

Verbundvorhaben
"Neue Techniken zur Kompostierung"

Teilvorhaben 13
Humifizierungsprozesse von Kompost nach der
Ausbringung auf den Boden

Endbericht

August 1998

Humifizierungsprozesse von Kompost nach der Ausbringung auf den Boden

Verbundvorhaben "Neue Techniken zur Kompostierung", Teilvorhaben 13

Förderkennzeichen 1460638L2

Wissenschaftliche Leitung:	Prof.Dr. Ingrid Kögel-Knabner TU München
Wissenschaftliche Bearbeitung:	Dipl.Geogr. Jens Leifeld Ruhr-Universität Bochum Dipl.Geogr. Stefanie Siebert Ruhr-Universität Bochum

Prof. Dr. I. Kögel-Knabner
Lehrstuhl für Bodenkunde
Technische Universität München
D-85350 Freising-Weihenstephan

Telefon (08161) 71 5174 / 71 3677 - Telefax (08161) 71 4466
E-mail koegel@pollux.edv.agrar.tu-muenchen.de
Homepage <http://pollux.edv.agrar.tu-muenchen.de/bk/index.htm>

Die Arbeiten wurden am Geographischen Institut der Ruhr-Universität Bochum
(Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie) durchgeführt.

INHALT

1	EINLEITUNG	1
2	MATERIAL UND METHODEN	4
2.1	MATERIAL	4
2.1.1	<i>Mikrokosmenversuch</i>	<i>5</i>
2.1.2	<i>Feldversuche.....</i>	<i>7</i>
2.2	METHODEN	9
2.2.1	<i>Korngrößenverteilung</i>	<i>9</i>
2.2.2	<i>Rottegrad der Komposte.....</i>	<i>9</i>
2.2.3	<i>pH - Wert, KAK, Kohlenstoff und Gesamtstickstoff.....</i>	<i>9</i>
2.2.4	<i>C- und N-Mineralisierung.....</i>	<i>10</i>
2.2.4.1	<i>C-Mineralisierung.....</i>	<i>10</i>
2.2.4.2	<i>N-Mineralisierung.....</i>	<i>11</i>
2.2.5	<i>Mikrobielle Biomasse.....</i>	<i>12</i>
2.2.5.1	<i>Biomasse-C und metabolischer Quotient.....</i>	<i>12</i>
2.2.5.2	<i>Molarer Absorptionskoeffizient.....</i>	<i>13</i>
2.2.5.3	<i>Biomasse-N</i>	<i>14</i>
2.2.6	<i>Mikrobielle Aktivität</i>	<i>14</i>
2.2.6.1	<i>DMSO - Reduktion.....</i>	<i>14</i>
2.2.6.2	<i>Arylsulfatase-Aktivität.....</i>	<i>16</i>
2.2.7	<i>Charakterisierung der organischen Substanz.....</i>	<i>16</i>
2.2.7.1	<i>Kern-Resonanz-Spektroskopie (NMR).....</i>	<i>16</i>
2.2.7.2	<i>Organische Stoffgruppen</i>	<i>18</i>
2.2.7.3	<i>HCl - Hydrolyse.....</i>	<i>20</i>
2.2.8	<i>Abbaudynamik</i>	<i>21</i>
2.2.9	<i>Statistische Auswertung.....</i>	<i>21</i>
3	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	22
3.1	KURZFRISTIGE AUSWIRKUNGEN DER ANWENDUNG VON BIOABFALLKOMPOSTEN AUF BÖDEN: MIKROKOSMENVERSUCH	22
3.1.1	<i>C, N und pH</i>	<i>22</i>
3.1.2	<i>Mikrobiologische Charakterisierung.....</i>	<i>24</i>
3.1.2.1	<i>Kohlenstoffmineralisierung.....</i>	<i>24</i>
3.1.2.2	<i>N-Mineralisierung.....</i>	<i>29</i>
3.1.2.3	<i>Mikrobielle Biomasse</i>	<i>42</i>
3.1.2.4	<i>Metabolischer Quotient</i>	<i>46</i>
3.1.2.5	<i>Dimethylsulfoxid - Reduktase.....</i>	<i>51</i>
3.1.3	<i>Humuschemische Charakterisierung.....</i>	<i>54</i>
3.1.3.1	<i>Naßchemische Charakterisierung des organischen C-Pools.....</i>	<i>54</i>
3.1.3.2	<i>Naßchemische Charakterisierung des organischen N-Pools.....</i>	<i>68</i>
3.1.3.3	<i>Spektroskopische Charakterisierung.....</i>	<i>78</i>
3.2	MITTELFRISTIGE AUSWIRKUNGEN DER ANWENDUNG VON BIOABFALLKOMPOSTEN AUF BÖDEN: FELDVERSUCHE	91
3.2.1	<i>Bodenchemische Charakterisierung: Feldversuch Neu-Eichenberg.....</i>	<i>91</i>

3.2.1.1	Veränderung des pH-Wertes, des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes nach 10jähriger Düngung.....	91
3.2.1.2	Organischer Kohlenstoff, Stickstoff, pH-Wert und Kationenaustauschkapazität der Düngungsvarianten 1996	95
3.2.2	<i>Fazit: Einfluß der Düngungsform auf bodenchemische Eigenschaften</i>	97
3.2.3	<i>Mikrobiologische Charakterisierung</i>	100
3.2.3.1	Mikrobielle Aktivität	103
3.2.3.2	Extrahierbarer DOC und molarer Absorptionskoeffizient	113
3.2.4	<i>Fazit: Einfluß der Düngungsform auf bodenmikrobiologische Eigenschaften</i>	117
3.2.5	<i>Humuschemische Charakterisierung: Feldversuche Neu-Eichenberg und Negenborn</i> ..	124
3.2.5.1	Organische N-Fraktionen.....	124
3.2.5.2	Organische C-Fraktionen.....	128
3.2.5.3	¹³ C CPMAS NMR Spektroskopie	130
3.2.5.4	¹⁵ N CPMAS NMR Spektroskopie	135
4	SCHLUßFOLGERUNGEN	137
4.1	KOMPOSTANWENDUNG UND BODENCHEMISCHE GRUNDPARAMETER.....	137
4.2	KOMPOSTANWENDUNG UND STICKSTOFFMINERALISIERUNG	137
4.3	KOMPOSTANWENDUNG UND KOHLENSTOFFUMSATZ.....	138
4.4	KOMPOSTANWENDUNG UND DER ORGANISCHE N-POOL IN BÖDEN	141
4.5	KOMPOSTANWENDUNG UND MIKROBIOLOGISCHE KENNGRÖßEN	142
5	ZUSAMMENFASSUNG	143
6	LITERATURVERZEICHNIS	147
7	ANHANG	157

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1: Schematischer Aufbau der Mikrokosmen	6
Abb. 3-1: Kohlenstoffmineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 und 14 °C	25
Abb. 3-2: Jährliche C-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 und 14 °C	27
Abb. 3-3: N-Mineralisierung der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Frischkompost und der Parabraunerde mit Fertigkompost bei 5 und 14 °C	33
Abb. 3-4: N-Mineralisierung der Braunerde, der Braunerde mit Frischkompost und der Braunerde mit Fertigkompost bei 5 und 14 °C	35
Abb. 3-5: N-Mineralisierung des Kippbodens mit Frisch- und Fertigkompost bei 5 und 14 °C	36
Abb. 3-6: N-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 14 °C	38
Abb. 3-7: N-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 °C	39
Abb. 3-8: Mikrobielle Biomasse	43
Abb. 3-9: Metabolischer Quotient	48
Abb. 3-10: Temperaturquotienten (14 °C / 5 °C) des q_{CO_2} der Varianten mit Kompost ...	49
Abb. 3-11: Temperaturquotienten (14 °C / 5 °C) des q_{CO_2} der Kontrollen	50
Abb. 3-12: DMSO-Reduktase der Böden und Boden-Kompostvarianten nach 168 Tagen Versuchsdauer bei 14 °C	52
Abb. 3-13: Verlauf des extrahierbaren Kohlenstoffs	55
Abb. 3-14: Extrahierbare Lipide	60
Abb. 3-15: Cellulose Polysaccharide	63
Abb. 3-16: Nichtcellulose Polysaccharide	65
Abb. 3-17: N-Fractionen des Kippbodens nach Kompostanwendung	73
Abb. 3-18: N-Fractionen der Braunerde und nach Kompostanwendung	75
Abb. 3-19: N-Fractionen der Parabraunerde und nach Kompostanwendung	77
Abb. 3-20: ^{13}C NMR Spektren der Komposte und des Kippbodens mit Kompost und ihrer Hydrolysereste	80
Abb. 3-21: ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost und ihrer Hydrolysereste	82
Abb. 3-22: ^{15}N NMR Spektren der Komposte, des Kippbodens mit Kompost und ihrer Hydrolysereste	86
Abb. 3-23: ^{15}N NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost und ihrer Hydrolysereste	89
Abb. 3-24: Effektive Kationenaustauschkapazität der unterschiedlichen Düngungsvarianten	97
Abb. 3-25: C_{mik} -Gehalte der unterschiedlichen Düngesvarianten	100
Abb. 3-26: Abhängigkeit zwischen C_{mik} - und C_{org} -Gehalt der verschiedenen Düngesvarianten	102
Abb. 3-27: Basalatmung der unterschiedlichen Düngesvarianten	104

Abb. 3-28: Beziehung zwischen dem C_{org} -Gehalt und der CO_2 -Freisetzung der unterschiedlichen Düngevarianten	105
Abb. 3-29: Beziehung zwischen der CO_2 -Freisetzung und dem C_{mik} -Gehalt der unterschiedlichen Düngungsvarianten.....	106
Abb. 3-30: Metabolischer Quotient berechnet aus der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse für die unterschiedlichen Düngungsvarianten	107
Abb. 3-31: Metabolischer Quotient berechnet aus der Basalatmung und dem C_{mik}/C_{org} -Verhältnis der unterschiedlichen Düngungsvarianten.....	107
Abb. 3-32: DMSO-Reduktionsrate bezogen auf das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis (in Prozent) der unterschiedlichen Düngevarianten	109
Abb. 3-33: Arylsulfatase-Aktivität der unterschiedlichen Düngevarianten.....	111
Abb. 3-34: Beziehung zwischen der Arylsulfatase-Aktivität und dem C_{org} -Gehalt der unterschiedlichen Düngevarianten	112
Abb. 3-35: Molare Absorptionskoeffizienten im K_2SO_4 -Extrakt der begasten und unbegasten Proben der unterschiedlichen Düngevarianten.....	113
Abb. 3-36: Beziehung zwischen dem molaren Absorptionskoeffizient (nichtfumigierte Probe) und dem C_{mik}/C_{org} -Verhältnis	115
Abb. 3-37: Beziehung zwischen der DMSO-Reduktion und dem molaren Absorptionskoeffizienten (nichtfumigierte Probe)	116
Abb. 3-38: Beziehung zwischen dem molaren Absorptionskoeffizienten und der Arylsulfatase-Aktivität	116
Abb. 3-39: N-Fractionen nach Anwendung von Bioabfallkomposten auf der Braunerde im Feldversuch Negenborn.....	126
Abb. 3-40: N-Fractionen nach der Anwendung unterschiedlicher Dünger auf der Parabraunerde im Feldversuch Neu-Eichenberg.....	127
Abb. 3-41: ^{13}C NMR Spektren der Braunerde und ihrer Hydrolyserückstände nach saurer Hydrolyse im Feldversuch Negenborn.....	130
Abb. 3-42: ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde im Feldversuch Neu-Eichenberg nach unterschiedlicher Düngung.....	133
Abb. 3-43: ^{13}C NMR Spektren der Hydrolysereste der Parabraunerde und der Parabraunerde mit Bioabfallkompost im Feldversuch Neu-Eichenberg.....	134
Abb. 3-44: ^{15}N NMR Festkörper Spektren der Braunerde, der Braunerde mit Frisch- und Fertig-kompostanwendung und ihrer Hydrolyserückstände im vierjährigen Feldversuch Negenborn.....	135
Abb. 3-45: ^{15}N NMR Festkörper Spektren der Parabraunerde und der Parabraunerde mit Bioabfallkompostanwendung im 10-jährigen Feldversuch Neu-Eichenberg ...	136

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1: Übersicht über die Böden des Mikrokosmenversuchs und der Feldversuche.....	4
Tab. 2-2: Übersicht über die Versuchsvarianten der Mikrokosmenanlage.....	5
Tab. 2-3: Übersicht über die Versuchsvarianten im Feldversuch Neu-Eichenberg (1986-1996) (Richter et al., 1997 u. Pfozter, 1996)	7
Tab. 2-4: Fruchtfolge während des Feldversuchs Neu-Eichenberg (1986-1996) (nach Richter et al., 1997)	8
Tab. 2-5: Übersicht über die Versuchsvarianten des Feldversuchs Negenborn (1992-1996) (nach Stöppler-Zimmer & Petersen, 1996)	8
Tab. 2-6: Chemische Verschiebungsbereiche der ¹³ C NMR Spektren mit zugeordneten Stoffgruppen (modifiziert nach Knicker, 1993)	17
Tab. 3-1: pH, C _{org} , N _t und C/N der Ausgangssubstrate.....	22
Tab. 3-2: Kennzahlen der Kohlenstoffmineralisierung	26
Tab. 3-3: NH ₄ -N- und NO ₃ -N - Gehalte in mg kg ⁻¹ der Ausgangssubstrate zu Versuchsbeginn und deren prozentuale Anteile am anorganischen Stickstoff	30
Tab. 3-4: NH ₄ -N - Umsatz 59 Tage nach Kompostapplikation.....	31
Tab. 3-5: Mineralisierungsraten der einzelnen Inkubationszeiträume	40
Tab. 3-6: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r _s) zwischen dem N _{min} -Gehalt und dem C/N, Biomasse-C, N _t , α-Amino-N und der kumulierten CO ₂ -Freisetzung	41
Tab. 3-7: Prozentuale Veränderung der mikrobiellen Biomasse im Versuchsverlauf und theoretischer Anteil der Biomasse an der gesamten CO ₂ - Freisetzung nach achtzehn Monaten.....	42
Tab. 3-8: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r _s) zwischen der DMSO-Reduktion und dem pH-Wert, C _{org} - und N _t -Gehalt	53
Tab. 3-9: Prozentuale Veränderungen des K ₂ SO ₄ - extrahierbaren Kohlenstoffs im Versuchsverlauf.....	54
Tab. 3-10: Korrelationskoeffizienten zwischen K ₂ SO ₄ - extrahierbarem C und organischen Stoffgruppen zu Beginn (A) und Ende (B) des Versuchs	57
Tab. 3-11: Prozentuale Veränderungen der Lipidgehalte im Versuchsverlauf und Quotienten der Abnahme aus Kompostvarianten/Kontrollen.....	59
Tab. 3-12: Prozentuale Abnahmen der cellulosischen Polysaccharide im Versuchsverlauf und Quotienten der Abnahme aus Kompostvarianten / Kontrollen.....	62
Tab. 3-13: Prozentuale Veränderungen der Gehalte an nichtcellulosischen Polysacchariden im Versuchsverlauf	64
Tab. 3-14: Prozentuale Veränderungen der Summe der Ligninoxidationsprodukte im Versuchsverlauf.....	67
Tab. 3-15: α-Amino-N-Gehalte des Mikrokosmenversuchs in Abhängigkeit von der Temperatur, der Inkubationszeit und der Kompostanwendung	69
Tab. 3-16: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r _s) des α-Amino-N mit dem N _{min} , N _t C _{org} und der DMSO - Reduktase	70
Tab. 3-17: N-Fractionen des Frisch- und Fertigkompostes.....	71

Tab. 3-18: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Komposte, des Kippbodens mit Kompost und ihrer Hydrolysereste	81
Tab. 3-19: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost zu Versuchsbeginn, 529 Tage nach Inkubation und nach Hydrolyse mit 6N HCl	83
Tab. 3-20: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Braunerde, der Braunerde mit Kompost zu Versuchsbeginn und 529 Tage nach Inkubation	84
Tab. 3-21: pH-Werte (CaCl_2) der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs .	92
Tab. 3-22: Gehalte an organischem Kohlenstoff der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs	93
Tab. 3-23: Gehalte an Gesamtstickstoff der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs.....	94
Tab. 3-24: C/N-Verhältnisse der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs..	94
Tab. 3-25: Mittelwerte von pH-Wert, C_{org} , N_{ges} , C/N-Verhältnis und signifikante Unterschiede (Tukey B-Test)	95
Tab. 3-26: Korrelationskoeffizienten zwischen dem pH-Wert, C_{org} , N_{ges} und der KAK_{eff}	96
Tab. 3-27: Korrelationskoeffizienten zwischen dem C_{mik} -Gehalt und bodenchemischen Parametern	101
Tab. 3-28: Prozentualer Anteil des C_{mik} - am C_{org} -Gehalt und signifikante Unterschiede (Tukey B-Test)	103
Tab. 3-29: Korrelationskoeffizienten zwischen dem $\text{C}_{\text{mik}}/\text{C}_{\text{org}}$ -Verhältnis und bodenchemischen Parametern, sowie dem C_{mik} (bezogen auf die Trockensubstanz)	103
Tab. 3-30: Korrelationskoeffizienten zwischen der Basalatmung und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern	104
Tab. 3-31: Korrelationskoeffizienten zwischen dem metabolischen Quotienten und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern.....	107
Tab. 3-32: Korrelationskoeffizienten zwischen der DMSO-Reduktionsrate und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern.....	110
Tab. 3-33: Korrelationskoeffizienten zwischen der Arylsulfatase-Aktivität und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern.....	111
Tab. 3-34: Korrelationskoeffizienten zwischen der Arylsulfatase-Aktivität (bezogen auf C_{org}) und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern.....	113
Tab. 3-35: Korrelationskoeffizienten zwischen den molaren Absorptionskoeffizienten der nichtfumigierten (ϵ_{nf}) und fumigierten Proben (ϵ_{f}) und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern	115
Tab. 3-36: α -Amino-N, pH, C_{org} , N_{t} und C/N-Verhältnisse der Feldversuche Neu-Eichenberg und Negenborn	124
Tab. 3-37: Gehalte an Lipiden, cellulosischen (CPS)- und nichtcellulosischen (NCPS) Polysacchariden.....	128
Tab. 3-38: Summe der CuO-Oxidationsprodukte VSC, Säure / Aldehyd - Verhältnisse (ac/al) $_{\text{v,s}}$ und prozentualer Anteil der Vanillyl-, Syringyl- und Cinnamyleinheit an VSC	129

Tab. 3-39: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren einer Braunerde, 4 Jahre nach Kompostanwendung und nach Hydrolyse mit 6N HCl (Feldversuch Negenborn)	130
Tab. 3-40: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren einer Parabraunerde, nach Anwendung von Mineraldünger, Stallmistkomposten, Bioabfallkompost und nach Hydrolyse mit 6N HCl (10-jähriger Feldversuch Neu Eichenberg)	132

1 Einleitung

Im Rahmen der gesetzlichen Vorgaben des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes und der TA Siedlungsabfall gewinnt die getrennte Erfassung und Kompostierung von Bio- und Grünabfällen zunehmend an Bedeutung. Heute werden in der BRD in über 380 Anlagen bereits jährlich über 2 Millionen Tonnen Bioabfallkompost erzeugt (Kehres, 1996; Grüneklee, 1997). Ziel der Kompostierung ist die Wiederverwertung der organischen Materialien durch das Schließen der natürlichen Stoffkreisläufe. Im Vordergrund steht eine umweltverträgliche und bodenverbessernde Wiederverwertung der Bioabfallkomposte und nicht die Entsorgung des organischen Abfalls (Bannick et al., 1997). Die Wiederverwertung der Komposte geschieht vor allem in der Landwirtschaft (40 %), im Garten- und Landschaftsbau (40 %) und in den sonstigen Bereichen (20 %) wie z.B. der Rekultivierung (Poletschny, 1996; Wiemer & Kern, 1996).

Bioabfallkompost zählt aufgrund seiner Herkunft und Eigenschaften zu den Sekundärrohstoffdüngern und unterliegt damit den Bestimmungen des Düngemittelrechts. Darin wird festgelegt, daß die Anwendung von Sekundärrohstoffdüngern und Wirtschaftsdüngern den Grundsätzen der ordnungsgemäßen Landwirtschaft entsprechen soll. Demnach richtet sich die Applikation nach dem Nährstoffbedarf der Pflanzen, der Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz des Bodens und den jeweiligen Standortbedingungen (Ebertseder, 1996). Für die Rekultivierung gelten zwar wie für andere Anwendungszwecke die Qualitätsbestimmungen der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA M10) für Komposte, die Ausbringungsmengen sind jedoch im Vergleich zur Landwirtschaft erheblich höher (Delschen et al., 1996). Wie in der Landwirtschaft werden die Komposte hier vor allem aufgrund ihrer bodenverbessernden Eigenschaften eingesetzt. Diese bodenverbessernden Eigenschaften beruhen primär auf der Zufuhr zusätzlicher organischer Substanz.

Der heutige Wissensstand über die Um- und Abbauprozesse des dem Boden zugeführten Kompostes entspricht noch nicht der oben geschilderten zunehmenden Bedeutung von Bioabfallkomposten für die organischen Stoffkreisläufe. Wichtige Aspekte bei der Kompostanwendung sind u.a. der weitere Umsatz des organischen Materials im Boden, die mittelfristige Entwicklung des Humusgehaltes und die Auswirkungen auf die Stickstoffmineralisierung und die Stabilisierung von Stickstoffverbindungen im Boden.

Dem Forschungsbedarf zum gesamten Komplex der Kompostierung wurde das BMBF mit dem Verbundvorhaben „Neue Techniken zur Kompostierung“ gerecht. Innerhalb dieses Verbundvorhabens wurden im Teilvorhaben 13: „Humifizierungsprozesse von Kompost nach der Ausbringung auf den Boden“ die oben angesprochenen Aspekte der Humuswirkung von Komposten untersucht. Die Ergebnisse dieses Teilvorhabens sind in diesem Bericht dargestellt. Darüberhinaus wurden Teile der Ergebnisse im Teilvorhaben 10, Teil II zur

Validierung bei der modellgestützten Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik genutzt.

Problemstellung und Ziele

Die Eigenschaften von Böden hinsichtlich ihrer Produktionsfunktion in Land- und Forstwirtschaft und im Gartenbau und hinsichtlich ihrer Filter- und Transformationsfunktion werden wesentlich vom Gehalt und der Qualität der organischen Substanz bestimmt. Auch die Nährstoffkreisläufe, insbesondere die des Stickstoffs, der zu über 95 % im Boden organisch gebunden vorliegt, sind eng an die Humusdynamik gekoppelt. Die Humusdynamik basiert auf zwei grundlegenden Prozessen: die Mineralisierung der organischen Substanz und die Humifizierung, worunter die langfristige Stabilisierung gegenüber Abbau zu verstehen ist.

Durch Kompostanwendung werden die Gehalte an organischer Bodensubstanz erhöht (Senesi, 1989) und damit auch bodenphysikalische Eigenschaften verbessert. Desweiteren kommt es zu einer Erhöhung der mikrobiellen Aktivität (Allievi et al., 1993). Für eine systematische Anwendung von Bioabfallkomposten in den oben genannten Anwendungsbereichen ist die Kenntnis sowohl über das kurzfristige als auch über das mittel- bis langfristige Verhalten der organischen Substanz im Boden unabdingbar. Dies gilt einerseits, um optimale Ausbringungsmengen zu gewährleisten und andererseits, um ökologisch bedenkliche Nährstoffverluste, insbesondere durch Auswaschung, zu vermeiden.

Die zentrale Fragestellung lautet daher, wie die Kompostzugabe die Umsetzung der organischen Substanz im Boden beeinflusst. Die Stoffumsätze im Boden hängen von verschiedenen Faktoren ab. Diese umfassen sowohl grundsätzlich steuernde Parameter wie Temperatur, Wasserhaushalt und Belüftung als auch die Bodenart, die Bewirtschaftung und die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz. Der grundlegende Arbeitsansatz im Projekt war es, die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz und ihr Um- und Abbauverhalten zu charakterisieren. Gleichzeitig wurden andere Parameter wie Bodenart und Temperatur variiert, um Einflüsse auf die Humifizierung und die Mineralisierung zu erfassen. Um eine Vergleichbarkeit mit den anderen im Verbundvorhaben durchgeführten Forschungsprojekten zu gewährleisten, wurden Bodenmaterialien von Standorten ausgewählt und eingesetzt, die auch im Teilvorhaben 7: "Bewertungskriterien für Qualität und Rottestadium von Bioabfallkompost unter Berücksichtigung der verschiedenen Anwendungsbereiche", Teil II: Orientierende Feldversuche" untersucht wurden.

Zielsetzung

Zur umfassenden Charakterisierung der Stoffumsätze im Boden nach Kompostanwendung wurden verschiedene Ansätze verfolgt, die sich in die folgenden Teilbereiche einordnen lassen:

Charakterisierung der Auswirkungen der Kompostanwendung hinsichtlich:

- ◆ mikrobiologischer Parameter
- ◆ humuschemischer Parameter
- ◆ Stickstoffhaushalt

Dabei wurde jeweils nach den kurzfristigen Effekten einerseits und den mittel- bis langfristigen Effekten andererseits differenziert.

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen lassen sich verschiedene Prozesse quantitativ und qualitativ ableiten, die den Umsatz charakterisieren. Dazu gehören die Stickstoffmineralisierung und die Kohlenstoffmineralisierung sowie die Stabilisierung der organischen Substanz im Boden. Kenntnisse über die Stabilisierung sind zum einen für die längerfristige Abschätzung des Stickstoffnachlieferungsvermögens als auch für die Entwicklung der Humusgehalte, insbesondere auf rekultivierten Flächen, notwendig. Auf Basis einer umfassenden chemischen Charakterisierung der organischen Substanz werden unterschiedliche Meßgrößen - wie z.B. organische Stoffgruppen - auf ihre Eignung zur Beschreibung der Stoffumsätze überprüft. Die Ergebnisse sollen sowohl die Beschreibung aktuell stattfindender Prozesse als auch eine Prognose zu erwartender Umsätze ermöglichen. Zusammengefaßt ergeben sich folgende Fragestellungen:

- ◆ Welche Auswirkungen hat die Kompostanwendung auf bodenchemische Grundparameter?
- ◆ Wie hoch ist das Stickstoffnachlieferungsvermögen nach Kompostanwendung?
- ◆ Welche Parameter beeinflussen das Stickstoffnachlieferungsvermögen?
- ◆ Wie hoch ist der Kohlenstoffumsatz nach Kompostanwendung und wodurch wird er gesteuert?
- ◆ Welches sind die relevanten humuschemischen Stoffgruppen bei Kompostanwendung?
- ◆ Welche Stoffgruppen sind als Leitparameter für die Abschätzung des Stoffumsatzes in Böden geeignet?
- ◆ Welche Stabilisierungsprozesse der organischen Substanz finden im Boden statt?
- ◆ Welche Auswirkungen hat die Kompostanwendung auf den organischen N-Pool?
- ◆ Welche Auswirkungen ergeben sich durch die Kompostanwendung auf mikrobiologische Kenngrößen?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde ein Modellversuch aufgebaut, anhand dessen kurz- bis mittelfristige Prozesse untersucht wurden. Die Erfassung mittel- bis langfristiger Auswirkungen geschah durch die Beprobung zweier langjähriger Feldversuche. Sowohl die Herkunft der im Modellversuch eingesetzten Böden als auch die untersuchten Feldversuche entsprechen den Standorten, die im Teilvorhaben 7 des Verbundvorhabens untersucht wurden.

2 Material und Methoden

In einem Modellversuch wurde Bodenmaterial von landwirtschaftlich genutzten Böden und eines rekultivierten Kippbodens in einer Mikrokosmenanlage über einen Zeitraum von 18 Monaten inkubiert. Der Mikrokosmenversuch, bestehend aus 144 Kleinlysimetern (Abb. 2-1), diente dazu, das C- und N-Mineralisierungsverhalten und die Humifizierung nach der Anwendung von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Rottegrade auf Böden zu charakterisieren. Um den Einfluß der mikrobiellen Aktivität und Biomasse auf die Stoffumsetzungen zu erfassen, wurde die CO₂-Freisetzung und die mikrobielle Biomasse in den Mikrokosmen bestimmt.

Zusätzlich zu dem Mikrokosmenversuch wurden zwei Feldversuche, die über vier und zehn Jahre mit Komposten und unterschiedlichen Düngern behandelt wurden, untersucht. Im Vordergrund steht die mittelfristige Wirkung von Bioabfallkomposten auf die Zusammensetzung der organischen Substanz und auf grundlegende bodenchemische Parameter.

2.1 Material

Für die Untersuchungen wurden drei verschiedene Böden verwendet; eine Parabraunerde aus Löß, eine Braunerde aus Geschiebesand und ein Kippbodensubstrat aus glazifluvialtem Sand. Tab. 2-1 stellt eine Übersicht über die im Mikrokosmenversuch eingesetzten und in den Feldversuchen beprobten Böden dar.

Tab. 2-1: Übersicht über die Böden des Mikrokosmenversuchs und der Feldversuche

Boden	Körnung ¹			Bodenart ²	Nutzung
	S	U	T		
	%				
<u>Mikrokosmenversuch</u>					
Parabraunerde aus Löß	6,7	73,8	19,5	Ut4	Acker
Braunerde aus Geschiebesand	80,2	14,2	5,6	SI2	Wiese
Kippboden aus glazifluvialtem Sand	93,0	4,6	2,4	oj-ss	ungenutzt
<u>Feldversuche</u>					
Parabraunerde aus Löß	6,7	73,8	19,5	Ut4	Acker
Braunerde aus Geschiebesand	80,2	14,2	5,6	SI2	Acker

¹ Korngrößenbestimmung nach DIN 19683, Bl. 1 & 2 (1973)

² nach AG Boden (1994)

Die Probenfläche der **Parabraunerde aus Löß** befindet sich in **Neu-Eichenberg**. Die Versuchsfläche liegt im Werra-Meißner-Kreis. Das Höhenniveau beträgt 250 m über NN; das langjährige Niederschlagsmittel liegt bei 600 mm a⁻¹ und die durchschnittliche Jahrestemperatur bei 7,5 °C. Die Versuchsfläche gehört zum Versuchsbetrieb für ökologischen Landbau der Universität/Gesamthochschule Kassel-Witzenhausen, die in Zusammenarbeit mit der Fa. *PlanCoTec* einen 10-jährigen Feldversuch mit unterschiedlichen

Düngungsvarianten angelegt hat. Zur Entnahme des Probenmaterials für den Mikrokosmenversuch diente eine angrenzende ungedüngte Fläche.

Die Probenfläche der **Braunerde aus Geschiebesand** befindet sich in **Negenborn** auf einem ökologisch wirtschaftenden Landwirtschaftsbetrieb. Die Versuchsfläche Negenborn liegt nördlich von Hannover in der Hannoverschen Heide (Geest) (Liedtke & Marcinek, 1995), östlich der Leine. Die Höhenlage beträgt 60 m über NN. Die Entnahme des Probenmaterials für den Mikrokosmenversuch fand auf einem benachbarten Wiesenstandort statt.

Als drittes Bodenmaterial im Mikrokosmenversuch wurde ein **reiner Kippsand** aus dem **Braunkohletagebauegebiet der Niederlausitz** ausgewählt. Bei dem Kippboden handelt es sich um ein quartäres Kippsubstrat, das zur forstlichen Rekultivierung eingesetzt wird. Nach der Kippbodenklassifikation nach Wünsche et al. (1981) entstammt das Substrat aus den Ablagerungen des Baruther Urstromtals.

2.1.1 Mikrokosmenversuch

Um das Mineralisierungsverhalten von Bioabfallkomposten verschiedener Rottegrade zu untersuchen, wurde ein **Frischkompost** nach dreiwöchiger und ein **Fertigkompost** nach dreimonatiger Mietenkompostierung aus der Kompostierungsanlage Witzenhausen verwendet. Die Bioabfallkomposte setzen sich aus Küchen- und Gartenabfällen zusammen, die zur Durchlüftung mit 30 % Baum- und Strauchschnitt versetzt wurden. Eine Übersicht über die Versuchsvarianten ist in Tab. 2-2 dargestellt.

Tab. 2-2: Übersicht über die Versuchsvarianten der Mikrokosmenanlage

Boden/Kompostvarianten	Kompost ¹	Kompostmenge	Temperatur
	Rottegrad	[t FS ² ha ⁻¹]	[°C]
Parabraunerde	-	-	5/14
Parabraunerde mit Frischkompost	III	70	5/14
Parabraunerde mit Fertigkompost	V	65	5/14
Braunerde	-	-	5/14
Braunerde mit Frischkompost	III	70	5/14
Braunerde mit Fertigkompost	V	65	5/14
Kippboden	-	-	5/14
Kippboden mit Frischkompost	III	70	5/14
Kippboden mit Fertigkompost	V	65	5/14

¹ Rottegradbestimmung nach BGK (1995)

² FS - Frischsubstanz

Die Rottegrade der beiden eingesetzten Bioabfallkomposte wurden mit dem Selbsterhitzungstest (BGK, 1995) ermittelt. Für den Frischkompost ergab sich der Rottegrad III und für den Fertigkompost der Rottegrad V. Durch Siebung (< 10 mm) wurde das Kompostmaterial homogenisiert. Mit einer Aufwandmenge von 70t FS ha⁻¹ bzw. 65t FS ha⁻¹ wurden der Frischkompost und der Fertigkompost in die verschiedenen Böden eingemischt. Das Boden- und Kompostmaterial wurde zur Inkubation in Mikrokosmen verfüllt.

Zur Erfassung des Temperatureinflusses auf die Umsetzungsprozesse im Boden wurden zwei Temperaturen ausgewählt. **Die Inkubation der Boden-Kompostvarianten erfolgte in Klimakammern bei Temperaturen von 5 und 14 °C.** Zur Kontrolle wurde eine Meßserie mit den Böden ohne Kompost unter den gleichen Bedingungen inkubiert.

Um den zeitlichen Verlauf der C- und N-Mineralisierung, der mikrobiellen Biomasse und der mikrobiellen Aktivität zu erfassen, wurden die Versuchsvarianten in vierfacher Wiederholung angesetzt. Die 5 °C Varianten wurden nach einer Inkubation von 0, 59, 167, 368 und 552 Tagen und die 14 °C Varianten nach 0, 59, 168, 366 und 529 Tagen untersucht. Dafür wurden die jeweiligen Mikrokosmen schichtweise entleert.

Aufbau des Mikrokosmos

Die Kleinlysimeter wurden aus PVC-Rohren (DIN 19534) gefertigt. Der Durchmesser beträgt 0,2 m und die Höhe 0,5 m. In einer Höhe von 0,05 m wurde zur Verhinderung von Staunässe eine Filterplatte mit einer 5 µm Porung angebracht. Zur Erfassung der CO₂-Freisetzung wurden die Gefäße mit PVC-Deckeln verschlossen. Die in den Deckeln eingebauten Luftschrauben dienen vor der CO₂-Gasprobennahme zur Durchmischung der Gasphase (Abb. 2-1).

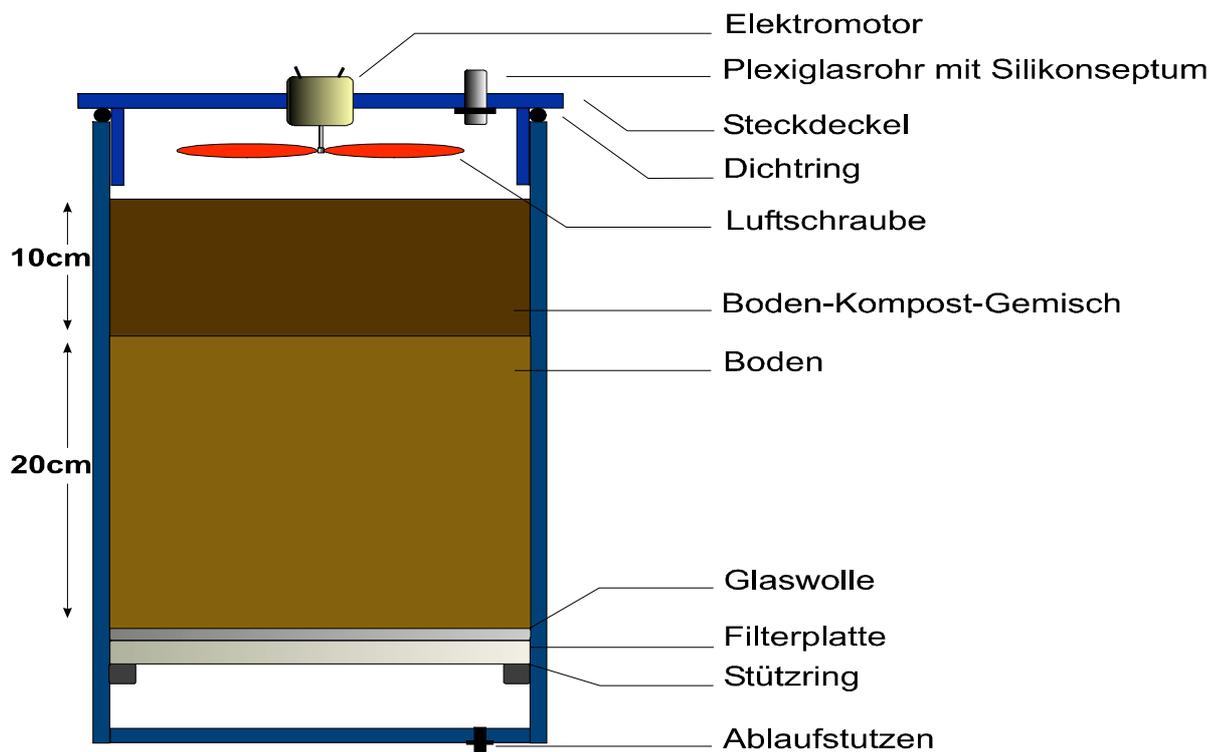


Abb. 2-1: Schematischer Aufbau der Mikrokosmen

Das Oberbodenmaterial der Parabraunerde aus Löß (Ut4), der Braunerde aus Geschiebesand (Sl2) und das quartäre Kippbodensubstrat (oj-ss) wurden nach Siebung auf 4 mm mit einer Mächtigkeit von 0,3 m in 13 l PVC-Gefäße verfüllt. In die obersten 0,1 m wurde, mit

Ausnahme der Kontrollen, der Bioabfallkompost eingearbeitet. Die Bodenfeuchte wurde nach Ermittlung der maximalen Wasserhaltekapazität (Alef, 1991) auf 50 % eingestellt und regelmäßig durch Wägung kontrolliert. Zu den jeweiligen Inkubationsterminen erfolgte die Probenahme in zwei Tiefen. In 0-10 cm wurde das Bodenkompostgemisch und in 10-30 cm Tiefe das darunterliegende Bodenmaterial beprobt.

2.1.2 Feldversuche

Neu-Eichenberg

Der Feldversuch Neu-Eichenberg besteht aus einer randomisierten Blockanlage mit vier Wiederholungen je Düngungsvariante, deren Parzellengröße 6 x 5 m (30 m²) beträgt. Um randliche Störungen auszuschließen, wurden an den Längsseiten je 0,5 m und an den Stirnseiten 1 m der Fläche von der Beprobung ausgenommen.

Für die Untersuchungen wurden drei kompostgedüngte Varianten, eine ungedüngte Kontrolle und zum Vergleich zur organischen Düngung eine mit Mineraldünger behandelte Variante ausgewählt. Tab. 2-3 stellt eine Übersicht über die Versuchsvarianten dar.

Vor Beginn des 10-jährigen Feldversuchs wurde die Fläche von 1983-1986 mit der Fruchtfolge Wintergerste, Mais und Ackerbohne bewirtschaftet und einheitlich gedüngt.

Tab. 2-3: Übersicht über die Versuchsvarianten im Feldversuch Neu-Eichenberg (1986-1996) (Richter et al., 1997 u. Pfozter, 1996)

Variante	Behandlung und Eigenschaften
Kontrolle	Ernterückstände blieben auf dem Feld wie bei allen anderen Varianten
Mineraldünger*	Mineraldünger: Kalkammonsalpeter, Kaliumchlorid, Kaliumsulfat, Superphosphat, Magnesiumkalk; nach N _{min} Untersuchung
Stallmistkompost* (49 t FS ha ⁻¹ = 2 % N, 1,7 % P ₂ O ₅ , 5,5 % K ₂ O)**	Rindertiefstallmist des Versuchshofs Eichenberg; zwecks aerober Zersetzung einmal während der Lagerung mit dem Stallmiststreuer umgesetzt; pH = 8,5, (Gesteinsmehlzugabe); unabgedeckte Lagerung
Stallmistkompost/Hornmehl* (60 t FS ha ⁻¹ = 1,3 % N, 1 % P ₂ O ₅ , 1,3 % K ₂ O)**	3-4 Wochen nach Anlage der Miete mit Stroh und Folie abgedeckt um gasförmigen Verlusten und Auswaschungen vorzubeugen; Ergänzung mit 0,6 t ha ⁻¹ Hornmehl/-grus
Biotonnenkompost* (60 t FS ha ⁻¹ = 1,4 % N, 1 % P ₂ O ₅ , 1,1 % K ₂ O)**	organische Haus- und Gartenabfälle der sogenannten „Grünen Tonne“ und organische Grünabfälle der Stadt (Holz, Laub, Gras); während drei Monaten in 1,5 m hohen Trapezmieten aerob kompostiert → Fertigkompost, pH = 7,8

* Die Düngung erfolgte alle zwei Jahre zu den Hackfrüchten.

** Die Angaben stellen durchschnittliche Gehalte für den Anwendungszeitraum von 1986 bis 1996 dar.

In Tab. 2-4 sind die während des Versuchszeitraumes angebauten Feldfrüchte zusammengestellt.

Tab. 2-4: Fruchtfolge während des Feldversuchs Neu-Eichenberg (1986-1996) (nach Richter et al., 1997)

Jahr	angebaute Feldfrucht
1986	Rote Beete (<i>Beta vulgaris</i> L.)
1987	Winterweizen (<i>Triticum aestivum</i> L., Rector)
1988	Kartoffeln (<i>Solanum tuberosum</i> L., Nicola)
1989	Winterweizen (<i>Triticum aestivum</i> L., Delos)
1990	Kleegras (<i>Trifolium pratense</i> L. / <i>Lolium multiflorum</i> Lam.)
1991	Kleegras (<i>Trifolium pratense</i> L. / <i>Lolium multiflorum</i> Lam.)
1992	Weißkohl (<i>Brassica oleracea</i> L.)
1993	Winterweizen (<i>Triticum aestivum</i> L., Bussard)
1994	Kartoffeln (<i>Solanum tuberosum</i> , Nicola)
1995	Gerste (<i>Hordeum vulgare</i> L.)

Dabei handelt es sich um eine für den ökologischen Landbau typische Fruchtfolge mit einem Wechsel zwischen Hack- und Halmfrüchten sowie einem 2-jährigen Anbau von Kleegras (Petersen & Stöppler-Zimmer, 1996). Die Proben für die Untersuchungen wurden im Mai 1996 mit fünf Einstichen pro Teilfläche in den oberen 20 cm entnommen und zu einer Mischprobe vermengt. Der letzte Düngetermin lag 2 Jahre zurück.

Negenborn

Im Vordergrund der Untersuchung des Feldversuchs Negenborn stand die mehrjährige Anwendung von Bioabfallkompost unterschiedlicher Rottegrade. Tab. 2-5 stellt eine Übersicht über die Versuchsvarianten für die Versuchsdauer von 1992 bis 1996 dar. Der Aufbau der Versuchsfläche mit je vier Teilflächen je Variante und die Probenahme entsprach der Versuchsdurchführung in Neu-Eichenberg.

Tab. 2-5: Übersicht über die Versuchsvarianten des Feldversuchs Negenborn (1992-1996) (nach Stöppler-Zimmer & Petersen, 1996)

Variante	Beschreibung	1992	1993	1994	1995
Düngemittel und -mengen					
Neg I	Kontrolle	Aufdüngung auf 360 kg N ha ⁻¹ mit Hornmehl/-gries, 100 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ , 300 kg K ₂ O ha ⁻¹	Aufdüngung auf 200 kg N ha ⁻¹ mit Hornmehl, 200 kg K ₂ O ha ⁻¹	keine Düngung	Aufdüngung auf 140 kg N ha ⁻¹ mit Horngries, 50 kg P ₂ O ₅ ha ⁻¹ , 200 kg K ₂ O ha ⁻¹
Neg III	Frischkompost	100 t Kompost FS ha ⁻¹	100 t Kompost FS ha ⁻¹	keine Düngung	100 t Kompost FS ha ⁻¹
Neg V	Fertigkompost	100 t Kompost FS ha ⁻¹	100 t Kompost FS ha ⁻¹	keine Düngung	100 t Kompost FS ha ⁻¹
	Fruchtfolge	Weißkohl	Kartoffel	Winterweizen	Rote Beete

2.2 Methoden

Das Probenmaterial des Gefäßversuchs wurde für die Untersuchung der Gesamtgehalte und organischen Fraktionen von Kohlenstoff und Stickstoff gefriergetrocknet und mit einer Achatkugelmühle feingemahlen. Die Bestimmung der mikrobiellen Umsetzungen, des extrahierbaren Kohlenstoffs und der mikrobiellen Biomasse erfolgte an frischem Material (Feuchte: 50 % der maximalen Wasserhaltekapazität). Die Feldversuche wurden zur Charakterisierung des organischen C- und N-Pools herangezogen und nach der Probenahme gefriergetrocknet und feingemahlen. Beim Feldversuch Neu-Eichenberg wurden an frischen Proben auch mikrobiologische Parameter bestimmt.

2.2.1 Korngrößenverteilung

Die Bestimmung der Sandfraktionen erfolgte durch nasse Siebung; die Bestimmung der Schluff- und Tongehalte durch Pipettanalyse nach KÖHN an humusfreien Proben.

2.2.2 Rottegrad der Komposte

Der Rottegrad der Komposte im Modellversuch wurde durch einen Selbsterhitzungstest (BGK, 1995) im Dewar-Gefäß bestimmt. Der erste Kompost wurde als Frischkompost (Rottegrad III), der zweite Kompost als Fertigungskompost (Rottegrad V) eingestuft.

2.2.3 pH - Wert, KAK, Kohlenstoff und Gesamtstickstoff

pH - Wert

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte mit einer Glaselektrode potentiometrisch nach DIN 19685, Teil 1 (1977). 10 g Feinboden wurden mit 25 mL 0,01 M CaCl_2 -Lösung extrahiert.

KAK

Die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) wurde nach Schlichting et al. (1995) bestimmt. Über eine 0,1 M BaCl_2 -Lösung erfolgte der Eintausch, über 0,1 M MgCl_2 -Lösung der Rücktausch.

Kohlenstoff

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehaltes wurde mit einem CHN-1000 Analyser der Fa. Leco durchgeführt. 200 mg feingemahlene Probenmaterial wurden in Zinnkapseln eingewogen und bei 1000 °C verbrannt. Der anorganische Kohlenstoff wurde durch nasse Veraschung und coulometrischer Detektion des CO_2 (CTA 6C; Fa. Deltronik) bestimmt. Weder in den Böden noch in den Komposten wurde anorganischer Kohlenstoff nachgewiesen; daher entspricht der Gesamtkohlenstoffgehalt dem organischen Kohlenstoffgehalt.

Gesamtstickstoff

Der Gesamtstickstoffgehalt wurde ebenfalls mit dem CHN-1000 Analyser der Fa. Leco analysiert. Die Einwaage betrug durchschnittlich 200 mg feingemahlene Probenmaterial.

Zur Überprüfung der Meßergebnisse des CHN - Analysers wurde an ausgewählten Proben der Stickstoff mit dem Kjeldahl-Aufschluß nach DIN 19684, Teil 4 (1977) analysiert. Bei dieser Methode ist es möglich, bis zu 2 g des Probenmaterials einzuwiegen. Beide Verfahren erzielen vergleichbare Ergebnisse (Meßgenauigkeit 0,01 % N).

2.2.4 C- und N-Mineralisierung

2.2.4.1 C-Mineralisierung

Die C-Mineralisierung wurde durch diskontinuierliche Messung der CO₂-Freisetzung in den Mikrokosmen ermittelt. Zu Versuchsbeginn erfolgte eine wöchentliche Entnahme von Gasproben aus den verschlossenen Gefäßen (Abb. 2-1). Für die Entnahme der Gasproben wurden Glasvials (8 mL Volumen) evakuiert, die mit einer zweiseitig offenen Kanüle über das Gasentnahmeseptrum des Mikrokosmendeckels mit dem freigesetzten Gas befüllt wurden. Nach Verschließen der Gefäße wurden die Mikrokosmen mit synthetischer Luft durchgespült. Pro Gefäß wurden zwei Blindwerte entnommen. Diese wurden als Hintergrundkonzentration von der gebildeten CO₂-Menge abgezogen. In Abhängigkeit von der Menge an freigesetztem CO₂ wurden die Mikrokosmen über einen bestimmten Zeitraum (1h bis max. 1 Woche) bis zur Probennahme verschlossen. Je Gefäß wurden zwei Vials befüllt.

Die Bestimmung des CO₂-Gehaltes erfolgte an einem Gaschromatographen (Fa. Hewlett Packard 5890 Series II), der mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) und einer gepackten Glassäule ausgestattet war (Detektortemperatur: 110 °C, Säulentemperatur: 50 °C, Trägergas: He 5.0, Gasfluß: 15 mL min⁻¹). Die Proben wurden mit einer gasdichten 250 µL Spritze (Fa. Hamilton) injiziert. Die Kalibration wurde mit einem 1000 ppm CO₂-Referenzgas täglich vor Beginn einer Meßreihe durchgeführt. Mittels eines 5000 ppm CO₂-Referenzgases wurde überprüft, ob die Detektion von 1000 bis 5000 ppm linear ist. In Vorversuchen konnte gezeigt werden, daß die CO₂-Konzentration in den Gefäßen über mehrere Stunden linear ansteigt.

Basalatmung

Zur Bestimmung der Basalatmung der unterschiedlich bewirtschafteten Böden im Feldversuch Neu-Eichenberg wurde über einen bestimmten Zeitraum die freigesetzte Menge an CO₂ in einem geschlossenen Gefäß unter standardisierten Bedingungen gemessen. Die Messung der Basalatmung wurde abgewandelt nach Holzmüller (1996) durchgeführt. Die Bestimmung des CO₂ erfolgte analog zur CO₂-Freisetzung im Mikrokosmenversuch gaschromatographisch.

In 250 ml Schott-Flaschen wurden je 100 g Boden eingewogen, mit gasdichten Silikonstopfen verschlossen und bei 25 °C im Wasserbad inkubiert. Zum Meßzeitpunkt wurden 250 µl aus dem Luftraum einer jeden Flasche entnommen und in den Gaschromatographen (GC) (Hewlett Packard 5890 II) direkt injiziert.

Aus der Differenz der Messungen, Berücksichtigung des Drucks, des Flaschenvolumens und der Temperatur konnten die Produktionsraten an CO₂ pro 24 Stunden mit Hilfe folgender Formel errechnet werden:

$$\text{CO}_2\text{-Freisetzung (mg CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{ TS 24h}^{-1}) = \frac{\text{CO}_2\text{mes} \times (V \times M) \times 0,272}{\left(\frac{R \times T}{p}\right) \times t \times \text{EW}}$$

$\text{CO}_2\text{mes} =$	Meßwert CO ₂ [ppm]
$V =$	Volumen der Gasphase des Reaktionsgefäßes [ml]
$M =$	molare Masse CO ₂ [g mol ⁻¹]
$0,272 =$	Umrechnungsfaktor von CO ₂ auf CO ₂ -C
$R =$	Gaskonstante (0,0831 bar K ⁻¹ mol ⁻¹ L)
$p =$	Normaldruck (1,013 bar)
$T =$	Temperatur (K; hier 298 K)
$t =$	Zeit [h]
$\text{EW} =$	Einwaage [g TS]

Dieser Wert wurde auf den jeweiligen C_{org}-Gehalt der Variante bezogen, so daß der erhaltene Wert pro Gramm C_{org} ausgedrückt wird. Je Probe wurden 3 Parallelen gemessen.

2.2.4.2 N-Mineralisierung

Die Bestimmung der N-Mineralisierung erfolgte in Anlehnung an Beck (1979). Herangezogen wurde der Ammonium-N- und Nitrat-N-Gehalt zu Versuchsbeginn und zu den jeweiligen Inkubationsabschnitten (nach 0, 2, 6, 12, 18 Monaten). Da es zu einer geringfügigen Verlagerung des mineralischen Stickstoffs in die untere Bodenschicht kam, wurde der Gehalt an NH₄-N und NO₃-N in 10 - 30 cm Tiefe mitberücksichtigt. Stickstoffverluste durch Sickerwasseraustrag traten in der Mikrokosmenanlage nicht auf. Der mineralische Stickstoff wurde nach VDLUFA bestimmt. Zur Extraktion wurde eine 0,0125 M CaCl₂-Lösung verwendet, die im Verhältnis 1:5 dem Boden zugegeben wurde. Die Nitrat-N-Bestimmung erfolgte nach der UV-Adsorptionsmethode nach Navone (1964). Die Extinktion der Lösung wurde bei 210 nm am Photometer gemessen. Ammonium-N wurde nach der Indophenolblaumethode (DIN 38406-E5-1) bestimmt. Die Messung erfolgte bei 623 nm am Photometer.

Für die jeweiligen Inkubationsabschnitte (z.B. bei 14 °C 0/59, 59/168, 168/366 und 366/529 Tage) wurden die Mineralisierungsraten in Anlehnung an die Nitrifikationsgleichung von Beck (1979) berechnet:

$$\% N_{\text{min}} N_t^* d^{-1} = (\text{NH}_4\text{-N}_b + \text{NO}_3\text{-N}_b - (\text{NH}_4\text{-N}_a + \text{NO}_3\text{-N}_a)) / N_t^* d.$$

$N_{\text{min}} N_t^* d^{-1}$ = mineralisierter N des Gesamtstickstoffs pro Tag

a = Inkubationszeitpunkt nach 0/59/168/366 Tagen

b = Inkubationszeitpunkt nach 59/168/366/529 Tagen

Die Mineralisierungsraten dienen zur Beschreibung des Mineralisierungsverlaufs. Durch Aufsummierung der Raten wurde die jährliche Mineralisierungsleistung berechnet. Da der Hauptteil des anorganischen Stickstoffs im Kompost in Form von Ammonium vorliegt, wurde der Nitrifikationsumsatz ermittelt, der besagt, wieviel Ammonium aus dem Kompost umgesetzt wird (Beck, 1979):

$$\% \text{ NU} = (\text{NH}_4\text{-N}_a + \text{NA} - \text{NH}_4\text{-N}_b) / (\text{NH}_4\text{-N} + \text{NA}) * 100$$

NU = Nitrifikationsumsatz in Prozent

a = Versuchsbeginn

b = Inkubationszeitpunkt nach 59/168/366/529 Tagen

NA = Nitrifikationsrate $(\text{NH}_4\text{-N}_b + \text{NO}_3\text{-N}_b) - (\text{NH}_4\text{-N}_a + \text{NO}_3\text{-N}_a)$

2.2.5 Mikrobielle Biomasse

Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse wurde die Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (CFE-Methode) nach Vance et al. (1987) ausgewählt, da sie nicht durch die Zugabe von frisch zugeführter organischer Substanz beeinflusst wird (Jørgensen, 1995; Ocio & Brookes, 1990; Ocio et al., 1991).

Die CFE-Methode basiert auf der Begasung der Bodenproben mit Chloroform. Anschließend wird der Kohlenstoff mit einer Kaliumsulfatlösung extrahiert. Während der Fumigation mit Chloroform werden die Zellmembranen lebender Zellen lysiert. Dies führt zu einem Anstieg an extrahierbarem organischen Kohlenstoff, der proportional zur mikrobiellen Biomasse ist (Jenkinson & Powlson, 1976).

Für die Bestimmung wurde 50 g TS einer Probe halbiert. Eine Hälfte wurde in einem Becherglas in einen Exsikkator gestellt, in dem sich ein Becherglas mit 30 mL ethanolfreiem Chloroform, ein Glas Natronkalk und Siedesteine befanden. Der Natronkalk diente zur Adsorption des Kohlendioxids. Durch eine Vakuumpumpe wurde der Exsikkator solange evakuiert, bis das Chloroform zwei Minuten siedete. Anschließend folgte eine 24-stündige Inkubation des Exsikkators in einem 25 °C temperierten Brutschrank. Danach wurde das Chloroform durch sechsmaliges Evakuieren entfernt. Die fumigierten Proben wurden mit 200 mL einer 0,5 M K_2SO_4 -Lösung extrahiert, über Faltenfilter filtriert und für die DOC-Bestimmung über Nitrat-Cellulose Filter (0,45 μm) membranfiltriert. Die zweite Hälfte wurde als Blindwert direkt extrahiert. Je Probe wurden zwei Parallelen angesetzt.

Im Extrakt wurde der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) und der Ninhydrin-reaktive Stickstoff bestimmt.

2.2.5.1 Biomasse-C und metabolischer Quotient

Für die Bestimmung des Biomasse-C wurde der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) nach der Methode von Wu et al. (1993) ermittelt. Der Kohlenstoff wurde durch Verbrennung am TOC Analyser (Fa. Shimadzu TOC 5050) bestimmt. Durch die Differenz des

Gesamtkohlenstoffs und des anorganischen Kohlenstoffs wird der DOC-Gehalt des Extraktes berechnet. Die Messung wurde mit zwei Parallelen durchgeführt, deren Variationskoeffizient bei 3,4 % lag.

Für die Umrechnung des extrahierbaren löslichen organischen Kohlenstoffs in Biomasse-C wurde folgende Formel verwendet:

$$\text{Biomasse-C } (\mu\text{g g}^{-1} \text{ TS}) = \frac{(\text{DOC}_f - \text{DOC}_{nf}) - \text{BW} \times V_{ex}}{k_{ec} \times \text{EW}}$$

DOC_f = Konzentration DOC der fumigierten Probe [$\mu\text{g l}^{-1}$]

DOC_{nf} = Konzentration DOC der nichtfumigierten Probe [$\mu\text{g l}^{-1}$]

BW = Blindwert [$\mu\text{g l}^{-1}$]

V_{ex} = Extraktionsvolumen [ml]

$k_{ec} = 0,45$

EW = Einwaage in Trockensubstanz [g]

Der k_{ec} -Wert stellt den extrahierbaren Anteil des Biomasse-C nach der Fumigation (Joergensen, 1996) dar. Er wurde durch die Kalibration an anderen Biomasse-C-Bestimmungsmethoden ermittelt, wie indirekt an der Fumigations-Inkubations-Methode (Vance et al., 1987) oder durch das Zufügen von ^{14}C -Glucose vor einer Inkubation und anschließender CFE-Methode (Sparling & West, 1988). Der Umrechnungsfaktor von 0,45 wird von verschiedenen Autoren (Joergensen, 1996; Wu et al., 1993) für Böden empfohlen, die nicht durch niedrige pH-Werte gekennzeichnet sind oder unter Stauwassereinfluß stehen.

Aus den Biomasse-C-Gehalten und den Daten der CO_2 -Freisetzung wurde der metabolische Quotient als $\text{mg CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ C}_{\text{mik}} \text{ h}^{-1}$ berechnet.

2.2.5.2 Molarer Absorptionskoeffizient

Der molare Absorptionskoeffizient (ϵ) ist ein Maß für die Aromatizität einer Lösung. Nach Hütter (1992) adsorbieren π -Elektronen in C=C- oder C=O-Doppelbindungen Licht der Wellenlänge von 254 nm besonders stark. Ist die Konzentration einer Lösung an extrahierbarem, gelöstem Kohlenstoff bekannt und man setzt sie in Beziehung zu der Absorption, erhält man eine Abschätzung über den Gehalt dieser Art von Bindungen pro Mol Kohlenstoff. Je höher der molare Absorptionskoeffizient ist, desto größer ist der Anteil an C=C- und/oder an C=O-Doppelbindungen. Diese Art der Bindungen kommt besonders häufig in aromatischen Molekülen vor, so daß der molare Absorptionskoeffizient eine Abschätzungshilfe für den Aromatengehalt darstellt.

Um mittels einer einfachen Methode die extrahierbare organische Substanz zu charakterisieren, wurde der während der CFE-Methode gewonnene K_2SO_4 -Extrakt bei 254 nm die UV-Absorption am UV/VIS-Spektrometer (Perkin Elmer Lambda 2) gemessen. Die Absorption wurde in Beziehung zu der extrahierbaren gelösten organischen Substanz im Extrakt gesetzt. Daraus ergibt sich der molare Absorptionskoeffizient ϵ .

$$\varepsilon = \frac{Abs_{mes}}{DOC}$$

Abs_{mes} = Absorption bei 254 nm (cm^{-1})

DOC = Gehalt an extrahierbarem Kohlenstoff ($mol\ l^{-1}$)

2.2.5.3 Biomasse-N

Die Biomasse-N-Bestimmung beruht auf der Ermittlung des Ninhydrin-reaktiven Stickstoffs nach Jörgensen & Brookes, 1990 (modifiziert nach Amato & Ladd, 1988). Angenommen wird, daß der nach der Fumigation freigesetzte Stickstoff aus der mikrobiellen Biomasse stammt. Die während der Fumigation freiwerdenden α -Aminosäuren bilden durch die Zugabe des Ninhydrin-Reagenz einen violetten Farbkomplex. Nur geringe Mengen des Ninhydrin-reaktiven Stickstoffs liegen frei im Boden vor bzw. werden durch die K_2SO_4 -Extraktion freigesetzt. Dadurch ist der Anteil des Ninhydrin-reaktiven Stickstoffs in den unfumigierten Proben sehr gering (Carter, 1991; Jörgensen & Brookes, 1990; Jörgensen, 1996a).

Zur Bestimmung des Ninhydrin-reaktiven Stickstoffs wurden aliquote Teile der Extrakte mit einer 0,4 M Na-Citrat-Lösung versetzt. Durch die Zugabe von Natriumcitrat wurde verhindert, daß es zur Ausfällung von $CaSO_4$ in den Extrakten kam (Jörgensen, 1995). Nach Zugabe des Ninhydrin-Reagenz wurden die Proben für 30 min im Wasserbad gekocht. Die angefärbten Proben wurden bei 570 nm am Photometer gemessen, da der Farbkomplex bei 570 nm absorbiert. Die Menge an Ninhydrin-reaktiven Stickstoff wurde mittels einer Leucin-Standardlösung kalkuliert. Zur Berechnung des Biomasse-N wurde folgende Formel herangezogen:

$$\text{Biomasse-N } (\mu\text{g g}^{-1} \text{ TS}) = \frac{(ninN_f - ninN_{nf}) \times V_{ex}}{EW} \times k_{ninN}$$

$ninN_f$ = Konzentration Ninhydrin - reaktiver N der fumigierten Probe [$\mu\text{g g}^{-1}$]

$ninN_{nf}$ = Konzentration Ninhydrin - reaktiver N der nichtfumigierten Probe [$\mu\text{g g}^{-1}$]

V_{ex} = Extraktionsvolumen [ml]

EW = Einwaage in Trockensubstanz [g]

k_{ninN} = 4,95 Umrechnungsfaktor von Ninhydrin - reaktivem N zu Biomasse-N (nach Ocio & Brookes, 1990).

2.2.6 Mikrobielle Aktivität

2.2.6.1 DMSO - Reduktion

Im Vergleich zur CO_2 -Freisetzung, die die Basalatmung der Mikroorganismen unter den Bedingungen im Mikrokosmenversuch widerspiegelt, wurde als potentielle mikrobiologische Aktivität die Bestimmung der Dimethylsulfoxid-Reduktase nach Alef & Kleiner (1989) durchgeführt.

Die Methode beruht auf der Reduktion des Dimethylsulfoxids (DMSO) durch lebende Mikroorganismen zu Dimethylsulfid (DMS). Naturfeuchter Boden wird mit einer 10 %igen

(v/v) DMSO-Lösung versetzt und drei Stunden inkubiert. Das gebildete DMS wird anschließend gaschromatographisch gemessen.

Eine Bodenmenge von 5 g TS wurde mit 4 Parallelen in 50 mL Braunglasflaschen mit gasdichten Septen eingewogen. Die Proben wurden 10 Minuten im Wasserbad bei 40 °C vorinkubiert. Anschließend wurde tropfenweise 1,25 mL einer 10 %igen DMSO-Lösung zugegeben und 3 Stunden inkubiert. Zur Blindwertbestimmung wurde jeweils ein Vial anstelle von DMSO mit destilliertem Wasser befeuchtet.

Nach dreistündiger Inkubation wurden 250 µL mit einer gasdichten Spritze (Fa. Hamilton) in den Gaschromatographen (Fa. Hewlett Packard, 5890 Series II), der mit einem Flammenionisationsdetektor (FID) und einer Kapillarsäule (HP1, 50 m * 0,35 mm) ausgestattet war, injiziert.

Geräteparameter:

Injektortemperatur:	180 °C	He 5.0: Druck 90 kPa; Fluß 1,18 mL min ⁻¹
Ofentemperatur:	200 °C	Synthetische Luft: Druck 230 kPa; Fluß 300 mL min ⁻¹
Detektortemperatur:	280 °C	Wasserstoff: Druck 160 kPa; Fluß 50 mL min ⁻¹
		Splitvent: Druck 230 kPa; Fluß 60 mL min ⁻¹

Nach Alef (1991) wird im Boden ohne Zugabe von DMSO kein DMS gebildet. Dies konnte durch die Messung der Blindwerte sowohl bei den Komposten als auch bei den Böden bestätigt werden

Anhand der täglich erstellten Eichkurve wurde die DMS-Reduktionsrate nach folgender Formel berechnet:

$$\text{DMSO-Reduktionsrate (ng DMS g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}) = \frac{\text{ngDMS} \times V}{t \times V_{\text{abg}} \times EW}$$

V = Volumen der Gasphase in der Braunglasflasche [mL]

t = Inkubationszeit [h]

V_{abg} = in den GC injiziertes Volumen [mL]

EW = Einwaage in Trockengewicht [mg]

Für die Eichung wurden 50 µL kaltes flüssiges DMS (Lagerung bei 5 °C) in ein 50 mL Vial mit gasdichtem Septum überführt. Durch die hohe Flüchtigkeit von DMS (Siedepunkt: 37,3 °C) geht es nach kurzem Erwärmen vollständig in die Gasphase über. Aus der Gasphase wurde mittels einer gasdichten Spritze 50 µL in ein 50 mL Vial überführt, aus dem 0-70 µL in den GC zur Erstellung der Eichkurve injiziert wurden.

2.2.6.2 Arylsulfatase-Aktivität

Mit Hilfe des bei der hydrolytischen Spaltung von p-Nitrophenylsulfat entstehenden p-Nitrophenols kann man die Arylsulfataseaktivität (modifiziert nach Tabatabai & Bremner, 1970) indirekt bestimmen. Es handelt sich um eine hydrolytische, irreversible Reaktion. Nitrophenol kann mit Natronlauge gelb angefärbt und photometrisch bestimmt werden.

Je 1 g naturfeuchtes Probenmaterial wurde in ein 50 ml Becherglas eingewogen und mit 4 ml 0,5 M Acetatpuffer (pH 5,8) versetzt. Dazu wurden je 1 ml Kalium-p-Nitrophenylsulfat-Lösung (0,02 M) als Substrat gegeben und für 1 Stunde bei 37 °C im Brutschrank inkubiert. Pro Probe wurden 3 Parallelen mit Substrat und zwei Blindwerte angesetzt. Nach der Inkubation wurden 25 ml destilliertes Wasser zu den Ansätzen gegeben und zu den Blindwerten zusätzlich die Substratlösung. Die Proben wurden umgeschüttelt und sofort durch Faltenfilter filtriert. Nach Zugabe von 4 ml 0,5 M Natronlauge zu 6 ml des Filtrats konnte die Konzentration an p-Nitrophenolsulfat colorimetrisch am UV/VIS Photometer (Perkin Elmer) bei 420 nm analysiert werden.

Kalibration:

$$\text{Arylsulfatase-Aktivität } (\mu\text{g p-Nitrophenol g}^{-1} \text{ TS h}^{-1}) = \frac{(VP - BW) \times 30}{6 \times TS}$$

VP = Mittelwert der Vollproben ($\mu\text{g p-Nitrophenol}$)

BW = Mittelwert der Blindwerte ($\mu\text{g p-Nitrophenol}$)

30 = Extraktionsvolumen (ml)

6 = Filtrataliquot

TS = Trockensubstanz (g)

2.2.7 Charakterisierung der organischen Substanz

Zur Charakterisierung der organischen Substanz wurden sowohl naßchemische Methoden als auch die Kern-Resonanz-Spektroskopie (NMR) ausgewählt.

2.2.7.1 Kern-Resonanz-Spektroskopie (NMR)

Die Kern-Resonanz-Spektroskopie (NMR) nutzt die magnetischen Eigenschaften von Atomkernen aus, um über diese Rückschlüsse auf die chemischen und physikalischen Eigenschaften von Molekülen zu erhalten. Voraussetzung ist, daß der zu untersuchende Kern ein magnetisches Moment besitzt. Dies ist für Kerne der Fall, die einen Kernspin ungleich Null besitzen. Kerne wie z. B. ^{12}C , ^{14}N und ^{32}P sind damit von der Kern-Resonanzspektroskopischen Untersuchung ausgeschlossen. Für die Charakterisierung von organischem Material bietet sich der ^{13}C -Kern an. Wegen seiner geringen Häufigkeit von 1,11 % ist die Empfindlichkeit jedoch stark herabgesetzt.

^{13}C CPMAS Festkörper NMR

Um die Empfindlichkeit zu steigern und damit die Aussagekraft der NMR Spektren zu verbessern, wurden in den Böden und den Boden-Kompostvarianten durch Behandlung mit

10 %iger Flußsäure (HF) der organische Anteil erhöht (Schmidt et al., 1997). Dabei wird die mineralische Fraktion des Probenmaterials zerstört und die organische Substanz aufkonzentriert. Eine qualitative Veränderung der organischen Substanz findet dabei nicht statt (Schmidt et al., 1997; Skjemstad et al., 1994).

Die ^{13}C NMR Spektren wurden von Dr. Knicker an der Universität Regensburg mit einem Kern-Resonanz-Spektroskop Bruker MSL 100 (25,178 MHz) unter Anwendung der CPMAS-Technik (Schaefer & Stejskal, 1976) aufgenommen. Für die Messung wurden 300 mg TS feingemahltes und HF-behandeltes Probenmaterial verwendet. Die Spektren wurden mit 16.000 bis 413.000 Scans aufgenommen. Die Rotationsfrequenz lag bei 4,3 kHz, die Kontaktzeit betrug 1,0 ms und die 90°H Pulsweite 6,6 ms. Die Pulsverzögerung lag zwischen 100 und 600 ms. Die chemische Verschiebung (δ) wurde relativ zur externen Referenzsubstanz Tetramethylsilan (TMS = 0 ppm) angegeben. Eine detaillierte Beschreibung der Aufnahmeparameter befindet sich bei Knicker & Lüdemann (1995).

Durch die Integration einzelner chemischer Verschiebungsbereiche lassen sich folgende Stoffgruppen ausgliedern:

Tab. 2-6: Chemische Verschiebungsbereiche der ^{13}C NMR Spektren mit zugeordneten Stoffgruppen (modifiziert nach Knicker, 1993)

Chemischer Verschiebungsbereich	Stoffgruppe
220 - 160 ppm	Carboxyl-/Carbonyl-/Amidgruppen
160 - 110 ppm	Aromaten
160 - 140 ppm	aromatisches C, durch O oder N substituiert
140 - 120 ppm	alkyl- u. unsubstituiertes aromatisches C
120 - 110 ppm	protoniertes, aromatisches C
110 - 45 ppm	N- und O-Alkylgruppen
110 - 90 ppm	Acetal oder Ketal-C
90 - 60 ppm	Kohlenhydrat C, C-OH-Gruppen
60 - 45 ppm	Methoxylgruppen, α -Amino-C
45 - 0 ppm	Aliphaten
45 - 25 ppm	CH_2 -Gruppen
25 - 0 ppm	terminale CH_3 -Gruppen

^{13}C NMR Festkörper Spektren wurden von den Böden und den Boden-Kompostvarianten zu Versuchsbeginn und nach 18-monatiger Inkubation erstellt. Darüber hinaus wurden ^{13}C NMR Festkörper Spektren von den Hydrolyseresten erstellt. Die beiden Bioabfallkomposte konnten aufgrund ihres höheren Kohlenstoffgehaltes ohne HF-Vorbehandlung gemessen werden.

^{15}N CPMAS Festkörper NMR

Für die Untersuchung der stickstoffhaltigen Fraktion bietet sich die ^{15}N NMR an. Die ^{15}N CPMAS NMR Spektroskopie wurde zur Charakterisierung des organischen N-Pools

herangezogen. ^{15}N CPMAS NMR Spektren wurden von den Komposten, den Böden und den Boden-Kompostvarianten aufgenommen. Erstmals wurden mit der ^{15}N CPMAS NMR Spektroskopie die Bindungsformen des Stickstoffs im Hydrolyserückstand von natürlichen Böden gemessen.

Im Vergleich zur ^{13}C CPMAS NMR Spektroskopie ist die Empfindlichkeit bei der ^{15}N NMR aufgrund der natürlichen Häufigkeit des ^{15}N Isotops von 0,37 % und des geringen N-Gehaltes in Böden sehr gering.

Aufgenommen wurden die Spektren an einem Bruker MSL 300 und einem DMX 400 Spektrometer (30,4 MHz). Die Rotationsfrequenz lag bei 4,3 kHz, die Kontaktzeit betrug 1,0 ms und die Pulsverzögerung bei 100 ms - 200 ms. Die Spektren wurden mit 346.478 bis 2.696.356 Scans aufgenommen. Die chemische Verschiebung (δ) wurde gegen Nitromethan als Standard gemessen. Die chemischen Verschiebungen werden integriert und einzelnen Stickstoffverbindungen zugeordnet.

Tab. 2-7: Chemische Verschiebungsbereiche der ^{15}N NMR Spektren mit zugeordneten N-Bindungen (modifiziert nach Knicker, 1993)

Chemische Verschiebungsbereiche	N-Verbindung
25 - -25 ppm	Nitrat- und Nitrit-N
-25 - -90 ppm	Oxime, Imine, Phenanzin und Pyridin
-90 - -145 ppm	N-7 in Purinen, Nitrile
-145 - -220 ppm	Imidazole, Harnsäure, Nukleotide, Porphyrine
-220 - -285 ppm	Amide, Lactame, Carbamate, Pyrrole, Indole, Carbazole
-285 - -300 ppm	NH in Guanidinen
-300 - -325 ppm	-NH ₂ - und -NR ₂ -Gruppen, Aniline
-325 - -350 ppm	terminale aliphatische Aminogruppen, Lysin
-350 - -375 ppm	NH ₄ ⁺

Die ^{15}N CPMAS Festkörper NMR Spektren wurden ebenfalls von Dr. Knicker an der Universität Regensburg und an der TU München gemessen.

