Aus dem Institut für Pflanzenbau und Grünland Universität Hohenheim Fachgebiet: Allgemeiner Pflanzenbau

Prof. Dr. W. Claupein

## Einfluss der Bearbeitungsintensität beim Umbruch von Luzerne-Kleegras auf die Stickstoffmineralisation zur Folgefrucht Winterweizen im organischen Landbau

Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften vorgelegt der Fakultät III – Agrarwissenschaften I (Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie) der Universität Hohenheim

> von Dipl.-Ing. agr. Fabian Wald aus Bonn 2003

Die vorliegende Arbeit wurde am 18.07.2003 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als "Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften" angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 31.07.2003

Dekan:	Prof. Dr. S. Dabbert
Berichterstatter 1. Prüfer:	Prof. Dr. W. Claupein
Mitberichterstatter 2. Prüfer:	Prof. Dr. T. Streck
3. Prüfer:	Prof. Dr. V. Römheld

## Inhaltsverzeichnis

	-	Tabellenverzeichnis	i
		Abbildungsverzeichnis	iv
	•	Verwendete Abkürzungen	V
1. E	inleitu	ng	1
2. Li	iteratu	rübersicht	2
2.1	Eir	nfluss der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation	2
2	.1.1	Stratifikation organischer Bodensubstanz	2
2	.1.2	pH-Wert	2
2	.1.3	Physikalische Bodeneigenschaften	3
	2.1.3	.1 Bodenfeuchte und -temperatur	4
2	.1.4	Umsatz organischer Primärsubstanz	5
2	.1.5	Bodenorganismen	6
2.2	Eir	nfluss der Bodenbearbeitung auf den Nitrataustrag	7
2.3	Eir	Influss der Bodenbearbeitung auf Pflanzenertrag und N-Aufnahme	9
3. P	robler	nstellung	11
4. N	lateria	I und Methoden	12
4.1	Ve	rsuchsstandorte	12
4.2	Kli	ma und Witterung	12
4.3	Ve	rsuchsanlage	14
4.4	Me	essprogramm	15
4	.4.1	Bodenprobenahme	15
4	.4.2	Mineralischer Bodenstickstoff (N <sub>min</sub> )	16
4	.4.3	Kumulativer Nitrataustrag	16
4	.4.4	Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff im Boden	17
4	.4.5	Bodenkohlenstoff und -stickstoff	18
4	.4.6	Trockenrohdichte	18
4	.4.7	Bodenwasser	18
4	.4.8	Bodentemperatur	19
4	.4.9	Pflanzenanalysen	19
4.5	Bio	ometrische Auswertungen	20
4.6	Sir	nulation der C- und N-Dynamik	21
4	.6.1	Das Simulationsmodell CANDY	21
4	.6.2	Herkunft und Ableitung der verwendeten Modellparameter	24
	4.6.2	.1 Wetterdaten	24
	4.6.2	.2 Initialdaten	24
	4.6.2	.3 Bodenprofil	25

4.6.2.5       Modelleffizienz	28 29 29 38 39 42 45 48 48 48 48
<ul> <li>5. Ergebnisse</li></ul>	29 29 38 39 42 45 48 48 48 48
<ul> <li>5.1 Umweltwirkungen der Bearbeitungsintensivierung</li> <li>5.1.1 Entwicklung der N<sub>min</sub>-Gehalte</li></ul>	29 38 39 42 45 48 48 48 48
<ul> <li>5.1.1 Entwicklung der N<sub>min</sub>-Gehalte</li></ul>	29 38 42 45 48 48 48 48
5.1.2       Kumulativer Nitrataustrag         5.1.3       Mikrobielle Kohlenstoff und Stickstoffkonzentration	38 39 42 45 48 48 48
5.1.3 Mikrobielle Kohlenstoff und Stickstoffkonzentration	39 42 45 48 48 48
	42 45 48 48 48
5.1.4 Bodenkohlenstoff und -stickstoff	45 48 48 48
5.1.5 Luzerne-Kleegras	48 48 48
5.1.6 Weizen	48 48
5.1.6.1 Feldaufgang	48
5.1.6.2 N-Aufnahme	
5.1.6.3 Ertragsparameter	50
5.1.7 Hafer: N-Aufnahme und Ertragsparameter	54
5.2 Simulation der Bearbeitungsintensivierung	55
5.2.1 N-Mineralisation	55
5.2.2 N-Bilanz	66
5.2.3 Bodenwasser	68
5.2.4 Wasserbilanz	73
5.2.5 Bodentemperatur	74
6. Diskussion	77
6.1 N-Mineralisation	77
6.2 Nitrataustrag	81
6.3 N-Aufnahme und Ertrag	84
6.4 Simulation der Bearbeitungsintensivierung	87
6.4.1 N-Mineralisation	87
6.4.2 Bodenwasserhaushalt	91
6.4.3 Nitrataustrag	92
6.4.4 Bodentemperatur	93
6.5 Schlussfolgerungen und Ausblick	93
7. Zusammenfassung	97
8. Summary	99
9. Literaturverzeichnis	101
10. Anhang	113

## Tabellenverzeichnis

Tab.	. 4-1: Charakteristik der Versuchsstandorte	_12
Tab.	. 4-2: Feldversuchsanlagen der Standorte Hohenheim und Kleinhohenheim mit Versuchs- beginn Herbst 1999 und Herbst 2000	_15
Tab.	. 4-3: Festdaten der simulierten Versuche 610 und 611	_24
Tab.	. 4-4: Bodenkennwerte für den Standort Hohenheim (Grünland 'Goldener Acker') nach Huwe (1991)	_25
Tab.	. 4-5: Bodenfeuchter (mm) (TDR-Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-80 cm) im Versuch 611	_26
Tab.	. 4-6: Bodenkennwerte und Initialdaten des kalibrierten Bodenprofils für die Simulation der Versuche 610 und 611	_26
Tab.	. 4-7: Höhe der fiktiven Zufuhr mit organischem Material <sup>1)</sup> (kg C ha <sup>-1</sup> ) zu den Umbruchs- terminen als Resultat der manuellen Optimierung des Modells	_28
Tab.	. 5-1: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> Tiefe <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe x Boden- bearbeitung (n = 4) im Versuch 610	_31
Tab.	. 5-2: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> Tiefe <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe x Boden- bearbeitung (n = 4) im Versuch 660	_35
Tab.	. 5-3: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> Tiefe <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe x Boden- bearbeitung (n = 4) im Versuch 611	_37
Tab.	. 5-4: Nitrataustrag (kg N ha <sup>-1</sup> ) aus einem Meter Bodentiefe für den Faktor Bodenbearbeit- ung, kumuliert für den Zeitraum September 2000 bis April 2001 (215 d, n = 4) im Versuch 611	_39
Tab.	. 5-5: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff ( $\mu$ g g <sup>-1</sup> Boden) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie mikrobielles C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Hauptwirk- ung Tiefe (n = 60) im Versuch 610	_40
Tab.	. 5-6: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff ( $\mu$ g g <sup>-1</sup> Boden) in Abhängigkeit der Haupt- wirkung Tiefe (n = 24) sowie mikrobielles C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) im Versuch 660	_41
Tab.	. 5-7: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff (μg g <sup>-1</sup> Boden) sowie mikrobielles C/N-Ver- hältnis in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) im Versuch 611	_42
Tab.	. 5-8: Bodenkohlenstoff und -stickstoff (%) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Hauptwirkung Tiefe (n = 24) im Versuch 610	_43
Tab.	. 5-9: Bodenkohlenstoff und -stickstoff (%) sowie das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) im Versuch 660	_44
Tab.	. 5-10: Bodenkohlenstoff und -stickstoff (%) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Hauptwirkung Tiefe (n = 24) im Versuch 611	_45
Tab.	. 5-11: Ertrag, N-Aufnahme und C/N-Verhältnis vom Luzerne-Kleegras sowie Menge, N-Menge und C/N-Verhältnis der Erntereste in Abhängigkeit der Interaktionen Versuch x Bodenbearbeitung (n = 4) sowie der Hauptwirkungen Versuch (n = 12) zu Terminen vor und während der Versuchsdurchführung im Jahr 1999	_46
Tab.	. 5-12: Menge, N-Menge und C/N-Verhältnis von Luzerne-Kleegraswurzeln bis 30 cm Tiefe (n = 4) in den Versuchen 610 und 660 am 01.09.99 bzw. 23.09.99	_47

i

Tab.	5-13: Feldaufgang (FA) Weizen in Abhängigkeit der Hauptwirkung Versuch (n = 12) für die Versuche 610 und 660 zum 12/15.11.99	_48
Tab.	5-14: Feldaufgang (FA) Weizen für den Faktor Bodenbearbeitung im Versuch 611 (n = 4) zum 21.11.00	48
Tab.	5-15: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Termin und Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610	_49
Tab.	5-16: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660	_49
Tab.	5-17: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Termin (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 32) im Versuch 611	50
Tab.	5-18: Ausgewählte Ertragsparameter vom Winterweizen in Abhängigkeit der Inter- aktionen Versuch x Bodenbearbeitung (n = 4) sowie Hauptwirkungen Versuch (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 8) der Versuche 610 und 660 zum Termin $9/10.8.00$	51
Tab.	5-19: Ausgewählte Ertragsparameter vom Winterweizen für den Faktor Bodenbearbeit- ung (n = 4) im Versuch 611 zum Termin 31.7.01	53
Tab.	5-20: Ausgewählte Ertragsparameter von Hafer <sup>1)</sup> in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Versuch (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 8) der Versuche 610 und 660 zum Termin $16/17.08.00$	54
Tab.	5-21: Modelleffizienz für den N <sub>min</sub> -Gehalt der Versuchsvarianten in mehreren Boden- schichten im Versuch 610	56
Tab.	5-22: Modelleffizienz für den N <sub>min</sub> -Gehalt der Versuchsvarianten in mehreren Boden- schichten im Versuch 611	59
Tab.	5-23: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) für die Simulation der Versuche 610 und 611	67
Tab.	5-24: Modelleffizienz der Bodenfeuchte für die Versuchsvarianten in mehreren Boden- schichten im Versuch 610	68
Tab.	5-25: Modelleffizienz der Bodenfeuchte für die Versuchsvarianten in mehreren Boden- schichten im Versuch 611	_70
Tab.	5-26: Wasserbilanz (mm) für die Simulation der Versuche 610 und 611	74
Tab.	10-1: Ertragsanteilschätzung (in %) der Klee-Luzernegrasflächen vor der letzten Nutz- ung im Herbst 1999 in den Versuchen 610 und 660	_113
Tab.	10-2: Bewirtschaftungsdaten (Saat, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeitraum 1997 bis 2001 im Versuch 610	_114
Tab.	10-3: Bewirtschaftungsdaten (Saat, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeitraum 1997 bis 2001 im Versuch 660	_114
Tab.	10-4: Bewirtschaftungsdaten (Saat, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeitraum 1998 bis 2001 im Versuch 611	_115
Tab.	10-5: Bewirtschaftungsdaten für die Simulation des Versuchs 610	_116
Tab.	10-6: Bewirtschaftungsdaten für die Simulation des Versuchs 611	_117
Tab.	10-7: Bodenfeuchte (mm) (TDR-Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-80 cm) im Versuch 610	_117
Tab.	10-8: Bodenfeuchte (mm) (grav. Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-90 cm) im Versuch 610	_118

<u>ii \_\_\_\_\_\_</u>

Tab.	10-9: Bodenfeuchte (mm) (grav. Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie Bodenbearbeitung x Termin (n = 4, 0-60 cm) und in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Bodenbearbeitung (n = 16) und Termin (n = 12) (0-90 cm) im Versuch 660	_118
Tab.	10-10: Bodenfeuchte (mm) (grav. Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-90 cm) im Versuch 611	_119
Tab.	10-11: $N_{min}$ -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 60 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610	_119
Tab.	10-12: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 610	_119
Tab.	10-13: $N_{min}$ -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 60 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660	_119
Tab.	10-14: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 660	_120
Tab.	10-15: $N_{min}$ -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611	_120
Tab.	10-16: Trockenmassezuwachs vom Weizen (dt ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610	_120
Tab.	10-17: Trockenmassezuwachs vom Weizen (dt ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660	_121
Tab.	10-18: Trockenmassezuwachs vom Weizen (dt ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 611	_121
Tab.	10-19: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) des simulierten Jahres 1997 für den Versuch 610	_121
Tab.	10-20: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) des simulierten Jahres 1998 für die Versuche 610 und 611	_122
Tab.	10-21: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) des simulierten Jahres 1999 für die Versuche 610 und 611	_122
Tab.	10-22: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) des simulierten Jahres 2000 für die Versuche 610 und 611	_123
Tab.	10-23: N-Bilanz (kg N ha <sup>-1</sup> ) des simulierten Jahres 2001 für die Versuche 610 und 611	_123
Tab.	10-24: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1997 für den Versuch 610	_124
Tab.	10-25: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1998 für die Versuche 610 und 611	_124
Tab.	10-26: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1999 für die Versuche 610 und 611	_124
Tab.	10-27: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 2000 für die Versuche 610 und 611	_125
Tab.	10-28: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 2001 für die Versuche 610 und 611	_125
Tab.	10-29: Modelleinstellungen des C/N-Moduls von CANDY mit der Erweiterung des Bodenbearbeitungsereignis (Independent Event)	_125

## Abbildungsverzeichnis

Abb	. 4-1: Witterungsdaten für das langjährige Mittel und die Versuchsjahre 1999 bis 2001 am Standort Hohenheim (Daten des Instituts für Physik und Meteorologie)	_13
Abb	. 4-2: Witterungsdaten für die Versuchsjahre 1999 bis 2001 am Standort Kleinhohenheim (Daten nach täglichen Notierungen und mobiler Wetterstation des Versuchsguts Kleinhohenheim)	_13
Abb	. 5-1: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 60 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N <sub>min</sub> -Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)	_30
Abb	. 5-2: $N_{min}$ -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 610 (Werte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (p≤0,05))	_32
Abb	. 5-3: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 60 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N <sub>min</sub> -Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)	_33
Abb	. 5-4: $N_{min}$ -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 660 (Werte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (p≤0,05))	_34
Abb	. 5-5: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup> 90 cm <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) und Pflug an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N <sub>min</sub> -Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)	_36
Abb	. 5-6: Simulierte und gemessene N <sub>min</sub> -Gehalte (kg N ha <sup>-1</sup> ) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 90 cm für den Zeitraum 7/99 bis 10/00 im Versuch 610	_57
Abb	. 5-7: Simulierte und gemessene N <sub>min</sub> -Gehalte (kg N ha <sup>-1</sup> ) unter Hafer bis zu einer Boden- tiefe von 90 cm für den Zeitraum 11/00 bis 12/01 im Versuch 610	_58
Abb	. 5-8: Simulierte und gemessene N <sub>min</sub> -Gehalte (kg N ha <sup>-1</sup> ) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 90 cm für den Zeitraum 7/00 bis 10/01 im Versuch 611	_60
Abb	. 5-9: Simulierte und gemessene Daten für die N-Aufnahme (kg N ha <sup>-1</sup> ) sowie der simulierte N <sub>min</sub> -Gehalt (kg N ha <sup>-1</sup> 120 cm <sup>-1</sup> ) für die Jahre 1997 bis 2001 im Versuch 610	_62
Abb	. 5-10: Simulierte und gemessene Daten für die N-Aufnahme (kg N ha <sup>-1</sup> ) sowie der simulierte N <sub>min</sub> -Gehalt (kg N ha <sup>-1</sup> 120 cm <sup>-1</sup> ) für die Jahre 1998 bis 2001 im Versuch 611	_63
Abb	. 5-11: Simulierte N-Mineralisation (kg N ha <sup>-1</sup> ) der organischen Primärsubstanz (OPS) und der umsetzbaren organischen Bodensubstanz (OBS <sub>u</sub> ) für die Jahre 1997 bis 2001 im Versuch 610	_65
Abb	. 5-12: Simulierte N-Mineralisation (kg N ha <sup>-1</sup> ) der organischen Primärsubstanz (OPS) und der umsetzbaren organischen Bodensubstanz (OBS <sub>u</sub> ) für die Jahre 1998 bis 2001 im Versuch 611	_66
Abb	. 5-13: Simulierte und gemessene Bodenfeuchte (Vol. %, TDR-Messung) unter Winter- weizen bis zu einer Bodentiefe von 80 cm für den Zeitraum 7/99 bis 10/00 im Versuch 610	_69

Abb	. 5-14: Simulierte und gemessene Bodenfeuchte (Vol. %, TDR-Messung) unter Winter- weizen bis zu einer Bodentiefe von 80 cm für den Zeitraum 9/00 bis 8/01 im Versuch 611	71
Abb	. 5-15: Zusammenhang zwischen simulierten und gemessenen Daten der Bodenfeuchte (Vol. %, grav. Messung) bis zur Bodentiefen von 90 cm im Versuch 610	_72
Abb	. 5-16: Zusammenhang zwischen simulierten und gemessenen Daten der Bodenfeuchte (Vol. %, grav. Messung) bis zur Bodentiefen von 90 cm im Versuch 611	_73
Abb	. 5-17: Zusammenhang zwischen Simulations- und Messergebnissen für die Bodentemperatur (°C) in zwei Bodentiefen im Versuch 610	75
Abb	. 5-18: Zusammenhang zwischen Simulations- und Messergebnissen für die Bodentemperatur (°C) in zwei Bodentiefen im Versuch 611	75
Abb	. 5-19: Simulierte und gemessene Bodentemperatur (°C) unter Winterweizen bis zur Bodentiefe von 20 cm für den Zeitraum 9/99 bis 8/00 im Versuch 610	76
Abb	. 5-20: Simulierte und gemessene Bodentemperatur (°C) unter Winterweizen bis zur Bodentiefe von 20 cm für den Zeitraum 10/00 bis 12/01 im Versuch 611	76
Abb	. 6-1: CN-Modul von CANDY (Schema) mit der Erweiterung um das Ereignis Bodenbear- beitung (BB)	89
Abb	. 6-2: Exemplarische Simulation von C- und N-Kompartimenten des CN-Moduls von CANDY mit konzeptioneller Erweiterung eines Bodenbearbeitungsereignisses, ausgeführt zu den Zeitschritten (Pfeile) 200 (a) sowie 200 und 300 (b) und dessen Auswirkung auf die N-Mineralisation	_90
Abb	. 10-1: Trockenrohdichte (g cm <sup>-3</sup> ) im Versuch 611 in mehreren Tiefen und angepasster Funktion (n=4, Fehlerbalken=Stichprobenstandardabweichung)	_113

#### Verwendete Abkürzungen

Im Folgenden sind die Abkürzungen, die über die international üblichen SI-Einheiten hinaus verwendet wurden, aufgeführt.

ATPAdenosintriphosphatBBBodenbearbeitung $C_{mik}, N_{mik}$ mikrobieller Kohlenstoff bzw. Stickstoff $C_t, N_t$ Gesamtbodenkohlenstoff- bzw. GesamtbodenstickstoffgehaltFAFeldaufgangFKFeldkapazitätGD, GD <sub>5%</sub> Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK₀nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminNormal Null	В	Bestimmtheitsmaß
BBBodenbearbeitung $C_{mik}, N_{mik}$ mikrobieller Kohlenstoff bzw. Stickstoff $C_t, N_t$ Gesamtbodenkohlenstoff- bzw. GesamtbodenstickstoffgehaltFAFeldaufgangFKFeldkapazitätGD, GD <sub>5%</sub> Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminNormal Null	ATP	Adenosintriphosphat
$C_{mik}, N_{mik}$ mikrobieller Kohlenstoff bzw. Stickstoff $C_t, N_t$ Gesamtbodenkohlenstoff- bzw. GesamtbodenstickstoffgehaltFAFeldaufgangFKFeldkapazitätGD, GD5%Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminNormal Null	BB	Bodenbearbeitung
$C_t, N_t$ Gesamtbodenkohlenstoff- bzw. GesamtbodenstickstoffgehaltFAFeldaufgangFKFeldkapazitätGD, GD <sub>5%</sub> Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminNormal Null	C <sub>mik</sub> , N <sub>mik</sub>	mikrobieller Kohlenstoff bzw. Stickstoff
FAFeldaufgangFKFeldkapazitätGD, GD5%Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminNormal Null	C <sub>t</sub> , N <sub>t</sub>	$Gesamt boden kohlenst off-\ bzw.\ Gesamt boden stick st off gehalt$
FKFeldkapazitätGD, GD, $5\%$ Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminMineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	FA	Feldaufgang
GD, GD, $5\%$ Grenzdifferenz (mit p≤0,05)HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)NminMineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	FK	Feldkapazität
HWHauptwirkungKASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	GD, GD <sub>5%</sub>	Grenzdifferenz (mit p≤0,05)
KASKalkammonsalpeterkfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	HW	Hauptwirkung
kfgesättigte hydraulische LeitfähigkeitMEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	KAS	Kalkammonsalpeter
MEModelleffizienznFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	kf	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
nFK, nFK0nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	ME	Modelleffizienz
Nminmineralischer Stickstoffgehalt im BodenNNNormal Null	nFK, nFK₀	nutzbare Feldkapazität (zum Zeitpunkt 0)
NN Normal Null	N <sub>min</sub>	mineralischer Stickstoffgehalt im Boden
	NN	Normal Null

V

NO <sub>x</sub> -N	Stickoxid-Stickstoff der Extraktlösung
ns	nicht signifikant (mit p≤0,05)
pF	Logarithmus der Wasserspannung
ppm	parts per million entspricht μg kg <sup>-1</sup>
PV, %wPV	Porenvolumen, wassergefüllter Anteil des Porenvolumens
PWP	permanenter Welkepunkt
RT	Rotortiller (Bodenbearbeitungsgerät)
TC, TIC, TOC	gesamter, anorganischer bzw. organischer Kohlenstoff in der Extraktlösung
ТКМ	Tausendkornmasse
TM, TS	Trockenmasse, Trockensubstanz
TRD	Trockenrohdichte
TSD	Trockensubstanzdichte
uL, stL	schluffiger Lehm, schluffig toniger Lehm
WW	Winterweizen

CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics) immanente Abkürzungen

AOS	aktive organische Substanz
C <sub>rep</sub>	reproduktiver Kohlenstoffgehalt
Ct	Gesamtkohlenstoffgehalt Boden
FAT	Feinanteil (<6,3µm, Feinschluff und Ton)
k <sub>a</sub> , k <sub>s</sub> ,	Mineralisationskoeffizienten für den Sekundärumsatz der SOS bzw. AOS
k <sub>h</sub>	Parameter der Michaelis-Menten-Kinetik
k <sub>ops</sub> , k <sub>aos</sub>	Mineralisationskoeffizienten für den Primärumsatz der OPS bzw. AOS
maxnif,	Maximale Nitrifikationsgeschwindigkeit
$OBS, OBS_u, OBS_i$	organische Bodensubstanz, umsetzbarer bzw. inerter Anteil
OPS	organische Primärsubstanz
OS	organische Substanz
SOS	(physikalisch) stabilisierte organische Substanz
W, W <sub>FK</sub>	Wassergehalt, Wassergehalt bei Feldkapazität
WMZ	wirksame Mineralisierungszeit
η	Synthesekoeffizient
λ	Versickerungsparameter
ϑ, z	Dämpfungskoeffizient für die Tiefe z

vi

## 1. Einleitung

Kleegrasgemenge nehmen in Fruchtfolgen des organischen Landbaus eine zentrale Stellung ein. Der Leguminosenanteil dieser Wirtschaftsfrucht ist in der Lage, atmosphärischen Stickstoff zu assimilieren. Er stellt daher die bedeutendste N-Quelle für organisch wirtschaftende Betriebe dar. Nach einem Narbenumbruch wird die während der Bodenruhe angereicherte organische Bodensubstanz sowie Ernte- und Wurzelreste des Kleegrases verstärkt mineralisiert. Der aus dem organischen Material freigesetzte mineralische Stickstoff steht so der Folgefrucht direkt zur Verfügung.

Durch den Umbruch von Leguminosen-Grasgemengen setzt im Boden ein schwierig zu erfassender Umsetzungsprozess ein. Der praxisübliche Umbruch im Herbst für den Anbau der Folgefrucht Winterweizen birgt die Gefahr von Nitratauswaschungen, da juvenile Weizenpflanzen keine bedeutende Senke für den bis dahin mineralisierten Stickstoff darstellen. In diesem Fall geht Stickstoff dem Nährstoffkreislauf verloren und belastet das Grundwasser. Zudem entstehen im Winter bei wassergesättigtem Boden reduzierende Bedingungen, die ein großes N-Verlustpotenzial durch Denitrifikation und somit eine Quelle für klimagefährdende Lachgasemissionen darstellen. Auf der anderen Seite stellt eine langsam einsetzende Stickstoffmineralisierung im Frühjahr einen limitierenden Faktor für die Pflanzenentwicklung und somit für den Ertrag im organischen Landbau dar.

Vor diesem Hintergrund wird untersucht, welchen Einfluss ein unterschiedlich intensiver Narbenumbruch auf die Stickstoffmineralisierung hat, und inwiefern der N-Mineralisierungsverlauf in der folgenden Vegetationsperiode dadurch beeinflusst wird. Darüber hinaus gilt die Aufmerksamkeit der Untersuchung den Erträgen der nach Kleegrasmischungen angebauten Folgefrüchte.

Die Relevanz dieser Fragestellungen leitet sich nicht ausschließlich von Interessen an der Entwicklung des organischen Landbaus her. Auch der konventionelle Landbau in Deutschland und Europa dürfte sich in Zukunft wieder stärker dem Anbau von Futter in Form von Kleegrasgemengen zuwenden. Hintergrund hierfür sind grundsätzliche agrarpolitische Änderungen, die in den letzten Jahren von verschiedenen Seiten eingefordert werden. Hierzu zählt beispielsweise der Ruf nach Streichung der "kontraproduktiven Silomaisprämie" (BfN, 2001), den auch EU-Agrarkommissar Fischler unterstützt, da Maisanbau "ökologisch sehr problematisch", und durch diese Subvention "der Anbau von sonstigem Ackerfutter fast zum Erliegen" gekommen sei. Nach Meinung der EU-Kommission ist Mais durch die Prämie rentabler geworden "als alles andere Ackerfutter wie z.B. Kleegras" (BfN und EU-Kommission, 2002).

## 2. Literaturübersicht

## 2.1 Einfluss der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation

Untersuchungen zum Einfluss der Bodenbearbeitung erfolgten in der vorliegenden Literatur vielfach als Systemvergleich zwischen reduzierter und konventioneller Bodenbearbeitung. Zu kurzfristigen Effekten der Bodenbearbeitung auf den N-Haushalt liegen indes nur wenige Quellen vor. Dennoch tragen die Kenntnisse aus Versuchen mit Bearbeitungssystemen wesentlich zum Verständnis der Wirkungsweisen einer Bodenbearbeitung bei, da sich kurzfristige Effekte auf lange Sicht zu einem Systemeffekt akkumulieren (Pekrun et al., 2002). Bodenbearbeitung tangiert den Temperatur-, Gas- und Wasserhaushalt durch eine Veränderung der physikalischen Bodeneigenschaften und verteilt organische Substanz. Einzelne Prozesse des Bodenhaushalts interagieren miteinander und wirken sich direkt oder indirekt auf die mikrobielle Aktivität und somit auf den Stickstoffhaushalt aus. Sie beeinflussen nicht nur die Umsetzungsgeschwindigkeit, sondern auch das Umsetzungsprodukt, insbesondere seinen Verbleib im Ökosystem.

In der folgenden Übersicht werden Auswirkungen von Bodenbearbeitung auf verschiedene Parameter des Bodenhaushalts wiedergegeben, die direkt oder indirekt auf den N-Haushalt Einfluss nehmen.

## 2.1.1 Stratifikation organischer Bodensubstanz

Die Wirkung von Bodenbearbeitung auf die vertikale Verteilung von Nährstoffen hängt im wesentlichen vom verwendeten Bearbeitungsverfahren ab. Eine wendende, schüttende Pflugbearbeitung homogenisiert den Bearbeitungshorizont und reduziert die kleinskalige Variabilität (Nakamoto et al., 2002). In den letzten 20 Jahren durchgeführte Untersuchungen ergaben uneinheitliche Ergebnisse. Reduzierte Bodenbearbeitung führte entweder zu einer Akkumulation organischer Substanz in den oberen Zentimetern (Hernanz et al., 2002; Edwards et al., 1992; Karlen et al., 1991; Claupein und Baeumer, 1990; Follett und Peterson, 1988; Doran, 1980) oder blieb im Vergleich mit dem konventionellem System unverändert (Liebhard, 1993b; Hargrove et al., 1982). Dagegen hatte reduzierte Bodenbearbeitung auf die organische Bodensubstanz unterhalb der oberen Zentimeter entweder keinen Einfluss (Edwards et al., 1992; Follett und Peterson, 1988), erwies sich als niedriger (Hargrove et al., 1982) oder in einem Fall sogar höher (Liebhard, 1993b) als bei konventioneller wendender Bodenbearbeitung.

## 2.1.2 pH-Wert

Der Einfluss von Bodenbearbeitung auf den pH-Wert des Bodens wurde in zahlreichen Studien untersucht. Als wichtiges Ergebnis ist festzuhalten: Reduzierte Bodenbearbeitung senkt vielfach den pH-Wert der oberen Bodenschichten, besonders beim Einsatz von Stickstoffdüngern (Nakamoto et al., 2002; Saber und Mrabet, 2002; Crozier et al., 1999; Franzluebbers und Hons, 1996; Iragavarapu und Randall, 1995; Edwards et al., 1992; Follett und Peterson, 1988; Blevins et al., 1983; Hargrove et al., 1982; Doran, 1980). In anderen Fällen unterscheidet er sich gegenüber konventioneller Bearbeitung nicht signifikant (Liebhard, 1993a; Edwards et al., 1992; Follett und Peterson, 1988).

Ein sehr niedriger oder hoher pH-Wert (pH <5,0 und >8,5) hemmt die Nitrifikation (Olness, 1999; Kaboneka et al., 1997). Wegen des relativ geringen Einflusses der Bodenbearbeitung auf den pH-Wert, dürfte diese nur marginal auf die N-Mineralisation einwirken.

#### 2.1.3 Physikalische Bodeneigenschaften

Reduzierte Bodenbearbeitung führt im Vergleich zur konventionellen im allgemeinen zu einer höheren Trockenrohdichte (Petersen et al., 2002; Kandeler und Böhm, 1996; Francis und Knight, 1993; Schjoenning, 1989; Linn und Doran, 1984a; Linn und Doran, 1984b; Greilich und Klimanek, 1976) und zu einem niedrigeren Grobporenvolumen der oberen Zentimeter (Francis und Knight, 1993; Apel und Franken, 1990; Schjoenning, 1989). Auf sandigen Böden (Schjoenning, 1989) oder auf Böden, die langjährig als Grünland genutzt wurden, konnte dieser Effekt allerdings nicht festgestellt werden (Francis und Knight, 1993; Blevins et al., 1983). In dichteren Böden erwies sich das Porenvolumen vor allem in den oberen Zentimetern reduziert und zwar verbunden mit einer höheren Feldkapazität (Francis und Knight, 1993). Dies hat einen direkten Einfluss auf den Gashaushalt. In reduziert bearbeiteten Böden sowie in Pflugsohlen ist die Gasdiffusion in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte heruntergesetzt (Kandeler und Böhm, 1996), so dass die Belüftung tieferer Bodenschichten für das Wurzelwachstum kritisch sein kann (Schjoenning, 1989).

Zahlreiche Untersuchungen weisen nach, dass der CO<sub>2</sub>-Efflux durch Variierung der Bearbeitungsintensität kurzfristig beeinflusst wird (Reicosky, 1997; Reicosky et al., 1997; Reicosky und Lindstrom, 1993), vornehmlich durch die mechanische Wirkung der Bearbeitung. Diese Vorgänge stehen in keinem Zusammenhang mit einer Änderung des N<sub>min</sub>-Gehalts (Reicosky et al., 1997). Die anfänglich hohen CO<sub>2</sub>-Flüsse stehen vielmehr in Beziehung mit dem Bearbeitungsergebnis, d.h. mit der Oberflächenstruktur und der Anzahl von Hohlräumen nach Bearbeitung. Die Wirkungen von Einarbeitung der Residuen sind zweitrangig. Dabei zeigte intensive Bodenbearbeitung wie Pflügen einen generell hohen CO<sub>2</sub>-Efflux, der durch nachfolgende Scheibeneggenbearbeitungen jedoch gemindert werden konnte (Reicosky und Lindstrom, 1993).

Dem schnellen CO<sub>2</sub>-Efflux nach einer Bodenbearbeitung folgt ein hoher O<sub>2</sub>-Influx (Reicosky, 2002; Reicosky und Lindstrom, 1993; Greilich und Klimanek, 1976). Bei reduzierter Bodenbearbeitung scheinen Zwischenfrüchte, die eine zusätzliche Durchwurzelung herbeiführen, eine günstigere Durchlüftung der Böden zu fördern (Schjoenning, 1989).

Aufgrund niedriger Gasdiffusion und Luftkapazität in reduziert bearbeiteten Böden können bei Starkregenereignissen beträchtliche Mengen klimawirksamen Lachgases entweichen. Gleichzeitig ist das Potenzial der Methanoxidation in diesen Böden höher als in konventionell bearbeiteten (Ball et al., 1999; Ball, 1997).

Schjoenning (1989) berichtete von einer höheren Kontinuität der Makroporen bei reduzierter Bodenbearbeitung. Bodenbearbeitung hatte auf die Infiltrationsrate keine (Francis und Knight, 1993) oder nur eine kurzfristige Wirkung (Warkentin, 2001). Ebenso wenig hatte Bodenbearbeitung einen Einfluss auf die Textur des Bodens; weder die Größenfraktion noch die Größenverteilung änderten sich (Liebhard, 1993b). Die Aggregatstabilität in reduziert bearbeiteten Böden war abhängig von der Fruchtfolge höher als in gepflügten (Saber und Mrabet, 2002).

Der Einfluss von Trockenrohdichte oder Porengrößenverteilung auf die Mineralisation wurde in der vorliegenden Literatur nicht behandelt. Untersuchungen von komprimierten Böden zeigten Effekte auf die C- und N-Mineralisationsrate abhängig vom Wasserpotential und von der vorherigen Nutzung des Bodens. Jensen (1994) führte diese auf die geänderte Porengrößenverteilung und Permeabilität zurück. In diesem Kontext verweist Scott (1996) darauf, dass die Textur des Bodens keinen direkten Einfluss auf die Umsetzung organischer Substanz hat.

#### 2.1.3.1 Bodenfeuchte und -temperatur

Bei reduzierter Bodenbearbeitung war die Bodenfeuchte der oberen Zentimeter (Hoffmann et al., 1996; Dick et al., 1992; Hargrove, 1985; Linn und Doran, 1984a; Linn und Doran, 1984b; Doran, 1980) und der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens (%wPV) (Linn und Doran, 1984b) generell höher als bei konventionellen Verfahren. Unterhalb dieser Tiefe war die Bodenfeuchte bei konventioneller Bodenbearbeitung im Vergleich zur reduzierten gleich oder höher (Hoffmann et al., 1996; Linn und Doran, 1984b; Doran, 1980). In Böden mit reduzierter Bearbeitung wurde im Vergleich zu konventionell bearbeiteten eine erhöhte nutzbare Feldkapazität ermittelt (Sharpley und Smith, 1994; Nyborg und Malhi, 1989). Bei abgeführtem Stroh fanden Nyborg und Malhi (1989) zwischen den Bearbeitungssystemen nur unwesentliche Unterschiede in der Bodenfeuchte, mit Strohzufuhr jedoch lag sie bei reduzierter Bodenbearbeitung höher als bei der konventionellen Bestellung. Die in dieser Untersuchung gemessenen Bodentemperaturen unterschieden sich ebenfalls in Abhängigkeit von der Strohzufuhr; ohne Stroh waren reduziert bearbeitete Böden wärmer, mit Stroh waren sie, vor allem im Frühjahr, kälter als Böden mit konventioneller Bodenbearbeitung. Linn und Doran (1984b) berichten von geringen Unterschieden in der Bodentemperatur zwischen reduzierter und konventioneller Bodenbearbeitung.

Die N-Mineralisation ist eine Funktion der Bodenfeuchte und –temperatur. Dabei liegen Wechselwirkungen zwischen diesen beiden Paramtern vor (Cassman und Munns, 1980;

4

Kowalenko und Cameron, 1976). Die Atmungsrate und N-Mineralisation steigt mit zunehmender Temperatur bis 30 °C exponentiell an (Brüning und Rudaz, 1999; Howard und Howard, 1993; Cassman und Munns, 1980). Für maximale Nitrifikation, Ammonifikation (Kowalenko und Cameron, 1976) bzw. Denitrifikation (Menyailo und Huwe, 1999) sind Temperaturen von 15 bis 30 °C, 35 °C bzw. etwa 20 °C in der Literatur zu finden. Gehalte mikrobieller Biomasse und freien Adenosintriphosphats (ATP) erwiesen sich als von der Bodentemperatur weitestgehend unbeeinflusst, Frost-Tau-Zyklen führten jedoch, vermutlich aufgrund einer erhöhten Nährstoffverfügbarkeit, zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse (Brüning und Rudaz, 1999).

Mit zunehmender Bodenfeuchte steigen N-Mineralisation und organischer Substanzumsatz an (Weyman-Kaczmarkowa und Pedziwilk, 1996; Schomberg et al., 1994b; Howard und Howard, 1993; Cassman und Munns, 1980; Kowalenko und Cameron, 1976). Bei extrem hoher oder niedriger Bodenfeuchte ist die N-Mineralisation aufgrund des behinderten Gasaustauschs bzw. des gehemmten Zellmetabolismus der Bodenmikroben stark heruntergesetzt (Howard und Howard, 1993; Cassman und Munns, 1980). Unabhängig von der Bodenfeuchte verringerte sich die N-Mineralisationsrate mit zunehmender Bodentiefe (Cassman und Munns, 1980).

Der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens steht zur Bodenatmung in engerer Beziehung als Saugspannung, Nitrat-Gehalt oder wasserlöslicher Kohlenstoff (Scott et al., 1996; Linn und Doran, 1984b). Linn und Doran (1984b) ermittelten einen linearen Anstieg der Respiration im Bereich von 30 bis 60 %wPV und einen exponentiellen Abfall von 60 bis 100 %wPV und schlossen, dass die Respiration unterhalb von 60 %wPV durch den Mangel an Wasser und oberhalb von 60 %wPV durch den behinderten Luftaustausch limitiert wird. Trockenphasen und Wiederbefeuchtung des Bodens führen zu einer Reduktion und nachfolgend zu einer Erhöhung der mikrobiellen Biomasse (Brüning und Rudaz, 1999; Kandeler und Böhm, 1996; Weyman-Kaczmarkowa und Pedziwilk, 1996).

Denitrifikationsverluste sind bei 60 %wPV vernachlässigbar, bei 90 %wPV können sie in Abhängigkeit von Residuenqualität und –platzierung über 100 % der anfänglichen Nitratmenge betragen (Aulakh et al., 1991). In reduziert bearbeiteten Böden wurden höhere Denitrifikationsverluste bzw. ein höheres Denitrifikationspotential festgestellt als in Böden mit konventioneller Bearbeitung (Aulakh et al., 1991; Linn und Doran, 1984b; Linn und Doran, 1984a; Rice und Smith, 1982; Doran, 1980).

#### 2.1.4 Umsatz organischer Primärsubstanz

In Form von Bestandesabfällen, Ernte- und Wurzelresten und organischem Dünger wird dem Boden organische Primärsubstanz (OPS) zugefügt. Sie wird je nach verwendetem Gerät zerkleinert, mit vorhandenem Bodenmaterial vermischt und von der Oberfläche in den Bearbeitungshorizont eingebracht. In einer Reihe von Laboruntersuchungen wurde in den ersten Tagen nach Einarbeitung von OPS eine höhere N-Mineralisation festgestellt als bei oberflächlich platzierter. Dieser Effekt war jedoch relativ klein (Smith und Sharpley, 1993; Smith und Sharpley, 1990; Cogle et al., 1989) und relativierte sich nach längerer Inkubationsdauer (Aulakh et al., 1991; Cogle et al., 1989). In Felduntersuchungen wurden für vergrabene unzerkleinerte Erntereste anfänglich höhere Umsetzungsraten (k) als für oberflächlich platzierte gemessen (Schomberg et al., 1994b). Geringe Unterschiede in der Umsetzung von Stroh in Abhängigkeit der Platzierung konnte durch Bestimmung der C-Gehalte unterschiedlicher Korngrößenfraktionen und einiger Bodenenzyme nachgewiesen werden (Stemmer et al., 1999).

Dem C/N-Verhältnis von Pflanzenresiduen wird ein wesentlicher Einfluss auf die Mineralisationsrate zugeschrieben. Residuen mit engem C/N-Verhältnis haben eine höhere Mineralisationsrate, solche mit weitem führen zu N-Immobilisierung (Burgess et al., 2002; Kaboneka et al., 1997; Schomberg et al., 1994b; Smith und Sharpley, 1993; Aulakh et al., 1991; Smith und Sharpley, 1990). Neben dem C/N-Verhältnis scheinen für das Abbauverhalten weitere Eigenschaften von Residuen verantwortlich zu sein, wie die Pflanzenart (Peschke und Dölling, 1994), der Zerkleinerungsgrad, die Feuchte (Lehfeldt, 1969), der N-, Lignin- oder Polyphenol-Gehalt (Haynes, 1986) und das C/N-Verhältnis der leicht metabolisierbaren Fraktionen (Reinertsen et al., 1984; Cocheran et al., 1980). Whitmore und Groot (1994) präzisierten als Ergebnis ihrer Untersuchungen, dass das C/N-Verhältnis von Pflanzenresiduen entscheidend für die Mineralisation bzw. Immobilisation von Stickstoff ist und der Lignin- sowie Cellulosegehalt die Abbaugeschwindigkeit beeinflusst.

#### 2.1.5 Bodenorganismen

Die Zusammensetzung der Bodenfauna richtet sich nach den Gegebenheiten der Bearbeitungssysteme. Sie basiert in konventionellen Systemen auf umsetzungsschnellen Bakterien, in reduzierten auf Pilzen, die ein größeres Nährstoffretentionsvermögen besitzen (Schomberg et al., 1994a). So wurden höhere Pilz- als Bakterienpopulationen in einer ungestörten Strohschicht gefunden, die vermutlich aufgrund von Hyphenbildung bei niedrigerem C-Umsatz gleichzeitig eine höhere N-Nettomineralisation aufwiesen (Holland und Coleman, 1987). Die Menge mikrobieller Biomasse ist bei reduzierter Bodenbearbeitung höher als bei konventioneller (Dumontet et al., 2001; Friedel et al., 1996; Doran, 1987). In reduziert bearbeiteten Böden kommt es zu einer Schichtung der mikrobiellen Biomasse, d.h. im Vergleich zu konventionell bearbeiteten Böden ist die Menge mikrobieller Biomasse in den oberen Zentimetern sehr hoch und nimmt darunter deutlich ab (Kandeler et al., 1999a; Kandeler et al., 1999b; Kandeler und Böhm, 1996; Doran, 1987; Linn und Doran, 1984a; Doran, 1980). In Böden mit konventioneller Bearbeitung wurde in der Schicht von 7,5 bis 15 cm die höchste Menge mikrobieller Biomasse gemessen (Doran, 1987), in der Schicht von 7,5 bis 30 cm wurden signifikant mehr aerobe Mikroorganismen im Vergleich

6

zur reduzierten Bodenbearbeitung gezählt (Linn und Doran, 1984a; Doran, 1980). Dagegen ermittelte Doran (1987) in den oberen Zentimetern von reduziert bearbeiteten Böden eine etwa siebenfach höhere Anzahl von Denitrifikanten als in konventionell bearbeiteten. Unterhalb dieser Bodentiefe unterschieden sich die Bearbeitungssysteme in der Anzahl der anaeroben Mikroorganismen jedoch nicht (Linn und Doran, 1984a; Doran, 1980). Auch hier gilt, dass das Denitrifikationspotential bei reduzierter Bodenbearbeitung höher ist als bei konventioneller (Linn und Doran, 1984a; Doran, 1980).

Die potentielle N-Mineralisation ist primär an die Verteilung und Menge mikrobieller Biomasse gekoppelt (Kandeler und Böhm, 1996; Olfs, 1994; Doran, 1987; Doran, 1980), die wiederum mit dem Gesamt-C und –N, dem wasserlöslichen C, dem pH-Wert und der Bodenfeuchte korrespondiert (Doran, 1987) und bei reduzierter Bodenbearbeitung höher ist als bei konventioneller (Doran, 1987; Doran, 1980).

Einzelne Bodenbearbeitungen erhöhen in kürzester Zeit Respiration und mineralische Stickstoffpools (Calderón und Jackson, 2002; Reicosky et al., 1997), haben aber keinen Effekt auf die mikrobielle Biomasse (Calderón und Jackson, 2002; Francis et al., 1992). Bereits ein bis zwei Jahre nach Umstellung von konventioneller auf reduzierte Bodenbearbeitung beobachteten Kandeler et al. (1999b) Effekte auf Bodenenzymaktivitäten; Effekte auf die mikrobielle Biomasse, potentielle Nitrifikation und den mineralischen Stickstoffpool waren dagegen erst im vierten Jahr signifikant.

Ein bedeutender Einfluss auf die Umsetzung der organischen Substanz wird neben Mikroorganismen auch Makroorganismen zugesprochen (Helling und Larink, 1998; Nagel, 1996). Hier sind insbesondere Regenwürmer zu nennen, deren Aktivitäten Residuen in den Boden einbringen. Die Population von Regenwürmern nimmt auf Grund geringerer Störungen bei reduzierter Bodenbearbeitung zu (Francis und Knight, 1993; Marinissen und de Ruiter, 1993; Weil et al., 1993), während durch Bodenwendung mit Pflügen eine direkte Schädigung von Regenwürmern auftritt (Claupein, 1994).

