

Aus dem Fachgebiet Ökologischer Landbau
am Fachbereich Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und
ökologische Umweltsicherung der
Universität Gesamthochschule Kassel

Viehlose Fruchtfolge im Ökologischen Landbau

**Auswirkungen systemeigener und systemfremder
Stickstoffquellen auf
Prozesse im Boden und die Entwicklung der Feldfrüchte**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
des Fachbereichs Landwirtschaft, internationale Agrarentwicklung und
ökologische Umweltsicherung der
Universität Gesamthochschule Kassel

vorgelegt von
Harald Schmidt
geboren in Weddingen

Witzenhausen, April 1997

1. Gutachter: PD Dr. P.v. Fragstein

2. Gutachter: Prof. Dr. H.Vogtmann

Tag der mündlichen Prüfung: 13. Juli 1997

Inhalt

	Seite
1 Einleitung und Problemstellung	1
2 Material und Methoden	5
2.1 Material.....	5
2.1.1 Standortbeschreibung.....	5
2.1.2 Witterung.....	6
2.1.3 Fruchtfolge und Düngung.....	8
2.1.3.1 Fruchtfolge.....	8
2.1.3.2 Düngung.....	10
2.1.3.3 Durchführung.....	12
2.1.4 Versuchsanlage.....	12
2.2 Methoden.....	13
2.2.1 Kriterien zur Beurteilung der Untersuchungsaspekte.....	13
2.2.2 Probennahme und Analytik.....	14
2.2.2.1 Boden.....	14
2.2.2.2 Pflanzen.....	16
2.2.2.3 Düngemittel.....	18
2.2.3 Ermittlung des Stickstoffinputs durch die Grünbrachen.....	19
2.2.3.1 Methoden zur Messung der N ₂ -Fixierung von Leguminosen	19
2.2.3.2 N _{fix} -Anteil am Kleestickstoff.....	20
2.2.3.3 N _{fix} im Klee unter Stoppelhöhe.....	21
2.2.3.4 N _{fix} -Transfer zum Gras.....	23
2.2.3.5 N _{fix} -Mineralisation aus dem Mulchmaterial.....	24
2.2.3.6 Stickstoffverluste aus dem Mulchmaterial.....	25
2.2.3.7 Zusammenfassung der Berechnungsmethoden.....	26
2.2.4 Ermittlung der Nitratverlagerung in den Unterboden.....	27
2.2.4.1 Berechnung der Sickerwassermenge.....	29
2.2.4.2 Berechnungsschema für die Nitratverlagerung.....	30
2.2.5 Statistische Auswertung.....	31
2.2.6 Grafische Darstellung.....	31

3 Ergebnisse und Diskussion	33
3.1 Vorbemerkungen zu den Ergebnissen der N _{min} -Beprobung.....	33
3.1.1 Nitrat und Ammonium	33
3.1.2 Streuung der N _{min} -Werte.....	33
3.1.3 Streuung der Nitratwerte in der Schicht 60 - 90 cm	36
3.1.4 Streuung der Bodenwassergehaltswerte.....	36
3.2 Stickstoffdynamik und Pflanzenentwicklung in der ungedüngten Fruchtfolge	38
3.2.1 Entwicklung und Stickstoffakkumulation der Grünbrachen.....	38
3.2.1.1 Sproßentwicklung der Grünbrachen	38
3.2.1.2 Akkumulierte und fixierte Stickstoffmenge	43
3.2.2 Stickstoffversorgung und Entwicklung der Markt- und Zwischenfrüchte.....	47
3.2.2.1 Zwischenfrüchte nach Grünbrache	47
3.2.2.2 Kartoffeln.....	52
3.2.2.3 Winterweizen	59
3.2.2.4 Zwischenfrüchte nach Winterweizen	65
3.2.2.5 Sommergerste	68
3.2.3 Abschließende Betrachtung zur Grünbrachewirkung	74
3.2.3.1 Direkte Wirkung der Grünbrache auf die Folgefrüchte	74
3.2.3.2 Langfristige Wirkung der Grünbrache und Stickstoffbilanz.....	79
3.3 Wirkung der Düngung auf Stickstoffdynamik und Pflanzenentwicklung....	82
3.3.1 Kurzfristige Auswirkungen der Düngung	82
3.3.1.1 Winterweizen	82
3.3.1.2 Zwischenfrucht nach Winterweizen	89
3.3.1.3 Sommergerste	90
3.3.1.4 Stickstoffwirkung auf die Fruchtfolgesequenz Weizen - Gerste	98
3.3.1.5 Grünbrache.....	99
3.3.1.6 Kartoffeln	99
3.3.1.7 Zusammenfassende Bewertung	100
3.3.2 Langfristige Auswirkungen der Düngung.....	108
3.3.2.1 Stickstoff109	
3.3.2.2 Kalium, Phosphor und Magnesium.....	110
3.3.2.3 Zusammenfassende Bewertung	112
3.4 Nitratverlagerung im Boden und winterliche N _{min} -Akkumulation	114
3.4.1 Nitratverlagerung im Boden.....	114

3.4.1.1	Sickerwasserbildung	114
3.4.1.2	Nitratstickstoff im Boden	119
3.4.1.3	Unterhalb von 90 cm verlagerte Nitratmenge	122
3.4.1.4	Bewertung der Verlagerungsergebnisse	124
3.4.1.5	Bewertung der Fruchtfolge hinsichtlich der Nitratverlagerung	126
3.4.2	Winterliche N_{\min} -Akkumulation	131
4	Schlußbetrachtung	135
5	Zusammenfassung	141
6	Literatur	143
7	Anhang	

Verzeichnis der wichtigen Abkürzungen:

Δ MIN	Nettomineralisation (Berechnung jeweils angegeben)
CAL	Calcium-Acetat-Lactat
C _{org}	organischer Kohlenstoff
EC	Pflanzenstadium (Europäische Gesellschaft für Pflanzenzüchtung)
FK	Feldkapazität
FM	Frischmasse
LSD	Least Significant Difference
n.b.	nicht bestimmt
N _{fix}	symbiotisch fixierter Luftstickstoff
nFK	nutzbare Feldkapazität
N _{min}	Summe aus Nitrat- und Ammoniumstickstoff
p	Signifikanzgrenze
r ²	Bestimmtheitsmaß
SQ	Summe der Abweichungsquadrate im F-Test der Varianzanalyse
t z.B. in C _t	total, Gesamtgehalt
TKG	Tausendkorngewicht
TM	Trockenmasse
0	Düngevariante: Ungedüngt
K	Düngevariante: Bioabfallkompost
V	Düngevariante: Vinsasse
K+V	Düngevariante: Bioabfallkompost und Vinsasse

RI₉₂, RII₉₃,... Bezeichnung der Rotation und des Jahres nach folgendem Schema:

Rotation	1992	1993	1994	1995	1996
RI	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras
RII	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste
RIII	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen
RIV	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln

Schattiert: ohne Grünbrache als Vorfrucht in der Fruchtfolge

1 Einleitung und Problemstellung

Das Bild vom Ökologischen Landbau wird vielfach mit dem des vielseitigen landwirtschaftlichen Gemischtbetriebs verknüpft (KÖPKE, 1995). So wird in den Demeter-Richtlinien eine Viehhaltung für landwirtschaftliche Betriebe vorgeschrieben (DEMETER, 1992). Die Bedeutung der Tierhaltung im Ökologischen Landbau wird bei den verschiedenen Verbänden und in der Literatur jedoch durchaus differenziert betrachtet (SPOHN, 1992). In der Richtlinienfassung von 1991 des Bioland-Verbandes wurde die Tierhaltung noch als "in der Regel notwendiges Bindeglied im Kreislaufgeschehen" bezeichnet (BIOLAND, 1991), 1994 wird sie jedoch nur noch als "sinnvoll" bewertet (BIOLAND, 1994). In den Richtlinien des Naturland-Verbandes (NATURLAND, 1994) und in der EG-Verordnung zum Ökologischen Landbau (Verordnung (EWG) Nr. 2092/91) (SCHMIDT & HACCIOUS, 1992) wird eine Tierhaltung weder vorgeschrieben noch ausdrücklich empfohlen. Somit ist eine **viehlose ökologische Wirtschaftsweise** nicht prinzipiell ausgeschlossen.

Ungeachtet der unterschiedlichen Einschätzung der Bedeutung der Tierhaltung für den Ökologischen Landbau ist es zur Zeit eine Tatsache, daß ein Teil der ökologisch wirtschaftenden Betriebe in Deutschland vieharm oder viehlos betrieben wird. Nach Umfragen von FRAGSTEIN (1996) variiert der Anteil viehlos wirtschaftender Betriebe bei den Verbänden Bioland und Naturland zwischen 20 und 30 %. Unter den Mitgliedern des Niedersächsischen Ökorings (Beratungsring für ökologisch wirtschaftende Betriebe) liegt der Anteil viehloser Betriebe sogar bei fast 50 %. Auch in anderen Ländern der EU, wie z.B. Frankreich (DAVID et al., 1996) und Großbritannien (STOPES et al., 1996), sind viehlos ökologisch wirtschaftende Betriebe verbreitet.

In der Praxis gibt es eine Reihe von Gründen, die im Einzelfall eine Tierhaltung stark einschränken oder verhindern können. Bei der Umstellung reiner Ackerbaubetriebe ist dabei vor allem der hohe Investitionsbedarf anzuführen. Auch der hohe Arbeitskraftbedarf und die zum Teil schlechte Rentabilität einzelner Zweige der Tierproduktion und die Neigung des Betriebsleiters können dabei eine Rolle spielen (SPOHN, 1992).

Im ökologischen Landbau ist in jedem Fall der Anbau von Leguminosen für eine ausreichende Stickstoffversorgung der Fruchtfolge unabdingbar. Da in viehlosen Systemen die Futternutzung von Leguminosen innerbetrieblich nicht möglich ist und dadurch auch eigene Wirtschaftsdünger zur gezielten Steuerung der Nährstoffversorgung fehlen, werden dort an die **Fruchtfolgegestaltung** besonders hohe Ansprüche gestellt. Dieses Themengebiet hat bisher jedoch kaum Eingang in die Forschung im Ökologischen Landbau gefunden. Eine Untersuchung von viehlosen Fruchtfolgen hinsichtlich ihrer

Praktikabilität und ihrer Auswirkungen auf Pflanzen und Boden ist somit sowohl für eine mögliche Optimierung als auch für eine Bewertung solcher Systeme von Interesse.

Eine Möglichkeit, den notwendigen Leguminosenanteil in viehlose Fruchtfolgen zu integrieren, ist der Anbau einer einjährigen Grünbrache. Dieses Fruchtfolgeglied wird zur Zeit bis zu einem Anteil von 33 % an der Ackerfläche durch Ausgleichszahlungen der EU gefördert (BML, 1997). Die Grünbrache ist aber nicht nur deshalb eine Alternative zu bisher noch nicht langfristig geprüften Systemen, die ganz auf ein- oder mehrjährige Futterleguminosen verzichten (HERRMANN & PLAKOLM, 1991, S.140), sondern verbindet auch den notwendigen Leguminosenanbau mit den Vorteilen des Futterbaus, wie z.B.:

- Bodenruhe,
- Steigerung der Bodenfruchtbarkeit,
- Beikrautregulierende Effekte,
- Schädlings- und krankheitsunterdrückende Wirkung.

Der im Herbst 1991 am Fachgebiet Ökologischer Landbau der Universität Kassel angelegte Dauerversuch mit dem Thema *Viehloser Ökologischer Landbau*, in dem die im folgenden dargestellten Untersuchungen durchgeführt wurden, besteht aus einer viergliedrigen Fruchtfolge, die auf einer solchen einjährigen Klee gras-Grünbrache basiert. Die drei nachfolgenden Hauptfrüchte sind Kartoffeln, Winterweizen und Sommergerste.

Die Nährstoffversorgung im Ökologischen Landbau erfolgt hauptsächlich über den Boden und über vom Betrieb stammendes organisches Material. Darüber hinaus ist jedoch eine Zufuhr von **organischen Handelsdüngern** möglich. Die Importhöhe ist bei den AGÖL-Verbänden mit maximal 0,5 DE/(ha*a) (40 kg N/(ha*a)) festgelegt (AGÖL, 1996), in der EG-Verordnung zum Ökologischen Landbau wird keine konkrete Grenze genannt (SCHMIDT & HACCUS, 1992). Bei der Verwendung organischer Rest- und Abfallstoffe als Ergänzungsdünger kann neben den Anwendungsgründen wie Ausgleich der Nährstoffbilanz, Steuerung von Mineralisationsprozessen und Humusaufbau auch die Stoffrückführung im Sinne einer globalen Kreislaufwirtschaft sinnvoll sein (SCHMIDT, 1992). Aufgrund möglicher Schadstoffbelastungen ist die Zufuhr solcher Materialien - vor allem des Bioabfallkomposts - im Ökologischen Landbau aber umstritten (GRONAUER & HELM, 1994).

In dem genannten Dauerversuch wird in verschiedenen Varianten die Ergänzungsdüngung mit Bioabfallkompost und mit Vinasse untersucht. Bioabfallkompost, ein Kompost aus getrennt erfassten organischen Siedlungsabfällen, und Vinasse, ein sekundärer Reststoff der Zucker- und Bioindustrie, sind nach der EG-Verordnung zum Ökologischen Landbau und auch von einigen AGÖL-Verbänden zugelassene organische Handelsdünger (SCHMIDT & HACCUS, 1992).

Im Ökologischen Pflanzenbau ist die **Stickstoffversorgung** der Nutzpflanzen ein wichtiges Thema. Sowohl die Abhängigkeit von der Stickstofffixierleistung der Leguminosen als auch die Steuerung der Verfügbarkeit und die vielfältigen Möglichkeiten von Stickstoffverlusten können zu Problemen führen (LAMPKIN, 1990). Bei viehlos wirtschaftenden Betrieben sehen BULSON et al. (1996) sogar das Hauptproblem in der Verfügbarkeit von Stickstoff.

In den Mittelpunkt dieser Arbeit wurde deshalb die Untersuchung des oben erwähnten Dauerversuchs hinsichtlich des Nährstoffs Stickstoff gestellt. Ein weiterer Grund für die Wahl dieses Schwerpunktes war die relativ schnelle Reaktion der Stickstoffverfügbarkeit auf einzelne Managementmaßnahmen, die schon in den ersten fünf Jahren des Dauerversuchs - d.h. im Untersuchungszeitraum - aufschlußreiche Ergebnisse erwarten ließ.

Folgende Untersuchungsaspekte wurden dabei bearbeitet:

- **Einfluß der Fruchtfolge auf die Stickstoffdynamik und -ernährung sowie auf die Pflanzenentwicklung;**
- **Wirkung der Ergänzungsdüngung auf die Stickstoffdynamik und -ernährung sowie auf die Pflanzenentwicklung;**
- **Abschätzung der Stickstoffverluste durch Nitratverlagerung im Boden.**

Bei der Prüfung der Fruchtfolge wurde sowohl die Wirkung der gewählten Früchte und deren Reihenfolge als auch der Einfluß einzelner Managementmaßnahmen auf die Stickstoffdynamik und damit auch auf die Pflanzenentwicklung betrachtet. Weiterhin wurde auch das Ertragsniveau der Marktfrüchte bestimmt und bewertet. Ein wesentlicher Bestandteil dieses Untersuchungsaspekts war die Untersuchung des Stickstoffimports durch die Grünbrache und auch der Einfluß dieses Fruchtfolglieders auf die Folgefrüchte. Bei letzterem muß jedoch beachtet werden, daß die Versuchsanlage nicht speziell auf den Vergleich verschiedener Fruchtfolgen und Maßnahmen ausgerichtet ist. Weiterhin ist die Kartoffel als direkte Nachfrucht der Grünbrache aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegen andere Umweltfaktoren als Indikator der Grünbrachewirkung nur bedingt geeignet.

Die Untersuchung der Düngungsmaßnahmen sollte Aufschluß darüber geben, inwieweit der Einsatz von Bioabfallkompost, Vinasse und einer Kombination beider Stoffe als kurzfristige Steuerungsmaßnahme bei der Stickstoffernährung und/oder als Ausgleich von langfristig auftretenden Stickstoffdefiziten bzw. zur Erhaltung oder Steigerung der Bodenfruchtbarkeit geeignet ist. Dabei wurde auch die Ertragswirksamkeit untersucht und bewertet.

Die Nitratverlagerung in tiefere, von den Pflanzen nicht genutzte Bodenschichten ist sowohl als Stickstoffverlust für das landwirtschaftliche System als auch als Beeinträchtigung der Umwelt negativ zu bewerten. In der vorliegenden Arbeit wurde durch die Schätzung der Nitratverlagerung unterhalb 90 cm das Gefährdungspotential einzelner Fruchtfolgeabschnitte und der gesamten Fruchtfolge ermittelt und bewertet.

2 Material und Methoden

2.1 Material

2.1.1 Standortbeschreibung

Der Feldversuch wurde auf dem ökologisch bewirtschafteten Versuchsbetrieb des Fachgebiets Ökologischer Landbau der Universität Kassel in Neu-Eichenberg angelegt. Landschaftlich ist der Standort dem Weser-Leine-Bergland zuzuordnen (WEBER, 1978).

Der Bodentyp des Versuchsstandorts variiert über die Fläche von einer schwach pseudovergleyten Parabraunerde bis zu einem Braunerde-Pseudogley aus Löß. Die Bodenart ist ein mittel toniger Schluff (U_{t3}; 83 % Schluff, 13 % Ton, 3 % Sand) (WILDHAGEN, 1996). Bei der Bodenschätzung wurde der Standort mit 76 Bodenpunkten angegeben. Die Versuchsfläche weist eine Neigung von ca. 2,7 % auf. In Tabelle 1 sind einige chemische Kennwerte der Versuchsfläche aufgeführt.

Tab. 1: *Bodeninhaltsstoffe in 0 - 30 cm am Versuchsstandort im Frühjahr 1992*

Parameter	Einheit	
Humus	%	2,21
C _{org}	%	1,29
N _t	%	0,16
C/N	Verhältnis	8,2
K _t	mg/100 g	324,7
P _t	mg/100 g	51,2
Mg _t	mg/100 g	339,2
pH (CaCl ₂)		6,55
K (CAL)	mg/100 g	8,3
P (CAL)	mg/100 g	7,1
Mg (CaCl ₂)	mg/100 g	19,9

Sowohl der Humusgehalt als auch das C/N-Verhältnis sind mit dem Niveau anderer Ackerböden des gleichen Bodentyps vergleichbar. (MÜCKENHAUSEN, 1985, S. 219). Der pH-Wert liegt nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1984, S. 111) im optimalen Bereich. Die Gehalte an verfügbarem Phosphor liegen nach SCHULTE (1996) für den ökologischen Landbau relativ hoch und auch die Kaliumwerte sind für den Ackerbau ausreichend (DREYER, 1990). Die Magnesiumversorgung kann als sehr hoch bewertet werden (HLVA, 1989).

Die in Tabelle 2 dargestellten Bodenwasserparameter wurden an vier Meßstellen im Wegebereich des Versuchsgeländes gemessen. Auf den bearbeiteten Parzellen lag der Bereich der Feldkapazität in der Schicht 0 - 30 cm aufgrund der Bodenlockerung mit 20,5 bis 22,5 % (Gewicht) auf einem etwas höheren Niveau als an den Meßstellen. Die nutzbare Feldkapazität in dieser Schicht war deshalb zum Teil bis zu 15 l/m² höher als in Tabelle 2 angegeben. Die Menge an pflanzenverfügbarem Wasser (nFK) entspricht der Größenordnung, die von MÜCKENHAUSEN (1985, S. 316) für eine Parabraunerde angegeben wird.

Tab. 2: *Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nFK) des Versuchsstandorts unter Klee gras (Mittelwerte von vier Meßstellen)*

Parameter	Einheit	0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
FK	Gew. %	18,8	19,4	17,9
FK	l/m ²	100	109	107
nFK	Gew. %	9,0	9,3	9,3
nFK	l/m ²	43	46	49

Die Umstellung der Versuchsfläche auf ökologische Bewirtschaftung erfolgte im Jahr 1990. Vor Anlage des Versuchs (1991) wurde Hafer (ungedüngt) angebaut.

2.1.2 Witterung

Die in Abbildung 1 dargestellten Witterungsdaten von 1992 bis 1996 wurden vom Fachgebiet Futterbau und Grünlandökologie der Universität Kassel zur Verfügung gestellt (Dekadenwerte im Anhang, Abb. A1). Die automatische Meßstation befindet sich ca. 1,5 km vom Versuchsstandort entfernt in Hebenshausen. Sowohl die hier vorgestellten Parameter Lufttemperatur und Niederschlag als auch die für die Berechnung der Evapotranspiration benötigten Daten (Kap. 2.2.4) wurden dort alle 10 Minuten ermittelt. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Bodentemperaturen wurden direkt am Standort kontinuierlich aufgezeichnet. Die Niederschlags- und Temperaturdaten des Zeitraums 1977 bis 1991 wurden vom Institut für Nutzpflanzenkunde der Universität Kassel zur Verfügung gestellt.

Hinsichtlich der jährlichen Durchschnittstemperatur wichen die Jahre 1994 mit 9,8° C und 1996 mit 7,1° C deutlich vom langjährigen Mittel (8,5° C) ab. In der Niederschlagssumme lagen die Jahre 1992, 1995 und besonders stark 1994 weit über dem langjährigen Mittel (629 mm). Die Verteilung der Niederschläge war zum Teil sehr ungleichmäßig.

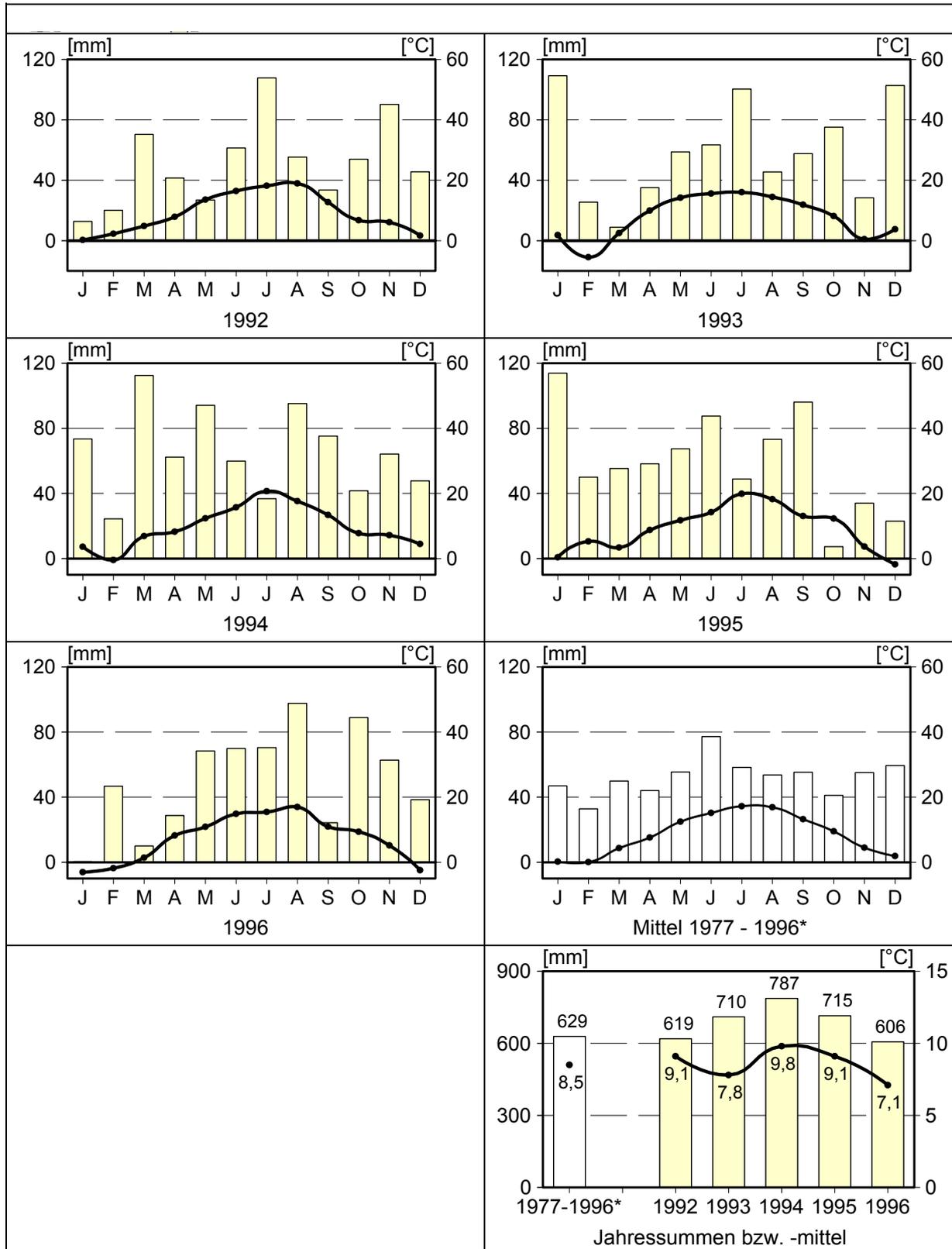


Abb. 1: Monatliche Niederschlagssummen und Temperaturmittel der Jahre 1992 bis 1996 und langjährige Mittelwerte* der Meßstation Hebenschhausen

*:Datenerfassung 1977-1991 manuell, die Temperaturdaten für diesen Zeitraum wurden nach einem Vergleich der mechanischen und der elektronischen Meßmethode an das Niveau der letzteren Methode angepaßt (Addition von 0,9° C zum mechanisch gemessenen Wert)

Zu stark ausgeprägten Trockenperioden während der Vegetationszeit kam es in den Sommern der Jahre 1994 und 1995, in denen geringe Niederschlagsmengen im Juli mit außergewöhnlich hohen Temperaturen zusammentrafen. Auffällig waren weiterhin das relativ trockene Frühjahr 1993 und der sehr trockene, mit langanhaltendem Frost verbundene Zeitraum von Oktober 1995 bis April 1996. Besonders naß war es im Frühjahr hingegen in den Jahren 1994 und 1995. Insgesamt war die Niederschlagsverteilung und der Temperaturverlauf - dieser auf niedrigem Niveau - in den Vegetationsperioden 1993 und 1996 deutlich ausgeglichener als in den anderen Jahren.

2.1.3 Fruchtfolge und Düngung

2.1.3.1 Fruchtfolge

In Abbildung 2 ist ein Schema der untersuchten viergliedrigen Fruchtfolge dargestellt. Der Aufbau dieser Fruchtfolge wird im Zusammenhang mit dem allgemeinen Maßnahmenplan im folgenden erläutert. Die zum Teil je nach Jahr variierenden Details der Durchführung und die verwendeten Arten und Sorten sind im Anhang dargestellt (Tab. A1, Tab. A2).

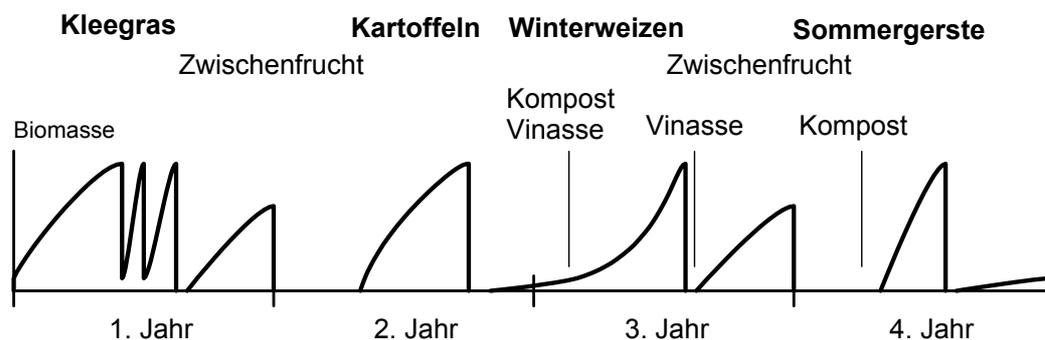


Abb. 2: Schematische Darstellung der untersuchten Fruchtfolge

1. Jahr: Kleegras-Grünbrache und Zwischenfrucht

Für die Ansaat der einjährigen Grünbrache sollten im Vorjahr die beiden Alternativen Rotklee-Grünbrache nach Pflug oder Rotorgrubber im Sommer und Weißklee-Grünbrache im Frühjahr

je nach Witterung bzw. Gelingen der Ansaat Verwendung finden. Im Versuchsablauf stellte sich heraus, daß die Etablierung einer Grünbrache unter den Standortbedingungen problematisch ist. Bis auf eine Grünbrache (Ansaat 1993) wurden deshalb bisher nur Rotklee-Grünbrachen ausgeführt.

Die Grünbrache wurde im Hauptwachstumsjahr an drei Terminen gemulcht. Die Termine wurden je nach Pflanzenentwicklung und Witterung bestimmt.

Der Umbruch wurde im August durchgeführt, um der nachfolgenden Zwischenfrucht eine ausreichende Entwicklung zu ermöglichen. Nach HEB (1989) bewirkt diese Form des Umbruchs geringere Nitratverluste als ein Herbstumbruch und zudem eine frühere Verfügbarkeit des akkumulierten Stickstoffs als ein Frühjahrsumbruch. Die Bodenbearbeitung erfolgte bis 1994 flach mit dem Rotorgrubber (max. 10 cm), um eine Förderung der Mineralisation durch eine tiefe Lockerung zu verhindern (HARRACH & RICHTER, 1992). Da durch diese Bearbeitung das Klee gras jedoch nicht immer ausreichend abgetötet werden konnte, wurde ab 1995 gepflügt (20 cm).

Als Zwischenfrucht wurden je nach Jahr die Arten Ölrettich, Senf und Phacelia, teilweise im Gemenge, angebaut. Alle verwendeten Arten und Sorten waren nicht frostfest.

2. Jahr: Kartoffeln und Winterweizensaat

Die Grundbodenbearbeitung zu den Kartoffeln sollte möglichst früh (Februar) mit dem Pflug erfolgen. Aufgrund der Witterung und zu hoher Bodenfeuchte verschob sich die Bearbeitung jedoch zum Teil bis in den Mai und konnte in einem Jahr nur mit dem Rotorgrubber durchgeführt werden. Auch der Termin der Pflanzbettbereitung mit der Kreiselegge und des Kartoffellegens schwankte aufgrund der Witterung zwischen der letzten April- und der ersten Maidekade.

In der Vegetationszeit wurde der Bestand durch Abstriegeln und Häufeln gepflegt. Weiterhin erfolgte zum Teil eine Beikrautbekämpfung mit der Handhacke und eine Kartoffelkäferbekämpfung per Hand oder mit dem *Bacillus thuringiensis*-Präparat Novodur®.

Die Ernte erfolgte im Zeitraum Ende September bis Mitte Oktober.

Nach der Kartoffelernte erfolgte je nach Witterung eine Bodenbearbeitung mit dem Pflug bzw. dem Rotorgrubber und der Kreiselegge oder nur der Kreiselegge und direkt anschließend die Weizensaat.

3. Jahr: Winterweizen und Zwischenfrucht

Wenn die Witterung es zuließ, wurde im Weizenbestand im Frühjahr mit der Maschinenhacke eine Beikrautregulierung durchgeführt. Bei starkem Distelbesatz wurde dieser per Hand dezimiert.

Die Weizenernte erfolgte im August. Das Stroh blieb auf den Parzellen und wurde zusammen mit den Stoppeln gehäckselt. Nach der folgenden Bearbeitung mit dem Rotorgrubber wurde eine Zwischenfrucht mit der gleichen Zusammensetzung wie nach der Grünbrache gesät.

4. Jahr: Sommergerste

Die möglichst früh (Februar) geplante Bodenbearbeitung mit dem Pflug vor der Sommergerste konnte aufgrund der Witterung zum Teil erst im April durchgeführt werden oder wurde sogar durch eine Bearbeitung mit dem Rotorgrubber ersetzt. Auch der Termin der Saatbettbereitung (Kreiselegge) und der Saat schwankte dadurch zwischen Anfang und Ende April.

Wie beim Weizen wurde, wenn die Witterung es zuließ, im Gerstenbestand im Frühjahr mit der Maschinenhacke eine Beikrautbekämpfung durchgeführt. Bei starkem Distelbesatz wurde dieser per Hand dezimiert. 1993 erfolgte im Frühsommer eine Klee grasuntersaat (siehe oben).

Die Gerstenernte erfolgte im August. Das Stroh blieb auf den Parzellen und wurde zusammen mit den Stoppeln gehäckselt. In den Jahren 1992, 1994, 1995 und 1996 wurde nach der folgenden Bearbeitung mit dem Rotorgrubber bzw. Pflug und Kreisellegge das Klee grasgemenge der folgenden Grünbrache eingesät.

2.1.3.2 Düngung

In der vorgestellten Fruchtfolge wurden vier verschiedene Düngevarianten untersucht (Tab. 3). Dabei wurden Bioabfallkompost und Vinasse als Düngemittel verwendet. Im folgenden werden die beiden Düngemittel genauer definiert.

Bioabfallkompost:

Kompost aus den getrennt gesammelten im Siedlungsabfall enthaltenen biogenen, kompostierfähigen Abfallanteilen (LAGA M10, 1995).

Bei der Versuchsdurchführung wurde Kompost von der Firma Fehr aus Lohfelden zur Verfügung gestellt. Die Kompostierung erfolgte in Witzenhausen in einer überdachten Mietenanlage.

Vinasse:

Eingedickter Rückstand aus in der Fermentationsindustrie (z.B. Bioalkohol, Trockenhefe und Zitronensäure) verwendeter Zuckerrübenmelasse (DEBRUCK & LEWICKI, 1996).

Die Vinasse wurde von der Epannage-Vinasse-Ausbringungs-GmbH (E.V.A.) aus Ludwigshafen zur Verfügung gestellt.

Tab. 3: *Düngevarianten mit der Bemessung nach dem Stickstoffinhalt*

Variante	ungedüngt (0)	Kompost (K)	Vinasse (V)	Kompost und Vinasse (K+V)
Beschreibung	ohne Düngung	Bioabfallkompost zu Weizen und Gerste	Vinasse zu Weizen und auf Weizenstroh	Kompost- und Vinassegaben kombiniert
N-Zufuhr/Fruchtfolge ¹	0	160	100	260

1: in kg/ha

Die Bemessung der Düngermengen wurde über den Stickstoffgehalt vorgenommen, dabei variierte die Zufuhr anderer Inhaltsstoffe aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der verschiedenen Düngemittelchargen (Anhang Tab. A3 und A4). Durchschnittlich wurden in einer Fruchtfolge 11 t TM/ha an Bioabfallkompost und 2,4 m³/ha an Vinasse gedüngt. In den beiden Varianten mit purer Kompost- und Vinasedüngung liegt der Stickstoffimport innerhalb der von der AGÖL zugelassenen Menge von 40 kg N/(ha*a) (AGÖL, 1996). Mit der kombinierten Düngung wird diese Grenze deutlich überschritten.

Gedüngt wurde nur im dritten und vierten Jahr der Fruchtfolge. In Abbildung 2 ist ein Schema der zeitlichen Abfolge aufgeführt und in Tabelle 4 die Frachten einiger Inhaltsstoffe je Düngergabe. Die aufgrund der Witterung von Jahr zu Jahr unterschiedlichen Termine der Düngung sind im Anhang (Tab. A1) aufgeführt.

Tab. 4: *Mit den verschiedenen Düngemittelgaben ausgebrachte Frachten einzelner Inhaltsstoffe (kg/ha) (Durchschnitt aller Düngemittelchargen)*

Parameter	Kompost		Vinasse	
	zu Weizen	zu Gerste	zu Weizen	zu Weizenstroh
TM	6595	3957	1074	716
org. Substanz	1971	1183	785	523
N	100	60	60	40
N _{min}	6	4	4	3
P	28	17	12	8
K	76	45	71	47
Mg	35	21	1	1

2.1.3.3 Durchführung

Die Durchführung der Bodenbearbeitung und der Saat- und Pflegearbeiten wurde zum größten Teil mit den dem Versuchshof zur Verfügung stehenden praxisüblichen Maschinen vorgenommen. Die Getreide- und Kartoffelernte erfolgte jedoch mit spezieller Versuchstechnik (Parzellenmähdrescher, Schwingsiebroder). Auch das Häckseln des Stroh über den gesamten Versuchszeitraum und das Mulchen des Klee-grases bis 1994 wurde nicht mit praxisüblichen Maschinen, sondern mit einem Einachsmulcher durchgeführt.

Die Kompostgaben wurden per Hand ausgestreut, die Ausbringung der Vinasse erfolgte mit Gießkannen (im Verhältnis von ca. 1:10 mit Wasser verdünnt).

2.1.4 Versuchsanlage

Der Versuch wurde so angelegt, daß jedes der vier Fruchtfolgeglieder mit jeweils vier Düngevarianten jedes Jahr vierfach wiederholt angebaut wird. Die sich daraus ergebenden 64 Parzellen haben jeweils eine Größe von 9 * 15 m (135 m²) und sind somit für die Bearbeitung mit praxisüblichen Maschinen geeignet. Der Versuch wurde als randomisierte Blockanlage installiert.

Das Schema der vier parallel angebauten Fruchtfolgen ist in Tabelle 5 dargestellt. Die verschiedenen Fruchtfolgen werden in den folgenden Ausführungen mit Rotation I bis Rotation IV (abgekürzt RI bis RIV) bezeichnet.

Tab. 5: *Schema der vier parallel angebauten Rotationen von 1992 bis 1996*

Rotation	1992	1993	1994	1995	1996
RI	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras
RII	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste
RIII	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln	Winterweizen
RIV	Kartoffeln	Winterweizen	Sommergerste	Kleegras	Kartoffeln

Schattiert: ohne Grünbrache als Vorfrucht in der Fruchtfolge

2.2 Methoden

2.2.1 Kriterien zur Beurteilung der Untersuchungsaspekte

In den Tabellen 6 bis 8 sind die für die Beurteilung der einzelnen Untersuchungsaspekte ausgewählten Kriterien und die dafür erfaßten Parameter aufgeführt. Die Methoden zur Ermittlung der Fixierleistung der Grünbrachen und der Nitratverlagerung im Boden sind in den Kapiteln 2.2.3 bzw. 2.2.4 näher beschrieben. Die Methoden zur Ermittlung der einzelnen Parameter sind in Kapitel 2.2.2 aufgeführt, die Erfassung der zusätzlich verwendeten Witterungsdaten ist in Kapitel 2.1.2 erläutert.

Tab. 6: *Kriterien zur Beurteilung des Untersuchungsaspekts Stickstoffdynamik und -ernährung sowie Pflanzenentwicklung in der Fruchtfolge und die dafür erfaßten Parameter*

Kriterien	dafür erfaßte Parameter (nur ungedüngte Variante)	Ermittlung
N-Input der Grünbrachen	Sproßmasse, TM- & N-Gehalt Kleeanteil, N_{\min} im Boden	Schätzen der Fixierleistung aus den gemessenen Parametern und Literaturangaben ¹
N-Mineralisation unter den Markt- & Zwischenfrüchten	N_{\min} im Boden, N-Aufnahme N-Verlagerung ²	N_{\min} - & N-Aufnahme-Verlauf; Nettomineralisation berechnet aus: N_{\min} , N-Aufnahme, N-Verlagerung
N-Aufnahme & Entwicklung der Markt- & Zwischenfrüchte	Sproßmasse, TM- & N-Gehalt	
Erträge der Marktfrüchte	Ertragsparameter, N-Gehalt	
Stickstoffbilanz	N-Input der Grünbrache, N-Inhalt der Marktfrüchte, N-Verlagerung ² , N_t -Gehalt im Boden	

1: Detailliertes Vorgehen in Kap. 2.2.3

2: Siehe Tabelle 8

Tab. 7: Kriterien zur Beurteilung des Untersuchungsaspekts Wirkung der Ergänzungsdüngung und die dafür erfaßten Parameter

Kriterien	dafür erfaßte Parameter (alle Varianten)	Ermittlung
N-Input Düngemittel	N_t -, NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalt	
N-Mineralisation unter den Markt- & Zwischenfrüchten	N_{min} im Boden, N-Aufnahme	N_{min} - & N-Aufnahme-Verlauf
N-Aufnahme & Entwicklung der Markt- & Zwischenfrüchte	Sproßmasse, TM- & N-Gehalt	
Erträge der Marktfrüchte	Ertragsparameter, N-, K-; P- und Mg-Gehalt	
Nährstoffbilanz	N-, K-; P- und Mg-Inhalt der Marktfrüchte und der Düngemittel, N-Verlagerung ¹ , N_t -Gehalt im Boden	

1: Siehe Tabelle 8

Tab. 8: Kriterien zur Beurteilung des Untersuchungsaspekts Nitratverlagerung im Boden und die dafür erfaßten Parameter

Kriterien	dafür erfaßte Parameter (alle Varianten)	Ermittlung
Sickerwasserbildung	Wassergehalt im Boden, Feldkapazität, Niederschlag	Schätzung aus Meß- und Literaturdaten ¹
Nitratverlagerung unterhalb 90 cm	Sickerwasser, NO_3^- -Gehalt im Boden	Schätzung aus Meß- und Literaturdaten ¹
Winterliche N-Mineralisation	N_{min} im Boden, N-Verlagerung	Nettomineralisation berechnet aus: N_{min} und N-Verlagerung

1: Detailliertes Vorgehen in Kap. 2.2.4

2.2.2 Probennahme und Analytik

2.2.2.1 Boden

Bis auf die N_{min} -Beprobung wurden alle Nährstoffuntersuchungen jeweils auf allen Parzellen des Versuchs durchgeführt. Während die N_{min} -Beprobung in den Parzellen der Rotation I in allen Varianten und Wiederholungen erfolgte, konnte aufgrund der begrenzten Mittel in den anderen Rotationen nur ein Block beprobt werden (dadurch keine Wiederholungen der einzelnen Varianten). Insgesamt wurden deshalb nur 28 der 64 Parzellen auf N_{min} untersucht. Detaillierte Angaben über die erfaßten Parameter und die Beprobung sind in den Tabellen 9 und 10 aufgeführt. Bei den N_{min} -Daten ist der

jeweilige Termin Teil der Ergebnisdarstellung, die Beprobung zur Ermittlung der anderen Inhaltsstoffe erfolgte 1992 im April, 1993 im Juni und in den folgenden Jahren im Zeitraum Mitte September bis Mitte Oktober.

Tab. 9: Entnahmehäufigkeit und -schicht der Bodenproben und die jeweils ermittelten Parameter

Parameter	Schichten	Tiefe	Anzahl der Beprobungstermine				
			Anzahl	cm	1992	1993	1994
N _{min} , TM	1	0-30	19	19	16	14	4
N _{min} , TM	2	30-90	17	10	9	8	4
Gesamt- & verfügbare Nährstoffe, pH, C _t	1	0-30	1	1	1	1	1
Feldkapazität außerhalb der Parzellen	3	15-80 ¹				1	
Feldkapazität innerhalb von Parzellen	1	15-20				1	1
Wassergehalte bei pF-Wert 4,2	3	15-80 ¹				1	

1: Die Schichten 15-20, 45-50 und 75-80 cm

Tab. 10: Angaben zur Beprobung, Aufbereitung und Analytik der Bodenproben

Parameter	Beprobung	Aufbereitung	Analyse	Literatur / Firma
C _t , N _t	6 Proben/Parzelle mit N _{min} -Set	homogenisieren	C-N-Analyser	Analyser der Firma Elementar ¹
P _t , K _t , Mg _t	6 Proben/Parzelle mit N _{min} -Set	lufttrocknen, staubfein mahlen	Königswasser-aufschluß	THUN et al., 1991 (Kap. A 2.4)
Verfügbar P, K, Mg und pH	6 Proben/Parzelle mit N _{min} -Set	homogenisieren, lufttrocknen, Backenbrecher auf 2 mm	P, K: CAL-Auszug Mg, pH: CaCl ₂ -Auszug	THUN et al., 1991 (Kap. A 6) ²
NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , TM	4 Proben/Parzelle mit N _{min} -Set	homogenisieren, Lagerung gefroren	CaCl ₂ -Extrakt, NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ -Analyser TM: 24 h, 105° C	Analyser der Firma Technicon ²
Feldkapazität & Wassergehalt bei pF 4,2 ³	5 Proben/Schicht und Meßpunkt 100 cm ³ Stechzylinder		In situ Feldkapazität	CASSEL & NIELSEN, 1986 ³ KLUTE, 1986 ³

1: Durchgeführt vom Fachgebiet Bodenkunde der Universität Kassel

2: Durchgeführt von der HLVA Kassel

3: In Zusammenarbeit mit dem Fachgebiet Bodenkunde der Universität Kassel

Die Feldkapazität bis 80 cm wurde an vier Meßpunkten im Wegebereich der Versuchsfläche bestimmt. Darüber hinaus wurde auch in einzelnen Parzellen die Feld-

kapazität für die Schicht 15 - 20 cm im November 1995 und im Frühjahr 1996 untersucht. Die nutzbare Feldkapazität wurde errechnet durch die Subtraktion des Wassergehaltes bei pF 4,2 von der Feldkapazität (CASSEL & NIELSEN, 1986).

In Tabelle 10 ist neben Angaben zur Beprobung auch die Aufbereitung und die Analytik des Probenmaterials für die einzelnen Parameter aufgeführt.

2.2.2.2 Pflanzen

Die Beprobung von Pflanzenbeständen erfolgte immer auf allen Parzellen der jeweiligen Kultur. Detaillierte Angaben über die erfaßten Parameter, die Beprobung, die Aufbereitung und die Analytik sind in den Tabellen 11 bis 13 aufgeführt.

Tab. 11: Entnahmehäufigkeit der Pflanzenproben und die jeweils ermittelten Parameter

Pflanze	Zeitpunkte der Beprobung im Jahreslauf	Parameter
Klee gras	an den 3 Mulchterminen	Sproßmasse, TM, N, Kleeanteil ¹
Kartoffeln	Vollblüte	Biomasse von Kraut & Knollen, TM, N
Getreide	Schossen (EC 32) Vollblüte (EC 65) Ernte	Sproßmasse (Korn, Stroh), TM, N
Getreide, Kartoffeln	Ernte	Ertragsparameter, K, P, Mg, N, Proteingehalt, NO ₃ ⁻ (nur Kartoffeln)
Zwischenfrüchte	Anfang November	Sproßmasse, TM, N

1: nachfolgend beschrieben

Aus dem Schnittgut, das bei der Aufwuchsbestimmung des Klee grasses anfiel, wurde jeweils eine Stichprobe durch mehrmaliges Einstechen eines Stechzylinders und eine Ganzpflanzenstichprobe (ca. 1 kg) entnommen. Für die Ermittlung des Kleeanteils wurde die Ganzpflanzenprobe in die beiden Fraktionen Klee und Gras (+ Beikräuter) aufgetrennt und jeweils die Trockenmasse und der Stickstoffgehalt bestimmt. Es wurde davon ausgegangen, daß die Stechzylinderstichprobe die Parzelle besser repräsentiert als die Ganzpflanzenprobe. Daher sollte die Stechzylinderprobe mit in die Kleeanteilschätzung einbezogen werden. Eigene Beobachtungen zeigten, daß die Klee grasszusammensetzung über die Fläche zum Teil stark variierte. Die Stickstoffgehalte verschiedener Klee- bzw. Grasproben einer Parzelle streuten im Vergleich dazu jedoch relativ wenig. Deshalb erfolgte die Kleeanteilsberechnung über die Stickstoffgehalte der beiden Fraktionen und der Klee grassmischung aus der Stechzylindermischprobe.

Dabei wurde folgende mathematische Beziehung verwendet:

$$x = (a - c) / (b - a)$$

- a N-Konzentration Klee grasgemenge (Stechzylinderprobe)
- b N-Konzentration Klee fraktion (Ganzpflanzenprobe)
- c N-Konzentration Gras fraktion (Ganzpflanzenprobe)
- x Anteil Klee im Verhältnis Klee/Gras von x/1

Tab. 12: Angaben zur Beprobung und Aufbereitung der Pflanzenproben

Probenart	Beprobung pro Parzelle	Aufbereitung
Sproß von Getreide, Zwischenfrüchten	0,7 m ² (4 mal 1 m Drillreihe) ¹	Trocknen: 24 h, 105° C
Sproß von Klee gras	12 - 15 m ² für Frischmasse, Stichprobe mit Stechzylinder & Ganzpflanzenprobe	Trommelschneidmühle (1mm-Sieb)
Kartoffelkraut und -knollen zur Vollblüte	10 Pflanzen für Frischmasse Kraut: Stichprobe mit Stechzylinder	
	Knollen: jeweils 1/8 von 30 St.	
Kartoffelknollen zur Ernte	60 Pflanzen jeweils 1/8 von 30 St.	Trocknen: 24 h, 80° C Kugelmühle (staubfein)
Getreidekorn	10 - 15 m ²	Trocknen: 24 h, 105° C, Schroten

1: Die Sproßmasseparameter (P) wurden mit dem Verhältnis der beiden Kornertragswerte von 0,7 m² (K1) und von 10 - 15 m² (K2) verrechnet (Verwendeter Wert = P / K1 * K2)

Von den Marktfrüchten wurden weiterhin folgende Ertragsparameter erfaßt:

Getreide:

- Kornertrag,
- Tausendkorngewicht (TKG),
- Kornzahl pro Ähre,
- Ähren pro Quadratmeter,
- Korngrößenfraktionen durch Siebung (Weizen > 2,75 mm; Gerste > 2,5 mm);

Kartoffeln:

- Knollenertrag,
- Knollengrößenfraktionen durch Siebung (< 35 mm, 35 - 65 mm, > 65 mm),
- Durchschnittliches Knollengewicht.

Tab. 13: Angaben zur Analytik der Pflanzenproben

Parameter	Methode	Firma / Literatur
TM	Trocknen: 24 h, 105° C (Knollen 80° C)	
organische Substanz, C	trockene Veraschung bei 550° C, C = org. Substanz * 0,58	THUN et al., 1991 (Kap. A 15.2)
P	Veraschung, Salzsäure-Auszug, Molybden-Blau-Methode	THUN et al., 1991 (Kap. A 2.4.2.1)
K	Veraschung, Salzsäure-Auszug, bis 1994 Flammenphotometer, ab 1995 Atomabsorptionsspektrometer	NAUMANN et al., 1988 (Kap. 10.1.1); AAS der Firma Unicam
Mg	Veraschung, Salzsäure-Auszug, Atomabsorptionsspektrometer	NAUMANN et al., 1988 (Kap. 10.2.1)
N, Protein	N: Macro N-Analyser, Protein: Nt * spezifischen Faktor	Analyser der Firma Foss Heraeus
NO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻ -Analyser mit Dialyse	Analyser der Firma Technicon ¹

1: Durchgeführt vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel

2.2.2.3 Düngemittel

Für die Untersuchung des Kompostes wurde eine Stichprobe von ca. 500 g für 24 Stunden bei 105° C getrocknet und mit einer Achat-Kugelmühle staubfein gemahlen. Die N_{min}-Untersuchungen wurden mit frischem Material durchgeführt. Die Vinasestichprobe wurde frisch verwendet.

Bei der Bestimmung der Trockensubstanz und des Gehaltes an organischer Substanz, an Kohlenstoff und an Makronährstoffen wurden die gleichen Methoden wie bei den Pflanzenproben verwendet (Tab. 13). Die Methodik der Schwermetall- und N_{min}-analysen ist in Tabelle 14 aufgeführt.

Tab. 14: Angaben zur Analytik der Düngemittel

Parameter	Methode	Literatur / Firma
Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn	HNO ₃ -Druckaufschluß Atomabsorptionsspektrometer	AAS der Firma Unicam
Hg	Königswasseraufschluß, Atomabsorptionsspektrometer	THUN et al., 1991 (Kap. A 2.4.3.1) ¹
NH ₄ ⁺	Indophenol-Blau-Methode	CATALDO et al., 1974
NO ₃ ⁻	Salicylsäure-Methode, Photometer	modifiziert nach ROBAGE et al., 1983

1: Durchgeführt von der HLVA Kassel

Die benutzten Kompostchargen wurden von der Firma PlanCoTec in Eichenberg zusätzlich auf die folgenden Parameter hin untersucht:

- Korngröße,
- Gehalt keimfähiger Pflanzensamen,
- Verunreinigungsgrad,
- Rottegrad,
- Pflanzenverträglichkeit.

2.2.3 Ermittlung des Stickstoffinputs durch die Grünbrachen

In der vorliegenden Arbeit wurde die vom Klee fixierte Stickstoffmenge (N_{fix}) zum Umbruchzeitpunkt der Grünbrache aus den Parametern:

- Sproßmasse an den Mulchterminen,
- Kleeanteil,
- Stickstoffgehalte der Fraktionen Klee und Gras/Beikraut

mit Hilfe von Literaturangaben geschätzt. Die Ableitung der Schätzmethode wird im folgenden detailliert dargestellt. Die einzelnen Schritte sind dabei die Abschätzung von:

- N_{fix} -Anteil am Kleestickstoff,
- N_{fix} im Klee unter Stoppelhöhe,
- N_{fix} -Transfer zum Gras,
- N_{fix} -Mineralisation und N_{fix} -Verluste aus dem Mulchmaterial.

2.2.3.1 Methoden zur Messung der N_2 -Fixierung von Leguminosen

Bevor im weiteren Verlauf diverse Literaturergebnisse über die N_2 -Fixierleistung von Klee ausgewertet werden, erfolgt vorab eine kurze Einschätzung der zur Zeit gebräuchlichsten Methoden zur Bestimmung dieser Größe.

Die hauptsächlich verwendete Methode zur Messung des fixierten Stickstoffs (N_{fix}) in Leguminosen ist die mit dem Isotop ^{15}N arbeitende *Verdünnungsmethode* (CHALK, 1985). Weiterhin werden auch die *Differenzmethode* und die *^{15}N -natural-abundance-Methode* häufiger benutzt. Bei Methodenvergleichen wurden sowohl gute Übereinstimmungen (CHALK, 1985; BREMER & VAN KESSEL, 1990 und HØGH-JENSEN & SCHJØRRING, 1994) als auch deutliche Unterschiede (BOLLER & NÖSBERGER, 1987; HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995 und NEUENDORFF & SPATZ, 1995) zwischen den einzelnen Methoden festgestellt.

MCNEILL & WOOD (1990) kommen zu dem Ergebnis, daß wahrscheinlich nur die Markierung von Luftstickstoff mit ^{15}N zu exakten Ergebnissen bei der Bestimmung der absoluten N_{fix} -Menge von Kleegrassystemen geeignet ist. Mit dieser Methode

bestimmte N_{fix} -Mengen aus Feldversuchen konnten in der Literatur jedoch nicht gefunden werden.

Die unterschiedliche Bewertung der einzelnen Methoden macht deutlich, daß die im folgenden verwendeten Ergebnisse aus der Literatur nicht unumstritten sind.

2.2.3.2 N_{fix} -Anteil am Kleestickstoff

Für die Schätzung des Gehaltes an N_{fix} im Kleestickstoff wurden Literaturergebnisse aus Versuchen gewählt, die dem eigenen Kleeerasanbau möglichst vergleichbar sind. So wurden nur die N_{fix} -Gehalte von Kleeerasgemengen verwendet, da bei Reinsaat der Gehalt an N_{fix} in den Leguminosen meist geringer ist als in Kombination mit Gras (LADD et al., 1986 und BROPHY et al., 1987). Da der N_{fix} -Anteil mit steigenden Gehalten an verfügbarem Stickstoff im Boden fällt (BUTLER & LADD, 1985 und BECANA & SPRENT, 1987), wurden auch nur Daten aus Versuchen mit keiner oder nur geringer Stickstoffdüngung verwendet. Meßwerte über die Fixierleistung von gemulchten Kleeerasgemengen liegen allerdings nicht vor, in allen zitierten Versuchen erfolgte eine Schnittnutzung. Die unterschiedliche Häufigkeit der Schnitte hat dabei nach HØGH-JENSEN & SCHJØRRING (1994) keinen Einfluß auf den N_{fix} -Anteil am Kleestickstoff. Es wurden sowohl Ergebnisse von Weißklee- als auch von Rotklee-Gras-Gemengen verwendet, da die vorliegenden Werte der beiden Kleearten in einem ähnlichen Bereich liegen (Tab. 15).

Weitere die N_{fix} -Leistung beeinflussende Faktoren, wie z.B. der Kleeanteil (MALLARINO, 1990a), die Ertragshöhe (BOLLER, 1988), der Boden, die Wasserversorgung und die Verfügbarkeit von Nährstoffen (ohne N) (HEINZMANN, 1981), konnten nicht berücksichtigt werden. Nach BUTLER & LADD (1985) ist das wichtigste Kriterium für die fixierte Stickstoffmenge jedoch die Trockenmasseproduktion der Leguminose, anderen Faktoren wird nur eine untergeordnete Rolle beigemessen.

In Tabelle 15 sind ausgewählte Literaturergebnisse über die Stickstofffixierleistung dargestellt. Der daraus abgeleitete Mittelwert für den N_{fix} -Gehalt beträgt 82 % des gesamten Stickstoffs im Klee. DREESMANN (1993) kommt bei der Ableitung von N_{fix} -Gehalten aus der Literatur auf einen Wert von ca. 74 % . Dies kann damit begründet werden, daß er auch Ergebnisse aus reinen Leguminosenbeständen verwendet hat.

Tab. 15: Anteil des fixierten Stickstoffs (N_{fix}) am Gesamtstickstoff (N_t) in der Sproßmasse vom Klee im ersten Hauptnutzungsjahr von Kleeergrasfütterbeständen (verschiedene Literaturquellen)

Quelle	Kleearten	N_{fix} (% von Klee N_t)
BROADBENT et al., 1982	<i>T. repens</i>	90-95
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	<i>T. repens</i>	75-79
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	<i>T. pratense</i>	85
MALLARINO et al., 1990a	<i>T. repens</i>	74-83
MALLARINO et al., 1990a	<i>T. pratense</i>	70-86
HEICHEL & HENJUM, 1991	<i>T. repens</i>	74
HEICHEL & HENJUM, 1991	<i>T. pratense</i>	70
HØGH-JENSEN & SCHJØRRING, 1994	<i>T. pratense, T. repens</i>	73-96
HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995	<i>T. pratense, T. repens</i>	94
Mittel		82

Für die Schätzmethode wird folgender N_{fix} -Gehalt verwendet:

N_{fix}-Anteil am N_t des Klees	82 %
--	-------------

Um den Einfluß variierender N_{fix} -Gehalte auf die N_{fix} -Menge deutlich zu machen, wurde bei der hier verwendeten Schätzmethode zusätzlich noch die Spannbreite von 70 - 95 % mit dargestellt.

2.2.3.3 N_{fix} im Klee unter Stoppelhöhe

Abgesehen von der gemulchten oberirdischen Biomasse liegt der fixierte Stickstoff im Stoppel- und Wurzelbereich eines Kleeergrases in folgenden Fraktionen vor (HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995):

- lebende bzw. seit kurzem abgestorbene Biomasse (Wurzeln & Stoppeln),
- organische Substanz aus abgestorbenen Pflanzenteilen des Klees,
- mineralisierte Form.

Diese Fraktionen wurden in der vorliegenden Arbeit nicht gemessen. Deshalb wurde die fixierte Stickstoffmenge unter Stoppelhöhe mit Hilfe von Literaturdaten über deren Anteil am Gesamtstickstoff geschätzt.

In der Literatur wird eine Reihe von Feldversuchen beschrieben, bei denen die Bestimmung der auswaschbaren Stoppel- und Wurzelmasse (lebende bzw. seit kurzem abgestorbene Biomasse) von Klee bzw. Kleeergrasgemengen zu einem bestimmten Zeitpunkt erfolgte. Ergebnisse aus Topfversuchen wurden für die Ermittlung der Schätzgrößen nicht verwendet.

Aus der Zusammenstellung in Tabelle 16 wird die große Schwankungsbreite des ermittelten Anteils des Wurzel- und Stoppelstickstoffs am Gesamtstickstoff deutlich. Ein Zusammenhang zwischen der auch innerhalb der einzelnen Versuche relativ großen Streuung dieses Parameters mit bestimmten Faktoren wurde von den Autoren nicht aufgezeigt. Daher wird im weiteren Verlauf für den Stickstoffanteil in der lebenden bzw. seit kurzem abgestorbenen Biomasse von Wurzeln und Stoppeln mit 23 % vom Gesamtstickstoff der errechnete Mittelwert angenommen.

Tab. 16: Anteil des Stickstoffs in auswaschbaren Wurzeln und Stoppeln am Gesamtstickstoff von Klee und Klee gras aus verschiedenen Literaturquellen

Quelle	Arten	N _{WS} ¹ (%)
KÖHNLEIN & VETTER, 1953	Klee gras ²	9
HEINZMANN, 1981	<i>T. pratense</i>	24
HEINZMAN, 1981	<i>T. repens</i>	31
GROYA & SHAEFFER, 1985	<i>T. pratense</i>	27
HEICHEL et al., 1985	<i>T. pratense</i>	8
BRUULSEMA & CHRISTIE, 1987	<i>T. pratense</i>	29
BADARUDDIN & MEYER, 1989 und 1990	<i>T. pratense</i>	33
Mittel		23

1 N_{WS}: Wurzel+Stoppel-N vom Gesamt-N (Wurzel+Stoppel-N + Sproß-N-Summe der Saison)

2 Berechnet nach HØGH-JENSEN & KRISTENSEN (1995) und KRISTENSEN et al. (1995)

Allerdings stellten HØGH-JENSEN & KRISTENSEN (1995) fest, daß die eben beschriebene Fraktion die insgesamt gebildete Wurzel- und Stoppelmasse stark unterrepräsentiert. Nach SAUERBECK et al. (1975) trägt allein die Methode des Auswaschens zu einer Unterschätzung der Wurzelmasse von mindestens 20 % bei.

