

Bodenbiologische Untersuchungen
zur Auswirkung der Kompostanwendung auf die Stickstoffumsetzungen
in Böden des Hamburger Umlandes

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften im Fachbereich Geowissenschaften
der Universität Hamburg

vorgelegt von

Martin Rubbert

aus

Hamburg

Hamburg
2012

Als Dissertation angenommen vom Fachbereich Geowissenschaften
der Universität Hamburg

Aufgrund der Gutachten

von Frau Prof. Dr. Eva-Maria Pfeiffer
und Herrn Dr. Dietmar Goetz

Hamburg, den 25.01.2012

Prof. Dr. Jürgen Oßenbrügge
Leiter des Fachbereichs Geowissenschaften

Kurzfassung

Durch die Zufuhr von Kompost in den Boden sind Erhöhungen der Konzentration der organischen Substanz und des darin enthaltenen Stickstoffes zu erwarten. Es ergeben sich daher Fragen nach kurz- und mittelfristig auftretenden Auswirkungen von praxisüblicher Anwendungsmengen auf den Boden, mögliche Nitrateinträge in das Grundwasser und die Stickstoffversorgung der Kulturen. Diesbezügliche Anwendungsversuche beschränkten sich vor der Konzeption dieser Arbeit überwiegend auf Gefäßversuche oder Versuche mit stark überhöhten Kompostmengen.

Hinweise auf Stickstoffumsetzungen im Boden können durch die Untersuchung der Menge und Aktivität der Bodenmikroorganismen erhalten werden. Neben den Konzentrationen des Gesamt-Kohlenstoffs und –Stickstoffs, dem mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens und den Nitratkonzentrationen des Sickerwassers wurden der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse, die Dehydrogenaseaktivität sowie ein Stickstoffmineralisations-Index, die Arginin-Desaminierungsaktivität und die Aggregatstabilität an vier Ackerstandorten und einem Baumschulboden nördlich von Hamburg zwischen 1992 und 1998 untersucht. Die Anwendungsmengen gütegesicherten Biokompostes (RAL-GZ 251) lagen auf den Ackerstandorten zwischen 8 und 32 t TS ha⁻¹ im zweijährigen Rhythmus. Im Baumschulversuch wurden einmalig 28 und 42 t TS ha⁻¹ angewendet.

Eine Erhöhung des Gesamtstickstoffes im Boden konnte nur bei den höchsten Kompostmengen nachgewiesen werden. Die Nitratkonzentrationen in Sickerwasser und Boden wurden durch klimatische Einflüsse und die Standorteigenschaften stärker beeinflusst, als durch die Kompostanwendungen. Die Stickstoffgehalte der Feldfrüchte unterschieden sich nicht, vereinzelte Mehrerträge konnten statistisch nicht abgesichert werden.

Die Einbeziehung der mikrobiologischen Parameter zeigte für einen lehmigen, schwach sauren Standort die Tendenz zu höheren Gehalten und Aktivitäten der mikrobiellen Biomasse in der Einarbeitungstiefe des Kompostes auf. An den Sandstandorten konnte eine jahreszeitliche Nitratdynamik anhand korrelierender Maxima der Biomasse und einer erhöhten Dehydrogenaseaktivität erklärt werden. Diese wurden jedoch nicht von der Kompostanwendung beeinflusst.

Durch die Messung bodenmikrobiologischer Parameter konnten Wirkungen der Kompostanwendung auf die Stickstoffumsetzungen im Boden aufgezeigt werden. Eine kurzfristige Wirkung trat dabei nur bei hohen Anwendungsmengen auf. Bei Verwendung praxisüblicher Anwendungsmengen können in hoher Abhängigkeit von klimatischen und standortlichen Gegebenheiten Veränderungen mittel- bis langfristig eintreten.

Abstract

Adding compost to soils is expected to increase the concentration of overall soil organic matter and thus the content of nitrogen. However, the effects of compost application levels common in agricultural practice on soil composition, increases in ground water nitrate levels and the nitrogen supply to cultivated plants are not well understood. Previous studies addressing these issues have been limited to either experiments conducted in confined containers or excessive compost applications to small experimental fields producing results which are irrelevant to common practice.

Analyzing the number and activity level of soil microorganisms can yield valuable insights on nitrogen turnover processes. This study thus monitors and analyzes soil microbial biomass carbon and nitrogen, dehydrogenase activity, two nitrogen mineralization indices and soil aggregate stability in addition to the concentration of total soil carbon and nitrogen, content of soil mineral nitrogen, nitrate concentration of leachate and nitrogen content of field crops. The study site comprises four agricultural sites and one tree nursery north of Hamburg on which data were collected from 1992 – 1998. The applied amounts of certified organic compost (RAL-GZ 251) ranged between 8 and 32 t TS ha⁻¹ biannually on the agricultural plots. For the plant nursery a single dose of 28 and 42 t TS ha⁻¹ was applied.

In this study total soil nitrogen only increased at highest levels of compost application. The concentration of nitrogen in soil and percolating water were more influenced by climate and site-specific soil characteristics than by compost applied. Compost application did not significantly affect yield and nitrogen content of harvested products. The amount and activity of soil microbial biomass consistently increased in the upper soil layer receiving compost on the loamy slightly acidic soil. On sandy soils, seasonal nitrate levels were correlated with microbial biomass and dehydrogenase activity. However, compost application did not affect nitrate dynamics.

The turnover of nitrogen in soil is affected by compost application as suggested by the measurement of soil microbial parameters in this study. Short term effects were only observed by highest compost applications. If compost levels common in agricultural practice were applied, long term effects can be affected depending on climatic and site specific conditions.

Danksagung

Diese Arbeit entstand im Rahmen der Forschungsprojekte zur 'Anwendung von Biokompost auf ökologisch bewirtschafteten Flächen auf dem Staatsgut Wulksfelde' im Auftrag der MVA Stapelfeld GmbH, 'Qualitäts- und Anwendungsuntersuchungen des Hamburger Biokompostes' im Auftrag der Stadtreinigung Hamburg AöR und 'Praxisbezogene Untersuchungen zur Anwendung von Biokompost in der Landwirtschaft' im Verbundvorhaben „Neue Techniken zur Kompostierung“ des BMBF. Der Baumschulversuch wurde in Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, der Euro-Baumschule Rudolf Schmidt und der Vertriebsgesellschaft Kompostprodukte Nord mbH ermöglicht.

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Dr. Dietmar Goetz für die Überlassung des Themas aus dem Rahmen der genannten Projekte. Die vielfältigen Anregungen, Diskussionen und das in mich gesetzte Vertrauen waren stets Hilfe und Ansporn - nicht nur rein fachlicher Natur.

Ebenfalls herzlich danke ich Frau Prof. Eva-Maria Pfeiffer für die fachliche Begleitung und Unterstützung sowie die Begutachtung der Arbeit.

Allen Mitarbeitern am Institut für Bodenkunde danke ich für die Unterstützung bei Probenahmen und Analytik.

Mein besonderer Dank an Dr. Anke Boisch, Dr. Diemuth Pemsil und Dr. Christian Witt.

Inhalt

1	Einführung.....	1
2	Kompostanwendung in der Landwirtschaft.....	3
2.1	Biomüllverwertung und Kompostierung.....	3
2.2	Düngewirkung von Biokomposten.....	4
2.3	Biokompost und der Stickstoffkreislauf im Boden	7
3	Material und Methoden.....	13
3.1	Auswahl der Versuchsstandorte.....	13
3.1.1	Versuchsstandorte und Kulturen.....	14
3.1.1.1	Ackerstandort Krummbek.....	14
3.1.1.2	Ackerstandorte Wulksfelde	15
3.1.1.3	Baumschulfläche Halstenbek.....	16
3.1.2	Klimatische Verhältnisse	17
3.1.3	Art und Qualität der eingesetzten Komposte.....	18
3.1.4	Bodenprobenahmen.....	19
3.1.5	Pflanzenprobenahmen	19
3.1.6	Sickerwasserprobenahmen.....	20
3.2	Laboranalysen.....	20
3.2.1	Kompostanalysen.....	20
3.2.2	Bodenanalysen	21
3.2.2.1	Nitrat-Stickstoff.....	21
3.2.2.2	Ammonium-Stickstoff	21
3.2.2.3	Gesamt-Stickstoff und -Kohlenstoff.....	21
3.2.2.4	Aggregatstabilität	21
3.2.3	Bodenbiologische Analysen	22
3.2.3.1	Biomasse-Stickstoff	22
3.2.3.2	Biomasse-Kohlenstoff	22
3.2.3.3	Dehydrogenaseaktivität.....	22
3.2.3.4	Anaerobe Stickstoff-Mineralisation.....	23
3.2.3.5	Arginin-Desaminierung.....	23
3.2.4	Trockensubstanz und Gesamt-Stickstoffgehalte der Pflanzen.....	23
3.2.5	Sickerwasseranalysen	24
3.3	Fremddaten.....	24
3.4	Statistische Methoden.....	24
4	Ergebnisse	25
4.1	Gehalte im Kompost.....	25
4.2	Ackerstandort Krummbek.....	27
4.2.1	Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Ackerstandort Krummbek	27
4.2.2	Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Krummbek	29
4.2.3	Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Krummbek	31
4.2.4	Bodenbiologische Parameter am Standort Krummbek	34
4.2.5	Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Krummbek	38
4.3	Ackerstandort Wulksfelde: Podsol.....	41
4.3.1	Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Podsol	41
4.3.2	Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Podsol	42
4.3.3	Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Podsol 43	
4.3.4	Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Podsol.	46

4.3.5	Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol	49
4.4	Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde	52
4.4.1	Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Braunerde.....	52
4.4.2	Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Braunerde	53
4.4.3	Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Braunerde.....	55
4.4.4	Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Braunerde	58
4.4.5	Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde ..	61
4.5	Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol	63
4.5.1	Gesamt-Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol	63
4.5.2	Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol.....	64
4.5.3	Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol	67
4.5.4	Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol	70
4.5.5	Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol	72
4.6	Baumschulversuch Halstenbek	76
4.6.1	Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Halstenbek	76
4.6.2	Nitrat-Stickstoffgehalte im Oberboden am Standort Halstenbek	76
4.6.3	Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Halstenbek	77
5	Diskussion	80
5.1	Auswirkungen der Kompostanwendung auf Gesamt-Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen der Böden	80
5.2	Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Nitratgehalte der Böden...	82
5.3	Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser.....	87
5.4	Auswirkungen der Kompostanwendung auf N-relevante bodenbiologische Parameter	95
5.5	Kompostanwendung und Stickstoffversorgung landwirtschaftlicher Kulturen	100
6	Zusammenfassung	103
7	Literatur	108
8	Anhang A.....	117
9	Abbildungsverzeichnis.....	121
10	Tabellenverzeichnis	124
11	Datenanhang	125

1 Einführung

Als Folge des Verwertungsgebots des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes aus dem Jahre 1994 wurde der stofflichen Verwertung von Abfällen Priorität verliehen. Durch die getrennte Sammlung von Bioabfällen in Hamburg und deren Kompostierung wird eine Reduktion der Müllmengen, die thermisch entsorgt und deponiert werden müssen, erreicht. Die in den Bioabfällen enthaltenen Nährstoffe können nach Aufbereitung zu Kompost regional wiederverwertet werden.

Das Verhalten und die Wirkung der Makronährstoffe Phosphor und Kalium aus den Komposten konnte nachgewiesen werden und ist daher analog mineralischer Düngemittel kalkulierbar. Beim Stickstoff besteht jedoch ein Problem. Stickstoff liegt im Kompost zu über 90 % in einer Vielzahl organischer Verbindungen vor. Dieser Anteil wird erst durch die Tätigkeit von Mikroorganismen in mineralischer Form für die Pflanzen verfügbar.

Mit einer praxisüblichen Kompostanwendung wird dem Boden eine hohe Gesamt-Stickstofffracht von 100 bis 250 kg ha⁻¹ zugeführt, die den in der folgenden Vegetationsperiode angebauten Pflanzen nur zu maximal 15 % zur Verfügung steht. Die N-Freisetzung aus der Mineralisation fällt zeitlich oft nicht mit dem Bedarf der Kulturen zusammen und ist damit zu gering für die kurzfristige Versorgung landwirtschaftlicher Kulturen. In der konventionellen landwirtschaftlichen Praxis wird dies durch mineralische N-Düngung ausgeglichen. Ohne den Entzug durch Pflanzen oder bei ungünstigen Witterungsverhältnissen besteht die Gefahr von Verlusten durch Auswaschung des mineralisierten Stickstoffs und damit der Verunreinigung von Grund- und Oberflächenwasser.

In der Kompostanwendung besteht daher hinsichtlich der beschriebenen Stickstoffproblematik die Frage nach kurz- und mittelfristig auftretenden Auswirkungen praxisüblicher Anwendungsmengen auf den Boden als Pflanzenstandort, die Stickstoffversorgung der Kulturen sowie mögliche Nitrateinträge ins Grundwasser.

Versuche zum Mineralisationsverhalten der organischen Bodensubstanz bei der Anwendung von Komposten wurden in der Vergangenheit oft mit stark überhöhten Anwendungsmengen durchgeführt. Diese Ergebnisse sind jedoch ebenso wenig wie Gefäßversuche direkt auf die sukzessiven, vergleichsweise niedrigen Kompostgaben wie sie im Rahmen der Dünge- und Abfallgesetzgebung festgelegt sind zu beziehen.

Veränderungen der Konzentration der organischen Bodensubstanz und der Gesamt-Stickstoffkonzentration des Bodens sind nur sehr langsam zu erwarten. Langjährige Feldversuche sind für die Erforschung dieser Zusammenhänge notwendig, diese sind jedoch sehr selten und nicht mit den heute erreichten Kompostqualitäten und Anwendungsstandards durchgeführt worden. Es ergaben sich somit folgende Fragestellungen:

- Führen praxisübliche Kompostgaben zu einer messbaren Erhöhung der organischen Bodensubstanz und der Gesamt-N-Konzentration des Bodens?
- Wird der Nitratgehalt des Ober- und Unterbodens und der Sickerwässer durch die Kompostanwendung beeinflusst?
- Gibt es Hinweise auf erhöhte bodenmikrobielle Aktivitäten nach der Kompostanwendung, welche als Indikator für N-Umsetzungsprozesse gedeutet werden können?
- Erhöht eine praxisübliche, relativ geringe Kompostgabe die Stickstoffaufnahme und den Ertrag typischer Ackerkulturen?

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden relevante chemische und biologische Bodenparameter an vier ausgewählten Ackerstandorten und einem Baumschulquartier über Zeiträume von drei bis sieben Jahren untersucht.

2 Kompostanwendung in der Landwirtschaft

2.1 Biomüllverwertung und Kompostierung

Die Kompostierung ist ein althergebrachtes Verfahren zur Verwertung von organischen Reststoffen: Kompost wurde bereits in der Antike zur Bodenverbesserung verwendet (Finck 1992). Erste Aufzeichnungen zur Verfahrensweise stammen aus dem dreizehnten Jahrhundert (Diaz und de Bertoldi 2007). Die Verwendung von Kompost war in den vorindustriellen Epochen neben der Ausbringung von Stallmist eine der wenigen Möglichkeiten Nährstoffe und organische Substanz auf ackerbaulich genutzte Böden zurückzuführen. Heute ist die gesteuerte Kompostierung von organischen Abfällen eine Methode, die Menge des zu beseitigenden Hausmülls um rund ein Drittel zu verringern. Es werden so Entsorgungskapazitäten gespart und die Anwendung des Produkts Kompost auf landwirtschaftlich genutzten Flächen schließt erneut den Nährstoffkreislauf.

Seit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes 1996 (ANONYM 1994) gilt für Abfälle das Verwertungsgebot. Die Kompostierung der organischen Hausmüllfraktion wurde als besonders geeignetes Verfahren zur Rückführung von Nährstoffen und organischer Substanz in den natürlichen Stoffkreislauf erkannt (Löbbert und KTBL 1995). Durch eine fachgerechte und überwachte Rotte kann die organische Fraktion des Hausmülls in Form von Kompost in den natürlichen Stoffkreislauf zurückgeführt werden. Damit wird der stofflichen Verwertung der Vorrang gegenüber der thermischen Entsorgung gegeben. Organische Substanz und Nährstoffe werden vor der Vernichtung bewahrt, kostengünstiger behandelt und wiederverwendet.

Durch die getrennte Erfassung und Verbesserungen in der Aufbereitungstechnik haben daher die seit Anfang der neunziger Jahre produzierten Komposte eine weitaus bessere Qualität als zu Zeiten der Gesamtmüllkompostierung (Krauss et al. 1995). Müllkomposte wurden seit Anfang der sechziger Jahre produziert und bis in die achtziger Jahre auch landwirtschaftlich verwendet. Neben höheren Schwermetallkonzentrationen ist der hohe Gehalt an mechanischen Verunreinigungen wie Glas- und Metallteilchen dieser damaligen Müllkomposte noch heute ein Problem für die Akzeptanz von Komposten als Bodenverbesserungs- und Düngemittel. Zur Sicherung der Qualität und der sachgerechten Verwendung wurden Richtlinien wie die Güterichtlinien der Bundesgütegemeinschaft Kompost

(Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. 1989) und das Merkblatt M 10 der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 1995) eingeführt. Seit Inkrafttreten der Bioabfallverordnung (ANONYM 1998) und deren Fortschreibung sind Herstellung, Qualitätskriterien und die landwirtschaftliche Verwendung von Komposten gesetzlich geregelt.

Komposte werden düngemittelrechtlich in Düngemittel und Bodenhilfsstoffe unterschieden. Bei den Bodenhilfsstoffen handelt es sich überwiegend um nährstoffarme Grüngutkomposte, die aus Garten- und Parkabfällen hergestellt werden. Sie beeinflussen den Boden biotisch, physikalisch und chemisch und verbessern so seinen Zustand und das Aufnahme- und Speichervermögen von Nährstoffen. Höhere Nährstoffgehalte und damit Düngemittelstatus haben Komposte aus dem Material der getrennt gesammelten organischen Haushaltsabfälle. Für diese Komposte hat sich der Begriff 'Biokompost' durchgesetzt. Biokomposte werden überwiegend als organisch-mineralisches Düngemittel in der Landwirtschaft eingesetzt. Die Wiederverwendung des im Kompost enthaltenen Phosphors und Kaliums wirkt sich schonend auf die begrenzten natürlichen Vorkommen dieser Elemente aus.

2.2 Düngewirkung von Biokomposten

Die Wirkung von organisch-mineralischen Düngemitteln setzt sich aus verschiedenen Komponenten zusammen. Die Nährstoffwirkung der mineralischen Anteile entspricht der Wirkung vergleichbarer mineralischer Düngemittel, während die organischen Anteile hinsichtlich ihrer Abbaubarkeit betrachtet werden müssen (Finck 1992). Die Hauptnährelemente Phosphor und Kalium liegen im Kompost in pflanzenverfügbarer oder leicht mobilisierbarer Form vor und können direkt in die Düngekalkulation einer Fruchtfolge einbezogen werden (Kehres 1991) (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 1995) (Boisch 1997) (Jakobsen 1995).

Stickstoff liegt in Biokomposten zu über 90 % in der organischen Substanz gebunden vor (Kehres 1991), (Fricke et al. 1994). Das Angebot an mineralischem Stickstoff ist bei regulären Kompostanwendungsmengen von rund $10 \text{ t TS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Rahmen der Bioabfallverordnung sehr gering und liegt selten über 10 kg ha^{-1} (Asche und Steffens 1900). In dieser Größenordnung beeinflussen die Gehalte bei Düngebedarfsuntersuchungen, wie der Nmin-Methode (Scharpf und Wehrmann 1976) die Düngungsempfehlung nur vernachlässigbar. Die Frühjahrmessung des

mineralischen Stickstoffgehalts des Bodens vor der Kultur liefert die Basis für die Bemessung der mineralischen N-Düngung nach der Nmin-Methode. Unter Berücksichtigung weiterer Standortfaktoren wie Klima, Bodenart und -substrat, Gehalt an organischer Substanz, pH-Wert wird auf diese Weise die N-Düngung optimiert. Mit diesem Verfahren wird auf Höchstserträge abgezielt. In der konventionellen Landwirtschaft wird daher empfohlen Stickstoff ergänzend zu düngen, um die Ertragssicherheit zu gewährleisten (Ebertseder et al. 1997).

Eine gute Versorgung mit mineralischem Stickstoff kann auch durch alleinige Kompostgaben erfolgen, das jedoch nur mit extrem hohen Aufwandsmengen:

Hohe Anwendungsmengen bedeuten auch bei leicht durchlässigen Böden nicht zwingend Auswaschungsverluste. Maynard (1994) konnte bei Anwendung von 25, 50 und 100 t TS ha⁻¹ eines Müllkompostes in Baumschulkulturen nur geringe Nitratkonzentrationen von 2 bis 3,1 mg l⁻¹ in Grundwasserbrunnen feststellen. Die Konzentration unter den Vergleichsparzellen des Freilandversuchs war 2,1 mg l⁻¹. Kompostgaben von 25 und 50 t a⁻¹ in drei aufeinander folgenden Jahren auf Flächen im Gemüsebau führten jedoch zu steigenden Nitratkonzentrationen, was auf einen kumulativen Effekt der Kompostgaben hinweist (Maynard 1993). Anwendungsmengen von 45, 90 und 224 t ha⁻¹ in einem Feldversuch mit Mais brachten mineralische N-Frachten zwischen 149 bis 1000 kg ha⁻¹ in den Boden und eine deutliche Ertragswirkung (Jellum et al. 1995). Anwendungsuntersuchungen dieser Art sind jedoch sehr kritisch zu betrachten, da mit den zum Teil bereits überhöht ausgebrachten mineralischen Stickstoffmengen hochgradige Überdüngungen bezüglich Phosphor und Kalium geschehen sind. Die angewendeten Mengen sind auch aufgrund der EU-Nitratrichtlinie (ANONYM 1991) für die landwirtschaftliche Praxis ausgeschlossen.

Positive Ertragswirkungen von Kompostanwendungen traten bei schweren Böden und der Anwendung hoher Kompostmengen auf. Parkinson et al. (1999) erzielten bei Anwendungsmengen zwischen 15 und 50 t ha⁻¹a⁻¹ 2 bis 16 % mehr Frischmasse an Futtermais. Durch zusätzliche Mineraldüngergaben konnten diese Ergebnisse noch gesteigert werden. Es wurde daher eine verbesserte Nährstoffverfügbarkeit durch erhöhte mikrobielle Umsetzungen vermutet. In einem Steigerungsversuch mit Müllkompostanwendungsmengen von 40, 80 und 120 t TS ha⁻¹ auf schluffigem Lehm konnten relative Steigerungen zwischen den Varianten von ca. 10 % im Kornertrag erreicht werden (Martins und Kowald 1988). Dies geschah einhergehend mit einer

deutlichen Verbesserung der bodenphysikalischen Parameter durch zwei Kompostanwendungen während der dreijährigen Versuchsdauer.

Die Wirkung der organischen Substanz auf den Boden ist die zweite Komponente einer organischen Düngung. Sie beruht auf der kurzfristig stattfindenden Umsetzung der leicht abbaubaren Bestandteile (Nährhumus) und dem langfristigen Effekt der schwer bis nicht abbaubaren organischen Substanz (Dauerhumus) (Finck 1992), (Ottow 1978).

Auf die verbessernde Wirkung von Komposten auf bodenphysikalische Kennwerte wie Korngrößenverteilung, Porengrößenverteilung und Gefüge wurde bereits von Banse (1968) hingewiesen. Die positiven Veränderungen der physikalischen Eigenschaften des Bodens können sich komplex auf den Wasser-, Luft- und Wärmehaushalt und damit auf die Mineralisation als biologische Aktivität auswirken (Hartmann 2003).

Die Düngung mit Kompost führt dem Boden mengenmäßig vor allem organische Substanz zu. Es handelt sich also neben der Nährstoffdüngung durch pflanzenverfügbare Elemente in hohem Maße um eine Bodendüngung mit positiver Wirkung auf Standorteigenschaften. Kompost hat eine hohe Humusreproduktionsleistung (Gutser 1996), ein großer Teil der eingebrachten organischen Substanz erhöht die Menge der stabilen organischen Substanz des Bodens. Nach Lysimeterversuchen konnten Gutser und Claassen (1994) für einen schluffigen Lehm Boden berechnen, dass bei einer Düngung von $120 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ N}$ nach 40 Jahren eine Stickstoffanreicherung stattgefunden hat, die für eine für die Kulturen ausreichende Stickstoffnachlieferung sorgen kann. Problematisch ist bei dieser Form der Modellrechnung jedoch, dass nicht unbedingt von gleichbleibenden Mineralisationsraten der mit dem Kompost zugeführten organischen Substanz ausgegangen werden kann. Ein Teil der organischen Stickstoffverbindungen wie Huminsäuren und Humine sind stabil und werden beim aktuellen biologischen Umsatz im Boden nicht mineralisiert, sondern verbleiben in der organischen Bodensubstanz (Tate III 2000).

Zur Simulation langfristig sukzessiver Kompostgaben wurden auch stark überhöhte Kompostmengen angewendet (z.B. (Kahle und Belau 1998)). Es konnten positive Ertragswirkungen in Gefäßversuchen (Leipnitz et al. 1996), (Kuo et al. 1997) und Hinweise auf die Verbesserung der Qualität der organischen Bodensubstanz in Inkubationsversuchen (Voelker 1990) gefunden werden. Diese Ansätze sind

hinsichtlich der zeitlich und räumlich komplexen in situ- Stickstoffumsetzungen im Boden nur unzureichend auf die praktische Anwendung zu beziehen.

Hohe Kompostgaben werden in der Praxis als Humuskomponente von Oberbodenersatz bei Rekultivierungsmaßnahmen angewendet. Eine Veränderung der Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz durch den Einsatz von Biokompost in solchen Böden wurde von Leifeld et al. (1998) nachgewiesen. Bei diesem Feldversuch wurden hohe Kompostmengen von jeweils 100 t FS ha^{-1} an drei Terminen innerhalb von sechs Jahren angewendet. Dies entspricht mit $32,5 \text{ t TS ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ einer dreifachen Überdosierung der Anwendungsempfehlung. Es konnte so in einem schwach lehmigen Sand in Norddeutschland eine Erhöhung des C_{org} von 1,47 % auf 3,05 % und des N_t von 0,137 % auf 0,272 % erreicht werden.

Düngewirkungen der Kompostanwendung, die sich in einem Mehrertrag zeigten waren entweder mit sehr hohen Kompostgaben, zusätzlicher mineralischer Düngung oder einem günstigen Zusammenspiel verschiedener Standort- und Wachstumsfaktoren zu beobachten.

2.3 Biokompost und der Stickstoffkreislauf im Boden

Stickstoff ist der von Pflanzen am meisten benötigte Nährstoff (Paul und Clark 1998) und daher für die landwirtschaftliche Produktion ertragsbestimmend (Finck 1992). Er ist Bestandteil einer Vielzahl für Stoffwechsel und Struktur der Lebewesen wichtiger Verbindungen wie Proteine, Nukleinsäuren und Aminosucker. Aus abgestorbenen Zellen und Ausscheidungen lebender Organismen (Wurzelexsudate, Wurm Kot, etc.) gelangt Stickstoff in Form von Ammonium und Nitrat sowie den unterschiedlichsten organischen Verbindungen wieder in den Boden.

Dort konkurrieren die Pflanzen mit den Bodenmikroorganismen um den vorhandenen Stickstoff, wobei die Pflanzen Stickstoff nur in mineralischer Form und überwiegend als Nitrat aufnehmen können. Nitrat tritt im Boden nur in relativ geringer Menge auf, liegt frei in der Bodenlösung vor und ist daher zusätzlich von Auswaschung oder bei Sauerstoffmangel im Boden durch Denitrifikation und Ammoniakverflüchtigung gefährdet. Mineralischer Stickstoff ist somit die labilste Form des Stickstoffs in einem komplexen System in dem die verschiedenen Formen des Stickstoffs im Boden verknüpft sind dem Stickstoffkreislauf.

Treibende Kraft der Stickstoffumsetzungen in diesem Kreislauf sind die Bodenmikroorganismen, die in Abhängigkeit von ihren Lebensbedingungen ein

Fließgleichgewicht der verschiedenen Stickstoffformen aufrechterhalten. Stickstoffquellen für landwirtschaftlich genutzte Böden sind die mineralische- und organische Düngung, Niederschläge, sowie die mikrobielle Stickstoffbindung aus der Luft. Verluste treten durch den Entzug der Feldfrüchte, Auswaschung aus dem Wurzelraum, sowie durch Ammoniakverflüchtigung auf.

Der im Boden befindliche Stickstoff lässt sich in verschiedene sogenannte Pools unterteilen. Diese Pools sind nicht eindeutig durch die Zugehörigkeit zu unterschiedlichen Gruppen stickstoffhaltiger Verbindungen zu beschreiben, sondern weisen unterschiedliche Stabilitäten und Dynamiken auf, die durch die Eigenschaften der organischen Bodensubstanz und die Lebensbedingungen der Bodenmikroorganismen charakterisiert werden.

Einzeln erfassen lassen sich die mineralischen Stickstoffformen Nitrat und Ammonium. Beide treten frei in der Bodenlösung auf, Ammonium kann aufgrund der positiven Ladung des Ammoniumions an den Ionenaustauscherkomplex des Bodens adsorbiert oder in tonhaltigen Substraten auch fixiert werden.

Mit Kompostgaben zwischen 10 und 30 t TS ha⁻¹ werden dem Boden mineralische Stickstofffrachten zwischen 3 und 30 kg ha⁻¹ zugeführt. In Abhängigkeit von den Standortbedingungen und dem physiologischen Zustand der Pflanzen und Bodenmikroorganismen kann mineralischer Stickstoff durch die Pflanzen aufgenommen oder durch Bodenmikroorganismen abgefangen werden. Letzteres, die sog. 'Stickstoffsperre' kann ebenfalls bei mineralischer Düngung und der Zufuhr von Material mit hohem C/N-Verhältnis auftreten.

Die mikrobielle Biomasse eines Bodens macht etwa 2,5 % des C_t und 5 % des N_t eines Bodens aus und ist Teil des aktiven N-Pools. Sie befindet sich wie alle Kompartimente des Stickstoffkreislaufs in einem Fließgleichgewicht: Todes- und Reproduktionsrate halten sich die Waage. Die Menge und Qualität der Biomasse ist eng mit den Standorteigenschaften verknüpft. Dies betrifft sowohl das Auftreten von Räumern als auch das Vorhandensein und die Verfügbarkeit von Kohlenstoff als Energiequelle. Wächst die mikrobielle Biomasse über eine standorttypische Höhe des Fließgleichgewichtes hinaus, kommt es nach ihrem erneuten Absterben zu komplexer Remineralisation (Schinner und Sonnleitner 1996).

Teile des Biomasse-Stickstoffs verbleiben in der organischen Bodensubstanz und treten in den passiven, vor Abbau geschützten N-Pool ein. Beim Übergang in die

organische Bodensubstanz handelt es sich überwiegend um chemische Reaktionen der Humifizierung organischen Materials (Paul und Clark 1998). Die vielfältigen organischen Moleküle oder deren Fragmente können über reaktive Gruppen, wie z.B. Carboxyl-, Hydroxyl- und Aminoreste unter Abspaltung von Wasser Verbindungen eingehen, wodurch hochkomplexe Makromoleküle entstehen. Diese sind durch ihre diverse, unregelmäßige Struktur vor dem Abbau durch Mikroorganismen geschützt. Bodenorganismen bauen organische Moleküle in erster Linie zum Energiegewinn ab. Der effiziente Einsatz von Enzymen ist auf den Abbau von Biopolymeren mit gleichförmig auftretenden Bindungen wie Kohlenhydrate, Proteine und DNS ausgerichtet. Moleküle, die schwer abbaubare Mehrfachbindungen, Aromaten oder Heterozyklen enthalten, werden dagegen überwiegend co-metabolisch abgebaut (Paul und Clark 1998), (Tate III 2000).

Die hohe Beständigkeit organischer Stickstoffverbindungen vor mikrobiellem Abbau hat einen großen Einfluss auf das Stickstoffgleichgewicht im Boden (Stevenson 1994). Die chemischen Strukturen der organischen Bodensubstanz sind aufgrund der hohen Vielfalt der an ihrer Bildung beteiligten Ausgangsverbindungen und Bindungsarten hoch divers. Die Abbauresistenz beruht auf der geometrischen Struktur der Moleküle selbst, deren Bindung an mineralische Bodenbestandteile wie Tonminerale und Metalloxide sowie die Okklusion in Bodenaggregaten. Der Abbau dieser Fraktion der organischen Bodensubstanz ist für Mikroorganismen zur Energiegewinnung zu uneffektiv (Tate III 2000).

Der Rotteprozess in großtechnischen Kompostanlagen ist von thermophilen Phasen geprägt, in denen die Hygienisierung des Rottematerials stattfindet. Grundmann (1990) diskutiert, dass eine Kompostierung mit ausgeprägten thermophilen Phasen eine erhöhte Huminsäurebildung und damit einen höheren Humifizierungsgrad bewirkt. Auch Provenzano et al. (1998) konnten durch fluoreszenzspektrometrische Untersuchungen an intakten Kompostproben die Erhöhung der molekularen Komplexität und Stabilität und somit des Humifizierungsgrades der organischen Substanz in Komposten nachweisen.

Mit der Anwendung eines Fertigkompostes wird daher sowohl mineralisierbare als auch bereits mehr oder weniger humifizierte organische Substanz in den Boden gebracht. Mikroorganismen werden die neuen Kohlenstoffquellen nutzen, bereits stabilisierte Anteile sind jedoch vor Abbau geschützt und bleiben auf bisher unbekannt längere Zeit in der organischen Substanz des Bodens enthalten. In

Untersuchungen von Leifeld et al. (1998) stellte sich heraus, dass die Standorteigenschaften der Versuchsböden eine stärkere Auswirkung auf den Gehalt an organischer Substanz hatten, als die erfolgten Kompostgaben. Durch die Kompostanwendung wurde die Ligninkonzentration der Böden erhöht, was mit dem gegenüber den Ernterückständen von Feldfrüchten vermehrten Vorkommen verholzter organischer Substanz im Kompostmaterial zu erklären war. Im Boden veränderte sich die Zusammensetzung des Lignins. Aromatische Bestandteile reicherten sich an, aliphatische und polysaccharidische Anteile wurden abgebaut. Die Versuche wurden mit jährlichen Kompostgaben von 60 t FS ha^{-1} an zehn Terminen bzw. 100 t FS ha^{-1} an fünf Terminen durchgeführt. Nach forstlichen Mineralisationsversuchen mit Kompostmengen von 400 und $800 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ führten Grünekee et al. (1993) einen Anstieg der Humin-N-Fraktion nach zehn Jahren Versuchsdauer teils auf residuale Anreicherung und die Neubildung stabiler N-Bindungsformen zurück. Die in dem Versuch aufgetretenen N-Verluste lagen im Bereich konventioneller Meliorationsmaßnahmen wie Kalkung oder einer intensiven Bodenbearbeitung. Die genannten Feldversuche sind Beispiele für die Nachweisbarkeit von durch Kompostgaben bewirkte Veränderungen der Stickstoff-Pools, die durch sehr hohe Anwendungsmengen erreicht wurden.

Untersuchungen zur Verfolgung potenzieller Wege des Kompoststickstoffs in Böden wurden unter kontrollierten Laborbedingungen durchgeführt. Siebert et al. (1997) konnten bei einer Anwendungsmenge von 70 t ha^{-1} deutliche Auswirkungen auf die Boden-N-Pools, die mikrobielle Biomasse und deren Aktivität nachweisen.

Hadas und Portnoy (1997) stellten in Inkubationsversuchen (33 Wochen bei 30°C und eingestelltem Wassergehalt) unabhängig von Bodentyp und Anwendungsmenge die Mineralisation von 23 bis 27 % des zugeführten Kompoststickstoffes fest. Die Folgerung, dass sich die organische Substanz des Kompostes in wenige, unterschiedlich leicht abbaubare und nach ihrem C/N-Verhältnis charakterisierbare Komponenten aufteilen lassen könnte und so von jedem Kompost eine N-Mineralisationsvoraussage gemacht werden könne, kann für Laborbedingungen gelten. Durch die Mannigfaltigkeit der Stickstoffverbindungen in Boden und Kompost und der unterschiedlichen Lebensbedingungen in Böden sind Aussagen über das N-Mineralisationsgeschehen als Teil des N-Kreislaufs kaum zu machen. Tate III (1987) beschreibt anhand der Schwierigkeit, die Stickstoffmineralisation in Böden zu messen die Komplexität des Boden-Ökosystems. In situ - Mineralisationsraten sind

daher nicht anhand der Dynamik einer einzelnen Boden-Stickstoffform zu erfassen. Kenntnisse über tatsächliche Mineralisationsraten im Stickstoffkreislauf sind jedoch sowohl für das Verständnis des Bodenökosystems als auch in der praktischen Anwendung für die Führung landbaulicher Kulturen, deren Ertrag und Umweltverträglichkeit sehr wertvoll.

Das Interesse am N-Mineralisationspotenzial bei Kompostanwendung beruht daher auf der möglichen Anrechenbarkeit des Stickstoffs aus dem Kompost auf die zu düngende N-Menge aber auch auf eventuell negative Auswirkungen, wie Stickstoffverluste bei der Mineralisation zu Zeiten geringem pflanzlichen Entzugs. Diese können zu hohen Auswaschungsverlusten und damit Beeinträchtigungen des Sicker- und Grundwassers führen (Steffens und Pape 1997), (Stöppler-Zimmer et al. 1999).

Kompostgaben können theoretisch zu einer Stickstoffanreicherung bis zur Selbstversorgung der Böden führen, wie Modellrechnungen zeigen (Gutser und Claassen 1994). Dabei wird von konstanten Mineralisationsraten ausgegangen und es werden anteilig jährliche Zunahmen an N_t saldiert.

Die Anreicherung des Bodens mit gebundenem Stickstoff wurde bereits in Arbeiten zur Ackerkrumenvertiefung seit der 1960er Jahre (Nieder und Richter 1986) untersucht. Durch die Vergrößerung des bearbeiteten Bodenvolumens wurde vermehrt organische Substanz in den Boden gebracht. Die Böden wurden im Idealfall bis zu ihrem standorttypischen Gehalt mit C und N aufgefüllt. Darüber hinausgehende Gehalte warfen die Frage nach einer Überfüllung des Bodens mit Nährstoffen auf (Nieder und Richter 2000).

Auf der anderen Seite ist die Zufuhr von rund $6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ notwendig, um den Verlust an organischem Kohlenstoff in Ackerböden auszugleichen. Bereits teilweise humifiziertes Material kann dabei effektiver zum Erhalt der organischen Substanz des Bodens beitragen. Hohe Mengen humifizierten Materials sind jedoch notwendig, um das Fließgleichgewicht der organischen Substanz des Bodens tatsächlich zu erhöhen (Tate III 1987).

Führt also die Zufuhr von organischer Substanz und damit organischem Stickstoff aus dem Kompost zu Veränderungen des Stickstoffkreislaufs in Böden? Der Anteil an potenziell mineralisierbarem Stickstoff im Boden reagiert deutlich empfindlicher

auf Veränderungen des Stickstoffgehalts der mikrobiellen Biomasse als auf Veränderungen des N_t (Deng et al. 2000).

Zur Verfügbarmachung ist die Mineralisation notwendig, das heißt der Stickstoff nimmt den Weg über die mikrobielle Biomasse des Bodens und ist damit von der Umsetzungsrate der mikrobiellen Biomasse abhängig (Smith 1994).

Um Hinweise auf Veränderungen in der komplexen Mikrobiologie eines Bodens zu erhalten, kann die Messung eines einzelnen Standardparameters nicht ausreichen. Auch Biomassebestimmungen liefern stets nur Indices der Aktivität oder Größe einer mikrobiellen Population (Turco et al. 1994). Es gibt keine Methode, die für alle Situationen brauchbare Ergebnisse erzielt. Zur Beschreibung der mikrobiellen Aktivität eines Bodens ist stets die Betrachtung mehrerer relevanter Parameter notwendig, die im Zusammenhang mit den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Bodens gesehen werden müssen.

Die Ergebnisse von Serna und Pomares (1992) bestätigen diese Strategie in Bezug auf die Stickstoffmineralisation. Keine der in seiner Untersuchung gewählten Extraktionsmethoden konnte allein einen Indikator für mineralisierbare N-Fractionen des Bodens liefern. Erst die kombinierte Betrachtung der mineralischen Stickstoffgehalte mit Ergebnissen diverser chemischer und bodenbiologischer Verfahren erlaubte Rückschlüsse auf das Verhalten der an der Umsetzung beteiligten Mikroorganismen im Hinblick auf die Stickstoffverfügbarkeit.

Biomasse-Messungen zeigten langsame Veränderungen der Konzentration der organischen Bodensubstanz in Sand- und sandigen Lehmböden lange bevor dies durch Bodenchemische Methoden nachgewiesen werden konnte (Powlson et al. 1987). Die Messung des N-Gehalts der mikrobiellen Biomasse eignet sich daher besonders für die Standorte der vorliegenden Untersuchung, da sich in den ersten Versuchsjahren keine Veränderungen des N_t abzeichneten.

3 Material und Methoden

3.1 Auswahl der Versuchsstandorte

Die im Rahmen dieser Arbeit ausgewerteten Feldversuche wurden an vier Ackerstandorten sowie einem Baumschulstandort in Norddeutschland durchgeführt. Es wurden für das nördliche Hamburger Umland typische Ackerstandorte gewählt, die aufgrund ihrer Nährstoffgehalte für eine längerfristige und im Abstand von zwei bis drei Jahren regelmäßige Düngung mit Biokompost geeignet waren. Die Feldversuche wurden in Form von Langparzellen angelegt. Die Parzellen waren Abteilungen von betrieblich normal bewirtschafteten Schlägen. Kompost- und Vergleichsparzellen mussten daher so angeordnet werden, dass die betriebsübliche maschinelle Bearbeitung der Fläche gewährleistet werden konnte.

Die Freilandbaumschule ist für den nordwestlich an Hamburg grenzenden Kreis Pinneberg eine wichtige und hoch intensive Form der Bodennutzung. Bei der Entnahme der Bäume mit Wurzelballen entstehen hohe Boden- und Nährstoffverluste, die durch eine erhöhte Zufuhr an organischer Substanz ausgeglichen werden. In diesem Versuch wurden die Auswirkungen vergleichsweise hoher Gaben, die in mehrjährigem Abstand angewendet werden können, untersucht.

Tabelle 3.1: Kenndaten und Nährstoffstatus der Oberböden (bis 30 cm Tiefe) der vier Versuchsstandorte vor Beginn der Feldversuche

Versuchsstandort	Nutzung	Bodenart	pH (CaCl ₂)	C _t % TS	N _t % TS	C/N	P ₂ O ₅ Gehaltsklassen	K ₂ O Gehaltsklassen	Mg Gehaltsklassen
Krummbek	Acker	SI3	6,5	1,4	0,15	9	D	D	B/C
Wulksfelde Podsol	Acker	S	4,5	1,3	0,10	13	C	A	A
Wulksfelde Braunerde	Acker	Su2	4,7	1,1	0,10	11	B	B	A
Wulksfelde Gley-Podsol	Acker	Su2	5,1	2,5	0,17	15	C	C	B
Halstenbek	Baumschule	SI2	5,8	2,3	0,15	16	C	D	A

Einstufung nach Gehaltsklassen ((Boysen 1998)
A: sehr niedrig, B: niedrig, C: mittel/anzustreben, D: hoch, E: sehr hoch

3.1.1 Versuchsstandorte und Kulturen

3.1.1.1 Ackerstandort Krumbek

Die Fläche "Krumbek" liegt in der Gemeinde Lasbek, Ortsteil Krumbek, etwa 8 km südsüdöstlich von Bad Oldesloe. Krumbek ist naturräumlich dem östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins zuzuordnen und gehört zu der Bodenregion der Parabraunerde-Pseudogley-Gley-Moränenlandschaft. Ausgangssubstrate für die Bodenbildung sind weichseleiszeitliche Geschiebemergel und Sande über Geschiebemergel (Keller 1995). Als regelmäßige Fruchtfolge wurde auf der Fläche die schleswig-holsteinische Fruchtfolge Winterweizen-Winterweizen-Raps angebaut. Der schwach saure Oberboden ist mittel-humos und besitzt hohe verfügbare Phosphor- und Kaliumgehalte (Tabelle 3.1). Die Bodenart ist lehmiger Sand. Die Versuchspartzen befinden sich auf einem Pseudogley-Gley mit Übergängen zur Pseudogley-Parabraunerde. Die Profildaten dieser Ausprägungen sind in Tabelle A 1 und Tabelle A 2 im Anhang zusammengefasst.

Die Versuchsfäche Krumbek wurde in vier Partzen von 0,12 ha aufgeteilt. Zwei Partzen wurden mit Kompost und mineralischer Ergänzung (Kompostvariante) und zwei betriebsüblich mineralisch und organisch gedüngt. 1997 blieb die Vergleichsvariante ungedüngt. Bodenbearbeitung und Pflanzenschutzmaßnahmen wurden auf allen Partzen parallel durchgeführt.

In 1992 wurde in Abänderung der üblichen Fruchtfolge Sommergerste angebaut, um die Einrichtung der Versuchspartzen zu ermöglichen. Die Düngung erfolgte mit 11 t ha^{-1} Kompost (entsprechend einer N_T -Gabe von 123 kg ha^{-1}) im Vergleich zur betriebsüblichen Düngung. In 1992/93 wurde Wintergerste angebaut. Düngung erfolgte auf den Kompostpartzen als mineralische N-Ergänzung von 60 kg ha^{-1} , auf den Vergleichspartzen wurden 166 kg N ha^{-1} auf mehrere Termine verteilt gegeben. Alle Partzen erhielten im Herbst 10 kg N ha^{-1} als Stoppelgabe zum Abbau der Wurzelrückstände. Im Herbst 1993 folgte eine Kompostgabe von $8,3 \text{ t ha}^{-1}$ (entsprechend einer N_T -Gabe von 135 kg ha^{-1}) vor der Saat von Raps. Die Vergleichspartzen erhielten 40 kg N ha^{-1} zur Saat und 125 kg N ha^{-1} im anschließenden Frühjahr. Der Versuch 1997 folgte einer Brache. Es wurden vor der Saat von Hafer 27 t ha^{-1} Kompost (entsprechend einer N_T -Gabe von 470 kg ha^{-1}) gegeben, die Vergleichspartzen blieben ungedüngt. Der Versuchsablauf ist in der Tabelle A 7 im Anhang detailliert dargestellt.

3.1.1.2 Ackerstandorte Wulksfelde

Die Versuchsparzellen befinden sich auf Flächen des Hamburger Staatsguts Wulksfelde am nördlichen Stadtrand Hamburgs. Das Gut wird nach den Bioland-Richtlinien biologisch organisch bewirtschaftet. Auf dem mit 2 m Höhenunterschied schwach gewellten Relief aus Geschiebedecksand sind drei Bodentypen vergesellschaftet. Östlich der Kuppe liegt ein Eisen-Humus-Podsol vor, auf der Kuppe eine Braunerde und westlich der Kuppe ein Gley-Podsol. Die Böden unterscheiden sich in ihrer Acidität, sowie den Humus- und löslichen Nährstoffgehalten (Tabelle 3.1). Der mittel- bis mittelhumose Oberboden des Podsoles hat die Bodenart Sand. Der Boden weist mittlere Gehalte an löslichem Phosphor und deutlichen Mangel an löslichem Kalium und Magnesium auf. Der Oberboden der Braunerde ist ebenfalls mittel- bis stark sauer und schwach humos. Der schwach schluffige Sand weist niedrige Gehalte an löslichem Phosphor und Kalium sowie Mangel an Magnesium auf. Der Gley-Podsol ist im Oberboden mittel-sauer, schwach schluffig und stark humos. Die Gehalte an löslichem Phosphor und Kalium sind mittelhoch, während niedrige Magnesiumgehalte vorliegen. Die Profildaten der Standorte sind im Anhang in Tabelle A 3 bis Tabelle A 5 dargestellt.

In Wulksfelde wurden auf den drei Bodentypen jeweils eine Vergleichs- und zwei Kompostanwendungspartellen angelegt. Es entstanden so neun Partellen von jeweils 800 m². In dem biologisch-organisch bewirtschafteten Betrieb erfolgte kein chemischer Pflanzenschutz. 1992 wurden die Kompostpartellen 1 und 2 mit 32 bzw. 16 t ha⁻¹ TS Kompost (entsprechend 358 und 179 kg N_t ha⁻¹) gedüngt. Die Höhe der niedrigen Kompostgabe wurde als Düngebedarf unter Berücksichtigung der löslichen Nährstoffgehalte sowie dem erwarteten Entzug durch die Kulturpflanzen berechnet. Phosphor erwies sich bei allen ackerbaulich genutzten Böden als limitierender Faktor. Mit der Steigerungsstufe von 32 t ha⁻¹ wurde absichtlich eine demnach überhöhte Düngung durchgeführt. Alle folgenden Düngungen wurden nach dem Nährstoffbedarf der Kulturen bemessen. Nach der Ernte im Herbst wurde auf der gesamten Fläche aufkommende Quecke durch Striegeln bekämpft. In 1993 wurden Kartoffeln angebaut, es erfolgte keine Düngung zu dieser Kultur. Im Frühjahr 1994 wurde mit 8 bzw. 16 t ha⁻¹ Kompost (102 und 204 kg N_t ha⁻¹) gedüngt und Sommerroggen angebaut. Nach der Ernte, sowie im gesamten Jahr 1995 blieb die Fläche brach. Erneut aufkommende Quecke wurde durch mehrfaches Striegeln bekämpft. Der Versuch wurde 1996 mit der Gabe von 15 t TS Kompost

(242 kg N_t ha⁻¹) parallel auf beiden Kompostparzellen fortgesetzt. Es wurden auf Podsol und Gley-Podsol Möhren, sowie Kartoffeln auf der Braunerde angebaut. Direkt nach der Rodung der Feldfrüchte wurde Winterroggen gesät, der im August 1997 geerntet wurde. Nach der Kompostgabe von 10 t TS ha⁻¹ (151 kg N_t ha⁻¹) im März 1998 wurde Sommerweizen angebaut. Der Versuchsablauf ist in Tabelle A 8 im Anhang detailliert dargestellt.

3.1.1.3 Baumschulfläche Halstenbek

Die Baumschulfläche befindet sich auf dem Quartier "Dockenhudener Chaussee" der Firma Euro-Baumschulen Rudolf Schmidt in Halstenbek am nordwestlichen Stadtrand von Hamburg. Der Standort ist durch die intensive Nutzung stark überprägt. Der Oberboden besteht bis zu 40 cm Tiefe aus einem stark humosen Sand und ist mittel-sauer (Tabelle 3.1 und Anhang-Tabelle A 6). Die Bodenart ist schwach lehmiger Sand. Es liegen hohe lösliche Kaliumgehalte, mittlere Phosphorgehalte und ein Mangel an löslichem Magnesium vor. Der Geschiebesand liegt auf Geschiebelehm und -mergel (Baugrundplanungskarte von Hamburg, 1955). Ein hoher mineralischer Fremdstoffgehalt lässt darauf schließen, dass dem Oberboden in weiter zurückliegenden Jahren auch Hausmüll oder Müllkompost, sowie zerkleinerter Bauschutt zugeführt wurden. Im Jahre 1995 wurde eine Drainung installiert.

Die Versuchsfläche wurde 1995 vor Versuchsbeginn gekalkt (2 t ha⁻¹ kohlen-saurer Kalk). Als Gründüngung wurden Sonnenblumen angebaut, deren Einarbeitung im September 1995 erfolgte. Es wurden neun Langparzellen von 8 m Breite und 100-140 m Länge angelegt. Die unterschiedliche Länge ergab sich aus der geometrischen Form des Flurstückes. Die Parzellen wurden mit 28 und 42 t ha⁻¹ TS Kompost beaufschlagt. Die Höhen der Kompostgaben wurden nach üblichen Düngungsmengen mit Stallmist berechnet. Eine dritte Parzelle diente als Vergleichsvariante. So entstanden jeweils drei Feldparallelen einer Variante. Im April 1996 wurden die Parzellen mit Rosskastanien (*Aesculus hippocastanum*), Rotblütiger Rosskastanie (*Aesculus X carnea*), Baumhasel (*Corylus colurna*), Spitzahorn (*Acer platanoides*), Feldahorn (*Acer campestre*) Hainbuche (*Carpinus betulus*) und Rotbuche (*Fagus sylvatica*) in Reihen quer zu den Parzellen bepflanzt. Der Baumabstand in der Reihe betrug 1,5 m bei einem Reihenabstand von 2,5 m. Alle Parzellen wurden jeweils im April 1997 und 1998 mit 48 kg N ha⁻¹ in Form eines Depot-Mehrnährstoffdüngemittels gedüngt (Tabelle A 9). Die Bäume erhielten

abhängig von Gestalt, Art und Sorte einen Erziehungsschnitt. Kranke oder beschädigte Bäume wurden entfernt. Der Versuch dauerte entsprechend einer baumschulerischen Kulturstufe bis Winter 1998 an.

3.1.2 Klimatische Verhältnisse

Zur Kennzeichnung der Witterungsbedingungen wurden von 1991 bis 1998 die monatlichen Niederschlagshöhen und Monatsmitteltemperaturen sowie deren jeweilige langjährige Mittelwerte der Messstation Hamburg-Fuhlsbüttel aus dem monatlichen Witterungsbericht des Deutschen Wetterdienstes (DWD) herangezogen. Die langjährigen Mittel änderten sich 1995, da zu diesem Zeitpunkt der Bezugszeitraum der Wetterbeobachtung des DWD von 1951-80 um eine Dekade auf 1961-90 verschoben wurde (Abbildung 3.1.1 und Abbildung 3.1.2).

Die Untersuchungen wurden 1992 von starker Sommertrockenheit beeinflusst. Die Niederschläge lagen deutlich unter dem langjährigen Mittel, die Monatsmitteltemperaturen waren erhöht. 1993 zeichnete sich durch hohe Niederschlagsmengen in den Sommermonaten und moderate Lufttemperaturen aus. Das Winterhalbjahr 1993/94 war ebenfalls sehr niederschlagsreich. Im Dezember 1993, Januar und Februar 1994 fiel 100 bis 200 % mehr Regen, als im langjährigen Mittel. Der anschließende Sommer 1994 blieb sehr trocken. Hohen Niederschlagsmengen im Winter 1994/95 folgte das insgesamt regenarme Jahr 1995. Der Winter 1995/96 zeichnete sich durch extreme Kälte und Trockenheit aus. Der trockene Boden taute erst im April 1996 auf. In 1996 blieben die Niederschläge mit 492 mm ebenfalls deutlich unter den Normalwerten. 1997 lagen mit 738 mm über das Jahr gesehen normale Niederschlagshöhen vor. Im Winter 1997/98 folgten den zunächst geringen Niederschlagshöhen, begleitet von relativ hohen Lufttemperaturen, überdurchschnittlich hohe Niederschlagsmengen im II. und III. Quartal 1998.