## 2.2 Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Nitrataustrag

Nitratausträgen aus dem durchwurzelten Bodenbereich wird, neben volatilen Verlusten, die größte Umweltrelevanz unter den N-Verlustquellen zugeschrieben (Webb et al., 2000). Zwar wird Nitrat mit dem Bodenwasser ganzjährig verlagert, bedeutend sind jedoch in gemäßigten Klimaten die Frachten im Winterhalbjahr (Goss et al., 1993; Jung et al., 1989; Strebel et al., 1986). Verlagerungen über präferentielle Fließwege erfolgen vor allem nach Starkregenereignissen; insbesondere ist nicht eingearbeiteter Düngerstickstoff dabei auswaschungsgefährdet (Sieling et al., 1999; Harrach und Richter, 1994; Shipitalo und Edwards, 1993). Ein Vergleich zwischen den Bewirtschaftungsweisen von organischem, integriertem und konventionellem Landbau ergab sowohl flächen- als auch produktbezo-

gen ein geringeres Nitratauswaschungsrisiko für den organischen Landbau (Berg et al., 1999). Die ausgesprochen hohe Variabilität von Nitratausträgen in der Fläche sind sowohl auf die heterogene Verteilung von Makroporen als auch von Stickstoff zurückzuführen (Anger, 2002; Bischoff et al., 2001). Die Nitratausträge korrelieren mit den jährlich variierenden Niederschlagsmengen sowie mit der Niederschlagsverteilung während des Jahres (Francis et al., 1998; Francis et al., 1995; Köhnlein und Weichbrodt, 1971).

Wuest (2001) ermittelte in reduziert bearbeiteten Böden im Vergleich zu konventionellen eine Zunahme der Bioporen >1 mm um 30 bis 100 %, die einer höheren Regenwurmaktivität zugeschrieben wurde. Bioporen <1 mm – die 99 % des gesamten Volumens ausmachten - waren von Bodenbearbeitung und Tiefe unbeeinflusst. Auch Claupein (1994) vermutete einen Zusammenhang zwischen Regenwurmaktivität und biogener Durchporung des Bodens. Verantwortlich hierfür waren bestimmte Feldfrüchte. So dürfte die größere Bodenruhe unter mehrjähriger Luzerne hierfür ebenso verantwortlich sein wie das dortige bessere Nahrungsangebot (Claupein, 1994). Innerhalb von zwei Jahren perkolierte in langjährig reduziert bearbeiteten Böden im Vergleich zu konventionell bearbeiteten 36 % mehr Wasser (Shipitalo und Edwards, 1993). Obwohl die Nitratausträge während der Vegetationsperiode in dieser Untersuchung bei reduzierter Bodenbearbeitung höher waren als bei konventioneller, wurde die jährlich ins Grundwasser ausgetragene Nitratmenge durch die Bodenbearbeitung nicht beeinflusst. Weitere Untersuchungen kommen entweder zu dem selben Resultat (Weiss, 2000; Schreiber und Cullum, 1998; Francis et al., 1992), oder sie berichten von niedrigeren (Sharpley und Smith, 1994), aber auch von höheren Nitratausträgen bei konventioneller Bodenbearbeitung (Sieling et al., 1999; Hansen und Djurhuus, 1997; Goss et al., 1993; Goss et al., 1988). In drainierten Böden haben Goss et al. (1993) bei beiden Bearbeitungssystemen signifikant höhere Nitrat- und Wasserverlagerungen gemessen; 95 % des verlagerten Nitratstickstoffs wurde in der Drainage aufgefangen. In nicht drainierten Böden kam es dafür bei gepflügten Böden zu höheren Nitratverlusten über den sogenannten 'interflow', also den lateralen Abfluss auf Höhe der Pflugsohle, bei reduzierter Bearbeitung hingegen zu höheren Oberflächenabflussverlusten.

Eine Veränderung der Bewirtschaftung, wie sie beispielsweise der Umbruch von mehrjährigem Kleegras oder von Grünland darstellt, führt zu erheblichen Nitratausträgen (Francis et al., 1998; Heß, 1989; Strebel et al., 1986). Zur Einflussnahme auf Nitratauswaschungen stehen, neben der Verschiebung der Primärbodenbearbeitung ins Frühjahr, eine Änderung des Bearbeitungszeitpunkts und der –intensität zur Wahl (Heß, 1989). Eine späte Primärbodenbearbeitung verminderte im Vergleich zu einer frühen den Nitrataustrag deutlich (Francis et al., 1995; Francis et al., 1992), hatte aber in der zweijährigen Bilanz nur einen geringen Effekt (Heß, 1989). Über die Möglichkeit, den Nitrataustrag über eine differenzierte Bearbeitungsintensität zu beeinflussen, gibt es in der Literatur widersprüchliche Angaben (Goss et al., 1998; Heß, 1989). Der Effekt der BodenbearbeitAngaben (Goss et al., 1998; Heß, 1989). Der Effekt der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation und somit auf die Auswaschungsgefahr ist auch von der Bodenart abhängig; auf einem Sandboden hatte eine Pflugbearbeitung keinen Effekt, dagegen führte sie auf sandigem Lehm zu signifikant erhöhten Nitratausträgen (Hansen und Djurhuus, 1997). Ansonsten wird das Auswaschungsrisiko für Sandböden generell höher eingeschätzt als für schwere Böden (Jung et al., 1989; Köhnlein und Weichbrodt, 1971).

Kultur und Vorfrucht sind weitere Faktoren, die die Nitratverlagerung beeinflussen. Die Wahrscheinlichkeit eines Nitrataustrags ist nach einer Sonderkultur, Brache oder Leguminose als sehr hoch bis hoch einzuschätzen, nach Brassicaceen und Gramineen ist sie geringer (Weiss, 2000; Harden et al., 1999; Sieling et al., 1999; Francis et al., 1992; Jung et al., 1989; Simon et al., 1988). Gleichzeitig vermögen Brassicaceen vor dem Winter eher als Wintergetreide Restnitratmengen aufzunehmen (Sieling et al., 1999; Francis et al., 1995; Heß, 1995). Der Anbau von Zwischenfrüchten kann bei guter Sprossmasseentwicklung vor dem Winter Nitrat vor der Auswaschung bewahren (Francis et al., 1998; Francis et al., 1995; Heß, 1995; Harris und Colbourne, 1986; Strebel et al., 1986), besonders wenn die Zwischenfrucht erst im Frühjahr eingearbeitet wird (Hansen und Djurhuus, 1997). Nach Goss et al. (1998) hatten Zwischenfrüchte im Vergleich zu Wintergetreide keinen mindernden Effekt auf den Nitrataustrag, verursachten aber in Abhängigkeit vom Jahr im Frühjahr signifikant höhere Nitratausträge. Eine weitere Maßnahme, Nitrat vor Auswaschung zu schützen, besteht in der Einarbeitung von Residuen mit weitem C/N-Verhältnis. In Untersuchungen von Catt et al. (1998) wurde aufgrund von N-Immobilisation im ersten Jahr ein positiver Effekt festgestellt, nach fünf Jahren praktizierter Stroheinarbeitung war dieser jedoch nicht mehr signifikant. Die Autoren führen den Rückgang darauf zurück, dass die während dieser Jahre akkumulierte mikrobielle Biomasse nach Niederschlagsarmut im Sommer und/oder feuchten Wintern remineralisiert. In diesen Zusammenhang passen die Untersuchungen von Francis et al. (1995). Sie belegten die Immobilisation von mineralischem Stickstoff nach Einarbeitung großer Mengen von Futterhafer oder Gras im Frühjahr, was sich negativ auf den Ertrag der Folgefrucht auswirkte.

## 2.3 Einfluss der Bodenbearbeitung auf Pflanzenertrag und N-Aufnahme

Der Effekt auf den Ertrag und auf die N-Aufnahme von Pflanzen von reduziertem und konventionellem Bearbeitungsverfahren fällt nicht einheitlich aus. Den Ertrag und die Stickstoffaufnahme beeinflussen im wesentlichen zwei Faktoren: der Zeitraum nach der Umstellung von konventioneller zu reduzierter Bodenbearbeitung und die mineralische N-Düngung (Rice et al., 1986). Kurz nach der Umstellung und bis zu neun Jahre später waren Ertrag und N-Aufnahme in zahlreichen Untersuchungen bei konventioneller Bodenbearbeitung höher als bei reduzierter (Hoffmann et al., 1996; Haugen-Kozyra et al., 1993; Dick et al., 1992; Rice et al., 1986). Über diesen Zeitraum hinaus glichen sich die Erträge unter reduzierter Bodenbearbeitung denen unter konventioneller an oder übertrafen diese (Francis und Knight, 1993; Karlen et al., 1991; Rice et al., 1986). Die höheren Erträge der konventionellen Bearbeitung führte man auf eine höhere N-Mineralisation zurück. Durch mineralische N-Düngung wurde dieser Effekt überdeckt; bei ausreichender Stickstoffversorgung der Bestände waren die Erträge und N-Aufnahmen bei reduzierter Bodenbearbeitung teilweise sogar höher als bei konventioneller (Dick et al., 1992; Nyborg und Malhi, 1989; Rice et al., 1986; Knittel et al., 1985). Organische Düngung von Mais erbrachte bei reduzierter Bearbeitung einen höheren Ertrag und eine höhere N-Aufnahme als bei Direktsaat, da nach Joshi et al. (1994) die Bodenbearbeitung die Mineralisierung des Wirtschaftsdüngers fördert.

Francis und Knight (1993) beobachteten bei etablierter reduzierter Bodenbearbeitung im Vergleich zur konventionellen höhere Erträge beim Winterweizen- und niedrigere beim Sommergerstenanbau und folgerten, dass durch Pflugbearbeitung vor Winter N-Verluste ertragsmindernd wirkten, dagegen Bodenbearbeitung im Frühjahr die Stickstoffversorgung der Sommerung verbesserte. Auf veränderte Bodeneigenschaften von reduziert bearbeiteten Böden reagieren Kulturpflanzen unterschiedlich. Zuckerrübenerträge waren unabhängig von der N-Düngung niedriger als bei konventioneller Bearbeitung, dagegen brachte Winterweizen, mit ausreichender N-Düngung, auf reduziert bearbeiteten Böden einen höheren Ertrag als auf konventionell bearbeiteten (Knittel et al., 1985). Silomaisanbau konnte für reduzierte Bearbeitung optimiert werden, indem der Zeitpunkt für die Zwischenfruchtabtötung und Saat um zwei Wochen nach hinten verschoben wurde (Sainju und Singh, 2001). Eine höhere ertragswirksame Nutzung des Leguminosenstickstoffs der Zwischenfrucht unter reduzierter Bearbeitung im Vergleich zur konventionellen ermittelten Yoong et al. (2001) bei Winterweizen auf gut drainendem sandigen Lehm. Im Falle von Mais unter reduzierter Bearbeitung begründet Dick (1992) die höhere Effizienz der N-Aufnahme und den daraus resultierendem Mehrertrag durch höhere Bodenfeuchte während der Wachstumsperiode. Die höhere Bodenfeuchte in reduziert bearbeiteten Böden kann in Abhängigkeit vom Standort die N-Effizienz der Kultur erhöhen (Dick et al., 1992). Andererseits sanken Ertrag und N-Aufnahme auf schlecht drainenden, schweren Böden aufgrund verzögerter Erwärmung, N-Immobilisierung und geringerem Wurzelwachstum (Iragavarapu und Randall, 1995).

10

## 3. Problemstellung

Wegen der Fähigkeit, Luftstickstoff zu assimilieren, besitzen Kleegrasgemenge eine zentrale Stellung in Fruchtfolgen des organischen Landbaus. Nach dem praxisüblichen Umbruch im Herbst und der Einsaat von Winterweizen werden große Mengen an Stickstoff mineralisiert, die über Winter, aufgrund der geringen N-Aufnahme des Weizens, durch Auswaschung oder auf anderen Wegen dem Nährstoffkreislauf verloren gehen können.

Schlüsse zur Wirkung der Bodenbearbeitung auf den N-Haushalt werden in der Literatur mehrheitlich aus vergleichenden Untersuchungen zwischen den Systemen reduzierter und konventioneller Bodenbearbeitung getroffen. Daten zu kurzfristigen Effekten der Bodenbearbeitung sind verhältnismäßig rar. Daher sollen anhand von Feldversuchen Daten gewonnen werden, die das Verständnis der unmittelbaren Wirkung einer Bodenbearbeitung vertiefen und eine Modellierung der kurzfristigen Bodenbearbeitung erlauben. Hierfür wurden unterschiedliche Bodenbearbeitungs-Intensitäten beim Umbruch von Luzerne-Kleegras untersucht.

Vor diesem Hintergrund sind folgende Fragen zu klären:

- Beeinflusst eine Intensivierung der Bodenbearbeitung den Verlauf der Stickstoffmineralisierung?
- Stellt eine in der Intensität variierte Bodenbearbeitung ein taugliches Instrument zur Vermeidung von Nitratauswaschungen über Winter dar?
- Wie beeinflusst die Bodenbearbeitung im Herbst die Stickstoffaufnahme des folgenden Winterweizens? Hat diese darüber hinaus eine Spätwirkung im danach folgenden Hafer und wie wirkt sie sich auf die Kornerträge aus?
- Können die von der Bodenbearbeitung ausgehenden Wirkungen auf Bodenwasser-, Bodentemperatur- und Bodengashaushalt sowie die von ihnen beeinflussten Prozesse der Mineralisierung und Nitratauswaschung mit einem Simulationsmodell abgebildet werden?

## 4. Material und Methoden

#### 4.1 Versuchsstandorte

Die im folgenden betrachteten Feldversuche fanden auf Versuchsflächen der Universität Hohenheim (Süddeutschland) statt. Versuchsbeginn war auf dem Standort **Hohenheim** (Instituts für Pflanzenbau und Grünland; ,Goldener Acker', Schlag 9 und 11) für den **Versuch 610** der Herbst 1999, für den **Versuch 611** der Herbst 2000. Der **Versuch 660** wurde auf dem Standort **Kleinhohenheim** (Versuchstation für Nutztierbiologie und Ökologischen Landbau, Nordteil des Schlags KH2) ebenfalls im Herbst 1999 angelegt (Versuchsnummern wurden nach der institutsinternen Systematik vergeben). Die Charakterisierung der Standorte ist der Tab. 4-1 zu entnehmen. Der Standort Hohenheim wurde wegen seiner homogeneren Bodeneigenschaften intensiver untersucht. Die Versuchsfläche in Kleinhohenheim kann aufgrund wechselnder Bodentypen und -arten als heterogen eingestuft werden.

Hohenheim <sup>1)</sup>	Kleinhohenheim
400 m	435 m
5 %, Richtung West-Ost	>5 %, Richtung Nord-Ost
Parabraunerde	Parabraunerde mit mittlerer bis starker Pseudovergleyung <sup>2)</sup>
uL	uL - stL <sup>2)</sup>
	Hohenheim '' 400 m 5 %, Richtung West-Ost Parabraunerde uL

#### Tab. 4-1: Charakteristik der Versuchsstandorte

<sup>1)</sup> nach Agnes (1995) <sup>2)</sup> nach Friedel (1998)

## 4.2 Klima und Witterung

Die Wetterstation des Instituts für Physik und Meteorologie lieferte Witterungsdaten zum Versuchsstandort Hohenheim aus direkter Nachbarschaft. Auf dem Standort Kleinhohenheim wurde der Niederschlag bis Februar 2000 täglich von Hand notiert. Danach zeichnete eine mobile Wetterstation am Versuchsfeld Niederschlags- und Lufttemperaturdaten auf. Für den Monat Januar der Jahre 1999 und 2000 existieren keine Niederschlagsaufzeichnungen, somit konnte für diese Jahre keine Jahresniederschlagsmenge und Jahresmitteltemperatur errechnet werden. Die Niederschläge betragen im langjährigen Mittel 698 mm, bei einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 8,8 °C. Die Witterungsdaten sind in Abb. 4-1 und Abb. 4-2 dargestellt.



Abb. 4-1: Witterungsdaten für das langjährige Mittel und die Versuchsjahre 1999 bis 2001 am Standort Hohenheim (Daten des Instituts für Physik und Meteorologie)



Abb. 4-2: Witterungsdaten für die Versuchsjahre 1999 bis 2001 am Standort Kleinhohenheim (Daten nach täglichen Notierungen und mobiler Wetterstation des Versuchsguts Kleinhohenheim)

## 4.3 Versuchsanlage

Die Datenbasis für die Fragestellung der Untersuchung lieferten drei einfaktorielle, in vierfacher Wiederholung angelegte Feldversuche.

Auf den Schlägen der **Versuche 610** bzw. **611** wurden im Frühjahr 1997 bzw. 1998 Luzerne-Kleegrasbestände (27 kg Saatgut ha<sup>-1</sup> mit 50 % Luzerne (*Medicago sativa*), 15 % Rotklee (*Trifolium pratense*), 25 % Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*), 10 % Lieschgras (*Phleum pratense*)) eingesät. Nach zwei bis dreimaliger Schnittnutzung pro Jahr, wandelte sich der Bestand bis zum dritten Nutzungsjahr zu einem nahezu reinen Luzerneaufwuchs. Auf dem Schlag des **Versuchs 660** wurde der Luzerne-Kleegrasbestand (31 kg Saatgut ha<sup>-1</sup> mit 23 % Luzerne (*Medicago sativa*), 19 % Dt. Weidelgras (*Lolium perenne*), 39 % Wiesenschwingel (*Festuca pratensis*), 13 % Wiesenrispe (*Poa pratensis*), 6 % Weißklee (*Trifolium repens*)) zwei bis dreimal pro Jahr genutzt, davon ein bis zweimal durch Beweidung mit Schafen. Entsprechend der Nutzung setzte sich dieser Bestand im letzten Jahr zu etwa gleichen Teilen aus Leguminosen und Gräsern zusammen, wie der Tab. 10-1 im Anhang zu entnehmen ist.

Der Faktor Bodenbearbeitung wurde in allen Feldversuchen in vier Wiederholungen und drei Stufen variiert, wie Tab. 4-2 im Detail verdeutlicht. Bearbeitungen mit dem Rotortiller (Rau, Rototill, 1000 U min<sup>-1</sup>) erfolgten bis in 10 cm Tiefe. Die Pflugbearbeitung (Raabe, 20 bzw. 25 cm tief) geschah für alle Varianten eines Versuchs am selben Tag. Abweichend von den in 1999 angelegten Versuchen wurde im Versuch 611 die Variante RT+Pflug bereits zum ersten Bearbeitungstermin umgebrochen.

Nach der Pflugbearbeitung erfolgte eine Saatbettbereitung mit einer Kreiselegge (ca. 8 cm tief), anschließend wurde Winterweizen (*Triticum aestivum* L.) mit Fahrgassen im Zweimeterabstand gesät. Als Folgefrucht des Weizens wurde ohne vorherige Zwischenfrucht Hafer (*Avena sativa* L.) angebaut. Den Anbaubedingungen des Organischen Landbaus entsprechend wurde auf chemischen Pflanzenschutz und mineralische Düngung verzichtet. Ausnahmen bildeten eine Startdüngung mit 30 kg Kalkammonsalpeter-N ha<sup>-1</sup> (KAS) zur Luzerne-Kleegraseinsaat auf dem Standort Hohenheim und die Verwendung von gebeiztem Weizensaatgut im Versuch 610. Eine mechanische Unkrautregulierung sowie eine Zufuhr von organischen Düngern fand im Winterweizen nicht statt. Die detaillierte Aufstellung der Bewirtschaftungsmaßnahmen der Versuche ist Tab. 10-2, Tab. 10-3 und Tab. 10-4 zu entnehmen.

Vorfrucht	3 jähriges Luzerne-Kleegras						
Versuch 610: Herbst 1999, Hohenheim, Schlag 9							
Bearbeitungsgerät/ -tiefe	Rotortiller/ 10 cm	Rotortiller/ 10 cm	Pflug/ 20 cm				
Variante 1: RT+RT+Pflug	30.8.99	9.9.99	19.10.99				
Variante 2: RT+Pflug		9.9.99	19.10.99				
Variante 3: Pflug			19.10.99				
Saatbettbereitung mit Kreiselegge	e (ca. 8 cm tief);						
Winterweizensaat (Sorte: Rektor,	gebeizt) 390 Kö m <sup>-2</sup> a	m 19.10.99					
Hatersaat (Sorte: Jumbo, gebeizt)	) 330 Ko m <sup>2</sup> am 4.4.0	1					
Versuch 660: Herbst 1999, Kleir	nhohenheim, Schlag	KH2					
Bearbeitungsgerät/ -tiefe	Rotortiller/ 10 cm	Rotortiller/ 10 cm	Pflug/ 25 cm				
Variante 1: RT+RT+Pflug	30.8.99	9.9.99	15.10.99				
Variante 2: RT+Pflug		9.9.99	15.10.99				
Variante 3: Pflug			15.10.99				
Saatbettbereitung mit Kreiselegge (ca. 8 cm tief);							
Winterweizensaat (Sorte: Rektor,	ungebeizt) 395 Köm <sup>-</sup>	<sup>2</sup> am 21.10.99					
Hafersaat (Sorte: Lutz, ungebeizt,	) 300 Ko m² am 3.4.0	1					
Versuch 611: Herbst 2000, Hohenheim, Schlag 11							
Bearbeitungsgerät/ -tiefe	Rotortiller/ 10 cm	Rotortiller/ 10 cm	Pflug/ 20 cm				
Variante 1: RT+RT+Pflug	12.9.00	26.9.00	16.10.00				
Variante 2: RT+Pflug	12.9.00		16.10.00				
Variante 3: Pflug			16.10.00				
Saatbettbereitung mit Kreiselegge (ca. 8 cm tief; zwei Überfahrten);							

# Tab. 4-2: Feldversuchsanlagen der Standorte Hohenheim und Kleinhohenheim mit Versuchsbeginn Herbst 1999 und Herbst 2000

Winterweizensaat (Sorte: Rektor, ungebeizt) 414 Kö m<sup>-2</sup> am 17.10.00

## 4.4 Messprogramm

#### 4.4.1 Bodenprobenahme

Die Gewinnung von Bodenproben erfolgte durch Pürckhauer-Bohrstöcke. Acht Einstiche pro Parzelle wurden für die Tiefen 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 und 60-90 cm auf dem Feld zu einer Mischprobe vereint und sofort gekühlt. Im Weizenbestand wurden für die Bohrstockeinstiche die selben acht Stellen in der Parzelle verwendet die am Vortag zur Erhebung der Trockenmasse dienten. Zur Minimierung des Probenahmeeffekts wurde ein Bohrhammer mit hoher Schlagfrequenz (ca. 2400 Schläge min<sup>-1</sup>; Firma: Hilti) zum Einbringen des Bohrstocks verwendet (Aufhammer und Kübler, 1997; Aufhammer et al., 1993). Schlagbohrer und Zugvorrichtungen waren zur Beprobung auf unbewachsenem Boden und der Stoppel auf ein Raupenfahrzeug montiert. Im Weizen wurde die Probenahmevorrichtung an einen Parzellenschlepper gehängt, so dass entlang der Fahrgassen jeder Punkt im Bestand weitgehend zerstörungsfrei beprobt werden konnte.

## 4.4.2 Mineralischer Bodenstickstoff (N<sub>min</sub>)

Die Bodenproben wurden über Nacht bei 4 °C gelagert und am nächsten Tag verarbeitet, um Effekte durch die Lagerung zu vermeiden (Aufhammer et al., 1989). Die Homogenisierung der Mischprobe erfolgte mit einem Rührwerk. Nach Einwaage von 20,5 g  $(\pm 0,5 g)$ feldfrischen Bodens in 250 ml PE-Schüttelflaschen wurden die Proben mit 200 ml 0,025 n CaCl<sub>2</sub>-Lösung für 60 min. bei ca. 225 U min<sup>-1</sup> geschüttelt (Wehrmann und Scharpf, 1979). Das Extrakt wurde durch Filtration über stickstofffreie Papierfilter (Filtrak, 131), die zuvor mit ca. 100 ml H<sub>2</sub>O<sub>bidest</sub> und anschließend mit etwa 20 ml Filtrat gespült wurden, gewonnen. Die Extraktion der homogenisierten Bodenprobe erfolgte als Doppelbestimmung. Die TS wurde von jeder Probe durch Trocknung bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz als Einzelbestimmung ermittelt. Die Extrakte wurden bei sofortiger Nitrat- und Ammonium-Bestimmung bei 4 °C gekühlt oder bei späterer Untersuchung bei -20°C tiefgefroren. Die Analyse erfolgte UV-photometrisch auf einem Flow Injektion Analyzer (Tecator, System 5012). Blindwerte wurden während der Extraktion wiederholt ermittelt, indem die Extraktionslösung zeitgleich mit den Filtraten abfiltriert und analysiert wurde. Nach Einwaage wurden die Bodenproben bis zur späteren Untersuchung auf mikrobielle Biomasse bei -20°C eingefroren.

Die Nitrat- und Ammoniumkonzentration der Extraktlösung wurde nach Formel 1 mit der Einwaage zu mg N kg<sup>-</sup>1 (ppm) Boden verrechnet:

ppm N<sub>min</sub> = Konzentration der Extraktlösung (mgl<sup>-1</sup>) 
$$\cdot \frac{\text{Extraktlösung}(200 \text{ ml}) \cdot 100}{\text{Einwaage} \cdot \text{TS}(\%)}$$
 (1)

Die mineralische Stickstoffmenge je Hektar und Bodenschicht errechnete sich aus dem Produkt der N-Konzentration des Bodens, der Schichtmächtigkeit (in dm) und der mittleren Trockenrohdichte (g cm<sup>-3</sup>) der beprobten Schicht (siehe 4.4.6).

## 4.4.3 Kumulativer Nitrataustrag

Im Versuch 611 wurde der Nitrataustrag im Winterhalbjahr nach Umbruch der Luzerne-Kleegrasnarbe unterhalb eines Meters mit der Monitoringbox-Methode erfasst. (Eine detaillierte Beschreibung der Methode ist bei Bischoff et al. (1999) zu finden.) Hierzu wurde vom mittig gelegenen Bearbeitungsweg aus vor der ersten Bodenbearbeitung je Parzelle ein Profil ausgehoben. Ein ca. 40 cm langer Stollen diente der Installation der Monitoringbox in 1 m Tiefe unter ungestörtem Boden (Bezug der Monitoringbox und Einbau durch TerrAquat, Gutachterbüro für Boden, Wasser, Nährstoff und Kontamination, Stuttgart, Deutschland). Die Installation der Monitoringboxen erfolgte im Abstand von einem halben Meter zu den späteren Fahrgassen (n = 3, je Parzelle). Nach dem Einbau Anfang September 2000 wurden die Profile für die Bodenbearbeitung und Weizensaat bis zur Entnahme der Monitoringboxen Anfang April 2001 (215 d Messperiode) zugeschüttet. Beim Ausbau wurde der Bodenanschluss der Monitoringboxen überprüft. Die Monitoringbox bestand aus einem unterseitig mit einer Kunststoffmembran verschlossenen, etwa 15 cm hohen Kunststoffzylinder von 10 cm Durchmesser, der mit einen Gemisch aus Quarzsand, Schluff und Absorbermaterial gefüllt war. Die oberste Schicht des Zylinders (0-5 cm) wurde zur Feststellung der verlagerte Nitratfracht analysiert. Die Analyse der mittleren Schicht (5-7 cm) erfolgte zur Kontrolle, um einen Aufstieg oder 'Durchbruch' von Nitrat in der Box auszuschließen. Das Material jeder Schicht wurde homogenisiert und als Doppelprobe nach Einwaage des Aliquots von 14,5 g (± 0,5 g) mit 50 ml einer 0,5 M Schwefelsäure für 2 h bei ca. 225 U min<sup>-1</sup> geschüttelt. Die Extrakte wurden abfiltriert und bis zur UV-photometrischen Analyse auf einem Flow Injektion Analyzer (Tecator, System 5012) bei 4 °C gelagert.

Die analysierte Nitratkonzentration des Extraktes wurde mit der Einwaage des Absorbermaterials und der Extraktlösungsmenge unter Berücksichtigung der Grundfläche der Monitoringbox gemäß Formel 2 in kg N<sub>Nitrat</sub> ha<sup>-1</sup> umgerechnet.

kg Nitrat–N ha<sup>-1</sup> = 
$$\frac{\text{Nitratkonzentration Extrakt}(\text{mg N } l^{-1}) \cdot \text{Extraktlösung}(50 \text{ ml})}{\text{Masse der Schicht}(g) \cdot \text{Alliquot}(g) \cdot \text{Grundfl.der Box}(78,5 \text{ cm}^2) \cdot 10}$$
 (2)

#### 4.4.4 Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff im Boden

Für die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurden Bodenproben der Nmin-Untersuchung bis zur Tiefe von 60 cm verwendet. Hierzu tauten die Proben über Nacht im Kühlschrank auf. Die Einwaage von je 20 g frischem, homogenisiertem Boden in Keramikschälchen wurde als Doppelanalyse für 24 h in einem Exsikkator mit unter Vakuum verdampftem Chloroform inkubiert. Nach erfolgter Fumigation wurde durch wiederholtes Lüften und Vakuieren des Exsikkators (mindestens 7 Mal) die Probe chloroformfrei gemacht, in Schüttelflaschen überführt und mit 100 ml 0,5 M Kaliumsulfatlösung für 30 Minuten bei ca. 225 U min<sup>-1</sup> geschüttelt. Nach Filtration (Schleicher & Schuell, 512 ½) wurde der Extrakt bis zur späteren Messung bei -20°C tiefgefroren. Für die selbe Probe erfolgte parallel - zur Bestimmung von Blindwerten - die identische Behandlung ohne Fumigation. Die Untersuchung der i.d.R. 1:4 verdünnten Extrakte mittels thermisch-katalytischer Oxidation kohlenstoffhaltiger Verbindungen erfolgte an einem Autoanalyzer (Dimatec, Dimatoc 100), der die Gehalte an NO<sub>x</sub>-N, Gesamtkohlenstoff (TC) und anorganischem Kohlenstoff (TIC) ausgab. Aus der Differenz von TIC und TC ermittelte sich der organische Kohlenstoffgehalt (TOC) rechnerisch. Ein Probenteller des Autoanalyzers wurde mit allen Extrakten einer Feldwiederholung bestückt, so dass der Messfehler zwischen den Läufen varianzanalytisch erfasst werden konnte. Mikrobielle Stickstoff (Nmik)- und Kohlenstoff (C<sub>mik</sub>)-Gehalte des Bodens wurden gemäß der folgenden Formeln 3 bis 5 errechnet.

MATERIAL UND METHODEN

$Extraktkonz_{mik} = Extraktkonz_{fumigiert} - Extraktkonz_{nicht fumigiert}$		
$ppm N_{mik} = \frac{Extraktkonz_{mik} (\mu g N ml^{-1}) \cdot Verdünnungsfaktor \cdot Extraktionsvol(ml) \cdot 100}{Einwaage Boden (g) \cdot TS (\%) \cdot 0,54}$	(4)	
$ppmC_{mik} = \frac{Extraktkonz_{mik} (\mu g C m l^{-1}) \cdot Verdünnungsfaktor \cdot Extraktionsvol(ml) \cdot 100}{Einwaage Boden (g) \cdot TS (\%) \cdot 0,45}$	(5)	

Dabei dienten die Faktoren 0,54 (Formel 4) und 0,45 (Formel 5) dazu, den Anteil an Stickstoff (Brookes et al., 1985) bzw. Kohlenstoff (Jörgensen, 1995) mikrobiellen Ursprungs, der nicht extrahierbar war, zu korrigieren.

#### 4.4.5 Bodenkohlenstoff und -stickstoff

Nach der Untersuchung auf  $N_{min}$ ,  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$  wurden je Versuch die Bodenproben zweier Termine bei 60°C getrocknet, gesiebt und anschließend mit einem Elementaranalysator (Elementar, vario Max CNS) auf den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt (C<sub>t</sub>, N<sub>t</sub>) analysiert.

#### 4.4.6 Trockenrohdichte

Die Trockenrohdichte wurde im Versuch 611 mit Stechzylindern gemessen. In sechs Parzellen wurden in den Tiefen 15, 35, 55, 75 und 95 cm Stechzylinder mit einem Stempel vertikal eingeschlagen und anschließend herauspräpariert. Nach Trocknung des Inhalts des Stechzylinders bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C und Wägung konnte die Trockenrohdichte ermittelt werden, die u.a. zur Umrechnung des N<sub>min</sub>-Gehalts auf kg N ha<sup>-1</sup> Bodenschicht<sup>-1</sup> in allen Versuchen diente. Dafür wurde die Dichteverteilung der Tiefe mit der Funktion y = 1,1167 · z<sup>0,0915</sup> (B = 0,99) im Bereich von 0 bis 1 m geschätzt. Die durchschnittliche Trockenrohdichte (TRD) der Beprobungstiefe z<sub>1</sub> bis z<sub>2</sub> errechnete sich aus der Fläche unter der Dichteverteilung geteilt durch die Mächtigkeit der Schicht (z<sub>2</sub> - z<sub>1</sub>) (Formel 6). Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind im Anhang in Abb. 10-1 zu finden.

$$\text{TRD} = \frac{\int_{z_1}^{z_2} 1,1167 \cdot z^{0,0915} = \left[1,0230875 \cdot z^{1,0915}\right]_{z_1}^{z_2}}{(z_2 - z_1)} \tag{6}$$

#### 4.4.7 Bodenwasser

Der Bodenwassergehalt wurde in allen Versuchen parallel zur N<sub>min</sub>-Bestimmung gravimetrisch erhoben. Über die im Versuch 611 gemessene Bodendichte wurden die Daten auf den volumetrischen Bodenwassergehalt (Vol.%) bzw. auf eine Bodenschicht bezogen, in mm umgerechnet (Hartge und Horn, 1992).

In den Versuchen 610 und 611 wurde das Bodenwasser unter Weizen mittels Time Domain Reflectometry (TDR) gemessen (IMKO, Micromodultechnik GmbH, Trime-Rohr- und Dreigabelsonde). Dazu wurden je Parzelle unmittelbar nach der Weizensaat drei unterseits wasserdicht verschlossene Messrohre (Material: Tecanat) bis zur Tiefe von einem Meter in den Boden eingebracht. Zur Messung wurde eine transportable Rohrsonde mit angeschlossenem Messgerät in das installierte Rohr eingeführt. Je Bodentiefe (0-20, 20-40, 40-60 und 60-80 cm) erfolgten zwei Messungen, mit versetzter Ausrichtung der Sonde. Bei Trockenheit und Auftreten von Schrumpfrissen wurde die Messung der oberen 20 cm durch Einstechen einer Gabelsonde an je sechs über die Parzellen verteilten Punkten vorgenommen.

#### 4.4.8 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wurde im Versuch 610 für den Zeitraum Dezember 1999 bis Juli 2000 und für den Versuch 611 für den Zeitraum Oktober 2000 bis Dezember 2001 mittels Temperaturmesselementen (Thermistoren) und Datalogger aufgezeichnet (UNIDATA Europe (Starlog) GmbH, Thermistor gelb Modell 6507B/30 Temperaturbereich: -30 °C bis +60 °C, MACRO-Datalogger, Referenzwiderstand 6507A mit 15 k $\Omega$ ). Die Thermistoren (n = 24) wurden jeweils nach der Weizensaat in einer Feldwiederholung in den beiden Tiefen 5 und 15 cm über die Parzelle verteilt eingebaut. Der Messabstand betrug 3 s und wurde über eine Stunde gemittelt aufgezeichnet. Aus technischen Gründen gab es einen Datalogger für zwei Parzellen und einen weiteren für die dritte. Alle Thermistoren wurden vor dem Einbau 1999 in einem Kryostaten über einen Referenzthermistor im Temperaturbereich von -15 °Cbis +20 °C überprüft. Ausfälle von Thermistoren im Feld wurden ohne eine erneute Überprüfung ersetzt.

#### 4.4.9 Pflanzenanalysen

Vom Luzerne-Kleegras wurden mit Akkuscheren und einem 0,1 m<sup>2</sup> großen Rahmen, bei ausreichender Wuchshöhe auch mit einem Balkenmähwerk, an mehreren Stellen der Parzelle mindestens 1 m<sup>2</sup> große **Ernteschnitte** genommen. **Stoppelreste** wurden von Hand für 0,5 m<sup>2</sup> an fünf Punkten je Parzelle aufgelesen. Getreide wurde mithilfe eines 333 mm langen U-förmigen Blechprofils beerntet. Dabei wurden an acht beliebigen Stellen in der Parzelle drei hintereinanderliegende Getreidereihen (entsprach 1 m<sup>2</sup>) mit einer Akkuschere bodenbündig abgeschnitten und entnommen.

Die **Wurzelmasse** vom Luzerne-Kleegras wurde in den Versuchen 610 und 660 in den Tiefen 0-10 cm und 10-30 cm beprobt. An vier repräsentativen Stellen der Versuchsfläche wurden Bodenmonolithe mit einer Grundfläche von 0,2 m<sup>2</sup> mit einem Spaten entnommen und in der entsprechenden Tiefe geteilt. Die Bodenproben wurden in einer nachgebauten hydropneumatischen Waschvorrichtung von Kretschmar (2001), die ursprünglich von Smucker et al. (1982) entworfen und beschriebenen wurde, ausgewaschen. Anschließend erfolgte eine manuelle Reinigung der aufgefangenen Wurzelmasse von Streu und Regenwürmern. Bei der Verrechnung der Trockenmasse auf die volumenbezogene Wurzel-

masse (dt ha<sup>-1</sup> Tiefe<sup>-1</sup>) wurde das Volumen der aufgefangenen Steine aus den Bodenproben des Versuchs 660 berücksichtigt.

Die **Trockenmasse (TM)** des Pflanzenmaterials wurde durch Trocknung bei 60 °C in einem Umlufttrockenschrank bis zur Gewichtskonstanz und anschließende Wägung ermittelt. Zu einigen Terminen wurde vor der Trocknung die **Bestandesdichte** durch Auszählung der ährentragenden Halme des Quadratmeter-Schnitts ermittelt. Der **Feldaufgang** (**FA**) vom Weizen wurde zu mehreren Terminen in drei laufenden Metern in drei hintereinanderliegenden markierten Saatreihen je Parzelle ausgezählt.

Die Ermittlung des **Kornertrag**s erfolgte durch Drusch des reifen Quadratmeter-Schnitts an einem Standdrescher des Instituts für Agrartechnik. Die Kornprobe wurde gereinigt (Minipektus) und anschließend zusammen mit einem Aliquot des gedroschenen Strohs bei 60 °C getrocknet. Durch Wägungen wurde die Trockensubstanz von Stroh und Korn ermittelt und mit der Frischmasse der Gesamtprobe zu dt TM ha<sup>-1</sup> verrechnet. Die **Tausendkornmasse (TKM)** der getrockneten Probe ermittelte ein Kornzählgerät (Pfeuffer, Contador) (Probenumfang: 10.000 Körner).

Das getrocknete Pflanzenmaterial wurde bei Bedarf gehäckselt und anschließend gemahlen (0,5 mm Siebgröße). Ein Aliquot wurde für die Bestimmung der **Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration** mit einem Elementaranalysator (Elementar, vario Max CNS) verwendet. Durch Multiplikation mit der TM errechnete sich der **Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt**.

## 4.5 Biometrische Auswertungen

Statistische Auswertungen wurden mit Hilfe des Statistikprogramms Statistical Analysis System (SAS Institute Inc., 1989) durchgeführt. Die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen wurden als Spaltanlage (split-plot in space and time) verrechnet, dabei wurden die Faktoren Termin und Tiefe als Kleinstückfaktor (split-plot) innerhalb des Großteilstückfaktors (main-plot) Bodenbearbeitung aufgefasst. Die Ergebnisse der Pflanzenuntersuchungen wurden ebenfalls als Spaltanlage (split-plot in time) verrechnet, dabei wurde der Faktor Termin als Kleinstückfaktor innerhalb des Großteilstückfaktors Bodenbearbeitung aufgefasst. Unter Verwendung der Prozedur MIXED und der Option SATTERTHWAITE erfolgte eine varianzanalytische Verrechnung der Modelle. Die Annahme einer Unabhängigkeit der Korrelationen zweier Tiefen bzw. zweier Termine im räumlichen bzw. zeitlichen Abstand wurde an einem Ausschnitt des vorliegenden Datensatzes mit geostatistischen Ansätzen bzw. Zeitreihenmodellen unter zur Hilfenahme des Akaike'schen Informationskriteriums (AIC) überprüft.

Die Ergebnisse der kumulativen N-Verlagerung und der Getreideerträge des Versuchs 611 wurden als einfaktorielle Blockanlage mit der Prozedur ANOVA varianzanalytisch verrech-

net. Für die Verrechnung der Getreideerträge wurde der Faktor Ort der Versuche 610 und 660 als Großparzellenfaktor einer Spaltanlage angesehen, dem der Faktor Bodenbearbeitung hierarchisch untergeordnet war. Munzert (1992) folgend, wurde von gepoolten Blockeffekten ausgegangen. Bei Fehlwerten im Datensatz, die nicht versuchsbedingt waren, fand die Prozedur GLM Verwendung.

Die Homoskedasdizität der Daten und die Normalverteilung der Residuen wurden getestet. Soweit Effekte im F-Test eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % unterschritten, erfolgte eine Berechnung der Grenzdifferenzen (GD) auf der Grundlage eines t-Tests (LSD).

## 4.6 Simulation der C- und N-Dynamik

Zur Abbildung der Mineralisierungsdynamik des Stickstoffhaushalts wurde das Simulationsmodell CANDY<sup>1</sup> verwendet, das in der Vergangenheit schon häufig bei pflanzenbaulichen Untersuchungen eingesetzt wurde. Simulationen wurden für die Versuche 610 und 611 des Standorts Hohenheim durchgeführt, da für diese Versuche Informationen über Witterung und Standort in ausreichender Menge und Qualität vorlagen.

## 4.6.1 Das Simulationsmodell CANDY

Die folgende Beschreibung der wichtigsten Prozesse des Modells CANDY ist bei Knuth (1995) zu finden. Eine detaillierte Beschreibung findet sich auch bei Franko (1989), Franko et al. (1995b) und Franko (1997). Im Modell CANDY werden die Prozesse C-Umsatz, N-Mineralisierung, N-Verlagerung, N-Immobilisierung, Denitrifikation und Stickstoffaufnahme durch den Pflanzenbestand berücksichtigt.

Die organische Substanz (OS) im Boden lässt sich nach Franko (1989) mehreren Kompartimenten zuordnen:

1. organische Primärsubstanz (OPS):

Die OPS umfasst die dem Boden zugeführten Erntereste und organischen Dünger, soweit sie noch nicht vollständig abgebaut sind. Die OPS wird der organischen Bodensubstanz durch Abbauprozesse über die mikrobielle Biomasse zugeführt.

 organische Bodensubstanz (OBS): Gesamtheit aller im Boden vorkommenden organischen Verbindungen (exklusive OPS). Die OBS lässt sich aus dem Ct-Gehalt des Bodens multipliziert mit 1,724 ermitteln.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> UFZ Umweltforschungszentrum Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Dr. U. Franko, http://www.bdf.ufz.de/

- a. inerte organische Bodensubstanz (OBS<sub>i</sub>):
   Die inerte organische Bodensubstanz ist mit dem Feinanteil (FAT = Tonund Feinschluff ≤ 6,3 µm) korreliert. Sie hat eine Halbwertszeit von ca. 2000 Jahren. Die Umsetzungsprozesse der OBS<sub>i</sub> werden im Modell nicht betrachtet.
- b. umsetzbare organische Bodensubstanz (OBS<sub>u</sub>):
  - aktive organische Substanz (AOS):
     Die AOS ist an sämtlichen Auf- und Abbauprozessen im Boden beteiligt. Dieses Kompartiment entspricht in seiner Stellung im Modell der mikrobiellen Biomasse.
  - ii. stabilisierte organische Substanz (SOS):
     Die SOS wird auch als "passiver" Anteil der OBS bezeichnet. Zwischen SOS und AOS läuft ein kontinuierlicher Austauschprozess.

Nach dieser Einteilung der organischen Substanz beginnen alle Umsatzprozesse mit dem Abbau von OPS, sie dient als Stoff- und Energiequelle für die aktive organische Substanz. Die von den Mikroorganismen benötigte Energie wird aus der Mineralisierung organischer Substanz gewonnen. Der C-Umsatz als energieliefernder Prozess dominiert den N-Umsatz. Im Fall der N-Immobilisation kommt es bei Mangel an mineralischem Stickstoff zu einer negativen Rückkopplung. Die einzelnen Abbau- und Umsatzprozesse werden jeweils mit einer Reaktionskinetik 1. Ordnung beschrieben (Franko, 1989):

$$\frac{\partial C_{OPS(t)}}{\partial t} = -k_{OPS} \cdot C_{OPS(t)}$$
(7)

$$\frac{\partial C_{AOS(t)}}{\partial t} = \eta \cdot k_{OPS} \cdot C_{OPS(t)} - k_{AOS} \cdot C_{AOS(t)} - k_s \cdot C_{AOS(t)} + k_a \cdot C_{SOS(t)}$$
(8)

$$\frac{\partial C_{SOS(t)}}{\partial t} = k_s \cdot C_{AOS(t)} - k_a \cdot C_{SOS(t)}$$
(9)

Als Primärumsatz wird der Abbau der OPS, bzw. des darin enthaltenen Kohlenstoffs ( $C_{OPS}$ ), durch die aktive organische Substanz bezeichnet (Gleichung 7). Lediglich ein Teil des mineralisierten Substrats wird dabei in die AOS überführt, der Rest wird zur Energiegewinnung veratmet. Dieses Verhältnis wird durch den Synthesekoeffizienten ( $\eta$ ) der, wie auch der Abbaukoeffizient ( $k_{AOS}$ ), als substratspezifische Größe einfließt, in Gleichung 8 berücksichtigt. Der zweite Term beschreibt die parallel zur Synthese erfolgende Mineralisierung der aktiven organischen Substanz ( $-k_{AOS} \cdot C_{AOS(t)}$ ). Der Sekundärumsatz umfasst den Austausch mit der stabilisierten organischen Substanz ( $-k_{AOS(t)} + k_a \cdot C_{SOS(t)}$ ).

Reaktionsparameter für den C- und den N-Umsatz werden im allgemeinen unter optimalen Bedingungen ermittelt (Freytag, 1987; Richter et al., 1982; Stanford und Smith, 1972). Die

~

im Modell verwendete "wirksame Mineralisierungszeit (WMZ)" (Franko, 1990; Kartschall, 1986) beinhaltet Funktionen für den Temperatur- und Feuchteeinfluss sowie einen Dämpfungskoeffizienten (ð) für die Abnahme der Umsatzprozesse mit zunehmender Tiefe (z). Als zeitliche Bezugsbasis wird dabei die WMZ, die auch als "biologisch wirksame Zeit" bezeichnet wird, verwendet, um verschiedene Jahre miteinander vergleichen zu können (Franko, 1990):

$$WMZ_{(z)} = f_{T}(T_{(z)}) \cdot f_{W}(W_{(z)}) \cdot e^{(-\vartheta \cdot z)}$$
(10)

Die Stickstoffumsetzung ist eng mit der Kohlenstoffdynamik verbunden. Im Sekundärumsatz verlaufen die beiden kinetischen Prozesse, aufgrund des konstanten C/N-Verhältnisses der OBS, parallel. Dagegen wird die N-Kinetik im Primärumsatz vor allem durch das unterschiedliche C/N-Verhältnis der OPS bestimmt. In Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der zugeführten organischen Masse erfolgt eine N-Mineralisierung oder N-Immobilisierung. Nach Körschens (1988) liegt die Grenze zwischen N-Freisetzung und Immobilisierung bei einem C/N-Verhältnis von 21.

