen. Diese müssen jedoch auf Düngungsmaßnahmen vor Versuchsbeginn zurückgeführt werden. Nach 2-jähriger Versuchszeit war auch auf den humosen Sandböden der Einfluß der Versuchsdüngung auf die K-Auswaschung nur gering.

6. Die Auswaschungsrate des Natriums betrug auf den humosen Sandböden ca. 65 - 70 %, auf den lehmigen Sandböden ca. 35 % der mit der Gülle zugeführten Na-Mengen. Vor allem auf den lehmigen Sandböden war die Retention des Na im Boden höher als beim Cl.
7. Die C-Auswaschung wurde durch das für die Lysimeter verwendete organische Klebematerial beeinflusst. Eine Ermittlung des C-Austrags aus dem Boden war daher nicht möglich.
8. Die Leitfähigkeitswerte im Sickerwasser zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die Cl-, N- und Na-Konzentrationen.

Ergebnisse Feldversuche

1. Die in den Lysimeterversuchen erzielten Ergebnisse zur Nährstoffauswaschung nach Gülledüngung im Herbst konnten durch die Untersuchungen des oberflächennahen Grundwassers in den Feldversuchen weitgehend bestätigt, in manchen Fällen korrigiert oder präzisiert werden. Darüber hinaus wurde festgestellt, daß der Anbau von Zwischenfrüchten die Nährstoffauswaschung - vor allem die N-Auswaschung - verringert und daß der C-Austrag mit dem Sickerwasser durch die Gülledüngung nicht beeinflusst wurde.

Von den Lysimeterversuchen abweichende Ergebnisse ergaben sich bei der K-Auswaschung. Die K-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser der humosen Sandböden zeigten bereits im zweiten Versuchsjahr eine im Verhältnis zu den Güllegaben ansteigende K-Auswaschung. Bei den lehmigen Sandböden konnte wie in den Lysimeterversuchen keine erhöhte K-Auswaschung nach Gülledüngung festgestellt werden.

2. Die im Herbst zugeführten Güllegaben hatten nur eine ge-

ringe Wirkung auf den Pflanzenertrag. Im Vergleich zu einer mineralischen Düngung im Frühjahr wurde nur ca. 5 - 10 % des Güllestickstoffs ertragswirksam. Durch den Anbau von Zwischenfrüchten konnte die Ausnutzung des Güllestickstoffs erhöht werden.

Eine wesentlich bessere Wirkung ergab sich, wenn die Gülledüngung später erfolgte. In einem Versuch, in dem die Gülle Ende Januar 1976 ausgebracht wurde, konnte bereits mit 30 m³ Schweinegülle/ha ein optimaler Haferertrag erzielt werden.

3. Nach 4-jähriger Düngung mit 90 m³ Schweinegülle/ha war sowohl auf den lehmigen als auch auf den humosen Sandböden nur eine geringe N-Anreicherung im Boden festzustellen. Da eine N-Auswaschung bis zu 40 %, eine N-Ausnutzung durch die Pflanzen bis zu 10 % des zugeführten Güllestickstoffs festgestellt wurde, ergaben sich nach einer Gülledüngung im Herbst neben den hohen Auswaschungsverlusten bilanzmäßig auch hohe gasförmige N-Verluste. Sie wurden auf Denitrifikation des vorher im Boden gebildeten Nitratstickstoffs zurückgeführt.

Die P-Gehalte waren auf allen Böden nach 4-jähriger Düngung mit 90 m³ Schweinegülle/ha deutlich angestiegen. Auf den lehmigen Sandböden und auf dem niedrig aufgedüngten humosen Sandboden war eine P-Anreicherung in 0 - 30 cm und 30 - 60 cm Bodentiefe zu beobachten, auf dem hoch aufgedüngten humosen Sandboden dagegen auch eine P-Verlagerung bis in 60 - 90 cm Bodentiefe. Nach langfristiger Anwendung hoher Güllegaben besteht somit vor allem auf humosen Sandböden die Gefahr einer verstärkten P-Auswaschung bis ins oberflächennahe Grundwasser.

Die K-Anreicherung im Boden war infolge geringerer Auswaschungsverluste auf den lehmigen Sandböden höher als auf den humosen Sandböden.