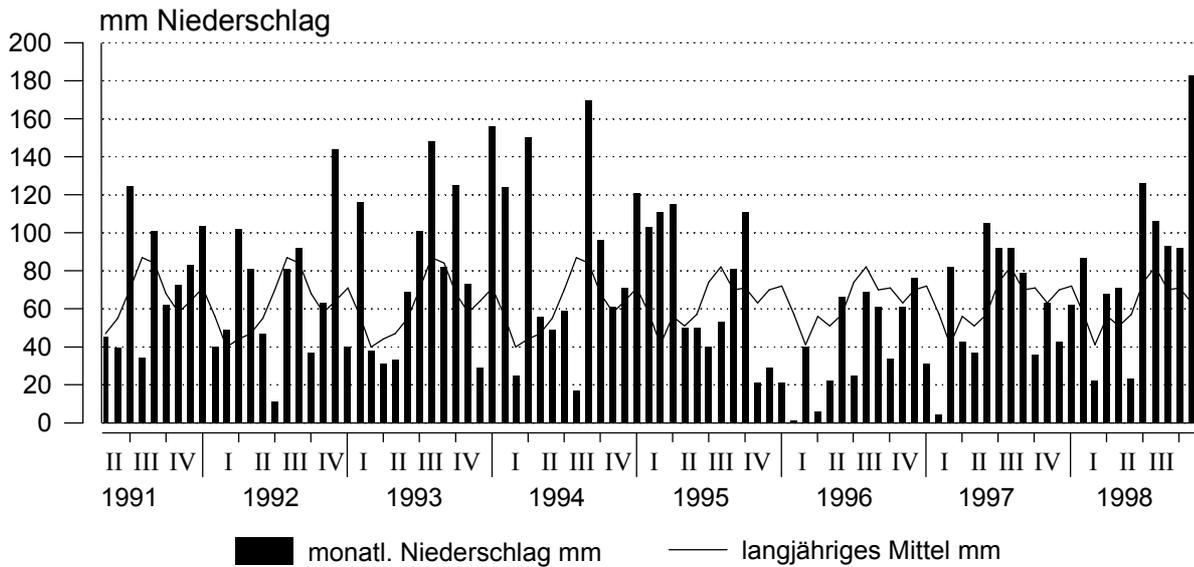


Abbildung 3.1.1 Monatliche Niederschlagshöhen (Säulen) und langjährige Mittel (Linie) der Station Fuhlsbüttel des Deutschen Wetterdienstes im Versuchszeitraum 1991 bis 1998, (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, 1991 bis 1999)

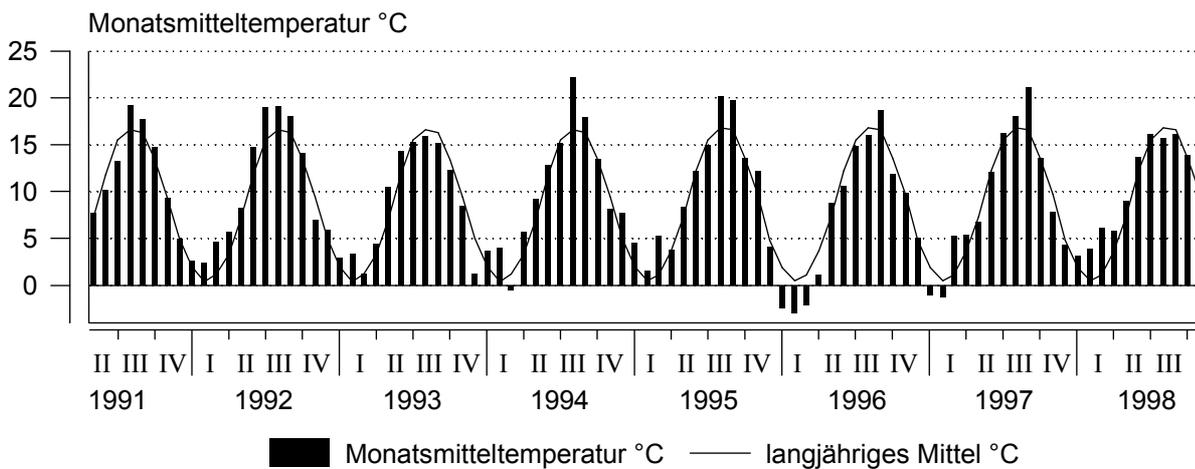


Abbildung 3.1.2 Monatsmitteltemperaturen (Säulen) und langjährige Mittel (Linie) der Station Fuhlsbüttel des Deutschen Wetterdienstes im Versuchszeitraum 1991 bis 1998, (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, 1991 bis 1999)

3.1.3 Art und Qualität der eingesetzten Komposte

Die in 1992 bis 1994 verwendeten Komposte stammten aus der Kleinkompostierungsanlage Hamburg-Bergedorf und wurden dort aus getrennt gesammelten privaten Bioabfällen hergestellt. Ab 1996 wurden Biokomposte des

Kompostwerks Bützberg in Tangstedt bei Hamburg aus vergleichbaren Ausgangsmaterialien verwendet.

Es handelte sich bei allen Chargen um ausgereifte Fertigkomposte, die in saugbelüfteter offener Boxenkompostierung (Hamburg-Bergedorf) oder in eingehauster druckbelüfteter Tafelmietenkompostierung (Bützberg) hergestellt wurden. Die Komposte entsprachen den Qualitätskriterien der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) und waren daher als Düngemittel für landwirtschaftliche Flächen geeignet (Boisch 1997). Die Analysenergebnisse der verwendeten Kompostchargen sind in Tabelle A 10 im Anhang dargestellt. Die Ausbringung erfolgte mittels üblicher Kompoststreuer.

3.1.4 Bodenprobenahmen

Die Nmin-Profile in Wulksfelde und Krummbek wurden mit einem 0-30-60-90 cm Bohrstocksatz beprobt. Es wurden vier Einstiche pro Parzelle durchgeführt. Ein Teil des Oberbodenmaterials wurde luftgetrocknet, ein Teil tiefgekühlt bis zur Analyse aufbewahrt. In der Baumschule wurde nur die 0-30 cm Tiefe beprobt

Für die bodenbiologischen Untersuchungen wurde der Oberboden der Parzellen mit einem Bohrstock (Durchmesser 50 mm) in den Tiefenstufen 0 bis 15 cm sowie 15 bis 30 cm (Krummbek) und 0 bis 30 cm (Wulksfelde) beprobt. Diese Stufung entsprach den Einarbeitungstiefen und werden so von Schinner et al. (Schinner et al. 1993) empfohlen. Eine Probe bestand aus acht Einstichen, deren Material vor Ort gut vermischt wurde. Die Proben wurden umgehend ins Labor gebracht und in feuchtem Zustand < 2 mm gesiebt. Die Aufbewahrung der so von Steinen befreiten und homogenisierten Proben erfolgte bei 4°C gekühlt in zu 4/5 gefüllten Plastikdosen. Die Lagerung bei 4°C über wenige Wochen wurde von Ross et al. (1980) als generell unbedenklich für den Einsatz von Fumigationstechniken empfohlen. Der feldfrisch gesiebte Boden wurde nach einem festen Zeitschema aufgearbeitet.

3.1.5 Pflanzenprobenahmen

Zum Erntezeitpunkt der jeweiligen Kultur wurden auf den Parzellen je ein Quadratmeter in dreifacher Wiederholung abgeerntet. Bei Getreide wurden alle oberirdischen Pflanzenteile verwendet, bei Möhren wurden Kraut und Wurzel getrennt erfasst. Von den Kartoffeln wurden die Knollen geerntet, da das Kraut zu dem Zeitpunkt bereits vergangen war. Die Frischmasse des Ernteguts wurde

umgehend ermittelt und das Material anschließend bei 65°C getrocknet. Im Baumschulversuch wurden keine Pflanzenproben genommen.

3.1.6 Sickerwasserprobenahmen

Das Sickerwasser unter den Ackerflächen wurde nach der Saugkerzenmethode beprobt. Dazu wurden P80-Saugkerzen der KPM Berlin installiert. Auf den Parzellen der Fläche Krumbek wurden in 50 und 100 cm Tiefe jeweils vier Kerzen eingebaut. Auf der Fläche Wulksfelde konnte eine dort bereits vorhandene Anlage (Bauske 1994) genutzt und erweitert werden. Es wurden zu den unterhalb der Ap-Horizonte in 40 cm liegenden Kerzen weitere Kerzen in 100 cm Tiefe zugefügt und drei Parzellen komplett neu eingerichtet, so dass auf jeder Parzelle zwei Kerzen in den zwei Tiefen förderten. Die Keramikkörper wurden durch Teflonschläuche (Innendurchmesser 1 mm) mit 1 l -Vorlagegefäßen verbunden, an die ein Unterdruck von -0,4 hPa angelegt wurde. So wurde das Wasser aus den Grobporen, sowie einem Teil der Mittelporen gewonnen.

Das Sickerwasser wurde im 14-tägigem Rhythmus beprobt. Unterbrechungen entstanden sowohl durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, zu denen die Messstellen stillgelegt werden mussten, als auch durch Trockenperioden im Sommer und Frost im Winterhalbjahr. Zum Probenahmetermin wurden 100 ml des in den Auffangflaschen befindlichen Sickerwassers entnommen, der Rest verworfen. Nach Filtration über ein 0,45 µm Membranfilter (Sartorius 11306-47-N) wurden die Proben bis zur Analyse bei 4°C gelagert.

3.2 Laboranalysen

3.2.1 Kompostanalysen

Die Gehalte an Nitrat -und Ammonium-Stickstoff wurden nach BGK (BGK 1998) bestimmt. Die Bestimmung des Gesamt-Stickstoffes erfolgte mittels CHN-Analyser (Heraeus-Elementar, *CHN-o-rapid*) an bei 105°C getrocknetem < 0,2 mm gemahlenem Material (Planetenkugelmühle mit Zirkoneinsätzen, Retsch PM 4).

3.2.2 Bodenanalysen

3.2.2.1 Nitrat-Stickstoff

Die Bestimmung der Nitrat-Stickstoffgehalte wurde nach der Nmin-Labormethode (VDLUFA 1991) durchgeführt. Die zuvor bei -20°C tiefgekühlten Bodenproben wurden im Verhältnis 1 + 4 (50 g Boden + 200 ml Lösung) mit 0,0125 M CaCl_2 - Lösung extrahiert. Die Nitratgehalte der Extrakte wurden photometrisch bei 210 nm gemessen (Navone 1964).

3.2.2.2 Ammonium-Stickstoff

Die Bestimmung des Ammonium-Stickstoffes erfolgte spektralphotometrisch nach DIN 38 406 Teil 5 -1 (ANONYM 1983) an den CaCl_2 -Extrakten aus 3.2.2.1 . Die Messung beruht auf der Lichtabsorption eines blauen Komplexes bei 655 nm, der durch die Reaktion von Ammonium-Ionen mit Hypochlorit- und Salicylat-Ionen in Gegenwart von Nitroprussidnatrium in stark alkalischem Milieu entsteht.

3.2.2.3 Gesamt-Stickstoff und -Kohlenstoff

750 g der Feldbodenprobe wurden luftgetrocknet und < 2 mm gesiebt. 100 g des gesiebten Materials wurde mit einer Scheibenschwingmühle (Wolfram-Carbid-Einsatz) $< 0,2$ mm gemahlen und bei 105°C getrocknet. Die Bestimmung des Gesamt-Stickstoffs und Kohlenstoffs erfolgte mittels CHN-Analyser (Heraeus-Elementar, *CHN-o-rapid*).

3.2.2.4 Aggregatstabilität

Das zur Messung der Aggregatstabilität (Soil Aggregate Stability, SAS) benutzte Verfahren beruht auf Arbeiten von Kemper und Koch (1966) und Murer et al. (1993) und wurde von Kandeler in Schinner et al. (1993) beschrieben.

Aus vier Tage an der Luft getrockneten Bodenproben wurden durch Handsiebung 1 bis 2 mm große Aggregate gewonnen. Jeweils 4,00 g dieser Aggregate wurden auf Sieben der Maschenweite 0,25 mm 5 Minuten mit 42 Hüben min^{-1} in einer Tauchapparatur vertikal durch deionisiertes Wasser bewegt. Nach Feststellung des Gewichts der stabilen Aggregate wurden diese mit Natriumpyrophosphat zerstört. Der auf den Sieben verbleibende Sand wurde von dem Gewicht der Aggregate abgezogen und so der Anteil stabiler Aggregate in Prozent der Einwaage ermittelt.

3.2.3 Bodenbiologische Analysen

3.2.3.1 Biomasse-Stickstoff

Der Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse des Bodens (N_{BIO}) wurde nach der Chloroform-fumigation at atmospheric pressure (CFAP)-Methode (Witt et al. 2000) bestimmt. Dazu wurden 40 g feuchter Boden in 250 ml Schott®-Flaschen eingewogen, 2 ml Chloroform zugegeben, die Flaschen fest verschlossen und so 24 h bei 25°C begast. Diese Ansätze und jeweils eine nicht mit Chloroform behandelte Parallele wurden mit 120 ml 0,0125 M CaCl_2 -Lösung 1 h im Überkopfschüttler extrahiert. Der Gesamtgehalt an extrahierbarem Stickstoff wurde als Nitrat-Stickstoff nach Oxidation der Ansätze mit Kaliumperoxodisulfat (Cabrera und Beare 1993) gemessen. Die Bestimmung des Nitrat-Stickstoffes in den oxidierten Lösungen erfolgte nach 3.2.2.1. N_{BIO} wurde aus der Differenz der extrahierbaren Stickstoffgehalte der fumigierten und nichtfumigierten Proben unter Verwendung des k_N -Faktor 2,22 berechnet (Jenkinson 1988).

3.2.3.2 Biomasse-Kohlenstoff

Der extrahierbare organische Kohlenstoff in den nach 3.2.3.1 hergestellten Extrakten wurde durch Messung der unverdünnten Lösungen bei 254 nm im Spektralphotometer gemessen (Brandstetter et al. 1996), (Bartels 1988). Als Kalibriersubstanz diente dabei in bi-destilliertem Wasser gelöstes Kaliumhydrogenphthalat (Riedel deHaen 33325) in den Konzentrationen 0, 25, 75 und 100 mg C l^{-1} . Die in den nach der CFAP-Technik fumigierten Extrakten noch eventuell vorhandenen Chloroform-Reste stören die Messung im UV-Bereich nicht, wie eigene Voruntersuchungen ergaben.

3.2.3.3 Dehydrogenaseaktivität

Die Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität erfolgte mit 2-(p-iodophenyl)-3-(p-nitrophenyl)-5-phenyl-etrozoliumchlorid (INT). Die von Mersi und Schinner (1991) beschriebene Methode wurde nach Ergebnissen von Spothelfer-Magana und Thalmann (1992) und eigenen Vorversuchen angepasst.

2,00 g feuchter Boden wurden in drei 50 ml Rollrandgläser eingewogen und mit 1,5 ml 1M Trispuffer (pH 7,8) sowie 2 ml 4,94 mM INT-Lösung versetzt und verschlossen bei 40°C inkubiert. Zu jeder Probe wurde eine Leerprobe ohne Zugaben trocken inkubiert. Anschließend wurde auch den Leerproben Trispuffer und

INT-Lösung zugegeben und alle Versuchsansätze wurden mit 10 ml Tetrahydrofuran eine Stunde im Dunkeln extrahiert. Dabei wurden die Proben alle 20 Minuten kräftig von Hand geschüttelt. Nach Filtration über Faltenfilter (Schleicher und Schüll 595 1/2) wurden die Extrakte bei 646 nm am Photometer gegen eine Eichreihe von 0, 100, 200 und 500 µg INT-Formazan gemessen. Die Dehydrogenaseaktivität wurde durch die Menge des durch den Boden zu INT-Formazan reduzierten INTs bezogen auf 1 g TS und Stunde ermittelt.

3.2.3.4 Anaerobe Stickstoff-Mineralisation

Die Erfassung der Stickstoffmineralisation im anaeroben Brutversuch basiert auf der von Kandeler (Schinner et al. 1993) beschriebenen Methode. 5,00 g frischer Boden wurden in drei 50 ml Rollrandgläser eingewogen und mit 15 ml deionisiertem Wasser überstaut. Als Leerproben wurden 5,00 g Boden in 50 ml PE-Flaschen eingewogen 15 ml deionisiertes Wasser zugegeben und bei -20°C tiefgekühlt. Nach sieben Tagen Inkubation bei 40°C wurden Brutansätze und Leerproben unter Zugabe von 15 ml 0,025 M CaCl₂-Lösung extrahiert und über Faltenfilter (Macherey Nagel 619 1/4) filtriert. Die Bestimmung des während der Bebrütung entstandenen Ammoniums wurde nach 3.2.2.2 durchgeführt. Die Mineralisationskapazität wurde in mg NH₄-N pro g TS und Tag berechnet.

3.2.3.5 Arginin-Desaminierung

Die Erfassung der Arginin-Desaminierungsaktivität basiert auf der von Kandeler (Schinner et al. 1993) beschriebenen Methode. In vier 250 ml PE-Flaschen wurden 10,0 g frischer Boden eingewogen und mit 4 ml 11,5 mM L-Argininlösung befeuchtet. Ein Ansatz wurde als Leerprobe umgehend bei -20°C tiefgekühlt, die anderen drei Ansätze bei 37°C vier Stunden inkubiert. Anschließend wurden alle Ansätze mit 36 ml 0,0125 M CaCl₂ - Lösung eine halbe Stunde auf einem Horizontalschüttler extrahiert und über Faltenfilter (Macherey Nagel 619 1/4) filtriert. Die Bestimmung des während der Bebrütung entstandenen Ammoniums wurde nach 3.2.2.2 durchgeführt. Die Desaminase-Aktivität wurde in mg NH₄-N pro g TS und Stunde berechnet.

3.2.4 Trockensubstanz und Gesamt-Stickstoffgehalte der Pflanzen

Das geerntete Pflanzenmaterial wurde bei 65°C getrocknet und gewogen. Das Material wurde durch Zerkleinerung in einer Schneidmühle (Fa. Retsch, SM 2000)

homogenisiert. Ein Teil wurde mit einer Scheibenschwingmühle (Wolfram-Carbid-Einsatz) aufgemahlen und bei 105°C getrocknet. Die Bestimmung des Gesamt-Stickstoffes erfolgte mittels CHN-Analyser (Heraeus-Elementar, CHN-o-rapid).

3.2.5 Sickerwasseranalysen

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden mit einem Ionenchromatographen (Dionex System 14) gemessen.

3.3 Fremddaten

Den Ergebnissen der Sickerwasseruntersuchungen an den Standorten in Wulksfelde wurden die von Bauske (1994) von Januar bis April 1992 ermittelten Werte hinzugefügt.

3.4 Statistische Methoden

Zur statistischen Prüfung der Ergebnisse wurden aufgrund der pro Parameter vorliegenden kleinen Datenmengen und der somit nicht nachweisbaren Normalverteilung der Werte ausschließlich nicht-parametrische Testverfahren angewendet. Varianzanalysen (H-Test nach Kruskal/Wallis, U-Test nach Mann/Whitney) wurden auf dem Signifikanzniveau von 5 % durchgeführt. Die Korrelationsuntersuchungen wurden durch Berechnung der Koeffizienten nach Bravais-Pearson durchgeführt. Die Sickerwasserdaten wurden saisonal getrennt betrachtet, da witterungs- und verfahrensbedingte Lücken in den Messreihen auftraten.

Alle Berechnungen wurden mit dem Programm Statgraphics Plus 3.3 (Manugistics 1998) durchgeführt.

4 Ergebnisse

4.1 Gehalte im Kompost

Die eingesetzten Komposte entsprachen den Qualitätsrichtlinien der BGK für Fertigungskompost (Abschnitt 3.1.3). Die Konzentration an organischer Substanz (OS) lag zwischen 24 und 36 % TS (Abbildung 4.1.1). Kohlenstoff ist mit etwa 50 % der Hauptbestandteil der OS. Die C-Konzentrationen in den Komposten bewegten sich zwischen 13,1 und 20,5 %. Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen im Kompost betragen 1,1 bis 1,6 % TS. Bei Betrachtung der Gesamtgehalte ist Stickstoff der mengenmäßig am höchsten mit dem Kompost zugeführte Nährstoff. Als Ammonium- und Nitratstickstoff und damit in pflanzenverfügbaren, mineralischer Form lagen nur 0,02 bis 0,07% der Trockensubstanz im Kompost vor. Der Stickstoff in den Komposten war somit zu +/-100 % in der organischen Substanz gebunden.

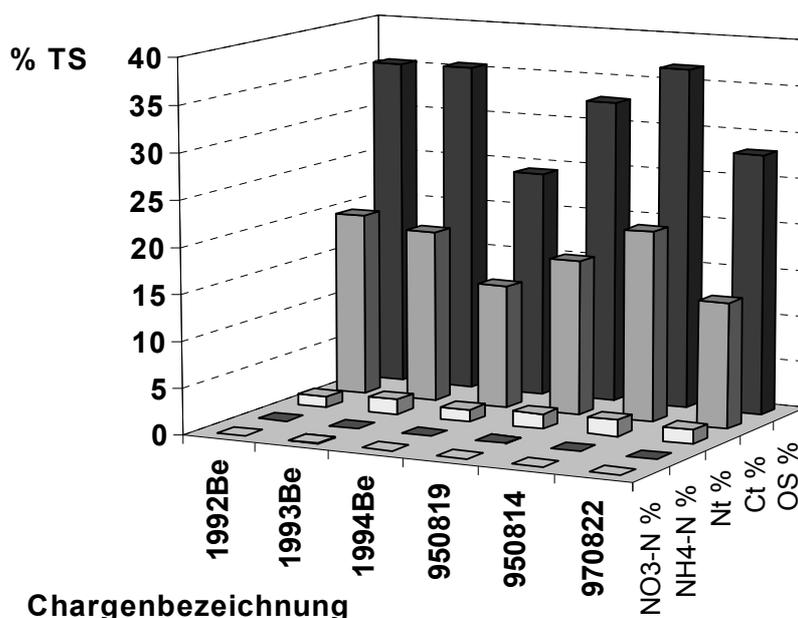


Abbildung 4.1.1: Konzentrationen von organischer Substanz (OS), Gesamt-C (C_t), Gesamt-N (N_t) sowie Nitrat- und Ammonium-N (NO_3 - und NH_4 -N) in % TS der in den Feldversuchen verwendeten Kompostchargen

Die Mengenverteilung von organischer Substanz, C_t und N_t sowie mineralischem Stickstoff spiegelt sich in der Betrachtung der mit dem Kompost eingebrachten Frachten wider (Tabelle 4.1). Die Kompostanwendungsmengen wurden je nach Versuchsansatz unterschiedlich berechnet (Abschnitt 3.1.1). Den Böden wurden pro Hektar mehrere Tonnen organischer Substanz zugeführt. Die Ackerböden erhielten im Durchschnitt der Versuchsjahre 1,1 bis 1,5 t ha⁻¹ C_t , die Baumschulböden 1,5 und

2,3 t ha⁻¹ C_t. Die jährliche Gesamt-Stickstofffracht auf den Ackerflächen belief sich mit 97 bis 121 kg ha⁻¹ a⁻¹ N_t auf weniger als 10 % davon. Die N-Frachten im Baumschulversuch entsprachen jährlich anzurechnenden Gaben von 151 und 226 t N ha⁻¹ (Tabelle 4.2). Auf den landwirtschaftlichen Flächen wurden mit den Komposten mineralische Stickstofffrachten zwischen 2,1 und 14,3 kg ha⁻¹ ausgebracht. Auf den Baumschulflächen waren es 19,3 und 29 kg ha⁻¹.

Tabelle 4.1 Frachten organischer Substanz (OS), Gesamt-C (C_t), Gesamt-N (N_t) sowie Nitrat- und Ammonium-N in kg ha⁻¹ der Kompostanwendungen an den Standorten Wulksfelde, Krumbek und Halstenbek im Verlauf der Feldversuche 1992 bis 1998

Standort (/Variante)	Anwendung		Frachten			
	im Jahr	Menge TS	OS	C _t	N _t	min. N
	t ha ⁻¹					
Krumbek	92	11	3905	2178	123,2	2,1
	93	8,3	2955	1544	134,5	4,7
	97	27	9963	5546	469,8	14,3
Wulksfelde /1	92	32	11360	6336	358,4	6,2
	94	8	1952	1064	102,4	4,5
	96	15	4920	2511	242,4	10,3
	98	10	2820	1355	150,6	2,7
Wulksfelde /2	92	16	5680	3168	179,2	3,1
	94	16	3904	2128	204,8	9,1
	96	15	4920	2511	242,4	10,3
	98	10	2820	1355	150,6	2,7
Halstenbek	96	28	9184	4687	452,5	19,3
	96	42	13776	7031	678,7	29,0

Tabelle 4.2 Jährlich anzurechnende Gesamt-C (C_t) und Gesamt-N (N_t)-Zufuhren durch die Kompostgaben in kg ha⁻¹ als Mittel der Versuchsjahre an den Standorten Wulksfelde, Krumbek und Halstenbek im Verlauf der Feldversuche 1992 bis 1998

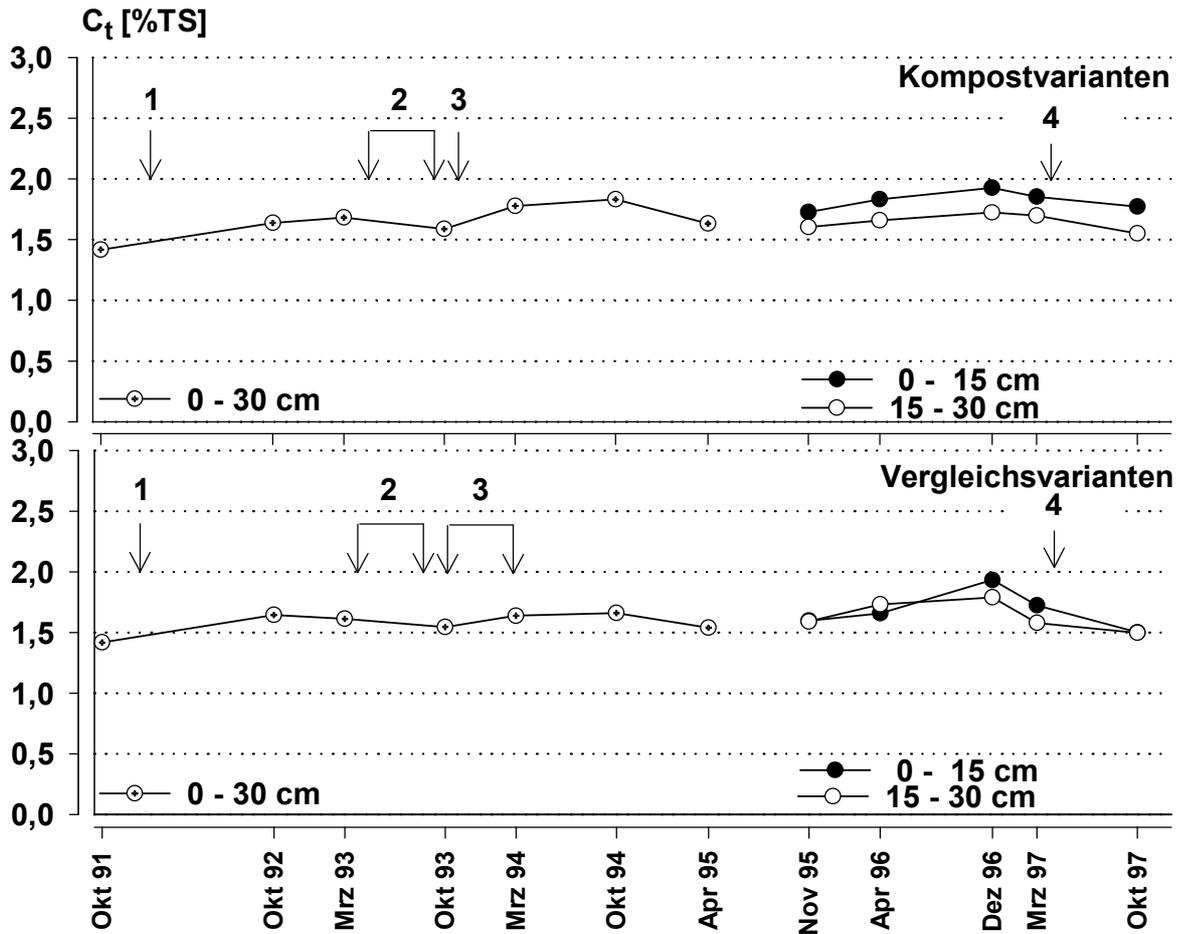
Standort (/Variante)	Anrechnungs- zeitraum Jahre	Frachten	
		C _t	N _t
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹	
Krumbek	6	1544	121
Wulksfelde/1	8	1408	107
Wulksfelde/2	8	1145	97
Halstenbek / 28 t	3	1562	151
Halstenbek / 42 t	3	2344	226

4.2 Ackerstandort Krummbek

4.2.1 Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Ackerstandort Krummbek

Die Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen wurden am Standort Krummbek regelmäßig im Frühjahr vor der Düngung oder Bestellung und zum Ende der Vegetationsperiode gemessen. Die Probenahme im Herbst 1991 diente der Feststellung der Ausgangsgehalte.

Als Kennzahl für die organische Bodensubstanz wird in dieser Arbeit die Konzentration des Gesamtkohlenstoffs (C_t) dargestellt (Abbildung 4.2.1). Der Gesamtkohlenstoff der Düngungsvarianten unterschied sich im ersten Versuchsabschnitt (1991 bis 1995) in der Tiefe 0 bis 30 cm nicht. Bei dem zweistufigen Probenahmeverfahren (0 bis 15 und 15 bis 30 cm) im zweiten Versuchsabschnitt wurden zeitlich parallel verlaufende Schwankungen sichtbar. Vor Beginn der Untersuchung (1991) betrug der Gesamtkohlenstoff der Fläche im Ap-Horizont 1,4 %. 1997 wurden bei der Vergleichsvariante in 0 bis 15 und bis 30 cm Tiefe 1,5 und 1,4 %, auf der Kompostvariante 1,8 und 1,6 % C_t gemessen. Die höheren Werte der Kompostvariante waren jedoch statistisch nicht abzusichern. Die Kompostvariante wies in der Beprobungstiefe 0 bis 15 cm signifikant höhere Gesamtkohlenstoffkonzentrationen als in 15 bis 30 cm Tiefe auf. Die Werte der zwei Tiefenstufen der Vergleichsvarianten unterschieden sich dagegen nicht.



Düngung:	1	2	3	4
Kompost [t TS ha ⁻¹] mit mineralischer N-Ergänzung [kg ha ⁻¹]	11 t	60 kg N (Frühjahr) 10 kg N (Herbst)	8,3 t (Herbst)	27 t
Vergleichsparzellen: konventionelle mineralische Düngung, Wirtschaftsdünger	65 kg NH ₄ -N (Gülle) plus 67,55,72 kg N zur Kultur	60 und 10 kg plus 90,30,40 kg N zur Kultur	40 kg (Herbst) und 125 kg N Frühjahr	ohne Düngung

Abbildung 4.2.1: Gesamt-Kohlenstoff (C_t) in % TS am Standort Krummbek, Oktober 1991 bis Oktober 1997, Kompost- und Vergleichsvarianten als Mittelwerte der Feldparallelen (n=2, 15-30 cm der Vergleichsvariante: n=1), 1 bis 4: Düngungsmaßnahmen

Die Konzentration des Gesamt-Stickstoffes (N_t) veränderte sich im Laufe des Feldversuches nicht (Abbildung 4.2.2). Zu Beginn der Untersuchung wurde im Ap-Horizont bis 30 cm Tiefe 0,15 % N_t gemessen. In der Bracheperiode 1996/1997 lagen wenig höhere Werte in beiden Düngungsvarianten und Beprobungstiefen vor. Auf der Kompostvariante wurden in 0 - 15 cm Tiefe tendenziell höhere Konzentrationen als unter der Vergleichsvariante gemessen, signifikant war jedoch nur der Unterschied zur unteren Beprobungstiefe der Kompostvariante. Der Gesamt-

Stickstoff in beiden Beprobungstiefen der Vergleichsvariante fiel zum Ende des Versuchs unter den Ausgangswert von 1991 ab, signifikante Unterschiede zwischen den Varianten bestanden nicht.

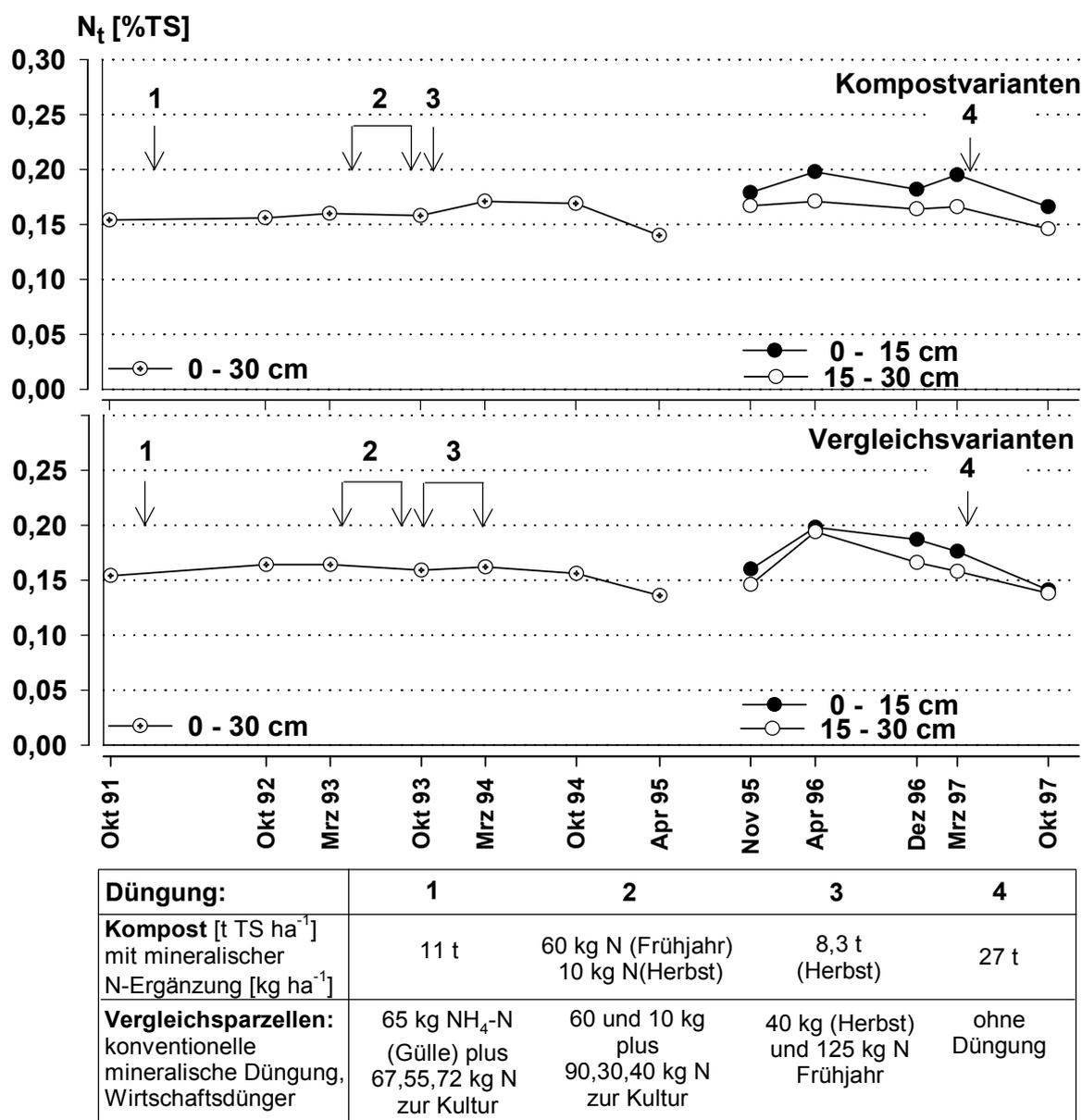


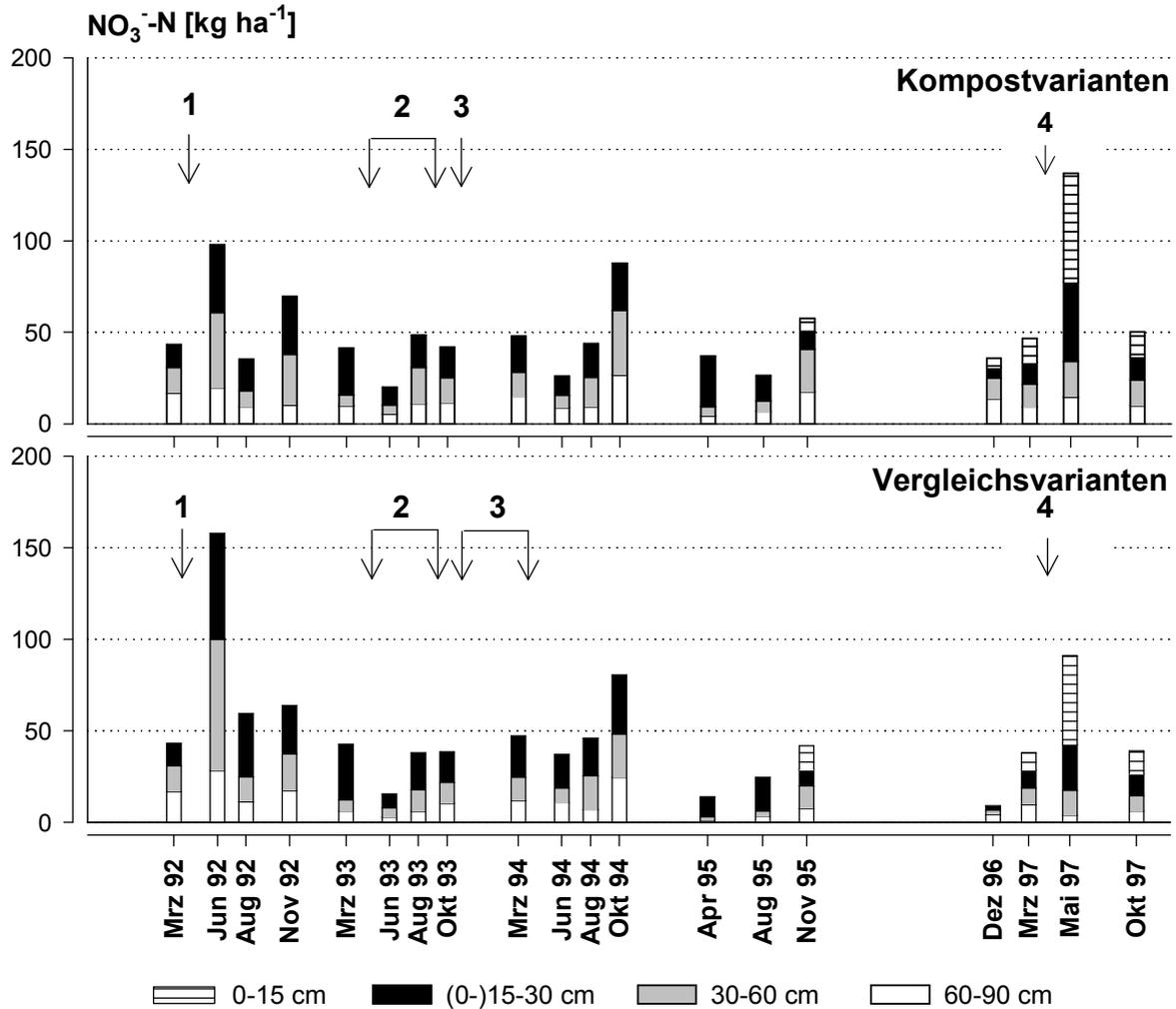
Abbildung 4.2.2: Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) in % TS am Standort Krumbek, Oktober 1991 bis Oktober 1997, Kompost- und Vergleichsvarianten als Mittelwerte der Feldparallelen ($n = 2$), 1 bis 4: Düngungsmaßnahmen

4.2.2 Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Krumbek

Der Gehalt an mineralischem Stickstoff wurde am Standort Krumbek regelmäßig vor der Kultur im Frühjahr, zur Hauptwachstumszeit im Sommer, sowie zur Ernte und zum Ende der Vegetationsperiode im Herbst gemessen. Die Beprobung erfolgte in

den Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 und 60-90 cm. Ab November 1995 wurde die Beprobungstiefe 0-30 cm in die Stufen 0-15 cm und 15-30 cm aufgeteilt. Auf diese Weise wurde die Bodenbearbeitungstiefe bis 15 cm getrennt erfasst. In der Vegetationsperiode 1996 wurden die Parzellen nicht beprobt. Nach der Probenahme im Oktober 1997 wurde der Versuch beendet. In Abbildung 4.2.3 sind die Nitrat-Stickstoffgehalte zu den Probenahmeterminen dargestellt. Die Ammoniumgehalte blieben hier, wie auch an den übrigen Standorten unberücksichtigt, da sie sehr niedrig bzw. oftmals unterhalb der Nachweisgrenze lagen. Die Nitrat-N-Gehalte in den beiden Düngungsvarianten zeigten in ihrer Höhe und in ihrem zeitlichen Verlauf wenig Unterschiede. Deutliche Abweichungen traten zuerst im Sommer 1992 auf. Die intensiv mineralisch gedüngten Vergleichsvarianten wiesen gegenüber der Kompostvariante um $60 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ erhöhte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte auf. Hohe herbstliche Rest- $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte von $88 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ in der Kompostvariante und $80 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ in der Vergleichsvariante traten im Oktober 1994 auf. Im darauf folgenden Frühjahr waren in der Kompostvariante noch $37 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$, in der Vergleichsvariante jedoch nur noch $14 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ vorhanden. Im Mai 1997 waren in den Kompostvarianten $37 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ mehr $\text{NO}_3\text{-N}$ als in den ungedüngten Vergleichsvarianten vorhanden. Der Rest- $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt der Kompostparzellen war im Oktober 1997 mit $50 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ jedoch nur noch geringfügig höher als der der Vergleichsvarianten mit $39 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$.

Die Gehalte der Düngungsvarianten unterschieden sich über den gesamten Versuchszeitraum betrachtet weder in den einzelnen Tiefenstufen noch in den gesamten Profilen signifikant voneinander und wiesen eine enge Korrelation auf.



Düngung:	1	2	3	4
Kompost [t TS ha ⁻¹] mit mineralischer N-Ergänzung [kg ha ⁻¹]	11 t	60 kg N (Frühjahr) 10 kg N(Herbst)	8,3 t (Herbst)	27 t
Vergleichsparzellen: konventionelle mineralische Düngung, Wirtschaftsdünger	65 kg NH ₄ -N (Gülle) plus 67,55,72 kg N zur Kultur	60 und 10 kg plus 90,30,40 kg N zur Kultur	40 kg (Herbst) und 125 kg N Frühjahr	ohne Düngung

Abbildung 4.2.3: NO₃-N-Gehalte in kg ha⁻¹ der Profiltiefen 0-15, 15-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Krummbek, März 1992 bis Oktober 1997, Mittelwerte aus 2 Feldparallelen, 1 bis 4: Düngungsmaßnahmen

4.2.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Krummbek

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter den Parzellen wurden regelmäßig von März 1992 bis Dezember 1997 in den Tiefen 40 und 100 cm gemessen (Abbildung 4.2.4). Unterbrechungen der Beprobung entstanden in den Sommermonaten durch Austrocknung und im Herbst/Winter 1994/95 auch durch Bodenbearbeitung, zu der die Messstellen ausgebaut werden mussten. Anschließend

Frost verhinderte den erneuten Einbau bis zum Frühjahr 1994. Die Sickerwassergewinnung wurde, wie in Abschnitt 3.1.6 dargestellt, nach der Saugkerzenmethode durchgeführt.

Nach den Düngergaben in 1992 (1 in Abbildung 4.2.4) blieben die Nitratkonzentrationen in den mit Kompost und in den konventionell gedüngten Varianten auf vergleichbarem Niveau von 100 bis 200 mg l⁻¹. Nach der Austrocknung im Sommer und der Wiederbefeuchtung im Herbst 1992 wurden deutliche Konzentrationsspitzen gemessen: unter den Kompostvarianten über 400 mg l⁻¹ in 40 cm und bis 309 mg l⁻¹ in 100 cm Tiefe, unter den Vergleichsvarianten bis 229 mg l⁻¹ in 40 cm und 402 mg l⁻¹ in 100 cm Tiefe. In beiden Varianten traten diese Peaks zuerst in 40 cm Tiefe und direkt anschließend in 100 cm Tiefe auf.

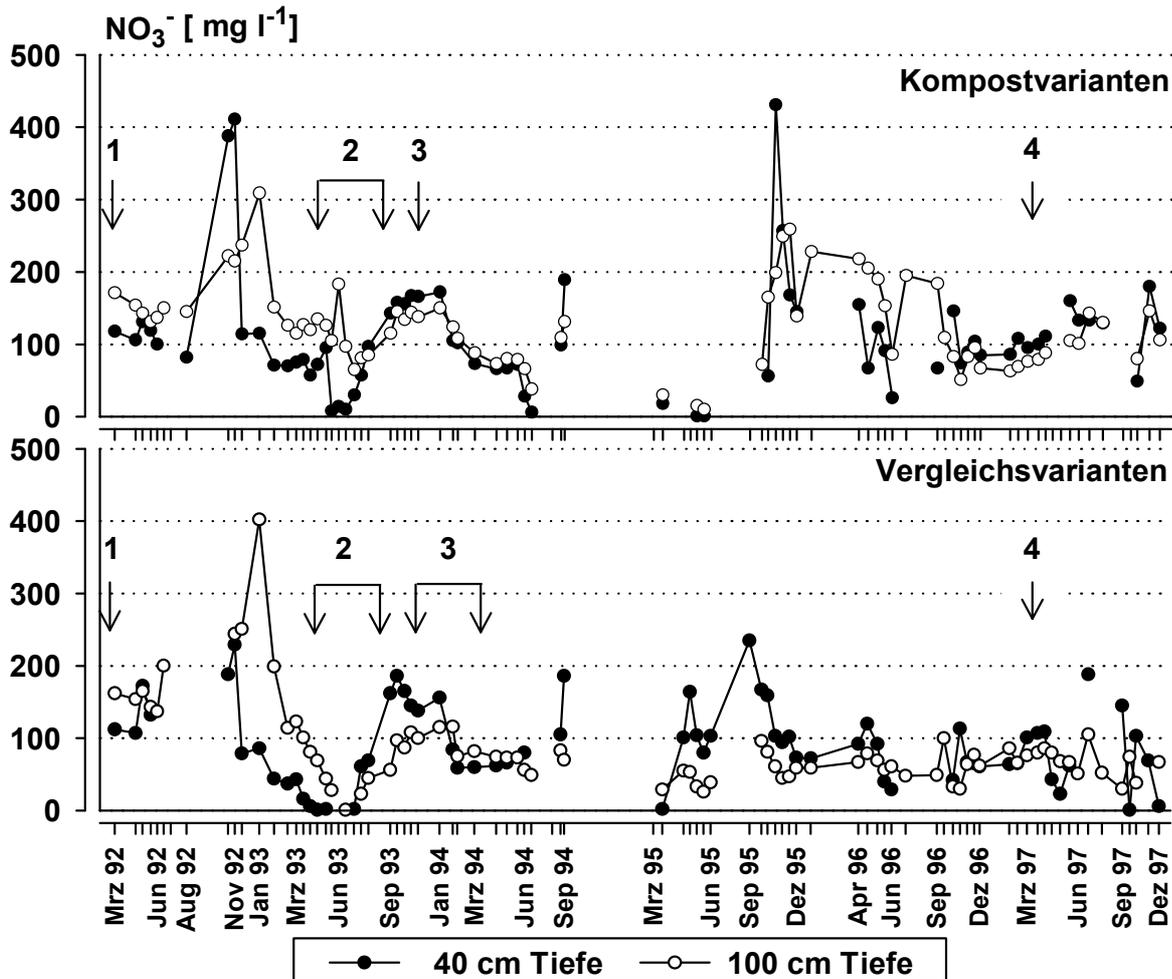
Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser blieben 1993 unter Kompostanwendung in beiden Tiefenstufen auf einem höheren Niveau (um 75 mg l⁻¹ in 40 cm und 120 mg l⁻¹ in 100 cm Tiefe), während die Konzentrationen der Vergleichsvarianten in beiden Tiefenstufen im Laufe der Hauptwachstumszeit von 37 bzw. 123 mg l⁻¹ kontinuierlich auf nahezu Null sanken. Unter den Kompostvarianten trat ein Absinken von 100 auf weniger als 5 mg l⁻¹ nur in 40 cm Tiefe im Frühsommer auf. Die Nitratkonzentration stieg anschließend in 100 cm Tiefe kurzfristig um etwa 90 mg l⁻¹ an. In 100 cm Tiefe blieben die Konzentrationen oberhalb 75 mg l⁻¹. In beiden Tiefenstufen der Kompostvarianten wurden 1993 höhere Nitratkonzentrationen gemessen, als unter den Vergleichsvarianten, wobei die Konzentrationen im 100 cm Tiefe überwiegend höher als in 40 cm Tiefe waren.

1993/94 zeigten die Konzentrationen der Düngungsvarianten einen sehr ähnlichen Verlauf. Von September 1993 bis Januar 1994 stiegen die Konzentrationen unter Kompost in beiden Tiefenstufen bis zu 172 und 150 mg l⁻¹ gegenüber 156 und 115 mg l⁻¹ unter der Vergleichsvariante an. Diese Konzentrationsunterschiede ließen sich statistisch nicht absichern, obwohl aus der Abbildung eine Tendenz zu niedrigeren Konzentrationen in 100 cm Tiefe der Vergleichsvariante ablesbar ist.

Während der Vegetationsperiode 1994 blieben die Konzentrationen in allen Tiefen bei etwa 70 mg l⁻¹ und sanken anschließend ab. Nach dem Neueinbau der Messstellen im Frühjahr 1995 lieferten die Saugkerzen unter den Kompostparzellen nur sporadisch Sickerwasser und wurden erneuert. Unter den Kompost- und Vergleichsvarianten traten 1995 erneut deutliche Herbstmaxima auf. Ende 1995 wurden in 100 cm Tiefe unter den Kompostvarianten mit über 200 mg l⁻¹ deutlich

höhere Konzentrationen gemessen, als unter den Vergleichsvarianten. Für die 100 cm Tiefe ist dieser Unterschied signifikant, für die 40 cm Tiefe ist ein Vergleich aufgrund der stark schwankenden Werte der Kompostvarianten im Herbst und der Datenlücken nicht sinnvoll. Die Konzentrationen in 100 cm Tiefe der Kompostvarianten blieben 1996 auf höherem Niveau als in der Vergleichsvariante. Im Herbst 1996 lagen die Konzentrationen in allen Tiefen bei etwa 80 mg l^{-1} .

Die 1996/97 gemessenen Konzentrationen waren in beiden Tiefenstufen der Kompostvarianten höher, als unter den ungedüngten Vergleichsvarianten. Dies war jedoch für den Zeitraum nach der Kompostgabe (4 in Abbildung 4.2.4) aufgrund der stark schwankenden Werte und Datenlücken statistisch nicht abzusichern. Ein Herbstmaximum trat 1997 auch nach der vergleichsweise hohen Kompostgabe nicht auf.



Düngung:	1	2	3	4
Kompost [t TS ha ⁻¹] mit mineralischer N-Ergänzung [kg ha ⁻¹]	11 t	60 kg N (Frühjahr) 10 kg N (Herbst)	8,3 t (Herbst)	27 t
Vergleichspartellen: konventionelle mineralische Düngung, Wirtschaftsdünger	65 kg NH ₄ -N (Gülle) plus 67+55+72 kg N zur Kultur	60 und 10 kg plus 90+30+40 kg N zur Kultur	40 kg (Herbst) und 125 kg N Frühjahr	ohne Düngung

Abbildung 4.2.4: Nitratkonzentrationen in mg l⁻¹ im Sickerwasser am Standort Krummbek in den Tiefen 40 und 100 cm, Versuchszeitraum März 1992 bis Oktober 1997, 1 bis 4: Düngungsmaßnahmen

4.2.4 Bodenbiologische Parameter am Standort Krummbek

Bodenbiologische Parameter wurden am Standort Krummbek an fünf Terminen zwischen Dezember 1996 und Oktober 1997 untersucht (Abbildung 4.2.5 a bis f). Die Beprobung erfolgte in den Tiefenstufen 0-15 cm und 15-30 cm des Ap-Horizontes. Im April 1997 wurde eine Kompostanwendung mit 27 t TS ha⁻¹ durchgeführt. Die Vergleichsvarianten blieben ungedüngt.

Die Kohlenstoffkonzentration der mikrobiellen Biomasse (C_{BIO}) veränderte sich während des Beobachtungszeitraumes kaum (Abbildung 4.2.5 a). In den Düngungsvarianten und Tiefenstufen waren gleichförmige Schwankungen im Verlauf des Beobachtungszeitraumes festzustellen. Es trat dabei eine signifikante Abstufung der Werte in der Reihenfolge Kompostvariante 0-15 cm > Vergleichsvariante 0-15 cm > Kompostvariante 15-30 cm \geq Vergleichsvariante 15-30 cm auf.

Die Entwicklung des Stickstoffes in der mikrobiellen Biomasse (N_{BIO}) verlief in den Kompostvarianten und der unteren Beprobungstiefe der Vergleichsvarianten mit der gleichen Dynamik wie bei C_{BIO} . Die Vergleichsvarianten wichen in 0-15 cm Tiefe von diesem Schema deutlich ab (Abbildung 4.2.5 b). Die Werte der Düngungsvarianten unterschieden sich nicht.

Mit den Biomassegehalten vergleichbare jahreszeitliche Schwankungen wies die Dehydrogenaseaktivität (DHA) des Bodens auf. Hier kam es zwischen März und Mai bei beiden Düngungsvarianten und Bodentiefen zu deutlichen Aktivitätssteigerungen. Die Aktivitäten verringerten sich im folgenden Herbst wieder (Abbildung 4.2.5 c). Die oberen Beprobungstiefen zeigten signifikant höhere Aktivitäten als die jeweils unterliegenden Tiefen, die Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten sind jedoch nicht signifikant, wobei die Aktivitäten in 0-15 cm Tiefe der Kompostvariante in der Tendenz höher waren, die Signifikanzgrenze aber nicht erreichten. Die Aktivitäten im Unterboden unterschieden sich nicht.

Der Stickstoffmineralisationsindex (Abbildung 4.2.5 d) wurde im Dezember 1996 nicht bestimmt. Im März trat die bereits für C_{BIO} und N_{BIO} beschriebene Abfolge der Aktivitäten auf. Im Frühjahr 1997 stiegen die Mineralisationsaktivitäten in beiden Tiefenstufen der Vergleichsvarianten deutlich an, während die Aktivitäten der Kompostvarianten in 0 bis 15 cm sanken und zwischen 15 und 30 cm sich nur wenig erhöhten. Die Aktivitätsunterschiede zwischen oberer und unterer Beprobungstiefe der Düngungsvariante waren jeweils signifikant. Die Herbstproben zeigen wieder die Abfolge vom Frühjahr auf. Die Düngungsvarianten zeigten somit bei diesem Parameter voneinander abweichende Dynamiken.