Vorraussetzung für die Denitrifikation sind anaerobe Bedingungen und leicht lösliche Kohlenstoffverbindungen (Benckiser et al., 1986; Terry und Tate, 1980). Im Modell wird die Denitrifikation vor allem von der Nitratmenge, dem Kohlenstoff der aktiven organischen Substanz und einem Faktor, in den Temperatur und Feuchte einfließen, bestimmt.

Im Bodenwassermodul von CANDY werden die hydrologischen Prozesse auf Basis eines Kapazitätskonzeptes behandelt (Koitzsch und Günther, 1990; Glugla, 1969), bei welchem der Boden in Schichten aufgeteilt betrachtet wird. Der Wasseraufstieg kann in einer Schicht einzig durch den Prozess der Transpiration für Bodenfeuchten oberhalb des permanenten Welkepunkts erfolgen. Der Versickerung von Bodenwasser durch Gravitationskräfte liegt die Annahme zugrunde, dass ein vertikaler Abfluss erst nach Überschreiten der Feldkapazität der Bodenschicht auftritt. Die Stickstoffverlagerung ist an den Sickerwasserfluss gekoppelt. Die Berechnung der Versickerungsmengen erfolgt schichtweise mittels der Differentialgleichung 11.

$$\frac{\partial W_{(t)}}{\partial t} = -\lambda \cdot (W_{(t)} - W_{FK(t)})^2 \quad \text{für } W \ge W_{FK}$$
(11)

Der Wassergehalt (W) der betrachteten Bodenschicht und der Wassergehalt bei Feldkapazität (W<sub>FK</sub>) wird zum Zeitpunkt t in mm angegeben. Der empirische Parameter  $\lambda$  (mm<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>) kann über verschiedene Schätzverfahren ermittelt werden.

Der Stickstoffentzug durch die Pflanze wird durch die Vorgabe des Ertragsziels bzw. die gemessene Stickstoffaufnahme in stark vereinfachter Form berücksichtigt. Die Stickstoffaufnahme der wachsenden Kulturpflanze folgt einem S-förmige Verlauf, dessen Steilheit kulturartspezifisch eingestellt werden kann. Bei Leguminosen wird von einem umgekehrt S-förmigen Verlauf ausgegangen, wodurch mit der Zeit immer weniger Stickstoff aus dem

Boden zugunsten der N-Fixierung aufgenommen wird. In Abhängigkeit vom entzogenen Stickstoff erfolgt ein kulturartspezifischer Mehrentzug für das Wurzelwachstum, der mit der Ernte neben den Ernteresten dem Kompartiment der OPS zugeschrieben wird.

## 4.6.2 Herkunft und Ableitung der verwendeten Modellparameter

Parameter, die das Simulationsprogramm CANDY Version 4.96 in Datenbanken bereitstellt, z.B. fruchtartspezifische Synthese- und Abbaukoeffizienten, sind, wenn nicht anders erwähnt, unverändert übernommen.

#### 4.6.2.1 Wetterdaten

Die Prozesse im Simulationsprogramm CANDY werden in Tagesschritten gerechnet. Folglich mussten die Wetterdaten Niederschlag, Lufttemperatur und Globalstrahlung in täglicher Auflösung bereitgestellt werden. Die erforderlichen Daten für den Simulationszeitraum vom 1.1.1997 bis zum 31.12.01 wurden vom Institut für Physik und Meteorologie in unmittelbarer Nähe zu den Versuchen 610 und 611 erhoben und hier verwendet.

#### 4.6.2.2 Initialdaten

Die beiden Simulationsobjekte '610' und '611' sind in einer Festdatenbank definiert (Tab. 4-3). Der Start der Simulation erfolgte im Luzerne-Ansaatjahr und endete mit Abschluss des Versuchsjahres 2001. Die jährlichen N-Immissionen wurden nach Literaturangaben auf 40 kg N ha<sup>-1</sup> festgelegt (Körschens, 1991).

Die Angabe der nutzbaren Feldkapazität (nFK) zum Simulationsstart von 100 Vol.%, wurde nach Empfehlung des CANDY-Handbuchs gewählt. Die Angabe des reproduktiven Kohlenstoffgehalts ( $C_{rep}$ ) dient der Initialisierung der Kompartimente AOS und SOS. Der  $C_{rep}$ -Gehalt wurde nach Auswertung der Schlaggeschichte auf die Zufuhr von organischem Material auf 8 dt ha<sup>-1</sup> festgelegt.

		Versuch 610	Versuch 611
Bodenprofil		siehe Tab. 4-6	siehe Tab. 4-6
Wetterdaten <sup>1)</sup>	tgl. Date	n zu Niederschlag, Lufttem	p. und Globalstrahlung
Simulationsstart		01.01.97	01.01.98
Simulationsende		31.12.01	31.12.01
jährl. N-Immissionen	(kg N ha⁻¹)	40	40
langj. Temperaturmittel 1)	(°C)	8,8	8,8
langj. Niederschlagsmittel <sup>1)</sup>	(mm)	697,6	697,6
C <sub>rep</sub>	(dt ha⁻¹)	8	8
nFK zum Simulationsstart	(Vol.%)	100	100

Tab. 4-3: Festdaten	der simulierten	Versuche 610	und 611
---------------------	-----------------	--------------	---------

<sup>1)</sup> nach Daten des Instituts für Physik und Meteorologie der Universität Hohenheim

24

#### 4.6.2.3 Bodenprofil

Die Basisparameter zur Beschreibung des Bodens, die unweit der eigenen Versuchsflächen ermittelt wurden, wurden der Arbeit von Huwe (1991) entnommen (Tab. 4-4). Neben diesen Bodenkennwerten dienten eigene Daten zur Erstellung eines Ausgangsprofils.

Die Angaben von Huwe (1991) zu Anzahl und Mächtigkeit der Horizonte wurden den Gegebenheiten des untersuchten Ackerstandorts angepasst und entsprechend den Erfordernissen des Modells vereinfacht. Das Profil ist in vollen dm in vier Horizonte unterteilt (Tab. 4-6). Die Werte für den permanenten Welkepunkt (pF 4,2 bzw. PWP) sind vom Ausgangsprofil übernommen und anteilig auf die neue Horizontierung umgerechnet.

Das Porenvolumen (PV) wurde aus der Trockenrohdichte (TRD) und der Trockensubstanzdichte (TSD) nach Formel 12 errechnet.

$$PV = 100 \cdot (1 - \frac{TRD}{TSD})$$
(12)

Die Werte für die TSD wurden unverändert von Huwe (1991) übernommen, die der TRD stammen aus den eigenen Messungen im Versuch 611 (Abb. 10-1).

Tab. 4-4: Bodenkennwerte für den Standort Hohenheim (Grünland 'Goldener Acker') nach Huwe (1991)

Hori-	Tiefe	TRD	TSD		V	'ol.% bei p	F		kf
zont	(cm)	(g cm⁻³)	(g cm⁻³)	-∞	1	2	2,5	4,2	(m d⁻¹)
1	0 - 5	1,49	2,66	43,98	43,72	37,89	34,97	17,40	3,09
2	5 - 20	1,49	2,66	43,98	40,96	34,86	32,21	18,10	0,38
3	20 - 42,5	1,57	2,69	41,64	37,62	33,43	31,63	21,47	3,49
4	42,5 - 85	2,62	2,70	40,00	38,91	37,18	35,91	22,01	(18,54)
5	85 -120	1,54	2,72	43,38	43,19	42,69	41,62	35,06	0,008

Alaily (1972) untersuchte detailliert die Korngrößenzusammensetzung von Lößböden der Umgebung Hohenheims, so dass der Feinanteil des Bodens (FAT  $\leq$  6,3 µm) dieser Arbeit entnommen werden konnte.

Der empirische Parameter  $\lambda$  wurde aus der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (kf) geschätzt. Der kf-Wert von 18,54 m d<sup>-1</sup> des vierten Horizonts des Grünlandprofils (Tab. 4-4) führte bei der Schätzung zu einem unrealistischen  $\lambda$ -Wert. Für diese Bodenschicht wurde alternativ mit einem multiplem Regressionsverfahren nach Saxton (1986) die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus der Korngrößenverteilung (Alaily, 1972) geschätzt. Mit der Formel 13 wurde der  $\lambda$ -Wert bestimmt (Glugla, 1969).

$$\begin{split} \lambda &= 4 \cdot (0.513 + 0.0637 \cdot \log(kf)) & \text{für } kf > 5 \cdot 10^{-8} \, \text{ms}^{-1} \\ \lambda &= 0.15 & \text{für } kf \le 5 \cdot 10^{-8} \, \text{ms}^{-1} \end{split} \tag{13}$$

Die Parameter FK, TRD und  $\lambda$  wurden anhand der in Tab. 4-5 dargestellten Bodenwassermessreihe im Versuch 611 manuell kalibriert. Dabei ist unterstellt, dass die Frühjahrsmessungen (dritter Termin) die volumetrische Bodenfeuchte bei FK wiedergaben.

Tab. 4-5: Bodenfeuchte (mm) (TDR-Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-80 cm) im Versuch 611

Те	rmin	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	$GD_{5\%}$	0-80 cm
1	13.02.01	67	101	98	93	3,5	360 °
2	01.03.01	70	100	97	93		360 °
3	19.04.01	87	105	100	96		387 <sup>f</sup>
4	10.05.01	50	94	95	92		330 <sup>d</sup>
5	01.06.01	35	60	75	76		247 <sup>b</sup>
6	22.06.01	25	57	70	71		222 <sup>a</sup>
7	04.07.01	48	82	78	69		278 °
8	12.07.01	37	69	74	69		248 <sup>b</sup>
9	26.07.01	-	57	53	52		-
G	D <sub>5%</sub>	3,1					HW

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

Die TRD-Daten wurden zur Einhaltung der Bedingung PV > FK nach Formel 12 verändert. Die  $\lambda$ -Werte sind bei der Kalibrierung nur geringfügig angepasst.

Werte für den Kohlenstoffgehalt des virtuellen Profils konnte den Messungen vor Versuchsbeginn entnommen werden. Die Umrechnung dieser über beide Versuche gemittelten Versuchswerte geschah anteilig auf die Bodenschichten des virtuellen Profils. Der N<sub>min</sub>-Startwert (N<sub>min</sub> Initial) wurde einheitlich mit 4 kg N ha<sup>-1</sup> je dm Bodenschicht vorgegeben. Die für die Simulation verwendeten Bodenparameter und Einteilung der Horizonte sind in Tab. 4-6 wiedergegeben.

Tab. 4-6: Bodenkennwerte und Initialdaten des kalibrierten Bodenprofils für die Simulation der Versuche 610 und 611

Horizont Tiefe		1 0-20 cm	2 20-60 cm	3 60-80 cm	4 80-120 cm
TRD	(g cm <sup>-3</sup> )	1,30	1,30	1,38	1,60
TSD	(g cm⁻³)	2,67	2,70	2,70	2,72
PV	(Vol.%)	51,31	51,85	49,07	41,18
FK	(Vol.%)	35,60	47,41	46,00	39,00
PWP	(Vol.%)	19,11	21,87	21,87	25,00
λ	(mm <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	0,80	0,65	0,65	0,80
FAT	(Gew.%)	37,30	41,70	39,40	41,40
Ct	(Gew.%)	1,22	0,72	0,63	0,60
$N_{\mbox{\scriptsize min}}$ Initial	(kg N ha⁻¹)	4	4	4	4
### 4.6.2.4 Bewirtschaftungsdaten

Die Simulation überjähriger Feldfrüchte beginnt CANDY mit dem Ansaatjahr. Ein Wandel der Bestandeszusammensetzung in einem Gemenge (Leguminosen/Gras-Verhältnis) wird nicht berücksichtigt. Da sich in beiden Versuchen das Gemenge bis zum Umbruchtermin in einen reinen Luzernebestand gewandelt hatte, wurde dieser für alle drei Anbaujahre angenommen. Der Stickstoffentzug der Futterfrucht wird dem Modell für die Anbaujahre kumuliert angegeben. Zu Zwischenernteterminen gibt CANDY die anteilige N-Menge aus, die der virtuelle Bestand bis zu diesem Zeitpunkt entzogen hat. Für die Versuche 610 und 611 dokumentierte die Versuchstechnik einen Luzerne-Kleegrasertrag am 9.9.1998. Daneben wurden im Versuch 610 zum letzten Schnitt am 20.8.1999 Ertragserhebungen vorgenommen. Die übrigen Ertragsangaben beruhen auf überschlägigen Schätzungen. Der kumulierte N-Entzug der Luzernefrucht wurde so gewählt, dass er zur erhobenen Zwischenernte (Ertrag mit 4 % N in der TM umgerechnet) dem simulierten entsprach.

Die Bewirtschaftungsdaten für die Versuche 610 und 611 wurden für CANDY in einer Schlagkartei archiviert (Tab. 10-5 und Tab. 10-6), und zwar nach Mengen, Tiefen und/oder Terminen von Düngergaben, Bodenbearbeitungen, Feldaufgängen und Ernten. Organische Düngungen – darunter fiel das Mulchen des Luzerne-Kleegrases und die Strohdüngung – wurden in kg Kohlenstoff je ha angegeben. Programmintern werden Stickstoffmengen organischer Düngungen über substratspezifische C/N-Verhältnisse umgerechnet. Für Luzerne wurde ein Verhältnis von 10 gemessen und entsprechend in der Simulation verwendet.

Die Angaben zu Bodenbearbeitungstiefen staffeln sich in vollen dm. Zu einem Bodenbearbeitungstermin mittelt CANDY die Konzentrationen der N- und C-Kompartimente in den bearbeiteten Bodenschichten. Bodenbearbeitungen (BB) kleiner als 1 dm werden von CANDY demnach nicht berücksichtigt. Dies führte in der Simulation zu einer unbefriedigenden Abbildung der N-Dynamik nach dem variierten Umbruch des Luzerne-Kleegrases.

Daher wurden dem Modell für den Simulationslauf, neben den intern berechneten Wurzelund Ernteresten, zusätzlich fiktive Gaben organischen Materials (OPS<sub>Luzerne</sub>) zum Zeitpunkt des Umbruchs angegeben, um eine bessere Abbildung der gemessenen N<sub>min</sub>-Daten zu erreichen. Die Parameter des fiktiven Materials entsprachen der in CANDY tabellierten Luzerne. In einem manuellen Optimierungsverfahren wurde die Menge der fiktiven organischen Substanz bis zur bestmögliche Anpassung der Simulation an die N-Dynamik nach Umbruch des Luzerne-Kleegrases schrittweise angehoben. Die Kohlenstoffmenge der applizierten Düngung für die einzelnen Varianten ist der Tab. 4-7 zu entnehmen.

	Versuch 610				Versuch 611		
	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
30.08.99	340			12.09.00	500	500	
09.09.99		46 <sup>2)</sup>		16.10.00			748 <sup>3)</sup>
19.10.99			350				

Tab. 4-7: Höhe der fiktiven Zufuhr mit organischem Material<sup>1)</sup> (kg C ha<sup>-1</sup>) zu den Umbruchsterminen als Resultat der manuellen Optimierung des Modells

<sup>1)</sup> Verwendung von OPS<sub>Luzerne</sub>

<sup>2)</sup> zusätzlich zum eingearbeiteten Luzernebestand von 324 kg C ha<sup>-1</sup>

<sup>3)</sup> vom Modell geschätzter Wert für den gemulchten Luzernebestand

#### 4.6.2.5 Modelleffizienz

Zur Evaluierung der simulierten Daten wurde als Kriterium die Modelleffizienz (ME) (Loague und Green, 1991) verwendet. Die Modelleffizienz ist definiert als das Verhältnis der Gesamtvarianz gemessener Daten, die durch das Modell erklärt werden (Formel 14).

$$ME = 1 - \sum_{i=1}^{n} (M_i - G_i)^2 / \sum_{i=1}^{n} (G_i - \overline{G})^2$$
(14)

Dabei stehen  $M_i$  und  $G_i$  für die geschätzten bzw. gemessenen Werte und n für die Probenanzahl. Das arithmetische Mittel der Messdaten wird durch die Variable  $\overline{G}$  gekennzeichnet. Die Bedeutung der ME ist dem Bestimmtheitsmaß (B) ähnlich. Eine gute Modellperformance verlangt aber, dass gemessene und geschätzte Daten gleich und nicht lediglich linear korreliert sind. Die ME kann auch als das B einer Regressionslinie mit der Steigung eins und dem Schnittpunkt null angesehen werden. Daher ist die ME ein Maß für den Umfang, mit dem sich geschätzte Daten einem Messdatensatz annähern. Wenn alle geschätzten und gemessenen Daten den gleichen Wert annehmen ist die ME eins. Bei Werten kleiner null sind die geschätzten Werte weniger präzise als das gemessene Mittel.

# 5. Ergebnisse

Im folgenden ersten Teil der Ergebnisse werden die Umweltwirkungen der intensivierten Bodenbearbeitung beim Umbruch eines Luzerne-Kleegrasbestandes behandelt, insbesondere die Daten des Boden-Stickstoffhaushalts, sowie die Interaktion der N-Mineralisierung mit der N-Aufnahme von Folgefrüchten. Der zweite Teil befasst sich mit der Simulation der N-Mineralisation und der Freisetzung von mineralischem Stickstoff und seiner Verlagerung mit dem Bodenwasser. Als Datengrundlage der Simulation dienten die Ergebnisse der Versuche 610 und 611.

# 5.1 Umweltwirkungen der Bearbeitungsintensivierung

Der Einfluss der Bearbeitungsintensivierung auf die erfassten Bodenparameter für mineralischen Stickstoff, Nitratverlagerung, mikrobiellen Kohlen- und Stickstoff sowie für Kohlenund Stickstoff im Boden wird zunächst behandelt. Die Wirkung der variierten Bodenbearbeitung auf N-Aufnahme und Ertrag der Folgefrüchte ist Inhalt der Kapitel 5.1.5 und 5.1.7.

# 5.1.1 Entwicklung der N<sub>min</sub>-Gehalte

Die Gehalte an mineralischem Stickstoff im Boden (Ammonium und Nitrat) wurden zu mehreren Terminen vor und nach Versuchsdurchführung mit der  $N_{min}$ -Methode erfasst. Die  $N_{min}$ -Gehalte sind kumuliert für die gesamte Beprobungstiefe und eingeteilt in die beprobten Abschnitte 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 und 60-90 cm dargestellt.

# Versuch 610

Die N<sub>min</sub>-Gehalte zum Narbenumbruch im Jahr 1999 im Versuch 610 sind kumuliert für die Bodentiefe 0-60 cm in Abb. 5-1 dargestellt. Für das folgende Jahr wurde bis zur Tiefe von 0-90 cm beprobt. Diese Ergebnisse sind in Abb. 5-2 zu finden. Im Anhang sind sie in tabellarischer Form beigefügt (Tab. 10-11 und Tab. 10-12). Die N<sub>min</sub>-Gehalte der untersuchten Bodenschichten für den gesamten Versuchzeitraum zeigt Tab. 5-1.

Bei der Bodenbeprobung unter Luzerne-Kleegras, drei Wochen vor der ersten Bodenbearbeitung, wurden in allen Varianten durchschnittlich 21 kg N ha<sup>-1</sup> gefunden. Von dieser Menge befanden sich rund 80 % in 0-30 cm Tiefe, davon gut die Hälfte in den oberen 10 cm.

Neun Tage vor dem zweiten Beprobungstermin wurde die Variante RT+RT+Pflug mit dem Rotortiller umgebrochen. Der N<sub>min</sub>-Gehalt erhöhte sich im Vergleich zum Vortermin für die bearbeitete Variante nachweislich um 33 kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup>. Im gleichen Zeitraum nahm der N<sub>min</sub>-Gehalt der übrigen Varianten unter dem Luzerne-Kleegrasbestand tendenziell ab. Der N<sub>min</sub>-Gehalt der bearbeiteten Tiefe und der Tiefe 30-60 cm unterschied sich von den unbe-

arbeiteten Varianten signifikant, dagegen waren die Gehalte in den dazwischenliegenden Bodenschichten der RT+RT+Pflug-Variante nur leicht erhöht.



Abb. 5-1: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N<sub>min</sub>-Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)

Einen Tag nach der zweiten Beprobung wurde am 9. September die Rotortillerbearbeitung für die Variante RT+RT+Pflug wiederholt, gleichzeitig wurde die Narbe der Variante RT+Pflug umgebrochen. Knapp drei Wochen später waren die N<sub>min</sub>-Gehalte der bearbeiteten Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug gegenüber dem Vortermin signifikant auf 75 bzw. 58 kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup> angestiegen. Der N<sub>min</sub>-Gehalt der obersten Bodenschicht betrug für die bearbeiteten Varianten im Mittel 40 kg N ha<sup>-1</sup>. Dagegen enthielt die noch unbearbeitete Pflug-Variante 6 kg N ha<sup>-1</sup>. In der Schicht 10-20 cm unterschieden sich die Varianten RT+RT+Pflug und Pflug mit 20, 10 bzw. 5 kg N ha<sup>-1</sup> signifikant. Die RT+RT+Pflug-Variante hatte in der Tiefe von 20-60 cm einen nachweisbar höheren N<sub>min</sub>-Gehalt als die Pflug-Variante.

Die Pflugbearbeitung und somit der Narbenumbruch der Variante Pflug und die anschließende Weizeneinsaat erfolgte am 19.10.99 für alle Varianten.

Unter der Annahme, dass der N<sub>min</sub>-Gehalt des ersten Probenahmetermins bis zum Umbruch der Variante RT+RT+Pflug sich nicht änderte, wurden durch diese Rotortillerbearbeitung innerhalb von neun Tagen rechnerisch 3,7 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> mineralisiert. Im Zeitraum von 18 Tagen nach der zweiten Rotortillerbearbeitung betrug die Nettofreisetzung 1,3 kg N

ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> für die Variante RT+RT+Pflug und 2,2 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> für die Variante RT+Pflug (Abb. 5-1).

Termin	Bodenbearbeitung	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
1 09.08.99	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	7,4 9,9 10,0	4,0 4,5 5,5	3,7 3,2 3,6	4,1 2,7 5,1	- - -
2 08.09.99	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	31,7 <sup>b</sup> 8,0 <sup>a</sup> 5,4 <sup>a</sup>	6,5 3,6 4,2	5,2 2,4 3,0	9,2 <sup>b</sup> 3,5 <sup>a</sup> 3,4 <sup>a</sup>	- - -
3 27.09.99	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	40,7 <sup>b</sup> 38,2 <sup>b</sup> 5,7 <sup>a</sup>	19,7 ° 9,9 <sup>b</sup> 4,5 °	7,5 <sup>b</sup> 4,3 <sup>ab</sup> 2,5 <sup>a</sup>	7,5 <sup>b</sup> 5,1 <sup>ab</sup> 2,2 <sup>a</sup>	- -
4 23.03.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	2,7 <sup>a</sup> 6,1 <sup>b</sup> 3,1 <sup>ab</sup>	5,8 3,2 4,3	4,3 5,0 4,4	11,7 <sup>ab</sup> 14,5 <sup>b</sup> 9,9 <sup>a</sup>	17,3 <sup>b</sup> 12,4 <sup>a</sup> 11,5 <sup>a</sup>
5 09.05.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	1,9 2,5 1,9	1,9 2,4 2,4	3,3 2,3 3,4	13,5 <sup>b</sup> 9,1 ª 9,7 ª	9,4 <sup>b</sup> 6,6 <sup>ab</sup> 4,4 <sup>a</sup>
6 07.06.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	1,8 1,8 2,3	2,5 3,1 3,0	2,7 2,2 3,1	1,4 1,3 1,7	0,8 0,8 0,8
7 28.08.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	5,1 5,8 6,3	7,5 8,6 8,9	8,9 8,1 8,6	8,2 6,2 7,1	1,7 1,5 1,6
8 23.08.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	2,7 3,2 3,3	2,6 2,8 2,5	2,1 2,1 2,4	1,3 0,8 1,0	0,5 0,2 0,3

Tab. 5-1: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>∹</sup>	<sup>1</sup> Tiefe <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der	Interaktion Termin x Tiefe x
Bodenbearbeitung (n =	4) im Versuch 610	

 $GD_{5\%}$  Termin = 3,2 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Tiefe

 $GD_{5\%}$  Tiefe = 3,1 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Termin

GD<sub>5%</sub> BB = 3,3 - Werte mit gleichen Buchstaben auf gleicher Stufe von Termin und Tiefe unterscheiden sich nicht signifikant

Die Entwicklung der N<sub>min</sub>-Gehalte unter dem wachsenden Weizenbestand gibt Abb. 5-2 wieder. Es besteht eine Hauptwirkung für den Faktor Termin, Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten waren in diesem Zeitraum für die betrachtete Bodentiefe 0-90 cm nicht signifikant. Die Abbildung zeigt daher die Varianten als arithmetische Mittel eines Termins.

Im Frühjahr 2000 befand sich etwa ein Drittel der gesamten mineralischen Stickstoffmenge von 39 kg N ha<sup>-1</sup> in den oberen 30 cm (Tab. 5-1). Innerhalb einer Schicht unterschieden sich die Varianten in den Tiefen 0-10, 30-60 und 60-90 cm signifikant. Dabei hatte die Pflug-Variante in diesen Tiefen niedrigere N<sub>min</sub>-Gehalte als die anderen Varianten. Im be-

arbeiteten Horizont wies die Variante RT+Pflug mit 6 kg N ha<sup>-1</sup> einen um die Hälfte höheren Gehalt auf als die Variante RT+RT+Pflug. Diese Variante hatte in der Tiefe 30-60 cm mit 15 kg N ha<sup>-1</sup> ebenfalls den höchsten N<sub>min</sub>-Gehalt. Dagegen hatte die Variante RT+RT+Pflug in der Schicht 60-90 cm mit 17 kg N ha<sup>-1</sup> einen um durchschnittlich 5 kg ha<sup>-1</sup> signifikant höheren N<sub>min</sub>-Gehalt. Zu diesem Zeitpunkt waren rund 21 kg N ha<sup>-1</sup> im Weizenbestand gebunden (Tab. 5-15). Unter dem schossenden Weizenbestand zum Termin fünf wurden in den oberen 30 cm 7 bis 8 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen. In den darunter liegenden Schichten hatte die Variante RT+RT+Pflug mit 14 und 9 kg N ha<sup>-1</sup> die höchsten N<sub>min</sub>-Gehalte, die sich zum Teil signifikant von den anderen Varianten unterschieden.



### Abb. 5-2: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 610 (Werte mit unterschiedlichen Buchstaben unterscheiden sich signifikant (p≤0,05))

Bis zur Blüte des Weizens verringerte sich der Bodenvorrat an mineralischem Stickstoff auf 10 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup> (Abb. 5-2). Ab diesem Zeitpunkt unterschieden sich die Varianten im N<sub>min</sub>-Gehalt in keiner Tiefe signifikant. Im blühenden Weizen waren im Mittel 99 kg N ha<sup>-1</sup> gebunden (Tab. 5-15). Die mineralische Stickstoffmenge in den oberen 30 cm blieb gegenüber dem Vortermin unverändert, in 30-90 cm verringerte sie sich im Mittel auf 2 bis 3 kg N ha<sup>-1</sup>. Drei Wochen nach der Weizenernte war der N<sub>min</sub>-Gehalt im Mittel der Varianten in 0-90 cm im Vergleich zum Vortermin um 21 kg N ha<sup>-1</sup> erhöht; rund 70 % des mineralisierten Stickstoffs befanden sich in den oberen 30 cm. Zur Ernte der Folgefrucht Hafer betrug der N<sub>min</sub>-Gehalt 9 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>. Unterschiede zwischen den Varianten waren unerheblich.

#### Versuch 660

Die N<sub>min</sub>-Gehalte für den Versuch 660 sind in Abb. 5-3 und Abb. 5-4 für die gesamte Probetiefe dargestellt. In tabellarischer Aufstellung sind diese Daten auch im Anhang zu finden (Tab. 10-13 und Tab. 10-14). Die Ergebnisse der untersuchten Bodenschichten sind in Tab. 5-2 wiedergegeben.

Etwa drei Wochen vor der ersten Bodenbearbeitung betrugen die N<sub>min</sub>-Gehalte auf dem Standort Kleinhohenheim 15 bis 16 kg ha<sup>-1</sup> in 0-60 cm Tiefe (Abb. 5-3). In den oberen 30 cm befanden sich 6 bis 7 kg N ha<sup>-1</sup>, in 30-60 cm Tiefe 8 bis 9 kg N ha<sup>-1</sup> (Tab. 5-2). Dem zweiten Probenahmetermin ging für die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug der Umbruch mit dem Rotortiller 41 bzw. 32 Tage voraus. Zu diesem Zeitpunkt waren die N<sub>min</sub>-Gehalte für die Variante Pflug in allen untersuchten Bodenschichten, für die übrigen Varianten in der Tiefe 30-60 cm, gegenüber dem Vortermin unverändert. Die bereits umgebrochenen Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug unterschieden sich mit 73 bzw. 40 kg N ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup> gegenüber dem Vortermin und der Variante Pflug signifikant. In den oberen 30 cm wurden in den Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug 64, 37 bzw. 12 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen.



#### Abb. 5-3: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N<sub>min</sub>-Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)

Vom Umbruchtermin am 30.8.99 bis zur zweiten Probenahme wurden in der Variante RT+RT+Pflug durchschnittlich 1,4 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> freigesetzt. Die Mineralisationsrate der Variante RT+Pflug nach dem um neun Tage versetzten Umbruch betrug durchschnittlich 0,8 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> bis zum zweiten Probenahmetermin (Abb. 5-3). Dieser Rechnung liegt die Annahme zugrunde, dass der N<sub>min</sub>-Gehalt unter Luzerne-Kleegras bis zur Bodenbearbeitung weitgehend unverändert blieb. Diese wird durch die Variante Pflug gestützt.

Im Jahr 2000 und 2001 bestanden in der Tiefe 0-90 cm keine absicherbaren Unterschiede zwischen den  $N_{min}$ -Gehalte der Varianten. In Abb. 5-4 sind daher die Varianten als arithmetische Mittel eines Termins dargestellt.

Der N<sub>min</sub>-Gehalt im April betrug 29 kg N ha<sup>-1</sup>. In den oberen 30 cm wurden zu diesem Termin 10 bis 13 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen. Die Gehalte der darunter liegenden Schichten waren gegenüber den Ergebnissen des Vortermins tendenziell erhöht (Tab. 5-6).





Zum 2-Knotenstadium des Weizens im Juni zeigten sich die  $N_{min}$ -Gehalte der oberen 30 cm gegenüber dem Vortermin unverändert, dagegen waren sie in 30-90 cm auf 4 bis 5 kg ha<sup>-1</sup> gefallen. Insgesamt war der  $N_{min}$ -Gehalt bei der vierten Messung mit 18 kg N ha<sup>-1</sup> im Profil um 11 kg N ha<sup>-1</sup> niedriger als beim Vortermin.

Einen Monat nach der Weizenernte hatte sich der N<sub>min</sub>-Gehalt im Profil deutlich gegenüber dem Vortermin auf im Mittel 98 kg N ha<sup>-1</sup> erhöht. Die Verteilung des mineralischen Stickstoffs im Profil unterschied sich zwischen den Varianten signifikant. In den oberen 20 cm befanden sich 19 bis 24 kg N ha<sup>-1</sup>. In der Tiefe 20-30 cm wurden in der Variante RT+Pflug mit 6 kg N ha<sup>-1</sup>, in 30-60 cm in der Varianten Pflug mit 7 kg N ha<sup>-1</sup> und in der untersten Tiefe in der Varianten RT+RT+Pflug mit 13 kg N ha<sup>-1</sup> die niedrigsten N<sub>min</sub>-Gehalte der betrachteten Bodenschicht gemessen. Die jeweils verglichenen Varianten einer Schicht wiesen signifikant höhere N<sub>min</sub>-Gehalte auf.

		-				
Termin	Bodenbearbeitung	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
1 10.08.99	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	1,5 1,7 3,7	2,2 2,7 1,0	2,0 2,1 2,8	9,1 8,8 8,2	- - -
2 11.10.99	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	17,1 <sup>b</sup> 13,8 <sup>b</sup> 5,1 <sup>a</sup>	30,8 <sup>c</sup> 15,2 <sup>b</sup> 3,9 <sup>a</sup>	16,3 <sup>b</sup> 7,9 <sup>ab</sup> 2,5 <sup>a</sup>	8,5 2,7 2,0	- - -
3 11.04.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	2,7 2,9 3,3	4,1 4,2 5,4	3,4 3,7 4,4	8,8 10,8 7,2	10,3 9,7 6,1
4 19.06.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	3,4 4,4 3,6	4,9 4,7 5,3	4,4 4,6 4,6	1,9 1,6 2,1	3,3 2,4 2,9
5 13.09.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	4,5 11,7 7,5	14,6 11,7 11,6	12,0 <sup>ab</sup> 5,5 <sup>a</sup> 16,8 <sup>b</sup>	44,9 <sup>b</sup> 47,8 <sup>b</sup> 7,4 <sup>a</sup>	12,6 <sup>a</sup> 40,0 <sup>b</sup> 44,9 <sup>b</sup>
6 29.08.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	4,2 4,1 4,3	4,2 4,5 4,0	4,2 3,9 3,5	2,6 2,8 2,7	1,8 3,0 2,6

Tab. 5-2:  $N_{min}$ -Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> Tiefe<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660

 $GD_{5\%}$  Termin = 8,4 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Tiefe

GD<sub>5%</sub> Tiefe = 8,4 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Termin

GD<sub>5%</sub> BB = 8,4 - Werte mit gleichen Buchstaben auf gleicher Stufe von Termin und Tiefe unterscheiden sich nicht signifikant

Als Folgefrucht zum Weizen wurde im Versuch 660 im Jahr 2001 Hafer angebaut. Der abschließende Beprobungstermin erfolgte ca. drei Wochen nach der Haferernte. Im Profil befanden sich 17 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>.

### Versuch 611

Die Ergebnisse der N<sub>min</sub>-Untersuchung im Versuch 611 für die Beprobungstiefe bis 90 cm sind in Abb. 5-5 wiedergegeben (in tabellarischer Form im Anhang Tab. 10-15). Die N<sub>min</sub>-Gehalte der einzelnen untersuchten Bodenschichten zeigt Tab. 5-3.

Unmittelbar vor der ersten Bodenbearbeitung wurden in 0-90 cm Tiefe 24 bis 32 kg N ha<sup>-1</sup> angetroffen. Die höchsten N<sub>min</sub>-Gehalte fanden sich unter Luzerne-Kleegras in den oberen 10 cm. Insgesamt lagen in der Tiefe 0-30 cm 19 bis 22 kg N ha<sup>-1</sup> in mineralischer Form vor.

Zu den ersten vier Terminen blieb der N<sub>min</sub>-Gehalt der untersten Tiefe 60-90 cm im Herbst unter 4 kg N ha<sup>-1</sup>. Knapp zwei Wochen nach dem zeitgleichen Rotortillerumbruch der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug ergab die Messung im Mittel 78 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>. Dies entsprach für die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug einer durchschnittlichen Nettomi-

neralisationsrate von 3,5 bzw. 4,1 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Abb. 5-5). Erwartungsgemäß wurden die höchsten N<sub>min</sub>-Gehalte in der bearbeiteten Bodenschicht gemessen (Tab. 5-3). Im Vergleich zum Vortermin hatten sich die N<sub>min</sub>-Gehalte der umgebrochenen Varianten in den Bodenschichten bis 60 cm signifikant erhöht. In derselben Zeitspanne sank der N<sub>min</sub>-Gehalt der Variante Pflug um 6 kg ha<sup>-1</sup> auf 18 kg ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>. Zwischen den beiden Terminen war dieser Rückgang für die oberste Bodenschicht signifikant.



#### Abb. 5-5: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611 (Werte in Klammern geben die Mineralisierungsraten nach Narbenumbruch mittels Rotortiller (RT) und Pflug an. Die Grenzdifferenzen (p≤0,05) BB und Termin gelten für N<sub>min</sub>-Gehalte auf gleicher Stufe eines Termins bzw. einer Bearbeitungsvariante)

Am 26.9.00 wurde die Rotortillerbearbeitung in der Variante RT+RT+Pflug wiederholt. Acht Tage später hatten beide bearbeiteten Varianten einen im Vergleich zum Vortermin signifikant höheren N<sub>min</sub>-Gehalt von 101 bzw. 93 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>. Die wiederholt bearbeitete Bodenschicht mit einem N<sub>min</sub>-Gehalt von 39 kg ha<sup>-1</sup> war im Vergleich zu den Varianten RT+Pflug und Pflug um 6 bzw. 28 kg ha<sup>-1</sup> nachweislich höher. Als Nettomineralisationsrate ausgedrückt waren das für die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug 2,9 bzw. 1,8 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Abb. 5-5). Nach dem parallel zur zweiten Bodenbearbeitung ausgeführten Mulchschnitt der Variante Pflug war der N<sub>min</sub>-Gehalt der oberen 10 cm im Vergleich zum Vorter-

min signifikant angestiegen. Im Profil wurden nach acht Tagen 10 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup> mehr mineralischer Stickstoff gemessen.

Termin	Bodenbearbeitung	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	60-90 cm
1 11.09.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	12,8 11,5 11,4	5,0 5,2 4,3	4,2 2,9 3,1	9,2 <sup>b</sup> 4,2 <sup>a</sup> 2,8 <sup>a</sup>	1,1 1,1 2,0
2 25.09.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	26,5 <sup>b</sup> 28,0 <sup>b</sup> 5,9 <sup>a</sup>	20,5 <sup>b</sup> 22,0 <sup>b</sup> 3,8 <sup>a</sup>	12,6 <sup>b</sup> 12,8 <sup>b</sup> 3,1 <sup>a</sup>	15,8 <sup>b</sup> 13,5 <sup>b</sup> 3,5 <sup>a</sup>	2,5 2,5 1,5
3 04.10.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	38,5 <sup>c</sup> 33,1 <sup>b</sup> 10,8 <sup>a</sup>	25,6 <sup>b</sup> 26,9 <sup>b</sup> 6,2 <sup>a</sup>	16,0 <sup>b</sup> 14,5 <sup>b</sup> 4,6 <sup>a</sup>	18,0 <sup>b</sup> 16,5 <sup>b</sup> 5,0 <sup>a</sup>	2,8 2,4 1,4
4 25.10.00	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	30,1 <sup>b</sup> 28,3 <sup>b</sup> 10,8 <sup>a</sup>	32,3 <sup>b</sup> 29,2 <sup>b</sup> 13,0 <sup>a</sup>	20,3 <sup>b</sup> 21,6 <sup>b</sup> 8,1 <sup>a</sup>	21,1 <sup>b</sup> 20,6 <sup>b</sup> 6,4 <sup>a</sup>	3,8 4,4 2,5
5 16.01.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	10,6 7,1 7,8	11,5 12,4 9,9	17,5 <sup>ab</sup> 21,5 <sup>b</sup> 16,8 <sup>a</sup>	71,9 <sup>b</sup> 75,3 <sup>b</sup> 46,1 <sup>a</sup>	33,9 <sup>b</sup> 30,2 <sup>b</sup> 17,1 <sup>a</sup>
6 14.05.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	5,1 4,8 5,7	4,8 4,5 5,2	3,1 4,6 3,8	2,9 3,1 2,4	2,7 3,7 2,4
7 29.05.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	2,6 <sup>a</sup> 8,3 <sup>b</sup> 2,7 <sup>a</sup>	3,7 <sup>a</sup> 9,6 <sup>b</sup> 4,1 <sup>a</sup>	2,6 2,8 2,6	2,4 1,8 2,2	1,0 1,5 1,4
8 01.08.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	4,1 3,4 3,5	4,7 4,6 4,5	2,5 2,5 1,5	1,5 2,2 1,6	1,0 0,8 2,8
9 28.08.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	3,7 4,6 4,5	6,9 9,3 8,0	3,4 3,8 3,5	2,4 3,2 2,8	1,7 2,3 1,8
10 17.10.01	RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug	3,5 4,1 4,1	6,8 9,4 9,8	3,7 <sup>a</sup> 10,2 <sup>b</sup> 5,1 <sup>a</sup>	18,6 <sup>a</sup> 17,0 <sup>a</sup> 24,2 <sup>b</sup>	18,3 <sup>a</sup> 18,9 <sup>a</sup> 23,6 <sup>b</sup>

Tab. 5-3: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> Tiefe<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611

GD<sub>5%</sub> Termin = 4,6 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Tiefe

 $GD_{5\%}$  Tiefe = 4,4 - auf gleicher Stufe von Bodenbearbeitung und Termin

GD<sub>5%</sub> BB = 4,6 - Werte mit gleichen Buchstaben auf gleicher Stufe von Termin und Tiefe unterscheiden sich nicht signifikant

Neun Tage nach der Pflugbearbeitung, zum vierten Termin, war der N<sub>min</sub>-Gehalt gegenüber dem Vortermin um 13 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup> gestiegen. In den Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug waren es im gleichen Zeitraum 7 bzw. 11 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>. Für die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug entsprach dies einer Nettomineralisationsrate von 0,3 bzw. 0,5 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Wenn für die Rechnung der Zeitraum zwischen dritter und vierter Probenahme bzw. zwischen Pflügen und vierter Probenahme herangezogen wurde, errechneten sich Raten von 0,6 bzw. 1,4 kg N ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (Abb. 5-5). Im Mittel der Varianten befanden sich in diesem letzten Termin vor Winter bis zur Tiefe von 60 cm 95 % des mineralischen Stickstoffs, davon befanden sich ca. 80 % in den oberen 30 cm (Tab. 5-3).

Im Januar wurden für die mit dem Rotortiller bearbeiteten Varianten im Schnitt 146 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup> ermittelt, 48 kg ha<sup>-1</sup> mehr als in der Varianten Pflug. Davon befanden sich in den Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug unterhalb von 30 cm im Schnitt 105 kg N ha<sup>-1</sup>, in der Pflug-Variante 63 kg N ha<sup>-1</sup> (Tab. 5-3). Mitte Mai, zum Entwicklungsstadium Ende Schossen, hatten die Varianten mit 19 bis 21 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup> im Vergleich zum Januar-termin niedrige N<sub>min</sub>-Gehalte. Dabei befanden sich im Mittel der Varianten ca. 71 % des mineralischen Stickstoffs in den oberen 30 cm. Unterschiede im N<sub>min</sub>-Gehalt bis 90 cm waren zwischen den Varianten vom sechsten bis zum neunten Termin nicht signifikant. Zum Entwicklungsstadium Ende Ährenschieben (Termin 7) waren die N<sub>min</sub>-Gehalte gegenüber dem Vortermin tendenziell niedriger, mit Ausnahme der Variante RT+Pflug, die in den oberen 20 cm höhere N<sub>min</sub>-Gehalte aufwies. Am Tag nach der Weizenernte waren in allen Varianten 14 kg N ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>, davon lediglich 3 bis 4 kg ha<sup>-1</sup> unterhalb von 30 cm. Knapp einen Monat nach der Ernte war der N<sub>min</sub>-Gehalt aller Varianten nachweislich um 4 bis 9 kg ha<sup>-1</sup> höher.

Der zehnten Probenahme ging am 7.8.01 bzw. am 13.9.01 eine Bodenbearbeitung mit einem Flügelschargrubber bzw. Rotortiller voraus. Gegenüber dem Vortermin waren für alle Varianten die N<sub>min</sub>-Gehalte in 0-90 cm nachweislich erhöht. Die Variante Pflug hatte einen N<sub>min</sub>-Gehalt von 67 kg ha<sup>-1</sup>, war damit um 7 kg ha<sup>-1</sup> höher als die Variante RT+Pflug und unterschied sich von den 51 kg ha<sup>-1</sup> der RT+RT+Pflug-Variante signifikant. In 0-10 und 10-20 cm Tiefe wurden dabei im Mittel der Varianten 4 bzw. 9 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen. In der Tiefe 30-90 cm hatte die Variante Pflug einen um etwa 11 kg ha<sup>-1</sup> nachweislich höheren N<sub>min</sub>-Gehalt als die übrigen Varianten.

### 5.1.2 Kumulativer Nitrataustrag

### Versuch 611

Der Verlust von Nitrat durch Versickerung im Winterhalbjahr wurde exemplarisch im Versuch 611 gemessen. Im Zeitraum von 215 Tagen - unmittelbar vor der ersten Bodenbearbeitung im September 2000 bis April 2001 – wurde unter Weizen mittels der Monitoringbox-Methode in 1 m Tiefe der Nitrataustrag bestimmt (Methodik siehe Kap. 4.4.3). Wie in Tab. 5-4 dargestellt, wurden in den mit dem Rotortiller umgebrochenen Varianten im Schnitt 84 bis 86 kg Nitrat-N ha<sup>-1</sup> und in der Pflug-Variante 64 kg Nitrat-N ha<sup>-1</sup> im Messzeitraum in den Monitoringboxen gesammelt. Unterschiede zwischen den Varianten konnten wegen der hohen Streuung der Messwerte statistisch nicht abgesichert werden.

Tab.	5-4: Nitrataustrag	<mark>ן (kg N ha⁻¹)</mark> מי	us ei	nem Mete	r Bodentiefe	e für	den	Fakto	r Bo-
	denbearbeitung,	kumuliert für	den	Zeitraum	September	2000	bis	April	2001
	(215 d, n = 4) im V	ersuch 611							

	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
Nitrataustrag	86	84	64
Standardabweichung	45	45	34
Variationskoeffizient (%)	53	54	53

### 5.1.3 Mikrobielle Kohlenstoff und Stickstoffkonzentration

#### Versuch 610

Die Konzentrationen mikrobiellen Kohlenstoffs ( $C_{mik}$ ) und Stickstoffs ( $N_{mik}$ ) sowie dessen C/N-Verhältnis im Versuch 610 zu mehreren Terminen ist in Tab. 5-5 dargestellt. Für keinen dieser Versuchsparameter konnten Unterschiede für den Faktor Bodenbearbeitung abgesichert werden.