Nach SAUERBECK et al. (1980) ist der Anteil an den gesamten Pflanzenassimilaten in der Wurzel bei mehrschnittigen Pflanzen und bei Leguminosen besonders groß. Begründet wird diese Aussage mit einer höheren Regenerationsrate der Wurzeln und dem Assimilatbedarf der Knöllchenbakterien. In verschiedenen Futterpflanzen lag der Anteil der Assimilate in den Wurzeln und deren Umsatzprodukten im Boden bei ca. 40 % (SAUERBECK et al., 1980). Auch unter Berücksichtigung der niedrigeren Stickstoffgehalte in Wurzeln im Vergleich zum Sproß (Wurzeln: Ø 2 % (KÖHNLEIN & VETTER, 1953) und Sproß: Ø 3,2 % (HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995)) wird ersichtlich, daß mit dem in Tabelle 16 genannten Mittelwert von 23 % eine deutliche Unterschätzung des Stickstoffanteils in Wurzel- und Stoppelmasse wahrscheinlich ist. Eine genaue Quantifizierung ist hier jedoch nicht möglich, da über die Mineralisierung und erneute Pflanzenaufnahme von Wurzelstickstoff und auch über die Abbauverhältnisse in der Stoppelfraktion keine Werte aus der Literatur vorliegen.

Für die Schätzmethode wurde folgende Stickstoffverteilung in der Kleepflanze angenommen:

Summe des N in der Biomasse an den Mulchterminen	70 %
Wurzel+Stoppel-N bis zum Umbruch	30 %

Die 30 % Wurzel- und Stoppelstickstoff liegen zwischen den von anderen Autoren aus Literaturdaten abgeleiteten Stickstoffanteilen von 25 % (HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995) und 40 % (GRANSTEDT,(1992) am Gesamtstickstoff.

In Ermangelung von Literaturergebnissen über die Graskomponente von Klee-Gras-Gemengen werden die genannten Prozentsätze auch für die Schätzung des Stickstoffs in Wurzeln und Stoppeln des Grasanteils verwendet.

2.2.3.4 N_{fix} -Transfer zum Gras

Die in Tabelle 17 aufgeführten Literaturergebnisse zur Größe des N_{fix} -Transfers vom Klee zum Gras weisen eine sehr große Spannbreite auf.

Tab. 17: Anteil des vom Klee fixierten Stickstoffs (N_{fix}) am gesamten Stickstoff (N_t) im Gras im ersten Hauptnutzungsjahr von Klee-grasfütterbeständen (verschiedene Literaturquellen)

Quelle	Arten	Anteil Klee in Sproßmasse %	Anteil N_{fix} am Grassproß- N_t %
BROADBENT et al., 1982	<i>T. repens</i> , <i>L. rigidum</i>	k.A. ¹	62-79
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	<i>T. repens</i> , <i>L. perenne</i>	66-75	55-57
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	<i>T. pratense</i> , <i>L. multiflorum</i>	70-92	43-48
MALLARINO et al., 1990b	<i>T. repens</i> , <i>Festuca arundinacea</i>	>40	23-29
MALLARINO et al., 1990b	<i>T. pratense</i> , <i>Festuca arundinacea</i>	>50	24-27
HØGH-JENSEN & SCHJØRRING, 1994	<i>T. pratense</i> , <i>T. repens</i> , <i>L. perenne</i>	>50	0 - 17
HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995	<i>T. pratense</i> , <i>T. repens</i> , <i>L. perenne</i>	59	0
Mittel			33

1: keine Angaben

Nach HØGH-JENSEN & SCHJØRRING (1994) und HØGH-JENSEN & KRISTENSEN (1995) können bei der Verwendung der ¹⁵N-Verdünnungsmethode schon durch die Methodik große Differenzen in den Ergebnissen auftreten. Ein weiterer Grund für die großen Unterschiede ist wohl in den zahlreichen Faktoren zu sehen, die den Stickstofftransfer zum Gras beeinflussen:

- Der Stickstofftransfer zum Gras steigt mit dem Alter des Gemenges (BOLLER & NÖSBERGER, 1987), größere Transferraten treten erst nach ca. 6 Monaten auf (BROADBENT et al., 1982);
- der Transferstickstoff-Anteil im Gras erhöht sich mit steigendem Leguminosenanteil (MALLARINO et al., 1990b). Ein hoher Kleeanteil ist nötig, damit der Stickstofftransfer eine bedeutende Stickstoffquelle für das Gras wird (BOLLER & NÖSBERGER, 1987);
- ein hoher Stickstofftransfer tritt bei reifen Pflanzen und/oder bei Streß durch Schnitte, Trockenheit etc. auf (CHALK, 1985);
- der Stickstofftransfer wird durch niedrige Gehalte an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden begünstigt (BROPHY et al., 1987).

Bei der Schätzung der N_{fix} -Menge im Gras der Grünbrachen wurden aufgrund der oben aufgeführten Literatur folgende Annahmen verwendet:

N_{fix}-Anteil im Gras-N¹	wenn Kleeanteil > 50 %	33 %
	wenn Kleeanteil 30 - 50 %	20 %
	wenn Kleeanteil < 30 %	0 %

1: nur Sproß-N vom zweiten und dritten Schnitt + 2/3 des Wurzel- und Stoppel-N

Aufgrund der Annahme, daß bis zum ersten Schnitt noch kein nennenswerter Stickstofftransfer stattgefunden hat, wurden für die Berechnung des Stickstofftransfers jeweils nur die Stickstoffmengen im zweiten und dritten Schnitt und 2/3 des gesamten Wurzel- und Stoppelstickstoffs verwendet.

2.2.3.5 N_{fix} -Mineralisation aus dem Mulchmaterial

Bei der Schätzung der N_{fix} -Menge von gemulchten Klee grasbeständen müssen die gasförmigen Stickstoffverluste und der von den Pflanzen wieder aufgenommene mineralisierte Stickstoff aus dem Mulchmaterial berücksichtigt werden. Untersuchungen zur Messung von Stickstoffverlusten und Stickstoffmineralisierung aus der Mulchmasse von Klee gras-Grünbrachen wurden in der Literatur nicht gefunden. Im folgenden wird versucht, Einzelergebnisse über die Dynamik in Sproßmasse-Stickstoff in und auf dem Boden auf Mulchmaterial zu übertragen.

In Feldversuchen von MÜLLER & SUNDMANN (1988) wurde oberirdische Biomasse von Weißklee (WK) und Rotklee (RK) in Netzbeuteln in den Boden eingebracht (10 cm). Die nachfolgende Gerste (Sproß und Wurzel) nahm im Verlauf von 10 Monaten nur 24 % (WK) bzw. 20 % (RK) der gesamten eingebrachten Stickstoffmenge auf. Die nicht näher definierten Verluste aus dem System Boden/Pflanze lagen bei 11 % (WK) bzw. 6 % (RK).

Weiterhin muß berücksichtigt werden, daß die Mineralisationsgeschwindigkeit nach den ersten Wochen stark abfällt (KIRCHMANN & BERGQVIST, 1989) und daß die Mineralisationsrate von Pflanzenmaterial an der Oberfläche deutlich geringer ist als von Biomasse im Boden (SMITH & SHARPLEY, 1990 und 1993).

Aufgrund der Literaturergebnisse wurde für den Anteil von mineralisiertem Stickstoff aus dem Mulchmaterial, der wieder vom Bestand aufgenommen wurde, folgendes angenommen:

N_m^1 von Mulch- N_t vom 1. Schnitt	20 %
N_m von Mulch- N_t vom 2. Schnitt	15 %
N_m von Mulch- N_t vom 3. Schnitt	0 %

1: vom Bestand aufgenommener mineralisierter Stickstoff aus dem Mulchmaterial

2.2.3.6 Stickstoffverluste aus dem Mulchmaterial

Über gasförmige Verluste aus Mulchmaterial liegen nur Literaturdaten über Ammoniak vor. Unter Laborbedingungen gingen in Versuchen mit Weidelgras von WHITEHEAD et al. (1987) in 70 Tagen 20 bis 47 % des Stickstoffs verloren. Mit stärkerem Luftstrom und höherem Stickstoffgehalt stiegen die Verluste an. Der Temperatureinfluß (10 ° oder 20 °C) blieb gering. Wiederum in einem Laborversuch fanden JANZEN & MCGINN (1990) Verluste über Ammoniak aus Linsensproßmasse von bis zu 14 % des Gesamtstickstoffs in 14 Tagen. Sie weisen jedoch darauf hin, daß unter Feldbedingungen diese Verluste durch eine Reihe von Faktoren (Feuchtigkeit, Temperatur, etc.) eingeschränkt werden können. So wurden von WHITEHEAD & LOCKMEYER (1989) unter Feldbedingungen Stickstoffverluste in Form von Ammoniak aus Grasmulch (3 % N) von nur maximal 10 % vom Gesamtstickstoff im ersten Monat beschrieben. Lag der Stickstoffgehalt des Mulchmaterials unter 1 %, wurden keine Verluste über Ammoniak festgestellt. Nach JANZEN & MCGINN (1990) sind die gasförmigen Verluste als Ammoniak Anfangs relativ hoch, nehmen aber mit der Zeit deutlich ab.

Unter Berücksichtigung der genannten Literatur werden im weiteren Verlauf folgende Verlustraten angenommen:

Nv¹ von Mulch-N_t	über 2,5 % N in der Mulchmasse	1.-30. Tag	0,30 %/Tag
		ab 31. Tag	0,10 %/Tag
Nv¹ von Mulch-N_t	unter 2,5 % N in der Mulchmasse	1.-30. Tag	0,15 %/Tag
		ab 31. Tag	0,00 %/Tag

1: gasförmige Stickstoffverluste

Die von DREESMANN (1993) angesprochenen potentiellen Denitrifikationsverluste aus Mulchmaterial werden in Ermangelung von Forschungsergebnissen aus der Literatur nicht berücksichtigt.

2.2.3.7 Zusammenfassung der Berechnungsmethoden

Die Ergebnisse der vorausgegangenen Abschnitte lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Gesamte Stickstoffmenge unterhalb der Stoppelhöhe (N_{sw}):

N in Stoppeln und Wurzeln bis zum Umbruch
N_{sw} = 0,43^① *A_g

A_g Summe des N im Sproß der drei Schnitte [kg]

① Kap. 2.2.3.3, S. 23 → (30 / 70 = 0,43)

Fixierter Stickstoff in der gesamten Biomasse (N_{fix}) (Mineralisation und Verluste unberücksichtigt):

fixierter N	im Kleesproß	in Kleestoppel und -wurzeln	im Grassproß	in Grasstoppel und -wurzeln
N_{fix} =	0,82^① *K_g	+ 0,82 *0,43^② *K_g	+ c *G_{2,3}	+ c *0,29^③ *G_g

K_g Summe des N im Kleesproß der drei Schnitte [kg]

G_{2,3} Summe des N im Grassproß des 2. und 3. Schnitts [kg]

G_g Summe des N im Grassproß der drei Schnitte [kg]

c = 0,33 wenn Kleegehalt > 50 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)

c = 0,2 wenn Kleegehalt zwischen 30 und 50 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)

c = 0 wenn Kleegehalt unter 30 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)

① Kap. 2.2.3.2, S. 21

② Kap. 2.2.3.3, S. 23 → (30 / 70 = 0,43)

③ Kap. 2.2.3.4, S. 24 → (30 / 70 * 2/3 = 0,29)

Gesamte Menge an Stickstoffverlusten und erneut aufgenommenem Stickstoff aus der Mulchmasse (N_{tv}):

Stickstoffverluste aus der Mulchmasse	mineralisierter N	gasförmige N-Verluste
$N_{tv} =$	$0,2^{①} * A_1 + 0,15^{①} * A_2$	$+ m * 30^{②} * A_1 + n * x_1 * A_1 + m * 30^{②} * A_2 + n * x_2 * A_1$

- A₁ Summe des N im Sproß des ersten Schnitts [kg]
- A₂ Summe des N im Sproß des zweiten Schnitts [kg]
- m = 0,3 wenn N-Gehalt im Sproß >2,5 % in TM (Kap. 2.2.3.6, S. 26)
- m = 0,15 wenn N-Gehalt im Sproß <2,5 % in TM (Kap. 2.2.3.6, S. 26)
- n = 0,1 wenn N-Gehalt im Sproß >2,5 % in TM (Kap. 2.2.3.6, S. 26)
- n = 0 wenn N-Gehalt im Sproß <2,5 % in TM (Kap. 2.2.3.6, S. 26)
- x₁ (Tage zwischen erstem Mulchen und Umbruch) - 30
- x₂ (Tage zwischen zweitem Mulchen und Umbruch) -30
- ① Kap. 2.2.3.5, S. 25
- ② Kap. 2.2.3.6, S. 26

Menge der Verluste und des erneut aufgenommenen Stickstoffs vom fixierten Stickstoff aus der Mulchmasse (N_{fixv}): wie Formel für N_{tv} , doch statt A_1 und A_2 :

- A₁ = $0,82^{①} * K_1$ [kg]
- A₂ = $0,82^{①} * K_2 + c * G_2$ [kg]
- K₁ Summe des N im Kleesproß des 1. Schnitts [kg]
- K₂ Summe des N im Kleesproß des 2. Schnitts [kg]
- G₂ Summe des N im Grassproß des 2. Schnitts [kg]
- c = 0,33 wenn Kleegehalt > 50 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)
- c = 0,2 wenn Kleegehalt zwischen 30 und 50 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)
- c = 0 wenn Kleegehalt unter 30 % (Kap. 2.2.3.4, S. 24)
- ① Kap. 2.2.3.2, S. 21

Stickstoffinput zum Umbruchzeitpunkt (N_i):

N in Stoppeln, Wurzeln und Mulch zum Umbruch
$N_i = N_{fix} - N_{fixv}$

2.2.4 Ermittlung der Nitratverlagerung in den Unterboden

Die Verwendung eines der zahlreich vorhandenen numerischen Simulationsmodelle zur Berechnung der Nitratauswaschung kam im vorliegenden Versuch nicht in Betracht, da dies mit den erfaßten Daten nur über eine Reihe von Schätzungen möglich gewesen wäre. Auch eine sorgfältige Kalibrierung und Validierung anhand von Geländemeßdaten, die für eine befriedigende Genauigkeit solcher Modelle notwendig ist (DUYNISFELD, 1984), wäre im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich gewesen. Weiterhin werden auch in solchen Modellen vereinfachende Annahmen für die Prozesse im Boden getroffen (RICHTER, 1986; DEMUTH & HILTPOLD, 1993 und VAN DER

PLOEG, 1995), die eine Übertragung der gewonnenen Ergebnisse auf die Praxis in Frage stellen können.

Um die Abschätzung der Nitratverlagerung nachvollziehbar zu machen, wird im folgenden die verwendete Methode detailliert beschrieben. Dabei wird nur der Zeitraum zwischen Ende Oktober und Ende April (teilweise aufgrund der Datenlage kürzer) berücksichtigt, da auf dem vorliegenden Versuchsstandort mit seinem lehmigen Boden während der Hauptvegetationsphase keine große Sickerwasserbildung und damit auch keine wesentliche Nitratverlagerung in den Unterboden zu erwarten ist (KOHLMEYER, 1985).

Die Nitratverlagerung unterhalb 90 cm wurde aus folgenden Parametern geschätzt:

- der Sickerwassermenge (unterhalb 90 cm) zwischen den einzelnen Bodenbeprobungsterminen im Zeitraum Ende Oktober bis Ende April,
- den Nitratgehalten in der Schicht 60 - 90 cm an den Bodenbeprobungsterminen.

Dabei wurde folgende vereinfachende Annahmen gemacht:

Versuchsspezifisch:

- Kein Oberflächenabfluss,
Eine Berechnung des oberflächlichen Abflusses wurde nicht in Betracht gezogen, da dabei das Problem der Einbeziehung des Wasserabflusses durch Grobporen bisher nicht gelöst ist (DEMUTH & HILTPOLD, 1993). Aufgrund des geringen Gefälles der Versuchsfläche ist die Gefahr des oberflächlichen Abflusses jedoch als relativ gering zu bewerten.
- die aus der Schicht 60 - 90 cm verlagerte Wassermenge zwischen zwei Beprobungsterminen überschreitet nicht die Wasservorratsmenge der Schicht,
Nach eigenen Berechnungen traf diese Annahme während des gesamten Untersuchungszeitraums zu.
- keine Wasserentzüge durch Pflanzen aus der Schicht 60 - 90 cm im Berechnungszeitraum.

Vereinfachende Annahmen für Prozesse im Boden:

- Nur vertikale, eindimensionale Transportflüsse durch einen homogenen Boden,
- homogene Wasser- und Nitratverteilung in den einzelnen Schichten,
- vollständige vertikale Verdrängung der Bodenlösung, keine Berücksichtigung von immobilem Wasser und von Dispersion und Diffusion (siehe auch RICHTER, 1986).

2.2.4.1 Berechnung der Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge unterhalb 90 cm wurde mit Hilfe der Wasserhaushaltsgleichung errechnet (BEESE et al., 1978):

$$S = N - R - I - E - T$$

S	Sickerwasser
N	Niederschlag (gemessen)
R	Wasservorratsänderung (gemessen)
I	Interceptions-Verdunstung
E	Evaporation
T	Transpiration

Die Größen **I**, **E** und **T** wurden zusammengefaßt in der potentiellen Evapotranspiration (BEESE et al., 1978) aus Witterungsdaten errechnet.

Berechnung der Evapotranspiration

In der Regel ist die Verdunstung bei einer Bodenfeuchte über 60 - 70 % der nutzbaren Feldkapazität kaum eingeschränkt. Nach VAN EIMERN & HÄCKEL (1984) kann deshalb davon ausgegangen werden, daß die aktuelle Evapotranspiration im Winter fast immer der potentiellen Evapotranspiration entspricht.

Die potentielle Evapotranspiration wurde nach der Formel von HAUDE (1954 und 1955) berechnet. Nach SCHRÖDTER (1985) ist sie trotz der relativ geringen Zahl an einfließenden Parametern die empfehlenswerteste unter den einfachen Formeln.

Potentielle Evapotranspiration nach Haude:

$$E_p = f(E_s - e)$$

E_p	potentielle Evapotranspiration [mm/Tag]
E_s	Sättigungsdampfdruck um 14 Uhr [mbar]
e	Dampfdruck um 14 Uhr [mbar]
f	Faktor [mm/mbar]

Die Parameter **E_p** , **E_s** und **e** wurden gemessen bzw. aus gemessenen Daten berechnet. Für den Faktor **f** wurden bei Klee gras und den Zwischenfrüchten (bis zum Abfrieren) die von VAN EIMERN & HÄCKEL (1984) für Wiese angegebenen Werte der entsprechenden Monate verwendet. Für die anderen Kulturen wurden für April die entsprechenden von SPONAGEL (1980) ermittelten Faktoren verwendet. Da für die Wintermonate ohne bedeutenden Bewuchs in der Literatur keine Korrekturfaktoren vorliegen, wurde hier der von SPONAGEL (1980) ermittelte Faktor für Sommergerste der ersten Aprildekade angenommen.

Für einen begrenzten Zeitraum der Versuchsdauer lag eine größere Auswahl von Witterungsparametern vor. Diese ermöglichte einen Vergleich der Haude-Formel mit den komplexeren Formeln sowohl nach Penman (PENMAN, 1954) als auch verändert nach Penman (DOORENBOS & PRUITT, 1977). Bei der Verwendung der verschiedenen Werte der Evapotranspiration zur Schätzung der Nitratverlagerung ergaben sich jedoch keine nennenswerten Unterschiede in den Ergebnissen. Deshalb wird nur die unter Verwendung der Haude-Formel berechnete Nitratverlagerung dargestellt.

Alle genannten Formeln dienen vor allem als Grundlage von Bewässerungsberechnungen (HAUDE, 1954; DOORENBOS & PRUITT, 1977 und SPONAGEL, 1980), sie wurden für den Vegetationszeitraum entwickelt und überprüft. Vergleiche von berechneten Evapotranspirationswerten mit Messungen für den Winterzeitraum konnten in der Literatur nicht gefunden werden. In einem Methodenvergleich wurde von GENID et al. (1982) jedoch die nach der Haude-Formel berechnete Evapotranspiration für den Winter als relativ realistisch eingeschätzt. Er stellte auch die besondere Eignung dieser Formel für den norddeutschen Raum heraus, da sie dort entwickelt wurde.

Im Gegensatz zur potentiellen Evapotranspiration hängt die aktuelle Evapotranspiration während der Vegetationsperiode u.a. stark von Faktoren wie der aktuellen Bodenfeuchte und der Entwicklung des Pflanzenbestandes ab (RIJTEMA, 1965 und BEESE et al., 1978). Da die benötigten Daten für Formeln, die diese Faktoren berücksichtigen, im Rahmen dieser Arbeit nicht erfaßt wurden, war eine Berechnung der Sickerwassermengen über das gesamte Jahr nicht möglich.

Wasservorratsänderung und Niederschlag

Die Wasservorratsänderung zwischen zwei Beprobungsterminen wurde über den jeweiligen Wassergehalt der Proben berechnet. Die Niederschlagsmengen wurden gemessen (Kap. 2.1.2).

2.2.4.2 Berechnungsschema für die Nitratverlagerung

Die geschätzte Nitratverlagerung von Ende Oktober bis Mitte April unterhalb 90 cm setzt sich aus der Summe der nach folgender Formel berechneten Einzelschätzungen zwischen den einzelnen Beprobungsterminen zusammen:

$$VNO_3 = S \cdot KNO_3$$

- VNO_3 Nitratverlagerung zwischen zwei Beprobungsterminen
 S Sickerwassermenge (tiefer 90 cm) zwischen zwei Beprobungsterminen
 KNO_3 Nitratkonzentration in 60 - 90 cm am ersten der beiden Beprobungstermine

2.2.5 Statistische Auswertung

Bei allen Pflanzen- und Bodendaten, die mit Wiederholungen erfaßt wurden, erfolgte die Durchführung einer multifaktoriellen Varianzanalyse. Bei Verwerfung der Nullhypothese im F-Test wurde im Anschluß der LSD-Test als multipler Mittelwertvergleich verwendet (SACHS, 1992, S. 650).

Da die N_{\min} -Beprobung nur in RI mit Wiederholungen durchgeführt wurde, konnten nur die aus dieser Rotation ermittelten Daten bzw. die daraus berechneten Werte varianzanalytisch ausgewertet werden. Um die Ergebnisse der anderen Rotationen bewerten zu können, wird auf die Streuung dieser Daten in Kapitel 3.1 eingegangen.

Bei dem Vergleich der Bodendaten über die Jahre wurde der t-Test für paarweise angeordnete Meßwerte verwendet (SACHS, 1992, S. 407).

Korrelations- und Regressionsanalysen wurden bei dem Vergleich des Parameters Nitratverlagerung mit den Nitratgehalten des Bodens durchgeführt.

Alle statistischen Aussagen basieren auf dem Signifikanzniveau von $p \leq 0,05$.

Eine Verrechnung der Daten mit speziell für Dauerversuche geeigneten komplexen statistischen Modellen, wie sie z.B. von SUHARJO (1995) beschrieben wurden, ist für den Versuch bisher nicht möglich, da dafür mehrere Fruchtfolgedurchläufe nötig sind.

2.2.6 Grafische Darstellung

Ein Teil der Ergebnisse sowohl der Boden- als auch der Pflanzenuntersuchungen wird im Kapitel 3 in Form von Kurven dargestellt, um eine Dynamik über die Zeit anschaulicher zu machen. Dabei ist zu beachten, daß jeweils nur die aufgeführten, durch Linien verbundenen Punkte Meßwerte darstellen. Abweichungen des realen Verlaufs von der Kurve sind somit, unabhängig vom jeweiligen Parameter, nicht ausgeschlossen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorbemerkungen zu den Ergebnissen der N_{\min} -Beprobung

Um eine detailliertere Beurteilung der in den folgenden Kapiteln dargestellten N_{\min} -Ergebnisse zu ermöglichen, soll vorab auf die Zusammensetzung der N_{\min} -Werte aus Nitrat und Ammonium und die Streuung der Meßwerte eingegangen werden. Letzteres ist besonders wichtig, da eine statistische Verrechnung nur bei den Ergebnissen von RI möglich war (Kap. 2.2.5).

3.1.1 Nitrat und Ammonium

Aus Tabelle 18 ist zu erkennen, daß die Ammonium-N-Gehalte im Vergleich zum Nitrat-N meist auf einem sehr geringen Niveau lagen. Relevante Mengen wurden nur an wenigen Terminen in der Schicht 0 - 30 cm gefunden. Im Durchschnitt aller Proben betrug der Anteil des Ammonium-N je nach Schicht 10 - 13 % des N_{\min} .

Tab. 18: Durchschnittliche und maximale Werte von Ammonium-N und Nitrat-N in kg/ha (Auswertung sämtlicher Proben des Zeitraums August 1992 bis September 1996)

Parameter		0-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
NO_3^- -N	Mittel	15,5	7,6	4,0
	Max	126,8	53,7	37,4
NH_4^+ -N	Mittel	2,4	0,8	0,6
	Max	13,9	5,0	2,9

3.1.2 Streuung der N_{\min} -Werte

Eine N_{\min} -Beprobung erfolgte nur in RI über die gesamte Versuchsanlage. Da in den anderen Rotationen nur ein Block (B3) beprobt wurde, soll zuerst auf die Repräsentativität der Daten aus B3 eingegangen werden. Dafür wurden die N_{\min} -Daten aller drei Schichten der verschiedenen Düngungsvarianten aus RI von 1994 bis 1996 varianzanalytisch verrechnet und hinsichtlich der Blockunterschiede untersucht. Nur an einigen wenigen Terminen wurden signifikante Unterschiede zwischen einzelnen Blöcken gefunden. Die Unterschiede zwischen dem Mittelwert und den Werten aus B3 konnten

jedoch in keinem Fall abgesichert werden. Aufgrund dieser Resultate wird im weiteren Verlauf davon ausgegangen, daß auch die nur in B3 gemessenen Werte der Rotationen RII, RIII und RIV auf die gesamte Versuchsfläche übertragbar sind.

Für die Beurteilung der Stickstoffdynamik ist die Streuung der N_{\min} -Werte von Bedeutung. Die Darstellung der Differenzen zwischen den Einzelparzellenergebnissen und dem jeweiligen Mittelwert der N_{\min} -Werte aus der Schicht 0 - 30 cm in Abbildung 3 zeigt, daß über 90 % der jeweils vier Proben an einem Termin um maximal ± 6 kg N/ha vom Mittelwert abwichen. Allerdings lagen bei einzelnen Proben die Differenzen auf einem sehr hohen Niveau.

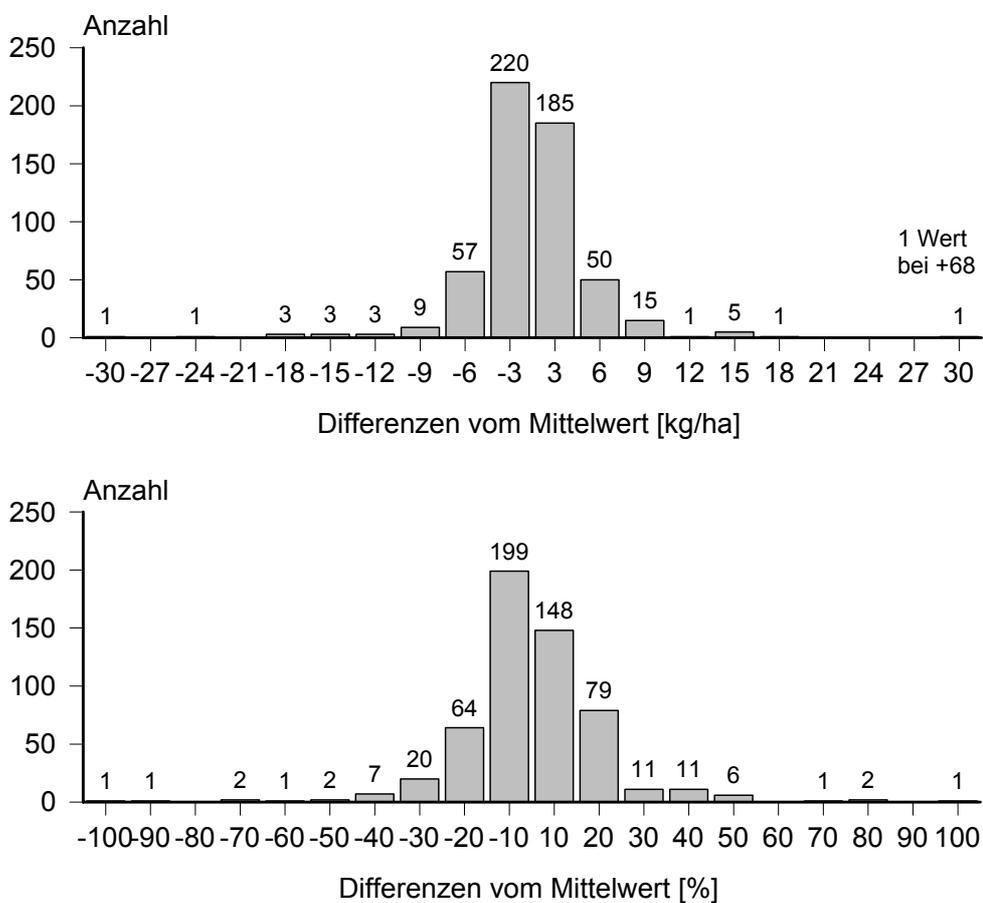


Abb. 3: Verteilung der Differenzen zwischen den N_{\min} -Werten (0-30 cm) der jeweils vier Einzelparzellen und dem Mittelwert im Zeitraum August 1992 bis September 1996 in RI (556 Proben)

Die durchschnittliche Abweichung der einzelnen N_{\min} -Werte vom Mittelwert in kg/ha nahm mit der Tiefe ab. Da jedoch auch die durchschnittliche Höhe der N_{\min} -Gehalte nach unten hin abnahm, war die prozentuale Abweichung in den tieferen Schichten höher als in der Schicht 0 - 30 cm (Tab. 19). In dieser Tabelle ist neben dem arithme-

tischen Mittel auch der Median der Differenzen angegeben, da dieser die Häufigkeitsverteilung höher und die Extremwerte weniger stark bewertet (SACHS, 1992, S.155).

Tab. 19: Differenzen (\pm) zwischen den Einzelparzellenergebnissen und dem jeweiligen Mittelwert der N_{min} -Werte im Zeitraum August 1992 bis September 1996 in RI

	0-30 cm		30-60 cm		60-90 cm	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Median ¹	1,9	13,4	1,8	25,1	0,8	20,0
Mittel ¹	2,7	14,6	2,2	26,7	1,1	22,5
Maximum ²	68,3	97,1	11,1	103,9	5,6	128,6

- 1 Mittlere Abweichung (\pm) von den einzelnen Mittelwerten
 2 Maximale Abweichung (\pm) vom einzelnen Mittelwert

Aus der Darstellung der N_{min} -Dynamik (0-30 cm) in RI (Abb. 4) wird deutlich, daß trotz großer Abweichungen einzelner Parzellenergebnisse vom Mittelwert an einigen Terminen der Kurvenverlauf im wesentlichen auch von den Ergebnissen der Einzelparzellen wiedergegeben wird.

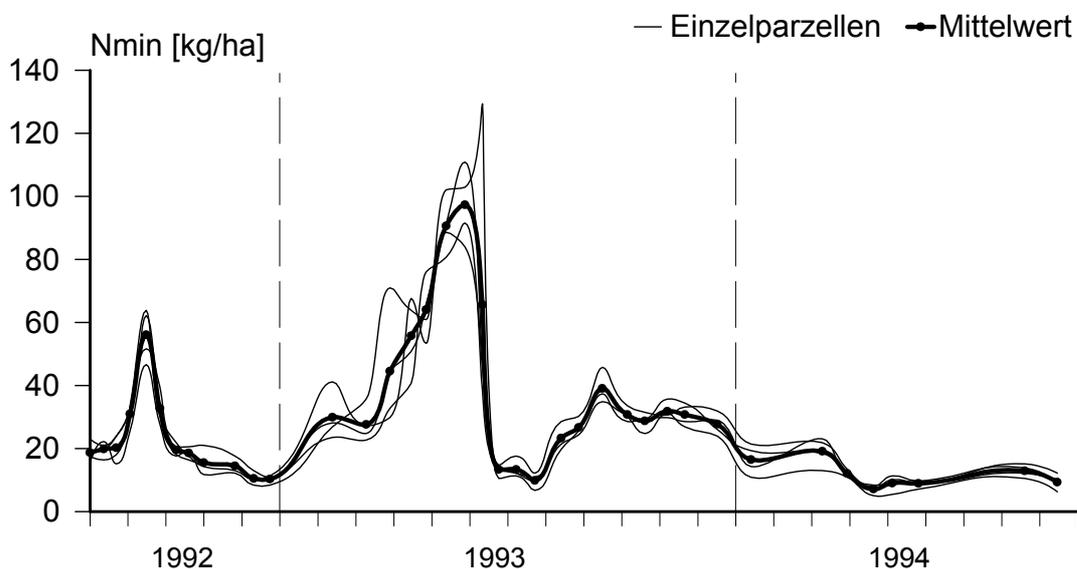


Abb. 4: N_{min} -Dynamik in RI (0-30 cm) von August 1992 bis September 1994 sowohl aus den Ergebnissen der einzelnen Parzellen als auch aus den Mittelwerten abgeleitet

Es fällt auf, daß die größten Abweichungen in Zeiträumen schneller Veränderungen auftraten. Es kann daher davon ausgegangen werden, daß die Unterschiede zwischen Einzelparzellenergebnissen zum Teil auf eine zeitliche Verschiebung der die N_{\min} -Gehalte beeinflussenden Prozesse (z.B. Mineralisation, Immobilisation und Pflanzenentzug) zurückzuführen sind.

Bei der in Kapitel 3.2.2 berechneten Nettomineralisation gehen die N_{\min} -Daten von einzelnen Terminen aus der Schicht 0 - 90 cm mit ein. Als Anhaltspunkt für die Streuung der N_{\min} -Werte wird dabei jeweils der Minimum-Maximum-Bereich der N_{\min} -Daten in RI angegeben.

3.1.3 Streuung der Nitratwerte in der Schicht 60 - 90 cm

Bei der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methode zur Ermittlung der Nitratverlagerung wurden nur die Nitratgehalte der Schicht 60 - 90 cm verwendet. Die Streuung der Nitratwerte dieser Schicht innerhalb der einzelnen Beprobungstermine ist in Tab. 20 dargestellt. Zwischen den einzelnen Düngevarianten war die Schwankungsbreite nie größer als zwischen den Wiederholungen.

Tab. 20: Differenzen (\pm) zwischen den Einzelparzellenergebnissen und dem jeweiligen Mittelwert der NO_3 -N-Werte (60-90 cm) des Zeitraums Oktober bis April von 1992 bis 1996 in RI

	kg/ha	%
Median ¹	1,1	27,9
Mittel ¹	1,8	28,2
Maximum ²	5,6	115,4

1 Mittlere Abweichung (\pm) von den einzelnen Mittelwerten

2 Maximale Abweichung (\pm) vom einzelnen Mittelwert

3.1.4 Streuung der Bodenwassergehaltswerte

Bei der Ermittlung der Nitratverlagerung im Boden wurden für die Berechnung der Änderung des Bodenwasservorrats die Bodenwassergehalte der N_{\min} -Proben verwendet. Die Differenzen zwischen den Einzelergebnissen und den jeweiligen Mittelwerten waren im Oberboden geringer als in den unteren Schichten (Tab. 21). Relativ zur Höhe des Bodenvorrats war die Streuung deutlich geringer als bei den N_{\min} - oder Nitratmengen. Für die Schicht 0 - 90 cm beträgt der Median der Abweichung ca. 7 l/m².

Tab. 21: Differenzen (\pm) zwischen den Einzelparzellenergebnissen und dem jeweiligen Mittelwert des Bodenwasservorrats im Zeitraum Oktober bis April der Jahre 1992 bis 1996 in RI

	0-30 cm		30-60 cm		60-90 cm	
	l/m ²	%	l/m ²	%	l/m ²	%
Median ¹	1,3	1,7	3,2	3,7	2,4	3,0
Mittel ¹	1,7	2,0	3,6	4,6	3,6	3,3
Maximum ²	7,1	15,8	10,4	14,1	10,4	24,3

1 Mittlere Abweichung (\pm) von den einzelnen Mittelwerten

2 Maximale Abweichung (\pm) vom einzelnen Mittelwert

3.2 Stickstoffdynamik und Pflanzenentwicklung in der ungedüngten Fruchtfolge

Im folgenden werden die für den Untersuchungsaspekt *Einfluß der Fruchtfolge auf die Stickstoffdynamik und -ernährung sowie auf die Pflanzenentwicklung* ermittelten Ergebnisse vorgestellt und direkt diskutiert.

3.2.1 Entwicklung und Stickstoffakkumulation der Grünbrachen

Der Stickstoffimport durch die einjährige Klee gras-Grünbrache war als Grundlage der Stickstoffernährung der untersuchten viehlosen ökologischen Fruchtfolge geplant. Deshalb war die Beurteilung der möglichen Stickstoffzufuhr durch die Leguminosen ein wichtiger Untersuchungsschwerpunkt des Versuchs.

3.2.1.1 Sproßentwicklung der Grünbrachen

Die Stickstoffakkumulation einer Grünbrache hängt stark von der Biomasseentwicklung des Bestandes ab. Die Entwicklung der Pflanzen wird wiederum durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Im vorliegenden Versuch waren neben der unterschiedlichen Witterung auch einige Unterschiede im Management zwischen den verschiedenen Jahren des Versuchszeitraums von Bedeutung (Tab. 22).

Tab. 22: *Bedeutende Unterschiede im Management der Grünbrachen*

Parameter	Rotation Jahr				
	RI ₉₂	RII ₉₃	RIII ₉₄	RIV ₉₅	RI ₉₆
Bearbeitung vor Ansaat	Pflug/ Kreiselegge	Rotorgrubber	Untersaat	Pflug/ Kreiselegge	Pflug/ Kreiselegge
Leguminosen	Rotklee	Rotklee	Weißklee	Rotklee	Kleemischung
Mulchtermine	Siehe Abbildung 5, Seite 41				

Eine Trennung der Wirkung der einzelnen Einflüsse mit statistischen Methoden war nicht möglich. Im folgenden soll deshalb versucht werden, die Bedeutung einzelner Faktoren, wie z.B. Management und Witterung, durch eine Analyse der Pflanzenentwicklung unter Zuhilfenahme von Literaturangaben abzuschätzen.

Ansaatjahr

Nach der Ansaat der Grünbrachen konnten in den einzelnen Rotationen deutliche Effekte der verschiedenen Ansaatmethoden beobachtet werden. Nach Pflügen und Blanksaat im August entwickelten sich in RI₉₂, RIV₉₅ und RI₉₆ bis zum Herbst dichte Bestände mit deutlich sichtbarem Kleeanteil. Wie auch von RENIUS & LÜTKE ENTRUP (1985) beschrieben, führte in RII₉₃ die nicht wendende Bearbeitung mit dem Rotorgrubber direkt zur Saat der Grünbrache zu einem hohen Anteil Auflaufgerste im Bestand. Die Untersaat in RIII₉₄ wurde nach ungleichmäßiger Entwicklung im Herbst stark durch Mäusefraß geschädigt. Die Wahl der Gemengepartner hatte keinen klar ersichtlichen Einfluß auf die Entwicklung der Grünbrache im Ansaatjahr.

Grünbrachejahr

Die Entwicklung der Grünbrachen im Jahr nach der Ansaat verlief in den einzelnen Rotationen sehr unterschiedlich, so daß die Sproßmassen und die enthaltenen Stickstoffmengen (Summen der drei Schnitte) stark variierten. Die Werte der in Tabelle 23 aufgeführten Parameter lagen bei den Grünbrachen in RI₉₂ und RII₉₃ im Rahmen der in Tabelle 24 zusammengestellten Daten aus der Literatur. Die Sproßmassen und vor allem die Stickstoffmengen der Grünbrachen in RIII₉₄, RIV₉₅ und RI₉₆ waren dagegen deutlich niedriger. Nur die acht Grünbrachen in einem langjährigen Feldversuch von STOPES et al. (1996) wiesen ähnlich starke Schwankungen in der Biomasseproduktion und der Stickstoffakkumulation auf.

Tab. 23: Sproßmasse und die enthaltene Stickstoffmenge (Summe der drei Mulch-schnitte) der Grünbrachen

Parameter	Einheit	Rotation Jahr					Mittel
		RI ₉₂	RII ₉₃	RIII ₉₄	RIV ₉₅	RI ₉₆	
Sproßmasse	dt/ha (TM)	109 ^{a1}	95 ^b	61 ^d	69 ^{cd}	76 ^c	82
N-Inhalt	kg/ha	322 ^a	208 ^b	157 ^c	97 ^d	170 ^c	191
Kleeanteil	% (TM)	56 ^a	34 ^b	34 ^b	9 ^c	35 ^b	34
Klee-N	% (N _t)	70 ^a	53 ^{ab}	48 ^b	19 ^c	56 ^{ab}	49

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Ein Einfluß der Ansaatmethode auf die Entwicklung der Grünbrachen im zweiten Jahr konnte von den unterschiedlichen Einflüssen in den verschiedenen Jahren nicht klar abgegrenzt werden. Nur der früh einsetzende Mäusefraß in der als Untersaat etablierten Grünbrache kann zum großen Teil der fehlenden Bodenbearbeitung nach der Ernte zugeschrieben werden (HOFFMANN & SCHMUTTERER, 1983, S. 169).

Tab. 24: Literaturangaben über Sproßmasse (über Stoppel), Kleeanteil und Stickstoffinhalt von Klee gras im ersten Jahr nach Ansaat (keine wesentliche Düngung)

Autoren	Nutzung	Sproß dt/ha (TM)	Kleegehalt % (TM)	N-Inhalt kg/ha
HILBERT & LEISEN, 1990	Grünbrache bis Oktober	60-100	k.A.*	k.A.
JUNGE & MARSCHNER, 1991	Grünbrache bis Oktober	80	k.A.	k.A.
DREESMANN, 1993	Grünbrache bis August	149 / 165	61 / 62	276 / 301
MIETKOWSKI & HORST, 1995	Grünbrache bis Herbst	k.A.	k.A.	325
STOPEs et al., 1996	Grünbrache	52-150 Ø 110	k.A.	150-408 Ø 273
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	Schnittnutzung	119-173 Ø 149	66-92 Ø 76	362-475 Ø 425
MCNEILL & WOOD, 1990	Schnittnutzung bis Oktober	97	49	295
BESSON et al., 1992	Schnittnutzung	119-152	k.A.	k.A.
HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995	Schnittnutzung bis November	120	59	228
HØGH-JENSEN & SCHJØRRING, 1994	Schnittnutzung bis November	105	56	224

* keine Angaben

Die Unterschiede in der Grünbracheentwicklung zwischen den Rotationen zeigten sich besonders in der Biomassebildung bis zu den einzelnen Mulchterminen und in den Kleeanteilen zu diesen Zeitpunkten (Abb. 5).

Erster Mulchtermin

Eindeutige Zusammenhänge zwischen Witterungs- bzw. Managementeinflüssen und den unterschiedlichen Aufwuchsleistungen bis zum ersten Mulchtermin waren nicht zu erkennen. Die unterschiedlichen Niederschlagsmengen im Frühjahr der einzelnen Jahre hatten wahrscheinlich aufgrund relativ hoher Wassergehalte im Boden und einer geringen Verdunstung bei niedrigen Temperaturen im Frühjahr kaum Auswirkungen auf das Wachstum. Auch der Temperaturverlauf zeigte keine klare Wirkung auf das Pflanzenwachstum. Die hohe Aufwuchsleistung bis zum ersten Mulchtermin in RI₉₆ ist auf den witterungsbedingt sehr späten Schnittzeitpunkt zurückzuführen.

Im Vergleich zu den anderen Grünbrachen waren die Kleeanteile in RIII₉₄ und RIV₉₅ sehr niedrig. In RIII₉₄ beruhte dies hauptsächlich auf dem im Oktober einsetzenden Mäusefraß, der vor allem den Klee über Winter stark dezimierte. Die hier beobachtete Präferenz der Mäuse für Leguminosen wurde auch von LEUTERT (1983) und DREESMANN (1993) beschrieben. Über das Potential der Feldmausschädigungen im Kleeanbau gibt die Untersuchung von SIMON (1960) aus den fünfziger Jahren

Aufschluß. Er fand, daß fünfzig Prozent der von ihm erfaßten Schädigungen, die zu einer Neuansaat führten, durch Feldmausbefall hervorgerufen wurden.

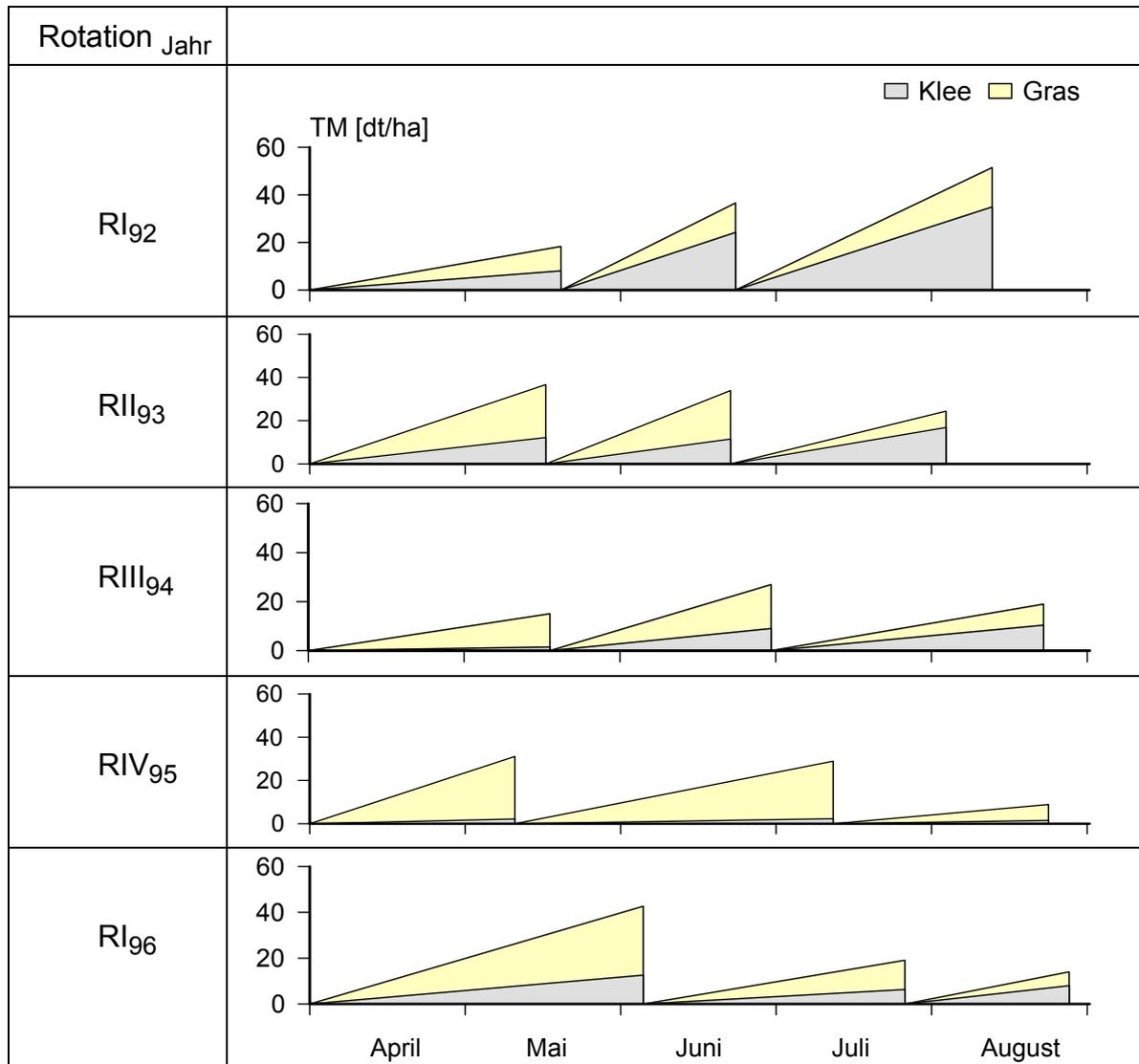


Abb. 5: Schematische Darstellung der Sproßmasseentwicklung (Gras und Klee) bis zu den einzelnen Mulchterminen der verschiedenen Grünbrachen

In dem bis zum Herbst gut entwickelten Bestand in RIV₉₅ wurden die Kleepflanzen aufgrund von Pilzbefall bei sehr feuchter und relativ warmer Witterung im November und Dezember stark dezimiert. Die in diesen beiden Grünbrachen durchgeführten Kleenachsaaten hatten keinen Erfolg.

Zweiter Mulchtermin

Obwohl der Zeitraum zwischen dem ersten und dem zweiten Mulchtermin in RIII₉₄, RIV₉₅ und RI₉₆ länger war als bei den anderen beiden Grünbrachen, lag die Aufwuchsleistung auf einem niedrigeren Niveau. In RIII₉₄ konnte dafür die nur langsam nachlassende Nachwirkung des Mäuseschadens verantwortlich gemacht werden. Das zögernde Wachstum in RIV₉₅ ist eventuell auf den sehr niedrigen Kleeanteil und die damit schlechtere Stickstoffversorgung zurückzuführen. Dafür sprechen auch die trotz geringer Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen niedrigen N_{\min} -Gehalte während der Vegetationszeit (siehe auch Abb. 7, S. 45). In beiden Rotationen kann eine Beeinträchtigung durch die Witterung kaum eine Rolle gespielt haben. Im Vergleich mit den Vorjahren war die Wasserversorgung vergleichbar oder besser und die Temperaturen lagen auf einem ähnlichen Niveau. In RI₉₆ wurde der erste und zweite Mulchschnitt relativ spät vorgenommen, so daß dort der negative Einfluß einer schlechteren Wasserversorgung im Sommer eine Ursache der geringen Aufwuchsleistung gewesen sein kann. Zudem wurde dort der Pflanzenbestand durch eine unzureichende Mulchtechnik beim ersten Termin geschädigt.

In RIII₉₄ war im Gegensatz zu RIV₉₅ eine deutliche Erholung des fast ausgerotteten Kleebestandes zu beobachten. Ein Grund dafür könnte der nur in der Grünbrache in RIII₉₄ verwendete Weißklee sein. Dieser kann aufgrund seiner Fähigkeit, Ausläufer zu bilden, Lücken im Bestand besser schließen als Rotklee (GEISLER, 1980, S. 371).

Dritter Mulchtermin

Nach VOIGTLÄNDER & JACOB (1987) haben die verwendeten Klee- und Grasarten hohe Ansprüche an die Wasserversorgung, ihr Leistungsmaximum liegt bei Temperaturen zwischen 10 und 20 °C. Vor allem in dem Abschnitt zwischen dem zweiten und dem dritten Mulchtermin, d.h. im Hochsommer, ist eine Beeinträchtigung durch die Witterung möglich. So ist die sehr geringe Biomassebildung in RIII₉₄ und RIV₉₅ wahrscheinlich vor allem auf die schlechte Wasserversorgung, verbunden mit hohen Temperaturen, zurückzuführen (SIMON, 1960). Ein weiterer Grund für die niedrige Aufwuchsleistung in RIV₉₅ könnte die schon beim zweiten Mulchtermin erwähnte geringe Stickstoffzufuhr aufgrund des niedrigen Kleeanteils sein. Trotz günstiger Witterungsbedingungen war die Sproßmasseproduktion in RII₉₃ und RI₉₆ deutlich geringer als in RI₉₂. Dies ist wohl vor allem auf den in beiden Rotationen kürzeren Aufwuchszeitraum zurückzuführen. Dabei spielt nicht nur die kürzere Assimilationszeit eine Rolle, sondern auch die von NEHRING & BEYER (1969) beschriebene, nach einem Schnitt ansteigende Produktionsleistung pro Tag.

Abschließend können die wichtigsten Einflußfaktoren auf die Biomassebildung der Grünbrachen wie folgt zusammengefaßt werden:

- direkter Witterungseinfluß,
- Management (zum Teil durch Witterung beeinflusst),
- andere Umwelteinflüsse (z.B. Schädlinge).

Über die oben genannten Zusammenhänge hinaus war ein Einfluß auf die Biomasseproduktion durch die unterschiedlichen Gemengepartner und die Stellung der Grünbrache in der Fruchtfolge nicht zu erkennen.

3.2.1.2 Akkumulierte und fixierte Stickstoffmenge

Stickstoffverluste aus dem Mulchmaterial

Für die Einschätzung der Stickstoffzufuhr durch eine Grünbrache sind die gasförmigen Stickstoffverluste und die erneute Pflanzenaufnahme von mineralisiertem Stickstoff aus der Mulchmasse von Bedeutung. Diese müssen von der gemessenen Stickstoffmenge in der frischen Mulchmasse abgezogen werden. Je nach Rotation wurde diese Größe auf 15 bis 27 % ($\bar{\text{O}}$ 21 %) der Stickstoffsumme im Sproß geschätzt (Kap. 2.2.3.6). In Abbildung 6 wird die gemessene Stickstoffmenge im Sproß der drei Aufwüchse mit der geschätzten Stickstoffmenge im gesamten Mulchmaterial zum Umbruchtermin verglichen.

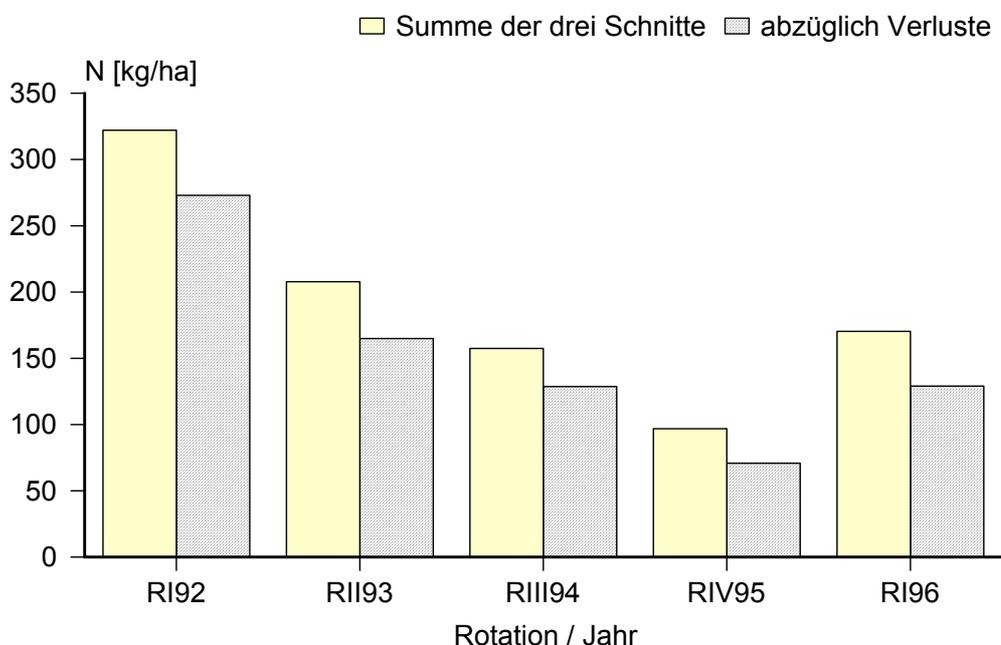


Abb. 6: Stickstoff in der Mulchmasse der Grünbrachen (Summe der drei Mulchschnitte) unter Berücksichtigung der geschätzten gasförmigen Verluste und der erneuten Aufnahme von mineralisiertem Stickstoff aus der Mulchmasse

Bei der Schätzung wurden Faktoren wie Witterung (FRANKO, 1984 und JANZEN & MCGINN, 1990) und Struktur des Mulchmaterials (VILSMEIER & AMBERGER, 1981 und GLASENER & PALM, 1995) aufgrund der zu geringen Datengrundlage und der problematischen Übertragbarkeit von Literaturangaben nicht berücksichtigt (Kap. 2.2.3). Es muß beachtet werden, daß die geschätzten Werte infolge des Einflusses dieser Faktoren relativ stark von den realen Werten abweichen können.

Stickstoff in Wurzeln und Stoppeln

Die geschätzte Stickstoffmenge in der bis zum Umbruch produzierten Wurzel- und Stoppelmasse lag zwischen 42 kg N/ha in RIV₉₅ und 137 kg N/ha in RI₉₂ (siehe auch Abb. 8). Im Vergleich zu den von PIORR (1992) und HEB (1989) gefundenen Stickstoffmengen in Klee graswurzeln und -stoppeln (August des ersten Hauptnutzungsjahres) von 132 bis 181 kg N/ha liegen die hier geschätzten Werte in einem niedrigen Bereich. Sowohl die hier vorgenommene Schätzmethode als auch die starken Einflüsse von Faktoren wie Standortbedingungen, Entwicklung des Klee grasses, Management usw. (LAMBA et al., 1949; KÖHNLEIN & VETTER, 1953; SAUERBECK et al., 1980) schränken die Vergleichbarkeit mit diesen Literaturwerten jedoch ein.

Da sowohl das Mulchmaterial als auch die Stoppeln maximal in Bearbeitungstiefe in den Boden eingearbeitet werden, ist für eine Lokalisation des Grünbrachestickstoffs nur noch die Verteilung der Wurzeln von Bedeutung. KÖHNLEIN & VETTER (1953) fanden bei einem einjährigen Klee gras über 95 % der Wurzelmasse von 0 - 45 cm in der Schicht 0 - 30 cm. Es kann somit davon ausgegangen werden, daß auch der wesentliche Anteil des Wurzelstickstoffs im Oberboden vorliegt. Mit einem begrenzten Eintrag von Pflanzenmaterial in den Unterboden durch Bodenlebewesen ist jedoch zu rechnen.

Fixierte Stickstoffmenge

Bei der Schätzung der fixierten Stickstoffmenge in der Biomasse wurde aufgrund von Literaturangaben angenommen, daß der Anteil fixierten Stickstoffs am gesamten Klee stickstoff 82 % beträgt (Kap. 2.2.3.2). Dieser Anteil kann jedoch aufgrund von verschiedenen Umweltbedingungen variieren (HAVEKA, 1982). Von BECANA & SPRENT (1987) wird eine Reduzierung der Fixierleistung durch hohe Mengen an verfügbarem Stickstoff im Boden beschrieben. Dieser Einfluß kann jedoch im Untersuchungszeitraum aufgrund der relativ geringen N_{\min} -Gehalte im Boden (Abb. 7) ausgeschlossen werden. Auch eine Hemmung der symbiontischen Stickstofffixierung durch zu geringe Phosphorgehalte (HEINZMANN, 1981) ist unwahrscheinlich, da der Boden des Versuchsstandorts mit ca. 7 mg P/100 g (CAL-Extrakt) nach HLVA (1989) als gut versorgt eingestuft werden kann. Die stark ausgeprägte Sommertrockenheit in den Jahren 1994 und 1995 könnte jedoch die Fixierleistung beeinträchtigt haben, da diese negativ auf eine schlechte Wasserversorgung reagiert (DOMENACH & CORMAN, 1985). Da jedoch

eine Quantifizierung dieses Einflusses mit Hilfe der Literaturangaben nicht möglich war, wurde dieser Faktor nicht in die Schätzung einbezogen.

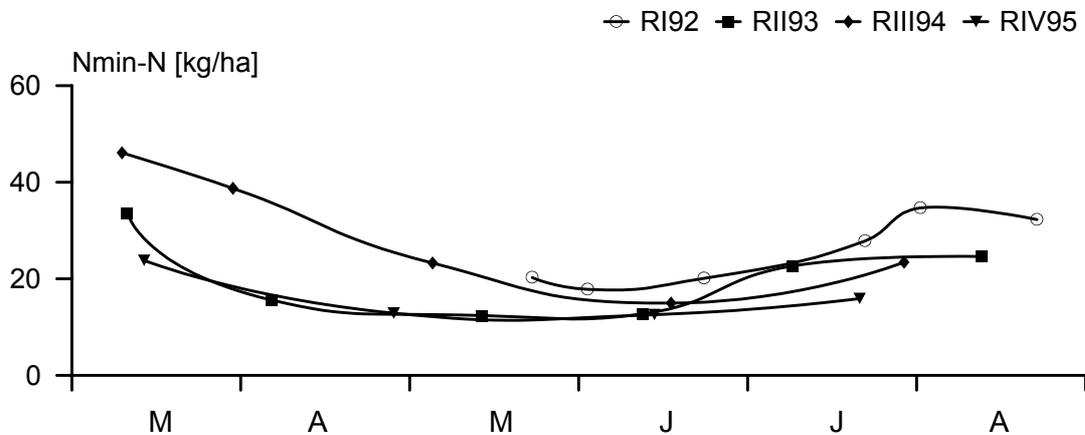


Abb. 7: N_{min} -Gehalte im Boden (0-90 cm) von März bis August unter den Grünbrachen RI₉₂ bis RIV₉₅

Um die mögliche Variation der Fixierleistung zu berücksichtigen, wurden die Berechnungen auch mit der aus der vorliegenden Literatur abgeleiteten Spannbreite des Anteils am Gesamtstickstoffs von 70 bis 95 % durchgeführt (Kap. 2.2.3.2). Dabei ergab sich bei der fixierten Stickstoffmenge ein Schwankungsbereich von ± 15 bis ± 19 %.