Die Abfolge der Arginin-Desaminierungsaktivitäten (ADA) zeigte im Dezember 1996 und März 1997 zunächst ebenfalls die Reihenfolge Kompostvariante 0-15 cm > Vergleichsvariante 0-15 cm > Kompostvariante 15-30 cm > Vergleichsvariante 15-30 cm (Abbildung 4.2.5 e). Nach der Kompostgabe sanken die Aktivitäten in der Kompostvariante, während in der Vergleichsvariante ein Anstieg stattfand. Im Herbst

glichen sich die Aktivitäten der jeweiligen Beprobungstiefe an. Die oberen Beprobungstiefen wiesen höhere Aktivitäten als die jeweils zugehörigen unterliegenden Tiefen auf. Ein Unterschied zwischen den Kompost- und Vergleichsvarianten war in der Beprobungstiefe 0-15 cm nur tendenziell vorhanden. Die Düngungsvarianten unterschieden sich somit in der Höhe ihrer Aktivität nicht.

Die Aggregatstabilität (SAS) in der beprobten Tiefe 0-15 cm der Kompost- und Vergleichsvarianten sank während des Beobachtungszeitraumes von 80 auf 61 bzw. 74 auf 57 % (Abbildung 4.2.5 f). Die Düngungsvarianten unterschieden sich dabei nicht.

Bei der Betrachtung aller bodenbiologischer Parameter ist die wiederholte oben beschriebene Abfolge der beprobten Tiefen in ihren Aktivitäten bzw. Biomassen auffällig. Der obere Teil des Ap-Horizontes, der bereits vor Beginn der Untersuchung der Bodenbiologie an drei Zeitpunkten mit Kompost gedüngt wurde, weist wiederholt bei verschiedenen Parametern die höchsten Messwerte auf. Diese Ergebnisse konnten jedoch bei keinem Parameter statistisch abgesichert werden. Es lässt sich somit nur eine Tendenz zu höheren biologischen Aktivitäten in der Einarbeitungstiefe des Ap-Horizontes bei Kompostanwendung feststellen.

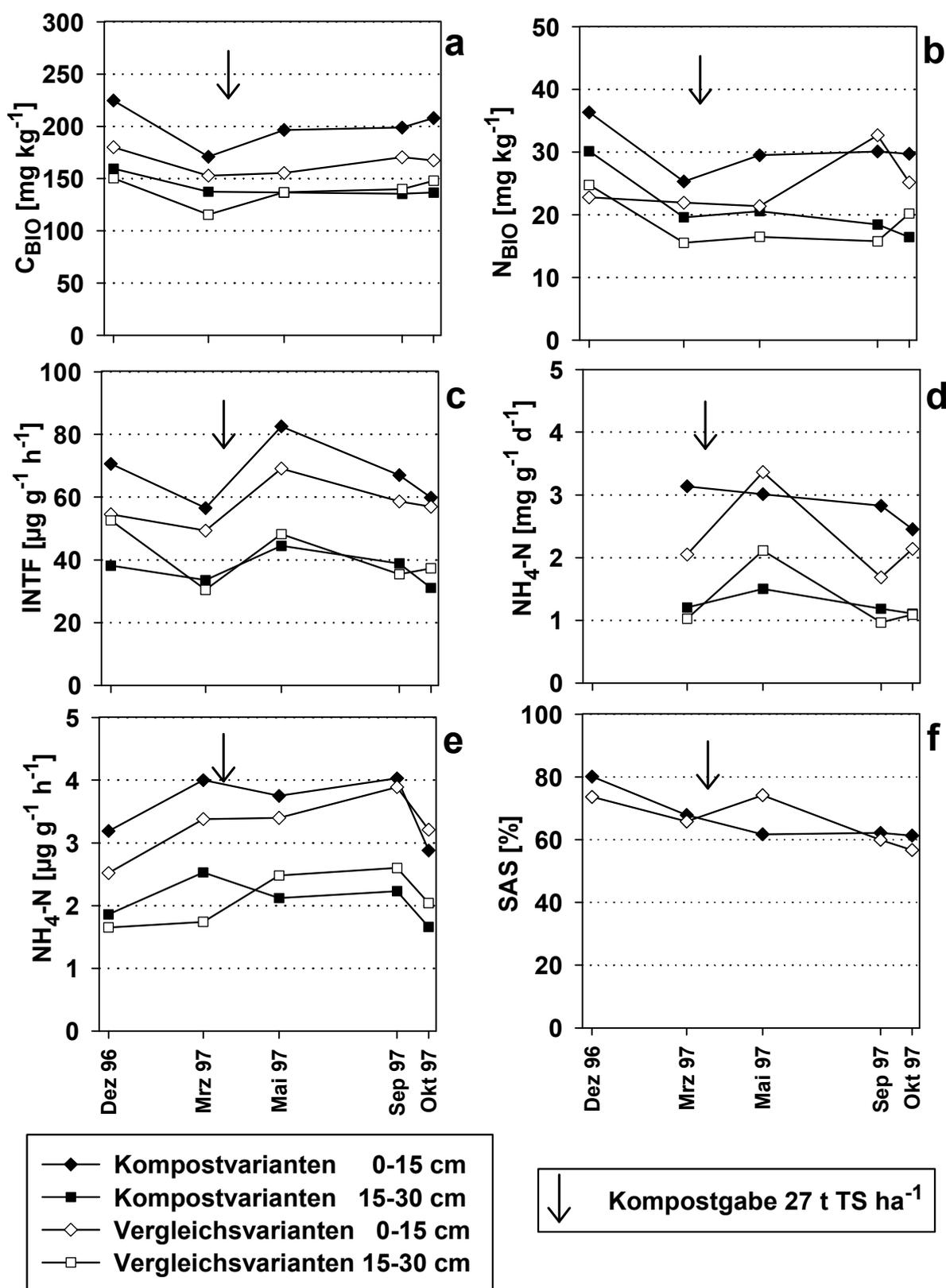


Abbildung 4.2.5: (a) Biomasse-C in mg kg⁻¹, (b) Biomasse-N in mg kg⁻¹, (c) Dehydrogenaseaktivität in μg INTF gTS⁻¹ h⁻¹, (d) anaerobe N-Mineralisierung in μg NH₄-N g⁻¹d⁻¹, (e) Arginin-Desaminierung in μg NH₄-N gTS⁻¹h⁻¹ und (f) Aggregatstabilität in % . (Mittelwerte der Feldparallelen, n=2, außer C_{BIO} und N_{BIO}: Vergleichsvarianten dort n=1) Standort Krumbek, Dezember 1996 bis Oktober 1997

4.2.5 Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Krummbek

Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) in den am Standort Krummbek geernteten oberirdischen Pflanzenteilen sind in Abbildung 4.2.6 dargestellt. 1994 konnte der Winterraps aufgrund von Vernässung im Spätwinter nicht flächendeckend aufkommen. Die Proben stammen aus Flächenteilen mit zufriedenstellender Entwicklung. Eine Ertragsermittlung war hier jedoch nicht sinnvoll. 1997 wurden Haferkörner und Haferstroh getrennt erfasst. Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen der geernteten Pflanzen unterschieden sich hinsichtlich der Düngungsvariante nicht und lagen im Bereich der nach Boysen (Boysen 1998), Finck (Finck 1992) und (Quade 1993) zu erwartenden Werte.

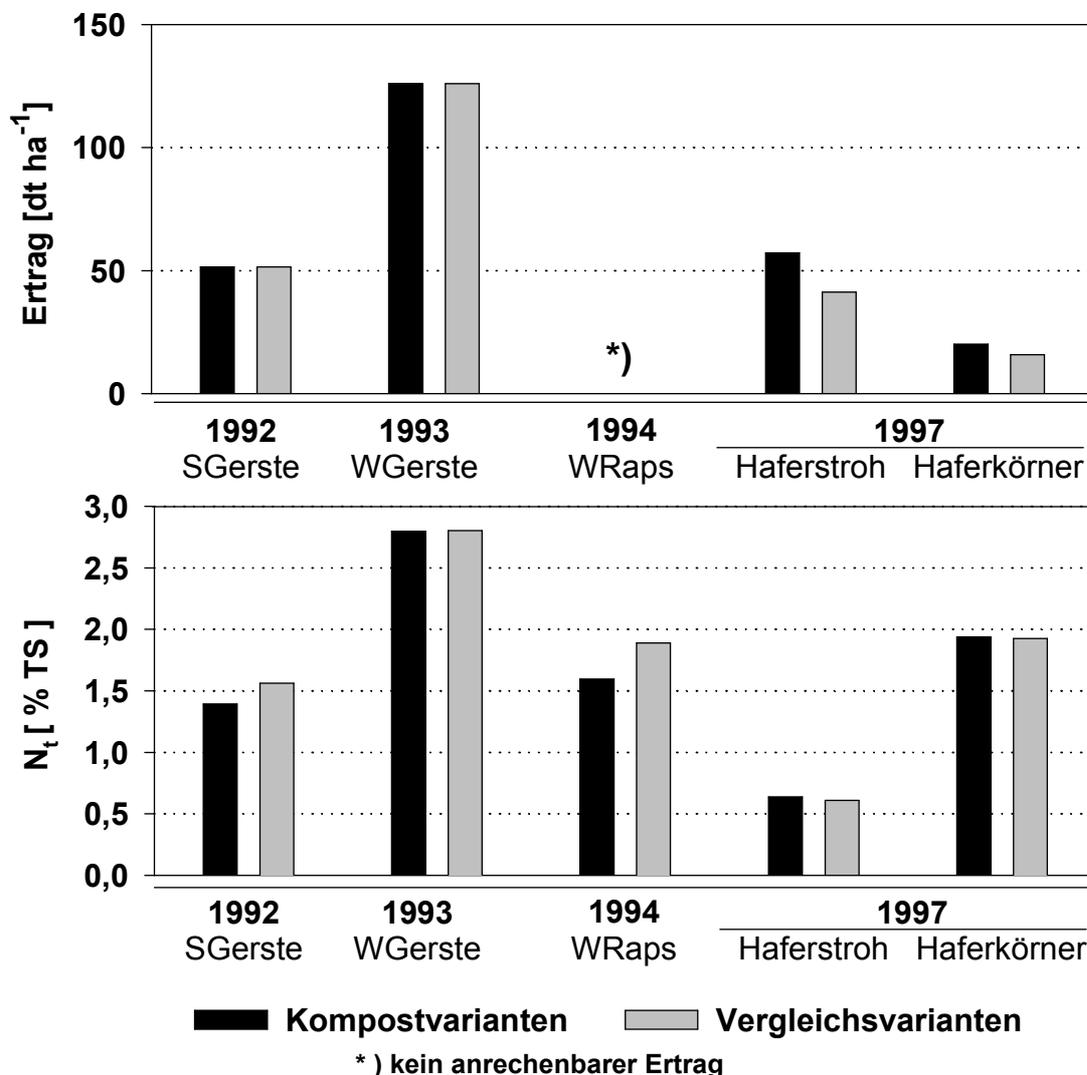


Abbildung 4.2.6: Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen Sommergerste (SGerste 1992), Wintergerste (WGerste, 1993), Raps (WRaps, 1994) und Hafer (Stroh und Körner, 1997) am Standort Krummbek in den Versuchsjahren 1992 bis 1994 und 1997, Angaben in dt ha⁻¹ FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997), *): kein anrechenbarer Ertrag

Der Ertrag der Sommergerste im Jahr 1992 blieb mit 52 dt ha^{-1} (Angaben in Korn plus Stroh) unabhängig von der Kompostdüngung weit unter dem zu erwartenden Ergebnis von 80 bis 140 dt ha^{-1} . Ein normales Ertragsniveau konnte bei der Wintergerste in 1993 mit 126 dt ha^{-1} bei zu erwartenden 95 bis 180 dt ha^{-1} festgestellt werden. Der Winterraps in 1994 erbrachte aufgrund widriger Witterungsverhältnisse keinen verwertbaren Ertrag. Der in 1997 angebaute Hafer blieb in seinem Kornertrag von 20 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten und 16 dt ha^{-1} auf den Vergleichsvarianten unter den zu erwartenden 29 bis 45 dt ha^{-1} , was eine Folge der späten Aussaat im Jahr sein kann (Quade 1993). Der Strohertrag lag mit 57 dt ha^{-1} auf der Kompost- und 41 dt ha^{-1} auf den Vergleichsvarianten noch im unteren Bereich der zu erwartenden 40 bis 80 dt ha^{-1} .

Die Stickstoffbilanz (Abbildung 4.2.7) zeigt, dass es trotz intensiver mineralischer Düngung auf den Vergleichsvarianten im ersten Versuchsabschnitt nicht zu erhöhten Erträgen und somit Entzügen gekommen ist. In 1994 wurde witterungsbedingt kein verwertbarer Ertrag erhalten. Dies führte beim N-Saldo für den ersten Versuchsabschnitt 1992 bis 1994 bei Kompostdüngung zu einem schwach negativen Wert, während der N-Saldo in der Vergleichsvariante deutlich über 300 kg ha^{-1} lag. Bei einem nennenswerten Ertrag in 1994 wären folglich ein stärker negativer Saldo in den Kompostvarianten und ein niedrigerer Saldo in den konventionell gedüngten Vergleichsvarianten zu erwarten gewesen.

Die für drei Jahre bemessene hohe N-Zufuhr von 470 kg N ha^{-1} im zweiten Versuchsabschnitt 1997 führte in Zusammenhang mit dem niedrigen Haferertrag zu einem sehr hohen N-Saldo. Die Vergleichsvarianten blieben 1997 ungedüngt, was einen negativen N-Saldo bewirkte.

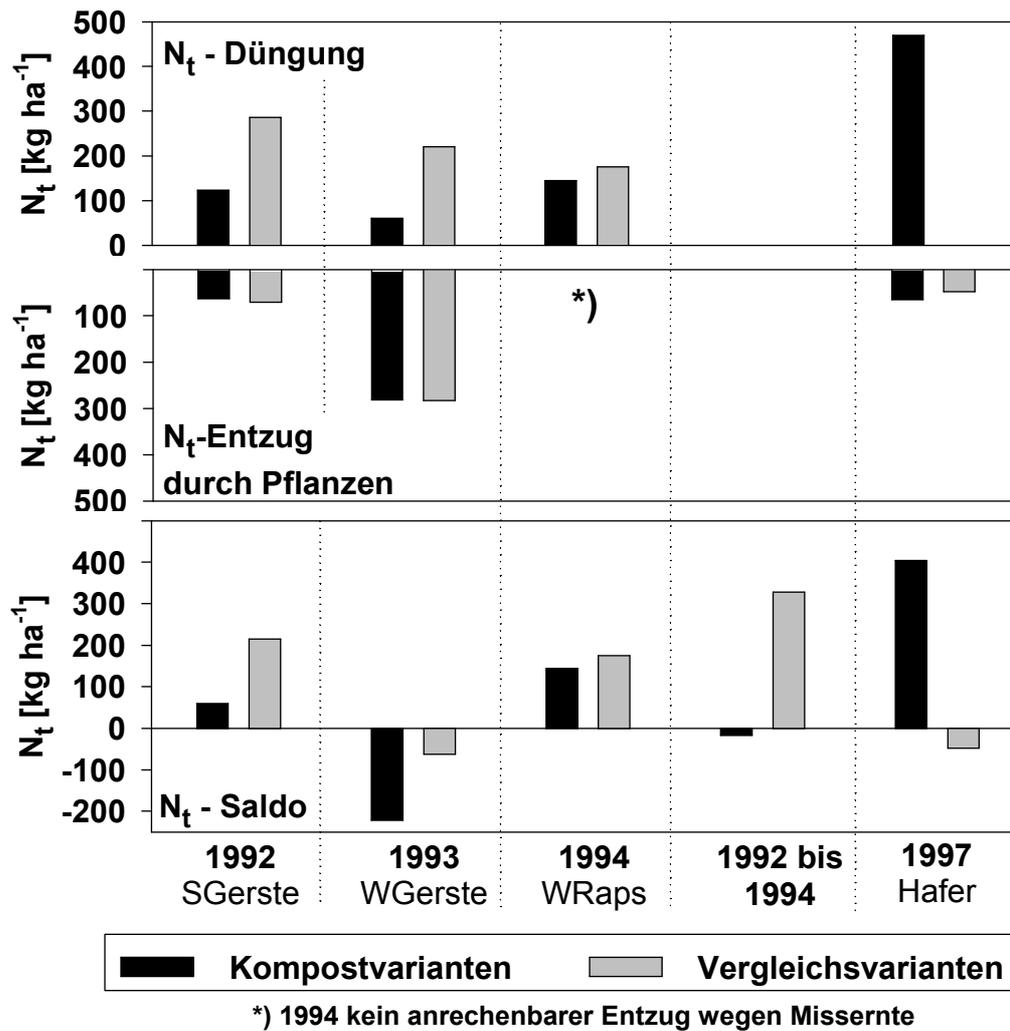


Abbildung 4.2.7: Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Krummbek auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamtstickstoffs (N_t) in kg ha⁻¹ der Versuchsjahre des ersten (1992 bis 1994) und zweiten (1997) Versuchsabschnittes, *) 1994: kein anrechenbarer Entzug wegen Missernte

4.3 Ackerstandort Wulksfelde: Podsol

4.3.1 Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Podsol

Der Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und Gesamt-Stickstoff (N_t) in den Ap-Horizonten der Parzellen wurde im Frühjahr vor, sowie im Herbst nach der Vegetationsperiode gemessen (Abbildung 4.3.1). Im September 1991 wurden die Ausgangsgehalte festgestellt. Die Herbstprobenahme 1995 entfiel (Brache). Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten traten nicht auf. Regelmäßige, jahreszeitlich bedingte Schwankungen waren nicht zu erkennen. Die geringfügigen Unterschiede sind demnach auf kleinräumige Bodenunterschiede zurückzuführen.

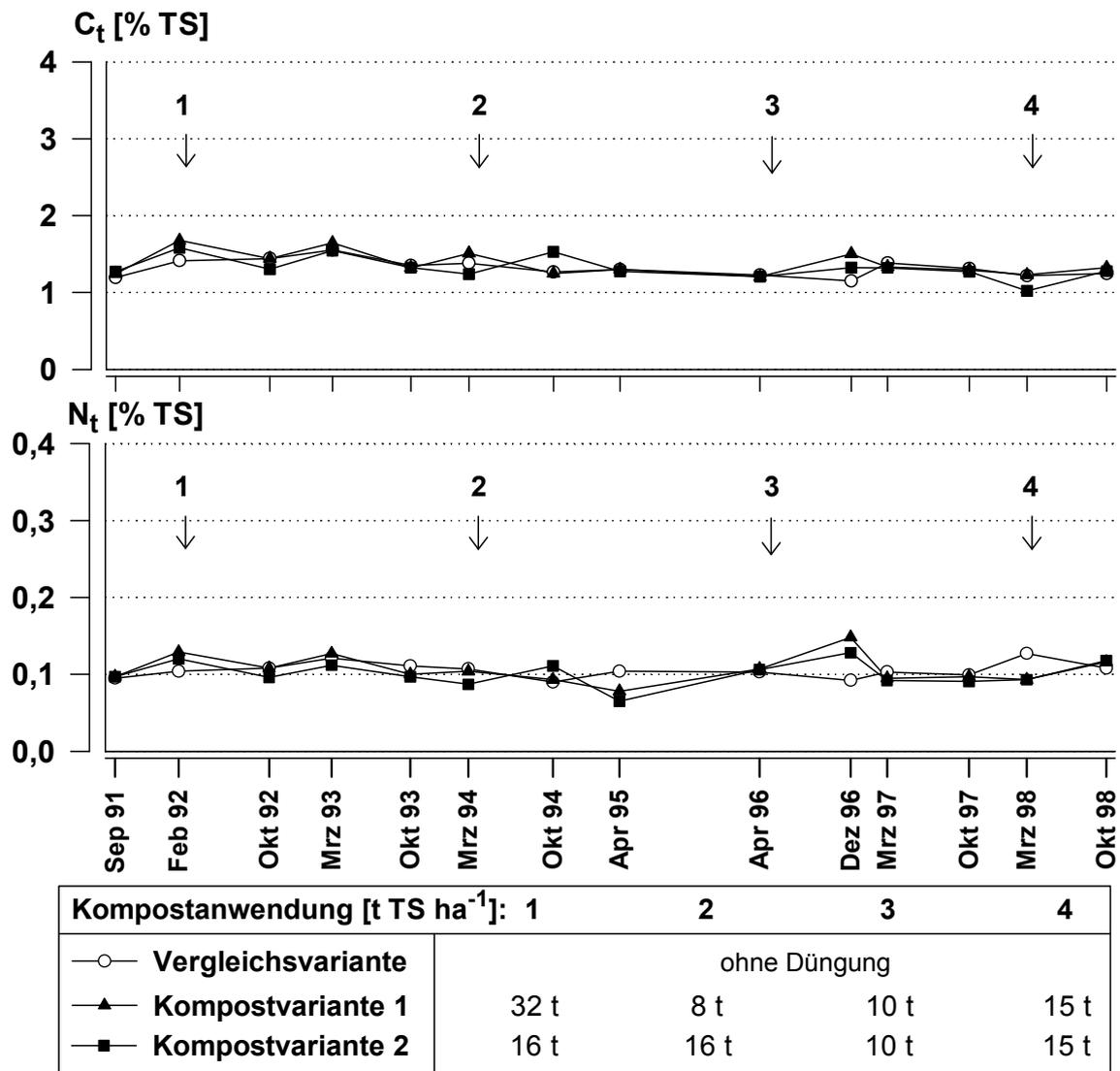


Abbildung 4.3.1: Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Podsol im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen

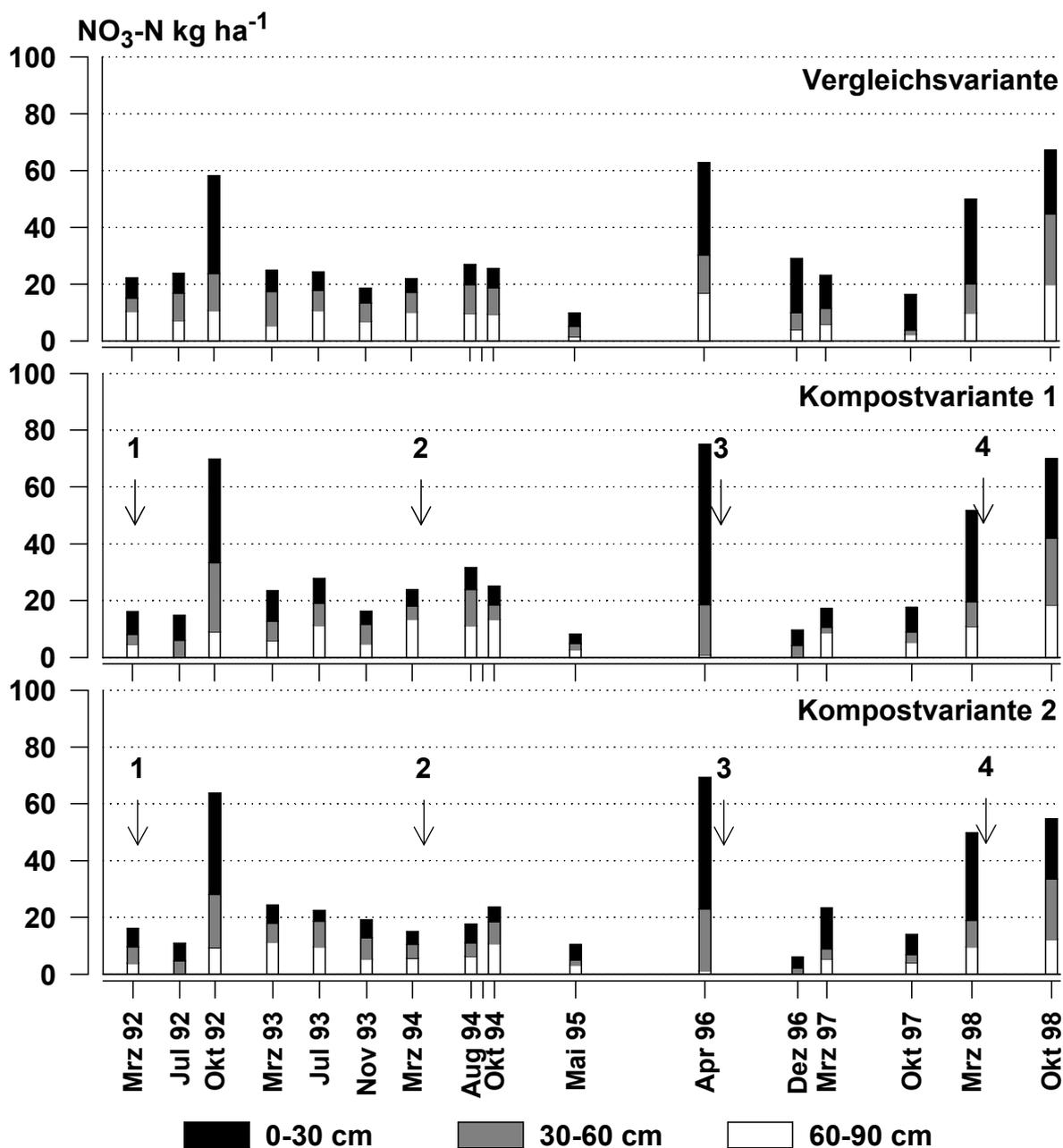
4.3.2 Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Podsol

Der Gehalt an mineralischem Stickstoff wurde regelmäßig vor der Kultur im Frühjahr, sowie zur Ernte und zum Ende der Vegetationsperiode im Herbst gemessen. Die Beprobung erfolgte in den Tiefenstufen 0-30 cm, 30-60 und 60-90 cm. Die so erhaltenen Nmin-Profile sind in Abbildung 4.3.2 dargestellt. In den Jahren 1996 bis 1998 wurde auf die Beprobung der unteren Tiefenstufen im Sommer verzichtet. Die Ergebnisse für den Oberboden in dieser Zeitspanne werden im Abschnitt der bodenbiologischen Untersuchungen vorgestellt. Relevante Ammoniumgehalte waren an den Standorten in Wulksfelde nicht nachzuweisen.

Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte lagen vielfach unter 30 kg ha^{-1} in der gesamten Profiltiefe. Dies ist sehr gering, jedoch typisch für einen gut drainierten Sandboden. Höhere Gehalte traten zuerst im Oktober 1992 auf. Diese herbstlichen Restgehalte von 58 kg auf der ungedüngten Vergleichsvariante gegenüber 70 kg bei überhöhter (Kompostvariante 1 in 1992) und 64 kg bei bedarfsgerechter (Kompostvariante 2 in 1992) Kompostgabe unterschieden sich nicht signifikant und sind somit nicht auf die unterschiedlich hohen Kompostgaben zurückzuführen. Im folgenden Frühjahr 1993 waren im Profil nur noch rund $24 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ unabhängig von der Düngung vorhanden.

In den Vegetationsperioden 1993 und 1994 wurden in allen Varianten Gehalte um 20 kg ha^{-1} vorgefunden. Die Kompostgabe im Frühjahr 1994 zeigte keine Wirkung auf die Nitrat-N-Gehalte. Nach der Bracheperiode und intensiver Bodenbearbeitung durch maschinelles Striegeln in 1995 waren im April 1996 $63 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Vergleichsvariante und 75 bzw. 69 kg in den Kompostvarianten vorhanden. Auch hier waren keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten festzustellen. Zum Abschluss der Vegetationsperiode 1996 lagen 29 kg in der Vergleichsvariante und 10 bzw. $6 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten vor. In 1997 blieben die Gehalte in allen Varianten unterhalb von 23 kg (siehe auch Abbildung 4.3.5 e). Zu Beginn der folgenden Vegetationsperiode in 1998 lagen die Profilgehalte aller Varianten bei 45 kg . Im Oktober waren die Gehalte auf 67 kg in der Vergleichsvariante, sowie 70 bzw. $55 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten angestiegen.

Die Nitrat-N-Gehalte zeigten in ihrer Höhe und in ihrem zeitlichen Verlauf nur geringfügige Unterschiede, die keinen Zusammenhang mit den Düngungsvarianten aufwiesen. Sowohl die Gehalte der einzelnen Tiefenstufen als auch die aufsummierten Gehalte der Profile der Düngungsvarianten korrelierten miteinander.



Kompostanwendung [t TS ha ⁻¹]:	1	2	3	4
Vergleichsvariante		ohne Düngung		
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.3.2: NO₃-N-Gehalte in kg ha⁻¹, Profiltiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Podsol, Versuchsjahre 1992 bis 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen in t TS ha⁻¹

4.3.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Podsol

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden unter den Parzellen in den Tiefen 40 cm und ab Mai 1992 auch in 100 cm beprobt (Abbildung 4.3.3). Unterbrechungen

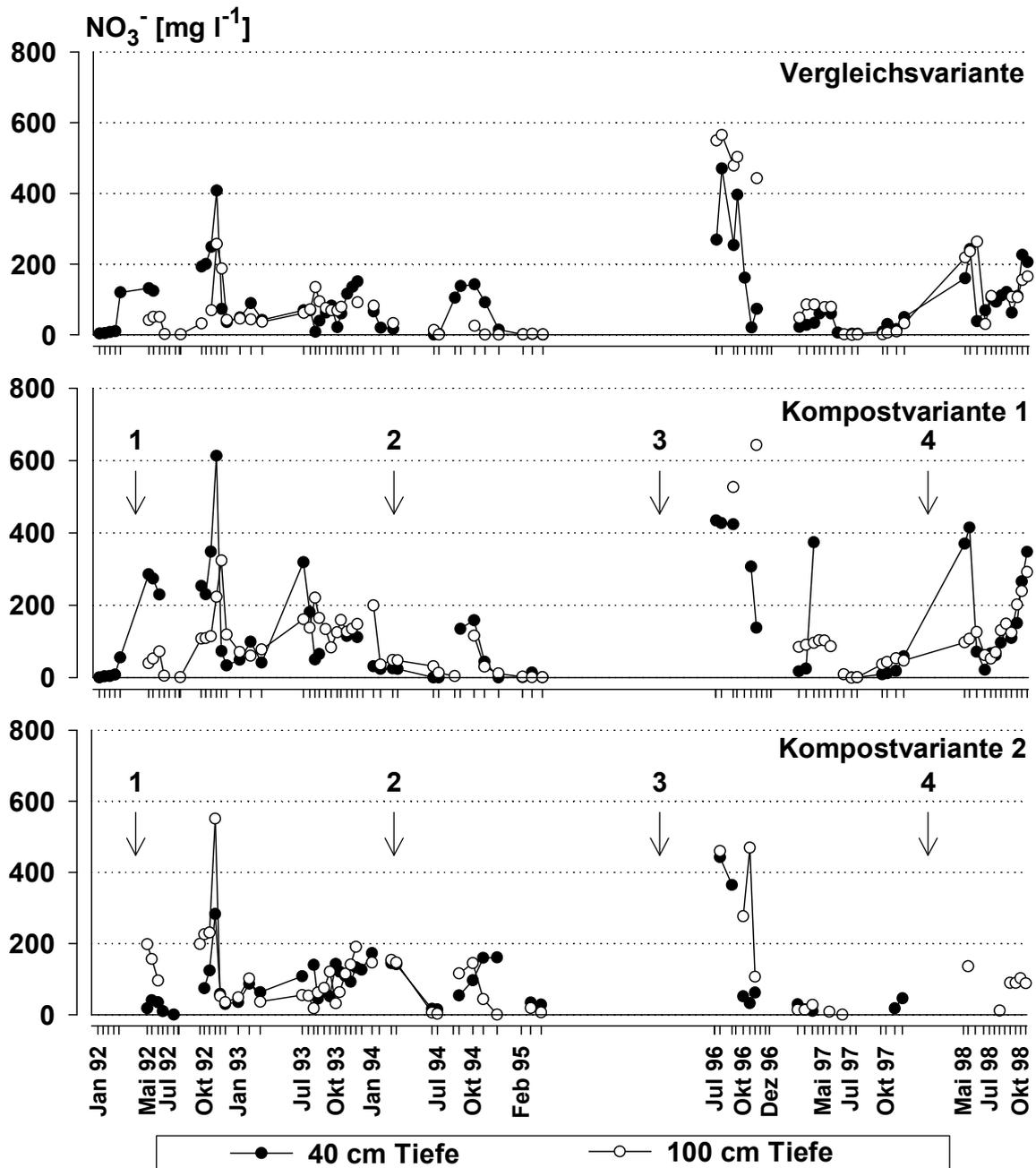
entstanden in den Sommermonaten durch Austrocknung und ab Herbst 1994 auch durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die bis Ende 1995 andauerten. In diesem Zeitraum mussten die Messstellen ausgebaut werden. Anschließender Frost verzögerte den erneuten Einbau. Die Sickerwassergewinnung wurde, wie in Abschnitt 3.1.6 dargestellt, nach der Saugkerzenmethode durchgeführt.

Die unter der Vergleichsvariante und der Kompostvariante 1 im Frühjahr 1992 in 40 cm Tiefe gemessenen Nitratkonzentrationen unterschieden sich zunächst nicht und sind mit $< 10 \text{ mg l}^{-1}$ sehr gering. Ein Frühjahrsmaximum im Mai 1992 war unter der Vergleichsvariante mit 132 mg l^{-1} geringer als unter der Kompostvariante 1 mit 286 mg l^{-1} . Die Konzentrationen dieser Varianten unterschieden sich in 100 cm Tiefe nicht. Unter der Kompostvariante 2 lagen die Nitratkonzentrationen in 100 cm Tiefe deutlich über denen in 40 cm Tiefe. Nach der Austrocknung im Sommer traten erst nach der herbstlichen Wiederbefeuchtung im November 1992 unter allen Varianten stark erhöhte Konzentrationen zwischen 200 bis 400 (Vergleichsvariante) und über 600 mg l^{-1} (Kompostvarianten) auf. Es konnte dabei kein signifikanter Unterschied zwischen den Varianten nachgewiesen werden, da es sich um kurzfristige Einzelereignisse handelte. In 1993 und 1994 treten derartige Konzentrationsspitzen nicht auf, die leicht erhöhten Herbstwerte liegen unabhängig von der Düngung mit Kompost in beiden Tiefenstufen im Bereich von 180 mg l^{-1} . Im Spätsommer 1996 traten erneut sehr hohe Nitratkonzentrationen in allen Varianten und beiden Tiefenstufen auf. 1997 blieben die Konzentrationen zunächst unterhalb 100 mg l^{-1} und verringerten sich unter den Kompostvarianten bis zum Winter. Anschließend war unter der Vergleichs- und der Kompostvariante 1 ein geringer Anstieg zu beobachten.

Erst im Frühjahr 1998 traten unter der Vergleichsvariante in 40 und 100 cm Tiefe über 200 mg l^{-1} und in der Kompostvariante 1 über 400 mg l^{-1} Nitrat auf. Nach diesen kurzfristigen Spitzenwerten fielen die Konzentrationen in den Bereich von $30\text{-}40 \text{ mg l}^{-1}$ stark ab. Vom Sommer bis Herbst 1998 an stiegen die Konzentrationen in beiden Tiefen der Vergleichs- und Kompostvarianten gleichförmig an. Tendenziell wurden dabei unter der Kompostvariante 1 höhere Nitratkonzentrationen als unter der Vergleichsvariante vorgefunden.

Im Versuchszeitraum ließen sich die einzelnen zeitlichen Abschnitte nur eingeschränkt statistisch überprüfen. Saisonbedingte Unterbrechungen und die stark schwankenden Werte erschwerten den Vergleich der Düngungsvarianten. Nach den

angewendeten Testverfahren unterschieden sich die Versuchsvarianten nicht hinsichtlich der Kompostanwendung.



Kompostanwendung [t TS ha ⁻¹]:	1	2	3	4
Vergleichsvariante		ohne Düngung		
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.3.3: Nitratkonzentrationen in mg l⁻¹ in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Podsol im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen

4.3.4 Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Podsol

Bodenbiologische Untersuchungen wurden am Standort Wulksfelde: Podsol vom Frühjahr 1996 bis Herbst 1998 durchgeführt. In diesem Zeitraum erfolgten die Kompostanwendungen im April 1996 und März 1998. Nach der letzten Kompostgabe in diesem Feldversuch wurde die Probenahmefrequenz erhöht, um auch kurzfristige Veränderungen zu erfassen (Abbildung 4.3.4 und Abbildung 4.3.5).

Der Kohlenstoff und Stickstoff der mikrobiellen Biomasse (C_{BIO} und N_{BIO}) zeigte keine Reaktion auf die Kompostgaben (a und b in Abbildung 4.3.4). Die Gehalte fluktuierten in einem bei C_{BIO} noch geringfügig weiteren Bereich als bei N_{BIO} und zeigten keine Korrelation miteinander. Auch die Dehydrogenaseaktivität (DHA) der Varianten veränderte sich während des Versuches nicht (Abbildung 4.3.4 c). In 1998 wurde durch die engeren Probenahmeintervalle eine Steigerung der DHA aller Varianten während des Frühjahrs sichtbar, die folglich ebenfalls nicht mit der Kompostgabe in Zusammenhang stand.

Der Stickstoffmineralisations-Index (Abbildung 4.3.5 d) sank ab Frühjahr 1996 in allen Varianten zunächst geringfügig ab. Im Juni 1997 waren in beiden Kompostvarianten höhere N-Mineralisationsaktivitäten vorhanden. Dies war jedoch ein Einzelergebnis, es zeigten sich darauf weiter keine Unterschiede bezüglich der Kompostgabe. Die Nitrat-N-Gehalte im Oberboden waren im Frühjahr 1996 noch recht hoch (Abbildung 4.3.5. e). In der Vergleichs-, der Kompost 1- und der Kompost 2-Variante lagen im April Gehalte von 33, 57 und 46 und noch im Juni von 59, 59 und 52 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ vor. Die Gehalte sanken dann im Herbst 1996 unter 20 kg ha^{-1} ab. Im Frühjahr 1998 waren in allen Düngungsvarianten wieder rund 30 $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ vorhanden. Im Sommer 1998 sanken die Gehalte erneut auf etwa 10 kg ha^{-1} ab, um ab Herbst wieder sukzessive anzusteigen. Die Entwicklung der Nitrat-N-Gehalte der Düngungsvarianten korrelierte im Versuchszeitraum signifikant, es waren jedoch keine Unterschiede in der Höhe feststellbar. Die Untersuchung der Aggregatstabilität (SAS, Abbildung 4.3.5 f) zeigte ebenfalls keinen Einfluss der Kompostanwendung auf den Boden. Der Verlauf der ermittelten Aggregatstabilitäten korreliert bei der Vergleichs- und den Kompostvarianten.

Die bodenbiologischen Parameter zeigten keine Beziehungen untereinander, da keine Korrelationen zwischen den Parametern nachweisbar waren.

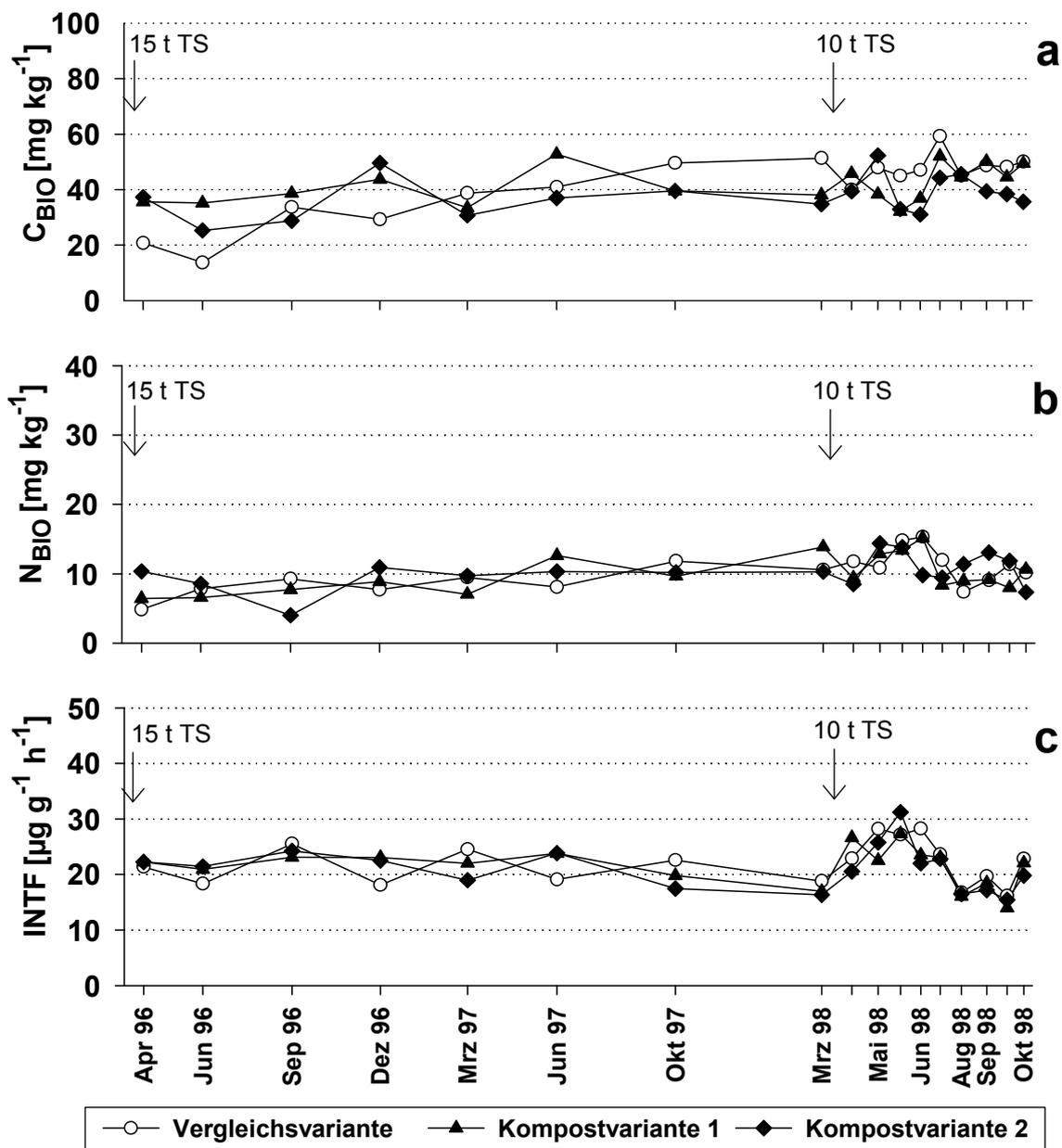


Abbildung 4.3.4 Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg⁻¹, (b) Biomasse-N in mg kg⁻¹, (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha⁻¹

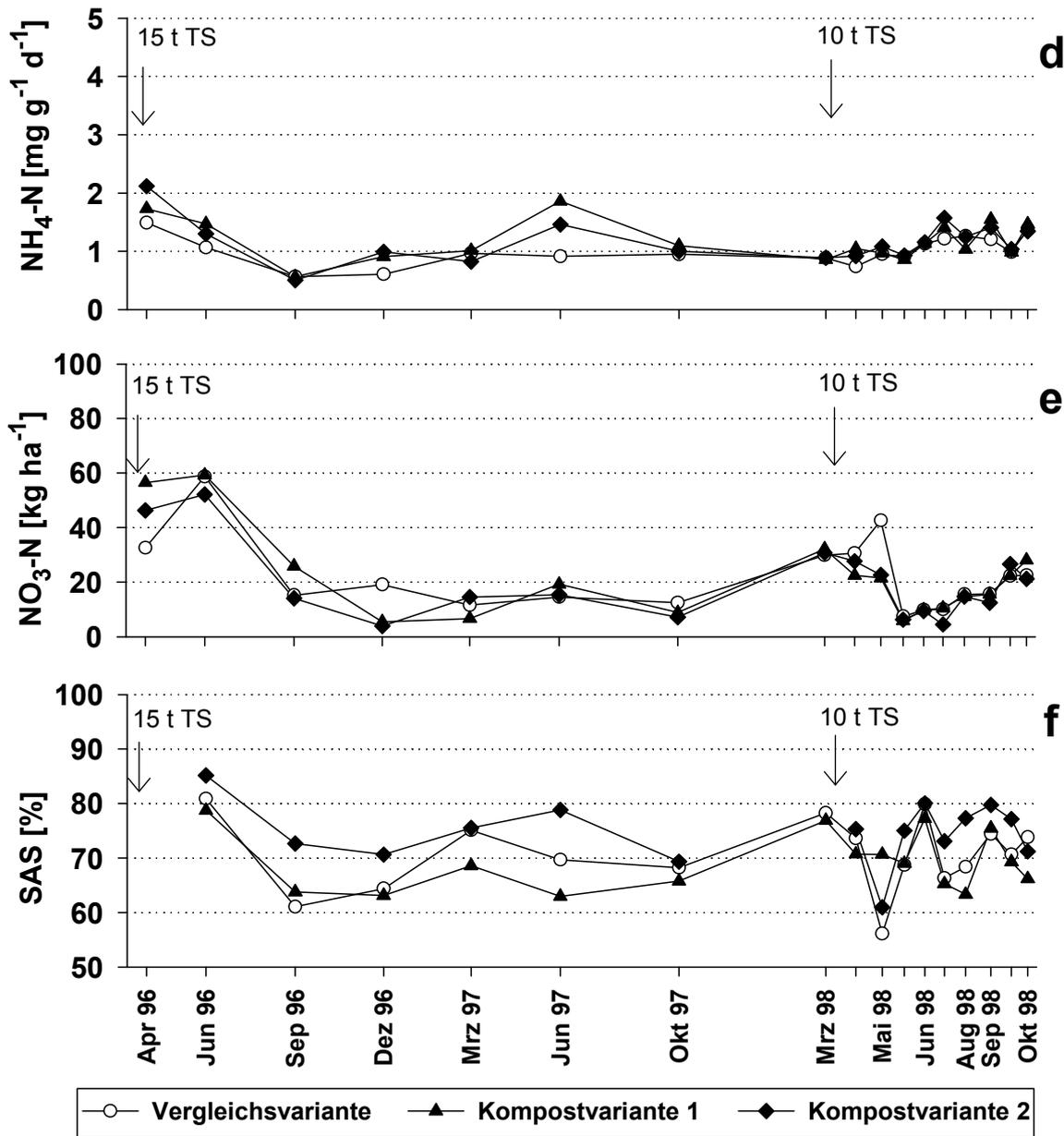


Abbildung 4.3.5 Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) Nitrat-N (0 bis 30 cm) in kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}

4.3.5 Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol

Die auf dem Podsol in Wulksfelde erhaltenen Erträge und deren Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) sind in Abbildung 4.3.6 dargestellt. Bei Getreide wurden Stroh und Korn berücksichtigt, bei Möhren und Kartoffeln der Wurzel- bzw. Knollenertrag. Die zu erwartenden Erträge wurden den Richtwerten für die Düngung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Boysen 1998) für den ökologischen Anbau entnommen.

Der im Jahr 1992 angebaute Sommerweizen blieb mit 28 dt ha^{-1} auf der Vergleichs- und den Kompostvarianten weit unter dem zu erwartenden Ertrag von 60 bis 80 dt ha^{-1} . Die Kartoffeln erreichten im Folgejahr 1993 auf der Vergleichs- und Kompostvariante 2 mit 175 und 145 dt ha^{-1} knapp die Größenordnung der für den ökologischen Anbau zu erwartenden 188 bis 250 dt ha^{-1} . Die Kompostvariante 1 (verdoppelte Kompostgabe in 1992) erbrachte einen höheren Ertrag von 205 dt ha^{-1} . Auch der in 1994 angebaute Sommerroggen erbrachte auf der Kompostvariante 1 mit 79 dt ha^{-1} ein zufriedenstellendes Ergebnis, während die Erträge der Vergleichs- und Kompostvariante 2 mit 64 und 63 dt ha^{-1} unterhalb der zu erwartenden 78 bis 104 dt ha^{-1} lagen.

Die Erträge der 1996 geernteten Möhren erreichten mit 282 dt ha^{-1} auf der Vergleichsvariante den unteren Bereich konventionell zu erhaltender Erträge. Auf den Kompostvarianten 1 und 2 wurden mit 495 bzw. 422 dt ha^{-1} , gemessen am konventionellen Ertragsniveau, gute bis mittlere Ergebnisse erzielt.

1997 blieb der Ertrag an Winterroggen mit 30, 27 und 24 dt ha^{-1} auf der Vergleichs- und den zwei Kompostvarianten weit unter den zu erwartenden 96 bis 192 dt ha^{-1} . Der in 1998 angebaute Sommerweizen hingegen lag mit 87 dt ha^{-1} auf der Vergleichs- und 98 und 107 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten mit seinem Ertrag über den erwarteten 60 bis 80 dt ha^{-1} .

Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen in den geernteten Pflanzenmaterialien unterschieden sich hinsichtlich der Düngungsvarianten nicht und lagen im Bereich der allgemein zu erwartenden Werte.

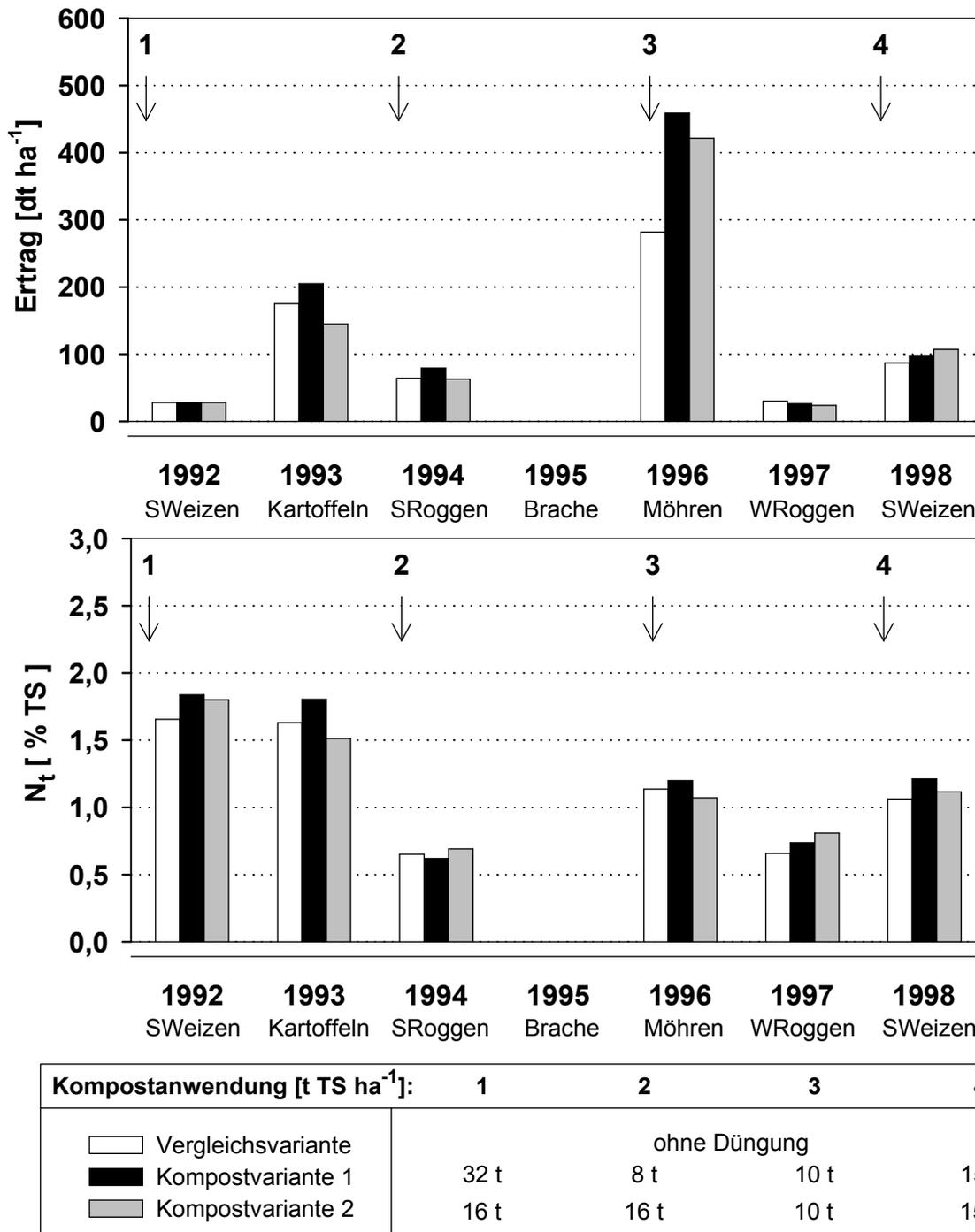


Abbildung 4.3.6: Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Podsol in den Versuchsjahren 1992 bis 1998, Angaben in dt ha⁻¹ FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997)

Die Stickstoffbilanz (Abbildung 4.3.7) für den Standort weist für den gesamten Versuchszeitraum Stickstoffüberschüsse von 461 und 445 kg ha⁻¹ auf den Kompostvarianten und einen N-Verlust von 302 kg ha⁻¹ der Vergleichsvariante auf. Im Jahresdurchschnitt sind 107 und 97 kg ha⁻¹ N_t in die Kompostvarianten 1 und 2 eingebracht worden. Die Summen der Stickstoffentzüge durch die Feldfrüchte auf

den Kompostvarianten betragen 393 und 333 kg ha⁻¹ gegenüber 302 kg ha⁻¹ auf der Vergleichsvariante.