Für mikrobiellen Kohlenstoff und Stickstoff bestanden zwischen den beiden Faktoren Tiefe und Zeit Wechselwirkungen. Zum ersten Termin unter Luzerne-Kleegras wurden die höchsten Konzentrationen für  $C_{mik}$  (503 µg g<sup>-1</sup>) und  $N_{mik}$  (45 µg g<sup>-1</sup>) in den oberen 10 cm ermittelt. Mit zunehmender Tiefe sanken für beide Parameter die Konzentrationen ab. Einen Monat später zum zweiten Termin stiegen die C<sub>mik</sub>-Konzentrationen der oberen 30 cm signifikant an, die für N<sub>mik</sub> blieben in allen Tiefen unverändert. In der obersten Schicht wurden Ende September gegenüber dem Vortermin mit 458 µg g<sup>-1</sup> signifikant niedrigere C<sub>mik</sub>-Konzentrationen gemessen, die der unteren Schichten blieben unverändert. Zum gleichen Termin war die N<sub>mik</sub>-Konzentration der obersten Schicht nachweisbar gegenüber dem Vortermin gesunken, die der Schicht 20-30 cm auf 43 µg g<sup>-1</sup> gestiegen. Bis zum März 2000 waren die C<sub>mik</sub>-Konzentrationen tendenziell niedriger und der Abfall der Konzentration mit der Tiefe geringer als bei den Terminen zuvor. Die N<sub>mik</sub>-Konzentrationen der oberen 30 cm von 24, 26 bzw. 17  $\mu$ g g<sup>-1</sup> unterschieden sich signifikant von den 5  $\mu$ g g<sup>-1</sup> der unteren Tiefe 30-60 cm. Zum letzten untersuchten Termin Anfang Mai lagen die C<sub>mik</sub>-Konzentrationen aller Tiefen signifikant unter denen des Märztermins. Unterschiede in der C<sub>mik</sub>-Konzentration zwischen den Schichten waren nicht abzusichern. Gegenüber dem Vortermin blieben die N<sub>mik</sub>-Konzentrationen im Mai unverändert.

Für das mikrobielle C/N-Verhältnis wurde in der Hauptwirkung Tiefe für die oberen 30 cm Werte zwischen 15,3 und 18,3 errechnet, wesentlich weiter war es mit 32,9 in der Tiefe 30-60 cm (Tab. 5-5). Der zeitliche Verlauf des mittleren mikrobiellen C/N-Verhältnisses war durch den signifikanten Anstieg auf 31,3 zum dritten Termin, von ursprünglich 17,3 zum ersten Termin und dem Absinken zum letzten Termin auf 15,8 gekennzeichnet.

Termin	1	2	3	4	5	
	09.08.99	08.09.99	27.09.99	23.03.00	09.05.00	
		Mikr	obieller Kohler	nstoff		GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	503	673	458	374	211	112,7
10-20 cm	332	458	429	342	184	
20-30 cm	269	404	421	280	150	
30-60 cm	174	247	260	230	103	
GD <sub>5%</sub>	124,2					
		Mik	robieller Sticks	stoff		GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	45	56	23	24	18	12,1
10-20 cm	32	36	30	26	24	
20-30 cm	12	24	43	17	14	
30-60 cm	3	8	16	5	4	
GD <sub>5%</sub>	12,1					
		Mikrob	ielles C/N-Ver	hältnis		HW
0-10 cm	11,5	12,6	29,9	15,5	10,3	15,3 ª
10-20 cm	15,3	13,0	46,6	13,2	8,6	18,3 ª
20-30 cm	21,5	17,9	23,7	16,5	10,3	18,8 ª
30-60 cm	24,6	33,6	25,4	47,2	32,3	32,9 <sup>b</sup>
HW	17,3 ª	19,3 ª	31,3 <sup>b</sup>	23,1 <sup>ab</sup>	15,8 ª	

Tab. 5-5: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff ( $\mu$ g g<sup>-1</sup> Boden) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie mikrobielles C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Tiefe (n = 60) und Termin (n = 48) im Versuch 610

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

#### Versuch 660

Im Versuch 660 wurden die beiden Termine vom 10.8.99 und 11.10.99 auf mikrobielle Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration sowie deren C/N-Verhältnis untersucht (Tab. 5-6). Für die Parameter  $C_{mik}$  und  $N_{mik}$  wurde die Tiefe als konstituierender Faktor abgesichert. Zwischen den Bearbeitungsvarianten waren Unterschiede nicht signifikant. Alle untersuchten Bodenschichten von 0-60 cm unterschieden sich eindeutig in der  $C_{mik}$ - und  $N_{mik}$ -Konzentration. Ausgehend von der obersten Schicht 0-10 cm nahm die  $C_{mik}$ -Konzentration von 490 µg g<sup>-1</sup> bis zur unteren Schicht 30-60 cm auf 116 µg g<sup>-1</sup> kontinuierlich ab. Die  $N_{mik}$ -Konzentration der obersten Schicht var mit 57 µg g<sup>-1</sup> gut doppelt so hoch wie in der darunter liegenden (26 µg g<sup>-1</sup>): In 20-30 cm wurden 17 µg N g<sup>-1</sup> und in 30-60 cm 6 µg N g<sup>-1</sup> gemessen.

Für das mikrobielle C/N-Verhältnis ließ sich eine Kreuzwechselwirkung zwischen den Faktoren Termin und Tiefe feststellen. Das C/N-Verhältnis der Schicht 20-30 cm zum ersten Termin war mit 40,0 mehr als doppelt so hoch wie das der übrigen Schichten (11,7 bis 20,6). Im zweiten Termin hatte die untere Schicht 30-60 cm mit 28,6 das signifikant höchste C/N-Verhältnis, das der oberen drei Schichten war mit einer Spanne von 7,2 bis 9,6 gegenüber dem Vortermin tendenziell niedriger.

	1	2	
Termin	10.08.99	11.10.99	
	Mikrobiel	ler Kohlenstoff	HW
0-10 cm	557	423	490 <sup>d</sup>
10-20 cm	372	270	321 °
20-30 cm	306	173	240 <sup>b</sup>
30-60 cm	143	89	116 ª
	Mikrobie	eller Stickstoff	HW
0-10 cm	54	60	57 <sup>d</sup>
10-20 cm	22	30	26 °
20-30 cm	13	21	17 <sup>b</sup>
30-60 cm	8	5	6 <sup>a</sup>
	Mikrobielles	s C/N-Verhältnis	GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	11,7	7,2	14,7
10-20 cm	20,6	9,6	
20-30 cm	40,0	8,2	
30-60 cm	11,9	28,6	
GD <sub>5%</sub>	14,7		

Tab. 5-6: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff (μg g<sup>-1</sup> Boden) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Tiefe (n = 24) sowie mikrobielles C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) im Versuch 660

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

#### Versuch 611

Bei allen vier Terminen des Versuchs 611 wurden für die Parameter mikrobielle Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration und für das mikrobielle C/N-Verhältnis Wechselwirkungen mit den Faktoren Termin und Tiefe festgestellt. Unterschiede im Faktor Bodenbearbeitung konnten nicht abgesichert werden (Tab. 5-7). Am 11.9.00 (Termin 1) wurde die höchste  $C_{mik}$ -Konzentration mit 536 µg g<sup>-1</sup> in den obersten 10 cm gemessen. Die  $C_{mik}$ -Konzentrationen in 10-20 und 20-30 cm unterschieden sich mit 338 bzw. 223 µg g<sup>-1</sup> von der obersten sowie der unteren Schicht (42 µg g<sup>-1</sup>) signifikant. Wie die  $C_{mik}$ -Konzentration nahm auch die für N<sub>mik</sub> mit fortschreitender Tiefe ab. Unterschiede in der N<sub>mik</sub>-Konzentration waren mit 86, 53, 28 bzw. 4 µg g<sup>-1</sup> zwischen allen vier Schichten absicherbar. Ende September, zum zweiten Termin, erwies sich die  $C_{mik}$ -Konzentration im Vergleich zum Vortermin in allen Schichten höher. Dagegen waren die N<sub>mik</sub>-Konzentrationen der oberen beiden Schichten mit 46 bzw. 29 µg g<sup>-1</sup> eindeutig niedriger als im Vortermin. Die Schichten 20-30 und 30-60 cm blieben zu allen Terminen in der N<sub>mik</sub>-Konzentration auf einem gleichen Niveau.

Anfang Oktober, zum dritten Termin, waren die  $C_{mik}$ -Konzentrationen weitgehend unverändert, mit Ausnahme der unteren Schicht, die mit 109 µg g<sup>-1</sup> einen deutlich niedrigeren Wert als im Vortermin aufwies. Zum selben Zeitpunkt hatten die oberen beiden Schichten mit 74 und 47 µg g<sup>-1</sup> etwa gleich hohe N<sub>mik</sub>-Konzentrationen wie zum ersten Termin. Nach der Pflugbearbeitung in 20 cm Tiefe wurden im letzten untersuchten Termin Ende Oktober mit 344 bzw. 360  $\mu$ g g<sup>-1</sup> gleiche C<sub>mik</sub>-Konzentrationen in den oberen beiden Schichten gemessen. Die N<sub>mik</sub>-Konzentrationen der obersten Schicht war, wie auch die für C<sub>mik</sub>, gegenüber dem Vortermin signifikant niedriger und unterschied sich mit 37  $\mu$ g g<sup>-1</sup> nicht von den Werten in Tiefe 10-20 cm (48  $\mu$ g g<sup>-1</sup>).

	1	2	3	4	
Iermin	11.09.00	25.09.00	04.10.00	25.10.00	
		Mikrobieller	Kohlenstoff		GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	536	653	639	344	116,9
10-20 cm	338	474	408	360	
20-30 cm	223	432	338	224	
30-60 cm	42	333	109	80	
GD <sub>5%</sub>	118,7				
		Mikrobielle	er Stickstoff		$GD_{5\%}$
0-10 cm	86	46	74	37	13,9
10-20 cm	53	29	47	48	
20-30 cm	28	17	27	18	
30-60 cm	4	7	5	6	
GD <sub>5%</sub>	17,9				
		Mikrobielles (	C/N-Verhältnis		$GD_{5\%}$
0-10 cm	6,6	13,7	8,8	10,5	25,5
10-20 cm	6,6	18,2	9,3	7,7	
20-30 cm	8,8	30,2	13,2	11,7	
30-60 cm	37,9	77,7	21,0	16,0	
GD <sub>5%</sub>	23,1				

Tab. 5-7: Mikrobieller Kohlenstoff und Stickstoff (μg g<sup>-1</sup> Boden) sowie mikrobielles C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) im Versuch 611

Unterschiede im mikrobiellen CN-Verhältnis der oberen 30 cm waren trotz großer Spannweiten von 6,6 bis 30,2 in der Tiefe und zwischen den Terminen statistisch nicht abzusichern. Das C/N-Verhältnis der unteren Schicht 30-60 cm erhöhte sich vom ersten auf den zweiten Termin von 37,9 auf 77,7. Zum dritten und vierten Termin war das mikrobielle C/N-Verhältnis mit 21,0 bzw. 16,0 im Vergleich zum zweiten Termin wiederum signifikant niedriger.

# 5.1.4 Bodenkohlenstoff und -stickstoff

In allen Versuchen wurden die Kohlenstoff- (Ct) und Stickstoffgehalte (Nt) vor und nach dem variiertem Narbenumbruch in mehreren Bodentiefen gemessen (Tab. 5-8, Tab. 5-9 und Tab. 5-10). Der Versuchsfaktor Bodenbearbeitung hatte zu keinem der untersuchten Termine einen Einfluss auf die erwähnten Parameter, vielmehr traten in allen Versuchen Wechselwirkungen zwischen den Faktoren Termin und Tiefe auf. Für das C/N-Verhältnis im Boden wurde, mit Ausnahme des Versuchs 660, eine Hauptwirkung für die Tiefe abgesichert.

Mit zunehmender Bodentiefe nahm der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt vor Versuchsbeginn in allen Versuchen signifikant ab. Zum zweiten untersuchten Termin, nach erfolgter Bodenbearbeitung, kehrten sich die Gehalte in den beiden oberen Bodenschichten sowohl für C<sub>t</sub> als auch für N<sub>t</sub> um.

	,		
	2	7	
Iermin	08.09.99	28.08.00	
	Bo	denkohlenstoff	GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	1,48	1,19	0,14
10-20 cm	1,15	1,25	
20-30 cm	0,92	1,03	
30-60 cm	0,55	0,57	
60-90 cm	-	0,44	
GD <sub>5%</sub>	0,13		
	B	odenstickstoff	GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	0,16	0,12	0,02
10-20 cm	0,12	0,13	
20-30 cm	0,10	0,11	
30-60 cm	0,06	0,06	
60-90 cm	-	0,04	
GD <sub>5%</sub>	0,02		
	(	C/N-Verhältnis	HW
0-10 cm	9,5	9,8	9,7 <sup>a</sup>
10-20 cm	9,4	9,8	9,6 <sup>a</sup>
20-30 cm	9,1	9,5	9,2 <sup>a</sup>
30-60 cm	8,8	9,5	9,2 <sup>a</sup>
60-90 cm	-	12,0	12,0 <sup>b</sup>

Tab	. 5-8: Bodenkohlenstoff und -stickstoff (%) in Abhängigkeit der Interaktion Ter-
	min x Tiefe (n = 12) sowie das C/N-Verhältnis in Abhängigkeit der Hauptwirkung
	Tiefe (n = 24) im Versuch 610

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

Im Versuch 610 wurden zum zweiten Termin in den Schichten 0-10 bzw. 10-20 cm C<sub>t</sub>-Gehalte von 1,48 bzw. 1,15 % und N<sub>t</sub>-Gehalte von 0,16 bzw. 0,12 % gemessen und zum siebten Termin 1,19 bzw. 1,25 % für C<sub>t</sub> und 0,12 bzw. 0,13 % für N<sub>t</sub> festgestellt (Tab. 5-8). Entsprechend wurden im Versuch 660 im ersten Termin Unterschiede der beiden oberen Schichten 0-10 und 10-20 cm mit 1,42 und 1,15 % für C<sub>t</sub> und 0,13 und 0,11 % für N<sub>t</sub> sowie im Termin vier mit 1,19 und 1,28 für C<sub>t</sub> und 0,12 und 0,13 für N<sub>t</sub> abgesichert (Tab. 5-9). Die Umkehr der C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte vor (Termin 1) und nach (Termin 4) der Pflugbearbeitung konnte auch im Versuch 611 beobachtet werden. Der C<sub>t</sub>-Gehalt war - wie in den anderen Versuchen zwischen den Terminen - eindeutig von 1,46 auf 1,29 % in der Tiefe 0-10 cm gesunken, jedoch in 10-20 cm von 1,26 % auf 1,39 % gestiegen. Ebenso war der N<sub>t</sub>-Gehalt nachweisbar von 0,15 auf 0,14 % in 0-10 cm gesunken und von 0,13 auf 0,15 % in 10-20 cm gestiegen (Tab. 5-10).

	1	4	
Iermin	10.08.99	19.06.00	
		Bodenkohlenstoff	GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	1,42	1,19	0,05
10-20 cm	1,15	1,28	
20-30 cm	1,05	1,14	
30-60 cm	0,43	0,44	
60-90 cm	-	0,27	
GD <sub>5%</sub>	0,05		
		Bodenstickstoff	$GD_{5\%}$
0-10 cm	0,13	0,12	0,005
10-20 cm	0,11	0,13	
20-30 cm	0,10	0,12	
30-60 cm	0,05	0,06	
60-90 cm	-	0,04	
GD <sub>5%</sub>	0,004		
		C/N-Verhältnis	$GD_{5\%}$
0-10 cm	10,8	9,6	0,4
10-20 cm	10,2	9,8	
20-30 cm	10,1	9,6	
30-60 cm	8,9	7,9	
60-90 cm	-	7,5	
GD <sub>5%</sub>	0,4		

Tab.	5-9: Bodenkohlenstoff	und -stickstoff	(%) sowie	das C/N-Verl	hältnis in	Abhän-
	gigkeit der Interaktion	Termin x Tiefe (	n = 12) im V	ersuch 660		

Neben der Änderung der C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte in den oberen beiden Schichten zwischen den Terminen waren im Versuch 660 der C<sub>t</sub>-Gehalt in 20-30 cm und der N<sub>t</sub>-Gehalt in 20-30 und 30-60 cm bei Termin vier absicherbar angestiegen. Im Versuch 611 war im zweiten Termin der N<sub>t</sub>-Gehalt von 0,12 % der Schicht 20-30 cm um 0,01 % nachweislich höher als im ersten.

Das C/N-Verhältnis der untersuchten Schichten von 0-60 cm variierte im Versuch 610 von 9,2 bis 9,7 und war gegenüber dem C/N-Verhältnis von 12,0 der untersten Schicht 60-90 cm signifikant enger (Tab. 5-8). Dieser Unterschied bestand ebenfalls im Versuch 611 mit einem C/N-Verhältnis von 9,4 bis 9,6 zwischen den Bodenschichten 0-30 cm und den darunter liegenden Schichten mit 16,7 und 17,8 (Tab. 5-10).

Im Versuch 660 war das C/N-Verhältnis zum ersten Termin in der obersten Schicht mit 10,8 weiter als in den beiden darunter liegenden Schichten (10,2 bzw. 10,1). In 30-60 cm wurde mit 8,9 das niedrigste C/N-Verhältnis des Termins ermittelt. In den oberen 30 cm betrug das C/N-Verhältnis im Termin vier 9,6 bis 9,8 und war im Vergleich zum Vortermin wie zu der Tiefe 30-60 cm (7,9), nachweislich niedriger. In der untersten Schicht 60-90 cm wurde mit 7,5 das niedrigste C/N-Verhältnis des Termins gemessen (Tab. 5-9).

Termin	1	4	
remin	11.09.00	25.10.00	
		Bodenkohlenstoff	$GD_{5\%}$
0-10 cm	1,46	1,29	0,12
10-20 cm	1,26	1,39	
20-30 cm	1,06	1,09	
30-60 cm	0,88	0,89	
60-90 cm	0,63	0,65	
GD <sub>5%</sub>	0,08		
		Bodenstickstoff	GD <sub>5%</sub>
0-10 cm	0,15	0,14	0,008
10-20 cm	0,13	0,15	
20-30 cm	0,11	0,12	
30-60 cm	0,05	0,06	
60-90 cm	0,04	0,04	
GD <sub>5%</sub>	0,007		
		C/N-Verhältnis	HW
0-10 cm	9,8	9,1	9,4 <sup>a</sup>
10-20 cm	9,7	9,2	9,5 <sup>a</sup>
20-30 cm	10,0	9,2	9,6 <sup>a</sup>
30-60 cm	17,5	15,8	16,7 <sup>b</sup>
60-90 cm	17,2	18,4	17,8 <sup>b</sup>

Tab.	5-10: Bodenk	kohlenstoff und	-stickstoff (%)	) in Abhäng	igkeit der Int	eraktion Ter-
	min x Tiefe (r	n = 12) sowie das	s C/N-Verhältr	nis in Abhän	gigkeit der H	lauptwirkung
	Tiefe $(n = 24)$	im Versuch 611				

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

# 5.1.5 Luzerne-Kleegras

Vor und während der Bodenbearbeitungen im Versuchsjahr 1999 wurden Probeschnitte in den Versuchen 610 und 660 vom Luzerne-Kleegras genommen und die N- und C-Gehalte, zur Ermittlung der N-Aufnahme und des C/N-Verhältnisses, bestimmt. Erntereste wurden ebenfalls beprobt und untersucht. Wegen deren starken Verschmutzung wurden diese Werte vom Aschegehalt bereinigt angegeben. Die Ergebnisse sind in Tab. 5-11 dargestellt. Untersuchungen zum Luzerne-Kleegrasaufwuchs wurden im Versuch 611 aus arbeitstechnischen Gründen nicht durchgeführt.

Erwartungsgemäß wurden keine Effekte im Ertrag zum dritten bzw. vierten Schnitt des Luzerne-Kleegrases am 16. bzw. 18.8.99 bezüglich der Bearbeitungsvarianten festgestellt. Mit 34,1 dt ha<sup>-1</sup> wurden im Versuch 660 7,7 dt ha<sup>-1</sup> mehr geerntet als im Versuch 610. Gleichzeitig war der N-Ertrag mit 116,8 kg N ha<sup>-1</sup> im Versuch 610 signifikant höher als im Versuch 660. Dies spiegelt auch das niedrige C/N-Verhältnis von 10,1 im Versuch 610 im Vergleich zu 16,3 im Versuch 660 wider.

Tab.	5-11:	Ertrag,	N-Aufnahme	und C	/N-Verhältn	is vom	Luzerne-K	leegras	sowie
	Menge	e, N-Men	ge und C/N-V	erhältni	s der Erntei	reste in	Abhängigk	eit der Ir	nterak-
	tionen	Versuc	h x Bodenbea	rbeitun	g (n = 4) sov	wie der	Hauptwirku	ingen Ve	ersuch
	(n = 12	2) zu Ter	minen vor une	d währe	end der Vers	uchsdu	ırchführung	ı im Jahı	r 1999

Aufwuchs	Termin	Versuch	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub> / HW
dt TM ha⁻¹	16./18.8.99	610 660	28,8 35,0	24,8 33,0	25,7 34,3	26,4 <sup>a</sup> 34,1 <sup>b</sup>
kg N ha⁻¹		610 660	121,6 89,6	111,5 79,5	117,2 88,2	116,8 <sup>b</sup> 85,8 <sup>a</sup>
C/N-Verhältnis		610 660	10,6 16,0	10,0 17,1	9,8 15,9	10,1 ª 16,3 <sup>b</sup>
dt TM ha⁻¹	8.9.99 <sup>1)</sup>	610	-	7,4	-	
kg N ha⁻¹			-	35,2	-	
C/N-Verhältnis			-	9,2	-	
dt TM ha⁻¹	6.10.99 <sup>2)</sup>	610 660	-	-	19,5 <sup>b</sup> 8,0 <sup>a</sup>	
kg N ha⁻¹		610 660	-	-	71,6 <sup>b</sup> 25,3 <sup>a</sup>	
C/N-Verhältnis		610 660	-	-	12,0 13,9	ns
Ernterest						
dt TM ha⁻¹	26.8.99	610 660	19,9 17,5	15,4 21,7	15,7 17,2	4,7
kg N ha⁻¹		610 660	84,3 36,2	68,8 42,7	71,5 36,7	74,9 <sup>b</sup> 38,5 <sup>a</sup>
C/N-Verhältnis		610 660	10,6 17,6	10,0 19,6	9,8 17,3	10,1 <sup>a</sup> 18,2 <sup>b</sup>
dt TM ha⁻¹	13.10.99 <sup>2)</sup>	610 660	-	-	8,6 <sup>b</sup> 7,2 <sup>a</sup>	
kg N ha⁻¹		610 660	-	- -	19,3 13,3	ns
C/N-Verhältnis		610 660	-	- -	15,4 ª 18,4 <sup>b</sup>	

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

<sup>1)</sup> Aufwuchs wurde für RT+Pflug in beiden Versuchen eingearbeitet, für Versuch 660 liegen keine Daten vor
 <sup>2)</sup> Variante Pflug wurde mit den Faktoren Versuch und Wiederholung einfaktoriell verrechnet (n = 4)

Nach Heuwerbung wurden die Erntereste am 26.8.99 bestimmt. Die Masse der Erntereste interagiert mit den Faktoren Bodenbearbeitung und Versuch. Durchschnittlich wurden im Versuch 610 17,0 dt ha<sup>-1</sup> gefunden, im Versuch 660 18,8 dt ha<sup>-1</sup>. In den Stoppeln des Versuchs 610 war mit 74,9 kg ha<sup>-1</sup> 36,4 kg ha<sup>-1</sup> signifikant mehr Stickstoff als im Versuch 660 gebunden. Auch hier bestand zwischen den Versuchen der gleiche Unterschied im C/N-Verhältnis wie im Erntegut.

Am 9.9.99 wurden 7,4 dt ha<sup>-1</sup> mit 35,2 kg N ha<sup>-1</sup> und einem C/N-Verhältnis von 9,2 mit dem Rotortillerumbruch im Versuch 610 in der Variante RT+Pflug eingearbeitet. Eine Vergleichsmessung im Versuch 660 wurde aus arbeitstechnischen Gründen nicht durchgeführt.

Zum Zeitpunkt des Pflugumbruchs wurde der Ertrag der Variante Pflug am 6.10.99 in beiden Versuchen beprobt. Mit 19,5 dt ha<sup>-1</sup> und 71,6 kg N ha<sup>-1</sup> ergaben sich im Versuch 610 signifikant höhere Mengen als im Versuch 660. Das C/N-Verhältnis von 12,0 bzw. 13,9 unterschied sich indes nicht signifikant. Während im Versuch 610 dieser Schnitt vom Feld abgefahren wurde, verblieben im Versuch 660 die 8 dt ha<sup>-1</sup> ungenutzt und wurden mit dem Pflugumbruch eingearbeitet. Auch zu diesem Termin wurden im Versuch 610 höhere Ernterestmengen gemessen. Die Stickstoffmenge in den Ernteresten unterschied sich dagegen nicht signifikant. Allerdings war mit 15,4 das C/N-Verhältnis im Versuch 610 nachweislich niedriger als mit 18,4 im Versuch 660.

Die Menge und N-Menge der Luzerne-Kleegraswurzelmasse sowie deren C/N-Verhältnis wurde in den Tiefen 0-10 cm und 10-30 cm in den Versuchen 610 und 660 vor Versuchsbeginn ermittelt (Tab. 5-12).

Versuch 610						
Tiefe	dt TM ha⁻¹	kg N ha⁻¹	CN-Verhältnis	dt TM ha⁻¹	kg N ha⁻¹	CN-Verhältnis
0-10 cm	74,5	107,4	19,1	115,0	83,5	27,2
	±8,2	±11,8	±3,0	±110,9	±80,6	±4,9
10-30 cm	9,8	17,9	18,1	24,6	23,0	27,3
	±3,3	±6,0	±2,3	±10,5	±9,8	±6,0
0-30 cm	84,3	125,3	18,6	139,6	106,5	27,3
	±6,2	±8,5	±2,5	±114,2	±83,7	±5,1

Tab. 5-12: Menge, N-Menge und C/N-Verhältnis von Luzerne-Kleegraswurzeln bis 30 cm Tiefe (n = 4) in den Versuchen 610 und 660 am 01.09.99 bzw. 23.09.99

(± = Stichprobenstandardabweichung)

In der Tiefe 0-10 cm befanden sich in den Versuchen 610 und 660 88 % bzw. 82 % der Wurzeltrockenmasse innerhalb von 30 cm Tiefe. Dabei wurden mit 139,6 dt ha<sup>-1</sup> im Versuch 660 55,3 dt ha<sup>-1</sup> mehr Wurzelmasse bis 30 cm gefunden als im Versuch 610. Aufgrund des höheren N-Gehaltes wurden in der gleichen Tiefe mit 125 kg N ha<sup>-1</sup> im Versuch 610 18,8 kg ha<sup>-1</sup> mehr Stickstoff ermittelt als auf dem anderen Standort. Ähnlich wie bei der Verteilung der Wurzeltrockenmasse wurden in den oberen 10 cm in den Versuchen 610 und 660 86 % respektive 78 % des Gesamtstickstoffs bis 30 cm gefunden. In 0-30 cm war das C/N-Verhältnis der Wurzelresiduen in dem Versuch 610 mit durchschnittlich 18,6 enger als das von 27,3 des Versuchs 660. Die Streuung im grasbetonten Bestand des Versuchs 660 war für den Ertrag sowie für den N-Ertrag der Wurzelmasse wesentlich höher als im luzernedominierten Bestand des Versuchs 610.

# 5.1.6 Weizen

# 5.1.6.1 Feldaufgang

Für die Versuche 610 und 660 ist der Feldaufgang (FA) vom Weizen Mitte November 1999 in Tab. 5-13 wiedergegeben. In beiden Versuchen zeigte sich kein signifikanter Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Feldaufgang. Im Versuch 610 wurde ein mit 96 % signifikant höherer FA als für den Versuch 660 (69 %) ermittelt.

Tab. 5-13: Feldaufgang (FA) Weizen in Abhängigkeit der Hauptwirkung Versuch

(n = 12) für die Versuche 610 und 660 zum 12/15.11.99							
Versuch RT+RT+Pflug RT+Pflug Pflug HW							
FA (Pflanzen m <sup>-2</sup> )	610	375	355	395	375 <sup>b</sup>		
	660	280	281	253	271 <sup>a</sup>		
FA (%)	610	96	91	101	96 <sup>b</sup>		
	660	71	71	64	69 <sup>a</sup>		

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant ( $p \le 0.05$ )

Der FA im Versuch 611 lag zum Termin Mitte November 2000 im Mittel bei 73 % (Tab. 5-14). Unterschiede für den Faktor Bodenbearbeitung waren auch in diesem Versuch nicht abzusichern.

Tab. 5-14: Feldaufgang (FA) Weizen für den Faktor Bodenbearbeitung im Versuch 611 (n = 4) zum 21.11.00

	Versuch	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	
FA (Pflanzen m <sup>-2</sup> )	611	316	279	312	ns
FA (%)	611	76	67	75	ns

# 5.1.6.2 N-Aufnahme

Die N-Aufnahme der Weizensprossmasse der Versuche 610 und 660 im Jahr 2000 ist Tab. 5-15 und Tab. 5-16, der des Versuchs 611 für das Jahr 2001 der Tab. 5-17 zu entnehmen. Der Zuwachs der Sprosstrockenmasse des Weizens ist im Anhang in Tab. 10-16, Tab. 10-17 und Tab. 10-18 für alle Versuche dokumentiert.

Im Mittel der Varianten war die N-Aufnahme des Weizens im Versuch 660 im Vergleich zum Versuch 610 zeitlich verzögert und im gesamten Messzeitraum niedriger. Die zeitliche Entwicklung der N-Aufnahme entsprach einem sigmoiden Kurvenverlauf. Für beide in 1999 gestarteten Versuche wurde eine Wechselwirkung der Faktoren Bodenbearbeitung und Termin festgestellt. Im Versuch 611 nahm ein extremer Hagelniederschlag von 80,5 mm am 28.06.01 auf den Verlauf der N-Aufnahme einen deutlichen Einfluss.

# Versuch 610

Ausgehend von 20 bis 22 kg N ha<sup>-1</sup> in der Weizensprossmasse zum ersten Schnitttermin nahm die Stickstoffmenge im Weizenaufwuchs des Versuchs 610 bis zum 'Stadium Äh-

renschwellen' im vierten Termin kontinuierlich auf durchschnittlich etwa 83 kg N ha<sup>-1</sup> zu (Tab. 5-15).

Die Termine fünf und sechs wurden wegen eines Verarbeitungsfehlers des Sprossmaterials nicht ausgewertet. Bis zur Seneszenz der Sprossmasse wurde in den Varianten mit Rotortillerumbruch deutlich mehr Stickstoff von der Sprossmasse aufgenommen als von der Variante Pflug. Zur Ernte waren dies für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug 138, 132 und 110 kg N ha<sup>-1</sup>.

Termin		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
1	23.03.00	22	22	20	21 <sup>a</sup>
2	18.04.00	34	32	30	32 <sup>b</sup>
3	02.05.00	59	56	56	57 °
4	15.05.00	91	82	77	83 <sup>d</sup>
5	05.06.00 <sup>1)</sup>	-	-	-	-
6	29.06.00 <sup>1)</sup>	-	-	-	-
7	27.07.00	129	124	103	119 <sup>e</sup>
8	09.08.00	138	132	110	127 <sup>f</sup>
H١	V	79 <sup>b</sup>	76 <sup>b</sup>	66 ª	

Tab. 5-15: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Termin und Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05) <sup>1)</sup> wegen Verarbeitungsfehler keine Datenangabe

#### Versuch 660

Im Versuch 660 wurden zum ersten Termin im April 13 bis 14 kg N ha<sup>-1</sup> in der Weizensprossmasse gefunden (Tab. 5-16).

Τe	ermin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub>
1	10.04.00	14	14	13	9,2
2	03.05.00	26	26	25	
3	16.05.00	41 <sup>a</sup>	42 <sup>a</sup>	52 <sup>b</sup>	
4	30.05.00	56 <sup>a</sup>	58 <sup>ab</sup>	65 <sup>b</sup>	
5	16.06.00	58 ª	58 ª	71 <sup>b</sup>	
6	10.07.00 <sup>1)</sup>	-	-	-	
7	31.07.00	75 <sup>a</sup>	72 <sup>a</sup>	87 <sup>b</sup>	
8	10.08.00	72 <sup>a</sup>	77 <sup>a</sup>	92 <sup>b</sup>	
G	D <sub>5%</sub>	6.8			

Tab. 5-16: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Zeile unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05) <sup>1)</sup> wegen Verarbeitungsfehler keine Datenangabe

Die N-Gehalte des Weizens der ersten Termine stiegen kontinuierlich an. Ab dem dritten Termin differenzierten sich die Varianten; Weizen der nach einer Rotortillerbehandlung wuchs, nahm mit 41 bis 42 kg ha<sup>-1</sup> - im Gegensatz zum Weizen im Versuch 610 - weniger

Stickstoff auf als nach dem Pflugumbruch (52 kg ha<sup>-1</sup>). Dieses Verhältnis blieb bis zur Ernte bestehen, so dass Stickstoffgehalte in der Sprossmasse von 72, 77 und 92 kg N ha<sup>-1</sup> für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug gemessen wurden.

# Versuch 611

Im Jahr 2001 wurden im Versuch 611, ebenso wie im Jahr davor im Versuch 610, Hauptwirkungen für die Faktoren Bodenbearbeitung und Termin abgesichert (Tab. 5-17).

Termin		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
1	07.02.01	18	17	15	17 <sup>a</sup>
2	02.04.01	55	58	50	54 <sup>b</sup>
3	03.05.01	102	101	84	95 °
4	28.05.01	135	140	114	130 <sup>f</sup>
5	12.06.01	120	137	106	121 <sup>e</sup>
6	02.07.01	104	112	95	104 <sup>d</sup>
7	20.07.01	112	115	95	107 <sup>d</sup>
8	31.07.01	150	152	127	142 <sup>g</sup>
H٧	V	100 <sup>b</sup>	102 <sup>b</sup>	86 <sup>a</sup>	

Tab. 5-17: N-Aufnahme vom Weizen (kg N ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Hauptwirk	ungen
Termin (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 32) im Versuch 611	_

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05)

Ausgehend von 17 kg N ha<sup>-1</sup> im Mittel der Varianten zum ersten Termin Anfang Februar wurde ein kontinuierlich steigender N- Gehalt des Weizens bis zum vierten Termin ('Mitte des Ährenschieben') von im Mittel 130 kg ha<sup>-1</sup> ermittelt. Der Weizen hatte zum fünften Termin im Stadium 'Ende der Blüte' einen gemittelten N-Gehalt von 121 kg ha<sup>-1</sup>, der gegenüber dem Vortermin um 9 kg ha<sup>-1</sup> niedriger war. Zum sechsten Termin, vier Tage nach dem erwähnten extremen Hagelniederschlag, war der N-Gehalt der Weizensprossmasse, wie auch zum siebten Termin, im Vergleich zum Termin fünf um 17 bzw. 14 kg ha<sup>-1</sup> signifikant niedriger. Zur Ernte wurden im Mittel der Varianten 142 kg N ha<sup>-1</sup> in der Sprossmasse gemessen.

Die Hauptwirkung für den Faktor Bodenbearbeitung belegt im Vergleich zur Variante Pflug eine signifikant höhere N-Aufnahme der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug. Bis zur Ernte nahm der Weizen nach Rotortillerbehandlung 150 bis 152 kg N ha<sup>-1</sup> und nach Pflugumbruch 127 kg N ha<sup>-1</sup> mit der Sprossmasse auf.

# 5.1.6.3 Ertragsparameter

Ertragsparameter der Winterweizenernte der Versuche 610 und 660 wurden statistisch gemeinsam verrechnet (Tab. 5-18). Für die einzelnen Parameter traten sowohl Hauptwirkungen als auch Wechselwirkungen der geprüften Faktoren Versuch und Bodenbearbeitung auf.

#### Versuche 610 und 660

Der Kornertrag der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug im Versuch 610 war mit 54 und 56 dt TM ha<sup>-1</sup> signifikant höher als der der Variante Pflug (47 dt TM ha<sup>-1</sup>). Im Versuch 660 erzielte die Variante Pflug einen Kornertrag von 42 dt TM ha<sup>-1</sup>. Im Gegensatz zum Versuch

Tab. 5-18: Ausgewählte Ertragsparameter vom Winterweizen in Abhängigkeit der Interaktionen Versuch x Bodenbearbeitung (n = 4) sowie Hauptwirkungen Versuch (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 8) der Versuche 610 und 660 zum Termin 9/10.8.00

Korn	Versuch	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub> / HW
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	610 660	54 <sup>b</sup> 35 <sup>a</sup>	56 <sup>b</sup> 38 <sup>ab</sup>	47 <sup>a</sup> 42 <sup>b</sup>	5
N (%)	610 660	2,03 <sup>b</sup> 1,63	1,89 <sup>a</sup> 1,63	1,85 <sup>ª</sup> 1,66	0,10
C (%)	610 660	44,2 43,6	44,2 43,5	44,1 43,6	44,2 <sup>b</sup> 43,6 <sup>a</sup>
C/N-Verhältnis	610 660	21,8 ª 26,7	23,5 <sup>b</sup> 26,7	23,9 <sup>b</sup> 26,2	1,4
ТКМ (g)	610 660 HW	31 29 30 <sup>b</sup>	30 27 29 ª	30 30 30 <sup>b</sup>	
Stroh					
Ertrag (dt TM ha⁻¹)	610 660	78 <sup>b</sup> 49 <sup>a</sup>	77 <sup>b</sup> 51 <sup>ab</sup>	66 <sup>a</sup> 58 <sup>b</sup>	9
N (%)	610 660	0,37 0,30 <sup>a</sup>	0,34 0,31 ª	0,36 0,37 <sup>b</sup>	0,04
C (%)	610 660	44,6 44,9	44,9 44,8	44,4 45,1	44,6 <sup>a</sup> 44,9 <sup>b</sup>
C/N-Verhältnis	610 660	119,6 151,8 <sup>b</sup>	134,3 143,4 <sup>ь</sup>	124,1 122,2 ª	15,1
Korn + Stroh					
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	610 660	132 <sup>b</sup> 84 <sup>a</sup>	133 <sup>b</sup> 89 <sup>ab</sup>	113 <sup>a</sup> 101 <sup>b</sup>	14
N (%)	610 660	1,05 <sup>b</sup> 0,85 <sup>a</sup>	0,99 <sup>a</sup> 0,87 <sup>ab</sup>	0,98 <sup>a</sup> 0,92 <sup>b</sup>	0,05
C (%)	610 660	44,4 44,4	44,6 44,3	44,3 44,4	ns
C/N-Verhältnis	610 660	42,5 <sup>a</sup> 51,9 <sup>b</sup>	45,4 <sup>b</sup> 50,9 <sup>ab</sup>	45,3 <sup>b</sup> 48,6 <sup>a</sup>	2,5
Harvest Index	610 660	0,7 0,7	0,7 0,7	0,7 0,7	ns
N-Harvest Index	610 660	3,7 4,0 <sup>ь</sup>	4,1 3,8 <sup>ь</sup>	3,7 3,3 <sup>a</sup>	0,5
Best.dichte (Ähren m <sup>-2</sup> )	610 660	448 349	416 361	375 353	413 <sup>b</sup> 354 <sup>a</sup>

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung oder einer Zeile unterscheiden sich nicht signifikant ( $p \le 0,05$ )

610 lagen die Erträge der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug hier mit 35 bzw. 38 dt TM ha<sup>-1</sup> signifikant bzw. tendenziell unter dem Ertrag der Pflug-Variante.

Die Stroherträge der Varianten standen im gleichen Verhältnis zueinander wie die Kornerträge. Bei einem für alle Varianten identischen Harvest Index (Korn/Stroh-Verhältnis) von 0,7 bestand dieses Verhältnis auch für den Gesamtertrag. Die Tausendkornmasse (TKM) war im Mittel der Versuche für die RT+Pflug-Variante mit 29 g um ein Gramm leichter als die TKM der anderen Varianten. Im Korn wurde im Versuch 660 eine durchschnittliche N-Konzentration von 1,64 % ermittelt, die unter dem des Versuchs 610 lag. Die N-Konzentration der Variante RT+RT+Pflug im Versuch 610 war mit 2,03 % nachweislich höher als die der Vergleichsvarianten (1,89 bzw. 1,85 %).

Im Versuch 610 wurden 0,34 bis 0,37 % N im Stroh gemessen. Die Pflug-Variante im Versuch 660 hatte mit 0,37 % eine höhere N-Konzentration im Stroh als die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug (0,30 bzw. 0,31 %). Bezogen auf den gesamten Spross war die N-Konzentration im Weizen der Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug des Versuchs 610 mit 1,05, 0,99 und 0,98 % insgesamt höher als im Versuch 660 (0,85, 0,87 bzw. 0,92 %). Im Versuch 610 hatte dabei die Variante RT+RT+Pflug, im Versuch 660 die Pflug-Variante die höchste N-Konzentration in der Spross-TM.

Für die C-Konzentration im Korn und im Stroh wurde eine Hauptwirkung für den Faktor Versuch nachgewiesen. Im Mittel der Varianten wurde im Korn mit 44,2 % gegenüber 43,6 % eine höhere C-Konzentration im Versuch 610 gemessen, im Stroh dagegen mit 44,9 % gegenüber 44,6 % eine höhere C-Konzentrationen im Versuch 660. Indes hob sich dieser Effekt bei Betrachtung der C-Konzentration der Sprossmasse auf. Das C/N-Verhältnis der Varianten entsprach den Differenzierungen der C- und N-Konzentrationen. Für den N-Harvest Index waren im Versuch 610 bei Werten zwischen 3,7 und 4,1 Unterschiede nicht signifikant. Im Versuch 660 hatten die Varianten mit Rotortillerbearbeitung mit 4,0 bzw. 3,8 gegenüber der Variante Pflug mit 3,3 einen nachweisbar höheren N-Harvest Index. Die Bestandesdichte war mit 413 ährentragenden Halmen m<sup>-2</sup> im Versuch 610 deutlich höher als die im Versuch 660 mit 354 Ähren m<sup>-2</sup>.

### Versuch 611

Die Weizenertragsparameter des Versuchs 611 werden wegen der geänderten Versuchsdurchführung und dem ertragsminderndem Hagelereignis getrennt von den übrigen Versuchen dargestellt. Unterschiede zwischen den Varianten für die in Tab. 5-19 dargestellten Ertragsparameter konnten lediglich für den Strohertrag abgesichert werden.

Die Varianten mit Rotortillerbearbeitung hatten mit 30 dt TM ha<sup>-1</sup> einen tendenziell höheren Kornertrag als die Variante Pflug mit 27 dt TM ha<sup>-1</sup>. Der Strohertrag der Variante Pflug war mit 100 dt TM ha<sup>-1</sup> im Vergleich zu den Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug (116 bzw. 113 dt TM ha<sup>-1</sup>) signifikant niedriger. Daher war auch der Gesamtertrag der Varianten mit Rotortillerbearbeitung (146 bzw. 144 dt TM ha<sup>-1</sup>) tendenziell höher als der der Variante Pflug (127 dt TM ha<sup>-1</sup>). In der Größenordnung waren die Gesamterträge des Versuchs 611 mit denen des Versuchs 610 vergleichbar.

Verglichen mit den anderen Versuchen war die durchschnittliche N-Konzentration im Korn mit 2,50 % als hoch, das C/N-Verhältnis mit 17,6 als niedrig einzustufen. Die TKM lag im Mittel der Varianten bei 34 g, signifikante Unterschiede zwischen den Varianten bestanden nicht. Die N-Konzentration im Stroh war mit im Durchschnitt von 0,64 % im Vergleich zu den anderen Versuchen etwa doppelt so hoch, das C/N-Verhältnis von im Schnitt 68 um nahezu die Hälfte niedriger. Die durchschnittliche N-Konzentration der Gesamtpflanze betrug 1,03 % und lag ebenfalls in gleicher Größenordnung mit den Ergebnissen aus Versuch 610. Mit etwa einem Prozentpunkt lag die mittlere C-Konzentration der Sprossmasse unter dem der anderen Versuche. Dagegen war der Harvest Index von 0,3 und der N-Harvest Index von 1,1 niedriger als die Indizes der Versuche 610 und 660. Die Bestandesdichte der Pflug-Variante war mit 463 Ähren m<sup>-2</sup> tendenziell niedriger als die der anderen versuche 72).

Korn	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	$GD_{5\%}$
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	30	30	27	ns
N (%)	2,52	2,52	2,46	ns
C (%)	44,0	44,1	44,1	ns
C/N-Verhältnis	17,5	17,5	17,9	ns
TKM (g)	34	35	34	ns
Stroh				
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	116 <sup>b</sup>	113 <sup>b</sup>	100 <sup>a</sup>	12
N (%)	0,64	0,69	0,61	ns
C (%)	42,9	42,8	42,8	ns
C/N-Verhältnis	67,6	64,9	70,8	ns
Korn + Stroh				
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	146	144	127	ns
N (%)	1,03	1,06	1,00	ns
C (%)	43,1	43,2	43,1	ns
C/N-Verhältnis	41,9	40,8	43,2	ns
Harvest Index	0,3	0,3	0,3	ns
N-Harvest Index	1,0	1,0	1,1	ns
Best.dichte (Ähren m <sup>-2</sup> ) <sup>1)</sup>	509	543	463	ns

Tab. 5-19: Ausgewählte Ertragsparameter vom Winterweizen für den Faktor Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611 zum Termin 31.7.01

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Zeile unterscheiden sich nicht signifikant (p $\leq$ 0,05) <sup>1)</sup> zum Termin 20.07.01

# 5.1.7 Hafer: N-Aufnahme und Ertragsparameter

Ein Jahr nach dem Luzerne-Kleegrasumbruch, als Folgefrucht vom Winterweizen, wurde in den Versuchen 610 und 660 Hafer angebaut. Ein Effekt der Bodenbearbeitung auf die in Tab. 5-20 aufgeführten Ertragsparameter war nur für die C-Konzentration von Korn abzusichern. Hauptwirkungen im Faktor Versuch konnten für eine Vielzahl von Parametern konstatiert werden.