2.2.7.2 Organische Stoffgruppen

Die Bestimmung der organischen Stoffgruppen erfolgte als Kombination von Stoffgruppenanalysen (Kögel-Knabner, 1995):

Die Bestimmung der cellulosisch und nichtcellulosisch gebundenen Polysaccharide erfolgte nach saurer Hydrolyse (12 M H₂SO₄ und 0,5 M H₂SO₄ für den Gesamtzuckergehalt; 1 M HCl für nichtcellulosische Polysaccharide). Die bei der Hydrolyse freigesetzten Monosaccharide

werden mit Kaliumborhydrid zu Zuckeralkoholen reduziert. Durch eine nachfolgende Oxidation mit Perjodsäure werden je Mol zwei Mol Formaldehyd und drei (Pentosen) bis vier (Hexosen) Mol Ameisensäure gebildet. Das Formaldehyd wird mit MBTH (3-Methylbenzothiazolinon-Hydraton-Hydrochlorid) komplexiert und bildet nach Oxidation mit Eisen (III)-Chlorid einen blauen Farbkomplex, der bei 635 nm gegen einen Glucose-Standard nachgewiesen wird (Johnson & Sieburth, 1977). Die Berechnung der Cellulosegehalte erfolgt aus der Differenz Gesamtzuckergehalt minus nichtcellulose Polysaccharide. Die MBTH-Analytik weist gegenüber den zwei weiteren verbreiteten Methoden, der Anthron-Methode von Brink et al. (1960) und der Phenol-Schwefelsäure-Methode von Dubois et al. (1956) insgesamt den Vorteil auf, daß unterschiedliche Zucker fast gleiche Farbausbeuten liefern. Zudem kommt es bei den anderen Methoden zu Störungen durch organische und anorganische Substanzen (Greenland & Oades, 1975). Die Polysaccharidgehalte werden als Kohlenstoffäquivalente von Glucose angegeben. Die Wiederfindungen lagen für Glucose bei 98-104 % und für Cellulose (mikrokristallin, ALDRICH) bei 93 %-95 % (n = 6); der Variationskoeffizient betrug für den gesamten Analysengang 4,1 % (n = 64). Eine ausführliche Diskussion der Zuckerbestimmung findet sich bei Beudert (1988).

Der Gehalt an extrahierbaren **Lipiden** wurde gravimetrisch bestimmt. Dazu wurde die Probe mit Chloroform-Methanol (1:2) extrahiert, über einen Glasfaserfilter (Whatman 42) filtriert und anschließend die bei 35 °C eingedampfte Chloroformphase ausgewogen. Die Angabe der Lipidgehalte erfolgt nach Multiplikation mit den Kohlenstoffgehalten als Kohlenstoffäquivalente (Lipid-C). Der Kohlenstoffgehalt der Lipide wurde experimentell mit 70 % (n = 7; s = 1,9) ermittelt. Der Variationskoeffizient der Lipidbestimmung lag für den gesamten Analysengang bei 3,2 %.

Die Charakterisierung des **Lignins** geschah durch Freisetzung der Ligninmonomere mit alkalischer CuO-Oxidation bei 170 °C in einem Druckaufschlußblock, Einengung über C18-Säulen, Derivatisierung und gaschromatographische Bestimmung. Die Summe der bei der Oxidation freigesetzten phenolischen Oxidationsprodukte (=VSC) der Vanillyleinheit (Vanillinsäure und Vanillin), Syringyleinheit (Syringensäure und Syringylaldehyd) und Cinnamyleinheit (Ferulasäure und p-Cumarsäure) ist ein Maß für den Ligningehalt der organischen Bodensubstanz (Ertel & Hedges, 1984). Das Verhältnis von Säuren zu Aldehyden (**acid/aldehyde**) der **Vanillyl-** und **Syringyleinheit** (ac/al)_{v,s} ist ein Maß für den Abbauzustand des Ligninmoleküls (Ertel & Hedges, 1984; Hedges et al., 1988). Dabei entsprechen weite Säure / Aldehydverhältnisse einem stärker fortgeschrittenen Ligninabbau. Die Identifizierung der phenolischen Oxidationsprodukte erfolgte gaschromatographisch (HEWLETT PACKARD 5890, FID, Trennsäule HP1, Trägergas He, Flußrate 0,8 ml min⁻¹, Ofentemperatur 110-250 °C, Rate 5 °C min⁻¹) gegen einen mitlaufenden internen Standard; die Quantifizierung der einzelnen phenolischen Oxidationsprodukte erfolgte über externe Standards (drei externe Standards auf neun Probenläufe). Der Variationskoeffizient des Parameters VSC betrug für den gesamten Analysengang 6,1 %; für die Säure / Aldehyd-

verhältnisse lag er bei 14 %, da die Säuren eine höhere Meßwertvariabilität aufwiesen als die Aldehyde.

Als weitere Stofffraktion wurde der **extrahierbare Kohlenstoff** bestimmt. Der extrahierbare Kohlenstoff dient als Maß zur Bestimmung des leicht verfügbaren Kohlenstoffs. Der extrahierbare Kohlenstoff wurde aus den DOC-Gehalten der nichtfumigierten Proben der Biomasse-C-Bestimmung als Anteil am Gesamtkohlenstoff ($\text{mg C extrahierbar g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$) berechnet. Zusätzlich wurden von 49 gefrorenen und wiederaufgetauten Proben Wasserextrakte (Boden:Wasser = 1:6) gewonnen, um eine Vergleichbarkeit mit Literaturdaten zu ermöglichen. Die Extraktionszeit der Wasserextrakte betrug ebenfalls 30 Minuten. Obwohl der extrahierbare Kohlenstoff aufgrund seiner unspezifischen Zusammensetzung eher als C-Fraktion denn als Stoffgruppe angesehen werden kann, werden die Ergebnisse der Kohlenstoffextraktion zur besseren Übersicht zusammen mit den organischen Stoffgruppen diskutiert.

2.2.7.3 HCl - Hydrolyse

Die HCl - Hydrolyse nach Stevenson (1982) stellt die am häufigsten angewendete Methode zur Charakterisierung des organischen N-Pools dar. Durch die saure Hydrolyse wird der organische Stickstoff in drei Fraktionen unterteilt: Den α -Amino-N, den hydrolysierbaren unbekanntem Stickstoff (HUN), den nichthydrolysierbaren N (Nhydr. N). Zur Analyse wurden 2 g TS Bodenmaterial in 50 mL Schottflaschen eingewogen und mit 10 mL eines Säuregemisches aus 6 N HCl und 1 N HCOOH (10:1 v/v) versetzt. Für die Hydrolyse des Kompostmaterials wurden nur 0,5 g TS eingewogen, da aufgrund des höheren Kohlenstoffgehaltes das Boden/Säure-Verhältnis nicht ausreichte. Die Proben wurden unter Rückfluß für 12 h bei 105 °C hydrolysiert. Anschließend wurden die Proben über Blauband-Filter Nr. 589 in Bechergläser filtriert. Aufgrund des großen Probenumfangs wurden die Filtrate nicht am Rotationsverdampfer, sondern auf einer Heizplatte bei ca. 50 °C unter einem Abzug eingedampft. Der Rückstand wurde mit 5 mL Aqua bidest und Ultraschall gelöst sowie erneut eingedampft. Nach wiederholtem Aufnehmen des Rückstands erfolgte die Zugabe von einigen Tropfen Phenolphthalein und 5 N NaOH, bis ein Farbumschlag nach Rot erfolgte. Die Filtrate wurden erneut zum Entweichen des gebildeten NH_3 unter einem Abzug eingedampft. Abschließend wurden die Rückstände mit 50 mL Aqua bidest aufgenommen. Aliquote Teile des Filtrates wurden mit einer Na-Citrat-Lösung sowie mit Ninhydrin-Reagenz versetzt und im Wasserbad für 30 min gekocht. Die Messung erfolgte bei 570 nm an einem UV - Photometer (Fa. Perkin Elmer) gegen eine Eichreihe von *l*-Leucin.

Der nichthydrolysierbare Stickstoff wurde durch die Bestimmung des N-Gehaltes in den Filterrückständen ermittelt. Aus der Differenz des α -Amino-N und des nichthydrolysierbaren N wurde der Anteil des hydrolysierbaren unbekanntem N (HUN) berechnet.

2.2.8 Abbaudynamik

Um die Veränderungen des Stoffbestandes im Laufe des Versuchs erfassen zu können, erfolgt die Beschreibung des Kohlenstoffumsatzes im Gefäßversuch anhand der CO₂ - Mineralisierungsraten (d⁻¹) zu den verschiedenen Zeitpunkten und anhand der freigesetzten CO₂ - Summen als Anteil an der gesamten organischen Bodensubstanz. Die Anteile und zeitlichen Veränderungen der einzelnen Stoffgruppen werden als relative Gehalte (mg g⁻¹ Corg) beschrieben. Die Darstellung relativer Gehalte ermöglicht einen quantitativen und statistischen Vergleich der verschiedenen Varianten und somit eine Gewichtung der Einflußfaktoren auf die Um- und Abbauprozesse. Gehalte und Zusammensetzung einzelner organischer Stoffgruppen verändern sich im Verlauf des Zersetzungsprozesses im Boden charakteristisch. Die Ergebnisse werden daher für jeden einzelnen Parameter dargestellt und für die unterschiedlichen Versuchsansätze miteinander verglichen.

2.2.9 Statistische Auswertung

Für die Analyseergebnisse wurden zunächst die arithmetischen Mittelwerte und Standardabweichungen berechnet (Bahrenberg et al., 1985; Sachs, 1984).

Für die weitere statistische Auswertung, wie der Varianzanalyse, wurde die Voraussetzung der Normalverteilung der Datengrundlage überprüft. Mittels des Kolmogorov-Smirnov-Tests zeigte sich, daß bei den untersuchten Parametern für den gesamten Versuch keine Normalverteilung vorlag. Zur statistischen Auswertung wurde auf ein nichtparametrisches Zusammenhangsmaß, den Spearmanschen Rangkorrelationskoeffizienten, zurückgegriffen. Zugrundegelegt wurde eine Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 %. Signifikante Unterschiede sind in der Arbeit für die Signifikanzniveaus (p) mit $p < 0,05 = *$ (signifikant); $p < 0,01 = **$ (hochsignifikant) und $p < 0,001 = ***$ gekennzeichnet (Janssen & Laatz, 1994; Schönwiese, 1985). Für die Beurteilung einzelner Meßtermine wurden normalverteilte Datensätze gefunden. Unter diesen Umständen wurde der Kreuzkorrelationskoeffizient nach Pearson als parametrisches Zusammenhangsmaß berechnet.

Die statistische Auswertung erfolgte mit SPSS 6.1.3. Zur Beschreibung der Mineralisierungsverläufe wurde eine Kurvenanpassung mit SPSS 6.1.3 und mit Xact 4.01a durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Kurzfristige Auswirkungen der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden: Mikrokosmenversuch

3.1.1 C, N und pH

Bei den chemischen Parametern unterscheiden sich die beiden eingesetzten Bioabfallkomposte nur geringfügig (Tab. 3-1). Der Frischkompost weist einen C_{org} -Gehalt von 232,7 g kg^{-1} und einen N_{t} -Gehalt von 18,5 g kg^{-1} auf. Demgegenüber liegen der C_{org} -Gehalt im Fertigkompost mit 186,1 g kg^{-1} und der N_{t} -Gehalt mit 15,9 g kg^{-1} niedriger. Dadurch ergibt sich sowohl für den Frischkompost als auch für den Fertigkompost ein für Komposte enges C/N-Verhältnis von 13 und 12. Beide Komposte weisen, in CaCl_2 gemessen, pH-Werte von 7,8 und 7,9 auf.

Tab. 3-1: pH, C_{org} , N_{t} und C/N der Ausgangssubstrate

Material/Bodenart	pH	C_{org}	N_{t}	C/N
	(CaCl_2)	----- g kg^{-1} -----		
Frischkompost	7,8	232,7	18,5	13
Fertigkompost	7,9	186,1	15,9	12
Kippboden (oj-ss)	6,7	< 0,5	< 0,1	n.b.
Kippboden mit Frischkompost	7,5	19,1	2,1	9
Kippboden mit Fertigkompost	7,7	15,2	1,5	10
Braunerde (SI2)	4,5	17,4	1,3	14
Braunerde mit Frischkompost	6,2	37,6	3,2	12
Braunerde mit Fertigkompost	6,5	34,4	3,3	10
Parabraunerde (Ut4)	7,0	13,0	1,7	8
Parabraunerde mit Frischkompost	7,3	33,7	3,5	10
Parabraunerde mit Fertigkompost	7,4	35,0	3,8	9

n.b. - nicht bestimmbar

Die Angaben sind Mittelwerte aus zwei Wiederholungen. Die relative Standardabweichung ist < 5 %.

Die pH-Werte der beiden landwirtschaftlich genutzten Böden unterscheiden sich sehr stark: Bei der Braunerde liegt der pH bei 4,5 und bei der Parabraunerde bei pH 7,0. Der Kippboden weist nur einen sehr schwach sauren pH-Wert (pH 6,7) auf. Dies ist auf eine Meliorationskalkung mit CaO im Rahmen der Rekultivierungsmaßnahmen zurückzuführen. Nach Einarbeitung der Komposte in die Böden kommt es bei den sandigen Böden zu einer deutlichen Erhöhung der pH-Werte. Beim Kippboden steigt der pH-Wert um 0,9 pH-Einheiten an, bei der sauren Braunerde um 1,9 pH-Einheiten. Beim stark tonigen Schluff der Parabraunerde wirkt sich die Kompostanwendung auf den pH-Wert nur geringfügig aus. Dies ist auf die ausreichende Pufferkapazität der Parabraunerde zurückzuführen. Die pH-Wert-

Veränderung der sauren Braunerde durch Kompostapplikation bewirkt eine Anhebung des pH-Wertes in den für mikrobielle Umsetzungen, insbesondere der N-Mineralisierung, optimalen Bereich von pH 5 bis 7,5 (Beck, 1983; Gisi et al., 1997).

Da der Kippboden sich aus reinem quartären Sand zusammensetzt und der Probenahmestandort nur eine karge lückenhafte Vegetation aufweist, liegt der C_{org} - und der N_T -Gehalt unter den jeweiligen Nachweisgrenzen. Aufgrund dieser Eigenschaft des Kippbodens spiegelt eine Veränderung der C- und N-Gehalte nach der Applikation des Bioabfallkompostes auf den Kippboden, Veränderungen der chemischen Zusammensetzung des zugeführten organischen Materials wider, welche sich mit der Zeit verfolgen lassen.

Die beiden landwirtschaftlich genutzten Böden weisen mit $17,4 \text{ g C kg}^{-1}$ und $1,3 \text{ g N kg}^{-1}$ bei der Braunerde und mit $13,0 \text{ g C kg}^{-1}$ und $1,7 \text{ g N kg}^{-1}$ bei der Parabraunerde für Ackerböden typische C- und N-Gehalte auf (Scheffer & Schachtschabel, 1992). Hieraus ergibt sich für die Braunerde ein relativ weites C/N-Verhältnis von 14 und für die Parabraunerde ein relativ enges C/N-Verhältnis von 8 (Tab. 3-1).

Die Ergebnisse zeigen, daß die Applikation von 70 bzw. 65 t FS ha^{-1} Bioabfallkompost auf Böden zu einer hohen Anreicherung der C- und N-Gehalte führt. Beim Kippboden erreichen die C- und N-Gehalte nach der Applikation von Kompost das Niveau der landwirtschaftlich genutzten Böden. Die Braunerde und Parabraunerde weisen nach der Kompostapplikation im Durchschnitt $35,2 \text{ g C kg}^{-1}$ und $3,5 \text{ g N kg}^{-1}$ auf. Das C/N-Verhältnis der Braunerde wird verengt und das der Parabraunerde geringfügig erweitert. Wesentliche Unterschiede bezüglich der Anwendung von Frisch- oder Fertigkompost werden bei den chemischen Grundparametern nicht festgestellt. Auch Völker (1990) und Giusquiani et al. (1995) stellten eine signifikante Erhöhung des Kohlenstoffgehaltes nach der Anwendung von Kompost auf Böden fest. Sowohl in dem in dieser Arbeit durchgeführten Gefäßversuch als auch in den vorangenannten Kompostversuchen ist zu beachten, daß bei allen drei Kompostversuchen eine hohe Applikationsmenge eingesetzt wurde. Bei niedrigeren Applikationsmengen wie z. B. 10 t FS ha^{-1} (LAGA, 1995) ist von einer geringfügigeren C- und N-Wirkung auszugehen.

Im Mikrokosmenversuch konnte während der Inkubation keine Veränderung des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes sowie des pH-Wertes festgestellt werden. Die zu den einzelnen Inkubationsterminen (0, 2, 6, 12, 18 Monate) ermittelten Parameter weisen Schwankungen auf, die im Rahmen der Schwankungsbreite der jeweiligen Parallelansätze liegt. Die Untersuchungsergebnisse der C- und N-Gehalte und der pH-Werte im zeitlichen Verlauf sind im Anhang aufgeführt. Aufgrund der großen Schwankungsbreite der C- und N-Gehalte in den einzelnen Mikrokosmen ist mit diesen eine Bilanzierung des C- und N-Pools nicht möglich. Sie dienen ausschließlich zur Normierung der einzelnen ermittelten Fraktionen (z.B. Biomasse-C und N, α -Amino-N, mineralischer N).

Die Untersuchungen des Kippbodens zeigen, daß 18 Monate nach der Anwendung von Bioabfallkompost der C- und N-Pool noch erhöht ist. Vergleichbare Ergebnisse konnten von Gil-Sotres et al. (1993) festgestellt werden, die eine Zunahme des C- und N-Gehaltes nach Mineral- und Mulchdüngung in einem Kippboden über sieben Jahre beobachteten. Nach Thum et al. (1990) stellt sich erst nach 30 Jahren Rekultivierungszeit ein Gleichgewicht des C-Gehaltes in landwirtschaftlich bewirtschafteten Kipp-Lehmen ein. In den ersten 15 Jahren akkumulieren ca. 75 % des Kohlenstoffgehaltes. Die Ergebnisse des vorliegenden Mikrokosmenversuchs zeigen, daß durch Kompostanwendung die C-Anreicherung in Kippböden beschleunigt wird.

Fazit:

In allen drei Böden kommt es zur Erhöhung des C- und N-Pools durch die Anwendung von Frisch- und Fertigkompost.

Das C/N-Verhältnis der Böden wird durch Kompostapplikation nicht erweitert.

Die Applikation von Bioabfallkompost auf organische Substanz wird in quartären Kipp-Sanden abgebaut.

Die relativ hohen Aufwandmengen (65-70 t ha⁻¹) des Bioabfallkompostes führen zu einer mittelfristigen Erhöhung des C- und N-Pools in sandigen Kippböden.

Bei den sandigen Böden (Kippboden und Braunerde) kommt es zu einer Erhöhung des pH-Wertes durch die Anwendung von Bioabfallkompost.

3.1.2 Mikrobiologische Charakterisierung

3.1.2.1 Kohlenstoffmineralisierung

Abb. 3-1 zeigt die Mineralisierungsraten des organischen Kohlenstoffs im Versuchsverlauf. Aus Gründen der Übersichtlichkeit ist die Skalierung logarithmisch gewählt und die Daten sind nur zu den Probenahmeterminen eingetragen. Die Kurvenanpassung erfolgte jedoch auf Grundlage aller Meßdaten und ergab für alle Kompostvarianten mit einer Funktion erster Ordnung Anpassungen mit einer hohen Genauigkeit ($p < 0,001$; vgl. Anhang).

Die Raten fast aller Varianten nehmen exponentiell ab. Ausnahmen sind die Kontrollvarianten bei 5 °C, die einen annähernd linearen Verlauf der Mineralisierung zeigen. Nach Paul & Clark (1989) ist bei einem linearen Verlauf der Abbau nicht mehr von der Menge des angebotenen Substrates, sondern durch andere Faktoren (in diesem Fall von der Temperatur als Steuergröße des Stoffumsatzes) begrenzt.

Die Summen des mineralisierten Kohlenstoffs nach achtzehn Monaten sind für alle Versuchsvarianten in Tab. 3-2 angegeben. Bei 5 °C werden mit Kompost ca. 2 – 5 % der organischen Substanz im Versuchsverlauf mineralisiert, bei 14 °C sind es 6 – 20 %. Der mineralisierte Anteil bei 14 °C liegt damit in der Größenordnung der CO₂-Freisetzung von Stallmistkomposten (Rottedauer 21 - 89 d; Inkubationszeit 76 d) eines sandigen Lehmes bei 20 °C (7 – 17 %), wie sie von Atallah et al. (1995) gezeigt wurden und eines 32-wöchigen Inkubationsversuchs mit Stallmistkompost bei 30 °C (8 – 14 %; Hadas et al., 1996).

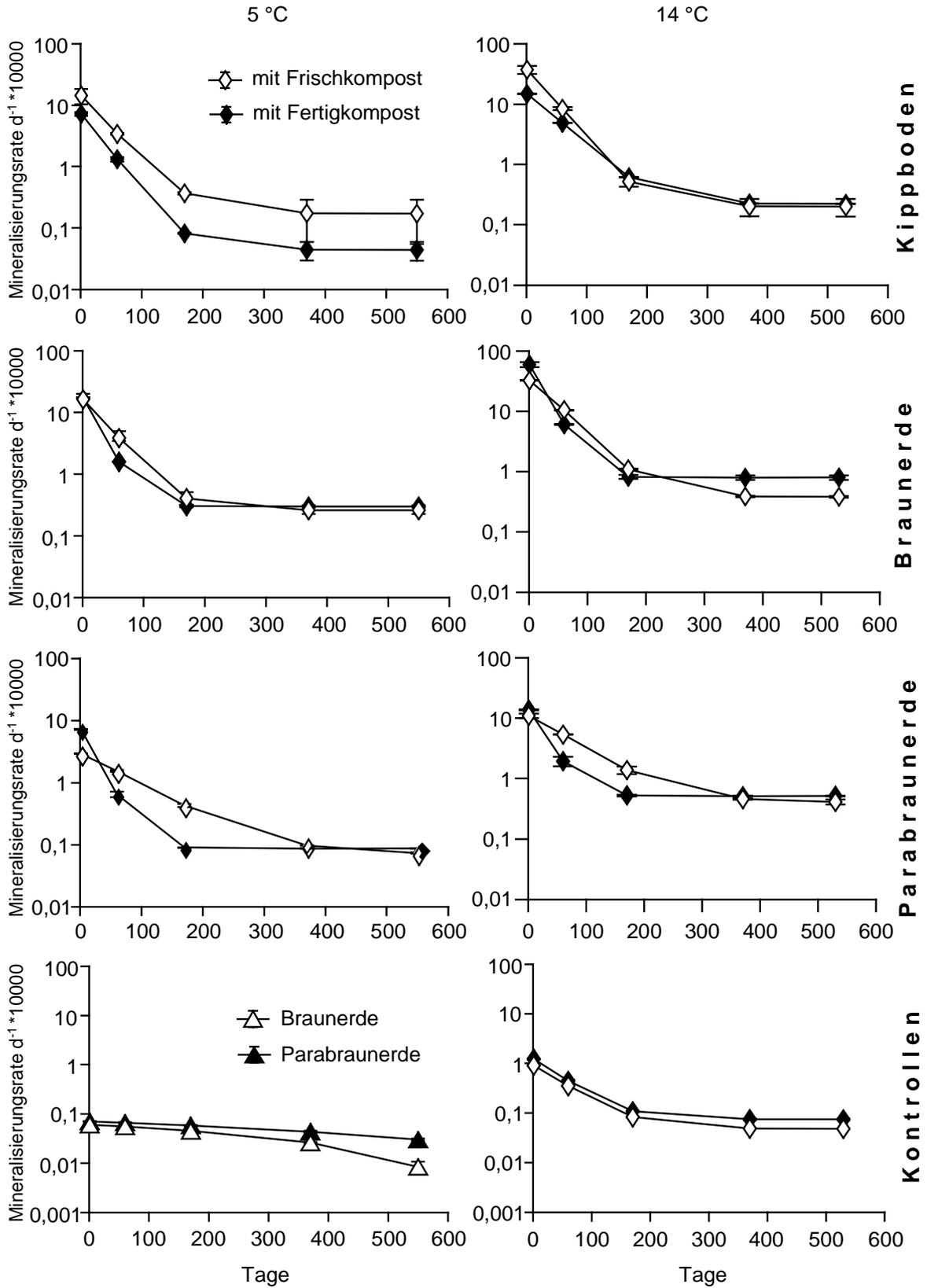


Abb. 3-1: Kohlenstoffmineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 und 14 °C

Der Vergleich der drei unterschiedlichen Böden ergibt folgendes Bild: Die Kompostvarianten der drei Böden haben eine Mineralisierungsleistung in der Reihenfolge Parabraunerde < Kippboden < Braunerde. Diese bodenbedingten Unterschiede bei der Mineralisierung sind zu Versuchsbeginn signifikant zwischen Kippboden und Parabraunerde ($p < 0,05$) und Braunerde und Parabraunerde ($p < 0,001$) und zu Versuchsende zwischen Kippboden und Braunerde ($p < 0,01$).

Nach zwei Monaten sind bei der Parabraunerde mit Frischkompost bei 5 °C und 14 °C jeweils erst 51 – 62 % des gesamten mineralisierten Kohlenstoffs freigesetzt (mit Fertigungskompost: 83 % bei 5 °C, 59 % bei 14 °C), beim Kippboden und der Braunerde schon 74 - 83 %. Die Parabraunerde zeigt also eine verzögerte Kohlenstoffmineralisierung bei Frischkompostanwendung und für 14 °C auch bei Fertigungskompostanwendung. Zu Versuchsende sind die Mineralisierungsraten der Parabraunerdevarianten z.T. höher als die der Kippbodenvarianten, da aufgrund der verzögerten Mineralisierung noch ein größerer Anteil abbaubaren Substrates vorhanden ist.

Tab. 3-2: Kennzahlen der Kohlenstoffmineralisierung

	C_{org} mineralisiert nach 18 Monaten vom Ausgangsgehalt		Quotient Temperatur ¹	Quotient Kompost ²	
	5 °C	14 °C		5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	6,4	17,2	2,7	2,5	2,0
Kippboden + Fertigungskompost	2,6	8,7	3,4		
Braunerde	0,1	0,2	4,0		
Braunerde + Frischkompost	7,0	18,8	2,7	1,3	0,9
Braunerde + Fertigungskompost	5,5	20,2	3,7		
Parabraunerde	0,1	0,4	4,0		
Parabraunerde + Frischkompost	2,6	9,9	3,8	1,2	1,8
Parabraunerde + Fertigungskompost	2,1	5,6	2,7		

¹ = C_{org} mineralisiert bei 14 °C geteilt durch C_{org} mineralisiert bei 5 °C

² = Summe C_{org} mineralisiert bei Frischkompostvariante geteilt durch Summe C_{org} mineralisiert bei Fertigungskompostvariante bei jeweiliger Temperatur

Bei den Kontrollen wird die organische Substanz der Braunerde, bedingt durch den niedrigen pH-Wert von 4,5, langsamer mineralisiert als die der Parabraunerde. Insgesamt liegt die Höhe der Umsatzraten aller Varianten nach achtzehn Monaten im Bereich von 1,5 – 2 % der Raten zu Versuchsbeginn.

Um die unterschiedliche Auswirkung des Rottegrades der Komposte und der beiden Temperaturen auf die Mineralisierung zu erfassen, wurden Quotienten aus den jeweiligen mineralisierten Anteilen berechnet (Quotient Temperatur und Quotient Kompost in Tab. 3-2).

Bei den beiden *Komposten* bewirkt der Frischkompost beim Kippboden und bei der Parabraunerde, bedingt durch den höheren Anteil leicht verfügbaren Substrates im Frischkompost, eine höhere Mineralisierung als der Fertigungskompost (Tab. 3-2, Quotient

Kompost). Bei der Braunerde wird dagegen bei Fertigungskompostanwendung (14 °C) ein größerer Anteil des Kohlenstoffs mineralisiert als bei Frischkompostanwendung. Diese Variante zeigt auch insgesamt die stärkste Mineralisierung. Sowohl das Fehlen von Unterschieden bei der Wirkung unterschiedlicher Komposte als auch die absolut höchsten Umsätze bei der Braunerde sprechen dafür, daß die Kompostanwendung zu einem Mineralisierungsschub des pedogenen C_{org} („priming effect“) geführt hat. Dieser priming effect ist vor allem auf den stark gestiegenen pH-Wert nach Kompostanwendung (von 4,5 auf 6,6) zurückzuführen.

Im Gegensatz zum Versuchsbeginn sind nach achtzehn Monaten die Raten bei den Varianten mit Fertigungskompost außer beim Kippboden 5 °C höher als mit Frischkompost. Die Mineralisierungsraten des Kippbodens mit Fertigungskompost und der Parabraunerde mit Frisch- und Fertigungskompost (jeweils 5 °C) liegen erst zu Versuchsende auf dem Niveau der 14 °C-Varianten der Kontrollen und zeigen, daß die Wirkung der Komposte auf die Mineralisierung der organischen Substanz über den Versuchszeitraum hinausgeht.

In Abb. 3-2 ist die jährliche Kohlenstoffmineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten dargestellt.

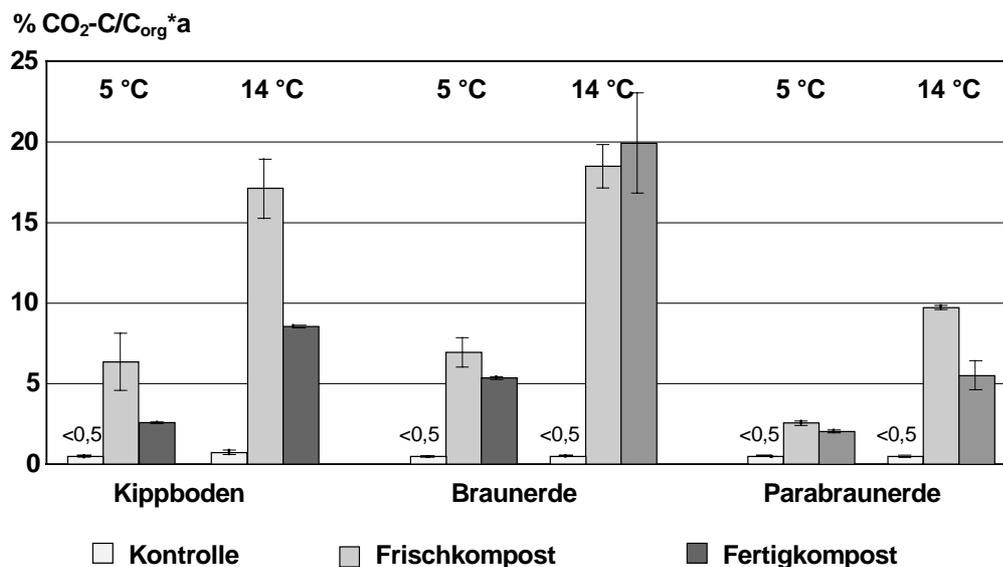


Abb. 3-2: Jährliche C-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 und 14 °C

Die höhere *Temperatur* bewirkt bei allen Varianten eine stärkere Mineralisierung der organischen Substanz, die jedoch bei den verschiedenen Varianten unterschiedlich stark ausfällt (Quotient Temperatur, Tab. 3-2) und bei 14 °C 2,7 - 4-fach höher ist als bei 5 °C. Berechnet man die Temperaturquotienten nur für das Meßintervall zwölf bis achtzehn Monate, so beträgt die Spannweite zwischen den verschiedenen Varianten 1,5 - 6. Die Temperatur gewinnt somit als Einflußfaktor auf die Stoffumsätze im Versuchsverlauf an Bedeutung.

Die Temperaturquotienten der Summen der CO₂-Freisetzung des gesamten Versuchverlaufs entsprechen in ihrer Größenordnung der Q₁₀-Regel nach van't Hoff, wonach eine Temperaturerhöhung von 10 °C eine Umsatz- oder Aktivitätssteigerung um den Faktor 2 bis 3 bewirkt. Allerdings ist diese Abhängigkeit standort-, substrat- und klimabeeinflusst und daher nicht generell übertragbar. So lag der Quotient des mineralisierten Kohlenstoffs 15 °C/5 °C für Oberböden unter Wald bei Mac Donald et al. (1995) bei drei von vier Standorten < 2. Auch bei Temperaturen über 20 °C wird eine Erhöhung der Stoffumsätze um den Faktor 2 bis 3 bei entsprechender Temperaturdifferenz nicht erreicht (Pöhhacker, 1995). Die im Modellversuch festgestellten unterschiedlichen Temperaturquotienten zeigen, daß auch bei Kompostanwendung eine einheitliche quantitative Beziehung zwischen Temperaturdifferenz und Stoffumsatz nicht allgemeingültig abzuleiten ist.

Um herauszufinden, ob auch kürzere Mineralisierungsexperimente Aufschluß über den potentiell mineralisierbaren Anteil der organischen Substanz geben, wurde für jede Versuchsvariante die Summe der CO₂-Freisetzung gebildet, die sich vom Zeitpunkt Null bis zum jeweiligen nächsten Meßtermin ergibt (0 - 2; 0 - 6; 0 - 12 und 0 - 18 Monate). Diese CO₂-Summen der verschiedenen Meßzeitpunkte korrelieren alle höchst signifikant miteinander ($r = 0,99$; $p < 0,001$). Der Zusammenhang ist darauf zurückzuführen, daß die CO₂-Summe bei exponentiellem Abbau vor allem durch die Mineralisierung zu Versuchsbeginn bestimmt wird. Dieses Ergebnis steht in Übereinstimmung mit den Befunden von Gregorich et al. (1994), die für Böden unterschiedlicher Nutzung ebenfalls sehr enge Beziehungen zwischen der aufsummierten Kohlenstoffmineralisierung nach drei bis zehn Wochen und nach 5 Monaten festgestellt haben. Auch der Vergleich der Summen der Kohlenstoffmineralisierung aller Varianten zwischen 5 °C und 14 °C zeigt signifikante Korrelationen ($r = 0,97$; $p < 0,001$). Daraus folgert, daß zur Bestimmung des leicht mineralisierbaren Kohlenstoffs im Temperaturbereich von 5 °C bis 14 °C auch für die Kompostanwendung eine kurze Inkubationszeit ausreicht.

Im Gegensatz zum Vergleich der einzelnen CO₂-Summen gibt es zwischen den Mineralisierungsraten zu Versuchsbeginn und den Raten nach zwei und sechs Monaten keine signifikanten Korrelationen. Die Raten sind vor allem abhängig vom abgebauten Substrat (schlecht verwertbare Substrate werden nur langsam abgebaut, die Raten sind klein) und im Gegensatz zu den Summen ein Parameter für den aktuellen Stoffumsatz. Der fehlende Zusammenhang ist ein Indiz dafür, daß sich die Qualität bzw. die Zusammensetzung der mineralisierten Kohlenstoffverbindungen im zeitlichen Verlauf bei jeder Variante unterschiedlich schnell ändert.

Zusammengefaßt wird der Stoffumsatz durch Kompostanwendung um ein mehrfaches erhöht. Die Mineralisierung wird dabei stärker durch die Bodenart als durch den Kompostrottegrad beeinflusst. Eine sandige Bodenart ermöglicht eine höhere Mineralisierung. Dies ist auf die fehlende Bindung der organischen Substanz als organo-mineralische Komplexe und den fehlenden Schutz durch Bindung in Aggregaten zurückzuführen

(Verberne et al., 1990; Skene et al., 1996). Neben der Bodenart spielt auch das Maß der Belegung freier Sorptionsplätze durch die organische Substanz für ihre Mineralisierung eine Rolle (Hassink & Whitmore, 1997). Bei der Parabraunerde zeigt sich die geringste Mineralisierung sowie eine kurzfristig geringere Verfügbarkeit der organischen Substanz für die Mikroorganismen bei Frischkompostanwendung. Dies ist möglicherweise durch Sorptionsprozesse der zugeführten organischen Substanz an die mineralische Matrix bedingt. Für diesen Modellversuch findet Siebert (1998) auch für die N - Mineralisierung eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenart mit den ebenfalls geringsten Mineralisierungsleistungen bei der Parabraunerde. Bei der Braunerde tritt ein Mineralisierungsschub der pedogenen organischen Substanz durch Kompostanwendung und die damit verbundene pH-Wert-Anhebung auf.

Obwohl bei höheren Temperaturen die organische Substanz schneller mineralisiert wird, ist die Temperaturabhängigkeit des Stoffumsatzes bei den Versuchsvarianten nicht einheitlich. Dies ist vor allem auf die unterschiedliche Zusammensetzung der organischen Substanz zurückzuführen.

Der Vergleich der CO₂-Freisetzung bei Bioabfallkompostanwendung und der CO₂-Freisetzung bei Inkubationsexperimenten mit Stallmistkomposten aus Literaturdaten läßt vermuten, daß Stallmistkomposte gegenüber einer Mineralisierung stabiler sind als Bioabfallkomposte.

3.1.2.2 N-Mineralisierung

Durch die Anwendung von Bioabfallkompost auf Böden kommt es zur Erhöhung des Kohlenstoff- und Stickstoffpools (Tab. 3-1). Aufgrund der im Kompost vorliegenden leichtabbaubaren Kohlenstoff- und Stickstoffquellen verfügen Bioabfallkomposte über ein hohes N-Nachlieferungsvermögen. Bedingt durch den fortgeschrittenen Rotteprozeß liegt im Fertigkompost ein höherer Anteil an anorganischem Stickstoff vor, der jedoch weniger als 1 % des Gesamtstickstoffs beträgt. Über 80 % des mineralischen Stickstoffs im Fertigkompost ist als Ammonium-Stickstoff vorliegend (Tab. 3-3). Im Gegensatz zum Fertigkompost liegen im Frischkompost nur 0,07 % anorganischer Stickstoff vor. Die in Tab. 3-3 aufgeführten NH₄-N- und NO₃-N-Gehalte zeigen, daß nach Einarbeitung des Fertigkompostes in die Böden die NO₃-N-Gehalte im Vergleich zu den Varianten ohne Fertigkompost um 9 bis 10 mg kg⁻¹ gestiegen sind. Der im Fertigkompost vorliegende NH₄-N wird direkt nitrifiziert.

Tab. 3-3: NH₄-N- und NO₃-N- Gehalte in mg kg⁻¹ der Ausgangssubstrate zu Versuchsbeginn und deren prozentuale Anteile am anorganischen Stickstoff

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NH ₄ -N/N _{anorg}	NO ₃ -N/N _{anorg}
	mg kg ⁻¹		in Prozent (%)	
Frischkompost	8,1	6,1	57,6	42,4
Fertigkompost	66,5	8,9	88,2	11,8
Kippboden mit Frischkompost	2,9	6,3	31,5	68,5
Kippboden mit Fertigkompost	5,1	9,1	35,9	64,1
Braunerde	0,6	14,5	4,0	96,0
Braunerde mit Frischkompost	5,5	16,8	24,7	75,3
Braunerde mit Fertigkompost	7,9	24,9	24,1	75,9
Parabraunerde	0,5	22,3	2,2	97,8
Parabraunerde mit Frischkompost	1,5	24,5	5,8	94,2
Parabraunerde mit Fertigkompost	6,9	31,6	17,9	82,1

Standardabweichung für alle Proben < 0,05 mg kg⁻¹ (n = 3).

Die schnellste Umsetzung erfolgt beim lehmigen Substrat der Parabraunerde. Die geringsten Gehalte an NH₄-N werden nach der Anwendung von Frisch- und Fertigkompost bei der Parabraunerde beobachtet. Der freigesetzte NH₄-N wurde entweder schneller durch die Mikroorganismen nitrifiziert, mikrobiell immobilisiert oder ein Teil des NH₄-N wurde an die Tonminerale sorbiert. Die Ergebnisse der DMSO-Reduktase (Abb. 3-12) und des Biomasse-N bestätigen, daß in der Parabraunerde die höchste mikrobielle Aktivität und der höchste Biomasse-N im Vergleich zu den beiden sandigen Böden vorliegt. Nach Ladd & Foster (1988) wird in tonigen Substraten mehr Stickstoff aus organischen Düngern in die mikrobielle Biomasse eingebaut als bei sandigen Substraten. Diese wird durch die Bindung an die Bodenmatrix stabilisiert und ist somit gegen den mikrobiellen Abbau geschützt (Van Veen & Kuikmann, 1990).

Trotz der hohen Umsetzungsrate werden in der Parabraunerde nach Fertigkompostanwendung noch 18 % NH₄-N vom mineralischen Stickstoffs vorgefunden (Tab. 3-3). Die beiden sandigen Substrate weisen höhere NH₄-N Anteile von 24-25 % bei der Braunerde und von 32-36 % beim Kippboden nach Kompostapplikation auf (Tab. 3-3). Unterschiede in Abhängigkeit vom Rottegrad des Kompostes sind bei diesen Böden direkt nach der Kompostanwendung nicht feststellbar.

NH₄-N - Umsatz

Im weiteren Verlauf der Inkubation wirken sich der Rottegrad, die Bodenart sowie die Temperatur auf den NH₄-N - Umsatz aus (Tab. 3-4).

Auch 59 Tage nach der Applikation von Bioabfallkompost auf die Böden ist die Nitrifikation bei den beiden sandigen Substraten (Kippboden und Braunerde) mit Fertigkompost bei 5 °C nicht vollständig abgelaufen. Beim Kippboden mit Fertigkompost werden nur 13 % und bei der Braunerde 63 % des NH₄-N nitrifiziert (Tab. 3-4). Demgegenüber weist die Braunerde

nach Zusatz von Frischkompost bei dieser Temperatur einen höheren $\text{NH}_4\text{-N}$ - Umsatz von 97 % auf. Dieser erhöhte Umsatz im Vergleich zum Fertigkompost ist auf den geringen Anteil an mineralischem Stickstoff im Frischkompost zurückzuführen.

Tab. 3-4: $\text{NH}_4\text{-N}$ - Umsatz 59 Tage nach Kompostapplikation

Boden/Kompost/Temperatur (n = 2)	NU¹ nach 59 Tagen % $\text{NH}_4\text{-N}$
Kippboden/Frischkompost/5 °C	38,3 ± 4,2
Kippboden/Fertigkompost/5 °C	12,9 ± 0,7
Kippboden/Frischkompost/14 °C	97,9 ± 0,1
Kippboden/Fertigkompost/14 °C	99,9 ± 0,0
Braunerde/Frischkompost/5 °C	96,7 ± 1,2
Braunerde/Fertigkompost/5 °C	62,5 ± 0,4
Braunerde/Frischkompost/14 °C	98,2 ± 0,1
Braunerde/Fertigkompost/14 °C	99,4 ± 0,1
Parabraunerde/Frischkompost/5 °C	99,5 ± 0,0
Parabraunerde/Fertigkompost/5 °C	99,7 ± 0,0
Parabraunerde/Frischkompost/14 °C	99,8 ± 0,0
Parabraunerde/Fertigkompost/14 °C	99,8 ± 0,0

NU¹ - Nitrifikationsumsatz nach Beck (1979)

Die niedrigen Umsatzraten des Kippbodens sowohl nach Applikation von Fertig- als auch von Frischkompost bei 5 °C lassen sich auf das sterile Ausgangsmaterial zurückführen. Hierdurch war die lebende mikrobielle Biomasse und damit die mikrobielle Aktivität zu Versuchsbeginn stark herabgesetzt. Der Aufbau der mikrobiellen Biomasse im Kippboden beruht ausschließlich auf der Zufuhr von organischer Substanz durch den Bioabfallkompost. Der freigesetzte Stickstoff wird von der neu aufgebauten Biomasse im Kippboden immobilisiert.

Da bei 14 °C in allen Böden mehr als 98 % des Ammoniumstickstoffs umgesetzt wurde, kann von einem deutlichen Einfluß der Temperatur auf die Mikroorganismen-tätigkeit ausgegangen werden.

Im Gegensatz zu den sandigen Substraten ist nach 59 Tagen Inkubation bei dem stark tonigen Schluff der Parabraunerde eine vollständige Nitrifikation abgelaufen. Hier konnte keine Temperaturabhängigkeit festgestellt werden.

Fazit:

Durch die Zufuhr von leichtabbaubaren C- und N-Quellen weisen Bioabfallkomposte ein hohes N-Nachlieferungsvermögen auf.

Mehr als 95 % des Stickstoffs im Bioabfallkompost ist organisch gebunden.

Mit zunehmenden Rottegrad nimmt der Anteil des anorganischen Stickstoffs im Bioabfallkompost zu.

Der anorganische Stickstoff liegt vorwiegend als Ammonium-N im Bioabfallkompost vor.

Der Ammonium-Umsatz wird durch die Bodenart, die Temperatur und den Rottegrad beeinflusst: Parabraunerde (Ut4) > Braunerde (Sl2) > Kippboden (oj-ss); bei den sandigen Böden ist der NH₄-N-Umsatz bei 14 °C > 5 °C; Frischkompost > Fertigkompost.

3.1.2.2.1 N-Mineralisierungsverlauf

Zur Beschreibung des N-Mineralisierungsverlaufs der Böden und der Boden-Kompostvarianten wurde die Nitrifikation aller Varianten nach Beck (1979) ermittelt. Dafür wurde der NH₄-N- und NO₃-N-Gehalt des jeweiligen Inkubationstermins (2, 6, 12, 18 Monate) in Beziehung zu dem NH₄-N- und NO₃-N-Gehalt des vorangegangenen Inkubationstermins gesetzt.

In Abb. 3-3 ist die Stickstoffmineralisierung der Parabraunerde im Vergleich zur Anwendung von Frisch- und Fertigkompost dargestellt. Die dazugehörigen Kurvenfunktionen der N-Mineralisierung aller Böden sind im Anhang aufgeführt.

Ausgehend von einer linearen N-Mineralisierung der Böden (Addiscott, 1983; Beck, 1983; Tabatabai & Al-Khafaji, 1980) kann dies für die Parabraunerde ohne Kompostapplikation nicht beobachtet werden. Die **Parabraunerde ohne Kompost** weist bei 14 °C eine **nichtlineare Mineralisierung** nach der exponentiellen Gleichung $N_{\min} [\text{mg kg}^{-1}] = 24,07 + 2,68 \cdot t^{0,52}$ ($r^2 = 0,92^{**}$, $n = 10$) auf. Bei 5 °C kann der Verlauf nicht signifikant angepaßt werden. Nach 366 Tagen ist der Mineralisierungsverlauf rückläufig. Dies ist auf die assimilatorische Nitratreduktion bzw. die N-Immobilisierung durch die Mikroorganismen zurückzuführen, die mit zunehmender Inkubationszeit einsetzt (Beck, 1983).

Nach **Applikation von Frischkompost auf die Parabraunerde** verläuft die **N-Mineralisierung** sowohl bei 5 °C als auch bei 14 °C **linear**. Beide Kurvenanpassungen sind signifikant. Eine exponentielle Erhöhung der N-Mineralisierung nach der Zufuhr von frischer organischer Substanz wird direkt nach Frischkompostzufuhr nicht beobachtet. **Bei der Anwendung von Frischkompost liegt ein Gleichgewicht zwischen Mineralisierung und Immobilisierung vor.** Der beim Abbau der organischen Substanz freigesetzte mineralische Stickstoff wird von den Mikroorganismen zum Aufbau der eigenen Biomasse assimiliert. Ebertseder (1996) stellte nach der Anwendung von Frischkompost auf Böden eine stark veränderte N-Dynamik fest, die sich in Phasen ausgeprägter N-Immobilisierung und N-Mineralisierung widerspiegelte. Dies führte der Autor auf Veränderungen der Mikroorganismenpopulation durch die Anwendung von Bioabfallkompost zurück. Auch

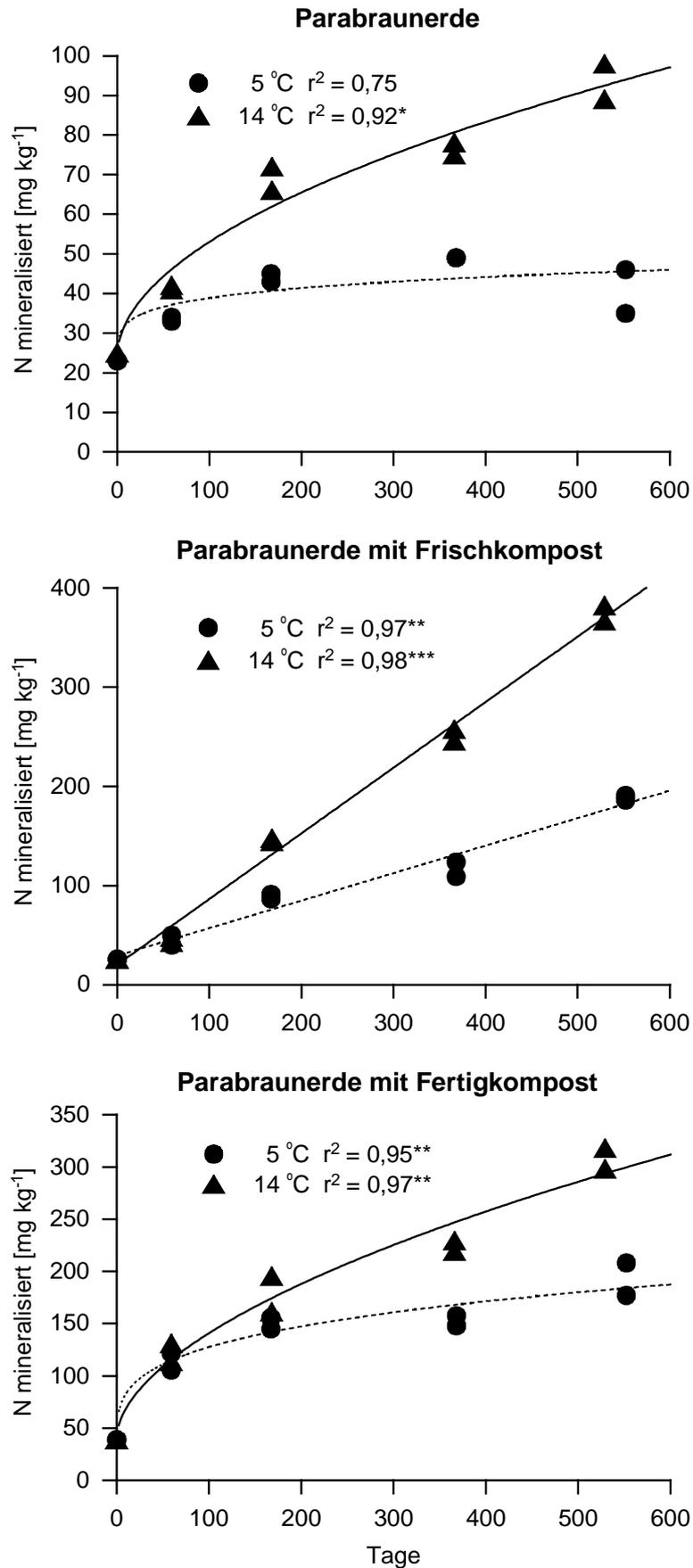


Abb. 3-3: N-Mineralisierung der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Frischkompost und der Parabraunerde mit Fertigkompost bei 5 und 14 °C

Jiménez & Garcia (1989) verzeichneten nach der Anwendung von unreifen Komposten auf Böden eine N-Immobilisierung und führten diese auf das weite C/N-Verhältnis im unreifen Kompost zurück. Da in dem hier durchgeführten Inkubationsversuch das C/N-Verhältnis des Frischkompostes (13) nur geringfügig über dem des Fertigungskompostes (12) liegt, ist eine verstärkte N-Immobilisierung nach der Anwendung des Frischkompostes auszuschließen.

Die **Applikation von Fertigungskompost auf die Parabraunerde** bewirkt eine **exponentielle N-Mineralisierung**. Bei beiden Temperaturvarianten, 5 und 14 °C, wird ein gesicherter exponentieller Verlauf festgestellt. Die Gleichungen der berechneten Kurvenverläufe sind im Anhang aufgeführt. Im Vergleich zur Frischkompostanwendung bei der Parabraunerde führt die Anwendung von Fertigungskompost zu einem direkten Mineralisierungsschub im Boden, der auf den höheren Anteil an mineralischen Stickstoff im Fertigungskompost zurückzuführen ist. Durch den exponentiellen Mineralisierungsverlauf bei der Parabraunerde mit Fertigungskompost zeigt sich, daß die N-Mineralisierung direkt nach der Applikation von Fertigungskompost einsetzt. Ebertseder (1996) stellte in seinem Gefäßversuch zwar eine Erhöhung der N-Mineralisierung nach Applikation von Fertigungskompost auf Böden fest, konnte jedoch keine Veränderung des Mineralisierungsverlaufs feststellen.

Die **Braunerde** ohne Kompost weist **im Vergleich zur Parabraunerde ein ähnliches Mineralisierungsverhalten** sowohl bei 5 °C als auch bei 14 °C auf. Bis zu einer Inkubationszeit von 366 Tagen verläuft die Mineralisierung der Braunerde linear, danach kommt es zu einem Rückgang der Mineralisierung (Abb. 3-4).

Im Gegensatz zur Parabraunerde zeigt sich bei der Braunerde mit Frischkompost ein nichtlinearer Verlauf der N-Mineralisierung, der auf den starken pH-Wert-Anstieg von 4,5 auf 6,2 zurückzuführen ist. Beck (1983) stellte bei einer pH-Wert-Änderung um 0,7 pH-Einheiten eine Steigerung der Nitrifikation um ein Vielfaches fest.

Dancer et al. (1973) wiesen eine lineare Beziehung zwischen dem pH-Wert und der NO₃-N-Akkumulation nach. Die optimale Bodenreaktion für die Nitrifikation liegt im Bereich von pH 6,5 - 8,8 (Beck, 1979).

Bei der Anwendung von Fertigungskompost auf die Braunerde zeigt sich ebenfalls ein exponentieller Mineralisierungsverlauf, der jedoch nur für die 14 °C Variante mit einer gesicherten Kurvenanpassung beschrieben werden kann.

Auffällig bei der 5 °C - Inkubation nach Fertigungskompostanwendung ist ein starker Rückgang der N-Mineralisierung nach 168 Tagen. Dies ist auf den hohen Mineralisierungsschub kurz nach der Applikation von Fertigungskompost zurückzuführen. Es ist anzunehmen, daß durch die verstärkte Nährstoffnachlieferung Mikroorganismen aufgebaut und mobilisiert werden. Aufgrund der wachsenden Mikroorganismenpopulation wird ein höherer N- und C-Bedarf für den Erhalt der Mikroorganismen benötigt, der jedoch nach 168 Tagen Inkubation nicht mehr aus dem Fertigungskompost nachgeliefert wird. Dadurch kommt es zum Absterben der Mikroorganismen, deren Biomasse dann in den refraktären organischen Pool eingebaut wird.

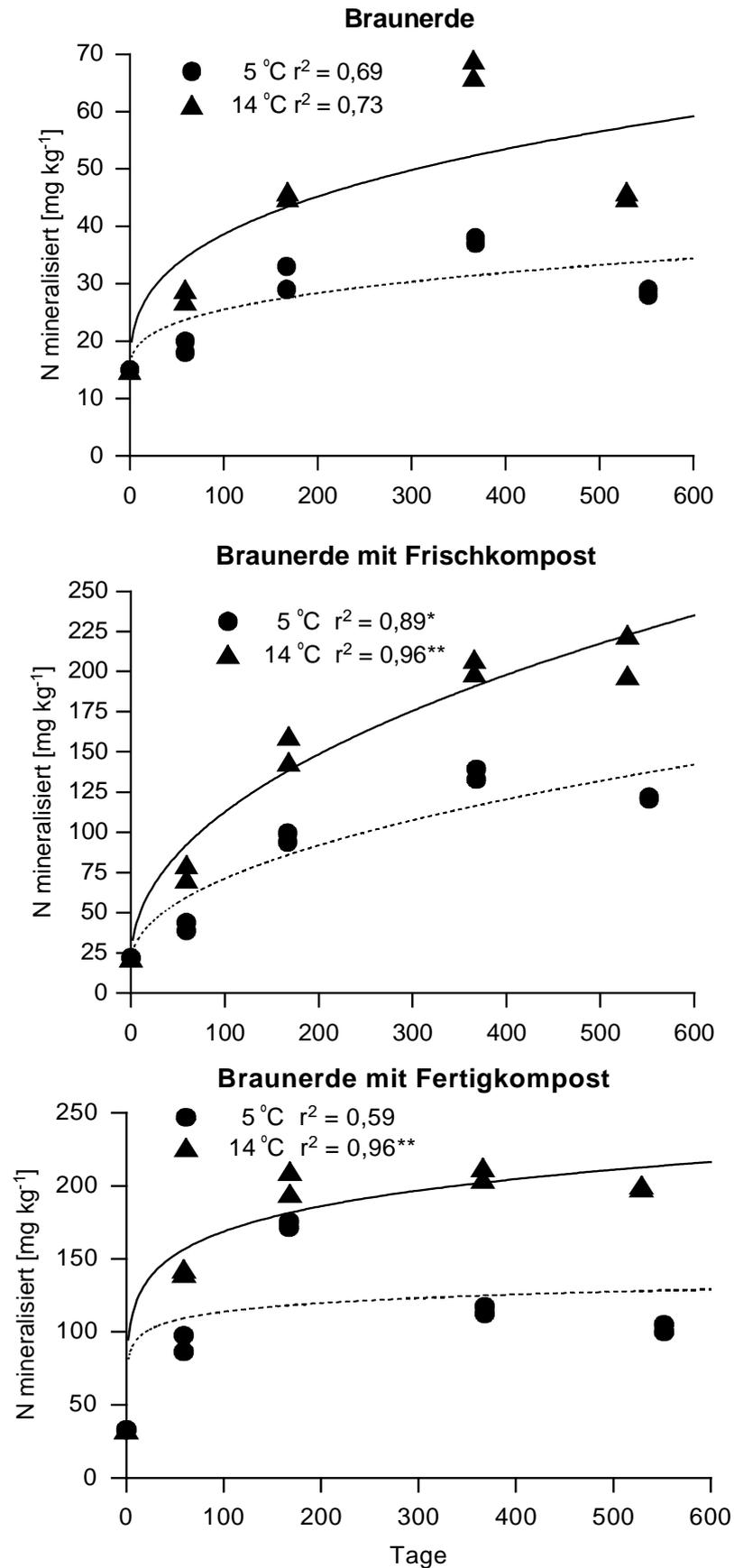


Abb. 3-4: N-Mineralisierung der Braunerde, der Braunerde mit Frischkompost und der Braunerde mit Fertigungskompost bei 5 und 14 °C

Der Stickstoff wird immobilisiert. Bei allen Braunerde-Varianten ist eine N-Immobilisierung zu erkennen. Aufgrund des geringeren Anteils an mineralischem Stickstoff zu Versuchsbeginn liegt die N-Mineralisierung bei der Braunerde im Vergleich zur Parabraunerde auf einem niedrigeren Niveau.

Beim Kippboden stellt der N-Mineralisierungsverlauf die Mineralisierung des Kompostes dar, da es sich um einen reinen Sand ohne nennenswerten organischen Anteil handelt (Abb. 3-5). Weder nach Frischkompostanwendung noch nach Fertigkompostanwendung kann eine gesicherte Kurvenanpassung für die N-Mineralisierung durchgeführt werden.

Beim Kippboden mit Frischkompost ist der Temperatureinfluß auf die N-Mineralisierung sehr stark ausgeprägt (Abb. 3-5). Bei 5 °C setzt erst nach 366 Tagen eine verstärkte N-Mineralisierung ein, bei 14 °C ist ein exponentieller Anstieg festzustellen.

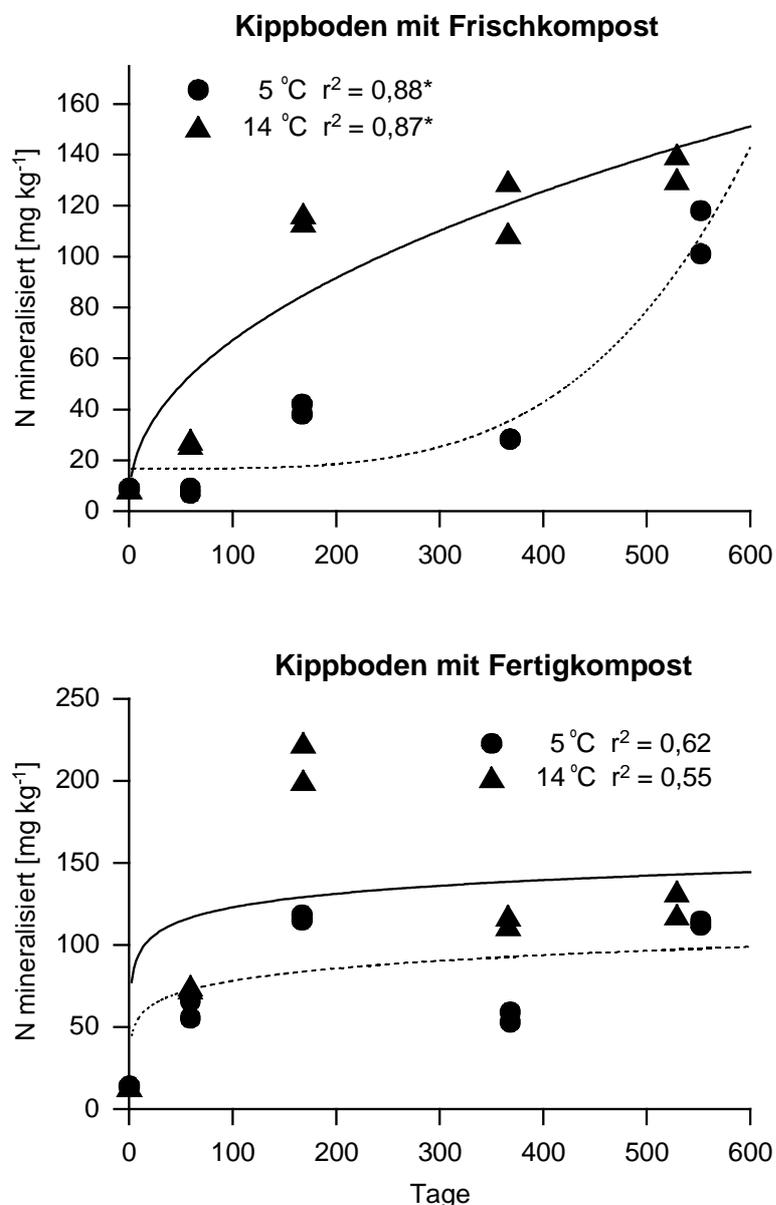


Abb. 3-5: N-Mineralisierung des Kippbodens mit Frisch- und Fertigkompost bei 5 und 14 °C

Bei Fertigungskompostanwendung ist auffällig, daß, wie auch bei der Braunerde mit Fertigungskompost bei 5 °C, nach 168 Tagen eine N-Immobilisierung einsetzt (Abb. 3-5). Die im Fertigungskompost vorliegenden leichtabbaubaren N-Quellen sind bis zu diesem Zeitpunkt in den sandigen Böden abgebaut.

Ab 366 Tagen ist kein weiterer Rückgang im mineralischen Stickstoffgehalt zu erkennen, sondern eher eine erneute N-Mineralisierung. Wesentlich ist, daß im Laufe der Inkubation der aus dem Bioabfall stammende Stickstoff nicht vollständig mineralisiert wird. Die Düngewirkung in Form der N-Nachlieferung ist 552 Tage nach Anwendung von Frisch- und Fertigungskompost auf den Kippboden noch vorhanden.

Die Ergebnisse der N-Mineralisierung zeigen, daß sich die N-Freisetzung in Böden und Komposten nicht über ein einheitliches mathematisches Modell berechnen läßt. Die von Beck (1983) und Tabatabai & Al-Khafaji (1980) gefundene lineare N-Mineralisierung in Böden konnte bei der Braunerde und Parabraunerde nicht festgestellt werden. Auch ein Verlauf nach der Exponentialfunktion erster Ordnung von Stanford & Smith (1972) konnte bei den Böden und Bodenkompostvarianten nicht beobachtet werden.

Die Anwendung eines linearen oder exponentiellen Ansatzes von Stanford & Smith (1972) setzt voraus, daß die Mineralisierungsrate über den gesamten Zeitraum gleich ist. Auch Hadas & Portnoy (1994) versuchten, die N-Mineralisierung von zwei Güllekomposten und eines Regenwurmkompostes mit der Exponentialfunktion von Stanford & Smith (1972) zu beschreiben, konnten aber keine gute Anpassung erzielen. Sie führten dies auf unterschiedliche Mineralisierungsraten der Komposte im Vergleich zum Boden zurück. Im Gegensatz dazu konnten Kirchmann & Bergqvist (1989) die N-Mineralisierung von Weißklee im Boden mit der Exponentialfunktion von Stanford & Smith (1972) beschreiben. Hervorzuheben bleibt, daß es sich beim Weißklee im Vergleich zum Bioabfallkompost um eine relativ homogene und schnellabbaubare Stickstoffquelle mit einem engen C/N-Verhältnis von ca. 8 handelt.

Die unterschiedliche Mineralisierungsdynamik, die in dieser Arbeit bei der Anwendung von Bioabfallkomposten festgestellt wurde, deutet darauf hin, daß der Stickstoff aus verschiedenen organischen N-Fractionen unterschiedlich schnell freigesetzt wird. Dies kommt der Modellannahme von Stadelmann et al. (1983) nahe, die in ihrem N-Mobilisierungsmodell den N-Pool in einen leicht abbaubaren und einen schwer abbaubaren N-Pool unterteilen. Dem leichtabbaubaren N-Pool wird eine kurzfristige exponentielle N-Freisetzung, dem schwerabbaubaren N-Pool eine lineare Mineralisierung zugewiesen.

Fazit:

Insgesamt läßt sich für die vorliegenden Ergebnisse festhalten:

Die N-Dynamik wird sowohl vom Rottegrad des Bioabfallkompostes, als auch vom Boden beeinflusst.

Fertigungskomposte weisen eine schnelle Freisetzung von anorganischem Stickstoff auf, der im Laufe des Rotteprozesses freigesetzt wird. Der im Bioabfallkompost in Form

von Ammonium vorliegende Stickstoff wird nach Einarbeitung in Böden direkt nitrifiziert.

Bei der Anwendung von Frischkompost setzt die N-Mineralisierung verzögert ein. Der während der Kompostierung freigesetzte mineralische Stickstoff wird in der organischen Substanz des Frischkompostes immobilisiert.

Eine Hemmung der Nitrifikation tritt bei niedrigen Temperaturen und sauren Böden (Braunerde) bzw. in Böden auf, die eine geringe mikrobiologische Aktivität (Kippboden) aufweisen.

Der Kippboden mit Kompost spiegelt den Mineralisierungsverlauf des Frisch- und Fertigkompostes wider. Der Mineralisierungsverlauf des Kompostes ist starken Schwankungen unterlegen.

Die N-Mineralisierung ist nach 18 Monaten Kompostanwendung beim Kippboden noch anhaltend \Rightarrow mittelfristige N-Nachlieferung durch Kompostdüngung.

3.1.2.2.2 N-Mineralisierungsleistung

Für die Ermittlung der jährlichen N-Mineralisierung wurden die zu den einzelnen Inkubationsterminen (0-2, 2-6, 6-12 Monate) ermittelten Mineralisierungsraten summiert.

In allen Böden kommt es zum Anstieg der Stickstoffmineralisierung nach Kompostanwendung bei 14 °C (Abb. 3-6). Die Mineralisierungsleistung der Braunerde wird von 3,1 % auf 5,6 % nach Zugabe von Frischkompost und auf 5,7 % nach Zugabe von Fertigkompost gesteigert. Die Mineralisierungsleistung der Parabraunerde wird von 2,7 % auf 6,0 % nach Frischkompostapplikation und auf 5,3 % nach Fertigkompostapplikation angehoben. Die höchste N-Mineralisierung tritt im Vergleich zu den anderen Boden-Kompostvarianten beim Kippboden auf. In dem reinen Sand wies der Frischkompost eine N-Mineralisierung von 6,7 % und der Fertigkompost von 5,9 % auf (Abb. 3-6).

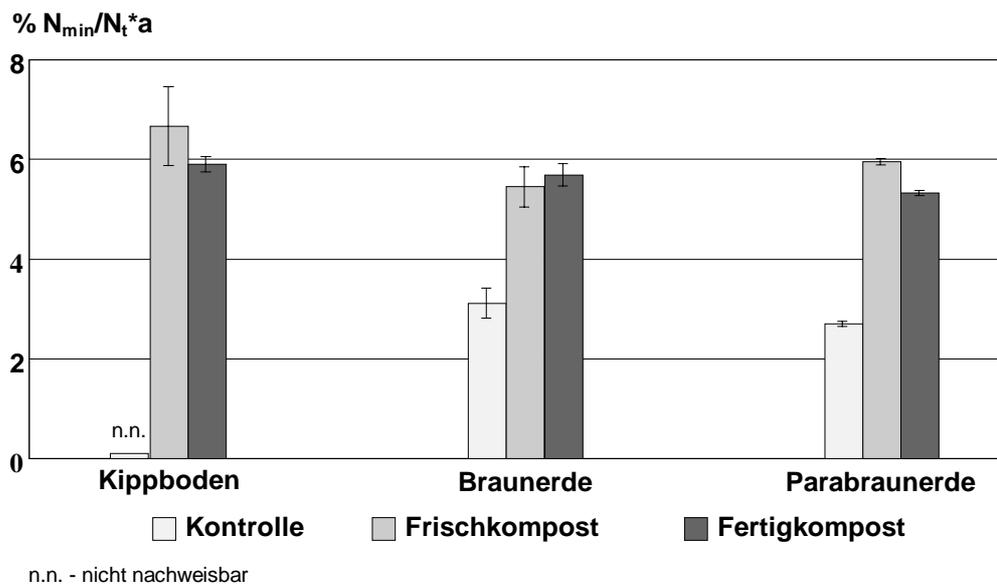


Abb. 3-6: N-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 14 °C

Im Vergleich zur 14 °C Inkubation wird bei den Böden ohne Kompost bei der 5 °C Variante nur halb so viel Stickstoff mineralisiert (Abb. 3-7). Bei den Boden-Kompostvarianten fällt auf, daß der Kippboden mit Frischkompost die niedrigste Mineralisierung von 1 % aufweist. Beim Kippboden und bei der Parabraunerde wird durch die Fertigkompostzufuhr eine höhere Mineralisierung erzielt als nach Frischkompostzugabe. Ein entgegengesetztes Bild zeigt die Braunerde, die mit 3,7 % die höchste N-Mineralisierung nach Frischkompostapplikation erreicht (Abb. 3-7).

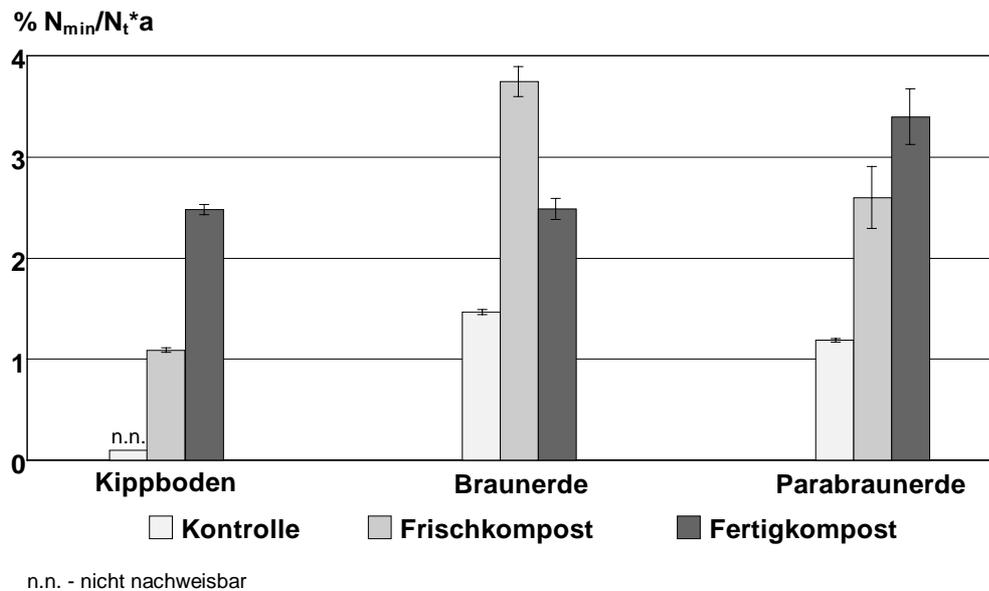


Abb. 3-7: N-Mineralisierung der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 5 °C

Beim Vergleich der beiden Böden ohne Kompost ist festzustellen, daß bei dem sandigen Boden der Braunerde eine höhere N-Mineralisierungsleistung auftritt als bei der schluffig-tonigen Parabraunerde. Dies entspricht Ergebnissen von Ebertseder (1996), der ebenfalls in einem Gefäßversuch bei Kompostanwendung auf sandigen Substraten im Vergleich zu lehmigen Substraten eine höhere N-Mineralisierung feststellte.

Wie bereits erwähnt, wird im LAGA M10 (LAGA, 1995) die N-Mineralisierung aus Bioabfallkomposten mit 10 % angenommen. Diese wird bei Temperaturen von 14 °C nicht erreicht. Unter Freilandbedingungen können durchaus höhere Temperaturen im Oberboden auftreten, die die N-Mineralisierung positiv stimuliert. Es ist allgemein bekannt, daß es zu Mineralisierungsschüben im Boden durch Temperatur- und Feuchteschwankungen kommt, die unter standardisierten Bedingungen in Gefäßversuchen nicht auftreten. Jedoch bleibt anzumerken, daß sowohl in Feldversuchen als auch in anderen Gefäßversuchen (Asche & Steffens, 1995; Ebertseder, 1996; Scherer et al., 1996) keine höhere Mineralisierungsleistung nach Kompostanwendung aufgetreten ist.

Der Rottegrad des Bioabfallkompostes zeigt keinen eindeutigen Einfluß auf die N-Mineralisierungsleistung, was auch von Ebertseder (1996) und Scherer et al. (1996) beobachtet wurde.