Um die Nährstoffverluste - vor allem die N-Verluste - gering zu halten, wurde schlußfolgernd empfohlen, die Gölledüngung dem Nährstoffbedarf der Pflanzen anzupassen und sie dann auszubringen, wenn die Pflanzen die Nährstoffe benötigen. Auf diese Weise könnten nicht nur Kosten für mineralische Dünger gespart, sondern gleichzeitig auch Wasserverunreinigungen mit Sickerwasser vermieden werden.

7 L I T E R A T U R

1. MC ALLISTER, J. S. V. (1974)

Slurry problems in relation to
pollution of surface waters
Bull. des recherches agronomiques de
Gembloux, volume extraordinaire édité
à l'occasion de la semaine d'étude
agriculture et environnement
S. 134 - 143

2. AMBERGER, A.; SCHWEIGER, P. (1973)

Wanderung der Pflanzennährstoffe im
Boden und deren Bedeutung in einer
umweltbewußten Landwirtschaft
Die Bodenkultur, Band 24, Heft 3

3. BADEN, W.; KUNTZE, H.; NIEMANN, J.; SCHWERTFEGER, G.;
VOLLMER, F. J. (1969)

Bodenkunde, Lehrbuch für Ingenieur-
schulen
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

4. EL BASSAM, N. (1972)

Mobile Einrichtungen zur Entnahme von
Wasserproben aus dem Boden
Landbauforschung Völkenrode 22
Heft 2, 159 - 161

5. BERNHARDT, H. (1976)

Die Bedeutung der Erosion landwirt-
schaftlich genutzter Flächen als Ur-
sache der eutrophierenden Phosphorbe-
lastung stehender Gewässer
Forschung und Beratung Reihe C, Heft 30
139 - 166

6. BIELBY, D. G.; TEL, D. A.; WEBER, L. R. (1973)
Phosphorus in percolates from manure lysimeters
Can. J. Soil Sci. 53, 343 - 346
7. BOYSEN, P. (1975)
Düngung und Nährstoffbelastung der Gewässer
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22,
245 - 250
8. BRÜMMER, G. (1976)
Belastung und Belastbarkeit von Böden und Sedimenten
Bayrisches Ldw. Jahrbuch 53, Sonderh. 3, S. 136 - 157
9. COOKE, G. W.; WILLIAMS, R. J. B. (1970)
Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural land
Water Treatment and Examination 19,
253 - 276
10. COTTENIE, A. (1979)
Commission of the European Communities, Agriculture
Workshop on standardisation of analytical methods for manure, soils, plants and water
EUR 6368 EN
11. CZERATZKI, W. (1971)
Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser
Landbauforschung Völkenrode 21, Heft 1, S. 13 - 14

12. CZERATZKI, W. (1973)

Die Stickstoffauswaschung in der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion
Landbauforschung Völenrode, 23, 1 - 18

13. CZERATZKI, W. (1976)

Einfluß der land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung auf die Beschaffenheit des Sickerwassers
Forschung und Beratung, Reihe C, 30,
S. 9 - 16

14. DAM KOFOED, A.; NEMMING, O. (1979)

Experiments on heavy application of animal manure to land
Effluents from Livestock, Commission of the European Communities, EUR 6633 EN, 184 - 217

15. EGNER, H. und H. RIEHM (1955)

Die Doppellactatmethode
Zit.: Methodenbuch I v. R. THIEN, R. HERRMANN und E. KNICKMANN
Neumann Verlag Radebeul-Berlin

16. FINK, A. (1969)

Pflanzenernährung in Stichworten
Verlag Ferdinand Hirt, Kiel

17. FLEIGE, H.; MEYER, B.; SCHOLZ, H. (1971)

Bilanz und Umwandlung der Bindungsformen von Boden- und Düngerstickstoff (N^{15}) in einer Acker-Parabraunerde aus Löss
Göttinger Bodenk. Berichte 18, 39 - 86

18. FLIEG, O. (1935)

Über den Einfluß von Humaten auf die Beweglichkeit der Phosphorsäure im Boden

Zeitschrift für Pflanzenern., Düngung u. Bodenkunde 38, 222 - 238

19. FÜRSTER, P. (1973)

Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO_3 , NH_4 , P und SO_4) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands

Z. f. Acker- u. Pfl.-bau 137, 270-286

20. FÜRSTER (1973)

Zit. in: Verband Deutscher Ldw. Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Methodenbuch Band II, Die Untersuchung von Düngemitteln