Korn	Versuch	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
Ertrag (dt TM ha <sup>-1</sup> )	610	25	25	24	25 <sup>b</sup>
	660	18	20	19	19 ª
N (%)	610	2,23	2,24	2,20	2,22 ª
	660	2,40	2,42	2,39	2,40 <sup>b</sup>
C (%)	610	45,1	45,4	45,2	45,2 <sup>ª</sup>
	660	45,6	45,9	45,6	45,7 <sup>b</sup>
	HW	45,4 °	45,6 5	45,4 °	
C/N-Verhältnis	610	20,3	20,3	20,6	20,4 <sup>b</sup>
	660	19,0	18,9	19,1	19,0 ª
TKM (g)	610	27	27	28	ns
o	660	29	30	30	
Stroh	0.1.0		40	40	
Ertrag (dt TM ha ')	610	38	40	40	ns
	000	32	37	33	0.043
N (%)	610	0,64	0,61	0,66	0,64 °
• • • • •	660	0,87	0,84	0,90	0,87 -
C (%)	610	43,9	44,1	43,7	ns
	660	43,8	43,8	43,6	aa a b
C/N-Verhältnis	610	68,3	72,9	66,5	69,2 <sup>b</sup>
Korn , Strob	660	50,8	52,6	50,1	51,2 *
$\frac{\text{KOIII} + \text{Stroll}}{\text{Ertrog} (\text{dt TM hg}^{-1})}$	610	63	65	64	20
Enlag (ut nivina )	660	50	57	52	115
NI (9/.)	610	1 29	1.24	1.24	1 25 <sup>a</sup>
IN (70)	660	1,20	1,24 1 41	1,24	1,20 1 42 <sup>b</sup>
N Aufnahma (ka N ha <sup>-1</sup>	) 610	91	۱, <del>-</del> ۱ 21	۱, <del>۱</del> ,	n, 12
N-Aumanine (ky N na	660	71	80	74	115
C(%)	610	11	44.6	11 3	ne
C (70)	660	44 5	44,0	44,3	115
C/NL Vorhältnic	610	34.9	36.1	35.9	35 5 <sup>b</sup>
C/IN-VEIIIaiuiis	660	31 5	31.7	33,0	31 4 <sup>a</sup>
Harvost Indox	610	07	0.6	01,0	01, <del>1</del>
	660	0,7	0,0	0,0	115
N Harvoet Index	610	0,0	0,0	2.0	ეეხ
	660	2,3 1.5	∠,ऽ 1.6	2,0 1.5	∠,∠ 1.6 ª

Tab.	. 5-20: Ausgewählte Ertragsparameter von Hafer <sup>1)</sup> in Abhängigkeit der Hauptwir-
	kungen Versuch (n = 12) und Bodenbearbeitung (n = 8) der Versuche 610 und
	660 zum Termin 16/17.08.00

Werte mit gleichen Buchstaben innerhalb einer Hauptwirkung unterscheiden sich nicht signifikant (p≤0,05) <sup>1)</sup> Sorte 'Jumbo' im Versuch 610, Sorte 'Lutz' im Versuch 660

54

Der Kornertrag betrug im Versuch 610 durchschnittlich 25 dt TM ha<sup>-1</sup> und war um 6 dt TM ha<sup>-1</sup> höher als im Versuch 660. Unterschiede im Stroh- oder Gesamtertrag waren nicht signifikant. Die Stickstoffkonzentration im Mittel der Varianten für Korn, Stroh und Gesamtpflanze war im Versuch 610 niedriger (2,22 %, 0,64 % bzw. 1,25 %) als im Versuch 660 (2,40 %, 0,87 % bzw. 1,42 %).

Zur Ernte wurden in der Sprossmasse des Hafers Stickstoffmengen von 71 bis 81 kg ha<sup>-1</sup> ermittelt. Unterschiede zwischen den Varianten waren für die N-Aufnahme nicht signifikant. Für die C-Konzentration im Korn wurden Unterschiede für die Faktoren Versuch und Bodenbearbeitung abgesichert, die jedoch für die C-Konzentration im Stroh sowie für die Gesamtpflanze nicht in Erscheinung traten. Im Korn erwies sich das C/N-Verhältnis von 20,4 im Versuch 610 etwas weiter als im Versuch 660 (19,0).

Dies traf auch auf das C/N-Verhältnis bei Stroh (69,2 für Versuch 610 bzw. 51,2 für Versuch 660) und bei der Gesamtpflanze (35,5 für Versuch 610 bzw. 31,4 für Versuch 660) zu.

Der Hafer hatte im Mittel von Versuch und Bodenbearbeitung ein TKM von 28 g und einen Harvest Index von 0,6. Der N-Harvest Index im Mittel des Versuchs 610 war mit 2,2 signifikant höher als der des Versuchs 660 (1,6).

# 5.2 Simulation der Bearbeitungsintensivierung

Die Modelleinstellungen für den Simulationslauf wurden im Kapitel 4.6.2 beschrieben. Die dazugehörigen Bewirtschaftungsdaten der Versuche 610 und 611 sind im Anhang tabelliert (Tab. 10-5 und Tab. 10-6).

# 5.2.1 N-Mineralisation

Durch manuelles Optimieren wurde die Menge der Luzerne-Kleegrasrückstände, die dem Modell als organische Düngung zum Umbruch angegeben wurde, für den Simulationslauf angepasst, um eine bessere Abbildung der gemessenen N<sub>min</sub>-Gehalte zu erzielen. Die gewählten Einstellungen können Tab. 4-7 entnommen werden.

Versuch 610

Die in Tab. 5-21 aufgeführten Modelleffizienzen der Versuchsvarianten beziehen sich auf die in Abb. 5-6 und Abb. 5-7 dargestellten simulierten und gemessenen  $N_{min}$ -Gehalte vom Versuch 610.

Die Modelleffizienz der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug war mit 0,97 bzw. 0,94 für die oberste Schicht 0-10 cm sehr hoch. Die  $N_{min}$ -Gehalte der Tiefen 20-60 cm der RT+RT+Pflug-Variante und 10-60 cm der RT+Pflug-Variante wurden nur unzureichend

vom Modell beschrieben. Eine annähernd zufriedenstellende Abbildung der Variante Pflug durch das Modell erfolgte lediglich in der Tiefe 60-90 cm.

	n	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
0-10 cm	8	0,97	0,94	-0,10
10-20 cm	8	0,66	0,25	-0,08
20-30 cm	8	-0,97	0,04	0,08
30-60 cm	8	-1,27	0,37	0,15
60-90 cm	5	0,77	0,78	0,67
0-90 cm	37	0,74	0,82	0,16

Tab. 5-21: Modelleffizienz für den  $N_{min}$ -Gehalt der Versuchsvarianten in mehreren Bodenschichten im Versuch 610

Wie aus Abb. 5-6 ersichtlich wurde der in der Simulation beobachtete N-Mineralisationsschub nach der Rotortillerbearbeitung in der obersten Schicht sehr gut abgebildet. Der Anstieg der simulierten N<sub>min</sub>-Gehalte der Variante Pflug verlief dagegen vergleichsweise langsam ab, so dass über Winter wesentlich weniger mineralischer Stickstoff als in den anderen Varianten verlagert wurde. Der N<sub>min</sub>-Peak der Behandlungen mit Rotortiller der obersten Schicht wurde vom Modell in der Bodentiefe zeitlich versetzt wiedergegeben. Dabei akkumulierte bis zum Frühjahr der mineralische Stickstoff besonders in der Schicht 30-60 cm und dies wesentlich stärker in den Behandlungen mit Rotortiller, so dass die Messung im März hier überschätzt wurde. Bis zum Mai sanken in allen untersuchten Schichten die N<sub>min</sub>-Gehalte in der Simulation auf ein Minimum ab und trafen die Messwerte in allen Schichten, mit Ausnahme der in 30-60 cm Tiefe, in der sie unterschätzt wurden. Bis zur Ernte des Weizens wurden gleichbleibend geringe N<sub>min</sub>-Gehalte gemessen und auch vom Modell errechnet. Danach wurde der leichte Wiederanstieg der N<sub>min</sub>-Gehalte in den obersten Schichten in der Variante Pflug am besten simuliert.

Nach der Weizenernte stiegen die N<sub>min</sub>-Gehalte in der Simulation in den oberen 30 cm auf etwa 20 bis 35 kg N ha<sup>-1</sup> und nahmen bis zur Saat des Hafers kontinuierlich ab, während die Gehalte in den darunter liegenden Schichten, vor allem in 30-60 cm Tiefe, kontinuierlich zunahmen und dies stärker bei der Variante Pflug (Abb. 5-7). Erst nach dem Aufgang des Hafers stiegen die N<sub>min</sub>-Gehalte der beiden oberen Schichten wieder an und sanken bis zur Ernte und Strohdüngung wieder auf den niedrigen Messwert im August 2001. Der extreme Hagel vom 28.06.01 bewirkte in der Simulation eine Verlagerung einer geringen Menge mineralischen Stickstoffs bis zur Schicht 30-60 cm. Zur Haferernte wurde der Messwert in allen Bodenschichten vom Modell genau getroffen. Nach der Strohdüngung sank der simulierte N<sub>min</sub>-Gehalt der obersten Bodenschicht und nach der Pflugbearbeitung im Oktober, der der darunter liegenden Schicht, auf ein Minimum.



Abb. 5-6: Simulierte und gemessene N<sub>min</sub>-Gehalte (kg N ha<sup>-1</sup>) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 90 cm für den Zeitraum 7/99 bis 10/00 im Versuch 610



Abb. 5-7: Simulierte und gemessene N<sub>min</sub>-Gehalte (kg N ha<sup>-1</sup>) unter Hafer bis zu einer Bodentiefe von 90 cm für den Zeitraum 11/00 bis 12/01 im Versuch 610

Im Jahr 2001 unterschieden sich die Varianten in den errechneten N<sub>min</sub>-Gehalten kaum, lediglich in der Schicht 30-60 cm wurden für die Behandlung Pflug höhere Werte errechnet, die sich bis zum Simulationsende den der anderen Behandlungen wieder näherten.

### Versuch 611

Die für die Versuchsvarianten aufgeführten Modelleffizienzen der Tab. 5-22 beziehen sich auf die in Abb. 5-8 dargestellten simulierten und gemessenen  $N_{min}$ -Gehalte vom Versuch 611.

Die Modelleffizienz der obersten Bodenschicht der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug von 0,92 bzw. 0,81 war sehr hoch; bis zur Tiefe von 30 cm war sie überwiegend gut. Die Modelleffizienz für die darunter liegenden Bodenschichten sowie für alle Schichten der Variante Pflug zeigte eine unzureichende Übereinstimmung der simulierten Daten mit den gemessenen.

	n	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
0-10 cm	10	0,92	0,81	-9,22
10-20 cm	10	0,62	0,41	-1,23
20-30 cm	10	0,79	0,68	-0,65
30-60 cm	10	0,20	0,24	0,27
60-90 cm	10	0,03	0,01	0,02
0-90 cm	50	0,39	0,34	-0,26

Tab. 5-22: Modelleffizienz für	den N <sub>min</sub> -Gehalt	der Versuchsvarianten	in mehreren
Bodenschichten im Versu	ch 611		

Die Dynamik der N<sub>min</sub>-Gehalte nach dem Luzerne-Kleegrasumbruch wurde im Herbst 2000 in der obersten Bodenschicht für die Behandlungen mit Rotortiller zufriedenstellend und für die mit Pflug ausreichend simuliert. In den beiden darunter gelegenen Schichten wurde der erste Messwert vom Modell überschätzt, unter 30 cm Tiefe wurde der Messwert getroffen. Im weiteren Verlauf wurde der Anstieg der N<sub>min</sub>-Gehalte in den oberen 30 cm für die Behandlungen mit Rotortiller zufriedenstellend abgebildet, für die Behandlung Pflug jedoch deutlich überschätzt. Umgekehrt wurden in 30-60 cm Tiefe die Messwerte vom Modell für die Behandlungen mit Rotortiller deutlich unterschätzt, während sie mit der Variante Pflug übereinstimmten. Der Verlagerungsprozess des mineralischen Stickstoffs verlief im Vergleich zu den Messdaten zeitlich verzögert und auf deutlich niedrigerem Niveau ab, so dass zum Termin im Januar 2001 die N<sub>min</sub>-Gehalte unterhalb von 30 cm Tiefe eindeutig unterschätzt, während sie oberhalb von 20 cm leicht überschätzt wurden und dies wesentlich stärker für die Behandlungen mit Rotortiller. Unter dem wachsenden Winterweizen wurden in allen Schichten niedrige N<sub>min</sub>-Gehalte sowohl gemessen als auch simuliert. Nach der Weizenernte unterschätzte das Modell den Wiederanstieg der N<sub>min</sub>-Gehalte oberhalb von 30 cm leicht und darunter deutlich.



Abb. 5-8: Simulierte und gemessene N<sub>min</sub>-Gehalte (kg N ha<sup>-1</sup>) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 90 cm für den Zeitraum 7/00 bis 10/01 im Versuch 611

In Abb. 5-9 bzw. Abb. 5-10 sind gemessene und simulierte Stickstoffgehalte der Vegetation (oberer Teil) sowie der simulierte  $N_{min}$ -Gehalt des Bodens bis 120 cm (unterer Teil) für den gesamten Simulationszeitraum von 1997 bis 2001 des Versuchs 610 bzw. von 1998 bis 2001 des Versuchs 611 wiedergegeben. Der Stickstoffgehalt der simulierten Pflanze umfasste die Wurzel- und die Sprossmasse, während sich die Messwerte nur auf die Sprossmasse beziehen.

Allen simulierten Jahren war gemein, dass mit der zunehmenden Stickstoffaufnahme zu Vegetationsbeginn der N<sub>min</sub>-Gehalt im Boden ab- und gegen Vegetationsende wieder zunahm. Dieser Effekt war in den ersten Jahren unter Luzerne-Kleegras deutlicher und zum Ende des dritten Simulationsjahres schwächer ausgeprägt. Mit jedem Schnitt des Luzerne-Kleegrases erhöhte sich die Stickstoffaufnahme, sie kulminierte beim ersten Schnitt des zweiten Aufwuchsjahres mit ca. 250 kg N ha<sup>-1</sup> (Versuch 610) bzw. ca. 200 kg N ha<sup>-1</sup> (Versuch 611). Während des Winterhalbjahres verlangsamte sich die N-Aufnahme. Unter Luzerne-Kleegras waren in beiden Simulationen maximale N<sub>min</sub>-Gehalte bis zu 150 kg ha<sup>-1</sup> im Boden, nach Getreide wurden weniger als 50 kg N ha<sup>-1</sup> vorgefunden.

### Versuch 610

Im Versuch 610 erfolgte der letzte Schnitt für die Variante RT+RT+Pflug Ende August, der für RT+Pflug Anfang September und der der Pflug-Variante Anfang Oktober (Abb. 5-9). Entsprechend mehr Stickstoff wurde in den Varianten mit abnehmender Bearbeitungsintensität dem Boden durch das Luzerne-Kleegras entzogen. Dies resultierte bis zum Mai des folgenden Jahres in einer leichten bzw. deutlich geringeren mineralischen Stickstoffmenge im Boden nach dem Umbruch für die Varianten RT+Pflug bzw. Pflug gegenüber der RT+RT+Pflug-Variante. Im Januar 2000 wurde für die RT+RT+Pflug-Variante ein maximaler N<sub>min</sub>-Gehalt von etwa 80 kg ha<sup>-1</sup> errechnet, der mit ca. 5 bzw. 20 kg ha<sup>-1</sup> über den Gehalten der verglichenen Varianten lag.

Die N-Aufnahme des Weizens fiel entsprechend den Vorgaben aus der experimentellen Messung unterschiedlich aus, so dass zur Ernte in der Pflug-Variante mehr  $N_{min}$  im Boden verblieb als in den anderen. Allerdings wurden vom Modell höhere N-Entzüge berechnet als gemessen wurden. Insbesondere zur Ernte hatte das Modell die Messangaben übertroffen, was auf eine fehlerhafte Umsetzung der Messeingaben im Modell zurückgeführt wird. Nach der Ernte und Bergung des Strohs nahm der  $N_{min}$ -Gehalt bis zum Winter zu und dies stärker in der Variante Pflug. Dieser Unterschied verringerte sich bis zum Ende der Simulation kontinuierlich auf etwa 5 kg N ha<sup>-1</sup>.

Nach einer spät einsetzenden N-Aufnahme des Hafers und einem  $N_{min}$ -Maximum vor der Ernte sank der  $N_{min}$ -Gehalt mit der Strohdüngung auf etwa 15 bis 20 kg ha<sup>-1</sup> und blieb bis Jahresende auf diesem Niveau.



Abb. 5-9: Simulierte und gemessene Daten für die N-Aufnahme (kg N ha<sup>-1</sup>) sowie der simulierte N<sub>min</sub>-Gehalt (kg N ha<sup>-1</sup> 120 cm<sup>-1</sup>) für die Jahre 1997 bis 2001 im Versuch 610

#### Versuch 611

In der Simulation für den Versuch 611 wurde der  $N_{min}$ -Gehalt im Boden im April 1998 durch eine mineralische Startdüngung zum Luzerne-Kleegras um 30 kg ha<sup>-1</sup> erhöht (Abb. 5-10). Die N-Aufnahme vom Luzerne-Kleegras war entsprechend der Modellvorgabe im Vergleich zum Versuch 610 insgesamt niedriger.
Der letzte Schnitt des Luzerne-Kleegrases für die Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug erfolgte Ende August, die Pflug-Variante wurde einen Monat später vor dem Umbruch gemulcht. Der zunehmende N<sub>min</sub>-Gehalt im Boden setzte ab dem zweiten Schnitt für die Pflug-Variante, entsprechend der verlängerten N-Aufnahme des Luzerne-Kleegrases, einen Monat später ein. So war der N<sub>min</sub>-Gehalt der Variante Pflug bis zum Oktober um etwa 25 kg N ha<sup>-1</sup> geringer als der der anderen. Dieser Unterschied egalisierte sich bis zum Dezember des selben Jahres. In der Zeit danach glichen sich die N<sub>min</sub>-Gehalte der Variante Pflug im Vergleich zu den anderen bis zur Ernte. Die N-Aufnahme vom Weizen, die durch den Hagel Ende Juni stark beeinflusst war, wurde vom Modell nicht getroffen. Allerdings traf das Modell, anders als im Versuch 610, die Messwerte zur Ernte exakt.

Der N<sub>min</sub>-Gehalt nach Weizenernte und Strohdüngung verharrte bis zum Simulationsende auf dem geringen Niveau von etwa 15 kg ha<sup>-1</sup>. Unterschiede im N<sub>min</sub>-Gehalt des Bodens waren nach Ernte des Weizens, im Gegensatz zur Simulation vom Versuch 610, nicht mehr vorhanden.



Abb. 5-10: Simulierte und gemessene Daten für die N-Aufnahme (kg N ha<sup>-1</sup>) sowie der simulierte N<sub>min</sub>-Gehalt (kg N ha<sup>-1</sup> 120 cm<sup>-1</sup>) für die Jahre 1998 bis 2001 im Versuch 611

Die für je einen Monat kumulierte mineralisierte Stickstoffmenge der organischen Primärsubstanz (OPS) und der organischen umsetzbaren Bodensubstanz (OBS<sub>u</sub>) sind für die Versuche 610 und 611 in Abb. 5-11 und Abb. 5-12 dargestellt.

In beiden Simulationsläufen lagen die höchsten N-Mineralisierungsraten tendenziell in den Sommermonaten. Unter Luzerne-Kleegras wurde mehr Stickstoff aus der OPS und der OBS<sub>u</sub> mineralisiert als unter den nachfolgenden Getreidefrüchten.

## Versuch 610

Bei dem Versuch 610 wurden im Mittel der Varianten für die Jahre 1997 und 1998 unter Luzerne-Kleegras 170 bis 175 kg N ha<sup>-1</sup> freigesetzt (Abb. 5-11). Dabei war auffällig, dass im Jahr 1998 rund ein Drittel dieser Menge in den letzten drei Monaten des Jahres mineralisierte. Im August 1999 wurde in der RT+RT+Pflug-Variante geringfügig mehr Stickstoff mineralisiert als in den beiden anderen Varianten. Nach der Rotortillerbearbeitung der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug im September wurde rund ein Viertel der Jahresstickstoffmenge mineralisiert. Im selben Monat setzte die Pflug-Variante mit 18 kg N ha<sup>-1</sup> im Vergleich zu den anderen Varianten rund die Hälfte dieser Menge frei. Nach Pflugumbruch im Oktober wurden bei der Variante Pflug rund 10 % der Jahresstickstoffmenge mineralisiert, mit ca. 13 kg N ha<sup>-1</sup> unwesentlich mehr als bei den Vergleichsvarianten. Im Jahr 1999 mineralisierten in den Varianten mit Rotortillerbearbeitung mit 143 kg N ha<sup>-1</sup> etwa 30 kg N ha<sup>-1</sup> mehr als in der Variante Pflug. In den folgenden Monaten unter Winterweizen wurden in der Pflug-Variante jeweils wenige Kilogramm mehr Stickstoff aus der umsetzbaren Boden- und Primärsubstanz abgegeben.

Im Anschluss an die Weizenernte im August 2000 wurden vergleichsweise geringe Mengen an Stickstoff freigesetzt. Nach der Haferernte und der anschließenden Strohdüngung Ende August 2001 wurden im Mittel der Varianten ca. 13 kg N ha<sup>-1</sup> von der OBS<sub>u</sub> immobilisiert. Im gesamten Simulationszeitraum mineralisierten in den Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug aus der OPS und OBS<sub>u</sub> netto 623, 629 bzw. 626 kg N ha<sup>-1</sup>.

## Versuch 611

Im Ansaatjahr des Luzerne-Kleegrases des Versuchs 611 wurden im Mittel der Varianten ca. 160 kg N ha<sup>-1</sup>, im Jahr 1999 ca. 105 kg N ha<sup>-1</sup> aus der organischen Primär- und umsetzbaren Bodensubstanz freigesetzt (Abb. 5-12). Von den im Jahr 2000 entbundenen ca. 150 kg N ha<sup>-1</sup> mineralisierte knapp ein Viertel im Monat September in den Varianten mit Rotortillerbearbeitung. Bei der Pflug-Variante mineralisierte derweil ein knappes Drittel der Stickstoffmenge. Die Stickstofffreisetzung nach dem Pflugumbruch im Oktober war im Vergleich zum Versuch 610 deutlich höher, blieb jedoch unter den Werten der anderen Varianten des Vormonats. Die mineralisierte Menge der Variante Pflug fiel bis zum Januar, bis auf einen Wert von wenigen Kilogramm, nahezu linear ab und lag danach bis zum Juni jeweils um einen geringen Betrag über den verglichenen Varianten.



Abb. 5-11: Simulierte N-Mineralisation (kg N ha<sup>-1</sup>) der organischen Primärsubstanz (OPS) und der umsetzbaren organischen Bodensubstanz (OBS<sub>u</sub>) für die Jahre 1997 bis 2001 im Versuch 610

Im Monat der Weizenernte und Strohdüngung (August 2001) betrug die N-Nettomineralisierung wenige Kilogramm, in den folgenden Monaten wurden von der OBS<sub>u</sub> im Mittel der Varianten 13 kg N ha<sup>-1</sup> immobilisiert. Während des gesamten Simulationszeitraums von Versuch 611 wurde bei den Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug jeweils 459 kg N ha<sup>-1</sup>, und bei der Pflug-Variante 471 kg N ha<sup>-1</sup> aus der organischen Primär- und umsetzbaren Bodensubstanz netto mineralisiert.



Abb. 5-12: Simulierte N-Mineralisation (kg N ha<sup>-1</sup>) der organischen Primärsubstanz (OPS) und der umsetzbaren organischen Bodensubstanz (OBS<sub>u</sub>) für die Jahre 1998 bis 2001 im Versuch 611

## 5.2.2 N-Bilanz

Die Stickstoffmengen, die die Systemgrenze des Modells während der Simulationsrechnung von außen (Input) oder von innen (Output) passierten, wurden in der N-Bilanz für die Versuche 610 und 611 aufgeführt (Tab. 5-23). Größenänderungen innerhalb des Bilanzzeitraums wurden durch den Speicherterm ausgewiesen. Die N-Bilanzen der einzelnen Jahre der Simulation wurden im Anhang in Tab. 10-19 bis Tab. 10-23 aufgeführt.

Im Versuch 610 wurde während des gesamten Simulationszeitraums für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug organischer Dünger dem Modell hinzugefügt und zwar 424, 432 bzw. 433 kg N ha<sup>-1</sup>, im Versuch 611 betrugen die Mengen 318, 296 bzw. 335 kg N ha<sup>-1</sup>. Dabei stammte der Stickstoff zu rund zwei Dritteln bis drei Vierteln aus Mulchschnitten und Ernteresten des Luzerne-Kleegrases und nur zu einem geringen Teil aus der Strohdüngung des Getreides. Die Stickstoffimmissionen von jährlich 40 kg N ha<sup>-1</sup> waren dem Modell vorgegeben worden. Die N-Fixierungsleistung der Leguminosen machte für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug mit 737, 778 und 834 kg N ha<sup>-1</sup> im

Versuch 610 den größten Betrag auf der Inputseite aus. Im Versuch 611 handelte es sich um 443, 443 und 485 kg N ha<sup>-1</sup> Bei dem selben Versuch wurden als Startdüngung zum Luzerne-Kleegras 30 kg N ha<sup>-1</sup> Mineraldünger ausgebracht.

Versuch		610		611			
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Bilanz der Jahre		1997-2001		1998-2001			
Input	min. Düngung	-	-	-	30	30	30
	org. Düngung	424	432	433	318	296	335
	Immission	200	200	200	160	160	160
	N-Fixierung	737	778	834	443	443	485
Input (I) Ergebnis		1.361	1.410	1.468	950	929	1.011
Output	Denitrifikation	-91	-91	-96	-73	-73	-75
	Nitratverlagerung	-1	-1	-1	-2	-2	-2
	Ernteentzug	-1.525	-1.571	-1.614	-1.067	-1.067	-1.107
Output (O)	Ergebnis	-1.616	-1.663	-1.711	-1.142	-1.142	-1.184
Speicher-	org. (OPS)	25	26	23	73	51	58
term	org. (OBS <sub>u</sub> )	-249	-248	-241	-233	-233	-212
	min. (N <sub>min</sub> )	-34	-34	-27	-34	-34	-32
	Pflanzenbest.	0	0	0	0	0	0
Speicherterm (S) Ergebnis		-258	-256	-245	-194	-216	-176
Input+Output		-255	-253	-243	-192	-214	-174
Bilanz (I+O-S)		2.7	3,5	2,4	2,3	2,5	2,4

Tab. 5-23: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) für die Simulation der Versuche 610 und 611

Aus dem System gingen im Versuch 610 bei allen Varianten durchschnittlich 91 bis 96 kg N ha<sup>-1</sup>über Denitrifikation verloren, im Versuch 611 73 bis 75 kg N ha<sup>-1</sup>. Die Nitratverlagerung unter 120 cm Bodentiefe war mit ein bis zwei Kilogramm je Hektar sehr gering. Die größte Menge an Stickstoff wurde mit dem Erntegut abgefahren. Dies waren für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug 1.525, 1.571 bzw. 1.614 kg N ha<sup>-1</sup> im Versuch 610. Im Versuch 611 waren es für die Varianten mit Rotortillerbearbeitung 1.067 kg N ha<sup>-1</sup> und 1.107 kg N ha<sup>-1</sup> für die mit alleiniger Pflugbearbeitung.

Dem Speicherterm wurden im Versuch 610 245 bis 258 kg N ha<sup>-1</sup> entzogen, im Versuch 611 waren es 176 bis 216 kg N ha<sup>-1</sup>. Dabei wurde der Großteil aus der OBS<sub>u</sub> freigesetzt (Versuch 610 246 kg N ha<sup>-1</sup>, Versuch 611 226 kg N ha<sup>-1</sup>). Durch die OPS wurden im Versuch 610 im Mittel der Varianten 25 kg N ha<sup>-1</sup> hinzugefügt, im Versuch 611 betrug die Menge 73, 51 bzw. 58 kg N ha<sup>-1</sup> für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug. In beiden Versuchen fanden sich zum Simulationsende im Schnitt 33 kg ha<sup>-1</sup> weniger N<sub>min</sub> im Boden als zum Beginn der Rechnung. Das Stickstoffdefizit aller Input- und Outputmengen (Input + Output) entsprach bis auf wenige Kilogramm der Höhe des Speicherterms und kann somit als ausgeglichen bezeichnet werden.

## 5.2.3 Bodenwasser

Die mittels TDR-Sonde gemessenen und simulierten Bodenfeuchten sind für die Versuche 610 und 611 in den Abb. 5-13 und Abb. 5-14 dargestellt. Dabei wurden die Daten des Versuchs 611 zur Kalibrierung des Bodenwasserhaushalts verwendet. Die kalibrierten Einstellungen wurden unverändert für die Simulation des Versuchs 610 benutzt. Die Parametereinstellungen sind im Material und Methodenteil dokumentiert (Tab. 4-6). Die mittels TDR-Sonde gemessene Bodenfeuchte unterschied sich für die Varianten der Versuche 611 und 610 zu keinem Termin signifikant (Tab. 4-5 bzw. Tab. 10-7).

## Versuch 610

Die Modelleffizienz der Bodenfeuchte für den Versuch 610 ist in Tab. 5-24 dargestellt. Für die Tiefe 0-80 cm wurden hohe Modelleffizienzen von 0,76 bis 0,87 errechnet. Die Tiefe 0-20 cm der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug wich mit der Modelleffizienz von 0,46 bzw. 0,38 von den insgesamt hohen bis sehr hohen Werten ab.

	n	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	BB
0-20 cm	7	0,46	0,38	0,69	0,46
20-40 cm	5	0,66	0,87	0,88	0,77
40-60 cm	5	0,89	0,96	0,96	0,93
60-80 cm	7	0,79	0,90	0,70	0,78
0-80 cm	24	0,76	0,87	0,87	

Tab. 5-24: Modelleffizienz der Bodenfeuchte f
ür die Versuchsvarianten in mehrerenBodenschichten im Versuch 610

Die simulierten Daten stimmten im visuellen Vergleich in allen Bodentiefen gut mit den gemessenen Bodenfeuchten überein (Abb. 5-13). In der obersten Bodenschicht 0-20 cm wurde die Bodenfeuchte im Winter vom Modell leicht überschätzt.

In der darunter liegenden Schicht wurde das schnelle Abtrocknen des Bodens Ende Mai nicht ausreichend nachvollzogen. Mit Ausnahme des Zeitraums August bis Oktober 1999 wurden für die Varianten identische Bodenfeuchten simuliert. Mit dem Umbruch des Luzerne-Kleegrases mit dem Rotortiller verringerte sich die Bodenfeuchte in den entsprechenden Varianten weniger schnell als in der Pflug-Variante. Entsprechend später nahm für die Variante Pflug die Bodenfeuchte in der Schicht 60-80 cm zum Winter hin zu.



Abb. 5-13: Simulierte und gemessene Bodenfeuchte (Vol. %, TDR-Messung) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 80 cm für den Zeitraum 7/99 bis 10/00 im Versuch 610

### Versuch 611

Die Modelleffizienz der kalibrierten Bodenfeuchtedaten ist in Tab. 5-25 angegeben. Sie war in allen Schichten hoch bis sehr hoch. In 0-80 cm Tiefe wurden für die Varianten RT+RT+Pflug, RT+Pflug und Pflug Werte von 0,91, 0,90 bzw. 0,91 erreicht.

	n	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	BB
0-20 cm	8	0,89	0,86	0,89	0,87
20-40 cm	9	0,92	0,95	0,91	0,92
40-60 cm	9	0,82	0,68	0,80	0,75
60-80 cm	9	0,87	0,91	0,90	0,88
0-80 cm	35	0,91	0,90	0,91	

Tab. 5-25: Modelleffizienz der Bodenfeuchte f
ür die Versuchsvarianten in mehrerenBodenschichten im Versuch 611

Die gemessenen Bodenfeuchtegehalte des Jahres 2001 beim Versuch 611 hatten in allen Bodenschichten im visuellen Vergleich mit den simulierten Daten eine sehr hohe Übereinstimmung (Abb. 5-14). Die langfristigen Trocknungs- und Befeuchtungsphasen eines Jahres wurden von dem Modell gut nachvollzogen. Sehr hohe Bodenfeuchtegehalte der oberen Schicht, wie zur Messung im April, oder sehr niedrige der untersten Schicht, wie zum letzten Termin im Juli, wurden vom Modell nicht errechnet. Die Messungen kurz vor und nach einem ungewöhnlich hohen Regenereignis Ende Juni 2000, wurden in den oberen beiden Bodenschichten von der Simulation gut getroffen, in der Schicht 40-60 cm indes deutlich unterschätzt.

Der Bodenwasservorrat wurde zum Winter, mit zunehmender Bodentiefe mit einer deutlich zeitlichen Verzögerung, wiederaufgefüllt. Die Abgabe des Bodenwassers während der folgenden Vegetationsperiode erfolgte für die Bodenschichten nahezu zeitgleich. Wie in der Simulation für den Versuch 610 wurden auch im Versuch 611 für alle Varianten gleiche Bodenfeuchten kalkuliert. Eine Ausnahme bildete der Zeitraum während und nach der Bodenbearbeitung zum Luzerne-Kleegrasumbruch, in deren Folge die Wiederbefeuchtung der einzelnen Bodenschichten im Winter für die Pflug-Variante, im Vergleich zu den anderen Varianten, zeitlich langsamer verlief.



Abb. 5-14: Simulierte und gemessene Bodenfeuchte (Vol. %, TDR-Messung) unter Winterweizen bis zu einer Bodentiefe von 80 cm für den Zeitraum 9/00 bis 8/01 im Versuch 611

Die Bodenfeuchten, die parallel zur  $N_{min}$ -Untersuchung gravimetrisch erhoben wurden, sind zusammen mit den simulierten Daten in Abb. 5-15 und Abb. 5-16 für die Versuche 610 bzw. 611 gegeneinander abgetragen. Die gravimetrische Feuchte wurde für den Vergleich mit den simulierten Daten mittels der im Versuch 611 ermittelten TRD in Vol % umgerechnet. Unterschiede zwischen den Varianten waren zu keinem Termin signifikant wie die Ergebnisse aus Tab. 10-8 und Tab. 10-10 im Anhang für die Versuche 610 bzw. 611 belegen.

## Versuch 610

Im Versuch 610 war der Zusammenhang zwischen den simulierten und gemessenen Daten insgesamt sehr gering (Abb. 5-15). Die Modelleffizienz der einzelnen Tiefen war stets negativ. Ein linearer Zusammenhang konnte für die Tiefen 10-20, 30-60 und 60-90 cm festgestellt werden, der, wie das Bestimmtheitsmaß (B) von 0,35, 0,30 und 0,67 zeigt, nur in der untersten Tiefe beachtenswert war. Die gravimetrische Bodenfeuchte unter 20 cm Tiefe wurde tendenziell von dem Modell überschätzt.



Abb. 5-15: Zusammenhang zwischen simulierten und gemessenen Daten der Bodenfeuchte (Vol. %, grav. Messung) bis zur Bodentiefen von 90 cm im Versuch 610

### Versuch 611

Wie aus Abb. 5-16 ersichtlich, lag die Modelleffizienz der Bodenfeuchte im Versuch 611 für die oberen 10 cm bei 0,39, für die anderen Tiefen waren die Werte negativ. Dennoch

korrelierten die Daten der oberen drei Tiefen 0-10, 10-20 und 20-30 cm positiv (B = 0,85, 0,64 bzw. 0,64). In den beiden Tiefen unter 30 cm war der lineare Zusammenhang dagegen niedrig.



Abb. 5-16: Zusammenhang zwischen simulierten und gemessenen Daten der Bodenfeuchte (Vol. %, grav. Messung) bis zur Bodentiefen von 90 cm im Versuch 611

#### 5.2.4 Wasserbilanz

Die Wasserbilanz für den gesamten Simulationszeitraum der Versuche 610 und 611 gibt Tab. 5-26 wieder. Die Wasserbilanzen der einzelnen Jahre sind im Anhang in Tab. 10-24 bis Tab. 10-28 einzusehen.

Der Wasserinput für das Modell war die Niederschlagssumme im Versuch 610 von 4.179 mm bzw. im Versuch 611 von 3.463 mm der fünf bzw. vier Simulationsjahre. Verlustgrößen (Output) im Modell waren die Interzeption von Niederschlag durch einen Bestand, die aktuelle Evapotranspiration, (Wasser, das über den Boden/ Bestand nach oben abgegeben wurde), sowie die Grundwasserneubildung (die Menge, die nach unten über die Systemgrenze verloren ging). Die Interzeption machte in den Versuchen 610 bzw. 611 8 % bzw. 10 % der gesamten Outputmenge aus die im Mittel der Varianten 4.153 mm betrug. Für die Evapotranspiration wurden in beiden Versuchen rund drei Viertel, für die Grundwasserneubildung ein Sechstel der Outputmenge vom Modell errechnet. Die tendenziell höhere Interzeption und Evaporation der Variante Pflug wurde durch eine entsprechend niedrigere Grundwasserneubildung in der Bilanz ausgeglichen, so dass in den Versuchen 610 bzw. 611 für alle Varianten ein Überschuss (Output+Input) von 26 bzw. 37 mm kalkuliert wurde. Abzüglich der vom Modell für den Speicherterm Boden ausgewiesenen Wassermenge entstand für den Versuch 610 und 611 ein Bilanzüberschuss von 3 bis 4 mm bzw. von 5 bis 6 mm.

Versuch		610			611		
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Bilanz der Jahre			1997-2001			1998-2001	
Input (I) Nieders	schlag	4.179	4.179	4.179	3.463	3.463	3.463
Output	Interzeption	-328	-331	-358	-317	-317	-346
akt. Evapotranspiration		-3.128	-3.149	-3.172	-2.539	-2.539	-2.550
Grundwasserneubildung		-697	-673	-622	-569	-569	-530
Output (O) Ergebnis		-4.153	-4.153	-4.153	-3.425	-3.425	-3.427
Speicherterm (S) Boden		23	23	23	31	31	31
Input+Output		26	26	26	37	37	36
Bilanz (I+O-S)		2,7	3,5	2,9	6,1	6,2	4,8

Tab. 5-26: Wasserbilanz	(mm) für di	e Simulation der	Versuche 61	0 und 611
-------------------------	-------------	------------------	-------------	-----------

## 5.2.5 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wurde in den Bodenschichten 0–10 und 10-20 cm in den Versuchen 610 und 611 in je einer Feldwiederholung aufgezeichnet und als Tagesmittel ausgegeben. In Abb. 5-17 und Abb. 5-18 sind für die Versuche 610 und 611 die gemessenen gegen die simulierten Bodentemperaturen abgetragen. Diese Daten sind im zeitlichen Verlauf zusammen mit der Lufttemperatur in Abb. 5-19 und Abb. 5-20 wiedergegeben. Die Bodentemperatur in der Messperiode unter Weizen wurde durch den variierten Luzerne-Kleegras-Umbruch nicht beeinflusst. Ebenso wurden in der Simulation für alle Varianten dieselben Temperaturen errechnet. Für die obere Bodenschicht wurden Temperaturen zwischen -3 und 25 °C, in der Schicht 10-20 cm zwischen 0 und 23 °C ermittelt. Die Bodentemperatur hatte in den Tiefen 0-10 bzw. 10-20 cm eine sehr hohe Modelleffizienz von 0,91 bzw. 0,93 im Versuch 610 und von 0,89 bzw. 0,91 im Versuch 611.

## Versuch 610

Die Regressionsgeraden für die Bodentemperatur der beiden Tiefen im Versuch 610 zeigen, dass im niedrigen Temperaturbereich das Modell die gemessenen Daten leicht unterschätzte (Abb. 5-17). Temperaturänderungen der Luft wurden durch den Boden gedämpft. Mit zunehmender Tiefe wurde sie zeitlich verzögert und abgeschwächt wiedergegeben (Abb. 5-19). In den Wintermonaten wurden jedoch zeitweise, trotz gemessener Temperaturamplituden knapp über dem Gefrierpunkt, vom Modell konstante Temperaturen von wenigen Grad Celsius errechnet.

74



Abb. 5-17: Zusammenhang zwischen Simulations- und Messergebnissen für die Bodentemperatur (°C) in zwei Bodentiefen im Versuch 610



Abb. 5-18: Zusammenhang zwischen Simulations- und Messergebnissen für die Bodentemperatur (°C) in zwei Bodentiefen im Versuch 611

#### Versuch 611

In beiden Bodentiefen wurden gemessene Temperaturen vom Modell im tiefen Bereich tendenziell unter- und im hohen überschätzt (Abb. 5-18). Wie im Versuch 610 wurden auch im Versuch 611 gemessene Temperaturänderungen im Winter zeitweise vom Modell als konstante Temperatur simuliert. Im Sommer, insbesondere nach der Weizenernte,

wurden Temperatur-Spitzenwerte errechnet, die in dieser Höhe nicht gemessen wurden (Abb. 5-20).



Abb. 5-19: Simulierte und gemessene Bodentemperatur (° C) unter Winterweizen bis zur Bodentiefe von 20 cm für den Zeitraum 9/99 bis 8/00 im Versuch 610



Abb. 5-20: Simulierte und gemessene Bodentemperatur (° C) unter Winterweizen bis zur Bodentiefe von 20 cm für den Zeitraum 10/00 bis 12/01 im Versuch 611

# 6. Diskussion

# 6.1 N-Mineralisation

Einen schnellen Anstieg der N<sub>min</sub>-Gehalte nach Umbruch eines Kleegrases mit dem Rotortiller, wie er in den eigenen Versuchen registriert wurde, haben andere Autoren gleichfalls festgestellt (Francis et al., 1995; Francis et al., 1994; Francis et al., 1992; Raupp et al., 1991; Heß, 1989). Dabei legten sie dar, dass die Wirkung der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation von jahreszeitlich sich ändernden Umweltbedingungen abhängig ist, so dass bereits ein um einen Monat verzögerter Bearbeitungstermin einen signifikanten Einfluss auf den Verlauf der N-Mineralisation nach der Bodenbearbeitung hat (Mitchell und Web, 1996; Francis et al., 1995; Francis et al., 1992; Heß, 1989).

Somit wird deutlich, dass das Versuchsdesign zur Prüfung der Bearbeitungsintensität einem Zeitfaktor unterliegt. So dürfte der etwa einmonatige Abstand zwischen Rotortillerund Pflugumbruch, die verhalten startende N-Mineralisierung der Variante Pflug als eine Folge gesunkener Temperaturen (Abb. 5-19 und Abb. 5-20) erklären. Dagegen werden geänderte Umweltbedingungen innerhalb der zeitnahen Durchführung der beiden Rotortillerbearbeitungen auf die N-Mineralisation nur eine untergeordnete Rolle gespielt haben.

Die Interpretation der N<sub>min</sub>-Ergebnisse dieser Varianten in den Versuchen 610 und 660 ist durch den versetzten Umbruchstermin allerdings erschwert, da zum Beprobungstermin der jeweilige Zeitraum nach der Bodenbearbeitung berücksichtigt werden muss. Die Berechnung von Nettomineralisationsraten ermöglicht zwar einen Vergleich der Behandlungen auf gleicher Zeitbasis, diese Berechnung ist aber nur bedingt zulässig, da die Netto-N-Mineralisation nicht linear verlief (Abb. 5-1), was Laborversuche zum Abbau verschiedener Pflanzenresiduen bestätigen (Peschke und Dölling, 1994). Bei Betrachtung unterschiedlicher und insbesondere großer Zeiträume führt dies zu Fehlinterpretationen. So kann für die Versuche von 1999 nach Datenlage kein Einfluss der Bearbeitungsintensivierung auf die N-Mineralisation belegt werden.

Unterschiedliche Nettomineralisationsraten der Behandlungen mit Rotortiller zwischen den beiden Versuchen, deuten jedoch auf einen Standorteinfluss hin: Während im Versuch 610 nach Umbruch der Variante RT+RT+Pflug geringfügig niedrigere Nettomineralisationsraten als nach RT+Pflug errechnet wurden, verhielt es sich im Versuch 660 umgekehrt. Nach Umbruch der Variante RT+RT+Pflug wurden hier deutlich höhere Nettomineralisationsraten errechnet als nach Umbruch der Variante RT+RT+Pflug wurden hier deutlich höhere Nettomineralisationsraten errechnet als nach Umbruch der Variante RT+Pflug.

Für beide Versuche lassen sich zwei alternative Hypothesen formulieren:

 Im Versuch 610 bestand ein Effekt auf die N-Mineralisation durch eine wiederholte identische Rotortillerbearbeitung; er war jedoch nicht erkennbar, da der Einfluss des zeitlich versetzten Umbruchtermins dem der Bearbeitungsintensivierung entgegengesetzt war.

 Ein Effekt auf die N-Mineralisation durch eine wiederholte identische Rotortillerbearbeitung bestand im Versuch 660 nicht, erkennbar war allein der Einfluss des versetzten Umbruchtermins.

Für die unterschiedlichen Nettomineralisationsraten zwischen den beiden Versuchen nach Umbruch der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug könnten ein oder mehrere Standortmerkmale verantwortlich sein:

- Bodenfeuchte (Schomberg et al., 1994b; Linn und Doran, 1984b; Cassman und Munns, 1980)
- Nitratverlagerung (Goss et al., 1998; Francis et al., 1995; Francis et al., 1992)
- Menge sowie Qualität der eingearbeiteten Residuen (Whitmore und Groot, 1994; Smith und Sharpley, 1990; Reinertsen et al., 1984; Cocheran et al., 1980)
- mikrobielle Biomasse (Weyman-Kaczmarkowa und Pedziwilk, 1996; Francis et al., 1992; Doran, 1987; Doran, 1980)
- Nt-Gehalt (Doran, 1987; Doran, 1980)

Für die beiden Standorte war die Niederschlagsmenge wie auch die gravimetrische Bodenfeuchte im betrachteten Zeitraum nach dem Versuchsbeginn 1999 identisch. Die Bodenfeuchte dürfte daher keinen Einfluss auf die N-Mineralisation gehabt haben.

Für die Berechnung der Nettomineralisationsraten aus den N<sub>min</sub>-Gehalten wurde das Fehlen von N-Verlusten vorausgesetzt. Francis und Knight (1994) und Francis et al. (1993) haben hingegen über Winter solche Verluste in Form von Nitratauswaschungen gemessen. Im Versuch 610 wurde für die Variante RT+RT+Pflug bereits neun Tage nach der Bodenbearbeitung eine Verlagerung mineralischen Stickstoffs nachgewiesen. Dies zeigt, dass N-Verluste trotz der niedrigen Niederschläge nicht ausgeschlossen werden können. Nitratverluste hätten einen Effekt der wiederholten Rotortillerbearbeitung verdeckt.