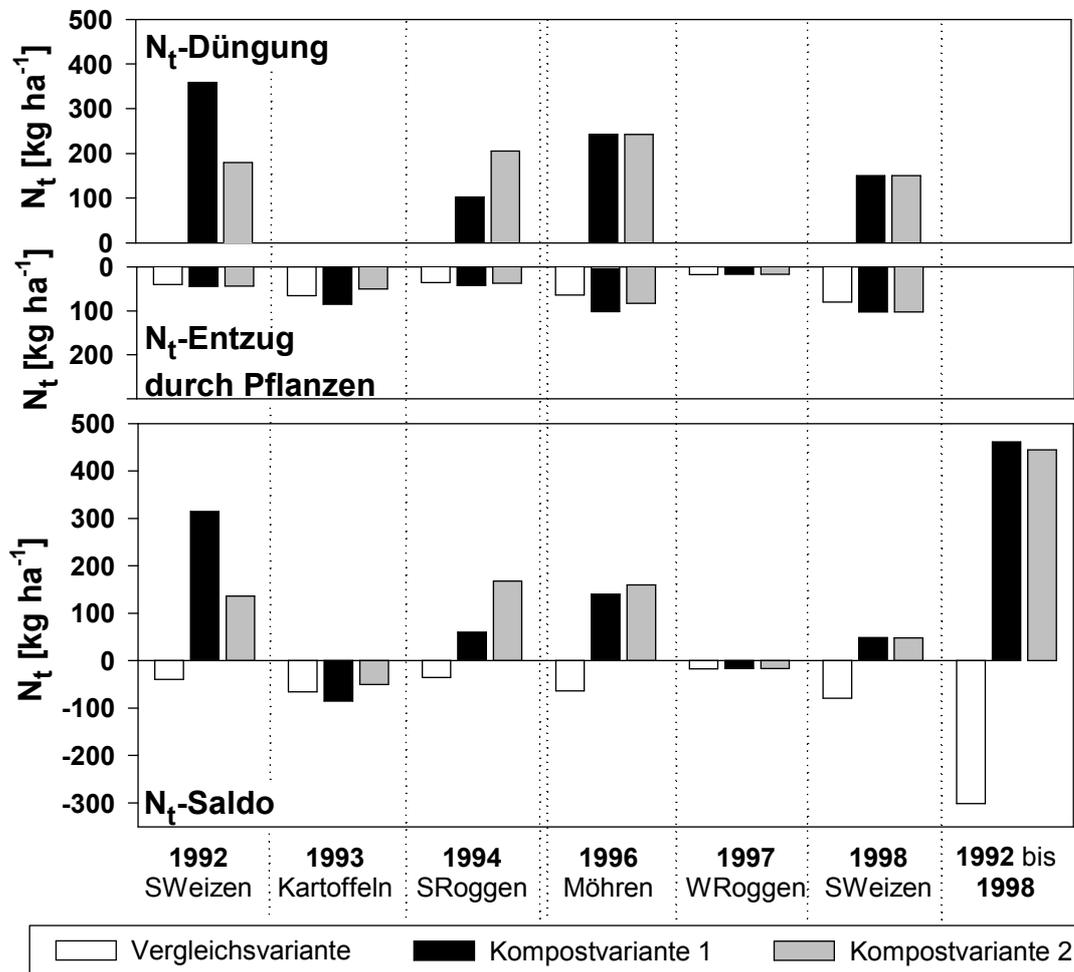


Abbildung 4.3.7 Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Podsol auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha⁻¹ der Versuchsjahre 1992 bis 1998

4.4 Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde

4.4.1 Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Braunerde

Der Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und Gesamt-Stickstoff (N_t) in den Ap-Horizonten der Parzellen wurde im Frühjahr vor, sowie im Herbst nach der Vegetationsperiode gemessen (Abbildung 4.4.1). Im September 1991 wurden die Ausgangsgehalte festgestellt. Die Herbstprobenahme 1995 entfiel (Brache). Unterschiede zwischen

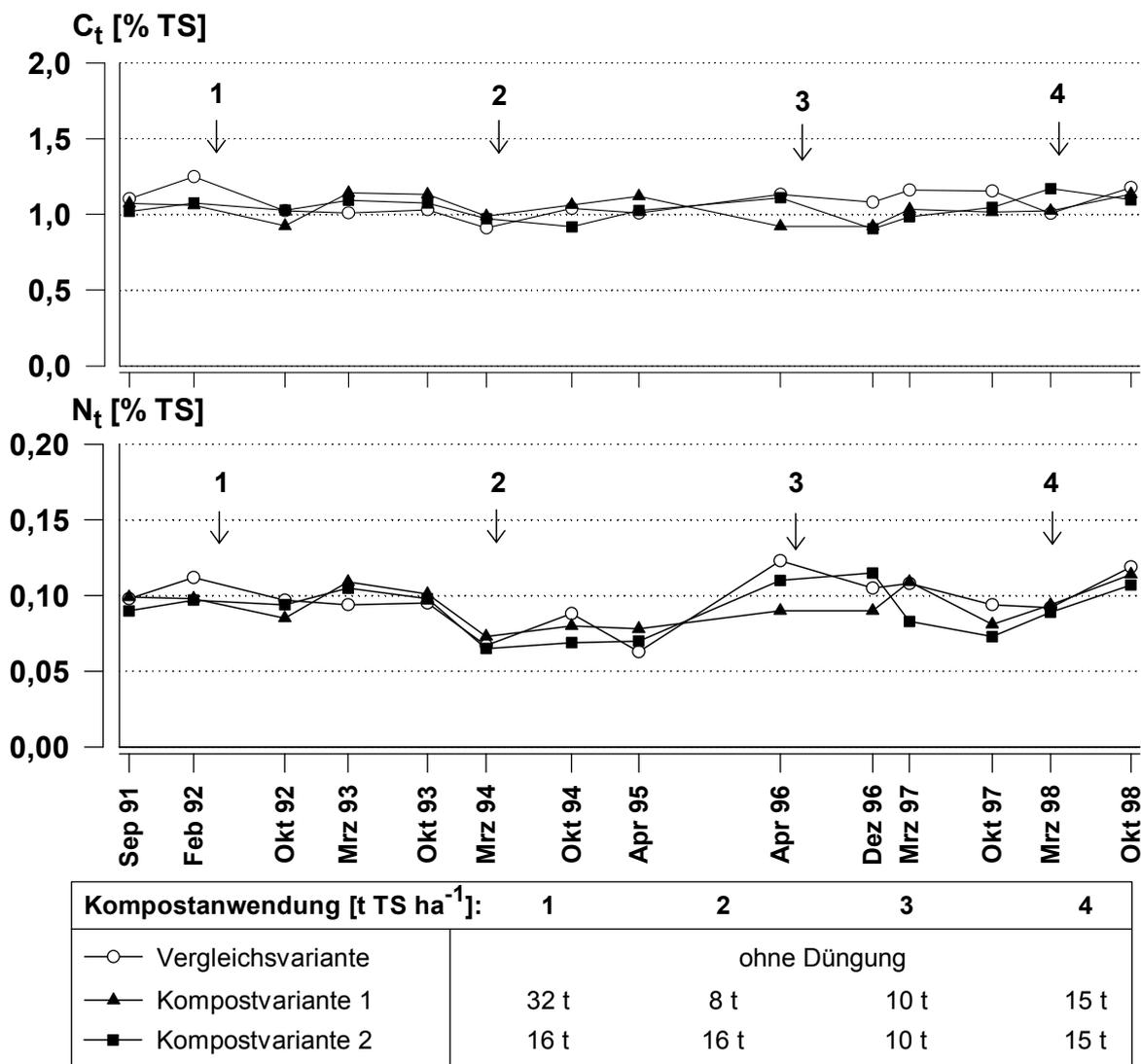


Abbildung 4.4.1 Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Braunerde im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen

den Düngungsvarianten traten nicht auf. Regelmäßige, jahreszeitlich bedingte oder mit den Kompostgaben verbundenen Schwankungen sind ebenfalls nicht zu

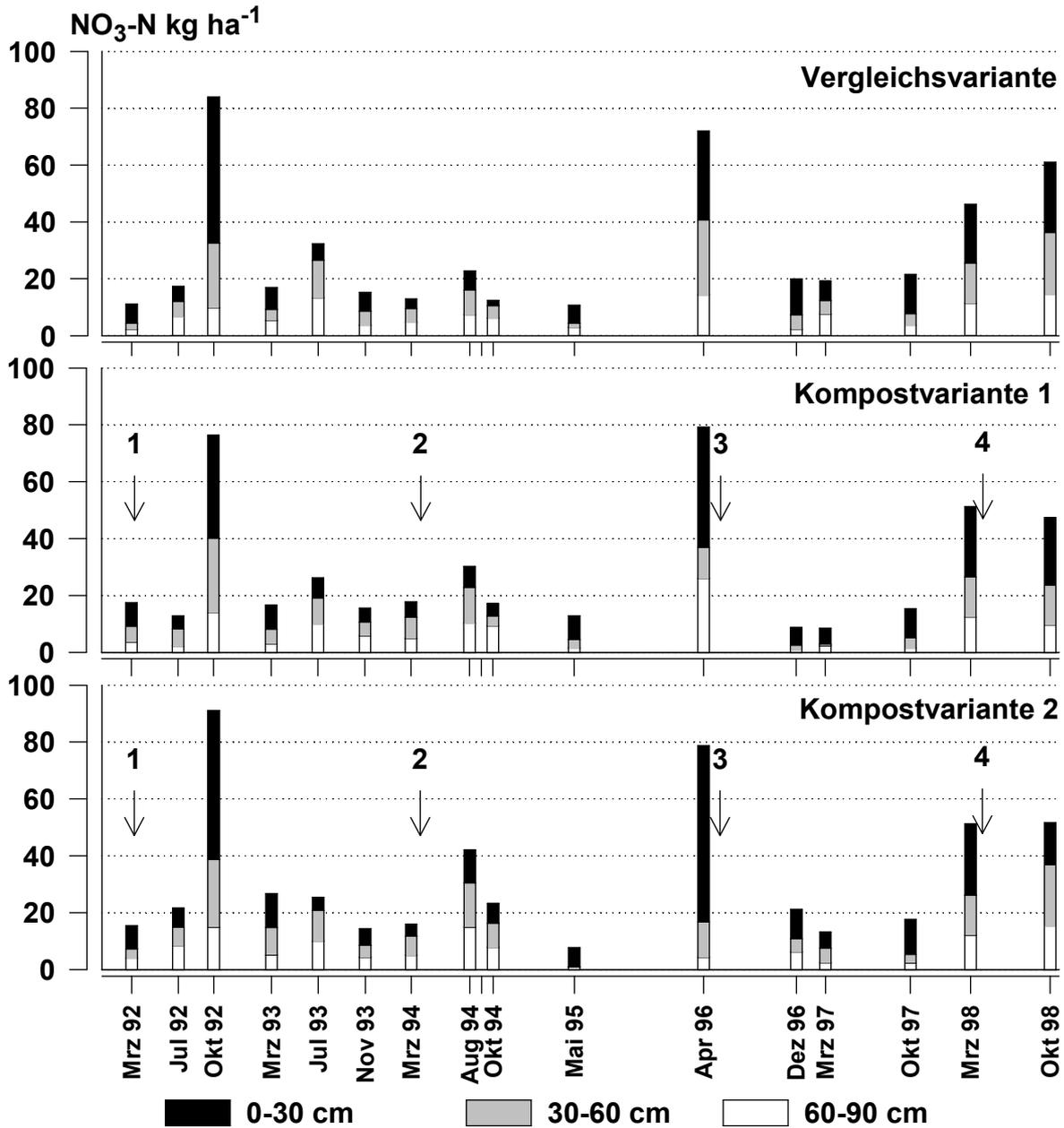
erkennen. Die Unterschiede sind demnach auf kleinräumige Bodenunterschiede zurückzuführen.

4.4.2 Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Braunerde

Die Gehalte an Nitrat-Stickstoff in den Tiefenprofilen der Parzellen am Standort Braunerde lagen selten über $25 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ (Abbildung 4.4.2). Im Oktober 1992 stiegen die Gehalte auf 84 in der Vergleichsvariante und 76 und 91 kg ha^{-1} in den Kompostvarianten 1 (überhöhte) und 2 (bedarfsgerechte Düngung) an. Diese Nitrat-N-Gehalte sanken im Laufe des Winters auf $17 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Vergleichsvariante und 17 bzw. $27 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten ab.

Nach der Kompostgabe im Frühjahr 1994 lag eine Staffelung der Nitrat-N-Gehalte zur Ernte im August von 23 kg in der Vergleichsvariante, $30 \text{ kg NO}_3\text{-N}$ in der Kompostvariante 1 (8 t TS ha^{-1} Kompost) und $42 \text{ kg NO}_3\text{-N}$ in der Kompostvariante 2 (16 t TS ha^{-1} Kompost) vor. Eine vergleichbare Staffelung trat im Oktober auch bei den herbstlichen Rest-Nmin-Gehalten auf. Nach der Bracheperiode in 1995 waren im April 1996 $72 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Vergleichsvariante und jeweils 79 kg in den Kompostvarianten vorhanden. Im Folgejahr der Kompostanwendung 1997 blieben die Gehalte in allen Varianten bei 20 kg ha^{-1} und darunter. Im März 1998 waren die Gehalte auf 46 kg in der Vergleichsvariante und $51 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten angestiegen. Zum Ende der Vegetationsperiode lagen die Werte ebenfalls in dieser Größenordnung.

Die Nitrat-N-Gehalte in den Versuchsvarianten zeigten in ihrer Höhe und in Ihrem zeitlichen Verlauf nur geringfügige Unterschiede und korrelieren im Verlauf des Feldversuches signifikant miteinander.



Kompostanwendung [t TS ha ⁻¹]:	1	2	3	4
Vergleichsvariante	ohne Düngung			
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.4.2: NO₃-N-Gehalte in kg ha⁻¹ der Profiltiefen 0--30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Braunerde, 1992 bis 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen in t TS ha⁻¹

4.4.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Braunerde

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden unter den Parzellen in den Tiefen 40 cm und ab Mai 1992 auch in 100 cm beprobt (Abbildung 4.4.3). Unterbrechungen entstanden in den Sommermonaten durch Austrocknung und ab Herbst 1994 auch durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die bis Ende 1995 andauerten. In diesem Zeitraum mussten die Messstellen ausgebaut werden. Anschließender Frost verzögerte den erneuten Einbau.

Nach der ersten Kompostgabe 1992 (1 in Abbildung 4.4.3) traten in 40 cm Tiefe auf der Kompostvariante 1 (doppelte Anwendungsmenge) Nitratkonzentrationen bis rund 300 mg l^{-1} auf. Unter der Kompostvariante 2 mit bedarfsgerechter Gabe wurden bis 80 mg l^{-1} gemessen. Unter der Vergleichsvariante trat zu diesem Zeitpunkt bereits kein Sickerwasser mehr auf. Die Nitratkonzentrationen in 100 cm Tiefe unterschieden sich bis Oktober 1992 nicht signifikant, wobei unter der Vergleichsvariante tendenziell höhere Werte auftraten. Es wurden Konzentrationen zwischen 92 und 33 mg l^{-1} gemessen, während unter den Kompostvarianten Minimalwerte unter 10 mg l^{-1} auftraten.

Im Herbst 1992 stiegen die Konzentrationen in 40 cm Tiefe auf Spitzenwerte von 414 mg l^{-1} unter der Vergleichsvariante und 685 und 877 mg l^{-1} unter den Kompostvarianten an. In diesem Fall unterschieden sich die hohen Konzentrationen unter den Kompostvarianten signifikant von denen der Vergleichsvariante. Ende November 1992 traten in 100 cm Tiefe der Kompostvarianten Peaks mit 432 und 314 mg l^{-1} auf. Die Saugkerzen unter der Vergleichsvarianten förderten zu diesem Zeitpunkt kein Sickerwasser mehr.

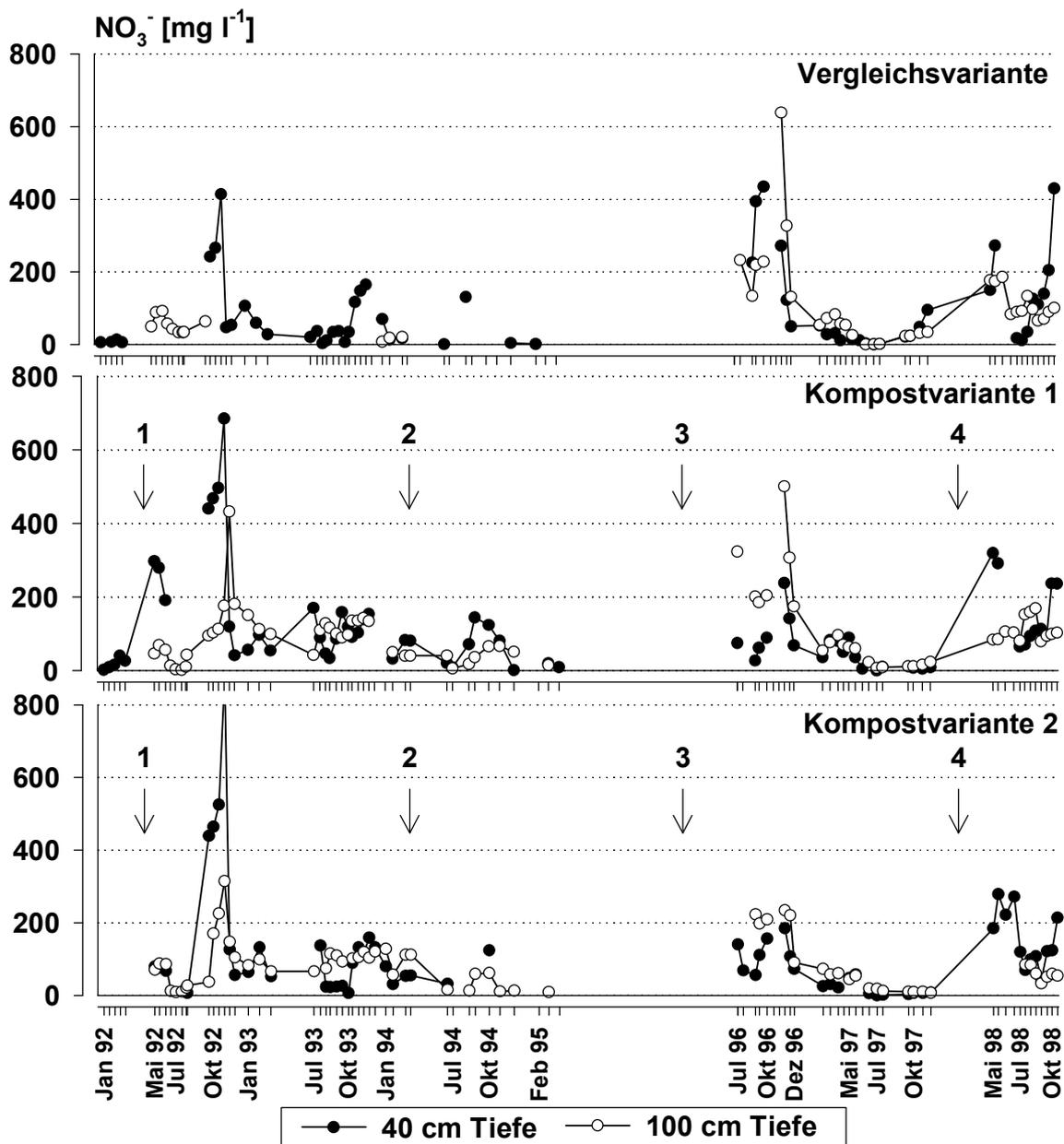
In der zweiten Jahreshälfte 1993 waren die Nitratkonzentrationen in 40 cm Tiefe unter den Kompostvarianten signifikant höher als unter den Vergleichsvarianten. Unter der Vergleichsvariante traten erst im Spätherbst höhere Konzentrationen von 117 bis 165 mg l^{-1} auf, während unter den Kompostvarianten schon ab September Werte über 100 mg l^{-1} auftraten. Für 1994 standen nur sehr lückenhaft Daten zur Verfügung, die jedoch in ihrer Tendenz vergleichbar hohe Konzentrationen unter allen Varianten anzeigten. Eine Auswirkung der Kompostgabe 2 ist nicht daraus abzuleiten.

Im Spätsommer und Herbst 1996 treten erneut stark erhöhte Nitratkonzentrationen in beiden Tiefenstufen der Vergleichs- und den Kompostvarianten auf. Die Spitzen-

werte lagen bei 210 und 500 mg l⁻¹ in 100 cm Tiefe der Kompostparzellen, sowie über 600 mg l⁻¹ unter der Vergleichsvariante. Im Laufe des Winters fielen die Konzentrationen stark ab. Die Konzentrationen blieben im Frühjahr 1997 zunächst unterhalb 100 mg l⁻¹ und verringerten sich sukzessive gegen Null. Die Nitratkonzentrationen im Winterhalbjahr 1996/97 unterschieden sich in ihrer Höhe nicht signifikant. Auf den Kompostvarianten konnte eine Korrelation der beiden Tiefenstufen miteinander nachgewiesen werden, die Vergleichsvariante zeigte nur einen tendenziellen Zusammenhang auf.

Im Frühjahr 1998 traten erneut Konzentrationen zwischen 200 und 300 mg l⁻¹ unter den drei Varianten auf. Im Sommer blieben Konzentrationen zwischen 100 und 200 mg l⁻¹ erhalten. In 40 cm Tiefe erfolgte im Herbst 1998 ein erneuter Anstieg auf über 200 mg l⁻¹ unter den Kompost- und über 400 mg l⁻¹ unter der Vergleichsvariante. Diese Entwicklung im zweiten Halbjahr 1998 korrelierte in allen drei Düngungsvarianten.

Im Versuchszeitraum ließen sich die Daten der beschriebenen zeitlichen Abschnitte nur eingeschränkt statistisch überprüfen. Saisonbedingte Unterbrechungen und die stark schwankenden Werte erschwerten den Vergleich der Düngungsvarianten. Nach den angewendeten Testverfahren unterschieden sich die Versuchsvarianten nicht hinsichtlich der Kompostanwendung.



Kompostanwendung [t TS ha ⁻¹]:	1	2	3	4
Vergleichsvariante	ohne Düngung			
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.4.3: Nitratkonzentrationen in mg l⁻¹ in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Braunerde im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen

4.4.4 Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Braunerde

Bodenbiologische Untersuchungen wurden am Standort Braunerde vom Frühjahr 1996 bis Herbst 1998 durchgeführt. In diesen Zeitraum fielen die Kompostanwendungen im April 1996 und März 1998. Nach der letzten Kompostgabe wurde die Probenahmefrequenz erhöht, um auch kurzfristige Veränderungen erfassen zu können (Abbildung 4.4.5 und Abbildung 4.4.5).

Der Biomasse-Kohlenstoff (C_{BIO}) zeigte keine Reaktion auf die Kompostgaben (Abbildung 4.4.5 a). Die Gehalte veränderten sich im Laufe des Feldversuches, von kurzfristigen Schwankungen abgesehen, nicht. In der Vergleichsvariante wurden signifikant höhere Gehalte als unter den Kompostvarianten vorgefunden. In ihrem zeitlichen Verlauf korrelierten die Werte jedoch. Beim Biomasse-Stickstoff ließ der engere Probenahmerhythmus in 1998 eine jahreszeitliche Dynamik erkennen. Im Frühsommer und Herbst kam es zu einem Anstieg der Gehalte, während sich die Gehalte in der übrigen Zeit nicht von den niedrigen Werten der Vorjahre unterschieden. Düngungsspezifische Unterschiede traten dabei nicht auf. Für die Dehydrogenaseaktivität (Abbildung 4.4.5 c) konnte so ebenfalls ein Anstieg im Frühsommer festgestellt werden, während der Stickstoffmineralisationsindex während des Versuchszeitraumes keinerlei Veränderung zeigte (Abbildung 4.4.5 d).

Die Nitrat-N-Gehalte im Oberboden waren im Frühjahr bis Sommer 1996 erhöht. In der Vergleichs- Kompost 1- und Kompost 2 –Variante lagen im April Gehalte von 31, 42 und 62 und im September von 48, 41 und 38 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ vor. Diese Nitratmengen gingen über den folgenden Winter verloren. 1997 blieben die Gehalte aller Varianten deutlich unterhalb 20 kg ha^{-1} . Auch im darauf folgenden Frühjahr traten nur Gehalte zwischen 27 und 35 kg ha^{-1} auf. Im Sommer sanken die Gehalte unter 10 kg ab und stiegen zum Herbst nur langsam auf über 20 kg ha^{-1} (Abbildung 4.4.5 e) an.

Die Aggregatstabilität (SAS, Abbildung 4.4.5 f) zeigte im Laufe des Versuches keine Veränderungen.

Die drei Düngungsvarianten am Standort Wulksfelde: Braunerde zeigten bezüglich der bodenbiologischen Parameter keine Unterschiede. Die Daten der Varianten korrelieren in den meisten Fällen signifikant. Schwache Korrelationen zwischen den Parametern traten in den Kompostvarianten bei N_{BIO} und der Dehydrogenaseaktivität auf. Eine deutlich negative Korrelation war zwischen Nitrat-N und jeweils N_{BIO} und C_{BIO} vorhanden.

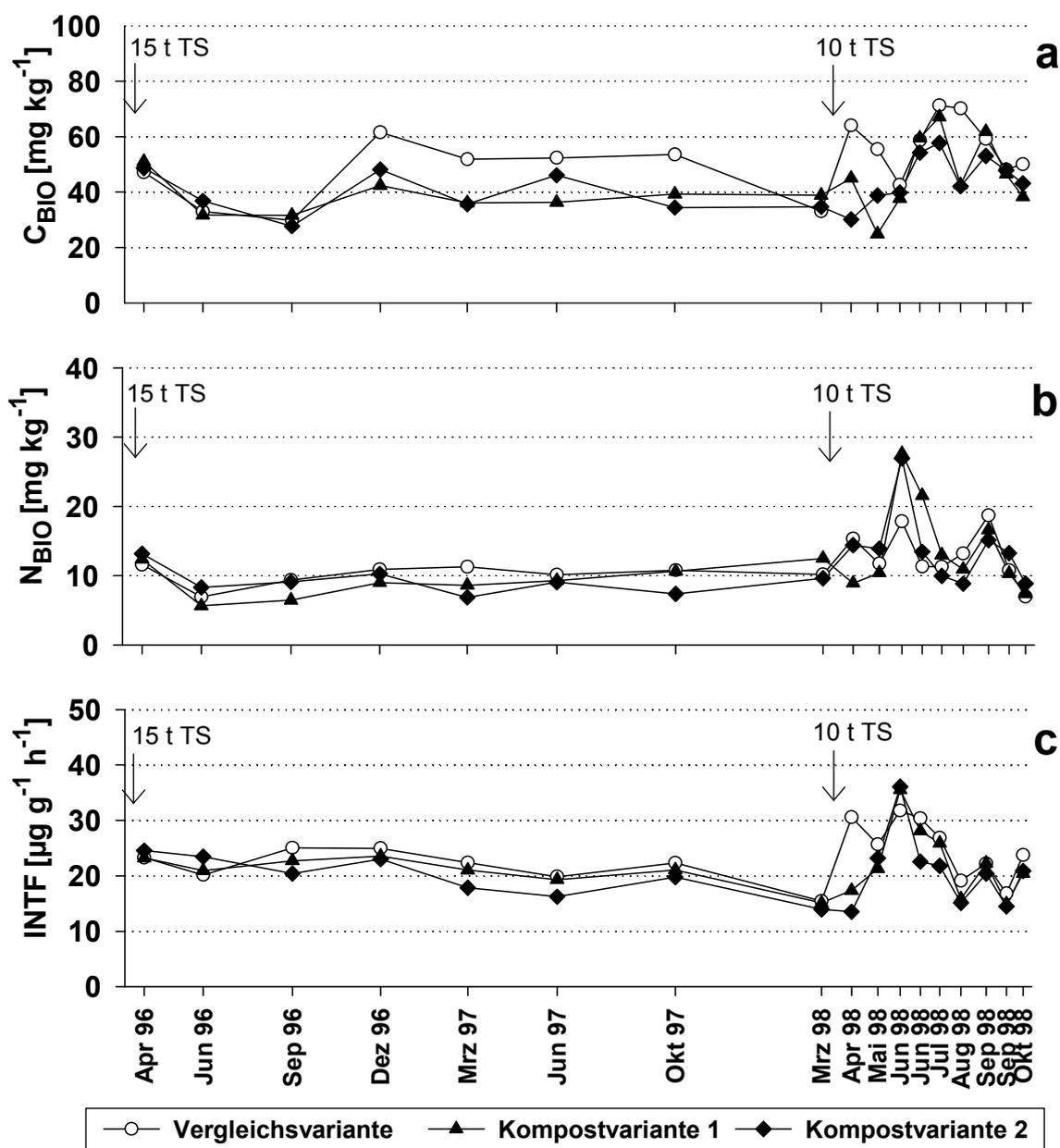


Abbildung 4.4.4 Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}

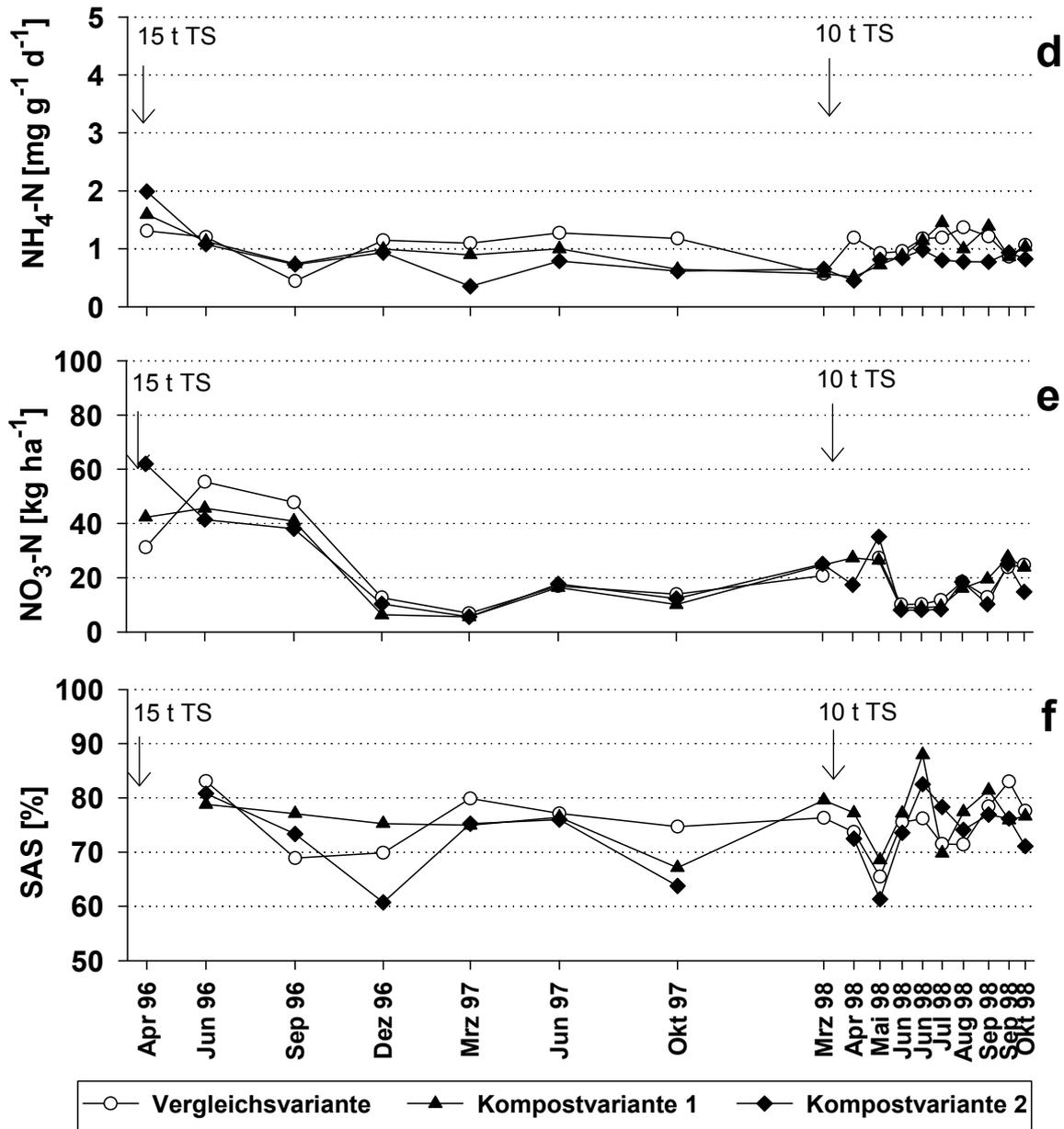


Abbildung 4.4.5: Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ (0 bis 30 cm) kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}

4.4.5 Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde

Die auf der Braunerde in Wulksfelde erhaltenen Erträge und deren Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) sind in Abbildung 4.4.6 dargestellt. Beim Getreide wurden Stroh und Korn berücksichtigt, bei Möhren und Kartoffeln der Wurzel- bzw. Knollenertrag. Die zu erwartenden Erträge wurden den Richtwerten für die Düngung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Boysen 1998) für den ökologischen Anbau entnommen.

Der im Jahr 1992 angebaute Sommerweizen blieb mit 31 dt ha^{-1} auf der Vergleichsvariante unter dem zu erwartenden Ertrag von 60 bis 80 dt ha^{-1} . Die Kompostvarianten brachten höhere Erträge von 54 und 50 dt ha^{-1} .

Der Kartoffelertrag erreichte im Folgejahr 1993 auf den Kompostvarianten mit 240 und 205 dt ha^{-1} die für den ökologischen Anbau zu erwartenden 188 bis 250 dt ha^{-1} . Die Kompostvariante 1 (verdoppelte Kompostgabe in 1992) erbrachte dabei den höheren Ertrag von 240 dt ha^{-1} . Der Ertrag der Vergleichsvariante war mit 150 dt ha^{-1} deutlich geringer.

Auch der in 1994 angebaute Sommerroggen erbrachte auf der Kompostvariante 1 mit 74 dt ha^{-1} ein nahezu zufriedenstellendes Ergebnis, während die Erträge der Vergleichs- und Kompostvariante 2 mit 66 und 70 dt ha^{-1} deutlich unterhalb der zu erwartenden 78 bis 104 dt ha^{-1} lagen.

Die Erträge der 1996 geernteten Kartoffeln erreichten mit 559 dt ha^{-1} auf der Vergleichsvariante und 532 bzw. 505 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten bereits sehr gute Ergebnisse gemessen am konventionellen Ertragsniveau.

1997 blieb der Ertrag an Winterroggen mit 41 auf der Vergleichs- und 26 bzw. 28 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten weit unter den zu erwartenden 96 bis 192 dt ha^{-1} . Der in 1998 angebaute Sommerweizen hingegen lag mit 100 dt ha^{-1} auf der Vergleichs- und 112 bzw. 94 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten mit seinem Ertrag über den erwarteten 60 bis 80 dt ha^{-1} .

Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) in den geernteten Pflanzenmaterialien unterschieden sich hinsichtlich der Düngungsvariante nicht und lagen im Bereich der allgemein zu erwartenden Werte.

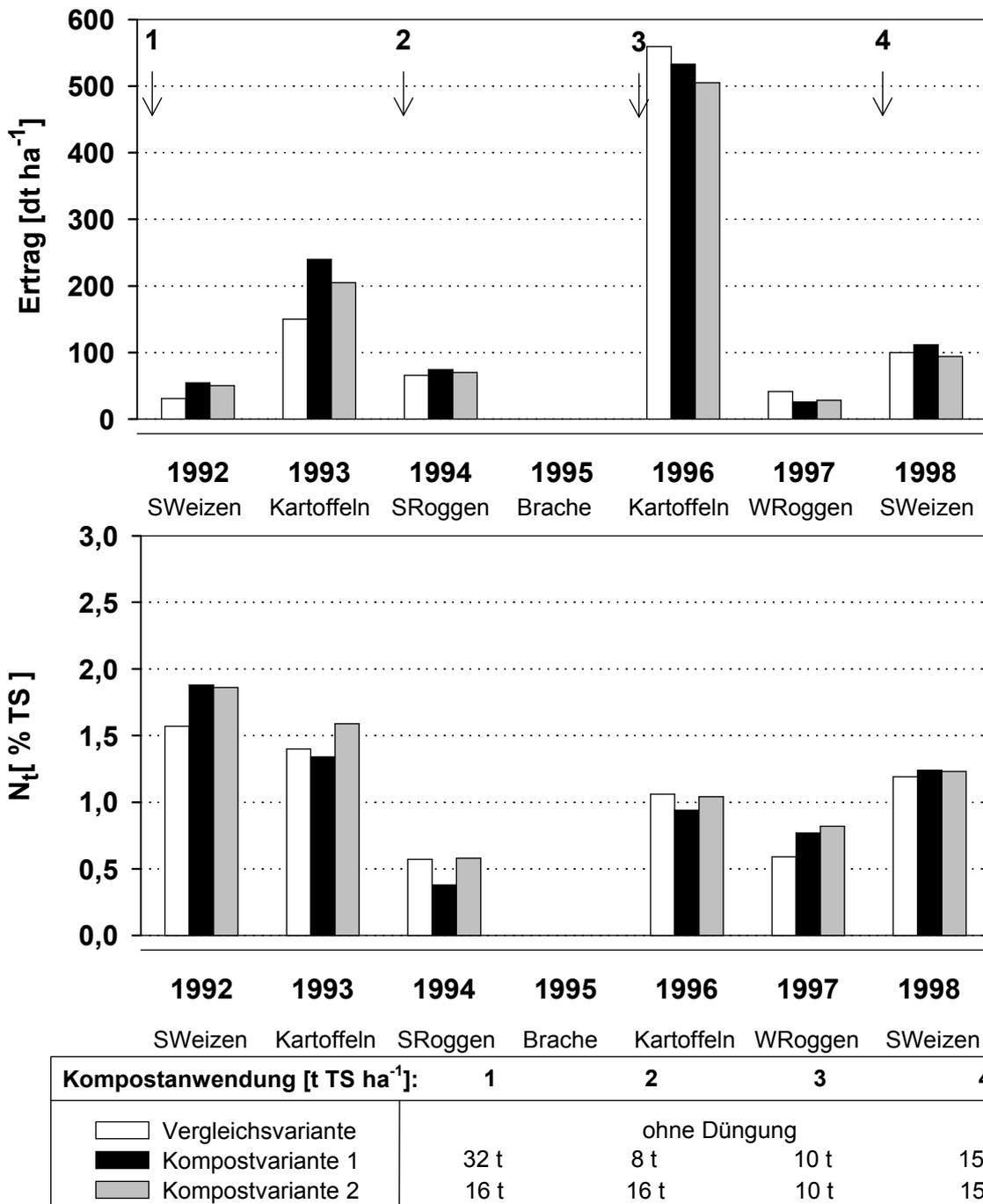


Abbildung 4.4.6: Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Braunerde von 1992 bis 1998, Angaben in dt ha⁻¹ FS und % FS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997)

Die Stickstoffbilanz (Abbildung 4.4.7) für den Standort weist für den gesamten Versuchszeitraum Stickstoffüberschüsse von 424 und 348 kg ha⁻¹ auf den Kompostvarianten und einen N-Verlust von 357 kg ha⁻¹ der Vergleichsvariante auf. Im Jahresdurchschnitt sind 107 und 97 kg ha⁻¹ N_t in die Kompostvarianten 1 und 2 eingebracht worden. Die Summen der Stickstoffentzüge durch die Feldfrüchte

betragen jeweils 430 kg ha^{-1} auf den Kompostvarianten gegenüber 357 kg ha^{-1} auf der Vergleichsvariante.

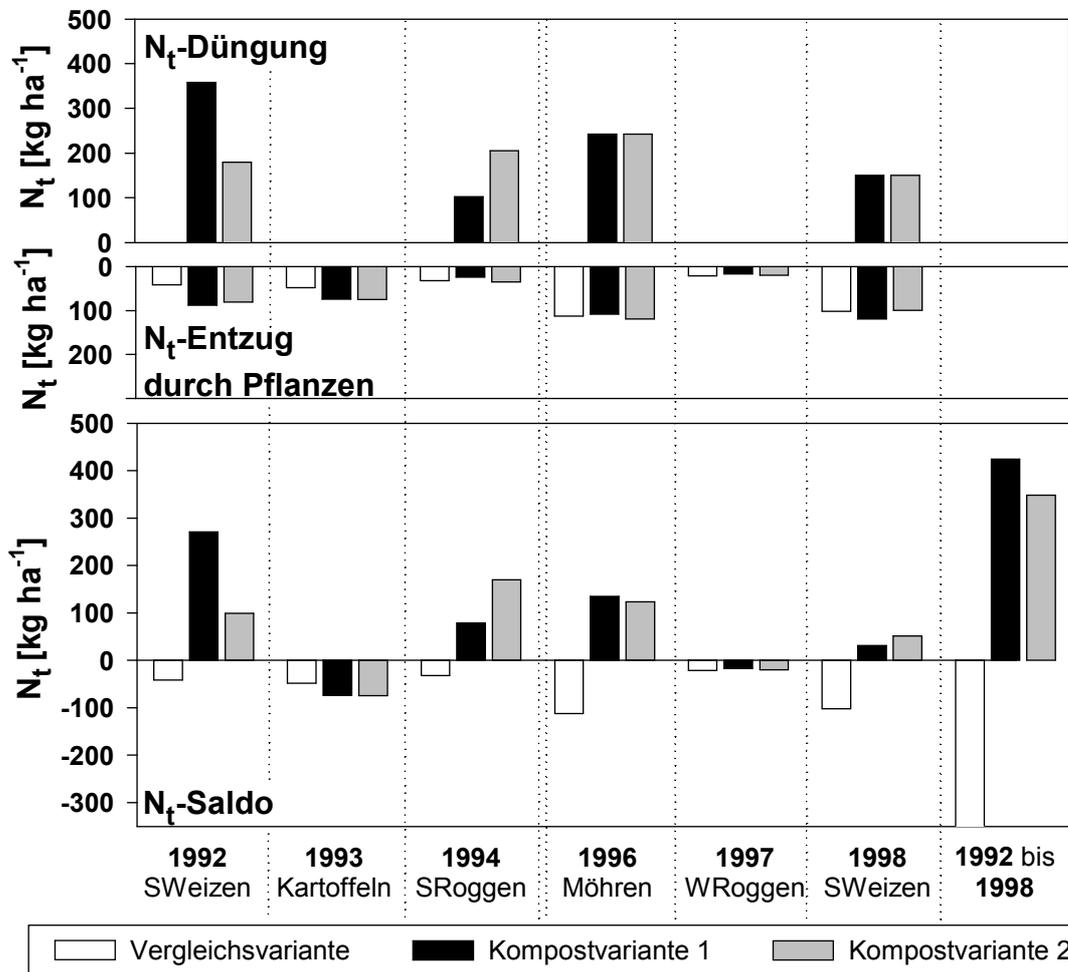


Abbildung 4.4.7 Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha^{-1} der Versuchsjahre 1992 bis 1998

4.5 Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol

4.5.1 Gesamt-Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol

Der Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und -Stickstoff (N_t) in den Ap-Horizonten der Parzellen wurde im Frühjahr vor, sowie im Herbst nach der Vegetationsperiode gemessen (Abbildung 4.5.1). Im September 1991 wurden die Ausgangsgehalte festgestellt. Die Herbstprobenahme 1995 entfiel (Brache). Unterschiede der Gesamtgehalte unter den Düngungsvarianten oder jahreszeitlich bedingte regelmäßige Schwankungen

traten nicht auf. Die Werte für C_t der drei Varianten korrelierten signifikant miteinander. Die geringfügigen Unterschiede sind demnach auf kleinräumige Bodenunterschiede zurückzuführen.

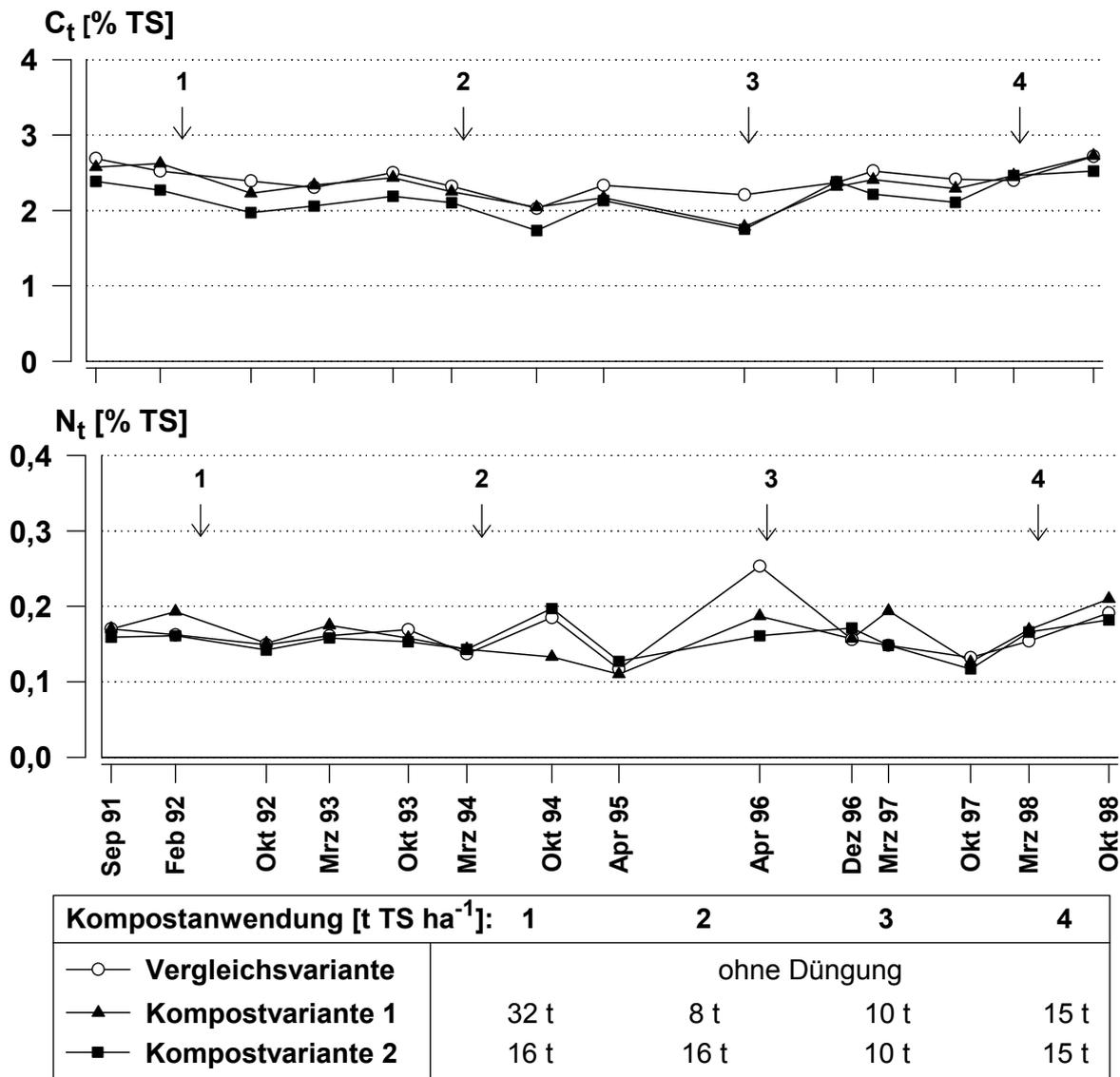


Abbildung 4.5.1 Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen

4.5.2 Nitrat-Stickstoffgehalte am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol

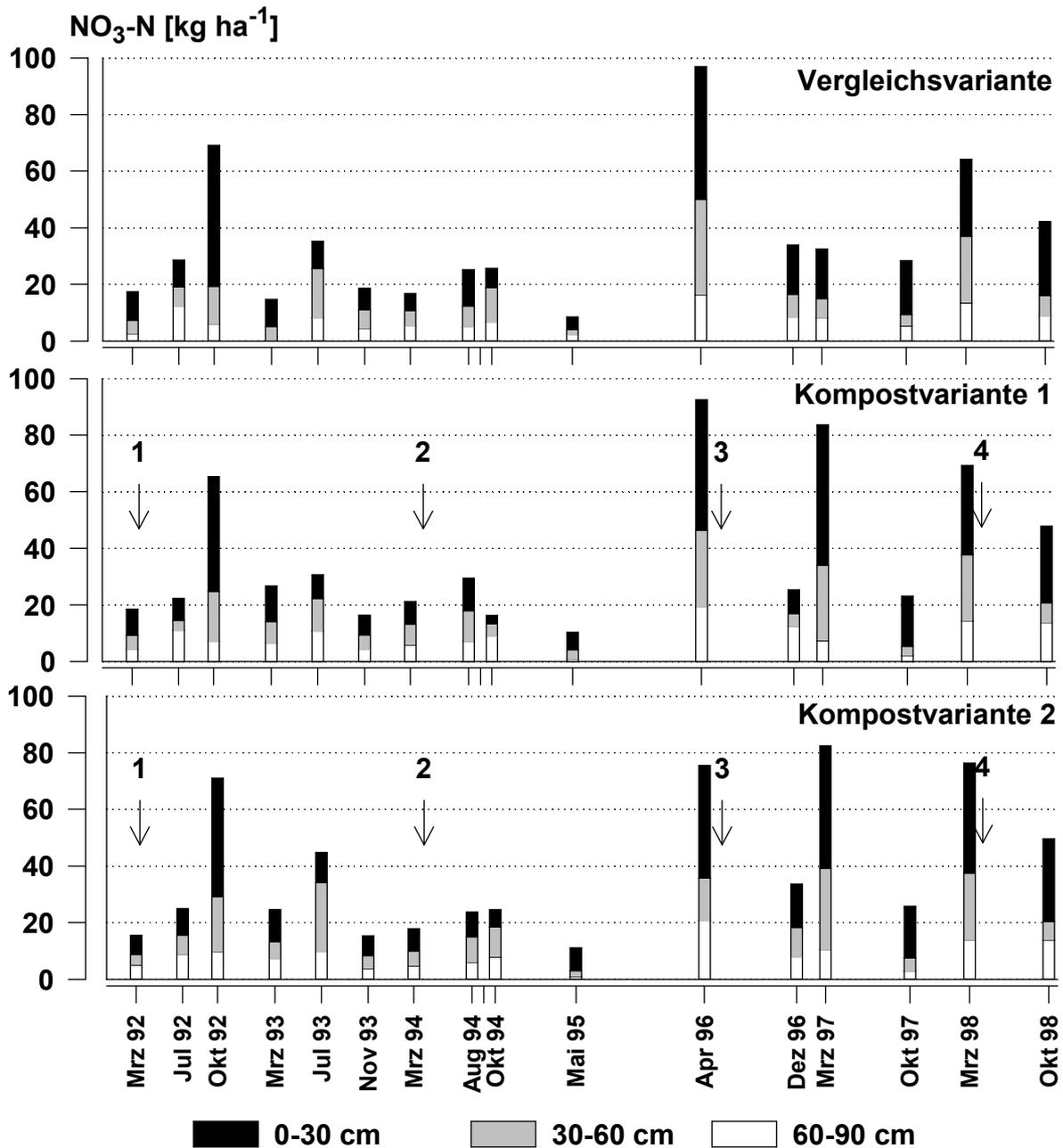
Die Nitrat-Stickstoff-Gehalte in den Tiefenprofilen der Parzellen am Standort Gley-Podsol zeigten in den Jahren 1992 bis 1994 einen den anderen Standorten in Wulksfelde sehr ähnlichen Verlauf. Es traten bei allen Varianten meist niedrige Gehalte zwischen 10 und 30 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ im Profil bis 90 cm Tiefe auf (Abbildung 4.5.2). Im Herbst 1992 wurden unter der Vergleichsvariante 69 kg ha^{-1} , der

Kompostvariante 1 (verdoppelte Anwendungsmenge) 65 kg ha^{-1} und der Kompostvariante 2 (normale Anwendungsmenge) 71 kg ha^{-1} gemessen. Diese hohen herbstlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte sanken bis zum Frühjahr auf 15, 27 bzw. 24 kg ha^{-1} ab. Im Folgejahr der Kompostanwendung zeigten sich ebenfalls keine Unterschiede in den Gehalten. Nach der zweiten Kompostanwendung in 1994 waren auch im Herbst mit $25 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Vergleichsvariante, sowie 16 und 25 kg ha^{-1} in den Kompostvarianten 1 und 2 keine erhöhten Nitrat-N-Gehalte anzutreffen.

Nach der Bracheperiode waren im April 1996 $97 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Vergleichsvariante sowie 92 und $76 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten vorhanden. Nach der Vegetationsperiode verblieben noch Gehalte von 34, 25 und $34 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in der Tiefe bis 90 cm.

In 1997 unterschieden sich die Kompostvarianten mit Profilgehalten von je 83 kg deutlich von der Vergleichsvariante mit nur $33 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$. Die Restgehalte im folgenden Herbst unterschieden sich mit Werten von 28, 23 und $26 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ nicht mehr. 1998 waren im Frühjahr in allen Varianten erhöhte Gehalte ($64, 69$ und 76 kg ha^{-1}) festzustellen, die wie die Gehalte im Oktober ($42, 48$ und 50 kg ha^{-1}) in jeweils gleicher Größenordnung lagen.

Die Nitrat-N-Gehalte zeigten in ihrer Höhe und in ihrem zeitlichen Verlauf bis auf einzelne Zeitpunkte nur geringfügige Unterschiede und korrelierten im Verlauf des Feldversuches signifikant.



Kompostanwendung [t TS ha ⁻¹]:	1	2	3	4
Vergleichsvariante		ohne Düngung		
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.5.2: NO₃-N-Gehalte in kg ha⁻¹ der Profiltiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol, 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen in t TS ha⁻¹

4.5.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol

Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser wurden unter den Parzellen in 40 cm und ab Mai 1992 auch in 100 cm Tiefe beprobt (Abbildung 4.5.3). Unterbrechungen entstanden in den Sommermonaten durch Austrocknung und ab Herbst 1994 auch durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen, die bis Ende 1995 andauerten. In diesem Zeitraum mussten die Messstellen ausgebaut werden. Anschließender Frost verzögerte den erneuten Einbau bis ins Frühjahr 1996.

Die Nitratkonzentrationen blieben nach der ersten Kompostgabe 1992 (1 in Abbildung 4.5.3) in 40 cm Tiefe unter der Vergleichsvariante und der Kompostvariante 2 (normale Anwendungsmenge, 16 t TS) zwischen 19 und 45 mg l⁻¹ während sie unter der Kompostvariante 1 (doppelte Anwendungsmenge, 32 t TS) kurzfristig auf bis zu 106 mg l⁻¹ stiegen. In 100 cm Tiefe stiegen dagegen die Konzentrationen unter der Kompostvariante 2 auf 152 mg l⁻¹ in Juni an. Unter der Vergleichsvariante wurden im Mai 19 mg l⁻¹ und unter der Kompostvariante 1 23 mg l⁻¹ als Höchstwerte gemessen. Im Herbst 1992 stiegen die Konzentrationen in 40 cm Tiefe auf Spitzenwerte von 489 mg l⁻¹ unter der Vergleichsvariante und 315 und 117 mg l⁻¹ unter den Kompostvarianten an. In 100 cm wurden sofort anschließend Maximalwerte von 115, 305 und 494 mg l⁻¹ erreicht.