Verlag J. Neumann - Neudamm

Melsungen, Berlin, Basel, Wien

21. FOX, R. L; KAMPRATH, E. J. (1971)

Adsorption and leaching of P in acid organic soils and high organic matter sand

Proc. Soil Science Soc. America 35, Nr. 1, 154 - 156

22. FREDE, H. G. (1975)

Höhe und Bedingungen gasförmiger Stickstoffverluste durch Denitrifikation aus Boden- und Düngerstickstoff -Modellvers. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 22, 365 - 374

23. FURRER, O. J. (1972) Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz
Schweizerische Zeitschrift f. Hydrologie 34, 71 - 93
24. FURRER, O. J. (1975)
Die Phosphatbelastung der Gewässer durch die Landwirtschaft
Mitteilg. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. 51, H. 1, S. 267 - 283
25. GERLACH (1926)
Untersuchungen über die Menge und Zusammensetzung der Sickerwässer
Ldw. Jahrbuch 64, 701 - 733
26. GLIEMEROTH, G. (1959)
Stickstoffverlagerung über Winter in Abhängigkeit von der Wasserführung eines Lösslehmbodens
Z. Acker- u. Pflanzenbau 107, 129 - 146
27. HAUCK, R. D. (1971)
Quantitative estimates of nitrogen-cycle processes. In: Nitrogen - 15 in soil plant studies
Intern. At. Energy Agency, 65 Wien
28. HAUDE, W. (1954)
Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration
Mitt. Dt. Wetterdienst Bd. 8

29. HOMEYER, G.; LABENSKI, K.O.; MEYER, B.; THORMANN, A. (1973)
Herstellung von Lysimetern mit Böden
in natürl. Lagerung (Monolith-Lysim.)
als Durchlauf-, Unterdruck- oder Grund-
wasserlysimeter
Z. Pflanzern. u. Bodenkunde, 136 H. 3
S. 193 - 272
30. JODLBAUR (1973)
Zit. in: Verband Dtsch. Landwirtschaftl.
Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Methodenbuch Band II, Die Untersuchung
von Düngemitteln
Verlag J. Neumann - Neudamm
Melsungen, Berlin, Basel, Wien
31. JUNG, J. (1972)
Faktoren der N-Auswaschung aus dem
Oberboden und Beziehungen zum Gewäs-
serschutz
Ldw. Forschg. Bd. 25, S. 336 - 354
32. KIELY, P. V. (1979)
Time and rate of application of animal
manures
Effluents from Livestock, Commission of
the European Communities EUR 6633 EN
316 - 376
33. KÖHN, M. (1928)
Beitrag zur Theorie und Praxis der
mechanischen Bodenanalyse
Ldw. Jahrbuch 67, 485 - 546
34. KÖHNLEIN, J. (1972)
Nährstoffauswaschung aus der Ackerkrume
bei unterschiedlicher Nutzung und
Düngung
Bayr. Ldw. Jahrbuch, 49. Jahrgang H. 4 -
392 - 424

35. KOHNKE, H.; DREIBELBIS, F. R.; DAVIDSON, J. M. (1940)
A survey and discussion of lysimeters
and a bibliography on their construc-
tions and performance
USDA, Misc. Publ. No. 372, Washington
36. KOLENBRANDER, G. J. (1969)
Nitrate content and nitrogen loss in
drain water
Neth. J. agric. Sci. 17, S. 246 - 255
37. KORIATH, H. und Kollektiv (1975)
Güllewirtschaft, Gülledüngung
VEB Dtsch. Landwirtschaftsverlag Ber-
lin, 1. Auflage
38. KUNDLER, P. (1970)
Ausnutzung, Festlegung und Verluste
von Düngemittelstickstoff
Albrecht Thaer Archiv, 14. Band, H. 3
39. KUNTZE, H. (1974)
Bodennutzung und -düngung als Grund-
wassergefahr?
Dtsch. Gewässerkundl. Mitt. 18, 38 - 44
40. LECOMTE, R. (1979)
The influence of agronomic application
of slurry on the yield and composition
of arable crops and grassland and on
changes in soil properties
Effluents from Livestock, Commission
of the European Communities
EUR 6633 EN, 139 - 180