Die Verteilung und Menge der Wurzelresiduen vom Luzerne-Kleegras stimmt mit Beobachtungen von Heß (1989), der von den 180 bis 200 kg N ha<sup>-1</sup> aus Kleegraswurzeln bis ein Meter Tiefe je nach Standort 77 bis 87 % in den oberen 9 cm vorfand, mit den eigenen Beobachtungen überein. Eine andere Untersuchung ermittelte 100 kg ha<sup>-1</sup> in Kleegraswurzeln gebundenen Stickstoff (Francis et al., 1992). Untersuchungen zum Umsetzungsverhalten von Pflanzenresiduen belegen, dass die Qualität und Art der Residuen, insbesondere ihr C/N-Verhältnis einen bedeutenden Einfluss auf die Abbaudynamik haben (Francis et al., 1994; Olfs, 1994; Peschke und Dölling, 1994; Whitmore und Groot, 1994; Smith und Sharpley, 1993). Daher erklären die im Versuch 610 vor dem Umbruch gemessenen höheren Stickstoffmengen in Stoppelresten und Wurzelresiduen sowie vor allem deren engeres C/N-Verhältnis im Vergleich zum Versuch 660 die höheren N-Mineralisierungsraten unmittelbar nach dem Umbruch. Der Umstand, dass in beiden Versuchen der Wiederaufwuchs nach dem dritten Schnitt mit dem Umbruch der Variante RT+Pflug eingearbeitet wurde, diese Variante also einen zusätzlichen Input leicht abbaubarer organischer Substanz erhielt, wird einen auf die Bearbeitungsintensität durch zusätzliche Rotortillerbearbeitung zurückzuführenden Effekt auf die N-Mineralisation gemindert haben. Gleichzeitig erklärt diese einseitige Zufuhr organischer Substanz die abweichenden Mineralisierungsraten zwischen beiden Standorten; in Hohenheim wurde Pflanzenmaterial mit einem engen C/N-Verhältnis von 9,2 eingearbeitet. Im Versuch von Kleinhohenheim ist das C/N-Verhältnis des Pflanzenmaterials zwar unbekannt, aber das etwas weitere C/N-Verhältnis von 16,3 des vorherigen Aufwuchses lässt Schlüsse auf ein weites C/N-Verhältnis zu.

Die unterschiedliche Qualität und Menge der Pflanzenresiduen lässt sich mit der ungleichen Bestandzusammensetzung der Luzerne-Kleegräser auf den beiden Standorten erklären. Der als Luzerne-Kleegras etablierte Bestand in Hohenheim wandelte sich bis zum letzten Schnittnutzungsjahr in einen nahezu reinen Luzernebestand (Tab. 10-1), der in der Ertragsleistung dem grasbetonten Luzerne-Kleegras des Standorts Kleinhohenheim überlegen war. Die größeren Stickstoffmengen der Stoppelreste gehen weniger auf unterschiedliche Schnitthöhen zurück als auf höhere Bröckelverluste bei Silage- und Heubereitung von Luzerne. Daher ist die Vermutung naheliegend, dass zu allen Schnitten in Hohenheim höhere Stoppelreste auf der Fläche verblieben als in Kleinhohenheim. Dies wird sich auch auf die Menge des mineralisierbaren Stickstoffs ausgewirkt haben, die nach Doran (1987) primär mit der Verteilung der mikrobiellen Biomasse und dem N<sub>t</sub>-Gehalt assoziiert ist. Sowohl die mikrobielle Biomasse als auch der N<sub>t</sub>-Gehalt erwiesen sich im Versuch 610 nach dem Umbruch als höher als im Versuch 660; sie waren durch die Art des Umbruchs jedoch nicht beeinflusst.

Da die Interpretation des Einflusses der Bearbeitungsintensivierung auf die N-Mineralisation in den Versuchen 610 und 660 durch den verschobenen Umbruchstermin erschwert war, wurde das Design des Versuchs 611 in Hohenheim bei der Wiederholung im Jahr 2000 leicht abgeändert. Der zeitgleiche Rotortillerumbruch beider Varianten zum ersten Bearbeitungstermin erlaubt hier den direkten Vergleich von einmaliger bzw. zweimaliger Rotortillerbearbeitung auf die kurzfristige Entwicklung der N-Mineralisation. Aus versuchstechnischen Gründen konnte der Umbruch der Variante Pflug nicht zeitgleich mit den anderen stattfinden und erfolgte wiederum Mitte Oktober. So muss beim Vergleich der Behandlungen Rotortiller und Pflug, wie eingangs bereits diskutiert, der Zeitfaktor für den weiteren Mineralisierungsverlauf berücksichtigt werden.

Die Bearbeitungsintensivierung in Form der wiederholten Rotortillerbearbeitung hatte einen nur sehr geringen Effekt auf die N-Mineralisation, der sich lediglich in einer leichten Erhöhung des N<sub>min</sub>-Gehalts der bearbeiteten Bodenschicht nach der zweiten Bearbeitung ausdrückte. Wahrscheinlich wurde wegen der nachfolgenden Pflugbearbeitung in 20 cm Tiefe diese Reaktion in den nachfolgenden Probenahmeterminen nicht mehr beobachtet. Untersuchungen, die Bearbeitungsintensität als Variation des Bearbeitungsgeräts und/ oder der Bearbeitungstiefe definierten, fanden zumeist keinen Effekt auf die N-Mineralisation. So hatten in den Versuchen von Francis et al. (1992) die geprüften Intensitätsstufen Pflug- vs. Grubberbearbeitung in je 20 cm Tiefe keinen einheitlichen Effekt auf die Akkumulierung von N<sub>min</sub> im Profil. Ebenso wenig konnte aus einer Intensivierung der Primärbodenbearbeitung in Form einer variierten Bearbeitungstiefe ein nachhaltiger Effekt auf die N-Mineralisation nachgewiesen werden (Heß, 1989). Der Grund mag darin liegen, dass bereits mit der niedrigsten geprüften Arbeitstiefe das Gros an Wurzelresiduen und mineralisierbarer organischer Substanz erreicht wurde. Bei Prüfung einer niedrigeren Bearbeitungstiefen (8 cm vs. 18 cm) mittels Rotortiller bzw. Pflug zum Frühjahrsumbruch eines Luzerne-Kleegrases war bis zur Ernte des nachfolgend angebauten Mais, ein eindeutiger Einfluss auf die N-Mineralisation feststellbar (Raupp et al., 1991).

Francis et al. (1992) unterstreichen die Bedeutung der mikrobiellen Biomasse als leicht mineralisierbaren Stickstoffpool, fanden jedoch keinen Einfluss der Bodenbearbeitung auf die mikrobielle Biomasse. Die geprüften Bearbeitungsvarianten hatten ebenfalls keinen Effekt auf die mikrobielle Biomasse. Die hohe Spannweite des mikrobiellen Stickstoffs im Mittel der Varianten von 19 und 56 µg kg<sup>-1</sup> (79-227 kg ha<sup>-1</sup>) in 30 cm Tiefe untermauert die Bedeutung der mikrobiellen Biomasse als Mittler im Stickstoffhaushalt des Bodens. Im Vergleich zu einem anderen Lössstandort unter Weizenanbau waren diese Gehalte eher niedrig (40 bis 90 µg kg<sup>-1</sup> oder 180-400 kg N ha<sup>-1</sup> 30 cm<sup>-1</sup>) (Lindloff et al., 1994).

Änderungen der mikrobiellen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalte können mit den jahreszeitlich bedingten Schwankungen der Bodentemperatur und –feuchte zusammenhängen (Brüning und Rudaz, 1999; Debosz et al., 1999; Howard und Howard, 1993). Das kurzfristige Ansteigen der mikrobiellen Biomasse nach Versuchsbeginn und ihr allmähliches Abfallen wurde ebenfalls von Olfs (1994) in einem dreijährigen Topfexperiment beobachtet und von ihm durch ein Anstreben eines neuen Gleichgewichts erklärt. Fehlende Effekte der Bodenbearbeitung auf die mikrobielle Biomasse könnten auch mit den aufliegenden Stoppelresten zusammenhängen, die als leicht abbaubares Substrat bereits vor der Bodenbearbeitung von der mikrobiellen Biomasse umgesetzt wurden (Schomberg et al., 1994b; Cocheran et al., 1980).

Eine andere Erklärung könnte durch intensive Bodenbearbeitung verursachter Stress der mikrobiellen Biomasse sein. Damit erklärten Calderón und Jackson (2002), die eine Brache in 15 cm Tiefe mittels Rotortiller vs. Scheibenegge bearbeiteten, die Effekte auf mikro-

bielle Biomasse und N<sub>min</sub>-Gehalt. Nach der Behandlung Scheibenegge erhöhte sich der N<sub>min</sub>-Gehalt schneller als nach der Behandlung Rotortiller. Gleichzeitig verringerte sich nach 17 Tagen der mikrobielle C- und N-Gehalt nach der Rotortillerbearbeitung im Vergleich zur Kontrolle und zur Scheibenegge. Die Autoren vermuten, dass die Bodenbearbeitung den Mikroorganismen eine stabilisierte stickstoffreiche organische Bodensubstanz zugänglich machte, wobei das angetriebene Bearbeitungsgerät Bodenaggregate zwar intensiver zerstörte als das nichtangetriebene, gleichzeitig aber für Mikroorganismen höheren Stress verursachte. Andere Untersuchungen von Calderón et al. (2000) zur im Labor simulierten Bodenbearbeitung belegen, dass Mikroorganismen durch mechanische Zerstörung von Bodenaggregaten in Grünlandböden stärker gestresst werden als solche in häufig bearbeiteten Böden. Auf die mikrobielle Biomasse hatte die simulierte Bodenbearbeitung allerdings unmittelbar keinen Einfluss.

Da zahlreiche vergleichende Untersuchungen zur konventionellen und reduzierten Bodenbearbeitung zeigen, dass Bodenbearbeitung zwar langfristig den C<sub>org</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalt des Bodens beeinflusst, kurzfristig jedoch keine Effekte auftreten (z. B.: Hernanz et al., 2002; Friedel et al., 1996; Kingery et al., 1996; Francis und Knight, 1993; Claupein und Baeumer, 1990; Tiessen et al., 1982) können die signifikanten Interaktionen zwischen Termin und Tiefe auf den wendenden Effekt der Pflugbearbeitung zurückgeführt werden.

## 6.2 Nitrataustrag

Nitratverlagerungen während des Anbaus von Kleegras sind gering und praktisch ohne Bedeutung (Schmidt et al., 1999; Heß, 1989). Niedrige N<sub>min</sub>-Gehalte unter Kleegras bestätigen dieses Ergebnis. Der durch den Umbruch verursachte Mineralisationsschub bedingte hohe N<sub>min</sub>-Gehalte im Herbst. Winterweizen nahm nur geringe Mengen Stickstoff über Winter auf. Die geringe Senkenfunktion von Winterweizen bestätigen auch Untersuchungen von Francis et al. (1995). Somit war der mineralisierte Stickstoff über Winter auswaschungsgefährdet. Dieser kann dem Bodenvorrat aber ebenso über Denitrifikation verloren gehen. Hohe Bodenfeuchtegehalte bis zur Wassersättigung in allen Versuchen dürften den Gasaustausch gestört und anaerobe Bodenbedingungen geschaffen haben (Linn und Doran, 1984b). Nach Knowles (1982) führen sie bei vorhandener leicht abbaubarer organischer Substanz zur Reduktion von mineralischem Stickstoff zu N<sub>2</sub>O oder N<sub>2</sub> durch Denitrifikanten. Aus dem Mineralisierungsschub nach Umbruch der Narbe lässt sich das Vorhandensein großer Mengen leicht abbaubarer organischer Substanz ableiten. Die Reaktionsgeschwindigkeit der Denitrifikation nimmt zwar im niedrigen Temperaturbereich drastisch ab, ist aber nichtsdestoweniger bei 0-5 °C messbar (Smid und Beauchamp, 1976). Daher kann die Denitrifikation grundsätzlich als eine weitere Verlustquelle über Winter angesehen werden.

Der Vergleich der N<sub>min</sub>-Gehalte unter Einbeziehung der N-Weizenaufnahme vor und nach Winter zeigt, dass in allen Versuchen Stickstoffverluste auftraten, die in den Behandlungen mit Rotortiller höher waren als mit Pflug. Da N-Mineralisation zwischen den Probenahmen bei dieser Überschlagsrechnung nicht berücksichtigt ist, werden hierbei N-Verluste unterschätzt. N-Mineralisation fand jedoch während des Winters statt. Dies belegen die hohen N<sub>min</sub>-Gehalte im Januartermin (Abb. 5-5), was auch von Francis et al. (1992) bestätigt wurde. Die Verlagerung von Nitrat in tiefere Bodenschichten fand bereits unmittelbar nach dem Umbruch statt, wie aus den Änderungen der N<sub>min</sub>-Gehalte im Profil zwischen den Terminen abzulesen ist; ausgehend von hohen N<sub>min</sub>-Gehalten der bearbeiteten Schicht stiegen zu den weiteren Terminen die Gehalte der angrenzenden Bodenschichten.

Abweichend vom oben beschriebenen Matrixfluss wurde zum zweiten Messtermin im Versuch 610 (Tab. 5-1) ein im Vergleich zum Vortermin signifikant höherer N<sub>min</sub>-Gehalt der Schichten 0-10 und 30-60 cm ermittelt, die dazwischen liegenden Schichten waren unverändert. Dies weist auf eine Verlagerung des Stickstoffs über präferentielle Fließwege hin, welche laut Harrach und Richter (1994) nach Bodenruhe und der danach erhöhten Anzahl von Regenwurmgängen begünstigt ist. Dagegen berichten Jensen et al. (1997), dass eine Rotortillerbearbeitung zur Frühjahrssaat von Weidelgras präferentielle Verlagerung bis zu einem halben Jahr danach heruntersetzte. Diese Beobachtung unterstützend berichten Shipitalo und Edwards (1993), dass appliziertes Dünger-Nitrat und Br<sup>-</sup>-Tracer in einem langjährig unbearbeiteten schluffigen Lehm durch eine Bodenbearbeitung nach den ersten Niederschlägen im Frühjahr weniger schnell ausgetragen wurde als im unbearbeiteten Boden, obgleich die jährliche ausgetragene Nitrat- und Br<sup>-</sup>-Menge durch die Bodenbearbeitung unbeeinflusst blieb. Der Effekt der Bodenbearbeitung auf den präferentiellen Fluss wird sicherlich auch dem Einfluss einer jahreszeitlich abhängigen Sickerwassermenge unterliegen, die Bedeutung von präferentiellen Fließwegen beim Austrag von Nitrat nach Umbruch in den eigenen Versuchen aber generell gemindert haben. Dies umso mehr bei Pflugbearbeitung, die den Boden in Bearbeitungstiefe verdichtet und das Porengefüge ändert, wie einige Untersuchungen berichten (Raupp et al., 1991).

Für die Verlagerung von Nitrat in schweren Böden heben Goss et al. (1993) und Goss et al. (1988) die Bedeutung von Drainagen hervor. Etwa 95 % des ausgewaschenen Nitrats wurde im Drainwasser nachgewiesen. In undrainierten Böden wurde insgesamt weniger Nitrat ausgetragen. Dafür war der Nitrataustrag über den lateralen Fließweg, besonders nach Pflugbearbeitung, in diesen Böden höher. Daraus wird für den untersuchten Standort Kleinhohenheim ein höheres Auswaschungspotenzial als für Hohenheim abgeleitet. Zwar waren alle Versuchsflächen drainiert, Vorkommen von Stauwasser am Standort Hohenheim deuten jedoch auf nicht intakte Drainagen hin. Zudem dürfte in Kleinhohenheim der relative N-Verlust über den lateralen Fließweg wegen des höheren Gefälles der Versuchsfläche höher als in Hohenheim sein.

Methodische Unsicherheiten erschweren die Interpretation des kumulativen Nitrataustrags im Versuch 611 (Tab. 5-4). Zum Zeitpunkt des Ausbaus der Monitoringboxen befand sich, in den hangabwärts gelegenen Parzellen 6 bis 12, Stauwasser bis 10 cm unterhalb der Boxenunterkante. Davon waren die Monitoringboxen, die in 10 m Entfernung oberhalb installiert waren, nicht betroffen. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass Stauwasser im Messzeitraum noch höher anstand und Nitrat von unten in das Absorbermaterial diffundierte. Diese Möglichkeit wurde durch Analyse von oberer und mittlerer Boxenschicht geprüft. Tatsächlich wurden in einigen Boxen in der mittleren Schicht bis zu 77 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen. Die Herkunft des Nitratstickstoffs aus der mittleren Schicht ist jedoch ungewiss, da in vielen direkt benachbarten Boxen kein oder nur sehr wenig Nitrat in der betreffenden Schicht gefunden wurde. Anstehendes Stauwasser hätte aber benachbarte Boxen gleichermaßen beeinflussen müssen. Möglicherweise erklären sich die Nitratgehalte der mittleren Boxenschichten durch das Auftreffen von präferentiellen Flüssen auf die Boxenoberfläche. Mitgeführtes Nitrat könnte so den Absorber der oberen Schicht punktuell übersättigt haben und bis zur mittleren vorgedrungen sein. Weiterhin ist denkbar, dass sich das Absorbermaterial der beiden Schichten beim schnellen Durchfließen vermischte. Letztendlich lassen sich die Transportvorgänge innerhalb der Box methodisch nicht überprüfen.

Von einer hohen Streuung der Messwerte bei Verwendung der Monitoringbox, wie sie in der vorliegenden Arbeit gefunden wurde, berichten auch Bischoff et al. (2001) und Bischoff et al. (1999). Tracerversuche mit NaCl zeigten auf vergleichbaren Standorten befriedigende Wiederfindungsraten. Die Variationskoeffizienten größer als 100 % erklärten Bischoff et al. (1999) mit einer korrekten Abbildung von räumlich hochvariablen Transportverhältnissen. Allerdings berichten die selben Autoren, dass Unterschiede im Matrixpotential zwischen Boxenmaterial und Boden zwangsläufig zu Differenzen in der Wasserbilanz der beiden durchflossenen Körper führt. Sie schließen daraus, dass diese Methode in erster Linie Stoffverlagerung über präferentielle Fließwege erfassen kann. Daher wird diese Methode die Nitratauswaschung insgesamt unterschätzt haben, da der Matrixfluss für die Nitratverlagerung in den vorliegenden Versuchen bedeutsamer gewesen sein dürfte.

Aufgrund der methodischen Unsicherheit der Monitoringbox-Methode können die absoluten Zahlen für den Nitrataustrag lediglich als ein Richtwert angesehen werden. Sie geben aber wieder, dass in den Behandlungen mit Rotortiller, die vor und während des Winters höhere Mengen an mineralischem Stickstoff im Profil aufwiesen als die Variante Pflug, mehr Nitrat im Messzeitraum aus ein Meter Bodentiefe ausgetragen wurde. Ein Effekt der Bearbeitungsintensivierung durch eine wiederholte Rotortillerbearbeitung ist auch beim ermittelten Nitrataustrag nicht erkennbar. Die Ergebnisse stimmen mit den denen der Untersuchungen von Francis et al. (1992) und Heß (1989) überein: Danach ergab sich bei einer Verschiebung des Umbruchtermins von Kleegras in den Winter oder ins Frühjahr ein Rückgang der Nitratverluste, die Variierung der Bearbeitungsintensität nahm hingegen keinen Einfluss auf die Nitratauswaschung. Francis et al. (1995) führten die Verringerung der Nitratauswaschung durch die zeitliche Verschiebung des Umbruchs auf niedrigere kumulierte Nitratgehalte im Profil vor Winter und auf reduzierte Sickerwassermengen zurück. Dagegen konnte Heß (1995) nur in Jahren mit niederschlagsarmer Herbstwitterung eine Verschiebung des Beginns der Sickerwasserperiode durch Fruchtfolgemaßnahmen und Anbauverfahren feststellen. Nitratauswaschungen hängen also u.a. von der Niederschlagsmenge- und deren Verteilung ab (Francis et al., 1998; Goss et al., 1998; Francis et al., 1995). Die beträchtliche Nitratfracht ins Grundwasser wird daher auch mit den im Vergleich zum langjährigen Mittel überdurchschnittlich hohen Niederschlägen zu den Jahreswechseln 1999/2000 und 2000/2001 zu erklären sein.

## 6.3 N-Aufnahme und Ertrag

Am Standort Hohenheim blieben die Keimbedingungen unbeeinflusst vom Faktor Bodenbearbeitung, wie es der einheitliche Feldaufgang bei allen Behandlungen belegt. In Kleinhohenheim war der Feldaufgang in der Behandlung Pflug tendenziell geringer. Dies lag wahrscheinlich an der dichten Grasnarbe, die durch die Rotortillerbearbeitung intensiv eingearbeitet, aber beim Pflugumbruch nahezu unzerstört gewendet wurde. Nach erfolgter Saatbettbereitung fielen bei der Behandlung Pflug vereinzelt aufliegende Grassoden auf, die kleinere Fehlstellen und eine ungleichmäßigere Tiefenablage des Saatguts bedingten. Der vergleichsweise höhere Feldaufgang im Versuch 610 erklärt sich mit der Verwendung von gebeiztem Saatgut, das aus Mangel an ungebeiztem eingesetzt werden musste. Die Befunde zu den Keimbedingungen in Hohenheim und Kleinhohenheim entsprechen den Untersuchungsergebnissen von Heß et al. (1992) und Heß (1989), die ebenfalls keinen Einfluss der Bearbeitungsintensität auf den Feldaufgang konstatierten.

Mit zunehmender Wurzeltiefe des Weizens verringerte sich zu Beginn der Vegetationsperiode der N<sub>min</sub>-Gehalt, der für alle Behandlungen gleich war, im Profil von oben nach unten. Die N-Aufnahme des Weizens war im Vergleich zur Abnahme des N<sub>min</sub>-Gehalts überproportional höher. Daher kann aus der N-Aufnahme des Weizens der einzelnen Behandlungen die Wirkung der variierten Umbruchsintensität auf die N-Mineralisation im folgenden Jahr abgelesen werden. Da sich die Sprossmasse erst mit dem Stadium 'Schossen' zwischen den Varianten differenzierte, kann dies nicht allein auf unterschiedliche N<sub>min</sub>-Vorräte zu Vegetationsbeginn zurückzuführen sein. Dies wird von Heß (1992) bestätigt, der zwar zu Vegetationsbeginn in Abhängigkeit vom Umbruchtermin Unterschiede im N<sub>min</sub>-Vorrat über das gesamte Profil, aber keine im durchwurzelten Bereich feststellte. Er schätzte den mineralischen Stickstoff unterhalb von 60 cm als auswaschungsgefährdet ein, so dass die höhere N-Aufnahme des Weizens, bei spätem Umbruch oder bei Einsaat einer Zwischenfrucht nach frühem Umbruch, auf die N-Mineralisierung in der Vegetationszeit zurückzuführen war. Ähnlich argumentierten Francis et al. (1992). Aus ihren Resultaten folgerten sie, dass beim späten Umbruch, verglichen mit einem zeitigen Termin im Frühjahr, aufgrund eines höheren Residueninputs und geringerer Mineralisation vor Winter, größere Mengen leicht umsetzbarer organischer Substanz vorhanden waren, die höhere N-Aufnahmen und Kornerträge bedingten.

In der eigenen Untersuchung zeigten sich standortspezifische Unterschiede: Mit fortschreitender Entwicklung der Bestände nahmen auf dem Standort Hohenheim die Behandlungen mit Rotortiller mehr Stickstoff auf als nach alleinigem Pflugumbruch der Luzerne-Kleegrasnarbe. In Kleinhohenheim war es – auf niedrigerem Niveau – genau umgekehrt. Der Einfluss der Behandlungen auf die N-Aufnahme am Standort Kleinhohenheim stimmt mit den Befunden der vorgenannten Untersuchungen überein; höhere vorwinterliche N-Mineralisation, bedingt durch die intensive Bodenbearbeitung zum Umbruch, führte zu geringerer N-Mineralisation in der folgenden Vegetationsperiode, die gepaart mit Stickstoffverlusten über Winter in einer niedrigeren N-Aufnahme des Weizens resultierte.

Genau entgegengesetzt reagierten die Behandlungen mit Rotortiller in Hohenheim, die eine bessere N-Versorgung des Weizens bewirkten als alleiniges Pflügen. Gründe dafür können der Standort sowie die Qualität und Menge des residualen Stickstoffs des Luzerne-Kleegrases sein. Den Einfluss des Standorts auf die N-Versorgung des Weizens nach herbstlichem Kleegrasumbruch belegen Untersuchungen von Heß et al. (1992). Darin wurden auf zwei Standorten mit unterschiedlichen Böden (sandiger Lehm vs. schluffiger Sand) der Einfluss der Bodenbearbeitung beim Umbruch eines Kleegrases (Pflug vs. Pflug mit vorherigem Grubbern) auf die N-Mineralisation und den Ertrag von Winterweizen geprüft. Der intensivere Umbruch bedingte auf dem sandigen Lehm einen höheren, auf dem schluffigem Sand einen niedrigeren Weizenertrag. Die Autoren folgerten, dass Nitrat auf dem schweren Standort weniger schnell verlagert wurde und der Weizen im Lauf der Vegetationsperiode den N-Vorrat aus den tieferen Bodenschichten erschließen konnte. Diese Interpretation wird von anderen Autoren geteilt (Duynisveld und Strebel, 1986).

In der eigenen Untersuchung unterscheiden sich die Bodenarten der beiden Standorte weniger als in der oben zitierten. Dennoch wird, wie im vorigen Kapitel 6.2 bereits diskutiert, das Nitratauswaschungsrisiko für den Standort Kleinhohenheim höher eingeschätzt als für Hohenheim. Möglicherweise konnte in Hohenheim der Weizen mit Vegetationsbeginn im Frühjahr einen Teil des bereits im Herbst/ Winter mineralisierten Stickstoffs aus tieferen Schichten erschließen. Im Versuch 611 wurzelte der Weizen beim Ausbau der Monitoringboxen Anfang April bereits über einen Meter tief. Dies spricht dafür, dass der Weizen schon relativ früh in der Lage war, Nitratstickstoff der tieferen Bodenschichten zu nutzen. Bedeutender für die N-Versorgung wird die Menge und Qualität der Ernteresiduen des Luzerne-Kleegrases gewesen sein. Auf dem Standort Hohenheim war sie höher und hatte ein engeres C/N-Verhältnis als in Kleinhohenheim. Die leichter umsetzbaren Residu-

en werden in Hohenheim zu einem früheren Einsetzen der N-Mineralisation im Frühjahr geführt haben, was sich durch höhere  $N_{min}$ -Gehalte im Boden und eine höhere N-Aufnahme des Weizen im Frühjahr im Vergleich zu Kleinhohenheim belegen lässt. Intensive Bodenbearbeitung nach Umbruch wirkte, aufgrund höherer Mengen umsetzbarer organischer Substanz in Hohenheim, stärker in der folgenden Vegetationsperiode nach als in Kleinhohenheim.

Bodenbearbeitung beeinflusste den Ertrag des Weizens in gleicher Weise wie die N-Aufnahme. Eine Ausnahme stellt der Versuch 611 dar. Der Weizenbestand war im Stadium der "Milchreife' Ende Juni 2001 einem extremen Hagel ausgesetzt, der sämtliche Ähren abknickte und einen großen Teil der Körner ausschlug. Daraus resultierten die im Vergleich zu den anderen Versuchen niedrigen Kornerträge. Interessanterweise war zur Ernte der Strohertrag der Varianten mit Rotortiller signifikant höher als in der Variante Pflug. Das Abknicken der Ähren und Ausschlagen von Körnern hat einen Assimilatestau im Halm verursacht, wie der niedrige N-Harvest Index und die hohen Stickstoffkonzentrationen im Stroh belegen. Das Kornertragspotential wird in diesem Fall durch den Strohertrag wiedergegeben.

Zur Ernte der zweiten Nachfrucht Hafer im Jahr 2001 wurden auf beiden Standorten keine Unterschiede zwischen den Behandlungen im Nmin-Gehalt, im Kornertrag und der N-Aufnahme festgestellt. Der um 6 dt ha<sup>-1</sup> höhere Kornertrag im Versuch 610 spiegelt wahrscheinlich die höhere Produktivität des Standorts Hohenheim wider, kann aber auch wegen der Verwendung zweier Sorten auf einem Sortenunterschied beruhen. Diese Resultate stimmen mit den Beobachtungen von Francis et al. (1995) überein, die im zweiten Jahr nach variiertem Umbruchszeitpunkt keinen absicherbaren Effekt, weder auf den Kornertrag noch auf die N-Aufnahme, fanden. Dagegen wirkte sich nach Heß (1995) ein Kleegrasumbruch noch auf den Ertrag der dritten Nachfrucht (Hafer) aus, wenn zum einen 'betriebsüblich' und zum anderen 'grundwasserschonend' gewirtschaftet wurde, d.h. späte Saat von Wintergetreiden, wenn möglich mit vorherigem Zwischenfruchtanbau. Die fehlende Nachwirkung des variierten Umbruchs im Hafer könnte also auf die intensive Bearbeitung der Weizenstoppel zurückgehen (siehe Bewirtschaftungsdaten Tab. 10-2 und Tab. 10-3). Mineralischer Stickstoff, der durch Bodenbearbeitung und Wiederbefeuchtung des Bodens im Herbst 2000 freigesetzt wurde, war mangels einer Feldfrucht und wegen extrem hohen Niederschlägen im Frühjahr 2001 bis zur Saat des Hafers im April auswaschungsgefährdet. Effekte der Behandlungen wären wegen der zu erwartenden N-Verluste dann auch nicht in der N-Aufnahme des folgenden Hafers zu erkennen.

Die Wirkung der Weizenstoppelbearbeitung auf die N-Mineralisation im Versuch 611 war nach etwa einen Monat erkennbar. Der N<sub>min</sub>-Gehalt stieg auf 51 bis 67 kg N ha<sup>-1</sup>. Dabei hatte die Behandlung Pflug, die mit dem Weizen die geringste Menge Stickstoff aufnahm, den höchsten N<sub>min</sub>-Gehalt. Die Einarbeitung von Weizenstroh bewirkt eine Immobilisation

von mineralischem Stickstoff (Catt et al., 1998). Da in der Behandlung Pflug signifikant weniger Stroh eingearbeitet wurde (Tab. 5-19), kann dieser Effekt auf eine Nachwirkung der variierten Umbruchsintensität zurückgeführt werden oder auch auf die unterschiedliche Strohdüngung.

Auffällig war auch der rasche Wiederanstieg der N<sub>min</sub>-Gehalte nach der Weizenernte mit Strohabfuhr, der in einem vergleichbaren Abstand nach der Ernte im Versuch 610 zu einem Anstieg auf 31 kg N ha<sup>-1</sup> führte, im Versuch 660 sogar auf 98 kg N ha<sup>-1</sup>. Er lässt sich wahrscheinlich mit der in Kleinhohenheim um eine Woche früher durchgeführten Stoppelbearbeitung erklären, wie auch mit größeren Mengen umsetzbarer organischer Substanz im Boden. Diese dürften wegen ihres höheren C/N-Verhältnisses unter den N<sub>min</sub>-limitierten Bedingungen unter Weizen zu Immobilisation geführt haben. Nach dem Wegfall dieser Senke und nach Akkumulation von mineralischem Stickstoff kann die Überwindung der N-immobilisierenden Bedingungen zu einem starken Mineralisationsschub geführt haben, wie er nach N-Düngung einer Brache im Sommer häufig beschrieben wurde (primingeffect) (u.a. Lindloff et al., 1994).

# 6.4 Simulation der Bearbeitungsintensivierung

### 6.4.1 N-Mineralisation

Für die Simulation von Bodenbearbeitungen liegt dem Modell CANDY die vereinfachte Vorstellung zugrunde, dass bearbeitete Bodenschichten homogen gemischt werden. Bei einer simulierten Pflugbearbeitung in 20 cm Tiefe werden also die Konzentrationen der modellierten Kompartimente der bearbeiteten Bodenschichten zu diesem Zeitschritt gemittelt. Nachvollziehbar ist dies beispielsweise zum Zeitpunkt der simulierten Pflugbearbeitung (Versuchsstart im Oktober) in der sprunghaften Abnahme bzw. Zunahme des N<sub>min</sub>-Gehalts der obersten bzw. zweiten Schicht (Abb. 5-6 oder Abb. 5-8). Wie die Ergebnisse der Bodenkohlenstoffgehalte vor und nach dem Pflügen zeigen, trifft diese Annahme des Modells bei der wendenden Bearbeitung nicht zu. Demnach müssten die Bodenschichten bei einer simulierten Pflugbearbeitung getauscht werden. Tatsächlich homogenisierende Bearbeitungsschritte, die aber nicht die Tiefe des ersten Layers überschreiten, werden vom Modell nicht berücksichtigt, da der Layer per Definition in sich bereits homogen ist.

Ein N-Mineralisierungsschub nach einer Bodenbearbeitung, wie er in der eigenen und anderen Arbeiten gemessen wurde (z.B. Calderón und Jackson, 2002; Francis et al., 1992; Heß, 1989), wird derzeit von CANDY nicht nachvollzogen. So machten Abraham et al. (1997) bei einer Untersuchung von ackerbaulichen Standorten unter Praxisbedingungen u.a. die N-Dynamik nach Bodenbearbeitungen für die hohe Abweichung zwischen gemessenen und von CANDY errechneten N<sub>min</sub>-Gehalten verantwortlich. Zurzeit arbeitet der Autor

des Modells an einer Erweiterung, die die Wirkung von Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation nachvollziehen soll (Franko, 2002, persönliche Mitteilung).

Zur Anpassung der Simulation der N<sub>min</sub>-Dynamik nach dem Umbruch des Luzerne-Kleegrases wurden zum Bearbeitungszeitpunkt dem Modell fiktive Düngergaben von Luzernematerial eingegeben. Die Größen der in Tab. 4-7 angegebenen Kohlenstoffmengen erfolgte durch manuelles Optimieren. Mit diesem Eingriff in die Bewirtschaftungsmaßnahmentabelle des Modells wurde die Entwicklung des N<sub>min</sub>-Gehalts nach dem Umbruch der Narbe im Versuch 610 gut und im Versuch 611 im Ansatz nachvollzogen. Offenbar fehlten dem Modell zum Zeitpunkt des Umbruchs Daten zu umsetzbarer organischer Substanz, um den Einfluss der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation nachvollziehen zu können. Möglicherweise erklärt eine Differenz zwischen den vom Modell angenommenen und den tatsächlich angefallenen Wurzelresiduen diesen Fehlbetrag. Vorstellbar ist auch, dass Umsetzungsparameter des Modells die tatsächliche Mineralisierungsgeschwindigkeit ungenau beschrieben. Diese Annahme würde allerdings nur einen Teil der beobachteten Abweichungen erklären. Tatsächlich empfiehlt Franko (1997) wegen der mitunter beträchtlichen Streuung der tabellierten Synthese- und Mineralisierungskoeffizienten eine experimentelle Ermittlung dieser Parameter, damit eine Steigerung der Treffgenauigkeit des Modells erreicht wird. Ein Einfluss des Zerkleinerungsgrades der Residuen durch die verwendeten Bearbeitungsgeräte auf die N-Mineralisation erscheint indes unwahrscheinlich (Whitmore und Groot, 1994; Lehfeldt, 1969).

Als weiterer Ansatz, der die o.a. Abweichungen begründet, kommt die Betrachtung des Gashaushalts in Frage. Einen Hinweis geben Reicosky et al. (1997) und Reicosky und Lindstrom (1993). Sie beobachteten, dass der Gashaushalt durch Bodenbearbeitungen beeinflusst wird. Dieser könnte seinerseits die N-Mineralisation anregen.

Eine andere Begründung könnte sein, dass leicht abbaubare organische Substanz, die durch Adsorption oder Umhüllung von Tonmineralen (van Veen et al., 1985; Tisdall und Oades, 1982) oder in kleinen Poren (Hassink, 1992) physikalisch geschützt vorlag, durch die Bodenbearbeitung der mikrobiellen Umsetzung ausgesetzt wurde (Calderón und Jackson, 2002; Hassink, 1994; Hassink, 1992). Diese Annahme wäre durchaus mit einer Änderung in der Struktur des C/N-Moduls umzusetzen.

Wenn es zutrifft, dass die dem Modell fiktiv vorgegebene organische Substanz mit einer geschützten organischen Substanz identisch ist, müsste der oben erwähnte optimierte Betrag bei der Simulation aus einem Kompartiment der umsetzbar organischen Substanz kommen und dürfte nicht von außen zugeführt werden.

Als Konsequenz der oben angestellten Überlegungen wird hier eine konzeptionelle Erweiterung des C/N-Moduls von CANDY vorgeschlagen und nachfolgend exemplarisch durchgeführt: Vom Kompartiment SOS, das als physikalisch geschützte organische Substanz definiert wurde (Franko, 1997), muss zu einem Bodenbearbeitungsereignis ein Teil in das Kompartiment der aktiven organischen Substanz (AOS) überführt werden. Dieser Rechenschritt wäre vom neu definierten Ereignis 'BB' im C/N-Modul zu übernehmen (Abb. 6-1).



Abb. 6-1: CN-Modul von CANDY (Schema) mit der Erweiterung um das Ereignis Bodenbearbeitung (BB)

Die in Abb. 6-2 vorgestellte Simulationsrechnung wurde für das nachgebildete C/N-Modul des eigentlichen CANDY-Modells mit der Software ModelMaker© (Version 3.0.3) durchgeführt. Hierfür wurden zum Bearbeitungszeitpunkt 40 % der SOS zugunsten des Kompartiments AOS gutgeschrieben. Die Initialgrößen der SOS und AOS beruhten auf dem Simulationslauf zum Zeitpunkt des ersten Luzerne-Kleegrasumbruchs. Zur deutlicheren Abbildung des Effekts des Bearbeitungszeignisses auf die N-Mineralisation wurde ein nur geringer Initialwert für die OPS gewählt und auf die Zufuhr von organischer Primärsubstanz verzichtet. Der Einfluss von Umweltfaktoren auf die Mineralisation und Wechselwirkungen mit Bodenbearbeitungen blieben unberücksichtigt. Die Simulation endete nach 1000 Zeitschritten. Die detaillierten Modelleinstellungen sind dem Anhang der Tab. 10-29 zu entnehmen.

Die zeitliche Dynamik der C- und N-Kompartimente OPS, AOS, SOS, CO<sub>2</sub> und N<sub>min</sub> (Ammonium- und Nitrat-N) sind für zwei Simulationsläufe in Abb. 6-2 dargestellt. Dort wurde, analog zum Feldversuch, die Wirkung auf die C- und N-Dynamik einer Bearbeitung zum Zeitschritt 200 (Abb. 6-2 a) mit der einer wiederholten Bearbeitung zum Zeitschritt 300 (Abb. 6-2 b) verglichen. In beiden Simulationsläufen nahm bis zum Zeitschritt 200 die AOS kontinuierlich ab. In geringem Maße trat die SOS in die AOS über. Mineralischer Stickstoff und CO<sub>2</sub>-C nahmen in Form einer Sättigungskurve zu. Mit dem ersten Bodenbearbeitungsereignis wurden gemäß Definition 40 % der SOS an die AOS überschrieben. Dies löste einen Mineralisierungsschub aus und führte zur erhöhten Freisetzung von N<sub>min</sub>. Beim zusätzlichen Bearbeitungsereignis wurden wiederum 40 % der verbliebenen SOS in die AOS überführt. Der Effekt des zweiten Bearbeitungsereignisses auf die Entwicklung des N<sub>min</sub>-Gehalts war unmittelbar danach wegen des anhaltenden N-Mineralisationsschubs nur gering. Bis zum Simulationsende wurde bei doppelter Bodenbearbeitung jedoch knapp 20 % mehr Stickstoff mineralisiert als bei der einfachen. Das Verhalten des Modells entspricht also den Beobachtungen im Feld; eine weitere Rotortillerbearbeitung führte zu einer nur geringen Erhöhung des N<sub>min</sub>-Gehalts.



Abb. 6-2: Exemplarische Simulation von C- und N-Kompartimenten des CN-Moduls von CANDY mit konzeptioneller Erweiterung eines Bodenbearbeitungsereignisses, ausgeführt zu den Zeitschritten (Pfeile) 200 (a) sowie 200 und 300 (b) und dessen Auswirkung auf die N-Mineralisation

Die Feldversuchsergebnisse können mit dem Verhalten des geänderten Modells nicht unmittelbar in Verbindung gebracht werden, da bei der exemplarischen Simulationsrechnung, wie erwähnt, Umwelteinflüsse und Verluste durch Auswaschung oder Denitrifikation unberücksichtigt blieben. Für eine Umsetzung des Modellkonzeptes bedürfte es daher einer weiteren Parametrisierung. Es müsste geklärt werden, zu welchem Anteil eine Bodenbearbeitung den Pool der physikalisch geschützten organischen Substanz für den mikrobiellen Abbau freisetzt. Wahrscheinlich ist auch, dass Bodenaggregate bei einer Wiederholung der gleichen Bodenbearbeitung, wie im eigenen Versuch beobachtet, weniger stark zerstört werden und dabei weniger physikalisch geschützte Substanz freigeben.

Die Zerstörung der Bodenstruktur erhöht die N-Mineralisation in Tonböden stärker als in Lehmböden, während in sandigen Böden keine Erhöhung stattfindet. Diese Beobachtung geht auf Hassink (1992) zurück. Sie unterstützt die Hypothese, dass der physikalische Schutz von organischer Substanz die Mineralisationsrate beeinflusst. Gleichfalls macht sie deutlich, dass zur Modellierung von Bodenbearbeitungseffekten auch die Bodenart mit berücksichtigt werden muss.

Ein Konzept zur Modellierung von unterschiedlichen Bodenarten stellten Verberne et al. (1990) vor. In diesem Modellvorschlag wurde die mikrobielle Biomasse in einem eigenen Kompartiment modelliert. Diese ist in CANDY zusammen mit der nicht stabilisierten organischen Substanz in der AOS dargestellt (Franko, 1989). Die Modellierung der mikrobiellen Biomasse wäre aber sinnvoll, um deren Beeinflussung durch die Bodenbearbeitungsintensität, die von einigen Autoren beschrieben wurde (Calderón und Jackson, 2002; Plante und McGill, 2002; Calderón et al., 2000), in einem neuen Modell berücksichtigen zu können.

## 6.4.2 Bodenwasserhaushalt

Die Wasserbilanz der simulierten Jahre beider Versuche zeigte einen geringen Bilanzüberschuss, der auf Rundungsfehler zurückzuführen war (Tab. 5-26). Es erscheint plausibel, unter Luzerne-Kleegras eine höhere akt. Evapotranspiration und Interzeption zu simulieren als unter den Getreidefrüchten (Tab. 10-24 bis Tab. 10-28); dies stimmt mit Beobachtungen von Renger et al. (1980) überein. So war auch die Grundwasserneubildung – im Schnitt der simulierten Jahre betrug sie 133 mm (Versuch 610) bzw. 139 mm (Versuch 611) – unter Luzerne-Kleegras niedriger als unter Weizen und Hafer.

Das Modell ließ sich, nach der hohen Modelleffizienz zu urteilen, durch leichte Änderungen der Bodenparameter (siehe Kapitel 4.6.2) sehr gut an die TDR-Messungen vom Versuch 611 anpassen. Die Einstellungen wurden an TDR-Messungen des Versuchs 610 validiert und ergaben ein noch befriedigendes Simulationsergebnis. Bei der Beurteilung des Simulationserfolgs ist zu beachten, dass die Messung der Bodenfeuchte, insbesondere mit TDR-Rohrsonde, einem Fehler unterlagen, da Schrumpfrisse im trocknenden Boden die Messungen besonders der oberen Bodenschichten beeinflussten. Daher kann die gute Kalibration keine wahre Abbildung der Verhältnisse garantieren (Schultz und Mirschel, 1994). Der Einfluss der Methodik wird durch die fehlende Übereinstimmung der gravimetrischen Bodenfeuchte mit der simulierten verdeutlicht. Die Umrechnung der gravimetrische Bodenfeuchte in die volumetrische bedingt einen großen Fehler, da die Trockenrohdichte einer hohen räumlichen wie zeitlichen Variabilität unterliegt. Daher dürfte die Bestimmung der volumetrischen Bodenfeuchte mittels TDR-Sonde einen geringeren Fehler aufweisen. Einschränkend für die Beurteilung der Modellperformance ist auch, dass die vorliegenden Messreihen nur einen relativ kleinen Zeitraum abdecken und die Phase der Wiederbefeuchtung des Bodens im Herbst aussparen.

Eine Schwäche des Modells wird beim Vergleich der gemessenen Bodenfeuchte mit der simulierten vor und nach dem extremen Hagelereignis am 28.6.01 deutlich (Abb. 5-14). Die Simulation sechs Tage vor dem Hagel zeigte in allen Bodenschichten eine gute Übereinstimmung mit der Messung, sechs Tage danach wurden die Messwerte ebenfalls gut getroffen mit Ausnahme der Schicht 40 bis 60 cm, in der die Simulation die Messwerte unterschätzte. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Modell erst bei Erreichen der Feldkapazität Wasser an die nächste Bodenschicht abgibt, präferentieller Fluss, der wegen der erwähnten Schrumpfrisse sehr wahrscheinlich war, wird dagegen nicht berücksichtigt. Wahrscheinlich wird also der Niederschlag die oberen 20 cm nicht bis zur Feldkapazität aufgefüllt haben, vielmehr ist anzunehmen, dass Wasser vorher über präferentielle Fließwege oder Risse in tiefere Bodenschichten vorgedrungen ist. Zu dieser Problematik stellen Huwe und van der Ploeg (1988) fest, dass eine grobe Verletzung der Annahmen ihres Modells (WHNSIM), wie z.B. Wassertransport in Grobporen oder Rissen und die Variabilität von Transportparametern, zu Schwierigkeiten führt.

#### 6.4.3 Nitrataustrag

Eine unzureichende Abbildung des Wasserhaushaltes führt unweigerlich zu Fehlern bei der Simulation von Nährstoffverlagerungen. So wird die ungenügende Exaktheit bei der Simulation von Nitratverlagerungen häufig auf die fehlerhafte Abbildung des Bodenwasserhaushalts zurückgeführt (Richter et al., 1996; Ramos und Carbonell, 1991; Johnsson, 1990; Richter et al., 1980). Dieser Umstand dürfte auch bei der Modellierung der eigenen Daten Ursache für die ungenügende Abbildung der Nitratverlagerung gewesen sein. Nitratauswaschungen waren wegen hoher simulierter Nitratmengen im Boden während der Luzerne-Kleegrasnutzung und nach ihrem Umbruch wahrscheinlich. Im Modell wurden dagegen für den gesamten Simulationszeitraum lediglich vernachlässigbare Nitratausträge bilanziert (Tab. 5-23). Tatsächlich wurden mit der Monitoringbox-Methode Verluste von 64 bis 86 kg N ha<sup>-1</sup> gemessen. Im gleichen Zeitraum errechnete das Modell keinen Nitrataustrag. Denitrifikationsverluste, die diese Differenz erklären könnten, machten jedoch im erwähnten Messzeitraum in der Simulation allenfalls ein Drittel der gemessenen Nitratverluste aus. Während des Winters zeigten sich die Nitratverlagerungen durch zunehmende N<sub>min</sub>-Gehalte der unteren Schichten, bei gleichzeitiger Abnahme in den oberen. Das Modell hingegen überschätzte die N<sub>min</sub>-Gehalte der beiden oberen Schichten und unterschätzte sie in der Tiefe 30-90 cm deutlich (Abb. 5-8). Eine Erklärung wäre die Verlagerung von Nitrat über präferentielle Fließwege, da das Modell, wie bereits erwähnt, diesen Transportmechanismus nicht berücksichtigt.