In Abbildung 8 sind die geschätzten Gesamtstickstoff- und N_{fix} -Mengen der fünf Grünbrachen zum Zeitpunkt des Umbruchs dargestellt. Für alle dabei aufgeführten Teilgrößen diente die gemessene Stickstoffmenge im Sproß als Berechnungsgrundlage.

Ein Vergleich mit den in Tabelle 25 aufgeführten Daten aus der Literatur zeigt das, mit Ausnahme von RI₉₂, relativ niedrige Niveau der fixierten Stickstoffmengen. Im wesentlichen kann das auf die geringere Biomasseproduktion und damit auch geringere Stickstoffakkumulation zurückgeführt werden. So beruhten die hohen N_{fix} -Mengen bei BOLLER & NÖSBERGER (1987) vor allem auf den hohen Aufwuchsleistungen in Kombination mit hohen Kleegehalten. Selbst die gut entwickelte Grünbrache in RI₉₂ blieb auf einem weitaus niedrigeren Niveau. Dies ist wohl vor allem auf die kurze Vegetationszeit, bedingt durch den Umbruch im August, zurückzuführen.

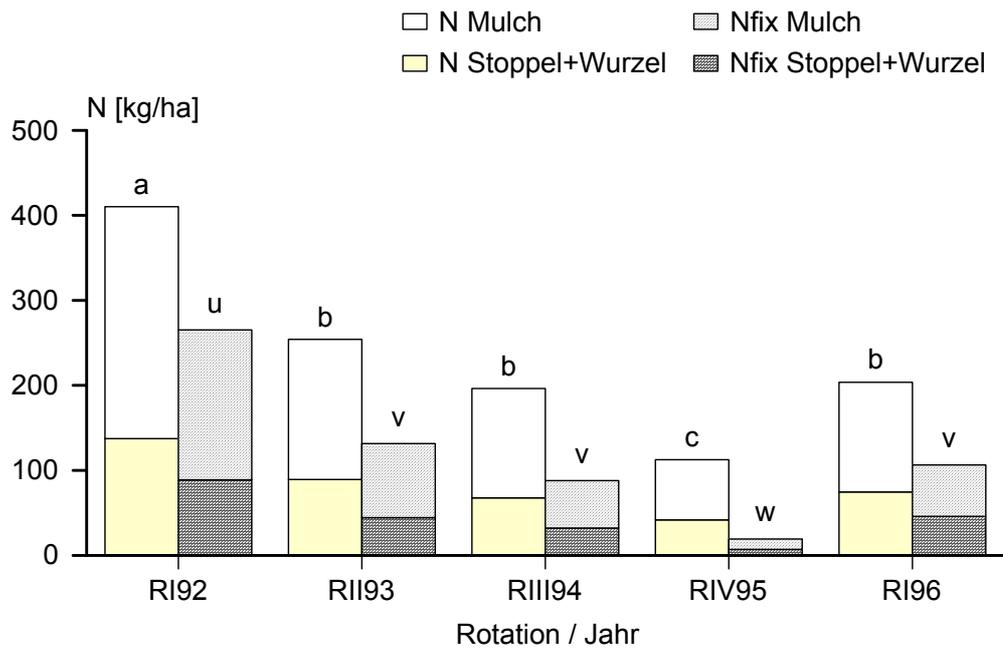


Abb. 8: Geschätzte, vom Klee gras akkumulierte und fixierte Stickstoffmenge zum Umbruchzeitpunkt der Grünbrachen (gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Tab. 25: Literaturangaben über akkumulierte (N_t) und fixierte Stickstoffmengen (N_{fix}) in Klee gras im ersten Jahr nach Ansaat (keine wesentliche Düngung)

Autoren	N_t im Sproß	N_{fix} im...	N_{fix}	N_{fix} abzüglich Mulchverlust
	kg/ha		kg/ha	kg/ha
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	450	Sproß ²	325	267 ¹
BOLLER & NÖSBERGER, 1987	461	Sproß ²	367	301 ¹
MCNEILL & WOOD, 1990	295	Sproß ²	163	134 ¹
HØGH-JENSEN & KRISTENSEN, 1995	228	Sproß ²	157	129 ¹
GRANSTEDT, 1992	214	Gesamt ³	245	217 ¹
DREESMANN, 1993	276	Gesamt ³	-	138
DREESMANN, 1993	301	Gesamt ³	-	160

1: berechnet mit 18 % Verlust des Aufwuchs- N_{fix}

2: über Stoppel

3: Wurzel, Stoppel und Sproß

Da sich der zeitliche Ablauf der Stickstofffixierung sowohl von dem des gasförmigen Entweichens von Stickstoff als auch von dem der erneuten Pflanzenaufnahme von mineralisiertem Stickstoff aus der Mulchmasse unterscheidet (Kap. 2.2.3), lag die Summe der geschätzten Verluste bei N_{fix} mit durchschnittlich 18 % etwas niedriger als

beim Gesamtstickstoff (21 %). Die hier geschätzten Verluste liegen insgesamt auf einem deutlich niedrigeren Niveau als die geschätzten oder gemessenen Werte bei einigen anderen Autoren (DREESMANN, 1993 und JOHANSSON, 1989). An dieser Stelle soll darauf hingewiesen werden, daß für die Entwicklung von Schätzmethoden zur genaueren Quantifizierung dieser Verluste noch Forschungsbedarf besteht.

Sowohl ein Vergleich der durchschnittlich fixierten Stickstoffmenge von 120 kg N/ha mit den deutlich höheren Literaturangaben als auch mit dem hohen Wert in RI₉₂ weist darauf hin, daß das Niveau im Untersuchungszeitraum deutlich unter dem potentiell möglichen lag. Bei einer Optimierung der Gemengezusammensetzung und des Managements kann somit eine höhere Stickstofffixierleistung erwartet werden.

3.2.2 Stickstoffversorgung und Entwicklung der Markt- und Zwischenfrüchte

In den folgenden Kapiteln werden Ergebnisse aus den einzelnen Rotationen von den Zwischenfrüchten (1992 - 1995) und den Marktfrüchten (1993 - 1996) vorgestellt und diskutiert. Es erfolgt jeweils ein Vergleich der N_{\min} -Dynamik, der Stickstoffaufnahme und Biomasseproduktion sowie der Erträge und Ertragsparameter zwischen den verschiedenen Rotationen. Dabei liegt ein Schwerpunkt auf den möglichen Einflüssen der vorausgegangenen Grünbrachen. Da die Abgrenzung solcher Effekte von denen anderer Einflußfaktoren aufgrund der Versuchsanlage nicht mit statistischen Methoden durchgeführt werden konnte, erfolgt sie über eine Abschätzung der Wirkung von einzelnen Faktoren. Die N_{\min} -Daten der verschiedenen Winterzeiträume werden in Kapitel 3.4 behandelt.

3.2.2.1 Zwischenfrüchte nach Grünbrache

Stickstoffmineralisation

Die Stickstoffmineralisation nach dem Umbruch der Grünbrache verlief in den verschiedenen Rotationen unterschiedlich. Ausgeprägte Veränderungen im N_{\min} -Gehalt im Zeitraum zwischen Umbruch und November wurden nur in der Schicht 0 - 30 cm festgestellt. Der N_{\min} -Verlauf in RI₉₂, RII₉₃ und RIII₉₄ (Abb. 9) zeigte die charakteristische Anreicherung im Oberboden nach Klee gras- bzw. Grünbracheumbruch (HEß, 1989; KERSEBAUM, 1991; PIORR, 1992; DREESMANN, 1993 und SCHULTHEISS et al., 1993). Auch die N_{\min} -Reduzierung durch den Stickstoffentzug der Zwischenfrüchte (BOUMA & VAN LANEN, 1989; ILGEN, 1990 und SCHELLER, 1993) ist in diesen Rotationen deutlich zu erkennen. In RIV₉₅ blieben die N_{\min} -Mengen jedoch ohne eine erkennbare Dynamik bis November auf einem sehr niedrigen Niveau.

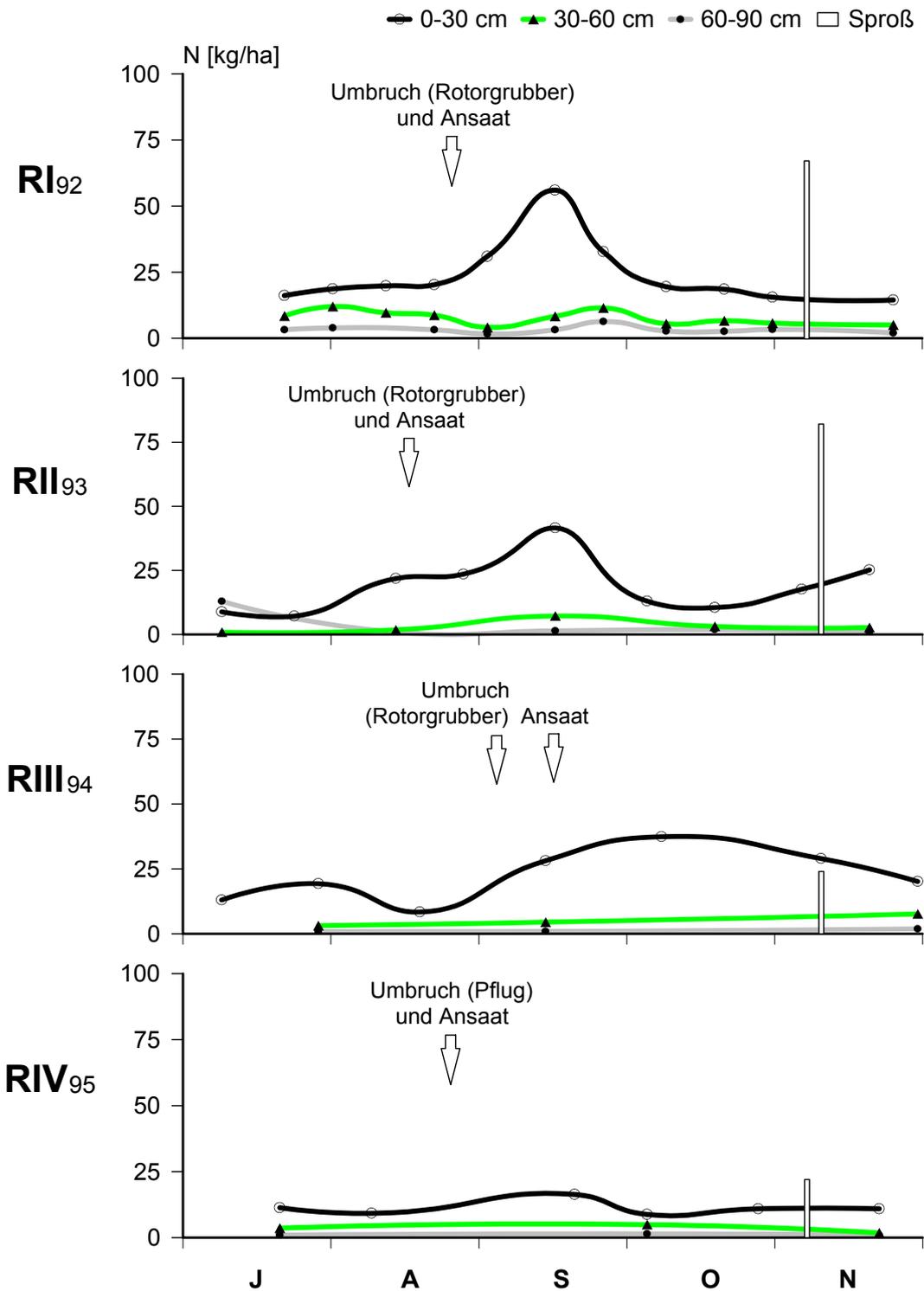


Abb. 9: N_{min} -Verlauf von Juli bis November und Stickstoff im Sproß der Zwischenfrucht nach Grünbrache in den einzelnen Rotationen

Auch im Parameter Nettomineralisation vom Umbruch bis Anfang November (ΔMIN in Tab. 26) fällt RIV_{95} durch einen deutlich geringeren Wert auf. Ein Zusammenhang zwischen Höhe des N_{min} -Peaks nach Umbruch und ΔMIN in den anderen Rotationen ist hingegen nicht zu erkennen. Als die wesentlichen Faktoren der Mineralisation können die Bodenbearbeitung, der Stickstoff in der eingearbeiteten Biomasse, der Umbruchzeitpunkt und die Witterung angesehen werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984, S. 228).

Tab. 26: Stickstoff-Nettomineralisation (ΔMIN) vom Grünbracheumbruch bis Anfang November und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr			
		RI ₉₂	RII ₉₃	RIII ₉₄	RIV ₉₅
Umbruch		Rotorgrubber	Rotorgrubber	Rotorgrubber	Pflug
Zeitraum ¹	Tage	74	79	61	74
Temperaturmittel ²	°C	10,1	11,5	10,3	12,8
Kleegras-N _t , Umbruch	kg/ha	410	252	196	113
Kleegras-N _t , 3. Mulch	kg/ha	160	70	61	16
Kleegras-N _t , 3. Mulch	%	3,2	3,2	3,2	1,8
ΔMIN ³	kg/ha	58	82	48	22

1: Umbruch - 06.11. (>0°)

2: Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, Umbruch - 06.11. (>0°)

3: ΔMIN : $\sum (\text{N}_{\text{min}}$ im Boden*, N im Sproß*) - N_{min} zum Kleegrasumbruch

in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{min} -Werte: ± 3 kg/ha

* Anfang November

Nach KOHL & HARRACH (1990) kann eine tiefe, wendende Bearbeitung mit dem Pflug im Gegensatz zum flachen Lockern eine deutlich höhere Mineralisation im Boden hervorrufen. Auch von HEB (1989) und DREESMANN (1993) konnten diese Effekte nach Kleegrasumbruch zum Teil bestätigt werden. Aus den Ergebnissen des vorliegenden Versuchs (Tab. 26) ist eine positive Reaktion der Stickstoffmineralisation auf die intensivere Bodenbearbeitung in RIV_{95} jedoch nicht abzulesen.

Die Beeinflussung der Mineralisation durch die Witterung erfolgt hauptsächlich über die Bodenfeuchte und die Bodentemperatur (LINDENHOVEN-FRÖHLICH, 1993). Von diesen Faktoren wurde nur die Temperatur kontinuierlich erfaßt. Für die Höhe der Nettomineralisation ist zudem der Mineralisationszeitraum von Bedeutung. In Tabelle 26 sind sowohl die mittleren Bodentemperaturen als auch die verschiedenen langen Zeiträume zwischen Umbruch und Anfang November der einzelnen Rotationen aufgeführt. Aus den Ergebnissen von RI_{92} , RII_{93} und RIII_{94} läßt sich sowohl der positive Einfluß der Temperatur (SPÖRL & GARZ, 1981) als auch des längeren Zeitraums

auf den Δ MIN-Wert erkennen. Bei dem Vergleich der Faktoren Temperatur, Zeit und Klee grasstickstoff von RI₉₂ und RII₉₃ zeigte sich, daß durch die höhere Temperatur und den längeren Mineralisationszeitraum in RII₉₃ die geringere Menge an Stickstoff in der Klee grasbiomasse mehr als kompensiert wurde. In RIV₉₅ konnten die relativ hohen Temperaturen die sehr geringe Stickstoffmenge im Klee gras jedoch nicht ausgleichen. Der Δ MIN-Wert lag in RIII₉₄ bei niedrigen Temperaturen, einem kurzen Zeitraum und einer geringen Stickstoffmenge im Klee gras auf einem erwartungsgemäß relativ niedrigen Niveau.

Der Einfluß der eingearbeiteten Biomasse auf die Stickstoffmineralisation hängt vor allem von der Stickstoffmenge und dem Stickstoffgehalt bzw. dem C/N-Verhältnis ab (SCHOMBERG et al., 1994). Der leicht verfügbare Stickstoff im Mulchmaterial kann nach JANZEN & MCGINN (1991) und SMITH & SHARPLEY (1993) relativ schnell neu mineralisiert und/oder als gasförmige Abbauprodukte verloren gehen. Deshalb muß davon ausgegangen werden, daß für die kurzfristige Mineralisation nach dem Umbruch vor allem die Wurzelmasse und die frisch eingearbeitete Biomasse des letzten Mulchtermins ausschlaggebend war. Obwohl sich sowohl die gesamte akkumulierte Stickstoffmenge der Grünbrachen als auch die Stickstoffmengen im letzten Schnitt zwischen RI₉₂ sowie RII₉₃ und RIII₉₄ stark unterschieden, war in diesen Rotationen kein klarer Einfluß auf die Nettomineralisation zu erkennen. Die im Vergleich zur Stickstoffmenge im Mulch geringe Mineralisation in RI₉₂ konnte mit Hilfe der erfaßten Faktoren nicht geklärt werden.

In RIV₉₅, der Rotation mit dem weitaus niedrigsten Δ MIN-Wert, war auch die akkumulierte Stickstoffmenge durch die Grünbrache und vor allem die Stickstoffmenge im letzten Schnitt sehr niedrig. Hinzu kam ein deutlich geringerer N-Gehalt in der Biomasse des letzten Schnitts. Weiterhin kann davon ausgegangen werden, daß in RIV₉₅ aufgrund des geringen Kleeanteils auch die Stickstoffgehalte der Wurzelmasse niedriger waren als in den anderen Rotationen (KÖHNLEIN & VETTER, 1953). In Inkubationsversuchen konnten VILSMAYER & AMBERGER (1981) und SCHULZ (1986) die Bedeutung des Stickstoffgehaltes bei der Mineralisation von Pflanzenmaterial im Boden nachweisen. Bei Biomasse mit Stickstoffgehalten, wie sie am dritten Mulchtermin in RIV₉₅ vorlagen (Tab. 26), wurde auch über längere Zeiträume (6 - 12 Wochen) keine Mineralisation im Boden festgestellt. In den meisten Fällen wurde sogar eine Immobilisation von bodenbürtigem mineralischem Stickstoff beschrieben. Es spricht somit vieles dafür, daß die trotz hoher Temperatursumme und intensiver Bodenbearbeitung geringe Nettomineralisation in dieser Rotation vor allem durch die schlecht entwickelte Grünbrache verursacht wurde.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß sowohl die Mineralisationsdauer (Umbruchzeitpunkt) und die Temperatur als auch die Stickstoffmenge in der eingearbeiteten Biomasse die Höhe der Nettomineralisation vom Grünbracheumbruch bis Anfang November beeinflussen. Der unterschiedliche Vorfruchteffekt verschieden

entwickelter Grünbrachen wurde jedoch nur bei dem extremen Unterschied zwischen RI₉₂, RII₉₃ und RIII₉₄ im Vergleich zu RIV₉₅ erkennbar.

Biomassebildung und Stickstoffentzug

Auch die Entwicklung der Zwischenfrüchte verlief in den vier Rotationen sehr unterschiedlich. Die Produktion an oberirdischer Biomasse bis Anfang November schwankte zwischen ca. 5 und 20 dt TM/ha (Tab. 27). Diese Werte liegen im unteren Bereich der von SCHUSTER (1967), KAHNT (1983), RENIUS & LÜTKE ENTRUP (1985) und ILGEN & STAMP (1989) angegebenen Versuchsergebnisse. Aufgrund des großen Einflusses von unterschiedlichen Standortfaktoren, Vorfrüchten und Düngungsmaßnahmen können die Literaturdaten jedoch nur einem ungefähren Niveauvergleich dienen.

Tab. 27: Sproßmasse und Stickstoffinhalt der Zwischenfrüchte nach Grünbrache Anfang November und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr				Mittel
		RI ₉₂	RII ₉₃	RIII ₉₄	RIV ₉₅	
Arten		Ölrettich	Ölrettich	Ölrettich	Senf/ Phacelia	
Saatzeitpunkt		28.08.	19.08.	14.09.	25.08.	
$\Sigma(N_{\min}, \text{Sproß-N})^*$	kg/ha	90 ¹	107	61	36	
Sproßmasse	dt/ha (TM)	17,8 ^{b2}	20,2 ^a	5,4 ^d	7,8 ^c	12,8
N im Sproß	kg/ha	66,5 ^b	81,9 ^a	23,7 ^c	21,7 ^c	48,4

1: in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{\min} -Werte: ± 3 kg/ha

2: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

*: Anfang November

Nach verschiedenen Literaturangaben (ILGEN & STAMP, 1989; GRÖBLINGHOFF et al., 1990 und BERGER et al., 1993) kann davon ausgegangen werden, daß die verwendeten Zwischenfrüchte Ölrettich und Phacelia-Senf-Gemenge in Biomasseproduktion und Stickstoffaufnahme im wesentlichen vergleichbar sind. Ihre Entwicklung ist zwar nicht immer identisch, jedoch spielen die Unterschiede zwischen den drei Arten im Vergleich zu anderen Faktoren wie Saatzeitpunkt und Stickstoffangebot kaum eine Rolle.

Ein direkter Witterungseinfluß auf das Wachstum der Zwischenfrüchte ist aus den Ergebnissen (Tab. 27) nicht abzulesen. Nach OBENAUF (1984) hat die Belichtungsdauer bzw. Tageslänge und damit der Saatzeitpunkt jedoch auch einen bedeutend höheren Einfluß auf das Wachstum als z.B. die Temperatur.

Bei Versuchen mit Ölrettich wurde von RENIUS & LÜTKE ENTRUP (1985) bei einer Verschiebung des Saatzeitpunktes von Mitte August auf Anfang September ein Rück-

gang des Trockenmasseertrags von ca. 50 % festgestellt. SCHUSTER (1967) fand zwischen Ende August und Mitte September sogar einen Rückgang auf nur 25 %. Bei dem Vergleich der Zwischenfrüchte in RI₉₂, RII₉₃ und RIII₉₄ wird dieser große Einfluß des Saatzeitpunktes auch im vorliegenden Versuch deutlich erkennbar. Die Zwischenfrucht in RIV₉₅ erbrachte jedoch trotz des relativ frühen Saatzeitpunktes nur einen geringen Trockenmasseertrag. In dieser Rotation kann die geringe Biomasseproduktion, verbunden mit dem niedrigen Stickstoffgehalt, auf die geringe Stickstoffverfügbarkeit im Boden (Tab. 27: $\Sigma(N_{\min}, \text{Sproß-N})$) zurückgeführt werden. Ein enger Zusammenhang zwischen Entwicklung der Zwischenfrucht und der Höhe des Angebotes an verfügbarem Stickstoff wurde auch von SCHARPF et al. (1990) und BERGER et al. (1993) beschrieben.

Zusammenfassend können somit die Stickstoffernährung und der Saatzeitpunkt als die wesentlichen Einflußfaktoren der Biomassebildung dieser Zwischenfrucht gewertet werden. Da die Variation der Stickstoffverfügbarkeit zwischen den Rotationen im wesentlichen auf die Unterschiede in der Nettomineralisation zurückgeführt werden kann (Tab. 26), spiegelt sich in den Ergebnissen von RIV₉₅ der negative Vorfruchteinfluß der schlecht entwickelten Grünbrache wider. Zwischen RI₉₂, RII₉₃ und RIII₉₄ ist jedoch ein solcher Vorfruchteinfluß aufgrund der variierenden Saatzeitpunkte nicht klar abzugrenzen.

3.2.2.2 Kartoffeln

Stickstoffmineralisation

Die N_{\min} -Dynamik in RI₉₃ und RIV₉₆ (Abb. 10) entsprach im wesentlichen dem von verschiedenen Autoren beschriebenen typischen Nitratverlauf unter Kartoffeln (BAUMANN & MAAß, 1957; SCHMIDT, 1991 und SCHELLER, 1993). Aufgrund des fehlenden Entzugs reicherte sich im Frühjahr der mineralisierte Stickstoff im Boden an, bis er durch den einsetzenden Entzug wieder auf sehr geringe Mengen reduziert wurde. In den Rotationen RII₉₄ und RIII₉₅ war dieses Charakteristikum nicht zu erkennen. Der gravierendste Unterschied zu den beiden anderen Rotationen lag in der späteren Bodenbearbeitung im Frühjahr. Zum einen fehlte damit eine frühe, die Mineralisation fördernde Bodenlockerung (HARRACH & RICHTER, 1992), zum anderen erfolgte durch die ungestörte Beikrautentwicklung ein Entzug von verfügbarem Stickstoff. Die Unterschiede im Bearbeitungstermin zwischen RI₉₃ und RIV₉₆ (Mitte Februar und Anfang April) waren anscheinend für die N_{\min} -Dynamik im Boden weniger relevant. Dies kann damit begründet werden, daß im ausklingenden Winter sowohl für die Mineralisation als auch für die Beikrautentwicklung ungünstige Bedingungen herrschen. Zusätzlich zur späten Bodenbearbeitung führten in RIII₉₅ die ungünstigen Bodenverhältnisse zu deutlichen Verdichtungen und Verschmierungen. Die dadurch verminderte Durchlüftung muß als negativer Einfluß auf die Stickstoffmineralisation gewertet werden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984, S. 228).

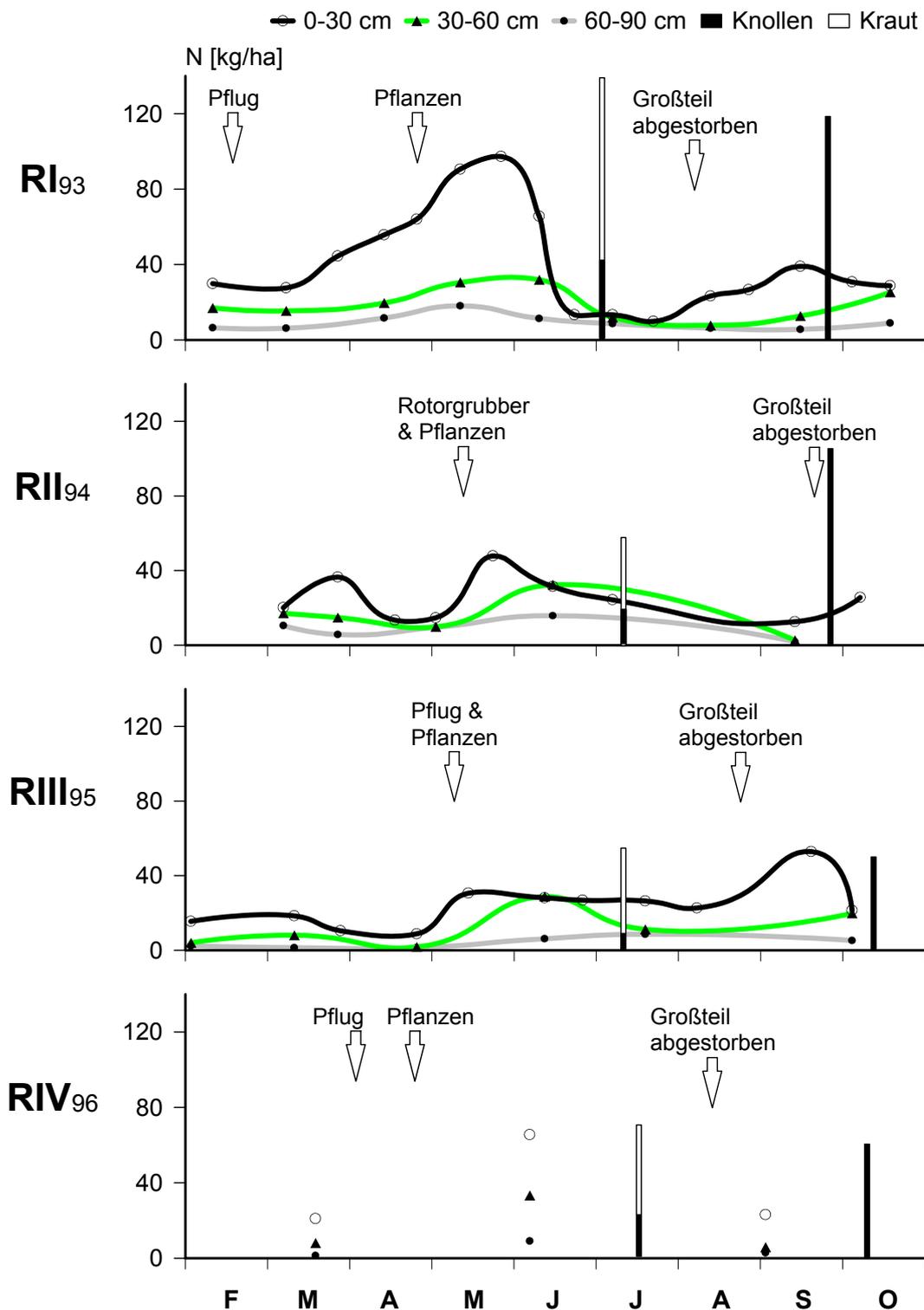


Abb. 10 : N_{min} -Verlauf von Februar bis Oktober und Stickstoff in Kraut und Knollen von Kartoffeln in den einzelnen Rotationen

In allen vier Rotationen war ein Anstieg der N_{min} -Gehalte in der Schicht 30 - 60 cm in der Phase zwischen Pflanzen und Blühen der Kartoffeln zu verzeichnen. Da unterhalb der Krume die Mineralisationsrate stark abnimmt (BROADBENT, 1984), läßt dies auf eine leichte Verlagerung von mineralisiertem Stickstoff aus dem Oberboden schließen.

Doch auch diese Schicht wurde im Lauf der Vegetationszeit wieder weitestgehend entleert.

In der N_{\min} -Dynamik bis zum Absterben der Kartoffeln sind, aufgrund der unterschiedlichen Bearbeitungsmaßnahmen, eventuell aufgetretene Effekte der unterschiedlich entwickelten Grünbrachen und Zwischenfrüchte nicht klar zu erkennen.

Nach dem Absterben der Kartoffeln erfolgte, wie auch von BAUMANN & MAAß (1957) und SCHELLER (1993) für Nitrat beschrieben, in den untersuchten Rotationen (RI₉₃, RII₉₄ und RIII₉₅) ein Anstieg der N_{\min} -Werte. In RII₉₄ fiel dieser aufgrund des länger anhaltenden Entzugs (Abb. 10) nur gering aus.

In Tabelle 28 sind einige die Mineralisation beeinflussende Faktoren und die errechnete Nettomineralisation (ΔMIN) vom November des Vorjahres bis zum September vor Ernte der Kartoffeln aufgeführt.

Tab. 28: Stickstoff-Nettomineralisation (ΔMIN) von Anfang November des Vorjahres bis zur Ernte der Kartoffeln und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr			
		RI ₉₃	RII ₉₄	RIII ₉₅	RIV ₉₆
Umbruchart		Pflug	Rotorgrubber	Pflug	Pflug
Termin		16.02.	10.05.	03.05.	02.04.
Temperatursumme ¹	°C	3117	3011	3268	2664
Klee gras-N _t	kg/ha	411	255	197	113
Zwischenfrucht-N _t	kg/ha	67	82	24	22
ΔMIN ²	kg/ha	159	107	73	78

1: Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, 06.11.-25.09. (>0°)

2: ΔMIN : $\sum (N_{\min} \text{ September, N in Knollen}^E, \text{ Auswaschung über Winter}) - N_{\min} \text{ November des Vorjahres}$
in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{\min} -Werte: $\pm 3,5 \text{ kg/ha}$

E: Ernte

In den drei Rotationen RI₉₃, RII₉₄ und RIII₉₅ scheint ein Zusammenhang zwischen ΔMIN und Stickstoffmenge im vorhergehenden Klee gras bestanden zu haben. In RIV₉₆ war ΔMIN jedoch trotz der niedrigeren Stickstoffmenge und Temperatursumme etwas höher als in RIII₉₅. Bei diesem Vergleich müssen jedoch auch die unterschiedlichen Bearbeitungstermine und -verfahren und die ungünstigen Bodenbedingungen in RIII₉₅ (s.o.) mit einbezogen werden. Die relativ frühe, unter optimalen Bodenbedingungen durchgeführte Bodenbearbeitung in RIV₉₆ kann dabei als positiver Einfluß auf die Mineralisation gewertet werden. Mögliche negative Auswirkungen der Sommer-trockenheit (HANSCHMANN, 1983) in RII₉₄ und RIII₉₅ konnten nicht klar abgegrenzt werden.

Zusammenfassend kann aus den vorliegenden Ergebnissen auf einen positiven Effekt auf die Stickstoffmineralisation unter Kartoffeln sowohl durch eine frühe Bodenbearbeitung als auch durch eine hohe Stickstoffakkumulation der vorhergehenden Grünbrache geschlossen werden. Dabei war der Grünbracheeinfluß deutlich stärker ausgeprägt. Die Differenz zwischen höchstem und niedrigstem Wert beim Stickstoffinput durch das Klee gras mit ca. 298 kg N/ha lag jedoch weitaus höher als bei der Nettomineralisation mit 86 kg N/ha.

Biomassebildung und Stickstoffentzug

Pflanzung bis Blüte

In der Biomassebildung traten zwischen den einzelnen Rotationen zum Teil große Unterschiede auf (Abb. 11). So war die Biomasseproduktion und damit auch die Stickstoffaufnahme (Abb. 10) trotz der kaum differierenden Zeitspanne zwischen Pflanzung und Vollblüte in RII₉₄, RIII₉₅ und RIV₉₆ nur maximal halb so hoch wie in RI₉₃. Dabei kann die Witterung im Frühjahr 1993 sowohl durch die relativ hohen Temperaturen (BURGHAUSEN, 1959) als auch die relativ geringen Niederschlagsmengen (KRUG & WIESE, 1972) wesentlich zur hohen Biomasseproduktion in RI₉₃ beigetragen haben.

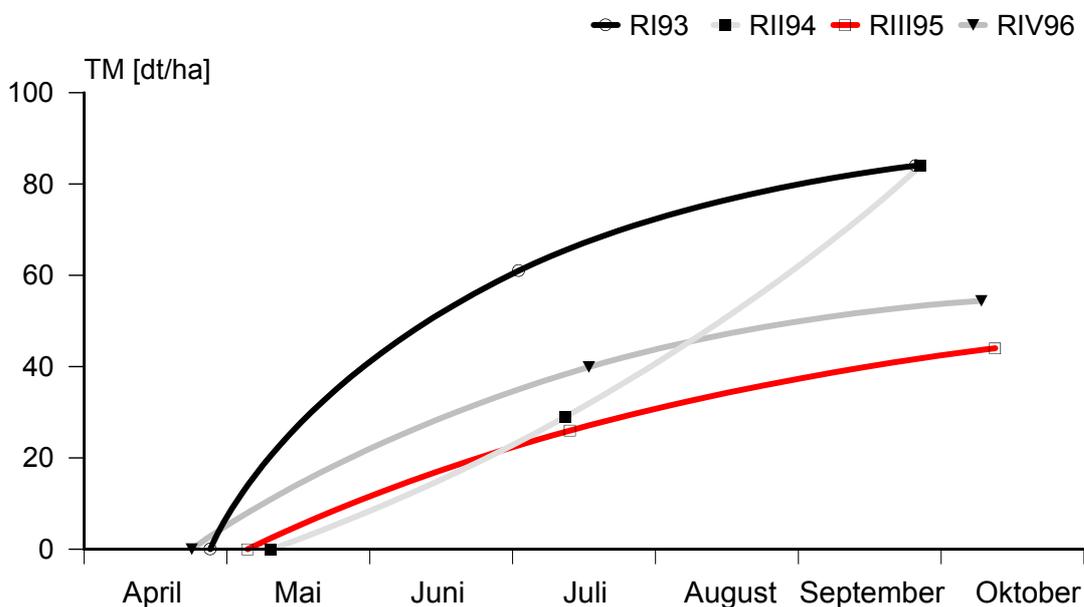


Abb. 11: Biomasseentwicklung der Kartoffeln in den einzelnen Rotationen (Pflanzen - Blüte (Knollen & Kraut) - Ernte (Knollen))

Aber insbesondere der relativ große N_{\min} -Vorrat während der Anfangsentwicklung in RI₉₃ (Abb. 10) ist als ein wichtiger positiver Einfluß auf die Pflanzenentwicklung zu werten. So wird nach MÜLLER (1984) durch die frühe Verfügbarkeit von Stickstoff (bis Blühbeginn) das Wachstum intensiviert und die Knollenbildung gefördert. In RIV₉₆ war dieser Effekt weniger deutlich ausgeprägt.

Die von ZIEGLER et al. (1975) beschriebene sehr frühe Stickstoffaufnahme der Kartoffel (80-90 % bis zur Blüte) konnte im vorliegenden Versuch mit der Ausnahme von RII₉₄ in allen Rotationen bestätigt werden. Der auch nach der Blüte noch deutliche Anstieg von Stickstoffmenge und Biomasse in RII₉₄ ist wahrscheinlich auf die weitaus längere Vegetationszeit des Bestandes (Tab. 29) zurückzuführen. Dies bestätigt die Ergebnisse von SCHÖNBERGER & ERICHSEN (1994), denenzufolge unter bestimmten Bedingungen auch in späteren Entwicklungsabschnitten noch große Mengen an Stickstoff von der Kartoffel aufgenommen werden können.

Ein weiterer wichtiger Faktor der Pflanzenentwicklung war der unterschiedliche Bodenzustand in den einzelnen Rotationen. In RI₉₃ und RIV₉₆ ermöglichte ein frühes Pflügen und eine relativ trockene Witterung Ende April ein Kartoffelpflanzen bei guten Bodenbedingungen. Aufgrund von feuchter Witterung im Frühjahr konnten in RII₉₄ und RIII₉₅ bei der kurz vor dem Pflanzen erfolgten Bearbeitung Bodenverdichtungen nicht vermieden werden. Da Kartoffeln mit einem verzögerten Wachstum auf Verdichtungen reagieren (BOUMA & VAN LANEN, 1989), muß ein negativer Einfluß des Bodenzustandes in diesen Rotationen angenommen werden.

Blüte bis Ernte

Im weiteren Verlauf der Pflanzenentwicklung spielte der Faktor Krautfäule (*Phytophthora infestans*) eine große Rolle. In RI₉₃, RIII₉₅ und RIV₉₆ erfolgte das Absterben des Krautes in dem Zeitraum 7. bis 20. August. In RII₉₄ trat eine Infektion erst sehr spät auf, so daß der Bestand bis Mitte September assimilieren konnte. Hierfür ist wahrscheinlich die trockene Witterung in den Sommermonaten dieses Jahres verantwortlich (SCHÖBER, 1981 und HOFFMANN & SCHMUTTERER, 1983, S. 227). In RIII₉₅ wurde das Absterben des Bestandes durch die relativ trockenen Sommermonate jedoch nur geringfügig verzögert.

Vermutlich ist es vor allem auf die längere Vegetationszeit in RII₉₄ zurückzuführen, daß die Biomasseentwicklung bis zur Ernte das Niveau von RI₉₃ erreichen konnte (Abb. 11). Eine Beeinträchtigung des Wachstums durch die Trockenheit (KRUG & WIESE, 1972) im Juli war nicht zu erkennen.

Als Maß der Stickstoffversorgung des Bestandes dient hier die Stickstoffsumme von N_{\min} im Boden (im September) und der Stickstoffmenge in den Knollen zur Ernte (Tab. 29). Diese Größe unterschied sich in der Abstufung nicht wesentlich von der Nettomineralisation. Das heißt, daß der Einfluß der vorausgegangenen Grünbrache auf die Mineralisation in einem ähnlichen Maß auch die Stickstoffversorgung des Bestan-

des beeinflusste. Bei einem Vergleich der Biomasseproduktion mit der Stickstoffversorgung (Tab. 29) zeichnete sich der zu erwartende positive Effekt höherer Stickstoffmengen ab (MÜLLER, 1984).

Tab. 29: Knollenmasse zur Ernte und mögliche Einflußfaktoren auf die Kartoffelentwicklung sowie Ertrags- und Qualitätsparameter der Kartoffeln

Parameter	Einheit	Rotation Jahr								Mittel
		RI ₉₃		RII ₉₄		RIII ₉₅		RIV ₉₆		
Vegetationszeit ¹	Tage	102		132		107		111		
$\Sigma(N_{\min}^S, \text{Knollen-NE})$	kg/ha	175 ²		122		97		92		
Ertrag	dt/ha (TM)	84	a ³	84	a	44	c	54	b	66
Ertrag	dt/ha (FM)	429	a	353	b	195	d	256	c	308
Ertrag (35-65 mm)	dt/ha (FM)	350	a	320	a	166	c	228	b	266
Knollengewicht	g (FM)	90	a	69	b	42	d	50	c	63
Knollen/m ²		48	a	51	a	47	a	51	a	49
TM	%	19,6	d	23,7	a	22,4	b	21,3	c	21,7
Rohprotein	% (TM)	8,8	a	7,9	ab	7,7	bc	6,9	c	7,8
NO ₃ ⁻	mg/kg (FM)	42	a	32	a	45	a	6	b	31
N-Export	kg/ha	118	a	105	a	53	b	60	b	84,0

1: Tage vom Pflanzen bis zum Zeitpunkt, an dem Großteil (ca. 80 %) des Krautes abgestorben war

2: in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{min}-Werte: ± 3 kg/ha

3: homogene Gruppen nach LSD-Test, p ≤ 0,05

S: September

E Ernte

Zusammenfassend können als wesentliche Faktoren der Kartoffelentwicklung die Vegetationsdauer - beeinflusst durch Pflanztermin und Krautfäulebefall - und die Stickstoffernährung genannt werden. Beide waren in großem Maße witterungsabhängig. Die Stickstoffverfügbarkeit in der Zeit wurde jedoch auch deutlich durch den Zeitpunkt der Bodenbearbeitung bestimmt. Neben diesen Faktoren spielte auch der direkte Einfluß des Bodenzustands und der Witterung auf das Wachstum eine Rolle. Trotz der vielfältigen anderen Faktoren ist dabei die Abgrenzung eines Grünbracheinflusses möglich. Zum einen spricht der dargestellte Zusammenhang von Mineralisation, Stickstoffversorgung und Biomasseproduktion für einen solchen Vorfruchteffekt. Weiterhin weist aber auch der Vergleich der Pflanzenentwicklung in RI₉₃ und RIV₉₆ auf einen solchen Zusammenhang hin. So wurden in RI₉₃ nach einer gut entwickelten Grünbrache bei ähnlichen Wachstumsbedingungen deutlich höhere Trockenmasseerträge erreicht als in RIV₉₆ nach einer Grünbrache mit sehr geringer Stickstoffakkumulation.

Ertrag und Qualität

Einflüsse auf Ertrag und Qualität

Die Trockenmassegehalte (TM-Gehalt) der Kartoffelknollen variierten in einem Bereich von 19,6 bis 23,7 % (Tab. 29). Nach STOREY & DAVIES (1992) wird der TM-Gehalt von einer Reihe von Faktoren beeinflusst. Eine steigende Stickstoffverfügbarkeit kann dabei eine Verringerung des TM-Gehaltes zur Folge haben (HILL, 1984; KOLBE, 1990 und MATTHIES, 1991). Im vorliegenden Versuch lassen die relativ niedrigen TM-Gehalte in RI₉₃ auf einen Einfluß der hohen Menge an verfügbarem Stickstoff schließen.

In den Rohproteingehalten ließ sich der von ETMAN (1982) und NITSCH & KLEIN (1983) beschriebene positive Einfluß einer guten Stickstoffernährung nicht klar erkennen. Das kann darauf zurückgeführt werden, daß auch der Proteingehalt von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst wird (STRICKER, 1985).

Aus Tabelle 29 wird ersichtlich, daß die Ertragsunterschiede zwischen den einzelnen Rotationen im wesentlichen durch Unterschiede in den Knollenmassen hervorgerufen wurden, die Knollenanzahl spielte keine Rolle. Auch dieser Sachverhalt ist ein Hinweis auf die Ertragswirksamkeit der unterschiedlichen Stickstoffverfügbarkeit (HARRIS, 1992).

Ertrags- und Qualitätsniveau

Der durchschnittliche Kartoffelertrag (Verkaufsware) der im Agrarbericht (BML, 1994, 1995 und 1996) erfaßten ökologisch wirtschaftenden Betriebe der Jahre 1992 - 1994 lag bei 169 dt/ha (145 - 192 dt/ha). Im Vergleich dazu waren die Erträge (Knollengröße 35-65 mm) der Rotationen RI₉₃, RII₉₄ und RIV₉₆ auf einem deutlich höheren Niveau. In RIII₉₅ war der Ertrag auf gleicher Höhe. Bei diesem Vergleich muß jedoch beachtet werden, daß die Kartoffelerträge unter anderem auf Grund von Standortbedingungen, Sorte, Witterung und Managementunterschieden starken Schwankungen unterliegen können. Bei der Untersuchung von verschiedenen Sorten an verschiedenen Standorten mit unterschiedlicher Düngung in zwei Jahren fanden STÖPPLER et al. (1990) bei ökologisch angebauten Kartoffeln Erträge von 87 bis 364 dt Handelsware/ha. Weiterhin muß davon ausgegangen werden, daß die Ernteausbeuten in Feldversuchen höher sind als unter Praxisbedingungen. Auch bei Berücksichtigung dieser Einschränkungen sprechen die hohen Ertragszahlen für ein überdurchschnittliches Ertragsniveau im vorliegenden Versuch. Dies spiegelt die sehr gute Fruchtfolgeposition der Kartoffeln - als Nachfrucht der Grünbrache - wider.

Der TM-Gehalt ist als Qualitätskriterium nur für einige Verarbeitungswege von Bedeutung und hat auf den Geschmack von Speisekartoffeln keinen Einfluß (PUTZ, 1989). Das Niveau der in Tabelle 29 dargestellten TM-Gehalte der Knollen entspricht in etwa den Ergebnissen von KÖLSCH et al. (1991) und KARALUS (1995) und liegt damit etwas

niedriger als die Untergrenzen für einzelne Verarbeitungsprodukte wie Chips und Pommes frites (PUTZ, 1989).

In den vier untersuchten Rotationen lagen die Nitratgehalte in der Knolle (Tab. 29) im Vergleich zu Literaturwerten (KOLBE, 1987; GRASSERT et al., 1990 und NEUBAUER & PIENZ, 1993) auf einem niedrigen Niveau (31 mg/kg FM) und deutlich unter dem von NITSCH & KLEIN (1983) vorgeschlagenen Grenzwert von 100 mg/kg Frischmasse für Ware der Handelsklasse I. Trotz der Grünbrache als Vorfrucht kamen die von KÖLSCH & STÖPPLER (1990) erwähnten Probleme mit hohen Nitratgehalten in Kartoffeln bei Anbau nach stark stickstoffanreichernden Vorfrüchten somit hier nicht zum Tragen. Dafür kann das gewählte Grünbrache-Management mit einem Umbruch im Sommer und der folgenden Zwischenfrucht mit verantwortlich sein, da dadurch eine frühzeitige und damit bedarfsgerechte Mineralisation des Biomassestickstoffs begünstigt wird (HEB, 1989).

Zusammenfassend kann der Kartoffelanbau in der untersuchten Fruchtfolge am Versuchsstandort aufgrund des hohen Ertragsniveaus und der geringen Nitratgehalte in der Knolle als gut bewertet werden.

3.2.2.3 Winterweizen

Stickstoffmineralisation

Die N_{\min} -Dynamik unter Winterweizen von März bis zur Ernte ist in RI₉₄, RII₉₅ und RIV₉₃ durch geringe, sich kaum verändernde Gehalte gekennzeichnet (Abb. 12). Bei ungedüngtem Winterweizen fanden GUTSER & TEICHER (1976), KNOPF (1977), AICHBERGER (1982) und BOGUSLAWSKI & BRETSCHNEIDER-HERRMANN (1982) ähnliche, vor allem durch den Entzug der Pflanzen geprägte N_{\min} - bzw. Nitratverläufe. In RIII₉₆ lagen die N_{\min} -Gehalte im März auf einem deutlich höheren Niveau, bis zur Ernte wurde der Boden jedoch auch hier weitestgehend entleert. Die Gründe für die unterschiedlichen Stickstoffmengen im Frühjahr werden in Kap. 3.4 näher behandelt. Der Verlauf des Mineralisationsgeschehens bis zur Ernte des Weizens kann aufgrund der konstant niedrigen N_{\min} -Werte nur über die Stickstoffaufnahme des Weizens (Abb. 12) beurteilt werden.

Die unterschiedlichen Verläufe der N-Aufnahme in den einzelnen Rotationen lassen auf unterschiedliche Mineralisationsraten schließen. Klare Bezüge zu einzelnen Faktoren wie Fruchtfolge, Witterung und Bodenbearbeitung, wie sie zum Teil bei der N_{\min} -Dynamik der Kartoffeln zu beobachten waren (Kap. 3.2.2.2), werden aus den vorliegenden Ergebnissen nicht ersichtlich. So konnte die Ähnlichkeit der Rotationen RI₉₄ und RII₉₅ in den Faktoren Kleegrasstickstoff und Witterung im zeitlichen Ablauf der Stickstoffaufnahme und damit der Mineralisation nicht wiedergefunden werden.

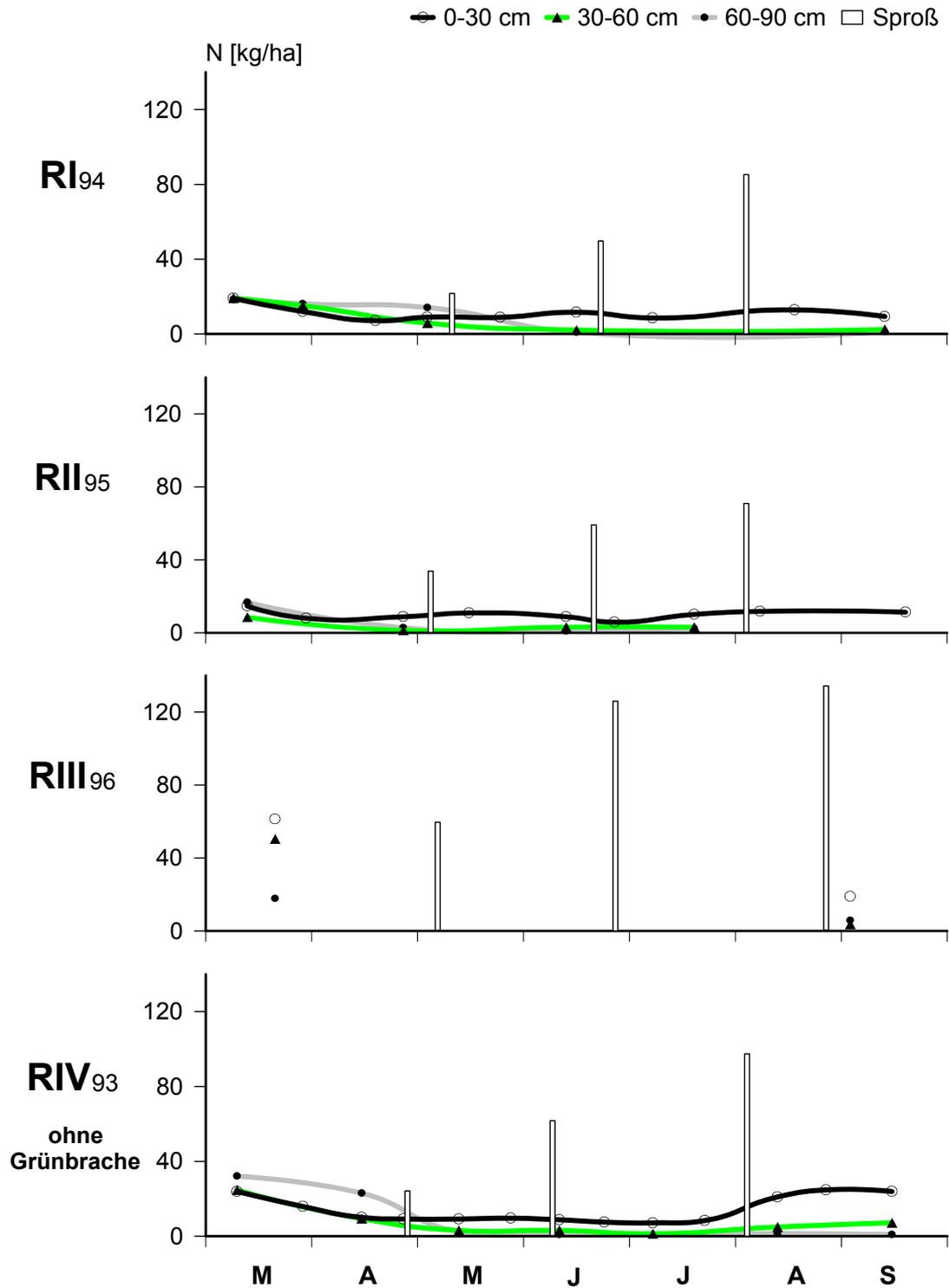


Abb. 12: N_{min} -Verlauf von März bis September und Stickstoff im Sproß von Winterweizen in den einzelnen Rotationen

Die für den Zeitraum Ende September des Vorjahres bis zur Weizenernte berechnete Nettomineralisation (ΔMIN) lag in allen Rotationen trotz der variierenden Faktoren Fruchtfolgegeschichte, Witterung und Bearbeitung in einem deutlich engeren Bereich

als bei den Kartoffeln (Tab. 30). Ein Zusammenhang zwischen der akkumulierten Stickstoffmenge in der vorausgegangenen Grünbrache und ΔMIN ist nicht zu erkennen.

Tab. 30: Stickstoff-Nettomineralisation (ΔMIN) vom September des Vorjahres bis zur Weizenernte und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr			
		RI ₉₄	RII ₉₅	RIII ₉₆	RIV ₉₃
Grundbearbeitung		Kreiselegge	Pflug	Pflug	Pflug
Termin		28.10.93	14.10.94	24.10.95	16.10.92
Temperatursumme ¹	°C	2493	2673	2170	2623
Kleegras-N _t	kg/ha	411	255	197	-
ΔMIN ²	kg/ha	89	101	115	91

1: Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, 25.09. - 01.08. (>0°)

2: ΔMIN : Σ (N_{min} im Boden*, N im Sproß*, Auswaschung über Winter) - N_{min} im September des Vorjahres
in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{min}-Werte: ± 4 kg/ha

* zur Ernte

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Es ist jedoch möglich, daß die vielen Einflußfaktoren hier zu einem Ausgleich des Grünbracheeffekts auf die Mineralisation geführt haben. So könnte z.B. in RIV₉₃ der günstige Temperatureinfluß durch das überdurchschnittlich warme Frühjahr die fehlende Grünbrache in der Fruchtfolge kompensiert haben (STADELMANN et al., 1983). Hingegen besteht in RI₉₄ und RII₉₅ die Möglichkeit, daß die negative Wirkung der trockenen Sommer (HANSCHMANN, 1983) und zusätzlich in RI₉₄ der nur flachen Bodenlockerung zur Weizensaat (HARRACH & RICHTER, 1992) einen positiven Einfluß der Grünbrachen überdeckt haben könnte. Der trotz relativ geringer Stickstoffzufuhr durch die Grünbrache hohe ΔMIN -Wert in RIII₉₆ kann hingegen mit der sehr guten Bodenstruktur aufgrund der langen Frostperiode im Winter und mit dem längeren Mineralisationszeitraum (späte Ernte) begründet werden.

Aus den zur Verfügung stehenden Ergebnissen können zwar keine exakten Faktorzusammenhänge abgeleitet werden, der Einfluß der Stickstoffakkumulation der Grünbrache auf die Stickstoffmineralisation unter Winterweizen ist jedoch offenbar nicht entscheidend.

Biomassebildung und Stickstoffentzug

Bis auf RI₉₄ hatte die Biomasseentwicklung bis zur Blüte in allen Rotationen einen ähnlichen Verlauf (Abb. 13). Die im Vergleich zu den anderen Rotationen spätere Entwicklung des Weizens in RI₉₄ kann unter anderem durch die ca. zwei Wochen spätere Saat hervorgerufen worden sein (REINER et al., 1992). Ein Zusammenhang mit anderen Faktoren wurde nicht ersichtlich.

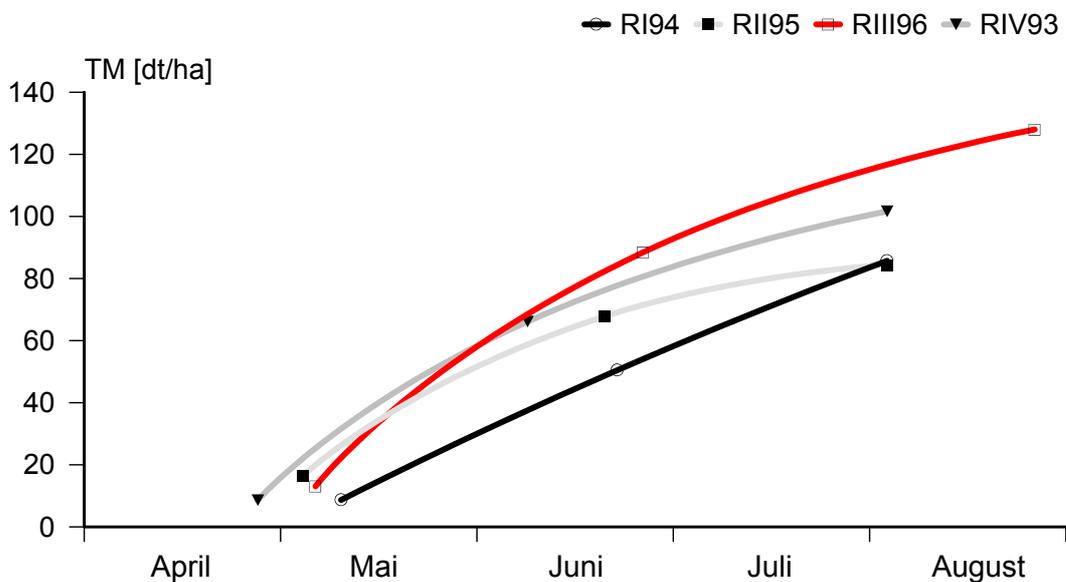


Abb. 13: Verlauf der Sproßmassebildung von Winterweizen in den einzelnen Rotationen (Schossen - Blüte - Ernte)

Während der Hauptwachstumsphase hat sowohl die Witterung (SIMMONS, 1987 und FISCHBECK et al., 1992) als auch die Stickstoffversorgung (KNOPF, 1977) einen wesentlichen Einfluß auf die Biomasseproduktion des Weizens. Aufgrund der kühlen und feuchten Sommer herrschten in RIII₉₆ und RIV₉₃ die günstigeren Witterungsbedingungen (OTTER, 1982). Die extreme Sommertrockenheit, verbunden mit hohen Temperaturen in RI₉₄ und RII₉₅ muß hingegen als negativ bewertet werden (GUSTA & CHEN, 1987). In der Länge der Vegetationszeit (gemessen in Tagen über 5 °C ab 1. März) unterschieden sich die einzelnen Rotationen nur unwesentlich.

Da die N_{\min} -Gehalte im Boden während des Weizenwachstums auf einem niedrigen Niveau lagen, ist die Stickstoffernährung als ein begrenzender Faktor der Weizenentwicklung zu bewerten. In der Stickstoffversorgung (Tab. 31: $\Sigma(N_{\min}, \text{Sproß-N})$) traten trotz der wenig variierenden Nettomineralisation (Tab. 30) erhebliche Unterschiede

zwischen den Rotationen auf. Diese Differenzen sind vor allem auf die Unterschiede in der Nitratverlagerung im Boden über Winter (Kap. 3.4.1.3) und der N_{\min} -Anreicherung nach Absterben der Kartoffeln im Vorjahr zurückzuführen (Kap. 3.2.2.2). In der Stickstoffversorgung war vor allem die Rotation RIII₉₆ begünstigt.

Tab. 31: Sproßmasse und Stickstoffinhalt zur Ernte und mögliche Einflußfaktoren auf die Weizenentwicklung

Parameter	Einheit	Rotation Jahr				Mittel
		RI ₉₄	RII ₉₅	RIII ₉₆	RIV ₉₃	
Vegetationszeit ¹	Tage	137	130	140	132	
$\Sigma(N_{\min}, \text{Sproß-N})^E$	kg/ha	101 ²	87	162	118	
N im Sproß	kg/ha	85 _{bc} ³	70 _c	134 _a	97 _b	100
Sproßmasse	dt/ha (TM)	86 _b	84 _b	128 _a	102 _b	97

1: Tage vom 01. März bis zur Ernte über 5°C

2: in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{\min} -Werte: ± 2 kg/ha

3: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

E: Ernte

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Die günstigeren Witterungsbedingungen, verbunden mit einer hohen Stickstoffverfügbarkeit, führten in RIII₉₆ zu einer deutlich höheren Biomasseproduktion als in den anderen Rotationen. Der trotz guter Witterungsbedingungen niedrigere Sproßertrag in RIV₉₃ ist wahrscheinlich vor allem auf die schlechtere Stickstoffversorgung zurückzuführen.

Aus den dargestellten Ergebnissen wird deutlich, daß die Witterung und die Stickstoffversorgung die wesentlichen Faktoren der Biomasseentwicklung des Weizens waren. Dabei hatte weder das Fehlen der Vorfrucht Grünbrache in RIV₉₃ noch die unterschiedliche Grünbracheentwicklung in den anderen Rotationen einen deutlichen Einfluß.

Ertrag und Qualität

Einflüsse auf Ertrag und Qualität

Die Kornerträge der einzelnen Rotationen (Tab. 32) spiegelten im wesentlichen die Abstufung der Biomasseproduktion und noch deutlicher die der Stickstoffaufnahme bis zur Ernte wider (Tab. 31). Trotz identischem Biomassertrag in RI₉₄ und RII₉₅ lag der Kornertrag aufgrund des sehr niedrigen Korn/Stroh-Verhältnisses in RII₉₅ deutlich niedriger. Diese ungünstige Biomasseverteilung im Zusammenhang mit dem niedrigen TKG kann als ein Hinweis auf die negativen Auswirkungen der hohen Sommertemperaturen auf die Kornbildung in dieser Rotation gelten (GEISLER, 1983, S. 51). Die

niedrige Anzahl von Körnern/Ähre ist dagegen wahrscheinlich auf die relativ knappe Stickstoffernährung in RII₉₅ zurückzuführen.