Problematisch bei der Anwendung von Bioabfallkompost ist die genaue Kalkulation der N-Freisetzung, da sich im Laufe der Inkubation die Mineralisierungsraten ändern (Tab. 3-5). Eine deutliche Steigerung der Mineralisierungsraten der Böden nach Fertigkompostanwendung ist in den ersten zwei Monaten der Inkubation zu beobachten. Der Kippboden mit Fertigkompost weist mit 5,6 und 7,8 % N_{\min}/N_t proTag*100 die höchsten Mineralisierungsraten auf. Bei allen Böden mit Fertigkompost nehmen danach die Mineralisierungsraten deutlich ab. Bei Frischkompostanwendung, mit Ausnahme der Braunerde mit Frischkompost, steigt die Mineralisierungsrate erst im Zeitraum 2 - 6 Monate an. Auch hier zeigt der Kippboden mit Frischkompost bei 14 °C mit 2,4 % N_{\min}/N_t proTag*100 die höchste Mineralisierungsrate. Über den gesamten Inkubationszeitraum unterliegen die Mineralisierungsraten bei Frischkompostanwendung nur geringfügigen Schwankungen. Sie sind mit denen der Böden ohne Kompost vergleichbar, bei denen sich die Mineralisierungsraten im Laufe der Zeit nur geringfügig verändern. Nach 18 Monaten Inkubation sind die Mineralisierungsraten der 5 °C Varianten sowohl bei Frisch- als auch bei Fertigkompostanwendung auf das Niveau der Böden ohne Kompost abgefallen. Die 14 °C Kompostvarianten weisen nach wie vor erhöhte Mineralisierungsraten auf. **Dies zeigt, daß der Bioabfallkompost weiterhin Stickstoff nachliefert und somit eine langsam nachfließende N-Quelle darstellt.**

Tab. 3-5: Mineralisierungsraten der einzelnen Inkubationszeiträume

	Inkubationszeitraum			
	0 - 2	2 - 6	6 - 12	12 - 18
	Monate			
	% N_{\min}/N_t proTag*100			
Kippboden/Frischkompost/5 °C	0,2 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,3 ± 0,0	1,2 ± 0,2
Kippboden/Fertigkompost/5 °C	5,6 ± 0,9	1,5 ± 0,4	0,7 ± 0,0	1,2 ± 0,1
Kippboden/Frischkompost/14 °C	2,2 ± 0,5	2,4 ± 0,1	1,8 ± 0,2	1,6 ± 0,2
Kippboden/Fertigkompost/14 °C	7,8 ± 0,5	2,7 ± 0,4	1,7 ± 0,1	1,7 ± 0,2
Braunerde 5 °C	0,8 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,2 ± 0,0
Braunerde 14 °C	1,5 ± 0,4	1,2 ± 0,2	0,9 ± 0,1	0,4 ± 0,0
Braunerde/Frischkompost/5 °C	1,1 ± 0,3	1,0 ± 0,2	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1
Braunerde/Fertigkompost/5 °C	3,5 ± 0,7	2,3 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,5 ± 0,1
Braunerde/Frischkompost/14 °C	2,7 ± 0,2	2,3 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,2 ± 0,0
Braunerde/Fertigkompost/14 °C	6,8 ± 0,8	2,6 ± 0,1	1,6 ± 0,1	1,1 ± 0,1
Parabraunerde 5 °C	1,0 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,3 ± 0,0	0,2 ± 0,1
Parabraunerde 14 °C	1,4 ± 0,1	1,6 ± 0,0	0,8 ± 0,1	0,8 ± 0,1
Parabraunerde/Frischkompost/5 °C	1,0 ± 0,3	1,1 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,9 ± 0,0
Parabraunerde/Fertigkompost/5 °C	4,0 ± 0,3	1,7 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,8 ± 0,1
Parabraunerde/Frischkompost/14 °C	0,9 ± 0,1	2,0 ± 0,1	1,6 ± 0,0	2,0 ± 0,0
Parabraunerde/Fertigkompost/14 °C	4,1 ± 0,6	2,2 ± 0,3	1,5 ± 0,1	1,6 ± 0,0

Standardfehler: n = 2

Im allgemeinen wird die Mineralisierungsrate in Inkubationsversuchen über einen Zeitraum von drei Wochen ermittelt (Alef, 1991; Beck, 1979). Dies hat zur Folge, daß die Mineralisierungsleistung durch Kompostapplikation überschätzt bzw. unterschätzt wird.

Würde der Berechnung der N-Mineralisierung die Mineralisierungsrate für den Zeitraum 0 - 2 Monate zugrundegelegt (Tab. 3-5), ergäbe dies bei Fertigkompostanwendung eine N-Mineralisierung von 14,4 % gegenüber der tatsächlichen von 5,3 %. Im Gegensatz dazu würde die berechnete N-Mineralisierung bei Frischkompostanwendung anstatt von 6,0 % nur 3,4 % betragen.

Zusammenhänge zwischen den N_{\min} -Gehalten und den im Mikrokosmenversuch ermittelten bodenmikrobiologischen und bodenchemischen Parametern zeigen sich für die Parameter C/N-Verhältnis, Biomasse-C, N_t , α -Amino-N und die kumulierten CO_2 -Gehalte (Tab. 3-6). Die Ergebnisse des α -Amino-N werden in Abschnitt 3.1.3.2 genauer diskutiert.

Der signifikant negative Zusammenhang ($r_s = -0,58$, $p < 0,001$) zwischen dem C/N-Verhältnis und dem N_{\min} -Gehalt bedeutet, daß bei weiten C/N-Verhältnissen in Böden eine N-Immobilisierung auftritt (Alef, 1991; Haider, 1996; Stevenson, 1994).

Tab. 3-6: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r_s) zwischen dem N_{\min} -Gehalt und dem C/N, Biomasse-C, N_t , α -Amino-N und der kumulierten CO_2 -Freisetzung

	N_{\min}		
	alle Varianten (n = 160)	Boden-Kompostvarianten (n = 120)	Böden (n = 40)
C/N	-0,17*	-0,16	-0,58***
ΣCO_2-Freisetzung	0,75***	0,60***	0,88***
Biomasse-C	-0,38***	-0,75***	0,21
N_t	0,38***	0,21*	0,46**
α-Amino-N	0,56***	0,46***	0,67***

* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,001$;

Zwischen der kumulierten CO_2 -Freisetzung und dem mineralischen Stickstoff besteht ein signifikanter Zusammenhang ($p < 0,001$). Daraus folgert, daß bei einer hohen CO_2 -Freisetzung auch eine erhöhte N-Mineralisierung stattfindet. Der Biomasse-C-Pool zeigt bei den Boden-Kompostvarianten einen negativen Zusammenhang ($r_s = -0,75^{***}$) mit dem N_{\min} -Gehalt, da der Biomasse-C-Pool nach der Anwendung von Bioabfallkompost exponentiell abnimmt. Signifikante Korrelationen treten ebenfalls beim N_t -Gehalt aller Varianten mit dem N_{\min} -Gehalt auf. Mit zunehmendem Stickstoffgehalt wird somit die N-Mineralisierung erhöht. Pestryakov et al. (1990) stellten ebenfalls einen engen Zusammenhang zwischen dem N_{\min} - und dem N_t -Gehalt fest. Die Korrelation des α -Aminosäure-Pools mit dem N_{\min} -Gehalt zeigt sowohl bei den Böden als auch bei den Boden-Kompostvarianten signifikante Werte ($p < 0,001$). Es ist anzunehmen, daß der α -Aminosäure-Pool einen wesentlichen Einfluß auf die N-Mineralisierung ausübt. Kelley & Stevenson (1987) stellten in einem ^{15}N markierten Inkubationsversuch fest, daß die N-Mineralisierung durch den Abbau von mikrobiellem Protein beeinflusst wird. Sie zeigten jedoch, daß mit abnehmendem Aminosäuregehalt die N-Mineralisierung ansteigt.

Fazit:

Die Anwendung von Bioabfallkompost auf Böden führt zu einer Erhöhung der N-Mineralisierungsleistung.

Bei 14 °C ist die jährliche N-Mineralisierungsleistung etwa doppelt so hoch als bei 5 °C. Sie liegt jedoch auch nach Kompostanwendung unter 10 %.

Die N-Mineralisierungsleistung wird durch die Bodenart beeinflusst: Sandige Böden weisen eine höhere N-Mineralisierung auf als schluffig-tonige Böden. Die höchste N-Mineralisierungsleistung tritt im reinen Sand des Kippbodens nach Kompostapplikation auf.

Der Rottegrad des Kompostes hat keinen Einfluß auf die jährliche N-Mineralisierungsleistung.

Der Rottegrad des Kompostes wirkt sich jedoch auf die N-Mineralisierungsraten aus. Nach Anwendung von Fertigungskompost kommt es zu einer deutlichen Steigerung der N-Mineralisierungsraten, die im zeitlichen Verlauf abnehmen. Bei der Anwendung von Frischkompost unterliegen die N-Mineralisierungsraten im zeitlichen Verlauf geringfügigen Schwankungen.

18 Monate nach Kompostapplikation sind die N-Mineralisierungsraten bei 14 °C im Vergleich zu den Böden ohne Kompost erhöht ⇒ Bioabfallkompost stellt eine langsam nachliefernde N-Quelle dar.

3.1.2.3 Mikrobielle Biomasse

Der zeitliche Verlauf der C_{mik} -Gehalte ist in Abb. 3-8 dargestellt. Die Veränderungen der C_{mik} -Gehalte nach achtzehn Monaten zeigt Tab. 3-7.

Tab. 3-7: Prozentuale Veränderung der mikrobiellen Biomasse im Versuchsverlauf und theoretischer Anteil der Biomasse an der gesamten CO_2 - Freisetzung nach achtzehn Monaten

	5 °C	14 °C	5 °C	14 °C
	Zu (+)- und Abnahmen (-) des C_{mik} nach 18 Monaten (%)		theoret. Anteil C_{mik} an CO_2 - Freisetzung nach 18 Monaten (%) ¹	
Kippboden + Frischkompost	-82,8	-93,7	217	99
Kippboden + Fertigungskompost	-80,6	-90,8	227	82
Braunerde	+34,6	+12,7	n.b.	n.b.
Braunerde + Frischkompost	-80,9	-94,4	90	43
Braunerde + Fertigungskompost	-72,9	-90,2	66	25
Parabraunerde	-48,9	-64,9	n.b.	n.b.
Parabraunerde + Frischkompost	-77,8	-87,5	222	71
Parabraunerde + Fertigungskompost	-47,8	-65,0	81	43

¹ Erläuterung s. Text; n.b.: nicht berechnet

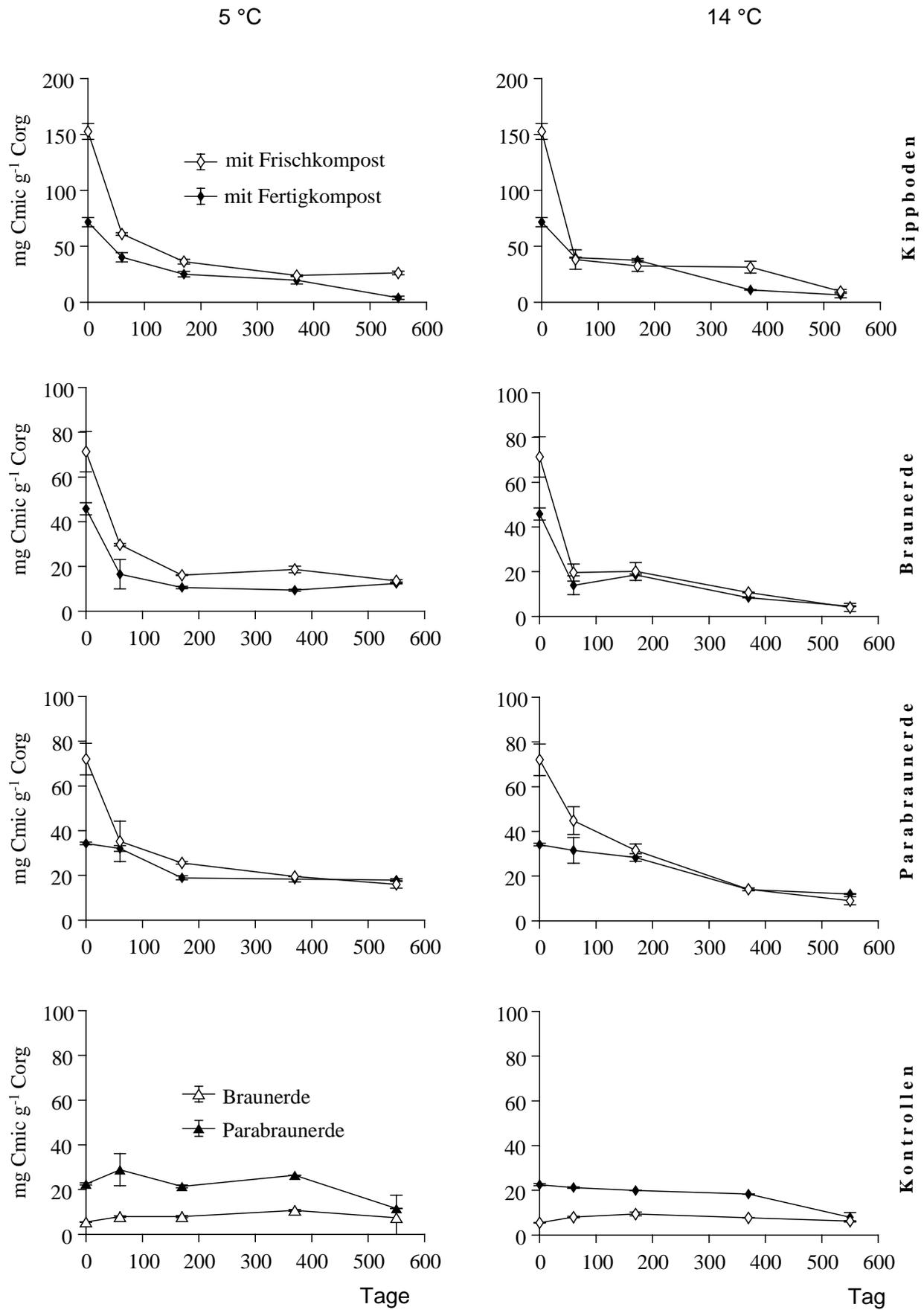


Abb. 3-8: Mikrobielle Biomasse

Die zu Versuchsbeginn aufgetretene Erhöhung der C_{mik} -Gehalte durch die Kompostzugabe ist ein kurzfristiger Effekt. Bei den meisten Varianten mit Ausnahme der Parabraunerde mit Fertigungskompost nehmen die C_{mik} -Gehalte exponentiell ab.

Die Abnahmen liegen bei den Kompostvarianten bei 48 - 94 %. Bei der Parabraunerde mit Frisch- und Fertigungskompost sind bei beiden Temperaturen die Abnahmen jeweils am geringsten (48 % - 88 %). Bei den Kontrollen nehmen die C_{mik} -Gehalte der Parabraunerde ähnlich stark ab (49 % bei 5° bzw. 65 % bei 14 °C) wie bei der Variante mit Fertigungskompost. Bei der Braunerde ohne Kompost nimmt die Biomasse bei beiden Temperaturen zu (35 % bzw. 13 %). Für die Kompostvarianten sind die C_{mik} -Gehalte zu Versuchsbeginn signifikant ($p < 0,01$) höher als die Gehalte ab dem Zeitraum 6 Monate. Bei den Kontrollen tritt eine statistisch gesicherte Abnahme zum Versuchsende nur bei der Parabraunerde (14 °C) auf. Aufgrund der deutlich niedrigeren C_{mik} -Gehalte der Kontrollen sind dort die Veränderungen im Vergleich zu den Kompostvarianten als gering anzusehen.

Der Vergleich der Abnahmen in Abhängigkeit vom Rottegrad der Komposte zeigt bei allen Böden signifikant ($p < 0,05$) stärkere Abnahmen der C_{mik} -Gehalte mit Frischkompost als mit Fertigungskompost. Diese Unterschiede sind auf die höheren C_{mik} -Gehalte des Frischkomposts zu Versuchsbeginn zurückzuführen.

Neben Bodenart und Kompostrottegrad hat auch die Temperatur einen Einfluß auf die C_{mik} -Gehalte. Die C_{mik} -Gehalte nehmen bei 14 °C im Versuchsverlauf stärker ab als bei 5 °C. Zu Versuchsende weisen alle 5 °C-Varianten höhere C_{mik} -Gehalte auf als bei 14 °C. Diese Unterschiede treten erst zum Meßzeitpunkt achtzehn Monate auf und sind für den Kippboden mit Frischkompost, für die Braunerde mit Frisch- und Fertigungskompost und für die Parabraunerde mit Fertigungskompost signifikant ($p < 0,05$).

Zu **Versuchsende** pendeln sich die C_{mik} -Gehalte der verschiedenen Boden / Kompostvarianten bei der jeweiligen Temperatur im Vergleich zu den Anfangsgehalten auf ein einheitliches Niveau ein (3 - 11 mg g⁻¹ C_{org} bei 14 °C; 7 - 25 mg g⁻¹ C_{org} bei 5 °C). Lediglich der Kippboden mit Frisch- und die Parabraunerde mit Fertigungskompost weisen nach achtzehn Monaten signifikant ($p < 0,01$) höhere C_{mik} -Gehalte auf als die anderen Varianten einschließlich der Kontrollen. Bei der Parabraunerde mit Kompost sind die C_{mik} -Gehalte bereits ab dem zweiten Monat zu jedem Termin höher als bei der Braunerde mit Kompost. Dieses Ergebnis bestätigt die Abhängigkeit der C_{mik} -Gehalte von der Bodenart, wie sie von Sorensen (1981) und von van Veen et al. (1985) beschrieben worden ist. Die Parabraunerde enthält durch ihren höheren Anteil an Fein- und Mittelporen Habitate für die Mikroorganismen, insbesondere für Bakterien, die für die Freißfeinde schlechter zugänglich sind. Demgegenüber werden in sandigen Böden Mikroorganismen schneller durch Protozoen abgeweidet und mineralisiert (Juma, 1993). Ob die höhere Mineralisierung auch auf eine Stimulierung der Mikroorganismen durch das Abweiden (und durch darauf folgende Nährstofffreisetzung) zurückgeführt werden kann, ist von mehreren ökologischen Faktoren

abhängig (Siepel & Maaskamp, 1994) und für den Gefäßversuch nicht eindeutig zu beantworten.

Aufgrund der hohen C_{mik} -Gehalte zu Versuchsbeginn und der starken Abnahme des C_{mik} wurden die Daten der Varianten mit Kompost auf einen Zusammenhang mit der Kohlenstoffmineralisierung getestet. **Zwischen den C_{mik} -Gehalten zu Versuchsbeginn und dem mineralisierten Kohlenstoff bestehen signifikante Zusammenhänge** ($p < 0,05$). Die Varianz der Kohlenstoffmineralisierung in achtzehn Monaten kann dabei zu 65 % (5 °C) bzw. 56 % (14 °C) über den Gehalt an mikrobieller Biomasse zu Versuchsbeginn erklärt werden (für zwei Monate: 68 % bei 5 °C; 60 % bei 14 °C).

Aus der Abnahme des C_{mik} wurde der Anteil berechnet, der bei einer 100 %igen Mineralisierung der abgestorbenen Biomasse als CO_2 freigesetzt würde (=theoretischer Anteil). Diese Anteile sind ebenfalls in Tab. 3-7 aufgeführt. Für die Kontrollvarianten wurde auf eine entsprechende Berechnung verzichtet, da dort die C_{mik} -Gehalte schwanken und nicht wie bei den Kompostvarianten kontinuierlich abnehmen. Rechnerisch liegt der Anteil der Biomasse am freigesetzten CO_2 nach achtzehn Monaten zwischen 25 - 99 % für 14 °C und 66 - 227 % bei 5 °C. Die theoretischen Anteile sind bei 14 °C niedriger als bei 5 °C und bei der Braunerde mit Kompost niedriger als bei den anderen Böden mit Kompost. Es ist davon auszugehen, daß die bei 5 °C absterbende mikrobielle Biomasse nicht vollständig mineralisiert wird und bei 14 °C, besonders bei der Braunerde, noch andere Kohlenstoffquellen eine wichtige Rolle für den Kohlenstoffumsatz spielen.

Als Senke für den bei der Berechnung anfallenden überschüssigen C_{mik} bei 5 °C sind drei Möglichkeiten zu nennen. Zum ersten ist die Effizienz der Substratnutzung unbekannt. Zum zweiten kann diese Rechnung die Biomasse, die abstirbt, ohne mineralisiert zu werden (Nahrungsmangel- und Konkurrenz, ungünstige ökologische Bedingungen) und sich im Boden in Form von Residuen anreichert, nicht quantifizieren. Bei einer Untersuchung von Marumoto et al. (1982), in der die mikrobielle Biomasse abgetötet und nachträglich mineralisiert wurde, wurden ca. 15 % des C_{mik} der abgetöteten Biomasse im Boden als Residuen akkumuliert. Zum dritten existiert ein Anteil, der in nicht-mikrobieller Biomasse zwischengespeichert (z.B. abgeweidet von Protozoen) und durch die C_{mik} -Bestimmung dann nicht mehr erfaßt wird.

Zusammengefaßt stellt die mikrobielle Biomasse im Gefäßversuch bei Kompostanwendung eine Kohlenstofffraktion dar, deren Anteil an der organischen Substanz rasch abnimmt und die daher als sehr labil einzuordnen ist. Die Biozönose in der Kompostmiete ist entsprechend der dort herrschenden Bedingungen, v.a. der Temperatur von bis zu 70 °C, hoch spezialisiert und besteht aus thermophilen Pilzen, Actinomyceten und bei Temperaturen über 65 °C aus bestimmten sporenbildenden Bakterien (Gottschall, 1990). Diese Biozönose ist zum großen Teil nicht an die Bedingungen in den Böden (Temperatur, pH-Werte) angepasst. Die

Veränderung der mikrobiellen Biozönose durch anthropogen schnell veränderte pH-Werte zeigen Baath & Arnebrant (1994) beispielhaft für forstliche Standorte. Auf den Einfluß der Temperatur auf die spezifische Zusammensetzung der mikrobiellen Biozönose verweisen Couteaux & Bottner (1994). Der enge Zusammenhang zwischen den C_{mik} -Gehalten und der Kohlenstoffmineralisierung legt die Möglichkeit nahe, den C_{mik} -Gehalt als Parameter für die Kompostreife und für die Umsetzbarkeit der organischen Substanz nach Kompostanwendung in weiteren Untersuchungen zu testen.

Die Veränderung der C_{mik} -Gehalte wird im Gefäßversuch von allen drei Einflußfaktoren (Boden, Kompostrottegrad, Temperatur) gesteuert: Die C_{mik} -Gehalte der Parabraunerdevarianten nehmen langsamer ab als die der anderen Böden. Die C_{mik} -Gehalte der Frischkompostvarianten nehmen stärker ab als die der Fertigkompostvarianten. Eine niedrigere Temperatur bewirkt einen langsameren Stoffumsatz und so zu Versuchsende höhere C_{mik} -Gehalte. Die niedrigere Stoffwechselfähigkeit bei 5 °C hat zur Folge, daß nach achtzehn Monaten noch abbaubarer Kohlenstoff für die Mikroorganismen vorhanden ist und sich dementsprechend eine größere Population erhalten hat.

3.1.2.4 Metabolischer Quotient

Abb. 3-9 auf der folgenden Seite zeigt den zeitlichen Verlauf des $q\text{CO}_2$ mit logarithmischer Skalierung. Die **Anfangswerte** der Kompostvarianten liegen mit 0,2 - 1,7 für 5 °C und mit 0,8 - 6,7 für 14 °C zum größten Teil deutlich über den Werten, die von Jörgensen (1995) für den Dauerversuch Rothamsted mit 0,25 für 9 °C angegeben werden. Eine vergleichbare Größenordnung erreichen dagegen die Kontrollen der Braunerde bei 14 °C (0,22). Die Braunerde mit und ohne Kompostapplikation hat zu Versuchsbeginn die höchsten $q\text{CO}_2$ im Vergleich zu den jeweiligen Kippboden- und Parabraunerdevarianten. Die Varianten mit Fertigkompost zeigen meist etwas höhere $q\text{CO}_2$ als die Varianten mit Frischkompost.

Zum Vergleich des gemessenen $q\text{CO}_2$ mit Literaturangaben, die meist bei 25 °C erhoben wurden, wird von Jörgensen (1995) ein Quotient von 3,81 zur Umrechnung auf 9,3 °C zugrunde gelegt. Daten von Jörgensen (1995), die zu Beginn und Ende einer 120-tägigen Inkubation mit Proben verschiedener Acker- und Grünlandstandorte ohne Substratzugabe erhoben wurden, liegen (umgerechnet auf 9,3 °C) bei 0,46 und nehmen auf 0,18 ab. Die $q\text{CO}_2$ von frischen Acker- und Grünlandproben (Dilly, 1994), ebenfalls umgerechnet auf ca. 9,3 °C, liegen in Abhängigkeit vom Probenahmezeitpunkt mit 0,5-1,6 deutlich darüber bei insgesamt niedrigeren Werten im Winter. Die im Gefäßversuch gemessenen Werte der Kontrollen sind mit 0,004 - 0,016 (5 °C) bzw. mit 0,08 - 0,22 (14 °C) niedriger als die Vergleichszahlen der Literatur. Dies ist durch den bereits fortgeschrittenen Substratabbau bedingt (Probenahmezeitpunkt Ende November; zweimonatige Lagerungszeit bis zum Befüllen der Mikrokosmen).

Charakteristisch für den $q\text{CO}_2$ ist die **exponentielle Abnahme** im zeitlichen Verlauf bei allen Varianten außer bei den 5 °C-Kontrollen. Wie zu Versuchsbeginn weist die Braunerde mit

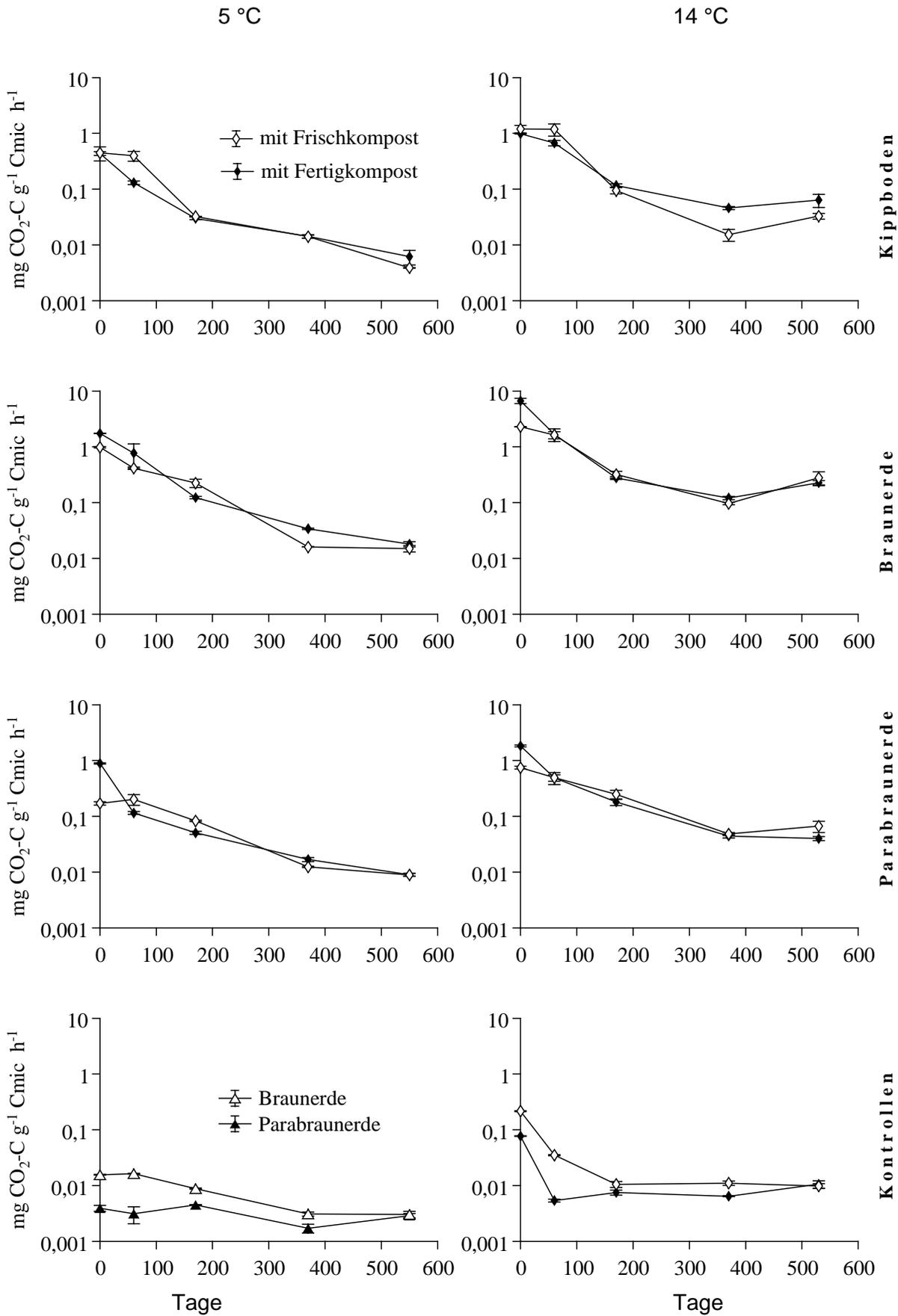


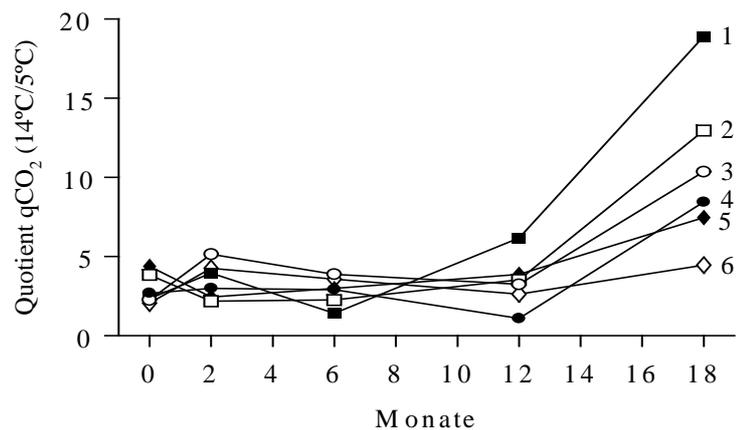
Abb. 3-9: Metabolischer Quotient

Frisch- und Fertigungskompost auch nach achtzehn Monaten die höchsten qCO_2 auf, die bei 14 °C um den Faktor 4 - 6 höher sind als beim Kippboden und der Parabraunerde. Abnehmende metabolische Quotienten im Verlauf des Streuabbaus wurden für unterschiedliche Standorte auch von Dilly (1994) und Jörgensen (1995) festgestellt.

Alle Kompostvarianten haben auch zu **Versuchsende** noch 3 - 5-fach (5 °C) bzw. 3 - 28-fach (14 °C) höhere qCO_2 als die Kontrollen. Eine Ausnahme bildet hier der Kippboden 5 °C, der im Bereich der Kontrollen liegt. Der qCO_2 der Fertigungskompostvarianten liegt tendenziell, aber nicht signifikant höher als bei den Frischkompostvarianten. Bei 14 °C ist bei den meisten Varianten ab dem zwölften Monat eine Zunahme des qCO_2 zu erkennen. Die Kompostvarianten haben zu Versuchsende niedrigere qCO_2 als die von Dilly (1994) und Jörgensen (1995) beschriebenen frischen Proben von Acker- und Grünlandstandorten.

Bei den unterschiedlichen *Böden* hat die Braunerde mit Kompost bei 5 °C für die Zeitpunkte zwei und achtzehn Monate und bei 14 °C für die Zeitpunkte null, zwei und zwölf Monate signifikant ($p < 0,05$) höhere qCO_2 als der Kippboden und die Parabraunerde mit Kompost. Die beiden sandigen Böden zeigen beim qCO_2 große Unterschiede; eine Abhängigkeit des qCO_2 von der Bodenart, wie von Ocio & Brookes (1990) gezeigt, tritt nicht auf. Der unterschiedliche *Rottegrad der Komposte* wirkt sich statistisch nicht auf den qCO_2 aus.

Um zu testen, wie die unterschiedliche *Temperatur* die spezifischen mikrobiellen Umsätze beeinflusst, wurden Quotienten aus den qCO_2 (14 °C) / qCO_2 (5 °C) für die kompostgedüngten Varianten (Abb. 3-10) und für die Kontrollvarianten (Abb. 3-11) berechnet.



1 = Braunerde + Frischk., 2 = Braunerde + Fertigg., 3 = Kippboden + Fertigg., 4 = Kippboden + Frischk., 5 = Parabraunerde + Frischk., 6 = Parabraunerde + Fertigg.

Abb. 3-10: Temperaturquotienten (14 °C / 5 °C) des qCO_2 der Varianten mit Kompost

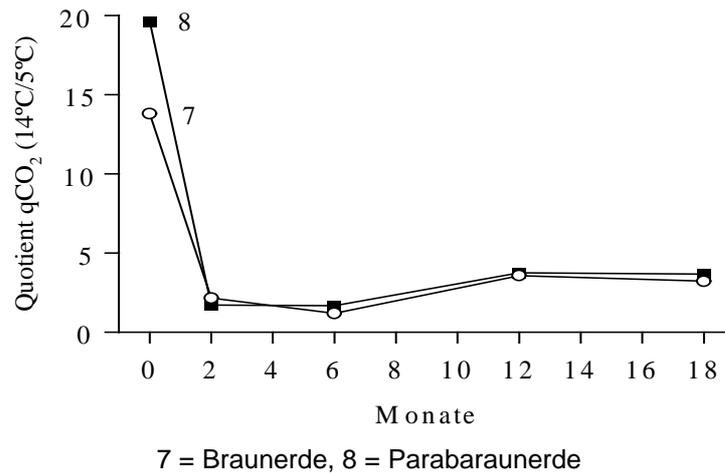


Abb. 3-11: Temperaturquotienten (14 °C / 5 °C) des qCO₂ der Kontrollen

Zunächst ist ersichtlich, daß der Quotient > 1 ist und der spezifische Umsatz der mikrobiellen Biomasse in allen Versuchsvarianten erwartungsgemäß bei 14 °C höher als bei 5 °C ist. Die Temperaturquotienten verändern sich allerdings im zeitlichen Verlauf deutlich. Bei den Varianten mit Kompost tritt nach ca. zwölf Monaten eine zunehmende Beeinflussung des mikrobiellen Stoffwechsels durch die Temperatur auf, die beim Kippboden und besonders bei der Braunerde stark ausgeprägt ist, bei der Parabraunerde dagegen nur marginal ausfällt. Bei der Betrachtung des qCO₂ in Abb. 4-4 zeigt sich, daß diese steigenden Temperaturquotienten der Kompostvarianten auf ansteigende qCO₂ bei 14 °C am Versuchsende zurückzuführen sind. Möglicherweise bedingt der schnellere Substratabbau bei 14 °C nach ca. zwölf Monaten einen physiologischen Zustand, in dem der Stoffwechsel stärker von der Temperatur beeinflusst wird. Bei den Kontrollen in Abb. 3-11 ist der Kurvenverlauf entgegengesetzt, die Abhängigkeit des spezifischen Stoffumsatzes der Mikroorganismen von der Temperatur nimmt in den ersten zwei Monaten deutlich ab und bleibt danach auf einem annähernd gleichem Niveau.

Die Temperaturquotienten des qCO₂ korrelieren am Versuchsende signifikant negativ ($r = -0,66$; $p < 0,05$) mit den C_{mik}-Gehalten der 14 °C-Varianten; ein zunehmender Einfluß der Temperatur auf die Stoffwechselvorgänge geht also mit abnehmenden Gehalten an mikrobieller Biomasse einher. Nach Odum (1985) ist eine zunehmende Beeinflussung der Stoffwechselvorgänge durch z.B. die Temperatur ein Ökosystemmerkmal, das als gleichbedeutend mit einer zunehmenden Instabilität und damit als Streßindikator angesehen werden kann. Auch die zu Versuchsende mit Kompostanwendung leicht steigenden spezifischen Umsätze bei 14 °C sowie die bei 14 °C niedrigeren C_{mik}-Gehalte können als Indikatoren für eine Streßsituation betrachtet werden. Da andere Faktoren, wie z.B. der pH-Wert, der als Streßfaktor zu höheren qCO₂ führen kann (Anderson & Domsch, 1993), im Versuch sehr konstant sind, ist eine auftretende Substratverknappung- oder verschlechterung die mögliche Ursache der hier zu beobachtenden Entwicklung, die in Richtung einer instabileren Biozönose bei 14 °C geht.

Im Gegensatz zu den kompostgedüngten Varianten nehmen die Temperaturquotienten des qCO_2 bei den Kontrollen exponentiell ab. Im Umkehrschluß zu Odum (1985) entspricht diese Entwicklung einer Stabilisierung. Die Biozönose der Kontrollen scheint sich aus einer zu Beginn instabilen Situation zunehmend besser auf einen Substratmangel einzustellen.

Da sowohl die C-Mineralisierung als auch der qCO_2 bei den Kontrollen durchgehend unter den Varianten mit Kompost liegen, ist bei den Kontrollen ein hoher Anteil an ruhender Biomasse als wahrscheinlich anzusehen.

Zusammengefaßt zeigen die hohen qCO_2 der Kompostvarianten zu Versuchsbeginn eine Luxusversorgung der Mikroflora, die sich durch den hohen metabolischen Umsatz ausdrückt, der über den Vergleichswerten von Acker- oder Grünlandstandorten ohne Kompostanwendung liegt. Der qCO_2 ist dabei abhängig vom eingesetzten Boden (signifikant höhere Werte bei der Braunerde); die Abhängigkeit kann aber nicht auf die Bodenart zurückgeführt werden (niedrigste Werte beim Kippboden 5 °C).

Die rasch einsetzende Verknappung von verfügbarem Substrat für die Mikroorganismen bewirkt ein schnelles Absinken des qCO_2 , das zunächst mit einer Steigerung der Effizienz der Substratnutzung gleichzusetzen ist. Bei 14 °C entsteht nach ca. zwölf Monaten vor allem bei der Braunerde eine Situation für die Biozönose, die aufgrund des steigenden Einflusses der Temperatur auf den Stoffwechselumsatz bei insgesamt sinkenden C_{mik} -Gehalten als Streßsituation beschrieben werden kann.

Die gleichzeitige Abnahme von C_{mik} und qCO_2 weist darauf hin, daß sich die mikrobielle Population im Verlauf des Stoffabbaus von weniger effektiven Primärbesiedlern, vor allem aus dem Kompost, zu effektiveren Sekundärbesiedlern mit geringerer Individuendichte verlagert. Sie ist gleichbedeutend mit dem Wechsel von sogenannten r-Strategen zu K-Strategen (Gerson & Chet, 1981). Die Temperaturquotienten des qCO_2 lassen vermuten, daß nach ca. zwölf Monaten eine erneute Anpassung der Biozönose einsetzt.

Der im Modellversuch neu eingeführte Parameter Temperaturquotient des qCO_2 ist für die Beschreibung physiologischer Veränderungen der mikrobiellen Biozönose eine nützliche Ergänzung zum Parameter qCO_2 .

3.1.2.5 Dimethylsulfoxid - Reduktase

Abb. 3-12 zeigt die Dimethylsulfoxid-(DMSO)-Reduktase der Böden und Boden-Kompostvarianten bei 14 °C nach 168 Tagen Versuchsdauer.

Im Gegensatz zur CO_2 -Freisetzung kann bei der Messung der mikrobiellen Aktivität der Böden und Boden-Kompostvarianten anhand der DMSO-Reduktase keine Temperaturabhängigkeit aufgezeigt werden. Zurückzuführen ist dies auf den methodischen Ansatz: Bei der DMSO-Reduktion handelt es sich um eine potentielle Aktivitätsmessung, bei der die mikrobielle Aktivität bei einer optimalen Temperatur (40 °C) gemessen wird. Aufgrund der großen Schwankungsbreite der Untersuchungsergebnisse läßt sich für den gesamten Inkubationszeitraum keine zeitliche Entwicklung der DMSO-Reduktase feststellen (s. Anhang).

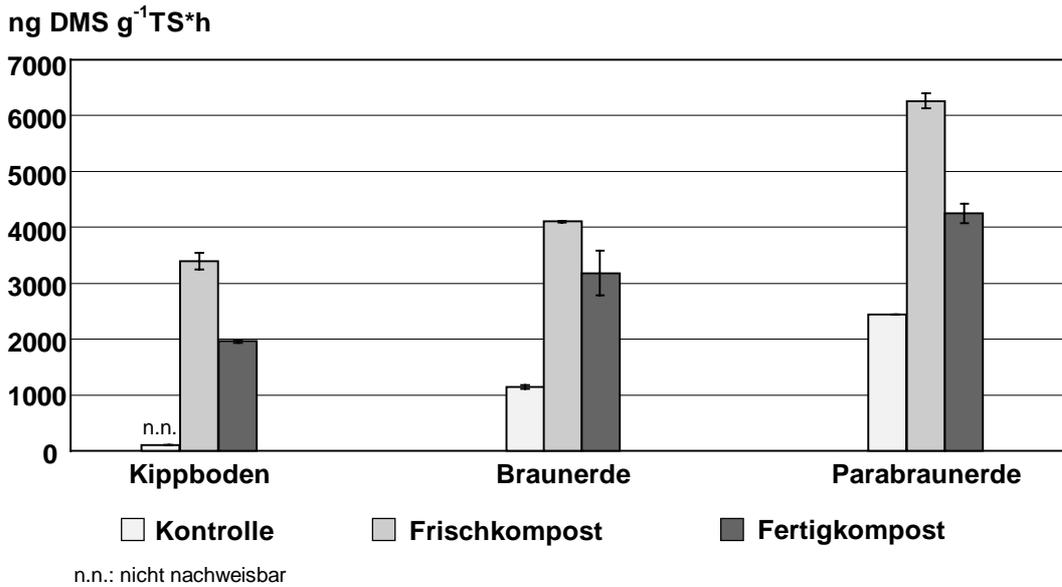


Abb. 3-12: DMSO-Reduktase der Böden und Boden-Kompostvarianten nach 168 Tagen Versuchsdauer bei 14 °C

Wie zu erwarten war, ist im Kippboden keine mikrobielle Aktivität meßbar. Untersuchungen von Emmerling & Liebner (1997) auf einem tertiären Kippbodensubstrat zeigten, daß die DMSO-Reduktion unter $400 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ lag. Im Vergleich der beiden Böden ohne Kompostapplikation weist die Parabraunerde mit $2438 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ eine höhere DMSO-Reduktion auf als die Braunerde mit $1140 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$.

Durch Kompostzugabe kommt es bei allen drei Böden zu einer deutlichen Steigerung der Aktivität. Beim Kippboden mit Frischkompost steigt die mikrobielle Aktivität mit $3393 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ über das Niveau der Parabraunerde ohne Kompost. Nach Fertigkompostzugabe wird eine mikrobielle Aktivität von $1963 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ im Kippboden gemessen. Im Vergleich zu dem quartären Kippboden wurde die DMSO-Reduktion auf dem tertiären Substrat von Emmerling & Liebner (1997) durch die Anwendung von 500 t Biogrünkompost pro ha nur geringfügig auf ca $750 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ gesteigert. Die hohe Kompostanwendung führte in ihrem Versuch im Vergleich zur Klärschlammanwendung zur stärksten Erhöhung der mikrobiellen Aktivität. 18 Monate nach Kompostanwendung ist ein Rückgang der DMSO-Reduktase beim Kippboden zu beobachten. Dies könnte ein Indiz dafür sein, daß die durch den Kompost eingetragene mikrobielle Biomasse abgebaut wird.

Die mikrobielle Aktivität der Braunerde mit Frischkompost liegt bei $4102 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ und mit Fertigkompost bei $3180 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$. Die höchste mikrobielle Aktivität wird nach Frischkompostanwendung bei der Parabraunerde mit $6262 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ erreicht. Nach Fertigkompostzugabe weist die Parabraunerde eine mikrobielle Aktivität von $4249 \text{ ng DMS g}^{-1} \text{ TS}^* \text{ h}$ auf. Bei diesen beiden Böden treten zwar Schwankungen im zeitlichen Verlauf auf; im Gegensatz zum Kippboden ist jedoch keine deutliche Abnahme der mikrobiellen Aktivität nach 18 Monaten zu erkennen.

Die potentielle mikrobielle Aktivität, gemessen an der DMSO-Reduktase, nimmt unabhängig von der Kompostdüngung in der Reihenfolge Parabraunerde > Braunerde

> **Kippboden ab. In allen drei Böden werden nach Frischkompostzugabe die höchsten DMSO-Reduktionen gemessen.** Dieses Ergebnis wurde auch von Popp & Fischer (1995,1996) festgestellt, die in Abhängigkeit von der Rottedauer die DMSO-Reduktase bestimmt haben. Zu Beginn der Kompostierung wurde die höchste Aktivität gemessen. Auch Stöppler-Zimmer & Petersen (1996) konnten in ihrem Feldversuch auf einer Parabraunerde aus Löß eine Steigerung der mikrobiellen Aktivität, gemessen an der Fluoreszeindiacetat-Hydrolyserate, nach Kompostdüngung feststellen. Im Vergleich von Frisch- und Fertigungskompostanwendung wurde in ihrem Versuch bei einer Düngergabe von 100 t Kompost ha⁻¹ auch hier nach Frischkompostapplikation die höchste mikrobielle Aktivität gemessen. Pfozter (1996) untersuchte über einen Zeitraum von zwei Jahren die Wirkung von unterschiedlichen Düngern auf die mikrobielle Aktivität einer Parabraunerde. Dabei wies die Bioabfallkompostvariante im Vergleich zu den Varianten mit Mistkompost- und mineralischer Düngung die höchste mikrobielle Aktivität auf. Tab. 3-8 stellt die Korrelationsmatrix zwischen der DMSO-Reduktase und dem C_{org}, N_t und dem pH dar.

Tab. 3-8: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r_s) zwischen der DMSO-Reduktion und dem pH-Wert, C_{org}- und N_t-Gehalt

	DMSO-Reduktion		
	alle Varianten (n = 160)	Boden-Kompostvarianten (n = 120)	Böden (n = 40)
pH	0,22*	0,09	0,81***
C_{org}	0,43***	0,39***	-0,76***
N_t	0,72***	0,64***	0,71***

* = p < 0,05; *** = p < 0,001;

Anhand der berechneten Korrelationskoeffizienten ist bei allen Varianten eine positive, signifikante Korrelation (p < 0,001) zwischen der DMSO-Reduktion und dem Stickstoffgehalt festzustellen. Dies deutet darauf hin, daß die Mikroorganismen auf die Anwesenheit von Stickstoff angewiesen sind. Die höchste Korrelation (r_s = 0,81***) besteht zwischen dem pH-Wert der ungedüngten Böden und der DMSO-Reduktion. Daraus folgert, daß ein hoher pH-Wert die DMSO-Reduktion positiv stimuliert, wohingegen bei einem pH-Wert von 4,5, wie in der Braunerde vorliegend, die mikrobielle Aktivität gehemmt ist. Der C_{org}-Gehalt hat keinen eindeutigen Einfluß auf die DMSO-Reduktase (Tab. 3-8). Pfeffer et al. (1996) stellten bei der Messung der DMSO-Reduktion eine Hemmung der Umsatzleistung fest, die sie auf die Adsorption des Dimethylsulfoxids an die organische Substanz zurückführten. Dies könnte bei der Untersuchung der DMSO-Reduktase nach Kompostapplikation zu einer Unterschätzung der mikrobiellen Aktivität führen. Bei den beiden Böden ohne Kompost zeigt der negative signifikante Zusammenhang (r_s = -0,76; p < 0,001), daß die Braunerde mit dem höheren C_{org}-Gehalt eine geringere DMSO-Reduktion aufweist als die Parabraunerde.

Die mikrobielle Aktivität gemessen als CO₂-Freisetzung und als DMSO-Reduktase wird folgendermaßen beeinflusst:

Nach Kompostapplikation auf Böden kommt es zur Erhöhung der CO₂-Freisetzung und der DMSO-Reduktase ⇒ Steigerung der mikrobiellen Aktivität.

Der höhere Anteil an leichtverfügbaren C-Fractionen führt bei der Anwendung von Frischkompost zu einer höheren mikrobiellen Aktivität als nach der Anwendung von Fertigkompost.

Die CO₂-Freisetzung nimmt in der Reihenfolge Braunerde > Kippboden > Parabraunerde nach Kompostanwendung ab ⇒ Höhere C-Mineralisierung bei sandigen Böden als bei lehmigen Böden.

Die CO₂-Freisetzung weist eine deutliche Temperaturabhängigkeit auf (14 °C > 5 °C).

Die C-Mineralisierung nimmt nach Kompostanwendung exponentiell ab.

Die DMSO-Reduktion wird nicht durch die Temperatur (14 u. 5 °C) beeinflusst.

Die DMSO-Reduktion nimmt im zeitlichen Verlauf nur bei dem sandigen Kippboden ab.

Die Parabraunerde weist die höchste potentielle mikrobielle Aktivität (DMSO) auf.

3.1.3 Humuschemische Charakterisierung

3.1.3.1 Naßchemische Charakterisierung des organischen C-Pools

Die Veränderungen der Gehalte an organischen Stoffgruppen im zeitlichen Verlauf geben im Zusammenhang mit den unterschiedlichen Kenngrößen Aufschluß über die Umsetzungsprozesse. Durch die Untersuchung der organischen Stoffgruppen soll auch geklärt werden, ob durch Kompostanwendung bestimmte Umsätze gefördert bzw. gehemmt werden und ob sich in Abhängigkeit von Kompostart und den anderen Variablen Temperatur und Boden spezifische Gehalte der untersuchten Stoffgruppen einstellen. Als Parameter für den leicht verfügbaren Kohlenstoff wird zusätzlich der extrahierbare Kohlenstoff untersucht.

3.1.3.1.1 Extrahierbarer Kohlenstoff

Abb. 3-12 auf der folgenden Seite zeigt den zeitlichen Verlauf der Gehalte des mit 0,5 M K₂SO₄ extrahierbaren organischen Kohlenstoffs. Die prozentualen Veränderungen des extrahierbaren Kohlenstoffs im gesamten Versuchsverlauf zeigt Tab. 3-9.

Tab. 3-9: Prozentuale Veränderungen des K₂SO₄ -extrahierbaren Kohlenstoffs im Versuchsverlauf

	Zunahmen (+) und Abnahmen (-) des extrahierbaren C nach 18 Monaten (%)	
	5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	-27,5	-32,6
Kippboden + Fertigkompost	-35,8	-29,8
Braunerde	+35,2	+5,6
Braunerde + Frischkompost	-50,9	-57,0
Braunerde + Fertigkompost	-40,4	-49,7
Parabraunerde	+48,9	+20,4
Parabraunerde + Frischkompost	-47,4	-44,7
Parabraunerde + Fertigkompost	-49,1	-43,2

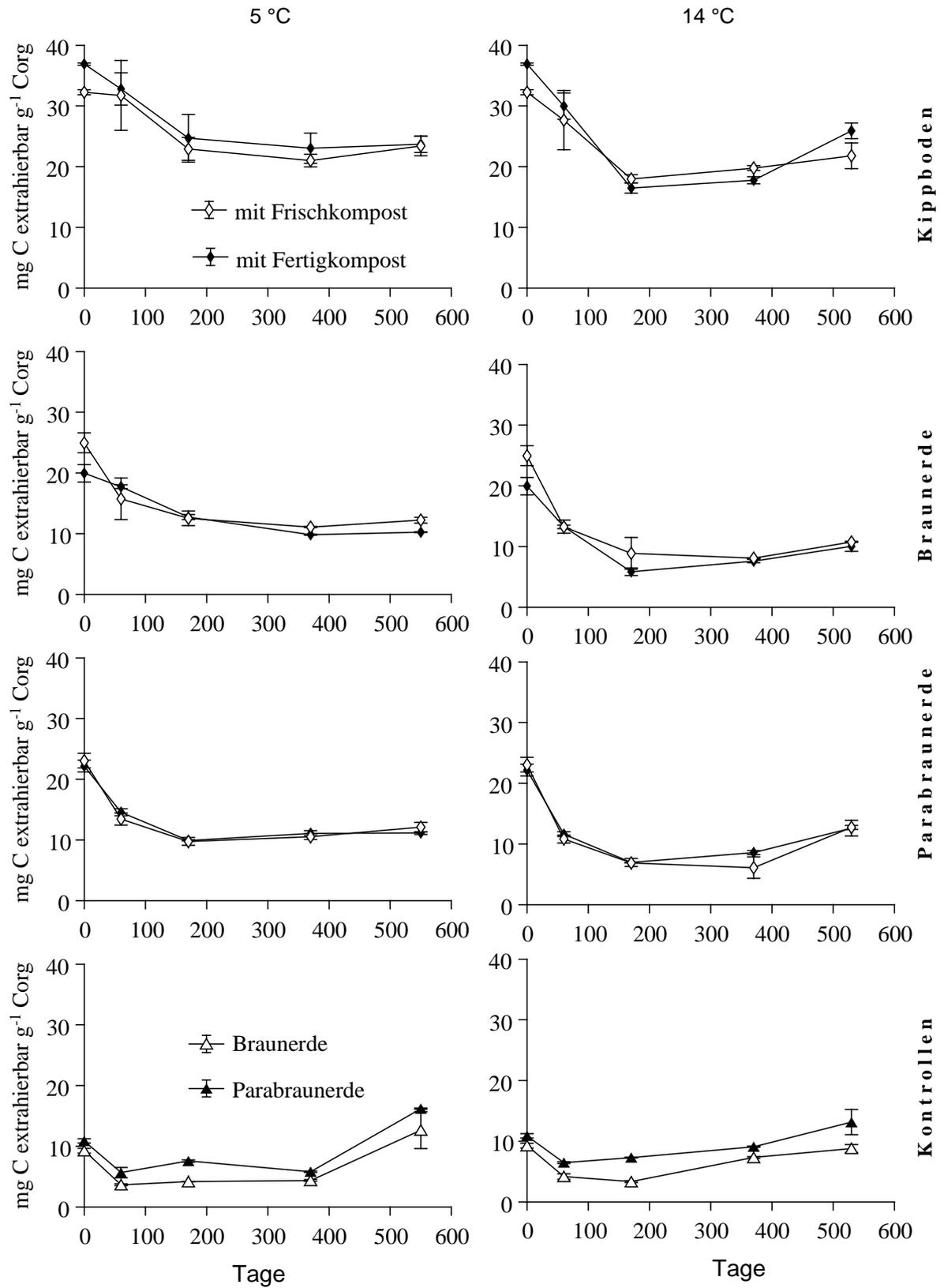


Abb. 3-13: Verlauf des extrahierbaren Kohlenstoffs

Bei allen Varianten nimmt der extrahierbare Kohlenstoff in den ersten zwei bis sechs Monaten zunächst ab und im weiteren Versuchsverlauf wieder zu. Diese Zunahme führt bei den Kontrollen zu Gehalten, die höher sind als zu Versuchsbeginn.

Die prozentualen Veränderungen sind bei der Braunerde und der Parabraunerde mit Kompost höher als beim Kippboden. Die Stabilisierung der zugeführten organischen Substanz hinsichtlich einer Extraktion erfolgt bei der Braunerde und der Parabraunerde schneller und ist stärker ausgeprägt als beim Kippboden: Zu Versuchsende liegen die extrahierbaren Gehalte der Kompostvarianten der Braun- und Parabraunerde mit 10 - 13 mg g⁻¹ C_{org} auf dem Niveau der Kontrollen (10 - 16 mg g⁻¹ C_{org}).

Ähnliche Gehalte an extrahierbarem Kohlenstoff fanden auch McGill et al. (1986) in langjährigen Feldversuchen mit unterschiedlich gedüngten Versuchsvarianten, bei denen eine organische Düngung zwar absolut (mg g⁻¹ TS) höhere Gehalte an extrahierbarem Kohlenstoff bewirkte, sich die auf den organischen Kohlenstoff normierten Gehalte bei Kontrollen, Mineraldüngung und organischer Düngung aber voneinander kaum unterscheiden.

Beim Kippboden liegen die Gehalte an extrahierbarem Kohlenstoff am Versuchsende mit 22 - 26 mg g⁻¹ C_{org} deutlich über den Werten der beiden anderen Böden. Auch die statistische Prüfung des **Einflusses** der Faktoren Boden, Kompostart und Temperatur auf den Gehalt an extrahierbarem Kohlenstoff ergibt, daß im gesamten Versuchszeitraum die Gehalte der Kippbodenvarianten signifikant ($p < 0,01$) über denen der Kompostvarianten der beiden anderen Böden liegen. Da sich die Gehalte der Braunerde und der Parabraunerde nicht signifikant unterscheiden, ist der Unterschied zwischen den Böden vermutlich nicht durch die Bodenart, sondern durch die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz bedingt. Im Unterschied zum Boden haben weder die Temperatur noch die Kompostart einen signifikanten Einfluß auf die Gehalte an extrahierbarem Kohlenstoff.

Die Ergebnisse zum extrahierbaren Kohlenstoff stehen damit im Gegensatz zu den Ergebnissen der Kohlenstoffmineralisierung, bei der sowohl die Bodenart als auch der Rottegrad der Komposte einen deutlichen Einfluß ausüben. **Der extrahierbare Kohlenstoff zeigt weder zu Versuchsbeginn noch zu Versuchsende eine signifikante Korrelation mit der Kohlenstoffmineralisierung.** Zu Versuchsbeginn bestehen aber signifikante Zusammenhänge zum C_{mic} und zu den Verschiebungsbereichen 60 - 90 ppm und 100 - 110 ppm der ¹³C NMR-Spektren, die vor allem aus Resonanzen von Polysaccharid-Kohlenstoff gebildet werden (Tab. 3-10).

Tab. 3-10: Korrelationskoeffizienten zwischen K₂SO₄ - extrahierbarem C und organischen Stoffgruppen zu Beginn (A) und Ende (B) des Versuchs

	A ¹	B ²
mikrobielle Biomasse	0,77*	0,26
¹³ C NMR-Spektren 60-90 ppm	0,84**	0,04
¹³ C NMR-Spektren 100-110 ppm	0,80*	0,42
¹³ C NMR-Spektren 110-120 ppm	0,57	0,64**
¹³ C NMR-Spektren 120-140 ppm	0,32	0,51*

¹ n = 8 ; ² n = 16

Zu Versuchsende scheint sich die **Zusammensetzung des extrahierbaren Kohlenstoffs** verändert zu haben, da dann ausschließlich signifikante Korrelationen mit aromatischen Bestandteilen der organischen Bodensubstanz auftreten.

Um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse der K₂SO₄-Extraktion mit reinen Wasserextrakten zu ermöglichen, wie sie in einigen anderen Untersuchungen durchgeführt wurden, sind von 49 Proben zusätzlich Wasserextrakte hergestellt worden. Die Gehalte des Kaliumsulfat- und des wasserlöslichen Kohlenstoffs weisen einen anhand der Regressionsgleichung ersichtlichen engen Zusammenhang auf:

$$\text{mg TOC g TS}^{-1} \text{ K}_2\text{SO}_4 = 0,9258 \text{ mg TOC g TS}^{-1} \text{ H}_2\text{O} + 0,278 \quad (r^2 = 0,82)$$

Dieser Zusammenhang zeigt zum einen, daß das Extraktionsmittel für die Quantifizierung des extrahierbaren Kohlenstoffs eine untergeordnete Rolle spielt und zum anderen, daß auch die Wasserextrakte für kompostgedüngte Böden keine Aussage über den mineralisierbaren Kohlenstoff zulassen.

Im Gegensatz zu den Ergebnisse aus dem Modellversuch sind in der Literatur häufig signifikante Zusammenhänge zwischen mineralisierbarem und wasserextrahierbarem (Burford & Bremner, 1975; Schulz, 1990; Zsolnay & Steindl, 1991) oder K₂SO₄-extrahierbarem (Kaiser et al., 1992) Kohlenstoff gezeigt worden, die sich auf Böden mit Kompostanwendung offensichtlich nicht übertragen lassen. In Übereinstimmung mit den vorliegenden Ergebnissen steht allerdings die Untersuchung von Wolters & Jörgensen (1991), die für Bodenhorizonte unter Wald ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen K₂SO₄-extrahierbarem und mineralisierbarem Kohlenstoff fanden.

Hinsichtlich der **Zusammensetzung** des extrahierbaren Kohlenstoffs fanden Redl et al. (1990) für heißwasserlöslichen Kohlenstoff in einer Kurzzeitinkubation einen engen Zusammenhang zwischen extrahierbarer Menge und dem Gehalt an mikrobiellen Stoffwechselprodukten, v.a. an Hexosaminen. Dieser Zusammenhang ist aufgrund der positiven Korrelationen zwischen dem extrahierbaren Kohlenstoff und den in Tab. 4-8 aufgeführten Verschiebungsbereichen der ¹³C NMR-Spektren zu Versuchsbeginn auch hier

vorstellbar. Nach Jörgensen (1995) sind ca. 29 % des Kohlenstoffs der mikrobiellen Biomasse Kohlenhydrate. Auch Wershaw et al. (1995) fanden in der wasserlöslichen Fraktion eines Grünschnittkompostes vor allem paraffinischen- sowie Polysaccharid-Kohlenstoff, dagegen deutlich weniger aromatischen Kohlenstoff. Der wachsende Anteil aromatischer Bestandteile am extrahierbaren Kohlenstoff im Versuchsverlauf basiert vor allem auf einer zunehmenden Löslichkeit der Ligninstrukturen, also auf einem Ligninabbau. Eine zunehmende Löslichkeit der Ligninkomponente ist auch von Amalfatino et al. (1992) für Inkubationsversuche mit Weizenstroh festgestellt worden und wird von Haider et al. (1985) mit der Einführung zusätzlicher Hydroxyl- und Carboxylgruppen während des Ligninabbaus begründet. Auch Stevenson (1994) beschreibt eine zunehmende Extrahierbarkeit der organischen Substanz im Verlauf der Humifizierung durch die Einführung zusätzlicher funktioneller Gruppen als typisches Phänomen.

In Übereinstimmung mit den hier gezeigten Ergebnissen hinsichtlich der veränderten Zusammensetzung des extrahierbaren Kohlenstoffs stehen auch die Befunde von Zsolnay & Steindel (1991), die ebenfalls eine Zunahme der Aromatizität des extrahierbaren Kohlenstoffs (UV-Adsorption bei 254 nm) mit zunehmender Alterung beschreiben. Die C-Fraktion mit höherer Aromatizität ist in der Untersuchung von Zsolnay & Steindel (1991) auch schlechter mineralisierbar.

Sowohl aus den vorliegenden Ergebnissen als auch aus dem Literaturvergleich ist daher zu folgern, daß die Mineralisierbarkeit des extrahierbaren Kohlenstoffs von dessen jeweiliger chemischer Zusammensetzung abhängt und sich diese Zusammensetzung im Verlauf des Zersetzungsprozesses verändert. Dies ist ein möglicher Grund für den fehlenden Zusammenhang zwischen Extrahierbarkeit und Mineralisierbarkeit der organischen Substanz.

Zusammengefaßt haben die Komposte und die mit Kompost gedüngten Böden einen höheren Anteil extrahierbaren Kohlenstoffs an der organischen Substanz als Böden ohne Kompostanwendung. Dieses Ergebnis steht in Einklang mit Ergebnissen von Gonzalez-Prieto et al. (1993) und Hänninen et al. (1995). Die Braunerde und die Parabraunerde stabilisieren die zugeführte organische Substanz hinsichtlich der Extrahierbarkeit schneller als der Kippboden. Die Gehalte der Braunerde und der Parabraunerde an extrahierbarem Kohlenstoff mit und ohne Kompost gleichen sich einander am Versuchsende an; der Kippboden weist aber noch zu Versuchsende signifikant höhere Gehalte an extrahierbarem Kohlenstoff auf. Im Versuchsverlauf haben weder die Temperatur noch die Kompostart einen eindeutigen Einfluß auf die Extrahierbarkeit der organischen Substanz.

Der extrahierbare Kohlenstoff ist kein geeigneter Parameter für den mineralisierbaren Anteil der organischen Bodensubstanz. Ursächlich dafür kann die sich verändernde chemische Zusammensetzung und eine damit verbundene Änderung in der Mineralisierbarkeit im

Versuchsverlauf sein. Zu Versuchsende geht dabei eine zunehmende Extrahierbarkeit mit einer zunehmenden Aromatizität einher.

3.1.3.1.2 Lipide

Der Anteil der extrahierbaren Lipide an der organischen Substanz nimmt bei fast allen Varianten im Versuchsverlauf ab (Tab. 3-11).

Tab. 3-11: Prozentuale Veränderungen der Lipidgehalte im Versuchsverlauf und Quotienten der Abnahme aus Kompostvarianten/Kontrollen

	Zunahmen (+) und Abnahmen (-) nach 18 Monaten (%)		Quotient Abnahme Kompostvariante / Kontrolle ¹	
	5 °C	14 °C	5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	-50,2	-51,5	-	-
Kippboden + Fertigkompost	-16,6	+1,8	-	-
Braunerde	-14,3	-0,7	-	-
Braunerde + Frischkompost	-43,7	-46,7	4,1	103,2
Braunerde + Fertigkompost	-14,7	-14,9	0,8	19,3
Parabraunerde	-25,3	-23,7	-	-
Parabraunerde + Frischkompost	-46,4	-59,3	4,0	5,5
Parabraunerde + Fertigkompost	-13,0	-11,4	0,6	0,6

¹ Erläuterung s. Text

Dabei treten klare Unterschiede bezüglich der Kompostart auf. Die Frischkompostvarianten weisen deutliche Abnahmen von 44 - 59 % der Ausgangsgehalte auf. Wie Abb. 3-14 auf der folgenden Seite zeigt, verlaufen diese Abnahmen exponentiell. Dagegen nimmt der Lipidgehalt mit Fertigkompost nur um maximal 17 % ab (Kippboden mit Fertigkompost 5 °C) und zeigen bei derselben Variante bei 14 °C sogar eine geringe Zunahme von 2 %. Die Abnahmen sind mit Frischkompost außer bei der Variante Parabraunerde 14 °C signifikant höher ($p < 0,05$) als mit Fertigkompost.

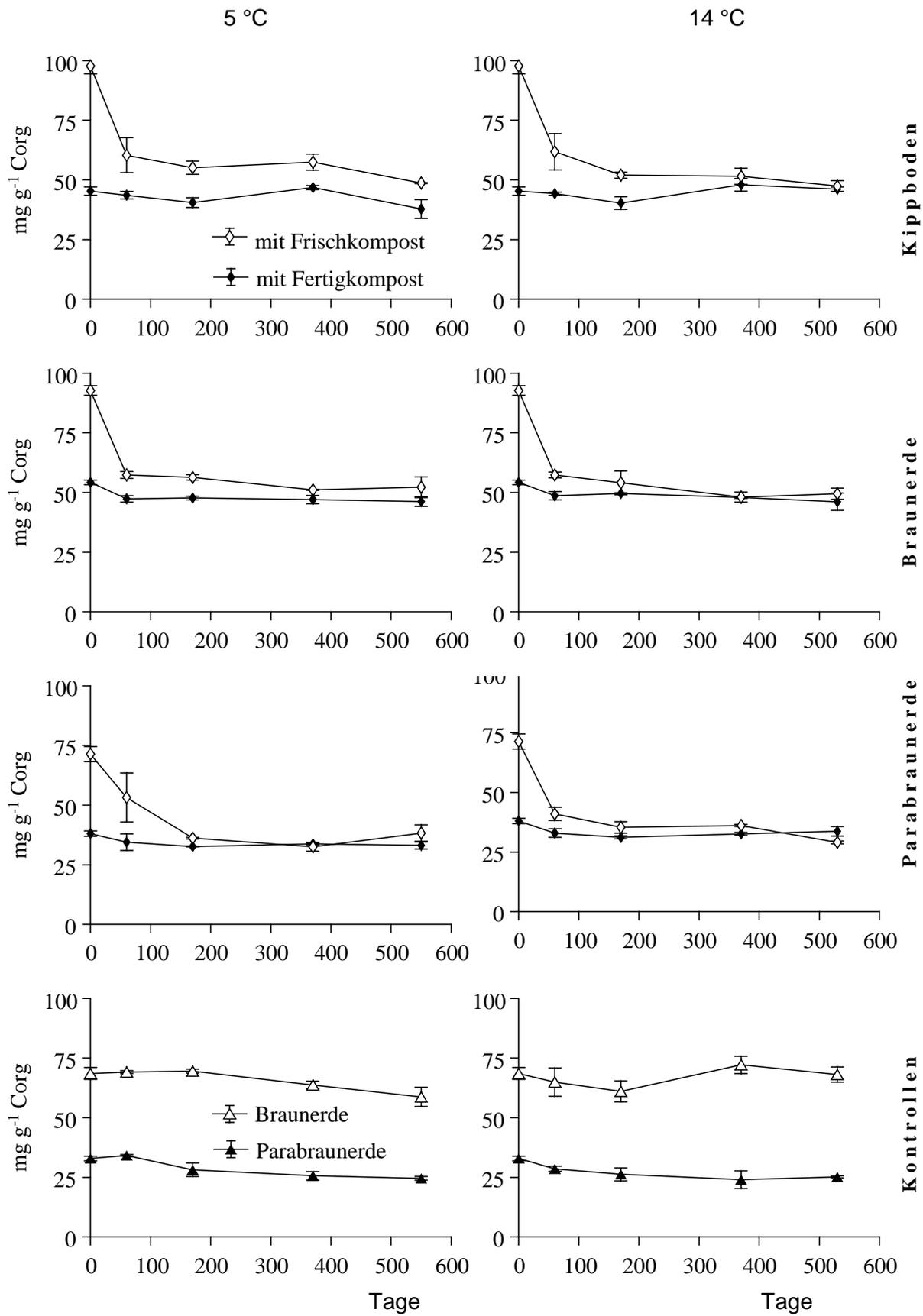


Abb. 3-14: Extrahierbare Lipide

Die Lipide im Kompost können wie im Boden pflanzlicher Herkunft sein und / oder von der mikrobiellen Biomasse produziert werden (Dinel et al., 1990). Ein Vergleich der Gehalte mit der mikrobiellen Biomasse als weiterem exponentiell verlaufendem Parameter ergibt (auch bei Ausschluß der Kontrollvarianten) keine Korrelationen zwischen diesen Parametern. Dies legt die Vermutung nahe, daß die Lipide in den Komposten eher pflanzlicher als mikrobieller Herkunft sind. Das spezifische Abbauverhalten bei den Lipiden der Frisch- und Fertigkompostvarianten ist auf die unterschiedliche Zusammensetzung des eingesetzten Kompostmaterials und den vermutlich höheren Anteil noch wenig zersetzter organischer Substanz im Frischkompost zurückzuführen. Wie Bridson (1985) am Beispiel von Blättern und Nadeln mehrerer Baumarten gezeigt hat, werden pflanzliche Lipide frischer Streu sehr schnell abgebaut, was eine mögliche Erklärung für die geringen Lipidgehalte der Varianten mit Fertigkompostanwendung ist.

Zur detaillierteren Beurteilung der Abbaudynamik wurden aus den jeweiligen Lipidgehalten Quotienten aus den Abnahmen der Kompost- und der Kontrollvarianten berechnet (Tab. 3-11). Dazu wurde die Differenz aus den Anfangs- und Endgehalten der Böden mit Kompost ($\text{mg g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$) durch die entsprechende Differenz der Böden ohne Kompost dividiert. Die Quotienten zeigen, daß der Lipidabbau bei der Braunerde, 14 °C, durch Kompostzugabe stark stimuliert wird. Bei der Parabraunerde wird der Abbau unabhängig von der Temperatur nur mit Frischkompost stimuliert, die Fertigkompostanwendung bewirkt einen geringeren Abbau der Lipide im Vergleich zur Kontrolle.

Die Varianzanalyse zeigt neben der Kompostart auch für den Einflußfaktor Boden einen signifikanten Einfluß auf die Lipidgehalte. Bei der Parabraunerde bleiben die im Vergleich zu den beiden anderen Böden niedrigeren Lipidgehalte zu Beginn auch zu den späteren Meßzeitpunkten mit beiden Komposten signifikant niedriger ($p < 0,05$). Der Lipidabbau (prozentuale Abnahme der Lipide in Tab. 4-9) ist jedoch bei der Parabraunerde genauso stark wie bei den beiden sandigen Böden; eine Stabilisierung der Lipide durch die mineralische Matrix scheint unbedeutend zu sein.

Die Temperatur hat keinen Einfluß auf die Gehalte der Lipide zu den verschiedenen Zeitpunkten. Die nahezu unveränderten Gehalte beim Kippboden mit Fertigkompost und der Braunerde ohne Kompost, jeweils bei 14 °C, lassen auf ein Gleichgewicht zwischen Abbau und Anreicherung oder einen fehlenden Abbau schließen.

Zu **Versuchsende** liegen die Lipidgehalte der Parabraunerde ohne Kompost ($35 - 36 \text{ mg g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$) unter denen der Kompostvarianten ($42 - 55 \text{ mg g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$). Der Gehalt der Kompostvarianten entspricht damit dem der Kontrolle zu Versuchsbeginn. Die Gehalte der Braunerde ohne Kompost ($84 - 97 \text{ mg g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$) liegen dagegen über denen der Braunerde mit Kompost ($66 - 75 \text{ mg g}^{-1} \text{C}_{\text{org}}$). Bei der Braunerde und dem Kippboden sind die Lipidgehalte mit Frischkompost signifikant ($p < 0,05$) höher als die mit Fertigkompost. Bei den Parabraunerdevarianten zeigt sich dagegen zwischen den Komposten kein Unterschied. Die

Gehalte des Kippbodens und der Braunerde mit Kompost sind am Versuchsende signifikant ($p < 0,05$) höher als die der Parabraunerde mit Kompost.

Die Ergebnisse der Lipidextraktion zeigen zusammengefaßt einen höheren Lipidabbau mit Frischkompost, der wahrscheinlich auf die höheren Gehalte pflanzlicher Lipide im Frischkompost zurückzuführen ist. Die höhere Kohlenstoffmineralisierung mit Frischkompost ist möglicherweise zu einem beträchtlichen Teil durch den Lipidabbau bedingt. Bei der Braunerde tritt ein priming effect auf, der zum Abbau der im Boden angereicherten Lipide führt und auf die stark geänderten pH-Bedingungen zurückgeführt werden kann. Der Abbau der Lipide ist nicht abhängig von der Bodenart und der Versuchstemperatur.

3.1.3.1.3 Cellulosische Polysaccharide

Abb. 3-15 auf der nächsten Seite zeigt die Gehalte der cellulosischen Polysaccharide (CPS) als Anteil am organischen Kohlenstoff im Versuchsverlauf. In Tab. 3-12 sind die prozentualen Abnahmen der cellulosischen Polysaccharide aufgeführt.

Tab. 3-12: Prozentuale Abnahmen der cellulosischen Polysaccharide im Versuchsverlauf und Quotienten der Abnahme aus Kompostvarianten / Kontrollen

	Abnahme nach 18 Monaten (%)		Quotient Abnahme (Kompostvariante/ Kontrolle) ¹	
	5 °C	14 °C	5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	-37,5	-40,7	-	-
Kippboden + Fertigkompost	-43,4	-70,2	-	-
Braunerde	-40,7	-37,7	-	-
Braunerde + Frischkompost	-26,2	-32,4	0,8	1,0
Braunerde + Fertigkompost	-40,0	-53,5	1,3	1,8
Parabraunerde	-40,4	-33,3	-	-
Parabraunerde + Frischkompost	-49,2	-56,8	1,3	1,9
Parabraunerde + Fertigkompost	-47,5	-60,6	1,2	1,9

¹ Erläuterung s. Text

Die CPS nehmen bei allen Kompostvarianten um 26 % (Braunerde mit Frischkompost) bis 70 % (Kippboden mit Fertigkompost) ab. Die in Tab. 3-12 dargestellten Abnahmen machen eine Abhängigkeit vom Rottegrad der Komposte deutlich: Die CPS werden bei den Böden mit Fertigkompost schneller abgebaut als mit Frischkompost (Ausnahme: Parabraunerde 5 °C).