### 6.4.4 Bodentemperatur

Die Bodentemperatur wurde in den beiden gemessenen Bodentiefen durch das Modell sehr gut wiedergegeben (Abb. 5-17 und Abb. 5-18). In anderen Untersuchungen wurden ebenfalls gute Ergebnisse bei der Simulation der Bodentemperatur unter Verwendung des Modells CANDY erreicht (Franko et al., 1995a; Franko et al., 1995b). Lediglich im niedrigen Temperaturbereich kommt es zu einer geringen Unterschätzung der Bodentemperatur. Diese Abweichung ist auf die Simulation einer konstanten Temperatur für zusammenhängende Zeitabschnitte knapp über dem Gefrierpunkt zurückzuführen. Möglicherweise ist aber auch eine fälschlicherweise simulierte Schneedecke die Ursache. Im Versuch 611 wurden Bodentemperaturen im oberen Bereich leicht überschätzt. Die Abweichungen traten erst mit dem Zeitpunkt der Weizenernte auf (Abb. 5-20) und können mit der isolierenden Wirkung der Strohauflage erklärt werden. Insgesamt sind diese so geringfügig, dass ein gravierender Einfluss auf die N-Dynamik nicht erwartet werden muss.

# 6.5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die in der Untersuchung geprüften Bearbeitungsintensitäten beim Umbruch vom Luzerne-Kleegras beeinflussten eindeutig den Verlauf der N-Mineralisierung. In allen Versuchen wiesen die Behandlungen mit vorangegangener Rotortillerbearbeitung vor dem Pflügen höhere N<sub>min</sub>-Gehalte im Herbst auf als bei ausschließlicher Pflugfurche. Mineralischer Stickstoff war jedoch über Winter wegen der geringen N-Aufnahme der folgenden Frucht Winterweizen auswaschungsgefährdet, entsprechend war die Nitratverlagerung bei intensiver Bearbeitung am höchsten. Dem zentralen Anliegen des organischen Landbaus folgend, Nährstoffe weitestgehend im Betriebskreislauf zu halten, erscheint daher eine möglichst geringe Intensität der Bodenbearbeitung beim Herbstumbruch notwendig. Auf der anderen Seite konnten bei intensivem Herbstumbruch die Weizenerträge auf einem der beiden untersuchten Standorte gesteigert werden. Dies wurde vor allem auf die Qualität und Menge der Luzerne-Kleegrasresiduen zurückgeführt. Eine unterschiedliche Drainung der beiden Standorte und der davon abhängigen Nitratauswaschung kommt ebenfalls als Ursache in Frage.

Eine Empfehlung für die Intensität des Narbenumbruchs kann daher erst nach Beurteilung des Standorts und des Futterbestandes gegeben werden. Bei der Entscheidungsfindung müssen nicht nur das Risiko für eine Grundwasserbelastung mit Nitrat, sondern auch ökonomische Gesichtspunkte, wie der Verlust der knappen Ressource Stickstoff und die Kosten des Mehraufwands für die Bodenbearbeitung, erwogen werden.

Die Ergebnisse der Untersuchung weisen außerdem darauf hin, dass der Weizen nur einen Teil des mineralisierbaren Stickstoffs entzogen hatte und mineralischer Stickstoff nach Wiedereinsetzen der N-Mineralisation nach der Ernte erneut durch Auswaschung gefährdet war. Es bleibt daher zu klären, ob die variierte Bearbeitungsintensität bei Anbau einer Zwischenfrucht einen Effekt auf den Haferertrag haben würde.

Die im Feldversuch durchgeführte Variierung der Umbruchsintensität lehnte sich an praxisübliche Verfahren an. Daher erfolgte der Umbruch der Behandlungen mit Rotortiller bis zu sechs Wochen früher als in der Behandlung Pflug. Dieser zeitlich versetzte Umbruch dürfte einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Entwicklung der N<sub>min</sub>-Gehalte gehabt haben. Für eine weiterreichende Klärung des Einflusses der Bearbeitungsintensität auf die N-Dynamik wäre eine zeitnahe Durchführung der einzelnen Bodenbearbeitungen wünschenswert. Zur Erleichterung der Interpretation der Versuchsergebnisse sollte nur ein einziges Bearbeitungsgerät Verwendung finden, um einen Effekt des Gerätes auf die N-Mineralisation ausschließen zu können. Auch wären Versuche zur Bearbeitungsintensität im Labormaßstab sinnvoll, da so weitere Einflussfaktoren wie Bodenfeuchte und Temperatur gesteuert werden und die gewonnene Datengrundlage zur Validierung von Modellen dienen könnte.

Das verwendete Simulationsmodell CANDY konnte den raschen Anstieg des N<sub>min</sub>-Gehalts nach Umbruch der Narbe nicht nachvollziehen. Die N-Dynamik wurde nach fiktiven Gaben organischen Materials zum Umbruchtermin zumindest in der oberen Bodenschicht sehr gut wiedergegeben. Eine Interpretation dieser fiktiven Gaben als physikalisch geschützte organische Substanz – die dem mikrobiellen Abbau durch die Bodenbearbeitung zugänglich gemacht wurde - ist naheliegend. Allerdings bedarf sie einer experimentellen Grundlage. Die Umsetzung dieser Hypothese im C/N-Modul von CANDY und die exemplarische Simulationsrechnung entsprechen zumindest den im Feldversuch gemachten Beobacht-ungen.

Trotz der guten bis sehr guten Abbildung der gemessenen Bodenfeuchte zeigte das Modell Defizite bei der Berechnung von Nitratverlagerungen, was auf die Nicht-Berücksichtigung von präferentiellen Flüssen zurückgeführt werden könnte. Diese sollten daher für eine bessere Abbildung des Nährstoffhaushalts im Bodenwassermodul des Modells Beachtung finden.

Die Verwendung von Kleegrasgemengen ist, wie dargelegt, derzeit in der Landwirtschaft nahezu ausschließlich in organisch wirtschaftenden Betrieben üblich. Ende 2001 wurden in Deutschland 634.998 ha landwirtschaftliche Nutzfläche nach den Regelungen der EG-Öko-Verordnung bewirtschaftet. Dies entsprach einem Anteil von 3,72 % an der Gesamtfläche. Bezogen auf das Vorjahr erhöhte sich die bewirtschaftete Fläche um 16,3 %, die Zahl der organisch bewirtschafteten Betriebe um 15,4 % (Willer et al., 2002). Obwohl rasante Zuwächse zu verzeichnen sind und der organische Landbau derzeit zahlreiche Impulse auch von agrarpolitischer Seite erfährt, wird diese Entwicklung die sogenannte konventionelle Landwirtschaft wohl kaum verdrängen. Die deutsche Bundesregierung strebt derzeit einen Marktanteil ökologisch erzeugter Produkte von 20 Prozent in 10 Jahren an (Isermeyer et al., 2001). In entsprechender Relation dürfte also grob mit einer Zunahme des Kleegrasanbaus gerechnet werden. Das genügt allerdings, um den Anbau von Kleegrasgemengen weiterhin als wichtigen Forschungsgegenstand zu werten.

Die positiven Resultate der vorliegenden Untersuchung im Hinblick auf Ertragssteigerung der Folgefrucht könnte jedoch anregen, den Futteranbau konventionell wirtschaftender Betriebe ganz oder teilweise auf Kleegrasgemenge umzustellen, was die Bedeutung weiterer Forschungen nachdrücklich unterstreichen würde. Eine solche Umorientierung im konventionellen Futterbau erscheint sogar wahrscheinlich, wenn agrarpolitische Entscheidungen auf europäischer Ebene dazu führen, dass der vorherrschende Silomaisanbau in Zukunft nicht länger subventioniert wird. Dahingehende Bestrebungen sind bereits seit einigen Jahren in der Diskussion (BfN und EU-Kommission, 2002; BfN, 2001).

Für eine abschließende Bewertung der Verwendung von Kleegrasgemengen in Fruchtfolgen der konventionellen Landwirtschaft wird es prioritär sein, die betriebsökonomischen Auswirkungen in Untersuchungen mit einzubeziehen. Auch differenzierende Forschungen zu Standort- und klimatischen Fragen im Hinblick auf Ertragssteigerungen scheinen angezeigt.

# 7. Zusammenfassung

In Fruchtfolgen des organischen Landbaus spielen Gemenge aus Leguminosen und Gras eine wichtige Rolle. Sie werden meist mehrjährig angebaut. Mit dem Umbruch der Narbe wird der von den Leguminosen assimilierte Stickstoff durch die Mineralisation der organischen Substanz wieder freigesetzt.

Für eine Steuerung der Mineralisierung steht in der Praxis ausschließlich das Instrument der Bodenbearbeitung zur Verfügung. Die vorliegende Untersuchung zielt darauf ab, Zusammenhänge zwischen verschiedenen Intensitäten von Bodenbearbeitungen zum Narbenumbruch und N-Mineralisierung zu analysieren. Die gewonnenen Daten wurden für eine Überprüfung des Simulationsmodells CANDY verwendet.

Als Versuchsgelände standen drei Flächen von jeweils ca. 0,1 ha auf zwei Standorten zur Verfügung, die von 1999 bis 2001 experimentell bewirtschaftet wurden: Hohenheim (mit den Versuchen 610 und 611) und Kleinhohenheim (mit Versuch 660). Alle Flächen trugen zu Beginn ein dreijähriges Luzerne-Kleegrasgemenge, das für die Versuche 610 und 660 im Spätsommer 1999 umgebrochen wurde, für den Versuch 611 im Jahr 2000. Die Bodenbearbeitung der Narbe wurde in drei Stufen variiert:

- RT+RT+Pflug: zweifache Rotortillerbearbeitung (RT, 10 cm tief) in etwa zweiwöchigem Abstand, abschließend wurde die Fläche gepflügt (Pflug, 25 cm tief)
- RT+Pflug: einmalige Rotortillerbearbeitung und abschließender Pflugeinsatz (Bearbeitungstiefen wie zuvor)
- Pflug: ausschließlicher Pflugumbruch (Bearbeitungstiefe wie zuvor).

Anschließend wurde auf allen Versuchflächen jeweils im Herbst Weizen eingesät und bei den Versuchen 610 und 660 im Jahr 2001 Hafer.

Der mineralische Stickstoffgehalt des Bodens wurden durch wiederholtes Beproben in den Tiefen 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 und 60-90 cm ermittelt. Zur Erfassung von Nitratausträgen über Winter wurden Monitoringboxen im ungestörten Bodenkörper für den Zeitraum September 2000 bis April 2001 in 1 m Tiefe installiert.

Der Umbruch des Luzerne-Kleegrases mittels einer Rotortillerbearbeitung der Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug hatte einen deutlichen Mineralisierungsschub zur Folge, der im Falle der Variante Pflug verhaltener ausfiel. Hier war möglicherweise der spätere Arbeitstermin (ca. 6 Wochen) von Einfluss.

Die N<sub>min</sub>-Gehalte im Herbst 1999 waren nach RT+RT+Pflug höher als bei RT+Pflug. Letztere Variante wurde allerdings 10 Tage später begonnen. Die im Folgejahr durchgeführte zeitgleiche Bodenbearbeitung der beiden Varianten (Versuch 611) erbrachte gleichfalls einen signifikanten, wenngleich sehr geringen Unterschied der N<sub>min</sub>-Werte. Nitratauswaschung wurde nur im Versuch 611 gemessen. Dabei konnten nach dem auf den Umbruch folgenden Winterhalbjahr in den Varianten RT+RT+ Pflug, RT+Pflug bzw. Pflug Mengen von 86, 84 bzw. 64 kg N ha<sup>-1</sup> festgestellt werden. Wegen hoher N<sub>min</sub>-Gehalte im Herbst muss auch für die ein Jahr zuvor begonnenen Versuche angenommen werden, dass bei Rotortillerumbruch wahrscheinlich höhere Nitratverluste auftraten als bei der Pflugvariante.

Die Stickstoffaufnahme und die Erträge von Weizen waren je nach Standort uneinheitlich. In Kleinhohenheim waren sie bei den Varianten RT+RT+Pflug und RT+Pflug geringer als bei der Variante Pflug. Umgekehrt verhielt es sich in Hohenheim, allerdings auf höherem Niveau; im Versuch 611 war diese Relation zwischen den Varianten wegen starken Hagelschlags beim Ertrag nicht absicherbar.

Hafer bildete die zweite Nachfrucht. Hier waren in allen Varianten und auf beiden Standorten keine Effekte der Intensität der Bodenbearbeitung auf Stickstoffaufnahme und Ertrag festzustellen.

Zur Simulation der Ergebnisse der Versuche 610 und 611 wurde das Model CANDY benutzt. Es erwies sich zunächst als unzulänglich, weil es die N-Dynamik nach einer Bodenbearbeitung nicht modellierte. Abhilfe wurde erreicht durch fiktive zusätzliche Gaben organischen Materials. Hierdurch wurde die N-Dynamik nach Umbruch im Durchschnitt befriedigend bis sehr gut nachvollzogen. Um die Unzulänglichkeit des Modells im Grundsatz abzustellen, wird eine weitere Annahme vorgeschlagen: Ein Teil der im Modell bereits vorgesehenen physikalisch geschützten organischen Substanz (SOS) soll zum Zeitpunkt einer Bodenbearbeitung mineralisiert werden.

Die Daten der Bodenfeuchte des Versuchs 611 dienten dazu, das Modell erfolgreich zu kalibrieren. Mit geänderten Bodenparametern konnte es danach auf die Bodenfeuchtedaten des Versuchs 610 mit gutem Ergebnis angewendet werden. Im Gegensatz dazu modellierte CANDY den Nitrataustrag unzureichend – möglicherweise weil es präferentielle Fließwege nicht berücksichtigte.

Die in den Versuchen festgestellten positiven Auswirkungen der geprüften Bodenbearbeitungen auf Erträge sowie Stickstoffverluste benötigen zweifellos noch differenzierende Untersuchungen hinsichtlich Standort, Nachfrucht und Klima. Gleiches gilt für die Zusammensetzung der Kleegrasgemenge und deren Residuen. Für die Praxis des organischen Landbaus ist zudem eine Bewertung des Aufwandes für Bodenbearbeitung unter betriebswirtschaftlichen Aspekten notwendig. Weitere Anstrengungen müssen unternommen werden, durch Bodenbearbeitung beeinflusste Prozesse der N-Mineralisation zu verstehen, um die gewonnen Erkenntnisse in Simulationsmodelle einfließen lassen zu können.
# 8. Summary

In the crop rotation of organic farming grass-legume mixtures play an important role due to the legumes' ability to assimilate N. Ploughing-in of established grass-legume mixtures results in releasing the assimilated N by mineralisation of organic matter.

In practice the mineralisation can only be controlled by means of soil cultivation. The aim of the present study is to analyse the relations between different intensities of soil cultivation and N-mineralisation. The data were used to test the simulation model CANDY.

The field experiment of each 0.1 ha was set up at three sites in two different locations, which were cultivated from 1999 to 2001: Hohenheim (with trials 610 and 611) and Kleinhohenheim (with trial 660). In the beginning all sites had a three-year old grass-cloveralfalfa mixture, which was ploughed-in for trial 610 and 660 in the late summer of 1999 and in the year 2000 for trial 611. The factor soil tillage was varied in three stages as follows:

RT+RT+plough: double rototill cultivation (RT, 10 cm deep) in intervals of approx. 2 weeks, followed by ploughing (plough, 25 cm deep)

RT+plough: single rototill cultivation, followed by ploughing (depths as mentioned above)

Plough: ploughing without any preceding cultivation (depth 25 cm)

After uniform seedbed preparation with a rotary harrow, wheat was sown on all trial sites in autumn, and in trials 610 and 660 it was followed by oat in 2001.

Nitrogen content in the soil was determined by repeated sampling at a depths of 0-10, 10-20, 20-30, 30-60 and 60-90 cm. Monitoring boxes were installed in 1 m depth in an undisturbed soil body from September 2000 until April 2001 to record nitrate leaching.

Ploughing-in of the grass-clover-alfalfa by means of rototiller cultivation (treatments RT+RT+plough and RT+plough) was followed by a significant increase of mineralisation, which in case of the plough treatment was less pronounced. In this case the date of cultivation, 6 weeks after the rototilling, may have had an influence.

 $N_{min}$ -contents in autumn 1999 were higher after RT+RT+plough than after RT+plough. It has to be taken into consideration that there was a time gap between both treatments of 9 days. But also in the following year (611), when both treatments were cultivated the same date, there was a significant, slight difference of the  $N_{min}$  values depending on the treatment.

Nitrate leaching was only measured in trial 611. Quantities of 86, 84 and 64 kg N ha<sup>-1</sup> were observed in treatments RT+RT+plough, RT+plough and plough, respectively during winter. Due to high  $N_{min}$ -contents in autumn, for the rototill treatments higher nitrate losses can be assumed compared to the plough treatment for both years of experiment.

Depending on the location, nitrogen uptake and yields of wheat turned out to be different. In Kleinhohenheim they were lower in treatments RT+RT+plough and RT+plough than in the plough treatment. It was the other way round in Hohenheim on a higher production level. Due to strong hail impact, this relation between the treatments was not to be proved in trial 611.

Oat was the second crop. In this case no effects of intensity of soil cultivation on nitrogen uptake and yield could be observed between treatments and locations.

The CANDY model was used for simulating the results of trials 610 and 611. First, the model seemed to be inadequate because it could not model the N-dynamic after soil cultivation. Adding fictitious organic material to the system helped to overcome this problem and then, on average, the N-dynamic model fit was satisfying. An estimate to overcome the general insufficient fit of the model could be mineralisation of parts of the physically protected organic matter (SOS), which is already implemented in the model, right at the moment of cultivation.

Data of soil moisture of trial 611 served to calibrate the model successfully. With amended soil parameters the model was then easily applied to the corresponding data of trial 610. In contrast, CANDY did not predict well the nitrate leaching - possibly because the model did not consider preferential flow.

Further differentiating trials regarding location, succeeding crop and climate are of course necessary to confirm the effect of the tested soil cultivation methods on yields and nitrogen losses. The same applies to the composition of the grass-clover-alfalfa mix and its residues. Furthermore concerning the practice of organic farming, it is necessary to evaluate the costs for soil cultivation under economic points of view. Further efforts are needed to investigate the N-mineralisation processes as influenced by soil cultivation and to take them into account in simulation models.

100

#### 9. Literaturverzeichnis

- Abraham, J., Franko, U., Albert, E. und Spilke, J. (1997). Anwendung des C/N-Simulationsmodells CANDY an ackerbaulich genutzten Standorten unter Praxisbedingungen. *Zeitschrift für Agrarinformatik* **5**, 107-112.
- Agnes, E.L. (1995). Einfluß von Lupinenanbau als Sommerzwischenfrucht oder in Relay-Mischkultur und -Gründüngung auf den Ertrag und die N-Aufnahme von Mais sowie die Wassersickerung, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Auswaschung und den NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N-Gehalt des Bodens. Diss., Hohenheim.
- Alaily, F.A. (1972). Entstehung von Decklehmen auf Lias alpha-Schichtflächen in Südwestdeutschland und deren Veränderung durch Bodenbildung. Diss., Hohenheim.
- Anger, M. (2002). Nitrat-Austräge auf intensiv und extensiv beweidetem Grünland, erfasst mittels Saugkerzen- und N<sub>min</sub>-Beprobung II Variabilität der NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-Werte und Aussagegenauigkeit der Messmethoden. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **165**, 648-657.
- Apel, B. und Franken, H. (1990). Einfluß von Bodenbearbeitung und reduziertem Betriebsmitteleinsatz auf Bodengefüge und Nitratdymanik. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 3, 23-26.
- Aufhammer, W., Federolf, K.-G., Kempf, H., Kübler, E. und Stützel, H. (1989). Variabilitätsursachen und Aussagemöglichkeiten der N<sub>min</sub>-Methode. *Landwirtsch. Forschung* 42, 281-292.
- Aufhammer, W. und Kübler, E. (1997). Nitrat- und Phosphatmeßwerte von Feldschlägen in Abhängigkeit vom Bodenprobenahmeverfahren. *Agribiological Research* **50**, 215-224.
- Aufhammer, W., Stützel, H., Kübler, E., Fiegenbaum, A. und Renz, G. (1993). Einflüße des Probenahmeverfahrens auf die Nitrat (N<sub>min</sub>)-Meßwerte von Ackerböden. *Agribiological Research* **46**, 54-64.
- Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T., Mosier, A.R. und Francis, D.D. (1991). Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of America Journal* **55**, 1020-1025.
- Ball, B.C. (1997). Field soil N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> fluxes in relation to tillage and compaction. *In* "Proc. ISTRO-Conference", Vol. 14, 59-62.
- Ball, B.C., Scott, A. und Parker, J.p. (1999). Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* **53**, 29-39.
- Benckiser, G., Haider, K. und Sauerbeck, D. (1986). Field measurements of gaseous nitrogen losses from an Alfisol planted with sugar-beets. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **149**, 249-261.
- Berg, M., Haas, G. und Köpke, U. (1999). Flächen- und produktbezogener Nitrataustrag bei Integriertem und Organischem Landbau in einem Wasserschutzgebiet am Niederrhein. *In* "5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau" (Hoffmann, H. und Müller, S., eds.), 239-243. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- BfN (2001). Eine umwelt- und naturschutzgerechte Landwirtschaft braucht gesellschaftlichen Rückhalt. *In* "Presseerklärung, Bundesamt für Naturschutz", 2, Berlin/Bonn.

- BfN und EU-Kommission (2002). The common agricultural policy an evolving policy. *In* "Presseerklärung, Bundesamt für Naturschutz", 4, Berlin/Bonn.
- Bischoff, W.-A., Köhler, S. und Kaupenjohann, M. (2001). Variabilität flächenhafter Austräge von Nitrat unter landwirtschaftlicher Nutzung. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* **96**, 68-69.
- Bischoff, W.-A., Siemens, J. und Kaupenjohann, M. (1999). Stoffeintrag ins Grundwasser -Feldmethodenvergleich unter Berücksichtigung von preferential flow. *Wasser & Boden* **51**, 37-42.
- Blevins, R.L., Thomas, G.W., Smith, M.S., Frye, W.W. und Cornelius, P.L. (1983). Changes in soil properties after 10 years continuous non-tilled and conventionally tilled corn. *Soil and Tillage Research* **3**, 135-146.
- Brookes, P.C., Kragt, J.F., Powlson, D.S. und Jenkinson, D.S. (1985). Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: the effects of fumigation time and temperature. *Soil Biology and Biochemistry* **17**, 831-842.
- Brüning, E. und Rudaz, A. (1999). Jahreszeitliche Variabilität mikrobiologischer Bodenkennwerte - Bedeutung einer Standardisierung von Klima und Struktur für Bodenbeurteilungen. *Agribiological Research* **52**, 97-106.
- Burgess, M.S., Mehuys, G.R. und Madramootoo, C.A. (2002). Nitrogen dynamics of decomposing corn residue components under three tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* **66**, 1350-1358.
- Calderón, F.J. und Jackson, L.E. (2002). Rototillage, disking, and subsequent irrigation: effects on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, and carbon dioxide efflux. *Journal of Environmental Quality* **31**, 752-758.
- Calderón, F.J., Jackson, L.E., Scow, K.M. und Rolston, D.E. (2000). Microbial responses to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry* **32**, 1547-1559.
- Cassman, K.G. und Munns, D.N. (1980). Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature, and depth. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 1233-1237.
- Catt, J.A., Howse, K.R., Christian, D.G., Lane, P.W., Harris, G.L. und Goss, M.J. (1998). Strategies to decrease nitrate leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire, UK, 1988-93: the effect of straw incorporation. *Journal of Agricultural Science* 131, 309-319.
- Claupein, W. (1994). Möglichkeiten und Grenzen der Extensivierung im Ackerbau. Wirkungen der Bewirtschaftungsintensität auf die langfristige Produktivität und Stabilität von Agrarökosystemen und deren Umweltwirkungen. Habil., Göttingen.
- Claupein, W. und Baeumer, K. (1990). Einfluß der Bodenbearbeitung auf den Stickstoffumsatz in Ackerböden. *In* "Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss.", Vol. 295, 145-159, Berlin.
- Cocheran, V.L., Elliott, L.F. und Papendick, R.I. (1980). Carbon and nitrogen movement from surface-applied wheat (*Triticum aestivum* L.) straw. *Soil Science Society of America Journal* **44**, 978-982.

- Cogle, A.L., Saffigna, P.G. und Strong, W.M. (1989). Carbon transformations during wheat straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* **21**, 367-372.
- Crozier, C.R., Naderman, G.C., Tucker, M.R. und Sugg, R.E. (1999). Nutrient and pH stratification with conventional and no-till management. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* **30**, 65-74.
- Debosz, K., Rasmussen, P.H. und Pedersen, A.R. (1999). Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Applied Soil Ecology* **13**, 209-218.
- Dick, W.A., Edwards, W.M., Stehouwer, R.C. und Eckert, D.J. (1992). Maize yield and nitrogen uptake after established no-tillage fields are plowed. *Soil and Tillage Research* **24**, 1-10.
- Doran, J.W. (1980). Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* **44**.
- Doran, J.W. (1987). Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in notillage and plowed soils. *Biology and Fertility of Soils* **5**, 68-75.
- Dumontet, S., Mazzatura, A., Casucci, C. und Perucci, P. (2001). Effectiveness of microbial indexes in discriminating interactive effects of tillage and crop rotations in a Vertic Ustorthens. *Biology and Fertility of Soils* **34**, 411-416.
- Duynisveld, W.H.M. und Strebel, O. (1986). "Ermittlung der Nitrat-Verlagerung aus Ackerböden ins Grundwasser mit Hilfe von Simulationsmodellen", Rep. No. 102 04 329. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Berlin.
- Edwards, J.H., Wood, C.W., Thurlow, D.L. und Ruf, M.E. (1992). Tillage and crop rotation effects on fertility status of a hapludult soil. *Soil Science Society of America Journal* **56**, 1577-1582.
- Follett, R.F. und Peterson, G.A. (1988). Surface soil nutrient distribution as affected by wheat-fallow tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* **52**, 141-147.
- Francis, G.S., Bartley, K.M. und Tabley, F.J. (1998). The effect of winter cover crop management on nitrate leaching losses and crop growth. *Journal of Agricultural Science* **131**, 299-308.
- Francis, G.S., Haynes, R.J., Sparling, G.P., Ross, D.J. und Williams, P.H. (1992). Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth following cultivation of a temporary leguminous pasture in autumn and winter. *Fertilizer Research* **33**, 59-70.
- Francis, G.S., Haynes, R.J. und Williams, P.H. (1994). Nitrogen mineralization, nitrate leaching and crop growth after ploughing-in leguminous and non-leguminous grain crop residues. *Journal of Agricultural Science* **123**, 81-87.
- Francis, G.S., Haynes, R.J. und Williams, P.H. (1995). Effects of the timing of ploughing-in temporary leguminous pastures and two winter cover crops on nitrogen mineralization, nitrate leaching and spring wheat growth. *Journal of Agricultural Science* **124**, 1-9.
- Francis, G.S. und Knight, T.L. (1993). Long-term effects of conventional and no-tillage on selected soil properties and crop yields in Canterbury, New Zealand. *Soil and Till-age Research* **26**, 193-210.

- Franko, U. (1989). C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. Habil. (Diss. B), Bad Lauchstädt.
- Franko, U. (1990). C- und N-Dynamik beim Umsatz organischer Substanzen im Boden. In "Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie Programme zur Steuerung der organischen Düngung", Vol. 295, 13-26. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, Memleben.
- Franko, U. (1997). Modellierung des Umsatzes der organischen Bodensubstanz. Archiv für Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde **41**, 527-547.
- Franko, U. (2002). persönliche Mitteilung.
- Franko, U., Oelschlaegel, B. und Schenk, S. (1995a). "Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen", Rep. No. 01 LK 9106/2. UFZ-Umweltforschungszentrum, Bad Lauchstädt.
- Franko, U., Oelschlaegel, B. und Schenk, S. (1995b). Simulation of temperature-, waterand nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological-Modelling* **81**, 213-222.
- Franzluebbers, A.J. und Hons, F.M. (1996). Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no tillage. *Soil and Tillage Research* **39**, 229-239.
- Freytag, H.E. (1987). Gleichzeitige Ermittlung der Parameter C<sub>pot</sub> und k f
  ür die C-Mineralisierungsfunktion aus CO<sub>2</sub>-Messungen unter konstanten Bedingungen. Archiv f
  ür Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde **31**, 23-31.
- Friedel, J.K., Ehrmann, O., Gabel, D. und Stahr, K. (1998). "Einfluß der Bodenbewirtschaftung des Ökologischen Landbaus auf die Stickstoff-Mineralisierungs-Immobilisierungs-Dynamik, die organische Bodensubstanz und bodenmikrobielle Eigenschaften unter besonderer Berücksichtigung der Umstellungsphase", Rep. No. 23-8230.15. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Hohenheim.
- Friedel, J.K., Munch, J.C. und Fischer, W.R. (1996). Soil microbial properties and the assessment of available soil organic matter in a Haplic Luvisol after several years of different cultivation and crop rotation. *Soil Biology and Biochemistry* **28**, 479-488.
- Glugla, G. (1969). Berechnungsverfahren zur Ermittlung des aktuellen Wassergehalts und Gravitationswasserabflusses im Boden. *Albrecht-Thaer-Archiv* **13**, 371-375.
- Goss, M.J., Colbourn, P., Harris, G.L. und Howse, K.R. (1988). Leaching of nitrogen under autumn-sown crops and the effects of tillage. *In* "Nitrogen efficiency in agricultural soils" (Jenkinson, D.S. und Smith, K.A., eds.), 269-282. Elsevier Applied Science Publishes LTD, London, New York.
- Goss, M.J., Howse, K.R., Christian, D.G., Catt, J.A. und Pepper, T.J. (1998). Nitrate leaching: modifying the loss from mineralized organic matter. *European Journal of Soil Science* **49**, 649- 659.
- Goss, M.J., Howse, K.R., Lane, P.W., Christian, D.G. und Harris, G.L. (1993). Losses of nitrate-nitrogen in water draining from under autumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. *Journal of Soil Science* **44**, 35-48.

- Greilich, J. und Klimanek, E.-M. (1976). Zum Einfluß unterschiedlicher Intensität der Bodenbearbeitung auf den O<sub>2</sub>-und CO<sub>2</sub>-Gehalt der Bodenluft sowie auf einige bodenbiologische Kennwerte. Archiv für Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde 20, 177-186.
- Hansen, E.M. und Djurhuus, J. (1997). Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. *Soil and Tillage Research* **41**, 203-219.
- Harden, T., Lickfett, T., Przemeck, E. und Beblik, A.J. (1999). Modelling nitrate leaching in crop rotations with oilseed rape (*Brassica napus* L.) under different production intensities. *In* "5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau" (Hoffmann, H. und Müller, S., eds.), 411-414. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Hargrove, W.L. (1985). Influence of tillage on nutrient uptake and yield of corn. *Agronomy Journal* **77**, 763-768.
- Hargrove, W.L., Reid, J.T., Touchton, J.T. und Gallaher, R.N. (1982). Influence of tillage practices on the fertility status of an acid soil double-cropped to wheat and soybeans. *Agronomy Journal* **74**, 684-687.
- Harrach, T. und Richter, U. (1994). Einfluß von Bodenbearbeitungsverfahren auf die Nitratverlagerung. *In* "Strategien zu Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten", Vol. 206, 71-81. KTBL.
- Harris, G.L. und Colbourne, P. (1986). Effect of cultivations on removal of rainfall and nitrate from a mole drained site. *In* "Effects of Land Use on Fresh Water" (Yolbe, L.G., ed.), 528-532. Ellis Horwood, Shichester, UK.
- Hartge, K. und Horn, R. (1992). "Die physikalische Untersuchung von Böden", Enke, Stuttgart.
- Hassink, J. (1992). Effects of soil texture and structure on carbon and nitrogen mineralization in grassland soils. *Biology and Fertility of Soils* **14**, 126-134.
- Hassink, J. (1994). Active organic matter fractions and microbial biomass as predictors of N mineralization. *In* "Nitrogen mineralization in agricultural soils" (Neeteson, J.J. und Hassink, J., eds.), 1-16. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, NL.
- Haugen-Kozyra, K., Juma, N.G. und Nyborg, M. (1993). Nitrogen partitioning and cycling in barley-soil systems under conventional and zero tillage in central Alberta. *Cana- dian Journal of Soil Science* **73**, 183-196.
- Haynes, R.J. (1986). The decomposition process: Mineralization, immobilization, humus formation, and degradation. *In* "Mineral nitrogen in the plant-soil system" (Caivieron, R.C., Goh, K.M. und Sherlock, R.R., eds.), Vol. 12, 52-109. Academic Press, Orlando.
- Helling, B. und Larink, O. (1998). Contribution of earthworms to nitrogen turnover in agricultural soils treated with different mineral N-fertilizers. *Applied Soil Ecology* 9, 319-325.
- Hernanz, J.L., López, R., Navarrete, L. und Sanchez-Giron, V. (2002). Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* **66**, 129-141.

- Heß, J. (1989). Kleegrasumbruch im Organischen Landbau: Stickstoffdynamik im Fruchtfolgeglied Kleegras - Kleegras - Weizen - Roggen. Diss., Bonn.
- Heß, J. (1995). Residualer Stickstoff aus mehrjährigem Feldfutterbau: Optimierung seiner Nutzung durch Fruchtfolge und Anbauverfahren unter den Bedingungen des Ökologischen Landbaus. Habil., Bonn.
- Heß, J., Pauly, J., Roth, A. und Franken, H. (1992). Zum Einfluss der Stoppelbearbeitung bei Kleegrasumbruch auf die Nitratdynamik im Boden und die Entwicklung der Folgefrucht Winterweizen. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 5, 197-200.
- Hoffmann, C., Linden, S. und Koch, H.J. (1996). Influence of soil tillage on net Nmineralization under sugar beet. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **159**, 79-85.
- Holland, E.A. und Coleman, D.C. (1987). Litter placement effects on microbial and organic matter in an agroecosystem. *Ecology* **68**, 425-433.
- Howard, D.M. und Howard, P.J.A. (1993). Relationships between CO<sub>2</sub> evolution, moisture content and temperature for a range of soil types. *Soil Biology and Biochemistry* **25**, 1537-1546.
- Huwe, B. (1991). Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau. Habil., Hohenheim.
- Huwe, B. und van der Ploeg, R. (1988). Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung. *Mitteilungen des Institut für Wasserbau d. Univ. Stuttgart* **69**, 213.
- Iragavarapu, T.K. und Randall, G.W. (1995). Yield and nitrogen uptake of monocropped maize from a long-term tillage experiment on a poorly drained soil. *Soil and Tillage Research* **34**, 145-156.
- Isermeyer, F., Nieberg, H., Dabbert, S., Heß, J., Dosch, T. und Prinz zu Löwenstein, F. (2001). "Bundesprogramm Ökologischer Landbau - Entwurf der vom BMVEL beauftragten Projektgruppe", Braunschweig.
- Jensen, H.E., Petersen, C. und Hansen, S. (1997). Tillage induced effects on preferential flow in soils. *In* "Proceedings of the 14th ISTRO-Conference", 303-306.
- Jensen, L.S. (1994). Effects of soil compaction on N mineralization and microbal C and N: field measurements and laboratory simulation. *In* "Nitrogen mineralization in agricultural soils" (Neeteson, J.J. und Hassink, J., eds.), 147-158. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, NL.
- Johnsson, H. (1990). Nitrogen and Water Dynamics in Arable Soil. Diss., Uppsala, Sweden.
- Jörgensen, R.G. (1995). Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* **104**, 229.
- Joshi, J.R., Moncrief, J.F., Swan, J.B. und Burford, P.M. (1994). Long-term conservation tillage and liquid dairy manure effects on corn. I. Nitrogen availability. *Soil and Till-age Research* **31**, 211-224.

- Jung, J., Dressel, J. und Kuchenbuch, R. (1989). Nitrogen balance of legume-wheat cropping sequences. *Journal of Agronomy and Crop Science* **162**, 1-9.
- Kaboneka, S., Sabbe, W.E. und Mauromoustakos, A. (1997). Carbon decomposition kinetics and nitrogen mineralization from corn, soybean, and wheat residues. *Commun. soil sci. plant anal.* **28**, 1359-1373.
- Kandeler, E. und Böhm, K.E. (1996). Temporal dynamics of microbial biomass, xylanase activity, N-mineralisation and potential nitrification in different tillage systems. *Applied Soil Ecology* 4, 181-191.
- Kandeler, E., Palli, S., Stemmer, M. und Gerzabek, M.H. (1999a). Tillage changes microbial biomass and enzyme activities in particle-size fractions of a Haplic Chernozem. *Soil Biology and Biochemistry* **31**, 1253-1264.
- Kandeler, E., Tscherko, D. und Spiegel, H. (1999b). Long-term monitoring of microbial biomass, N mineralisation and enzyme activities of Chernozem under different tillage management. *Biology & Fertility of Soils* 28, 343-351.
- Karlen, D.L., Berry, E.C., Colvin, T.S. und Kanwar, R.S. (1991). Twelve-year tillage and crop rotation effects on yield and soil chemical properties in northeast Iowa. *Commun.Soil Sci.Plant Anal.* 22, 1985-2003.
- Kartschall, T. (1986). Simulationsmodell der Bodenstickstoffdynamik. Diss., Berlin.
- Kingery, W.L., Wood, C.W. und Williams, J.C. (1996). Tillage and amendment effects on soil carbon and nitrogen mineralization and phosphorus release. Soil and Tillage Research **37**, 239-250.
- Knittel, H., Lang, H. und Dressel, J. (1985). Einfluß der Stickstoffdüngung auf Ertrag und N-Mineralisation einer Ackerbraunerde bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung. *In* "VDLUFA-Schriftenreihe", Vol. 16. Kongressband, 334-342. VDLUFA, Darmstadt.
- Knowles, R. (1982). Denitrification. Microbiological Reviews 46, 43-70.
- Knuth, F. (1995). Quantifizierung von Stickstoffverlusten durch Auswaschung bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. Diss., Göttingen.
- Köhnlein, J. und Weichbrodt, H.H. (1971). Die Nährstoffauswaschung aus der Ackerkrume in den Unterboden und ihr Einfluß auf die Nährstoffbilanz. *Zeitschrift für Acker- und Pflanzenbau* **134**, 50-82.
- Koitzsch, R. und Günther, R. (1990). Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen mit und ohne Bewuchs. *Archiv für Acker und Pflanzenbau und Bodenkunde* **34**, 803-810.
- Körschens, M. (1988). Beitrag unterschiedlicher Fruchtarten und Fruchtfolgen zur Versorgung der Böden mit organischer Substanz. *In* "Tag.-Ber., Akad. Landwirtsch.-Wiss.", Vol. 261, 347-352, Berlin.
- Körschens, M. (1991). Simulationsmodelle für den Umsatz und die Reproduktion der organischen Substanz im Boden. *Berichte über Landwirtschaft, 20. Sonderheft Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit*, 141-153.
- Kowalenko, C.G. und Cameron, D.R. (1976). Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. *Canadian Journal of Soil Science* **56**, 63-70.

- Kretschmar, A. (2001). Kohlenstoffhaushalt im Allgäuer Grünland in Abhängigkeit von der Düngungsintensität. Diss., Hohenheim.
- Lehfeldt, J. (1969). Der Einfluß des Zerkleinerungsgrades und der Trocknung auf die Mineralisierung und Humifizierung von Luzernewurzeln. *Albrecht-Thaer-Archiv* **13**, 377-384.
- Liebhard, P. (1993a). Einfluß der Primärbodenbearbeitung auf pH-Wert, Calcium-, Phosphat- und Kaliumgehalt von Ackerböden im oberösterreichischen Zentralraum (Teil 2). *Bodenkultur* **44**, 303-315.
- Liebhard, P. (1993b). Einfluß der Primärbodenbearbeitung auf Textur und organische Substanz von Ackerböden im oberösterreichischen Zentralraum (Teil 1). *Bodenkultur* **44**, 199-210.
- Lindloff, A., Nieder, R. und Richter, J. (1994). Temporary microbial immobilization of nitrogen in an arable loess soil. *In* "Nitrogen mineralization in agricultural soils" (Neeteson, J.J. und Hassink, J., eds.), 169-174. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, NL.
- Linn, D.M. und Doran, J.W. (1984a). Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal* **48**, 794-799.
- Linn, D.M. und Doran, J.W. (1984b). Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* **48**, 1267-1272.
- Loague, K. und Green, R.E. (1991). Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: Overview and application. *Journal of Contaminant Hydrology* **7**, 51-73.
- Marinissen, J.C.Y. und de Ruiter, P.C. (1993). Contribution of earthworms to carbon and nitrogen cycling in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **47**, 59-74.
- Menyailo, O.V. und Huwe, B. (1999). Denitrification and C, N mineralization as function of temperature and moisture potential in organic and mineral horizons of an acid spruce forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **162**, 527-531.
- Mitchell, R.D.J. und Web, J. (1996). The effect of the time of cultivation on nitrogen mineralisation from a crop residue. *In* "4th ESA-congress", 360-361.
- Munzert, M. (1992). "Einführung in das pflanzenbauliche Versuchswesen", P. Parey, Berlin & Hamburg.
- Nagel, R. (1996). Die Bedeutung von Regenwürmern für den C- und N-Umsatz in einer heterogenen Agrarlandschaft. Diss., Weihenstephan.
- Nakamoto, T., Yamagishi, J., Oyaizu, H., Funahashi, T. und Richner, W. (2002). Spatial variability patterns of wheat growth and soil properties in a small field as affected by tillage intensity. *Plant Production Science* **5**, 175-183.
- Nyborg, M. und Malhi, S.S. (1989). Effect of zero and conventional tillage on barley yield and nitrate nitrogen content, moisture and temperature of soil in north-central Alberta. *Soil and Tillage Research* **15**, 1-9.

- Olfs, H.-W. (1994). Suitability of microbial biomass as indicator for the N mineralization capacity of soils: influence of immobilizing conditions. *In* "Nitrogen mineralization in agricultural soils" (Neeteson, J.J. und Hassink, J., eds.), 175-184. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, NL.
- Olness, A. (1999). A description of the general effect of pH on formation of nitrate in soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* **162**, 549-556.
- Pekrun, C., Kaul, H.-P. und Claupein, W. (2002). Soil tillage for sustainable nutrient management. *In* "Soil tillage in agroecosystems" (El Titi, A., ed.), 83-113. CRC Press LLC, Boca Raton.
- Peschke, H. und Dölling, S. (1994). Nachweis des Strohabbaues über die Stickstoffreisetzung aus <sup>15</sup>N-markiertem Stroh. *Journal of Agronomy and Crop Science* **173**, 318-325.
- Petersen, S.O., Frohne, P.S. und Kennedy, A.C. (2002). Dynamics of a soil microbial community under spring wheat. *Soil Science Society of America Journal* **66**, 826-833.
- Plante, A.F. und McGill, W.B. (2002). Soil aggregate dynamics and retention of organic matter in laboratory-incubated soil with differing simulated tillage frequencies. *Soil and Tillage Research* **66**, 79-92.
- Ramos, C. und Carbonell, E.A. (1991). Nitrate leaching and soil moisture prediction with the LEACHM model. *Fertilizer Research* **27**, 171-180.
- Raupp, J., Letalik, C. und Haunz, F. (1991). Nitratentwicklung nach Kleegrasumbruch im Frühjahr unter der Folgefrucht Silomais. *Journal of Agronomy and Crop Science* 166, 181-190.
- Reicosky, D.C. (1997). Tillage-induced CO<sub>2</sub> emission from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**, 273-285.
- Reicosky, D.C. (2002). Tillage and gas exchange. *In* "Encyclopedia of Soil Science", 1333-1335. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Reicosky, D.C., Dugas, W.A. und Torbert, H.A. (1997). Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil and Tillage Research* **41**, 105-118.
- Reicosky, D.C. und Lindstrom, M.J. (1993). Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agronomy Journal* **85**, 1237-1243.
- Reinertsen, S.A., Elliott, L.F., Cochran, V.L. und Cambell, G.S. (1984). The role of available C and N in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* **16**, 459-464.
- Renger, M. und Strebel, O. (1980). Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. *Wasser & Boden* **32**, 572-575.
- Rice, C.W. und Smith, M.S. (1982). Denitrification in non-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal* **46**, 1168-1173.
- Rice, C.W., Smith, M.S. und Blevins, R.L. (1986). Soil nitrogen availability after long-term continuous no-tillage and conventional tillage corn production. *Soil Science Society of America Journal* **50**, 1206-1210.