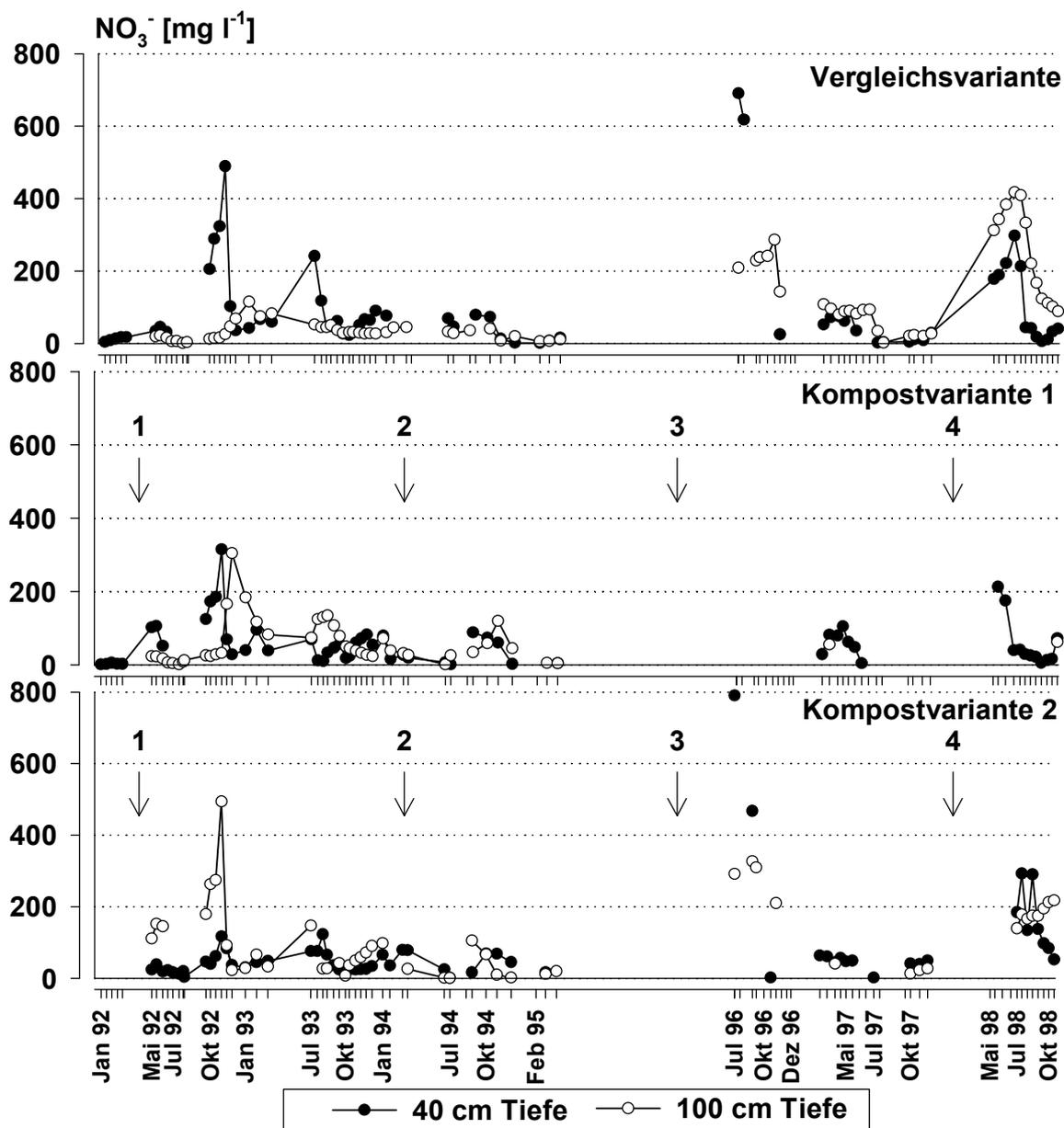
In den folgenden Monaten wurden überwiegend Konzentrationen zwischen 30 und 60 mg l⁻¹ gemessen, wobei kurzfristig auch Werte um 130 mg l⁻¹ (Sommer 1993, Kompostvariante 1) und 240 mg l⁻¹ (Sommer 1993, Vergleichsvariante) auftraten. Dieses Niveau veränderte sich auch nach der zweiten Kompostgabe in der Vegetationsperiode 1994 nicht.

Nach der Bracheperiode 1995 trat Sickerwasser im Spätsommer und Herbst 1996 nur unregelmäßig auf. Es wurden vereinzelte sehr hohe Nitratkonzentrationen von 230 bis 690 mg l⁻¹ unter der Vergleichsvariante und 300 bis 790 mg l⁻¹ unter der Kompostvariante 2 gemessen. Die Saugkerzen unter der Kompostvariante 1 förderten kein Sickerwasser.

Im Frühjahr 1997 waren zwischen den Varianten keine Unterschiede in den Konzentrationen in 40 cm Tiefe festzustellen, die Konzentrationen lagen zwischen 50 und 100 mg l⁻¹. Von Sommer 1997 bis Ende 1998 traten in 100 cm Tiefe der Vergleichsvariante stets höhere Konzentrationen als unterhalb des Ap-Horizontes in 40 cm Tiefe auf, wobei ein Maximum im Frühsommer 1998 in 100 cm Tiefe von über

400 mg l⁻¹ und in 40 cm Tiefe von 298 mg l⁻¹ auftrat. Zum Herbst verringerten sich die Werte wieder auf 89 mg l⁻¹ und 41 mg l⁻¹. Im Spätsommer und Herbst 1998 wurden auch unter den Kompostvarianten in 40 cm Tiefe stetig sinkende Konzentrationen gemessen, die unter der Kompostvariante 2 signifikant höher als unter der Kompostvariante 1 waren. Die Konzentrationen in 100 cm Tiefe der Kompostvariante 2 stiegen auf über 200 mg l⁻¹ an, während die Konzentrationen in 40 cm Tiefe sanken. Unter der Kompostvariante 1 blieben die Konzentrationen im Spätsommer bei 5 bis 29 mg l⁻¹ und stiegen erst im Oktober auf 72 mg l⁻¹.

Wie auch an den anderen Standorten war die statistische Prüfung der Ergebnisse der Sickerwasseruntersuchungen nur in einzelnen saisonalen Abschnitten möglich. Deutlich erhöhte Nitratkonzentrationen traten unter allen Varianten und damit unabhängig von der Düngung mit Kompost auf.



Kompostanwendung [t TS ha^{-1}]:	1	2	3	4
Kontrollvariante	ohne Düngung			
Kompostvariante 1	32 t	8 t	10 t	15 t
Kompostvariante 2	16 t	16 t	10 t	15 t

Abbildung 4.5.3: Nitratkonzentrationen in mg l^{-1} in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4: Kompostanwendungen

4.5.4 Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol

Bodenbiologische Untersuchungen wurden am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol vom Frühjahr 1996 bis Herbst 1998 durchgeführt. In diesen Zeitraum fielen die Kompostanwendungen im April 1996 und März 1998. Nach der letzten Kompostgabe wurde die Probenahmefrequenz erhöht, um auch kurzfristige Veränderungen erfassen zu können (Abbildung 4.5.4 und Abbildung 4.5.5).

Die Kohlenstoffkonzentrationen der mikrobiellen Biomasse (C_{BIO}) der Versuchsvarianten korrelierten nur schwach (Abbildung 4.5.4 a). Die Düngungsvarianten unterschieden sich nicht. In den N-Konzentrationen (N_{BIO}) gab es in 1996 und 1997 nur geringe Schwankungen. Im Frühjahr 1998 kam es in allen Varianten zu einem Maximum von über 30 mg kg^{-1} . Die Gehalte sanken im Sommer wieder in den Bereich zwischen 10 und 15 mg kg^{-1} ab. Ein zweites kleineres Maximum ($17 \text{ bis } 22 \text{ mg kg}^{-1}$) lag im Herbst 1998 vor (Abbildung 4.5.4 b). Ein sehr ähnliches Bild ergab die Untersuchung der Dehydrogenaseaktivität (Abbildung 4.5.4 c). Es trat zeitgleich mit N_{BIO} ein Aktivitätsmaximum im Frühsommer 1998 auf. Ein anschließendes Herbstmaximum fehlte. Die Parameter DHA und N_{BIO} korrelieren jedoch in den Varianten nur schwach.

Die höchsten Stickstoffmineralisationsindices wurden vor der Kompostgabe im April 1996 gemessen (Abbildung 4.5.5 d). Anschließend sanken die Aktivitäten ab und wiesen parallel verlaufende Schwankungen auf. Aktivitätssteigerungen traten auch nach der Kompostgabe im Oktober 1998 nicht auf.

Die Nitrat-N-Gehalte im Oberboden (vgl. Abschnitt 4.5.2) waren bereits im Frühjahr 1996 erhöht (Abbildung 4.5.5 e). Nach der Kompostgabe 1996 stiegen die Gehalte in den drei Varianten weiter an. Dies tritt in den Kompostvarianten deutlicher als in der Vergleichsvariante auf. In September und Dezember waren nur geringe Mengen Nitrat-N vorhanden, im März 1997 traten erhöhte Werte erneut nur in den Kompostvarianten auf. Im Sommer und Herbst waren die Gehalte erneut gering. Im Frühjahr und Sommer 1998 stiegen die Gehalte bei den drei Varianten auf 100 kg ha^{-1} an und sanken innerhalb von vier Wochen wieder auf weniger als 20 kg ha^{-1} ab. Zum Herbst waren erneut langsam ansteigende Gehalte zu beobachten.

Die Veränderungen der Aggregatstabilität der Varianten korrelierten signifikant miteinander, sie unterschieden sich jedoch nicht bezüglich der Düngungsvariante (Abbildung 4.5.5 f).

Bezüglich der Kompostanwendung am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol wiesen die bodenbiologischen Parameter keine Unterschiede auf. Die Daten der Varianten korrelierten in den meisten Fällen signifikant. Zwischen den Parametern traten tendenzielle Korrelationen auf. Dies deutete sich bei DHA mit N_{BIO} und dem Nitrat-N-Gehalt auch bereits in der graphischen Darstellung an. Die Beziehung zwischen N_{BIO} und dem Nitrat-N-Gehalt ist schwächer ausgeprägt.

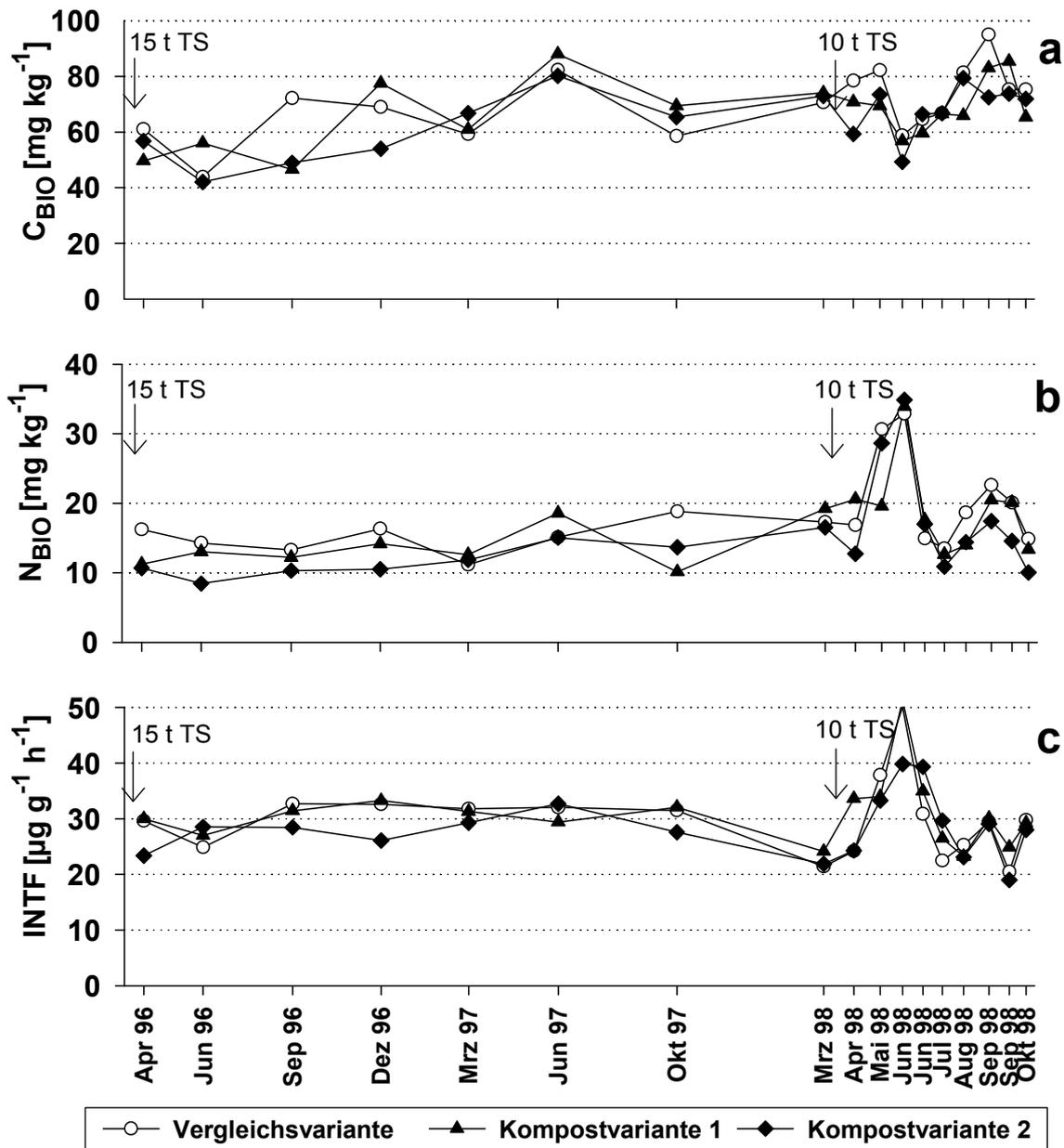


Abbildung 4.5.4 Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}

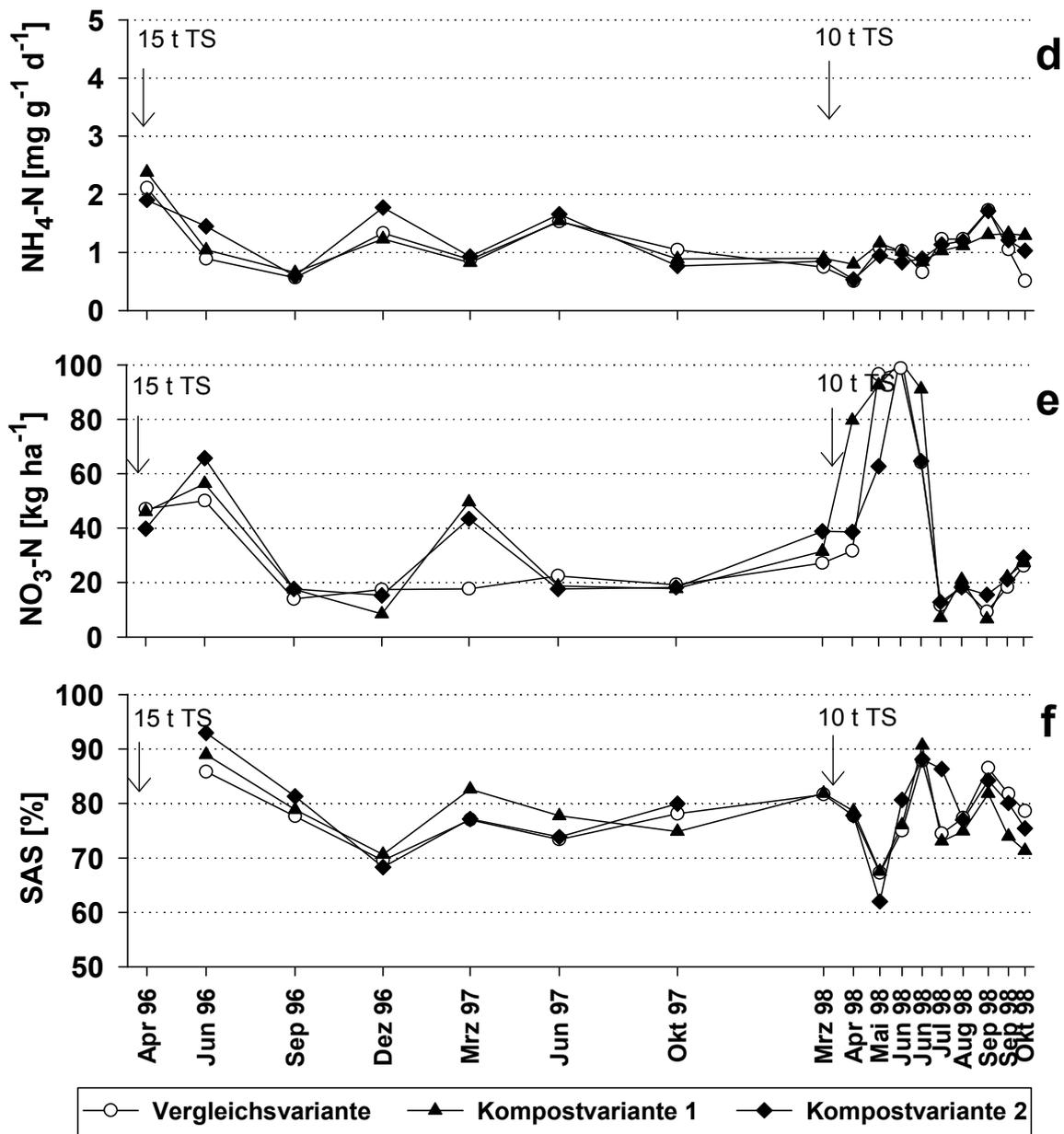


Abbildung 4.5.5 Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ (0 bis 30 cm) kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}

4.5.5 Pflanzenuntersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol

Die auf dem Standort Wulksfelde: Gley-Podsol erhaltenen Erträge und deren Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) sind in Abbildung 4.5.6 dargestellt. Bei Getreide wurden Stroh und Korn berücksichtigt, bei Möhren und Kartoffeln der Wurzel- bzw. Knollenertrag. Die zu erwartenden Erträge wurden den Richtwerten für

die Düngung der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Boysen 1998) für den ökologischen Anbau entnommen.

Der im Jahr 1992 angebaute Sommerweizen blieb mit 48 dt ha^{-1} auf der Vergleichsvariante unter dem zu erwartenden Ertrag von 60 bis 80 dt ha^{-1} . Die Kompostvariante mit der überhöhten Kompostgabe brachte 69 dt ha^{-1} während die normale Kompostgabe mit 50 dt ha^{-1} keinen höheren Ertrag erzielte.

Der Kartoffelertrag erreichte im Folgejahr 1993 auf den Kompostvarianten mit 240 dt ha^{-1} auf der Kompostvariante 1 die für den ökologischen Anbau zu erwartenden 188 bis 250 dt ha^{-1} . Der Ertrag der Kompostvariante 2 war mit 150 dt ha^{-1} deutlich niedriger und entsprach dem der Vergleichsvariante mit 155 dt ha^{-1} .

Der in 1994 angebaute Sommerroggen erbrachte auf den Kompostvarianten mit 76 und 74 dt ha^{-1} ein nahezu zufrieden stellendes Ergebnis, während der Ertrag der Vergleichsvariante mit 66 dt ha^{-1} deutlich unterhalb der zu erwartenden 78 bis 104 dt ha^{-1} lagen.

Die Erträge der 1996 geernteten Möhren erreichten mit 542 dt ha^{-1} auf der Vergleichsvariante und 543 bzw. 507 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten bereits sehr gute Ergebnisse gemessen am konventionellen Ertragsniveau.

1997 blieb der Ertrag an Winterroggen mit 32 auf der Vergleichs- und 34 bzw. 30 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten weit unter den zu erwartenden 96 bis 192 dt ha^{-1} . Die in 1998 angebauten Kartoffeln erbrachten mit 204 dt ha^{-1} auf der Vergleichs- und 239 bzw. 235 dt ha^{-1} auf den Kompostvarianten wie 1993 einen guten Ertrag im oberen Erwartungsbereich.

Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) in den geernteten Pflanzenmaterialien unterschieden sich hinsichtlich der Düngungsvarianten nicht und lagen im Bereich der allgemein zu erwartenden Werte.

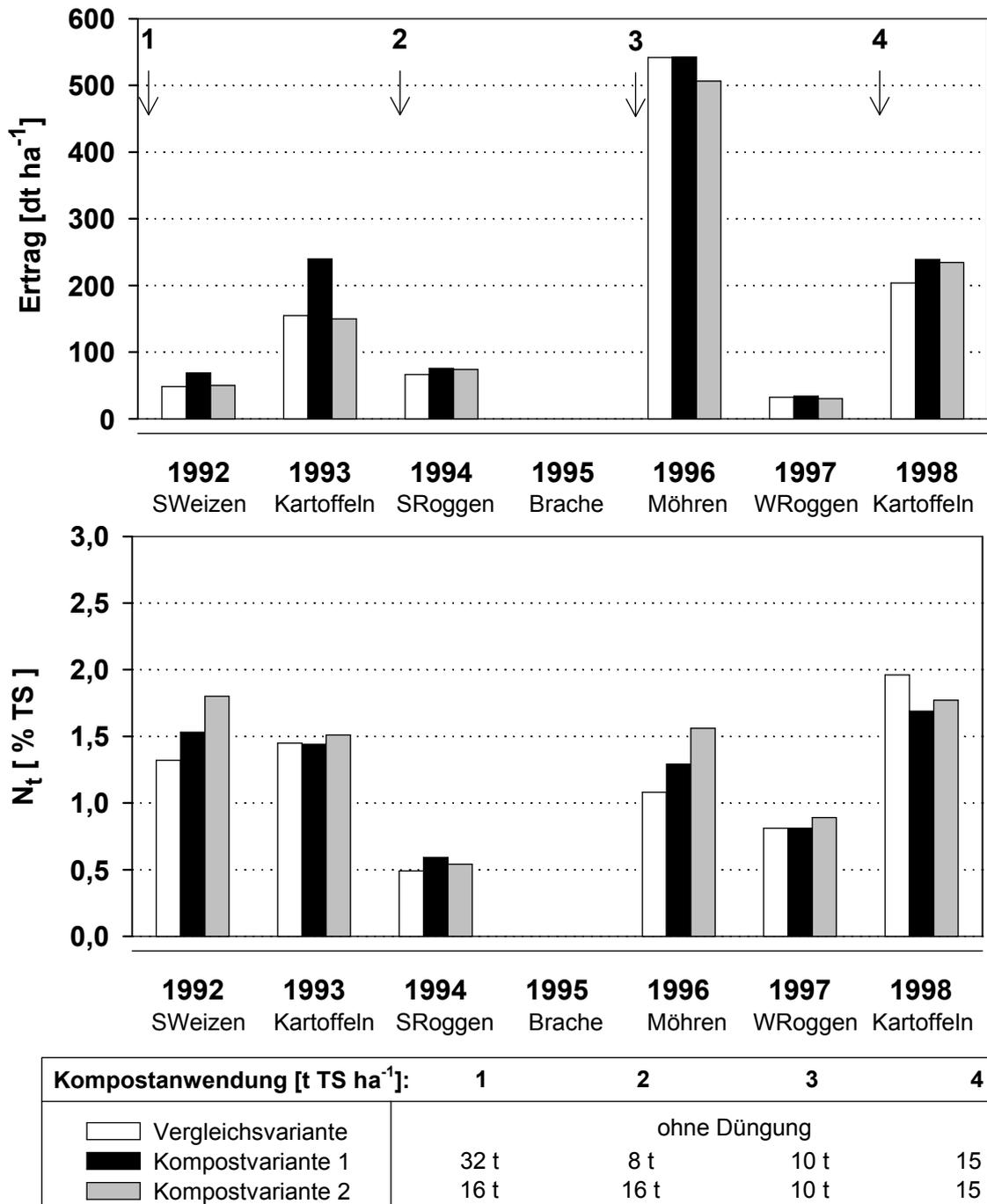


Abbildung 4.5.6: Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol von 1992 bis 1998, Angaben in dt ha⁻¹ FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997)

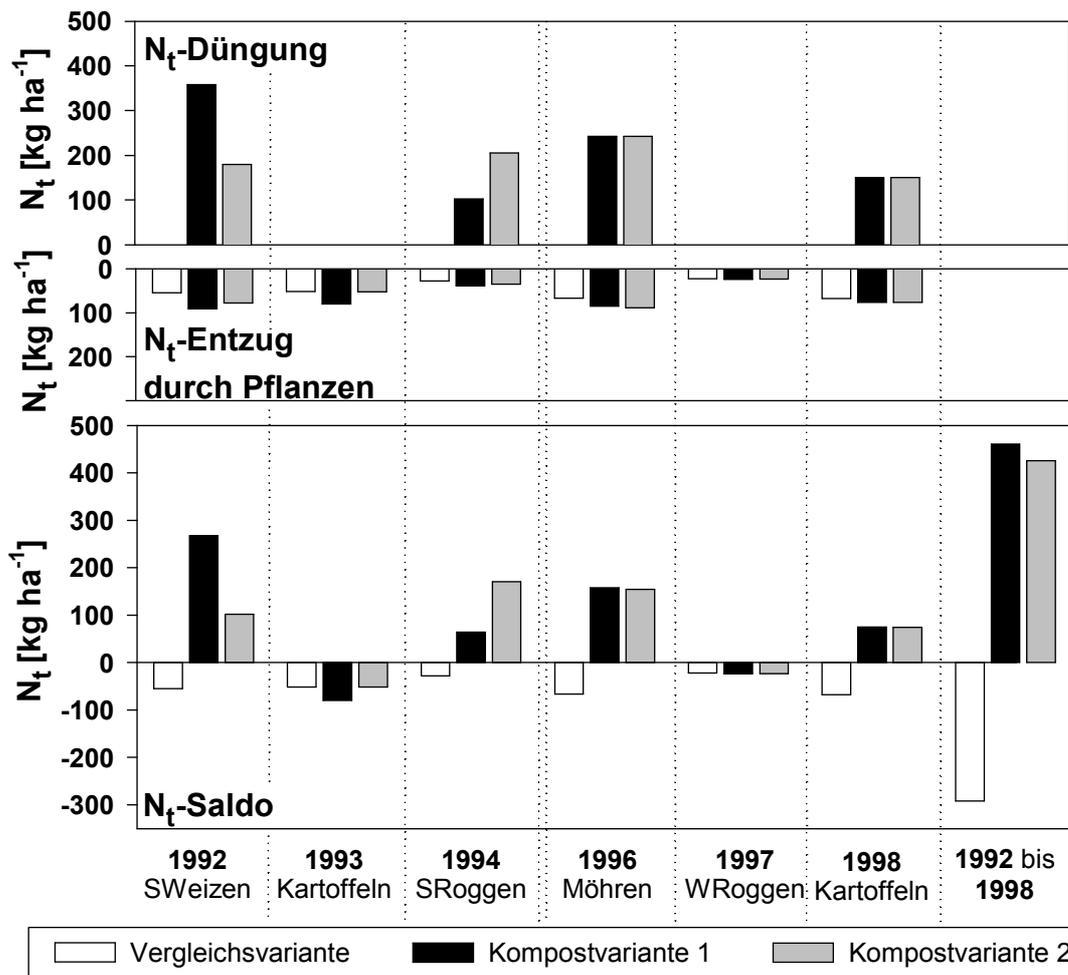


Abbildung 4.5.7 Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha^{-1} der Versuchsjahre 1992 bis 1998

Die Stickstoffbilanz für den Standort (Abbildung 4.5.7) weist für den gesamten Versuchszeitraum Stickstoffüberschüsse von 460 und 425 kg ha^{-1} auf den Kompostvarianten und einen N-Verlust von 292 kg ha^{-1} der Vergleichsvariante aus. Pro Jahr wurden 107 und $97 \text{ kg ha}^{-1} N_t$ in die Kompostvarianten 1 und 2 eingebracht. Die Summen der Stickstoffentzüge durch die Feldfrüchte betragen 394 und 352 kg ha^{-1} auf den Kompostvarianten gegenüber 292 kg ha^{-1} auf der Vergleichsvariante.

4.6 Baumschulversuch Halstenbek

4.6.1 Gesamt-Kohlenstoff- und Gesamt-Stickstoffkonzentrationen am Standort Halstenbek

Mit der Beprobung des Baumschulversuches wurde unmittelbar nach der Kompostgabe begonnen. Weitere Probenahmen folgten im Sommer 1996, Sommer und Herbst 1997, sowie zum Abschluss des Versuches im November 1998.

Der Gesamt-Kohlenstoff-Konzentration (C_t) war in den Kompostvarianten größer als in der Vergleichsvariante (Abbildung 4.6.1 a). Für die Variante mit der hohen Kompostgabe von 42 t TS ha^{-1} war diese Beziehung auch signifikant. Die Kompostvarianten unterschieden sich im weiteren Verlauf nicht.

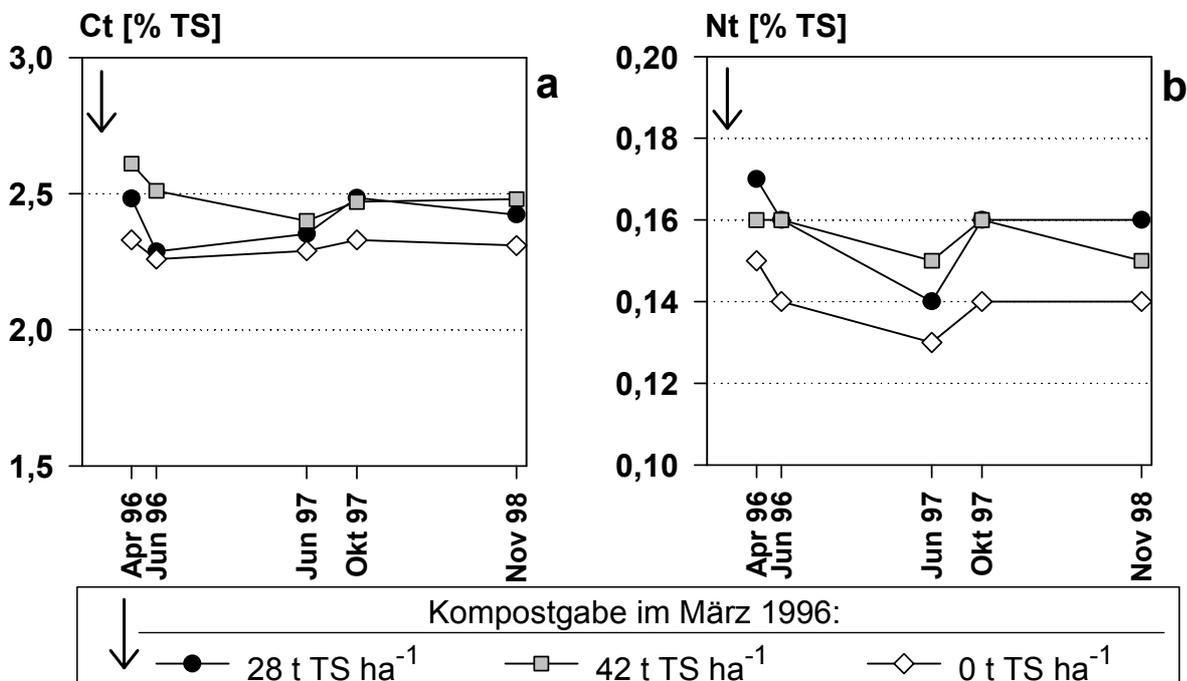


Abbildung 4.6.1: Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und Gesamt-Stickstoff (N_t) in % TS, bis 30 cm Tiefe am Standort Halstenbek im Versuchszeitraum 1996 bis 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha^{-1}

Die Gesamt-Stickstoffkonzentration (N_t) war auf den mit Kompost gedüngten Varianten signifikant höher als auf den Vergleichsparzellen (Abbildung 4.6.1 b). Zwischen den Kompostvarianten konnte kein Unterschied festgestellt werden.

4.6.2 Nitrat-Stickstoffgehalte im Oberboden am Standort Halstenbek

Die Nitrat-Stickstoffgehalte lagen im April 1996 bei 40 kg ha^{-1} in der Vergleichsvariante, sowie 73 bzw. $87 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Kompostvarianten (Abbildung 4.6.2). Bis Juni stiegen die Gehalte in den Vergleichsvarianten an (58 kg ha^{-1}), in den

Kompostvarianten sanken sie auf 61 und 71 kg ha⁻¹ ab. Somit nivellierten sich die Gehalte. Im Juni 1997 lagen mit 93 kg ha⁻¹ in der Vergleichsvariante und 101 bzw. 89 kg in den Kompostvarianten ebenfalls keine signifikanten Unterschiede vor. Im Oktober 1997 hatten sich die Gehalte in der Variante der geringeren Kompostgabe und der Vergleichsvariante mehr als verdreifacht und in der Variante der hohen Kompostgabe verdoppelt. Zum Abschluss des Versuchs im November 1998 lagen dagegen in den drei Varianten nur noch geringe Nitrat-N-Gehalte zwischen 10 und 11 kg NO₃-N ha⁻¹ vor.

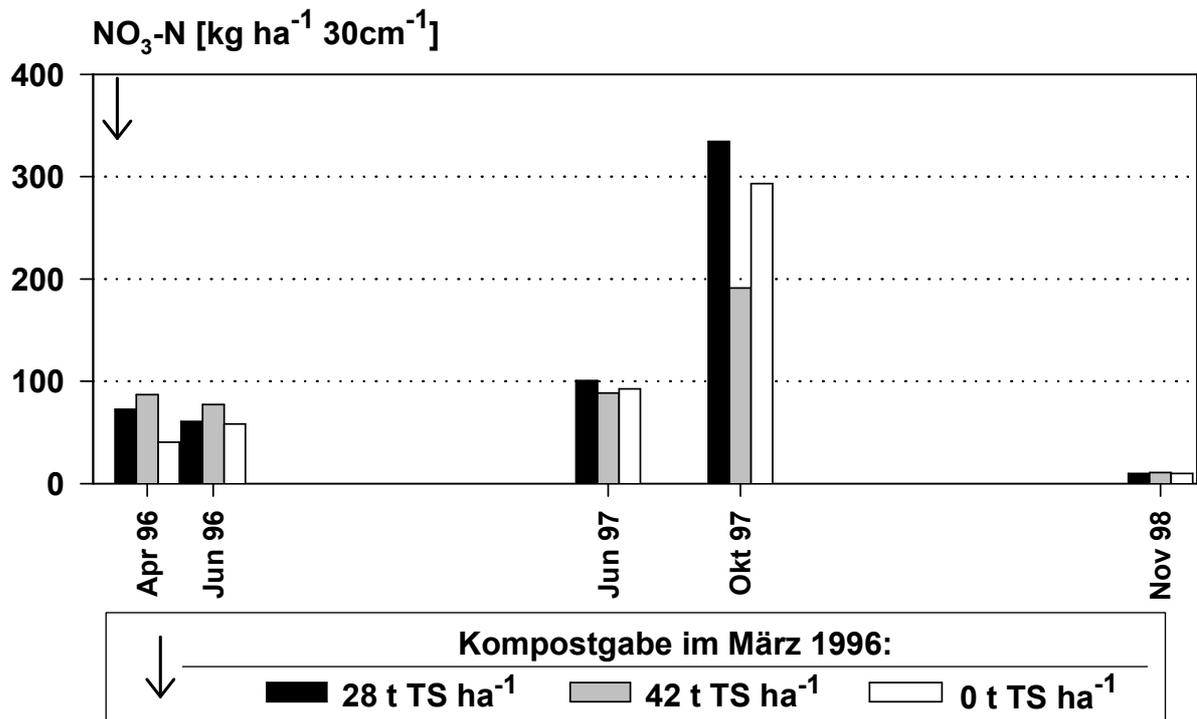


Abbildung 4.6.2: NO₃-N-Gehalte in kg ha⁻¹, bis 30 cm Tiefe am Standort Halstenbek im Versuchszeitraum 1996 bis 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha⁻¹

4.6.3 Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Halstenbek

Die Probenahmen für die bodenbiologischen Untersuchungen erfolgten am Standort Halstenbek parallel zu den Probenahmen für die C_t, N_t und Nitrat-N-Untersuchungen.

Der Kohlenstoff der mikrobiellen Biomasse (C_{BIO}, Abbildung 4.6.3 a) wies in der Vergleichsvariante regelmäßig niedrigere Werte als in den Kompostvarianten auf, während zwischen den beiden Kompostgaben keine Unterschiede festzustellen waren. Die Variante mit der hohen Kompostgabe von 42 t TS ha⁻¹ wies signifikant höhere Werte als die Vergleichsvariante auf.

Beim Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse (N_{BIO} , Abbildung 4.6.3 b) konnten signifikant höhere Werte in der Variante der niedrigeren Kompostgabe (28 t TS ha^{-1}) gegenüber der Kompostvariante 2 (42 t TS ha^{-1}) und der Vergleichsvariante festgestellt werden.

Gleichförmige Schwankungen traten bei der Dehydrogenaseaktivität (gemessen als INTF-Produktion in $\mu\text{g g}^{-1}\text{TS h}^{-1}$) in den Kompost- und Vergleichsvarianten auf (Abbildung 4.6.3 c), wobei in der Vergleichsvariante signifikant niedrigere Aktivitäten gemessen wurden. Die Kompostvarianten unterschieden sich nicht.

Der Stickstoffmineralisationsindex (Abbildung 4.6.3 d) stieg in den Kompostvarianten an, während ein gleichzeitiges Absinken auf der Vergleichsvariante zu beobachten war. Im Folgejahr der Anwendung war kein Unterschied mehr festzustellen.

Der Verlauf der Arginin-Desaminierungsaktivitäten (Abbildung 4.6.3 e) zeigte einen der Dehydrogenaseaktivität (Abbildung 4.6.3 c) sehr ähnlichen Verlauf, signifikante Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten lagen jedoch nicht vor.

Die Untersuchung der Aggregatstabilität ergab keine Unterschiede zwischen den Vergleichs- und Kompostvarianten (Abbildung 4.6.3 f).

Zwischen den Werten der bodenbiologischen Parameter und der Nitrat-Stickstoffgehalte der Varianten konnten verschiedene Korrelationen festgestellt werden. Die Ergebnisse der Parameter Dehydrogenase- und Arginin-Desaminierungsaktivität, der N-Mineralisationskapazität sowie die Nitrat-N-Gehalte der drei Düngungsvarianten korrelieren jeweils miteinander.

Gesicherte Korrelationen zwischen unterschiedlichen Parametern ergaben sich für die Arginin-Desaminierungsaktivität mit der Dehydrogenaseaktivität und Stickstoff-Mineralisationskapazität, sowie für die Dehydrogenaseaktivität mit der Stickstoff-Mineralisationskapazität. Dies trat regelmäßig in den Kompost-Varianten auf, während die Beziehung in den Vergleichvarianten schwächer oder nicht vorhanden war. Im Falle von C_{BIO} und N_{BIO} korrelierten ausschließlich die Werte der jeweils gleichen Düngungsvariante. Korrelationen mit anderen Parametern traten nicht auf.

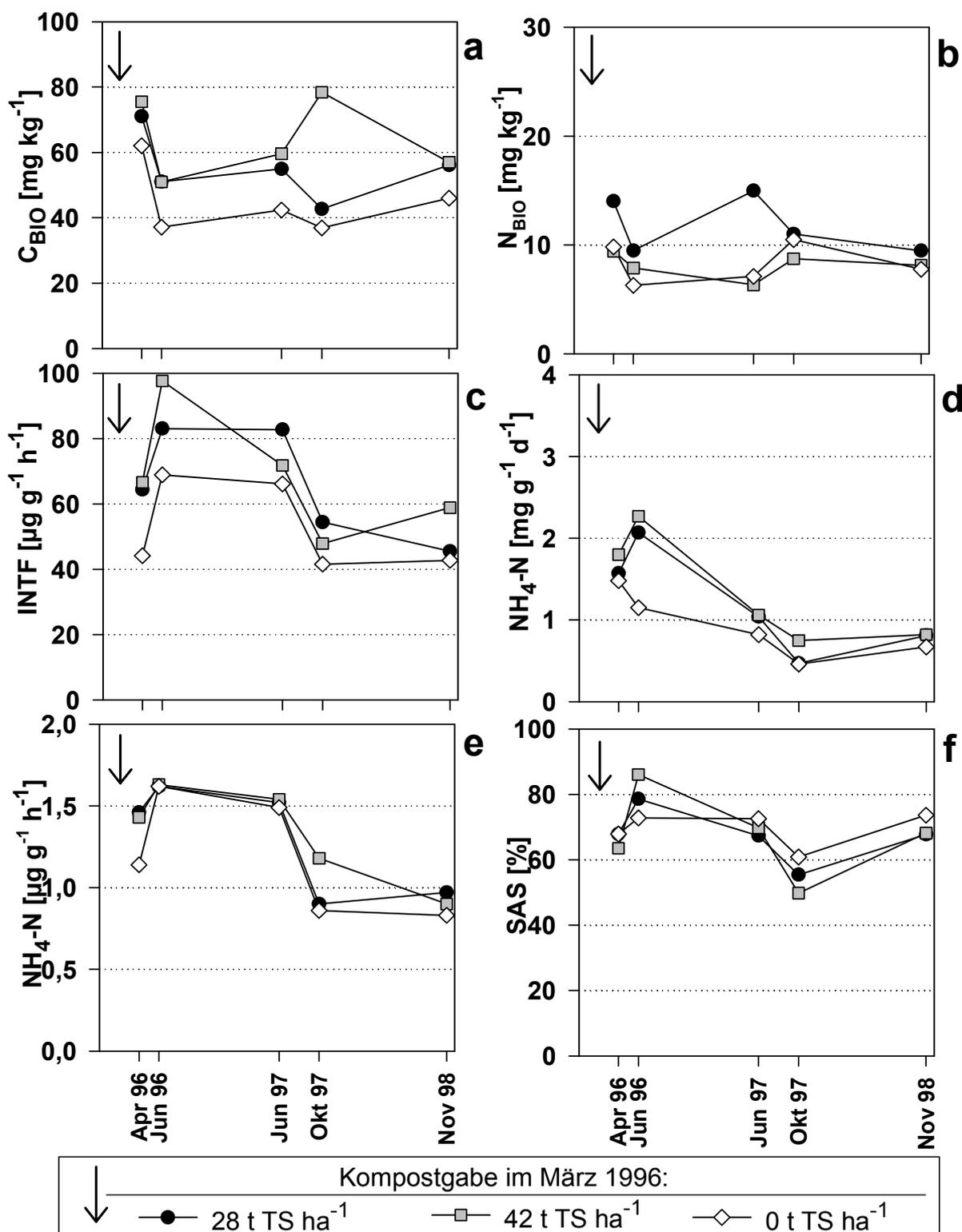


Abbildung 4.6.3: (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$, (e) Arginin-Desaminierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{h}^{-1}$, (f) Aggregatstabilität in % stabiler Aggregate. Medianwerte der Feldparallelen ($n=3$) am Standort Halstenbek, Versuchszeitraum April 1996 bis November 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha^{-1} .

5 Diskussion

Ziel der Untersuchungen war es festzustellen, ob durch die erhöhte Zufuhr von dem überwiegend organisch gebundenen Stickstoff aus dem Düngemittel Kompost Veränderungen in den Böden stattfinden. In den folgenden Abschnitten werden die Entwicklung der unterschiedlichen Stickstoffformen in Boden, Sickerwasser und Pflanzen, sowie die Veränderungen bodenmikrobieller Parameter diskutiert.

In der vorliegenden Untersuchung wurden die Kompostgaben für die landwirtschaftlich genutzten Böden nach dem tatsächlichen Nährstoffbedarf der Kulturen für 2 oder 3 Jahre bemessen, wobei in 1992 auf den Sandböden der Standorte in Wulksfelde auch eine Steigerungsstufe mit doppelter Dosierung durchgeführt wurde (Boisch 1997).

5.1 Auswirkungen der Kompostanwendung auf Gesamt-Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen der Böden

Eine direkte Auswirkung der Kompostgaben auf die C_t und N_t -Konzentrationen der Böden war nur bei den hohen Anwendungsmengen von 28 und 42 t TS ha⁻¹ im Baumschulversuch Halstenbek festzustellen (Abschnitt 4.6.1). Die Anwendungsmengen besaßen rechnerisch das Potenzial den C_t um 0,12 und 0,16 % TS, den N_t des Bodens um 0,01 und 0,02 % TS zu erhöhen. Dies wurde in den Ergebnissen der Bodenanalysen, die in den Kompostvarianten Konzentrationserhöhungen von 0,1-0,2 C_t und 0,01-0,02 N_t ergaben, widerspiegelt und blieb über den Beobachtungszeitraum von zwei Jahren hinweg bei geringen Schwankungen erhalten (Abbildung 4.6.1). Die unterschiedlich hohen Kompostgaben waren in ihrer Wirkung nicht zu unterscheiden. Als Erklärung für die aufgetretenen Schwankungen kommen in erster Linie Bodeninhomogenitäten in Betracht, die nach langjähriger intensiver und kleinräumig wechselnder Nutzung als Baumschulquartier sehr wahrscheinlich sind. Bei baumschulerischer Nutzung eines Bodens ist der Verlust von organischer Substanz durch die intensive Bodenbearbeitung und die Entnahme von Wurzelballen ein Problem. Es sollte daher in diesem Praxisversuch überprüft werden, ob sich die Kompostanwendung zur erneuten Zufuhr an organischer Substanz eignet. Dies konnte bereits mit der niedrigeren Anwendungsmenge von 28 t TS ha⁻¹ erreicht werden und entspricht früheren Ergebnissen aus dem Baumschulbereich (Bärtels 1985).

Der Oberboden am Ackerstandort Krummbek wies nach Aufteilung des Ap-Horizontes in zwei Beprobungstiefen in den Kompostvarianten eine Differenzierung in Bezug auf die C_t und N_t – Konzentrationen auf. In den Vergleichsvarianten unterschieden sich die Beprobungstiefen hingegen nicht (Abbildung 4.2.1 und Abbildung 4.2.2). Die Kompostparzellen wiesen in der Einarbeitungstiefe mehr C_t und N_t als der darunter liegende Teilhorizont auf.

Diese Entwicklung ist nicht durch eine direkte Wirkung der Kompostgaben zu erklären, da die potenziellen Erhöhungen nur bei 0,05 und 0,04 % C_t und 0,004 % N_t lagen (Abschnitt 4.2.1). Effekte aus der Zufuhr organischer Substanz mit den Kompostgaben, der schonenderen Bodenbearbeitung mittels Grubber auf 15 cm und den Streueinträgen aus der Brachevegetation können die Stabilisierung der C_t und N_t - Konzentrationen bewirkt haben. Durch die schonendere Bodenbearbeitung kann die Mineralisation der organischen Substanz verringert und die Bildung stabiler organischer Bodensubstanz in dem lehmigen Substrat begünstigt worden sein. Bei Tongehalten von 10 % und Schluffgehalten von 25 % sind günstige Voraussetzungen zur Bildung stabiler Ton-Humus-Verbindungen vorhanden. Die Stabilisierung humifizierter organischer Bodensubstanz gewinnt gegenüber der Mineralisation an Bedeutung.

An diesem Ackerstandort zeichnet sich möglicherweise eine sukzessive Langzeitwirkung der Kompostanwendung ab, die durch eine weitere hohe Kompostgabe von 27 t TS in 1997 und die bessere Entwicklung der Feldfrucht Hafer auf den Kompostparzellen weiter gefördert wurde. Im Gegensatz zu den Vergleichsvarianten fielen in den Kompostvarianten die C_t und N_t -Konzentrationen am Ende des Versuchszeitraumes nicht unter die zu Beginn des Feldversuches vorhandenen Konzentrationen ab.

Keller (Keller 1995) konnte in ihren Untersuchungen an diesem Standort bereits Unterschiede in der Porengrößenzusammensetzung feststellen. Während im Oberboden der Vergleichsvarianten der Feinporenanteil dominierte, traten im Boden der Kompostvarianten deutlich vermehrt Mittel- und enge Grobporen auf. Die Summe des Mittel- und engen Grobporenanteils war unter den Kompostvarianten ebenfalls erhöht. Bei Erhöhung der Konzentrationen der organischen Substanz sind an diesem Standort eine Reihe bodenverbessernder Wirkungen zu erwarten. Neben der Zufuhr an mittel- und langfristig verfügbar werdendem Stickstoff werden die Textur und Wasserspeicherfähigkeit des durch Austrocknung und Vernässung in seiner Nutzung

eingeschränkten Bodens verbessert. Durch eine krümeligere Aggregatstruktur im Oberboden kann ein besserer Austrocknungsschutz entstehen. Probleme des Standortes wie die Neigung zu Verschlammung und Verschmierungen können sich durch die Strukturverbesserung ebenfalls verringern.

Auf den Sandböden in Wulksfelde waren bei bedarfsgerechter Düngung mit Kompost zwischen 8 und 18 t TS ha⁻¹ Erhöhungen der C_t-Konzentrationen um 0,03 bis 0,06 % und der N_t-Konzentrationen um 0,002 bis 0,006 % zu erwarten. Diese Veränderungen konnten an den Standorten nicht beobachtet werden (Abbildung 4.3.1, Abbildung 4.4.1 und Abbildung 4.5.1). Für den Stickstoff war dies analytisch auch nicht zu erfassen. Bei höheren Anwendungsmengen (32 t TS ha⁻¹ in 1992) konnten bei diesen Böden ebenfalls keine Effekte auf die Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentrationen festgestellt werden, obwohl größere potenzielle C_t-Konzentrationsverschiebungen von 0,14 % auftraten. N_t wäre demnach um 0,008 % erhöht, was analytisch nicht zu erfassen war.

Die mit den Kompostgaben zugeführte organische Substanz konnte demnach nicht nachgewiesen werden. Die Prüfgrößen C_t und N_t können jahreszeitlichen Schwankungen von 0,2 bzw. 0,02 % unterliegen (1982), hinzu kommt eine durch kleinräumige Bodenunterschiede und Bewirtschaftungsmaßnahmen hervorgerufene räumliche Variabilität. Auch weisen Ernterückstände unterschiedlicher Kulturen aufgrund ihres unterschiedlichen C/N – Verhältnisses sehr unterschiedliches Abbauverhalten auf. Kurzfristige Auswirkungen der Kompostanwendung innerhalb der Vegetationsperiode können daher maskiert worden sein.

Bei bedarfsgerechter Düngung mit Kompost zwischen 8 und 18 t TS ha⁻¹ zeigten die Sandböden in Wulksfelde über die Versuchsjahre hinweg keine Veränderungen der C_t oder N_t-Konzentrationen. Dies kann als Anzeichen dafür gewertet werden, dass die Böden sich aufgrund ihrer langjährigen ackerbaulichen Nutzung in ihrem standortspezifischen Fließgleichgewicht der Zufuhr und des Abbaus von organischer Substanz befinden und dass Veränderungen an diesen Standorten deutlich langsamer ablaufen, als es in dem Beobachtungszeitraum von sieben Jahren aufzuzeigen ist.

5.2 Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Nitratgehalte der Böden
Am Standort Krummbek wurden mit den Kompostanwendungen in 1992 und 1993 mit 2,1 und 1,1 kg ha⁻¹ zu geringe mineralische Stickstoffmengen ausgebracht, um

eine direkte Wirkung auf die Bodengehalte zu bewirken. Bei dem im Kompost enthaltenen Ammonium ist davon auszugehen, dass es bei Umlagerung und Transport des Materials, spätestens jedoch unmittelbar nach der Einbringung auf die gut belüfteten oberen 15 cm des Bodens, in Nitrat umgewandelt wurde.

Der Anstieg der Nitratstickstoffgehalte im Frühjahr 1992 ist in den Kompostvarianten auf die Mineralisation der organischen Substanz zurückzuführen. Die Vergleichsvariante wurde zusätzlich intensiv mineralisch gedüngt und wies $60 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ mehr $\text{NO}_3\text{-N}$ auf (Abbildung 4.2.3). In der darauf folgenden Vegetationsperiode 1993 wirkte sich weder die N-Ergänzungsdüngung in den Kompostvarianten noch die ausschließlich mineralische Düngung in den Vergleichsvarianten auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Boden aus. Der Stickstoff kann in der mikrobiellen Biomasse des Bodens zwischengespeichert oder durch die hohen Niederschläge im Sommer ausgewaschen worden sein.

Im Frühjahr 1994 erhielten die Vergleichsvarianten eine Düngung von 125 kg N , was sich jedoch nicht auf die Gehalte im Bodenprofil auswirkte. Aufgrund von anhaltender Vernässung seit dem Winter entwickelte sich der angebaute Raps nicht. Durch den fehlenden Pflanzenentzug verblieben in beiden Düngungsvarianten im Herbst relativ hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Restgehalte von über $80 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$. Im darauf folgenden Frühjahr war in den Kompostvarianten mit 37 kg ha^{-1} noch deutlich mehr $\text{NO}_3\text{-N}$ vorhanden als in den Vergleichsvarianten mit 14 kg ha^{-1} . Die Verluste können auf stärkere Auswaschung bei nicht mit Kompost behandeltem Boden während des sehr niederschlagsreichen Winters 1994/1995 zurückgeführt werden.

Mit der Kompostanwendung im April 1997 wurden 13 kg ha^{-1} mineralischer Stickstoff ausgebracht. Der Anstieg der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte um über $90 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ bis Mai 1997 ist nur zu maximal 15% mit diesem Eintrag zu erklären. Der überwiegende Anteil kann daher nur aus der Mineralisation von organischer Substanz des Bodens und des Kompostes stammen. Der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt der ungedüngten Vergleichsvarianten erhöhte sich nur um 53 kg ha^{-1} . Die Differenz von 37 kg ha^{-1} entspricht 8 % des im Kompost organisch gebundenen Stickstoffs, einer Menge die seit der Applikation freigesetzt worden sein kann. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Restgehalte lagen im Herbst 1997 in gleicher Größenordnung, 50 kg in der Kompost- und $39 \text{ kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ in den Vergleichsvarianten.

Unterschiede der Nitrat-N-Gehalte der Bodenprofile zeigten sich nur bei einerseits sehr hohem mineralischem Düngungsniveau (in 1992) im Vergleich zu einer

moderaten Kompostgabe und andererseits bei einer hohen Kompostgabe im Vergleich zu der ungedüngten Variante (in 1997). Die zwei Versuchsvarianten wiesen einen sehr ähnlichen zeitlichen Verlauf auf, der durch die unterschiedlichen Standortfaktoren, insbesondere die klimatischen Gegebenheiten zu erklären ist.

Bei den Standorten 'Podsol', 'Braunerde' und 'Gley-Podsol' in Wulksfelde handelt es sich um leichte Sandböden. Da Nitrat nicht an feste Bodenbestandteile adsorbiert, liegt es frei in der Bodenlösung vor. Aufgrund der geringen Wasserhaltekapazität der Sandböden ist die Auswaschungsgefahr hoch und die Bodengehalte sind in der Regel niedrig. Die von 1992 bis 1994 mit den Kompostanwendungen ausgebrachten mineralischen Stickstoffmengen lagen zwischen 3 und 9 kg ha⁻¹ (Tabelle 4.1). Eine direkte Wirkung dieser geringen Frachten auf die Bodengehalte war nicht festzustellen und auch nicht zu erwarten.