Am Ende des Versuchs sind die CPS-Gehalte der Böden bei 14 °C mit Fertigkompost signifikant ($p < 0,05$) niedriger als mit Frischkompost. Die Gehalte beim Kippboden (14 °C) mit Fertigkompost sind ab dem zweiten Monat signifikant niedriger als mit Frischkompost. Auch bei den Böden ohne Kompost nehmen die Gehalte an CPS deutlich um 33 - 41 % ab.

Der stärkere Abbau der CPS mit Fertigkompost ist wahrscheinlich auf die geringeren Gehalte anderer verfügbarer C-Quellen im Fertigkompost (z.B. Hemicellulosen) zurückzuführen, die schon während der längeren Rotte des Fertigkompostes abgebaut werden konnten.

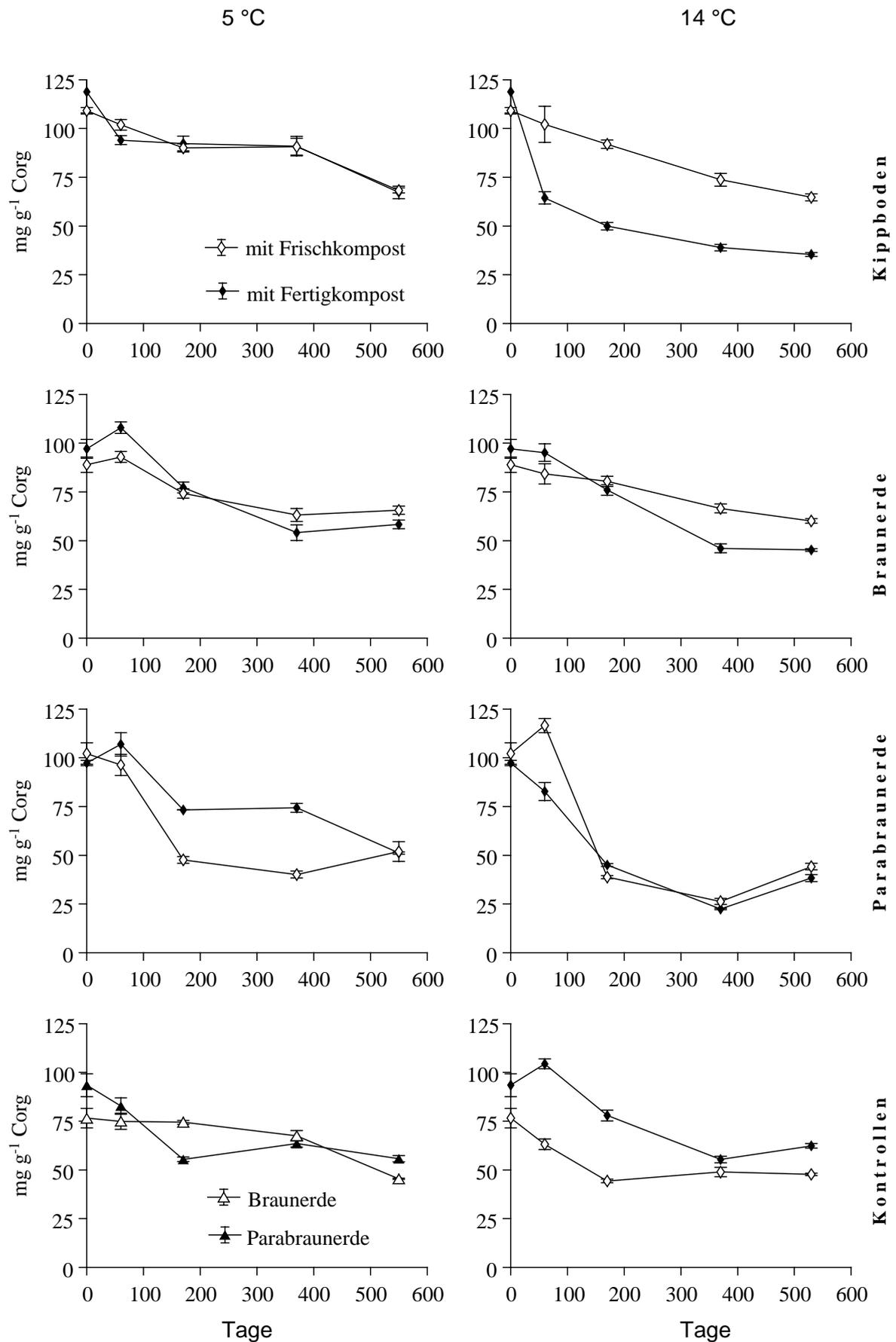


Abb. 3-15: Cellulosische Polysaccharide

Wie für die Lipide wurden Quotienten aus den Abnahmen Kompostvariante / Kontrolle berechnet, um den Einfluß der Kompostanwendung auf die Stoffumsätze besser erfassen zu können. Die Quotienten (Tab. 3-12) lassen mit Kompost, außer bei der Braunerde mit Frischkompost, bei beiden Temperaturen einen stärkeren Abbau der CPS in den Böden erkennen als ohne Kompost.

Der Abbau der CPS ist auch deutlich von der Temperatur abhängig. Bei allen Varianten mit Kompost ist die Abnahme bei 14 °C höher als bei 5 °C.

Der Vergleich der CPS-Gehalte der verschiedenen Böden zeigt zu Versuchsende bei der Parabraunerde mit Frisch- und Fertigkompost geringere Gehalte (38 - 52 mg g⁻¹ C_{org}) als beim Kippboden und der Braunerde mit Frisch- oder Fertigkompost (45 - 68 mg g⁻¹ C_{org}). Eine Ausnahme bildet der Kippboden mit Fertigkompost, 14 °C, dessen CPS-Gehalte mit 35 mg g⁻¹ C_{org} am Ende ebenfalls sehr niedrig sind.

Die Ergebnisse zeigen zusammengefaßt, daß die CPS mit Kompost stärker als ohne Kompost und mit Fertigkompostanwendung stärker als mit Frischkompostanwendung abgebaut werden. Der stärkere Abbau mit Fertigkompost ist durch den geringeren Anteil bzw. die geringere Verfügbarkeit anderer mineralisierbarer Stoffgruppen (z.B. Hemicellulosen) im Fertigkompost bedingt, die bereits während der Kompostierung abgebaut worden sind. Der Abbau der CPS bei Kompostanwendung ist bei 14 °C höher als bei 5 °C. Bei der Braunerde werden durchschnittlich am wenigsten, bei der Parabraunerde am meisten CPS abgebaut. Die CPS werden nicht durch Wechselwirkungen mit der mineralischen Matrix vor Abbau geschützt. Dies entspricht auch den Ergebnissen einer Untersuchung von Sorensen (1975), in der die Bodenart ebenfalls keinen Einfluß auf den Celluloseabbau aufweist.

3.1.3.1.4 Nichtcellulose Polysaccharide

Die prozentualen Änderungen der Gehalte an nichtcellulose Polysacchariden (NCPS) sind in Tab. 3-13 dargestellt. Die Gehalte der NCPS im zeitlichen Verlauf zeigt Abb. 3-16 auf der folgenden Seite.

Tab. 3-13: Prozentuale Veränderungen der Gehalte an nichtcellulose Polysacchariden im Versuchsverlauf

	Zu (+)- und Abnahmen (-) nach 18 Monaten (%)	
	5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	-34,8	-59,4
Kippboden + Fertigkompost	-33,3	-14,9
Braunerde	+12,7	+6,4
Braunerde + Frischkompost	-26,0	-12,9
Braunerde + Fertigkompost	-7,6	-17,1
Parabraunerde	+20,9	-7,0
Parabraunerde + Frischkompost	-13,7	-34,3
Parabraunerde + Fertigkompost	+27,5	-13,8

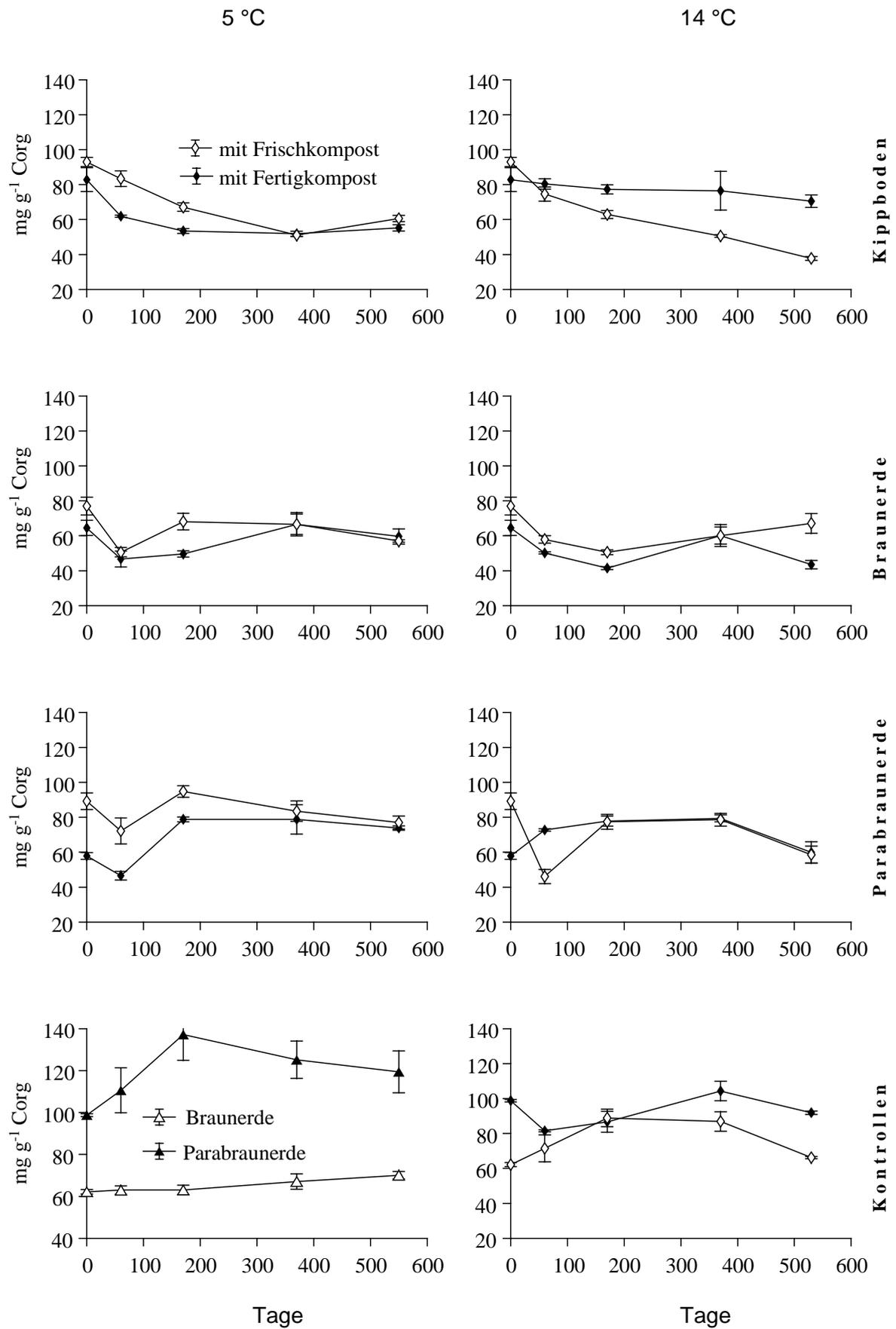


Abb. 3-16: Nichtcellulose Polysaccharide

Die maximale Abnahme von 59 % tritt beim Kippboden mit Frischkompost, 14 °C, auf und die maximale Zunahme von 28 % bei der Parabraunerde mit Fertigungskompost, 5 °C. Bei der Braunerde und der Parabraunerde ohne Kompost und der Parabraunerde mit Kompost nehmen die Gehalte an NCPS nur gering ab bzw. nehmen zu. Bei den beiden sandigen Böden Kippboden und Braunerde ist bei ansonsten gleichen Bedingungen die Abnahme der NCPS-Gehalte höher als bei der Parabraunerde. Der Abbau der NCPS ist bei fast allen Varianten deutlich geringer als der der CPS.

Abb. 3-16 zeigt beim Kippboden mit Frisch- und Fertigungskompost eine nahezu kontinuierliche Abnahme der NCPS von 93 mg g⁻¹ C_{org} (Frischkompost) bzw. 82,8 mg g⁻¹ C_{org} (Fertigungskompost) auf Werte von 37,8 - 70,5 mg g⁻¹ C_{org}. Dagegen nehmen bei den anderen Böden nach anfänglich abnehmenden Gehalten die Gehalte an NCPS im weiteren Verlauf teilweise zu. Bei den Kontrollen (außer Parabraunerde 14 °C) und bei der Parabraunerde mit Fertigungskompost 5 °C reichern sich die NCPS im Versuchsverlauf an.

Am **Versuchsende** weisen die meisten Varianten temperaturabhängig bei 5 °C höhere NCPS-Gehalte auf als bei 14 °C (Ausnahmen: Kippboden mit Fertigungskompost, Braunerde mit Frischkompost). Bei den Böden sind die Gehalte an NCPS der Parabraunerde ohne Kompost zu Versuchsende signifikant ($p < 0,05$) höher als die der anderen Varianten. Für alle übrigen Varianten sind die Gehalte an NCPS in Abhängigkeit von der Kompostart oder vom Boden nicht signifikant unterschiedlich.

Mit dem eingesetzten Verfahren lassen sich die NCPS als eine Mischung aus pflanzlichen Hemicellulosen und mikrobiell synthetisierten Zuckern nicht differenzieren. Hemicellulosen werden in den meisten Böden schnell abgebaut, mikrobiell synthetisierte Polysaccharide hingegen können im Boden angereichert werden. Da der Abbau der NCPS im Modellversuch gering ist und die NCPS teilweise auch angereichert werden, ist davon auszugehen, daß ein beträchtlicher Anteil der gemessenen NCPS mikrobiellen Ursprungs ist, im Boden angereichert wird und dieser Anreicherungsprozess quantitativ gegenüber dem Abbau der Hemicellulosen überwiegt. Eine niedrigere Temperatur bewirkt einen geringeren Abbau der Hemicellulosen und begünstigt möglicherweise auch die Anreicherung mikrobieller Polysaccharide.

Der stärkere Abbau der NCPS beim Kippboden legt die Vermutung nahe, daß dort der Abbauprozess der Hemicellulosen gegenüber einer Anreicherung mikrobieller Polysaccharide eine untergeordnete Rolle spielt. Der bei 14 °C geringere Abbau der NCPS beim Kippboden mit Fertigungskompost als bei 5 °C deutet bereits auf eine zunehmende Anreicherung mikrobieller Zucker hin.

Zusammengefaßt zeigen die Ergebnisse bei den nichtcellulosischen Polysacchariden, daß sowohl eine Anreicherung als auch ein Abbau der NCPS auftritt. Der Abbau ist vor allem beim Kippboden ausgeprägt. Eine Anreicherung tritt vor allem bei der Braunerde und der Parabraunerde ohne Kompost bzw. der Parabraunerde mit Fertigungskompost auf. Dies sind zugleich die Varianten mit der geringsten Kohlenstoffmineralisierung. Eine niedrigere Versuchstemperatur führt bei den meisten Varianten am Versuchsende zu höheren Gehalte an NCPS.

Bei den beiden sandigen Böden Kippboden und Braunerde ist bei ansonsten gleichen Bedingungen die Abnahme der NCPS-Gehalte durchschnittlich höher als bei der Parabraunerde. Für Abbauversuche von Gerstenstroh im Gefäßversuch konnte Ziegler (1990) eine stärkere Anreicherung von NCPS bei Anwesenheit von tonreichem (ca. 20 % Ton) Mineralsubstrat feststellen. Der stabilisierende Effekt der mineralischen Matrix für mikrobielle Syntheseprodukte ist im Ansatz auch hier zu erkennen.

3.1.3.1.5 Ligninoxidationsprodukte

Die Summe der Ligninoxidationsprodukte VSC ändert sich bei allen Varianten im Vergleich zu den anderen organischen Stoffgruppen am geringsten. Die Unterschiede der VSC-Gehalte zu Versuchsbeginn zwischen den unterschiedlichen Versuchsvarianten bleiben im Versuchsverlauf zum größten Teil erhalten. Signifikante Abnahmen treten beim VSC bei der Braunerde mit Fertigungskompost (5 °C und 14 °C; $p < 0,01$) und bei der Parabraunerde mit Fertigungskompost, 14 °C, ($p < 0,05$; Tab. 3-14) auf.

Tab. 3-14: Prozentuale Veränderungen der Summe der Ligninoxidationsprodukte im Versuchsverlauf

	Zu (+)- und Abnahmen (-) nach 18 Monaten (%)	
	5 °C	14 °C
Kippboden + Frischkompost	-0,5	-3,5
Kippboden + Fertigungskompost	-16,5	+1,1
Braunerde	-4,9	-9,3
Braunerde + Frischkompost	+0,7	+5,3
Braunerde + Fertigungskompost	-13,6	-15,4
Parabraunerde	+8,0	+3,6
Parabraunerde + Frischkompost	+4,7	-4,4
Parabraunerde + Fertigungskompost	+1,6	-21,9

fett: signifikante Unterschiede zwischen Versuchsbeginn und Versuchsende ($p < 0,05$)

Bei Fertigungskompostanwendung nehmen die Ligningehalte im Vergleich zur Frischkompostanwendung stärker ab. Diese stärkere Abnahme und die ebenfalls gezeigte stärkere Abnahme der Cellulosegehalte mit Fertigungskompost deutet auf einen gemeinsamen Abbau dieser Komponenten hin und ist auf die gemeinsame Bindung dieser Stoffgruppen in Form von Lignocellulosen zurückzuführen. Während die Gehalte an Lignin und Cellulose zu Versuchsbeginn noch signifikant positiv korrelieren ($r = 0,77$, $p < 0,05$), ist dies jedoch im weiteren Versuchsverlauf aufgrund des schnellen Celluloseabbaus nicht mehr der Fall.

Die bei den Ausgangsmaterialien festgestellten Unterschiede in der Zusammensetzung des Lignins haben sich im Versuchsverlauf relativ zueinander nicht geändert. Auch für die Säure/Aldehydverhältnisse als Maß für den Abbaugrad des Ligninmoleküls konnten zwar teilweise leichte Zunahmen festgestellt werden, die aber aufgrund der hohen Standardabweichungen nicht signifikant sind (Daten s. Anhang).

Interessant sind die Korrelationen zu Versuchsende zwischen den einzelnen Ligninmonomeren und anderen Stoffgruppen. Die Vanillyl- und Syringyleinheiten korrelieren

signifikant miteinander ($r = 0,91$; $p < 0,001$) und auch signifikant mit dem aromatischen Kohlenstoff der ^{13}C NMR-Spektren (Syringyl: $r = 0,84$, $p < 0,001$; Vanillyl: $r = 0,94$; $p < 0,001$), jedoch negativ (nicht signifikant) mit der Cinnamyleinheit. Die Cinnamyleinheit korreliert dagegen signifikant mit dem Gehalt an nichtcellulosischen Polysacchariden ($r = 0,68$; $p < 0,01$) und mit dem Integralbereich 45 - 110 ppm der ^{13}C NMR-Spektren ($r = 0,62$; $p < 0,05$), der hauptsächlich durch Resonanzen von Polysacchariden gebildet wird. Diese Zusammenhänge sind auf die unterschiedliche Herkunft der Ligninbestandteile aus verholzten (Vanillyl- und Syringyleinheit) und aus nichtverholzten (Cinnamyleinheit) Strukturbestandteilen zurückzuführen.

Die im Vergleich zu den anderen organischen Stoffgruppen geringen Abnahmen bei den Ligninoxidationsprodukten zeigen, daß das Lignin im Gefäßversuch - in Übereinstimmung mit der allgemeinen Einschätzung in der Literatur - eine stabile Streustoffgruppe ist. Ein Ligninabbau findet vor allem bei Fertigkompostanwendung statt.

Die bei den Ergebnissen zum extrahierbaren Kohlenstoff gezeigte positive Korrelation der aromatischen Bestandteile und des extrahierbaren Kohlenstoffs am Versuchsende ist neben den oben aufgeführten Abnahmen der Gehalte an Ligninoxidationsprodukten ein zusätzlicher Hinweis auf einen fortschreitenden Ligninabbau.

3.1.3.2 Naßchemische Charakterisierung des organischen N-Pools

Mit der sauren Hydrolyse wurden die N-Fractionen α -Amino-N, hydrolysierbarer unbekannter Stickstoff (HUN) und nichthydrolysierbarer Stickstoff bestimmt.

Der Aminosäure-Pool zählt zu den leichtabbaubaren Fraktionen des organischen Stickstoffs (Kelley & Stevenson, 1996).

In Tab. 3-17 sind die absoluten α -Amino-N-Gehalte nach der Anwendung von Frisch- und Fertigkompost im Mikrokosmenversuch dargestellt. Durch die Applikation von Frisch- und Fertigkompost werden die absoluten α -Amino-N-Gehalte der Böden erhöht. Dies ist darauf zurückzuführen, daß sich die Bioabfallkomposte aus biologischen Materialien zusammensetzen, die vorwiegend proteinischer Herkunft sind.

Nach Zaccheo et al. (1993) kommt es während der Kompostierung zu einer Zunahme der Aminosäuren. Die Untersuchungen im Mikrokosmenversuch zeigen, daß die Temperatur keinen Einfluß auf die α -Amino-N-Gehalte hat.

Die α -Amino-N-Gehalte des Kippbodens mit Frischkompost schwanken zwischen 189,4 und 467,7 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ und die des Kippbodens mit Fertigkompost zwischen 214,5 und 492,1 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ (Tab. 3-15). Die α -Amino-N-Gehalte des Kippbodens mit Bioabfallkompost werden über das Niveau der beiden Böden ohne Kompost angehoben. Die Parabraunerde weist geringfügig höhere α -Amino-N-Gehalte von 304,4 bis 480,3 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ auf als die Braunerde, deren Gehalte zwischen 238,6 und 333,0 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ schwanken. Durch die Applikation von Frischkompost auf das sandig-lehmige Substrat der Braunerde steigt der α -Amino-N-Gehalt auf 612,8 bis 951,0 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ an, bei Fertigkompostanwendung treten Werte von 519,5 bis 787,4 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ auf. Die höchsten α -Amino-N-Gehalte werden bei der Parabraunerde mit Frischkompostanwendung

erreicht. Hier reichen die α -Amino-N-Gehalte von 554,8 bis 1166,3 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$, die der Fertigkompostapplikation liegen im Bereich von 455,6 bis 1022,3 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ nur geringfügig darunter (Tab. 3-15). Aufgrund der Schwankungsbreite der α -Amino-N-Gehalte ist kein Unterschied bei der Anwendung von Frisch- und Fertigkompost auf die Böden festzustellen. Daraus folgert, daß der **Rottegrad keinen Einfluß auf den Aminosäurepool** ausübt.

Tab. 3-15: α -Amino-N-Gehalte des Mikrokosmenversuchs in Abhängigkeit von der Temperatur, der Inkubationszeit und der Kompostanwendung

	Inkubationszeit				
	0	2	6	12	18
	Monate				
	$\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$				
Kippboden/Frischkompost/5 °C	455,3	356,7	422,6	439,9	467,7
Kippboden/Fertigkompost/5 °C	247,0	273,0	381,0	189,4	356,5
Kippboden/Frischkompost/14 °C	455,3	298,4	364,5	291,4	492,1
Kippboden/Fertigkompost/14 °C	247,0	248,6	372,9	214,5	290,0
Braunerde 5 °C	272,4	289,6	333,0	238,6	309,6
Braunerde 14 °C	268,1	303,2	312,5	329,7	305,2
Braunerde/Frischkompost/5 °C	612,8	805,7	951,0	819,5	691,8
Braunerde/Fertigkompost/5 °C	634,6	711,0	787,4	686,9	626,8
Braunerde/Frischkompost/14 °C	612,8	721,1	932,0	784,7	778,3
Braunerde/Fertigkompost/14 °C	634,6	681,7	685,5	660,4	519,5
Parabraunerde 5 °C	325,7	375,8	402,2	461,2	348,2
Parabraunerde 14 °C	304,4	334,3	391,8	480,3	371,3
Parabraunerde/Frischkompost/5 °C	554,8	612,9	1154,5	996,2	784,5
Parabraunerde/Fertigkompost/5 °C	455,6	803,7	1022,3	874,6	688,4
Parabraunerde/Frischkompost/14 °C	554,8	664,5	1166,3	1043,9	628,9
Parabraunerde/Fertigkompost/14 °C	455,8	722,1	968,7	828,3	646,2

Der, gegenüber der sorptionsschwachen Braunerde, höhere α -Aminosäure-Pool der Parabraunerde kann auf den höheren Tongehalt zurückgeführt werden. Tonminerale können in Verbindung mit Enzymen Ton-Enzym-Komplexe ausbilden (Fusi et al., 1989; Haider, 1996).

Die Ergebnisse von Aoyama (1991), der durch physikalische Fraktionierung eine Akkumulation der α -Aminosäuren in feinen Korngrößenfraktionen feststellte, bestätigen, daß die α -Aminosäuren mit der Tonfraktion in Verbindung stehen. Untersuchungen von Fusi et al. (1989) zum Adsorptionsverhalten von Proteinen an Tonminerale zeigten, daß zwischen den Proteinen und den Tonmineralen relativ feste Bindungen ausgebildet werden.

An den in Tab. 3-15 aufgeführten α -Aminosäure-Gehalte zu den einzelnen Inkubationsterminen (0, 2, 6, 12, 18 Monate) ist ersichtlich, daß die α -Amino-N-Gehalte deutlichen Schwankungen unterliegen, die jedoch keinen zeitlichen Verlauf widerspiegeln. **Der α -Aminosäure-Pool unterliegt dem permanenten mikrobiellen Ab- und Aufbau und spielt somit als intermediärer Pool zwischen der mineralischen und der stabilen**

organischen Stickstofffraktion eine entscheidende Rolle (Kretschmann & Peschke, 1991). Nach Werner et al. (1985) kommt dem α -Aminosäurepool eine bedeutende Rolle bezüglich der N-Mineralisierung zu.

Die in Tab. 3-16 dargestellte Korrelationsmatrix zeigt, daß signifikante Zusammenhänge zwischen dem α -Amino-N-Gehalt, dem mineralischen und gesamten Stickstoff, dem C_{org} -Gehalt und der mikrobiellen Aktivität, gemessen als DMSO - Reduktase, bestehen.

Tab. 3-16: Korrelationskoeffizienten (nach Spearman r_s) des α -Amino-N mit dem N_{min} , N_t , C_{org} und der DMSO - Reduktase

	α -Amino-N		
	alle Varianten (n = 160)	Boden-Kompost-Gemische (n = 120)	Böden (n = 40)
N_{min}	0,56***	0,46***	0,67***
N_t	0,81***	0,70***	0,58***
C_{org}	0,69***	0,57***	-0,74***
DMSO	0,65***	0,56***	0,55***

*** = $p < 0,001$

Der höchste Korrelationskoeffizient für alle Varianten besteht zwischen dem α -Amino-N und dem Gesamtstickstoffgehalt. Daraus folgert, daß mit ansteigendem N_t -Gehalt der α -Aminosäure-Gehalt ansteigt. Zwischen dem C_{org} -Gehalt und dem α -Amino-N-Gehalt der Böden ohne Kompost besteht ein hoher negativer Zusammenhang. Dies bedeutet, daß die α -Aminosäuren nicht durch Bindung an die organische Substanz stabilisiert werden. Wie bereits erwähnt, liegen die α -Amino-N-Gehalte der Braunerde mit dem höheren Kohlenstoffgehalt unter denen der Parabraunerde.

Die signifikanten Zusammenhänge zwischen dem α -Aminosäure-Pool einerseits und dem mineralischen Stickstoff sowie der mikrobiellen Aktivität, gemessen als DMSO-Reduktase, andererseits zeigen, daß der α -Aminosäure-Pool im wesentlichen mikrobiellen Umsetzungen unterliegt (Kretschmann & Peschke, 1991). Auch Kelley & Stevenson (1987) stellten einen engen Zusammenhang ($r_s = -0,91$) zwischen dem α -Aminosäure-Pool und dem mineralischen Stickstoff fest. Demnach nimmt der α -Amino-N-Gehalt mit zunehmender N-Mineralisierung ab. Auch in den Felduntersuchungen von Meyre (1997) schwankten die α -Aminosäure-Gehalte im zeitlichen Verlauf stark. Die Abnahme des α -Amino-N-Gehaltes fiel mit den Hauptwachstumsphasen der in ihren Feldversuchen eingesetzten Feldfrüchten zusammen. Als möglicher Prozeß neben der N-Mineralisierung führt die N-Immobilisierung zu einer Abnahme der α -Amino-N-Gehalte. Dies bedeutet, daß der Stickstoff in stabilere N-Verbindungen überführt wird (Meyre, 1997).

Fazit:

Durch Kompostanwendung kommt es zur Erhöhung der absoluten α -Amino-N-Gehalte im Boden.

Der Rottegrad des Kompostes wirkt sich kurzfristig nicht auf den α -Amino-N-Gehalt des Bodens aus.

Die α -Amino-N-Gehalte werden durch die Bodenart beeinflusst: Parabraunerde (Ut4) > Braunerde (SI2) > Kippboden (oj-ss).

Der Aminosäurepool unterliegt dem permanenten mikrobiellen Ab- und Aufbau \Rightarrow intermediärer N-Pool zwischen dem labilen mineralischen und dem stabilen organischen N-Pool.

Bei sandigen Böden und mittelfristiger Kompostanwendung wird durch Frischkompost der α -Amino-N-Gehalt stärker erhöht als durch Fertigungskompost.

3.1.3.2.1 Verteilung der organischen N-Fraktionen

Zur Charakterisierung des organischen N-Pools ist es sinnvoll, den Anteil der durch die saure Hydrolyse ermittelten N-Fraktionen am Gesamtstickstoff zu betrachten. Der organische N-Pool wird in die Fraktionen α -Amino-N, nichthydrolysierbarer N und hydrolysierbarer unbekannter Stickstoff (HUN), der sich aus den Fraktionen Ammonium-N, Aminozucker-N und einem nichtidentifizierbaren N-Anteil zusammensetzt, unterteilt.

Die Hydrolyse des Frisch- und Fertigungskomposts ergibt, daß der überwiegende Anteil des organischen Stickstoffs im Hydrolyserest gebunden ist (Tab. 3-17).

Tab. 3-17: N-Fraktionen des Frisch- und Fertigungskompostes

	α -Amino-N	Nichthdr. N % von N _{ges}	HUN
Frischkompost	30,9 \pm 0,7	63,9 \pm 1,1	5,2 \pm 1,7
Fertigungskompost	24,0 \pm 0,3	76,0 \pm 1,4	0,0 \pm 1,6

Nichthdr. N - Nichthydrolysierbarer N; HUN - Hydrolysierbarer Unbekannter N
Standardfehler (n = 6)

Im Frischkompost liegen 31 % des Stickstoffs in Form von α -Amino-N vor, im Fertigungskompost nur 24 %. Im Gegensatz zum α -Amino-N ist der Anteil des nichthydrolysierbaren Stickstoffs im Fertigungskompost mit 76 % des Stickstoffs höher als im Frischkompost mit 64 %. Die Fraktion des hydrolysierbaren unbekanntes Stickstoffs (HUN) in den beiden Bioabfallkomposten wird nur in geringfügigen Anteilen wiedergefunden. Zu dieser Fraktion zählt der Ammonium-N, der in den beiden Bioabfallkomposten unter ein Prozent des Gesamtstickstoffgehaltes zu Versuchsbeginn liegt (Tab. 3-15).

Die α -Amino-N-Gehalte der beiden Bioabfallkomposte liegen deutlich über denen von Asche & Steffens (1995) ermittelten Gehalte von 13 % im Fertigungskompost und von 14 % im Frischkompost. Es zeigte sich jedoch, daß die Schwankungsbreite der von ihnen hydrolysierten 6 Frisch- und Fertigungskomposte beim Frischkompost von 4,6 bis 29,7 % α -Amino-N und beim Fertigungskompost von 4,0 bis 29,9 % α -Amino-N variierte. Im Gegensatz zu den hier aufgeführten Ergebnissen betrug der Anteil des HUN beim Frischkompost 59 % und beim Fertigungskompost 53 % (Asche & Steffens, 1995). Der nichthydrolysierbare Stickstoff, der einen

Anteil von 28 % beim Frischkompost und 34 % beim Fertigkompost ausmachte, wurde von den Autoren dem stabilen N-Pool zugewiesen. Dabei wurde angenommen, daß der refraktäre N in heterozyklischen N-Verbindungen vorliegt (Asche & Steffens, 1995).

3.1.3.2.2 Veränderung der N-Fractionen in Abhängigkeit von der Zeit

In den Abbildungen (Abb. 3-17) ist die N-Verteilung der im Mikrokosmenversuch eingesetzten Böden und Boden-Kompostvarianten in Abhängigkeit von der zeitlichen Veränderung (0, 12, 18 Monate) und der Temperatur dargestellt.

Nach der Anwendung von Frisch- und Fertigkompost auf den reinen Sand des Kippbodens zeigt sich zu Versuchsbeginn, daß der überwiegende Anteil des Stickstoffs in der HUN-Fraktion (47 %) vorliegt. Der nichthydrolysierbare N hat einen Anteil von 34 % am Gesamtstickstoff; die α -Amino-N-Fraktion weist mit 19 % den geringsten Anteil am Stickstoff auf.

Beim Vergleich der beiden Kompostanwendungen auf dem Kippboden wird zu Beginn der Inkubation in der Variante mit Fertigkompost ein höherer Anteil an nichthydrolysierbarem N (37 %) und ein niedriger α -Amino-N-Anteil (17 %) gegenüber der Variante mit Frischkompost festgestellt. Der Anteil des HUN ist bei beiden Kompostvarianten gleich. Im weiteren Verlauf der Inkubation unterliegen alle N-Fractionen geringfügigen Schwankungen. Mit zwei Ausnahmen, dem Kippboden mit Frischkompost bei 14 °C nach 12 Monaten Inkubation und dem Kippboden mit Fertigkompost bei 5 °C nach 18 Monaten Inkubation, bildet die HUN-Fraktion bei allen Varianten die größte N-Fraktion. Insgesamt variiert der HUN-Anteil des Stickstoffs zwischen 33,8 und 55,4 %.

Der nichthydrolysierbare N ist nach 12 Monaten Inkubation leicht angestiegen und schwankt zwischen 36 und 44 %. Unterschiede in Abhängigkeit vom Rottegrad sind nicht festzustellen.

Beim Kippboden mit Fertigkompost nimmt der α -Amino-N nach 12 Monaten Inkubation deutlich ab. In der Variante mit Fertigkompost liegen weniger als 10 % als α -Amino-N vor. Im Gegensatz zur Fertigkompostanwendung ist der Anteil des α -Amino-N im Kippboden mit Frischkompost nach 12-monatiger Inkubation gleich. Nach 18 Monaten Inkubation zeigt sich, wie zu Beginn der Inkubation, daß nach Fertigkompostapplikation der Anteil des nichthydrolysierbaren N höher ist als nach Frischkompostapplikation. Der Anteil des α -Amino-N ist im Fertigkompost wieder auf 21 % angestiegen (Abb. 3-17).

Die Ergebnisse verdeutlichen, daß der α -Amino-N im zeitlichen Verlauf Schwankungen unterliegt, die auf Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse zurückzuführen sind. Während des gesamten Inkubationszeitraums konnte kein Einfluß der Temperatur auf die Verteilung der N-Fractionen beobachtet werden.

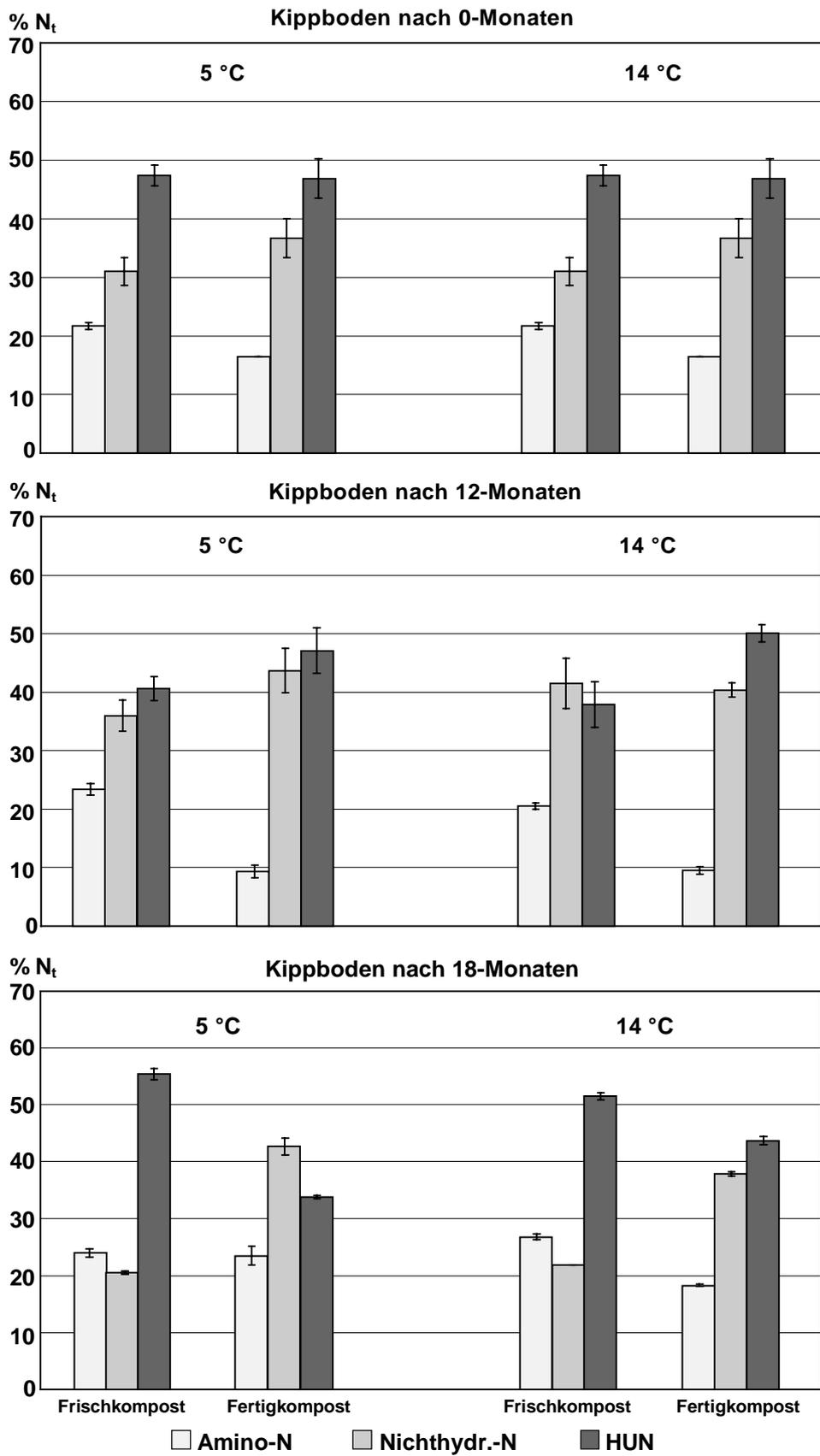


Abb. 3-17: N-Fractionen des Kippbodens nach Kompostanwendung

Das sandige Substrat der Braunerde zeigt keine wesentlichen Unterschiede in der Verteilung der N-Fractionen nach Kompostapplikation (Abb. 3-18). Im Vergleich zum Kippboden sind die Unterschiede zwischen der Fraktion des nichthydrolysierbaren N und des HUN zu Versuchsbeginn und nach 12 Monaten Inkubation nicht so stark ausgeprägt. 18 Monate nach Kompostanwendung liegt der Stickstoff sowohl bei der Braunerde ohne Kompost als auch bei den Boden-Kompostvarianten vorwiegend in der HUN-Fraktion vor. Der nicht-hydrolysierbare N hat bis zu diesem Zeitpunkt abgenommen.

Der Anteil der HUN-Fraktion variiert in den ersten 12 Monaten zwischen 34 und 50 %. Nach 18 Monaten liegt er bei 49 bis 59 %. Der nichthydrolysierbare N weist zu Versuchsbeginn und nach 12 Monaten Anteile von 34 bis 44 % des Stickstoffs auf; nach 18 Monaten fällt er auf 18 bis 32 % ab. Die α -Amino-N-Fraktion schwankt über den gesamten Inkubationszeitraum zwischen 16 und 28 % des Stickstoffs. Auch bei der Braunerde wirkt sich die Temperatur nicht auf die Verteilung der N-Fractionen aus.

Bei dem schluffig-lehmigen Substrat der Parabraunerde tritt nach Anwendung von Bioabfallkompost auch keine Veränderung der Verteilung der N-Fractionen auf (Abb. 3-19). Zu Versuchsbeginn liegt der höchste Anteil des Stickstoffs in der HUN-Fraktion mit 43 bis 59 %. Der nichthydrolysierbare N schwankt zwischen 24 und 41 % des Stickstoffs. Der geringste Stickstoffanteil wird von der α -Amino-N-Fraktion mit 12 bis 20 % eingenommen. Nach 12 Monaten Inkubation hat der Anteil des HUN zugunsten des α -Amino-N abgenommen und liegt noch bei 30 bis 36 % des Stickstoffs. Der α -Amino-N ist auf 24 bis 29 % des Stickstoffs angestiegen. Zum Inkubationszeitpunkt 12 Monate liegt der meiste Stickstoff in nichthydrolysierbarer Form mit 38 bis 45 % des Stickstoffs vor. Am Ende des Inkubationsversuchs, nach 18 Monaten, ist der nichthydrolysierbare N bei 14 °C remineralisiert worden, wodurch der Anteil der HUN-Fraktion mit mehr als 50 % die größte N-Fraktion im Boden und nach Kompostanwendung darstellt. Der nichthydrolysierbare N nimmt nur noch 24 bis 28 % des Stickstoffs und die α -Amino-N-Fraktion nur noch 18 bis 22 % ein. Im Gegensatz zu der 14 °C Inkubation ist bei 5 °C nur beim Boden ohne Kompost die Zunahme der HUN-Fraktion zu erkennen. Die Anwendung von Frischkompost zeigt nach 18 Monaten Inkubation ein relativ ausgeglichenes Verhältnis zwischen den drei N-Fractionen. Bei der Fertigungskompostanwendung liegt der Anteil des nichthydrolysierbaren N mit 42 % des Stickstoffs geringfügig über dem Anteil der HUN-Fraktion mit 39 % des Stickstoffs. 20 % des Stickstoffs liegt in Form von α -Amino-N vor.

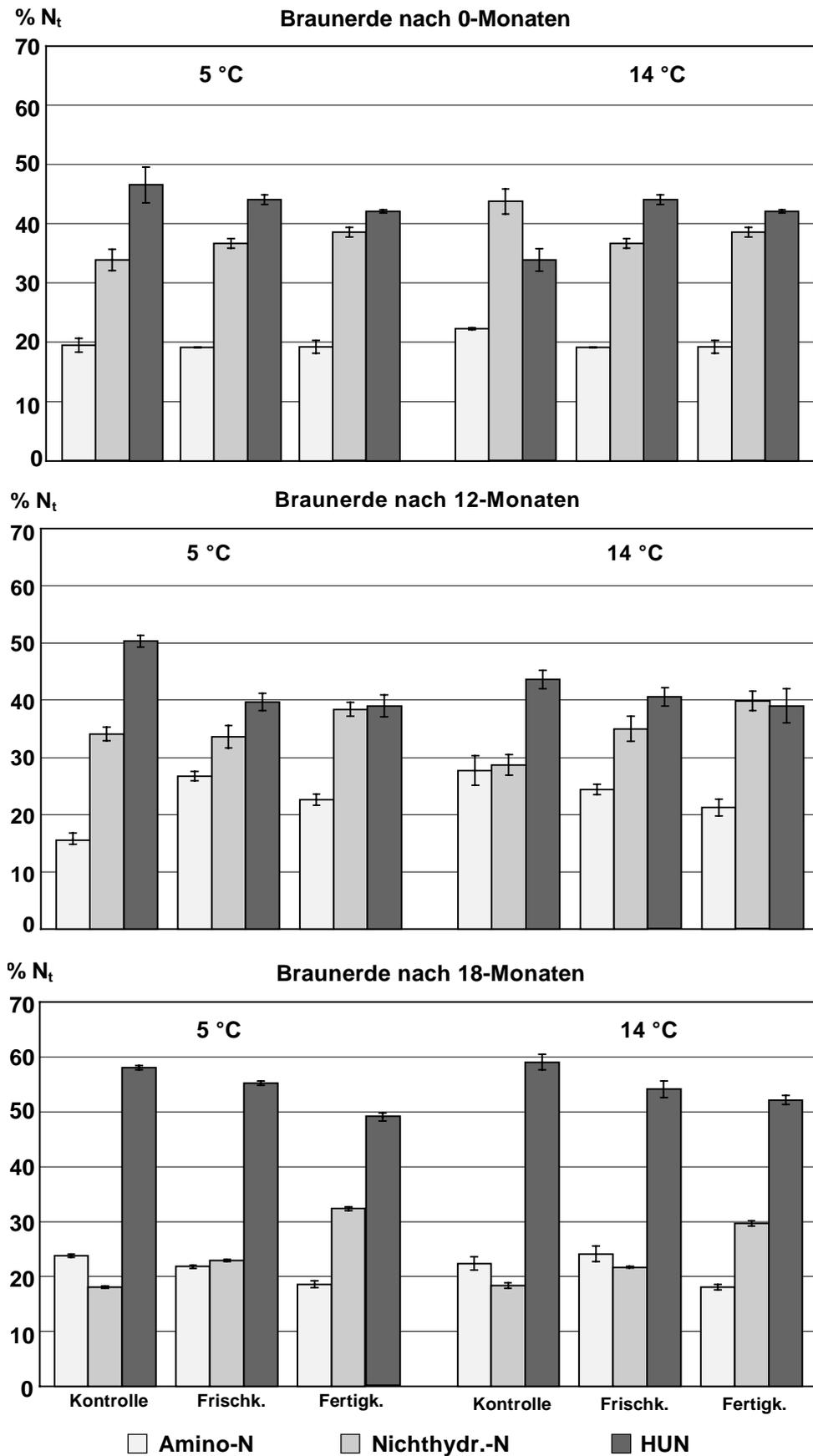


Abb. 3-18: N-Fractionen der Braunerde und nach Kompostanwendung

Fazit:

Die Mikrokosmenuntersuchungen zeigen, daß alle organischen N-Fractionen zeitlichen Schwankungen unterliegen, die auf mikrobielle Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozesse zurückzuführen sind. Die α -Amino-N-Fraktion liegt in allen Böden und Boden-Kompostvarianten zwischen 12 und 32 %, der Anteil des HUN variiert zwischen 30 und 59 % und der Anteil des nichthydrolysierbaren N zwischen 18 und 45 % des Stickstoffs. In dem zeitlich begrenzten Mikrokosmenversuch konnte weder ein Einfluß des Rottegrades noch des Bioabfallkompostes an sich auf die Verteilung der N-Fractionen im Boden festgestellt werden. Wie in Abb. 3-17 zu sehen, wirkt sich die Kompostanwendung zwar auf die absoluten α -Amino-N-Gehalte aus, jedoch nicht auf den prozentualen Anteil bezogen auf den N_t -Gehalt. Unterstützt wird dies durch die hohe Korrelation zwischen dem α -Amino-N und dem N_t -Gehalt. Die Inkubationstemperatur hatte keinen Einfluß auf die Veränderung der N-Fractionen.

Nach Kelley & Stevenson (1987) nimmt der Anteil des nichthydrolysierbaren Stickstoffs mit zunehmender Humifizierung zu und wird somit immobilisiert. Wie bereits erwähnt, konnte keine gerichtete Zu- oder Abnahme der organischen N-Fractionen im zeitlichen Verlauf festgestellt werden. Bei beiden Bioabfallkomposten im Mikrokosmenversuch stieg mit zunehmender Kompostreife der Anteil des nichthydrolysierbaren N nicht an.

3.1.3.2.3 Aussagekraft der HCl - Hydrolyse

Anhand der N-Fractionen der HCl - Hydrolyse lassen sich das Mineralisierungs- und Immobilisierungsverhalten nach Kompostanwendung nicht ableiten. Untersuchungen von Ebertseder (1996) in einem Gefäßversuch ergaben keine Korrelation zwischen dem hydrolysierbaren N und den Erträgen und N-Entzügen von Pflanzen. Auch Asche & Steffens (1995) kamen zu dem Ergebnis, daß die Fractionen der N-Hydrolyse nicht geeignet sind, die Prozesse der Immobilisierung und Mineralisierung nach Kompostdüngung zu beschreiben. Ihre Ergebnisse zeigten eine enge Korrelation zwischen dem Kohlenstoffgehalt, dem C/N-Verhältnis und der N-Freisetzung. Daraus leiteten sie ab, daß die stoffliche Zusammensetzung des Kohlenstoffs einen geeigneten Parameter zur Abschätzung der N-Nachlieferung aus Bioabfallkomposten bietet.

Der α -Amino-N im Boden schwankt zwischen 16 und 32 % des Stickstoffs, übereinstimmend mit den in der Literatur angegebenen Werten von 20 bis 35 % α -Amino-N (Greenfield, 1972; Kelley & Stevenson, 1996; Meyre, 1997; Stevenson, 1994).

Der nichthydrolysierbare N weist in allen Böden Anteile von 18 - 44 % des Stickstoffs auf, der nach Stevenson (1994) zwischen 20 und 35 % schwankt. Palmer et al. (1985) stellten in einen Kippboden sogar bis zu 62 % des Stickstoffs an nichthydrolysierbaren N fest. Aufgrund der Säureresistenz dieser N-Fraktion wird der nichthydrolysierbare N dem refraktären organischen Pool zugeordnet. Es wird vermutet, daß dieser in heterozyklischen

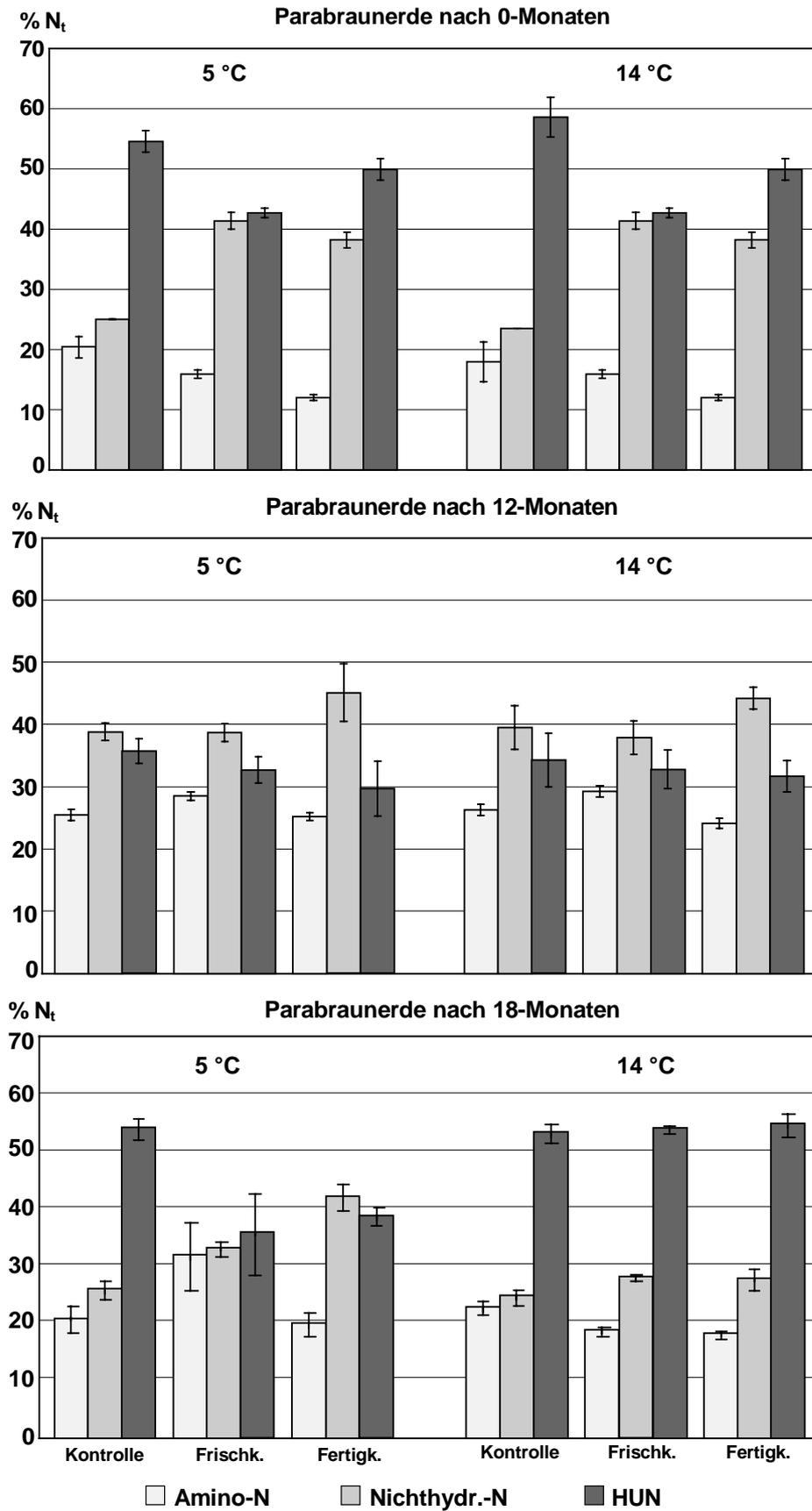


Abb. 3-19: N-Fractionen der Parabraunerde und nach Kompostanwendung

N-Verbindungen vorliegt (Aldag & Kickuth, 1973; Bremner, 1949; Grundmann, 1991; Kelley & Stevenson, 1996; Kretschmann & Peschke, 1991; Schnitzer, 1989; Schulten & Schnitzer, 1993; Stevenson, 1994). Die Untersuchungen des Mikrokosmenversuchs und die von Meyre (1997) zeigen, daß auch diese N-Fraktion zeitlichen Schwankungen unterliegt. Daraus folgert, daß der nichthydrolysierbare N Umsetzungsprozessen im Boden unterliegt. Von daher ist es fraglich, ob der nichthydrolysierbare N dem refraktären organischen N-Pool zugeordnet werden kann.

Die HUN-Fraktion nimmt in allen Böden einen Anteil von 30 bis 59 % des Stickstoffs ein. Nach Stevenson (1994) liegen 5 bis 10 % in Form von Aminosucker-N und 20 bis 35 % als Ammonium-N vor, die in den oben aufgeführten Untersuchungen dem HUN zugeordnet werden. Im Mittel sind 10 bis 20 % der HUN-Fraktion nicht identifizierbar (Stevenson, 1994). Es wird angenommen, daß dieser Anteil auf Nicht- α -Aminosäuren, und auf Purine und Pyrimidinbasen zurückzuführen ist (Kickuth & Scheffer, 1976; Stevenson, 1994).

30 bis 55 % des organischen N werden mit der HCl - Hydrolyse nicht identifiziert. Über die Bindungsformen des Stickstoffs und somit über die Stabilität der organischen N-Verbindungen lassen sich mit der HCl - Hydrolyse keine Aussage machen.

3.1.3.3 Spektroskopische Charakterisierung

Die Untersuchung der organischen Substanz mit spektroskopischen Methoden, wie der Kern-Resonanz-Spektroskopie, dient zur Charakterisierung der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz. Der Vorteil dieser nicht degradativen Methode gegenüber den naßchemischen Verfahren liegt darin, daß das heterogene komplexe Bodenmaterial nicht durch die Extraktion mit aggressiven Lösungsmitteln verändert wird (Knicker & Kögel-Knabner, 1998; Knicker et al., 1993; Kögel-Knabner et al., 1988).

Durch die Anwendung der ^{13}C NMR Festkörper Spektroskopie wurden in den letzten 20 Jahren wesentliche Fortschritte in der Strukturaufklärung der organischen Substanz erzielt. Es konnte nachgewiesen werden, daß aromatische Strukturen eine weit geringere Bedeutung in der Stabilisierung des organischen Materials haben, als angenommen wurde (Hatcher et al., 1985; Kögel, 1987; Kögel-Knabner, 1992).

Über die Bindung des Stickstoffs in der organischen Substanz können mit der ^{13}C NMR Festkörper Spektroskopie nur geringe Aussagen getroffen werden, da die N-Kerne nur indirekt durch die Bindung an den C-Kernen beobachtet wird. Erst durch die Anwendung der ^{15}N NMR Festkörper Spektroskopie ist es möglich die Bindungsform der organischen N-Verbindungen im Boden zu charakterisieren. Die ^{15}N NMR Festkörper Spektroskopie wird in dieser Arbeit auch zur **Charakterisierung der N-Bindung der nichthydrolysierbaren N-Fraktion** nach saurer Hydrolyse herangezogen.

Zur spektroskopischen Charakterisierung des organischen Stickstoffpools wurden die Proben des Mikrokosmenversuchs bei einer Inkubationstemperatur von 14 °C und die Proben der beiden Feldversuche herangezogen.

Um die spektroskopische Aufnahme der in dieser Arbeit verwendeten Bodenmaterialien zu ermöglichen, wurde mit Ausnahme der beiden Bioabfallkomposte das Probenmaterial zuvor mit HF-behandelt. Hierdurch wird ein Teil der Mineralphase entfernt und somit der relative organische Anteil der Probe erhöht (Schmidt et al., 1997; Siebert et al., 1998). Die HF - Behandlung führt zu keiner schwerwiegenden Veränderung der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz (Skjemstad et al., 1994).

3.1.3.3.1 ¹³C CPMAS NMR

Anhand der ¹³C NMR Spektren der beiden Komposte aus dem Mikrokosmenversuch ist zu sehen, daß die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz des Frisch- und des Fertigungskompostes sehr ähnlich ist (Abb. 3-20).

Um zu sehen, wie sich die Zusammensetzung des Bioabfallkompostes im Laufe des Humifizierungsprozesses verändert, sind die Spektren des Kippbodens nach Kompostanwendung nach 18-monatiger Inkubation mit abgebildet. Da der Kippboden über keinen bodenbürtigen Kohlenstoff verfügt, spiegeln die Spektren der Kippboden-Kompostvarianten die Veränderung der chemischen Zusammensetzung von Frisch- und Fertigungskomposten im Laufe der Inkubation wider.

Die Spektren (Abb. 3-20) zeigen ein intensives Signal im chemischen Verschiebungsbereich des O-Alkyl Kohlenstoffs (110 - 45 ppm), der vorwiegend auf Kohlenhydrate (72 ppm) zurückzuführen ist. In diesem Signalbereich treten jedoch auch Verbindungen auf, die auf Ether- und Alkoholgruppen zurückzuführen sind. Ebenfalls befinden sich in diesem Signalbereich (60 bis 45 ppm) auch Kohlenstoffverbindungen mit einer substituierten Aminogruppe, die auf N-haltige Komponenten hindeuten (Knicker & Kögel-Knabner, 1998). Der hohe Anteil des Signals bei 72 ppm an der Gesamtintensität weist auf einen hohen Anteil an Polysacchariden hin.

Der chemische Verschiebungsbereich von 160 bis 110 ppm ist charakteristisch für aromatische Kohlenstoffverbindungen. Der Bereich von 220 bis 160 ppm beinhaltet die Signalintensität des Carboxyl/Carbonyl/Amid C. Im Bereich des Alkyl C (45 bis -10 ppm) treten Signale von aliphatischen C-Verbindungen auf.

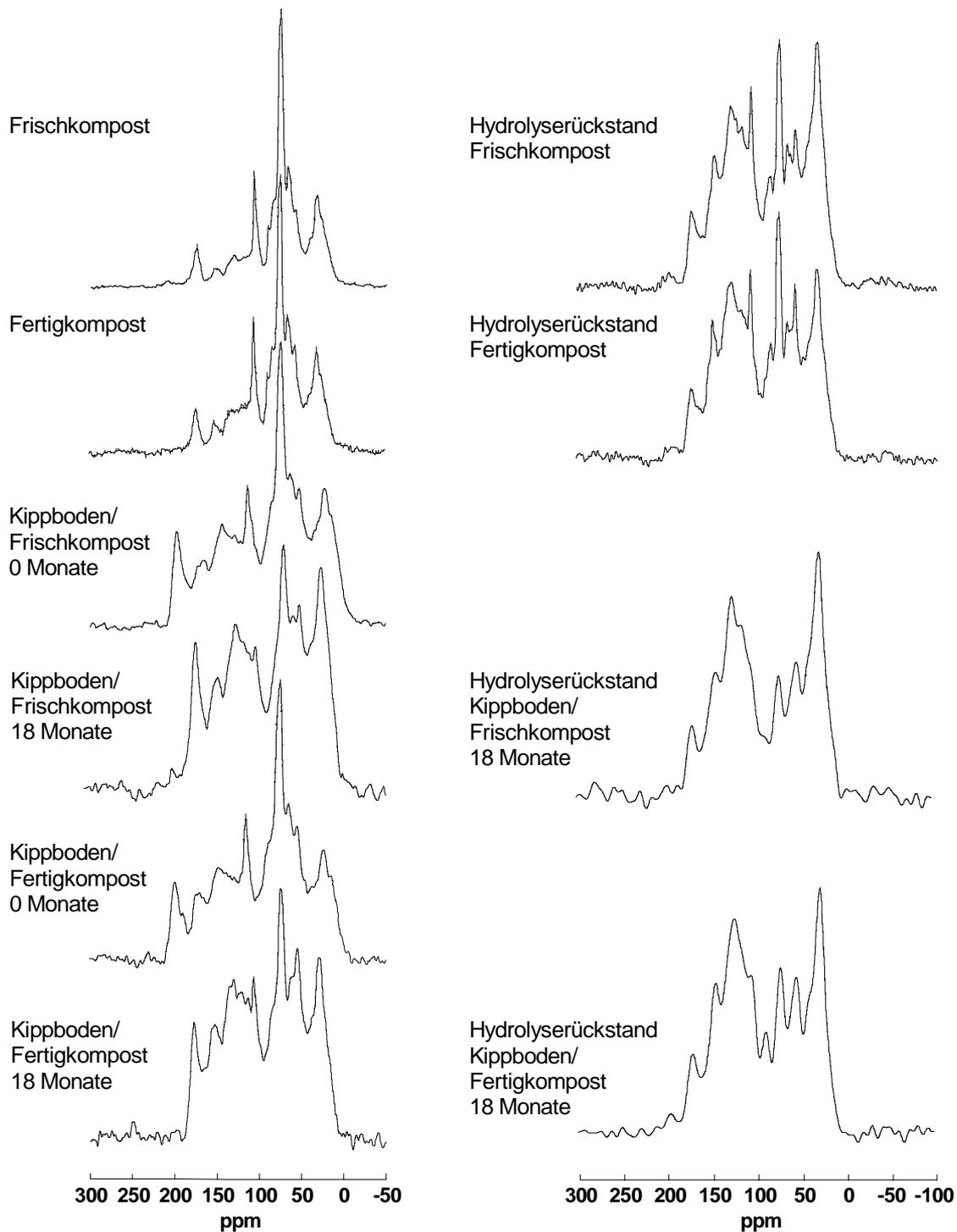


Abb. 3-20: ^{13}C NMR Spektren der Komposte und des Kippboden mit Kompost und ihrer Hydrolysereste

Um die Verteilung der Zusammensetzung der organischen Substanz besser zu erkennen, sind in Tab. 3-18 die relativen Intensitäten der Stoffgruppen vom Gesamtspektrum aufgeführt, die sich durch die Integration der Fläche unter den Signalen ergeben.

Tab. 3-18: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Komposte, des Kippbodens mit Kompost und ihrer Hydrolysereste

	Inku- bations- zeit	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
	Tage	% der Signalintensität			
Frischkompost	0	6	13	61	20
- Hydrolyserest*	0	6	30	40	23
Kippboden/Frischkompost	0	8	23	50	19
Kippboden/Frischkompost	529	12	26	40	22
- Hydrolyserest*	529	6	34	33	27
Fertigkompost	0	6	15	59	20
- Hydrolyserest*	0	7	32	42	19
Kippboden/Fertigkompost	0	8	24	51	17
Kippboden/Fertigkompost	529	8	29	45	18
- Hydrolyserest*	529	7	34	36	23

* Hydrolyse des Probenmaterials mit 6N HCl

Die beiden Komposte weisen ca. 60 % an O-Alkyl C -, 20 % an Alkyl C-, 12 bis 15 % an Aromaten C - und 6 % des Kohlenstoffs an Carboxyl/Carbonyl/Amid C - Verbindungen auf. Der Frisch- als auch der Fertigkompost verfügen über eine ähnliche chemische Zusammensetzung. Nur anhand der naßchemischen C-Fraktionierung zeigte sich, daß der Frischkompost über doppelt so hohe Lipidgehalte verfügt. Durch die Kompostierung ist es zu einer geringfügigen Abnahme des O-Alkyl C und zu einer Zunahme der aromatischen C-Verbindungen gekommen.

Nach der Anwendung des Frisch- und Fertigkompostes auf den Kippboden sind ca. 50 % des Kohlenstoffs in der O-Alkyl C-Fraktion gebunden, 15 bis 22 % des Kohlenstoffs liegt in Form von Alkyl C in aliphatischen Ketten vor. 19 bis 24 % des Kohlenstoffs ist in aromatischen Strukturen und 8 bis 11 % in Carboxyl/Carbonyl/Amid C gebunden. Im Laufe der Inkubation nimmt der Anteil der O-Alkyl C-Fraktion beim Kippboden mit Bioabfallkompost um 6 bis 10 Prozenteinheiten ab. Relativ dazu reichert sich der Kohlenstoff im Aromaten C an. Beim Alkyl C und Carboxyl/Carbonyl/Amid C ist keine Veränderung nach 529 Tagen zu beobachten. ^{13}C NMR spektroskopische Untersuchungen zeigten, daß es während des Abbaus der organischen Substanz nicht nur zu einer Abnahme der Kohlenhydrate und einer Zunahme der Aromaten, sondern auch zu einer Zunahme des Carboxyl- und Alkyl C kommt (Almendros et al., 1991; Fründ et al., 1994; Inbar et al., 1989; 1990a; Knicker & Lüdemann, 1995; Kögel-Knabner, 1992; Skene et al., 1996).

Die Abnahme der Polysaccharide und die relative Anreicherung von aromatischen und aliphatischen C-Verbindungen nach 18-monatiger Anwendung von Bioabfallkompost deutet auf eine Stabilisierung der organischen Substanz im Kippboden hin.

Die ^{13}C NMR Spektren der Hydrolyserückstände (Abb. 3-20) des Kompostes und nach Anwendung auf den Kippboden zeigen, daß es durch saure Hydrolyse zu einer Abnahme im

O-Alkyl C und Carboxyl/Carbonyl/Amid C Bereich kommt. Dies resultiert aus dem Abbau von hydrolysierbaren Komponenten, wie Kohlenhydrate und Aminosäuren. Relativ zu diesen beiden Kohlenstofffraktionen werden die aromatischen und aliphatischen C-Verbindungen angereichert (S. Tab. 3-18). Knicker (1993) stellte in dem Hydrolyserückstand eines einmonatigen Weizenstrohinkubats ebenfalls eine relative Intensitätszunahme im Aromaten C-Bereich fest. Sie führte die Intensität vorwiegend auf Lignin zurück. Desweiteren gab es Hinweise für die Bildung von Furanen während der Hydrolyse. Solche Komponenten ergeben Signale bei 144 ppm und 110 ppm (Knicker, 1993). Aufgrund möglicher Veränderungen der chemischen Struktur durch die Hydrolyse ist es schwierig, von der Zusammensetzung des Hydrolyserestes auf die Strukturen der organischen Substanz des Ausgangsmaterials zu schließen (Knicker, 1993). Auch Piccolo et al. (1990) stellten Veränderungen in der Zusammensetzung der organischen Substanz durch HCl-HF Behandlung fest. Diese führte zu einer Abnahme der Kohlenhydrate, der Amino-C- und der aliphatischen C-Verbindungen.

Die Zusammensetzung der organischen Substanz des schluffig-tonigen Substrats der Parabraunerde weist ebenfalls die höchste Intensität im Bereich des O-Alkyl C (110 - 45 ppm) auf (Abb. 3-21).

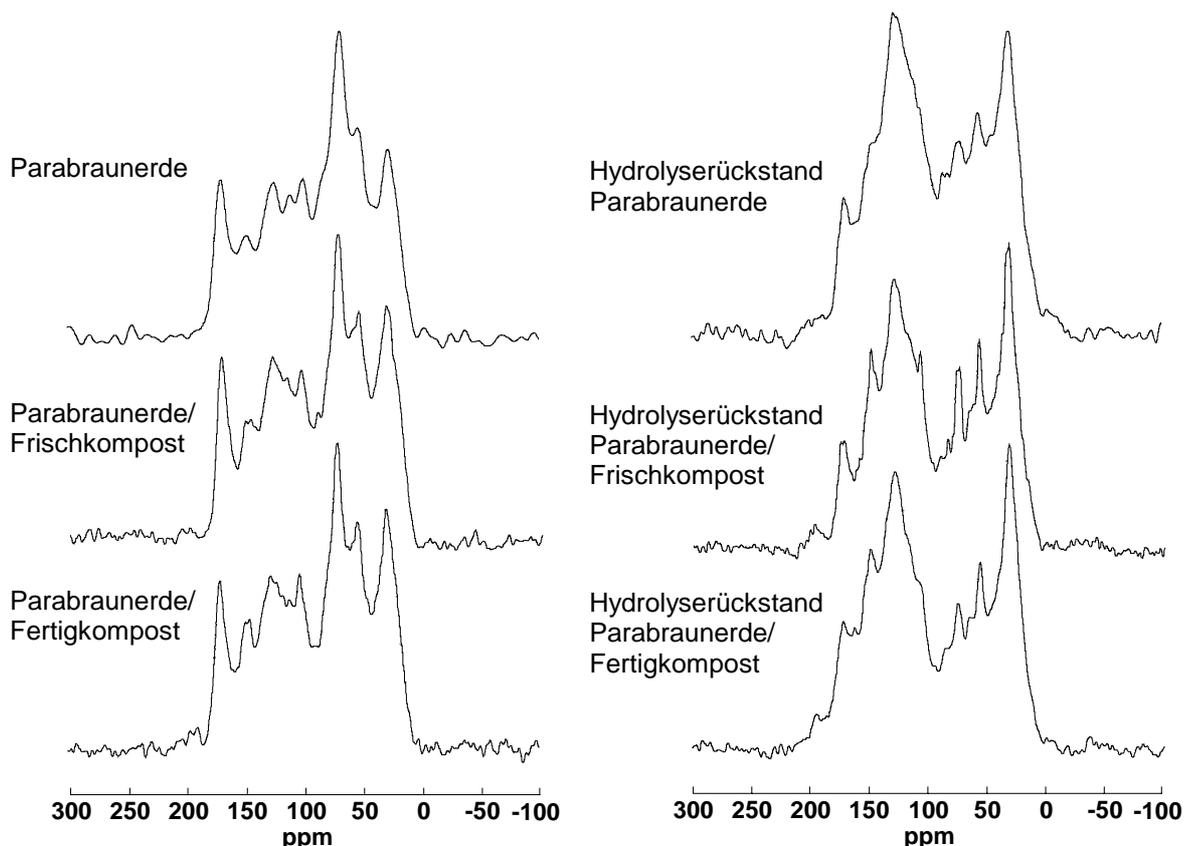


Abb. 3-21: ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost und ihrer Hydrolysereste

In Tab. 3-19 sind die prozentualen Anteile der Kohlenstoffverbindungen der Parabraunerde zu Versuchsbeginn und nach 529 Tagen Inkubation dargestellt, sowie die der Parabraunerde nach Kompostanwendung.

Tab. 3-19: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost zu Versuchsbeginn, 529 Tage nach Inkubation und nach Hydrolyse mit 6N HCl

	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
	ppm			
	% der Signalintensität			
Parabraunerde				
- zu Versuchsbeginn	13	23	46	18
- 529 Tage Inkubation	10	23	49	18
- Hydrolyserest*	7	34	36	23
Parabraunerde/Frischkompost				
- zu Versuchsbeginn	9	24	46	22
- 529 Tage Inkubation	10	25	45	20
- Hydrolyserest*	7	35	36	22
Parabraunerde/Fertigkompost				
- zu Versuchsbeginn	10	27	47	17
- 529 Tage Inkubation	10	26	45	20
- Hydrolyserest*	7	36	35	22

* Hydrolyse des Probenmaterials mit 6N HCl nach 529 Tagen Inkubation

Im Vergleich zu den Spektren der Komposte und des Kippbodens mit Kompost weist die Parabraunerde eine ähnliche chemische Zusammensetzung auf. Die aromatischen Kohlenstoffverbindungen (160-110 ppm) stellen auch hier mit 23 % die zweitgrößte Fraktion. **Im Laufe der Inkubation ist keine Veränderung der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz der Parabraunerde zu beobachten. Dies deutet auf die Ausbildung von Ton-Humus-Komplexen im Boden hin, wodurch der organische C-Pool stabilisiert wird.**

Durch die Anwendung von Frisch- und Fertigkompost wird die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz des Bodens nicht beeinflusst (Tab. 3-19). Es treten nur geringfügige Schwankungen zwischen den einzelnen Fraktionen auf, die im Rahmen des Fehlers liegen. 529 Tage nach Bioabfallkompostanwendung ist kaum eine Veränderung in der chemischen Zusammensetzung in der Parabraunerde festzustellen.

Wie bei den Bioabfallkomposten und dem Kippboden mit Kompostanwendung werden Kohlenhydrate (110 – 60 ppm) und Aminosäuren (220 – 160 ppm) durch die Behandlung mit HCl hydrolysiert. Relativ dazu reichert sich der Aromaten C und geringfügig der Alkyl C im Boden an.

Für das sandig-lehmige Substrat der Braunerde aus dem Mikrokosmenversuch sind in Tab. 3-20 die relativen Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren dargestellt. Da sie für die weiteren Untersuchungen der Bindungsformen des Stickstoffs nicht berücksichtigt werden, sind die

^{13}C NMR Spektren nicht gesondert abgebildet. Im Gegensatz zu dem schluffig-tonigen Substrat der Parabraunerde zeigt sich bei der sandigen Braunerde ein deutlich höherer Anteil in der Alkyl C-Fraktion von 33 bis 36 % des Kohlenstoffs und niedrigere Anteile im O-Alkyl C mit 38 % und im Aromaten C mit 18-20 %.