Tab. 32: Ertrags- und Qualitätsparameter von Winterweizen

Parameter	Einheit	Rotation Jahr								Mittel
		RI ₉₄		RII ₉₅		RIII ₉₆		RIV ₉₃		
Ertrag	dt/ha (86 % TM)	41,7	bc ¹	34,0	c	63,7	a	53,1	ab	48,1
Korn/Stroh	Verhältnis	0,72	b	0,53	c	0,75	ab	0,80	a	0,70
TKG	g (TM)	45,0	a	41,8	b	45,8	a	47,5	a	45,0
Ähren/m ²	Anzahl	331	a	395	a	477	a	392	a	399
Körner/Ähre	Anzahl	24,7	a	17,8	b	25,1	a	24,2	a	22,9
Protein	% (TM)	10,9	a	10,9	a	10,3	ab	9,9	b	10,5
N im Korn	kg/ha	68,5	bc	55,9	c	99,0	a	80,1	ab	75,9

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$
 Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Das insgesamt niedrige Niveau der Proteingehalte (SCHÄFER & FLECHSIG, 1985) läßt auf eine geringe Stickstoffernährung in der generativen Phase der Weizenentwicklung schließen (HEYLAND & KNOPF, 1977). Dies gilt besonders für die Rotation RIV₉₃. Die Höhe des Stickstoffexports mit dem Korn war trotz unterschiedlicher Protein- und damit Stickstoffgehalte vor allem durch die Ertragshöhe bestimmt (Tab. 32).

Auch die Unterschiede zwischen den Rotationen in den Ertragsparametern sind somit vor allem durch die im Kapitel Biomasseproduktion diskutierten Faktoren Witterung und Stickstoffversorgung beeinflusst worden. Dabei zeigt ein Vergleich der Ertragschwankungen im Untersuchungszeitraum von 1993 bis 1996 mit den Ertragsergebnissen der hessischen Landesversuche dieser Jahre (Tab. 33) trotz der unterschiedlichen Standorte den großen Einfluß der Jahreswitterung.

Tab. 33: Erträge der ökologisch angebauten Winterweizensorte Astron (dt/ha, 86 % TM) aus den Landesversuchen in Hessen 1993 bis 1996 (VÖLKEL, 1997) im Vergleich mit den eigenen Ertragsdaten

Versuch	1993	1994	1995	1996	Mittel
eigene Erhebung	53,1	41,7	34,0	63,7	48,1
Landesversuche	71,3	54,4	51,9	74,2	64,8

Ertragsniveau und Qualität

Der durchschnittliche Weizenertrag der im Agrarbericht (BML, 1994, 1995 und 1996) erfaßten ökologisch wirtschaftenden Betriebe der Jahre 1992 bis 1994 lag bei 36,6 dt/ha (35,3 - 38,3 dt/ha). Im Vergleich dazu lag das Mittel der allerdings in einem weiten Bereich streuenden Erträge der verschiedenen Rotationen mit 48,1 dt/ha deutlich höher. Das Ertragsniveau war jedoch wesentlich niedriger als die 64,8 dt/ha, die in den hessischen Landesversuchen mit der verwendeten Sorte Astron im Zeitraum 1993 bis 1996 im Mittel erreicht wurden. Wie schon bei den Kartoffeln muß jedoch auch hier beachtet werden, daß die Ernteaussbeute bei der Verwendung von Versuchstechnik höher sein kann als unter Praxisbedingungen. Aufgrund der erfaßten Ertragszahlen kann jedoch von einem im Vergleich zur praktischen ökologischen Landwirtschaft mindestens durchschnittlichen Ertragsniveau in der vorliegenden Untersuchung ausgegangen werden.

Die Proteingehalte liegen nach SCHÄFER & FLECHSIG (1985) im niedrigen (<10 %) bzw. mittleren Bereich (11-12 %) für Backgetreide.

Zusammenfassend kann das Ertragsniveau im Winterweizenanbau in der untersuchten Fruchtfolge am Versuchsstandort als befriedigend, die Proteingehalte jedoch nur als ausreichend bewertet werden.

3.2.2.4 Zwischenfrüchte nach Winterweizen

Da nach dem Weizen RIII₉₆ aufgrund einer Umstellung der Fruchtfolge keine Zwischenfrucht angebaut wurde, wird im folgenden die Zwischenfrucht RIII₉₂ zusätzlich in die Auswertung einbezogen.

Stickstoffmineralisation

Aus den vorliegenden Ergebnissen konnte bei den N_{\min} -Verläufen (Abb. 14) nur in RIII₉₂ und RIV₉₃ die von einigen Autoren beschriebene Anreicherung nach der Weizenernte beobachtet werden (GUTSER & TEICHER, 1976; DIEZ & SOMMER, 1979 und SCHMIDT, 1991). Aufgrund der Datenlage kann in den beiden anderen Rotationen eine bedeutende Anreicherung ausgeschlossen werden. Wahrscheinlich war in diesen beiden Rotationen die stark ausgeprägte Sommertrockenheit für die Beeinträchtigung der Mineralisation verantwortlich (SPÖRL & GARZ, 1981 und HANSCHMANN, 1983).

Trotz der relativ geringen Entzüge durch die Zwischenfrüchte (Abb. 14) sanken die N_{\min} -Werte in RIII₉₂ und RIV₉₃ bis Anfang November auf ein niedriges Niveau ab. In RI₉₄ und RII₉₅ blieben sie auf der schon anfangs geringen Höhe.

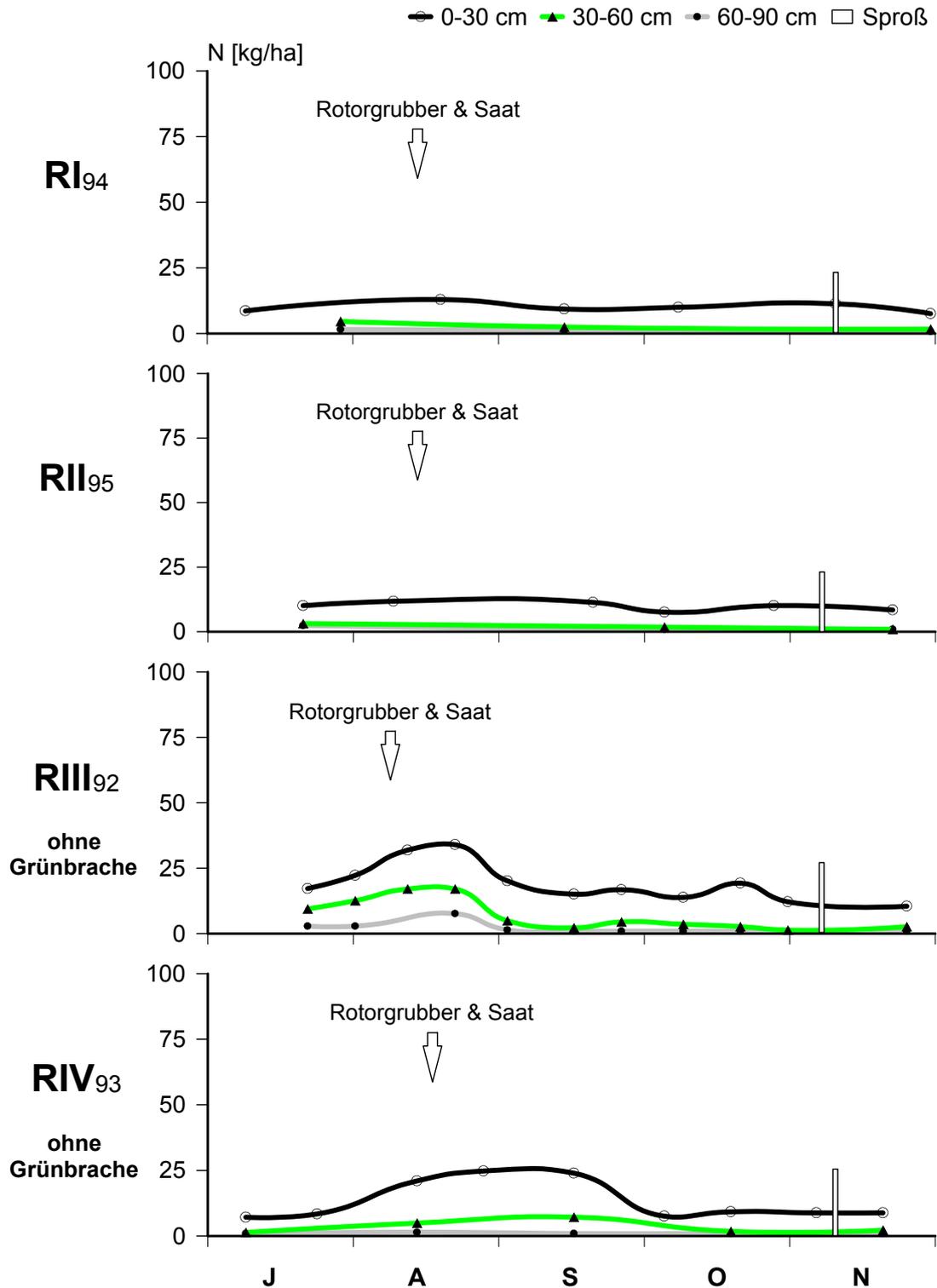


Abb. 14: N_{min} -Verlauf von Juli bis November und Stickstoff im Sproß der Zwischenfrucht nach Winterweizen in den einzelnen Rotationen

Die ΔMIN -Mengen im Zeitraum Weizenernte bis Anfang November (Tab. 34) waren, verglichen mit der Zwischenfruchtperiode nach einer gut entwickelten Grünbrache, gering (Kap. 3.2.2.1). Zum einen fehlte hier die stickstoffreiche Biomasse der Vorfrucht,

zum anderen muß auch mit einer Stickstoffimmobilisation durch das eingearbeitete Stroh gerechnet werden (NIEDER & RICHTER, 1989 und SMITH & SHARPLEY, 1990). Diese Festlegung von Stickstoff war wahrscheinlich auch dafür verantwortlich, daß sich die sommerliche N_{\min} -Anreicherung in einigen Rotationen nicht positiv auf den ΔMIN -Wert auswirkte.

Tab. 34: Stickstoff-Nettomineralisation (ΔMIN) von der Weizenernte bis Anfang November und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr			
		RI ₉₄	RII ₉₅	RIII ₉₂	RIV ₉₃
Temperatursumme ¹	°C	966	1147	1084	904
Kleegras-N _t	kg/ha	410	252	-	-
Weizenstroh	dt/ha (TM)	38,6	45,0	26,1	45,5
ΔMIN ²	kg/ha	21	18	4	16

1: Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, 01.08. - 06.11. (>0°)

2: ΔMIN : $\Sigma (N_{\min}$ im Boden*, N im Sproß*) - N_{\min} zur Weizenernte

in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{\min} -Werte: ± 8 kg/ha

* Anfang November

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Deutlich sichtbare Einflüsse der Faktoren Temperatursumme und Menge an eingearbeitetem Stroh (Tab. 34) waren nicht zu erkennen. Auch eine Nachwirkung der in zwei der vier Rotationen vorhandenen Grünbrachen in der Fruchtfolge (RI₉₄ und RII₉₅) auf die Mineralisation ließ sich aus diesen Ergebnissen nicht ableiten.

Biomassebildung und Stickstoffentzug

Im Vergleich zur Zwischenfrucht nach einem gut entwickelten Kleegras war die Biomasseproduktion und der Stickstoffentzug nach Weizen (Tab. 35) gering. Die in allen Rotationen auf einem ähnlichen Niveau liegende Stickstoffernährung (Tab. 35: $\Sigma (N_{\min}, \text{Sproß-N})$) führte zu einem relativ einheitlichen Stickstoffentzug von ca. 25 kg/ha. Die Einflüsse der unterschiedlichen Witterung und der verwendeten Zwischenfruchtarten blieben dabei unbedeutend. Die Bodenbearbeitung war bei den vier Rotationen identisch, die Saatzeitpunkte unterschieden sich kaum.

Aus den Ergebnissen wird ersichtlich, daß die Biomasseentwicklung vor allem durch die Stellung dieser Zwischenfrucht nach Kartoffeln und Winterweizen sowie durch die Einarbeitung des Weizenstrohs beeinflusst wird.

Tab. 35: Sproßmasse und Stickstoffinhalt der Zwischenfrüchte nach Winterweizen Anfang November und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr				Mittel
		RI ₉₄	RII ₉₅	RIII ₉₂	RIV ₉₃	
Arten		Ölrettich	Senf/ Phacelia	Ölrettich	Ölrettich	
Saatzeitpunkt		16.08.	16.08.	12.08.	19.08.	
Σ (N _{min} , Sproß-N)*	kg/ha	37 ¹	35	42	37	
Sproßmasse	dt/ha (TM)	7,7 ^{b2}	11,3 ^a	10,9 ^a	8,9 ^b	9,7
N im Sproß	kg/ha	23,1 ^a	22,8 ^a	27,1 ^a	25,3 ^a	24,6

1: in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{min}-Werte: ± 8 kg/ha

2: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

*: Anfang November

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

3.2.2.5 Sommergerste

Stickstoffmineralisation

In den N_{min}-Kurven von RI₉₅ und RIII₉₃ ist in der obersten Schicht eine für Sommergetreide typische Anreicherung im Frühjahr zu erkennen (Abb. 15) (BAUMANN & MAAß, 1957; SCHMIDT, 1991 und SCHELLER, 1993). In beiden Rotationen begünstigte die relativ früh durchgeführte Grundbodenbearbeitung eine frühe Mineralisation (HARRACH & RICHTER, 1992) und damit eine Anreicherung vor einsetzendem Pflanzenentzug. In RIV₉₄ kann davon ausgegangen werden, daß aufgrund der erst zur Saat und dabei nur flach durchgeführten Bodenbearbeitung die Mineralisationsbedingungen deutlich schlechter waren als in den beiden oben genannten Rotationen. Zudem hat auch der Stickstoffentzug des dichten Beikrautbestandes, der sich in dieser Rotation bis zur Saat bildete, zu den geringen N_{min}-Gehalten im Boden beigetragen. In RII₉₆ können aufgrund der geringen N_{min}-Meßdichte keine Angaben über eine Frühjahrsanreicherung gemacht werden.

Während des Gerstenwachstums lagen die N_{min}-Mengen in RI₉₅, RIII₉₃ und RIV₉₄ infolge des Stickstoffentzuges auf einem niedrigen Niveau. Aufgrund dieser Ergebnisse und der Messung nach der Ernte kann dies auch für RII₉₆ angenommen werden.

Die Nettomineralisation von November bis zur Gerstenernte (Tab. 36: Δ MIN) lag mit Ausnahme von RI₉₅ bei allen Rotationen auf gleichem Niveau. Aus den erfaßten Daten konnte weder ein Zusammenhang mit bestimmten Umweltbedingungen noch mit der nur in zwei Rotationen vorhandenen Grünbrache in der Fruchtfolge abgeleitet werden.

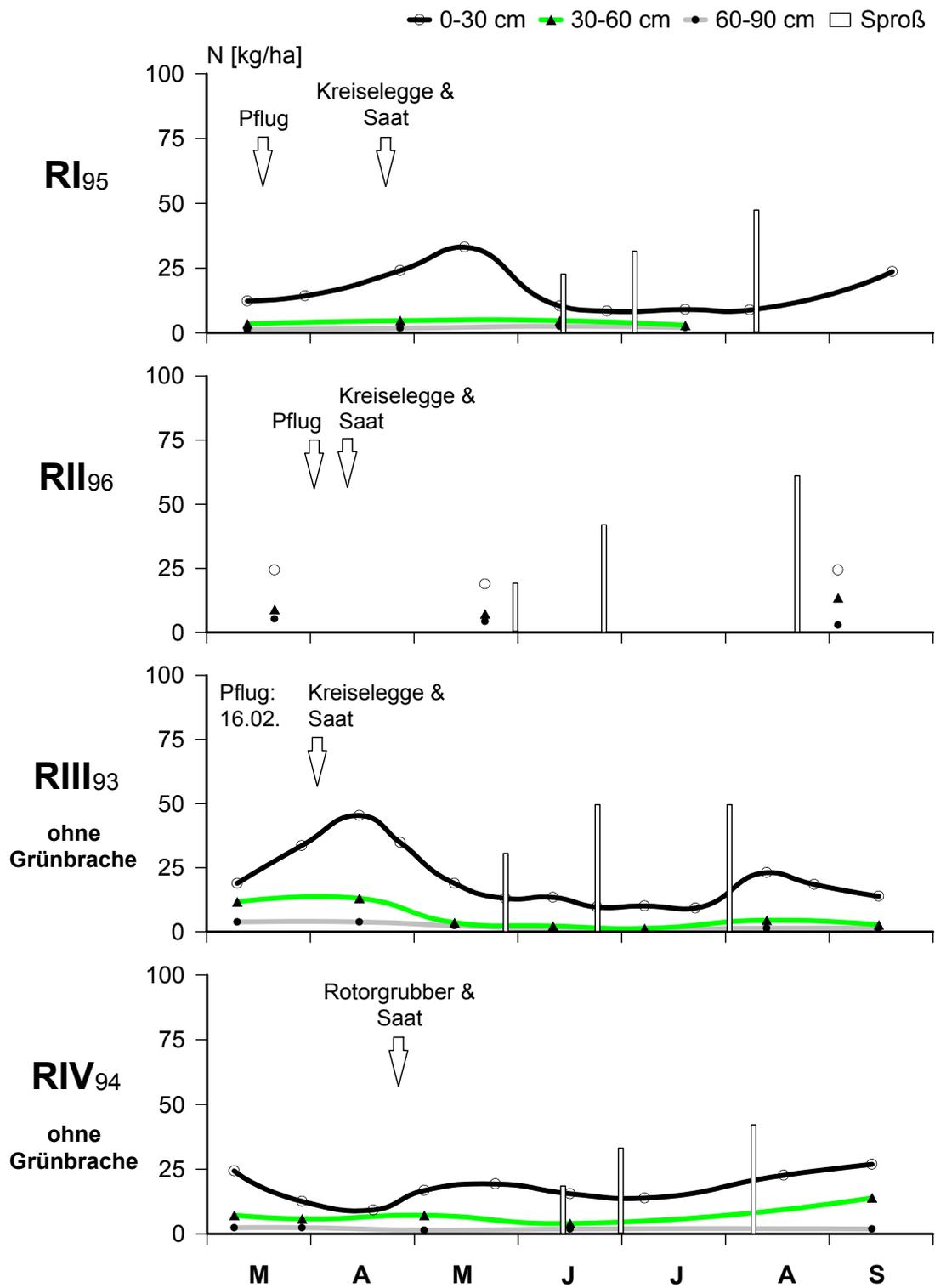


Abb. 15: N_{min} -Verlauf von März bis September und Stickstoff im Sproß von Sommergerste in den einzelnen Rotationen

Tab. 36: Stickstoff-Nettomineralisation (ΔMIN) vom November des Vorjahres bis zur Gerstenernte und mögliche Einflußfaktoren

Parameter	Einheit	Rotation Jahr			
		RI ₉₅	RII ₉₆	RIII ₉₃	RIV ₉₄
Grundbearbeitung		Pflug	Pflug	Pflug	Rotorgrubber
Termin		14.03.	02.04	16.02.	28.04.
Temperatursumme ¹	°C	2315	1693	2281	2135
Kleegras-Nt	kg/ha	411	255	-	-
ΔMIN^2	kg/ha	49	62	61	63

1: Bodentemperatur in 10 cm Tiefe, 06.11. - 01.08. ($>0^\circ$)

2: ΔMIN : $\Sigma(N_{\text{min}}$ im Boden^E, N im Sproß^E, Auswaschung über Winter) - N_{min} im November des Vorjahres
in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{min} -Werte: ± 5 kg/ha

E: zur Ernte

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Biomassebildung und Stickstoffentzug

Bezüglich der Biomasseentwicklung können die verschiedenen Rotationen zum Zeitpunkt der Blüte zwei Gruppen zugeordnet werden (Abb. 16). Das in dieser Phase deutlich höhere Niveau in RII₉₆ und RIII₉₃ kann teilweise auf die früheren Saatzeitpunkte zurückgeführt werden (FARACK, 1996). Aufgrund der Stickstoffaufnahme (RII₉₆) bzw. der N_{min} -Daten (RIII₉₃) (Abb. 15) kann zudem in beiden Rotationen von einer positiven Wirkung der besseren Stickstoffversorgung bis zur Blüte ausgegangen werden. In RII₉₆ war außerdem noch ein günstiger Sorteneinfluß möglich. Im Gegensatz zu den anderen Rotationen mit der Sorte Alexis wurde dort die Sorte Thuringa angebaut, die nach SANDER & POHLMANN (1997) in Vergleichsversuchen höhere Erträge erbrachte.

Neben der späteren Saat und der schlechteren Stickstoffversorgung in RI₉₅ und RIV₉₄ wurde die Pflanzenentwicklung in RIV₉₄ zusätzlich sowohl direkt durch die unzureichende Saatbettbereitung (AUFHAMMER & FISCHBECK, 1973, S. 233) als auch durch den dadurch hervorgerufenen hohen Beikrautdruck beeinträchtigt.

In der weiteren Entwicklung bis zur Ernte fielen RIII₉₃ und RIV₉₄ durch geringe Biomassezunahmen auf. In RIII₉₃ kann dies mit der relativ geringen Stickstoffverfügbarkeit in diesem Zeitabschnitt (Abb. 15, Stickstoffaufnahme) begründet werden. In RIV₉₄ wurde der Gerstenbestand weiterhin stark durch einen hohen Beikrautbesatz beeinträchtigt. Die im Vergleich zur Sproßmassebildung hohe Stickstoffaufnahme spricht hier jedoch gegen einen Stickstoffmangel.

Die bis zur Ernte verfügbare Stickstoffmenge (Tab. 37: $\Sigma(N_{\text{min}}, \text{Sproß-N})$) hing deutlich mit der Nettomineralisation (Tab. 36) zusammen. Ein Einfluß der zum Teil unterschiedlichen Stickstoffversorgung auf die Biomasseproduktion zum Erntezeitpunkt war

im Gegensatz zu einzelnen Wachstumsabschnitten jedoch nicht klar von anderen Faktoren abzugrenzen. Besonders deutlich war hingegen die Wirkung der unterschiedlich langen Vegetationszeiten ausgeprägt (Tab. 37). Die Länge der Vegetationszeit wurde dabei vor allem durch den Einfluß der Witterung auf den Saatzeitpunkt und die Abreife bestimmt.

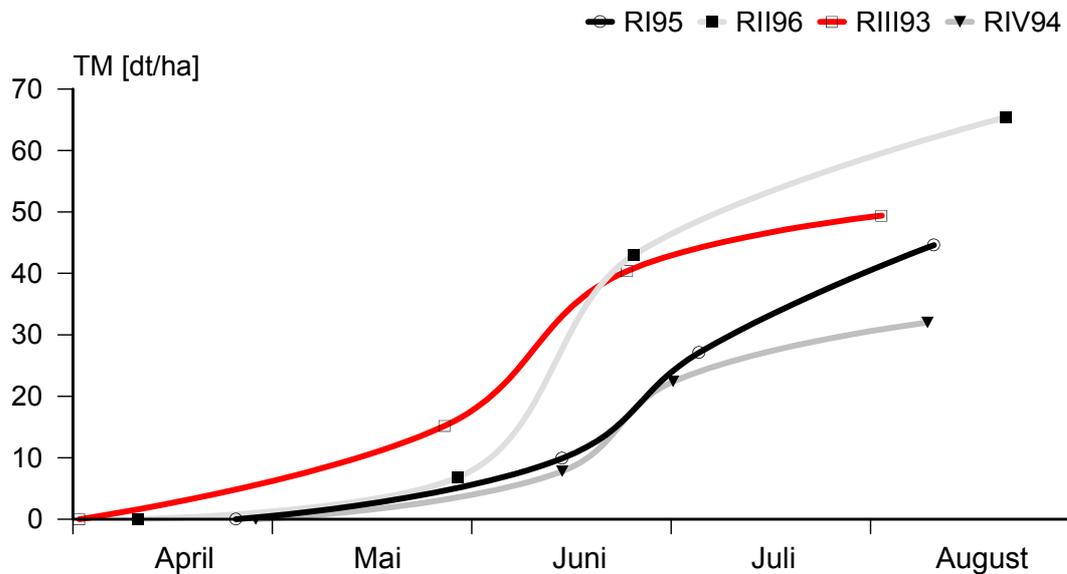


Abb. 16: Verlauf der Sprößmassebildung von Sommergerste in den einzelnen Rotationen (Saat - Schossen - Blüte - Ernte)

Tab. 37: Sprößmasse und Stickstoffinhalt zur Ernte und mögliche Einflußfaktoren auf die Gerstenentwicklung

Parameter	Einheit	Rotation Jahr				Mittel
		RI ₉₅	RII ₉₆	RIII ₉₃	RIV ₉₄	
Vegetationszeit ¹	Tage	107	133	124	103	
$\Sigma (N_{\min}, \text{Spröß-N})^E$	kg/ha	63 ²	79	72	78	
N im Sproß	kg/ha	47 _b ²³	61 _a	49 _b	42 _b	50
Sproßmasse	dt/ha (TM)	45 _b	65 _a	49 _b	32 _c	48

1: Saat bis Ernte

2: in RI maximale Abweichungen vom Mittelwert durch Streuung der N_{\min} -Werte: ± 2 kg/ha

3: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

E: Ernte

Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Bei dem Vergleich der vier Rotationen konnte kein positiver Effekt der nur in RI₉₅ und RII₉₆ vorausgegangenen Grünbrache in der Fruchtfolge auf die Pflanzenentwicklung erkannt werden.

Ertrag und Qualität

Einflüsse auf Ertrag und Qualität

Die Kornerträge in den einzelnen Rotationen (Tab. 38) spiegelten im wesentlichen die Abstufung der Biomasseproduktion bis zur Ernte wider (Tab. 37). Die niedrigen Korn/Stroh-Verhältnisse in RI₉₅ und RIV₉₄ deuten auf eine gestörte Kornausbildung hin. Als wesentliche Ursache dieses Effekts kommt die in beiden Rotationen sehr heiße und trockene Sommerwitterung in Frage (GEISLER, 1983, S. 51).

Tab. 38: Ertrags- und Qualitätsparameter von Sommergerste

Parameter	Einheit	Rotation Jahr								Mittel
		RI ₉₅		RII ₉₆		RIII ₉₃		RIV ₉₄		
Ertrag	dt/ha (86% TM)	19,6	c ¹	42,5	a	31,3	b	15,2	d	27,1
Korn/Stroh	Verhältnis	0,61	b	1,26	a	1,21	a	0,69	b	0,94
TKG	g (TM)	42,5	c	47,7	a	43,9	b	35,6	d	42,2
Ähren/m ²	Anzahl	471	b	562	a	423	c	353	d	452
Körner/Ähre	Anzahl	8,5	c	13,7	a	14,5	a	10,3	b	11,8
Körner >2,5 mm	%	64,1	c	94,4	a	84,2	b	57,5	d	75,0
Protein	% (TM)	11,0	a	8,3	b	8,2	b	11,0	a	9,6
N im Korn	kg/ha	29,6	c	48,5	a	35,3	b	22,9	d	34,1

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$
Schattiert: ohne Grünbrache in der Fruchtfolge

Die Ertragsunterschiede zwischen den Rotationen resultierten aus Unterschieden in allen drei Ertragskomponenten (TKG, Ähren/m² und Körner/Ähre). Die Ausprägung dieser Parameter erfolgt in verschiedenen Wachstumsphasen (KIRBY & APPLEYARD, 1984). Daraus kann geschlossen werden, daß die wesentlichen Einflüsse über einen längeren Zeitraum während des Wachstums je nach Rotation positiv oder negativ wirksam wurden.

Die Proteingehalte spiegeln den von AUFHAMMER & FISCHBECK (1973, S. 235) erwähnten Zusammenhang zwischen früher Saat und niedrigem Proteingehalt wider.

In den Ergebnissen der hessischen Landesversuche (Tab. 39) zeigt sich der große Einfluß unterschiedlicher Jahre auf den Ertrag. Wie in den eigenen Versuchen wurde auch dort 1996 das Doppelte des Ertrags von 1995 erreicht. Der Sorteneinfluß blieb im Vergleich dazu gering.

Tab. 39: Erträge von zwei ökologisch angebauten Sommergerstensorten (dt/ha, 86 % TM) aus den Landesversuchen in Hessen 1995 und 1996 (SANDER, 1997)

Sorte	1995	1996
Alexis	29,2	64,8
Thuringa	32,9	67,3

Aus dem Vorangegangenen wird deutlich, daß die Unterschiede in den Ertragsparametern zwischen den Rotationen vor allem durch die im Kapitel Biomasseproduktion diskutierten Faktoren beeinflußt wurden. Ein Einfluß der Grünbrache in der Fruchtfolge ist deshalb auch in diesen Parametern nicht erkennbar.

Ertragsniveau und Qualität

Ein Vergleich der Erträge von RI₉₅ und RII₉₆ mit den Erträgen der Landesversuche (Tab. 39) weist auf ein relativ niedriges Ertragsniveau im vorliegenden Versuch hin. Dabei muß jedoch davon ausgegangen werden, daß die Erträge der Landesversuche wie beim Weizen (Kap. 3.2.2.3) deutlich über dem Durchschnitt der praktischen ökologischen Landwirtschaft liegen. Trotzdem sind Erträge von 15 und 20 dt/ha, wie sie in RI₉₅ und RIV₉₄ erreicht wurden, als ungenügend einzustufen.

Von SCHÄFER & FLECHSIG (1985) wird in den Anforderungen für Braugerste ein möglichst niedriger Proteingehalt von maximal 11,5 % angegeben. Mit 11 % Protein erreichten RI₉₅ und RIV₉₄ fast diesen Grenzwert, RII₉₆ und RIII₉₃ lagen mit etwas über 8 % hingegen auf einem sehr niedrigen Niveau. Nach SANDER & POHLMANN (1997) bevorzugen Brauereien inzwischen jedoch Malz mit Eiweißgehalten über 10 %, daß heißt Proteingehalte in der Gerste von mindestens 10 bis 10,5 % (NARZISS, 1976, S. 143). Danach lagen eher die Rotationen mit hohen Proteingehalten im gewünschten Qualitätsbereich.

Der Vollgerstenanteil (>2,5 mm) von Braugerste soll nach SCHÄFER & FLECHSIG (1985) mindestens 90 % betragen. Dieser Standard konnte nur in RII₉₆ erreicht werden. In den anderen Rotationen lag dieser Wert zum Teil weit darunter.

Zusammenfassend ist der Anbau von Sommergerste in der untersuchten Fruchtfolge aufgrund des oft niedrigen Ertragsniveaus und der meist unzureichenden Qualität als nicht zufriedenstellend zu bewerten. Dieses negative Ergebnis ist wahrscheinlich weniger auf die Fruchtfolge als auf die oft ungünstigen Bodenbedingungen im Frühjahr und die damit verbundene späte Saat bzw. schlechte Bodenstruktur zurückzuführen.

3.2.3 Abschließende Betrachtung zur Grünbrachewirkung

3.2.3.1 Direkte Wirkung der Grünbrache auf die Folgefrüchte

Im folgenden wird zusammenfassend auf die Ergebnisse hinsichtlich der kurzfristigen Nachwirkungen unterschiedlich entwickelter Grünbrachen eingegangen. Aufgrund der Versuchsanlage war in diesem Untersuchungsbereich eine exakte Trennung der Vorfruchtwirkungen von anderen Faktoren, wie z.B. Witterung und Management, nicht möglich. Deshalb erfolgt zusätzlich eine über die eigenen Resultate hinausgehende Einschätzung der Grünbrachewirkung anhand einer kurzen Literaturübersicht.

Zusammenfassung der eigenen Resultate

Aus den vorgestellten Versuchsergebnissen und der zitierten Literatur wurde ersichtlich, daß gut entwickelte Klee gras-Grünbrachen hohe Mengen an Stickstoff akkumulieren können (hier bis ca. 410 kg N/ha). Davon ist ein Großteil fixierter Luftstickstoff (hier bis ca. 260 kg N/ha). Aufgrund von äußeren Faktoren (Witterung, Schädlinge, Management) variierte die Aufwuchsleistung und damit die importierte Stickstoffmenge in den eigenen Erhebungen jedoch stark von Jahr zu Jahr (20 - 260 kg N/ha).

In den vorausgegangenen Kapiteln wurden die einzelnen Abschnitte der geprüften Fruchtfolge unter anderem auf mögliche Effekte durch die Vorfruchtwirkung unterschiedlicher Grünbrachen untersucht. Positive Effekte einer hohen Stickstoffakkumulation auf die Stickstoffmineralisation im Boden und die Pflanzenentwicklung konnten nur bei der Zwischenfrucht direkt nach der Grünbrache und den folgenden Kartoffeln gegen die Vielzahl anderer Einflußfaktoren abgegrenzt werden. Eine statistische Absicherung und eine Quantifizierung dieser Effekte war aufgrund der Versuchsanlage nicht möglich. Über die Unterschiede in den Aufwuchsleistungen hinaus fehlte aufgrund der Versuchsanlage in zwei Rotationen die Grünbrachevorfrucht bis zum Weizen- bzw. Gerstenanbau ganz. Doch selbst das Fehlen der Grünbrache ließ keinen Effekt auf die Stickstoffmineralisation und Pflanzenentwicklung in diesen Kulturen erkennen.

Insgesamt wurde die dominante und komplexe Wirkung der Umwelteinflüsse auf die Stickstoffverfügbarkeit und die Ertragsentwicklung in den einzelnen Fruchtfolgeabschnitten deutlich. Der überragende Einfluß der Umweltfaktoren auf den Ertrag wurde auch in den Untersuchungen von SIMON & WERNER (1963) und WRANKMORE (1990) beschrieben. Bei dem statistischen Vergleich der Vorfruchtwirkung von Marktfrüchten und Futterleguminosen führte WRANKMORE (1990) nur 2 % der Ertragsvarianz der Nachfrüchte auf den Vorfruchteffekt, dagegen 70 % auf die Jahreswitterung zurück.

Neben den Umwelteinflüssen muß auch die ausgleichende Wirkung des schon aus der Bodenschätzung hervorgehenden hohen Ertragspotentials des Bodens am Versuchsstandort bei der Beurteilung der Grünbrachewirkung berücksichtigt werden. So nimmt

nach KUNZMANN (1972) die Wirkung des Fruchtfolgeglieds Futterleguminose auf die Folgefrüchte mit sinkender Bodenqualität zu.

Die genannten Umwelt- und Bodeneinflüsse sind wahrscheinlich auch der Grund dafür, daß STOPES et al. (1996) in einem ähnlichen Feldversuch auch nach sieben Jahren noch keinen signifikanten Zusammenhang von Weizenertrag und Stickstoffmenge im Aufwuchs der vorausgegangenen Grünbrache (150-408 kg N/ha) nachweisen konnten.

Um in der eigenen Untersuchung die unterschiedlichen Einflüsse der einzelnen Jahre auszugleichen, wurden jeweils die Ergebnisse eines Fruchtfolgedurchgangs jeder Rotation zusammengefaßt. In Abbildung 17 ist der Stickstoffinput durch die Fixierleistung der Grünbrache-Leguminosen den Summen des Stickstoffexports und den Erträgen (in GE) der drei Marktfrüchte gegenübergestellt.

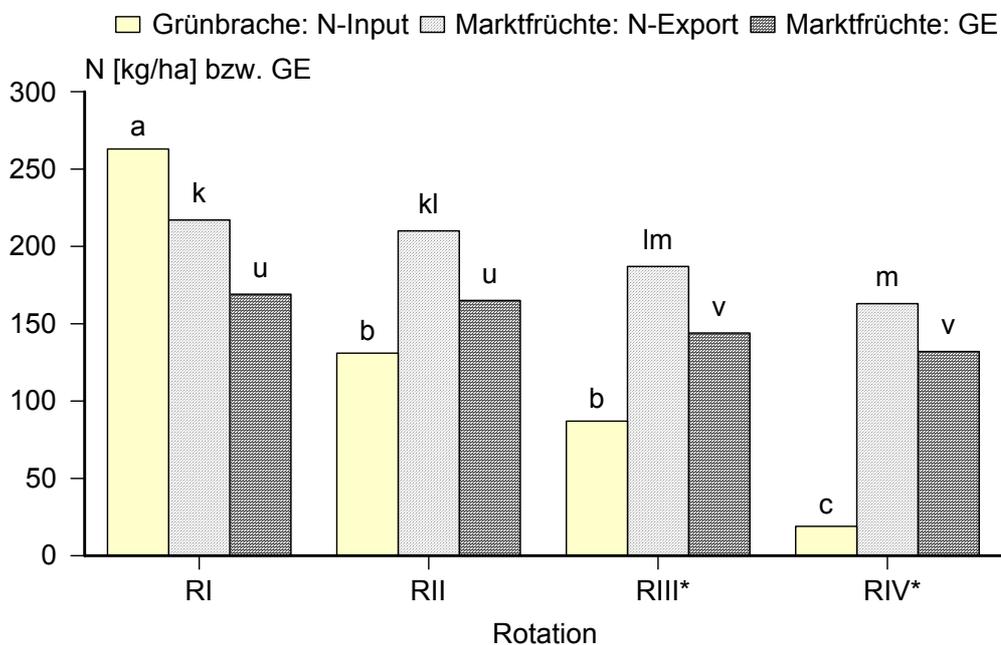


Abb. 17: Stickstoffinput (N_{fix}) durch die Grünbrachen (1992-1995) und Stickstoffexporte und Erträge (in Getreideeinheiten: GE) der Marktfrüchte in den einzelnen Rotationen (1993-1996). (* Grünbrache nicht zu Beginn der Fruchtfolge)(gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Bei RIII und RIV stand die Grünbrache aufgrund der Versuchsanlage nicht zu Beginn des Untersuchungszeitraums. Da ein möglicher Einfluß der Grünbrachen somit nicht auf alle Marktfrüchte wirksam werden konnte, müssen diese beiden Rotationen gesondert betrachtet werden. Weder die Unterschiede im Stickstoffinput zwischen diesen beiden Rotationen noch zwischen RI und RII hatten jedoch einen deutlich erkennbaren Einfluß auf die Stickstoffexporte und die Erträge. Die größeren Unterschiede zwischen diesen beiden Gruppen deuten darauf hin, daß das Fruchtfolgeglied Grünbrache an sich

einen größeren Einfluß hatte als die jeweilige Höhe des Stickstoffinputs. Auch hier ist jedoch eine statistische Absicherung und eine genauere Quantifizierung der Effekte aufgrund der Versuchsanlage nicht möglich.

Literaturübersicht

Die Wirkung von eingearbeiteter organischer Substanz auf die Stickstoffverfügbarkeit im Boden und die Stickstoffaufnahme durch nachfolgende Pflanzen wurde von einer Vielzahl von Autoren untersucht.

LADD et al. (1983), KIRCHMANN & BERGQUIST (1989) und FOX et al. (1990) untersuchten die Stickstofffreisetzung nach dem Einarbeiten extern erzeugter Leguminosenbiomasse in den Boden in exakten Gefäß- bzw. Freilandversuchen. Aus den veröffentlichten Ergebnissen ist zu erkennen, daß nach Einarbeiten von stickstoffreicher Biomasse die anfangs hohen Mineralisationsraten mit der Zeit stark abnahmen. So wurde bei guten Mineralisationsbedingungen im Zeitraum von zwei bis sechs Monaten nach dem Einarbeiten eine Stickstofffreisetzung von ca. 30 % des Gesamtstickstoffs festgestellt. Im weiteren Verlauf hatte die zugeführte organische Substanz kaum noch einen Einfluß auf die Stickstoffmineralisation. Dabei muß beachtet werden, daß die Mineralisationsgeschwindigkeit sowohl durch das Alter und die Zusammensetzung des Materials als auch durch die Umweltbedingungen stark beeinflusst wird (FOX et al., 1990).

Auch in Versuchen unter ähnlichen Bedingungen, in denen die Stickstofffreisetzung über die Aufnahme des direkt nachfolgenden Pflanzenbestandes gemessen wurde, lag die Ausnutzung des eingearbeiteten Biomassestickstoffs im wesentlichen zwischen 20 und 40 % (HEINZMANN, 1981; MÜLLER & SUNDMANN, 1988; JANZEN & SCHAALJE, 1992; REES et al., 1993 und SMITH & SHARPLEY, 1993). Unter extremen Bedingungen variierte dieser Anteil jedoch in einem deutlich größeren Bereich. So wurde von HEINZMANN (1981) bei relativ altem, rohfaserreicher Leguminosenmaterial eine Stickstoffimmobilisation festgestellt. REES et al. (1993) fanden hingegen unter optimalen Bedingungen eine Stickstoffausnutzung von 60 %.

Die Ergebnisse von LADD et al. (1983) über die Stickstoffaufnahme von Pflanzen bestätigen im wesentlichen die oben beschriebenen Aussagen über den Mineralisationsverlauf. Im ersten Jahr nach Einarbeitung der Biomasse fand er 21 bis 25 % des Biomassestickstoffs im folgenden Weizenaufwuchs wieder, im zweiten Jahr waren es hingegen nur noch 3 bis 4 %.

In den bisher beschriebenen Untersuchungen konnte die Stickstofffreisetzung aufgrund der exakten Versuchsanlagen relativ genau quantifiziert werden. Da die Leguminosenbiomasse nicht auf den untersuchten Böden angebaut wurde, waren die Bedingungen in diesen Versuchen aber relativ weit von denen in der Praxis entfernt.

Praxisnahe Versuche wurden sowohl mit dem Anbau von Futterleguminosen (d.h. Abfuhr des größten Teils der Sproßmasse) als auch mit Grünbrachen durchgeführt. Um den Einfluß der entsprechenden Leguminosen bzw. Leguminosen-Gras-Gemenge auf den Stickstoffentzug der Nachfrucht zu bestimmen, erfolgte ein Vergleich mit einer Nichtleguminose und/oder einer Schwarzbrache.

Bei dem Vergleich zur Schwarzbrache wurde von vielen Autoren im ersten Nachfruchtjahr nach Leguminosen eine identische bzw. geringere Stickstoffaufnahme beschrieben (PÄTZOLD, 1958; HEINZMANN, 1981; GROYA & SHEAFFER, 1985; BADARUDDIN & MEYER, 1989 und DOMNING & PRZEMEK, 1991). Ab dem zweiten Nachfruchtjahr wurde jedoch sowohl von PÄTZOLD (1958) als auch von OPITZ VON BOBERFELD & JASPER (1994) höhere Entzüge nach der Leguminose festgestellt. Nur HAGMEIER (1986) sowie ABERNETHY & BOHL (1987) fanden schon in der ersten Nachfrucht nach Leguminosen höhere Stickstoffentzüge. In künstlich von Bewuchs freigehaltenem Boden ist über die Vegetationszeit meist mit einer hohen N_{\min} -Akku- mulation zu rechnen (DIEZ & SOMMER, 1979). Die sofortige Verfügbarkeit dieser Stickstoffmengen im Gegensatz zum Biomassestickstoff kann die kurzfristig gleich- wertige Wirkung der Schwarzbrachen erklären.

Bei dem Vergleich zu beernteten Nichtleguminosen (Gras, Getreide) wurden von allen in Tabelle 40 aufgeführten Autoren positive Effekte auf die Stickstoffaufnahme der Nachfrucht durch eingearbeitete Ernterückstände bzw. Grünbrachematerialien festge- stellt. Das Verhältnis zwischen eingearbeiteter und von der Nachfrucht aufgenommener Stickstoffmenge schwankt jedoch in einem weiten Bereich (11-68 %). Diese große Spannbreite der Ergebnisse ist aufgrund der Vielzahl von Unterschieden in den Umweltbedingungen, in den verwendeten Spezies sowohl von Leguminosen als auch von Marktfrüchten und der Versuchsdurchführung nachvollziehbar.

Von HAGMEIER (1986), PIORR (1992) und DREESMANN (1993) wurde die Wirkung auf die Stickstoffaufnahme von Nachfrüchten auch im zweiten Jahr nach Anbau der Leguminosen untersucht. Sie fanden dabei eine, im Vergleich mit den Ergebnissen der oben diskutierten Exaktversuche, relativ hohe Mehraufnahme von 10 bis 15 % des Biomassestickstoffs.

Untersuchungen über den Einfluß unterschiedlicher Stickstoffmengen in der einge- arbeiteten organischen Substanz erbrachten widersprüchliche Ergebnisse. Während GROYA & SHEAFFER (1985), HAGMEIER (1986), ISERMANN (1990), LEISEN & HILBERT (1991) und DREESMANN (1993) von einer deutlich positiven Abhängigkeit der Nachwirkungen von der Stickstoffmenge in der Biomasse berichteten, konnte dieser Effekt von ABERNETHY & BOHL (1987) und BISCHOFF (1992) nicht beobachtet werden.

Tab. 40: Differenz der Stickstoffaufnahme (ΔN) zwischen Marktfrüchten im ersten Jahr nach Leguminosenanbau und nach beerntetem Gras bzw. Getreide

Autoren	Art des Leguminosenanbaus	N in Biomasse ¹	ΔN^2 in Nachfrucht	ΔN^2 von Biomasse-N
		kg/ha	kg/ha	%
HAGMEIER, 1986	Ø einjährige Leg.-Brachen	200	24	12
BRUULSEMA & CHRISTIE, 1987	Ø einjährige Leguminosen (teilweise beerntet)	140	95	68
JUNG et al., 1988	zweijähriges Rotkleefutter	k.A. ³	110	k.A.
BADARUDDIN & MEYER, 1989	Ø einjährige Futterleg.	65	14	22
VARCO et al., 1989	Leg.-Gründüngung	110	35	32
BADARUDDIN & MEYER, 1990	Ø einjährige Leg.-Brachen	150	28	19
DOMNING & PRZEMEK, 1991	Kleegras-Brache	k.A.	34	k.A.
PIORR, 1992	einjähriges Kleegrasfutter	132	45	34
DREESMANN, 1993	Kleegras-Brache	260	42	16
KOCH et al., 1995	Luzerne-Brache	430 ⁴	45	11

1: in Leguminosen bzw. Leguminosengemengen

2: Mehraufnahme im Vergleich zu beernteter Nichtleguminosenvorfrucht

3: keine Angaben

4: Annahme 30 % Wurzel und Stoppel-N

Bei den vorgestellten Untersuchungen muß beachtet werden, daß eine Steigerung der Stickstoffaufnahme der Nachfrucht nicht allein durch die Mineralisation des eingearbeiteten Biomassestickstoffs erfolgt, sondern auch über Mechanismen wie z.B. die Verbesserung der Bodenstruktur (FRANGENBERG, 1993), die Erhöhung der mikrobiellen Aktivität (POMMER, 1988) und den "priming effekt" (BRUULSEMA & CHRISTIE, 1987).

Aus den vorgestellten Literaturergebnissen wird ersichtlich, daß bei dem Einbringen von relativ stickstoffreicher organischer Substanz und damit auch beim Anbau von Kleegras-Grünbrachen mit einem positiven Effekt auf die Stickstoffaufnahme der Folgekultur bzw. -kulturen gerechnet werden kann. Eine quantitative Prognose dieser Wirkung erscheint jedoch auch bei Berücksichtigung der Stickstoffmenge in der Biomasse problematisch. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, daß die Stickstoffwirkung im ersten Jahr nur in seltenen Fällen 30 % des Biomassestickstoffs übersteigt, aber zum Teil deutlich darunter bleiben kann. In den Folgejahren ist mit einer deutlich abnehmenden Wirkung zu rechnen. Nach KUNZMANN (1972) ist zudem ein positiver Einfluß des Fruchtfolgeglieds Futterleguminose auf die Folgefrüchte um so größer, je unfruchtbarer ein Boden ist.

3.2.3.2 Langfristige Wirkung der Grünbrache und Stickstoffbilanz

Langfristige Wirkung

Mit Hilfe von langfristigen Versuchen (>20 Jahre) wurde von einer Reihe von Autoren die positive Wirkung von Futterleguminosen in der Fruchtfolge im Vergleich zu reinem Marktfruchtanbau beschrieben. In den meisten Untersuchungen wurde dabei eine relative Erhöhung der Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte im Boden beobachtet (SIMON & WERNER, 1963; KUNZMANN, 1972; MICHEL, 1991 und OLFS, 1995). KÖRSCHENS & WEBER (1984) konnten diesen Effekt allerdings nicht bestätigen. In allen Untersuchungen konnte aber sowohl eine Steigerung der Stickstoffaufnahme als auch des Ertrags bei allen drei bis fünf Nachfrüchten festgestellt werden. Aus Ergebnissen von FISCHER (1965) und FRANGENBERG (1993) kann auch auf die langfristige Erhöhung des Bodenlebens und der Aggregatstabilität geschlossen werden.

Da beim Anbau von Grünbrachen im Vergleich zum Futterbau zusätzlich die Sproßmasse im System verbleibt, ist dabei wahrscheinlich mit gleichen oder stärkeren Effekten zu rechnen. Ergebnisse aus langfristigen Versuchen mit Grünbrachen liegen bisher aber nicht vor. POMMER (1988) geht jedoch davon aus, daß durch einjährige Klee gras-Grünbrachen folgende Bodeneigenschaften verbessert werden:

- Humusgehalt,
- mikrobielle Aktivität und Bodenmikrofauna,
- Bodenstruktur,
- Nährstoffnachlieferungsvermögen.

In der eigenen Untersuchung wurden sowohl der Kohlenstoff- als auch der Stickstoffgehalt im Boden jährlich bestimmt. Die Veränderungen dieser Gehalte über die Zeit sind aufgrund der methodenbedingten Streuung jedoch erst nach einem deutlich längeren Versuchszeitraum aussagekräftig. Im Folgenden soll versucht werden, anhand einer Stickstoffbilanz die langfristige Wirkung der untersuchten Fruchtfolge auf den Stickstoffpool zu prognostizieren.

Stickstoffbilanz

Bei der Bilanzierung der Stickstoffflüsse muß beachtet werden, daß die Stickstoffbilanz im offenen landwirtschaftlichen System nur grobe Aussagekraft hat, da dabei nie alle Stoffflüsse berücksichtigt werden können und zum Teil geschätzte Werte verwendet werden (SATTLER & WISTINGHAUSEN, 1985, S. 305 und HERRMANN & PLAKOLM, 1991, S. 148).

In Tabelle 41 ist die Stickstoffbilanz aus dem Stickstoffinput der Grünbrache, dem Stickstoffexport mit den Marktfrüchten und den geschätzten Auswaschungsverlusten dargestellt. Da die in Tab. 42 aufgeführten weiteren bedeutsamen Faktoren der Stickstoffbilanz nicht ermittelt wurden und eine Schätzung aufgrund ihrer hohen Abhängigkeit von Umwelteinflüssen sehr problematisch ist, wurden sie nicht mit einbezogen. Die

Stickstoffbilanzsalden waren in allen Rotationen negativ, im Minimum lagen sie bei minus 204 kg N/ha. Bei den hohen fixierten Stickstoffmengen in RI war das Bilanzsaldo mit minus 6 kg N/ha aber fast ausgeglichen.

Tab. 41: Stickstoffbilanz der Rotationen RI (1992-1995) sowie RII, RIII und RIV (1993-1996) in kg/ha

Parameter	Rotation				Mittel
	RI	RII	RIII	RIV	
N-Input	263 ^{a1}	131 ^b	87 ^b	19 ^c	125
N-Export	217 ^a	210 ^{ab}	187 ^{bc}	163 ^c	194
Input - Export	46 ^a	-79 ^b	-100 ^{bc}	-144 ^c	-69
N-Auswaschung ²	52	54	22	60	47
N-Bilanz	-6	-133	-122	-204	-116

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

2: siehe Kapitel 3.4.1.3

Schattiert: Grünbrache nicht zu Beginn der Fruchtfolge

Trotz der unterschiedlichen Ergebnisse in der Stickstoffbilanz wiesen die Gesamtstickstoffgehalte im Boden (0-30 cm) von 1995 keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Rotationen auf. Auch die Kohlenstoffgehalte zeigten keine Unterschiede.

Tab. 42 Größenordnung einiger nicht berücksichtigter Faktoren der Stickstoffbilanz (stark von Umwelteinflüssen abhängig)

Autoren	Faktor	Größenordnung
FÜHRER et al., 1988	N-Input durch Niederschläge	14-17 kg/(ha*a) Nordhessen/ Süd-niedersachsen
GIBSON et al., 1988	N-Input durch freilebende stickstofffixierende Mikroorganismen	0-50 kg N/(ha*a)
BENCKISER et al., 1987	gasförmige N-Verluste durch Denitrifikation	max. 10-30 kg N/(ha*a)
FARQUHAR et al., 1983	gasförmige N-Verluste von intakten Pflanzen	je nach Umständen 0 bis weit über 1% möglich
WHITEHEAD et al., 1988		1% des Pflanzen-N

Aus der Bilanz ist zu ersehen, daß selbst mit einer gut entwickelten Grünbrache die Stickstoffverluste aus dem System kaum ausgeglichen werden konnten. Da jedoch auch weiterhin mit umweltbedingt schlecht entwickelten Grünbrachen zu rechnen ist, ist

langfristig ein deutliches Stickstoffdefizit zu erwarten. So wird ein wünschenswerter Humusaufbau zur Verbesserung der Bodenstruktur aufgrund der mangelnden Stickstoffzufuhr in den Boden unwahrscheinlich. Es ist eher mit einem Sinken des Stickstoffgehaltes zu rechnen. Auch die wünschenswerte Steigerung der Sommergerstenerträge wäre bei einem solchen Stickstoffdefizit langfristig kaum möglich oder würde auf Kosten des Bodenvorrates gehen.

3.3 Wirkung der Düngung auf Stickstoffdynamik und Pflanzenentwicklung

Die verschiedenen Düngevarianten in der untersuchten Fruchtfolge sollten Aufschluß darüber geben, inwieweit der Einsatz von Bioabfallkompost, Vinasse und einer Kombination beider Stoffe als kurzfristige Steuerungsmaßnahme bei der Stickstoffernährung und/oder als Ausgleich von langfristig auftretenden Nährstoffdefiziten bzw. zur Erhaltung oder Steigerung der Bodenfruchtbarkeit geeignet ist.

Da die Bemessung der Düngemittelzufuhr anhand der Stickstoffgehalte bestimmt wurde, war die zugeführte Stickstoffmenge zu den jeweiligen Fruchtfolgeabschnitten innerhalb der verschiedenen Rotationen identisch. Die Zufuhr von anderen Nährstoffen und von organischer Substanz variierte jedoch aufgrund der unterschiedlichen Zusammensetzung der einzelnen Düngemittelchargen zwischen den Rotationen: (Anhang, Tab. A3 und A4).

Mit den vorliegenden Versuchsergebnissen können bisher nur relativ kurzfristige Wirkungen auf das Pflanzenwachstum und die Stickstoffernährung beurteilt werden. Im folgenden werden zuerst die Ergebnisse aus den einzelnen Fruchtfolgesequenzen vorgestellt und danach zusammengefaßt und, bezogen auf die einzelnen Düngemittel, diskutiert. Mögliche langfristige Wirkungen werden auf der Basis von Nährstoffbilanzen, schon jetzt erkennbaren Bodenveränderungen und Literatur behandelt.

3.3.1 Kurzfristige Auswirkungen der Düngung

3.3.1.1 Winterweizen

Zu Weizen erfolgte in den entsprechenden Varianten sowohl eine Düngung mit Kompost (100 kg N_t/ha) als auch mit Vinasse (60 kg N_t/ha) im Frühjahr, spätestens zum Beginn des Schossens. Weiterhin erfolgte nach der Ernte eine Vinassedüngung auf das Weizenstroh (40 kg N_t/ha).

N_{min} im Boden

Zur Beurteilung der Stickstoffmineralisation wurden sowohl N_{min}-Daten als auch die Stickstoffaufnahme der Pflanzen erfaßt. Eine statistische Auswertung der N_{min}-Daten war nur in RI möglich. In dieser Rotation ergaben sich signifikante Unterschiede zur ungedüngten Kontrolle im Fruchtfolgeglied Winterweizen lediglich in den mit Vinasse gedüngten Varianten direkt nach der Düngung (Abb. 18). Auch in RII₉₅ und RIV₉₃ traten sichtbare Effekte nur in den Vinassevarianten direkt nach der Düngung auf. Die nach der Düngung im Frühjahr aufgetretenen Differenzen waren im Vergleich zur

Gesamthöhe der N_{min} -Gehalte jedoch gering (Tab. 43). Aus RIII₉₆ liegen keine N_{min} -Daten nach der Düngung vor.

Eine Wirkung des Komposts auf die N_{min} -Werte war weder in der Kompost- noch in der Kombinationsvariante zu erkennen.

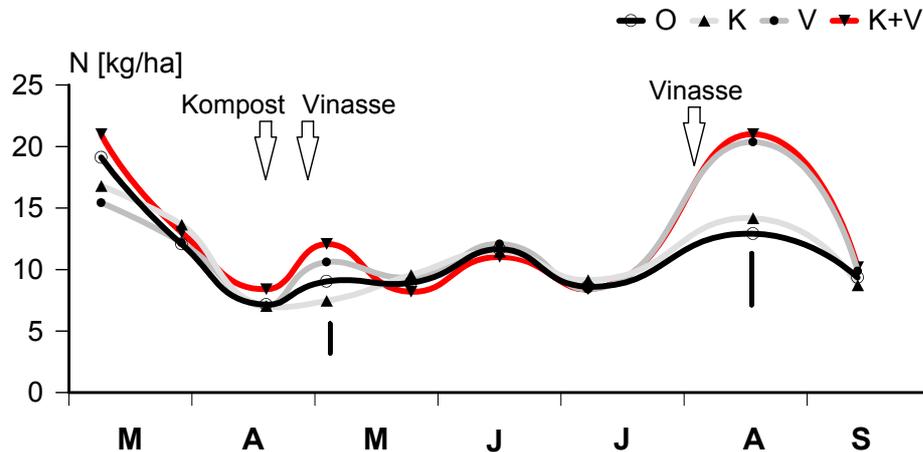


Abb. 18: N_{min} -Verlauf von März bis September unter Winterweizen (Ernte: 04.08.) in den verschiedenen Düngungsvarianten in RI₉₄ (Balkchen: Grenzdifferenz bei signifikanten Unterschieden nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Tab. 43: N_{min} -Mengen (0-30 cm, kg N/ha) im Fruchtfolgeglied Winterweizen nach der Düngung im Frühjahr und im Sommer

Rotation Jahr	Düngung			
	0	K	V	K+V
nach Kompost und Vinasse im Frühjahr				
RI ₉₄	9,0 bc ¹	7,5 c	10,6 ab	12,1 a
RII ₉₅	8,8	7,6	13,9	20,2
RIV ₉₃	9,2	7,1	16,4	10,1
nach Vinasse im August				
RI ₉₄	12,9 b	14,2 b	20,4 a	21,0 a
RII ₉₅	26,0	20,0	26,0	27,0
RIV ₉₃	24,8	21,8	29,4	29,4

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Die nur kurzfristigen Veränderungen im N_{min} -Gehalt während des Wachstums spielen bei der Beurteilung der gesamten Nettomineralisation im Zeitraum von der Düngung

bis zur Weizenernte keine Rolle. Deshalb werden im folgenden die Unterschiede in der Mineralisationsleistung nur anhand der Pflanzenaufnahme beurteilt.

Sproßentwicklung und Stickstoffaufnahme

Im Mittel der untersuchten Rotationen war ein differenzierter Einfluß der unterschiedlichen Düngungsmaßnahmen sowohl auf die Sproßmassebildung als auch auf den Stickstoffzug des Weizens zu erkennen (Abb. 19). Die im Gegensatz zum Kompost signifikante Steigerung beider Parameter durch die Vinasse zeigte die - trotz geringerer Gesamtstickstofffracht - deutlich höhere Wirksamkeit dieses Düngemittels. Schon zum Schossen, das heißt durchschnittlich nach dreizehn Tagen, war die Stickstoffaufnahme signifikant erhöht.