41. MBA-CHIBOGU, C.; MEYER, B.; NARAIN, P. (1975)
Boden- und Dünger (N^{15})-Stickstoff in
Ackerparabraunerden aus Löss; Jahresbi-
lanz und Umverteilung auf verschiedene
N-Bindungsformen in Abhängigkeit von
Bewuchs, N-Düngungsform und Zusatz von
Nitrifikationshemmern
Göttinger Bodenkundl. Berichte 34, 1-67
42. MEHLICH, A. (1945)
Type of soil **colloid** on adsorption ca-
pacity of cation
Soil sci. 60, 289 - 304
43. MEYER, B.; THORMANN, A.; WATERMANN, E. A. (1975)
Colorimetrische Bestimmung des oxydime-
trisch erfaßbaren Kohlenstoffs (CSB) in
organisch belasteten, chloridhaltigen
Abwässern
Eine Alternative zur CSB-Bestimmung un-
ter Quecksilberzusatz
Dtsch. Gewässerkundl. Mitteilungen
44. MUNK, H. (1972)
Zur vertikalen Wanderung mineralischer
Phosphorsäure bei starker Phosphatdü-
ngung
Ldw. Forschung, Sonderheft 27/1, 192-199
45. NAVONE, R. (1964)
Proposed method for nitrate in potable
waters
Journal American Water works Association
Vol. 56, No. 6

46. PAIN, B. F. (1979)

Effluents from intensive livestock units
Fertilizer equivalents of cattle slurry
for grass and forage maize.
Effluents from Livestock, Commission
of the European Communities
EUR 6633 EN, 300 - 311

47. PFAFF, C. (1963)

Nährstoffauswaschung im Boden aufgrund
langjähriger Lysimeterversuche
Z. f. Acker- und Pflanzenbau 117, 77-123

48. RICHTER, J. (1972)

Eine Sonde zur Bodenwasserprobenahme
Ldw. Forschung 25, 152 - 154

49. RIEHM, H. und ULRICH, B. (1954)

Zit. bei SCHLICHTING, E.; BLUME, H. P.
Bodenkundl. Praktikum
Paul Parey-Verlag 1966
ldw. Forschung 6, 173

50. SCHACHTSCHABEL, P. (1954)

Das pflanzenverfügbare Magnesium des
Bodens und seine Bestimmung
Z. f. Pflanzenernährung, Düngung, Bo-
denkunde 67, 9 - 23

51. SCHARRER, K.; KÜHN, H. (1952)

Sickerversuch zur Ermittlung der Aus-
waschung und Tiefenwirkung verschiede-
ner Phosphorsäuredüngemittel allein und
bei Anwesenheit von Stalldünger
Z. f. Pflanzenernährung, Düngung u. Bo-
denkunde 58 (103), 146 - 162

52. SCHEFFER, P. (1976)
Gewässerbelastung aus Dränabflüssen,
dargestellt an Beispielen nordwestdeut-
scher Niederungsböden
Forschung und Beratung, Reihe C, H. 30
S. 217 - 226
53. SCHEFFER, B.; BARTELS, R. (1980)
Stickstoffaustrag aus gedränten Sand-
böden
Kalibriefe 1980 (im Druck)
54. SCHEFFER, P.; SCHACHTSCHABEL, P. (1966)
Lehrbuch für Bodenkunde
Verlag F. Enke, Stuttgart, 6. Auflage
55. SCHWEIGER, P. (1976)
Vergleich der Mineralstoffauswaschung
im Lysimeter bzw. nach der Saugkerzen-
methode
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.
23, S. 49 - 55
56. SHERWOOD, M. T. (1979)
The effect of land spreading of animal
manures on water quality
Effluents from Livestock, Commission
of the European Communities
EUR 6633 EN, 379 - 390
57. SMILDE, K. W. (1979)
Effects of landspreading of large amounts
of livestock excreta on crop yield and
crop and water quality
Effluents from Livestock, Commission
of the European Communities
EUR 6633 EN, 23 - 29