Tab. 3-20: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren der Braunerde, der Braunerde mit Kompost zu Versuchsbeginn und 529 Tage nach Inkubation

	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
	ppm			
	% der Signalintensität			
Braunerde				
- zu Versuchsbeginn	9	20	38	33
- 529 Tage Inkubation	8	18	38	36
Braunerde/Frischkompost				
- zu Versuchsbeginn	8	21	44	27
- 529 Tage Inkubation	8	23	41	27
Braunerde/Fertigkompost				
- zu Versuchsbeginn	9	24	45	22
- 529 Tage Inkubation	9	24	41	27

Durch Kompostzugabe, sowohl mit Frisch- und Fertigkompost, kommt es zu einer Verschiebung der relativen Intensitäten zugunsten des O-Alkyl C und Aromaten C. Die aliphatischen C-Verbindungen (45 bis -10 ppm) nehmen ab. Nach 529 Tagen Inkubation ist bei Frischkompostanwendung eine Abnahme der Kohlenhydrate und eine Zunahme der aromatischen C-Verbindungen zu erkennen. Bei Fertigkompostanwendung nehmen im Laufe der Inkubation ebenfalls die Kohlenhydrate ab, jedoch zugunsten der aliphatischen C-Verbindungen.

Die Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz der Parabraunerde und der Braunerde ist auf die Herkunft und auf den Abbauprozess der organischen Substanz zurückzuführen. Dieser wird wiederum durch die Zusammensetzung und Aktivität des Mikroorganismen-Pools bestimmt (Baldock et al., 1992). Die Braunerde lag zur Zeit der Probenahme unter Wiesennutzung und ist gekennzeichnet durch einen niedrigen pH-Wert von 4,5. Dieser niedrige pH-Wert spiegelt sich in einer geringeren mikrobiellen Aktivität wider.

Mittels der ^{13}C NMR Spektroskopie ist es problematisch, eine Aussage über die Bindungsform des Stickstoffs in der organischen Substanz zu treffen. Stickstoffhaltige Substanzen treten im Signalbereich des O-Alkyl C (110 - 45 ppm) im Bereich von 61 bis 51 ppm in Form von Aminosäuren und im Bereich von 58 -51 ppm als Aminosäuren auf (Knicker & Kögel-Knabner, 1998). Gonzáles-Vila et al. (1978) stellten einen engen Zusammenhang zwischen hohen N/C-Verhältnissen von Huminstoffen und dem chemischen Verschiebungsbereich von 70 bis 50 ppm fest. Daraus folgerten sie, daß dieser Bereich den Aminosäuren zuzuordnen ist. Eine eindeutige Zuordnung ist jedoch nicht möglich, da in diesem Bereich auch substituierte Methoxyl-C-Gruppen auftreten (Baldock et al., 1992). Ein weiterer chemischer Verschiebungsbereich, der N-haltige Komponenten aufweist, liegt im

Bereich von 180 bis 160 ppm. Diesem Bereich sind Amid-Kohlenstoffe zuzuordnen, die jedoch durch die Anwesenheit von Carboxyl-Gruppen von Säuren und Estern überlagert werden (Knicker & Kögel-Knabner, 1998). Knicker (1993) führte in einem ^{13}C NMR Spektrum von ^{15}N markiertem Loliumgras die Intensität im chemischen Verschiebungsbereich von 220 bis 160 ppm auf einen hohen Anteil an aliphatischen Carbonsäuren (Lipide, Aminosäuren) zurück. Zwischen den relativen Intensitäten der beiden chemischen Verschiebungsbereiche von 45 bis 0 ppm und von 220 bis 160 ppm bestand ein Zusammenhang, der sich in einem Alkyl C/Amid C-Verhältnis von zwei ausdrückte. Aus diesen Ergebnissen folgerte Knicker (1993), daß die Intensität im chemischen Verschiebungsbereich der Aliphaten und des Carboxyl/Carbonyl/Amid C auf proteinische Substanzen zurückzuführen ist.

Die vorliegenden Ergebnisse der HCl - Hydrolyse zeigen, daß in allen Proben 16 bis 32 % des Stickstoffs in α -Aminosäuren gebunden sind, die zum Teil von den Signalintensitäten im chemischen Verschiebungsbereich von 110 bis 45 ppm durch den hohen O-Alkyl C-Anteil überdeckt werden. Bei einer feineren Unterteilung der chemischen Verschiebungsbereiche wird deutlich, daß die prozentualen Intensitäten im Bereich von 60 bis 45 ppm, bestehend aus Methoxyl- und α -Amino C-Gruppen, abnehmen. Durch die Behandlung mit HCl werden die Aminosäuren hydrolysiert. Auch in den hier vorliegenden Ergebnissen der ^{13}C NMR Spektroskopie ist zu sehen, daß die Intensität des Alkyl C um das zweifache so hoch ist wie der Carboxyl/Carbonyl/Amid C. Dies deutet ebenfalls darauf hin, daß die Intensitäten in den beiden chemischen Verschiebungsbereichen (220 bis 160 ppm und 45 bis -10 ppm) auf proteinhaltige Komponenten zurückzuführen sind.

Fazit:

Frisch- und Fertigungskomposte weisen eine ähnliche chemische Zusammensetzung auf \Rightarrow der Rottegrad hat keinen Einfluß auf die chemische Struktur der organischen Substanz.

Die Anwendung von Bioabfallkompost auf den Kippboden führt nach 18 Monaten Inkubation zu einer Abnahme der O-Alkyl C-Fraktion und zu einer Zunahme des Aromaten-C \Rightarrow Stabilisierung der organischen Substanz im Kippboden.

Bei der Parabraunerde wird die chemische Struktur der organischen Substanz durch Kompostanwendung unwesentlich beeinflusst.

Die Zusammensetzung der chemischen Struktur der Parabraunerde und der Braunerde differiert: Die Braunerde weist einen höheren Anteil an aliphatischen C-Verbindungen und einen niedrigeren Anteil an O-Alkyl C als die Parabraunerde auf.

3.1.3.3.2 ^{15}N CPMAS NMR

Eine bessere Aussage über die Bindungsform des organischen Stickstoffs läßt sich durch die Untersuchung des Probenmaterials mittels der ^{15}N NMR Festkörper Spektroskopie erzielen. Ein Schwerpunkt dieser Untersuchungen ist es, die Bindungsform des nichthydrolysierbaren refraktären Stickstoffs zu charakterisieren.

In Abb. 3-22 sind die ^{15}N NMR Spektren der beiden Bioabfallkomposte, des Kippbodens mit Kompostapplikation und ihrer Hydrolyserückstände dargestellt.

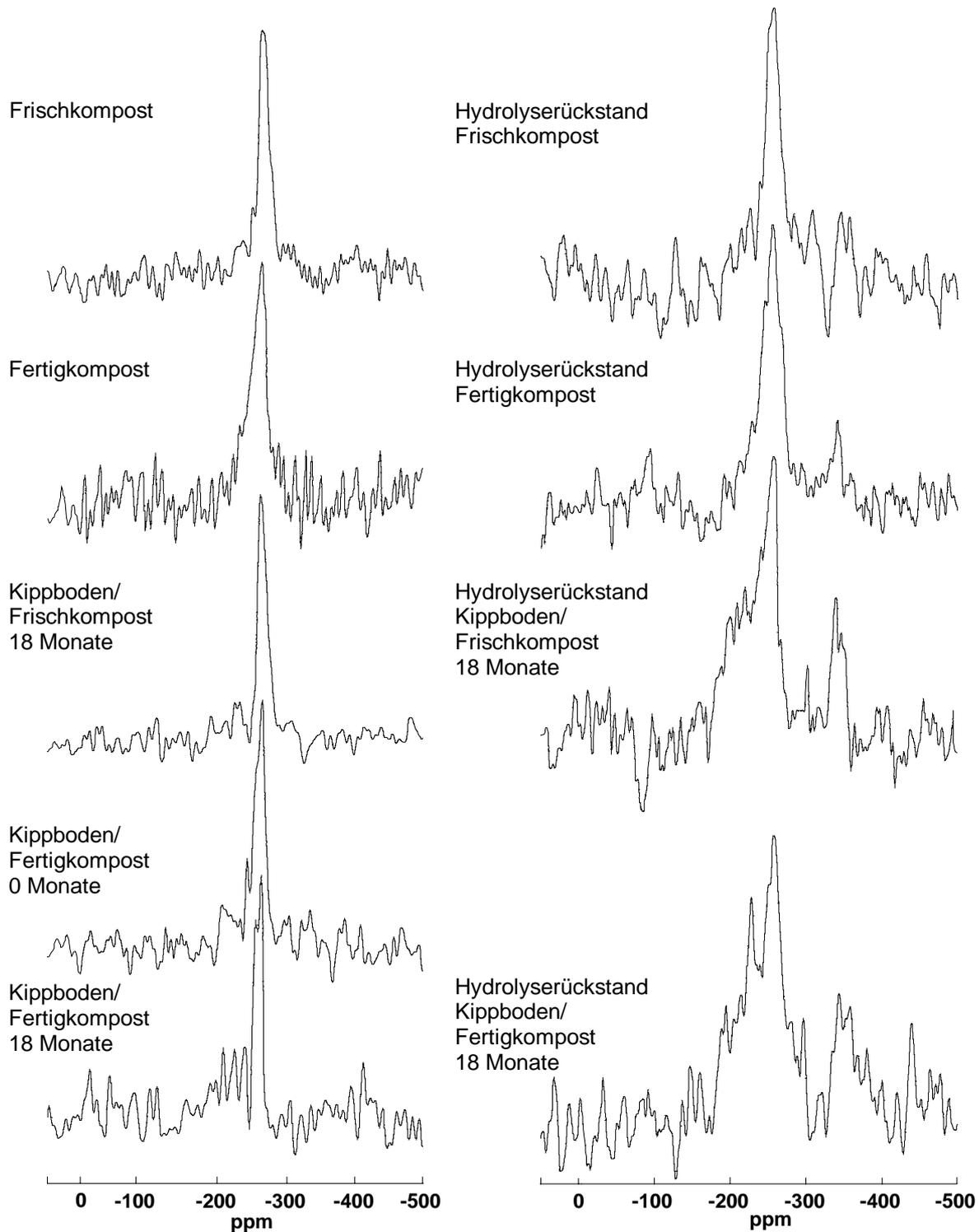


Abb. 3-22: ^{15}N NMR Spektren der Komposte, des Kippbodens mit Kompost und ihrer Hydrolysereste

Beide Komposte zeigen ein breites Signal im chemischen Verschiebungsbereich von -220 bis -285 ppm, das auf Amid N zurückzuführen ist. In diesen Signalbereich fallen auch Verbindungen von acetylierten Aminozuckern, Lactamen, Indolen (-245 ppm) und Carbazolen (-262 ppm) sowie nichtsubstituierte Pyrrole (-235 ppm), die durch die hohe

Signalintensität bei -260 ppm überdeckt werden könnten (Knicker & Hatcher, 1997; Knicker & Kögel-Knabner, 1998).

Weder beim Frisch- noch beim Fertigkompost lassen sich Signale, die auf Pyridine hinweisen, im Bereich von -40 bis -145 ppm vom Grundrauschen unterscheiden.

Andere heterozyklische N-Signale, wie Histidine, Derivate von Nukleinsäuren und nichtsubstituierte Pyrrole sind im Bereich von -145 bis -220 ppm zu erwarten und können zur Signalintensität der Schulter des dominierenden Amidsignals beitragen.

Mit zunehmender Inkubation kann keine Zunahme an Signalintensität in diesem Bereich festgestellt werden. Dies deutet darauf hin, daß während der Kompostierung eine vermehrte Bildung von heterozyklischen N-Verbindungen sehr unwahrscheinlich ist. Durch Integration der Signalintensität des Amid N - Signals ergibt sich, daß mehr als 80 % des Stickstoffs in Form von Amid/Peptid N im Frisch- und Fertigkompost gebunden ist.

Untersuchungen von Knicker (1993) zeigen, daß während der Inkubation von Weizenstroh über 631 Tage und von Lolium über 541 Tage keine heterozyklischen N-Verbindungen im ^{15}N NMR Spektrum nachgewiesen wurden. Sie stellte eine Umstrukturierung der organischen N-Verbindungen in der ersten Phase der Inkubation fest. Zu Beginn der Inkubation werden leichtabbaubare Fraktionen abgebaut, was mit einem vermehrten Mikroorganismenwachstum einhergeht. Als Folge der zunehmenden Mikroorganismenpopulation, die vorwiegend proteinischer Herkunft ist, nimmt die Intensität des Amidsignals zu (Knicker, 1993).

Die spektroskopische Untersuchung des nichthydrolysierbaren N der beiden Bioabfallkomposte, der aufgrund der Säureresistenz dem refraktären organischen Stickstoff zugeordnet wird, zeigt genauso wie die unbehandelten Komposte in den ^{15}N NMR Spektren ein Signal im Bereich von -220 bis -285 ppm (Abb. 3-22). Signale, die auf die Gegenwart von Pyridinderivaten hinweisen, können auch hier nicht beobachtet werden.

Da durch die saure Hydrolyse angenommen wird, daß die Aminosäuren, Aminosucker und die Ammonium-Fraktion in Lösung gehen, ist anzunehmen, daß im Hydrolyserückstand die Amid-Bindungen eine untergeordnete Rolle spielen oder gar nicht vorhanden sind.

Das Spektrum des Hydrolyserückstandes zeigt jedoch ein intensives Signal im Bereich der Amid-Bindungen. Daraus ist zu folgern, daß durch die saure Hydrolyse nicht alle Komponenten, die in diesen Signalebereich fallen, erfaßt werden.

Auch die ^{15}N NMR spektroskopischen Untersuchungen von Knicker (1993) zeigen, daß im einmonatig inkubierten Weizenstroh nach der Hydrolyse der Stickstoff vorwiegend in Amid N und in terminalen Aminogruppen vorliegt. Knicker (1993) folgert, daß nur maximal 5 % des Stickstoffs in Form von Pyrrolen und Indolen im Weizeninkubat gebunden sind.

Die Applikation des Bioabfallkompostes auf den Kippboden bewirkt keine Veränderung der organischen N-Verbindungen (Abb. 3-22). Sowohl zu Versuchsbeginn wie auch nach 529 Tagen ist das Signal des Amid N dominant. Da im Laufe der Inkubationszeit der Bioabfallkompost abgebaut und nur ein Teil des Stickstoffs aus dem

Bioabfallkompost mineralisiert (ca. 7 % von N_t) wird, muß der überwiegende Teil des Stickstoffs im Boden zurückgehalten worden sein. Hinweise auf heterozyklische N-Verbindungen werden in den Spektren der Kippboden-Bioabfallkompostvarianten nicht beobachtet. Demnach wird der Stickstoff hauptsächlich in Form von Amid N im Boden stabilisiert. Auch hier zeigt sich, daß der Stickstoff zu mehr als 80 % in Amid N vorliegt. ¹⁵N NMR spektroskopische Untersuchungen von Knicker und Lüdemann (1995) bestätigen, daß nach längerer Inkubation von Pflanzenkomposten 80 - 90 % des Stickstoffs in Amid/Peptid-Bindung vorliegen.

Auch in den Hydrolyserückständen des Kippbodens mit Bioabfallkompost ist das Signal im Bereich des Amid N dominant. Offensichtlich sind diese Verbindungen sowohl gegenüber dem biologischen als auch dem chemischen Abbau resistent.

Interessanterweise sind in den Spektren der Hydrolysereste des Kippbodens mit Frisch- und Fertigungskompostapplikation Schultern im Bereich von -220 bis -180 ppm zu erkennen, die auf die Gegenwart von Pyrrolstrukturen hinweisen. Diese können durch die Hydrolyse selektiv angereichert worden sein und ein erster Hinweis auf das Vorhandensein solcher Produkte in dem Ausgangsmaterial sein. Da aber diese Signalschultern in den Spektren der Hydrolysereste des reinen Kompostmaterials nicht beobachtet werden, scheint diese Annahme unwahrscheinlich. Eine andere Möglichkeit ist die Bildung von heterozyklischen Strukturen während der Hydrolyse. Es ist bekannt, daß während der sauren Hydrolyse von Aminosäuren in Gegenwart von Zuckern Maillard-Produkte entstehen (Anderson et al., 1989). Benzing-Purdie et al. (1983), die an künstlich hergestellten Maillardprodukten ¹⁵N NMR spektroskopische Untersuchungen durchführten, stellten im Bereich von -220 bis -180 ppm Signale fest, die auf Pyrrolstrukturen hinweisen.

Im Vergleich zum Kippboden sind in Abb. 3-23 die ¹⁵N NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Bioabfallkompost und ihrer Hydrolysereste aus dem Mikrokosmenversuch dargestellt.

Das ¹⁵N NMR Festkörper Spektrum der Parabraunerde zeigt die gleiche Zusammensetzung des organischen Stickstoffs wie die beiden Bioabfallkomposte bzw. der Kippboden mit Bioabfallkompost. Auch hier dominiert das Signal bei -260 ppm, was auf funktionelle Gruppen von Amiden und Peptiden zurückzuführen ist. Bei der Parabraunerde handelt es sich um einen gewachsenen Boden, dessen organischer N-Pool nur geringfügigen Schwankungen unterliegt und somit im Boden stabilisiert ist.

Auch im N-Pool der Parabraunerde werden keine Signale im Bereich von Pyridinen und Pyrrolen (-10 bis -145 ppm; -145 bis -220 ppm) beobachtet. Nicht auszuschließen ist, daß unter dem breiten Signal von -220 bis -285 ppm einzelne Signale von heterozyklischen N-Verbindungen überlagert werden. Der Hydrolyserest der Parabraunerde deckt diese Signale jedoch nicht auf, das Amid N-Signal ist nach wie vor dominant.

Bisher wurden mit Ausnahme von Knicker (1993) nur wenige ^{15}N NMR Festkörper spektroskopische Aufnahmen von Gesamtböden erstellt. Die Spektren eines Wald- und Wiesenbodens zeigten ebenfalls die Hauptintensität im chemischen Verschiebungsbereich von Amid/Peptid N. Heteroaromatische N-Verbindungen konnten nicht identifiziert werden (Knicker, 1993).

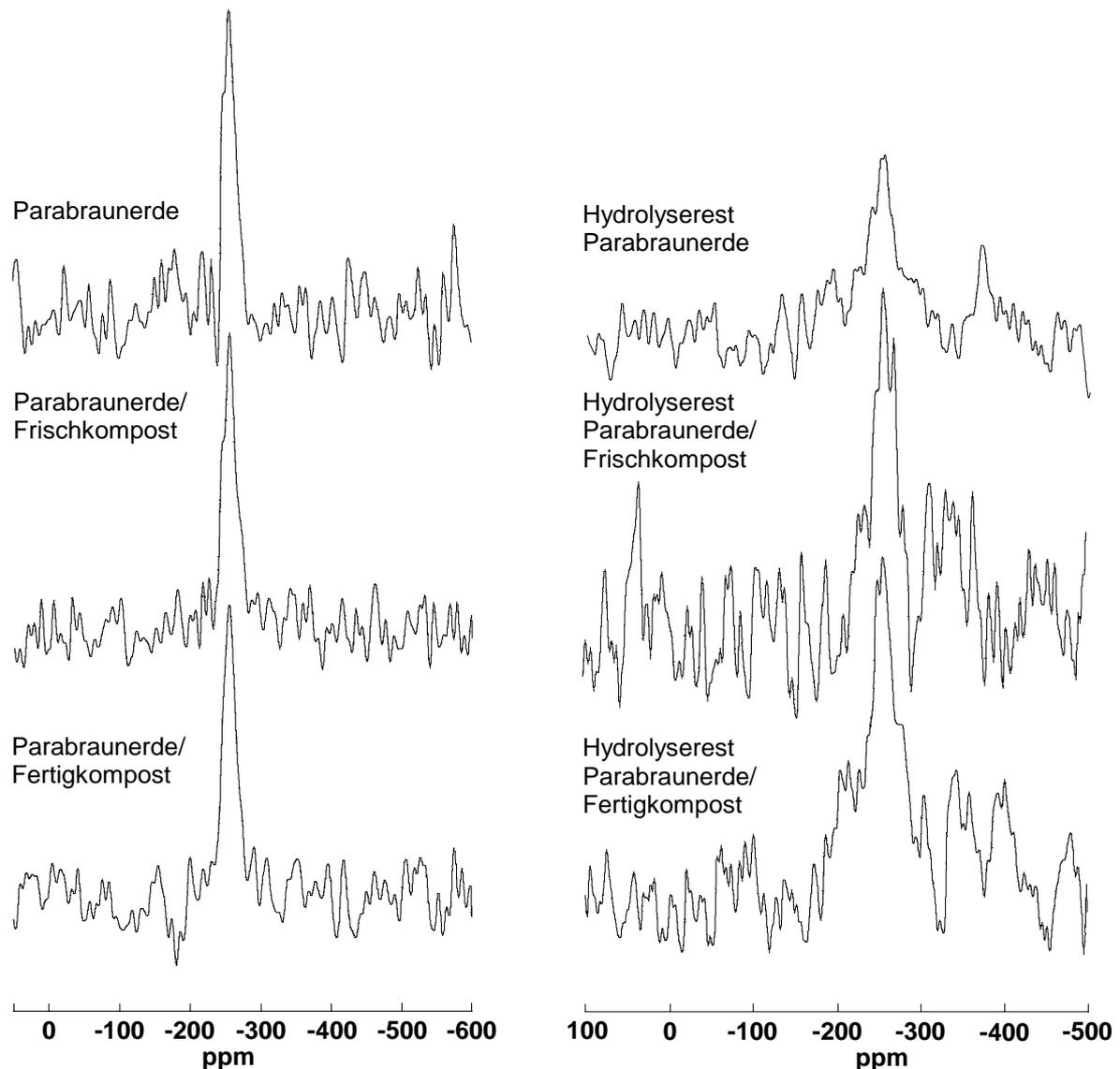


Abb. 3-23: ^{15}N NMR Spektren der Parabraunerde, der Parabraunerde mit Kompost und ihrer Hydrolysereste

Die Applikation von Frisch- und Fertigkompost auf die Parabraunerde wirkt sich nicht auf die Zusammensetzung des stabilisierten organischen N-Pools aus. Nach 18 Monaten Inkubation wird der Stickstoff aus den Bioabfallkomposten nicht in heterozyklische N-Verbindungen, wie Pyridin- und Pyrrol N eingebaut. Dies wird durch die ^{15}N NMR Spektren der Hydrolysereste bestätigt. Die Abnahme der Intensität des Amidsignals in den Hydrolyserückständen ist auf

die Freisetzung des N während der Hydrolyse zurückzuführen. Die Annahme, daß mit der Hydrolyse alle Amid/Peptid-Verbindungen hydrolysiert werden, kann nicht bestätigt werden (Bremner, 1949; Stevenson, 1982). Es zeigt sich weiterhin, daß der nichthydrolysierte N nicht vorwiegend aus heterozyklischen N-Verbindungen aufgebaut ist.

Fazit:

Die Ergebnisse zeigen, daß der organische N-Pool des Bodens vorwiegend aus Amid/Peptid N aufgebaut wird. Unter Berücksichtigung der relativen Intensität liegen mehr als 80 % des Stickstoffs in der Amid/Peptid Form vor. Heterozyklische N-Verbindungen werden in den ¹⁵N NMR Spektren aller Böden nicht beobachtet. Die Applikation von Bioabfallkompost führt weder nach kurzfristiger (18 Monate) noch nach mittelfristiger (4 und 10 Jahre) Kompostanwendung zu einer Veränderung der chemischen Zusammensetzung des organischen N-Pools. Der Rottegrad des Bioabfallkompostes weist keinen Einfluß auf die Zusammensetzung des organischen N-Pools auf.

Die ¹⁵N NMR spektroskopische Untersuchung des Hydrolyserückstandes zeigt, daß der größte Teil des Stickstoffs im Hydrolyserest ebenfalls in Amid/Peptid N gebunden ist. Dies deutet darauf hin, daß bei der HCl-Hydrolyse nicht alle Aminosäuren in Lösung gehen. In den Hydrolyserückständen werden nur beim Kippboden mit Bioabfallkompost Pyrrole und keine Pyridine festgestellt. Die Annahme, daß der nichthydrolysierbare N in heterozyklischen Strukturen in der organischen Substanz stabilisiert wird (Kelley & Stevenson, 1996; Kretschmann & Peschke, 1991; Meyre, 1997; Stevenson, 1994; Schulten & Schnitzer, 1993), kann somit nicht bestätigt werden. Unter dem breiten Signal des Amid/Peptid-N können zwar einige heterozyklische N-Verbindungen verdeckt werden. Da sie aber im Hydrolyserückstand nicht hervortreten, wird angenommen, daß sie nur einen geringen Anteil vom Gesamtstickstoff einnehmen.

3.1.3.3.3 Stabilisierung der organischen N-Verbindungen im Boden

Die Ergebnisse der ¹⁵N NMR Spektroskopie zeigen, daß der Stickstoff im Boden und in den Bioabfallkomposten vorwiegend in Amid/Peptid N vorliegt. Die ¹⁵N NMR Spektren deuten nicht auf die Anreicherung heterozyklischer N-Verbindungen im Boden und in den Bioabfallkomposten hin.

Die Untersuchung des nichthydrolysierbaren N sowohl der Böden als auch der Bioabfallkomposte zeigt ebenfalls, daß diese N-Fraktion als Amid N vorliegt. Die Annahme, daß der refraktäre Stickstoff vorwiegend in Form von Pyrrolen und Pyridinen im Boden stabilisiert wird, kann damit nicht bestätigt werden.

Ein möglicher Reaktionsmechanismus zur Stabilisierung des peptid-ähnlichen Materials im Boden ist die Bindung an Tonminerale (Rosenfeld, 1979). Untersuchungen der Korngrößenfraktionierung zeigen, daß die organische Substanz in der Schluff- und

Tonfraktion angereichert wird (Christensen, 1992; Hedges & Oades, 1997). Ein Indiz für die Bindung von Aminosäuren an die Mineralphase liefern die Ergebnisse von Stevenson (1982), der vor der HCl - Hydrolyse das Bodenmaterial mit HF -behandelte. Dadurch wurde die Mineralphase zerstört und es kam zu einer Zunahme der α -Aminosäuren im Hydrolysat. Die Bindung der eigentlich labilen Komponenten an Tonminerale stellt eine mögliche Erklärung dar, warum nicht alle α -Aminosäuren hydrolysiert werden. Die Adsorption von Peptiden an die Mineralphase ist gebunden an einen relativ hohen Ton- und Schluffgehalt im Boden. Dies ist bei den vorliegenden Böden nur bei der Parabraunerde sowohl im Mikrokosmenversuch als auch im Feldversuch (Ton: 20 %; Schluff: 74 %) der Fall. Bei den sandigen Böden, dem Kippboden und den Braunerden (Tongehalt: < 6 %), trägt dieser Reaktionsmechanismus nur wenig zur Stabilisierung des Stickstoffs bei.

Eine andere Möglichkeit ist der Einschluß labiler Substanzen in ein hydrophobes Netzwerk makromolekularer Strukturen. Dieser Mechanismus wurde kürzlich für die Stabilisierung von peptidartigen Materialien in einem 4000 Jahre alten marinen Sediment festgestellt (Knicker & Hatcher, 1997). Knicker & Hatcher (1997) schlugen als Erklärungsmöglichkeit vor, daß die Peptide in das Zellwandmaterial von Algen eingebaut werden. Mit der Zeit werden die labilen Moleküle in den Zellen abgebaut, was dazu führt, daß die Zellwände zusammenfallen und die peptidischen Verbindungen umschlossen sind. Dadurch sind die proteinischen Substanzen gegen den mikrobiellen Abbau geschützt. Auch diese Möglichkeit könnte bei der Stabilisierung des Stickstoffs im Boden und im Bioabfallkompost eine Rolle spielen. Lichtfouse et al. (1996) konnten kürzlich solche hydrophoben Strukturen mittels Transmissionselektronenmikroskopie auch in Böden nachweisen.

3.2 Mittelfristige Auswirkungen der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden: Feldversuche

Ziel der Beprobung der Feldversuche ist es, die langfristigen Auswirkungen unterschiedlicher Düngungsformen auf die Gehalte der verschiedenen organischen Stoffgruppen unter Freilandbedingungen zu erfassen. Durch die gleichzeitige Untersuchung von Modell- und Feldversuchen ergibt sich die Möglichkeit, generalisierende Aussagen über die Auswirkungen der Kompostanwendung zu treffen.

3.2.1 Bodenchemische Charakterisierung: Feldversuch Neu-Eichenberg

3.2.1.1 Veränderung des pH-Wertes, des Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes nach 10-jähriger Düngung

Im folgenden werden die zur Verfügung gestellten Daten aus dem Projekt 'Langfristige Landwirtschaft' der Gesamthochschule Kassel-Witzenhausen beschrieben (Schüler 1995). Die grau unterlegte Zeile gibt die eigenen Untersuchungsergebnisse wieder.

In Tab. 3-21 werden die pH-Werte des 10-jährigen Versuchszeitraumes aufgeführt. Im Frühjahr 1994 hat die letzte Düngung stattgefunden.

Tab. 3-21: pH-Werte (CaCl₂) der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs

Meßtermin	Kontrolle	Mineraldünger	Stallmist- kompost	Stallmist- kompost+H	Biotonnen- kompost
1986-Ausgangswert	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7
Herbst 1990	5,5	5,7	5,8	5,8	6,1
Herbst 1991	6,0	6,1	6,4	6,4	6,6
Herbst 1992	5,9	6,0	6,3	-	6,5
Herbst 1993	5,7	5,9	6,2	6,1	6,4
Mai 1995	-	6,0	6,3	6,2	6,6
März 1996	5,7	5,8	6,0	6,1	6,6

Düngetermine: jeweils im Frühjahr 1986, 1988, 1992 (Komposte Frühjahr 1991), 1994

Es ist zu erkennen, daß die pH-Werte bei der *Kontrolle* und der *Mineraldünger*-Variante nach 10 Jahren nahezu unverändert geblieben sind. Die zwischenzeitlichen Erhöhungen im Jahr 1991 und 1992 weisen auf erhöhte Pufferkapazitäten durch organische Substanz hin. Diese konnte sich anreichern, da 1990 und 1991 Klee gras angebaut wurde. Bei den *Stallmistkompost*-Varianten ist der im Frühjahr 1996 gemessene Wert um 0,4 Einheiten höher als der Ausgangswert. Die zwischenzeitlich höheren pH-Werte können ebenfalls auf die Fruchtfolge zurückgeführt werden, sowie auf die Zufuhr an organischer Substanz durch den Kompost. Außerdem ist zu berücksichtigen, daß die Stallmistkomposte über einen hohen pH-Wert (ca. 8,5) verfügten und in großen, praxisunüblichen Mengen eingesetzt wurden. Die pH-Werte der eingesetzten Komposte lagen durchschnittlich 0,7 pH-Einheiten höher als die *Biotonnenkompost*-Variante (Tab. 3-21). Trotzdem liegen die pH-Werte der *Biotonnenkompost*-Variante nach Beendigung des Feldversuches höher, was sich durch die zugeführte Menge an organischer Substanz erklären lassen kann.

Der pH-Wert der *Biotonnenkompost*-Variante stieg wie bei den anderen Varianten rapide zum Herbst 1991 nach dem Leguminosenanbau an. Das hohe Niveau blieb im Gegensatz zu den anderen Varianten bis zum Ende des Versuchszeitraumes erhalten. Im Frühjahr 1996 lag der pH-Wert um 0,9 Einheiten höher als im Jahr 1986. Ausschlaggebend ist zum einen der hohe pH-Wert des Biotonnenkompostes (pH 7,8) und zum anderen die hohe Aufwandmenge von 60 t ha⁻¹. Zudem erfolgte im Frühjahr 1991 eine Düngung mit Kompost. Der Wert im Frühjahr 1996 war ähnlich hoch wie zum vorherigen Probenahmetermin. Dafür könnte ein großer Pool an organischer Substanz verantwortlich sein, insbesondere ein hoher Anteil an stabilen Humusverbindungen.

Kohlenstoff

Die Werte der Kohlenstoffgehalte sind in der Tab. 3-22 zusammengefaßt.

Tab. 3-22: Gehalte an organischem Kohlenstoff der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs

Meßtermin	Kontrolle	Mineraldünger	Stallmist- Kompost	Stallmist- kompost+N	Biotonnen- kompost
1986-Ausgangswert	10,8	10,8	10,8	10,8	10,8
Herbst 1990	10,1	11,3	11,6	11,9	12,9
Herbst 1991	11,4	11,1	13,3	13,3	15,4
Herbst 1992	10,8	10,9	12,5	-	12,7
Herbst 1993	9,9	10,3	11,2	10,9	11,8
Mai 1995		10,3	12,0	11,3	12,5
März 1996	11,7	12,1	14	13,4	15,4

Düngetermine: jeweils im Frühjahr 1986, 1988, 1992 (Komposte Frühjahr 1991), 1994

Im Vergleich zum Versuchsbeginn ist der C_{org}-Gehalt bei jeder Parzelle bis zum Versuchsende angestiegen. Der Anstieg beträgt 8 % bei der *Kontrolle* und 12 % bei den *mineralisch* gedüngten Parzellen. Die *Stallmistkompost*-Varianten wiesen um 29,6 % und 24,1 % höhere Werte auf. Die Anreicherung bei der *Biotonnenkompost*-Variante mit Kohlenstoff machte 42 % aus. Parallel zu der Entwicklung des pH-Wertes stieg der C_{org}-Gehalt vom Herbst 1990 bis Herbst 1991 hier mit 2,1 mg g⁻¹ stark an. Der Wert fiel bei allen Parzellen zum nächsten Probenahmetermin (Herbst 1992) wieder ab. Der Grund hierfür ist in der vorgezogenen Düngung der Komposte zu Weißkohl im Jahr 1991 zu sehen. Im Jahr 1992 ist keine organische Substanz in Form von Komposten zugeführt worden, so daß es zu einer Abnahme des C_{org}-Gehalts kam.

Die *Biotonnenkompost*-Variante verzeichnet den größten Verlust an organischer Substanz vom Herbst 1991 zum Herbst 1992, nämlich von 15,4 auf 12,7 mg g⁻¹.

Trotz einer 2-jährigen Phase ohne Düngung liegt der C_{org}-Gehalt bei allen Varianten an den letzten Probenahmeterminen im Frühjahr 1995 und 1996 höher als im Herbst 1993. Der Grund ist in der Anreicherung stabiler organischer Verbindungen zu sehen, die bei allen Varianten vorkommt. Die *Kontrolle* und die *Mineraldünger*-Variante konnten durch verbleibende Ernterückstände ebenfalls in einem gewissen Maß organische Substanz anreichern.

Stickstoff

Die Stickstoffgesamtgehalte liegen bei allen Varianten, ähnlich den C_{org}-Gehalten, am Ende des Versuches wesentlich höher als zu Beginn (Tab. 3-23). *Null*-Variante und *Mineraldünger* verfügten über 19,8 % höhere Gehalte als im Jahr 1986. Bei den *Stallmistkompost*-Varianten nahm der N-Gehalt um ca. 30 % zu. Der stärkste Anstieg ist bei den *Biotonnenkompost*-Parzellen mit 55,6 % zu erkennen. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß die Ausbringung von Stickstoff mit dem Biotonnenkompost höher war als mit den Stallmistkomposten.

Es ist auffällig, daß die Werte des Jahres 1990 durch den Kleegrasanbau stark positiv beeinflusst wurden. Dies ist durch die Fixierung des Stickstoffs durch die Knöllchenbakterien zu erklären. Im nächsten Jahr lagen die Stickstoffwerte trotz der in diesem Jahr erfolgten Kompostdüngung niedriger, was auf einen methodischen Fehler hinweisen kann. Ebenso wie bei dem C_{org} -Gehalt kann man die hohen Werte im Frühjahr 1996 durch eine langfristige Anreicherung mit stabilen organischen Verbindungen begründen.

Tab. 3-23: Gehalte an Gesamtstickstoff der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs

Meßtermin	Kontrolle	Mineraldünger	Stallmist-	Stallmist-	Biotonnen-
			Kompost	kompost+H	
N_{ges} (mg g ⁻¹)					
1986-Ausgangswert	1,17	1,17	1,17	1,17	1,17
Herbst 1990	1,43	1,50	1,66	1,63	1,75
Herbst 1991	1,07	1,00	1,28	1,25	1,42
Herbst 1992	1,15	1,02	1,15	-	1,16
Herbst 1993	0,99	0,85	0,98	0,99	1,05
Mai 1995	-	1,35	1,45	1,43	1,65
März 1996	1,43	1,38	1,53	1,56	1,82

Düngetermine: jeweils im Frühjahr 1986, 1988, 1992 (Komposte Frühjahr 1991), 1994

C/N-Verhältnis

Die Düngungen in unterschiedlichen Jahren und die Fruchtfolge spiegeln sich ebenfalls in den C/N-Verhältnissen wider, die in Tab. 3-24 dargestellt sind.

Tab. 3-24: C/N-Verhältnisse der Düngevarianten über den Zeitraum des Feldversuchs

Meßtermin	Kontrolle	Mineraldünger	Stallmist-	Stallmist-	Biotonnen-
			kompost	kompost+N	
1986-Ausgangswert	9,2	9,2	9,2	9,2	9,2
Herbst 1990	7,1	7,5	7,0	7,3	7,4
Herbst 1991	10,7	11,1	10,4	10,6	10,8
Herbst 1992	9,4	10,7	10,9	-	10,9
Herbst 1993	10,0	12,1	11,4	11,0	11,2
März 1996	8,8	8,8	9,2	8,6	8,5

Düngetermine: jeweils im Frühjahr 1986, 1988, 1992 (Komposte Frühjahr 1991), 1994

Durch den im Jahr 1986 eingebrachten Dünger jeglicher Art und daraus resultierenden Mengen an Ernterückständen waren die C/N-Verhältnisse im Vergleich zu 1990 um ca. zwei Einheiten höher. Die engen C/N-Verhältnisse des Jahres 1990 wurden durch eine zweijährige Düngepause und die entsprechend weit fortgeschrittene Mineralisierung bedingt. Durch den Leguminosenbewuchs in den Jahren 1990 und 1991 reicherte sich organische Substanz an, wie an den um durchschnittlich drei Einheiten erhöhten C/N-Verhältnissen des Jahres 1991 zu sehen ist. Die zusätzliche Kompostdüngung im Jahr 1991 trägt zu diesem Effekt bei. Die Werte bleiben für die nächsten zwei Jahre auf diesem Niveau. Die Werte der

Kontroll-Variante weisen in den Jahren 1992 und 1993 die niedrigsten C/N-Verhältnisse auf. Bei dieser Variante ist am wenigsten organische Substanz zugeführt worden.

Im Frühjahr 1996, nach wiederum zwei Jahren ohne Düngung, sind die Werte wieder abgesunken. Die *Kontroll*-Variante hat den niedrigsten Wert, aber die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten sind nicht signifikant. Da die aufgebrauchten Stallmistkomposte über ein weiteres C/N-Verhältnis (Tab. 3-24) verfügten als die Biotonnenkomposte, kann man auf eine bessere Mineralisierungsleistung bei den *Stallmistkompost*-Varianten schließen.

Grundsätzlich liegen bei allen Varianten enge C/N-Verhältnisse vor, d.h. es kommt zu keiner Fixierung von Stickstoff durch langjährige Kompostanwendung.

Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß die *Biotonnenkompost*-Variante bei den drei dargestellten bodenchemischen Kenndaten die höchsten Werte aufweist. Die geringsten Veränderungen nach den 10 Jahren sind bei der *Kontrolle* und der *Mineraldünger*-Variante zu beobachten.

3.2.1.2 Organischer Kohlenstoff, Stickstoff, pH-Wert und Kationenaustauschkapazität der Düngungsvarianten 1996

Die pH-Werte liegen im schwach sauren bis neutralen Bereich. Die *Kontrolle* mit einem Wert von 5,7 und *Mineraldünger*-Variante mit 5,8 liegen gemeinsam am niedrigsten. Signifikant höhere pH-Werte haben die *Stallmistkompost*-Varianten mit 6,0 (*Stallmistkompost*) und 6,1 (*Stallmistkompost+H*). Die *Biotonnenkompost*-Variante liegt mit einem pH-Wert von 6,5 bezüglich dieses Parameters höchstsignifikant über den anderen.

Tab. 3-25: Mittelwerte von pH-Wert, C_{org} , N_{ges} , C/N-Verhältnis und signifikante Unterschiede (Tukey B-Test)

Variante	pH-Wert (CaCl ₂)	C_{org} (mg g ⁻¹ TS)	N_{ges}	C/N
Kontrolle	5,7	11,75	1,44	8,2
Mineraldünger	5,8	12,07	1,38	8,7
Stallmistkompost	6,0**	14,05**	1,54**	9,1
Stallmistkompost + H	6,1**	13,38**	1,56**	8,6
Biotonnenkompost	6,5***	15,38***	1,82***	8,5

Auch der C_{org} -Gehalt ist bei den Varianten *Kontrolle* und *Mineraldünger* signifikant kleiner als die der mit *Kompost* gedüngten (*Kontrolle* = 11,8 mg g⁻¹ TS, *Mineraldünger* = 12,1 mg g⁻¹ TS). Die beiden *Stallmistkompost*-Varianten weisen höhere Werte als die zuvor genannten auf, liegen aber mit 14,1 und 13,4 mg g⁻¹ TS noch signifikant unter dem Wert der *Biotonnenkompost*-Variante. Bei dieser ist der C_{org} -Gehalt mit 15,4 mg g⁻¹ TS absolut am höchsten.

Ähnliche Verhältnisse sind bei dem N_{ges} -Gehalt zu finden (Tab. 3-25). Gemeinsam am niedrigsten sind wiederum *Kontroll*- und *Mineraldünger*-Variante (1,4 mg g⁻¹ TS). Höhere Werte sind bei den *Stallmistkompost*-Varianten festzustellen (*Stallmistkompost* = 1,5 und *Stallmistkompost+H* = 1,6 mg g⁻¹ TS). Die *Biotonnenkompost*-Variante verfügt ebenso beim Gesamtstickstoffgehalt über den höchsten Wert mit 1,8 mg g⁻¹ TS.

Aufgrund der Untersuchungsergebnisse und den unterschiedlichen Signifikanzniveaus kann eine Gruppierung bezüglich der drei genannten Parameter konstatiert werden: *Mineraldünger*- und *Kontroll*-Variante bilden eine Gruppe mit den niedrigsten Werten. Die zweite Gruppe stellen die *Stallmistkompost*-Varianten mit signifikant höheren Werten dar. Die *Biotonnenkompost*-Variante ist aufgrund der signifikant höchsten Werte einzeln zu betrachten.

Die C_{org} -Gehalte für die *Kompost*-Varianten sind vergleichbar mit denen von Schulte (1996), der unterschiedlich lang ökologisch bewirtschaftete Ackerflächen untersucht hat. Die Werte lagen bei seinen Untersuchungen zwischen 13 und 17 mg g⁻¹. Die N_{ges} -Gehalte betragen 1,9 bis 2,2 mg g⁻¹ TS.

In Tab. 3-25 ist ebenfalls das C/N-Verhältnis aufgeführt. Der niedrigste Wert beträgt 8,2 bei der *Kontrolle*; der höchste ist bei der *Stallmistkompost*-Variante mit 9,1 festzustellen. Der Mittelwert liegt bei 8,7, sodaß insgesamt bei allen Varianten ein enges C/N-Verhältnis vorliegt. Mittels der Varianzanalyse sind keine signifikanten Unterschiede auf dem 0,05 Signifikanzniveau festzustellen. Das läßt auf eine in allen Varianten, bis zu diesem Zeitpunkt, ähnliche Mineralisierungsleistung der mikrobiellen Biomasse schließen.

Schulte (1996) stellte C/N-Verhältnisse von 6,6 bis 7,5 bei seit über 30 Jahren ökologisch bewirtschafteten Flächen fest. Meuser (1989) ermittelte bei dem Vergleich von mineralischen und organisch gedüngten Flächen etwas weitere C/N-Verhältnisse (12,7 bei mineralischer Düngung; 11,3 bei organischer Düngung). Signifikante Unterschiede zwischen mineralisch und organisch gedüngten Flächen konnten wie bei den hier vorgestellten Ergebnissen nicht festgestellt werden.

Aus den eigenen Ergebnissen und aus denen der zitierten Literatur läßt sich ableiten, daß es durch organische Düngung nicht zu einer signifikanten Erweiterung des C/N-Verhältnisses kommt. Die Mineralisierung ist bei der *Biotonnenkompost*-Variante etwas langsamer verlaufen, da die C/N-Verhältnisse des eingesetzten Bioabfallkompostes niedriger war (Tab. 3-25), aber nach den 10 Jahren gleiche C/N-Verhältnisse vorliegen.

Die einfache Varianzanalyse ergibt bei den in Tab. 3-25 aufgeführten Parametern ausser dem C/N-Verhältnis jeweils einen höchstsignifikanten Einfluß des Faktors Düngevariante. Die *Biotonnenkompost*-Variante weist bei dem pH-Wert, dem C_{org} - und N_{ges} -Gehalt die signifikant höchsten Werte auf.

Tab. 3-26: Korrelationskoeffizienten zwischen dem pH-Wert, C_{org} , N_{ges} und der KAK_{eff}

	pH-Wert	C_{org}	N_{ges}	KAK_{eff}
C_{org} (mg g ⁻¹ TS)	0,90***			
N_{ges} (mg g ⁻¹ TS)	0,94***	0,82***		
KAK_{eff} (mmol _c kg ⁻¹ TS)	0,93***	0,84***	0,91***	
C/N	0,04	0,40*	-0,19	-0,12

Um Abhängigkeiten der bodenchemischen Parameter zu überprüfen, wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt, deren Ergebnisse in Tab. 3-26 aufgeführt sind. Der pH-Wert, C_{org} -, N_{ges} -Gehalt zeigen starke Abhängigkeiten voneinander auf.

Das C/N-Verhältnis korreliert nur schwach positiv mit dem C_{org} -Gehalt und weist ansonsten keine Abhängigkeiten zu den Parametern pH-Wert, C_{org} - und N_{ges} -Gehalt auf. Das ist durch die ähnliche Größe des C/N-Verhältnisses bei allen Varianten zu erklären.

Effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff})

Die Werte der KAK_{eff} liegen bei den Varianten *Kontrolle* und *Mineraldünger* eng beieinander (86 und 88 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$); sowie die der *Stallmistkompost*-Düngung (102 und 107 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$). Die *Biotonnenkompost*-Variante liegt aufgrund der Abhängigkeit des Kationenaustauschs vom pH-Wert und dem Gehalt an organischer Substanz mit 128 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ deutlich höher. Dies sind relativ niedrige Werte. Scheffer & Schachtschabel (1992) gaben für eine Parabraunerde (Acker) beispielsweise einen Wert von 140 $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1} \text{ TS}$ an.

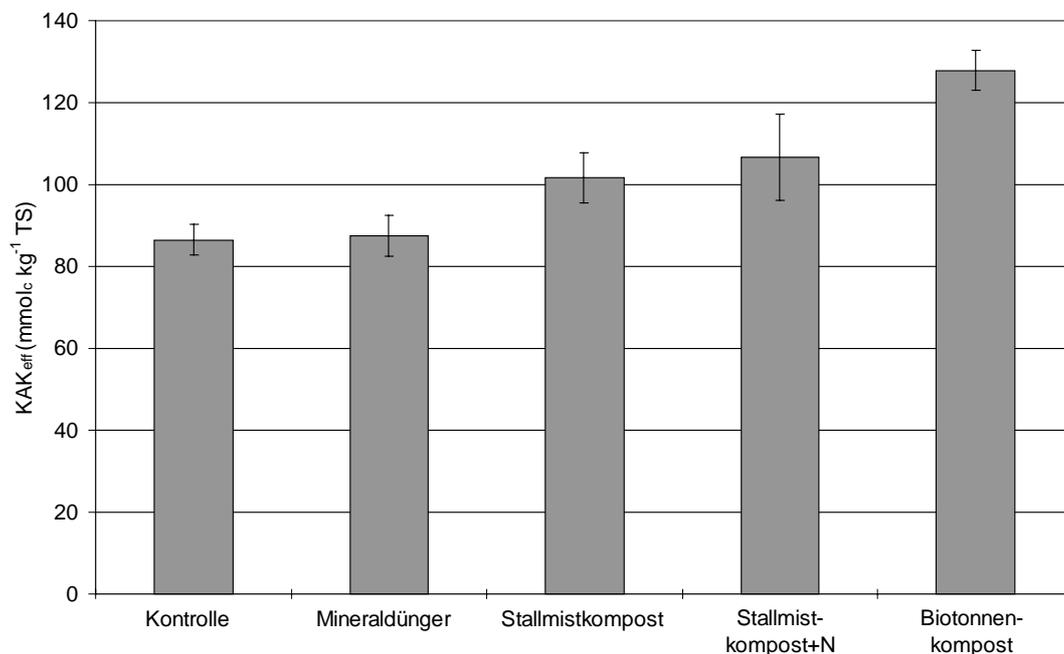


Abb. 3-24: Effektive Kationenaustauschkapazität der unterschiedlichen Düngungsvarianten

3.2.2 Fazit: Einfluß der Düngungsform auf bodenchemische Eigenschaften

Bezüglich der bodenchemischen Kenndaten C_{org} , N_{ges} , pH-Wert und KAK_{eff} dieser Parameter zeigten sich unterschiedliche Auswirkungen der Düngevarianten, woraus sich drei Gruppen ableiten lassen:

- ◆ Kontroll- und Mineraldünger-Variante
- ◆ Stallmistkompost-Varianten
- ◆ Biotonnenkompost-Variante.

Das C/N-Verhältnis ist hingegen bei allen Varianten ähnlich; signifikante Unterschiede bestehen nicht. Allerdings ist die Mineralisierung der Stallmistkomposte schneller vorangeschritten als die des Biotonnenkompostes, denn das durchschnittliche C/N-Verhältnis der eingesetzten Stallmistkomposte lag bei 15,4 und das des Biotonnenkomposts bei 11,6. Nach Abschluß des Feldversuches hat sich das C/N-Verhältnis auf durchschnittlich 8,7 bei allen Varianten verengt. Die Ursache kann in der unterschiedlich großen Mikroorganismenpopulation, der Artenzusammensetzung oder der unterschiedlichen Zusammensetzung der Komposte bestehen. Zudem besaßen die Biotonnenkomposte einen wesentlich höheren Anteil Trockensubstanz bezogen auf die Frischsubstanz.

Verantwortlich für die höheren pH-Werte der *Kompost*-Varianten ist zum einen die erhöhte Zufuhr an organischer Substanz und die damit erhöhte Pufferkapazität (Fraser et al., 1988). Die gemessenen pH-Werte in den einzelnen Bodenparzellen lagen nach 10-jähriger Versuchsdauer zwischen 5,7 und 6,5. Der für Ackerböden anzustrebende pH-Wert liegt bei Böden mit 13-17 % Ton laut Richtlinien für die BRD bei 6,5 (Scheffer & Schachtschabel, 1992). Eine Beeinträchtigung durch Nährstoffmangel, z.B. die Immobilisierung von Mangan, ist bei diesem pH-Wert nicht anzunehmen. Der Einsatz von Komposten und speziell Biotonnenkompost ist bezüglich des pH-Wertes als sinnvoll anzusehen, da diese Variante den angestrebten pH-Wert von 6,5 erreicht hat. Hingegen liegen die Werte für *Mineraldünger* und *Kontrolle* mit 5,8 und 5,7 niedriger, was bei einem durchschnittlichen Tonanteil von 15 % zu einem schlechteren Bodengefüge führen kann (Scheffer & Schachtschabel, 1992). Bei der *Kontrolle* kann der Grund für den niedrigeren pH-Wert in dem geringeren Anteil an organischer Substanz, bedingt durch weniger Ernterückständen, geringere Durchwurzelung und Pflanzenproduktion, liegen.

In einer umfangreichen Untersuchung zum Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft haben Diez & Krauss (1991) leicht erhöhte pH-Werte der ökologisch bewirtschafteten Flächen gemessen (0,3 pH-Einheiten höher). In einer Untersuchung von Meuser (1989) wurde bei einem Vergleich zwischen unterschiedlich gedüngten Varianten bei sonst gleicher Behandlung nach 10 Jahren kein Unterschied in der Bodenacidität festgestellt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Schulte (1996) und Amann (1986), wohingegen Fraser et al. (1988) feststellten, daß durch organische Düngung verbunden mit Wechselwirtschaft, im Gegensatz zu mineralisch gedüngten Flächen der pH-Wert höher ist. Spezielle Untersuchungen zu der Wirkung von Biotonnenkomposten zeigten, daß diese über eine sehr hohe Pufferkapazität verfügen und deswegen gut zur pH-Korrektur bei leicht sauren Böden eingesetzt werden können (Thompson & Troeh, 1978 in Gallardo-Lara & Nogales, 1987).

Aus diesen Ergebnissen ist abzuleiten, daß außer durch die Anreicherung mit organischer Substanz die hohen Aufwandmengen vom Kompost zu den hier beobachteten starken Erhöhungen des pH-Wertes geführt haben. Grundsätzlich ist ein positiver Effekt auf den pH-Wert durch jegliche Kompostdüngung zu erwarten.

Ein hoher C_{org} -Gehalt und somit eine Anreicherung an organischer Substanz, die im Verlauf des Versuchs bei den Kompostvarianten besonders stark eingetreten ist, ist positiv zu bewerten. Daß gerade organische Dünger gut geeignet sind, um die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu steigern, wurde u.a. von Reuter (1991) gezeigt. Die Rostocker Dauerversuche

wurden über ca. 20 Jahre mit organischen Düngern, Mineraldünger und ohne Düngung durchgeführt. Anschließend wurde für weitere 15 Jahre mit Mineraldüngern die Nachwirkung der Düngungen überprüft. In diesen Jahren fielen die Humusgehalte zwar ab, blieben aber weit über dem Ausgangsniveau. Die nachhaltigste Steigerung der Humusgehalte konnte durch die Anwendung von Komposten erzielt werden. Schulte (1996) stellte in den Oberböden seiner untersuchten Versuchsflächen fest, daß ein seit 56 Jahren ökologisch bewirtschafteter Betrieb über geringere C_{org} -Gehalte in den Böden verfügte, als eine seit 36 Jahren ökologisch bewirtschaftete Fläche und ein seit 8 Jahren ökologisch bewirtschafteter Acker. Als Erklärung wurden unterschiedliche Standorteigenschaften genannt, d.h. unterschiedliche Ausgangshumusgehalte.

Einen Anstieg der C_{org} -Gehalte durch organische Stallmistkomposte konnten Bachinger & Ahrens (1994) feststellen, ebenso wie Beck (1991) bei ökologischer Bewirtschaftungsweise, d.h. außer organischer Düngung auch Leguminosenanbau. In verschiedenen Publikationen wurde allerdings darauf hingewiesen, daß nicht der langjährige Verbleib des Humus die vielfältigen Funktionen (Abb. 2-2) bedingt, sondern die kurzlebigen Umsetzungsprodukte dabei die wichtigste Rolle spielen (Sauerbeck, 1993). Die Qualität der organischen Substanz muß demnach mit in die Bewertung der Düngewirkung einbezogen werden, wie z. B. von Capriel (1991). Er untersuchte die C_{org} -Gesamtgehalte, Polysaccharide und Stickstoffgesamtgehalte und stellte eine 10 %ige Anhebung dieser Parameter bei ökologischer Bewirtschaftung im Vergleich zur Humuschemie der konventionell bewirtschafteten Böden fest. Dabei stehen z.B. Polysaccharide in positiven Zusammenhang zum Bodengefüge (Paul & Clark, 1989).

Der Stickstoffgesamtgehalt ist bei allen Varianten stark angestiegen. Von dem Stickstoffgesamtgehalt sind 90 % in organischer Form gebunden, so daß die Anhebung des Stickstoffgesamtgehaltes zur langfristig verbesserten Stickstoffversorgung des Bodens führt (Siebert et al., 1997; Scheffer & Schachtschabel, 1992). Eine erhöhte Festlegung des Stickstoffs im Boden ist aufgrund der engen C/N-Verhältnisse nicht anzunehmen. In der Untersuchung von König und Sunkel (1989) wurde wie schon beim C_{org} -Gehalt kein signifikanter Unterschied beim Stickstoffgesamtgehalt zwischen der konventionellen und ökologischen Wirtschaftsweise festgestellt. Sie erklärten dies durch vergleichbare Auswirkungen von Stallmistkompost-/Leguminosen-Düngung einerseits und Mineraldüngung mit daraus resultierender Zunahme der Biomasseproduktion der Pflanzen. Dies führt letztlich zu einer Zunahme der organischen Stickstoffverbindungen im Boden.

Die Kationenaustauschkapazität wird von mehreren Faktoren beeinflusst. Der Anteil organischer Substanz und der pH-Wert haben die größte Bedeutung. Der Anteil und die Zusammensetzung der Tonfraktion tragen als pedogene und geogene Voraussetzungen ebenfalls zur KAK_{eff} bei. Die Kationenaustauschkapazität mit durchschnittlich $102 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ der untersuchten Parzellen ist im Vergleich zu einer Untersuchung von Scheffer & Schachtschabel (1992) mit $140 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ für eine Parabraunerde (Acker) mäßig hoch. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten ergeben sich durch den C_{org} -Gehalt und den pH-Wert, da die Bodenart bei den einzelnen Varianten nicht variiert.

Je größer der Anteil an organischer Substanz und je höher der pH-Wert ist, umso weniger Austauschplätze sind durch Protonen oder Aluminium-Ionen besetzt. Da die *Kompost*-Varianten im Vergleich zur *Mineraldüngung* und *Kontrolle* signifikant höhere Kationenaustauschkapazitäten aufweisen, kann bezüglich dieses Parameters ein Komposteinsatz als sinnvolles Bodenverbesserungsmittel angesehen werden. Die mit *Biotonnenkompost* gedüngten Parzellen liegen bei diesem Parameter mit $128 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ wiederum am höchsten. Daß die Düngung mit *Biotonnenkomposten* bei Anwendung hoher Aufwandmengen zu einer signifikanten Anhebung der KAK_{eff} führt, wurde schon 1968 von Hortenstine & Rothwell (in Gallardo-Lara & Nogales, 1987) gefunden.

Bezüglich der KAK_{eff} hat Reuter (1991) wie beim Humusgehalt einen starken Anstieg im Verlauf des Versuchs festgestellt. Die organisch gedüngten Varianten wiesen bessere Sorptionseigenschaften als *Kontroll*- und *Mineraldünger*-Variante auf. In der Nachwirkungsperiode fielen die Werte der KAK_{eff} nicht so stark ab wie die Humusgehalte. Reuter (1991) schloß deshalb auf eine Verbesserung der Humusqualität im Nachwirkungszeitraum. Diese kommt durch die Zunahme von funktionellen Gruppen, wie z.B. R-COOH oder Phenol-OH, während der Humifizierung zustande. Der Humifizierungsprozess erklärt somit die hohe KAK_{eff} .

3.2.3 Mikrobiologische Charakterisierung

In der Abb. 3-25 sind die Gehalte der mikrobiellen Biomasse (C_{mik}) dargestellt. Der Mittelwert der mikrobiellen Biomasse beträgt $216 \mu\text{g g}^{-1} \text{ TS}$.

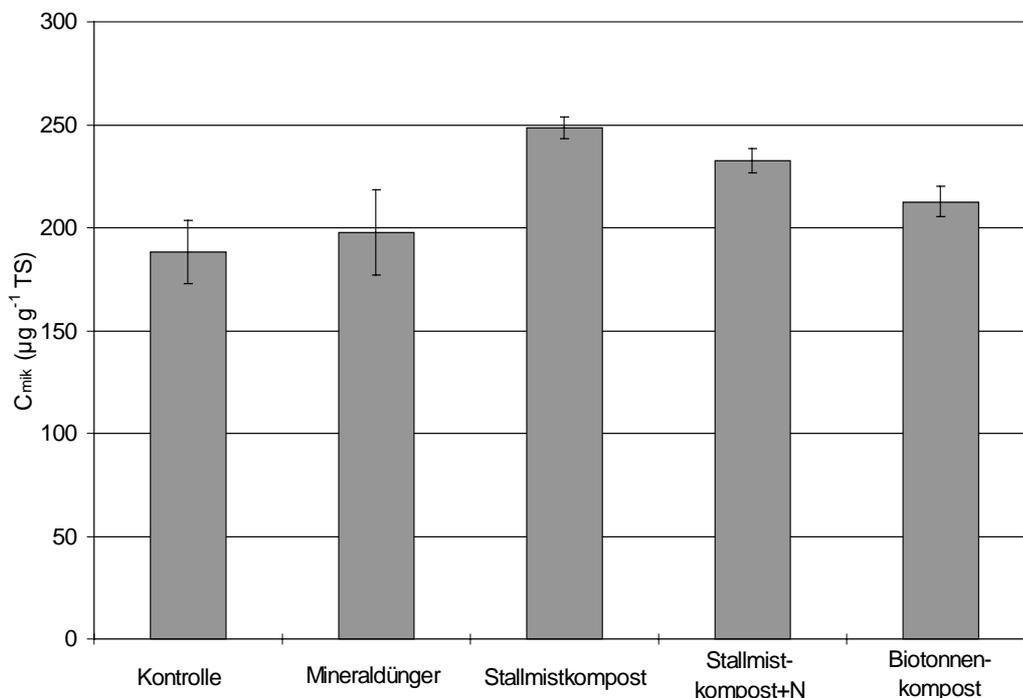


Abb. 3-25: C_{mik} -Gehalte der unterschiedlichen Düngevarianten

Vergleichbare Ergebnisse für Ackerböden ermittelte Jörgensen (1995). Der Wert einer Parabraunerde lag bei $222 \mu\text{g g}^{-1}$ TS unter Rüben, unter Raps hingegen nur bei $178 \mu\text{g g}^{-1}$ TS. Anderson & Domsch (1989) führten umfangreiche Untersuchungen durch, bei denen die Werte für Luvisole mit Wechselwirtschaft zwischen 200 und $350 \mu\text{g g}^{-1}$ TS lagen, so daß die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung auch mit diesen Ergebnissen vergleichbar sind. Die *Kontrolle* verfügt über die geringste Biomasse mit $188 \mu\text{g g}^{-1}$ TS. Die *Mineraldünger*-Parzellen weisen im Durchschnitt $198 \mu\text{g g}^{-1}$ TS auf. Die beiden *Stallmistkompost*-Varianten (*Stallmistkompost+N* = $233 \mu\text{g g}^{-1}$ TS; *Stallmistkompost* = $249 \mu\text{g g}^{-1}$ TS) liegen über der *Biotonnenkompost*-Variante ($212 \mu\text{g g}^{-1}$ TS). Es ist auffällig, daß letztere, trotz des höchsten C_{org} -Gehaltes, nicht über die größte Biomasse verfügt.

Bei der Varianzanalyse ergibt sich ein höchstsignifikanter Einfluß der Düngung auf den C_{mik} -Gehalt. Die beiden *Stallmistkompost*-Varianten verfügen über signifikant höhere Biomasse-C-Gehalte als die anderen drei Varianten. Wie in Abbildung 3-25 zu erkennen ist, weisen *Kontrolle* und *Mineraldünger* niedrigere Gehalte an C_{mik} auf als die *Kompost*-Varianten. Von den *Kompost*-Varianten liegt der Biomasse-Gehalt bei der *Biotonnenkompost*-Variante am niedrigsten.

Um Abhängigkeiten zu anderen Parametern zu verdeutlichen, sind die Korrelationskoeffizienten zu den Parametern pH-Wert, C_{org} , N_{ges} und KAK_{eff} in Tab. 3-27 aufgeführt.

Tab. 3-27: Korrelationskoeffizienten zwischen dem C_{mik} -Gehalt und bodenchemischen Parametern

	C_{mik}	C_{mik} ohne BK-Variante ^a
pH-Wert	0,37	0,78***
C_{org}	0,51*	0,83***
N_{ges}	0,25	0,67**
KAK_{eff}	0,37	0,72**

^aBK-Variante = *Biotonnenkompost*-Variante

Außer zum C_{org} -Gehalt sind bei der Betrachtung aller Varianten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen dem C_{mik} -Gehalt und den übrigen Parametern festzustellen. Mit $r = 0,51$ ($p < 0,05$) ist die Abhängigkeit des C_{mik} - vom C_{org} -Gehalt nicht sehr stark.

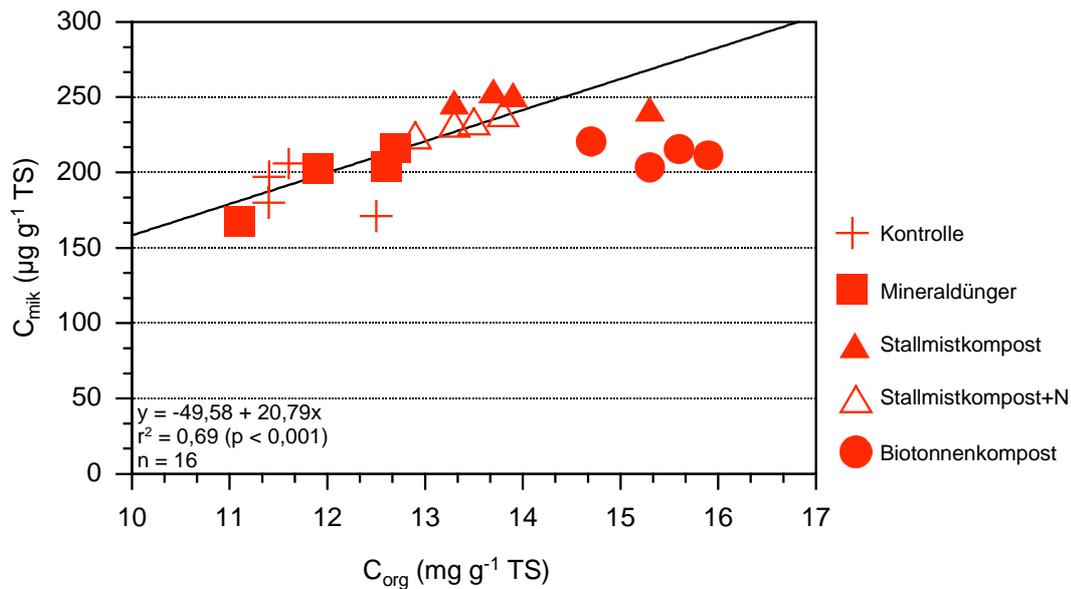


Abb. 3-26: Abhängigkeit zwischen C_{mik} - und C_{org} -Gehalt der verschiedenen Düngevarianten

Das Streudiagramm in Abhängigkeit zwischen C_{mik} - und C_{org} -Gehalt der verschiedenen Düngevarianten zeigt, daß die Werte der *Biotonnenkompost*-Variante nicht den gleichen Trend aufweisen wie die übrigen Varianten. Bei den höchsten C_{org} -Gehalten liegen nicht die höchsten C_{mik} -Gehalte vor, wie es aufgrund des annähernd linearen Zusammenhangs bei den anderen Varianten zu vermuten wäre. Aus diesem Grund wurde die *Biotonnenkompost*-Variante aus der Korrelationsberechnung herausgenommen. Die Korrelationskoeffizienten sind ebenfalls in Tabelle 5-3 aufgeführt. Der Ausschluß der *Biotonnenkompost*-Variante hat signifikante, stärkere Korrelationen zu den übrigen Parametern zur Folge. Die hier auftretende positive Abhängigkeit zum pH-Wert wurde ebenfalls von Anderson & Domsch (1993) sowie von Scheffer & Schachtschabel (1992) beschrieben.

Der prozentuale Anteil des C_{mik} -Gehaltes an der organischen Substanz, ist ein weiterer Parameter zur Bewertung der Biomasse-C. Die Biomasse-C ist ein relativ schnell veränderlicher Teil des C-Pools (Anderson & Domsch, 1989). So können Zustandsveränderungen des Bodens am $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis erkannt werden. Ist eine Population im Gleichgewicht, ändert sich dieses Verhältnis kaum.

Durch den Bezug auf den C_{org} -Gehalt wird der C_{mik} -Gehalt normiert. So ist ein besserer Vergleich der Varianten möglich. Die Werte sind in Tab. 3-28 dargestellt.

Die *Biotonnenkompost*-Variante verfügt mit 1,39 % $C_{\text{mik}} C_{\text{org}}^{-1}$ über den signifikant geringsten Anteil an mikrobieller Biomasse. Über den absolut höchsten Anteil an Mikroorganismen verfügt die *Stallmistkompost*-Variante mit 1,78 % $C_{\text{mik}} C_{\text{org}}^{-1}$. *Kontrolle* und *Mineraldünger* haben einen Anteil von 1,61 bzw. 1,68 % mikrobieller Biomasse am C_{org} -Gehalt.

Tab. 3-28: Prozentualer Anteil des C_{mik} - am C_{org} -Gehalt und signifikante Unterschiede (Tukey B-Test)

Variante	$C_{\text{mik}} C_{\text{org}}^{-1}$ (%)
<i>Kontrolle</i>	1,61 ±0,18 *
<i>Mineraldünger</i>	1,63 ±0,09 *
<i>Stallmistkompost</i>	1,78 ±0,13 *
<i>Stallmistkompost+N</i>	1,74 ±0,01 *
<i>Biotonnenkompost</i>	1,39 ±0,08

Die Werte sind vergleichbar mit einer Reihe anderer Untersuchungen (Jørgensen, 1995; Lynch & Panting, 1980; Anderson & Domsch, 1989), wobei grundsätzlich weite Schwankungs-breiten in Abhängigkeit von Klima, Bodenart etc. (Smith & Paul, 1990) vorkommen können.

Tab. 3-29: Korrelationskoeffizienten zwischen dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis und boden-chemischen Parametern, sowie dem C_{mik} (bezogen auf die Trockensubstanz)

	$C_{\text{mik}} C_{\text{org}}^{-1}$	$C_{\text{mik}} C_{\text{org}}^{-1}$ ohne BK ^a
pH-Wert	-0,46*	0,40
C_{org}	-0,40*	0,30
N_{ges}	-0,50*	0,39
KAK_{eff}	-0,39*	0,43*
C_{mik}	0,58**	0,78***

^aBK = *Biotonnenkompost-Variante*

In Tab. 3-29 werden in gleicher Weise wie zuvor die Korrelationskoeffizienten einmal mit und ohne *Biotonnenkompost*-Variante dargestellt. Die Werte unter Einbeziehung aller Varianten zeigen schwach signifikante, negative Zusammenhänge zwischen dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis und dem pH-Wert, dem C_{org} und N_{ges} -Gehalt und der KAK_{eff} . Zum C_{mik} -Gehalt besteht ein signifikant positiver Zusammenhang. Wird die *Biotonnenkompost*-Variante bei der Berechnung nicht mitberücksichtigt, ergeben sich ausschließlich positive Zusammenhänge.

Das Verhältnis zum C_{mik} -Gehalt ist in beiden Fällen signifikant positiv, aber bei Ausschluß der *Biotonnenkompost*-Varianten mit $r = 0,78$ ($p < 0,001$) im Gegensatz zu $r = 0,58$ ($p < 0,01$) noch ausgeprägter. Trotz der Normierung auf den C_{org} -Gehalt ist der Gehalt an C_{mik} bei der *Biotonnenkompost*-Variante außergewöhnlich, was sich in den eben aufgeführten Korrelationskoeffizienten widerspiegelt.

3.2.3.1 Mikrobielle Aktivität

CO₂-Freisetzung

Die durchschnittliche CO₂-Freisetzung beträgt 0,87 (mg CO₂-C 24h⁻¹ g C_{org}⁻¹). Die höchste Basalatumung ist bei der *Mineraldünger*-Variante mit 0,97 festzustellen, gefolgt von der

Stallmistkompost-Variante und der *Kontrolle* (0,93 und 0,90). Eine noch geringere CO₂-Freisetzung liegt bei der *Stallmist+N*-Variante mit 0,89 vor. Die niedrigste aktuelle Aktivität hat die *Biotonnenkompost*-Variante mit 0,65 (Abb. 3-27).

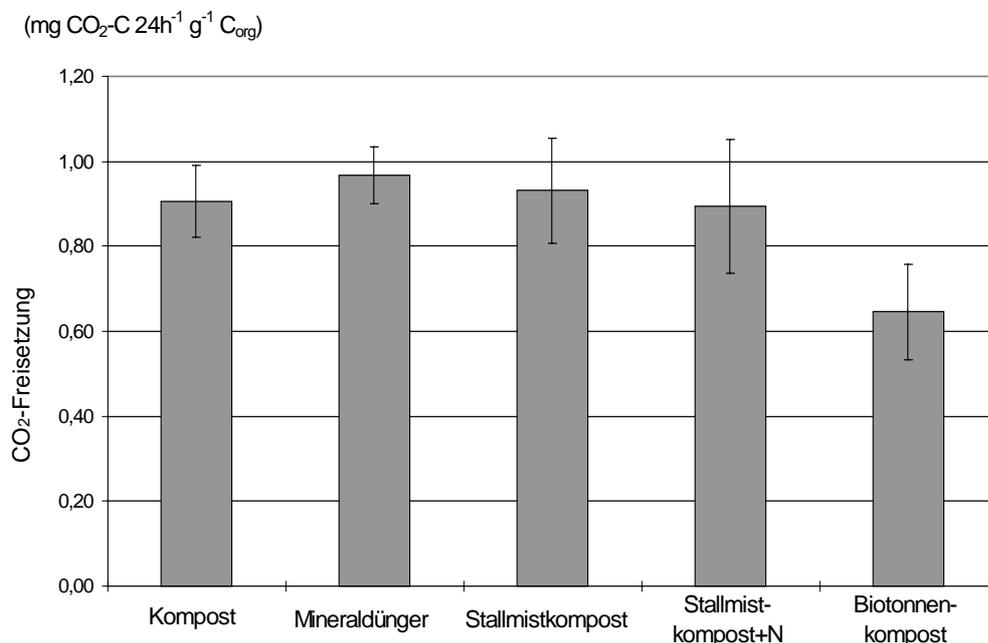


Abb. 3-27: Basalatmung der unterschiedlichen Düngevarianten

Die einfache Varianzanalyse zeigt, daß die Düngungsvariante einen signifikanten Einfluß ($p < 0,01$) auf den Parameter CO₂-Freisetzung hat.

Tab. 3-30: Korrelationskoeffizienten zwischen der Basalatmung und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	Basalatmung alle Varianten	Basalatmung Komposte	Basalatmung Mineraldünger + Kontrolle
pH-Wert	-0,74***	-0,85***	-0,11
C_{org}	-0,58**	-0,61*	0,18
N_{ges}	-0,77***	-0,78**	-0,07
KAK_{eff}	-0,78***	-0,88***	0,12
C_{mik}	-0,01	0,67*	0,64*
C_{mik}/C_{org}	0,63**	0,73**	0,60

Die Werte der *Kontroll*-, *Mineraldünger*-, *Stallmistkompost*, und *Stallmistkompost+N*-Variante liegen signifikant ($p < 0,05$) höher. Dies ist bemerkenswert, da die Variante *Biotonnenkompost* den höchsten Gehalt an organischer Substanz aufweist und verschiedene Autoren eine positive Korrelation zwischen dem Gehalt an organischer Substanz und der Basalatmung festgestellt haben (Kaiser et al., 1992; Lynch & Panting, 1980). Die Abhängigkeiten zwischen der Basalatmung und den schon vorgestellten

Parametern sind in Tabelle 5-6 angegeben. Die Basalatmung ist, für alle Varianten betrachtet, signifikant negativ mit dem pH-Wert, dem C_{org} - und N_{ges} -Gehalt und der KAK_{eff} korreliert.