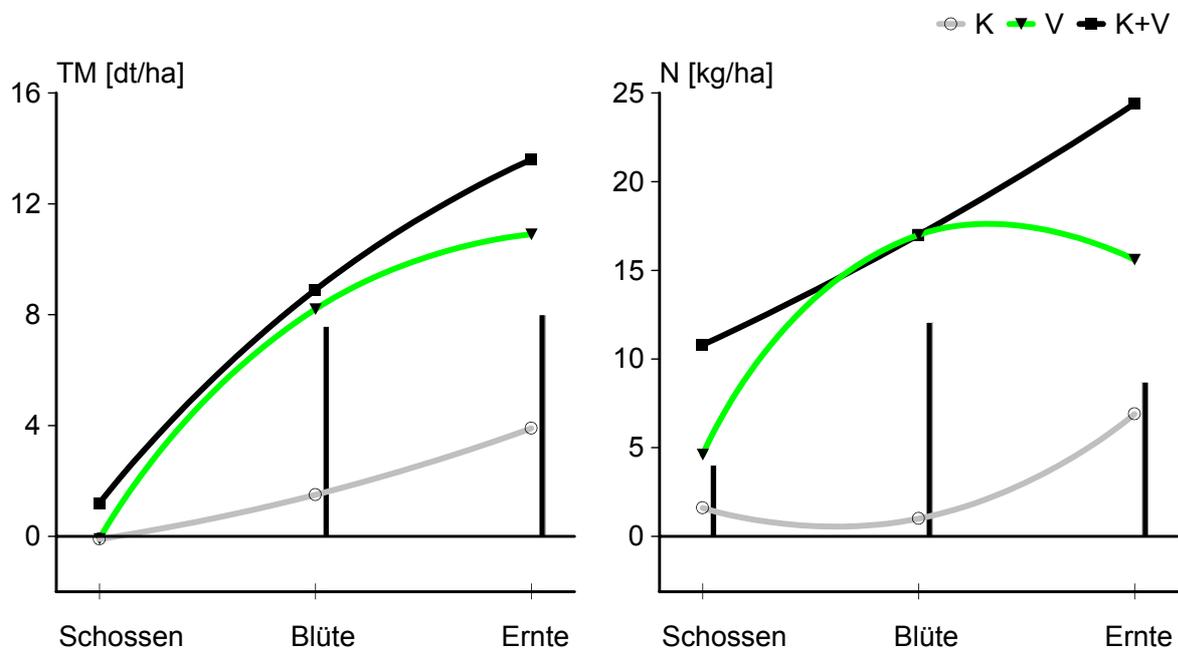


Abb. 19: Differenz zwischen den gedüngten Varianten und der Kontrolle (entspricht der Y-Achse) in den Parametern Sproßmasse und Stickstoffaufnahme vom Schossen bis zur Ernte von Winterweizen (Mittelwerte der vier Rotationen; Bälkchen: Grenzdifferenz bei signifikanten Unterschieden nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Während die pure Kompostanwendung zu keinem Zeitpunkt eine deutliche Wirkung zeigte, konnte durch die Kombination von Kompost und Vinasse eine über additive Effekte hinausgehende Steigerung der Stickstoffaufnahme bis zum Schossen beobachtet werden. Es scheint, als würde das Zusammenwirken dieser unterschiedlichen organischen Düngemittel eine anfängliche Beschleunigung der Mineralisation bewirken. Auch zur Ernte war eine Kombinationswirkung zu erkennen, die jedoch bei

der Stickstoffaufnahme kaum über einen additiven Effekt hinausging und bei der Sproßmassebildung deutlich darunter blieb. Nur zur Blüte war auch bei der kombinierten Düngung keine Wirkung des Komposts nachzuweisen.

Der Stickstoffmehrentzug durch den Weizen bis zur Ernte (Abb. 19) entsprach bei Vinasse 26 % und bei Kompost 7 % (nicht signifikant) des Stickstoffinputs durch die einzelnen Düngemittel. Beim Kompost kam das der zugeführten N_{\min} -Menge (6 kg N/ha) gleich. Bei der Vinasse wurde die N_{\min} -Menge (4 kg N/ha) vom Mehrentzug um das Vierfache übertroffen.

Die Reaktion des Weizens auf die Düngung verlief in den einzelnen Rotationen unterschiedlich (Tab. 44). Während in RIII₉₆ keine Effekte auftraten, stimmten die Ergebnisse der anderen Rotationen in der Tendenz mit den Mittelwerten überein.

Tab. 44: Differenz der Stickstoffaufnahme zwischen den gedüngten Varianten und der Kontrolle vom Schossen bis zur Ernte von Winterweizen (kg/ha)

Rotation Jahr	Zeitpunkt	Düngung			
		0	K	V	K+V
	Schossen	0 ^{b1}	-0,2 ^b	5,1 ^{ab}	7,2 ^a
RI ₉₄	Blüte	0 ^c	2,5 ^{bc}	17,1 ^a	13,3 ^{ab}
	Ernte	0 ^c	3,1 ^c	13,2 ^b	23,5 ^a
	Schossen	0 ^b	6,1 ^b	4,9 ^b	18,3 ^a
RII ₉₅	Blüte	0 ^b	4,5 ^b	3,4 ^b	21,5 ^a
	Ernte	0 ^c	7,4 ^{bc}	13,9 ^b	24,0 ^a
	Schossen	0 ^a	-1,4 ^a	-3,9 ^a	0,5 ^a
RIII ₉₆	Blüte	0 ^a	-4,1 ^a	18,5 ^a	7,2 ^a
	Ernte	0 ^a	8,6 ^a	8,1 ^a	7,8 ^a
	Schossen	0 ^b	2,6 ^b	12,6 ^a	18,6 ^a
RIV ₉₃	Blüte	0 ^b	1,3 ^b	29,0 ^a	27,5 ^a
	Ernte	0 ^c	3,7 ^{bc}	31,5 ^{ab}	40,4 ^a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

In RIII₉₆ wurde das Weizenwachstum wesentlich durch die günstige Witterung und die aufgrund fehlender Auswaschung, hohen N_{\min} -Mengen im Frühjahr (Kap. 3.2.2.3) geprägt. Es ist anzunehmen, daß durch diese günstigen Umweltfaktoren der Einfluß der Düngung in den Hintergrund trat. Trotz des Ausbleibens der Düngewirkung in dieser Rotation konnten in der Varianzanalyse keine wesentlichen Interaktionen zwischen dem Faktor *Rotation* und dem Faktor *Düngung* abgesichert werden.

Eine Gewichtung der Faktoren *Düngung* und *Rotation* ist mit Hilfe eines Vergleichs der Summen der Abweichungsquadrate aus dem F-Test (SQ) möglich. Wie schon in Kap. 3.2.3.1 wird auch dabei (Tab. 45) der sehr große Einfluß des Faktors *Rotation* deutlich. Sowohl die Sproßmasse als auch die Stickstoffaufnahme wurden vor allem durch die unterschiedlichen Rotationen geprägt, der Einfluß der Düngung war im Vergleich dazu relativ gering.

Tab. 45: Anteil der Summe der Abweichungsquadrate (SQ im F-Test) des Faktors Düngung und des Faktors Rotation von der Gesamtsumme (in %) bei Sproßparametern von Winterweizen

Parameter	Faktor	Schossen	Blüte	Ernte
Sproßmasse	Rotation	76,7	51,0	59,0
	Düngung	2,1	6,6	7,5
Stickstoff- aufnahme	Rotation	70,0	67,5	64,3
	Düngung	8,7	6,4	10,5

Ertragsparameter

Die positive Wirkung der Vinassedüngung auf die Sproßmasseentwicklung läßt sich sowohl im Stroh als auch im Kornertrag gleichermaßen wiederfinden (Abb. 20).

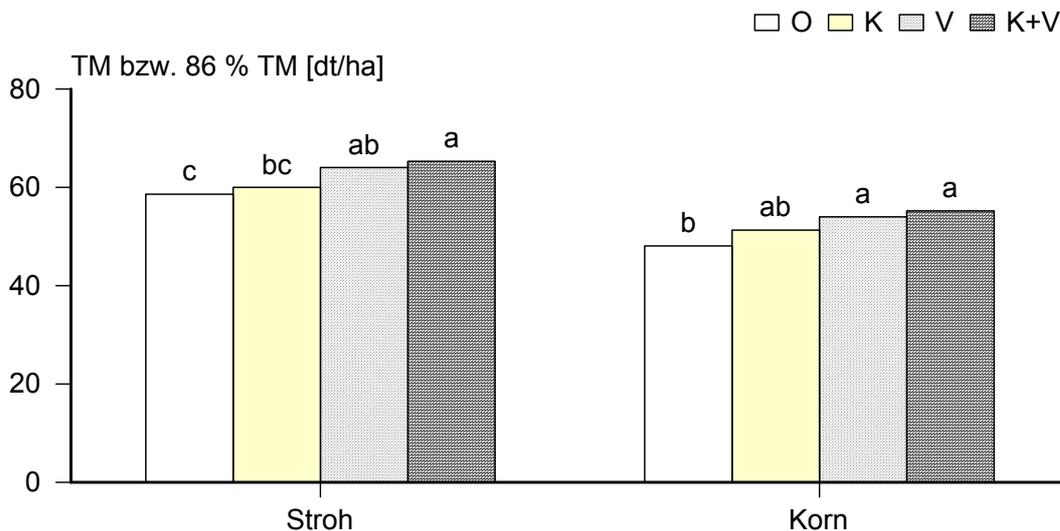


Abb. 20: Stroh- (TM) und Kornerträge (86 % TM) von Winterweizen in den einzelnen Düngevarianten (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Die Stickstoffmenge im Korn wurde jedoch weitaus stärker erhöht als die im Stroh (Tab. 46). Eine Wirkung des Komposts konnte bei diesen Parametern nicht abgesichert werden.

Während das Korn/Stroh-Verhältnis der Trockenmasse durch alle Düngungsmaßnahmen leicht zugunsten der Körner verändert wurde, wurden beim Verhältnis der Stickstoffmengen keine Unterschiede zwischen den Varianten gefunden (Tab. 46).

Tab. 46: Korn/Stroh-Verhältnis, Proteingehalt im Korn und Stickstoffmenge im Stroh und Korn von Winterweizen (Mittelwerte der vier Rotationen)

Parameter	Einheit	Düngung							
		0		K		V		K+V	
Protein	% (TM)	10,49	c ¹	10,63	bc	10,86	b	11,22	a
Korn/Stroh (TM)	Verhältnis	0,70	b	0,73	a	0,73	a	0,73	a
Korn/Stroh (N)	Verhältnis	3,88	a	4,06	a	3,92	a	3,79	a
Stroh-N	kg/ha	20,8	c	21,8	bc	24,0	b	26,7	a
Korn-N	kg/ha	75,9	c	81,7	bc	88,0	ab	93,3	a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Die durchschnittliche Steigerung des Ertrags um 12 % (ca. 6 dt/ha) durch die Vinasse-düngung ist ausschließlich auf die Erhöhung der Ertragskomponente *Körner je Ähre* zurückzuführen (Abb. 21). Die signifikante Zunahme dieses Parameters durch die Kompostdüngung konnte jedoch keine absicherbare Ertragssteigerung bewirken. Von STÖPPLER (1989) wurde für die Ertragsbeeinflussung bei Winterweizen im Ökologischen Landbau der Ertragskomponente *Körner je Ähre* der größte Wert beigemessen. Da dieser Parameter vor allem durch die Ernährungssituation zwischen Hauptbestockung und Ährenschieben beeinflusst wird (GEISLER, 1983, S. 55), ist der positive Einfluß der Vinasse aufgrund der in diesem Zeitraum größten Stickstoffwirkung (Abb. 19) schlüssig. Der signifikante Einfluß der Kompostdüngung läßt sich aus der Stickstoffaufnahme jedoch nicht erklären.

Neben dem Ertrag wurde auch der Proteingehalt durch die Düngung erhöht (Tab. 46). Eine Steigerung war sowohl durch Vinasse als auch durch Kompost in Kombination mit Vinasse signifikant. Aufgrund der Einzelwirkungen der Düngemittel kann von einem additiven Effekt bei der Kombination ausgegangen werden. Die Steigerung des Proteingehaltes um ca. 0,7 Prozentpunkte durch die kombinierte Düngung kann als eine relevante Qualitätssteigerung gewertet werden (FINNEY et al., 1987).

Der Einfluß der Düngung auf die einzelnen Ertragsparameter variierte zwischen den Rotationen in einem ähnlichen Maß wie beim Stickstoffentzug (Tab. 44). Es wurden

jedoch keine signifikanten Interaktionen zwischen den Faktoren *Düngung* und *Rotation* festgestellt.

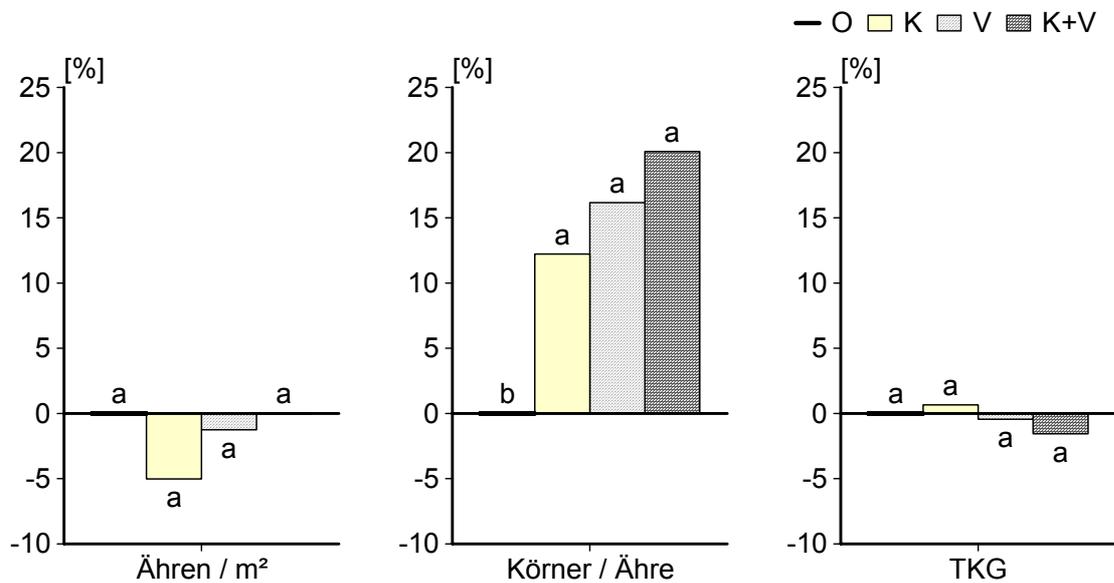


Abb. 21: Prozentuale Abweichung der Ertragskomponenten in den gedüngten Varianten von der Kontrolle (entspricht 0 %) bei Winterweizen (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Der Vergleich der einzelnen SQ-Werte des F-Tests zeigt wiederum den hohen Einfluß des Faktors *Rotation* (Tab. 47). Es fällt jedoch auf, daß vor allem die Parameter *Proteingehalt* und *Körner je Ähre* deutlich höhere SQ-Werte erlangten und damit im Vergleich zu den anderen Parametern stärker durch die Düngung beeinflusst wurden.

Tab. 47: Anteil der Summe der Abweichungsquadrate (SQ im F-Test) des Faktors *Düngung* und des Faktors *Rotation* an der Gesamtsumme (in %) bei Ertragsparametern von Winterweizen

Faktor	Kornertrag	Strohertrag	Korn/Stroh	Körner/Ähre	Proteingehalt	N-Menge im Korn
Rotation	68,53	51,72	88,33	47,09	43,48	52,72
Düngung	4,88	7,37	1,55	16,11	15,22	11,12

Nährstoffexport

Sowohl in Kompost als auch in Vinasse sind eine Vielzahl von Nährstoffen enthalten. Deshalb wurden zusätzlich zur intensiven Untersuchung des Stickstoffs in Pflanzen und im Boden auch die Gehalte an Kalium, Phosphor und Magnesium im Korn und die verfügbaren Gehalte dieser Nährstoffe im Boden bestimmt. Die jeweils einmalig im

Sommer durchgeführte Analyse des Bodens zeigte im Durchschnitt der vier Rotationen keine signifikante Veränderung der verfügbaren Nährstoffgehalte durch die Düngung. Da jedoch auch trotz nur selten variierender N_{\min} -Werte im Boden ein deutlicher Einfluß der Düngung auf die Pflanzenstickstoffmengen nachgewiesen werden konnte, ist eine Wirkung dieser Nährstoffe damit noch nicht ausgeschlossen.

Die Mineralstoffgehalte im Korn wurden - im Gegensatz zum Stickstoffgehalt - durch die Düngung nicht signifikant verändert (Tab. 48). Daraus ist jedoch kein Rückschluß auf die entsprechende Nährstoffwirkung des Düngemittels möglich, da sich die Gehalte der Mineralstoffe im Korn durch eine Düngung kaum verändern lassen (BROUWER, 1972, S. 45). Aufgrund der Ertragssteigerung wurden die exportierten Nährstoffmengen jedoch trotz gleicher Gehalte durch die Düngungsmaßnahmen erhöht.

Tab. 48: Nährstoffgehalte und -mengen im Korn von Winterweizen (Mittelwerte der vier Rotationen)

Nährstoff	Einheit	Düngung			
		0	K	V	K+V
N	mg/100 g (TM)	1840 _c ¹	1860 _{bc}	1900 _b	1970 _a
K	mg/100 g (TM)	422 _a	410 _a	415 _a	415 _a
P	mg/100 g (TM)	379 _a	374 _a	375 _a	374 _a
Mg	mg/100 g (TM)	120 _a	118 _a	118 _a	117 _a
N	kg/ha	75,9 _c	81,7 _{bc}	88,0 _{ab}	93,3 _a
K	kg/ha	17,4 _c	17,9 _{bc}	19,1 _{ab}	19,5 _a
P	kg/ha	15,4 _c	16,3 _{bc}	17,3 _{ab}	17,7 _a
Mg	kg/ha	4,8 _c	5,1 _{bc}	5,4 _{ab}	5,5 _a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

3.3.1.2 Zwischenfrucht nach Winterweizen

Da nach dem Winterweizen RIII₉₆ keine Zwischenfrucht angebaut wurde, wird im folgenden statt dessen die Zwischenfrucht nach dem Weizen RIII₉₂ mit ausgewertet.

Sproßentwicklung und Stickstoffaufnahme

Die Sproßmasseentwicklung und die Stickstoffaufnahme der Zwischenfrucht nach Weizen wurde stark durch die Vinassedüngung erhöht (Abb. 22). Die Steigerung der Stickstoffmenge im Sproß bis Anfang November entsprach ca. 25 % des mit der Vinasse nach der Weizenernte zugeführten Stickstoffs. Dieser Wert ist geringfügig niedriger als der Mehrentzug des Weizens nach der Vinassedüngung im Frühjahr. Eine Akkumulationswirkung der beiden Düngungsmaßnahmen war nicht zu erkennen. Dabei

muß jedoch die stickstoffimmobilisierende Wirkung des eingearbeiteten Strohs berücksichtigt werden (CHRISTENSEN, 1986).

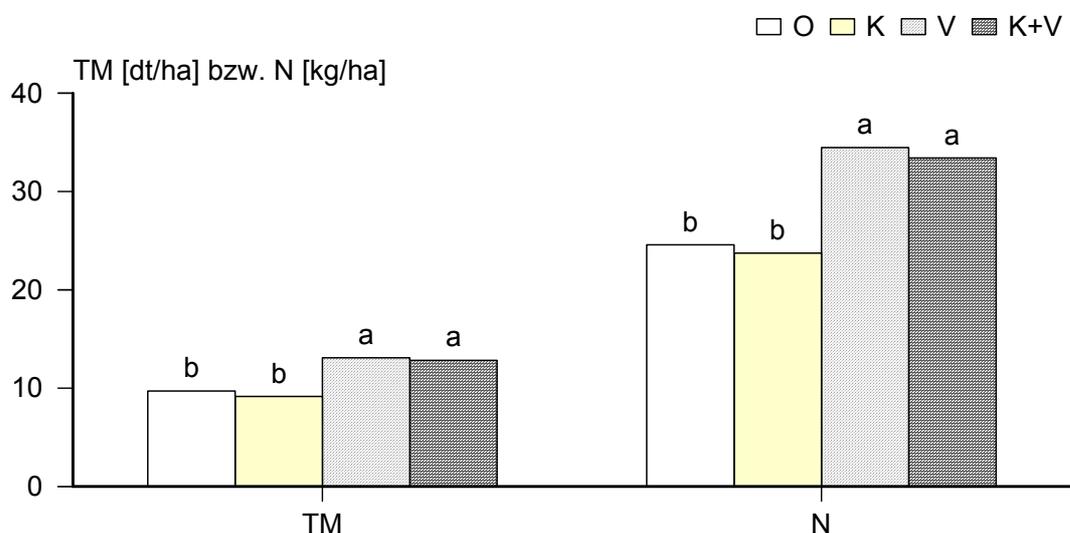


Abb. 22: Sproßmasse und Stickstoffmenge im Sproß der Zwischenfrucht nach Winterweizen Anfang November (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Im Vergleich zur Weizenentwicklung war das Verhältnis der Faktoren *Rotation* und *Düngung* bei dieser Zwischenfrucht fast umgekehrt. So lag bei der Stickstoffmenge im Sproß der SQ-Anteil des Faktors *Düngung* mit ca. 40 % deutlich über dem der *Rotation* von ca. 20 %. Dieser Sachverhalt kann als ein weiterer Hinweis auf den Mangel an verfügbarem Stickstoff in diesem Fruchtfolgeabschnitt gelten (siehe auch Kap. 3.2.2.4).

3.3.1.3 Sommergerste

Zu Sommergerste erfolgte eine Düngung in der Kompost- und in der Kombinationsvariante und zwar nur mit einer Kompostgabe (60 kg N_t/ha) im Frühjahr vor der Saattbettbereitung. Bei der Sommergerste waren jedoch auch Nachwirkungen der Düngungsmaßnahmen zu der Vorfrucht Weizen möglich. Insbesondere die Vinasse-düngung zur Zwischenfrucht nach Weizen ließ eine Wirkung auf die Gerste erwarten.

N_{min} im Boden

Wie schon unter Weizen verursachte die Düngung auch unter Sommergerste nur geringe Veränderungen der N_{min}-Gehalte des Bodens. Die statistische Auswertung in RI₉₅ zeigte signifikante Unterschiede nur direkt nach der Kompostdüngung im Frühjahr und nach der Stoppelbearbeitung im Sommer (Abb. 23). Ähnliche Tendenzen konnten auch in RIII₉₃ gefunden werden, während in RIV₉₄ kein klarer Düngungseinfluß zu erkennen war (Tab. 49). In RII₉₆ wurden keine entsprechenden Bodenproben genommen.

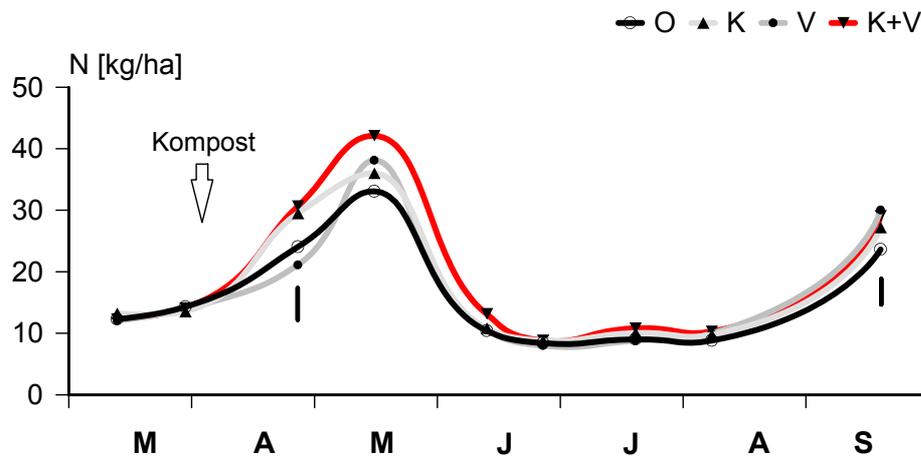


Abb. 23: N_{min}-Verlauf von März bis September unter Sommergerste (Saat: 25.04., Ernte: 04.08.) in den verschiedenen Düngungsvarianten in RI₉₅ (Balkchen: Grenzdifferenz bei signifikanten Unterschieden nach LSD-Test, p ≤ 0,05)

Tab. 49: N_{min}-Mengen (0-30 cm, kg N/ha) im Fruchtfolgeglied Sommergerste nach der Düngung im Frühjahr sowie im Sommer nach der Ernte

Rotation Jahr	Düngung			
	0	K	V	K+V
nach Kompost im Frühjahr				
RI ₉₅	24,1 bc ¹	29,5 ab	21,1 c	30,7 a
RIII ₉₃	33,6	43,7	33,6	39,9
RIV ₉₄	16,8	13,9	10,9	17,6
nach Gerstenernte				
RI ₉₅	23,6 b	27,2 ab	30,0 a	29,1 a
RIII ₉₃	23,1	20,58	27,7	27,3
RIV ₉₄	22,7	15,5	17,6	25,2

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, p ≤ 0,05

Aufgrund dieser Ergebnisse wird die Mineralisationsleistung im folgenden nur anhand der Pflanzenaufnahme beurteilt.

Sproßentwicklung und Stickstoffaufnahme

Aus Abbildung 24 ist zu erkennen, daß die Sproßmassebildung und die Stickstoffaufnahme sehr unterschiedlich auf die Düngung reagierte. Im Unterschied zum Weizen war bei Gerste schon zum Schossen in beiden Parametern eine signifikante Steigerung durch die Düngung zu erkennen. Die düngungsbedingte relative Zunahme der Sproßmasse erfolgte in der Kompost- und in der Vinassevariante nur bis zur Blüte, in der Kombinationsvariante verlief sie kontinuierlich bis zur Ernte. Bei der Stickstoffaufnahme erfolgte dagegen nach dem Schossen keine weitere Steigerung durch die verschiedenen Düngungsmaßnahmen. In beiden Parametern blieb die Wirkung der kombinierten Vinasse- und Kompostdüngung hinter der Summe der Einzelwirkungen zurück.

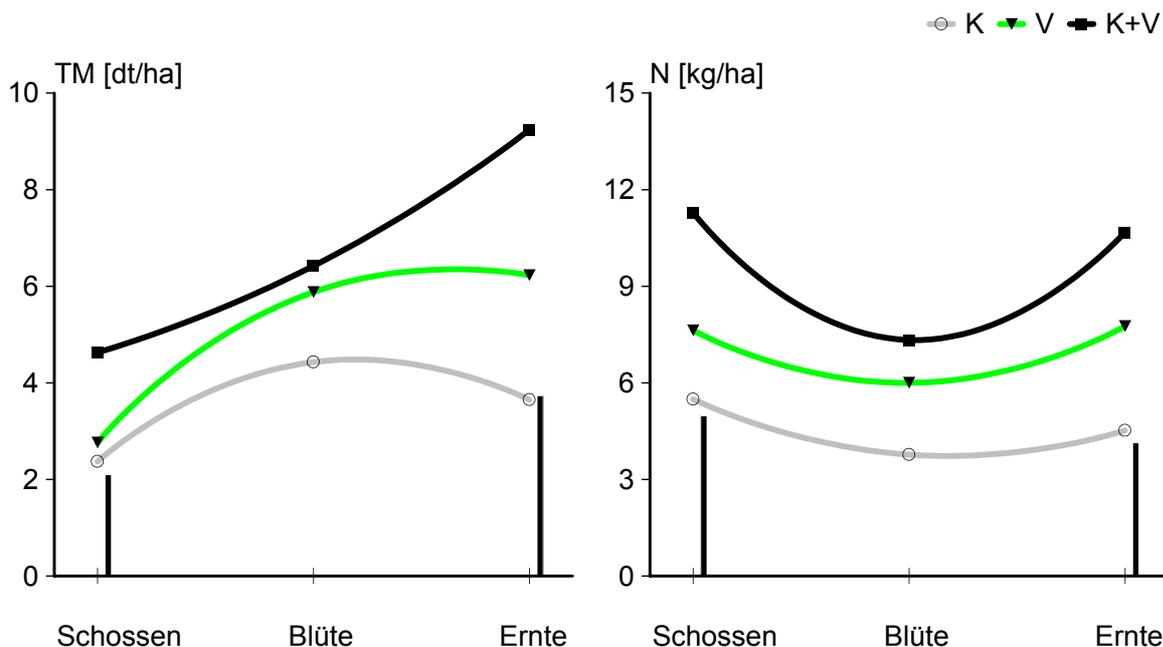


Abb. 24: Differenz zwischen den gedüngten Varianten und der Kontrolle (entspricht der Y-Achse) in den Parametern Sproßmasse und Stickstoffaufnahme vom Schossen bis zur Ernte von Sommergerste (Mittelwerte der vier Rotationen; Bälkchen: Grenzdifferenz bei signifikanten Unterschieden nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Der Mehrentzug an Stickstoff durch den Gerstensproß in der Kompostvariante entsprach 8 % des Stickstoffinputs. Damit lag die Stickstoffwirkung auf ungefähr dem gleichen Niveau wie bei der mit Kompost gedüngten Vorfrucht Weizen (Kap. 3.3.1.1).

Eine wesentliche Stickstoffnachwirkung des zum Weizen gedüngten Komposts auf die Gerste kann daher ausgeschlossen werden. Im Gegensatz zur Reaktion des Weizens auf die Kompostdüngung war bei der Gerste die Steigerung der Stickstoffaufnahme schon zum Schossen abgeschlossen. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß die Stickstoffwirkung bei einer flachen Einarbeitung des Komposts vor der Saat schneller erfolgt, aber insgesamt nicht höher liegt als bei einer oberflächlichen Ausbringung.

Da direkt zur Gerste keine Vinassedüngung vorgenommen wurde, sind die aufgetretenen Effekte auf die Düngungsmaßnahmen im Vorjahr zurückzuführen. Berücksichtigt man nur die Vinassedüngung auf das Weizenstroh, beträgt der Mehrentzug durch die Gerste 20 % des Vinassestickstoffs. Dieser Anteil liegt damit geringer als nach der direkten Düngung des Weizens. Da jedoch der Stickstoff in der Vinassegabe zum Weizenstroh sowohl der Aufnahme durch die Zwischenfrucht als auch den Prozessen des Bodens ausgesetzt war, ist ein direkter Vergleich der beiden Düngungsmaßnahmen nicht möglich.

Die Wirkung der Kombination von Kompost und Vinasse blieb, wie bei der Sproßmasseentwicklung, auch in der Stickstoffaufnahme deutlich unter der Summe der Einzelwirkungen. So konnte die Kombinationswirkung nicht einmal signifikant von der alleinigen Wirkung der Vinasse abgegrenzt werden.

Ein Vergleich der Einzelergebnisse der Stickstoffaufnahme zeigt die unterschiedliche Ausprägung der Düngewirkung in den einzelnen Rotationen (Tab. 50). Prinzipielle Unterschiede zwischen den Einzelergebnissen und den Mittelwerten traten jedoch nicht auf. So konnten auch keine Interaktionen zwischen dem Faktor *Düngung* und dem Faktor *Rotation* statistisch abgesichert werden.

Tab. 50: Differenz der Stickstoffaufnahme zwischen den gedüngten Varianten und der Kontrolle vom Schossen bis zur Ernte von Sommergerste (kg/ha)

Rotation Jahr	Zeitpunkt	Düngung			
		0	K	V	K+V
	Schossen	0 ^{b1}	6,1 ^a	3,8 ^a	4,5 ^a
RI ₉₅	Blüte	0 ^a	5,9 ^a	6,5 ^a	3,3 ^a
	Ernte	0 ^b	8,7 ^a	10,5 ^a	7,5 ^a
	Schossen	0 ^b	11,9 ^a	8,4 ^a	10,3 ^a
RII ₉₆	Blüte	0 ^b	8,3 ^{ab}	15,0 ^a	3,9 ^b
	Ernte	0 ^c	5,1 ^b	11,6 ^a	14,7 ^a
	Schossen	0 ^b	-1,4 ^b	9,8 ^{ab}	20,3 ^a
RIII ₉₃	Blüte	0 ^a	-4,7 ^a	-8,4 ^a	6,7 ^a
	Ernte	0 ^b	1,9 ^b	3,2 ^b	13,0 ^a
	Schossen	0 ^b	5,4 ^{ab}	8,6 ^a	10,0 ^a
RIV ₉₄	Blüte	0 ^a	5,5 ^a	10,8 ^a	15,4 ^a
	Ernte	0 ^a	2,4 ^a	5,8 ^a	7,5 ^a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Bei dem Vergleich der Summen der Abweichungsquadrate aus dem F-Test für die Faktoren *Düngung* und *Rotation* fällt auf, daß der Einfluß der Düngung bis zum Schossen am stärksten war (Tab. 51). Im weiteren Verlauf stieg die Bedeutung des Faktors *Rotation* im Verhältnis zur *Düngung* deutlich an. Auffällig ist auch der verhältnismäßig große Einfluß der *Düngung* auf die Stickstoffaufnahme bis zum Schossen. Die Entwicklung des Verhältnisses der beiden Faktoren unterscheidet sich damit deutlich von der beim Weizen, bei dem der größte Einfluß der Düngung zur Ernte festgestellt wurde.

Tab. 51: Anteil der Summe der Abweichungsquadrate (SQ im F-Test) des Faktors Düngung und des Faktors Rotation von der Gesamtsumme (in %) bei Sproßparametern von Sommergerste

Parameter	Faktor	Schossen	Blüte	Ernte
Sproßmasse	Rotation	51,8	54,7	77,4
	Düngung	10,6	4,0	5,1
Stickstoffaufnahme	Rotation	26,3	22,1	49,5
	Düngung	16,2	5,6	11,4

Ertragsparameter

Die bei der Sproßmasse beobachtete positive Wirkung der einzelnen Düngungsmaßnahmen war zur Ernte bei der Aufteilung in Stroh und Korn vor allem im Korn wiederzufinden (Abb. 25). Im Parameter Stickstoffinhalt konnte sogar nur im Korn eine signifikante Steigerung durch die Düngung festgestellt werden. Ein Einfluß der Düngung auf das Korn/Stroh-Verhältnis wurde nicht beobachtet.

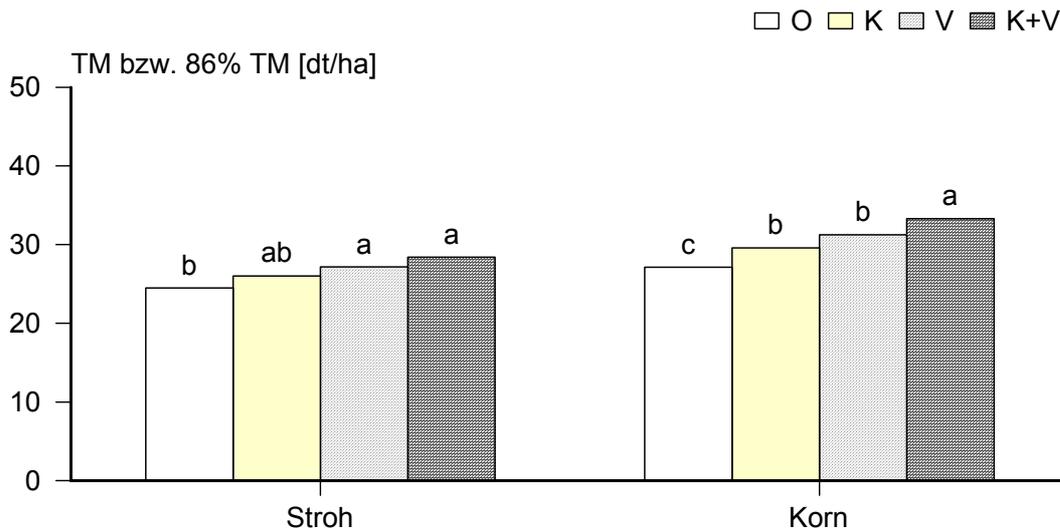


Abb. 25: Stroh- (TM) und Kornenerträge (86 % TM) von Sommergerste in den einzelnen Düngevarianten (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Die schon bei der Sproßmasse beobachtete, im Vergleich zum Kompost stärkere Wirkung der Vinasse war auch bei den Erträgen zu erkennen. Diese Unterschiede konnten jedoch nicht statistisch abgesichert werden. Die Kombinationswirkung der beiden Düngemittel auf den Kornenertrag und die Stickstoffmenge im Korn entsprach im Gegensatz zur Wirkung auf die Sproßparameter (Tab. 38) ungefähr der Summe der Einzelwirkungen.

Die durchschnittliche Ertragssteigerung durch Kompost (9 %, ca. 2,5 dt/ha) und durch Vinasse (15 %, ca. 4 dt/ha) ist auf die Erhöhung aller drei Ertragskomponenten zurückzuführen (Abb. 26). Dabei ist jedoch die signifikante Steigerung der Komponente *Ähren/m²* am höchsten und die der *Körner je Ähre* nicht signifikant. Da die einzelnen Ertragskomponenten in verschiedenen Stadien der Pflanzenentwicklung angelegt werden (GEISLER, 1983, S. 53ff), kann davon ausgegangen werden, daß der positive Einfluß der Düngung zwar vor allem bis zum Schossen wirksam wurde, aber auch noch darüber hinaus die generative Entwicklung beeinflusste.

Tab. 52: Proteingehalt, Korn/Stroh-Verhältnis und Stickstoffmenge in Stroh und Korn von Sommergerste (Mittelwerte der vier Rotationen)

Parameter	Einheit	Düngung							
		0		K		V		K+V	
Protein	%	9,61	b ¹	9,71	b	9,78	b	9,97	a
Korn >2,5 mm	%	75,0	a	76,0	a	76,8	a	77,5	a
Korn/Stroh (TM)	Verhältnis	0,94	a	0,98	a	1,07	a	1,02	a
Korn/Stroh (N)	Verhältnis	2,35	a	2,48	a	2,66	a	2,69	a
Stroh-N	kg/ha	15,8	a	16,5	a	17,2	a	17,2	a
Korn-N	kg/ha	34,1	c	37,8	b	40,4	b	43,3	a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

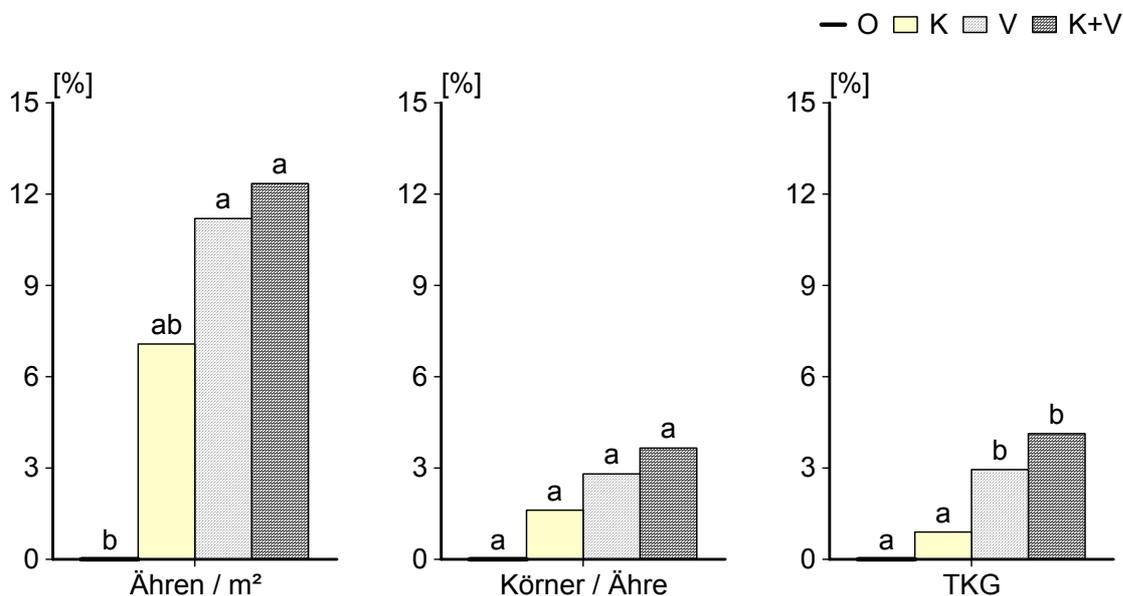


Abb. 26: Prozentuale Abweichung der Ertragskomponenten in den gedüngten Varianten von der Kontrolle (entspricht 0 %) bei Sommergerste (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Im Gegensatz zum Weizen wurde der Proteingehalt durch die Düngungsmaßnahmen bei der Gerste nur geringfügig erhöht (Tab. 38). Im Zusammenhang mit der Entwicklung der Ertragskomponenten weist dieses Ergebnis darauf hin, daß die Wirkung der Düngemittel sich zwar über einen längeren Zeitraum der Vegetationszeit erstreckte, aber zumindest die Stickstoffwirkung nicht bis zur Reife der Gerste vorhielt (BROUWER, 1972, S. 305). Da die Sommergerste als Braugerste erzeugt werden sollte, war eine Steigerung des Proteingehaltes auch nicht wünschenswert.

Der für Braugerste wesentliche Qualitätsparameter *Kornanteil* > 2,5 mm (SCHÄFER & FLECHSIG, 1985) wurde durch die Düngungsmaßnahmen nicht signifikant beeinflusst.

Aus den SQ-Anteilen des F-Tests in Tabelle 53 wird der im Vergleich zur *Düngung* deutlich höhere Einfluß des Faktors *Rotation* auf die verschiedenen Ertragsparameter ersichtlich. Das im Vergleich zu Weizen deutlich niedrigere Niveau der SQ-Anteile des Faktors *Düngung* bei der Sommergerste zeigt noch einmal den großen Einfluß der Witterung und der unterschiedlichen Managementmaßnahmen in den einzelnen Rotationen auf die Entwicklung der Gerste (siehe auch Kap. 3.2.2.5).

Tab. 53: Anteil der Summe der Abweichungsquadrate (SQ im F-Test) des Faktors *Düngung* und des Faktors *Rotation* von der Gesamtsumme (in %) bei Ertragsparametern von Sommergerste

Faktor	Kornertrag	Strohertrag	Ähren/m ²	TKG	Protein-gehalt	N-Menge im Korn
Rotation	89,3	57,3	61,9	92,0	96,0	76,9
Düngung	3,5	4,8	3,7	2,3	0,9	8,3

Nährstoffexport

Im Gegensatz zum Stickstoffgehalt im Korn wurden die Gehalte anderer Makronährstoffe im Korn durch die Düngung nicht erhöht (Tab. 54). Aufgrund der Ertragssteigerung wurden in den gedüngten Varianten trotzdem signifikant größere Nährstoffmengen exportiert.

Tab. 54: Nährstoffgehalte und -mengen im Korn von Sommergerste (Mittelwerte der vier Rotationen)

Nährstoff	Einheit	Düngung			
		0	K	V	K+V
N	mg/100 g (TM)	1540 ^{b1}	1550 ^b	1560 ^b	1600 ^a
K	mg/100 g (TM)	605 ^a	602 ^a	597 ^a	599 ^a
P	mg/100 g (TM)	438 ^a	434 ^a	432 ^a	433 ^a
Mg	mg/100 g (TM)	120 ^a	121 ^a	119 ^a	121 ^a
N	kg/ha	34,1 ^c	37,8 ^b	40,4 ^b	43,3 ^a
K	kg/ha	13,7 ^c	14,9 ^b	15,6 ^{ab}	16,5 ^a
P	kg/ha	10,0 ^c	10,9 ^b	11,4 ^{ab}	12,1 ^a
Mg	kg/ha	2,8 ^c	3,1 ^b	3,2 ^b	3,5 ^a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Wie schon beim Weizen konnten auch bei der Sommergerste zwischen den Düngungsvarianten keine Unterschiede in den Gehalten an verfügbarem Kalium, Phosphor und Magnesium im Boden nachgewiesen werden. Wie in Kapitel 3.3.1.1 ausgeführt, ist jedoch trotzdem ein Einfluß der Düngemittel über diese Nährstoffe damit nicht ausgeschlossen.

3.3.1.4 Stickstoffwirkung auf die Fruchtfolgesequenz Weizen - Gerste

Faßt man den Stickstoffexport der beiden Getreideglieder der vier Rotationen zusammen, unterscheiden sich die Werte zwischen allen Varianten signifikant (Abb. 27).

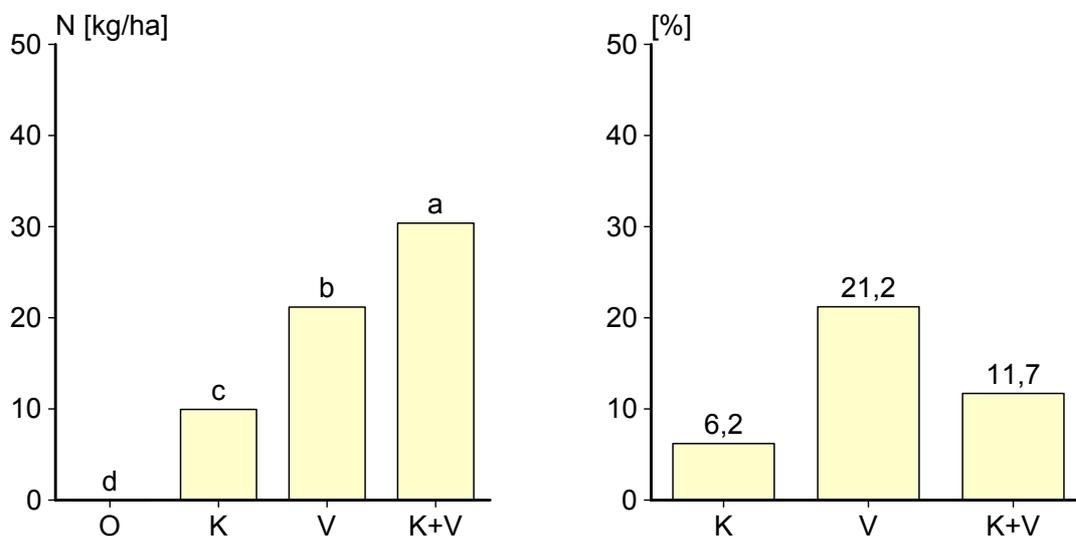


Abb. 27: Differenz der Summe des Stickstoffexports von Winterweizen und Sommergerste zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten und der Kontrolle (entspricht der Y-Achse) in kg/ha und Prozent des Stickstoffinputs (Mittelwerte der vier Rotationen; gleiche Buchstaben kennzeichnen homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$)

Die Differenz des Stickstoffexports zwischen Kontrolle und Kompostvariante lag bei nur ca. 6 % des Kompoststickstoffs. Bei der Vinasse lag dieser Anteil mit ca. 21 % des Vinassestickstoffs deutlich höher. Während die Steigerung des Stickstoffexports durch die Kompostdüngung ungefähr der mineralischen Stickstoffmenge im Kompost (10 kg N/ha) entsprach, kam diese bei der Vinassedüngung ungefähr dem dreifachen der zugeführten N_{\min} -Menge (7 kg N/ha) gleich. Die Kombination von Kompost und Vinasse bewirkte eine additive Erhöhung des Stickstoffexports.

3.3.1.5 Grünbrache

Im Verlauf des Versuchs erfolgte in den entsprechenden Varianten zu den Getreidevorfrüchten der vier Grünbrachen RII₉₃, RIII₉₄, RIV₉₅ und RI₉₆ eine Düngung. Weder bei einer rotationsübergreifenden statistischen Auswertung noch bei der Verrechnung der einzelnen Rotationen konnte eine Nachwirkung der Düngung auf die Sproßmassebildung und die Stickstoffakkumulation der Grünbrachen nachgewiesen werden. Aussagen über die Wirkung einer eventuell höheren Stickstoffmineralisation in den gedüngten Varianten auf den Anteil des fixierten Stickstoffs am gesamten Kleestickstoff (BECANA & SPRENT, 1987) konnten aus den erfaßten Parametern nicht abgeleitet werden.

3.3.1.6 Kartoffeln

Wie zur Grünbrache erfolgte auch zu den Kartoffeln keine direkte Düngung. In RII₉₄, RIII₉₅ und RIV₉₆ wurden jedoch im Verlauf der Fruchtfolge in den entsprechenden Varianten die beiden Getreidevorfrüchte gedüngt. Im folgenden werden die Nachwirkungen dieser Düngungsmaßnahmen auf das Fruchtfolglied Kartoffel beschrieben.

Die N_{\min} -Werte unter Kartoffeln wiesen keine relevanten Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten auf. Auch bei der rotationsübergreifenden statistischen Verrechnung der Pflanzenparameter sowohl zur Blüte als auch zur Ernte konnte keine Wirkung der Düngung abgesichert werden.

Die Auswertung der einzelnen Rotationen ergab jedoch für RIV₉₆ zur Ernte eine ertragssteigernde Wirkung (22 %) der kombinierten Düngung (Tab. 55).

Tab. 55: Ertrag, Ertragskomponenten und Proteingehalt der Kartoffeln in RIV₉₆

Parameter	Einheit	Düngung							
		0		K		V		K+V	
Ertrag	dt/ha (FM)	256	b ¹	263	b	276	b	312	a
Ertrag (35-65 mm)	dt/ha (FM)	228	b	237	b	248	b	285	a
Ertrag	dt/ha (TM)	54,4	a	56,6	a	58,2	a	63,1	a
Knollengewicht	g (FM)	49,9	c	54,2	b	57,5	ab	58,4	a
Knollen	Zahl/m ²	51,4	a	48,6	a	48,1	a	53,4	a
Knollen-N	kg/ha	60,1	a	61,8	a	63,5	a	72,9	a
Protein	% (TM)	6,9	a	6,8	a	6,8	a	7,2	a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Bei einem Vergleich der Trockenmasseerträge war dieser Effekt jedoch nicht mehr signifikant. Von den Ertragskomponenten *Knollen/m²* und *Knollengewicht* zeigte nur das *Knollengewicht* eine signifikant positive Wirkung auf die Düngung. Bei diesem Parameter war auch die Wirkung der einzelnen Düngemittel signifikant. Die Erhöhung des Proteingehaltes und der Stickstoffmenge in den Knollen durch die kombinierte Düngung konnte nicht statistisch abgesichert werden.

Im Gegensatz zu den Mineralstoffgehalten im Getreidekorn die kaum durch die Düngung zu beeinflussen sind (BROUWER, 1972, S. 45), können diese Gehalte in der Kartoffelknolle deutlich variieren (HARRIS, 1992). In RIV₉₆ konnten jedoch weder im Stickstoffgehalt noch in den Mineralstoffgehalten (Kalium, Phosphor und Magnesium) signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten festgestellt werden (Tab. 56). Die Zuordnung der ertragssteigernden Wirkung der kombinierten Düngung zu einem bestimmten Nährstoff ist demnach aus diesen Ergebnissen nicht abzuleiten.

Tab. 56: Nährstoffgehalte und -mengen in den Kartoffelknollen in RIV₉₆

Nährstoff	Einheit	Düngung			
		0	K	V	K+V
N	mg/100 g (TM)	1110 ^{a1}	1090 ^a	1090 ^a	1160 ^a
K	mg/100 g (TM)	2258 ^a	2088 ^a	2290 ^a	2312 ^a
P	mg/100 g (TM)	353 ^a	341 ^a	354 ^a	351 ^a
Mg	mg/100 g (TM)	111 ^a	102 ^b	111 ^a	112 ^a
N	kg/ha	60,1 ^a	61,8 ^a	63,5 ^a	72,9 ^a
K	kg/ha	123,3 ^b	118,2 ^b	133,2 ^{ab}	145,8 ^a
P	kg/ha	19,2 ^b	19,3 ^b	20,6 ^{ab}	22,1 ^a
Mg	kg/ha	6,0 ^b	5,8 ^b	6,5 ^b	7,1 ^a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Die Nährstoffexporte lagen aufgrund der höheren Erträge in der Kombinationsvariante auf einem höheren Niveau als in den anderen Varianten. Bei Stickstoff konnte diese Steigerung allerdings nicht statistisch abgesichert werden (Tab. 56).

3.3.1.7 Zusammenfassende Bewertung

Bioabfallkompost

Quantitative Stickstoffwirkung

Die beiden Kompostgaben zu Weizen und zu Gerste waren in ihrer Wirkung unterschiedlich. Während die positive Wirkung der Kompostgabe zu Weizen (100 kg N/ha) auf die Pflanzenentwicklung und die Stickstoffaufnahme nicht signifikant war, wurden

nach der geringeren Menge zu Gerste (60 kg N/ha) signifikante Steigerungen erzielt. Effekte auf die N_{\min} -Gehalte im Boden wurden durch keine der beiden Düngungsmaßnahmen hervorgerufen.

Sowohl die - nicht signifikante - Steigerung der Stickstoffaufnahme des Weizensprosses als auch der Mehrentzug durch die Gerste lagen auf einem fast identischen Niveau (7 - 8 % des direkt zugeführten Kompoststickstoffs). Eine wesentliche Nachwirkung des Kompoststickstoffs aus der vorjährigen Düngung zu Weizen auf die folgende Gerste kann daher ausgeschlossen werden. Die bessere statistische Abgrenzung der Kompostwirkung auf die Gerste ist wahrscheinlich auf die ungünstigere Position in der Fruchtfolge und das damit geringere Mineralisationspotential zurückzuführen. Die knappere Stickstoffversorgung der Gerste wurde aus den im Vergleich zum Weizen deutlich geringeren Stickstoffentzügen in der ungedüngten Variante erkennbar. Auch von PETERSEN et al. (1996) wurde bei einem hohen Nährstoffangebot im Boden von einer Verringerung des Komposteinflusses auf den Ertrag berichtet.

Die Summe der Stickstoffexportsteigerung mit den Körnern der beiden Fruchtfolgeglieder Weizen und Gerste betrug ca. 10 kg N/ha. Diese Menge entspricht ca. 6 % des mit dem Kompost importierten Stickstoffs und liegt damit auf dem Niveau des zugeführten mineralischen Stickstoffs. Einen ähnlichen Zusammenhang zwischen der relativen Stickstoffausnutzung und dem zugeführten mineralischen Stickstoff im Kompost fanden auch FRAGSTEIN et al. (1995).

Im LAGA Merkblatt M10 wird als die wirksame Stickstoffmenge von Bioabfallkompost im ersten Jahr die Summe aus N_{\min} -Menge und 10 % der Gesamtstickstoffmenge im Kompost angegeben (LAGA M10, 1995). Im Mittel der Komposte, die im vorliegenden Versuch verwendet wurden, entspräche das ca. 16 % des gesamten Kompoststickstoffs. Nach der von DÖHLER (1995) ausgewerteten Literatur kann die Ausnutzung des Stickstoffs aus Bioabfallkompost in einem Bereich von -1 bis 25 % liegen. VANDRÉ (1995) kam bei der Auswertung von Literatur zu einer mittleren Stickstoffverfügbarkeit bei Bioabfallkompost von weniger als 10 %. Bei diesen Literaturauswertungen wurden jedoch keine Angaben über den Rottegrad der Komposte und über die Ermittlung der Stickstoffausnutzung gemacht. STEFFENS et al. (1996) fanden im Mittel von mehreren Praxisversuchen mit Rüben und Raps nach einer Bioabfallkompostdüngung im Februar (ca. 500 kg N/ha mit Fertigkompost) nur eine vernachlässigbar geringe Erhöhung der Stickstoffmenge im Sproß (bzw. in Blatt und Rübe). Der Schwankungsbereich lag dabei zwischen -15 und +19 % der Stickstoffmenge im Kompost.

Aus dieser Auswahl von Literaturangaben wird deutlich, daß die Stickstoffwirkung von Bioabfallkomposten in einem weiten Bereich variieren kann. Die Schwankungsbreite im vorliegenden Versuch lag zwischen 3 und 9 % bei Weizen und 3 und 15 % bei

Gerste und damit im Bereich der Literaturergebnisse. Die Mittelwerte von 7 bzw. 8 % sind jedoch deutlich niedriger als die Angaben im LAGA Merkblatt M10 (siehe oben).

Die unterschiedliche Wirksamkeit des Stickstoffs von Bioabfallkomposten in den verschiedenen Untersuchungen kann mehrere Ursachen haben:

- Unterschiede im Versuchsstandort und in der Methodik,
- Unterschiede in der Zusammensetzung der Kompost-Ausgangsmaterialien (POLETSCHNY, 1994),
- Unterschiede in der Kompost-Prozeßführung (KÖRNER et al., 1996).

Zeitlicher Verlauf der Stickstoffwirkung

Obwohl das Verhältnis vom Stickstoffmehrentzug bis zur Ernte und der Stickstoffmenge im Kompost bei beiden Getreiden fast gleich war, unterschied sich der zeitliche Ablauf der Stickstoffaufnahme deutlich. Nach der Kompostdüngung in den Weizenbestand im Frühjahr wurde eine - allerdings nicht signifikante - Wirkung auf die Stickstoffverfügbarkeit erst im Zeitraum zwischen Blüte und Ernte erkennbar. Im Gegensatz dazu war eine deutliche Erhöhung der Stickstoffverfügbarkeit nach der flachen Einarbeitung des Komposts vor der Gerstensaar schon bis zum Schossen der Gerste nachweisbar. Im weiteren Verlauf trat dann jedoch keine wesentliche Stickstoffwirkung mehr auf.

Die frühere Wirkung auf den Stickstoffentzug der Sommergerste kann damit begründet werden, daß das Kompostmaterial im Gegensatz zur Kopfdüngung des Weizens schon zum Wachstumsbeginn im Wurzelraum vorlag. Es können jedoch auch die von SMITH & SHARPLEY (1990) beobachteten schnelleren Umsetzungsprozesse bei einer Einarbeitung im Vergleich zu einer Bodenaufgabe von organischem Material von Bedeutung gewesen sein. Weiterhin ist es möglich, daß das niedrigere Stickstoffverlustpotential bei flacher Einarbeitung (HAUCK, 1983) zu einer besseren Ausnutzung der schnell verfügbaren Stickstofffraktionen führte.

Von mehreren Autoren wurde in Inkubationsversuchen die schnelle Stickstofffreisetzung von Kompoststickstoff in Boden-Kompost-Gemischen beschrieben. So fanden STEFFENS et al. (1996) schon nach 21 Tagen das Maximum der Stickstofffreisetzung (innerhalb von 84 Tagen) von 6,6 % des Kompoststickstoffs. Der N_{\min} -Gehalt des verwendeten Komposts betrug dabei 2,9 %. Auch KÖGEL-KNABNER et al. (1996) fanden eine relativ schnelle Stickstofffreisetzung in Boden-Kompost-Gemischen, allerdings hielt sie dort über einen längeren Zeitraum an. Aussagen über das Verhältnis von freigesetztem zu gesamtem Kompoststickstoff wurden dort nicht gemacht.

Detaillierte Untersuchungen über die Stickstofffreisetzung bei einer Kompostkopfdüngung konnten in der Literatur nicht gefunden werden.

Wirkung auf Stickstoffparameter der Nachfrüchte

In den vorgestellten Ergebnissen waren über den Vegetationszeitraum des direkt gedüngten Pflanzenbestandes hinaus keine wesentlichen Effekte der Kompostapplikationen auf die Stickstoffmineralisation bzw. die Stickstoffaufnahme zu erkennen. Allerdings ist dabei zu beachten, daß die Nachfrucht Klee gras aufgrund des Leguminosenanteils keine positive Reaktion auf eine mögliche Stickstoffwirkung erwarten ließ. Auch der im weiteren Verlauf folgende Kartoffelanbau war wahrscheinlich vor allem durch die Nährstoffakkumulation der Grünbrachevorfrucht geprägt.

Im Mittel von mehreren Praxisversuchen fanden STEFFENS et al. (1996) im zweiten und dritten Jahr nach einer Bioabfallkompostdüngung (ca. 500 kg N/ha mit Fertigungskompost) jedoch auch bei Getreide keine wesentlichen Auswirkungen auf den Stickstoffentzug. KLASINK & STEFFENS (1995) konnten nur eine geringe Wirkung einer einmaligen Kompostdüngung (bis maximal 650 kg N/ha) auf die Nachfrucht Kartoffeln beobachten, die Stickstoffwirkung wurde dabei nicht quantifiziert.

Die im folgenden aufgeführten Annahmen einzelner Autoren über die Stickstoffnachlieferung von Bioabfallkomposten müssen aufgrund der bisher nur geringen Anzahl von Untersuchungsergebnissen als relativ unsicher bewertet werden:

- LAGA M10 (1995): 25 % in 3 - 5 Folgejahren,
- DÖHLER (1995): 5 % im 2. Jahr, 3 % in den weiteren Jahren.

Ertragswirksamkeit

Die Verwendung von Kompost im Ackerbau kann die Pflanzenentwicklung über eine Vielzahl von Mechanismen beeinflussen (DICK & MCCOY, 1993). Es kann somit bei einer Steigerung der Erträge durch eine Kompostdüngung nicht nur von einer reinen Stickstoffwirkung ausgegangen werden. Obwohl die Hauptnährstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium im Kompost eine im Vergleich zum Stickstoff weitaus höhere Verfügbarkeit aufweisen (VOGTMANN et al. 1991), war wahrscheinlich aufgrund der guten Mineralstoffversorgung des Versuchsstandorts die Wirksamkeit dieser Nährstoffe gering. Eine eindeutige Zuordnung der Ertragseffekte zu einzelnen Wirkungsmechanismen war mit Hilfe der erfaßten Parameter jedoch nicht möglich.

Die im Mittel der untersuchten Rotationen durch die Kompostdüngung gesteigerten Getreideerträge konnten beim Weizen (3,2 dt/ha, ca. 7 %) im Gegensatz zur Gerste (2,5 dt/ha, ca. 9 %) nicht statistisch abgesichert werden.

Im Gegensatz zu STEFFENS et al. (1996) fanden eine Reihe anderer Autoren (u.a. VOGTMANN et al., 1991; FRAGSTEIN et al., 1995; BUCHGRABER, 1996 und PETERSEN et al., 1996) eine positive Wirkung einer direkten Bioabfallkompostdüngung auf die Marktfruchterträge. GRÖBLINGHOFF & OEHMICHEN (1995) und KLASINK & STEFFENS

(1995) fanden zudem einen Anstieg von Getreideerträgen bei steigender Bioabfallkompostdüngung. Bei GRÖBLINGHOFF & OEHMICHEN (1995) betrug die Ertragssteigerung durch eine Zufuhr von 4 bis 12 t Kompost-TM/ha ca. 0,75 dt/ha je Tonne Kompost, und nahm mit höheren Kompostmengen etwas ab. Die Wirkung auf den Ertrag blieb in den eigenen Untersuchungen mit 0,5 dt/ha (Weizen) bzw. 0,6 dt/ha (Gerste) je Tonne Komposttrockenmasse etwas darunter. Unter Berücksichtigung der oben erwähnten möglichen Schwankungen in der Kompostzusammensetzung können die Unterschiede jedoch als relativ gering bewertet werden.