Die NO₃-N-Gehalte lagen in Wulksfelde in der Regel unabhängig von der Jahreszeit und Kompostanwendung zwischen 10 und 30 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ (Abbildung 4.3.2, Abbildung 4.4.2 und Abbildung 4.5.2). Die im Oktober 1992 in allen Varianten und Böden hohen Rest-NO₃-N-Gehalte zwischen 85 und 91 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ sind das Ergebnis der gesteigerten Mineralisation durch intensive Bodenbearbeitung. Der Oberboden wurde zur Unkrautbekämpfung im Herbst gestriegelt. Geringe Niederschläge im Spätsommer und Herbst verhinderten zunächst die Auswaschung. Während des anschließenden Winters gingen bei Schwarzbrache jedoch dem Podsol und Gley-Podsol etwa 40, der Braunerde bis 60 kg NO₃-N ha⁻¹ 90 cm⁻¹ durch Auswaschung verloren. In 1995 lagen die Standorte brach und es wurde erneut mehrmals gestriegelt, um einen Befall durch Quecke zu bekämpfen. Durch ausbleibende Niederschläge (Abbildung 3.1.1) wurde eine Auswaschung des durch Mineralisation gebildeten Nitrats verhindert. Im anschließenden trockenen und sehr kalten Winter 1995/96 (Abbildung 3.1.2) wurde der Nitratstickstoff im Boden gehalten und stand im April des Folgejahres im frisch aufgetauten Boden den Pflanzen zur Verfügung. Mit 63 bis 93 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ waren dies die höchsten Gehalte dieser Standorte während des Feldversuchs. Die höchsten Gehalte traten zu diesem Zeitpunkt im Gley-Podsol auf. Durch höhere Gehalte an Ton, Schluff und organischer Bodensubstanz ist hier die Wasserhaltefähigkeit und damit die Nitratspeicherefähigkeit gegenüber dem Podsol und der Braunerde erhöht. Eine Wirkung der Kompostanwendung der vergangenen Jahre zeichnete sich dabei nicht ab. Die anschließend mit dem Kompost eingebrachten 10 kg ha⁻¹ mineralischen Stickstoffs

spielten nur noch eine untergeordnete Rolle, können aber auch zu den guten Erträgen des Jahres 1996 beigetragen haben.

Nach der Vegetationsperiode waren im Dezember 1996 Rest-NO₃-N-Gehalte zwischen 6 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ (Kompostvarianten Podsol) und 34 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ (Vergleichsvariante Gley-Podsol) vorhanden. Auch hier überlagerten die Standorteigenschaften, insbesondere das höhere Wasserhaltevermögen des Gley-Podsols, die Wirkungen der Kompostanwendung. Dies wird ebenfalls an der Höhe der Frühjahrsgehalte 1997 deutlich. Während im Podsol und der Braunerde nur Gehalte von max. 23 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ auftraten, lagen in der Vergleichsvariante im Gley-Podsol 33 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ und in den Kompostvarianten 83 bis 84 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ vor. Der Unterschied in den Düngungsvarianten im Gley-Podsol kann dabei auf Grund der hohen zeitlichen Variabilität der NO₃-N-Gehalte nicht eindeutig auf den Komposteinsatz zurückgeführt werden. Die Rest-NO₃-N-Gehalte lagen im Oktober 1997 zwischen 28 (Vergleichsvariante) und 23 bzw. 26 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ in den Kompostvarianten (Feldparallelen). Die Gehalte im Podsol und der Braunerde liegen in der Regel unter 20 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹, was auf die niedrigere Feldkapazität der humusärmeren Böden zurückgeführt werden kann. Die höheren NO₃-N-Gehalte liegen jeweils in den humosen Oberböden bis 30 cm Tiefe vor. Die relativ hohen Gehalte im März 1998 können auf gute Mineralisationsbedingungen im vorangegangenen Winter zurückgeführt werden. Die Monatsmitteltemperaturen (Abbildung 3.1.2) lagen über dem langjährigen Mittel, durch geringere Niederschläge (Abbildung 3.1.1) war die Auswaschung aus der beprobten Profiltiefe geringer. Die im April 1998 mit dem Kompost ausgebrachten 3 kg ha⁻¹ NO₃-N sind zu vernachlässigen.

Im Versuchsjahr 1998 wird die begrenzte Aussagefähigkeit von punktuellen NO₃-N-Messungen hinsichtlich der Stickstoffdynamik im Boden deutlich. Die sehr guten Erträge in diesem Jahr (Sommerweizen auf Podsol und Braunerde, Kartoffeln im Gley-Podsol) sind ein Kennzeichen für eine gute Stickstoffversorgung der Kulturen. Anhand der NO₃-N-Gehalte der Böden ist dies nur für den Gley-Podsol nachzuvollziehen. Abbildung 5.2.1 zeigt an diesem Standort in 1998 im Oberboden der Vergleichsvariante ein sehr ausgeprägtes Frühjahrsmaximum. Die Düngungsvarianten unterschieden sich am jeweiligen Standort nicht voneinander (d in Abbildung 4.3.5, Abbildung 4.4.5 und Abbildung 4.5.5). Durch die höhere zeitliche Auflösung der Beprobung konnten hohe Gehalte in Mai und Juni beobachtet werden.

Da sie in der Vergleichsvariante auftraten, sind sie ausschließlich auf N-Mineralisation zurückzuführen. Bei größeren zeitlichen Abständen der Beprobung besteht die Gefahr, große aber kurzfristige Veränderungen der Gehalte nicht zu erfassen. Die Höhe der Frühjahrsgehalte allein gibt keine sicheren Informationen über die tatsächliche Entwicklung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte innerhalb der Vegetationsperiode. Diese hängt vielmehr von den Standort- und Mineralisationsbedingungen und somit von Temperatur, Bodenfeuchte, dem Einfluss der Kulturpflanzen und der Bodenorganismen, sowie der gegebenenfalls auch kurzfristig auftretenden Auswaschung durch Niederschläge ab.

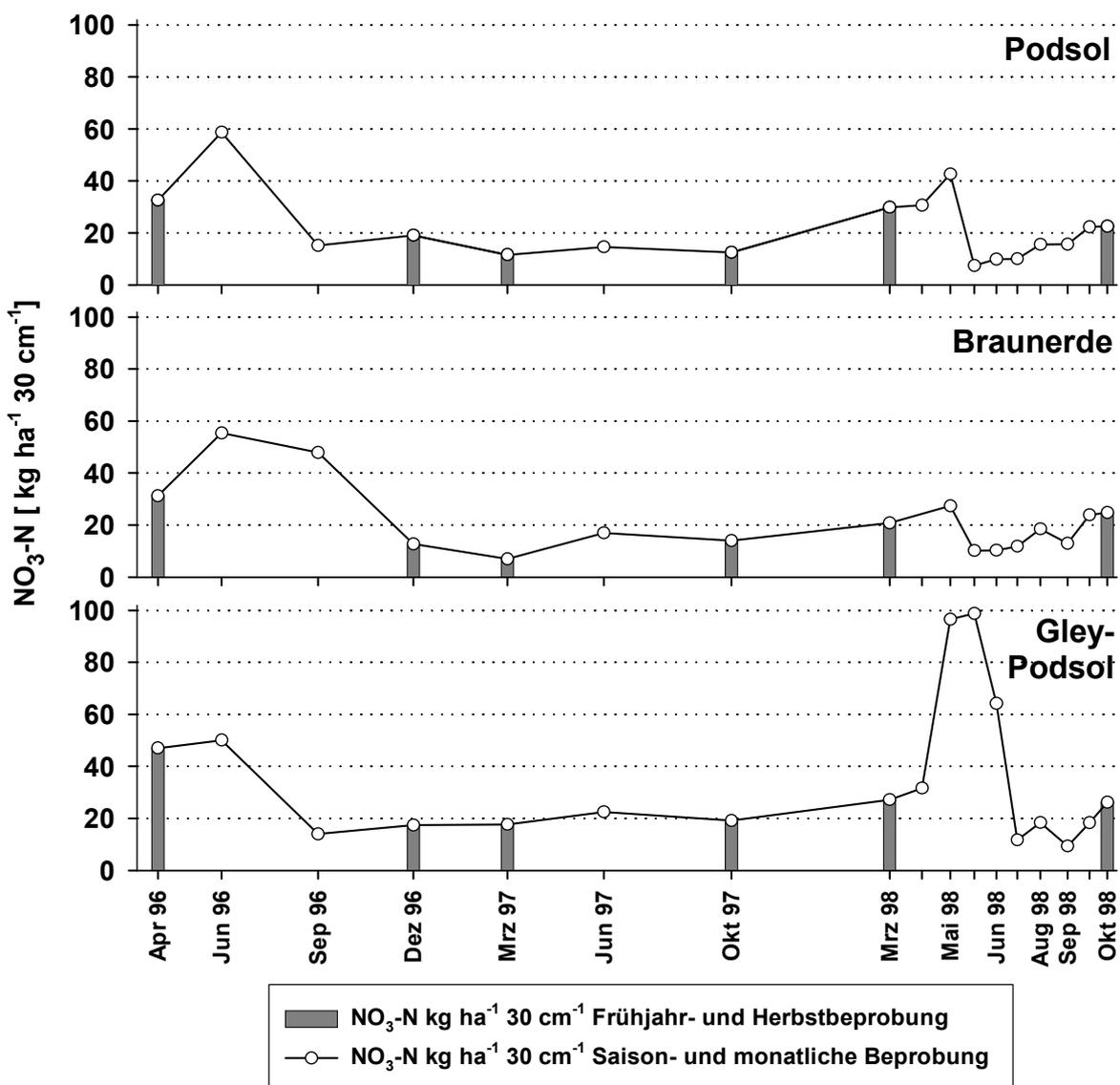


Abbildung 5.2.1 Nitratgehalte in den Vergleichsvarianten des Feldversuchs Wulksfelde in den Versuchsjahren 1996 bis 1998 und ihre Dynamik im Abhängigkeit von der Beprobungsfrequenz

Andererseits zeigen die Gehalte des Podsoles und der Braunerde, dass eine gute Stickstoffversorgung auch bei vergleichsweise niedrigen punktuell gemessenen Gehalten stattfinden kann. Der Bodenlösung wird Nitrat aus der Mineralisation organischer Substanz zugeführt, während der Pflanzenbestand gleichzeitig Nitrat aufnimmt. Der Gehalt im Boden bleibt somit auf niedrigem Niveau.

Im **Baumschulversuch Halstenbek** wurden 1996 mit den hohen Kompostmengen von 28 und 42 t TS ha⁻¹ dem Boden 19 bzw. 29 kg ha⁻¹ an mineralischem Stickstoff zugeführt. Dies konnte anhand der unmittelbar nach Einarbeitung der Kompostgabe im Oberboden festgestellten NO₃-N-Gehalte nachvollzogen werden. Die Gehalte der Kompostvarianten sanken bis Juni 1996 um 10 kg ha⁻¹ 30 cm⁻¹, eine Folge des Pflanzenentzugs als auch der Verlagerung in Horizonte unterhalb der Beprobungstiefe von 30 cm. Die Gehalte der Vergleichsparzellen stiegen in Folge jahreszeitlich bedingter Temperaturerhöhung und damit verbundener höherer Mineralisationsaktivität an. In den beiden Folgejahren erhielten alle Varianten eine Düngung von 46 kg N ha⁻¹ in Form eines Depotdüngemittels. Die N-Versorgung war daher sicher gestellt, was auch die Gehalte vom Juni 1997 widerspiegeln. Die Gehalte der Düngungsvarianten unterschieden sich zu diesem Zeitpunkt nicht mehr voneinander. Bei den unabhängig von der Kompostgabe sehr hohen NO₃-N-Gehalten im Oktober 1997 handelt es sich um das Ergebnis eines kurzfristigen Mineralisationsschubes. Die Bäume können auch zu diesem Zeitpunkt noch Stickstoff aufnehmen (Dierend 1992). Der NO₃-N ist im Herbst aber stark von Auswaschung gefährdet. Walter (1998) erklärt ähnlich hohe herbstliche Nitrat-N-Gehalte in überdachten Kontrollparzellen mit der Akkumulation von Nitrat während der Vegetationsperiode. Auf Grund der niedrigen Anzahl von Probenahmen kann zu diesem Standort über die Dynamik der NO₃-N-Gehalte keine Aussage gemacht werden. Kenndaten analog der Nmin-Methode (Scharpf und Wehrmann 1976) sind bisher für den Baumschulbereich nicht erarbeitet worden (Husung 1985).

5.3 Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

In den Feldversuchen an den Standorten Krumbek und Wulksfelde wurden die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers mit der Saugkerzenmethode bestimmt. Bei dem in dieser Untersuchung angewendeten Unterdruck von -400 hPa wurde das Wasser in den Grobporen und einem Teil der Mittelporen erfasst. Ein wesentlicher

Vorteil der Methode ist, dass die Probenahmen vergleichsweise wenig aufwendig sind und keine weitere Störung des Bodens die Versuchsparzellen beeinträchtigt.

Ein Problem bei Saugkerzenuntersuchungen stellt jedoch auch die möglicherweise hohe räumliche Variabilität der direkten Umgebung der Saugkerze im Boden dar. Dies betrifft sowohl die bodenchemischen, -biologischen als auch die bodenphysikalischen Parameter. Letztere sind besonders kritisch zu sehen, da das Sickerwasser durch Körnungsunterschiede oder Makroporen bevorzugte Wege im Boden nehmen kann und Saugkerzen unter Umständen ganz von der Sickerwasserförderung ausgeschlossen sind. Selbst in sehr homogenen Substraten wie Löß oder Kippsubstraten können erhebliche Konzentrationsunterschiede auftreten (Rieß 1994). Die zeitliche Variabilität der in dieser Untersuchung gemessenen Konzentrationen konnte trotz geringer Anzahl von Parallelmessungen an verschiedenen Standorten gut dargestellt werden. So waren Versickerungsvorgänge durch die Verschiebung von Konzentrationsspitzen in Höhe und Dauer nachvollziehbar. Oftmals wird zur Bewertung von Nitratkonzentrationen im Boden- oder Sickerwasser der Grenzwert 50 mg l^{-1} der Trinkwasserverordnung (ANONYM 2001) oder Werte von < 1 bis $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ für unbelastetes Grundwasser herangezogen (Wendland 1992). Dies ist bei der Betrachtung von Wasser, das bereits einen Grundwasserleiter oder ein Oberflächengewässer erreicht hat oder erreichen wird von Bedeutung, da so diffuse Verunreinigungen des Grundwassers entstehen und die Eutrophierung von Gewässern vorangetrieben wird. Bei Konzentrationen, die innerhalb des effektiven Wurzelraumes der Vegetation gemessen werden, muss jedoch berücksichtigt werden, dass dieses Wasser an Pflanzenproduktionsstandorten eine Nährlösung darstellt und keine Trinkwasserqualität haben kann.

Die **Nitratkonzentrationen unter den Versuchsparzellen am Standort Krummbek** lagen unabhängig von der Düngung überwiegend über 50 mg l^{-1} (Abbildung 4.2.4). Im Versuchsjahr 1992 ist dies im Frühjahr mit guten Mineralisationsbedingungen während des milden Winters zu erklären. Die Hauptwachstumsphase der angebauten Sommergerste liegt erst im Sommer, so dass die Stickstoffentzüge durch die Feldfrucht zunächst niedrig waren und später im Hochsommer bedingt durch Trockenheit ganz ausblieben. Diesen Verlauf spiegeln auch die hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ Gehalte im Juni 1992 von 100 kg ha^{-1} in den Kompostvarianten und 150 kg ha^{-1} (Abbildung 4.2.3) in den intensiv mineralisch gedüngten Vergleichsvarianten wider.

Nach der starken Austrocknung im Sommer folgte die Bodenbearbeitung und Saat der Wintergerste. Ein Mineralisationsschub durch die Wiederbefeuchtung des Bodens und hohe Niederschläge im Winter 1992/93 erklärt die Nitratkonzentrationen von über 400 mg l^{-1} und deren Verlagerung innerhalb weniger Wochen in den Unterboden. Die schnelle Versickerung wurde durch Makroporen, die durch die Bildung tiefer Trockenrisse im Sommer entstanden sind, sowie durch die vorhandenen zahlreichen Regenwurmgänge unterhalb von 32 cm Tiefe (Keller 1995) begünstigt. Die Nitratkonzentrationen blieben unter beiden Düngungsvarianten bis in den Sommer 1993 in 100 cm höher als in 40 cm Tiefe: Dabei sanken im Laufe des Frühjahres 1993 die Konzentrationen unter den Vergleichsvarianten von 30 mg l^{-1} in 40 cm Tiefe und 100 mg l^{-1} in 100 cm Tiefe auf nahezu 0 mg l^{-1} , obwohl intensiv mineralisch gedüngt wurde. Unter den Kompostvarianten blieben die Nitratkonzentrationen während der ersten Jahreshälfte um 70 mg l^{-1} in 40 cm Tiefe und um 120 mg l^{-1} in 100 cm Tiefe. Erst hohe Niederschläge im Juni verlagerten das Nitrat aus dem Oberboden in 100 cm Tiefe. Zu diesem Zeitpunkt war im Sickerwasser des Oberbodens in der Vergleichsvariante bereits kein Nitrat mehr vorhanden, das hätte verlagert werden können. Auch hier kann eine Parallele zu den $\text{NO}_3\text{-N}$ -Untersuchungen gezogen werden, da im Juni 1993 die niedrigsten Profilgehalte beider Düngungsvarianten im ersten Versuchsabschnitt gemessen wurden (Abbildung 4.2.3). Die Nitratkonzentrationen stiegen zum Herbst 1993 in den Kompostvarianten auf 160 mg l^{-1} in 40 cm und 140 wieder kontinuierlich an. In den Vergleichsvarianten wurden 180 mg l^{-1} in 40 cm Tiefe und 100 mg l^{-1} in 100 cm Tiefe gemessen. Diese Abstufungen beruhen auf der N-Mineralisation im Oberboden, sowie der herbstlichen N-Gabe von 10 kg ha^{-1} auf beiden Varianten. Nach der Bodenbearbeitung im Herbst 1993 wurde Raps gesät, der sich auf Grund von Vernässung während des Winters nur schlecht entwickelte. Das Absinken der Nitratkonzentrationen im Frühjahr 1994 muss daher auf Verlagerung aus dem beprobten Profilvereich oder auch auf Verluste durch Denitrifikation zurückgeführt werden. Eine Düngergabe auf den Vergleichsvarianten von $125 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ im Frühjahr zeigte keine Wirkung auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Der Boden trocknete im Sommer 1994 stark aus. Sickerwasser konnte erst ab September 1994 gewonnen werden. Das Konzentrationsniveau von 100 bis 200 mg l^{-1} spiegelt die erhöhten Nitrat-N-Gehalte des Bodens in der Herbstprobenahme wider (Abbildung 4.2.3).

Im zweiten Versuchsabschnitt 1996/97 wurden unter den Parzellen, die in den Vorjahren mit Kompost gedüngt wurden mit 100 bis 200 mg l⁻¹ in 100 cm Tiefe höhere Nitratkonzentrationen als unter den Vergleichsvarianten (50 bis 110 mg l⁻¹ Nitrat) gemessen.

Dies setzte sich tendenziell auch nach der hohen Kompostgabe von 27 t TS ha⁻¹ fort. Die Nitratkonzentrationen stiegen daher nach Zufuhr von organischer Substanz und bei guten Mineralisationsbedingungen durch ausreichende Bodenfeuchte im Sommer weiter an und blieben mit über 100 mg l⁻¹ auf höherem Niveau als unter den Vergleichsvarianten. Unter den Vergleichsparzellen sanken die Nitratkonzentrationen nach dem Frühjahr 1997 besonders im Oberboden ab (109 auf 23 mg l⁻¹). In den Kompostvarianten herrschten durch die Zufuhr organischer Substanz bessere Mineralisationsbedingungen.

Am Standort Krummbek konnten in verschiedenen Zeitabschnitten signifikant höhere Nitratkonzentrationen unter Kompostanwendung nachgewiesen werden. Dies kann einerseits einen Trend zur Verbesserung der Mineralisationsbedingungen und damit zu einer besseren Versorgung der Pflanzen mit mineralisiertem Stickstoff darstellen. Andererseits wurde deutlich, dass klimatische Extremsituationen wie starke Austrocknung und Wiederbefeuchtung sowie Vernässung ebenfalls starke kurzzeitige Auswirkungen auf die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser haben.

Ein Teil der Nitratfracht kann hier ins Grund- bzw. Stauwasser gelangt sein. Dieses wird jedoch auf Grund der mittleren bis geringen Wasserleitfähigkeit der Unterbodenhorizonte von 20 bis 10 cm d⁻¹ (Keller 1995) nur langsam abgeführt. Da bei lehmigen Sandböden der effektive Wurzelraum bis 70 cm Tiefe herabreichen kann (Scheffer 2002) und der Boden auch in sehr niederschlagsarmen und heißen Sommern 1994 unterhalb 64 cm noch als feucht anzusprechen war (Keller 1995), ist davon auszugehen, dass Bodenwasser und darin gelöstes Nitrat durch kapillaren Aufstieg auch zurück in die Wurzelzone gelangen und von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Das in 100 cm Tiefe gemessene Nitrat ist somit nicht unbedingt verloren und stellt nicht zwingend eine Gefährdung für das Grundwasser dar. Es ist auch davon auszugehen, dass dem Sickerwasser auf seinem Weg durch den Aquifer durch Denitrifikationsprozesse Stickstoff entzogen wird (Strebel et al. 1989).

Die leichten Sandböden an den Standorten Podsol und Braunerde in **Wulksfelde** weisen nur eine geringe Wasserhaltekapazität, jedoch eine hohe Wasserleitfähigkeit auf.

Das Sickerwasser kann frei abziehen, das Gelände wird unter anderem von einem an nördlichen Ackerrand gelegenen Bach entwässert. Der Gley-Podsol liegt bereits auf dem Übergang zu einem im Untergrund lehmigen Substrat, worauf auch der Grundwassereinfluss im Profil herrührt. Auch im Oberboden ist der Ton- und Schluffgehalt deutlich höher als an den Standorten Podsol und Braunerde (Tabelle A3 bis A5 im Anhang). Höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz sorgen zusätzlich für eine bessere Wasserhaltekapazität. Im Untersuchungszeitraum wurden die Messreihen durch Bodenaustrocknung, Bodenbearbeitung und Reparaturarbeiten an den Saugkerzenanlagen unterbrochen. Für diese Zeiträume liegen keine oder nur sporadische Messwerte vor, die aber oft mit den Daten der Nitratstickstoffgehalte der Böden in Bezug gesetzt werden konnten.

Der zeitliche Verlauf der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der drei Standorte weist große Ähnlichkeiten auf (Abbildung 4.3.3, Abbildung 4.4.3 und Abbildung 4.5.3). An allen drei Standorten traten nach der Kompostgabe 1992 unter der verdoppelten Anwendungsmenge im Frühjahr kurzfristige Konzentrationsspitzen von bis zu 250 mg l^{-1} unter dem Podsol und der Braunerde und 100 mg l^{-1} unter dem Gley-Podsol zu beobachten. Statistisch ließen sich diese Werte aufgrund der hohen zeitlichen Variabilität der Daten nicht absichern.

Nach der Ernte wurde der Oberboden gestriegelt, um einen Befall durch Quecke zu bekämpfen. Nach dieser intensiven Bodenbearbeitung traten bei der Wiederbefeuchtung des Bodens ab Oktober/November 1992 erneut Konzentrationsspitzen zwischen 400 mg l^{-1} und über 800 mg l^{-1} auf. Die Spitzenwerte traten in keiner klaren Abhängigkeit von den Düngevarianten auf und werden daher als Ergebnis der durch die Bodenbearbeitung verstärkten Mineralisation gewertet. Es zeigt sich erneut eine Analogie mit den Untersuchungen der Nitrat-N-Gehalte der Böden im Oktober 1992 (Abbildung 4.3.2, Abbildung 4.4.2 und Abbildung 4.5.2).

Starke Niederschläge im darauf folgenden November (Abbildung 3.1.1) wuschen diese Gehalte aus den Profilen, was kurzfristig zu sehr hohen Nitratkonzentrationen von 400 bis über 600 mg l^{-1} im Sickerwasser führte. Am Standort Braunerde traten unter den Kompostvarianten höhere Nitratkonzentrationen auf. An den anderen Standorten waren keine Unterschiede in Bezug auf die Kompostgaben festzustellen. Die Versickerung ließ sich in den folgenden Wochen anhand der Steigerung der Konzentrationen in 100 cm Tiefe und ein Sinken der Konzentrationen in 40 cm Tiefe verfolgen.

Nach den Kompostgaben von 8 (Variante 1) und 16 t TS ha⁻¹ im Frühjahr 1994 konnten keine Unterschiede der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in den Düngungsvarianten festgestellt werden.

Im Jahr 1995 lagen die Standorte brach, der Boden wurde erneut gestriegelt. In diesem Zeitraum waren keine Probenahmen möglich, da die Probenahmeverrichtungen im Feld abgebaut werden mussten.

Das zweite Halbjahr 1995 war sehr arm an Niederschlägen. Auch im Winter 1995/96 blieben Niederschläge weit unter dem langjährigen Mittel (Abbildung 3.1.1). Zusätzlich herrschten bis Ende des ersten Quartals 1996 Frost (Abbildung 3.1.2). Der Boden war bis Ende März 1996 gefroren und sehr trocken. Im April wurden an allen drei Versuchsstandorten sehr hohe – im Podsol und Gley-Podsol mit etwa 70 bzw. über 90 kg ha⁻¹ die höchsten - Nitratstickstoffgehalte der Böden bis 90 cm Tiefe gemessen. Der Stickstoff blieb im gefrorenen, trockenen Boden konserviert. Beim Tauen und der zögerlichen Befeuchtung durch geringe Frühjahrsniederschläge kann ein zusätzlicher Mineralisationsschub den hohen Vorrat an Nitratstickstoff aufgebaut haben. Die kann sich in den hohen Erträgen der diesem Jahr angebauten Möhren und Kartoffeln (Abbildung 4.3.6 und Abbildung 4.5.6) widerspiegelt haben. Sickerwasser konnte im Spätsommer und Herbst 1996 nur vereinzelt unter den Parzellen gewonnen werden. Die Nitratkonzentrationen waren zu diesen Zeitpunkten unabhängig von der Düngung in beiden Probenahmetiefen mit 300 bis über 600 mg l⁻¹ erneut hoch. Der Grund für die hohen Konzentrationen im Herbst ist in der erneuten Bodenstörung durch das Roden der Hackfrüchte und die Mineralisation der Ernterückstände zu sehen. Ein Teil des mineralisierten Stickstoffs stand noch im Herbst dem auf allen Standorten angebauten Winterroggen zur Verfügung.

Die Nitratkonzentrationen zeigten 1997 keine deutlichen Maxima und blieben auf allen Standorten und Varianten unterhalb von 100 mg l⁻¹. Die Nitratstickstoffgehalte der Böden spiegeln dies beim Podsol und der Braunerde wider. Die hohen Nitratstickstoffgehalte von über 80 kg N ha⁻¹ 90 cm⁻¹ in den Kompostvarianten des Gley-Podsols im März 1997 finden keine Entsprechung in den Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (Abbildung 4.5.2 und Abbildung 4.5.3). Das Nitrat in den Gley-Podsol Parzellen stammt aus dem Fein- und Mittelporenbereich, der durch die Probenahme mit Saugkerzen nicht erfasst wird.

Deutliche Abweichungen zwischen den Standorten treten im Sommer und Herbst 1998 auf. Unter dem Podsol und der Braunerde treten unabhängig von der

Düngungsvariante Frühjahrs- und ein Herbstmaxima der Nitratkonzentrationen zwischen 200 und 400 mg l⁻¹ auf, während die Vergleichsvariante und die Kompostvariante 1 des Gley-Podsols nur Frühjahrsmaxima und zum Herbst hin sinkende Konzentrationen aufweisen. Die im März und Oktober gemessenen Nitratstickstoffgehalte der Profile zeigen ein analoges Bild. Im Podsol und der Braunerde lagen im Oktober im Vergleich zu März höhere Gehalte vor, während im Gley-Podsol die Nitratstickstoffgehalte unabhängig von der Düngungsvariante abnahmen.

Der Unterschied zwischen den Getreidestandorten Podsol und Braunerde und dem Gley-Podsol, auf dem Kartoffeln angebaut wurden kann durch unterschiedliche Stickstoffdynamiken während der Kulturperiode erklärt werden. Alle Untersuchungsvarianten brachten sehr gute Erträge und waren demnach gut mit Stickstoff versorgt. Die Entwicklung der NO₃-N-Gehalte der Oberböden verläuft sehr unterschiedlich. Der Sommerweizen auf Podsol und Braunerde muss sukzessive durch Mineralisation freigesetzten Stickstoff aufgenommen haben, denn die Bodengehalte blieben während der Vegetationsperiode niedrig (Abbildung 4.3.5 e und Abbildung 4.4.5 e). Nach der Ernte fehlte der Entzug durch die Pflanzen und das der Mineralisation entstammende Nitrat trat als erhöhter Herbstgehalt im Boden und im Sickerwasser auf. Während der Hauptwachstumsphase der Kartoffeln auf dem Gley-Podsol konnten diese im Frühjahr den hohen Nitratgehalt des Gley-Podsols ausschöpfen (Abbildung 4.5.5 e). Die Kompostgabe hatte keine Wirkung auf diese Vorgänge, da sie in gleicher Weise auf allen Varianten auftraten.

Herrschen längere Zeit gute Mineralisationsbedingungen und können Pflanzen den mineralisierten Stickstoff aufnehmen, besteht nur eine niedrige Auswaschungsgefahr. Die Anwendung von Kompost hatte dabei keinen nachweisbaren Einfluss auf die Höhe der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser.

Nitratverluste mit dem Sickerwasser können letztlich nur durch eine veränderte Nutzung als Extensivgrünland oder Wald langfristig minimiert werden (Strebel et al. 1993). Der Verzicht auf Stickstoffdüngung reicht bei Sandböden in der Regel nicht zur Reduzierung der Nitrat-Konzentrationen der jährlichen Grundwasserneubildung aus. Reduzierte (mineralische) Düngung kann einen Beitrag zur Senkung der Konzentrationen leisten, die Standortgegebenheiten und Anbauverfahren haben aber stets einen größeren Einfluss. Auch Rieß (1994) konnte den zeitlichen Verlauf der Nitratkonzentrationen vor allem durch die Nitratfreisetzung aus dem organischen

Stickstoffvorrat des Bodens und die Aufnahme des Stickstoffs durch die Kulturpflanzen erklären. Das Ziel sollte dabei sein, den Nitratgehalt des Bodens so gering wie möglich zu halten um Auswaschung und Denitrifikation zu minimieren (Powlson 1988). Dies kann durch die Aufnahme in die mikrobielle Biomasse im Rahmen einer Strohdüngung erfolgen. Die effektivste Methode stellt ein Anbaumanagement, das die Aufnahme direkt in eine Winterfrucht begünstigt (Powlson 1988), (Richter et al. 1996) dar. Die Effektivität, Nitrat abzufangen kann durch Grasuntersaaten weiter gesteigert werden (Kunzmann 1991). Der Anbau einer nicht winterharten Zwischenfrucht birgt dagegen die Gefahr einer erhöhten Nitratfreisetzung beim Abfrieren der Pflanzen (Berger et al. 1996).

Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lassen sich quantitativ nur ungenügend mit den Nitratgehalten des Bodens vergleichen (Knuth 1995),(Gölz et al. 1985). Mit der Saugkerzenmethode wird das Wasser der Grobporen und je nach angelegtem Unterdruck eines Teils der Mittelporen erfasst. Die Analyse des Bodens umfasst auch weniger mobiles Wasser. Weiterhin ist eine Zuordnung von Saugkerzen einer bestimmten Einbautiefe zu den mit dem Bohrstock beprobten Bodentiefen nicht sicher möglich, da der Einzugsbereich der Saugkerzen aufgrund der kleinräumig sehr variablen Bodenmatrix eine unterschiedliche Ausdehnung haben kann. Nach Gölz-Huwe et al. (1998) können zumindest Korrelationen der herbstlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ – Gehalte bis 90 cm Tiefe und die winterliche Nitratauswaschung aus ackerbaulich genutzten Flächen beobachtet werden. Auch Rück und Stahr (1996) konnten diese Korrelation nachvollziehen, betonen aber die starken klimatischen und durch Bodenbearbeitung und Kulturführung hervorgerufenen Einflüsse auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte der Böden.

Die räumliche Variabilität der Wasserlieferung von 160 Saugkerzen unter einer Fläche von 0,5 ha eines Lößlehmstandortes konnte Rieß (1994) auf die Variabilität von Bodenart, Gründigkeit und durch Wühlmausbefall entstandene Makroporen zurückführen. Ein Zusammenhang zwischen den Probenvolumina und der Nitratkonzentration bestand nicht. Die Nitratkonzentrationen der gewonnenen Sickerwässer der Feldparallelen zeigten große Unterschiede. Als Ursache dafür wurden von Rieß (1994) die natürliche Variabilität aller den Stickstoffhaushalt beeinflussenden Faktoren, wie die ungleichmäßige Verteilung der anorganischen und organischen Bodensubstanz und eine damit einhergehende inhomogene Aktivität der Bodenorganismen in Betracht gezogen. Die Art des Bewuchses und die

jährlich unterschiedlichen Witterungsverläufe übten auch in dieser Untersuchung einen größeren Einfluss auf die Nitratauswaschung aus als die Düngung der Kulturen.

Das Sickerwasser der mit Kompost gedüngten Varianten in Wulksfelde unterschied sich hinsichtlich seiner Nitratkonzentration nicht von den ungedüngten Vergleichsvarianten. Es ließen sich in einzelnen Zeitabschnitten signifikant höhere Konzentrationen unter Kompostanwendung erkennen, in anderen Zeitabschnitten traten hohe Konzentrationen unter den Vergleichsvarianten auf.

Die Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung und die Verlagerung von Nitrat innerhalb der Profile und in die tieferen Bereiche der Sandböden in Wulksfelde werden in erster Linie durch die Standortfaktoren der Böden und die klimatischen Einflüsse bestimmt. Sie sind das Ergebnis der Stickstoffmineralisation aus dem Bodenvorrat an organischer Substanz und den klimatischen Verhältnissen im Jahreslauf.

5.4 Auswirkungen der Kompostanwendung auf N-relevante bodenbiologische Parameter

In den vorangegangenen Abschnitten der Diskussion wurde der Einfluss der klimatischen Situation auf die Mineralisation und damit auf Veränderungen der verschiedenen Stickstoffkonzentrationen hervorgehoben. Der Abbau organischer Bodensubstanz geschieht durch die Tätigkeit der Mikroorganismen. Durch die Düngung mit Kompost wird dem Boden organische Substanz zugeführt. Die Folge kann sowohl eine spontane Erhöhung der Aktivität der Mikroorganismen, hervorgerufen durch den Umsatz der leicht abbaubaren Fraktionen, als auch eine langsame Steigerung aufgrund der sukzessiven Mineralisation schwerer abbaubarer Bestandteile sein.

Ein Problem beim Vergleich bodenmikrobiologischer Parameter verschiedener Untersuchungen ist die Diversität der Analysemethoden. Änderungen in Details schränken die quantitative Vergleichbarkeit der Untersuchungen generell stark ein. Bezüge auf andere Arbeiten können daher nur auf qualitativer Basis gemacht werden. Im Folgenden werden die verwendeten bodenbiologischen Parameter diskutiert. Vergleiche der Versuchsstandorte untereinander dienen hierbei zusätzlich zur Darstellung der Plausibilität der Ergebnisse.

Zur Untersuchung der Stickstoffumsetzungen wurde der **C und N- Gehalt der mikrobiellen Biomasse** (C_{BIO} und N_{BIO}) als direkte Bestandteile der Stoffkreisläufe untersucht. Die erhaltenen Daten für C_{BIO} und N_{BIO} entsprechen in Ihrer Größenordnung den orientierenden Angaben von Tate III (1987), Schinner und Sonnleitner (1996) und Scheffer (2002) für Ackerstandorte. An den drei Standorten Podsol, Braunerde und Gley-Podsol in Wulksfelde traten Unterschiede nur zwischen den verschiedenen Bodentypen nicht aber in Zusammenhang mit den Kompostgaben auf (Abbildung 4.3.4, Abbildung 4.4.4 und Abbildung 4.5.4, jeweils a und b). Die bedarfsgerechten Kompostgaben lagen an diesen Standorten zwischen 8 und 16 t TS ha⁻¹ 2a⁻¹. Die im Gley-Podsol gegenüber den anderen Böden höheren Niveaus von C_{BIO} und N_{BIO} treten zusammen mit größeren C_t und N_t -Konzentrationen und höheren pH-Werten auf (Tabelle 3.1). Auch die höheren Gehalte an Ton und Schluff (Tabelle A 5) sind Standortfaktoren, die den Oberboden des Gley-Podsols als vorteilhafteren Lebensraum für Mikroorganismen kennzeichnen (Schinner und Sonnleitner 1996). Die in Anlehnung an die Korngrößenverteilung ebenfalls vermehrt auftretenden Fein – und Mittelporen (Scheffer 2002) bieten vermehrt vor Räubern und Austrocknung geschützter Mikrohabitate an (Tate III 2000). Diese Bodenkennwerte bedingen auch das insgesamt höhere C_{BIO} und N_{BIO} -Niveau am Standort Krumbek (Abbildung 4.2.5 a und b). An diesem Standort deutet sich zudem eine Auswirkung der Kompostgaben (8 und 11 t TS ha⁻¹) der Vorjahre an, da die 0-15 cm Beprobungstiefe der Kompostvariante mit nur einer Ausnahme regelmäßig die höchsten Werte für C_{BIO} und N_{BIO} aufweist. Beyer et al. (1992) konnten ebenfalls den Zusammenhang zwischen Ton- und Schluffgehalt und der mikrobiellen Biomasse nachweisen. Nachweisbar ist die Wirkung der 42 t TS ha⁻¹ – Kompostgabe auf C_{BIO} am Standort Halstenbek (Abbildung 4.6.3a) vor dem Hintergrund ebenfalls erhöhter Werte für C_t (Abbildung 4.6.1). Während N_t der Kompostvarianten deutlich höher ist als in der Vergleichsvariante (Abbildung 4.6.1), tritt dies bei N_{BIO} (Abbildung 4.6.3b) nicht klar auf.

Die **Dehydrogenaseaktivität** (DHA) des Bodens ist ein Maß für die generelle Intensität mikrobieller Stoffumsetzungen im Boden (Tabatabai 1982), (Nannipieri et al. 1990). Die DHA zeigte in dem dreijährigen Beobachtungszeitraum auf den Standorten in Wulksfelde keine Veränderungen an, die auf die Düngung mit Kompost zurückzuführen sind. Auf allen drei Standorten zeigten sich 1998 Frühjahrsmaxima (Abbildung 4.3.4c, Abbildung 4.4.4c und Abbildung 4.5.4c). Gleichzeitige

Steigerungen nur bei N_{BIO} nicht aber bei C_{BIO} (Abbildung 4.4.4 b und Abbildung 4.5.4 b) deuten darauf hin, dass es sich dabei um Aktivitätssteigerungen in Zusammenhang mit den auch beim Nitrat-N-Gehalt des Bodens und den Nitratkonzentrationen des Sickerwassers aufgetretenen Frühjahrsmaxima handelt. N_{BIO} steigt aufgrund der Produktion stickstoffreicher Zellbestandteile wie z.B. Proteinen, die bei höherer Stoffwechselaktivität von Organismen benötigt werden.

Nach Ergebnissen von Loub (1966) sind die bakteriellen Keimzahlen mitteleuropäischer Podsole generell gering, Pilze sind vergleichsweise stark vertreten und haben einen großen Anteil am Abbau organischer Bodensubstanz. Dies wird mit dem Auftreten von Aktivitätsmaxima der Zellulosezersetzung und den Gesamtkeimzahlen im Frühjahr begründet. Taylor et al. (2002) konnten einen direkten Zusammenhang zwischen mikrobiellen Keimzahlen, DHA und mikrobieller Biomasse nachweisen. Eine ähnliche Beziehung konnte in der vorliegenden Untersuchung nur am Standort Krummbek als Tendenz erkannt werden (Abbildung 4.2.5 c, a und b): Am Standort Krummbek weist die Kompostvariante in 0-15 cm Tiefe die Tendenz zu höheren Aktivitäten auf. Die Steigerungen in den oberen Schichten der Kompost- und der Vergleichsvariante sind auf jahreszeitlich bedingte Temperaturerhöhungen zurückzuführen. Dies gilt auch für die Aktivitäten am Standort Halstenbek für die deutlichen Aktivitätssteigerungen zwischen April und Juni 1996 (Abbildung 4.6.3c). Eine unmittelbare und anhaltende Wirkung von bereits 4 t TS ha^{-1} eines Klärschlammkompostes auf die DHA eines sandigen Tonbodens im mediterranen Klimabereich konnten Masciandaro et al. (2000) nachweisen. Auch hier zeigt sich, dass die Erfassung einer Kompostwirkung durch Messung der DHA stark von den Standortgegebenheiten wie Bodentyp und klimatischen Voraussetzungen beeinflusst wird. An keinem der in dieser Arbeit untersuchten Standorte konnte eine Korrelation der DHA mit C_t und N_t nachgewiesen werden. Dies bestätigen Untersuchungen von Quilchano und Maranón (2002) und Beyer et al. (1992). Beyer et al. (1993) stellten eine größere Abhängigkeit der DHA vom Bodentyp als vom Anbauverfahren fest. Die DHA kann demnach vielfältig beeinflusst werden. Die Autoren empfehlen daher, die gleichzeitige Bestimmung weiterer bodenmikrobiologischer Parameter. Diese Strategie wurde im Rahmen dieser Untersuchung verfolgt.

Zur Feststellung des N-Nachlieferungsvermögens von Böden nach der Anwendung von Kompost wurde von Kandeler (1993) die Bestimmung der N-Mineralisation im

anaeroben Brutversuch nach Schinner et al. (1993) empfohlen. Die Methode basiert auf Keeney (1982) und hat durch die mit Wasser überstaute Bebrütung des Bodens Vorteile gegenüber aeroben Verfahren. Neben der Notwendigkeit nur eine N-Form ($\text{NH}_4\text{-N}$) messen zu müssen, erübrigt sich die aufwändige Einstellung eines Wassergehaltes im Brutansatz und durch höhere Bebrütungstemperaturen ist der Test schnell und daher weniger störanfällig. Der **Stickstoffmineralisations-Test** (NAN) zeigte am Standort Halstenbek eine signifikante Erhöhung der Stickstoffmineralisationsfähigkeit in den Kompostvarianten (Abbildung 4.6.3d), die mit der DHA an diesem Standort korreliert. Beide Kompostanwendungsmengen haben demnach die potenzielle Stickstoffmineralisationsfähigkeit der Böden im Jahr der Anwendung kurzfristig erhöht. Die Indices sanken in den Folgejahren ab, wobei die Werte der 42 t TS ha^{-1} - Anwendung geringfügig höher blieben als die der Vergleichsvariante. Der Test zeigte zu den hohen Nitrat-N-Gehalten im Oktober 1997 kein Signal (Abbildung 4.6.3). Der gesamte leicht mineralisierbare organische Stickstoff könnte zu diesem Zeitpunkt bereits umgesetzt gewesen sein.

Auch auf den Wulksfelder Standorten war zu Zeitpunkten hoher Nitrat-N-Gehalte nur andeutungsweise (April 96 in Abbildung 4.3.2, Abbildung 4.4.2 und Abbildung 4.5.2) eine erhöhte Stickstoffmineralisationsfähigkeit festzustellen. Am Standort Krumbek verringerte sich die NAN während der Vegetationsperiode. Es wäre hier zu erwarten gewesen, dass die mit der Kompostgabe neu zugefügte organische Substanz eine Erhöhung bewirkt (Abbildung 4.2.5 d). Der Stickstoffmineralisationstest konnte in dieser Untersuchung nur bei den hohen Kompostgaben des Baumschulversuchs im Vergleich zur ungedüngten Vergleichsvariante eine gesicherte Aussage liefern.

Die Fähigkeit zur **Arginin-Desaminierung** (ADA) eignet sich ebenfalls als Maß für die mikrobielle Aktivität von Böden (Alef und Kleiner 1986). Der Prozess ist an lebende Zellen gebunden (Alef und Kleiner 1987). Die vorliegenden Ergebnisse liegen in der gleichen Größenordnung wie die von Malý et al. (2000) und Bonde et al. (2001) an lehmigen Sandböden in den Niederlanden und Dänemark ermittelten Aktivitäten. Am Standort Halstenbek zeigen die Aktivitäten eine starke jahreszeitliche Abhängigkeit, jedoch keine Unterschiede in den Düngevarianten. Die Ergebnisse aller Düngevarianten korrelierten mit der DHA, die Ergebnisse der Kompostvarianten korrelierten mit dem Stickstoffmineralisationsindex positiv. Am Standort Krumbek wies die Kompostvariante in 0-15 cm Beprobungstiefe erneut die höchsten Aktivitäten auf und bestätigt so die Ergebnisse der C_{BIO} , N_{BIO} , DHA und NAN-

Untersuchungen (Abbildung 4.2.5). Ein jahreszeitlicher Einfluss auf die Aktivitäten macht sich durch höhere Werte im Frühjahr und Spätsommer und niedrigere Werte im Herbst und Winter auch hier bemerkbar. Die ADA wurde an den Standorten in Wulksfelde nicht untersucht.

An keinem der Untersuchungsstandorte war eine Veränderung der **Aggregatstabilität (SAS)** der Böden durch den Einsatz von Kompost zu beobachten. Die Werte zeigten jahreszeitliche Schwankungen, die aber nicht mit den übrigen bodenmikrobiologischen Parametern korrelierten. Kandeler und Murer (1993) konnten bei Schwankungen in ähnlicher Größenordnung hochsignifikante Korrelationen zur DHA und NAN nachweisen. Einen deutlichen Einfluss des Humusgehaltes bzw. des C_t auf die Aggregatstabilität stellten Gerzabek et al. (1995) und Haynes (2000) fest. Dies konnte auch bei den hohen Kompostgaben im Baumschulversuch nicht beobachtet werden. In Wulksfelde traten im Frühjahr 1998 Steigerungen der SAS auf (Abbildung 4.3.5, Abbildung 4.4.5 und Abbildung 4.5.5). Auf den für Mikroorganismen günstigeren Standorten Braunerde und Gley-Podsol waren Steigerungen der DHA und N_{BIO} zu beobachten. Dies kann durch die positiven Einflüsse vermehrten Wurzelwachstums (Reid und Goss 1981) auf die mikrobielle Aktivität und damit verbunden der SAS zurückzuführen sein. Bei Untersuchungen von Aichinger et al. (1995) an einer Braunerde zeichnete sich ein linearer Zusammenhang der DHA und SAS ab. Martins und Kowald (1988) konnten nach der zweimaligen Anwendung von 40, 80 und 120 t TS ha⁻¹ Müllkompost auf einer Parabraunerde (uL) eine Steigerung der SAS von über 26 % feststellen. In dem Ansatz wurden deutlich höhere Kompostmengen als in der vorliegenden Untersuchung verwendet. Ein hoher Tongehalt von 25,4 % bot deutlich bessere Voraussetzungen für die Bildung stabiler Ton-Humus-Assoziationen.

Auf Grund der geringen Anzahl von Felddaten und der zum Teil kurzen Beobachtungsdauer können die Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen nur mit aller Vorsicht interpretiert werden.

Am **Standort Krummbek** war die wiederkehrende Abfolge der Aktivitäten in der Reihe Kompostvariante 0-15 cm > Vergleichsvariante 0-15 cm > Kompostvariante 15-30 cm ≥ Vergleichsvariante 15-30 cm bei der überwiegenden Anzahl der gemessenen Parameter auffällig. Es besteht daher eine Tendenz zu höheren Gehalten und Aktivitäten im Oberboden der Kompostvariante. Eine ähnliche Entwicklung zeigte sich bei C_t und N_t im Oberboden. Auch das Auftreten tendenziell

höherer Gehalte von Nitrat-N im Boden der Kompostvariante in der zweiten Versuchsphase widerspricht dem nicht. An diesem Standort kann sich innerhalb der nächsten Jahre eine über die Veränderung bodenbiologischer Parameter nachweisbare Auswirkung der Kompostanwendung auf den Boden ergeben.

Die Untersuchung der bodenbiologischen Parameter **an den drei Versuchsstandorten in Wulksfelde** zeigte keine Unterschiede zwischen den jeweiligen Düngungsvarianten auf. Bodentypen lassen sich nicht generalisierend anhand bestimmter Parameter mikrobiologisch beschreiben, sie stellen aber für die Entwicklung mikrobieller Populationen unterschiedlich gute Lebensräume zur Verfügung (Schinner und Sonnleitner 1996). Die über den Beobachtungsraum von drei Jahren aufgetretenen Schwankungen ließen sich mit Bezugnahme auf die bodenkundlichen Kennwerte der Standorte nachvollziehen. ici

Im Baumschulversuch **Halstenbek** wurden 1996 die 2,8 und 4,2 – fachen Mengen des Kompostes, der auch auf den Versuchsstandorten in Wulksfelde verwendet wurde, aufgebracht. Diese wirkten sich direkt auf C_t und N_t des Bodens aus. Die bodenmikrobiologischen Parameter zeigten ebenfalls Auswirkungen der Kompostgaben, sowie signifikante Korrelationen untereinander.

Zur Messung tatsächlicher Umsatzraten der organischen Substanz und des in ihr enthaltenen Stickstoffs sind Feldmethoden wie Litterbag-Versuche, Lysimeterversuche und der Einsatz von C- und N-Isotopen geeignet (Alef und Nannipieri 1995). Die Verwendung von Kompost aus ^{15}N -markiertem Ausgangsmaterial könnte den Weg des Stickstoffs aus dem Kompost in die Kompartimente mikrobielle Biomasse, Boden, Sickerwasser und Pflanze direkt anzeigen.

5.5 Kompostanwendung und Stickstoffversorgung landwirtschaftlicher Kulturen

In den vorliegenden ackerbaulichen Feldversuchen konnten bei den Stickstoffkonzentrationen des Erntematerials keine Unterschiede, die auf die Düngung mit Kompost zurückzuführen sind, nachgewiesen werden (Abbildung 4.2.6, Abbildung 4.3.6, Abbildung 4.4.6 und Abbildung 4.5.6). Die Werte lagen in den Normalbereichen der Feldfrüchte nach Boysen und Oehring (1992), Quade (1993) und Schweder et al. (1998). Eine zu Stickstoffmangel führende Immobilisierung ist folglich in keinem Versuchsjahr aufgetreten. Dies war aufgrund der in den

Komposten ermittelten C/N-Verhältnisse zwischen 9 und 18 nicht zu erwarten. Nach Scherer et al. (1996) besteht diese Gefahr erst ab C/N-Verhältnissen > 20 . Die auf den Kompostvarianten erzielten Erträge waren bis auf einzelne Ausnahmen tendenziell höher, als auf den ungedüngten oder mit mineralischer Ergänzungsdüngung versorgten Vergleichsvarianten. Diese Unterschiede ließen sich jedoch nicht statistisch absichern.

Anhand einer einfachen Stickstoffausnutzungsberechnung war im schluffigen Lehm eine sukzessiv steigende Kompost-N-Verwertung festzustellen. Für die Feldversuche in Wulksfelde ergeben sich analog keine Trends. Über die gesamte Versuchsdauer betrachtet ergeben sich für die Ackerstandorte in Wulksfelde N-Ausnutzungsraten aus dem Kompost von 4-11 % beim Podsol, 8-9 % bei der Braunerde und 8-12 % im Gley-Podsol. Diese Staffelung entspricht sowohl der Eignung der Versuchsböden als Pflanzenstandort als auch als Lebensraum für Mikroorganismen, die den Stickstoff aus dem Kompost zur Verfügung stellen.

Die Düngung mit Kompost ergänzt vor allem den Bodenvorrat an organisch gebundenem Stickstoff und liefert so das Ausgangsmaterial für die Verfügbarmachung durch die Mineralisation. Diese hängt sowohl zeitlich als auch in ihrem Ausmaß stark von den standortlichen und klimatischen Gegebenheiten ab.

Bei welcher unterschiedlicher Entwicklung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte im Boden eine gute N-Versorgung für die Pflanzen gewährleistet sein kann, zeigte die Betrachtung der Vegetationsperiode 1998 an den Standorten in Wulksfelde (Abbildung 5.2.1). Während im Gley-Podsol sowohl der Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse als auch der Nitrat-N-Gehalt des Bodens ein deutliches Maximum aufwies, konnten die Pflanzen auf dem Podsol ohne das Auftreten von Spitzenwerten vergleichbar hohe Erträge liefern. Unterschiedliches Mineralisationsverhalten könnte darauf beruhen, dass mikrobielle Populationen im Boden hochgradig an ihren Standort angepasst sind. Böden können daher sehr unterschiedlich auf frisch angebotenes Substrat reagieren (Schinner und Sonnleitner 1996). Mit Kompost in den Boden eingebrachte Mikroorganismen verändern die Zusammensetzung der vorhandenen Populationen hingegen nicht (Crecchio et al. 2001).

Stickstoff ist der wichtigste ertragsbestimmende Faktor in Böden (Scheffer 2002), (Tate III 2000). Zur Erlangung von Höchsterträgen ist eine alleinige Düngung mit Kompost zu unsicher. Die mit den dazu notwendigen sehr hohen in den Boden einzubringenden Nährstoff- und Schadstoffmengen sind nicht zu vertreten. Moderate

Kompostgaben im Sinne der Bioabfallverordnung und Düngegesetzgebung können hingegen positive Auswirkungen auf Böden haben. Nicht nur für den Bereich der ökologischen Landwirtschaft stellt der Komposteinsatz einen Weg dar, der Degradation von Böden durch Humus- und Nährstoffentleerung zu begegnen.

Beim Einsatz von Komposten in Baumschulkulturen steht der Ersatz verlorengangener organischer Bodensubstanz im Vordergrund (Bärtels 1985). Komposte können die Konzentration organischer Bodensubstanz erhöhen und stellen daher eine Alternative zum Einsatz von Stallmist, der immer weniger verfügbar wird, dar. Ausgereifte Komposte sind stickstoffstabil und damit eine langsame Nährstoffquelle, passend zur vergleichsweise niedrigen N-Aufnahme baumschulerischer Kulturen (Walter 1998). Es besteht jedoch auf den intensiv bearbeiteten Baumschulböden bei entsprechenden klimatischen Bedingungen die Tendenz Nitrat während der Vegetationsphase zu akkumulieren. Bei fehlendem Entzug durch die Bäume kann es so zu Auswaschungsverlusten und Grundwasserkontaminationen kommen. Vor dem Hintergrund einer stark optimierungsfähigen Düngepraxis sollten Baumschuler beim Komposteinsatz intensiv beraten werden, um potenzielle Nährstoffeinsparungen auszunutzen und negative Umweltauswirkungen zu verringern (Walter 1998).

6 Zusammenfassung

Durch die Zufuhr von Kompost in den Boden sind Erhöhungen der Konzentration der organischen Substanz und des darin enthaltenen Stickstoffes zu erwarten. Es ergibt sich daher die Frage nach kurz- und mittelfristig auftretenden Auswirkungen von praxisüblichen Anwendungsmengen auf den Boden als Pflanzenstandort, die Stickstoffversorgung der Kulturen sowie mögliche Nitrateinträge ins Grundwasser.

Da dies eine Folge von Veränderungen der Menge und der Aktivität der Bodenmikroorganismen ist, sollten Auswirkungen der Kompostgaben zuerst bei diesbezüglich relevanten bodenbiologischen Parametern auftreten. Neben den Konzentrationen des Gesamt-Kohlenstoffs und –Stickstoffs, dem mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens, der Nitratkonzentrationen des Sickerwassers wurden der Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse, die Dehydrogenaseaktivität sowie ein Stickstoffmineralisationsindex, die Arginin-Desaminierungsaktivität und die Aggregatstabilität des Bodens untersucht.