Das Streudiagramm (Abb. 3-28) mit allen Varianten zeigt graphisch und die Regressionsgerade mathematisch auf, daß es hier einen negativen Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt und der Basalatmung gibt. Die Werte der *Biotonnenkompost*-Variante verfügen bei höchstem C_{org} -Gehalt über die niedrigste CO_2 -Freisetzung.

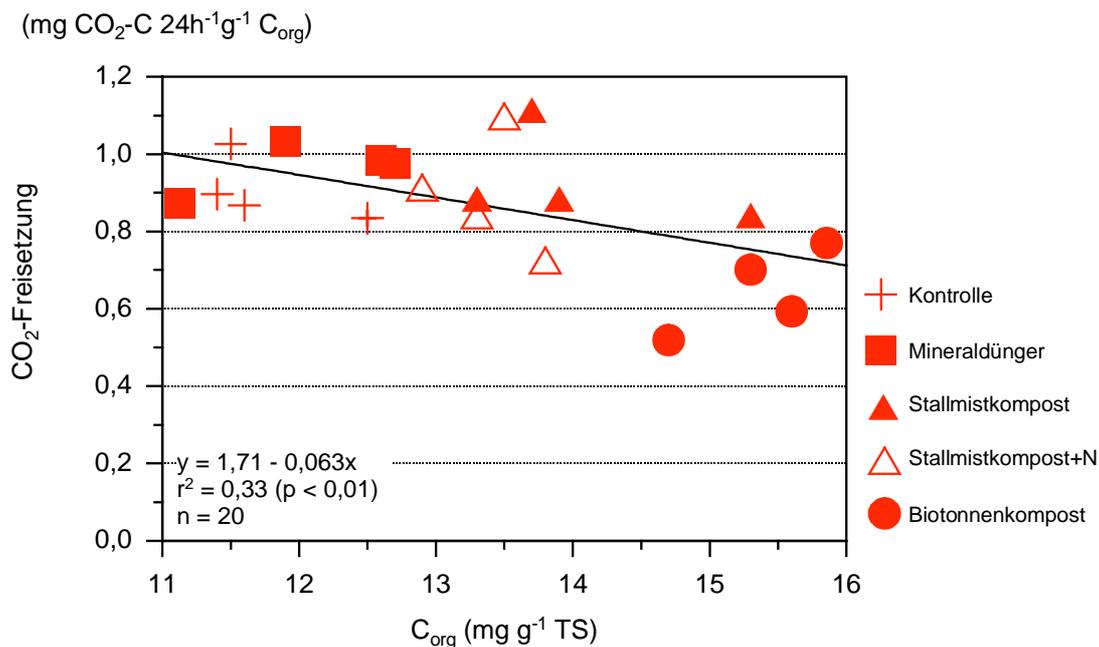


Abb. 3-28: Beziehung zwischen dem C_{org} -Gehalt und der CO_2 -Freisetzung der unterschiedlichen Düngevarianten

In Untersuchungen von Kaiser et al. (1992) wurde hingegen ein positiver Zusammenhang zwischen mikrobieller Biomasse und der Basalatmung festgestellt, der hier mit $r = 0,01$ nicht zum Ausdruck kommt. Eine positive Korrelation ist indes zu ersehen, wenn die Korrelationskoeffizienten in zwei Gruppen betrachtet werden. Der Wert beträgt $r = 0,67$ ($p < 0,05$) für die *Kompost*-Varianten und $r = 0,64$ ($p < 0,05$) für *Mineraldünger*-Variante und *Kontrolle*.

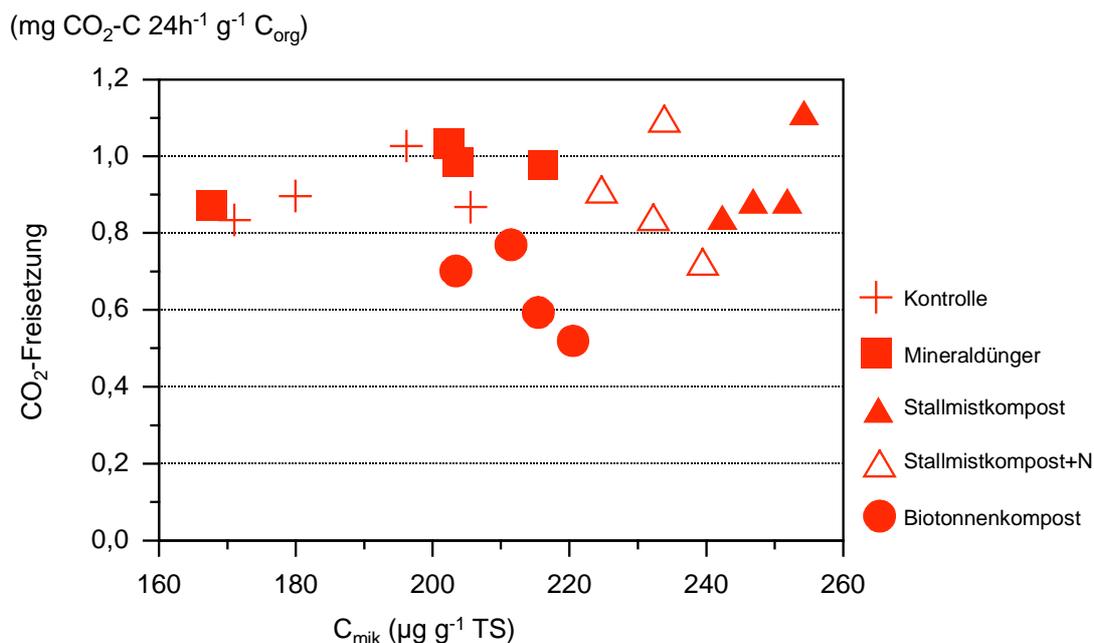


Abb. 3-29: Beziehung zwischen der CO₂-Freisetzung und dem C_{mik}-Gehalt der unterschiedlichen Düngungsvarianten

Das Streudiagramm (Abb. 3-29) zeigt, daß *Mineraldünger*- und *Kontroll*-Variante über gleichzeitig niedrigere Biomassegehalte und höhere CO₂-Freisetzung verfügen. Der positive Zusammenhang innerhalb der gebildeten Gruppen ist zu erkennen (*Kompost*-Varianten/*Mineraldünger*- und *Kontroll*-Variante). Bei den übrigen Korrelationskoeffizienten tritt bei den *Kompost*-Varianten eine stärkere Ausprägung auf, wohingegen die *Kontroll*- und *Mineraldünger*-Variante nichtsignifikante Werte aufweisen, die sich durch den geringen Stichprobenumfang ergeben könnten.

Metabolischer Quotient (qCO₂)

Der durchschnittliche Wert des metabolischen Quotienten liegt bei 4,05 (mg CO₂-C 24 h⁻¹g C_{org}) (mg C_{mik} g⁻¹ TS)⁻¹. Der höchste qCO₂ ist bei der *Mineraldünger*-Variante mit 4,91 zu erkennen.

Die ungedüngte Variante liegt mit dem qCO₂ ähnlich hoch wie die *Mineraldünger*-Variante. Es ist zu erkennen, daß diese beiden Werte erheblich höher liegen als die der organisch gedüngten Varianten. Durch die einfache Varianzanalyse können diese Aussagen statistisch belegt werden, da ein signifikanter Einfluß der Varianten auf diesen Parameter festgestellt wird ($p < 0,01$). Überprüft man mit dem Tukey B-Test die Unterschiede der Mittelwerte der einzelnen Varianten, so liegen die Varianten *Kontrolle* und *Mineraldünger* höchstsignifikant ($p < 0,001$) über den mit *Kompost* gedüngten. In der Abbildung ist darüberhinaus zu sehen, daß der metabolische Quotient bei der *Biotonnenkompost*-Variante um ca. zwei Einheiten niedriger liegt als *Kontrolle*- und *Mineraldünger*-Variante und ca. 0,75 Einheiten niedriger als die *Stallmistkompost*-Varianten. Ein signifikanter Unterschied zwischen den *Kompost*-Varianten besteht nicht.

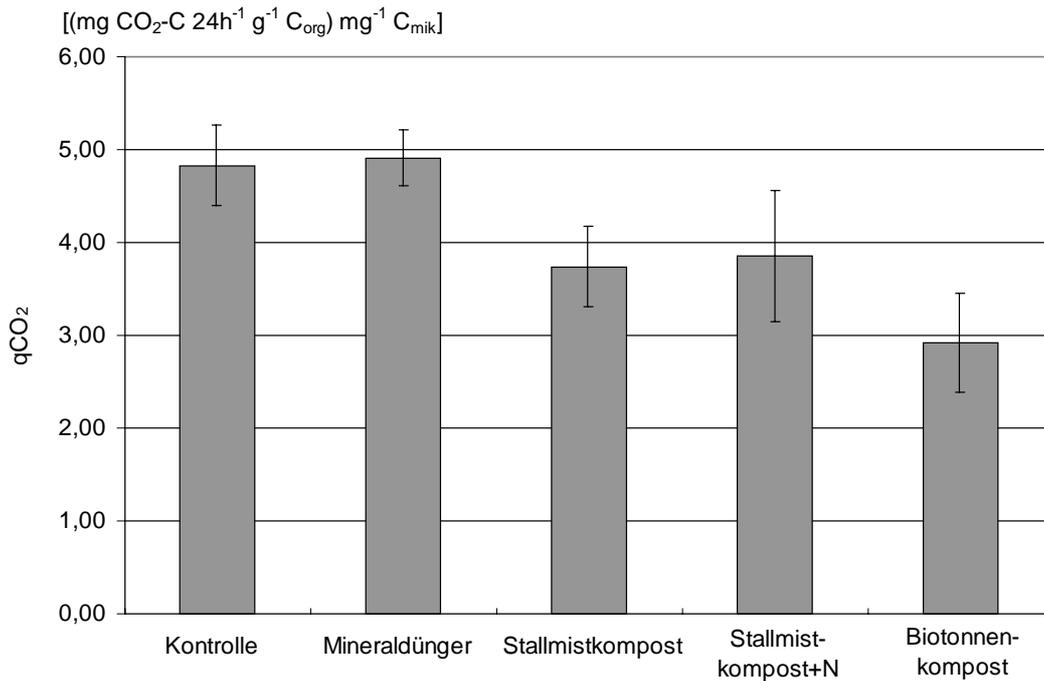


Abb. 3-30: Metabolischer Quotient berechnet aus der Basalatmung und der mikrobiellen Biomasse für die unterschiedlichen Düngungsvarianten

Tab. 3-31 enthält die Korrelationskoeffizienten zwischen dem metabolischen Quotienten und verschiedenen Bodenkenndaten. Zu den bodenchemischen Kenndaten bestehen höchstsignifikante, negative Korrelationen. Dagegen gibt es nur einen schwach negativen Zusammenhang zur mikrobiellen Biomasse und einen nichtsignifikanten positiven zum $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis.

Die Aufteilung der Varianten in die oben verwendeten Gruppen *Kontroll-* und *Mineraldünger-* Variante sowie *Kompost-*Varianten führt bei den *Kompost-*Varianten zu einem nichtsignifikanten positiven Verhältnis zum Biomasse-C und einem schwachsignifikanten positiven Verhältnis zum $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis. *Mineraldünger* und *Kontrolle* weisen nur nichtsignifikante, negative Beziehungen zu den beiden genannten Parametern auf.

Tab. 3-31: Korrelationskoeffizienten zwischen dem metabolischen Quotienten und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	qCO ₂ alle Varianten	qCO ₂ Komposte	qCO ₂ Mineraldünger + Kontrolle	qCO ₂ ohne BK ^a
pH-Wert	-0,87***	-0,74**	-0,34	-0,84***
C_{org}	-0,81***	-0,53*	-0,38	-0,76**
N_{ges}	-0,83***	-0,66*	-0,45	-0,87
KAK_{eff}	-0,90***	-0,87**	-0,07	-0,82***
C_{mik}	-0,52*	0,45	-0,54	-0,78***
C_{mik}/C_{org}	0,22	0,56*	-0,37	-0,47*
Basalatmung	0,81***	0,96***	0,3	0,57*

^aBK = *Biotonnenkompost-Variante*

Nach Ausschluß der *Biotonnenkompost*-Variante ergibt sich zu allen Parametern ein signifikant negativer Korrelationskoeffizient. Eine Ausnahme bildet die Basalatmung, die eine schwachsignifikant positive Abhängigkeit zum metabolischen Quotienten aufweist.

Berechnet man den metabolischen Quotienten aus der Basalatmung und dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis, ergibt sich bei der einfachen Varianzanalyse kein signifikanter Einfluß der Düngung, sowie demnach auch keine signifikanten Mittelwertunterschiede bestehen. Dieses Ergebnis, dargestellt in Abb. 3-31: Metabolischer Quotient berechnet aus Basalatmung und dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis der unterschiedlichen Düngevarianten relativiert die Unterschiede, die bei der herkömmlichen Berechnung des $q\text{CO}_2$ aus Basalatmung und mikrobieller Biomasse ermittelt werden. Im weiteren wird dennoch auf den üblicherweise berechneten $q\text{CO}_2$ aus Basalatmung und C_{mik} (bezogen auf TS) Bezug genommen.

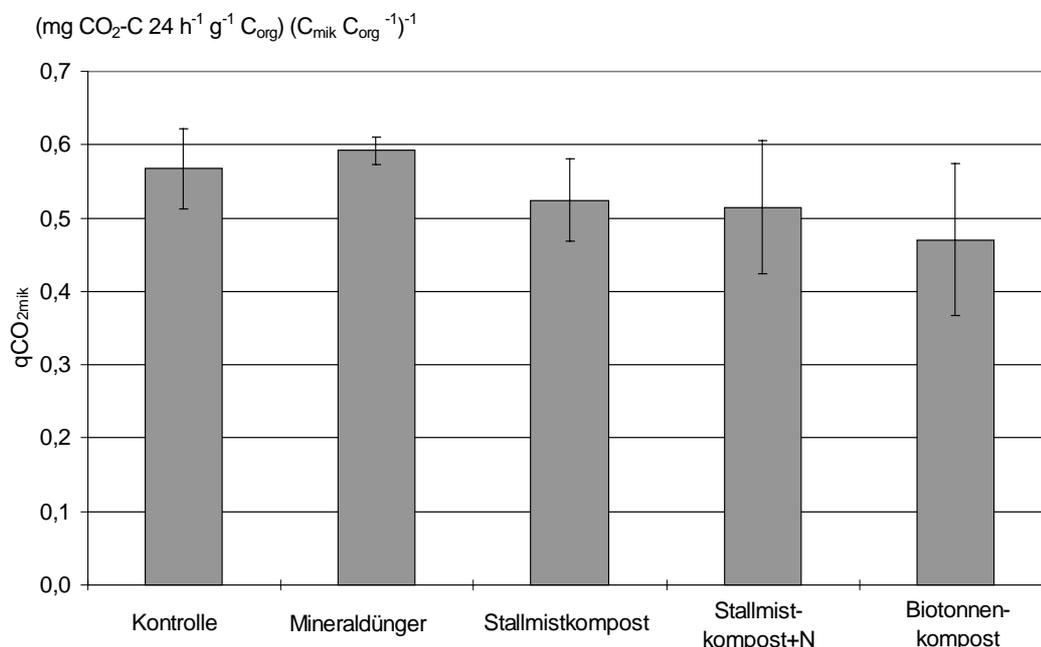


Abb. 3-31: Metabolischer Quotient berechnet aus der Basalatmung und dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis der unterschiedlichen Düngevarianten

DMSO-Reduktion

Der Wert für die DMSO-Reduktion liegt im Mittel bei $4325 \text{ ng DMS h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TS}$, was im Vergleich zu anderen Untersuchungen (Sparling & Searle, 1993; Alef & Kleiner, 1989) sehr hoch ist. Sparling & Searle (1993) ermittelten für unterschiedliche ackerbaulich genutzte Böden ausschließlich Produktionsraten von unter $1000 \text{ ng DMS h}^{-1} \text{ g}^{-1} \text{ TS}$. Ähnlich niedrig lagen die Ergebnisse von Alef & Kleiner (1989). Der hier untersuchte Boden verfügt demnach über eine aktive Mikroorganismenpopulation. Die Düngevarianten haben auch auf diesen Parameter einen höchstsignifikanten Einfluß ($p < 0,001$). Wie bei der Basalatmung liegen alle Varianten signifikant ($p < 0,05$) über der Variante *Biotonnenkompost*.

Bezieht man die Ergebnisse der DMSO-Reduktion auf den C_{org} -Gehalt ergeben sich ähnliche Verhältnisse. Der Einfluß der Düngevarianten ist höchstsignifikant ($p < 0,001$) und beim Vergleich der Mittelwerte liegt die *Biotonnenkompost*-Variante signifikant am niedrigsten.

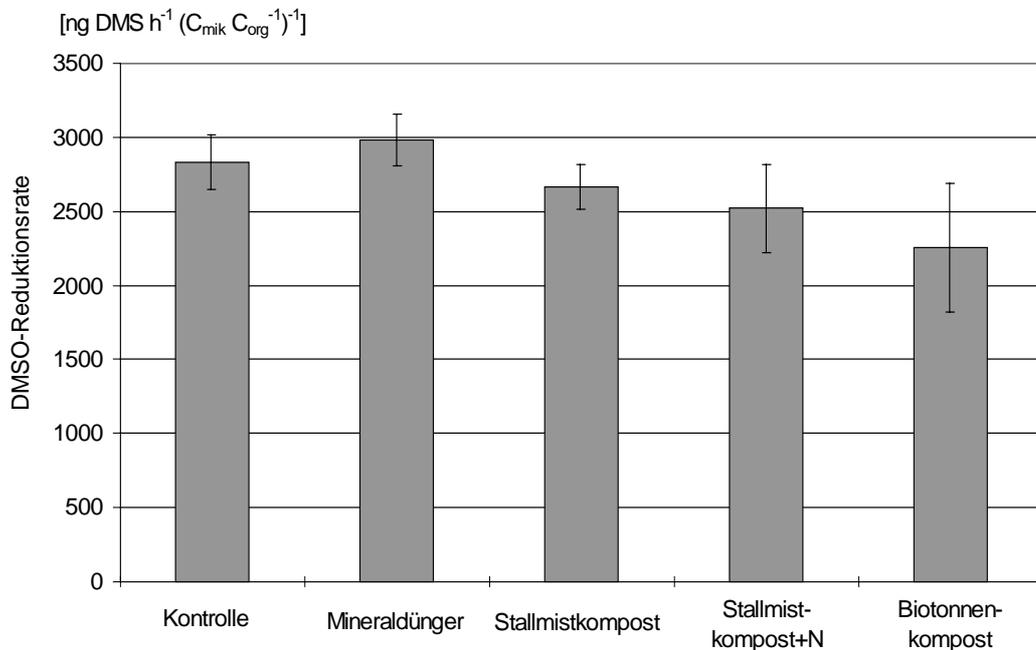


Abb. 3-32: DMSO-Reduktionsrate bezogen auf das C_{mik}/C_{org} -Verhältnis (in Prozent) der unterschiedlichen Düngevarianten

Ermittelt man außerdem den Quotienten aus DMSO-Reduktion und dem C_{mik}/C_{org} -Verhältnis, zeigt sich, daß hier nur die *Kontrolle* und die *Mineraldünger*-Parzellen signifikant ($p < 0,05$) höhere Werte aufweisen als die *Kompost*-Varianten. Dieses Ergebnis ist in der Abbildung 5-11 dargestellt.

Die Korrelationskoeffizienten (DMSO-Reduktionsrate bezogen auf Trockensubstanz) aller Varianten zeigen eine ähnliche Ausprägung wie die der Basalatmung (Tab. 3-32) zu sehen ist. Dementsprechend hoch ist die Korrelation ($r = 0,81$, $p < 0,001$) zwischen der Basalatmung und der DMSO-Reduktionsrate, obwohl es sich im Gegensatz zur Basalatmung um die Messung einer potentiellen Aktivität handelt. Eine noch stärkere positive Korrelation zwischen diesen beiden Parametern wurde von Holzmüller (1996) beschrieben.

Tab. 3-32: Korrelationskoeffizienten zwischen der DMSO-Reduktionsrate und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	DMSO-Reduktion alle Varianten	DMSO-Reduktion Komposte	DMSO-Reduktion Mineraldünger + Kontrolle
pH-Wert	-0,74***	-0,82**	-0,10
C _{org}	-0,59**	-0,56*	-0,05
N _{ges}	-0,75***	-0,74	-0,35
KAK _{eff}	-0,66**	-0,67*	0,11
C _{mik}	0,15	0,90	0,63*
C _{mik} /C _{org}	0,71***	0,82**	0,74*
Basalatmung	0,81***	0,76**	0,87*
qCO ₂	0,63**	0,61*	0,17

Eine Aufteilung in die schon bei der Basalatmung verwendeten Gruppen *Kontrolle* und *Mineraldünger*-Variante und *Kompost*-Varianten führt in Bezug auf den C_{mik}-Gehalt zu signifikanteren Abhängigkeiten. Eine enge positive Korrelation zwischen der mikrobiellen Biomasse und der DMS-Freisetzung wurde ebenfalls von Sparling & Searle (1993) gezeigt.

Arylsulfatase-Aktivität

Der Mittelwert liegt bei 154 µg p-Nitrophenol h⁻¹ g⁻¹ TS. Die Varianten *Stallmistkompost+H* und *Biotonnenkompost* liegen mit 172 µg p-Nitrophenol h⁻¹ g⁻¹ TS höchstsignifikant über den anderen Werten. Hingegen liegt die *Kontrolle* mit 133 µg p-Nitrophenol h⁻¹ g⁻¹ TS am niedrigsten, wie in Abb. 3-33 dargestellt.

Im Vergleich zu Untersuchungen von Perucci (1992) an einem lehmigen Boden nach Müllkompostanwendung sind dies hohe Werte. Perucci (1992) erhielt Werte bis 40 µg p-Nitrophenol h⁻¹ g⁻¹ TS. Mansfeldt (1994) erhielt für eine Braunerde (Acker) einen Wert von 33 µg p-Nitrophenol h⁻¹ g⁻¹ TS. Ebenso wie bei der DMSO-Reduktion handelt es sich bezüglich dieses Parameters bei dem untersuchten Bodens des Feldversuches Neu-Eichenberg um einen sehr aktiven Boden.

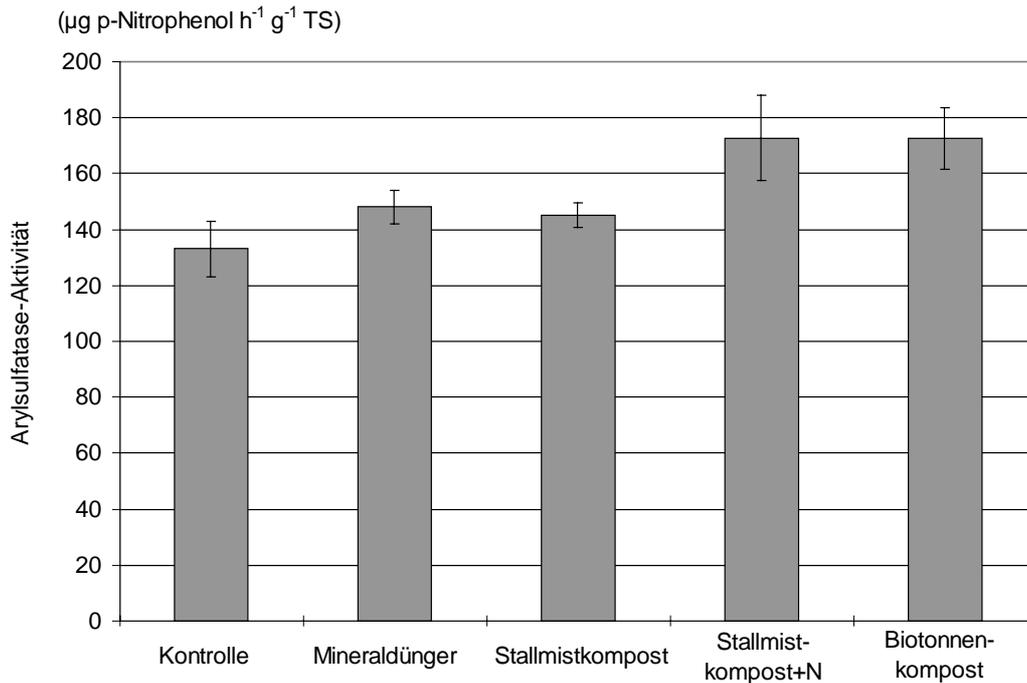


Abb. 3-33: Arylsulfatase-Aktivität der unterschiedlichen Düngevarianten

Die varianzanalytische Verrechnung zeigt einen höchstsignifikanten Einfluß auf die Meßwerte durch den Faktor Düngevariante ($p < 0,001$). Anhand der Werte in Tab. 3-33 sind die stärksten positiven Abhängigkeiten der Arylsulfatase-Aktivität von den bodenchemischen Parametern zu erkennen.

Tab. 3-33: Korrelationskoeffizienten zwischen der Arylsulfatase-Aktivität und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	Arylsulfatase-Akt. alle Varianten	Arylsulfatase-Akt. Komposte	Arylsulfatase-Akt. Mineraldünger + Kontrolle
pH-Wert	0,70**	0,42	0,47
C_{org}	0,60**	0,19	0,25
N_{ges}	0,59**	0,35	-0,37
KAK_{eff}	0,73***	0,54*	0,30
C_{mik}	0,33	-0,63*	0,33
C_{mik}/C_{org}	-0,22	-0,47	0,21
Basalatmung	-0,47*	-0,47	0,40
qCO₂	-0,62**	-0,33	0,04
DMSO-Reduktion	-0,49**	-0,51*	0,49

Ein Bezug zum C_{mik}-Gehalt scheint nicht vorhanden zu sein, da zwischen beiden Größen kein signifikanter Zusammenhang besteht. Signifikante, negative Zusammenhänge bestehen

hingegen zu den mikrobiellen Aktivitäten und besonders stark ausgeprägt zum metabolischen Quotienten.

Die Regressionsgerade in

Abb. 3-34 zeigt den engen Zusammenhang zwischen dem C_{org} und der Arylsulfatase-Aktivität. Betrachtet man die Korrelationskoeffizienten getrennt nach *Kontroll-* und *Mineraldünger-Variante*, ergibt sich ein schwachsignifikanter positiver Zusammenhang für die *Kompost-Varianten* zwischen der KAK_{eff} und dieser Enzymaktivität. Negative Zusammenhänge (schwachsignifikant) bestehen bei den *Kompost-Varianten* zwischen dem C_{mik} -Gehalt, der DMSO-Reduktion und der Arylsulfatase-Aktivität.

Bezieht man die Ergebnisse auf den C_{org} -Gehalt zeigt sich, daß *Mineraldünger-Variante* und *Stallmistkompost+H* schwach signifikant über den übrigen liegen ($p < 0,05$). Es läßt sich dadurch auf einen engen Zusammenhang mit dem C_{org} -Gehalt schließen, der von Tabatabai & Bremner (1970) und Mansfeldt (1994) aufgezeigt wurde.

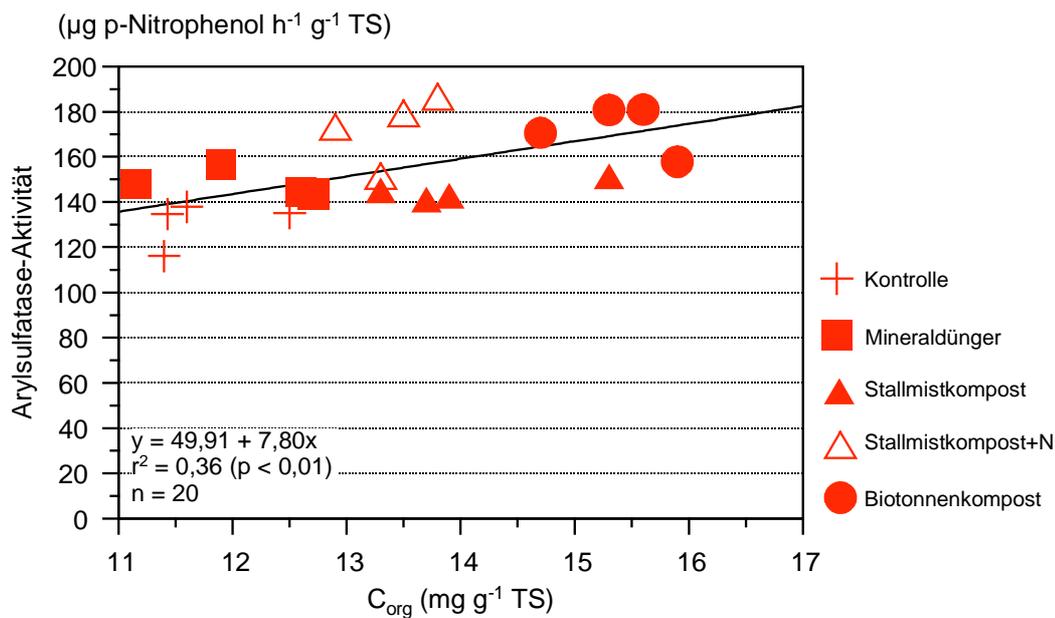


Abb. 3-34: Beziehung zwischen der Arylsulfatase-Aktivität und dem C_{org} -Gehalt der unterschiedlichen Düngervarianten

Bei der Berechnung der Korrelationskoeffizienten (Korrelationskoeffizienten zwischen der Arylsulfatase-Aktivität (bezogen auf C_{org}) und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern) mit diesem auf den C_{org} -Gehalt normierten Wert fällt auf, daß hauptsächlich nichtsignifikante Zusammenhänge bestehen.

Tab. 3-34: Korrelationskoeffizienten zwischen der Arylsulfatase-Aktivität (bezogen auf C_{org}) und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	Arylsulfatase-Aktivität C_{org}^{-1} alle Varianten	Arylsulfatase-Aktivität C_{org}^{-1} Komposte	Arylsulfatase-Aktivität C_{org}^{-1} Mineral.+ Kontr.	Arylsulfatase-Aktivität C_{org}^{-1} ohne BK ^a
pH-Wert	-0,19	-0,11	-0,19	-0,09
C_{org}	-0,41*	-0,45	-0,63*	-0,40
N_{ges}	-0,22	-0,14	-0,33	-0,10
KAK_{eff}	-0,09	0,09	-0,31	0,06
C_{mik}	-0,24	-0,22	-0,15	0,27
C_{mik}/C_{org}	0,14	0,13	-0,22	-0,01
Basalatmung	0,06	-0,03	0,16	-0,01
qCO_2	0,19	0,06	0,39	0,21
DMSO-Reduktion	0,04	-0,10	0,33	-0,05

^aBK = *Biotonnenkompost*-Variante

Die Betrachtung der Korrelationskoeffizienten nach Ausschluß der *Biotonnenkompost*-Variante hat genauso wenig wie die Betrachtung getrennt in zwei Gruppen stärkere Abhängigkeiten zur Folge, wie in Tab. 3-34 zu sehen ist. Daraus läßt sich die primäre Abhängigkeit zum C_{org} -Gehalt bestätigen.

3.2.3.2 Extrahierbarer DOC und molarer Absorptionskoeffizient

In Abb. 3-35 sind die molaren Absorptionskoeffizienten von fumigierten und nichtfumigierten Proben der Biomasse-C-Bestimmung dargestellt.

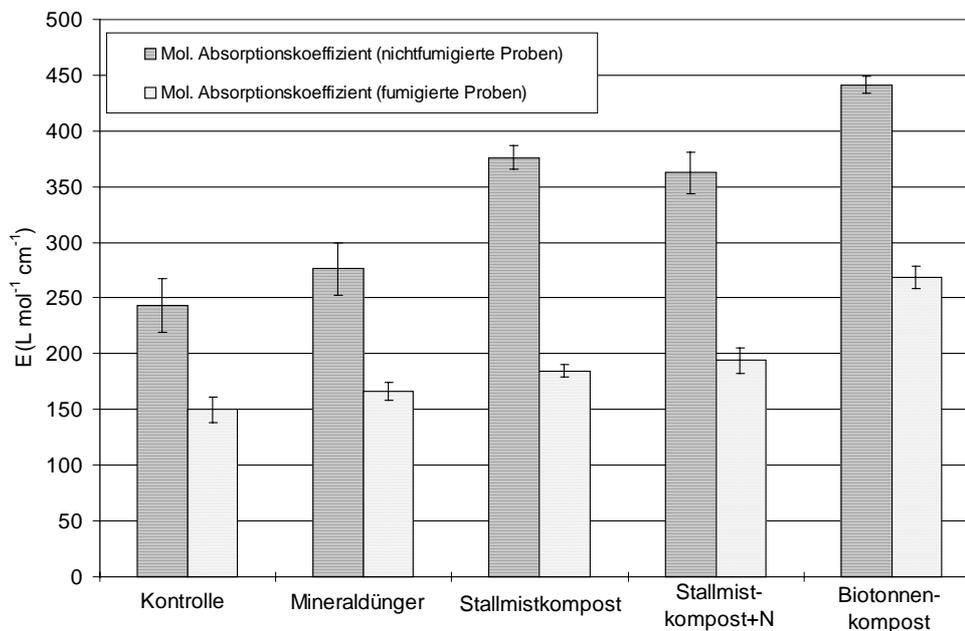


Abb. 3-35: Molare Absorptionskoeffizienten im K_2SO_4 -Extrakt der begasten und unbegasten Proben der unterschiedlichen Düngevarianten

Die Werte der fumigierten Proben liegen bei der *Kontrolle* und der *Mineraldünger*-Variante um den Faktor 1,6 und 1,7 niedriger als die der unbegasteten Proben. Bei den *Stallmistkompost*-Varianten sind die molaren Absorptionskoeffizienten der nichtfumigierten Proben um den Faktor 2,0 (*Stallmistkompost*) und 1,9 (*Stallmistkompost+H*) größer als die nicht mit Chloroform begasteten. Der molare Absorptionskoeffizient der *Biotonnenkompost*-Variante ist bei der nichtfumigierten Probe 1,6 mal größer als die fumigierte Bodenprobe. Ein Grund für diese Unterschiede liegt darin, daß nach der Fumigation durch die abgetöteten Mikroorganismen mehr DOC extrahierbar ist, der aus den abgetöteten Mikroorganismenzellen stammt. Die lysierten Mikroorganismenzellen verfügen aber über wenig aromatische Verbindungen in ihren Zellen. Der Gehalt an aromatischen Verbindungen pro Mol Kohlenstoff ist geringer und der molare Absorptionskoeffizient wird kleiner.

Die verschiedenen Düngevarianten zeigen höchstsignifikante ($p < 0,001$) Auswirkungen auf die molaren Absorptionskoeffizienten. Die beiden *Stallmistkompost*-Varianten weisen signifikant höhere Werte auf ($p < 0,01$) als die Varianten *Kontrolle* und *Mineraldünger*. Am signifikant höchsten ($p < 0,001$) ist der molare Absorptionskoeffizient bei der *Biotonnenkompost*-Variante mit $269 \text{ l mol}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (fumigiert) und $441 \text{ l mol}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (nichtfumigiert). Der Gehalt an Aromaten des extrahierbaren DOC ist hier am größten. Die Ergebnisse lassen auf mögliche qualitative Unterschiede der extrahierbaren gelösten organischen Substanz schließen.

Die Korrelationskoeffizienten in Tab. 3-35 umfassen die molaren Absorptionskoeffizienten von den fumigierten und nichtfumigierten Extrakten. Da bis auf die quantitativen Biomasse-Parameter stets ein höchstsignifikanter Zusammenhang besteht, sind für diese Größen die Korrelationskoeffizienten ohne die *Biotonnenkompost*-Variante berechnet worden.

Tab. 3-35: Korrelationskoeffizienten zwischen den molaren Absorptionskoeffizienten der nichtfumigierten (ϵ_{nf}) und fumigierten Proben (ϵ_f) und bodenchemischen und bodenmikrobiologischen Parametern

	ϵ_{nf}	ϵ_f	ϵ_{nf} ohne BK ^a	ϵ_f ohne BK ^a
pH-Wert	0,93***	0,91***	0,89***	0,96***
C_{org}	0,98***	0,86***	0,85***	0,78***
N_{ges}	0,85***	0,93***	0,74**	0,75**
KAK_{eff}	0,87***	0,91***	0,74**	0,77***
C_{mik}	0,61**	0,2	0,93***	0,67**
C_{mik}/C_{org}	-0,20	-0,59**	0,62*	0,26
Basalatmung	-0,56*	-0,77***	-0,6	-0,28
qCO_2	-0,86***	-0,81***	-0,80***	-0,73***
Arylsulfatase-Aktivit.	0,70**	0,68**	0,59*	0,63**
DMSO-Reduktion	-0,57**	-0,81***	-0,14	-0,21

^aBK = *Biotonnenkompost-Variante*

Für die weitere Betrachtung werden die Werte der fumigierten Probe nicht weiter verwendet, weil es sich aus oben genanntem Grund nicht um die Charakterisierung des extrahierbaren DOC handelt. Die relevanten Felder sind grau unterlegt. Zu den bodenchemischen Parametern und der Arylsulfatase-Aktivität bestehen positive Beziehungen, zur DMSO-Reduktionsrate, Basalatmung und qCO_2 hingegen negative. Zu den Biomasse-C-Werten besteht erst nach Ausschluß der *Biotonnenkompost-Variante* ein signifikant positives Verhältnis.

Die Abb. 3-36 zeigt, warum nach Ausschluß der *Biotonnenkompost-Variante* engere Korrelationen bestehen, denn diese zeigt mit Abstand das niedrigste C_{mik}/C_{org} -Verhältnis, aber den höchsten molaren Absorptionskoeffizienten.

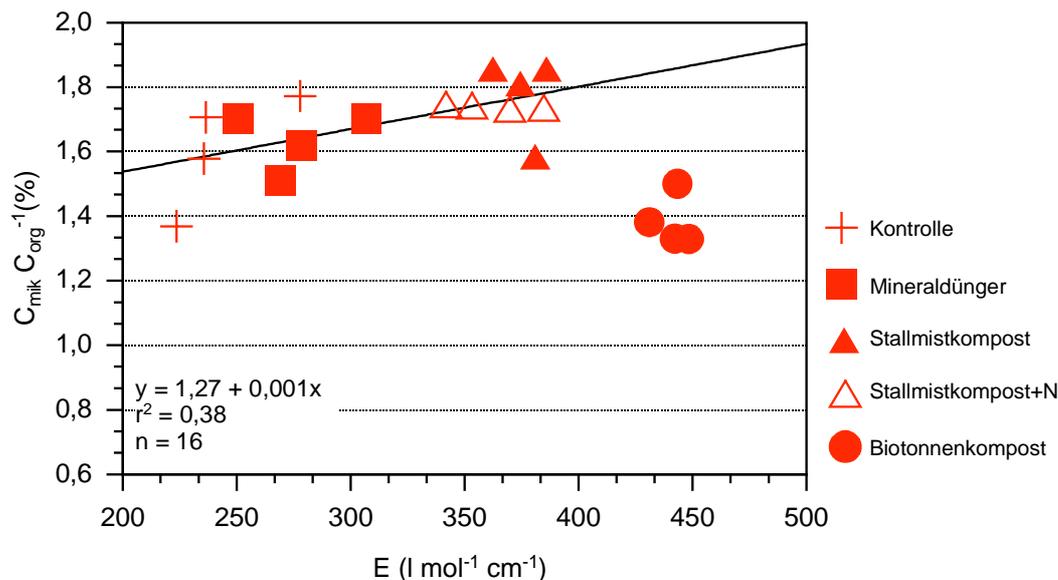


Abb. 3-36: Beziehung zwischen dem molaren Absorptionskoeffizient (nichtfumigierte Probe) und dem C_{mik}/C_{org} -Verhältnis

Abb. 3-37 zeigt die Regressionsgerade für den molaren Absorptionskoeffizienten und die DMS-Freisetzung. Die geringere mikrobielle Aktivität mit höherem molarem Absorptionskoeffizienten ist zu erkennen. Bei der Arylsulfatase-Aktivität hingegen ist genau das gegenteilige Verhältnis zu finden.

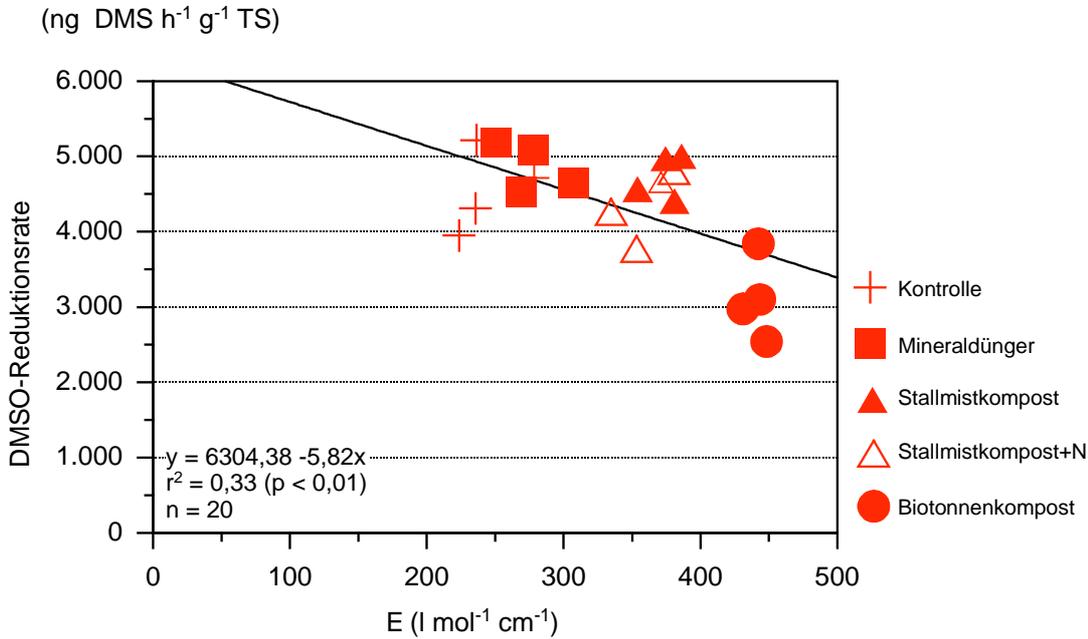


Abb. 3-37: Beziehung zwischen der DMSO-Reduktion und dem molaren Absorptionskoeffizienten (nichtfumigierte Probe)

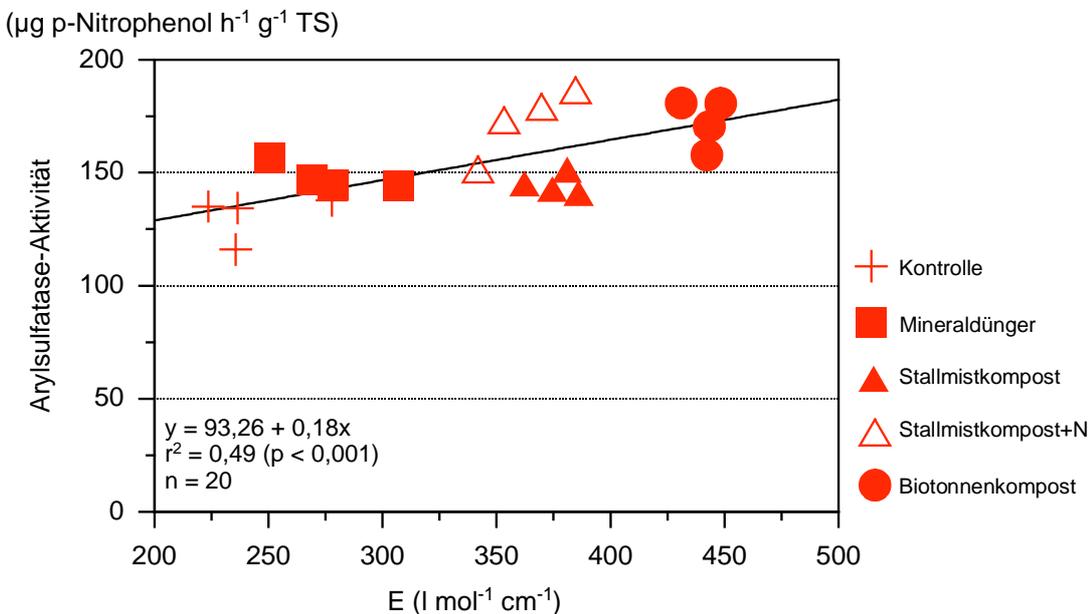


Abb. 3-38: Beziehung zwischen dem molaren Absorptionskoeffizienten und der Arylsulfatase-Aktivität

Der Zusammenhang kann eine Scheinabhängigkeit darstellen, weil die Arylsulfatase-Aktivität ebenso wie der molare Absorptionskoeffizient eng mit dem C_{org} -Gehalt korrelieren.

3.2.4 Fazit: Einfluß der Düngungsform auf bodenmikrobiologische Eigenschaften

In verschiedenen Veröffentlichungen wurde eine starke, positive Korrelation zwischen dem C_{org} -Gehalt und der mikrobiellen Biomasse geschildert (Kaiser et al., 1992; Beck, 1991). Es ist zu erwarten, daß mit steigendem C_{org} -Gehalt auch der Anteil der Mikroorganismen größer wird. Der Anteil des C_{mik} am C_{org} ist aber nicht konstant, sondern reagiert schneller als der C_{org} -Gehalt auf Umwelteinflüsse (Ocio et al., 1991) und kann deswegen über den Zustand der Mikroorganismenpopulation Auskunft geben (Anderson & Domsch, 1990, 1993).

Bei den hier durchgeführten Untersuchungen wurde nur ein relativ niedriger, schwachsignifikanter Korrelationskoeffizient von $r = 0,51$ ($p < 0,05$) zwischen dem C_{mik} - und dem C_{org} -Gehalt festgestellt. Insam et al. (1991) ermittelten in ihren Düngungs-Feldversuchen ebenfalls weniger starke Beziehungen zwischen dem Biomasse-C und der organischen Substanz, genau wie Beck et al. (1995) bei der Untersuchung von über 100 Ackerstandorten. Der Korrelationskoeffizient zwischen C_{mik} und C_{org} beträgt dort 0,59. Ein Erklärungsansatz dafür läßt sich aus den Ergebnissen von Lynch & Panting (1980) ableiten. Sie stellten fest, daß der Biomasse-C vor allem mit Zunahme der Durchwurzelung steigt, ohne daß der Gesamtgehalt an organischer Substanz sich signifikant ändert. Die unterschiedliche Durchwurzelungsintensität und davon abhängig die unterschiedlich große Biomasse könnte demnach eine Ursache für den niedrigen Korrelationskoeffizienten zwischen dem C_{org} - und C_{mik} -Gehalt sein.

Durch Ausschluß der *Biotonnenkompost*-Variante ergibt sich ein viel stärkerer, positiver Zusammenhang der übrigen Varianten zum C_{org} , der sich in dem Korrelationskoeffizient von $r = 0,83$ ($p < 0,001$) widerspiegelt. Daraus läßt sich eine Sonderstellung der *Biotonnenkompost*-Variante ableiten, die sich ebenso in höheren Korrelationskoeffizienten zu den übrigen Parametern ausdrückt, wenn die *Biotonnenkompost*-Variante aus der Berechnung ausgeschlossen wird. Das niedrige $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis ist vermutlich auf den 2-jährigen Abstand zur letzten Düngung zurückzuführen. Die *Kontrolle* und die *Mineraldünger*-Variante verfügen allerdings über ähnlich niedrige Gehalte, so daß diese nicht die alleinige Ursache für die herausragende Stellung der *Biotonnenkompost*-Variante sein kann.

Eine weitere Erklärung könnte ebenfalls die methodische Schwäche der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode (CFE) sein. Die CFE-Methode unterliegt wie alle anderen Methoden zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse einigen Einschränkungen. So kann nicht mit Sicherheit angenommen werden, daß alle Mikroorganismen gleichermaßen bei der CFE-Methode erfaßt werden (Alef, 1993). So könnte es möglicherweise zu einer Minderbestimmung des C_{mik} -Gehaltes kommen, wenn die Mikroorganismen der *Biotonnenkompost*-Variante nicht vollständig erfaßt werden. Das Verhältnis von Pilzen zu Bakterien könnte hierbei von Bedeutung sein (Alef, 1993).

Der C_{mik} -Gehalt bezieht sich bei den bisher diskutierten Ergebnissen auf die Trockensubstanz. Den Biomasse-C bezogen auf den Gehalt an organischer Substanz zu

betrachten, ist in jüngerer Zeit aus schon genannten Gründen (s. 5.4) in vielen Veröffentlichungen gewählt worden, wie z.B. bei Beck et al., (1995), Jörgensen (1995), Anderson & Domsch (1993), Insam et al., (1991), Beck (1991), Anderson & Domsch (1989). Beck (1991) stellte fest, daß eine absolute Zunahme des C_{mik} -Gehaltes bei unterschiedlichen Ackerböden, ob mit oder ohne organische Düngung, mit einem Anstieg des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses einhergeht. Nach den Untersuchungen von Insam et al. (1991) bewirken die Düngung mit Stallmist oder Grünabfällen im Vergleich zu mineralischer Düngung die größere Anhebung des $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnisses. Diese beiden Aussagen lassen sich auf die Ergebnisse aus dem Feldversuch Neu-Eichenberg übertragen, nur muß die *Biotonnenkompost*-Variante aus den Betrachtungen ausgeschlossen werden. Die Gründe für die Sonderstellung der *Biotonnenkompost*-Variante wurden schon zuvor erläutert.

Die Ergebnisse der quantitativen Bestimmung der Mikroorganismen lassen unter der oben genannten Einschränkung den Schluß zu, daß der Biotonnenkompost langfristig nicht zu erhöhten $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnissen führt. Dies entspricht auch den Ergebnissen des Modellversuchs.

Die mikrobiellen Aktivitäten werden von dem Biomasse-C und dem C_{org} -Gehalt beeinflusst, wobei die Basalatmung als Maß für die aktuelle Aktivität des Bodens dient. Darüberhinaus kann die Basalatmung als Maß für die Menge an leichtverfügbaren C-Quellen bewertet werden (Shan-Min et al., 1987; in Nannipieri et al., 1990). Die Basalatmung ist, wie schon erwähnt, signifikant negativ mit den bodenchemischen Parametern korreliert. Gerade beim C_{org} -Gehalt ist dies überraschend, da z.B. Dilly (1994) bei seinen Untersuchungen von Ackerstandorten sehr hohe Korrelationen zwischen Basalatmung und dem Gehalt an organischer Substanz festgestellt hat. Der negative Zusammenhang zum C_{org} -Gehalt könnte sich durch die Qualität der organischen Substanz erklären lassen, die sich in der 2-jährigen Nachwirkungsphase verändert hat. Leichtverfügbare C-Quellen sind bis zu diesem Zeitpunkt weitestgehend abgebaut. Dies ist ein Hinweis dafür, daß die mikrobielle Aktivität sich schnell an veränderte Umweltbedingungen anpaßt. Eine weitere Erklärung für den negativen Zusammenhang kann sein, daß die Mikroorganismen der *Kompost*-Varianten generell weniger CO_2 freigesetzt haben, sondern einen größeren Anteil des Kohlenstoffs für das eigene Wachstum verwendeten; demnach effizienter gearbeitet haben (Hadas et al., 1996).

Eine signifikante Korrelation zwischen der Basalatmung und dem Biomasse-C wird im Gegensatz zu den übrigen Korrelationskoeffizienten erst nach Aufteilung in *Kompost*-Varianten einerseits und *Mineraldünger*-Variante einschließlich *Kontrolle* andererseits deutlich. Dies zeigt, daß die organisch gedüngten Varianten über eine andere Zusammensetzung der organischen Substanz verfügen als die *Kontrolle* und die *Mineraldünger*-Variante und/oder über eine andere Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulationen.

Bei der isolierten Betrachtung der Korrelationskoeffizienten der *Kompost*-Varianten sind die zuvor schon engen Korrelationen zu allen Parametern noch stärker ausgeprägt, was auf ähnliche Eigenschaften der organischen Substanz innerhalb dieser Gruppen schließen läßt.

Das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis zeigt diese Korrelationen auch ohne die Auftrennung in Gruppen. Die auf den C_{org} -Gehalt normierten Biomasse-C-Gehalte sind demnach gut geeignet, um

Abhängigkeiten zwischen den mikrobiellen Parametern zu erkennen. Die Korrelationen zwischen der Basalatmung und den bodenchemischen Kenndaten sind vermutlich eine Folge der Abhängigkeiten zwischen diesen Größen. Sie stellen keinen direkten Zusammenhang zur Basalatmung dar.

Der metabolische Quotient als physiologischer Parameter sagt etwas über die Leistungsfähigkeit von Mikroorganismenpopulationen aus und wird vermehrt zur Bewertung von Böden herangezogen (Anderson & Domsch, 1986; Anderson & Domsch, 1990; Schulte, 1996). Nach Anderson & Domsch (1990) findet man z.B. einen wesentlich höheren qCO_2 bei Ackerböden in Monokulturböden als bei Fruchtfolgewirtschaft. Die Mikroorganismenpopulation der Monokultur produzierten etwa zweimal so viel CO_2 , wie die Population der Fruchtfolgeböden und zeigten eine ebenfalls doppelt so hohe Sterberate. Daraus läßt sich ein erhöhter Energiebedarf ableiten. Nach Beck (1991), verhält sich der metabolische Quotient reziprok zum Biomassegehalt. Den höchsten Biomassegehalt und einen niedrigen qCO_2 wiesen Fruchtfolgeböden und Grünland auf. Dagegen war der Biomassegehalt bei Schwarzbrache und Monokultur niedrig, aber der metabolische Quotient war hoch. Die Effizienz der Populationen mit niedrigeren metabolischen Quotienten ist demnach höher. Schulte (1996), der unterschiedlich lang ökologisch bewirtschaftete Betriebe verglichen hat, konnte den niedrigsten metabolischen Quotienten bei einem seit 36 Jahren ökologisch bewirtschafteten Acker feststellen. Daß ein niedriger qCO_2 für gute Bodenfruchtbarkeit steht, konnten Insam et al. (1991) zeigen, da die Ernteerträge ihres Feldversuches negativ mit dem metabolischen Quotienten korrelierten. Sie stellten außerdem die These auf, daß junge Mikroorganismenpopulationen höhere Zellaktivitäten aufweisen und damit eine höhere spezifische Respiration (qCO_2), was zu einem uneffektiven Energiehaushalt führt.

Wendet man diese Aussagen auf den Versuch in Neu-Eichenberg an, so wird deutlich, daß die *Biotonnenkompost*-Variante über die effizienteste Mikroorganismenpopulation verfügt. Die *Mineraldünger*-Variante und die *Kontrolle* setzten das meiste CO_2 -C frei. Da ein hoher qCO_2 mit einer hohen Sterberate einhergehen kann (Anderson & Domsch, 1990), ist eine mögliche Ursache für den höheren qCO_2 dieser beiden Varianten eine unstabilere Mikroorganismenpopulation.

Die höchste Korrelation besteht bei der Betrachtung aller Varianten, wie zu erwarten, zwischen der Basalatmung und dem metabolischen Quotienten mit $r = 0,81$ ($p < 0,001$). Die bodenchemischen Kenndaten zeigen negative Wechselwirkungen mit dem metabolischen Quotienten. Der Zusammenhang zum C_{org} -Gehalt ist wie bei der Basalatmung negativ. Bezüglich des metabolischen Quotienten wird dieser negative Zusammenhang im Gegensatz zur Basalatmung positiv bewertet. Ein hoher C_{org} -Gehalt hat demnach positive Auswirkungen auf die Effizienz einer Mikroorganismenpopulation. In diesem Fall ist die negative Korrelation im Einklang mit den Ergebnissen aus der Literatur, nachdem ein hoher Gehalt an organischer Substanz stets positive Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit hat. Das hier gefundene Ergebnis bedeutet eine geringere Effizienz der Varianten mit geringerem Anteil an organischer Substanz. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu den Ergebnissen

der CO₂-Freisetzung. Der Biomasse-C weist einen negativen Zusammenhang zum metabolischen Koeffizienten auf, was der Aussage von Beck (1991) entspricht.

Die Korrelationen der Biomasse-C-Größen (C_{mik} und $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis) mit dem Parameter $q\text{CO}_2$ werden stark durch die *Biotonnenkompost*-Variante beeinflusst, d.h. diese verhält sich anders als die anderen Varianten. Bei der Basalatmung hingegen sind die Korrelationen nach Aufteilung in *Kompost*- und andere Varianten höher.

Dies läßt den Schluß zu, daß die *Mineraldünger*-Variante und die *Kontrolle* über ähnliche mikrobiologische Eigenschaften verfügen, sowie auch die *Kompost*-Varianten untereinander. Wenn der physiologische Parameter $q\text{CO}_2$ bessere Aussagen über die Leistungsfähigkeit zuläßt als die aktuelle Aktivität isoliert betrachtet, so ist festzustellen, daß die *Kompost*-insbesondere die *Biotonnenkompost*-Variante über die effizienteste Mikroorganismenpopulation verfügt.

Durch die DMSO-Reduktionsrate erhält man Informationen über die potentielle Aktivität der Biomasse. Wie schon im Ergebnisteil dargestellt, ergeben sich bei der DMSO-Reduktionsrate bezogen auf das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis signifikant höhere Werte bei der *Kontrolle* und der *Mineraldünger*-Variante. Das läßt den Schluß zu, daß pro Biomasse-Einheit diese beiden Varianten über eine höhere potentielle Aktivität verfügen als die *Kompost*-Varianten. Im Ergebnisteil wurde außerdem beschrieben, daß die *Biotonnenkompost*-Variante die signifikant niedrigste potentielle Aktivität aufweist, wenn die Werte auf die Trockensubstanz bezogen werden.

In der Literatur wurden positive Korrelationen der DMS-Freisetzung zum C- und N-Gesamtgehalt (Alef & Kleiner, 1989; Sparling & Searle, 1993) festgestellt. Alef & Kleiner (1989) fanden keine Korrelation mit dem pH-Wert. Dagegen sind die Werte für bodenchemische Parameter und die DMSO-Reduktionsrate im Feldversuch Neu-Eichenberg statistisch signifikant negativ miteinander verknüpft. Ausschlaggebend ist wiederum der negative Zusammenhang zum C_{org} -Gehalt, der seinerseits mit den anderen Parametern eng korreliert. Als Erklärung ist es denkbar, daß die Mikroorganismen nicht ausschließlich DMSO als Energiequelle verwendet haben sondern ebenfalls kohlenstoffhaltige Verbindungen. Der Zusammenhang zum N_{ges} -Gehalt läßt sich durch die Abhängigkeit von C- und N-Gehalten erklären, die sich im engen C/N-Verhältnis widerspiegeln.

Sparling & Searle (1993) zeigten zudem einen Zusammenhang des Biomasse-C zur DMSO-Reduktionsrate auf. Alef & Kleiner (1989) fanden keinen Zusammenhang zwischen mikrobieller Biomasse (Zählmethode) und dieser potentiellen Aktivität. Alef revidierte dies aber 1990, denn zu diesem Zeitpunkt ermittelte er ebenfalls eine hohe Korrelation von $r = 0,94$ zwischen der Biomasse (SIR-Methode) und der DMSO-Reduktionsrate. Der Korrelationskoeffizient aller Parzellen zwischen der DMSO-Reduktionsrate (bezogen auf die Trockensubstanz) und dem C_{mik} -Gehalt beträgt bei dieser Untersuchung nur 0,15. Bei Ermittlung der Korrelationskoeffizienten getrennt nach kompostgedüngten Parzellen und *Mineraldünger*-Variante und *Kontrolle* verändert sich diese Beziehung stark. Der Wert für die *Kompost*-Varianten steigt auf 0,90 ($p < 0,001$); die Korrelation mit den beiden anderen

Varianten auf 0,63 ($p < 0,05$). Dieser große Unterschied unterstreicht die Annahme, daß die Struktur der Mikroorganismenpopulationen zwischen diesen Gruppen unterschiedlich ist. Die Mikroorganismen der *Kompost*-Varianten sind möglicherweise nicht in gleichem Maß in der Lage DMSO zu reduzieren.

Alef stellte 1990 eine Hemmung der DMSO-Reduktion durch Cu^{2+} und Zn^{2+} fest. So könnten leicht erhöhte Schwermetallgehalte die Aktivität der *Kompost*-Varianten gehemmt haben. In der Untersuchung von Stöppler-Zimmer & Petersen (1996) wurden nämlich nach Einsatz von großen Mengen Komposten nach mehrjähriger Anwendung in den untersuchten Flächen signifikant erhöhte Kupfer- und Zink-Gehalte gegenüber einer *Mineraldünger*-Variante und *Kontrolle* gemessen. Die Grenzwerte der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) für die eingesetzten Komposte wurden aber eingehalten.

Da sich beim Bezug der DMSO-Reduktionsrate auf das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis gleich abgezeichnet hat, daß es signifikante Unterschiede zwischen *Mineraldünger*-Variante und *Kontrolle* sowie den *Kompost*-Varianten gibt, und dieses Ergebnis bei der Betrachtung der DMS-Freisetzung auf die Trockensubstanz erst nach getrennter Korrelationsberechnung klar wurde, ist eine Darstellung der bodenmikrobiologische Parameter bezogen auf das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis zu befürworten.

Als weitere Ursache der signifikanten Unterschiede zwischen *Mineraldünger*-Variante und *Kontrolle* sowie den *Kompost*-Varianten kommt in Betracht, daß es zur Minderbestimmung der DMS-Freisetzung gekommen sein kann, worauf Pfeffer et al. (1996) hinwiesen. Sie stellten fest, daß mit steigendem C_{org} -Gehalt die Menge an adsorbiertem DMS logarithmisch zunimmt. Bei 15 % C_{org} -Gehalt wird beispielsweise 88 % des DMS adsorbiert. Ein Einfluß dieser Art ist bei den hier gefundenen Werten denkbar, denn die C_{org} -Gehalte der Varianten unterscheiden sich signifikant. Die *Biotonnenkompost*-Variante mit dem signifikant höchsten C_{org} -Gehalt weist die niedrigste DMSO-Reduktionsrate auf, was mit den Aussagen der Autoren übereinstimmen würde. Um einer Unterbewertung vorzubeugen, wäre das Arbeiten mit der von Pfeffer et al. (1996) vorgeschlagenen Korrektursubstanz Ethylmethylsulfid (EMS) eine Möglichkeit.

Als erstes Fazit läßt sich ableiten, daß die Mikroorganismenpopulationen der *Kompost*-Varianten anders zusammengesetzt sind als die der *Kontrolle* und *Mineraldünger*-Variante. Als zweites Ergebnis kann man die besonderen Eigenschaften der Mikroorganismenpopulationen der *Biotonnenkompost*-Variante bezüglich des Biomasse-C und dem $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis festhalten. Unter Berücksichtigung der methodischen Schwächen der CFE-Methode kann sich die unterschiedliche Zusammensetzung der organischen Substanz auf die Mikroorganismenpopulationen auswirken.

Die mikrobielle Biomasse bezogen auf die Trockensubstanz zeigt nicht die erwarteten Korrelationen zu den mikrobiologischen Parametern, die hingegen bei getrennter Betrachtungsweise nach *Kompost*- und übrigen Varianten deutlich werden. Wenn Zusammenhänge zwischen der mikrobiellen Biomasse und ihren Aktivitäten festgestellt werden sollen, bietet sich hierfür das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis an. Noch besser ist es, die mikrobiellen Aktivitäten gleich auf das $C_{\text{mik}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis zu beziehen.

Die Arylsulfatase-Aktivität ist mit den bodenchemischen Kenndaten signifikant positiv korreliert. Eine Abhängigkeit vom C_{org} -Gehalt ($r = 0,60$, $p < 0,01$) ergibt sich dadurch, daß die Arylsulfatasen Humus-Enzym-Komplexe bilden können. Durch diese Bindungen sind die Enzyme vor mikrobiellem Abbau und Denaturierung geschützt, so daß sie sich akkumulieren können. Der Zusammenhang zum C_{org} -Gehalt wurde schon von Tabatabai & Bremner (1970) festgestellt, hingegen fanden sie keinen Zusammenhang zum pH-Wert, Gesamtstickstoff und Ton- oder Sandgehalt. Das gleiche trifft für Perucci & Scarponi (1983) zu, die außerdem keinen Zusammenhang zur KAK_{eff} feststellen konnten. Eine pH-Abhängigkeit wurde von Germida et al. (1992) beschrieben und das pH-Optimum für Arylsulfatase-Aktivität wurde mit 5,5 bis 6,2 (Tabatabai & Bremner, 1970) bestimmt. Der pH-Wert hat demnach in diesem Fall keinen direkten Einfluß auf die Arylsulfatase-Aktivität. Die hier gefundenen Abhängigkeiten zum pH-Wert, Gesamtstickstoff und der KAK_{eff} sind Scheinkorrelationen, denn nach der Normierung auf den C_{org} -Gehalt kommen zu diesen Parametern keine signifikanten Korrelationen mehr vor.

Bezogen auf den C_{org} -Gehalt weisen die *Mineraldünger*-Variante und die *Stallmist+N*-Variante schwach signifikant höhere Enzymaktivitäten auf. Einen Einfluß auf die Arylsulfatase-Aktivität kann die Durchwurzelung des Bodens gehabt haben, denn Wurzeln produzieren diese Enzyme ebenfalls. Die beiden genannten Varianten hatten über den Versuchszeitraum das höchste Ertragsniveau, was die stärkste Durchwurzelung zur Folge gehabt haben wird. Die Arylsulfatase-Aktivität ist dementsprechend größer.

Die Arylsulfatase-Aktivität könnte theoretisch mit dem Biomasse-C und den mikrobiellen Aktivitäten korreliert sein, denn dieses Enzym ist teilweise mikrobiellen Ursprungs. Der Zusammenhang zum Biomassegehalt konnte z.B. von Perucci (1992) gezeigt werden, der einen mit Müllkompost gedüngten Feldversuch beprobte. Mansfeldt (1994) stellte eine exponentielle Abhängigkeit der Arylsulfatase-Aktivität zur Basalatmung fest. Die signifikanten Korrelationskoeffizienten für Basalatmung und DMS-Freisetzung mit der Arylsulfatase-Aktivität in Tab. 3-34 zeigen ein genau umgekehrtes Bild. Die Korrelationskoeffizienten (Arylsulfatase-Aktivität bezogen auf TS) getrennt betrachtet nach *Mineraldünger* und *Kontrolle*, sowie nach *Kompost*-Varianten liefern folgendes Ergebnis: Es besteht nur bei den *Kompost*-Varianten ein positiver Zusammenhang zur KAK_{eff} ($0,54$, $p < 0,05$); zum Biomasse-C ($-0,63$, $p < 0,05$) und zur DMSO-Reduktion ($-0,51$, $p < 0,05$) eine negative Abhängigkeit. Die übrigen Korrelationskoeffizienten sind nicht signifikant. Dies kann darauf hinweisen, daß zu einem früheren Zeitpunkt die mikrobielle Biomasse und die Aktivitäten höher waren. Die Arylsulfatase könnte sich über diesen Zeitraum akkumuliert haben (Wood, 1995).

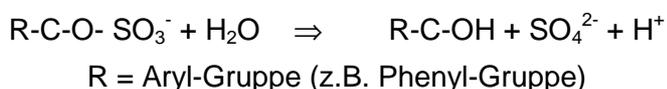
Der molare Absorptionskoeffizient wurde als Abschätzungshilfe für den Aromatengehalt der extrahierbaren organischen Substanz herangezogen. Der Wert für die K_2SO_4 -Extrakte der nichtfumigierten Probe ist für die Auswertung interessanter, da es sich hierbei größtenteils um den nichtmikrobiellen Anteil der extrahierbaren organischen Substanz handelt, wobei es durchaus denkbar ist, daß bei der Extraktion mit $0,5 \text{ M } K_2SO_4$ ein gewisser Anteil von mikrobiellen Zellen zerstört wird. Der Faktor, um den die molaren Absorptionskoeffizienten der fumigierten Proben niedriger sind als die der nichtfumigierten, ist bei den

Stallmistkompost-Varianten gleich groß ist. Bei den beiden anderen Varianten ist dieser Faktor ebenfalls gleich groß. Anhand einer größeren Probemenge und verschiedener Böden ist es von Interesse herauszufinden, ob über die UV-Absorption im K_2SO_4 -Extrakt der nichtfumigierten Probe und einen bestimmten Faktor eine Bestimmung des Biomasse-C möglich ist. Wäre der mikrobielle Anteil im K_2SO_4 -Extrakt der nichtfumigierten Proben dem nach der Fumigation proportional, könnte man den Arbeitsschritt der Fumigation einsparen. Mit der UV-Absorption bei 260 nm arbeiteten Ladd und Amato (1989) in einer Untersuchung, wobei sie einen Zusammenhang zwischen der Zunahme der UV-Absorption nach der Fumigation von Proben und dem Biomasse-C feststellten.

Die unterschiedliche Größe des molaren Absorptionskoeffizienten ϵ (nichtfumigierte Proben) lassen sich zum Teil einfach erklären. Den mit Kompost gedüngten Varianten ist mehr aromatenhaltige organische Substanz zugeführt worden, als den beiden anderen Varianten. Der Biotonnenkompost weist einen hohen Ligningehalt auf, der sich durch den Anteil von Baum- und Strauchschnitt ableiten läßt. Das gleiche gilt für die Stallmistkomposte; wo der Ligningehalt durch den Strohanteil im Kompost zu erklären ist. Der verschieden große molare Absorptionskoeffizient zwischen *Kontrolle* und *Mineraldünger*-Variante ist auf die unterschiedlichen Erträge und damit verbundenen kleineren Mengen an Pflanzenrückständen zurückzuführen. Die Aufwandmengen bei den drei Komposten waren identisch. Deshalb ist es fraglich, ob der hohe molare Absorptionskoeffizient der *Biotonnenkompost*-Variante alleine durch den Anteil an Grünabfällen zu erklären ist.

In einer Untersuchung von Zech & Haumaier (1989) zur Aromatizität der organischen Bodensubstanz wurde herausgefunden, daß höhere pH-Werte mit stärkerer Aromatizität einhergehen. Darüberhinaus stellten sie fest, daß durch enge C/N-Verhältnisse, hohe Temperaturen und hohe pH-Werte der Abbau organischer Substanz beschleunigt wird, was zu einer relativen Anreicherung der stabileren Aromaten führt. Polysaccharide sind dann schon abgebaut worden. Für die vorliegenden Ergebnisse kann das bedeuten, daß durch die verschiedenen pH-Werte der Ab- und Umbau der organischen Substanz bei den *Kompost*-Varianten schneller vorangeschritten ist und somit mehr aromatische Verbindungen zurückgeblieben sind. Das könnte insbesondere für die *Biotonnenkompost*-Variante gelten mit dem höchsten pH-Wert und C_{org} -Gehalt. Dies drückt sich in dem Korrelationskoeffizienten von 0,91 ($p < 0,001$) zwischen organischer Substanz und ϵ aus, sowie von 0,93 ($p < 0,001$) zwischen pH-Wert und ϵ .

Weiterhin ist der negative Zusammenhang zwischen den mikrobiellen Aktivitäten Basalatmung ($r = -0,56$, $p < 0,05$) und DMSO-Freisetzung ($r = -0,57$, $p < 0,01$) beachtenswert sowie die positive Wechselwirkung mit der Arylsulfatase-Aktivität ($r = 0,70$, $p < 0,01$). Der positive Zusammenhang zur Enzymaktivität könnte sich zum einen durch die Abhängigkeit der Größe E vom C_{org} deuten lassen. Ein weiterer Grund könnte in einem erhöhten Phenylgehalt der *Kompost*-Varianten zu sehen sein, denn die Arylsulfatasen hydrolysieren Ester, die als Substituenten Aromaten tragen (Germida et al., 1992):



Da ε eine Abschätzungshilfe für die Aromatizität der extrahierbaren organischen Substanz ist, scheint ein höherer Aromatengehalt ansonsten hemmend auf die Aktivität der Mikroorganismen zu wirken. Eine Hinweis darauf ist bei Zsolnay & Steindl (1991) zu finden. Sie stellten fest, daß die mit 10 mM CaCl_2 extrahierte lösliche organische Substanz eines Ackerbodens nur bedingt verfügbar für Mikroorganismen ist. Der Anteil der organischen Verbindungen, die als nichtabbaubar ermittelt wurden, wiesen dabei eine höhere Absorption bei 254 nm auf. Dies wurde von den Autoren auf die Anwesenheit von Lignin oder phenolischen Substanzen zurückgeführt. Demnach stehen den Mikroorganismen in den *Kompost*-Varianten weniger leichtverfügbare Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung, was zu einer geringeren mikrobiellen Aktivität führt.

Dilly (1994), der im K_2SO_4 -Extrakt die löslichen, organischen Verbindungen quantitativ bestimmt hat, stellte ebenfalls meist negative Beziehungen zwischen dieser Größe und mikrobiellen Parametern fest. An zwei Standorten (Feuchtgrünland / Erlenbruch) mit sehr hohen Biomassegehalten und Aktivitäten, wurden die niedrigsten Gehalte an kaliumsulfatlöslichen Kohlenstoffverbindungen gemessen. Es ist daher davon auszugehen, daß der extrahierbarer Kohlenstoff sehr unterschiedliche Qualität haben kann und gerade diese Zusammensetzung einen entscheidenden Einfluß auf die Mikrobiologie des Bodens ausübt. Damit steht dieses Ergebnis in Übereinstimmung mit der Resultaten des Modellversuchs.

3.2.5 Humuschemische Charakterisierung: Feldversuche Neu-Eichenberg und Negenborn

3.2.5.1 Organische N-Fraktionen

Im Vergleich zu den Untersuchungen im Mikrokosmenversuch wurden die α -Amino-N-Gehalte in den beiden Feldversuchen Neu-Eichenberg und Negenborn untersucht (Tab. 3-36).

Tab. 3-36: α -Amino-N, pH, C_{org} , N_t und C/N-Verhältnisse der Feldversuche Neu-Eichenberg und Negenborn

Feldversuch/Düngung [*]	α -Amino-N	pH	C_{org}	N_t	C/N
	$\mu\text{g g}^{-1}$	(CaCl_2)		----- g kg^{-1} -----	
Neu-Eichenberg (Parabraunerde)					
Kontrolle	449,9	5,7	11,7	1,43	9
Mineraldüngung	441,0	5,8	12,1	1,38	9
Stallmist	489,0	6,0	14,0	1,53	9
Stallmist mit Hornmehl	453,0	6,1	13,4	1,56	9
Bioabfallkompost	490,7	6,6	15,4	1,82	9
Negenborn (Braunerde)					
Kontrolle	427,0	5,1	14,7	1,4	11
Frischkompost	713,5	6,6	28,0	2,5	11
Fertigkompost	599,3	7,0	30,5	2,7	11

* Die letzte Düngung lag zwei Jahre zurück.