Vinasse

Bei der Beurteilung der Vinassewirkung ist es wichtig zu beachten, daß es unter dem Oberbegriff Vinasse verschiedene Handelsprodukte gibt, die in ihren Eigenschaften und Zusammensetzungen in einem weiten Bereich variieren können (DEBRUCK & LEWICKI, 1990a). Die in der Arbeit beschriebenen Ergebnisse sind somit im Zusammenhang mit der Zusammensetzung der verwendeten Vinasse zu sehen (Anhang, Tab. A4). Aufgrund der bisher nur wenigen vergleichbaren Untersuchungen zur Düngewirkung von Vinasse ist eine umfassende Diskussion der Ergebnisse nicht möglich.

Direkte Quantitative Stickstoffwirkung und Einfluß auf die Nachfrüchte

Die beiden nur im Fruchtfolgeglied Weizen durchgeführten Düngungsmaßnahmen mit Vinasse unterschieden sich in den äußeren Bedingungen wesentlich voneinander. Während die Vinassegabe im Frühjahr zu Weizen (60 kg N/ha) als Kopfdüngung in den Bestand erfolgte, wurde die auf das gehäckselte Weizenstroh ausgebrachte Vinasse (40 kg N/ha) flach eingearbeitet. Trotzdem war die relative Stickstoffausnutzung durch den Weizen und die Zwischenfrucht sehr ähnlich. Der Stickstoffmehrentzug durch den Weizensproß betrug ca. 26 % der zugeführten Stickstoffmenge. Bei der Zwischenfrucht betrug dieser Anteil 25 % des direkt vor der Saat ausgebrachten Vinassestickstoffs, dabei wurden jedoch mögliche Nachwirkungen der Düngung zu Weizen außer acht gelassen. Im Vergleich dazu fanden DEBRUCK & LEWICKI (1990a) sowohl nach einer Stoppeldüngung in der folgenden Herbstzwischenfrucht mit 40 bis 50 % als auch bei mit Vinasse gedüngtem Weizen mit 33 % eine höhere relative Stickstoffausnutzung.

In der Nachfrucht Sommergerste erreichte der Mehrentzug aufgrund der Vinassedüngung 20 % des zur Zwischenfrucht gedüngten Stickstoffs. Dieser Mehrentzug kann sowohl aus dem wieder mineralisierten Stickstoff der Zwischenfrucht als auch aus noch im Boden befindlichem Vinassestickstoff erfolgt sein. Da die aus einer Zwischenfrucht im Folgejahr freigesetzte Stickstoffmenge jedoch in einem weiten Bereich variieren kann (GUTSER & VILSMEIER, 1988), ist eine genaue Zuordnung hier nicht möglich.

Faßt man den Stickstoffexport durch Weizen und Gerste zusammen, betrug die Exportsteigerung durch die Vinassedüngung mit 21 kg N/ha 21 % des gesamten, mit der Vinasse importierten Stickstoffs. Obwohl bei der Zusammenfassung der beiden Früchte auch mögliche Nachwirkungen der Düngung zu Weizen mit erfaßt wurden, blieb die Stickstoffwirksamkeit damit deutlich hinter der von DEBRUCK & LEWICKI (1990a) genannten Größenordnung von 50 bis 60 % im ersten Anwendungsjahr zurück.

Die relative Stickstoffausnutzung lag weitaus höher als der Anteil an mineralischem Stickstoff in der Vinasse von ca. 6 %. Mit den erfaßten Parametern kann jedoch nicht beurteilt werden, in welchem Maße die Erhöhung der Stickstoffverfügbarkeit auf eine direkte Wirkung des Vinassestickstoffs oder auf die Steigerung der Mineralisation über die mikrobielle Aktivität (GRÜN-WOLLNY, 1990) zurückzuführen ist.

Obwohl DEBRUCK & LEWICKI (1990a) von zwei- bis dreijährigen Nachwirkungen einer Vinassedüngung ausgehen, war im Gegensatz zur Sommergerste bei den nachfolgenden Früchten Klee gras und Kartoffeln keine Wirkung vorangegangener Vinassegaben zu erkennen. Dies kann sowohl mit den relativ geringen Vinassemengen als auch mit dem Einfluß der Klee gras-Grünbrache zusammenhängen.

Zeitlicher Verlauf der Stickstoffwirkung

Die Kopfdüngung mit Vinasse zu Weizen bewirkte sowohl einen leichten, kurzfristigen Anstieg der N_{\min} -Gehalte im Boden als auch eine schnelle Erhöhung der Stickstoffaufnahme durch den Pflanzenbestand. Die Steigerung des Entzugs war jedoch zum Zeitpunkt der Blüte schon abgeschlossen. Daraus wird ersichtlich, daß auch die oberflächliche Ausbringung der verdünnten Vinasse zu der von DEBRUCK & LEWICKI (1990b) beschriebenen schnellen Stickstoffwirkung bei Einarbeitung führte.

Da schon zwischen Blüte und Ernte des Weizens keine weitere Stickstoffwirkung erkennbar wurde, könnte man annehmen, daß auch zur nachfolgenden Zwischenfrucht keine wesentlichen Nachwirkungen der ersten Vinassedüngung auftraten. Nach NIEDER & RICHTER (1989) kann jedoch nach der Einarbeitung von Weizenstroh eine deutliche Stickstoffimmobilisation bis weit ins nächste Jahr erfolgen. Daß trotz einer möglichen Immobilisation die relative Stickstoffausnutzung der Vinassegabe auf Weizenstroh auf gleichem Niveau mit der Ausnutzung der Kopfdüngung zu Weizen lag, könnte auf Nachwirkungen der ersten Vinassegabe schließen lassen. Aus den erfaßten Parametern war eine Differenzierung der direkten Vinassewirkung nicht möglich.

Obwohl der Vinassestickstoff bis zum Anbau der Gerste sowohl der Aufnahme durch die Zwischenfrucht als auch Umsetzungsprozessen im Boden ausgesetzt war, konnte auch bei diesem Getreide eine schnelle Stickstoffwirkung beobachtet werden, die schon zum Zeitpunkt des Schossens abgeschlossen war.

Ertragswirksamkeit

Wie beim Kompost sind auch bei der Vinasse aufgrund der komplexen Zusammensetzung dieses organischen Düngemittels vielfältige Wirkungsmechanismen auf Boden und Pflanze möglich. Beim Einsatz von Vinasse werden von DEBRUCK & LEWICKI (1990a) vor allem die kurzfristige Wirkung der Nährstoffe Stickstoff und Kalium und die Steigerung der biologischen Aktivität durch leicht verfügbare Kohlehydrate hervorgehoben. Eine eindeutige Zuordnung der Ertragseffekte zu einzelnen Wirkungsmechanismen war auch bei der Vinasse nicht möglich.

Im Mittel der untersuchten Rotationen wurde durch die Vinassekopfdüngung der Weizenertrag um 6 dt/ha (12 %) gesteigert und zudem der Proteingehalt und damit die Qualität erhöht. Während die Ertragssteigerung nur leicht hinter den Ergebnissen von DEBRUCK & LEWICKI (1990a) zurücklag, war die Erhöhung des Proteingehaltes deutlich geringer. Von der LVA BERNBURG (1995) wurde mit einer vergleichbaren Vinassekopfdüngung in Weizen von 60 kg N/ha sogar eine Ertragssteigerung von 12 dt/ha erreicht, Proteingehalte wurden jedoch nicht veröffentlicht. Wie die Stickstoffwirkung war somit auch die Ertragswirksamkeit der Vinassedüngung im vorliegenden Versuch aus bisher ungeklärten Ursachen deutlich geringer als in den von anderen Autoren veröffentlichten Ergebnissen.

Die Nachwirkungen der Vinassegaben im Vorjahr bewirkten bei der Gerste Ertragssteigerungen von durchschnittlich 2,5 dt/ha (9 %). Dies entspricht ungefähr der Größenordnung, die nach den Ergebnissen von DEBRUCK & LEWICKI (1995) durch die im vorliegenden Versuch durchgeführte Strohdüngung im Vorjahr zu erwarten war. Eine zusätzliche ertragssteigernde Nachwirkung der Frühjahrsdüngung zu Weizen, wie sie von der LVA BERNBURG (1995) beobachtet wurde, war somit nicht zu ersehen. Die hinsichtlich einer Verwendung als Braugerste wesentlichen Qualitätsparameter Proteingehalt und Korngröße wurden durch die Düngung nicht beeinflusst.

Kombination von Kompost und Vinasse

Die Kombinationswirkung der beiden verwendeten Düngemittel entsprach im wesentlichen der Summe der Einzelwirkungen. Ein synergistischer Effekt war nur kurzfristig nach der Kopfdüngung des Weizens zu erkennen. Eine ähnliche Steigerung der Stickstoffausnutzung von Bioabfallkomposten wurde von ROBBACH et al. (1996) bei einer zusätzlichen Mineraldüngung und von FRAGSTEIN et al. (1995) bei einer zusätzlichen Hornmehlgabe beschrieben. Auch bei der Kombination von Vinasse und Kompost

könnte die schnelle Verfügbarkeit des Vinassestickstoffs und die Anregung der mikrobiellen Aktivität zu einem vorübergehenden "priming-effekt" (JENKINSON et al., 1985) geführt haben.

Die Kombinationswirkung auf Ertrag und Stickstoffexport von Weizen und Gerste konnte gegenüber der ungedüngten Variante zwar meist gut abgesichert werden, war aber gegenüber den einzelnen Komponenten der Düngung nicht immer signifikant. In der Summe von Weizen und Gerste war die Steigerung des Stickstoffexports durch die Kombination allerdings signifikant höher als bei den drei anderen Varianten. Die Wirkung entsprach dabei der Summe der einzelnen Düngemittel.

Im Gegensatz zu den einzelnen Düngemitteln konnten bei der kombinierten Anwendung von Kompost und Vinasse im weiteren Verlauf der Fruchtfolge signifikante Nachwirkungen beobachtet werden. Allerdings gelang dies nur in einer Rotation und dort nur bei den Kartoffeln. Die statistische Absicherung dieses Effektes war wahrscheinlich aufgrund der nur in dieser Rotation sehr geringen Stickstoffakkumulation der direkten Vorfrucht Grünbrache möglich. Dies kann darauf hindeuten, daß auch in den anderen Rotationen und bei den einzelnen Düngemitteln Nachwirkungen aufgetreten sind, die jedoch aufgrund des geringen Ausmaßes und des großen Einflusses der Grünbrache nicht klar ersichtlich wurden.

Abschließende Bewertung

Für die Düngemaßnahmen zu Weizen und Gerste gilt, daß der Faktor *Rotation* jeweils einen weitaus größeren Einfluß auf die Varianz der einzelnen Pflanzenparameter hatte als der Faktor *Düngung*. Nur im Zeitraum des Wachstums der Zwischenfrucht nach Weizen spielte die Nährstoffwirkung der vor der Saat ausgebrachten Vinasse eine größere Rolle als der Einfluß der unterschiedlichen Rotationen. Eine Differenzierung des Faktors *Rotation* in die einzelnen Bestandteile wie z.B. die Wirkung der Witterung, des Managements, der Vorfruchtgeschichte und der unterschiedlich entwickelten Grünbrachen war mit den vorhandenen Daten nicht möglich. Ein im Vergleich zum Faktor *Düngung* sehr großer Einfluß des Faktors *Jahr* wurde von WRANKMORE (1990) auch für eine mineralische Stickstoffdüngung (bis zu 150 kg N/ha) beschrieben. Die relativ geringe Wirkung der Düngung im vorliegenden Versuch ist somit wahrscheinlich kein spezifischer Effekt der durchgeführten organischen Düngung auf niedrigem Niveau, sondern eher eine allgemein auftretende Erscheinung.

Faßt man die Ergebnisse über die Wirkung der einzelnen Düngemittel zusammen, kann die kurzfristige Wirkung der verwendeten Bioabfallkompostmengen im Vergleich zur Vinasse als relativ gering bewertet werden. Eine Verwendung dieses Komposts zur kurzfristigen Steuerung des Pflanzenwachstums erscheint zumindest auf einem mit Mineralstoffen gut versorgten Boden nicht besonders aussichtsreich. Diese Schluß-

folgerung stimmt mit Ergebnissen aus der Literatur weitgehend überein (VOGTMANN et al., 1991; POLETSCHNY, 1992 und ASCHE & STEFFENS, 1995).

Die Wirkung der verwendeten Vinassemenigen blieb zwar hinter der aufgrund der Ergebnisse aus der Literatur erwarteten Höhe der Effekte zurück, der Einsatz zur kurzfristigen Steuerung des Pflanzenwachstums war jedoch im Vergleich mit Bioabfallkompost erheblich wirkungsvoller. Der Einfluß der Vinassedüngung auf die Strohrotte kann ein weiterer positiver Aspekt dieses Düngemittels sein (DEBRUCK & LEWICKI, 1990a), er wurde jedoch im vorliegenden Versuch nicht geprüft.

Mit den verwendeten Aufwandmengen beider Düngemittel war jeweils nur die direkt nachfolgende Marktfrucht deutlich beeinflussbar.

3.3.2 Langfristige Auswirkungen der Düngung

Über die im folgenden beschriebenen langfristigen Nährstoffeffekte hinaus kann aufgrund einiger Untersuchungen sowohl bei Bioabfallkompost als auch bei Vinasse mit weiteren, sich langfristig steigernden positiven Effekten auf den Boden gerechnet werden (DEBRUCK & LEWICKI, 1990a; DICK & MCCOY, 1993; SCHÜLER & PFOTZER, 1993; ALBERT & PÖBNECK, 1995 und PETERSEN et al., 1996).

In den eigenen Untersuchungen konnte schon nach dem relativ kurzen Zeitraum von fünf Jahren ein positiver Einfluß der Kompostdüngung auf den Humusgehalt und den pH-Wert verzeichnet werden (Tab. 57). Effekte der Vinasse waren nicht abzusichern.

Tab. 57: Differenz der Kohlenstoffgehalte im Boden zwischen 1992 und 1995 und der pH-Werte zwischen 1992 und 1996

Parameter	Einheit	Düngung							
		0		K		V		K+V	
C _t	% von C _t 1992	1,36	b ¹	4,08	a	1,55	b	5,56	a
pH		-0,14	b	-0,04	a	-0,12	b	-0,04	a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, p ≤ 0,05

Um trotz der bisher relativ kurzen Laufzeit des Versuchs langfristige Nährstoffeffekte aus den Ergebnissen ableiten zu können, wird im folgenden eine Nährstoffbilanz aufgestellt und es werden schon jetzt erkennbare Veränderungen im Boden ausgewertet.

Um einen Vergleich der Nährstoffimporte und -exporte über die gesamte untersuchte Fruchtfolge zu ermöglichen, wurden in Tabelle 58 die Daten der vier Rotationen von 1993 bis 1996 zusammengefaßt. In diesem Zeitraum war jedes Fruchtfolgeglied und jede Düngungsmaßnahme in jeder Rotation vertreten.

Tab. 58: Nährstoffinput durch die Grünbrachen¹ und die Düngemittel und Nährstoffexport durch die Marktfrüchte und die Verluste² in den verschiedenen Varianten 1993 bis 1996 (Mittelwerte der vier Rotationen)

Parameter	Düngung			
	0	K	V	K+V
N Input	125	285	225	385
K Input	0	123	123	246
P Input	0	47	19	66
Mg Input	0	40	2	42
N Export	240 ^{c3}	247 ^{bc}	255 ^b	269 ^a
K Export	169 ^b	167 ^b	176 ^{ab}	180 ^a
P Export	49 ^b	49 ^b	51 ^a	52 ^a
Mg Export	15 ^c	15 ^{bc}	15 ^b	16 ^a
N Input - Export	-115 ^d	38 ^b	-30 ^c	116 ^a
K Input - Export	-169 ^c	-44 ^b	-53 ^b	66 ^a
P Input - Export	-49 ^d	-2 ^b	-32 ^c	14 ^a
Mg Input - Export	-15 ^d	25 ^b	-13 ^c	26 ^a

1: nur Stickstoff (Kap. 3.2.1.2): 125 kg N/ha)

2: nur Nitratverlagerung (Kap. 3.4.1.3: 46 kg N/ha)

3: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

3.3.2.1 Stickstoff

Unter Berücksichtigung des durchschnittlichen Stickstoffinputs durch die Klee gras-Grünbrachen von 125 kg N/ha (Kap. 3.2.1.2) und der durchschnittlichen Nitrat-Stickstoffverluste durch Verlagerung von 46 kg N/ha (Kap. 3.4.1.3: Vier Jahre mit einer durchschnittlichen Verlagerung von jeweils 11,4 kg Nitrat-N/ha) bestand in den Varianten mit Kompostdüngung (K, K+V) ein rechnerischer Stickstoffüberschuß. In der ungedüngten und in der mit Vinasse gedüngten Variante wurden im Durchschnitt der Rotationen Defizite verzeichnet.

Der Stickstoff nimmt bei der durchgeführten Bilanzierung aus verschiedenen Gründen eine Sonderstellung ein. Da die Stickstoffzufuhr durch die Grünbrachen und die Nitratverlagerung in den einzelnen Rotationen sehr unterschiedlich ausfiel, können die Bilanzsalden nicht verallgemeinert werden. Außerdem muß beachtet werden, daß die vielfältigen Möglichkeiten weiterer Stickstoffzufuhren und -verluste (siehe Kap. 3.2.3.2) in der Bilanz nicht berücksichtigt werden konnten.

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor bei der Stickstoffbilanzierung ist die langfristige Stickstoffverfügbarkeit aus den beiden Düngemitteln. Die langfristige Wirkung des Vinassestickstoffs kann aus der vorliegenden Literatur nicht abgeschätzt werden. Bei einer Ausweitung der Anwendung im Ökologischen Landbau bestände in dieser Hinsicht noch Forschungsbedarf.

Da Bioabfallkompost in Deutschland erst seit einer relativ kurzen Zeit zur Verfügung steht (VOGTMANN & FRICKE, 1989), liegen über dieses Material bisher kaum Ergebnisse aus langfristigen Untersuchungen vor. Zwar werden im LAGA Merkblatt M10 (LAGA M10, 1995) und von POLETCHNY (1994) für die langfristige Verfügbarkeit Größenordnungen von 40 bis 50 % des Gesamtstickstoffs angegeben, PETERSEN et al. (1996) konnten jedoch die danach zu erwartende Akkumulationswirkung auf die Pflanzenentwicklung in einem zehnjährigen Versuch nicht nachweisen. Es wurde dabei jedoch eine Steigerung des Gesamtstickstoffgehaltes im Boden durch die wiederholten Bioabfallkompostgaben beobachtet.

Aus langfristigen Versuchen mit Stalldung wurde von KÖRSCHENS (1987) bei gleichbleibendem Stickstoffbodenpool eine Stickstoffausnutzung von ca. 60 % des Düngestickstoffs ermittelt. Von ALBERT & PÖBNECK (1995) wurde die langfristige Systemausnutzung (Pflanze und Boden) bei Stalldung mit über 70 % bestimmt. Einen positiven Einfluß auf die Stickstoffgehalte im Boden durch regelmäßige Stallmistdüngung beschrieb KÖRSCHENS (1978) nur für die ersten 30 Jahre nach Versuchsbeginn, im weiteren Verlauf stellte sich ein Fließgleichgewicht ein. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß ein Teil des zugeführten Stickstoffs dem System wieder verloren gegangen sein muß. Eine Übertragbarkeit dieser Ergebnisse auf Bioabfallkomposte kann jedoch nur über langfristige Versuche mit diesem Material eindeutig bewertet werden.

Im vorliegenden Versuch konnten Effekte der Düngung auf den Stickstoffgehalt des Bodens bisher nicht nachgewiesen werden. Dabei muß jedoch beachtet werden, daß die zu erwartenden Auswirkungen der geringen Stickstoffzufuhr noch im Meßfehlerbereich lagen. Eine langfristig im Vergleich zur ungedüngten Variante mögliche Erhöhung des Stickstoffgehaltes im Boden durch die Düngung könnte jedoch zu einem höheren Mineralisationspotential führen (OLFS et al., 1995) und somit die Stickstoffversorgung der Marktfrüchte verbessern.

3.3.2.2 Kalium, Phosphor und Magnesium

Im Gegensatz zum Stickstoff kann die Zufuhr der drei Mineralstoffe Kalium, Phosphor und Magnesium über Bioabfallkompost und Vinasse nach POLETCHNY (1994) bzw. DEBRUCK & LEWICKI (1990a) langfristig voll in die Bilanz einbezogen werden.

Der Import von Kalium und Phosphor war nur bei der kombinierten Düngung höher als die Exporte mit den Marktfrüchten (Tab. 58). Sowohl bei der Kompost- als auch bei der Vinassedüngung waren dagegen die Bilanzsalden mehr oder weniger negativ. Die Magnesiumzufuhr war schon mit der alleinigen Kompostdüngung höher als der Export. Die Magnesiumzufuhr durch Vinasse war hingegen sehr gering.

Ein Vergleich des Anteils der Zufuhr am Entzug der verschiedenen untersuchten Mineralstoffe (Abb. 28) zeigt, daß die Versorgung mit Kalium und Phosphor beim Kompost auf einem ähnlichen Niveau lag. Die Magnesiumzufuhr war im Verhältnis dazu mehr als doppelt so hoch. Allerdings muß dabei beachtet werden, daß die Magnesiumgehalte der verwendeten Bioabfallkompostchargen im Vergleich mit den anderen Makronährstoffen am stärksten variierten (Anhang, Tab. A3). Bei Vinasse ist ein deutlicher Überhang des Kaliums bei sehr geringen Magnesiumwerten zu erkennen. Allerdings müssen auch hier die relativ großen Schwankungsbereiche der Kalium- und Magnesiumgehalte in den verwendeten Vinassechargen beachtet werden (Anhang, Tab. A4). Die Kombination der beiden Düngemittel erreichte bei Kalium und Phosphor sehr ähnliche Versorgungsgrade, der Magnesiumüberhang des Kompostes wurde durch die geringen Gehalte bei Vinasse nur geringfügig ausgeglichen.

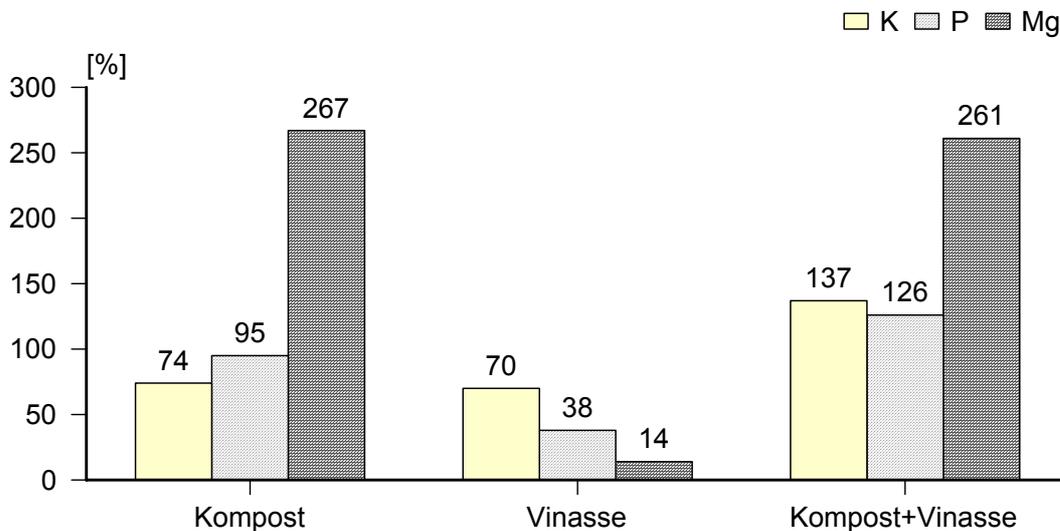


Abb. 28: Anteil des Nährstoffinputs durch die Düngung am Export mit den Marktfrüchten (Mittelwerte der vier Rotationen)

Im vorliegenden Versuch konnten trotz der teilweise negativen Bilanzsalden nach vier Jahren (gemessen 1992 und 1995) keine Effekte der Düngung auf die Gesamtnährstoffgehalte an Phosphor, Kalium und Magnesium festgestellt werden. Die Kaliumverfügbarkeit wurde jedoch durch die Vinassedüngung und noch stärker durch die kombinierte Düngung zwischen 1992 und 1996 signifikant positiv beeinflusst (Tab. 59).

Obwohl im Vergleich zur Vinasse mit Kompost höhere Kaliummengen ausgebracht wurden, war der positive Einfluß auf die Kaliumverfügbarkeit deutlich geringer und nicht statistisch absicherbar. Diese Ergebnisse bestätigen die von DEBRUCK & LEWICKI (1990a) beschriebene hohe Verfügbarkeit des Vinasse-Kaliums.

Tab. 59: Differenz der verfügbaren Nährstoffe zwischen 1992 und 1996 im Mittel aller Rotationen

Nährstoff	Einheit	Düngung			
		0	K	V	K+V
K	mg/100 g	-1,30 ^{c1}	-0,42 ^{bc}	0,21 ^b	1,56 ^a
P	mg/100 g	-2,62 ^a	-2,54 ^a	-2,59 ^a	-2,27 ^a
Mg	mg/100 g	-2,50 ^a	-2,31 ^a	-2,25 ^a	-2,44 ^a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Die Gefahr einer langfristigen Kalium- und Phosphorverarmung und die damit verbundenen Nährstoffdefizite in der Pflanzenernährung bei negativen Bilanzsalden wird von SCHELLER (1988) als relativ gering angesehen. Aufgrund der hohen Mengen an gesamtem Kalium und Phosphor im Boden und einer kontinuierlichen Bodenbildung hält er eine Entzugsdüngung bei diesen Nährstoffen nicht für notwendig. Dasselbe dürfte für den im weitaus geringeren Maße benötigten Nährstoff Magnesium gelten. Allerdings muß bei den genannten Nährstoffen auch deren kurzfristige Verfügbarkeit beachtet werden. Auf Böden mit einem geringeren Nährstoffnachlieferungspotential kann die Zufuhr von Nährstoffen zur Steuerung der Pflanzenernährung deshalb durchaus sinnvoll sein. Auch ist der Ersatz von Nährstoffen durch die Zufuhr organischer Abfallstoffe, im Gegensatz zur Düngung mit Mineralstoffen aus begrenzten geologischen Lagerstätten, durchaus im Sinne einer Kreislaufwirtschaft zu sehen.

3.3.2.3 Zusammenfassende Bewertung

Unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit scheint in der vorliegenden Fruchtfolge nach den bisherigen Ergebnissen eine Zufuhr von Stickstoff mit organischen Düngemitteln sinnvoll. Auch der damit verbundene Input an Mineralstoffen ist im Sinne einer Kreislaufwirtschaft positiv zu bewerten. Vor allem die Verwendung von Bioabfallkompost wirkt zusätzlich über vielfältige Effekte, wie z.B. Humusaufbau und pH-Wertsteigerung, positiv auf die Bodeneigenschaften. Inwieweit auch die Kombination von Vinasse- und Strohdüngung langfristig positiv auf den Humusgehalt wirkt, wie dies bei der Anwendung von Stroh mit Faulschlamm von SCHERER et al. (1985) beobachtet wurde, kann erst nach einer längeren Versuchsdauer beurteilt werden.

Die Kombination der beiden unterschiedlichen Düngemittel erscheint aufgrund ihrer verschiedenen Zusammensetzung und Wirkung sinnvoll. In der geprüften Variante mit kombinierter Düngung ist jedoch aufgrund des deutlich über dem Export liegenden Nährstoffinputs mit einer Akkumulation von Nährstoffen zu rechnen, die insbesondere bei dem gut versorgten Boden des Versuchsstandorts unnötig ist. Dabei ist vor allem das Saldo der Kaliumbilanz aufgrund der hohen Gehalte in der Vinasse weit im positiven Bereich. Bei der Einhaltung der Grenzen für die Zufuhr organischer Handelsdünger nach den AGÖL-Richtlinien (AGÖL, 1996: 40 kg N/(ha*a)) sind jedoch in der geprüften Fruchtfolge wesentliche Nährstoffüberschüsse nicht zu erwarten.

Die Problematik eines Schadstoffeintrags durch die Düngemittel wird im Rahmen dieser Arbeit nicht näher diskutiert. Aus den Ergebnissen der Schwermetallanalysen (Anhang, Tab. A3 und A4) geht jedoch hervor, daß mit einem wesentlichen Schwermetalleintrag nur bei Bioabfallkompost zu rechnen ist. Zum Teil lagen die Gehalte der verwendeten Komposte etwas über den zur Zeit gültigen Grenzwerten der AGÖL (WILBOIS, 1997), aber immer deutlich unter den Grenzwerten der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V. (1994) (Anhang, Tab. A3 und A5).

3.4 Nitratverlagerung im Boden und winterliche N_{\min} -Akkumulation

Eine Nitratverlagerung in tiefere, von den Pflanzen nicht genutzte Bodenschichten ist als Stickstoffverlust für das landwirtschaftliche System und auch als Beeinträchtigung der Umwelt negativ zu bewerten. In der vorliegenden Arbeit sollten durch die Schätzung der Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm Tiefe sowohl die Gefährdungspotentiale einzelner Fruchtfolgeabschnitte als auch der gesamten Fruchtfolge ermittelt werden.

In den folgenden Kapiteln werden sowohl Einzelheiten zur Ermittlung der Nitratverlagerung als auch die Ergebnisse dieser Schätzung vorgestellt und im Hinblick auf die Methodik, mögliche Einflußfaktoren und die quantitative Bewertung diskutiert. Darüber hinaus wird noch kurz auf die winterliche N_{\min} -Akkumulation eingegangen.

Der Zeitraum, in dem die Nitratverlagerung untersucht wurde, umfaßt die Perioden 92/93, 93/94, 94/95 und 95/96. Dabei wurde jeweils nur der Zeitraum von Ende Oktober bis, je nach Datenlage, maximal Anfang Mai berücksichtigt (siehe Kap. 2.2.4).

Da in den Winterhalbjahren zwischen den verschiedenen Düngevarianten keine wesentlichen Unterschiede in den Nitratgehalten im Boden auftraten, wurden die Mittelwerte der Varianten verwendet. Dadurch konnte der Einfluß der Streuung zwischen den einzelnen Parzellen reduziert werden.

3.4.1 Nitratverlagerung im Boden

3.4.1.1 Sickerwasserbildung

Sickerwasserperiode

Im folgenden soll anhand der Wassergehalte in der Schicht 60 - 90 cm überprüft werden, ob der bei der Verlagerungsermittlung angenommene Zeitraum von Ende Oktober bis Ende April jeweils die potentiellen Sickerwasserperioden der einzelnen Winterhalbjahre abdeckte.

Allgemein gilt, daß bei Wassergehalten, die unter der Feldkapazität liegen, keine nennenswerte Sickerwasserbildung zu erwarten ist (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984, S.174). Das bedeutet, daß eine Sickerwasserbildung aus der Schicht 60 - 90 cm erst nach Erreichen des entsprechenden Wassergehaltes möglich ist.

Die im Versuchszeitraum gemessenen Wassergehalte der N_{\min} -Bodenproben und die an einem Termin bestimmte Feldkapazität (Abb. 29) können jedoch vor allem aus folgenden Gründen nur als grobe Anhaltspunkte für die Abschätzung der Sickerwasserperiode dienen:

- Die Messung der Feldkapazität erfolgte nur an vier Meßpunkten der Versuchsfläche und nur in der Schicht 75 - 80 cm;
- die zum Teil weiten Abstände zwischen den Beprobungsterminen erlauben kein geschlossenes Bild der Wassergehaltsdynamik;
- zwischen einzelnen Parzellen der gleichen Rotation war eine Streuung der Wassergehalte zu verzeichnen (siehe Kap. 3.1.4);
- vertikale Wassergehaltsunterschiede innerhalb der Schicht 60 - 90 cm konnten nicht erfaßt werden.

Aus Abbildung 29 ist zu erkennen, daß nach niedrigen Wassergehalten während des Sommers im Herbst eine Auffüllung der Schicht 60 - 90 cm stattfand. Im Frühjahr sanken die Wassergehalte dann langsam wieder ab. Trotz der oben gemachten Einschränkungen kann aufgrund der Ergebnisse davon ausgegangen werden, daß eine wesentliche Sickerwasserbildung von 1992 bis 1995 frühestens ab Ende Oktober auftrat. Nur im Zeitraum 95/96 erreichten die Wassergehalte schon Anfang Oktober den Bereich der Feldkapazität.

Das Ende der jeweiligen Periode einer möglichen Sickerwasserbildung ist aufgrund der nur langsam sinkenden Gehalte teilweise schwer auszumachen. Während 92/93 eine Sickerwasserbildung ab Mai mit großer Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden kann, lagen in den Perioden 93/94 und 94/95 die Wassergehalte auch im Mai und Juni noch zum Teil im Bereich der Feldkapazität. Für die Periode 95/96 liegen nur Daten bis März 1996 vor.

Eine Ermittlung der Sickerwasserbildung über den April hinaus konnte mit dem verwendeten Schätzverfahren nicht erfolgen, da eine realistische Abschätzung der Evapotranspiration für diesen Zeitraum nicht möglich war (siehe Kap. 2.2.4.1). Vor allem unter den Kulturen Sommergerste und Kartoffeln war eine Sickerwasserbildung auch im Mai noch möglich, da bei diesen Früchten aufgrund der im Vergleich zu den Winterfrüchten späteren Pflanzenentwicklung auch der Wasserentzug erst später im Frühjahr einsetzt.

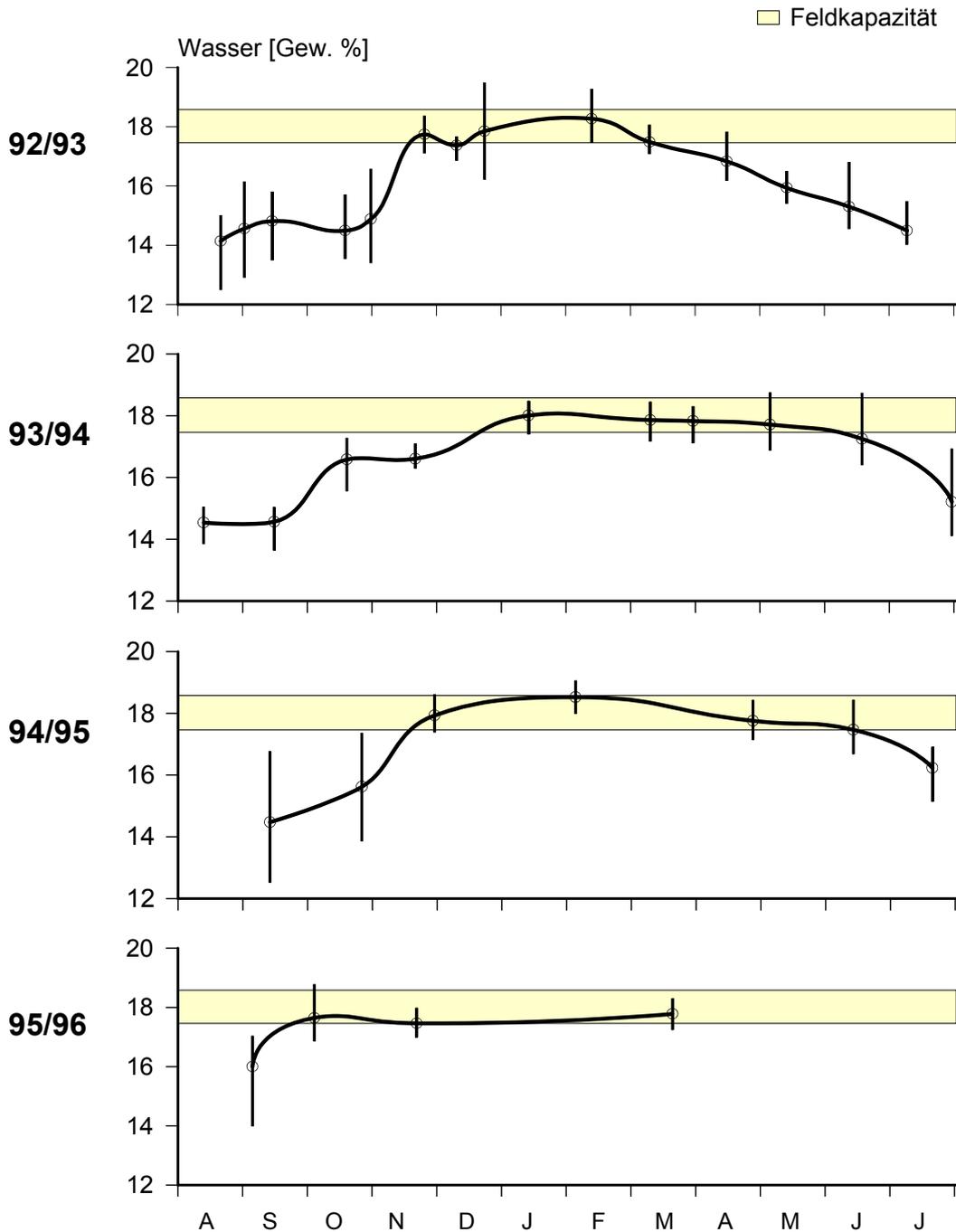


Abb. 29: Mittelwerte der Wassergehalte im Boden (60-90 cm) von August bis Juli in den Jahren 1992 bis 1996 sowie Bereich der an vier Meßpunkten gemessenen Feldkapazität (Bälkchen: Schwankungsbereich zwischen den verschiedenen Rotationen)

Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge wurde mit Hilfe einer Bilanz der Größen *Niederschlag*, *Evapotranspiration* und *Bodenwasservorratsänderung* geschätzt. Spezifische Bodeneigenschaften des Versuchsstandorts blieben dabei unberücksichtigt. Da die Unter-

schiede in der Höhe der Sickerwassermenge zwischen den einzelnen Fruchtfolgeabschnitten zum Teil auf den kulturspezifischen Faktoren bei der Evapotranspirationsberechnung beruhen, war eine statistische Verrechnung nicht möglich.

Aus Abbildung 30 ist zu erkennen, daß die Niederschlagshöhe einen großen Einfluß auf die Sickerwassermenge hatte. Bei dem Vergleich der gemittelten Sickerwassermengen in Tabelle 60 wird deutlich, daß die Streuung durch die Bodenunterschiede - repräsentiert durch die verschiedenen Rotationen - und durch die verschiedenen Fruchtfolgeabschnitte im Vergleich zu den jahresbedingten Unterschieden gering waren.

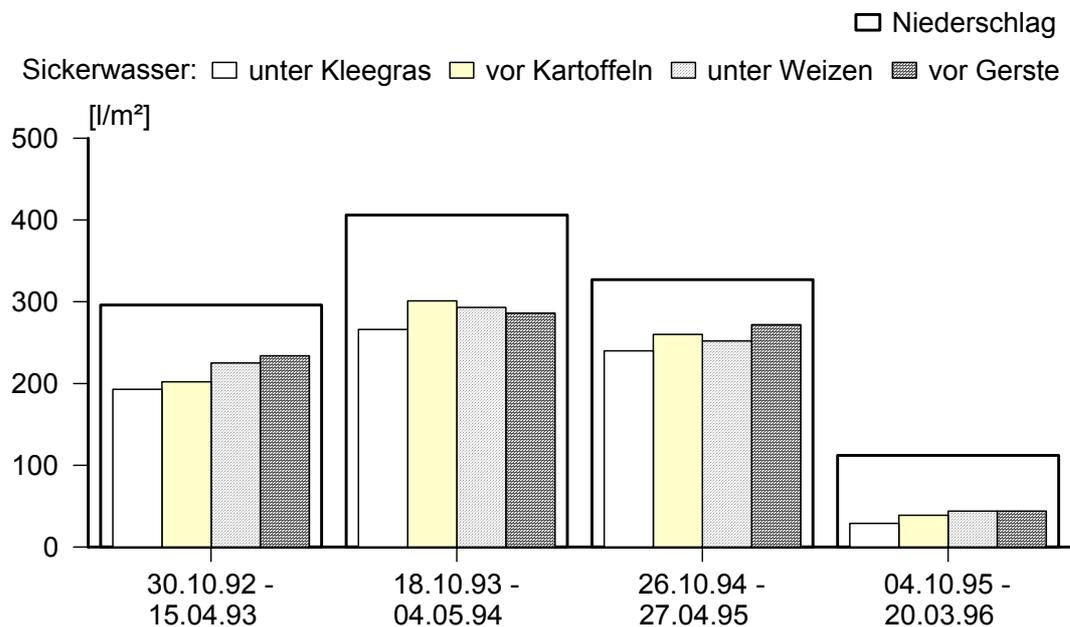


Abb. 30: Niederschlags- und Sickerwassermengen in den verschiedenen Berechnungsabschnitten von 1992 bis 1996

Tab. 60: Sickerwassermengen (l/m²), gemittelt nach Rotationen, Fruchtfolgeabschnitten und Jahren

Rotation	RI	RII	RIII	RIV	Min-Max ¹
	199	198	201	198	3
Frucht	unter Kleegras	vor Kartoffeln	unter Weizen	vor Gerste	Min-Max ¹
	182	201	204	209	17
Jahr	92/93	93/94	94/95	95/96	Min-Max ¹
	214	287	256	39	248

1: Differenz zwischen Minimum und Maximum

Bei den Sickerwassermengen des Zeitraumes 95/96 muß beachtet werden, daß dort nur die Periode von Oktober bis März berücksichtigt werden konnte. Da jedoch im weiteren Verlauf bis Ende April 1996 mit 35 l/m^2 eine relativ geringe Niederschlagsmenge zu verzeichnen war, kann davon ausgegangen werden, daß auch die gesamte Sickerwassermenge für den Zeitraum Ende Oktober bis Ende April auf einem sehr niedrigen Niveau lag.

Das Niveau der Sickerwassermenge in den Perioden 92/93 bis 94/95 war vergleichbar mit den Ergebnissen von SCHMIDTKE (1989). Er berechnete im Zeitraum November bis Mai bei einer Niederschlagsmenge von 376 l/m^2 eine Sickerwassermenge von 254 l/m^2 .

Unter der Voraussetzung, daß die zwischen Ende Oktober und Ende April ermittelte Sickerwassermenge im wesentlichen der jährlichen Versickerungsmenge entspricht, ist auch ein Vergleich mit Jahresangaben aus der Literatur sinnvoll. Die geschätzte Versickerung der ersten drei Perioden lag dabei mit 200 bis 300 l/m^2 innerhalb der Spannbreite von Angaben aus der Literatur:

- SCHEFFER et al. (1984): **182 - 327** $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$
(auf Ackerstandorten mit Löß- und Lehmböden)
- ROHMANN & SONTHEIMER (1985): **150 - 350** $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$
($\varnothing 220 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) (auf Ackerstandorten)
- EULENSTEIN & DRECHSLER (1992): **166 - 414** $\text{l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$
(auf Ackerstandorten mit einer nFK von $160 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und Niederschlägen von 599 bis $907 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$)

Aufgrund der geringen Niederschlagsmenge in der Sickerwasserperiode 95/96 blieb die Sickerwassermenge in diesem Zeitraum mit durchschnittlich 40 l/m^2 deutlich hinter den genannten Durchschnittswerten zurück. Auch die gesamte Summe der Niederschläge des Jahres 1996 lag mit 606 l/m^2 auf einem deutlich niedrigeren Niveau als in den Jahren 1993 bis 1995 mit 710 bis 787 l/m^2 . Von RENGER (zitiert in SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984, S. 176) wurde bei jährlichen Niederschlagsmengen von 500 bis 600 l/m^2 auf Löß-Ackerböden nur noch eine geringe oder keine Sickerwasserbildung gefunden. Auch von KEESE et al. (1993) wurde in Lysimeterversuchen mit einer Löß-Parabraunerde und unter Ackernutzung bei Niederschlagsmengen von durchschnittlich 594 l/m^2 nur ein Sickerwasseranfall von 57 l/m^2 ermittelt. Somit kann auch die geschätzte Sickerwassermenge des Zeitraums 95/96 als ein im realistischen Bereich liegender Wert betrachtet werden.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß trotz vereinfachender Annahmen in der Schätzmethode die geschätzten Sickerwassermengen mit Werten aus der Literatur vergleichbar sind.

3.4.1.2 Nitratstickstoff im Boden

Nitratmenge im November

Schon aus der Höhe der Nitratmengen Anfang November können unterschiedliche Gefährdungspotentiale für die Nitratauswaschung über Winter abgeleitet werden (ROHMANN & SONTHEIMER, 1985). In der "Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung" (SchALVO) des Landes Baden-Württemberg wurde deshalb die Zuteilung von Ausgleichszahlungen in Wasserschutzgebieten von der Einhaltung bestimmter Nitratstickstoffgrenzwerte im Herbst abhängig gemacht. Dabei wurde die Menge von 45 kg Nitrat-N/ha im Profil bis maximal 90 cm (Tiefe variiert je nach Bodenart) festgelegt (ANONYM, 1991).

In der vorliegenden Arbeit wurde dieser Grenzwert mit dem Mittelwert der vier Versuchsjahre von 30 kg Nitrat-N/ha (0-90 cm) deutlich unterschritten. Aufgrund der SchALVO wurden in Baden-Württemberg 52.000 bis 65.000 Ackerstandorte pro Jahr im Zeitraum von 1991 bis 1994 im Herbst beprobt. Die dabei gemessene Nitratmenge von durchschnittlich 43 kg Nitrat-N/ha lag deutlich über dem Versuchsdurchschnitt (TIMMERMANN et al., 1995). Diese Vergleiche können als erster Anhaltspunkt für ein relativ geringes Nitratverlagerungspotential in der untersuchten Fruchtfolge gelten.

Aus Tabelle 61 wird deutlich, daß die Nitratmenge im Herbst vor allem durch den entsprechenden Fruchtfolgeabschnitt geprägt wurde, während die verschiedenen Rotationen und Jahre nur relativ geringe Streubreiten hervorriefen. Die Werte unter Klee-gras, vor Kartoffeln und vor Gerste lagen auf einem niedrigen Niveau. Der Wert unter Winterweizen nach Kartoffeln lag mit fast 80 kg Nitrat-N/ha hingegen deutlich über dem Durchschnitt und auch über dem SchALVO-Grenzwert. Auch in den oben genannten Untersuchungen in Baden-Württemberg wurden nach Kartoffeln mit durchschnittlich 83 kg N/ha deutlich höhere Nitratstickstoffmengen als nach Getreide (37 kg N/ha) oder unter/nach Futterleguminosen (29 kg N/ha) gemessen (TIMMERMANN et al., 1995).

Tab. 61: Nitratwerte (0-90 cm; kg N/ha) im November, gemittelt nach Rotationen, Fruchtfolgeabschnitten und Jahren

Rotation	RI	RII	RIII	RIV
	28,6 a ¹	24,8 a	31,5 a	36,2 a
Frucht	unter Klee-gras	vor Kartoffeln	unter Weizen	vor Gerste
	16,2 b	17,7 b	79,0 a	8,1 b
Jahr	92/93	93/94	94/95	95/96
	35,3 a	28,7 a	22,9 a	34,1 a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Ein möglicher Einfluß der unterschiedlichen Fruchtfolgegeschichte bzw. der unterschiedlich entwickelten Grünbrachen (Kap. 3.2.1) in den einzelnen Rotationen auf die Nitratmengen im Herbst war nicht zu erkennen.

Nitratdynamik über Winter

Für die Schätzung der Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm wurden nur die Nitratgehalte in 60 - 90 cm verwendet. Die Nitratgehaltsverläufe in dieser Schicht unterschieden sich, wie schon die Nitratmengen im November, vor allem in den verschiedenen Fruchtfolgeabschnitten. In Abbildung 31 ist zu sehen, daß zwar Anfang November noch unter allen Früchten relativ geringe Nitratwerte vorlagen. Im weiteren Verlauf stiegen die Nitratgehalte unter Weizen in den Perioden 92/93, 93/94 und 94/95 erst deutlich an und gingen zum Frühjahr hin wieder zurück. Dieser Verlauf kann mit der Passage eines Wasserhorizonts mit hoher Nitratkonzentration durch diese Schicht erklärt werden. Unter den anderen Fruchtfolgeabschnitten blieben die Nitratgehalte bis weit in den Winter auf einem niedrigen Niveau. Im ausgehenden Winter 92/93 und 93/94 war dann ein leichter Anstieg vor allem vor Kartoffeln zu verzeichnen. Die insgesamt geringen Gehalte und der sehr langsame Anstieg im Zeitraum 95/96 sind auf die sehr geringen Niederschläge und die damit verbundene geringe Wasserbewegung nach unten zurückzuführen. Der große Abstand der Beprobungstermine im Winter 95/96 wurde durch den außergewöhnlich langen Zeitraum mit Bodenfrost verursacht.

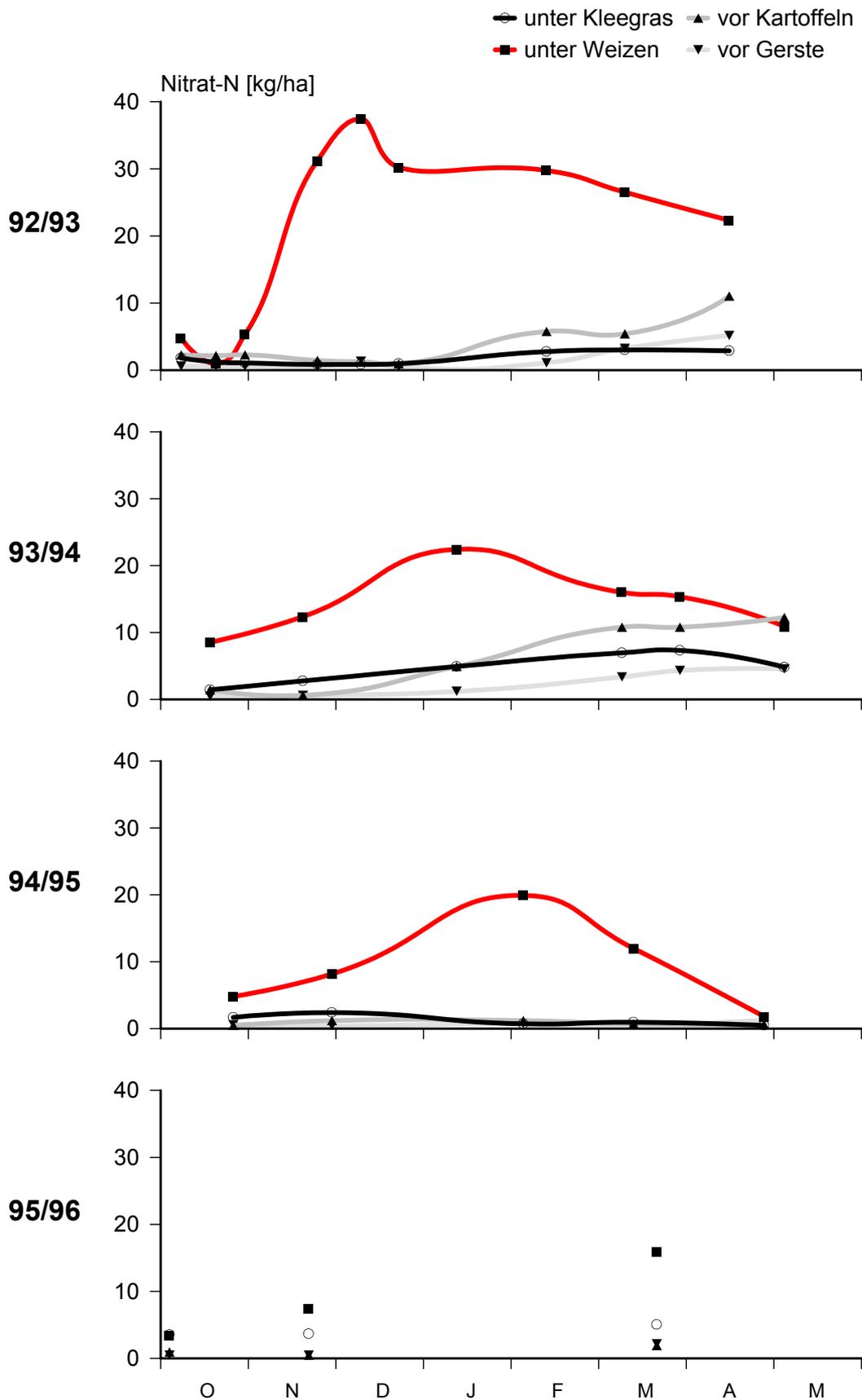


Abb. 31: Nitratstickstoff in der Schicht 60 - 90 cm von Oktober bis Mai in den Jahren 1992 bis 1996

3.4.1.3 Unterhalb von 90 cm verlagerte Nitratmenge

Die Unterschiede zwischen den einzelnen Fruchtfolgeabschnitten und Jahren in der Nitratdynamik der Schicht 60 - 90 cm (Abb. 31) spiegeln sich deutlich in der unterhalb von 90 cm verlagerten Nitratmenge (Abb. 32) wider. Die Nitratverlagerung unter Weizen war im Vergleich zu den anderen Fruchtfolgeabschnitten in jedem Jahr am höchsten. Nur im Zeitraum 93/94 wurden auch unter Klee gras und vor Kartoffeln relativ hohe Verlagerungsmengen festgestellt, die auf die frühe Erhöhung der Nitratgehalte in 60 - 90 cm zurückgeführt werden können. Im Mittel aller Einzelerhebungen wurde eine Verlagerung je Sickerwasserperiode von 11,4 kg Nitrat-N/ha ermittelt.

Zusammenhänge zwischen der Nitratverlagerung und den je nach Rotation unterschiedlichen Managementmaßnahmen und akkumulierten Stickstoffmengen der Grünbrachen (Kap. 3.2.1.2) konnten aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

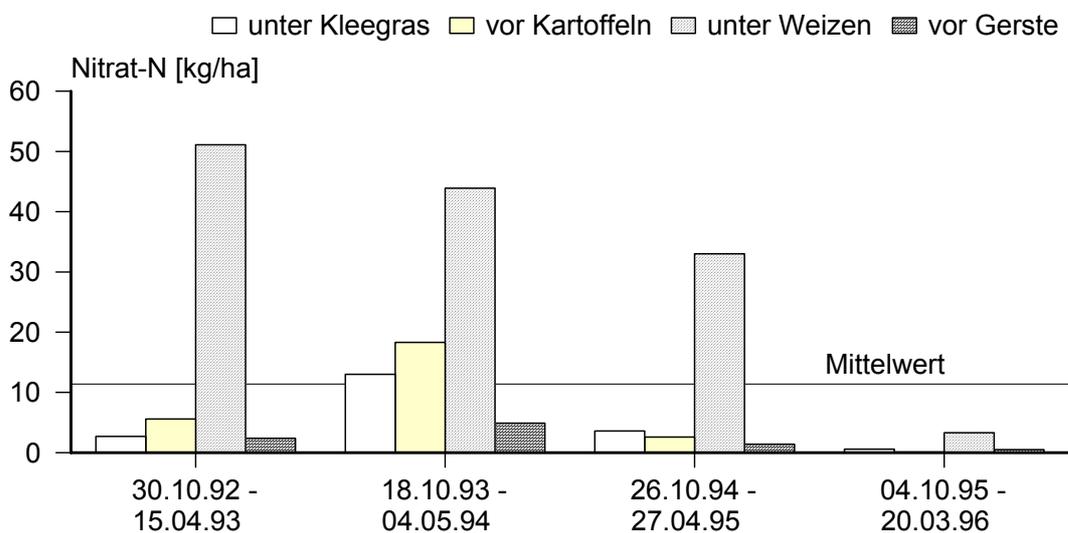


Abb. 32: Unterhalb von 90 cm verlagerte Nitratmenge in den Berechnungsabschnitten von 1992 bis 1996

Der Zusammenhang zwischen den Parametern *Verlagerung* und *Nitratgehalt* in der Schicht 60 - 90 cm ergibt sich schon aus der Berechnung der Nitratverlagerung selbst (Kap. 2.2.4.2). Darüber hinaus konnte eine signifikante und deutliche Korrelation zwischen den Verlagerungsmengen und den Nitratmengen in 0 - 90 cm im Herbst bestimmt werden. Bei der Ausklammerung des aufgrund der sehr geringen Niederschlagsmengen außergewöhnlichen Zeitraums 95/96 wurde diese Korrelation noch deutlich enger. In Abbildung 33 sind die entsprechenden Regressionsgeraden dargestellt.

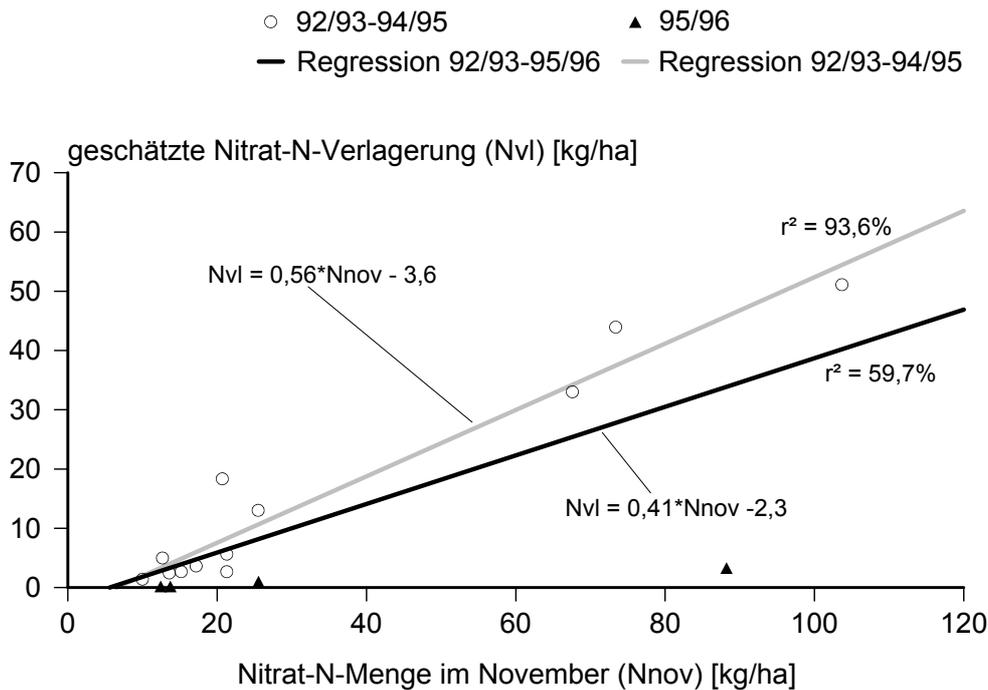


Abb. 33: Lineare Regression zwischen der geschätzten Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm und der Nitratmenge (0-90 cm) im November

Bei der Varianzanalyse der in Abbildung 32 dargestellten Einzelwerte mit den Faktoren *Rotation*, *Fruchtfolgeabschnitt* und *Jahr* wurden nur beim Faktor *Fruchtfolgeabschnitt* signifikante Unterschiede gefunden (Tab. 62). Dabei lag die Verlagerung unter Winterweizen mit ca. 32 kg N/ha um ein vielfaches über den Werten der anderen Fruchtfolgeabschnitte. Die Unterschiede zwischen den anderen Fruchtfolgeabschnitten waren nicht signifikant.

Tab. 62: Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm (kg N/ha), gemittelt nach Rotationen, Fruchtfolgeabschnitten und Jahren

Rotation	RI	RII	RIII	RIV
	12,9 _a ¹	12,4 _a	5,3 _a	14,9 _a
Frucht	unter Klee gras	vor Kartoffeln	unter Weizen	vor Gerste
	5,0 _b	6,7 _b	31,6 _a	2,3 _b
Jahr	92/93	93/94	94/95	95/96
	15,5 _a	20,0 _a	8,9 _a	1,1 _a

1: homogene Gruppen nach LSD-Test, $p \leq 0,05$

Die aus der Sickerwassermenge und der verlagerten Nitratmenge berechnete Nitratkonzentration im Sickerwasser lag durchschnittlich bei 26 mg Nitrat/l. Die Unter-

schiede der nach *Rotationen*, *Fruchtfolgeabschnitten* und *Jahren* gemittelten Konzentrationswerte entsprachen in der Tendenz denen der Verlagerungsmengen (Tab. 63). Die Nitratkonzentration stieg somit mit der Verlagerungsmenge an.

Tab. 63: *Nitratkonzentration im Sickerwasser (ppm NO₃⁻), gemittelt nach Rotationen, Fruchtfolgeabschnitten und Jahren (nach Sickerwassermenge gewichtet, deshalb keine statistische Auswertung möglich)*

Rotation	RI	RII	RIII	RIV	Min-Max¹
	29,1	29,8	11,8	33,5	21,7
Frucht	unter Klee gras	vor Kartoffeln	unter Weizen	vor Gerste	Min-Max¹
	12,3	14,7	71,4	4,8	66,6
Jahr	92/93	93/94	94/95	95/96	Min-Max¹
	32,0	31,0	17,6	12,1	19,9

1: Differenz zwischen Minimum und Maximum

3.4.1.4 Bewertung der Verlagerungsergebnisse

Um eine Einschätzung der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methode und den damit ermittelten Ergebnissen zu erleichtern, werden im folgenden einige wesentliche Einschränkungen in der Übertragbarkeit der Schätzergebnisse auf die realen, ins Grundwasser bzw. aus dem System verlorengegangenen Stickstoffmengen aufgezeigt.

Ausgangsdaten

Die stark vereinfachte Berechnung der Evapotranspiration und die Streuung bei den Bodenwassergehaltsmessungen können zu Differenzen zwischen der geschätzten und der realen Sickerwassermenge geführt haben.

Sowohl die Streuung bei der Nitratgehaltsmessung als auch eine mögliche Verminderung durch Denitrifikation (BENCKISER et al., 1987) in der Schicht 60 - 90 cm sowie vertikale Konzentrationsunterschiede innerhalb dieser Schicht können zu deutlich von den realen Verlagerungsmengen abweichenden Schätzwerten geführt haben.