58. SPALLACCI, P.; BOSCHI, V. (1979)
Spreading of pig and cattle slurries
on arable land: Lysimeter and field
experiments
**Effluents from Livestock, Commission
of the European Communities**
EUR 6633 EN, 241 - 274
59. STRAUCH, P.; BAADER, W.; TIETJEN, C. (1977)
Abfälle aus der Tierhaltung: Anfall,
Umweltbelastung, Behandlung, Verwer-
tung
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
60. STREBEL, O.; RENGIER, M. ; GIESEL, W. (1975)
Vertikale Wasserbewegung und Nitrat-
verlagerung unterhalb des Wurzelraums
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesell.
22, 277 - 286
61. THORMANN, A.; MEYER, B. (1976)
Beseitigung und Verwertung von Zucker-
fabrik-Abwasser durch Bodenbewässerung
und -filtration. (Filter-Passage-Ver-
halten, Hydro- und Bioelement-Bilanzen)
Göttinger Bodenkundl. Berichte 39
62. VETTER, H.; STEFFENS, G. (1977)
Ursachen zu hoher Nitratgehalte in
Zwischenfrüchten
Ldw.-Blatt Weser-Ems, Nr. 7, 18 - 20
63. VETTER, H.; STEFFENS, G. (1977)
Der Einfluß gestaffelter Güllemengen
u. verschiedener Düngungszeitpunkte auf
die Nährstoffverlagerung in tiefere Bo-
denschichten und in das Wasser
Ldw. Forschung, Sonderh. 34/II, 238-246

64. VETTER, H.; KLASINK, A. (1974)
Verlagerung u. Auswaschung von Mineral-
stoffen bei starker Gülledüngung
Wasser- u. Abwasserforschung 7, Nr. 1
S. 3 - 9
65. VETTER, H.; KLASINK, A. (1972)
Untersuchungen zu den Grenzen der An-
wendung von Schweine- u. Hühnergülle
Ldw. Forschung 27/ I. Sonderheft,
S. 122 - 134
66. VETTER, H.; KLASINK, A. (1975)
Einfluß starker Wirtschaftsdüngergaben
auf Boden, Wasser und Pflanzen
Ldw. Forschung 28, H. 3, 249 - 268
67. VIETS, S. G. jr. (1960)
Recovery of fertilizer nitrogen on
irrigated and dry land soils of the
western United States
Proc. 7th Intern. Congress Soil Science
III, 486
68. VÖMEL, A. (1970)
Nährstoffeinwaschung in den Unterboden
und Düngerstickstoffumsatz, dargestellt
an Kleinlysimeterversuchen
Z. Acker- u. Pflanzenbau 132, 207-226
69. WELTE, E. (1974)
Zur Frage der Gewässerverunreinigung
(Ein vergleichender Beitrag insbesond.
zum Wasserverbrauch und zur Schadwirkg.
von häuslichen u. ldw. Abwässern)
Die Phosphorsäure 30, 2, S. 121 - 139

70. WESTERHOFF, H. (1952)
Beitrag zur kolorimetrischen Humusbestimmung im Boden
Z. f. Pflanzenern., Düngung, Bodenkunde, 56 (101) 49 - 53
71. WESTERHOFF, H. (1955)
Beitrag zur Kupferbestimmung im Boden
Ldw. Forschung 7, 190 - 193
72. --- (1978)
Phosphor, Wege und Verbleib in der BRD
Verlag Chemie, Weinheim, New York
73. --- (1974)
Bundesrat Drucksache 213/74, Gesetzentwurf der Bundesregierung
Entwurf eines Gesetzes für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz - AbwAG).
Vertrieb: Dr. Hans Heger, 53 Bonn-Bad Godesberg
74. --- (1974)
Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung
Band I, VEB Gustav Fischer Verlag
75. --- (1978)
VDI-Richtlinie 3496, Bestimmung der durch Absorption in Schwefelsäure erfassbaren basischen Stickstoffverbindungen (Indophenol-Verfahren) "Gründruck"
VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf

76. --- (1973)
Verband Dtsch. Ldw. Untersuchungs- u.
Forschungsanstalten
Methodenbuch Band II, Die Untersuchung
von Düngemitteln
Verlag J. Neumann - Neudamm
Melsungen, Berlin, Basel, Wien
77. --- (1975)
BGB 1
Bundesgesetzblatt Teil I
Z. 1997 A, Nr. 16 453 - 461
ausgeg. zu Bonn am 15. Febr. 1975
78. --- (1977)
Bundesgesetzblatt, Teil 1, Neufassung
des Abfallbeseitigungsgesetzes, 41-51
79. --- (1978)
Wirtschaftsberatungsdienst der Land-
wirtschaftskammer Weser-Ems, Oldenburg
80. ---
DVG-Regelwerk, Wasserversorgung: Grund-
wasser
Arbeitsblatt W 101