Die α -Amino-N-Gehalte auf dem stark tonigen Schluff der Parabraunerde schwanken zwischen 449,9 und 490,7 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$. Die höchsten α -Amino-N-Gehalte treten bei der Stallmistdüngung ohne Ergänzungsdüngung und nach Anwendung von Bioabfallkompost auf. Der Bioabfallkompost weist auch die höchsten N_t -Gehalte auf. **Im Vergleich zu den Werten im Mikrokosmenversuch gleicht sich der α -Aminosäure-Pool nach langjähriger organischer Düngung dem α -Aminosäure-Gehalt des Bodens an.** Durch mineralische Düngung wird der α -Aminosäure-Pool nicht gesteigert.

Auf dem sandigen Standort in Negenborn wurden zwei Bioabfallkomposte unterschiedlicher Rottegrade appliziert (Tab. 3-36). Im Vergleich zur Parabraunerde ist hier eine deutliche Steigerung der α -Amino-N-Gehalte nach Kompostanwendung zu beobachten. Nach Frischkompostanwendung wird der α -Amino-N-Gehalt von 427,0 auf 713,5 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ und nach Fertigkompostanwendung auf 599,3 $\mu\text{g } \alpha\text{-Amino-N g}^{-1}$ angehoben. Da nach Frischkompostanwendung auf die Braunerde nicht die höchsten N_t -Gehalte auftreten, ist der Anteil der α -Aminosäurefraktion im Frischkompost relativ hoch.

Die höchsten α -Amino-N-Gehalte treten nach organischer Düngung auf: Bioabfallkompost > Stallmist > Kontrolle > Mineraldüngung.

Nach langjähriger Düngung gleicht sich der absolute α -Amino-N-Gehalt dem des Bodens an.

3.2.5.1.1 Veränderung der N-Fractionen in Abhängigkeit vom Rottegrad

Um den mehrjährigen Einfluß der Kompostapplikation auf die Verteilung der organischen N-Fractionen zu untersuchen, wurde die mit Frisch- und Fertigkompost applizierte Braunerde des vierjährigen Feldversuchs in Negenborn beprobt (Abb. 3-39).

Der α -Amino-N-Gehalt liegt in der Kontrolle ohne Kompostdüngung mit 31 % am höchsten. Nach Frischkompostanwendung sind noch 29 % des Stickstoffs als α -Amino-N gebunden. Die Fertigkompostanwendung zeigt den geringsten Anteil an α -Amino-N mit 22 %. Beim nichthydrolysierbaren N unterscheiden sich die beiden Kompostanwendungen nicht. Der Anteil des nichthydrolysierbaren N beträgt 34 % des Stickstoffs. Auch hier kann mit zunehmendem Rottegrad keine Zunahme im nichthydrolysierbaren Stickstoff festgestellt werden. Unter der Annahme, daß im Laufe der Humifizierung der Stickstoff in der organischen Substanz stabilisiert wird, müßte der unbehandelte Boden über den höchsten Anteil des nichthydrolysierbaren Stickstoffs verfügen. Die Braunerde ohne Kompostapplikation zeigt mit 22 % jedoch die geringsten Anteile in dieser Fraktion. Bei allen drei Varianten liegt als größte Fraktion der HUN vor, die mit 47 % bei der Braunerde ohne Kompost am stärksten vertreten ist. Im Fertigkompost liegen 45 % des Stickstoffs in der HUN-Fraktion vor. Die geringsten Anteile mit 37 % treten nach Frischkompostapplikation auf.

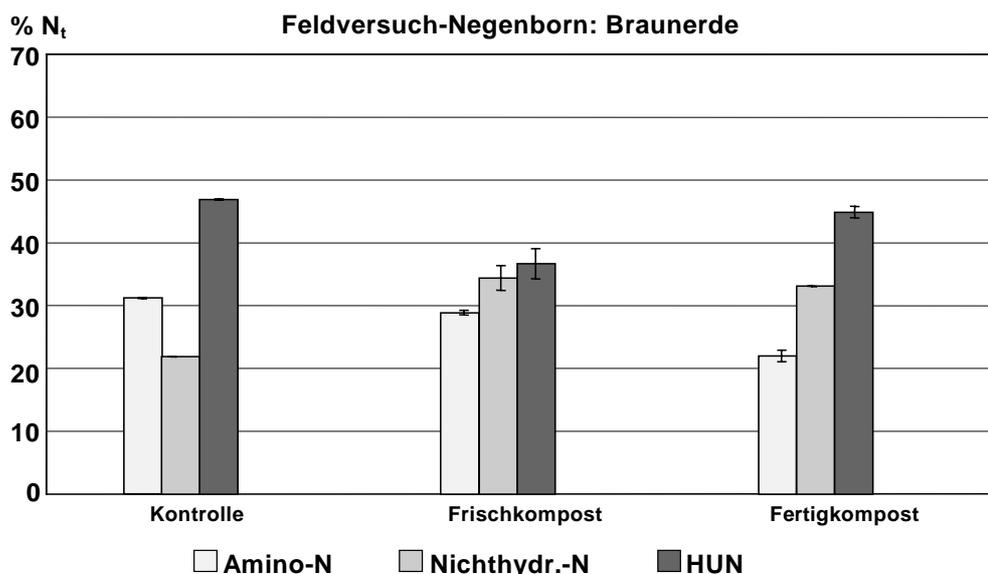


Abb. 3-39: N-Fractionen nach Anwendung von Bioabfallkomposten auf der Braunerde im Feldversuch Negenborn

Da die HUN-Fraktion nicht näher analysiert wurde und sich sowohl aus leichtabbaubaren Fraktionen wie Aminosucker und Ammonium, als auch aus stabileren Fraktionen, deren Bindungsform unbekannt ist, zusammensetzt, ist es schwierig, anhand der Veränderung dieser Fraktion auf die Humifizierungsprozesse zuschließen. Nach Kretschmann & Peschke (1991) gilt die HUN-Fraktion, unter Ausschluß der Aminosucker und der Ammoniumfraktion, als Vorstufe des nichthydrolysierbaren Stickstoffs und ist somit gegenüber der α -Amino-N-Fraktion stabilisiert.

3.2.5.1.2 Veränderung der N-Fractionen in Abhängigkeit von der Düngung

Die Beprobung des 10jährigen Feldversuchs in Neu-Eichenberg ermöglichte die Untersuchung der Wirkung unterschiedlicher Dünger nach mehrjähriger Anwendung auf die Verteilung der N-Fractionen. Wie in Abb. 3-40 zu sehen, sind aufgrund der unterschiedlichen Düngungsmaßnahmen keine wesentlichen Unterschiede in der Verteilung der N-Fractionen zu erkennen.

Der α -Amino-N schwankt bei allen Varianten zwischen 27 und 32 %. Der geringste Anteil tritt bei der Bioabfallkompostanwendung auf, gefolgt von der organischen Düngungsvariante mit Hornmehl (Stallmist + H) mit 29 %. Zwischen der mineralischen, der Stallmist-Düngung und der ungedüngten Kontrolle sind keine Unterschiede in der α -Amino-N-Fraktion mit 32 % des Stickstoffs festzustellen. Der nichthydrolysierbare N schwankt zwischen 21 und 24 % des Stickstoffs und stellt somit die kleinste organische N-Fraktion dar. Der größte Anteil, wie bei dem Feldversuch in Negenborn, wird von der HUN-Fraktion eingenommen, die 44 - 50 % des Stickstoffs ausmacht. Im Gegensatz zur α -Amino-N-Fraktion weist die Bioabfallkompostanwendung den höchsten Anteil des Stickstoffs in der HUN-Fraktion auf, gefolgt von der organischen Düngung mit Hornmehl (Stallmist + H) und der Kontrolle. Die geringsten Anteile treten bei Mineral- und Stallmist-Düngung auf.

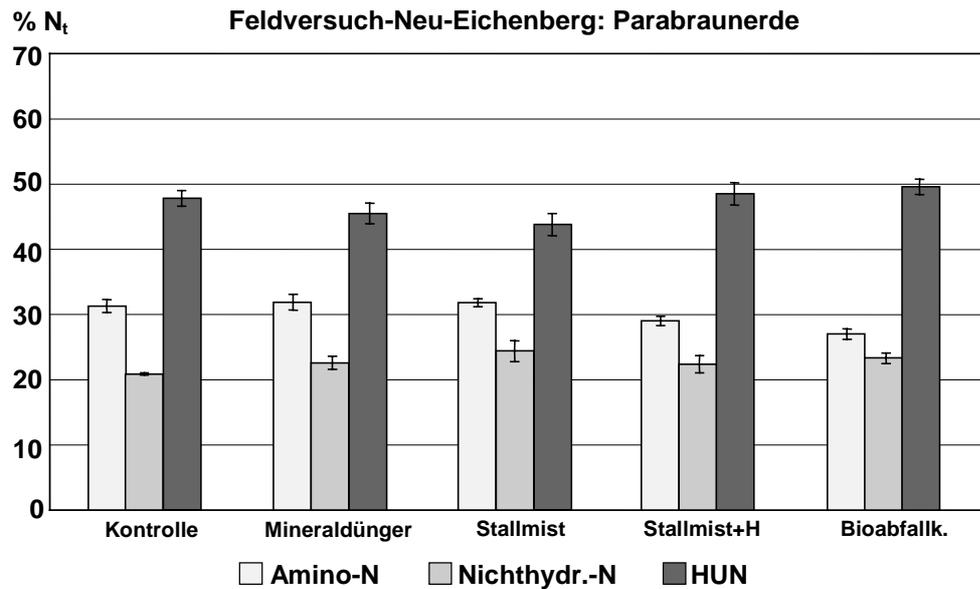


Abb. 3-40: N-Fractionen nach der Anwendung unterschiedlicher Dünger auf der Parabraunerde im Feldversuch Neu-Eichenberg

In Abhängigkeit von der Düngung treten keine eindeutigen Unterschiede in der Verteilung der N-Fractionen auf. Auch Meyre (1997) kam zu dem Ergebnis, daß durch unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen keine signifikanten Veränderungen in der Verteilung der N-Fractionen auftreten. Im Vordergrund ihrer Untersuchungen stand der Vergleich von langjährig biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell bewirtschafteten Böden, wodurch ebenfalls die Unterschiede zwischen organischer und mineralischer Düngung untersucht wurden. Die α -Amino-N-Fraktion schwankte bei allen Anbausystemen zwischen 19 und 32 %, wohingegen deutlich niedrigere Anteile in der Fraktion des nichthydrolysierbaren Stickstoffs von 12 - 18 % gefunden wurden (Meyre, 1997). Meyre (1997) unterteilte die HUN-Fraktion in den Anteil der Aminosucker/Amid-N-Fraktion und in die Fraktion des Hydrolysat-Rest-N. 25 bis 34 % des Stickstoffs lag in Form von Aminosucker/Amid-N und 22 bis 39 % in der Hydrolysat-Rest-N-Fraktion vor. Bei Aufsummierung dieser beiden Fraktionen sind 47 bis 73 % des Stickstoffs in der HUN-Fraktion gebunden, die somit einen weiteren Schwankungsbereich einnahm als die HUN-Fraktion im Feldversuch Neu-Eichenberg mit 44 bis 50 % HUN.

Fazit:

Die Kompostanwendung wirkt sich nicht auf die Höhe und die Verteilung der N-Fractionen in den Böden aus.

Der Rottegrad und die Temperatur hat keinen Einfluß auf die Verteilung der N-Fractionen.

Die unterschiedlichen Düngungen (mineralisch-organisch) wirken sich nur geringfügig auf die Verteilung der N-Fractionen aus.

Bei allen Böden ist der größte Anteil des Stickstoffs in der HUN-Fraktion gebunden.

Alle N-Fractionen (HUN, α -Amino-N, nichthydrolysierbarer N) unterliegen Mineralisierungs- und Immobilisierungsprozessen.

3.2.5.2 Organische C-Fractionen

Tab. 3-37 gibt für beide Feldversuche eine Übersicht der Gehalte an Polysacchariden und Lipiden. Die **Lipidgehalte** liegen bei beiden Standorten in einem engen Bereich von 26 - 36 mg g⁻¹ Corg, wobei die Gehalte des Standortes Negenborn signifikant höher sind als die des Standortes Neu-Eichenberg ($p < 0,01$). Die gemessenen Lipidgehalte decken sich mit Angaben, die von Wachendorf (1996) für landwirtschaftlich genutzte Oberböden gemacht werden.

Bei den **cellulosischen Polysacchariden** weist der Standort Negenborn durchschnittlich die doppelten Gehalte auf wie Neu-Eichenberg. Wie bei den Grundparametern ist dies auf den kürzeren Abstand zur letzten Düngung zurückzuführen. Die Unterschiede zwischen den beiden Standorten sind signifikant ($p < 0,05$). Innerhalb des Standortes Neu-Eichenberg sind die Cellulosegehalte der beiden Stallmistkompostvarianten mit 0,6 bzw. 3,5 mg g⁻¹ Corg auch für landwirtschaftliche Oberböden sehr niedrig. Gehalte anderer Ackerstandorte liegen bei 10 - 20 mg g⁻¹ Corg (Wachendorf, 1996). Ursache der niedrigen Cellulosegehalte kann der starke Celluloseabbau schon während der Stallmistkompostierung sein, wie er von Inbar et al. (1990b) festgestellt wurde.

Tab. 3-37: Gehalte an Lipiden, cellulosischen (CPS)- und nichtcellulosischen (NCPS) Polysacchariden

	Lipide	CPS mg g ⁻¹ Corg	NCPS
<i>Neu-Eichenberg</i>			
Kontrolle	31,1	12,7	94,0
Mineraldüngung	26,7	20,7	82,9
Stallmistkompost	26,1	3,5	115,2
Stallmistkompost + H	26,0	0,6	111,8
Bioabfallkompost	31,2	21,4	84,1
<i>Negenborn</i>			
Kontrolle	36,5	37,3	101,2
Bioabfallfrischkompost	35,5	42,4	94,9
Bioabfallfertigkompost	30,5	44,0	86,7

Im Gegensatz zu den Cellulosegehalten sind bei den **nichtcellulosischen Polysacchariden** zwischen den Standorten keine Unterschiede vorhanden und innerhalb der Düngungsvarianten geringer ausgeprägt. Die geringen Gehalte beider Polysaccharidgruppen deuten auf eine bereits stark fortgeschrittene Humifizierung hin.

Die **Ligninparameter** sind in Tab. 3-38 dargestellt. Der Ligningehalt (Summe VSC) wird an beiden Standorten durch Kompostanwendung erhöht. Die Unterschiede zwischen Kompostvarianten und Kontrollen sind bei beiden Feldversuchen signifikant ($p < 0,05$). Für

Neu-Eichenberg ist die Erhöhung mit Stallmistkompost, für Negenborn mit Fertigkompost stärker ausgeprägt.

Zwischen den beiden Standorten sind die Säure / Aldehydverhältnisse der Vanillineinheit $(ac/al)_v$ als Parameter des Abbaugrades des Lignins bei Neu-Eichenberg signifikant höher ($p < 0,05$), der Abbau ist also weiter vorangeschritten.

Tab. 3-38: Summe der CuO-Oxidationsprodukte VSC, Säure / Aldehyd - Verhältnisse $(ac/al)_{v,s}$ und prozentualer Anteil der Vanillyl-, Syringyl- und Cinnamyleinheit an VSC

	VSC $mg\ g^{-1}$ C_{org}	$(ac/al)_v$	$(ac/al)_s$	V	S % von VSC	C
Neu-Eichenberg						
Kontrolle	24,3	0,24	0,45	39	43	18
Mineraldüngung	23,0	0,23	0,48	37	44	19
Stallmistkompost	31,4	0,23	0,50	38	45	17
Stallmistkompost + N	34,9	0,19	0,46	39	45	17
Bioabfallkompost	28,1	0,23	0,46	41	45	14
Negenborn						
Kontrolle	19,0	0,21	0,55	43	40	17
Bioabfallfrischkompost	25,3	0,18	0,42	50	38	12
Bioabfallfertigkompost	34,8	0,14	0,32	50	42	8

Zwischen den einzelnen Varianten von Neu-Eichenberg existieren keine Unterschiede im Ligninabbaugrad. Der Standort Negenborn zeigt bei den Parametern $(ac/al)_{v,s}$ eine Reihenfolge im Abbaugrad Fertigkompost < Frischkompost < Mineraldüngung.

Die jeweiligen Anteile der Vanillyl-, Syringyl- und Cinnamyleinheit an der Summe der Ligninoxidationsprodukte in Tab. 3-38 zeigen, daß durch Kompostanwendung eine Anreicherung der Vanillyleinheit (Negenborn) und eine Abreicherung der Cinnamyleinheit (Neu-Eichenberg und Negenborn) stattfindet. Die Cinnamyleinheit stammt aus Lignin nichtverholzter Pflanzenorgane (Hedges & Ertel, 1982), wie sie bei Feldfrüchten vorherrschen. Der geringere Anteil der Cinnamyleinheit an der Summe der Ligninoxidationsprodukte ist besonders bei Bioabfallkompostanwendung ausgeprägt und zeigt eine qualitative Änderung der Ligninkomponente durch Kompostanwendung.

Höhere Ligningehalte bei der Anwendung von Bioabfall- oder Stallmistkomposten und eine veränderte Zusammensetzung des Lignins im Boden treten standortunabhängig bei beiden Feldversuchen auf. Der Abbaugrad des Lignins ist bei Neu-Eichenberg stärker vorangeschritten. Sowohl die Ligningehalte und die Ligninanreicherung durch Kompostanwendung als auch die Veränderung der Ligninzusammensetzung stehen in sehr guter Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus dem Modellversuch.

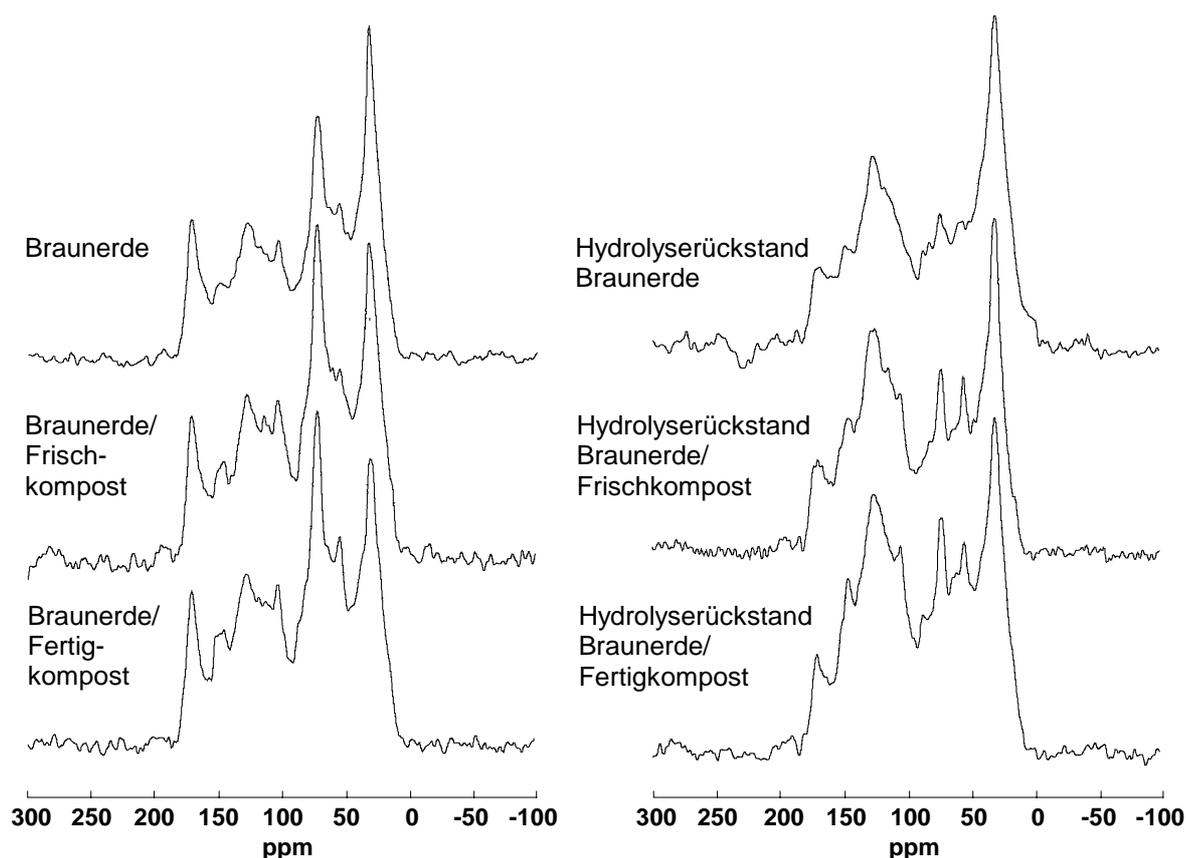


Abb. 3-41: ^{13}C NMR Spektren der Braunerde und ihrer Hydrolyserückstände nach saurer Hydrolyse im Feldversuch Negenborn

3.2.5.3 ^{13}C CPMAS NMR Spektroskopie

Neben den naßchemisch ermittelten Parametern wurden auch für die Feldversuche CPMAS ^{13}C NMR-Spektren angefertigt, um Änderungen in der Zusammensetzung der gesamten organischen Substanz beurteilen zu können. Im Vergleich zu den Untersuchungen im Mikrokosmenversuch wurde die Braunerde nach vierjähriger Kompostanwendung im Feldversuch Negenborn untersucht. Die ^{13}C NMR Spektren sind in Abb. 3-41 dargestellt. Die Braunerde ohne Kompostzugabe zeigt eine ähnliche chemische Zusammensetzung der organischen Substanz wie das sandig-lehmige Substrat im Mikrokosmenversuch.

Tab. 3-39: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren einer Braunerde, 4 Jahre nach Kompostanwendung und nach Hydrolyse mit 6N HCl (Feldversuch Negenborn)

	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
	ppm			
	% der Signalintensität			
Braunerde	9	23	40	28
- Hydrolyserest*	7	28	32	33
Braunerde/Frischkompost	8	23	45	25
- Hydrolyserest*	7	33	36	25
Braunerde/Fertigkompost	9	25	44	22
- Hydrolyserest*	6	32	39	24

* Hydrolyse des Probenmaterials mit 6N HCl

Auch hier ist die zweitgrößte Fraktion der Alkyl C (45 bis -10 ppm) mit 28 % hinter dem O-Alkyl C mit 40 % des Kohlenstoffs. Durch Kompostanwendung kommt es zu einer Veränderung der relativen Intensitäten in den einzelnen chemischen Verschiebungsbereichen. Der O-Alkyl C steigt, bedingt durch die Zufuhr von Kohlenhydraten aus dem Kompost, auf 44 bis 45 % des Kohlenstoffs an.

Der aliphatische C nimmt bei der Variante mit Frischkompost auf 25 % und bei der Variante mit Fertigungskompost auf 22 % der Gesamtintensität ab. Nur bei den Varianten mit Fertigungskompost steigt der Aromaten C-Gehalt von 23 auf 25 % der Gesamtintensität geringfügig an.

Wie auch bei den Untersuchungen im Mikrokosmenversuch nimmt die leichtabbaubare Fraktion der Kohlenhydrate bei der Braunerde und der Braunerde mit Bioabfallkompost nach der Hydrolyse ab. Eine geringe Abnahme ist bei der Carboxyl/Carbonyl/Amid C-Fraktion zu verzeichnen (Tab. 3-39). Bei allen drei Varianten ist eine relative Zunahme der aromatischen C-Verbindungen zu beobachten. Der Alkyl C nimmt bei der Braunerde und im Hydrolyserest der Braunerde mit Fertigungskompost zu. Im Hydrolyserest der Braunerde mit Frischkompost verändert sich der relative Anteil an aliphatischem C im Vergleich zur nichthydrolysierten Probe nicht.

Die Ergebnisse des Feldversuchs Negenborn zeigen, daß durch mehrjährige Kompostanwendung auf dem sandigen Substrat die Zusammensetzung der organischen Substanz nur geringfügig verändert wird.

Die Spektren in Abb. 3-42 stellen die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz der mehrjährig gedüngten Parabraunerde im Feldversuch Neu-Eichenberg dar. Das Substrat ist vergleichbar mit dem schluffig-tonigen Substrat der eingesetzten Parabraunerde im Mikrokosmenversuch. Im Vordergrund steht der Einfluß der mehrjährig unterschiedlichen Düngeanwendung (Mineraldünger, organische Dünger).

Die chemische Zusammensetzung der organischen Substanz verändert sich nicht wesentlich nach mehrjähriger Anwendung von unterschiedlichen Düngern. Hieraus folgert, daß die Anwendung von Mineraldüngern und organischen Düngern keinen größeren Einfluß auf die relative Stoffgruppenverteilung in diesem schluffig-tonigen Substrat hat. In Tab. 3-40 ist die relative Intensitätsverteilung der einzelnen Stoffgruppen aufgeführt.

Tab. 3-40: Relative Intensitäten der ^{13}C NMR Spektren einer Parabraunerde, nach Anwendung von Mineraldünger, Stallmistkomposten, Bioabfallkompost und nach Hydrolyse mit 6N HCl (10-jähriger Feldversuch Neu Eichenberg)

	Carboxyl C 220-160	Aromaten C 160-110	O-Alkyl C 110-45	Alkyl C 45 - -10
	ppm			
	% der Signalintensität			
Parabraunerde				
- ohne Düngung	10	28	43	19
- Mineraldüngung	8	28	45	19
- Stallmistkompost	7	29	46	19
- Stallmistk. + Hornmehl	9	31	43	17
- Bioabfallkompost	10	33	41	16
<u>Hydrolyserückstände</u>				
Parabraunerde				
- ohne Düngung	8	35	38	19
- Bioabfallkompost	9	36	34	21

Aus den Untersuchungen im Mikrokosmenversuch und des Feldversuchs in Neu-Eichenberg geht hervor, daß sich die Anwendung von Bioabfallkompost weder kurzfristig noch mittelfristig auf die strukturelle Zusammensetzung des organischen Pools auswirkt.

Die Parabraunerde des Feldversuchs (Abb. 3-42) zeigt eine vergleichbare strukturelle Zusammensetzung der organischen Substanz wie die im Mikrokosmenversuch eingesetzte. Die Anwendung von Mineraldünger und Stallmistkompost führt zu einer geringfügigen Zunahme im O-Alkyl C und einer Abnahme im Carboxyl/Carbonyl/Amid C. Beim Bioabfallkompost wie auch beim Stallmist mit Hornmehl ist eine schwache Zunahme im Aromaten C (160 bis 110 ppm) und eine Abnahme der aliphatischen C-Verbindungen zu verzeichnen.

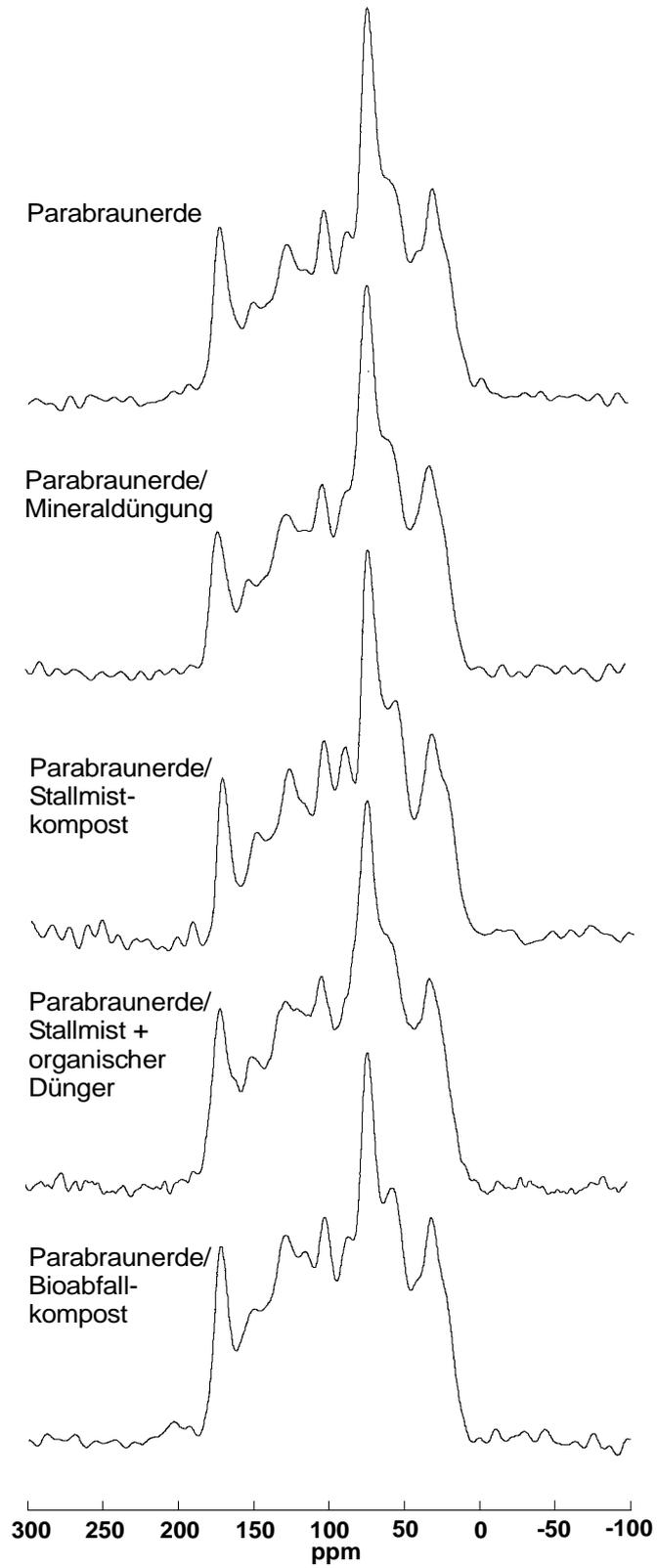


Abb. 3-42: ^{13}C NMR Spektren der Parabraunerde im Feldversuch Neu-Eichenberg nach unterschiedlicher Düngung

In Abb. 3-43 sind die Hydrolyserückstände der Parabraunerde und der Parabraunerde mit Bioabfallkompost des Feldversuchs Neu-Eichenberg dargestellt. Die dazugehörigen Intensitätsverteilungen sind in Tab. 3-40 mitaufgeführt.

Durch die HCl - Hydrolyse kommt es zu einer relativen Zunahme des Aromaten C und einer relativen Abnahme der O-Alkyl C-Verbindungen (Tab. 3-40). In der Variante mit Bioabfallkompost treten nach der Hydrolyse die höchsten Anteile im Aromaten C-Bereich auf. Im Gegensatz dazu weist die Parabraunerde ohne Kompost die höchsten Intensitäten im Bereich des O-Alkyl C auf. Möglicherweise sind in der Parabraunerde die Kohlenhydrate in einer Form gebunden, in der sie für die HCl nicht zugänglich sind.

Für beide Standorte lassen sich zwei Ergebnisse aufzeigen: Mit Kompostanwendung ist der Gehalt an aliphatischen Strukturen (0-45 ppm) niedriger und der Gehalt an aromatischen Strukturen (110-160 ppm) höher.

Der Standort Negenborn hat durchschnittlich höhere Alkyl-C-Gehalte als der Standort Neu-Eichenberg. Beim Standort Negenborn ist mit Kompostanwendung außerdem eine Zunahme an O-Alkyl-C, also vor allem an Polysacchariden, zu beobachten.

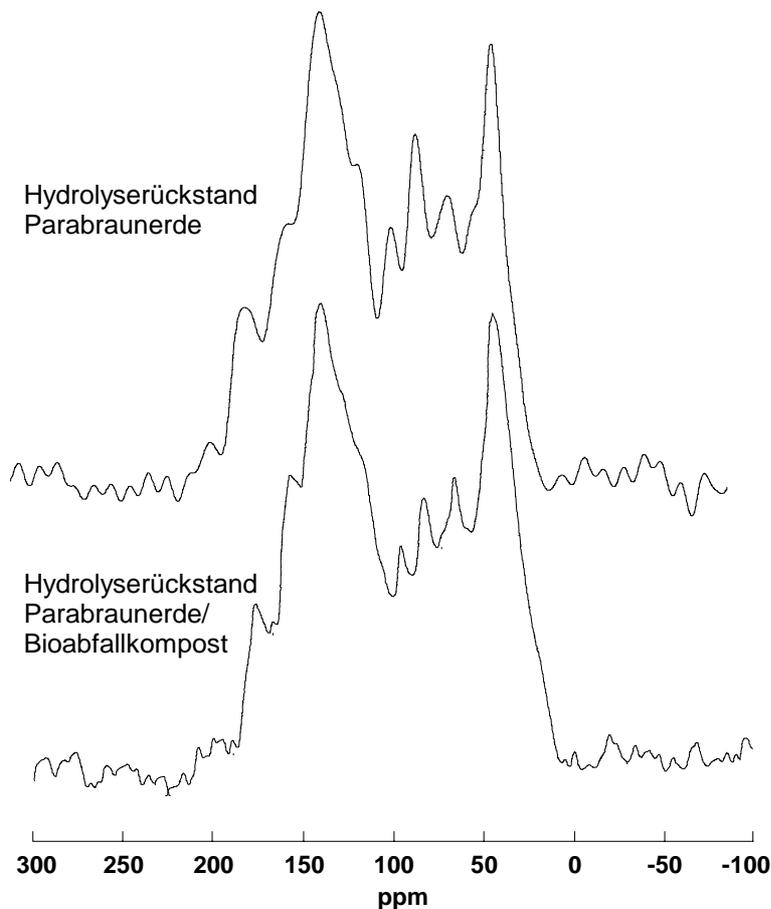


Abb. 3-43: ¹³C NMR Spektren der Hydrolysereste der Parabraunerde und der Parabraunerde mit Bioabfallkompost im Feldversuch Neu-Eichenberg

3.2.5.4 ^{15}N CPMAS NMR Spektroskopie

Im Vergleich zu den Untersuchungen in den Mikrokosmen wurde auch die Zusammensetzung des Stickstoffs im Boden unter Freilandbedingungen analysiert. Die Auswirkungen von Frisch- und Fertigungskomposten auf den organischen N-Pool wurden im Feldversuch Negenborn auf dem sandigen Substrat der Braunerde untersucht. Die Spektren in Abb. 3-44 zeigen, daß sowohl die unbehandelte Braunerde als auch die Frisch- und Fertigungskompostvarianten die gleiche Zusammensetzung des organischen N-Pools aufweisen. Auch hier treten neben dem Amid/Peptid-Signal keine anderen Signale aus dem Grundrauschen hervor. Aufgrund des geringen N-Gehaltes im Hydrolyserest der Braunerde konnte kein ^{15}N NMR Spektrum aufgenommen werden. Die Hydrolysereste der Kompostanwendungen bei der Braunerde zeigen jedoch die gleiche N-Zusammensetzung. Das Amid/Peptid-Signal hat an Intensität verloren, es treten aber keine anderen Signale, die auf heteroaromatische N-Verbindungen hindeuten, hervor.

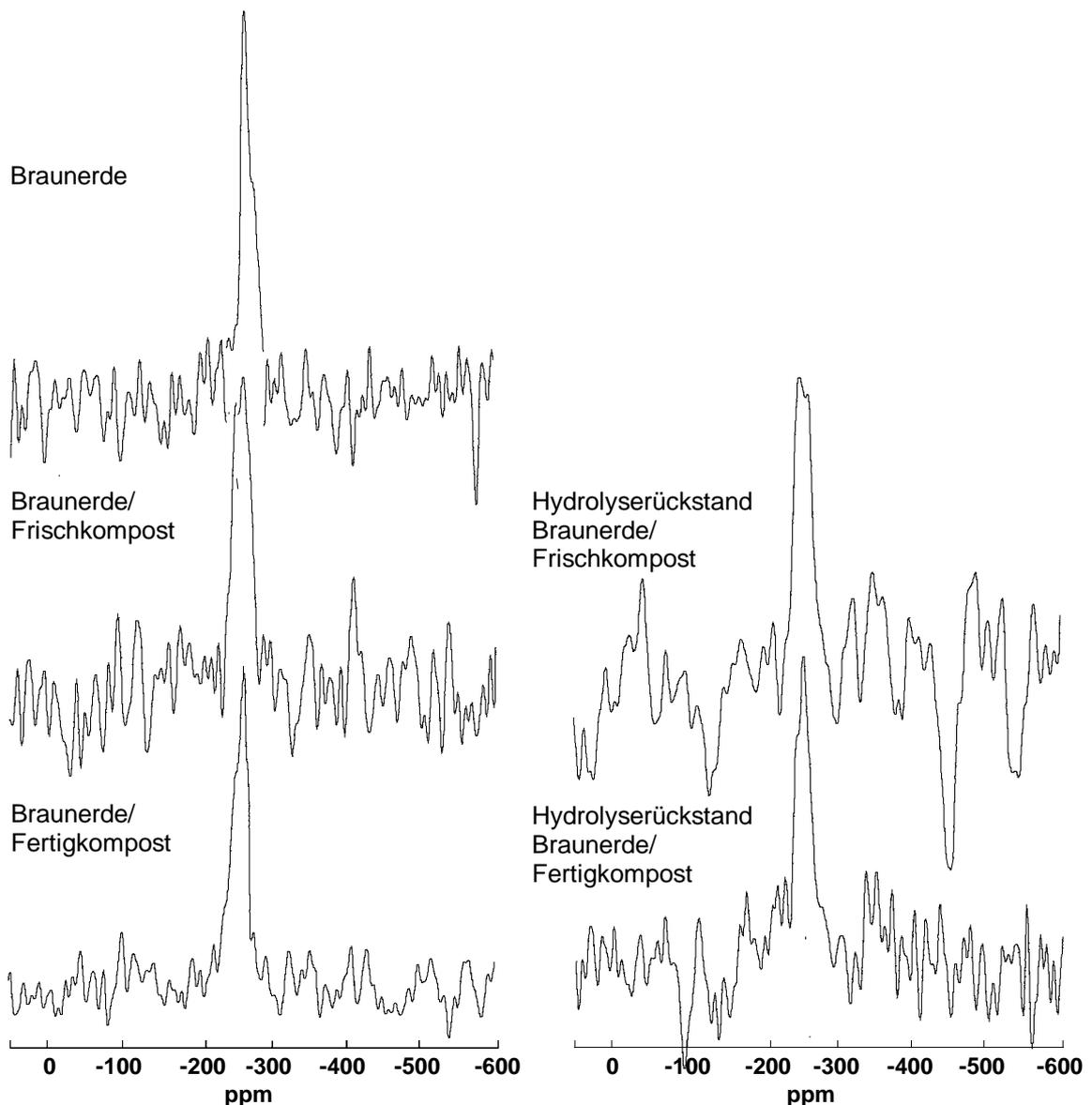


Abb. 3-44: ^{15}N NMR Festkörper Spektren der Braunerde, der Braunerde mit Frisch- und Fertigungskompostanwendung und ihrer Hydrolyserückstände im vierjährigen Feldversuch Negenborn

In dem 10-jährigen Feldversuch auf der Parabraunerde in Neu-Eichenberg zeigt sich wie bei allen anderen Substraten die gleiche strukturelle Zusammensetzung des organischen Stickstoffs (Abb. 3-45). Weder in der unbehandelten noch in der Parabraunerde mit Bioabfallkompost konnten N-haltige heterozyklische Verbindungen nachgewiesen werden. Dominierend ist auch hier das Amid/Peptid-Signal. Eine ^{15}N NMR spektroskopische Untersuchung der zugehörigen Hydrolyserückstände wurde nicht durchgeführt.

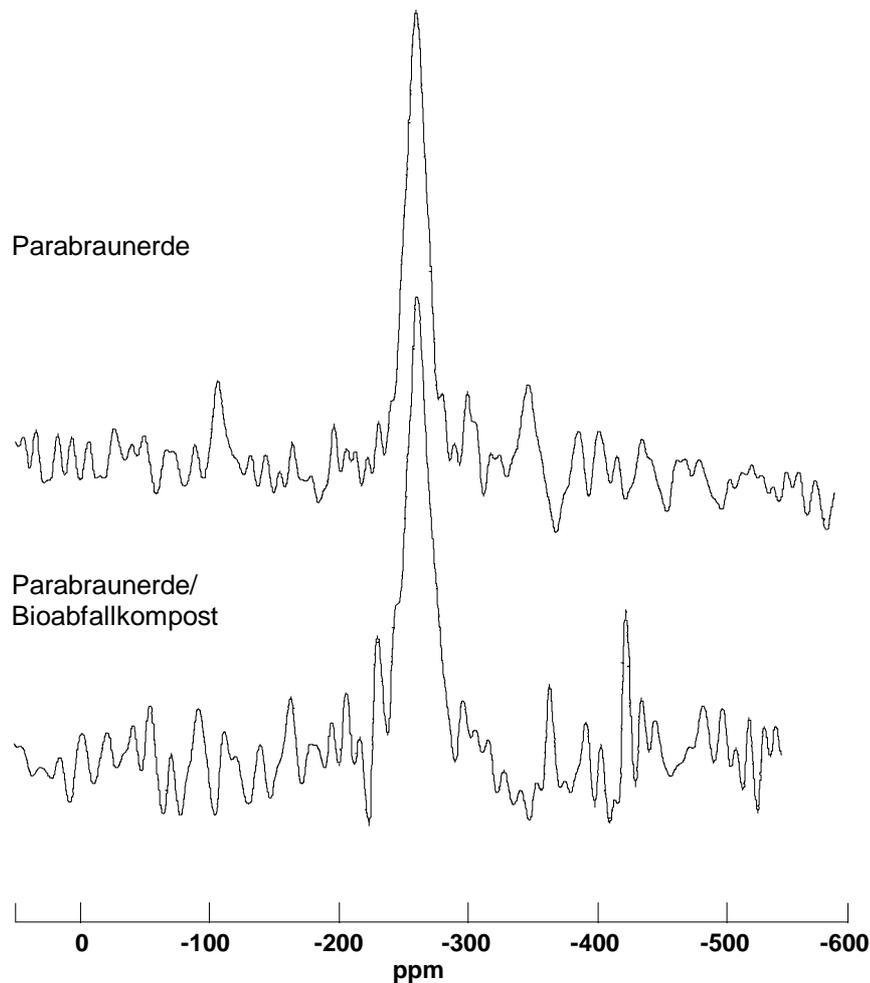


Abb. 3-45: ^{15}N NMR Festkörper Spektren der Parabraunerde und der Parabraunerde mit Bioabfallkompostanwendung im 10-jährigen Feldversuch Neu-Eichenberg

4 Schlußfolgerungen

4.1 Kompostanwendung und bodenchemische Grundparameter

Die Ergebnisse zu den bodenchemischen Grundparametern Corg-Gehalt, Stickstoffgehalt, pH-Wert und Kationenaustauschakapazität (KAK) entsprechen den Befunden, wie sie bisher in der Literatur beschrieben wurden. Sowohl im Modellversuch als auch in den Feldversuchen bewirkte die Kompostanwendung höhere C- und N- Gehalte. Auch die pH-Werte und die KAK wurden sowohl kurz- als auch langfristig erhöht.

4.2 Kompostanwendung und Stickstoffmineralisierung

Die Anwendung von Bioabfallkompost führt zu einer Erhöhung des Kohlenstoff- und Stickstoffpools. Mit der Erhöhung des N-Pools geht auch eine Steigerung der N-Freisetzung einher. **Die jährliche N-Mineralisierung beträgt 5,5 - 7 % nach Kompostanwendung.** Insgesamt ist die N-Wirkung der beiden Bioabfallkomposte als gering einzustufen. Im Mikrokosmenversuch wurden 65t FS ha⁻¹ Fertigkompost und 70 t FS ha⁻¹ Frischkompost in den Boden eingearbeitet. Dies sind Aufwandmengen, welche die in der ordnungsgemäßen Landwirtschaft eingesetzten Mengen von 10 t TS ha⁻¹ deutlich überschreiten. **Daraus folgert, daß die Düngewirkung des Stickstoffs von Bioabfallkomposten gering ist und die Gefahr der Nitratauswaschung nach der Anwendung von Bioabfallkompost auf landwirtschaftlich genutzte Flächen bei praxisüblichen Aufwandmengen als gering einzuschätzen ist.** Die im Teilvorhaben 7 des Verbundvorhabens ermittelten Ergebnisse weisen in dieselbe Richtung. Dort wurden erhöhte Nitratgehalte und damit verbundene Nitratauswaschungsgefahren nur bei den Versuchen mit praxisunüblich hohen Aufwandmengen gefunden.

Die Ergebnisse des Mikrokosmenversuchs deuten darauf hin, daß der Bioabfallkompost eine langsam nachliefernde N-Quelle darstellt. Über den gesamten Versuchszeitraum konnte eine N-Mineralisierung festgestellt werden, die im Vergleich zu den Böden ohne Kompost, sogar bei dem reinen Sand des Kippbodens noch nach 18 Monaten Inkubation erhöht war.

Der Rottegrad des Bioabfallkompostes wirkt sich nicht auf die Höhe der N-Nachlieferung, sondern auf den Mineralisierungsverlauf aus. Bei Fertigkompost wird sofort nach der Anwendung eine erhebliche Menge Stickstoff freigesetzt, die im weiteren Verlauf stark abnimmt. Im Gegensatz dazu weist der Frischkompost eine langsame N-Mineralisierung auf. Der Frischkompost verfügt noch über einen hohen Anteil an leicht verfügbaren C-Quellen, der von den Mikroorganismen erst aufgezehrt wird. Der dabei freigesetzte Stickstoff wird zum Erhalt der mikrobiellen Biomasse benötigt. Nach Frischkompostanwendung kommt es eher zu einer N-Immobilisierung als zu einer N-Mineralisierung. Im Mikrokosmenversuch zeigte der Frischkompost erst 6 Monate nach

Anwendung eine erhöhte N-Mineralisierung. Im Laufe der Inkubation nimmt die mikrobielle Biomasse ab, wodurch es zur N-Freisetzung kommt.

Da nur ein geringer Anteil des durch den Bioabfallkompost eingebrachten Stickstoffs im ersten Jahr der Anwendung freigesetzt wird, ist zu vermuten, daß die N-Mineralisierung über einen längeren Zeitraum anhält. Besonders bei der Anwendung auf den Kippboden wird deutlich daß der Bioabfallkompost über eine längerfristige N-Wirkung verfügt. Die N-Freisetzung beruht auf dem im Bioabfallkompost gebundenen Stickstoff, da der Kippboden über keinen bodenbürtigen N-Pool verfügt.

Aufgrund der unterschiedlichen Mineralisierungsverläufe und der langanhaltenden N-Freisetzung ist es schwierig, sowohl nach Anwendung von Frisch- als auch von Fertigungskompost die N-Nachlieferung aus Bioabfallkomposten genau zu kalkulieren.

Bei der Anwendung von Bioabfallkomposten zur Rekultivierung von Braunkohletagebauflächen sollte die Bodenart berücksichtigt werden. Das quartäre sandige Kippboden-substrat des Mikrokosmenversuchs zeigte die höchste N-Mineralisierung und birgt eine potentielle Nitratauswaschungsgefahr bei hohen Aufwandmengen. Hohe Aufwandmengen sind in der Rekultivierung im Vergleich zur landwirtschaftlichen Anwendung durchaus üblich. **Als Alternative sind mehrere Ausbringungen mit jeweils geringeren Einzelgaben zu empfehlen.** Auf den tertiären Kipphefen der Niederlausitz, die über hohe Lagerungsdichten verfügen und im kontinentalen Klimaeinfluß liegen, könnte die Anwendung von Bioabfallkompost zur Verbesserung der Bodenstruktur durchaus sinnvoll sein. Bei der Anwendung von Bioabfallkompost auf quartäre Kippsande sollte die erhöhte N-Freisetzung auf jeden Fall berücksichtigt werden.

Aus den Ergebnissen folgert, daß sowohl der Rottegrad der Komposte als auch die Bodenart bedeutende Faktoren für die Stickstoffmineralisierung sind.

4.3 Kompostanwendung und Kohlenstoffumsatz

Die Mineralisierung der organischen Substanz im Modellversuch erfolgt nach einer Kinetik erster Ordnung. Aufgrund der hohen Mineralisierungsraten beim Kippboden, dessen organische Substanz sich ausschließlich durch die Kompostzugabe ergibt, ist davon auszugehen, daß der kompostbürtige Kohlenstoff den Hauptanteil des mineralisierten Pools auch in den anderen Böden ausmacht. Die Abbaudynamik des Kompostkohlenstoffs im Boden unterscheidet sich also grundsätzlich nicht vom Abbau anderer Kohlenstoffquellen. Die Mineralisierungsraten sind bei Kompostanwendung durchgehend höher als bei den Kontrollen. **Die Auswirkungen einer Kompostanwendung sind demzufolge nicht nur auf die Erhöhung der absoluten Gehalte an organischer Substanz, sondern auch auf den langanhaltend höheren Umsatz der zugegebenen organischen Substanz zurückzuführen.**

Der innerhalb eines Jahres mineralisierte Anteil ist aber auch bei Kompostanwendung mit max. 20 % vergleichsweise gering. Ursache für den vergleichsweise geringen Abbau ist der Kompostierungsprozeß, in dem bereits große Anteile der leicht verfügbaren Kohlenstoffquellen von den Mikroorganismen genutzt und mineralisiert wurden. Das damit einsetzende mikrobielle Wachstum führt im Verlauf der Rotte zu hohen Gehalten an mikrobieller Biomasse in den Komposten. Im Modellversuch stirbt diese kompostbürtige Biomasse nach der Einarbeitung in den Boden schnell ab und dient als hauptsächliche C-Quelle für die verbleibenden, bodenbürtigen Mikroorganismen. **Der Gehalt an mikrobieller Biomasse ist daher ein bedeutender Indikator für die Umsetzbarkeit der organischen Substanz im Boden nach Kompostanwendung. Im Gegensatz zur mikrobiellen Biomasse gibt es keine statistischen Zusammenhänge zwischen der Kohlenstoff-mineralisierung und allen anderen organischen Stoffgruppen.**

Im Vergleich zu Daten aus anderen Untersuchungen sind die im Modellversuch zu Versuchsbeginn gemessenen metabolischen Quotienten mit Kompost sehr hoch. Diese hohen metabolischen Quotienten sind auf einen hohen Stoffumsatz zurückzuführen, der sich aus dem großen Substratangebot ergibt. Wie die C-Mineralisierung nehmen auch die metabolischen Quotienten schnell ab. Aus den Ergebnissen der C-Mineralisierung und des metabolischen Quotienten ist zu folgern, daß Bioabfallkompost die Stoffwechselaktivitäten im Boden deutlich erhöht. Aufgrund der insgesamt geringen C-Mineralisierung ist aber mittelfristig der stabilisierende Effekt der Kompostanwendung auf den Humushaushalt bedeutsamer als die Erhöhung der Stoffumsätze.

Aus den Ergebnissen ist auch zu folgern, daß für Standorte, bei denen niedrige pH-Werte und eine Anreicherung schwer abbaubarer organischer Stoffgruppen auftreten, statt einer einmaligen hohen Kompostgabe eine niedrigere Dosierung bei höherer Ausbringungsfrequenz zu empfehlen ist. Diese Empfehlung entspricht auch den Forderungen bei der Kompostanwendung für Rekultivierungsflächen hinsichtlich der Stickstoffdynamik.

Von Gregorich et al. (1994) wurden die drei Parameter Kohlenstoffmineralisierung, mikrobielle Biomasse und metabolischer Quotient zur vergleichenden Beurteilung der Qualität der organischen Substanz vorgeschlagen. Für den Modellversuch zeigt sich, daß ein solches Bewertungsschema aufgrund der schnellen Veränderung dieser Größen im Zeitverlauf nach einer Bewirtschaftungsmaßnahme, wie z.B. der Kompostdüngung, für die Parameter mikrobielle Biomasse und metabolischer Quotient problematisch ist. Insbesondere der Gehalt an mikrobieller Biomasse hängt zwar zu Versuchsbeginn, jedoch im Versuchsverlauf nicht mehr eindeutig mit dem Stoffumsatz zusammen und ist dann für die tatsächlich stattfindenden Umsetzungsprozesse im Kohlenstoffhaushalt des Bodens von untergeordneter Bedeutung. Zur einer gleichlautenden Interpretation ihrer Daten kommen auch Hadas et al. (1996). **Die kurzfristige CO₂-Freisetzung bietet dagegen einen**

erfolgreichen Ansatz zur Abschätzung der Mineralisierbarkeit der organischen Substanz.

Organische Stoffgruppen bei der Kompostanwendung und Stabilisierung der organischen Substanz

Die Charakterisierung der organischen Substanz mit der ^{13}C NMR Spektroskopie zeigt, daß die strukturelle Zusammensetzung der organischen Substanz der Bioabfallkomposte der Böden entspricht. Auch zur Zusammensetzung anderer pflanzlicher Ausgangsmaterialien der Humifizierung bestehen keine ausgeprägten Unterschiede. **Prägend für den Stoffumsatz sind vor allem die Gehalte an mikrobieller Biomasse im Kompost.** Bei der Anwendung von Frischkompost werden zudem pflanzliche Lipide umgesetzt. Bei Fertigungskompost hat der Celluloseabbau in Kombination mit einem geringen Ligninabbau eine größere Bedeutung. Zurückzuführen ist dieser Unterschied auf den weiter fortgeschrittenen Stoffabbau im Fertigungskompost, wo leichter mineralisierbare Verbindungen bereits während der Rotte abgebaut wurden. **Charakteristisch für die Kompostanwendung sind höhere Ligningehalte und höhere Gehalte an aromatischen Verbindungen in den landwirtschaftlich genutzten Böden.**

Neben den Stoffgruppen wurden auch Untersuchungen zur Extrahierbarkeit der organischen Substanz mit zwei unterschiedlichen Lösungsmitteln (Wasser und Kaliumsulfat) durchgeführt. Die Extrahierbarkeit organischer Verbindungen ist bei Kompostanwendung höher als bei den Kontrollen. Maximale Werte wurden beim Kippboden erreicht. Durch Kompostanwendung ist bei hohen Aufwandmengen demzufolge ein erhöhtes Auswaschungsrisiko gelöster Kohlenstoffverbindungen gegeben. **Zwischen den Kohlenstoffumsätzen und dem extrahierbaren Kohlenstoff bestehen allerdings keine signifikanten Zusammenhänge. Als Leitparameter für die Abschätzung der Kohlenstoffumsätze nach Kompostanwendung eignet sich eine Kombination aus den Gehalten an mikrobieller Biomasse verknüpft mit Mineralisierungsversuchen über einen Zeitraum von 2 Monaten.**

Für die **Stabilisierung der organischen Substanz im Boden nach Kompostanwendung** sind mehrere Faktoren ausschlaggebend. Die Initialphase des Stoffabbaus hat bereits während der Kompostierung stattgefunden und der dem Boden zugeführte Kompost ist ärmer an schnell abbaubaren Verbindungen wie z.B. Zuckern oder pflanzlichen Proteinen als das pflanzliche Ausgangsmaterial. Von Bedeutung ist auch die im Versuch beobachtete relative Anreicherung schwer abbaubarer Stoffgruppen, wie z.B. aliphatischer Verbindungen und z.T. auch aromatischer Verbindungen wie Lignin. Desweiteren trägt der hohe Gehalt an mikrobiellen Stoffwechselprodukten zu einer Stabilisierung bei. Im Gegensatz zu vielen pflanzlichen Makromolekülen werden mikrobiell synthetisierte Verbindungen im Boden schnell durch organomineralische Komplexbildung stabilisiert. Modifizierend auf die Stabilisierung wirkt sich vor allem die Bodenart aus. Eine geringere Mineralisierung sowohl

der wesentlichen Kohlenstoffkomponenten als auch eine geringere N-Mineralisierung wurden bei dem Bodenmaterial mit dem höchsten Tongehalt beobachtet.

4.4 Kompostanwendung und der organische N-Pool in Böden

Der organische N-Pool in Böden ist die Quelle des freigesetzten mineralischen Stickstoffs und daher für die Abschätzung der N-Mineralisierung von hoher Bedeutung. Der Stickstoff im Bioabfallkompost ist vorwiegend in organischen N-Verbindungen gebunden, der Anteil an mineralischen Stickstoff ist gering (< 1 %). Die Ergebnisse der HCl-Hydrolyse zeigen, daß der überwiegende Teil des Stickstoffs (> 50 %) in nichtidentifizierbaren Bindungsformen vorliegt. Bis zu 75 % des Stickstoffs im Bioabfallkompost konnten durch die Hydrolyse nicht erfaßt werden. Diese N-Formen sind somit gegenüber dem Säureangriff resistent. **Es ist anzunehmen, daß diese N-Formen auch gegenüber dem mikrobiellen Abbau geschützt sind und refraktär im Boden vorliegen.** Nach der Anwendung der Bioabfallkomposte auf die Böden sind bis zu 45 % des Stickstoffs in der refraktären organischen Substanz gebunden.

Die Annahme, daß der refraktäre organische Stickstoff in heterozyklischen N-Verbindungen vorliegt, kann durch die ¹⁵N NMR Spektroskopie nicht bestätigt werden. Der organische N liegt sowohl in den Bioabfallkomposten als auch in den Böden und nach Anwendung unterschiedlicher Dünger zu mehr als 80 % in Amidbindungen vor. Auch nach der Hydrolyse ist der überwiegende Teil des organischen N als Amid-N gebunden. Unterstützt werden die Ergebnisse durch die chromatographische Auftrennung nach Thermochemolyse mit TMAH. Substanzen, die auf heterozyklische N-Verbindungen zurückzuführen sind, wurden auch dort nicht nachgewiesen.

Aus den Ergebnissen ist zu folgern, daß der organische N in den Böden und in den Bioabfallkomposten vorwiegend in Amid-Bindungen vorliegt. Das bedeutet, daß alle organischen N-Verbindungen auf proteinische Substanzen zurückzuführen sind.

Die Stickstoffstabilisierung im Boden ist also auf die Stabilisierung des Amid-N zurückzuführen. Ebenso wie die Stabilisierung der anderen untersuchten organischen Stoffgruppen können verschiedene Reaktionsmechanismen zugrunde gelegt werden. Der Amid-N des Bodens kann durch die Bindung an Tonminerale, den Einbau in Mikroporen und die Einkapselung in Zellwandmaterialien stabilisiert werden. Für die Stabilisierung des Stickstoffs in tonigen Böden spricht, daß diese im Versuch im Gegensatz zu den sandigen Substraten die niedrigste N-Mineralisierung aufweisen. Es kommt aber auch schon im sandigen Kippbodensubstrat zu einer Stabilisierung des Stickstoffs aus dem Bioabfallkompost, da nach 18 Monaten Inkubation noch eine N-Freisetzung stattfindet. Dies deutet auf einen Einbau des Stickstoffs aus dem Bioabfallkompost in den refraktären organischen Stickstoff-Pool hin.

4.5 Kompostanwendung und mikrobiologische Kenngrößen

Neben den Mineralisierungskennzahlen spielen zur Beurteilung der Auswirkung bei der Kompostanwendung auch Enzymaktivitäten eine Rolle. Die Humifizierung kann ohne begleitende mikrobiologische Untersuchungen nicht vollständig beschrieben werden. Im Modellversuch wurde die DMSO-Reduktase als Parameter zur Erfassung der potentiellen mikrobiellen Aktivität untersucht.

Nach Kompostapplikation auf Böden kommt es zu einer Steigerung der mikrobiellen Aktivität. Der höhere Anteil an leichtverfügbaren C-Fractionen führt bei der Anwendung von Frischkompost zu einer höheren Aktivität als nach der Anwendung von Fertigkompost. Die potentielle Aktivität weist im Untersuchungszeitraum des Modellversuchs keinen zeitlichen Trend auf. Im Gegensatz zur Mineralisierung ist die DMSO-Reduktase bei der Parabraunerde am höchsten und beim Kippboden am niedrigsten. Höhere mikrobielle Aktivitäten nach Kompostanwendung, gemessen mit der Fluoreszeindiacetat-Hydrolyserate, wurden auch von Stöppler-Zimmer & Petersen (1996) im Teilvorhaben 7 im Feldversuch Neu-Eichenberg festgestellt. Zwei Jahre nach der letzten Düngung weist derselbe Feldversuch allerdings mit Bioabfallkompost die niedrigsten mikrobiellen Aktivitäten hinsichtlich der DMSO-Reduktase auf. Zurückzuführen ist dieses Verhalten auf die unterschiedliche Zusammensetzung der mikrobiellen Biozönose, wie anhand der Zusammenhänge zu anderen Kenngrößen wie Biomasse-C und Basalatmung zu folgern ist.

Für den Feldversuch Neu-Eichenberg wurde zudem die Arylsulfatase-Aktivität untersucht. Hier zeigen sich mit Anwendung von Bioabfall- oder Stallmistkompost höhere Aktivitäten als bei den Kontrollen. Da die Arylsulfatasen Enzym-Humus-Komplexe bilden können, sind sie vor mikrobiellem Abbau und Denaturierung besser geschützt.

5 Zusammenfassung

In einem achtzehnmonatigen Modellversuch wurden drei Böden (Ap-Horizont Parabraunerde Ut4; Ah-Horizont Braunerde Wiese Sl2, oj-ss-Kippbodensubstrat) bei 5 °C und 14 °C mit zwei Bioabfallkomposten unterschiedlichen Rottegrades bei Ausbringungsmengen von 70 t ha⁻¹ Frischkompost bzw. 65 t ha⁻¹ Fertigkompost inkubiert. Ergänzend dazu wurden zwei mehrjährige Feldversuche mit Kompostanwendung untersucht. Schwerpunkte der Untersuchungen waren

- ◆ die Erfassung der Stickstoffdynamik,
- ◆ die Charakterisierung des N-Pools,
- ◆ die humuschemische Charakterisierung des C-Pools, und
- ◆ die Beschreibung mikrobiologischer Parameter

nach Kompostanwendung.

Die Charakterisierung der organischen Substanz erfolgte durch Kombination mehrerer naßchemischer Verfahren zur Stoffgruppenanalyse, der sauren Hydrolyse zur N-Fraktionierung sowie der CPMAS-NMR-Technik (¹³C und ¹⁵N).

Die Ergebnisse des Inkubationsversuchs zeigen, daß durch die Anwendung sowohl von Frisch- als auch von Fertigkompost der C- und N-Pool erhöht wird. Damit verbunden ist auch eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse und der mikrobiellen Aktivität. Folglich kommt es zu einer Steigerung der C- und N-Mineralisierung im Boden. Die Mineralisierungsprozesse werden durch den Rottegrad der Komposte, die Versuchstemperatur und die Bodenart beeinflusst. Beim Fertigkompost wird direkt nach der Applikation mineralischer N freigesetzt. Beim Frischkompost setzt eine verstärkte N-Freisetzung erst nach 6 Monaten ein. Die N-Mineralisierungsraten schwanken in Abhängigkeit vom Rottegrad und der Zeit. Im Vergleich der beiden Temperaturen ergaben sich höhere C- und N-Freisetzungen bei 14 °C als bei 5 °C. Anhand des Ammoniumumsatzes des Kippbodens nach zwei Monaten Inkubation bei 5 °C zeigte sich, daß der Ammonium-N des Bioabfallkompostes nur geringfügig nitrifiziert wurde. Insgesamt wurden sowohl nach Frisch- als auch nach Fertigkompostanwendung bei allen Böden 5 bis 7 % des Stickstoffs pro Jahr mineralisiert. Die höchste Mineralisierung wurde auf dem reinen Sand des Kippbodens festgestellt. Auch bei der Braunerde lag sie über der N-Freisetzung der Parabraunerde. Dies ist auf die Sorption des Ammoniums an die Tonminerale zurückzuführen. Bei allen drei Böden hielt die N-Mineralisierung auch 18 Monate nach Kompostanwendung an. Dies ist ein Indiz dafür, daß es sich beim Bioabfallkompost um eine langsam nachliefernde N-Quelle handelt.

Die C-Mineralisierung zeigte ebenfalls die höchsten Werte von bis zu 20 % bei den beiden sandigen Bodensubstraten. Die Varianten mit Frischkompost mineralisierten durchschnittlich stärker als mit Fertigkompost.

Die Charakterisierung des N-Pools zeigte, daß nach der HCl-Hydrolyse mehr als 50 % des Stickstoffs in nichtidentifizierbaren N-Formen vorliegt. Sowohl bei den Böden im Inkubationsversuch wie auch in den beiden Feldversuchen sind nur 16-32 % des Stickstoffs in der α -Aminosäure-Fraktion gebunden. Zur Abschätzung der N-Freisetzung eignet sich der Parameter des α -Amino-N nicht, da er während des Inkubationsversuchs keine zeitlich gerichtete Zu- oder Abnahme zeigte. Die beiden anderen N-Fraktionen, der hydrolysierbare unbekannte Stickstoff (HUN) und der nichthydrolysierbare Stickstoff, die mit der HCl-Hydrolyse erfaßt wurden, unterlagen ebenfalls Schwankungen im zeitlichen Verlauf. Dies deutet darauf hin, daß die mit der HCl-Hydrolyse nachgewiesenen N-Fraktionen mikrobiell abbaubar sind.

Durch die ^{15}N NMR spektroskopischen Untersuchungen der Bioabfallkomposte und der Böden konnte gezeigt werden, daß der Stickstoff zu mehr als 80 % in Amid/Peptid Bindungen vorliegt. Heterozyklische N-Verbindungen konnten weder in den Komposten noch in den Böden des Modellversuchs und der beiden Feldversuche nachgewiesen werden. Die Untersuchung der nichthydrolysierbaren N-Fraktion, die dem refraktären organischen Stickstoff zugeordnet wird, ergab ebenfalls ein breites Signal im chemischen Verschiebungsbereich für Amid/Peptid N. Auch hier treten keine heterozyklischen N-Verbindungen, die in Form von Pyrrolen, Pyridinen und Indolen als Stabilisierungsform des Stickstoffs nachgewiesen werden, aus dem Spektrum hervor.

Die Ergebnisse der Charakterisierung des organischen N-Pools zeigen, daß der Stickstoff sowohl in den Böden als auch nach Kompostanwendung in Amid/Peptid-Bindungen stabilisiert wird. Die Stabilisierung des Amid/Peptid N in Böden ist auf die Adsorption an die mineralische Phase und/oder auf den Einbau in refraktäre Komponenten der mikrobiellen Zellwände zurückzuführen.

Bei der Charakterisierung des C-Pools zeigte sich, daß die Kompostanwendung vor allem eine Erhöhung des Gehaltes an mikrobieller Biomasse und eine Anreicherung aromatischer, ligninbürtiger Verbindungen in der organischen Substanz des Bodens bewirkt. Bei beiden Parametern ist der Rottegrad der Komposte gut unterscheidbar. Die mikrobielle Biomasse ist im weiteren Abbauverlauf das hauptsächliche Substrat für den Metabolismus und damit ein möglicher Parameter zur Bestimmung der Abbaubarkeit der organischen Substanz im Boden nach Kompostanwendung. In ihrer Bedeutung untergeordnet werden neben der mikrobiellen Biomasse vor allem pflanzliche Lipide und Cellulose abgebaut. Eine Anreicherung bestimmter organischer Stoffgruppen konnte unabhängig von der Kompostanwendung außer bei den aromatischen Bestandteilen auch für aliphatische Verbindungen und für mikrobielle Stoffwechselprodukte gezeigt werden.

Die beschriebenen Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Zusammensetzung der organischen Substanz zeigen sich auch in den Feldversuchen. Neben der Anreicherung der aufgeführten Stoffgruppen bewirkt die Anwendung der Komposte auch einen priming effect,

der sich durch einen Abbau pedogen angereicherter Lipide bei der Braunerde bzw. von Alkyl-C im Feldversuch Negenborn auszeichnet. Mit diesem Abbau geht eine Verbesserung der Humusqualität einher.

Zusätzlich wurde in einem der Feldversuche auch die Wirkung von Stallmistkomposten untersucht. Bei Stallmistkompostanwendung sind die Cellulosegehalte sehr gering. Die Auswirkung der Kompostanwendung auf Gehalte organischer Stoffgruppen hängt demzufolge ebenfalls von der Art des Kompostes ab. Aus den Ergebnissen der Feldversuche kann auch abgeleitet werden, daß sich die Kompostanwendung mittelfristig zwar modifizierend auf die Zusammensetzung der organischen Substanz auswirkt, der Standort demgegenüber aber einen stärkeren Einfluß ausübt.

Gesteuert wird der Stoffabbau vor allem durch die Zusammensetzung der organischen Substanz. Im Vergleich zur organischen Substanz der Kontrollvarianten ohne Kompost sind die Stoffumsätze mit Kompost um ein Vielfaches höher. Im Verlauf des Stoffabbaus wird der Anteil verfügbaren Substrates geringer; gleichzeitig steigt die Effizienz der Substratnutzung durch die Mikroorganismen. Aus der Temperaturabhängigkeit der mikrobiellen Umsätze werden unterschiedliche Anpassungsphasen der mikrobiellen Biozönose im Versuchsverlauf ersichtlich.

Die stofflichen Umsätze bleiben über den Versuchszeitraum hinaus bei den Böden mit Kompostanwendung höher. Bioabfallkompost eignet sich also zur nachhaltigen Erhöhung des Gehaltes an organischer Substanz und der spezifischen Stoffwechselaktivität im Boden und ist daher auch zur Aktivierung steriler Kippböden in der Rekultivierung einsetzbar.

Als Parameter zur Kennzeichnung der aktiven, kurzfristig umsetzbaren organischen Substanz hat sich der extrahierbare Kohlenstoff aufgrund seiner chemischen Heterogenität im Abbauverlauf als unbrauchbar erwiesen. Dagegen sind Kurzzeitinkubationsversuche zur Kohlenstoffmineralisierung in Übereinstimmung mit Literaturergebnissen auch für die Kompostanwendung eine brauchbare Methode, um den Gehalt an leicht verfügbarer organischer Substanz abzuschätzen.

Die Ergebnisse der eingesetzten Untersuchungsmethoden, insbesondere der Vergleich von naßchemisch- und kernresonanzspektroskopisch ermittelten Daten, weisen gute Übereinstimmungen auf, auch wenn diese Übereinstimmungen lediglich qualitativer Natur sind. Insgesamt zeigen die CPMAS ^{13}C NMR Spektren und die CPMAS ^{15}N NMR-Spektren im Modellversuch und in den Feldversuchen keine grundlegende Veränderung der chemischen Struktur der organischen Substanz durch Kompostanwendung.

Die Ergebnisse der mikrobiologischen Untersuchungen zeigen zunächst eine deutliche Steigerung enzymatischer Aktivitäten durch Kompostanwendung (DMSO-Reduktase, Arylsulfatase). Bei der Untersuchung der Feldversuche wurde deutlich, daß diese erhöhten

mikrobiellen Aktivitäten nur bedingt über einen längeren Nachwirkungszeitraum nach Kompostanwendung bestehen bleiben. Die Ergebnisse der spezifischen mikrobiellen Aktivitäten lassen auf eine in Abhängigkeit von der Düngungsform unterschiedliche mikrobielle Biozönose schließen.

Dank: Wir danken der Fa. PlanCoTec (Neu-Eichenberg) für die Bereitstellung der Bioabfallkomposte und die Zusammenarbeit im Verbundvorhaben. Für die Beprobung des langjährigen Feldversuchs danken wir der Abt. Ökologischer Landbau, Gesamthochschule Universität Kassel. Das Kippbodensubstrat wurde dankenswerterweise vom Institut für Bergbaufolgelandschaften (Finsterwalde) zur Verfügung gestellt. Die Laborarbeiten wurden von Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Bodenkunde und Bodenökologie an der Ruhr-Universität Bochum unterstützt. Wir danken dem BMBF für die finanzielle Unterstützung der Arbeiten.

6 Literaturverzeichnis

- Addiscott, T. M., 1983: Kinetics and temperature relationships of mineralization and nitrification in Rothamsted soils with differing histories. *J. Soil Sci.*, 34, 343-353.
- Aldag, R. und R. Kickuth, 1973: Stickstoffverbindungen in Böden und ihre Beziehung zur Humusdynamik. 2. Mitteilung: Zur Bestimmung und Zuordnung des Aminostickstoffs. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 136, H. 2, 141-150.
- Alef, K. and D. Kleiner, 1989: Rapid and sensitive determination of microbial activity in soils and in soil aggregates by dimethylsulfoxid reduction. *Biol. Fertil. Soils*, 8, 349-355.
- Alef, K., 1990: Bestimmung mikrobieller Aktivität und Biomasse in Boden und Kompost mit der Dimethylsulfoxid-Reduktion. *Z. Umweltchem. Ökotoxol.*, 2, 76-78.
- Alef, K., 1991: *Methodenhandbuch Mikrobiologie. Aktivitäten - Biomasse - Differenzierung.* ecomed-Verlag, Landsberg/Lech, 284 S.
- Alef, K., 1993: Bestimmung mikrobieller Biomasse im Boden: Eine kritische Betrachtung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 156, 109-114.
- Allievi, L., A. Marchesini, C. Salardi, V. Piano & A. Ferrari, 1993: Plant quality and soil residual fertility six years after a compost treatment. *Bioresour. Technol.*, 43, 85-89.
- Almendros, G.; R. Fründ; F. J. Gonzalez-Vila; K. M. Haider; H. Knicker and H.-D. Lüdemann, 1991: Analysis of ¹³C and ¹⁵N CPMAS NMR-spectra of soil organic matter and composts. *FEBS-Letters*, 282, No.1, 119-121.
- Amalfatino, C., V. Pignalosa, L. Auriemma & A. Ramunni, 1992: The contribution of lignin to the composition of humic acids from a wheat-straw amended soil during 3 years of incubations in pots. *J. Soil Sci.*, 43, 495-504.
- Amann, J., 1986: Vergleichende Untersuchung von Humuskriterien bei konventionell und alternativ wirtschaftenden Betrieben. *Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch*, 63 (8), 1012-1016. In: Diez T. & H. Weigelt (Hrsg.), *Vergleichende Bodenuntersuchungen von alternativ und konventionell bewirtschafteten Betriebsschlägen.* Bayer. Landw. Jb., 63 (8), 979-1019.
- Amato, M. and J. N. Ladd, 1988: Assay for microbial biomass based on ninhydrin-reactive nitrogen in extracts of fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 20, 107-114.
- Anderson, H. A.; W. Bick; A. Hepburn and M. Stewart, 1989: Nitrogen in Humic Substances. In: Hayes, M. H. B.; P. MacCarthy; R. L. Malcolm and R. S. Swift (eds.): *Humic Substances II.*, 223-253.
- Anderson, T. H. & K. H. Domsch, 1985: Maintenance carbon requirements of actively metabolizing microbial populations under in situ conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 197-203.
- Anderson, T. H. & K. H. Domsch, 1986: Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 149, 457-468.
- Anderson, T. H. & K. H. Domsch, 1989: Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21, 471-479.
- Anderson T. H. & K. H. Domsch, 1990: Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories *Soil Biol. Biochem.*, 22, 251-255.
- Anderson, T. H. & K. H. Domsch, 1993: The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 393-395.
- Aoyama, M., 1991: Properties of fine and water-soluble fractions of several composts. II. Organic forms of nitrogen, neutral sugars and muramic acid in fractions. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 37, 629-637.
- Asche, E. & D. Steffens, 1995: Einfluß verschiedener N-Fractionen auf die N-Nachlieferung von Bioabfallkomposten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76, 725-728.
- Atallah, T., F. Andreux, T. Chone & F. Gras, 1995: Effect of storage and composting on the properties and degradability of cattle manure. *Agric., Ecosys. Environ.*, 54, 203-213.