Die streuungsbedingten Abweichungen der Einzelparzellenwerte vom Verlagerungsmittelwert lagen bei den relativ hohen Verlagerungsmengen unter Weizen bei maximal ± 6 kg N/ha, bei niedrigen Verlagerungsmengen bis 5 kg N/ha bei maximal ± 1 kg N/ha.

Verlagerung

Die bei der Ermittlung der Nitratverlagerung angenommene vollständige vertikale Verdrängung der Bodenlösung läßt die sehr komplexen Bewegungen des Bodenwassers

und der gelösten Stoffe im Boden (GERKE & VOGEL, 1994) unberücksichtigt. Auch dadurch können deutliche Unterschiede zwischen den berechneten und den realen Nitratverlagerungsmengen aufgetreten sein.

So könnte z.B. der sogenannte "preferential flow" - ein aufgrund von unterschiedlich durchlässigen Regionen und von Grobporen schneller Wasser- und Stofftransport in einem Teil vom Gesamtquerschnitt des Bodens (DEMUTH & HILTPOLD, 1993) - zu Unterschieden zwischen den realen und geschätzten Werten geführt haben. Vor allem die aufgrund der beobachteten Regenwurmtätigkeit wahrscheinlich zahlreich vorhandenen Regenwurmgänge können bei Starkniederschlägen einen schnellen Wassertransport vorbei an der Bodenmatrix verursacht haben (EHLERS, 1975). Dabei könnte sowohl direkt Niederschlagswasser als auch Bodenlösung aus höheren Schichten die Schicht 60 - 90 cm passiert haben.

Weiterhin ist aufgrund der unterschiedlich stark ausgeprägten Pseudovergleyung, verbunden mit der leichten Hanglage des Standorts, auch eine horizontale Wasserbewegung im Boden möglich.

Verlagerungsgrenze von 90 cm

Die hier gewählte Verlagerungsgrenze von 90 cm Tiefe kann eine Überschätzung der Nitratverluste bewirken. Nach RENGGER et al. (1993) können Pflanzen in tiefgründigen Böden nach Ausbildung eines entsprechenden Wurzelsystems auch aus dem Bereich 90 - 150 cm relevante Stickstoffmengen aufnehmen. Weiterhin kann der Nitrattransport ins Grundwasser durch die biologische und chemische Umwandlung - z.B. Denitrifikation - oder durch den kapillaren Aufstieg und die damit verbundene Rückführung von Nitrat in obere Bodenschichten vermindert werden (AMBERGER & SCHWEIGER, 1974).

Dabei ist jedoch die Denitrifikation im ungesättigten Bereich des Bodens vom Vorhandensein organischer Substanz und anaerober Zonen abhängig (HEYDER et al., 1985). In Böden mit ungünstigen Voraussetzungen für die Denitrifikation wurden auch nach einer Passage von 16 m noch deutliche Nitratverlagerungspeaks gefunden (SCHULTEKELLINGHAUS, 1988). Weiterhin muß damit gerechnet werden, daß bei hohen Nitratmengen durch das Ansteigen der Denitrifikation ein Abbau der verfügbaren organischen Substanz in tiefen Bodenschichten erfolgen kann (SCHULTEKELLINGHAUS, 1988), der dann langfristig zur Senkung des Denitrifikationspotentials führt. Somit kann nicht für jeden Standort eine Reduktion der Nitratmenge im Unterboden durch Denitrifikation angenommen werden.

Bewertung der Methode

Schon aus dem kurzen Einblick in die Problematik der in der vorliegenden Arbeit verwendeten Methode zur Schätzung der Nitratverlagerung werden einige Einschränkungen hinsichtlich der Übertragbarkeit auf reale Gegebenheiten deutlich. Dabei muß jedoch gesagt werden, daß sowohl eine exakte Messung der Nitratverlagerung unter Feldbedingungen als auch eine umfassende Modellierung der Nitratverlagerung bisher auf große Schwierigkeiten stößt.

Beim Vergleich der verwendeten Schätzmethode mit einer reinen Modellierung der Verlagerungsvorgänge über Winter und auch mit der als Verlagerungsschätzwert verwendeten Differenz von November- und März-Nitratmengen in 0 - 90 cm (RINGE et al., 1992) ergeben sich sogar einige Vorteile. So war eine Berücksichtigung der komplexen Stickstoffflüsse im Oberboden - vor allem durch Mineralisation, Immobilisation, Denitrifikation und der Stickstoffaufnahme durch Pflanzen - aufgrund der ausschließlichen Verwendung der Nitratgehalte der Schicht 60 - 90 cm nicht notwendig. Weiterhin konnten die Berechnungsgrundlagen durch die wiederholte Beprobung über Winter immer wieder an die Realität angepaßt werden.

Bei dem Vergleich der ermittelten Nitratverlagerung (N_{vl}) mit der Differenz der November- und März-Nitratmenge in 0 - 90 cm (N_{dif}) konnte zwar eine signifikante Korrelation gefunden werden (Bestimmtheitsmaß r^2 : 60 %), die absoluten Werte wichen jedoch zum Teil sehr stark voneinander ab (Regressionsgleichung: $N_{vl} = 0,57 * N_{dif} + 16,5$).

Zusammenfassend kann davon ausgegangen werden, daß die verwendete Schätzmethode zu einer Differenzierung des Verlagerungspotentials der verschiedenen Jahre und Fruchtfolgeabschnitte an diesem Standort geeignet ist. Die Ermittlung der absoluten Höhe der Stickstoffverluste durch Verlagerung ist jedoch mit deutlichen Einschränkungen verbunden. Aufgrund der vielen nicht berücksichtigten Prozesse der Verlagerungsminderung kann eher mit einer Überschätzung der verlagerten Stickstoffmenge gerechnet werden.

3.4.1.5 Bewertung der Fruchtfolge hinsichtlich der Nitratverlagerung

Die Höhe der Nitratverlagerung in den einzelnen Sickerwasserperioden wurde vor allem durch den entsprechenden Fruchtfolgeabschnitt beeinflusst. Differenzen in der Nitratverlagerung zwischen den einzelnen Jahren im gleichen Fruchtfolgeglied wurden vor allem durch die unterschiedlichen Niederschlagsmengen hervorgerufen. Im folgenden werden die einzelnen Fruchtfolgeglieder hinsichtlich ihrer Nitratverlagerung diskutiert.

Unter Klee gras

Im ersten Fruchtfolgeglied Klee gras wurden im Winter nach der Ansaat mit durchschnittlich 5 kg N/ha nur geringe Mengen an Nitrat unterhalb von 90 cm verlagert. Damit wurden die Ergebnisse von HEB (1989), SCHMIDTKE (1989) und OWEN (1990) bestätigt, die unter einem wachsenden und damit Stickstoff aufnehmenden Klee gras bestand nur eine geringe Nitratverlagerungsgefahr feststellten.

Die relativ hohe Verlagerungsmenge unter Klee gras im Zeitraum 93/94 (12 kg N/ha) ist vor allem auf die frühe Erhöhung der Nitratgehalte in 60 - 90 cm zurückzuführen. Dieser Nitratanstieg hing wahrscheinlich hauptsächlich mit der starken Schädigung des Klee grasbestandes durch Mäusefraß im Herbst und dem damit geringen Stickstoffentzug und der Mineralisation von Stickstoff aus Pflanzenresten zusammen.

Das Nitratverlagerungspotential der Sickerwasserperiode im ersten Fruchtfolgeglied der untersuchten Fruchtfolge kann somit bei einem intakten Pflanzenbestand als gering bewertet werden.

Unter der Zwischenfrucht nach Klee gras, vor Kartoffeln

Das im vorliegenden Versuch angewandte Klee gras-Umbruchverfahren mit dem Umbruchtermin im August und einer anschließenden Zwischenfrucht wurde nach Ergebnissen von HEB (1989) gewählt. In von ihm durchgeführten Versuchen fand er bei dieser Umbruchvariante nach einem genutzten Klee gras weitaus geringere Mengen an Nitrat im Boden und somit ein niedrigeres Auswaschungspotential als nach Herbstumbruch und anschließendem Winterweizenanbau. Der von DREESMANN (1993) auch für Klee gras-Grünbrachen gefundene Effekt einer geringen Nitratverlagerung bei frühem Umbruch, verbunden mit einer Zwischenfrucht, konnte in der hier untersuchten Fruchtfolge mit den niedrigen Verlagerungsmengen nach dem Grünbracheumbruch (\emptyset 7 kg N/ha) bestätigt werden.

Die Wirkung einer Zwischenfrucht beruht nach MEISINGER et al. (1991) auf der Reduzierung von sowohl den Nitratgehalten im Boden als auch der Sickerwasserbildung. Während die Nitratgehalte durch den Zwischenfruchtanbau nach Klee grasumbruch im vorliegenden Versuch auf einem niedrigen Niveau gehalten werden konnten, wurde ein Effekt auf die Sickerwasserbildung nicht deutlich. Die geschätzten Sickerwassermengen der verschiedenen Fruchtfolgeabschnitte wiesen kaum Unterschiede auf.

Die relativ hohen Verlagerungsmengen vor Kartoffeln im Zeitraum 93/94 waren vor allem auf die frühe Erhöhung der Nitratgehalte in 60 - 90 cm zurückzuführen. Die hohen Nitratgehalte wurden wahrscheinlich durch das frühe Abfrieren der gut entwickelten Zwischenfrucht im November und die damit guten Bedingungen für eine Mineralisation des Biomassestickstoffs im relativ warmen Dezember hervorgerufen.

Auch ILGEN (1990) führte eine erhöhte Stickstofffreisetzung unter Zwischenfrüchten auf den Wechsel zwischen Frost und wärmeren Perioden zurück.

Ein Einfluß der unterschiedlichen Stickstoffakkumulation der verschiedenen Grünbrachen auf die Nitratverlagerung konnte aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

Das Nitratverlagerungspotential nach dem hier verwendeten Klee gras-Umbruchsystem mit anschließender Zwischenfrucht kann als niedrig bewertet werden. Höhere Verluste können jedoch auftreten, wenn eine frühe Schädigung der Zwischenfrucht, die dadurch reduzierte Stickstoffaufnahme und eine Mineralisation des Biomassestickstoffs mit hohen Sickerwasserraten zusammenfallen.

Unter Winterweizen

Bei dem Vergleich der verlagerten Nitratstickstoffmengen der einzelnen Fruchtfolgeabschnitte traten relevante Mengen nur unter Winterweizen nach Kartoffeln auf (\emptyset 32 kg N/ha). Von einer besonderen Auswaschungsgefährdung der Fruchtfolgesequenz *Kartoffeln-Winterweizen* wurde auch von MÖLLER & REENTS (1995), ØSTERGAARD et al. (1995) und PHILIPPS & STOPES (1995) berichtet. Dies kann vor allem auf die Akkumulation von mineralischem Stickstoff in der vegetationslosen Zeit zwischen dem Absterben der Kartoffeln und der Weizensaat (FURRER & STAUFFER, 1984) und auf die relativ geringe Stickstoffaufnahme durch den Weizen über Winter zurückgeführt werden.

Bei dem Fruchtfolgeabschnitt Winterweizen nach Kartoffeln kann somit prinzipiell von einem - in Bezug auf den Mittelwert von 11 kg N/ha - relativ hohen Nitratverlagerungspotential ausgegangen werden. Auf dem tiefgründigen Versuchsstandort kann die Durchwurzelung des Bodens durch Winterweizen jedoch deutlich tiefer als bis 90 cm reichen (BÖHM, 1978). In Untersuchungen von MATZEL et al. (1984) und BENKENSTEIN et al. (1990) konnte nachgewiesen werden, daß Wintergetreide schon während des Schossens erhebliche Mengen von in 80 cm Tiefe plaziertem Stickstoff aufnimmt. Da im weiteren Wachstumsverlauf bis zur Reife noch eine deutlich tiefergehende Durchwurzelung zu erwarten ist, ist davon auszugehen, daß ein Teil des unterhalb von 90 cm verlagerten Nitratstickstoffs doch noch genutzt werden kann bzw. im vorliegenden Versuch genutzt wurde.

Die starke Mineralisation im Herbst in Verbindung mit einer Nitratverlagerung im Winter ist jedoch trotzdem in der Regel als negativ zu bewerten, da dadurch im Frühjahr ein temporärer Mangel an leicht verfügbaren Stickstoffreserven im Oberboden hervorgerufen werden kann (HEB & KLEIN, 1987).

Unter der Zwischenfrucht nach Weizen, vor Sommergerste

Im Winter nach Weizen wurde mit durchschnittlich 2 kg N/ha die geringste Nitratverlagerung ermittelt. Dieses niedrige Niveau kann vor allem auf die Stickstofffestlegung durch das Weizenstroh (NIEDER & RICHTER, 1989), die Stickstoffaufnahme der Zwischenfrucht (MULLER et al., 1989 und CLAUPEIN, 1994) und das aufgrund der Position in der Fruchtfolge relativ geringe Mineralisationspotential (Kap. 3.2.2.4) zurückgeführt werden.

Düngung

Aufgrund der nur unwesentlichen Nitratgehaltsunterschiede in 60 - 90 cm zwischen den Düngevarianten kann davon ausgegangen werden, daß die durchgeführten Düngungsmaßnahmen mit Bioabfallkompost und/oder Vinasse keinen Einfluß auf die Nitratverlagerung hatten. Daraus ergibt sich, daß sowohl die Wahl der eingesetzten Düngemittelmengen als auch die Einsatzzeitpunkte unter dem Aspekt der Nitratverlagerung als unbedenklich bewertet werden können.

Durchschnitt der Fruchtfolge

In der Literatur liegen eine Vielzahl von Untersuchungen über die Nitratverlagerung aus landwirtschaftlich genutzten Böden vor. ROHMANN & SONTHEIMER (1985) gehen aufgrund von Bilanzen von einem durchschnittlichen Auswaschungspotential in der Bundesrepublik von 90 kg N/(ha*a) aus. Diese Größenordnung sehen die Autoren durch ihre Auswertung von Literaturangaben über die jährliche Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden bestätigt. In einer Literaturübersicht vom DVWK (1985) wird für Ackerböden eine Spannbreite von 3 bis 190 kg N/(ha*a) angegeben. Bei einer ökologischen Bewirtschaftung kann im allgemeinen mit einer geringeren Nitratverlagerung gerechnet werden (BRANDHUBER & HEGE, 1991 und PHILIPPS & STOPES, 1995). So ermittelte z.B. PAFFRATH (1993) für die durchschnittliche Nitratauswaschung einer ökologischen Fruchtfolge 20 kg N/(ha*a) und für die des konventionellen Vergleichsbetriebs 38 kg N/(ha*a). Auch im Rahmen der ökologischen Wirtschaftsweise wurde bisher eine ganze Reihe von Untersuchungen über die Nitratverlagerung im Boden durchgeführt. Dabei wurden jedoch vor allem potentiell problematische Fruchtfolgeabschnitte erforscht, so daß bisher keine Aussagen über die durchschnittliche Verlagerung bzw. das Verlagerungspotential ökologischer Fruchtfolgen gemacht werden können.

Im Vergleich mit den genannten Literaturwerten kann die in der Fruchtfolge durchschnittlich verlagerte Stickstoffmenge von ca. 11 kg/(ha*a) als gering bewertet werden. Dabei muß jedoch beachtet werden, daß aufgrund der hohen Wasserhaltefähigkeit des Bodens am Versuchsstandort die Verlagerungsgefahr allgemein als niedrig eingestuft

werden muß (GARZ et al., 1982). Die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf Standorte mit leichteren Böden ist daher nicht gegeben.

Vergleicht man den durchschnittlichen Stickstoffinput durch die Grünbrachen (120 kg N/ha) mit dem gesamten Verlagerungsverlust einer Fruchtfolge von ca. 45 kg N/ha, so wird deutlich, daß trotz des relativ niedrigen Verlagerungsniveaus Maßnahmen zur Reduzierung der Verlustpotentials durchaus sinnvoll sind.

Als Möglichkeiten zur Reduktion der Nitratmenge im Boden kommen in der Sequenz *Kartoffeln-Winterweizen* - dem Abschnitt mit dem höchsten Verlagerungspotential - verschiedene Maßnahmen in Betracht. So konnte REENTS et al. (1997) durch eine vorgezogene Saat von Wintergetreide (September) die Nitratmengen im Boden deutlich reduzieren. Weiterhin würde auch die Verlängerung des Kartoffelwachstums und damit der Stickstoffaufnahme durch die Wahl von *Phytophthora infestans*-toleranteren Sorten (KÖLSCH & STÖPPLER, 1990) die Nitratakkumulation im Herbst vermindern. Denkbar wäre auch die Wahl einer frühen Kartoffelsorte und der nachfolgende Anbau einer Zwischenfrucht mit relativ später Weizensaat im Herbst, oder eine Untersaat in den Kartoffeln, die einen Stickstoffentzug bis zur Ernte gewährleistet. Die beiden letztgenannten Möglichkeiten müssen jedoch noch hinsichtlich ihrer Praktikabilität geprüft werden.

Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der einzelnen Varianten zeigten die gleichen Abstufungen wie die verlagerten Stickstoffmengen. Auch bei diesem Parameter war nur der Fruchtfolgeabschnitt *Kartoffeln-Winterweizen* als problematisch anzusehen. Mit 69 mg/l liegt der durchschnittliche Wert deutlich über dem Grenzwert für Trinkwasser (50 mg/l (AID, 1991)). Im Durchschnitt der gesamten Fruchtfolge wurde eine Nitratkonzentration von 25 mg/l ermittelt. Dieser Wert liegt deutlich unter dem von RENGER & WESSOLEK (1992) für konventionelle Getreide-Zuckerrüben-Fruchtfolgen auf Lößböden angegebenen Bereich der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 30 - 60 mg/l und trifft genau den Richtwert der EU (AID, 1991). Da auch hier die in Kap. 3.4.1.4 gemachten Einschränkungen zur Verlagerungsgrenze von 90 cm gelten und zudem bei der Passage durch den Unterboden die Nitratgehalte durch die Denitrifikation stark gesenkt werden können (HEYDER, 1985), ist eine wesentliche Beeinträchtigung des Grundwassers durch die untersuchte Fruchtfolge sehr unwahrscheinlich.

3.4.2 Winterliche N_{\min} -Akkumulation

Die Differenz zwischen den N_{\min} -Mengen vom März und vom vorhergehenden November (0-90 cm), zuzüglich der in diesem Zeitraum ermittelten Nitratverlagerung ergab in allen Fällen positive Werte (Abb. 34). Im Durchschnitt betrug diese N_{\min} -Akkumulation ca. 20 kg N/ha. Dieser Anstieg der N_{\min} -Menge kann verschiedene Gründe haben:

- die Stickstoffmineralisation überwog die Summe aus Immobilisation, Denitrifikation und Pflanzenaufnahme,
- den N_{\min} -Eintrag durch Niederschläge,
- die Überschätzung der Nitratverlagerung.

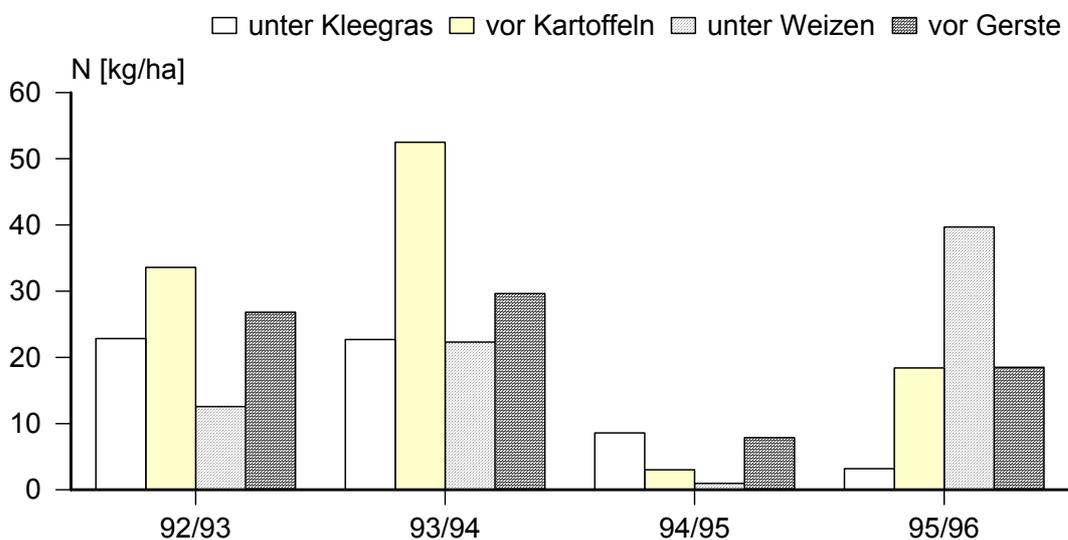


Abb. 34: Differenz zwischen den N_{\min} -Mengen im März und im vorhergehenden November (0-90 cm) zuzüglich der Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm

Eine Überschätzung der Nitratverlagerung ist aufgrund der verwendeten Schätzmethode nicht auszuschließen (Kap. 3.4.1.4). Da jedoch auch in der Periode 95/96 bei nur unwesentlichen Verlagerungsmengen teilweise erhebliche positive Differenzwerte auftraten, muß mit einer realen N_{\min} -Akkumulation gerechnet werden. Weiterhin spricht für eine reale N_{\min} -Anreicherung über Winter, daß die N_{\min} -Gehalte der Schicht 0 - 30 cm in den Perioden 92/93, 93/94 und 94/95 trotz starker Versickerung und damit Nitratverlagerung zum Teil konstant blieben oder sogar anstiegen (Abb. 35).

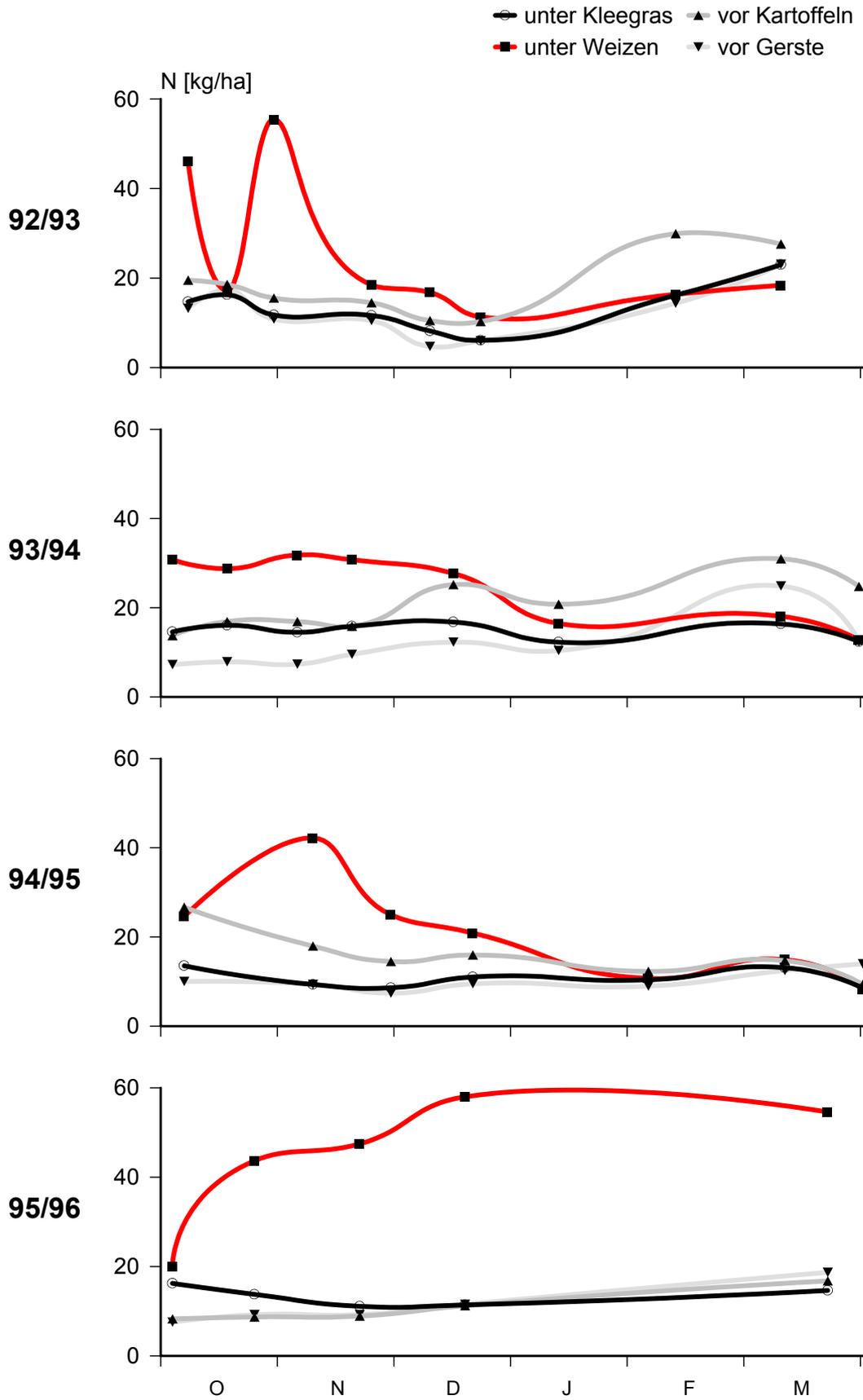


Abb. 35: N_{min} -Verlauf (0-30 cm) von Oktober bis März in den Jahren 1992 bis 1996

Für den N_{\min} -Eintrag über Freilandniederschläge wurden für Nordhessen und Südniedersachsen an einzelnen Meßstationen im Mittel mehrerer Jahre (1973-1983) 14 bis 17 kg N/ha gemessen (FÜHRER et al., 1988). Nach VOLZ (1994) haben sich die Stickstoffmengen im Niederschlag im nördlichen Deutschland seither nicht wesentlich verändert. Geht man von einer gleichmäßig verteilten, jährlichen Stickstoffzufuhr über die Niederschläge von 16 kg N/ha aus, können für die Einträge im Zeitraum November bis März maximal 8 kg N/ha angenommen werden. Die positiven Bilanzsalden sind somit nur zu einem Teil auf die Niederschlagsdeposition zurückzuführen.

Als ein wesentlicher Grund für die N_{\min} -Akkumulation über Winter kann die winterliche Nettomineralisation angesehen werden (SPRINGOB & MOHNKE, 1995 und VAN DER PLOEG et al., 1995). Nach FRANKO (1984) sind die Mineralisationsprozesse im Boden zwar stark temperaturabhängig, es können aber auch unter 0° C noch wesentliche Mengen an organischer Substanz umgesetzt werden. Die Mineralisationsgeschwindigkeit hängt dabei vor allem von der Temperatur und den Bewirtschaftungsmaßnahmen ab, der Wassergehalt hat bei dem niedrigen Temperaturniveau im Winter kaum einen Einfluß (LOCHMANN et al., 1989).

Die Höhe der Nettomineralisation bis März wird außer von der Mineralisationsgeschwindigkeit auch noch von der Immobilisations- und der Denitrifikationsrate beeinflusst, die wiederum von diversen Faktoren wie z.B. der Temperatur und dem Wassergehalt abhängen (LOCHMANN et al., 1989 und SCHNEIDER & HAIDER, 1990). Aufgrund dieser komplexen Zusammenhänge ist es nicht verwunderlich, daß zwischen den Temperatursummen und der Höhe der Salden im Mittel der Perioden keine Zusammenhänge zu erkennen sind (Tab. 64). Weiterhin muß auch mit dem Einfluß des Pflanzenentzugs gerechnet werden. Dafür spricht, daß unter Klee gras im Vergleich zu den Abschnitten mit abgefrorenen Zwischenfrüchten bzw. mit Winterweizen die geringste N_{\min} -Anreicherung auftrat.

Eine Zuordnung von Einflußfaktoren ist bei den genannten komplexen Zusammenhängen sehr problematisch. Schlüssig erscheinen jedoch die relativ hohen Differenzwerte in den Perioden 92/93 und 93/94 vor Kartoffeln, da im Vergleich zu den späteren Perioden die Zwischenfrüchte im Herbst der Jahre 1992 und 1993 deutlich höhere Stickstoffinhalte aufwiesen (Kap. 3.2.2.1). Insgesamt war die Schwankungsbreite zwischen den verschiedenen Fruchtfolgeabschnitten und auch den verschiedenen Rotationen im Vergleich zu den Jahresunterschieden jedoch gering (Tab. 64).

Tab. 64: Differenz zwischen den N_{min} -Mengen im März und im vorhergehenden November (0-90 cm) zuzüglich der Nitratverlagerung unterhalb von 90 cm, gemittelt nach Jahren, Fruchtfolgeabschnitten und Rotationen sowie einzelne Einflußfaktoren der Stickstoffmineralisation

Jahr	Einheit	92/93	93/94	94/95	95/96
Temperatursumme ¹	°C	150	152	280	22
Tage > 0° ¹	Anzahl	58	71	83	18
N_{min} -Differenz ²	kg/ha	24	32	5	20
Frucht	Einheit	unter Klee gras	vor Kartoffeln	unter Weizen	vor Gerste
N_{min} -Differenz ²	kg/ha	14	27	19	21
Rotation	Einheit	RI	RII	RIII	RIV
N_{min} -Differenz ²	kg/ha	17	24	23	17

1: Bodentemperatur in 5 cm Tiefe, jeweils zwischen Probennahmeterminen im November und März (>0°)

2: Mittelwerte der Einzelergebnisse aus Abbildung 34

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß bei dem Boden des Versuchsstandortes auch noch im Zeitraum zwischen November und März mit einem relevanten Mineralisationspotential gerechnet werden kann. Die zwischen November und März ermittelte N_{min} -Akkumulation liegt dabei im Rahmen von in der Literatur genannten Werten für die winterliche Mineralisation (LOCHMANN et al., 1989; RINGE et al., 1992 und SPRINGOB & MOHNKE, 1994). Aufgrund der Nitratverlagerung in diesem Zeitraum war eine deutliche Steigerung der N_{min} -Gehalte im Oberboden jedoch nur selten zu beobachten (Abb. 35).

4 **Schlußbetrachtung**

Für viehlose, ökologisch wirtschaftende Betriebe gilt der Anbau von Leguminosen-Grünbrachen als eine Möglichkeit, die Grundlage der Stickstoffversorgung einer Fruchtfolge zu sichern. Bei der Planung und Bewertung solcher Fruchtfolgesysteme ist sowohl der Einfluß der Fruchtfolgegestaltung als auch die Wirkung einer ergänzenden Zufuhr von organischen Handelsdüngern auf die Stickstoffernährung und die Pflanzenentwicklung von Bedeutung. Auch das Ausmaß der Stickstoffverluste durch eine Nitratverlagerung im Boden ist dabei ein wichtiges Bewertungskriterium, da Auswaschungsverluste sowohl hinsichtlich der Stickstoffverluste aus dem System als auch einer Beeinträchtigung der Grundwasserqualität negativ zu bewerten sind.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit lassen sich für Standorte mit vergleichbaren Boden- und Klimabedingungen folgende Schlußfolgerungen ziehen:

- ◆ Durch die **Stickstofffixierleistung** einer gut entwickelten **Klee-gras-Grünbrache** ist eine Kompensierung der Stickstoffexporte von drei nachfolgenden Marktfrüchten möglich.

In den fünf Untersuchungsjahren variierte der Stickstoffimport jedoch aufgrund negativer Einflüsse auf die Biomasseentwicklung der Grünbrachen durch Faktoren wie Schädlings- und Krankheitsbefall sowie extremen Witterungsbedingungen von 20 bis 260 kg N/ha.

In Fruchtfolgen, die auf die Stickstoffversorgung über Grünbrachen angewiesen sind, ist es daher von grundlegender Bedeutung, durch Maßnahmen, wie z.B. standortangepaßte und vielseitige Leguminosen-Gras-Gemenge und ein optimales Management (z.B. Saat- und Mulchmaßnahmen), eine gute Bestandesentwicklung mit hohem Leguminosenanteil zu sichern.

- ◆ Nach der Fruchtfolgesequenz *Grünbrache (Umbruch im August) - Zwischenfrucht* kann die **Stickstoffversorgung** von **Kartoffeln** auch bei einer geringen Stickstoffakkumulation der vorhergehenden Grünbrache noch befriedigend sein. Es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß hohe Stickstoffmengen in der Grünbrachebiomasse die Stickstoffverfügbarkeit für die Kartoffeln steigern.

Die Untersuchungen zeigten weiterhin, daß bei einer frühen Bodenbearbeitung (Februar bis März) die Stickstoffversorgung dem Bedarf der Kartoffel besser angepaßt ist als bei einer Bearbeitung kurz vor dem Pflanzen.

Neben dem Einfluß der Stickstoffversorgung auf die Ertragsbildung war vor allem die Vegetationsdauer von Bedeutung. Diese wurde hauptsächlich durch den Pflanztermin und den Zeitpunkt des Befalls mit *Phytophthora infestans*

beeinflußt. Beide Faktoren spiegeln die große Bedeutung der Witterung für die Ertragsbildung der Kartoffel wider. Das Ertragsniveau war in den einzelnen Jahren zufriedenstellend bis sehr gut (170 - 350 dt/ha Handelsware).

Hohe Nitratgehalte in den Knollen der Sorte Granola sind nach den vorliegenden Ergebnissen in der untersuchten Fruchtfolgesequenz nicht zu erwarten.

- ◆ Wesentliche Schwankungen in der **Stickstoffversorgung** von **Winterweizen** nach der Fruchtfolgesequenz *Grünbrache - Kartoffeln* können vor allem durch die unterschiedlich lange Vegetationsdauer der Kartoffeln - und der dadurch variierenden N_{\min} -Akkumulation im Herbst - und durch das Ausmaß der winterlichen Nitratverlagerung hervorgerufen werden.

Im Untersuchungszeitraum war die Nettomineralisation zwischen Saat und Ernte des Weizens hingegen relativ konstant. Auch ein deutlicher Einfluß der unterschiedlichen Stickstoffakkumulation der vorangegangenen Grünbrache auf die Stickstoffernährung war nicht zu erkennen.

Die Ertragsbildung des Weizens wurde vor allem durch die Stickstoffversorgung und die Witterung beeinflusst. Das Ertragsniveau der einzelnen Jahre (34 - 64 dt/ha) kann als mindestens ausreichend bewertet werden. Die durchweg niedrigen Proteingehalte lassen jedoch auf einen Stickstoffmangel in der generativen Phase der Entwicklung schließen.

- ◆ Beim Anbau von **Sommergerste** nach zwei aufeinanderfolgenden Marktfrüchten ist mit einer Beeinflussung der Höhe der **Stickstoffversorgung** durch Faktoren wie Bodenbearbeitung, Witterung und Unterschiede in der Entwicklung der Vorfrüchte kaum zu rechnen. Eine frühe Bodenbearbeitung (Februar) kann jedoch zu einer deutlichen N_{\min} -Akkumulation im Boden vor dem Wachstumsbeginn und damit zu einer den Bedürfnissen der Gerste besser angepaßten Stickstoffverfügbarkeit führen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Ertragsbildung jedoch nicht hauptsächlich durch die Stickstoffversorgung, sondern durch die Vegetationsdauer beeinflusst. Das bei ausreichender Stickstoffversorgung oft unzureichende Ertragsniveau (zum Teil unter 20 dt/ha) in Verbindung mit einer ungenügenden Braugerstenqualität wurde vor allem durch späte Saattermine hervorgerufen. Für den Anbau von Sommergerste sind somit Klima- und Bodenbedingungen, die eine zeitige Frühjahrssaat zulassen, von größerer Bedeutung als die Gestaltung der Fruchtfolge.

- ◆ Auf Böden mit einem hohen Stickstoffmineralisationspotential kann auch nach einer Grünbrache mit geringer **Stickstofffixierleistung** die **Stickstoffversorgung** der **Marktfrüchte** kurzfristig gesichert werden.

Defizite in der Stickstoffbilanz lassen jedoch langfristig negative Folgen auf den Humusgehalt und das Mineralisationspotential des Bodens erwarten und sind damit im Sinne einer nachhaltigen Landwirtschaft nicht vertretbar.

- ◆ Für den langfristigen Ausgleich von Defiziten in der **Nährstoffbilanz** ist **Bioabfallkompost** im Vergleich zu **Vinasse** das geeignetere Material, da er eine vielseitigere und dem Bedarf der Pflanzen besser angepaßte Nährstoffzusammensetzung aufweist.

Für Bioabfallkompost als Mittel einer langfristigen Bodenverbesserung bzw. -sicherung spricht auch die positive Wirkung auf den Humusgehalt und den pH-Wert. Diese Effekte konnten in der vorliegenden Untersuchung schon mit den relativ geringen Mengen, die nach den AGÖL-Richtlinien für organische Handelsdünger importiert werden dürfen (AGÖL, 1996: jährlich 40 kg N/ha) im Zeitraum von vier Jahren nachgewiesen werden. Für Vinasse sind solche Effekte nur in einem deutlich geringeren Maße zu erwarten.

- ◆ Zur **kurzfristigen Steuerung der Stickstoffernährung** von Getreide durch eine im Rahmen der AGÖL-Grenzen (s.o.) liegende Zufuhr eines organischen Handelsdüngers ist **Vinasse** besser geeignet als **Bioabfallkompost**.

In der vorliegenden Untersuchung war der Ausnutzungsgrad des Vinassestickstoffs durch die gedüngten Marktfrüchte Winterweizen und Sommergerste (21 %) mehr als dreimal so hoch wie der des Komposts (6 %). Weiterhin konnte durch die Anwendung von Vinasse im Frühjahr, im Gegensatz zu einer Kopfdüngung mit Kompost, der Proteingehalt und damit die Qualität von Winterweizen gesteigert werden.

Während die direkte Stickstoffwirkung des Bioabfallkomposts kaum über den Gehalt an mineralischem Stickstoff hinausging, kann bei der Vinasse schon kurzfristig mit der Mineralisation eines wesentlichen Anteils des organisch gebundenen Stickstoffs gerechnet werden.

Relevante Nachwirkungen einer einmaligen Düngung auf die Erträge und die Qualität der Nachfrüchte sind bei Aufwandmengen, die innerhalb der AGÖL-Importgrenzen (s.o.) liegen, bei beiden Düngemitteln nicht zu erwarten.

- ◆ Mit einer relevanten **Sickerwasserbildung** unterhalb von 90 cm ist, unabhängig von der Fruchtfolgesequenz, im **Zeitraum** von Ende Oktober bis spätestens Ende Mai zu rechnen.

Im Untersuchungszeitraum hing die Sickerwassermenge im Einzelfall deutlich stärker von der Niederschlagsmenge als von der entsprechenden Fruchtfolgesequenz ab. Dabei wurde jedoch die nicht auszuschließende Versickerung im

späten Frühjahr nicht berücksichtigt. Es ist möglich, daß diese unter Sommerfrüchten aufgrund des späteren und niedrigeren Wasserentzugs deutlich länger anhalten kann als unter Winterfrüchten.

- ◆ In der Fruchtfolge *Grünbrache - Zwischenfrucht - Kartoffeln - Winterweizen - Zwischenfrucht - Sommergerste* kann **im Mittel** mit relativ geringen **Stickstoffverlusten durch Nitratverlagerung** im Boden gerechnet werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde die in einem Fruchtfolgedurchlauf unterhalb 90 cm verlagerte Menge an Nitratstickstoff auf ca. 11 kg N/(ha*a) geschätzt. Durch die Düngung mit Bioabfallkompost und Vinasse (maximal 260 kg N/ha pro Fruchtfolge) wurde die verlagerte Stickstoffmenge nicht beeinflusst. Eine wesentliche Nitratbelastung des Grundwassers ist bei diesem Verlagerungsniveau nicht zu erwarten.

- ◆ Die **Nitratverlagerung** kann zwischen den einzelnen **Fruchtfolgesequenzen** stark variieren. Dabei ist der Abschnitt *Kartoffeln - Winterweizen* besonders gefährdet.

Aus den vorliegenden Ergebnissen wird deutlich, daß im relativ langen vegetationsfreien bzw. -armen Zeitraum vom Absterben der Kartoffeln bis zum Wachstumsbeginn des Weizens im folgenden Frühjahr eine hohe N_{\min} -Akkumulation im Boden stattfinden kann. Durch die Verlagerung über Winter führte das in dieser Sequenz zu einer Auswaschung unterhalb 90 cm von durchschnittlich ca. 32 kg N/ha. Im Rest der Fruchtfolge lag die Nitratverlagerung im Vergleich dazu auf einem sehr niedrigen Niveau.

Um die Höhe der Stickstoffverluste aus dem System weiter zu reduzieren, ist es sinnvoll, innerhalb dieses Fruchtfolgeabschnitts Maßnahmen zur Stickstoffkonservierung zu prüfen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß in viehlosen, ökologischen Fruchtfolgen mit einer einjährigen Klee gras-Grünbrache und bei gezieltem Einsatz geringer Mengen organischer Handelsdünger kurzfristig eine befriedigende Stickstoffversorgung erreicht werden kann. Darüber hinaus sind unter den genannten Bedingungen auch langfristig ausgeglichene Nährstoffbilanzen realisierbar. Zur Bemessung der Düngerimporte als Bilanzausgleich ist es dabei von großer Bedeutung, den Stickstoffinput der einzelnen Grünbrachen zu quantifizieren. Allerdings ist eine Schätzung dieser Größe bisher sowohl in der Wissenschaft als auch für den Praktiker mit erheblichen Unsicherheiten verbunden.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit stehen nur selten im Widerspruch zu bisher in der Literatur veröffentlichten Angaben und bestätigen eine Reihe von Erkenntnissen über die Dynamik von Stickstoff im System *Pflanze - Boden*, auch für viehlose, ökologische Fruchtfolgen.

Bei der Bewertung von Untersuchungen über Stickstoff in landwirtschaftlichen Anbausystemen muß jedoch beachtet werden, daß eine vollständige Erfassung aller Prozesse und Stoffströme kaum möglich erscheint. Viele Bereiche dieses Themengebiets wurden in den letzten Jahren sehr intensiv wissenschaftlich bearbeitet. Aufgrund der Komplexität der vielfältigen und oft kleinräumigen Vorgänge, vor allem im Bereich des Bodens, ist jedoch auch bei Kenntnis einer Vielzahl von Einzelprozessen und ihrer Faktoren die Übertragung auf globalere Zusammenhänge problematisch. Deshalb können weiterhin die Erfahrungen aus Dauerversuchen und aus der praktischen Landwirtschaft als wichtige Anhaltspunkte zur Bewertung des Nährstoffs Stickstoff in landwirtschaftlichen Systemen erachtet werden.

Ausblick

In Reaktion auf die Ergebnisse der ersten fünf Jahre wurden im untersuchten Dauerversuch verschiedene Veränderungen vorgenommen. So wurde das Klee-grasgemenge, das anfangs jeweils nur aus einer Klee- und einer Grassorte bestand, durch ein vielfältiges Gemenge ersetzt (Anhang, Tab. A2). Weiterhin wurde der Anbau von Sommergerste zugunsten von Winterroggen aufgegeben, um die oft problematische Frühjahrssaat zu umgehen.

Langfristig können aus diesem Dauerversuch vor allem in folgenden Bereichen Ergebnisse erwartet werden:

- Größenordnung des mittleren Stickstoffinputs bei standortangepaßtem Grünbrachemanagement,
- Entwicklung des Bodens, Überprüfung der theoretischen Nährstoffbilanzen anhand der Bodenvorratsänderungen,
- Entwicklung des Ertragspotentials der Marktfrüchte,
- Ermittlung erst langfristig auftretender Probleme,
- Akkumulationswirkung relativ geringer Bioabfallkompostmengen,
- Akkumulationswirkung relativ geringer Vinassemengen.

Darüber hinaus kann aus den Untersuchungsergebnissen auch weiterer Forschungsbedarf abgeleitet werden:

- Die Ermittlung von an einzelne Standorte angepaßten Grünbrachegemengen und dem entsprechenden Management,
- Quantifizierung der Stickstoffverluste aus Mulchmaterial von Grünbrachen und Ermittlung der Faktoren unter Praxisbedingungen,
- Langfristige Prüfung viehloser bzw. vieharmer Fruchtfolgen im Ökologischen Landbau, die ohne einjährige Futterleguminosen auskommen und damit von einer Subvention der Grünbrache unabhängig sind,
- Erforschung weiterer Möglichkeiten zur Entschärfung der Fruchtfolgesequenz *Kartoffeln - Winterweizen* hinsichtlich der Nitratverlagerung (z.B. durch Untersaaten in Kartoffeln),
- Untersuchung der Folgen des langfristigen Stroheintrags mit und ohne Ergänzungsdünger in viehlosen, ökologischen Fruchtfolgen.

5 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde ein viehloses Anbausystem im Rahmen des Ökologischen Landbaus hinsichtlich des Einflusses der Fruchtfolgezusammensetzung und der Düngung auf die Stickstoffdynamik und -ernährung, die Pflanzenentwicklung und die Stickstoffverluste durch Nitratverlagerung im Boden untersucht.

Untersuchungsgegenstand war der im Herbst 1991 am Fachgebiet Ökologischer Landbau der Universität Gesamthochschule Kassel angelegte Dauerversuch mit dem Thema *Viehloser Ökologischer Landbau*. Die Fruchtfolge dieses Versuchs bestand im Untersuchungszeitraum aus einer einjährigen Klee-gras-Grünbrache und den drei nachfolgenden Marktfrüchten Kartoffeln, Winterweizen und Sommergerste. Nach Umbruch der Grünbrache im August und nach der Weizenernte erfolgte ein Zwischenfruchtanbau. In vier Düngungsvarianten wurde - und wird weiterhin - der Einsatz von Bioabfallkompost, einem Kompost aus getrennt erfaßten organischen Siedlungsabfällen, von Vinasse, einem sekundären Reststoff der Zucker- und Bioindustrie, und von einer Kombination beider Materialien dem ungedüngten System gegenübergestellt. Da jedes Fruchtfolgeglied in jedem Jahr angebaut wurde (d.h. vier zeitlich versetzte identische Fruchtfolgen), lag im Untersuchungszeitraum von 1992 bis 1996 jede Kultur mindestens viermal vor.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Für den durchschnittlichen Stickstoffimport in das System durch die Fixierleistung der **Klee-gras-Grünbrachen** wurden 120 kg N/ha ermittelt. Er variierte jedoch innerhalb des Untersuchungszeitraums aufgrund der negativen Einflüsse durch Schädlings- und Krankheitsbefall sowie extremer Witterungsbedingungen von 20 bis 260 kg N/ha.
- Die Haupteinflußfaktoren der Ertragsbildung der **Kartoffeln** waren die Stickstoffversorgung und die Vegetationsdauer. Letztere wurde hauptsächlich durch den Pflanztermin und den Zeitpunkt des Befalls mit *Phytophthora infestans* beeinflusst. Die Stickstoffversorgung wurde durch eine hohe Stickstoffakkumulation der vorhergehenden Grünbrache und eine Bodenbearbeitung bis Anfang April erhöht, reichte aber auch bei schlechteren Bedingungen noch für einen Ertrag von mindestens 170 dt/ha (Handelsware). Das durchschnittliche Ertragsniveau lag bei 270 dt/ha, die Nitratgehalte der Knollen im Mittel bei ca. 30 ppm in der Frischmasse.
- Die Ertragsbildung des **Winterweizens** wurde vor allem durch die Witterung und die Stickstoffversorgung beeinflusst. Letztere wurde hauptsächlich durch die N_{\min} -Akkumulation im Herbst nach den Kartoffeln und durch die winterliche Nitratverlagerung bestimmt. Das Ertragsniveau lag im Durchschnitt bei 48 dt/ha

(34 - 64 dt/ha), es konnten jedoch nur Proteingehalte von maximal 10,9 % ($\bar{\varnothing}$ 10,5 %) erreicht werden.

- Die Ertragsbildung der **Sommergerste** wurde hauptsächlich durch den Saattermin beeinflusst. Bei einer Aussaat Anfang April reichte die Stickstoffversorgung für Erträge bis zu 43 dt/ha aus. Aufgrund ungünstiger Saatbedingungen lagen die Erträge in zwei Jahren jedoch unter 20 dt/ha und wiesen zudem eine ungenügende Braugerstenqualität auf. Eine frühe Bodenbearbeitung im Februar im Vergleich zu Terminen im April führte zu einer günstigeren Stickstoffverfügbarkeit im Frühjahr.
- Beim Einsatz von **Bioabfallkompost** (insgesamt 160 kg N/ha) in Winterweizen und Sommergerste lag die Stickstoffausnutzung durch das Korn um 6 % des Kompoststickstoffs. Die Ertragssteigerung betrug ca. 5,7 dt/ha. Der Proteingehalt wurde nicht beeinflusst. Schon die oben genannte Kompostmenge führte zu signifikanten, positiven Effekten auf den Humusgehalt und den pH-Wert im Boden, jedoch bisher zu keinen wesentlichen Effekten auf die nachfolgenden Früchte.
- Durch die **Vinassedüngung** zu Winterweizen im Frühjahr und nach der Ernte (insgesamt 100 kg N/ha) konnte eine Stickstoffausnutzung durch das Korn des Winterweizens und der nachfolgenden Sommergerste von ca. 21 % des Vinassestickstoffs erreicht werden. Neben einer Ertragssteigerung von zusammen 8,5 dt/ha wurde auch der Proteingehalt zum Teil deutlich erhöht. Ein wesentlicher Einfluß auf Bodenparameter und auf die nachfolgenden Früchte konnte bisher nicht nachgewiesen werden.
- Eine **Kombination** beider Düngemittel bewirkte nur additive Effekte.
- Aufgrund der Wassergehalte im Boden konnte der Zeitraum einer wesentlichen **Nitratverlagerungsgefahr** unterhalb von 90 cm auf den Zeitraum von Ende Oktober bis maximal Ende Mai eingeschränkt werden. Für die durchschnittliche Nitratverlagerung der untersuchten Fruchtfolge wurden 11 kg N/(ha*a) bestimmt. Einerseits variierten diese Werte jedoch aufgrund der niederschlagsbeeinflussten Sickerwassermengen der einzelnen Jahre, andererseits aber auch zwischen den verschiedenen Fruchtfolgeabschnitten. Während im Abschnitt *Kartoffeln - Winterweizen* durchschnittlich ca. 32 kg N/ha verlagert wurden, war die Verlagerungsmenge im Rest der Fruchtfolge eher unbedeutend. Durch die Düngung wurde die verlagerte Stickstoffmenge nicht beeinflusst.

In der vorliegenden Arbeit wurde der Schluß gezogen, daß in viehlosen, ökologischen Fruchtfolgen mit einer einjährigen Klee gras-Grünbrache und gezieltem Einsatz geringer Mengen organischer Handelsdünger sowohl kurzfristig eine befriedigende Stickstoffversorgung erreicht werden kann als auch langfristig ausgeglichene Nährstoffbilanzen realisierbar sind.

6 Literatur

- ABERNETHY, R.A., BOHL, W.H., 1987: Effects of forage legumes on yield uptake by a succeeding barley crop. *Applied Agriculture Research*, **2**, 97-102.
- AGÖL, 1996: Rahmenrichtlinien für den Ökologischen Landbau. Stiftung Ökologie & Landbau, Bad Dürkheim.
- AICHBERGER, K., 1982: Veränderungen des pflanzenverfügbaren Bodenstickstoffgehaltes (N_{\min}) im Jahresablauf. *Die Bodenkultur*, **33**, 277-285.
- AID (Hrsg.), 1991: Nitrat in Grundwasser und Nahrungspflanzen. Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (AID), Bonn.
- ALBERT, E., PÖBNECK, J., 1995: Wirkung einer langjährigen differenzierten mineralisch-organischen Düngung auf Ertragsleistung, Humusgehalt und N-Bilanz. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **40**, 675-678.
- AMBERGER, A., SCHWEIGER, P., 1974: Sickerwassermenge und Stickstoffauswaschung in Lysimeterversuchen. *Zeitschrift für Wasser- und Abwasserforschung*, **7**, 155-167.
- ANONYM, 1991: Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung - SchALVO. *Gesetzblatt für Baden-Württemberg*, **91/22**, 545-607.
- ASCHE, E., STEFFENS, D., 1995: Einfluß von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf Ertrag, N-Dynamik und Bodenstruktur im Feldversuch auf neun Standorten in Hessen. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): *Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau*. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 87-94.
- AUFHAMMER, G., FISCHBECK, G., 1973: *Getreide*. DLG-Verlag, Frankfurt a.M..
- BADARUDDIN, M., MEYER, D.W., 1989: Forage legume effects on soil nitrogen and grain yield, and nitrogen nutrition of wheat. *Agronomy Journal*, **81**, 419-424.
- BADARUDDIN, M., MEYER, D.W., 1990: Green-Manure Legume effects on soil nitrogen, grain yield, and nitrogen nutrition of wheat. *Crop Science*, **30**, 819-825.
- BAUMANN, K., MAAß, G., 1957: Über den Verlauf des Nitratgehaltes unter verschiedenen Früchten im Ackerboden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde*, **79**, 155-167.
- BECANA, M., SPRENT, J.I., 1987: Nitrogen fixation and nitrate reduction in root nodules of legumes. *Physiologia Plantarum*, **70**, 757-765.
- BEESE, F., VAN DER PLOEG, R.R., RICHTER, W., 1978: Der Wasserhaushalt einer Löß-Parabraunerde unter Winterweizen und Brache. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau*, **146**, 1-19.

- BENCKISER, G., SYRING, K.M., GAUS, G., HAIDER, K., SAUERBECK, D., 1987: Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die Denitrifikation landwirtschaftlich genutzter Flächen. VDLUFA-Schriftenreihe, **23**, 937-952.
- BENKENSTEIN, H., KRÜGER, W., PAGEL, H., 1990: Feldmodellversuche mit Winterroggen zur Aufnahme von ^{15}N -markiertem Nitrat und Ammonium aus dem Unterboden. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, **34**, 673-681.
- BERGER, G., RICHTER, K., SCHMALER, K., 1993: Zur Wirkung des Zwischenfruchtanbaus auf die winterliche N_{min} -Dynamik im Boden und die N-Konservierungsleistung unter den spezifischen Bedingungen der sandigen Böden des nordostdeutschen Tieflandes. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, **6**, 21-24.
- BESSON, J.M., MICHEL, V., NIGGLI, U., 1992: DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchung in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch biologisch und konventionell. II Ertrag der Kulturen: Kunstwiesen, 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung, **31**, 85-107.
- BIOLAND, 1991: Bioland-Richtlinien. Bioland - Verband für organisch-biologischen Landbau, Uhingen.
- BIOLAND, 1994: Bioland-Richtlinien. Bioland - Verband für organisch-biologischen Landbau, Uhingen .
- BISCHOFF, R., 1992: Wirkung von Grünbrache auf die N-Dynamik, den Unkrautaufwuchs und den Ertrag der Folgekulturen. VDLUFA-Schriftenreihe, **35**, 175-178.
- BML, 1994: Agrarbericht 1994. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- BML, 1995: Agrarbericht 1995. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- BML, 1996: Agrarbericht 1996. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- BML, 1997: Die europäische Agrarreform - Pflanzlicher Bereich. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), Bonn.
- BOGUSLAWSKI, E., BRETSCHNEIDER-HERRMANN, B., 1982: Zur Stickstoffdynamik, Ergebnisse aus der Internationalen Versuchsreihe für Bodenfruchtbarkeit (ISDV). Landwirtschaftliche Forschung, **35**, 191-199.
- BÖHM, W., 1978: Untersuchungen zur Wurzelentwicklung bei Winterweizen. Zeitschrift für Acker und Pflanzenbau, **147**, 264-269.
- BOLLER, B., 1988: Biologische Stickstoff-Fixierung von Weiß- und Rotklee unter Feldbedingungen. Landwirtschaft Schweiz, **1(4)**, 251-253.
- BOLLER, B., NÖSBERGER, J., 1987: Symbiotically fixed nitrogen from field-grown white and red clover mixed with regrass at low levels of ^{15}N -fertilization. Plant and Soil, **104**, 219-226.

- BOUMA, J., VAN LANEN, H.A.J., 1989: Effects of the crop rotation system on soil physical behaviour and relations with potato yield. In: VOS, J., VAN LOON, C.D., BOLLEN, G.J. (eds.): Effects of crop rotation on potato production in temperate zones. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL, p. 77-88.
- BRANDHUBER, R., HEGE, U., 1991: Nitratbelastung des Sickerwassers unter Acker- und Grünland viehhaltender Betriebe - Ergebnisse von Tiefenuntersuchungen. VDLUFA-Schriftenreihe, **33**, 203-208.
- BREMER, E., VAN KESSEL, C., 1990: Appraisal of the nitrogen-15 natural-abundance method for quantifying dinitrogen fixation. Soil Science Society of America Journal, **54**, 404-411.
- BROADBENT, F.E., 1984: Plant use of soil nitrogen. In: HAUCK, R.D. (ed.): Nitrogen in crop production. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, 171-182.
- BROADBENT, F.E., NAKASHIMA, T., CHANG, G.Y., 1982: Estimation of nitrogen fixation by isotope dilution in field and greenhouse experiments. Agronomy Journal, **74**, 625-628.
- BROPHY, L.S., HEICHEL, G.H., RUSSELLE, M.P., 1987: Nitrogen transfer from forage legumes to grass in a systematic planting design. Crop Science, **27**, 753-758.
- BROUWER, W., 1972: Handbuch des speziellen Pflanzenbaues - Band I. Parey Verlag, Berlin.
- BROUWER, W., 1976: Handbuch des speziellen Pflanzenbaues - Band II. Parey Verlag, Berlin.
- BRUULSEMA, T.W., CHRISTIE, B.R., 1987: Nitrogen contribution to succeeding corn from alfalfa and red clover. Agronomy Journal, **79**, 96-100.
- BUCHGRABER, K., 1996: Der Einsatz von Biokompost in der Landwirtschaft. Kurzfassung der Vorträge des 108. VDLUFA-Kongress, 109.
- BULSON, H.A.J., WELSH, J.P., STOPE, C.E., WOODWARD, L., 1996: Stockless organic farming in the UK: Potential and limits, 1988-1995. In: KRISTENSEN, N.H., HØGH-JENSEN, H. (eds.): New Research in Organic Agriculture. IFOAM, Ökozentrum Imsbach, Tholey-Theley, p. 17-22.
- BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V. (Hrsg.), 1994: Ergebnisbericht Ringversuch 1993 - Analyse von Kompost. Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart.
- BURGHAUSEN, R., 1959: Kartoffelbau auf schweren Böden. Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau, **108**, 93-102.
- BUTLER, J.H.A., LADD, J.N., 1985: Fixed and soil-derived nitrogen in legumes grown in pots in soils of different available nitrate. Soil Biology & Biochemistry, **17**, 47-55.
- CASSEL, D.K., NIELSEN, D.R., 1986: Field capacity and available water capacity. In: KLUTE, A. (ed.): Methods of soil analysis - Part 1. American Society of Agronomy, Inc.- Soil Science Society of America, Inc.-Publisher, Madison, USA, p. 901-926.
- CATALDO, D.A., SEHRADER, L.A., YOZUNGS, V.L., 1974: Analyses by digestion and colorimetric assay of total nitrogen in plant tissue high in nitrate. Crop science, **14**, 854-856.

- CHALK, P.M., 1985: Estimation of N₂ fixation by isotope dilution: an appraisal of techniques involving ¹⁵N enrichment and their application. *Soil Biology & Biochemistry*, **17**, 625-628.
- CHRISTENSEN, B.T., 1986: Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, **18**, 523-530.
- CLAUPEIN, W., 1994: Zwischenfruchtanbau und Untersaaten zur Verminderung des Stickstoffaustrages - Möglichkeiten und Grenzen. In: KTBL (Hrsg.): Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten. Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, S. 51-60.
- DAVID, C., FABRE, B., GAUTRONNEAU, Y., 1996: Towards modelling the conversion of stockless farming to organic farming. On-farm research in South East of France. In: KRISTENSEN, N.H., HØGH-JENSEN, H. (eds.): *New Research in Organic Agriculture*. IFOAM, Ökozentrum Imsbach, Tholey-Theley, p. 23-27.
- DEBRUCK, J., LEWICKI, W., 1990a: Zuckerrübenvinasse, ein idealer Partner für den biologischen Landbau? *Lebendige Erde*, **1/90**, 22-34.
- DEBRUCK, J., LEWICKI, W., 1990b: Zuckerrübenvinasse als org. Nährlösung. Sonderdruck aus: *Ernährungsdienst*, **29/1990**,
- DEBRUCK, J., LEWICKI, W., 1996: Zuckerrübenvinasse als Naturdünger im Kreislauf Boden - Pflanze. *Gießener Universitätsblätter*, **29**, 21-28.
- DEMETER, 1992: Allgemeine Richtlinien für die Anerkennung der DEMETER-Qualität. Forschungsring für Biologisch-Dynamische Wirtschaftsweise e.V., Darmstadt.
- DEMUTH, N., HILTPOLD, A., 1993: "Preferential flow": Eine Übersicht über den heutigen Kenntnisstand. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **156**, 479-484.
- DICK, W.A., MCCOY, E.L., 1993: Enhancing soil fertility by addition of compost. In: HOITINK, H.A.J., KEENER, H.M. (eds.): *Science and engineering of composting*. Renaissance Publications, Worthington, Ohio, USA, p. 622-644.
- DIEZ, T., SOMMER, G., 1979: Veränderungen des Gehaltes an löslichem Bodenstickstoff (N_{min}) im Jahresablauf. *Bayrisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, **56**, 351-363.
- DÖHLER, H., 1995: Kurz- und langfristige Wirkung des Kompost-N. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): *Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau*. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 95-100.
- DOMENACH, A.M., CORMAN, A., 1985: Use of ¹⁵N natural abundance method for the study of symbiotic fixation of field grown soybeans. Influence of fixation on assimilation and effect of water conditions on these two functions. *Soil Science and Plant Nutrition*, **31**, 311-321.
- DOMNING, B., PRZEMECK, E., 1991: Untersuchungen über Auswirkungen der Flächenstilllegung auf die Stickstoffnachlieferung eines Bodens. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **33**, 221-226.