Die Feldversuche wurden an vier Ackerstandorten und einem Baumschulquartier zwischen 1992 und 1998 durchgeführt. Es handelte sich dabei um einen Podsol, eine Braunerde und einem Gley-Podsol um drei Sandböden am nördlichen Stadtrand von Hamburg. Der vierte Ackerstandort ist eine Pseudogley-Parabraunerde aus lehmigem Sand im ostholsteinischen Hügelland nahe Bad Oldesloe. Der Standort des Baumschulquartiers ist ein anthropogen beeinflusster humoser Sand auf einem Gley am nordwestlichen Stadtrand von Hamburg. Zur Anwendung kamen Komposte, die nach den Qualitätsrichtlinien der BGK als Düngemittel für landwirtschaftliche Kulturen geeignet waren. Die Anwendungsmengen lagen auf den Ackerstandorten zwischen 8 und 32 t TS ha⁻¹ im zweijährigen Rhythmus. Im Baumschulversuch wurden einmalig 28 und 42 t TS ha⁻¹ Kompost angewendet.

Führen praxisübliche Kompostgaben zu einer messbaren Erhöhung der organischen Bodensubstanz und der Gesamt-N-Konzentration des Bodens ?

Kompostgaben besitzen das Potenzial, die Menge der organischen Substanz und damit auch des Gesamt-N im Boden zu erhöhen. Eine kurzfristige und stabile Erhöhung des C_t und N_t konnte nur bei einer hohen Kompostanwendungsmenge von 42 t TS ha⁻¹ im Baumschulversuch festgestellt werden. Bei praxisüblichen Anwendungsmengen konnten Erhöhungen nicht festgestellt werden, da die

potenziellen Konzentrationserhöhungen kleiner als die Messwerttoleranz waren oder von kleinräumigen Bodeninhomogenitäten maskiert wurden.

Eine mittelfristige Wirkung praxisüblicher Kompostgaben deutete sich in einem gut mit Nährstoffen versorgten lehmigen Sandboden an. Die Kompostparzellen wiesen in der Bodenbearbeitungstiefe stabil höhere C_t - und N_t -Konzentrationen auf, als im unteren Teil des Ap-Horizontes. Die Teilhorizonte der Vergleichsparzellen wiesen diese Differenzierung nicht auf. Dies kann als Beginn der Einstellung eines neuen Gleichgewichts gewertet werden.

Die Zufuhr von Gesamt-Stickstoff durch die Kompostanwendung auf den Ackerstandorten auf Sand abzüglich der Entzüge des Ernteguts betrug als Bilanzsaldo für sieben Versuchsjahre 350 bis 460 $\text{kg ha}^{-1} N_t$, während auf den ungedüngten Vergleichsparzellen N-Verluste von 290 bis 350 $\text{kg ha}^{-1} N_t$ auftraten. Dies entspricht einer Gesamt-Stickstoffanreicherung von 50 bis 66 $\text{kg ha}^{-1} a^{-1}$ und Verlusten von 41 bis 51 $\text{kg ha}^{-1} a^{-1}$.

Die Standortfaktoren der untersuchten Böden hatten somit kurz- bis mittelfristig einen größeren Einfluss auf die Stickstoffumsetzungen als die Menge des durch die Kompostanwendung zugeführten Stickstoffs. Die Böden befinden sich in einem stabilen, standorttypischen Gleichgewicht. Eine Verschiebung des Gleichgewichts infolge von Zulieferung und Verlusten von Stickstoff und organischer Bodensubstanz verläuft sehr langsam. Zur Untersuchung dieser Frage eignen sich daher nur Langzeitversuche oder die Dauerbeobachtung von Kompostanwendungsflächen über mehrere Jahrzehnte.

Wird der Nitratgehalt des Ober- und Unterbodens und der Sickerwässer durch die Kompostanwendung beeinflusst ?

Die Nitratstickstoffgehalte der Bodenprofile wurden auf allen Standorten in erster Linie durch die klimatischen Verhältnisse und Bodenbearbeitungsmaßnahmen beeinflusst. Auf den Sandstandorten traten überwiegend niedrige Gehalte um 20 $\text{kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ auf. Gehalte zwischen 60 und 90 $\text{kg ha}^{-1} 90 \text{ cm}^{-1}$ sind als hoch anzusprechen und kamen nach klimatischen Extremsituationen wie der Wiederbefeuchtung nach lange anhaltender Trockenheit, intensiver Bodenbearbeitung und nach einer trockenen Kälteperiode vor. Entsprechendes gilt für den lehmigen Standort. Hier lagen die Nitrat-N-Gehalte aufgrund der höheren Feldkapazität und besseren Standorteigenschaften des Bodens generell höher.

Überwiegend traten Gehalte von 40 bis 50 kg NO₃-N ha⁻¹ 90 cm⁻¹ auf, Gehalte von 90 und 160 kg ha⁻¹ 90 cm⁻¹ traten nur einmalig auf.

Hohe Gehalte im Frühjahr können die Nährstoffversorgung der laufenden Kultur positiv beeinflussen und gegebenenfalls als Bemessungsgrundlage für Ergänzungsdüngungen dienen. Hohe Nitrat-Stickstoffgehalte im Herbst unterliegen der Gefahr der Auswaschung und sind daher negativ zu bewerten. Hohe Nitrat-N-Gehalte traten an den verschiedenen Standorten als Einzelereignisse unabhängig von der Kompostanwendung auf. Die Böden besitzen demnach ein Mineralisationspotenzial, das von den Bodenparametern, der Klimaentwicklung und den ackerbaulichen Maßnahmen bestimmt wird. Die Kompostdüngung spielte eine untergeordnete Rolle. Durch sie wurde der Vorrat an organischer Bodensubstanz und somit auch an Stickstoffverbindungen ergänzt und so die Voraussetzung für spätere Mineralisation geschaffen.

Die Nitratkonzentrationen in den Sickerwässern der Versuchspartellen ergaben ein ähnliches Bild. Unter den Sandstandorten traten niedrige bis sehr niedrige Konzentrationen auf, die von kurzfristigen Maxima von 400 bis über 800 mg l⁻¹ unterbrochen wurden. Diese Ereignisse traten im Spätsommer und Herbst unabhängig von der Kompostanwendung auf. In einigen Fällen konnte die Versickerung anhand des Auftretens von Konzentrationsspitzen in 40 und anschließend 100 cm Tiefe verfolgt werden.

Am lehmigen Standort waren die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Kompostvarianten gegenüber den Vergleichsvarianten über mehrere Wochen hinweg erhöht. Es konnten für diese Zeiträume Parallelen zu den tendenziell erhöhten Nitratstickstoffgehalten in den Bodenprofilen gezogen werden. Diese Nitratgehalte können als Folge höherer Mineralisationsaktivität in den Kompostvarianten betrachtet werden.

Gibt es Hinweise auf erhöhte bodenmikrobielle Aktivitäten nach der Kompostanwendung, welche als Indikator für N-Umsetzungsprozesse gedeutet werden können ?

Die hohen Kompostanwendungsmengen von 28 t TS ha⁻¹ und 42 t TS ha⁻¹ auf einem gut durchlüfteten und mit Wasser versorgten Boden hatten bereits kurzfristig eine positive Wirkung auf den Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt der mikrobiellen Biomasse, die Dehydrogenaseaktivität und die potenzielle N-Mineralisationsaktivität

sowie Arginin-Desaminierungsaktivität des Bodens. Korrelationen der Ergebnisse der Aktivitätsbestimmungen belegten den Zusammenhang dieser Parameter. Der C- und N-Gehalt der mikrobiellen Biomasse korrelierte in der jeweils entsprechenden Versuchsvariante, zeigte jedoch keinen Bezug zu den Aktivitätsbestimmungen. Während die hohen Kompostgaben die C_t und N_t -Konzentrationen des Bodens über den gesamten Beobachtungszeitraum erhöhten, waren die mikrobiellen Aktivitäten überwiegend zu Anfang des Beobachtungszeitraumes erhöht.

Eine mittelfristige Wirkung praxisüblicher Kompostanwendungsmengen von $10 \text{ t TS ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutete sich nach zwei Kompostanwendungen in vier Jahren auf dem lehmig-sandigen Ackerstandort an. In der Bodenbearbeitungstiefe der Kompostvarianten waren mit einzelnen Ausnahmen die höchsten C_t - und N_t -Gehalte der mikrobiellen Biomasse sowie höhere Dehydrogenase- und Stickstoff-Mineralisationsaktivitäten vorhanden. Eine weitere für drei Jahre bemessene Kompostgabe von 27 t TS ha^{-1} rief an diesem Standort kurzfristig keine Veränderungen hervor. Dies kann als Hinweis auf eine langsame Veränderung der N-Umsetzungsprozesse im Boden gewertet werden, da an diesem Standort bereits tendenziell höhere Nitrat-N-Gehalte im Boden und zeitweilig signifikant höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser der Kompostparzellen auftraten.

Nach sieben Versuchsjahren waren an den Sandstandorten keine Veränderungen der mikrobiellen Aktivitäten und Biomassegehalte aufgrund der Kompostgaben festzustellen. Aufgetretene Schwankungen dieser Parameter waren ausschließlich jahreszeitlichen und klimatischen Ursprungs.

Erhöht eine praxisübliche, relativ geringe Kompostgabe die Stickstoffaufnahme und den Ertrag typischer Ackerkulturen ?

Eine höhere Stickstoffaufnahme der Feldfrüchte war bei keiner Kultur nachzuweisen. Eine eindeutige Wirkung auf die Erträge konnte ebenfalls nicht festgestellt werden. Es muss hier jedoch berücksichtigt werden, dass während der Feldversuche klimatische Extremsituationen aufgetreten sind, die Auswirkungen auf die Kulturen hatten. Während einerseits Trockenheit oder Vernässung Ernteauffälle hervor riefen, konnten andererseits auch sehr günstige klimatische Verhältnisse und damit gute Mineralisationsbedingungen die Ertragsentwicklung auf den Standorten überprägen.

Die Kompostdüngungen hatten eine Auswirkung auf die Stickstoffumsetzungen im Boden, wie durch die Messung bodenmikrobiologischer Parameter nachgewiesen werden konnte. Kurzfristige Veränderungen konnten jedoch nur nach hohen Kompostanwendungsmengen an einem Baumschulstandort beobachtet werden.

Die Ergebnisse der Feldversuche auf Ackerflächen zeigten, dass in nährstoffarmen, leichten Böden niedriger biologischer Aktivität Auswirkungen von praxisüblichen Kompostgaben auf die Stickstoffmineralisation im Boden nicht zu erwarten sind. Bei den untersuchten Sandböden konnten nach mehrjähriger Kompostanwendung nach Maßgaben der Düngeverordnung keine Veränderungen der Stickstoffmineralisationsaktivitäten festgestellt werden. In diesen Böden wird der geringe Anteil leicht mineralisierbarer organischer Substanz schnell umgesetzt, während schwerer abbaubare und abbauresistente Fraktionen und der in ihnen enthaltene Stickstoff in der organischen Substanz des Bodens verblieben. Diese Zufuhr ist im Untersuchungszeitraum zu gering gewesen, um analytisch nachgewiesen werden zu können. Der Aufbau bodenverbessernder Wirkungen durch die Anreicherung stabiler organischer Substanz ist an diesen Standorten nur sehr langfristig zu erwarten.

Im lehmigen Sandboden mit generell besseren Lebensbedingungen für die Bodenmikroorganismen traten tendenziell Wirkungen der Kompostgaben in Form höherer Enzym- und Mineralisationsaktivitäten, zeitweilig erhöhten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und Boden, sowie der Etablierung höherer C_T - und N_T -Konzentrationen in der Einarbeitungstiefe des Kompostes auf. Diese können als der Beginn einer sich mittelfristig entwickelnden Erhöhung des Gehalts an organischer Substanz und auch der Stickstoffumsetzungen im Boden interpretiert werden.

Durch die Messung bodenmikrobiologischer Parameter konnten Wirkungen der Kompostanwendung auf die Stickstoffumsetzungen im Boden aufgezeigt werden. Eine kurzfristige Wirkung trat dabei nur bei hohen Anwendungsmengen auf. Bei Verwendung praxisüblicher Anwendungsmengen können in hoher Abhängigkeit von klimatischen und standortlichen Gegebenheiten Veränderungen mittel- bis langfristig eintreten.

7 Literatur

Aichinger S, Kiem R, and Kandeler E (1995)

Die Bedeutung der Mikroorganismen für die Aggregatstabilisierung von Böden unterschiedlicher Nutzung. *Mitteilgn Dtsch Bodenkundl Gesellsch* 76: 561-564

Alef K and Kleiner D (1986)

Arginine ammonification, a simple method to estimate microbial activity potentials in soils. *Soil Biol Biochem* 18: 233-235

Alef K and Kleiner D (1987)

Applicability of arginine ammonification as an indicator of microbial activity in different soils. *Biol Fertil Soils* 5: 148-151

Alef K and Nannipieri P (1995)

Methods in applied soil microbiology and biochemistry. In: Alef K and Nannipieri P (eds) Academic Press, Harcourt Brace & Company, London, pp 1

ANONYM (1983)

Bestimmung des Ammonium-Stickstoffes (E5). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung 1-14

ANONYM . Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen

ABl. L 375 vom 31.12.1991. 91/676/EWG. 1991.

Ref Type: Bill/Resolution

ANONYM . Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen. (BGBl. I S. 2705). 1994. FNA 2129-27-2.

ANONYM . Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. (BGBl. I S. 2955). 1998. FNA 2129-27-2-11.

ANONYM . Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. 2001.

Asche E and Steffens D (1900)

Einfluß von Bioabfallkomposten unterschiedlicher Reifegrade auf Ertrag, N-Dynamik und Bodenstruktur im Feldversuch auf neun Standorten in Hessen. In: Budig M, Schaaf, and Schaumberg (eds) Kolloquium über die Verwertung von Komposten im Pflanzenbau. Hessisches Landesamt für Regionalentwicklung und Landwirtschaft, Kassel, pp 59-73

Banse HJ (1968)

Beeinflussung des Bodens in physikalischer Hinsicht. Müll und Abfall.

Bärtels A (1985)

Standort einer Baumschule 344. In: Bärtels A (ed) Der Baumschulbetrieb. Eugen Ulmer, Stuttgart, pp 60-95

Bartels U (1988)

Abschätzung der organischen Kohlenstoffeinträge in Waldökosysteme durch Messung der UV-Absorption (254 nm) im Niederschlagswasser. Z Pflanzenernähr Bodenk 151: 405-406

Bauske B . Einfluss von Salzlösungen unterschiedlicher Zusammensetzung auf die Mobilität von Schwermetallen in Strassenrandböden und im Laborversuch. 1-176. 1994. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten Band 24.

Berger G, Schmalzer K, and Richter K (1996)

N-Aufnahme Verschiedener Zwischenfrüchte und ihr Einfluss auf die winterliche Nmin-Dynamik sandiger Böden. Arch Acker- Pflanzenbau Bodenk , Berlin 40: 217-229

Beyer L, Wachendorf C, Balzer FM, and Balzer-Graf UR (1992)

The effect of Soil texture and soil management on microbial biomass and soil enzyme activities in arable soils of Northwest Germany. Agribiol Res 45: 276-283

Beyer L, Wachendorf C, Elsner DC, and Knabe R (1993)

Suitability of dehydrogenase activity assay as an index of soil biological activity. Biol Fertil Soils 16: 52-56

BGK (1998)

Methodenbuch zur Analyse von Kompost. In: Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V (ed) Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart, pp 1-154

Boisch A . Auswirkung der Biokompostanwendung auf Boden, Pflanzen und Sickerwasser an sechs Ackerstandorten in Norddeutschland. 1-305. 1997.

Hamburg, Institut für Bodenkunde Universität Hamburg. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten Band 36. 18-6-1997.

Bonde TA, Nielsen TH, Miller M, and Sørensen J (2001)

Arginine ammonification assay as a rapid index of gross N mineralization in agricultural soils. Biol Fertil Soils 34: 179-184

Boysen P (1998)

Richtwerte für die Düngung 1998. In: Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrg) (ed) Vertrieb: LUFA Kiel, pp 1-56

Boysen P and Oehring M (1992)

Richtwerte für die Düngung 1992. In: Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrg) (ed) Vertrieb: LUFA Kiel,

Brandstetter A, Sletten RS, Mentler A, and Wenzel WW (1996)

Estimating dissolved organic carbon in natural waters by UV-absorbance (254 nm). Z Pflanzenernähr Bodenk 159: 605-607

Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. Güte- Prüfbestimmungen RAL

Gütesicherung Kompost. RAL GZ-251. 1989.

Ref Type: Bill/Resolution

Cabrera ML and Beare MH (1993)

Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Sci Soc Am J* 57: 1007-1012

Crecchio C, Curci M, Mininni R, Ricciuti P, and Ruggiero P (2001)
Short-term effects of municipal solid waste compost amendments on soil carbon and nitrogen content, some enzyme activities and genetic diversity. *Biol Fertil Soils* 34: 311-318

Deng SP, Moore JM, and Tabatabai MA (2000)
Characterization of active nitrogen pools in soils under different cropping systems. *Biol Fertil Soils* 32: 302-309

Diaz LF and de Bertoldi M (2007)
History of composting. In: Diaz LF, de Bertoldi M, Bidlingmaier W, and Stentiford E (eds) *Compost science and technology*. Elsevier, Oxford, Amsterdam, pp 7-24

Dierend W . Der Mineralstickstoffgehalt in Böden von Baumschulen und N-Aufnahme von Gehölzen. 1992. Universität Hannover.

Ebertseder T, Gutser R, und Claassen N . Bioabfallkompost - Qualität und Anwendung in der Landwirtschaft. Gronauer, A., Claassen, N., Ebertseder, T., Fischer, P., Gutser, R., Helm, M., Popp, L., and Schön, H. 139, 133-256. 1997. München, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. Schriftenreihe.
Ref Type: Report

Finck A (1992)
Dünger und Düngung. VCH, Weinheim, pp 1-488

Fricke K, Turk T, and Vogtmann H (1994)
Die Qualität von Biokomposten. Müll und Abfall.

Gerzabek MH, Kirchmann H, and Pichlmayer F (1995)
Response of soil aggregate stability to manure amendments in the ultuna long-term soil organic matter experiment. *Z Pflanzenernähr Bodenk* 157: 257-260

Gölz H, Huwe B, and Ploeg RRvd (1985)
Nitratgehalte im Poren- und Dränwasser einiger landwirtschaftlich genutzter Flächen in Baden-Württemberg. *Z dt geol Ges*

Gölz-Huwe H, Simon W, Huwe B, and Ploeg RRvd (1988)
Zum jahreszeitlichen Nitratgehalt und zur Nitratauswaschung von landwirtschaftlich genutzten Böden in Baden-Württemberg. *Z Pflanzenernähr Bodenk* 152: 273-280

Grundmann J . Humifizierung und Mineralisation organischer Substanz bei der Biomüll-Kompostierung unter dem Einfluss verschiedener Zusätze. 1-180. 1990. Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen.
Ref Type: Thesis/Dissertation

Grünekle CE, Moll W, and Kern KG (1993)
Stickstoffstatus eines Braunerde-Podsols unter Kiefer zehn Jahre nach Melioration mit Müllkompost. *Z Pflanzenernähr Bodenk* 156: 39-44

Gutser R . Klärschlamm und Biokompost als Sekundärrohstoffdünger. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). 44, 29-43. 1996. Darmstadt, VDLUFA-Verlag. VDLUFA-Schriftenreihe. VDLUFA. Ref Type: Conference Proceeding

Gutser R and Claassen N (1994)
Langzeitversuche zum N-Umsatz von Wirtschaftsdüngern und kommunalen Komposten. *Mitteilgn Dtsch Bodenkundl Gesellsch* 73: 47-50

Hadas A and Portnoy R (1997)
Rates of decomposition in soil and release of available Nitrogen from cattle manure and municipal waste composts. *Compost Science and Utilization* 5: 48-54

Hartmann R . Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshauser Geest, Niedersachsen. 39, 1-139. 2003. Bremen, Institut für Geographie, Fachbereich 8, Universität Bremen. Bremer Beiträge zur Geographie und raumplanung.

Haynes RJ (2000)
Interactions between soil organic matter status, cropping history, method of quantification and sample pretreatment and their effects on measured aggregate stability. *Biol Fertil Soils* 30: 270-275

Husung K-R (1985)
Kultur der Baumschulpflanzen im Freiland. In: Bärtels A (ed) *Der Baumschulbetrieb*. Eugen Ulmer, Stuttgart, pp 284-398

Jakobsen ST (1995)
Aerobic decomposition of organic wastes 2. Value of compost as a fertilizer. *Res Cons and Recycl* 13: 57-71

Jellum EJ, Kuo S, and Sainju U (1995)
Mineralization and plant availability of nitrogen in seafood waste composts in soil. *Soil Science* 160: 125-135

Jenkinson DS (1988)
Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. In: Wilson JR (ed) *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems*. C.A.B. International, Wallingford, pp 368-386

Kahle P and Belau L (1998)
Modellversuche zur Prüfung der Verwertungsmöglichkeiten von Bioabfallkompost in der Landwirtschaft. *Agribiol Res* 51: 193-200

Kandeler E (1993)
Bodenbiologische Methoden zur Beurteilung der Kompostanwendung un agrarischen Ökosystemen. In: Ludwig Boltzmann-Institut für biologischen Landbau und angewandte Ökologie (ed) *Handbuch der Kompostierung*. Bundesministerium für Wissenschaft und Forschung und Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, Österreich, Wien, pp 213-215

Kandeler E and Murer EJ (1993)

Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma* 56: 503-513

Keeney DR (1982)

Nitrogen-Availability Indices. *Methods of Soil Analysis, Part 2 Chemical and Microbiological Properties*. Madison WI, pp 711-733

Kehres B . Zur Qualität von Kompost aus unterschiedlichen Ausgangsstoffen. 0-262. 1991. Kassel, Gesamthochschule.

Keller A (1995)

Geoökologisch-bodenphysikalische Untersuchungen zur Anwendung von Biokompost. Diplomarbeit im Fach Geographie am Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg

Kemper WD and Koch E (1966)

Aggregate stability of soils from western portions of the United States and Canada. *US Dep Agric Tech Bull* 1355:

Knuth F . Quantifizierung von Stickstoffverleuten durch Auswaschung bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. 1-152. 1995. Göttingen, Fachbereich Agrarwissenschaften Georg-August-Universität.

Ref Type: Thesis/Dissertation

Körschens M (1982)

Untersuchungen zur zeitlichen Variabilität der Prüfmerkmale Ct und Nt auf Löß-Schwarzerde. *Arch Acker- Pflanzenbau Bodenkd* , Berlin 26: 9-13

Krauss P, Wilke M, Mahnke K, und Wallenhorst T . Bioabfallkompostierung IV : Eintragspfade von Schadstoffen in Komposte. Umweltministerium Baden-Württemberg. [39], 1-97. 1995. Stuttgart, Umweltministerium Baden-Württemberg. Luft Boden Abfall. Umweltministerium Baden-Württemberg.

Kunzmann R (1991)

Beziehungen zwischen N-Düngung, N-Dynamik im Boden und N- Austrag aus der Wurzelzone in verschiedenen Fruchtfolgen unter dem Gesichtspunkt des Trinkwasserschutzes. *Arch Acker- Pflanzenbau Bodenkd* , Berlin 35: 205-215

Kuo S, Hummel RL, Jellum EJ, and Privett D (1997)

Fishwaste compost effects on rhododendron growth and nitrogen leaching and transformation. *J Environ Qual* 26: 733-739

Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (1995)

LAGA-Merkblatt M 10, Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost, Stand: 15.02.1995. In: Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) (ed) Erich Schmidt Verlag, Berlin,

Leifeld J, Siebert S, and Kögel-Knabner I (1998)

Humuschemische Parameter von Böden nach mehrjähriger Kompostanwendung im Feldversuch. *Z f Kulturtechnik und Landentwicklung* 39: 64-68

-
- Leipnitz W, Hellebrand HJ, and Haus R (1996)
Ergebnisse aus Gefässversuchen mit Graskomposten und Messungen von Gasemissionen aus einer Graskompostanlage. Arch Acker- Pflanzenbau Bodenkd , Berlin 40: 145-154
- Löbberth M und KTBL . Anwendung von Komposten im Ackerbau. 1995.
- Loub W (1966)
Zur Mikrobiologie mittel- und nordeuropäischer Podsole. Z Pflanzenernähr Bodenk 111: 157-167
- Malý S, Korthals GW, Van Dijk C, Van der Putten HW, and De Boer W (2000)
Effect of vegetation manipulation of abandoned arable land on soil microbial properties. Biol Fertil Soils 31: 121-127
- Manugistics I . Statgraphics Plus 3.3. [3.3]. 1998. Rockville, Maryland 20852, Manugistics Inc.
- Martins O and Kowald R (1988)
Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf einen mittelschweren Ackerboden. Z f Kulturtechnik und Flurbereinigung 29: 234-244
- Masciandaro G, Ceccanti B, Ronchi V, and Bauer C (2000)
Kinetic parameters of dehydrogenase in the assessment of the response of soil to vermicompost and inorganic fertilisers. Biol Fertil Soils 32: 479-483
- Maynard AA (1993)
Nitrate leaching from compost-amended soils. Compost Science and Utilization 1: 65-72
- Maynard AA (1994)
Effect of annual amendments of compost on Nitrate leaching in nursery stock. Compost Science and Utilization 2: 54-55
- Mersi vW and Schinner F (1991)
An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with idonitrotetrazolium chloride. Biol Fertil Soils 11: 216-220
- Murer EJ, Baumgarten A, Eder G, Gerzabek MH, Kandeler E, and Rampazzo N (1993)
An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). In: Brussard, I. und Kooistra, M.J. (Editors): Int. Workshop on Methods of Research on Soil Structure/ Soil Biota Interrelationships. Geoderma 56: 539-547
- Nannipieri P, Grego S, and Ceccanti B (1990)
Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag J-M and Stotzky G (eds) Soil Biochemistry. Marcel Dekker, New York, pp 293-355
- Navone R (1964)
Proposed method for Nitrate in potable waters. J American Water Works Assoc 56: 781-783

- Nieder R and Richter J (1986)
C- und N-Festlegung in Böden Südostniedersachsens nach Krümmenvertiefung. Z Pflanzenernähr Bodenk 149: 189-201
- Nieder R and Richter J (2000)
C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment - Developments 1970 to 1998. J Plant Nutr Soil Sci 163: 65-72
- Ottow JCG (1978)
Chemie und Biochemie des Humuskörpers unserer Böden. Naturwissenschaften 65: 413-423
- Parkinson RJ, Fuller MP, and Groenhof AC (1999)
An evaluation of greenwaste compost for the production of forage maize (*Zea mays* L.). Compost Science and Utilization 7: 72-80
- Paul EA and Clark FE (1998)
Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, Inc., San Diego, pp 1-273
- Powlson DS . Measuring and minimizing losses of fertilizer Nitrogen in arable agriculture. Jenkinson, D. S. and Smith, K. A. Nitrogen efficiency in agricultural soils. 231-245. 1988. London and New York, Elsevier Applied Science.
Ref Type: Conference Proceeding
- Powlson DS, Brookes PC, and Christensen BT (1987)
Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. Soil Biol Biochem 19: 159-164
- Provenzano MR, Senesi N, and Piccone G (1998)
Thermal and spectroscopic characterization of composts from municipal solid wastes. Compost Science and Utilization 6: 67-73
- Quade J (1993) Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. In: Hydro Agri Dülmen GmbH (ed) Verlagsunion Agrar, pp 1-618
- Quilchano C and Marañón T (2002)
Dehydrogenase activity in Mediterranean forest soils. Biol Fertil Soils 35: 102-107
- Reid JB and Goss MJ (1981)
Effect of living roots of different plant species on the aggregate stability of two arable soils. Journal of Soil Science 32: 521-541
- Richter GM, Baumann K, and Richter J (1996)
Simulation des Nitrataustrags im Winterhalbjahr aus intensiv genutzten Ackerböden in der Geest. Z Pflanzenernähr Bodenk 159: 279-288
- Rieß F . Untersuchungen zur Nitratauswaschung nach mineralischer und organischer Düngung von Ackerland und Grünland mittels der Saugkerzen-Methode. 1994. Technische Universität München, Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- Ross DJ, Tate KR, Cairns A, and Meyrick KF (1980)
Influence of storage on soil microbial biomass estimated by three biochemical procedures. Soil Biol Biochem 12: 369-374

Rück F and Stahr K (1996)

Herbst-Nmin-Werte als Maß der Nitratauswaschungsgefährdung in Abhängigkeit von Böden und Nutzung. *Agribiol Res* 49: 97-112

Scharpf HC and Wehrmann J (1976)

Die Bedeutung des Mineralstickstoffvorrates des Bodens zu Vegetationsbeginn für die Bemessung der N-Düngung zu Winterweizen. *Landwirtsch Forsch Sonderheft* 32/I: 100-114

Scheffer F (2002)

Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, pp 1-593

Scherer HW, Werner W, and Neumann A (1996)

N-Nachlieferung und N-Immobilisierung von Komposten mit unterschiedlichem Ausgangsmaterial, Rottegrad und C/N-Verhältnis. *Agribiol Res* 49: 120-129

Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, and Margesin R (1993)

Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag,

Schinner F and Sonnleitner R (1996)

Bodenökologie: Mikrobiologie und Bodenenzymatik. Springer Verlag, Berlin Heidelberg,

Schweder P, Kape E, and Neubauer W (1998)

Düngung 1998. Ministerium für Umwelt und Naturschutz des Landes Mecklenburg-Vorpommern, pp 1-136

Serna MD and Pomares F (1992)

Evaluation of chemical indices of soil organic nitrogen availability in calcareous soils. *Soil Sci Soc Am J* 56: 1486-1491

Siebert S, Leitfeld J, and Kögel-Knabner I (1997)

Mineralisierungsprozesse bei der Anwendung von Bioabfallkomposten auf Böden. *Mitteilgn Dtsch Bodenkundl Gesellsch* 83: 383-386

Smith JL (1994)

Cycling of Nitrogen through microbial activity. In: Hatfield JL and Stewart BA (eds) *Soil Biology: Effects on soil quality*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Fla., pp 91-120

Spothelfer-Magana J and Thalmann A (1992)

Eine verbesserte Methode zur Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität von Böden unter Einsatz von Iodonitrotetrazoliumchlorid (INT). *Agribiol Res* 45: 244-254

Steffens D and Pape H (1997)

Werden Inhaltsstoffe bei Reststoffverwertung in tiefere Bodenschichten und in das Grundwasser ausgetragen ? Am Beispiel von Phosphat, Kalium und Stickstoff. *Arbeitskreis zur Nutzbarmachung von Siedlungsabfällen, ANS-Schriftenreihe* 34: 137-151

Stevenson FJ (1994)

Humus Chemistry. John Wiley Sons, Inc., New York, pp 1-496

Stöppler-Zimmer H, Gerke HH, and Arning M (1999)
Modellgestützte Abschätzung der Stickstoff- und Humusdynamik zur Optimierung von Bodenzustand und Nitratauswaschung bei langfristiger Kompostanwendung auf ackerbaulich genutzten Standorten. Neue Techniken der Kompostierung: Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen, Teilvorhaben 10.b. Umweltbundesamt, Hamburg, pp 9-76

Strebel O, Böttcher J, und Duynisveld WHM . Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes. 46, 1-86. 1993. Berlin, Umweltbundesamt. Umweltbundesamt-Texte.

Strebel O, Duynisveld WHM, and Böttcher J (1989)
Nitrate pollution of groundwater in western Europe. Agriculture, Ecosystems and Environment 26: 189-214

Tabatabai MA (1982)
Soil enzymes. Methods of Soil Analysis, Part 2 Chemical and Microbiological Properties. Madison WI, pp 903

Tate III RL (1987) Soil Organic Matter - biological and ecological effects. John Wiley & Sons Inc., pp 1-291

Tate III RL (2000) Soil Microbiology. John Wiley & Sons, Inc., New York, pp 1-508

Taylor JP, Wilson B, Mills MS, and Burns RG (2002)
Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. Soil Biol Biochem 34: 387-401

Turco RF, Kennedy AC, and Jawson MD . Microbial indicators of soil quality. Defining soil quality for a sustainable Environment. [5], 73-90. 1994. Madison, Wisconsin, SSSA. SSSA special Publication.

VDLUFA (1991) Bestimmung von mineralischem (Nitrat-) Stickstoff in Bodenprofilen (N_{\min} -Labormethode). In: Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (ed) Methodenbuch Band 1: Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, pp 1-14

Voelker H . Einfluß von Kompost auf die mikrobiologische Aktivität und das Huminsystem des Bodens. 1990. Trier, Universität Trier.
Walter B . Untersuchungen zur Stickstoffversorgung von Baumschulgehölzen. 1-190. 1998. Hannover, Fachbereich Gartenbau der Universität Hannover.

Wendland F (1992)
Nitrat im Grundwasser der "alten" Bundesländer. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, pp 1-149

Witt C, Gaunt JL, Galicia CC, Ottow JCG, and Neue HU (2000)
A rapid chloroform-fumigation extraction method for measuring soil microbial biomass carbon and nitrogen in flooded rice soils. Biol Fertil Soils 30: 510-519

8 Anhang A

Tabelle A 1 Bodenkundliche Kennwerte des Profils Pseudogley-Parabraunerde am Standort Krummbek (Boisch 1997)

Horizont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse [%]			org. Substanz [% TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
Ap	0-30	L°S	10,5	26,6	63,0	3,25	6,4
ApAl	-37	L°S	9,0	26,7	64,3	3,45	6,3
Al	-45	L°S	9,2	24,7	66,1	0,95	6,2
II BtSw	-64	S°L	21,4	32,1	46,5	0,66	6,3
III Sw	-80	ulS	14,0	42,0	44,0	0,34	6,5
III SwSd	-100+	T'L	26,9	44,4	28,7	0,45	6,4

Tabelle A 2 Bodenkundliche Kennwerte des Profils Pseudogley-Gley am Standort Krummbek (Boisch 1997)

Horizont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse [%]			org. Substanz [%TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
Ap	0-35	l°S	9,3	23,6	67,1	3,46	6,5
ApSw (Al)	-44	l°S	8,4	25,8	65,8	2,52	6,3
Sw (Al)	-53	l°S	8,7	31,3	60,0	0,61	6,2
II SwGo (Bt)	-80	s°L	21,0	36,3	42,7	0,57	6,2
II SdGr	-100+	s°L	18,7	35,5	45,8	0,54	6,0

Tabelle A 3 Bodenkundliche Kennwerte des Profils Podsol am Standort Wulksfelde (Boisch 1997)

Hori- zont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse [%]			org. Substanz [% TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
ApI	0-30	S	2,7	7,8	89,5	2,94	5,3
ApII	-40	S	1,8	7,3	90,9	3,40	5,8
Ae	-46	S	0,1	6,7	93,2	1,22	6,2
Bh	-50	S	0,7	2,0	97,3	4,94	6,7
Bhs	-100+	S				4,50	6,1

Tabelle A 4 Bodenkundliche Kennwerte des Profils Braunerde am Standort Wulksfelde (Boisch 1997)

Hori- zont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse [%]			org. Substanz [% TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
ApI	0-27	'uS	2,9	11,7	85,5	2,58	5,6
ApII	-37	'uS	3,1	10,6	86,3	2,34	6,1
Bv	-100+	'uS	1,9	10,1	88,0	1,56	6,2

Tabelle A 5 Bodenkundliche Kennwerte des Profils Gley-Podsol am Standort Wulksfelde (Boisch 1997)

Horizont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse [%]			org. Substanz [% TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
Apl	0-25	'uS	4,9	15,9	79,2	4,42	6,4
ApII	-31	'uS	4,5	16,2	79,3	5,26	6,2
II Bsh/Go	-42	'uS	3,6	10,7	85,7	4,38	6,3
II Bhs/Go	-70+	S	3,1	5,7	91,2	2,16	6,4

Tabelle A 6 Bodenkundliche Kennwerte des Oberbodens Standort Halstenbek

Horizont	Tiefe [cm]	Boden- art	Korngrößenanalyse *) [%]			org. Substanz [% TS]	pH-Wert (CaCl ₂)
			Ton	Schluff	Sand		
Ap	0-30+	'IS	6,2	17,2	76,6	4,2	5,8

*) Analyse des Inst. Koldingen

Tabelle A 7 Zeitlicher Ablauf des Feldversuchs Krummbek

Termin	Versuchsfläche Krummbek	
	Vergleichsparzellen	Kompostparzellen
03.92	18m ³ Schweinegülle, Urea:	Kompostgabe 11 t TS ha ⁻¹
-06.92	67+55+72 kg N ha ⁻¹	
04.92	Saat: Sommergerste	Saat: Sommergerste
08.92	Ernte (27 dt ha ⁻¹ , verminderter Qualität aufgrund von Sommertrockenheit, Erwartung: 70 dt)	
09.92	Saat: Wintergerste	Saat: Wintergerste
04.93	Urea: 60+90+30+40 kg N ha ⁻¹	Urea: 60 kg N ha ⁻¹
-06.93		
08.93	Ernte: 63 dt Korn ha ⁻¹ mittlerer bis geringer Qualität aufgrund hoher Sommerniederschläge	
08.93	Saat: Winterraps	Saat: Winterraps
08.93	60er Kornkali: 290 kg ha ⁻¹	Kompostgabe 8,3 t TS ha ⁻¹
09.93	Urea: 10 kg ha ⁻¹ , Kalk-ammonsalpeter: 40 kg N ha ⁻¹	Urea: 10 kg ha ⁻¹
03.94	Urea: 125 kg N ha ⁻¹	—
07.94	Ernte: hoher Anteil abgestorbener Pflanzen durch Vernässung im Winter, im Frühjahr starke Verunkrautung, Missernte	
08.94	Saat Winterweizen	Saat: Winterweizen
08.95	Ernte	Ernte
08.95	Brache, mehrfaches Abschlagen des Bewuchses	
04.97		
04.97	—	Kompostgabe: 27 t TS ha ⁻¹
05.97	Saat: Hafer	Saat: Hafer
09.97	Ernte	Ernte

Tabelle A 8 Zeitlicher Ablauf der Feldversuche Wulksfelde

Termin	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Ver- gleich	Kompost 1	Kompost 2	Ver- gleich	Kompost 1	Kompost 2	Ver- gleich	Kompost 1	Kompost 2
03.92	Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)		
	0	32	16	0	32	16	0	32	16
04.92	Saat: Sommerweizen			Saat: Sommerweizen			Saat: Sommerweizen		
07.92	Ernte (Abmähen)			Ernte (Abmähen)			Ernte (Abmähen)		
09.92	Striegeln (Queckebekeämpfung)								
03.93									
04.93	Gesetzt: Kartoffeln			Gesetzt: Kartoffeln			Gesetzt: Kartoffeln		
06.93	Befall mit Kraut- und Knollenfäule sowie Kartoffelkäfern								
09.93	Roden			Roden			Roden		
03.94	Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)		
	0	8	16	0	8	16	0	8	16
04.94	Saat: Sommerroggen			Saat: Sommerroggen			Saat: Sommerroggen		
08.94	Ernte			Ernte			Ernte		
1995	Brache/Striegeln (Queckebekeämpfung)/Brache								
04.96	Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)		
	0	15	15	0	15	15	0	15	15
04.96	Saat: Möhren			Gesetzt: Kartoffeln			Saat: Möhren		
09.96	Roden			Roden			Roden		
	Bodenbearbeitung			Bodenbearbeitung			Bodenbearbeitung		
10. 96	Saat: Winterroggen			Saat: Winterroggen			Saat: Winterroggen		
08.97	Ernte			Ernte			Ernte		
03.98	Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)			Kompostgabe (t TS ha ⁻¹)		
	0	10	10	0	10	10	0	10	10
	Bodenbearbeitung			Bodenbearbeitung			Bodenbearbeitung		
04.98	Saat: Sommerweizen			Saat: Sommerweizen			Gesetzt: Kartoffeln		
07.98	Ernte			Ernte			Ernte		

Tabelle A 9 Zeitlicher Ablauf des Baumschulversuchs Halstenbek

Termin	Baumschulversuch Halstenbek (je drei Feldparallelen der Varianten)		
	Vergleichsvariante	Kompostvariante 28 t	Kompost 42 t
04.96	–	Kompostgabe: 40 t FS ha ⁻¹ entsprechend 28 t TS ha ⁻¹	Kompostgabe: 60 t FS ha ⁻¹ entsprechend 42 t TS ha ⁻¹
04.96	Bepflanzung		
	Es wurden alle Düngungs- und Pflegemaßnahmen an den Varianten parallel durchgeführt. Gabe von 400 kg ha ⁻¹ Nitroka (12:0:18:6), entsprechend 48 kg N im		
-10.98	April 1997 und 1998		
11.98	Beginn der Rodung		

Tabelle A 10 Untersuchungsergebnisse der angewendeten Komposte gemäß Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK 1998)

Parameter		1992	1993	1994	1996	1997	1998
Anwendungsfläche *)		W + K	K	W	W + H	K	W
Prüf-Parameter:							
Keimfähige Samen und Pflanzenteile	Anzahl pro l	1,5	0	0	0	0	0
Fremdstoffgehalt > 2 mm	% TS	0,41	0,34	0,28	0,12	0,03	0,07
Steine > 5 mm	% TS	3,1	1,9	0,85	0,2	0,24	0,7
Pflanzenverträglichkeit:							
bei 25 % Kompostanteil		113	144	200	100	112	93
bei 50 % Kompostanteil		127	134	188	98	104	72
Rottegrad		V	V	V	V	V	V
Wassergehalt	% FS	57,3	45,9	41,4	35,0	29,3	28,8
Trockensubstanz.		42,7	54,1	58,6	65,0	70,7	71,2
Glühverlust (OS)	% TS	35,5	35,6	24,4	32,8	36,9	28,2
Glührückstand		64,5	64,4	75,6	67,2	63,1	71,8
C/N-Verhältnis		17,8	11,5	10,4	10	12	9
Schwermetalle:							
Pb		82,8	72,3	77,1	48,7	48,9	63,0
Cd		0,76	0,90	0,65	0,54	0,66	0,47
Cr		61,7	22,4	27,0	18,1	18,13	26,0
Cu	mg kg ⁻¹	83,6	56,9	50,9	46,5	47,91	50,0
Ni		20,0	12,6	10,5	8,1	10,06	5,1
Hg		0,27	0,27	0,22	0,20	0,32	0,12
Zn		241	252	232	189	200	182
Deklarations-Parameter:							
Körnung	mm	10	10	10	10	10	10
Rohdichte	g l ⁻¹ FS	992	770	960	666	691	832
pH-Wert		7,9	7,5	7,5	7,7	7,8	4,6
Salzgehalt	g l ⁻¹ FS	6,00	4,71	7,96	6,4	6,28	7,62
Nährstoffe: Gesamtgehalte							
N _t		1,12	1,62	1,28	1,62	1,74	1,51
P ₂ O ₅		0,74	0,63	0,71	0,82	0,75	0,60
K ₂ O	% TS	0,81	1,15	1,05	1,38	1,37	1,10
MgO		0,59	0,53	0,63	0,47	0,48	0,47
CaO		2,53	4,33	2,77	2,96	2,84	2,56
Nährstoffe: lösliche Gehalte							
N ges.		83	235	320	298	260	159
NO ₃ -N		43	221	311	55	77	136
NH ₄ -N	mg/l FS	40	14	9	243	183	23
P ₂ O ₅		613	1276	1517	1286	1251	1550
K ₂ O		2530	3528	5695	5920	6154	6209
MgO		112	273	278	275	209	245

*) K : Krummbek W : Wulksfelde H : Halstenbek

9 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3.1.1	Monatliche Niederschlagshöhen (Säulen) und langjährige Mittel (Linie) der Station Fuhlsbüttel des Deutschen Wetterdienstes im Versuchszeitraum 1991 bis 1998, (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, 1991 bis 1999)	18
Abbildung 3.1.2	Monatsmitteltemperaturen (Säulen) und langjährige Mittel (Linie) der Station Fuhlsbüttel des Deutschen Wetterdienstes im Versuchszeitraum 1991 bis 1998, (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst, 1991 bis 1999)	18
Abbildung 4.1.1:	Konzentrationen von organischer Substanz (OS), Gesamt-C (C_t), Gesamt-N (N_t) sowie Nitrat- und Ammonium-N (NO₃- und NH₄-N) in % TS der in den Feldversuchen verwendeten Kompostchargen	25
Abbildung 4.2.1:	Gesamt-Kohlenstoff (C_t) in % TS am Standort Krummbek, Oktober 1991 bis Oktober 1997, Kompost- und Vergleichsvarianten als Mittelwerte der Feldparallelen (n=2, 15-30 cm der Vergleichsvariante: n=1), 1 bis 4 : Düngungsmaßnahmen	28
Abbildung 4.2.2:	Gesamt-Stickstoffkonzentrationen (N_t) in % TS am Standort Krummbek, Oktober 1991 bis Oktober 1997, Kompost- und Vergleichsvarianten als Mittelwerte der Feldparallelen (n = 2), 1 bis 4 : Düngungsmaßnahmen	29
Abbildung 4.2.3:	NO ₃ -N-Gehalte in kg ha ⁻¹ der Profiltiefen 0-15, 15-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Krummbek, März 1992 bis Oktober 1997, Mittelwerte aus 2 Feldparallelen, 1 bis 4 : Düngungsmaßnahmen	31
Abbildung 4.2.4:	Nitratkonzentrationen in mg l ⁻¹ im Sickerwasser am Standort Krummbek in den Tiefen 40 und 100 cm, Versuchszeitraum März 1992 bis Oktober 1997, 1 bis 4 : Düngungsmaßnahmen	34
Abbildung 4.2.5:	(a) Biomasse-C in mg kg ⁻¹ , (b) Biomasse-N in mg kg ⁻¹ , (c) Dehydrogenaseaktivität in µg INTF gTS ⁻¹ h ⁻¹ (d) anaerobe N-Mineralisierung in µg NH ₄ -N g ⁻¹ d ⁻¹ (e) Arginin-Desaminierung in µg NH ₄ -N gTS ⁻¹ h ⁻¹ und (f) Aggregatstabilität in % . (Mittelwerte der Feldparallelen, n=2, außer C _{BIO} und N _{BIO} : Vergleichsvarianten dort n=1) Standort Krummbek, Dezember 1996 bis Oktober 1997	37
Abbildung 4.2.6:	Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen Sommergerste (SGerste 1992), Wintergerste (WGerste, 1993), Raps (WRaps, 1994) und Hafer (Stroh und Körner, 1997) am Standort Krummbek in den Versuchsjahren 1992 bis 1994 und 1997, Angaben in dt ha ⁻¹ FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997), *): kein anrechenbarer Ertrag ..	38
Abbildung 4.2.7:	Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Krummbek auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha ⁻¹ der Versuchsjahre des ersten (1992 bis 1994) und zweiten (1997) Versuchsabschnittes, *) 1994: kein anrechenbarer Entzug wegen Missernte...	40
Abbildung 4.3.1:	Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Podsol im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen	41
Abbildung 4.3.2:	NO ₃ -N-Gehalte in kg ha ⁻¹ , Profiltiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Podsol, Versuchsjahre 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen in t TS ha ⁻¹	43
Abbildung 4.3.3:	Nitratkonzentrationen in mg l ⁻¹ in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Podsol im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen	45

Abbildung 4.3.4	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}	47
Abbildung 4.3.5	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) Nitrat-N (0 bis 30 cm) in kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1} .	48
Abbildung 4.3.6:	Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Podsol in den Versuchsjahren 1992 bis 1998, Angaben in dt ha^{-1} FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997).....	50
Abbildung 4.3.7	Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Podsol auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha^{-1} der Versuchsjahre 1992 bis 1998.....	51
Abbildung 4.4.1	Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Braunerde im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen	52
Abbildung 4.4.2:	$\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte in kg ha^{-1} der Profiltiefen 0--30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Braunerde, 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen in t TS ha^{-1}	54
Abbildung 4.4.3:	Nitratkonzentrationen in mg l^{-1} in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Braunerde im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen	57
Abbildung 4.4.4	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}	59
Abbildung 4.4.5:	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ (0 bis 30 cm) kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}	60
Abbildung 4.4.6:	Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Braunerde von 1992 bis 1998, Angaben in dt ha^{-1} FS und % FS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997)	62
Abbildung 4.4.7	Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Braunerde auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha^{-1} der Versuchsjahre 1992 bis 1998	63
Abbildung 4.5.1	Gesamt-Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff (C_t und N_t) in % TS am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol im Versuchszeitraum September 1991 bis Oktober 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen.....	64
Abbildung 4.5.2:	$\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte in kg ha^{-1} der Profiltiefen 0-30, 30-60 und 60-90 cm am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol, 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen in t TS ha^{-1}	66
Abbildung 4.5.3:	Nitratkonzentrationen in mg l^{-1} in den Tiefen 40 und 100 cm am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol im Versuchszeitraum 1992 bis 1998, 1 bis 4 : Kompostanwendungen	69
Abbildung 4.5.4	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} , (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}	71

Abbildung 4.5.5	Ergebnisse der bodenbiologischen Untersuchungen am Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol, April 1996 bis Oktober 1998, (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) $\text{NO}_3\text{-N}$ (0 bis 30 cm) kg ha^{-1} und (f) Aggregatstabilität in %, Kompostgaben April 1996 und März 1998 in t TS ha^{-1}	72
Abbildung 4.5.6:	Ernteerträge und Gesamt-Stickstoffkonzentration der Kulturen am Standort Wulksfelde: Gley-Podsol von 1992 bis 1998, Angaben in dt ha^{-1} FS und % TS, Ertragsdaten 1992 bis 1994 nach (Boisch 1997).....	74
Abbildung 4.5.7	Einfache Stickstoffbilanz für den Ackerstandort Wulksfelde: Gley-Podsol auf Basis des gedüngten und mit dem Erntegut entzogenen Gesamt-Stickstoffs (N_t) in kg ha^{-1} der Versuchsjahre 1992 bis 1998	75
Abbildung 4.6.1:	Gesamt-Kohlenstoff (C_t) und Gesamt-Stickstoff (N_t) in % TS, bis 30 cm Tiefe am Standort Halstenbek im Versuchszeitraum 1996 bis 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha^{-1}	76
Abbildung 4.6.2:	$\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte in kg ha^{-1} , bis 30 cm Tiefe am Standort Halstenbek im Versuchszeitraum 1996 bis 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha^{-1}	77
Abbildung 4.6.3:	(a) Biomasse-C in mg kg^{-1} , (b) Biomasse-N in mg kg^{-1} (c) Dehydrogenaseaktivität in $\mu\text{g INTF gTS}^{-1} \text{h}^{-1}$ (d) anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{d}^{-1}$ (e) Arginin-Desaminierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1}\text{h}^{-1}$ (f) Aggregatstabilität in % stabiler Aggregate Medianwerte der Feldparallelen (n=3) am Standort Halstenbek, Versuchszeitraum April 1996 bis November 1998, Kompostanwendungsmengen in t TS ha^{-1}	79
Abbildung 5.2.1	Nitratgehalte in den Vergleichsvarianten des Feldversuchs Wulksfelde in den Versuchsjahren 1996 bis 1998 und ihre Dynamik im Abhängigkeit von der Beprobungsfrequenz	86

10 Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1: Kenndaten und Nährstoffstatus der Oberböden (bis 30 cm Tiefe) der vier Versuchsstandorte vor Beginn der Feldversuche	13
Tabelle 4.1 Frachten organischer Substanz (OS), Gesamt-C (C_t), Gesamt-N (N_t) sowie Nitrat- und Ammonium-N in kg ha^{-1} der Kompostanwendungen an den Standorten Wulksfelde, Krumbek und Halstenbek im Verlauf der Feldversuche 1992 bis 1998	26
Tabelle 4.2 Jährlich anzurechnende Gesamt-C (C_t) und Gesamt-N (N_t)-Zufuhren durch die Kompostgaben in kg ha^{-1} als Mittel der Versuchsjahre an den Standorten Wulksfelde, Krumbek und Halstenbek im Verlauf der Feldversuche 1992 bis 1998	26

11 Datenanhang

Datenanhang Tabelle 11.1 Gesamt- Kohlenstoff (C_t) in % TS am Standort Krummbek in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

	Kompostvariante				Vergleichsvariante			
		0-30 cm		0-30 cm		0-30 cm		0-30 cm
10/1/1991		1,417		1,417		1,417		1,4170
10/1/1992		1,637		1,638		1,759		1,5270
3/1/1993		1,598		1,765		1,725		1,4980
10/1/1993		1,559		1,614		1,571		1,5190
3/1/1994		1,655		1,900		1,874		1,4010
10/1/1994		1,768		1,892		1,465		1,8560
4/15/1995		1,593		1,669		1,645		1,4330
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
11/15/1995	1,668	1,560	1,784	1,645	1,756	1,590	1,439	1,4390
4/15/1996	1,785	1,537	1,879	1,781	1,816	1,730	1,499	1,4740
12/10/1996	1,829	1,626	2,024	1,820	1,931	1,790	1,932	1,4010
3/15/1997	1,796	1,597	1,909	1,800	1,724	1,578	1,722	1,2880
10/15/1997	1,727	1,557	1,815	1,542	1,659	1,498	1,343	1,2810

Datenanhang Tabelle 11.2 Gesamt- Stickstoff (N_t) in % TS am Standort Krummbek in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

Datum	Kompostvariante				Vergleichsvariante			
		0-30 cm		0-30 cm		0-30 cm		0-30 cm
10/1/1991		0,154		0,154		0,154		0,1540
10/1/1992		0,159		0,153		0,174		0,1530
3/1/1993		0,154		0,165		0,168		0,1590
10/1/1993		0,163		0,153		0,162		0,1550
3/1/1994		0,166		0,175		0,182		0,1410
10/1/1994		0,176		0,161		0,143		0,1680
4/15/1995		0,140		0,140		0,141		0,1300
	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
11/15/1995	0,170	0,167	0,188	0,166	0,139	0,137	0,181	0,1540
4/15/1996	0,180	0,164	0,215	0,177	0,184	0,198	0,211	0,1890
12/10/1996	0,176	0,161	0,187	0,167	0,190	0,177	0,184	0,1540
3/15/1997	0,212	0,160	0,178	0,171	0,174	0,176	0,177	0,1400
10/15/1997	0,163	0,148	0,169	0,143	0,150	0,150	0,132	0,1250

Datenanhang Tabelle 11.3 Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) in kg ha⁻¹ TS am Standort Krumbek in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