- Baath, E. & K. Arnebrant, 1994: Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biol. Biochem.*, 26, 995-1001.
- Bachinger, J. & E. Ahrens, 1994: Einfluß unterschiedlicher Düngungsarten auf die zeitliche Dynamik und räumliche Verteilung von bodenchemischen und mikrobiologischen Parametern der C- und N-Dynamik einer Sandbänderbraunerde. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 73, 19-22.
- Bahrenberg, G.; E. Giese & J. Nipper, 1985: *Statistische Methoden in der Geographie*. 2. Aufl., B.G. Teubner, Stuttgart, 227 S.
- Baldock, J. A., J. M. Oades, A. G. Waters, X. Peng, A. M. Vassallo and M. A. Wilson, 1992: aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochem.* 16, 1-42.
- Bannick, C.G., H.-U. Bertram und P. Dreher, 1997: Anforderungen an die abfall- und düngemittelrechtlichen Regelungen bei der Verwertung von organischen Abfällen . *Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 83, 263-266.
- Beck, T., 1979: Die Nitrifikation in Böden (Sammelreferat). *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 142, 344-363.
- Beck, T., 1983: Die N-Mineralisierung von Böden im Laborbrutversuch. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 146, 243-252.
- Beck, T. 1991: Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den Zielvorstellungen der Meß- und Voraussagbarkeit von Elementen und Prozessen der Bodenfruchtbarkeit: Bodenbiologische Prozesse. *Berichte über Landwirtschaft*, SH 203, 85-99.
- Beck, T., Capriel P., Borchert H. & R. Brandhuber, 1995: Die mikrobielle Biomasse in landwirtschaftlich genutzten Böden. 2. Mitt.: Beziehungen der Biomasse zu chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften. *Agribiol. Res.*, 48, 74-82.
- Beudert, G., 1988: Mikromorphologische, naßchemische und ¹³C-NMR-spektroskopische Kennzeichnung der organischen Substanz von Waldhumusprofilen nach Dichtefraktionierung. *Bayreuther Bodenkdl. Ber.*, 8, 133 S.
- BGK, 1995: Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.(Hrsg.): *Methodenhandbuch zur Analyse von Kompost*. Verlag Abfall Now e. V., Stuttgart.
- Benzing-Purdie, L.; J. A. Ripmeester and C. M. Preston, 1983: Elucidation of the nitrogen forms in melanoidins and humic acid by nitrogen-15 cross polarization-magic angle spinning nuclear magnetic resonance spectroscopy. *J. Agric. Food Chem.*, 31, 913-915.
- Bremner, J. M., 1949: Studies on soil organic matter. Part I. The chemical nature of soil organic nitrogen. *J. Agric. Sci.*, 39, 183-193.
- Bridson, J. N., 1985: Lipid fraction in forest litter: Early stages of decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, 17, 285-290.
- Brink, R. H., P. Dubach & D. L. Lynch, 1960: Measurement of carbohydrates in soil hydrolysates with anthrone. *Soil Sci.*, 89, 157-166.
- Burford, J. R. & J. M. Bremner, 1975: Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 7, 389-394.
- Capriel, P., 1991: Humuschemische Untersuchungen. In: Diez, T. et al. (Hrsg.), *Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen*. 2. Mitteilung, 68,Nr. 4, 427-430.
- Carter, M. R., 1991: Ninhydrin-reactive N released by the fumigation-extraction method as a measure of microbial biomass under field conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 23, No.2, 139-143.
- Christensen, B. T., 1992: Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science*, 20, 1-90.
- Couteaux, M. M. & P. Bottner, 1994: Biological interactions between fauna and the microbial community in soils. In: Ritz, K., J. Dighton & K. E. Giller (Hrsg.), *Beyond the Biomass*. *Br. Soc. Soil Sci.*, 159-172.

- Dancer, W. S., L. A. Peterson & G. Chesters, 1973: Ammonification and nitrification of N as Influenced by Soil pH and Previous N Treatments. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 37, 67-69.
- Delschen, T., W. König, W. Leuchs & C. Bannick, 1996: Begrenzung von Nährstoffeinträgen bei der Anwendung von Bioabfällen in Landschaftsbau und Rekultivierung. *EntsorgungsPraxis*, 12/96, 19-24.
- Diez, T. & M. Krauss, 1991: Einführung, spatendiagnostische und chemische Untersuchungen. In: Diez, T. et al., (Hrsg.), *Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen*. 2. Mitteilung, 68, Nr. 4, 411-415.
- Dilly, O. 1994: Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden. = *EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung*, 8, 127 S.
- Dinel, H., M. Schnitzer & G. R. Mehuys, 1990: Soil lipids: Origin, nature, content, decomposition and effect on soil physical properties. In: Bollag, J.-M. & G. Stotzky (Hrsg.), *Soil Biochemistry*, Vol. 6. M. Dekker, New York, 397-429.
- Dubois, M., K. A. Gillies, J. K. Hamilton, P. A. Drebers & F. Smith, 1956: Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.*, 28, 350-356.
- Ebertseder, T., 1996: Qualitätskriterien und Einsatzstrategien für Komposte aus Bioabfall auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Dissertation der TU München, 163 S.
- Emmerling, C. & C. Liebner, 1997: Förderung bodenmikrobiologischer Eigenschaften von Kippböden durch den Einsatz organischer Reststoffe. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 83, 145 - 148.
- Ertel, J. R. & J. I. Hedges, 1984: The lignin component of humic substances: Distribution among soil and sedimentary humic, fulvic, and base-insoluble fractions. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48, 2065-2074.
- Fraser, D. G., J.W. Doran, W.W. Sahs & G. W. Lesoing, 1988: Soil microbial populations under conventional and organic management. *J. Environ. Qual.*, 17, 585-590.
- Fründ, R., K. Haider & H.-D. Lüdemann, 1994: Impacts of soil management practices on the organic matter structure - Investigations by CPMAS ¹³C NMR-Spectroscopy. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 157, 29-35.
- Fusi, P., G. G. Ristori, L. Calamai & G. Stotzky, 1989: Adsorption and binding of protein on „clean“ (homoionic) and „dirty“ (coated with Fe oxyhydroxides) montmorillonite, illite and kaolinite. *Soil Biol. Biochem.*, 21(7), 911-920.
- Gallardo-Lara, F. & R. Nogales, 1987: Effect of the application of town refuse compost on the soil-plant system: A review. *Biol. Wastes*, 19, 35-62.
- Germida, J. J., Wainwright M. & V. V. S. R. Gupta, 1992: Biochemistry of sulfur cycling in soil. Stotzky G. & J. M. Bollag (Hrsg.): *Soil Biochemistry*, 7. New York, 1-38.
- Gerson, U. and I. Chet, 1981: Are allochthonous and autochthonous soil microorganisms r- and K- selected? *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 18, 285-289.
- Gil-Sotres, F., M. C. Leirós, M. C. Trasar-Cepeda, A. Saá & M. V. González-Sangregorio, 1993: Nitrogen forms in 1- to 7-year-old opencast lignite mine soils. *Biol. Fertil. Soils*, 16, 173-178.
- Gisi, U., R. Schenker, R. Schulin, F. X. Stadelmann & H. Sticher, 1997: *Bodenökologie*. 2. Aufl., Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 304 S.
- Giusquiani, P. L., M. Pagliai, G. Gigliotti, D. Businelli & A. Benetti, 1995: Urban waste compost: Effects on physical, chemical, and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.*, 24, 175-182.
- Gonzalez-Prieto, S. J., M. C. Villar, M. C. Beloso, A. Cabaneiro & T. Carballas, 1993: Carbon- and nitrogen-containing compounds in composted urban refuses. *Bioresour. Technol.*, 45, 115-121.
- Gonzales-Vila, F. J., C. Saiz- Jimenez, H. Lentz & H. D. Lüdemann, 1978: ¹³C nuclear magnetic resonance spectra of fungal melanins. *Z. Naturforsch.*, 33C, 291-293.
- Gottschall, R., 1990: *Kompostierung. Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau*. C. F. Müller, Karlsruhe.
- Greenfield, L. G., 1972: The nature of the organic nitrogen of soils. *Plant Soil*, 36, 191-198.

- Greenland, D.J. & J.M. Oades, 1975: Saccharides. In: Gieseking, J.E. (Hrsg), Soil components, Vol. 1: Organic components. Springer Verlag, Berlin.
- Gregorich, E. G., M. R. Carter, D. A. Angers, C. M. Monreal & B. H. Ellert, 1994: Towards an minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian J. Soil Sci., 74, 367-385.
- Grundmann, J., 1991: Reifegradbestimmung von Komposten durch Huminstoffanalytik - Eignung der Methode. Müll Abfall, 5, 268-273.
- Grünekle, C. E., 1997: Die Kompostierung in der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 83, 299 - 304.
- Hadas, A. & R. Portnoy, 1994: Nitrogen and carbon mineralization rates of composted manures incubated in soil. J. Environ. Qual., 23, 1184-1189.
- Hadas, A., L. Kautsky & R. Portnoy, 1996: Mineralization of composted manure and microbial dynamics in soil as affected by long-term nitrogen management. Soil Biol. Biochem., 28, 733-738.
- Hänninen, K. I., J. T. Kovalainen & J. Korvola, 1995: Carbohydrates as chemical constituents of biowaste composts and their humic and fulvic acids. Compost Sci. & Utiliz., Vol. 3, Nr. 4, 51-68.
- Haider, K., H. W. Kern & L. Ernst, 1985: Intermediate steps of microbial lignin degradation as elucidated by ¹³C NMR spectroscopy of specifically ¹³C-enriched DHP-Lignins. Holzforschung, 39, 23-32.
- Haider, K., 1996: Biochemie des Bodens. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 174 S.
- Hassink, J. & A. P. Whitmore, 1997: A model of the physical protection of organic matter in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 61, 131-139.
- Hatcher, P. G., A. Berger, G. E. Maciel & N. M. Szeverenyi, 1985: Geochemistry of Humin. - In: Hayes, M. H. B., R. I. Malcolm & R. S. Swift (Hrsg.), Humic substances II. Wiley, Chichester, 275-302.
- Hatcher, P. G. & D. J. Clifford, 1994: Flash pyrolysis and *in-situ* methylation of humic acids from soil. Org. Geochem., 21, 1081-1092.
- Hatcher, P. G. & E. C. Spiker, 1988: Selective degradation of plant biomolecules. In: Frimmel, F. H. & R. F. Christman (Hrsg.), Humic substances and their role in the environment. John Wiley & Sons, Chichester, 59-74.
- Hedges, J. I. & J. R. Ertel, 1982: Characterization of lignin by gas capillary chromatography of cupric oxide oxidation products. Anal. Chem., 54, 174-178.
- Hedges, J. I., R. A. Blanchette, K. Weliky & A. H. Devol, 1988: Effects of fungal degradation on the CuO oxidation products of lignin. A controlled laboratory study. Geochim. Cosmochim. Acta, 52, 2717-2726.
- Hedges, J. I. & J. M. Oades, 1997: Comparative organic geochemistries of soils and marine sediments. Org. Geochem., 27, No.7/8, 319-361.
- Holzmüller, K., 1996: Untersuchungen von CO₂-Emissionen an der Bodenoberfläche in Abhängigkeit verschiedener standörtlicher Einflußparameter. Ein Beitrag über die Freisetzung klimarelevanter Spurengase. Diplomarbeit. Ruhr-Universität Bochum.
- Hütter, L. A., 1992: Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren. 5. Aufl., Frankfurt.
- Insam, H., C.C. Mitchell & J. F. Dormaar, 1991: Relationship of soil microbial biomass and activity with fertilization practice and crop yield of three ultisols. Soil Biol. Biochem., 23, 459-464.
- Inbar, Y., Y. Chen & Y. Hadar, 1989: Solid-state carbon-13 nuclear magnetic resonance and infrared spectroscopy of composted organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J., 53, 1695-1701.
- Inbar, Y., Y. Chen, Y. Hadar & H. A. J. Hoitink, 1990a: New approaches to compost maturity. BioCycle, 31, No.12, 64-69.
- Inbar, Y., Y. Chen & Y. Hadar, 1990b: Humic substances formed during the composting of organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J., 54, 1316-1323.

- Janssen, J. & W. Laatz, 1994: Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. Springer-Verlag, Berlin, 642 S.
- Jenkinson, D. S. & D. S. Powlson, 1976: The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform. *Soil Biol. Biochem.*, 8, 167-177.
- Jiménez, E. I. & V. P. García, 1989: Evaluation of city refuse compost maturity: A Review. *Biolog. Wastes*, 27, 115-142.
- Jörgensen, R. G., 1995: Die quantitative Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden mit der Chloroform-Fumigations-Extraktions-Methode. *Göttinger Bodenkdl. Ber.*, 104, 229 S.
- Jörgensen, R. G., 1996: The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the k_{EC} value. *Soil Biol. Biochem.*, 28, 25-31.
- Jörgensen, R. G., 1996a: Quantification of the microbial biomass by determining ninhydrin-reactive N. *Soil Biol. Biochem.*, 28 (3), 301-306.
- Joergensen, R. G. & P. C. Brookes, 1990: Ninhydrin-reactive nitrogen measurements of microbial biomass in 0.5M K₂SO₄ soil extracts. *Soil Biol. Biochem.*, 22, No.8, 1023-1027.
- Johnson, K. M. & J. McN. Sieburth, 1977: Dissolved carbohydrates in seawater, I. A precise spectrophometric analysis for monosaccharides. *Mar. Chem.*, 5, 1-13.
- Juma, N. G., 1993: Interrelationships between soil structure/texture, soil biota/soil organic matter and crop production. *Geoderma*, 57, 3-30.
- Kaiser, E.-A., T. Mueller, R. G. Jörgensen, H. Insam & O. Heinemeyer, 1992: Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 24, 675-683.
- Kehres, B., 1996: Stand der Kompostierung sowie Qualität und Vermarktung von Kompost. In: Wiemer, K. und M. Kern (Hrsg.), *Biologische Abfallbehandlung III. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen*, 103-109.
- Kelley, K. R. & F. J. Stevenson, 1987: Effects of carbon source on immobilization and chemical distribution of fertilizer nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51, 946-951.
- Kelley, K. R. & F. J. Stevenson, 1996: Organic forms of N in soil. In: Piccolo, A. (Hrsg.), *Humic substances in terrestrial ecosystems*, 407-427, Elsevier Science B. V., Amsterdam.
- Kickuth, R. & F. Scheffer, 1976: Konstitutive und nutritive Eigenschaften des sogenannten Pseudo-Amidstickstoffs aus Huminsäuren. *Agrochim.*, 20, 376-386.
- Kirchmann, H. & R. Bergqvist, 1989: Carbon and nitrogen mineralization of white clover plants (*Trifolium repens*) of different age during aerobic incubation with soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 152, 283-288.
- Knicker, H., 1993: Quantitative ¹⁵N- und ¹³C-CPMAS-Festkörper- und ¹⁵N-Flüssigkeits-NMR-Spektroskopie an Pflanzenkomposten und natürlichen Böden. Dissertation Universität Regensburg, 154 S.
- Knicker, H.; R. Fründ & H.-D. Lüdemann, 1993: The chemical nature of nitrogen in native soil organic matter. *Naturwissenschaften*, 80, 219-221.
- Knicker, H. & H.-D. Lüdemann, 1995: N-15 and C-13 CPMAS and solution NMR studies of N-15 enriched plant material during 600 days of microbial degradation. *Org. Geochem.*, 23, No.4, 329-341.
- Knicker, H. & P. G. Hatcher, 1997: Survival of protein in an organic-rich sediment: Possible protection by encapsulation in organic matter. *Naturwissenschaften*, 84, 231-234.
- Knicker, H. & I. Kögel-Knabner, 1998: Soil organic nitrogen formation examined by means of NMR spectroscopy. In: *Fate of N-containing macromolecules in the biosphere and geosphere*. ACS Volume, in press.
- Kögel, I., 1987: Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. *Bayreuther Bodenkundl. Ber.*, 1, 131 S.
- Kögel-Knabner, I., 1992: Forest soil organic matter: structure and formation. *Bayreuther Bodenkundl. Ber.*, 24, 103 S.

- Kögel-Knabner, I., 1995: Composition of soil organic matter. In: Nannipieri, P. and K. Alef (eds.): *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, New York, 66-78.
- Kögel-Knabner, I.; W. Zech & P. G. Hatcher, 1988: Chemical composition of the organic matter in forest soils: III. The humus layer. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 151, 331-340.
- König, W. & R. Sunkel, 1989: Ergebnisse. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, 11, 21-38.
- Kretschmann, S. & H. Peschke, 1991: Untersuchungen zur gezielten ¹⁵N-Substitution und -Akkumulation in der organischen Substanz ausgewählter Dauerversuchsböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 154, 331-335.
- Ladd, J. N. & R. C. Foster, 1988: Role of microflora in nitrogen turnover. In: Wilson, J. R. (eds.): *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. CAB International, Wallingford, 113-133.
- Ladd, J. N. & M. Amato, 1989: Relationship between microbial biomass carbon in soils and absorbance (260 nm) of extracts of fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 21, 457-459.
- LAGA, 1995: Merkblatt 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost. In: *Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (Hrsg.): Müll-Handbuch*. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 61 S.
- Leifeld, J., S. Siebert & I. Kögel-Knabner, 1997: Einfluß unterschiedlicher Düngungsvarianten auf organische Stoffgruppen in Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 83, 347-350.
- Lichtfouse, E., C. Chenu & F. Baudin, 1996: Resistant ultralaminae in soils. *Org. Geochem.*, 25, No.3/4, 263-265.
- Liedtke, H. & J. Marcinek, 1995: *Physische Geographie Deutschlands*. - 2. Aufl., Klett Perthes Verlag, Gotha, 559 S.
- Lynch, J. M. & J. M. Panting, 1980: Variations in the size of the soil biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 12, 547-550.
- Mac Donald, N. W., D. R. Zak & K. S. Pregitzer, 1995: Temperature effects on kinetics of microbial respiration and net nitrogen and sulfur mineralisation. *Soil Sc. Soc. Am. J.*, 59, 233-240.
- Mansfeldt, T., 1994: Schwefeldynamik von Böden des Dithmarscher Speicherkoogs und der Bornhöveder Seenkette in Schleswig-Holstein. = *Schriftenreihe*. Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde. Universität Kiel, 28, 153 S.
- Marumoto, T., J. P. E. Anderson & K. H. Domsch, 1982: Mineralization of nutrients from soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 14, 469-475.
- McGill, W. B., K. R. Cannon, J. A. Robertson & F. D. Cook, 1986: Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton after 50 years of cropping to two rotations. *Can. J. Soil Sci.*, 66, 1-19.
- Meuser, H., 1989: Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze. Untersuchungen zum Wasser- und Nährstoffhaushalt des Bodens und zum Pflanzenwachstum bei mineralischer, biologischer und biologisch-dynamischer Düngung. = *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung*, 67. Dissertation, TU Berlin.
- Meyre, S. A., 1997: Einfluss der Bewirtschaftungsverfahren des DOK-Versuchs auf die Mineralisierung und Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden. Dissertation ETH Zürich, 139 S.
- Nannipieri, P., S. Grego & B. Ceccanti, 1990: Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag, J. M. & G. Stotzky (eds.): *Soil Biochemistry*, 6. New York, 293-355.
- Navone, R., 1964: Proposed method for nitrate in portable water. *J. Am. Waterworks An.*, 29, 669-678.
- Ocio, J. A. & P. C. Brookes, 1990: An evaluation of methods for measuring the microbial biomass following recent additions of wheat straw and the characterization of the biomass that develops. *Soil Biol. Biochem.*, 22, 685-694.

- Ocio, J. A., P.C. Brookes & D. S. Jenkinson, 1991: Field incorporation of straw and its effects on soil microbial biomass and soil inorganic N. *Soil Biol. Biochem.*, 23, 171-176.
- Odum, E. P., 1985: Trends expected in stressed ecosystems. *BioScience*, 35, 419-422.
- Palmer, J. P.; A. L. Morgan and P. J. Williams, 1985: Determination of the nitrogen composition of colliery spoil. *J. Soil Sci.*, 36, 209 -217.
- Paul, E. A. & F. E. Clark, 1989: *Soil microbiology and and biochemistry*. Academic Press Inc., San Diego.
- Perucci, P. & L. Scarponi, 1983: Effect of crop residue addition on arylsulphatase activity in soils. *Plant Soil*, 73, 323-326.
- Perucci, P., 1992: Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 14, 54-60.
- Pestryakov, V. K., N. V. Kovsh; A. I. Popov & S. N. Chukov, 1990: Laboratory modeling of the alteration of organic matter. *Pochvovedeniye*, 3, 30-40.
- Petersen, U. & H. Stöppler-Zimmer, 1996: Anwendungsversuche mit Komposten unterschiedlichen Rottegrades. In: Stegmann, R. (Hrsg.), *Neue Techniken der Kompostierung. Dokumentation des 2. BMBF-Statusseminars in Hamburg vom 06.-08.11.1996*. *Economia Verlag, Bonn. Hamburger Berichte* 11, 21-35.
- Pfeffer, M., A. Mentler & D. Tscherko, 1996: Ethylmethylsulfid (EMS) als interne Standardsubstanz für die DMSO-Reduktionsmethode. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 81, 89-92.
- Pfotzer, G. H, 1996: Wirkung von Kompost auf das Bodenleben. Mikrobielle und faunistische Interaktion bei der Suppression bodenbürtiger Schaderreger. *Dissertation Universität Gesamthochschule Kassel-Witzenhausen*, 127 S.
- Piccolo, A.L.; L. Campanella & B.M. Petronio, 1990: Carbon-13 nuclear magnetic resonance spectra of soil humic substances extracted by different mechanisms. *Soil Sci. Am. J.* 54, 750-756.
- Pöhhacker, R., 1995: Steuerungsfaktoren des Stoffabbaus. Einfluß von Temperatur, Sauerstoffverfügbarkeit und Substratqualität auf Streuzersetzung und Humifizierung - ein Modellversuch. *Bayreuther Bodenkdl. Ber.*, Bd. 39.
- Poletschny, H. 1996: Status und Perspektiven des Einsatzes von Sekundärrohstoff-Düngern in der Landwirtschaft. - In: Wiemer K. & M. Kern (Hrsg.), *Biologische Abfallbehandlung III. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen*, 91-101.
- Popp, L. & P. Fischer, 1995: Aussagekraft des nach biologischen Methoden ermittelten Reifegrades von Komposten für deren Wirkung im Gefäßversuch. *VDLUFA - Schriftenreihe*, 38, 329-332.
- Popp, L. & P. Fischer, 1996: Biological parameters to estimate the effect of biogenic waste composts on plant growth in pot trials. In: De Bertoldi, M., P. Sequi, B. Lemmes & T. Papi (eds.): *The Science of Composting*. Blackie Academic & Professional, London, 294-305.
- Redl, G., C. Hübner & F. Wurst, 1990: Changes in hot water soil extracts brought about by nitrogen immobilization and mineralization processes during incubation of amended soils. *Biol. Fertil. Soils*, 10, 45-49.
- Reuter, G., 1991: Langfristige Nachwirkung der organischen Düngung auf fruchtbarkeitsrelevante Bodeneigenschaften in den Rostocker Dauerversuchen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 66, 693-696.
- Richter C., B. Heiligtag, R. Schmidt & E. Kölsch, 1997: Einfluß unterschiedlicher Düngung auf H, N, C und die Gehalte an CAL-extrahierbarem K und P im Boden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkdl.*, 160, 107-111.
- Rosenfeld, J. K., 1979: Amino acid diagenesis and adsorption in nearshore anoxic sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 24, 1014-1021.
- Sachs, L., 1984: *Angewandte Statistik*. Berlin, 545 S.
- Saiz-Jimenez, C., 1994: Application of pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry to soil chemistry. In: *The international society of soil science and the mexican society of*

- soil science (eds.): Modern physico-chemical techniques in soil chemistry. 15th World Congress of Soil Science, Volume 3a, Commission II, 65-84.
- Sauerbeck, D., 1993: Funktionen und Bedeutung der organischen Substanzen für die Bodenfruchtbarkeit - ein Überblick. *Berichte über Landwirtschaft*, SH 206 (4), 13 -29.
- Schaefer, J. & E. O. Stejskal, 1976: Carbon-13 nuclear magnetic resonance of polymerspinning at magic angle. *J. Am. Chem. Soc.*, 98, 1031-1032.
- Scheffer, F. & P. Schachtschabel, 1992: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Aufl., Enke - Verlag, Stuttgart, 491 S.
- Scherer, H. W., W. Werner & A. Neumann, 1996: N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. *Agribiol. Res.*, 49, 2-3, 120-129.
- Schinner, F., R. Ohlinger., E. Kandeler & R. Margesin (Hrsg.), 1993: Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Berlin.
- Schlichting, E., H.-P. Blume & K. Stahr, 1995: Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. Pareys Studentexte, 81, Blackwell, Berlin, 295 S.
- Schmidt, M. W. I., H. Knicker, P. G. Hatcher & I. Kögel-Knabner, 1997: Improvement of ¹³C and ¹⁵N CPMAS NMR spectra of bulk soils, particle size fractions and organic material by treatment with 10 % hydrofluoric acid. *Eur. J. Soil Sci.*, 48, 319-328.
- Schnitzer, M., 1989: Nature of nitrogen in humic substances. In: Hayes, M. H. B., R. I. Malcolm and R. S. Swift (eds.): *Humic substances II*. Wiley, Chichester, 303-325.
- Schönwiese, C. D., 1985: *Praktische Statistik für Meteorologen und Geowissenschaftler*. Gebrüder Borntraeger, Berlin, 231 S.
- Schüler, C., 1995: Datensammlung. Mündliche Mitteilung.
- Schulte, G., 1996: Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungen ökologisch bewirtschafteter Böden in Rheinland-Pfalz unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik. Dissertation Universität Trier, 246 S.
- Schulten, H.-R. & M. Schnitzer, 1993: A State of the Art Structural Concept for Humic Substances. *Naturwissenschaften*, 80, 29-30.
- Schulz, E., 1990: Die heißwasserextrahierbare C-Fraktion als Kenngröße zur Einschätzung des Versorgungszustandes der Böden mit organischer Substanz (OS). In: Akademie der Landwirtschafts-Wissenschaft Berlin (Hrsg.): *Tagungsbericht 295: Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie Programme zur Steuerung der organischen Düngung*, 269-275.
- Senesi, N., 1989: Composted materials as organic fertilizers. *Sci. Total Environ.*, 81/82, 521-542.
- Siebert, S., 1998: Charakterisierung des Stickstoffpools in Böden nach der Anwendung von Kompost: Ergebnisse aus Labor- und Feldversuchen. Dissertation am Geographischen Institut der Fakultät für Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum.
- Siebert, S., J. Leifeld & I. Kögel-Knabner, 1997: Mineralisierungsprozesse bei der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 83, 383-386.
- Siebert, S., H. Knicker, M. A. Hatcher, J. Leifeld & I. Kögel-Knabner, 1998: Characterization of soil organic nitrogen after addition of biogenic waste composts by means of NMR and GC/MS. In: *Fate of N-containing macromolecules in the biosphere and geosphere*. ACS Volume, in press.
- Siepel, H. & F. Maaskamp, 1994: Mites of different feeding guilds affect decomposition of organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 26, 1389-1394.
- Skene, T. M., J. O. Skjemstad, J. M. Oades & P. J. Clarke, 1996: The influence of inorganic matrices on the decomposition of straw. *Aust. J. Soil Res.*, 34, 413-426.
- Skjemstad, J. O., P. Clark, J. A. Taylor, J. M. Oades & R. H. Newmann, 1994: The removal of magnetic materials from surface soils. A solid state ¹³C CP/MAS n.m.r. study. *Aust. J. Soil Res.*, 32, 1215-1229.

- Smith, J. L. & E. A. Paul, 1990: The significance of soil microbial biomass. In: Bollag, J. M. & G. Stotzky (eds.): Soil Biochemistry. 6. New York, 357-396.
- Sorensen, L. H., 1975: The influence of clay on the rate of decay of amino acid metabolites synthesized in soils during decomposition of cellulose. Soil Biol. Biochem., 7, 171-177.
- Sorensen, L. H., 1981: Carbon-nitrogen relationships during the humification of cellulose in soils containing different amounts of clay. Soil Biol. Biochem., 13, 313-321.
- Sparling, G. P. and A. W. West, 1988: A direct extraction method to estimate soil microbial C: Calibration *in situ* using microbial respiration and ¹⁴C labelled cells Soil Biol. Biochem., 20, 337-343.
- Sparling, G. P & P. L. Searle, 1993: Dimethyl sulphoxide as a sensitive indicator of microbial activity in soil: The relationship with microbial biomass and mineralization of nitrogen and sulphur. Soil Biol. Biochem., 25, 251-256.
- Stadelmann, F. X.; O. J. Furrer; S. K. Gupta & P. Lischer, 1983: Einfluß von Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodentemperatur auf die N-Mobilisierung von Kulturböden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 146, 228-242.
- Standford, G. & S. J. Smith, 1972: Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc., 36, 465-472.
- Stevenson, F. J., 1982: Nitrogen - organic forms. In: Page, A. L.; R. H. Miller & D. R. Keeny (eds.), Methods of soil analysis. Part II. Agronomy 9, 625-641. Am. Soc. of Agron., Inc., Madison, Wis.
- Stevenson, F. J., 1994: Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. 2nd Edition, John Wiley & Sons, New York, 496 S.
- Stöppler-Zimmer, H. & U. Petersen, 1996: Orientierende Feldversuche mit Bioabfallkomposten unterschiedlichen Rottegrades. In: PlanCoTec (Hrsg.): Endbericht Teil II zum Teilvorhaben 7 des Verbundvorhabens „ Neue Techniken der Kompostierung“: Bewertungskriterien für das Rottestadium von Bioabfallkompost, 152 S.
- Tabatabai, M. A. & J. M. Bremner, 1970: Arylsulfatase activity of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 34, 225-229.
- Tabatabai, M. A. & A. A. Al-Khafaji, 1980: Comparison of nitrogen and sulfur mineralization in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 1000-1006.
- Thum, J., M. Wünsche, D. Laves & E. Vogler, 1990: Zur Humusbildung auf Kipp-Lehm bei Ackernutzung. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenk., 34, No.12, 855-864.
- Vance, E. D., Brookes P.C. & D. S. Jenkinson, 1987: An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem., 19, 703-707.
- Van Veen, J. A., J. N. Ladd & M. Amato, 1985: Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with [¹⁴C(U)]Glucose and [¹⁵N](NH₄)₂SO₄ under different moisture regimes. Soil Biol. Biochem., 17, No.6, 747-756.
- Van Veen, J. A. & P. J. Kuikmann, 1990: Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. Biochemistry, 11, 213-233.
- Verberne, E. I. J., J. Hassink, P. de Willigen, J. J. R. Groot & J. A. van Veen, 1990: Modelling organic matter dynamics in different soils. Netherlands J. Agric. Sci., 38, 221-238.
- Völker, H. 1990: Einfluß von Kompost auf die mikrobiologische Aktivität und das Huminstoffsystem des Bodens. Dissertation Universität Trier, 169 S.
- Wachendorf, C., 1996: Eigenschaften und Dynamik der organischen Bodensubstanz ausgewählter Böden unterschiedlicher Nutzung einer norddeutschen Moränenlandschaft. EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung, Suppl. Bd. 13. Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V.
- Werner, W., H. W. Scherer & D. Dreher, 1985: Untersuchungen über den Einfluss langjähriger Gülledüngung auf N-Fractionen und N-Nachlieferung des Bodens. Z. für Acker- und Pflanzenbau, 155, 137-144.
- Wershaw, R. L., E. C. Llaguno & J. A. Leenheer, 1995: Characterization of compost leachate fractions using NMR spectroscopy. Compost Sci. Utiliz., Vol. 3, Nr. 3, 47-52.
- Wiemer, K. & M. Kern, 1996: Kompost Atlas 1996/1997. M.I.C. Baeza Verlag Witzenhausen.

- Wolters, V. & R. G. Jørgensen, 1991: Microbial carbon turnover in beech forest soils at different stages of acidification. *Soil Biol. Biochem.*, 23, 897-902.
- Wood, M., 1995: *Environmental Soil Biology*. London.
- Wu, J., P. C. Brookes & D. S. Jenkinson, 1993: Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biol. Biochem.*, 25, 1435-1441.
- Wünsche, M., W.-D. Oehme, W. Haubold, C. Knauf, K.-E. Schmidt, A. Frobenius & M. Altermann, 1981: Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der Deutschen Demokratischen Republik. *Neue Bergbau-technik*, 11, No.1, 42-48.
- Zaccheo, P., L. Crippa & P. L. Genevini, 1993: Nitrogen transformation in soil treated with ¹⁵N labelled dried or composted ryegrass. *Plant Soil*, 148, 193-201.
- Zech W. & L. Haumaier (1989): Zur Aromatizität der organischen Bodensubstanz. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59/1, 501-504.
- Ziegler, F., 1990: Zum Einfluß von Regenwürmern (*Eisenia fetida*; Lumbricidae) und mineralischer Substanz auf die Zersetzung von Buchenstreu (*Fagus sylvatica* und Gerstenstroh (*Hordeum vulgare*) im Modellversuch. *Bayreuther Bodenkdl. Ber.*, Bd. 13.
- Zsolnay, A. & H. Steindl, 1991: Geovariability and biodegradability of the water-extractable organic material in an agricultural soil. *Soil Biol. Biochem.*, 23, 1077-1082.

7 Anhang

Tab. 7-1: Stickstoffgesamtgehalte (N_t) in $g\ kg^{-1}$ der Böden und Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	N_t $g\ kg^{-1}$				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	2,1	1,3	2,0	1,9	1,5
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	2,1	1,8	1,9	1,8	1,6
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	2,1	1,8	1,8	1,6	1,6
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	2,1	1,4	1,7	1,7	1,5
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	1,5	1,4	1,7	1,6	1,5
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	1,5	1,5	1,3	1,7	1,6
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	1,5	1,4	1,8	1,8	1,2
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	1,5	1,3	1,8	1,6	1,4
Braunerde 5 °C I	1,4	1,2	1,4	1,4	1,3
Braunerde 5 °C II	1,4	1,3	1,4	1,5	1,2
Braunerde 14 °C I	1,2	1,2	1,3	1,5	1,4
Braunerde 14 °C II	1,2	1,4	1,5	1,6	1,4
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	3,2	3,4	2,8	3,0	3,2
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	3,2	3,0	3,6	3,1	2,8
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	3,2	3,3	3,3	3,3	3,3
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	3,2	3,3	3,1	3,2	2,8
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,3	3,7	2,8	2,8	3,1
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,3	2,5	3,0	3,3	2,9
Braunerde/Fertigkompost 14 °C I	3,3	3,1	3,0	3,1	3,0
Braunerde/Fertigkompost 14 °C II	3,3	2,6	3,4	3,2	3,2
Parabraunerde 5 °C I	1,6	1,7	1,7	1,9	1,6
Parabraunerde 5 °C II	1,6	1,7	1,6	1,9	1,5
Parabraunerde 14 °C I	1,7	1,8	1,7	1,8	1,8
Parabraunerde 14 °C II	1,7	1,8	1,6	1,8	1,7
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	3,5	3,5	3,5	3,4	3,5
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	3,5	3,5	3,6	3,6	3,2
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	3,5	3,6	3,5	3,6	3,3
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	3,5	3,6	3,6	3,9	3,3
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,8	3,5	3,3	3,4	3,5
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,8	3,3	3,5	3,6	3,7
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	3,8	3,7	3,6	3,5	3,4
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	3,8	3,5	3,6	3,6	3,2

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-2: Kohlenstoffgehalte (C_{org}) in $g\ kg^{-1}$ der Böden und Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	0	2	6	12	18
	Monate				
	C_{org} $g\ kg^{-1}$				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	19,05	12,42	18,44	15,97	15,63
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	19,05	18,94	14,80	14,96	18,25
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	19,05	15,70	16,17	14,70	14,68
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	19,05	12,06	16,27	15,71	14,62
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	15,21	13,92	16,23	13,71	15,70
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	15,21	12,70	13,01	12,17	16,48
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	15,21	14,29	14,81	14,33	11,92
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	15,21	11,69	12,93	12,88	13,30
Braunerde 5 °C I	16,90	17,14	16,96	17,08	18,25
Braunerde 5 °C II	16,90	17,26	16,83	17,00	17,87
Braunerde 14 °C I	17,80	17,08	16,68	16,87	18,93
Braunerde 14 °C II	17,80	16,92	16,90	16,74	17,23
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	37,60	36,36	32,62	33,54	39,77
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	37,60	39,56	37,91	32,29	34,55
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	37,60	37,91	33,11	33,94	34,96
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	37,60	37,91	32,84	33,74	32,28
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	34,37	32,15	31,67	32,55	36,37
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	34,37	34,60	32,09	33,08	34,31
Braunerde/Fertigkompost 14 °C I	34,37	31,57	31,35	32,44	33,42
Braunerde/Fertigkompost 14 °C II	34,37	32,26	31,71	31,44	34,21
Parabraunerde 5 °C I	12,90	12,32	13,14	12,96	13,31
Parabraunerde 5 °C II	12,90	13,16	12,93	12,79	13,02
Parabraunerde 14 °C I	13,00	12,92	12,99	12,40	12,67
Parabraunerde 14 °C II	13,00	12,91	12,91	12,53	12,69
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	33,74	31,99	33,53	28,62	33,13
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	33,74	31,99	33,23	31,25	31,20
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	33,74	33,12	30,42	29,96	26,50
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	33,74	30,08	30,44	32,11	26,69
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	34,95	32,32	30,87	28,08	32,48
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	34,95	29,73	30,77	28,86	33,90
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	34,95	29,60	28,80	28,28	27,02
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	34,95	27,92	30,52	29,07	24,37

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-3: C/N-Verhältnisse der Böden und Boden-Kompostgemische

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
C/N	g kg ⁻¹				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	9,1	9,6	9,2	8,5	10,7
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	9,1	10,5	7,8	8,2	11,1
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	9,1	8,7	9,0	9,0	9,1
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	9,1	8,6	9,6	9,1	9,9
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	10,1	9,9	9,5	8,7	10,5
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	10,1	8,5	10,0	7,2	10,4
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	10,1	10,2	8,2	8,1	9,7
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	10,1	9,0	7,2	8,1	9,9
Braunerde 5 °C I	12,1	14,3	12,1	11,9	14,4
Braunerde 5 °C II	12,1	13,3	12,0	11,3	14,4
Braunerde 14 °C I	14,8	14,2	12,8	11,5	13,1
Braunerde 14 °C II	14,8	12,1	11,3	10,4	12,0
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	11,8	10,7	11,7	11,0	12,5
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	11,8	13,2	10,5	10,4	12,4
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	11,8	11,5	10,0	10,4	10,7
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	11,8	11,5	10,6	10,6	11,5
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	10,4	8,7	11,3	11,5	11,9
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	10,4	13,8	10,7	10,1	11,8
Braunerde/Fertigkompost 14 °C I	10,4	10,2	10,5	10,5	11,0
Braunerde/Fertigkompost 14 °C II	10,4	12,4	9,3	9,9	10,9
Parabraunerde 5 °C I	8,1	7,2	7,7	6,9	8,2
Parabraunerde 5 °C II	8,1	7,7	8,1	6,8	8,5
Parabraunerde 14 °C I	7,6	7,2	7,6	6,8	7,2
Parabraunerde 14 °C II	7,6	7,2	8,1	6,8	7,5
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	9,6	9,1	9,6	8,4	9,4
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	9,6	9,1	9,2	8,7	9,6
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	9,6	9,2	8,7	8,2	8,0
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	9,6	8,4	8,5	8,3	8,2
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	9,2	9,2	9,4	8,4	9,4
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	9,2	9,0	8,8	8,1	9,2
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	9,2	8,0	8,0	8,1	8,0
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	9,2	8,0	8,5	8,1	7,7

Tab. 7-4: pH-Werte in CaCl₂ der Böden und Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	pH (CaCl ₂)				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	7,52	7,81	7,90	7,88	7,95
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	7,52	7,84	7,95	7,82	7,88
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	7,52	7,87	7,98	7,98	7,84
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	7,52	7,89	8,00	7,85	7,84
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	7,70	7,60	7,55	7,41	7,50
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	7,70	7,60	7,59	7,41	7,48
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	7,70	7,39	7,48	7,35	7,42
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	7,70	7,41	7,47	7,41	7,46
Braunerde 5 °C I	4,53	4,49	4,42	4,36	4,50
Braunerde 5 °C II	4,53	4,45	4,45	4,35	4,31
Braunerde 14 °C I	4,49	4,43	4,36	4,23	4,23
Braunerde 14 °C II	4,49	4,42	4,37	4,22	4,23
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	6,22	6,55	6,68	6,77	6,72
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	6,22	6,55	6,77	6,74	6,71
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	6,22	6,63	6,70	6,66	6,51
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	6,22	6,60	6,70	6,66	6,59
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	6,48	6,70	6,52	6,51	6,60
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	6,48	6,70	6,49	6,49	6,55
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	6,48	6,40	6,44	6,44	6,55
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	6,48	6,49	6,41	6,45	6,49
Parabraunerde 5 °C I	7,00	6,91	6,91	6,91	6,97
Parabraunerde 5 °C II	7,00	6,93	6,98	6,94	6,97
Parabraunerde 14 °C I	7,02	6,95	6,93	6,93	6,95
Parabraunerde 14 °C II	7,02	6,94	6,92	6,94	6,97
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	7,26	7,46	7,60	7,46	7,54
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	7,26	7,45	7,57	7,45	7,61
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	7,26	7,53	7,52	7,33	7,36
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	7,26	7,53	7,52	7,35	7,25
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	7,44	7,17	7,28	7,19	7,18
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	7,44	7,16	7,23	7,16	7,23
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	7,44	7,19	7,22	7,13	7,15
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	7,44	7,19	7,24	7,13	7,15

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-5: C-Mineralisierung in Prozent von C_{org} der Böden und der Bodenkompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	C_{min} in % von C_{org}^{-1}				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	1,836	0,328	0,035	0,029	0,029
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	1,041	0,352	0,038	0,006	0,006
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	4,313	0,795	0,043	0,027	0,027
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	3,148	0,881	0,061	0,014	0,014
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	0,770	0,120	0,008	0,006	0,006
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	0,664	0,144	0,008	0,003	0,003
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	1,464	0,486	0,062	0,023	0,022
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	1,503	0,490	0,061	0,023	0,022
Braunerde 5 °C I	0,006	0,006	0,005	0,003	0,001
Braunerde 5 °C II	0,006	0,006	0,005	0,003	0,001
Braunerde 14 °C I	0,093	0,036	0,009	0,005	0,005
Braunerde 14 °C II	0,089	0,035	0,008	0,005	0,005
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	1,743	0,448	0,050	0,030	0,030
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	1,519	0,316	0,032	0,023	0,023
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	3,218	1,062	0,112	0,038	0,037
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	3,312	1,040	0,107	0,040	0,040
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	1,755	0,160	0,032	0,031	0,031
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	1,750	0,157	0,029	0,029	0,029
Braunerde/Fertigkompost 14 °C I	5,405	0,594	0,075	0,073	0,073
Braunerde/Fertigkompost 14 °C II	6,501	0,617	0,088	0,087	0,087
Parabraunerde 5 °C I	0,007	0,007	0,006	0,005	0,003
Parabraunerde 5 °C II	0,007	0,007	0,006	0,004	0,003
Parabraunerde 14 °C I	0,128	0,047	0,011	0,007	0,007
Parabraunerde 14 °C II	0,118	0,041	0,011	0,008	0,008
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	0,299	0,159	0,045	0,010	0,007
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	0,299	0,145	0,041	0,010	0,008
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	1,188	0,526	0,119	0,047	0,045
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	0,999	0,536	0,157	0,045	0,037
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	0,706	0,072	0,009	0,009	0,009
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	0,734	0,059	0,009	0,009	0,009
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	1,406	0,228	0,054	0,052	0,052
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	1,346	0,159	0,051	0,050	0,050

C_{min} - C-Mineralisierung

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-6: Kohlenstoffmineralisierungsraten pro Tag bei 5 °C

Boden/Kompost	C-Mineralisierungsrate pro Tag				
	0	59	167	368	552
	Inkubationstage				
Kippboden/Frischkompost	14,39	3,40	0,37	0,17	0,17
Kippboden/Fertigkompost	7,17	1,32	0,08	0,04	0,04
Braunerde	0,06	0,06	0,05	0,03	0,01
Braunerde/Frischkompost	16,31	3,82	0,41	0,26	0,26
Braunerde/Fertigkompost	17,53	1,58	0,30	0,30	0,30
Parabraunerde	0,07	0,07	0,06	0,04	0,03
Parabraunerde/Frischkompost	2,94	1,54	0,43	0,10	0,07
Parabraunerde/Fertigkompost	7,20	0,65	0,09	0,09	0,09

Tab. 7-7: Kurvenfunktion der C-Mineralisierung pro Tag bei 5 °C nach der Gleichung $y = a + b \cdot e(c \cdot x)$ berechnet aus der CO₂-C-Freisetzung (n = 41-43)*

Boden/Kompost	Gefäß I					Gefäß II				
	a	b	c	D**	r ^{2***}	a	b	c	D**	r ^{2***}
Kippb./Frischk.	2,14	183,37	-0,04	78,93	0,94	0,38	88,73	-0,02	73,46	0,97
Kippb./Fertigk.	0,31	53,40	-0,04	53,95	0,98	0,16	46,51	-0,03	56,94	0,99
Braunerde	0,40	0,00	-	67,51	0,57	0,43	0,00	-	67,80	0,57
Braun./Frischk.	2,82	214,03	-0,03	102,40	0,97	2,75	243,56	-0,03	129,70	0,98
Braun./Fertigk.	3,09	256,55	-0,05	104,18	0,95	2,83	256,56	-0,05	104,41	0,96
Parabraunerde	0,30	0,00	-	41,38	0,60	0,28	0,00	-	40,29	0,65
Parab./Frischk.	0,69	32,88	-0,01	102,99	0,97	0,77	33,27	-0,01	107,26	0,97
Parab./Fertigk.	0,93	105,06	-0,05	108,74	0,97	0,90	108,09	-0,05	103,70	0,97

* Kontrollen wurden mit einer linearen Funktion angepaßt.

** C_{org}-Gehalt pro Gefäß [g]

*** für alle Kurvenanpassungen: p < 0,001

Tab. 7-8: Kohlenstoffmineralisierungsraten pro Tag bei 14 °C

Boden/Kompost	C-Mineralisierungsrate pro Tag				
	0	59	168	365	529
	Inkubationstage				
Kippboden/Frischkompost	37,31	8,38	0,52	0,20	0,20
Kippboden/Fertigkompost	14,83	4,88	0,61	0,23	0,22
Braunerde	0,91	0,35	0,08	0,05	0,05
Braunerde/Frischkompost	32,65	10,51	1,10	0,39	0,38
Braunerde/Fertigkompost	59,53	6,05	0,81	0,80	0,80
Parabraunerde	1,23	0,44	0,11	0,08	0,08
Parabraunerde/Frischkompost	10,94	5,31	1,38	0,46	0,41
Parabraunerde/Fertigkompost	13,76	1,94	0,52	0,51	0,51

Tab. 7-9: Kurvenfunktion der C-Mineralisierung pro Tag bei 14 °C nach der Gleichung $y = a+b \cdot e^{(c \cdot x)}$ berechnet aus der CO₂-C-Freisetzung (n = 41-43)

Boden/Kompost	Gefäß I					Gefäß II				
	a	b	c	D*	r ^{2**}	a	b	c	D*	r ^{2**}
Kippb./Frischk.	1,85	448,54	-0,04	81,37	0,99	0,94	303,60	-0,03	80,07	0,97
Kippb./Fertigk.	1,20	100,12	-0,02	59,09	0,96	1,23	104,22	-0,02	59,73	0,95
Braunerde	0,33	6,90	-0,02	68,46	0,78	0,33	6,74	-0,02	69,58	0,80
Braun./Frischk.	3,88	473,18	-0,02	125,16	0,97	4,18	487,88	-0,03	124,74	0,97
Braun./Fertigk.	7,08	860,90	-0,05	115,62	0,99	8,40	1080,10	-0,05	117,48	0,99
Parabraunerde	0,30	5,80	-0,02	41,29	0,74	0,32	5,34	-0,02	41,17	0,80
Parab./Frischk.	4,60	146,73	-0,02	113,04	0,93	3,87	124,06	-0,01	116,86	0,94
Parab./Fertigk.	5,85	212,75	-0,04	118,73	0,95	5,64	214,45	-0,05	117,98	0,95

* C_{org}-Gehalt pro Gefäß [g]

** für alle Kurvenanpassungen: p < 0,001

Tab. 7-10: DMSO-Reduktase in ng DMS gTS⁻¹ der Böden und Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	ng DMS gTS ⁻¹				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	3694,5	5555,1	3864,6	3465,5	1367,9
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	3694,5	5038,6	3320,5	3107,5	1167,5
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	3694,5	4016,5	3250,5	3302,3	1649,2
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	3694,5	3913,8	3535,0	2919,9	1767,3
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	1568,3	1471,5	1740,5	1554,9	621,7
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	1568,3	1296,9	1400,2	1934,7	415,9
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	1568,3	1530,6	1936,2	1781,2	1050,7
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	1568,3	1681,2	1990,6	2064,3	1125,5
Braunerde 5 °C I	2122,3	1591,5	1248,0	1736,2	1621,6
Braunerde 5 °C II	2122,3	1484,4	1180,0	1957,6	1152,9
Braunerde 14 °C I	1797,2	1507,6	1176,0	1505,9	865,6
Braunerde 14 °C II	1797,2	1946,0	1104,6	1773,8	876,6
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	5591,8	4287,9	6265,4	3430,5	2421,4
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	5591,8	3321,5	6082,7	3325,9	3345,5
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	5591,8	5070,9	4118,3	3325,9	4001,4
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	5591,8	4157,0	4084,7	3514,0	3241,9
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	2328,9	2983,7	3573,8	2357,8	2051,5
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	2328,9	2230,1	3831,7	2489,3	1744,0
Braunerde/Fertigkompost 14 °C I	2328,9	3111,0	3583,3	2560,1	2533,4
Braunerde/Fertigkompost 14 °C II	2328,9	2313,0	2778,0	2417,9	2667,4
Parabraunerde 5 °C I	3050,0	3147,0	2811,3	3837,4	3337,1
Parabraunerde 5 °C II	3050,0	3150,0	2825,3	3390,7	3490,2
Parabraunerde 14 °C I	2999,4	2399,8	2436,7	3146,8	2610,8
Parabraunerde 14 °C II	2999,4	3034,8	2439,4	3314,2	2757,1
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	6232,7	6504,9	5659,0	6475,9	3371,8
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	6232,7	6831,5	6681,6	6214,4	4120,6
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	6232,7	6943,0	6127,1	6023,5	2631,9
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	6232,7	6364,0	6397,2	6341,0	3379,6
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	3109,2	2671,5	2800,3	4325,6	4315,9
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	3109,2	2680,0	3202,0	4578,1	3319,7
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	3109,2	3762,3	4076,3	6123,0	3049,9
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	3109,2	3525,8	4422,4	6214,5	3147,2

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-11: Biomasse-C in Prozent von C_{org} der Böden und der Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	Biomasse-C in % von C_{org}^{-1}				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	15,27	7,26	3,08	2,34	2,54
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	15,27	4,94	4,18	2,44	2,70
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	15,27	4,08	2,90	3,60	1,04
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	15,27	3,55	3,58	2,66	0,90
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	7,16	3,41	2,41	2,07	1,82
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	7,16	4,62	2,61	1,85	0,97
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	7,16	3,64	3,87	1,06	0,51
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	7,16	4,34	3,64	1,13	0,82
Braunerde 5 °C I	0,55	0,73	0,75	1,09	0,71
Braunerde 5 °C II	0,55	0,79	0,83	1,04	0,78
Braunerde 14 °C I	0,55	0,83	1,01	0,76	0,54
Braunerde 14 °C II	0,55	0,77	0,88	0,78	0,70
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	7,13	3,14	1,74	1,94	1,28
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	7,13	2,80	1,47	1,80	1,44
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	7,13	1,68	2,29	1,09	0,53
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	7,13	2,24	1,74	1,06	0,26
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	4,58	2,37	1,03	0,98	1,17
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	4,58	0,94	1,09	0,90	1,30
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	4,58	0,98	1,90	0,82	0,48
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	4,58	1,80	1,82	0,85	0,43
Parabraunerde 5 °C I	2,25	3,71	2,18	2,62	1,14
Parabraunerde 5 °C II	2,25	2,08	2,10	2,66	1,16
Parabraunerde 14 °C I	2,25	2,15	1,99	1,84	0,94
Parabraunerde 14 °C II	2,25	2,09	1,99	1,82	0,64
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	7,20	4,30	2,49	2,03	1,42
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	7,20	2,73	2,56	1,86	1,78
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	7,20	4,89	3,32	1,42	1,03
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	7,20	4,07	2,97	1,41	0,77
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,43	2,93	1,95	1,76	1,87
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,43	3,46	1,83	1,90	1,70
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	3,43	2,48	2,80	1,38	1,11
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	3,43	3,82	2,87	1,42	1,28

I/II - Gefäß I und II

Werte aus zwei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-12: N_{min}-Gehalte in mg 100 g⁻¹ TS der Böden und Boden-Kompostvarianten

Boden/Kompost Temperatur Gefäß	Monate				
	0	2	6	12	18
	mg N _{min} 100 g ⁻¹ TS				
Kippboden/Frischkompost 5 °C I	0,90	0,70	3,81	2,83	11,80
Kippboden/Frischkompost 5 °C II	0,90	0,90	4,21	2,83	10,11
Kippboden/Frischkompost 14 °C I	0,90	2,63	11,69	12,96	13,04
Kippboden/Frischkompost 14 °C II	0,90	2,81	11,36	10,91	14,01
Kippboden/Fertigkompost 5 °C I	1,40	6,60	11,51	5,30	11,20
Kippboden/Fertigkompost 5 °C II	1,40	5,54	11,82	5,91	11,46
Kippboden/Fertigkompost 14 °C I	1,40	7,34	22,32	11,78	13,25
Kippboden/Fertigkompost 14 °C II	1,40	7,51	20,03	11,19	11,83
Braunerde 5 °C I	1,50	1,80	3,30	3,70	2,80
Braunerde 5 °C II	1,50	2,00	2,90	3,80	2,90
Braunerde 14 °C I	1,50	2,90	4,60	6,90	4,60
Braunerde 14 °C II	1,50	2,70	4,50	6,60	4,50
Braunerde/Frischkompost 5 °C I	2,20	3,88	9,95	13,93	12,19
Braunerde/Frischkompost 5 °C II	2,20	4,39	9,39	13,29	12,07
Braunerde/Frischkompost 14 °C I	2,20	7,10	14,38	19,92	22,29
Braunerde/Frischkompost 14 °C II	2,20	7,99	15,97	20,76	19,74
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,30	9,76	17,54	11,24	9,99
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,30	8,64	17,14	11,75	10,50
Braunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,30	14,00	19,48	21,27	19,86
Braunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,30	14,30	21,00	20,48	20,05
Parabraunerde 5 °C I	2,30	3,30	4,30	4,90	3,50
Parabraunerde 5 °C II	2,30	3,40	4,50	4,90	4,60
Parabraunerde 14 °C I	2,50	4,20	7,20	7,50	8,90
Parabraunerde 14 °C II	2,50	4,10	6,60	7,80	9,80
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C I	2,60	4,00	9,12	12,37	19,08
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C II	2,60	5,00	8,66	10,90	18,60
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C I	2,60	4,30	14,73	24,58	38,21
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C II	2,60	4,80	14,45	25,78	36,69
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C I	3,90	12,16	14,49	15,75	17,69
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C II	3,90	10,55	15,55	14,78	20,80
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C I	3,90	11,39	16,11	21,90	31,79
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C II	3,90	13,10	19,53	22,92	29,82

I/II - Gefäß I und II

Werte aus drei Wiederholungen, die relativen Standardabweichungen sind < 10 %.

Tab. 7-13: Kurvenanpassung für die N-Mineralisierung

	Formel	r ²
Kippboden/Frischkompost 5 °C	$y = 16,79 * t^{3,89}$	0,88*
Kippboden/Frischkompost 14 °C	$y = 3,94 + 7,19 * t^{0,47}$	0,87*
Kippboden/Fertigkompost 5 °C	$y = -31,40 + 70,34 * t^{0,10}$	0,62
Kippboden/Fertigkompost 14 °C	$y = -8804,2 + 8872,15 * t^{0,0013}$	0,55
Braunerde 5 °C	$y = 13,77 + 2,74 * t^{0,32}$	0,69
Braunerde 14 °C	$y = 12,78 + 5,71 * t^{0,33}$	0,73
Braunerde/Frischkompost 5 °C	$y = 17,53 + 6,19 * t^{0,47}$	0,89*
Braunerde/Frischkompost 14 °C	$y = 17,56 + 11,33 * t^{0,46}$	0,96**
Braunerde/Fertigkompost 5 °C	$y = -31011,9 + 31086,4 * t^{0,0003}$	0,59
Braunerde/Fertigkompost 14 °C	$y = -39,73 + 122,57 * t^{0,12}$	0,96**
Parabraunerde 5 °C	$y = 18,25 + 9,64 * t^{0,17}$	0,75
Parabraunerde 14 °C	$y = 24,07 + 2,68 * t^{0,52}$	0,92*
Parabraunerde/Frischkompost 5 °C	$y = 29,47 + 0,28t$	0,97**
Parabraunerde/Frischkompost 14 °C	$y = 20,30 + 0,66t$	0,98***
Parabraunerde/Fertigkompost 5 °C	$y = 31,06 + 27,94 * t^{0,27}$	0,95**
Parabraunerde/Fertigkompost 14 °C	$y = 40,98 + 7,68 * t^{0,56}$	0,97**

* - p < 0,05; ** - p < 0,01; *** - p < 0,001

Tab. 7-14: Relative Intensitäten der ¹³C NMR Spektren der Komposte, der Böden, der Boden-Kompostvarianten und ihrer Hydrolysereste

Probe	Carboxyl/Carbonyl/Amid C		Aromaten C			O-Alkyl C				Aliphaten C
	220 - 185	185 - 160	160 - 140	140 - 120	120 - 110	110 - 100	100 - 90	90 - 60	60 - 45	45 - -10
% der Signalintensität										
	ppm		ppm			ppm				ppm
Frischkompost	1,42	4,87	3,03	5,53	3,58	6,63	3,75	41,40	9,33	20,44
- Hydrolyserest	1,00	5,23	9,15	14,09	7,17	7,77	3,55	19,90	8,92	23,22
Fertigkompost.	1,22	4,61	3,94	6,98	4,56	7,34	3,64	37,35	10,50	19,85
- Hydrolyserest	1,06	5,45	9,81	15,21	7,40	7,96	3,53	21,18	9,31	19,08
Kippb./Frischk. 0 Tage	0,57	7,38	6,86	10,53	5,43	6,77	3,96	29,61	9,64	19,24
Kippb./Frischk. 529 Tage	2,50	9,34	8,41	11,67	5,83	5,99	3,55	21,27	9,63	21,81
- Hydrolyserest 529 Tage	0,70	5,25	9,65	16,14	8,25	7,10	3,46	13,19	8,91	27,37
Kippb./Fertigk. 0 Tage	1,07	7,21	7,54	10,95	5,46	7,06	3,91	30,56	9,43	16,80
Kippb./Fertigk. 529 Tage	0,86	7,39	9,50	13,01	6,56	7,23	4,09	23,15	10,53	17,86
- Hydrolyserest 529 Tage	1,52	5,75	10,18	16,16	7,76	7,25	3,82	15,85	8,66	23,06
Braunerde 0 Tage	0,84	7,87	5,89	9,44	4,43	4,81	3,35	21,51	8,70	33,14
Braunerde 529 Tage	0,95	7,18	5,34	8,64	3,94	4,78	3,63	21,37	8,49	35,68
Braun./Frischk. 0 Tage	0,60	7,62	6,17	9,87	4,82	5,79	3,20	25,55	9,15	27,21
Braun./Frischk. 529 Tage	0,71	7,68	7,15	10,85	5,37	6,04	3,85	21,77	9,70	26,88
Braun./Fertigk. 0 Tage	1,17	7,75	7,59	11,15	5,30	6,17	3,37	26,05	9,02	22,43
Braun./Fertigk. 529 Tage	0,88	7,67	7,51	11,06	5,07	5,97	3,55	21,85	9,74	26,71
Parabraunerde 0 Tage	1,89	11,02	7,49	10,54	5,10	5,80	4,16	26,38	9,37	18,24
Parabraunerde 529 Tage	0,59	9,42	7,68	10,38	5,26	6,44	4,99	26,90	10,29	18,05
- Hydrolyserest 529 Tage	1,02	6,15	9,84	15,86	7,91	7,22	4,52	15,69	8,83	22,96
Parabr./Frischk. 0 Tage	0,81	8,40	7,48	10,75	5,26	6,29	3,40	26,79	9,13	21,69
Parabr./Frischk. 529 Tage	1,00	9,03	8,08	11,57	5,74	6,41	4,41	23,86	10,42	19,48
- Hydrolyserest 529 Tage	1,36	5,91	10,56	16,43	8,00	7,35	3,67	15,43	9,07	22,21
Parabr./Fertigk. 0 Tage	1,78	8,05	8,75	12,09	5,79	7,02	3,18	28,12	8,29	16,93
Parabr./Fertigk. 529 Tage	1,34	8,67	8,40	11,44	5,53	6,49	4,15	23,60	10,36	20,02
- Hydrolyserest 529 Tage	0,94	6,48	11,21	16,86	7,92	7,08	3,97	15,05	8,85	21,64

Kippb.-Kippboden, Frischk.-Frischkompost, Fertigk.-Fertigkompost, Braun.-Braunerde, Parabr.-Parabraunerde

Tab. 7-15: Relative Intensitäten der ¹³C NMR Spektren der Böden und ihrer Hydrolysereste der Feldversuche Neu-Eichenberg und Negenborn

Probe	Carboxyl/Carbonyl/Amid C		Aromaten C			O-Alkyl C				Aliphaten C
	220 - 185 ppm	185 - 160 ppm	160 - 140 ppm	140 - 120 ppm	120 - 110 ppm	110 - 100 ppm	100 - 90 ppm	90 - 60 ppm	60 - 45 ppm	
% der Signalintensität										
<u>Neu-Eichenberg</u>										
Parabr./Kontrolle	1,08	9,04	6,80	9,51	4,65	6,60	5,07	28,17	9,77	19,30
- Hydrolyserest	1,11	6,70	9,84	17,08	8,23	7,31	4,10	17,89	8,34	19,42
Parabr./Bioabfallkompost	1,45	8,66	8,28	11,45	5,80	7,08	5,48	26,30	9,54	15,95
-Hydrolyserest	2,30	6,17	10,29	18,02	8,06	7,23	4,19	15,04	7,88	20,83
<u>Negenborn</u>										
Braunerde/Kontrolle	0,33	8,68	6,87	10,64	5,01	5,50	3,56	21,86	9,48	28,06
- Hydrolyserest	1,40	5,67	7,98	13,28	6,67	5,85	3,55	14,73	8,25	32,62
Braunerde/Frischkompost	0,73	7,34	6,75	10,51	5,23	6,18	3,83	24,73	9,76	24,93
- Hydrolyserest	1,02	6,04	9,38	15,57	7,52	6,90	3,54	16,23	8,84	24,96
Braunerde/Fertigkompost	0,64	8,04	7,96	11,50	5,52	6,22	3,57	24,56	9,68	22,33
- Hydrolyserest	0,93	5,07	9,12	14,99	7,42	7,20	4,07	18,20	9,35	23,66

Parabr.-Parabraunerde

Tab. 7-16: Cellulosische und Nichtcellulosische Polysaccharide

Cellulosische Polysaccharide 5 °C[mg g⁻¹ Corg]

	0d	59d	167d	368d	552d
Kippboden + Frischk.	109,1	101,9	90,0	90,6	68,2
Kippboden + Fertigg.	118,8	94,0	92,3	90,9	67,2
Braunerde	76,5	74,9	74,4	67,5	45,4
Braunerde + Frischk.	88,9	92,9	74,2	63,1	65,6
Braunerde + Fertigg.	97,1	107,9	77,2	54,1	58,3
Parabraunerde	93,4	82,7	55,4	63,5	55,7
Parabraunerde + Frischk.	102,2	96,3	47,6	40,1	51,9
Parabraunerde + Fertigg.	97,3	106,9	73,2	74,3	51,1

Nichtcellulosische Polysaccharide 5 °C[mg g⁻¹ Corg]

	0d	59d	167d	368d	552d
	93,0	83,4	67,1	51,1	60,6
	82,8	61,9	53,5	51,9	55,2
	62,2	63,0	63,1	67,1	70,1
	77,0	60,6	68,1	66,6	57,0
	64,5	46,7	46,9	66,6	59,6
	98,8	110,6	137,2	125,2	119,4
	89,2	72,2	94,8	83,5	77,0
	57,9	46,6	78,8	78,8	73,8

8 Cellulosische Polysaccharide 14 °C[mg g⁻¹ Corg]

	0d	59d	168d	366d	529d
Kippboden + Frischk.	109,1	102,1	91,9	73,7	64,7
Kippboden + Fertigg.	118,8	64,4	49,9	38,9	35,4
Braunerde	76,5	63,1	44,3	48,9	47,7
Braunerde + Frischk.	88,9	84,2	80,4	66,5	60,1
Braunerde + Fertigg.	97,1	95,1	75,9	46,0	45,2
Parabraunerde	93,4	104,4	77,9	55,3	62,3
Parabraunerde + Frischk.	102,2	116,5	38,8	26,3	44,2
Parabraunerde + Fertigg.	97,3	82,7	45,0	22,4	38,3

Nichtcellulosische Polysaccharide 14 °C[mg g⁻¹ Corg]

	0d	59d	168d	366d	529d
	93,0	74,6	62,9	50,6	37,8
	82,8	80,4	77,3	76,5	70,5
	62,2	71,5	88,9	86,9	66,2
	77,0	57,9	60,6	60,1	67,1
	64,5	50,2	41,5	60,1	53,5
	98,8	81,5	86,7	104,3	91,9
	89,2	46,1	74,4	76,8	58,6
	57,9	72,7	77,8	79,4	49,9

Tab. 8-1: Lipide und extrahierbarer Kohlenstoff

	Lipide 5 °C [mg g ⁻¹ Corg]					Extrahierbarer Kohlenstoff 5 °C* [mg g ⁻¹ Corg]				
	0d	59d	167d	368d	552d	0d	59d	167d	368d	552d
Kippboden + Frischk.	139,7	86,3	78,8	82,1	69,6	32,3	31,8	22,9	21,0	23,4
Kippboden + Fertigm.	64,8	62,3	57,9	66,9	54,0	36,9	32,8	24,7	23,0	23,7
Braunerde	97,9	98,7	87,2	91,1	83,9	9,3	3,7	4,2	4,4	12,6
Braunerde + Frischk.	132,6	82,0	80,5	73,0	74,6	25,0	15,8	12,5	11,1	12,3
Braunerde + Fertigm.	77,5	67,7	68,2	67,2	66,1	20,0	14,6	8,4	9,3	11,9
Parabraunerde	47,0	48,8	37,5	36,6	35,1	10,9	5,7	7,6	5,8	16,2
Parabraunerde + Frischk.	102,0	76,0	50,5	46,5	54,7	23,1	13,4	9,8	10,5	12,1
Parabraunerde + Fertigm.	54,4	49,2	44,5	48,2	47,3	22,2	14,6	9,9	11,1	11,1

	Lipide 14 °C [mg g ⁻¹ Corg]					9 Extrahierbarer Kohlenstoff 14 °C* [mg g ⁻¹ Corg]				
	0d	59d	168d	366d	529d	0d	59d	168d	366d	529d
Kippboden + Frischk.	139,7	88,3	74,3	73,6	67,8	32,3	27,7	17,6	19,8	21,8
Kippboden + Fertigm.	64,8	63,2	57,6	68,6	65,9	36,9	29,9	17,0	17,8	25,9
Braunerde	97,9	92,8	91,1	103,1	97,3	9,3	4,2	3,3	7,3	9,8
Braunerde + Frischk.	132,6	82,0	77,2	68,7	70,7	25,0	13,2	8,8	8,1	10,7
Braunerde + Fertigm.	77,5	69,5	70,9	68,5	65,9	20,0	13,3	5,8	7,6	10,0
Parabraunerde	47,0	40,8	36,6	34,4	35,9	10,9	6,5	7,3	9,1	13,1
Parabraunerde + Frischk.	102,0	58,6	46,5	51,6	41,5	23,1	10,8	6,9	6,1	12,8
Parabraunerde + Fertigm.	54,4	47,1	48,2	46,6	48,2	22,2	11,6	7,0	8,6	12,6

* in 0,5 M K₂SO₄-Lösung

Tab. 9-1: Ligninoxidationsprodukte

Ligninoxidationsprodukte V+S+C, 5 °C

	[mg g ⁻¹ Corg]			
	0d	167d	368d	552d
Kippboden + Frischk.	30,2	27,2	32,9	30,0
Kippboden + Fertigg.	51,4	45,6	49,2	43,0
Braunerde	10,9	10,8	10,1	10,4
Braunerde + Frischk.	20,6	22,6	21,4	20,7
Braunerde + Fertigg.	36,2	30,5	29,5	31,3
Parabraunerde	25,3	27,9	24,3	25,5
Parabraunerde + Frischk.	29,9	33,8	32,6	31,3
Parabraunerde + Fertigg.	49,6	54,3	51,5	50,4

Ligninoxidationsprodukte V+S+C, 14 °C

	[mg g ⁻¹ Corg]			
	0d	168d	366d	529d
Kippboden + Frischk.	30,2	31,7	30,1	29,1
Kippboden + Fertigg.	51,4	49,9	60,5	52,0
Braunerde	10,9	10,2	10,0	9,90
Braunerde + Frischk.	20,6	20,8	22,2	21,7
Braunerde + Fertigg.	36,2	36,0	29,3	30,7
Parabraunerde	25,3	27,9	24,3	25,5
Parabraunerde + Frischk.	29,9	32,0	30,8	28,6
Parabraunerde + Fertigg.	49,6	45,8	44,7	38,7

Säure/Aldehydverhältnisse

10.1 Vanillyleinheit, 5 °C

	0d	167d	368d	552d
	0,15	0,13	0,16	0,14
	0,17	0,28	0,32	0,26
	0,53	0,62	0,59	0,61
	0,26	0,30	0,32	0,28
	0,27	0,27	0,27	0,24
	0,22	0,23	0,25	0,22
	0,20	0,20	0,23	0,21
	0,18	0,17	0,17	0,20

11 Säure/
Aldehydverhältnisse

Vanillyleinheit, 14 °C

	0d	168d	366d	529d
	0,15	0,17	0,21	0,19
	0,17	0,15	0,19	0,18
	0,53	0,59	0,62	0,57
	0,26	0,25	0,29	0,25
	0,27	0,22	0,30	0,22
	0,22	0,21	0,21	0,26
	0,20	0,26	0,22	0,30
	0,18	0,24	0,25	0,33

10 Säure/Aldehydverhältni
sse

Syringyleinheit, 5 °C

	0d	167d	368d	552d
	0,28	0,35	0,32	0,40
	0,31	0,32	0,36	0,32
	1,04	1,23	1,13	1,10
	0,44	0,49	0,49	0,48
	0,31	0,40	0,34	0,37
	0,49	0,50	0,51	0,46
	0,31	0,40	0,39	0,38
	0,28	0,34	0,29	0,26

Säure/Aldehyd-verhältnisse

Syringyleinheit, 14 °C

	0d	168d	366d	529d
	0,28	0,38	0,38	0,35
	0,31	0,32	0,39	0,36
	1,04	1,12	0,98	1,20
	0,44	0,56	0,56	0,48
	0,31	0,36	0,33	0,33
	0,49	0,41	0,51	0,42
	0,31	0,35	0,35	0,49
	0,28	0,38	0,29	0,38

Tab. 11-1: Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman der Boden-Kompostvarianten (n = 120)

	Amino N	Biomasse-C	C _{min}	C/N	ΣCO ₂	C _{org}	DMSO	N _t	N _{min}
Biomasse-C	-0,31***								
C_{min}	-0,12	0,63***							
C/N	0,09	-1,4	0,15						
ΣCO₂	0,10	-0,62***	-0,33***	0,05					
C_{org}	0,57***	-0,08	0,29**	0,55***	-0,15				
DMSO	0,56***	0,21*	0,22*	-0,14	-0,09	0,39***			
N_t	0,70***	-0,02	0,14	-0,21*	-0,20*	0,63***	0,64***		
N_{min}	0,46***	-0,75***	-0,55***	-0,17	0,60***	-0,02	-0,05	0,21*	
pH	-0,48***	0,34***	-0,19*	-0,47***	-0,07	-0,68***	-0,09	-0,34***	-0,27*

* - p < 0,0; ** - p < 0,01; *** - p < 0,001

Tab. 11-2: Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman der Böden (n = 40)

	Amino N	Biomasse-C	C _{min}	C/N	ΣCO ₂	C _{org}	DMSO	N _t	N _{min}
Biomasse-C	0,56***								
C_{min}	-0,01	0,15							
C/N	-0,74***	-0,76***	-0,20						
ΣCO₂	0,43**	-0,07	-0,01	-0,32*					
C_{org}	-0,74***	-0,73***	-0,30	0,91***	-0,25				
DMSO	0,55***	0,71***	0,122	-0,76***	-0,09	-0,76***			
N_t	0,58***	0,60***	0,27	-,84***	0,22	-0,72***	0,71***		
N_{min}	0,67***	0,22	0,10	-0,58***	0,88***	-0,49**	0,18	0,46**	
pH	0,41**	0,62***	0,35*	-0,64***	-0,17	-0,72***	0,81***	0,56***	0,02

* - p < 0,0; ** - p < 0,01; *** - p < 0,001

Tab. 11-3: Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman der Böden und der Boden-Kompostvarianten (n = 160)

	Amino N	Biomasse-C	C _{min}	C/N	ΣCO ₂	C _{org}	DMSO	N _t	N _{min}
Biomasse-C	0,5								
C_{min}	0,23*	0,61***							
C/N	-0,03	-0,32***	0,11						
ΣCO₂	0,35***	-0,28***	0,05	-0,02					
C_{org}	0,69***	0,04	-0,03	0,48***	0,09				
DMSO	0,65***	0,38***	0,45***	-0,29***	0,12	0,43***			
N_t	0,81***	0,25**	0,36***	-0,22**	0,16*	0,70***	0,72***		
N_{min}	0,56***	-0,38***	0,41	-0,17*	0,75***	0,19*	0,11	0,38***	
pH	-0,03	0,55***	0,18*	-0,52***	0,19*	-0,29***	0,22**	0,10	0,06

- - p < 0,0; ** - p < 0,01; *** - p < 0,001