- DOORENBOS, J., PRUITT, W.O., 1977: Guidelines for predicting crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Papers, **24**.
- DREESMANN, S., 1993: Pflanzenbauliche Untersuchungen zu Rotklee- und Luzernegras-Grünbrachen in der modifizierten Fruchtfolge Zuckerrüben - Winterweizen - Wintergerste. Dissertation, Universität Bonn.
- DREYER, W., 1990: Bodenuntersuchungen im Ökologischen Landbau. *Bioland*, **5/90**, 18-19.
- DUYNISVELD, W.H.M., 1984: Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden - Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackernutzung. Dissertation, Technische Universität Berlin.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V), 1985: Bodennutzung und Nitrataustrag. DVWK Schriften 73, Hamburg und Berlin.
- EHLERS, W., 1975: Observation on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled loess soil. *Soil Science*, **119**, 242-249.
- ETMAN, A., 1982: Untersuchungen zur Qualität des Kartoffeleiweißes unter dem Einfluß von Stickstoffdüngung und Sorte. Dissertation, Universität München.
- EULENSTEIN, F., DRECHSLER, H., 1992: Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete. Dissertation, Universität Göttingen.
- FARACK, M., 1996: Braugerste zu hohen Erträgen und Qualitäten führen. *Hessenbauer*, **5/96**, 21-23.
- FARQUHAR, G.D., WETSELAAR, R., WEIR, B., 1983: Gaseous nitrogen losses from plants. In: FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. (eds.): Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers, The Hague, NL, p. 159-180.
- FINNEY, K.F., YAMAZAKI, W.T., YOUNGS, V.L., RUBENTHALER, G.L., 1987: Quality of hard, soft, and durum wheat. In: HEYNE, E.G. (ed.): Wheat and wheat improvement. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, p. 677-748.
- FISCHBECK, G., DENNERT, J., MÜLLER, R., 1992: Ermittlung der N-Aufnahme von Winterweizen in Feldversuchen bei unterschiedlicher Höhe und Verteilung der mineralischen N-Düngung. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, **69**, 89-109.
- FISCHER, R., 1965: Beobachtungen über die Wirkung von Klee grasfruchtfolgen auf die Bodenfauna. *Pedobiologia*, **5**, 263.
- FOX, R.H., MYERS, R.J.K., VALLIS, I., 1990: The nitrogen mineralization rate of legume residues in soil as influenced by their polyphenol, lignin and nitrogen contents. *Plant and Soil*, **129**, 251-259.
- FRAGSTEIN, P. VON, 1996: Organic arable farming - a contradiction?. In: VAN ITTERSUM, M.K., VENNER, G.E.G.T., VAN DE GEIJN, S.C., JETTEN, T.H. (eds.): Fourth congress of the ESA - Book of abstracts, Volume II. European society for agronomy, Colmar Cedex, NL, p. 438-439.

- FRAGSTEIN, P. VON, FUCHSHOFEN, W., VOGTMANN, H., 1995: P- und K-Versorgung landwirtschaftlicher Kulturen aus unterschiedlichen Kompostquellen. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 21-30.
- FRANGENBERG, A., 1993: Auswirkungen der Grünbrache auf bodenphysikalische Parameter. Dissertation, Universität Bonn.
- FRANKO, U., 1984: Einfluß niedriger Temperaturen auf die Umsetzung der organischen Substanz im Boden. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, **28**, 533-536.
- FÜHRER, H.W., BRECHTEL, H.M., ERNSTBERGER, H., ERPENBECK, C., 1988: Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. DVWK Mitteilungen, 14, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.
- FURRER, O.J., STAUFFER, W., 1984: Einfluß von Bodennutzung und Düngung auf die Nitrat- auswaschung im Schweizerischen Mittelland. Landwirtschaftliche Forschung, **37**, 389-409.
- GARZ, J., HERBST, F., BOESE, L., 1982: Die Abwärtsbewegung von Nitrat im Boden während des Winterhalbjahres in ihrer Abhängigkeit von der Niederschlagsmenge und der Feldkapazität. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, **26**, 71-76.
- GEISLER, G., 1980: Pflanzenbau. Parey Verlag, Berlin.
- GEISLER, G., 1983: Ertragsphysiologie von Kulturarten des gemäßigten Klimas. Parey Verlag, Berlin.
- GENID, A.Y.A., FREDE, H.G., MEYER, B., 1982: Messung und Berechnung der potentiellen Evapotranspiration nach verschiedenen Methoden und Formeln für den Standort Göttingen, Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundliche Berichte, **74**, 1-32.
- GERKE, H.H., VOGEL, T., 1994: Zweidimensionale Modellierung von Wasserbewegung und Stofftransport in heterogenen Bodensystemen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **74**, 261-264.
- GIBSON, A.H., ROPER, M.M., HALSALL, D.M., 1988: Nitrogen fixation not associated with legumes. In: WILSON, J.R. (ed.): Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems. C.A.B International, Wallingford, GB, p. 66-88.
- GLASENER, K.M., PALM, C.A., 1995: Ammonia volatilization from tropical legume mulches and green manures on limed and unlimed soils. Plant and Soil, **177**, 33-41.
- GRANSTEDT, A., 1992: Case studies on the flow and supply of nitrogen in alternative farming in Sweden. I. Skilleby-farm 1981-1987. Biological Agriculture and Horticulture, **9**, 15-63.

- GRASSERT, V., VOGEL, J., NEUBAUER, W., BARTEL, W., 1990: Aspekte des Nitratgehaltes von Speisekartoffeln unter Berücksichtigung mehrjähriger Ergebnisse. Kartoffelbau, **41**, 398-400.
- GRÖBLINGHOFF, F.F., BLOME, K.H., LÜTKE ENTRUP, N., 1990: Einfluß des Zwischenfruchtbaus auf den N-Haushalt sowie Ertrag und Qualität einer Zuckerrübenfruchtfolge. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, **3**, 15-18.
- GRÖBLINGHOFF, F.F., OEHMICHEN, J., 1995: Untersuchung über die Verwendung von Bio-Kompost im Landbau. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 55-58.
- GRONAUER, A., HELM, M., 1994: Bioabfallkompost im ökologischen Landbau - ein Januskopf?. Ökologie + Landbau, **4/94**, 19-23.
- GROYA, F.L., SHEAFFER, C.C., 1985: Nitrogen from forage legumes: Harvest and tillage effects. Agronomy Journal, **77**, 105-109.
- GRÜN-WOLLNY, I., 1990: Vergleich der Wirkung von mineralischer Düngung, Vinasse und Biosan auf die Mikroflora der Substrate bei Topfpflanzen. Persönliche Mitteilung vom Labor für Bodenmikrobiologie, Kirchvers.
- GUSTA, L.V., CHEN, T.H.H., 1987: The physiology of water and temperature stress. In: HEYNE, E.G. (ed.): Wheat and wheat improvement. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA p. 115-150.
- GUTSER, R., TEICHER, K., 1976: Veränderungen des löslichen Stickstoffs einer Ackerbraunerde unter Winterweizen im Jahresablauf. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, **53**, 215-226.
- GUTSER, R., VILSMEIER, K., 1988: Mineralisation verschiedener Zwischenfrüchte und N-Verwertung durch Pflanzen. Kali-Briefe, **19**, 199-211.
- HAGMEIER, H.U., 1986: Über die Stickstoffversorgung von Winter-Weizen und Winter-Roggen durch Leguminosenvorfrüchte, dargestellt anhand von Experimenten auf einem viehlos bewirtschafteten organisch-biologischen Ackerbaubetrieb auf der Schwäbischen Alb. Dissertation, Universität Hohenheim.
- HANSCHMANN, A., 1983: Einfluß von Temperatur und Feuchtigkeit auf die Mineralisierung von Bodenstickstoff. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, **27**, 297-305.
- HARRACH, T., RICHTER, U., 1992: Wirkung von Bodenbearbeitung auf den Stickstoffhaushalt im System Boden-Pflanze. In: FRIEBE, B. (Hrsg.): Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden. Wiss. Fachverlag Dr. Fleck, Niederkleen, S. 81-96.
- HARRIS, P.M., 1992: Mineral nutrition. In: HARRIS, P. (ed.): The potato crop. Chapman & Hall, London, GB, p. 162-213.

- HAUCK, R.D., 1983: Agronomic and technological approaches to minimizing gaseous losses from croplands. In: FRENEY, J.R., SIMPSON, J.R. (eds.): Gaseous loss of nitrogen from plant-soil systems. Martinus Nijhoff / Dr W. Junk Publishers, The Hague, NL, p. 285-312.
- HAUDE, W., 1954: Zur praktischen Bestimmung der aktuellen und potentiellen Evaporation und Evapotranspiration. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes, **8**, 1-22.
- HAUDE, W., 1955: Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes, **11**, 1-24.
- HAVELKA, U.D., BOYLE, M.G., HARDY, R.W.F., 1982: Biological nitrogen fixation. In: STEVENSON, F.J. (ed.): Nitrogen in Agricultural Soils. American Society of Agronomy, Madison, USA, p. 365-422.
- HEICHEL, G.H., VANCE, C.P., HENJUM, K.I., 1985: Dinitrogen fixation, and N and dry matter distribution during 4 year stands of birdsfoot trefoil and red clover. Crop Science, **25**, 101-105.
- HEICHEL, G.M., HENJUM, K.I., 1991: Dinitrogen fixation, nitrogen transfer, and productivity of forage legume-grass communities. Crop Science, **31**, 202-208.
- HEINZMANN, F., 1981: Assimilation von Luftstickstoff durch verschiedene Leguminosenarten und dessen Verwertung durch Getreidenachfrüchte. Dissertation, Universität Hohenheim.
- HERRMANN, G., PLAKOLM, G., 1991: Ökologischer Landbau. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- HEß, J., 1989: Klee grasumbruch im Organischen Landbau: Stickstoffdynamik im Fruchtfolgeglied Klee gras - Klee gras - Weizen - Roggen. Dissertation, Universität Bonn.
- HEß, J., KLEIN, A., 1987: Möglichkeiten zur Verringerung der N-Frühjahrlücke im Organischen Landbau durch verbesserte Nutzung des Leguminosen-N und systemkonformer Düngungsmaßnahmen. Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft, Forschung und Beratung, Reihe B, **36**, 42-63.
- HEYDER, D., LEBMANN-SCHOCH, U., ZAKOSEK, H., 1985: Denitrifikation im Boden und Untergrund. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung, **26**, 377-385.
- HEYLAND, K.U., KNOPF, H.E., 1980: N-Angebot und N-Aufnahme und ihr zeitlicher Bezug zur Ertragsbildung von Winterweizen und Wintergerste. Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, **57**, 359-375.
- HILBERT, M., LEISEN, E., 1990: Bei Flächenstilllegung keinen Stickstoff speichern. Landwirtschaftliches Wochenblatt Westfalen Lippe, **33/90**, 26-27.
- HILL, W.A., 1984: Effect of nitrogen nutrition on quality in three important root/tuber crops. In: HAUCK, R.D. (ed.): Nitrogen in crop production. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, p. 627-641.
- HLVA, 1989: Erläuterungen zum Bodenuntersuchungsbefund. Hessische Landwirtschaftliche Versuchsanstalt (HLVA), Kassel.

- HOFFMANN, G.M., SCHMUTTERER, H., 1983: Parasitäre Krankheiten und Schädlinge an landwirtschaftlichen Kulturpflanzen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- HØGH-JENSEN, H., KRISTENSEN, E.S., 1995: Estimation of biological N₂ fixation in a clover-grass system by the ¹⁵N dilution method and the total-N difference method. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 203-219.
- HØGH-JENSEN, H., SCHJØRRING, J.K., 1994: Measurement of biological dinitrogen fixation in grassland: Comparison of the enriched ¹⁵N dilution and the natural ¹⁵N abundance methods at different nitrogen application rates and defoliation frequencies. *Plant and Soil*, **166**, 153-163.
- ILGEN, B., 1990: Wachstumsverlauf und N-Aufnahme verschiedener Zwischenfruchtarten in Abhängigkeit vom NO₃-N Angebot im Boden. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- ILGEN, B., STAMP, P., 1989: Wachstumsverlauf von Senf, Ölrettich und Phacelia im Zwischenfruchtanbau. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, **2**, 151-154.
- JANZEN, H.H., MCGINN, S.M., 1991: Volatile loss of nitrogen during decomposition of legume green manure. *Soil Biology and Biochemistry*, **23**, 291-297.
- JANZEN, H.H., SCHAALJE, G.B., 1992: Barley response to nitrogen and non-nutritional benefits of legume green manure. *Plant and Soil*, **142**, 19-30.
- JENKINSON, D.S., FOX, R.H., RAYNER, J.H., 1985: Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen - the so-called "priming" effect. *Journal of Soil Science*, **36**, 425-444.
- JOHANNSON, A., 1989: Ammonia volatilization from green manure crops. Examensarbeit, SLU, University of Uppsala, S.
- JUNG, J., KUCHENBUCH, R., DRESSEL, J., WEIGELT, W., MOCKEL, D., 1988: Zum Stickstoffhaushalt von Leguminosen im Lysimeterversuch. *BASF-Mitteilungen*, 3/1988.
- JUNGE, A., MARSCHNER, H., 1991: Untersuchungen zu N-Dynamik auf Dauerbrachen im Rahmen der Flächenstilllegung. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **33**, 227-232.
- KAHNT, G., 1983: Gründung. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt a.M..
- KARALUS, W., 1995: Einfluß der Pflanzgutvorbereitung auf den Krankheitsbefall und Ertragsaufbau bei Kartoffeln (*Solanum tuberosum* L.) im ökologischen Landbau. Wissenschaftlicher Fachverlag, Gießen.
- KEESE, U., MORITZ, C., KNAPPE, S., 1993: Beziehung zwischen Wasserbilanz, N-Gehalt und N-Frachten im Sickerwasser verschiedener Böden (Lysimeteruntersuchungen). *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, **72**, 381-384.
- KERSEBAUM, K.C., LINDLOFF, A., RICHTER, J., 1991: Stickstoffhaushalt von Ackerflächen mit temporärer Flächenstilllegung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, **66**, 963-966.

- KIRBY, E.J.M., APPELYARD, M., 1984: Cereal plant development and its relation to crop management. In: GALLAGHER, E.J. (ed.): Cereal Production. Butterworth & Co, London, GB, p. 161-173.
- KIRCHMANN, H., BERGQVIST, R., 1989: Carbon and nitrogen mineralization of white clover plants (*Trifolium repens*) of different age during aerobic incubation with soil. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, **152**, 283-288.
- KLASINK, A., STEFFENS, G., 1995: Ergebnisse von Feldversuchen zur Anwendung von Kompost auf Acker und Grünland. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 43-53.
- KLAUSING, O., 1988: Die Naturräume Hessens. Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt, Heft Nr. 67, Wiesbaden.
- KLUTE, A., 1986: Water retention: Laboratory methods. In: KLUTE, A. (ed.): Methods of soil analysis - Part 1. American Society of Agronomy, Inc.- Soil Science Society of America, Inc.-Publisher, Madison, USA, p. 635-662.
- KNOPF, H.E., 1977: N-Angebot und N-Aufnahme und ihr zeitlicher Bezug zur Ertragsbildung bei Winterweizen und Wintergerste. Dissertation, Universität Bonn.
- KOCH, H.J., BRANDES, A., BECKER, C., 1995: Einfluß unterschiedlicher Begrünung der Rotationsbrache auf die Nitratverlagerung über Winter und das Wachstum von Winterweizen. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, **8**, 125-128.
- KÖGEL-KNABNER, I., SIBERT, S., LEIFELD, J., 1996: Humifizierungsprozesse von Kompost nach der Ausbringung auf den Boden. In: STEGMANN, R. (Hrsg.): Neue Techniken der Kompostierung. Economica Verlag, Bonn, S. 73-87.
- KOHL, R., HARRACH, T., 1991: Zeitliche und räumliche Variabilität der Nitratkonzentration in der Bodenlösung in einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, **32**, 80-87.
- KOHLMEYER, M., 1985: Pflanzenbauliche Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Verlagerung. In: NIEDER, H. (Hrsg.): Nitrat im Grundwasser. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, S. 65-81.
- KÖHNLEIN, J., VETTER, H., 1953: Ernterückstände und Wurzelbild. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- KOLBE, H., 1987: Untersuchungen zur Bedeutung des Nitratgehaltes in Kartoffelknollen. Kartoffelbau, **38**, 105-109.
- KOLBE, H., 1990: Kartoffeldüngung unter differenzierten ökologischen Bedingungen. Dissertation, Universität Göttingen.
- KÖLSCH, E., STÖPPLER, H., 1990: Kartoffeln im ökologischen Landbau. KTBL-Arbeitspapier 147, KTBL, Darmstadt.

- KÖLSCH, E., STÖPLER, H., VOGTMANN, H., BÄTZ, W., 1991: Kartoffeln im ökologischen Landbau. 2. Lagereignung, Inhaltsstoffe und sensorische Qualität. *Kartoffelbau*, **42**, 68-75.
- KÖPKE, U., 1995: Warum ORGANISCHER Landbau?. In: DEWES, T., SCHMITT, L. (Hrsg.): Wege zu dauerfähiger, naturgerechter und sozialverträglicher Landbewirtschaftung - Beiträge zur 3. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau. Wissenschaftlicher Fachverlag, Gießen, S.13-19.
- KÖRNER, I., MALTZ, I., RITZKOWSKY, M., HARTZ, J., JENSEN, U., BRILSKY, H., STEGMANN, R., 1996: Stickstoffdynamik bei der Kompostierung. In: STEGMANN, R. (Hrsg.): Neue Techniken der Kompostierung. *Economica Verlag, Bonn*, S. 37-54.
- KÖRSCHENS, M., 1978: Der Einfluß unterschiedlicher organischer und mineralischer Düngung auf den C_t - und N_t -Gehalt von Schwarzerden. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **22**, 175-183.
- KÖRSCHENS, M., 1987: N-Ausnutzung in Abhängigkeit von mineralischer und organischer N-Düngung im Verlaufe von vier Jahrzehnten im Statischen Düngungsversuch Lauchstädt. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **31**, 161-168.
- KÖRSCHENS, M., WEBER, C., 1984: Einfluß von Luzerne auf die N-Ausnutzung und den C_t - und N_t -Gehalt von Schwarzerde. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **28**, 271-278.
- KRISTENSEN, E.S., HØGH-JENSEN, H., SILLEBAK KRISTENSEN, I., 1995: A simple model for estimation of atmospherically-derived nitrogen in grass-clover systems. *Biological Agriculture and Horticulture*, **12**, 263-276.
- KRUG, H., WIESE, W., 1972: Einfluß der Bodenfeuchte auf Entwicklung und Wachstum der Kartoffelpflanze (*Solanum tuberosum* L.). *Potato Research*, **15**, 354-364.
- KUNZMANN, R., 1972: Quantifizierung der Wirkung ein- und mehrjähriger Leguminosen auf die Nachfrucherträge und den C- und N-Gehalt des Bodens anhand von Ergebnissen langjähriger Fruchtfolgedüngungsversuche auf Lehmstaugley. Dissertation, Universität Halle.
- LADD, J.N., AMATO, M., JACKSON, R.B., BUTLER, J.H.A., 1983: Utilization by wheat crops of nitrogen from legume residues decomposing in soils in the field. *Soil Biology and Biochemistry*, **15**, 231-238.
- LADD, J.N., BUTLER, J.H.A., AMATO, M., 1986: Nitrogen fixation by legumes and their role as sources of nitrogen for soil and crop. *Biological Agriculture and Horticulture*, **3**, 269-286.
- LAGA M10, 1995: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. Mitteilungen der Ländergemeinschaft Abfall, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LAMBA, P.S., AHLGREN, H.L., MUCKENHIRN, R.J., 1949: Root growth of alfalfa, medium red clover, brome grass and timothy under various conditions. *Agronomy Journal*, **41**, 451-457.
- LAMPKIN, N., 1990: Organic farming. Farming Press, Ipswich, GB.

- LEISEN, E., HILBERT, M., 1991: Bei Flächenstillegung bringt Begrünen Vorteile. Landwirtschaftliches Wochenblatt Westfalen Lippe, **30/91**, 24-26.
- LEISEN, E., HILBERT, M., 1992: Was soll bei Stillegung wachsen?. Landwirtschaftliches Wochenblatt Westfalen Lippe, **29/92**, 20-21.
- LEUTERT, A., 1983: Einfluß der Feldmaus, *Microtus arvalis* (pall.), auf die floristische Zusammensetzung von Wiesen-Ökosystemen. Veröffentlichung des geobotanischen Instituts der ETH, 79, Stiftung Rübel, Zürich.
- LINDENHOVEN-FRÖLICH, P., 1993: Stickstoff-Mineralisation im Boden. In: ZAKOSEK, H., LENZ, F. (Hrsg.): Nitrat in Boden und Pflanze. Ulmer, Stuttgart, S. 55-81.
- LOCHMANN, R., PLOEG, R.R., HUWE, B., 1989: Zur Parametrisierung der Stickstoff-Mineralisierung in einem Ackerboden unter Feldbedingungen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, **152**, 319-324.
- LVA BERNBURG, 1995: Jahresbericht 1995. Lehr- und Versuchsanstalt für Acker- und Pflanzenbau, Bernburg.
- MALLARINO, A.P., WEDIN, W.F., GOYENOLA, R.S., PERDOMO, C.H., WEST, C.P., 1990a: Legume species and proportion effects on symbiotic dinitrogen fixation in legume-grass mixtures. Agronomy Journal, **82**, 785-789.
- MALLARINO, A.P., WEDIN, W.F., PERDOMO, C.H., GOYENOLA, R.S., WEST, C.P., 1990b: Nitrogen transfer from white clover, red clover, and birdsfoot trefoil to associated grass. Agronomy Journal, **82**, 790-795.
- MATTHIES, K., 1991: Qualitätserfassung pflanzlicher Produkte aus unterschiedlichen Düngungs- und Anbauverfahren. Dissertation, Universität Gesamthochschule Kassel.
- MATZEL, W., TESKE, W., LIPPOLD, H., 1984: Nitrataufnahme aus unterschiedlichen Bodentiefen durch Wintergetreide. Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, **28**, 393-401.
- MCNEILL, A.M., WOOD, M., 1990: ¹⁵N estimates of nitrogen fixation by white clover (*Trifolium repens* L.) growing in a mixture with ryegrass (*Loium perenne* L.). Plant and Soil, **128**, 265-273.
- MEISINGER, J.J., HARGROVE, W.L., MIKKELSEN, R.L., WILLIAMS, J.R., BENSON, V.W., 1991: Effects of cover crops on groundwater quality. In: HARGROVE, W.L. (ed.): Cover crops for clean water. Soil and Water Conservation Society, Ankeny, Iowa, USA, p. 57-68.
- MICHEL, D., 1991: Leistungen von Luzerne und Klee gras im Mitteldeutschen Agrarraum zur Verbesserung der Humus- und Stickstoffbilanz in Fruchtfolgen bei Erhöhung der Ertragsfähigkeit des Bodens. In: LEITHOLD, G. (Hrsg): Stoffkreisläufe - Grundlagen umweltgerechter Landbewirtschaftung. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Halle, S. 41-51.
- MIETKOWSKI, C., HORST, J., 1995: Steuerung der Boden-Stickstoffdynamik nach Rotationsbrache. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **76**, 891-894.

- MÖLLER, K., REENTS, H.J., 1995: Stickstoffdynamik im Boden nach Kartoffeln im organischen Landbau. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, **8**, 245-248.
- MÜCKENHAUSEN, E., 1985: *Die Bodenkunde*. DLG-Verlag, Frankfurt a.M..
- MULLER, J.C., DENYS, D., MORLET, G., MARIOTTI, A., 1989: Influence of catch crops on mineral nitrogen leaching and its subsequent plant use. In: GERMON, J.C. (ed.): *Management systems to reduce impact of nitrates*. Elsevier Science Publishers, London, GB, p. 85-98.
- MÜLLER, K., 1984: Stickstoff zu Kartoffeln. *Der Kartoffelbau*, **35**, 86-87.
- MÜLLER, M., SUNDMAN, V., 1988: The fate of nitrogen (^{15}N) released from different plant materials during decomposition under field conditions. *Plant and Soil*, **105**, 133-139.
- NARZISS, L., 1976: *Die Technologie der Malzbereitung*. Enke Verlag, Stuttgart.
- NATURLAND, 1994: *Naturland-Richtlinien*. Naturland - Verband für naturgemäßen Landbau e.V., Gräfelfing.
- NAUMANN, C., BASSLER, R., SEIBOLD, R., BARTH, C., 1988: *Methodenhandbuch III - Die chemische Untersuchung von Futtermitteln*. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- NEHRING, K., BEYER, M., 1969: Über den Futterwert und Nährstofftrag von Grünfütterpflanzen. *Archiv für Tierernährung*, **19**, 671-702.
- NEUBAUER, W., PIENZ, G., 1993: Der Nitratgehalt von Kartoffeln im Ergebnis von Feldexperimenten zu umweltschonender Anbautechnik. *Agribiological Research*, **46**, 120-125.
- NEUENDORFF, J., SPATZ, G., 1995: Methoden zur Quantifizierung der Stickstoff-Fixierung von Weißklee in Grünlandnarben. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, **8**, 105-108.
- NIEDER, R., RICHTER, J., 1989: Die Bedeutung der Umsetzung von Weizenstroh im Hinblick auf den C- und N-Haushalt von Löß-Ackerböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **152**, 415-420.
- NITSCH, A., KLEIN, A., 1983: Erträge und innere Qualität der Kartoffel in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung. *Kartoffelbau*, **34**, 30-34.
- OBENAU, S., 1984: Untersuchungen zur limitierenden Wirkung von Temperatur und Tageslänge auf das Wachstum ausgewählter Stoppelfruchtkreuziferen. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **28**, 195-200.
- OLFS, H.W., GEBSKI, M., KOLPAK, R., MERCIK, S., 1995: Kennzeichnung des Stickstoffhaushaltes in unterschiedlichen Fruchtfolgen nach langjährig differenzierter organischer und mineralischer Düngung. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **40**, 877-880.
- OPITZ VON BOBERFELD, W., JASPER, J., 1994: Vorfruchtwirkungen unterschiedlicher Rotationsbrachen auf Winterweizen. *Journal of Agronomy and Crop Science*, **173**, 125-134.

- ØSTERGAARD, H.S., STOUTGAARD, B., JENSEN, C., 1995: Nitrate leaching depending on cropping system. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 173-179.
- OTTER, S., 1982: Zusammenhänge zwischen Umwelt und Phänologie und deren Einfluß auf die Ertragsbildung bei Winter- und Sommerweizen. Dissertation, Universität München.
- OWENS, L.B., 1990: Nitrate-nitrogen concentrations in percolate from lysimeters planted to a legume-grass mixture. *Journal of Environmental Quality*, **19**, 131-135.
- PAFFRATH, A., 1993: N-Dynamik auf ausgewählten Flächen des Bioscheide Hofes und des konventionellen Vergleichsbetriebes. *Forschung und Beratung Reihe C*, **Heft 149**, 108-115.
- PÄTZOLD, H., 1958: Dreijährige Untersuchungen über die Nachfruchtwirkung von Rotklee, verschiedenen Gräsern und Klee-grasgemischen. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau*, **105**, 50-60.
- PENMAN, H.L., 1954: Evaporation over parts of Europe. *Publication Association Internationale d'Hydrologie Scientifique Lovrein*, **38**, 168-176.
- PETERSEN, U., GOTSCHALL, R., KÖLSCH, E., PFOTZER, G.H., SCHÜLER, C., STÖPPLER-ZIMMER, H., VOGTMANN, H., 1996: Komposteinsatz im Ökologischen Landbau - pflanzenbauliche Ergebnisse aus einem zehnjährigen Feldversuch. *VDLUFA-Schriftenreihe*, im Druck.
- PHILIPPS, L., STOPES, C., 1995: The impact of rotational practice on nitrate leaching losses in organic farming systems in the United Kingdom. *Biological Agriculture and Horticulture*, **11**, 123-134.
- PIORR, A., 1992: Zur Wirkung von residualem Klee-gras- und Wirtschaftsdüngerstickstoff auf die N-Dynamik in ökologisch bewirtschafteten Böden und die N-Ernährung von Getreide. Dissertation, Universität Bonn.
- POLETSCHNY, H., 1992: Kompostverwertung in der Landwirtschaft aus der Sicht der VDLUFA. In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): *Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost*. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 479-490.
- POLETSCHNY, H., 1994: Einsatz von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft. In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): *Verwertung biologischer Abfälle*. M.I.C. Baeza-Verlag, Witzenhausen, S. 71-86.
- POMMER, G., 1988: Die Rotationsgrünbrache als Instrument zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit. *Kali-Briefe*, **19**, 225-237.
- PUTZ, B., 1989: *Kartoffeln: Züchtung - Anbau - Verwertung*. Behr's Verlag, Langenhagen.
- REENTS, J.J., MÖLLER, K., MAIDL, F.X., 1997: Nutzung des Bodennitrats durch differenzierte Anbaustrategien von Getreide als Nachfrucht von Kartoffeln. In: KÖPKE, U., EISELE, J.-A. (Hrsg.): *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*. Verlag Dr. Köster, Berlin, S. 129-135.
- REES, R.M., YAN, L., FERGUSON, M., 1993: The release and plant uptake of nitrogen from some plant and animal manures. *Biology and Fertility of Soils*, **15**, 285-293.

- REINER, L., BUHLMANN, V., GRASER, S., HEIBENHUBER, A., KLASSEN, M., PFEFFERKORN, V., SPANAKAKIS, A., STRAB, F., 1992: Weizen aktuell. DLG-Verlag, Frankfurt a.M..
- RENGER, M., WESSOLEK, G., 1992: Qualitative und quantitative Aspekte zur Nitratverlagerung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **68**, 111-114.
- RENGER, M., WESSOLEK, G., GÄTH, S., 1993: Nährstoffhaushalt des Unterbodens und seine Bedeutung für die Nährstoffversorgung der Pflanzen. Berichte über Landwirtschaft, Sonderheft 207, "Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit - Nährstoffhaushalt", Paul Parey Verlag, Berlin, 121-140.
- RENIUS, W., LÜTKE ENTRUP, E., 1985: Zwischenfruchtbau. DLG-Verlag, Frankfurt a.M..
- RICHTER, J., 1986: Der Boden als Reaktor. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- RIJTEMA, P.E., 1965: An analysis of actual evapotranspiration. Agricultural Research Reports, **659**, 1-107.
- RINGE, H., SPRINGOB, G., MOHNKE, M., RAUE, W., 1992: N-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Wassereinzugsgebiet Fuhrberger Feld mit und ohne Berücksichtigung der Stickstoff-Mineralisation über Winter. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, **68**, 119-122.
- ROBAGE, W.P., EDWARDS, A., JOHNSON, B., 1983: Water and waste water analysis for nitrate via nitration of salicylic acid. Communications in Soil Science and Plant Analysis, **14**, 1207-1215.
- ROHMANN, U., SONTHEIMER, H., 1985: Nitrat im Grundwasser. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte Institut der Universität Karlsruhe.
- ROBBACH, J., SCHERER, H.W., WERNER, W., 1996: N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten und ihre Beziehung zu unterschiedlichen N-Fraktionen. Kurzfassung der Vorträge des 108. VDLUFA-Kongres, 131.
- SACHS, L., 1992: Angewandte Statistik. Springer-Verlag, Berlin.
- SANDER, U., 1997: Ergebnisse der hessischen Landesversuche mit Braugerste. Persönliche Mitteilung. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel.
- SANDER, U., POHLMANN, W., 1997: Sommerbraugersten im ökologischen Sortenversuch: 1996 ein Jahr mit sehr hohen Erträgen und guten Qualitäten. Hessenbauer, **5/97**, 30-32.
- SATTLER, F., WISTINGHAUSEN, E., 1985: Der landwirtschaftliche Betrieb. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SAUERBECK, D., JOHNEN, B., SIX, R., 1975: Atmung, Abbau und Ausscheidungen von Weizenwurzeln im Laufe ihrer Entwicklung. Landwirtschaftliche Forschung, **Sonderheft 32**, 49-58.
- SAUERBECK, D., NONNEN, S., ALLARD, J.L., 1980: Assimilatverbrauch und -umsatz im Wurzelraum in Abhängigkeit von Pflanzenart und -anzucht. Landwirtschaftliche Forschung, **Sonderheft 37**, 207-216.
- SCHÄFER, W., FLECHSIG, J., 1985: Das Getreide. Strothe Verlag, Frankfurt a.M..

- SCHARPF, H.C., WEIER, U., PAWLICZAK, B., WAGNER, O., 1990: Indikatorpflanzen - die biologische N_{\min} -Bodenanalyse. *Gemüse*, **4/1990**, 226-232.
- SCHEFFER, B., WALTHER, W., KRETZSCHMER, R., SCHMIDT, W.D., NEUHAUS, H., 1984: Zum Einfluß der Bodennutzung auf den Nitrataustrag. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung*, **25**, 227-235.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., 1984: *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke Verlag, Stuttgart.
- SHELLER, E., 1988: *Aktive Nährstoffmobilisierung durch die Pflanzen*. Selbstverlag, Zeitlofs-Eckarts.
- SHELLER, E., 1993: *Felduntersuchungen zur Optimierung der Stickstoffversorgung der Pflanzen aus dem N-Stoffwechsel des Bodens*. Dissertation, Universität Gesamthochschule Kassel.
- SCHERER, H.W., WERNER, W., KICK, H., 1985: N-Fractionen und N-Nachlieferungsvermögen einer Löß-Parabraunerde nach langjähriger Zufuhr von Stroh, Stallmist und Faulschlamm. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **16**, 325-333.
- SCHMIDT, H., 1991: *Untersuchung der Stickstoffdynamik auf einem organisch-biologisch bewirtschafteten Betrieb an verschiedenen Meßstellen von 1988 bis 1991*. Projektarbeit, Universität Gesamthochschule Kassel.
- SCHMIDT, H., 1992: *Organische Rest- und Abfallstoffe als Düngemittel in der Ökologischen Landwirtschaft*. Diplomarbeit, Universität Gesamthochschule Kassel.
- SCHMIDT, H., HACCIUS, M., 1992: *EG-Verordnung "Ökologischer Landbau"*. Stiftung Ökologie und Landbau, Bad Dürkheim und Verlag C.F. Müller, Karlsruhe.
- SCHMIDTKE, K., 1989: *Nitratverlagerung im Boden unter Klee gras und nach Klee grasumbruch*. Diplomarbeit, Universität Gießen.
- SCHNEIDER, U., HAIDER, K., 1990: *Denitrifikationsmessungen im Feld und Bestimmung der Auswaschungsverluste von Dünger- und Boden-N*. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **32**, 295-300.
- SCHÖBER, B., 1981: *Die Kraut- und Braunfäule der Kartoffel*. *Kali-Briefe*, **15**, 397-403.
- SCHOMBERG, H.H., FORD, P.B., HARGROVE, W.L., 1994: *Influence of crop residues on nutrient cycling and soil chemical properties*. In: UNGER, P.W. (ed.), 1994: *Managing agricultural residues*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, p. 99-121.
- SCHÖNBERGER, H., ERICHSEN, B., 1994: *Die Ertragsbildung der Kartoffel*. *Kartoffelbau*, **45**, 116-118.
- SCHRÖDTER, H., 1985: *Verdunstung*. Springer-Verlag, Berlin.
- SCHÜLER, C., PFOTZER, G., 1993: *Zur Populationsentwicklung der Collembolen- und Milbenfauna eines Ackerbodens unter dem Einfluß verschiedener Kompostdüngung*. *VDLUFA-Schriftenreihe*, **37**, 473-476.

- SCHULTE, G., 1996: Nährstoffverarmung durch ökologischen Landbau?. *Bioland*, **3/96**, 26-27.
- SCHULTE-KELLINGHAUS, S., 1988: Denitrifikation in der ungesättigten Zone. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A; Heft 358. Landwirtschaftsverlag, Münster Hiltrup.
- SCHULTHEISS, U., SCHMÜCKER, M., APPEL, T., HARRACH, T., 1993: Untersuchungen zur Stickstoffproblematik auf stillgelegten Ackerflächen in Wasserschutzgebieten. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften*, **6**, 221-224.
- SCHULZ, E., 1986: Untersuchungen zum N-Mineralisierungsverhalten verschiedener Pflanzen im Boden unter Anwendung der ¹⁵N-Tracertechnik. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **30**, 565-572.
- SCHUSTER, W., 1967: Über die Eignung verschiedener Kruziferen für den späten Stoppelfruchtbau auf Grund von Saatzeitversuchen. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau*, **125**, 158-182.
- SIMMONS, S.R., 1987: Growth, development, and physiology. In: HEYNE, E.G. (ed.): *Wheat and wheat improvement*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA, p. 77-113.
- SIMON, W., 1960: *Luzerne, Klee und Klee gras*. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- SIMON, W., WERNER, W., 1963: Der Einfluß von Futterpflanzen als Haupt- und Zwischenfrüchte auf die Erträge und Fruchtbarkeit verschiedener Böden, Teil III: Erträge von Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Futterpflanzenanteil auf Lehm Böden in feuchter Lage. *Albrecht-Thaer-Archiv*, **7**, 261-288.
- SMITH, S.J., SHARPLEY, A.N., 1990: Soil nitrogen mineralization in the presence of surface and incorporated crop residues. *Agronomy Journal*, **82**, 112-116.
- SMITH, S.J., SHARPLEY, A.N., 1993: Nitrogen availability from surface-applied and soil-incorporated crop residues. *Agronomy Journal*, **85**, 776-778.
- SPOHN, L., 1992: *Viehloser Ökologischer Landbau*. Diplomarbeit, Fachhochschule Rheinland-Pfalz, Abteilung Bingen.
- SPONAGEL, H., 1980: *Zur Bestimmung der realen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturpflanzen*. Dissertation, Universität Göttingen.
- SPÖRL, S., GARZ, J., 1981: Zur Abhängigkeit der N-Nachlieferung in Ackerböden von Feuchtigkeit und Temperatur. *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde*, **25**, 213-218.
- SPRINGOB, G., MOHNKE, M., 1995: Winterliche N-Mineralisation in sandigen Böden des 'Fuhrberger Feldes' (Hannover). *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **158**, 243-249.
- STADELMANN, F.X., FURRER, O.J., GUPTA, S.K., LISCHER, P., 1983: Einfluß von Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperatur auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, **146**, 228-242.

- STEFFENS, D., ASCHE, E., PAPE, H., 1996: Einfluß von Biokomposten verschiedener Reifegrade auf die Bodenfruchtbarkeit. Teilprojekt I des Abschlußberichts "Umweltverträgliche Anwendung von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft", Institut für Pflanzenernährung, Universität Gießen.
- STOPES, C., BULSON, H., WELSH, J., WOODWARD, L., 1996: Stockless organic farming - Research Review 1987-1995. Elm Farm Research Centre, Hamstead Marshall, GB.
- STÖPPLER, H., 1989: Weizen im ökologischen Landbau. KTBL-Arbeitspapier 138, KTBL, Darmstadt.
- STÖPPLER, H., KÖLSCH, E., VOGTMANN, H., BÄTZ, W., 1990: Kartoffeln im ökologischen Landbau. 1. Vermehrung, Ertragsniveau und agronomische Merkmale. Kartoffelbau, **41**, 448-453.
- STOREY, R.M.J., DAVIES, H.V., 1992: Tuber quality. In: HARRIS, P. (ed.): The potato crop. Chapman & Hall, London, GB, p. 507-569.
- STRICKER, H.W., 1985: Untersuchungen über Höhe und Verlauf der Ertragsbildung und der Stickstoffaufnahme durch Kraut und Knollen bei der Kartoffel. Der Kartoffelbau, **36**, 332-338.
- SUHARJO, B., 1995: Biometrische Probleme der Auswertung von Dauerversuchen. Dissertation, Universität Gießen.
- THUN, R., HERRMANN, R., KNICKMANN, E., HOFFMANN, G., 1991: Methodenhandbuch Band I - Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.
- TIMMERMANN, F., ÜBELHÖR, W., KLINGER, S., SCHMIDT, G., LINDÖRFER, G., DÜHNE, J., 1995: Nitrat-Bericht 1991-1994. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Baden-Württemberg, Stuttgart.
- VAN DER PLOEG, R.R., MACHULLA, G., RINGE, H., 1995: Ein Mischzellenmodell zur Abschätzung der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Winterhalbjahr. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, **158**, 365-373.
- VAN EIMERN, J., HÄCKEL, H., 1984: Wetter- und Klimakunde. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- VANDRÉ, R., 1995: Kurz- und langfristige Ausnutzung des Kompost-N: Eine Literaturstudie. In: BUDIG, M., SCHAAF, H., SCHAUMBERG, G. (Hrsg.): Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, S. 87-94.
- VARCO, J.J., FRYE, W.W., SMITH, M.S., MACKOWN, C.T., 1989: Tillage effects on nitrogen recovery by corn from a nitrogen-15 labeled legume cover crop. Soil Science Society of America Journal, **53**, 822-827.
- VILSMEIER, K., AMBERGER, A., 1981: Modellversuche zur Mineralisation verschiedenen Pflanzenmaterials in Abhängigkeit von der Temperatur. Landwirtschaftliche Forschung, **34**, 234-241.
- VOGTMANN, H., FRICKE, K., 1989: Forschungsprojekt "Grüne Biotonne, Witzenhausen". In: FRICKE, K., TURK, T., VOGTMANN, H. (Hrsg.): I. Witzenhäuser Abfalltage: Grundlagen zur Kompostierung von Bioabfällen - Band I. S. 21-27.

- VOGTMANN, H., KEHRES, B., GOTTSCHALL, R., MEIER-PLOEGER, A., 1991: Untersuchungen zur Kompostverwertung in Landwirtschaft und Gartenbau. In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Bioabfallkompostierung - flächendeckende Einführung. M.I.C. Baeza Verlag, Witzenhausen, S. 467-494.
- VOIGTLÄNDER, G., JACOB, H., 1987: Grünlandwirtschaft und Futterbau. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- VÖLKEL, G., 1997: Ergebnisse der hessischen Landesversuche mit Winterweizen. Persönliche Mitteilung. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel.
- VOLZ, H.A., 1994: 10 Jahre Depositionsmessung in Fichtenbeständen. Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A, Heft 434, Landwirtschaftsverlag, Münster.
- WHITEHEAD, D.C., LOCKMEYER, D.R., 1989: Decomposition of grass herbage as a source of ammonia in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, **23**, 1867-1869.
- WHITEHEAD, D.C., LOCKYER, D.R., RAISTRICK, N., 1987: The volatilization of ammonia from perennial ryegrass during decomposition, drying and induced senescence. *Annals of Botany*, **61**, 567-571.
- WILBOIS, K.P., 1997: Persönliche Mitteilung. Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau, Darmstadt.
- WILDHAGEN, H., 1996: Persönliche Mitteilung. Fachgebiet Bodenkunde der Universität Gesamthochschule Kassel, Witzenhausen.
- WRANKMORE, A., 1990: Mineralisation von Ernte- und Wurzelrückständen verschiedener Vorfrüchte sowie deren Wirkung auf die N_{an} -Dynamik des Bodens und auf die Ertragsbildung von Winterweizen. Dissertation, Universität Halle.
- ZIEGLER, G., MEISTER, B., KOPP, R., 1975: Neue Erkenntnisse über die Gesetzmäßigkeiten des zeitlichen Verlaufes der N-Aufnahme unterstützen die Forderung nach ausschließlich mineralischer N-Düngung zu Pflanzkartoffeln. *Saat- und Pflanzgut*, **16**, 20-30.

7 Anhang

--	--

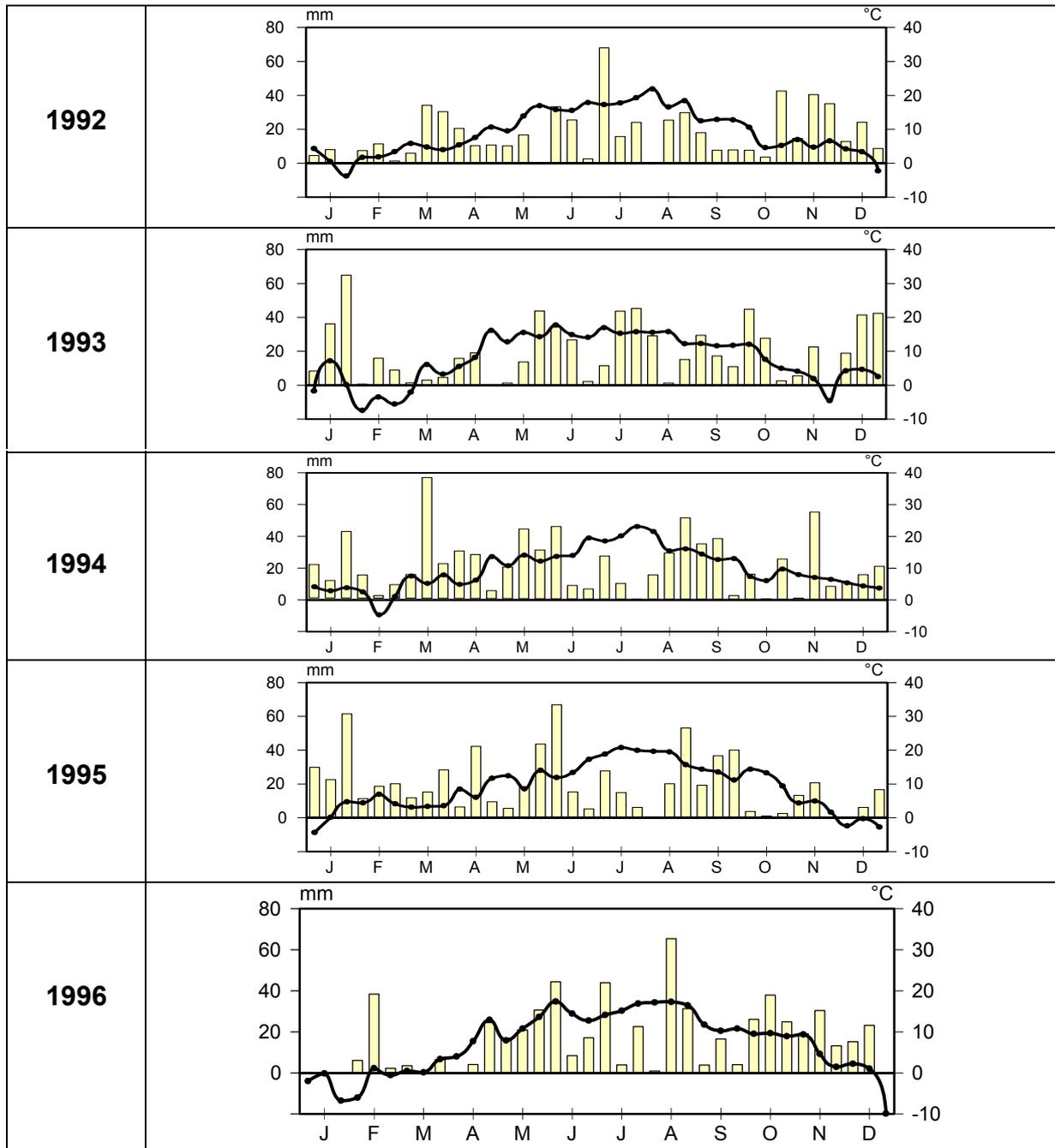


Abb. A36: Niederschlag und Temperatur (Dekadensummen bzw. -mittel) der Jahre 1992 bis 1996 an der Meßstation Hebenshausen

Tab. A1: Maßnahmenplan des Dauerversuchs Viehlose Fruchtfolge von 1991 bis 1996

Monat	Tag	Maßnahme
1991		
September	04.	Pflug und Kreiselegge, alle Parzellen
	06.	Kleegras und Zwischenfruchtsaat, Walze
Oktober	16.	Weizensaat
1992		
April	09.	Kompost zu Weizen und Gerste
	13.	Pflug vor Gerste und Kartoffeln
	14.	Kreiselegge und Gerstensaart
	Ende	Kreiselegge und Kartoffellegen
Mai	15.	Vinasse zu Weizen
	20.	1. Mulchschnitt
Juni	23.	2. Mulchschnitt
Juli	30.	Weizenernte
August	04.	Gerstenernte
	07.	Vinasse auf Weizenstroh
	10.	Rotorgrubber nach Weizen und Gerste
	12.	3. Mulchschnitt; Kleegrassaart; Zwischenfruchtsaat nach Weizen
	28.	Rotorgrubber nach Kleegras; Zwischenfruchtsaat nach Weizen
September	18.-22.	Kartoffelernte
Oktober	05.	Pflug nach Kartoffeln
	16.	Kreiselegge und Weizensaat
1993		
Februar	16.	Pflug vor Gerste und Kartoffeln
März	15.	Kompost zu Weizen und Gerste
April	01.	Kreiselegge und Gerstensaart
	16.	Vinasse zu Weizen
	27.	Kreiselegge und Kartoffellegen
	28.	Kleegrasuntersaat in Gerste
Mai	17.	1. Mulchschnitt
Juni	22.	2. Mulchschnitt
August	02.	Gerstenernte
	03.	3. Mulchschnitt
	04.	Weizenernte
	16.	Vinasse auf Weizenstroh
	19.	Rotorgrubber nach Weizen und Gerste; Zwischenfruchtsaat nach Weizen und Kleegras

Tab. A1: Fortsetzung

Monat	Tag	Maßnahme
1993		
September	21.-28.	Kartoffelernte
Oktober	28.	Kreiselegge und Weizensaat
1994		
April	22.	Kompost zu Weizen und Gerste
	28.	Rotorgrubber und Gerstensaat
Mai	03.	Vinasse zu Weizen
	10.	Rotorgrubber, Kreiselegge und Kartoffellegen
	18.	1. Mulchschnitt
Juni	30.	2. Mulchschnitt
August	04.	Weizenernte
	09.	Gerstenernte
	12.	Vinasse auf Weizenstroh
	15.	Pflug nach Gerste
	16.	Rotorgrubber und Zwischenfrucht nach Weizen Kreiselegge und Kleegrassaat nach Gerste
	22.08.	3. Mulchschnitt
September	06.	Rotorgrubber nach Klee gras
	14.	Zwischenfruchtsaat nach Klee gras (mit Hand)
	24.-28.	Kartoffelernte
Oktober	13.	Pflug und Kreiselegge vor Weizen
	14.	Weizensaat
1995		
März	14.	Pflug vor Gerste
	24.	Kleenachsaat in Klee gras
April	05.	Kompost zu Gerste
	15.	Kompost zu Weizen
	25.	Vinasse zu Weizen; Kreiselegge und Gerstensaat
Mai	03.	Pflug und Kreiselegge vor Kartoffeln
	05.	Kartoffellegen
	11.	1. Mulchschnitt
Juli	12.	2. Mulchschnitt

Tab. A1: Fortsetzung

Monat	Tag	Maßnahme
1995		
August	04.	Weizenernte
	11.	Vinasse auf Weizenstroh
	15.	Rotorgrubber nach Weizen
	16.	Gerstenernte, Zwischenfruchtsaat nach Weizen
	23.	3. Mulchschnitt
	24.	Pflug nach Gerste und Klee gras
	25.	Kreiselegge und Klee grassaat nach Gerste Kreiselegge und Zwischenfruchtsaat nach Klee gras
Oktober	12.-13.	Kartoffelernte
	19.	Pflug vor Weizen
	24.	Kreiselegge und Weizensaat
1996		
April	02.	Pflug vor Gerste und Kartoffeln
	09.	Kreiselegge vor Gerste
	10.	Kompost zu Weizen und Gerste; Kreiselegge und Gerstensa at
	16.	Vinasse zu Weizen
	23.	Kreiselegge und Kartoffellegen
Juni	05.	1. Mulchschnitt
Juli	26.	2. Mulchschnitt
August	21.	Gerstenernte
	26.	Weizenernte
	27.	3. Mulchschnitt
September	09.	Pflug nach Gerste, Rotorgrubber nach Klee gras
	11.	Klee grassaat
Oktober	4.-14.	Kartoffelernte

Tab. A2: Im Zeitraum von 1992 bis 1996 verwendete Kulturarten und Sorten und deren Aussaat- bzw. Pflanzstärke

Jahr	Gemenge- zusammensetzung	Sorte	Aussat- bzw. Pflanzstärke
Kleegras			
1992	Rotklee welsches Weidelgras		12 kg/ha 12 kg/ha
1993	Weißklee deutsches Weidelgras		6 kg/ha 10 kg/ha
1994	Rotklee welsches Weidelgras	Lero Parcour	8 kg/ha 6 kg/ha
1995	Rotklee welsches Weidelgras	Lero Parcour	8 kg/ha (+18 kg/ha Nachsaat) 6 kg/ha
1996	Rotklee " " " " Weißklee Schwedenklee welsches Weidelgras " "	Marino Maro Pirat Markus Mervi Odenwälder Mandat Matura Mapol	4,3 kg/ha 5,0 kg/ha 4,3 kg/ha 5,0 kg/ha 3,6 kg/ha 3,6 kg/ha 7,1 kg/ha 3,6 kg/ha 3,6 kg/ha
Kartoffeln			
1992-1996		Granola	4 Knollen/m ²
Winterweizen			
1992-1996		Astron	290 kg/ha, ca. 600 Körner/m ²
Sommergerste			
1992-1995		Granola	4 Knollen/m ²
1992-1995		Alexis	190 kg/ha, ca. 385 Körner/m ²
1996		Thuringa	190 kg/ha, ca. 385 Körner/m ²
Zwischenfrucht			
1992-1993	Örettich	Apoll	20 kg/ha
1994	Örettich	Apoll	30 kg/ha (nach Kleegras) 20 kg/ha (nach Weizen)
1995	Senf Phacelia	Rizo Balo	20 kg/ha 6 kg/ha

Tab. A3: Zusammensetzung der verwendeten Kompostchargen

Parameter	Einheit	1992-1993	1994	1995	1996
TM	%	84,7	64,0	66,1	67,2
org. Substanz	% TM	26,6	34,0	30,0	33,4
C _t	% TM	15,4	19,7	17,4	19,3
N _t	% TM	1,40	1,50	1,55	1,80
NH ₄ ⁺ -N	mg/100g TM	70,9	78,1	12,9	2,3
NO ₃ ⁻ -N	mg/100g TM	41,6	8,8	53,0	82,3
N _{min} von N	%	8,04	5,80	4,25	4,70
C/N		11,0	13,2	11,2	10,7
P	mg/100g TM	370	467	468	484
K	mg/100g TM	998	1105	1271	1422
Ca	mg/100g TM	3719	2800	2800	3418
Mg	mg/100g TM	746	159	163	850
Na	mg/100g TM	201	239	230	317
Fe	mg/100g TM	1313	1227	1196	n.b. ¹
Mn	mg/100g TM	71,3	21,2	20,5	n.b.
Cu	ppm	35,2	35,0	39,4	38,2
Zn	ppm	248	223	328	226,2
Cd	ppm	0,66	0,70	0,68	0,77
Pb	ppm	77,27	69,43	66,1	64,4
Hg	ppm	0,13	0,10	n.b.	n.b.
Cr	ppm	43,0	43,3	42,1	43,2
Ni	ppm	34,9	34,7	40,4	39,0
Siebung	mm	10	20	10	10
Pflanzensamen ²	Samen/l	0	0,0	0,3	0,0
Glas	Gew.% TM	0	0,02	0,05	0,12
Kunststoffe	Gew.% TM	0,01	0,05	0,01	0,00
Metall	Gew.% TM	0	0,03	0,01	0,23
Gesamt	Gew.% TM	0,01	0,10	0,07	0,35
Steine > 5 mm	> 5 mm	1,74	5,40	0,54	0,80
Pflanzenver- träglichkeitstest					
25 % Kompost	% Ertrag ³	107,3	93,0	99,8	92,0
50 % Kompost	% Ertrag ³	81,3	74,2	73,6	77,6

1: nicht bestimmt

2: keimfähige Pflanzensamen

3: Ertrag bei entsprechender Kompostzugabe im Substrat im Vergleich zu unbehandelt

Tab. A4: Zusammensetzung der verwendeten Vinassechargen

Parameter	Einheit	Vinasse 1	Vinasse 2	Vinasse 3	Vinasse 4	Vinasse 5	Vinasse 6
		W92 ¹	W93, S93 ²	S92, W94	S94, W95	S95	W96
TM	%	64,5	65,5	62,1	61,0	60,9	61,0
Dichte	g/cm ³	1,2	1,2	1,2	1,2	1,3	1,3
org. Subst.	% TM	69,8	68,3	73,3	73,4	75,8	76,2
C _t	% TM	40,5	39,6	42,5	42,6	44,0	44,2
N _t	% TM	5,21	4,84	6,05	6,11	5,74	5,65
NH ₄ ⁺ -N	mg/100g TM	0	0	0	0	n.b. ³	n.b.
NO ₃ ⁻ -N	mg/100g TM	280	241	464	500	352	342
N _{min} von N	%	5,4	5,0	7,7	8,2	6,1	6,1
C/N		7,8	8,2	7,0	7,0	7,7	7,8
P	mg/100g TM	990	1083	1143	868	1183	1108
K	mg/100g TM	8469	8879	7317	7264	4573	4594
Ca	mg/100g TM	982	1148	538	199	457	312
Mg	mg/100g TM	131	125	183	151	57	51
Na	mg/100g TM	4437	4528	4451	4563	3718	3822
Fe	mg/100g TM	791	704	31	19	280	306
Mn	mg/100g TM	1,45	2,77	<2,00	<2,00	6,01	8,45
Cu	ppm	1,71	3,14	2,49	0,52	1,26	1,56
Zn	ppm	52,53	52,94	54,51	63,98	81,99	69,40
Cd	ppm	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pb	ppm	0,11	0,10	0,15	0,32	0,11	0,50
Hg	ppm	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	n.b.	n.b.
Cr	ppm	0,45	0,38	0,16	0,25	1,21	0,81
Ni	ppm	3,92	5,24	3,59	2,73	4,31	4,91

1: Kopfdüngung zu Weizen 1992

2: Strohdüngung nach Weizen 1993

3: nicht bestimmt

Tab. A5: *Schwermetallgrenzwerte für Bioabfallkompost der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V (1994) (BGK) und der AGÖL (WILBOIS, 1997) in ppm, bei 30 % organischer Substanz im Kompost*

Schwermetall	Grenzwert BGK	Maximale Toleranz ¹ , BGK	Grenzwert AGÖL
Cu	100	130	50
Zn	400	504	200
Cd	1,5	2,49	0,75
Pb	150	210	75
Hg	1,00	1,68	0,50
Cr	100	176	75
Ni	50	70	30

1: bedingt durch Analysenmethoden (BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST E.V., 1994)

Danksagung

Besonders bedanken möchte ich mich bei Herrn PD Dr. Peter von Fragstein für die Überlassung des interessanten und praxisbezogenen Themas und seine große Unterstützung bei der Anfertigung dieser Arbeit. Durch sein Engagement bei der Beantragung und der folgenden Koordination des EU-Forschungsprojektes AIR-CT93-0852 schaffte er sowohl die Voraussetzung für meine Stelle an der Universität Gesamthochschule Kassel als auch den nötigen Spielraum für meine wissenschaftliche Arbeit.

Herrn Prof. Dr. H. Vogtmann, Präsident des Hessischen Landesamtes für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, danke ich für die Übernahme des Koreferates sowie für seine wertvollen Anregungen. Weiterhin dafür, daß er meine Beschäftigung am Fachgebiet Ökologischer Landbau schon vor Beginn des EU-Projektes ermöglichte.

Herzlich bedanken möchte ich mich bei allen Kolleginnen und Kollegen am Fachgebiet Ökologischer Landbau der Universität Gesamthochschule Kassel für die große Unterstützung, die wertvolle Zusammenarbeit und das sehr persönliche Arbeitsklima. Hervorheben möchte ich dabei ganz besonders Eberhard Kölsch und Petra Rakete, deren unermüdlicher Einsatz die Durchführung des Feldversuchs erst möglich machte, sowie Sabine Ahlers und Elke Brüggemann-Kohaupt, die bei der Aufarbeitung des umfangreichen Probenmaterials unersetzlich waren. Meinen Kollegen Gerd H. Pfozter, Martin Idelmann und Dr. Christian Schüler danke ich für die große Diskussionsbereitschaft und die wohlwollende Toleranz.

Danken möchte ich auch der großen Zahl studentischer Hilfskräfte, die für die Durchführung der Feldversuchsarbeiten unentbehrlich waren. Dies gilt besonders meinem Freund Peter Müller, ohne den die intensive N_{\min} -Beprobung weder möglich noch so anregend gewesen wäre.

Mein Dank geht auch an Prof. Dr. H. Wildhagen und Michael Brandt, Fachgebiet Bodenkunde, Universität Gesamthochschule Kassel, für die große Hilfsbereitschaft und die fachliche Unterstützung.

Heike Kuhnert danke ich für den langjährigen - vor allem mittäglichen - Gedankenaustausch, der mir oft eine große Hilfe war.

Ganz besonders möchte ich mich bei meiner Freundin Ulla Koj für die unschätzbare Hilfe bei der Fertigstellung der Arbeit und die liebevolle Betreuung während dieser Zeit bedanken.