	Kompostvarianten				Vergleichsvarianten			
	90-60 cm	60-30 cm	30-0 cm	15-0 cm	90-60 cm	60-30 cm	30-0 cm	15-0 cm
Mrz 92	16,7400	14,0400	12,4100		16,7400	14,0400	12,4100	
Jun 92	19,7500	40,9400	37,1000		28,2200	71,5600	58,0800	
Aug 92	9,4700	8,6400	17,1700		11,0700	13,6700	34,6400	
Nov 92	10,1700	27,7500	31,6900		17,2600	20,0700	26,4700	
Mrz 93	9,8000	5,9300	25,6100		6,0300	6,0500	30,5800	
Jun 93	5,2300	4,8600	9,8100		2,6700	5,1100	7,7600	
Aug 93	11,0200	19,7400	17,8700		5,9200	11,9100	20,1500	
Okt 93	11,5700	13,5700	16,7900		10,2300	11,5000	16,6900	
Mrz 94	15,0800	12,9900	19,9100		11,8700	12,5700	22,8500	
Jun 94	8,7300	6,9000	10,4100		10,6700	8,0700	18,4400	
Aug 94	9,2200	16,1100	18,3700		6,7200	18,7300	20,4600	
Okt 94	26,4500	35,3700	26,0000		24,5800	23,4800	32,3800	
Apr 95	4,3000	4,9500	27,6500		1,0300	1,9600	10,8900	
Aug 95	6,9800	5,4200	13,9800		3,3000	2,8400	18,3000	
	90-60 cm	60-30 cm	30-15 cm	15-0 cm	90-60 cm	60-30 cm	30-15 cm	15-0 cm
Nov 95	17,4800	23,1200	9,6000	7,43	7,5800	12,3000	8,8600	13,04
Dez 96	13,7700	11,1700	5,7300	5,12	4,0800	2,6000	1,8300	0,46
Mrz 97	9,1200	12,4700	11,8600	13,06	9,5600	9,0000	10,0400	9,39
Mai 97	14,4300	19,6300	43,4300	59,41	3,8200	13,6200	24,9500	48,60
Okt 97	9,7600	14,2500	12,3100	13,89	5,9800	8,4700	11,9300	12,60

Datenanhang Tabelle 11.4 Nitrat (NO₃-) in mg l⁻¹ der Saugkerzenuntersuchungen am Standort Krumbek in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

Datum	Kompostvarianten				Vergleichsvarianten			
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
3/31/1992	111,75	164,00	124,20	178,50	115,55	157,25	108,28	167,33
5/11/1992	104,80	146,80	106,90	161,80	105,93	158,25	107,95	149,85
5/25/1992	147,30	131,50	115,50	154,00	167,75	175,00	176,67	155,25
6/10/1992	119,00	116,60	118,20	145,00	126,00	155,50	138,00	129,50
6/23/1992	99,90	128,20		145,00		137,78		136,75
7/6/1992				150,00		200,00		
7/20/1992				16,20				
8/20/1992	34,70	107,60	129,00	182,00				
11/11/1992	211,30	221,70	565,00		178,20		197,00	
11/24/1992	202,20	203,80	619,00	226,00	285,10	252,40	172,92	236,00
12/8/1992	107,50	170,50	121,50	302,80	108,91	258,28	48,73	243,67
1/12/1993	42,70	75,40	187,30	543,00	142,97	527,50	29,14	276,00
2/10/1993	31,10	101,00	110,10	201,30	47,37	220,43	41,23	176,60
3/9/1993	31,10	93,10	109,40	158,90	32,30	102,03	41,95	125,13
3/26/1993	25,70	77,00	124,30	152,30	24,70	78,75	60,80	167,50
4/9/1993	30,90	71,30	126,50	183,50	17,70	86,77	13,99	114,33
4/23/1993	24,10	63,30	89,40	177,00	9,47	57,49	3,35	103,53
5/7/1993	24,80	61,00	120,00	208,70		44,20	1,12	92,93
5/24/1993	34,90	48,30	155,00	204,70	2,15	15,95		72,47
6/4/1993	8,40	13,30		196,30		4,88		50,60
6/18/1993	14,10			182,70				
7/2/1993	10,20	14,80		178,70		0,50		
7/19/1993	30,20	21,00		109,00			1,67	
8/2/1993	53,00	34,50	61,60	127,70	66,25	24,64	56,47	22,07
8/16/1993	114,10	55,80	79,80	114,40	79,03	41,33	59,08	49,10
9/29/1993	128,60	92,40	157,80	137,70	191,50	45,30	132,00	66,60
10/12/1993	171,30	125,70	145,30	164,50	223,25	102,20	149,25	92,65

Fortsetzung von vorheriger Seite Datenanhang Tabelle 11.4

10/27/1993	156,00	128,80	156,00	140,00	195,50	84,50	133,50	88,93
11/9/1993	162,70	148,00	170,30	139,00	185,33	115,57	104,50	100,53
11/23/1993	145,30	144,00	187,30	132,90	189,50	116,43	87,20	83,80
1/5/1994	170,30	158,30	174,70	142,50	215,25	124,73	96,63	105,10
1/31/1994	86,10	117,10	124,40	131,10	114,37	130,20	53,70	101,35
2/9/1994			101,90	107,50			58,50	75,13
3/15/1994	57,20	79,10	87,90	96,00	66,60	91,63	52,78	71,63
4/27/1994	58,20	67,10	74,70	79,20	55,15	78,80	69,05	68,90
5/18/1994	60,10	71,50	74,60	88,10	57,30	77,73	75,30	68,08
6/8/1994	71,60	54,20		104,00				72,93
6/22/1994	27,90	52,30		79,20	79,80	58,69		52,33
7/6/1994	6,20	37,70				20,10		77,40
8/16/1994								
9/2/1994	98,90	95,20		122,00	47,10	97,30	163,25	67,80
9/9/1994	172,00	127,80	206,30	134,30	195,25	75,63	177,00	64,90
3/5/1995								
3/23/1995	29,85	26,62	7,15	34,03			1,76	29,48
5/4/1995					100,83	55,16		
5/17/1995					164,08	52,90		
5/30/1995	0,50	13,86	1,27	16,79	207,48	47,45	0,74	18,02
6/13/1995	0,93	4,51	2,04	15,08	80,05	50,54		1,84
6/27/1995					103,10	38,97		
9/12/1995					235,03			
10/6/1995	448,68	53,24	411,78	90,59	76,18	96,04	257,93	
10/18/1995	56,31	163,71		166,49	10,86	80,83	307,83	
11/2/1995		218,69	430,65	178,90	29,48		177,28	61,36
11/16/1995		277,66	257,11	219,75	28,68	19,47	160,30	70,51
11/30/1995	165,43		171,55	259,16	43,14	17,72	160,38	76,83
12/14/1995	128,94	43,96	160,74	233,31	52,15	22,87	94,64	94,44
1/12/1996		117,58		339,04	45,27	33,26	99,58	84,87
4/15/1996	103,86	229,37	205,26	206,58	88,29	39,14	95,77	94,72
5/3/1996	35,06	225,77	99,86	184,09	130,68	56,88	109,11	101,71
5/23/1996	98,48	208,18	148,48	170,83		45,00	92,33	92,22
6/6/1996	0,50	175,09	181,15	130,08	31,47	60,74	48,37	50,33
6/20/1996	0,50	70,16	52,37	102,45	55,20		3,70	60,98
7/18/1996		169,49		220,40				48,30
9/18/1996	44,32	184,48	89,73	183,54				49,31
10/2/1996		123,34		95,06				100,33
10/20/1996	250,78	64,80	41,43	100,93	77,12		7,07	33,33
11/3/1996	142,29	78,84	5,59	23,15	113,23	51,72		8,63
11/17/1996	172,09	82,15	5,26	84,50	128,81	67,17	5,19	59,97
12/1/1996	179,77	87,68	27,55	102,40	110,75	96,99	20,08	56,19
12/12/1996	96,81	56,82	72,48	76,67	84,83	70,87	37,61	52,47
2/9/1997	104,15	63,94	67,25	61,65	64,40	104,38		66,64
2/25/1997	107,85	59,30		79,36	78,85	79,50	50,96	53,16
3/16/1997	95,22	80,91		70,44	72,54	76,12	130,34	76,41
4/6/1997	100,41	84,47		74,23	92,65	78,98	120,40	80,78
4/20/1997	111,43	92,57		83,91	90,66	88,92	128,29	82,91
5/4/1997					43,32	79,84		
5/21/1997					23,10	67,70		
6/8/1997	144,26	108,10	175,21	101,40	0,00	30,84	123,60	103,82
6/25/1997	123,14	105,53	143,63	96,65		2,45		100,30
7/16/1997	114,73	181,00	151,00	104,40			188,00	105,27
8/12/1997	93,10	138,83	165,00	121,50		1,00		103,90
9/21/1997					145,27	29,50		
10/6/1997					1,00	73,80		
10/19/1997	49,35	79,50			102,50	38,20		
11/12/1997	178,05	146,00	182,50				68,80	
12/3/1997	144,00	139,67	100,35	72,00			5,54	66,70

Datenanhang Tabelle 11.5 Bodenbiologische Untersuchungen am Standort Krumbek

Parameter	Datum	Kompostvarianten		Vergleichsvarianten	
		0-15 cm	15-30 cm	0-15 cm	15-30 cm
C _{BIO} mg*kg ⁻¹	Dez 96	224,80	159,47	180,02	150,32
	Mrz 97	170,89	137,43	152,80	115,47
	Mai 97	196,41	136,52	155,33	136,85
	Sep 97	198,77	135,46	170,30	139,93
	Okt 97	207,80	136,58	167,25	147,94
N _{BIO} mg*kg ⁻¹	Dez 96	36,323	30,146	22,774	24,750
	Mrz 97	25,309	19,590	21,933	15,536
	Mai 97	29,499	20,580	21,358	16,489
	Sep 97	30,078	18,424	32,662	15,771
	Okt 97	29,720	16,440	25,160	20,180
DHA (INTF) µg g ⁻¹ h ⁻¹	Dez 96	70,64	38,15	54,57	52,60
	Mrz 97	56,52	33,53	49,33	30,45
	Mai 97	82,58	44,45	69,14	48,24
	Sep 97	67,02	38,83	58,66	35,42
	Okt 97	59,88	31,06	56,93	37,30
Nanaerob (NH ₄ -N) mg g ⁻¹ d ⁻¹ nb: nicht bestimmt	Dez 96	nb	nb	nb	nb
	Mrz 97	3,137	1,204	2,051	1,025
	Mai 97	3,013	1,502	3,365	2,113
	Sep 97	2,828	1,185	1,685	0,966
	Okt 97	2,453	1,107	2,140	1,092
ADA (NH ₄ -N) µg g ⁻¹ h ⁻¹	Dez 96	3,19	1,86	2,52	1,65
	Mrz 97	4,00	2,53	3,38	1,74
	Mai 97	3,75	2,12	3,40	2,48
	Sep 97	4,03	2,23	3,89	2,60
	Okt 97	2,88	1,66	3,21	2,04
SAS %		0-15 cm	0-15 cm	0-15 cm	0-15 cm
	Dez 96	80,18	80,18	73,66	73,66
	Mrz 97	73,58	62,24	67,75	63,89
	Mai 97	62,21	61,31	77,16	71,23
	Sep 97	56,49	67,88	56,48	63,47
	Okt 97	59,89	62,79	57,5	55,99

Datenanhang Tabelle 11.6 Pflanzenuntersuchungen am Standort Krumbek

Datum	Kultur	Kompost-varianten	Vergleichs-varianten	Kompost-varianten	Vergleichs-varianten
		Gehalt N % TS	Gehalt N % TS	Ertrag dt ha ⁻¹ FS	Ertrag dt ha ⁻¹ FS
Jun 92	SGerste	1,394	1,563	51,550	51,550
Mai 93	WGerste	2,797	2,803	126,000	126,000
Juni 94	WRaps	1,595	1,890	kein	kein
Sep 97	Haferstroh	0,638	0,609	57,241	41,262
Sep 97	Haferkörner	1,938	1,925	20,103	15,757

Datenanhang Tabelle 11.7 Gesamt- Kohlenstoff (C_t) in % TS im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
Mrz 90	1,303	1,300	1,303	1,101	1,101	1,101	2,534	2,534	2,534
Sep 91	1,194	1,245	1,272	1,103	1,073	1,019	2,689	2,574	2,387
Feb 92	1,414	1,676	1,581	1,249	1,060	1,075	2,522	2,623	2,270
Okt 92	1,443	1,442	1,304	1,024	0,924	1,028	2,392	2,226	1,971
Mrz 93	1,554	1,644	1,545	1,010	1,143	1,093	2,307	2,336	2,057
Okt 93	1,351	1,321	1,323	1,030	1,133	1,075	2,502	2,435	2,189
Mrz 94	1,383	1,510	1,239	0,911	0,989	0,971	2,321	2,249	2,103
Okt 94	1,267	1,250	1,530	1,039	1,062	0,918	2,027	2,044	1,734
Apr 95	1,300	1,300	1,277	1,008	1,119	1,025	2,333	2,168	2,133
Apr 96	1,228	1,207	1,208	1,132	0,920	1,110	2,207	1,786	1,751
Dez 96	1,151	1,502	1,325	1,080	0,920	0,905	2,369	2,313	2,381
Mrz 97	1,384	1,333	1,322	1,161	1,034	0,984	2,525	2,408	2,216
Okt 97	1,313	1,293	1,272	1,155	1,015	1,046	2,412	2,290	2,108
Mrz 98	1,217	1,229	1,022	1,007	1,024	1,170	2,399	2,463	2,464
Okt 98	1,248	1,324	1,279	1,178	1,134	1,097	2,718	2,724	2,521

Datenanhang Tabelle 11.8 Gesamt- Stickstoff (N_t) in % TS im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
Mrz 90	0,099	0,099	0,099	0,100	0,100	0,100	0,169	0,169	0,169
Sep 91	0,095	0,097	0,097	0,098	0,099	0,090	0,170	0,170	0,159
Feb 92	0,104	0,129	0,120	0,112	0,098	0,097	0,162	0,193	0,161
Okt 92	0,108	0,108	0,096	0,097	0,085	0,094	0,149	0,151	0,142
Mrz 93	0,121	0,127	0,112	0,094	0,109	0,105	0,161	0,175	0,158
Okt 93	0,111	0,100	0,097	0,095	0,101	0,098	0,169	0,158	0,153
Mrz 94	0,107	0,104	0,087	0,067	0,073	0,065	0,137	0,143	0,143
Okt 94	0,090	0,093	0,111	0,088	0,080	0,069	0,185	0,133	0,197
Apr 95	0,104	0,078	0,065	0,063	0,078	0,070	0,117	0,110	0,127
Apr 96	0,103	0,107	0,106	0,123	0,090	0,110	0,253	0,187	0,161
Dez 96	0,092	0,148	0,128	0,105	0,090	0,115	0,156	0,157	0,171
Mrz 97	0,103	0,095	0,092	0,108	0,109	0,083	0,148	0,194	0,148
Okt 97	0,099	0,097	0,091	0,094	0,081	0,073	0,132	0,126	0,117
Mrz 98	0,127	0,093	0,093	0,092	0,094	0,089	0,154	0,169	0,166
Okt 98	0,108	0,116	0,118	0,119	0,114	0,107	0,191	0,210	0,182

Datenanhang Tabelle 11.9 Nitratstickstoffprofile ($\text{NO}_3\text{-N kg ha}^{-1}$) am Standort Wulksfelde, Podsol

Datum	Vergleichsvariante			Kompostvariante 1			Kompostvariante 2		
	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm
Feb 91	9,04	6,97	29,22	4,38	4,66	8,07	4,10	10,74	16,64
Jul 91	1,77	3,88	3,16	5,80	2,17	2,25	3,48	1,58	2,10
Sep 91	1,98	2,26	3,13	2,71	3,06	3,69	3,77	4,57	7,04
Mrz 92	10,41	4,71	7,03	4,67	3,36	8,13	3,91	5,68	6,54
Jul 92	7,25	9,55	6,99	0,00	5,97	8,77	0,00	4,61	6,28
Okt 92	10,80	12,95	34,45	8,98	24,36	36,45	9,32	18,78	35,64
Mrz 93	5,43	11,92	7,52	5,89	6,78	10,75	11,17	6,70	6,56
Jul 93	10,76	7,10	6,50	11,23	7,79	8,70	9,57	9,11	3,74
Nov 93	6,92	6,45	5,24	4,80	6,80	4,58	5,27	7,52	6,34
Mrz 94	10,15	6,90	4,84	13,50	4,54	5,78	5,54	4,96	4,49
Aug 94	9,72	10,08	7,08	11,10	12,74	7,74	6,25	4,79	6,62
Okt 94	9,42	9,29	6,83	13,31	5,07	6,68	10,82	7,59	5,20
Mai 95	1,50	3,63	4,66	2,66	2,18	3,31	3,25	1,75	5,48
Apr 96	16,89	13,38	32,56	0,81	17,71	56,49	1,15	21,82	46,26
Dez 96	4,01	5,89	19,10	0,32	3,88	5,39	0,42	1,71	3,94
Mrz 97	5,87	5,59	11,60	8,79	1,82	6,65	5,43	3,39	14,58
Okt 97	2,30	1,56	12,51	5,32	3,51	8,83	4,01	2,82	7,14
Mrz 98	9,81	10,27	29,84	10,88	8,67	32,11	9,55	9,45	30,75
Okt 98	19,91	24,78	22,53	18,45	23,53	28,07	12,34	21,12	21,27

Datenanhang Tabelle 11.10 Nitratstickstoffprofile ($\text{NO}_3\text{-N kg ha}^{-1}$) am Standort Wulksfelde, Braunerde

Datum	Vergleichsvariante			Kompostvariante 1			Kompostvariante 2		
	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm
Feb 91	5,52	6,38	13,51	8,66	8,10	18,15	8,18	16,28	26,05
Jul 91	2,40	1,62	1,90	1,91	2,42	2,95	2,09	0,43	1,50
Sep 91	1,06	5,75	7,79	2,48	5,78	11,68	3,80	6,21	8,82
Mrz 92	2,21	2,17	6,70	3,61	5,50	8,34	4,08	3,16	8,23
Jul 92	6,54	5,41	5,40	2,17	5,98	4,68	8,44	6,40	6,78
Okt 92	9,83	22,73	51,36	14,05	26,05	36,36	14,81	23,91	52,36
Mrz 93	5,37	3,85	7,69	3,00	5,14	8,46	5,11	9,61	11,98
Jul 93	13,30	13,14	5,87	9,81	9,28	7,16	10,00	10,72	4,68
Nov 93	3,67	4,91	6,64	5,84	4,80	4,92	4,30	4,25	5,81
Mrz 94	4,59	4,85	3,46	4,88	7,42	5,50	4,96	6,71	4,30
Aug 94	7,39	8,64	6,77	10,21	12,58	7,50	14,88	15,48	11,74
Okt 94	6,14	4,33	1,93	9,24	3,54	4,36	7,81	8,40	7,04
Mai 95	2,92	1,43	6,35	1,60	2,88	8,32	0,82	0,09	6,80
Apr 96	14,30	26,43	31,21	26,05	10,86	42,32	4,27	12,46	62,00
Dez 96	2,23	5,07	12,67	0,63	1,89	6,31	6,18	4,61	10,38
Mrz 97	7,57	4,71	6,92	2,25	0,64	5,56	2,33	5,20	5,63
Okt 97	3,63	4,02	13,93	1,61	3,51	10,17	2,28	3,01	12,36
Mrz 98	11,36	14,05	20,77	12,49	14,02	24,70	12,07	14,03	25,14
Okt 98	14,57	21,70	24,74	9,63	13,91	23,92	15,17	21,73	14,81

Datenanhang Tabelle 11.11 Nitratstickstoffprofile ($\text{NO}_3\text{-N kg ha}^{-1}$) am Standort Wulksfelde, Gley-Podsol

Datum	Vergleichsvariante			Kompostvariante 1			Kompostvariante 2		
	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm	90-60cm	60-30 cm	30-0 cm
Feb 91	2,58	9,57	19,71	7,90	15,73	27,32	5,34	9,24	40,28
Jul 91	3,27	1,92	2,38	2,49	0,64	1,58	1,26	0,18	2,26
Sep 91	0,49	3,17	6,49	3,39	4,74	10,70	1,91	2,35	7,28
Mrz 92	2,59	4,70	10,19	4,24	4,96	9,28	4,92	3,72	6,87
Jul 92	12,23	6,87	9,45	11,10	3,43	7,79	8,84	6,71	9,42
Okt 92	6,09	13,18	49,82	7,05	17,72	40,55	9,73	19,45	41,82
Mrz 93	0,00	5,11	9,61	6,67	7,38	12,68	7,20	6,05	11,27
Jul 93	8,11	17,48	9,61	10,76	11,47	8,47	9,87	24,25	10,72
Nov 93	4,44	6,60	7,65	4,22	5,08	7,09	3,69	4,58	7,01
Mrz 94	5,20	5,50	6,02	5,82	7,31	8,06	4,67	5,25	7,89
Aug 94	4,95	7,33	12,84	7,19	10,73	11,58	5,97	8,91	8,89
Okt 94	6,72	12,13	6,81	8,88	4,50	2,92	7,81	10,64	6,09
Mai 95	2,13	1,89	4,47	0,90	3,19	6,25	0,95	1,99	8,12
Apr 96	16,32	33,67	47,03	19,47	26,92	46,07	20,58	15,09	39,85
Dez 96	8,41	8,03	17,42	12,54	4,36	8,49	7,84	10,39	15,35
Mrz 97	8,24	6,67	17,67	7,36	26,66	49,59	10,45	28,67	43,42
Okt 97	5,24	4,00	19,14	2,13	3,21	17,73	3,00	4,52	18,28
Mrz 98	13,41	23,56	27,21	14,37	23,38	31,50	13,89	23,53	38,88
Okt 98	8,76	7,24	26,16	13,74	6,90	27,21	13,79	6,55	29,21

Datenanhang Tabelle 11.12 Biomasse-Kohlenstoff (C_{BIO}) in mg kg^{-1} im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	20,776	35,616	37,273	47,188	51,025	48,685	60,983	49,631	56,711
15.06.1996	13,755	35,175	25,278	32,964	31,679	36,816	43,805	56,022	42,006
15.09.1996	33,706	38,638	28,755	29,783	31,658	27,755	72,155	46,566	48,892
15.12.1996	29,251	43,681	49,588	61,587	42,412	48,147	68,930	77,533	53,959
15.03.1997	38,718	33,456	30,718	51,861	36,128	35,700	59,232	60,925	66,779
15.06.1997	40,897	52,728	37,006	52,395	36,321	46,103	82,267	87,991	80,229
15.10.1997	49,629	39,494	39,476	53,586	39,290	34,435	58,504	69,416	65,326
15.03.1998	51,322	38,018	34,759	33,139	38,893	34,728	70,603	74,046	72,907
15.04.1998	39,970	45,801	39,383	64,076	45,033	30,138	78,437	70,780	59,268
12.05.1998	47,875	38,288	52,331	55,485	24,889	38,793	82,213	69,406	73,411
04.06.1998	45,036	32,172	32,975	42,668	37,716	39,920	58,712	56,761	49,210
25.06.1998	47,071	36,821	31,058	58,688	59,551	54,198	64,618	59,617	66,350
15.07.1998	59,306	52,048	44,262	71,321	67,174	57,756	66,764	66,469	66,707
06.08.1998	45,062	44,558	45,527	70,196	42,627	42,119	81,325	65,885	79,276
01.09.1998	48,745	50,103	39,379	59,124	61,849	53,093	94,987	83,004	72,443
22.09.1998	48,181	44,524	38,352	48,131	46,452	47,858	75,292	85,382	73,720
09.10.1998	50,042	49,434	35,635	50,045	38,375	43,144	75,259	65,338	71,871

Datenanhang Tabelle 11.13 Biomasse-Stickstoff (N_{BIO}) in mg kg^{-1} im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	4,837	6,438	10,340	11,585	12,369	13,177	16,230	11,247	10,684
15.06.1996	7,833	6,601	8,572	6,935	5,654	8,313	14,300	13,033	8,453
15.09.1996	9,278	7,715	4,042	9,390	6,454	9,099	13,283	12,221	10,338
15.12.1996	7,715	8,863	10,907	10,908	8,988	10,259	16,332	14,202	10,543
15.03.1997	9,492	7,043	9,721	11,282	8,599	6,870	11,161	12,599	11,858
15.06.1997	8,093	12,620	10,324	10,132	9,315	9,062	15,120	18,564	15,063
15.10.1997	11,825	9,654	10,194	10,795	10,629	7,351	18,822	10,155	13,675
15.03.1998	10,589	13,876	10,292	10,164	12,514	9,648	17,278	19,221	16,521
15.04.1998	11,774	9,393	8,504	15,330	8,907	14,407	16,842	20,600	12,727
12.05.1998	10,853	12,860	14,365	11,744	10,392	13,907	30,655	19,578	28,614
04.06.1998	14,794	13,410	13,835	17,815	27,637	26,947	32,866	33,921	34,867
25.06.1998	15,314	15,187	9,809	11,336	21,571	13,449	14,934	17,614	17,016
15.07.1998	11,970	8,346	9,451	11,284	12,996	9,963	13,491	12,662	10,917
06.08.1998	7,393	8,960	11,392	13,196	10,915	8,834	18,662	13,979	14,433
01.09.1998	9,060	9,174	13,067	18,683	16,598	15,134	22,612	20,453	17,422
22.09.1998	11,353	8,002	11,853	10,793	10,298	13,256	20,105	20,097	14,567
09.10.1998	10,182	10,644	7,358	6,962	7,402	8,856	14,858	13,367	10,046

Datenanhang Tabelle 11.14 Dehydrogenaseaktivität ($\mu\text{g INTF g}^{-1} \text{h}^{-1}$) im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	21,385	22,234	22,296	23,264	23,237	24,548	29,606	29,981	23,384
15.06.1996	18,342	20,940	21,435	20,178	20,938	23,452	24,868	27,010	28,509
15.09.1996	25,544	23,124	24,253	25,071	22,735	20,441	32,672	31,430	28,448
15.12.1996	18,122	23,075	22,549	24,981	23,574	23,023	32,616	33,264	26,087
15.03.1997	24,552	22,038	18,978	22,376	21,033	17,867	31,797	31,298	29,289
15.06.1997	19,101	23,814	23,862	19,836	19,304	16,247	32,022	29,417	32,721
15.10.1997	22,596	19,813	17,485	22,341	21,078	19,769	31,506	32,085	27,590
15.03.1998	18,811	16,983	16,336	15,457	15,114	13,970	21,410	24,149	21,893
15.04.1998	22,875	26,642	20,548	30,565	17,352	13,503	24,175	33,616	24,300
12.05.1998	28,245	22,538	25,766	25,671	21,317	23,221	37,828	33,948	33,276
04.06.1998	27,183	27,327	31,234	31,780	35,526	36,097	50,168	51,234	39,847
25.06.1998	28,250	23,534	22,036	30,385	28,105	22,561	30,855	34,949	39,340
15.07.1998	23,618	23,092	22,838	26,861	25,893	21,790	22,488	26,486	29,675
06.08.1998	16,752	16,070	16,499	19,116	15,838	15,130	25,289	23,240	23,068
01.09.1998	19,677	18,518	17,181	22,225	22,272	20,388	29,440	30,077	29,069
22.09.1998	16,184	13,955	15,435	16,809	14,968	14,465	20,447	24,880	19,032
09.10.1998	22,854	22,096	19,826	23,741	20,431	20,865	29,757	29,226	28,008

Datenanhang Tabelle 11.15 Anaerobe N-Mineralisierung in $\mu\text{g NH}_4\text{-N g}^{-1} \text{d}^{-1}$ im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	1,488	1,733	2,117	1,311	1,592	1,989	2,105	2,379	1,903
15.06.1996	1,063	1,470	1,299	1,205	1,127	1,080	0,891	1,044	1,450
15.09.1996	0,567	0,563	0,506	0,446	0,743	0,730	0,566	0,655	0,597
15.12.1996	0,606	0,908	0,991	1,145	0,994	0,935	1,330	1,231	1,775
15.03.1997	0,968	1,013	0,821	1,098	0,896	0,355	0,879	0,825	0,931
15.06.1997	0,912	1,859	1,459	1,278	0,999	0,792	1,532	1,544	1,656
15.10.1997	0,950	1,098	0,999	1,179	0,645	0,614	1,043	0,887	0,767
15.03.1998	0,885	0,857	0,889	0,572	0,573	0,653	0,749	0,896	0,849
15.04.1998	0,739	1,047	0,919	1,191	0,514	0,451	0,510	0,799	0,535
12.05.1998	0,952	0,970	1,081	0,924	0,720	0,813	1,077	1,158	0,944
04.06.1998	0,902	0,856	0,928	0,957	0,879	0,843	1,022	1,014	0,833
25.06.1998	1,131	1,136	1,154	1,179	1,143	0,982	0,659	0,843	0,894
15.07.1998	1,212	1,404	1,573	1,191	1,452	0,803	1,228	1,027	1,136
06.08.1998	1,262	1,033	1,247	1,372	0,998	0,778	1,231	1,116	1,196
01.09.1998	1,204	1,548	1,408	1,217	1,388	0,777	1,726	1,305	1,712
22.09.1998	0,985	0,983	1,036	0,864	0,863	0,936	1,051	1,326	1,214
09.10.1998	1,376	1,464	1,343	1,063	1,033	0,825	0,507	1,293	1,030

Datenanhang Tabelle 11.16 Nitratstickstoff in $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	32,56	56,49	46,26	31,21	42,32	62,00	47,03	46,07	39,85
15.06.1996	58,71	59,26	52,16	55,38	45,63	41,48	50,10	56,42	65,70
15.09.1996	15,18	25,83	14,12	47,83	40,91	38,04	13,97	17,55	17,68
15.12.1996	19,10	5,39	3,94	12,67	6,31	10,38	17,42	8,49	15,35
15.03.1997	11,60	6,65	14,58	6,92	5,56	5,63	17,67	49,59	43,42
15.06.1997	14,59	19,24	15,41	16,96	16,35	17,74	22,48	18,72	17,70
15.10.1997	12,51	8,83	7,14	13,93	10,17	12,36	19,14	17,73	18,28
15.03.1998	29,84	32,11	30,75	20,77	24,70	25,14	27,21	31,50	38,88
15.04.1998	30,62	22,47	27,69		27,36	17,43	31,66	79,58	38,62
12.05.1998	42,61	21,50	22,68	27,32	26,43	35,11	96,56	92,56	62,73
04.06.1998	7,40	5,82	6,26	10,14	9,00	8,13	98,79	101,26	103,47
25.06.1998	9,88	9,74	9,46	10,24	8,89	8,16	64,18	91,11	64,66
15.07.1998	10,01	10,45	4,48	11,78	9,40	8,36	11,68	7,13	12,87
06.08.1998	15,55	14,67	14,77	18,47	16,07	18,46	18,37	21,05	18,34
01.09.1998	15,63	15,50	12,47	12,85	19,50	10,29	9,31	6,58	15,53
22.09.1998	22,31	22,32	26,64	23,89	27,57	25,08	18,29	22,03	21,16
09.10.1998	22,53	28,07	21,27	24,74	23,92	14,81	26,16	27,21	29,21

Datenanhang Tabelle 11.17 Aggregatstabilität im Oberboden (0-30 cm) an den Standorten in Wulksfelde

Datum	Podsol			Braunerde			Gley-Podsol		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
15.04.1996	nb	nb	nb						
15.06.1996	80,90	78,76	85,18	83,10	78,80	80,80	85,84	88,98	92,98
15.09.1996	61,08	63,80	72,64	68,89	77,08	73,34	77,67	78,88	81,33
15.12.1996	64,40	63,14	70,63	69,88	75,23	60,71	69,54	70,63	68,31
15.03.1997	75,10	68,60	75,52	79,88	74,95	75,24	77,02	82,65	77,16
15.06.1997	69,70	62,99	78,80	77,13	76,45	75,99	73,38	77,74	73,84
15.10.1997	68,24	65,76	69,35	74,68	67,14	63,75	78,12	74,85	79,97
15.03.1998	78,27	76,89	nb	76,30	79,58	nb	81,66	81,85	nb
15.04.1998	73,61	70,75	75,32	73,68	77,23	72,49	77,74	78,61	77,84
12.05.1998	56,15	70,68	60,97	65,49	68,56	61,32	67,28	67,52	62,00
04.06.1998	68,74	69,03	75,01	75,54	77,15	73,55	75,03	76,06	80,69
25.06.1998	79,89	77,26	80,05	76,18	87,97	82,50	87,87	90,69	88,12
15.07.1998	66,33	65,29	73,11	71,50	69,82	78,31	74,50	73,07	86,32
06.08.1998	68,41	63,34	77,31	71,42	77,40	74,11	77,35	74,91	77,00
01.09.1998	74,43	75,47	79,75	78,41	81,41	76,92	86,53	81,83	84,21
22.09.1998	70,66	69,32	77,16	83,03	75,93	76,17	81,75	73,97	80,10
09.10.1998	73,83	66,20	71,23	77,61	76,65	71,08	78,60	71,36	75,44

nb: nicht bestimmt

Datenanhang Tabelle 11.18 Nitrat (NO₃⁻) in mg l⁻¹ der Saugkerzenuntersuchungen am Standort Wulksfelde, Podsol in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
4/30/1991			34,45			
5/14/1991	119,55		221,70			
5/27/1991	172,25		281,70			
6/9/1991	205,50		292,00			
6/21/1991	90,70		240,00			
7/7/1991	13,20		101,60			
7/19/1991	7,15		1,10			
8/2/1991			20,90			
8/19/1991	0,50		25,25			
9/3/1991	3,40		45,50			
10/1/1991	7,70		44,40			
10/14/1991	9,10		24,10			
10/30/1991	10,55		9,05			
11/13/1991	4,65		3,10			
11/24/1991	3,10		1,60			
12/7/1991	3,45		3,15			
12/20/1991	6,50		4,45			
1/9/1992	3,70		0,85			
1/23/1992	5,10		3,35			
2/6/1992	8,10		4,55			
2/20/1992	9,90		8,45			
3/5/1992	120,00		55,75			
5/20/1992	131,50	41,75	285,50	39,60	18,10	198,00
6/1/1992	124,00	51,00	273,50	53,05	40,80	156,55
6/18/1992		50,65	229,50	72,45	34,95	96,35
7/1/1992		2,05		5,30	9,76	

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
7/30/1992					0,50	
8/10/1992						
8/13/1992		1,43		1,73		
10/8/1992	193,00	32,20	253,50	107,65		199,00
10/20/1992	200,50		230,00	109,00	74,40	226,00
11/3/1992	249,00	69,50	348,00	114,50	124,40	231,00
11/18/1992	408,00	257,00	613,00	223,50	283,00	551,00
12/1/1992	73,40	187,50	73,15	323,50	58,30	52,35
12/15/1992	36,55	41,80	33,85	118,50	30,00	35,35
1/19/1993	49,00	45,80	49,00	71,10	35,25	48,80
2/17/1993	89,20	43,55	98,90	60,55	87,10	101,80
3/19/1993	42,20	36,85	41,40	77,90	63,35	36,80
7/9/1993	69,30	62,00	319,00	161,00	108,00	55,00
7/26/1993	68,90	71,70	181,00	138,00		53,15
8/9/1993	8,54	135,00	50,30	220,50	140,00	17,65
8/20/1993	39,60	94,50	64,90	164,50	44,80	62,65
9/6/1993	62,50	75,30		134,15	65,50	75,15
9/21/1993	82,60	69,20		83,90	51,95	121,00
10/7/1993	21,45	68,40		125,00	143,00	32,25
10/17/1993	60,20	79,30		159,00	121,00	63,25
11/2/1993	115,85		115,00	127,00	108,50	115,15
11/16/1993	136,00		124,00	135,00	92,50	141,00
11/30/1993	151,00	91,60	112,00	148,00	133,00	191,00
12/15/1993					126,00	
1/12/1994	66,10	82,10	31,30	200,00	173,00	147,00
1/31/1994	20,40		23,60	36,05		
3/5/1994	16,85	33,30	25,40	48,95	144,50	154,00
3/18/1994			23,80	47,90	141,50	147,00
6/22/1994	0,50	13,75	0,50	31,60	16,20	6,15
7/6/1994	2,68	0,50	0,50	13,44	14,40	2,92
8/18/1994	105,00			4,43		
9/2/1994	137,50		134,80		54,30	116,00
10/9/1994	143,00	25,40	158,50	116,00	96,70	145,00
11/6/1994	92,30	0,50	44,20	30,10	160,00	44,10
12/13/1994	14,80	0,50	0,50	11,40	161,00	0,50
2/16/1995	1,00	1,00	1,00	2,34		
3/13/1995	2,23	3,02	14,49	1,76	34,58	19,20
4/10/1995	0,15	1,17	1,00	1,27	28,25	6,72
7/18/1996	268,51	549,32	434,24			
8/1/1996	470,68	565,33	427,03		442,70	460,41
9/2/1996	253,91	478,61	423,87	526,32	364,52	
9/12/1996	396,14	503,00				
10/2/1996	161,47				51,54	276,80
10/20/1996	20,53		306,81		32,70	469,39
11/3/1996	73,42	442,60	137,64	643,02	61,91	106,79
11/17/1996						
12/1/1996						
12/12/1996						
2/25/1997	22,12	48,21	17,62	84,74	29,10	14,29
3/16/1997	27,86	85,33	24,88	90,50	14,31	13,81
4/6/1997	33,45	85,67	374,04	96,52	10,61	27,77
4/20/1997	60,72			102,97		
5/4/1997		78,10		102,67		
5/21/1997	60,18	78,54		86,32		8,56
6/8/1997	6,11					
6/25/1997		1,81		9,09		0,27
7/16/1997	2,84	0,00	0,36	0,00		
7/31/1997	3,12	1,04	1,20	1,10		

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
10/6/1997	8,49	1,00	9,52	36,75		
10/19/1997	30,60	6,00	11,99	43,45		
11/12/1997	15,60	9,74	18,45	53,10	17,90	
12/3/1997	50,10	32,60	58,75	47,45	45,70	
5/15/1998	160,04	218,60	369,92	97,19		
5/28/1998	241,95	236,21	414,57	107,23		135,76
6/16/1998	38,89	263,32	71,57	126,02		
7/8/1998	68,75	30,50	21,34	62,00		
7/24/1998	105,82	109,35	67,11	52,96		
8/6/1998	93,32		62,37	69,53		
8/20/1998	111,31		97,01	130,93		11,97
9/3/1998	121,05		136,25	149,00		
9/17/1998	62,46	107,63	109,38	124,45		89,79
10/2/1998	109,38	106,36	150,98	201,69		89,17
10/15/1998	226,11	155,34	265,71	239,20		102,73
10/29/1998	205,83	165,28	347,40	291,82		88,22

Datenanhang Tabelle 11.19 Nitrat (NO₃⁻) in mg l⁻¹ der Saugkerzenuntersuchungen am Standort Wulksfelde, Braunerde in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
4/30/1991						
5/14/1991	199,20		152,90			
5/27/1991						
6/9/1991			276,50			
6/21/1991	83,20		168,40			
7/7/1991			95,85			
7/19/1991			5,40			
8/2/1991			10,10			
8/19/1991						
9/3/1991			48,50			
10/1/1991	7,90		45,50			
10/14/1991	32,10		17,00			
10/30/1991	45,80		22,60			
11/13/1991	3,50		5,00			
11/24/1991	3,70		1,80			
12/7/1991	3,50		3,30			
12/20/1991	2,70		4,15			
1/9/1992	5,90		1,45			
1/23/1992			9,15			
2/6/1992	7,30		15,65			
2/20/1992	13,20		39,55			
3/5/1992	5,60		26,15			
5/20/1992		49,30	297,00	46,20	79,65	71,00
6/1/1992		88,60	279,00	68,50	76,50	87,35
6/18/1992		92,10	191,00	55,70	67,50	86,25
7/1/1992		57,40		12,95		12,50
7/14/1992		43,15		2,99		8,40
7/30/1992		33,80		1,62		10,30
8/10/1992		33,43		10,21		20,70
8/13/1992		34,63		42,40	6,90	27,20
10/8/1992		63,30	440,00	94,85	439,00	36,90
10/20/1992	242,50		468,00	103,15	464,00	170,15
11/3/1992	266,00		496,50	113,15	525,00	225,25
11/18/1992	414,00		685,00	176,00	877,00	314,40

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
12/1/1992	47,15		119,70	432,00	126,25	147,25
12/15/1992	53,85		41,20	181,00	55,90	104,60
1/19/1993	106,70		55,80	150,50	64,40	82,90
2/17/1993	59,30		97,15	112,25	132,00	99,20
3/19/1993	28,20		54,20	98,95	52,10	66,30
7/9/1993	20,10		169,85	42,00		66,00
7/26/1993	37,00		89,40	110,00	137,00	
8/9/1993	2,99		46,02	128,00	23,50	74,30
8/20/1993	10,90		33,70	116,00	22,50	115,00
9/6/1993	34,00		86,30	100,25	24,40	110,00
9/21/1993	36,90		158,50	89,65	25,70	93,20
10/7/1993	6,11		118,45	97,65	6,24	
10/17/1993	34,60		91,05	135,00	89,30	102,00
11/2/1993	117,00		103,00	135,95	132,00	105,55
11/16/1993	148,00		139,00	142,50	118,00	119,50
11/30/1993	165,00		153,50	134,50	159,00	104,00
12/15/1993					132,00	120,50
1/12/1994	70,10	7,50			80,05	128,00
1/31/1994	13,30	18,30	31,75	49,15	30,70	56,25
3/5/1994	16,90	20,15	82,20	39,45	53,60	111,60
3/18/1994			81,00	40,05	54,80	112,00
6/22/1994	0,50		20,10	40,50	31,60	16,05
7/6/1994			7,95	5,06		
8/18/1994	131,00		71,50	17,15		12,80
9/2/1994			144,00	35,85		59,35
10/9/1994			123,85	65,30	124,00	61,65
11/6/1994			80,30	66,50		11,00
12/13/1994	3,75		0,50	50,80		12,63
2/16/1995	1,00					
3/13/1995			19,41	14,61		9,10
4/10/1995			9,11			
7/18/1996			74,48	323,02	140,49	
8/1/1996		232,65			68,69	
9/2/1996	225,50	133,42	26,63	200,83	56,03	223,07
9/12/1996	394,01	218,85	61,38	185,61	111,22	197,93
10/2/1996	434,94	228,35	88,80	204,48	156,03	209,02
10/20/1996						
11/3/1996						
11/17/1996	272,00	639,00	238,00	500,54	184,93	234,26
12/1/1996	122,60	327,31	141,39	306,43	107,69	220,31
12/12/1996	50,15	131,60	68,14	174,41	72,81	90,95
2/25/1997	52,22	54,20	35,64	54,48	25,12	72,60
3/16/1997	28,10	72,39	82,18	76,39	31,09	57,77
4/6/1997	30,68	82,91	79,59	95,43	21,50	60,85
4/20/1997	11,56	57,27	50,32	70,11		
5/4/1997		53,62	89,60	64,14	47,73	44,40
5/21/1997	13,70	25,62	35,71	59,64	58,38	54,22
6/8/1997	11,82		4,52			
6/25/1997	2,36	0,45		22,82	5,49	19,20
7/16/1997	0,23	0,58	0,00	7,26	0,00	17,74
7/31/1997	1,69	1,40	9,81	8,66	1,08	11,80
10/6/1997	21,80	23,55		10,85	3,06	10,40
10/19/1997	23,70	23,95	7,17	10,74	6,57	9,17
11/12/1997	48,35	32,05	4,47	15,75	6,89	10,60
12/3/1997	94,90	34,05	8,70	23,20	7,56	7,05
5/15/1998	149,62	176,59	319,64	83,63	184,37	
5/28/1998	272,72	174,25	291,57	84,83	278,74	

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
6/16/1998		185,92		105,67	221,65	
7/8/1998		83,51		103,41	272,05	
7/24/1998	17,80	90,23	65,03	80,52	119,50	
8/6/1998	11,23	92,38	69,75	152,61	69,54	84,95
8/20/1998	35,16	133,62	93,95	159,13	99,54	83,85
9/3/1998	126,51	97,39	108,63	169,14	108,15	60,31
9/17/1998	110,47	65,56	112,44	79,05	43,16	33,25
10/2/1998	139,76	70,36	94,28	94,29	122,03	51,47
10/15/1998	204,58	90,33	236,97	98,71	123,67	59,21
10/29/1998	430,16	101,00	236,17	102,83	214,01	53,95

Datenanhang Tabelle 11.20 Nitrat (NO₃⁻) in mg l⁻¹ der Saugkerzenuntersuchungen am Standort Wulksfelde, Gley-Podsol in den Kompost- und Vergleichsvarianten in den untersuchten Tiefen

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
4/30/1991						
5/14/1991	159,90		104,70			
5/27/1991						
6/9/1991	250,50		209,50			
6/21/1991	23,60		113,00			
7/7/1991	4,80		61,50			
7/19/1991	2,60		2,00			
8/2/1991						
8/19/1991						
9/3/1991	25,60					
10/1/1991	108,00					
10/14/1991	92,75		110,80			
10/30/1991	54,85		24,95			
11/13/1991	12,60		5,35			
11/24/1991	3,25		1,40			
12/7/1991	5,10		2,30			
12/20/1991	5,75		2,50			
1/9/1992	4,05		0,50			
1/23/1992	8,70		1,80			
2/6/1992	12,95		5,10			
2/20/1992	17,25		2,50			
3/5/1992	17,30		2,20			
5/20/1992	34,25	19,05	101,95	23,15	24,25	111,00
6/1/1992	45,35	22,00	105,95	22,90	38,25	152,00
6/18/1992	31,40	15,70	51,60	16,90	18,80	145,00
7/1/1992		5,85		6,18	22,42	
7/14/1992		6,20		3,83	16,39	
7/30/1992		0,50		1,36	12,55	
8/10/1992		3,52		8,16	19,66	
8/13/1992				12,30	3,59	
10/8/1992	205,00	12,20	124,50	25,50	46,30	179,00
10/20/1992	288,50	14,80	172,50	23,60	39,85	263,00
11/3/1992	323,50	16,10	185,00	28,05	61,60	274,50
11/18/1992	489,00	25,10	315,00	32,00	117,00	494,00
12/1/1992	102,60	46,70	69,05	166,00	83,20	92,40
12/15/1992	36,15	68,00	28,25	304,50	37,00	22,35
1/19/1993	42,50	115,00	39,90	183,50	30,45	28,15
2/17/1993	66,60	74,65	95,00	117,10	44,35	66,25

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
3/19/1993	59,05	82,30	38,70	82,55	47,95	32,45
7/9/1993	241,00	51,65	69,25	74,00	75,65	147,00
7/26/1993	117,85	44,95	11,50	124,50	75,40	
8/9/1993	46,73	44,60	9,78	129,45	123,00	26,65
8/20/1993	47,45	49,90	33,20	133,95	65,70	27,55
9/6/1993	61,70	36,66	46,20	107,15	36,40	
9/21/1993	26,91	28,50	56,80	78,10	24,00	42,05
10/7/1993	22,44	30,80	18,24	49,75	17,80	7,06
10/17/1993	29,10	30,95	24,75	44,65	24,50	36,30
11/2/1993	49,75	29,65	60,40	38,50	24,30	49,30
11/16/1993	66,15	27,35	71,80	32,30	24,50	58,70
11/30/1993	64,50	27,60	82,40	27,00	25,90	71,60
12/15/1993	90,40	26,55	54,70	23,10	33,60	89,80
1/12/1994	76,30	29,95	78,90	72,00	65,70	97,90
1/31/1994		44,10	15,85	38,90	35,70	
3/5/1994		44,95	26,20	31,25	79,00	
3/18/1994			18,60	26,30	78,30	26,10
6/22/1994	69,10	32,65	6,52	0,50	24,80	1,17
7/6/1994	46,10	28,30	0,50	25,60	1,16	0,50
8/18/1994		35,90				
9/2/1994	78,70		88,40	34,40	16,40	105,00
10/9/1994	72,95	40,70	73,95	58,40	69,00	66,70
11/6/1994	12,99	7,27	60,30	119,65	68,50	9,60
12/13/1994	1,82	19,76	1,89	44,60	45,00	1,88
2/16/1995	1,00	5,30				
3/13/1995	7,79	6,63		4,77	16,79	11,73
4/10/1995	15,41	10,25	4,53	4,12		19,56
7/18/1996	690,13	208,50			790,17	291,83
8/1/1996	617,71					
9/2/1996		228,55			467,23	326,87
9/12/1996	237,47	237,47				309,34
10/2/1996		241,07				
10/20/1996		286,46			1,55	
11/3/1996	24,93	142,65				209,79
11/17/1996						
12/1/1996						
12/12/1996						
2/25/1997	52,33	108,06	28,78		63,61	
3/16/1997	72,44	96,06	81,69	55,07	61,08	
4/6/1997	75,20	79,70	79,66		44,45	40,65
4/20/1997	62,14	88,31	104,81		56,68	
5/4/1997	86,66	89,62	62,15		47,17	
5/21/1997	35,17	82,15	47,93		49,19	
6/8/1997		92,22	4,12			
6/25/1997		93,74				
7/16/1997	1,88	33,97			1,48	
7/31/1997	3,55	2,12				
10/6/1997	4,22	20,80				
10/19/1997	10,73	23,15			41,30	12,80
11/12/1997	8,75	20,45			39,60	22,15
12/3/1997	28,94	26,60			49,50	27,05
5/15/1998	177,60	312,10				
5/28/1998	188,68	342,50	212,66			
6/16/1998	221,14	383,17	175,16			
7/8/1998	297,45	417,05	39,00			
7/24/1998	212,94	408,96	41,02		184,31	139,36
8/6/1998	43,98	333,17	29,00		292,45	177,93

Datum	Vergleichsvariante		Kompostvariante 1		Kompostvariante 2	
	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm	40 cm	100 cm
8/20/1998	42,22	220,17	25,40		134,16	165,99
9/3/1998	17,65	167,10	21,49		290,04	174,80
9/17/1998	5,78	123,18	5,35		137,50	174,17
10/2/1998	10,91	111,26	12,56		97,42	194,69
10/15/1998	32,91	101,64	16,30		83,96	212,03
10/29/1998	40,78	88,65	72,08	62,28	52,51	217,40

Datenanhang Tabelle 11.21 Pflanzenuntersuchung Erntegut Standort Wulksfelde, Podsol

	Variante > Kultur v	Ertrag dt ha ⁻¹			N Gehalt % TS		
		Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
1992	SWeizen	27,90	27,90	27,90	1,656	1,839	1,800
1993	Kartoffeln	175,00	205,00	145,00	1,629	1,805	1,512
1994	SRoggen	64,00	79,10	62,80	0,650	0,620	0,690
1995	Brache						
1996	Möhren	281,80	458,70	421,50	1,135	1,198	1,071
1997	WRoggen	30,30	26,50	23,70	0,658	0,736	0,809
1998	SWeizen	87,00	98,20	106,90	1,062	1,211	1,115

SWeizen: Sommerweizen, SRoggen : Sommerroggen, WRoggen: Winterroggen

Datenanhang Tabelle 11.22 Pflanzenuntersuchung Erntegut Standort Wulksfelde, Braunerde

	Variante > Kultur v	Ertrag dt ha ⁻¹			N Gehalt % TS		
		Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
1992	SWeizen	30,7	54,4	50,2	1,57	1,88	1,86
1993	Kartoffeln	150,0	240,0	205,0	1,40	1,34	1,59
1994	SRoggen	65,5	74,2	70,2	0,57	0,38	0,58
1995	Brache						
1996	Kartoffeln	559,3	532,6	505,0	1,06	0,94	1,04
1997	WRoggen	41,2	25,8	28,2	0,59	0,77	0,82
1998	SWeizen	99,9	111,8	93,8	1,19	1,24	1,23

SWeizen: Sommerweizen, SRoggen : Sommerroggen, WRoggen: Winterroggen

Datenanhang Tabelle 11.23 Pflanzenuntersuchung Erntegut Standort Wulksfelde, Gley-Podsol

	Variante > Kultur v	Ertrag dt ha ⁻¹			N Gehalt % TS		
		Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
1992	SWeizen	48,4	69,1	50,0	1,32	1,53	1,80
1993	Kartoffeln	155,0	240,0	150,0	1,45	1,44	1,51
1994	SRoggen	66,2	75,7	74,2	0,49	0,59	0,54
1995	Brache						
1996	Möhren	541,9	542,7	506,7	1,08	1,29	1,56
1997	WRoggen	32,2	34,0	30,1	0,81	0,81	0,89
1998	Kartoffeln	203,8	238,9	234,6	1,96	1,69	1,77

SWeizen: Sommerweizen, SRoggen : Sommerroggen, WRoggen: Winterroggen

Datenanhang Tabelle 11.24 Gesamt-Kohlenstoff (C_t), Gesamt-Stickstoff (N_t) und Nitrat-Stickstoff im Oberboden (0-30 cm) am Standort Halstenbek

Datum	C_t	C_t	C_t	N_t	N_t	N_t	NO_3-N	NO_3-N	NO_3-N
	% TS	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹					
	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich
Apr 96	2,48	2,61	2,45	0,17	0,16	0,15	72,55	87,02	40,33
Jun 96	2,29	2,51	2,41	0,16	0,16	0,14	60,84	77,30	58,47
Jun 97	2,35	2,40	2,29	0,14	0,15	0,13	100,73	88,61	92,71
Okt 97	2,48	2,47	2,41	0,16	0,16	0,14	334,51	191,16	293,21
Nov 98	2,42	2,48	2,41	0,16	0,15	0,14	10,04	10,80	9,93

Datenanhang Tabelle 11.25 Biomasse-Kohlenstoff (C_{BIO}), Biomasse-Stickstoff (N_{BIO}) und Dehydrogenaseaktivität im Oberboden (0-30 cm) am Standort Halstenbek

	C_{BIO}	C_{BIO}	C_{BIO}	N_{BIO}	N_{BIO}	N_{BIO}	DHA	DHA	DHA
	mg kg ⁻¹	µg INTF g ⁻¹ h ⁻¹							
		Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2
Apr 96	71,06	75,51	62,07	14,01	9,43	9,83	64,37	66,61	44,16
Jun 96	51,02	50,98	37,14	9,48	7,88	6,29	83,06	97,65	68,89
Jun 97	54,99	59,59	42,38	14,97	6,34	7,11	82,73	71,76	66,13
Okt 97	42,67	78,39	36,90	11,00	8,74	10,49	54,43	47,87	41,58
Nov 98	56,14	57,00	46,00	9,47	8,13	7,77	45,52	58,85	42,72

Datenanhang Tabelle 11.26 Stickstoffmineralisationsindex (NAN), Arginin-Desaminierung (ADA) und Aggregatstabilität im Oberboden (0-30 cm) am Standort Halstenbek

	NAN	NAN	NAN	ADA	ADA	ADA	SAS	SAS	SAS
	mg NH ₄ -N g ⁻¹ d ⁻¹			µg NH ₄ -N g ⁻¹ h ⁻¹			%		
	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich	Kompost 1	Kompost 2	Kompost 1	Kompost 2	Vergleich
Apr 96	1,57	1,80	1,48	1,46	1,43	1,14	67,91	63,53	67,93
Jun 96	2,07	2,27	1,15	1,62	1,63	1,62	78,66	86,08	72,82
Jun 97	1,04	1,06	0,82	1,52	1,54	1,49	67,41	69,78	72,59
Okt 97	0,47	0,75	0,46	0,90	1,18	0,86	55,46	49,80	60,88
Nov 98	0,81	0,82	0,67	0,97	0,90	0,83	67,78	68,21	73,66