- Richter, G.M., Baumann, K. und Richter, J. (1996). Simulation des Nitrataustrags im Winterhalbjahr aus intensiv genutzten Ackerböden in der Geest. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **159**, 279-288.
- Richter, J., Nuske, A., Habenicht, W. und Bauer, J. (1982). Optimized N-mineralization nitrogen parameters of loess soils from incubation experiments. *Plant and Soil* **68**, 379-388.
- Richter, J., Nuske, A., Boehmer, M. und Wehrmann, J. (1980). Simulation of nitrogen mineralization and transport in Loess-Parabrownearthes: plot experiments. *Plant and Soil* **54**, 329-337.
- Saber, N. und Mrabet, R. (2002). Impact of no tillage and crop sequence on selected soil quality attributes of a vertic calcixeroll soil in Morocco. *Agronomie* **22**, 451-459.
- Sainju, U.M. und Singh, B.P. (2001). Tillage, cover crop, and kill-planting date effects on corn yield and soil nitrogen. *Agronomy Journal* **93**, 878-886.
- SAS Institute Inc. (1989). SAS Users' Guide, SAS Institute, Cary, NC, USA.
- Saxton, K.E., Rawls, W.J., Romberger, J.S. und Papendick, R.I. (1986). Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Science Society of America Journal* **50**, 1031-1036.
- Schjoenning, P. (1989). Long-term reduced cultivation. 2. Soil pore characteristics as shown by gas diffusivities and permeabilities and air-filled porosities. *Soil and Till-age Research* **15**, 91-103.
- Schmidt, H., von Fragstein, P. und Kölsch, E. (1999). Stickstoffflüsse im System Boden-Pflanze in einer viehlosen Fruchtfolge des Ökologischen Landbaus. *In* "5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau" (Hoffmann, H. und Müller, S., eds.), 97-100. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Schomberg, H.H., Ford, P.B. und Hargrove, W.L. (1994a). Influence of crop residues on nutrient cycling and soil chemical properties. *In* "Managing Agricultural Residues" (Unger, P.W., ed.), 99-121. Lewis Publishers, London, Tokyo.
- Schomberg, H.H., Steiner, J.L. und Unger, P.W. (1994b). Decomposition and nitrogen dynamics of crop residues: residue quality and water effects. *Soil Science Society of America Journal* **58**, 372-381.
- Schreiber, J.D. und Cullum, R.F. (1998). Tillage effects on surface and groundwater quality in loessial upland soybean watersheds. *Transactions of the ASAE* **41**, 607-614.
- Schultz, A. und Mirschel, W. (1994). Modelle auf dem Prüfstand Wie genau sind agrarökologische Simulationsmodelle? *Zeitschrift fur Agrarinformatik* **2**, 22-29.
- Scott, N.A., Cole, C.V., Elliott, E.T. und Huffman, S.A. (1996). Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal* **60**, 1102-1109.
- Sharpley, A.N. und Smith, S.J. (1994). Wheat tillage and water quality in the Southern Plains. *Soil and Tillage Research* **30**, 33-48.
- Shipitalo, M.J. und Edwards, W.M. (1993). Seasonal patterns of water and chemical movement in tilled and no-till column lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* **57**, 218-223.

- Sieling, K., Günther-Borstel, O., Teebken, T. und Hanus, H. (1999). Soil mineral N and N net mineralization during autumn and winter under an oilseed rape winter wheat winter barley rotation in different crop management systems. *Journal of Agricultural Science* **132**, 127-137.
- Simon, W., Huwe, B. und van der Ploeg, R.R. (1988). Die Abschätzung von Nitratausträgen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit Hilfe von N<sub>min</sub>-Daten. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* **151**, 289-294.
- Smid, A.E. und Beauchamp, E.G. (1976). Effects of temperature and organic matter on denitrification in soil. *Canadian Journal of Soil Science* **56**, 385-391.
- Smith, S.J. und Sharpley, A.N. (1990). Soil nitrogen mineralization in the presence of surface and incorporated crop residues. *Agronomy Journal* **82**, 112-116.
- Smith, S.J. und Sharpley, A.N. (1993). Nitrogen availability from surface-applied and soilincorporated crop residues. *Agronomy Journal* **85**, 776-778.
- Smucker, A.J.M., McBurney, S.L. und Srivastava, A.K. (1982). Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the hydropneumatic elutriation system. *Agronomy Journal* 74, 499-503.
- Stanford, G. und Smith, S.J. (1972). Nitrogen potentials of soils. Soil Science Society of America Proceeding **36**, 465-472.
- Stemmer, M., Gerzabek, M.H. und Kandeler, E. (1999). Invertase and xylanase activity of bulk soil and particle-size fractions during maize straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* **31**, 9-18.
- Strebel, O., Duynisfeld, W.H.M. und Böttcher, J. (1986). Vertikaler Stofftransport im Boden und Stoffverluste aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. *Kali-Briefe* **18**, 93-105.
- Terry, R.E. und Tate, R.L., III (1980). Denitrification as a pathway for nitrate removal from organic soils. *Soil Science* **129**, 21-28.
- Tiessen, H., Stewart, J.W.B. und Bettany, J.R. (1982). Cultivation effects on the amounts and concentration of carbon, nitrogen, and phosphorus in grassland soils. *Agronomy Journal* **74**, 831-835.
- Tisdall, J.M. und Oades, J.M. (1982). Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* **33**, 141-163.
- van Veen, J.A., Ladd, J.N. und Amato, M. (1985). Turnover of carbon an nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [<sup>14</sup>C(U)]glucose and [<sup>15</sup>N](NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> under different moisture regimes. *Soil Biology* and Biochemistry **17**, 257-274.
- Verberne, E.L.J., Hassink, J., de Willigen, P., Groot, J.J.R. und van Veen, J.A. (1990). Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherland Journal of Agriculture Science* **38**, 221-238.
- Warkentin, B.P. (2001). The tillage effect in sustaining soil functions. *Journal of Nutrition and Soil Science* **164**, 345-350.
- Webb, J., Harrison, R. und Ellis, S. (2000). Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy* **13**, 207-223.

- Wehrmann, J. und Scharpf, H.C. (1979). Der Mineralstoffgehalt des Bodens als Maßstab für den Stickstoffdüngerbedarf (N<sub>min</sub>-methode). *Plant and Soil* **52**, 109-126.
- Weil, R., Jr., Lowell, K.A. und Shade, H.M. (1993). Effects of intensity of agronomic practices on a soil ecosystem. *American Journal of Alternative Agriculture* **8**, 5-14.
- Weiss, U. (2000). Eignung von praxisorientierten Modellansätzen zur Schätzung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Diss., Kiel.
- Weyman-Kaczmarkowa, W. und Pedziwilk, Z. (1996). Humidity conditions and the development of bacterial communities in soils of contrasting texture. *Applied Soil Ecology* 4, 23-29.
- Whitmore, A.P. und Groot, J.J.R. (1994). The mineralization of N from finely or coarsely chopped crop resiues: measurements and modeling. *In* "Nitrogen mineralization in agricultural soils" (Neeteson, J.J. und Hassink, J., eds.), 245-254. DLO Research Institute for Agrobiology and Soil Fertility, Haren, NL.
- Willer, H., Lünzer, I. und Yussefi, M. (2002). Ökolandbau in Deutschland 2002. Internetpublikation, www.soel.de/oekolandbau/deutschland\_ueber.html, SÖL.
- Wuest, S.B. (2001). Soil biopore estimation: effects of tillage, nitrogen, and photographic resolution. *Soil and Tillage Research* **62**, 111-116.
- Yoong, K.S., Clayton, G.W. und Rice, W.A. (2001). Tillage and previous crop effects on dynamics of nitrogen in a wheat-soil system. *Agronomy Journal* **93**, 842-849.

# 10. Anhang

Tab. 10-1: Ertragsanteilschätzung (in %) der Klee-Luzernegrasflächen vor der le	tzten
Nutzung im Herbst 1999 in den Versuchen 610 und 660	

Spezies	Versuch 610	Versuch 660
Phleum pratense	0,2	_
Agropyron repens	0,2	0,4
Poa trivialis	0,2	_
Dactyles glomerata	_	0,5
Festuca pratensis	0,2	28,0
Lolium multiflorum	0,2	_
Lolium perenne	_	28,9
Trifolium pratense	5	0,1
Trifolium perenne	_	25,4
Medicago sativa	93,4	16,3
Rumex spp.	0,2	0,2
Cirisum arvense	0,2	0,3
Taraxacum officinale	0,2	<0,1
Gräser	1	57,8
Leguminosen	98,4	41,7
Kräuter	0,6	0,5



Abb. 10-1: Trockenrohdichte (g cm<sup>-3</sup>) im Versuch 611 in mehreren Tiefen und angepasster Funktion (n=4, Fehlerbalken=Stichprobenstandardabweichung)

Datum	Ereignis <sup>2)</sup>		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
10.04.97	Saat	L-KG	27	27	27
12.06.97	org. Düng.	1. Mulchschnitt	1)	1)	1)
28.07.97	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
23.09.97	Zw.ernte	3. Schnitt	1)	1)	1)
25.06.98	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
09.09.98	Zw.ernte	2. Schnitt	212	212	212
21.10.98	org. Düng.	3. Mulchschnitt	1)	1)	1)
04.05.99	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
12.07.99	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
20.08.99	Zw.ernte	3. Schnitt	-	-	117
	Ernte	3. Schnitt	122	111	-
30.08.99	BB	1. RT	10	-	-
09.09.99	org. Düng.	L-KG	-	35	-
	BB	2. RT	10	10	-
06.10.99	Ernte	4. Schnitt	-	-	72
19.10.99	BB	Pflug	21	21	21
		Kreiselegge	8	8	8
	Saat	WW	184	184	184
09.08.00	Ernte	WW-Korn	109	106	86
	Ernte	WW-Stroh	29	26	24
24.08.00	BB	RT	4	4	4
20.09.00	BB	RT	6	6	6
10.11.00	BB	Pflug	20	20	20
04.04.01	BB	1. Kreiselegge	6	6	6
		2. Kreiselegge	6	6	6
	Saat	Hafer	135	135	135
21.05.01	BB	Striegel	2	2	2
22.08.01	Ernte	Haferkorn	56	56	53
	org. Düng.	Haferstroh	25	24	26
07.09.01	BB	Flügelschargrubber	8	8	8
17.10.01	BB	Flügelschargrubber	15	15	15

#### Tab. 10-2: Bewirtschaftungsdaten (Saat, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeitraum 1997 bis 2001 im Versuch 610

<sup>1)</sup> keine Angaben verfügbar
 <sup>2)</sup> Angaben für Zwischenernte (Zw.ernte), Ernten, organische (org. Düng.) und mineralische (min. Düng.) Düngungen in kg N ha<sup>-1</sup> (für alle Luzerne-Kleegraserträge (L-KG) 4 % N i.d. TM angenommen), für Saat in kg ha<sup>-1</sup>, für Bodenbearbeitung (BB) in cm.

Tab. 10-3: Bewirtschaftungsdaten (Saat,	, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeit-
raum 1997 bis 2001 im Versuch 660	

Datum	Ereignis <sup>2)</sup>		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
18.03.97	BB	Kreiselegge	10	10	10
xx.xx.97 <sup>1)</sup>	Saat	L-KG	111	111	111
xx.xx.97 <sup>1)</sup>	BB	Striegel	5	5	5
xx.xx.97 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.97 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
31.05.97	org. Düng.	3. Mulchschnitt	1)	1)	1)

I UIISEIZU	ng von rab	. 10-5			
xx.xx.98 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.98 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.98 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	3. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.99 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.99 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
xx.xx.99 <sup>1)</sup>	Zw.ernte	3. Schnitt	1)	1)	1)
27.08.99	Ernte	4. Schnitt	90	79	88
30.08.99	BB	1. RT	10	-	-
09.09.99	org. Düng.	L-KG	-	1)	-
	BB	2. RT	10	10	-
15.10.99	org. Düng.	L-KG	-	-	39
	BB	Pflug	25	25	25
21.10.99	BB	Kreiselegge	12	12	12
	Saat	WW	174	174	174
10.08.00	Ernte	WW-Korn	58	61	71
	Ernte	WW-Stroh	15	16	21
16.08.00	BB	Schwergrubber	10	10	10
30.08.00	BB	Flügelschargrubber	10	10	10
05.10.00	BB	Flügelschargrubber	15	15	15
15.01.01	org. Düng.	Stallmist	100	100	100
15.02.01	BB	Pflug	20	20	20
03.04.01	Saat	Hafer	143	143	143
17.08.01	Ernte	Haferkorn	43	49	45
	org. Düng.	Haferstroh	28	30	29
30.08.01	BB	Flügelschargrubber	12	12	12
		Schichtengrubber	35	35	35
	Saat	Senf Zw.fr.	1)	1)	1)

#### Fortsetzung von Tab. 10-3

<sup>1)</sup> keine Angaben verfügbar
 <sup>2)</sup> Angaben für Zwischenernte (Zw.ernte), Ernten, organische (org. Düng.) und mineralische (min. Düng.) Düngungen in kg N ha<sup>-1</sup> (für alle Luzerne-Kleegraserträge (L-KG) 4 % N i.d. TM angenommen), für Saat in kg ha<sup>-1</sup>, für Bodenbearbeitung (BB) in cm.

#### Tab. 10-4: Bewirtschaftungsdaten (Saat, Ernte und Bodenbearbeitung) für den Zeitraum 1998 bis 2001 im Versuch 611

Datum	Ereignis <sup>2)</sup>		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
22.04.98	Saat	L-KG	27	27	27
	min.Düng.	KAS	30	30	30
09.06.98	org. Düng.	1. Mulchschnitt	1)	1)	1)
09.09.98	Zw.ernte	2. Schnitt	168	168	168
04.05.99	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
26.07.99	Zw.ernte	2. Schnitt	1)	1)	1)
11.10.99	Zw.ernte	3. Schnitt	1)	1)	1)
07.06.00	Zw.ernte	1. Schnitt	1)	1)	1)
23.08.00	Zw.ernte	2. Schnitt	-	-	1)
	Ernte	2. Schnitt	1)	1)	-
12.09.00	BB	1. RT	10	10	-
26.09.00	BB	2. RT	10	-	-
	org.Düng.	3. Mulchschnitt	-	-	1)
16.10.00	BB	Pflug	20	20	20

#### Fortsetzung von Tab. 10-4

17.10.00	BB	Kreiselegge	8	8	8
	Saat	WW	414	414	414
31.07.01	Ernte	WW-Korn	77	77	66
	org. Düng.	WW-Stroh	74	75	61
07.09.01	BB	Flügelschargrubber	12	12	12
13.09.01	BB	RT	8	8	8
23.11.01	BB	Pflug	20	20	20

<sup>1)</sup> keine Angaben verfügbar
 <sup>2)</sup> Angaben für Zwischenernte (Zw.ernte), Ernten, organische (org. Düng.) und mineralische (min. Düng.) Düngungen in kg N ha<sup>-1</sup> (für alle Luzerne-Kleegraserträge (L-KG) 4 % N i.d. TM angenommen), für Saat in kg ha<sup>-1</sup>, für Bodenbearbeitung (BB) in cm.

Tab. 10	-5: Bew	irtschaftu	ungsdaten	für die	Simulation	des V	/ersuchs	610
---------	---------	------------	-----------	---------	------------	-------	----------	-----

Datum	Ereignis		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug
01.05.97	Aufgang	Luzerne	-	-	-
12.06.97	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
00 07 07	org. Düng.	Luzerne <sup>2)</sup>	554 kg C ha⁻' 1)	554 kg C ha⁻'	554 kg C ha⁻'
28.07.97	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
23.09.97	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	
25.06.98	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
09.09.98	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
21.10.98	Zw.ernte	Luzerne	·/	·/	i) 
	org. Düng.	Luzerne <sup>2</sup>	1109 kg C ha⁻'	1109 kg C ha⁻'	1109 kg C ha <sup>-</sup> '
04.05.99	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
12.07.99	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
20.08.99	Ernte	Luzerne <sup>2)</sup>	580 kg N ha⁻¹	-	-
	Zw.ernte	Luzerne	-	1)	1)
Optimierung	der Simulati	on durch zus	sätzliche Gaben fikt	tiver organischer OPS	
30.08.99	org. Düng.	Luzerne <sup>2)</sup>	340 kg C ha⁻¹	-	-
	BB		1 dm	-	-
09.09.99	Ernte	Luzerne	-	580 kg N ha⁻¹	-
	org. Düng.	Luzerne		324 kg C ha⁻¹	
	0 0	Luzerne <sup>2)</sup>	-	46 kg C ha⁻¹	
	BB		1 dm	1 dm	-
06.10.99	Ernte	Luzerne	-	-	580 kg N ha⁻¹
19.10.99	org. Düng.	Luzerne <sup>2)</sup>	-	-	350 kg C ha <sup>-1</sup>
19 10 99	BB		2 dm	2 dm	2 dm
20.10.99	BB		1 dm	1 dm	1 dm
06.11.99	Aufgang	WW	-	-	-
09.08.00	Ernte	WW	138 kg N ha <sup>-1</sup>	132 kg N ha <sup>-1</sup>	110 kg N ha <sup>-1</sup>
20.09.00	BB		1 dm	1 dm	1 dm
10.11.00	BB		2 dm	2 dm	2 dm
04.04.01	BB		1 dm	1 dm	1 dm
26.04.01	Aufgang	Hafer	-	-	-
22.08.01	Ernte	Hafer	81 kg N ha <sup>-1</sup>	81 ka N ha <sup>-1</sup>	80 kg N ha <sup>-1</sup>
	ora. Düna	Stroh	1683 kg C ha <sup>-1</sup>	1766 kg C ha <sup>-1</sup>	1738 kg C ha <sup>-1</sup>
05.09.01	BB		1 dm	1 dm	1 dm
17.10.01	BB		2 dm	2 dm	2 dm
	-		=	=	=

<sup>1)</sup> Werte für Zwischenernten berechnet CANDY aus der Ernte, für Aufgang kein Wert erforderlich <sup>2)</sup> Werte optimiert oder geschätzt

Datum	Freignis		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflua
00.04.00					
22.04.98	KAS		30 kg N ha	30 kg N na	30 kg N na 1
04.05.98	Autgang	Luzerne	1)	1)	1)
09.06.98	Zw.ernte	Luzerne			
	org. Düng.	Luzerne <sup>2</sup>	554 kg C ha <sup>-</sup> '	554 kg C ha⁻'	554 kg C ha⁻'
09.09.98	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
04.05.99	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
26.07.99	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
11.10.99	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
07.06.00	Zw.ernte	Luzerne	1)	1)	1)
23.08.00	Ernte	Luzerne <sup>2)</sup>	390 kg N ha⁻¹	390 kg N ha⁻¹	-
	Zw.ernte	Luzerne	-	-	1)
Optimierun	g der Simulat	tion durch zu	sätzliche Gaben fikti	ver organischer OPS	Luzerne
12.09.00	org. Düng.	Luzerne <sup>2)</sup>	500 kg C ha⁻¹	500 kg C ha⁻¹	-
	BB		1 dm	1 dm	-
26.09.00	Ernte	Luzerne <sup>2)</sup>	-	-	390 kg N ha⁻¹
	BB		1 dm	-	-
16.10.00	org. Düng.	Luzerne <sup>2)</sup>	-	-	748 kg C ha⁻¹
16.10.00	BB		2 dm	2 dm	2 dm
17.10.00	BB		1 dm	1 dm	1 dm
07.11.00	Aufgang	WW	1)	1)	1)
31.07.01	Ernte	WW	150 kg N ha⁻¹	152 kg N ha <sup>-1</sup>	127 kg N ha <sup>-1</sup>
	org. Düng.	Stroh	4951 kg C ha⁻¹	4865 kg C ha <sup>-1</sup>	4266 kg C ha <sup>-1</sup>
07.09.01	BB		1 dm	1 dm	1 dm
13.09.01	BB		1 dm	1 dm	1 dm
23.11.01	BB		2 dm	2 dm	2 dm

Tab.	10-6:	Bewirts	chaftungs	sdaten f	ür die	Simulation	des \	Versuchs 6	11

<sup>1)</sup> Werte für Zwischenernten berechnet CANDY aus der Ernte, für Aufgang kein Wert erforderlich <sup>2)</sup> Werte optimiert oder geschätzt

Tab. 10-7: Bodenfeuchte (mm) (TDR-Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-80 cm) im Versuch 610

Τe	rmin	0-20 cm	20-40 cm	40-60 cm	60-80 cm	GD <sub>5%</sub>	0-80 cm
1	29.11.99	61	90	97	92	3,0	340 °
2	16.12.99	67	94	100	95		357 <sup>d</sup>
3	25.05.00 <sup>1)</sup>	35	56	73	76		240
4	13.06.00	48	56	72	72		248 <sup>b</sup>
5	26.06.00	35	43	60	64		202 ª
6	11.08.00	60	-	-	65		
7	14.08.00	60	-	-	66		
G	D <sub>5%</sub>	2,9					HW

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

<sup>1)</sup> n = 4, Termin wurde statistisch nicht verrechnet

Tab. 10-8: Bodenfeuchte (mm) (grav. Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie der Hauptwirkung Termin (n = 12, 0-90 cm) im Versuch 610

Те	rmin	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	GD <sub>5%</sub>	0-60 cm	0-90 cm
1	09.08.99	25	26	28	89	-	2,8	168	
2	08.09.99	25	26	29	90	-		170	
3	27.09.99	30	28	28	88	-		173	
4	23.03.00	31	34	35	122	121			344 <sup>e</sup>
5	09.05.00	32	35	34	98	97			296 <sup>d</sup>
6	07.06.00	32	31	31	85	84			262 <sup>b</sup>
7	28.08.00	28	36	37	103	84			288 °
8	23.08.01	19	21	23	70	70			203 <sup>a</sup>
GE	) <sub>5%</sub>	3,1							HW

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

Tab. 10-9: Bodenfeuchte (mm) (grav. Messung) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Tiefe (n = 12) sowie Bodenbearbeitung x Termin (n = 4, 0-60 cm) und in Abhängigkeit der Hauptwirkungen Bodenbearbeitung (n = 16) und Termin (n = 12) (0-90 cm) im Versuch 660

Te	ermin	0-10 cm	10-20 cr	n 20	-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	GD <sub>5%</sub>
1	10.08.99	28	22		21	81	-	3,8
2	11.10.99	33	31		30	91	-	
3	11.04.00	27	37		40	111	116	
4	19.06.00	18	25		26	87	103	
5	13.09.00	25	29		30	100	96	
6	29.08.01	14	19		20	77	91	
G	D <sub>5%</sub>	3,6						
			0-60 cm			0-90 cn	n	
		RT+RT	RT+Pflug	Pflug	RT+R1	r RT+Pflu	ig Pflug	
Te	ermin	+Pflug	_	-	+Pflug			GD <sub>5%</sub> /HW
1	10.08.99	145	155	152				8
2	11.10.99	195	186	175				
3	11.04.00				328	337	328	331 <sup>d</sup>
4	19.06.00				260	265	255	260 <sup>b</sup>
5	13.09.00				271	295	274	280 °
6	29.08.01				224	226	212	221 <sup>a</sup>
G	D <sub>5%</sub> / HW	8			271	<sup>ab</sup> 281	<sup>b</sup> 267 <sup>a</sup>	

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

Tab.	10-10:	Bodenfeuchte (mm)	(grav. Messung)	in Abhängigkeit	der Interaktion
-	Termin	x Tiefe (n = 12) sowie	e der Hauptwirkun	g Termin (n = 12,	0-90 cm) im Ver-
9	such 61	1			

Те	rmin	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-60 cm	60-90 cm	$GD_{5\%}$	0-90 cm
1	11.09.00	26	28	28	79	74	3,7	235 <sup>ab</sup>
2	25.09.00	34	33	33	99	79		279 °
3	04.10.00	31	32	32	104	77		277 °
4	25.10.00	30	36	34	101	88		289 <sup>d</sup>
5	16.01.01	34	38	37	104	94		308 °
6	14.05.01	28	35	32	93	92		280 °
7	29.05.01	21	26	26	77	80		229 <sup>a</sup>
8	01.08.01	24	31	29	80	74		239 <sup>b</sup>
9	28.08.01	23	29	28	78	74		232 <sup>ab</sup>
10	17.10.01	29	34	33	110	115		321 <sup>f</sup>
G	D <sub>5%</sub>	3,9						HW

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

#### Tab. 10-11: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610

Termin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub>
1 09.08.99	19,3	20,3	24,3	12,8
2 08.09.99	52,6 <sup>b</sup>	17,5 <sup>a</sup>	16,0 <sup>a</sup>	
3 27.09.99	75,4 °	57,5 <sup>b</sup>	15,0 ª	
GD <sub>5%</sub>	10.4			

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb einer Zeile unterscheiden sich signifikant

### Tab. 10-12: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 610

Termin		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
4	23.03.00	41,8	41,2	33,3	38,7 <sup>d</sup>
5	09.05.00	30,0	22,9	21,8	24,9 <sup>b</sup>
6	07.06.00	9,3	9,1	10,9	9,8 <sup>a</sup>
7	28.08.00	31,4	30,1	32,5	31,3 °
8	23.08.01	9,2	9,1	9,5	9,3 ª

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

Tab. 10-13: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 60 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 660

Termin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub>
1 10.08.99 2 11.10.99	14,8 72,7 °	15,4 39,6 <sup>b</sup>	15,6 13,6 ª	14,4
GD <sub>5%</sub>	14,1			

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb einer Zeile unterscheiden sich signifikant

Termin		RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
3	11.04.00	29,2	31,3	26,5	29,0 <sup>b</sup>
4	19.06.00	17,9	17,7	18,5	18,0 <sup>ab</sup>
5	13.09.00	88,7	116,9	88,0	97,9 °
6	29.08.01	17,0	18,3	17,0	17,4 <sup>a</sup>

Tab. 10-14: N <sub>min</sub> -Gehalt (kg ha <sup>-1</sup>	90 cm <sup>-1</sup> ) in	Abhängigkeit	der	Hauptwirkung	Termin
(n = 12) im Versuch 660					

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

## Tab. 10-15: N<sub>min</sub>-Gehalt (kg ha<sup>-1</sup> 90 cm<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 611

Те	rmin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub>
1	11.09.00	32,3	24,9	23,6	12,0
2	25.09.00	78,0 <sup>b</sup>	78,8 <sup>b</sup>	17,9 <sup>a</sup>	
3	04.10.00	101,0 <sup>b</sup>	93,4 <sup>b</sup>	28,0 ª	
4	25.10.00	107,7 <sup>b</sup>	104,2 <sup>b</sup>	40,8 <sup>a</sup>	
5	16.01.01	145,5 <sup>b</sup>	146,5 <sup>b</sup>	97,7 <sup>a</sup>	
6	14.05.01	18,6	20,5	19,5	
7	29.05.01	12,2	23,9	12,9	
8	01.08.01	13,9	13,5	13,9	
9	28.08.01	18,1	23,2	20,6	
10	17.10.01	50,8 <sup>a</sup>	59,7 <sup>ab</sup>	66,7 <sup>b</sup>	
GD	9 <sub>5%</sub>	11,9			

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb einer Zeile unterscheiden sich signifikant

#### Tab. 10-16: Trockenmassezuwachs vom Weizen (dt ha<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Interaktion Termin x Bodenbearbeitung (n = 4) im Versuch 610

Те	rmin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	$GD_{5\%}$
1	23.03.00	6	6	5	10,8
2	18.04.00	11	11	10	
3	02.05.00	26	24	24	
4	15.05.00	51	47	46	
5	05.06.00	92	86	86	
6	29.06.00	133	115	107	
7	27.07.00	130	131	114	
8	09.08.00	132	133	113	
G	D <sub>5%</sub>	10,6			

Te	ermin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	GD <sub>5%</sub>
1	10.04.00	5	5	4	7,2
2	03.05.00	13	13	10	
3	16.05.00	25	26	27	
4	30.05.00	46	45	45	
5	16.06.00	64	65	69	
6	10.07.00	81	87	84	
7	31.07.00	86	82	94	
8	10.08.00	84	89	101	
GI	D <sub>5%</sub>	6,1			

Tab. 10-17: Trockenmassezuwachs vom	Weizen (dt ha <sup>-1</sup> ) in Abhängigkeit der Interak-
tion Termin x Bodenbearbeitung (n	= 4) im Versuch 660

### Tab. 10-18: Trockenmassezuwachs vom Weizen (dt ha<sup>-1</sup>) in Abhängigkeit der Hauptwirkung Termin (n = 12) im Versuch 611

Τe	ermin	RT+RT+Pflug	RT+Pflug	Pflug	HW
1	07.02.01	4	3	3	3 <sup>a</sup>
2	02.04.01	15	15	14	15 <sup>b</sup>
3	03.05.01	42	42	36	40 °
4	28.05.01	92	94	84	90 <sup>d</sup>
5	12.06.01	115	124	110	116°
6	02.07.01	150	152	143	148 <sup>g</sup>
7	20.07.01	137	140	122	133 <sup>f</sup>
8	31.07.01	146	144	127	138 <sup>f</sup>

Werte mit unterschiedlichen Buchstaben innerhalb der Hauptwirkung unterscheiden sich signifikant

## Tab. 10-19: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) des simulierten Jahres 1997 für den Versuch 610

	Versuch		610	
		RT+RT	RT+Pflug	Pflug
		+Pflug	-	-
Input	min. Düngung			
	org. Düngung	84	84	84
	Immission	40	40	40
	N-Fixierung	305	305	305
Input Erge	bnis	429	429	429
Output	Denitrifikation	-19	-19	-19
	Nitratverlagerung	-1	-1	-1
	Ernteentzug	-338	-338	-338
Output Erg	jebnis	-358	-358	-358
Speicher-	org. (OPS)	4	3	3
term	min. (N <sub>min</sub> )	31	33	33
	Pflanzenbest.	128	128	128
	org. (OBS <sub>u</sub> )	-92	-94	-94
Speicherterm Ergebnis		70	70	70
Input+Output		71	71	71
Bilanz (I+C	D-S)	0,3	1,2	1,0

	Versuch		610			611	
		RT+RT	RT+Pflug	Pflug	RT+RT	RT+Pflug	Pflug
		+Pflug	-	-	+Pflug	-	-
Input	min. Düngung	-	-	-	30	30	30
	org. Düngung	188	188	188	73	73	73
	Immission	40	40	40	40	40	40
	N-Fixierung	308	308	308	184	184	184
Input Erge	bnis	536	536	536	327	327	327
Output	Denitrifikation	-16	-16	-15	-28	-28	-28
	Nitratverlagerung	0	0	0	-1	-1	-1
	Ernteentzug	-562	-564	-564	-207	-207	-204
Output Erg	gebnis	-578	-580	-579	-236	-236	-233
Speicher-	org. (OPS)	37	38	38	3	3	3
term	min. (N <sub>min</sub> )	21	19	20	67	67	68
	Pflanzenbest.	-62	-62	-62	112	112	115
	org. (OBS <sub>u</sub> )	-39	-39	-38	-93	-93	-93
Speicherte	erm Ergebnis	-43	-44	-42	89	89	93
Input+Out	put	-41	-44	-43	91	91	94
Bilanz (I+C	D-S)	1,3	0,3	-0,5	1,5	1,5	1,6

#### Tab. 10-20: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) des simulierten Jahres 1998 für die Versuche 610 und 611

## Tab. 10-21: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) des simulierten Jahres 1999 für die Versuche 610 und 611

	Versuch		610			611	
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input	min. Düngung	-	-	-	-	-	-
	org. Düngung	94	101	104	53	53	53
	Immission	40	40	40	40	40	40
	N-Fixierung	124	166	221	181	181	181
Input Erge	bnis	258	306	365	275	275	275
Output	Denitrifikation	-22	-22	-20	-16	-16	-16
	Nitratverlagerung	0	0	0	-1	-1	-1
	Ernteentzug	-378	-427	-495	-451	-451	-446
Output Erg	jebnis	-401	-449	-515	-468	-468	-464
Speicher-	org. (OPS)	-23	-22	-7	5	5	5
term	min. (N <sub>min</sub> )	-20	-26	-46	-77	-77	-77
	Pflanzenbest.	-66	-66	-66	-56	-56	-52
	org. (OBS <sub>u</sub> )	-35	-30	-33	-66	-66	-66
Speicherte	erm Ergebnis	-144	-143	-151	-193	-193	-189
Input+Outp	out	-143	-143	-150	-194	-194	-189
Bilanz (I+C	D-S)	0,7	0,2	1,1	-0,4	-0,4	0,0

	Versuch		610			611	
		RT+RT	RT+Pflug	Pflug	RT+RT	RT+Pflug	Pflug
		+Pflug	_	-	+Pflug	_	-
Input	min. Düngung	-	-	-	-	-	-
	org. Düngung	17	17	15	93	93	122
	Immission	40	40	40	40	40	40
	N-Fixierung	-	-	-	77	77	120
Input Erge	bnis	57	57	55	209	209	282
Output	Denitrifikation	-18	-18	-20	-15	-15	-15
-	Nitratverlagerung	0	0	0	0	0	0
	Ernteentzug	-154	-148	-125	-260	-260	-314
Output Erg	gebnis	-172	-167	-145	-275	-275	-328
Speicher-	org. (OPS)	-10	-12	-27	-3	-3	7
term	min. (N <sub>min</sub> )	-45	-38	-4	54	54	49
	Pflanzenbest.	0	0	0	-54	-54	-50
	org. (OBS <sub>u</sub> )	-60	-62	-59	-62	-62	-52
Speicherte	erm Ergebnis	-115	-112	-90	-66	-66	-47
Input+Out	put	-115	-110	-90	-66	-66	-47
Bilanz (I+C	D-S)	-0.3	1.7	0.1	-0.1	-0.1	-0,2

# Tab. 10-22: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) des simulierten Jahres 2000 für die Versuche 610 und 611

# Tab. 10-23: N-Bilanz (kg N ha<sup>-1</sup>) des simulierten Jahres 2001 für die Versuche 610 und 611

	Versuch		610			611	
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input	min. Düngung	-	-	-	-	-	-
	org. Düngung	41	43	42	99	77	87
	Immission	40	40	40	40	40	40
	N-Fixierung	-	-	-	-	-	-
Input Erge	bnis	81	83	82	139	117	127
Output	Denitrifikation	-16	-16	-20	-14	-14	-16
	Nitratverlagerung	0	0	0	0	0	0
	Ernteentzug	-92	-93	-93	-148	-149	-143
Output Erg	jebnis	-108	-109	-113	-162	-162	-159
Speicher-	org. (OPS)	17	19	16	68	46	43
term	min. (N <sub>min</sub> )	-21	-23	-30	-78	-78	-72
	Pflanzenbest.	0	0	0	-2	-2	-3
	org. (OBS <sub>u</sub> )	-23	-23	-17	-12	-12	-1
Speicherterm Ergebnis		-27	-27	-31	-25	-47	-33
Input+Outp	but	-27	-27	-31	-23	-45	-12
Bilanz (I+C	)-S)	0,8	0,2	0,6	1,3	1,5	1,1

Versuch		610	
	RT+RT	RT+Pflug	Pflug
	+Pflug	·	-
Input Niederschlag	717	717	717
Output Interzeption	-31	-33	-41
akt. Evapotranspiration	-586	-597	-601
Grundwasserneubildung	-104	-104	-104
Output Ergebnis	-721	-734	-746
Speicherterm Boden	-4	-17	-29
Input+Output	-5	-17	-29
Bilanz (I+O-S)	-0,5	-0,1	0,0

#### Tab. 10-24: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1997 für den Versuch 610

#### Tab. 10-25: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1998 für die Versuche 610 und 611

Vers	such		610			611	
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input Niedersch	lag	832	832	832	832	832	832
Output	Interzeption	-103	-103	-113	-51	-51	-65
akt. Eva	potranspiration	-629	-629	-631	-593	-593	-593
Grundwas	sserneubildung	-86	-73	-48	-176	-176	-163
Output Ergebnis	6	-817	-804	-793	-821	-821	-821
Speicherterm Boden		15	28	40	10	10	10
Input+Output		15	27	39	11	11	10
Bilanz (I+O-S)		-0,4	-0,8	-1,2	1,0	1,0	0,4

#### Tab. 10-26: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 1999 für die Versuche 610 und 611

Ve	ersuch		610			611	
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input Niederso	hlag	916	916	916	916	916	916
Output	Interzeption	-82	-83	-93	-112	-112	-125
akt. Ev	apotranspiration	-621	-631	-647	-660	-660	-663
Grundw	asserneubildung	-188	-177	-151	-120	-120	-107
Output Ergebr	nis	-891	-891	-891	-892	-892	-894
Speicherterm Boden		25	25	25	22	22	20
Input+Output		24	25	25	23	23	21
Bilanz (I+O-S)		-0.9	-0.1	-0.4	1.3	1.3	1.3

Ve	rsuch		610			611	
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input Niedersc	hlag	796	796	796	796	796	796
Output	Interzeption	-73	-73	-73	-98	-98	-102
akt. Ev	apotranspiration	-661	-661	-661	-668	-668	-676
Grundwa	asserneubildung	-142	-142	-142	-115	-115	-113
Output Ergebn	is	-876	-876	-876	-881	-881	-891
Speicherterm Boden		-85	-85	-85	-89	-89	-99
Input+Output		-80	-80	-80	-85	-85	-95
Bilanz (I+O-S)		4,9	4,9	5,0	4,1	4,1	4,1

# Tab. 10-27: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 2000 für die Versuche 610 und 611

# Tab. 10-28: Wasserbilanz (mm) des simulierten Jahres 2001 für die Versuche 610 und 611

Versuch		610			611		
		RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug	RT+RT +Pflug	RT+Pflug	Pflug
Input Niederschlag		919	919	919	919	919	919
Output	Interzeption	-39	-39	-39	-55	-55	-55
akt. Evapotranspiration		-632	-632	-632	-618	-618	-618
Grundwasserneubildung		-178	-178	-178	-159	-159	-147
Output Ergebnis		-848	-848	-848	-832	-832	-820
Speicherterm Boden		72	72	72	88	88	100
Input+Output		72	72	72	88	88	99
Bilanz (I+O-S)		-0,4	-0,4	-0,4	-0,3	-0,3	-0,9

# Tab. 10-29: Modelleinstellungen des C/N-Moduls von CANDY mit der Erweiterung des Bodenbearbeitungsereignis (Independent Event)

Compartment: AOS_C Unconditional Global	Parameter: ka	0.0003
dAOS_C/dt = +OPS_minC-aosSek_C+sosSek_C-	Parameter: kaos	0.0056
c_mineralis		
Initial Value = 1600	Parameter: kh	90
Compartment: AOS_N Unconditional Global	Parameter: kops	0.1
dAOS_N/dt = -aosSek_N+sosSek_N+inkorp-	Parameter: ks	0.0009
N_remin+immob		
Initial Value = 188	Parameter: eta	0.35
Flow: aosSek_C Unconditional	Parameter: maxnif	40
Flow from AOS_C to SOS_C	Flow: N_remin Unco	onditional
aosSek_C = ks * AOS_C	Flow from AOS_N to	NH4
Flow: aosSek_N Unconditional	N_remin = c_mineral	is/CN_aos
Flow from AOS_N to SOS_N	Compartment: NH4	Unconditional Global
aosSek_N = ks * AOS_N	dNH4/dt = +OPSminl	N-inkorp+N_remin-
	nitrifikation	
	Initial Value = 1	

#### Fortsetzung von Tab. 10-29

Flow: c mineralis Unconditional Global Flow from AOS C to CO2 C c\_mineralis = kaos \* AOS\_C Flow: c\_veratmung Unconditional Flow from OPS C to CO2 C c veratmung = OPS C\*kops\*(1-eta) Variable: CN aos Unconditional Global CN\_aos = AOS\_C/AOS\_N Variable: CN\_obs Unconditional  $CN_obs = (AOS_C+SOS_C)/(AOS_N+SOS_N)$ Variable: CN\_ops Unconditional Global CN\_ops = OPS\_C/OPS\_N Compartment: CO2 C Unconditional dCO2 C/dt = +c mineralis+c veratmung Initial Value = 0.0 Independent Event: BB Active Reset Non-periodic triggers at: 200 300 Actions: AOS C=(SOS C\*0.4)+AOS C; AOS\_N=(SOS\_N\*0.4)+AOS\_N; SOS C=SOS C\*0.6; SOS N=SOS N\*0.6; Flow: immob Conditional Flow from NO3 to AOS\_N immob = 0 for NO3<=0 OPS\_minC/CN\_aos for NH4<=0 0 by default Flow: inkorp Conditional Flow from NH4 to AOS N inkorp = 0 for NH4<=0 OPS\_minC/CN\_aos by default Variable: inkorp and immob Unconditional inkorp and immob = OPS minC/CN aos

Flow: nitrifikation Conditional Flow from NH4 to NO3 nitrifikation = 0 for NH4<0 maxnif\*(NH4/(kh+NH4)) by default Variable: Nmin Unconditional Nmin = NH4+NO3 Compartment: NO3 Unconditional Global dNO3/dt = nitrifikation-immob Initial Value = 50 Compartment: OPS\_C Unconditional Global dOPS C/dt = -OPS minC-c veratmung Initial Value = 500 Flow: OPS minC Conditional Global Flow from OPS\_C to AOS\_C OPS minC = 0 for NH4<0 and NO3<0 OPS C\*eta\*kops by default Compartment: OPS\_N Unconditional Global dOPS N/dt = -OPSminN Initial Value = 50 Flow: OPSminN Unconditional Flow from OPS N to NH4 OPSminN = OPS minC/CN ops Compartment: SOS\_C Unconditional Global 250ppm dSOS\_C/dt = +aosSek\_C-sosSek\_C Initial Value = 5400 Compartment: SOS\_N Unconditional Global dSOS N/dt = +aosSek\_N-sosSek\_N Initial Value = 635 Flow: sosSek C Unconditional Flow from SOS\_C to AOS\_C sosSek\_C = ka \* SOS\_C Flow: sosSek\_N Unconditional Flow from SOS N to AOS N sosSek N = ka \* SOS N

Herrn Prof. Claupein danke ich für die Überlassung des Themas, bei dessen Gestaltung er mir ein Höchstmaß an Freiheit gewährt hat.

Herrn Prof. Streck danke ich für die Übernahme des Korreferates.

Allen Mitarbeitern des Institutes für Pflanzenbau und Grünland der Universität Hohenheim, die direkt oder indirekt zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Insbesondere war die zuverlässige Unterstützung bei Feld- und Laborarbeiten durch Birgit Beierl eine unschätzbar große Hilfe. Im gleichen Atemzug sei den studentischen Hilfskräften Johanna Link, Sonja Greiner, Svetlana Siniakina, José Areas, Martti Haas, Marco Thienes, Kirsa Fischer, Frank Thymian, Ibrahim Hadad und Mirja Guldner gedankt, ohne deren engagierten Einsatz diese Arbeit nicht zustande gekommen wäre.

Herrn Prof. Piepho danke ich vielmals für die unentbehrliche Unterstützung bei der statistischen Auswertung des Datensatzes.

Den Mitarbeitern der Versuchsstation 'Ihinger Hof', namentlich Herrn Martin Zahner, sei für die präzisen Laboranalysen gedankt. Ebenso danke ich den Mitarbeitern der Versuchsstation 'Kleinhohenheim' für die freundliche Unterstützung.

Für die Überlassung der Hohenheimer Witterungsdaten und die fachkundige Hilfestellung danke ich Frau Ingeborg Henning-Müller vom Institut für Physik und Meteorologie.

Frau Dr. Carola Pekrun und Frau Dr. Simone Graeff bin ich für die stete Bereitschaft zur Diskussion und für die kritische Durchsicht von Teilen des Manuskripts zu großem Dank verpflichtet.

Einen besonderen Dank möchte ich Herrn Dr. Franko für die großzügig gewährte Hilfe in allen CANDY-Fragen und Herrn Dr. Ingwersen für die konstruktive Kritik bei der Durchsicht der Simulationsergebnisse aussprechen.

Dem Leiter des Graduiertenkollegs Herr Prof. Zeddies sowie allen Betreuern sei für das umfassende und stets interessante Studienprogramm gedankt. Für den unermüdlichen Einsatz für die Graduierten danke ich Frau Bardoll und Frau Mögle. Allen Kollegen danke ich für die fachliche Bereicherung sowie für die unvergessliche gemeinsame Zeit.

Für den fachlichen Austausch und besonders für die gemeinsame Zeit während unserer Promotion danke ich Dr. Alexander Rosenberger und Dr. Lena Weick. Mervi Tribuhl und Thomas Dudey danke ich vielmals für die Beantwortung einiger dringender fachlicher Fragen.

Meinen Eltern danke ich für das fortwährende Interesse an meinem Schaffen, sowie für moralische und praktische Hilfe, ohne die ich einige Male aufgeschmissen gewesen wäre.

Besonders danke ich meiner lieben Frau Christina, fürs Zuhören, Diskutieren, für Geduld, Zeit und das leckere Essen.

# Lebenslauf

	geboren am 30.03.1972 in Bonn, verheiratet, 2 Töchter
Schulbildung	
09 / 1982 - 08 / 1988	Hauptschule Stefan-Andres-Schule, Unkel
09 / 1988 - 05 / 1991 Zivildienst	Gymnasium Schloss Hagerhof, Bad Honnef
06 / 1991 - 09 / 1992 Hochschulstudium	Zivildiensteinsatz an den Universitätskliniken Bonn
09 / 1992 - 01 / 1999	Studium der Agrarwissenschaften an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn
	Schwerpunkt: Pflanzenbauwissenschaften
09 / 1994 - 10 / 1995	landwirtschaftliches Betriebspraktikum
01 / 1997 - 12 / 1998	Diplomarbeit am Institut für Organischen Landbau
	Thema: ,Einfluss von Grasart und Grassorte auf die Verdaulichkeit von Rotklee- gras – Untersuchung der enzymlöslichen organischen Substanz (Methode ELOS)'
Promotion	
02 / 1999 - 07 / 2003	Promotion im DFG-Graduiertenkolleg "Strategien zur Vermeidung der Em- ission klimarelevanter Gase und umwelttoxischer Stoffe aus Landwirt- schaft und Landschaftsnutzung", am Institut für Pflanzenbau und Grünland der Universität Hohenheim
Veröffentlichungen	
	<ul> <li>Wald, F. (2001). Einfluss der Bearbeitungsintensität beim Umbruch von Legumi- nosen-Grasgemengen auf die N-Mineralisierung zur Folgefrucht Winterweizen.</li> <li><i>In</i> "Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter Gase und umwelt- toxischer Stoffe aus Landwirtschaft und Landschaftsnutzung, Zwischenbericht 1999 - 2001", 81-86. Graduiertenkolleg klimarelevante Gase, Hohenheim.</li> </ul>
	Wald, F., Pekrun, C. und Claupein, W. (2000). Effect of tillage intensity and timing on nitrogen mineralization after a perennial forage crop. <i>In</i> "3rd International Crop Science Congress 2000 ICSC" (Christen, O. und Ordon, F., eds.), 40. European Society for Agronomy, Hamburg, Germany.
	<ul> <li>Wald, F., Pekrun, C. und Claupein, W. (2001a). Einfluss der Bearbeitungsintensi- tät beim Umbruch von Leguminosen-Grasgemengen auf die N-Mineralisierung zur Folgefrucht Winterweizen. <i>In</i> "44. Jahrestagung vom 27. bis 29. September 2001 in Bonn" (Maidl, FX. und Diepenbrock, W., eds.), Vol. 13, 117-118. Mit- teilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Bonn.</li> </ul>
	<ul> <li>Wald, F., Pekrun, C. und Claupein, W. (2001b). Einfluss der Bodenbearbeitung nach mehrjährigem Leguminosen-Grasgemengeanbau auf die N- Mineralisierung unter den Bedingungen des Organischen Landbaus. <i>In</i> "6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau" (Reents, H.J., ed.), 85-86, Freising-Weihenstephan, Germany.</li> </ul>

Cuxhaven, den 3.Oktober 2003